

Faculté des bioingénieurs

Influence du couvert forestier sur les éléments traces métalliques dans les pluviolessivats :

Évaluation de la dynamique temporelle à l'aide d'un collecteur séquentiel

Auteur : Florent Colin

Promoteurs : Yannick Agnan et Romain Duquenne

Lecteurs : Mathieu Jonard et Hugues Titeux

Année académique : 2025-2026

Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de
Bioingénieur : Sciences et technologies de l'environnement

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier Yannick Agnan, mon promoteur, pour son encadrement tout au long de ce travail. Toujours disponible, quelle que soit l'heure, et jamais à court de bonne humeur, sa patience et sa pédagogie ont rendu ce travail bien plus agréable et stimulant.

Je remercie également Romain Duquenne, mon co-promoteur, pour son implication sans réserve tout au long de ce travail. Toujours disponible lors de mes visites à l'improviste, il m'a accompagné sur le terrain, des sous-sols du Mercator jusqu'au cœur du Bois de Lauzelle, et ce malgré la maladie.

Je remercie toute l'équipe technique (Sébastien, Mathieu, Olivier et François) ainsi que l'équipe du laboratoire (Élodie et Laurence) pour leur travail tout au long de ce mémoire.

Je tiens aussi à remercier Mathieu Jonard et Hugues Titeux, qui ont accepté d'être lecteurs de ce mémoire. Je leur suis reconnaissant du temps et de l'expertise qu'ils ont bien voulu y consacrer.

Enfin, je tiens à remercier ma grand-mère Bernadette, dite Lou, pour avoir été présente tout au long de mon parcours, des soirées de révision en primaire jusqu'à la remise de ce mémoire, et pour avoir cru en moi sans jamais faillir. Je remercie également Nathalie pour sa bienveillance et ses messages d'encouragement qui m'ont accompagné tout au long de ces années, ainsi que Christine et Bernard, qui ont fait naître mon intérêt pour les sciences et pris le temps de le cultiver. C'est ensemble qu'ils ont, chacun à leur manière, contribué indirectement à l'élaboration de ce mémoire.

CRediT	Colin Florent	Contributeur-ices	Intelligence artificielle
Conceptualisation	☒	Y. A. / R. D.	
Méthodologie		Y. A. / R. D.	
Investigation	☒		
Analyse formelle	☒		Claude
Validation	☒	Y.A / R.D	
Rédaction – version originale	☒		Claude
Rédaction – révision et édition	☒	Y.A / R.D	
Visualisation	☒		Claude
Supervision		Y.A / R.D	

Y. A. : Yannick Agnan

R. D. : Romain Duquenne

Collecteur séquentiel de dépôts humides

Le collecteur séquentiel utilisé pour cette étude a été développé par Louis Dawans, Alexis Maes et Sébastien François lors de travaux antérieurs menés à l'UCLouvain. Leur contribution couvre l'ensemble du processus de développement, depuis la modélisation, la conception mécanique et électronique du dispositif jusqu'à sa construction, son déploiement sur le terrain et sa mise en service opérationnelle.

Usage de l'intelligence artificielle

Les outils d'intelligence artificielle ont été mobilisés à différentes étapes du travail : Research Rabbit, Consensus, Perplexity et NotebookLM ont soutenu la recherche bibliographique, notamment pour l'agrégation des sources, le croisement des références et la synthèse des articles. Claude (Anthropic) a, quant à lui, été utilisé pour la reformulation/rédaction et la mise en forme des figures produites à partir des données collectées.

Table des matières

Remerciements.....	2
CRedit.....	3
Table des matières.....	4
Liste des figures	6
Liste des tableaux	8
1. Introduction.....	9
2. État de l'art.....	10
2.1. Cycle des éléments traces dans l'environnement.....	10
2.1.1. Origine	10
2.1.2. Émission dans l'atmosphère	11
2.1.3. Transport et transformation atmosphérique.....	13
2.1.4. Dépôt atmosphérique.....	14
2.2. Écosystème forestier	16
2.2.1. Effet filtre de la végétation	16
2.2.2. Effets biologiques.....	17
2.2.3. Biodisponibilité dans le sol.....	18
2.2.4. Absorption et transport racinaire	19
2.2.5. Dynamique foliaire.....	21
3. Objectifs et démarche	23
4. Matériels et méthodes	24
4.1. Site d'étude.....	24
4.2. Échantillonnage	25
4.2.1. Collecteur séquentiel de dépôts humides	25
4.2.2. Durée de l'échantillonnage	26
4.3. Préparation des échantillons.....	27
4.3.1. Dilution, fusion et suppression	27
4.3.2. Acidification	27
4.3.3. Quantification des éléments traces	27
4.4. Traitement des données.....	28
4.4.1. Excel.....	28
4.4.2. Rstudio	28
4.4.3. Deepnote	29
4.5. Données annexes.....	29

4.5.1. Détection des évènements pluvieux.....	29
4.5.2. Station du réseau Pameseb	29
5. Évaluation des données pluviométriques	30
5.1. Qualité des données	30
5.1.1. Caractéristiques des épisodes.....	30
5.1.2. Évaluation des flux	31
5.2. Influence du couvert.....	35
5.2.1. Évolution des profils pluviométriques.....	35
5.2.2. Corrélations entre variables.....	36
5.3. Évaluation des capteurs IR.....	37
5.4. Quantification des débordements.....	38
6. Dynamique intra-épisode et interaction avec la canopée	40
6.1. Caractéristiques des épisodes pluvieux.....	40
6.2. Évolution des ETM dans les précipitations.....	40
6.2.1. Analyse chimique	40
6.2.2. Dynamique temporelle	42
6.3. Évolution des ETM dans les pluviolessivats.....	44
6.3.1. Analyse chimique	44
6.3.2. Dynamique temporelle	45
6.4. Enrichissement par la canopée.....	46
7. Conclusion et perspectives	48
8. Références	50
9. Annexes	61

Liste des figures

Figure 1 : Voies préférentielles de transfert des ETM entre les grandes sphères terrestres (atmosphère, biosphère, géosphère et hydrosphère) (Larocque, 1998).	10
Figure 2 : Contribution relative des sources naturelles et anthropiques aux émissions globales de différents éléments : Cu, As, Zn, Fe, Pb, Cd, Mn, et Al, exprimées en pourcentage et en flux totaux annuels ($Gg \cdot an^{-1}$) (Sen & Peucker-Ehrenbrink, 2012).....	11
Figure 3 : Tendances des émissions primaires de Cd, Hg et Pb dans l'UE-27 entre 2005 et 2023, exprimées en pourcentage de leur niveau de référence de 2005 (EAA, 2025).....	12
Figure 4 : Cycle de vie des ETM dans l'atmosphère, illustrant les étapes successives d'émission par les sources naturelles et anthropiques, de transport par advection et diffusion, puis de dépôt sec et humide sur les écosystèmes.	13
Figure 5 : Dépôts atmosphériques secs (continus) et humides (pluie, neige) des ETM au-dessus d'un couvert forestier, incluant les processus de lessivage intra-nuageux et sous-nuageux associés au dépôt humide.	14
Figure 6 : Rôle filtrant de la canopée dans la capture des ETM atmosphériques par dépôt sec continu, illustrant l'accumulation des particules sur le feuillage avant et après dépôt.	16
Figure 7 : Effet du pH de la solution sur le taux de sorption (%) de différents ETM (Hg, Fe, Pb, Cu, Cr, Cd, Zn, Ni, Co, Mn) par l'acide humique (Kabata-Pendias, 1993).	18
Figure 8 : Principales voies d'apport des ETM au sol dans un écosystème forestier, incluant le pluviollessivat, la minéralisation de la litière, le ruissellement et l'altération minérale.	19
Figure 9 : Processus de transfert des ETM vers les pluviollessivats : dépôts secs atmosphériques et excrétion foliaire lors d'un épisode pluvieux.....	21
Figure 10 : Localisation de la zone d'étude dans le Bois de Lauzelle (Ottignies-Louvain-la-Neuve, Brabant Wallon), avec l'emplacement des collecteurs sous couvert (SC) et hors couvert (HC) ainsi que de la station météorologique Pameseb.	24
Figure 11 : Collecteurs installés sur leur site respectif. Collecteur en milieu ouvert (Photo A). Collecteur dans le Bois de Lauzelle (Photo B).	25
Figure 12 : Vue d'ensemble éclatée de la structure du collecteur, montrant le capot supérieur, l'entonnoir, la buse et le plateau porte-tubes (Dawans, 2025).....	26
Figure 13 : Évolution temporelle du volume collecté par échantillon (mL) HC pour les épisodes 1, 2, 5 et 8.....	31
Figure 14 : Évolution temporelle du volume collecté par échantillon et du signal IR (mL) du collecteur HC pour les épisodes 1, 2, 5 et 8	32
Figure 15 : Relation entre le signal IR mesuré (mL) et le volume collecté par échantillon (mL) pour le collecteur HC au cours des épisodes 1, 2, 3, 5, 6, 7 et 8, avec la droite de régression ($R^2 = 0,26$) et la droite 1:1.	32
Figure 16 : Relation entre le signal IR mesuré (mL) par le collecteur HC et le volume enregistré par la station météorologique pour les épisodes 1, 2, 3, 5, 6, 7 et 8, avec la droite de régression ($R^2 = 0,71$) et la droite 1:1.	33
Figure 17 : Évolution temporelle du volume collecté par échantillon (mL) par les collecteurs HC et SC pour les épisodes 1, 2, 5 et 8.	35

Figure 18 : Relation entre le signal IR mesuré (mL) et le volume collecté par échantillon (mL) pour le collecteur SC au cours des épisodes 1, 2, 3, 5, 6, 7 et 8, avec la droite de régression ($R^2 = 0,63$) et la droite 1:1.	36
Figure 19 : Dispositif expérimental utilisé lors des tests. Collecteurs HC et SC positionnés dans le simulateur de pluie (Photo A). Plaque de dispersion des précipitations simulées ; la zone délimitée en noir correspond à la zone de précipitation homogène retenue pour les expériences (Photo B).	37
Figure 20 : Relation entre le volume cumulé mesuré par l'IR au niveau du HC et du SC pour les quatre tests. La droite pointillée représente la droite 1:1. Les droites de régression linéaire (tests 1, 3 et 4) et quadratique (test 2) sont tracées pour chaque test.....	37
Figure 21 : Évolution temporelle du volume collecté par échantillon, du signal IR et du volume théorique non collecté (débordement) du collecteur SC pour les épisodes 1, 2, 5 et 8.	38
Figure 22 : Évolution temporelle des concentrations en ETM ($\mu\text{g/L}$) et du volume de précipitations par échantillon (mL) mesuré par le collecteur HC au cours des épisodes 1, 2 et 5.	42
Figure 23: Concentrations en ETM (Mn, Al, Cu, Pb, Cd, Fe et Zn) en fonction du temps écoulé depuis le début de l'épisode, pour l'ensemble des échantillons collectés en HC sur les trois épisodes analysés.	43
Figure 24 : Évolution temporelle des concentrations en ETM ($\mu\text{g/L}$) et du volume de pluviolessivat par échantillon (mL) mesuré par le collecteur SC au cours des épisodes 1, 2 et 5.	45

Liste des tableaux

Tableau 1 : Dates, heures de début et de fin, et pas de temps des huit épisodes pluvieux échantillonnés.	26
Tableau 2 : Limites de détection et de quantification en ppb pour les ETM analysés (Al, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd, Pb), selon les épisodes de mesure (1, 2, 5 et 8).	27
Tableau 3 : Récapitulatif des échantillons collectés HC pour chaque épisode pluvieux, incluant le nombre de échantillons vides, partiels et pleins, le volume total collecté, le volume moyen par échantillon et le débordement.	30
Tableau 4 : Dates, phases phénologiques et nombre de jours secs précédant les épisodes pluvieux analysés (épisodes 1, 2, 5 et 8).	40
Tableau 5 : Statistiques descriptives et comparaison des concentrations moyennes pondérées en ETM ($\mu\text{g/L}$) mesurées dans les précipitations (HC) sur tous les épisodes analysés, avec Gandois et al. (2010) ; Marchal (2025).	40
Tableau 6 : Statistiques descriptives et comparaison des concentrations moyennes pondérées en ETM ($\mu\text{g/L}$) mesurées dans les pluviollessivats (SC) sur tous les épisodes analysés, avec Gandois et al. (2010).	44
Tableau 7 : Flux moyens en ETM ($\mu\text{g/m}^2$) mesurés dans les précipitations hors couvert (HC) et sous couvert (SC), et facteurs d'enrichissement correspondants, par épisode et par élément.	46

1. Introduction

Les écosystèmes forestiers constituent des interfaces biogéochimiques complexes, au sein desquels les échanges entre l'atmosphère, la végétation et le sol jouent un rôle central dans le fonctionnement des cycles élémentaires (Prasad et al., 2006). Parmi ces échanges, les dépôts atmosphériques représentent une voie d'entrée majeure des éléments traces métalliques (ETM) dans les écosystèmes terrestres. Ces apports, issus de sources naturelles et anthropiques, transitent par l'atmosphère avant d'atteindre le sol, soit directement par dépôt sec, soit via les précipitations sous forme de dépôt humide (Pacyna & Pacyna, 2001). Bien que les émissions anthropiques d'ETM aient diminué d'environ 40 à 55 % en Europe entre 2005 et 2023 (EAA, 2025), leur suivi dans les écosystèmes forestiers reste un enjeu environnemental majeur en raison de leur persistance et de leur toxicité potentielle.

Dans les écosystèmes forestiers, la canopée joue un rôle de filtre actif vis-à-vis des dépôts atmosphériques. Elle intercepte les ETM, les accumule sur ses surfaces, puis les redistribue vers le sol lors des épisodes pluvieux (Lindberg et al., 1982). Cette redistribution enrichit ou appauvrit les pluvioléssivats en ETM (Staelens et al., 2008). Quantifier ces flux sous canopée est donc essentiel pour comprendre comment les forêts modulent le transfert des contaminants atmosphériques vers les sols.

Cependant, l'étude de la dynamique temporelle de ces flux à l'échelle intra-épisode reste peu développée. La plupart des études s'appuient sur des collecteurs cumulatifs qui intègrent l'ensemble d'un épisode pluvieux en un seul échantillon, masquant les variations de concentration survenant au cours de la pluie (Avila & Rodrigo, 2004). Or, des processus distincts se succèdent au fil d'un épisode (lessivage sous-nuageux, lessivage de la canopée et l'excrétion d'éléments issus des tissus végétaux), générant une signature chimique variable dans le temps.

Comprendre dans quelle mesure le couvert forestier influence cette dynamique temporelle des concentrations en ETM constitue dès lors un enjeu scientifique encore largement ouvert. C'est dans cette perspective que deux collecteurs séquentiels, développés à l'UCLouvain (Dawans, 2025; Maes, 2024), ont été déployés respectivement dans l'arboretum de l'UCLouvain et dans une hêtraie du bois de Lauzelle, à Louvain-la-Neuve, afin d'y apporter des éléments de réponse.

2. État de l'art

2.1. Cycle des éléments traces dans l'environnement

2.1.1. Origine

Les écosystèmes terrestres jouent un rôle central dans le fonctionnement des milieux naturels et dans de nombreuses activités humaines, notamment l'agriculture, la gestion des ressources naturelles et la protection de la santé humaine. Toutefois, ces milieux peuvent être affectés par la présence de substances potentiellement toxiques dont certaines sont naturellement présentes dans la croûte terrestre et qui peuvent devenir problématiques lorsque leur concentration augmente ou que leur mobilité s'accroît.

Parmi ces substances, les éléments traces occupent une place particulière en raison de leur relation dose-effet : indispensables au fonctionnement biologique à faible concentration pour certains d'entre eux, ils peuvent devenir toxiques au-delà de certains seuils de tolérance biologique. Définis par une concentration individuelle dans la croûte terrestre inférieure à 0,1 %, ils ne représentent collectivement que 0,6 % de la lithosphère (Baize, 1997). Parmi eux, les métaux et métalloïdes (le fer, le plomb, le zinc ou le cuivre...) sont regroupés sous l'appellation d'éléments traces métalliques (ETM) (Kabata-Pendias, 2000).

Les ETM transitent continuellement entre la géosphère, l'atmosphère, l'hydrosphère et la biosphère via des processus tels que la sédimentation, l'absorption ou les dépôts (Figure 1).

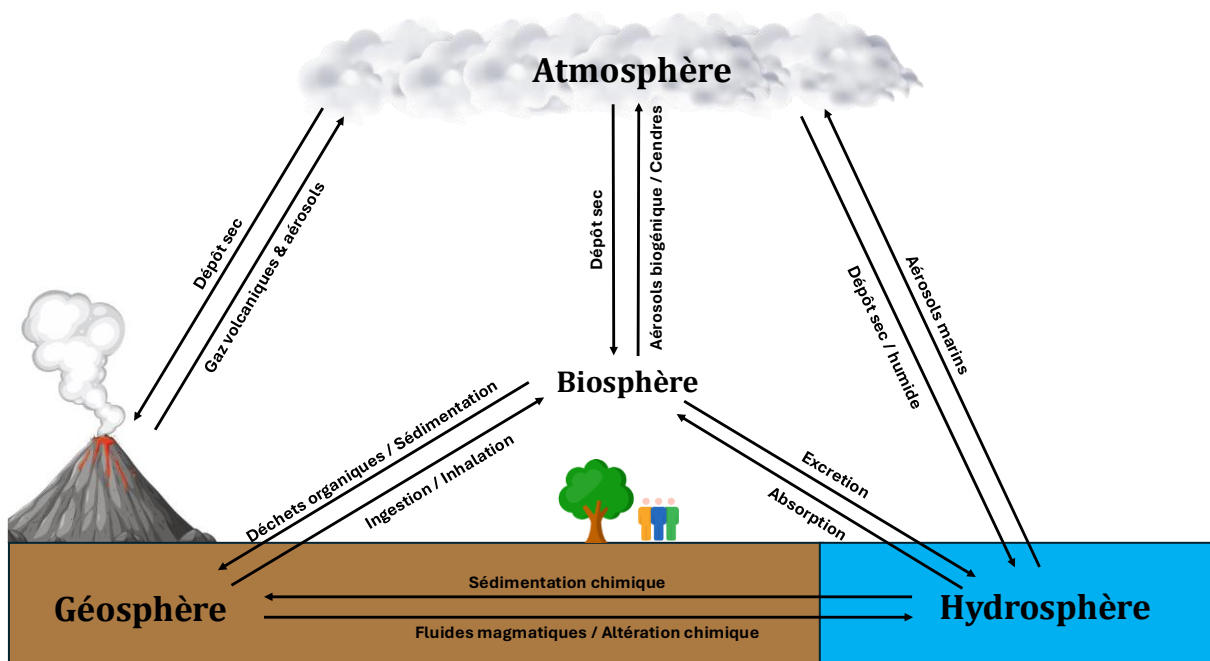


Figure 1 : Voies préférentielles de transfert des ETM entre les grandes sphères terrestres (atmosphère, biosphère, géosphère et hydrosphère) (Larocque, 1998).

Cette dynamique reflète la nature interconnectée du système terrestre : aucun ETM ne séjourne durablement dans un seul compartiment et, seule, une compréhension des transferts entre sphères permet de saisir la complexité de ces cycles. Tous les ETM proviennent initialement de la géosphère qui constitue également leur puits ultime. Les autres réservoirs se distinguent par leur temps de résidence. L'atmosphère et l'hydrosphère agissent comme des réservoirs à court terme, avec des demi-vies de quelques jours à quelques années. Les sols et sédiments constituent quant à eux des réservoirs à long terme, pouvant stocker les ETM sur des échelles de temps géologiques (Larocque, 1998). Dans ce cycle global, l'atmosphère joue un rôle central en tant que compartiment de transfert, recevant les ETM issus de différentes sources naturelles et anthropiques.

2.1.2. Émission dans l'atmosphère

Émissions naturelles

Les émissions naturelles constituent la source dominante pour certains éléments (Figure 2). Parmi les processus impliqués, l'érosion éolienne est la plus importante, représentant entre 40 et 100 % des flux naturels selon les éléments (Richardson et al., 2001), suivie des embruns marins, de l'activité volcanique et des feux de forêts. Ce dernier contribue notamment à environ 58 % des flux naturels de zinc et plus de 90 % de ceux du cadmium (Sen & Peucker-Ehrenbrink, 2012).

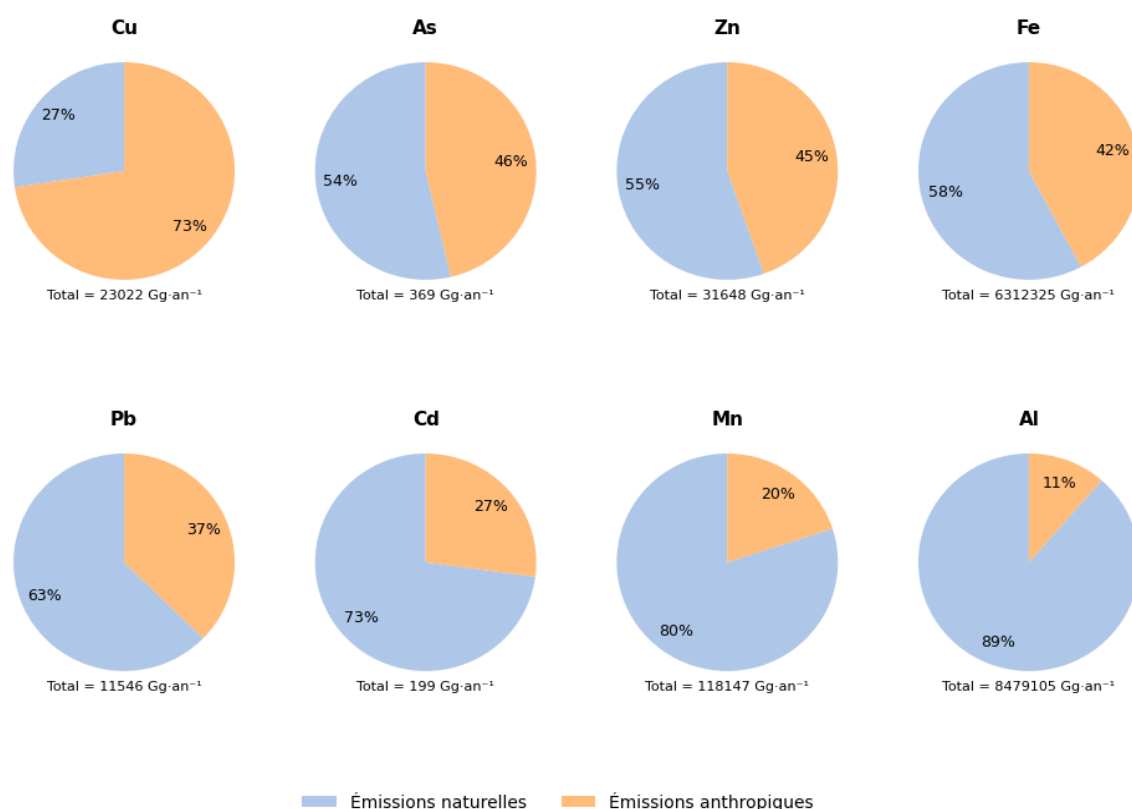


Figure 2 : Contribution relative des sources naturelles et anthropiques aux émissions globales de différents éléments : Cu, As, Zn, Fe, Pb, Cd, Mn, et Al, exprimées en pourcentage et en flux totaux annuels (Gg·an⁻¹) (Sen & Peucker-Ehrenbrink, 2012).

