

Note d'introduction

Évaluation des corrélations entre l'application des pesticides agricoles fluorés et les concentrations en acide trifluoroacétique (TFA) dans les prises d'eau potabilisables wallonnes

Le présent rapport, réalisé par le Centre wallon de Recherches agronomiques (CRA-W), a été présenté dans le cadre du projet 2.4 du Schéma Régional des Ressources en Eau (SRRE 3.0), consacré à la recherche de l'origine des pollutions et à l'élaboration de plans d'action. Il vise à identifier les corrélations potentielles entre l'utilisation de pesticides agricoles fluorés et les concentrations en acide trifluoroacétique (TFA) observées dans les eaux brutes des prises d'eau potabilisables wallonnes. Le TFA, PFAS à chaîne courte très persistant, soluble et mobile dans l'eau, constitue en effet une préoccupation croissante pour la protection de la ressource en eau destinée à la distribution publique, ce qui justifie les travaux d'identification des sources de contamination présentés ici.

Ce rapport a été présenté et discuté lors de la réunion du groupe de travail (GT) du projet 2.4, tenue le 26 janvier 2026, au cours de laquelle les résultats ont été validés, les remarques des partenaires recueillies et les perspectives de l'étude orientées, notamment en matière de renforcement du monitoring, de choix des zones d'étude et d'investigation des sources potentielles.

Ce groupe de travail réunit plusieurs organismes actifs dans la gestion et la surveillance de la ressource en eau en Wallonie. Outre le Centre wallon de Recherches agronomiques (CRA-W), auteur du rapport, il rassemble la Société Publique de Gestion de l'Eau (SPGE), le Service Public de Wallonie (SPW-ARNE : Direction des eaux souterraines, Direction des eaux de surface et Direction de l'assainissement des sols), l'Intercommunale Namuroise de Services Publics (INASEP) ainsi que l'Intercommunale du Brabant wallon (in BW). Ces partenaires contribuent à l'alimentation en données de l'étude et à la définition des actions de suivi menées dans le cadre du projet 2.4 du SRRE 3.0.



Evaluation des corrélations existantes entre l'application des pesticides agricoles fluorés et les concentrations en acide trifluoroacétique (TFA) dans les prises d'eau potabilisables wallonnes

Dossier CRA-W 2025

V6.12-05-26.

Williscotte Florence, Herinckx Julien, Bergiers Guillaume, Sevrin Mélanie, Weickmans Bernard et Huyghebaert Bruno. 2025. Pôle eau. Unité 7 : Sols, Eaux et Productions intégrées, Département Durabilité, Systèmes et perspectives. Centre wallon de Recherches agronomiques (CRA-W). Evaluation des corrélations existantes entre l'application des pesticides agricoles fluorés et les concentrations en acide trifluoroacétique (TFA) dans les prises d'eau potabilisables wallonnes.

Table des matières

Introduction.....	5
1. Contexte	5
1.1. Définition.....	5
1.2. L'acide trifluoroacétique et le trifluoroacétate	5
1.3. Etat des lieux des substances actives PFAS	8
1.4. Caractéristiques physico-chimiques des pesticides PFAS.....	8
1.5. Devenir du TFA dans le sol.....	13
1.6. Devenir du TFA dans l'eau	14
1.7. Conclusion.....	15
2. Problématique	15
2.1. Eau de distribution.....	16
2.2. Eau brute.....	17
2.3. Objectif, hypothèses de travail et limitations	17
3. Matériel et méthodes.....	18
3.1. Estimation des quantités de substances actives PFAS appliquées	18
3.2. Estimation de la charge potentielle exercée	21
3.3. Corrélation des pressions potentielles avec des paramètres physiques et temporels	25
4. Résultats	35
4.1. Estimation des quantités de substances actives PFAS appliquées par culture	35
4.2. Estimation de la charge potentielle exercée	36
4.3. Estimation de l'influence des paramètres physiques et temporels sur la pression en TFA.....	44
5. Discussion	53
5.1. Estimation des charges potentielles en TFA par zone d'étude.....	53
5.2. Estimation de l'influence des covariables sur les pressions en TFA.....	53
6. Conclusions	57
7. Perspectives.....	58
8. Sources.....	64

Tableau 1. Liste d'acronymes

Acronymes	Définitions (acronymes généraux)
ANSES	Agence Nationale de Sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'Environnement et du travail
CRA-W	Centre wallon de Recherches Agronomiques
CDP'eau	Cellule Diagnostic Pesticide dans les Eaux
DT ₅₀	Temps de demi-vie
ECHA	European Chemicals Agency / Agence Européenne des substances Chimiques
EFSA	European Food Safety Authority / Autorité Européenne de Sécurité des Aliments
GUS	Groundwater Ubiquity Score
K _{foc}	Coefficient de partage sol-organique de Freundlich normalisé
OFEV	Office Fédéral de l'environnement
OCDE	Organisme de coopération et de développement économiques
LAWA	Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LASSO	Least Absolute Shrinkage and Selection Operator
MS	Matière sèche
PFAS	Poly- and Per- FluoroAlkyl Substances
PFCAs	PerFluoroalkyl Carboxylic Acids
PPDB	Pesticides Properties DataBase
RIVM	RijksInstituut Voor volksgezondheid en Milieu
SPGE	Société Publique de Gestion de l'Eau
SPW	Service Public de Wallonie
STEP	Station d'épurations publiques
Sw	Solubility in water
TFA	Acide trifluoroacétique/ trifluoroacétate
UBA	Umweltbundesamt
ZDP	Zone de Distribution Publique

Introduction

Dans le cadre de la convention publique particulière CDP'eau (Cellule Diagnostic Pesticide dans les Eaux) entre la Société Publique de Gestion de l'Eau (SPGE) et le Centre wallon de Recherches agronomiques (CRA-W), la SPGE a confié au CRA-W la mission de réaliser une étude prospective pour identifier les éventuelles corrélations entre l'utilisation de pesticides agricoles fluorés et les variations des concentrations en acide trifluoroacétique (TFA) observées dans les eaux brutes des prises d'eau potabilisable wallonnes, lorsque celles-ci dépassent 1,5 µg l⁻¹.

Une revue rapide de la littérature scientifique sur la thématique des PFAS et du TFA a été effectuée et les informations pertinentes à notre étude ont été reprises ci-dessous.

1. Contexte

1.1. Définition

Les PFAS sont des substances **per- et polyfluoroalkylées** c'est-à-dire des composés organofluorés synthétiques d'origine anthropique qui présentent un ou plusieurs groupements carbone – fluor avec une liaison extrêmement stable (Académie des sciences, 2025).

Afin de faciliter la communication autour des PFAS, le Comité Scientifique de l'Organisme de Coopération et de Développement Economiques (OCDE) a défini les PFAS comme des substances fluorées formées d'une chaîne d'atomes de carbone plus ou moins longue ou ramifiée et qui contiennent au moins un groupe méthyle perfluoré (-CF₃) ou un groupe méthylène perfluoré (-CF₂).

Bons nombres d'entre elles sont très résistantes à de fortes températures et ont une grande stabilité chimique liée à la solidité des liaisons C-F. Elles présentent des propriétés hydrophobes et lipophobes (OFEV, 2025) appréciées notamment dans les produits de consommation (alimentation, ustensiles de cuisine antiadhésifs, vêtements de pluie, cosmétiques, emballages alimentaires, ...), les applications industrielles (revêtements de bâtiment, mousses anti-incendie, ...), les produits pharmaceutiques et phytopharmaceutiques (Leung et al., 2023 et ANSES, 2024). Elles sont aussi retrouvées dans les fumées émises par l'industrie textile ou l'incinération ou dans certains aérosols (Faust, 2023).

Ces substances, étant difficilement dégradables, sont très persistantes et s'accumulent dans tous les compartiments de l'environnement (eau, air, sol, sous-sol, sédiment et plante) (Académie des sciences, 2025). Etant donné que tous ces compartiments sont liés entre eux, une pollution aux PFAS peut se retrouver fortement éloignée de la source principale de production (Gaillard et al., 2024). Certaines substances peuvent s'accumuler dans les organismes vivants, plantes et animaux et d'autres peuvent être transportées à longue distance par l'air ou l'eau en fonction de leur mobilité (Johnsen et al., 2024).

1.2. L'acide trifluoroacétique et le trifluoroacétate

Parmi ces substances PFAS, une molécule, l'acide trifluoroacétique (TFA) fait l'objet de nombreuses études. Il est le plus petit acide carboxylique **perfluoré** et est classé comme une substance PFAS à très courte chaîne (Scholl et al., 2025). Il fait partie de la famille des PFCAs (Perfluoroalkyl carboxylic acids) et est le produit de dégradation terminal de certains composés produits en très grandes quantités par l'industrie (Joerss et al., 2024). Il est utilisé pour la

synthèse de substances fluorées et pour l'incorporation de groupes trifluorométhyl dans des molécules complexes (Solomon et al., 2016). On le retrouve également dans la production de produits agrochimiques et pharmaceutiques, dans la synthèse de peptide et comme solvant et catalyseur dans les réactions de polymérisation et condensation (Sturm et al., 2023).

L'acide trifluoroacétique est un acide fort (CF_3COOH) qui est présent dans l'environnement aquatique essentiellement sous sa forme anionique, le trifluoroacétate (CF_3COO^-). Dans bons nombres d'articles, le nom 'TFA' est utilisé pour les deux formes (Diehle et al., 2025).

L'acide trifluoroacétique est fortement acide à la suite de la présence du groupe C-F dont les atomes de fluor sont hautement électro-négatifs. La persistance dans le sol et dans les phases aqueuses de l'environnement du trifluoroacétate est liée à la stabilité biologique et chimique élevée de la liaison C-F. Par leur grande solubilité, l'acide et le sel sont très solubles et sont retrouvés dans le cycle de l'eau (pluie, brouillard, lac, rivière, eau souterraine, ...), dans le sol, les plantes, les aliments à base de plante et l'eau potable (Garavagno et al., 2024). Dans le cadre de cette étude préliminaire, le terme TFA sera aussi utilisé pour désigner les deux formes.

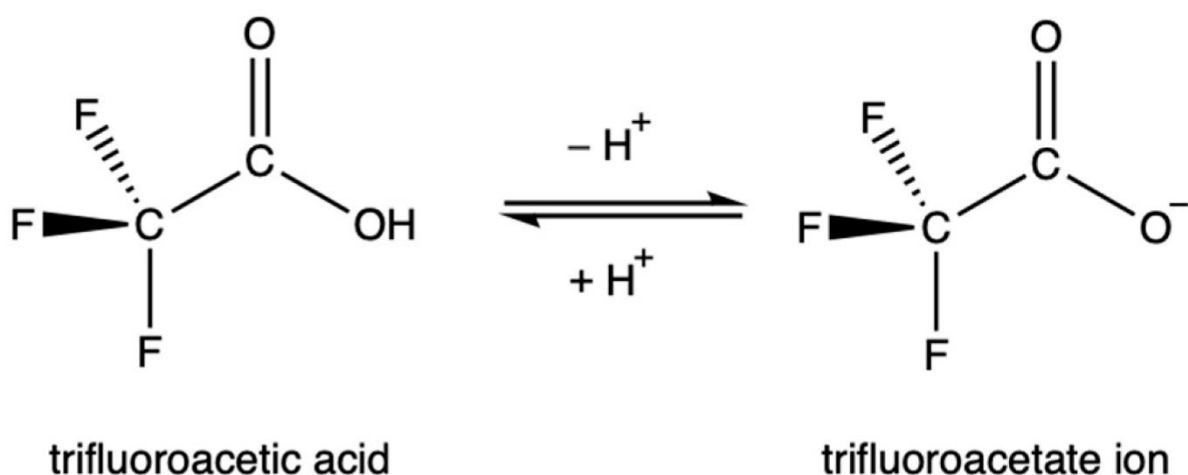


Figure 1. Formes du TFA

Le TFA est très persistant et reste dans l'environnement une fois libéré (polluant éternel) (Adlunger et al., 2021). Il s'accumule dans l'atmosphère et ne subit pas de dégradation photochimique. Il est très soluble dans l'eau et très peu retenu par la matière organique.

L'émergence du TFA dans l'environnement est liée d'une part aux émissions directes issues des productions et processus industriels et d'autre part au résultat de dégradation de précurseurs telle que la dégradation atmosphérique de réfrigérants notamment les hydrofluorocarbures (HFCs) et hydrofluorooléfines (HFOs) (Scholl, et al., 2025) qui sont produits dans l'atmosphère et ensuite transportés par les précipitations. D'autres précurseurs contribuant à l'accumulation de celui-ci dans l'environnement ont été identifiés et sont notamment les produits chimiques contenant des liaisons C - CF_3 comme les pesticides, les produits pharmaceutiques, les (fluoro)polymères et autres PFAS (Arp et al., 2024).

Selon l'Agence allemande de l'Environnement (Umweltbundesamt, UBA), les réfrigérants et agents gonflants émettent environ 2.000 tonnes par an de TFA en Allemagne et sont la première source quantifiable. S'en suivent les pesticides avec environ 457 tonnes par an dont le

flufenacet (197 t), le diflufenican (84 t) et le fluazinam (78 t) et les produits pharmaceutiques à usage humain avec environ 29 tonnes par an (Adlunger et al., 2021).

Actuellement, les connaissances sur la métabolisation des substances actives pesticides PFAS ne permettent pas de déterminer si du TFA est produit au cours de leur dégradation et en quelle proportion. On peut toutefois s'attendre à ce que le TFA soit formé à des degrés divers car toutes les substances pesticides PFAS ont un radical -CF₃ comme le montrent leurs structures moléculaires¹. A titre d'exemple, le fluopicolide (Fongicide), le flazasulfuron (Herbicide) et le diflufenican (Herbicide) ont un groupe C-CF₃ dans leur structure moléculaire (Figure 2).

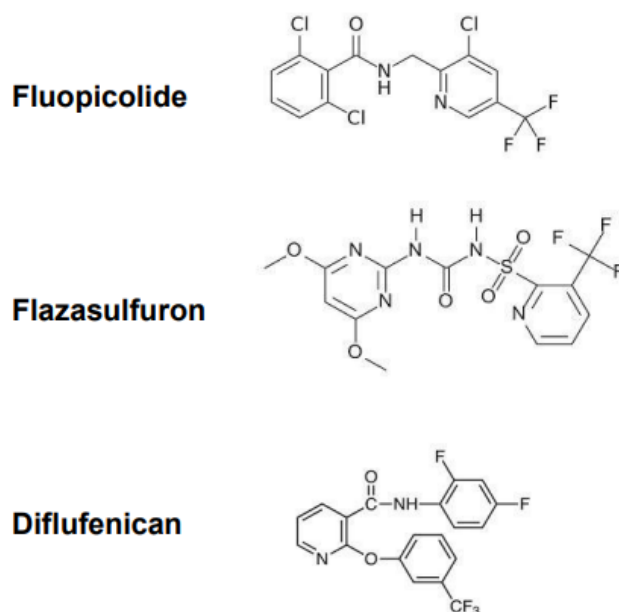


Figure 2. Structures moléculaires du fluopicolide, flazasulfuron et diflufenican (Phytoweb).

Sur base des conclusions de l'Autorité Européenne de Sécurité des Aliments (EFSA) sur l'évaluation des risques liés à certains pesticides PFAS, Diehle et al. 2025, ont établi des schémas de dégradation en estimant la fraction formée en TFA à la suite de la dégradation de la substance active mère. Parallèlement, un groupe de travail allemand, a démontré que le TFA peut être un produit de dégradation d'un bon nombre de pesticides comprenant un radical C-CF₃ mais que la fraction produite par substance active était fort variable allant d'une fraction mesurable à non-mesurable (Johnsen et al., 2024).

Seuls le flufenacet et la flurtamone sont reconnus comme produisant du TFA lors de leur métabolisation dans le sol (Johnsen et al., 2024). Les fractions de production en TFA ne sont toutefois estimées que pour le flufenacet. L'application d'un kilo de flufenacet contribue à l'apport de 256 g de TFA dans l'environnement. Cette valeur est obtenue en multipliant le rapport de la masse moléculaire du TFA (114,02) sur celle du flufenacet (363,3) par l'occurrence de la fraction maximale estimée en TFA (0,815) (PPDB, consulté le 10/09/25²).

L'Agence allemande de l'Environnement (UBA) a estimé, à partir des ventes annuelles moyennes de toutes les substances actives pesticides PFAS utilisées en Allemagne de 2016 à

¹ https://fytoweb.be/sites/default/files/content/list_of_a.s._with_-c-cf3.pdf

² Pesticide Properties DataBase - <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>

2019 et en considérant que le rendement molaire en TFA est de 100 %, un apport théorique de 521 t de TFA par an de ces produits (Sturm et al., 2023). Parallèlement, Diehle et al., 2025 ont estimé les formations en TFA issues de pesticides fluorés utilisés dans l'Union Européenne sur base des données relatives à l'application et aux cultures sur lesquelles ils sont utilisés. Ils ont ensuite modélisé, en prenant en compte le pire scénario, la contamination potentielle des eaux souterraines par ces pesticides à l'aide du modèle FOCUS PEARL³. Neuf substances actives ont été identifiées comme prioritaires pour la réduction de la lixiviation de TFA dans l'Union Européenne. Il s'agit de quatre herbicides : le diflufenican, le flufenacet, le fluazifop-P et le picolinafène ; d'un insecticide : le flonicamide et quatre fongicides dont le fluaziname, le fluopyrame, le flutolanil et le trifloxystrobine.

Pour le secteur agricole, l'EFSA, chargée de l'évaluation des risques liés à l'utilisation de substances phytopharmaceutiques (et leur risque lors de la consommation d'aliments), en concertation avec les travaux de l'Agence Européenne des substances CHimiques (ECHA), a été mandatée par la Commission européenne fin juillet 2024 pour réexaminer la toxicité du TFA et plus précisément les valeurs guides pour la santé des consommateurs dont la dose journalière admissible (DJA) et la dose aiguë de référence (DAR). L'étude, publiée⁴, définit une dose journalière acceptable pour le TFA de 30 $\mu\text{g kg}^{-1} \text{ j}^{-1}$, cela donne une concentration admissible dans l'eau de 175 $\mu\text{g l}^{-1}$ (European Food Safety Authority, 2025).

1.3. Etat des lieux des substances actives PFAS

Parmi l'ensemble des substances actives pesticide, 37 PFAS (12 %) sont approuvées par l'Union Européenne. Elles ont de fortes liaisons carbone-fluorure, renforçant leur rémanence d'action mais corollairement leur persistance dans l'environnement ou celles de leurs produits de dégradation (métabolites).

Au début de l'année 2022, 32 substances actives PFAS étaient présentes dans les produits phytopharmaceutiques à l'échelle de la Belgique. Depuis lors, la beflubutamide, l'haloxyfop, le triflusaluron et le tritosulfuron, dont la dégradation produit du TFA, ont été retirés du marché. Le flufenacet le sera fin 2026 (Boudin et al., 2023).

1.4. Caractéristiques physico-chimiques des pesticides PFAS

Pour décrire le devenir des pesticides PFAS dans l'environnement, trois paramètres physico-chimiques sont utilisés à savoir la solubilité (S_w), le temps de demi-vie (DT_{50}) et le coefficient de partage sol-organique de Freundlich normalisé (K) (f_{oc} = Fraction Organique du sol) (K_{foc}).

La **solubilité** (S_w) est la capacité d'une substance à se dissoudre dans l'**eau** à 20°C. Elle est exprimée en milligrammes par litre. Plus la solubilité est élevée, plus la substance sera présente dans l'eau.

Le **temps de demi-vie** (DT_{50}) représente la durée nécessaire, en jour, pour que **50 %** d'une substance se dégrade ou disparaisse dans des conditions réelles de terrain (au champ). Cette

³ Ce modèle est utilisé pour évaluer la lixiviation des pesticides dans les eaux souterraines à 1 mètre de profondeur dans le cadre des procédures d'enregistrement des pesticides en Europe.

⁴ <https://connect.efsa.europa.eu/RM/s/consultations/publicconsultation2/a0lTk000004sz0z/pc1508>

donnée renseigne sur la persistance d'une substance dans le sol ou l'environnement. Au plus la DT₅₀ d'une substance est grande, au plus sa dégradation prendra du temps.

Le **coefficient de distribution de Freundlich (Kfoc) normalisé au carbone organique (Fraction Organique du sol)** indique la tendance d'une substance à s'adsorber (s'accrocher) aux matières organiques du sol. Dans certains cas, un **coefficient de partage carbone organique-eau (Koc)** est utilisé. Il est similaire au Kfoc et mesure l'affinité d'une molécule à s'adsorber ou se désorber au carbone organique du sol ou des sédiments. Dans les deux cas, au plus ces valeurs sont élevées, au plus la substance reste accrochée au sol (peu mobile).

Ces trois caractéristiques physico-chimiques ont été définies, à partir de PPDB, pour les 32 substances actives PFAS autorisées en Belgique et le TFA en 2022 car les données de ventes des substances actives PFAS utilisées sont celles de février 2022 (CORDER – SPW-ARNE-DEMNA & DEE, 2024) (Tableau 2).

Ces substances actives sont utilisées en tant qu'herbicide, fongicide ou insecticide et employées dans les grandes cultures, le maraîchage ou encore les pépinières. Elles présentent des propriétés physico-chimiques très variables.

