Variabilités spatiales et temporelles des concentrations et flux en carbone, azote et phosphore : analyse des observations sur les têtes de bassin versant de Bretagne Projet ADAM -“ Qualité de l’eau : analyse des données et proposition de surveillance en Bretagne ”

Stella Guillemot, Ophélie Fovet, Rémi Dupas, Chantal Gascuel, Gérard Gruau, Josette Launay, Camille Minaudo, Florentina Moatar

▶ **To cite this version:**

Stella Guillemot, Ophélie Fovet, Rémi Dupas, Chantal Gascuel, Gérard Gruau, et al.. Variabilités spatiales et temporelles des concentrations et flux en carbone, azote et phosphore : analyse des observations sur les têtes de bassin versant de Bretagne Projet ADAM -“ Qualité de l’eau : analyse des données et proposition de surveillance en Bretagne ”. [Contrat] INRAE; Université de Tours (UT), Tours, FRA. 2020. hal-03161978

HAL Id: hal-03161978
https://hal.science/hal-03161978

Submitted on 8 Mar 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L’archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d’enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Variabilités spatiales et temporelles des concentrations et flux en carbone, azote et phosphore : analyse des observations sur les têtes de bassin versant de Bretagne

Projet ADAM - « Qualité de l'eau : analyse des données et proposition de surveillance en Bretagne »

Stella Guillemot, Ophélie Fovet, Rémi Dupas, Chantal Gascuel-Odoux, Gérard Gruau, Josette Launay, Camille Minaudo, Florentina Moatar

Coordination : Ophélie Fovet, Chantal Gascuel-Odoux et Florentina Moatar

Version finale - Février 2020

Avant-propos

Ce document a été réalisé dans le cadre du projet ADAM « Qualité de l'eau : analyse des données et propositions de surveillance en Bretagne », cofinancé par la Région Bretagne et l'Agence de l'Eau Loire Bretagne dans le cadre de l'Appel à Manifestation d'Intérêt « EAU » du CPER 2015-2020. Le projet est porté par INRAE (UMR SAS et UR RiverLy), l'Université de Tours (GéHCO) et le CNRS (Géosciences-Rennes).

Pour citer ce rapport :

Guillemot S., Fovet O., Dupas R., Gascuel-Odoux C. Gruau G., Launay J., Minaudo C., Moatar F., 2020. Variabilités spatiales et temporelles des concentrations et flux en carbone, azote et phosphore : analyse des observations sur les têtes de bassin versant en Bretagne, 128 pages.

Remerciements

Les auteurs remercient l'ensemble des personnes ayant contribué à la réalisation de cette étude :

- Les membres du comité de pilotage du projet, composé de : Elodie Bardon, Rémi Dupas, Ophélie Fovet, Chantal Gascuel-Odoux, Gérard Gruau, Stella Guillemot, Yves-Marie Heno, Yvan Hurvois, Josette Launay, Florence Massa, Florentina Moatar, Olivier Nauleau ;

- Les organismes suivants pour la mise à disposition de leurs données, leur contribution au rassemblement des données et échanges dans le cadre de l'étude : la DREAL de Bretagne, l'Observatoire de l'Environnement en Bretagne, le CRESEB, Agrocampus Ouest (projet SIMFEN, données sol), l'IUEM (réseau ECOFLUX), l'Université de Tours (GéHCO), INRAE (IRSTEA-HYCAR, IRSTEA-RiverLy et INRA-UMR SAS), l'IFREMER et Météo France ;

- Les collègues dans les unités de recherche d'INRAE (UMR SAS et UR RiverLy), de l'Université de Tours (GéHCO) et du CNRS (Géosciences-Rennes) pour leur expertise, leur appui apporté durant le déroulement de l'étude et leur relecture du rapport ;

- L'Agence de l'eau Loire-Bretagne et la Région Bretagne qui ont financé le projet, en particulier Florence Massa, Région Bretagne, et Yvan Hurvois, Agence de l'eau Loire Bretagne, qui ont apporté leur expertise ;

- Les personnes ayant contribué à l'acquisition et la bancarisation des données publiques de surveillance de la qualité des eaux en Bretagne.

Sommaire

AVANT-PROPOS **1**

REMERCIEMENTS **1**

LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX **4**

ABREVIATIONS **6**

1. INTRODUCTION **7**

1.1. CONTEXTE ET ENJEUX 7
1.2. OBJECTIFS 7
1.3. CONTEXTE SUR DES SUIVIS UTILISES ET LES QUESTIONS SCIENTIFIQUES LIEES AUX BASSINS VERSANTS AMONT 8
1.3.1. Les bassins versants amont : une échelle clé pour la mise en œuvre de la gestion de l'eau en Bretagne mais peu investie par la surveillance *8*
1.3.2. La vision intégrée Carbone, Azote, Phosphore : des éléments clés de l'eutrophisation en eaux douces en Bretagne *9*
1.4. ETAT DE L'ART SUR LA VARIABILITE DES CONCENTRATIONS C, N ET P ET LEURS FACTEURS DE CONTROLE 11
1.4.1. Variabilités temporelles en C, N et P *11*
1.4.2. Variabilités spatiales en C, N et P *12*

2. DONNEES **15**

2.1. PARAMETRES DE LA QUALITE DE L'EAU DES COURS D'EAU 15
2.1.1. Source des données *15*
2.1.2. Paramètres physico-chimiques sélectionnés *17*
2.1.3. Méthodologies de prélèvement et d'analyse, procédures de fiabilisation des données *18*
2.1.4. Répartition spatiale des stations *18*
2.1.5. Historique des suivis *19*
2.1.6. Profondeur temporelle des suivis *20*
2.1.7. Fréquence d'échantillonnage *20*
2.2. DEBITS DES COURS D'EAU 21
2.3. SELECTION DES BASSINS VERSANTS AVEC UN SUIVI C-N-P 22
2.3.1. Procédure de sélection *22*
2.3.2. Représentativité spatiale *23*
2.4. ASSOCIATION DES DEBITS AUX STATIONS DE SUIVI DE LA QUALITE DE L'EAU 24
2.5. CARACTERISTIQUES GEOGRAPHIQUES ET HYDROLOGIQUES DES BASSINS VERSANTS 25
2.6. L'ESSENTIEL A RETENIR 27

3. METHODES **29**

3.1. DEMARCHE METHODOLOGIQUE 29
3.2. INDICATEURS CALCULES SUR LES BASSINS VERSANTS AMONT 31
3.2.1. Distribution statistique des concentrations *31*
3.2.2. Saisonnalité des concentrations en C, N et P *31*
3.2.3. Géographie des bassins et hydrologie des cours d'eau *33*
3.2.4. Méthodes pour calculer un flux de matière *37*
3.3. METHODES STATISTIQUES UTILISEES 40
3.3.1. Identification des facteurs de contrôle de la variabilité spatiale des indices de qualité d'eau *40*
3.3.2. Etablissement d'une typologie vis-à-vis d'indicateurs de concentration *41*
3.3.3. Outils informatiques utilisés *41*

4. DISTRIBUTION SPATIALE DES CONCENTRATIONS ET FLUX C, N ET P **42**

4.1. VARIABILITE REGIONALE DES NIVEAUX DE CONCENTRATION C, N ET P 42
4.2. CORRELATIONS ENTRE LES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES 44

4.3. Variabilite saisonniere des concentrations de C, N et P 46
4.3.1. Sensibilité des modèles GAMs 46
4.3.2. Un gradient des cyclicités saisonnières de COD, NO_3^- and PO_4^{3-} 48
4.3.3. Deux types de cyclicité saisonnière de NO_3 et COD et une opposition saisonnière N-C 51
4.3.4. Un unique type de cyclicité saisonnière de PO_4^{3-} 52
4.4. Variabilite regionale des flux C, N et P, limites et propositions 53
4.4.1. Distribution régionale du flux de matière 53
4.4.2. Illustration des calculs de flux et leurs incertitudes 54
4.4.3. Types d'exports et importance de la variabilité des flux par élément 57
4.4.4. Propositions de fréquences de suivis 59
4.5. Facteurs de controle des variations regionales et saisonniers des indices de qualite d'eau C-N-P, par une approche des correlations 60
4.6. Facteurs explicatifs communs aux indicateurs de N, C et P identifies par l'analyse canonique 64
4.7. L'essentiel a retenir 65

5. TYPOLOGIE DES BASSINS VERSANTS AU REGARD DE LA QUALITE DE L'EAU 67

5.1. Typologie au regard des concentrations de NO_3^- et COD 67
5.2. Typologie au regard des concentrations de P et MES 71
5.3. L'essentiel a retenir 72

6. BILAN DES FLUX DE PHOSPHORE POUR LES PLANS D'EAU 3B-1 DE BRETAGNE 73

6.1 Presentation des plans d'eau et de leur bassin versant 74
6.2. Donnees et methode de calcul des flux 74
6.2.1 Recensement des suivis de mesures physico-chimiques et hydrométriques aux entrées/sortie des plans d'eau 74
6.2.1 Méthode de la concentration moyenne pondérée par les débits 79
6.3. Estimation des flux de P entrant aux plans d'eau 3B-1 80
6.4. Bilan des flux entre entree et sortie des plans d'eau 82
6.5. L'essentiel a retenir 84

7. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES 85

7.1. Conclusion 85
7.2. Recommandations operationnelles a l'echelle regionale 90

RÉFÉRENCES CITÉES 94

ANNEXES 98

Annexe 1 : Repartitions spatiales des stations du suivi de la qualite de l'eau par parametre (1971-fin 2016) 98
Annexe 2 : Comparaison des simulations de debits SIMFEN et GR4J 100
Annexe 3 : Cartes des principales caracteristiques de Bretagne 107
Annexe 4 : Comparaison des 3 methodes d'estimation des surplus d'Azote 108
Annexes 5 : Variabilites interannuelles des lames d'eau et flux de matiere 109
Annexes 6 : Variabilites spatiales des indicateurs des niveaux extremes C10 et C90 de NO_3^-, COD, PO_4^- et PP sur les 185 tetes de bassin versant 110
Annexe 7 : Ajustements de GAMs saisonniers sur le NO_3^- 111
Annexe 8 : Facteurs de controle des medianes et amplitudes annuelles de COD et NO_3^- identifies par analyse canonique 112
Annexe 9 : Liens entre indicateurs qualite et descripteurs de bassin 115
Annexe 10 : Nuages de points entre le C50 d'un element et chaque variable geographique potentiellement explicative 116
Annexe 11 : Etude de la typologie des bassins versants amont au regard des concentrations de P et MES 119
Annexe 12 : Resultats typologie des bassins amont au regard de C-N-P 122
Annexe 13 : Bilan des suivis aux entrees/sortie de la retenue du Gouët 124
Annexe 14 : Preconisations de strategie de surveillance du Phosphore dans les cours d'eau 125

Liste des figures et tableaux

Figure 1 *: Construction de la base de données « Qualtié de l'eau » compilant les données du suivi de la qualité des eaux de surface continentales à l'échelle de la Bretagne.* _____ *17*
Figure 2 *: Nombre de stations du suivi de la qualité des cours d'eau bretons bancarisées dans (a) HYDRE/BA et (b) OSUR entre 2007 et 2016.* _____ *18*
Figure 3 *: (A) Cartographie des stations du suivi de la qualité des cours d'eau de Bretagne. (B) Distributions des surfaces drainées inférieures à 200 km² par les stations bancarisées dans HYDRE/BEA et OSUR.* _____ *19*
Figure 4 *: Evolution du nombre de stations Qualité en Bretagne (OSUR et HYDRE/BEA), et dont leurs aires drainées sont entre 1 et 200 km².* _____ *19*
Figure 5 *: Distribution des fréquences d'échantillonnage inférieure à 20 mesures/an sur les stations du suivi Qualité en Bretagne (HYDRE/BEA et OSUR sur la période 2007-2016).* _____ *21*
Figure 6 *: Localisation des stations hydrométriques (BD HYDRO et modèle GR4J) inférieures à 500 km² sur la Bretagne et des 185 stations sélectionnées.* _____ *22*
Figure 7 *: Cartographie des 185 bassins versants amont sélectionnées, à leurs exutoires les stations du suivis qualité C, et stations associées de mesure du débit Q.* _____ *24*
Figure 8 *: (A) Grille sur la qualité de l'association entre les stations qualité C et des débits Q des rivières (banque HYDRO et modélisation GR4J). (B) Carte de la qualité des associations entre les 185 couples C-Q. Les meilleures associations sont représentées par la classe A et les moins bonnes par la classe E.* _____ *25*
Figure 9 *: Démarche méthodologique de l'étude sur les 185 têtes de bassin versants de Bretagne.* _____ *30*
Figure 10 *: Indicateurs de la dynamique saisonnière d'une chronique de Nitrates.* _____ *32*
Figure 11 *: Distributions statistiques (exprimées en densité) des variables géographiques et hydrologiques potentiellement explicatives de la variabilité spatiale des concentrations C-N-P sur les cours d'eau amont.* ___ *36*
Figure 12 *: Exemples de régressions ajustées sur des graphiques log(C)-log(Q) – source : F. Moatar (données C-Q journalières)* _____ *39*
Figure 13 *: Distributions régionales des C50 des paramètres NO_3^-, COD, PO4 et PP sur les 185 bassins versants amont de Bretagne étudiés.* _____ *43*
Figure 14 *: Premier plan factoriel d'une ACP sur les indicateurs de distribution des concentrations entre NO_3^-, COD, PO4, PP et MES (calculés sur les 185 bassins versants étudiés).* _____ *44*
Figure 15 *: Corrélations entre les C50 de deux paramètres (sur les 185 bassins versants amont sélectionnées (A) NO_3^-/COD et (B) PP/MES).* _____ *45*
Figure 16 *: Matrice des corrélations sur les rangs (Spearman) des indicateurs hydrochimiques (niveaux de concentration et saisonnalité) pour a) COD, b) N-NO_3^- et c) P-PO_4^{3-}.* _____ *46*
Figure 17 *: Histogramme de densité des Rsq des GAMs sur les dynamiques saisonnières de chaque bassin versant amont étudiés (valeur moyenne en pointillée).* _____ *46*
Figure 18 *: Variabilité des indices de saisonnalité (amplitude, indice de saisonnalité (SI), MaxPhase et MinPhase) calculés sur des chroniques mensuelles générées par une approche de Monte Carlo (n=1000).* _____ *47*
Figure 19 *: GAM sur les dynamiques saisonnières de N-NO_3^-, du COD, du PO_4^{3-} et du débit journalier pour les 185 bassins versants d'amont.* _____ *49*
Figure 20 *: Distributions statistiques des amplitudes saisonnières, des phasages maximums et minimums, pour les paramètres COD, NO_3^- et PO_4^{3-} respectivement.* _____ *50*
Figure 21 *: Répartition spatiale des amplitudes saisonnières des concentrations NO3, COD, PO_4^{3-} et PP, sur les 185 bassins versants amont étudiés.* _____ *50*
Figure 22 *: Relation entre le SI_{COD} et SI_{NO3} (n=98).* _____ *52*
Figure 23 *: Distribution spatiale des flux annuels moyens (2010-2014) de COD, NO_3^-, PO_4^{3-} et MES des cours d'eau amont.* _____ *54*
Figure 24 *: Exemples de graphiques logC-logQ issus de nos jeux de données sur bassins amont, pour a) NO_3^-, b) COD, c) PO_4^{3-} et d) MES.* _____ *56*
Figure 25 *: Graphiques sur la relation entre la pente b et le CVc/CVq pour chaque bassin versant amont et variable hydrochimique, et pour chaque paramètre COD, NO_3^-, PO_4^{3-}, Ptot et MES. Le dernier graphique est le schéma conceptuel pour interpréter ces figures (source : d'après Mussolff et al, 2015).* _____ *57*

***Figure 26** : Diagramme de variabilité des flux d'eau et de matière en fonction de la pente des relations logC-logQ Le 6^{e} graphique caractérise l'importance du régime d'exportation des flux (« load flashiness ») (source : Moatar et al., 2020). _____ 58*
***Figure 27** : Diagramme pour l'optimisation des fréquences de suivi pour atteindre un flux annuel avec une précision de ±10% en fonction de la variabilité hydrologique (W2) et du régime d'export des éléments (b50sup) (source : Moatar et al, 2020)_____ 59*
***Figure 28** : Relation entre le SI et les descripteurs de la réactivité hydrologique d'un bassin versant : (A) avec W2 et (B) avec le BFI (n=124 bassins versants). _____ 61*
***Figure 29** : Synthèse des facteurs de contrôle des C50 de COD, NO_3^- et PO_4^{3-} sur les bassins versants amont.__ 62*
***Figure 30** : Relation entre flux de matière et flux d'eau sur les bassins amont et par paramètre COD, NO_3^-, PO_4^{3-}, Ptot et MES. _____ 63*
***Figure 31** : Variation des flux moyen interannuel en fonction de la taille du bassin drainé. _____ 63*
***Figure 32** : Partitionnement de la variance expliquée des concentrations de COD-NO3-PO4-PP sur les 185 bassins amont._____ 64*
***Figure 33** : Arbre de classification hiérarchique basé sur les 4 métriques de concentration des bassins amont (C50 et amplitudes de NO_3^- et COD) et partitionné en 5 classes._____ 67*
***Figure 34** : Distribution spatiale des aqua-zones en NO_3^- et COD dans les bassins versants amont étudiés. ___ 68*
***Figure 35** : Dispersion par classe d'aqua-zone des variables de concentration (C50_ NO3, C50_COD, ampli_NO3 et ampli_COD) et descripteurs de bassins. _____ 70*
***Figure 36** : Distribution spatiale des aqua-zones en Ptot, PO4 et MES dans les bassins versants amont étudiés. 71*
***Figure 37** : Dispersion par classe d'aqua-zone des variables de concentration (C50_ PO4, C50_PP, ampli_PO4 et C50_MES) et descripteurs de bassins._____ 71*
***Figure 38** : Carte des 11 plans d'eau de Bretagne listés à la disposition 3B-1 du SDAGE 2016-2021 Loire-Bretagne. _____ 73*
***Figure 39** : Estimation des flux annuels de phosphore total et incertitudes associées pour chaque entrée de retenue 3B-1. _____ 81*
***Figure 40** : Estimations des flux annuels spécifiques de phosphore total dans les bassins versants des plans d'eau 3B-1._____ 82*
***Figure 41** : Flux de P total entrants et sortants du plan d'eau du Gouët. _____ 83*

***Tableau 1** : Liste des paramètres retenues dans la base de données « Qualité d'eau » constituée. _____ 17*
***Tableau 2** : Effectif pour chaque phase du processus de sélection des stations avec un suivi des concentrations N, C et P sur des têtes de bassin versant. _____ 23*
***Tableau 3** : Synthèse des données géographiques analysées._____ 26*
***Tableau 4** : Synthèse des indicateurs calculés sur les caractéristiques géographiques/hydrologiques de bassin versant. _____ 33*
***Tableau 5** : Abaque pour le calcul des incertitudes de flux via la méthode M5 (source : Moatar et al. 2013). __ 38*
***Tableau 6** : Classification d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau du SEQ-EAU (version 2) pour les 185 bassins versants étudiés._____ 42*
***Tableau 7** : Distribution des valeurs des moyennes interannuelles de flux de matière sur les bassins versants amont, calculés sur la période 2010-2014._____ 53*
***Tableau 8** : Statistiques générales des incertitudes associées aux flux selon la méthode M5 pour chaque paramètre.(d'après l'abaque proposé par Moatar et al, 2013). _____ 56*
***Tableau 9** : Synthèse des corrélations sur les rangs (Spearman) entre les indices de qualité d'eau et les métriques géographiques/hydrologiques. _____ 62*
***Tableau 10** : Synthèse de la description des 5 aqua-zones de COD et NO_3^- _____ 68*
***Tableau 11** : Caractéristiques morphométriques des 11 plans d'eau 3B-1 bretons et de leur bassin versant. __ 74*
***Tableau 12** : Synthèse du recensement des couples de stations qualité (C) et débit (Q) pour le calcul des flux en amont et aval des plans d'eau (PE) 3B-1. _____ 77*
***Tableau 13** : Pourcentages de courverture entre les BV_{Lac}, BV_C et BV_Q. _____ 78*

Abréviations

ACP : Analyse en Composantes Principales

AELB : Agence de l'Eau Loire-Bretagne

BEP : Bretagne Eau Pure

BD : Base de Données

BV : Bassin Versant

BV_C : Bassin Versant avec un suivi de la Concentration à l'exutoire

BV_Q : Bassin Versant avec un suivi du débit (Q) à son l'exutoire

C : Concentration

CAH : Classification Ascendante Hiérarchique

COD : Carbone Organique Dissous

CORPEP : Cellule d'Orientation Régionale pour la Protection des Eaux contre les Pesticides

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

GAM : Generalized Additive Models (Modèle additif généralisé)

GEPMO : Groupe d'étude sur la Pollution des Eaux par les Matières Organiques

MNT : Modèle Numérique de Terrain

MO : Matière organique

NO_3^- : Nitrates

PO_4^{3-} : Orthophosphates

Ptot : Phosphore total

Q : Débit

RCA : Réseau Complémentaire Agence

RCO : Réseau de Contrôle Opérationnel

RCS : Réseau de Contrôle de Surveillance

RDA : Analyse de Redondance

RNB : Réseau National de Bassin

Rsq : moyenne du R au carré ajusté des GAM

1. Introduction

1.1. Contexte et enjeux

Depuis 1971, date de la mise en place des premiers réseaux de surveillance des eaux de surface continentales (cours d'eau et plans d'eau), beaucoup de données ont été acquises dans le but d'évaluer la qualité des eaux. En région Bretagne, les efforts de surveillance plus accrus sont du fait de la DCE et plus particulièrement des processus d'eutrophisation qui s'expriment massivement dans les fleuves, les plans d'eau et les zones côtières et océaniques. Ce phénomène exprime une perturbation des cycles du Carbone, de d'Azote, et du Phosphore (C, N et P) dans les écosystèmes aquatiques et est caractérisé par une surproduction de matière organique induit par des apports anthropiques élevés en P et N. Les conséquences de l'eutrophisation sont d'abord environnementales par la dégradation de la qualité des eaux telle que la prolifération d'algues micro ou macroscopiques qui provoque des dystrophies écologiques et, dans un stade ultime, plonge les milieux naturels dans des conditions d'anoxie. Elles sont aussi économiques et de santé publique par le dépassement des normes de qualité des eaux brutes pour l'alimentation en eau potable et/ou la quantité d'algues toxiques dans les eaux ou accumulée dans les lieux de baignade.

Pour mieux estimer et réduire l'impact de l'activité humaine sur la qualité de l'eau, les chercheurs et gestionnaires de l'eau doivent fournir une analyse et une compréhension intégrée qui consiste à quantifier les concentrations et flux d'éléments Carbone (C), Azote (N) et Phosphore (P) transportés par les cours d'eau. Pour mieux maitriser le risque d'eutrophisation, la question de la caractérisation des facteurs de contrôle de l'eutrophisation et des évolutions temporelles et spatiales représente un enjeu important pour les scientifiques et les acteurs de l'eau.

L'étude présentée ici est la première réalisée sur la qualité des cours d'eau centrée sur C, N et P. L'originalité de l'étude réside dans le fait qu'elle vise un grand nombre de petits bassins versants, distribués à l'échelle de la Bretagne et porte attention aux signatures saisonnières des concentrations, en s'appuyant sur les données de surveillance acquises par plusieurs acteurs (Agence de l'Eau Loire-Bretagne, DREAL de Bretagne et réseau participatif ECOFLUX) et à basse fréquence d'échantillonnage.

1.2. Objectifs

Le présent rapport fournit :

1. **Un état des lieux des données du suivi de la qualité des eaux de surface à l'échelle de la région Bretagne et une présentation des données analysées sur une sélection de têtes de bassin versant**.

Pour cela, trois bases de données publiques sur le suivi de la qualité de l'eau (suivis physico-chimiques) ont été compilées et associées à des stations disposant de données du débit des cours d'eau. Puis, des données géographiques caractérisant les bassins versants (topographie, pédologie, occupation du sol, pressions et rejets en nutriments, l'hydrologie et le climat) ont été analysées. Le jeu de données sélectionné sur les bassins versants de tête sera ensuite analysé visant les objectifs 2, 3 et 4 décrits ci-dessous (cf. Chapitres 3, 4 et 5).

2. **Une analyse de la variabilité spatiale à l'échelle régionale des concentrations en C, N et P** dans les cours d'eau de tête et une **identification des facteurs de contrôle** ; et de façon identique sur les flux de matière.

3. **Une analyse des variations saisonnières des concentrations en C, N, P** dans les bassins versants de tête et une **identification de leurs facteurs de contrôle**.

En partant de l'hypothèse que les variabilités spatiales sur un grand nombre des bassins ne peuvent être étudiées que si les surfaces drainées sont équivalentes, nous avons sélectionnés des bassins de taille inférieure à 200 km² et qui disposent de données physico-chimiques suffisantes à leurs exutoires. L'analyse s'intéresse à caractériser la distribution spatiale des concentrations des trois éléments C, N et P, à comparer les dynamiques spatiales entre éléments, à identifier les facteurs environnementaux et les pressions qui les influencent. Puis, nous réalisons une analyse similaire sur la variabilité temporelle à l'échelle saisonnière et proposons une typologie des dynamiques saisonnières.

4. **Des propositions de typologie des têtes de bassin versant de Bretagne au regard des concentrations en C, N et P.**

Ces typologies ont un objectif opérationnel, celui de mieux appréhender la qualité de l'eau au regard des bassins versants de petite taille et de relier les typologies à des facteurs de pressions et des facteurs naturels qui contrôlent la variabilité des concentrations des trois éléments.

5. **Une analyse centrée sur les 11 retenues bretonnes ciblées par la disposition 3B-1** du SDAGE Loire-Bretagne. 3B-1 est la disposition relative à la réduction des apports de phosphore dans des plans d'eau prioritaires.

Cette analyse consiste à recenser les dispositifs de surveillance terrain existant (suivi phosphore et débit pour chaque retenue), avant de quantifier les flux annuels de nutriments avec une incertitude associée, et d'évaluer l'adéquation d'une analyse de bilan des flux de phosphore entre entrée et sortie des retenues.

Les paragraphes qui suivent présentent le contexte des suivis utilisés et les travaux scientifiques relatifs à l'analyse de la qualité de l'eau dans les bassins versants de tête.

1.3. Contexte sur des suivis utilisés et les questions scientifiques liées aux bassins versants amont

1.3.1. Les bassins versants amont : une échelle clé pour la mise en œuvre de la gestion de l'eau en Bretagne mais peu investie par la surveillance

Par définition les **têtes de bassin versant** correspondent aux surfaces drainées par les cours d'eau de rangs de Strahler 1, 2 voire 3 selon les contextes, et se situent ainsi en amont des réseaux hydrographiques. Ces bassins versants constituent un ensemble de petites surfaces, qui cumulées, représentent une part importante de la surface drainée par l'hydrosystème et jouent un rôle sur les

ressources en eau de l'aval, du fait qu'elle conditionnent majoritairement les débits et la chimie de l'eau du réseau hydrographique (Alexander *et al.*, 2007). En effet, les têtes de bassin approvisionnent généralement 50 à 70 % des cours d'eau supérieurs (ordres 3 à 7) et concernent en Bretagne 63 % de la longueur totale du réseau hydrographique. Les zones humides, plus présentes sur ces bassins amont, ont une capacité épuratoire avec une forte dénitrification (Oraison et al., 2011). Alexander et al., 2017 ont montré que les cours d'eau d'ordre 1 alimentent environ 60 % de la charge de nitrate des cours d'eau d'ordre plus élevé (c.-à-d. à l'aval). Ainsi les têtes de bassin jouent un **rôle clé** dans la connectivité biogéochimique entre les écosystèmes terrestres et aquatiques, contrôlent l'approvisionnement de l'eau et des macronutriments du réseau hydrographique aval et donc déterminent en grande partie la qualité de l'eau des rivières et des fleuves (Alexander *et al.*, 2007). Il s'agit donc d'unités hydrologiques cohérentes pour des programmes d'actions intégrés en matière de gestion et protection de la qualité des eaux de surface. De plus, cette échelle apparait judicieuse lorsque que l'objectif est d'identifier les facteurs de contrôle de la qualité de l'eau à une échelle régionale car les processus dits in-stream sont minimisés. En effet, sur les grands bassins versants apparaissent de nouveaux processus qui vont influencer la qualité chimique de l'eau : des transferts, stockages, processus biologiques de rétention dans les cours d'eau eux-mêmes.

Dans le cadre de la surveillance des eaux, les suivis portent sur des petits cours d'eau d'amont. **Ils ne correspondent pas strictement à la définition de "têtes de bassins versants", nous avons retenus ceux qui drainent une surface inférieure à 200 km² (ordre de Strahler 4 au maximum) et nous les appellerons donc « bassins versants amont »**. Au niveau international, ils sont généralement **très peu suivis** par les dispositifs de suivi opérationnels de la qualité de l'eau (Bishop *et al.*, 2008). Les suivis existent principalement dans le cadre des bassins de recherche (tels que ceux des infrastructures de recherche nationales OZCAR[1] et RZA[2] pour certains sites ateliers) ou dans le cadre d'opérations de restauration très ciblées. Dans les réseaux français de suivi de la qualité de l'eau des cours d'eau, la majorité des stations de mesure est située sur les ordres de Strahler supérieurs à 3. Cette **localisation pose problème** pour évaluer l'impact des mesures de gestion prises dans les bassins versants, dans la mesure où cet impact peut être masqué par les processus internes au cours d'eau dont l'importance s'accroit vers l'aval, ou du fait de l'hétérogénéité des mesures à l'échelle du bassin entier. Cette évaluation passe par la **connaissance de la variabilité spatio-temporelle de la chimie de l'eau dans les bassins versants amont**, là où nous supposons que les processus internes aux rivières jouent un rôle mineur. C'est pourquoi la Région Bretagne et l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne ont financé depuis 1996 des suivis spécifiques sur des petits bassins versants bretons, notamment sur C, N et P dans le cadre de projets de reconquête de la qualité de l'eau (Bretagne Eau Pure, Grand Projet 5 GP5,…).

1.3.2. La vision intégrée Carbone, Azote, Phosphore : des éléments clés de l'eutrophisation en eaux douces en Bretagne

L'objectif en arrière-plan de l'étude est d'analyser les causes et manifestations de l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques bretons, eutrophisation qui s'est fortement accrue depuis les années 1970. Aujourd'hui, le consensus préconisant de limiter à la fois les apports d'azote et de phosphore aux

[1] Observatoires des zones critiques : application et recherche : http://www.ozcar-ri.org
[2] Réseau des Zones Ateliers : http://www.za-inee.org/

écosystèmes aquatiques, qu'ils soient diffus ou ponctuels, est largement partagé par les scientifiques (Pinay *et al.*, 2017). En effet, les concentrations des sels nutritifs d'azote (N) et de phosphore (P) dans le système aquatique sont généralement identifiés comme les facteurs limitants le développement de la production des producteurs primaires, donc du déclenchement de l'eutrophisation, en complément de facteurs environnementaux : temps de résidence de l'eau, lumière et température de l'eau (Pinay *et al.*, 2017). Quant au carbone organique dissous (COD), à l'aval, il peut être vu comme une manifestation de l'eutrophisation (indicateur de la prolifération du phytoplancton en eaux douces). Sur les têtes de bassin versant, il est un élément participant à l'eutrophisation. En effet, la matière organique dissoute des bassins versants amont, provenant majoritairement des sols, est susceptible de relarguer du N et du P dissous dans la colonne d'eau par minéralisation. Dans la lutte nécessaire que nos sociétés doivent livrer contre l'eutrophisation des eaux continentales et marines, il est fondamental de **comprendre les facteurs et mécanismes impliqués dans le contrôle des concentrations en C, N et P**, les trois principaux nutriments impliqués dans ce processus (Pinay et al., 2017). Cette compréhension doit se faire dans l'optique de guider les actions pour limiter les apports de C, N et P aux eaux de surface. Or, comme mentionné précédemment, la plupart des réseaux de mesure sont situés à l'aval des grands bassins versants, là où se situent les masses d'eau impactées (lacs, estuaires, etc…), tandis que l'action, pour être efficace, doit se raisonner dès les bassins versants amont puisqu'une forte dégradation amont de la qualité de l'eau suggère une sensibilité accrue aux pressions plus à l'aval, et pour piloter cette action en fonction de la vulnérabilité et/ou l'exposition des sous-bassins vis-à-vis des risques de dégradation.

En Bretagne, **les études scientifiques** réalisées jusqu'ici l'ont principalement été sur **un paramètre à la fois** :

- Sur le Carbone Organique Dissous (COD) : Denis, 2017 ; Humbert *et al.*, 2015 ; Lambert, 2013; Morel *et al.*, 2009.
- Sur l'Azote : Molenat, 1999 ; Beaujouan, 2001 ; Martin, 2003 ; Oehler, 2006 ; Legout *et al.*, 2007 ; Montreuil, 2008 ; Rouxel, 2010 ; Kolbe, 2017 ; Casal *et al.*, 2019.
- Sur le Phosphore : Dupas, 2015 ; Gu, 2017.

Même si quelques études récentes ont abordé **conjointement** les cas de l'azote et du phosphore (Abbott, Moatar, *et al.*, 2018; Dupas *et al.*, 2018), beaucoup de ces études ont été menées sur un **nombre très limité de petits bassins versants de recherche** appartenant principalement à l'Observatoire de Recherche en Environnement AgrHys, ou à la zone Atelier Armorique. Il est notamment apparu des **similarités dans les voies de transports** de ces trois éléments, notamment entre le COD et le P dissous, du fait de leur contrôle, commun mais partiel, par les zones humides du paysage.

Les études sur le **Carbone** ont mis en évidence la contribution majeure des zones humides ripariennes aux exports en crue notamment (Morel *et al.*, 2009), et une contribution des sols de bas de versants lorsqu'ils sont saturés par la nappe en hiver (Humbert *et al.*, 2015 ; Lambert, 2013) par le biais d'une connexion hydrologique latérale transférant la matière organique des sols de bas de versant vers la zone humide riparienne (Denis, 2017 ; Lambert, 2013). Une contribution directe des épandages au flux de Carbone Organique Dissous (COD) dans le ruisseau en crue a pu être détectée mais semble limitée à des occurrences rares (Humbert *et al.*, 2015). Les études sur les transferts **d'azote** se sont focalisées

sur les ions nitrates, mettant en évidence le rôle des nappes superficielles (zones d'altérite) dans leur transport (Martin, 2003 ; Molenat, 1999) et leur transformation (Beaujouan, 2001 ; Montreuil, 2008 ; Oehler, 2006). Les temps de transfert associés à ces flux de nappe sont donc fondamentaux dans le contrôle du devenir de l'azote dans le bassin (Molenat, 1999 ; Martin 2003 ; Kolbe, 2017). Enfin, les études plus récentes sur les transferts de **phosphore** ont mis en évidence la contribution importante des sols de zone humide riparienne pour la phase soluble (Dupas, 2015). Comme pour le carbone, ces sources sont mobilisées grâce à un transfert latéral de sub-surface via la nappe lorsqu'elle se connecte à la rivière (Dupas, 2015; Gu, 2017). Sur le bassin de recherche étudié, la mobilisation du carbone et du phosphore des sols montre deux pics au cours de l'année : lors de l'établissement de la connectivité zone humide-cours d'eau, par la nappe et après une phase de saturation prolongée où entrent en jeu des processus de solubilisation en conditions réductrices (Dupas, 2015 ; Grybos, 2006 ; Gu, 2017 ; Humbert *et al.*, 2015).

1.4. Etat de l'art sur la variabilité des concentrations C, N et P et leurs facteurs de contrôle

1.4.1. Variabilités temporelles en C, N et P

La variabilité des concentrations se décrit et s'interprète différemment selon l'échelle temporelle à laquelle elle est observée :

- La **variabilité en crue** décrite par les séries temporelles haute-fréquence (fréquence horaire) acquise principalement les sites de recherche, est plutôt interprétée comme le résultat d'une modification transitoire dans les contributions hydrologiques relatives (activation des transferts de surface, augmentation des contributions de sub-surface) (Bernal *et al.*, 2002 ; Bowes *et al.*, 2005 ; Dupas *et al.*, 2017 ; Morel *et al.*, 2009). Cette variabilité ne sera ni décrite ni discutée dans ce mémoire, les séries de données utilisées provenant des suivis calendaires qui n'ont pas la fréquence temporelle requise (au mieux un échantillon par mois).
- La **variabilité intra-annuelle** ou saisonnière, combine plusieurs origines (Álvarez-Cabria *et al.*, 2016 ; Meter *et al.*, s.d.) :
    - la variation saisonnière des entrées, c'est-à-dire de la composition chimique des précipitations et des dépôts atmosphériques, des apports de nutriments au sol par les agriculteurs, des rejets de stations d'épuration et de sites industriels, etc…
    - la variation hydrologique saisonnière. Certaines contributions actives en période de hautes eaux sont moins importantes en période d'étiage (été – automne) et connectent des stocks d'éléments particuliers (Aubert *et al.*, 2013) comme par exemple des contributions de nappes plus ou moins profondes, et donc plus ou moins riches en nitrates (Exner-Kittridge *et al.*, 2016 ; Grimaldi *et al.*, 2004 ; Molenat *et al.*, 2008 ; Woodward *et al.*, 2013) ou les sols de bas de versants riches en MO (Humbert *et al.*, 2015) et en P (Dupas *et al.*, 2015). Cette variation des contributions hydrologiques génère aussi une variabilité dans la dilution des rejets ponctuels, qui sont constants dans l'année (Abbott *et al.*, 2018 ; Álvarez-Cabria *et al.*, 2016 ; Minaudo *et al.*, 2015). Le retour de la saison humide après la

saison sèche est une période de reconnexion qui induit une « chasse » de matériaux et solutés accumulés et/ou produits, notamment dans les cours d'eau et les zones humides. Liu *et al.*, 2014 ainsi que Piñol *et al.*, 1992 l'ont montré spécifiquement pour la matière organique dans le cas de bassins versants forestiers. Dawson *et al.*, 2008 analysent cette variabilité intra-annuelle sur 6 bassins versants à travers un transect climatique en Ecosse et mettent en évidence la forte dépendance de la saisonnalité du COD avec les caractéristiques hydrologiques du bassin (principalement le débit), eux-mêmes dépendant des variations climatiques saisonnières.

- la variation saisonnière de l'activité biologique : du prélèvement par les couverts végétaux, de l'activité microbienne des sols et de l'activité métabolique des cours d'eau (microbienne et algale) (Mulholland et Hill, 1997). Cette activité biologique est elle-même dépendante des variabilités saisonnières de la température, lumière et teneur en eau (Clément *et al.*, 2002 ; Montreuil *et al.*, 2010 ; Sabater *et al.*, 2003). La partition entre ces contrôles est variable selon la taille du bassin versant puisque les effets biologiques in-stream comme par exemple les prélèvements de nutriments par les micro et macrophytes sont supposés augmenter à l'aval avec le temps de résidence dans le réseau hydrographique tandis que l'ombrage diminue.

- **La variabilité interannuelle**, en particulier les tendances pluriannuelles, sont interprétées comme la réponse du bassin versant aux changements et aux variabilités climatiques et anthropiques via les pressions urbaines et agricoles (Halliday *et al.*, 2012; Howden *et al.*, 2011; Monteith *et al.*, 2000; Seitzinger *et al.*, 2010; Worrall et Burt, 2007). Son analyse nécessite des chroniques de plusieurs décennies, les plus longues disponibles sur la Bretagne intégrant à la fois N et P ont déjà été identifiées et analysées par Dupas *et al.*, 2018 et ne sera pas abordée dans cette étude.

1.4.2. Variabilités spatiales en C, N et P

Les variables expliquant la variabilité spatiale de la qualité de l'eau dans les eaux douces continentales sont en général relatives au milieu physique (climat, géologie, pédologie, topographie) ou à son anthropisation (occupation des sols, urbanisation, pressions exercées sur le milieu…).

Concernant les facteurs les plus explicatifs de la variabilité spatiale des concentrations en COD dans les cours d'eau par saison, Liu *et al.*, 2014 mettent en évidence sur une cinquantaine de bassins versants à travers l'Irlande, l'indice topographique, la teneur en carbone organique du sol et les conditions de drainage des sols. Enfin, Angee *et al.*, 2006 montrent sur un jeu de données de 33 captages d'eau brute de Bretagne (bassins versants < 50 km²), que les facteurs responsables de la forte variabilité spatiale des teneurs en Matières Organiques (MO) en rivière sont le climat, le milieu physique et les pratiques agricoles, mais aussi que très peu d'entre eux sont significativement explicatifs. La densité de haies dans la zone humide potentielle (ZHP) est la seule variable significativement explicative, et est corrélée à la pente de proximité du réseau hydrographique : plus la densité de haies en zone plate de fond de vallée augmente, plus la teneur en MO dans la rivière est faible.

Les éléments clés qui contrôlent les flux d'azote via les eaux de surface sont les apports d'origine humaine, en particulier agricole (Howarth *et al.*, 2012). A l'échelle européenne, les apports anthropiques nets d'azote réactif sont estimés 5 fois supérieurs à l'apport « naturel » par fixation du N2 atmosphérique (Billen *et al.*, 2011). En raison des temps de transfert de l'azote dans les bassins versants (qui traversent le sol, la zone insaturée, les aquifères avant de rejoindre le cours d'eau), ces pressions azotées agricoles doivent donc être considérées sur une longue période pour être reliées aux concentrations dans les eaux de surface. La rétention et l'épuration varient avec les caractéristiques physiques, paysagères et les conditions climatiques qui influent sur les temps de transfert de l'azote et sur sa transformation ou son stockage dans le bassin. A partir de la comparaison de 14 zones humides à travers l'Europe, Sabater *et al.*, 2003 concluent que l'abattement biologique du nitrate dans les zones humides est davantage lié à la charge en nitrate et au gradient hydraulique qu'aux paramètres climatiques. Dupas *et al.*, 2013 ont montré que sur le territoire français, la rétention médiane par bassin représente 49 % du surplus d'azote, et la rétention médiane dans le cours d'eau 18 % des rejets entrants d'azote. En Bretagne, les variables identifiées comme cruciales pour ajuster un modèle d'émission de N vers les eaux de surface sont le ruissellement spécifique, le pourcentage de sols hydromorphes, la distance moyenne au réseau hydrographique et la pente moyenne.

Les facteurs contrôlant les transferts de phosphore vers les eaux de surface sont les points de rejets d'épuration (sources ponctuelles urbaine ou industrielle), et ceux influençant les transferts diffus de phosphore. En zone agricole, ces transferts diffus dépendent d'abord des sources qui résultent d'apports actuels mais surtout du passé (stocks hérités présents dans les horizons de surface des sols (Haygarth *et al.*, 2014)). Les caractéristiques pédologiques et hydro-climatiques vont déterminer l'ampleur des mécanismes physiques et biogéochimiques de mobilisation de ces sources, c'est-à-dire de la solubilisation du phosphore ou de l'érosion des sols (Schoumans *et al.*, 2014). Enfin, ces transferts sont dépendants de la connectivité hydrologique entre le sol et le cours d'eau, laquelle dépend du type de sol et de la perméabilité du substrat, de la structure du paysage, du niveau de nappe, de la densité et de la géométrie du réseau de drainage. En Bretagne, la distribution spatiale des flux de phosphore total sur la période 2007-2011 met principalement en lumière une opposition entre les bassins versants amont présentant des flux très variables et les plus grands bassins plus caractérisés par des flux plus homogènes entre eux (Legeay *et al.*, 2015). Cette opposition de variabilité des flux entre grands et petits bassins, observée pour les flux de phosphore (total et dissous), est aussi observée pour les flux de MO dissoute.

Relativement peu d'études proposent une **vision intégrée des éléments N, C et P**, et encore moins de leurs variabilités spatio-temporelles à une échelle régionale et leurs facteurs de contrôle. Mulholland et Hill, 1997 étudient la saisonnalité sur NO_3^- (nitrate), PO_4^{3-} (Phosphore soluble réactif) et COD, en essayant de distinguer l'effet des contributions hydrologiques de l'effet biogéochimique et biologique. Álvarez-Cabria *et al.*, 2016 étudient la partition des contrôles naturels et anthropiques sur la saisonnalité des concentrations en nitrates et en phosphates. Heppell *et al.*, 2017 étudie la relation entre l'indice d'écoulement de base (BFI) et le ratio molaire COD : NO_3^- en s'appuyant sur un jeu de 6 stations du Hampshire Avon aval (Grande Bretagne Sud) avec des substrats géologiques variés. Les bassins de têtes plus argileux présentent une réactivité hydrologique plus forte et des ratios élevés tandis que les bassins de la zone sédimentaire dominés par l'écoulement de nappe profond présentent des ratios plus faibles d'un ordre de grandeur, révélant ainsi une corrélation non-linéaire négative entre le rapport COD : NO_3^- et le BFI. Les variations saisonnières des exports de nitrates induisent des variations de ce ratio aussi, avec un phasage différent selon les bassins : le pic apparaissant en hiver

sur les bassins contrôlés par la nappe, et en automne sur les bassins les plus argileux. Récemment, Jarvie *et al.*, 2018 ont déterminé dans quelle mesure les nutriments peuvent limiter la production primaire dans les cours d'eau, en se basant sur une évaluation ternaire de l'appauvrissement/diminution en N, P et C, et ceux sur les têtes de bassins versants à l'échelle de la Grande-Bretagne par rapport à l'ensemble du réseau hydrographique national. Ils ont ainsi montré que P était potentiellement plus limitant sur les rivières et N sur les têtes de bassin versant, et également que N et P étaient davantage co-limitants sur les têtes de bassin versant que sur les rivières. Ainsi en s'appuyant sur la littérature, nous pouvons poser les deux hypothèses suivantes : 1) qu'une similarité des motifs spatiaux de C et P apparaitra sur nos bassins versants amont de Bretagne 2) qu'une sensibilité de NO_3^- et PO_4^{3-} aux pressions agricoles sera trouvée.

2. Données

Ce chapitre vise à présenter les données qui ont été mobilisées dans le cadre de cette étude : les chroniques temporelles et géoréférencées de concentrations (nutriments principalement), des débits des cours d'eau et données spatiales sur les bassins bretons. Dans un premier temps, nous présentons un état des lieux relatif aux données publiques existantes dans le cadre de la surveillance de la qualité des cours d'eau de Bretagne. Ensuite, nous présentons les jeux de données réalisés pour notre étude sur l'hydrochimie des bassins versants amont bretons. Les données spécifiquement utilisées pour l'analyse des plans d'eau 3B-1 sont présentées dans le chapitre 6.

2.1. Paramètres de la qualité de l'eau des cours d'eau

2.1.1. Source des données

Les données traitées proviennent de 3 sources :

- AELB : export de la base de données OSUR, une plateforme d'accès aux données brutes de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne
- DREAL Bretagne : export de la BD HYDRE/BEA, compilant un suivi qualité effectué sur les stations "bilans" et "évaluations" dans le cadre de contrats de territoire, et de la BD CORPEP
- IUEM (Institut Universitaire Européen de la Mer) : export de la BD Ecoflux

BD OSUR : OSUR est une base de données gérée par l'AELB qui regroupe l'ensemble des informations recueillies à l'échelle du bassin versant Loire-Bretagne dans le cadre de la surveillance de la qualité des cours d'eau et des plans d'eau. Les données bancarisées depuis 1970 sont des données qui portent sur des paramètres physiques, chimiques et hydrobiologiques (indices et taxons). Elles proviennent des réseaux de mesures du bassin en maîtrise d'ouvrage agence de l'eau, DREAL, AFB, ou pour lesquels l'agence assure le financement ou le co-financement - Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS), Réseau de contrôle Opérationnel (RCO), Réseau Complémentaire Agence (RCA)- Réseau CORPEP – Réseau de mesure historique…-, mais aussi une partie des données produites localement par les territoires bretons - Réseaux des conseils départementaux, réseaux mis en œuvre dans le cadre d'un schéma d'aménagement et de gestion des eaux, … L'ensemble des données bancarisées dans OSUR est accessible depuis le portail national Naïades[3]. Ces données ont déjà été analysées et valorisées à plusieurs reprises dans le cadre de synthèses régionales (DREAL Bretagne, 2015; synthèses annuelles de l'Observatoire de l'environnement en Bretagne) et de productions scientifiques (Dupas *et al.*, 2018 ; Gruau *et al.*, 2004 ; Legeay *et al.*, 2015). OSUR regroupe les données de **554 stations** « bilan » situées sur les eaux de surface des cours d'eau de la région de la Bretagne. Une requête centrée sur 8 paramètres chimiques a été faite et est présentée ensuite.

BD HYDRE/BEA (ou « Lyxea ») : une base de données régionale de la DREAL Bretagne et qui n'a encore jamais fait l'objet d'analyse globale. Elle regroupe un grand nombre de **stations (n=2006)** dites « évaluations » sur la région Bretagne, qui sont suivies dans le cadre de suivis réglementaires ou de programmes spécifiques (RNB, RCS, RCO, ARS, DREAL, contrats de bassin versant, Départements, BEP,

[3] http://naiades.eaufrance.fr/

DCE, CORPEP, inconnus). Ces données ont été mesurées par des opérateurs locaux puis collectées et bancarisées par la DREAL dans une base nommée Lyxea à l'aide du logiciel BEA (« Bassin, Evaluation, Action »).

BD ECOFLUX : Une base de données produite dans le cadre d'un réseau de science participative entre scientifiques, lycéens et bénévoles qui a pour objectif de suivre l'évolution des concentrations en sels nutritifs à l'exutoire à la mer de rivières et de sensibiliser à la dégradation de la qualité de l'eau. Ce réseau est coordonné par l'Institut Universitaire Européen de la Mer (IUEM) et fonctionne dans le cadre d'un partenariat avec le Conseil Départemental du Finistère. Le réseau ECOFLUX bancarise les données de **13 stations** aux débouchés de fleuves finistériens, avec trois paramètres chimiques (Nitrates, Silicates et Phosphates) qui sont mesurés à une fréquence hebdomadaire depuis Septembre 1998 jusqu'à aujourd'hui. Ces données ont déjà été analysées dans le cadre de publications scientifiques (Abbott, Moatar *et al.*, 2018a). Ce réseau a pour projet de s'étendre à l'échelle régionale.

L'Agence Régionale de Santé (ARS) dispose de ses propres réseaux de suivi mis en place dans un cadre réglementaire sur les captages d'eau destinée à l'alimentation humaine. L'ensemble des données issues de ces réseaux sont bancarisées dans la BD **SISE-EAUX**, non accessible. Les données n'ont pu être inclues dans l'étude à cause d'un souci de calendrier.

Les exports de données OSUR, HYDRE/BEA et ECOFLUX ont été réalisés sur l'ensemble des données disponibles depuis le début du projet ADAM, de 1971 à fin 2016. Tous les dispositifs de collecte confondus ont été pris en compte à ce moment.