Émissions anthropiques

Les émissions anthropiques d'ETM résultent principalement de processus à haute température incluant la combustion de combustibles fossiles (charbon, pétrole), la production métallurgique non ferreuse et l'incinération de déchets (Hutchinson & Meema, 1986; Nriagu & Pacyna, 1988; Pacyna et al., 1984; Pacyna & Pacyna, 2001). Parmi ces sources, la combustion du charbon constitue la source prédominante de mercure et de sélénium, tandis que les activités métallurgiques libèrent essentiellement de l'arsenic, du cadmium, du cuivre et du zinc (Hutchinson & Meema, 1986; Pacyna et al., 1984; Pacyna & Pacyna, 2001).

Le secteur des transports contribue également par l'usure des freins et des pneumatiques, ainsi que par les catalyseurs automobiles qui dispersent des éléments du groupe du platine dans les milieux urbains (Kabata-Pendias, 2010; Zereini & Wiseman, 2015). À l'échelle planétaire, les flux anthropiques surpassent considérablement les apports naturels pour des éléments tels que le mercure, le cuivre ou encore le chrome (Sen & Peucker-Ehrenbrink, 2012).

Évolution des émissions

À l'échelle globale, les émissions atmosphériques en ETM ont diminué d'environ 1 % par an entre 1995 et 2012, une tendance attribuable principalement à l'amélioration des technologies de dépollution dans les pays industrialisés (Zhu et al., 2020). Cette dynamique se confirme à l'échelle européenne : entre 2005 et 2023, les émissions de cadmium et de mercure ont diminué d'environ 40 % et 55 % respectivement au sein de l'UE-27 (Figure 3) (EAA, 2025).

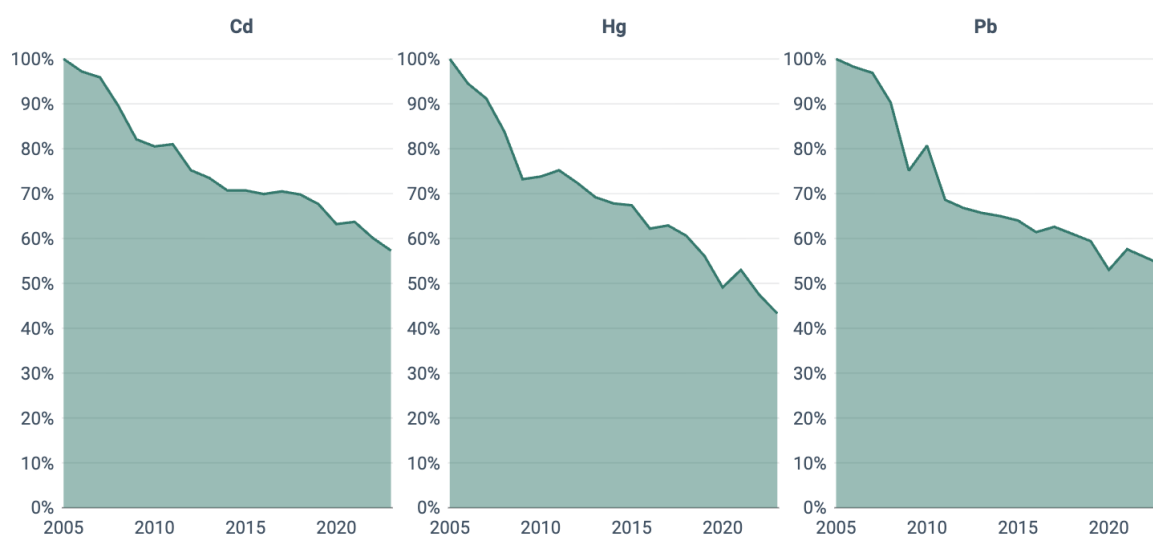


Figure 3 : Tendances des émissions primaires de Cd, Hg et Pb dans l'UE-27 entre 2005 et 2023, exprimées en pourcentage de leur niveau de référence de 2005 (EAA, 2025).

2.1.3. Transport et transformation atmosphérique

Dynamique de transport

La dynamique de transport des ETM dans l'atmosphère (Figure 4) repose sur une combinaison de processus physique qui contrôlent leur dispersion spatiale, leur temps de résidence et leur dépôt. Le transport atmosphérique des ETM est principalement gouverné par deux mécanismes : l'advection et la diffusion (Brusseau et al., 2006).

L'advection correspond au déplacement horizontal des masses d'air sous l'effet du vent. Elle permet leur transport sur de longues distances, parfois à l'échelle continentale voire planétaire. Ce phénomène est particulièrement marqué lorsque ces masses d'air circulent dans la troposphère, couche inférieure de l'atmosphère où se déroulent la quasi-totalité des phénomènes météorologiques.

La diffusion, quant à elle, résulte de la turbulence atmosphérique générée par le cisaillement du vent et les contrastes thermiques liés au chauffage du sol. Si elle contribue également à la dispersion horizontale, son rôle s'exerce surtout dans la redistribution verticale, assurant ainsi leur brassage et leur dilution dans la colonne d'air (Sportisse, 2004, 2009).

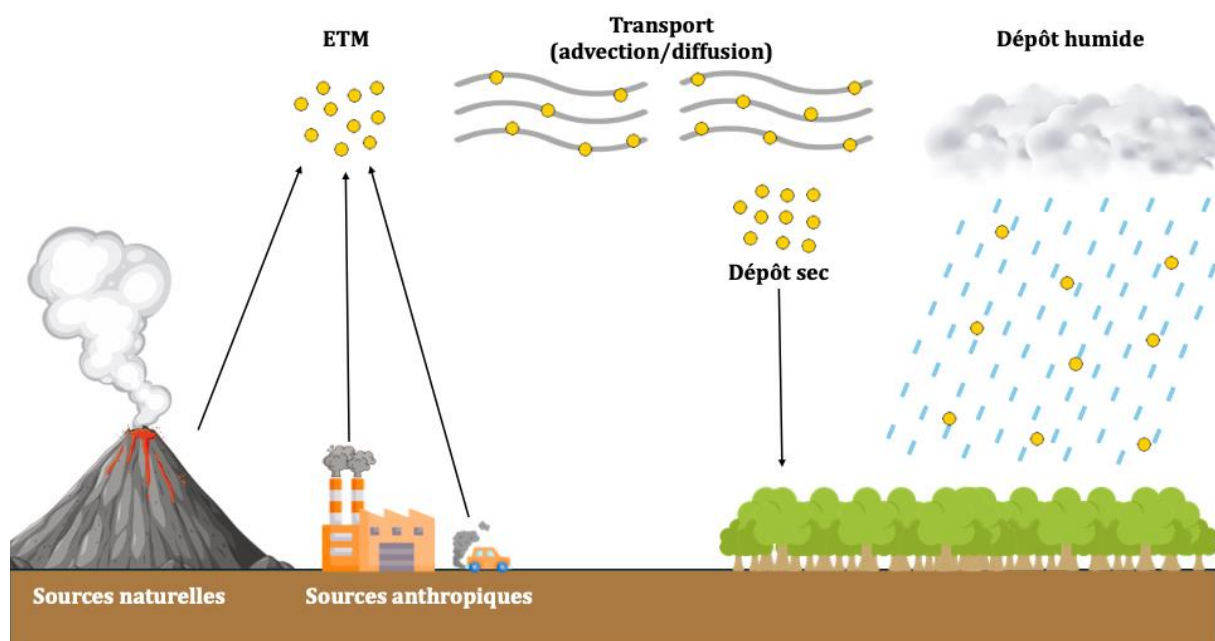


Figure 4 : Cycle de vie des ETM dans l'atmosphère, illustrant les étapes successives d'émission par les sources naturelles et anthropiques, de transport par advection et diffusion, puis de dépôt sec et humide sur les écosystèmes.

Ces masses d'air peuvent ainsi être transportées sur de très longues distances, parfois à l'échelle hémisphérique (Knap & Kaiser, 1990; Sigel et al., 2005; Sportisse, 2009). Au cours du transport, la distribution granulométrique évolue : les particules les plus grossières sont progressivement éliminées, tandis que les fractions fines deviennent proportionnellement dominantes, ce qui modifie la signature chimique du panache et favorise l'enrichissement relatif en éléments volatils (Knap & Kaiser, 1990; Ure & Davidson, 2002).

Transformations atmosphériques

À l'émission, les ETM se présentent sous forme particulaire, associés à des poussières ou des suies, ou sous forme gazeuse pour les éléments les plus volatils. Pendant leur transport atmosphérique, ils subissent une série de transformations qui modifient leur spéciation, leur solubilité, leur réactivité et, in fine, leur biodisponibilité et leur toxicité une fois déposés. Par exemple, les ETM émis à haute température sous forme de vapeur (comme le plomb, le cadmium et l'arsenic) se condensent rapidement en se refroidissant. Ils ont tendance à se déposer à la surface des particules fines plutôt que de former de nouvelles particules pures, créant des aérosols hétérogènes (Sigel et al., 2005).

La mobilité chimique des ETM dépend de leur mode de fixation sur les particules. Les ETM d'origine anthropique sont adsorbés¹ en surface des particules. Étant faiblement liés, ils se solubilisent facilement au contact de l'eau, ce qui accroît leur mobilité et leur toxicité. À l'inverse, les ETM d'origine naturelle sont inclus dans la matrice minérale des poussières, les rendant chimiquement stables et peu mobiles malgré leur transport atmosphérique (Mason, 2013; Ure & Davidson, 2002).

2.1.4. Dépôt atmosphérique

Le dépôt atmosphérique assure le transfert des ETM depuis l'atmosphère vers les surfaces terrestres et aquatiques. Il peut alors se produire selon deux mécanismes principaux (Figure 5). D'une part, le dépôt sec correspond au transfert direct et continu des particules et gaz vers les surfaces en l'absence de précipitations. D'autre part, le dépôt humide implique l'incorporation des polluants dans les hydrométéores lors de précipitations (pluie, neige) ou de brouillard.

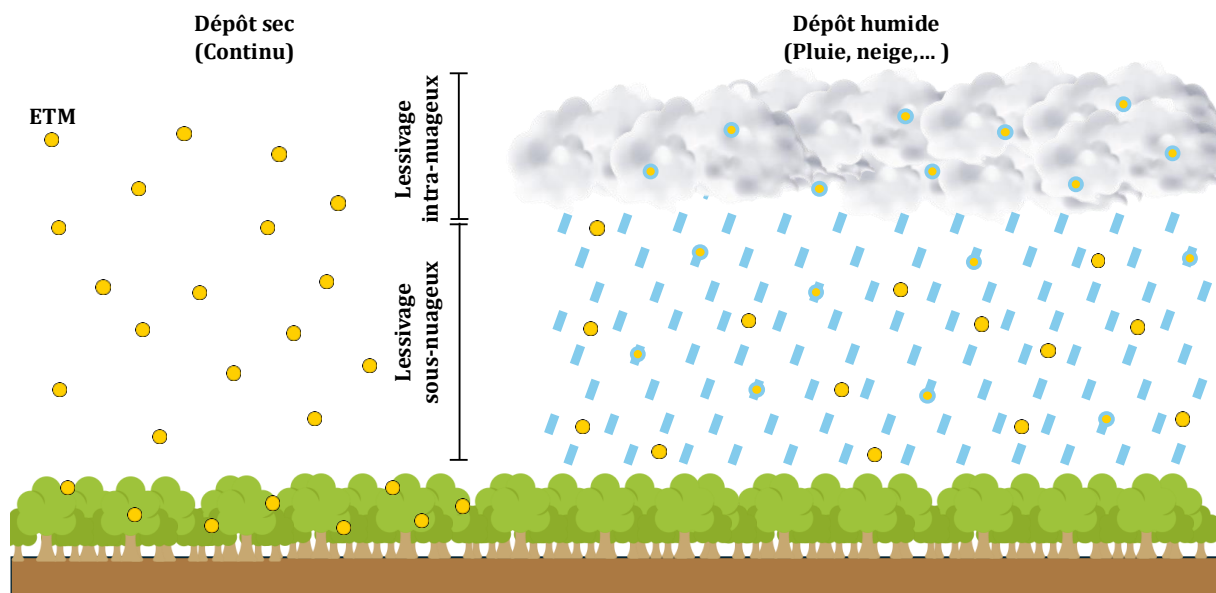


Figure 5 : Dépôts atmosphériques secs (continus) et humides (pluie, neige) des ETM au-dessus d'un couvert forestier, incluant les processus de lessivage intra-nuageux et sous-nuageux associés au dépôt humide.

¹ Phénomène par lequel des molécules ou ions se fixent à la surface d'une particule solide, par opposition à l'absorption où ils pénètrent à l'intérieur.

Dépôt sec

La granulométrie des particules détermine les mécanismes de dépôt. Les particules grossières ($> 1 - 10 \mu\text{m}$) sont principalement éliminées par la sédimentation gravitationnelle (Brusseau et al., 2006; Colls, 2002). Ce processus favorise le dépôt rapide des éléments d'origine lithogénique comme le fer ou l'aluminium, généralement associés aux fractions grossières des aérosols (Pacyna & Ottar, 2012; Sigel et al., 2005). À l'opposé, le mouvement des particules ultrafines ($< 0,1 \mu\text{m}$) est régi par la diffusion brownienne (mouvement aléatoire induit par l'agitation thermique des molécules d'air), augmentant leur probabilité de collision avec d'autres particules ou surfaces (Colls, 2002; Spellman, 2017).

Entre ces deux extrêmes, les particules de taille intermédiaire ($0,1 - 1 \mu\text{m}$), souvent enrichies en ETM anthropiques tels que le plomb, le cadmium ou le zinc, affichent une vitesse de dépôt particulièrement faible. Leur inefficacité à sédimenter et à diffuser leur confère un temps de résidence atmosphérique élevé, favorisant ainsi leur transport à longue distance (Austin et al., 2002; Colls, 2002; Sigel et al., 2005).

Dépôt humide

Le dépôt humide implique, quant à lui, le transfert des polluants via les hydrométéores² (Pacyna & Ottar, 2012; Sigel et al., 2005). Il représente un mécanisme essentiel d'élimination des particules fines et des ETM anthropiques, notamment dans les zones éloignées des sources d'émission.

Deux mécanismes principaux régissent le dépôt humide :

- Le lessivage intra-nuageux (rain-out) se produit lorsque les particules d'aérosols et les gaz solubles sont incorporés directement dans les gouttelettes nuageuses. Les aérosols peuvent servir de noyaux de condensation ou être capturés par collision au sein du nuage, tandis que les espèces gazeuses solubles se dissolvent directement dans la phase aqueuse. Ce processus est particulièrement efficace pour les particules fines et les espèces hydrosolubles (Colls, 2002; Pacyna & Ottar, 2012).
- Le lessivage sous-nuageux (washout) correspond à la capture des particules et des gaz présents dans la colonne atmosphérique sous le nuage par les gouttes de pluie ou les flocons de neige durant leur chute. Ce mécanisme repose sur des processus d'impaction, d'interception et de diffusion, dont l'efficacité dépend de l'intensité des précipitations, de la taille des hydrométéores et de celle des particules atmosphériques (Colls, 2002; Pacyna & Ottar, 2012).

² Terme désignant l'ensemble des précipitations atmosphériques sous forme liquide ou solide, incluant la pluie, la neige, le grêle et le brouillard.

2.2. Écosystème forestier

2.2.1. Effet filtre de la végétation

Dans les écosystèmes forestiers, ces mécanismes de dépôt sont fortement modulés par la présence de la végétation. La canopée agit comme un collecteur efficace de particules atmosphériques (Figure 6), notamment via le dépôt sec qui constitue souvent la principale voie d'apport des ETM aux écosystèmes forestiers, devant le dépôt humide (Adriano, 2001; Lindberg et al., 1982). La structure même de la canopée ralentit la vitesse du vent et accroît la turbulence de l'air, ce qui favorise la capture des particules atmosphériques (Avila & Rodrigo, 2004; Sportisse, 2009).

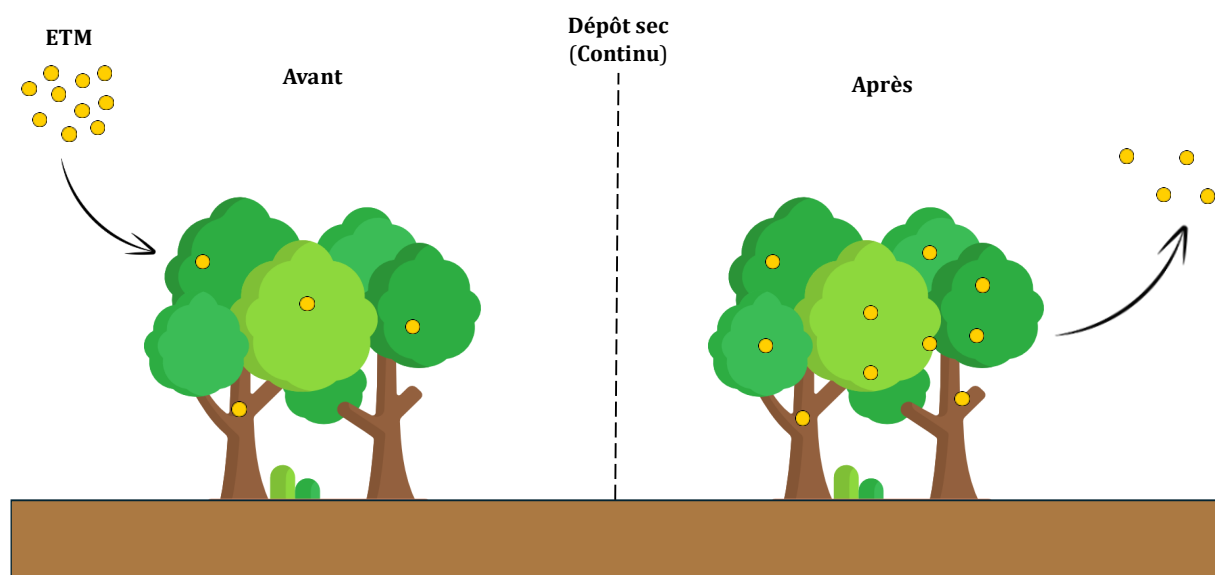


Figure 6 : Rôle filtrant de la canopée dans la capture des ETM atmosphériques par dépôt sec continu, illustrant l'accumulation des particules sur le feuillage avant et après dépôt.

L'efficacité de cette filtration dépend de plusieurs facteurs, notamment le type d'arbre, la structure du couvert et les caractéristiques des feuilles.

Les conifères sont généralement des filtres plus efficaces que les feuillus car ils conservent leurs aiguilles toute l'année, offrant une surface de capture permanente et créant une turbulence favorable à l'interception des particules (Ulrich & Pankrath, 1983). La structure du couvert joue également un rôle important. Un couvert fermé filtre souvent plus efficacement les particules sèches qu'un couvert ouvert ou de lisière, bien que les lisières puissent recevoir plus de dépôts par effet de bordure (Tan et al., 2019). Enfin, les caractéristiques foliaires conditionnent fortement l'efficacité de capture. La présence de trichomes augmente considérablement l'efficacité de capture des particules. Les feuilles qui en sont pourvues, telles que celles du hêtre commun *Fagus sylvatica*, capturent davantage de particules qu'une feuille lisse, même à surface totale équivalente (Pacyna & Ottar, 2012). La rugosité et la viscosité de la cuticule jouent aussi un rôle important dans leur rétention (Shahid et al., 2017; Xu et al., 2019).

2.2.2. Effets biologiques

ETM essentiels

Parmi les ETM, certains sont considérés comme essentiels au développement des plantes (fer, cuivre, manganèse, zinc) car ils jouent un rôle fondamental dans la nutrition et le fonctionnement physiologique des plantes (Prasad, 2008).

La photosynthèse et les transferts d'électrons dépendent du fer, du manganèse et du cuivre. Le fer intervient d'abord dans la synthèse de la chlorophylle et les réactions d'oxydoréduction des cytochromes. Le manganèse, quant à lui, est indispensable à la photolyse de l'eau au niveau du photosystème II. Enfin, le cuivre participe aux transferts d'électrons au sein des systèmes photosynthétiques (Alloway, 2013; Kabata-Pendias, 2010; Prasad, 2008).

Au-delà de la photosynthèse, le zinc est impliqué dans la synthèse de l'ADN, de l'ARN, dans le métabolisme des protéines et des glucides ainsi que dans l'activité de nombreuses enzymes. Le manganèse agit également comme activateur enzymatique dans des processus impliquant le métabolisme de l'azote et des lipides (Alloway, 2013; Kabata-Pendias & Szteke, 2015).

Lorsque la concentration de ces éléments essentiels devient insuffisante (par exemple < 20 mg/kg pour le zinc ou < 4 mg/kg pour le cuivre), des carences physiologiques apparaissent. Elles se traduisent par des symptômes tels que la chlorose, le nanisme ou des anomalies morphologiques foliaires (Alloway, 2013). Inversement, bien qu'essentiels, ces ETM peuvent devenir toxiques en excès lorsque leur concentration dépasse un seuil physiologique souvent étroit, perturbant les processus métaboliques normaux (Kabata-Pendias, 2010; Prasad, 2008).

ETM non-essentiels

Contrairement aux essentiels, certains ETM ne possèdent pas de rôle biologique connu dans le métabolisme végétal. Ces ETM, tels que le cadmium, le plomb ou le mercure, peuvent néanmoins être absorbés par les plantes et provoquer des effets toxiques même à de faibles concentrations (Sigel et al., 2005).

Leur toxicité repose sur plusieurs mécanismes complémentaires. Ils peuvent se substituer aux éléments nutritifs et emprunter leurs voies de transport, perturbant ainsi l'homéostasie cellulaire et le métabolisme énergétique. C'est le cas du cadmium, qui utilise les transporteurs du zinc, du calcium ou encore de l'arséniate (AsO_4^{3-}) qui se substitue au phosphate (Kabata-Pendias, 2010; Prasad, 2008; Prasad et al., 2006).

Par ailleurs, certains ETM, comme le mercure et le plomb, se lient fortement aux groupements thiols des enzymes, provoquant leur inhibition et affectant des processus clés tels que la photosynthèse et la respiration (Kabata-Pendias, 2010). Ces perturbations physiologiques se traduisent par une réduction de la croissance, une altération du système racinaire, des chloroses, des nécroses et, dans les cas les plus sévères, la mort de la plante (Adriano, 2001; Prasad, 2008).

2.2.3. Biodisponibilité dans le sol

La présence des ETM dans les sols est d'abord définie par leur stock total qui constitue le réservoir à partir duquel différentes fractions peuvent être mobilisées. Toutefois, seule une partie de ce stock est effectivement mobilisable au travers d'interactions au sein du sol. Ces interactions dépendent principalement des conditions physico-chimiques (pH, potentiel redox), de la composition minéralogique et organique du sol ainsi que de l'activité biologique. L'ensemble de ces facteurs contrôle la mobilité effective et la biodisponibilité des ETM et conditionne ainsi leur devenir environnemental.

