

Campagnes de prélèvements multi-traceurs pour la caractérisation hydro-biogéochimique de la plaine alluviale de la Bassée

Fulvia Baratelli^{1*}, Edith Parlanti^{2*}, Nicolas Flipo³, Josette Garnier¹, Sophie Guillon³, Anne Jost¹, Agnès Rivière³, Mahaut Sourzac², Benjamin Mercier¹, Anun Martinez¹, Romane Nespoulet¹, David Eschbach¹, Jean-Marie Mouchel¹, Gilles Varrault⁴, Guillaume Morin⁵

¹ Sorbonne Université, CNRS, EPHE, UMR Metis 7619, F-75005 Paris, France

² Univ. Bordeaux, CNRS, EPOC, EPHE, UMR 5805, F-33600 Pessac, France

³ Centre de Géosciences, Mines ParisTech, PSL, Fontainebleau, France

⁴ LEESU, Université Paris-Est, UMR MA 102, Créteil, France

⁵ IMPMC, UMR 7590, CNRS-Sorbonne Université-MNHN-IRD, Paris, France

* fulvia.baratelli@sorbonne-universite.fr, edith.parlanti@u-bordeaux.fr

Résumé

La Bassée est un secteur de la plaine alluviale de la Seine situé en amont de Paris, entre les confluences Seine-Aube et Seine-Yonne. Il s'agit d'un territoire caractérisé par la nécessité de concilier des usages différents, mais dont le fonctionnement hydro-biogéochimique complexe reste largement méconnu. Cinq campagnes multi-traceurs ont ainsi été organisées entre 2017 et 2021 afin de mesurer différentes variables biogéochimiques dans les eaux de surface (Seine, Aube, Yonne, gravières, bras morts) et souterraines (nappes des alluvions et de la craie). Ces données ponctuelles permettent d'intégrer les données physiques acquises en continu depuis 2015 par les stations MOLONARI. Les campagnes ont été réalisées en conditions hydrologiques contrastées : deux campagnes en période de hautes eaux (mars 2017 et 2021) et trois en basses eaux (novembre 2017, octobre 2020 et septembre 2021). L'objectif de ce rapport est de présenter les résultats de ces campagnes de manière intégrée et de caractériser le contexte hydrologique et biogéochimique dans lequel s'est déroulée chaque campagne. Ce travail a montré que le critère hydrologique, basé sur le débit en rivière, n'est pas suffisant pour classer les campagnes et interpréter leurs résultats. Un deuxième critère, basé sur la température de l'air, a été proposé pour représenter le potentiel d'activité biologique du système caractéristique de chaque campagne. L'analyse préliminaire des résultats des campagnes a montré que les eaux souterraines dans la Bassée seraient le siège d'une activité de dénitrification permettant l'abattement des nitrates accumulés à l'amont de la plaine.

Points clefs

- ✓ Cinq campagnes multi-traceurs ont été réalisées en conditions hydrologiques contrastées pour comprendre le fonctionnement hydro-biogéochimique de la Bassée.
- ✓ Le critère hydrologique (débit) ne suffit pas pour caractériser les campagnes. La notion de potentiel d'activité biologique, basé sur la température de l'air, est introduite.
- ✓ Les eaux souterraines dans la Bassée semblent être le siège d'une activité de dénitrification permettant l'abattement des nitrates accumulés à l'amont de la plaine.

Abstract

“La Bassée” is part of the alluvial plain of the Seine River upstream from Paris. It is located between the Seine-Aube and Seine-Yonne confluences. La Bassée is challenging because of the need of reconciling its various usages. However, its hydro-biogeochemical functioning remains largely unknown. Five field campaigns were organized between 2017 and 2021 in order to measure different biogeochemical variables in surface water (Seine, Aube, Yonne, gravel pits, abandoned channels) and groundwater (alluvial plain and chalk aquifers). These biogeochemical data integrate the physical data continuously acquired since 2015 by the MOLONARI stations. The sampling campaigns took place in different hydrological conditions: two campaigns in flood periods (March 2017 and 2021) and three campaigns in low flow (November 2017, October 2020 and September 2021). The objective of this work is to present combined results of these sampling campaigns and to characterize the hydrological and biogeochemical context in which the campaigns took place. This work showed that the hydrological criterion, based on river discharge, is not sufficient to classify the campaigns and understand their results. A second criterion, based on air temperature, has been proposed to represent a biological activity potential that characterizes the system during each campaign. The preliminary analysis of the data collected during these campaigns showed that a denitrification activity occurs in the chalk aquifer underlying the La Bassée alluvial plain, allowing a reduction of nitrate accumulated upstream of the plain.

Key points

- ✓ Five sampling campaigns were carried out in different hydrological conditions (flood and low flow) to understand the hydro-biogeochemical functioning of La Bassée alluvial plain
- ✓ Hydrological conditions (discharge) appeared not sufficient to characterize the campaigns. The concept of biological activity potential, based on air temperature, is introduced
- ✓ A denitrification activity seems to occur in the chalk aquifer underlying La Bassée, allowing the reduction of nitrate accumulated upstream of the plain

Introduction

La Bassée est un secteur de la plaine alluviale de la Seine situé en amont de Paris, entre les confluences Seine-Aube et Seine-Yonne. Elle s'étend sur une longueur de 60 km et une largeur de 8 km environ, pour une surface de 320 km² (Bendjoudi, 2000 ; Labarthe et Flipo, 2016). La carte géologique de cette région montre que le substrat de la plaine alluviale est principalement constitué par la craie du Crétacé supérieur (Figure 1).

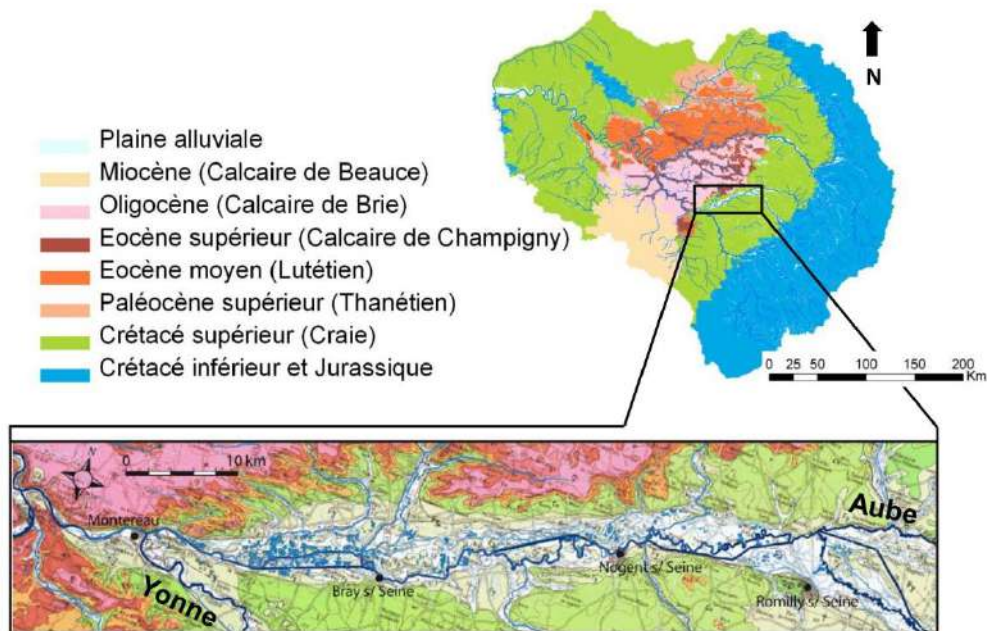


Figure 1. Localisation de la plaine alluviale de la Bassée et carte géologique (Labarthe, 2016 ; Labarthe et Flipo, 2016).

La Bassée est un territoire caractérisé par la nécessité de concilier des usages différents. Il s'agit en effet d'une zone humide d'importance nationale pour son remarquable patrimoine de biodiversité. Une réserve naturelle de 854 ha, la plus grande en Ile-de-France, a ainsi été créée en 2002 afin de protéger ce patrimoine. Cette région a aussi été classée réserve d'eau souterraine stratégique pour la future alimentation en eau potable (Bel, 2015). La Bassée est de plus un territoire à forts enjeux politico-économiques et environnementaux, liés par exemple à la présence d'une centrale nucléaire à Nogent-sur-Seine, de captages de la Voulzie pour l'alimentation en eau potable de la ville de Paris ainsi que d'importants gisements de granulats. A cela s'ajoutent des projets d'aménagement tels que la mise à grand gabarit du canal de navigation entre Nogent et Bray-sur-Seine et la construction de casiers écrêteurs de crue dans le secteur aval de la Bassée. Par ailleurs, des problématiques de décroissance de certaines communes, comme Romilly-sur-Seine, ont été mises en évidence (Lainé, 2016), ce qui pourrait conduire à un surdimensionnement des approvisionnements et des traitements des ressources en eau. La Bassée représente ainsi un territoire à enjeux, où la nécessité de concilier des usages différents demande le développement d'un projet de territoire viable. Pour l'ensemble de ces raisons, la Bassée est un site étudié depuis longtemps dans le cadre du PIREN-Seine (Tajjar, 1993 ; Greiner, 1997 ; Schanen et al., 1998 ; Schanen, 1998 ; Fustec et al., 2001 ; Curie et al., 2003 ; Weill et al., 2013 ; Labarthe et al., 2014 ; Guillon et al., 2016 ; Steinmann et al., 2016 ; Wang et al., 2016 ; Steinmann et al., 2016 ; Baratelli et al., 2017 ; Eschbach et Lestel, 2018 ; Jost et al., 2017 ; Guillon et al., 2018 ; Labadie et al., 2018 ; Picourlat et al., 2018 ; Parlanti et al., 2019 ; Carré et al., 2020 ; Rejiba et al., 2020).

En ce qui concerne le fonctionnement hydrologique, plusieurs premières approches de modélisation numérique (Labarthe et Flipo, 2016 ; Jost et al., 2017 ; Picourlat et al., 2018) ont mis en avant une dynamique complexe d'échanges hydriques entre la rivière et sa nappe alluviale d'accompagnement, mais aussi entre la nappe alluviale et l'aquifère régional de la craie (Baratelli et al., 2017). Un système de suivi de ces échanges hydriques a été mis en place depuis 2015 afin de préciser cette dynamique et de mieux cerner le fonctionnement hydrologique du système.

Lors de la phase VII du PIREN-Seine, deux campagnes multi-traceurs, incluant la mesure des variables biogéochimiques, ont été organisées en périodes de hautes et basses eaux (mars et novembre 2017) afin

d'évaluer le fonctionnement hydrobiogéochimique de la plaine alluviale (Baratelli et al., 2017 ; Flipo et al., 2019 ; Parlanti et al., 2019). Ces travaux préliminaires ont donné des indications sur la connectivité hydraulique entre les trois compartiments (eaux de surface, nappes de la craie et des alluvions) en fonction de la position dans la plaine et des conditions hydrologiques des campagnes. Des hypothèses sur la réactivité biogéochimique du système ont également été proposées.

Ces travaux ont montré l'intérêt de ces campagnes multi-traceurs pour comprendre le fonctionnement hydro-biogéochimique de la Bassée, mais aussi la nécessité d'acquérir plus de données en menant de nouvelles campagnes en situations de conditions hydrologiques contrastées. Dans ce contexte, trois campagnes supplémentaires ont été réalisées dans la phase 8 du PIREN-Seine (octobre 2020, mars et septembre 2021).

L'objectif de ce rapport est de caractériser le contexte hydrologique et biogéochimique des cinq campagnes réalisées entre 2017 et 2021 et de présenter en partie le jeu de données acquis.

1. Le système de mesure

1.1. Le système de suivi en continu des variables physiques

Treize stations MOLONARI (MONitoring LOCAL des échanges NAppe-Rivière) ont été installées en 2015 dans la plaine alluviale de la Bassée (Mouhri et al., 2014) avec l'objectif d'évaluer les échanges entre les eaux de surface et les eaux souterraines. Ces stations mesurent en continu la pression et la température dans la rivière, dans sa nappe alluviale d'accompagnement et – pour certains sites – également dans la nappe de la craie sous-jacente.

Parmi ces stations, onze sont actuellement opérationnelles (Figure 2) : cinq se trouvent sur la Seine (T1S1, T3S1, T5S1, T6S3, T8S1), une sur l'Aube en amont de la confluence avec la Seine (T4A1), une sur l'Yonne en amont de la confluence avec la Seine (T7Y4), deux sur des gravières (T6G2, T7G3), une sur la Vieille Seine (T6V1) et une sur un bras mort de la Seine (T6B5). Deux stations ont été abandonnées en raison soit d'actes de vandalisme du dispositif (T7S2) soit d'un refus d'autorisation d'accès par le propriétaire du terrain (T6G4).

Au niveau des points T1S1, T3S1, T4A1, T5S1, T6G2, T6S3 et T8S1 (Figure 2), chaque station est constituée d'un triplet de dispositifs : un piézomètre dans les alluvions, un piézomètre dans l'aquifère sous-jacent de la craie et une conduite coudée reliant la berge à l'eau de la rivière (Figure 3). Aux points T6V1, T6B5, T7Y4 et T7G3 (Figure 2), chaque station est constituée d'un doublet : un dispositif dans les alluvions et un dans les eaux de surface (rivière, bras mort ou gravière). Pour certaines stations (T6G2, T6V1, T7Y4 et T7G3), le dispositif « eau de surface » est constitué plus simplement par un tube crépiné positionné directement dans l'eau (Figure 3c). C'est le cas des gravières et de certains cours d'eau pour lesquels l'accès direct est possible.

Chaque dispositif est muni d'un capteur DIVER pour la mesure de la pression et de la température de l'eau avec un pas de temps de 15 minutes. Les mesures de pression peuvent être converties en niveaux d'eau exprimés dans le repère NGF en utilisant les valeurs de pression atmosphérique mesurées par des baromètres installés en différents secteurs de la plaine ainsi que les altitudes des têtes de puits estimées par géoréférencement (GPS). Les baromètres actuellement en service sont situés à la Maison des Eaux à Nogent-sur-Seine, à la Maison de la Réserve Naturelle de la Bassée à Gouaix et au niveau des stations T5S1 et T6B5 (Figure 2).

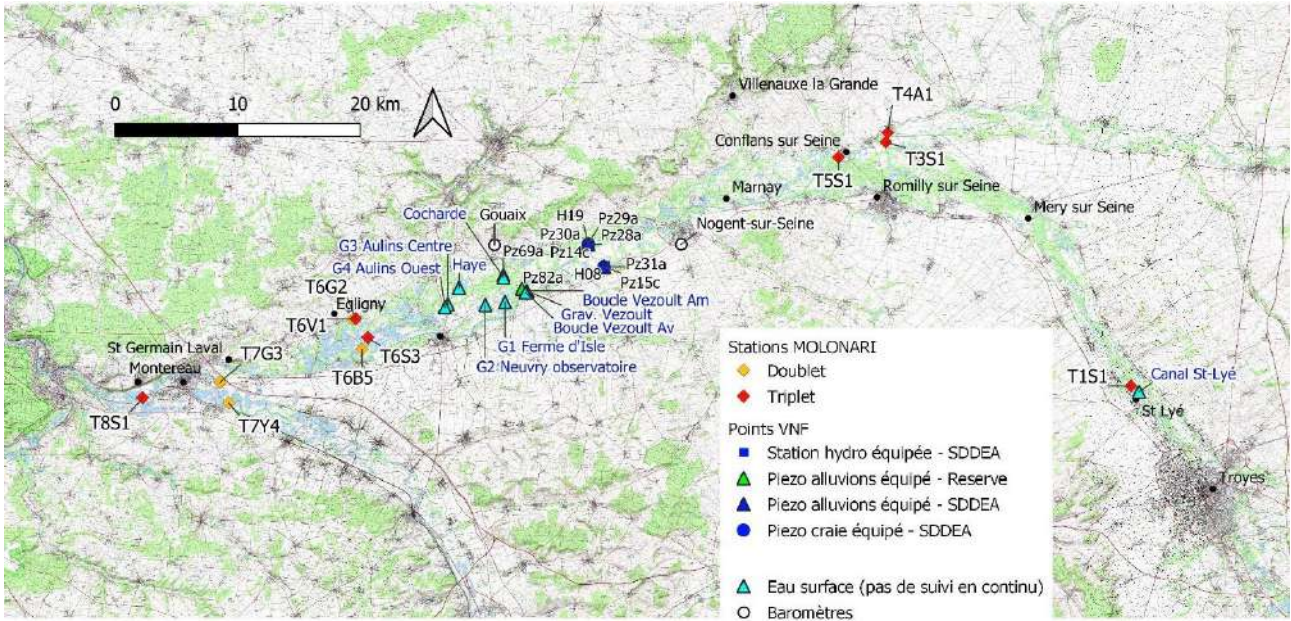


Figure 2. Localisation des stations MOLONARI et des points d'échantillonnage des campagnes réalisées dans la Bassée en 2017, 2020 et 2021.