Tableau 2. Caractéristiques physico-chimiques et usage des substances actives PFAS et du TFA. Légende : Sw = solubilité dans l'eau ; DT₅₀ = temps de demi-vie au champ ; Kfoc = Coefficient de partage sol-organique normalisé (fraction organique du sol) ; Koc = coefficient de partage carbone organique/eau

Substance active	Type	Usage	Sw à 20°C (mg l ⁻¹)	DT ₅₀ Field (jours)	Kfoc (ml g ⁻¹)
TFA	Métabolite		1 000 000	1000	0,0001
Beflubutamide	Herbicide	Plus autorisé depuis le 31/07/2021	3,29	21	1213
Cyflufenamide	Insecticide	Céréales, lin, verger	0,52	25	1592
Cyflumetofène	Insecticide	Maraichage	0,0281	9 (typical)	173900 (Koc)
Diflufénican	Herbicide	Céréales, pomme de terre, petits fruits	0,05	166	2215
Flazasulfuron	Herbicide	Vignes et résineux ornementaux	2100	10	283
Flonicamide	Insecticide	Céréales, verger, choux, pois, haricot, petits légumes, fèves, aromates, betterave	5300	3	5,4 (Koc)
Fluazifop-P-buytl	Herbicide	Haricot, pois, fèves, betterave, colza et petits fruits	1	21 (typical)	3000 (Koc)
Fluazinam	Fongicide	Oignons, échalotte, pomme de terre	0,135	25	1958
Flufénacet	Herbicide	Maïs, céréales, miscanthus et pomme de terre. Fin des usages au 10/12/2026.	51	36	221

Fluopicolide	Fongicide	Choux, aromates, oignons, pomme de terre, arbres et arbustes ornementaux	2,8	138,8	321,1
Fluopyrame	Fongicide	Céréales, vergers, pomme de terre, petits légumes, vigne, colza et betterave	16,0	118,8	278,9
Flutianile	Fongicide	Plantes ornementales non ligneuses	0,1	14,4	35492
Flutolanil	Fongicide	Pomme de terre, arbres et arbustes feuillus ornementaux	8,01	105	735
Gamma-Cyhalothrine	Insecticide	Pois, céréales, pomme de terre et colza	0,0021	26,5	59677 (Koc)
Haloxyfop	Herbicide	Plus autorisé depuis le 31/12/2021	1,6	9 (typical)	75 (Koc)
Isoxaflutole	Herbicide	Maïs et sapin de Noël	6,2	1,3	79,8
Lambda-cyhalothrine	Insecticide	Verger, petits fruits, maraîchage, haricot, pois, fèves, aromate, céréales, maïs, pomme de terre, betterave et colza	0,005	26,9	290311
Mefentrifluconazole	Fongicide	Céréales, vergers, vignes, betterave, pomme de terre et colza	0,81	200	3456
Oxathiapiproline	Fongicide	Oignons, ail, échalote, laitues, arbres et arbustes ornementaux, choux, maraîchage, pomme de terre et vignes	0,1749	71,3	6242,6
Penoxsulame	Herbicide	Vignes, chicorée et silphie	408	6,6	37,2
Penthiopyrade	Fongicide	Verger, plantes ornementales, semences de betteraves. Fin des utilisations proposées au plus tard le 30/04/2027.	1,375	9,2	761
Picolinafène	Herbicide	Céréales	0,047	31,0	22500
Prosulfuron	Herbicide	Maïs	4000	11,9	14,2
Pyroxsulame	Herbicide	Céréales, plantes ornementales	3200	13	28,31
Sulfoxaflure	Insecticide	Maraîchage	568	3,54	35
Tau-Fluvalinate	Insecticide	Vignes, betterave, chicorée, maraîchage, haricot, pois, fèves, céréales, lin, colza	0,00103	3,5	186000

Tefluthrine	Insecticide	Maïs, betterave, lin, oignons, pomme de terre et maraîchage	0,016	27,1	112900
Tembotrione	Herbicide	Maïs et miscanthus	71000	2,72	66
Tétraconazole	Fongicide	Betterave sucrière, chicorée, lin, arbres et arbustes ornementaux et froment d'hiver	156,6	430	1152
Trifloxystrobine	Fongicide	Céréales, vergers, aromates, petits fruits, maraîchage, haricot, pois, fèves, arbres et arbustes ornementaux	0,61	1,69	2287
Triflusulfuron	Herbicide	Plus autorisé depuis le 21/08/2024	1,0	-	60
Tritosulfuron	Herbicide	Plus autorisé depuis le 31/07/2025	78,3	8,2	8,9

Pour caractériser la propension à la lixiviation d'une substance active PFAS vers les eaux souterraines, deux indices sont utilisés : le GUS et le M. LEACH adapté par le CRA-W. L'indice GUS est calculé à partir du DT₅₀ et du K_{oc} tandis que le M. LEACH intègre également la solubilité (Bergiers et al., 2023).

L'indice GUS est souvent utilisé dans la littérature scientifique et permet de déterminer si un pesticide est capable d'être retenu par le sol. Quand cet indice a une valeur > 2,8, il est peu retenu par le sol et le potentiel de lixiviation de la substance est très élevé. Les substances avec une valeur comprise entre 1,8 et 2,8 ont un potentiel de lixiviation modéré, tandis que ce potentiel est faible de 0 à 1,8 et extrêmement faible en dessous de 0 (Gustafson, 1989).

L'indice M. LEACH compare de manière relative les potentiels de lixiviation de différentes molécules.

La prise en compte de ces deux indices permet d'obtenir une évaluation plus complète du comportement de lixiviation des molécules vers les eaux souterraines.

Les valeurs de ces deux indices sont reprises dans la figure 3 et le tableau 3. Le TFA, présentant des valeurs extrêmes, n'est pas représenté sur la Figure 3 afin de faciliter la lecture des autres valeurs.

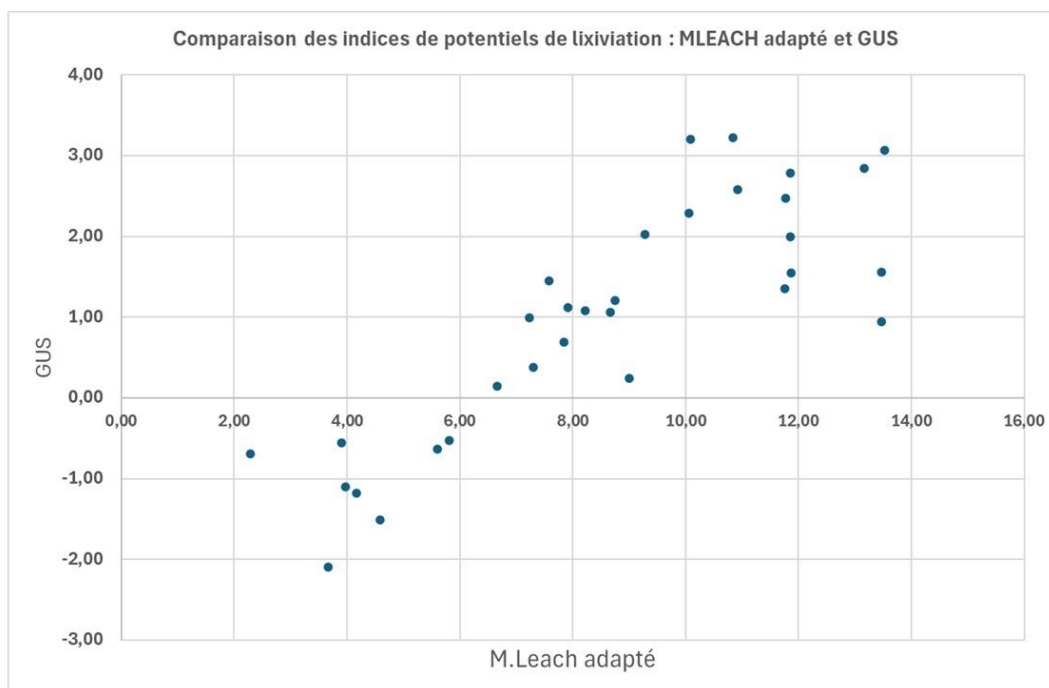


Figure 3. Indices de lixiviation selon les modèles M. Leach et GUS.

Tableau 3. Valeurs des indices de lixiviation selon les modèles M. Leach et GUS.

Molécule	Indice de lixiviation CRA-W (M. LEACH adapté)	GUS
Beflubutamide	8,76	1,21
Cyflufenamide	7,91	1,12
Cyflumetofène	4,16	-1,18
Diflufénican	7,57	1,45
Flazasulfuron	11,87	1,55
Flonicamide	13,47	1,56
Fluazifop-P-buyl	7,85	0,69
Fluazinam	7,24	0,99
Flufénacet	10,92	2,58
Fluopicolide	10,08	3,20
Fluopyrame	10,83	3,23
Flutianile	5,61	-0,64
Flutolanil	10,96	2,29
Gamma-Cyhalothrine	3,67	-1,10
Haloxyfop	9,28	2,03
Isoxaflutole	9,00	0,24
Lambda-cyhalothrin	3,67	-2,09
Mefentrifluconazole	8,67	1,06

Oxathiapiproline	7,30	0,38
Penoxsulame	11,86	1,99
Penthiopyrade	8,22	1,08
Picolinafène	5,81	-0,53
Prosulfuron	13,53	3,06
Pyroxsulame	13,17	2,84
Sulfoxaflore	11,76	1,35
Tau-Fluvalinate	2,29	-0,69
Tefluthrine	4,58	-1,51
Tembotrione	13,47	0,95
Tétraconazole	11,77	2,47
TFA	13,00	24,00
Trifloxystrobine	6,65	0,15
Triflusulfuron	9,03	1,81
Tritosulfuron	1,91	2,79

La figure 3 et le tableau 3 mettent en évidence une forte hétérogénéité des potentiels de lixiviation entre les différents pesticides de type « PFAS ». L'axe des ordonnées de la figure 3 représente les valeurs de l'indice GUS et l'axe des abscisses celles du M. LEACH (version adaptée). Ces deux indices sont adimensionnels et exprimés en base logarithmique décimale. Le GUS s'interprète selon les seuils définis précédemment. Pour le M. LEACH, une augmentation d'une unité correspond à un potentiel multiplié par dix.

Pour l'ensemble des molécules étudiées, on observe une tendance linéaire marquée entre les deux indices, ce qui renforce la cohérence de l'interprétation du comportement vis-à-vis de la lixiviation. Certaines substances s'écartent toutefois de cette tendance, par exemple la tembotrione (13,47 ; 0,95), dont la position s'explique par une très forte solubilité (71 000 mg·L⁻¹) associée à une DT₅₀ courte (2,72 jours) et à un K_{foc} faible (66 mL·g⁻¹).

Chaque indice agrège des paramètres couvrant des plages étendues de valeurs, ce qui permet de comparer des profils contrastés. Le TFA combine des valeurs extrêmes pour les trois paramètres et se situe à l'extrémité du nuage de points, ce qui signifie que son potentiel de lixiviation est très grand.

1.5. Devenir du TFA dans le sol

Le comportement environnemental et les risques écologiques du TFA dans le sol restent peu étudiés et compris, ce qui peut entraîner une sous-estimation de l'impact du TFA comme contaminant du sol (Scholl et al., 2025). Bien que le TFA ait une grande polarité et mobilité, il semble moins s'accumuler que les PFAS à longue chaîne dans les chaînes alimentaires (Solomon et al., 2016).

Richey et al., 1997 ont montré que la rétention du TFA par les surfaces du sol dépend du pH et de la présence d'autres anions dans la solution du sol. Les taux de TFA lixiviés dans le sol dépendent du type de sol, de la quantité de matière organique, du pH et de la présence d'anions. Il peut être retenu dans le sol par les formations de complexes retenant les anions avec des

cations de fer ou d'aluminium et des composés organiques, bien qu'il soit très mobile et soluble dans l'eau, ce qui peut constituer un réservoir de TFA dans le sol qui sera mobilisable par les précipitations et le drainage.

Xu et al., 2022 ont montré que le TFA a un impact sur certaines fonctions du sol, notamment le pH, la disponibilité en nutriments, la respiration, la décomposition de la litière et l'activité microbienne à des concentrations élevées et supérieures aux niveaux environnementaux reportés actuellement (10 et 100 $\mu\text{g g}^{-1}$). Ces concentrations sont plausibles si l'apport en TFA est continu (exposition chronique) ou dans le cadre d'apport massif accidentel (exposition aiguë). Cela illustre que les changements observés sur ces fonctions du sol dépendent des concentrations en TFA et sont partiellement associés à des changements de pH liés à l'acidité du TFA. L'étude montre, toutefois, une diminution significative de la décomposition de la litière du sol à une concentration en TFA de 1 $\mu\text{g g}^{-1}$, signifiant que les anions du TFA impactent les fonctions du sol. Parallèlement, cette diminution peut être responsable des changements importants observés dans la respiration du sol et les processus microbiens du sol.

Les boues issues de stations d'épuration peuvent aussi contribuer à l'apport de TFA dans le sol (Fribourg-Blanc et al., 2024). Les stations d'épuration des eaux usées n'arrivent pas à retirer les PFAS des eaux usées, ce qui constitue un réservoir de PFAS. Au cours du traitement, les PFAS à longue chaîne peuvent être réduits en PFAS à chaîne plus courte plus stables et plus mobiles tels que le TFA, et ce tant dans les eaux que dans les boues.

Gottschall et al., 2017 ont détecté des PFAS dans le sol à la suite de l'utilisation de compost et de boues d'épuration pour amender le sol. Ces observations sont confirmées par les campagnes d'analyses menées par le SPW sur les produits des stations d'épuration publiques (STEP) wallonnes. Le TFA a été quantifié dans des échantillons d'eau prélevés en sortie de STEP avec une concentration variant entre 0,21 et 390 $\mu\text{g l}^{-1}$. La concentration médiane en TFA était de 1,2 $\mu\text{g l}^{-1}$. Le TFA a également été quantifié dans deux échantillons de boues sur 105 à un taux de 69 $\mu\text{g kg}^{-1}$ MS (SPW-ARNE-DEE, 2024).

1.6. Devenir du TFA dans l'eau

Une voie majeure de transfert du TFA dans la biosphère est les précipitations (neige, pluie et brouillard). Celles-ci contiennent du TFA issu de la dégradation atmosphérique de gaz réfrigérants et propulseurs. Berger et al., 2020 ont calculé que les dépôts humides représentent 96 % du flux massique annuel. Environ un tiers du TFA total est transporté par les cours d'eau, entraînant l'introduction d'une grande quantité dans les environnements terrestres où le TFA est susceptible d'être lixivié vers les eaux souterraines (Scheurer et al., 2017).

La lixiviation des précipitations à travers les sols vers les eaux souterraines contribue à un apport en TFA relativement faible mais géographiquement étendu, qui touche dans un premier temps toutes les masses d'eau souterraines alimentées par les précipitations. Les masses d'eau souterraines peu profondes ont tendance à être plus polluées que les plus profondes. Toutefois, par cet apport continu de TFA mobile et persistant, il est possible que les masses d'eau souterraines plus profondes soient également contaminées en TFA (Adlunger et al., 2021).

Freeling et al., 2020 ont montré qu'en Allemagne les concentrations en TFA dans les précipitations dépendent de la date d'échantillonnage plutôt que du lieu d'échantillonnage. Le

dépôt humide de TFA entraîne une concentration de fond (0,3 à 0,4 $\mu\text{g l}^{-1}$) en TFA dans les eaux de surface allemande. Selon l'Agence allemande de l'environnement, les concentrations en TFA supérieures à 1 $\mu\text{g l}^{-1}$ dans les eaux de surface indiquent la présence d'autres sources de TFA dans les zones de captage. Elle considère également qu'une dilution des concentrations en TFA dans les eaux de surface peut avoir lieu à la suite du mélange avec des eaux souterraines moins contaminées. Cette dilution sera dépendante de la concentration en TFA mesurée dans les eaux souterraines ainsi que du type de ruissellement (Sturm et al., 2023).

En Allemagne, la concentration moyenne pondérée en TFA dans les précipitations était de 0,335 $\mu\text{g l}^{-1}$. Cette concentration est trois à quatre fois plus élevée que celle observée en 1995/1996. Cela signifie qu'il y a une augmentation significative des concentrations en TFA dans les précipitations (Freeling et al., 2020).

Le TFA n'est pas retrouvé uniquement dans les eaux de surface, il s'accumule également dans les eaux souterraines. En Suisse, des concentrations en TFA ont été détectées dans les eaux souterraines entre 100 et 1 000 fois supérieures à celles des autres PFAS, quantifiées à des concentrations supérieures à 0,01 $\mu\text{g l}^{-1}$ (OFEV, 2025).

Selon le programme de surveillance public allemand de 2017 à 2021, le TFA a été mesuré à une concentration supérieure à 1 $\mu\text{g l}^{-1}$ dans 1.728 puits (27%) et a été détecté dans 4.992 d'entre eux (70 %) (Lawa⁵, 2024).

1.7. Conclusion

En résumé, le TFA est caractérisé par :

- Deux formes ; une forme acide (l'acide trifluoroacétique) et une forme saline (le trifluoroacétate) ;
- Une grande mobilité et solubilité en raison de la solidité des liaisons C-F et des atomes de fluor hautement négatifs ;
- Sa persistance dans tous les compartiments environnementaux (sol, eau de surface, eau souterraine, ...) renforcée par des apports atmosphériques continus ;
- Des émissions de sources multiples (directes, dégradation atmosphérique, ...) dans l'environnement.

2. Problématique

Pour caractériser la présence de TFA dans les eaux de Wallonie, la Société Wallonne Des Eaux (SWDE) a réalisé, à la demande de la Région wallonne, un monitoring de l'eau de distribution de l'ensemble du territoire wallon ainsi que de l'eau brute provenant des captages destinés à la distribution d'eau potable. Un premier rapport fournissant une vue exhaustive de la situation wallonne a été rédigé et approuvé par le Gouvernement wallon le 17 octobre 2024 (SPW-ARNE - DEE, 2024 et CSI, 2025).

⁵ Groupe de travail allemand sur les problèmes liés à l'eau

2.1. Eau de distribution

Le territoire wallon est découpé en 642 zones de distribution publiques (ZDP), dans lesquelles un prélèvement a été effectué en été 2024 (juin-juillet) (Figure 4). Pour fiabiliser les données du premier contrôle, un second contrôle a été effectué entre les mois de septembre et octobre 2024 dans les ZDP où la concentration en TFA est $> 1,5 \mu\text{g l}^{-1}$. Le TFA n'a pas été retrouvé dans l'eau de 44 de ces zones de distribution (SPW-ARNE-DEE, 2025).

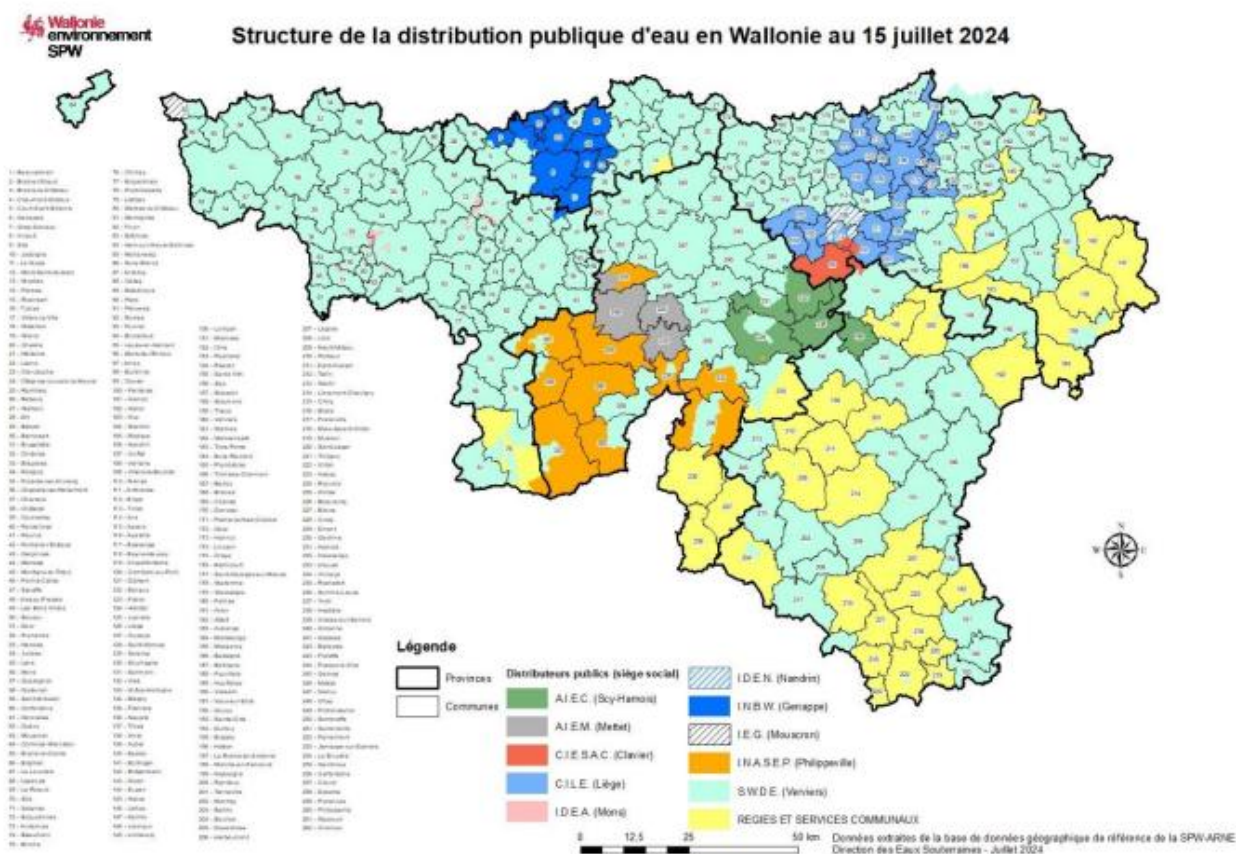


Figure 4. Représentation des zones de distribution wallonnes (SPW-ARNE-DEE).

Une valeur guide de $2,2 \mu\text{g l}^{-1}$ était utilisée comme valeur indicative à ne pas dépasser dans le cadre de l'étude. Cette valeur trouve son origine dans les travaux du RIVM⁶ aux Pays-Bas. Le dépassement de cette valeur ne remet toutefois pas en cause la potabilité de l'eau (SPW-ARNE-DEE, 2025).

Au total, 36 zones de distribution sont caractérisées par une teneur en TFA supérieure à $1,5 \mu\text{g l}^{-1}$ et ont fait l'objet d'un second contrôle. La valeur de $1,5 \mu\text{g l}^{-1}$ est arbitraire et représenterait la valeur guide de $2,2 \mu\text{g l}^{-1}$ qui serait diminuée d'une incertitude de mesure habituelle pour le dosage du TFA en laboratoire.