Les critères de sélection retenus sont les suivants :

- Emprise : région Bretagne (découpage hydrologique)
- Masse d'eau : cours d'eau
- Support : eau douce
- Période : 01/1971 à 12/2016
- Type : cours d'eau
- Site/Support : eau douce (code support 3)
- Qualification : mesure dans le domaine de validité (code remarque '1')

Le traitement des doublons de bancarisation a été géré par l'Observatoire de l'Environnement en Bretagne (OEB) puis vérifié sur chaque chronique temporelle et complété par un export actualisé des données ECOFLUX. Ensuite, les données aberrantes de concentrations ont été éliminées, telles celles liées aux effets de seuil/limites de détection, valeurs excessives (valeurs supérieures à 200 mg N/L et 5 gP/L) et incohérentes entre les 2 formes de P (si PO_4^{3-} > Ptot). Les unités de mesure ont aussi été homogénéisées en terme d'unité : de mg(NO_3^-)/L en mg(N)/L ; de mg(PO_4^{3-})/L en mg(P)/L (ou µg(P)/L) ; de mg(SiO2)/L en mg(Si)/L.

Nous nommerons dans la suite du document cette base de données constituée « *BD qualité d'eau* ». Elle contient 2006 stations de mesure, dont 554 de la BD OSUR, 1964 de la BD HYDRE/BEA et 13 de la BD ECOFLUX (schéma Figure 1).

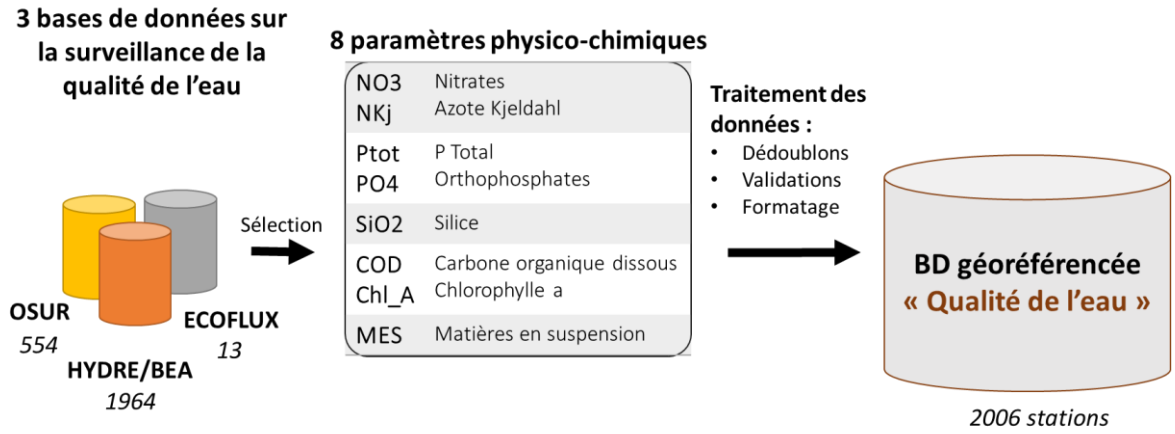


Figure 1 : Construction de la base de données « Qualtié de l'eau » compilant les données du suivi de la qualité des eaux de surface continentales à l'échelle de la Bretagne.

2.1.2. Paramètres physico-chimiques sélectionnés

Huit paramètres physico-chimiques ont été retenus lors de la compilation des bases de données OSUR et HYDRE/BEA (cf. Tableau 1).

Tableau 1 : Liste des paramètres retenues dans la base de données « Qualité d'eau » constituée.

Type	Libellé du paramètre	unité	Code SANDRE
Formes de l'Azote	Nitrate (NO_3^-)	mg(N)/L	1340
	Azote Kjeldahl (NKj)	mg/L	1319
Formes du Phosphore	Phosphore total (Ptot)	mg(P)/L	1350
	Orthophosphates (PO4)	mg(P)/L	1433
	Phosphore particulaire (PPart ou PP)	mg(P)/L	Calculé
Silice (SiO2)		mg(Si)/L	1348
Carbone organique dissous (COD)		mg(C)/L	1841
Chlorophylle a (Chl_A)		µg/L	1439
Matières en suspension (MES)		mg/L	1305

Le Phosphore est mesuré dans les eaux selon deux paramètres : d'une part le phosphore dissous (PO4), supposé ici être équivalent au P réactif soluble (noté SRP en anglais) et d'autre part le phosphore total (Ptot). Mais le P particulaire est la forme dominant du P et la mesure du Ptot n'étant pas directement interprétable, la concentration en P particulaire a dû être estimée en soustrayant la valeur de PO4 à celle de Ptot. Les 2 formes de N que nous avons retenues sont les nitrates NO_3^- et l'Azote Kjeldahl, dont ce dernier mesure l'azote non oxydé, principalement organique et ammoniacal.

En terme d'effectif de stations de mesure suivies sur une période récente, avec la contrainte d'au moins 10 années de suivi, de 01/2007 à 12/2016, nous pouvons observer (Figure 2) que :

- HYDRE/BEA bancarise très majoritairement le paramètre NO_3^- (~1200 stations) puis les formes de P (~700 stations) ;
- OSUR bancarise, certes moins de stations NO_3^-, Ptot et PO4 au total, mais des suivis des 6 paramètres à la même station, dont des paramètres sur les formes de C, N et P.
- Un point commun à HYDRE/BEA et OSUR est que les suivis sont limités en Chl_A et SiO2 (inférieur à 150 stations).

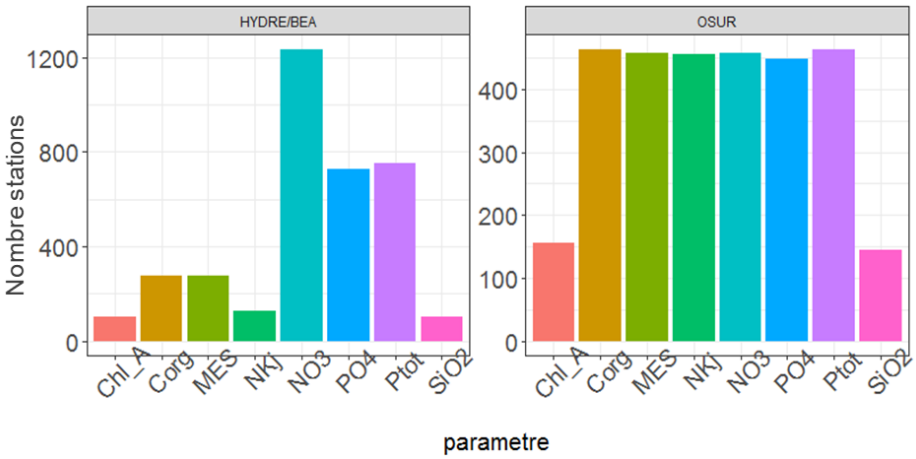


Figure 2 : Nombre de stations du suivi de la qualité des cours d'eau bretons bancarisées dans (a) HYDRE/BA et (b) OSUR entre 2007 et 2016.

2.1.3. Méthodologies de prélèvement et d'analyse, procédures de fiabilisation des données

Les protocoles analytiques des 8 paramètres sélectionnés dans les banques OSUR et HYDRE/BEA sont comparables pour toutes les stations étudiées. Le protocole de suivi du PO_4^{3-} par le dispositif ECOFLUX diffère des deux BD sur lesquelles nous nous focalisons (Abbott, Moatar, *et al.*, 2018a), notamment en terme de fréquence (hebdomadaire vs mensuel).

Pour plus de détails sur ces informations se référer au document intitulé « protocole régional de suivi de la qualité des eaux » de 2015 qui a été financé par la région Bretagne et l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne.

2.1.4. Répartition spatiale des stations

La répartition spatiale de l'ensemble des stations bancarisées dans la BD Qualité d'eau est en Figure 3 (pour chaque paramètre cf. **Annexe 1**). La BD HYDRE/BEA apporte un énorme gain en termes de couverture régionale des suivis qualité de l'eau sur la Bretagne : la densité régionale moyenne est de 0.19 station/km² pour OSUR et de 0.66 station/km² pour HYDRE/BEA. Après fusion des trois réseaux de surveillance, la densité de stations de mesure à l'échelle régionale est de 0,67 station/km², et ainsi très supérieure à celle de l'échelle nationale (0,01 station/km²). HYDRE/BEA cible en particulier au niveau spatial :

- Des bassins de plus petites tailles que dans OSUR (et notamment les bassins versants côtiers) ciblés par des programmes spécifiques (Algues Vertes, BEP, etc)
- L'ensemble du continuum du bassin l'Oust.

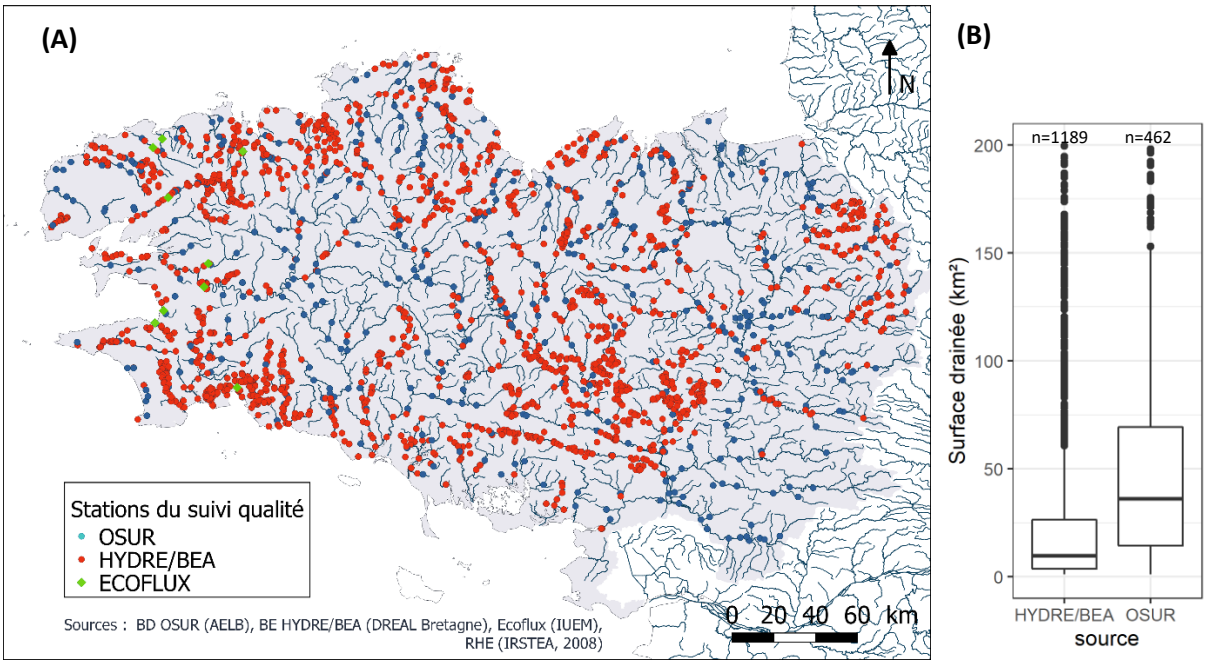


Figure 3 : (A) Cartographie des stations du suivi de la qualité des cours d'eau de Bretagne. (B) Distributions des surfaces drainées inférieures à 200 km² par les stations bancarisées dans HYDRE/BEA et OSUR.

2.1.5. Historique des suivis

Depuis 1970, date de création du réseau de surveillance régional, le nombre de stations, suivant au moins l'un des 8 paramètres, a été multiplié par 25 jusqu'à 2015 (par 4 entre 1970 et 1990 et par 7 entre 1990 et 2015) (Figure 4).

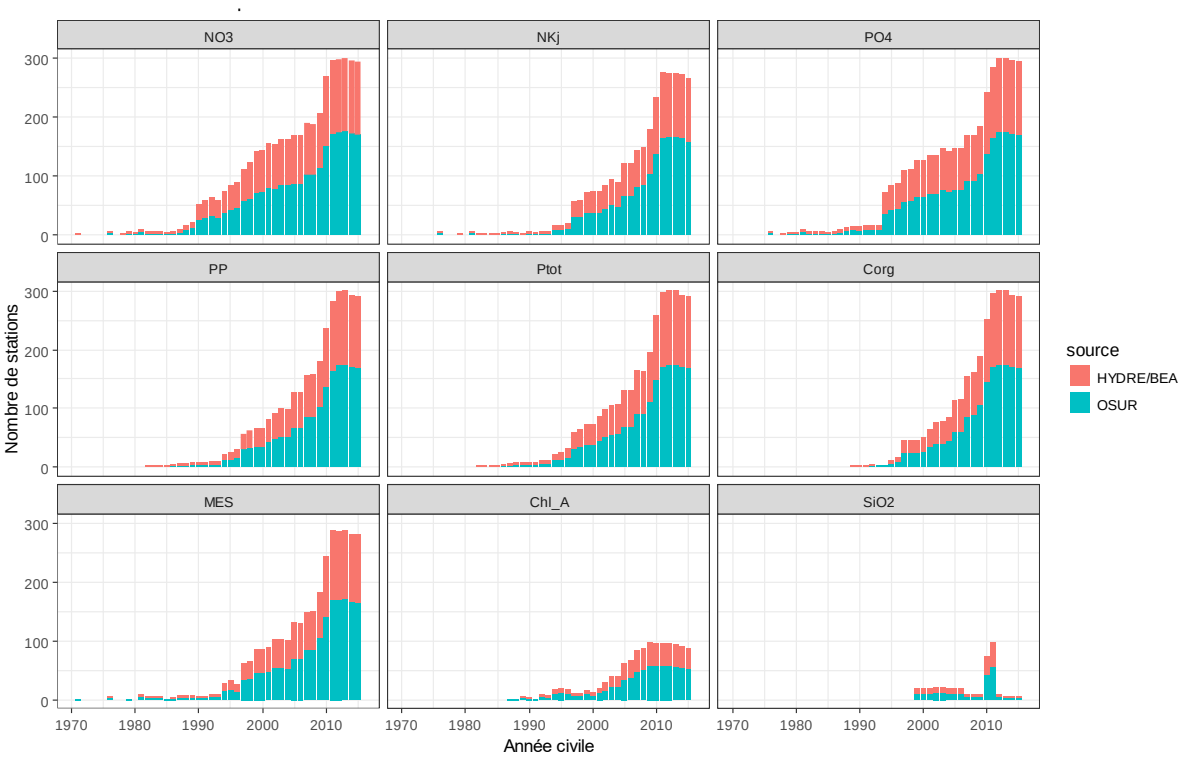


Figure 4 : Evolution du nombre de stations Qualité en Bretagne (OSUR et HYDRE/BEA), et dont leurs aires drainées sont entre 1 et 200 km².

Le suivi s'est enrichi par paliers progressifs :

Années 1970	•Début du suivi sur les paramètres des formes de l'azote, du phosphore, du carbone, ainsi que sur les MES.
Années 1990	•Consolidation progressif du réseau de mesures des paramètres débutés en 1970 et début du suivi de la Chlorophylle A.
Années 2000	•Début de quelques suivis localisés du SiO2 lors des programmes « Bretagne Eau Pure » et « Prolittoral » centrés sur nitrates et pesticides.
2007-2008	•Nette consolidation des suivis qualité d'eau généralisée (mis à part Chl_A et SiO2) suite aux applications de la Directive Cadre sur l'Eau, de la mise en place du réseau de Contrôle de Surveillance RCS, du GP5 où apparaissent de nouveaux enjeux : phosphore, matière organique, hydromorphologie, bactériologie, etc.
Depuis 2010	•Diminution légère ou stagnation des suivis qui continuent aujourd'hui.

Les suivis des paramètres Chl_A et SiO_2 sont très localisés et ont débuté plus tardivement (1988 et 2008).

2.1.6. Profondeur temporelle des suivis

La BD OSUR a globalement des séries plus longues. La longueur des chroniques de NO_3^- est de 19 années pour la moitié des stations OSUR et de 14 pour la moitié des stations HYDRE/BEA. Tandis que la BD HYDRE/BEA est plus hétérogène dans le temps et plutôt adaptée à une analyse mono élément (N) ou bi-éléments (N et P). Cependant, le suivi est parfois interrompu pendant un à quelques années.

Pour notre analyse centrée sur les bassins versants amont, l'existence de données sur la période 2007 à 2016 a été retenu comme critère de sélection car elle correspond à une période où la richesse des suivis a été relativement homogénéisée sur le territoire. Les analyses sur les chroniques long-terme (>30 ans) n'y seront pas présentes.

2.1.7. Fréquence d'échantillonnage

Les stations de Bretagne, avec un suivi de la qualité de l'eau sur le court terme récent (2007-2016), présentent une majorité d'échantillonnages dites de basse-fréquence (suivi mensuel) (cf. Figure 5).

Les stations « moyenne fréquence » (suivi hebdomadaire) sont au nombre de 26 et concernent les paramètres NO_3^-, COD, PO_4^{3-} et SiO2. Les stations « haute fréquence » (suivi journalier) sont au nombre de 7 et suivent uniquement les paramètres NO_3^- et COD.

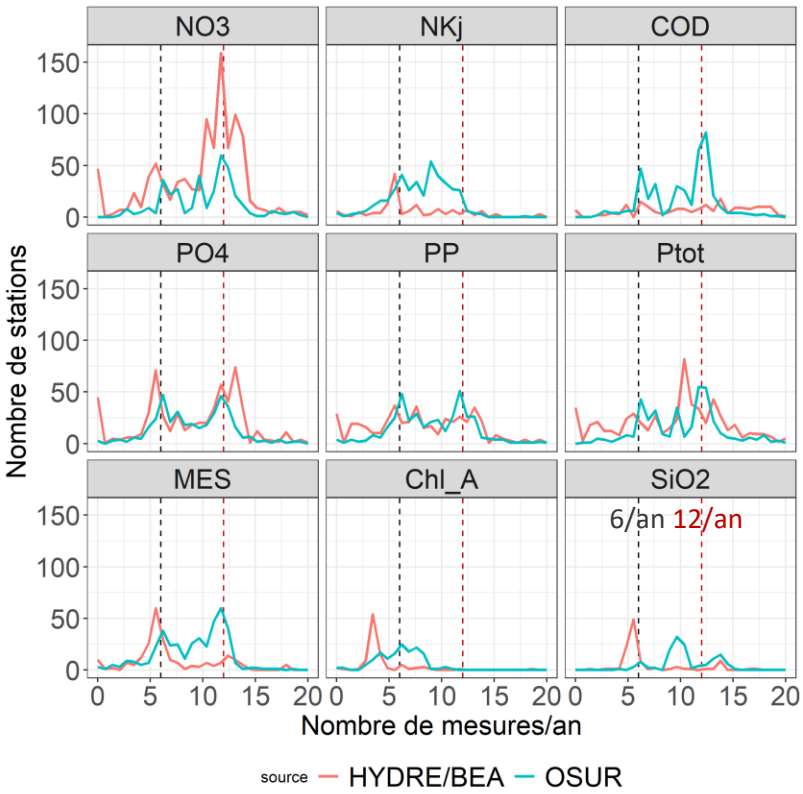


Figure 5 : Distribution des fréquences d'échantillonnage inférieure à 20 mesures/an sur les stations du suivi Qualité en Bretagne (HYDRE/BEA et OSUR sur la période 2007-2016).

Les stratégies de fréquence d'échantillonnage des eaux diffèrent en effet en fonction du paramètre, de la stratégie choisie par l'organisme chargé des mesures et du protocole régional qui a évolué au fil des années (cf. le *Protocole régional de suivi de la qualité des eaux*, Synthèse de la coordination du GP5, 2015). Ce document préconise un suivi à pas de temps fixe pour NO_3^- et COD, et non fixe pour Ptot, PO_4^{3-} et MES. Sur la base de données HYDRE/BEA ont été trouvés quelques suivis préférentiels sur Ptot et PO_4^{3-} avec des stratégies « calendaire + temps de pluie » et « temps de pluie uniquement ». Ces dernières chroniques « temps de pluie » repérées n'ont pu être sélectionnées dans notre analyse car le calcul des indices de concentrations interannuelles aurait été biaisé par les fortes valeurs en période de crue. Cependant, nous notons un problème important de bancarisation pour HYDRE/BEA, puisque le type de suivi est renseigné seulement sur 4% des données de la base de données complète, et pour 38% des stations suivies entre 2007 et 2014.

2.2. Débits des cours d'eau

La Bretagne bénéficie d'un réseau hydrométrique moins dense spatialement que le réseau du suivi de la qualité de l'eau sur les cours d'eau. Près de 143 stations hydrométriques régionales sont bancarisées dans la banque HYDRO depuis les années 1970. Les suivis sont journaliers et avec une longueur des chroniques qui dépasse 34 ans pour la moitié des cas.

En Bretagne, comme dans le reste de la France, les mesures de débits journaliers ne sont pas systématiquement positionnées à proximité immédiate d'une station de suivi de la qualité de l'eau et

ne coïncident pas toujours dans le temps. En Bretagne, les zones très peu couvertes par des stations de débit sont situées en zone littorale et sur les cours d'eau d'ordre de Strahler inférieur ou égal à 2.

Pour pallier l'absence de mesures hydrométriques sur ou à proximité de certaines stations de mesure de qualité, nous avons complété les couples « qualité – débit » par des stations virtuelles où la chronique des débits journaliers est reconstituée par le modèle GR4J, au droit de sites d'échantillonnage écologique et/ou de suivi de la qualité de l'eau en France, dont 621 sont localisés en Bretagne (Figure 6). GR4J est un modèle conceptuel pluie-débit développé à l'IRSTEA d'Antony (Perrin *et al.*, 2003 ; Brigode *et al.* 2014). **En Annexe 2, une étude de comparaison des simulations de débits issues du service web SIMFEN (http://bit.do/simfen)**, modélisation conceptuelle à base géomorphologique, et GR4J, modélisation sur la base de relations pluie-débit, est présentée.

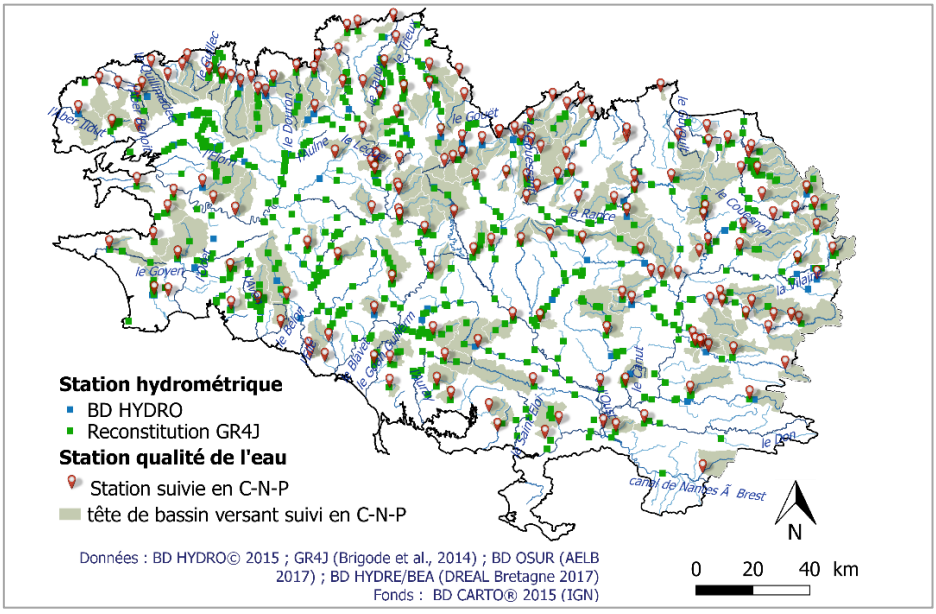


Figure 6 : Localisation des stations hydrométriques (BD HYDRO et modèle GR4J) inférieures à 500 km² sur la Bretagne et des 185 stations sélectionnées.

Dans le chapitre 2.4, la méthode de couplage entre les stations C et Q est détaillée.

2.3. Sélection des bassins versants avec un suivi C-N-P

2.3.1. Procédure de sélection

La sélection des bassins versants suivant les trois éléments Azote, Phosphore et Carbone résulte d'un compromis entre disponibilité des données de concentrations, fréquence des concentrations et répartition spatiale des stations. Elle se base sur quatre critères de sélection (Tableau 2) qui amènent à retenir un jeu de **185 stations qualité positionnées sur des bassins versants de petite taille.**

Tableau 2 : Effectif pour chaque phase du processus de sélection des stations avec un suivi des concentrations N, C et P sur des têtes de bassin versant.

Critères de sélection progressive	Nb stations
BD « Qualité de l'eau »	**2006**
1. Période 01/2007 à 12/2016	1503
2. Taille de l'aire drainée : 1 à 200 km²	1237
3. Acquisition simultanée de données NO_3^-, COD, PO_4^{3-} et Ptot par station Et au minimum 6 années de fréquences ≥ 8/an	578
4. Pas d'emboitement entre les bassins versants sélectionnés	**185**

Le choix d'une période récente et courte maximise le nombre de jeux de données « homogènes » et intègre une forte variabilité climatique. Dans la base des données collectées depuis 1971, les longueurs temporelles des séries sont très variables selon la station et le paramètre mesuré : 38% des stations suivies en NO_3^- sont suivies sur moins de 5 années (41% pour celles d'OSUR et 27% pour celles d'HYDRE/BEA). En sélectionnant les données de la période [2007-2016], 1503 stations sont retenues.

Le choix d'imposer une taille <200 km² permet de minimiser l'apparition de processus de transformation et de rétention au sein du cours d'eau. Nous avons sélectionné 1237 bassins amont qui ont des ordres de Stahler de 1 à 4 au maximum, dont 41% d'ordre 1, 30% d'ordre 2, 22% d'ordre 3 et 7% d'ordre 4. Les surfaces drainées de ces stations de mesure ont été déterminées à l'aide d'un outil d'identification des limites de bassins versants disponible sur la plateforme GEOSAS[4] d'Agrocampus Ouest.

Parmi les 1237 bassins versants, les fréquences de mesure et les longueurs temporelles de séries sont encore très variables entre les stations et selon le paramètre mesuré. **Le seuil de 8 mesures par an et pendant au minimum 6 années (plus d'une fois tous les 2 mois) a été retenu afin d'avoir un compromis entre représentativité spatiale et nombre de stations**. En choisissant ce seuil, le nombre de bassins versants est divisé par 2. Il ne reste alors plus que 578 bassins versants.

En ne retenant **que ceux suivants simultanément NO_3^-, Ptot, PO_4^{3-} et COD**, la sélection de bassins versants diminue aussi significativement pour passer à 245 bassins amont. La proportion de stations provenant du réseau OSUR est de 82% (202 pour NO_3^- et Ptot, 201 pour PO_4^{3-} et 199 pour COD), et de 18% du réseau HYDRE/BEA (43 pour NO_3^- et Ptot, 46 pour PO_4^{3-} et 44 pour COD). Ceci souligne le fait que la richesse de la banque HYDRE/BEA ne se concentre que sur un ou deux éléments (N puis P).

Pour ne pas étudier les bassins versants amont ayant des surfaces communes, les bassins versants non emboités sont uniquement sélectionnés, avec un pourcentage de recouvrement toléré à 2% pour tenir compte de la possibilité de bassins versants mal délimités et qui se chevauchent entre eux. Au final, **185 bassins versants** sont identifiées du fait d'une contrainte sur quatre critères successifs.

2.3.2. Représentativité spatiale

Les 185 bassins versants amont sélectionnés sont bien répartis sur l'ensemble de la Bretagne (Figure 7) et représentent 29% de la superficie totale de la Bretagne et 32% de la longueur totale du réseau

[4] http://geowww.agrocampus-ouest.fr/web/?page_id=309

hydrographique breton (densité de réseau hydrographique moyenne de 0.87 ± 0.21 km/km²). Les bassins versants de plus petite taille, situés majoritairement près des côtes, proviennent principalement d'HYDRE/BEA, et ceux de plus grandes tailles et plus à l'intérieur des terres proviennent d'OSUR, tel que sur le bassin de la Vilaine. Ces bassins drainent des superficies allant de 1 km² à 178 km², avec 50% des surfaces drainées inférieures à 38 km² et seulement 14 bassins versants (soit 8,6%) drainent plus de 100 km².

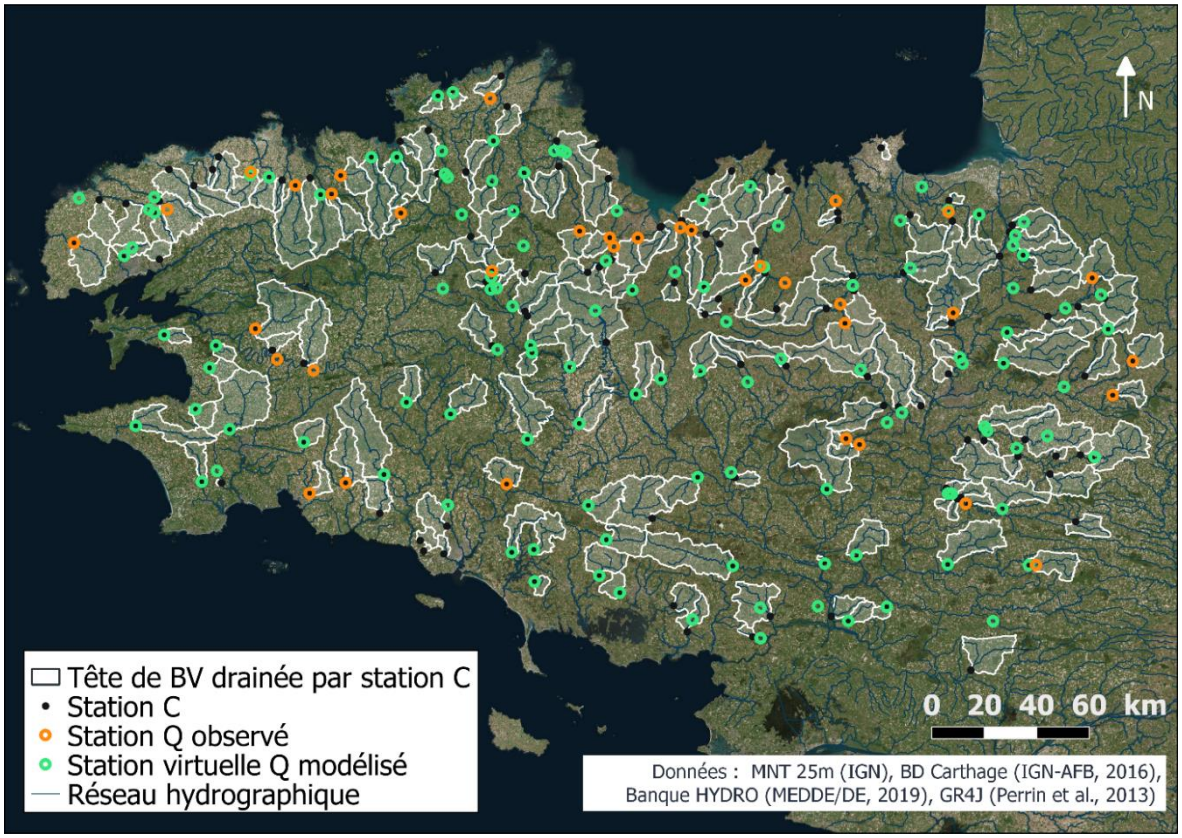


Figure 7 : Cartographie des 185 bassins versants amont sélectionnées, à leurs exutoires les stations du suivis qualité C, et stations associées de mesure du débit Q.

2.4. Association des débits aux stations de suivi de la qualité de l'eau

Nous avons développé une méthode qui vise à associer une station hydrométrique à chaque station de suivi de la qualité de l'eau afin d'extraire par la suite des indicateurs hydrologiques ou des flux de matière sur chaque tête de bassin versant, mais en respectant certaines conditions.

Nous avons ainsi développé une méthode pour associer les stations Q aux stations C. Nous l'avons appliqué en utilisant les 668 stations Q de Bretagne drainant des surfaces inférieures à 500 km² (95 d'HYDRO et 574 de GR4j) et les 185 stations C sélectionnées pour l'étude sur les bassins versants amont. La méthode demande 4 types de données d'entrée : les couches vectorielles des bassins versants drainés par les stations C (BV_C) et celles des stations Q (BV_Q), ainsi que les couches vectorielles des exutoires des stations C ($points_C$) et Q ($points_Q$). Ensuite deux critères successifs sur la proximité entre les stations C et Q sont appliqués :

- Sur le pourcentage d'intersection entre les aires des BV_C et BV_Q ;

- Pour les BV_C restants sans aucune association C et Q possible, sur lequel on associe les BV_Q localisés dans un rayon de 20 km et dont l'aire drainée est la plus proche du BV_C.

Par cette méthode, chaque BV_C possède un BV_Q qui lui est associé. Une classification a ensuite été réalisée pour évaluer la qualité des associations obtenues (Figure 8). Elle s'inspire du volet 2 du projet TRANS-P (Legeay *et al.*, 2015) et se découpe en 5 classes A, B, C, D et E, où la classe A présente les meilleures associations et la classe E les moins bonnes.

(A)

Classe	Définition de la classe		Nombre bassins
A	Critère 1 : % aire = BV_C/BV_Q	100-80%	82
B		80-60%	8
C		60-40%	8
D		40-20%	13
E	Critère 2 : <20 km² et proximité		74

(B)

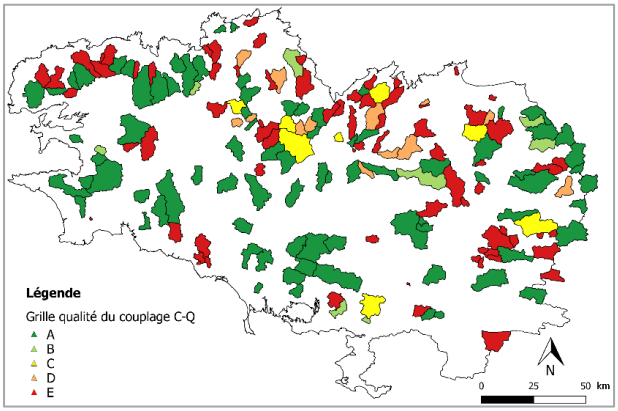


Figure 8 : (A) Grille sur la qualité de l'association entre les stations qualité C et des débits Q des rivières (banque HYDRO et modélisation GR4J). (B) Carte de la qualité des associations entre les 185 couples C-Q. Les meilleures associations sont représentées par la classe A et les moins bonnes par la classe E.

En appliquant la méthode sur les 185 bassins versants amont, 20% stations C sont associées avec des stations Q provenant de la banque HYDRO et 80% avec les stations virtuelles GR4J (cartes Figure 7). Avec le premier critère (classes A à D), 111 bassins Q sont associées. En terme de distribution spatiale (carte Figure 8), les bassins avec la meilleure qualité d'association (classe A) sont bien répartis sur l'ensemble du territoire mais surtout sur les bassins versants amont de la partie Sud de la Bretagne. Les 74 bassins qui ont la moins bonne qualité de couplage (classe E) sont localisés majoritairement sur la partie Nord de la Bretagne (Ille et Vilaine, Côtes d'Armor et Nord du Finistère).

En appliquant la méthode d'association C-Q avec toutes les stations C de Bretagne, il y a uniquement 18% qui ont une station Q HYDRO selon le premier critère d'association. Cette faible proportion montre l'intérêt d'avoir recours à des stations virtuelles par modélisation du débit pour les stations C sans couple Q.

2.5. Caractéristiques géographiques et hydrologiques des bassins versants

Les données géographiques utilisées pour l'étude sont répertoriées dans le Tableau 3. Les principales représentations cartographiques de ces données sont en **Annexe 3**. Sur ces données spatialisées, sont ensuite calculés des indicateurs agrégés ou moyennés sur chaque aire des 185 bassins versants amont (cf. section 3.1.3.).

Tableau 3 : Synthèse des données géographiques analysées.

Type	Nom	Producteur/référence	Résol. spatiale	Emprise spatiale	Disponibilité	Avantages	Limites
Relief	MNT MNT	IGN IGN ; Agrocampus, 2014	50m 25m	Nationale Régionale	Sur demande Sur demande		
Réseau hydrographique	BD Carthage RHE	IGN ; Mardhel, 2004	-	Nationale Nationale	Publique Sur demande	Plus précis que la BD Carthage	Peu précis/complet Ne suis pas toujours la réalité terrain
Géologie, pédologie	UCS de Bretagne Gis Sol-Inra-SOeS Gis Sol BDAT	BDAT, GIS SOL 2018 Delmas, 2015	1/250000	Régionale	Sur demande	Très complet (matériau parental, stocks CO, P Dyer et Olsen,classes d'hydromorphie, profondeur et type de sol)	Géoréférencement peu précis (UCS) BDAT=Géoréférencement peu précis (commune)
Occupation des sols	Corin Land Cover OSO CESBIO MODIS	IGN ? CES OSO (DYNAFOR&CESBIO) ESGS	- 20m -	Nationale Nationale Internationale	Publique Publique Publique	Spatialisée issus de la télédétection. OSO CESBIO=meilleure résolution spatiale et classification détaillée	-
Zones humides	ZHP (zones humides potentielles)	Berthier et al., 2014	-	Nationale	Publique [5]	Bonne précision spatiale et avec des classes	-
Surplus en N	CASSIS-N NOPOLU 2007 NOPOPLU 2010	Université Tours INRA-UMR SAS INRA-UMR SAS	- - -	Nationale Nationale Nationale	Sur demande Sur demande Sur demande	CASSIS=Estimations annuelles avec tout l'historique disponible, estimations adaptées à l'emprise du bassin. NOPOLU= meilleure précision car données d'entrée sur le canton.	CASSIS=données d'entrée régionalisées. NOPOLU= estimation interannuelle.
Surplus P	NOPOLU 2010	INRA-UMR SAS	-		Sur demande	Idem que pour N	Idem que pour N
Rejets industriels et urbains	Rejets ponctuels industriels et urbains en N et P	Agences de l'eau		Nationale	Publique		Incertitude si représentativité de l'ensemble des rejets, date/saison du rejet inconnu
Climat	SAFRAN	Météo France	8x8 km	Nationale	Sur demande	Donnée spatialisée	Résolution spatiale moyenne

[5] http://geowww.agrocampus-ouest.fr/portails/?portail=mph&mode=url&url=http://geowww.agrocampus-ouest.fr/portails/mph/accueil.html

2.6. L'essentiel à retenir

Sur l'état des lieux des données de surveillance de la qualité de l'eau des cours d'eau bretons :

- La base de données fusionnant l'ensemble des réseaux de surveillance de la qualité de l'eau à l'échelle régionale présente une grande richesse. Des doublons et erreurs de bancarisation ont été corrigés. L'identification des points de suivis par temps de pluie (visés, ou faits dans le cadre d'un suivi régulier) manque, notamment dans la base HYDRE/BEA qui semble en contenir beaucoup. Cette information est nécessaire pour ne pas introduire de biais dans l'analyse des données.
- La Bretagne bénéficie d'un réseau de mesure des concentrations en nutriments très dense. Des principaux réseaux de surveillance, on recense environ 2006 sites de suivi de la qualité de l'eau des cours d'eau de Bretagne (sur au moins l'un des paramètres C, N ou P). Sa couverture spatiale est remarquable. Le suivi est en général à basse fréquence (mensuelle). Certaines stations ont un suivi hebdomadaire ou journalier sur certaines périodes. La longueur des chroniques reste très variable et des périodes d'arrêt de suivi sont à déplorer. La longueur des chroniques de NO_3^- (mais pas de C et P) de 19 années pour la moitié des stations OSUR et 14 pour HYDRE/BEA) est à souligner.
- Bilan OSUR :
    - Du fait d'un suivi dans un cadre réglementaire (RCO, etc), cette base de données présente des stratégies d'échantillonnage homogènes : beaucoup de paramètres suivis simultanément, avec des fréquences homologuées et fixes (cf. protocole régional de la DREAL 2015).
- Bilan HYDRE/BEA :
    - C'est une base de données très riche qui complète bien OSUR. Elle s'en distingue par son grand nombre de stations sur NO_3^- et les formes de phosphore (Ptot et PO_4^{3-}) ; quelques suivis de moyennes ou de hautes fréquences ; une grande densité de stations sur des bassins versants de petite taille tels que ceux visés par les Plans de Lutte contre les Algues Vertes.
    - Elle présente, également contrairement à OSUR, des suivis Ptot et PO_4^{3-} échantillonnés sur des périodes préférentielles : un suivi calendaire et un suivi par temps de pluie, ou uniquement par temps de pluie. Nous notons que la bancarisation du type de suivi n'est pas suffisamment renseignée pour permettre une analyse comparative des stratégies de suivis calendaires et/ou par temps de pluie. La stratégie « temps de pluie » présente un avantage car elle fournit des estimations plus précises sur la quantification des exports, mais elle a aussi un inconvénient, celle de surreprésenter l'échantillonnage par temps de pluie, par rapport à l'échantillonnage global, et donc de biaiser le calcul d'indices interannuels de concentration (ex : C90 et C50). Le manque de renseignements sur le type de suivi bancarisé dans HYDRE/BEA est un inconvénient pour les analyses.
    - Les stratégies d'échantillonnage sont, quoiqu'il en soit, très hétérogènes dans l'espace et le temps, en termes de fréquences d'échantillonnage et de durées des chroniques. Malgré cela, toutes les stations ont été bancarisées y compris celles abandonnées ou ayant fait l'objet d'un suivi court terme. Difficiles à utiliser dans le cadre de cette étude régionale, elles peuvent être utiles pour d'autres objectifs locaux.

Bilan sur les données de milieu et de pression sur la Bretagne :

- En comparaison à l'échelle France, les données spatiales spécifiques à la région Bretagne présentent une certaine richesse, en particulier sur la typologie des sols (substrat géologique, hydromorphie, stocks de C et P des sols, etc). D'autres données sont des simples cartes nationales avec des résolutions spatiales plus faibles, notamment pour les estimations de surplus de nutriments (estimations par canton pour NOPOLU et pour CASSIS), des données sur les rejets ponctuels de N et P dont les estimations utilisées demanderaient à être plus précises. L'usage des sols et les pratiques agricoles n'ont pas l'information détaillée souhaitable pour tester des liens de causalité entre pressions et émissions vers l'eau, à l'échelle de bassins versants de petites tailles. Cette lacune doit être soulignée, et il faut analyser les moyens de la combler.

3. Méthodes

3.1. Démarche méthodologique

La méthodologie générale de l'étude sur les bassins versants amont, qui a conduit aux résultats des chapitres 4 et 5, est schématisée en Figure 9. Les analyses s'appuient sur des indicateurs de concentrations en NO_3^-, COD, Ptot et PO_4^{3-} et des caractéristiques hydrologiques et géographiques calculés pour chaque bassin versant correspondant. L'ensemble des traitements et analyses utilisés est présenté en page suivante.

Les analyses effectuées sont de trois types :

1. Décrire/caractériser les distributions régionales des concentrations (niveaux et saisonnalités) sur les bassins versants. Et évaluer les liens entre les descripteurs statistiques et les descripteurs de saisonnalité des concentrations des éléments N, C et P (cf. partie 3.2) ;
2. Identifier des facteurs de contrôle des indicateurs de niveau et de saisonnalité des concentrations en N, C et P par une approche d'analyses des corrélations (cf. fin chapitre 4);
3. Définir une typologie des têtes de bassins versants au regard des principaux indicateurs de concentration en N, C et P (cf. chapitre 5).

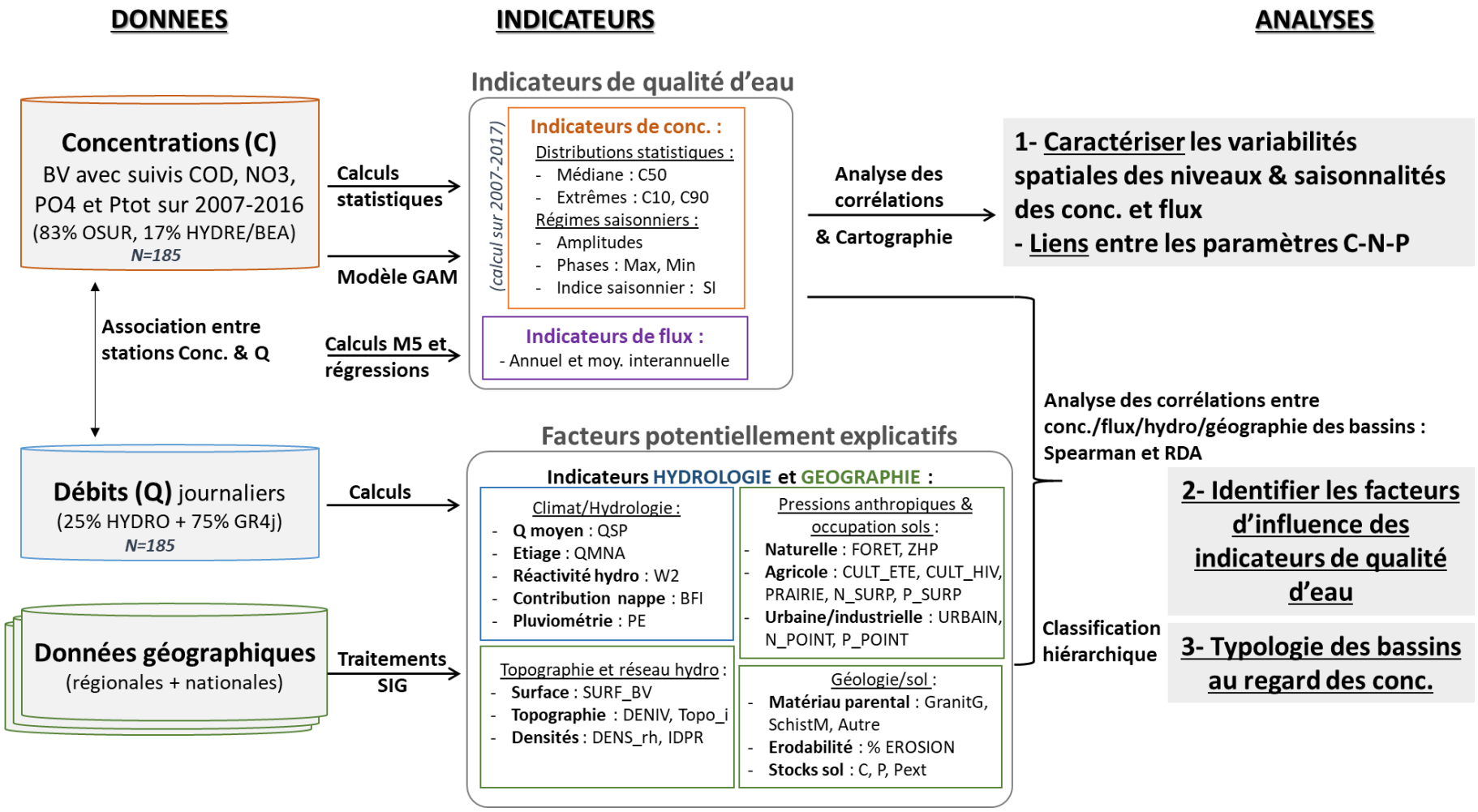


Figure 9 : Démarche méthodologique de l'étude sur les 185 têtes de bassin versants de Bretagne.

3.2. Indicateurs calculés sur les bassins versants amont

3.2.1. Distribution statistique des concentrations

Dans le cadre règlementaire basé sur le SEQ-Eau, deux indicateurs statiques sont utilisés pour caractériser l'état des masses d'eau : la moyenne interannuelle et le quantile 90 de concentration. Ce deuxième indicateur est retenu en application de la directive cadre sur l'eau (DCE). Ici, trois indicateurs de la distribution statistique des concentrations interannuelles sont calculés sur la période 2007 à 2017 : **le quantile 10 (C10)** qui indique un niveau faible de concentration, **la médiane (C50)** un niveau moyen et **le quantile 90 (C90)** un niveau élevé de concentration. Cependant, les indicateurs C10 et C90 sont difficiles à interpréter car leur interprétation dépend de la saison à laquelle ils se situent. Des indicateurs représentatifs des caractéristiques de saisonnalité ont donc été calculés pour chaque paramètre et chaque station.

3.2.2. Saisonnalité des concentrations en C, N et P

Etudier les saisonnalités de NO_3^-, COD et PO_4^{3-} à partir de données mensuelles demande de trouver une méthode adaptée à la faible résolution temporelle de ces suivis. Pour cela, nous avons adopté une approche de modélisation des dynamiques saisonnières moyennes à l'aide de chroniques pluriannuelles. Nous avons ainsi simulé les concentrations (chronique de chaque paramètre NO_3^-, COD, PO_4^{3-} et PP sur la période 2007 à fin 2016 pour chaque tête de bassin) en ajustant **un modèle additif et généralisé** (noté GAM pour « Generalized Additive Models ») selon la composante mensuelle (c.-à-d. le mois de l'année). Les **GAMs** sont des modèles statistiques non linéaires plus souples que les modèles de régression (forme non paramétrique). Son équation générale s'écrit :

$$y_i = f(x_i) + \varepsilon_i \,, \quad \varepsilon \sim N(0, \sigma^2) \qquad (1)$$

Nous avons choisi comme variable à modéliser y_i qui représente la dynamique saisonnière de la concentration (en NO_3^-, COD, PO_4^{3-} ou PPart). $f(x_i)$ est une fonction de lissage de variables explicatives de type spline cubique cyclique sur le mois de l'année (1:12). Ce type de lissage par une fonction spline cyclique est bien adapté aux effets périodiques, puisque les extrémités de la spline sont contraints à être égales. ε_i est l'erreur du modèle. Le package mgcv du logiciel R (Wood, 2011) a été utilisé avec le terme bs='cc'.

Des GAM ont aussi été appliqués sur les données journalières des débits. Des tests ont été réalisés pour comparer la conséquence d'une utilisation de chroniques journalières de Q ou de plus faible fréquence (ex mensuelle), et les résultats ont montré que les différences n'étaient pas significatives.

En utilisant cette méthode, **nous avons supposé qu'il n'y avait pas de tendance à moyen terme** sur les dix années de la série chronologique pour trois raisons :

- (i) Selon les essais Man-Kendall, la proportion de stations ayant une tendance significative sur 10 ans était de 10 % pour le COD, 65 % pour le NO_3^- et 34 % pour le PO_4^{3-} ($p < 0,05$). Cependant, les pentes correspondantes de Theil-Sen étaient très faibles : -0,09 ± 0,45 (moyenne ± sd) pour le COD, -0,24 ± 0,16 pour le NO_3^- et 0,00 ± 0,01 pour le PO_4^{3-}.
- (ii) La proportion de stations ayant la possibilité d'ajuster un GAM en fonction de la saisonnalité et de la tendance à moyen terme était trop faible (42,2% des stations) en raison des tendances à moyen terme qui ne pouvaient être ajustées sur les données.

