



Méthodes pour le calcul des flux d'azote et de phosphore à l'échelle annuelle ou saisonnière lorsqu'on n'a pas ou peu de données dans les cours d'eau

Développement de méthodes pour une application aux tributaires des plans d'eau DCE en France

Rapport intermédiaire

Camille MINAUDO, Université de Tours
Florentina MOATAR, Université de Tours

Juin 2018

Document élaboré dans le cadre de l'action « Tributaires-Plans d'Eau »

- Auteurs

Camille MINAUDO, post-doctorant (Université de Tours), camille.minaudo@univ-tours.fr

Florentina MOATAR, professeure (Université de Tours), florentina.moatar@univ-tours.fr

- Contributeurs

Rémi DUPAS, chargé de recherche (INRA), remi.dupas@inra.fr

Qian Zhang, chargé de recherche (Chesapeake Bay program, USA), qzhang@chesapeakebay.net

Chantal GASCUEL, directrice de recherche (INRA), chantal.gascuel@inra.fr

Pierre-Alain DANIS, chargé de missions (AFB), pierre-alain.danis@afbiodiversite.fr

Vincent ROUBEIX, post-doctorant (IRSTEA d'Aix en Provence), vincent.roubeix@irstea.fr

- Correspondants

Pierre-Alain DANIS, chargé de missions (AFB), pierre-alain.danis@afbiodiversite.fr

Droits d'usage : accès libre

Niveau géographique : national

Couverture géographique : France

Niveau de lecture : professionnels, experts

METHODES POUR LE CALCUL DES FLUX D'AZOTE ET DE PHOSPHORE A L'ECHELLE ANNUELLE OU SAISONNIERE LORSQU'ON N'A PAS OU PEU DE DONNEES DANS LES COURS D'EAU

DEVELOPPEMENT DE METHODES POUR UNE APPLICATION AUX TRIBUTAIRES DES PLANS D'EAU DCE EN FRANCE

CAMILLE MINAUDO ET FLORENTINA MOATAR

• RESUME

L'eutrophisation s'exprime massivement dans les fleuves, les plans d'eau, les zones côtières et océaniques, et constitue une dégradation majeure de la qualité de l'eau à l'échelle globale.

La connaissance des flux de nutriments transportés par les cours d'eau représente donc un enjeu essentiel pour les gestionnaires de bassin versants. Une bonne connaissance de flux repose sur une bonne connaissance des concentrations en nutriments dans les cours d'eau, associée à celle des débits. Les enjeux pour l'estimation des flux de nutriments dans les cours d'eau suivent deux axes distincts : i) comment estimer des flux annuels et saisonniers d'azote et de phosphore malgré des données à faible fréquence de suivi ? ii) comment estimer des flux d'azote et de phosphore lorsqu'aucune donnée de concentration en azote et phosphore n'est mesurée dans le bassin versant ?

Dans ce rapport, nous supposons que les débits sont disponibles (mesurés ou modélisés), et ? présentons des méthodes d'estimation des flux basées sur les relations concentration-débit (Moatar et al, 2017), servant deux objectifs. Le premier objectif consiste à pouvoir reconstituer les chroniques de concentration basse-fréquence (mensuelle) à un pas de temps plus fin (journalier) dans le but d'estimer des flux saisonniers voire journaliers. Le deuxième objectif consiste à prédire des flux dans des bassins versants où seuls les débits sont disponibles, sans aucun suivi d'azote ou phosphore.

Le premier objectif est rempli, avec deux méthodes utilisables pour calculer des flux journaliers et saisonniers. La première méthode, appelée WRTDS et utilisé par l'USGS (Zhang et al, ..), présente l'avantage de tenir compte des évolutions long-terme des concentrations. Elle requiert cependant que soient disponibles des données sur une période de 20 ans sans valeurs manquantes dans les séries de débit, ce qui constitue une contrainte forte. La deuxième méthode, appelée C- $Q_{\text{season-storm}}$ et que nous avons développé (Minaudo et al, soumis), est moins appropriée aux évolutions long-terme surtout lorsque les trajectoires ne sont pas linéaires, mais présente des capacités d'interpolation des chroniques très satisfaisantes. La méthode WRTDS sera donc préférée pour interpoler les chroniques sur des périodes où des tendances d'évolution sont détectées dans les chroniques, et si les données disponibles ne le permettent pas, nous préconisons d'utiliser le modèle C- $Q_{\text{season-storm}}$ en segmentant les chroniques par tranches de périodes où les variations de C suivent des tendances uniquement linéaires.

Le deuxième objectif est pour nous partiellement rempli. Ces travaux montrent qu'il est possible de prédire relativement correctement les paramètres de la relation C- $Q_{\text{season-storm}}$ à partir de descripteurs spatiaux des bassins versants, en particulier pour les concentrations en nitrate (R^2 compris entre ? et ?). Les prédictions de flux annuels à l'aide de cette méthode sont correctes pour des bassins versants dont les pressions diffuses et ponctuels sont importantes ($> x$ kgN/ha/an et $> y$ kgN/ha/an), mais les prédictions de flux dans des bassins versants faiblement impactés sont malheureusement entachées de larges erreurs, empêchant vraisemblablement dans certains cas l'utilisation de cette approche. Finalement, un arbre de décision est proposé pour guider le choix des méthodes de calcul de flux d'azote et de phosphore (saisonniers et annuels) selon la disponibilité des données et de la période d'intégration temporelle recherchée (flux annuel, saisonnier ou journalier).

- mots clés : azote, phosphore, flux saisonniers, flux annuels, plans d'eau DCE, modélisation empirique, relations concentration-débit

• **SOMMAIRE**

| | |
|--|-----------|
| 1. Contexte général et état de l'art..... | 5 |
| 1.1. Enjeux et problématiques liées à la disponibilité des données pour le calcul des flux de nutriments..... | 5 |
| 1.2. De nombreuses méthodes d'estimation des flux et leurs incertitudes pour des cours d'eau suivis à faible fréquence | 8 |
| 1.3. Estimer des flux interannuels sans suivis | 10 |
| 2. Méthodes proposées pour le calcul des flux de nutriments dans les cours d'eau suivis à basse fréquence | 11 |
| 2.1. La méthode WRTDS pour estimer des flux journaliers à partir de chroniques mensuelles..... | 13 |
| (a) Description de la méthode WRTDS | 13 |
| (b) Application de la méthode WRTDS pour 621 stations en France | 14 |
| (c) Conclusion sur l'application de la méthode WRTDS aux stations de suivis françaises..... | 15 |
| 2.2. La méthode C-Qseason-storm pour estimer des flux journaliers à partir de chroniques mensuelles..... | 16 |
| (a) Description de la méthode..... | 16 |
| (b) Application sur la base de donnée française | 16 |
| (c) Caractérisation des régimes d'export des nutriments | 17 |
| 2.3. Comparaison des méthodes WRTDS et C-Qseason-storm pour l'estimation de flux annuels..... | 18 |
| 3. Méthode proposée pour le calcul des flux de nutriments dans les cours d'eau non suivis par transposition des modèles C-Q | 19 |
| 3.1. Déterminants spatiaux de la relation C-Q _{season-storm} | 19 |
| 3.2. Construction des modèles de prédiction des relations C-Q | 23 |
| (a) Peut-on prédire les coefficients de la relation C-Q ?..... | 24 |
| (b) Peut-on prédire des flux annuels et saisonniers dans des bassins sans mesures de nutriments ?..... | 24 |
| 3.3. Conclusion sur l'application de la méthode de transposition du modèle C-Q _{season-storm} dans les bassins non suivis | 27 |
| 4. Conclusions et Perspectives | 28 |
| Références citées | 31 |
| Table des illustrations..... | 33 |

ESTIMER DES FLUX D'AZOTE ET DE PHOSPHORE A L'ECHELLE ANNUELLE OU SAISONNIERE LORSQU'ON N'A PAS OU PEU DE DONNEES DANS LES COURS D'EAU

1. Contexte général et état de l'art

1.1. Enjeux et problématiques liées à la disponibilité des données pour le calcul des flux de nutriments

Depuis la révolution agricole et l'explosion démographique qui ont succédées à la Seconde Guerre mondiale, l'eutrophisation s'exprime massivement dans les fleuves, les plans d'eau, les zones côtières et océaniques, et constitue une dégradation majeure de la qualité de l'eau à l'échelle globale. Les conséquences sont d'abord environnementales et occasionnent par exemple des épisodes de mortalité massive des peuplements halieutiques du fait de la prolifération d'algues micro ou macroscopiques qui plongent les milieux naturels dans des conditions d'anoxie. Ces conséquences ont des répercussions économiques et soulèvent potentiellement des enjeux de l'ordre de la santé publique lorsqu'il s'agit par exemple de contrer la prolifération d'algues toxiques dans des eaux utilisées comme ressource en eau potable.

Dans ce contexte, la connaissance des flux de nutriments transportés par les cours d'eau représente un enjeu essentiel pour les gestionnaires de bassin versants, en particulier lorsqu'il s'agit d'identifier les bassins versants les plus contributeurs sur lesquels il faut agir pour limiter les apports, ou bien afin de quantifier précisément l'impact de mesures environnementales prises. Une bonne connaissance de flux repose sur une bonne connaissance des concentrations en nutriments dans les cours d'eau, associée à celle des débits.

Stations de suivi des nutriments

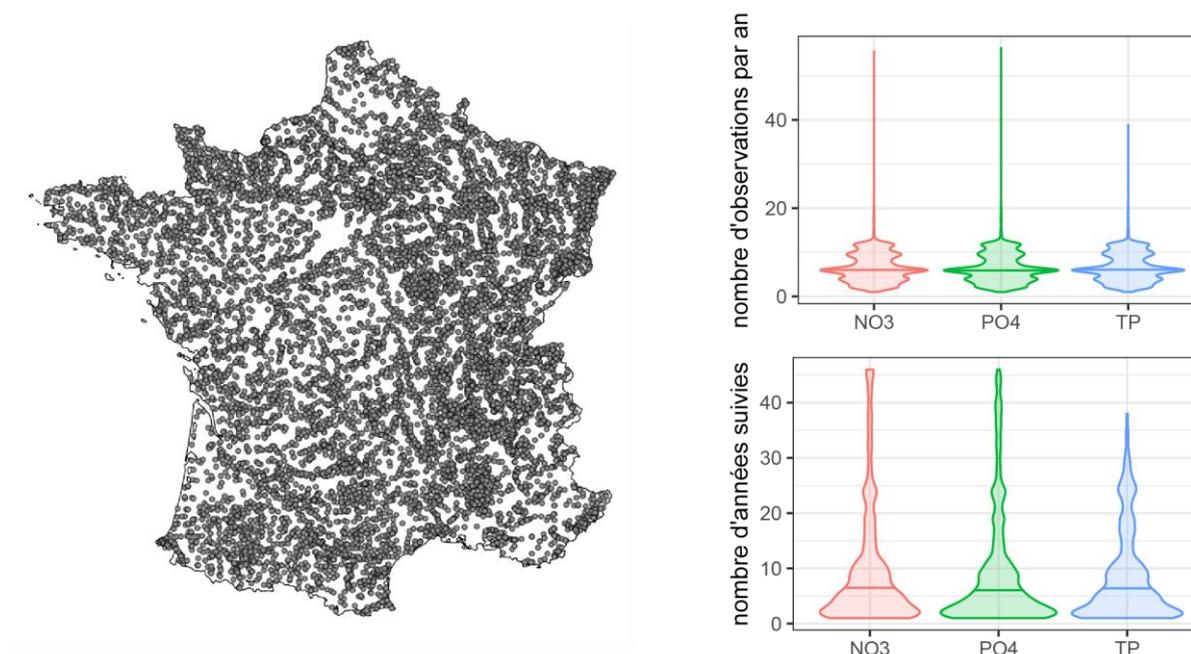


Figure 1. Localisation et ampleur des suivis réglementaires des concentrations en nitrate (NO₃), orthophosphate (PO₄) et phosphore total (TP) dans les cours d'eau de France métropolitaine; Les diagrammes en violon représentent les courbes de distribution des fréquences de suivi et du nombre d'années suivies pour les différents paramètres. Les valeurs médianes sont indiquées par un trait horizontal.

La France bénéficie d'un réseau de mesure des concentrations en nutriments très dense. On recense en France métropolitaine environ 16 800 sites de suivis de la qualité physico-chimique des cours d'eau. Malgré une couverture spatiale remarquable, les suivis sont en général exécutés à basse fréquence, avec en moyenne une fréquence de suivi de 6 mesures par an pour les concentrations en nitrate (NO₃), orthophosphate (PO₄) et phosphore total (TP) (Figure 1), bien que certaines stations bénéficient (ou aient bénéficié) d'un suivi hebdomadaire. Par ailleurs, si certaines stations sont considérées comme « historiques » du fait de la longueur de leurs chroniques pouvant dépasser parfois 30 ans, la plupart des chroniques sont en réalité beaucoup plus courtes puisque plus de la moitié des chroniques de concentrations en nutriments font moins de 6 ans.

Par ailleurs, le réseau de suivi des débits dans les cours d'eau est moins dense spatialement puisque l'on dénombre en France métropolitaine environ 4 400 stations hydrométriques. Les données de débit sont très souvent journalières, et la longueur des chroniques dépasse 25 ans pour la moitié des cas (Figure 2).

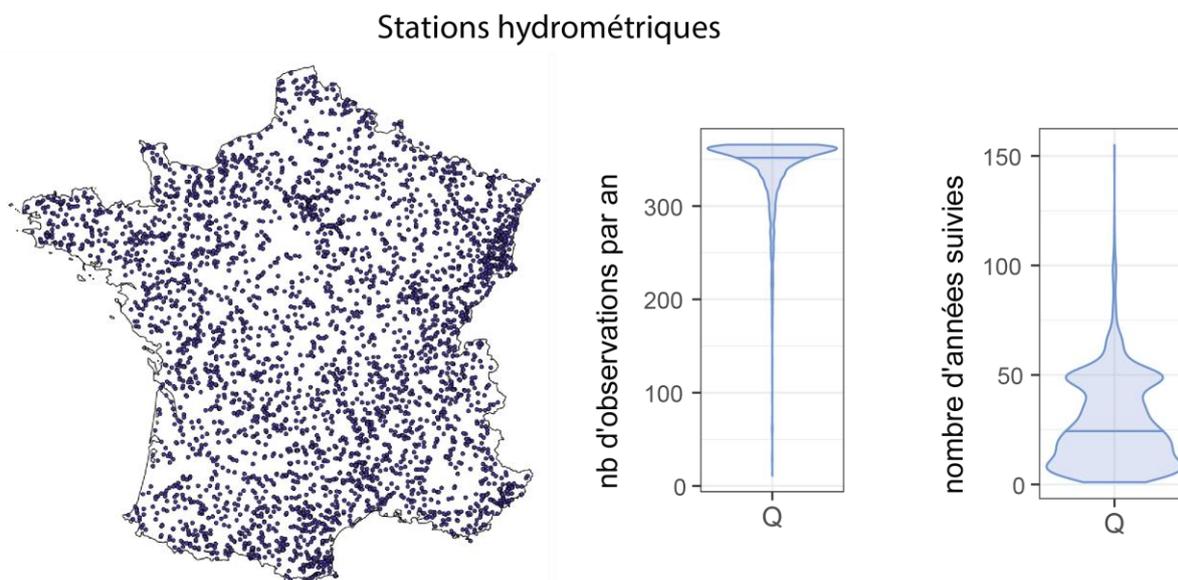


Figure 2. Localisation et ampleur des suivis de débit dans les cours d'eau de France métropolitaine; Les diagrammes en violon représentent les courbes de distribution des fréquences de suivi et du nombre d'années suivies. Les valeurs médianes sont indiquées par un trait horizontal.

Bien que le territoire français semble très bien représenté pour les données de concentration (C) et pour celles de débit (Q), les stations hydrométriques sont très rarement situées aux mêmes endroits que les stations de suivi des nutriments, et il peut souvent arriver que les chroniques de deux stations C et Q ne coïncident pas dans le temps. Il faut donc se fixer des critères d'association des stations hydrométriques aux stations de suivi des nutriments. Lorsque l'on réalise ces associations en maximisant par exemple les surfaces partagées entre bassins versants, on s'aperçoit qu'un nombre très réduit de couplages sont possibles. Par exemple, seulement 1635 stations de suivi de NO₃ sont raisonnablement couplables à des stations hydrométriques (Figure 3). Parmi elles, la durée des chroniques couvre en général plusieurs dizaines d'années, et les bassins versants associés sont de taille moyenne à grande (2700 km² en valeur moyenne, 380 km² en valeur médiane).