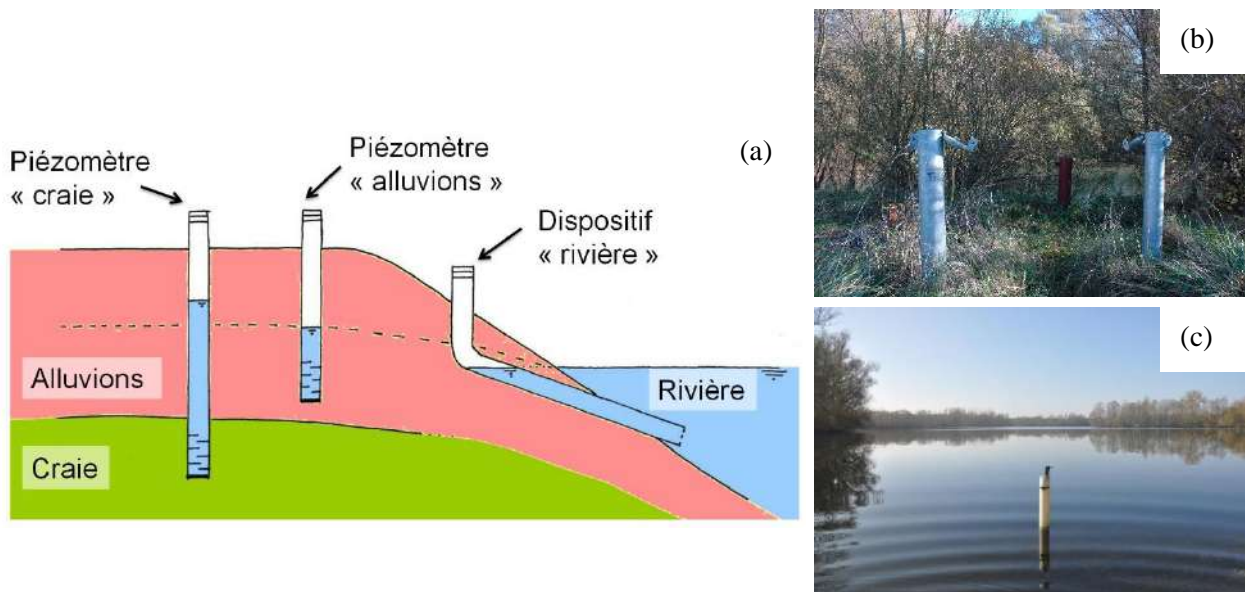


Figure 3. Schéma d'une station MOLONARI (a). La station T3S1 (b). Le dispositif dans la gravière T6G2 (c).

1.2. Les campagnes de terrain réalisées au cours des phases 7 et 8 du PIREN-Seine

Deux campagnes ont été réalisées pendant la phase VII et trois pendant la phase 8 du PIREN-Seine. Lors de chaque campagne, des échantillons d'eau ont été prélevés dans chaque point de mesure et dans chaque compartiment (craie, alluvions, rivière ou gravière) afin de mesurer les différentes variables biogéochimiques. Le nombre de points échantillonnés est passé de 31 à 48 entre la première campagne de mars 2017 et la dernière campagne de septembre 2021 (Tableau 1). Lors des campagnes de 2017, les échantillons ont été prélevés de chaque compartiment des stations MOLONARI. Dans les campagnes de la phase 8, des points ont été ajoutés pour approfondir la compréhension du fonctionnement de la plaine alluviale.

Plus précisément, des gravières et bras morts ont été ajoutés à ceux déjà suivis en continu (Figure 2) : gravière de la Cocharde, boucles de Vezoult amont et aval (à partir d'octobre 2020), gravière du domaine de la Haye et gravière de Vezoult (à partir de mars 2021), quatre gravières en exploitation en cours ou récente

(Aulins Centre et Ouest, Ferme d'Isle et Neuvry Observatoire), échantillonnées lors de la dernière campagne de septembre 2021. Ces gravières et chenaux abandonnés sont présentés plus en détail dans le rapport de Guillon et al. (2021).

Des ouvrages du réseau de suivi VNF (Voies navigables de France) ont également été échantillonnés lors des campagnes de la phase 8, à partir de mars 2021 (Figure 2) : un triplet constitué par une station hydrométrique sur la Seine, un piézomètre dans les alluvions et un piézomètre dans la craie (H08, Pz31a, Pz15c) ainsi qu'un quintuplet constitué par une station hydrométrique sur la Vieille Seine, trois piézomètres dans les alluvions et un piézomètre dans la craie (H19, Pz28a, Pz29a, Pz30a, Pz14c). Ces ouvrages sont situés dans la zone centrale de la Bassée (entre Nogent-sur-Seine et Bray-sur-Seine), qui n'est pas couverte par le réseau des stations MOLONARI. L'échantillonnage de ces points permet donc d'augmenter la densité de données dans ce secteur de la plaine.

Tableau 1. Nombre de points échantillonnés à chaque campagne

| Campagne | Nombre de points échantillonnés | | | | |
|-----------------------|---------------------------------|-------|---------|----------------------|-----------|
| | Alluvions | Craie | Rivière | Gravières, bras mort | Total |
| 15 – 17 mars 2017 | 12 | 7 | 8 | 4 | 31 |
| 22 – 24 novembre 2017 | 11 | 7 | 8 | 3 | 29 |
| 5 – 7 octobre 2020 | 11 | 7 | 8 | 6 | 32 |
| 23 – 26 mars 2021 | 17 | 9 | 11 | 8 | 45 |
| 7 – 10 septembre 2021 | 16 | 9 | 11 | 12 | 48 |

1.3. Variables biogéochimiques mesurées pendant les campagnes de terrain

Pour chaque point échantillonné, différentes variables biogéochimiques ont été mesurées, soit directement sur le terrain, soit en laboratoire après la campagne (Tableau 2).

Les variables suivantes ont été mesurées lors de toutes les campagnes : température, pH, concentration en oxygène dissous, conductivité électrique, concentration en ions majeurs et en nutriments, alcalinité, rapports isotopiques de l'eau ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$), caractérisation de la matière organique dissoute (MOD) du point de vue quantitatif (mesure de la concentration en carbone organique dissous, COD) et qualitatif (propriétés optiques de la MOD).

A partir de novembre 2017, le rapport isotopique du carbone inorganique dissous ($\delta^{13}\text{C}$) a également été analysé.

De nouvelles analyses ont été introduites dans les campagnes de la phase 8, à savoir l'analyse de la biodégradabilité de la matière organique dissoute et particulaire, avec sa caractérisation quantitative et qualitative (cf. rapport Garnier et al., 2021), et le suivi des gaz à effet de serre (GES : N_2O , CH_4 , CO_2).

Lors de la campagne de mars 2021, des prélèvements de sols/sédiments alluviaux ont également été réalisés aux sites T1S1 et T4A1 pour étudier la production naturelle de radicaux libres, qui pourrait avoir des implications sur le comportement à long terme de la matière organique et des polluants dans les sols (cf. rapport Bourbon et al., 2021).

Tableau 2. Variables biogéochimiques mesurées lors de chaque campagne

| | Mars 2017 | Novembre 2017 | Octobre 2020 | Mars 2021 | Septembre 2021 |
|---|-----------|---------------|--------------|-----------|----------------|
| Température | X | X | X | X | X |
| pH | X | X | X | X | X |
| Concentration en oxygène dissous | X | X | X | X | X |
| Conductivité électrique | X | X | X | X | X |
| Concentration en ions majeurs | X | X | X | X | X |
| Alcalinité | X | X | X | X | X |
| Concentration en nutriments | X | X | X | X | X |
| Rapports isotopiques de l'eau ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$) | X | X | X | X | X |
| Rapport isotopique du carbone inorganique dissous ($\delta^{13}\text{C}$) | | X | X | X | X |
| Concentration en carbone organique dissous | X | X | X | X | X |
| Qualité matière organique dissoute | X | X | X | X | X |
| Concentration de la matière organique particulaire | | | X | X | X |
| Biodégradabilité de la matière organique dissoute et particulaire : concentration et qualité | | | X | X | X |
| Concentration des gaz à effet de serre (N_2O , CH_4 , CO_2) | | | X | X | X |

1.3.1. Ions majeurs et nutriments

Les ions majeurs et les nutriments sont suivis pour décrire les processus biogéochimiques qui peuvent avoir lieu dans les différentes masses d'eau (dégazage, précipitation ou dissolution de calcite, respiration, dénitrification, photosynthèse).

Les ions majeurs mesurés sont les suivants : calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), sodium (Na^+), potassium (K^+), chlorure (Cl^-), sulfate (SO_4^{2-}). Les résultats de ces analyses, qui n'ont pas encore toutes été effectuées en laboratoire, ne seront pas interprétés dans ce rapport.

Les nutriments mesurés à partir de 2017 sont le nitrate (NO_3^-) et le phosphate (PO_4^{2-}). À partir de 2020, les nutriments suivants ont été ajoutés à la liste des analyses : silice (SiO_2), ammonium (NH_4^+), nitrite (NO_2^-) et phosphore total (cf. par ex. Garnier et al., 2010 pour les méthodes utilisées). Seules les concentrations en nitrates seront présentées ici.

1.3.2. Les isotopes stables de l'eau et du carbone inorganique dissous

Les isotopes stables de l'eau, $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$, permettent d'identifier des mélanges de masses d'eau, ainsi que la présence d'évaporation, en particulier dans les lacs de gravières. Les échantillons d'eau brute, non filtrés, ont été prélevés dans des flacons en PEHD de 50 mL. Les analyses ont été réalisées par spectrométrie de masse IRMS (Isoprime 100 avec le système d'introduction Aquaprep) à MINES ParisTech pour les campagnes de 2017, puis au GEOTOP-UQAM (Canada) pour les campagnes ultérieures. Les compositions sont exprimées en notation delta, en pour mille (‰) par rapport au standard international V-SMOW, avec une précision de 0,1‰ pour $\delta^{18}\text{O}$ et de 1 ‰ pour $\delta^2\text{H}$.

Analysés pour les campagnes de 2020 et 2021, les isotopes stables du carbone inorganique dissous, $\delta^{13}\text{C}$ -CID apportent des informations sur les sources de carbone ainsi que sur les processus en jeu (dissolution de carbonates, minéralisation de matière organique, dégazage). Les échantillons d'eau ont été prélevés dans des tubes en verre de 12 mL avec un septum étanche (Exetainer), après filtration à 0,7 μm sur des filtres GF/F. Les analyses ont été réalisées par GEOTOP-UQAM (Canada) avec un système de préparation (Micromass MicroGas) couplé à un spectromètre de masse IRMS (Isoprime 100 en flux continu), après dégazage du CO_2 par ajout d'acide phosphorique. Les résultats sont exprimés en notation delta, $\delta^{13}\text{C}$, en pour mille (‰) par rapport au standard international V-PDB, avec une précision de 0,1 ‰.

1.3.3. Caractérisation de la matière organique

Les échantillons d'eau ont été filtrés, immédiatement après le prélèvement, à travers des filtres en fibre de verre (Whatman, GF/F, 0,7 μ m) préalablement pyrolysés à 450°C. Les filtrats ont été conservés à 4°C et à l'abri de la lumière dès le prélèvement et jusqu'aux analyses. La matière organique dissoute/colloïdale (MOD) a été caractérisée tout d'abord d'un point de vue quantitatif par la mesure des teneurs en carbone organique dissous (COD).

En 2017, les mesures du COD ont été réalisées au LEESU de l'Université Paris-Est, par oxydation thermique dans un four à 680°C en présence d'un catalyseur. L'appareil est étalonné à l'aide de gammes d'étalonnage réalisées à partir d'une solution standard de phtalate de potassium dilué à différentes concentrations. Pour chaque échantillon, le résultat donné est la moyenne d'au moins trois mesures satisfaisantes en termes d'écart-type et de coefficient de variation.

En 2020 et 2021, les mesures du carbone organique particulaire et dissous ont été réalisées au laboratoire METIS de Sorbonne Université. Les filtres GF/F de 25 mm pyrolysés à 450°C, pré-pesés, sont utilisés après filtration pour analyser le carbone organique particulaire avec un appareil d'analyses élémentaires CHNS (VarioEl cube Elementar). Les analyses sont effectuées sur un échantillon brut et un échantillon décarbonaté à l'HCl fumant. Les analyses de carbone organique dissous sont réalisées sur le filtrat (30 mL), versé dans un tube en verre (calciné aussi), fermé à l'aide d'un bouchon et d'un septum, auquel on a ajouté 100 μ L d' H_2SO_4 à 3 M pour stopper toute réaction avant l'analyse. Le tube est conservé au réfrigérateur jusqu'à l'analyse du COD par spectroscopie IR (analyseur Aurore 1030 avec attaque acide par l'acide phosphorique, oxydation de la MO par le peroxodisulfate de sodium, et analyse du CO_2 produit par spectrométrie infrarouge).

La teneur en COD comme seule variable ne permet cependant pas de rendre compte du type de MOD présente, de son rôle environnemental et des multiples transformations qu'elle peut subir dans les milieux aquatiques. La caractérisation globale de la MOD a été réalisée par spectroscopie optique, absorbance UV-Visible et fluorescence 3D, techniques rapides, semi-quantitatives et non-invasives largement utilisées depuis des décennies (Parlanti et al., 2000 ; Huguet et al., 2009 ; Jaffé et al., 2014 ; Minor et al., 2014 ; Derrien et al., 2019 ; Catalán et al., 2021). L'investigation des sources et stades d'évolution/dégradation de la MOD a ainsi été réalisée par l'étude de ses propriétés optiques à EPOC (Université de Bordeaux).

La spectroscopie d'absorption UV-visible a été utilisée pour la détermination rapide des propriétés générales de la MOD. Les spectres d'absorbance ont été enregistrés (entre les longueurs d'onde de 200 et 800 nm) à l'aide des spectrophotomètres Jasco V-560 ou Aqualog (HORIBA Jobin-Yvon). Parmi les indices couramment utilisés pour obtenir des informations sur les propriétés de la MOD à partir des spectres d'absorbance (Parlanti et al., 2019), le rapport des pentes spectrales (S_R) a été utilisé. Il est calculé comme le rapport de la pente du spectre d'absorbance pour les courtes longueurs d'onde ($S_{275-295nm}$) sur la pente spectrale de plus grandes longueurs d'onde ($S_{350-400nm}$). Le rapport S_R est négativement corrélé avec la taille de la MOD : quand S_R augmente, le poids moléculaire diminue (Helms et al., 2008).

Les propriétés de fluorescence de la MOD permettent d'obtenir des informations sur sa structure et ses propriétés générales. La fluorescence est une technique très sensible qui permet de caractériser la MOD à partir d'un échantillon aqueux de faible volume sans nécessité de concentration ou d'extraction. La fluorescence tridimensionnelle (ou matrices d'excitation-émission (EEM) de fluorescence) est généralement utilisée pour caractériser la MOD et étudier sa dynamique dans les environnements aquatiques (Carstea et al., 2010 ; Ejarque et al., 2017 ; Huguet et al., 2009 ; Jaffé et al., 2004 ; Tzortziou et al., 2015). Les spectres EEM mettent en évidence les différents fluorophores constituant la MOD et donnent des informations sur sa source, sa composition chimique, son état de dégradation et sa réactivité (Ejarque et al., 2017 ; Fellman et al., 2010 ; McKnight et al., 2001 ; Parlanti et al., 2000).