- iii) En outre, l'ajout d'une tendance à moyen terme n'a pas permis d'améliorer sensiblement les performances du modèle : la moyenne du R au carré ajusté des GAM (Rsq) est passée de 0,16 à 0,18 pour le COD et de 0,30 à 0,40 pour NO_3^-.

Nous avons considéré qu'il **existait une dynamique saisonnière lorsque le Rsq du modèle était supérieur ou égal à 0,1**, ce qui équivaut à appliquer un seuil d'amplitude des variations de concentrations annuelles. La qualité d'ajustement du GAM par rapport aux données observées a été analysée pour chaque ensemble de données C-Q à l'aide de trois indicateurs de performance : R^2 ajusté des GAM (noté Rsq), racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) et la différence en pourcentage entre la simulation GAM et les données d'observation.

Par la suite, les **indicateurs** suivants sont calculés en utilisant les données des concentrations simulées par les GAM (exemple en Figure 10) afin de décrire quantitativement la dynamique saisonnière :

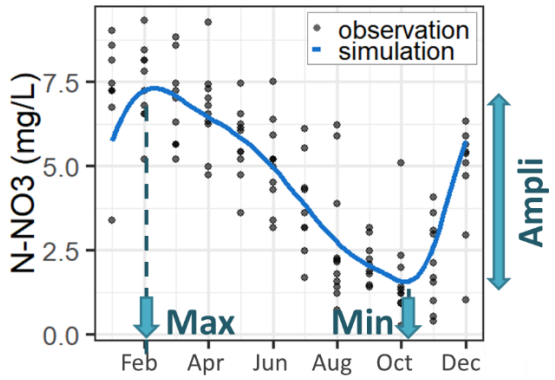


Figure 10 : Indicateurs de la dynamique saisonnière d'une chronique de Nitrates.

- Amplitude absolue des :
  $ampli = Cmax, sim - Cmin, sim$ (2)
- Amplitude relative :
  $ampliREL = \frac{Cmax,sim - Cmin,sim}{Cmoy}$ (3)
- Phasage du maximum de C annuel : $\mathrm{moisMax}$
- Phasage du minimum de C annuel : $\mathrm{moisMin}$
- Indice de saisonnalité : $SI = \frac{Chiver - Cété}{Chiver + Ceté}$ (4)

Ce dernier indice de saisonnalité, noté SI pour « Seasonal Index », mesure l'importance relative des concentrations estivales par rapport aux concentrations hivernales d'un élément. C_{hiver} est la moyenne des simulations quotidiennes pour la période du 15 janvier au 15 mars, et $C_{été}$ la moyenne des simulations pour la période du 1er juin au 31 juillet. **Une valeur positive du SI (valeur proche de 1) indique que $C_{hiver} < C_{été}$; inversement une valeur négative (valeur proche de -1) indique que $C_{hiver} > C_{été}$. Enfin, une valeur SI proche de 0 (entre -0,1 et 0,1) signifie que C_{hiver} est égal à $C_{été}$.**

En moyenne, les composantes saisonnières ont été ajustées sur des séries chronologiques avec des données mensuelles, ce qui demeure une fréquence faible pour l'étude des variations intra-annuelles. Nous avons supposé que l'agrégation des dix années a permis d'extraire un profil moyen saisonnier relativement robuste. Cependant, nous avons effectué une analyse pour déterminer si les indicateurs saisonniers étaient ou non affectés par l'échantillonnage. Nous avons calculé les différences entre les indices saisonniers des GAM ajustés sur des données de haute fréquence et les indices des GAM ajustés sur des données mensuelles, générés par des tirages aléatoires Monte Carlo (n=1000) à partir de données de haute fréquence. Cette analyse a été appliquée à trois bassins versants où les données sur le NO_3^- et le PO_4^{3-} étaient disponibles à une fréquence plus élevée (ce qui n'est pas le cas pour les données du COD). Les données quotidiennes pour la période 2007-2016 étaient disponibles sur un petit bassin versant (Kervidy-Naizin, observatoire de recherche AgrHyS), et les données bimensuelles pour les deux autres (Néal et Queffleuth).

3.2.3. Géographie des bassins et hydrologie des cours d'eau

Au total, 27 indicateurs caractérisant les propriétés géographiques du milieu physique et des pressions, ainsi que les propriétés hydrologiques des bassins versants ont été calculés. Nous les avions utilisés car il s'agit de variables potentiellement explicatives de la variabilité spatio-temporelle de la qualité de l'eau des petits cours d'eau. Le Tableau 4 et le texte qui suit précisent les abréviations, unités et définitions des métriques, ainsi que leurs données sources et calculs réalisés.

Tableau 4 : Synthèse des indicateurs calculés sur les caractéristiques géographiques/hydrologiques de bassin versant.

Type	Nom	Unité	Définition	Source/référence/résolution spatiale
Topographie & réseau hydro	SURF_BV	km²	Surface drainée par la station du suivi qualité	MNTsurf, AgrocampusOuest
	DENIV	m	Différence d'altitudes max-min	MNT 25m IGN
	DENS_rh	km/km²	Densité du réseau hydrographique	BD Carthage IGN
	Topo_i	log(m3)	Indice topographique aval moyen	Agrocampus, 2014
	IDPR	-	Indice de Développement et Persistance du Réseau hydro	Mardhel, 2004 (50m)
Géologie	MP_GranitG	%	Part de matériau parental granite ou gneiss	UCS de Bretagne (1/250000)
	MP_SchisteM	%	Part de matériau parental schiste ou micaschiste	UCS de Bretagne (1/250000)
	MP_Autre	%	Part de matériau parental autre	UCS de Bretagne (1/250000)
Sol	EROSION	%	% de surface avec un aléa érosion fort à très fort	(Cerdan et al., 2010)
	STOCK_CO	‰	Teneur en Carbone Org dans l'horizon superficiel du sol	BDAT, GIS Sol
	STOCK_P	g.kg-1	Teneur en Phosphore total dans l'horizon superficiel du sol	BDAT, GIS Sol
	STOCK_PEXT	g.kg-1	Teneur en Phosphore extractible dans l'horizon superficiel du sol	Delmas et al., 2015
Occupation des sols	CULT_ETE	%	Surfaces de cultures d'été	OSO CESBIO 2016 (1 ha)
	CULT_HIV	%	Surfaces de cultures d'hiver	OSO CESBIO 2016 (1 ha)
	FORET	%	Surfaces boisées	OSO CESBIO 2016 (1 ha)
	PRAIRIE	%	Surfaces de prairies	OSO CESBIO 2016 (1 ha)
	URBAIN	%	Pourcentage des surfaces bâties	OSO CESBIO 2016 (1 ha)
	ZHP		Pourcentage des surfaces en zone humide potentielle	(Berthier *et al.*, 2014) (50m)
Sources diffuses et ponctuelles	SURPLUS_N	Kg/ha/an	Surplus moyen en Azote	CASSIS-N (Poisvert et al., 2017); NOPOLU 2010 (Schoumans et al., 2009)
	SURPLUS_P	Kg/ha/an	Surplus moyen en Phosphore	
	N_REJETS	Kg/ha/an	Somme des rejets ponctuels urbains et industriels en Azote	Agence de l'Eau Loire-Bretagne (2008-2012)
	P_REJETS	Kg/ha/an	(et idem pour le Phosphore)	
Hydrologie et climat	QSP	l/s/km²	Débit moyen interannuel	BD HYDRO & Perrin et al., 2003
	QMNA	l/s/km²	Médiane des débits mensuels minimums annuels	''
	BFI	%	Baseflow index	''
	W2	%	% maximal de flux d'eau écoulé sur 2 % de temps	''
	PE	mm/an	Précipitation efficace moyenne de la période 2008-2012	SAFRAN Météo France (8 km²)

❖ Variables sur la topographie et le réseau hydrographique :

- SURF_BV : Les contours du bassin versant drainé par une station qualité sont tracés à l'aide d'un service de traitement de MNT développé par Agrocampus-Ouest, standardisé WPS et accessible en libre accès sur une plateforme[6]. L'outil nommé « pts2watershed » utilise un MNT à 50 mètres sur la Bretagne et le logiciel MNTsurf pour afficher en format shapefile le contour des bassins versants à partir d'un ou plusieurs exutoires définis dans une couche cartographique.
- DENIV : différence entre les altitudes maximum et minimum sur un bassin, calculé à l'aide d'un MNT à 25m.
- DENS_rh : densité du réseau hydrographique sur le bassin, calculée comme la différence entre la longueur totale du réseau (BD Carthage) et la surface du bassin.

[6] http://geowww.agrocampus-ouest.fr

- Topo_i : indice topographique aval dérivé de l'indice Beven-Kirkby, établi à partir d'un travail Agrocampus-Ouest/INRA UMR SAS, 2014. Sa formule est : $Topo_i = \log(\frac{a}{\tan b})$, avec *a* l'aire drainée et *b* la pente. Un MNT 50 mètres est utilisé. Une valeur faible de Topo_i indique la présence de zones potentiellement plus humides et une valeur élevée la présence de zones bien drainées.
- L'IDPR : Indice de Développement et de Persistance du Réseau hydrographique, conceptualisé par (Mardhel et al., 2004). Cet indicateur de connectivité est couramment utilisé pour caractériser la capacité d'infiltration/ruissellement d'une unité spatiale et donc renseigner une vulnérabilité des nappes. Le produit utilisé provient d'Agrocampus (2014). Il est disponible à une résolution de 50 mètres sur la France. Une valeur d'IDPR faible indique que l'infiltration domine sur le bassin versant et une valeur élevée d'IDPR indique que le ruissellement est important sur le bassin versant.

❖ Variables relatives à la lithologie et la composition du sol :

- Matériau parental (géologie) : trois indicateurs ont été calculés en interrogeant la carte des Unités Cartographiques de Sols (UCS) qui provient de la base de données Sols de Bretagne (http://www.sols-de-bretagne.fr) gérée par Agrocampus Ouest. Ils distinguent les pourcentages des surfaces d'un bassin versant du matériau parental dominant. MP_GranitG donne le pourcentage de surface avec du granite et/ou gneiss, MP_SchisteM le pourcentage pour le schiste et/ou micaschiste et MP_Autre le pourcentage des matériaux dominants autres que ceux cités (alluvions, limons, etc).
- EROSION : l'aléa érosif évalué à l'aide du modèle Mesales (Modèle d'évaluation spatiale de l'aléa d'érosion des sols) développé par (Le Bissonnais et al., 2002). Il combine des données sur la sensibilité à la battance, l'érodibilité, la pente, le type d'occupation du sol et la pluviométrie. A partir de ce produit, disponible à des mailles de 100m*100m à l'échelle de la Bretagne, nous avons calculé la moyenne du pourcentage d'aléa érosif (classes fort et très fort) sur chacun des bassins versants étudiés.
- STOCK_CO, STOCK_P, STOCK_PEXT (BDAT, GIS SOL) : respectivement, teneur en Carbone organique de surface exprimée en ‰ (soit g/kg) accessible via le portail GeoSAS, tout comme l'épaisseur de l'altérite et les teneurs moyennes du P total et du P assimilable P_2O_5 (méthode Dyer) des horizons de surface.

❖ Variables sur l'occupation du sol :

- Occupation des sols : carte de la couverture végétale produite par le Centre Scientifique « CES Occupation des sols » (OSO[7]) pour l'année 2016. Ce produit OSO est accessible en ligne chaque année civile sur le site de l'unité de recherche du CESBIO (CNRS), en format vectoriel, à l'échelle France métropolitaine, avec une nomenclature de 17 classes et une résolution spatiale de 20 m (unité minimale de collecte de 0,1 ha). La nomenclature initiale de 17 classes a été réduite à 5 classes majoritaires d'occupation du sol, exprimés en pourcentage de surfaces dominantes sur chaque bassin versant étudié : CULT_HIV[8] (classe 11 « culture d'hiver »), CULT_ETE[9] (classe

[7] http://osr-cesbio.ups-tlse.fr/~oso/

8 « Culture d'hiver » : les cultures avec un recouvrement végétal hivernal et un maximum phénologique au mois d'avril, s'apparentant ainsi à trois grandes cultures : blé, orge et colza.

[9] « Culture d'été » : les cultures avec un sol nu hivernal et un maximum phénologique au début d'été (Juillet), s'apparentant ainsi à deux grandes cultures : maïs et tournesol.

12 « culture d'été »), FORET (classes 31, 32 ,36), PRAIRIE (classes 34, 211) et BATI (classes 41, 42, 43, 44). Les % d'occupation des sols entre les années 2010 à 2016 étant très proches, la carte de la dernière année a été utilisée.

- Zones Humides Potentielles (ZHP) : le produit cartographique des Milieux Potentiellement Humides de France[10], utilisé pour déterminer les pourcentages de surface en zones humides sur chaque bassin versant. Cette carte classifie les ZHP en 6 catégories de sols à partir d'un traitement MNT à 50 mètres. Une surface est considérée de type « zone humide » si elle fait partie de la classe 2 (ZHP forte) ou de la 3 (ZHP très forte).

❖ Variables sur les pressions en nutriments :

- Surplus[11] en azote : trois méthodes d'estimation des surplus d'azote sont disponibles sur la Bretagne : les versions 2007 et 2010 du modèle NOPOLU (Schoumans *et al.*, 2009) et le modèle CASSIS-N (Poisvert *et al.*, 2017). Les surplus moyens ont été calculés sur les 185 bassins versants amont avec ces trois méthodes, avec pour CASSIS-N une estimation moyennée sur les surplus des années 2007 à 2015. La comparaison des trois méthodes (figures à l'appui en **Annexe 4**) a montré que les trois méthodes conduisent à des surplus d'azote assez peu corrélés aux niveaux médians de concentration de NO_3^-, sur l'ensemble des bassins versants sélectionnées. Les coefficients de corrélation (Spearman) sont les suivants : 0,29 pour CASSIS-N, 0,34 pour NOPOLU 2007 et 0,42 pour NOPOLU 2010. Finalement, la donnée CASSIS-N a été choisie.
- Rejets de sources ponctuelles en N et P : il s'agit de calculs annuels en rejets d'origines urbaines et industrielles, effectués par les Agence de l'eau sur la base des années 2008 à 2012. Puis, les rejets ont été sommés par bassin versant afin d'avoir une seule valeur exprimée en kg/ha/an par bassin.

❖ Variables relatives à l'hydrologie :

Cinq indicateurs climatiques caractérisant des régimes hydrologiques ont été choisis. Les quatre premierss sont calculés sur les 185 chroniques de débit journalier (stations HYDRE et GR4J) qui ont été associées aux stations qualité (C-N-P). La condition d'avoir au minimum 350 mesures/an sur la période considérée a été vérifiée. Les 5 variables ont été calculées à l'échelle interannuelle sur la période 1990-2017.

1. Le débit annuel spécifique (QSP en l/s/km²) ;
2. La médiane interannuelle du débit mensuel minimal, c'est-à-dire le débit d'étiage (noté QMNA en l/s/km²) ;
3. Le Base Flow Index (BFI en %) : un proxys des apports de nappe calculé selon la méthode de décomposition du filtre de Wallingford (Gustard *et al.*, 1992) ;
4. Le W2 qui est un indicateur qui caractérise la réactivité hydrologique d'un bassin pendant les crues. Il est déterminé comme étant le pourcentage du flux d'eau qui s'écoule pendant les plus forts débits en 2% du temps annuel (soit 7 jours de l'année) (Moatar et al, 2006). Plus la valeur W2 est grande, plus la réactivité hydrologique du cours d'eau est importante, et plus les

[10] http://geowww.agrocampus-ouest.fr/geonetwork/apps/georchestra/?uuid=518b3e0a-ee55-40cb-a3ed-da00e60505aa

[11] Surplus : quantité maximale sur une superficie agricole donnée susceptible d'être transférée au réseau hydrographique

concentrations des macropolluants subissant de fortes variations de concentration lors des crues risquent d'être variables dans le temps.

5. La pluie efficace moyenne (PE en mm/an), qui est une donnée issue de la base de donnée SAFRAN de Météo France disponible par mailles de 8 km*8 km. PE a été calculée comme P-ETP pour les mois où P-ETP>0, pour les années 1990 à 2008

La Figure 11 montre les distributions de densité de chaque indicateur potentiellement explicatif de la variabilité spatiale des concentrations C-N-P. Les effectifs de bassins versants amont sont de 159 pour COD, 168 pour NO_3^- et 162 pour PO_4^{3-} (voir Tableau 4 pour la définition et les unités des variables).

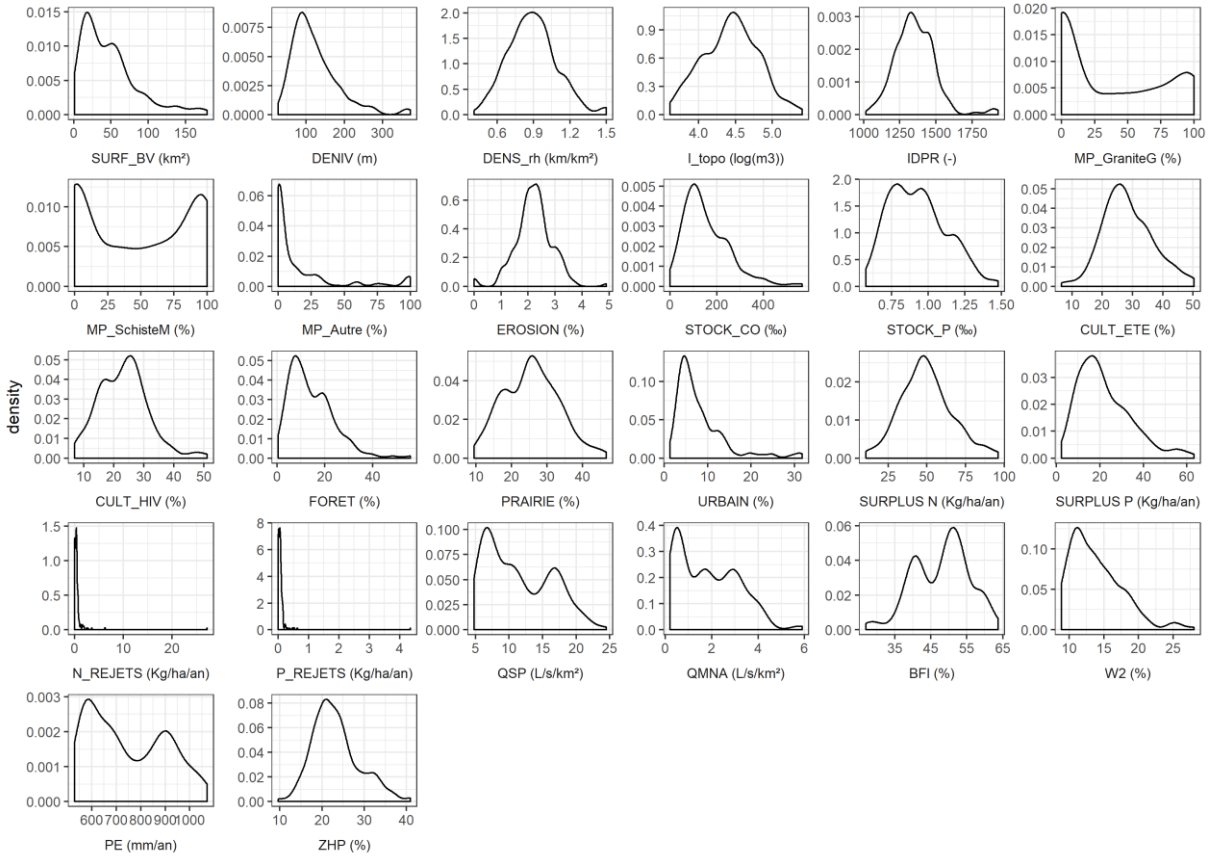


Figure 11: Distributions statistiques (exprimées en densité) des variables géographiques et hydrologiques potentiellement explicatives de la variabilité spatiale des concentrations C-N-P sur les cours d'eau amont.

3.2.4. Méthodes pour calculer un flux de matière

Dans la littérature scientifique, un grand nombre de méthodes sont proposées pour estimer les flux d'éléments dissous et particulaires à partir des suivis discrets de concentration et débits journaliers. Certaines sont plus adaptées que d'autres, en fonction : 1) de l'élément étudié, 2) de la gamme de réactivité hydrologique du bassin versant, 3) des fréquences d'échantillonnage des concentrations et 4) de la période de calcul de flux (saisonnière, annuelle ou interannuelle). En choisissant la méthode de la littérature la plus appropriée au contexte breton et à la dynamique de l'élément, nous minimiserons ainsi les incertitudes associées aux flux.

Dans un premier temps, trois méthodes de calcul des flux (cf Annexe 5, Figure A5- 1) annuels et moyennes interannuelles de flux ont été appliquées sur l'ensemble des couples de données C-Q des éléments COD, NO_3^-, Pot, PO_4^{3-} et MES, des 185 petits bassins versants sélectionnés (1-200 km²). Puis, une seule méthode (ou combinaison de méthodes) a été retenue selon l'élément, en se basant sur une analyse comparative des estimations de flux de chaque méthode et des recommandations de la littérature scientifique (guide de choix par (Raymond *et al.*, 2013) et l'outil Pol(f)lux).

- *Méthode M5 pour COD et NO_3^-*

Pour le calcul des flux des éléments **COD et NO_3^-** exportés par les têtes de bassin versant, c'est la méthode notée « M5 » qui a été retenue. Aussi appelée DWC pour Discharge Weighted Concentration dans la littérature, cette méthode est recommandée par la convention internationale sur les apports à la Mer du Nord et Atlantique (OSPAR). Elle correspond au produit de la concentration moyenne et du débit annuel. Son équation est la suivante :

$$M5 = \frac{k}{A} \times \frac{\sum_{i=1}^{n} C_i\, Q_i}{\sum_{i=1}^{n} Q_i} \overline{Q} \; = \frac{k}{A} \times C^* \times \overline{Q} \qquad (6)$$

où, C_i est la concentration instantanée (mg/l), Q_i le débit correspondant (m^3/s), généralement pris comme le débit journalier du jour correspondant, $\overline{Q}$ le débit annuel moyen calculé sur la base des données journalières (m^3/s), A la superficie du bassin versant drainée par la station Q (m^2), k un facteur de conversion permettant d'obtenir un résultat en tonnes/an, ou kg/an, n le nombre de couples C-Q par an et C^* la concentration pondérée par le débit (mg/l).

Dans la littérature, cette méthode est conseillée pour les éléments suivis à basse-fréquence dont la concentration varie moins que les débits de la rivière (faible dilution ou entrainement, comportement dit chimio-statique) (Raymond *et al.*, 2013). Elle est reconnue comme peu biaisée et assez précise pour les nitrates.

Elle a aussi l'avantage d'être enrichie d'une estimation de l'incertitude. Cette dernière se caractérise d'une part par le biais (c.-à-d. l'erreur systématique), que nous estimons avec les abaques de (Moatar *et al.*, 2013)[12] (Tableau 5), permettant ainsi de corriger la moyenne interannuelle du flux. Ce biais est positif pour un élément dilué et négatif pour un élément mobilisé. D'autre part, l'incertitude se caractérise par une imprécision (c.-à-d. l'erreur aléatoire), qui est la différence entre e90 et e10, les 90e et 10e percentiles du flux corrigé (Tableau 5, de Moatar *et al.*, 2013), calculés par les mêmes abaques.

[12] Les abaques de Moatar et al.2013, dans le journal Hydrological Processes, permettent le calcul des incertitudes (biais et précision) de flux (notées e10, e50 et e90) en fonction des caractéristiques du jeu de données C-Q et de l'hydrodynamie des cours d'eau : fréquences de mesure disponible, période de calcul choisie (1 à 5 ans) et valeurs des W2%, b50sup et M2%.

Les calculs de flux et d'incertitude ont été réalisés à l'aide d'un programme R, pour chaque station et élément.

Tableau 5 : Abaque pour le calcul des incertitudes de flux via la méthode M5 (source : Moatar et al. 2013).
(Y sont inscrits les paramètres de nomographie des incertitudes pour différents intervalles d'échantillonnage et périodes de calcul (1, 3 et 5 ans) : y = ux² + vx, où x =M2% et y = e50 (biais), e10 (10e percentile d'imprécision), e90 (90e percentile d'imprécision))

	Bias for $b_{50\%inp} < 0$									Bias for $b_{50\%inp} < 0$								
	1 year			3 years			5 years			1 year			3 years			5 years		
d	u	v	R^2	u	v	R^2	u	v	R^2	u	v	R^2	u	v	R^2	u	v	R^2
3	0	−0.0002	0.01	0	−0.0003	0.00	0	0.0007	0.04	−0.0008	0.0080	0.52	−0.0001	−0.005	0.08	0.0000	−0.0087	0.07
5	0	0.028	0.18	0	0.019	0.11	0	0.010	0.13	−0.002	0.018	0.77	−0.001	0.011	0.55	−0.0007	0.0003	0.41
7	0	0.056	0.27	0	0.034	0.26	0	0.018	0.22	−0.003	0.019	0.85	−0.002	0.009	0.64	−0.001	−0.003	0.53
10	0	0.083	0.28	0	0.046	0.24	0	0.032	0.12	−0.005	0.030	0.83	−0.003	0.035	0.74	−0.002	0.017	0.65
15	0	0.121	0.37	0	0.079	0.35	0	0.057	0.36	−0.006	0.005	0.89	−0.003	0.021	0.80	−0.002	−0.002	0.68
20	0	0.166	0.33	0	0.102	0.29	0	0.085	0.33	−0.008	−0.031	0.91	−0.004	0.011	0.83	−0.003	0.000	0.74
25	0	0.217	0.34	0	0.138	0.30	0	0.107	0.31	−0.008	−0.093	0.92	−0.005	0.011	0.83	−0.004	−0.010	0.73
30	0	0.255	0.34	0	0.165	0.29	0	0.130	0.25	−0.009	−0.140	0.91	−0.007	0.039	0.91	−0.005	−0.003	0.81
60	0	0.419	0.36	0	0.230	0.34	0	0.167	0.21	−0.007	−0.524	0.90	−0.008	−0.127	0.93	−0.007	−0.049	0.91
	10th imprecision percentile - e_{10}									90th imprecision percentile - e_{90}								
	1 year			3 years			5 years			1 year			3 years			5 years		
d	u	v	R^2	u	v	R^2	u	v	R^2	u	v	R^2	u	v	R^2	u	v	R^2
3	−0.005	−0.289	0.91	−0.003	−0.183	0.88	−0.002	−0.152	0.88	0.002	0.350	0.85	0.002	0.201	0.88	0.002	0.163	0.87
5	−0.005	−0.445	0.93	−0.004	−0.242	0.92	−0.003	−0.198	0.91	0.003	0.513	0.82	0.003	0.285	0.86	0.003	0.245	0.84
7	−0.004	−0.584	0.94	−0.004	−0.331	0.93	−0.003	−0.275	0.93	0.003	0.639	0.81	0.004	0.355	0.84	0.003	0.311	0.81
10	−0.004	−0.689	0.94	−0.005	−0.365	0.93	−0.004	−0.302	0.93	0.003	0.784	0.83	0.004	0.463	0.81	0.003	0.382	0.82
15	−0.003	−0.894	0.94	−0.005	−0.496	0.94	−0.004	−0.395	0.94	0.0005	1.019	0.82	0.003	0.620	0.80	0.003	0.517	0.77
20	0	−1.162	0.95	−0.004	−0.619	0.95	−0.004	−0.505	0.95	0	1.100	0.77	0.003	0.735	0.85	0.003	0.601	0.83
25	0	−1.234	0.94	−0.004	−0.721	0.95	−0.004	−0.574	0.96	0	1.150	0.74	0.002	0.879	0.81	0.003	0.701	0.74
30	0	−1.290	0.92	−0.003	−0.821	0.95	−0.004	−0.645	0.96	0	1.200	0.69	0	1.100	0.83	0	1.010	0.83
60	0	−1.509	0.86	0	−1.224	0.94	0	−1.079	0.96	0	1.250	0.38	0	1.200	0.70	0	1.095	0.76

- *Méthodes de régression IRC et SRC pour PO_4^{3-}, Ptot et MES*

Pour calculer les flux des éléments **PO_4^{3-}, Ptot et MES** exportés par les têtes de bassin, nous choisissions de retenir la **moyenne entre les estimations de deux méthodes de régression entre les données C et Q**, proposées par (Meybeck et Moatar, 2012). En effet, d'une part les méthodes de régression sont plus précises pour les éléments dont la concentration varie fortement avec le débit de la rivière (comportement dit chimio-dynamique), comme c'est le cas pour les éléments des matières en suspension et du phosphore. Et d'autre part, les moyennes interannuelles de flux calculés par nos deux méthodes ont montré des résultats très proches compte tenu du faible nombre de couples C-Q utilisés pour les ajustements. C'est pourquoi une moyenne des deux estimations a été retenue. Une autre méthode pourrait être testée, proposée récemment dans la littérature (Minaudo *et al.*, 2019).

L'une des méthodes est notée « IRC » pour Integral Regression Curve et l'autre « SRC » pour Segmented Regression Curve. Elles sont basées sur le lien existant entre les données débits (Q) et concentrations (C) disponibles simultanément et généralement représentées en échelles log-log. La méthode IRC utilise la courbe de régression intégrale log(C) = a*log(Q) + b pour estimer des concentrations journalières. Et la seconde méthode SRC se base sur une courbe de régression segmentée en deux en fonction du débit médian Q50 et distinguant donc les basses/hautes eaux (cf. Figure 12). Ensuite, le flux de matière est obtenu à l'aide des équations 7 et 8, où C_x représente la valeur de concentration estimée avec l'un ou l'autre des modèles, et Q_i le débit journalier.

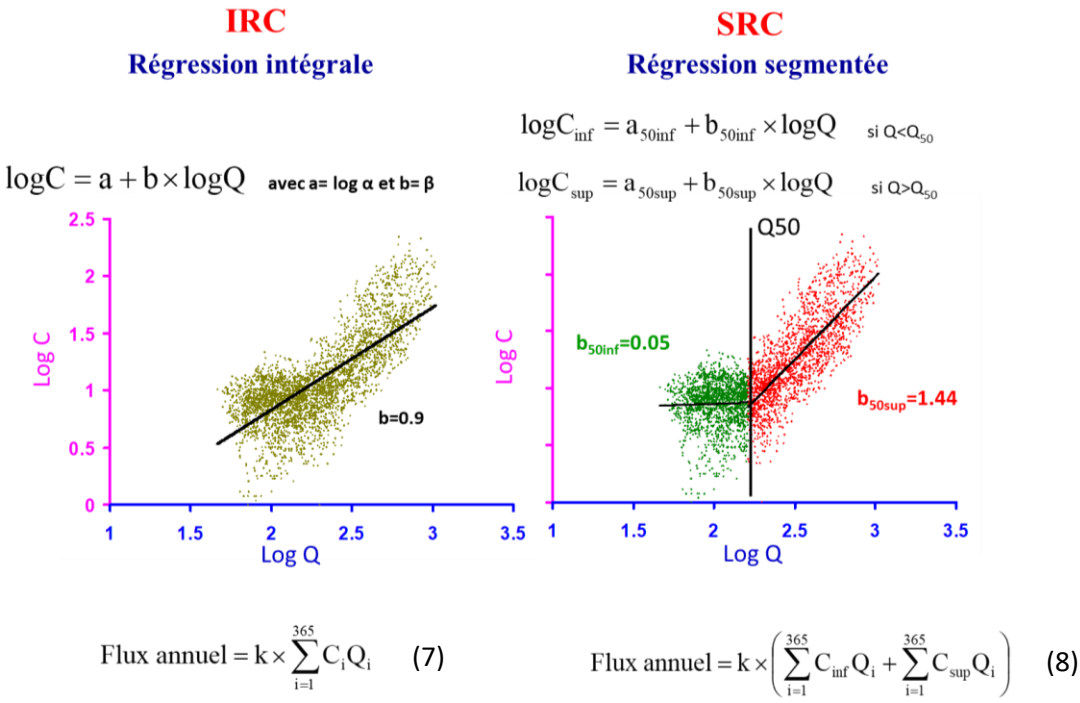


Figure 12 : Exemples de régressions ajustées sur des graphiques log(C)-log(Q) – source : F. Moatar (données C-Q journalières)

Remarque : Les allures des droites de régression des graphiques log(C)-log(Q) peuvent fournir des informations relatives au comportement des éléments (dilution, stabilité ou mobilisation des concentrations selon les débits) et aux proportions entre sources ponctuelles et diffuses. En s'appuyant sur des métriques relatives aux droites de régression (intégrales et segmentées), les types d'exports de chaque élément peuvent être déduits. Dans la littérature, ce résultat est généralement montré par deux approches : a) un graphique de la relation entre la pente de la régression (b) et le rapport entre les coefficients de variation des données de concentration et du débit (cvC/cvQ) (Musolff *et al.*, 2017), pour distinguer des comportements stationnaires ou chemo-dynamiques b) un diagramme présentant le type de « flashiness » en fonction de la réactivité hydrologique du bassin versant et le comportement relation C-Q en hautes eaux (Moatar et al, sous presse).

- ***Critères utilisés pour calculer un flux de matière***

Trois critères successifs sont utilisés pour calculer les moyennes interannuelles de flux, et ceci pour chaque élément et couple de mesures concentration et débit (C-Q). Nous retenons seulement les données C et Q qui comportent :

- Un nombre minimal de 8 données de concentration par an ;
- Un nombre minimal de 320 données de débit journalier par an ;
- Pas de données de concentration si le débit est nul ;
- Une période de minimum 10 années civiles avec les 3 critères précédents, afin de déterminer les droites de régression en tenant des différences sur les années particulières. Cependant, par la suite nous avons privilégié la restitution des résultats pour l'analyse spatiale, la période 2010 à 2014 car les variabilités annuelles de débits et également les flux se sont avérés bien représentatifs de celles sur les 10 années initiales (cf Annexe 5). Ce choix de 5 années avait aussi l'avantage d'optimiser le nombre de stations où l'on peut calculer les flux calculés par

élément, c'est-à-dire en éliminant les années qui avaient des fréquences de mesures qualité plus faibles.

3.3. Méthodes statistiques utilisées

3.3.1. Identification des facteurs de contrôle de la variabilité spatiale des indices de qualité d'eau

Deux méthodes sont utilisées pour identifier les facteurs de contrôle des indices de qualité d'eau (les niveaux de concentration, les indices de saisonnalité de la concentration et la moyenne interannuelle de flux) sur les paramètres NO_3^-, COD, PO_4^{3-} et PP.

La première méthode vise à identifier les variables géographiques les plus explicatives d'une seule variable (successivement des C50 et autres indices de qualité d'eau de chaque paramètre). Pour ce faire, les variables retenues sont celles dont le **coefficient de corrélation de Spearman** (r_s) est supérieur à |0,4| et la p-value < 0.05.

La deuxième méthode vise à identifier les variables géographiques explicatives de la combinaison de plusieurs indicateurs de concentration. Pour cela, nous effectuons une sélection progressive des variables à l'aide d'une **analyse canonique des redondances** (Redundancy Analysis, notée RDA). Cette technique vise à comprendre ce qui structure la distribution d'un groupe de variables sur la qualité d'eau par rapport à un ensemble de variables environnementales. Une RDA est une analyse multivariée avancée qui est adaptée pour identifier et analyser les relations entre un ensemble de variables de type réponse (matrice Y) avec un ensemble de variables explicatives (matrice X). Cette méthode basée sur les concepts d'ordination et de régression, correspond à une extension de la régression multiple et est bâtie sur le principe de l'analyse en composants principales (ACP), mais avec l'intervention de variables explicatives. Dans notre cas d'étude, la matrice Y correspond aux indicateurs de concentrations C50 et amplitude (i/ de NO_3^- et COD ; ii/ du PO_4^{3-} et PP ; iii/ de NO_3^-, COD, PO_4^{3-} et PP). Et la matrice X correspond aux variables sur les caractéristiques des bassins versants. Préalablement, de manière à pouvoir comparer chaque coefficient de la régression multiple, les variables potentiellement explicatives qui ont des corrélations exponentielles avec le C50 (ex : avec BFI et W2) sont linéarisées par une transformation logarithmique, puis chaque variable explicative est centrée-réduite[13]. Ensuite, afin de ne sélectionner que les variables explicatives significatives, une sélection progressive pas-à-pas à l'aide de tests de permutation est appliquée et se base sur les valeurs R^2 et p-value (fonction ordiR2step du package vegan de R). Ensuite, le calcul d'une RDA s'articule en deux étapes :

1- On procède d'abord à la régression linéaire multiple de chaque variable réponse de Y en fonction des variables explicatives de X. On obtient ainsi une matrice Yfit des valeurs prédites par le modèle de régression : $\mathrm{Yfit} = \mathrm{X}\left[\mathrm{X}'\mathrm{X}\right]^{-1}\left[\mathrm{X}'\mathrm{Y}\right]$.

[13] Cependant la linéarisation de ces deux variables par une transformation en log apporte un gain très minime sur le coefficient de corrélation avec le niveau médian de concentration C50, et ainsi cette étape n'est pas primordiale.

2- Une ACP de la matrice Yfit est implémentée afin de calculer ses valeurs propres et vecteurs propres ainsi que la matrice Z contenant ses axes d'ordination. La visualisation des résultats d'une RDA est du même type que celle faite sur une ACP. Ici, sont seulement montrés les angles entre les variables X et Y afin d'aider l'interprétation des relations entre variables explicatives et à expliquer.

3.3.2. Etablissement d'une typologie vis-à-vis d'indicateurs de concentration

La méthodologie utilisée pour réaliser des typologies des bassins versants au regard de la qualité de l'eau, dont les résultats sont présentés dans le chapitre 5, est décrite ici. Deux typologies sont réalisées et se basent sur une approche statistique. Tout d'abord, nous faisons une Analyse à Composante Principale (ACP) avec les indicateurs C10, C50, C90 et ampli, des concentrations des paramètres NO_3^-, COD, PO_4^{3-} et PP. En ne gardant que les composantes principales les plus explicatives (variance totale expliquée de 70%), une classification hiérarchique est appliquée avec un partitionnement manuel : par un découpage avec au minimum 4 à 5 classes sur l'arbre de classification (dendrogramme), et avec au moins 10 individus dans chacune d'entre elles. En effet, le critère du K-means propose un découpage avec un nombre trop limité de classes. A la suite de cette démarche, et donc de l'observation d'une indépendance entre les éléments P vs C et N, deux typologies ont été réalisées :

1. La **typologie n°1** est une classification hiérarchique basée sur 2 indicateurs (médiane C50 et amplitude annuelle) des paramètres **NO_3^- et COD** (soient les 4 métriques notées NO3_C50, NO3_ampli, COD_C50 et COD_ampli).
2. Une **typologie n°2** est une classification hiérarchique basée sur 2 indicateurs (médiane C50 et amplitude annuelle) des paramètres **PO_4^{3-} et MES** (soient les 3 métriques PO4_C50, PO4_ampli et MES_C50.)

Quatre méthodes de Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) ont été comparées (Average, Single, Complete et Ward) afin d'identifier la méthode proposant la meilleure force de la structure de regroupement. La méthode de Ward a été retenue car ses coefficients d'agglomération de l'ordre de 0,96 sur les deux CAH effectuées (cf. résultats dans le chapitre 5). Celle-ci prend en compte les distances entre tous les couples de points afin d'associer les deux plus proches.

3.3.3. Outils informatiques utilisés

La grande majorité des analyses et traitements de données ont été réalisés avec le logiciel R (version 3.6.1) à l'aide des packages mgcv, hydroGOF, hydrostats, FactoMineR, tidyverse, lubridate, reshape2, plyr, ggcorrplot, ggplot2 et vegan (Grolemund et Wickham, 2011; Le *et al.*, 2008; Mauricio Zambrano-Bigiarini, 2017; Wickham, 2011, 2016; Wood, 2017). Les traitements SIG ont été effectués à l'aide de modèles construits avec le logiciel ArcGIS et les représentations cartographiques avec le logiciel Qgis.

4. Distribution spatiale des concentrations et flux C, N et P

4.1. Variabilité régionale des niveaux de concentration C, N et P

Les représentations cartographiques de chaque indicateur du niveau des concentrations (C10, C50 et C90) et de caractérisation de la saisonnalité moyenne, sur les bassins versants sélectionnés sont mises en **Annexe 6,** et ceci pour les paramètres NO_3^-, COD, PO_4^{3-} (P dissous) et PP (P particulaire).

Les médianes interannuelles de concentration (C50) sur les 185 bassins versants varient de 0,9 à 15,8 mg/l pour COD, de 2 à 14,6 mg/l pour N-NO_3^- et de 9 à 391 µg(P)/l pour PO_4^{3-} (où 75% des valeurs sont inférieures à 64 µgP/L de PO_4^{3-}). D'un point de vue des indicateurs utilisés pour la gestion de l'eau, les gammes de C90 sur les 185 bassins versants varient de 1,9 à 19,2 mg(N)/L pour le NO_3^-, de 3,2 à 22,2 mg/L pour le COD et de 15 à 814 µg(P)/L pour le PO_4^{3-}. D'un point de vue des seuils réglementaires basés sur la grille d'évaluation du SEQ-EAU v2 (fonction « Aptitude à la biologie », MEDD & Agences de l'eau, 2003), 184 stations (99 %) ont un C90 classé au mieux comme « Moyen », 158 stations (85 %) pour le COD, 43 stations (23 %) pour Ptot et 184 (99%) pour PO_4^{3-} (cf. Tableau 6).

Tableau 6 : Classification d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau du SEQ-EAU (version 2) pour les 185 bassins versants étudiés.

a) Grille d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau du SEQ-EAU :

Classes d'aptitude	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
NO_3^- (mg/l NO_3^-)	≤ 2	>2 à ≤10	>10 à ≤25	>25 à ≤50	≥ 50
COD (mg/l C)	≤ 5	>5 à ≤7	>7 à ≤10	>10 à ≤15	≥ 15
Ptot (mg.l-1 P)	≤ 0,05	>0,05 à ≤0,2	>0,2 à ≤0,5	>0,5 à ≤1	≥ 1
PO_4^{3-} (mg.l-1 PO_4^{3-})	≤ 0,1	>0,1 à ≤0,5	>0,5 à ≤1	>1 à ≤2	≥ 2

b) Nombre de bassins versants amont par classe de qualité du SEQ-EAU (total=185) :

Classe d'aptitude / **Paramètre**	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
NO_3^-	0	0	10	96	34
COD	3	0	0	0	133
Ptot	13	129	31	9	3
PO_4^{3-}	2	82	19	4	2

La variabilité spatiale des médianes de NO_3^- suit un gradient Est-Ouest, où les plus fortes teneurs sont situées sur la côte Nord-Ouest (Figure 13). Les cours d'eau avec les teneurs de NO_3^- les plus élevées (C50 compris entre 7 à 15 mg(N)/l) sont situés sur la côte Nord-Ouest (Aber Wrach, Aber Benoit, Quillimadec) et quelques-uns sur la Baie de St-Brieuc et le Nord-Est de la Vilaine. Les cours d'eau avec les plus faibles teneurs se situent sur les bassins versants de la Vilaine et de l'Aulne (C50 < 5 mg(N)/L).

Pour le COD, le gradient régional du C50 est inversé par rapport à celui du NO_3^- : il y a une opposition spatiale entre les médianes de COD et NO_3^-. Les cours d'eau avec des fortes teneurs de COD (C50 > 5

mg/l) sont situées sur le bassin de la Vilaine et celles avec de faibles teneurs (C50 < 4 mg/l) sur le bassin du Hyères et des petites bassins amonts du Nord-Ouest

Pour le phosphore, on constate que les variabilités régionales des métriques de distribution des concentrations sont identiques entre les paramètres PO_4^{3-} et PP. Par contre elles sont assez différentes de celles du NO_3^- et du COD, cependant plus proches de celle du COD (Figure 13).

Les plus fortes teneurs de PO_4^{3-} dans les cours d'eau (C50 de 63 à 241 µg(P)/l de PO_4^{3-}) sont localisées sur la Vilaine, la baie de la Fresnaye, le bas Léon, le Léon-Trégor et près du Golfe du Morbihan ; et les plus faibles concentrations (C50 de 8 à 26 µg(P)/L) sur les cours d'eau de Cornouaille, l'Odet et du Blavet.

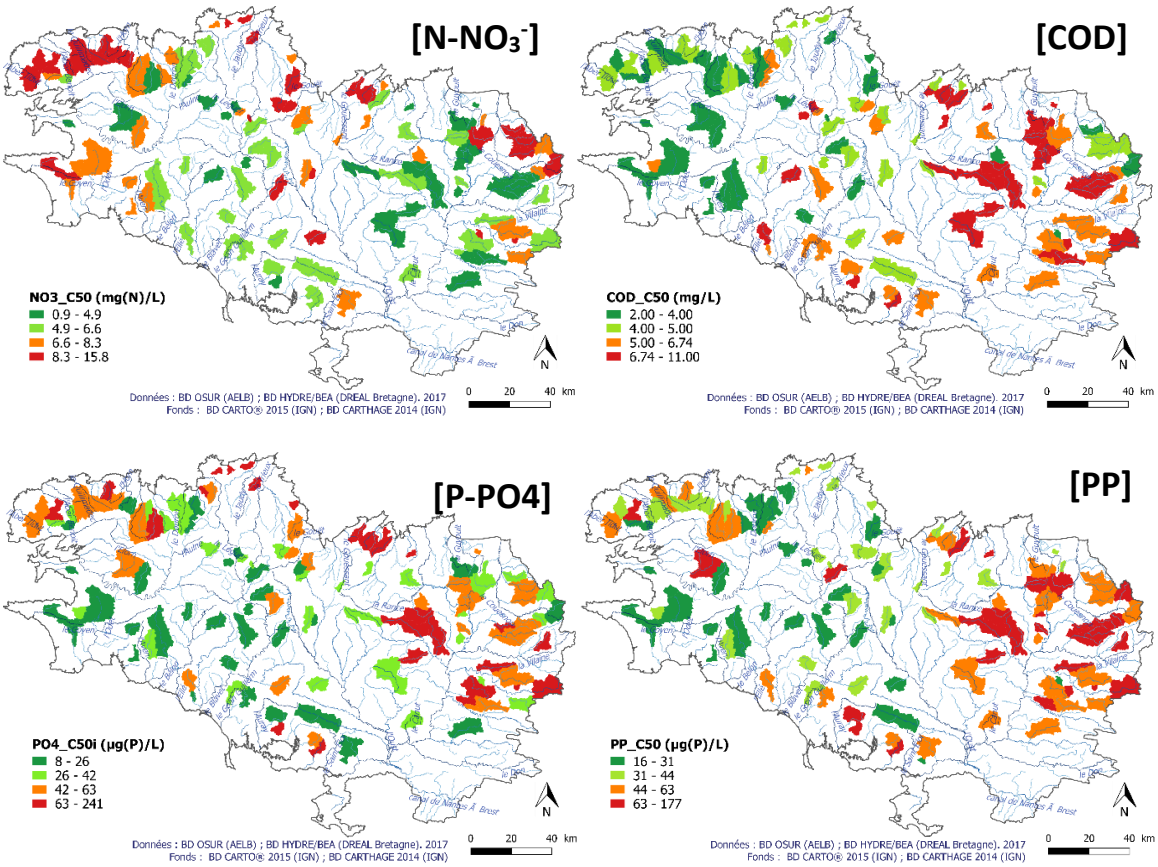


Figure 13 : Distributions régionales des C50 des paramètres NO_3^-, COD, PO4 et PP sur les 185 bassins versants amont de Bretagne étudiés.

Par une approche de statistique multivariée de type ACP (Figure 14), nous avons analysé les liens existants entre les indicateurs des percentiles de concentration des éléments C, N et P. Sur le premier plan factoriel de l'ACP (des pourcentages d'inertie de 42.85% et 30.14%), les 12 variables sont distribuées en trois groupes principaux, avec les trois métriques de distribution d'un paramètre dans chacune.

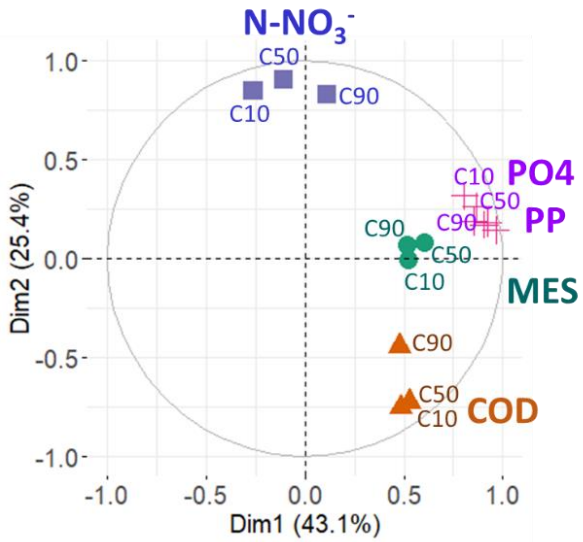


Figure 14 : Premier plan factoriel d'une ACP sur les indicateurs de distribution des concentrations entre NO_3^-, COD, PO4, PP et MES (calculés sur les 185 bassins versants étudiés).

Stabilité spatiale des concentrations au niveau régional

La Figure 14 met en évidence que les variabilités spatiales, à l'échelle régionale, sont semblables entre les niveaux C10, C50 et C90 d'un même paramètre (Figure 14 et cartes en Figure 13 et Annexe 6). Ce résultat confirme le principe de stabilité spatiale de la qualité de l'eau qui a déjà été démontré précédemment par (Abbott, Gruau, *et al.*, 2018) et retrouvé par (Dupas *et al.*, 2019). Pour cette raison l'indicateur de la médiane C50 est utilisé dans la suite de l'étude pour parler des niveaux de concentration (C10, C50 et C90).

4.2. Corrélations entre les paramètres physico-chimiques

La Figure 14 permet de résumer les liens existants entre les indicateurs des éléments C, N et P. L'ACP met en évidence :

- Une **forte anti-corrélation entre les indicateurs relatifs à NO_3^- et ceux relatifs à COD à l'échelle régionale**. Ainsi, plus la métrique de NO_3^- est élevée, plus celle de COD est faible et inversement. Le coefficient de corrélation de Spearman entre les C50 de NO_3^- et COD sur les 185 bassins versants vaut -0,58, mais cette relation est non linéaire, de type exponentielle inversée (Figure 15-A et cartes en Figure 13). Elle peut être approchée par l'équation suivante : $NO3_C50 = -a * \exp(-b * COD_C50)$ avec a =11 et b =19,9. La relation entre les C90 est moins bonne avec un rs de -0.11, par contre les corrélations sont plus élevées entre les C10/C90 (rs NO3_C90/COD_C10=-0.38 et rs NO3_C10/COD_C90=-0.26).
- **Les indicateurs de distribution du phosphore sont indépendants de ceux du NO_3^- et du COD**. Ce résultat était aussi visible en comparant les cartes des C50 de PO_4^{3-} à celles de NO_3^- et COD (Figure 15-A). Sur notre ACP, le groupe des indicateurs de P suit un axe orthogonal par rapport

à ceux du N et du C. Les coefficients de corrélation de Spearman N vs P et C vs P ne sont pas significatifs (quasiment nuls, autant sur les métriques C50 que C90).

