

## **Evaluer les impacts du changement climatique sur le fonctionnement hydro-biogéochimique de la Seine**

Mélanie Raimonet<sup>1\*</sup>, Vincent Thieu<sup>1</sup>, Marie Silvestre<sup>2</sup>, Ludovic Oudin<sup>1</sup>, Christophe Rabouille<sup>3</sup>, Gilles Billen<sup>1</sup>, Josette Garnier<sup>1</sup>

<sup>1</sup>UMR 7619 Metis, Sorbonne Universités, UPMC, Univ Paris 06, CNRS, EPHE, IPSL, Paris, France

<sup>2</sup>FR3020 FIRE, Sorbonne Universités, UPMC, Univ Paris 06, CNRS, Paris, France

<sup>3</sup>Laboratoire des Sciences du Climat et de l’Environnement, UMR CEA-CNRS-UVSQ 8212 et IPSL, Gif sur Yvette, France

\*melanie.raimonet@upmc.fr

### **Résumé**

*Évaluer les impacts à long terme des changements anthropiques et climatiques sur la qualité des eaux requiert l’appui de modèles capables d’intégrer la nature et l’intensité des activités humaines dans les bassins versants, tout en disposant d’une résolution spatiale et temporelle suffisante pour apprécier les modifications qui s’opèreront sur les régimes hydrologiques.*

*Parmi les outils développés au PIREN, l’approche de modélisation RIVERSTRAHLER vise à étudier le fonctionnement biogéochimique des hydrosystèmes en lien avec les pressions anthropiques. Il prend en compte de manière détaillée la physiologie des développements algaux et simule les cycles biogéochimiques du carbone, de l’azote, du phosphore et du silicium dans l’ensemble d’un réseau hydrographique avec une résolution spatiale allant jusqu’au kilomètre et un pas de temps décadaire.*

*Un couplage avec le modèle hydrologique GR4J-CEMANEIGE a ainsi permis d’assembler une chaîne de modélisation hydro-biogéochimique spatialisée inédite permettant d’évaluer les effets induits par une modification de l’hydrologie sous climat changeant sur le fonctionnement biogéochimique de l’hydrosystème Seine. Cet exercice traite volontairement de l’altération isolée des régimes hydrologiques, afin d’en évaluer l’impact indépendamment des autres changements anthropiques (agricole ou urbain) ou climatiques directs (par ex. température de l’eau) qui se superposeront dans le futur.*

*La quantification de la réponse hydrologique du bassin de la Seine à un jeu de projections climatiques (basées sur 4 modèles climatiques globaux, 5 modèles climatiques régionaux et deux scénarios d’émission de CO<sub>2</sub> : RCP 8.5 et RCP 4.5) nous a permis de déterminer les lieux et périodes les plus sensibles au changement climatique, et d’analyser la réponse biogéochimique de l’hydrosystème. Cette analyse porte sur la dynamique des apports nutritifs à la zone côtière (où ils peuvent induire des symptômes d’eutrophisation), mais également sur les variations spatiales de la qualité de l’eau tout le long du continuum aquatique.*

*Dans le cadre du développement de la plateforme pyNuts (qui a permis d’implémenter le modèle RIVERSTRAHLER sur l’ensemble de la façade Atlantique Nord-Est), cette chaîne de modélisation générique sera transposée à d’autres bassins français (en premier lieu, puis européens) et permettra de replacer le fonctionnement de la Seine sous climat changeant au côté d’autres grands hydrosystèmes.*

## Introduction

L'utilisation intensive d'engrais en agriculture et les rejets de stations d'épuration ont déséquilibré les rapports de nutriments exportés par les rivières, générant des phénomènes d'eutrophisation dans de nombreuses zones côtières du monde (Billen et al., 1999 ; Cloern, 2001 ; Diaz and Rosenberg, 2008 ; Erisman et al., 2013 ; Nixon, 1995). L'eutrophisation côtière est associée à des réponses directes telles que des modifications de la production primaire, de rapports entre les éléments nutritifs, de communautés phytoplanctoniques, ainsi qu'à des réponses indirectes tels que des changements de structuration de réseaux trophiques, d'anoxie, de mortalité de poissons et invertébrés (Cloern, 2001). Ces perturbations environnementales sont très problématiques et des stratégies de gestion visant à réduire ces apports nutritifs et/ou ré-équilibrer les rapports N:P:Si sont nécessaires (Billen and Garnier, 1997 ; Conley et al., 2009).

A ces perturbations directes des cycles biogéochimiques, vient se superposer le changement climatique. À titre d'exemple, le cycle biogéochimique de l'azote est impliqué dans le changement climatique par l'émission de gaz à effet de serre  $N_2O$ , et inversement, le changement climatique avec l'augmentation des phénomènes de crues extrêmes pourrait augmenter la lixiviation et l'export d'azote vers la zone côtière. Il est donc essentiel d'évaluer dans quelle mesure le changement climatique aura un impact sur les cycles de l'azote et des autres nutriments (phosphore, silicium) le long des continuums aquatiques et sur le potentiel d'eutrophisation côtière.

Des études récentes suggèrent que le changement climatique risque de modifier le fonctionnement des systèmes marins (Doney, 2010 ; Henson et al., 2016), avec par exemple l'augmentation des phénomènes de marées vertes (Gao et al., 2017), des proliférations de cyanobactéries toxiques (Paerl and Paul, 2012 ; Wood et al., 2017). De nombreux exemples suggèrent que le changement climatique exacerbera les symptômes d'eutrophisation causés par des activités anthropiques à la zone côtière et dans les bassins versants, par ex. l'augmentation des « zones mortes » (Altieri et Gedan, 2015 ; Justić et al., 2005), l'augmentation des exportations de DOC en hiver (Huntington et al., 2016), l'augmentation de l'export de nitrate (Bouraoui et al., 2004), entraînant des rapports nutritifs déséquilibrés par rapport au phosphore et au silicium (et au regard des besoins de la croissance phytoplanctonique). D'autres exemples ont montré une atténuation de ces symptômes associés au changement climatique, comme par exemple la diminution de l'export de nitrate (Bussi et al., 2017).

Les principaux facteurs expliquant ces modifications induites par le changement climatique sont les modifications de régimes hydrologiques (par exemple, augmentation du débit en hiver, diminution du débit en été, augmentation de l'intensité et de la fréquence des événements extrêmes) et l'augmentation de la température de l'eau. Cependant, les effets induits par le changement climatique sur l'eutrophisation côtière sont complexes, comme le montrent certaines réponses opposées sur deux sites différents en réaction à une même perturbation. Par exemple, les périodes plus humides entraînent une augmentation des conditions eutrophes dans le nord du golfe du Mexique, mais une diminution dans le fleuve Hudson (Justić et al., 2005). Une partie de cette complexité pourrait s'expliquer par la cascade d'impacts indirects qui peuvent se succéder le long du continuum terre-mer (Billen et al., 2009), rarement pris en compte. En particulier, il est essentiel d'inclure la représentation des processus de transport et les réactions qui ont lieu dans les systèmes aquatiques et sont indirectement affectés par le changement climatique à travers une modification des conditions hydrologiques.

Peu d'études se sont intéressées aux effets indirects du changement climatique sur le transfert des nutriments et celles-ci sont généralement basées sur des bassins de petite taille (Andersen et al., 2006 ; Bouraoui et al., 2004 ; Bussi et al., 2017 ; Wilby et al., 2006), rarement déployées à l'échelle régionale. Certains auteurs ont étudié les effets combinés d'une modification de l'hydrologie et de la température, ce qui empêche de déconvoluer les effets de l'hydrologie ou de la température, par ex. dans le bassin de l'Elbe (Hesse et Krysanova, 2016). De plus, les impacts ont généralement été évalués sur les flux annuels totaux (e.g. N, P, C) à l'exutoire des rivières, ne tenant ainsi pas compte de la dynamique spatiale et temporelle des impacts du changement climatique sur les différentes formes d'éléments nutritifs (nitrate, phosphate, etc.).

L'objectif de cette étude est d'évaluer les impacts indirects du changement climatique, à travers la modification des régimes hydrologiques, sur la qualité de l'ensemble de l'hydrosystème Seine à l'échelle saisonnière. Nous avons pour cela implémenté une nouvelle chaîne de modélisation hydro-biogéochimique, basée sur le couplage d'une version spatialisée du modèle hydrologique GR4J-CEMANEIGE (Perrin et al.,

2003 ; Valéry et al., 2010 ; Raimonet et al., 2017b) et du modèle biogéochimique pyNuts-Riverstrahler (Thieu et al., soumis). Cela a permis d'évaluer simultanément les impacts spatiaux et temporels de l'hydrologie modifiée sur plusieurs cycles biogéochimiques (N, P, Si, C) pour un grand bassin fluvial anthropisé. Nous avons également utilisé un indicateur du potentiel d'eutrophisation côtière, à savoir l'ICEP (Billen et Garnier, 2007), afin d'évaluer la modification du potentiel d'eutrophisation côtière en fonction des changements hydrologiques induits par le climat futur. La sensibilité de la réponse des processus biogéochimiques a été évaluée en utilisant une combinaison de trois GCM, cinq RCM et deux situations prospectives à l'horizon 2100, (i) le scénario extrême IPCC RCP 8.5 et (ii) le scénario de stabilisation d'émission de CO<sub>2</sub> RCP 4.5.

## 1 Méthodologie

### 1.1 Le bassin de la Seine

La Seine est un cours d'eau de septième ordre à la résolution choisie de l'étude (Figure 1) et est la deuxième plus longue rivière française (776 km). Le bassin de la Seine draine une surface de 75 989 km<sup>2</sup> (dont 65 586 km<sup>2</sup> à Poses) caractérisée par des pressions anthropiques intenses. L'agriculture intensive est largement présente, principalement dans la partie centrale du bassin (Billen et al., 2007), et entraîne une forte contamination nitrique et des symptômes d'eutrophisation dans les eaux côtières en aval (Passy et al., 2016). La densité de population est forte (230 habitants km<sup>-2</sup>) avec 12 millions d'habitants concentrés dans la région Île-de-France sur seulement 16% de la superficie du bassin. L'altitude est homogène, moins de 1% du bassin dépasse les 550 m, et le climat est tempéré avec des influences océaniques.

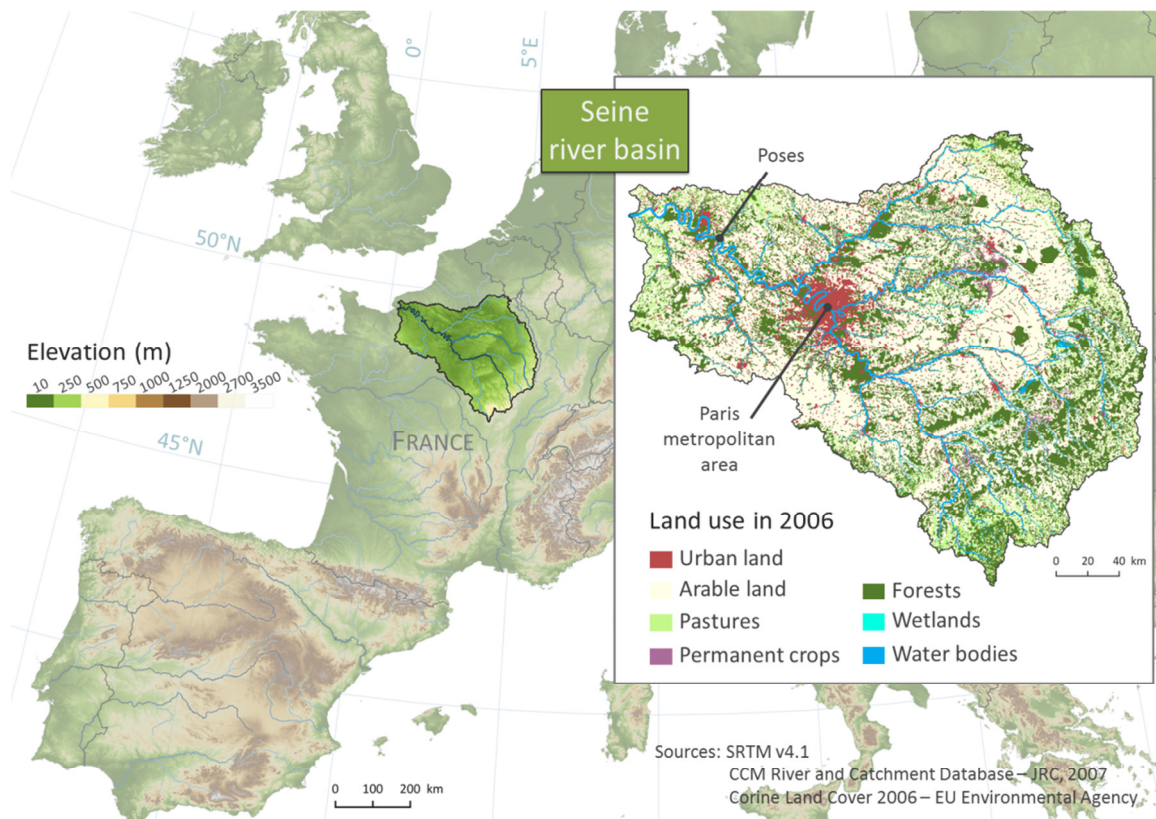


Figure 1. Carte du bassin, réseau hydrographique et occupation du sol de la Seine.