⁶ Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu

Entre le premier et le second contrôle, 26 zones de distribution sur les 36 présentent une teneur plus élevée en TFA. Des teneurs supérieures ou égales à $2,2 \mu\text{g l}^{-1}$ ont été mesurées dans 9 zones de distribution lors des deux contrôles. 27 zones de distribution sont caractérisées par au minimum une teneur supérieure ou égale à $2,2 \mu\text{g l}^{-1}$ (SPW-ARNE-DEE, 2025).

2.2. Eau brute

Concernant la présence en TFA dans les eaux brutes de Wallonie, une analyse a été effectuée sur celles utilisées pour alimenter en eau potable les 36 zones de distribution, mentionnées au point 2.1. Sur les 100 prises d'eau reprises dans ces zones, 23 présentent des teneurs en TFA supérieures ou égales à $2,2 \mu\text{g l}^{-1}$ lors des deux contrôles, ce qui représente environ 25 % des captages contrôlés. Au total, 45 prises d'eau présentent au minimum une teneur en TFA supérieure ou égale à la valeur guide (SPW-ARNE-DEE, 2025).

2.3. Objectif, hypothèses de travail et limitations

Pour rappel, l'objectif de notre étude préliminaire est de déterminer les corrélations existantes entre les pesticides agricoles fluorés et les variations des concentrations en TFA dans les prises d'eau potable wallonnes. Pour répondre à cette question, deux approches complémentaires ont été réalisées.

La première repose sur l'utilisation de variables pour expliquer les **variations** des concentrations en TFA dans les prises d'eau sélectionnées, c'est-à-dire celles pour lesquelles une concentration en TFA a été mesurée.

Dans le cas de pollutions d'origine agricole, ces variables peuvent relever :

- de facteurs agronomiques (type et fréquence des traitements, pratiques culturales ou rotations spécifiques) ;
- de facteurs pédologiques (teneur en matière organique, profondeur, texture, épaisseur) ;
- de facteurs géologiques et hydrogéologiques (matière carbonatée en surface et profonde, nappe phréatique).

La seconde repose sur l'emblavement de surfaces agricoles utilisatrices de substances actives PFAS ainsi que sur les caractéristiques physiques du milieu à proximité de ces prises d'eau. Dans un premier temps, les caractéristiques physiques choisies sont la présence de karst et de nappe à moins d'un mètre de la surface du sol ainsi que l'épaisseur du sol.

Pour évaluer au mieux la **variation** des concentrations en TFA dans les prises d'eau potabilisables wallonnes sélectionnées, différentes hypothèses de travail ont été émises, à savoir que :

- toute substance active pesticide PFAS produit du **TFA** et en même quantité (facteur de transformation de 100 %). Le manque de connaissance sur la métabolisation de ces

différentes substances actives pesticides PFAS ne permet pas de conclure plus finement sur les proportions produites ;

- Les quantités de substances actives pesticides PFAS utilisées en Wallonie sont estimées uniquement en **grandes cultures** et **prairies permanentes** car ce sont les secteurs pour lesquels les données disponibles sont suffisamment robustes (CORDER – SPW-ARNE-DEMNA & DEE, 2024). Toutes les utilisations pour toutes les cultures ne sont pas reprises dans ce rapport. Il est considéré que ces deux groupes de cultures sont les plus représentatifs du secteur agricole.

Certaines limites ont été mises en évidence dans le cadre de notre analyse, en particulier le faible nombre d'analyses portant sur le TFA. À ce jour, seules des concentrations provenant de captages contaminés sont disponibles, ce qui restreint la capacité à identifier les variables responsables de la présence de TFA et des variations de ses concentrations dans les prises d'eau potabilisables wallonnes.

Cette limitation du jeu de donnée empêche de déterminer plus finement les facteurs induisant la présence ou l'absence de TFA. Elle permet toutefois d'examiner les variables susceptibles de différencier les captages en fonction de l'importance des concentrations mesurées. Pour répondre pleinement à la question, il serait nécessaire de réaliser un échantillonnage plus large, incluant les captages peu ou pas contaminés, et couvrant l'ensemble du territoire wallon ainsi que différents types de zones de distribution sur une période temporelle étendue afin de limiter les éventuels effets saisonniers ou annuels.

Pour augmenter la représentativité et comprendre les variations des concentrations en TFA dans les ouvrages sélectionnés, les ouvrages aux concentrations en TFA inférieures à 1,5 µg l⁻¹ ont été considérés.

3. Matériel et méthodes

3.1. Estimation des quantités de substances actives PFAS appliquées

Afin d'estimer la charge potentielle des pesticides 'PFAS' sur les ouvrages où du TFA a été détecté, une estimation des quantités appliquées de ces pesticides sur les cultures consommatrices a été faite. Elle a été obtenue à partir d'une part des données comptables des achats fournies par l'Asbl CORDER (CORDER – SPW-ARNE-DEMNA & DEE, 2024) et d'autre part des données statistiques relatives aux superficies des cultures fournies par Statbel. Certaines données (en rouge) n'ont pas été communiquées, par conséquent, les mêmes quantités ont été reprises dans les deux colonnes du tableau 4. Aucune estimation n'est fournie pour le cyflumetofène, le flutianile, le flutolanil, l'haloxyfop et le penthiopyrade.

Tableau 4. Quantités estimées en substances actives PFAS en Wallonie comparées à leurs ventes en Belgique (CORDER – SPW-ARNE-DEMNA & DEE).

Substance active	Quantité totale [kg] Belgique	Quantité totale [kg] Wallonie
Beflubutamide	3060	1138
Cyflufenamide	247	0
Diflufénican	23937	8039
Flazasulfuron	425	6
Flonicamide	5885	2506
Fluazifop-P-butyle	1144	404
Fluazinam	31729	7098
Flufénacet	78058	30900
Fluopicolide	16858	3551
Fluopyrame	19569	491
Gamma-Cyhalothrine	2	2
Isoxaflutole	413	413
Lambda-Cyhalothrine	2165	483
Méfentrifluconazole	20622	8244
Oxathiapiproline	412	412
Penoxsulame	30	30
Picolinafène	2964	981
Prosulfuron	672	104
Pyroxsulame	485	485
Sulfoxaflure	767	239
Tau-Fluvalinate	226	226
Téfluthrine	5773	134
Tembotrione	8663	1316
Tétraconazole	4934	1248
Trifloxystrobine	6497	634
Triflusulfuron	609	609
Tritosulfuron	1651	360

A partir des données statistiques disponibles sur Statbel, les superficies des cultures pour lesquelles un usage en substance active PFAS est avéré ont été estimées d’une part à l’échelle de la Belgique et d’autre part à l’échelle de la Wallonie.

Le tableau 5 reprend pour les années comprises entre 2018 et 2023 les superficies estimées pour chaque culture concernée par l’utilisation de pesticides ‘PFAS’ à l’échelle de la Belgique. La dernière colonne est la moyenne pour ces six années.

**Tableau 5. Superficie (ha) par année des cultures consommatrices de pesticides PFAS
à l'échelle de la Belgique (Statbel).**

Belgique	Superficie 2023	Superficie 2022	Superficie 2021	Superficie 2020	Superficie 2019	Superficie 2018	Superficie moyenne
Froment d'hiver	201 713	185 413	188 410	177 255	189 699	181 810	187 383
Epeautre	8 859	14 888	18 674	15 184	12 795	12 733	13 856
Orge d'hiver	45 222	40 707	35 043	39 851	43 804	38 998	40 604
Orge de printemps	3 641	5 736	3 205	4 124	2 955	3 165	3 804
Avoine (y c. mélanges de céréales d'été)	2 932	3 400	3 607	3 977	3 861	3 469	3 541
Maïs grain	52 648	62 868	48 215	51 878	48 641	53 987	53 040
Betteraves sucrières	56 047	53 255	55 191	56 751	57 606	62 696	56 924
Colza et navette	12 141	8 600	8 187	8 023	9 262	11 309	9 587
Pommes de terre de conservation	87 347	83 033	81 397	87 664	86 820	83 455	84 953
Betteraves fourragères	5 507	5 628	5 349	4 738	4 495	4 384	5 017
Maïs fourrager	170 334	178 378	183 084	181 538	175 299	179 744	178 063
Chicorée	9 238	10 564	9 731	9 158	8 890	8 405	9 331
Petits pois	9 335	9 915	11 389	12 067	11 155	11 182	10 840
Haricots verts	3 961	4 326	5 065	5 802	5 418	5 837	5 068
Superficie toujours couverte d'herbe	466 940	471 629	476 277	476 119	475 464	479 635	474 344

Le tableau 6 reprend pour les années comprises entre 2018 et 2023 les superficies estimées pour chaque culture concernée par l'utilisation de pesticides 'PFAS' à l'échelle de la Wallonie. La dernière colonne est la moyenne pour ces six années.

**Tableau 6. Superficie (ha) par année des cultures consommatrices de pesticides PFAS
à l'échelle de la Wallonie (Statbel).**

Région wallonne	Superficie 2023	Superficie 2022	Superficie 2021	Superficie 2020	Superficie 2019	Superficie 2018	Superficie moyenne
Froment d'hiver	131 256	123 906	124 604	118 396	125 608	121 233	124 167
Epeautre	7 975	13 591	17 006	13 880	11 698	11 662	12 635
Orge d'hiver	27 834	26 341	21 789	25 176	28 047	24 863	25 675
Orge de printemps	1 688	2 962	1 580	2 147	1 789	1 720	1 981
Avoine (y c. mélanges de céréales d'été)	2 614	3 000	3 215	3 505	3 412	2 985	3 122
Maïs grain	6 930	10 449	7 228	7 150	5 573	5 598	7 155
Betteraves sucrières	37 417	35 395	36 538	38 045	38 835	42 610	38 140
Colza et navette	11 118	7 807	7 484	7 466	8 588	10 584	8 841
Pommes de terre de conservation	39 909	39 713	38 846	42 547	41 989	41 977	40 830
Betteraves fourragères	1 288	1 318	1 276	1 114	1 049	1 030	1 179
Maïs fourrager	54 104	55 619	57 734	56 105	52 809	54 358	55 122
Chicorée	9 238	10 564	9 731	9 158	8 890	8 405	9 331
Petits pois	9 335	9 915	11 389	12 067	11 155	11 182	10 840
Haricots verts	3 961	4 326	5 065	5 802	5 418	5 837	5 068
Superficie toujours couverte d'herbe	466 940	471 629	476 277	476 119	475 464	479 635	474 344

A partir des quantités (kg) de pesticides 'PFAS' utilisées et des superficies emblavées par culture sélectionnée, un “pourcentage” d'utilisation de ces substances a été calculé. De cette manière, une estimation d'utilisation par culture à l'échelle de la Belgique et de la Wallonie est possible à partir des chiffres de vente belges. L'objectif est d'avoir une fourchette d'utilisation de chaque pesticides 'PFAS' par hectare de chaque culture sélectionnée pour estimer la charge potentielle exercée (voir 4.2.).

3.2. Estimation de la charge potentielle exercée

Pour déterminer les sources potentielles en TFA dans les eaux brutes, des zones d'étude ont été définies autour des points de prélèvements pour lesquels des concentrations en TFA ont été mesurées.

Pour ce faire, l'aire la plus large disponible autour de ces points a été retenue, parmi celles définies, soit :

- La zone de prévention (arrêtée ou forfaitaire),

- La Zone d’Alimentation de Captage (ZAC, validée dans le cadre de la Convention particulière CDP’eau),
- La zone de surveillance (ZIII) proposée.

Comme l’illustre la Figure 5 ci-dessous, plusieurs points de prélèvement peuvent parfois être repris au sein d’une même zone d’étude et dans ce cas tous les résultats d’analyse disponibles sont considérés pour explorer les causes des variations de concentrations en TFA. Ces données de concentration peuvent grandement varier dans le temps et dans l’espace jusqu’à un maximum de $2.5 \mu\text{g l}^{-1}$.

La zone d’étude d’Erbaut-Lens, mise en évidence par l’encadré jaune de la Figure 5, alimente sept prises d’eau pour lesquelles les concentrations varient entre moins de $0.2 \mu\text{g l}^{-1}$ et $4.3 \mu\text{g l}^{-1}$.

La prise en compte de l’ensemble des points de prélèvement peut donc engendrer une dilution de l’origine de contamination au sein de la zone d’étude.

Les zones d’étude retenues sont reprises à la Figure 6.

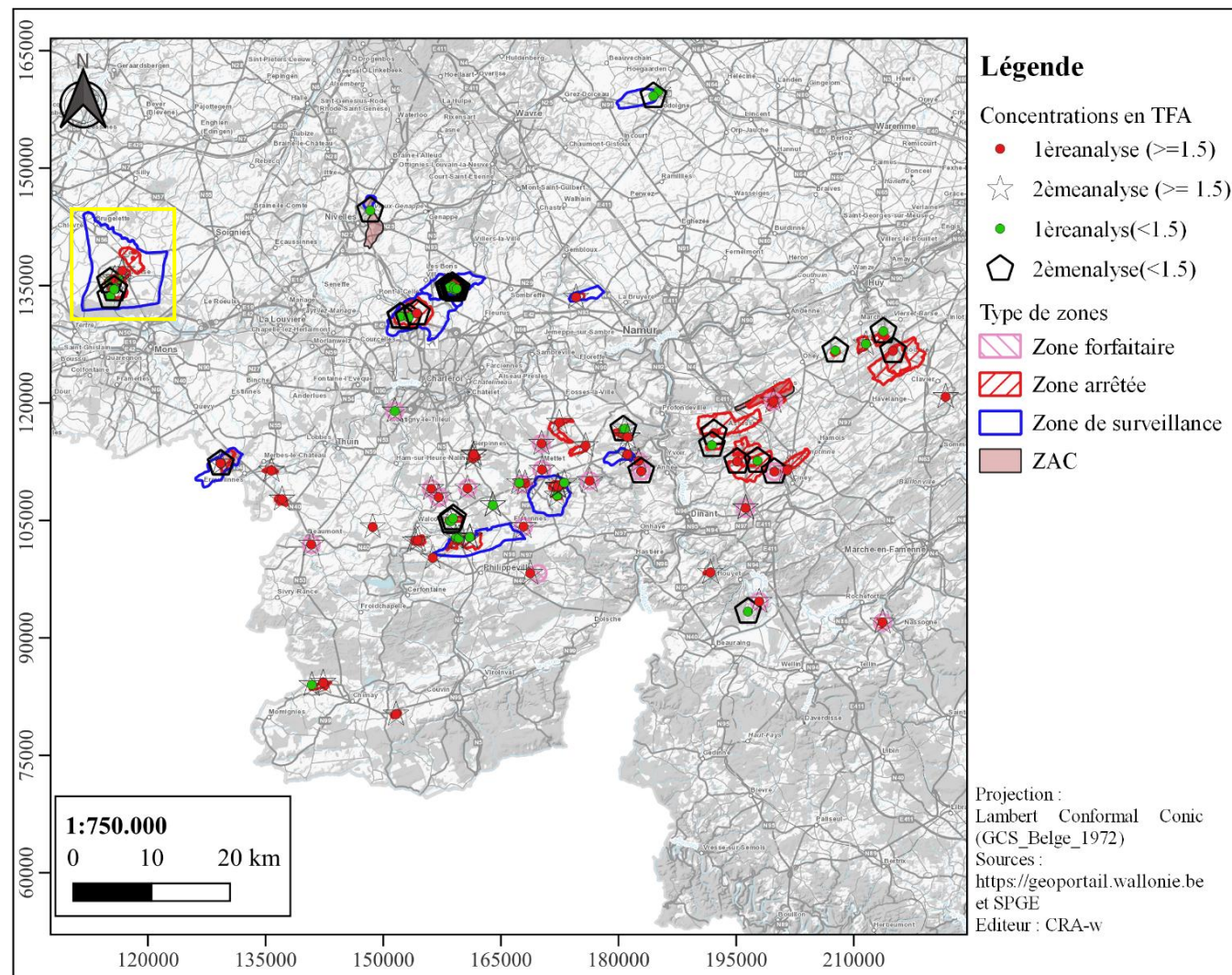


Figure 5. Représentation des zones de prévention arrêtées et forfaitaires, des zones d'alimentation de captage et des zones de surveillance. La zone d'étude d'Erbaut-Lens est mise en évidence par l'encadré jaune.

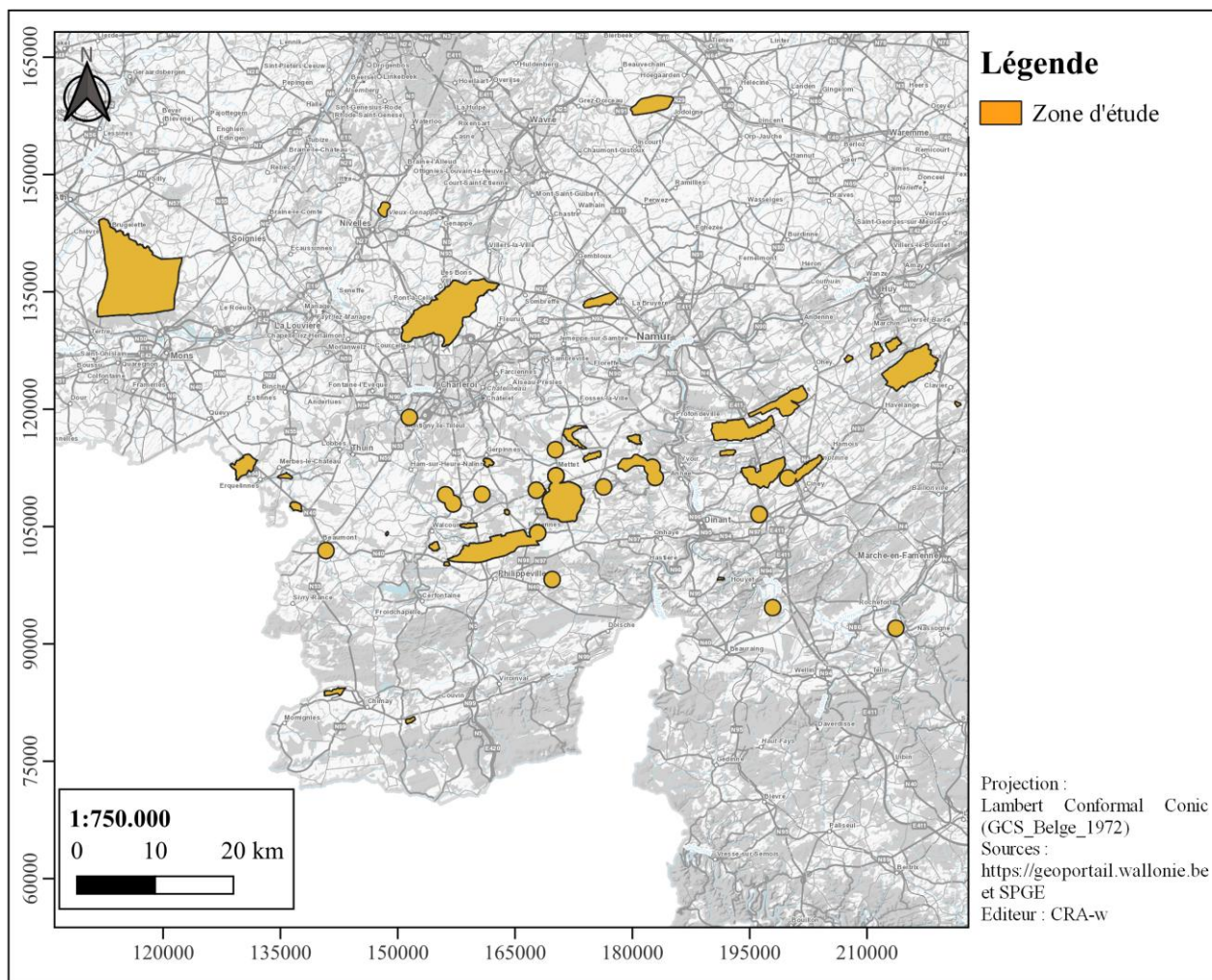


Figure 6. Représentation des zones d'étude.

Pour chaque zone d'étude définie (44), les superficies de toutes les cultures agricoles recensées ont été calculées et ce, d'une part pour l'année 2023 (donnée la plus récente du parcellaire agricole issu du Système de Gestion et de Contrôle, SIGeC⁷) et d'autre part pour une rotation de 6 ans, à savoir de 2018 à 2023. Cette étape permet de déterminer les cultures agricoles qui dominent les zones d'étude en 2023 et sur la période comprise entre 2018 et 2023 et qui sont potentiellement contributrices des contaminations observées en TFA. Ces calculs ont été réalisés à l'aide du système d'information géographique QGIS sur les données du SIGeC.

Ces superficies agricoles recensées sont ensuite utilisées pour multiplier les quantités estimées de pesticides PFAS appliqués sur les cultures dont un usage est renseigné (Le tableau 11 reprend les superficies agricoles pour les cultures consommatrices de substances actives PFAS pour l'année 2023 dans l'ensemble des zones d'étude. Le froment d'hiver est la culture agricole dominante avec 5 836 ha, suivie par le maïs ensilage, la betterave sucrière, l'orge d'hiver, la pomme de terre en plus faibles proportions. La superficie toujours couverte d'herbe est largement représentée, en plus grande proportion que le froment, avec un total de 6 109 ha.

⁷ <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/414cdf16-c697-4244-8f63-0ad6f1770400.html>

Tableau 11 de la partie 4. Résultats) pour avoir un aperçu des charges potentielles (kg) appliquées sur la zone par ces cultures (Tableau 13 de la partie 4. Résultats).

3.3. Corrélation des pressions potentielles avec des paramètres physiques et temporels

Diverses covariables ont été prises en compte dans le cadre de cette étude. Les liens en italique correspondent au répertoire REST/API du Géoportail de la Wallonie utilisé comme source de donnée correspondante.