- Une **forte corrélation positive est observée entre les niveaux médians de PP et MES** sur les 185 bassins versants (rs=0,77 ; Figure 15-b). Ainsi lorsque les teneurs de MES sont élevées, c'est-à-dire en période de crues, la concentration de PP augmente car ce phosphore est entrainé par les particules de sol par ruissellement de surface ou sub-surface des versants jusqu'au cours d'eau.
- Par contre, le C90 du COD est aussi relié aux trois métriques de distribution du PP. Nous pouvons supposer qu'il s'agit du COD qui est entrainé lors des épisodes de crue, de manière simultanée au phosphore particulaire.

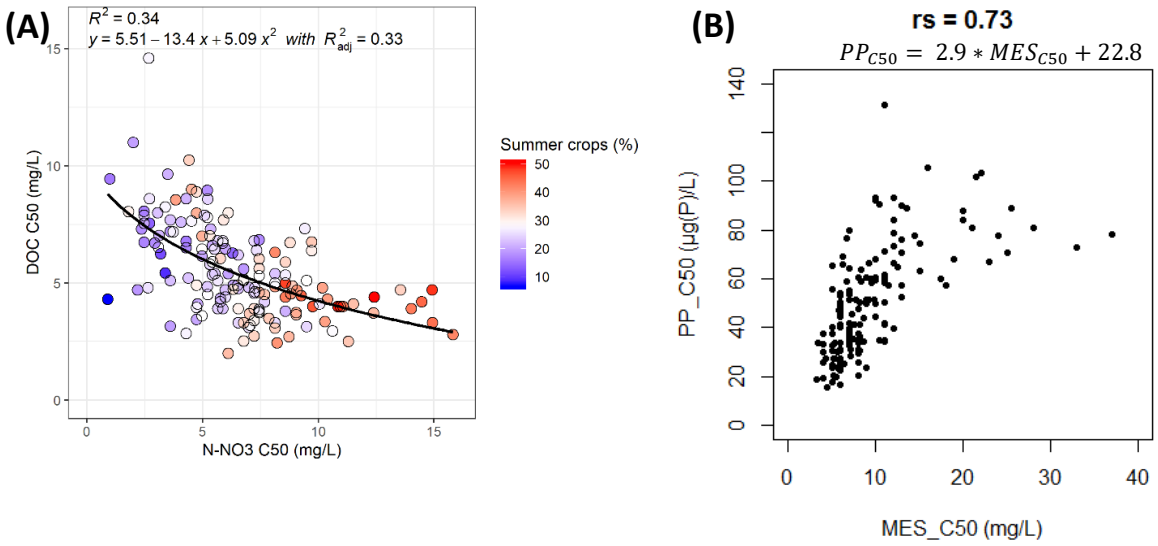


Figure 15 : Corrélations entre les C50 de deux paramètres (sur les 185 bassins versants amont sélectionnées (A) NO_3^-/COD et (B) PP/MES).

Les indicateurs sur les amplitudes annuelles et la médiane des concentrations Figure 16 ne sont pas corrélés significativement pour les éléments COD et NO_3^- (p-value>0,05), mais le sont davantage avec la métrique du C90 (coefficient de Pearson de 0,7 pour le COD et 0,34 pour NO_3^-). Concernant le PO_4^{3-}, les corrélations entre percentiles et amplitude sont très marquées, avec des coefficients de Pearson supérieurs à 0,85 pour les métriques des C50 et C90 de PO_4^{3-} (0,83 et 0,95 respectivement) (Figure 16). Le SI et les phases sont corrélés plutôt au C10 pour COD et NO_3^- (négativement pour SI et positivement pour les phases), et plutôt au C90 pour PO_4^{3-} (négativement pour les 2).

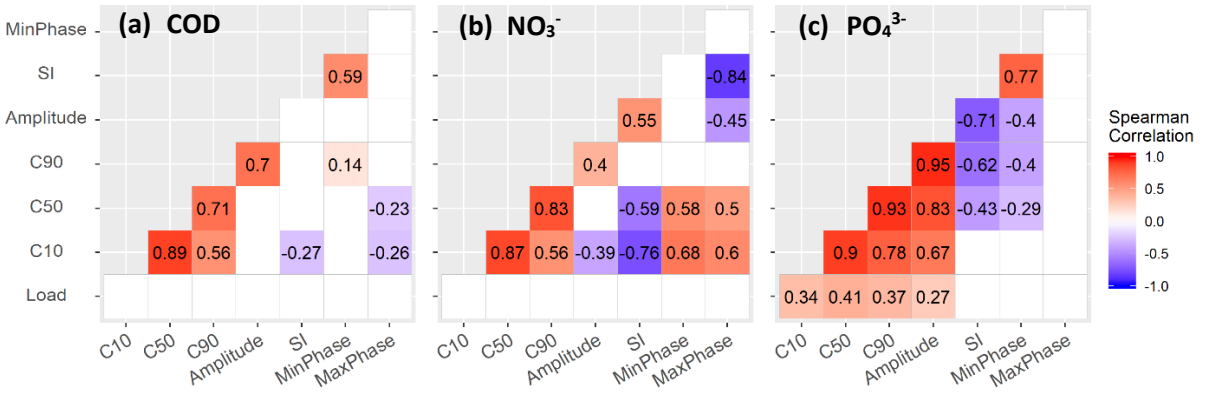


Figure 16 : Matrice des corrélations sur les rangs (Spearman) des indicateurs hydrochimiques (niveaux de concentration et saisonnalité) pour a) COD, b) N-NO_3^- et c) P-PO_4^{3-}.
Sont marqués uniquement les coefficients avec un niveau de significativité (p-value ≤ 0.05), les autres ont des cases blanches.

4.3. Variabilité saisonnière des concentrations de C, N et P

4.3.1. Sensibilité des modèles GAMs

Sur le total de 185 bassins versants, 159 GAMs ont pu être ajustés sur les chroniques de COD, 168 pour le NO_3^-, 162 pour le PO_4^{3-} et les 185 pour le débit. Les cas où l'ajustement n'a pu aboutir peuvent s'expliquer soit par une absence de motif saisonnier sur la chronique, soit par une variabilité interannuelle trop forte ou encore une fréquence d'échantillonnage trop faible. La proportion de variance expliquée par le GAM varie selon les stations et les paramètres. En effet, les moyennes et écarts-type des Rsq ajustés (Figure 17) étaient de 0,16 ± 0,11, 0,30 ± 0,18 et 0,22 ± 0,15 pour COD, NO_3^- et PO_4^{3-} respectivement. Ainsi, au regard des valeurs moyennes des Rsq, les ajustements sont meilleurs sur les paramètres NO_3^-, PO_4^{3-}, puis COD dans l'ordre décroissant. Concernant les Rsq de NO_3^- et COD, la proportion de bassins où le Rsq est ≥ 0,2 est de 38,5% pour le COD, 67,3% pour NO_3 et 51,9% pour le PO_4^{3-} (cf. **Annexe 7** qui montre 2 exemples d'ajustements GAM).

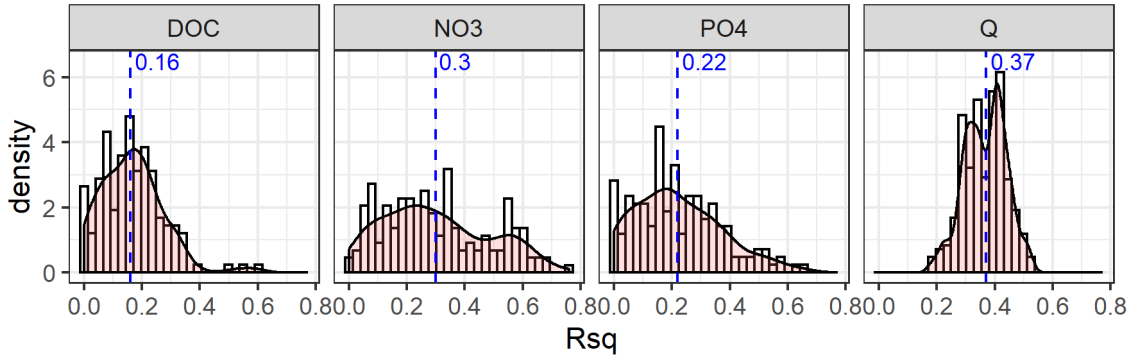


Figure 17 : Histogramme de densité des Rsq des GAMs sur les dynamiques saisonnières de chaque bassin versant amont étudiés (valeur moyenne en pointillée).

La comparaison des quatre indices saisonniers calculés à partir de GAMs sur les chroniques journalières, hebdomadaires ou mensuelles montre que les distributions des métriques de saisonnalité sur les 1000 simulations de Monte Carlo sont globalement bien centrées sur les valeurs obtenues avec les données journalières. Malgré certains décalages de phasage, les minima et maxima sont identifiés durant les mêmes saisons en utilisant les données journalières ou mensuelles. En effet, l'amplitude

annuelle de NO_3^- calculée avec les GAMs sur données mensuelles est différente en moyenne de -4,5% et 6,7% et sur le SI de -21,0% et -7,2%, respectivement sur les bassins de Naizin et Le Néal. Le PhaseMax du NO_3^- calculé avec les GAM sur données mensuelles est en moyenne plus précoce d'1 à 1.5 mois et le phasage du mois minimum est identique ou retardé d'un mois au maximum (cf. Figure 18 a et b). Pour le PO_4^{3-} sur le bassin Le Queffleuth, les indices de l'Amplitude et du SI calculés avec les GAMs sur données mensuelles sont inférieurs en moyenne de -4,0% et -7,0% respectivement par rapport à la fréquence hebdomadaire. Les écarts des PhaseMax et PhaseMin sont relativement faibles entre les GAMs sur données mensuelles par rapport aux hebdomadaires : ±18 jours pour le maximum et ±12 jours pour le minimum (cf. Figure 18 c).

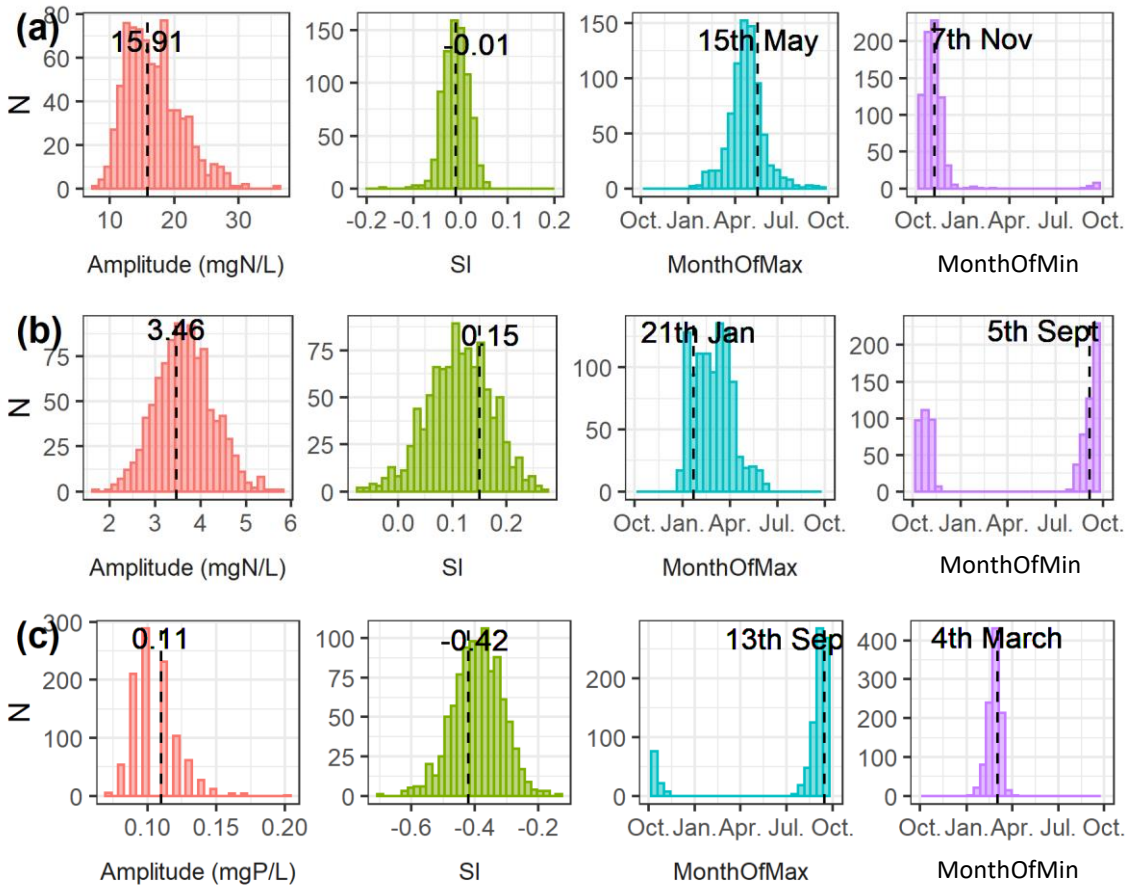


Figure 18 : Variabilité des indices de saisonnalité (amplitude, indice de saisonnalité (SI), MaxPhase et MinPhase) calculés sur des chroniques mensuelles générées par une approche de Monte Carlo (n=1000).
L'axe des y donne le nombre N de bassins versants. Histogrammes (a) : pour le NO_3^- sur le bassin versant de Naizin, (b) pour le NO_3^- sur le bassin versant de Néal et (c) pour le PO_4^{3-} sur le bassin versant de Le Queffleuth. Seuls les modèles GAM significatifs (Rsq ≥ 0.1) sont représentés. La valeur indiquée par une ligne pointillée correspond à celle obtenue par le GAM avec la série chronologique journalière originale.

4.3.2. Un gradient des cyclicités saisonnières de COD, NO_3^- and PO_4^{3-}

Une forte proportion des bassins versants étudiés présentent des cyclicités saisonnières de concentration : 85%, 71%, 78% et 100% pour NO_3^-, COD, PO_4^{3-} et Q respectivement. Les moyennes ± écarts-type des amplitudes annuelles (en valeur absolue) sont de 3,3 ± 2,1 mg /l de N-NO_3^-, 3,1 ± 1,7 mg/l de COD, 69 ± 97 µgP/l de PO_4^{3-} et 2,97 ± 6,76 m^3/s pour le débit. La Figure 19 représente les dynamiques saisonnières modélisées par les GAMs (en valeurs normalisées) avec un gradient de couleurs selon le *SI*. La Figure 20 représente la distribution des indices de saisonnalité calculés.

Premièrement, les phasages annuels du débit des cours d'eau sont très stables entre les bassins par rapport à celles des concentrations. La période des hautes eaux est centrée en mi-Février (hiver) et celle d'étiage en Septembre. Le jeu de données présente un gradient important de dynamiques hydrologiques entre bassins versants, sur lesquels les bassins de plus forte réactivité hydrologique ont des débits d'étiage sévères et de nombreux évènements de crue en hautes eaux (W2 fort). Ce gradient est visible spatialement selon l'axe est-ouest (via indices QSP, BFI, W2 et QMNA). La dynamique saisonnière du débit étant identique pour tous les bassins, le SI permet de décrire la dynamique saisonnière d'une concentration relativement à celle du débit. Lorsque le SI est grand, la concentration suit une dynamique synchrone à celle du débit, et lorsque le SI est très négatif, la dynamique de concentration est déphasée par rapport à celle du débit (Figure 19).

Deuxièmement, la majorité des bassins étudiés présentent une opposition entre les dynamiques saisonnières du NO_3^- et du COD. En effet, pour 90% des bassins, le coefficient de corrélation de Pearson (r) entre les simulations journalières des GAM de NO_3^- et COD est négatif et inférieur à -0.79 pour 50% des cas. Il y a une relation négative à peu près linéaire entre les SI_{COD} et SI_{NO3} de l'ensemble des bassins versants qui présentent une saisonnalité des concentrations (Figure 22 ; l'équation de la régression est $y = 0.17x - 1.1$, tel que r^2 = 0.62). Les 15 bassins où l'opposition entre COD et NO_3^-n'est pas retrouvée ($r_{Pearson}$ >0) se caractérisent par des modèles GAM avec des faibles amplitudes pour les 2 éléments.

Pour tous les bassins, on observe une grande stabilité des indices MinPhase du NO_3^- et MaxPhase du COD qui ont toujours lieu simultanément et entre Juillet et Décembre (Figure 19 et Figure 20).

En Figure 19, l'axe des ordonnées représentent les valeurs relatives des concentrations modélisées de chaque bassin versant (valeur divisée par la moyenne interannuelle de la concentration modélisée) pour permettre la comparaison entre les bassins versants d'amont. Le gradient de couleur correspond à l'indice de saisonnalité (SI) pour chaque paramètre. Ainsi, un bassin peut apparaître sous différentes couleurs entre les graphiques.

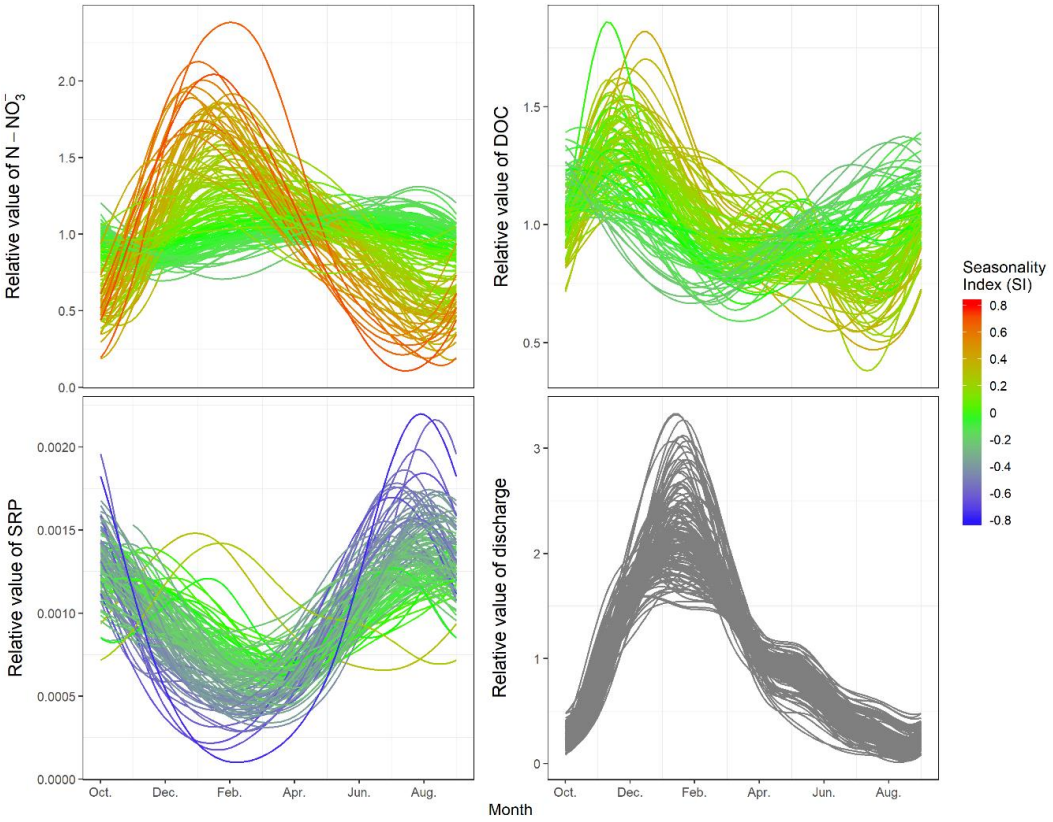


Figure 19 : GAM sur les dynamiques saisonnières de N-NO_3^-, du COD, du PO_4^{3-} et du débit journalier pour les 185 bassins versants d'amont.

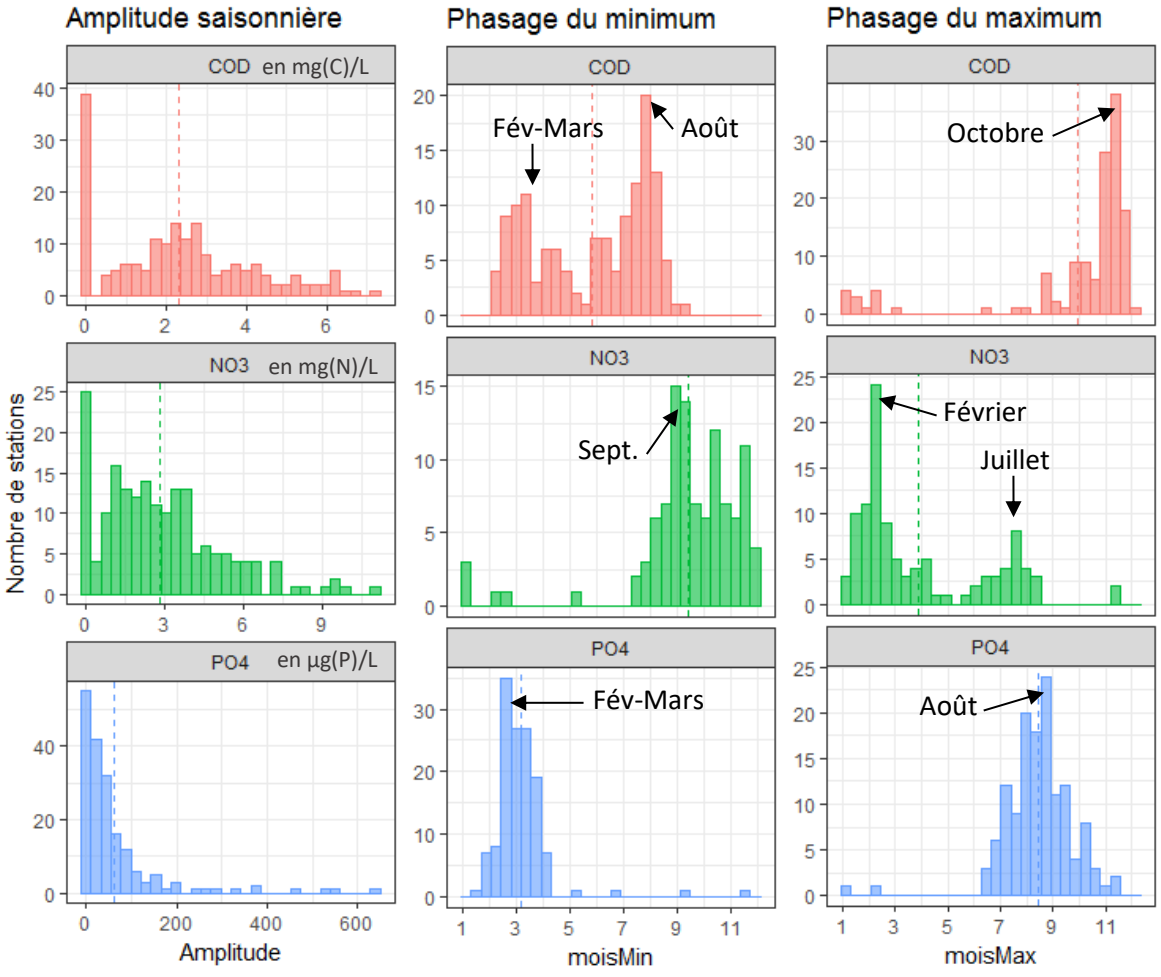


Figure 20 : Distributions statistiques des amplitudes saisonnières, des phasages maximums et minimums, pour les paramètres COD, NO_3^- et PO_4^{3-} respectivement.
Les amplitudes non calculées par le modèle GAM ont été remplacées par des valeurs nulles ; les phasages inférieurs aux seuils suivants ne sont pas représentés sur les histogrammes : COD<1mg/L, NO_3^-<2 mg(N)/L et PO4<10 µg(P)/L.

La dynamique saisonnière du **PO_4^{3-}** est plus stable au sein des bassins versants étudiés comparée à celles de NO_3^- et COD qui peuvent être rattachées à 2 types. Ainsi, pour PO_4^{3-}, il n'y a qu'un seul type de saisonnalité, mise à part 2 bassins particuliers (pic maximum en Janvier-Février). Les *MaxPhase* sont très nettement dominants en été (mi-Août ± 1.4 mois en écart-type) et les minimums en fin d'hiver (Mars ± 1.2 mois) (cf. Figure 19 et Figure 20).

La répartition spatiale de l'indice d'amplitude annuelle est montrée en Figure 21. Les gammes de variation des amplitudes sont de 3.1 ± 2.2 mg(N)/L pour le NO_3^-, de 3,0 ± 1,7 mg/L pour le COD, de 68,8 ± 101,4 µg(P)/L pour le PO_4^{3-} et de 21,7 ± 33,2 µg(P)/L pour le PP. Pour le PO_4^{3-}, la distribution des amplitudes est organisée différemment : la majorité des amplitudes sont très faibles (50% < 36,9 µg(P)/L) et quelques-unes très élevées (10% > 154,17 µg(P)/L).

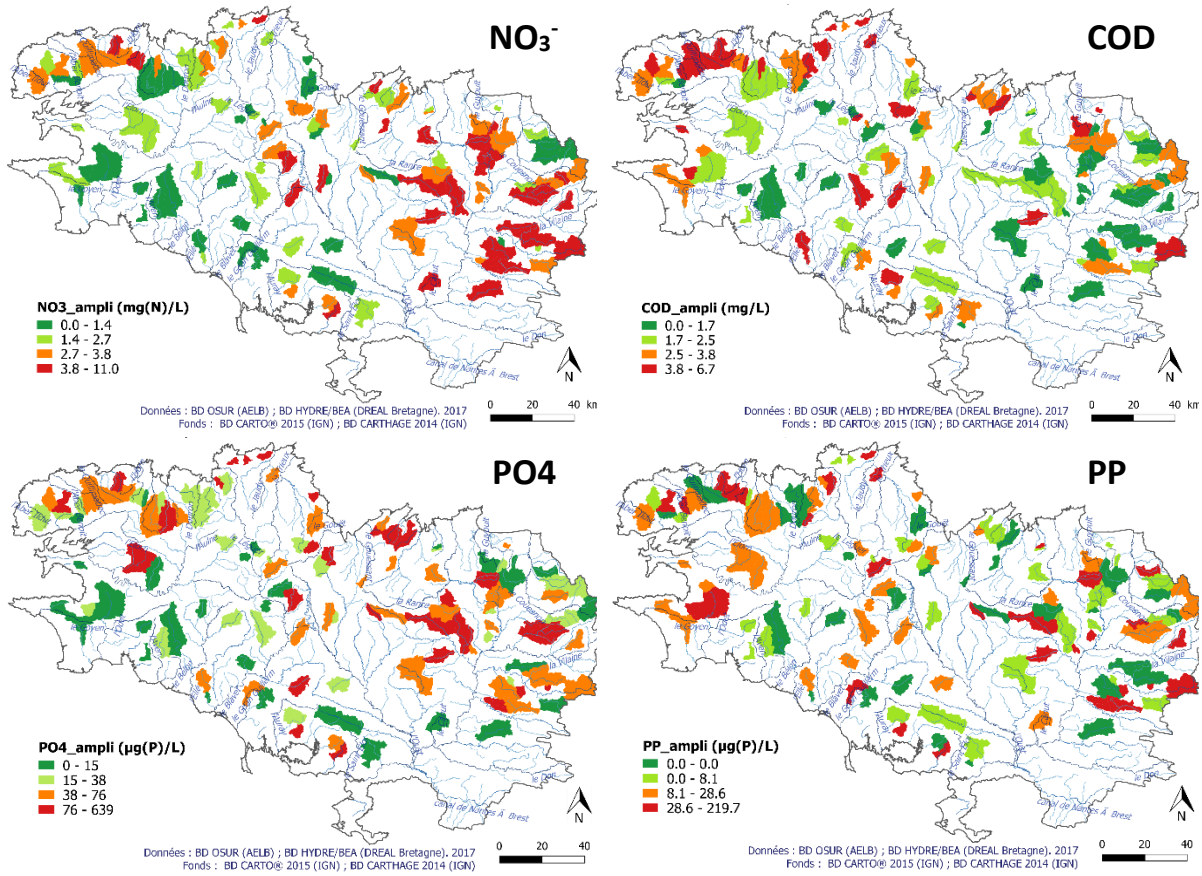


Figure 21 : Répartition spatiale des amplitudes saisonnières des concentrations NO3, COD, PO_4^{3-} et PP, sur les 185 bassins versants amont étudiés.

Concernant le paramètre NO_3^-, les amplitudes saisonnières sont globalement plus fortes à l'Est qu'à l'Ouest, avec les plus fortes valeurs (4 à 11 mg(N)/L) sur le bassin de la Vilaine mais aussi sur les petits bassins versants du Bas Léon (Nord Finistère) et de l'Oust amont.

Quant au COD, leurs variations d'amplitude saisonnière se distinguent davantage entre les bassins côtiers qui ont des grandes variations (2,5 à 6,7 mg/L, telles que sur la côte Nord du Finistère) et les bassins situés à l'intérieur des terres qui ont de faibles variations (<2,5 mg/L, tels que sur la Vilaine). Sur les bassins versants amont de la Vilaine, on retrouve une opposition entre des grandes amplitudes de NO_3^- (>3,8 mg(N)/L) et de faibles amplitudes de COD (<1,7 mg/L).

Pour le phosphore, les variations d'amplitude saisonnière n'ont pas exactement la même organisation spatiale pour les paramètres PO_4^{3-} et PP. Pour PO_4^{3-} les fortes amplitudes supérieures à 76 µg(P)/L sont localisées sur des bassins côtiers du Nord de la Bretagne (bassins versants côtiers du Bloscon, Trieux et de la Rance), sur les bassins versants amont de la Vilaine et aussi quelques bassins dispersés sur le reste de la Bretagne. Les plus faibles amplitudes saisonnières s'observent sur les bassins côtiers de la pointe du Raz au Blavet, un affluent du Sud de l'Oust et sur le Couesnon, avec des valeurs inférieures à 15 µg(P)/L. Pour le PP, on note une différence sur la tête de bassin de l'Odet (Finistère) où l'amplitude saisonnière est faible en PO_4^{3-} et très élevée en PP. Sur la Vilaine, il y a un nombre de bassins versants plus faible qui ont des amplitudes saisonnières de PP très élevées.

4.3.3. Deux types de cyclicité saisonnière de NO_3 et COD et une opposition saisonnière N-C

On peut donc classifier les bassins selon leur saisonnalité pour les concentrations en NO_3^- et COD à la fois. Cette classification est réalisée sur la base des métriques de *MaxPhase* pour le NO_3^- et *MinPhase* pour le COD (Figure 20) : ces deux types de saisonnalité NO_3-COD se distinguent également du point de vue des métriques SI comme le montre la Figure 19.

1. Un premier type de bassins versants pour lesquels le MaxPhase de NO_3^- a lieu entre Octobre et Mai (courbes rouges de la Figure 19, cf. aussi Figure 20), en période de hautes eaux, de manière synchrone avec le maximum du débit et, en général, avec le MinPhase de COD. Leur SI est positif pour NO_3^- (0,29±0,17 en moyenne) et plutôt négatif ou nul pour COD (-0,04±0,09 en moyenne). Ce type « CQ synchronous » représente 63% des bassins présentant une saisonnalité, localisés plutôt à l'intérieur du territoire, et de tailles assez élevées (55,15±31,57 km² en moyenne). Les fluctuations saisonnières sont très marquées sur ces bassins (3,91±1,74 mN/L pour $N\text{-}NO_3^-$ et 2,53+-1,13 mg/l pour COD), les C50 plutôt faibles.

2. Le second type défini par un MaxPhase de NO_3^- et MinPhase de COD entre Mai et Septembre (courbes vert clair de la Figure 19, voir aussi Figure 20 et Figure 22), en période de basses eaux, donc déphasé par rapport au maximum de débit. Pour la majorité des bassins versants, ces concentrations maximales de NO_3^- et minimum de COD ont lieu 1 à 2 mois avant le minimum de débit, et juste après le débit annuel maximum. On nomme ce 2nd type de bassins versants « CQ non synchrones ». Ce 2nd type, représente 37% des bassins présentant une saisonnalité et se caractérise par un SI négatif ou nul pour NO_3^- (-0,06±0,06 en moyenne) et positif pour COD (0,17±0,09 en moyenne). Ces bassins sont plutôt proches du littoral et de petite taille (36,44±22,75 km² en moyenne). Les fluctuations saisonnières des bassins « asynchrones » sont moins marquées que sur le 1er type de saisonnalité (2.20+-1.08 pour $N\text{-}NO_3^-$ et 3.75+-1.49 pour COD), leur C50 sont plutôt forts.

Bien sûr, entre ces deux types, il existe quelques bassins au comportement plus ou moins intermédiaire. Certains présentent un plateau de concentration maximales en NO_3^- et/ou minimales en COD de l'hiver jusqu'à l'été, d'autres présentent 2 maximum de NO_3^- ou 2 minimum de COD : l'un synchronisé avec le débit maximum et l'autre plutôt en basses eaux. D'autres bassins ont aussi un maximum de NO_3^- synchrone avec le débit mais un minimum de COD déphasé (en retard) par rapport au maximum de débit (19 stations).

Ces deux archétypes sont organisés spatialement : le premier combine les bassins situés sur le littoral de la Bretagne et sur des plus petits bassins (5 à 70 km² et moyenne de 30 km²), et ceux du 2e type sont davantage situés à l'intérieur de terres et sur des plus grands bassins versants (1 à 130 km² et moyenne de 50 km²).

Nous avons vu précédemment qu'il y avait une anti-corrélation, en termes de distribution spatiale, entre les concentrations de NO_3^- et COD. Cette anti-corrélation est aussi observée sur la saisonnalité. L'opposition saisonnière N-C est visible :

- Entre les pics des minimums de COD et maximums de NO_3^- de chaque bassin.
- Entre les indices SI de NO_3^- et COD (cf. Figure 22).

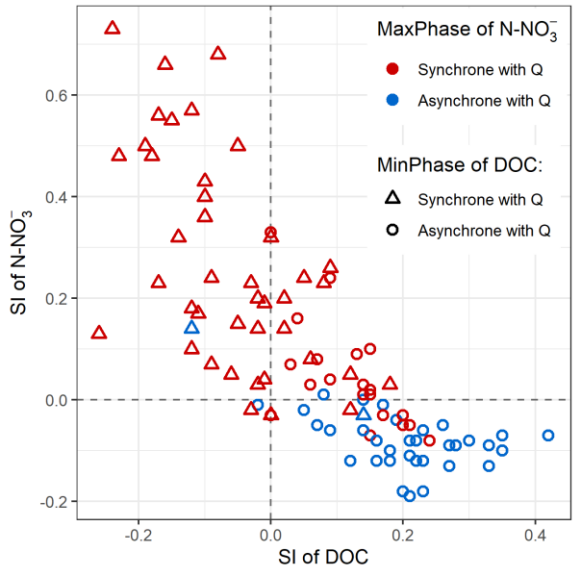


Figure 22 : Relation entre le SI_{COD} et SI_{NO3} (n=98). Les classes de couleur et forme correspondent à types de saisonnalité basé sur les métriques des phaseMax de NO3 and phaseMin de COD respectivement. Le point de coupure dépend si le phasage a lieu avant le 1er Mai (synchrone à Q) ou après (asynchrone à Q).

Un troisième type ou plutôt sous-type de bassins versants a aussi été observé sur lequel il y a **deux pics de maximas de NO_3^-** dans l'année qui sont significatifs, l'un en hiver (vers Février) et l'autre en été (juillet-Août), et avec des amplitudes saisonnières du COD qui semblent moins marquées que dans les deux autres configurations.

4.3.4. Un unique type de cyclicité saisonnière de PO_4^{3-}

La dynamique saisonnière du **PO_4^{3-}** est plus uniforme au sein des bassins versants étudiés, comparée à celles de NO_3^- et COD. Il n'y a qu'un seul type de saisonnalité pour le PO_4^{3-}, mise à part 2 bassins particuliers (pic maximum en Janvier-Février). Les *MaxPhase* sont très nettement dominants en été (mi-Août ± 1,4 mois en écart-type) et les minimums en fin d'hiver (Mars ± 1,2 mois) (cf. Figure 19 et Figure 20).

4.4. Variabilité régionale des flux C, N et P, limites et propositions

4.4.1. Distribution régionale du flux de matière

Sur les bassins versants amont étudiés, les moyennes régionales des flux sont de 48 kg/ha/an pour le COD, 56 kg N-NO_3^-/ha/an pour l'azote sous forme nitrate, 0,39 kg/ha/an pour P-PO_4^{3-} 4 et 0,95 kg/ha/an pour Ptot et 76 kg/ha/an pour les MES. Cependant, il y a une grande disparité entre les flux des têtes de bassin de Bretagne (cf. Tableau 7).

Ces ordres de grandeurs sont similaires mais un peu supérieurs à ceux d'autres études régionales. Sur la période 2007-2011, les analyses menées dans le projet Trans-P (Legeay *et al.*, 2015) ont estimé les flux interannuels moyens à 0,13 kg/ha/an pour P dissous et 0,37 pour P total. Sur la période 2007-2017, la moyenne des flux spécifiques annuels calculés sur les stations qualité couplées à une station débit est de 29 kg N-NO3/ha/an (Observatoire de l'Environnement Bretagne).

Tableau 7 : Distribution des valeurs des moyennes interannuelles de flux de matière sur les bassins versants amont, calculés sur la période 2010-2014.

	Flux COD (kgC/ha/an)	**Flux N-NO_3^- (kgN/ha/an)**	**Flux P-PO_4^{3-} (kgP/ha/an)**	**Flux Ptot (kgP/ha/an)**	**MES (kg/ha/an)**
Méthode	M5	M5	IRC-SRC	IRC-SRC	IRC-SRC
Min	1,3	1,20	0,01	0,01	2,42
Max	243	354	3,92	7,21	335
Médiane	31,88	21	0,18	0,40	43
Moyenne	51,35	56	0,39	0,95	76
Nombre couples moyen	13	18	13	14	11
Facteur Max/Min	186	294	690	626	139
Nombre stations	86	90	88	90	72

Les représentations cartographiques des flux spécifiques de COD, NO_3^-, PO_4^{3-} et MES exportés par les bassins de tête de réseau hydrographique (Figure 23) montrent une certaine similitude dans la distribution spatiale : un gradient est-ouest apparaît avec les flux les plus forts à l'ouest et les plus faibles à l'est. Le projet Trans-P avait observé ce lien entre les flux de Ptot et PO_4^{3-} sur quelques bassins (l'Aber Wrac'h et l'Aber Benoit), mais ici nous élargissons le résultat aux éléments N et C et un plus grand jeu de données. Nos cartes montrent que certaines têtes de bassin sont déjà très contributives à ces échelles situées près de la côte ouest de la Bretagne (l'Odet, l'Elorn). Par contre, deux têtes de bassin proches peuvent présenter des flux très différents et il convient alors que les actions de remédiation doivent avoir lieu à l'échelle du bassin et avec un maillage spatial des stations de suivi resserré.

La distribution spatiale des flux est cohérente avec celles des indices de réactivité hydrologique des bassins et de la pluviométrie, et concernant le P bien cohérente avec les résultats Trans-P, qui n'avait pas focalisé explicitement sur les têtes de bassin versant.

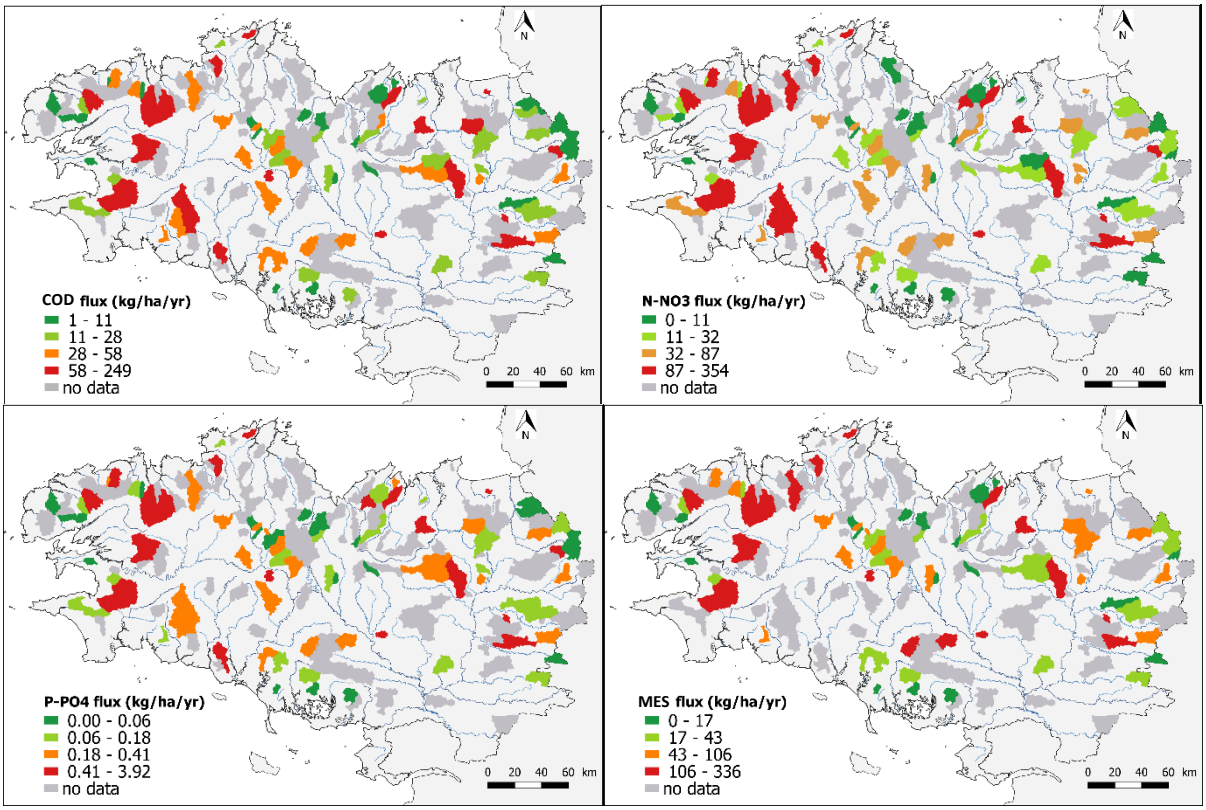


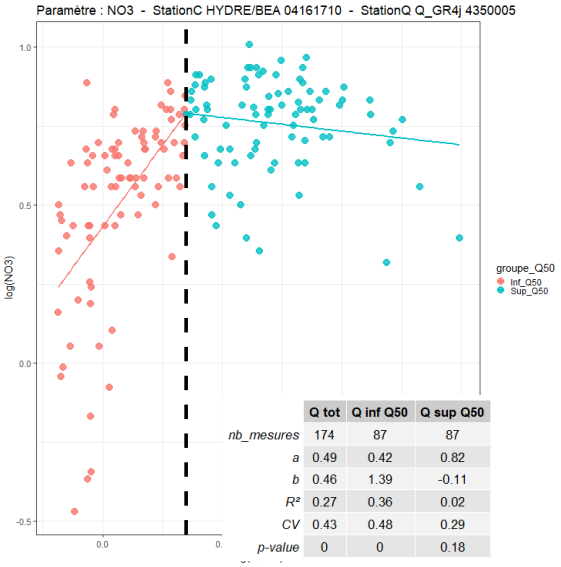
Figure 23 : Distribution spatiale des flux annuels moyens (2010-2014) de COD, NO_3^-, PO_4^{3-} et MES des cours d'eau amont.

4.4.2. Illustration des calculs de flux et leurs incertitudes

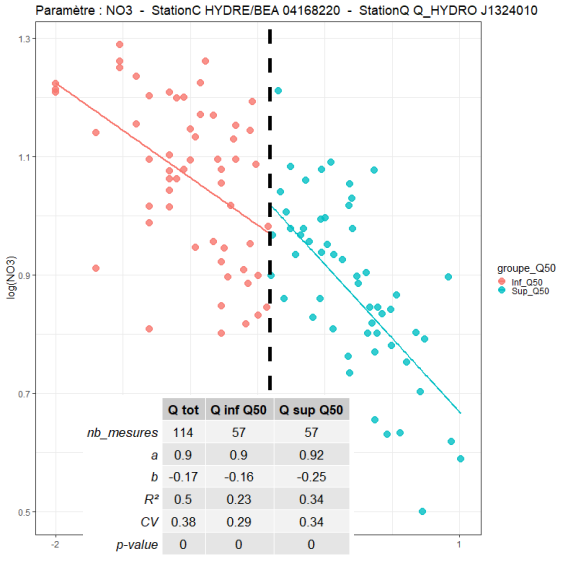
Les droites de régression sur les données C-Q, représentées de façon logarithmique, ont été déterminées pour chaque période hydrologique (basses eaux pour Q < Q50 et hautes eaux pour Q>Q50). (Figure 24). Une certaine dispersion des points est observée autour des droites de régression, ce qui montre que le débit journalier correspondant au jour de prélèvement n'est pas la seule variable explicative. Il est possible, notamment pour ces petits bassins versants, que des phénomènes d'entrainement ou dilutions infra-journaliers soient visibles. Or, avec un suivi mensuel dans le meilleur des cas, il est difficile d'avoir des estimations fiables des flux exportés, notamment pour les éléments associés aux matières en suspension, comme nous pouvons le visualiser à travers les différences entre deux méthodes de calcul des flux : « concentration moyenne pondérée par les débits –méthode M5 » et « régression segmentée ». Les différences sont d'autant plus importantes qu'il s'agisse du Ptot, PO_4^{3-} et MES.

Les écarts relatifs des flux estimés par les deux méthodes (Flux Régression-FluxM5/fluxM5) peuvent dépasser 50% pour les MES et oscillent entre 11±27 % pour NO_3^- (moy. ± σ), 7±17 % pour COD, -7±17 % pour PO_4^{3-}, et -4±22 % pour Ptot (cf Annexe 5, Figure A5-2). Nous avons privilégié la méthode M5 pour NO_3^- et COD (faibles écarts relatifs et qui a l'avantage d'être encadrée par une incertitude), et les deux méthodes de régression pour P et MES pour mieux tenir compte de l'hydrologie de chaque jour.

a) Bassin versant le Couesnon, Le Général Bassin versant de Gouessant

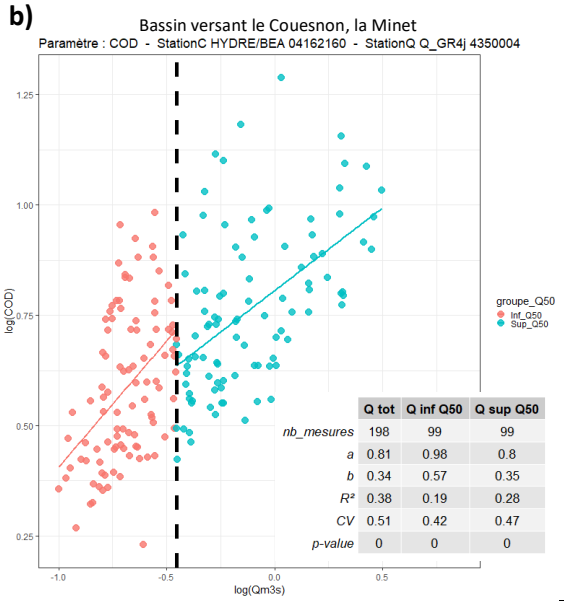


	Q tot	Q inf Q50	Q sup Q50
nb_mesures	174	87	87
a	0.49	0.42	0.82
b	0.46	1.39	-0.11
R^2	0.27	0.36	0.02
CV	0.43	0.48	0.29
p-value	0	0	0.18

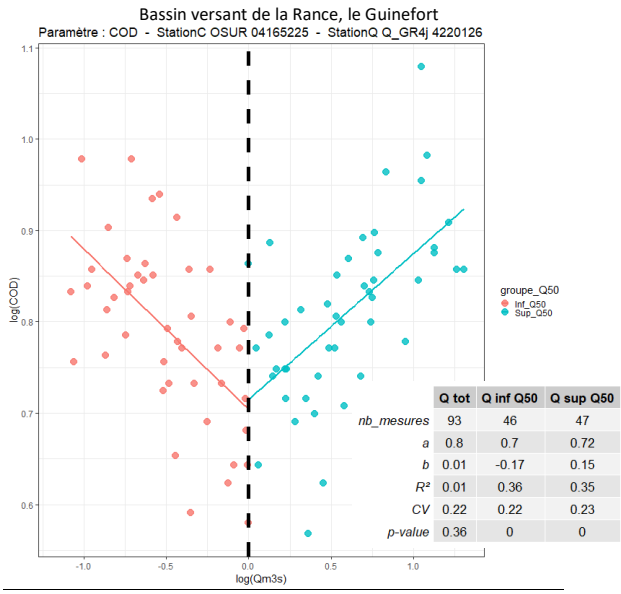


	Q tot	Q inf Q50	Q sup Q50
nb_mesures	114	57	57
a	0.9	0.9	0.92
b	-0.17	-0.16	-0.25
R^2	0.5	0.23	0.34
CV	0.38	0.29	0.34
p-value	0	0	0

b)

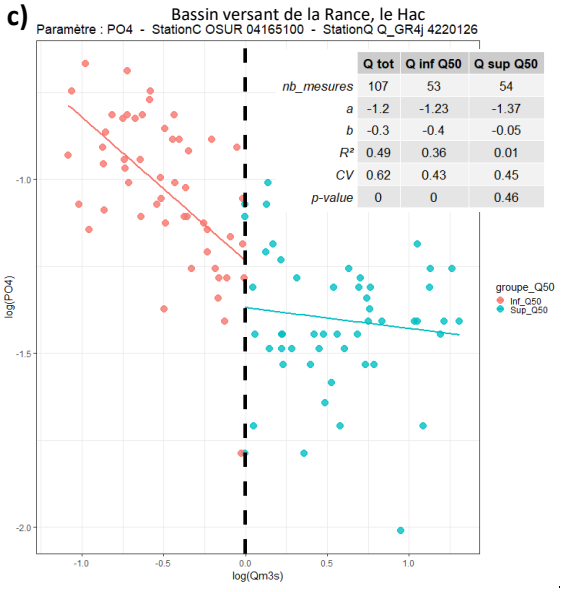


	Q tot	Q inf Q50	Q sup Q50
nb_mesures	198	99	99
a	0.81	0.98	0.8
b	0.34	0.57	0.35
R^2	0.38	0.19	0.28
CV	0.51	0.42	0.47
p-value	0	0	0

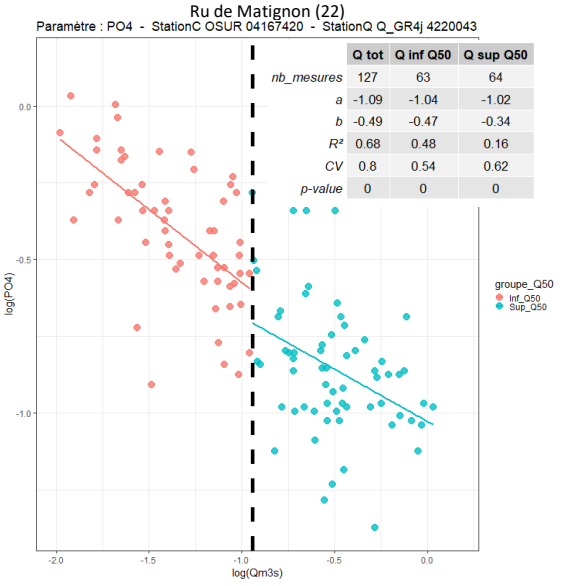


	Q tot	Q inf Q50	Q sup Q50
nb_mesures	93	46	47
a	0.8	0.7	0.72
b	0.01	-0.17	0.15
R^2	0.01	0.36	0.35
CV	0.22	0.22	0.23
p-value	0.36	0	0

c)



	Q tot	Q inf Q50	Q sup Q50
nb_mesures	107	53	54
a	-1.2	-1.23	-1.37
b	-0.3	-0.4	-0.05
R^2	0.49	0.36	0.01
CV	0.62	0.43	0.45
p-value	0	0	0.46



	Q tot	Q inf Q50	Q sup Q50
nb_mesures	127	63	64
a	-1.09	-1.04	-1.02
b	-0.49	-0.47	-0.34
R^2	0.68	0.48	0.16
CV	0.8	0.54	0.62
p-value	0	0	0

d)

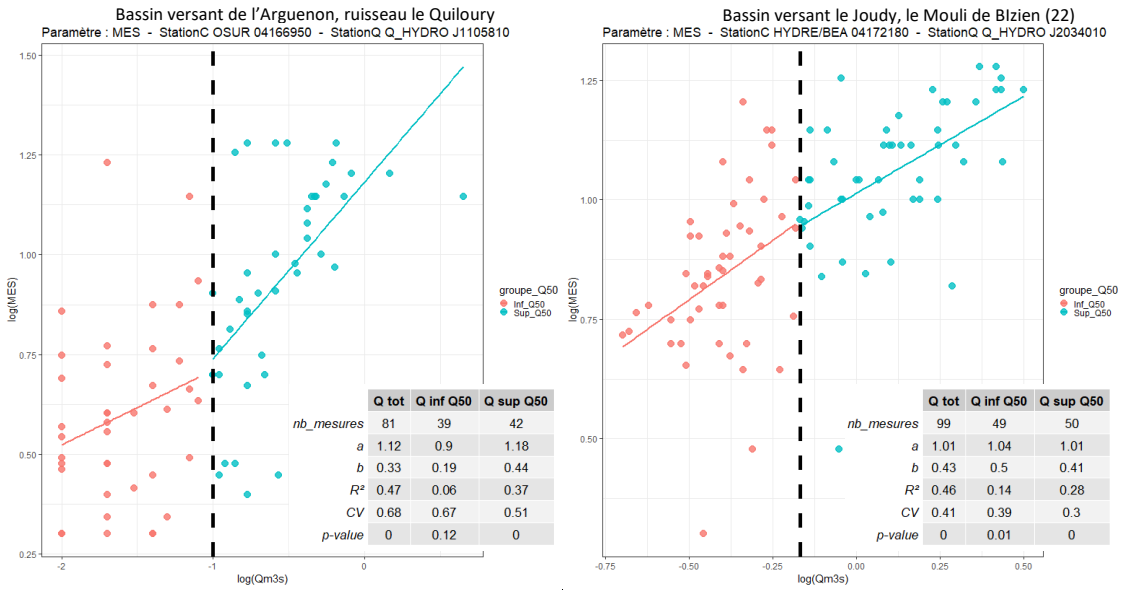


Figure 24 : Exemples de graphiques logC-logQ issus de nos jeux de données sur bassins amont, pour a) NO_3^-, b) COD, c) PO_4^{3-} et d) MES.

