Quantification des flux de carbone (DIC, DOC, POC) dans des bassins versants emboîtés (Orgeval, France) : influences de l'utilisation du sol et de la géologie sur les dynamiques spatiales et temporelles

Sophie Guillon [1,2*], Cédric Chaumont[3], Léo Persat[3], Arnaud Blanchouin[3], Fatima Joly[3], Romane Nespoulet[3], Jérémie D. Lebrun[3], Julien Tournebize[3], Nicolas Escoffier[2], Julien Bouchez[4], Jean-Marie Mouchel[2], Josette Garnier[2], Hocine Hénine[3]

[1] MINES Paris — PSL, Centre de Géosciences, Fontainebleau
[2] Sorbonne Université, UMR METIS, Paris
[3] INRAE, UR HYCAR, Antony
[4] IPGP — Université de Paris, Paris

[*] sophie.guillon@minesparis.psl.eu

Résumé

L'étude des transferts latéraux de carbone des sols vers le réseau hydrographique et des flux de carbone exportés par les rivières reste un sujet d'importance dans la phase 9 du PIREN-Seine. Cette étude est basée sur un jeu de données unique, avec une année de suivi géochimique en continu en 6 points du réseau hydrographique dans le bassin versant des Avenelles, au sein du site atelier PIREN-Seine qu'est l'Orgeval. Dans un contexte d'aquifère carbonaté sur sols hydromorphes, avec une agriculture intensive drainée, il s'agit ici de mieux comprendre et quantifier la variabilité spatiale et temporelle des flux d'eau et de matière dans le réseau hydrographique, que ce soient les différentes formes du carbone inorganique et organique qu'elles soient dissoutes ou particulaires, mais aussi les nitrates et les sédiments.

Les flux d'eau et d'éléments dissous sont répartis tout au long de l'année hydrologique, alors que les flux particulaires sont concentrés pendant les crues d'hiver, mais aussi de plus en plus souvent en période estivale. Au-delà de validations méthodologiques sur les calculs de flux d'eau et de matières, un flux total de 100 à 200 kgC/ha/an est exporté par les différents sous-bassins du ru des Avenelles, dont près de la moitié sous forme inorganique dissoute (HCO_3^-). Avec 80 à 200 t/km²/an, le flux d'érosion et d'export sédimentaire est assez élevé, pour un bassin plutôt plat, mais avec des pratiques d'agriculture intensive. Le flux de carbone organique particulaire est ainsi significatif, avec 10 à 25 % dans le bilan global. Le flux de nitrates exportés (90 à 350 kg NO_3/ha/an) est élevé, mais typique des zones agricoles, avec une forte contamination historique des eaux souterraines, mais aussi des eaux plus superficielles et récentes après les applications d'engrais azotés. Le flux de carbone inorganique particulaire et le flux de dégazage de CO_2 ne sont pas quantifiables avec le jeu de données.

La variabilité spatiale des flux d'eau et de matière se manifeste dans les têtes de bassins versants (moins de 25 km²), en lien avec l'occupation des sols et la géologie, qui contrôlent les contributions respectives des eaux de surface et souterraines, en termes de débit d'eau et de qualité. Plus à l'aval, les processus et les flux ont tendance à s'homogénéiser.

Points clefs

- ✓ *Un an de suivi continu de la biogéochimie de la rivière et de ses affluents*
- ✓ *Impacts de l'occupation du sol et de la géologie sur les débits d'eau et les concentrations en éléments dissous dans les affluents amonts, homogénéisation à l'aval*
- ✓ *Contributions aux flux de C : 50 % inorganique dissous, 20 % particulaire*

Abstract

Understanding lateral carbon transfer from soil to stream network, and of carbon export by streams, is a key topic in PIREN-Seine phase 9. This work is based on a unique dataset of 1 year of continuous geochemical monitoring at 6 locations along the Avenelles stream, in the Orgeval Critical Zone Observatory. With limestone aquifer and hydromorphoc soils, intensive agriculture and tile drainage, the Orgeval headwater catchment offers an opportunity to better monitor, understand and quantify water and elements fluxes in the stream network, especially for all forms of carbon, inorganic and organic, dissolved and particulate, but also of nitrates and sediments.

Water and dissolved ions fluxes occur throughout the year, while particulate fluxes are focused during winter floods, and more often summer floods. In addition to some methodological considerations on fluxes calculations, a total of 100 to 200 kgC/ha/yr are exported by surface water out of the catchment, among which half is as dissolved inorganic carbon (mainly HCO_3^-). With 80 to 200 t/km²/yr, erosion and sediments export are quite important for such a flat area, but intensive agriculture is a possible explanation. Particulate organic carbon flux is thus significant, accounting 10 to 25 % in the global C budget. Nitrates export is important (90 to 350 kg NO_3/ha/yr), typical of agricultural areas, with a strong historical contamination of groundwater, but also of shallow water following fertilizers applications. Particulate inorganic carbon (as calcite) and CO_2 degassing are not addressed by the current data set.

Spatial variability of water and elements fluxes is clear in the most upstream sub-catchments (less than 25 km²), linked to land use and geology, two variables influencing water flowpaths and relative contributions of surface and groundwater. Downstream, in larger catchments, processes and fluxes tend to homogenize.

Key points

- ✓ *One year of continuous in situ geochemical monitoring in the mainstem and tributaries*
- ✓ *Impacts of land use and geology on flowrates and dissolved elements concentrations in the tributaries, homogenization in downstream section*
- ✓ *Homogenization of concentrations and temporal dynamics in downstream direction*
- ✓ *Main contributions to C fluxes: 50 % dissolved inorganic carbon, 20% particulate organic carbon*

Introduction :

Les émissions de carbone depuis les écosystèmes aquatiques sont du même ordre de grandeur que celles associées aux écosystèmes terrestres (Cole *et al.* 2007, Tranvik *et al.*, 2018, Regnier *et al.*, 2022). Il est ainsi nécessaire de mieux documenter le cycle du carbone dans les hydrosystèmes, incluant tous les composants, inorganique et organique, gazeux, dissous et particulaire, ainsi que la dynamique à l'interface des écosystèmes terrestres et aquatiques (Casas-Ruiz *et al.*, 2023). Les flux de carbone dans les rivières restent toutefois peu quantifiés et leurs dynamiques sont mal connues, encore moins dans un contexte de dérèglement climatique et de changements globaux (Fisher *et al.*, 2004, Battin *et al.*, 2023). L'augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements extrêmes, crues, mais aussi étiages, et l'extension des surfaces agricoles augmentent les flux latéraux de carbone des sols vers le réseau hydrographique et vers l'atmosphère (Battin *et al.*, 2023, Keller, 2019, Wen *et al.*, 2022). Il est donc important d'améliorer la compréhension et la quantification des processus qui contrôlent les flux de carbone, en particulier dans les petits bassins versants, qui sont marqués par une hétérogénéité spatiale et une importante dynamique temporelle.

Cette étude s'appuie sur les jeux de données acquis sur le bassin versant de l'Orgeval, un site atelier historique du PIREN-Seine et observatoire de la zone critique. Une première quantification des flux de carbone exportés à l'exutoire et dans les stations intermédiaires avait été réalisée lors de la phase 8 du PIREN-Seine (Guillon *et al*., 2023), à partir des chroniques journalières historiques acquises par INRAE. Un bilan global à l'échelle du bassin des Avenelles a récemment été réalisé et publié par Garnier *et al.* (2025), à partir d'un jeu de données mensuel sur une pente. L'importance du dégazage de CO_2 depuis le réseau hydrographique a été confirmée et quantifiée. Les flux de carbone inorganique dissous exportés par la rivière sont également importants, et sont issus en grande partie issue de l'altération des roches carbonatées présentes dans le sous-sol. Il s'agit maintenant d'aller plus loin et de préciser la dynamique spatiale et temporelle de ces flux, et d'identifier les processus à l'œuvre.
Ce rapport présente une analyse de la variabilité spatiale et temporelle de la chimie du ru des Avenelles, avec une quantification des flux de carbone exportés, en se basant sur un jeu de données unique acquis en 2023-2024 dans le cadre du projet INRAE « EAU'listic » porté par Jérémie D. Lebrun et qui s'inscrit dans une autre action du programme PIREN-Seine (Persat *et al.*, 2025).

1. Suivi continu de la qualité de l'eau dans le ru des Avenelles et ses affluents

1.1. Bassin versant des Avenelles et sites de mesure

Le bassin versant des Avenelles (45 km², Fig. 1), un sous-bassin versant du site atelier PIREN-Seine du bassin de l'Orgeval, est situé à environ 70 km à l'est de Paris. Il est géré et surveillé depuis plus de 50 ans par INRAE, et fait partie de l'infrastructure française de recherche IR-OZCAR. Ce petit bassin versant expérimental est considéré comme représentatif d'un système hydrologique alimenté par un aquifère carbonaté dans des conditions climatiques tempérées et avec une occupation du sol majoritairement d'agriculture intensive drainée (82 % de la surface).

Les grandes caractéristiques du bassin des Avenelles sont présentées ici. Pour une présentation plus complète, voir par exemple Garnier *et al.* (2025). L'altitude varie de 130 m sur le plateau de Brie à 85 m à l'exutoire du bassin versant des Avenelles. Le climat est tempéré océanique, avec un hiver frais et pluvieux (température moyenne de 5 °C), suivi d'étés secs avec une température moyenne proche de 20 °C et des précipitations sous forme d'orages. La précipitation annuelle moyenne est autour de 647 mm/an pour la période 2004-2018.

Le ru des Avenelles prend sa source au nord-est du bassin, au lieu-dit Mélarchez, et a un ordre de Strahler de 2 à son exutoire. Il a deux affluents en rive droite (Fig. 1, le ru de l'Etang, puis le ru de la Loge plus à l'aval. Le régime hydrologique est de type pluvial, avec des hautes eaux et des crues régulières entre novembre et mars, et des basses eaux en été. Le débit à l'exutoire du ru des Avenelles varie entre des crues printanières allant jusqu'à 10.4 $m^3\ s^{-1}$, et des étiages estivaux à 0.01 $m^3\ s^{-1}$, pour un débit moyen annuel de 0.34 $m^3\ s^{-1}$.