Tableau 7. Covariables

Paramètre	Donnée	Paramètre	Donnée
Teneur en carbone organique des terres arables	<i>SOL_SOUS_SOL/CA RBIOSOL</i>	Sensibilité des sols à l'érosion	<i>SOL_SOUS_SOL/EPS</i>
Texture du sol	<i>SOL_SOUS_SOL/TE XT</i>	Conductivité hydraulique des sols proche de la saturation	<i>SOL_SOUS_SOL/SOL _EAU</i>
Profondeur de la zone de prise d'eau	Donnée fournie par la SWDE / SPGE	Karsts et nappes à <1m de la surface du sol	<i>SOL_SOUS_SOL/C_S OL_PPP</i>
Formations carbonatées	<i>SOL_SOUS_SOL/KA RST</i>	Distribution des parcelles agricoles (2023)	<i>AGRICULTURE/SIGE C_PARC_AGRI_2023</i>

Sur base des zones d'étude présentées au point 3.2, les données des covariables identifiées comme pertinentes dans le transfert du TFA vers les eaux souterraines ont été extraites en calculant le pourcentage de la surface qu'elles recouvrent dans chaque zone.

Pour les variables **continues** (teneur en carbone organique, texture du sol), la valeur attribuée à chaque zone correspond à la **moyenne des valeurs** présentes sur le polygone.

Les zones d'étude, caractérisées par une concentration en TFA et les séries de données des covariables, font ensuite l'objet d'analyses de corrélation et de régression afin de mettre en relation les concentrations mesurées avec ces covariables. Au préalable de ces analyses, quelques opérations sont réalisées. Une transformation $\log(x+1)$ est appliquée aux données des

concentrations en TFA pour que la prédiction ne puisse générer que des résultats strictement positifs.

Comme expliqué précédemment, plusieurs prises d'eau potabilisable peuvent être reprises au sein d'une même zone d'étude. Pour chacune de ces prises d'eau, deux échantillons ont été réalisés. Pour interpréter au mieux les variations des concentrations en TFA et considérer le nombre de prises d'eau et d'échantillons disponibles au sein de ces zones d'étude, trois cas d'études sont considérés. Ces cas se matérialisent par l'utilisation de trois données de concentrations en TFA correspondant respectivement à la moyenne des minimum (Cas 1), à la moyenne des moyennes (Cas 2) et la moyenne des maximum (Cas 3). Une première analyse descriptive permet de mettre en évidence d'éventuelles corrélations entre les variables telles que représentées par le Tableau 8.

Tableau 8. Corrélations des variables par ordre d'importance avec la concentration maximale en TFA (CAS 3).

VARIABLE	CAS 1 : MIN	CAS 2 : MOYEN	CAS 3 : MAX
CONCENTRATION EN TFA	1.000	1.000	1.000
POURCENTAGE DE SURFACE COUVERTE PAR DES FORMATIONS CARBONATEES DU DEVONIEN	0.398	0.468	0.500
TENEUR EN ARGILE (%)	0.287	0.357	0.393
POURCENTAGE DE SURFACE COUVERTE PAR DES FORMATIONS CARBONATEES DU FAMENNIEN	0.232	0.282	0.306
POURCENTAGE DE SURFACE CULTIVEE EN ORGE D'HIVER (2023)	0.366	0.334	0.296
POURCENTAGE DE SURFACE CULTIVEE EN COLZA/NAVETTE (2023)	0.233	0.268	0.282
POURCENTAGE DE SURFACE CULTIVEE EN ORGE DE PRINTEMPS (2023)	0.221	0.244	0.250
POURCENTAGE DE SURFACE COUVERTE PAR DES NAPPES PHREATIQUES A MOINS D'UN METRE DE LA SURFACE DU SOL	0.180	0.177	0.167
POURCENTAGE DE SURFACE CULTIVEE EN AVOINE (2023)	0.049	0.048	0.045
POURCENTAGE DE SURFACE CULTIVEE EN FROMENT D'HIVER (2023)	-0.080	-0.018	0.028
POURCENTAGE DE SURFACE CULTIVEE EN POMME DE TERRE NON HATIVE FECULIERE (2023)	-0.033	-0.008	0.010
POURCENTAGE DE SURFACE CULTIVEE EN MAÏS FOURRAGER (2023)	-0.041	-0.018	0.001
PROFONDEUR MOYENNE DE LA PRISE D'EAU	0.056	0.007	-0.030
POURCENTAGE DE SURFACE CULTIVEE EN BETTERAVE FOURRAGERE (2023)	-0.064	-0.050	-0.037
POURCENTAGE DE SURFACE CULTIVEE EN CHICOREE A CAFE (2023)	0.084	0.014	-0.039
POURCENTAGE DE SURFACE CULTIVEE EN PETIT POIS (2023)	-0.022	-0.046	-0.062
VITESSE D'INFILTRATION DE L'EAU DANS UN SOL SATURE	-0.053	-0.062	-0.066
POURCENTAGE DE SURFACE CULTIVEE EN BETTERAVE SUCRIERE (2023)	-0.002	-0.047	-0.078
POURCENTAGE DE SURFACE COUVERTE PAR DES SOLS SENSIBLES A L'EROSION (ELEVEE ET SUPERIEUR)	-0.124	-0.100	-0.078
TENEUR EN LIMON (%)	-0.083	-0.103	-0.114
TENEUR EN MATIERE ORGANIQUE (%)	-0.084	-0.106	-0.118

POURCENTAGE DE SURFACE COUVERTE PAR DES PHENOMENES KARSTIQUES A MOINS D'UN METRE DE LA SURFACE DU SOL	-0.157	-0.159	-0.154
POURCENTAGE DE SURFACE CULTIVEE EN EPEAUTRE (2023)	-0.149	-0.169	-0.177
POURCENTAGE DE SURFACE COUVERTE PAR DES PRAIRIES	-0.152	-0.176	-0.187
POURCENTAGE DE SURFACE CULTIVEE EN MAÏS GRAIN (2023)	-0.173	-0.197	-0.207
POURCENTAGE DE SURFACE COUVERTE PAR DES FORMATIONS CARBONATEES DU CARBONIFERE SOUS COUVERTURE	-0.177	-0.199	-0.207
POURCENTAGE DE SURFACE COUVERTE PAR DES FORMATIONS CARBONATEES DU DEVONIEN SOUS COUVERTURE	-0.194	-0.225	-0.239
POURCENTAGE DE SURFACE COUVERTE PAR DES FORMATIONS CARBONATEES DU CARBONIFERE	-0.435	-0.440	-0.425

A l'issue de la transformation logarithmique, une corrélation entre différentes variables a été mise en évidence. La figure 7 reprend les coefficients et métriques de qualité associés au modèle du cas 3 pour chacune des variables présélectionnées.

Bien que les métriques de qualité du modèle paraissent élevées (Cas 3 : $R^2 = 0.8905$, Cas 2 : $R^2 = 0.8815$, Cas 1 : $R^2 = 0.8547$), le rapport observations/covariables (44 pour 28) demeure insuffisant pour garantir la robustesse statistique des résultats. Cette configuration accroît fortement le risque de surapprentissage, le modèle pouvant capturer le bruit plutôt que de véritables relations entre variables. Cette limite est d'ailleurs reflétée par la baisse notable du R^2 ajusté (Cas 3 : R^2 ajusté = 0.7058, Cas 2 : R^2 ajusté = 0.6816, Cas 1 : R^2 ajusté = 0.6095), qui souligne l'effet dilutif du trop grand nombre de covariables par rapport à la taille de l'échantillon. Cela suggère que, malgré l'apparente qualité d'ajustement, les performances du modèle doivent être confirmées par une validation croisée. Une simplification du modèle est nécessaire pour identifier avec clarté les variables les plus influentes.

```

Call:
lm(formula = log(concentration_max + 1) ~ ., data = covariates_max)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-0.25863 -0.05593 -0.00356  0.02886  0.37751

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    7.8508966   13.0851979    0.600  0.55692
average_depth    0.0004214    0.0018232    0.231  0.82013
ARGILE         -4.6154196   11.9295397   -0.387  0.70393
COT_2015_2019  -0.0153424    0.0355452   -0.432  0.67177
KO             -0.5923339    0.7799782   -0.759  0.45864
LIMON          -4.8416278   10.2659890   -0.472  0.64357
grass_pc       -0.0025359    0.0058015   -0.437  0.66787
karst_pc       -0.0011231    0.0031732   -0.354  0.72800
nappes_pc      -0.0093752    0.0218133   -0.430  0.67308
Carbonifere_pc  0.0001684    0.0017807    0.095  0.92585
CarbonifereSousCouv_pc 0.0114232    0.0086020    1.328  0.20282
Devonien_pc    0.0091308    0.0029084    3.139  0.00633 **
DevonienSousCouv_pc -0.2996461    0.1047466   -2.861  0.01133 *
Famennien_pc   0.0401873    0.0178847    2.247  0.03910 *
Avoine2023_pc  -0.0643541    0.0432847   -1.487  0.15652
BetteraveFourragere2023_pc 0.4062585    0.3555174    1.143  0.26996
BetteraveSucriere2023_pc 0.0518521    0.0210528    2.463  0.02550 *
ChicoreeCafe2023_pc  0.0544243    0.0528104    1.031  0.31807
ColzaNavette2023_pc  0.0305072    0.0136386    2.237  0.03989 *
Epeautre2023_pc -0.0789783    0.0240833   -3.279  0.00472 **
FromentHiver2023_pc -0.0050889    0.0050340   -1.011  0.32710
MaisFourrager2023_pc -0.0027813    0.0080360   -0.346  0.73377
MaisGrain2023_pc  0.0205890    0.0272104    0.757  0.46025
OrgeHiver2023_pc  0.0247178    0.0082777    2.986  0.00873 **
OrgePrintemps2023_pc 0.5159698    0.2207942    2.337  0.03277 *
PdtNonHativeFeculiere2023_pc -0.0131740    0.0193835   -0.680  0.50644
PetitPois2023_pc -0.2228610    0.1083377   -2.057  0.05636 .
Sensibilite_erosion  0.0101610    0.0083792    1.213  0.24287
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.1885 on 16 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.8905,    Adjusted R-squared:  0.7058
F-statistic: 4.821 on 27 and 16 DF,  p-value: 0.0009315

```

Figure 7. Coefficients et significativité associés à chaque variable pour l'application d'un modèle linéaire log (x+1) sur les moyennes des concentrations maximales.
Code de significativité p : * = p < 0,05 ; ** = p < 0,01 et * = p < 0,001.**

La figure 8 présente les éventuels effets de colinéarité entre variables. Certaines étant hautement corrélées, leur présence peut brouiller l'identification de variables contributives.

Low Correlation

Term	VIF	VIF 95% CI	adj. VIF	Tolerance	Tolerance 95% CI
average_depth	2.82	[2.42, 3.34]	1.68	0.35	[0.30, 0.41]
nappes_pc	4.32	[3.65, 5.15]	2.08	0.23	[0.19, 0.27]
BetteraveSucriere2023_pc	4.16	[3.52, 4.96]	2.04	0.24	[0.20, 0.28]
chicoreeCafe2023_pc	4.10	[3.47, 4.89]	2.02	0.24	[0.20, 0.29]
ColzaNavette2023_pc	2.77	[2.38, 3.27]	1.66	0.36	[0.31, 0.42]
Epeautre2023_pc	1.52	[1.36, 1.77]	1.23	0.66	[0.57, 0.74]
FromentHiver2023_pc	3.28	[2.80, 3.90]	1.81	0.30	[0.26, 0.36]
MaisFourrager2023_pc	2.98	[2.55, 3.52]	1.73	0.34	[0.28, 0.39]
MaisGrain2023_pc	2.83	[2.43, 3.34]	1.68	0.35	[0.30, 0.41]
OrgeHiver2023_pc	2.91	[2.50, 3.45]	1.71	0.34	[0.29, 0.40]
OrgePrintemps2023_pc	3.16	[2.70, 3.74]	1.78	0.32	[0.27, 0.37]

Moderate Correlation

Term	VIF	VIF 95% CI	adj. VIF	Tolerance	Tolerance 95% CI
grass_pc	8.59	[7.16, 10.34]	2.93	0.12	[0.10, 0.14]
karst_pc	5.25	[4.42, 6.29]	2.29	0.19	[0.16, 0.23]
Carbonifere_pc	6.29	[5.27, 7.55]	2.51	0.16	[0.13, 0.19]
Devonien_pc	9.48	[7.90, 11.43]	3.08	0.11	[0.09, 0.13]
DevonienSousCouv_pc	6.64	[5.56, 7.97]	2.58	0.15	[0.13, 0.18]
Famennien_pc	5.70	[4.79, 6.83]	2.39	0.18	[0.15, 0.21]
Avoine2023_pc	9.47	[7.89, 11.41]	3.08	0.11	[0.09, 0.13]
PdtNonHativeFeculiere2023_pc	5.52	[4.64, 6.62]	2.35	0.18	[0.15, 0.22]
PetitPois2023_pc	5.68	[4.77, 6.81]	2.38	0.18	[0.15, 0.21]
Sensibilite_erosion	5.32	[4.47, 6.37]	2.31	0.19	[0.16, 0.22]

High Correlation

Term	VIF	VIF 95% CI	adj. VIF	Tolerance	Tolerance 95% CI
ARGILE	136.27	[112.23, 165.52]	11.67	7.34e-03	[0.01, 0.01]
COT_2015_2019	32.73	[27.03, 39.68]	5.72	0.03	[0.03, 0.04]
KO	328.20	[270.16, 398.76]	18.12	3.05e-03	[0.00, 0.00]
LIMON	310.09	[255.25, 376.75]	17.61	3.22e-03	[0.00, 0.00]
CarbonifereSousCouv_pc	25.03	[20.70, 30.33]	5.00	0.04	[0.03, 0.05]
BetteraveFourragere2023_pc	10.14	[8.44, 12.23]	3.18	0.10	[0.08, 0.12]

Figure 8. Effet de colinéarité entre variables – Cas 3.

Pour éviter d'éventuels effets liés au grand nombre de covariables ainsi que des effets de colinéarité, une régression pénalisée de type LASSO (Least Absolute Shrinkage and Selection Operator) a été appliquée. Cette méthode introduit une pénalisation qui contraint certains coefficients à être réduits jusqu'à zéro, permettant ainsi une sélection automatique des variables les plus explicatives (Figure 9). En présence de covariables fortement corrélées, la méthode LASSO a tendance à en retenir une au détriment des autres, réduisant ainsi la redondance. Toutefois, cette sélection peut être instable lorsque plusieurs variables présentent des corrélations très fortes.

L'application de la régression LASSO nécessite de centrer et réduire chacune des variables sélectionnées (moyenne = 0, écart-type = 1). Cette étape est indispensable afin d'assurer que la pénalisation soit appliquée de manière équitable à toutes les variables, indépendamment de leur unité de mesure ou de leur ordre de grandeur, et d'éviter que certaines covariables dominent artificiellement le processus de sélection.

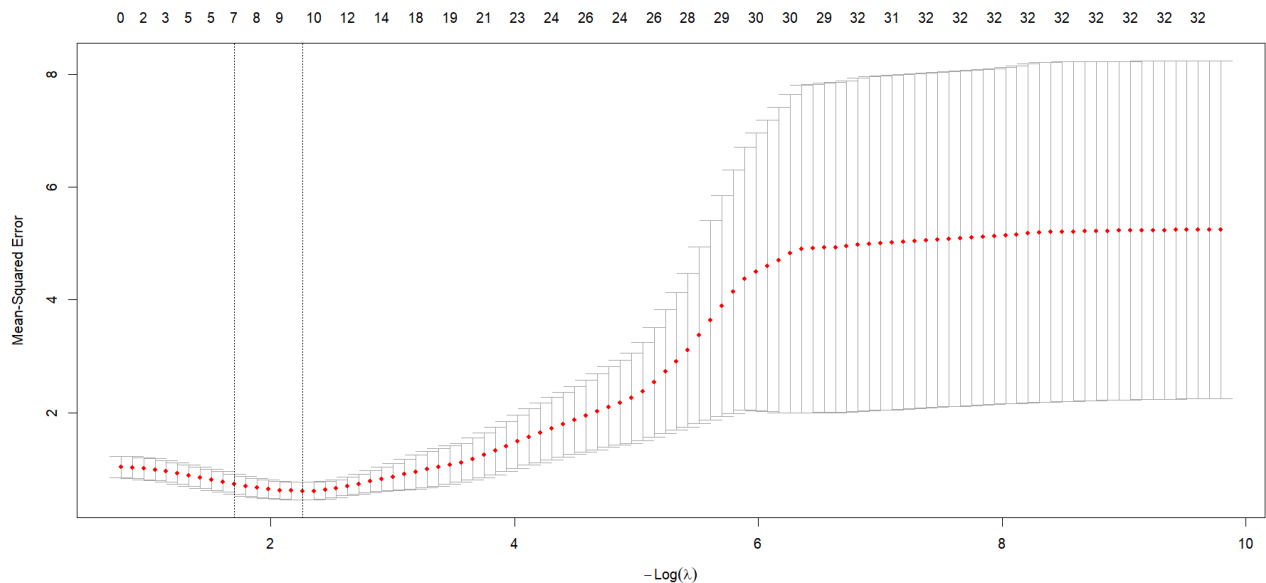


Figure 9. Courbe de validation croisée sur base de la méthode LASSO et identification des paramètres de régularisation λ

L'approche LASSO identifie deux seuils d'intérêt pour le paramètre de régularisation λ : $\lambda_{\min}$ et λ_{1se} . Le premier ($\lambda_{\min}$) correspond à la valeur de λ qui minimise l'erreur de validation croisée et fournit donc le modèle au meilleur pouvoir prédictif. Le second (λ_{1se}) correspond à la plus grande valeur de λ dont l'erreur reste dans une erreur standard de celle obtenue avec $\lambda_{\min}$; il conduit à un modèle plus simple, en retenant généralement moins de variables tout en maintenant une performance comparable.

Dans le cadre de cette étude, l'objectif étant d'identifier les variables d'intérêt associées aux concentrations en TFA, le **seuil λ_{1se}** est privilégié. Il permet de limiter le risque de surajustement tout en garantissant une sélection théoriquement robuste des variables réellement informatives.

Les coefficients associés aux variables retenues sont présentés ci-dessous pour les deux lambdas, à savoir celui qui minimise l'erreur de validation ($\lambda_{\min}$) et celui qui limite le risque de surajustement (λ_{1se}).

Tableau 9. Coefficients des paramètres de régularisation pour chaque variable associée au modèle de concentration maximale (Cas 3)

	<i>lambda.min</i>	<i>lambda.1se</i>
<i>(Intercept)</i>	4.462723e-17	2.782753e-17
<i>Profondeur_moyenne</i>		
<i>ARGILE</i>	9.704776e-02	7.567177e-02
<i>COT_2015_2019</i>	.	.
<i>K0</i>	.	.
<i>grass_pc</i>	-1.322707e-03	.
<i>karst_pc</i>	.	.
<i>nappes_pc</i>	.	.
<i>Carbonifere_pc</i>	-8.375449e-02	-7.997727e-02
<i>CarbonifereSousCouv_pc</i>	.	.
<i>Devonien_pc</i>	4.387673e-01	2.969118e-01
<i>DevonienSousCouv_pc</i>	-9.536956e-02	-5.588590e-03
<i>Famennien_pc</i>	8.149941e-02	5.063019e-02
<i>Avoine2023_pc</i>	.	.
<i>BetteraveFourragere2023_pc</i>	.	.
<i>BetteraveSucriere2023_pc</i>	.	.
<i>ChicoreeCafe2023_pc</i>	8.001931e-02	.
<i>ColzaNavette2023_pc</i>	2.217147e-01	1.151743e-01
<i>Epeautre2023_pc</i>	-2.095705e-01	-7.470785e-02
<i>FromentHiver2023_pc</i>	.	.
<i>MaisFourrager2023_pc</i>	.	.
<i>MaisGrain2023_pc</i>	.	.
<i>OrgeHiver2023_pc</i>	3.161447e-01	1.759793e-01
<i>OrgePrintemps2023_pc</i>	1.182401e-01	1.996414e-02
<i>PdtNonHativeFeculiere2023_pc</i>	.	.
<i>PetitPois2023_pc</i>	-2.923768e-02	.
<i>Sensibilite_erosion</i>	.	.

L'application du modèle de régression linéaire sur les données centrées et réduites des variables sélectionnées par la méthode LASSO génère des performances moyennes, avec un R^2 de 0.7142 pour $\lambda_{\min}$ et de 0.4927 pour λ_{1se} . Malgré sa qualité prédictive légèrement inférieure, λ_{1se} met en évidence les variables les plus pertinentes à inclure dans le modèle.

En redéfinissant le modèle linéaire par une transformation $\log(\text{concentration}+1)$ et en sélectionnant uniquement les variables retenues par λ_{1se} avec les données initiales, un R^2 de 0.7303, proche du R^2 ajusté de 0.6589, est obtenu. Un nouveau test de colinéarité révèle que les variables sélectionnées ne présentent plus de corrélations problématiques.

Low Correlation

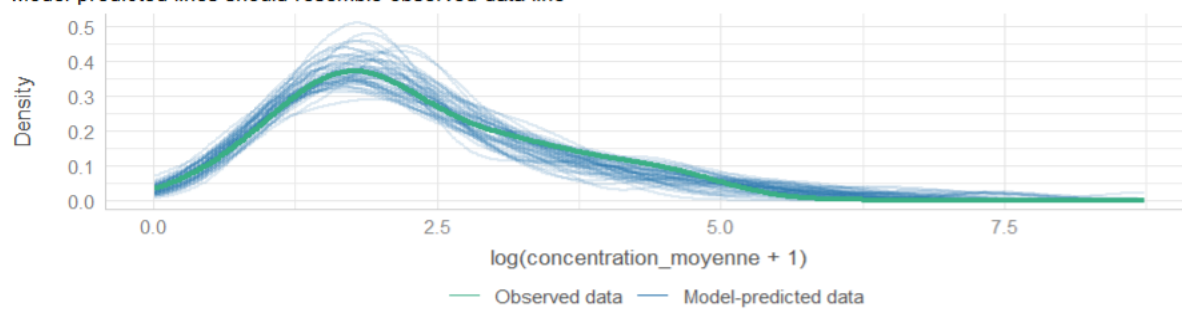
Term	VIF	VIF 95% CI	adj. VIF	Tolerance	Tolerance 95% CI
ARGILE	1.68	[1.32, 2.43]	1.30	0.60	[0.41, 0.76]
Carbonifere_pc	1.84	[1.42, 2.66]	1.36	0.54	[0.38, 0.70]
Devonien_pc	2.08	[1.58, 3.03]	1.44	0.48	[0.33, 0.63]
DevonienSousCouv_pc	1.08	[1.00, 2.75]	1.04	0.92	[0.36, 1.00]
Famennien_pc	1.49	[1.20, 2.16]	1.22	0.67	[0.46, 0.83]
ColzaNavette2023_pc	1.24	[1.06, 1.90]	1.11	0.81	[0.53, 0.94]
Epeautre2023_pc	1.11	[1.01, 2.16]	1.05	0.90	[0.46, 0.99]
OrgeHiver2023_pc	1.22	[1.05, 1.90]	1.10	0.82	[0.53, 0.95]
OrgePrintemps2023_pc	1.26	[1.07, 1.91]	1.12	0.79	[0.52, 0.93]

Figure 10. Test de colinéarité appliqué après réduction par la méthode LASSO

En appliquant la même méthode au cas 2, le modèle rejette deux autres variables que sont le pourcentage de recouvrement des zones d'étude dû à la présence de formation carbonatées du Famennien et du Dévonien sous couverture. L'utilisation de ce set de données modifié pour une nouvelle analyse dans ce cas 2 génère, à nouveau, des métriques inférieures au cas 3 soit un R^2 de 0.6871 et ajusté à 0.6263. Les **figures 11** et **Figure 12** reprennent six graphiques descriptifs du modèle généré par application du cas 2, le cas 3 ne pouvant pas être graphiquement interprété compte tenu du nombre trop important de variables.