Distribution régionale des incertitudes associées aux flux de matière

Les moyennes interannuelles de flux de matière que nous étudions ont été corrigées par des biais qui varient entre -12 et 1% sur le COD (moyenne de -5%) et entre -14 et 4% sur le NO_3^- (moyenne -2%). Les imprécisions prédites sur les flux corrigés varient en moyenne entre +17% et -13% sur le COD et +11% et -8% sur le NO_3^-. Nous ne pouvons pas estimer d'incertitudes sur les 3 autres éléments PO_4^{3-}, Ptot et MES, de par la méthode retenue, cependant celles-ci seront élevées au vu des R^2 des droites de régression relativement faibles.

Les incertitudes associées aux flux interannuels moyens sont récapitulées en Tableau 8. Elles s'avèrent, en accord avec la littérature, avec des valeurs plus élevées sur les flux de phosphore et de MES que le COD et NO_3^-.

Les incertitudes sont plus élevées pour les éléments dont les concentrations augmentent avec les crues (b50sup relativement élevé, tel que pour le phosphore pour certains bassins versants). Inversement, elle est plus faible si la concentration diminue (est diluée) pendant les crues, comme généralement pour les nitrates. Et comme attendu, les calculs des flux sont impactés par la fréquence annuelle des mesures de concentration : plus la fréquence des couples C/Q est faible (<12/an), plus l'incertitude sur l'estimation du flux est élevée. Le tableau suivant montre les incertitudes plus élevés pour les flux de Phosphore et MES.

Tableau 8 : Statistiques générales des incertitudes associées aux flux selon la méthode M5 pour chaque paramètre.(d'après l'abaque proposé par Moatar et al, 2013).

		COD	NO_3^-	PO_4^{3-}	Ptot	MES
		%	%	%	%	%
Incertitude	Max	± 24,5	± 22,5	± 62	± 49	± 58
	Médiane	± 15,5	± 9,5	± 13	± 17	± 22
	Moyenne	± 15,5	± 12,5	± 13	± 16	± 17
	Min	± 6,5	± 1	± 2	± 1	± 11
Nombre de flux calculés		86	90	88	90	72

4.4.3. Types d'exports et importance de la variabilité des flux par élément

Les régimes d'exports dominants sont chemodynamiques pour P total, PO_4^{3-} et MES, moins pour COD et pour NO_3^- (Figure 25), ce qui confirme la différence de pertinence de la méthode de calcul de flux pour les 2 groupes d'éléments. La mobilisation est claire pour les éléments NO_3^-, COD et MES, le comportement est plus dispersé pour le Phosphore. Globalement, les signes des coefficients de pente b sont cohérents avec les comportements dominants observés par (Tableau 2 de Moatar *et al.*, 2017) qui ont analysé les relations concentration-débit de 293 stations, couvrant notamment la Bretagne mais aussi d'autres régions du territoire national. Par exemple, pour les régressions sur les valeurs de débits supérieurs au débit médian (b50sup), ils obtiennent une valeur positive (>0,2) pour 82% des cas avec le COD, 93% des cas avec les MES, et 53% des cas avec le Ptot ; et une valeur nulle pour 62% des cas avec le NO_3^- et 58% des cas avec le PO_4^{3-} ce qui est cohérent avec les valeurs moyennes que nous obtenons.

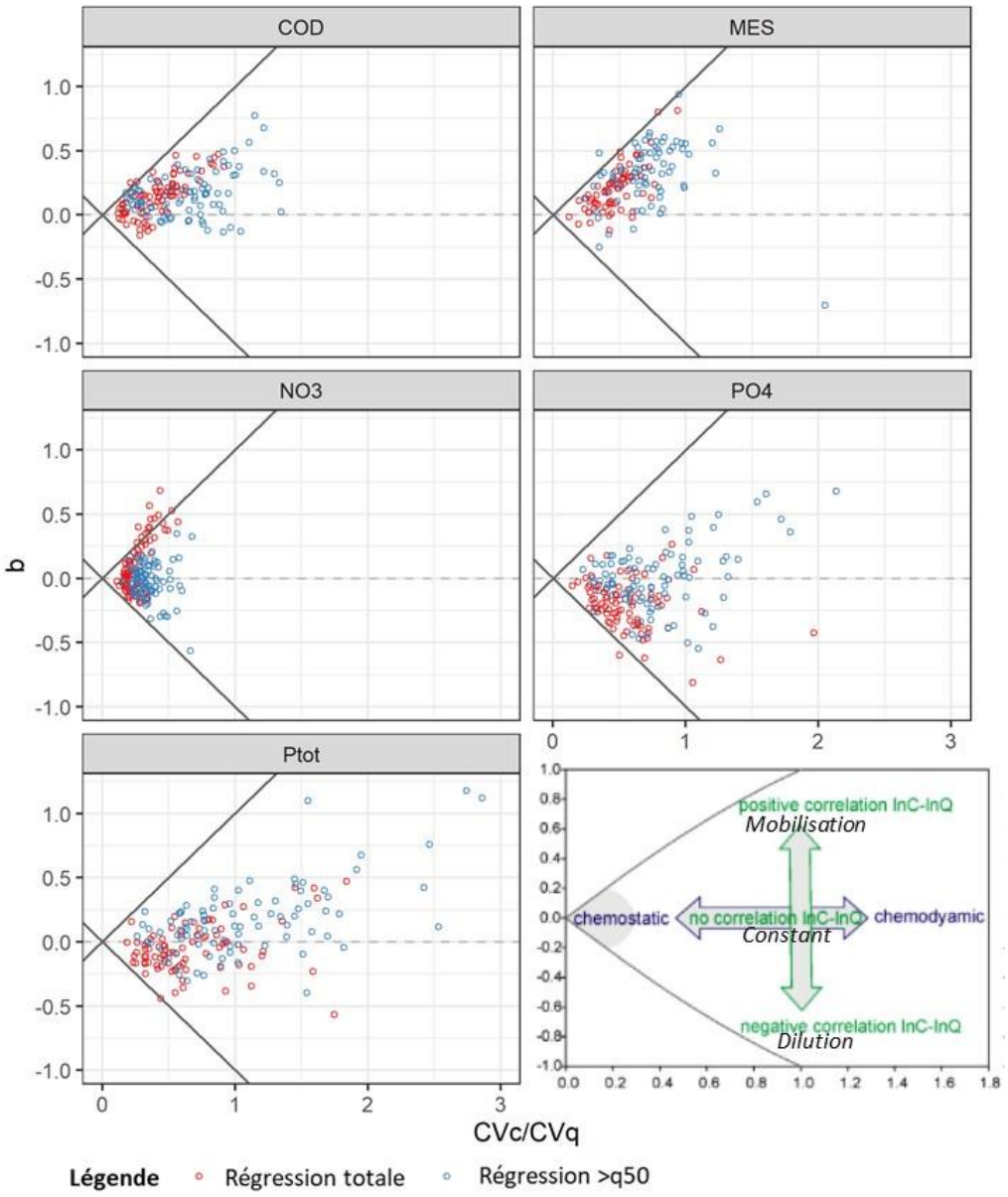


Figure 25 : Graphiques sur la relation entre la pente b et le CVc/CVq pour chaque bassin versant amont et variable hydrochimique, et pour chaque paramètre COD, NO_3^-, PO_4^{3-}, Ptot et MES. Le dernier graphique est le schéma conceptuel pour interpréter ces figures (source : d'après Mussolff et al, 2015).

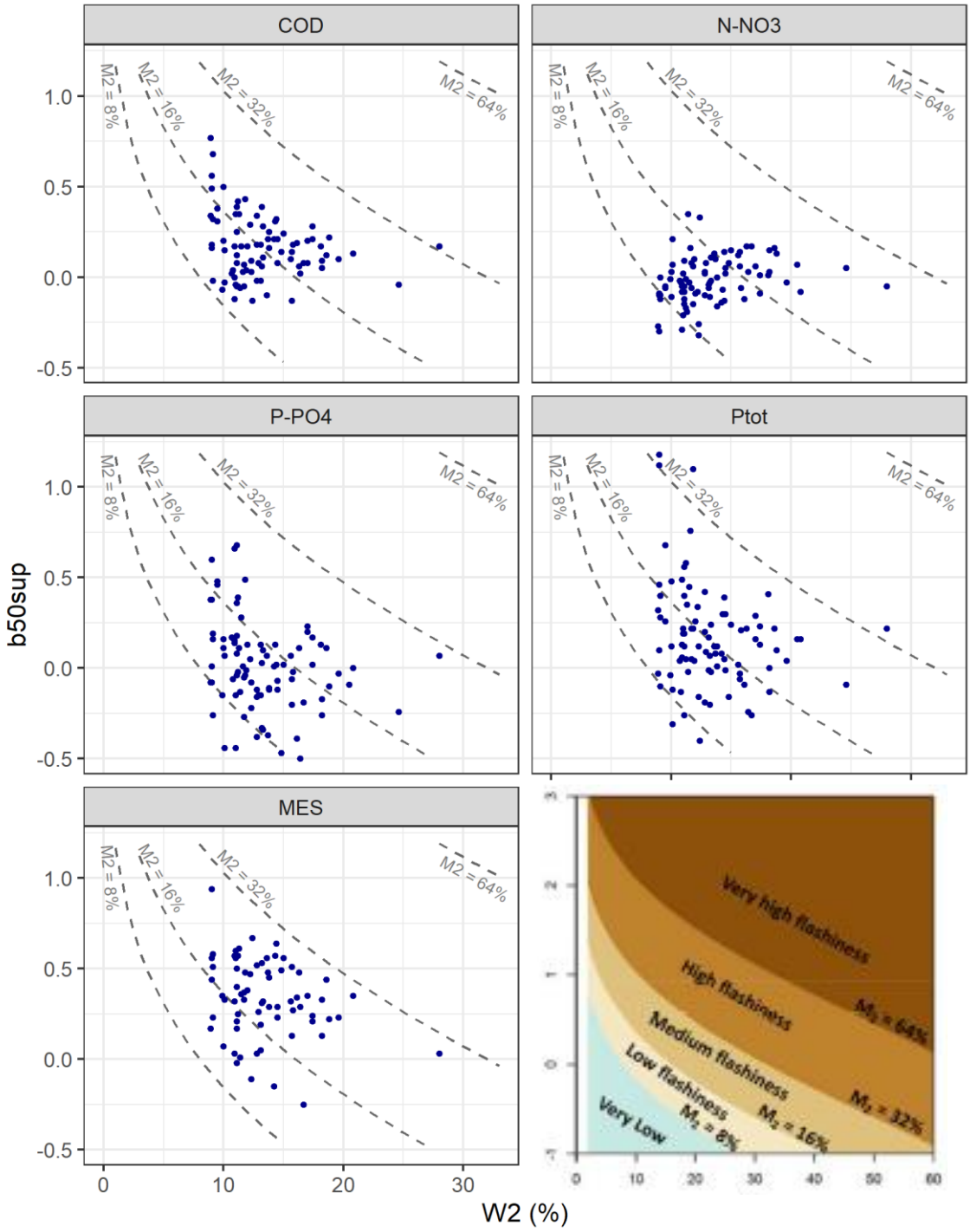


Figure 26 : Diagramme de variabilité des flux d'eau et de matière en fonction de la pente des relations logC-logQ Le 6e graphique caractérise l'importance du régime d'exportation des flux (« load flashiness ») (source : Moatar et al., 2020).

D'après la Figure 26, les exports d'azote des bassins versants sont considérés comme faiblement variables pour la plupart des bassins versants, tandis que les exports de carbone et phosphore sont faiblement ou moyennement variables. Les flux de MES sont ceux les plus variables ; cependant comparativement à d'autres régions françaises, ils restent dans la classe de variabilité moyenne. La fréquence des suivis de ces éléments devrait être adaptée à la variabilité des flux.

4.4.4. Propositions de fréquences de suivis

La Figure 27 permet de déterminer une fréquence optimale de suivi pour caractériser un flux annuel par la méthode M5 avec une précision de ±10% en fonction de la variabilité hydrologique des bassins (W2) et de l'indicateur b50sup qui caractérise le régime d'export des éléments (Figure 26 et Figure 27).

On remarque que pour arriver à mieux quantifier les flux annuels de nutriments, carbone et MES, un suivi ciblé devrait être mis en place en fonction des éléments et des bassins versants. Pour le suivi de certains bassins versants en nitrate et carbone, une fréquence mensuelle ou bi-mensuelle est suffisante. Pour quelques bassins versants, le suivi bi-hebdomadaire peut être utile. De la même façon, le phosphore dans la majorité des bassins versants devrait être suivi de façon bi-hebdomadaire, voire en journalier. Cependant, la fréquence de ces suivis réguliers pourrait diminuer si d'autres stratégies d'échantillonnage pourraient être employées (par exemple, ajout d'un turbidimètre, analyse cible lors des crues …).

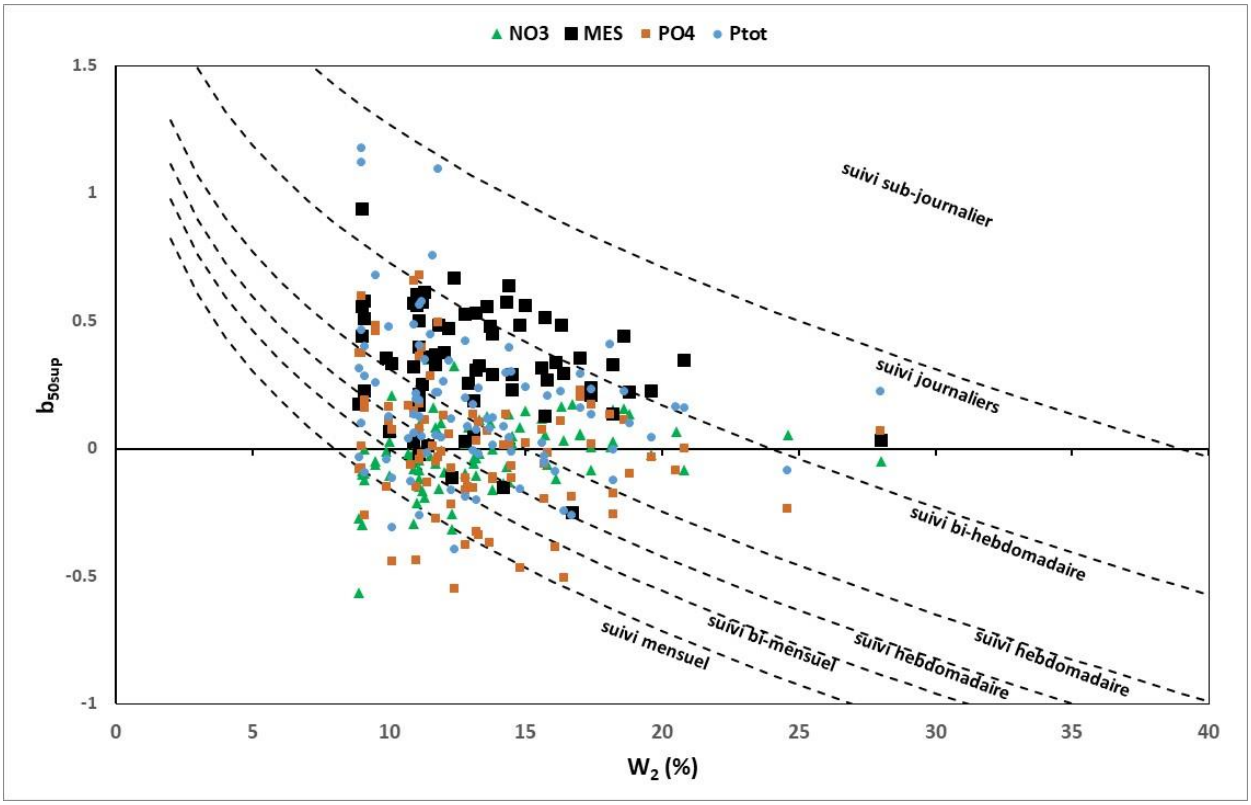


Figure 27 : Diagramme pour l'optimisation des fréquences de suivi pour atteindre un flux annuel avec une précision de ±10% en fonction de la variabilité hydrologique (W2) et du régime d'export des éléments (b50sup) (source : Moatar et al, 2020)

4.5. Facteurs de contrôle des variations régionales et saisonniers des indices de qualité d'eau C-N-P, par une approche des corrélations

Le Tableau 9 fournit les coefficients de corrélation sur les rangs de Spearman (r_s) entre les indices de qualité d'eau (C50, Amplitude et SI) et les 26 variables caractérisant les bassins versants. Les schémas de la Figure 29 synthétisent les facteurs de contrôle les plus explicatifs des médianes de concentration de COD, NO_3^- et PO_4^{3-}. Les nuages de points des corrélations, ainsi que les liens entre les indicateurs et les variables spatiales sont visibles en Annexe 10 et Annexe 9.

- Pour la médiane de COD, les corrélations sont significatives ($p < 0,05$) avec 15 variables. Les corrélations les plus fortes sont avec l'indice topographique (r_s =+0,54), puis négativement avec le QMNA (-0,52) ainsi que les autres indices de réactivité hydrologique.
- Pour la médiane de NO_3^-, 12 variables sont reliées significativement, en particulier avec les sources diffuses agricoles (r=+0,68 pour le % de cultures d'été, +0,48 pour le surplus de N et +0.49 pour le surplus du P), l'érosion des sols (-0,48) et la réactivité hydrologique à travers les métriques du base flow index (+0,54) et du W2 (-0,49).
- Pour la médiane du PO_4^{3-}, les corrélations sont significatives sur plus de variables (n=18) mais avec des corrélations un peu plus faibles. Les corrélations les plus fortes sont avec : le stock de P du sol (r_s =-0,40), le climat et l'hydrologique du bassin versant (pluie efficace -0,43 ; QSP -0,39 ; QMNA -0,34), la topographie (+0,39), la densité du réseau hydrographique (-0,30), l'érosion des sols (+0,24), puis moins fortement avec les pressions domestiques et agricoles (% d'urbain +0,23 et surplus de P +0,20).

Les caractéristiques de bassin versant les mieux corrélées aux saisonnalités de COD et NO_3^- (avec les métriques SI et amplitude) sont les métriques sur les propriétés hydrodynamiques des bassins (Figure 28 et Tableau 9) puis les pressions agricoles dans un second plan. Les saisonnalités du type « Q synchrones » pour NO_3^- max et COD min, (SI_{NO3} positif et SI_{COD} négatif), sont associées à des bassins versants à hydrologie peu réactive (un fort BFI et faible W2), une faible proportion de cultures d'été et une sensibilité à l'érosion, situés davantage sur schiste (r =-0,69 pour le BFI, -0,47 pour cultures d'été et +0,21 pour cultures d'hiver, -0,31 pour granite, +0,25 pour l'indice topographique et -0,20 pour le dénivelé). Inversement les saisonnalités où le max_{NO3} et min_{COD} sont déphasées par rapport au débit (SI_{NO3} négatif et SI_{COD} positif) sont associées à des bassins avec une hydrologie très réactive (BFI et QMNA forts avec des r_{COD} =+0,64 et +0,41), présentant un W2 faible (-0,61), un % de culture d'été (+0,54) et de cultures d'hiver médians, de fortes proportions de zones humides (+0,31).

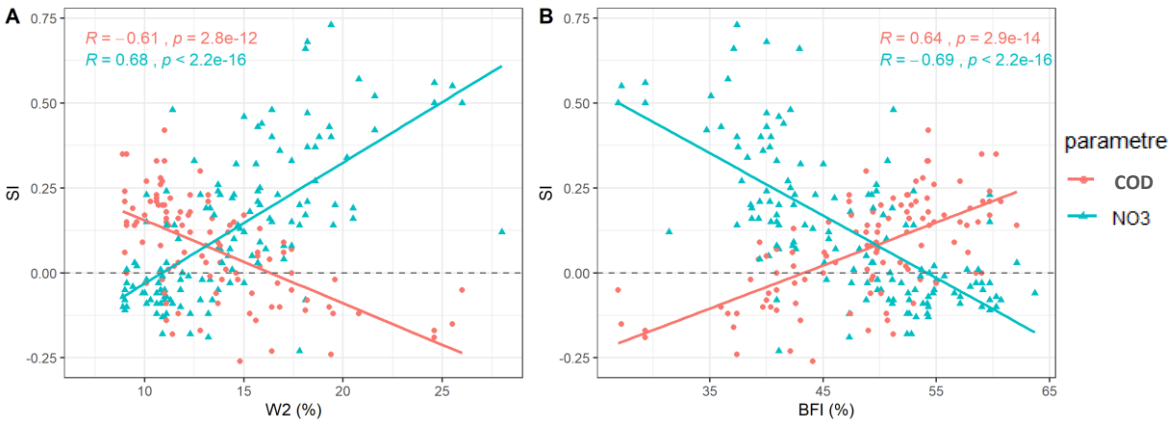


Figure 28 : Relation entre le SI et les descripteurs de la réactivité hydrologique d'un bassin versant : (A) avec W2 et (B) avec le BFI (n=124 bassins versants).

En comparaison aux corrélations avec les SI de NO_3^- et COD, les corrélations avec le SI du PO_4^{3-} sont moins fortement corrélées aux descripteurs de bassin versant, car la variabilité saisonnière est très faible entre les bassins versants. Les bassins versants avec les plus fortes amplitudes de concentration en PO_4^{3-} sont associés à des QMNA et QSP faibles, W2 élevés (forte réactivité hydrologique) et des pluies effectives faibles, un stock de P du sol faible (-0,32).

Tableau 9 : Synthèse des corrélations sur les rangs (Spearman) entre les indices de qualité d'eau et les métriques géographiques/hydrologiques.
Seulement les corrélations significatives sont répertoriées (p-value≤0.05) et en gras pour les corrélations ≥ |0.4|.

		COD				N-NO3				P-PO_4^{3-}			
Métriques géographie/hydrologie		C50	ampli	SI	Flux	C50	ampli	SI	Flux	C50	ampli	SI	Flux
Topographie & réseau hydro	SURF_BV	-	-0,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	DENIV	**-0,46**	-0,18	-	-	-	-0,31	-0,20	-	-0,20	-	-	-
	DENS_rh	-	-	-	-	-	-0,22	-	-	-0,30	-0,27	0,19	-
	Topo_i	**0,54**	-	-	-	-	**0,41**	0,25	-	0,39	0,25	-	-
	IDPR	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,21	-0,19	-	-
Géologie	MP_GranitG	-	-	0,21	-	-	**-0,43**	-0,31	-	-0,26	-0,24	-	-
	MP_SchisteM	-	-0,21	-0,37	-	-0,16	0,25	0,22	-	-	-	-	-
	MP_Autre	-	0,32	0,35	-	0,28	-	-	-	0,28	0,16	-	0,27
sol	EROSION	-0,36	0,24	-	-	**0,48**	0,16	-0,26	-	0,24	0,17	-	-
	STOCK_CO	-0,27	-0,21	-	-	-	-0,29	-	-	-0,20	-0,19	-	-
	STOCK_P	**-0,44**	-	-	-	-	**-0,51**	-0,34	-	**-0,40**	-0,32	-	-
Occupation des sols	CULT_ETE	-0,30	0,28	**0,54**	-	**0,68**	-	**-0,47**	-	-	-	0,29	-
	CULT_HIV	0,19	-	-0,20	-	-	**0,48**	0,21	-	0,17	-	-0,18	-
	FOERT	-	-0,17	-0,30	-	-0,37	**-0,47**	-	-	-0,29	-0,19	-	-
	PRAIRIE	-	-	-	-	-0,30	-	0,26	-	-	-	-	-
	URBAIN	-	-	-	-	-	-	-	-	0,23	-	-	-
	ZHP	0,16	-	0,31	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sources diffuses et ponctuelles	SURPLUS_N	-0,21	0,20	-	-	0,39	-	-	-	-	-	0,29	-
	SURPLUS_P	-0,24	0,33	-	-0,22	**0,49**	-	-0,32	-	0,20	-0,19	-	-
	N_REJETS	-	-0,17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P_REJETS	-	-0,16	-	-	-	-	-	0,21	-	-	-	0,21
Hydrologie et climat	QSP	**-0,49**	0,19	-	-	0,16	**-0,58**	**-0,42**	0,22	-0,39	-0,31	0,21	-
	QMNA	**-0,52**	0,25	**0,41**	-	**0,42**	**-0,54**	**-0,56**	-	-0,34	-0,32	0,35	-
	BFI	**-0,41**	-0,27	**0,64**	-	**0,54**	**-0,52**	**-0,69**	-	-0,20	-0,23	0,32	-
	W2	**0,43**	-	**-0,61**	-	**-0,49**	**0,54**	**0,68**	-	0,20	0,20	-0,26	-
	Precipitation	**-0,50**	-	-	-	-	**-0,60**	-0,39	-	**-0,43**	-0,33	0,18	-

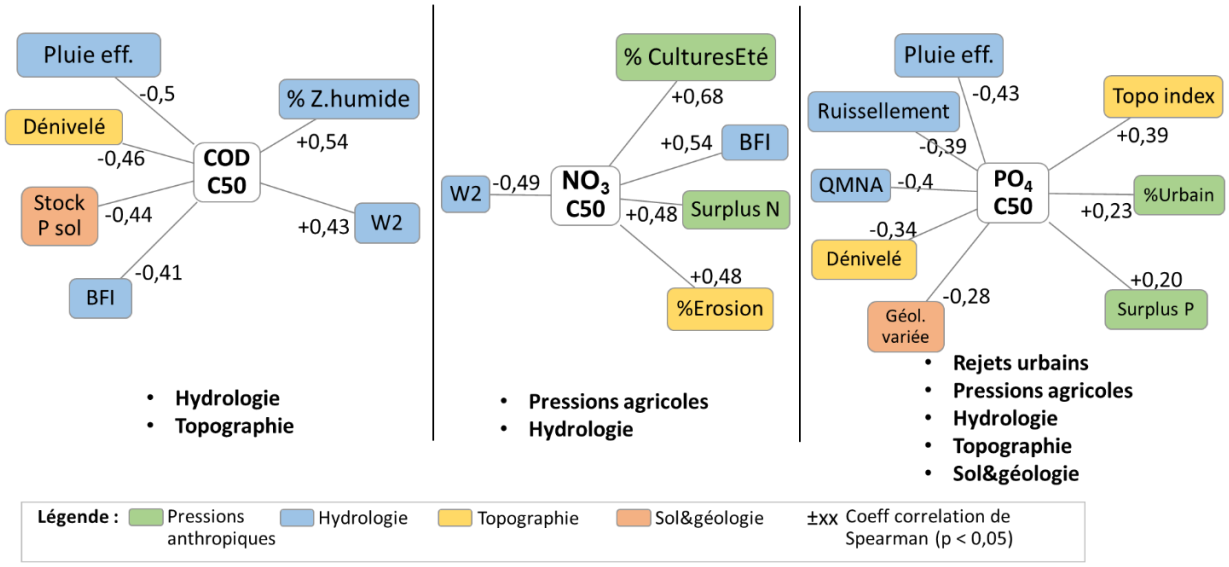


Figure 29 : Synthèse des facteurs de contrôle des C50 de COD, NO_3^- et PO_4^{3-} sur les bassins versants amont.

Les corrélations entre flux et caractéristiques de bassin ne sont pas significatives (Tableau 9), contrairement à celles avec les concentrations. Ce résultat pourrait s'expliquer par l'incertitude du calcul de flux qui est relativement forte et liée à la fréquence d'échantillonnage des données qualité. Cependant, la relation entre le flux annuel moyen de matière et la lame d'eau écoulée par le cours d'eau est très présente (Figure 30). **Ainsi, le flux de matière est principalement contrôlé par le flux d'eau sur le bassin**. Les autres variables qui ressortent de l'analyse sont difficiles à interpréter :

- Surplus N et P pour le flux de COD
- QSP et sources ponctuelles pour le flux de NO_3^-
- Géologie divers, indices topo (dénivelé et pente moyenne) et source ponctuel de P, pour les flux de PO_4^{3-} et Ptot.

Les flux de matière varient aussi selon la surface drainée par le bassin (Figure 31). La variabilité du flux diminue vers l'aval, mais cette observation serait à confirmer sur une plus grande gamme de tailles de bassin versant.
Il n'y pas de liens qui apparaissent entre les indices de concentration et de flux globalement. Cependant pour les PO_4^{3-} et Ptot, une tendance, bien que non significative, apparait sur la représentation logarithmique : plus la concentration médiane est élevée, plus le flux l'est aussi.

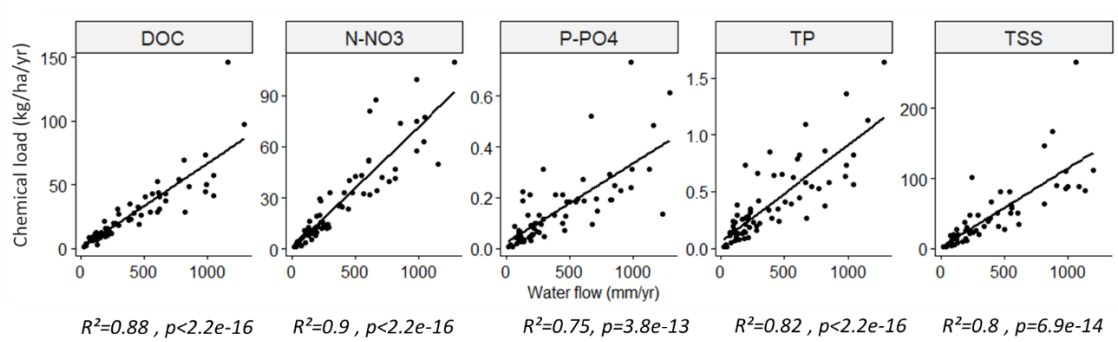


Figure 30 : Relation entre flux de matière et flux d'eau sur les bassins amont et par paramètre COD, NO_3^-, PO_4^{3-}, Ptot et MES.

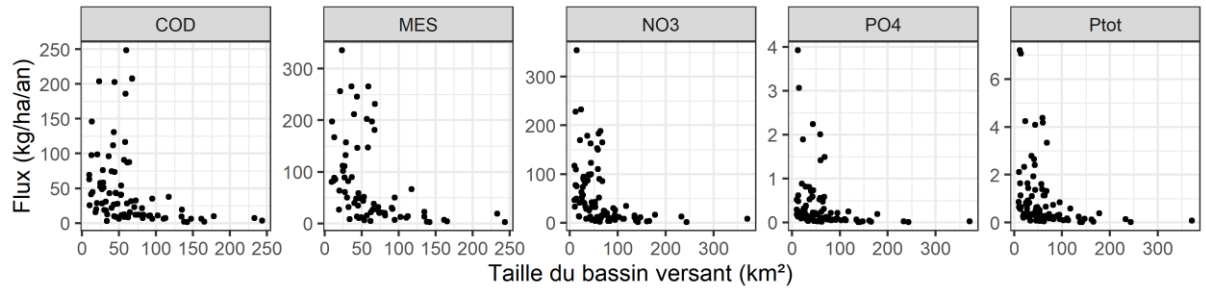


Figure 31 : Variation des flux moyen interannuel en fonction de la taille du bassin drainé.

4.6. Facteurs explicatifs communs aux indicateurs de N, C et P identifiés par l'analyse canonique

L'analyse canonique RDA, réalisée entre les 20 indicateurs de concentration (NO_3^-, COD, PO_4^{3-}, PP) et les 24 variables caractéristiques des bassins versants, a une variance expliquée de **54.68 %** (donc 45.32 % ne sont pas expliqués). Cette RDA identifie 14 variables explicatives avec une variance expliquée de 49.08 % et un R^2 ajusté de 43.77 %. L'ordre d'importance de ces variables explicatives est le suivant : QMNA, CULT_ETE, CULT_HIV, Topo_i, P_REJETS, W2, N_REJETS, STOCK_CO, PRAIRIE, MP_GranitG, MP_schisteM, URBAIN, EROSION et SURPLUS_N. La variable STOCK_P arrive en 15^e position. Ainsi, à partir des données sur les caractéristiques des bassins versants que nous avions pu utiliser, il ressort que les concentrations en N-C-P à l'échelle de la Bretagne s'expliquent par une conjoncture de facteurs de milieu et d'apports en nutriments du bassin versant (facteurs anthropiques) :

- Par le régime hydrologique en étiage (QMNA) et la variabilité hydrologique en crue (W2),
- Par les pressions agricoles (grandes cultures d'été et d'hiver),
- Par la présence de zones humides (Topo_i),
- Par les rejets ponctuels urbains/industriels en N et P,
- Enfin, par le type de substrat granitique ou schisteux, et le stock de Carbone organique du sol superficiel (STOCK_CO).

Plus globalement, par une procédure de partitionnement de la variance expliquée (donc sur les 54.68% expliqués) en fonction des différentes catégories de variables géographiques, nous avons observé que les variables qui expliquent le plus les concentrations des éléments N, C et P, sont dans l'ordre suivant (Figure 32) :

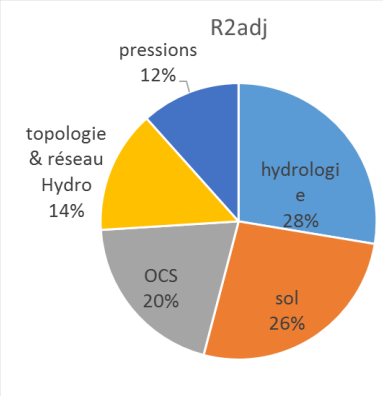


Figure 32 : Partitionnement de la variance expliquée des concentrations de COD-NO3-PO4-PP sur les 185 bassins amont.

- L'hydrologie (23.57%),
- Le sol (22.59%),
- L'occupation des sols (17.01%),
- La topographie et le réseau hydrographique (12.26%),
- Les pressions en nutriments (9.92%).

L'annexe 8 présente le résultat d'une étude similaire à cette étude de la sous-partie 4.5. Elle utilise une approche canonique pour identifier quels sont les facteurs de contrôle principaux des variabilités spatiales de N et C d'une part, puis de P et MES d'autre part. Les résultats sont similaires et cohérents avec ceux que nous avons obtenus par l'approche des corrélations sur les rangs de Spearman deux à deux, mais les représentations graphiques sont plus difficiles à appréhender et à analyser. Nous ne détaillons pas cette étude dans ce chapitre.

4.7. L'essentiel à retenir

Sur la variabilité régionale et saisonnière des concentrations et flux de COD, NO_3^- et PO_4^{3-} :

L'analyse de la variabilité spatiale conduite dans ce chapitre montre :

i) Pour les niveaux de concentration en N, C et P
- Sur les 185 bassins versants, les gammes de variations du C50 sont les suivantes : 6,56 ± 2,74 mg(N)/L pour NO_3^-, 5,5 ± 1,9 mg/L pour COD, 57 ± 51.5 µg(P)/L pour PO_4^{3-}, le PP de 52,6 ± 29,5 µg(P)/L et pour le Ptot de 115,7 ±80,5 µg(P)/L.
- Ces variabilités ont des distributions statistiques similaires pour COD et NO_3^-, mais différentes pour P, avec quelques valeurs supérieures d'un facteur 15 par rapport à la moyenne. Elles sont organisées spatialement : pour le NO_3^- un gradient plutôt Sud→Nord, pour COD un gradient marqué Ouest→Est, et pour le P une combinaison des deux gradients précédents.
- Les C90 varient de 1,9 à 19,2 mg(N)/L pour le NO_3^-, de 3,2 à 22,16 mg/L pour le COD et de 15 à 814,25 µg(P)/L pour le PO_4^{3-}. Plus de 85 % des stations ont des C90 supérieures au seuil « Moyen » des classes de la grille d'évaluation du SEQ-EAU v2. Pour le phosphore, cette proportion est plus faible (23 %).
- Les corrélations entre les métriques C10, C50 et C90 sont fortes, calculées par élément. L'analyse de la variabilité spatiale peut ainsi se fonder sur la métrique du niveau médian.
- Les concentrations de COD et de NO_3^- s'opposent dans l'espace et dans le temps, tandis que le P a une dynamique indépendante.

ii) Pour les flux de matière en N, C et P
- La variabilité régionale des flux reflète les variations de débit des cours d'eau : gradient est-ouest.
- Les incertitudes associées aux flux de matière (moyenne interannuelle sur 5 ans) sont de l'ordre de ±13-18% pour COD, 8-11% pour NO_3^-. Elles sont fonction des fréquences de suivi, pas de temps calcul et réactivité hydrologique et de type d'export des éléments chimiques. Pour le Ptot et le PO_4^{3-}, les incertitudes sont largement supérieures à 50%, mais l'étude ne permet pas de quantifier cette incertitude.
- **Pour une meilleure quantification des flux annuels de nutriments, carbone et MES, un suivi ciblé devrait être mis en place en fonction des éléments et des bassins versants**. Pour le suivi de certains bassins versants en nitrate et carbone, une fréquence mensuelle ou bi-mensuelle est suffisante. Pour quelques bassins versants, le suivi bi-hebdomadaire peut être utile. De la même façon, le phosphore dans la majorité des bassins versants devrait être suivi de façon bi-hebdomadaire, voire en journalier. Cependant, la fréquence de ces suivis réguliers pourrait diminuer si d'autres stratégies d'échantillonnage pourraient être employées (par exemple, ajout d'un turbidimètre, analyse cible lors des crues ...).

iii) Des variabilités saisonnières différentes entre les éléments N, C et P
- La présence d'un motif saisonnier est assez répandue pour les trois paramètres NO_3^-, COD et PO_4^{3-}. Il est présent sur au moins 73% des stations.

- Un nouvel indicateur quantitatif (le SI) a été utilisé pour décrire la cyclicité liée à la saisonnalité et pour réaliser une typologie des dynamiques saisonnière des concentrations.
- Un gradient des dynamiques saisonnières des concentrations de NO_3^- et COD est observé sur la Bretagne. Il est corrélé aux indices de réactivité hydrologique. Deux types ont été distingués : un type « synchrone au débit », un type « asynchrone au débit ». A contrario, la saisonnalité du PO_4^{3-} est unique et de type asynchrone au débit, où le pic du maximum a un retard de 2 mois par rapport au débit.

5. Typologie des bassins versants au regard de la qualité de l'eau

Ce chapitre présente les résultats obtenus d'une part, sur l'établissement de typologies des bassins versants au regard des indicateurs de concentration et d'autre part, sur l'identification des facteurs expliquant les variations spatiales d'un ensemble d'indicateurs de qualité d'eau (médianes et amplitudes saisonnières des éléments N, C et P). Les résultats du chapitre précèdent ont montré que les concentrations de COD et de NO_3^- s'opposent dans l'espace et dans le temps, tandis que le PO_4^{3-} a une dynamique indépendante. Ainsi, les typologies ont été l'objet de traitements statistiques séparés : l'une au regard de C et N et l'autre de P et MES. Nous appellerons par la suite des classes identifiées des « aqua-zones ».

5.1. Typologie au regard des concentrations de NO_3^- et COD

La typologie des bassins versants est réalisée par une CAH à partir des indicateurs de la médiane et de l'amplitude de NO_3^- et COD estimés sur 131 bassins versants. L'analyse identifie 5 classes (Figure 33) dont les caractéristiques sont étudiées en fonction des variables spatiales. Les effectifs par classe sont assez similaires entre les classes 3, 4 et 5 (n=15, 19 et 28respectivement), mais plus élevés sur les classes 1 et 2, avec 56 bassins dans la 1ère et 28 dans la seconde.

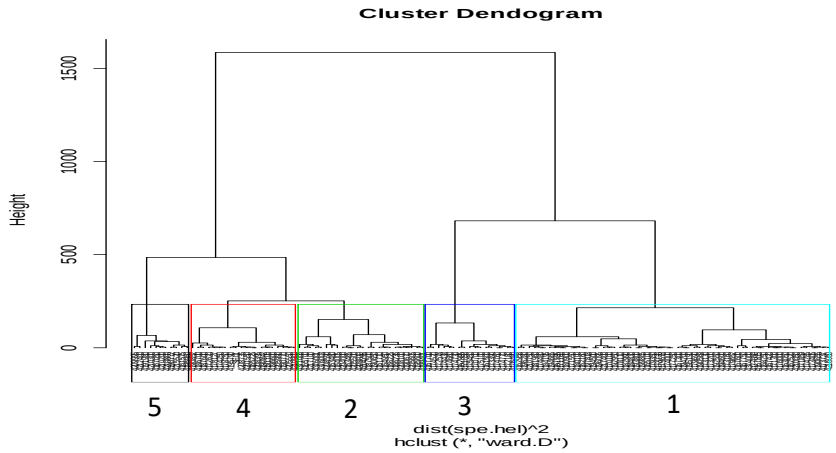


Figure 33 : Arbre de classification hiérarchique basé sur les 4 métriques de concentration des bassins amont (C50 et amplitudes de NO_3^- et COD) et partitionné en 5 classes.

La carte suivante (Figure 34) montre la localisation des bassins versants amont selon leur appartenance aux classes identifiées.

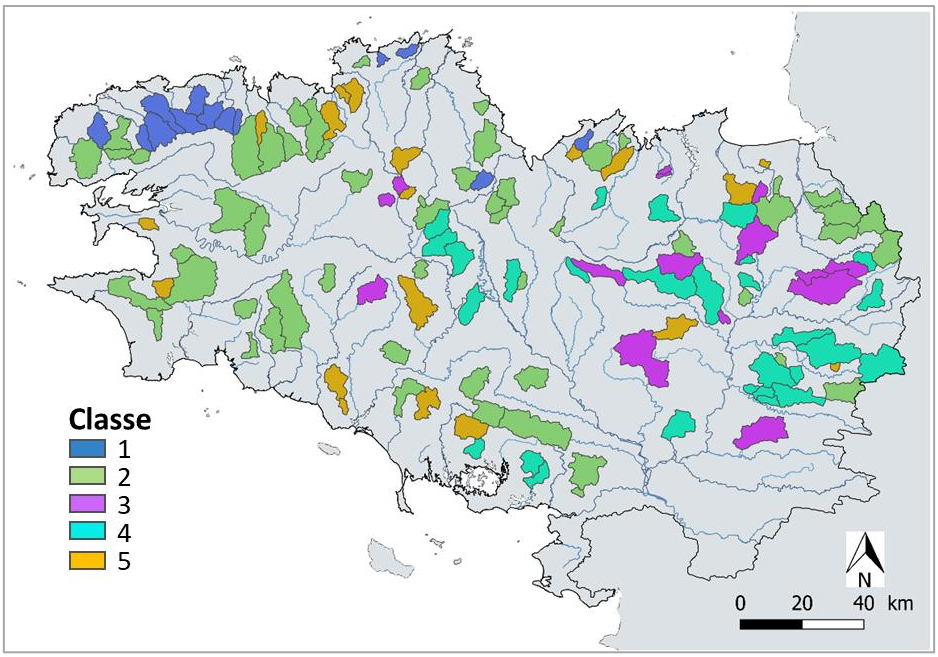


Figure 34 : Distribution spatiale des aqua-zones en NO_3^- et COD dans les bassins versants amont étudiés.

Pour caractériser les 5 classes de qualité d'eau, nous nous basons sur les représentations sous forme de boîtes à moustaches illustrées en Figure 35 et l'ensemble de graphiques représente les distributions des cinq aqua-zones (numérotés de 1 à 5) selon chaque variable et les caractéristiques des bassins versants. Le Tableau 10 synthétise les caractéristiques principales de ces 5 classes.

Tableau 10 : Synthèse de la description des 5 aqua-zones de COD et NO_3^-

Classes	Concentrations	Pressions agricoles	Réactivité hydro	Pressions urbaines
1	**N > C** Ampli C forte	haute	faible	faible
2	**N > C** Ampli N&C faibles	modéré	faible	faible
3	**N < C** Ampli N&C faibles	faible	haut	faible
4	**N=C** Ampli N faible	faible	Variable	Modéré
5	**N=C** Ampli N forte	Modéré	haut	haut

1- La classe 1 regroupe 13 bassins versants caractérisés par leur très fort niveau médian de concentration en NO_3^- (>10 mg/l) et de très fortes amplitudes saisonnières en COD (>4 mg/l, comme sur la classe 4). L'opposition entre les médianes de NO_3^- et COD est très marquée. Il s'agit de bassins versants très plats, granitiques, de relativement petite taille et surtout avec un aléa érosion des sols plus grand que sur les 4 autres classes (médiane >3%). La proportion de zones humides semble aussi importante. Ces bassins ont une hydrologie très tamponnée avec des valeurs élevées en pluie, Qsp, BFI et QMNA. Le W2 lui est faible. Il s'agit des **bassins versants de la côte Nord du Finistère** qui sont **les plus agricoles** et qui ont les plus forts surplus d'azote (>70

kg/ha/an) et de % de culture d'été (>40%). On notera aussi un contraste entre le % de cultures d'été (=principalement le maïs) et celui d'hiver qui est plus faible (<20%).

2- La classe 2 regroupe 56 bassins versants amont qui ont des concentrations médianes de NO_3^- dans la moyenne (médiane à 8 mg(N)/L), faibles en COD (75% des valeurs inférieures à 5 mg/l), et avec de faibles variations saisonnières en NO_3^- et dans la moyenne en COD. Il s'agit de bassins de tailles variées, avec des pentes assez fortes, des sols de nature variée et très peu de zones humides. Ces bassins ont des dynamiques hydrologiques peu marquées (WE faible) caractérisées par des transferts lents de sub-surface. Ces **bassins sont distribués sur l'ensemble de la Bretagne**.
3- La classe 3 regroupe les 15 bassins versants qui ont la plus grande opposition entre les niveaux médians de concentration en NO_3^- et de COD. Les NO_3^- ont les plus faibles valeurs (médiane <4 mg/l N-NO_3^-) et les COD les plus élevées (>8 mg/l). Il s'agit de bassins avec des surfaces très variables dont certaines > 150 km², relativement plats et avec une forte valeur pour l'indice topographique de Beven (médiane de 4,5). D'un point de vue de l'hydrologie, la réactivité hydrologique est très faible (W2 faible), comme pour la classe 2, et avec très peu d'apports des nappes. Les sols ont comme matériau parental un mélange schiste-granite (donc diversifié) et des stocks du CO variables et parfois très élevés (100 à 3200 g/kg). Il s'agit aussi de ceux qui ont le plus faible aléa érosion des sols. Ils semblent avoir les % d'agriculture les plus bas (~24%), associés à la plus grande proportion de surfaces forestières et de prairies (médiane de 50% et 26% respectivement), une proportion de zones humides relativement grande (médiane de 24%, un peu comme la classe 5). Il s'agit de bassins et qui se localisent sur **les plus grands bassins amont de la Vilaine.**
4- La classe 4 regroupe 19 bassins versants amont caractérisés par des concentrations médianes similaires à celles de la classe 2 (c-à-d dans la moyenne) mais avec des amplitudes saisonnières qui sont inversées : en NO_3^- faibles (< 3 mg/l) et en COD très élevées (> 4,5 mg/l). Il s'agit de bassins surtout granitiques, ce qui pourrait être la cause d'une densité du réseau hydrographique légèrement plus forte et d'une proportion de zones humides plus faible. On peut supposer que la connexion nappe/rivière est importante (mais légèrement moindre que pour la classe 5) puisque le BFI est grand (> 3,9%), des débits moyens spécifiques variables, un W2 autour de 2,5 %. En terme d'occupation du sol, les pressions potentielles d'origine agricole ne semblent pas excessives (% cultures hiver/été de l'ordre de 20-25 %). Il s'agit de **quelques bassins dispersés sur la Bretagne.**
5- La classe 5 regroupe 28 bassins versants qui ont des amplitudes saisonnières en NO_3^- très largement supérieures à ceux des 4 autres classes (médiane de 4.5mg/L de N-NO_3^-). Par contre les amplitudes pour le COD sont similaires à celles de la classe 1, et les C50 de N-NO_3^- plus faibles, ceux de COD plus forts. Ces bassins semblent avoir une réactivité hydrologique très marquée (pluie, Qsp et étiage faibles et W2 élevé) et se situent sur des socles schisteux (> 70%). Ils sont situés sur les bassins de la **Vilaine et du Blavet**.