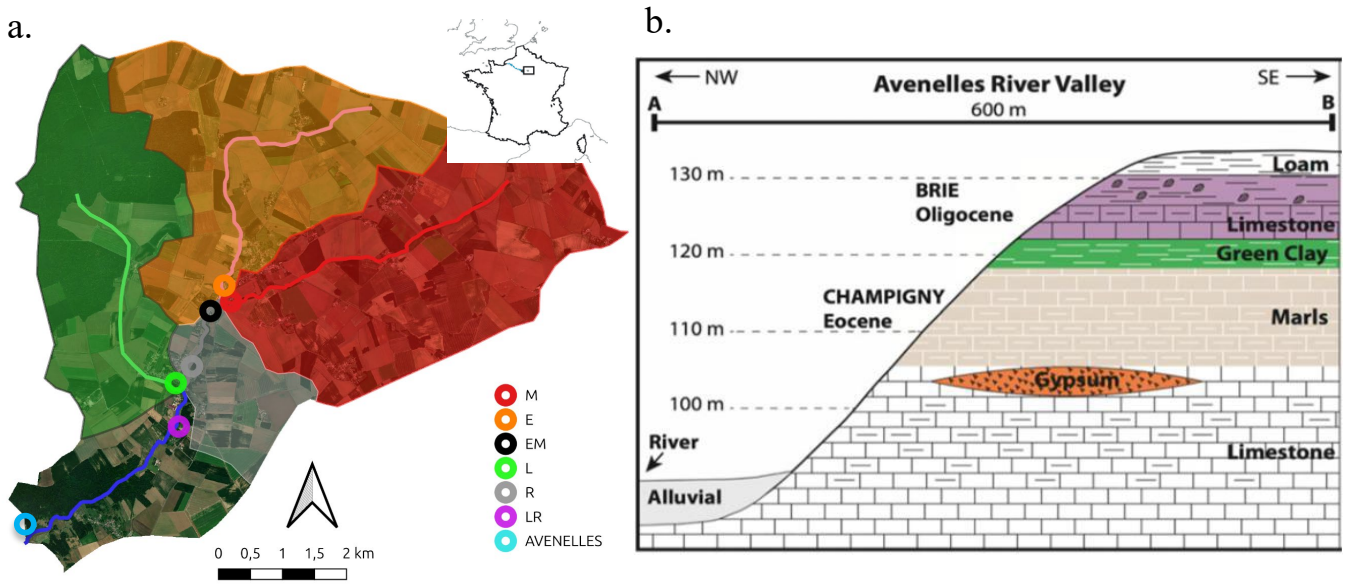

Figure 1. a. Localisation des sites de suivi dans le bassin des Avenelles, avec les sous-bassins versants associés pour les 3 affluents. b. Log stratigraphique simplifié (d'après Floury et al., 2017), avec l'empilement vertical des couches.

La géologie du bassin versant est celle d'un bassin sédimentaire typique du Cénozoïque (Éocène et Oligocène) avec des couches horizontales de calcaire et de marnes (cf. Fig.1b). Le plateau est recouvert de limons argileux (d'âge quaternaire) peu perméables, dont l'épaisseur moyenne est de 6 m, mais qui varie spatialement, de quelques mètres au nord-est, à une dizaine de mètres au nord-ouest. En automne et en hiver, ces limons de plateaux hébergent une nappe superficielle, de façon transitoire. En effet, les sols sont principalement des luvisols hydromorphes, formés par une accumulation d'argile sur un horizon de 1 m en moyenne (augmentation de 17 % en surface à 23-25 % en profondeur). Par conséquent, l'eau excédentaire hivernale est alors évacuée par l'aménagement d'un réseau de drainage enterré. Les drains agricoles, situés vers 80-100 cm de profondeur dans les limons, sont actifs entre octobre-novembre et mars-avril, suivant les années. Ces luvisols sont aussi décarbonatés, avec une importante réserve utile d'environ 150-180 mm sur 1 m et présentent un fort potentiel agronomique. Sous ce plateau limoneux, l'aquifère le plus superficiel est celui de la formation des calcaires de Brie (Oligocène), qui interagit avec les eaux de surface. Cet aquifère, libre, alimente en particulier plusieurs sources situées à la base de l'aquifère (environ 120 m d'altitude), ainsi que le ru des Avenelles dans sa partie médiane. Cette nappe superficielle présente une forte variation saisonnière de niveau, pouvant atteindre jusqu'à 6 m. Une couche d'argile verte imperméable, située à sa base, sépare l'aquifère de Brie de celui du calcaire de Champigny (Eocène, cf. Fig. 1) qui semble échanger avec le ru des Avenelles dans sa partie la plus aval.

Dans le cadre du projet EAU'listic et de la thèse de Léo Persat, un important dispositif expérimental a été déployé sur le bassin des Avenelles, avec une logique spatiale sur 6 points de mesures des eaux de surface. Trois sites sont situés aux exutoires des 3 branches du ru :

- le point **M** pour le **ru de Mélarchez** (rouge), qui draine un petit bassin agricole (Tableau 1) ;
- le point **E**, pour le **ru de l'Etang** (orange), qui draine un plus petit bassin, également agricole ;
- le point **L**, pour le **ru de la Loge** (vert), qui draine un petit bassin, de taille intermédiaire, incluant une partie de la forêt de Choqueuse (Fig 1.).

Les trois autres sites sont situés de manière complémentaire pour suivre les confluences entre les affluents :

- le point **EM** (noir), sur le ru des Avenelles à l'aval de la confluence entre le ru de Mélarchez et le ru de l'Etang ;
- le point **R** (gris), sur le ru des Avenelles, en aval direct du point EM, et en amont de la confluence avec le ru de la Loge ;

- le point **LR** (violet), un peu en aval de la confluence entre le ru des Avenelles et le ru de la Loge.

Le site le plus aval, **AVENELLES** (ou **AV**), est un site historique INRAE, qui bénéficie d'un suivi continu en débit et d'un suivi journalier de qualité (DIC, DOC, NO_3) et qui devrait à terme être intégré pour compléter l'approche spatiale. Les précipitations, au pas de temps journalier, sont issues du suivi INRAE dans le sous-bassin de Mélarchez, au nord-est.

Tableau 1. Occupation du sol et surface des différents sous bassins (voir localisation sur la carte en Fig. 1).

Site	Surface BV (km²)	Surface urbaine (%)	Surface arable (%)	Surface forêt (%)
E	6.1	7%	88%	5%
M	15.2	5%	92%	2%
EM	22.0	6%	91%	3%
R	23.1	6%	91%	3%
L	10.5	2%	44%	54%
LR	36.2	5%	77%	18%
AV	41.3	5%	77%	18%

1.2. Suivis *in situ* en continu

On s'intéresse ici à la période comprise entre le 1er novembre 2023 et le 31 octobre 2024, soit 1 année hydrologique, pour laquelle les suivis *in situ* sont disponibles de manière continue.

Chacun des six sites (E, M, EM, L, R et LR) était équipé d'un capteur de hauteur d'eau, température et conductivité électrique (CTD Diver), installé de manière fixe sur un fer à béton planté dans le lit de la rivière. Le pas de temps de mesure était de 15 min. Ces hauteurs de ligne d'eau ont été converties en débit à l'aide de 3 jaugeages réalisés dans des conditions hydrologiques contrastées.

Les sites étaient également équipés de capteurs d'oxygène dissous (miniDOT), dont les mesures (pas de temps 15 min) ne sont pas présentées dans ce rapport et qui feront l'objet d'un travail ultérieur sur le métabolisme aquatique.

Sur le site E, une sonde multi-paramètres YSI EXO2 (Xylem) assurait un suivi complémentaire, au pas de temps 30 min, de la température, conductivité électrique spécifique et oxygène dissous, mais aussi de la turbidité, du pH, de la chlorophylle *a* (par fluorescence) et des nitrates.

Tous les capteurs étaient nettoyés (envasement et biofouling importants), calibrés le cas échéant (oxygène dissous et pH) et les données récupérées tous les mois. Lors de ces visites mensuelles, des mesures manuelles des paramètres physico-chimiques (température, pH, conductivité électrique, oxygène dissous) étaient réalisées avec un instrument calibré (sonde WTW), afin de suivre la dérive et les incertitudes de mesure des sondes *in situ*.

1.3. Prélèvements ponctuels et analyses au laboratoire

Sur chacun des 6 sites, un préleveur automatique (ISCO, Télédyne) assurait des prélèvements composites journaliers, constitués de 8 prélèvements de 100 mL réalisés toutes les 3 h. Les échantillons d'eau étaient récupérés lors des visites tous les 21 j, puis stockés au froid (4 °C) jusqu'à analyse. De retour au laboratoire, la turbidité était mesurée (après agitation) avec une sonde optique UV-VIS S :CAN sur tous les échantillons journaliers. Une seconde mesure S :CAN était également réalisée après décantation sur les échantillons les plus chargés, afin de quantifier plus précisément la concentration en nitrates.

En mélangeant en proportions égales les 21 échantillons journaliers, un échantillon composite était réalisé puis filtré à 0.2 µm sur filtre Minisart nylon, sur lequel la concentration en nitrate a également été mesurée par la sonde S :CAN. Les concentrations en carbone organique dissous (DOC) et en alcalinité (essentiellement HCO_3^- aux pH des eaux de surface des Avenelles), ainsi qu'en ions majeurs (Ca, Mg, Na, K, Cl, NO_3, SO_4) ont été mesurées, par TOC Analyzer (Shimadzu) et chromatographie ionique, respectivement, à INRAE Antony.

Les échantillons composites bruts ont été filtrés sur filtres GF/F déshydratés et pré-pesés, pour déterminer la

concentration en matières en suspension (MES, ou *Suspended Sediment* SS), et établir la droite de calibration entre la mesure de turbidité par S :CAN et la concentration en MES. Une droite de calibration globale pour tous les sites et toutes les campagnes a été retenue (MES = 2.9671 * turbidité).

Des trappes à sédiments prototypées à partir de bouteilles plastiques fixées à l'horizontale dans le courant ont été installées à l'interface eau- sédiment dans le lit majeur de la rivière pendant plusieurs périodes de 21 j. Les sédiments ainsi collectés ont été séchés, pesés puis calcinés à 550 °C pendant 1h30. Cette mesure de la teneur en matière organique par perte au feu a été convertie en teneur en carbone organique avec un facteur 1,73, valeur consacrée par le laboratoire d'analyse des sols d'INRAE.

1.4. Méthodologie pour la quantification des flux

Les flux de matière, dissoute ou particulaire, exportés en un point de suivi donné x, sont calculés avec la méthode des concentrations pondérées :

$$\Phi_x = \sum_{t=1}^{N} q_x(t) \times C_x(t) \times 86400$$

Où, pour un élément, Φ_x est le flux annuel en kg/an, $q_x(t)$ est le débit (journalier) en L/s au point x, $C_x(t)$ la concentration en g/L au point x, et 86400 est le pas de temps retenu (1 jour). La somme est réalisée sur 1 année hydrologique 2023-2024. Cette formule a été utilisée dans Guillon *et al.* (2023) et Garnier *et al.* (2025), et est celle recommandée dans Birgand *et al*. (2010) pour limiter les incertitudes et les biais pour des pas de temps irréguliers.