Le pH

Le pH constitue l'un des principaux déterminants de la spéciation et de la mobilité des ETM dans les sols (Figure 7). En conditions acides, la solubilité des ETM cationiques augmente par dissolution des minéraux et désorption des surfaces solides, tandis qu'à pH neutre ou alcalin, ces ETM tendent à précipiter et leur adsorption s'intensifie (Everett A., 1998; Han, 2007; Selim, 2012). Certains éléments comme l'arsenic ou le molybdène présentent toutefois un comportement inverse, leur mobilité croissant en conditions alcalines (Adriano, 2001; Han, 2007).

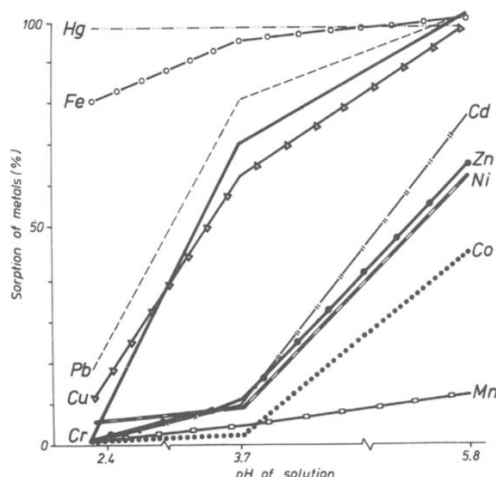


Figure 7 : Effet du pH de la solution sur le taux de sorption (%) de différents ETM (Hg, Fe, Pb, Cu, Cr, Cd, Zn, Ni, Co, Mn) par l'acide humique (Kabata-Pendias, 1993).

Le potentiel d'oxydoréduction

Ensuite, le potentiel d'oxydoréduction constitue un second facteur de contrôle. En conditions réductrices, notamment dans les milieux saturés en eau ou pauvres en oxygène (typiquement rencontrées dans les zones humides), la réduction des oxyhydroxydes de fer et de manganèse entraîne leur dissolution et la libération des ETM auparavant adsorbés ou piégés dans leur structure (Adriano, 2001; Han, 2007; Kabata-Pendias, 1993). Les variations du potentiel redox modifient également l'état d'oxydation des ETM, influençant directement leur mobilité et leur toxicité : par exemple, le chrome hexavalent est très mobile et toxique, tandis que le chrome trivalent est moins soluble et tend à précipiter (Adriano, 2001; Han, 2007).

La composition minéralogique et organique

La composition minéralogique du sol intervient ensuite comme troisième facteur de contrôle. Les minéraux argileux et les oxydes de fer, de manganèse et d'aluminium assurent un rôle majeur dans l'adsorption et la séquestration des ETM, bien que la dissolution de ces oxydes en conditions réductrices puisse provoquer une remobilisation (Adriano, 2001; Kabata-Pendias, 1993, 2010). À cela s'ajoute la matière organique, qui exerce une double influence. Sous forme solide, elle immobilise les ETM par adsorption et chélation, tandis que sous forme dissoute, elle favorise la formation de complexes solubles facilitant leur transport et leur absorption par les végétaux (Han, 2007; Kabata-Pendias, 2010).

L'activité biologique

Enfin, l'activité biologique dans la rhizosphère influence fortement la mobilité des ETM. Les plantes et les microorganismes libèrent des exsudats racinaires, notamment des acides organiques et des protons, qui acidifient localement le sol ou complexent les ETM, augmentant ainsi leur solubilité et leur biodisponibilité pour l'absorption racinaire (Han, 2007; Huang & Gobran, 2005; Prasad et al., 2006). Les microorganismes modulent également la mobilité des ETM par des processus d'oxydoréduction ou, à l'inverse, les immobilisent par biosorption et précipitation extracellulaire, contribuant ainsi à la dynamique complexe des ETM dans les sols (Violante et al., 2008).

2.2.4. Absorption et transport racinaire

L'absorption racinaire des ETM résulte de l'intégration de différentes sources (Figure 8). Ces apports convergent dans le sol qui joue un rôle central de réservoir et de filtre physico-chimique, contrôlant la rétention, la transformation et la mobilité des éléments avant leur éventuelle absorption par les racines et leur réintégration dans le cycle biogéochimique.



Figure 8 : Principales voies d'apport des ETM au sol dans un écosystème forestier, incluant le pluiolessivat, la minéralisation de la litière, le ruissellement et l'altération minérale.

Rôle actif de la rhizosphère

Les éléments présents dans le sol ne sont pas assimilés passivement par les végétaux. Ils transitent par la rhizosphère, une zone fortement influencée par l'activité biologique dans laquelle les racines modulent activement les conditions physico-chimiques du sol et exercent un contrôle sélectif sur l'absorption des éléments.

Les racines modifient localement le pH et le potentiel redox par l'excrétion de protons ou d'ions hydroxyles. Ces modifications, amplifiées par les interactions avec la microflore de la rhizosphère, influencent la solubilité et la spéciation des ETM tels que le zinc, le cadmium ou le fer. Elles conditionnent ainsi directement leur disponibilité dans le sol et leur absorption par les plantes (Alloway, 2013; Han, 2007).

De plus, les acides organiques favorisent la complexation des ETM, augmentant leur mobilité ou, au contraire, leur immobilisation selon les conditions locales (Alloway, 2013; Huang & Gobran, 2005; Prasad et al., 2006). L'activité biologique intense de la rhizosphère accélère également l'altération des minéraux primaires, modifiant la composition du sol et contribuant à la libération de nutriments et d'ETM (Huang & Gobran, 2005).

Mécanismes d'absorption

Une fois solubilisés, l'ensemble des éléments en solution atteignent la surface racinaire par flux de masse (lié à l'absorption d'eau) ou par diffusion suivant les gradients de concentration (Prasad, 2008). Ils pénètrent les racines via un franchissement sélectif des membranes cellulaires au niveau de l'épiderme (Adriano, 2001), avant d'être acheminés radialement jusqu'à la stèle et au xylème par les voies apoplastique et symplastique (Huang & Gobran, 2005; Prasad et al., 2006).

Le passage membranaire est hautement sélectif et dépend de transporteurs spécifiques, de canaux ioniques ou de pompes actives (Adriano, 2001; Han, 2007). Certains ETM non essentiels, tels que le cadmium ou le plomb, peuvent toutefois emprunter les mêmes voies que des éléments nutritifs essentiels (calcium, zinc, fer) en raison de similarités physico-chimiques (Alloway, 2013; Han, 2007).

Transport interne

Une fois absorbés par les racines, les ETM doivent franchir plusieurs barrières cellulaires avant d'être distribués dans les différents tissus végétaux où ils peuvent s'accumuler de manière différenciée selon l'élément, sa forme chimique et les mécanismes de tolérance de la plante.

Le xylème constitue la principale voie de transport à longue distance des ETM, entraînés vers les parties aériennes par le flux transpiratoire (Bradl, 2005; Han, 2007). Toutefois, leur mobilité peut être modulée par des interactions avec les parois cellulaires (Asrari, 2021; Prasad, 2008).

Le phloème, quant à lui, assure la redistribution des ETM depuis les feuilles matures vers les organes en croissance tels que les fruits, les graines ou les jeunes feuilles (Prasad, 2008). Cette mobilité dépend fortement de la nature du métal. Par exemple, le zinc est relativement mobile, tandis que le manganèse l'est beaucoup moins (Kabata-Pendias, 2010; Prasad, 2008). Une fois acheminés vers les tissus cibles, ils sont mobilisés en fonction des besoins physiologiques

spécifiques. Ils interviennent principalement comme cofacteurs enzymatiques, composants structuraux de certaines protéines ou régulateurs de processus métaboliques essentiels (photosynthèse, respiration cellulaire et mécanismes de protection contre le stress oxydatif).

2.2.5. Dynamique foliaire

Les feuilles et les tissus ligneux constituent une interface biologique active à la surface de laquelle les ETM peuvent s'accumuler, être temporairement stockés ou être excrétés, selon leur nature et les conditions physiologiques.

Afin de tolérer la présence d'ETM potentiellement toxiques, les plantes mobilisent plusieurs mécanismes de compartimentation. La vacuole constitue le principal site de stockage, isolant du cytoplasme les éléments mobiles tels que le zinc, le cadmium et le nickel (Han, 2007; Sigel et al., 2005). La paroi cellulaire joue quant à elle un rôle de rétention grâce à sa forte capacité d'échange cationique, limitant la circulation interne du plomb, du cuivre ou du zinc (Huang & Gobran, 2005; Prasad, 2008; Shahid et al., 2017). Les cellules épidermiques et les trichomes constituent des sites de stockage préférentiels, excluant les métaux du mésophylle pour protéger l'appareil photosynthétique (Prasad, 2008; Sigel et al., 2005). À l'inverse, les éléments d'origine atmosphérique tels que le plomb et le chrome tendent à s'accumuler dans les cires cuticulaires, sans interaction physiologique avec les tissus internes (Adriano, 2001).

Ce stockage n'est toutefois pas définitif. L'arbre excrète continuellement une partie de ses métaux à la surface des feuilles (manganèse, calcium, potassium et magnésium) et des tissus ligneux (calcium, potassium et magnésium), indépendamment de toute précipitation (Gandois, 2009; Staelens et al., 2007; Van Stan, Li et al., 2020). Ces exsudats s'accumulent en surface durant les périodes sèches, conjointement aux dépôts atmosphériques externes, avant d'être dissous et entraînés vers le sol au travers des pluvioléssivats (Figure 9).

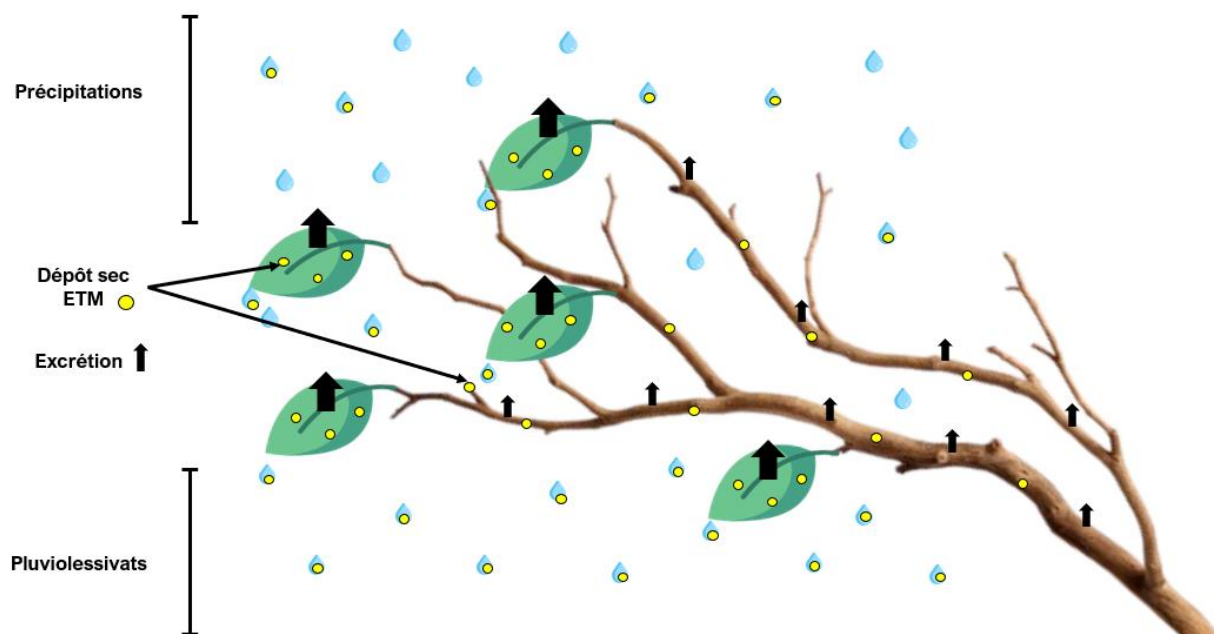


Figure 9 : Processus de transfert des ETM vers les pluvioléssivats : dépôts secs atmosphériques et excrétion foliaire lors d'un épisode pluvieux.

Une fois ce stock de surface épuisé, l'excrétion ne s'arrête pas pour autant. Tant que le feuillage reste mouillé, un échange ionique graduel se poursuit entre les tissus internes et le film d'eau, prolongeant le lessivage au-delà de la phase initiale (Hansen et al., 1994). L'intensité de ces flux dépend fortement de la phénologie de l'arbre. Les nutriments et ETM liés à l'activité métabolique sont libérés tout au long de la saison feuillée (Staelens et al., 2007), tandis que certains ions sont excrétés de façon plus ponctuelle, au débourrement printanier ou lors de la sénescence automnale des feuilles.

Le manganèse illustre bien ce rôle de source nette de la canopée, avec des enrichissements dans les pluviollessivats pouvant dépasser un facteur 60 (Gandois et al., 2010; Staelens et al., 2008; Ulrich & Pankrath, 1983). Enfin, la chute des feuilles sénescentes représente une voie majeure de restitution au sol des ETM peu mobiles dans les tissus végétaux, tels que le plomb et le cuivre, bouclant ainsi le cycle sol-végétation (Gandois, 2009; Kabata-Pendias, 2010).

Ces mécanismes illustrent que les flux sous canopée ne correspondent pas à un simple transfert des dépôts atmosphériques vers le sol. Leur composition résulte d'une triple contribution : l'interception des dépôts humides, le lessivage des dépôts secs accumulés à la surface du couvert traduisant un effet filtre principalement physique et l'excrétion d'éléments issus du fonctionnement physiologique des feuilles et des tissus ligneux (Staelens et al., 2008). Discriminer ces contributions constitue dès lors un enjeu central pour comprendre le rôle réel de la végétation dans le transfert des ETM atmosphériques vers le sol.

3. Objectifs et démarche

Le transfert d'éléments entre la surface des feuilles et l'atmosphère ne constitue qu'une petite fraction du cycle biogéochimique forestier. Pourtant, le mesurer et le quantifier est crucial pour comprendre comment les forêts filtrent l'air, ce qu'elles réémettent, et comment ces échanges influencent ensuite la qualité des sols, de l'eau, et finalement notre santé.

Ce travail vise donc à répondre à la question de recherche suivante : Comment le couvert forestier influence-t-il la dynamique temporelle des concentrations en ETM au cours d'un évènement pluvieux ?

Cet objectif principal peut être décomposé en 3 sous-objectifs :

1. Vérifier si le capteur IR (infrarouge) permet une estimation fiable du volume collecté par les collecteurs séquentiels.
2. Caractériser la variabilité intra-épisode des concentrations en ETM au sein des précipitations et des pluviollessivats.
3. Observer comment la canopée modifie la composition des précipitations selon la phénologie et le temps sec antécédent.

Pour ce faire, deux collecteurs séquentiels vont être utilisés. Cela permet d'avoir une résolution temporelle de l'évolution chimique d'un évènement pluvieux. L'un se situera hors couvert forestier, sur une parcelle ICP forest et aura comme fonction de collecter les précipitations. L'autre, à proximité mais sous couvert forestier, aura comme fonction de collecter les pluviollessivats. Par la suite, ces échantillons seront analysés via l'ICP MS pour mesurer la composition en ETM.

4. Matériels et méthodes

4.1. Site d'étude

L'étude a été conduite dans le bois de Lauzelle, massif forestier périurbain situé au nord-est du campus de Louvain-la-Neuve (Figure 10). Deux sites de collecte ont été retenus.

Le premier, sous couvert forestier (SC), correspond à une parcelle de suivi du réseau ICP Forests ($50,680566^{\circ}$ N ; $4,602746^{\circ}$ E), d'une superficie d'environ 0,40 ha à 120 m d'altitude. Le peuplement est dominé par le hêtre (*Fagus sylvatica*) mature, sur sols sablo-limoneux bien drainés, correspondant au sigle XLba de la CNSW. Le climat local est caractérisé par une température annuelle moyenne de $10,4^{\circ}\text{C}$ et des précipitations annuelles d'environ 820 mm (DEIMS-SDR, 2019).

Le second site, en milieu ouvert, est localisé à environ 500 m dans une zone herbacée de l'arboretum universitaire ($50,685378^{\circ}$ N ; $4,604222^{\circ}$ E) et constitue une référence hors couvert arboré (HC). Les données météorologiques à l'échelle horaire sont fournies par une station Pameseb implantée à 3,2 km SE des sites ($50,668948^{\circ}$ N ; $4,642054^{\circ}$ E).

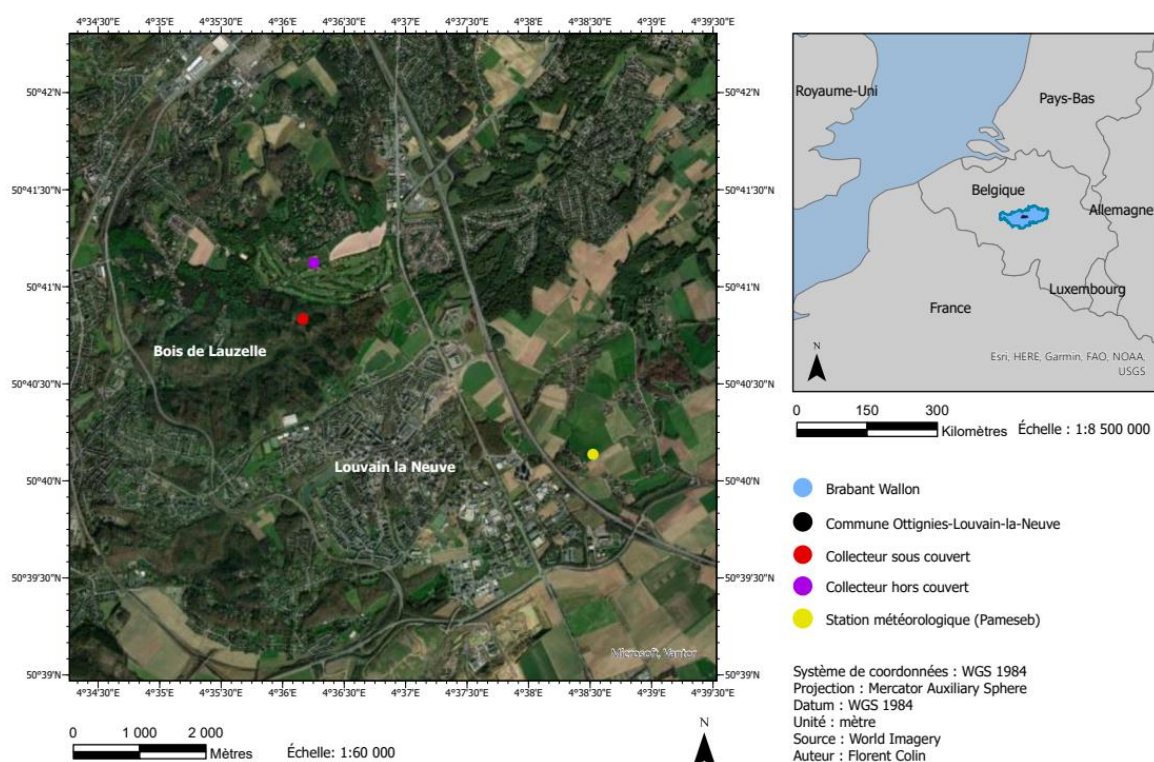


Figure 10 : Localisation de la zone d'étude dans le Bois de Lauzelle (Ottignies-Louvain-la-Neuve, Brabant Wallon), avec l'emplacement des collecteurs sous couvert (SC) et hors couvert (HC) ainsi que de la station météorologique Pameseb.

4.2. Échantillonnage

4.2.1. Collecteur séquentiel de dépôts humides

Le dispositif de collecte utilisé dans cette étude est un collecteur séquentiel, développé en interne par Dawans (2025) et Maes (2024). Ce système permet la collecte de dépôts humides sur 24 échantillons successifs, avec un pas de temps ajustable. Dans le cadre de ce mémoire, deux collecteurs ont été utilisés (Figure 11), programmés de manière identique afin d'assurer une collecte synchronisée sur les sites SC et HC. Cette double collecte permet d'isoler l'effet du couvert forestier en soustrayant les précipitations des pluviolessivats, échantillon par échantillon.



Figure 11 : Collecteurs installés sur leur site respectif. Collecteur en milieu ouvert (Photo A). Collecteur dans le Bois de Lauzelle (Photo B).

À l'heure et à la date programmée, les collecteurs s'ouvrent et restent ouverts jusqu'à la collecte du vingt-quatrième échantillon, après quoi ils se referment automatiquement. Les collecteurs ont été installés sur des supports à environ 1,5 m au-dessus du sol afin de limiter les contaminations. Entre chaque collecte, l'entonnoir et la buse ont été rincés à l'eau Milli-Q® afin d'assurer la qualité chimique des échantillons.

Les dépôts humides sont dirigés vers les tubes à essai à l'aide d'un entonnoir (diamètre de 15 cm) en PEHD (polyéthylène haute densité), matériau hydrophobe et faiblement réactif, limitant la rétention d'eau et les interactions chimiques avec les échantillons (Xu et al., 2022). Une buse motorisée en PETG (polyéthylène téréphtalate glycolisé), matériau chimiquement stable et hydrophobe (Barrios & Romero, 2019), assure ensuite la distribution séquentielle des échantillons dans les différents tubes à essai de 15 mL (Figure 12).

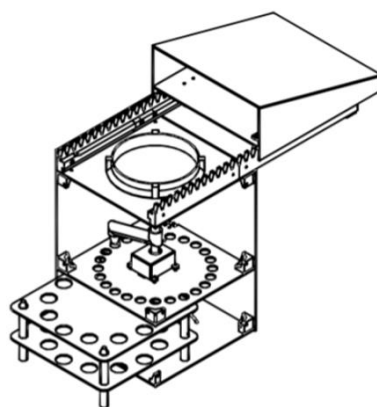


Figure 12 : Vue d'ensemble éclatée de la structure du collecteur, montrant le capot supérieur, l'entonnoir, la buse et le plateau porte-tubes (Dawans, 2025).

Les collecteurs sont également équipés d'un capteur infrarouge (IR) de précipitation (RG-15, Hydreon Corporation) enregistrant en continu l'intensité et le volume cumulé des précipitations. Ce capteur fonctionne par réflexion de rayons IR le long d'un dôme transparent. Les gouttes d'eau sur la surface provoquent des pertes d'intensité du signal qui sont interprétées comme un événement pluvieux. Le volume de précipitation est donc estimé par le capteur à partir de la taille et du nombre de gouttes détectées, selon un modèle qui suppose une relation fixe entre diamètre et volume de goutte. Le capteur IR transmet les données d'intensité et d'accumulation avec une résolution de 0,02 mm et une précision annoncée de $\pm 10\%$.

4.2.2. Durée de l'échantillonnage

La collecte des échantillons, réalisée du 10 février au 18 avril 2026, a permis de collecter 8 épisodes pluvieux (Tableau 1). De manière complémentaire aux épisodes pluvieux étudiés, le nombre de jours secs précédant chaque événement a également été déterminé à partir des données de précipitations de la station Pameseb³.

Tableau 1 : Dates, heures de début et de fin, et pas de temps des huit épisodes pluvieux échantillonnés.