### 1.2 L'approche de modélisation hydro-biogéochimique

La chaîne de modélisation est basée sur le couplage du modèle hydrologique GR4J-CEMANEIGE et du modèle biogéochimique pyNuts-Riverstrahler via l'écoulement des eaux intégré sur dix jours à l'échelle des bassins versants unitaires d'environ 10 km<sup>2</sup>.

### *Le modèle hydrologique GR4J-CEMANEIGE*

Un modèle hydrologique semi-distribué a été mis en place pour estimer le débit journalier de surface et de base sur 5793 unités de calcul. Le modèle hydrologique a besoin de trois entrées climatiques : la température de l'air, les précipitations et l'évapotranspiration potentielle qui ont été extraites à l'échelle du bassin versant à un pas de temps journalier. Dans cette étude, le modèle hydrologique GR4J (Perrin et al., 2003) a été couplé au module CEMANEIGE (Valéry et al., 2010) car des chutes de neige peuvent se produire dans la partie amont du bassin versant (voir Raimonet et al., 2017b pour plus de détails sur les modalités du couplage entre GR4J et CEMANEIGE). Ce modèle a été choisi car il donne de bonnes performances et est couramment utilisé par les services opérationnels pour les prévisions hydrologiques en France. Comme la majorité des 5793 bassins versants n'étaient pas jaugés, en l'absence de données de débit, nous avons utilisé les paramètres du modèle calés sur les bassins versants jaugés (349) au voisinage de chaque bassin versant non jaugé (Oudin et al., 2008). Pour appliquer cette approche, la surface totale des bassins versants situés en amont de chaque unité de calcul, c'est-à-dire la zone drainant vers l'exutoire de l'unité, a été calculée, ainsi que le débit en utilisant le modèle hydrologique GR4J-CEMANEIGE. Les contributions des débits de surface et des débits de base ont ensuite été estimées à l'aide de la méthode de séparation automatique des hydrogrammes BFLOW (Arnold et Allen, 1999). Enfin, des valeurs d'écoulements intégrées sur dix jours (combinant le débit de surface et le débit de base) ont été réparties dans chaque bassin versant d'amont en aval, en faisant la différence entre les écoulements drainés et les écoulements des bassins emboîtés plus petits.

### *Le modèle biogéochimique pyNuts-Riverstrahler*

Le modèle Riverstrahler décrit les processus biogéochimiques benthiques et pélagiques le long du réseau hydrographique, depuis les petits cours d'eau amont jusqu'aux grands affluents situés en aval (Billen et al., 1994, 2007, Garnier et al., 1995, 2002). Il permet une représentation fine de ces processus à l'échelle du réseau de drainage, subdivisé soit par sous-bassins, en supposant un fonctionnement moyen par ordre de Strahler (1957), soit avec une représentation plus détaillée des axes de rivières, km par km. Il prend en compte la dynamique du phytoplancton et du zooplancton (à un pas de temps infra-journalier), et simule les cycles biogéochimiques du carbone, oxygène, azote, phosphore et silicium (sous différentes formes). La plupart des processus impliqués dans la transformation et / ou la rétention de nutriments pendant leur transfert le long du réseau hydrographique sont calculés explicitement et les sorties du modèle sont fournies à une résolution temporelle de dix jours.

La plateforme de modélisation pyNuts a été développée afin de permettre un déploiement à grande échelle (plusieurs bassins fluviaux régionaux) de l'approche de modélisation de Riverstrahler (Thieu et al., soumis). La mise en place du modèle pyNuts-Riverstrahler nécessite de rassembler différentes informations (données d'entrée, appelées « contraintes » ci-après), telles que les propriétés morphologiques des hydrosystèmes (profondeur, largeur et longueur), les sources ponctuelles (ex. stations d'épuration), les sources diffusives (agriculture) et les contraintes hydro-climatiques (lumière, température de l'eau et écoulements).

## **1.3 Mise en place de la chaîne de modélisation**

### *Contraintes naturelles*

La base de données paneuropéenne CCM v2.1 (Vogt et al., 2007 ; <http://ccm.jrc.ec.europa.eu>) a été utilisée pour définir les bassins versants élémentaires (5793 unités) et les informations morphologiques du bassin de la Seine. La lumière suit un cycle annuel dépendant de la latitude du bassin versant et la température de l'eau varie par ordre de Strahler (adapté de Billen et al., 1994).

### *Contraintes anthropiques*

Les sources ponctuelles d'origine domestique ont été établies à partir de la base d'eau européenne UWWTD (EEA, 2012) en utilisant les données recensées pour l'année 2010. Les flux de N, P, C et de matières en suspension rejetées dans le réseau de drainage ont été calculés pour chaque point de rejet en fonction des types de traitements et des volumes traités.

Les sources diffuses ont été estimées à partir de bases de données européennes et régionalisées en fonction des classes d'occupation du sol (base de données Corine Land Cover ; Bossard et al., 2000 ; EEA, 2007) et des unités statistiques NUTS (NUTS niveau 3). Les sources particulières ont été calculées à partir des sorties du modèle PESERA (Kirkby et al., 2004) et associées aux mesures du phosphore et du carbone organique

d'origine terrigène (enquête LUCAS, Tóth et al., 2013). Les concentrations en acide silicique ont été estimées en fonction de la litho-morphologie, en distinguant les roches cristallines et sédimentaires. Les flux de lixiviation de l'azote (nitrate) ont été calculés sur la base d'une analyse complète des bases de données agricoles EUROSTAT et des surplus d'azote (Anglade et al., 2015) établis avec l'approche GRAFS (Représentation générale des systèmes agroalimentaires) (Billen et al., 2014).

L'objectif de ce travail étant d'évaluer l'impact des changements induits par le climat, les activités humaines (sources ponctuelles domestiques et sources diffuses agricoles) ont été fixées à des conditions caractéristiques de 2010 et 2006 et maintenues constantes dans les scénarios futurs.

#### *Forçages climatiques : réanalyses et projections*

Sur la base d'une étude préliminaire comparant différents ensembles de données météorologiques (Raimonet et al., 2017b), nous avons choisi les réanalyses MESAN (Landelius et al., 2016) comme forçages atmosphériques pour la période récente. Nous avons utilisé les réanalyses journalières de température de l'air et de précipitation sur la période 1989-2010. L'évapotranspiration potentielle a été calculée à partir de la température et de la latitude quotidiennes moyennes du bassin versant à l'aide d'une formule empirique basée sur la température (Oudin et al., 2005). Le choix d'utiliser les réanalyses MESAN a été fait pour deux raisons : (i) ces réanalyses utilisent un réseau dense d'observations de précipitation et de température, ce qui en font des forçages fiables pour le modèle hydrologique (Raimonet et al., 2017b) et (ii) la résolution de la grille MESAN est relativement fine et similaire au réseau EURO-CORDEX (~ 12 km ; <http://www.euro-cordex.net/> ; Jacob et al., 2014) sur lequel les projections climatiques ont également été déclinées à l'échelle européenne. Pour les simulations prospectives, nous avons utilisé les sorties de modèles climatiques EURO-CORDEX qui ont été corrigées du biais (BC-CORDEX, voir par exemple, Casanueva et al., 2016). Ces produits sont spécifiques à l'Europe et ont été ramenés à une résolution plus fine (12 km) que les projections CMIP (50 km). Nous avons utilisé les projections BC-CORDEX qui ont été corrigées du biais par l'Institut Pierre Simon Laplace (IPSL) en utilisant les réanalyses MESAN et la fonction de distribution cumulative (CDF). Plus précisément, nous avons utilisé douze projections climatiques (Tableau 1) obtenues à partir d'une combinaison partielle de trois modèles climatiques globaux (GCM), cinq modèles climatiques régionaux (RCM) et deux scénarios prospectifs d'émissions de CO<sub>2</sub>, soit le scénario extrême du GIEC RCP 8.5 (+8.5 W / m<sup>2</sup> en 2100 par rapport aux valeurs préindustrielles) et le scénario de stabilisation RCP 4.5 (+4.5 W / m<sup>2</sup>). Chaque simulation climatique couvre la période 1950-2100 à un pas de temps journalier.

Dans le présent rapport, le terme « projection » désigne toute combinaison de modèle climatique global / modèle climatique régional / scénario d'émission de CO<sub>2</sub> conduisant à une situation climatique unique, tandis que « scénario » renvoie aux scénarios d'émissions de CO<sub>2</sub> RCP 4.5 ou RCP 8.5 qui peuvent inclure plusieurs projections.

### **1.4 Évaluation de la chaîne de modélisation hydro-biogéochimique**

Les simulations de la chaîne de modélisation ont été évaluées pour la période 2000-2010 pour l'hydrologie et pour deux années hydrologiques contrastées (2001: humide, 2007: sèche) pour la biogéochimie.

*Pour les simulations d'écoulement de l'eau* – La calibration du modèle hydrologique sur les bassins versants avec les réanalyses MESAN a été évaluée quantitativement en utilisant le critère de Nash et Sutcliffe (1970). Nous avons également comparé la distribution des débits des cours d'eau à l'exutoire de la Seine, calculés en utilisant respectivement les réanalyses MESAN et les douze projections climatiques BC-CORDEX (partie rétrospective de la projection climatique).

*Pour les variables biogéochimiques* - Nous avons comparé les résultats de diverses variables biogéochimiques (matières en suspension, nitrate, phosphate, biomasse phytoplanctonique, oxygène dissous, acide silicique) aux mesures de qualité de l'eau de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie. Nous avons présenté l'évaluation intégrative de toutes les variables biogéochimiques à l'exutoire du bassin de la Seine. Nous avons choisi la dernière station non tidale, Poses, afin d'éviter toute influence de la marée.

*Tableau 1. Combinaison de GCM, RCM et RCP utilisée dans cette étude, ainsi que les tendances de variations des variables climatiques (précipitation P, température T, évapotranspiration potentielle E) et hydrologiques associées (écoulement moyen annuel Qmoy, écoulement minimal annuel Qmin et écoulement maximal annuel Qmax) pour la période 1952-2100. Les tendances sont calculées grâce au test de Mann-Kendall. 0: pas de tendance significative ; +: augmentation ; -: diminution.*

Code	Institut	GCM	RCP	RCM	P	T	E	Qmoy	Qmin	Qmax
ICHEC45_CLMcom	ICHEC	EC-EARTH	4.5	CLMcom-CCLM4-8-17	0	+	+	-	-	0
ICHEC45_DMI	ICHEC	EC-EARTH	4.5	DMI-HIRHAM5	0	+	+	0	-	0
ICHEC45_KNMI	ICHEC	EC-EARTH	4.5	KNMI-RACMO22E	0	+	+	-	-	0
ICHEC85_CLMcom	ICHEC	EC-EARTH	8.5	CLMcom-CCLM4-8-17	-	+	+	-	-	-
ICHEC85_DMI	ICHEC	EC-EARTH	8.5	DMI-HIRHAM5	+	+	+	0	-	0
ICHEC85_KNMI	ICHEC	EC-EARTH	8.5	KNMI-RACMO22E	0	+	+	-	-	0
IPSL45	IPSL	IPSL-CM5A-MR	4.5	IPSL-INERIS-WRF331F	+	+	+	+	0	+
IPSL85	IPSL	IPSL-CM5A-MR	8.5	IPSL-INERIS-WRF331F	+	+	+	+	+	+
MPI45_CLMcom	MPI-M	MPI-ESM-LR	4.5	CLMcom-CCLM4-8-17	0	+	+	0	-	0
MPI45_MPI	MPI-M	MPI-ESM-LR	4.5	MPI-CSC-REMO2009	0	+	+	0	0	0
MPI85_CLMcom	MPI-M	MPI-ESM-LR	8.5	CLMcom-CCLM4-8-17	0	+	+	-	-	0
MPI85_MPI	MPI-M	MPI-ESM-LR	8.5	MPI-CSC-REMO2009	0	+	+	0	-	0

### 1.5 Evaluation des sorties du modèle hydro-biogéochimique dans le cadre de scénarios de changement climatique futur

Nous avons évalué les modifications futures de la biogéochimie fluviale en comparant la fin du siècle (2080/2100) à la période de référence (1980/2000) pour les deux scénarios du GIEC, à savoir le scénario de stabilisation RCP4.5 et le scénario d’augmentation des émissions de CO<sub>2</sub> RCP8.5 (en considérant une moyenne de 6 projections pour chaque scénario). Nous nous sommes ensuite concentrés sur toutes les projections du scénario extrême RCP 8.5, et enfin sur la projection la plus sèche ICHEC85\_CLMcom et la projection la plus humide IPSL85 afin d’étudier en détail les changements les plus drastiques qui pourraient survenir avec le changement climatique dans le futur. Nous avons évalué les impacts temporels en étudiant les variations saisonnières d’une sélection de propriétés biogéochimiques dans le futur par rapport à la référence, et les impacts spatiaux en étudiant les variations par ordre de Strahler et sur le linéaire aval de la Seine entre Paris et Poses.