Il a été montré (Birgand *et al.*, 2010, Lee *et al.*, 2019) qu'une estimation correcte des flux requiert un suivi des débits continu, au maximum journalier. Il a ici été vérifié que l'utilisation des débits moyens journaliers, au lieu des débits disponibles au pas de temps 15 min, ne modifie que très peu (1 à 5 % pour la conductivité) les flux annuels calculés. Les flux annuels en eau, matières en suspension, nitrates et alcalinité (estimée à partir de la conductivité, voir plus bas) ont été calculés en utilisant les débits journaliers. Ceci évite de devoir interpoler les concentrations, disponibles au pas de temps journalier, sur une base de temps de 15 min.

Les flux annuels de DOC et d'alcalinité, pour lesquels les concentrations étaient disponibles avec les composites sur des périodes de 21 j, ont été calculés à partir des débits au pas de temps journalier, et en attribuant les concentrations des composites à toute la période correspondante.

2. Résultats : variabilité spatiale et temporelle des flux d'eau et de matière dans un petit bassin versant agricole drainé

2.1. Débits d'eau

La Figure 2 présente la pluviométrie et les débits pendant la période d'étude. L'année 2023 – 2024 a été une année humide avec un cumul de **1 200 mm de pluie**. Après la période de hautes eaux et de crues de l'hiver 2024, le drainage agricole s'est arrêté en avril, les crues ont été plus rares et les débits plus faibles de mi-avril à fin juin 2024. L'été 2024 a été très pluvieux, et 3 crues particulièrement intenses ont eu lieu le 31 juillet et en octobre 2024 (Figure 2).

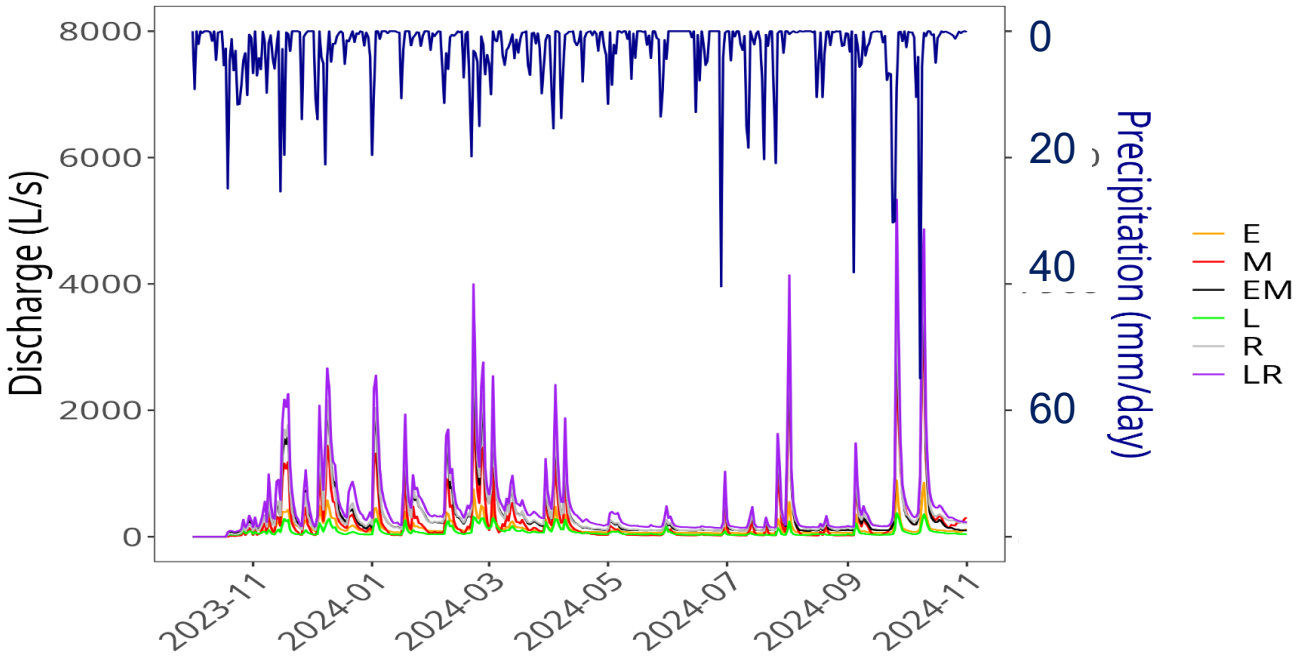

Figure 2. Évolution temporelle de la pluie à Mélarchez (bleu foncé, en haut) et des débits aux 6 stations (couleurs, en bas).

La détermination des débits d'eau dans un bassin versant, où le jaugeage est disponible seulement en certains points, reste une question importante. La mise à l'échelle des débits par rapport aux surfaces des sous-bassins versants est souvent considérée (*discharge area ratio scaling law*). Le jeu de données permet ici d'aller questionner cette approche, pour des petits bassins versants (de 5 à 10 km²), et avec une topographie relativement plane. La Figure 3a montre que les débits spécifiques (L/km²/s, ou mm/jour) des points les plus à l'aval (LR, R et même EM) sont globalement identiques au débit surfacique à l'exutoire du bassin des Avenelles. En revanche, pour les 3 affluents et les plus petits sous-bassins (points E, M et L), les points s'alignent sur des droites dont les pentes sont différentes de 1.

Le débit spécifique du ru de l'Etang est supérieur à celui aux Avenelles, alors que celui du ru de la Loge est inférieur. Ces résultats se retrouvent dans l'analyse du double cumul pluie-débit (Figure 4a), et traduisent des processus locaux, qui s'expliquent par l'occupation du sol, la proportion de surface drainée et la géologie du sous-sol. Dans le bassin du ru de la Loge, la présence de la forêt augmente les pertes d'eau par transpiration, diminue l'intensité de la pluie efficace, réduisant le débit spécifique. Dans le bassin du ru de l'Etang, une source d'eau souterraine fournit un soutien de base au débit toute l'année, alors que sur le site M, le ru s'assèche en été. Cette source produit au-delà de la contribution surfacique de la pluie efficace sur le sous-bassin, et explique que le débit surfacique soit plus élevé que dans l'autre branche du ru de Mélarchez, qui présente une occupation du sol identique (agriculture drainée).

Le suivi spatialisé permet d'identifier les contributions relatives des 3 sous-bassins E, M et L au débit total à l'exutoire (LR ici, Figure 3 b). Cette spatialisation apparait cruciale pour identifier, comprendre, quantifier les contributions relatives, qui ne sont pas entièrement déterminées par les surfaces des sous-bassins (proportions identiques dans ce cas), ni par les occupations des sols (E et M identiques dans ce cas). En période de hautes eaux et de drainage, le débit à l'exutoire du bassin des Avenelles est fourni à 50 – 75 % par le ru de Mélarchez, environ 20 % (resp 10 % par E, et 10 % par L), et environ 20 % d'apports diffus. Hors crues d'hiver, la contribution de M tend à décroitre autour de 20 %, alors que la contribution diffuse, plutôt d'eaux souterraines, augmente vers 40 – 50 %. En période de basses eaux voire d'étiage (mai à juillet), le site E devient le contributeur principal (autour de 40 %), alors que M devient minoritaire autour de 10 %, L et les apports diffus assurant chacun autour de 20 %.

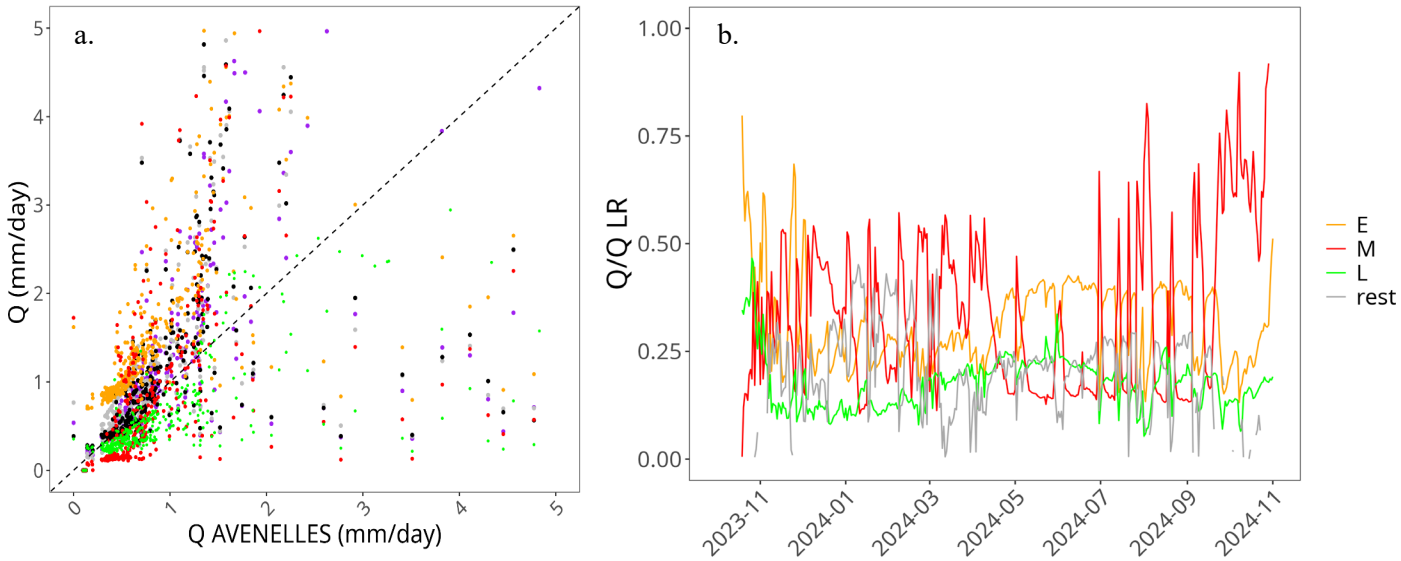

Figure 3. a. Relation entre les débits spécifiques (débit normalisé par la surface du sous-bassin) aux 6 sites et le débit spécifique à l'exutoire des Avenelles. b. Proportions du débit en LR fournies par les 3 branches, E, M et L. En gris est représentée la contribution restante, par les apports souterrains et le ruissellement entre les zones de confluence.