Couples NO3-Q

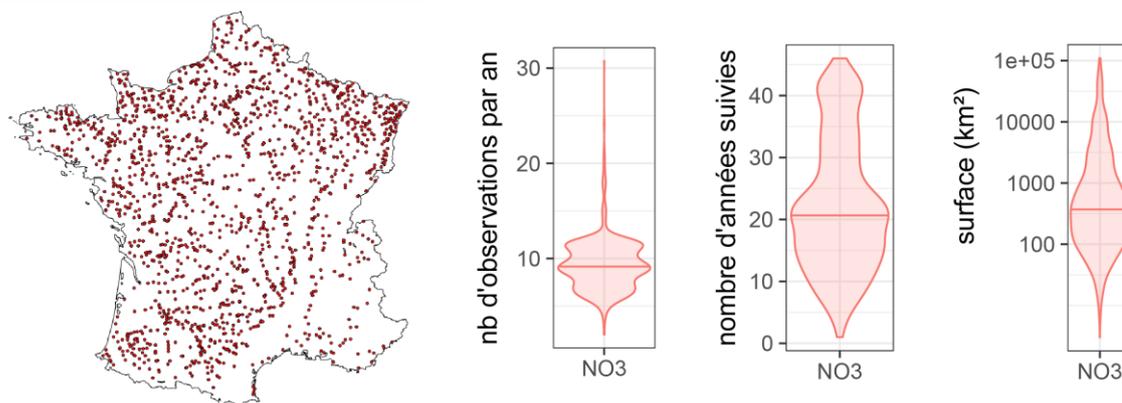


Figure 3. Localisation et ampleur des stations de suivi de NO₃ couplables à des stations hydrométriques dans les cours d'eau de France métropolitaine.

Si de nombreuses méthodes ont été développées pour estimer des flux annuels et définir les incertitudes associées dues aux faibles fréquences de suivi (voir paragraphe 1.2 ci-dessous), les données des bases réglementaires ne permettent pas à elles seules d'estimer des flux à des échelles sub-annuelles qui sont pourtant cruciales pour la compréhension des mécanismes de transfert des nutriments à l'échelle des bassins versants, et la mise en évidence d'évolutions fortes uniquement visibles à l'échelle saisonnière.

De plus, les couplages C-Q ne sont en général possibles que dans pour des bassins de taille supérieure à 500 km². Les données ne peuvent donc pas permettre de renseigner des flux de nutriments dans les têtes de bassin versant alors que ces zones les plus en amont sont précisément celles qui contribuent le plus aux flux total de nutriments des bassins versants, en particulier dans les contextes agricoles (Alexander et al., 2007). De plus, le petits bassins versants alimentant des plans d'eau ou des zones côtières sensibles à l'eutrophisation sont très certainement sous-représentées.

Les enjeux pour l'estimation des flux de nutriments dans les cours d'eau suivent donc deux axes distincts :

- comment estimer des flux saisonniers d'azote et de phosphore malgré des données à faible fréquence de suivi ?
- comment estimer des flux d'azote et de phosphore lorsqu'aucune donnée de concentration en azote et phosphore n'est mesurée dans le bassin versant ?

Dans ce rapport, des éléments de réponse sont apportés pour chacune des deux questions. D'abord, nous présentons les méthodes existantes pour l'estimation des flux annuels ou interannuels à partir de chroniques basse-fréquence, en insistant sur les éléments empêchant leur utilisation pour des pas de temps plus fins. Ensuite, une méthodologie est présentée pour répondre à la première question, en considérant comme une solution l'interpolation des chroniques mensuelles de concentration en construisant différents types de modèle de régression avec les chroniques de débit journalier. Enfin, une méthode est proposée pour estimer de nutriments lorsqu'aucune donnée de concentration n'est mesurée dans le bassin versant. L'ensemble des méthodes et leurs résultats sont finalement discutés et des éléments d'amélioration sont proposés.

1.2. De nombreuses méthodes d'estimation des flux et leurs incertitudes pour des cours d'eau suivis à faible fréquence

Lorsque les concentrations et les débits sont mesurés en continu (pour les petits bassins versants) ou en journalier (pour des bassins de plus de 500 km²), la somme des produits des concentrations C par les débits Q, représente le flux transporté sur la période voulue. Ce calcul est alors considéré comme juste, l'incertitude associée au calcul étant liée à la métrologie des deux paramètres C et Q, et non pas à la fréquence d'échantillonnage. Lorsque les suivis de concentration sont discrets mais que les débits restent mesurés en continu, les estimations de flux sont aussitôt entachées d'erreurs qui peuvent être très importantes selon la faiblesse de la fréquence d'échantillonnage.

De nombreux travaux ont étudié l'influence des fréquences d'échantillonnages sur la qualité des estimations des flux de nutriments ou de matières en suspension à l'échelle annuelle (Phillips et al., 1999). On sait par exemple que les flux annuels calculés à partir d'un suivi mensuel de concentrations en matières en suspension ou en phosphore total (moyenne des 12 couples C-Q instantanés par an) peuvent être sujets à des erreurs (biais \pm imprécision) de l'ordre de $-10 \pm 40\%$ (Figure 1).

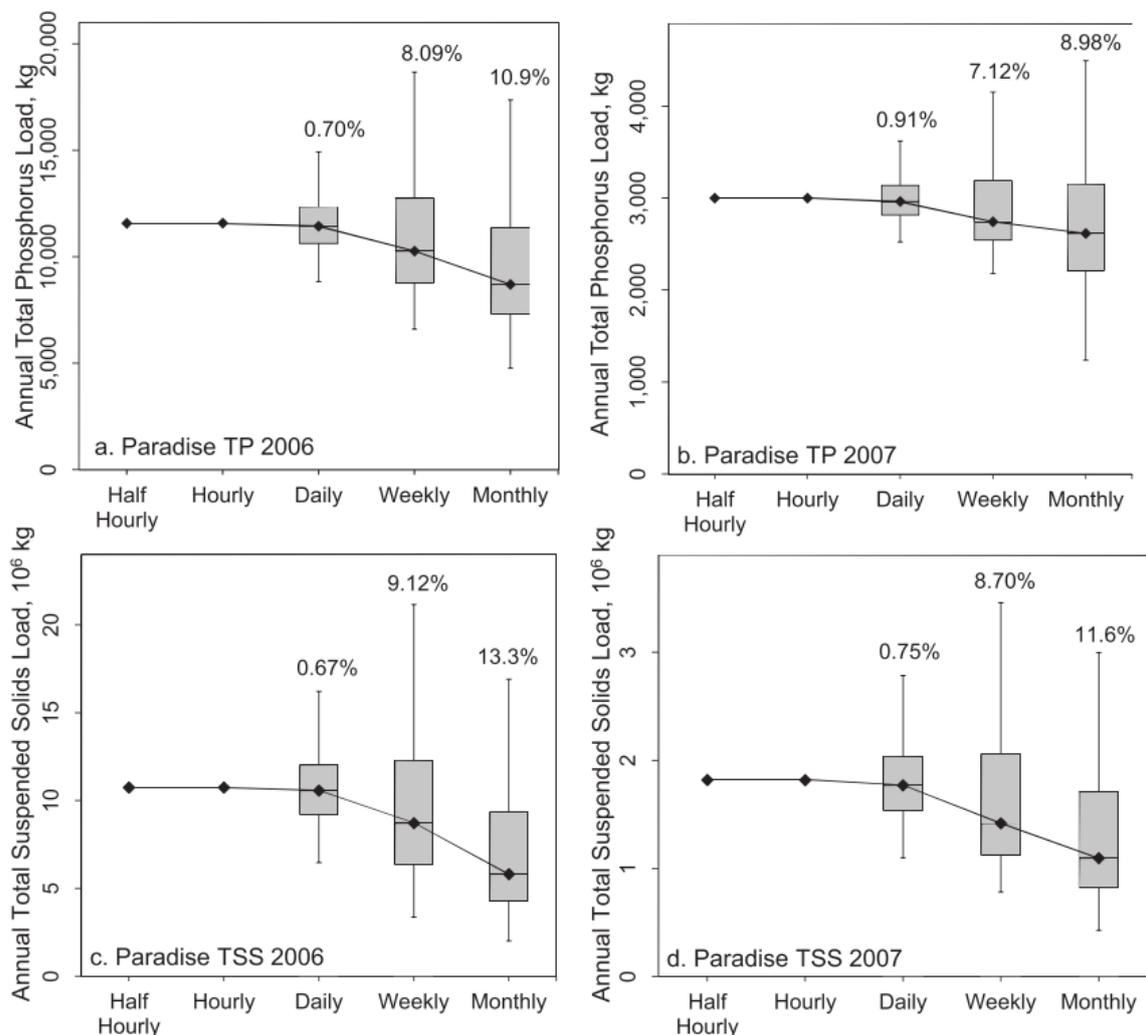


Figure 4. Exemples d'erreurs commises sur l'estimation des flux de phosphore total (TP) ou matières en suspension (TSS) selon différentes fréquences d'échantillonnage. Les chiffres indiquent la valeur des erreurs médianes. D'après (Jones et al., 2012).

Ces gammes d'erreurs sont en réalité très différentes selon les éléments chimiques étudiés (Birgand et al., 2011; Moatar et al., 2013) et suivant les méthodes. Des variables associées à des processus d'érosion (par exemple le phosphore total) sont sensibles à la réactivité

hydrologique du bassin versant et les incertitudes sur les flux sont plus élevées que d'autres variables dont les processus de transport sont essentiellement contrôlés par des apports diffus souterrains (par exemple le nitrate).

En France, des chercheurs de l'université de Tours (Raymond, 2011; Raymond et al., 2013) ont testé 20 méthodes de calcul des flux : une dizaine constituent des méthodes qui considèrent que les concentrations restent constantes entre deux prélèvements mensuels, les flux étant calculés par des moyennes pondérées. Une autre dizaine constituent des méthodes de régression entre concentrations et débits, les régressions pouvant être linéaires ou non-linéaires, et segmentées en fonction du débit ou de la saison. Parmi les méthodes dites de « moyennes », la méthode du produit de la concentration pondérée par les débits et par le débit moyen (méthode appelée par les auteurs « M5 ») produisait à l'échelle annuelle les erreurs les plus faibles pour les constituants dont les concentrations sont faiblement diluées ou entraînés ou restent relativement stable lorsque les débits augmentent.

Les méthodes de régression (intégrale, segmentée, ou non-linéaire) ont pour objectif d'interpoler les chroniques de concentration à basse-fréquence à l'aide des chroniques à haute fréquence des débits. Elles sont plus performantes lorsque les concentrations augmentent avec les débits, comme généralement les matières en suspension ou les éléments associés aux matières en suspension (phosphore total). Ces méthodes permettent éventuellement de calculer des flux journaliers mais elles ont été très rarement testées à des échelles sub-annuelles.

Parmi toutes ces méthodes de calcul des flux annuels, certaines sont plus adaptées que d'autres selon les paramètres étudiés et leurs variations associées à celles des débits, et selon la réactivité hydrologique du bassin versant. C'est ce qui est proposé dans un système expert appelé Pol(f)lux (Moatar et al, soumis).

Il est tout de même largement admis et conseillé dans la littérature d'utiliser pour le calcul des flux annuels à partir de chroniques basse-fréquence la concentration moyenne pondérée par les débits (méthode nommée M5 dans la littérature et dans la suite de ce rapport) (Moatar et al., 2013; Raymond, 2011; Raymond et al., 2013). Pour cette méthode, les biais peuvent être corrigés puisqu'ils apparaissent positifs pour les éléments chimiques dilués lors des plus forts débits et négatifs pour les éléments entraînés. Cette méthode a été enrichie avec des développements spécifiques pour prédire l'incertitude dans l'estimation des flux et pour préconiser des fréquences d'échantillonnages optimales pour assurer un calcul de flux annuel sous un seuil d'incertitude voulu (Moatar et al., 2013; Raymond et al., 2013). Moatar et al. (2013) ont proposé pour la méthode M5 des abaques permettant de quantifier l'incertitude sur les flux liée à la fréquence d'échantillonnage, en fonction de la variabilité des flux de polluants (indicateur M2%, qui se détermine en fonction des paramètres b_{50sup} et $W_{2\%}$ interannuel, voir encadré ci-dessous), de la fréquence des suivis et de la période de cumul des flux (Figure 2). Les abaques présentés en Figure 5 montrent les imprécisions et les biais pour un suivi mensuel et différentes périodes d'intégration des flux (1, 5 ou 20 ans). Ainsi, pour une même valeur de M2%, les incertitudes seront plus importantes pour un flux annuel que pour un flux calculé sur 5 ou 20 ans. Les équations de ces abaques d'incertitude sont présentées dans l'article Moatar et al, 2013.

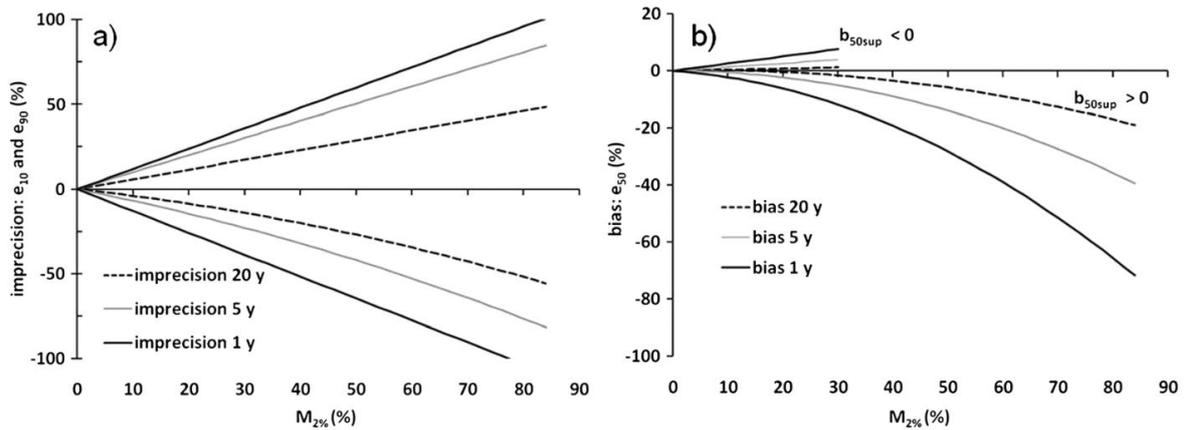
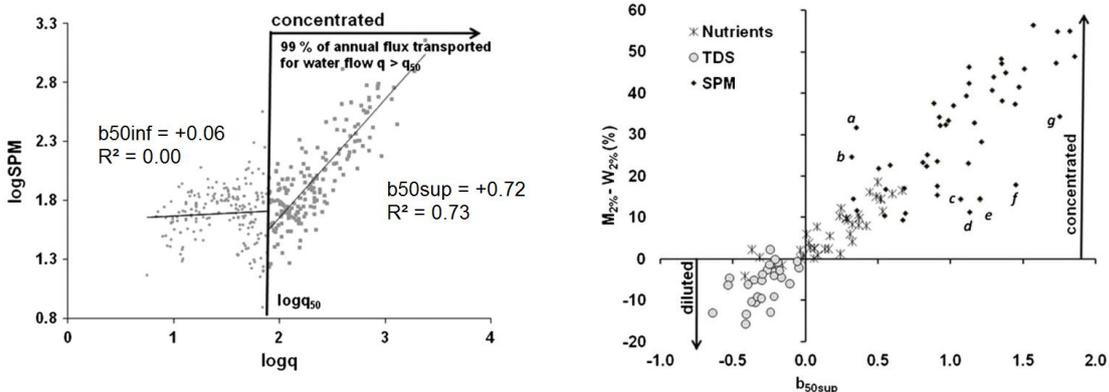


Figure 5. Abaquas permettant de prédire l'incertitude dans l'estimation des flux annuels et sur 5 ans pour une un suivi mensuel : a) imprécisions ; b) biais pour les éléments dilués ($b_{50sup} < 0$) et entraînés ($b_{50sup} > 0$)

Calcul de l'indicateur de variabilité des flux de matière à partir des relations C-Q segmentées (Moatar et al. 2013)

L'indicateur de flux de matière est calculé à partir de la relation établie avec l'indicateur de réactivité hydrologique W2% (le pourcentage de flux d'eau passant en 2% du temps pour les débits les plus forts) et le b_{50sup} (la pente de la relation concentration-débit pour les débits supérieurs au débit médian).

$$M2\% = W2\% + 27.6 b_{50sup}$$



gauche : exemple de relation C-Q établie pour les concentrations en matières en suspension (SPM pour *Suspended Solid Matter*) ; droite : relation établie par Moatar et al. (2013) entre $M2\%$, $W2\%$ et b_{50sup}

1.3. Estimer des flux interannuels sans suivis

Des méthodes existent afin de prédire par modélisation empirique les flux de nutriments à l'exutoire des bassins versants. Ce genre d'approche repose sur des indicateurs de pressions anthropiques, et des descripteurs physiques, climatiques et hydrologiques des bassins versants, permettant de calibrer les coefficients d'équations décrivant les processus de transport des nutriments. Un modèle de régressions multiples est mis en évidence entre ces descripteurs et les flux observés pour un ensemble de bassin versants contrastés, permettant ensuite de prédire les flux de nutriments n'importe où, dans la limite d'applicabilité des modèles. C'est le cas par exemple de modèles comme SPARROW (Alexander et al., 2007) ou bien Nutting N&P (Dupas et al., 2015a) permettant d'estimer les flux spécifiques d'azote et phosphore total dans des bassins versants de petite taille.