Nous avons calculé les flux totaux d’export de N, P et Si et les indices d’eutrophisation côtière potentielle (ICEP) (Billen et Garnier, 2007). Les flux totaux d’export de N, P et Si ont été étudiés afin de quantifier les apports de nutriments à l’exutoire du fleuve. L’indicateur ICEP est basé sur ces flux de N, P et Si et quantifie le déséquilibre des apports nutritifs des rivières par rapport aux besoins pour la croissance des diatomées (Billen et Garnier, 2007). Il a déjà été utilisé avec succès pour évaluer l’évolution du potentiel d’eutrophisation dans le cadre de scénarios du Millenium Assessment (Garnier et al., 2010a). Les indicateurs ICEP-N et ICEP-P ont été calculés avec les équations suivantes :

$$ICEP - N = [NFlux/(14 * 16) - SiFlux/(28 * 20)] * 106 * 12 \text{ (N limitant)}$$

$$ICEP - P = [PFlux/31 - SiFlux/(28 * 20)] * 106 * 12 \text{ (P limitant)}$$

Les flux NFlux, PFlux et SiFlux sont respectivement exprimés en kgN km<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup>, kgP km<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup> et kgSi km<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup>, et les valeurs ICEP-N et ICEP-P sont en kgC km<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup>. Les valeurs ICEP sont obtenues à partir des valeurs décennales moyennées annuellement ainsi que sur la période de faible débit (août-octobre). Les valeurs positives de l’ICEP indiquent la possibilité de limitation en Si pour la croissance des diatomées et donc

d'eutrophisation côtière. La seule différence avec l'ICEP calculée par Billen et Garnier (2007) est que nous avons ajouté la silice biogénique (BSi) à l'acide silicique (DSi), qui est prise en compte dans le modèle de Riverstrahler depuis Sferratore et al. (2008).

## 2 Résultats

### 2.1 Évaluation des sorties du modèle hydro-biogéochimique

Le modèle hydrologique spatialisé développé dans cette étude a permis de modéliser correctement le débit à l'exutoire du fleuve (Figure 2) ainsi qu'à l'exutoire des bassins versants jaugés dans le bassin de la Seine (les simulations sur l'ensemble des 349 bassins hydrographiques ont été jugées satisfaisantes, avec des critères de Nash-Sutcliffe  $\in [0.60 \ 0.99]$  lorsque les réanalyses MESAN ont été utilisées comme forçage climatique).

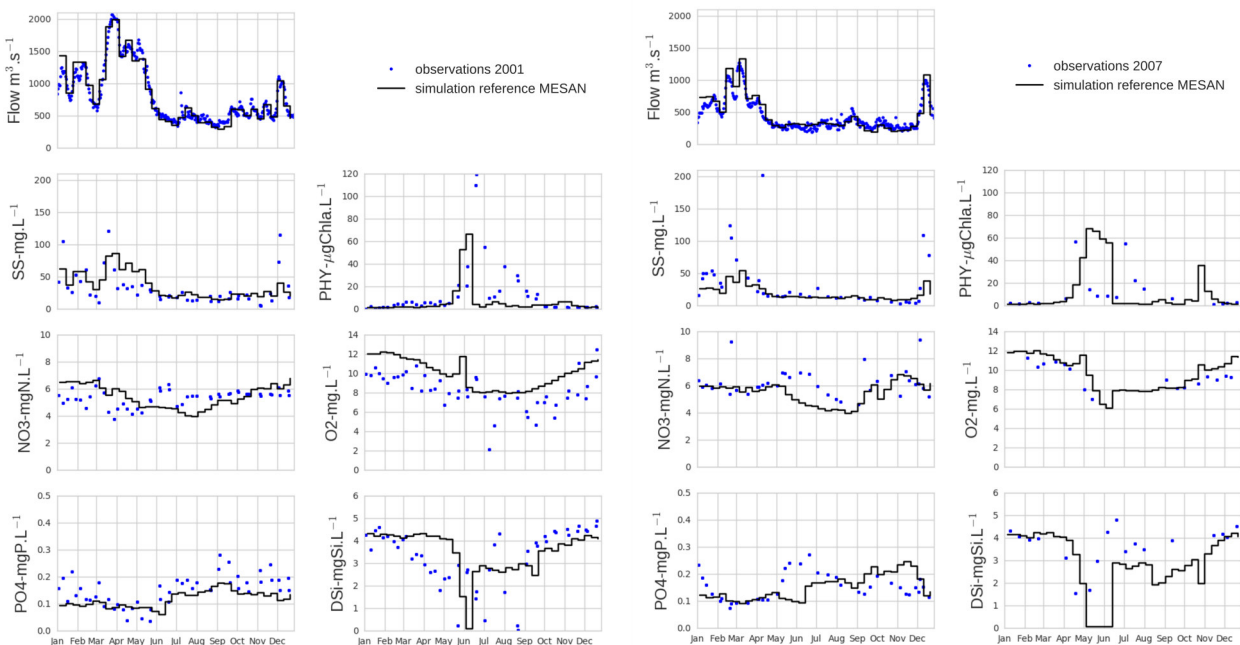


Figure 2. Variables hydro-biogéochimiques mesurées et simulées (débit flow, matières en suspension SS, nitrate NO<sub>3</sub>, phosphate PO<sub>4</sub>, phytoplancton PHY, oxygène dissous O<sub>2</sub>, acide silicique DSI) à Poses à l'exutoire de la Seine au cours de deux années humide (2001, à gauche) et sèche (2007, à droite).

Les estimations et les distributions moyennes des débits sont généralement cohérentes à l'exutoire de la Seine pour la période 2000-2010 quel que soit le forçage utilisé, i.e. les réanalyses MESAN et les projections BC-CORDEX (Figure 3), démontrant ainsi la capacité de la composante hydrologique de la chaîne de modélisation à estimer le débit passé. Les débits maximaux sont bien représentés pour la plupart des forçages climatiques, mais sous-estimés avec IPSL45 et surestimés avec ICHEC45\_KNMI.

Le modèle permet de simuler correctement la dynamique saisonnière des variables biogéochimiques (matières en suspension, nitrate, phosphate, biomasse phytoplanctonique, oxygène dissous, acide silicique) pour des situations hydrologiques contrastées, humide (2001) et sèche (2007) (Figure 2). Les simulations sont généralement cohérentes avec les observations, sauf dans certains cas où les sorties du modèle ne sont pas bien représentées par les observations, par ex. surestimation des concentrations d'oxygène en 2001, sous-estimation des nitrates entre juin et août.

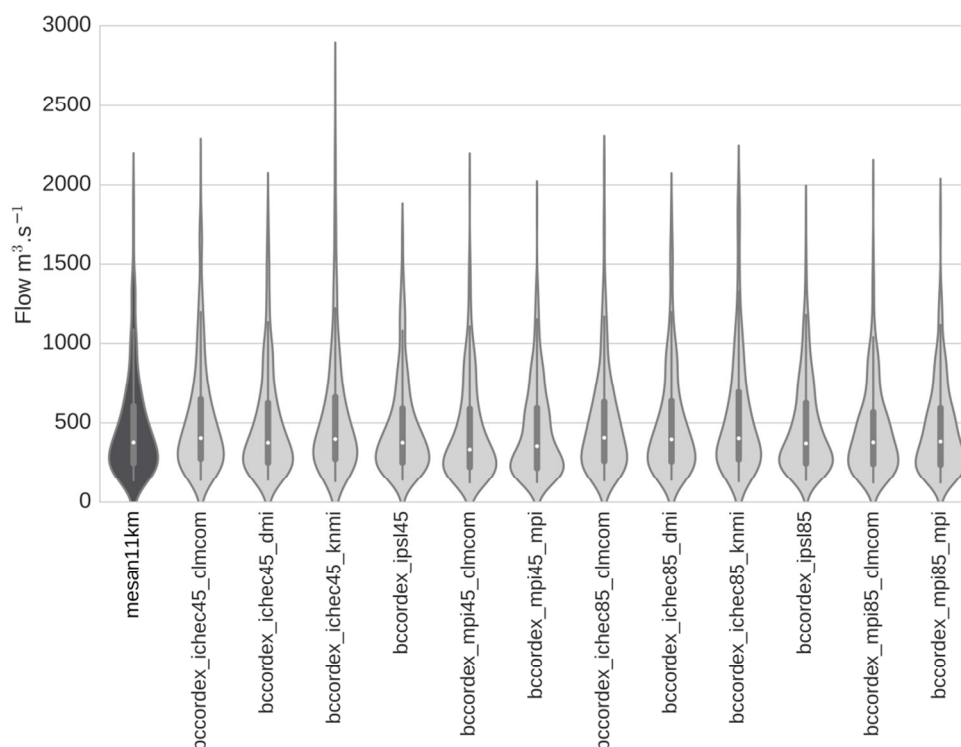


Figure 3. Débit total moyen calculé à partir des réanalyses MESAN et des 12 projections climatiques BCCORDEX à l'exutoire de la Seine pour la période 2000-2010.

## 2.2 Impacts du changement climatique sur la dynamique hydro-biogéochimique à l'exutoire de la Seine

### *Changements médians pour toutes les projections climatiques*

**Hydrologie.** Les tendances à long terme des valeurs annuelles des variables climatiques du bassin de la Seine (précipitation, température, évapotranspiration) et des indicateurs hydrologiques associés à l'exutoire du bassin (débit moyen, minimal et maximal) ont été calculées pour la période 1952-2100 pour chaque projection (Tableau 1). Les tendances sont positives pour toutes les projections pour la température et l'évapotranspiration, tandis que les tendances sont différentes selon les projections pour les précipitations (huit projections sans tendance significative, une avec une tendance négative, trois avec une tendance positive). Cette gamme de forçage climatique a conduit à diverses tendances du débit annuel moyen (cinq sans tendance, cinq avec une tendance négative et deux avec une tendance positive). Les tendances des débits minimaux sont négatives pour neuf des douze projections, tandis que les débits maximaux n'ont pas de tendance pour neuf projections sur douze.

Nous avons ensuite comparé les modifications de variables hydrologiques à l'exutoire de la Seine entre la période de référence 1980-2000 et la période future 2080-2100. A l'échelle annuelle, le débit est caractérisé par une augmentation de 5% similaire pour RCP4.5 et RCP8.5. Cependant, en s'intéressant aux variations saisonnières, le scénario RCP4.5 entraîne des changements hydrologiques saisonniers inférieurs à ceux du RCP8.5 (Figure 4). Un impact saisonnier plus important est observé pour le scénario RCP8.5 qui conduit à une modification beaucoup plus forte des régimes hydrologiques. L'amplitude saisonnière moyenne du débit (entre saisons sèche et humide) est passée de 620 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (référence) à 710 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> et jusqu'à 3170 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> en combinant les valeurs moyennes les plus extrêmes des projections saisonnières min-max.