Épisode	Date début	Heure début	Date fin	Heure fin	Pas de temps (min)
1	10/02/2026	17:00	11/02/2026	16:00	60
2	12/02/2026	18:00	13/02/2026	17:00	60
3	18/02/2026	18:00	19/02/2026	17:00	60
4	25/03/2026	00:00	25/03/2026	23:00	60
5	27/03/2026	23:00	28/03/2026	22:00	60
6	29/03/2026	20:00	30/03/2026	19:00	60
7	11/04/2026	13:00	12/04/2026	12:00	60
8	18/04/2026	06:00	19/04/2026	05:00	60

³ Promotion de l'Agrométéorologie dans le Sud-Est de la Belgique.

4.3. Préparation des échantillons

4.3.1. Dilution, fusion et suppression

Dans un premier temps, l'accent a été mis sur la création de binômes HC/SC, c'est-à-dire des paires d'échantillons collectés simultanément HC et SC, afin de permettre une comparaison directe entre les deux signaux. Lorsque le volume d'un échantillon s'avérait trop faible, deux approches ont été appliquées selon la situation : soit une dilution à l'eau Milli-Q®, soit une fusion avec des échantillons voisins temporellement (réalisée deux fois pour l'épisode 2). Tout échantillon ne disposant pas de binôme HC/SC et ne s'inscrivant pas dans une série temporelle continue a finalement été supprimé, afin de garantir la cohérence et la comparabilité des données retenues.

4.3.2. Acidification

Les échantillons ont été acidifiés à l'aide d'acide nitrique concentré (HNO₃, 65 %) afin d'obtenir une concentration finale d'environ 2 %. Cette acidification permet de maintenir les ETM en solution et de limiter leur adsorption sur les parois des tubes, ce qui pourrait entraîner une sous-estimation de leur concentration lors de l'analyse (Honway et al., 2012). L'acide a été ajouté le plus rapidement possible (maximum deux jours) au compte-gouttes, en fonction du volume final de chaque échantillon, qu'il soit dilué ou non.

4.3.3. Quantification des éléments traces

Les échantillons ont été analysés par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) afin de quantifier les concentrations en 7 ETM : le fer, le manganèse, le cuivre, le zinc, le cadmium, le plomb et l'aluminium. Au total, 90 échantillons ont été analysés dans cette étude. La limite de détection (LOD) et de quantification (LOQ) a été déterminée pour chacun des ETM étudiés (Tableau 2).

Tableau 2 : Limites de détection et de quantification en ppb pour les ETM analysés (Al, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd, Pb), selon les épisodes de mesure (1, 2, 5 et 8).

	Épisode	Al	Mn	Fe (56)	Cu (65)	Zn	Cd (114)	Pb
LOD (ppb)	1,2,5	0,3720	0,0092	0,1229	0,0081	0,0437	0,0012	0,0018
	8	0,4611	0,0049	0,0586	0,0068	0,0725	0,0021	0,0056
LOQ (ppb)	1,2,5	1,2387	0,0306	0,4093	0,0270	0,1457	0,0039	0,0061
	8	1,5354	0,0163	0,1950	0,0226	0,2413	0,0069	0,0185

4.4. Traitement des données

4.4.1. Excel

L'ensemble des données brutes collectées sur le terrain a été encodé et organisé dans un fichier Microsoft Excel. Ce logiciel a servi de support central pour la gestion des données : chaque épisode pluvieux y a été consigné avec les volumes collectés par échantillon, les signaux IR mesurés ainsi que les résultats des analyses chimiques en ETM. Disponible ici : <https://urlr.me/6Srkg9>

4.4.2. Rstudio

Toutes les figures ont été réalisées sous RStudio à l'aide de quatre librairies : *readxl* et *dplyr* pour l'importation et la manipulation des données, *ggplot2* et *patchwork* pour la visualisation et la mise en page.

Régression linéaire

Une régression linéaire forcée à l'origine a été réalisée à l'aide des fonctions de base R *lm()*, *summary()* et *coef()*. La qualité de l'ajustement a été évaluée à l'aide du coefficient de détermination (R^2).

Concentration moyenne pondérée par le volume

La concentration moyenne pondérée par le volume (Flow-Weighted Mean Concentration, FWMC) a été calculée pour chaque site (HC et SC) sur l'ensemble des épisodes analysés, selon la formule suivante :

$$FWMC = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \times V_i}{\sum_{i=1}^n V_i}$$

Où : C_i = concentration de l'échantillon i ($\mu\text{g/L}$), V_i = volume de l'échantillon i (L)

Flux total d'ETM

Les flux d'ETM ont été déterminés en multipliant la concentration mesurée dans chaque échantillon par le volume d'eau associé, puis normalisés par la surface du collecteur ($0,01767 \text{ m}^2$) afin d'exprimer les flux en $\mu\text{g/m}^2$. Les flux totaux d'un épisode correspondent à la somme des flux de l'ensemble des échantillons collectés, soit :

$$F_{total} = \sum_{i=1}^n \frac{C_i \times V_i}{S}$$

Où : C_i = concentration de l'échantillon i ($\mu\text{g/L}$), V_i = volume de l'échantillon i (L) et S la surface du collecteur (m^2)

Facteur d'enrichissement crustal

Le facteur d'enrichissement crustal (EF_c) a été calculé pour les précipitations (OFP) afin d'évaluer l'origine naturelle ou anthropique des ETM mesurés. Il normalise le ratio ETM/Al mesuré dans l'échantillon par le ratio ETM/Al de la croûte continentale supérieure (UCC, McLennan (2001)), selon la formule suivante :

$$EF_c = \frac{(X/Al)_{OFP}}{(X/Al)_{UCC}}$$

Où : X = concentration de l'ETM considéré ($\mu\text{g/L}$), Al = concentration en aluminium dans le même échantillon ($\mu\text{g/L}$)

4.4.3. Deepnote

Les tableaux présentés dans ce travail ont été produits sous Deepnote, environnement de développement collaboratif basé sur Python. Les librairies pandas et numpy ont été utilisées pour la manipulation et l'agrégation des données, importées directement depuis les fichiers Excel via la fonction `read_excel()`.

4.5. Données annexes

4.5.1. Détection des évènements pluvieux

Pour choisir le moment de mise en place des collecteurs, les prévisions de l'IRM⁴ et l'application Météo & Radar ont été consultées afin d'obtenir des informations fiables sur les précipitations attendues à l'échelle régionale. Sur cette base, une estimation du volume potentiel de précipitations a été réalisée afin d'évaluer si l'évènement pluvieux présentait un intérêt pour la collecte. Le calcul repose sur le fait qu'une hauteur de pluie de 1 mm correspond à 1 L/m². Ainsi, pour un épisode de 2 mm de précipitations et une surface de collecte de 0,01767 m², le volume total attendu est de 35,34 mL. Réparti sur 10 fractions, cela correspond à environ 3,5 mL par tube, soit en deçà du seuil minimal de 5 mL requis pour les analyses ICP-MS.

4.5.2. Station du réseau Pameseb

La station est équipée d'un pluviomètre à augets basculants (modèle 52203, Young), dont chaque basculement correspond à une tranche de 0,1 mm de précipitations, offrant ainsi une résolution temporelle horaire. Afin de prévenir tout bouchage ou dérive de mesure, l'appareil est remplacé et calibré tous les six mois.

⁴ Institut royal météorologique de Belgique.

5. Évaluation des données pluviométriques

5.1. Qualité des données

5.1.1. Caractéristiques des épisodes

Sur la période étudiée allant de février à avril 2026, ce sont donc 8 épisodes pluvieux qui ont été collectés (Tableau 3). Chaque épisode est défini comme une période de précipitations distincte, précédée et suivie d'une période sèche d'au moins 6 heures.

Ces épisodes présentent une variabilité importante en termes de volumes collectés et de dynamique temporelle. Les volumes totaux varient de 28,8 à 153,0 mL, et la proportion d'échantillons ayant débordé oscille entre 4,2 % et 33,3 % selon les épisodes. Les épisodes de février (1, 2 et 3) se distinguent par des volumes totaux plus élevés, suggérant des précipitations plus intenses ou prolongées. À l'inverse, les épisodes de mars et avril affichent des volumes plus faibles (-56 %) et une proportion de débordements moindre (-54 %), traduisant des événements pluvieux plus modestes. On notera également que le nombre d'échantillons vides est particulièrement élevé pour les épisodes 7 et 8, indiquant des pluies intermittentes avec de longues périodes sèches entre les échantillons.

Tableau 3 : Récapitulatif des échantillons collectés HC pour chaque épisode pluvieux, incluant le nombre de échantillons vides, partiels et pleins, le volume total collecté, le volume moyen par échantillon et le débordement.

Épisode	Date	Vides	Partiels	Pleins (15 mL)	Vol. total (mL)	Vol. moy. / fraction (mL)	Débord. (%)
Épisode 1	10-11 fév. 2026	8	9	7	151,3	9,5	29,2
Épisode 2	12-13 fév. 2026	7	16	1	97,0	5,7	4,2
Épisode 3	18-19 fév. 2026	8	8	8	153,0	9,6	33,3
Épisode 4	25 mars 2026	13	8	2	65,4	6,5	8,7
Épisode 5	28 mars 2026	16	4	4	80,8	10,1	16,7
Épisode 6	29-30 mars 2026	10	12	2	59,0	4,2	8,3
Épisode 7	11-12 avr. 2026	21	2	1	28,8	9,6	4,2
Épisode 8	18-19 avr. 2026	12	9	3	58,1	4,8	12,5

Parmi les 8 épisodes disponibles, quatre ont été sélectionnés pour être mis en avant lors de cette analyse : les épisodes 1, 2, 5 et 8. Ce choix repose sur une combinaison de critères visant à garantir la robustesse de l'analyse. Dans un premier temps, ces épisodes sont retenus car ils affichent une dynamique temporelle comparable entre les volumes hors couvert (HC) et sous couvert (SC), permettant une comparaison cohérente. Ensuite, ils présentent une bonne correspondance entre le signal IR et le volume collecté assurant la fiabilité des mesures associées. Enfin, le volume non collecté reste restreint, minimisant les biais potentiels dans l'estimation des volumes totaux.

Évolution des profils pluviométriques

Les profils pluviométriques obtenus HC (Figure 13) sont contrastés et couvrent une diversité représentative des conditions pluviométriques observées sur la période. L'épisode 1 se distingue par une pluie longue, tandis que l'épisode 2, de durée comparable, présente une intensité plus faible (-40 %) et une dynamique plus irrégulière. L'épisode 5 offre un profil différent : court mais intense, avec plusieurs échantillons consécutifs saturés en début (3h00 à 6h00). Enfin, l'épisode 8 se distingue par une longue période sèche initiale suivie d'un déclenchement tardif des précipitations. Les autres épisodes sont présentés en Annexe 1.

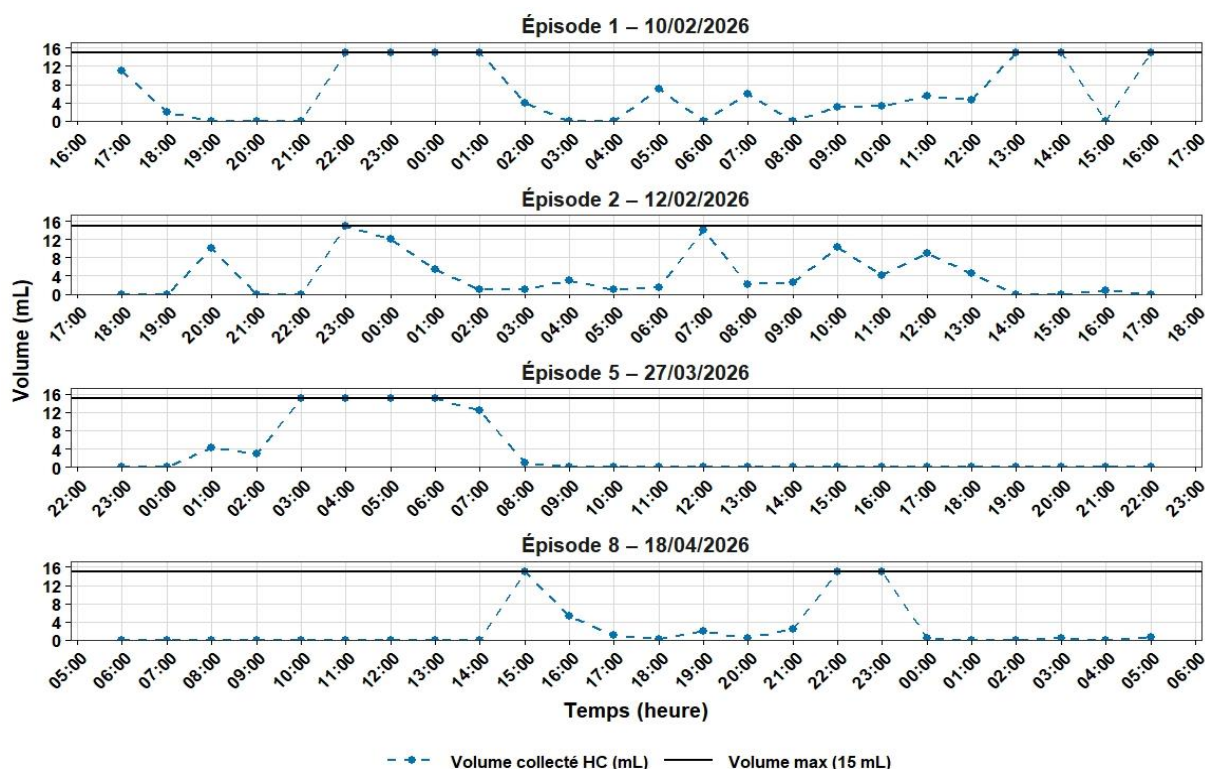


Figure 13 : Évolution temporelle du volume collecté par échantillon (mL) HC pour les épisodes 1, 2, 5 et 8.

5.1.2. Évaluation des flux

Données issues du signal IR

Le volume collecté peut également être estimé à partir d'un signal IR, permettant de dériver une valeur théorique comparable au volume mesuré directement (Figure 14). De manière générale, une bonne correspondance est observée entre les deux sources, confirmant la cohérence des mesures. Toutefois, quelques anomalies ponctuelles sont à noter : pour l'épisode 1, une discordance apparaît vers 11h00, et pour l'épisode 2, deux décalages sont visibles à 9h00 et 11h00, où le volume théorique s'écarte sensiblement du volume physiquement collecté. Il est à noter que ce type de discordance est nettement plus fréquent sur les épisodes non retenus pour l'analyse. En effet, sur les épisodes 3, 6 et 7, ce sont 11 discordances qui ont été identifiées, tandis que l'épisode 4 présente une discordance systématique sur l'ensemble de ses échantillons (Annexe 2).

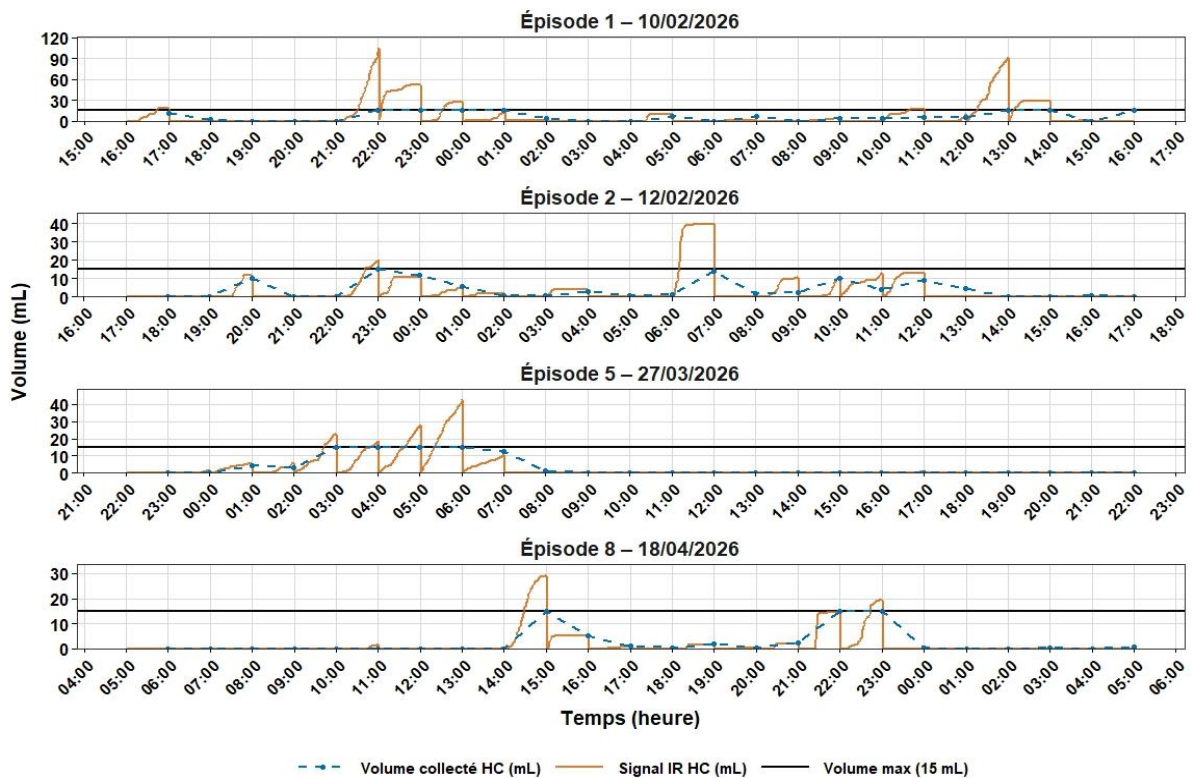


Figure 14 : Évolution temporelle du volume collecté par échantillon et du signal IR (mL) du collecteur HC pour les épisodes 1, 2, 5 et 8

Le volume collecté et le signal IR peuvent être mis en relation au travers d'un nuage de points reprenant l'ensemble des épisodes, à l'exception du 4 (Figure 15). La droite en pointillés représente la relation parfaite 1:1, c'est-à-dire la situation où le signal IR correspond exactement au volume physiquement collecté. Elle est complétée par une régression linéaire forcée à l'origine, calculée sur les points strictement inférieurs à 15 mL et différents de 0. Cette zone correspond aux tubes partiellement remplis, pour lesquels le signal mesuré constitue une mesure exploitable. Le R^2 de 0,26 indique une corrélation faible, avec une tendance à la surestimation du capteur (biais moyen : +1,03 mL ; 59 % des échantillons) et une dispersion importante d'un échantillon à l'autre avec une erreur moyenne absolue (MAE) de 2,75 mL.

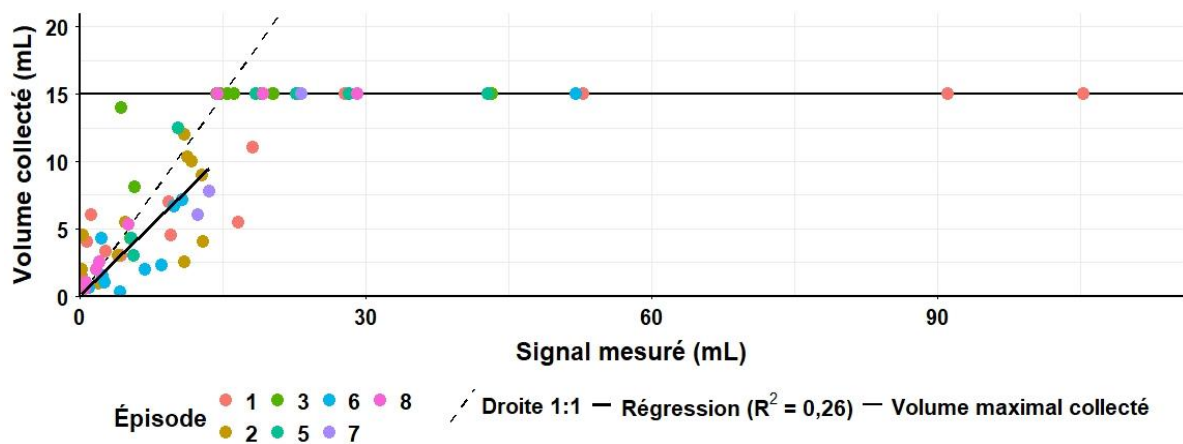


Figure 15 : Relation entre le signal IR mesuré (mL) et le volume collecté par échantillon (mL) pour le collecteur HC au cours des épisodes 1, 2, 3, 5, 6, 7 et 8, avec la droite de régression ($R^2 = 0,26$) et la droite 1:1.

On note par ailleurs une variabilité inter-épisode marquée, chaque évènement pluvieux semblant modifier la tendance générale de la relation IR/volume. Le nombre d'échantillons, qui varie sensiblement d'un épisode à l'autre, influence également cette tendance et invite à la prudence dans les comparaisons inter-épisode. Les épisodes 1 et 2, davantage représentés, contribuent ainsi plus fortement aux points déviants, tandis que la meilleure correspondance apparente de l'épisode 5 repose sur un nombre limité de points (8).

Données issues de la station Pameseb

Une autre possibilité est de comparer les données avec une station météorologique. De manière générale, une cohérence temporelle est observée entre les deux sources, les pics de précipitations étant détectés aux mêmes moments (Annexe 3). Toutefois, les épisodes 1 et 2 se distinguent par une différence d'amplitude, le signal IR présentant des valeurs ponctuellement plus élevées que la station météo. Les épisodes 5 et 8 montrent en revanche une meilleure correspondance entre les deux courbes, tant en termes de temporalité que d'amplitude.

De la même manière, la relation entre le signal IR et les précipitations enregistrées par la station météo Pameseb peuvent être représentés sous forme de nuage de points (Figure 16). Le passage par l'origine est forcé et trois données aberrantes ont été retirées : deux de l'épisode 1 et une de l'épisode 6. Avec un R^2 de 0,71, la corrélation entre le signal IR et la station météo est supérieure à celle observée avec le volume collecté. La majorité des points se situe au-dessus de la droite 1:1, indiquant également une tendance à la surestimation du signal IR par rapport à la station Pameseb (biais moyen : +2,58 mL ; 70 % des échantillons) et une dispersion importante d'un échantillon à l'autre avec une MAE de 5,12 mL, en partie attribuable à la variabilité spatiale des précipitations entre les deux points de mesure.

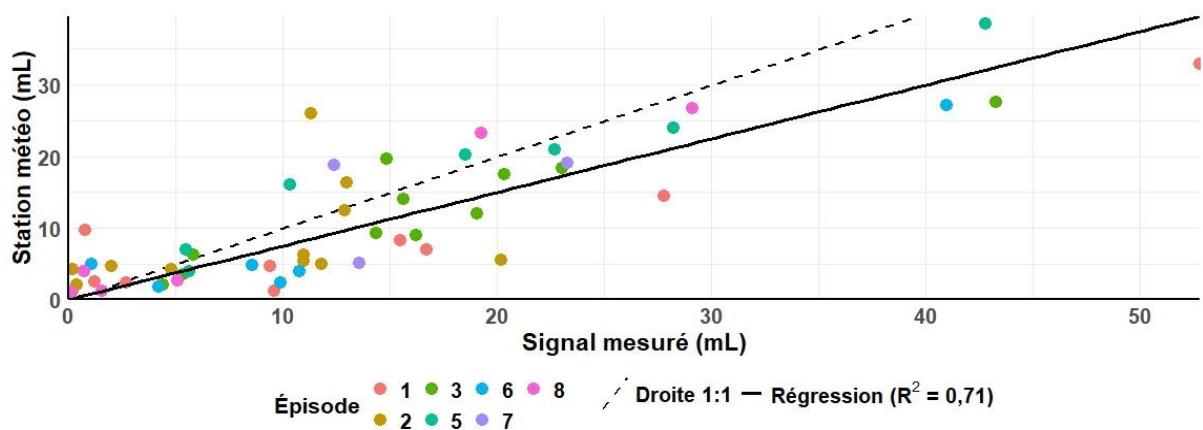


Figure 16 : Relation entre le signal IR mesuré (mL) par le collecteur HC et le volume enregistré par la station météorologique pour les épisodes 1, 2, 3, 5, 6, 7 et 8, avec la droite de régression ($R^2 = 0,71$) et la droite 1:1.