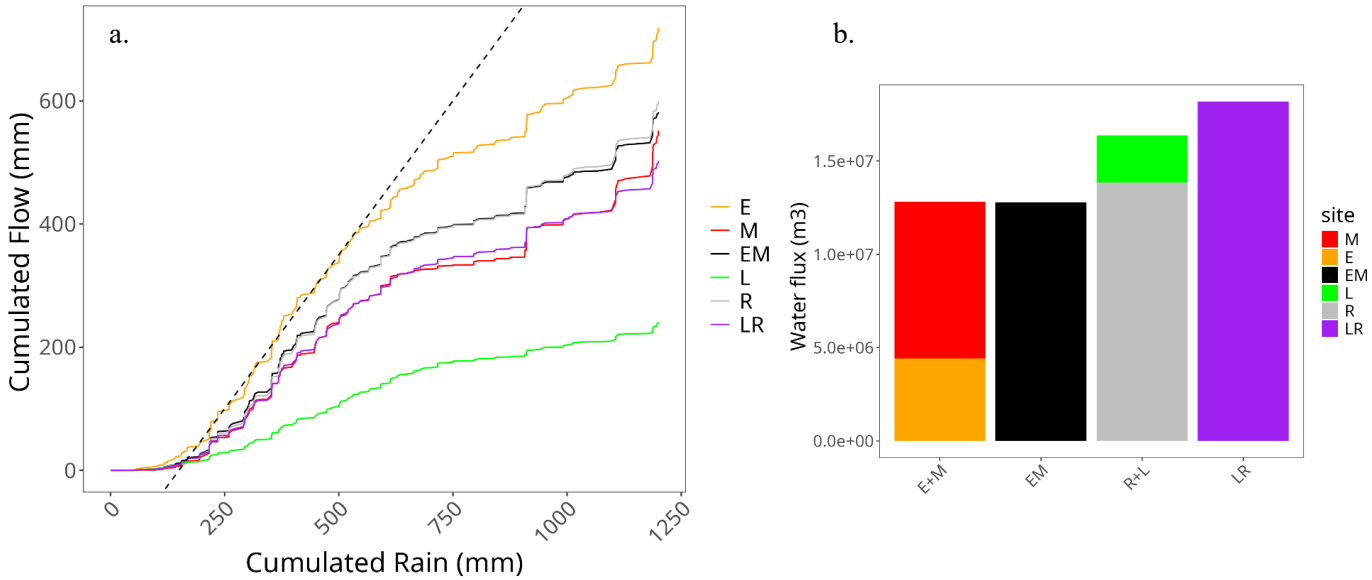

Figure 4. a. Cumul de lame d'eau dans le ru aux différents sites en fonction du cumul de pluie sur le bassin. b. Volumes d'eau totaux écoulés aux différents sites pendant l'année 2023 -2024.

Les flux d'eau qui transitent aux différents points de mesures sont représentés de manière cumulée en fonction du cumul de pluie (Figure 4a). Du fait d'une année extrêmement pluvieuse 2023-2024, les cumuls de lame d'eau dans les différents points du réseau hydrographique varient entre 200 mm/an (pour la Loge) à presque 700 mm/an (ru de l'Etang), avec des valeurs entre 400 et 500 mm/an pour les autres points, ce qui correspond à la pluie efficace sur le bassin. Dans la première partie de l'année, les pentes des courbes de double cumul sont proches de 1, puis diminuent nettement dans la seconde partie, quand l'évapotranspiration devient importante et que les pluies n'entrainent plus d'augmentations de débit.

La spécificité spatiale du jeu de données permet de suivre le bilan d'eau de l'amont vers l'aval et aux confluences. La conservation des débits entre les 2 affluents et l'aval de la confluence est toujours vérifiée, dans la limite des incertitudes des courbes de jaugeage (Fig 2b). On observe une légère augmentation en fin

de période, du volume d'eau écoulé en R (en gris à par rapport à EM (Fig 2a), et en LR par rapport à la somme R et L (Fig 2b), ce qui traduit simplement les apports latéraux entre la confluence de L et R et le point de mesure LR.

En bilan global dans le volume d'eau exporté à l'exutoire des Avenelles, le ru de Mélarchez (en rouge, Fig 4b) est la plus grande contribution, suivie par celles du ru de l'Etang, puis celle du ru de la Loge, avec des petites contributions mineures sur les tronçons entre les confluences.

Les méthodes de séparations des hydrogrammes entre débit de base et ruissellement de sub-surface, telles que Eckhard (2008), sont souvent remises en question dans les petits bassins versants. Ici, les données de géochimie des eaux sont utilisées pour avancer vers une meilleure compréhension des différentes sources et trajets de l'eau dans les sous-bassins, et selon les conditions hydrologiques. Ces informations permettront d'alimenter et d'aider à calibrer des modèles hydrologiques, plus ou moins complexes, sur le bassin (HYPE, SWAT, pynuts-Riverstrahler, CaWaQS entre autres).

2.2. Nitrates (NO_3)

La Figure 5a présente les données d'évolution de la concentration en nitrates, avec d'une part les mesures journalières, et d'autre part les échantillons composites (sur 21 jours). Les échantillons composites permettent de quantifier les évolutions saisonnières et les différences entre les stations. La mesure journalière est cependant nécessaire pour pouvoir mesurer les évolutions transitoires durant les crues, et pouvoir réaliser une analyse de type concentration — débit (Figure 5 b).

Pour tous les sites, on observe une dilution des concentrations en nitrates lors de crues (Fig 5a, moins visible en Fig. 5 b), qui traduisent la présence de fortes teneurs en nitrates dans les eaux de subsurface et souterraines, et des eaux de ruissellement de surface plus diluées. En mai et juin 2024, des pics de nitrates ont été mesurés (> 75 mg/L dans les eaux de surface) qui doivent correspondre à des crues qui suivent les applications printanières d'engrais azotés. Ceci illustre les processus classiques d'entrainement / dilution observés dans d'autres secteurs agricoles drainés (Chelil *et al.*, 2022).

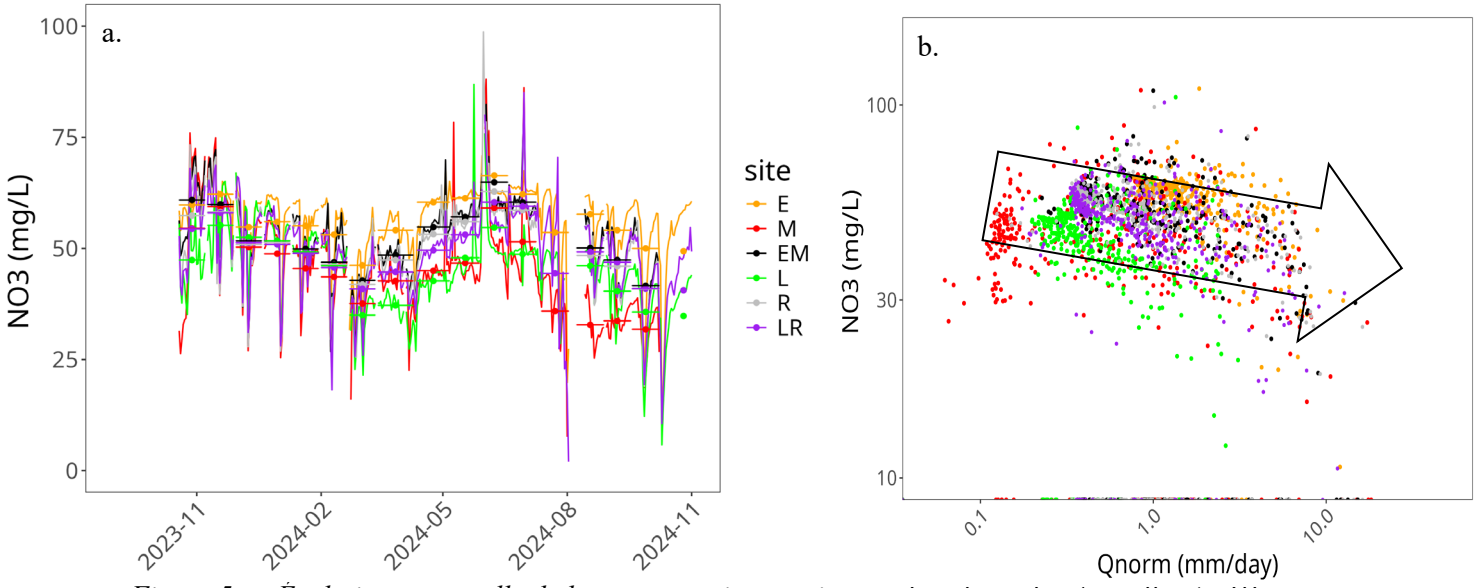

Figure 5. a. Évolution temporelle de la concentration en nitrates dans le ru des Avenelles (prélèvements journaliers en trait plein, et composites en traits horizontaux). B. Relation entre la concentration en nitrate et le débit spécifique, pour les 6 sites.

La Figure 6a synthétise la répartition des teneurs en nitrates entre les différents points, avec des teneurs qui sont partout élevées (la valeur guide du seuil de bonne qualité des eaux de surface pour la DCE est à 25 mg/L), ce qui est typiquement lié à l'activité agricole passée et actuelle. Les teneurs les plus élevées sont observées dans le ru de l'Etang, en accord avec la contribution forte d'eaux souterraines. Les teneurs sont faibles dans le ru de la Loge, d'une part en lien avec la présence de la forêt, et d'autre part potentiellement par une dénitrification plus importante dans les zones ripariennes, qui y sont assez développées (en accord aussi avec des teneurs réduites en sulfate). Les teneurs en nitrates sont faibles, et assez dispersées, pour le ru de Mélarchez, ce qui est cohérent avec une origine plutôt superficielle des eaux, et un marquage en nitrates lors des

applications d'engrais. Dans les 3 autres sites, les teneurs en nitrates sont intermédiaires.