Les enjeux pour ce type de modélisation sont surtout d'identifier les gammes d'incertitudes des estimations, de bien délimiter le domaine d'applicabilité (doit on régionaliser les modèles

pour de meilleures prédictions ?). Ces modèles fonctionnent en conditions stables dans le temps, aucune dynamique temporelle des flux n'est prise en compte, principalement du fait que les données d'entrée ne sont pas disponibles à des pas de temps inférieurs à l'interannuel. Par exemple, le modèle Nutting N& P (Dupas et al., 2015a) propose des flux moyens estimés sur une période de 5 ans.

2. Méthodes proposées pour le calcul des flux de nutriments dans les cours d'eau suivis à basse fréquence

On a vu que les données des suivis réglementaires permettent tout juste à elles seules de quantifier des flux avec des incertitudes raisonnables à l'échelle annuelle. La connaissance des flux à un pas de temps sub-annuel, à minima saisonnier, est pourtant cruciale pour comprendre les processus de transfert des nutriments dans les hydrosystèmes et mieux guider les gestionnaires de bassin versant dans la mise en place et le suivi de mesures environnementales pour contrer l'eutrophisation.

L'une des pistes possible pour cela, et sans pour autant augmenter la fréquence des suivis, consiste à trouver un lien fort avec une variable de contrôle de la dynamique des concentrations qui puisse être mesurée à plus haute fréquence, comme par exemple la turbidité ou le débit (Minaudo et al., 2017). C'est l'objet des études sur les relations entre la concentration en un élément chimique et les débits, appelées relations C-Q. Bien que la variabilité temporelle des concentrations est souvent très inférieure à celle des débits (Godsey et al., 2009; Musolff et al., 2015), il a été mis en évidence que les débits constituent très souvent une variable de contrôle de la dynamique de transport des nutriments (Moatar et al., 2017). On peut ainsi espérer trouver un lien statistique fort entre la dynamique des concentrations mesurées à basse fréquence, et la dynamique des débits mesurés au pas de temps journalier. Si ce lien est établi avec confiance, on pourra alors interpoler les chroniques basse-fréquence de concentration et améliorer la connaissance des flux pour différentes échelles de temps.

Les relations C-Q ne sont malheureusement pas simples à caractériser. On observe souvent dans les diagrammes C-Q des nuages de points dispersés. La dispersion dans les relations C-Q est la résultante de processus non-linéaires combinés à des phénomènes d'hystérèses. Plusieurs éléments peuvent expliquer cela :

- l'épuisement de la source du contaminant ou une hétérogénéité spatiale des sources (Basu et al., 2011)
- des phénomènes de connexion/déconnexion entre la source du contaminant et le cours d'eau selon les fluctuations des niveaux d'eau des aquifères ou de la surface libre des cours d'eau (Dupas et al., 2015b, 2015c; Gu et al., 2017)
- des apports de contaminant plus ou moins dilués suivant des chemins hydrologiques empruntés qui peuvent varier, et donc à mettre en lien avec l'âge de l'eau (Benettin et al., 2017; Hrachowitz et al., 2016; Marçais et al., 2018). Ainsi, la dynamique des concentrations lors d'une montée de crue n'est pas comparable à la dynamique lors de la décrue et de la récession
- des comportements C-Q variant sur le long terme dû à l'épuisement ou l'enrichissement de la source du contaminant étudié, ou de manière saisonnière dû fait de processus de rétention œuvrant au sein même du cours d'eau (e.g. dénitrification, assimilation par le compartiment biotique).

Ainsi, deux niveaux de débit similaires peuvent produire des réponses en concentration très différentes selon la temporalité considérée. Par exemple, il est souvent observé comme dans la Figure 6, des niveaux de concentration A et B (ou C et D) très différents pour des niveaux de débit identiques, simplement du fait que ces observations correspondent à des périodes contrastées. L'observation A correspond dans l'exemple de la Figure 6 à des conditions de hautes eaux hivernales où le lessivage des sols et les apports de nappe soutenus (connexion

nappe-rivière) conduisent à des concentrations fortes de nitrate à la station 1. L'observation B correspond au contraire à un évènement hydrologique court survenant en période estivale, et les apports de nitrate sont vraisemblablement dilués, ce qui explique que le niveau de concentration pour B soit très bas. Ainsi, la relation C-Q saisonnière est ascendante (concentrations de NO_3 plus élevées en période de hautes eaux), tandis que la relation C-Q lors des évènements de crue à court terme est descendante (les apports sont dilués). On peut réaliser la même analyse avec les observations C et D à la station 2 et identifier que les apports de phosphore total dans ce bassin versant sont dilués à l'échelle saisonnière (relation C-Q descendante), tandis que la dynamique lors des évènements de crue à court terme est une relation d'export (relation C-Q ascendante), indiquant vraisemblablement un bassin versant où les apports ponctuels dominent et où les évènements hydrologiques courts mobilisent temporairement d'autres sources liées à l'érosion des sols ou à la remobilisation des sédiments du cours d'eau.

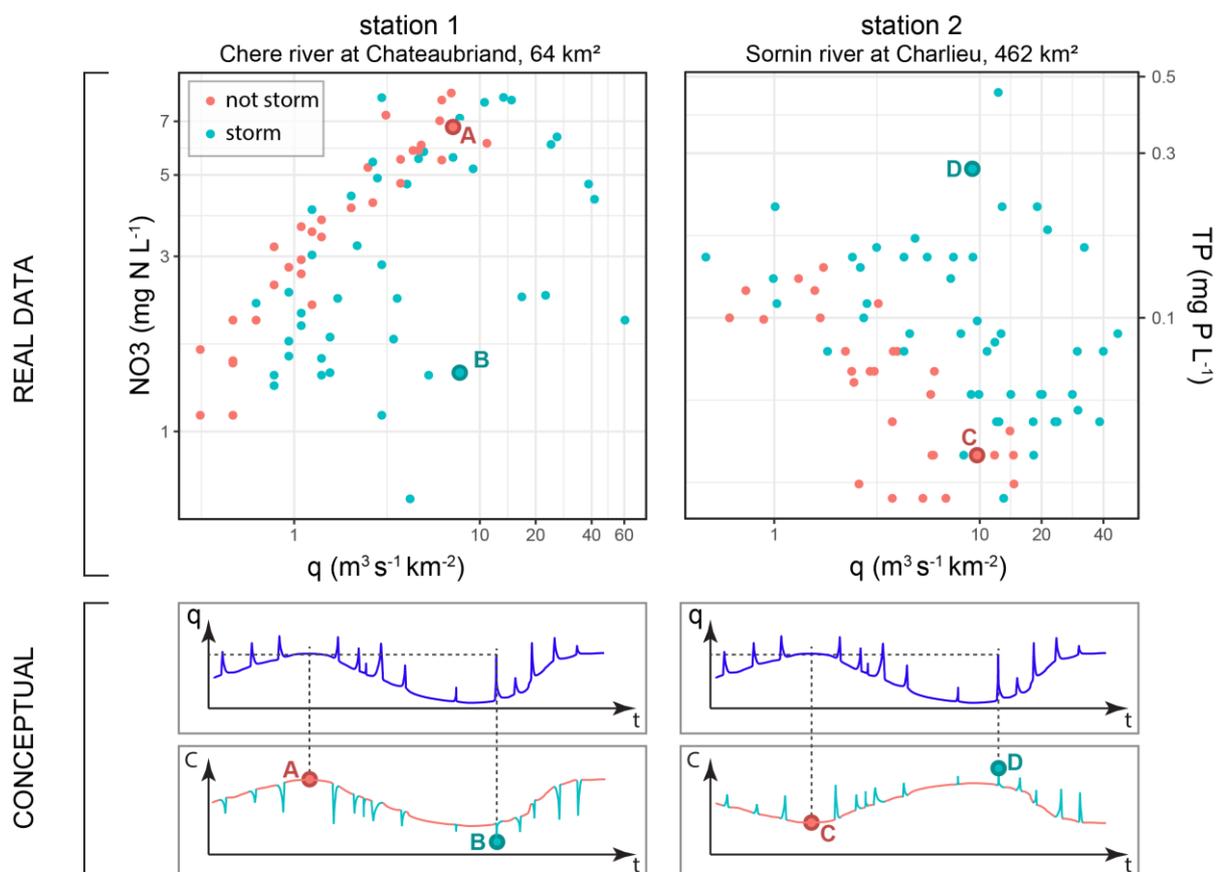


Figure 6. Exemple de relations C-Q très dispersées et l'interprétation qu'on peut en faire après avoir séparé les observées associées à des évènements hydrologiques à court terme des autres.

Plusieurs méthodes ont été testées pour tenir compte de ces phénomènes de dispersion et de temporalités sensiblement différentes. Parmi elles, la méthode WRTDS (Weighted Regression on Time Discharge and Seasonality) (Hirsch et al., 2010; Zhang and Ball, 2017) a fait ses preuves pour interpoler des chroniques de concentration en nutriments mesurées à basse fréquence. Nous l'avons testée, en collaboration avec Qian Zhang, un chercheur américain du Chesapeake Bay Program.

2.1. La méthode WRTDS pour estimer des flux journaliers à partir de chroniques mensuelles

(a) Description de la méthode WRTDS

La méthode WRTDS (Weighted Regression on Time Discharge and Seasonality) a été établie par des chercheurs américains (Hirsch et al., 2010; Zhang and Ball, 2017). C'est une approche purement statistique qui fait le lien entre les concentrations en un élément chimique donné et la dynamique des débits selon l'équation suivante :

$$\log(C) = \beta_0 + \beta_1 t + \beta_2 \log(Q) + \beta_3 \sin(2\pi t) + \beta_4 \cos(2\pi t) + \varepsilon \quad \text{Equation 1}$$

où C est la concentration en nutriments à un instant donné, les β_i correspondent aux coefficients ajustés pour ce pas de temps précis, Q est le débit moyen journalier, t représente le temps et donc une composante de tendance, et ε représente les résidus.

Cette équation considère que les variations de C correspondent à un niveau de contamination de base β_0 , inclue la possibilité d'une tendance long terme $\beta_1 t$, des variations liées à celles des débits $\beta_2 \log(Q)$ pour tenir compte de la dynamique en crue, et une composante de variation saisonnière des concentrations modélisées par une somme de sinus et cosinus $\beta_3 \sin(2\pi t) + \beta_4 \cos(2\pi t)$.

Cette équation est ajustée pour chacun des couples C-Q identifiés. Il y a donc autant d'ajustements réalisés qu'il y a de couples C-Q observés. Ces ajustements sont réalisés selon une pondération à la fois temporelle et hydrologique : pour un couple C-Q donné, les poids dans la relation C-Q les plus forts sont attribués à d'autres couples C-Q ayant des conditions hydrologiques similaires, c'est-à-dire un niveau de débit similaire, et qui ne soient pas trop éloignés dans le temps ou selon les saisons. La Figure 7 illustre la manière dont sont attribués les poids pour un couple C-Q donné.

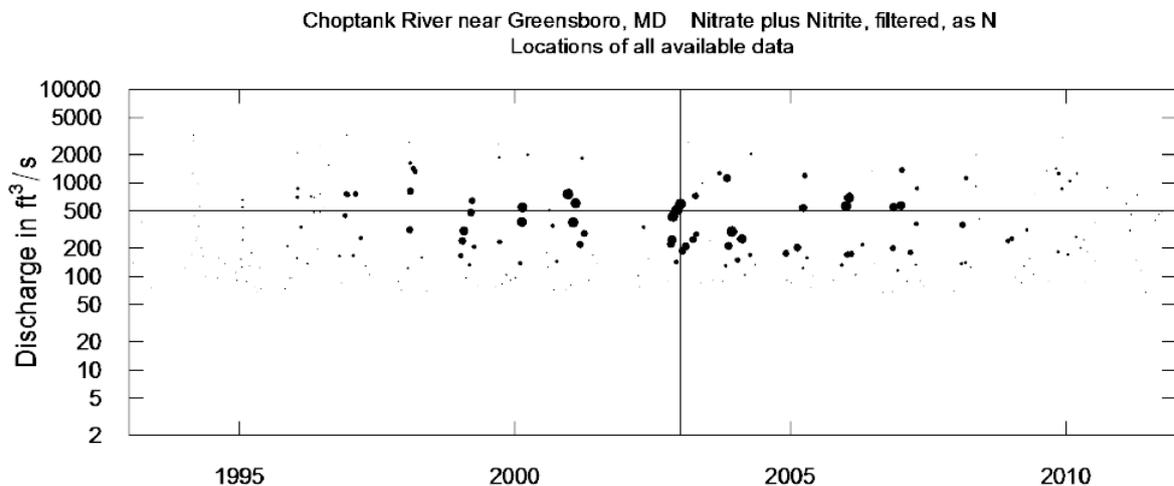


Figure 7. Exemple de poids attribués pour un couple C-Q donné afin d'établir la relation WRTDS pour les concentrations en nitrate + nitrite sur la rivière Choptank près de Greensboro (USA). Les poids sont indiqués selon la taille des points. Plus les autres couples C-Q sont « proches » du couple C-Q donné, plus les poids sont forts.

Dans la Figure 7, la taille des points correspond aux poids attribués à toutes les observations dans le cas particulier d'un couple C-Q donné. Les poids les plus forts sont attribués aux observations ayant des niveaux de débit similaires et mesurées ni trop loin dans le temps long (avant ou après, la fenêtre temporelle est de l'ordre de 7 ans), ni trop loin selon les saisons.

Cette étape de régression par pondération des observations est réalisée pour chaque couple CQ, et permet d'établir un modèle $C(t)=f(Q,t)$ pour chacune des valeurs de débit possiblement prises, et au cours de toute la période considérée. Ce modèle, une fois calibré, permet d'interpoler les chroniques basse-fréquence selon le pas de temps du débit. Ces multiples

régressions constituent à la fois la puissance de cet algorithme puisque les interpolations sont en général robustes, mais aussi sa faiblesse puisque les coefficients varient à chaque pas de temps, limitant grandement l'analyse des facteurs de contrôle de la relation C-Q.

(b) Application de la méthode WRTDS pour 621 stations en France

La jointure entre les stations de qualité d'eau et celles de débit a été effectuée en maximisant les surfaces partagées entre les bassins versants associés. La tolérance sur l'association des stations a été de considérer comme couplables des bassins versants partageant au moins 70% de leurs surfaces. Selon ce critère, qui nous semble finalement peu exigeant, un nombre limité de stations de suivi des concentrations est finalement couplable à des stations de débit partageant les mêmes périodes de données.

Par ailleurs, la méthode WRTDS n'est applicable avec confiance uniquement que lorsque les données considérées couvrent une période d'au moins 20 ans, sans données manquantes dans les chroniques journalières de débit. Ainsi, seulement 546 stations ont pu être raisonnablement sélectionnées pour cette analyse.

La métrique de performance choisie est la racine carrée de l'erreur quadratique normalisée (ou nRMSE, exprimée en pourcentage de la moyenne des observations).

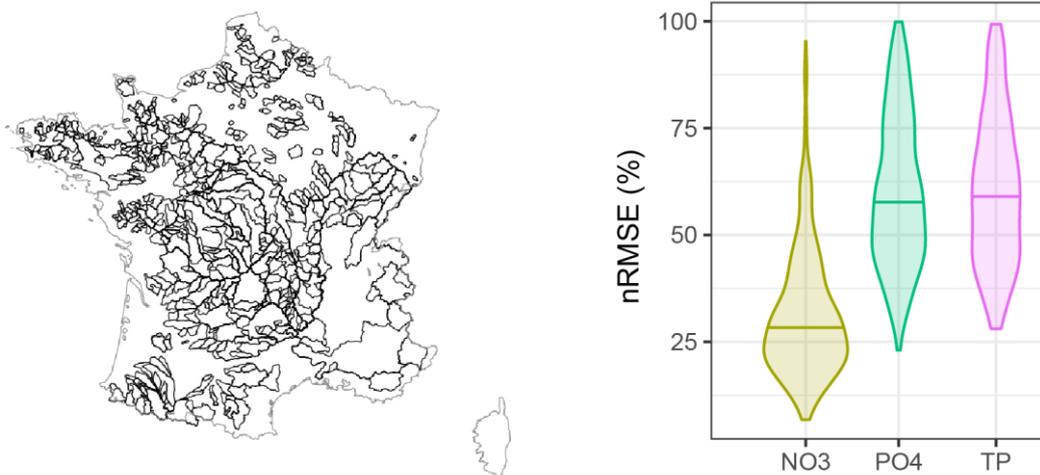


Figure 8 .Localisation des stations de mesure de qualité d'eau ayant servies à l'analyse du modèle WRTDS et RMSE normalisé par la moyenne des observées pour les différents paramètres considérés.