Sources d'incertitude

Toutefois, l'interprétation des données collectées nécessite de prendre en compte un certain nombre de sources d'incertitude. Les facteurs présentés ci-dessous, sans prétendre à l'exhaustivité, sont susceptibles d'affecter à la fois le volume collecté et le signal IR enregistré.

La représentativité spatiale des mesures constitue une première source d'incertitude. Les précipitations présentent une hétérogénéité spatiale significative à l'échelle du terrain. Pedersen et al. (2010) ont montré qu'au sein d'une zone de seulement 500 × 500 m, la variabilité des hauteurs d'eau entre pluviomètres atteint en moyenne 10 %, et est particulièrement marquée pour les faibles cumuls (< 5 mm), pour lesquels elle peut dépasser 47 %.

La précision intrinsèque du capteur constitue une seconde source d'incertitude. Hydreon Corporation annonce une précision de ±10 % pour le capteur RG-15, mesurée en conditions contrôlées de laboratoire. Sur le terrain, des écarts plus importants sont observés en raison de facteurs additionnels non maîtrisés. Qingchuan (2023) rapporte une incertitude élargie de 11 - 12 % sur les capteurs fonctionnels, mais ce résultat ne couvre que 70 % des mesures. Il relève également une surestimation systématique de 20 à 33 % à l'échelle journalière. Bulthuis (2025) confirme ces limites en décrivant des écarts journaliers compris entre une sous-estimation de 57 % et une surestimation de 96 %, ainsi que des faux positifs liés à des réflexions solaires.

La rétention au niveau du collecteur représente une troisième source d'incertitude. Les tests conduits par Dawans (2025) permettent d'estimer cet effet. Bien que réalisés sur un entonnoir en PETG différent du nôtre, une rétention d'environ 4,2 mL est mesurée au niveau des parois internes de l'entonnoir et de la buse. Cela définit un seuil de détection inférieur de 0,237 mm, en deçà duquel aucun volume n'atteint les tubes collecteurs. Au-delà de ce seuil, une perte volumique systématique de 13 % persiste. Ainsi, chaque millilitre collecté implique qu'environ 1,13 mL aient transité par l'entonnoir. Notre entonnoir étant en PEHD, matériau plus hydrophobe que le PETG une rétention moindre peut être attendue.

La lecture manuelle du volume introduit une quatrième source d'incertitude. La résolution des éprouvettes graduées (0,25 mL par division) implique une incertitude de ±0,125 mL. Une distribution rectangulaire⁵ est retenue, donnant une incertitude standard de 0,072 mL (JCGM, 2008). Une incertitude supplémentaire provient de la lecture du ménisque, estimée à 2 % du volume lu (Purata-Sifuentes et al., 2021). Pour un volume typique de 10 mL, l'incertitude élargie résultante est de 4,3 % (Équation 1).

Équation 1 : Calcul de l'incertitude élargie de la lecture manuelle du volume.

$$u_{\text{élargie}} = \sqrt{(u_{\text{résolution}})^2 + (u_{\text{ménisque}})^2} = 0,43 \text{ mL}$$

⁵ Une distribution rectangulaire suppose que toutes les valeurs d'erreur dans un intervalle donné ont la même probabilité d'occurrence.

5.2. Influence du couvert

5.2.1. Évolution des profils pluviométriques

La comparaison des volumes collectés en HC et SC permet d'évaluer dans quelle mesure la canopée redistribue les précipitations avant qu'elles n'atteignent le sol. L'analyse temporelle de cette relation révèle une évolution contrastée entre les épisodes (Figure 17). Les épisodes 1 et 2 présentent un pattern similaire caractérisé par des inversions ponctuelles où SC > HC (4 inversions pour l'épisode 1, 5 pour l'épisode 2). L'épisode 5 présente une dynamique particulière avec une quasi-équivalence entre les volumes mesurés HC et SC. L'épisode 8 marque une rupture avec un changement de comportement où HC > SC. Le volume collecté hors couvert est 2,4 fois supérieur à celui collecté sous couvert, témoignant d'une rétention significative des précipitations par la canopée.

Cette dynamique, cohérente avec le cycle phénologique du couvert forestier, se retrouve sur l'ensemble des épisodes. La quasi-équivalence des volumes observée le 18 (épisode 3) et 27 mars correspond au débourrement, lorsque le feuillage est encore absent, tandis que le basculement vers HC > SC enregistré dès le 11 (épisode 7) et 18 avril témoigne de l'entrée en fonction de la canopée, dont l'interception croissante réduit progressivement les volumes atteignant le sol sous couvert. Les autres épisodes sont présents en Annexe 4.

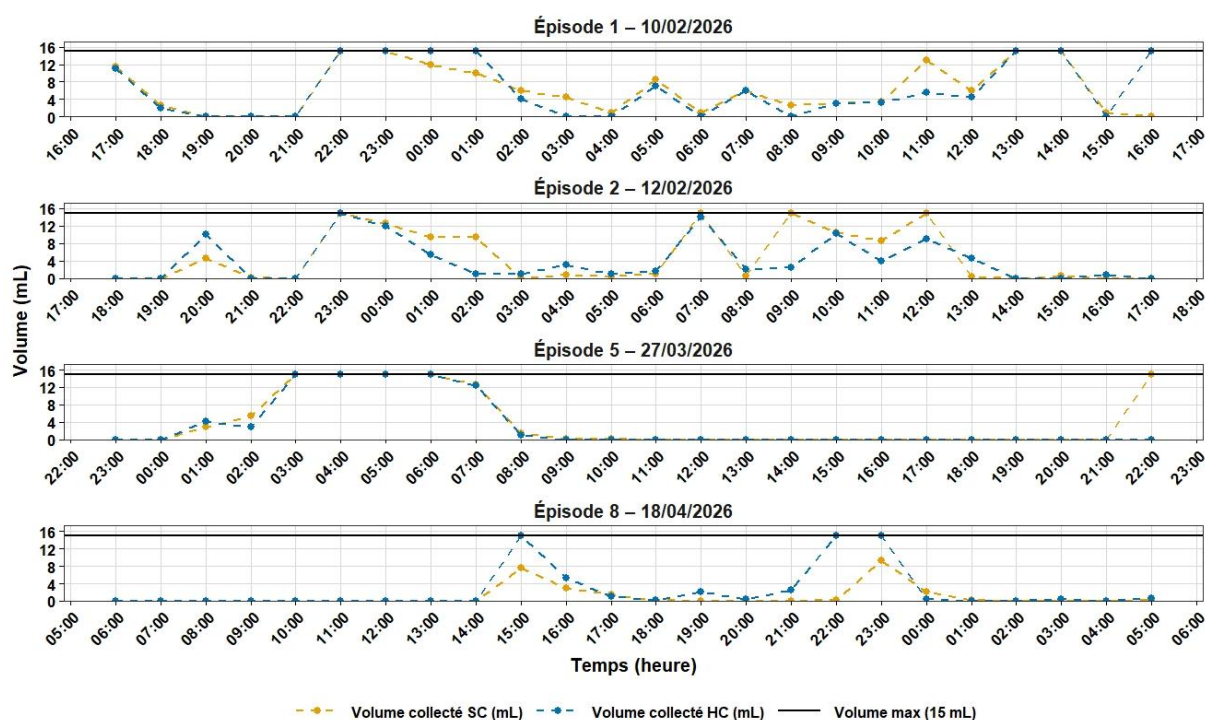


Figure 17 : Évolution temporelle du volume collecté par échantillon (mL) par les collecteurs HC et SC pour les épisodes 1, 2, 5 et 8.

5.2.2. Corrélations entre variables

La relation entre signal mesuré et volume collecté SC (Figure 18) présente un R^2 de 0,63, supérieur à celui observé en HC, avec une tendance à la surestimation du capteur moins prononcée (biais moyen : +0,40 mL ; 55 % des échantillons) et une dispersion plus faible d'un échantillon à l'autre (MAE : 1,81 mL), malgré l'hétérogénéité spatiale attendue sous canopée.

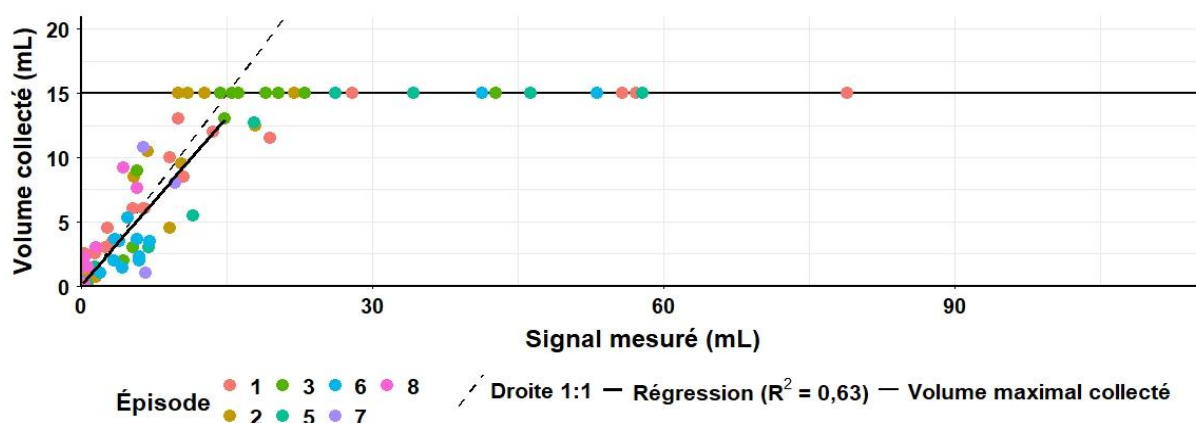


Figure 18 : Relation entre le signal IR mesuré (mL) et le volume collecté par échantillon (mL) pour le collecteur SC au cours des épisodes 1, 2, 3, 5, 6, 7 et 8, avec la droite de régression ($R^2 = 0,63$) et la droite 1:1.

La littérature établit que le couvert forestier génère deux sources de variabilité fondamentales dans la redistribution des précipitations : une variabilité spatiale liée à l'architecture des arbres et une variabilité temporelle liée aux processus phénologiques du feuillage (Crockford & Richardson, 2000; Levia et al., 2020). Ces deux sources combinées rendent la mesure des dépôts SC structurellement plus complexe qu'en HC (Zabret et al., 2017). Paradoxalement, nos données révèlent une dispersion moins importante dans la relation volume collecté/signal IR en SC que HC. À notre connaissance, aucune étude ne documente directement cet effet.

Une explication plausible réside dans la modification des caractéristiques des précipitations par la canopée elle-même. En espace ouvert, la forte variabilité des intensités et des tailles de gouttes introduit une variabilité importante dans la réponse du capteur IR (Salles & Poesen, 1999). Sous couvert forestier, ces caractéristiques sont homogénéisées : les intensités sont atténuées de 40 à 50 % (Zabret et al., 2017) et la distribution des tailles de gouttes devient bimodale, le couvert fragmentant les grosses gouttes en fines gouttelettes tandis que la coalescence sur les surfaces génère de grosses gouttes (Alivio et al., 2023; Nanko et al., 2006). Cette homogénéisation des précipitations sous couvert apparaît ainsi comme l'explication la plus vraisemblable de la dispersion réduite observée en SC (Johannsen et al., 2020).

Néanmoins, la variabilité intrinsèque des capteurs IR évoquée précédemment ne doit pas être négligée. Bulthuis (2025) souligne en effet que ces capteurs (RG-15) ne sont pas calibrés de manière uniforme entre eux. Les deux capteurs placés dans les mêmes conditions, produisent des résultats systématiquement différents entre eux. L'un surestimant jusqu'à 196 % et l'autre jusqu'à 171 % pour le même épisode. La dispersion observée ne peut donc pas être attribuée aux seules caractéristiques des précipitations.

5.3. Évaluation des capteurs IR

Afin de vérifier si un tel biais affecte nos deux capteurs, les deux collecteurs ont été placés dans un simulateur de pluie délivrant un débit constant de 3 L/min. L'homogénéité spatiale de la pluie simulée a préalablement été vérifiée à l'aide d'une plaque de gobelets, permettant d'identifier les zones de distribution uniforme (Figure 19).

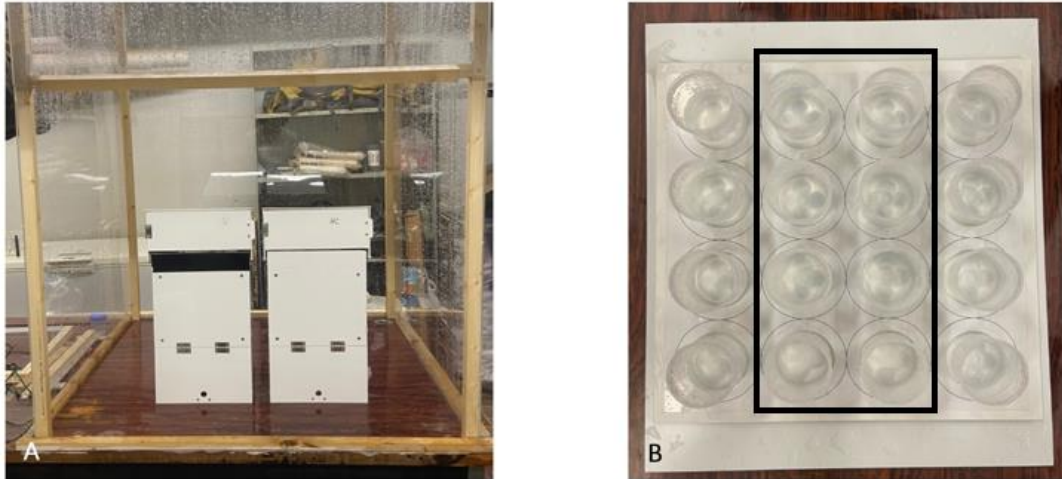


Figure 19 : Dispositif expérimental utilisé lors des tests. Collecteurs HC et SC positionnés dans le simulateur de pluie (Photo A). Plaque de dispersion des précipitations simulées ; la zone délimitée en noir correspond à la zone de précipitation homogène retenue pour les expériences (Photo B).

Les capteurs ont ensuite été positionnés dans la zone centrale, où le volume était constant, et soumis à des séquences de 10 minutes générant 10 échantillons chacune. La relation entre le signal HC et le signal SC ainsi obtenue (Figure 20) permet d'évaluer si les deux capteurs répondent de manière identique à une même intensité pluvieuse.

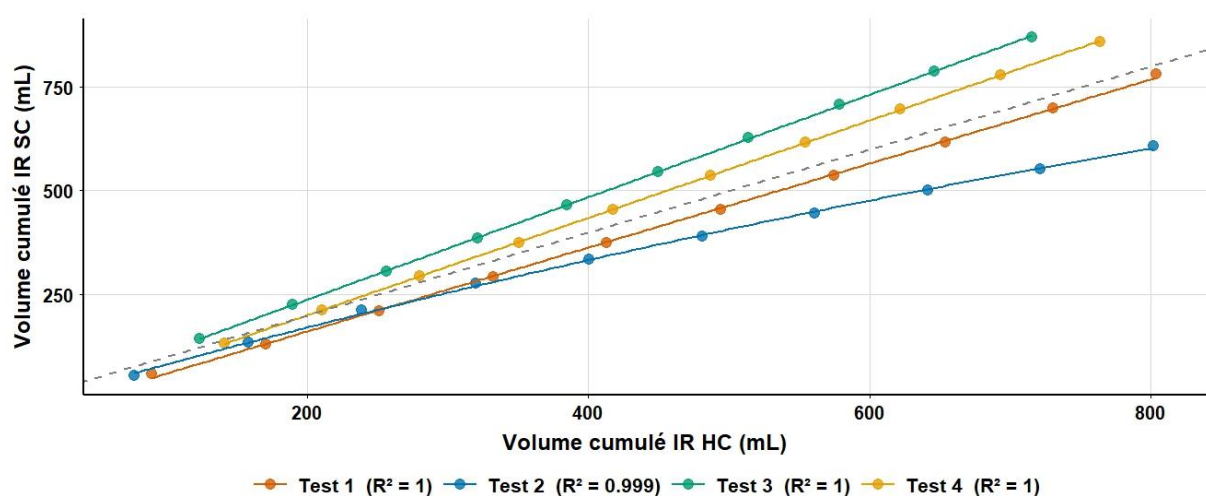


Figure 20 : Relation entre le volume cumulé mesuré par l'IR au niveau du HC et du SC pour les quatre tests. La droite pointillée représente la droite 1:1. Les droites de régression linéaire (tests 1, 3 et 4) et quadratique (test 2) sont tracées pour chaque test.

Les résultats révèlent une variabilité importante entre les différents tests, avec des écarts oscillants entre $-34,6\%$ et $+22,3\%$. La moyenne proche de zéro (-1%) indique l'absence de biais systématique global entre les deux capteurs : les écarts se compensent globalement, aucun capteur ne surestimant ou ne sous-estimant systématiquement l'autre. On constate toutefois que le sens de l'écart s'inverse d'un test à l'autre, sans lien avec les conditions expérimentales, ce qui va dans le même sens que les observations de Bulhuis (2025).

Au-delà de cette variabilité inter-tests, une dérive au sein du même épisode est observable. Le test 1 voit sa sous-estimation se réduire de $-34,6\%$ à $-3,0\%$ au fil des mesures, tandis que lors du test 4, le comportement s'inverse complètement, passant d'une sous-estimation de $-6,2\%$ à une surestimation de $+12,5\%$. Le caractère quadratique du test 2 traduit cette même instabilité croissante du signal au fil du temps, plutôt qu'un simple biais fixe. L'ensemble suggère une dérive temporelle des capteurs, potentiellement liée à un effet d'accumulation d'eau sur le dôme et à une instabilité intrinsèque du capteur lui-même. Cela se traduit par une incertitude moyenne de $15,2\%$ sur les volumes estimés.

5.4. Quantification des débordements

Outre les incertitudes du capteur IR, le dispositif présente une contrainte volumétrique inhérente à sa conception : l'utilisation de tubes à essai de 15 mL permet une collecte sur 24 échantillons consécutifs, mais peut entraîner des dépassements de capacité lors d'événements pluvieux intenses, occasionnant une perte d'échantillon. Afin de quantifier ces pertes, l'analyse temporelle permet de reconstituer le volume qui aurait pu être récupéré (Figure 21).

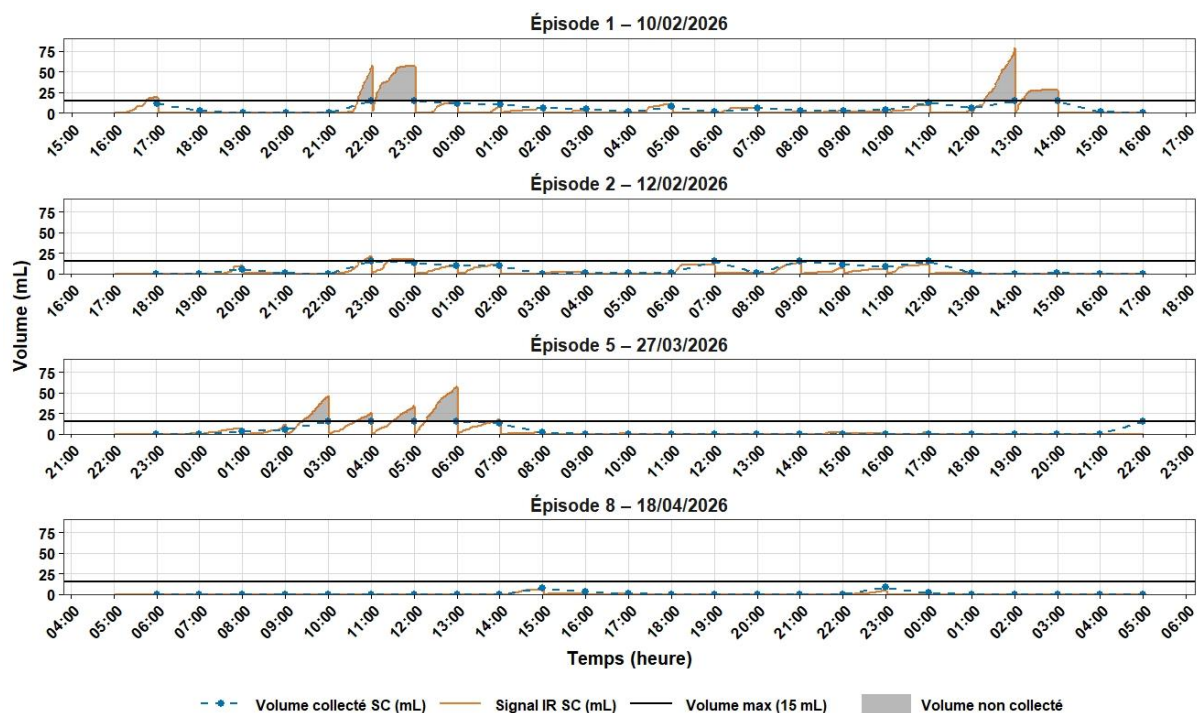


Figure 21 : Évolution temporelle du volume collecté par échantillon, du signal IR et du volume théorique non collecté (débordement) du collecteur SC pour les épisodes 1, 2, 5 et 8.

Le graphique révèle plusieurs anomalies. Durant l'épisode 2, à minuit, un volume théorique non collecté est enregistré alors que le tube à essai n'est pas plein. La situation inverse est observée à 7h et 12h, où le volume collecté dépasse le signal IR. Les autres épisodes sont présentés dans l'Annexe 5.

L'estimation du volume non collecté est réalisée selon deux approches distinctes : en conditions HC, elle est basée sur la relation entre le volume collecté et les données de la station Pameseb, cette dernière présentant le meilleur coefficient de détermination. Sous couvert, l'estimation repose donc sur la relation entre le volume collecté et le signal IR.

Sur les 19 tubes ayant débordé (HC et SC), les volumes non collectés s'étendent de 2,2 mL à 63,9 mL. Le cas le plus critique est SC (épisode 1, 13h00) avec 63,9 mL non collectés sur un total réel de 78,9 mL, soit seulement 19 % récupérés. Toutefois, comme démontré précédemment, ce signal présente une incertitude moyenne inter-tests de 15,2 %, ce qui se répercute directement sur les volumes estimés et constitue une incertitude minimale à prendre en compte. Le volume réellement non collecté pourrait ainsi varier entre 51,9 et 75,9 mL.

Ces pertes volumétriques sont à garder à l'esprit lors de l'interprétation des concentrations mesurées par ICP-MS, dans la mesure où les échantillons débordés ne représentent qu'une fraction du volume réellement précipité et peuvent ainsi biaiser les flux calculés.