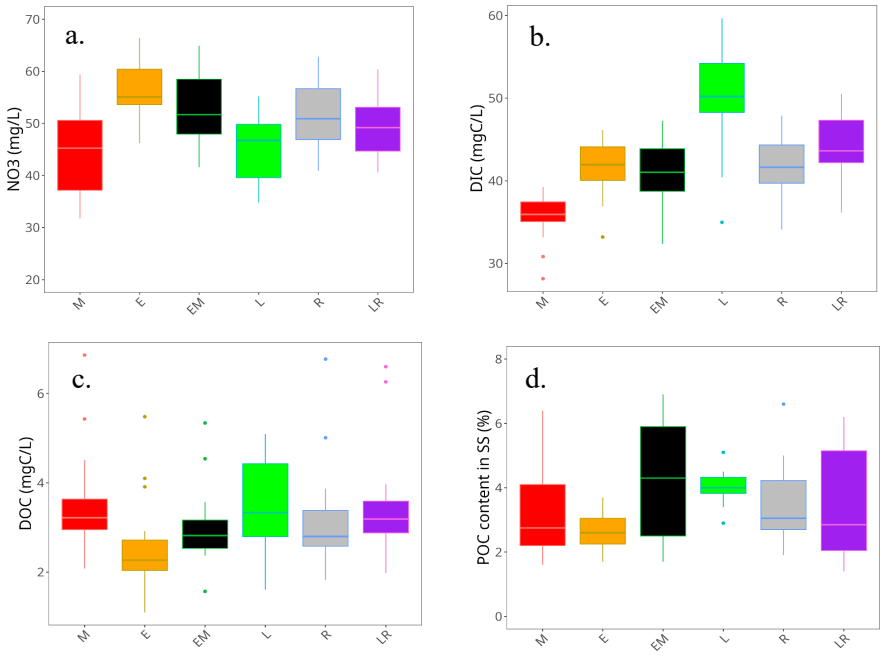

Figure 6. Boxplot des concentrations (médiane, 1er et 3e quartiles, et 1.5 fois l'écart interquartile IQR) en nitrates (a), carbone inorganique (b) et organique (c) dissous, et en carbone organique des MES (d) pour les 6 sites sur la période 2023-2024.

Les suivis continus des concentrations en nitrates sont utilisés pour calculer les flux annuels exportés en chacun des 6 sites. Grâce à la richesse du jeu de données, une analyse de sensibilité au pas de temps peut être menée. En utilisant les concentrations en nitrates au pas de temps journalier, le flux total exporté calculé avec les données de débit au pas de temps journalier n'est pas très différent du flux total calculé avec le débit au pas de temps 15 min (surestimation de 1 à 5 %). En utilisant les concentrations en nitrates des échantillons **composites** (attribuant la concentration aux 21 j correspondant au composite), et en considérant le débit journalier, le flux annuel exporté est surestimé de 10 à 50 % (selon les sites), comme illustré en Figure 7a.

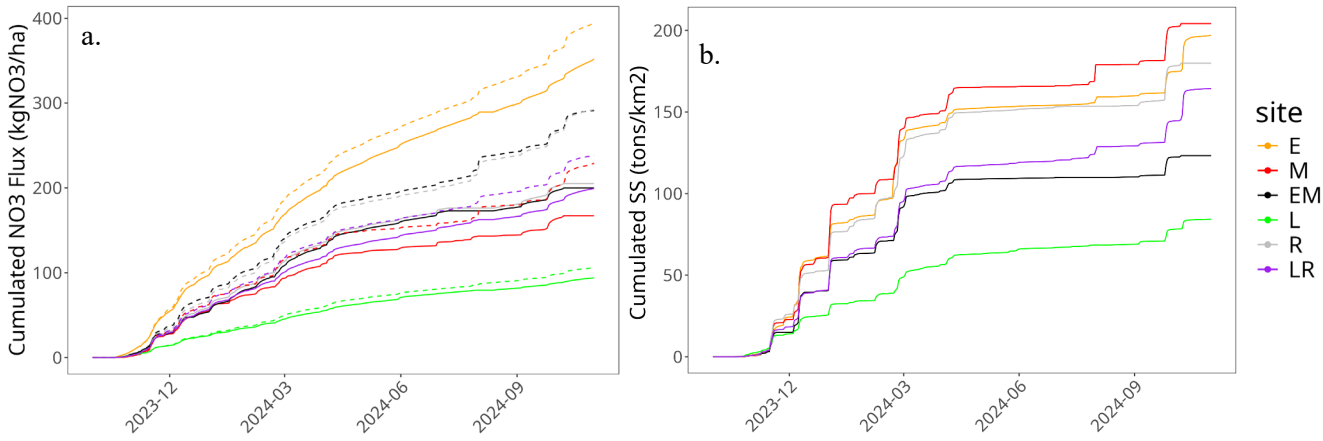

Figure 7. Flux cumulé de nitrates (a) et de matières en suspension (b) exportés pour les 6 sites. Le flux calculé à partir des composites est en pointillés.

Les flux spécifiques (Figure 7a) sont autour de 200 kg/ha/an, avec des valeurs plus élevées (350 kg/ha/an) pour le ru E et plus faible (90 kg/ha/an) pour le site L, ce qui est globalement de l'ordre de grandeur des flux spécifiques exportés par les petits bassins agricoles français (Birgand *et al.*, 2010).

En termes de contributions des différents sous-bassins au flux total exporté (Figure 8a), aux incertitudes près,

les 2 branches amont E et M contribuent de manière équivalente, alors que E contribue moins en termes de volume d'eau, et le ru de la Loge présente une contribution faible. Il n'y a pas d'apport ou de consommation entre la confluence E et M, le site EM et le site R. En revanche le flux en LR, un peu plus à l'aval de la confluence entre R et L, est un peu supérieur à la somme des flux de R et L (Figure 8a), ce qui peut traduire des apports en nitrates dans cette zone (du même ordre que les apports par le site L), via les apports d'eaux souterraines déjà identifiés dans les bilans d'eau.

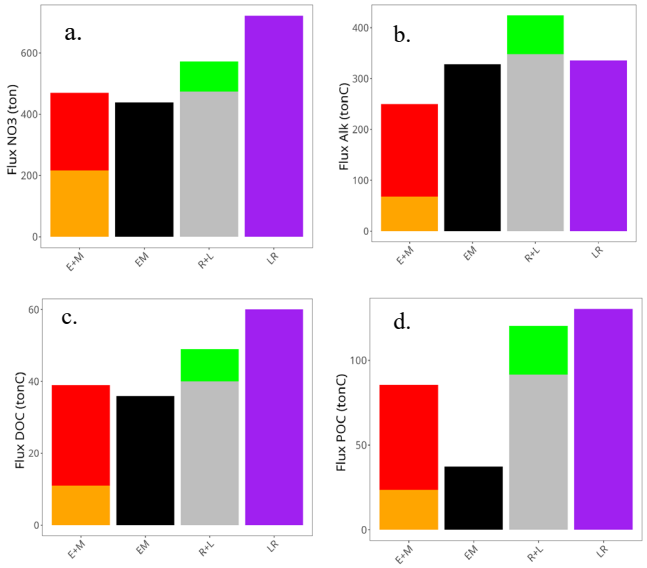

Figure 8. Flux de nitrates (a), alcalinité (b), carbone organique dissous (c) et carbone particulaire dissous (d) exportés pendant l'année 2023 2024 par les 6 sites.

2.3. Carbone inorganique dissous (DIC)

La Figure 9a présente l'évolution de la conductivité spécifique, moyennée au pas de temps journalier pour lisser la variabilité haute fréquence (pas de temps initial 15 min). La conductivité électrique est un indicateur intégré de la charge totale en ions. Dans un contexte d'aquifère carbonaté, les ions majoritaires sont le calcium Ca^{2+} et le bicarbonate HCO_3^-, dont la concentration peut être considérée égale à l'alcalinité, vu le pH entre 7 et 8. La conductivité électrique représente ainsi un indicateur des sources d'eau dans le bassin, facile à mesurer en continu.

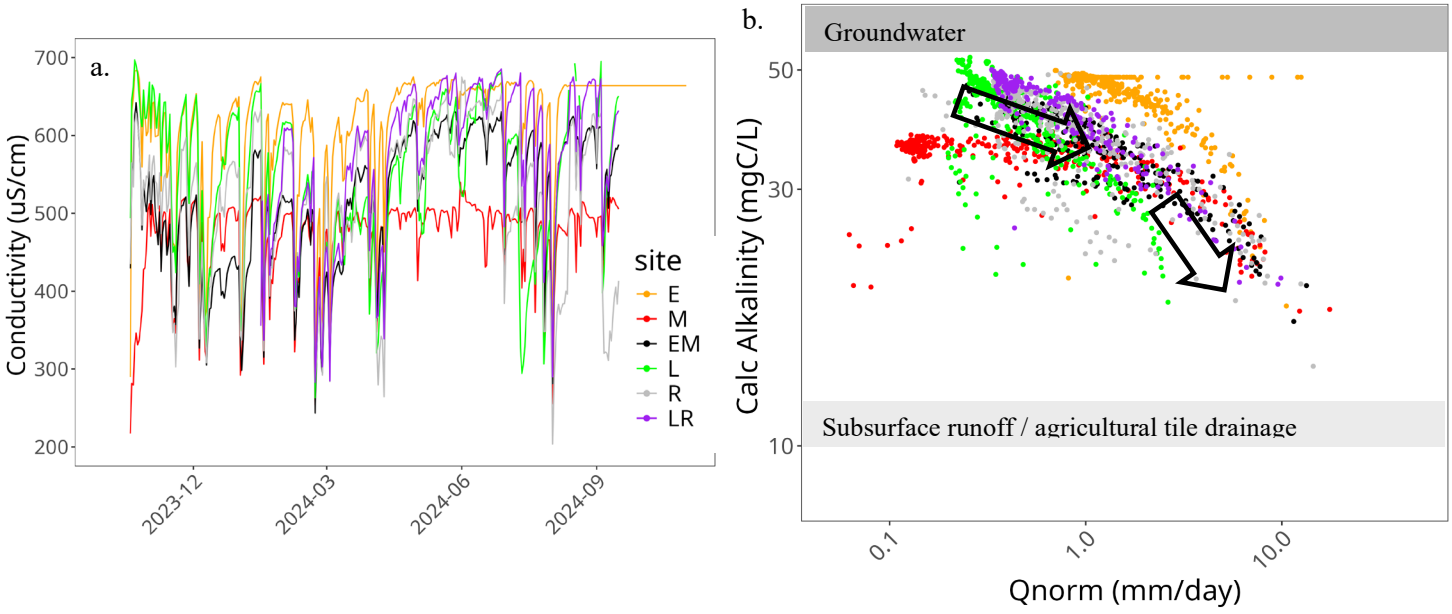

Figure 9. a. Évolution temporelle de la conductivité électrique dans le ru (mesure en continu, dt =1 jour). b. Relation entre l'alcalinité (calculée à partir de la conductivité) et le débit spécifique, pour les 6 sites.

Au-delà des variations infra-journalières (non montrées), qui pourraient faire l'objet d'une analyse spécifique,

la conductivité présente une variabilité spatiale et temporelle. La conductivité en M est inférieure aux autres sites (autour de 500 µS/cm), traduisant une origine plutôt superficielle et peu minéralisée (eau de drainage, nappe perchée, écoulements de sub-surface), alors que la conductivité est la plus élevée en E et L (en basses eaux seulement pour L), traduisant une contribution d'eau souterraine plus minéralisée.