Les spectres ont été enregistrés à l'aide des spectrofluorimètres Fluorolog FL3-22 ou Aqualog d'Horiba Jobin-Yvon. Les données semi-quantitatives et qualitatives à prendre en compte sont l'intensité (proportionnelle à la concentration des fluorophores) et la position des *maxima* de fluorescence qui varient en fonction de la nature et de l'origine des échantillons et dépendent des espèces moléculaires fluorescentes qu'ils contiennent (type de bande = type de matériel organique fluorescent). Des indices de fluorescence (HIX et BIX) sont généralement déterminés afin d'estimer les sources et le degré de maturation de la MOD fluorescente. De fortes valeurs de l'indice d'humification HIX indiquent la présence d'un matériel organique mature/aromatique (Huguet et al., 2009 ; Zsolnay et al., 1999). L'indice d'activité biologique (BIX) permet quant à lui d'estimer la présence de matière organique fraîchement produite dans le milieu (Vacher, 2004 ; Huguet et al., 2009).

1.3.4. Biodégradabilité de la matière organique

La variabilité des caractéristiques de la matière organique (MO) est à la fois spatiale et temporelle (Huguet et al., 2019 ; Parlanti et al., 2019). Les processus de transformation / dégradation de la MO dépendent de l'environnement, mais aussi, notamment, de sa qualité (Catalán et al., 2021). La compréhension des processus contrôlant sa biodégradabilité est en particulier fondamentale pour contraindre les simulations de gaz à effet de serre dans les approches de modélisation (RIVERSTRAHLER, CaWaQS, ProSe). En plus du suivi de sa qualité, la dégradabilité de la MO, sous ses formes dissoutes et particulaires, est appréhendée dans les différents compartiments pour comprendre sa dynamique saisonnière et spatiale (cf. rapport Garnier et al., 2021). La biodégradabilité est calculée en mesurant les teneurs en COD au début et après 45 jours d'incubation à 20°C et à l'obscurité, sous agitation. La biodégradation de la MO, ses propriétés optiques ainsi que les biomasses bactériennes ont par ailleurs été suivies sur certains échantillons tout au long de ces incubations pendant 45 jours, dans une perspective d'évolution du paramétrage du module biogéochimique RIVE.

2. Le contexte hydrologique et climatique des campagnes

La chronique de débit à la station de Bazoches-lès-Bray pour la période 1999-2021 présente une médiane de 76 m³/s, un 90^e percentile de 176 m³/s, et un débit moyen de temps sec de période de retour 5 ans (QMNA 5) de 21 m³/s (Figure 4), qui permettent de caractériser les conditions hydrologiques des cinq campagnes de terrain.

2.1. Campagnes en période de hautes eaux

Les deux campagnes de mars 2017 et 2021 se situent en période de hautes eaux, avec un débit moyen de 157 et 117 m³/s respectivement. La campagne des 15-17 mars 2017 a eu lieu seulement quelques heures avant le passage du pic de crue à 163 m³/s (18-19 mars 2017), proche du 90^e percentile. Cette condition hydrologique rend l'analyse des données particulièrement compliquée du fait de cet état très transitoire (Baratelli et al., 2017). La campagne des 23-26 mars 2021 correspond au pic d'une crue mineure (117 m³/s) qui a eu lieu 40 jours environ après la crue plus importante du mois de février (288 m³/s).

En ce qui concerne les précipitations, ces deux campagnes sont caractérisées par des conditions similaires (Figure 6) : des événements pluvieux assez intenses ont eu lieu entre deux semaines et une semaine environ avant la campagne, avec une pluie cumulée de 44 mm en mars 2017 et de 35 mm en mars 2021. Ces périodes pluvieuses sont suivies par des périodes de 4-7 jours globalement secs avant le début des campagnes. Ces dernières se sont déroulées avec des précipitations absentes ou faibles.

Les conditions de température de l'air sont également similaires pour ces deux campagnes (Figure 5) : la température moyenne calculée sur les 30 jours précédents à chaque campagne est de 7°C ; la température moyenne pendant les campagnes est de 8°C en 2017 et de 7°C en 2021.

2.2. Campagnes en période de basses eaux

La campagne de novembre 2017 se situe à la fin de la période d'étiage, quand le débit commence déjà à augmenter. Le débit moyen est en effet de 48 m³/s, soit environ deux fois supérieur au QMNA 5. La campagne d'octobre 2020 est celle caractérisée par le moindre débit (34 m³/s) parmi les cinq campagnes réalisées. La Figure 4 montre cependant que même cette campagne ne se situe pas en plein étiage, mais déjà dans une phase d'augmentation du débit. Cette campagne est également caractérisée par des précipitations assez intenses, à la fois pendant la campagne et dans le mois précédent (Figure 6). La campagne de septembre 2021 est caractérisée par un débit particulièrement élevé pour la période (55 m³/s), valeur qui se situe sur la lente décrue d'un événement pluvieux prolongé de fin juillet. Des précipitations orageuses ont eu lieu pendant la campagne, précédée par une période plutôt sèche (Figure 6).

Ces trois campagnes de fin d'été/automne sont relativement différentes en termes de température de l'air (Figure 5). La campagne de novembre 2017 s'est déroulée avec une température moyenne de 11°C et était précédée par une période plus froide (moyenne sur les 30 jours précédents de 7°C). En octobre 2020, la température moyenne pendant la campagne était de 13°C, mais les 30 jours précédents étaient en moyenne plus chauds (16°C). Septembre 2021 était caractérisé par des conditions presque estivales, avec une moyenne de 21°C pendant la campagne et de 19°C sur le mois précédent.

Débit à Bazoches-lès-Bray

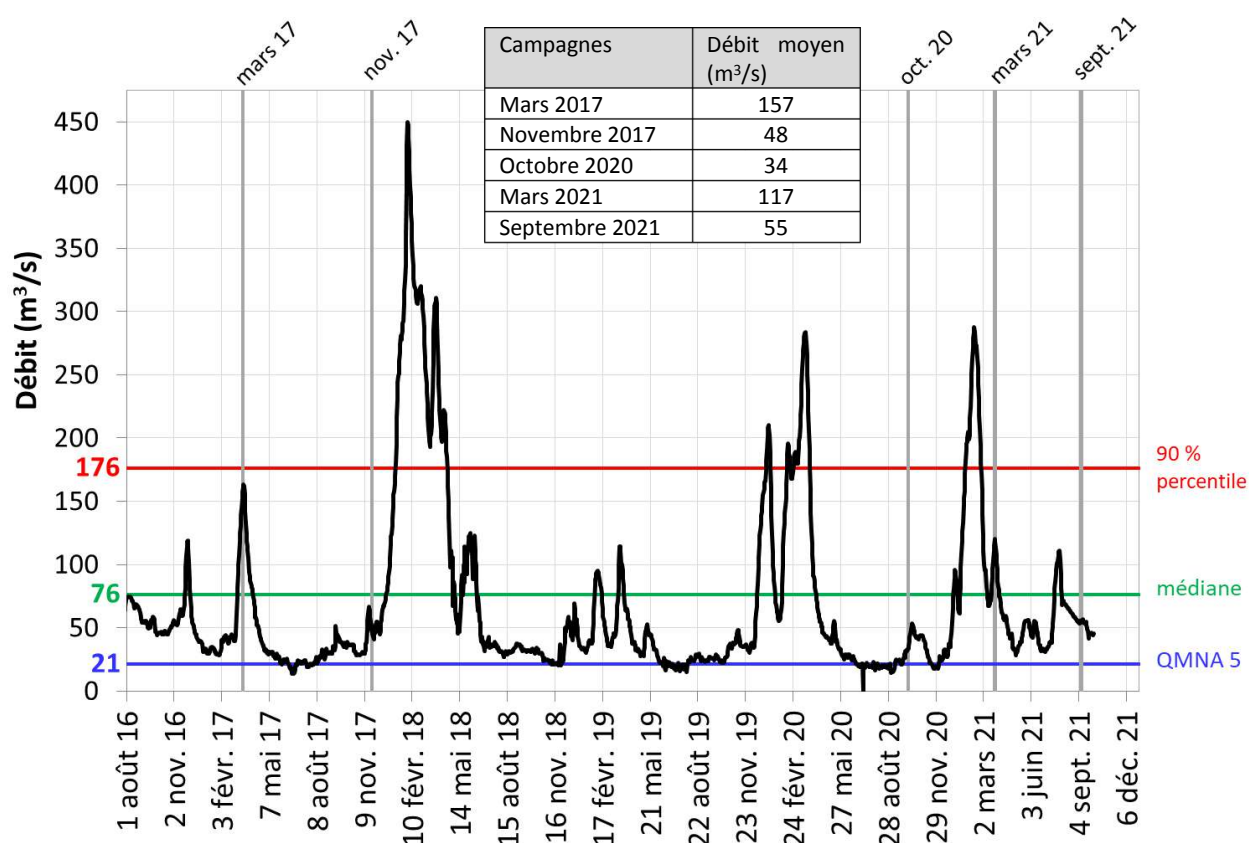
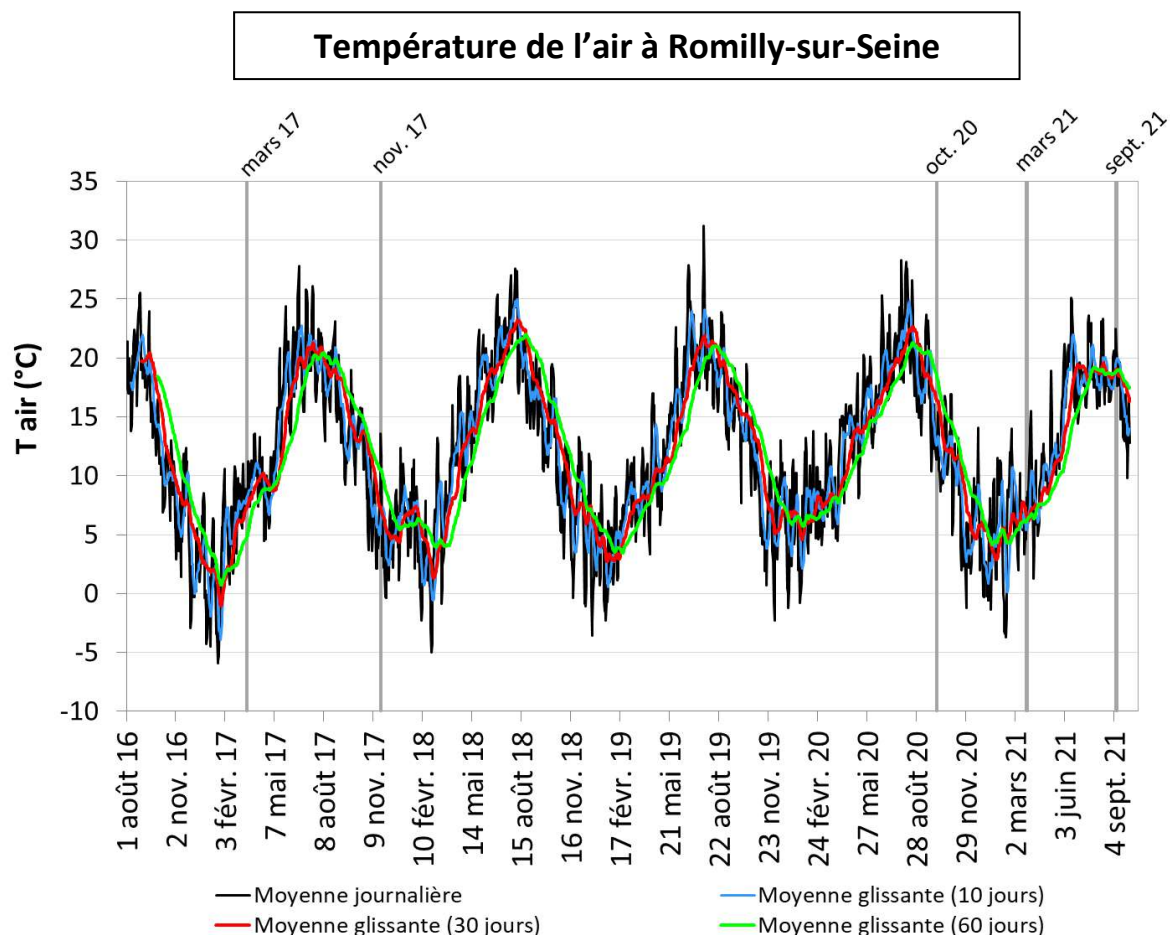


Figure 4. Débit à la station de Bazoches-lès-Bray. La médiane, le 90^e percentile et le QMNA 5 sont calculés sur la période 1999-2021 (données : Banque Hydro). Les cinq campagnes de terrain réalisées sont indiquées par les lignes grises.



| Campagnes | Moyenne pendant la campagne (°C) | Moyenne 10 jours précédents la campagne (°C) | Moyenne 30 jours précédents la campagne (°C) | Moyenne 60 jours précédents la campagne (°C) |
|----------------|----------------------------------|--|--|--|
| Mars 2017 | 8 | 8 | 7 | 5 |
| Novembre 2017 | 11 | 6 | 7 | 11 |
| Octobre 2020 | 13 | 13 | 16 | 18 |
| Mars 2021 | 7 | 6 | 7 | 6 |
| Septembre 2021 | 21 | 20 | 19 | 19 |

Figure 5. Température de l'air à Romilly-sur-Seine (données : Météo France). La moyenne journalière (noir) est comparée avec les moyennes glissantes sur 10 jours (bleu), 30 jours (rouge) et 60 jours (vert). A chaque date, la moyenne glissante est calculée sur la période de 10 jours (respectivement 30 et 60) qui précède cette date.

Précipitations à Romilly-sur-Seine

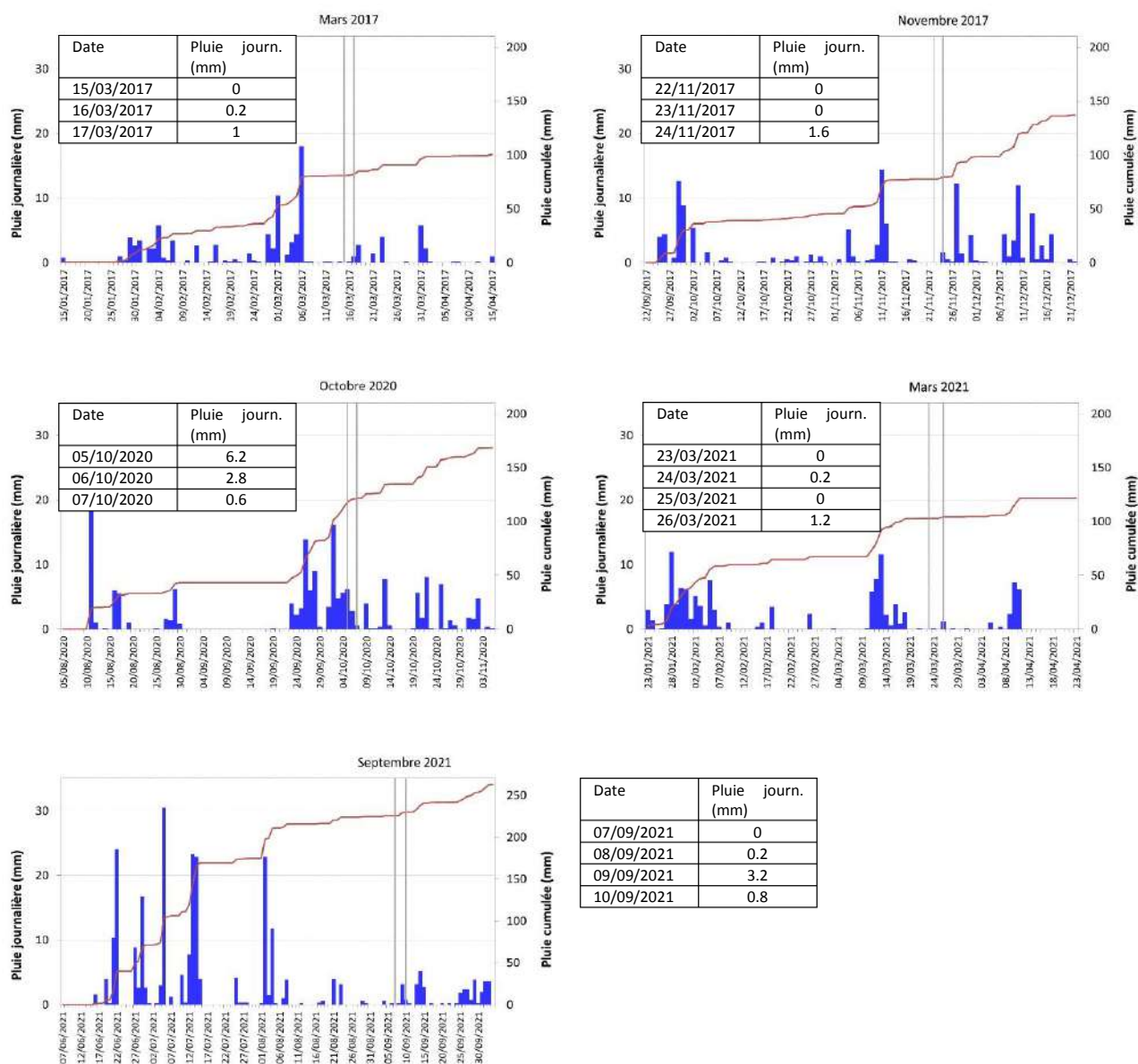


Figure 6. Précipitations à Romilly-sur-Seine (Données : Météo France). La pluie journalière et la pluie cumulée sont montrées deux mois avant et un mois après chaque campagne de terrain.