**Biogéochimie.** Comme pour l'hydrologie, le scénario RCP4.5 entraîne de légères modifications des propriétés biogéochimiques, tandis que le scénario RCP8.5 conduit aux changements les plus importants (voir la Figure 4). Ainsi, seules les modifications des propriétés biogéochimiques induites par les conditions hydrologiques simulées sous RCP8.5 sont décrites ci-après et comparées à la référence. Les concentrations en matières en suspension suivent de près les changements de débit et varient de 36 mg l<sup>-1</sup> en hiver à 7 mg l<sup>-1</sup> en automne. Par rapport à la période de référence, les concentrations hivernales sont plus élevées (+14%) et légèrement plus faibles en automne (-4%). Les concentrations en nitrate et en phosphate sont les plus



touchées par les changements hydrologiques, en particulier par la diminution du débit des cours d'eau en été et en automne. Les concentrations en nitrate et en phosphate augmentent pendant cette période (de 4,7-6 mgN l<sup>-1</sup> à 4,9-6,8 mgN l<sup>-1</sup> pour le nitrate, de 0,18-0,23 mgP l<sup>-1</sup> à 0,20-0,26 mgP l<sup>-1</sup> pour le phosphate). Le changement de débit au printemps (légère augmentation pour RCP8.5) entraîne une légère baisse de la biomasse du phytoplancton (20-48 µg Chla l<sup>-1</sup> au lieu de 35-56 µg Chla l<sup>-1</sup> en avril). L'efflorescence est logiquement suivie d'un déficit en oxygène moins important par rapport à la situation de référence (9 mg l<sup>-1</sup> au lieu de 7 mg l<sup>-1</sup> en mai). Les concentrations en acide silicique suivent de façon inverse les changements simulés pour la dynamique du phytoplancton, particulièrement durant les efflorescences printanières et automnales. L'acide silicique diminue plus lentement avec RCP8.5 mais reste encore complètement épuisé par l'assimilation des diatomées. L'efflorescence automnale est encore plus faible que celle du printemps, mais elle augmente légèrement avec le RCP8.5, et les concentrations en oxygène et acide silicique varient en conséquence.

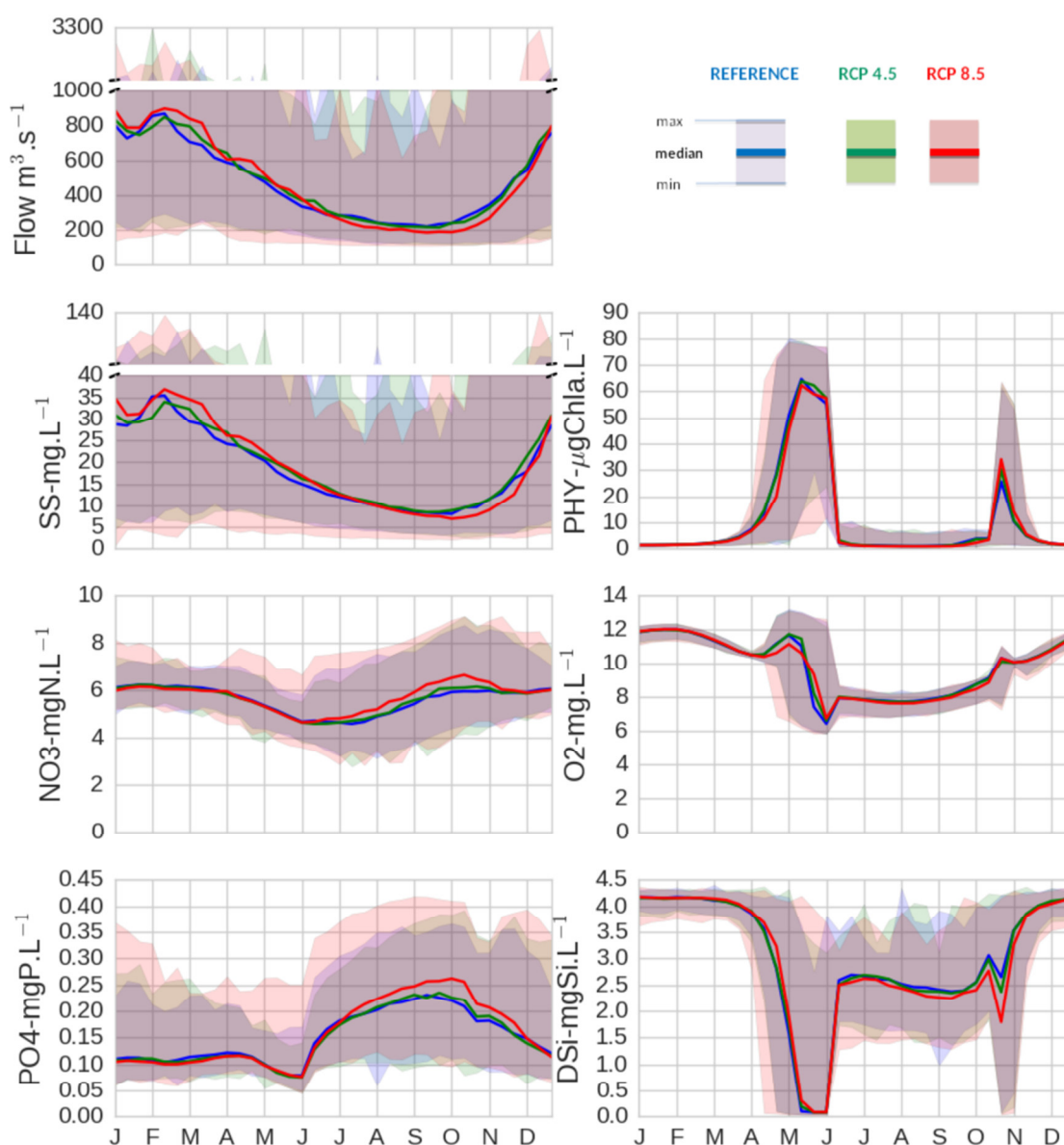


Figure 4. Impacts saisonniers du changement climatique sur l'hydrologie et ses conséquences sur les variables biogéochimiques (matières en suspension SS, nitrate NO<sub>3</sub>, phosphate PO<sub>4</sub>, phytoplancton PHY, oxygène dissous O<sub>2</sub>, acide silicique DSI) à Poses à l'exutoire de la Seine. Les valeurs moyennées de 6 projections sur une période de 20 ans (1980-2000 ou 2080-2100) sont présentées. Les médianes (ligne) et les valeurs minimales et maximales (enveloppe) de la situation de référence (bleu) sont comparées aux scénarios RCP 4.5 (vert) et RCP 8.5 (rouge).

*Changements projection par projection*

Si les changements moyennés décrits ci-dessus sont relativement limités en considérant toutes les projections, des changements plus impressionnants sont observés pour RCP8.5 lorsque nous étudions chaque projection séparément (Figure 5).

Une seule projection (IPSL85) montre une augmentation du débit de la rivière (jusqu'à  $+500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , soit  $+40\%$ ) et des matières en suspension (jusqu'à  $+23 \text{ mg l}^{-1}$ , soit  $+45\%$ ). Les cinq autres projections indiquent une augmentation du débit des rivières et des concentrations en matières en suspension en hiver et une diminution en été ou en automne variant entre  $+20\%$  et  $-20\%$  respectivement (Figure 5). L'une des projections (ICHEC85\_CLMcom) entraîne la diminution la plus drastique du débit et des matières en suspension, particulièrement en automne (jusqu'à  $-35\%$ ).

Les concentrations en nitrate et en phosphate sont modifiées pendant la période de faible débit. Hormis la projection IPSL85, les concentrations en nitrate et en phosphate augmentent (jusqu'à  $2 \text{ mgN l}^{-1}$  et  $0,12 \text{ mgP l}^{-1}$  avec ICHEC85\_CLMcom) en réponse à la diminution du débit.

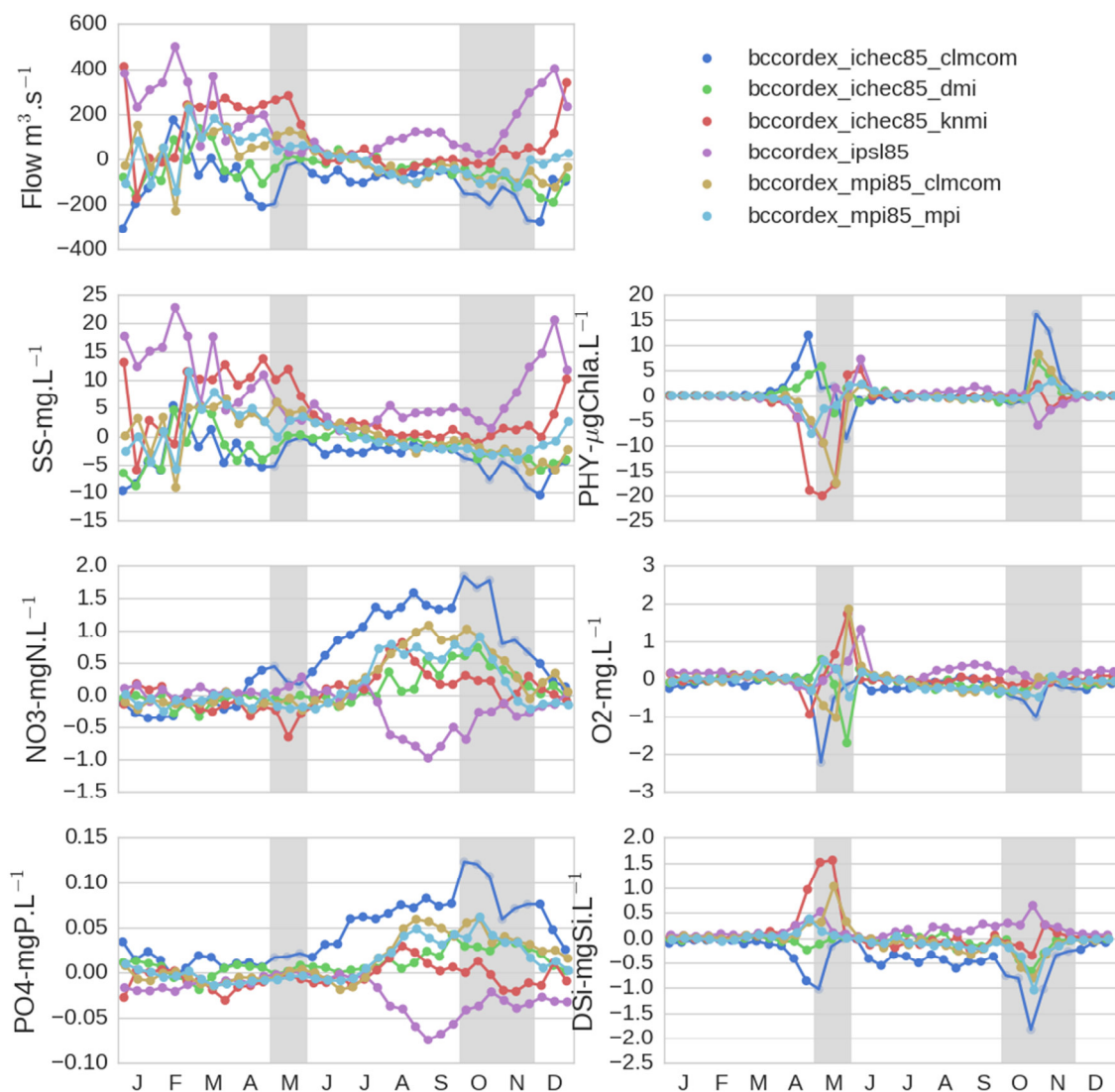


Figure 5. Impacts saisonniers du changement climatique sur les variations absolues de variables hydro-biogéochimiques à l'exutoire de la Seine pour 6 projections du scénario RCP 8.5. Pour chaque projection, les variations absolues sont la différence entre la moyenne sur 20 ans pour la période 2080-2100 et pour la référence 1980-2000. Les encadrés gris représentent les périodes où les impacts spatialisés ont été étudiés en détails dans les Figures 6 et 7.

L'augmentation et la diminution de la biomasse phytoplanctonique (jusqu'à +15 et -22  $\mu\text{g Chla l}^{-1}$  durant les efflorescences automnales et printanières selon la projection) se produisent respectivement avec la diminution et l'augmentation du débit (Figure 5). Les variations de concentrations en oxygène dissous sont faibles (-2,3 à +2,1  $\text{mg l}^{-1}$ ) et limitées aux périodes suivant les efflorescences phytoplanctoniques au printemps et à l'automne (Figure 5). Les concentrations en acide silicique varient en réponse aux changements de concentrations en phytoplancton (principalement de diatomées, non illustrées) au printemps et à l'automne.