Utilisant une méthodologie actuellement développée par Nicolas Escoffier (UMR METIS), la conductivité est convertie en alcalinité (ce qui revient à la concentration en HCO_3^-). Pour cela, un jeu de données de géochimie dans les eaux de surface, acquis depuis 2016 dans le cadre du PIREN-Seine (Guillon *et al.*, 2023), a été utilisé pour déterminer une relation linéaire entre des mesures ponctuelles de conductivité et d'alcalinité dans le ru des Avenelles, sur les 6 sites étudiés ici ainsi que 4 autres.

La Figure 9 b présente l'évolution de l'alcalinité calculée, en fonction du débit spécifique, avec un comportement en dilution nette pour tous les points. À bas débit, la signature des eaux des rus est typique de celle des eaux souterraines (conductivité et alcalinité élevées). Au point M (rouge), l'alcalinité plus faible confirme une origine plus superficielle de l'eau, même en étiage. En crue, la baisse d'alcalinité traduit les apports d'eaux superficielles et de drainage. Deux tendances de dilution semblent pouvoir être identifiées dans les données (Figure 9 b), avec une dilution encore plus forte pour les plus hauts débits. Une analyse plus fine de ce point de rupture en lien avec la saisonnalité (Tunqui Neira *et al.*, 2021, 2024, Knapp *et al.*, 2020, 2022) devra être menée pour identifier s'il s'agit de 2 sources d'eau différentes (drainage *vs* subsurface par exemple), et/ou de processus et contributions différentes lors des très grandes crues.

Des mesures de DIC ont également été acquises sur les composites, au pas de temps 21 j (Fig. 10a). Les résultats sont en accord avec ceux calculés à partir de la conductivité électrique, avec une teneur en carbone inorganique dissous moyenne autour de 40-45 mgC/L aux points E, EM, R et LR, des valeurs plus élevées en L, et plus faibles en M (cf Fig. 9b). Cette différence en DIC au site L apparait sensiblement plus élevée que celle en conductivité, ce qui indiquerait une teneur en CO_2 dissous plus élevée en ce site. Au-delà de la logique spatiale, les données des composites montrent qu'il n'existe pas de tendance saisonnière marquée, comme nous l'avons vu en Fig. 9a sur la conductivité. Les valeurs très faibles mesurées sur le composite du mois de mars 2024 correspondent à une période où beaucoup de crues ont été observées.

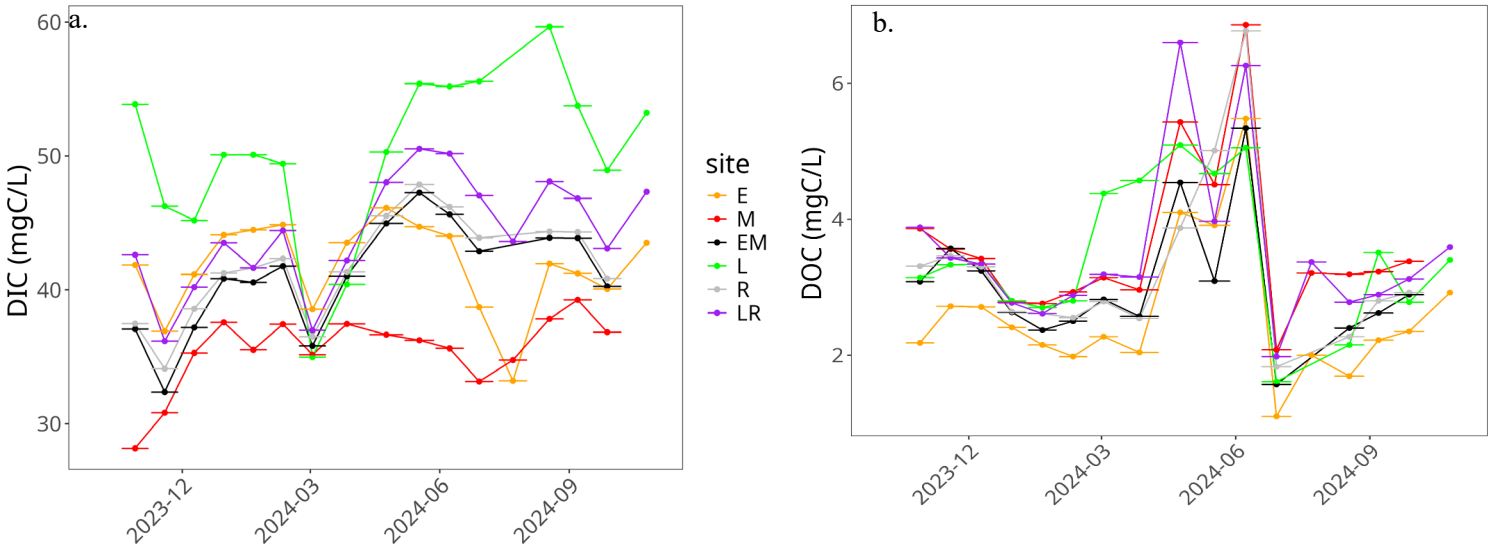

Figure 10. Évolution temporelle de la concentration en DIC (a,) et DOC (b) mesurée dans les échantillons composites.

Les flux de carbone inorganique dissous exportés ont été calculés à partir des données de débit journalier et de l'alcalinité calculée à partir de la conductivité, également au pas de temps journalier. En termes de contributions des sous-bassins au flux global, le point M représente la contribution la plus importante autour de 50 %, et les points L et E contribuent chacun autour de 15-20 %. Au niveau des confluences, le flux calculé en EM est légèrement supérieur à la somme des flux de E et M, et surtout le flux en LR est inférieur à la somme des flux de L et R. Cette baisse, qui semble au-delà des incertitudes, est à confirmer, et pourrait en partie être liée à la photosynthèse dans cette partie aval du ru.

Comme cela a été fait avec les nitrates, un travail de comparaison devra être réalisé en dégradant artificiellement ce signal d'alcalinité journalier au pas de temps des composites, et en utilisant les mesures dans les composites.

2.4. Carbone organique dissous (DOC)

L'évolution du carbone organique dissous (DOC) a été mesurée grâce aux échantillons composites (Fig. 10 b). Le déploiement de sondes de mesure *in situ* de la matière organique fluorescente (fDOM) est en cours, afin de disposer d'une mesure continue, qui pourra être calibrée et convertie en DOC. Le DOC présente une dynamique surtout temporelle et peu spatiale, à l'inverse de ce qui a été observé pour le DIC. Les teneurs en DOC sont entre 2 et 4 mgC/L (Fig. 6c), un peu plus basses en E, en accord avec la plus grande proportion d'eau souterraine sur ce point. La dynamique saisonnière est marquée pour tous les points (Fig 10b), avec une forte augmentation de la teneur en DOC (entre 4 et 6 mgC/l) entre avril et juin 2024.

Des flux de DOC exportés aux 6 sites ont été calculés, à partir des débits d'eau journaliers, et en attribuant les concentrations des composites à toute la période correspondante. Même si ce calcul est surestimé au vu du test réalisé avec les suivis en nitrates, cela constitue un premier ordre de grandeur. Le point M représente 42 % du flux total, L représente 29 %, ce qui est supérieur à la contribution en débit, et E représente 17 %. La conservation des flux est respectée à la confluence E et M, puis entre EM et R. Le flux de DOC mesuré en LR est plus élevé que la somme des flux de R et L. Les apports d'eaux souterraines, plutôt moins riches en DOC, ne peuvent pas ici expliquer cet apport. Il pourrait s'agir soit d'apports allochtones par des exploitations agricoles, soit de production autochtone par photosynthèse.

2.5. Matières en suspension et carbone particulaire

L'évolution temporelle des teneurs en matières en suspension, calculées à partir des mesures journalières de turbidité, montre des pics de forte turbidité (1 000 à 2 000 mg/L) lors des crues (Fig. 11a). Les matières en suspension sont issues de l'érosion des sols par la pluie, puis la mobilisation et le transport de ces sédiments vers le réseau hydrographique par le ruissellement de surface, de subsurface, et le drainage. Une partie des matières en suspension est également issue de l'érosion des berges et du fond de la rivière. Des études plus précises sur l'origine des sédiments sont en cours par l'équipe de Frédéric Gob (LGP).

La relation entre la teneur en matières en suspension et le débit (Fig. 11 b) se démarque nettement de celles des éléments dissous, avec une mobilisation et une augmentation de près de 2 ordres de grandeur pendant les crues. Une analyse plus fine de la saisonnalité pourrait être menée pour chercher des sources et/ou des processus érosifs différents entre les crues d'hiver, et les quelques crues d'été et fin d'été qui ont eu lieu en 2024.

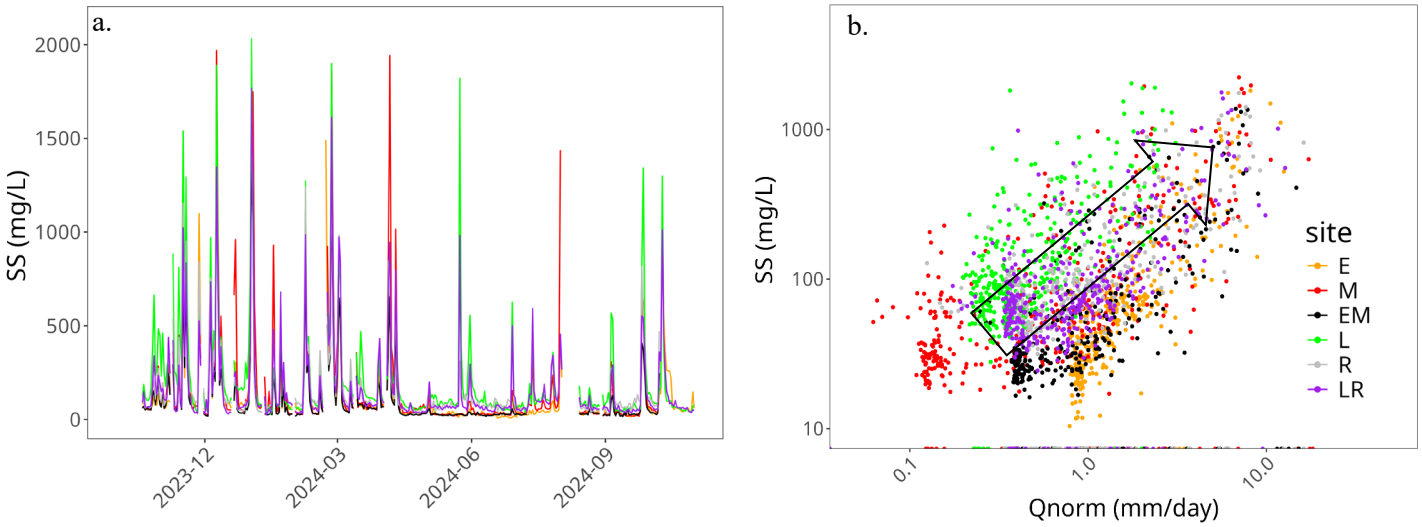

Figure 11. a. Evolution temporelle de la teneur en matière en suspension (SS, Suspended Sediment) (prélèvements journaliers). b. Relation entre la concentration en matières en suspension et le débit spécifique, pour les 6 sites.