6. Dynamique intra-épisode et interaction avec la canopée

6.1. Caractéristiques des épisodes pluvieux

Sur les huit épisodes collectés, quatre ont été sélectionnés pour l'analyse chimique. À chaque épisode ont été associés le nombre de jours secs antécédents ainsi que la phase phénologique de la canopée au moment de la collecte (Tableau 4).

Tableau 4 : Dates, phases phénologiques et nombre de jours secs précédant les épisodes pluvieux analysés (épisodes 1, 2, 5 et 8).

Épisode	Date	Phase phénologique	Jours secs avant pluie
1	10-11 fév. 2026	Dormance	3
2	12-13 fév. 2026	Dormance	0
5	28 mars 2026	Débourrement	1
8	18-19 avr. 2026	Feuillaison	1

L'épisode 8 a néanmoins dû être écarté de l'interprétation des résultats. Plusieurs échantillons présentaient des dépôts solides lors de l'analyse chimique, rendant leur traitement impossible. Les échantillons étant traités par paires HC-SC, ces pertes ont compromis la structure temporelle de cet épisode déjà court, rendant toute interprétation cohérente impossible. Les analyses présentées dans ce chapitre portent donc sur les épisodes 1, 2 et 5.

6.2. Évolution des ETM dans les précipitations

6.2.1. Analyse chimique

L'analyse débute par les précipitations qui constituent le signal de référence avant toute interaction avec le couvert forestier. Les concentrations en ETM mesurées présentent une variabilité importante selon les éléments (Tableau 5).

Tableau 5 : Statistiques descriptives et comparaison des concentrations moyennes pondérées en ETM ($\mu\text{g/L}$) mesurées dans les précipitations (HC) sur tous les épisodes analysés, avec Gandois et al. (2010) ; Marchal (2025).

Élément	Marchal (2025) ($\mu\text{g/L}$)	Gandois et al. (2010) ($\mu\text{g/L}$)	Site d'étude ($\mu\text{g/L}$)	Écart-type ($\mu\text{g/L}$)	Médiane ($\mu\text{g/L}$)	Q1 - Q3 ($\mu\text{g/L}$)	Étendue ($\mu\text{g/L}$)
Al	124,00	2,63	12,26	16,69	5,59	4,04 - 8,87	1,47 - 98,32
Cd	0,08	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01 - 0,03	0,01 - 0,12
Cu	18,80	0,59	4,41	7,09	1,71	1,20 - 5,91	0,47 - 33,44
Fe	-	1,85	16,04	11,95	11,15	6,69 - 20,91	3,20 - 47,95
Mn	-	2,29	1,92	2,15	1,40	0,80 - 2,63	0,38 - 9,15
Pb	1,39	0,25	0,40	0,36	0,29	0,19 - 0,49	0,06 - 1,55
Zn	99,80	29,48	32,88	35,19	19,31	11,93 - 35,75	4,58 - 169,70

Le zinc et le fer se distinguent par les niveaux les plus élevés, avec des moyennes respectives de 32,88 et 16,04 µg/L. À l'opposé, le plomb et le cadmium présentent les concentrations les plus faibles, avec des moyennes respectives de 0,40 et 0,02 µg/L. Pour l'ensemble des éléments, les médianes sont systématiquement inférieures aux moyennes, traduisant une distribution asymétrique dans laquelle quelques épisodes ponctuellement enrichis tirent la moyenne vers le haut.

Ces résultats s'inscrivent dans la plage de concentrations rapportées par Marchal (2025) sur un site urbain distant de 2,5 km, et par Gandois et al. (2010) dans les Pyrénées-Atlantiques (Tableau 5), en contexte forestier isolé. Même si les différences de concentrations entre les trois sites semblent en partie liées à une anthropisation croissante, l'origine des éléments et l'échelle spatiale de leurs apports jouent également un rôle déterminant.

Bien qu'ils soient d'origine naturelle et abondamment présents dans les sols, le fer et l'aluminium voient leurs concentrations atmosphériques s'intensifier en milieu urbain. Ce phénomène s'expliquerait par la remise en suspension de poussières grossières, amplifiée par les activités locales (Audoux et al., 2023; Thorpe & Harrison, 2008). En raison de leur taille ($PM > 2,5 \mu m$), ces particules présentent un temps de résidence atmosphérique court, limitant leur transport à une échelle strictement locale (Cornelis et al., 2004), ce qui est cohérent avec les concentrations en fer nettement supérieures à celles rapportées par Gandois et al. (2010).

Le cuivre, le zinc, le plomb et le cadmium sont des éléments d'origine majoritairement anthropique comme en témoignent leurs EF_c^6 , calculés sur le site d'étude, compris entre 220 et 3 700 (Annexe 6). Bien que ces enrichissements soient marqués, les concentrations en zinc, plomb et cadmium demeurent similaires à celles mesurées par Gandois et al. (2010), suggérant un bruit de fond atmosphérique, principalement attribuable à la combustion de combustibles fossiles et à l'incinération des déchets (Pacyna & Pacyna, 2001). Toutefois, le cuivre se distingue avec des concentrations environ huit fois supérieures, ce qui pourrait indiquer une contribution locale additionnelle, potentiellement liée aux émissions du trafic routier environnant (Alloway, 2013; Bukowiecki et al., 2009; Thorpe & Harrison, 2008). Cette empreinte anthropique s'amplifie en milieu urbain où les concentrations rapportées par Marchal (2025) sont plus élevées pour l'ensemble de ces éléments.

Le manganèse présente des concentrations similaires entre le site d'étude et Gandois et al. (2010), reflétant des apports atmosphériques d'arrière-plan. Son EF_c intermédiaire (30,5) indique toutefois une origine mixte : si une fraction provient de l'érosion des sols (Lindberg et al., 1982; Pacyna et al., 1984), la combustion de combustibles fossiles constitue également une source atmosphérique non négligeable (Nriagu & Pacyna, 1988; Pacyna & Pacyna, 2001).

⁶ L' EF_c quantifie l'enrichissement d'un élément dans les précipitations par rapport à sa concentration naturelle dans la croûte terrestre, un EF_c supérieur à 10 indiquant une contribution anthropique significative.

6.2.2. Dynamique temporelle

En analysant les données à travers les échantillons, il est possible de reconstruire la dynamique temporelle des concentrations en ETM au cours des épisodes pluvieux (Figure 22).

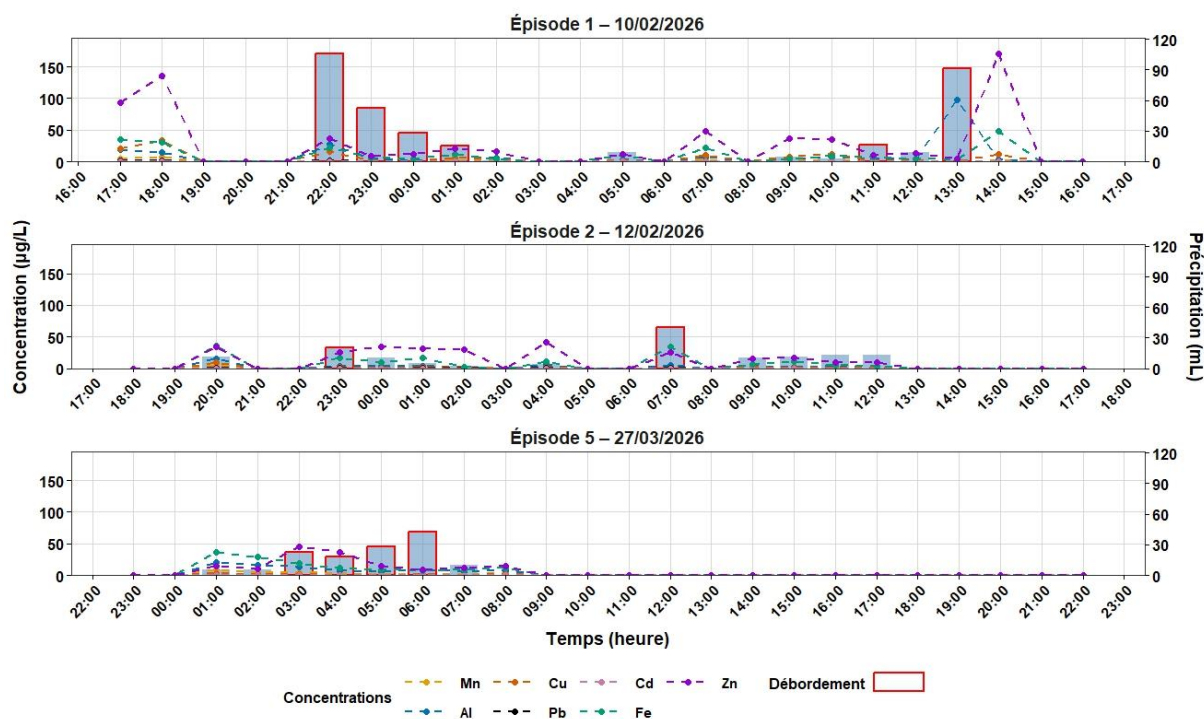


Figure 22 : Évolution temporelle des concentrations en ETM ($\mu\text{g/L}$) et du volume de précipitations par échantillon (mL) mesuré par le collecteur HC au cours des épisodes 1, 2 et 5.

Les concentrations évoluent de manière distincte selon les épisodes. Le premier se caractérise par des concentrations initiales élevées en zinc ($135 \mu\text{g/L}$), qui diminuent progressivement durant la nuit avant d'atteindre un nouveau pic de $169 \mu\text{g/L}$ en fin d'épisode, lors de deux débordements successifs. Le second présente deux phases de décroissance, entre 23h00 et 3h00 puis entre 7h00 et 13h00, avec des concentrations en zinc et aluminium modérées ($\pm 40 \mu\text{g/L}$) et un débordement limité en début de matinée. Le cinquième suit un profil comparable en première partie de nuit, avec une augmentation progressive des concentrations en zinc et aluminium accompagnant des débordements répétés, avant un retour à des niveaux plus faibles en seconde partie d'épisode. Ces observations sont toutefois à interpréter avec prudence, certains débordements d'échantillons étant susceptibles d'avoir introduit un biais dans les concentrations mesurées et altéré les dynamiques observées.

De manière générale, les concentrations les plus élevées sont observées en début d'épisode, puis diminuent progressivement au cours du temps (Figure 23). Ce comportement est cohérent avec l'effet de lessivage sous-nuageux (Audoux et al., 2023). En début d'averse, les gouttes de pluie capturent en priorité les particules accumulées sous le nuage, générant des concentrations élevées dans les premiers échantillons, avant que la colonne d'air ne s'appauvrisse progressivement en particules disponibles (Kasahara et al., 1996; Ma, 2006).

Les valeurs élevées ponctuelles observées en cours d'épisode peuvent être attribuées à des apports anthropiques locaux (Audoux et al., 2025), le site étant situé à proximité du réseau routier, avec une route à 35 m et l'autoroute E411 à moins de 1,5 km.

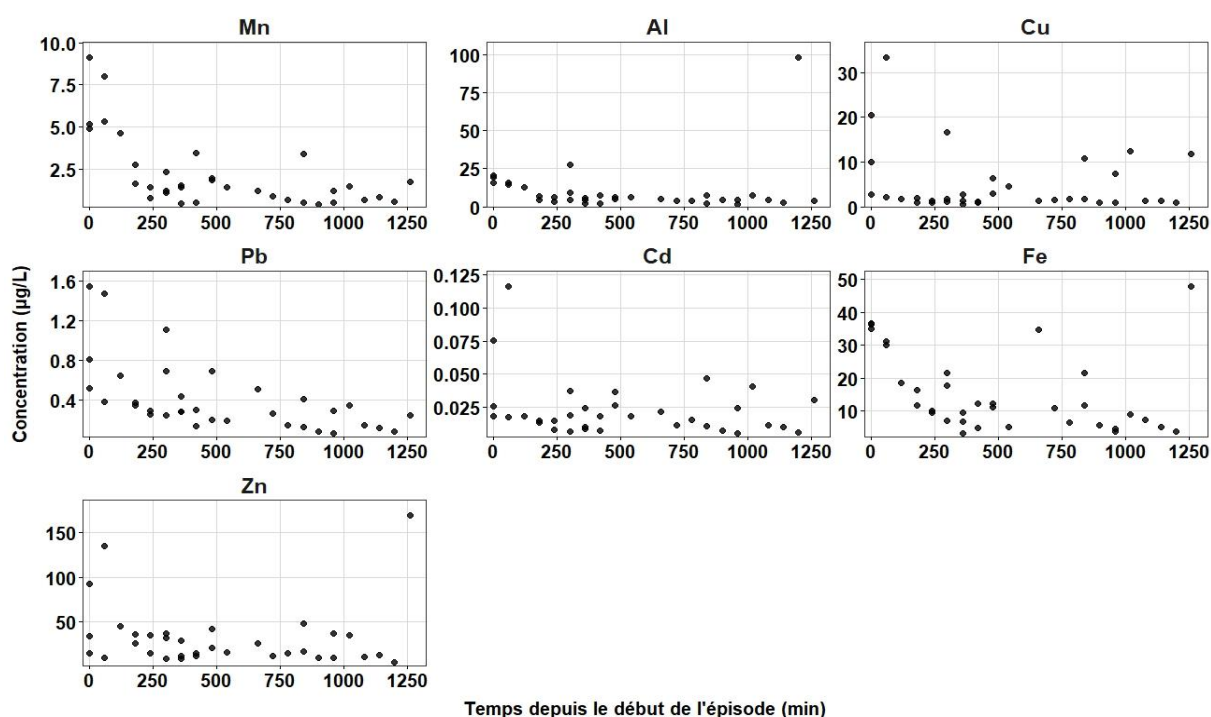


Figure 23: Concentrations en ETM (Mn, Al, Cu, Pb, Cd, Fe et Zn) en fonction du temps écoulé depuis le début de l'épisode, pour l'ensemble des échantillons collectés en HC sur les trois épisodes analysés.

6.3. Évolution des ETM dans les pluviolessivats

6.3.1. Analyse chimique

Après avoir caractérisé les concentrations en ETM dans les précipitations, il convient désormais d'examiner comment celles-ci sont modifiées lors de leur passage au travers du couvert forestier. Les concentrations dans les pluviolessivats présentent des niveaux contrastés entre éléments (Tableau 6). Le manganèse domine avec une moyenne de 82,41 µg/L, suivi du fer (62,58 µg/L), tandis que le cadmium et le plomb restent à des niveaux faibles (0,04 et 0,84 µg/L). Comme observé HC, les médianes sont systématiquement inférieures aux moyennes pour l'ensemble des éléments, traduisant une distribution asymétrique dans laquelle quelques échantillons enrichis tirent la moyenne vers le haut.

Tableau 6 : Statistiques descriptives et comparaison des concentrations moyennes pondérées en ETM (µg/L) mesurées dans les pluviolessivats (SC) sur tous les épisodes analysés, avec Gandois et al. (2010).

Élément	Gandois et al. (2010) (µg/L)	Site d'étude (µg/L)	Écart-type (µg/L)	Médiane (µg/L)	Q1 - Q3 (µg/L)	Étendue (µg/L)
Al	7,00	17,56	8,74	15,28	10,07 - 20,36	5,59 - 40,21
Cd	0,02	0,04	0,15	0,03	0,02 - 0,04	0,01 - 0,90
Cu	0,87	5,07	5,45	3,20	2,43 - 6,22	1,15 - 25,37
Fe	4,75	62,58	56,63	35,34	23,42 - 79,35	12,54 - 268,27
Mn	41,35	82,41	54,89	66,82	44,64 - 87,57	21,15 - 233,90
Pb	0,61	0,84	0,87	0,66	0,52 - 1,12	0,29 - 5,31
Zn	10,08	18,88	12,86	15,51	10,06 - 21,97	5,73 - 57,21

L'étude réalisée par Gandois et al. (2010), également sur une hêtraie, rapporte des concentrations inférieures à celles mesurées sur le site d'étude pour l'ensemble des ETM (Tableau 6). Les écarts sont particulièrement marqués pour le fer et le cuivre, dont les concentrations du site d'étude sont respectivement environ 13 et 6 fois supérieures à celles de Gandois et al. (2010). L'aluminium présente également un écart notable, avec des concentrations environ 2,5 fois plus élevées. Pour le manganèse, le zinc et le cadmium, les concentrations sont environ 2 fois plus élevées, tandis que le plomb présente l'écart le plus faible. Plusieurs facteurs peuvent être avancés pour expliquer ces différences.

Pour le fer et l'aluminium, une divergence méthodologique constituerait l'explication la plus probable. Gandois et al. (2010) ont filtré leurs échantillons à 0,22 µm avant acidification, mesurant ainsi uniquement la fraction dissoute. Or, ces deux éléments étant principalement associés à des particules minérales grossières, leur concentration dans la fraction dissoute est naturellement faible (Desboeufs et al., 2005). Les échantillons du site d'étude n'ayant pas été filtrés, les concentrations mesurées reflètent la fraction totale (dissoute et particulaire), ce qui pourrait expliquer les valeurs nettement supérieures observées.

Pour le cuivre, le zinc, le plomb et le cadmium, les écarts reflètent probablement, comme dans les précipitations, la proximité du site d'étude avec des sources anthropiques locales, par

opposition aux sites ruraux du réseau RENECOFOR étudiés par Gandois et al. (2010), représentatifs du bruit de fond atmosphérique français.

Le nombre limité d'épisodes analysés ($n = 3$) fragilise la représentativité des moyennes, qui peuvent davantage être influencées par des épisodes atypiques, qu'il s'agisse de l'intensité des précipitations (Pacyna & Ottar, 2012), de la durée de la période sèche antécédente (André et al., 2008) ou de l'origine des masses d'air (Rodrigo et al., 2003), expliquant en partie les médianes systématiquement inférieures aux moyennes observées tant en HC qu'en SC. Pour le manganèse, bien que l'absence d'épisodes en pleine saison feuillée tende à sous-estimer les concentrations annuelles, les valeurs mesurées demeurent paradoxalement supérieures à celles de Gandois et al. (2010), suggérant que d'autres facteurs compensent l'absence de feuillage.

6.3.2. Dynamique temporelle

À l'échelle intra-épisode, la dynamique temporelle des concentrations SC suit un profil distinct de celui observé HC (Figure 24).

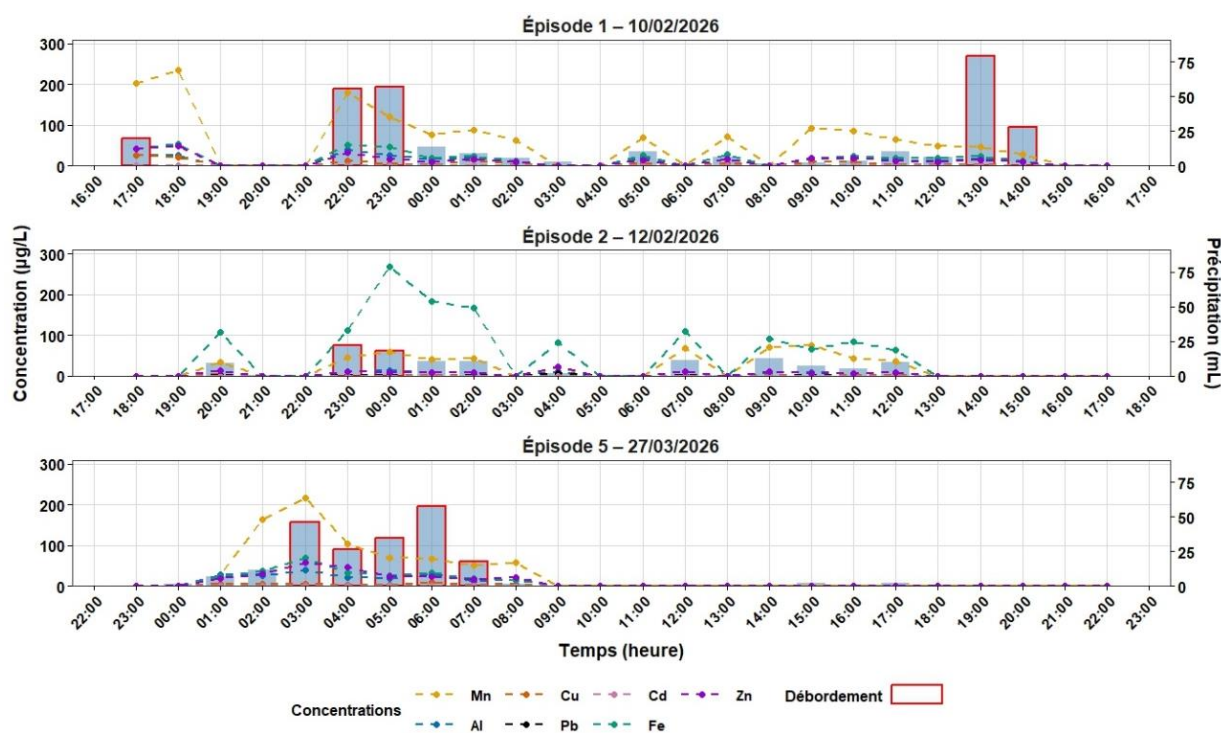


Figure 24 : Évolution temporelle des concentrations en ETM ($\mu\text{g/L}$) et du volume de pluviolessivat par échantillon (mL) mesuré par le collecteur SC au cours des épisodes 1, 2 et 5.

Le manganèse et le fer présentent les dynamiques temporelles les plus marquées. Pour le manganèse, les épisodes 1 et 5 montrent une décroissance progressive des concentrations depuis le début de l'épisode, interrompue par des rehausses ponctuelles pour l'épisode 1 (5h00 et 7h00), et un pic net à 3h00 suivi d'une diminution jusqu'à 8h00 pour l'épisode 5. Le fer présente une dynamique similaire lors de l'épisode 2, avec un pic marqué à 00h00 suivi d'une diminution progressive jusqu'en fin d'épisode.

Ces comportements semblent cohérents avec les trois phases caractéristiques du lessivage de la canopée (Hansen et al., 1994) : en début d'épisode, les premières gouttes lessivent les dépôts secs accumulés durant la période sèche et bénéficient d'un temps de contact prolongé avec la canopée, générant des concentrations plus élevées (Johnson et al., 1993). À mesure que l'intensité augmente, le stock s'épuise et l'eau ruisselle trop rapidement pour permettre des échanges ioniques efficaces, entraînant une chute progressive des concentrations (Lindberg, 1989).

Ces observations demeurent toutefois soumises aux mêmes limites méthodologiques qu'en HC, auxquelles s'ajoute la variabilité spatiale introduite par la canopée, susceptible d'amplifier les biais liés aux débordements d'échantillons.

6.4. Enrichissement par la canopée

Les flux moyens par épisode ainsi que les facteurs d'enrichissement (FE) ont été calculés pour chaque élément en HC et SC afin d'évaluer l'influence de la canopée sur les apports en ETM (Tableau 7). Il rend ainsi compte de la masse d'éléments réellement déposés au sol, en intégrant à la fois les concentrations mesurées et le volume des précipitations.

Tableau 7 : Flux moyens en ETM ($\mu\text{g}/\text{m}^2$) mesurés dans les précipitations hors couvert (HC) et sous couvert (SC), et facteurs d'enrichissement correspondants, par épisode et par élément.