3. Présentation des résultats des campagnes

Dans la suite des travaux réalisés pendant la phase VII du PIREN-Seine (Baratelli et al., 2017 ; Flipo et al., 2019), ce rapport présente les variables mesurées au niveau des stations MOLONARI situées le long de la Seine, afin d'analyser le fonctionnement de la plaine le long de l'axe fluvial. Les stations sur l'Aube et sur l'Yonne sont aussi présentées pour analyser l'influence des confluences sur les propriétés de la Seine. L'analyse des données des gravières et des bras morts fait l'objet du rapport de Guillon et al. (2021). Dans la suite de ce rapport, les stations MOLONARI seront indiquées avec des noms simplifiés (Tableau 3).

Tableau 3. Noms simplifiés pour les stations MOLONARI de la Seine

| Station MOLONARI | Nom simplifié |
|------------------|---------------|
| T1S1 | S1 |
| T3S1 | S3 |
| T5S1 | S5 |
| T6S3 | S6 |
| T8S1 | S8 |

Comme indiqué précédemment (Tableau 2), de nombreuses variables ont été mesurées à chaque campagne. Dans ce rapport, seuls les résultats obtenus pour les variables suivantes sont présentés : température, rapport isotopique de l'oxygène, concentration en oxygène dissous, concentration en nitrate, carbone organique dissous ainsi que certains indicateurs de qualité de matière organique. Ces variables permettent d'établir une première caractérisation des propriétés de la Bassée en fonction des conditions hydrologiques et climatiques des différentes campagnes.

3.1 Température

Pendant les deux campagnes réalisées en période de hautes eaux (mars 2017 et 2021), la température de la nappe de la craie est entre 1 et 2 °C supérieure à celle de la nappe des alluvions. Cette configuration est inversée pour les trois campagnes réalisées en basses eaux (novembre 2017, octobre 2020 et septembre 2021), pendant lesquelles les alluvions sont entre 1 et 2 °C plus chaudes que la craie (Figure 8). Ces configurations sont typiques, respectivement, des périodes de printemps et d'automne, comme le montrent les chroniques mesurées par les capteurs depuis 2015 (Figure 7). Le déphasage et l'amplitude thermiques observés entre les compartiments (rivière, alluvions et craie) sont notamment liés aux propriétés thermiques de chaque compartiment.

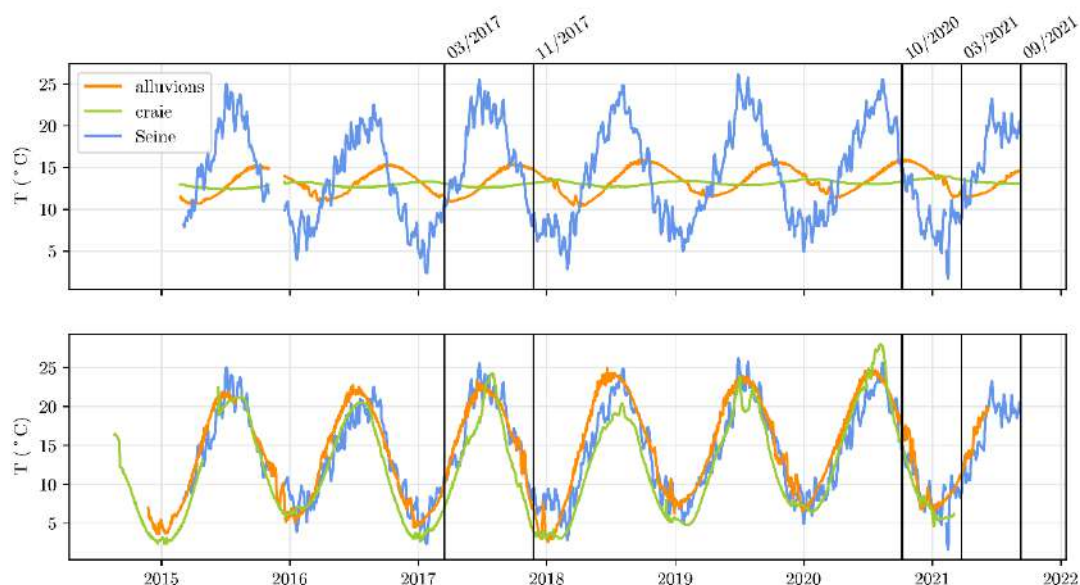


Figure 7. a) Température journalière mesurée dans la Seine (bleu) et dans les nappes des alluvions (orange) et de la craie (vert) à la station S6 (T6S3) à partir de l'installation du système de mesure en 2015. Le déphasage est de 3 mois entre la Seine et la nappe des alluvions avec une amplitude thermique divisée par 4 et de 6 mois entre Seine et nappe de la craie, avec une amplitude divisée par 25. b) Les chroniques de température des nappes des alluvions et de la craie sont respectivement avancées de 92 et 188 jours et amplifiées 4 et 25 fois pour mieux montrer ce déphasage.

Les conditions thermiques en rivière sont plus directement influencées par la température de l'air. Les périodes précédant les deux campagnes de hautes eaux sont caractérisées par des températures de l'air similaires (Figure 5). Néanmoins, lors de la campagne de mars 2017, la température de la Seine est comprise

entre celle des alluvions et celle de la craie, alors qu'en mars 2021 la Seine est globalement plus froide que les alluvions. Cette différence peut être expliquée par les différentes conditions hydrologiques. En effet, la campagne de mars 2017 a eu lieu en période de crue (Figure 4). Le refroidissement des alluvions par rapport à la rivière au niveau des sites en amont (S1, S3 et S5) est alors probablement dû aux infiltrations de la rivière dans les alluvions pendant la montée de crue, comme indiqué également par l'analyse des autres variables biogéochimiques (Baratelli et al., 2017). Ces infiltrations ne semblent pas avoir lieu pour les sites en aval (S6 et S8). La crue au moment de la campagne de mars 2021 est beaucoup plus faible que celle de 2017 et n'était probablement pas assez intense pour déclencher l'infiltration de la rivière dans les alluvions, sauf au site S5.

La température de la Seine est très variable entre les trois campagnes de basses eaux, à la différence des températures des eaux souterraines (Figure 8). Cette variabilité de la température en rivière est probablement liée à la période de l'année à laquelle est réalisée chaque campagne (fin novembre 2017, début octobre 2020, début septembre 2021) et à la variabilité de température de l'air correspondante (Figure 5).

Il est intéressant d'observer la diminution de température des eaux souterraines qui a lieu après la confluence avec l'Aube, systématiquement à chaque campagne, indépendamment des conditions hydrologiques et climatiques.

3.2 Isotopes stables de l'eau ($\delta^{18}\text{O}$)

Le signal de $\delta^{18}\text{O}$ des précipitations présente une variabilité annuelle de forme sinusoïdale, corrélée avec la température de l'air, avec des valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ plus élevées en été et plus faibles en hiver.

Le signal de $\delta^{18}\text{O}$ dans les eaux de surface est généralement fortement corrélé avec celui de la pluie, mais légèrement atténué, car les eaux de surface sont un mélange de différentes composantes (pluie récente ou ancienne, ruissellement, eaux souterraines).

Les résultats montrent que la valeur moyenne de $\delta^{18}\text{O}$ mesurée dans la rivière varie en effet selon la saison (Figure 9), avec des valeurs plus négatives en hiver (campagnes de mars 2017 et 2021), et des valeurs moins négatives en période d'été/automne (campagnes de novembre 2017 et octobre 2020).

Les eaux souterraines sont un mélange d'eaux d'origines et d'âges différents, en raison des temps de transfert longs dans les aquifères. Les variations isotopiques de la pluie sont fortement filtrées, notamment dans l'aquifère plus profond de la craie. Les valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ attendues dans les eaux souterraines sont donc uniformes dans l'espace et constantes dans le temps, avec une valeur proche de la moyenne locale de l'infiltration. Ce cadre théorique est modifié en présence d'échanges hydriques entre les eaux souterraines et les eaux de surface : par exemple, dans le cas d'une infiltration de la rivière dans les alluvions, la valeur de $\delta^{18}\text{O}$ dans la nappe des alluvions sera proche de celle dans la rivière, et donc différente de la moyenne de l'infiltration. La variabilité spatiale et temporelle du $\delta^{18}\text{O}$ dans les eaux souterraines est donc un bon indicateur de connectivité hydrologique entre les eaux de surface et les eaux souterraines.

Les résultats des campagnes réalisées montrent une certaine saisonnalité des valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ dans les eaux souterraines, avec des valeurs un peu plus élevées lors de la campagne d'octobre 2020 (Figure 9). Cette campagne a eu lieu en fin d'été, dans une période très pluvieuse (Figure 6) et est donc probablement marquée par une infiltration d'eau de pluie enrichie en isotopes légers.

Des flux hydriques entre les eaux de surface et les eaux souterraines sont détectés, par exemple en mars 2017 : aux sites S1 et S5, les valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ dans la nappe des alluvions sont proches de celles de la rivière, ce qui peut être expliqué par des infiltrations de la rivière dans les alluvions, comme déjà montré par l'analyse des températures (Baratelli et al., 2017). En novembre 2017, des échanges hydriques entre les alluvions et la craie seraient de même présents aux sites S1, S5 et S8, où les valeurs de $\delta^{18}\text{O}$ des deux compartiments souterrains sont à l'équilibre, en considérant la barre d'erreur (Flipo et al., 2019).

La variabilité longitudinale de $\delta^{18}\text{O}$ n'est pas constante entre les différentes campagnes et il n'est pas possible d'identifier une tendance globale amont-aval. Au-delà des effets de variabilité naturelle, il conviendra d'approfondir l'analyse de cette variable en lien avec les valeurs mesurées du rapport isotopique du deutérium $\delta^2\text{H}$ et des autres variables biogéochimiques.

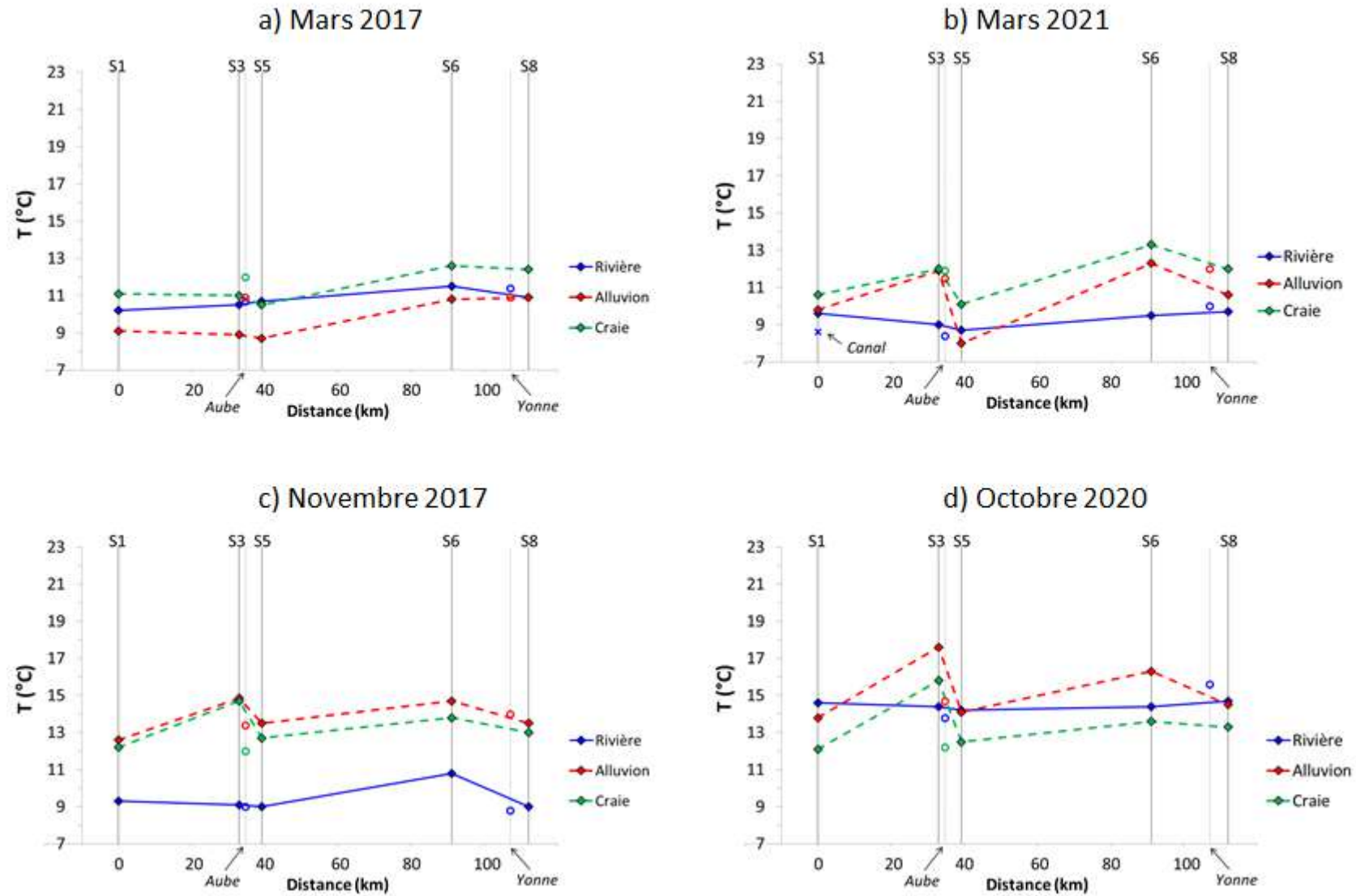


Figure 8. Température de la rivière (bleu), des alluvions (rouge) et de la craie (vert) dans les stations le long de la Seine, a) en mars 2017, b) mars 2021, c) novembre 2017, d) octobre 2020. Les cercles représentent les données mesurées dans l'Aube et dans l'Yonne.