À partir des données journalières de concentration en MES et de débits, les flux spécifiques exportés ont été calculés (Fig. 7 b). Le ru de la Loge (point L) présente le flux le plus faible, ce qui s'explique par la présence de la forêt où le couvert végétal limite l'érosion des sols. L'érosion et les flux de MES sont plus importants dans les sous-bassins de E et de M, essentiellement agricoles avec de grandes parcelles. Au point EM, les teneurs mesurées sont anormalement faibles alors qu'elles remontent au point R, plus en aval. Une vérification devra être réalisée pour ces données de EM.

Les teneurs moyennes en carbone organique des sédiments, mesurées par perte au feu, sont entre 2 et 6 % pour tous les sites (Fig.6d). Les sédiments sont donc majoritairement de nature minérale (argiles). La part de carbone inorganique (calcite) dans les sédiments n'a pour le moment pas été quantifiée. Des mesures après attaque à l'acide (HCl) des échantillons des pièges à sédiments, qui ont été conservés au congélateur, pourront pour cela être réalisées. Des mesures de carbone organique et inorganique sont également prévues à l'IGE (Grenoble), dans le cadre du projet PePR FairCarboN — CarboNium. Là encore, le point EM se démarque avec une dispersion forte dans les mesures.

Ces teneurs en carbone des MES, mesurées à la même fréquence que les composites, ont été utilisées pour convertir les concentrations en MES, au pas de temps journalier, en concentrations en carbone organique particulaire (POC). Les flux de POC exportés ont ensuite été calculés en utilisant les débits journaliers. Le flux pour EM est anormalement faible et probablement incorrect et n'est pas considéré ici. Les flux s'additionnent au niveau des confluences et sont conservés entre la confluence E et M, et le point R. Les sédiments sont donc transportés et exportés lors des crues, sans redéposition à l'intérieur du bassin. Le point M contribue pour près de 50 % du flux de POC, en lien avec sa contribution en débit, puis L contribue à hauteur de 22 %, et E de 18 %.

Tableau 2. Flux d'eau et de matière exportés sur la période de suivi, aux 6 sites d'étude.

	Eau (mm/an)	**NO_3 (ton/an)** ***(ton/ha/an)***	**NO_3 compo. (ton/an)**	**HCO_3 (tonC/an)**	**DIC compo (tonC/an)**	**DOC compo (tonC/an)**	**MES (ton/an)** ***(ton/ha/an)***	**POC (tonC/an)**	**Flux C (tonC/an)** ***(kgC/ha/an)***
E	**719**	**216** ***(0.35)***	243	**68**	182	**11**	**1212** ***(2.0)***	**23.5**	**103** ***(167)***
M	**552**	**254** ***(0.17)***	348	**182**	300	**28**	**3106** ***(2.0)***	**62.1**	**272** ***(179)***
EM	**582**	**439 (0.20)**	640	**328**	506	**36**	**2708** ***(1.2)***	**37.3**	**401** ***(183)***
R	**600**	**474** ***(0.21)***	675	**348**	561	**40**	**4152** ***(1.8)***	**91.6**	**480** ***(208)***
L	**241**	**98** ***(0.09)***	111	**76**	120	**9**	**883** ***(0.8)***	**28.9**	**114** ***(109)***
LR	**503**	**721** ***(0.20)***	861	**336**	768	**60**	**5941** ***(1.6)***	**130.4**	**526** ***(146)***

3. Discussion : flux d'eau et de carbone transportés et exportés par le bassin des Avenelles

Les Tableaux 2 et 3 et la Figure 12 récapitulent les flux des formes de carbone exportées par les sous-bassins. Le flux de carbone inorganique dissous (HCO_3^-, sous-estimé par rapport au flux de DIC total, qui doit inclure le CO_2 dissous) obtenu ici à l'exutoire (LR) est du même ordre de grandeur que celui obtenu dans Garnier *et al.* (2025) à partir d'un jeu de données pluriannuel au site Avenelles. Les flux de DOC obtenus ici sont en revanche supérieurs à ceux observés dans Garnier *et al.* (2025), mais l'utilisation d'échantillons composites intégrant une longue période pourrait expliquer cette différence. Les chroniques longues disponibles sur les rus de la Loge et de Mélarchez devront être exploitées pour compléter les résultats. Le flux de carbone inorganique est le plus important, avec environ 60 à 70 % du total, alors que le flux de DOC ne représente qu'environ 10 %. Les flux de POC contribuent entre 20 et 25 %, et doivent donc être intégrés au bilan global, au-delà de l'étude de Garnier *et al.* (2025). La contribution du carbone inorganique particulaire (PIC) n'a pour le moment pas été quantifiée sur le bassin des Avenelles, et des mesures sont prévues pour avancer sur ce point. Enfin, le jeu de données ici considéré ne permet pas de quantifier le flux de CO_2 émis par le réseau hydrographique, qui est le dernier terme significatif pour le bilan carbone à l'échelle du bassin (Garnier *et al.*

2025). Des suivis *in situ* et des campagnes spécifiques sont en cours pour affiner la quantification de ce terme, dans le cadre du PIREN-Seine et du projet PEPR FairCarboN — Carbonium.

Les flux spécifiques en nitrates varient entre 90 et 350 kg NO_3/ha/an, ce qui est dans la gamme haute de ceux déterminés dans d'autres petits bassins versants agricoles français (Birgand *et al.*, 2011). Les flux spécifiques en sédiments exportés par le réseau hydrographique, 80 à 200 ton/km²/an, sont élevés pour un contexte climatique océanique de faible topographie (Vanmaercke *et al.*, 2011).

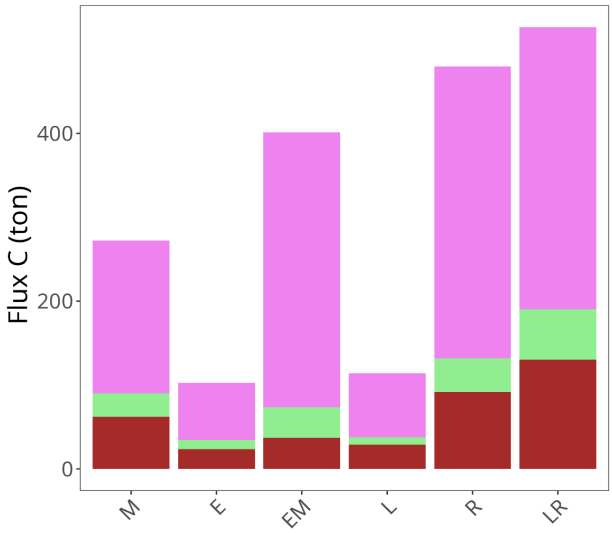

Figure 12. Flux des formes de carbone exportés en 2023-2024 : carbone inorganique dissous (alcalinité) en rose, carbone organique dissous en vert, et carbone organique particulaire en marron.

En termes de variabilité des contributions des sous-bassins, au-delà des surfaces drainées, c'est la contribution en volume d'eau qui pilote en grande partie les contributions des différents sous bassins (Tableau 3). Le ru de Mélarchez mobilise et transporte un peu moins de la moitié des flux d'eau et de matière qui seront au final exportés du bassin. Les rus de l'Etang et de la Loge apportent respectivement autour de 25 et 15 % des flux d'eau et de matière. Le reste, soit environ 15 % des flux d'eau et de matière, provient d'apports souterrains et superficiels dans les linéaires entre les confluences. Une certaine réactivité doit être invoquée pour expliquer alors la faible contribution en alcalinité (3 %), qui est normalement élevée dans les eaux souterraines. Il sera nécessaire de poursuivre l'analyse jusqu'au site Avenelles, situé plus à l'aval de LR.

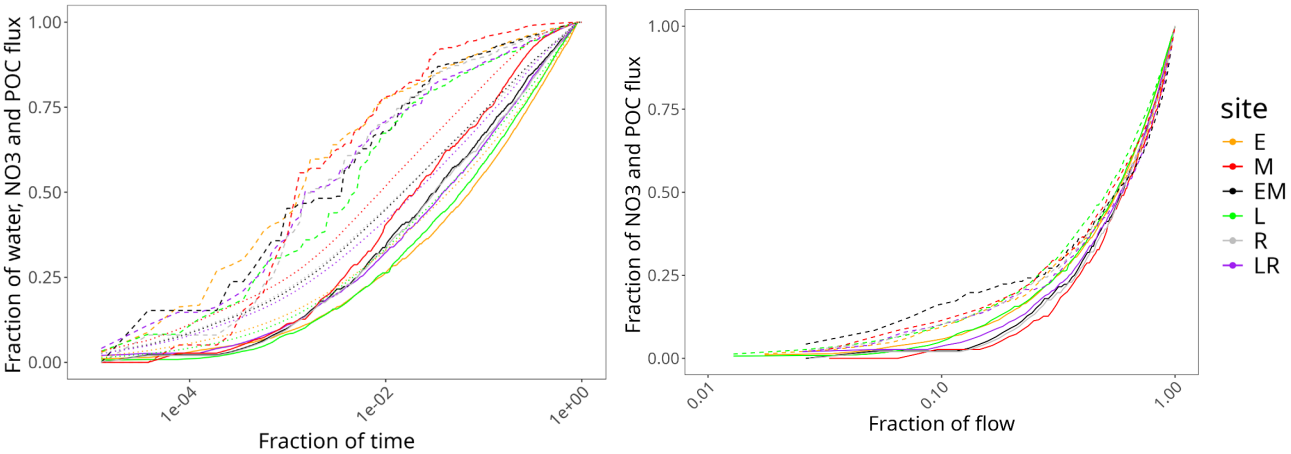

Figure 13. Distribution temporelle des flux cumulés d'eau (pointillés), POC (tirets) et NO_3 (trait plein).