### 2.3 Impacts spatialisés de l'hydrologie modifiée sur la biogéochimie continentale

Nous avons étudié la variabilité spatiale des impacts liés à une modification de l'hydrologie pour la projection la plus sèche (ICHEC85\_CLMcom) pendant les périodes les plus sensibles, c'est-à-dire pendant les efflorescences printanières en mai et pendant la réduction tardive de bas débit en octobre / novembre (voir la Figure 5). Nous n'avons représenté que les ordres de Strahler supérieurs à 3, où les changements sont les plus visibles pour le scénario RCP8.5 et où les conditions environnementales (temps de résidence de l'eau, lumière et température) permettent la croissance du phytoplancton (Figures 6 et 7).

*Pendant les efflorescences printanières en mai* - Le débit a diminué dans tout l'hydrosystème, en particulier à partir de l'ordre 5, avec RCP8.5 (de -10 à -150  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , c'est-à-dire  $> -20\%$ , Figure 6). Cette diminution a conduit à une augmentation de la biomasse phytoplanctonique et à une diminution des concentrations en acide silicique associées dans ces ordres et à une diminution des concentrations en oxygène dans l'ordre 7. Ceci est clairement visible le long de l'axe de la Seine (Figure 8) où la biomasse phytoplanctonique augmente et où la diminution de l'acide silicique se produit principalement entre Paris et Poses, suivie d'une diminution de l'oxygène plus en aval vers l'estuaire.

*Au cours des faibles débits en octobre / novembre* - Le débit a fortement diminué dans tous les ordres en octobre / novembre (presque -50% dans tous les ordres et de 360 à 200  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$  dans l'ordre 7 ; Figure 7). Ceci a conduit logiquement à une forte diminution des concentrations en matières en suspension (entre -30 et -50%) qui atteignent moins de 6  $\text{mg l}^{-1}$  dans l'ordre 7. La forte diminution du débit a conduit à une augmentation des concentrations en nitrate et phosphate dans l'ordre 7 de 6,2 à 7,3  $\text{mgN l}^{-1}$  (+ 19%, Figure 7) et de 0,21 à 0,3  $\text{mgP l}^{-1}$  (+ 44%), respectivement. En regardant la distribution le long de l'axe de la Seine (Figure 8), la diminution des concentrations en matières en suspension s'intensifie en aval comme la diminution du débit, alors que les concentrations en nitrate et phosphate augmentent nettement en aval des effluents des stations d'épuration.

### 2.4 Modification du potentiel d'eutrophisation côtière

En considérant les rapports de Redfield, les flux totaux de N et P sont en excès par rapport aux flux de Si à l'exutoire de la Seine pendant la période de référence. Les indicateurs ICEP sont donc toujours supérieurs à zéro, ce qui souligne la sensibilité de ce système à l'eutrophisation côtière (Tableau 2), comme montré précédemment (Billen et Garnier, 2007). En comparant les flux annuels d'export, une légère augmentation des flux totaux de N et P est observée avec de faibles modifications des flux de Si conduisant à des indicateurs constants ICEP-N et ICEP-P dans le futur par rapport à la référence. Cependant, les changements les plus importants sont observés avec la projection la plus humide IPSL85 et la projection la plus sèche ICHEC85\_CLMcom (Tableau 2).

La projection la plus humide IPSL85 entraîne une augmentation annuelle des flux totaux de N (de 108 à 135 tonnes par jour), de P (de 4,5 à 5,4 tonnes par jour) et de Si (de 59 à 80,6 tonnes par jour), qui causent une augmentation de l'ICEP-N mais une diminution de l'ICEP-P. La projection la plus sèche ICHEC85\_CLMcom conduit à des tendances opposées de diminution annuelle des flux de N (de 110,8 à 97 tonnes par jour), de flux de P (de 4,7 à 4,5 tonnes par jour) et de flux de Si (de 59,8 à 42,7 tonnes par jour) qui entraîne une diminution de l'ICEP-N mais une augmentation de l'ICEP-P. Nous avons également calculé les indicateurs ICEP pour la période de faible débit à la fin de l'été / automne (d'août à octobre). Les mêmes tendances que pour les valeurs annuelles sont observées, avec des ICEP-N plus bas et des ICEP-P plus élevés, mais systématiquement au-dessus de zéro, c'est-à-dire au-dessus du seuil pour lequel un potentiel d'eutrophisation côtière existe.

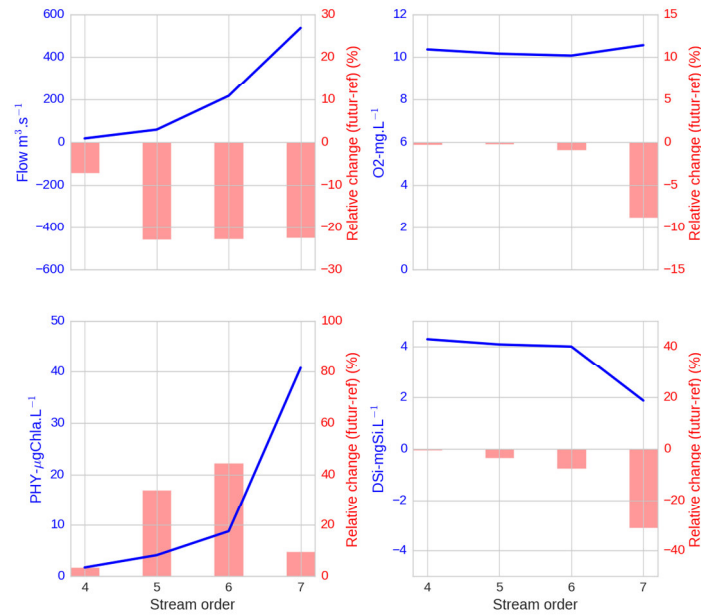


Figure 6. Impacts hydrologiques relatifs induits par le changement climatique et ses conséquences sur les variations relatives de biomasse phytoplanctonique, oxygène dissous et acide silicique, en mai pour les ordres de Strahler de 4 à 7, pour la projection la plus sèche (ICHEC85\_CLMcom). La variation relative est la différence entre la moyenne pour la période 2080-2100 et pour la période 1980-2000, moyennée par ordre. Les valeurs de référence sont indiquées en bleu.

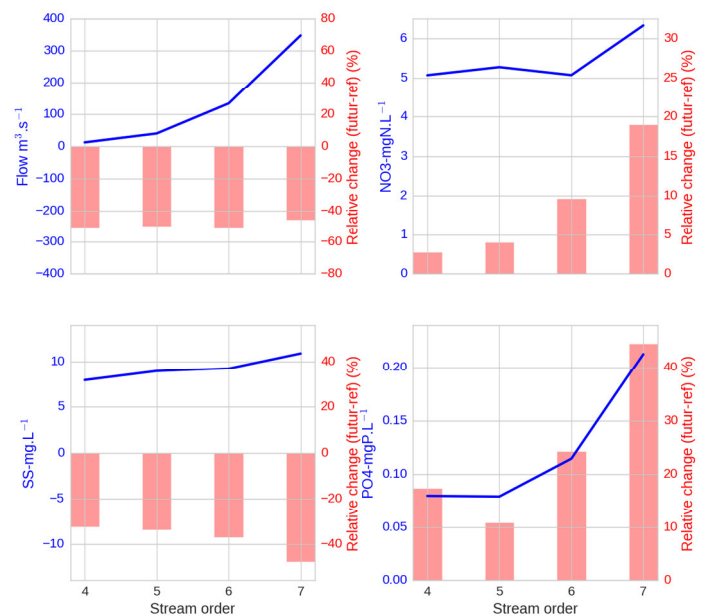


Figure 7. Impacts hydrologiques relatifs induits par le changement climatique et ses conséquences sur les variations relatives de matières en suspension, nitrate et phosphate, en octobre-novembre pour les ordres de Strahler de 4 à 7, pour la projection la plus sèche (ICHEC85\_CLMcom). La variation relative est la différence entre la moyenne pour la période 2080-2100 et pour la période 1980-2000, moyennée par ordre. Les valeurs de référence sont indiquées en bleu.

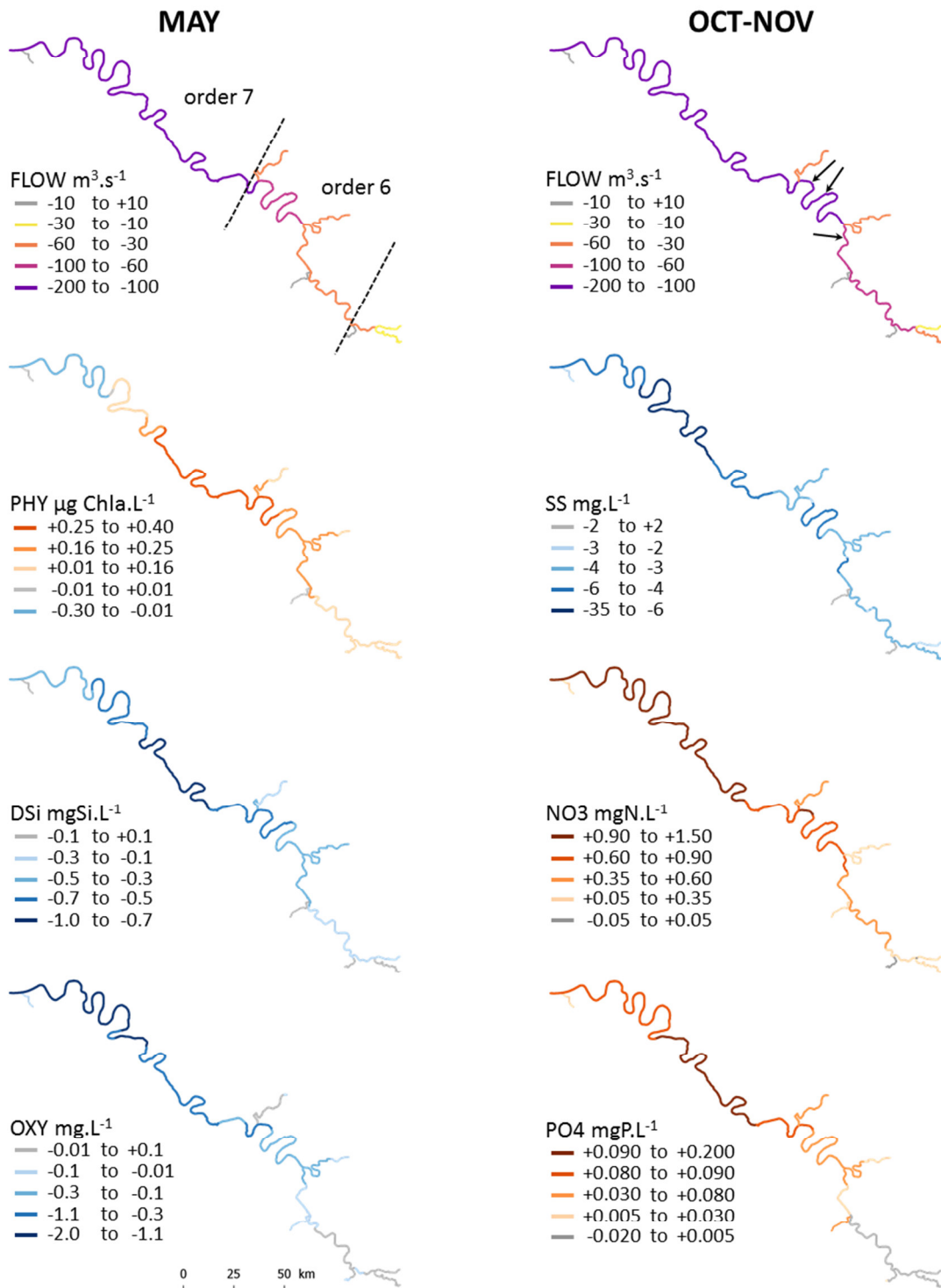


Figure 8. Impacts spatialisés du changement climatique sur les variables hydro-biogéochimiques le long du tronçon principal de la Seine depuis l'amont de Paris jusqu'à l'estuaire en mai (à gauche) et en Octobre-Novembre (à droite) pour la projection la plus sèche (ICHEC85\_CLMcom). Les différences absolues entre les périodes 2080-2100 et 1980-2000 sont présentées. Les lignes en pointillés (en haut à gauche) indiquent les changements d'ordre de l'axe Seine ; les flèches (en haut à droite) indiquent les rejets des principales stations d'épuration autour de Paris.

Tableau 2. Valeurs moyennes annuelles et pendant la période de basses eaux (Août-Octobre) pour les flux de TN, TP et TSi, les indicateurs d'eutrophisation côtière potentielle (ICEP-N et ICEP-P), pour toutes les projections ainsi que pour la plus humide (IPSL85) et la plus sèche (ICHEC85\_CLMcom). Les valeurs sont données pour la période de référence, ainsi que pour la période future (2080/2100) pour les deux scénarios d'émissions de CO<sub>2</sub> RCP4.5 et RCP8.5.