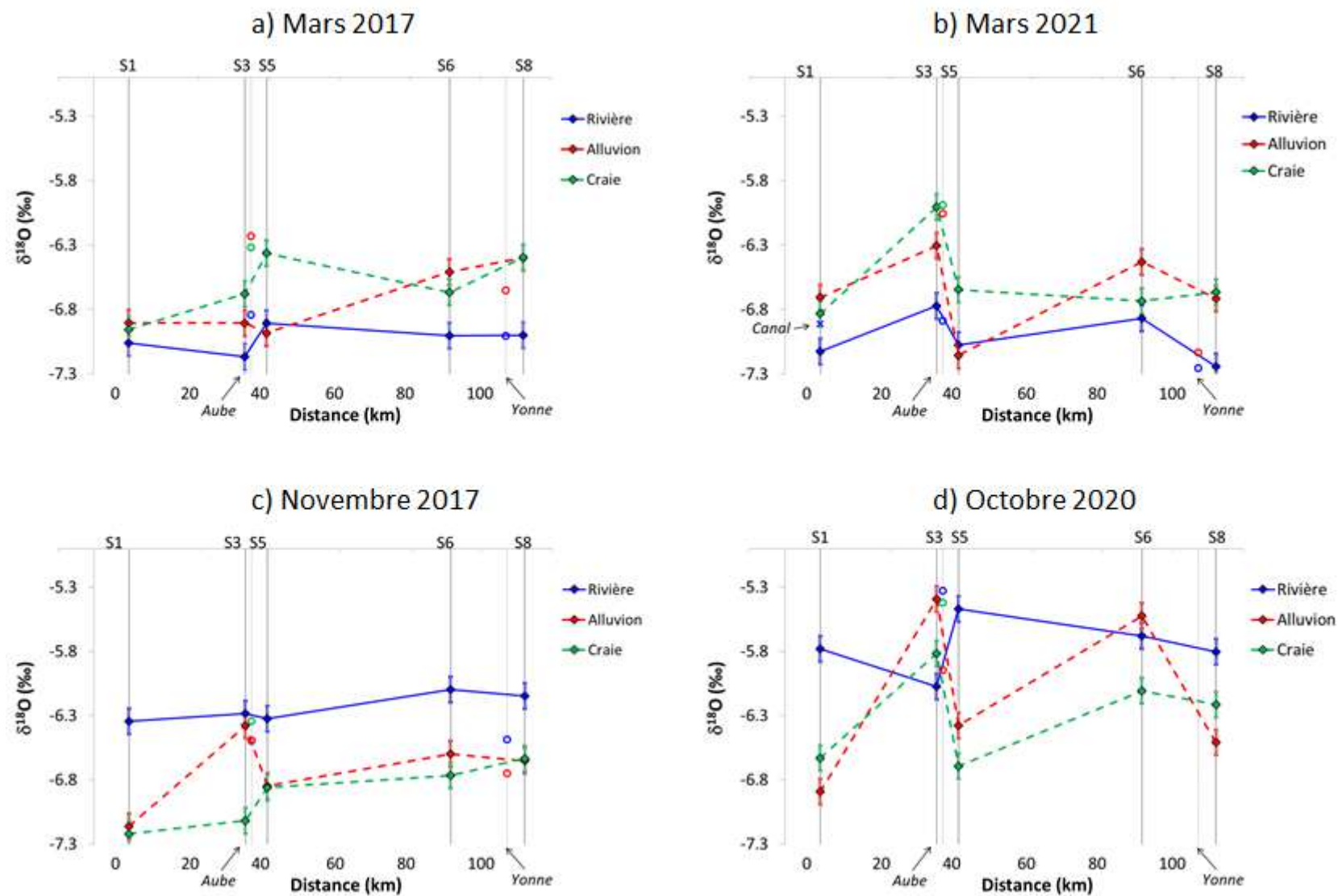


Figure 9. Rapport isotopique de l'oxygène de la rivière (bleu), des alluvions (rouge) et de la craie (vert) dans les stations le long de la Seine, a) en mars 2017, b) mars 2021, c) novembre 2017, d) octobre 2020. Les cercles représentent les données mesurées dans l'Aube et dans l'Yonne.

3.3 Oxygène dissous

La concentration en oxygène dissous est influencée à la fois par les écoulements (échanges eaux de surface – eaux souterraines), par les activités biologiques ainsi que par la saturation qui dépend de la température. L'oxygène dissous dans les eaux de surface, en pourcentage de saturation, est globalement constant d'une campagne à l'autre. Les variations longitudinales de l'amont à l'aval de la Seine sont également faibles et comprises entre 85 % et 110 % (Figure 10).

Dans la nappe de la craie, les valeurs d'oxygène dissous (% de la saturation) sont aussi relativement constantes entre les différentes campagnes. Les résultats montrent des pourcentages très élevés en aval (S8) et surtout en amont (S1) de la plaine alluviale, où les valeurs sont proches de celles mesurées dans la Seine. En revanche, la craie est presque anoxique dans tous les autres points, situés dans la plaine alluviale (entre les confluences Seine-Aube et Seine-Yonne). Quant à la nappe des alluvions, les profils d'oxygène dissous montrent des variations en fonction des conditions hydrologiques des campagnes. Les alluvions sont plus oxygénées lors des campagnes de hautes eaux (mars 2017 et 2021), quand les infiltrations de la rivière enrichissent en oxygène les alluvions à certains sites, notamment en S5 et en mars 2017 en S3 (Baratelli et al., 2017). Les alluvions sont globalement moins oxygénées lors des campagnes de basses eaux, sauf en amont de la plaine alluviale (S1), mais plus oxygénées que la nappe de la craie.

La présence significative d'oxygène dans les nappes des alluvions et de la craie (en amont et en aval de la plaine alluviale) devrait favoriser une activité bactérienne hétérotrophe aérobie pour peu que de la matière organique biodégradable soit disponible.

3.4 Nitrates et dénitrification

Les concentrations en nitrates dans les eaux de surface sont caractérisées par une certaine saisonnalité, avec des valeurs plus élevées pour les campagnes de printemps (entre 5 et 6 mg N-NO₃ L⁻¹) que pour les campagnes d'automne (entre 2 et 4 mg N-NO₃ L⁻¹) (Figure 11). Cette diminution est certainement le résultat de la diminution de la reprise de l'azote des sols par ruissellement de subsurface combinée à une potentielle dénitrification benthique plus ou moins intense en fonction de la température des eaux. Ce résultat est cohérent avec les chroniques de nitrates observées et modélisées en rivière, notamment au niveau d'une station située sur un affluent de l'Yonne, l'Armançon, où les concentrations en nitrates sont plus élevées en hiver (Passy et al., 2018).

Les concentrations en nitrates des eaux souterraines présentent des profils très similaires à ceux de l'oxygène dissous (Figure 10). La craie est en effet caractérisée par des teneurs en nitrates élevées en amont (S1) et en aval (S8) de la plaine alluviale et par des valeurs faibles aux points situés dans la plaine (S3, S5, S6). Cette configuration peut être observée dans toutes les campagnes réalisées. Les alluvions sont également très chargées en nitrates au niveau du site amont (S1), indépendamment de la condition hydrologique. Les fortes concentrations en nitrates dans les eaux souterraines en aval et surtout en amont de la Bassée, déjà observées lors des campagnes de la phase VII (Flipo et al., 2019), sont donc confirmées par les campagnes réalisées dans la phase 8. Le fait que les eaux souterraines soient très chargées en nitrates en amont (S1) et en aval (S8) de la Bassée est très probablement expliqué par l'influence de l'agriculture. Les valeurs mesurées dans l'aquifère de la craie (9-10 mg N-NO₃ L⁻¹ en S1 et 6 mg N-NO₃ L⁻¹ en S8) sont cohérentes avec les concentrations mesurées par les qualimètres ainsi que modélisées par STICS-MODCOU dans cette région (Gallois et Viennot, 2018).

Les faibles concentrations en nitrates mesurées dans les eaux souterraines aux points S3, S5 et S6 (entre les confluences Seine-Aube et Seine-Yonne) tendent à indiquer que l'aquifère de la plaine alluviale est le siège d'une activité de dénitrification, en accord avec les résultats de Passy et al. (2018), dénitrification compatible avec les faibles teneurs en oxygène dissous qui y sont mesurées (Figure 10).

Les alluvions présentent en général des concentrations en nitrates de faibles à intermédiaire par rapport à celles des eaux souterraines et de surface. Toutefois, au site S5, lors des deux campagnes de hautes eaux (mars 2017 et 2021), les concentrations en nitrates des alluvions sont proches de celles de la rivière, sans doute en raison des infiltrations de la rivière déjà mises en évidence par l'analyse des autres variables. Ces observations restent valables pour la campagne d'octobre 2020 : après une période de températures élevées favorable à la dégradation de la matière organique (production d'ammonium) et des conditions d'oxygène permettant la nitrification (production de nitrate), les précipitations (Figure 6) pourraient être responsables du lessivage des nitrates dans les alluvions. L'influence du bassin de l'Aube doit aussi être considérée : en effet, ce site se trouve juste en aval de la confluence avec l'Aube, dont les eaux souterraines sont particulièrement chargées en nitrates lors de cette campagne.

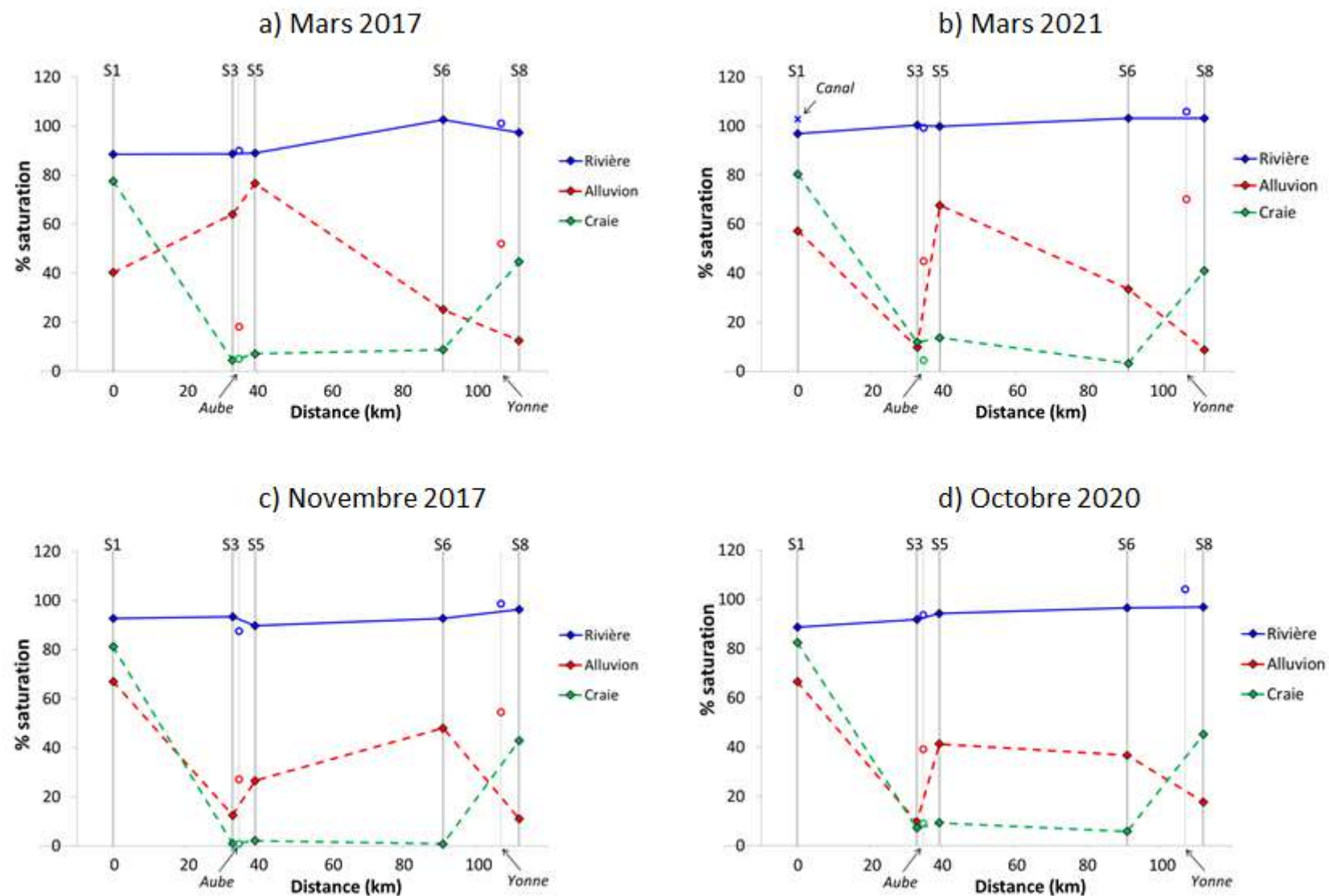


Figure 10. Oxygène dissous en pourcentage de saturation, dans la rivière (bleu), les alluvions (rouge) et la craie (vert) dans les stations le long de la Seine, a) en mars 2017, b) mars 2021, c) novembre 2017, d) octobre 2020. Les cercles représentent les données mesurées dans l'Aube et dans l'Yonne.

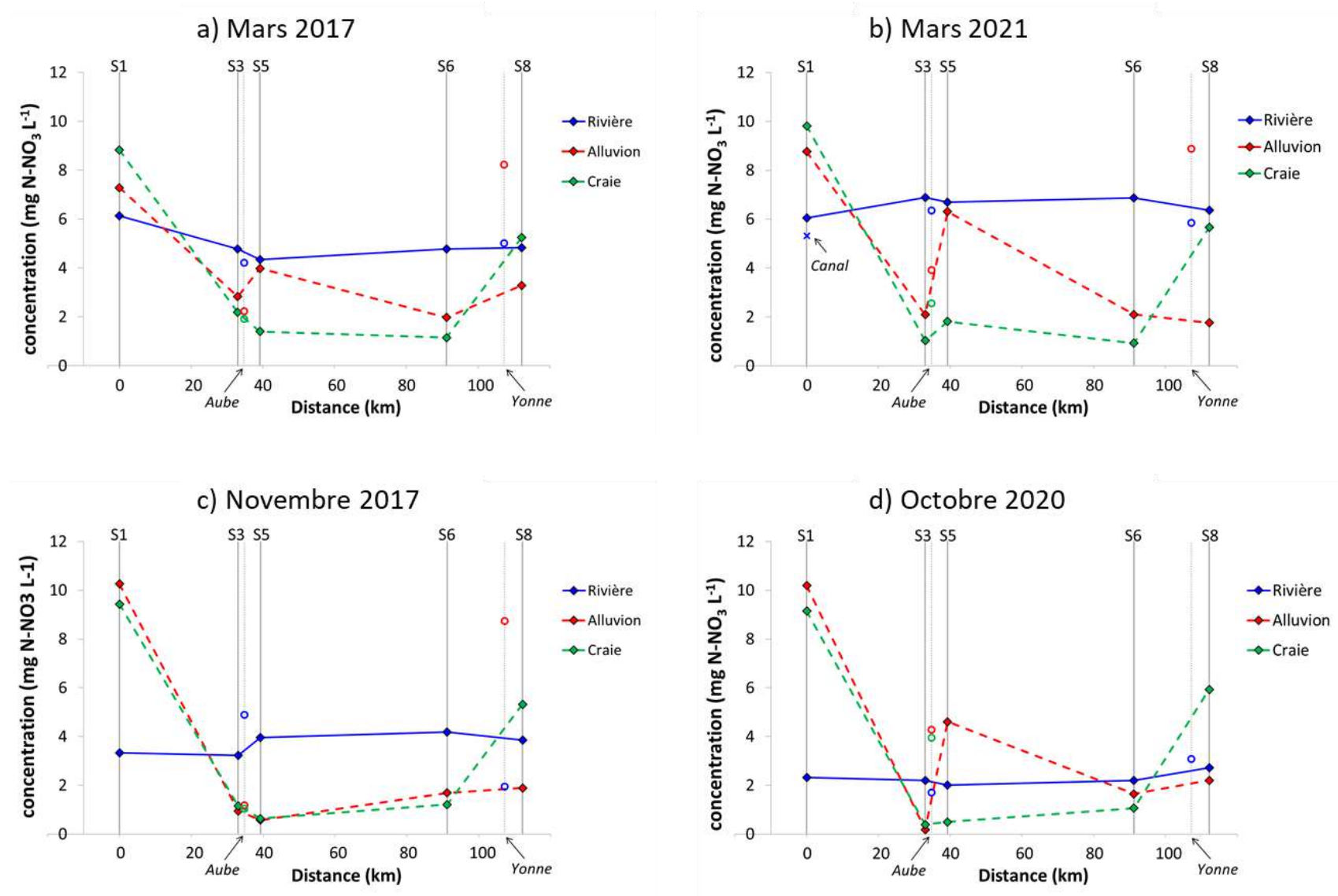


Figure 11. Concentration en nitrates dans la rivière (bleu), les alluvions (rouge) et la craie (vert) dans les stations le long de la Seine, a) en mars 2017, b) mars 2021, c) novembre 2017, d) octobre 2020. Les cercles représentent les données mesurées dans l'Aube et dans l'Yonne.