Le jeu de données continues permet de quantifier la distribution temporelle des flux d'eau et de matière, dissous et particulaire. Les dynamiques temporelles sont spécifiques de la nature des éléments. Les sédiments sont transportés de manière très focalisée dans le temps, pendant les fortes crues (50 % de la masse totale exportée en 0.1 % du temps), alors que les éléments dissous sont transportés de manière plus continue par l'eau, avec seulement 10 % de la masse totale exportée en 0.1 % du temps, et 1 à 10 % du temps requis pour exporter

50 % du cumul. Le flux d'eau présente une dynamique intermédiaire, avec un export de 50 % du flux d'eau en un peu moins de 1% du temps.

Tableau 3. Contributions relatives des 3 branches E, M et L, et du reste du réseau, aux exports totaux (en LR).

	Surf. Sous bassin	Eau	Nitrates	Alcalinité	DOC	MES
E	17 %	24 %	30 %	20 %	18 %	20 %
M	42 %	46 %	35 %	54 %	47 %	52 %
L	29 %	14 %	14 %	23 %	15 %	15 %
reste	12 %	16 %	21 %	3 %	20 %	12 %

Conclusion

L'acquisition de chroniques longues et au pas de temps journalier, non seulement des débits, mais aussi de la composition chimique et de la turbidité des eaux de surface est précieuse pour déterminer la variabilité temporelle des flux (relations C-Q, distributions temporelles), au-delà des flux annuels. Le suivi spatial, des différents affluents et des bassins emboîtés de l'amont vers l'aval, est également crucial pour mieux comprendre les processus et les facteurs de contrôle des flux d'eau et de matière. Le suivi au pas de temps journalier *a fortiori* composite apparait le minimum requis pour assurer une bonne quantification des flux, ainsi que pour suivre la dynamique pendant les crues. La conductivité électrique, qui est facilement mesurée en continu dans les eaux de surface, apparait comme un bon proxy du carbone inorganique dissous.
Dans le bassin versant des Avenelles, avec une dominante d'agriculture intensive drainée, les flux de nitrates, majoritairement issus de l'héritage dans les eaux souterraines, sont élevés. Les flux de sédiments exportés, et donc d'érosion, apparaissent également très élevés, reflétant un impact probable des pratiques agricoles.
Au-delà des estimations de flux des formes de carbone dissous (CID et CO_2 >> COD,) déjà obtenues dans Garnier et al. (2025), cette étude permet d'identifier le flux de carbone particulaire comme un terme important du bilan global (autour de 25 % du flux total exporté dans l'eau). Le suivi spatialisé permet de confirmer le phénomène d'homogénéisation des flux (spécifiques) dans les bassins au-delà de 25 km², déjà identifié dans Billy *et al.* (2011), et d'identifier le double contrôle de l'occupation du sol (forêt vs agriculture) et de la géologie (épaisseur des limons de surface, altitude du ru par rapport à la nappe) sur les flux d'eau et de matière.
Les perspectives de ce travail au cours de la phase 9 du PIREN-Seine concernent d'une part la finalisation des analyses de robustesse des calculs de flux en fonction des pas de temps de prélèvement, puis une poursuite des analyses des séries temporelles et de l'évolution spatiale des flux de carbone, pour aller vers une publication scientifique des résultats. La réflexion sera également engagée pour faire le lien avec les modèles numériques existants sur le bassin, les données hydro et géochimiques pouvant permettre d'améliorer la définition des processus et la calibration des modèles.

Pour retrouver les outils et données

Les données seront à terme publiées sur data.INDORES.

Bibliographie

Battin, T. J.; Lauerwald, R.; Bernhardt, E. S.; Bertuzzo, E.; Gener, L. G.; Jr, R. O. H.; Hotchkiss, E. R.; Maavara, T.; Pavelsky, T. M.; Ran, L.; Raymond, P.; Rosentreter, J. A. and Regnier, P. , **2023**, River ecosystem metabolism and carbon biogeochemistry in a changing world , *Nature, 613*, 449–459 .

Billy, C.; Birgand, F.; Sebilo, M.; Billen, G.; Tournebize, J. and Kao, C. , **2011**, Nitrate dynamics in artificially drained nested watersheds, *Physics and Chemistry of the Earth*, 36, 506-514.
https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pce.2008.09.007

Birgand, F.; Faucheux, C. ; Gruau, G. ; Augeard, B.; Moatar, F. & Bordenave, P., **2010**, Uncertainties in assessing annual nitrate loads and concentration indicators: Part 1. Impact of sampling frequency and load estimation algorithms , *Transactions of ASABE.*

Casas-Ruiz, J. P.; Bodmer, P.; Bona, K. A.; Butman, D.; Couturier, M.; Emilson, E. J. S.; Finlay, K.; Genet, H.; Hayes, D.; Karlsson, J.; Paré, D. ; Peng, C.; Striegl, R.; Webb, J.; Wei, X.; Ziegler, S. E. and del Giorgio, P. A. , **2023**, Integrating terrestrial and aquatic ecosystems to constrain estimates of land-atmosphere carbon exchange, *Nature Communications,* 14. https://doi.org/10.1038/s41467-023-37232-2

Chelil, S., Henine, H., Chaumont, C. and Tournebize, J. (2022) NIT-DRAIN model to simulate nitrate concentrations and leaching in a tile-drained agricultural field. Agricultural Water Management 271, 107798.

Cole, J. J.; Prairie, Y. T.; Caraco, N. F. ; McDowell, W. H.; Tranvik, L. J.; Striegl, R. G.; Duarte, C. M.; Kortelainen, P.; Downing, J. A.; Middelburg, J. J. & Melack, J. , 2007, Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget , Ecosystems, , 10, 171-184 . https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8

Eckhardt, K. , **2008**, A comparison of baseflow indices, which were calculated with seven different baseflow separation methods , *Journal of Hydrology*, 352, 168-173 .
https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.01.005

Garnier, J. ; Guillon, S. ; Hénine, H. ; Billen, G. ; Escoffier, N. ; Mercier, B. ; Martinez, A. and Mouchel, J.-M. , **2025**, Sources and fate of CO2 along the soil–aquifer–stream–atmosphere continuum (the Orgeval headwater catchment, France), *Geoderma*, 458, 117297.
https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2025.117297

Garnier, J. and Flipo, N. ARCEAU-IdF *(Ed.)*, **2025a**, Métabolisme dans les eaux du bassin de la Seine au regard de la matière organique, Fascicule #28 du PIREN-Seine. *28*.

Guillon, S. ; Mouchel, J.-M. ; Garnier, J. ; Bouchez, J. ; Matthews, M.; Derry, L. ; Rivière, A. ; De Lavenne, A. ; Blanchouin, A. ; Gaillardet, J. and Hénine, **2023**, Comprendre et quantifier les flux de carbone dans le bassin versant des Avenelles : un bilan des suivis biogéochimiques, PIREN-Seine, Rapport de synthèse phase VIII, Volume 5

Fisher, S. G.; Sponseller, R. A. and Heffernan, J. B., **2004**, Horizons in stream biogeochemistry: Flowpaths to progress , *Ecology, 85*, 2369 – 2379 . https://doi.org/10.1890/03-0244 Knapp, J. L.; Li, L. & Musolff, A. , **2022**, Hydrologic connectivity and source heterogeneity control concentration–discharge relationships , *Hydrological Processes, , 36*. https://doi.org/10.1002/hyp.14683

Floury, P.; Gaillardet, J.; Gayer, E.; Bouchez, J. ; Tallec, G.; Ansart, P.; Koch, F.; Gorge, C.; Blanchouin, A. and Roubaty, J. L. , **2017**, The potamochemical symphony: new progress in the high-frequency acquisition of stream chemical data , *Hydrology and Earth System Sciences*, , 21, 6153-6165 . https://doi.org/10.5194/hess-21-6153-2017
Keller, C. , G, Carbon Exports from Terrestrial Ecosystems: A Critical-Zone Framework , *Ecosystems,* 22, 1691-1705 . https://doi.org/10.1007/s10021-019-00375-9
Knapp, J. L.; von Freyberg, J.; Studer, B.; Kiewiet, L. & Kirchner, J. W. , **2020**, Concentration-discharge relationships vary among hydrological events, reflecting differences in event characteristics, *Hydrology and Earth System Sciences, 24*, 2561 - 2576 . https://doi.org/10.5194/hess-24-2561-2020
Knapp, J. L.; Li, L. & Musolff, A. , **2022**, Hydrologic connectivity and source heterogeneity control concentration–discharge relationships , *Hydrological Processes, , 36*. https://doi.org/10.1002/hyp.14683

Lee, C. J.; Hirsch Robert M. & Crawford Charles, G. , **2019**, An Evaluation of Methods for Computing Annual Water-Quality Loads , *USGS.*

Persat, L., Henine H., Tournebize, J. ; Blanchouin, A. ;Joly, F. ; Chaumont, C. ; Archaimbault, V. ; Guillon, S. ; Lebrun, J. D. ; **2025**, EAU'listic : Évaluation intégrée de l'impact écologique de la saisonnalité des transferts de pesticides vers les cours d'eau dans un contexte de bassin versant agricole drainé — Premiers résultats. Rapport PIREN-Seine phase 9.

Regnier, P.; Resplandy, L.; Najjar, R. G.and Ciais, P. , 2022, The land-to-ocean loops of the global carbon cycle , *Nature*, 603, 401 – 410 . https://doi.org/10.1038/s41586-021-04339-9
Tranvik, L. J.; Cole, J. J. and Prairie, Y. T., **2018**, The study of carbon in inland waters—from isolated ecosystems to players in the global carbon cycle , *Limnology And Oceanography Letters*, 3, 41 – 48.

https://doi.org/10.1002/lol2.10068
Tunqui Neira, J. M.; Tallec, G.; Andréassian, V. & Mouchel, J.-M. , **2020**, A combined mixing model for high-frequency concentration–discharge relationships, *Journal of Hydrology, 591*, 125559.
https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125559

Tunqui Neira, J. M.; Andréassian, V.; Tallec, G. & Mouchel, J.-M. , **2021**, Multi-objective fitting of concentration-discharge relationships, *Hydrological Processes, 35*, e14428.
https://doi.org/https://doi.org/10.1002/hyp.14428

Vanmaercke, M.; Poesen, J.; Verstraeten, G.; de Vente, J. and Ocakoglu, F., **2011**, Sediment yield in Europe: Spatial patterns and scale dependency, *Geomorphology*,130, 142-161.
https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.03.010

Wen, H.; Sullivan, P. L.; Billings, S. A.; Ajami, H.; Cueva, A.; Flores, A.; Hirmas, D. R.; Koop, A. N.; Murenbeeld, K.; Zhang, X. & Li, L. , **2022**, From Soils to Streams: Connecting Terrestrial Carbon Transformation, Chemical Weathering, and Solute Export Across Hydrological Regimes , *Water Resources Research*, , 58. https://doi.org/10.1029/2022WR032314