Les nRMSE calculés pour NO3, PO4 et TP sont très rarement au-delà de 100% (seulement 2% des chroniques utilisées), et les valeurs médianes de nRMSE sont de 28, 61 et 63% pour NO3, PO4 et TP, respectivement (Figure 8). La dynamique long terme, saisonnière et en crue des concentrations en NO3 et P semble bien prise en compte (Figure 9). De même, les évolutions long-terme sont bien ajustées par le modèle, comme par exemple sur l'exemple de gauche de la Figure 8 où les concentrations suivent d'abord une tendance à l'augmentation entre 1970 et 1995, puis une tendance à la baisse sur le reste de la période. Les flux annuels calculés avec la méthode WRTDS sont en général très proches des flux calculés à partir de la méthode M5 recommandée en générale pour des données basse-fréquence (pondération par le débit), avec cependant quelques fois des écarts significatifs de l'ordre de 25 à 50%, en particulier lorsque le nombre de point de mesure de C est relativement faible.

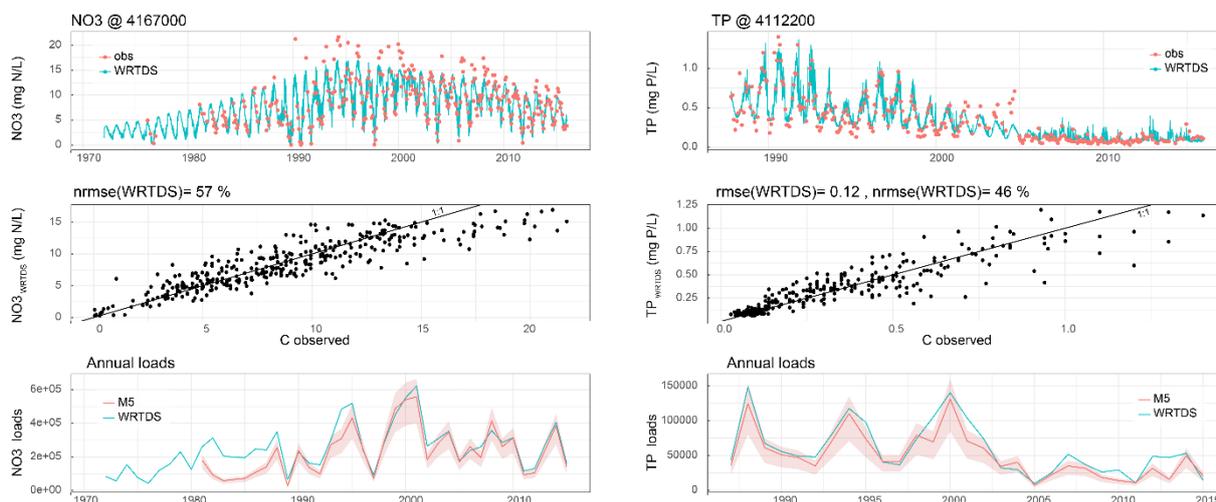


Figure 9. Exemples de reconstitution de chroniques basse-fréquence avec la méthode WRTDS et flux annuels estimés, comparés aux flux estimés selon la méthode M5 (Moatar et al., 2013 ; les zones rosées correspondent aux incertitudes associées compte tenu des fréquences d'échantillonnage). Les figures de gauche correspondent aux données de nitrate à la station 4167000, et celles de droite au phosphore total à la station 4112200.

La méthode WRTDS ne peut pas servir à extrapoler les chroniques de C, mais présente cependant l'avantage de pouvoir interpoler les chroniques lorsque les données de C sont manquantes sur une période significative, comme cela est le cas pour l'exemple des données de nitrate de la Figure 9 où très peu de données de nitrate ont été collectées sur cette station au cours de la période 1970-1980. Pour valider complètement cette approche, il conviendrait de vérifier que les estimations de flux saisonniers à partir des chroniques interpolées avec WRTDS sont raisonnablement proches des vraies valeurs. Pour cela, il faudrait travailler sur des données journalières et comparer les flux justes et précis calculés par le simple produit entre concentration et débit journalier à ceux estimés à partir d'une chronique de concentration sous-échantillonnée au pas mensuel ayant été reconstituée à l'aide de WRTDS et des débits journaliers. Ce test pourrait être réalisé sur plusieurs échelles de temps pour identifier les performances de WRTDS de l'échelle journalière à l'échelle annuelle. Malheureusement, il existe très peu de suivis journalier sur plus de 20 ans des concentrations en nutriment. A notre connaissance, seules les données récoltées dans 10 affluents du Lac Erié aux Etats-Unis ont bénéficié d'un tel suivi.

Les chroniques interpolées à l'aide de WRTDS sont de grand intérêt scientifique pour étudier les trajectoires au cours du temps des concentrations et des flux dans des bassins versants aux caractéristiques très contrastées. Dans les bassins où les pressions anthropiques sont essentiellement agricoles, ces résultats pourraient être couplés à des données de surplus d'azote et permettraient d'étudier l'hétérogénéité des temps de réponse des bassins versants aux changements de pratiques agricoles. Combien de temps faut-il pour que les mesures environnementales prises sur les versants aient un effet bénéfique sur la qualité de l'eau des rivières en aval ? Par ailleurs, dans quelle mesure les trajectoires interannuelles impactent-elles les évolutions sub-annuelles, en particulier à l'échelle saisonnière ? Les variations sub-annuelles sont-elles fonction du niveau de pression anthropique dans les bassins versants et nous renseignent-elles sur les temps de transfert dans les aquifères ? Des réponses à ces questions pourraient très probablement être trouvées à partir de la base de donnée constituée dans le cadre de ce travail.

(c) Conclusion sur l'application de la méthode WRTDS aux stations de suivis françaises

La méthode WRTDS présente des niveaux de performances élevés et un réel potentiel pour l'interpolation des chroniques basse-fréquence et l'amélioration de la connaissance des flux. Ses limites portent sur la disponibilité des données puisqu'il faut un minimum de 20 années de

mesure de couples C-Q sans aucune valeur manquante dans la série des débits. Par ailleurs, bien que cette méthode paraisse très utile pour améliorer la connaissance des flux là où la donnée existe, les facteurs déterminants de ce type de relation C-Q sont difficilement cernables puisque les valeurs des coefficients d'ajustement varient à chaque observation. Cette méthode n'est donc utilisable que pour interpoler des chroniques à basse fréquence d'observation de C. C'est pourquoi nous avons choisi d'établir une autre approche permettant à la fois de servir à interpoler des chroniques à basse fréquence, et aussi à comprendre et prédire les facteurs déterminants de la dynamique des nutriments d'un bassin versant à un autre.

2.2. La méthode C-Q_{season-storm} pour estimer des flux journaliers à partir de chroniques mensuelles

(a) Description de la méthode

Nous avons proposé une nouvelle méthode sur le principe de séparation des relations C-Q en fonction des conditions hydrologiques, c'est-à-dire qu'on établit une double relation C-Q, qui considère en une seule équation la possibilité pour les concentrations de répondre différemment aux variations du débit selon deux échelles de temps différentes : l'échelle saisonnière, et aussi celle des événements de crue.

Nous avons repris un concept existant qui consiste à considérer que la dynamique saisonnière des concentrations peut être estimée à partir de la composante saisonnière des débits (le débit de base, ou baseflow), et que la dynamique « rapide » associée aux événements de crue peut être estimée à partir de la composante de ruissellement des débits (quickflow). Le lien entre C et Q s'exprime alors selon l'équation suivante :

$$C(t) = \beta_0 + \beta_1 \cdot \log(q_{baseflow}(t)) + \beta_2 \cdot \log(q_{quickflow}(t)) + \varepsilon \quad \text{Equation 2}$$

où $C(t)$ est la concentration en nutriments au pas de temps t , les β_i correspondent aux coefficients ajustés, $q_{baseflow}$ est le débit de base, $q_{quickflow}$ est le débit de ruissellement, et ε sont les résidus.

(b) Application sur la base de donnée française

Nous avons contraint l'analyse aux concentrations en nitrate (NO₃), en phosphore total (TP) et en phosphore réactif soluble (PO₄). A partir des 10⁴ stations de suivi de la qualité des cours d'eau en France, une sélection des stations adaptées pour tester la méthode C-Q_{season-storm} a été réalisée. Il faut en particulier que :

- Les stations de qualité d'eau puissent être raisonnablement couplées à des stations de débit (<http://www.hydro.eaufrance.fr/>). Le critère utilisé est qu'il faut au moins 90% de surface partagée entre le bassin de C et celui de Q.
- Les bassins versants servant à l'analyse des déterminants spatiaux soient géographiquement indépendants.
- Les données recouvrent la période récente 2008-2017 avec plus de 50 observations pour chaque chronique considérée.
- Au moins 30% des observations correspondent à des périodes de forte hydrologie (appelées « événements » ou « crues » dans la suite de l'analyse), définis par $Q > 1.5 \times Q_{baseflow}$.
- Les chroniques considérées ne présentent pas d'évolutions long-terme trop marquées. Ainsi, toutes les chroniques avec une pente de Sen (Sen's Slope Test) significative ont été écartées.

- Enfin, les chroniques ne comportent pas plus 15% du temps des valeurs strictement identiques afin d'éviter de fausser l'analyse par des mesures trop souvent en dessous des seuils de quantification, une situation malheureusement récurrente pour les suivis du phosphore.

Sur l'ensemble des stations de suivi en France, 219 respectent toutes ces conditions (Figure 10), avec respectivement 179, 138, et 107 chroniques individuelles pour NO₃, TP et PO₄.

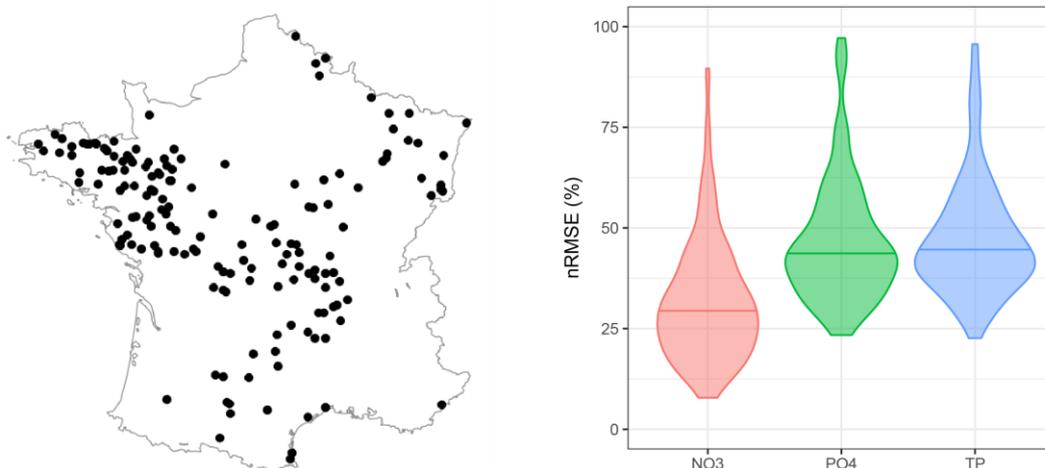


Figure 10 . Stations sélectionnées pour l'application de la méthode C-Q_{season_storm} pour interpoler les chroniques, et distributions des RMSE normalisés par la moyenne.

Les nRMSE calculés pour les concentrations en NO₃, PO₄ et TP sont très rarement au-delà de 100% (seulement 4% des chroniques utilisées), et les valeurs médianes de nRMSE sont de 29, 44 et 46% pour NO₃, PO₄ et TP, respectivement (Figure 10). Ces performances très proches de celles obtenues avec la méthode WRTDS, sont très satisfaisantes, d'autant plus que cette approche est beaucoup plus parcimonieuse que l'approche WRTDS. On peut donc envisager de calculer des flux de nutriments au pas de temps sub-annuel à partir des chroniques interpolées avec le modèle C-Q_{season-storm}.

Comme pour les résultats de WRTDS, la même réserve sur peut être émise concernant la justesse des flux calculés à partir des chroniques interpolées : seule la comparaison des flux calculés à partir d'un jeu de données au pas de temps journalier avec les flux estimés sur des chroniques sous-échantillonnée puis interpolées permettrait de donner des gammes d'incertitudes associées aux calculs de flux.

(c) Caractérisation des régimes d'export des nutriments

Nous avons relevé que les chroniques interpolées renseignent aussi sur les régimes d'export des nutriments dans les bassins versants. En particulier, les résultats montrent qu'il n'est pas rare que les concentrations en nutriments répondent différemment aux variations de débit selon l'échelle de temps considérée, voire de manière opposée (Table 1).

Tableau 1. Occurrences des typologies de relations C-Q identifiées pour NO₃, TP et PO₄ exprimées en pourcentages de chroniques ajustées avec le modèle

| Saisonnalité de C | Comportement en crue | signe et significativité des coefficients | occurrence (%) des types C-Q pour | | |
|-----------------------------------|----------------------|---|-----------------------------------|----|-----------------|
| | | | NO ₃ | TP | PO ₄ |
| inversée par rapport à celle de Q | Dilution | $\beta_1 < 0, \beta_2 < 0$ | 1 | 0 | 4 |
| non-significative | | $\beta_1 \approx 0, \beta_2 < 0$ | 3 | 1 | 3 |

| | | | | | |
|-----------------------------------|------------------|--|----|----|----|
| synchrone avec celle de Q | | $\beta_1 > 0, \beta_2 < 0$ | 24 | 0 | 0 |
| inversée par rapport à celle de Q | non-significatif | $\beta_1 < 0, \beta_2 \approx 0$ | 1 | 18 | 69 |
| non-significative | | $\beta_1 \approx 0, \beta_2 \approx 0$ | 1 | 0 | 0 |
| synchrone avec celle de Q | | $\beta_1 > 0, \beta_2 \approx 0$ | 50 | 0 | 0 |
| inversée par rapport à celle de Q | Mobilisation | $\beta_1 < 0, \beta_2 > 0$ | 1 | 77 | 23 |
| non-significative | | $\beta_1 \approx 0, \beta_2 > 0$ | 7 | 4 | 1 |
| synchrone avec celle de Q | | $\beta_1 > 0, \beta_2 > 0$ | 12 | 0 | 0 |

Ainsi, le type C-Q le plus représenté dans les chroniques sélectionnées pour NO₃ présente une saisonnalité marquée et un comportement en crue peu significatif ($\beta_1 > 0$ et $\beta_2 \approx 0$ pour 50% des cas). Pour TP, le type C-Q le plus représenté est une saisonnalité inversée avec celle du débit et une composante de mobilisation en crue ($\beta_1 < 0$ et $\beta_2 > 0$ pour 77% des cas). Pour PO₄, le type C-Q le plus représenté est une saisonnalité inversée avec celle du débit et une composante en crue jugée non-significative ($\beta_1 < 0$ et $\beta_2 \approx 0$ pour 69% des cas). Ces types caractéristiques de relation C-Q renseignent sur les sources et les modalités de transport des nutriments dans les bassins versants. En effet, les saisonnalités synchrones entre NO₃ et Q dans 86% des cas montrent que l'export de NO₃ est essentiellement lié à des sources diffuses exprimées en période de hautes eaux. La saisonnalité des concentrations en P inversée vis-à-vis de la saisonnalité des débits est un signe clair de sources ponctuelles moins diluée en période de basses eaux.

Le développement de la méthode C-Q_{season-storm} a donné lieu à la rédaction d'un article intitulé « *Seasonal and event-based concentration-discharge relationships to identify catchment controls on nutrient export regimes* », soumis dans la revue *Advances in Water Resources*. Ce travail est actuellement en cours de révision par des examinateurs anonymes, et les auteurs de cet article sont les suivants : Camille Minaudo, Rémi Dupas, Chantal Gascuel, Vincent Roubeix, Pierre-Alain Danis, Florentina Moatar.

2.3. Comparaison des méthodes WRTDS et C-Q_{season-storm} pour l'estimation de flux annuels

La philosophie du modèle C-Q_{season-storm} est différente de l'approche WRTDS dans le sens où l'on constitue en une seule équation une double relation C-Q pour deux échelles de temps sensiblement différentes qui correspondent à des processus de contrôle de la dynamique C-Q. Le modèle C-Q_{season-storm}, tel que présenté dans les paragraphes précédents, ne permet pas de tenir compte d'une possible évolution long-terme du niveau général de pollution, mais présente tout de même un potentiel fort intéressant pour interpoler des chroniques basse-fréquence de concentrations en nutriments à partir de relevés journaliers de débit. Il est à noter qu'une composante d'évolution long terme linéaire peut immédiatement être ajoutée au modèle C-Q_{season-storm}. Si l'on voulait clairement déterminer lequel des deux modèles a les meilleures performances, il faudrait réaliser des tests sur un jeu de données. Une telle base de données est difficilement accessible, d'autant plus que les bassins versants associés devront être suffisamment contrastés pour que nous puissions faire des résultats une généralité. Une première étape de comparaison des deux modèles a été initiée en comparant les flux estimés avec chacune des méthodes entre elles pour l'ensemble des bassins versants utilisés de manière commune aux deux méthodes, et selon différentes échelles de temps : le pas journalier pour les concentrations modélisées et le pas annuel pour les flux. Pour l'échelle annuelle, les flux estimés avec les deux méthodes ont également été comparés à la méthode de pondération par les débits, dite méthode M5 (Moatar et al, 2013).