Les classes 1 et 4 sont distribuées sur toute la Bretagne. Les autres sont plus localisées et une organisation spatiale des concentrations en N et C est visible.

Les bassins versants de chaque classe sont contrôlés par une conjonction de facteurs de milieux et de facteurs liées à l'activité humaine. Il semble que les classes 1 et 2 soient principalement liées à des facteurs naturels (nature du substrat, réactivité hydrologique) alors que la classe 1 est principalement liée à des facteurs anthropiques (surplus de N).

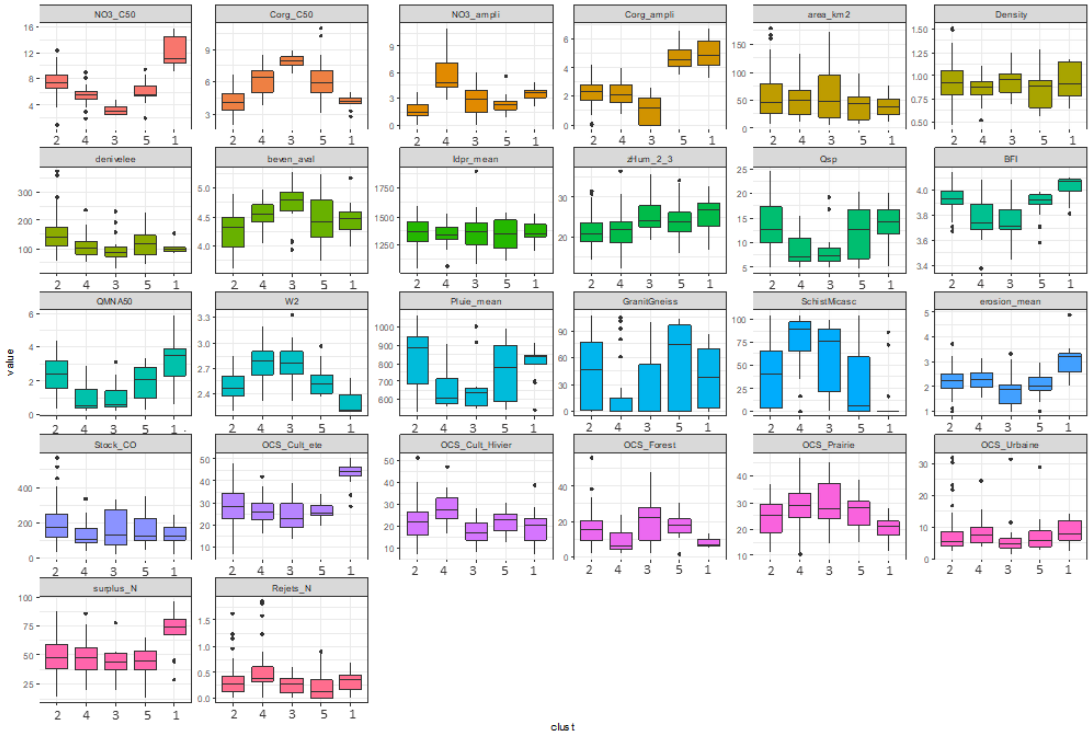


Figure 35 : Dispersion par classe d'aqua-zone des variables de concentration (C50_ NO3, C50_COD, ampli_NO3 et ampli_COD) et descripteurs de bassins.

5.2. Typologie au regard des concentrations de P et MES

De la même manière, une typologie des bassins versants a été réalisée par une CAH sur les indicateurs des concentrations de PO_4^{3-}, Ptot et MES (médianes et amplitudes annuelles). L'étude ne montrant pas de résultats marquants, nous nous limitons à présenter uniquement la distribution spatiale des 5 classes de qualité d'eau P-MES (Figure 36) et les représentations sous forme de boxplots (Figure 37). Ces classes apparaissent très moyennement structurées dans l'espace. L'**Annexe 11** présente l'étude complète et notamment la description des 5 classes obtenues.

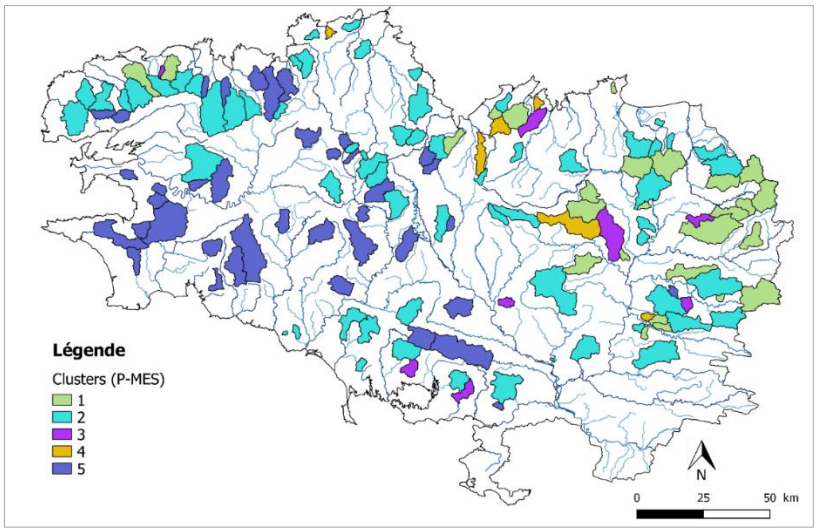


Figure 36 : Distribution spatiale des aqua-zones en Ptot, PO4 et MES dans les bassins versants amont étudiés.

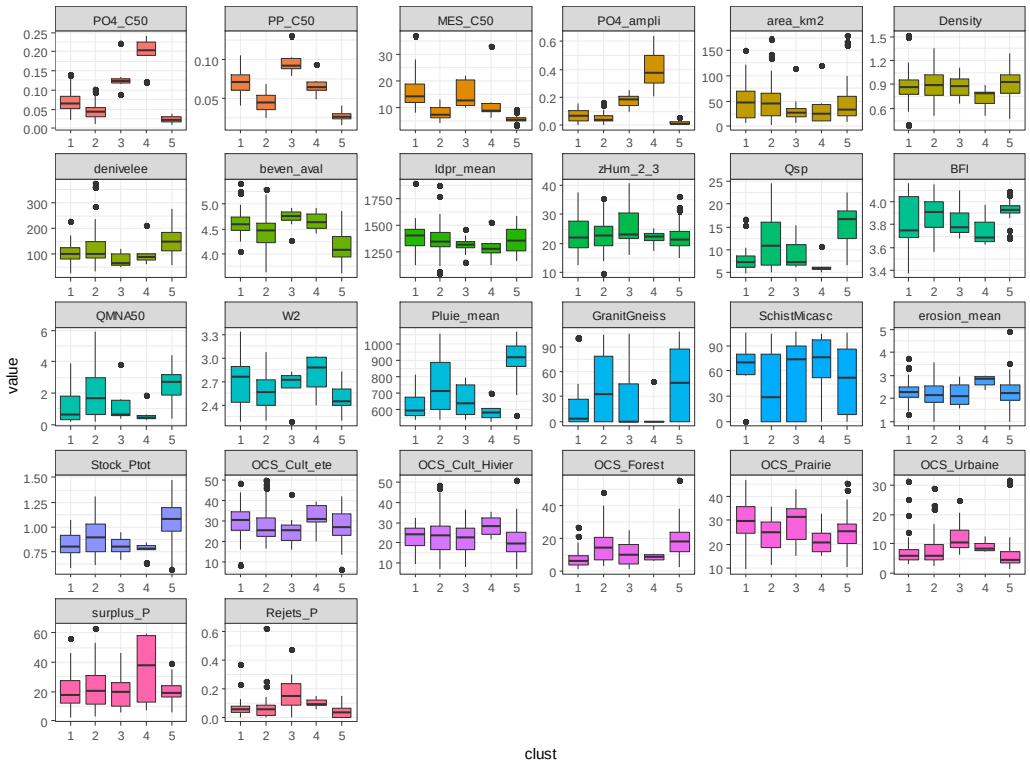


Figure 37 : Dispersion par classe d'aqua-zone des variables de concentration (C50_ PO4, C50_PP, ampli_PO4 et C50_MES) et descripteurs de bassins.

Les typologies testées sur les bassins versants amont au regard des 3 éléments C, N et P sont présentées en **Annexe 12**.

5.3. L'essentiel à retenir

Des typologies de bassins versants, au regard des indicateurs des concentrations de COD et NO_3^- d'une part, et de P et MES de l'autre part ont été faites, permettant de distinguer, pour chacune, 5 groupes de bassins selon leurs principales caractéristiques (pressions humaines, caractéristiques des milieux). Ces typologies sont faiblement structurées dans l'espace, et ne permettent donc pas de définir des territoires ayant des enjeux spécifiques. Chaque bassin a ses spécificités. Il semble donc difficile d'en tirer des conclusions opérationnelles.

La 1ère typologie, faite sur C et N, montre 2 classes qui s'opposent nettement : la première, caractérisée par les plus fortes pressions agricoles en N, des bassins granitiques, à forte pluviométrie annuelle et à hydrologie tamponnée, identifie les petits bassins côtiers du Nord du Finistère ; la seconde, caractérisée par des pressions agricoles plus faibles, avec davantage de forêts, prairies et zones humides, des bassins à haute réactivité hydrologie et des sols à fort stock de carbone, identifie les têtes du bassin versant de la Vilaine. L'opposition spatiale entre C et N est mise en avant dans cette typologie.
La 2nd typologie, faite à partir des concentrations en P et MES n'a pas identifié de territoires très distincts. Les très faibles variabilités interclasses des formes de P observées laissent penser que la prédominance des rejets ponctuels (urbains et industriels) ne permet pas de faire des liens avec les autres caractéristiques des bassins.
Ces deux typologies apparaissent assez indépendantes.

Quatre classes « d'aqua-zones » sont identifiées : 2 sur les oppositions N-C (fort N/faible C et faible N/fort C) et les 2 autres avec P faible ou fort. Dans l'objectif d'évaluer l'état des cours d'eau, une typologie en 8 classes, affectant à chaque bassin versant, une des 8 combinaisons possibles en fonction des médianes (C50) des trois paramètres a été tentée (c.-à-d. Cnp, CNp, CNP, cNp, cNP, cnP, cnp, CnP). Cette approche très intéressante dans le cadre de la problématique eutrophisation demanderait à être améliorée, pour évaluer la limitation des nutriments : quel(s) nutriment(s) (entre N et P) peut potentiellement limiter la production primaire dans les cours d'eau des bassins versants étudiés par rapport aux rivières ? Un tel objectif pourrait être atteint en adoptant la démarche adoptée par Jarvie *et al.*, 2018, appliquée sur les cours d'eau amont de Grande-Bretagne, et qui consiste à faire une évaluation ternaire de l'appauvrissement en N, en P et en C (basée sur le ratio de Redfield relative aux stoechiométries P:N:C).
D'autres typologies pourraient être réalisées. Par exemple, il serait intéressant d'arriver à distinguer à l'échelle régionale les cours d'eau dont la part de vulnérabilité « naturelle » du bassin versant est forte, et donc là où les pressions anthropiques (diffuses ou ponctuelles) par élément (C, N ou P) doivent particulièrement être faibles.

6. Bilan des flux de phosphore pour les plans d'eau 3B-1 de Bretagne

Dans le cadre de la disposition 3B-1 du SDAGE Loire-Bretagne 2016-2021, 22 plans d'eau prioritaires sont ciblés pour « réduire les apports et les transferts de phosphore diffus » à l'amont des retenues, c'est-à-dire sur les bassins versants tributaires aux plans d'eau. En effet, ces plans d'eau, particulièrement exposés au stockage de phosphore particulaire, sont sensibles à l'eutrophisation des eaux pouvant amener à des blooms algaux annuels. Notre étude se focalise sur les 11 plans d'eau situés en région Bretagne (Figure 38).

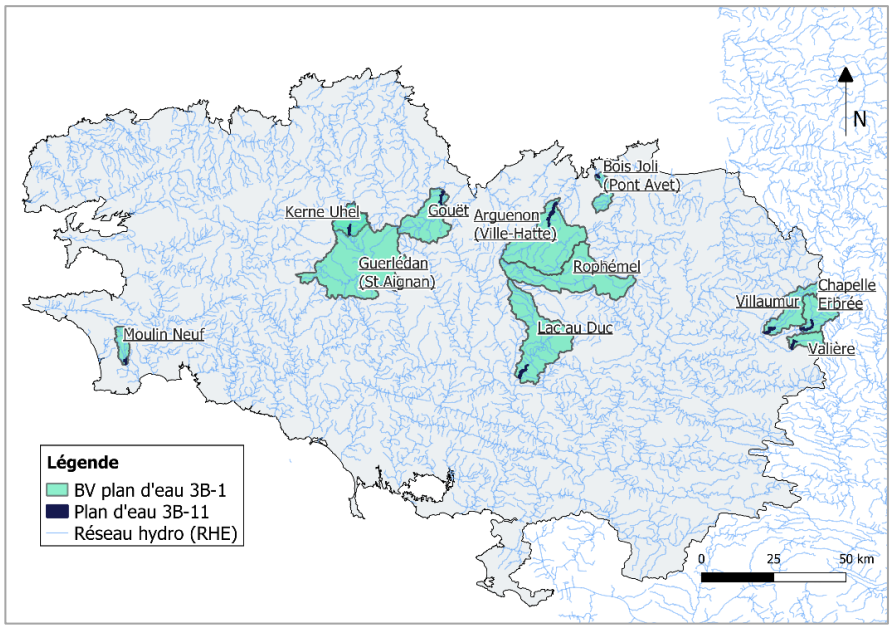


Figure 38 : Carte des 11 plans d'eau de Bretagne listés à la disposition 3B-1 du SDAGE 2016-2021 Loire-Bretagne.

L'étude dont les résultats sont présentés dans ce chapitre vise à répondre aux questions suivantes :

- Peut-on quantifier des flux de phosphore sur chaque entrée et sortie des 11 plans d'eau de Bretagne concernés par la disposition 3B-1 du SDAGE Loire-Bretagne, à partir des dispositifs de suivi existant sur les territoires ?
- Peut-on savoir si les plans d'eau sont des sources ou des puits de phosphore et quelles sont les ordres de grandeur de ces flux suivant les années ?

Ci-après, nous 1) présentons les caractéristiques des 11 plans d'eau 3B-1 et de leur bassin versant tributaire, 2) recensons les données des suivis de mesures physico-chimiques et hydrométriques aux entrées/sortie de ces plans d'eau, puis 3) estimons les flux de P entrants et sortants, avec une incertitude, pour les plans d'eau pour lesquels nous disposons de données de suivis (concentrations de phosphore total Ptot et/ou phosphore dissous PO4, débits).

6.1 Présentation des plans d'eau et de leur bassin versant

Les 11 plans d'eau situés en Bretagne associent des fonctions diverses : alimentation en eau potable, production d'énergie électrique (Rophémel et Guerlédan notamment), régulation de cours d'eau (soutien d'étiage, protection contre les inondations), développement touristique et irrigation des cultures.

Les principales caractéristiques des 11 retenues et de leur bassin versant tributaire sont présentées en Tableau 11. Selon la typologie des plans d'eau DCE nationaux[14], les 11 retenues sont classées dans les groupes A6a et A6b qui se définissent comme des retenues de basse altitude, peu profond (A6a) ou profond (A6b). La plus petite retenue est celle du Moulin Neuf (Pont l'Abbé) avec une superficie de 51,6 ha et une capacité de 51,5 millions de m^3. La plus grande retenue est celle de Guerlédan avec une superficie de 304 ha et un volume d'eau retenue de 304 millions de m^3. Les bassins d'alimentation de ces plans d'eau ont des surfaces allant de 51 km² (Moulin Neuf) à 676 km² (Guerlédan), avec un exutoire positionné sur des ordres de Strahler 4 et 5 ; ils drainent des territoires agricoles avec un recouvrement moyen de 46,2 % par les terres arables (source Corin Land Cover).

Tableau 11 : Caractéristiques morphométriques des 11 plans d'eau 3B-1 bretons et de leur bassin versant.

	Plan d'eau								BV amont		
Département	Code	Nom	Cours d'eau	Superficie (Ha)	Volume (Mm3)	Profondeur moyenne (m)	Temps séjour moyen (j)	Année mise en eau	Ordre Strahler	Aire (km²)	% terre arable
22	GOU22	**Gouët**	Fleuve le Gouët	81	7,9	9,88	47	1978	4	193	40
22	RKU22	**Kerné Uhel**	Fleuve l'Arguenon	74	2,4	2,99	22	1981	4	87	29
22	RVH22	**Arguenon (ou Ville-Hatte)**	Fleuve le Blavet	200	11,7	-	30-60	1973	5	388	56
22-35	PON22	**Bois Joli (ou Pont Avet)**	Fleuve Frémur de Lancieux	60,3	3,5	2,55	-	1993	4	54	54
22-35	ROP22	**Rophémel**	Fleuve la Rance	90	5	7,12	61	1937	4	374	55
22-56	RSA22	**Guerlédan (ou Saint Aignan)**	Fleuve le Blavet	304	51,2	4,14	73	1930	4	676	45
29	RMN2	**Moulin Neuf**	Rivière de Pont l'Abbé	51,6	1,35	5,93	22	1937	5	51	46
35	RCE35	**Chapelle Erbrée**	Fleuve la Vilaine	142	7,2	7,28	82	1982	5	123	38
35	RDV35	**Valière**	Rivière la Valière	97	5,7	3,91	17	1981	5	66	42
35	VIL35	**Villaumur (ou la Cantache)**	Rivière la Cantache	173,1	6,8	5,6	165	1978	4	139	44
56	DUC56	**Lac au Duc**	Rivière l'Yvel	212	5	2,36	23	1000	4	366	59

Sources : pôle base de données AFB/Irstea d'Aix-en-Provence, SAGE respectifs et site internet du CFBR[15] et Corine Land Cover.

6.2. Données et méthode de calcul des flux

6.2.1 Recensement des suivis de mesures physico-chimiques et hydrométriques aux entrées/sortie des plans d'eau

Afin de recenser les suivis de mesures physico-chimiques et hydrométriques dans les bassins versants des plans d'eau (aux entrées) et à l'aval immédiat (sortie), nous avons interrogé : 1) les bases de données OSUR et HYDRE/BEA concernant les suivis des concentrations en PO_4^{3-} et Ptot dans les eaux superficielles (cours d'eau et plans d'eau), et 2) une extraction de la banque HYDRO réalisée en 2016 concernant les chroniques des débits journaliers dans les cours d'eau.

[14] Source : base de données AFB/Irstea d'Aix-en-Provence.
[15] https://www.barrages-cfbr.eu/-En-France-

Sur ces trois bases de données, nous avons sélectionné les suivis C et Q qui couvrent la période récente 1995 à 2015, les fréquences du Ptot et du PO_4^{3-} d'au moins 6 échantillons/an, et les stations des bassins amont qui ont des BV_C et BV_Q partageant au moins 70% de BV_{lac}.

Seuls les résultats sur le paramètre Ptot sont présentés, mais la majorité des stations dispose également de suivis en PO_4^{3-}, NO_3^-, et COD dans une moindre mesure.

- ***Bilan des couples de stations C-Q par plan d'eau***

Ci-après sont présentées des informations qui justifient le choix des couples de stations C-Q utilisés pour calculer les flux de P aux entrées et à la sortie de chaque plan d'eau. La synthèse des couples est présentée en Tableau 12 (en particulier codes SANDRE, périodes et fréquences).

1. Gouët : *stations C&Q amont et aval disponibles*

A l'amont du plan d'eau du Gouët, les deux couples de stations C-Q choisis, sur le Gouët et la Maudouve, permettent de bien couvrir l'aire d'alimentation de la retenue (84,7% du BV_{lac}), avec des fréquences mensuelles à bimensuelles selon les années. Les petits affluents localisés sur les versants au plan d'eau ne sont donc pas pris en compte, mais leur part reste faible (15,3% du BV_{lac}). A l'aval, le couple de stations C-Q choisi (avec un suivi de P bimensuel) permet le calcul de flux sortant car il est positionné à proximité du barrage.

En **Annexe 13**, un complément est apporté concernant cette retenue, avec une présentation détaillée des stations (avec cartes) retenues pour les calculs des flux annuels entrants et sortant de nutriments (phosphore et nitrates).

2. Kerné Uhel : *station Q amont non représentative – stations C&Q aval disponibles*

A l'amont du plan d'eau de Kerné Uhel, un couple de stations C et Q proches existe sur le Haut-Blavet, avec des fréquences proches de l'hebdomadaire ; cependant les positions trop en amont ne permettent pas une bonne représentation des flux entrants (22% de couverture du bassin versant du plan d'eau ; à plus de 1 km en amont de l'entrée dans le plan d'eau). La non-prise en compte de l'affluent du Moulin de l'Estolet (surface de 14,4 km²) et des versants latéraux au plan d'eau peuvent potentiellement sous-estimer le calcul de flux de P entrant dans la retenue. A l'aval de la retenue, le couple de stations C-Q choisi, juste à proximité du barrage et avec une fréquence moyenne bi-mensuelle, permet de calculer correctement un flux de P sortant.

3. Arguenon (Ville-Hatte) : *station Q amont non représentative – station Q aval non disponible*

Le couple identifié pour calculer les flux de P à l'amont du plan d'eau de l'Arguenon est la station C n° 04167010 (fréquences mensuelles) et la station Q n° J1103010. Ce choix est discutable car la position de la station Q (sur l'Arguenon), plus à l'amont ne tient pas compte de l'affluent la Rosette, mais il a été choisi car les calculs de flux sont possibles sur un plus grand historique. Cependant, dans le cadre d'une estimation des flux actuels et futurs, il faudrait privilégier le couple C 04167010 x Q= J1123020 qui a une position optimale (même emplacement que C) et des données de débit disponibles dans la banque HYDRO à partir d'octobre 2015.

A l'aval, deux couples de stations C-Q sont répertoriés mais des flux de nutriment ne peuvent pas être bien estimés à partir de ces données. Le couple « Aval » a une station C n°04167100 idéalement située

(à l'aval immédiat de la retenue) avec des suivis mensuels[16] mais les données de la station Q n°J1123030 ne sont pas disponibles dans la banque HYDRO, ne permettant donc pas le calcul d'un flux.

4. Bois Joli (Pont Avet) : *station C-Q amont – Q aval non disponible*

A l'amont du plan d'eau de Bois Joli, un couple de stations C-Q (C n°4166250 et Q n°J1004520), avec des suivis de P mensuels, est identifié pour l'estimation du flux amont entrant dans le plan d'eau. Cependant, il y a une différence importante (de 69-70 %) entre les aires drainées de BV_{CQ} et BV_{Lac}. Mais la limite est surtout au niveau de l'aval car aucune station de débit n'a été recensée dans la banque HYDRO, et par conséquent les flux de P ne peuvent pas être calculés en sortie de la retenue. Par contre à l'aval, 2 stations C sont présentes dans la base de données et pour lesquelles les chroniques de P mensuelles peuvent être combinées (aval_a avec C n°04310002 entre 2010 et 2015 et aval_b avec C n°04166300 entre 1999 et 2009).

5. Rophémel : *stations C-Q amont – Q aval non disponible*

A l'amont, deux couples de stations C-Q sont nécessaires pour estimer le flux entrant dans le plan d'eau. Les suivis de P sont à une fréquence mensuelle à bimensuelle. Sur la Haute Rance, le couple « Amont_b » avec la station n°04164800 a l'avantage d'être au même endroit que la station Q J0611610 mais il est préférable de prendre la station C n°04164850 qui est plus proche de l'entrée de la retenue. Sur l'affluent le Néal, le couple CQ « Amont_a » permet de calculer des flux de PO_4^{3-} et Ptot à partir de 1998 et 2000.

A l'aval, aucune station Q n'est disponible dans la BD HYDRO. La station Q n°J0621610 (La Rance à Guenroc [Rophémel]), n'est pas retenue ici car les estimations des débits réalisées à partir de la côte du niveau d'eau dans la retenue ne sont pas considérés comme fiables par la DREAL Bretagne (comm. perso. O. Nauleau/DREAL Bretagne) et représentatifs des débits à l'aval.

6. Guerlédan (ou Saint Aignan) : *stations C&Q amont disponibles – station C aval que sur 2016*

A l'amont de Guerlédan, un unique couple de stations C-Q a été choisi, avec un suivi du P mensuel, car suffisamment proche de la retenue (la station Q dispose de données à partir de 2003). A l'aval, il n'y a pas de station C suffisamment proche de la sortie pour le calcul des flux alors que pour les débits, la station J5432110 conviendrait (une autre station Q J5412120 est plus proche de la retenue mais ne dispose pas de données dans la banque HYDRO).

7. Moulin Neuf : *stations C&Q amont disponibles – station C&Q aval disponibles*

A l'amont du plan d'eau de Moulin Neuf, deux couples de stations C-Q sont retenus pour calculer des flux de nutriment sur les deux affluents principaux alimentant le plan d'eau, à savoir le Troyon et la Rivière de Pont L'Abbé (soit au total 87% de la surface drainée). Les fréquences de suivi du P sont respectivement de 7,6 et 13 échantillons par an en moyenne. A l'aval, le couple C-Q identifié (avec un suivi de P mensuel) permet aussi une estimation des flux de nutriments (C et Q situées presqu'au même endroit).

8. Chapelle Erbrée : *stations C&Q non représentatives – stations C&Q aval disponibles*

[16] Il existe une autre station C n°04167099 à l'aval mais elle semble située dans le lac, juste avant le barrage : ses fréquences de mesure sont meilleures que la station 04167100 mais sa position dans le lac ne permet pas de calculer le flux sortant.

A l'amont, un couple C-Q a été recensé mais il n'est pas suffisant pour l'estimation du flux entrant car il ne représente que 46% de l'aire du BV_{Lac} et la fréquence de suivi du phosphore n'est que de 6 mesures/an depuis 2013. A l'aval, un couple C-Q permet de calculer un flux de phosphore (station Q positionnée 450 m à l'aval de station C) à partir d'un suivi du P mensuel.

9. Valière : *stations C&Q amont non représentatives – stations C&Q aval disponibles avant 2001*

A l'amont, un couple C-Q a été recensé mais n'est pas conseillé pour estimer le flux entrant : les stations ne représentent que 46,5% de l'aire drainée car elles n'intègrent pas le petit affluent « le Geslin ». Ce petit affluent dispose d'une station C (n°4201057) mais pas de débit. A l'aval de la retenue, un couple de stations C-Q permet d'estimer un flux de nutriment sortant mais pas sur la période récente car les suivis qualité s'arrêtent en 2001.

10. Villaumur : *stations C&Q amont non disponibles – stations C&Q non disponibles*

A l'amont et à l'aval, aucun couple de stations C-Q n'est disponible pour estimer des flux de nutriments entrants et sortant.

11. Lac au Duc : *stations C&Q amont disponibles – station C aval non disponible sur le P*

A l'amont, un couple C-Q (stations proches) permet de calculer le flux de nutriment entrant (il représente 82% de l'aire drainée et les fréquences de suivi du P sont bimensuelles). A l'aval, le calcul du flux de P n'est pas possible : la station C n°4197000 repérée ne contient que des données de NO_3^- et MES ; de plus, la localisation de la station Q (3-4 km à l'aval de la retenue) pouvant potentiellement être associée surestimerait le calcul de flux car elle intègre le Ninian, un affluent voisin important dont l'exutoire se situe entre la sortie de la retenue et cette station hydrométrique.

Tableau 12 : Synthèse du recensement des couples de stations qualité (C) et débit (Q) pour le calcul des flux en amont et aval des plans d'eau (PE) 3B-1.

Code PE	Nom PE	Cours d'eau PE	Surface BV_PE (km2)	Surface PE (km2)	Position	Station C	Surface C (km2)	Période Ptot	Fréq. moy. Ptot	Période PO4	Fréq. moy. PO4	Station Q	Surface Q (km2)	Période Q
GOU22	Gouet	le Gouët	193	0,81	Amont_a	4170500	134,5	1988-2016	15	1988-2016	14	J1513010	134,5	1979-2019
GOU22	Gouet	la Maudouve	193	0,81	Amont_b	4170700	29	1994-2016	28	1994-2016	35	J1524010	29	1991-2019
GOU22	Gouet	le Gouët	193	0,81	Aval	4171010	196,5	1994-2016	27	1994-2016	27	J1523020	196,5	1994-2019
RKU22	Kerne Uhel	le Blavet	87	0,74	Amont	4190650	19,19	1994-2016	43	1994-2016	42	J5202110	20,6	1980-2019
RKU22	Kerne Uhel	le Blavet	87	0,74	Aval	4190700	87,2	1994-2016	65	1994-2016	38	J5212120	92	1998-2019
RVH22	Arguenon (Ville-Hatte)	l'Arguenon	388	0,2	Amont	4167010	317,96	1994-2016	12	1994-2016	10,5	J1103010	104	1972-2019
RVH22	Arguenon (Ville-Hatte)	l'Arguenon	388	0,2	Aval	4167100	388,46	1994-2016	12	1993-2016	10	J1123030	-	-
PON22	Bois Joli (Pont Avet)	le Frémur 35	54	0,603	Amont	4166250	36,6	1997-2016	16	1995-2016	16	J1004520	37,5	1991-2019
PON22	Bois Joli (Pont Avet)	le Frémur 35	54	0,603	Aval_b	4166300	54,08	1999-2009	11	1999-2009	8,6	-	-	-
PON22	Bois Joli (Pont Avet)	le Frémur 35	54	0,603	Aval_a	4310002	54,1	2010-2015	12	2010-2015	11	-	-	-
ROP22	Rophémel	la Rance (haute)	374	0,9	Amont_b	4164850	192,27	1988-2016	14,5	1988-2016	12	J0611610	153	1984-2019
ROP22	Rophémel	le Néal	374	0,9	Amont_a	4164950	84,21	2000-2016	17	1995-2016	15	J0626610	82	1967-2019
ROP22	Rophémel	la Rance	374	0,9	Aval	4165050	375,01	1997-2016	12	1997-2016	9	-	-	-
GUE22	Guerledan (Saint Aignan)	le Blavet	676	0,304	Amont	4190850	566,57	1988-2016	12,5	1988-2016	11,4	J5402120	560	2003-2019
GUE22	Guerledan (Saint Aignan)	le Blavet	676	0,304	Aval	4354008	62,62	2016	14	2016	14	J5432110	811	2015-2019
RMN29	Moulin Neuf	le Troyon	51	0,516	Amont_a	4180920	12,13	1999-2016	7,6	1993-2005	16	J4125720	12,4	1984-2019
RMN29	Moulin Neuf	Riv. Pont l'Abbé	51	0,516	Amont_b	4180900	32,2	1999-2016	13	1991-2016	21	J4124420	32,1	1984-2019
RMN29	Moulin Neuf	Riv. Pont l'Abbé	51	0,516	Aval	4181000	51,61	1998-2007	11	1980-2007	8,6	J4124440	51,8	1988-2012-2019
RCE35	Chapelle Erbrée	la Vilaine (haute)	123	0,142	Amont	4200595	57,18	1997-2016	13,8	1996-2016	12,4	J7000610	55,9	1989-2019
RCE35	Chapelle Erbrée	la Vilaine (haute)	123	0,142	Aval	4200700	123,79	1997-2000	12	1997-2000	12	J7010630	127	1995-2019
RDV35	Valière	la Valière	66	0,97	Amont	4201051	30,66	2002-2016	14,7	1995-2016	12,8	J7024010	31	1979-2019
RDV35	Valière	la Valière	66	0,97	Aval	4201090	66,39	1997-2000	12	1996-2000	16,8	J7024020	68	1979-2019
VIL35	Villaumur	la Cantache	139	0,1731	Amont	-						-	-	-
VIL35	Villaumur	la Cantache	139	0,1731	Aval	4201747		1996	6	1996	6	-	-	-
DUC56	Lac au Duc	l'Yvel	366	0,212	Amont	4196950	300,29	1999-2016	19,4	1995-2016	10,3	J8363110	315	1967-2019
DUC56	Lac au Duc	l'Yvel	366	0,212	Aval	4197000	368,36	-	-	-	-	J8373020	712	2012-2019

Concernant les suivis en amont des plans d'eau 3B-1, le critère exigeant « au moins 70 % de recouvrement de BV_C sur BV_{Lac} » est respecté sur 6 des 11 plans d'eau (Tableau 13) : Gouët (GOU22), Arguenon/Ville-Hatte (RVH22), Rophémel (ROP22), Guerlédan (GUE22), Moulin Neuf (RMN29) et Lac au Duc (DUC56). Il en est de même pour le calcul des flux entrants de PO_4^{3-} sauf pour Moulin Neuf où il manque des données de PO_4^{3-} à partir de 2005.

Tableau 13 : Pourcentages de courverture entre les BV_{Lac}, BV_C et BV_Q.

code plan d'eau	coverC	coverQ	couplageCQ
GOU22	85	85	100
RKU22	22	24	93
RVH22	82	27	306
PON22	69	70	98
ROP22	74	63	114
GUE22	84	83	101
RMN29	88	88	99
RCE35	47	45	102
RDV35	47	48	99
VIL35	0	0	0
DUC56	82	86	95

- « coverC » indique le % de l'aire drainée du BV_{lac} recouvert par la somme des aires BV_C,
- « coverQ » indique le % du BV_{Lac} recouvert par la somme des BV_Q.
- « couplageCQ » indique le ratio entre les surfaces des stations C et Q (par exemple, 100 % signifie que les 2 stations sont au même endroit).

Les cases roses informent du réseau de stations C ou Q non satisfaisant pour calculer un flux de phosphore (couverture coverC < 70% du BV_{Lac}, ou stations C et Q trop éloignés).

Concernant les suivis en sortie des plans d'eau, le calcul des flux de P total est envisageable sur 6 des 11 retenues : le Gouët (GOU22), Kerné Uhel (RKU22), Guerlédan (GUE22), Moulin Neuf (RMN29), la Chapelle Erbrée (RCE35) et la Valière (RDV35). Les flux à l'aval de Guerlédan sont calculables uniquement sur l'année 2016.

Ainsi, au regard des suivis C-Q qui coïncident et respectent les critères fixés, un bilan des flux de P entre entrée/sortie est possible uniquement sur la retenue **du Gouët (GOU22)**.

- ***Récolte de données supplémentaires nécessaire***

En complément à la base de données OSUR, la base de données HYDRE-BEA constitue un vrai apport pour la quantification des flux de N et P en entrée des plans d'eau 3B-1. Elle peut servir à cibler les bassins versants les plus contributeurs en terme de flux exportés vers les plans d'eau. Mais ce travail de recensement des données qualité et hydrométriques sur les bassins tributaires et à l'aval des plans d'eau doit être complété, au minimum en récoltant l'ensemble des suivis existants auprès des acteurs du territoire (producteurs d'eau, syndicats de bassin, gestionnaires de barrage, études existantes, telle que celle réalisée sur Rophémel en 2008 par le GEPMO[17] pour laquelle certaines chroniques sont à fréquence journalière ou spécifiques par temps de pluie).

[17] GEPMO : Groupe d'étude sur la Pollution des Eaux par les Matières Organiques

6.2.1 Méthode de la concentration moyenne pondérée par les débits

A partir des associations de stations C et Q définies précédemment (Tableau 12) et qui disposent simultanément de valeurs de concentration et de débit, nous appliquons la méthodologie suivante afin de calculer des flux annuels aux entrées et sorties des plans d'eau.

Tout d'abord, lorsque les stations de débit ne sont pas situées au niveau des stations qualité, les débits journaliers sont extrapolés à la station qualité, en multipliant le débit par le ratio entre les aires drainées des stations qualité et débit, afin de corriger les valeurs de débit aux emplacements des stations qualité.

Nous utilisons la méthode de calcul de flux annuel notée M5, utilisée aussi dans le cadre de la convention OSPAR. Ses performances ont été évaluées par plusieurs travaux (Moatar et Meybeck, 2007; Raymond *et al.*, 2013). Cette méthode est basée sur le calcul de la concentration moyenne pondérée par les débits, qui est ensuite multipliée par le débit moyen :

$$M5 = k.\frac{\sum_{i=1}^{n} C_i\, Q_i}{\sum_{i=1}^{n} Q_i}.\overline{Q} = k.C^*.\overline{Q} \qquad (1)$$

avec C_i la concentration mesurée à l'instant i (mg/l), Q_i le débit mesuré à l'instant i (m^3/s), $\overline{Q}$ le débit moyen annuel calculé sur les données journalières (m^3/s), k un facteur de conversion pour exprimer le flux en T/an (ou en flux spécifique en divisant par la surface de la station qualité (kg/ha/an)), et n le nombre de données du couple C-Q par an.

Les calculs de flux sont effectués par année civile, cependant le calcul par année hydrologique serait préférable pour tenir compte de la particularité des années humides (2013 et 2014 notamment).

Un abaque a été proposé pour associer aux estimations des flux annuels une incertitude qui dépend de la fréquence des suivis et du comportement hydrochimique et hydrologique du bassin versant (Moatar et al, 2013). Le flux de P, corrigé ensuite par son biais (l'erreur systématique), est accompagné des imprécisions e10 et e90 (les degrés de dispersion des quantiles ± 10 %) en fonction de la fréquence des suivis et de la réactivité hydrologique des bassins (W2). Une autre méthode aurait pu être appliquée afin de limiter les incertitudes de calcul de flux, notamment par une approche d'interpolation des C grâce aux relations C-Q établies (méthodes dites de régression, Moatar et al, 2017, Minaudo et al, 2019).

Ensuite, pour calculer le flux de nutriment représentatif de l'entrée au plan d'eau, nous sommons les flux amont et corrigeons le flux estimé par le rapport des surfaces amont et du bassin versant de la retenue, puisque les stations amont ne sont pas tout à fait représentatives des bassins versants :

$$Fentrant\ (T/an) = \sum Famont\ (T/an) \times \frac{Aire\ BV_{lac} - Aire\ lac}{\sum Aires\ BV\ C_{Amont}} \qquad (2)$$

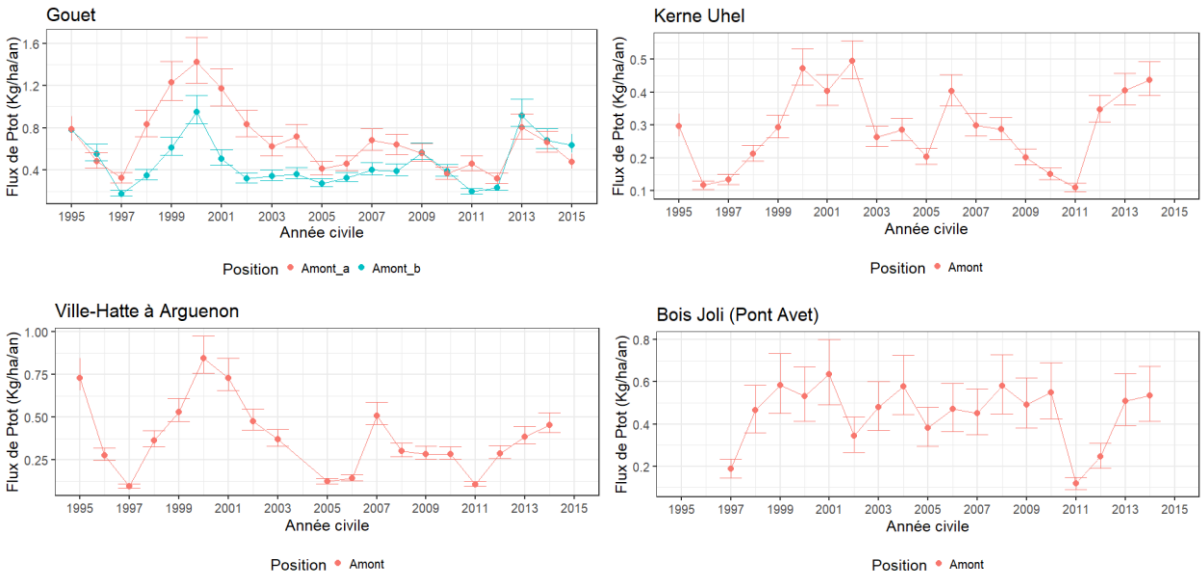
avec $Aire\ BV_{lac}$ l'aire drainée par le plan d'eau, $Aire\ lac$ la superficie du plan d'eau et $\sum Aires\ BV\ C_{Amont}$ la somme des aires drainées par les stations qualité situées en amont. Leurs intervalles de confiance associés sont obtenus en sommant ceux des flux amont.

En sortie de plan d'eau, les flux et incertitudes associées sont ceux obtenus après les étapes de correction du débit journalier (par le ratio des surfaces C/Q), calcul de flux M5 (éq. 1) et des biais et imprécisions.

6.3. Estimation des flux de P entrant aux plans d'eau 3B-1

Les graphiques en Figure 39 présentent les résultats des flux spécifiques de Ptot des différents tributaires aux plans d'eau, sur la période 1995-2015 (calculs issus de l'éq. 1).

Les plans d'eau avec les plus forts apports en Ptot sont sur Rophémel (jusqu'à 2,00 kgP/ha/an sur La Haute Rance en 2001), la Chapelle Erbrée (jusqu'à 1,82 kgP/ha/an sur la Haute Vilaine en 2000), Moulin Neuf (jusqu'à 1,51 kgP/ha/an sur le Troyon en 2000), le Gouët (jusqu'à 1,42 kgP/ha/an sur le Gouët en 2013). Les autres plans d'eau ont des contributions plus faibles : Kerné Uhel, Arguenon, Guerlédan, Valière et Lac au Duc. Les flux spécifiques aux entrées de la retenue du Gouët varient de 0,18 à 1,42 kgP/ha/an et leurs incertitudes de -11,29% à 16,84% selon les années et bassins tributaires. En moyenne, les flux sont plus élevés sur le tributaire du Gouët Saint Julien (0,61 kgP/ha/an) que la Maudouve (0,51 kgP/ha/an). Pour la retenue de Rophémel, les flux spécifiques de Ptot sont légèrement plus élevés sur la Haute Rance (0,90 kgP/ha/an) que le Néal (kgP/ha/an). Les flux spécifiques sur les tributaires de la retenue de Moulin Neuf sont similaires, mise à part les années 2008 et 2012 sur lesquelles le flux est plus élevé sur la rivière de Pont L'Abbé que le Troyon. A priori, les estimations pour Bois Joli ne sont pas très fiables (imprécisions de -23% à 25%) et ne reflètent pas les évolutions interannuelles comme sur les autres tributaires (années pluvieuses et sèches). L'explication de cette variabilité sera à rechercher en fonction des conditions hydrologiques, pratiques agricoles et protocole de prélèvement en premier lieu.



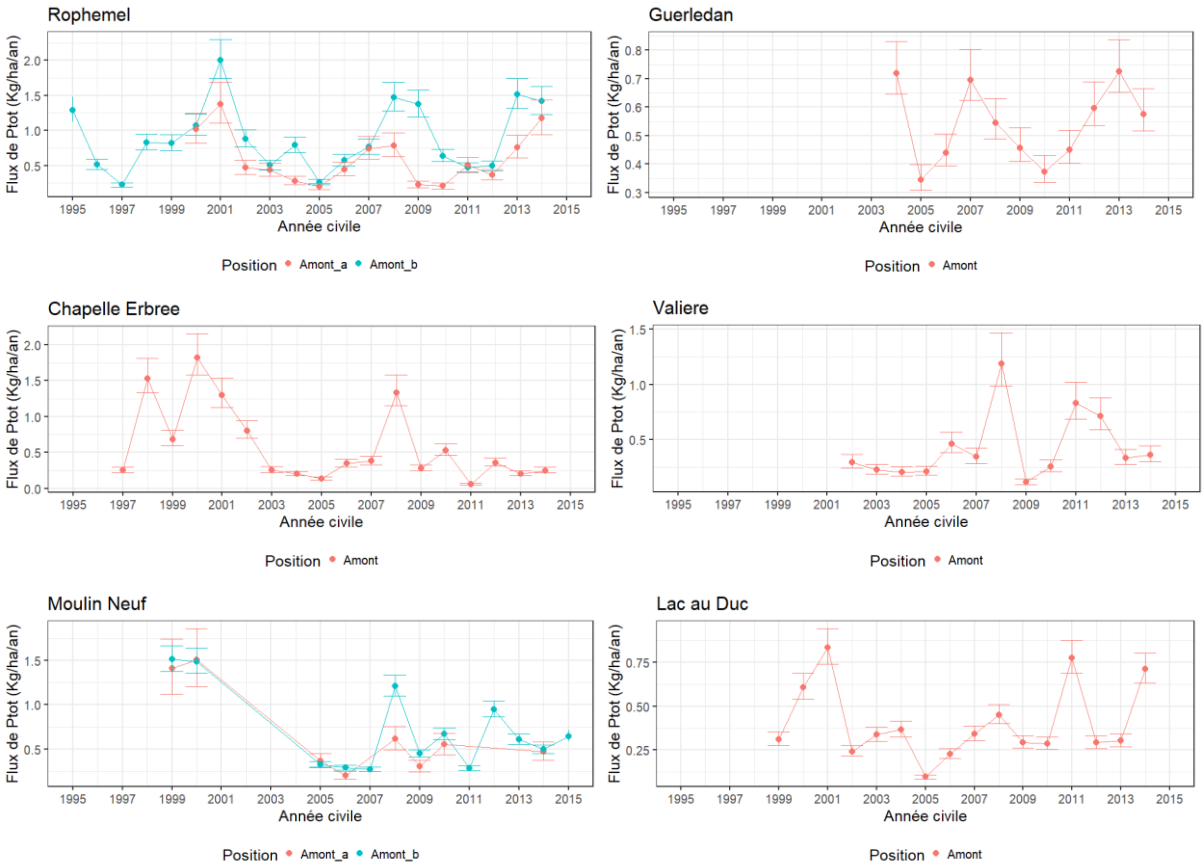


Figure 39 : Estimation des flux annuels de phosphore total et incertitudes associées pour chaque entrée de retenue 3B-1.

Les flux de P des différents tributaires sont influencés par l'hydrologie puisqu'il y a un lien avec les années de faible/forte hydraulicité. Les années avec les plus forts flux sont 2000, 2001 et 2008, 2012 et ainsi des années à forte hydraulicité (Figure 39). Mais il y a aussi quelques exceptions (Moulin Neuf, Chapelle Erbrée, Valière) où les flux sont plus faibles les années à forte hydraulicité 2012-2013-2014. La Figure 40 montre aussi que pour un même apport d'eau rapporté à la surface des bassins versants (même flux spécifique), certains bassins contributeurs apportent plus de phosphore total. C'est le cas en particulier de Rophémel et la Chapelle Erbrée qui ont les plus fortes contributions, avec des concentrations moyennes[18] respectives de 0,42 mgP/L et 0,46 mgP/L. Au contraire Ville-Hatte et Valière ont les plus faibles contributions avec des concentrations moyennes par tributaires de 0,19 et 0,44 mgP/L.

[18] Calculées pour chaque tributaire par : Delta flux spécifique / Delta flux d'eau.

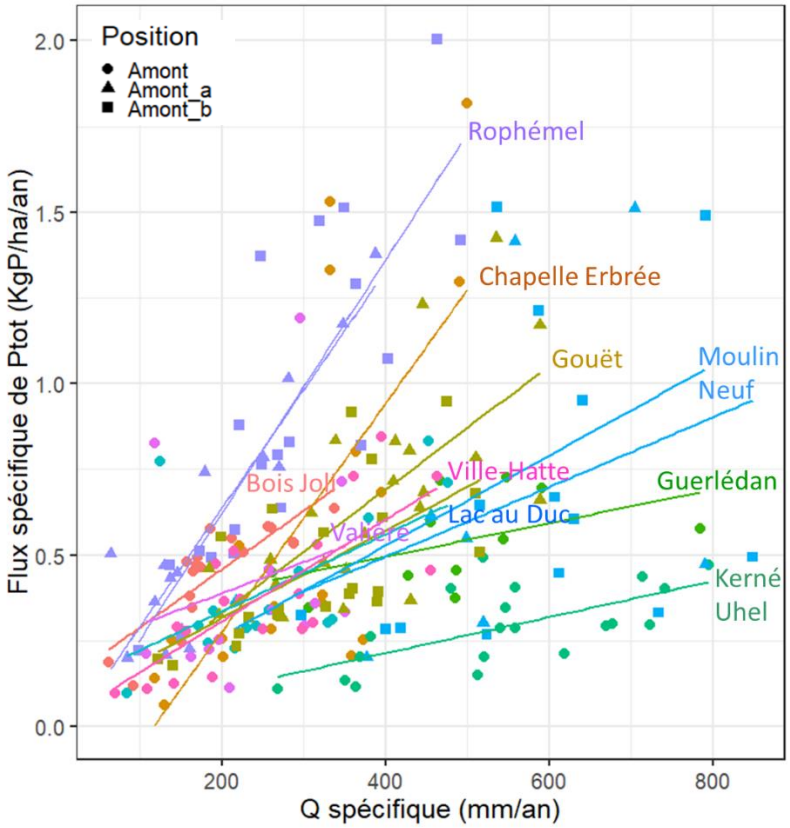


Figure 40 : Estimations des flux annuels spécifiques de phosphore total dans les bassins versants des plans d'eau 3B-1.