Projections	Type	Période	RCP	Moyenne annuelle					Août-Octobre	
				TN (tons/j)	TP (tons/j)	TSi (tons/j)	ICEP-N (kgC km <sup>-2</sup> j <sup>-1</sup> )	ICEP-P (kgC km <sup>-2</sup> j <sup>-1</sup> )	ICEP-N (kgC km <sup>-2</sup> j <sup>-1</sup> )	ICEP-P (kgC km <sup>-2</sup> j <sup>-1</sup> )
Toutes	moyenne	1980/2000		110.2	4.6	60.5	13.7	1.1	9.2	2.0
		2080/2100	RCP4.5	113.0	4.7	62.1	14.0	1.1	8.9	2.0
		2080/2100	RCP8.5	114.9	4.8	60.7	13.7	1.2	8.2	2.1
IPSL85	humide	1980/2000		107.7	4.5	59.0	14.0	1.0	9.4	2.0
		2080/2100	RCP4.5	118.3	4.8	66.8	15.6	0.8	9.8	1.9
		2080/2100	RCP8.5	134.9	5.4	80.6	16.8	0.4	10.9	1.7
ICHEC85_ CLMcom	sèche	1980/2000		110.8	4.7	59.8	13.3	1.1	8.6	2.0
		2080/2100	RCP4.5	108.2	4.6	55.4	13.4	1.3	7.7	2.1
		2080/2100	RCP8.5	97.0	4.5	42.7	10.6	1.8	7.1	2.3

### 3 Discussion

#### 3.1 Périodes sensibles aux changements hydrologiques dans le futur

D'un point de vue hydrologique et biogéochimique, les périodes de fort et de faible débits sont les saisons les plus sensibles avec le scénario d'augmentation des émissions de CO<sub>2</sub> RCP8.5. Les régimes hydrologiques sont caractérisés par des saisons plus contrastées entre 2080-2100 et 1980-2000, avec des précipitations et des débits plus importants en hiver / printemps et des débits plus faibles en été / automne à la fin du siècle. Ceci est cohérent avec les résultats antérieurs obtenus pour la Seine (Dayon, 2015 ; Ducharme et al., 2003), tandis que d'autres études basées sur différentes projections climatiques et autres scénarios d'émissions, sur des régionalisations, sur d'autres modèles hydrologiques et / ou périodes étudiées suggèrent surtout une diminution du débit (par ex. Boé et al., 2009).

Les modifications du régime hydrologique observées avec le scénario RCP8.5 ont des conséquences biogéochimiques sur l'écosystème de la Seine : (i) un impact sur la qualité de l'eau tout au long de l'hydrosystème jusqu'à son exutoire, comme illustré pour le printemps et l'automne (voir ci-dessous sur les impacts hydro-biogéochimiques spatiaux), et (ii) un impact sur les exports de nutriments et le potentiel d'eutrophisation côtière (voir la section sur le potentiel d'eutrophisation côtière).

#### 3.2 Spatialiser les impacts hydro-biogéochimiques du changement climatique

Une partie de l'originalité de cette étude est d'identifier comment les impacts indirects du changement climatique (c'est-à-dire l'hydrologie modifiée et ses conséquences) sont répartis par ordre de Strahler à l'échelle régionale du bassin de la Seine. Il est bien connu que les différents ordres sont caractérisés par une morphologie, une hydrologie et un fonctionnement biogéochimique différents depuis les petits cours d'eau situés en amont jusqu'aux grandes rivières en aval (Bouwman et al., 2013, Garnier et al., 1995, Seitzinger et al., 2002). Les cours d'eau amont sont également connus pour avoir un impact significatif sur la quantité et la qualité de l'eau de la rivière en aval (Billen et al., 1994, Alexander et al., 2007, Bouwman et al., 2013). Comprendre comment l'impact spatialisé d'une hydrologie modifiée sous climat changeant altérera la biogéochimie en rivière est essentiel pour appréhender les changements des propriétés biogéochimiques de l'eau par ordre de Strahler dans le réseau hydrographique, en combinant le changement climatique et les pressions anthropiques.

Dans cette étude, nous avons choisi de présenter les impacts spatialisés pendant les périodes les plus sensibles (durant l'efflorescence phytoplanctonique en mai et durant la période de débit faible en octobre / novembre) pour la projection climatique la plus sèche (ICHEC85\_CLMcom), afin d'évaluer les impacts qui

pourraient survenir dans des cas extrêmement secs. En mai et en octobre / novembre, le débit du cours d'eau diminue dans tous les ordres, avec des impacts de plus en plus importants vers l'aval.

Nos résultats montrent que les modifications biogéochimiques se produisant avec les changements de débit sont différentes selon l'ampleur des changements hydrologiques, la saison et la variable biogéochimique considérée. Pendant la saison de production, et particulièrement en mai, ces changements entraînent une augmentation de la prolifération du phytoplancton qui se développe des ordres 5 à 7, en raison de l'augmentation du temps de résidence. Cette stimulation de la croissance phytoplanctonique conduit logiquement à des diminutions significatives de l'oxygène et de l'acide silicique dans l'ordre 7, dues à une respiration hétérotrophe croissante associée à une matière organique plus abondante et à une assimilation plus élevée d'acide silicique par les diatomées. Fait intéressant, durant l'été (non illustré), les concentrations en phytoplancton et en acide silicique ne varient pas dans l'ordre 7 mais en amont dans les ordres 5 où la prolifération phytoplanctonique survient lorsque le taux de croissance algal est supérieur au taux de dilution (Garnier et al. 1995). Avec le scénario RCP8.5, les efflorescences algales sont toujours situées dans les ordres 5 mais s'y amplifient et augmentent plus en amont dans les ordres 4. Cela indique que le maximum de biomasse phytoplanctonique se décale plus en amont dans l'hydro-écosystème en réponse à la diminution du débit et à l'augmentation associée du temps de résidence des masses d'eau. Ces résultats soulignent que les changements hydrologiques induits par le changement climatique auront des conséquences en termes d'amplitude et de localisation des efflorescences phytoplanctoniques et des variables biogéochimiques associées, par ex. l'oxygène ou l'acide silicique, qui sont toutes associées à des symptômes d'eutrophisation.

Pendant la saison de faible débit, lorsque la diminution du débit est amplifiée et prolongée, les concentrations en matières en suspension diminuent fortement en raison de la réduction de l'érosion et de la sédimentation plus élevée dans la rivière. Ces changements ont des conséquences sur les propriétés géomorphologiques des rivières, la croissance du phytoplancton, l'accumulation de contaminants, le recyclage benthique, etc. En même temps, les concentrations en nitrate et en phosphate augmentent, en particulier dans l'ordre 7. Cette augmentation est en partie liée à la plus faible dilution des rejets ponctuels notamment les effluents des grandes stations d'épuration situées en aval, à proximité de l'agglomération parisienne. De plus, l'augmentation des concentrations en nitrate est également liée à des concentrations en ammonium plus élevées et donc à des taux de nitrification plus élevés résultant d'un temps de séjour plus élevé, déjà observé dans la Seine (Aissa-Grouz et al., 2015 ; Garnier et al., 2007, Raimonet et al., 2017a). Les impacts biogéochimiques liés à une baisse du débit fluvial devraient donc être plus importants en aval des agglomérations et de leurs effluents d'épuration.

Nos résultats montrent que les concentrations en matières en suspension, oxygène, nitrate et phosphate suivent des tendances similaires quel que soit l'ordre considéré et la projection climatique utilisée, mais que les impacts sont souvent plus forts en aval (ordre > 4). Ce résultat soutient l'idée que l'hydrologie modifiée affecte tous les ordres pour ces variables biogéochimiques, avec une cascade d'impacts hydrologiques induits par le climat sur les processus biogéochimiques, et des impacts cumulatifs de l'amont vers l'aval. Une plus grande hétérogénéité spatiale pourrait être attendue dans les grands bassins fluviaux caractérisés par une diversité de régimes climatiques ainsi que dans des bassins fluviaux fortement régulés.

Il est intéressant de noter que l'augmentation absolue des concentrations en nitrate attendue avec la projection la plus sèche, pourrait être du même ordre de grandeur, voire supérieur à la variabilité saisonnière et aux variations spatiales observées entre les ordres 1 et 7. Cela signifie que l'impact hydrologique induit par le climat est comparable à l'impact des pressions anthropiques directes via l'agriculture et les effluents de traitement des eaux usées sur le bassin, ainsi qu'à l'effet de la capacité de rétention associée au processus biologique de dénitrification. Cela souligne également que les processus biogéochimiques le long de l'écosystème fluvial pourraient ne pas être en mesure de compenser l'effet de l'hydrologie modifiée par le changement climatique sur la qualité de l'eau des rivières.

### **3.3 Evolution du potentiel d'eutrophisation côtière avec le changement climatique**

Dans ce travail, nous estimons les flux totaux moyens annuels ainsi que les indicateurs du potentiel d'eutrophisation côtier (ICEP-N et ICEP-P) pour les scénarios RCP4.5 et RCP8.5 (moyenne de 6 projections pour chaque scénario), ainsi que pour la projection la plus humide (IPSL85) et la plus sèche (ICHEC85\_CLMcom), afin d'évaluer la variabilité du potentiel d'eutrophisation côtière dans le futur. Si l'on considère les valeurs moyennes pour les scénarios RCP4.5 et RCP8.5 (sur la période 2080 et 2100), le potentiel d'eutrophisation reste stable par rapport à la fin du siècle précédent.

L'analyse individuelle des impacts attendus avec la projection la plus humide et la plus sèche nous permet de mieux comprendre l'évolution du potentiel d'eutrophisation côtière avec le changement climatique. Pour la projection la plus humide, les exports totaux annuels d'azote, de phosphore et de silicium augmentent à l'exutoire, ce qui s'explique notamment par une contribution plus importante des apports diffus dans le bassin de la Seine (Billen et al., 2007). Il est intéressant de noter que les flux de N augmentent plus que les flux de Si, mais que les flux de P augmentent moins que les flux de Si, ce qui entraîne une augmentation de l'ICEP-N et une diminution de l'ICEP-P. Ces tendances opposées pour les deux indicateurs ne sont pas liées à l'évolution des activités humaines, comme le montrent Romero et al. (2012), puisque les pressions anthropiques ont été maintenues constantes dans notre étude. Elles s'expliquent par la modification du régime hydrologique et des changements biogéochimiques associés. Dans le cas de la Seine, les sources de nitrate sont majoritairement diffuses alors que pour le phosphate les contributions des sources diffuses et ponctuelles sont désormais équivalentes. A l'échelle annuelle, une année plus humide apportera donc plus de N et de Si, ce qui explique l'augmentation de l'ICEP-N et la diminution de l'ICEP-P. Au contraire, sous un climat plus sec, la contribution des sources diffuses hivernales diminueront mais la dilution des sources ponctuelles diminuera également ; la production phytoplanctonique sera ainsi favorisée tout en diminuant les concentrations en acide silicique. Ceci explique l'augmentation de l'ICEP-P avec la projection la plus sèche. La diminution de la contribution diffuse des apports contribuera quant à elle à la diminution de l'ICEP-N.

L'évolution du potentiel d'eutrophisation côtière dépend donc du régime climatique, des propriétés internes des bassins versants et des pressions anthropiques (Romero et al., 2012). Nos résultats montrent également que les réponses biogéochimiques ne sont pas linéaires. En effet, l'augmentation et la diminution du débit peuvent potentiellement entraîner une plus grande sensibilité à l'eutrophisation côtière. Dans les eaux côtières du bassin anthropisé de la Seine où les rapports nutritifs sont déjà déséquilibrés, les prédictions sous climat changeant indiquent que le potentiel d'eutrophisation côtière sera exacerbé, atténué ou stable, mais ne montrent aucune diminution du potentiel d'eutrophisation côtière vers des valeurs négatives. L'eutrophisation côtière resterait un problème dans le futur, tout comme on le constate aujourd'hui (Passy et al., 2016 ; Romero et al., 2012). Ces résultats montrent également la nécessité de mettre en œuvre des stratégies de gestion qui diminueront l'excès d'azote (et de phosphate) associés aux pratiques agricoles.