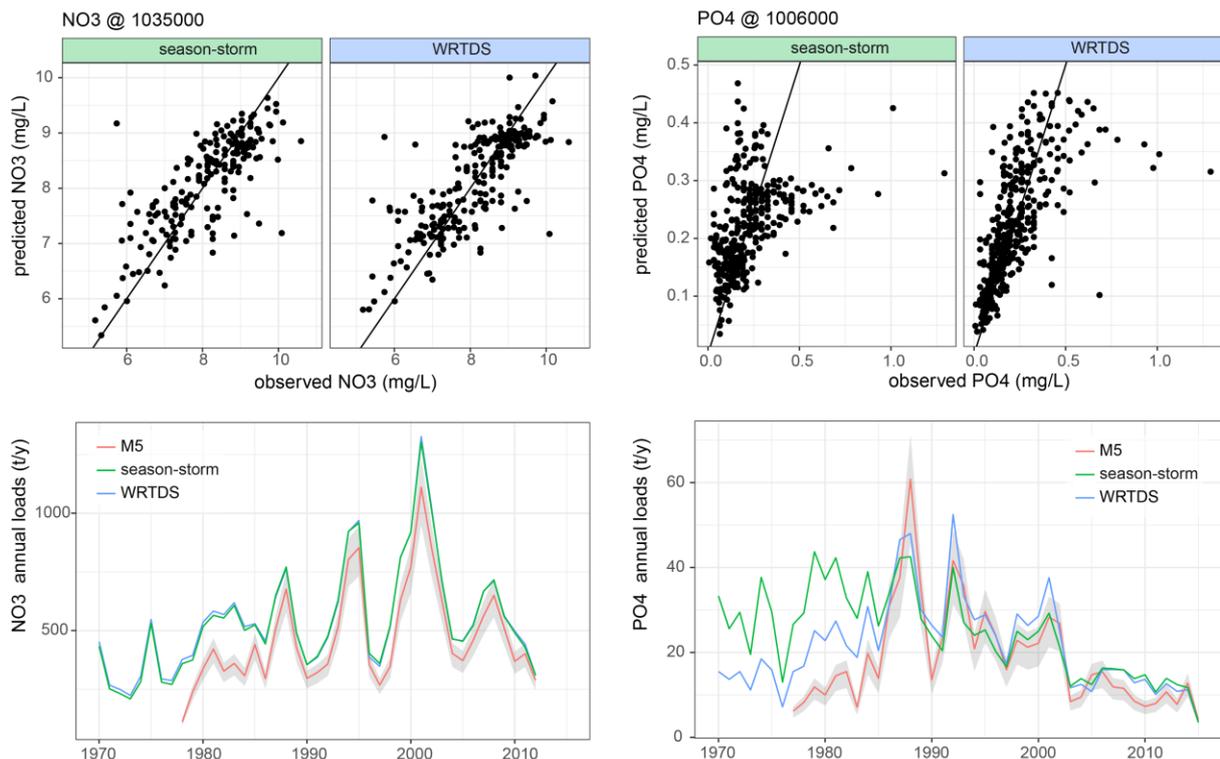


Figure 11. Comparaisons des performances d'ajustement des modèles $C-Q_{\text{season-storm}}$ et WRTDS pour deux stations. haut : concentrations prédites par les modèles comparées aux observées ; bas : flux annuels estimés par les 2 méthodes et comparés à ceux issus de la méthode M5.

Nous avons pu observer que les concentrations prédites par les deux méthodes sont parfois très proches, produisant donc des flux estimés similaires (Figure 11, exemple de gauche). Les flux annuels sont clairement comparables aux flux estimés avec la méthode M5, autant en valeur moyenne qu'en dynamique temporelle. Les résultats sont parfois sensiblement différents entre les deux méthodes lorsque les évolutions long-terme ne suivent pas une simple tendance linéaire mais une trajectoire plus complexe, comme cela est le cas dans l'exemple de droite sur la Figure 11. Dans ces cas particuliers, on préférera donc plutôt utiliser WRTDS, ou bien on procèdera à un ajustement de $C-Q_{\text{season-storm}}$ par périodes d'évolutions homogènes (1970-1987 puis 1988-2016 sur l'exemple proposé). Une autre possibilité serait, à l'instar du modèle WRTDS, de réaliser autant de régressions avec le modèle $C-Q_{\text{season-storm}}$ qu'il y a d'observations selon une fenêtre glissante qui serait à définir (e.g. 5 ans). Assurément, les interpolations de chroniques basse-fréquence seraient nettement améliorées, et serait permettrait même d'étudier les trajectoires long terme des motifs saisonniers et en crue.

3. Méthode proposée pour le calcul des flux de nutriments dans les cours d'eau non suivis par transposition des modèles C-Q

3.1. Déterminants spatiaux de la relation $C-Q_{\text{season-storm}}$

Dans le but de prédire les relations C-Q dans des bassins versants où la mesure de C n'existe pas, mais où celle de Q est soit disponible, soit modélisable, il a été nécessaire d'établir le lien entre les coefficients β_i du modèle $C-Q_{\text{season-storm}}$ et un jeu de descripteurs spatiaux des bassins versants. Ces descripteurs permettent de caractériser la morphologie, la lithologie, le climat, l'hydrologie et l'usage des sols des bassins versants (Table 2).

Tableau 2. Liste des descripteurs spatiaux utilisés pour faire le lien entre relation C-Q et les caractéristiques des bassins versants.

| Catégorie | Nom du descripteur | Unité | Définition | Source |
|---|--------------------|--|---|--|
| Morphologie | area | km ² | Aire du bassin versant | http://www.naiades.eaufrance.fr/ |
| Sources diffuses et ponctuelles de N et P | N_surplus | kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ | Surplus d'azote et de phosphore | NOPOLU model. Doublet & Le Gall (2013); Snoubra (2013); (Dupas et al., 2015a) |
| | P_surplus | kg P ha ⁻¹ an ⁻¹ | | |
| | N_point P_point | kg N ha ⁻¹ an ⁻¹ kg P ha ⁻¹ an ⁻¹ | Flux d'azote et de phosphore rejetés dans les cours d'eau par les stations d'épuration domestiques et industrielles | http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/services.php http://www.eau-loire-bretagne.fr/informations_et_donnees |
| | P_soil | g P kg ⁻¹ | Teneur en phosphore total dans le sol | Delmas et al., (2015) |
| Erosion du sol | erosion | t ha ⁻¹ an ⁻¹ | Indice de risque d'érosion | Cerdan et al., (2010) |
| hydrologie | rain | mm an ⁻¹ | Pluie efficace moyenne | Base de données SAFRAN, Quintana-Segui et al., (2008) |
| | BFI | - | Base flow index, indice de contribution des apports souterrains vers les cours d'eau | Eckhardt (2008) |
| | W2 | % | Indice de réactivité hydrologique du bassin versant | Moatar et al., (2013) |
| Usage des sols | p_arable | % | Pourcentage de terres arables | Corine Land Cover (2006) |
| Lithologie | p_sedim | % | Pourcentage du bassin versant sur socle sédimentaire | LITHO database (2008) |

Les 219 stations sélectionnées pour cette analyse (voir paragraphe 2.2.b) ont des caractéristiques physiques et de pression anthropique très diversifiées. Les tailles de bassins versants varient entre 11 et 2500 km², bien que 87% d'entre eux soient de moins de 500 km². Environ 55% des bassins versants considérés ont au moins 1/3 de leur surface occupée par des terres arables. Les apports de nutriments ponctuels domestiques et industriels sont moyens à faible avec seulement 10% des bassins recevant plus de 10 kg N ha⁻¹ an⁻¹, et seulement 2% recevant plus de 0.1 kg P ha⁻¹ an⁻¹. Les contextes géologiques sont également variés avec une proportion légèrement supérieure de bassins dominés par un contexte cristallin. Les variables hydrologiques sont contrastées : les moyennes \pm écart type pour les pluies efficaces moyennes, l'indice de contribution apports souterrains et l'indice de réactivité hydrologique sont respectivement 700 ± 160 mm an⁻¹, 55 ± 9 et $17 \pm 5\%$.

Tout d'abord, pour les types C-Q observés plus de 10% des chroniques, nous avons simplement étudié ce qui distingue les différentes relations C-Q d'un bassin à un autre et nous avons calculé les coefficients de corrélation linéaire entre les descripteurs et les coefficients β_i des relations C-Q. Certains descripteurs différencient clairement les types C-Q (Figures 12 à 14). Par exemple pour NO₃, les relations C-Q pour lesquelles C co-varie avec Q aux échelles saisonnières et à court terme (β_1 et $\beta_2 > 0$) sont associées à des bassins versants agricoles très réactifs d'un point de vue hydrologique (W2 important), donc relativement déconnectés des apports de nappes (BFI modérés). Au contraire, les bassins agricoles où les apports hydriques sont principalement souterrains (forts BFI) sont associés à des effets de dilution des concentrations en temps de crue. Ces observations ont du sens, puisqu'on s'attend effectivement à ce que des bassins versants pour lesquels les apports aux cours d'eau sont rapides (BFI modéré et W2 important) seront sujets à des effets de mobilisation du NO₃ depuis le réservoir souterrain en temps de crue. Au contraire, des bassins pour lesquels les apports aux cours d'eau sont essentiellement souterrains avec des écoulements lents (forts BFI, faible W2) soient effectivement dilués en temps de crue soit par ruissellement, soit par des écoulements préférentiels de sub-surface relativement rapides.

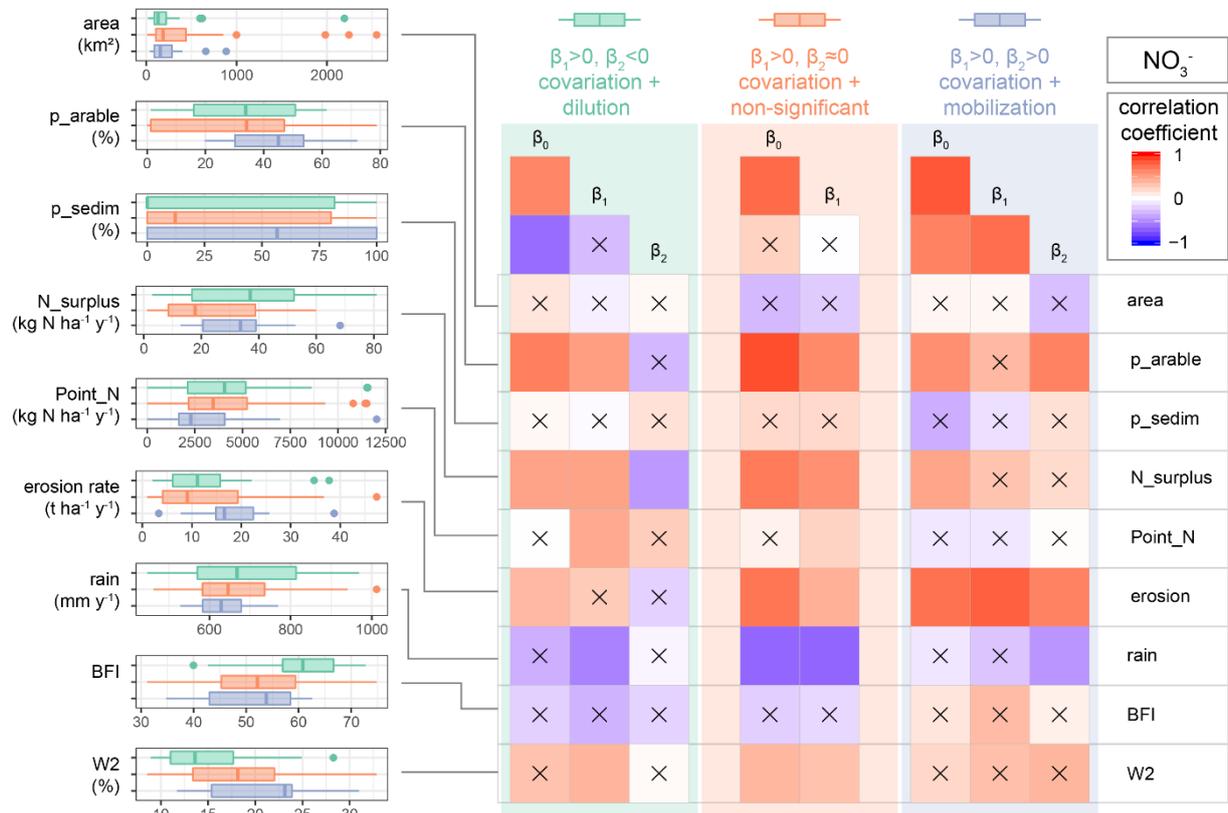


Figure 12. Gamme de valeurs des descripteurs spatiaux pour les principaux types NO₃Q et corrélations entre descripteurs et coefficients β_i . Les corrélations indiquées d'une croix sont non-significatives.

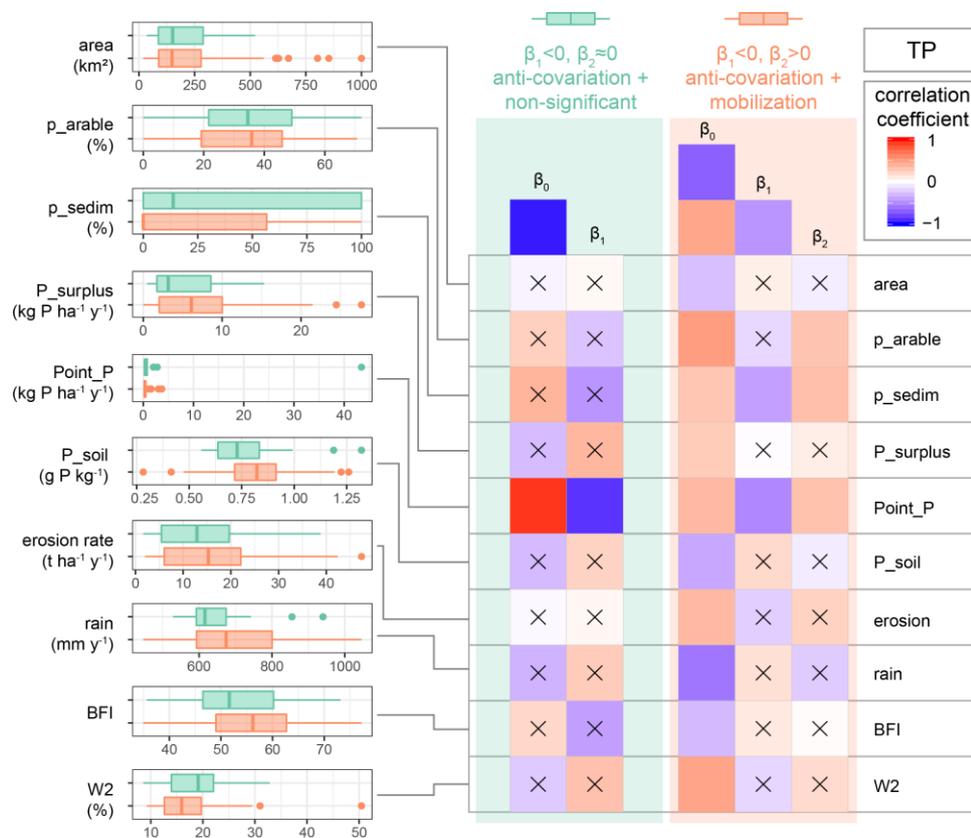


Figure 13. Gamme de valeurs des descripteurs spatiaux pour les principaux types TP-Q et corrélations entre descripteurs et coefficients β_i . Les corrélations indiquées d'une croix sont non-significatives.