6.4. Bilan des flux entre entrée et sortie des plans d'eau

Le graphique suivant (Figure 41) présente les estimations annuelles des flux entrants et sortants dans la retenue du Gouët (calculs issus de l'éq. 2), la seule retenue dont les résultats sont analysables. Le bilan entrée-sortie du Ptot dans la retenue du Gouët fait apparaître un abattement moyen de 45%, avec des variations de 15 à 83%. Les incertitudes, souvent inférieures à l'écart entrée-sortie, confirment cet abattement. L'enrichissement en phosphore dans la retenue est alors régulier. L'abattement peut provenir d'une consommation de P mobilisable par la végétation mais surtout d'une immobilisation dans les sédiments. Nos résultats d'abattement de Ptot sont semblables à une étude réalisée par P. Duquesne en 2016 (SBAA).

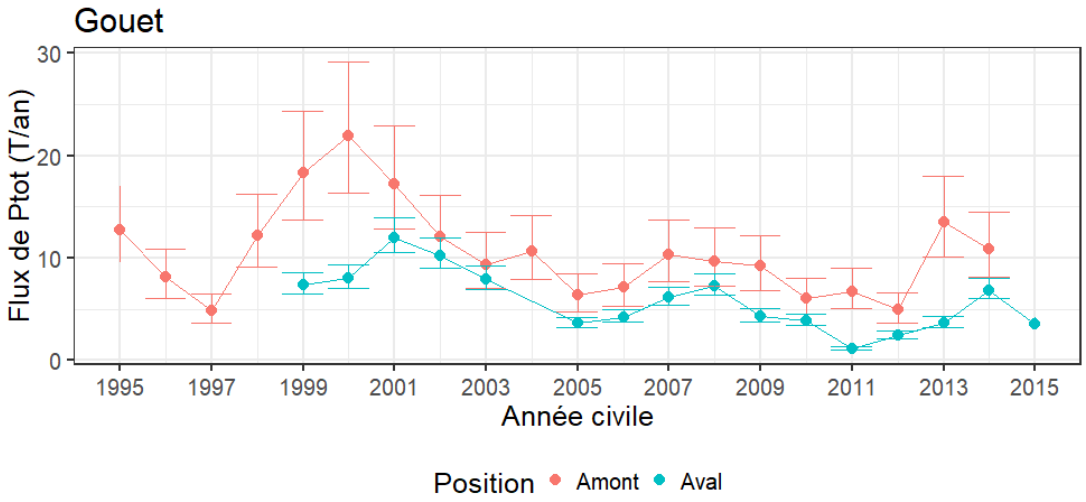


Figure 41 : Flux de P total entrants et sortants du plan d'eau du Gouët.

Dans le cadre d'un rapport ONEMA produit en partenariat avec l'Université de Tours en 2016, une analyse a été réalisée sur les bilans de flux annuels et interannuels de nutriments (N et P) pour 22 plans d'eau français dont 4 retenues en Bretagne (les plus instrumentalisés), et en ayant recours à des débits simulés par le modèle GR4J.

Les résultats ont montré que les estimations de flux ont généré des incertitudes importantes et qui étaient supérieures ou du même ordre de grandeur aux différences entre les entrées et les sorties. Ainsi, il n'était pas possible de conclure si ces plans d'eau stockaient ou exportaient les nutriments. Un comportement de source de nutriment (lorsque le flux en sortie est supérieur au flux entrant) signifie qu'il y a production de N ou P endogène. Et un comportement de puits de nutriment (lorsque le flux sortant est inférieur au flux sortant) qu'il y a un abattement par consommation ou par piégeage dans les sédiments. Toutefois, pour quelques-uns, les incertitudes des calculs de flux étaient assez faibles pour la période 1999 à 2010. Ainsi pour les retenues 3B-1 concernant la Bretagne, il était conclu une fonction de source de nitrates pour la retenue du Gouet, une fonction de puits de PO_4^{3-} pour le Gouet, Rophémel et Arguenon, et également une fonction de puits de Ptot pour le Gouet et Arguenon. Par contre, certaines retenues présentaient aussi une fonction de source de phosphore certaines années.

6.5. L'essentiel à retenir

Sur l'analyse du phosphore aux entrées/sortie des plans d'eau bretons 3B-1 :

L'estimation des flux de nutriments et en particulier du phosphore en entrée et sortie des 11 retenues bretonnes inscrites dans le dispositif 3B-1 du SDAGE présente des limites et en particulier si la finalité est l'estimation de la part de P stocké dans la retenue. Un abattement moyen de 45% de Ptot dans la retenue du Gouët a été observé et une généralisation sur les 10 autres retenues serait nécessaire.

- La première limite est **liée au manque de données** des suivis de phosphore et hydrométriques sur les tributaires aux plans d'eau et encore davantage à l'aval (surtout manque de suivi de débit). Notre analyse nécessiterait d'être complétée avec l'ensemble des suivis existants sur les territoires (récupérer les données des producteurs d'eau, gestionnaires de barrage et syndicats de bassin). L'utilisation des données remontées dans OSUR, HYDRE/BEA et HYDRO ne permettent pas d'arriver aux conclusions sur chaque retenue. De plus, les données de débit (banque HYDRO) ne sont pas souvent localisées aux mêmes emplacements que les suivis des nutriments ou ne coïncident pas temporellement.
  Toutefois, une solution peut être apportée par les méthodes de simulation de débit aux endroits non jaugés en amont des retenues (ex. modélisation GR4J ou SIMFEN). A l'aval, l'utilisation de ces modélisations est plus délicate car les débits sont impactés par les modes de gestion des barrages (lâcher d'eau).

- La deuxième limite rencontrée sur l'estimation des flux de phosphore est **liée à l'incertitude du calcul de flux** qui est parfois trop élevée par rapport à la différence entre les flux entrants et sortants. Cette incertitude s'explique en grande partie par le caractère basse fréquence des chroniques de concentration et est plus élevée sur le phosphore que les nitrates, sur des fréquences de concentration de l'ordre du mensuel notamment. Dans une étude précédente à l'échelle France (Prost *et al.*, 2016), il a été montré que les incertitudes sur les flux de P sont trop souvent supérieures à la différence entre les stocks entrée/sortie. Il serait aussi préférable d'utiliser une méthode de calcul de flux plus précise pour le phosphore, par exemple en reconstituant des données de concentration journalière grâce aux relations C-Q ou à des modèles empiriques prenant en compte des données de turbidité quand elles existent. Ainsi, un protocole associant turbidité (MES) et phosphore a été proposé à l'issue du projet TransP. Nous remettons les recommandations pour un tel protocole en **Annexe 14** de ce chapitre.

- La troisième limite est due **à la contrainte imposée sur le choix des stations C amont**, qui consistait à ne retenir que les stations du suivi du phosphore dont la somme des aires drainées est supérieure à **70%** de l'aire totale drainée par la retenue. Cette contrainte, utilisée initialement pour l'analyse du bilan P entrée/sortie, pourrait être revue notamment en fonction de l'occupation du sol des bassins tributaires.

7. Conclusions et perspectives

7.1. Conclusion

- **Données et méthodes**

Les bases de données de Bretagne sont extrêmement riches, en paramètres, densité spatiale, longueur des chroniques si l'on réunit l'ensemble des bases de données (plus de 2000 points). La base de données de l'ARS reste difficilement accessible, même à des fins de recherche, et n'a pu être utilisée. L'acquisition d'une donnée de débit co-localisée avec les points de données de qualité de l'eau reste l'exception. Cette disjonction semble symptomatique de la situation européenne où la DCE se focalise sur un critère de « concentration » et non de « flux » comme aux USA. Or, ce critère de flux apparaît bien critique en matière de gestion opérationnelle, notamment pour la région Bretagne, avec des petits fleuves côtiers alimentant des baies littorales ou des plans d'eau utilisés comme réservoirs d'eau potable, tous deux sensibles à l'eutrophisation. Malgré la richesse des bases de données régionales de qualité de l'eau, notre étude n'a finalement mobilisé la base HYDRE que de manière limitée. Cette base présente une réelle opportunité d'analyse focalisée sur l'élément N (voire P), mais pas sur les 3 éléments visés ici.

L'originalité de ce travail était de porter sur i) les 3 éléments N, C et P, en même temps, et ii) sur des petits bassins versants amont. Ces trois éléments sont des marqueurs de la dégradation de la qualité des eaux de manière générale et sont à l'origine ou marquent les processus d'eutrophisation des eaux. Les stations analysées sont situées sur des têtes de bassins versant ou de très petits fleuves côtiers, appelés ici bassins versants amont car non strictement limités aux têtes de bassin versant. Ces petits bassins versants déterminent fortement la qualité des masses d'eaux aval. Avec nos trois contraintes (une approche multi-paramètre, avec C, N et P, une résolution temporelle mensuelle et un focus sur les bassins versants de petite taille (< 200 km²), le nombre de stations de données de qualité de l'eau sélectionnées est fortement restreint. Un jeu de 185 points a malgré tout pu être constitué, en répondant à ces trois contraintes. C'est sur ce jeu de données que l'ensemble de l'étude a été faite, nous attachant à analyser la variabilité spatiale, à l'échelle régionale, et la variabilité temporelle, à l'échelle intra-annuelle, des concentrations en N, C et P. Il est donc important de pérenniser un tel réseau de surveillance de la qualité des eaux sur les principaux nutriments et le carbone.

De nombreux facteurs spatiaux ont été caractérisés par des indicateurs pour mettre en relation les caractéristiques des bassins versants (Tableau 9) **et la qualité de l'eau. Ils ont été calculés en moyenne, par bassin versant**. Nous avons réuni plus d'une vingtaine de paramètres décrivant la morphologie, l'hydrologie, la géologie, l'occupation du sol, les pressions. Ce travail a bien sûr ses limites et des propositions pourraient être faites pour affiner les indicateurs. La caractérisation des corridors des cours d'eau plutôt que de la surface totale du bassin aurait pu être plus pertinente pour certaines variables (indice topographique ou pente), mais elle reste encore difficile d'accès. L'hydrologie a un rôle important et des indicateurs synthétiques comme le BFI et le W2 permettent de décrire la réactivité hydrologique des bassins versants aux précipitations et aux apports de nappe. Toutefois, ils ne décrivent pas les notions de temps de transfert ou de temps de réponse du bassin versant, notions plus complexes. Le BFI les prend en compte indirectement, mais un indicateur spécifique de l'âge de l'eau pourrait être précieux. **D'autres facteurs explicatifs auraient pu être considérés,** notamment : 1) la connectivité sur les paysages (par des proxys de type densité du bocage), 2) la topographie locale autour du réseau hydrographique (% d'ombrage, indice topographique) à partir d'un MNT de très

haute résolution, 3) des aspects de qualité des sols et des sous-sols (taux de battance, teneurs en P extractible des sols, épaisseur des altérites), 4) **une typologie plus fine de l'occupation du sol** avec une classification plus détaillée des activités agricoles (RPG) et, en cohérence, une **estimation plus fine des pressions agricoles diffuses** (ici cantonales) et 5) les concentrations et niveaux des nappes ; 6) **une meilleure estimation des rejets ponctuels de N et P** qui apparaissent désormais extrêmement denses sur l'ensemble de la région (aspect diffus). U**ne information sur la saisonnalité de ces** rejets domestiques ou industriels semblerait intéressante aussi, du fait d'un potentiel accroissement selon l'afflux touristique notamment sur le littoral, et d'une efficacité des stations très variables.

Différentes méthodes statistiques ont été appliquées pour relier les concentrations au jeu de variables explicatives identifiées. **Pour le cas du phosphore, les résultats sont tous assez mitigés** (faible variance expliquée ; nombreux facteurs explicatifs). Le P est majoritairement transféré par la surface sous la forme particulaire et la subsurface sous forme dissoute. Sa mobilisation est très sensible aux évènements de crue, or les suivis sont rarement effectués en crue. Des analyses de données en crue réalisées sur le bassin versant expérimental de Naizin (ORE Agrhys) ont montré que si les concentrations en débit de base sont relativement basses, les concentrations en crue augmentent d'un facteur 10 ou plus pendant quelques heures. Les flux en crue de P total et P dissous représentent 62% et 73% des flux annuels (Dupas *et al.*, 2016). Pour des bassins plus grands, à partir d'une analyse de 18 tributaires du lac Erie aux Etats Unis, suivis de façon journalière, certains depuis 40 ans, on a montré qu'entre 35% et 60% des flux annuels de Phosphore étaient transportés pendant l'équivalent d'une semaine (Moatar et al., 2020). Pour mieux capturer les variations de P, il serait donc intéressant d'avoir un meilleur protocole de suivi pour le phosphore, notamment dans le cas des tributaires aux plans d'eau 3B-1. Des propositions peuvent être faites : 1) par l'ajout de turbidimètres et le calage d'une relation turbidité-MES-P, 2) par l'augmentation de la fréquence des suivis, pour mieux capter les évènements de crue. Dans ce dernier cas, pour obtenir un flux annuel de phosphore dans une limite de ±10%, la fréquence requise devrait être hebdomadaire ou bi-hebdomadaire pour 60% des bassins analysés dans cette étude.

Nous n'avons pu utiliser les données du protocole « par temps de pluie » en raison des difficultés à identifier ces points dans la base de données : l'heure précise n'est pas notée, et l'écart en temps au pic de crue difficile à estimer. Plutôt que de requérir des prélèvements spécifiques, il serait intéressant dans le cadre du protocole régional, de conserver l'échantillonnage à fréquence régulière mais en identifiant de manière claire si le prélèvement correspond à « un temps de pluie » pour permettre un traitement spécifique « en crue » et « hors crue ».

- **Résultats marquants**

L'analyse a en premier lieu porté sur les indicateurs de qualité de l'eau à retenir. Les **C10, C50 et C90, des concentrations en NO_3^-, de COD et de PO_4^{3-} disponibles dans le jeu de données à une fréquence à peu près mensuelle (mais parfois moindre avec 8 mesures par an), sont corrélés entre eux. Et l'analyse s'est donc essentiellement focalisée par la suite sur les C50** qui synthétisent bien les niveaux de concentrations pour l'analyse spatiale, et aussi sur les flux en moyenne interannuelle mais qui se sont avérés refléter surtout la variabilité spatiale des débits des cours d'eau.

L'opposition des teneurs en COD et NO_3^- a déjà été montrée dans la littérature scientifique, et elle est ici montrée à l'échelle régionale, sur des têtes de bassins versants, dans un contexte de fort apport

agricole. Ce qui est original a aussi été de montrer l'opposition saisonnière des deux éléments et de mettre en évidence de deux types de saisonnalité, principalement contrôlés par l'hydrologie.

Les variations spatiales des concentrations médianes (C50) sont liées à des facteurs sensiblement différents selon l'élément chimique considéré : **pressions agricoles et débit de base pour le NO_3^-, indices topographiques et hydrologiques pour le COD, et de manière moins claire pour le PO_4^{3-} : précipitations, indices topographiques, débit moyen et pressions urbaines et industrielles. Des modèles prédictifs pourraient donc être établis pour le N et le P à condition de tenir compte des temps de résidence notamment pour NO_3^-.**

Les variations temporelles intra-annuelles des concentrations de NO_3^-, de COD et de PO_4^{3-} sont marquées la plupart du temps par des variations saisonnières. Celles-ci sont **homogènes dans l'espace pour PO_4^{3-}, avec un maximum synchrone avec le débit minimum**, alors qu'elles varient dans l'espace, **entre deux saisonnalités types en fonction des indices de réactivité hydrologique (BFI et W2) pour le COD et le NO_3^-. Pour 63% des stations, le maximum de NO_3^- et le minimum de COD sont synchronisés ou proches du maximum de débit (tels que sur les bassins amont de la Vilaine). Pour 37% des stations, le maximum de NO_3^- et le minimum de COD ont lieu après celui du débit (tels que les petits bassins versants du Finistère Nord).**

Nous avons cherché les déterminants associés à d'une part, la variabilité saisonnière des concentrations et d'autre part, plusieurs éléments simultanément (C et N, puis P et MES, puis C, N et P). En ce qui concerne C et N, l'analyse est satisfaisante (63% de la variabilité expliquée). Les facteurs identifiés de la saisonnalité de ces deux éléments sont en premier lieu l'hydrologie et la part de culture, secondairement le substrat géologique, les variables de pression (part de culture d'hiver et de forêt). En ce qui concerne P et MES, l'analyse est partiellement satisfaisante (43% de la variabilité expliquée). Ce faible niveau explicatif met en évidence l'absence de variables dominantes. On note toutefois que les variables liées aux pressions humaines, comme la part de prairie ou les surplus agricoles en P ne semblent pas déterminantes. En ce qui concerne C, N et P simultanément, l'analyse indique une variabilité expliquée à 49% par 12 variables, dont les variables précédentes, auxquelles s'ajoutent les sources ponctuelles, la part d'urbanisation et la teneur en carbone organique des sols.

- **Eléments d'interprétation**

Les surplus de N ont une corrélation modérée avec le C50 des nitrates. Il en est de même pour les rejets ponctuels et le C50 du P total ou du PO_4^{3-}. Cette absence de corrélation peut être liée à l'échelle spatiale d'estimation de ces données de pressions pour lesquelles un effort dans l'acquisition à résolution plus fine serait à faire. D'autre part, les pressions n'ont pas d'effet direct sur le C50, du fait qu'ils contribuent indirectement, partiellement ou de manière retardée aux émissions, passant par des compartiments de stockages (dans les nappes pour N, dans les sédiments pour P). Cette contribution indirecte pourrait être testée, mais les données de nappe sont peu nombreuses sur ces petits bassins versants amont ; la contribution via les sédiments pourrait être analysée au travers des C90 qui mobilisent des stocks hérités du P.

L'importance de l'hydrologie sur le COD est bien établie. Elle indique qu'un **stock de carbone facilement mobilisable par des flux hydriques, relativement non limité, est présent dans les sols**. La source semble être localisées dans les **zones humides ou les bas de versant** dont l'extension et les caractéristiques sont directement liées à la dynamique hydrologique. L'évaluation de l'importance

cumulée des flux de carbone dissous pourrait être mieux évaluée et questionnée. L'analyse des évolutions de COD de long terme (sur quelques décennies) et des liens avec les facteurs climatiques et d'activités humaines est un enjeu de connaissance et de diagnostic important pour la gestion des ressources. A ce stade, préserver des chroniques de long terme, sur quelques décennies, est important pour permettre cette analyse.

L'opposition spatiale entre COD et NO_3^-, de même que l'opposition de leurs saisonnalités apparaissent principalement corrélées à l'hydrologie. Une première interprétation possible est celle liée à l'existence de **gradients spatiaux** inversés entre les 2 éléments plus ou moins révélés par les **mélanges de contributions hydrologiques différentes.** Par exemple, une contribution importante des écoulements de subsurface superficiels (l'eau traverse des horizons de sols, riches en matière organique) va être associée à de fortes concentrations en COD et de faibles concentrations en NO_3^-. Inversement, la contribution un peu plus profonde (l'eau traverse les couches de roche altérée dépourvues de MO et où les NO_3^- se sont concentrés au fil du temps) est importante, le cours d'eau présentera des faibles concentrations en COD et plus fortes en NO_3^-. Ces 2 contributions relatives varient selon les bassins et selon la saison puisqu'elles dépendent des stocks d'eau dans le bassin. Une seconde interprétation possible est l'existence **de processus biogéochimiques** : par exemple, la dénitrification dans les zones humides de bas fond est favorisée par des conditions anaérobie (indirectement liées à l'affleurement de la nappe) et de fortes teneurs en MO, elles–mêmes résultant d'une minéralisation limitée par le manque d'oxygénation. La photosynthèse dans le cours d'eau assimile le NO_3 et le CO_2 de l'air pour produire de la biomasse organique. Selon les bassins, l'étendue des zones réactives peut varier, les variations de température et d'ensoleillement peuvent aussi affecter les constantes de réactivité. L'hétérogénéité des processus réactifs et l'hétérogénéité des apports peuvent être à l'origine des gradients spatiaux.

La typologie faite sur les trois éléments C, N et P permet d'expliquer 54 % de leur variabilité. Cette typologie met en évidence un premier niveau de séparation entre C-N et P, en lien avec les processus décrits ci-dessus. Un deuxième niveau de séparation est fait selon l'amplitude de variabilité de la concentration qui semble corrélée au niveau de d'anthropisation (corrélé lui-même au contexte géologique et donc pédo-climatique). Pour les classes modérées en NO_3^-, l'amplitude saisonnière sur NO_3^- et COD dépend de la proportion de schiste/granite et la part des cultures d'hiver/forêt inversée également. Au sein des classes faibles en COD, les amplitudes saisonnières fortes sont co-localisées avec les bassins où la pression agricole azotée est extrêmement forte (surplus, culture d'été).

- **Le cas du phosphore sur les retenues 3B-1**

L'étude visant à quantifier les stocks de phosphore, particulaire ou dissous, dans une retenue par une approche bilan entrée/sortie, a été rendue difficile pour deux principales raisons.

La première difficulté est liée au manque de stations couplées Qualité – Débit ou implantées à proximité, ce qui est nécessaire pour calculer un flux. Cependant, il est probable que les calculs de flux de plus de stations (à l'aval de plans d'eau notamment) pourraient être calculés à partir de données locales (données des producteurs d'eau potable, non bancarisées dans OSUR ou HYDRE/BEA). Par ailleurs, le recours à des chroniques de débits issues de la modélisation (ex GR4J ou SIMFEN), est envisageable notamment si une station qualité en amont du barrage est non jaugée. La connaissance des débits à l'aval des plans d'eau est aussi nécessaire par modélisation en connaissant les règles de gestion des barrages ou par mesure et bancarisation par les gestionnaires des barrages.

La deuxième difficulté rencontrée pour estimer un flux de phosphore entrant est liée à la forte incertitude du calcul de flux. Cette incertitude s'explique 1) par le caractère basse fréquence des chroniques de concentration et l'absence des données pendant les crues et 2) parce que certains affluents amont ne sont pas pris en compte, induisant une sous-estimation du flux entrant dans la retenue. Ce dernier point a été montré dans le cadre d'une étude sur des plans d'eau DCE à l'échelle nationale (Prost *et al.*, 2016).

- **Perspectives**

Un travail a été amorcé sur les continuum ou emboîtement de bassins, pour réfléchir aux variations spatiales des concentrations et flux de nutriments le long de cours d'eau, des têtes de bassins étudiées ici, jusqu'à des bassins versants plus grands. Un jeu de données candidat a été constitué, mais n'a pu être analysé. L'analyse des cycles saisonniers est donc à transposer sur ce jeu constitué de continuum disposant de chroniques multi-paramètres de moyen terme (quelques décennies) pour approfondir l'identification des facteurs de contrôle pouvant les expliquer, en mobilisant notamment des données plus détaillées sur les zones humides, les ombrages près du cours d'eau, la végétation riparienne (cartographie des corridors écologiques (Berthier *et al.*, 2014)[19], etc.

Si les liens entre C, N et P ont été étudiés, les ratios C : N et N : P n'ont pas été analysés, de même que leurs facteurs explicatifs. L'étude de ces ratios pourrait permettre d'identifier sur quels bassins versants le N ou le P est le plus limitant, voire leur co-limitations (Jarvie *et al.*, 2018).

Les données n'ont pas été analysées dans l'objectif de caractériser la vulnérabilité des bassins versants, c'est-à-dire sous l'angle de leur capacité à absorber et moduler des pressions. Une méthodologie pourrait être définie selon les spécificités des éléments : relation du N avec le BFI, et relation du P avec le W2.

Pour d'autres études de plus grande ampleur, la méthodologie établie ici pourrait être élargie à d'autres paramètres. Deux voies d'élargissement seraient particulièrement pertinentes. Les paramètres biologiques (chlorophylle, indices biologiques) compléteraient l'analyse des impacts par celle des réponses biologiques. La question clé étant celle de la disponibilité des données pour le faire, en particulier sur les 185 bassins versants amont. Une autre extension de l'étude serait de l'appliquer aux paramètres « pesticides ». On peut émettre l'hypothèse que les paramètres Nitrate et phosphore sont des proxys de la pollution agricole des eaux mais cette hypothèse est à vérifier à l'échelle régionale. Pour extrapoler une telle analyse aux pesticides, il faudrait s'interroger sur la disponibilité des données, mais également raisonner l'agrégation fonctionnelle des données relatives aux pesticides, en les normalisant ou en les regroupant par grandes familles en fonction de leurs caractéristiques (mobilité, dégradabilité) et des risques de transfert aux cours d'eau. Le travail réalisé à l'échelle nationale par Irstea (ARPEGES) pourrait ainsi être testé à l'échelle régionale de la Bretagne, dans le contexte particulier d'un archivage plus important de la donnée pesticide.

[19] http://geowww.agrocampus-ouest.fr/web/?p=1538

7.2. Recommandations opérationnelles à l'échelle régionale

1. Pérenniser et enrichir un réseau de suivi des BV amont

Les bases de données publiques régionales sont exceptionnellement riches, notamment en terme de densité de points de mesure. Les contraintes de fréquence et de durée, de multiplicité des paramètres, de taille et d'indépendance des bassins versants, ont conduit à sélectionner seulement 185 points de suivi (C,N et P) des cours d'eau sur des bassins versants amont ou de de tête. Ces points sont bien répartis sur la Bretagne et couvrent assez bien les variabilités climatiques, géologiques et de pressions. Les propositions sont donc :

- *Stabiliser ce réseau de 185 points et le renforcer en actualisant systématiquement les fréquences de suivi de NO_3^-, PO_4^{3-}, Ptot et COD à moins de 12 mesures/an.*
- *Densifier les prélèvements dans le temps, surtout pour le phosphore sur quelques bassins.*
- *Enrichir les paramètres mesurés sur ce réseau (chlorophylles, coliformes et indices biologiques molécules organiques : pesticides, substances médicamenteuses et vétérinaires, nanoparticules, ...).*

Il serait intéressant par ailleurs :

- *D'analyser la diversité actuelle des paramètres mesurés (pesticides ? biologiques ?) sur ce réseau de 185 points, de regarder la profondeur historique des données : il peut constituer un réseau « sentinelle », un réseau d'alerte, sachant que la réactivité des têtes de bassins versant est plus rapide qu'en aval.*
- *D'affiner l'association d'une mesure de débit ou la modélisation du débit sur ces stations au cas par cas qualité (pas d'affluents ?, de retenues ?, ...).*

A contrario, les points avec des séries de données mono-paramètres, avec des fréquences variables, sur des courtes durées devraient être abandonnés, sauf à en spécifier la raison au regard d'un enjeu local (Bassins Algues Vertes, Plan d'eau 3B1, ...)

2. Suivre, sur ce réseau sentinelle, la qualité chimique des cours d'eau et caractériser les risques (eutrophisation, ...)

Au regard des 3 paramètres analysés et des critères SEQ-Eau (C90), 93% des stations sont en classe « mauvais » ou « médiocre » pour les nitrates, 7% des stations pour le PO_4^{3-} et 98% des stations pour le COD. Ces valeurs attestent d'une eau de piètre qualité globalement. Les proportions de stations en classe « mauvais » ou « médiocres » sont supérieures à celles pour l'ensemble de la Bretagne (76% des stations nitrates), indiquant bien que ces bassins versant amont sont une échelle stratégique au regard de la dégradation chimique des eaux. Elles sont ensuite mélangées, soumises à une rétention apparente au cours de leur transfert en rivière expliquant des valeurs plus faibles en aval. Il apparaît donc intéressant de :

- *Suivre sur ce réseau, les évolutions d'indicateurs simples que sont les indicateurs C50, C90 et SEQ-Eau (classes de qualité plus larges pour ce dernier), qui permettent de bien caractériser l'état chimique des petits cours d'eau amont, ou de ratios C:N:P (Dupas et al., 2015 ; Jarvie et*

al., 2015), qui permettent d'analyser les risques d'eutrophisation des eaux en terme d'exposition (retenues, plan d'eau).

3. Amélioration de la surveillance de la qualité chimique des eaux

3.1 Métadonnées des observations

Les suivis se font généralement avec une régularité de fréquence. Certains suivis ont intégré un suivi par temps de pluie, difficilement exploitable car l'heure précise n'est pas notée, et l'écart en temps au pic de crue est difficile à estimer. Plutôt que ce protocole dédié, il serait possible d'intégrer simplement ces informations au protocole régional. Il semble important de respecter la régularité des prélèvements, de les faire quel que soient les conditions (pluie ou non) mais de noter si possible si le prélèvement coïncide ou non avec un évènement pluvieux (de crue) important, afin de permettre des traitements spécifiques.

- *Respecter une régularité des prélèvements (calendaire), et noter s'il coïncide ou non avec un évènement pluvieux, les conditions éventuelles du prélèvement (étiage : flaques, non connectivité de l'écoulement ; hautes eaux : débordement éventuel du lit mineur, ...), voire de noter l'impossibilité de prélèvement et les raisons.*

3.2. Paramètres

Parmi les paramètres, analysés, le phosphore reste délicat du fait du faible niveau de détection, et de la forte variabilité temporelle des données. Une priorité serait de renforcer les suivis en phosphore (total et PO_4^{3-}) dans le temps car cet élément est plus sensible à la fréquence des suivis. Le NO3 est considéré comme la forme majoritaire d'azote. Etant donné sa baisse progressive dans de nombreux cours d'eau depuis 20 ans, il serait intéressant d'analyser d'autres formes de l'azote (NH4, NKJ, Ntotal) parallèlement. Enfin, notre analyse des bases OSUR/HYDRE a mis en évidence des chroniques beaucoup plus rares et à fréquence très faibles pour les paramètres SiO2 (et Chl a) en comparaison avec les paramètres CNP. Les analyses réalisées sur le réseau Ecoflux (NO3, PO4 et SiO2) tendent à suggérer que la variabilité spatiale et saisonnière du point de vue de la Silice est différente de celle associée aux autres éléments.

- *Renforcer et consolider la fréquence du suivi du phosphore : à au moins 18 mesures/an avec une régularité des prélèvements.*
- *Analyser les relations entre les paramètres étudiés ici (C, N et P) et la silice ainsi que les autres formes de l'azote et éventuellement renforcer le nombre de stations avec ces suivis.*

Selon l'analyse des paramètres suivis sur ces 185 points, choisir des paramètres clés à ajouter parmi ceux cités plus haut (pesticides, substances médicamenteuses et vétérinaires, nanoparticules, chlorophylles, coliformes et indices biologiques, ...). Parmi ceux-ci, se focaliser sur les émergents pouvant avoir des incidences sur la santé des écosystèmes et sur la santé humaine.

- *Analyser les relations entre les paramètres étudiés ici (C, N et P), et les autres paramètres mesurés et bancarisés. En priorité : pesticides (par classe de comportement dans l'environnement, avec des valeurs relatives, ...).*
- *Compléter les paramètres suivis selon les enjeux de santé des écosystèmes et de santé humaine.*

3.3. Consolider l'évaluation des flux chimiques, par une estimation des débits et des incertitudes aux points de mesure

Pour une estimation des flux chimiques, là où l'on dispose seulement de mesures des concentrations, l'estimation des débits par modélisation est fortement recommandée. Un premier travail de comparaison sur une vingtaine de stations et à partir d'une période de simulation de 10 ans a permis de montrer que deux modèles hydrologiques fondés sur des bases conceptuelles très différentes (GR4J et SIMFEN) donnent des résultats très proches en terme d'indicateurs hydrologiques (Débit moyen annuel, QMNA, BFI, W2). De plus l'utilisation des simulations journalières de l'un ou de l'autre des deux modèles pour le calcul des flux chimiques annuels est donc envisageable, les résultats étant très proches dans la majorité des cas. Les estimations des flux interannuels moyens de NO3, COD et Ptot réalisées avec les deux sources de débits simulés (SIMFEN et GR4J) sont très proches et sont dans la majorité des cas dans la marge d'incertitude de la méthode de calcul des flux. Les écarts moyens entre les flux interannuels sont de -6% ± 24% pour COD, de 2%± 32% pour N-NO3 et de 9%± 33%.

Cette première approche pourrait être employée, notamment pour le cas de certains tributaires aux plans d'eau ou à des exutoires des petits fleuves côtiers, non gaugés.

- Renforcer la mesure des éléments chimiques sur certains points à enjeu, à difficultés : cas notamment des retenues d'eau potable. Il peut être envisagé de définir des périodes de suivi pilote (haute fréquence) sur une période de 3 à 5 ans, afin de mettre au point et tester les modèles, qui pourront ensuite être utilisés en routine avec des suivis moins fréquents.
- Poursuivre le travail d'estimation des flux de matières en comparant les méthodes de calcul selon les éléments, selon les résolutions temporelles visées (crue, journalier, saisonnalité, annuel, interannuel, ...) dans des situations qui sont mieux instrumentés.

3.4. Le cas des retenues

Le travail réalisé sur les 11 retenues identifiées prioritaires par la disposition 3B-1 du SDAGE Loire-Bretagne 2016-2021, a permis de souligner l'insuffisance des données, notamment de phosphore, pour réaliser des bilans de nutriments (P et N), par exemple sur Rophémel (sans suivi hydrométrique à l'aval immédiat de la retenue). Il est indispensable de renforcer l'acquisition de données sur quelques retenues clés, notamment celles d'alimentation en eau potable et ayant les plus forts apports et transferts diffus à l'amont.

- *Identifier quelques retenues où une acquisition de données plus fréquente peut être mise en place pour permettre le calcul des flux saisonniers de phosphore (notamment en période hivernale) avec une moindre incertitude*

4. Renforcer les BDD relatives aux pressions, pour mieux établir des liens entre pressions et qualité chimiques des eaux

Un travail d'affinement des informations disponibles sur les pressions permettrait d'améliorer la connaissance des liens entre pressions et concentrations / flux. Les pressions ponctuelles sont réparties sur des très nombreux points de rejets, avec des flux en quantité et qualité assez peu précis. Des marges d'amélioration sont possibles : dans l'identification des stations d'épuration, dans l'acquisition et la capitalisation des données, dans l'évaluation au regard des aires drainées. Les pressions diffuses sont estimées à l'échelle cantonale, ce qui est peu adapté à des estimations sur des

bassins versants de petites tailles. Que ce soit pour les pressions ponctuelles et diffuses, nous ne disposons pas des dynamiques temporelles, notamment des dynamiques saisonnières du ponctuel.

- *Renforcer la précision des pressions, notamment en termes de résolution spatiale et temporelle (enquête SRISE[20], données gestionnaires de territoires… ?).*
- *Les indicateurs liés à la caractérisation des bassins versants sont peu précis, en terme de pression, mais aussi de structures paysagères (bocage, zone humide, ...), d'usage des sols. Il faudrait aller jusqu'à caractériser le bassin versant, mais aussi les zones ripariennes au cours d'eau.*

5. Privilégier certains indicateurs dans l'analyse des données

- Sauf pour le phosphore où le C90 est utile, l'indicateur C50 peut être privilégié pour une analyse de l'évolution inter-annuelle car il est très corrélé au C10 et au C90 pour NO3 et COD. La saisonnalité pourrait s'évaluer par un delta entre un C10 et un C90 sur 5 ans de données. Cette approche simplifiée devrait être comparée aux GAM, plus complexes à mettre en œuvre.

Alors que les indices hydrologiques W2 et BFI discriminent bien les bassins versants, une réflexion devrait être menée pour les estimer de la manière la plus facile possible. Les 2 indicateurs ne sont pas indépendants puisque lorsque le W2 est fort (forte capacité de transfert), le BFI est faible : le bassin est fortement dynamique du point de vue des débits. Toutefois, ces indices, qui doivent être pensés comme des outils d'ingénierie, ne traduisent pas les processus hydrologiques (temps de transfert). Plusieurs méthodes sont possibles pour le calcul du BFI, tandis que le calcul du W2 apparaît plus simple.

- La structuration spatiale des flux est similaire à celle des lames d'eau écoulées (débits) : les concentrations peuvent suffire pour analyser l'organisation spatiale des bassins.
- Les flux sont importants par rapport à l'impact écologique (retenue, littoral, ...) à condition de pouvoir rétablir la temporalité fine de ces transferts : des bilans précis doivent pouvoir être établis pour les bassins présentant des enjeux locaux pour identifier les périodes d'exportation, et cibler les mesures d'atténuation.

Pour mettre en œuvre ces recommandations 5 fiches thématiques ont été réalisées. La première présente le projet ADAM dans sa globalité. Les 4 suivantes sont des fiches techniques et scientifiques, dédiées aux résultats :

- **Indicateurs de concentration et d'hydrologie dans les cours d'eau : méthode et intérêts**
- **Saisonnalité des concentrations en nitrates, phosphore et carbone dissous (NO3, PO4, COD) dans les cours d'eau**
- **Connaissances générales sur le lien entre COD et NO3 dans les cours d'eau**
- **L'utilisation de données de débits modélisés pour l'estimation des flux de nutriments (nitrates et phosphore)**

[20] Service Régional de l'Information Statistique et Economique

Références citées

Abbott, B. W., Gruau, G., Zarnetske, J. P., Moatar, F., Barbe, L., Thomas, Z., Fovet, O., Kolbe, T., Gu, S., Pierson-Wickmann, A.-C., Davy, P. et Pinay, G. (2018) Unexpected spatial stability of water chemistry in headwater stream networks. Ecology Letters, vol. 21, n°2, p. 296-308.

Abbott, B. W., Moatar, F., Gauthier, O., Fovet, O., Antoine, V. et Ragueneau, O. (2018a) Trends and seasonality of river nutrients in agricultural catchments: 18years of weekly citizen science in France. Science of The Total Environment, vol. 624, p. 845-858.

Alexander, R. B., Boyer, E. W., Smith, R. A., Schwarz, G. E. et Moore, R. B. (2007) The Role of Headwater Streams in Downstream Water Quality. Journal of the American Water Resources Association, vol. 43, n°1, p. 41-59.

Álvarez-Cabria, M., Barquín, J. et Peñas, F. J. (2016) Modelling the spatial and seasonal variability of water quality for entire river networks: Relationships with natural and anthropogenic factors. Science of The Total Environment, vol. 545-546, p. 152-162.

Angee, M., Corgne, S. et Gruau, G. (2006) Pollution des captages d'eau brute en rivière de Bretagne par les matières organiques. Une étude statistique inter sous-bassins versants du rôle de l'occupation du sol et des pratiques agricoles.

Aubert, A. H., Gascuel-Odoux, C., Gruau, G., Akkal, N., Faucheux, M., Fauvel, Y., Grimaldi, C., Hamon, Y., Jaffrézic, A., Lecoz-Boutnik, M., Molénat, J., Petitjean, P., Ruiz, L. et Merot, P. (2013) Solute transport dynamics in small, shallow groundwater-dominated agricultural catchments: insights from a high-frequency, multisolute 10 yr-long monitoring study. Hydrol. Earth Syst. Sci., vol. 17, n°4, p. 1379-1391.

Beaujouan, V. (2001) Modélisation des transferts d'eau et d'azote dans les sols et les nappes. Développement d'un modèle conceptuel distribué. Applications à de petits bassins versants agricoles. Thèse de doctorat, Rennes, ENSA.

Bernal, S., Butturini, A. et Sabater, F. (2002) Variability of DOC and nitrate responses to storms in a small Mediterranean forested catchment. Hydrol. Earth Syst. Sci., vol. 6, n°6, p. 1031-1041.

Berthier, L., Bardy, M., Chenu, J., Guzmova, L., Laroche, B., Lehmann, Lemercier, B., Martin, M., Mérot, P., Squividant, H., Thiry et Walter, C. (2014) Enveloppes des milieux potentiellement humides de la France métropolitaine (Notice d'accompagnement). Programme de modélisation des milieux potentiellement humides de France (p. 53). Agrocampus-Ouest/INRA UMR SAS.

Billen, G., Silvestre, M., Grizzetti, Leip, A., Garnier, J., Voss, M., Howarth, R., Bouraoui, F., Lepisto, Kortelainen, Johnes, P., Curtis, Humborg, C., Smedberg, Kaste, Ganeshram, Beusen, A. et Lancelot (2011) Nitrogen flux to coastal waters from regional European watersheds. (p. 271-297).

Bishop, K., Buffam, I., Erlandsson, M., Fölster, J., Laudon, H., Seibert, J. et Temnerud, J. (2008) Aqua Incognita: the unknown headwaters. Hydrological Processes, vol. 22, n°8, p. 1239-1242.

Bowes, M. J., House, W. A., Hodgkinson, R. A. et Leach, D. V. (2005) Phosphorus–discharge hysteresis during storm events along a river catchment: the River Swale, UK. Water Research, vol. 39, n°5, p. 751-762.

Casal, L., Durand, P., Akkal-Corfini, N., Benhamou, C., Laurent, F., Salmon-Monviola, J., Ferrant, S., Probst, A., Probst, J.-L. et Vertès, F. (2019) Reduction of stream nitrate concentrations by land management in contrasted landscapes. Nutrient Cycling in Agroecosystems, vol. 114, n°1, p. 1-17.

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. et Dostal, T. (2010) Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. Geomorphology, vol. 122, n°1-2, p. 167-177.

Clément, J.-C., Pinay, G. et Marmonier, P. (2002) Seasonal dynamics of denitrification along topohydrosequences in three different riparian wetlands. Journal of Environmental Quality, vol. 31, n°3, p. 1025-1037.

Dawson, J. J. C., Soulsby, C., Tetzlaff, D., Hrachowitz, M., Dunn, S. M. et Malcolm, I. A. (2008) Influence of hydrology and seasonality on DOC exports from three contrasting upland catchments. Biogeochemistry, vol. 90, n°1, p. 93-113.

de Lavenne, A. et Cudennec, C. (2019) Assessment of freshwater discharge into a coastal bay through multi-basin ensemble hydrological modelling. Science of The Total Environment, vol. 669, p. 812-820.

Denis, M. (2017) Mécanismes de solubilisation et transfert de matières organiques dissoutes à l'échelle d'un bassin versant agricole : apport de l'étude de la composition moléculaire. Thèse de doctorat, Rennes 1.

DREAL Bretagne (2015) Suivi de la qualité de l'eau dans les bassins versants du GP5.
Dupas, R. (2015) Identification et modélisation des processus à l'origine des transferts de phosphore dissous dans un bassin versant agricole (phdthesis). Thèse de doctorat, Agrocampus Ouest.
Dupas, R., Curie, F., Gascuel-Odoux, C., Moatar, F., Delmas, M., Parnaudeau, V. et Durand, P. (2013) Assessing N emissions in surface water at the national level: Comparison of country-wide vs. regionalized models. Science of The Total Environment, vol. 443, p. 152-162.
Dupas, R., Gascuel-Odoux, C., Fovet, O., Gruau, G., Gu, S., Launay, J. et Grimault, L. (2016) Les zones humides ripariennes, puits ou sources de phosphore dans les paysages agricoles ? Sciences Eaux and Territoires : la Revue du IRSTEA, p. Hors Série n°40.
Dupas, R., Gascuel-Odoux, C., Gilliet, N., Grimaldi, C. et Gruau, G. (2017) Distinct export dynamics for dissolved and particulate phosphorus reveal independent transport mechanisms in an arable headwater catchment. Hydrological Processes, vol. 29, n°14, p. 3162-3178.
Dupas, R., Gruau, G., Gu, S., Humbert, G., Jaffrézic, A. et Gascuel-Odoux, C. (2015) Groundwater control of biogeochemical processes causing phosphorus release from riparian wetlands. Water Research, vol. 84, p. 307-314.
Dupas, R., Minaudo, C. et Abbott, B. W. (2019) Stability of spatial patterns in water chemistry across temperate ecoregions. Environmental Research Letters, vol. 14, n°7, p. 074015.
Dupas, R., Minaudo, C., Gruau, G., Ruiz, L. et Gascuel-Odoux, C. (2018) Multidecadal Trajectory of Riverine Nitrogen and Phosphorus Dynamics in Rural Catchments. Water Resources Research, vol. 0, n°0.
Exner-Kittridge, M., Strauss, P., Blöschl, G., Eder, A., Saracevic, E. et Zessner, M. (2016) The seasonal dynamics of the stream sources and input flow paths of water and nitrogen of an Austrian headwater agricultural catchment. The Science of the Total Environment, vol. 542, n°Pt A, p. 935-945.
GIP Bretagne Environnement (2017) La qualité de l'eau, nitrates et pesticides, des bassins versants bretons en contrat de territoire – années hydrologiques 2014/2015. GIP Bretagne Environnement.
Grimaldi, C., Viaud, V., Massa, F., Carteaux, L., Derosch, S., Regeard, A., Fauvel, Y., Gilliet, N. et Rouault, F. (2004) Stream nitrate variations explained by ground water head fluctuations in a pyrite-bearing aquifer. Journal of Environmental Quality, vol. 33, n°3, p. 994-1001.
Grolemund, G. et Wickham, H. (2011) Dates and Times Made Easy with lubridate. Journal of Statistical Software, vol. 40, n°1, p. 1-25.
Gruau, G., Birgand, F., Jardé, E. et NOVINCE, E. (2004) Pollution des Captages d'Eau Brute de Bretagne par les Matières Organiques, Rapport de Synthèse. Groupe d'Etude sur la Pollution des Eaux par les Matières Organiques.
Grybos, M. (2006) Une approche expérimentale du rôle de la dissolution réductrice des oxyhydroxydes de fer et de la dynamique des matières organiques sur les transferts de métaux à l'interface sol / eau. Rennes 1.
Gu, S. (2017) Release of dissolved and colloidal phosphorus from riparian wetlands : a field and laboratory assessment of the mechanisms and controlling factors. Thèse de doctorat, Rennes 1.
Gustard, A., Bullock, A. et Dixon, J. M. (1992) Low flow estimation in the United Kingdom. Report / Institute of Hydrology. Wallingford : Institute of Hydrology.
Halliday, S. J., Wade, A. J., Skeffington, R. A., Neal, C., Reynolds, B., Rowland, P., Neal, M. et Norris, D. (2012) An analysis of long-term trends, seasonality and short-term dynamics in water quality data from Plynlimon, Wales. Science of The Total Environment, Climate Change and Macronutrient Cycling along the Atmospheric, Terrestrial, Freshwater and Estuarine Continuum - A Special Issue dedicated to Professor Colin Neal, vol. 434, p. 186-200.
Haygarth, P. M., Jarvie, H. P., Powers, S. M., Sharpley, A. N., Elser, J. J., Shen, J., Peterson, H. M., Chan, N.-I., Howden, N. J. K., Burt, T., Worrall, F., Zhang, F. et Liu, X. (2014) Sustainable Phosphorus Management and the Need for a Long-Term Perspective: The Legacy Hypothesis. Environmental Science & Technology, vol. 48, n°15, p. 8417-8419.
Heppell, C. M., Binley, A., Trimmer, M., Darch, T., Jones, A., Malone, E., Collins, A. L., Johnes, P. J., Freer, J. E. et Lloyd, C. E. M. (2017) Hydrological controls on DOC : nitrate resource stoichiometry in a lowland, agricultural catchment, southern UK. Hydrology and Earth System Sciences, vol. 21, n°9, p. 4785-4802.
Howarth, R., Swaney, D., Billen, G., Garnier, J., Hong, B., Humborg, C., Johnes, P., Mörth, C.-M. et Marino, R. (2012) Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate. Frontiers in Ecology and the Environment, vol. 10, n°1, p. 37-43.
Howden, N. J. K., Burt, T. P., Worrall, F., Mathias, S. et Whelan, M. J. (2011) Nitrate pollution in intensively farmed regions: What are the prospects for sustaining high-quality groundwater? Water Resources Research, vol. 47, n°6.

Humbert, G., Jaffrézic, A., Fovet, O., Gruau, G. et Durand, P. (2015) Dry-season length and runoff control annual variability in stream DOC dynamics in a small, shallowgroundwater-dominated agricultural watershed. Water Resources Research, vol. 51, n°10, p. 7860-7877.

Jarvie, H. P., Smith, D. R., Norton, L. R., Edwards, F. K., Bowes, M. J., King, S. M., Scarlett, P., Davies, S., Dils, R. M. et Bachiller-Jareno, N. (2018) Phosphorus and nitrogen limitation and impairment of headwater streams relative to rivers in Great Britain: A national perspective on eutrophication. Science of The Total Environment, vol. 621, p. 849-862.

Kolbe, T. (2017) Temporal and spatial structures of denitrification in crystalline aquifers. Thèse de doctorat, Rennes 1.

Lambert, T. (2013) Sources, production et transfert du carbone organique dissous dans les bassins versants élémentaires sur socle : apports des isotopes stables du carbone. Thèse de doctorat, Rennes 1.

Le, S., Josse, J. et Husson, F. (2008) FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. Journal of Statistical Software, vol. 25, n°1, p. 1-18.

Legeay, P., Gruau, G., Moatar, F. et Gascuel-Odoux, C. (2015) Une analyse de la variabilité spatio-temporelle des flux et des sources du phosphore dans les cours d'eau bretons. Période 1987-2012 (Rapport TRANS-P volet 2).

Legout, C., Molenat, J., Aquilina, L., Gascuel-Odoux, C., Faucheux, M., Fauvel, Y. et Bariac, T. (2007) Solute transfer in the unsaturated zone-groundwater continuum of a headwater catchment. Journal of Hydrology, vol. 332, n°3, p. 427-441.

Liu, W., Xu, X., McGoff, N. M., Eaton, J. M., Leahy, P., Foley, N. et Kiely, G. (2014) Spatial and Seasonal Variation of dissolved organic carbon (DOC) concentrations in Irish streams: importance of soil and topography characteristics. Environmental Management, vol. 53, n°5, p. 959-967.

Martin, C. (2003) Mécanismes hydrologiques et hydrochimiques impliqués dans les variations saisonnières des teneurs en nitrate dans les bassins versants agricoles. Thèse de doctorat, Rennes 1.

Mauricio Zambrano-Bigiarini (2017) hzambran/hydroGOF: v0.3-10: CITATION change. Zenodo.

Meter, K. J. V., Chowdhury, S., Byrnes, D. K. et Basu, N. B. (s.d.) Biogeochemical asynchrony: Ecosystem drivers of seasonal concentration regimes across the Great Lakes Basin. Limnology and Oceanography, vol. n/a, n°n/a.

Meybeck, M. et Moatar, F. (2012) Daily variability of river concentrations and fluxes: indicators based on the segmentation of the rating curve. Hydrological Processes, vol. 26, n°8, p. 1188-1207.

Minaudo, C., Dupas, R., Gascuel-Odoux, C., Roubeix, V., Danis, P.-A. et Moatar, F. (2019) Seasonal and event-based concentration-discharge relationships to identify catchment controls on nutrient export regimes. Advances in Water Resources, vol. 131, p. 103379.

Minaudo, C., Meybeck, M., Moatar, F., Gassama, N. et Curie, F. (2015) Eutrophication mitigation in rivers: 30 years of trends in spatial and seasonal patterns of biogeochemistry of the Loire River (1980–2012). Biogeosciences, n°12, p. 2549-2563.

Moatar, F., Abbott, B. W., Minaudo, C., Curie, F. et Pinay, G. (2017) Elemental properties, hydrology, and biology interact to shape concentration-discharge curves for carbon, nutrients, sediment, and major ions: SHAPES AND CAUSES OF C-Q RELATIONSHIPS. Water Resources Research, vol. 53, n°2, p. 1270-1287.