	Épisode	Mn	Al	Fe	Cu	Cd	Pb	Zn
Flux HC	1	14,72	148,39	134,06	66,41	0,23	3,67	365,27
Flux SC	1	810,25	166,07	241,51	66,01	0,73	7,55	159,58
FE SC/HC	1	55,06	1,12	1,80	0,99	3,18	2,06	0,44
Flux HC	2	7,92	27,13	91,13	13,68	0,09	2,07	140,00
Flux SC	2	353,23	67,68	832,38	16,01	0,16	5,02	66,84
FE SC/HC	2	44,59	2,50	9,13	1,17	1,74	2,42	0,48
Flux HC	5	14,52	46,41	69,12	5,85	0,06	1,81	110,35
Flux SC	5	499,74	121,15	170,98	23,04	0,14	5,18	160,00
FE SC/HC	5	34,43	2,61	2,47	3,94	2,22	2,86	1,45

ETM fortement enrichis par la canopée

Le manganèse se distingue des autres ETM par les FE les plus élevés, compris entre 34,43 (épisode 5) et 55,06 (épisode 1). Ces valeurs, obtenues sur une hêtraie défoliée, dépassent les moyennes rapportées dans la littérature pour des couverts feuillés (FE moyens de l'ordre de 25, Gandois et al. (2010)), suggérant que les tissus ligneux constitueraient une source active de relargage indépendante du feuillage.

En dormance, les précipitations n'interagissent qu'avec la structure ligneuse de l'arbre. Cela rejoint les observations de Pacyna & Ottar (2012), selon lesquels le manganèse est le seul ETM dont la concentration dans les pluviollessivats reste supérieure à celle des précipitations durant la période défoliée, confirmant que l'écorce agit comme une source directe de relargage.

Cette contribution ligneuse est également cohérente avec le nombre de jours secs précédant chaque épisode, qui apparaît comme le facteur modulateur principal : le FE décroît de 55,06 à 34,43 lorsque les jours secs passent de 3 à 1, suggérant que l'accumulation de manganèse sur les surfaces ligneuses amplifie son lessivage lors de la prochaine averse. Ces éléments convergent vers une même suggestion plausible : même en l'absence de feuillage, les tissus ligneux constitueraient une source active de manganèse. Cela expliquerait à la fois les concentrations supérieures à celles de Gandois et al. (2010), l'enrichissement systématique observé dans les pluvioléssivats et les pics de concentration en début d'épisode caractéristiques du lessivage progressif des surfaces ligneuses.

ETM légèrement enrichis par la canopée

Le fer, l'aluminium, le cuivre et le plomb présentent des facteurs d'enrichissement modérés, sans dépendance apparente au nombre de jours secs antécédents. Cette absence de relation suggère que leur mobilisation ne résulte pas d'un simple lessivage mécanique des dépôts secs. D'après la littérature, cela dépendrait principalement du carbone organique dissous (COD) excrété par la canopée, qui agit comme agent solubilisant (Gandois et al., 2010; Hou et al., 2005). En raison de leur forte affinité pour la matière organique, ces quatre éléments se retrouvent majoritairement sous forme de complexes organo-métalliques dans les pluvioléssivats (Casartelli et al., 2006; Karavoltos et al., 2017). En son absence, l'eau de pluie seule est insuffisante pour mobiliser ces métaux, qui restent associés à des particules insolubles à la surface de la canopée (Desboeufs et al., 2005). Ce contrôle par le COD pourrait ainsi expliquer le facteur d'enrichissement élevé du fer observé lors de l'épisode 2, malgré l'absence de période sèche préalable.

Le cadmium présente des FE variables (1,74 à 3,18), avec une légère tendance vers des valeurs plus élevées lors des épisodes précédés d'une période sèche plus longue. Contrairement au groupe précédent, le cadmium se retrouve majoritairement sous forme d'ions libres dans la fraction dissoute des pluvioléssivats, avec peu d'association au COD (Gandois et al., 2010). Cette grande labilité lui permet d'être directement capté par la végétation au moment de la pluie (Shahid et al., 2017). Le comportement du cadmium sous couvert reflète ainsi un contrôle biologique plutôt que chimique, le distinguant nettement du groupe fer-aluminium-cuivre-plomb (Gandois et al., 2010; Hou et al., 2005).

ETM retenus par la canopée

Le zinc constitue le seul élément dont le FE est inférieur à 1 en dormance (0,44 et 0,48 pour les épisodes 1 et 2), indiquant une rétention nette par la canopée, avant de remonter à 1,45 au débourrement (épisode 5). Ce comportement est indépendant de la durée de la période sèche antécédente, les épisodes 1 et 2 affichant des FE comparables malgré un écart de 3 jours secs. Comme le cadmium, le zinc se retrouve majoritairement sous forme d'ions libres dans les pluvioléssivats, ce qui lui permet d'être directement assimilé par la végétation au moment de la pluie (Avila & Rodrigo, 2004; Heinrichs & Mayer, 1977). Son bilan net négatif en dormance indique une absorption excédant les apports atmosphériques, une dynamique qui s'inverse au débourrement avec la reprise de l'activité foliaire (Tan et al., 2019).

7. Conclusion et perspectives

Ce travail visait à évaluer comment le couvert forestier influence la dynamique temporelle des concentrations en éléments traces métalliques (ETM) au cours d'évènements pluvieux. Trois sous-objectifs structuraient cette démarche : évaluer la fiabilité du capteur infrarouge pour l'estimation volumétrique, caractériser la variabilité intra-épisode des concentrations en ETM dans les précipitations et les pluviolessivats et observer le rôle filtrant de la canopée en lien avec la phénologie et le temps sec antécédent.

L'évaluation du capteur infrarouge (RG-15) constitue un préalable indispensable à l'interprétation des données volumétriques. Celles-ci ont révélé des performances contrastées selon le contexte de mesure. En milieu ouvert, la corrélation entre le signal IR et le volume collecté demeure faible ($R^2 = 0,26$; biais moyen : +1,03 mL ; MAE : 2,75 mL). Sous couvert, la relation est paradoxalement plus cohérente ($R^2 = 0,63$; biais moyen : +0,40 mL ; MAE : 1,81 mL), vraisemblablement en raison de l'homogénéisation des précipitations opérée par la canopée. Les tests en simulateur de pluie ont mis en évidence une dérive intra- et inter-épisode instable, avec des écarts atteignant ± 35 % et une incertitude moyenne de 15 %. Le capteur IR constitue donc un indicateur utile de la dynamique temporelle des précipitations, mais pas une mesure volumétrique fiable.

C'est précisément cette dynamique temporelle que l'analyse échantillon par échantillon établit. Dans les précipitations, une tendance générale de décroissance est observée pour le zinc, le fer et l'aluminium, cohérente avec le mécanisme de lessivage sous-nuageux. Dans les pluviolessivats, la dynamique temporelle semble suivre un profil similaire, avec des concentrations les plus élevées en début d'épisode pour le manganèse, le fer et l'aluminium, décroissant progressivement au fil du temps. Toutefois, cette dynamique pourrait être gouvernée par des mécanismes différents : le lavage des dépôts secs accumulés sur la canopée et l'excrétion depuis les surfaces ligneuses plutôt que par l'épuisement du réservoir atmosphérique. Ces résultats confirment ainsi que les concentrations en ETM ne sont pas stables au cours d'un épisode, et que leur évolution temporelle diffère probablement selon que l'on se trouve hors couvert ou sous couvert, reflétant des mécanismes sources distincts.

Au-delà de cette dynamique temporelle, le couvert forestier modifie également la composition chimique des précipitations de manière différenciée selon les éléments. Le manganèse présente les enrichissements les plus marqués (FE jusqu'à 55,06), dépassant les valeurs rapportées pour des couverts feuillés, ce qui suggère que les tissus ligneux constituent une source active de relargage indépendante du feuillage. La durée de la période sèche antécédente apparaît comme le principal facteur modulateur de cet enrichissement, davantage que le stade phénologique. Le fer, l'aluminium, le cuivre et le plomb affichent des enrichissements modérés, dont la mobilisation dépendrait davantage du COD au contact de la canopée que du lessivage mécanique des dépôts secs accumulés. Le zinc et le cadmium, par leur forme mobile dans les pluviolessivats, interagiraient biologiquement avec la végétation, mais avec des bilans nets opposés : rétention du zinc en dormance, enrichissement persistant du cadmium.

Ces enrichissements différenciés, combinés à la dynamique intra-épisode mise en évidence, permettent de répondre à la question de recherche initiale. Le couvert forestier exerce bel et bien une influence sur les concentrations en ETM, variable selon les éléments et les épisodes pluvieux considérés. Ce travail confirme l'intérêt de l'échantillonnage séquentiel pour accéder à cette dynamique, tout en soulignant les limites inhérentes au dispositif utilisé.

Afin d'améliorer les résultats obtenus, plusieurs pistes peuvent être envisagées :

En premier lieu, les limites du capteur RG-15 mises en évidence dans ce travail invitent à évaluer des alternatives. L'installation d'un pluviomètre automatique ou le test de capteurs optiques alternatifs à proximité du dispositif constituerait une piste d'amélioration pour obtenir une estimation volumétrique plus fiable des précipitations.

Dans le même ordre d'idées, réduire le pas de temps de collecte à 30 minutes permettrait de limiter les pertes par débordement. Une alternative plus radicale consisterait à adopter un mode séquentiel déclenché par le volume, où le collecteur passerait au tube suivant dès qu'un seuil prédéfini est atteint, éliminant ainsi également les tubes vides.

Au-delà des aspects métrologiques, un échantillonnage étendu à un cycle annuel complet permettrait de couvrir la pleine saison feuillée et de quantifier l'influence de la phénologie sur les facteurs d'enrichissement. Disposer d'un plus grand nombre d'épisodes par phase phénologique ainsi que de données sur les dépôts secs antécédents permettrait de distinguer statistiquement la contribution du dépôt sec de celle de l'excrétion biologique, deux processus dont la superposition limite actuellement l'interprétation des enrichissements observés.

8. Références

Adriano, D. C. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments*. Springer New York.

<https://doi.org/10.1007/978-0-387-21510-5>

Alivio, M. B., Bezak, N., & Mikoš, M. (2023). The size distribution metrics and kinetic energy of raindrops above and below an isolated tree canopy in urban environment. *Urban Forestry & Urban Greening*, 85, 127971. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.127971>

Alloway, B. J. (Ed.). (2013). *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. *Environmental Pollution*, 22. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>

André, F., Jonard, M., & Ponette, Q. (2008). Spatial and temporal patterns of throughfall chemistry within a temperate mixed oak–beech stand. *Science of The Total Environment*, 397(1), 215–228. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.043>

Asrari, E. (2021). *Heavy Metal Contamination of Water and Soil: Analysis, Assessment, and Remediation Strategies*. Routledge & CRC Press. <https://www.routledge.com/Heavy-Metal-Contamination-of-Water-and-Soil-Analysis-Assessment-and-Remediation-Strategies/Asrari/p/book/9781774633281>

Audoux, T., Laurent, B., Chevaillier, S., & Desboeufs, K. (2025). Trace element solubility in wet deposition: Investigating the evolution at the intra-event scale. *Science of The Total Environment*, 962, 178308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178308>

Audoux, T., Laurent, B., Chevaillier, S., Féron, A., Pangui, E., Maisonneuve, F., Desboeufs, K., Triquet, S., Noyalet, G., Lauret, O., & Huet, F. (2023). Automatic sequential rain sampling to study atmospheric particulate and dissolved wet deposition. *Atmospheric Environment*, 295, 119561. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119561>

- Austin, J., Brimblecombe, P., & Sturges, W. T. (Eds.). (2002). *Air Pollution Science for the 21st Century: Volume 1* (1st Edition). <https://shop.elsevier.com/books/air-pollution-science-for-the-21st-century/austin/978-0-08-044119-1>
- Avila, A., & Rodrigo, A. (2004). Trace metal fluxes in bulk deposition, throughfall and stemflow at two evergreen oak stands in NE Spain subject to different exposure to the industrial environment. *Atmospheric Environment*, 38(2), 171–180.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.09.067>
- Baize, D. (1997). *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols*. Inra.
<https://www.torrossa.com/en/resources/an/5064273>
- Barrios, J. M., & Romero, P. E. (2019). Improvement of Surface Roughness and Hydrophobicity in PETG Parts Manufactured via Fused Deposition Modeling (FDM): An Application in 3D Printed Self–Cleaning Parts. *Materials*, 12(15).
<https://doi.org/10.3390/ma12152499>
- Bradl, H. (Ed.). (2005). *Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation*.
<https://shop.elsevier.com/books/heavy-metals-in-the-environment-origin-interaction-and-remediation/bradl/978-0-12-088381-3>
- Brusseau, M. L., Pepper, I., & Gerba, C. (Eds.). (2006). *Environmental and Pollution Science*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2017-0-00480-9>
- Bukowiecki, N., Lienemann, P., Hill, M., Figi, R., Richard, A., Furger, M., Rickers, K., Falkenberg, G., Zhao, Y., Cliff, S. S., Prevot, A. S. H., Baltensperger, U., Buchmann, B., & Gehrig, R. (2009). Real-world emission factors for antimony and other brake wear related trace elements: Size-segregated values for light and heavy duty vehicles. *Environmental Science & Technology*, 43(21), 8072–8078. <https://doi.org/10.1021/es9006096>

- Bulthuis, D. (2025, October 10). *Hydreon RG-15 rain sensor review – meteodrenthe.nl*.
<https://blog.meteodrenthe.nl/2025/10/10/hydreon-rg-15-rain-sensor-review/>
- Casartelli, M., Peralba, M. D. C., Mirlean, N., & Schifino, J. (2006). Study of metal-complexed organic matter in throughfall by gel filtration and atomic absorption spectrometry. *Fresenius Environmental Bulletin*, 15, 1595–1600.
- Colls, J. (2002). *Air Pollution, Second Edition*. Taylor & Francis e-Library.
<https://doi.org/10.4324/9780203476024>
- Cornelis, R., Caruso, J., Crews, H., & Heumann, K. (Eds.). (2004). *Handbook of Elemental Speciation: Techniques and Methodology* / Wiley (Wiley). <https://www.wiley.com/en-br/handbook-of-elemental-speciation-techniques-and-methodology-p-9780470868379>
- Crockford, R. H., & Richardson, D. P. (2000). Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: Effect of forest type, ground cover and climate. *Hydrological Processes*, 14, 2903–2920. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17%3C2903::AID-HYP126%3E3.0.CO;2-6](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17%3C2903::AID-HYP126%3E3.0.CO;2-6)
- Dawans, L. (2025). *Conception et élaboration d'un collecteur automatique de dépôts humides séquentiel*. Université Catholique de Louvain.
- Desboeufs, K. V., Sofikitis, A., Losno, R., Colin, J. L., & Ausset, P. (2005). Dissolution and solubility of trace metals from natural and anthropogenic aerosol particulate matter. *Chemosphere*, 58(2), 195–203. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.02.025>
- EAA. (2025, September 16). *Heavy metal emissions in Europe*.
<https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/heavy-metal-emissions-in-europe>

Everett A., J. (Ed.). (1998). *Adsorption of Metals by Geomedia*. Academic Press.

<https://www.sciencedirect.com/book/edited-volume/9780123842459/adsorption-of-metals-by-geomedia>

Gandois, L. (2009). *Dynamique et bilan des Elements Traces Métalliques (ETM) dans des écosystèmes forestiers français. Modélisation, spéciation et charges critiques*. [Theses, Université Paul Sabatier - Toulouse III]. <https://theses.hal.science/tel-00741901>

Gandois, L., Tipping, E., Dumat, C., & Probst, A. (2010). Canopy influence on trace metal atmospheric inputs on forest ecosystems: Speciation in throughfall. *Atmospheric Environment*, 44(6), 824–833. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.11.028>

Han, F. X. (2007). *Biogeochemistry of Trace Elements in Arid Environments*. Springer Science & Business Media.

Hansen, K., Draaijers, G. P. J., Ivens, W. P. M. F., Gundersen, P., & van Leeuwen, N. F. M. (1994). Concentration variations in rain and canopy throughfall collected sequentially during individual rain events. *Atmospheric Environment*, 28(20), 3195–3205. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)00176-L](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)00176-L)

Heinrichs, H., & Mayer, R. (1977). Distribution and Cycling of Major and Trace Elements in Two Central European Forest Ecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 6(4), 402–407. <https://doi.org/10.2134/jeq1977.00472425000600040014x>

Honway, L., Wong, C., Huang, Y., & Fredrickson, S. (2012). A study of techniques for the preservation of mercury and other trace elements in water for analysis by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). *Anal. Methods*, 4, 522–529. <https://doi.org/10.1039/C2AY05182F>

- Hou, H., Takamatsu, T., Koshikawa, M. K., & Hosomi, M. (2005). Trace metals in bulk precipitation and throughfall in a suburban area of Japan. *Atmospheric Environment*, 39(20), 3583–3595. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.02.035>
- Huang, P. M., & Gobran, G. R. (2005). *Biogeochemistry of trace elements in the rhizosphere*. Elsevier Science. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-51997-9.X5000-4>
- Hutchinson, T. C., & Meema, K. M. (1986). *Lead, mercury, cadmium, and arsenic in the environment*. <https://www.osti.gov/biblio/6608411>
- JCGM. (2008). *Evaluation of measurement data—Guide to the expression of uncertainty in measurement. Joint Committee for Guides in Metrology*. <https://doi.org/10.59161/JCGM100-2008E>
- Johnson, D., Lindberg, S., Miegroet, H., Lovett, G., Cole, D., Mitchell, M., & Binkley, D. (1993). Atmospheric Deposition, Forest Nutrient Status, and Forest Decline: Implications of the Integrated Forest Study. *Watershed Sciences Faculty Publications*. https://doi.org/10.1007/978-3-642-76995-5_5
- Kabata-Pendias, A. (1993). Behavioural properties of trace metals in soils. *Applied Geochemistry, Environmental Geochemistry*, 8, 3–9. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(09\)80002-4](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(09)80002-4)
- Kabata-Pendias, A. (2000). *Trace Elements in Soils and Plants* (3rd ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420039900>
- Kabata-Pendias, A. (2010). *Trace Elements in Soils and Plants* (4th ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b10158>
- Kabata-Pendias, A., & Szteke, B. (2015). *Trace Elements in Abiotic and Biotic Environments*. Taylor & Francis. <https://doi.org/10.1201/b18198>

- Karavoltzos, S., Fotiadis, F., Michopoulos, P., Sakellari, A., Plavšić, M., Bourletsikas, A., Kaoukis, K., Thomaidis, N. S., Dassenakis, M., & Scoullou, M. (2017). Organic complexation of copper in throughfall and open field bulk deposition: Influence of the tree canopy of Mediterranean forest ecosystems. *Chemosphere*, 167, 28–35.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.131>
- Kasahara, M., Ogiwara, H., & Yamamoto, K. (1996). Soluble and insoluble components of air pollutants scavenged by rain water. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms, Ion Beam Analysis*, 118(1), 400–402. [https://doi.org/10.1016/0168-583X\(95\)01087-4](https://doi.org/10.1016/0168-583X(95)01087-4)
- Knap, A. H., & Kaiser, M.-S. (Eds.). (1990). *The Long-Range Atmospheric Transport of Natural and Contaminant Substances*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-0503-0>
- Larocque, A. (1998). An overview of trace metals in the environment, from mobilization to remediation. *Environmental Geology*, 33(2–3), 85–91.
<https://doi.org/10.1007/s002540050227>
- Levia, D. F., Carlyle-Moses, D. E., Iida, S., Michalzik, B., Nanko, K., & Tischer, A. (Eds.). (2020). *Forest-Water Interactions* (Vol. 240). Springer International Publishing.
<https://doi.org/10.1007/978-3-030-26086-6>
- Lindberg, S. E. (1989). Behavior of Cd, Mn, and Pb in Forest-Canopy Throughfall. In J. M. Pacyna & B. Ottar (Eds.), *Control and Fate of Atmospheric Trace Metals* (pp. 233–257). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-009-2315-7_11
- Lindberg, S. E., Harriss, R. C., & Turner, R. R. (1982). Atmospheric Deposition of Metals to Forest Vegetation. *Science*, 215(4540), 1609–1611.
<https://doi.org/10.1126/science.215.4540.1609>

- Ma, C.-J. (2006). Chemical composition of a yellowish rainfall by the application of PIXE and micro-PIXE technique. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 251(2), 501–506.
<https://doi.org/10.1016/j.nimb.2006.07.025>
- Maes, A. (2024). *Conception d'un prototype de collecteur de dépôts humides*. Université Catholique de Louvain.
- Marchal, T. (2025). *Variabilité temporelle des dépôts humides en éléments traces métalliques* [Mémoire]. Université Catholique de Louvain.
- Mason, R. P. (2013). *Trace Metals in Aquatic Systems*. Wiley-Blackwell.
<https://doi.org/10.1002/9781118274576>
- McLennan, S. (2001). Relationships between the trace element composition of sedimentary rocks and upper continental crust. *Geochemistry Geophysics Geosystems - GEOCHEM GEOPHYS GEOSYST*, 2. <https://doi.org/10.1029/2000GC000109>
- Nanko, K., Hotta, N., & Suzuki, M. (2006). Evaluating the influence of canopy species and meteorological factors on throughfall drop size distribution. *Journal of Hydrology*, 329(3), 422–431. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.02.036>
- Nriagu, J. O., & Pacyna, J. M. (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 333(6169), 134–139.
<https://doi.org/10.1038/333134a0>
- Pacyna, J. M., & Ottar, B. (Eds.). (2012). *Control and Fate of Atmospheric Trace Metals*. Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-2315-7>
- Pacyna, J. M., & Pacyna, E. G. (2001). An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environmental Reviews*, 9(4), 269–298. <https://doi.org/10.1139/a01-012>