3.5 Carbone organique dissous

La concentration en COD en rivière est plutôt stable de l'amont vers l'aval et d'une campagne à l'autre (à exception d'octobre 2020), avec des valeurs autour de 2-2.5 mgC/L. Ces valeurs sont globalement supérieures à celles observées dans les eaux souterraines (Figure 12). Cela s'explique selon les saisons par les apports de matière organique à la rivière à travers le ruissellement et/ou la lixiviation et/ou par la production primaire autochtone.

La concentration de COD présente des profils longitudinaux similaires pour les deux campagnes de hautes eaux (Figure 12 a et b). Des apports de matière organique aux alluvions semblent avoir lieu en S5, grâce aux infiltrations de la rivière déjà mises en évidence par l'analyse des autres variables mais aussi par la dégradation de la MO dans les sols.

En revanche, les deux campagnes de basses eaux (novembre 2017 et octobre 2020) présentent des résultats très différents, malgré leurs conditions hydrologiques similaires (étiage tardif, Figure 4). Les concentrations de COD sont ainsi beaucoup plus élevées en octobre 2020 qu'en novembre 2017, à la fois dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines (Figure 12 c et d). Des valeurs particulièrement élevées sont mesurées dans les alluvions aux sites S5 et S8 (4.3 mgC/L et 3.2 mgC/L, respectivement). Cette différence entre les deux campagnes est probablement liée aux différentes conditions de précipitations et de température de l'air. En effet, la campagne d'octobre 2020 est caractérisée par une pluviosité importante, à la fois pendant la campagne et dans le mois précédent (Figure 6), ce qui a entraîné des apports de matière organique en rivière et à travers le sol. La température moyenne de l'air est similaire pendant les deux campagnes (11°C et 13°C, respectivement). En revanche, la campagne de novembre 2017 est précédée par un mois bien plus froid que la campagne d'octobre 2020 (7°C et 16°C, respectivement, voir la Figure 5). Les températures douces précédant la campagne d'octobre 2020 peuvent avoir favorisé la dégradation de la matière organique dans la matrice alluvionnaire, mobilisée par des précipitations importantes, ce qui expliquerait les fortes concentrations de COD.

3.6 Qualité de la matière organique

Afin de préciser le devenir du COD, les propriétés optiques de la MOD ont été déterminées pour les différentes stations. En particulier, l'indice d'humification (HIX, Figure 13) est un paramètre caractérisé par des valeurs élevées (>15) quand la matière organique est plutôt humifiée/aromatique. Les valeurs de HIX diminuent pour des composés présentant un degré d'aromaticité et un caractère hydrophobe moindres et des masses moléculaires plus faibles.

La matière organique est globalement plus mature/aromatique dans la rivière qu'en profondeur en période de crue (Figure 13 a et b). Cela est probablement dû à l'effet du ruissellement de surface pendant la montée de la crue, qui apporte à la rivière une quantité importante de matière organique du sol.

Les valeurs de HIX dans la craie sont toujours moins élevées que dans la rivière aux mois de mars 2017 et 2021, indiquant une autre origine de la matière organique que celle de la rivière au moment de la crue. L'augmentation du HIX d'amont en aval entre S1 et S3 semble indiquer une transformation de la matière organique qui deviendrait plus aromatique et hydrophobe suivant l'écoulement de l'eau, indiquant une transformation lente de la MO au sein de l'aquifère de la Craie. Les valeurs de cet indice diminuent ensuite fortement après la confluence avec l'Aube, entre S3 et S5, et ce quelles que soient les conditions hydrologiques.

Le HIX quantifié dans les alluvions prend une valeur intermédiaire en cohérence avec le mélange identifié des eaux de l'aquifère de craie et des eaux de surface de la Seine présentant un plus fort caractère terrigène (Figure 13 a et b). Les fortes valeurs obtenues en S1 pourraient traduire des infiltrations directes à la suite du lessivage des sols et/ou une connexion avec la rivière. Pour S5, en mars 2017 notamment (Figure 13a), la matière organique dans les alluvions présente un caractère plus réfractaire en raison de la connexion avec la Seine, comme déjà mentionné. Entre S5 et S6, HIX diminue dans les alluvions, la matière organique devient moins aromatique, ce qui pourrait être dû à des apports de la craie et/ou de faibles apports de la Seine aux alluvions.

En période d'étiage (Figure 13 c et d) les valeurs de HIX sont globalement plus faibles dans l'eau de la Seine (<8) et notamment en octobre 2020, indiquant une composante autochtone de la MOD plus importante qu'en période de hautes eaux et des apports terrigènes moindres. Nous observons en novembre 2017 (Figure 13 c) une augmentation de HIX d'amont en aval entre S1 et S3 dans la craie encore plus notable qu'en période de crue, ce qui confirmerait une transformation lente de la MOD au sein de l'aquifère de la Craie suivant l'écoulement de l'eau. La diminution de HIX observée ensuite de S3 à S8 (Figure 13 c et d), hormis la confluence de l'Aube, semble indiquer une utilisation/transformation de la MOD. La diminution de HIX dans

les alluvions entre S5 et S6 traduirait également une décomposition/consommation de la MOD dans les alluvions et/ou une connexion craie-alluvions.

L'indice BIX (Figure 14) traduit la production de MOD en lien avec l'activité biologique dans le milieu. Il varie entre 0,4 et 1. De fortes valeurs de BIX indiquent une matière organique fraîchement produite dans le milieu. Les données obtenues pour cet indice pour toutes les campagnes montrent une signature autochtone de la MOD liée à l'activité biologique globalement bien plus conséquente dans les eaux souterraines, et notamment dans la craie, que dans la Seine. Les valeurs de BIX pour la Seine sont plus élevées pendant l'étiage (Figure 14 c et d) et notamment en octobre 2020 (Figure 14 d), traduisant une source autochtone de MOD plus importante, mais les valeurs sont globalement toujours plus faibles que pour les eaux souterraines, à l'exception de S3, ce qui pourrait là encore traduire une connexion nappes – rivière en ce point (Figure 14 c et d) et aussi pour S1 en octobre 2020 (Figure 14 d).

En période de crue, entre S3 et S5, le BIX dans les alluvions diminue en mars 2017 (Figure 14 a) probablement en lien avec la connexion alluvion – rivière déjà identifiée, alors que cette diminution de BIX n'est pas observée en mars 2021 (Figure 14 b). La source autochtone de MOD liée à l'activité biologique reste tout de même plus importante dans les alluvions que dans la rivière. Entre S5 et S6 (Figure 14 a et b), l'indice BIX dans les alluvions augmente conjointement à une diminution du COD (Figure 12) et de l'oxygène (Figure 10). Cela est caractéristique d'une activité hétérotrophe dans ce secteur.

Comme observé pour l'indice HIX en période de crue (Figure 13 a et b), l'indice d'absorbance UV spécifique (SUVA) montre des valeurs, et donc une aromaticité, plus fortes dans les eaux de surface (Figure 15 a et b), sans pour autant être très élevées ($SUVA < 4$). Ces observations sont en bon accord avec les résultats obtenus pour l'indice HIX. Les profils observés d'amont en aval sont similaires en période d'étiage pour les indices HIX (Figure 13 c et d) et SUVA (Figure 15 c et d) dans les eaux de rivière.

Il est d'autre part intéressant de souligner que, contrairement aux idées reçues, les plus fortes tailles moléculaires ne sont pas observées pour le matériel plus mature/aromatique des eaux de surface mais pour les eaux souterraines comme montré sur la Figure 16. Les plus fortes valeurs de l'indice S_R (et donc les plus faibles masses moléculaires) sont en effet observées pour les eaux de rivière alors que les plus faibles valeurs de S_R sont obtenues pour les échantillons des nappes souterraines caractérisés par une plus forte activité biologique/microbienne. Les fortes tailles moléculaires observées pour les alluvions et la craie, notamment pour S1 et S8, pourraient être caractéristiques de biofilms ou mucilage présents dans ces nappes souterraines.

3.7 pH et alcalinité

Les valeurs de pH et d'alcalinité (non montrées dans ce rapport) sont globalement uniformes de l'amont vers l'aval pour les trois compartiments. Elles sont relativement constantes d'une campagne à l'autre, notamment dans les eaux souterraines. L'alcalinité de la Seine est plus faible en période d'étiage (3 mmol/L en moyenne) qu'en crue (5 mmol/L en moyenne), ce qui correspond aux valeurs attendues en contexte carbonaté.

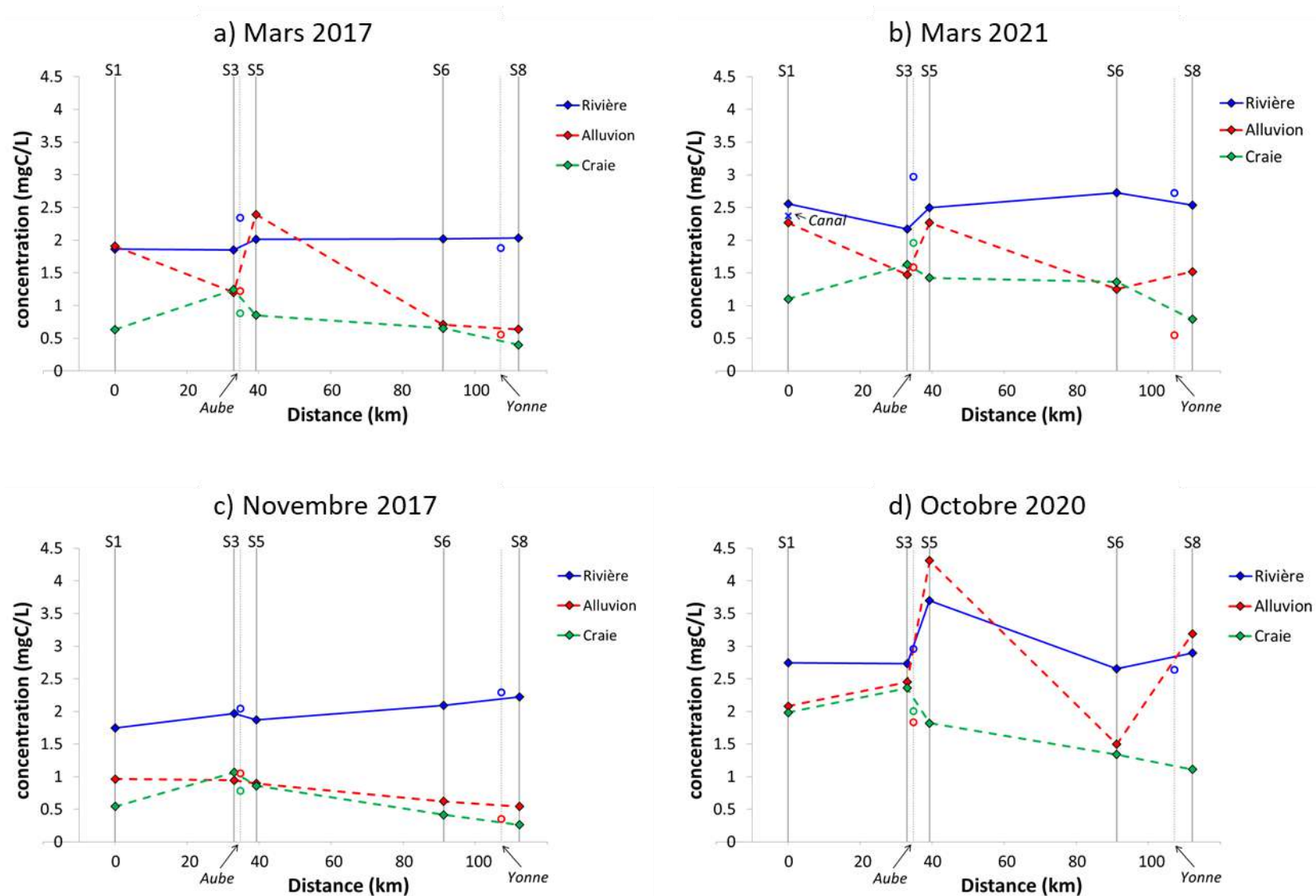


Figure 12. Concentration en carbone organique dissous (COD) dans la rivière (bleu), les alluvions (rouge) et la craie (vert) dans les stations le long de la Seine, a) en mars 2017, b) mars 2021, c) novembre 2017, d) octobre 2020. Les cercles représentent les données mesurées dans l'Aube et dans l'Yonne.

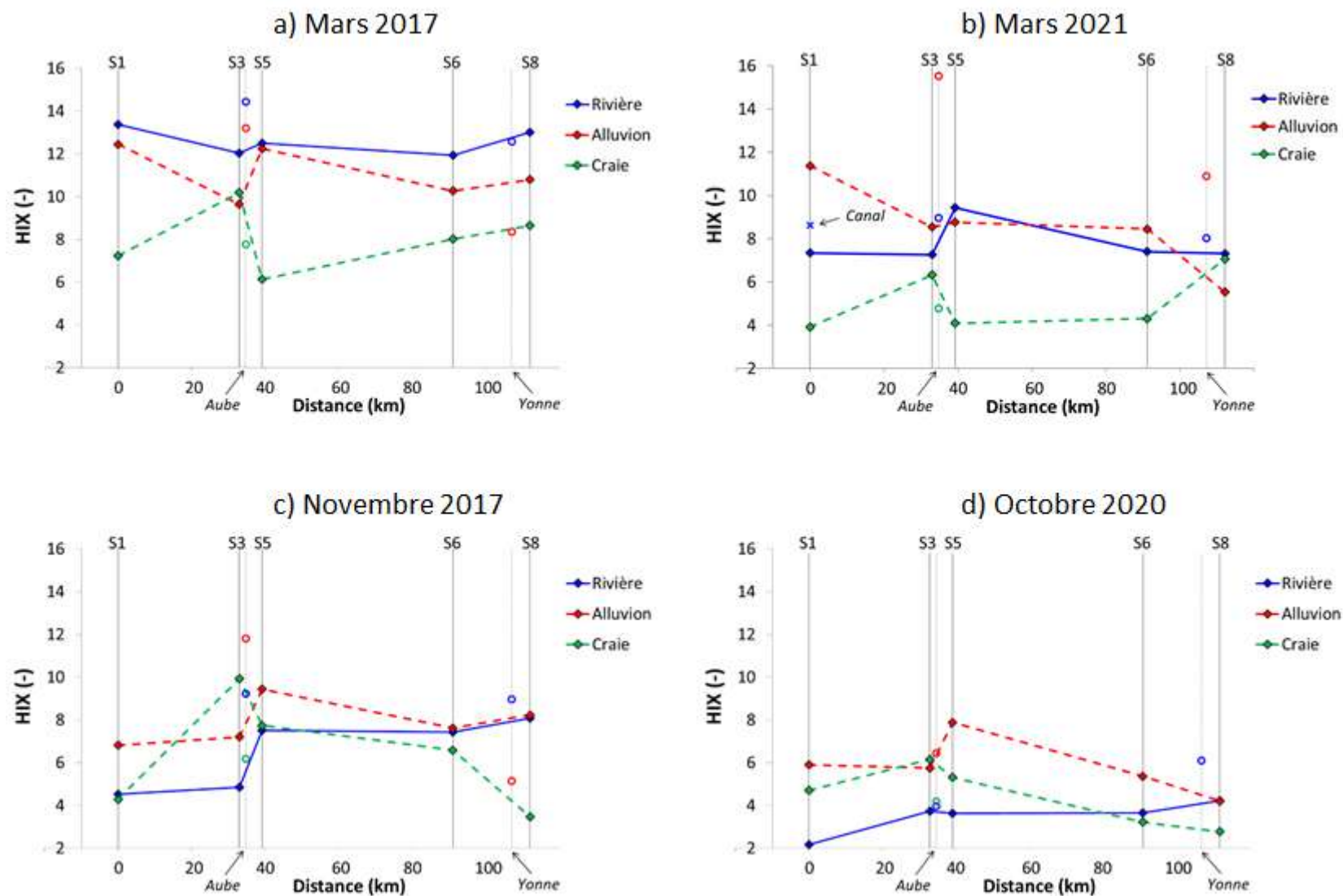


Figure 13. Indice d'humification (HIX) de la rivière (bleu), des alluvions (rouge) et de la craie (vert) dans les stations le long de la Seine, a) en mars 2017, b) mars 2021, c) novembre 2017, d) octobre 2020. Les cercles représentent les données mesurées dans l'Aube et dans l'Yonne.