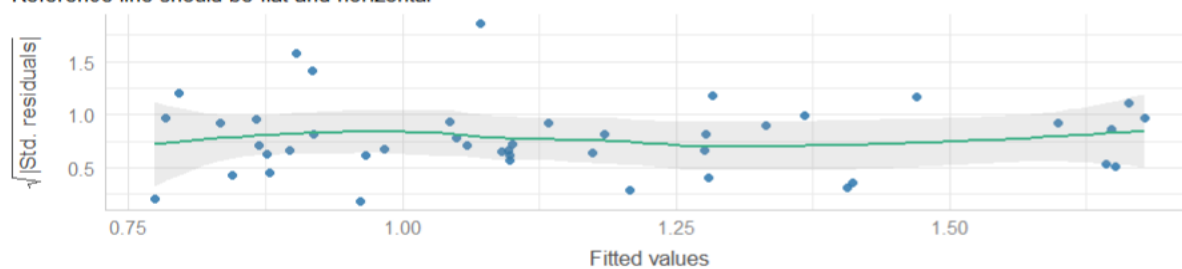
Posterior Predictive Check

Model-predicted lines should resemble observed data line



Homogeneity of Variance

Reference line should be flat and horizontal



Collinearity

High collinearity (VIF) may inflate parameter uncertainty

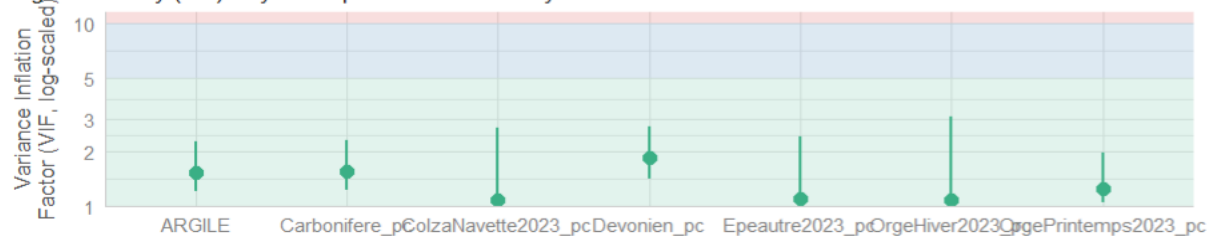


Figure 11. Synthèse du modèle $\log(x+1)$ du cas 2 appliqué après réduction des variables par la méthode LASSO

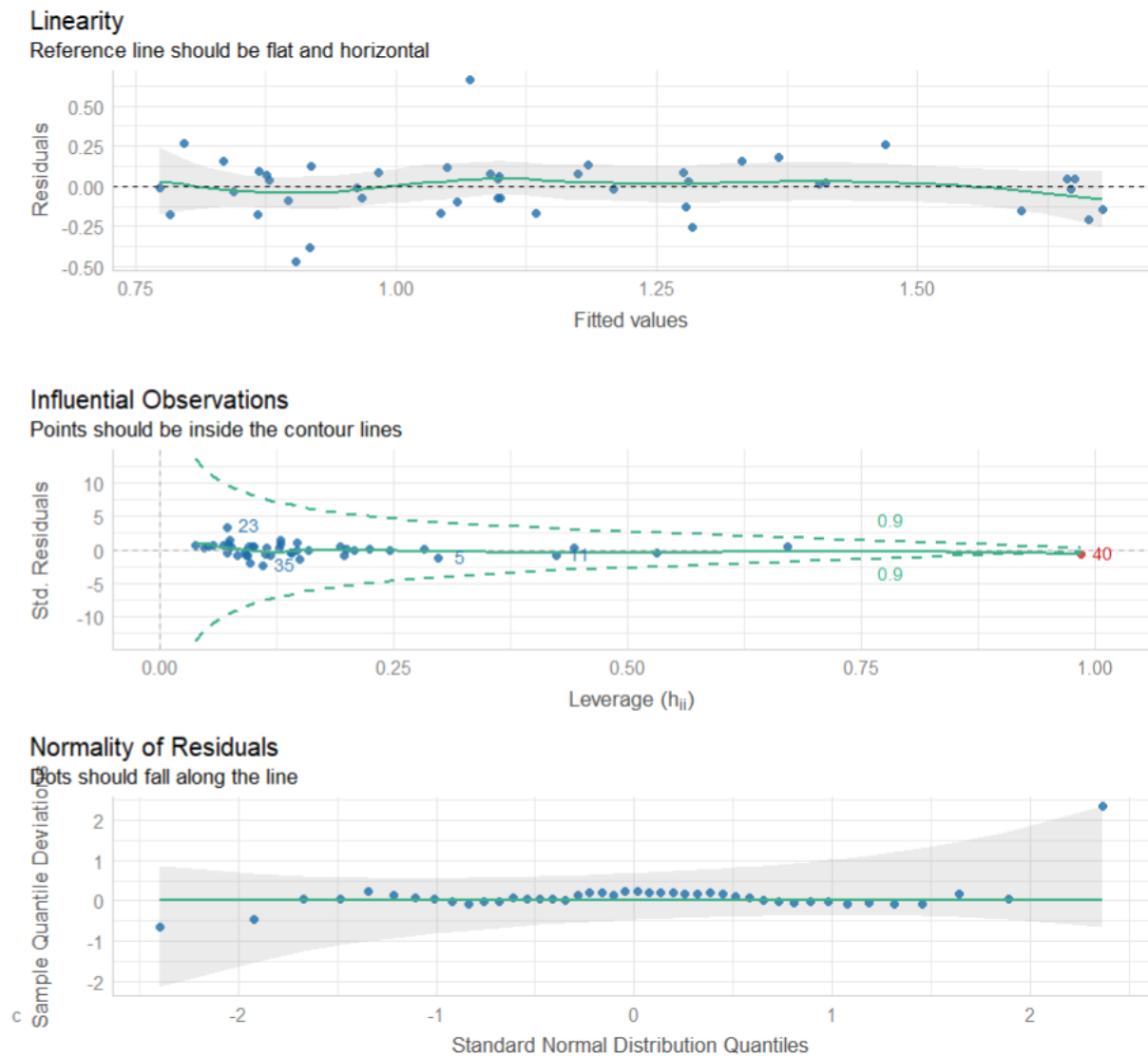


Figure 12. Synthèse (suite) du modèle $\log(x+1)$ du cas 2 appliqué après réduction des variables par la méthode LASSO

La régression a identifié une valeur aberrante (outlier n°40, Figure 12). En représentant les observations sous forme de nuages de points selon les paires de covariables sélectionnées par la méthode LASSO (Figure 13), cette valeur aberrante se distingue. Elle correspond à la zone d'alimentation de la prise d'eau de Neuve-Fontaine (n°40 dans notre jeu de donnée), composée de deux captages et caractérisée par une concentration moyenne en TFA de $4,8 \mu\text{g l}^{-1}$, une teneur en argile supérieure à 25 % et une proportion de cultures d'orge de printemps couvrant seulement 1,5 % de sa surface. Sa zone d'alimentation est cependant définie par deux zones forfaitaires jointes, ne reflétant pas la cinétique de déplacement réelle de l'eau. Les covariables extraites depuis cette surface ne permettent pas de caractériser la situation de cette zone correctement.

Matrices de nuages de points des covariables sélectionnées avec mise en évidence de l'outlier n°40



Figure 13. Comparaison par pair des covariables sélectionnées par la méthode LASSO. La valeur aberrante de Neuve-Fontaine (n°40) est mise en évidence en rouge

L'analyse du graphique des distances de Cook indique que le point 40, identifié comme potentiellement aberrant, ne présente pas de résidu excessif ($|\text{résidu}| < 1$). Toutefois, ce point possède un levier élevé, avec une distance de Cook supérieure à 1, suggérant une influence significative sur le modèle.

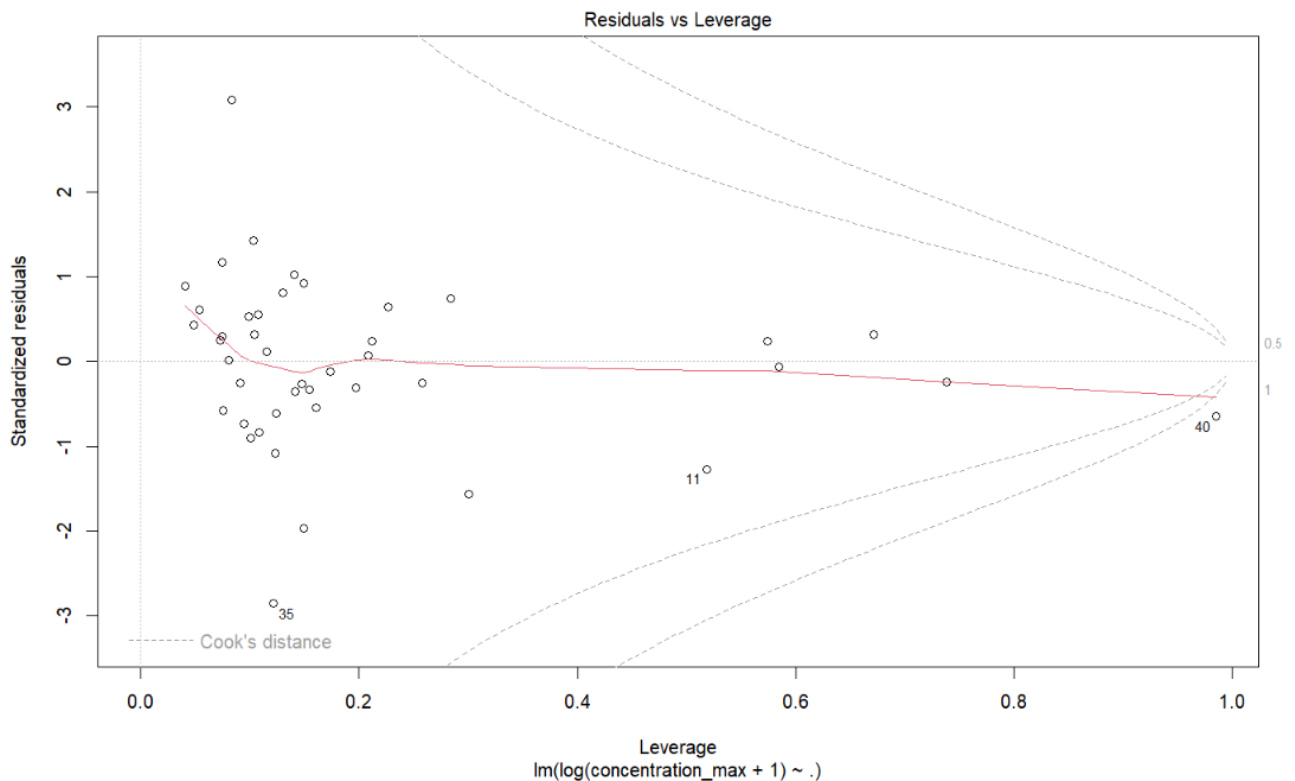


Figure 14. Distances de Cook sur le modèle linéaire.
La valeur aberrante 40 est la seule à dépasser les limites d'influences 0.5 et 1.

La réestimation du modèle linéaire sans ce point montre que le seul coefficient affecté de manière notable est celui de l'orge de printemps, passant de 0.26 à 0.93, tandis que sa significativité demeure faible ($p\text{-valeur} > 0,5$). Le modèle présente un R^2 passant de 0.7303 en incluant la valeur aberrante à 0.6883 en excluant la valeur aberrante.

Cependant, au vu de ces observations, l'exclusion du point 40 n'apparaît pas justifiée, car elle compromettrait la capacité prédictive du modèle, en particulier pour les observations extrêmes relatives aux teneurs en argile et à l'orge de printemps.

4. Résultats

4.1. Estimation des quantités de substances actives PFAS appliquées par culture

Pour les 15 cultures pour lesquelles un usage en substances actives PFAS est avéré, l'utilisation minimale est de 1 g ha^{-1} pour la catégorie 'Superficie toujours couverte d'herbe'. L'utilisation maximale atteint $1\,038 \text{ g ha}^{-1}$ pour la pomme de terre de conservation. La médiane des valeurs maximales est de 222 g ha^{-1} , ce qui indique une forte disparité des usages selon les cultures. Sept cultures présentent des usages compris entre 1 et 222 g ha^{-1} , les autres entre 222 et $1\,038 \text{ g ha}^{-1}$.

Tableau 10. Estimation des quantités minimales et maximales de substances actives PFAS appliquées par culture à l'échelle de la Belgique et de la Wallonie

	Estimation utilisation Belgique kg/ha	Estimation utilisation Wallonie kg/ha	Estimation minimale (kg/ha)	Estimation maximale (kg/ha)
Froment d'hiver	0.439	0.234	0.234	0.439
Epeautre	0.278	0.334	0.278	0.334
Orge d'hiver	0.572	0.414	0.414	0.572
Orge de printemps	0.120	0.382	0.120	0.382
Avoine (y c. mélanges de céréales d'été)	0.037	0.080	0.037	0.080
Maïs grain	0.058	0.123	0.058	0.123
Betteraves sucrières	0.222	0.221	0.221	0.222
Colza et navette	0.184	0.173	0.173	0.184
Pommes de terre de conservation	1 038	0.685	0.685	1 038
Betteraves fourragères	0.043	0.692	0.043	0.692
Maïs fourrager	0.081	0.144	0.081	0.144
Chicorée	0.048	0.100	0.048	0.100
Petits pois	0.121	0.064	0.064	0.121
Haricots verts	1 019	0.076	0.076	1 019
Superficie toujours couverte d'herbe	0.001	0.040	0.001	0.040

4.2. Estimation de la charge potentielle exercée

4.2.1. Surfaces agricoles concernées par zone d'étude

❖ Année 2023

Le tableau 11 reprend les superficies agricoles pour les cultures consommables de substances actives PFAS pour l'**année 2023** dans l'ensemble des zones d'étude. Le froment d'hiver est la culture agricole dominante avec 5 836 ha, suivie par le maïs ensilage, la betterave sucrière, l'orge d'hiver, la pomme de terre en plus faibles proportions. La superficie toujours couverte d'herbe est largement représentée, en plus grande proportion que le froment, avec un total de 6 109 ha.

Tableau 11. Superficie des cultures agricoles consommatrices de PFAS en 2023 (SIGeC).

Culture agricole	Superficie (ha)
Superficie toujours couverte d’herbe	6108.5
Froment d’hiver	5835.6
Maïs ensilage	1739.9
Betterave sucrière	1657.2
Orge d’hiver	1599.0
Pomme de terre (non hâtives)	1511.3
Colza d’hiver	784.5
Chicorée	360.3
Epeautre	261.1
Maïs grain	179.9
Petits pois	161.8
Avoine	77.6
Haricots verts	66.8
Orge de printemps	54.7
Betterave fourragère	46.5

❖ **Rotation de 2018 à 2023**

Le tableau 12 reprend les superficies agricoles totales et moyennes pour les cultures consommatrices de substances actives PFAS dans l’ensemble des zones d’étude pour une rotation de 6 ans (2018 à 2023). Le froment d’hiver et l’orge d’hiver sont les cultures céréalières dominantes des rotations avec respectivement 35 799 et 9 571 ha. On retrouve ensuite du maïs ensilage ainsi que de la betterave sucrière et de la pomme de terre (non hâtive). Les superficies toujours couvertes d’herbe dominent également la rotation avec 35 263 ha.

Tableau 12. Superficie des cultures consommatrices de PFAS en Wallonie entre 2018 et 2023 (SIGeC).

Culture agricole	Superficie (ha)	Superficie moyenne (ha)
Froment d’hiver	35799.4	5966.6
Superficie toujours couverte d’herbe	35263.1	5879.3
Maïs ensilage	11916.1	1986.02
Pomme de terre de conservation	10642.6	1773.8
Betterave sucrière	10734.4	1789.1
Orge d’hiver	9570.5	1595.1
Colza d’hiver	3896.8	649.5
Epeautre	3076.9	941.3
Chicorée	1961.5	326.9
Petits pois	1207.6	30.0
Maïs grain	1183.7	197.3
Avoine	686.2	114.4

Haricots verts	631.4	212.9
Orge de printemps	279.9	46.7
Betterave fourragère	405.7	67.7

4.2.2. Estimation des quantités maximales de substances actives PFAS en Wallonie

Le tableau 13 reprend les charges potentielles maximales estimées pour les cultures recensées en 2023 (Cpot_max_2023) et sur la période de 2018 à 2023 (Cpot_tot_max_6) dans l'ensemble des zones d'étude. La dernière colonne reprend les charges potentielles maximales calculées sur les superficies moyennes recensées dans l'ensemble des zones d'étude sur la période de 6 ans (Cpot_max_moy_6).

Les charges potentielles calculées pour les superficies toujours couvertes d'herbe restent plus faibles que celles calculées pour la culture de froment d'hiver.

Les mêmes observations sont faites pour le maïs ensilage. Cette culture domine largement le parcellaire agricole tant pour 2023 que pour la période de 6 ans mais contribue moins à l'apport de substances actives PFAS dans les eaux brutes, comparé aux pommes de terre de conservation. Il est à noter que la culture d'haricots verts a une charge potentielle maximale élevée mais est peu présente tant en 2023 que sur la période de 6 ans.

Tableau 13. Estimation des charges potentielles maximales et moyennes par culture en 2023 et sur 6 ans.

Culture agricole	Cpot_max_2023	Cpot_tot_max_6	Cpot_max_moy_6
Froment d'hiver	2 561.8	15 715.9	2 619.3
Pommes de terre de conservation	1 568.7	11 047.0	1 841.2
Orge d'hiver	914.6	5 474.3	912.4
Betteraves sucrières	367.9	2 383.0	397.2
Maïs grain	22.1	145.6	24.3
Superficie toujours couverte d'herbe	244.3	1 410.5	235.2
Colza et navette	144.3	717.0	119.5
Epeautre	87.2	1 027.7	314.4
Haricots verts	68.1	643.4	216.9
Chicorée	36.0	196.2	32.7
Betteraves fourragères	32.2	280.7	46.8
Maïs ensilage	250.5	1 715.9	286.0
Petits pois	19.6	146.1	3.6
Orge de printemps	20.9	106.9	17.8
Avoine (y c. mélanges de céréales d'été)	6.2	54.9	9.2

4.2.3. Estimation des quantités appliquées de substances actives PFAS par zone d'étude

A partir des données obtenues précédemment, les superficies agricoles consommatrices de substances actives PFAS (Sup_cons), la proportion de superficie agricole consommatrice (%_sup_cons) ainsi que les charges potentielles maximales (Cpot_max) ont été calculées par zone d'étude pour l'année 2023 (

Tableau *14*) et la période de 6 ans (

Tableau 15).

La moyenne des concentrations maximales a été calculée en reprenant par zone d'étude les concentrations maximales des points d'échantillonnage repris au sein de chaque zone d'étude pour les deux dates d'échantillonnage (Moy_conc_max).

La moyenne des concentrations mesurées en TFA a également été calculée en reprenant par zone d'étude les concentrations des points d'échantillonnage repris au sein de chaque zone d'étude à la première (Conc_moy_1) et à la deuxième date d'échantillonnage (Conc_moy_2).

Ces deux analyses montrent qu'il n'y a pas de lien évident entre les superficies agricoles consommatrices de substance active PFAS dans les zones d'étude et les concentrations maximales et moyennes calculées au sein de celles-ci. Certaines zones d'études où les charges potentielles maximales estimées sont importantes ont des concentrations en TFA maximales et moyennes faibles. C'est le cas notamment pour la zone d'étude de Viesville – Thiméon – Villers.