Dans ce travail, nous ne considérons pas explicitement la zone de transition estuarienne entre le fleuve et les systèmes côtiers, qui peut toutefois modifier l'expression de l'eutrophisation dans les eaux côtières (Cloern, 2001 ; Cloern et al., 2016). La modélisation de l'estuaire de la Seine a déjà montré son rôle globalement faible dans la diminution des niveaux moyens annuels de l'azote et du phosphore (respectivement -6,8% et -11% selon Garnier et al., 2010b) en raison d'une forte modification de sa géomorphologie. Cependant, pour de plus grands domaines où les estuaires ont été moins aménagés que celui de la Seine, la prise en compte du fonctionnement de la zone estuarienne dans le cadre du changement climatique futur pourrait être nécessaire afin de prendre en compte le rôle filtre estuarien par une modélisation complète de tout le continuum terre-mer (Regnier et al., 2014).

### **3.4 Conséquences de l'augmentation des événements hydrologiques extrêmes**

Il convient de noter que, même si nous ne voyons pas de changements drastiques dans les valeurs médianes, il y a une augmentation de la gamme de valeurs atteintes avec les différentes projections climatiques utilisées, en particulier la projection la plus humide IPSL85 et la projection la plus sèche ICHEC85\_CLMcom. Des valeurs extrêmes en termes de débit et de propriétés biogéochimiques de l'eau peuvent être attendues à l'avenir. La fréquence et l'ampleur accrues des événements hydrologiques extrêmes pourraient avoir des conséquences en termes d'inondations et de sécheresses, mais aussi de qualité de l'eau et d'eutrophisation. L'augmentation attendue des flux de nitrate, de phosphate et du potentiel d'eutrophisation côtière pour la fin du siècle doivent être pris en compte dans les réflexions en cours sur les stratégies de gestion et d'adaptation au changement climatique.

### **3.5 Perspectives : Evaluer l'impact de l'hydrologie modifiée par rapport à l'augmentation des températures et aux stratégies de gestion de l'eau**

En plus des impacts indirects du changement climatique liés aux modifications de régimes hydrologiques, il y aura aussi des impacts liés à l'augmentation de la température de l'eau en réponse à l'augmentation de la température de l'air. La température est un facteur de contrôle important des cinétiques biologiques et biogéochimiques. Par exemple, on sait que l'augmentation de la température modifie les taux de croissance du phytoplancton (Garnier et al., 1995), les taux de nitrification et de dénitrification (Benoit et al., 2015 ;



Dawson et Murphy, 1972 ; Laverman et al., 2006, 2007), la respiration bactérienne (Thamdrup et al., 1998) et stimule la dissolution de la silice (Van Cappellen et al., 2002). Un réchauffement de l'eau pourrait ainsi se superposer aux effets induits par une modification des régimes hydrologiques, conduisant à une biomasse de phytoplancton encore plus élevée pendant la saison productive, avec des modifications possibles des communautés phytoplanctoniques et l'apparition d'espèces toxiques (Paerl et Paul, 2012), et des concentrations plus faibles en oxygène dissous, comme le montre les travaux de Ducharme (2008). Des développements sont encore nécessaires pour intégrer les changements thermiques spatialisés le long du système aquatique, comme développés par exemple dans la Loire (Beaufort et al., 2016 ; Bustillo et al., 2014), afin d'étudier les effets de changements synchrones de température et d'hydrologie sur la qualité de l'eau des rivières.

La dimension prospective des travaux présentés ici, n'intègre pas les possibles changements/adaptations qui interviendront dans les années à venir et jusqu'à la fin du siècle. Les travaux futurs doivent être consacrés au développement de scénarios de changement climatique (hydrologie modifiée, augmentation de la température) associés à des stratégies de gestion, par exemple l'adaptation des pratiques et systèmes agricoles, la régulation de l'eau (réservoirs), le prélèvement d'eau, afin d'évaluer les effets de cumul ou d'atténuation des impacts du changement climatique sur la qualité de l'eau de rivière et les exports de nutriments à la zone côtière. En particulier, la prise en compte de la gestion des ouvrages de rétention/régulation d'eau (barrages-réservoirs) apparaît essentielle car elle aura des impacts sur la qualité de l'eau de rivière en aval, et pourrait bénéficier de travaux antérieurs sur l'intégration des réservoirs dans le modèle GR4J (Moulin et al., 2005 ; Payan, 2007). Alors que le stockage de l'eau a un impact sur les flux totaux d'eau et de nutriments vers la zone côtière, le soutien d'étiage modifie la qualité de l'eau de la rivière. En effet, dès le printemps l'augmentation de la température favorise la dénitrification et diminue drastiquement les concentrations en nitrate dans les eaux des réservoirs. Si les stratégies de gestion évoluent à l'avenir avec plus ou moins de rejets d'eau, la qualité de l'eau de la rivière et les exports de nutriments vers la zone côtière en seront modifiés.

La présente étude confirme l'urgence de mettre en place des mesures de gestion afin de limiter l'export d'azote (et de phosphore, selon les sites d'étude) à la zone côtière pour réduire l'eutrophisation côtière et ses conséquences multiples déjà soulignées dans des études antérieures (par exemple, Billen et Garnier, 1997 ; Rabalais et al., 2009 ; Romero et al., 2012).

## 4 Conclusions

Un modèle hydrologique spatialisé a été mis en œuvre et couplé au modèle biogéochimique existant pyNuts-Riverstrahler afin d'évaluer les impacts indirects du changement climatique.

Nos résultats ont montré que le scénario RCP4.5 conduit à de faibles variations des régimes hydrologiques et de la qualité de l'eau, suggérant de faibles impacts indirects si les émissions de CO<sub>2</sub> sont stabilisées. Cependant, l'augmentation des émissions de CO<sub>2</sub> avec le scénario RCP8.5 conduirait à des débits extrêmes plus fréquents et plus intenses (flux hivernaux plus élevés, flux estivaux plus bas, périodes de faibles débits prolongées), qui s'accompagneraient d'une dégradation importante de la qualité de l'eau.

A l'exutoire de la Seine, la diminution des débits pendant la période de faible débit avec RCP8.5 conduit à des modifications des propriétés biogéochimiques (ex. augmentation de nitrate, phosphate et phytoplancton) liés à une plus faible dilution des sources ponctuelles et un temps de séjour de l'eau plus long. L'augmentation du débit des cours d'eau en période de hautes eaux est plutôt associée à l'intensification des exports d'éléments nutritifs qui augmentent le potentiel d'eutrophisation côtière, lequel devrait toujours être élevé à l'avenir, quelle que soit la projection envisagée.

En plus des impacts à l'exutoire de la Seine, les impacts ont été étudiés tout le long du réseau fluvial. L'analyse des projections climatiques les plus extrêmes a permis de quantifier l'importance des changements biogéochimiques qui s'opéreront dans le futur. La projection climatique la plus sèche indique que le phytoplancton devrait croître plus en amont (dans les ordres 4 et 5) en mai en raison de l'augmentation du temps de résidence, et les concentrations en nitrate et phosphate pourraient augmenter, en particulier en aval des grandes zones urbaines. Les impacts hydrologiques induits par le climat sur la qualité de l'eau pourraient être localement élevés.

La plateforme de modélisation pyNuts-Riversatrhler constitue aujourd'hui un outil évolutif adapté à des études complémentaires sur les impacts cumulatifs et / ou atténuants du changement climatique, ainsi que des scénarios de pratiques de gestion (e.g. amélioration du traitement des eaux usées, diminution des sources diffuses, régulation de l'eau, etc.), capable de fournir des informations quantitatives cruciales pour la mise en place de stratégies d'adaptation au changement climatique.

## 5 Remerciements

Ce travail a été soutenu par le Labex L-IPSL (ANR, Grant #ANR-10-LABX-0018), par le projet EC2CO MARICCA (INSU/CNRS) et par la FR-3020 FIRE. Le PIREN-Seine a également financé ce projet pour une gestion des bases de données associées. Les auteurs remercient Robert Vautard et Thomas Noel pour leurs conseils et pour avoir fourni les sorties de modèle climatique.

## Bibliographie

- Aissa-Grouz, N., Garnier, J., Billen, G., Mercier, B., and Martinez, A. (2015). The response of river nitrification to changes in wastewater treatment (The case of the lower Seine River downstream from Paris). *Ann. Limnol. - Int. J. Limnol.* 51, 351–364. doi:10.1051/limn/2015031.
- Alexander, R. B., Boyer, E. W., Smith, R. A., Schwarz, G. E., and Moore, R. B. (2007). The Role of Headwater Streams in Downstream Water Quality1. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 43, 41–59. doi:10.1111/j.1752-1688.2007.00005.x.
- Altieri, A. H., and Gedan, K. B. (2015). Climate change and dead zones. *Glob. Change Biol.* 21, 1395–1406. doi:10.1111/gcb.12754.
- Andersen, H. E., Kronvang, B., Larsen, S. E., Hoffmann, C. C., Jensen, T. S., and Rasmussen, E. K. (2006). Climate-change impacts on hydrology and nutrients in a Danish lowland river basin. *Sci. Total Environ.* 365, 223–237. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.02.036.
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., Makridis, T., Puech, T., and Tittel, C. (2015). Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agric. Syst.* 139, 82–92. doi:10.1016/j.agsy.2015.06.006.
- Arnold, J. G., and Allen, P. M. (1999). Automated Methods for Estimating Baseflow and Ground Water Recharge from Streamflow Records1. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 35, 411–424. doi:10.1111/j.1752-1688.1999.tb03599.x.
- Beaufort, A., Moatar, F., Curie, F., Ducharne, A., Bustillo, V., and Thiéry, D. (2016). River Temperature Modelling by Strahler Order at the Regional Scale in the Loire River Basin, France. *River Res. Appl.* 32, 597–609. doi:10.1002/rra.2888.
- Benoit, M., Garnier, J., and Billen, G. (2015). Temperature dependence of nitrous oxide production of a luvisolic soil in batch experiments. *Process Biochem.* 50, 79–85. doi:10.1016/j.procbio.2014.10.013.
- Billen, G., and Garnier, J. (1997). The Phison River plume: coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. *Aquat. Microb. Ecol.* 13, 3–17. doi:10.3354/ame013003.
- Billen, G., and Garnier, J. (2007). River basin nutrient delivery to the coastal sea: Assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Mar. Chem.* 106, 148–160. doi:10.1016/j.marchem.2006.12.017.
- Billen, G., Garnier, J., Deligne, C., and Billen, C. (1999). Estimates of early-industrial inputs of nutrients to river systems: implication for coastal eutrophication. *Sci. Total Environ.* 243–244, 43–52. doi:10.1016/S0048-9697(99)00327-7.
- Billen, G., Garnier, J., and Hanset, P. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER Model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia* 289, 119–137. doi:10.1007/BF00007414.
- Billen, G., Garnier, J., Némery, J., Sebilo, M., Sferratore, A., Barles, S., et al. (2007). A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *Sci. Total Environ.* 375, 80–97. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.12.005.
- Billen, G., Lassaletta, L., and Garnier, J. (2014). A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Glob. Food Secur.* 3, 209–219. doi:10.1016/j.gfs.2014.08.003.