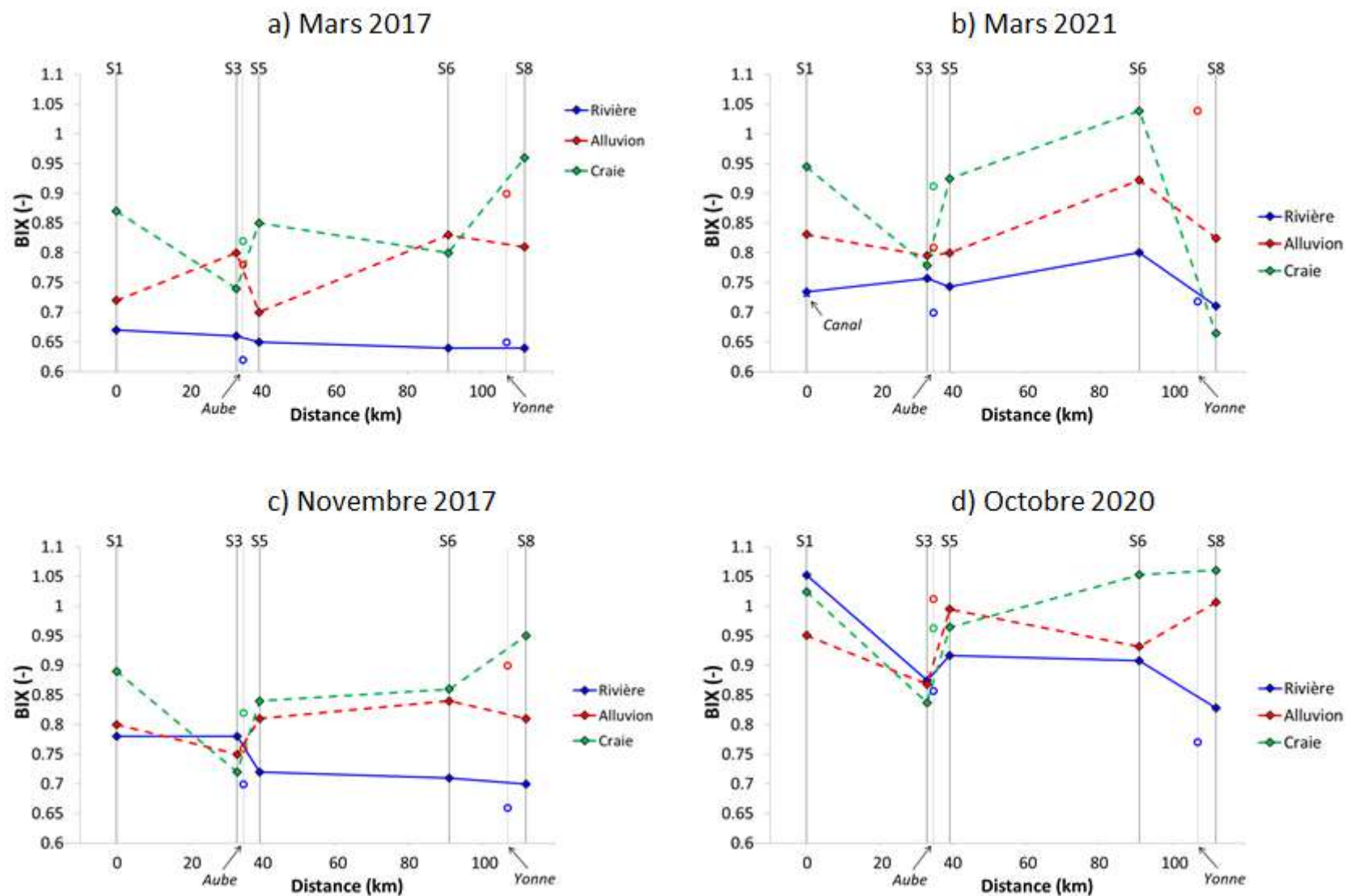


Figure 14. Indice d'activité biologique (BIX) de la rivière (bleu), des alluvions (rouge) et de la craie (vert) dans les stations le long de la Seine, a) en mars 2017, b) mars 2021, c) novembre 2017, d) octobre 2020. Les cercles représentent les données mesurées dans l'Aube et dans l'Yonne.

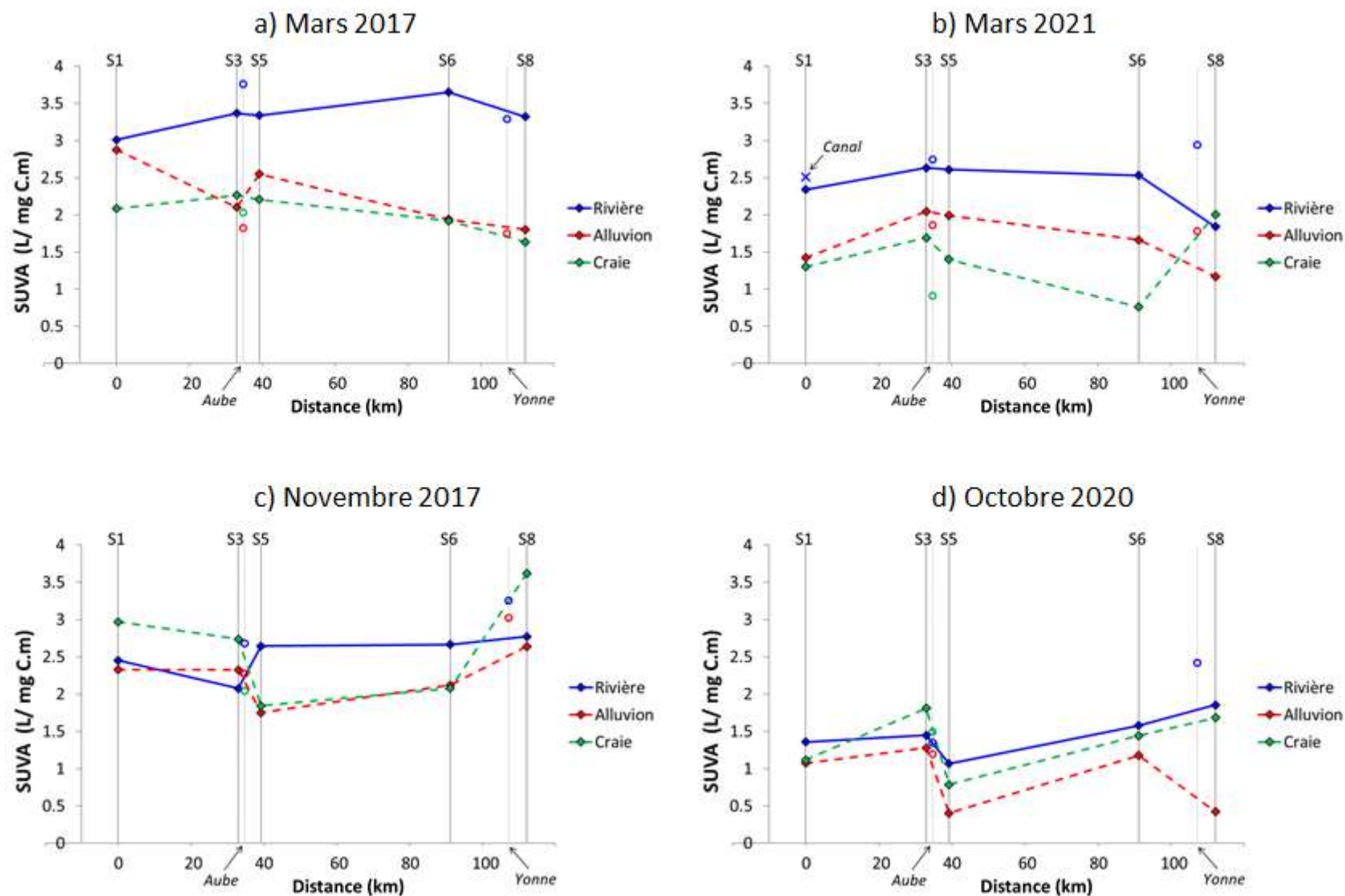


Figure 15. Indice d'absorbance UV spécifique (SUVA) de l'eau de la rivière (bleu), des alluvions (rouge) et de la craie (vert) pour les stations le long de la Seine, a) en mars 2017, b) mars 2021, c) novembre 2017, d) octobre 2020. Les cercles représentent les données mesurées dans l'Aube et dans l'Yonne.

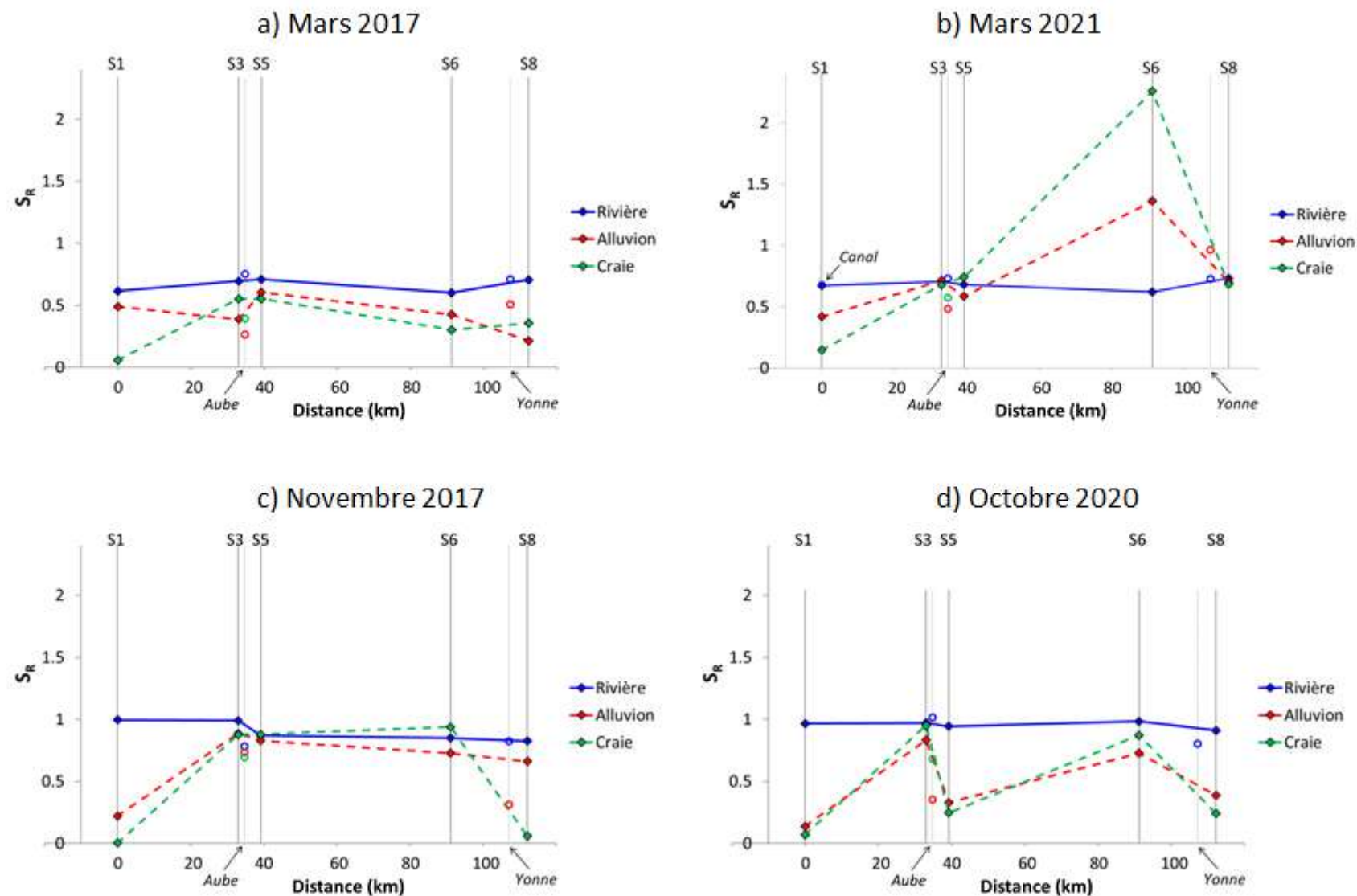


Figure 16. Rapport des pentes spectrales (S_R) de la rivière (bleu), des alluvions (rouge) et de la craie (vert) dans les stations le long de la Seine, a) en mars 2017, b) mars 2021, c) novembre 2017, d) octobre 2020. Les cercles représentent les données mesurées dans l'Aube et dans l'Yonne. A noter que quand S_R augmente le poids moléculaire de la MO diminue.

4 Une classification intégrant le potentiel d'activité biologique du système

L'analyse des résultats des campagnes montre que le seul critère de classification basé sur l'hydrologie n'est pas suffisant pour comprendre le fonctionnement de la Bassée. En effet, si les campagnes de novembre 2017 et octobre 2020 semblent très proches sur ce plan (Figure 4), la comparaison des profils biogéochimiques longitudinaux indique des différences notables entre ces deux campagnes, notamment pour la concentration en carbone organique dissous (Figure 12) et l'indice d'activité biologique BIX (Figure 14). Cette différence pourrait être reliée à l'activité biologique du système, résultant d'une production primaire importante au printemps et en été accumulée sous forme d'une biomasse soumise à la dégradation bactérienne en fin d'été et d'automne quand les températures sont encore favorables, ce qui génère un excédent de matière organique dissoute, tel qu'observé en octobre 2020. Cette notion d'activité biologique est ainsi introduite comme un second critère de classification des campagnes de suivi de la connectivité et de la réactivité de l'interface nappe-rivière constituée du territoire de la Bassée (Tableau 4).

Tableau 4. Classification des campagnes suivant deux critères, hydrologique et de potentiel d'activité biologique du système

| | Débit | Précipitations | Température air | Activité biologique potentielle |
|----------------|---------------------|---|-----------------------------------|--|
| Mars 2017 | Crue | Pluie faible en fin de campagne, grosse pluie 10 jours avant | Froide, après période froide | Faible (Tglissante = 7°C) |
| Novembre 2017 | Etiage tardif | Pluie faible en fin de campagne, grosse pluie 10 jours avant | Moyenne après période froide | Faible (Tglissante = 7°C) |
| Octobre 2020 | Etiage tardif | Pluie pendant la campagne et la période de 15 jours avant | Moyenne après période plus chaude | Assez importante (Tglissante = 16°C mais Tcampagne = 13°C seulement) |
| Mars 2021 | Petite crue | Pluie faible pendant la campagne (fin), pluie 10 jours avant | Froide après période froide | Faible (Tglissante = 7°C) |
| Septembre 2021 | Etiage tardif/décru | Pluie pendant la campagne (orage), sec les 10 jours précédents, beaucoup de pluie 2 mois avant. | Chaude | Conséquente (Tglissante = 19°C et Tcampagne = 21°C) |

La température de l'eau au moment de la campagne est la première variable qui pourrait être envisagée pour caractériser l'activité biologique. Cependant, l'activité biologique du système, notamment pour ce qui est de l'apport en matière organique, nécessite que les micro-organismes aient pu développer une activité conséquente préalablement aux campagnes de suivi. Nous proposons ainsi de plutôt utiliser l'indicateur de température moyenne de l'air le mois précédant la campagne de suivi. En effet, dans le cas d'un fort éclaircissement, on observe souvent de fortes températures en journée, ce qui traduit potentiellement une production primaire conséquente. Si toutefois la température concomitante à un éclaircissement significatif est faible, alors la production primaire stagne. En revanche, des températures significatives peuvent intervenir sans pour autant que le système bénéficie d'un éclaircissement significatif. Dans ce cas, l'activité des bactéries hétérotrophes s'en retrouve renforcée. La température de l'air en moyenne glissante décentrée amont semble donc une variable pertinente pour caractériser le potentiel d'activité biologique. Cette activité biologique potentielle peut être liée à une production de matière organique autochtone par les producteurs primaires ou à sa dégradation par les bactéries hétérotrophes. La température de l'eau le jour J reste une variable importante pour valider ou non le potentiel d'activité biologique issu du critère proposé. La Figure 5 synthétise ces indicateurs et permet de qualifier chaque campagne suivant les deux contextes hydrologiques et de productivité potentielle (Tableau 4). Au regard de cette nouvelle grille d'analyse, il apparaît que les deux étiages de

novembre 2017 et octobre 2020 interviennent dans un contexte d'activité biologique significativement différent l'un de l'autre. En effet, on peut considérer qu'en novembre 2017, du fait de basses températures, le peu qui reste de la matière organique biodégradable n'est plus que lentement dégradé avant et pendant la campagne. En octobre 2020, on peut en revanche considérer que le stock en matière organique se dégrade encore significativement, avec des températures plutôt douces préalablement à la campagne (16°C), d'autant plus que dans ces conditions le stock peut être partiellement renouvelé. Il est à noter que dans le cas spécifique de ces deux campagnes, la température de l'eau le jour J n'est pas un critère interprétatif suffisant. Il est nécessaire de calculer la température moyenne de l'eau le mois précédent la campagne pour pouvoir caractériser le potentiel d'activité biologique.