Tableau 14. Estimation des quantités de PFAS appliquées en 2023 par zone d'étude

Zone_etude	Sup_totale (ha)	Sup_cons (ha)	%_Sup_cons (ha)	Cpot_max (kg)	Moy_conc_max (ng l⁻¹)	Conc_moy_1 (ng l⁻¹)	Conc_moy_2 (ng l⁻¹)
Erbaut-Lens	5499.9	4730.2	86.0	1794.80	2.2	0.9	1.5
Viesville - Thiméon - Villers	3380.9	3059.5	90.5	1175.60	0.8	0.8	0.7
Le Poivre- Stave - Biesmeree - Rabooz	1586.6	1417.7	89.4	519.2	2.1	2.1	2.3
Crèvecoeur - Yves-Gomezee - Berthe	1709.9	1505.9	88.1	408.9	2.3	1.4	2.2
Modave	1163.7	1002.3	86.1	279.6	1.5	1.5	1
Crupet	1197.1	1073.1	89.6	271.1	2	2	1.4
Le Marinal - Faux Vievier	650.3	595.7	91.6	232.3	1.8	1.3	1.6
Chambre de Jauge - Pavillon Senenne	778.4	725.5	93.2	191.6	2.3	1.8	1.1
Campagne P1	755.3	682.2	90.3	170.6	2	1.7	2
Source Trouille	422.3	382	90.5	154.3	2	5.4	2
Pont du diable P1 - Rue Al Vaux	456.5	415.5	91.0	129.5	4.7	4.4	4.6
Bossière G1	362.5	285.9	78.9	111.8	3.8	2.8	3.8
Warnant - Bioul-Noire Terre - Salet	472	432.3	91.6	105.9	2.9	2	2.4
Lienne - Halloy	463.5	402.4	86.8	76.4	1.7	1.8	1.5
Grand-Etang-Bambois	138.3	123.2	89.1	69.9	4.4	4.4	3
Al Fontaine	212.1	203.9	96.1	62.8	5.4	5.4	3.9
Baulers G1	141.9	136.8	96.4	57.7	1.4	0.9	1.4
Captage de Bonsin	230.2	203.2	88.3	54.8	2.7	2.7	1.7
Saint-Laurent	145.5	134.6	92.5	52.4	3.6	3.6	1.8
Bastin - Fallon	231.5	196.4	84.8	41.9	1.9	1.4	2.5
Chemin de Jamagne	159.6	156.9	98.3	39.3	1.9	1.3	1.9

Taviet	186.2	171.8	92.3	36.5	2.9	2.8	2.7
Pont Castelain	183.1	179	97.8	33.9	3.5	2.3	3.5
Neuve-Fontaine	226.3	172.6	76.3	29.4	4.9	4.9	3.3
Campagne De Devant Les Bois	154.9	119.8	77.3	27.9	5	5	4.3
Fontaine - Le Cheneau	343.4	209.8	61.1	24.9	2.3	2.3	1.4
Triffoy-Roiseux	126.2	118.4	93.8	22	1.3	1.3	0.7
Tince-Fontaine (La Chinelle)	165.4	159.9	96.7	19.7	4.3	2	4.3
Bringuette	52.7	44.2	83.9	18.7	4.5	2	4.5
Mon Rêve - Trieu du Pachy	123.8	114.5	92.5	15.9	2.2	2	1.4
Arbre - Raverdie	97.7	66.6	68.2	13.5	1.2	2.3	2
Battefer D1- Walcourt P1	43.9	34	77.4	10.3	2.7	2	2.6
Montignies P3	75.7	46.7	61.7	10.1	3	2	3
Perwez D1	51.7	43.07	83.3	10	0.6	0.5	0.6
Fond Saint Martin	29.8	26.7	89.6	9.8	2.1	2.1	1.7
Evrard - Hymiée	62.9	52.4	83.3	9.3	4.5	2.4	4.5
Daussois	24.9	23.6	94.8	9.2	3.9	3.9	2.5
Fraire	54.2	48.6	89.7	6.5	1	0.7	1
Les Anges	16.2	16.2	100.0	4.9	5.4	5.4	3.4
Morialme	19.3	18.8	97.4	4	2.1	1.2	2.1
Carrière Dupuis	37.6	33.5	89.1	3.4	1.8	1.2	1.8
Castillon (Puits au crochet)	5.7	5.7	100.0	2.3	3.8	3.5	3.8
Boutonville	39.2	39	99.5	1.6	1.9	1.7	1.9
Durnal	27	27	100.0	1.2	1.4	1.4	1.1

**Tableau 15. Estimation des quantités (kg) de PFAS appliquées
sur la période de 6 ans par zone d'étude**

Zone_etude	Sup_totale (ha)	Sup_cons (ha)	%_Sup_cons (ha)	Cpot_max (kg)	Moy_conc_max (ng l⁻¹)	Conc_moy_1 (ng l⁻¹)	Conc_moy_2 (ng l⁻¹)
Erbaut-Lens	33787.10	29528.40	87.4	11055.70	2.2	0.9	1.5
Viesville - Thi- méon - Villers	21285.20	19203.40	90.2	7650.10	0.8	0.8	0.7
Le Poivre- Stave - Biesmerée - Ra- booz	10069.10	9150.10	90.9	3586.20	2.9	2.1	2.3
Crèvecoeur - Yves-Gomezée - Berthe	10977.80	9653.80	87.9	2726.70	2.9	1.4	2.2
Modave	7367.10	6518.60	88.5	1796.50	2.3	1.5	1
Crupet	7712.90	6950.40	90.1	1761.90	4.5	2	1.4
Le Marinal - Faux Vivier	4207.00	3747.80	89.1	1427.90	3.6	1.3	1.6
Chambre de Jauge - Pavillon Senenne	5166.60	4813.70	93.2	1222.30	1.5	1.8	1.1
Campagne P1	5012.10	4436.60	88.5	1175.70	1.3	1.7	2
Source Trouille	2795.70	2408.20	86.1	943.2	1.4	5.4	2.0
Pont du diable P1 - Rue Al Vaux	3079.80	2845.30	92.4	923.7	1.9	4.4	4.6
Bossière G1	2208.80	1636.5	74.1	734.5	1.9	2.8	3.8
Warnant - Bioul- Noire Terre - Salet	3216.80	2882.20	89.6	726.9	2.1	2	2.4
Lienne - Halloy	3108.80	2957.90	95.1	540.5	5	1.8	1.5
Al Fontaine	1456.30	1372.70	94.3	411.8	4.4	5.4	3.9
Bastin - Fallon	1585.00	1422.20	89.7	380.9	4.7	1.4	2.5
Saint-Laurent	1088.40	1013.00	93.1	377.2	1.8	3.6	1.8
Captage de Bonsin	1538.60	1358.60	88.3	361.5	4.3	2.7	1.7
Baulers G1	991.4	935.9	94.4	349.5	2.0	0.9	1.4

Grand-Etang-Bambois	962.4	828.5	86.1	320.05	5.4	4.4	3
Campagne De Devant Les Bois	989.5	811.4	82.0	265	1.7	5	4.3
Taviet	1218.70	1136.20	93.2	254.7	2.3	2.8	2.7
Chemin de Jagne	1047.60	1033.90	98.7	221.4	3.8	1.3	1.9
Neuve-Fontaine	1535.50	1198.10	78.0	187.6	1.4	4.9	3.3
Pont Castelain	1207.80	1143.90	94.7	181.5	1.2	2.3	3.5
Tince-Fontaine (La Chinelle)	1239.00	1122.80	90.6	165.5	2.7	2	4.3
Fontaine - Le Che-neau	2039.50	1917.1	94.0	155.8	2.7	2.3	1.4
Mon Rêve - Trieu du Pachy	952.7	897.5	94.2	149.8	2.2	2	1.4
Triffey-Roiseux	824.5	758.8	92.0	141.9	2	1.3	0.7
Arbre - Raverdie	653.9	547.2	83.7	137.6	3.5	2.3	2
Bringuette	403	295.8	73.4	120.7	1.9	2	4.5
Montignies P3	487.6	342.9	70.3	117.1	3.8	2	3
Evrard - Hymiee	465.6	429	92.1	115.8	2	2.4	4.5
Battefer D1- Wal-court P1	319.7	270.9	84.7	87.6	2.25	2	2.6
Perwez D1	423.2	366.9	86.7	77.8	2.1	0.5	0.6
Fraire	444.7	422.9	95.1	62.6	2.1	0.7	1
Daussois	192.2	180.6	94.0	55.4	1.8	3.9	2.5
Morialme	163.4	149.2	91.3	51.6	0.6	1.15	2.1
Les Anges	125.7	125.7	100.0	31.2	5.4	5.4	3.4
Carrière Dupuis	275.1	239.5	87.1	22.5	3.9	1.2	1.8
Castillon (Puits au crochet)	90.3	90.1	99.8	18.2	3	3.5	3.8
Fond Saint Martin	246.7	216.7	87.8	15.6	1	2.1	1.7
Boutonville	311.3	310.3	99.7	14.6	4.5	1.7	1.9
Durnal	210.6	209.5	99.5	9.6	4.9	1.4	1.1

4.3. Estimation de l'influence des paramètres physiques et temporels sur la pression en TFA

Le transfert du TFA, métabolite d'un certain nombre de substances actives PFAS, dans le sol et les eaux souterraines est d'une part influencée par la période à laquelle les substances actives sont appliquées et d'autre part par des paramètres physiques du sol et du sous-sol.

Pour déterminer leur influence sur les variations des concentrations en TFA dans les prises d'eau, les dates d'échantillonnage ainsi que quelques paramètres physiques (=covariables) à savoir notamment la présence de matière carbonatée et de nappe phréatique à moins d'un mètre de la surface du sol, la présence de matière carbonatée profonde ainsi que l'épaisseur des sols ont été analysés au sein de chaque zone d'étude.

4.3.1. Date d'échantillonnage

Le jeu de données initial relatif à la teneur en TFA dans les eaux brutes provient de deux campagnes de collecte réalisées à des périodes différentes. L'analyse des données montre la présence d'une augmentation des concentrations en TFA après la saison de pulvérisation des cultures d'hiver, au mois d'octobre, suivie d'une diminution en janvier (Figure 15). Afin de déterminer s'il y a un effet saison observé dans la répartition des teneurs en TFA dans les prises d'eau, des données complémentaires sont nécessaires pour étayer notre analyse.

Pour limiter cet effet dans la distribution des teneurs en TFA, les concentrations associées à chaque zone d'étude correspondent à la moyenne des valeurs maximales lorsque plusieurs captages ont été analysés pour une même zone.

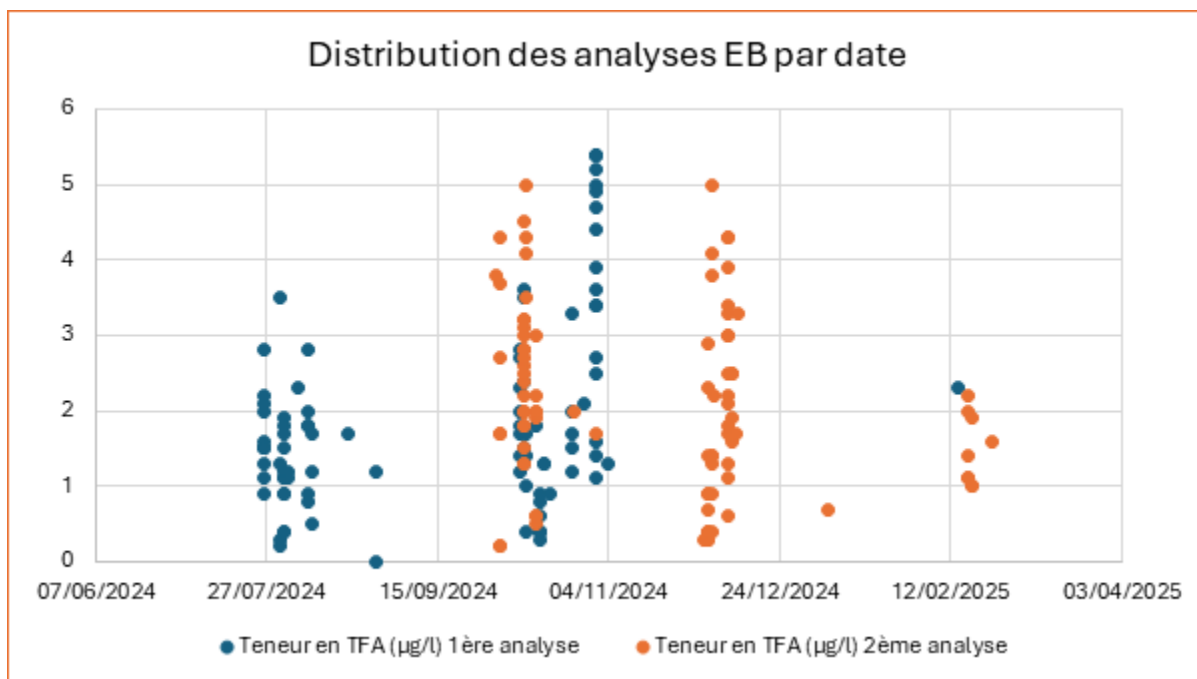


Figure 15. Distribution des analyses d'eau brute par date d'échantillonnage

4.3.2. Influence des covariables

Après différents traitements statistiques et l'ajustement du modèle utilisé pour ces traitements, le dernier test de colinéarité a mis en évidence la présence de corrélation entre certaines covariables et les concentrations en TFA mesurées dans l'eau brute des ouvrages (Figure 16).

Les teneurs en argile, les calcaires profonds du Dévonien ainsi que les superficies en colza, navette, orge d'hiver et printemps de 2023 contribuent positivement à la variation des concentrations en TFA mesurées dans les eaux brutes. Les superficies en épeautre en 2023 contribuent négativement à cette variation.

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	0.7892684	0.2365564	3.336	0.002063	**
ARGILE	1.4090096	1.4263671	0.988	0.330214	
Carbonifere_pc	-0.0009511	0.0010364	-0.918	0.365276	
Devonien_pc	0.0057157	0.0014675	3.895	0.000437	***
DevonienSousCouv_pc	-0.1029880	0.0455195	-2.263	0.030170	*
Famennien_pc	0.0059802	0.0098404	0.608	0.547410	
ColzaNavette2023_pc	0.0310843	0.0098225	3.165	0.003267	**
Epeautre2023_pc	-0.0743148	0.0221717	-3.352	0.001979	**
OrgeHiver2023_pc	0.0251363	0.0057551	4.368	0.000112	***
OrgePrintemps2023_pc	0.2641574	0.1501400	1.759	0.087505	.

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.203 on 34 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.7303, Adjusted R-squared: 0.6589

F-statistic: 10.23 on 9 and 34 DF, p-value: 2.025e-07

Figure 16. Test de colinéarité après transformation logarithmique.

Légende : * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$ et * = $p < 0,001$**

4.3.2.1 Matière carbonatée et nappe phréatique à moins d'un mètre de profondeur

Pour évaluer au mieux l'origine des variations des concentrations en TFA, une analyse des superficies représentées par la présence de matière carbonatée (Sup_karst) et de nappe phréatique à moins d'un mètre (Sup_nappe) a été réalisée.

Les superficies de ces deux contraintes (Sup_contrainte) ont ensuite été calculées par zone d'étude ainsi que la proportion que représente ces contraintes (%_contrainte) par rapport à la superficie totale de la zone d'étude concernée. Ces données ont ensuite été corrélées avec les concentrations moyennes des points de prélèvements échantillonnés aux deux dates d'analyse (Conc_moy_1 et Conc_moy_2) dans chaque zone d'étude ainsi que la moyenne des concentrations maximales (Moy_conc_max) (

Tableau 16).

Il est difficile de mettre en évidence un lien entre les variations des concentrations moyennes en TFA, les moyennes des concentrations maximales et les superficies concernées par la présence d'un karst ou d'une nappe à moins d'un mètre de la surface du sol, compte tenu du nombre de données disponibles.

La zone d'étude 'Les Anges' ne présente aucun karst ou nappe à moins d'un mètre et fait partie des ouvrages les plus contaminés ($5,4 \mu\text{g l}^{-1}$). Cette zone est couverte à raison de 15 % de sa surface par des cultures de colza et navette, 26 % par du froment d'hiver et 9 % par de l'orge d'hiver, indiquant potentiellement que la pression agricole y est suffisante pour induire une contamination des eaux souterraines sans avoir besoin de chemins préférentiels liés aux nappes et karsts en surface. A l'opposé, la zone d'étude 'Boutonville' présente des concentrations en TFA inférieures à la valeur seuil alors que ces deux contraintes représentent 58 % de la superficie de la zone d'étude. Cette zone n'est presque pas couverte de cultures réceptrices de molécules PFAS mais se trouve à 69 % sur des formations carbonatées du Dévonien. Dans ce cas, l'hypothèse de la pression agricole est à rejeter et sa contamination doit provenir d'une autre source, atmosphérique ou industrielle.

**Tableau 16. Estimation des superficies (ha) concernées par la présence de karst
ou de nappe à moins d'un mètre.**

Zone_etude	Sup__karst	Sup_nappe	Sup_ contrainte	Sup_tot	%_con- trainte	Moy_conc_max	Conc_moy_1	Conc_moy_2
Battefer D1- Walcourt P1	80.4	0.4	80.8	103.9	77.8	2.7	2	2.6
Tince-Fontaine (La Chinelle)	199.6	3.3	202.9	336.6	60.3	4.3	2	4.3
Boutonville	31.9	3.6	35.5	61.6	57.6	1.9	1.7	1.9
Fond Saint Mar- tin	16.9	0.4	17.3	31.6	54.7	2.1	2.1	1.7
Mon Rêve - Trieu du Pachy	78	0.2	78.2	153.6	50.9	2.2	2	1.37
Triffoy-Roiseux	101.8	0.1	101.9	211.7	48.1	1.3	1.3	0.7
Arbre - Raverdie	67.3	0	67.3	142.7	47.2	1.2	2.3	2
Crupet	710.9	24.2	735.1	1593.9	46.1	2	2	1.4
Chambre de Jauge - Pavillon Senenne	527.9	2.6	530.5	1186.2	44.7	2.3	1.75	1.05
Crèvecœur - Yves-Gomezee	1035.5	46.8	1082.3	2568.3	42.1	2.3	1.37	2.22
Captage de Bon- sin	137.5	3.6	141.1	336.6	41.9	2.7	2.7	1.7
Modave	886.3	4.9	891.2	2180	40.9	1.5	1.5	1
Lienne	281.9	18.8	300.7	761.1	39.5	1.7	1.8	1.5
Campagne P1	398.9	14.6	413.5	1134	36.5	2	1.7	2
Chemin de Ja- magne	78.3	0	78.3	217.3	36.0	1.9	1.3	1.9
Warnant - Bioul- Noire Terre	331.5	28.4	359.9	1038.7	34.6	2.9	2	2.43
Neuve-Fontaine	97.5	8.4	105.9	338	31.3	4.9	4.9	3.3
Pont du diable P1 - Rue Al Vaux	181.9	11.3	193.2	625.4	30.9	4.7	4.4	4.55

Taviet	86.1	12.1	98.2	341	28.8	2.9	2.8	2.7
Fraire	29.4	0.03	29.4	103.1	28.5	1	0.7	1
Bastin - Fallon	87.4	9.2	96.6	342.2	28.2	1.9	1.4	2.5
Evrard - Hymière	26.7	0.2	26.9	95.6	28.1	4.5	2.37	4.5
Pont Castelain	76.9	11.4	88.3	336.6	26.2	3.5	2.3	3.5
Montignies P3	17.8	9.6	27.4	130.3	21.0	3	2	3
Carrière Dupuis	60.4	10.3	70.7	336.6	21.0	1.8	1.2	1.8
Saint-Laurent	24.4	0	24.4	163.8	14.9	3.6	3.6	1.8
Bringuette	3.3	9.1	12.4	85.2	14.6	4.5	2	4.5
Al Fontaine	34.8	10.5	45.3	336.6	13.5	5.4	5.4	3.9
Le Poivre- Stave - Biesmeree	246.2	76.6	322.8	2401	13.4	2.1	2.14	2.34
Grand-Etang- Bambois	1.2	35.5	36.7	337	10.9	4.4	4.4	3
Morialme	2.8	0.8	3.6	33.5	10.7	2.1	1.2	2.1
Castillon (Puits au crochet	0	1	1	11.9	8.4	3.8	3.5	3.8
Bossière G1	35.8	0.5	36.3	465	7.8	3.8	2.8	3.8
Source Trouille	7.6	35.1	42.7	554.2	7.7	2	5.4	2.0
Fontaine - Le Cheneau	0	24.7	24.7	336.6	7.3	2.3	2.3	1.4
Viesville - Thi- méon - Villers	0	273.6	273.6	4857.5	5.6	0.8	0.8	0.7
Durnal	5	1.5	6.5	119.3	5.4	1.4	1.4	1.1
Erbaut-Lens	34.3	393.5	427.8	8538	5.0	2.2	0.9	1.5
Campagne De Devant Les Bois	0.1	9.5	9.6	336.6	2.9	5	5	4.3
Le Marinal - Faux Vivier	0	19.9	19.9	887.6	2.2	1.8	1.3	1.6
Perwez D1	0	1.2	1.2	60.4	2.0	0.6	0.5	0.6
Baulers G1	0	1.7	1.7	196.5	0.9	1.4	0.9	1.4
Daussois	0	0	0	31.6	0.0	3.9	3.9	2.5
Les Anges	0	0	0	24	0.0	5.4	5.4	3.4

4.3.2.2. Matière carbonatée profonde

La matière carbonatée profonde est une autre contrainte qui influence le transfert vertical des composés solubles du fait de leur fissuration et leur porosité. Les différents points de prélèvement ont été associés à l'atlas du karst wallon. Cet atlas reprend l'ensemble des formations carbonatées défini à l'échelle de la Wallonie.

Une septantaine de prises d'eau pour lesquelles une concentration en TFA a été mesurée se trouvent dans les calcaires du Carbonifère et du Dévonien (Figure 17).