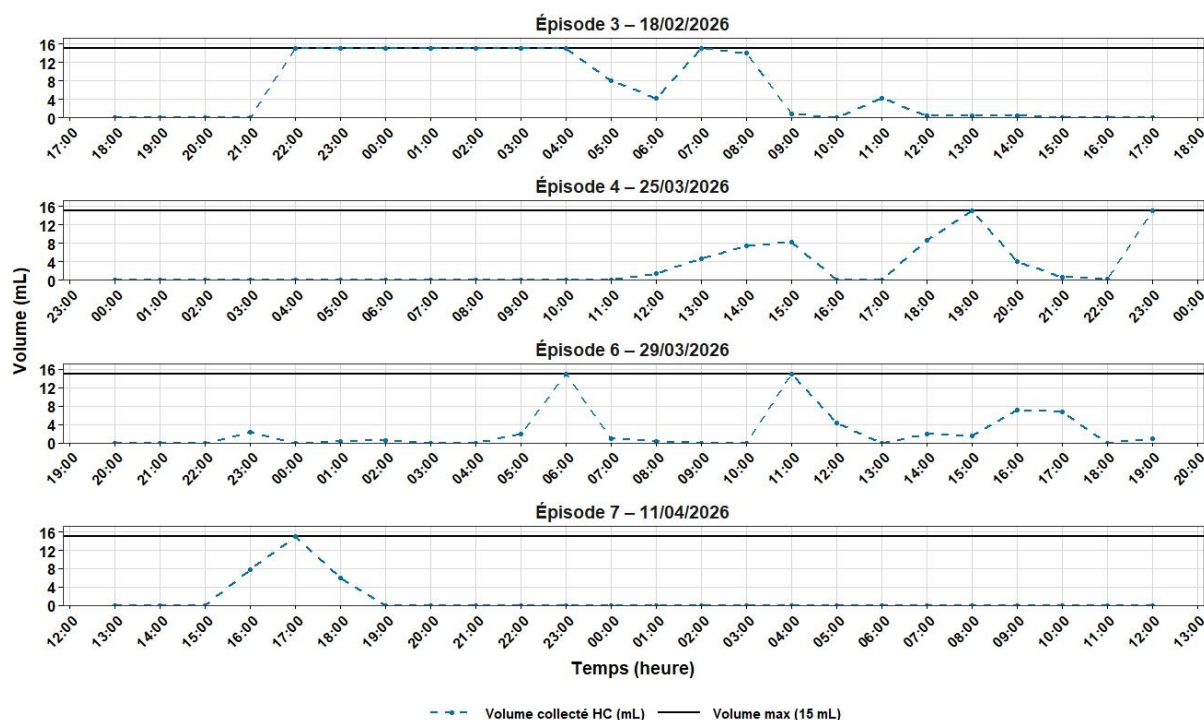
- Pacyna, J. M., Semb, A., & Hanssen, J. E. (1984). Emission and long-range transport of trace elements in Europe. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 36(3), 163–178.
<https://doi.org/10.3402/tellusb.v36i3.14886>
- Pedersen, L., Jensen, N., Christiansen, L., & Madsen, H. (2010). Quantification of the spatial variability of rainfall based on a dense network of rain gauges. *Atmospheric Research*, 95, 441–454. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2009.11.007>
- Prasad, M. (Ed.). (2008). *Trace Elements as Contaminants and Nutrient*.
<https://doi.org/10.1002/9780470370124>
- Prasad, M., Naidu, R., & Sajwan, K. S. (2006). *Trace Elements in the Environment: Biogeochemistry, Biotechnology, and Bioremediation*. Taylor & Francis Group.
<https://doi.org/10.1201/9781420032048>
- Purata-Sifuentes, O.-J., González-Gómez, H.-L., Echavarri-Rodríguez, J.-A., & Funes-Rodríguez, E. (2021). Uncertainty Due to Meniscus Reading on Conical Graduated Volumetric Instruments. *IEEE Access*, 9, 147801–147808.
<https://doi.org/10.1109/ACCESS.2021.3123961>
- Qingchuan. (2023). *Low-cost sensors for monitoring stormwater source control measures* (Issue 2023ISAL0035) [Theses, INSA de Lyon]. <https://theses.hal.science/tel-04286409>
- Richardson, M., Garrett, R., Mitchell, I., Paulson, M. M., & Hackbarth, T. (2001, July). (PDF) *Critical Review on Natural Global and Regional Emissions of Six Trace Metals to the Atmosphere*. ResearchGate.
https://www.researchgate.net/publication/267793793_Critical_Review_on_Natural_Global_and_Regional_Emissions_of_Six_Trace_Metals_to_the_Atmosphere
- Rodrigo, A., Àvila, A., & Rodà, F. (2003). The chemistry of precipitation, throughfall and stemflow in two holm oak (*Quercus ilex* L.) forests under a contrasted pollution

- environment in NE Spain. *Science of The Total Environment*, 305(1), 195–205.
[https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00470-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00470-9)
- Salles, C., & Poesen, J. (1999). Performance of an optical spectro pluviometer in measuring basic rain erosivity characteristics. *Journal of Hydrology*, 218(3), 142–156.
[https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(99\)00031-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(99)00031-1)
- Selim, H. M. (Ed.). (2012). *Competitive Sorption and Transport of Heavy Metals in Soils and Geological Media* (0 ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/B13041>
- Sen, I. S., & Peucker-Ehrenbrink, B. (2012). Anthropogenic Disturbance of Element Cycles at the Earth's Surface. *Environmental Science & Technology*, 46(16), 8601–8609.
<https://doi.org/10.1021/es301261x>
- Shahid, M., Dumat, C., Khalid, S., Schreck, E., Xiong, T., & Niazi, N. K. (2017). Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of Hazardous Materials*, 325, 36–58.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.11.063>
- Sigel, A., Sigel, H., & Sigel, R. K. O. (2005). *Biogeochemistry, availability, and transport of metals in the environment*. Taylor & Francis.
- Spellman, F. R. (2017). *The Science of Environmental Pollution*. Routledge & CRC Press.
<https://doi.org/10.1201/9781003180906>
- Sportisse, B. (2004). *Modélisation de la pollution atmosphérique*. École Nationale des Ponts et Chaussées.
- Sportisse, B. (2009). *Fundamentals in Air Pollution: From Processes to Modelling*. Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-2970-6>
- Staelens, J., De Schrijver, A., & Verheyen, K. (2007). Seasonal variation in throughfall and stemflow chemistry beneath a European beech (*Fagus sylvatica*) tree in relation to

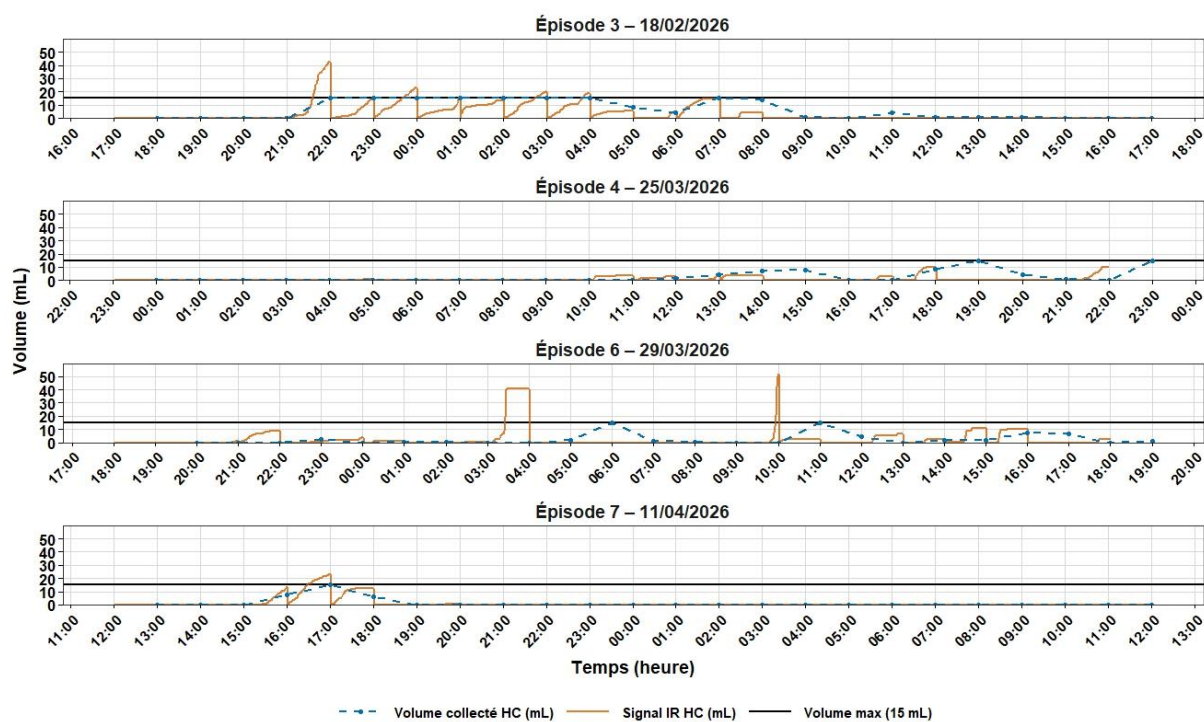
- canopy phenology. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(8), 1359–1372.
- <https://doi.org/10.1139/X07-003>
- Staelens, J., Houle, D., De Schrijver, A., Neiryneck, J., & Verheyen, K. (2008). Calculating Dry Deposition and Canopy Exchange with the Canopy Budget Model: Review of Assumptions and Application to Two Deciduous Forests. *Water, Air, and Soil Pollution*, 191(1), 149–169. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9614-2>
- Tan, S., Zhao, H., Yang, W., Tan, B., Yue, K., Zhang, Y., Wu, F., Ni, X., Tan, S., Zhao, H., Yang, W., Tan, B., Yue, K., Zhang, Y., Wu, F., & Ni, X. (2019). Forest Canopy Can Efficiently Filter Trace Metals in Deposited Precipitation in a Subalpine Spruce Plantation. *Forests*, 10(4). <https://doi.org/10.3390/f10040318>
- Thorpe, A., & Harrison, R. M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of The Total Environment*, 400(1), 270–282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.007>
- Ulrich, B., & Pankrath, J. (Eds.). (1983). *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-6983-4> (Original work published D. Reidel Publishing Company)
- Ure, A. M., & Davidson, C. M. (Eds.). (2002). *Chemical Speciation in the Environment* (2nd ed.). Blackwell Science. <https://doi.org/10.1002/9780470988312>
- Van Stan, li, J. T., Gutmann, E., & Friesen, J. (Eds.). (2020). *Precipitation Partitioning by Vegetation: A Global Synthesis*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-29702-2>
- Violante, A., Huang, P. M., & Gadd, G. M. (Eds.). (2008). *Biophysico-chemical processes of heavy metals and metalloids in soil environments*. John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9780470175484>

- Xu, Luo, Z., Tao, Y., Xu, M., & Liao, J. (2022). Transforming hydrophobicity of high-density polyethylene surface to hydrophilicity and superoleophobicity by surface grafted with polyvinyl alcohols for oil contaminants cleanup. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 655, 130313.
<https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2022.130313>
- Xu, X., Yu, X., Mo, L., Xu, Y., Bao, L., & Lun, X. (2019). Atmospheric particulate matter accumulation on trees: A comparison of boles, branches and leaves. *Journal of Cleaner Production*, 226, 349–356. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.072>
- Zabret, K., Rakovec, J., Mikoš, M., & Šraj, M. (2017). Influence of Raindrop Size Distribution on Throughfall Dynamics under Pine and Birch Trees at the Rainfall Event Level. *Atmosphere*, 8(12), 240. <https://doi.org/10.3390/atmos8120240>
- Zereini, F., & Wiseman, C. L. S. (Eds.). (2015). *Platinum Metals in the Environment*. Springer.
<https://doi.org/10.1007/978-3-662-44559-4> (Original work published 978-3-662-44559-4)
- Zhu, C., Tian, H., & Hao, J. (2020). Global anthropogenic atmospheric emission inventory of twelve typical hazardous trace elements, 1995–2012. *Atmospheric Environment*, 220, 117061. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117061>

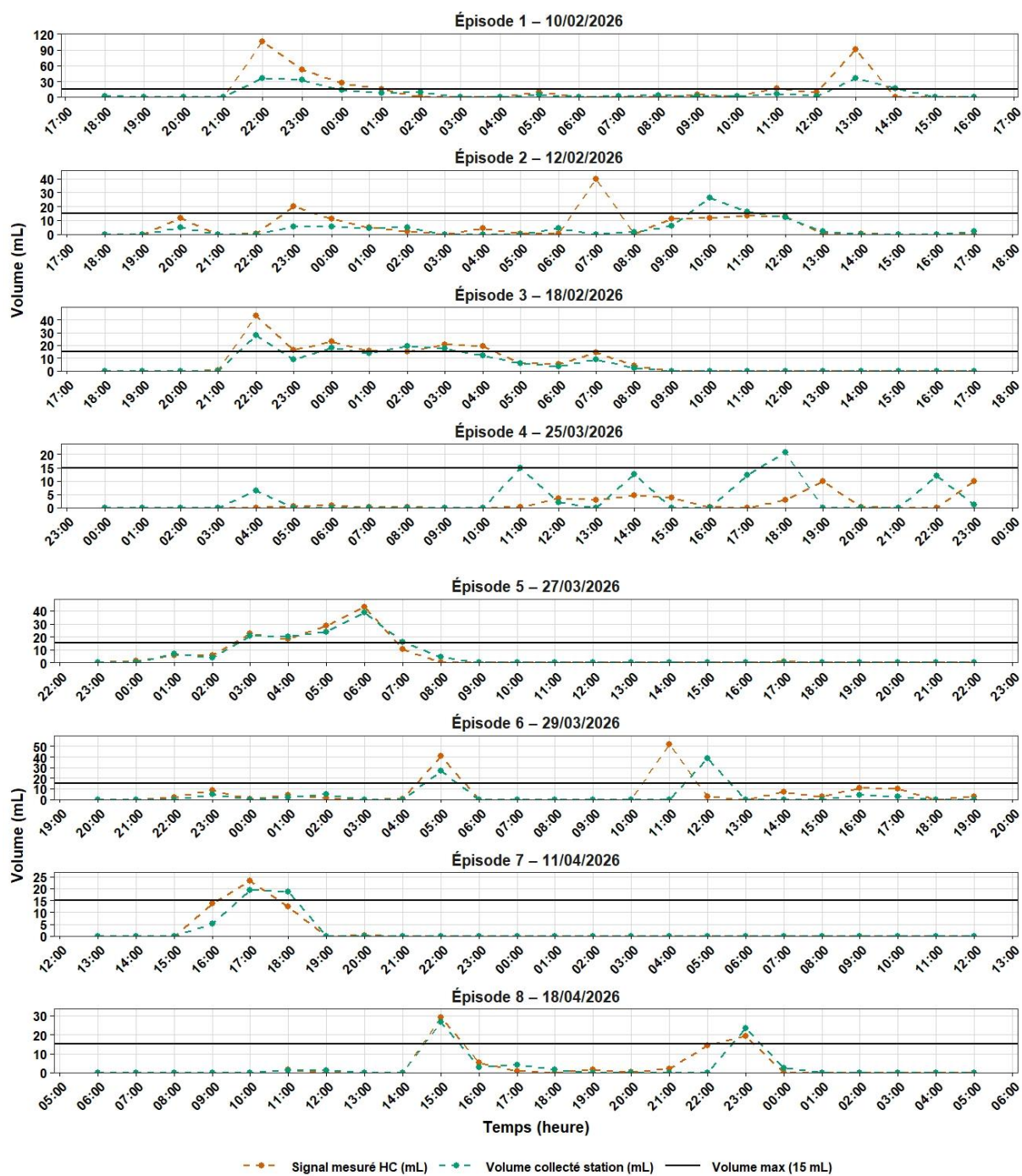
9. Annexes



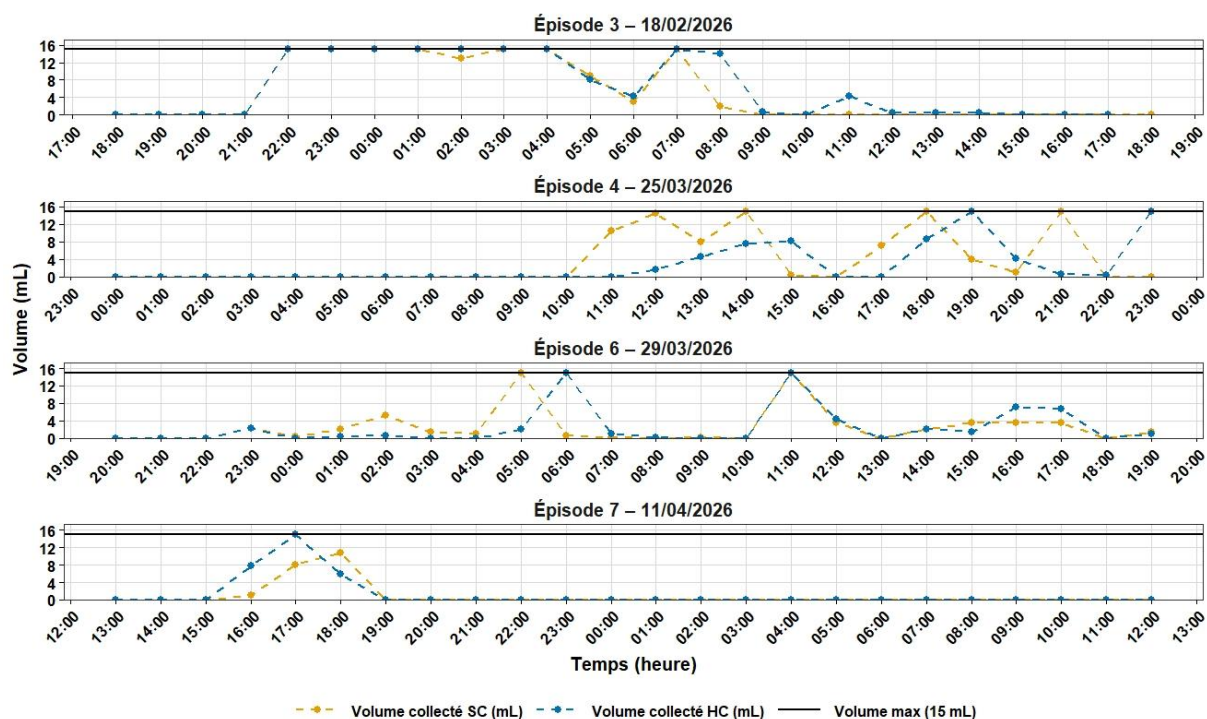
Annexe 1 : Évolution temporelle du volume collecté par échantillon (mL) HC pour les épisodes 3, 4, 6 et 7.



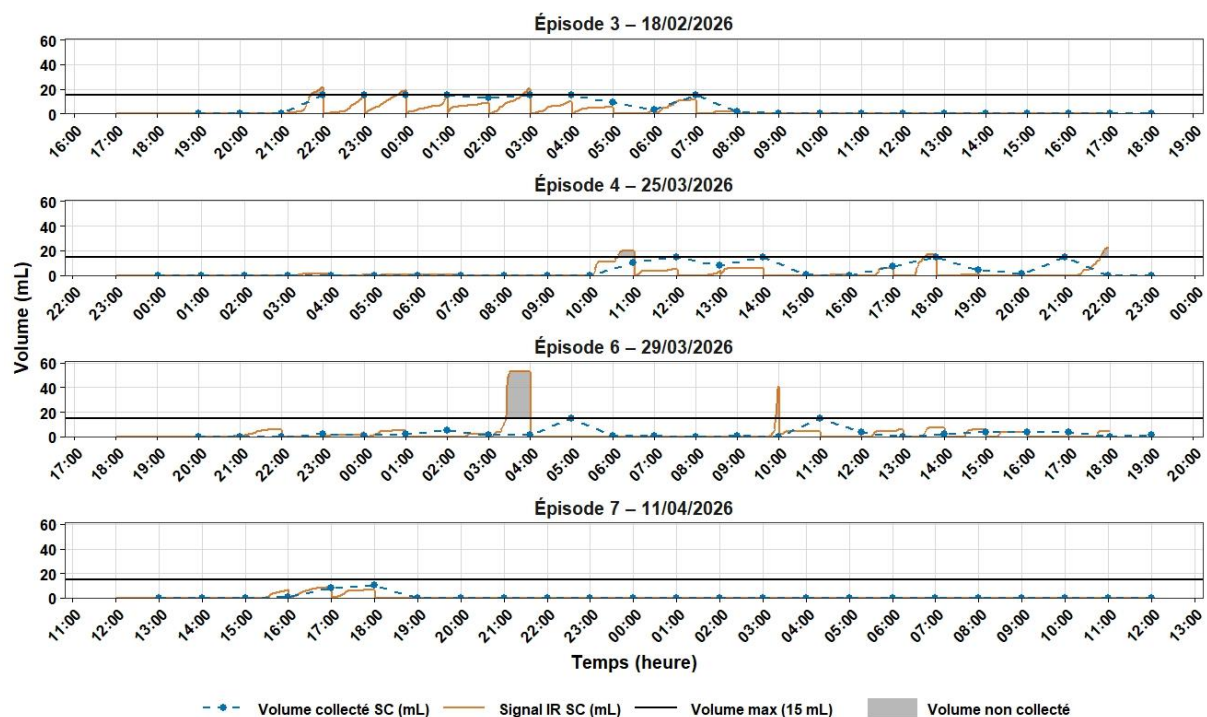
Annexe 2 : Évolution temporelle du volume collecté par échantillon et du signal IR (mL) du collecteur HC pour les épisodes 3, 4, 6 et 7.



Annexe 3 : Évolution temporelle du signal mesuré HC et du volume collecté en station pour tous les épisodes.



Annexe 4 : Évolution temporelle du volume collecté par échantillon (mL) par les collecteurs HC et SC pour les épisodes 3, 4, 6 et 7.



Annexe 5 : Évolution temporelle du volume collecté par échantillon, du signal IR et du volume théorique non collecté (débordement) du collecteur SC pour les épisodes 3, 4, 6 et 7.

Élément	Épisode 1	Épisode 2	Épisode 5	Moyenne
Mn	12,0	38,8	40,6	30,5
Fe	2,0	7,9	3,3	4,4
Cu	1 302	1 580	402,0	1 095
Pb	108,8	358,1	190,2	219,0
Cd	1 316	3 186	891,7	1 798
Zn	2 616	5 717	2 831	3 721

Annexe 6 : Facteurs d'enrichissement crustaux (EF_c) des ETM dans les précipitations HC pour les épisodes 1, 2 et 5, calculés par normalisation à l'aluminium et à la composition de la croûte terrestre supérieure de référence ((McLennan, 2001)).

Influence du couvert forestier sur les éléments traces métalliques dans les pluvioléssivats :

Évaluation de la dynamique temporelle à l'aide d'un collecteur séquentiel

Florent Colin

Les écosystèmes forestiers modulent le transfert des éléments traces métalliques (ETM) atmosphériques vers le sol via les pluvioléssivats. Cependant la dynamique temporelle de ce transfert à l'échelle intra-épisode reste peu documentée, la plupart des études reposant sur des collecteurs cumulatifs qui masquent les variations de concentration au cours d'un même épisode.

Ce travail évalue l'influence du couvert forestier sur les concentrations en ETM au cours d'événements pluvieux, à l'aide de deux collecteurs séquentiels déployés en milieu ouvert et sous une hêtraie du bois de Lauzelle (Louvain-la-Neuve) entre février et avril 2026.

L'évaluation du capteur infrarouge RG-15 révèle une fiabilité volumétrique limitée en milieu ouvert ($R^2 = 0,26$), paradoxalement meilleure sous couvert ($R^2 = 0,63$), et une dérive intra- et inter-épisode instable, avec une incertitude moyenne de 15 %. L'analyse échantillon par échantillon met en évidence une décroissance générale des concentrations en zinc, fer et aluminium au cours des précipitations, cohérente avec le lessivage sous-nuageux. Dans les pluvioléssivats, cette dynamique semble gouvernée par le lavage des dépôts secs et l'excrétion depuis les tissus ligneux. Le manganèse présente les enrichissements les plus marqués, modulés principalement par la durée de la période sèche antécédente, suggérant le rôle actif des tissus ligneux indépendamment du stade phénologique. Le fer, l'aluminium, le cuivre et le plomb affichent des enrichissements modérés, dont la mobilisation dépendrait davantage du COD au contact de la canopée que du lessivage mécanique des dépôts secs. Le zinc et le cadmium présenteraient des interactions biologiques avec la végétation, mais avec des bilans opposés : rétention nette du zinc en dormance, enrichissement persistant du cadmium. Ces résultats confirment l'intérêt de l'échantillonnage séquentiel pour caractériser la dynamique intra-épisode des ETM, tout en soulignant les limites métrologiques du dispositif utilisé.