Conclusion et perspectives

Cinq campagnes multi-traceurs ont été effectuées dans la plaine alluviale de la Bassée entre 2017 et 2021. Lors de chaque campagne, une trentaine, voire une quarantaine d'échantillons ont été prélevés dans les eaux de surface (Seine, Aube, Yonne, gravières, bras morts) et dans les eaux souterraines (nappes des alluvions et de la craie). L'objectif de ces campagnes était de mesurer différentes variables biogéochimiques et d'intégrer les données physiques acquises par le système de suivi en continu (stations MOLONARI) afin de mieux comprendre le fonctionnement hydro-biogéochimique de la plaine alluviale. Les campagnes ont été réalisées en conditions hydrologiques contrastées : deux campagnes en période de hautes eaux (mars 2017 et 2021) et trois en basses eaux (novembre 2017, octobre 2020 et septembre 2021). Ce rapport se proposait de présenter, d'une manière la plus intégrée possible, les résultats de ces campagnes et de caractériser le contexte hydrologique et biogéochimique dans lequel s'est déroulée chaque campagne.

Ce travail a montré que le seul critère de classification basé sur l'hydrologie (débit en rivière) n'est pas assez discriminant vis-à-vis des modes de fonctionnement de la Bassée. Un deuxième critère, basé sur la température moyenne de l'air le mois précédent la campagne, a été proposé pour représenter le potentiel d'activité biologique du système. Cette notion devra toutefois être approfondie, car l'activité biologique dépend d'autres facteurs que la température de l'air, comme les facteurs nutritionnels (*e.g.*, nutriments, matière organique) et énergétiques (*e.g.*, conditions d'ensoleillement) pour la production primaire autochtone et de la qualité de la matière organique formée et des teneurs en oxygène pour sa dégradation. Néanmoins, cette classification selon les deux critères hydrologiques et de potentiel d'activité biologique permet déjà de mieux comprendre certains résultats, comme les concentrations contrastées en carbone organique dissous qui sont mesurées lors des campagnes de basses eaux de novembre 2017 et octobre 2020, mais à un moment différent de la trajectoire saisonnière.

L'analyse préliminaire des variations spatiales et temporelles des variables a mis en évidence que les eaux souterraines en amont et en aval de la plaine alluviale sont bien oxygénées et, probablement en raison des pratiques agricoles, chargées en nitrates. Il est intéressant d'observer que les eaux souterraines dans la zone alluviale, et notamment les eaux plus profondes de la craie, sont au contraire plutôt anoxiques et pauvres en nitrates, témoignant d'une activité de dénitrification, permettant l'abattement des nitrates dans cette zone. Ce processus semble avoir lieu indépendamment des conditions hydrologiques, car il est observé pour toutes les campagnes, ce qui montre que les eaux des aquifères, en particulier les eaux de la Craie, contiennent assez de matière organique biodégradable pour appauvrir la nappe en oxygène, puis servir de substrat à la dénitrification.

Les variables analysées dans ce rapport ont aussi mis en évidence des interactions entre les trois compartiments (rivière, nappes des alluvions et de la craie). En période de crue, des infiltrations de la rivière dans les alluvions sont montrées par plusieurs variables physiques et biogéochimiques, notamment dans le secteur en amont de la Bassée. En période d'étiage, certaines variables suggèrent des apports de la craie aux alluvions dans plusieurs secteurs de la plaine.

Le travail d'interprétation des nombreuses données acquises lors de ces campagnes devra être poursuivi pour arriver à une compréhension du fonctionnement hydrologique et biogéochimique de la Seine et des eaux souterraines dans la Bassée. Il s'agit en effet in fine de modéliser les flux hydriques entre rivière, alluvions et craie et y associer les transformations et transferts des éléments des cycles biogéochimiques (C, N, voire P) dans les trois compartiments en fonction des conditions hydrologiques et des usages futurs dans la plaine.

Bibliographie

- Baratelli, F., Parlanti, P., Varrault, G., Sourzac, M., Mouchel, J.M., Saad, M., Jost, A., Guillon, S., Rivière, A., Flipo, N., 2017. Caractérisation hydro-géochimique de la plaine de la Bassée en période de crue. PIREN Seine.
- Bel, A., 2015. Projet NappStrat SN : cartographie des ressources en eau stratégiques du bassin Seine-Normandie. Bureau de Recherche Géologique et Minière.
- Bendjoudi, H., 2000. Fonctionnement des zones humides riveraines du cours moyen des rivières: Analyse et modélisation de la genèse des hétérogénéités structurales et fonctionnelles -Application à la Seine moyenne Paris. Rapport technique, METIS, Sorbonne Université, <http://www.sisyphe.upmc.fr/prnzh/rapport.html>.
- Carré, C., Courbil, D., Deroubaix, J.F., Delomenie, A., Juillet, N., Lumbroso, S. 2020. Produire et valoriser localement les connaissances scientifiques du PIREN-Seine avec les acteurs de la Bassée-Voulzie. PIREN Seine.
- Carstea, E.M., Baker, A., Bieroz, M., Reynolds, D., 2010. Continuous fluorescence excitation–emission matrix monitoring of river organic matter. *Water Res.* 44, 5356–5366.
- Catalán, N., Pastor, A., Borrego, C.M., Casas-Ruiz, J.P., Hawkes, J.A., Gutiérrez, C., von Schiller, D., Marcé, R., 2021. The relevance of environment vs. composition on dissolved organic matter degradation in freshwaters. *Limnol. Oceanogr.* 66, 306–320.
- Coble, P.G., Green, S.A., Blough, N.V., Gagosian, R.B., 1990. Characterization of dissolved organic matter in the Black Sea by fluorescence spectroscopy. *Nature* 348, 432–435.
- Coble, P.G., 1996. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. *Mar. Chem.* 51, 325–346.
- Curie, F., Ducharne, A., Bendjoudi, H., Gaillard, S., 2003. Classification et typologie fonctionnelle des zones humides riveraines à l'échelle du bassin de la Seine : élimination et rétention des nitrates. PIREN Seine.
- Derrien, M., Retelletti Brogi, S., Gonçalves-Araujo, R., 2019. Characterization of aquatic organic matter: Assessment, perspectives and research priorities. *Water Research*, 163, 114908, 17pp.
- Ejarque, E., Freixa, A., Vazquez, E., Guarch, A., Amalfitano, S., Fazi, S., Romani, A.M., Butturini, A., 2017. Quality and reactivity of dissolved organic matter in a Mediterranean river across hydrological and spatial gradients. *Science of The Total Environment*. 599-600, 1802-1812.
- Eschbach, D., Lestel, L., 2018. Dynamique hydro-morphologique historique de la Seine dans le secteur de la Bassée. PIREN Seine.
- Fellman, J.B., Hood, E., Spencer, R.G.M., 2010. Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review. *Limnol. Oceanogr.* 55, 2452–2462.
- Fustec, E., Bendjoudi, H., Gaillard, S., Weng, P., Boyer, F., Boët, P., Schannen, O., Croguennec, S., Billen, G., 2001. Fonctionnement du territoire Bassée. PIREN Seine.
- Gallois, N., Viennot, P. 2018. Modélisation des pollutions diffuses d'origine agricole sur le bassin Seine-Normandie. Volume 3 : Modélisation de la pollution diffuse d'origine agricole des grands aquifères du bassin Seine-Normandie. Rapport ARMINES.
- Garnier, J., Billen, G., Némery, J., Sebilo, M. 2010. Transformations of nutrients (N, P, Si) in the turbidity maximum zone of the Seine estuary and export to the sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (2010), 90: 129-141. doi:10.1016/j.ecss.2010.07.012.
- Greiner, I., 1997. Analyse de la variabilité fonctionnelle de la plaine alluviale de la Seine et modélisation des transferts de nitrates.
- Guillon, S., Jézéquel, D., Flipo, N., Marmonier, P., Franquet, E., Thorel, M., Vienney, A., Oursel, B., Olivier, J.M., Bourrand, J.J., Groleau, A., 2016. Métabolisme des annexes hydrauliques des corridors hydro-écologiques - des casiers Girardon du Rhône aux gravières de la Bassée. PIREN Seine.
- Guillon, S., Jézéquel, D., Viollier, E., Groleau, A., 2018. Dynamique temporelle des flux de carbone dans une gravière de la Bassée. PIREN Seine.
- Helms, J.R., Stubbins, A., Ritchie, J.D., Minor, E.C., Kieber, D.J., Mopper, K., 2008. Absorption spectral

- slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnol. Oceanogr.* 53, 955–969.
- Huguet, A., Vacher, L., Relexans, S., Saubusse, S., Froidefond, J.-M.J.M., Parlanti, E., 2009. Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. *Org. Geochem.* 40, 706.
- Jaffé, R., Boyer, J.N., Lu, X., Maie, N., Yang, C., Scully, N.M., Mock, S., 2004. Source characterization of dissolved organic matter in a subtropical mangrove-dominated estuary by fluorescence analysis. *Mar. Chem.* 84, 195–210.
- Jaffé, R., Cawley, K.M., Yamashita, Y., 2014. Advances in the Physicochemical Characterization of Dissolved Organic Matter: Impact on Natural and Engineered Systems. *ACS Symposium Series Vol. 1160*, Chapter 3, pp 27–73.
- Labadie, P., Flipo, N., Budzinski, H., 2018. Etude préliminaire de la présence des composés fluoroalkylés dans les eaux superficielles et souterraines de la plaine de la Bassée, en période de basses eaux. PIREN-Seine.
- Labarthe, B., 2016. Quantification des échanges nappe-rivière au sein de l'hydrosystème Seine par modélisation multi-échelle.
- Labarthe, B., Flipo, N., 2016. Dynamique des échanges hydriques entre un réseau hydrographique, une plaine alluviale, et leur aquifère régional. PIREN Seine.
- Labarthe, B., Flipo, N., Abasq, L., Deleplancque, B., Mouhri, A., Jost, A., Fouquet, C. de, 2014. Première caractérisation hydrodynamique des échanges dans la plaine alluviale de la Bassée. PIREN Seine.
- Lainé, L., 2016. Petites villes en décroissance et leurs services d'eau : quelles reconfigurations ? Une appréhension dans le territoires de l'amont du bassin de la Seine. PIREN Seine.
- McKnight, D.M., Boyer, E.W., Westerhoff, P.K., Doran, P.T., Kulbe, T., Andersen, D.T., 2001. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnol. Oceanogr.* 46,
- Matilainen, A., Gjessing, E.T., Lahtinen, T., Hed, L., Bhatnagar, A., Sillanpää, M., 2011. An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment. *Chemosphere* 83, 1431–1442.
- Minor, E.C., Swenson, M.M., Mattson, B.M., Oyler, A.R., 2014. Structural characterization of dissolved organic matter: a review of current techniques for isolation and analysis. *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 16, 2064–2079.
- Mouhri, A., Abasq, L., Berrhouma, A., Cuisinier, E., Gueho, Y., Jost, A., Labarthe, B., Rivière, A., Flipo, N., 2014. Mise en place du dispositif de mesure des échanges eaux de surface - eaux souterraines dans la plaine alluviale de la Bassée. PIREN Seine.
- Parlanti, E., Worz, K., Geoffroy, L., Lamotte, M., 2000. Dissolved organic matter fluorescence spectroscopy as a tool to estimate biological activity in a coastal zone submitted to anthropogenic inputs. *Org. Geochem.* 31, 1765–1781.
- Parlanti, E., Sourzac, M., Baratelli, F., Varrault, G., Flipo, N., 2018. Propriétés optiques de la matière organique dissoute (MOD): traçage de ses sources et dynamique dans la plaine de la Bassée. PIREN Seine.
- Parlanti E., Sourzac M., Baratelli F., Varrault G., Flipo N., 2019. Propriétés optiques de la matière organique dissoute (MOD) : traçage de ses sources et dynamique dans la plaine de la Bassée dans Matière organique, Rapports de synthèse de la phase VII du PIREN-Seine, Volume 5, 2019.
- Passy, P., Viennot, P., Gallois, N., Billen, G., Garnier, J., Silvestre, M., Thieu, V., Flipo, N., 2018. Modélisation des apports diffus d'azote et de phosphore aux masses d'eau de surface du bassin Seine-Normandie. PIREN Seine.
- Picourlat, F., Jost, A., Teillaud, S., Passy, P., Baratelli, F., Flipo, N., 2018. Impact des aménagements anthropiques dans la plaine de la Bassée : le cas des gravières. PIREN Seine.
- Rejiba, F., Fauchard, C., Antoine, R., Finco, C., Schamper, C., Levaillan, R., Rivière, A., Flipo, N., 2020. Trajectoire thermique à l'échelle de la plaine de la Bassée. Du suivi de la température au sol au suivi thermique par drone. PIREN Seine.
- Schanen, O., 1998. Analyse et modélisation de l'impact hydrodynamique biogéochimique des lacs de

gravières sur la nappe alluviale du Val de Seine. PhD Thesis.

- Schanen, O., Bendjoudi, H., Levassor, A., Fustec, E., 1998. Quantification des écoulements nappe-gravières, en zone alluviale, par optimisation du bilan hydrologique. C. R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la terre et des planètes. 326, 107-112.
- Steinmann, R., Lestel, L., Dumont, A., 2016. Approche géohistorique de la Seine dans la Bassée durant les deux derniers siècles. PIREN Seine.
- Stubbins, A., Hood, E., Raymond, P. a., Aiken, G.R., Sleighter, R.L., Hernes, P.J., Butman, D., Hatcher, P.G., Striegl, R.G., Schuster, P., Abdulla, H. a. N., Vermilyea, A.W., Scott, D.T., Spencer, R.G.M., 2012. Anthropogenic aerosols as a source of ancient dissolved organic matter in glaciers. Nat. Geosci. 5, 198–201.
- Tajjar, M.H., 1993. Modélisation de l'hydrodynamique des échanges nappe-rivière. Simulation d'une lachûre expérimentale en Seine en période d'été.
- Toth, J., 1962. A theory of groundwater motion in small drainage basins in Central Alberta, Canada. J. Geophys. Res. 67, 4375–4387.
- Tzortziou M., Zeri C., Dimitriou E., Ding Y., Jaffé R., Anagnostou E., Pitta E., Mentzafou A., 2015. Colored dissolved organic matter dynamics and anthropogenic influences in a major transboundary river and its coastal wetland. Limnol. Oceanogr. 60, 1222–1240.
- Vacher, L., 2004. Etude par fluorescence des propriétés de la matière organique dissoute dans les systèmes estuariens. Cas des estuaires de la Gironde et de la Seine. Thèse de l'Université Bordeaux 1, 255 pages.
- Wang, S., Jost, A., Labarthe, B., Flipo, N., 2016. Création du module Libwet de simulation des interactions gravières-aquifères. PIREN Seine.
- Weill, P., Deleplanque, B., Norgeot, C., 2013. Etude de faisabilité sur la caractérisation des hétérogénéités sédimentaires de la plaine alluviale de la Bassée par géoradar. PIREN Seine.
- Weishaar, J.L., Aiken, G.R., Bergamaschi, B. a, Fram, M.S., Fujii, R., Mopper, K., 2003. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. Environ. Sci. Technol. 37, 4702–8.
- Zsolnay, A., Baigar, E., Jimenez, M., Steinweg, B., Saccomandi, F., 1999. Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. Chemosphere 38, 45–50.