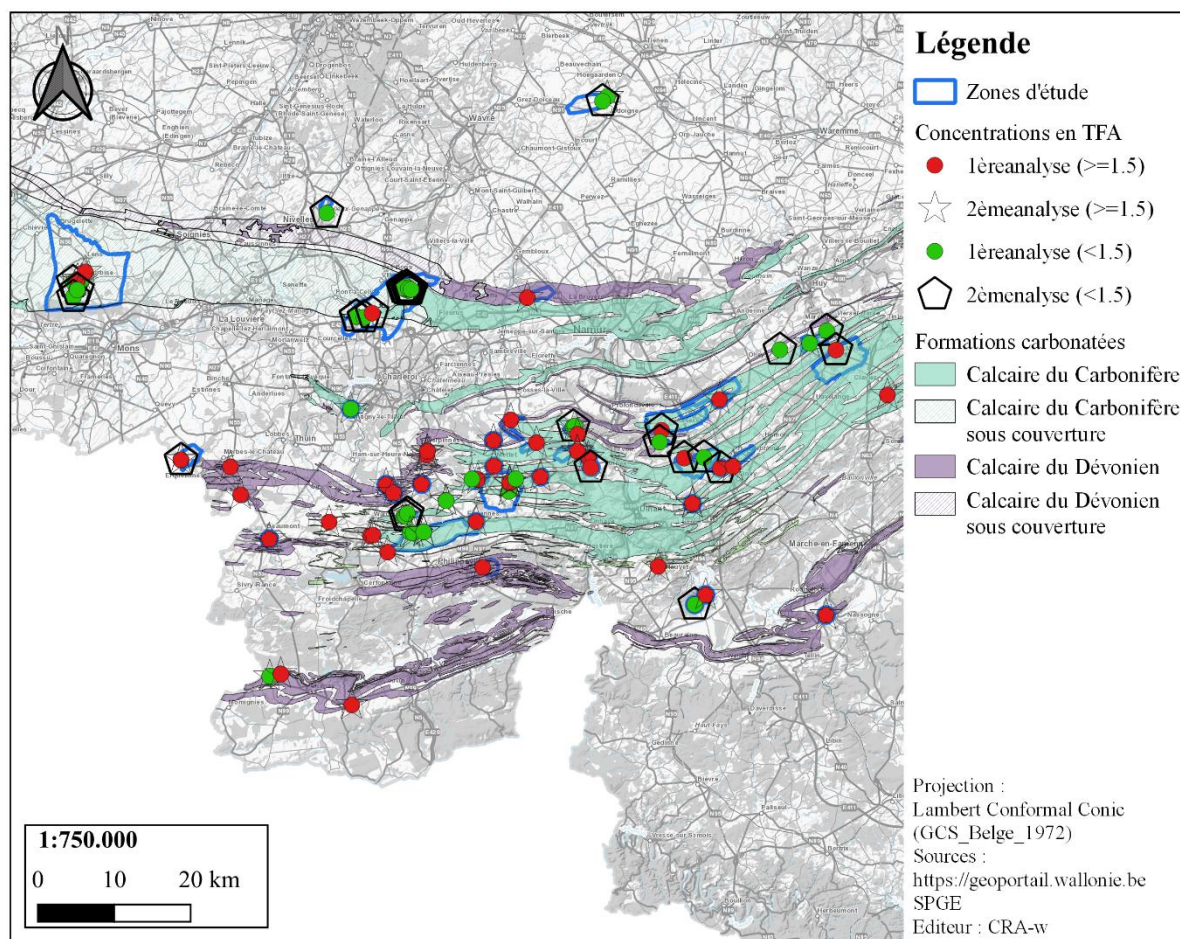


Figure 17. Représentation des formations carbonatées et des points de prélèvements étudiés.

4.3.2.3. Epaisseur du sol wallon

L'épaisseur du sol wallon joue également un rôle dans le transfert vertical des composés solubles. Un grand nombre des points de prélèvement sont situés dans des zones d'étude pour lesquelles les sols ont une faible épaisseur, notamment comprise entre 20 et 40 cm.

Le tableau 17 reprend les superficies des différentes épaisseurs de sol présentes dans les zones d'étude des points de prélèvements. Ces sols sont majoritairement fins (20-40 cm) et d'une profondeur comprise entre 40 et 80 cm et supérieure à 80 cm.

Tableau 17. Superficie (ha) des épaisseurs de sol au sein des zones d'étude

Zone_etude	Sup_0	Sup_<20	Sup_20_40	Sup_>40	Sup_20_80	Sup_40_80	Sup_>80	Sup_sol	Sup_tot	Moy_conc_max	Conc_moy_1	Conc_moy_2
Le Poivre- Stave - Biesmeree	0	23.1	469.3	8.3	0	618	187.4	1306.1	2401	2.1	2.1	2.3
Crèvecoeur - Yves-Gomezee	0	29.2	435.1	203.2	0	295.1	174.3	1136.9	1593.9	2	1.4	2.2
Modave	0	36.7	419.5	23.7	0	330.4	253.9	1064.2	2180	1.5	1.5	1
Crupet	0	63.1	388.8	22.3	0	290.3	164.6	929.1	2568.3	2.3	2	1.4
Campagne P1	0	3.7	176.6	6.9	0	401.2	202.7	791.1	1134	2	1.7	2
Chambre de Jauge - Pavillon Senenne	0	9.7	241.7	0	0	232.7	99.4	583.5	1186.2	2.3	1.8	1.1
Warnant - Bioul-Noire Terre	24	93.3	295.1	59.8	0	23.9	49.3	545.4	1038.7	2.9	2	2.4
Lienne	0	4.9	151.3	0	0	170.8	74.2	401.2	761.1	1.7	1.8	1.5
Fontaine - Le Cheneau	0	19.1	216.3	1.5	0	13.1	27.8	277.8	336.6	2.3	2.3	1.4
Pont du diable P1 - Rue Al Vaux	0	18.6	34	75.6	62.7	22.2	50	263.1	625.4	4.7	4.4	4.6
Neuve-Fontaine	0	33.1	92	23.5	0	96.2	14.5	259.3	338	4.9	4.9	3.3
Taviet	0	0.8	113	0	0	102.8	30.5	247.1	341	2.9	2.8	2.7

Tince-Fontaine (La Chinelle)	0	8.1	171.7	11.8	0	28	24	243.6	336.6	4.3	2	4.3
Captage de Bonsin	0	37.8	115.4	0	0	87.7	2.4	243.3	336.6	2.7	2.7	1.7
Al Fontaine	0	3.3	27	100.5	21	6	24.4	182.2	336.6	5.4	5.4	3.9
Pont Castelain	0	17.1	40.2	3	0	70.9	23.3	154.5	336.6	3.5	2.3	3.5
Bastin - Fallon	0	0	81.1	6.5	0	36.1	30	153.7	342.2	1.9	1.4	2.4
Chemin de Jamagne	0	6.5	36.6	9.6	0	37	44.8	134.5	217.3	1.9	1.3	1.9
Viesville - Thiméon - Villers	0	0	0	0	12.3	2.8	115.9	131	4857.5	0.8	0.8	0.7
Erbaut-Lens	0	0	0	24.2	0	20.9	82.5	127.6	8538	2.2	0.9	1.5
Triffoy-Roiseux	0	3.1	45.8	3.9	0	36.6	32.9	122.3	211.7	1.3	1.3	0.7
Battefer D1-Walcourt P1	0	6	19.7	51.9	0	0.1	19.7	97.4	103.9	2.7	2	2.6
Durnal	0	3.8	37.9	0	0	47.4	5.4	94.5	119.3	1.4	1.4	1.1
Carrière Dupuis	0	0	30.4	23.8	0.8	17.1	17.2	89.3	336.6	1.8	1.2	1.8
Campagne De Devant Les Bois	0	0.4	18.7	7.8	0	26.9	27	80.8	336.6	5	5	4.3
Mon Rêve - Trieu du Pachy	0	1.3	28.2	0	28.1	19.5	1.8	78.9	153.6	2.2	2	1.4
Arbre - Ravardie	0.4	12.8	43.4	8.8	0	3.9	8.8	78.1	142.7	1.2	2.3	2
Montignies P3	0	1.3	11.6	1.7	0.9	23.5	12.8	51.8	130.3	3	2	3

Grand-Etang-Bambois	0	0	9.1	0	0	29.4	9.6	48.1	337	4.4	4.4	3
Boutonville	0	0.5	4.4	0	0	36.5	3.7	45.1	61.6	1.9	1.7	1.9
Fraire	0	0	15.1	19.7	0	0.9	3.8	39.5	103.1	1	0.7	1
Bossière G1	0	0	8.9	0	16.5	5.2	6.3	36.9	465	3.8	2.8	3.8
Evrard - Hy-miée	0	1.8	8.3	2.6	8.3	3.7	11.3	36	95.6	4.5	2.4	4.5
Perwez D1	0	0	5.1	2.8	0	14.4	9.9	32.2	60.4	0.6	0.5	0.6
Saint-Laurent	0	0.2	20.9	0	0	3.9	2.6	27.6	163.8	3.6	3.6	1.8
Daussois	0	0	0.1	27	0	0	0	27.1	31.6	3.9	3.9	2.5
Les Anges	0.1	8.8	11.1	0	0	1.5	0.4	21.9	24	5.4	5.4	3.4
Fond Saint Martin	0	0	8.5	0	0	8.7	4	21.2	31.6	2.1	2.1	1.7
Source Trouille	0	0	0	4.4	4.2	0	12.5	21.1	554.2	2	5.4	2
Le Marinal - Faux Vivier	0	0	0	0	8.6	0	0	8.6	887.6	1.8	1.3	1.6
Bringuette	0	0	1.6	0	3.2	0	0.5	5.3	85.2	4.5	2	4.5
Baulers G1	0	0	0	0	0	0	4.8	4.8	196.5	1.4	0.9	1.4
Morialme	0	0	1.2	0	0	3.1	0	4.3	33.5	2.1	1.2	2.1
Castillon (Puits au crochet)	0	0	0	0	0	0	1.6	1.6	11.9	3.8	3.5	3.8

5. Discussion

5.1. Estimation des charges potentielles en TFA par zone d'étude

En recoupant les charges potentielles estimées en substances actives PFAS avec la moyenne des concentrations mesurées par prélèvement et par date d'analyse, aucun lien n'a pu être mis en évidence pour l'année 2023 ou la période de 6 ans. Les charges potentielles estimées sont parfois très importantes alors que les concentrations moyennes et les moyennes des concentrations maximales mesurées en TFA dans les points de prélèvement de la zone d'étude associée sont faibles.

Par ces résultats, nous constatons que les estimations des quantités de substances actives PFAS appliquées ne sont pas suffisantes pour déterminer à elles seules l'origine de contamination en TFA ainsi que leurs variations dans les eaux brutes et que d'autres facteurs jouent un rôle dans son transfert et sa présence.

5.2. Estimation de l'influence des covariables sur les pressions en TFA

5.2.1. Influence des covariables

Sur base des analyses réalisées, le modèle a mis en évidence une relation entre la présence en TFA et une série de covariables. Les relations, qu'elles soient positives ou négatives, ne suffisent pas à elles seules pour justifier la variation des concentrations en TFA dans les ouvrages. Les covariables identifiées dans les régressions statistiques n'indiquent pas nécessairement que la variable sélectionnée va avoir un effet fortement négatif ou positif sur la présence en TFA. L'analyse statistique identifie que les variables responsables d'une différence de concentration en TFA parmi les zones d'étude contaminées en TFA.

Par exemple, le coefficient négatif lié aux cultures d'épeautre pourrait simplement être expliqué par le fait que cette culture viendrait remplacer des cultures davantage contributrices aux concentrations en TFA. Voici la liste des covariances mises en évidence :

- Teneur en argile dans les sols – Impact positif

Le modèle de régression indique une influence positive de la teneur en argile sur la concentration en TFA dans les eaux brutes. La teneur en argile contribuerait à la présence de TFA.

Ce résultat intuitif peut s'expliquer par la tendance du TFA à s'adsorber sur les particules d'argile et à former des colloïdes stables dans le sol. Ces particules fines s'accumulent dans le sol et pourraient constituer un réservoir mobilisable en période de fortes pluies, lorsque le ruissellement et l'infiltration rapide facilitent leur transfert vers la prise d'eau. Cette hypothèse pourrait être vérifiée par un suivi conjoint des précipitations et de la turbidité de l'eau captée.

- Présence de formations carbonatées du Dévonien – Impact positif

Ces formations sont souvent associées à des marnes argileuses friables, plus altérables que les calcaires purs. Ces roches sont souvent partiellement karstifiées facilitant d'une part la formation de colloïdes et d'autre part le transport de particules fines par ruissellement

concentré. De plus, leurs horizons superficiels peuvent être fins ou peu protégés, augmentant la vulnérabilité à l'érosion et donc la charge en TFA.

- Présence de cultures de colza et navette – Impact positif

Les cultures de colza et de navette sont très sensibles à la présence de certains ravageurs tels que les méligèthes du colza. Une substance active PFAS est utilisée comme insecticide en colza d'hiver pour lutter contre cet insecte et pourrait expliquer la corrélation positive observée avec l'apport en TFA.

Pour désherber les cultures de colza, le fluazifop-P-butyl est autorisé en Wallonie. L'asbl CORDER a estimé qu'en 2022 121,8 kg de cette substance active sont vendus pour la culture de colza sur les 405 kg de fluazifop-P-butyl vendus en Wallonie, ce qui représente à peu près 30 % des ventes totales de cette substance active. Parallèlement, Diehle et al., 2025 ont montré que le fluazifop-P-butyl peut former théoriquement 134 g de TFA par hectare de colza d'hiver. En multipliant cette formation théorique maximale de TFA par la moyenne des surfaces en colza d'hiver recensées en Europe entre 2015 et 2019, la quantité de TFA maximale qui peut être lixiviée vers les eaux souterraines est de 841 t.

- Présence de cultures d'épeautre – impact négatif

Les cultures d'épeautre sont majoritairement désherbées au printemps avec des produits foliaires non PFAS. Elles sont traitées moins intensivement que les orges de printemps ou d'hiver.

- Présence de cultures d'orge de printemps – Impact positif

Les cultures d'orge de printemps sont désherbées au printemps, période où il y a peu de graminées à germination automnale/hivernale comme le vulpin. Etant donné que le flufénacet n'était pas autorisé en orge de printemps (mis à part un produit introduit tout récemment), celui-ci n'était jamais employé sur ce type de culture. Toutefois, des produits à base de tritosulfuron étaient utilisés pour le désherbage de printemps, ce qui pourrait expliquer une possible contribution aussi des cultures d'orge de printemps à la présence de TFA dans les prises d'eau.

Cependant, selon l'Unité Santé des plantes et forêts (U03) du CRA-W, l'orge brassicole, référencée dans le parcellaire agricole, reprend trois catégories de cultures : l'orge de printemps semée à l'automne, l'orge de printemps semée au printemps et l'orge d'hiver semée à l'automne. Ainsi, certaines orges brassicoles sont probablement désherbées en automne avec du flufénacet et influencent la catégorie générale des orges de printemps.

- Présence de cultures d'orge d'hiver – Impact positif

Selon l'U03 du CRA-W, 80 à 90 % des orges d'hiver sont traités en automne avec des produits à base de flufénacet pour lutter contre les graminées car les autres substances utilisables en froment ne sont pas sélectives des orges, causant potentiellement une augmentation des concentrations à ces périodes-là.

Il est étonnant que les cultures de froment d'hiver, largement présentes dans les zones d'étude, ne soient pas corrélées positivement à la présence de TFA. Bien que ces cultures occupent plus

de superficie, les substances actives herbicides autorisées pour le désherbage de ces derniers sont plus nombreuses, principalement à base de sulfonilurées et ne contiennent que rarement des produits à base de l'herbicide PFAS, le flufénacet. Celui-ci n'étant utilisé qu'en pré-traitement d'automne en cas de présence de vulpins résistants.

5.2.2. Matière carbonatée et nappe phréatique à moins d'un mètre de profondeur

La présence de matière carbonatée et de nappe phréatique à moins d'un mètre de profondeur ne semble pas avoir d'influence sur les **variations** des concentrations mesurées en TFA. En effet, certaines zones d'étude avec des concentrations moyennes en TFA élevées ne sont pas caractérisées par l'un ou les deux éléments physiques. Inversement, là où les concentrations en TFA sont élevées, les superficies représentées par ces deux paramètres pris séparément et ensemble sont relativement faibles. Le TFA est un des derniers éléments de décomposition de bons nombres de substances actives PFAS, celui-ci semble se former bien plus profondément dans le sol. Il est probablement aussi rapidement lixivié vers les eaux souterraines et cet effet n'est pas mis en avant par le faible nombre de date d'échantillonnage.

5.2.3. Matière carbonatée profonde

Les points de prélèvement pour lesquels des concentrations en TFA sont mesurées se situent majoritairement dans les calcaires du Carbonifère et du Dévonien. L'aquifère des calcaires du Carbonifère est une ressource essentielle pour l'eau potable et est exploité intensivement, entraînant une plus grande vulnérabilité pour les ouvrages de ces calcaires.

Pour rappel, 36 zones de distribution sur 642 zones de distribution ont été retenues pour notre étude, en raison des concentrations mesurées en TFA. 100 ouvrages destinés à l'eau potable se retrouvent dans ces 36 zones et ont constitué nos données d'analyse. Parmi les 606 autres zones de distribution, aucune analyse de la concentration en TFA n'a été réalisée dans des ouvrages d'eau potable. L'absence de données d'ouvrages dans d'autres zones de distribution biaise l'analyse et l'étendue de la pression en TFA et limite notre enquête à ces deux calcaires.

5.2.3. Epaisseur du sol wallon

Aucun lien évident n'existe entre l'épaisseur des sols présents dans la zone d'étude et les concentrations moyennes calculées pour les deux dates étudiées. Ce résultat reste surprenant car le TFA est très mobile et persistant dans le sol et est peu retenu par la matière organique. Ses caractéristiques physico-chimiques laissaient supposer que comme bons nombre de composés solubles, celui-ci est plus facilement et rapidement lixivié vers le sol et les eaux souterraines.

5.2.4. Mise en commun des paramètres sélectionnés

En intégrant les différents paramètres physiques à savoir la présence de nappe et de karst à moins d'un mètre ainsi que l'épaisseur de sol, il n'y a pas d'influence de la proportion de contrainte (%_contrainte) que représente ces superficies par rapport aux concentrations moyennes (Conc_moy_1, Conc_moy_2) et moyennes des concentrations maximales (Moy_conc_max) calculées par zone d'étude. Pour certaines zones d'étude, le pourcentage de contrainte calculé est supérieur à 100 %, car certains éléments se superposent dans les zones

d'étude. Un affinage de ces données est nécessaire pour avoir une estimation plus réelle de la superficie représentée par les contraintes choisies (Tableau 18).

L'absence de corrélation entre ces trois paramètres physiques et les différences de concentrations en TFA dans les eaux souterraines montrent d'une part que le nombre de données de concentrations en TFA utilisé pour les différentes analyses est insuffisant et d'autre part que d'autres paramètres environnementaux influencent le transfert du TFA vers le sol et les eaux souterraines.

Parallèlement à ce manque de données, la date d'échantillonnage peut influencer les observations faites vis-à-vis de l'implication de certaines cultures dans l'apport de TFA. Cette observation devra être vérifiée avec une augmentation du nombre d'analyse par date d'échantillonnage.

Tableau 18. Pourcentage de contrainte par zone d'étude et concentrations moyennes et moyennes des concentrations maximales en TFA

Zone_etude	Surf_con- trainte	%_con- trainte	Moy_conc_max	Conc_moy_1	Conc_moy_2
Tince-Fontaine (La Chinelle)	382,1	113,5	4,3	2	4,3
Battefer D1- Walcourt P1	106,5	102,5	2,7	2	2,6
Captage de Bonsin	294,3	87,4	2,7	2,7	1,7
Arbre - Raverdie	123,9	86,8	1,2	2,3	2
Daussois	27,1	85,8	3,9	3,9	2,5
Les Anges	20,0	83,3	5,4	5,4	3,4
Fond Saint Martin	25,8	81,5	2,1	2,1	1,7
Fontaine - Le Che-neau	260,1	77,3	2,3	2,3	1,4
Crupet	1187,0	74,5	2	2	1,4
Warnant - Bioul-Noire Terre	772,3	74,4	2,9	2	2,4
Triffroy-Roiseux	150,8	71,2	1,3	1,3	0,7
Mon Rêve - Trieu du Pachy	107,7	70,1	2,2	2	1,4
Neuve-Fontaine	231,0	68,3	4,9	4,9	3,3
Chambre de Jauge - Pavillon Senenne	781,9	65,9	2,3	1,8	1,1
Boutonville	40,4	65,6	1,9	1,7	1,9
Taviet	212,0	62,2	2,9	2,75	2,7
Modave	1347,4	61,8	1,5	1,5	1
Crèvecoeur - Yves-Gomezee	1546,6	60,2	2,3	1,4	2,2
Lienne	456,9	60,0	1,7	1,75	1,5
Chemin de Jamagne	121,4	55,9	1,9	1,3	1,9
Campagne P1	593,8	52,4	2	1,7	2

Bastin - Fallon	177,7	51,9	1,9	1,4	2,5
Pont Castelain	145,6	43,3	3,5	2,3	3,5
Fraire	44,5	43,2	1	0,67	1
Evrard - Hymiée	39,6	41,4	4,5	2,4	4,5
Durnal	48,2	40,4	1,4	1,4	1,1
Pont du diable P1 - Rue Al Vaux	245,8	39,3	4,7	4,4	4,6
Le Poivre- Stave - Biesmeree	815,2	34,0	2,1	2,1	2,3
Montignies P3	40,3	30,9	3	2	3
Carrière Dupuis	101,2	30,1	1,8	1,2	1,8
Saint-Laurent	45,5	27,8	3,6	3,6	1,8
Al Fontaine	75,6	22,5	5,4	5,4	3,9
Bringuette	14,0	16,4	4,5	2	4,5
Morialme	4,8	14,4	2,1	1,2	2,1
Grand-Etang-Bam- bois	45,8	13,6	4,4	4,4	3
Perwez D1	6,3	10,4	0,6	0,5	0,6
Bossière G1	45,2	9,7	3,8	2,8	3,8
Campagne De De- vant Les Bois	28,7	8,5	5	5	4,3
Castillon (Puits au crochet	1,0	8,3	3,8	3,5	3,8
Source Trouille	42,7	7,7	2	5,4	2
Viesville - Thiméon - Villers	273,6	5,6	0,8	0,8	0,7
Erbaut-Lens	451,7	5,3	2,2	0,9	1,5
Le Marinal - Faux Vivier	20,0	2,2	1,8	1,3	1,6
Baulers G1	1,7	0,9	1,4	0,9	1,4

6. Conclusions

Cette étude a permis de mettre en évidence l'influence de quelques covariables sur la présence en TFA dans les eaux brutes wallonnes. Sur base des analyses statistiques effectuées, nous observons qu'il est possible de discriminer les prises d'eau contaminées sur base de plusieurs paramètres. Ces paramètres sont variables en termes de significativité et d'influence. Nous identifions ainsi que des covariables telles que la présence de colza et navette, d'orge d'hiver et de printemps, de matière carbonatée profonde du Dévonien ou encore d'argile dans les sols ont une influence positive sur la présence en TFA.