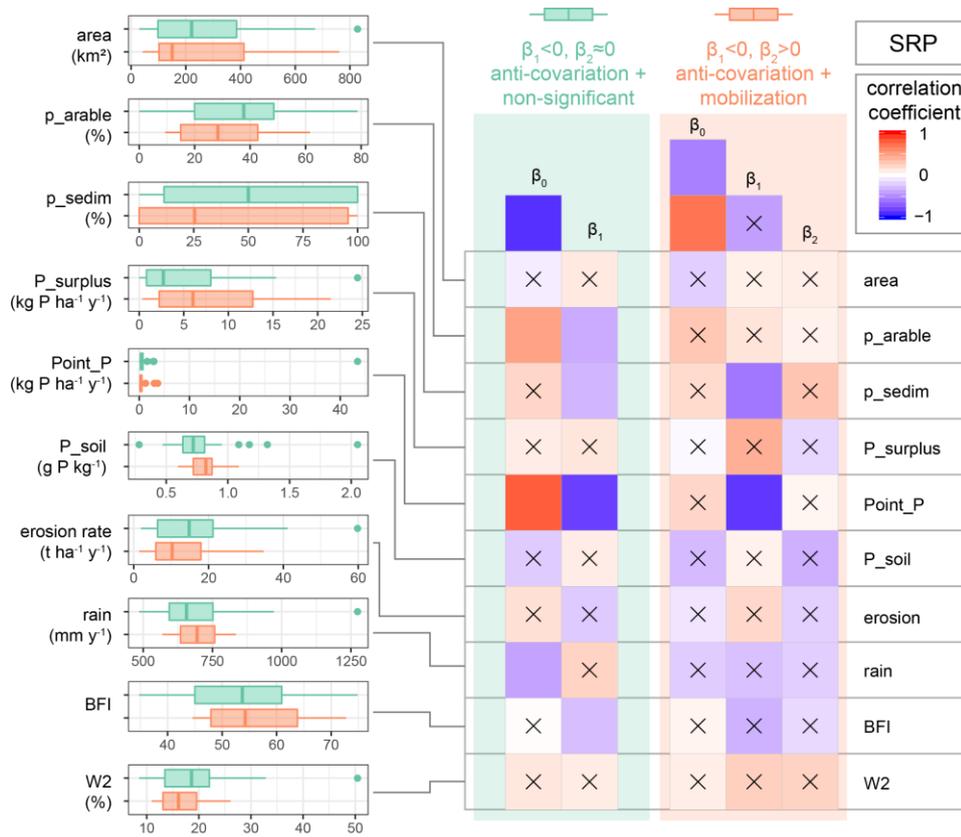


Figure 14. Gamme de valeurs des descripteurs spatiaux pour les principaux types PO4-Q et corrélations entre descripteurs et coefficients β_i . Les corrélations indiquées d'une croix sont non-significatives.

Des corrélations fortes émergent entre les coefficients β_i et les descripteurs spatiaux. En particulier, on retiendra que les niveaux de contamination (β_0) sont fortement corrélés aux indicateurs de pression anthropique diffuse pour NO₃, et aux indicateurs de pression anthropique ponctuelle pour le P. De même, les dynamiques saisonnières sont fortement associées aux indicateurs de pression diffuse pour N et ponctuelle pour P. Pour NO₃, ceci est surtout lié au fait que les niveaux de concentrations en hiver varient spatialement plus que les niveaux de concentration estivaux, possiblement parce que les cours d'eau atteignent l'été un niveau d'équilibre stœchiométrique similaire dans des contextes différents, ce niveau étant certainement conditionné par l'ensemble des processus biogéochimique à l'œuvre (dénitrification, absorption par le compartiment biologique). Les niveaux de concentration hivernaux reflètent directement l'intensité des niveaux de pression agricole dans les bassins versants. Pour le P, nous avons vu plus tôt que les apports ponctuels conditionnent directement les niveaux de pollution en P dans les cours d'eau. Ainsi, des apports relativement constants au cours de l'année imposent des variations de la capacité de dilution du cours d'eau qui seront fonction de la saisonnalité des flux hydriques.

Les dynamiques en crue semblent surtout conditionnées pour NO₃ par les descripteurs hydrologiques des bassins versants, en particulier les indicateurs de connexion constante ou épisodique avec les aquifères peu profonds (BFI et W2). Les contrôles de la dynamique du P en crue sont moins clairs que pour NO₃, les corrélations les plus fortes avec β_2 apparaissent à nouveau pour les indicateurs de pression ponctuelle, mais aussi et dans une moindre mesure, avec les indicateurs d'érosion du bassin. Ceci suggère que les contrôles des dynamiques du P en crue sont surtout associés à des phénomènes de dépôt-reprise des sédiments du cours d'eau (berges ou fond) chargés en P.

3.2. Construction des modèles de prédiction des relations C-Q

Compte tenu des liens forts observés entre les coefficients β_i des relations C-Q et les différents descripteurs de bassin versant, il a été tenté de prédire les relations C-Q directement à partir des descripteurs spatiaux en utilisant des modèles multilinéaires.

$$\beta_i = X_j + \varepsilon \quad \text{Equation 3}$$

où β_i correspond à l'un des trois coefficients de la relation C-Q à prédire, X_j correspond à l'ensemble des descripteurs spatiaux. Les trois coefficients β_i ont été estimés séparément et, compte tenu des fortes corrélations observées entre β_1 avec β_0 , il a été choisi d'intégrer dans les X_j le vecteur des β_0 prédits au préalable. De même, le modèle multilinéaire pour prédire β_2 repose sur les vecteurs des β_0 et β_1 estimés au préalable. Nous avons inclus une étape de sélection des variables les plus adaptées selon le Critère d'Information d'Akaike (AIC). Le critère AIC représente un compromis entre le biais, diminuant avec le nombre de paramètres libres, et la parcimonie, c'est-à-dire la volonté de décrire les données avec le plus petit nombre de paramètres possibles.

Nous avons donc procédé par itération comme suit :

- On prédit les β_0 estimés bassin par bassin : on isole un bassin, on détermine la relation multilinéaire entre β_0 et les descripteurs spatiaux sur tous les autres bassins, et on l'utilise pour prédire le β_0 estimé pour le bassin versant initialement isolé. On procède ainsi de même pour chaque bassin versant.
- On prédit de la même manière, bassin par bassin, les β_1 estimés à partir de l'ensemble des descripteurs de bassin versant et on inclue également le vecteur des β_0 estimés
- On réalise de même pour prédire les β_2 estimés à partir de l'ensemble des descripteurs de bassin versant et on inclue également les vecteurs des β_0 estimés et des β_1 estimés

(a) Peut-on prédire les coefficients de la relation C-Q ?

La qualité de la prédiction des coefficients β_i varie suivant les variables (NO_3 , TP ou PO_4), et aussi selon la composante à prédire, avec des résultats nettement plus satisfaisants pour NO_3 que pour TP et PO_4 (Figure 14). On observe en effet que les niveaux de base β_0 prédits correspondent relativement bien aux valeurs ajustées, avec pour NO_3 un coefficient de détermination R^2 entre valeurs prédites et valeurs ajustées de 0.66, et des prédictions moins bonnes pour TP et PO_4 ($R^2 = 0.42$ et 0.19 , respectivement). La composante saisonnière β_1 est correctement prédite pour NO_3 et PO_4 ($R^2 = 0.48$ et 0.47), mais les prédictions pour TP sont moins bonnes ($R^2 = 0.28$). La composante en crue est la moins bien prédite, avec un R^2 modéré pour NO_3 ($R^2 = 0.26$) et nettement plus faible pour TP et PO_4 ($R^2 < 0.2$).

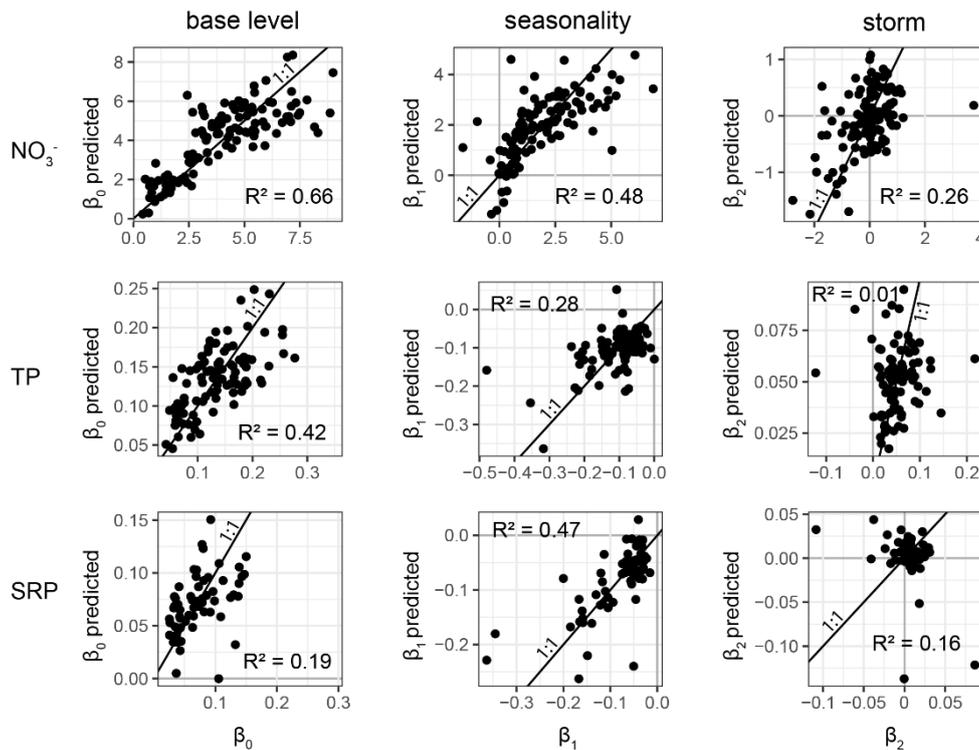


Figure 15. Prédiction des paramètres de relations C-Q à partir des descripteurs spatiaux. Les droites représentent les lignes 1:1.

(b) Peut-on prédire des flux annuels et saisonniers dans des bassins sans mesures de nutriments ?

En particulier pour NO_3 et TP, il semble possible de prédire les paramètres de la relation C-Q dans des bassins versants où seul Q est connu. Il serait ainsi possible de produire des chroniques de concentrations en nutriments et donc de calculer des flux. Or, les modèles de prédiction des coefficients C-Q ne sont pas parfaits, et l'on peut s'interroger : quel impact ces erreurs peuvent-elles avoir sur l'estimation des flux annuels et saisonniers ?

Une analyse de sensibilité a été conduite de la manière suivante : à supposer que le modèle $C_{\text{Q}_{\text{season-storm}}}$ reproduise correctement la dynamique temporelle des concentrations en nutriments, nous avons établi un ensemble de chroniques virtuelles pour des gammes choisies de paramètres β_i et à partir de chroniques réelles de débits. Ensuite, pour chacune de ces chroniques virtuelles, nous avons modifié la valeur des coefficients β_i de $\pm 100\%$ et quantifié l'impact direct sur l'estimation des flux au pas de temps annuel et mensuel.

Les erreurs sur les flux annuels peuvent être de l'ordre de $\pm 100\%$ lorsque les erreurs sur β_0 sont de $\pm 100\%$ (Figure 16). Il est intéressant de remarquer que les erreurs sur les flux sont d'autant plus fortes que β_0 est faible. Lorsque les composantes saisonnières et en crue β_1 et β_2

sont nulles ou non significatives, les erreurs sur les flux sont simplement proportionnelles aux erreurs sur β_0 . A l'échelle mensuelle, les erreurs sont possiblement plus fortes (entre -100 et +500%), en particulier lorsque β_0 est surestimé (Figure 17).

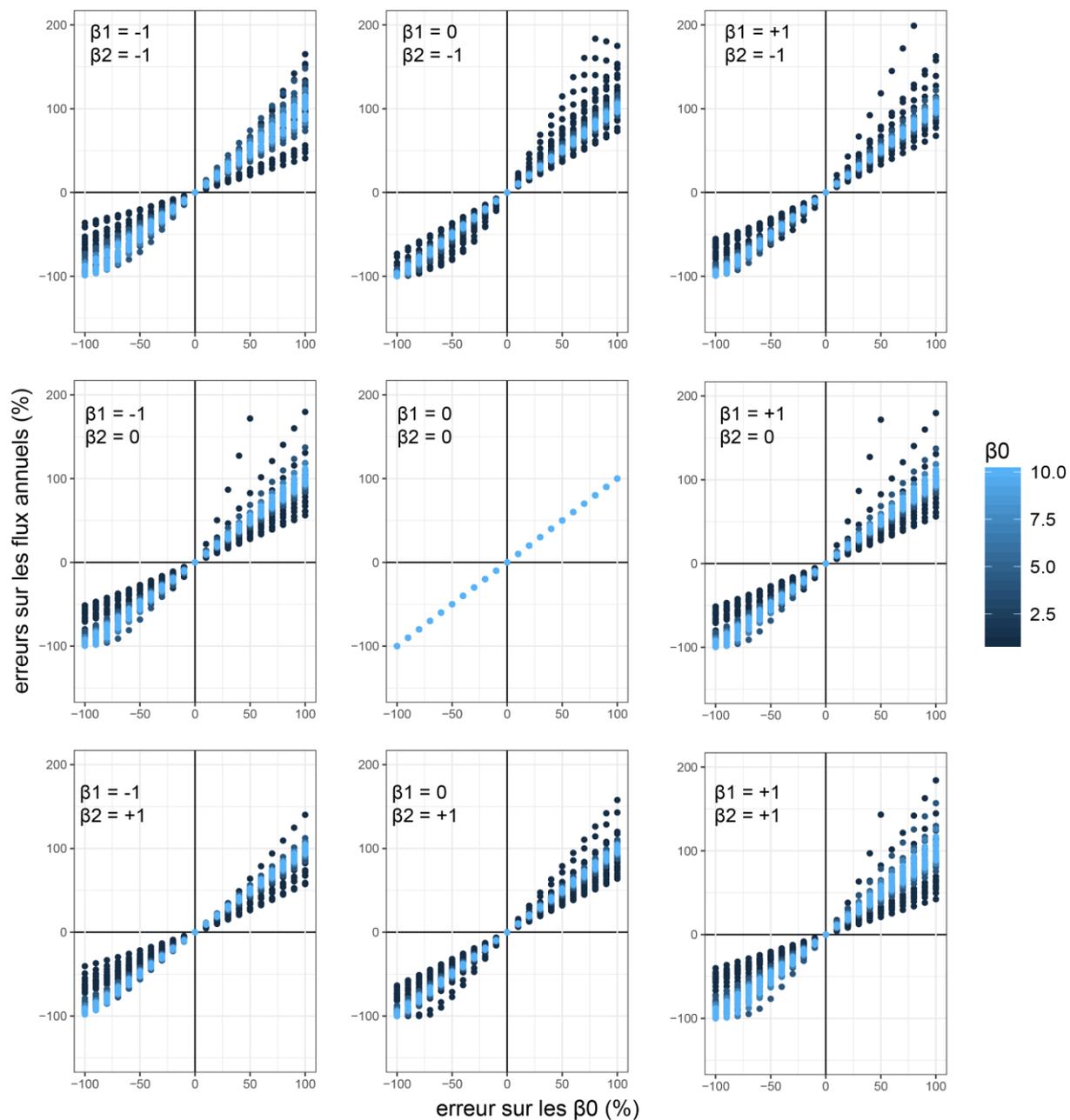


Figure 16. Sensibilité du calcul de flux annuel aux erreurs sur l'estimation de β_0 pour différentes valeurs de β_0 symbolisées selon la couleur des points.

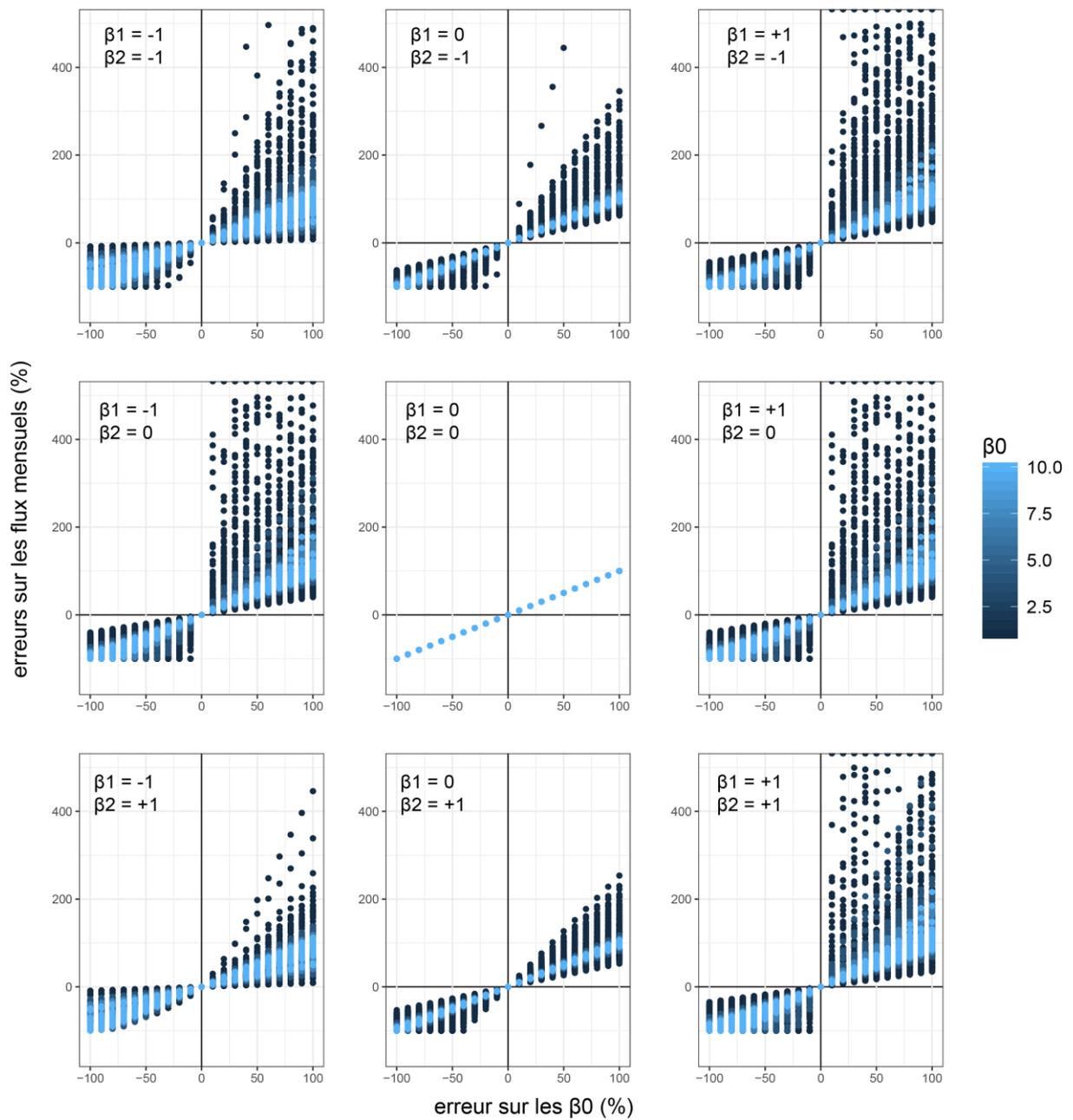


Figure 17. Sensibilité du calcul de flux mensuel aux erreurs sur l'estimation de β_0 pour différentes valeurs de β_0 symbolisées selon la couleur des points.