- Billen, G., Thieu, V., Garnier, J., and Silvestre, M. (2009). Modelling the N cascade in regional watersheds: The case study of the Seine, Somme and Scheldt rivers. *Agric. Ecosyst. Environ.* 133, 234–246. doi:10.1016/j.agee.2009.04.018.
- Boé, J., Terray, L., Martin, E., and Habets, F. (2009). Projected changes in components of the hydrological cycle in French river basins during the 21st century. *Water Resour. Res.* 45, W08426. doi:10.1029/2008WR007437.
- Bossard, M., Feranec, J., and Otahel, J. (2000). *CORINE land cover technical guide – Addendum 2000*. European Environment Agency Available at: <http://www.eea.europa.eu/publications/tech40add> [Accessed July 17, 2017].
- Bouwman, A. F., Bierkens, M. F. P., Griffioen, J., Hefting, M. M., Middelburg, J. J., Middelkoop, H., et al. (2013). Nutrient dynamics, transfer and retention along the aquatic continuum from land to ocean: towards integration of ecological and biogeochemical models. *Biogeosciences* 10, 1–22. doi:10.5194/bg-10-1-2013.
- Bussi, G., Janes, V., Whitehead, P. G., Dadson, S. J., and Holman, I. P. (2017). Dynamic response of land use and river nutrient concentration to long-term climatic changes. *Sci. Total Environ.* 590–591, 818–831. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.03.069.
- Bustillo, V., Moatar, F., Ducharne, A., Thiéry, D., and Poirel, A. (2014). A multimodel comparison for assessing water temperatures under changing climate conditions via the equilibrium temperature concept: case study of the Middle Loire River, France. *Hydrol. Process.* 28, 1507–1524. doi:10.1002/hyp.9683.
- Casanueva, A., Kotlarski, S., Herrera, S., Fernández, J., Gutiérrez, J. M., Boberg, F., et al. (2016). Daily precipitation statistics in a EURO-CORDEX RCM ensemble: added value of raw and bias-corrected high-resolution simulations. *Clim. Dyn.* 47, 719–737. doi:10.1007/s00382-015-2865-x.
- Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210, 223–253. doi:10.3354/meps210223.
- Conley, D. J., Paerl, H. W., Howarth, R. W., Boesch, D. F., Seitzinger, S. P., Karl E., K. E., et al. (2009). Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science* 123, 1014–1015.
- Dawson, R. N., and Murphy, K. L. (1972). The temperature dependency of biological denitrification. *Water Res.* 6, 71–83. doi:10.1016/0043-1354(72)90174-1.
- Dayon, G. (2015). Evolution du cycle hydrologique continental en France au cours des prochaines décennies.
- Diaz, R. J., and Rosenberg, R. (2008). Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science* 321, 926–929. doi:10.1126/science.1156401.
- Doney, S. C. (2010). The Growing Human Footprint on Coastal and Open-Ocean Biogeochemistry. *Science* 328, 1512–1516. doi:10.1126/science.1185198.
- Ducharne, A. (2008). Importance of stream temperature to climate change impact on water quality. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 12, 797–810.
- Ducharne, A., Sylvain Théry, Pascal Viennot, Ledoux, E., Eric Gomez, and Michel Déqué (2003). Influence du changement climatique sur l’hydrologie du bassin de la Seine. *Vertigo - Rev. Électronique En Sci. Environ.* doi:10.4000/vertigo.3845.
- EEA (2007). CLC2006 technical guidelines. Luxembourg: European Environment Agency.
- EEA (2012). Waterbase - UWWTD: Urban Waste Water Treatment Directive. Version of November, 2014. Available at: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/waterbase-uwwtd-urban-waste-water-treatment-directive>.
- Erisman, J. W., Galloway, J. N., Seitzinger, S., Bleeker, A., Dise, N. B., Petrescu, A. M. R., et al. (2013). Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 368. doi:10.1098/rstb.2013.0116.
- Gao, G., Clare, A. S., Rose, C., and Caldwell, G. S. (2017). Eutrophication and warming-driven green tides (*Ulva rigida*) are predicted to increase under future climate change scenarios. *Mar. Pollut. Bull.* 114, 439–447. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.10.003.
- Garnier, J., Beusen, A., Thieu, V., Billen, G., and Bouwman, L. (2010a). N:P:Si nutrient export ratios and ecological consequences in coastal seas evaluated by the ICEP approach. *Glob. Biogeochem. Cycles* 24, GB0A05. doi:10.1029/2009GB003583.
- Garnier, J., Billen, G., and Cébron, A. (2007). Modelling nitrogen transformations in the lower Seine river and estuary (France): impact of wastewater release on oxygenation and N<sub>2</sub>O emission. *Hydrobiologia* 588, 291–302. doi:10.1007/s10750-007-0670-1.

- Garnier, J., Billen, G., and Coste, M. (1995). Seasonal Succession of Diatoms and Chlorophyceae in the Drainage Network of the Seine River: Observations and Modeling. *Limnol. Oceanogr.* 40, 750–765. doi:10.2307/2838310.
- Garnier, J., Billen, G., Hannon, E., Fonbonne, S., Videnina, Y., and Soulie, M. (2002). Modelling the Transfer and Retention of Nutrients in the Drainage Network of the Danube River. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 54, 285–308. doi:10.1006/ecss.2000.0648.
- Garnier, J., Billen, G., Némery, J., and Sebilo, M. (2010b). Transformations of nutrients (N, P, Si) in the turbidity maximum zone of the Seine estuary and export to the sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 90, 129–141. doi:10.1016/j.ecss.2010.07.012.
- Henson, S. A., Beaulieu, C., and Lampitt, R. (2016). Observing climate change trends in ocean biogeochemistry: when and where. *Glob. Change Biol.* 22, 1561–1571. doi:10.1111/gcb.13152.
- Hesse, C., and Krysanova, V. (2016). Modeling Climate and Management Change Impacts on Water Quality and In-Stream Processes in the Elbe River Basin. *Water* 8. doi:10.3390/w8020040.
- Huntington, T. G., Balch, W. M., Aiken, G. R., Sheffield, J., Luo, L., Roesler, C. S., et al. (2016). Climate change and dissolved organic carbon export to the Gulf of Maine. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 121, 2015JG003314. doi:10.1002/2015JG003314.
- Jacob, D., Petersen, J., Eggert, B., Alias, A., Christensen, O. B., Bouwer, L. M., et al. (2014). EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Reg. Environ. Change* 14, 563–578. doi:10.1007/s10113-013-0499-2.
- Justić, D., Rabalais, N. N., and Turner, R. E. (2005). Coupling between climate variability and coastal eutrophication: Evidence and outlook for the northern Gulf of Mexico. *J. Sea Res.* 54, 25–35. doi:10.1016/j.seares.2005.02.008.
- Kirkby, M. J., Jones, R. J. A., Irvine, B., Gobin, A., Govers, G., Cerdan, O., et al. (2004). Pan-European Soil Erosion Risk Assessment: The PESERA Map Version 1 October 2003, Explanation of: Special Publication Ispra 2004 no. 73, S.P.I.04.73. Available at: <http://researchdirect.westernsydney.edu.au/islandora/object/uws%3A12030/> [Accessed July 17, 2017].
- Landelius, T., Dahlgren, P., Gollvik, S., Jansson, A., and Olsson, E. (2016). A high-resolution regional reanalysis for Europe. Part 2: 2D analysis of surface temperature, precipitation and wind. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 142, 2132–2142. doi:10.1002/qj.2813.
- Laverman, A. M., Canavan, R. W., Slomp, C. P., and Cappellen, P. V. (2007). Potential nitrate removal in a coastal freshwater sediment (Haringvliet Lake, The Netherlands) and response to salinization. *Water Res.* 41, 3061–3068. doi:10.1016/j.watres.2007.04.002.
- Laverman, A. M., Van Cappellen, P., Van Rotterdam-Los, D., Pallud, C., and Abell, J. (2006). Potential rates and pathways of microbial nitrate reduction in coastal sediments. *FEMS Microbiol. Ecol.* 58, 179–192. doi:10.1111/j.1574-6941.2006.00155.x.
- Moulin, L., Perrin, C., Michel, C., and Andréassian, V. (2005). Prise en compte de barrages-réservoirs dans un modèle pluie-débit global : application au cas du bassin de la Seine amont. *Houille Blanche*, 79–88. doi:10.1051/lhb:200505008.
- Nash, J. E., and Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *J. Hydrol.* 10, 282–290. doi:10.1016/0022-1694(70)90255-6.
- Nixon, S. W. (1995). Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41, 199–219. doi:10.1080/00785236.1995.10422044.
- Oudin, L., Andréassian, V., Perrin, C., Michel, C., and Le Moine, N. (2008). Spatial proximity, physical similarity, regression and ungaged catchments: A comparison of regionalization approaches based on 913 French catchments. *Water Resour. Res.* 44, W03413. doi:10.1029/2007WR006240.
- Oudin, L., Hervieu, F., Michel, C., Perrin, C., Andréassian, V., Anctil, F., et al. (2005). Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall-runoff model?: Part 2—Towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall-runoff modelling. *J. Hydrol.* 303, 290–306. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.08.026.
- Paerl, H. W., and Paul, V. J. (2012). Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Res.* 46, 1349–1363. doi:10.1016/j.watres.2011.08.002.
- Passy, P., Le Gendre, R., Garnier, J., Cugier, P., Callens, J., Paris, F., et al. (2016). Eutrophication modelling chain for improved management strategies to prevent algal blooms in the Bay of Seine. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 543, 107–125. doi:10.3354/meps11533.
- Payan, J.-L. (2007). Prise en compte de barrages-réservoirs dans un modèle global pluie-débit. Available at: <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00003555/document> [Accessed October 26, 2017].

- Perrin, C., Michel, C., and Andréassian, V. (2003). Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *J. Hydrol.* 279, 275–289. doi:10.1016/S0022-1694(03)00225-7.
- Rabalais, N. N., Turner, R. E., Díaz, R. J., and Justić, D. (2009). Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES J. Mar. Sci.* 66, 1528–1537. doi:10.1093/icesjms/fsp047.
- Raimonet, M., Cazier, T., Rocher, V., and Laverman, A. M. (2017a). Nitrifying Kinetics and the Persistence of Nitrite in the Seine River, France. *J. Environ. Qual.* 46, 585–595. doi:10.2134/jeq2016.06.0242.
- Raimonet, M., Oudin, L., Thieu, V., Silvestre, M., Vautard, R., Rabouille, C., et al. (2017b). Evaluation of Gridded Meteorological Datasets for Hydrological Modeling. *J. Hydrometeorol.* doi:10.1175/JHM-D-17-0018.1.
- Regnier, P., Arndt, S., Goossens, N., Volta, C., Laruelle, G. G., Lauerwald, R., et al. (2014). Modelling Estuarine Biogeochemical Dynamics: From the Local to the Global Scale. *Aquat. Geochem.* 19, 591–626. doi:10.1007/s10498-013-9218-3.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F. S., Lambin, E. F., et al. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472–475. doi:10.1038/461472a.
- Romero, E., Garnier, J., Lassaletta, L., Billen, G., Gendre, R. L., Riou, P., et al. (2012). Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry* 113, 481–505. doi:10.1007/s10533-012-9778-0.
- Seitzinger, S. P., Styles, R. V., Boyer, E. W., Alexander, R. B., Billen, G., Howarth, R. W., et al. (2002). “Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the northeastern U.S.A.,” in *The Nitrogen Cycle at Regional to Global Scales*, eds. E. W. Boyer and R. W. Howarth (Dordrecht: Springer Netherlands), 199–237. doi:10.1007/978-94-017-3405-9\_6.
- Sferratore, A., Billen, G., Garnier, J., Smedberg, E., Humborg, C., and Rahm, L. (2008). Modelling nutrient fluxes from sub-arctic basins: Comparison of pristine vs. dammed rivers. *J. Mar. Syst.* 73, 236–249. doi:10.1016/j.jmarsys.2007.10.012.
- Strahler, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos Trans. Am. Geophys. Union* 38, 913–920. doi:10.1029/TR038i006p00913.
- Thamdrup, B., Hansen, J. W., and Jørgensen, B. B. (1998). Temperature dependence of aerobic respiration in a coastal sediment. *FEMS Microbiol. Ecol.* 25, 189–200. doi:10.1111/j.1574-6941.1998.tb00472.x.
- Thieu, V., Silvestre, M., Lassaletta, L., Garnier, J., Billen, G. Generic application of the Riverstrahler biogeochemical model to western EU-rivers. Soumis à Environmental Modelling & Software.
- Tóth, G., Jones, A., and Montanarella, L. (2013). LUCAS Topsoil Survey: methodology, data and results. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Valéry, A., Andréassian, V., and Perrin, C. (2010). Regionalization of precipitation and air temperature over high-altitude catchments – learning from outliers. *Hydrol. Sci. J.* 55, 928–940. doi:10.1080/02626667.2010.504676.
- Van Cappellen, P., Dixit, S., and van Beusekom, J. (2002). Biogenic silica dissolution in the oceans: Reconciling experimental and field-based dissolution rates. *Glob. Biogeochem. Cycles* 16, 1075. doi:10.1029/2001GB001431.
- Vogt, J., Soille, P., de Jager, A., Rimaviciute, E., Mehl, W., Foisneau, S., et al. (2007). A pan-European river and catchment database. Luxembourg: EC-JRC.
- Wilby, R. L., Whitehead, P. G., Wade, A. J., Butterfield, D., Davis, R. J., and Watts, G. (2006). Integrated modelling of climate change impacts on water resources and quality in a lowland catchment: River Kennet, UK. *J. Hydrol.* 330, 204–220. doi:10.1016/j.jhydrol.2006.04.033.
- Wood, S. A., Borges, H., Puddick, J., Biessy, L., Atalah, J., Hawes, I., et al. (2017). Contrasting cyanobacterial communities and microcystin concentrations in summers with extreme weather events: insights into potential effects of climate change. *Hydrobiologia* 785, 71–89. doi:10.1007/s10750-016-2904-6.