En contrepartie, dans les prises d'eau contaminées en TFA, la présence de matière carbonatée du carbonifère et de cultures d'épeautre exercent une influence négative. **Le fait de travailler uniquement avec des données provenant de prises d'eau contaminées n'implique pas que leur présence réduit la sensibilité de celles-ci aux contaminations en TFA.** L'effet négatif

observé pour certaines covariables indique que, parmi les prises d'eau contaminées, celles pour lesquelles ces covariables sont présentes tendent à avoir des concentrations en TFA plus faibles que celles associées aux autres covariables considérées.

Parallèlement à cette analyse, quelques paramètres physiques, définis comme influençant le transfert des composés solubles dans le sol et l'eau, ont été utilisés pour expliquer les variations des concentrations observées en TFA dans les différentes zones d'étude. Aucun lien n'est mis en évidence entre la présence de ces paramètres dans les zones d'étude et les concentrations en TFA.

Le faible nombre de données de concentrations en TFA dans les eaux brutes wallonnes ne permet pas d'avoir une représentativité de la contamination mesurée en TFA à l'échelle du territoire. Bons nombres d'ouvrages pour lesquels une concentration en TFA a été mesurée se situent dans les masses d'eau des calcaires du Carbonifère et du Dévonien. L'absence de données de concentrations en TFA dans les ouvrages présents dans les autres zones de distribution réduit l'estimation des charges potentielles en TFA et de l'impact des paramètres physiques étudiés. En complément, la faible couverture temporelle de l'échantillonnage ne permet pas de savoir si le TFA mesuré dans les prises d'eau provient de l'année d'analyse ou résulte d'une accumulation dans le sol à la suite d'applications répétées sur différentes cultures.

7. Perspectives

Compte tenu du délai limité pour la réalisation de cette étude prospective, une révision rapide de la littérature scientifique sur la thématique du TFA a été effectuée. De plus, différents aspects n'ont pas pu être explorés et certains éléments n'ont pas pu être intégrés dans notre étude. Ci-dessous sont listés les points additionnels à considérer pour accroître la robustesse de cette étude et valider l'identification des facteurs impactant les concentrations en TFA dans les eaux brutes des prises d'eau.

▪ Couverture temporelle

Les analyses réalisées sur les concentrations en TFA montrent la présence potentielle d'un impact saisonnier. Bien que la réalisation d'une analyse complémentaire pour confirmer/infirmier ces premiers résultats est nécessaire, les deux analyses qui ont été effectuées en 2024 devraient être répétées à des dates d'échantillonnage équivalentes pour permettre une comparaison directe de la situation qualitative des prises d'eau en TFA. Idéalement la couverture temporelle devra être étendue.

Nous recommandons la réalisation de 6 prélèvements annuels, espacés chacun de deux mois avec un premier prélèvement en novembre 2025.

▪ Couverture spatiale

Les échantillons collectés dans les eaux brutes des prises d'eau ont été identifiés sur base des eaux de distribution présentant une contamination avérée en TFA. Cette méthodologie d'échantillonnage est biaisée et ne permet de fournir une étude statistique robuste pour identifier des covariables induisant une réelle sensibilité ou pression.

Nous recommandons :

- Une analyse mensuelle des concentrations en TFA dans les eaux brutes des prises d'eau sélectionnées en Wallonie et reprises ci-dessous. Le choix des prises d'eau s'appuie sur différents paramètres à savoir, le type d'ouvrage, le type de contamination constaté, la masse d'eau sollicitée. Certains ouvrages, repris dans le tableau, ont fait ou feront l'objet de diagnostics environnementaux rédigés par la CDP'eau et pourront faire partie, en fonction des conclusions de ces derniers, de futurs Contrats Captage. Les dossiers de protection repris en vert sont les ouvrages pour lesquels des analyses en TFA ont été réalisées et utilisées dans le cadre de cette étude préliminaire (Tableau 19). Cette analyse permettra d'avoir une meilleure représentativité de la pression en TFA dans les différentes masses d'eau souterraine wallonnes et un plus grand échantillonnage pour l'étude statistique.
- L'établissement de fonctions de transfert permettant d'approximer les concentrations en TFA des eaux brutes sur base des concentrations dans les eaux de distribution si un échantillonnage généralisé en eaux brutes n'est pas réalisable ;

Tableau 19. Sélection des ouvrages à analyser. Légende : PT = Puits Traditionnel ; PF = Puits Foré ; GX = Galerie à déterminer ; SE = Source à l'émergence ; DR = Drain ; GF = Galerie à flanc de coteau ; MI = Mine ; GP = Galerie accessible par un puits.
Sources : SPW-ARNE-DEE et SPGE.

Dossier de protection	Ouvrage	Codes ouvrages	Réseau	Masse d'eau	Type d'ouvrage	Commentaires
SWDE-VMW04	LE MARINAL D1	32/7/9/001	DCE	E051	GX	Sensibilité observée pour des produits à base de chloridazon et métazachlore. Ouvrages déjà analysés dans l'étude . Compléments d'informations nécessaires.
SWDE-VMW04	FOND DU FAUX VI-VIER G1	32/7/9/002		E051	GX	
SWDE015	EBEN-EMAEL	34/6/6/001	DCE	M040	PF	
VIVAQUA11	ABEICHE 2 - NICAISE	39/3/2/002 - 39/3/5/003	DCE+SURVEY	E051	PF - GX	Site de captage composé de deux types d'ouvrages différents et qui sollicite une autre nappe que celle des calcaires du Dévonien.
SWDE042	RAMAIX G1 BAULERS	39/7/4/010	DCE	E051	GF	Prise d'eau située dans un contexte non carbonatée avec une contamination en TFA inférieure à celle observée dans un contexte carbonaté.
VIVAQUA08	BATY FONTENY	39/7/6/007	DCE+SURVEY	E051	PT	Sensibilité observée pour des produits à base de chloridazon
IEVT02	HOUTAIN 2	39/7/9/001	DCE	E051	SE	
IECB	GEMIONCOURT OUEST	39/8/7/001				
IECB	THYL TER	39/8/8/003		M011	PT	
IEVT04_05	TRY-COQUIAT 1	39/8/8/004	DCE	M011	PT	
IECB	GEMIONCOURT EST	39/8/8/005		M011		
IECB	PIRAUMONT	39/8/8/007		M011	PF	
IECB	THYL BIS	39/8/8/008		M011	PF	
SWDE-VMW01	CHAMPTAINE	40/2/5/003	DCE	E051	SE	Source à l'émergence qui sollicite un contexte non-carbonaté

IECBW09	GALERIE DE L'OR-NOY	40/5/2/003	DCE	E051	GF	Galerie qui sollicite un contexte non carbonaté et qui est sensible à des produits à base de métazachlore
SWDE086	MOLEMBAIS DRAIN	40/4/1/001	DCE	E053	DR	Drain qui sollicite un contexte non carbonaté
AQUASAMBRE01	VIESVILLE II	46/3/9/003		M011	PF	
SWDE090	TRICHON	46/6/2/002 46/6/2/020	DCE	M052	GF	Captages présentant une problématique en métolachlore et métazachlore ESA
SWDE032	BOSSIERE G1	47/2/5/001	DCE	M011	MI	"Prise d'eau qui sollicite une autre nappe que la M021 et qui est considérée comme une 'mine'
SWDE030	CLAMINFORGE E1	47/5/6/002	DCE	M012	SE	Ouvrage pour lequel une connexion entre les eaux de surface et les eaux souterraines est observée.
	PERWEZ D1	48/6/3/002		M021	DR	Point influençant du modèle malgré des concentrations faible (0.5 et 0.6 µg l ⁻¹). Une seule prise d'eau dans la zone d'alimentation, qui se trouve à moins de 100 mètres des formations calcaires du Dévonien
SWDE219	BOIS DE HOMBA	48/6/6/001		M021	SE	Captages présentant une sensibilité aux produits à base de métazachlore
SWDE050	DOLEMBREUX D1	49/2/2/001		M021	PF	
SWDE049	BRINGUETTE	52/1/9/001	DCE	M022	PF	Différence importante de concentration entre les deux dates d'échantillonnage (2.5 µg l ⁻¹). Unique captage dans la zone d'alimentation arrêtée. Besoin de vérifier de potentiels effets saisonniers.
SWDE089	LOBBES G2	52/2/3/003	DCE	M052	GF	Captages présentant une problématique en bentazone et desphényl-chloridazon
	HYMIEE P1	52/4/6/002		M021	PT	Différence importante de concentration entre les deux dates d'échantillonnage (2.1 µg l ⁻¹ en moyenne) pour chaque captage. Trois captages dans la zone d'alimentation forfaitaire. Besoin de vérifier de potentiels effets saisonniers.
	EVARD P3	52/4/6/003	DCE	M021	PT	
	EVARD P1	52/4/6/001		M021	PF	
	RUE AL VAUX	52/4/7/002		M021	SE	
	AL FONTAINE	52/4/9/001		M021	SE	
	CASTILLON	52/7/4/001	DCE	M021	PF	Point influençant du modèle. Une seule prise d'eau dans la zone d'alimentation. Concentration s'élevant de 3.5 à 3.8 µg l ⁻¹ .

INASEP17	PONT DU DIABLE	52/8/2/007	DCE	M021	PF	
	DAUSSOIS	52/8/7/001	DCE	M021	PF	
	GRAND-ETANG-BAM-BOIS	53/2/1/002	DCE	M021	SE	
INASEP21	TINCE-FONTAINE (LA CHINELLE)	53/5/9/001	DCE	M023	SE	Différence importante de concentration entre les deux dates d'échantillonnage (2.3 µg l ⁻¹). Unique captage dans la zone d'alimentation forfaitaire. Besoin de vérifier de potentiels effets saisonniers.
	LES ANGES	53/8/9/001		M021	SE	Source à l'émergence où aucun phénomène karstique ou nappe en surface n'est présent dans la zone d'alimentation. Les contaminations mesurées s'élevant à 5.4 et 3.4 µg l ⁻¹ semblent être sujettes à une cinétique importante.
INASEP27	PUITS CHATAIGNIER	54/6/8/001	DCE	M023	PF	
CHIMAY	BOUTONVILLE	57/7/9/001	DCE	M023	PT	
INASEP06	BONNE FONTAINE	58/4/1/008	DCE	M021	SE	
	PUITS LE CHENEAU	59/1/4/001		M023	PF	Zone d'alimentation, composée de deux zones forfaitaires, qui présente la plus grande proportion d'orge de printemps. Les deux sites de prises appartiennent à des catégories d'ouvrage différentes. Le drain est significativement plus contaminé que le puits foré. Tous deux présentes une diminution de la concentration mesurée de la première à la seconde analyse.
	FONTAINE	59/1/5/001	DCE	M023	DR	
ROCHEFORT	NEUVE-FONTAINE	59/3/5/004		M023	DR	
SWDE069	PALLEN G1	68/8/3/001		R092	SE	

▪ Zone d'étude

Les analyses géospatiales menées dans le cadre de cette étude ont été réalisées dans une optique de maximisation de l'information disponible. L'extraction des covariables a été effectuée sur des zones d'alimentation de captage présumées, définies à partir de la combinaison de plusieurs jeux de données :

- Zone de protection II, arrêtée et forfaitaire ;
- Zone de protection III, arrêtée et proposée ;
- Zone d'alimentation de captage ;

Ce jeu de donnée créé sur base de sources plurielles induit des inconsistances pour l'extraction des covariables, ces dernières ne reflétant pas nécessairement les mêmes processus.

De plus, chacun des ouvrages de collecte d'eau, présentent des natures différentes (galeries, puits, forages, drains, émergences), sont situés à des profondeurs différentes et présentent des profils de contaminations variés alors que ces derniers sont parfois situés au sein de la même zone d'étude.

Nous recommandons :

- la généralisation des études hydrogéologiques permettant une meilleure définition et l'établissement de l'ensemble des zones de prévention et d'alimentation de captages. Si le nombre d'observations le permet, les analyses devraient être spécifiques à chaque catégorie d'ouvrages. Nous recommandons également une analyse plus ciblée de certains ouvrages identifiés comme contaminés en TFA pour mieux affiner notre analyse en étudiant plus précisément les relations entre le TFA et l'environnement de la zone d'étude concernée (géologie, hydrogéologie, eau de surface, ...).
- la suppression de la portée d'une future étude à minima des cas en zones de protection forfaitaires si toutefois leur suppression ne réduit pas de manière trop importante le nombre d'observations.

▪ Sources de contamination

Le TFA est une molécule extrêmement mobile provenant de sources multiples. La présente étude s'est focalisée sur l'identification des impacts agricoles potentiels sur les variations des concentrations en TFA dans les eaux brutes des prises d'eau potabilisable. Comme le montre l'Agence allemande de l'Environnement, l'origine du TFA dans l'environnement n'est pas uniquement agricole. Celui-ci est aussi utilisé comme composé chimique de base et comme solvant dans des processus de synthèse notamment et est présent dans certains gaz fluorés (Adlunger et al., 2021).

Afin d'identifier les sources additionnelles de contamination d'origine non agricole, **nous recommandons**, l'établissement d'une donnée officielle permettant la localisation exacte de ces sites industriels, la nature des molécules utilisées / émises et leur quantité.

▪ Interaction entre covariables

L'identification des covariables susceptibles d'influencer l'augmentation des teneurs en TFA dans les eaux brutes des ouvrages a été réalisée au moyen de modèles linéaires. Cependant, certaines covariables peuvent interagir de manière non linéaire.

Nous recommandons d'explorer ces interactions à l'aide de modèles non linéaires, par exemple, quadratiques, ou encore en recourant à des outils de machine learning tels que l'apprentissage supervisé via les méthodes de type Random Forest. Ces approches peuvent améliorer la qualité prédictive des modèles mais n'ont pas pu être explorées dans le temps imparti de cette étude préliminaire, mais aussi avoir un effet contraire rendant plus difficile l'interprétation de l'effet réel des covariables.

8. Sources

1. Académie des sciences, 2025. « La pollution aux PFAS : état des lieux des connaissances et enjeux de société ». <https://www.academie-sciences.fr/sites/default/files/2025-03/rapport%20PFAS-250325.pdf>
2. Adlunger Kristen Julia M. Anke, Gunnar Bachel, Helena Banning, Annegret Biegel-Engler, Katrin Blondzik et al., 2021. « Reducing the input of chemicals into waters: trifluoroacetate (TFA) as a persistent and mobile substance with many sources – Sources, input pathways, environmental contamination of TFA and regulatory approaches ». *Umweltbundesamt (Agence allemande de l'Environnement)*. <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/reducing-the-input-of-chemicals-into-waters>.
3. Arp, Hans Peter H., Andrea Gredelj, Julianne Glüge, Martin Scheringer, et Ian T. Cousins. 2024. « The Global Threat from the Irreversible Accumulation of Trifluoroacetic Acid (TFA) ». *Environmental Science & Technology* 58 (45): 19925-35. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c06189>.
4. Berger, T. W., Tartowski, S. L., Likens, G. E. 1997. « Trifluoroacetate Retention in a Northern Hardwood Forest Soil ». *Environmental Science Technology* 31 (7), 1916 – 1921. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.045>.
5. Bergiers Guillaume, Bastien Durenne, Florence Williscotte et Bruno Huyghebaert. 2023. Indic'eau rapport 2023. https://www.protecteau.be/sites/default/files/uploads/Recherche%20scientifique/Deliv_rable-hypertexte/craw/DossierCRAW_2302Indiceau.pdf
6. Boudin Stéphane, Tom Huppertz, Mathilde Le Bihan et Tristan Salmon. 2023. « PFAS in Belgian industry – market study – Final public report ». *Federal Public Service of Belgium*.
7. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2024). Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und Metaboliten. Funde und Tendenzen. Berichtszeitraum 2017 bis 2021 (in German, translated: "Report on groundwater quality in Germany. Pesticide active substances and metabolites. Findings and trends. Reporting period 2017 to 2021"). https://www.lawa.de/documents/psm-bericht-2023-12-22-barrierearm-final_2_1728974845.pdf

8. Conseil scientifique Indépendant. 2025. « Rapport PFAS »
9. CORDER – SPW-ARNE-DEMNA & DEE. 2024 « Estimation quantitative des utilisations de produits phytopharmaceutiques par les différents secteurs d'activité en Wallonie (2024)
10. Diehle, Miriam, Franziska Schneider, Helena Banning, et Christina Heinrich. 2025. « Trifluoroacetate Leaching Potential from Fluorinated Pesticides: An Emission Estimation and FOCUS Modelling Approach ». *Environmental Sciences Europe* 37 (1): 161. <https://doi.org/10.1186/s12302-025-01215-5>.
11. European Food Safety Authority, 2025. « Draft - Statement on consumer health-based guidance values on trifluoroacetic acid ». <https://connect.efsa.europa.eu/RM/s/consultations/publicconsultation2/a0lTk000004sz0z/pc1508>
12. Faust A. Jennifer. 2023. « PFAS on atmospheric aerosol particles : a review ». *Environmental Science : Processes and Impacts* 25, 133-150. <https://doi.org/10.1039/D2EM00002D>.
13. Freeling Finnian, Marco Scheurer, Jan Koschorreck, Gabriele Hoffmann, Thomas A Ternes, et Karsten Nödler. 2022. « Levels and Temporal Trends of Trifluoroacetate (TFA) in Archived Plants: Evidence for Increasing Emissions of Gaseous TFA Precursors over the Last Decades ». *Environmental Science & Technology Letters*. 9, 5. 400-405. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.2c00164>.
14. Fribourg-Blanc Benoît, Maya Aimeur, Nicolas Dhuygelaere. 2024. « Etude bibliographique PFAS dans les eaux usées – rapport d'étude ». *Office International de l'Eau*.
15. Gaillard, Lucas, Kévin Bernal, Xavier Coumoul, Karine Andréau, et Etienne B. Blanc. 2024. « Polluants éternels et contamination humaine : état des lieux et enjeux autour des substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS) ». *Cahiers de Nutrition et de Diététique* 59 (6): 349-61. <https://doi.org/10.1016/j.cnd.2024.10.003>.
16. Garavagno, Maria De Los Angeles, Rayne Holland, Md Anwar Hossain Khan, Andrew J. Orr-Ewing, et Dudley E. Shallcross. 2024. « Trifluoroacetic Acid: Toxicity, Sources, Sinks and Future Prospects ». *Sustainability* 16 (6): 2382. <https://doi.org/10.3390/su16062382>.
17. Gottschall, N., E. Topp, M. Edwards, M. Payne, S. Kleywegt, et D.R. Lapen. 2017. « Brominated Flame Retardants and Perfluoroalkyl Acids in Groundwater, Tile Drainage, Soil, and Crop Grain Following a High Application of Municipal Biosolids to a Field ». *Science of The Total Environment* 574 (janvier): 1345-59. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.044>.
18. Gustafson 1989, Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8,4 ,339-357. <https://doi.org/10.1002/etc.5620080411>.
19. Joerss, Hanna, Finnian Freeling, Stefan Van Leeuwen, et al. 2024. « Pesticides Can Be a Substantial Source of Trifluoroacetate (TFA) to Water Resources ». *Environment International* 193 (novembre): 109061. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.109061>.
20. Johnsen R. Anders, Trine Henriksen et Christian N. Albers, 2024. « TriFluPest – Trifluoroacetic acid (TFA) from pesticides. *Environnemental Protection Agency. Antipollutionresearch* 230.

21. Leung, Shui Cheung Edgar, Dushanthi Wanninayake, Dechao Chen, Nam-Trung Nguyen, et Qin Li. 2023. « Physicochemical Properties and Interactions of Perfluoroalkyl Substances (PFAS) - Challenges and Opportunities in Sensing and Remediation ». *Science of The Total Environment* 905 (décembre): 166764.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166764>.
22. OFEV, 2025. TFA dans les eaux souterraines.
www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/eaux/eaux-souterraines/qualite-des-eaux-souterraines/tfa-im-grundwasser.html
23. PPDB. consulté le 08/09.25. <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>
24. Richey, D. G., C. T. Driscoll, et G. E. Likens. 1997. « Soil Retention of Trifluoroacetate ». *Environmental Science & Technology* 31 (6): 1723-27.
<https://doi.org/10.1021/es960649x>.
25. Scheurer, Marco, Karsten Nödler, Finnian Freeling, et al. 2017. « Small, Mobile, Persistent: Trifluoroacetate in the Water Cycle – Overlooked Sources, Pathways, and Consequences for Drinking Water Supply ». *Water Research* 126 (décembre): 460-71.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.045>.
26. Scholl Juliane, Meiers Emelie, Mauch Tatjana, Lisec Jan, Sommerfeld Thomas, et al. 2025. « Approaches toward sensitive and reliable determination of trifluoroacetic acid (TFA) from German grass- and farmland soils ». *Chemosphere* 382 (2025) : 144496.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144496>
27. Solomon, Keith R., Guus J. M. Velders, Stephen R. Wilson, et al. 2016. « Sources, Fates, Toxicity, and Risks of Trifluoroacetic Acid and Its Salts: Relevance to Substances Regulated under the Montreal and Kyoto Protocols ». *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B* 19 (7): 289-304.
<https://doi.org/10.1080/10937404.2016.1175981>.
28. SPW-ARNE-DEE, 2024. Les PFAS dans les eaux épurées et les boues urbaines résiduelles en Wallonie
29. SPW-ARNE-DEE, 2024. Rapport : Le TFA dans les eaux de distribution en Wallonie – Etat des lieux
30. SPW-ARNE-DEE, 2025. Rapport : Le TFA dans les eaux de distribution en Wallonie – Etat des lieux - 2ème rapport
31. Sturm Sebastian, Finnian Freeling, Friederike Bauer, Tanja Vollmer. 2023. «Trifluoroacetate (TFA): Laying the Foundations for Effective Mitigation – Spatial Analysis of the Input Pathways into the Water Cycle ». *Umweltbundesamt (Agence allemande de l'Environnement)*.
32. Xu, Baile, Rabea Alizray, Daniel R. Lammel, Sebastian Riedel, et Matthias C. Rillig. 2022. « Concentration-dependent Response of Soil Parameters and Functions to Trifluoroacetic Acid ». *European Journal of Soil Science* 73 (4): e13266.
<https://doi.org/10.1111/ejss.13266>.