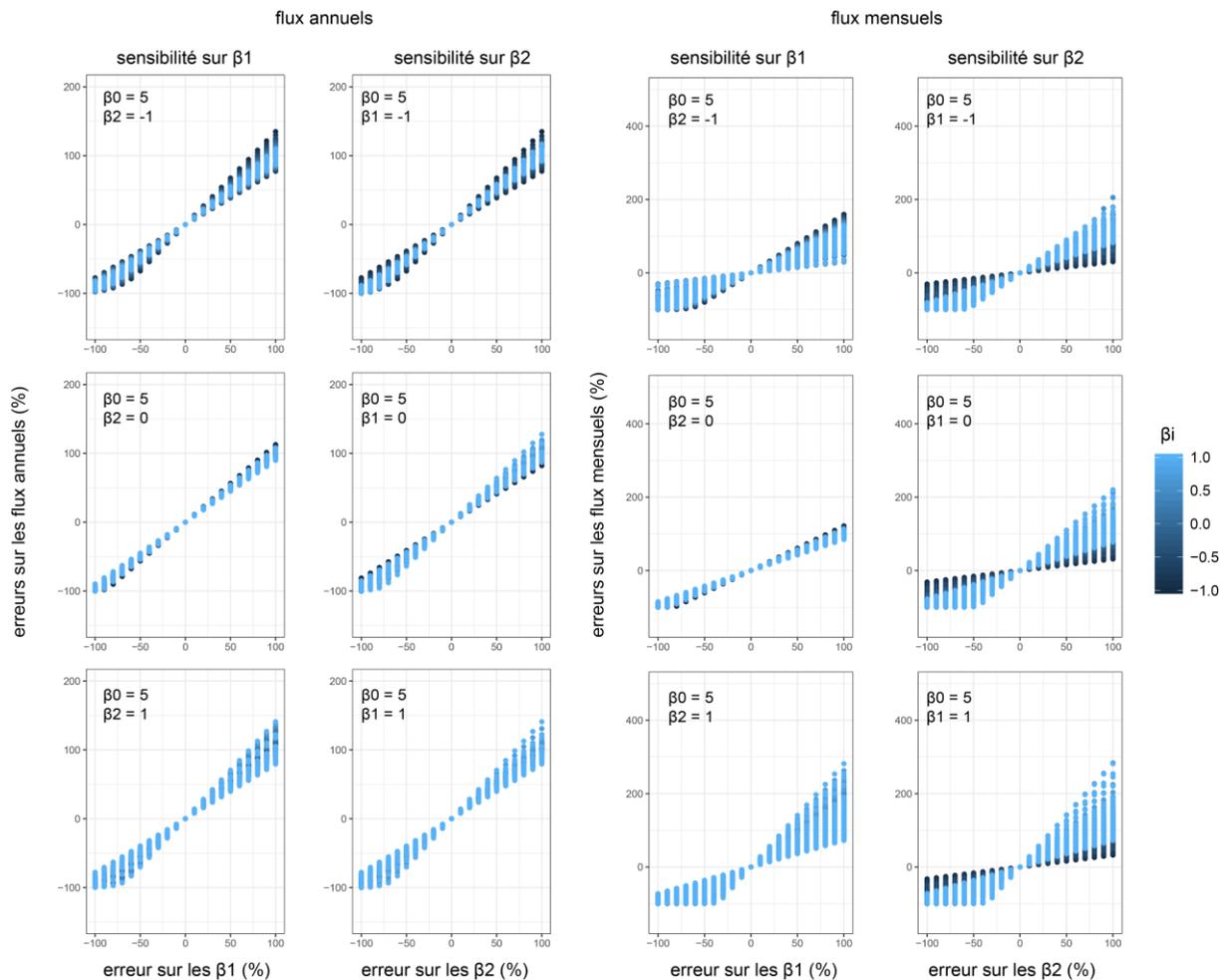


Figure 18. Sensibilité du calcul de flux mensuel aux erreurs sur l'estimation de β_0 pour différentes valeurs de β_0 symbolisées selon la couleur des points.

Des ordres de grandeur équivalents sont observés pour les erreurs commises sur les flux annuels et mensuels lorsque l'on prédit mal les coefficients β_1 et β_2 (Figure 18), mais il est important de noter que la sensibilité la plus forte du modèle de prédiction reste associée au paramètre β_0 , qui est précisément celui qui est le mieux prédit à partir des descripteurs spatiaux. Les plus fortes erreurs concernent les cas où β_0 est faible, avec en moyenne une surestimation des flux annuels de l'ordre de 100% lorsque l'on se trompe de 50% sur un β_0 inférieur à 2.5. Dans ces conditions, on pourra prédire des flux annuels dont l'incertitude sera dépendante des paramètres β_i estimés. On a pu montrer dans les paragraphes précédents que β_1 et β_2 sont fortement corrélés à β_0 , on pourra donc recommander l'utilisation de cette méthode de prédiction des flux uniquement que pour des bassins versants pour lesquels le β_0 prédit produit *a priori* des erreurs inférieures à 100% dans 90% des cas, c'est-à-dire au-delà de 2.5 pour NO₃, et au-delà de 0.1 et 0.04 respectivement pour TP et PO₄.

3.3. Conclusion sur l'application de la méthode de transposition du modèle C- $Q_{\text{season-storm}}$ dans les bassins non suivis

La méthode C- $Q_{\text{season-storm}}$ est une approche parcimonieuse pour tenir compte de la dynamique des concentrations selon deux échelles de temps qui contrôlent les relations C-Q : l'échelle saisonnière, et l'échelle de l'évènement hydrologique court terme. La relation C-Q établie est donc double. L'ajustement de ce modèle sur un grand jeu de données montre qu'il est adapté dans la majorité des cas, et montre un grand nombre de cas où les variations C-Q en crue s'opposent aux variations C-Q à l'échelle saisonnière. Une typologie des relations C-Q a pu être établie, et certains types C-Q sont largement dominants. Un autre résultat marquant a été

de montrer que ces différents types C-Q correspondent à des caractéristiques contrastées des bassins versants, et il a été tenté de prédire les différents coefficients des relations C-Q à partir de la seule connaissance d'un certain nombre de descripteurs spatiaux des bassins versants. Les déterminants des relations C-Q pour la concentration en nitrate sont liés aux apports diffus (e.g. surplus d'azote) et aux apports ponctuels pour le P (e.g. flux de P issus des STEP), avec dans les deux cas une part importante des relations C-Q déterminée par les conditions hydrologiques (connectivité entre cours d'eau et aquifères, réactivité hydrologique). Les modèles de prédiction semblent corrects pour NO₃ et moins précis pour le P, mais les erreurs les plus fortes apparaissent finalement surtout dans les bassins versants les moins impactés. Il est important de rappeler que ces estimations de flux ne sont recevables que sur des périodes relativement courtes où les sources (apports diffus et ponctuels de nutriments) ne sont pas sujettes à des tendances long-terme significative.

Les modèles multilinéaires qui ont été construits afin de prédire les coefficients du modèle C-Q_{season-storm} sont très certainement améliorables, en considérant d'autres variables descriptives des bassins versants. On pense en particulier à des indicateurs d'humidité des bassins versants (topographic wetness index), ou bien morphologiques (densité de réseau hydrographique drainé), ou encore plus en lien avec les pratiques agricoles pour les sources diffuses (occupation des cultures d'hiver *versus* cultures d'été). Par ailleurs, il a été choisi dans notre approche de ne pas considérer de relations non-linéaires entre descripteurs spatiaux et coefficients de la relation C-Q. Enfin, il serait peut être judicieux de tester une autre méthodologie pour cette analyse multivariée, en utilisant par exemple des modèles de régression du type Partial Least Square, ce qui permettrait de prédire le vecteur des coefficients $\beta_{1,2,3}$ en une seule fois plutôt que de prédire les trois coefficients séparément.

4. Conclusions et Perspectives

Nous avons identifié que les suivis réglementaires de qualité d'eau dans les cours d'eau français sont soumis à deux problématiques majeures :

- La fréquence des suivis est faible et ne permet pas directement le calcul des flux à des échelles sub-annuelles
- Les stations de suivi sont rarement couplables à des stations de débit, empêchant le calcul de flux

Nous avons présenté des méthodes d'estimation des flux servant à répondre aux deux problématiques identifiées. La première partie du travail a consisté à étudier la possibilité d'interpoler des chroniques de concentration basse-fréquence à un pas de temps plus fin dans le but de pouvoir estimer des flux saisonniers voire journaliers. La deuxième partie du travail réalisé avait pour but de prédire des flux dans des bassins versants où seule la chronique des débits est connue, sans aucun relevé de qualité d'eau.

Le premier objectif nous semble rempli, avec possiblement deux méthodes utilisables. La méthode WRTDS est performante et présente l'avantage de tenir compte des évolutions long-termes des concentrations. Elle requiert cependant que soit disponible dans les données une période de 20 ans sans valeurs manquantes dans les séries de débit, ce qui constitue une contrainte forte, et écarte un grand nombre de bassins suivis, en particulier ceux de petite taille. La méthode C-Q_{season-storm} que nous avons proposé est moins appropriée aux évolutions long-terme surtout lorsque les trajectoires ne sont pas linéaires, mais présente des capacités d'interpolation des chroniques très satisfaisantes pour des variables sujettes à des variations saisonnières marquées. La méthode WRTDS sera donc préférée pour interpoler les chroniques, et si les données disponibles ne le permettent pas, nous préconisons d'utiliser le modèle C-Q_{season-storm}. Dans le cas où les chroniques de concentrations en nutriments seraient susceptibles de varier significativement et de manière linéaire dans le temps long (plusieurs décennies), nous proposons de réaliser les ajustements du modèle C-Q_{season-storm} par tranches de période d'évolution homogène.

Le deuxième objectif est pour nous partiellement rempli. Nos travaux montrent qu'il est possible de prédire relativement correctement les paramètres de la relation $C-Q_{\text{season-storm}}$ à partir simplement de descripteurs spatiaux des bassins versants. Les prédictions de flux à l'aide de cette méthode sont correctes pour des bassins versants fortement impactés, et en particulier pour NO_3 . En revanche, les prédictions de flux dans des bassins versants faiblement impactés sont entachées de larges erreurs, empêchant vraisemblablement dans certains cas l'utilisation de cette approche. Il conviendra par la suite de dénombrer parmi les bassins versants en amont des plans d'eau combien pourraient profiter de cette méthode. Celle-ci pourra également être améliorée, en identifiant par exemple les phénomènes de non-linéarités dans les modèles multivariés qui ont été constitués, ou choisissant d'autres choix méthodologiques.

Dans certains cas, l'ensemble des méthodes de calcul de flux utilisées ou développées ici concordent aussi bien à l'échelle annuelle que l'échelle saisonnière (Figure 19, exemple de gauche). Malheureusement, la méthode de prédiction des flux par transposition des coefficients de la relation C-Q donne parfois des estimations de flux qui semblent incohérentes puisque toutes les autres méthodes concordent (Figure 19, exemples du milieu et de droite).

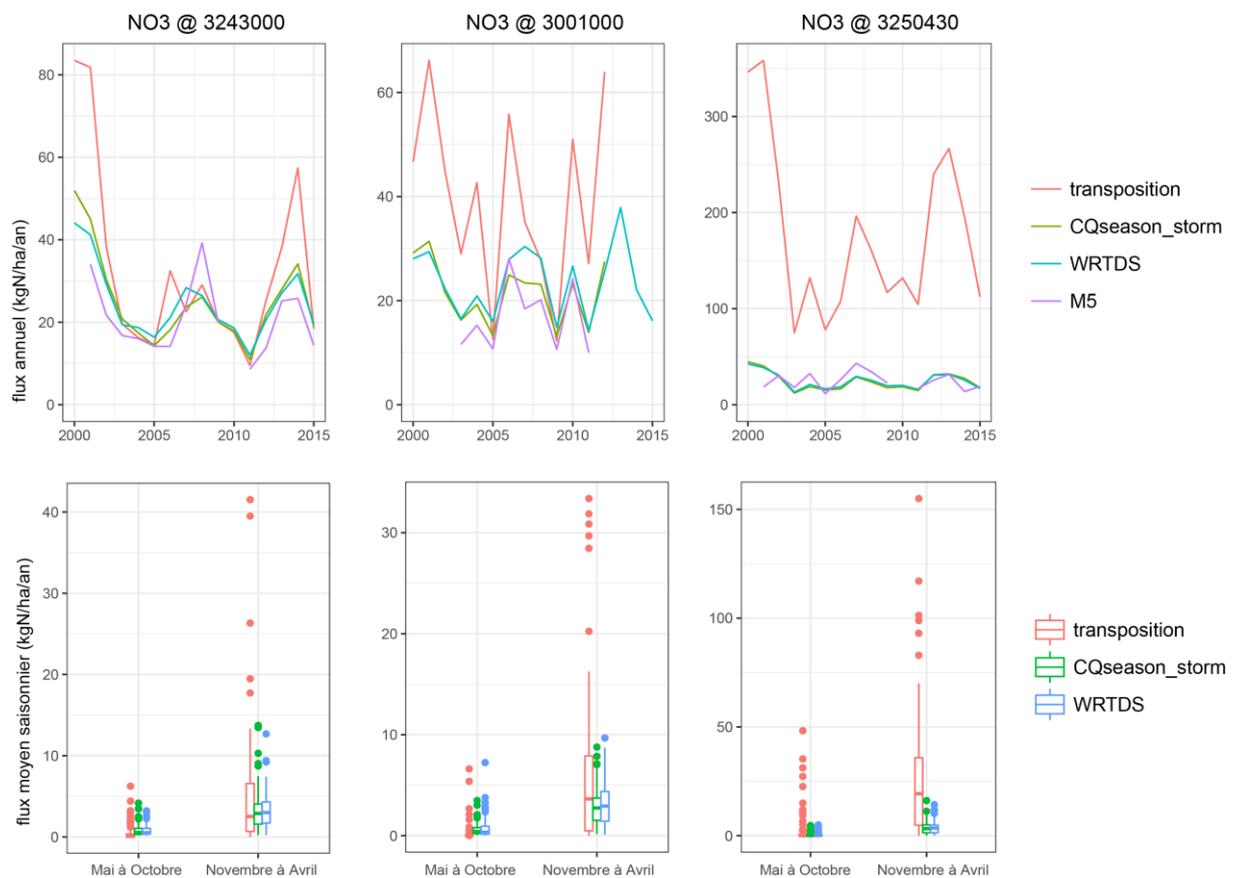


Figure 19. Comparaison des flux annuels et saisonniers en NO_3 estimés selon les différentes méthodes utilisées, pour trois bassins choisis.

Pour l'application aux plans d'eau, nous proposons ainsi de suivre l'arbre de décision détaillé en Figure 20 qui permettra par la suite de choisir la méthode la plus adaptée pour estimer des flux, et à quelles échelles de temps ces flux peuvent être calculés.

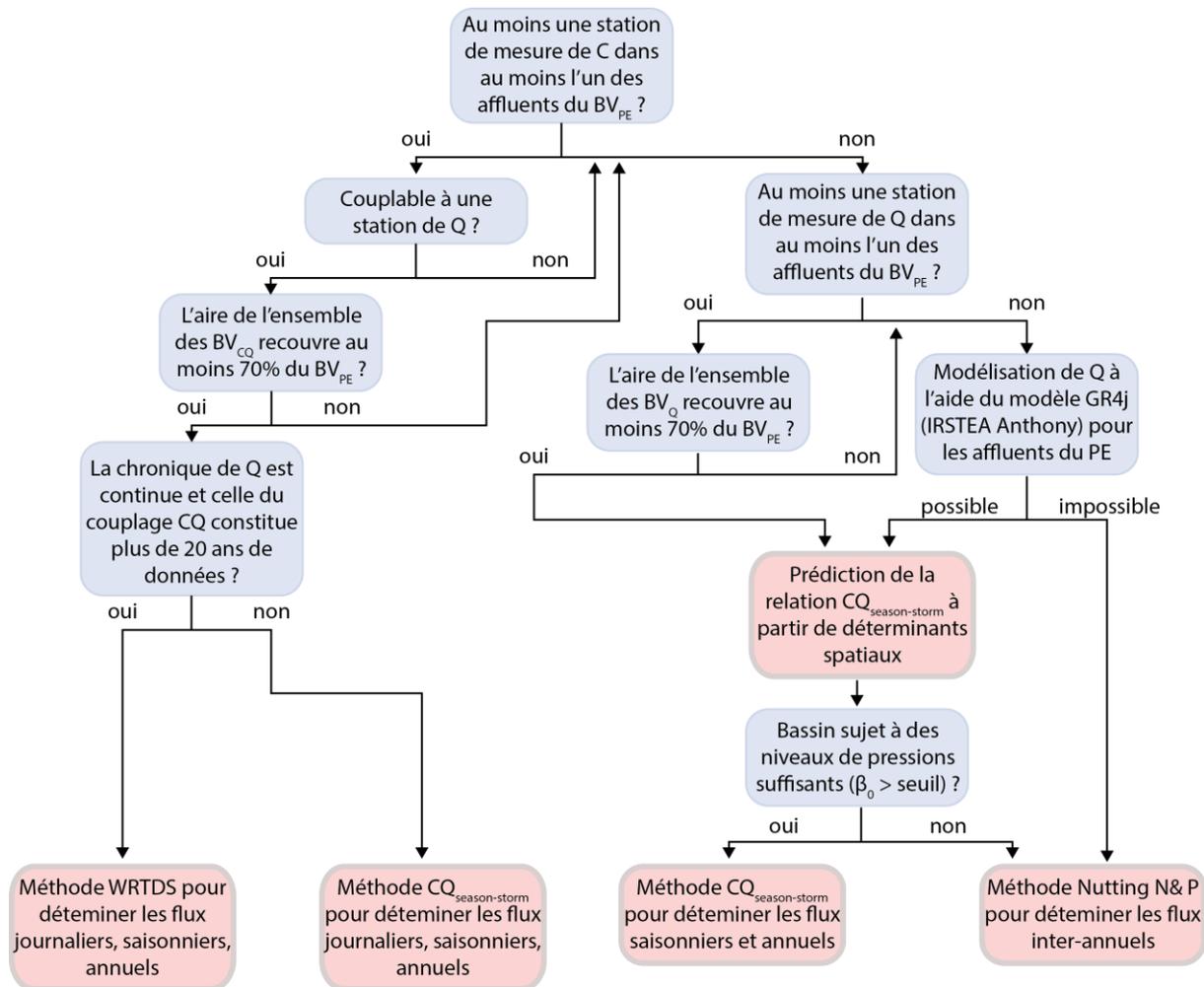


Figure 20. Arbre de décision pour choisir la méthode de calcul des flux compte tenu des données disponibles

Un nombre important de plans d'eau DCE ne pourra bénéficier d'aucune des méthodes mises au point dans le présent rapport, du fait d'un nombre trop limité (ou inexistant) de mesures dans les bassins versants drainés par les plans d'eau. Dans ces cas particuliers, deux solutions se présenteront. D'abord, les débits peuvent être prédits à l'aide de modèles hydrologiques avec des niveaux de performances très convenables. C'est ce qui est imaginé ici en utilisant par exemple des modèles pluie-débit comme le modèle GR4J développé par des chercheurs de l'IRSTEA d'Anthony (Perrin et al., 2003). Si cette étape de modélisation venait à ne pas être réalisable, la seule autre option possible sera d'utiliser un modèle empirique de prédiction des flux interannuels sur 5 années comme Nutting N& P (Dupas et al., 2015a), dans la limite des conditions d'applicabilité de ce modèle.

Références citées

- Alexander, R.B., Boyer, E.W., Smith, R.A., Schwarz, G.E., Moore, R.B., 2007. The role of headwater streams in downstream water quality. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 43, 41–59. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00005.x>
- Basu, N.B., Thompson, S.E., Rao, P.S.C., 2011. Hydrologic and biogeochemical functioning of intensively managed catchments: A synthesis of top-down analyses. *Water Resour. Res.* 47, n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2011WR010800>
- Benettin, P., Bailey, S.W., Rinaldo, A., Likens, G.E., McGuire, K.J., Botter, G., 2017. Young runoff fractions control streamwater age and solute concentration dynamics. *Hydrol. Process.* 31, 2982–2986. <https://doi.org/10.1002/hyp.11243>
- Birgand, F., Faucheux, C., Gruau, G., Moatar, F., Meybeck, M., 2011. Uncertainties in Assessing Annual Nitrate Loads and Concentration Indicators: Part2. Deriving sampling frequency charts in Brittany, France. *Am. Soc. Agric. Biol. Eng.* 54, 93–104.
- Cerdan, O., Govers, G., Le Bissonnais, Y., Van Oost, K., Poesen, J., Saby, N., Gobin, A., Vacca, A., Quinton, J., Auerswald, K., Klik, A., Kwaad, F.J.P.M., Raclot, D., Ionita, I., Rejman, J., Rousseva, S., Muxart, T., Roxo, M.J., Dostal, T., 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.06.011>
- CLC2006, 2006. Corine Land Cover.
- Delmas, M., Saby, N., Arrouays, D., Dupas, R., Lemercier, B., Pellerin, S., Gascuel-Oudou, C., 2015. Explaining and mapping total phosphorus content in French topsoils. *Soil Use Manag.* 31, 259–269. <https://doi.org/10.1111/sum.12192>
- Doublet, S., Le Gall, P., 2013. NOPOLU-Agri. Outil de spatialisation des pressions de l'agriculture. Méthodologie et résultats pour les surplus d'azote et les émissions des gaz à effet de serre. Campagne 2010-2011.
- Dupas, R., Delmas, M., Dorioz, J., Garnier, J., 2015a. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecol. Indic.* 48, 396–407. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.007>
- Dupas, R., Gascuel-Oudou, C., Gilliet, N., Grimaldi, C., Gruau, G., 2015b. Distinct export dynamics for dissolved and particulate phosphorus reveal independent transport mechanisms in an arable headwater catchment. *Hydrol. Process.* 29, 3162–3178. <https://doi.org/10.1002/hyp.10432>
- Dupas, R., Gruau, G., Gu, S., Humbert, G., Jaffrézic, A., Gascuel-Oudou, C., 2015c. Groundwater control of biogeochemical processes causing phosphorus release from riparian wetlands. *Water Res.* 84, 307–314. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.048>
- Eckhardt, K., 2008. A comparison of baseflow indices, which were calculated with seven different baseflow separation methods. *J. Hydrol.* 352, 168–173. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.01.005>
- Godsey, S.E., Kirchner, J.W., Clow, D.W., 2009. Concentration–discharge relationships reflect chemostatic characteristics of US catchments. *Hydrol. Process.* 23, 1844–1864. <https://doi.org/10.1002/hyp.7315>
- Gu, S., Gruau, G., Dupas, R., Rumpel, C., Crème, A., Fovet, O., Gascuel-Oudou, C., Jeanneau, L., Humbert, G., Petitjean, P., 2017. Release of dissolved phosphorus from riparian wetlands: Evidence for complex interactions among hydroclimate variability, topography and soil properties. *Sci. Total Environ.* 598, 421–431. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.028>
- Hirsch, R.M., Moyer, D.L., Archfield, S.A., 2010. Weighted regressions on time, discharge, and season (WRTDS), with an application to Chesapeake bay river inputs. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 46, 857–880. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00482.x>

- Hrachowitz, M., Benettin, P., Breukelen, B.M. Van, Fovet, O., Howden, N.J.K., Ruiz, L., Velde, Y. Van Der, Wade, A.J., 2016. Transit times - the link between hydrology and water quality at the catchment scale. *WIREs Water* 3, 629–657. <https://doi.org/10.1002/wat2.1155>
- Jones, A.S., Horsburgh, J.S., Mesner, N.O., Ryel, R.J., Stevens, D.K., 2012. Influence of Sampling Frequency on Estimation of Annual Total Phosphorus and Total Suspended Solids Loads. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 48, 1258–1275. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2012.00684.x>
- LITHO, 2008. dataset - <http://www.geocatalogue.fr/Detail.do?id=6388>.
- Marçais, J., Gauvain, A., Labasque, T., Abbott, B.W., Pinay, G., Aquilina, L., Chabaux, F., Viville, D., de Dreuzy, J.R., 2018. Dating groundwater with dissolved silica and CFC concentrations in crystalline aquifers. *Sci. Total Environ.* 636, 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.196>
- Minaudo, C., Dupas, R., Gascuel-Oudou, C., Fovet, O., Mellander, P.-E., Jordan, P., Shore, M., Moatar, F., 2017. Nonlinear empirical modeling to estimate phosphorus exports using continuous records of turbidity and discharge. *Water Resour. Res.* 53, 7590–7606. <https://doi.org/10.1002/2017WR020590>
- Moatar, F., Abbott, B.W., Minaudo, C., Curie, F., Pinay, G., 2017. Elemental properties, hydrology, and biology interact to shape concentration-discharge curves for carbon, nutrients, sediment, and major ions. *Water Resour. Res.* 53, 1–18. <https://doi.org/10.1002/2016WR019635>
- Moatar, F., Meybeck, M., Raymond, S., Birgand, F., Curie, F., 2013. River flux uncertainties predicted by hydrological variability and riverine material behaviour. *Hydrol. Process.* 27, 3535–3546. <https://doi.org/10.1002/hyp.9464>
- Musolff, A., Schmidt, C., Selle, B., Fleckenstein, J.H., 2015. Catchment controls on solute export. *Adv. Water Resour.* 86, 133–146. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.09.026>
- Perrin, C., Michel, C., Andréassian, V., 2003. Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *J. Hydrol.* 279, 275–289. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00225-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00225-7)
- Phillips, J.M., Webb, B.W., Walling, D.E., Leeks, G.J.L., 1999. Estimating the suspended sediment loads of rivers in the LOIS study area using infrequent samples. *Hydrol. Process.* 13, 1035–1050. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199905\)13:7<1035::AID-HYP788>3.0.CO;2-K](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199905)13:7<1035::AID-HYP788>3.0.CO;2-K)
- Quintana-Segui, P., Le Moigne, P., Durand, Y., Martin, E., Habets, F., Baillon, M., Canellas, C., Franchisteguy, L., Morel, S., 2008. Analysis of near-surface atmospheric variables: Validation of the SAFRAN analysis over France. *J. Appl. Meteorol. Climatol.* 47, 92–107. <https://doi.org/10.1175/2007JAMC1636.1>
- Raymond, S., 2011. Incertitudes des flux transportés par les rivières (MES, nutriments, sels dissous) - Vers un système expert d'optimisation des méthodes de calcul. PhD thesis. Université de Tours.
- Raymond, S., Moatar, F., Meybeck, M., Bustillo, V., 2013. Choosing methods for estimating dissolved and particulate riverine fluxes from monthly sampling. *Hydrol. Sci. J.* 58, 1326–1339. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.814915>
- Snoubra, B., 2013. Les surplus d'azote et les gaz à effet de serre de l'activité agricole en France métropolitaine en 2010. *Chiffres Stat. Serv. l'observation des Stat. Commis. général au développement durable* 448.
- Zhang, Q., Ball, W.P., 2017. Improving riverine constituent concentration and flux estimation by accounting for antecedent discharge conditions. *J. Hydrol.* 547, 387–402. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.12.052>

Table des illustrations

| | |
|---|----|
| Figure 1. Localisation et ampleur des suivis réglementaires des concentrations en nitrate (NO ₃), orthophosphate (PO ₄) et phosphore total (TP) dans les cours d'eau de France métropolitaine; Les diagrammes en violon représentent les courbes de distribution des fréquences de suivi et du nombre d'années suivies pour les différents paramètres. Les valeurs médianes sont indiquées par un trait horizontal. | 5 |
| Figure 2. Localisation et ampleur des suivis de débit dans les cours d'eau de France métropolitaine; Les diagrammes en violon représentent les courbes de distribution des fréquences de suivi et du nombre d'années suivies. Les valeurs médianes sont indiquées par un trait horizontal. | 6 |
| Figure 3. Localisation et ampleur des stations de suivi de NO ₃ couplables à des stations hydrométriques dans les cours d'eau de France métropolitaine. | 7 |
| Figure 4. Exemples d'erreurs commises sur l'estimation des flux de phosphore total (TP) ou matières en suspension (TSS) selon différentes fréquences d'échantillonnage. Les chiffres indiquent la valeur des erreurs médianes. D'après (Jones et al., 2012). | 8 |
| Figure 5. Abaques permettant de prédire l'incertitude dans l'estimation des flux annuels et sur 5 ans pour une un suivi mensuel : a) imprécisions ; b) biais pour les éléments dilués (b50sup < 0) et entraînés (b50sup > 0)..... | 10 |
| Figure 6. Exemple de relations C-Q très dispersées et l'interprétation qu'on peut en faire après avoir séparé les observées associées à des évènements hydrologiques à court terme des autres. | 12 |
| Figure 7. Exemple de poids attribués pour un couple C-Q donné afin d'établir la relation WRTDS pour les concentrations en nitrate + nitrite sur la rivière Choptank près de Greensboro (USA). Les poids sont indiqués selon la taille des points. Plus les autres couples C-Q sont « proches » du couple C-Q donné, plus les poids sont forts..... | 13 |
| Figure 8 .Localisation des stations de mesure de qualité d'eau ayant servies à l'analyse du modèle WRTDS et RMSE normalisé par la moyenne des observées pour les différents paramètres considérés. | 14 |
| Figure 9. Exemples de reconstitution de chroniques basse-fréquence avec la méthode WRTDS et flux annuels estimés, comparés aux flux estimés selon la méthode M5 (Moatar et al., 2013 ; les zones rosées correspondent aux incertitudes associées compte tenu des fréquences d'échantillonnage). Les figures de gauche correspondent aux données de nitrate à la station 4167000, et celles de droite au phosphore total à la station 4112200..... | 15 |
| Figure 10 . Stations sélectionnées pour l'application de la méthode C-Q _{season_storm} pour interpoler les chroniques, et distributions des RMSE normalisés par la moyenne. | 17 |
| Figure 11. Comparaisons des performances d'ajustement des modèles C-Q _{season-storm} et WRTDS pour deux stations. haut : concentrations prédites par les modèles comparées aux observées ; bas : flux annuels estimés par les 2 méthodes et comparés à ceux issus de la méthode M5..... | 19 |
| Figure 12. Gamme de valeurs des descripteurs spatiaux pour les principaux types NO ₃ -Q et corrélations entre descripteurs et coefficients β _i . Les corrélations indiquées d'une croix sont non-significatives. | 21 |
| Figure 13. Gamme de valeurs des descripteurs spatiaux pour les principaux types TP-Q et corrélations entre descripteurs et coefficients β _i . Les corrélations indiquées d'une croix sont non-significatives. | 21 |
| Figure 14. Gamme de valeurs des descripteurs spatiaux pour les principaux types PO ₄ -Q et corrélations entre descripteurs et coefficients β _i . Les corrélations indiquées d'une croix sont non-significatives. | 22 |

| | |
|--|----|
| Figure 15. Prédiction des paramètres de relations C-Q à partir des descripteurs spatiaux. Les droites représentent les lignes 1:1. | 24 |
| Figure 16. Sensibilité du calcul de flux annuel aux erreurs sur l'estimation de β_0 pour différentes valeurs de β_0 symbolisées selon la couleur des points. | 25 |
| Figure 17. Sensibilité du calcul de flux mensuel aux erreurs sur l'estimation de β_0 pour différentes valeurs de β_0 symbolisées selon la couleur des points. | 26 |
| Figure 18. Sensibilité du calcul de flux mensuel aux erreurs sur l'estimation de β_0 pour différentes valeurs de β_0 symbolisées selon la couleur des points. | 27 |
| Figure 19. Comparaison des flux annuels et saisonniers en NO ₃ estimés selon les différentes méthodes utilisées, pour trois bassins choisis. | 29 |
| Figure 20. Arbre de décision pour choisir la méthode de calcul des flux compte tenu des données disponibles..... | 30 |
| | |
| Tableau 1. Occurrences des typologies de relations C-Q identifiées pour NO ₃ , TP et PO ₄ exprimées en pourcentages de chroniques ajustées avec le modèle..... | 17 |
| Tableau 2. Liste des descripteurs spatiaux utilisés pour faire le lien entre relation C-Q et les caractéristiques des bassins versants. | 19 |

Avec le soutien financier de

**AGENCE FRANÇAISE
POUR LA BIODIVERSITÉ**
ÉTABLISSEMENT PUBLIC DE L'ÉTAT

www.afbiodiversite.fr