Moatar, F. et Meybeck, M. (2007) Riverine fluxes of pollutants: Towards predictions of uncertainties by flux duration indicators. Comptes Rendus Geoscience, vol. 339, n°6, p. 367-382.

Moatar, F., Meybeck, M., Raymond, S., Birgand, F. et Curie, F. (2013) River flux uncertainties predicted by hydrological variability and riverine material behaviour. Hydrological Processes, vol. 27, n°25, p. 3535-3546.

Molenat, J. (1999) Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole : étude expérimentale et modélisation. Thèse de doctorat, Rennes 1.

Molenat, J., Gascuel-Odoux, C., Ruiz, L. et Gruau, G. (2008) Role of water table dynamics on stream nitrate export and concentration in agricultural headwater catchment (France). Journal of Hydrology, vol. 348, n°3, p. 363-378.

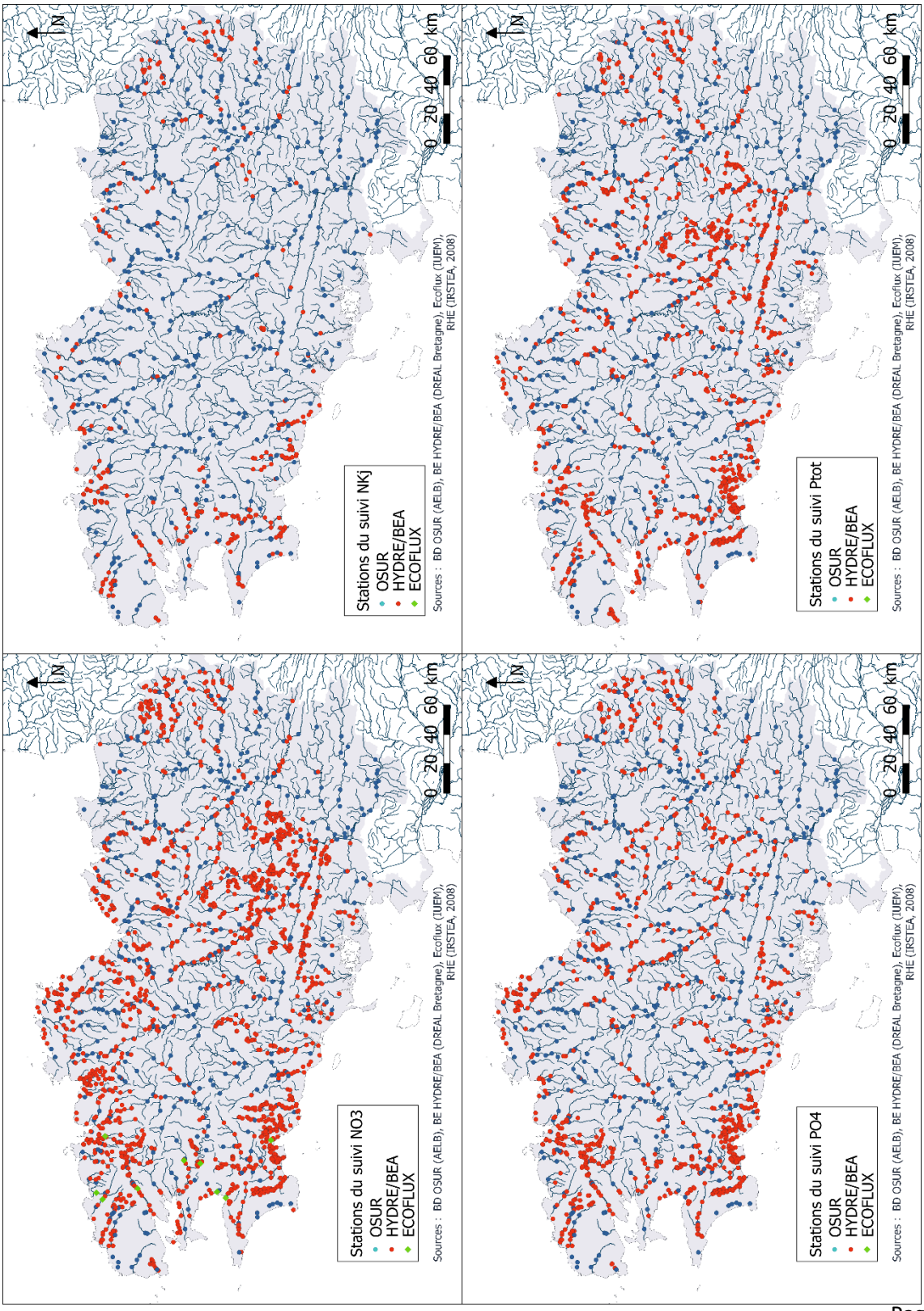
Monteith, D. T., Evans, C. D. et Reynolds, B. (2000) Are temporal variations in the nitrate content of UK upland freshwaters linked to the North Atlantic Oscillation? Hydrological Processes, vol. 14, n°10, p. 1745-1749.

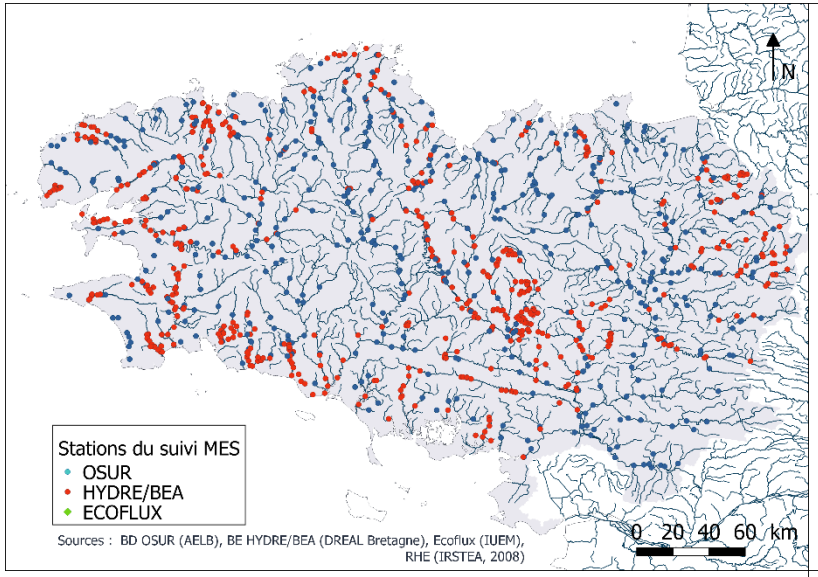
Montreuil, O. (2008) Relation entre l'ordre des bassins versants, l'organisation spatiale et le fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines. Thèse de doctorat, Rennes, Agrocampus Ouest.

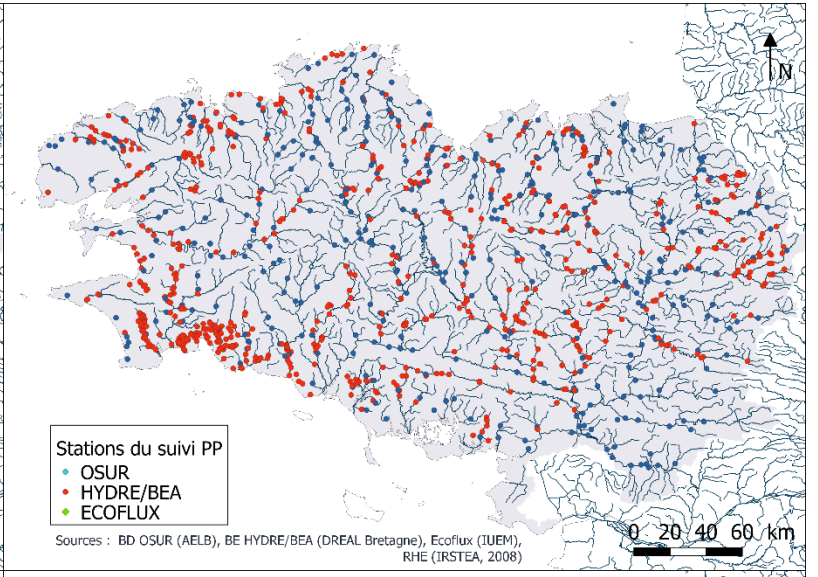
Montreuil, O., Merot, P. et Marmonier, P. (2010) Estimation of nitrate removal by riparian wetlands and streams in agricultural catchments: effect of discharge and stream order. Freshwater Biology, vol. 55, n°11, p. 2305-2318.
Morel, B., Durand, P., Jaffrezic, A., Gruau, G. et Molenat, J. (2009) Sources of dissolved organic carbon during stormflow in a headwater agricultural catchment. Hydrological Processes, vol. 23, n°20, p. 2888-2901.
Mulholland, P. J. et Hill, W. R. (1997) Seasonal patterns in streamwater nutrient and dissolved organic carbon concentrations: Separating catchment flow path and in-stream effects. Water Resources Research, vol. 33, n°6, p. 1297-1306.
Musolff, A., Selle, B., Büttner, O., Opitz, M. et Tittel, J. (2017) Unexpected release of phosphate and organic carbon to streams linked to declining nitrogen depositions. Global Change Biology, vol. 23, n°5, p. 1891-1901.
Oehler, F. (2006) Mesure de la dénitrification et modélisation spatialisée des flux d'azote à l'échelle d'un petit bassin versant d'élevage. Thèse de doctorat, Rennes, Agrocampus Ouest.
Perrin, C., Michel, C. et Andréassian, V. (2003) Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. Journal of Hydrology, vol. 279, n°1-4, p. 275-289.
Pinay, G., Gascuel, C., Menesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Levain, A., Moatar, F., Pannard, A. et Souchu, P. (2017) L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS - Ifremer - INRA - Irstea.
Piñol, J., Ávila, A. et Rodà, F. (1992) The seasonal variation of streamwater chemistry in three forested Mediterranean catchments. Journal of Hydrology, vol. 140, n°1, p. 119-141.
Poisvert, C., Curie, F. et Moatar, F. (2017) Annual agricultural N surplus in France over a 70-year period. Nutrient Cycling in Agroecosystems, vol. 107, n°1, p. 63-78.
Prost, O., Moatar, F. et Danis, P.-A. (2016) Caractérisation physico-chimique (observations et modélisations) des apports externes (bassins versants) dans les plans d'eau nationaux pour l'évaluation de l'état écologique et la priorisation des programmes de mesures (ONEMA) (p. 117).
Raymond, S., Moatar, F., Meybeck, M. et Bustillo, V. (2013) Choosing methods for estimating dissolved and particulate riverine fluxes from monthly sampling. Hydrological Sciences Journal, vol. 58, n°6, p. 1326-1339.
Rouxel, M. (2010) Étude des mécanismes hydrologiques du transport de solutés dans les aquifères superficiels des bassins versants sur socle.
Sabater, S., Butturini, A., Clement, J.-C., Burt, T., Dowrick, D., Hefting, M., Matre, V., Pinay, G., Postolache, C., Rzepecki, M. et Sabater, F. (2003) Nitrogen Removal by Riparian Buffers along a European Climatic Gradient: Patterns and Factors of Variation. Ecosystems, vol. 6, n°1, p. 0020-0030.
Schoumans, O. F., Chardon, W. J., Bechmann, M. E., Gascuel-Odoux, C., Hofman, G., Kronvang, B., Rubæk, G. H., Ulén, B. et Dorioz, J.-M. (2014) Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: A review. Science of The Total Environment, vol. 468-469, p. 1255-1266.
Schoumans, O. F., Silgram, M., Walvoort, D. J. J., Groenendijk, P., Bouraoui, F., Andersen, H. E., Porto, A. L., Reisser, H., Gall, G. L., Anthony, S., Arheimer, B., Johnsson, H., Panagopoulos, Y., Mimikou, M., Zweynert, U., Behrendt, H. et Barr, A. (2009) Evaluation of the difference of eight model applications to assess diffuse annual nutrient losses from agricultural land. Journal of Environmental Monitoring, vol. 11, n°3, p. 540-553.
Seitzinger, S. P., Mayorga, E., Bouwman, A. F., Kroeze, C., Beusen, A. H. W., Billen, G., Drecht, G. V., Dumont, E., Fekete, B. M., Garnier, J. et Harrison, J. A. (2010) Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. Global Biogeochemical Cycles, vol. 24, n°4.
Wickham, H. (2011) The Split-Apply-Combine Strategy for Data Analysis. Journal of Statistical Software, vol. 40, n°1, p. 1-29.
Wickham, H. (2016) ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer.
Wood, S. N. (2017) Generalized Additive Models : An Introduction with R, Second Edition. Chapman and Hall/CRC.
Woodward, S. J. R., Stenger, R. et Bidwell, V. J. (2013) Dynamic analysis of stream flow and water chemistry to infer subsurface water and nitrate fluxes in a lowland dairying catchment. Journal of Hydrology, vol. 505, p. 299-311.
Worrall, F. et Burt, T. P. (2007) Trends in DOC concentration in Great Britain. Journal of Hydrology, vol. 346, n°3, p. 81-92.

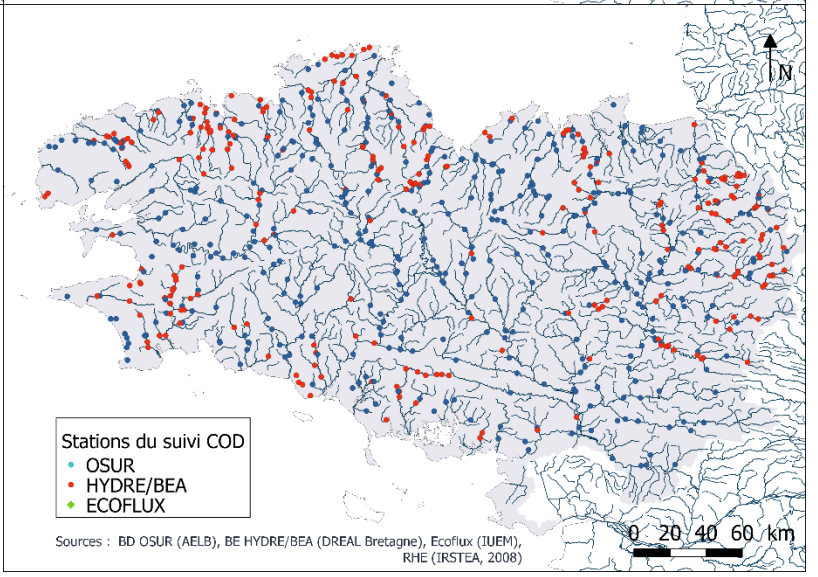
ANNEXES

Annexe 1 : Répartitions spatiales des stations du suivi de la qualité de l'eau par paramètre (1971-fin 2016)




N
Stations du suivi MES
OSUR
HYDRE/BEA
ECOFLUX
Sources : BD OSUR (AELB), BE HYDRE/BEA (DREAL Bretagne), Ecoflux (IUEM), RHE (IRSTEA, 2008)
0 20 40 60 km


N
Stations du suivi PP
OSUR
HYDRE/BEA
ECOFLUX
Sources : BD OSUR (AELB), BE HYDRE/BEA (DREAL Bretagne), Ecoflux (IUEM), RHE (IRSTEA, 2008)
0 20 40 60 km


N
Stations du suivi COD
OSUR
HYDRE/BEA
ECOFLUX
Sources : BD OSUR (AELB), BE HYDRE/BEA (DREAL Bretagne), Ecoflux (IUEM), RHE (IRSTEA, 2008)
0 20 40 60 km

Annexe 2 : Comparaison des simulations de débits SIMFEN et GR4J

Contributeurs : Stella Guillemot, Donatien Dallery, Florentina Moatar, Ophélie Fovet, Christophe Cudennec, Patrick Durand, Josette Launay, Hervé Squividant, Chantal Gascuel.

Annexe.2.1. Introduction

Dans le cadre du projet ADAM des reconstitutions de débits par le modèle conceptuel **GR4J développée à IRSTEA Antony** (Perrin *et al.*, 2003 ; Brigode *et al.* 2014) sont utilisées pour compléter les couples de stations « qualité – débit » et ainsi calculer des indicateurs de débit et de flux de matière associés à des stations qualité localisées sur des têtes de bassins versants bretons (surfaces de bassins comprises entre 1 et 200 km²).
Cette annexe présente un travail de comparaison avec celles obtenues par une autre approche de modélisation hydrologique : un modèle de transposition des débits à base géomorphologique (de Lavenne et Cudennec, 2019), applicable à l'échelle de la Bretagne grâce au développement d'un service web de modélisation : SIMFEN (http://bit.do/simfen**). Le service web de modélisation ayant été développé dans un calendrier parallèle à celui du projet ADAM, les reconstitutions GR4J ont été mobilisées dans un souci d'efficacité. Cet exercice de comparaison vise ainsi à vérifier que pour des analyses similaires au projet ADAM futures, l'utilisation de l'une ou l'autre des modélisations serait opportune.**

Deux types de comparaisons sont donc réalisés sur un ensemble de 19 stations :

- Entre les indices hydrologiques calculés sur les données journalières de débit de SIMFEN et de GR4j ;
- Entre les flux de matière calculés à partir des données journalières de débit de SIMFEN et de GR4j et de données mensuelles de concentration.

Dix-neuf couples de stations reconstituées SIMFEN et GR4j (Figure A2- 1) sont sélectionnées de manière à avoir un échantillon de comparaison varié en terme de réactivités hydrologiques (W2 compris entre 7 et 23%, médiane de 12,5%) et d'aires drainées (11 à 772 km², médiane de 51,5 km²). Elles sont localisées en proximité des stations de surveillance de la qualité de l'eau bancarisées dans OSUR et HYDRE/BEA. Pour 5 stations reconstituées sur ces 19, une station hydrométrique est à proximité et sur le même cours d'eau, les données étant bancarisées dans la banque HYDRO. Mais ici, l'objectif n'est pas de comparer les débits simulés par les modèles par rapport aux débits mesurés réellement à proximité.

Une période de 10 années récentes (Janvier 2007 à Décembre 2016) est retenue pour l'analyse. Elle correspond à la période utilisée pour les analyses des flux et des concentrations sur les bassins amonts du projet ADAM.

Quatre indices hydrologiques sont utilisés pour « résumer » les chroniques de débit journalier :

- QSP : débit spécifique interannuel moyen (l/s/km²)
- QMNA : médiane des débits mensuels minimums annuels (l/s/km²)
- BFI : base flow index d'après la méthode du filtre de Wallingford (%)
- W2 : % du volume d'eau qui s'écoule pendant les plus forts débits en 2% du temps de la chronique (%) (Moatar *et al.* 2013)

Des moyennes interannuelles des flux de matière sont calculés sur une période de 5 ans (2008-2014) en utilisant des stations de qualité d'eau publiques associées (OSUR et HYDRE/BEA), avec un suivi mensuel des éléments COD, NO_3^-, MES, PO_4^{3-} et Ptot. Les méthodes de calcul les plus pertinentes par élément ont été choisies afin de limiter les incertitudes associées : méthode M5 (concentration moyenne pondérée par les débits) pour COD et NO_3^-, et moyenne entre les méthodes IRC et SRC (régressions linéaires ou segmentées) pour MES, PO_4^{3-} et Ptot (Raymond *et al.* 2013). Les estimations des flux par la méthode M5 sont corrigées par les biais et sont définies avec une incertitude d'après les abaques fournis par (Moatar *et al.* 2013).

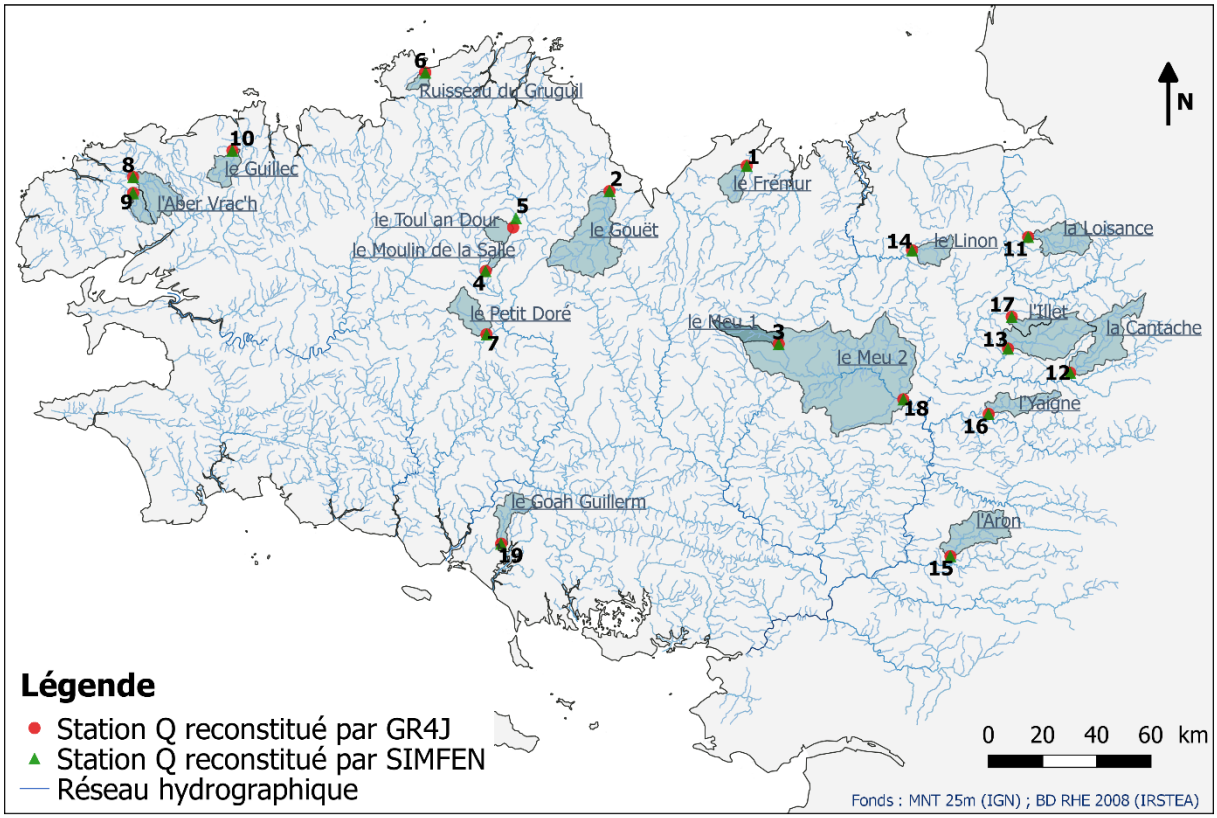


Figure A2- 1 : Localisation des 19 couples de stations Q reconstitués par les modèles SIMFEN et GR4J.

A noter : Les indices hydrologiques et les flux de matière sont calculés par année civile et non par année hydrologique. Noter aussi que les estimations des aires drainées aux points notés par SIMFEN et GR4j sont équivalentes pour les 19 points.

Annexe.2.2. Résultats

- <u>Comparaison entre les indices hydrologiques de GR4J et SIMFEN :</u>

Pour 19 stations, les débits spécifiques interannuels (2007-2016) sont compris entre 5.6 et 19.5 l/s/km² (médiane 10.6) pour Simfen et entre 6.6 et 22 l/s/km² pour Gr4J. Les différences de débits observées sont principalement sur les périodes de hautes eaux/crues, avec SIMFEN légèrement inférieur ou supérieur à GR4J selon la station et l'année regardée.

Les débits d'étiage (moyenne des QMNA sur 10 ans) simulés par les deux modèles sont proches et compris entre 0.1 et 6.1 l/s/km² (Figure A2- 2B). Cependant pour des débits très faibles (< 3 l/s/km²), les débits simulés par Simfen sont plus importants que ceux simulés par GR4J. De même, les écarts

pour les deux autres indicateurs hydrologiques (BFI et W2) sont faibles avec une des différences comprises entre ± 8% (BFI) et ±5% (W2) (Figure A2- 2 C et D).

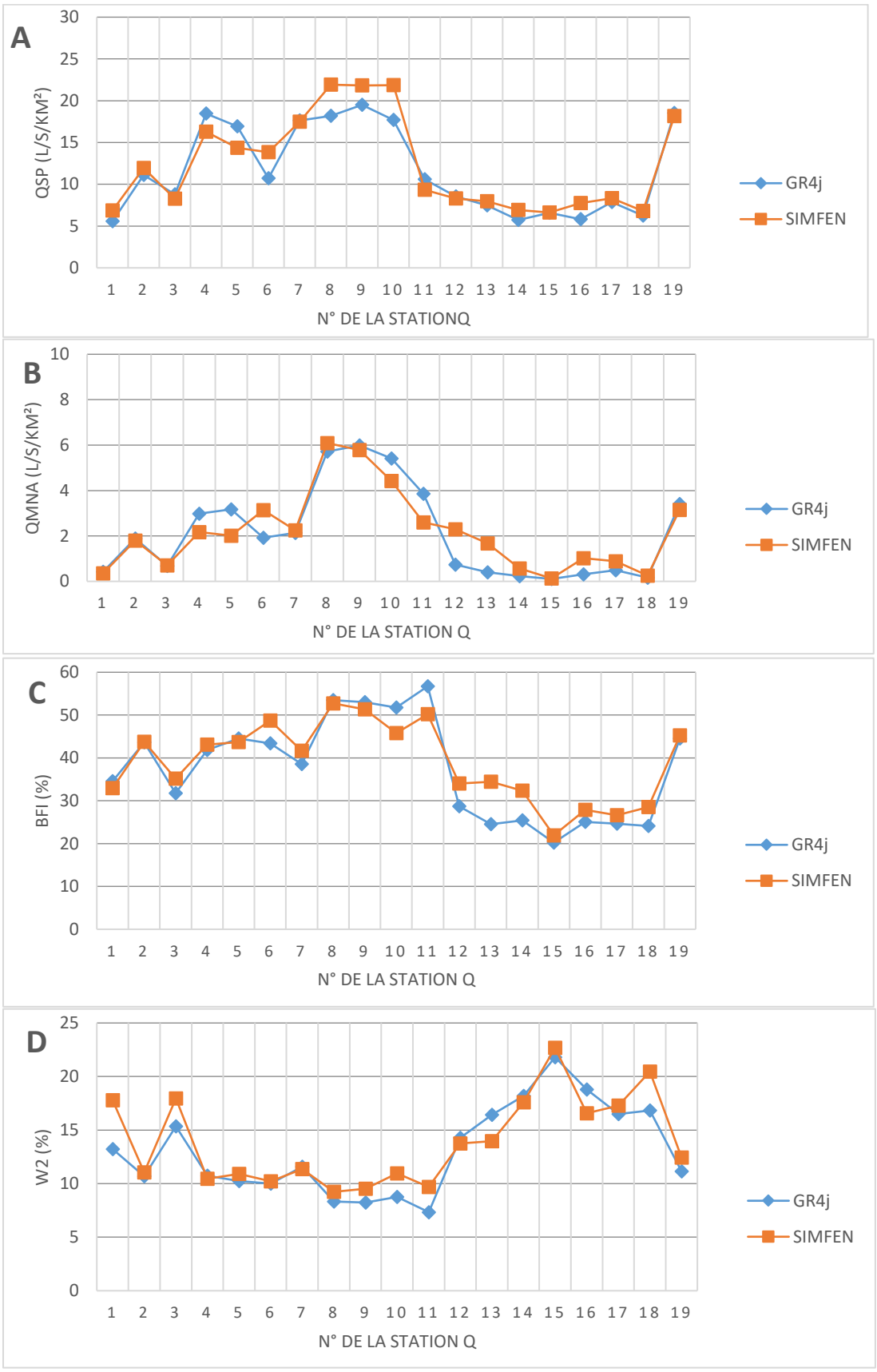


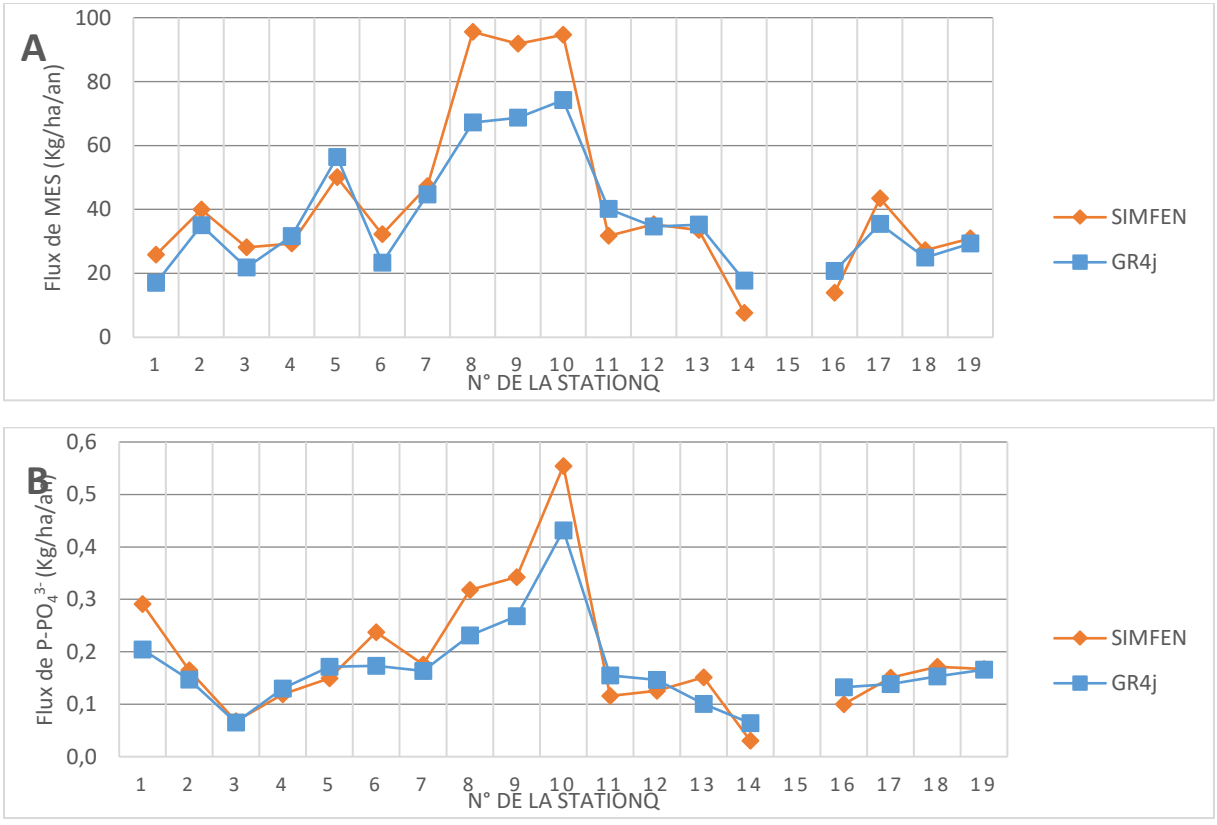
Figure A2- 2 : QSP (en A), QMNA (en B), BFI (en C) et W2 en D) calculés avec GR4J et SIMFEN pour les 19 stations.

- Comparaison entre les flux chimiques calculés avec des débits GR4J ou SIMFEN :

Les flux chimiques calculés via les estimations de débits GR4J et SIMFEN sont globalement semblables pour les 18 premières stations. Sur la 15ème station, les flux n'ont pu être estimés par manque de données de concentrations.

Nous allons par la suite commenter les différences pour les 18 stations, d'abord les flux de MES, PO_4^{3-} et Ptot estimés par les méthodes de régression, ensuite les flux de COD et NO_3^- estimés par la méthode de la concentration moyenne pondérée par les débits.

Pour les 18 premières stations, les flux interannuels spécifiques moyens (kg/ha/an) de MES, PO_4^{3-} et Ptot calculés avec SIMFEN sont globalement plus forts que ceux calculés avec GR4j, mais avec des écarts qui restent acceptables pour une majorité des stations (Figure A2- 3 et Figure A2- 4). Les écarts entre les deux estimations sont : de 8,2 ± 27,9 % pour MES (moyenne ± écart-type), 7,2 ± 27,2 % pour PO_4^{3-} et 8,6 ± 32,7 % pour Ptot. La hiérarchie des stations est bien respectée pour les flux de MES mais moins pour le PO_4^{3-} puis Ptot (Coefficient de corrélation sur les rangs (Spearman) de 0.93, 0.86 et 0.68 respectivement). Pour rappel, pour ces éléments, nous avons d'abord estimé des régressions linéaires (logC en fonction de logQ) à partir des couples C-Q pour les jours de prélèvement. Ensuite, nous avons appliqué ces régressions aux débits journaliers simulés par les deux modèles. Les différences entre les estimations des flux annuels peuvent donc provenir 1) des différences entre les débits journaliers des deux simulations SIMFEN et GR4J, 2) des différences entre les droites de régressions logC-logQ établies sur les couples de données (où il y a eu prélèvement).



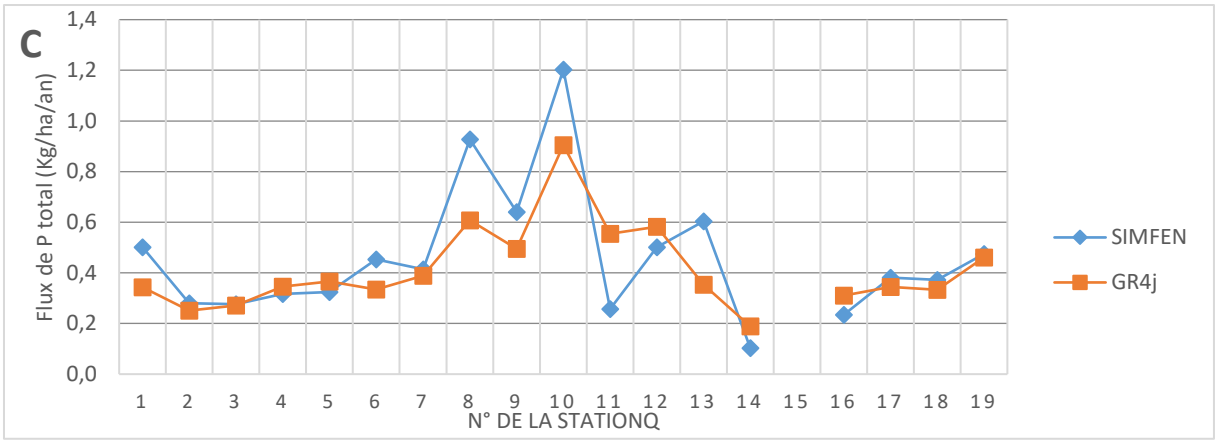


Figure A2- 3 : Flux interannuels moyens de MES, PO_4^{3-} et Ptot (en A-B-C) calculés avec Q GR4j et SIMFEN pour 18 stations (méthode de la concentration moyenne pondérée par les débits) ; les barre d'erreurs correspondent aux imprécisions supérieures et inférieures sur les flux.

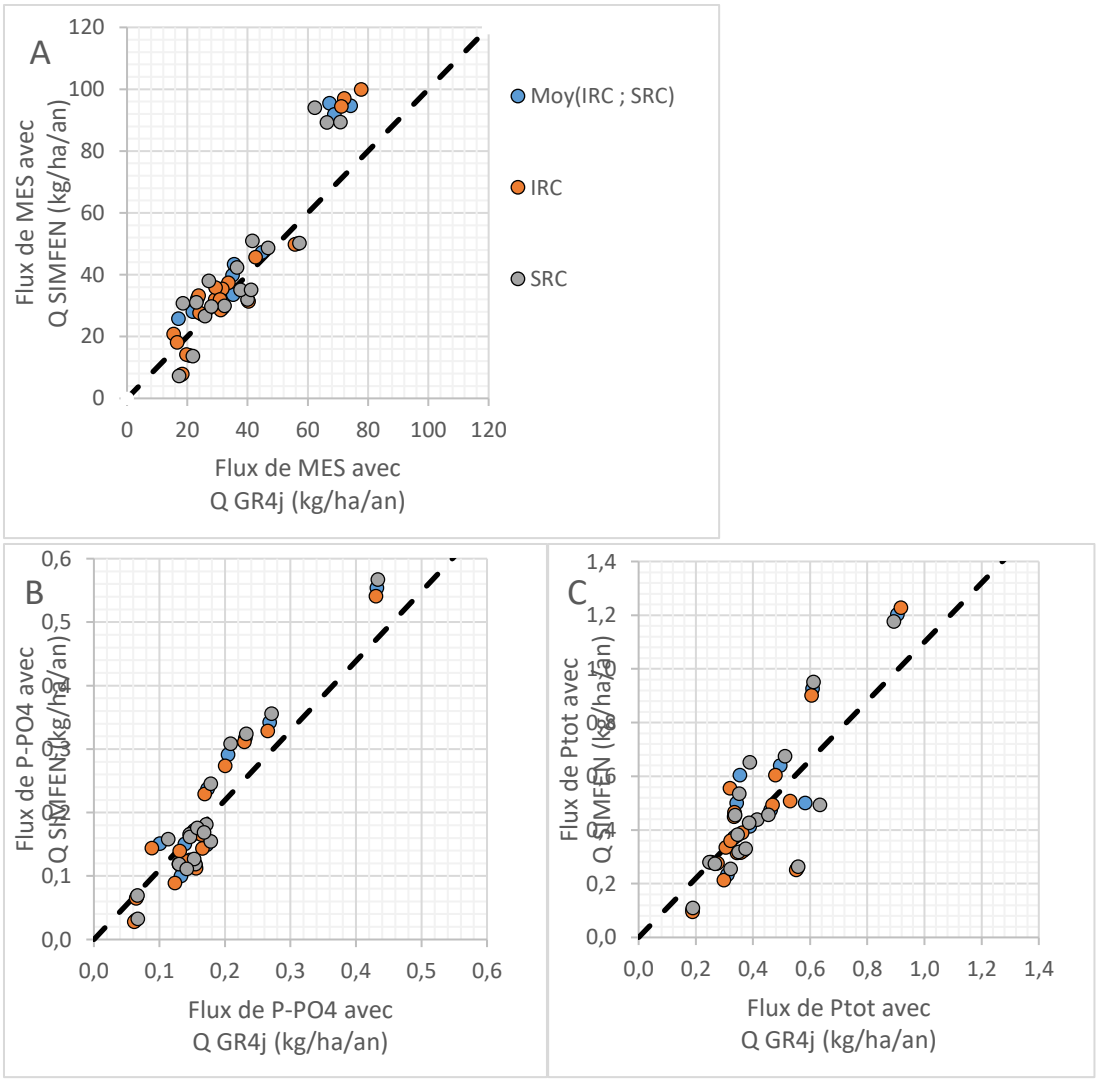


Figure A2- 4 : Comparaison les flux interannuels moyens de MES, PO4 et Ptot (en A-B-C), entre ceux calculés avec des Q GR4j ou SIMFEN (pour 18 stations).

Les estimations des flux interannuels moyens de NO_3^- et COD réalisées par la méthode M5 et avec les deux sources de débits sont très proches et sont dans la majorité des cas dans la marge d'incertitude de la méthode de calcul des flux (Figure A2- 5 et Figure A2- 6). Les écarts moyens entre les flux interannuels spécifiques (kg/ha/an) de SIMFEN par rapport à GR4j sont de -6.1 ± 24,4 % pour COD et de 1,8 ± 32,0 % pour $N\text{-}NO_3^-$, les flux de COD et $N\text{-}NO_3^-$ sont donc semblables pour les 2 modèles malgré des débits annuels globalement plus forts pour SIMFEN que pour GR4J. Pour rappel, la méthode M5 utilise une concentration moyenne pondérée par les débits. Cela indique que la concentration moyenne pondérée par les débits calculés avec SIMFEN est plus faible que celle calculée avec GR4J. Par contre, la hiérarchie des stations est très bien respectée pour NO_3^- et COD (coefficient de corrélation sur les rangs de Spearman 0.96 et 0.92 respectivement).

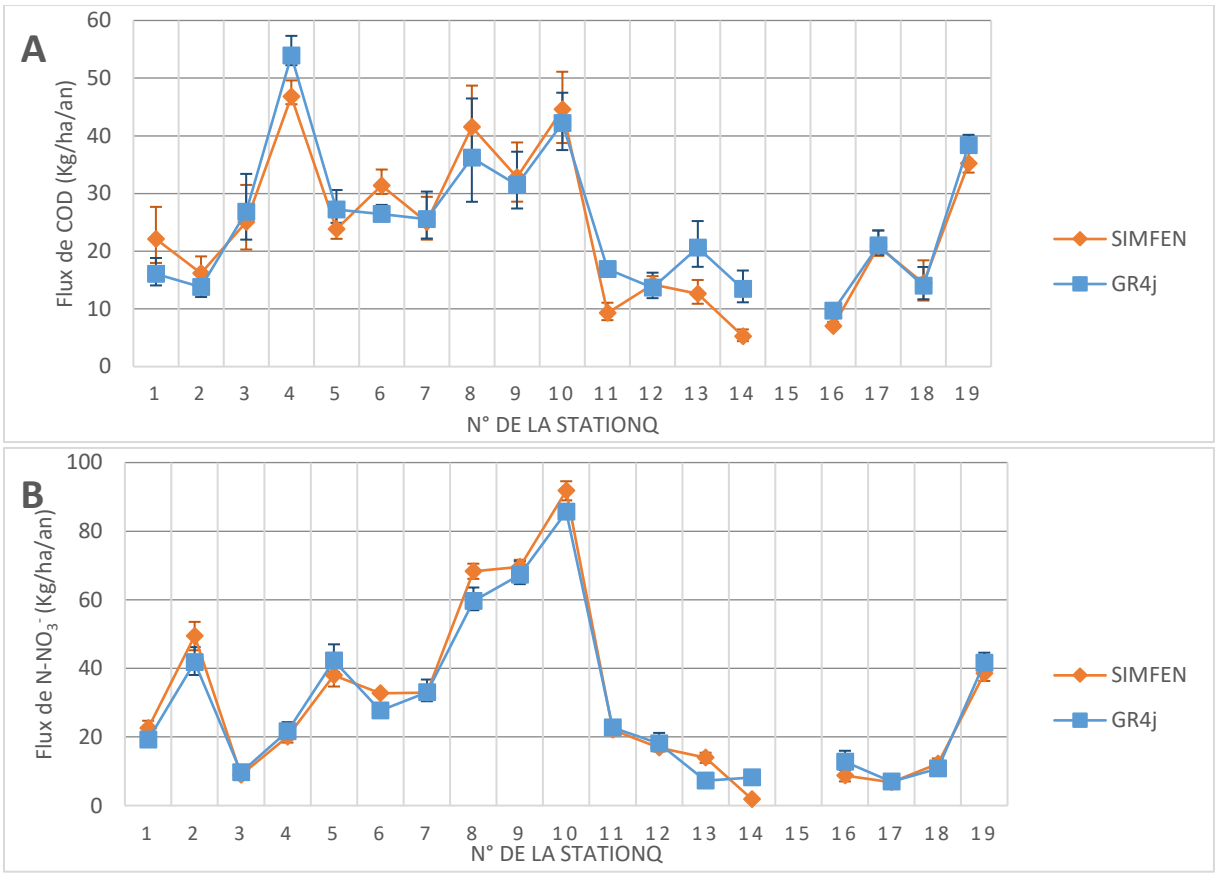


Figure A2- 5 : Flux de COD (en A) et de N-NO3 (en B) calculés avec Q GR4j et SIMFEN pour les 19 stations (méthode de la concentration moyenne pondérée par les débits) ; les barre d'erreurs correspondent aux percentiles 90e et 10e des imprécisions des flux.

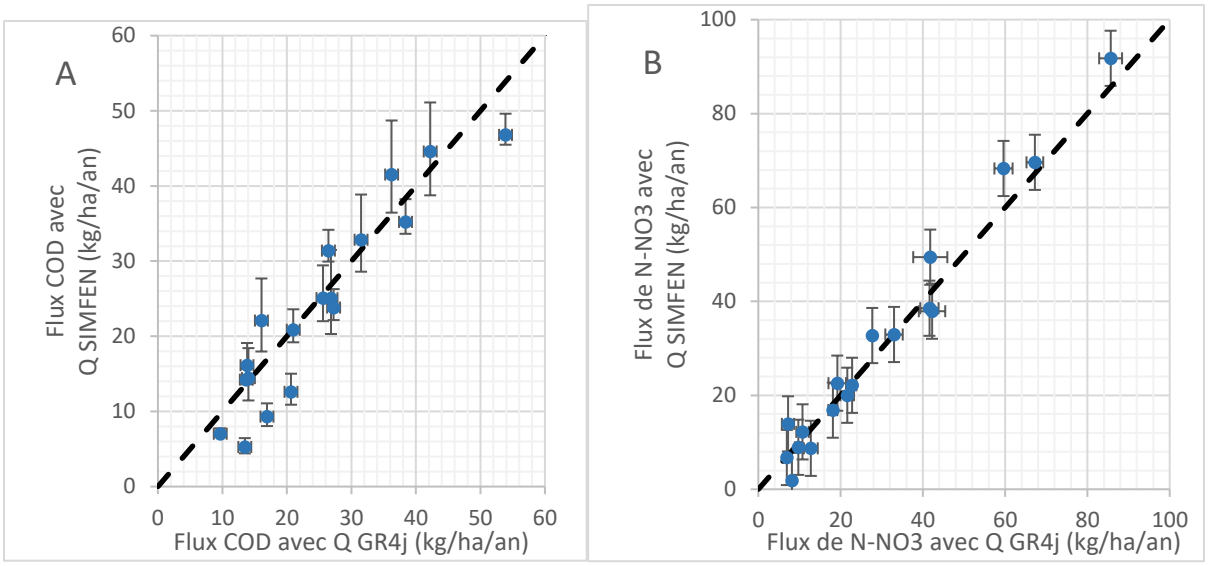


Figure A2- 6 : Comparaison entre les flux de COD (en A) et N-NO_3^- (en B) calculés avec Q GR4j et SIMFEN pour 18 stations (méthode de la concentration moyenne pondérée par les débits) ; les barres d'erreurs correspondent aux percentiles 90^e et 10^e des imprécisions des flux.

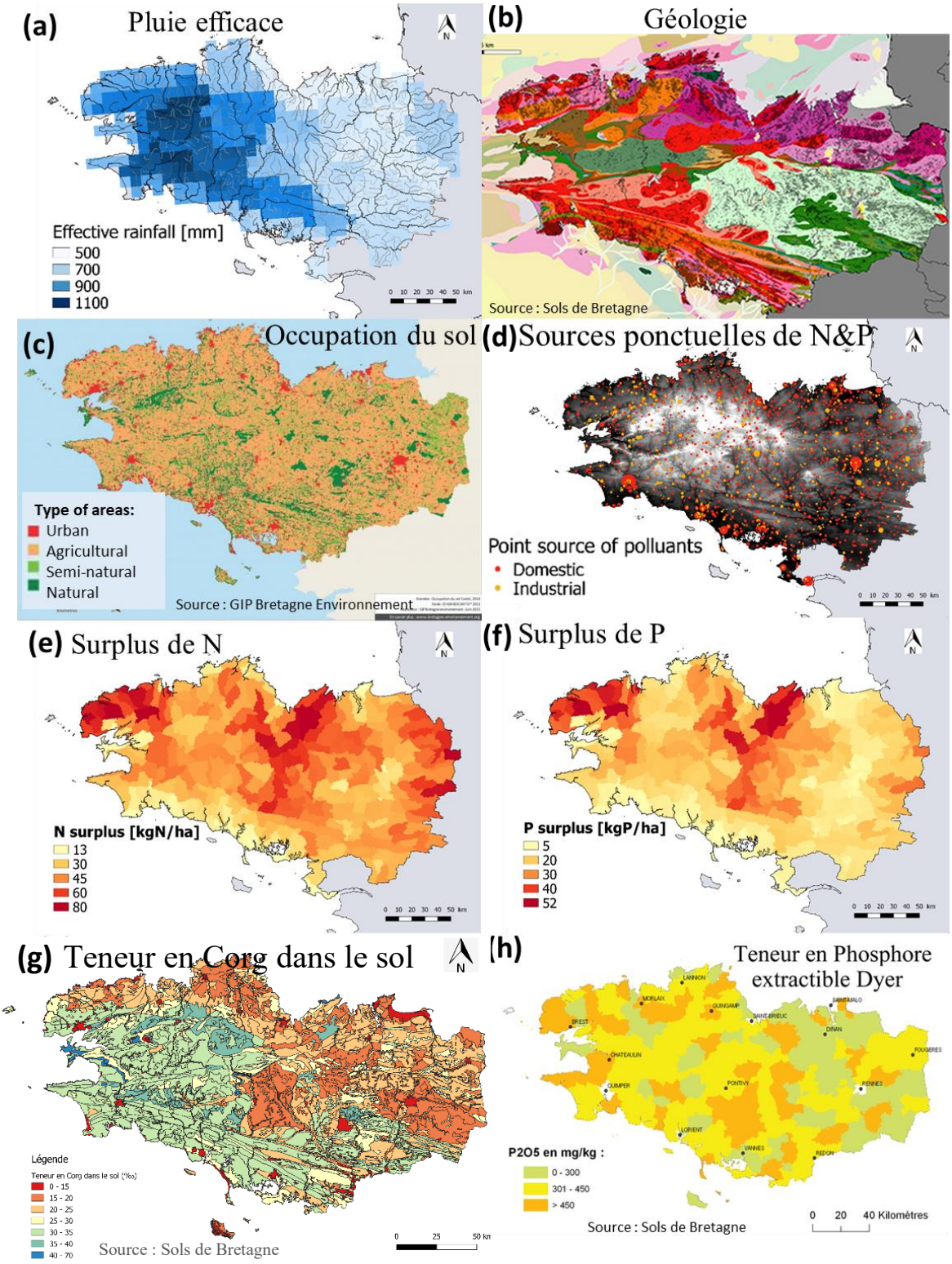
Annexe.2.3. Conclusion

La cohérence entre les simulations SIMFEN et GR4J démontrée sur un échantillon d'une vingtaine de stations et à partir d'une période de simulation de 10 ans, permet de confirmer que ces deux modèles fournissent des indicateurs hydrologiques (Débit moyen, QMNA, BFI et W2) et flux de matière en similaires (en NO_3^-, COD, P total, PO4 et MES).

Ces indicateurs hydrologiques sont utilisés dans le projet ADAM comme facteurs explicatifs des exportations et dynamiques des concentrations en nutriments. L'ambition n'est pas ici d'estimer précisément les flux de nutriments, le nombre de points de mesure des concentrations disponibles sur ces relativement petites aires drainées étant trop limitant, mais plutôt de hiérarchiser les exports de ces bassins. Si une modélisation des flux d'éléments chimiques devait être généralisée à l'échelle de la Bretagne, il faudrait alors comparer de manière plus approfondie les différentes démarches, et assortir ces démarches avec un guide au choix selon les objectifs visés.

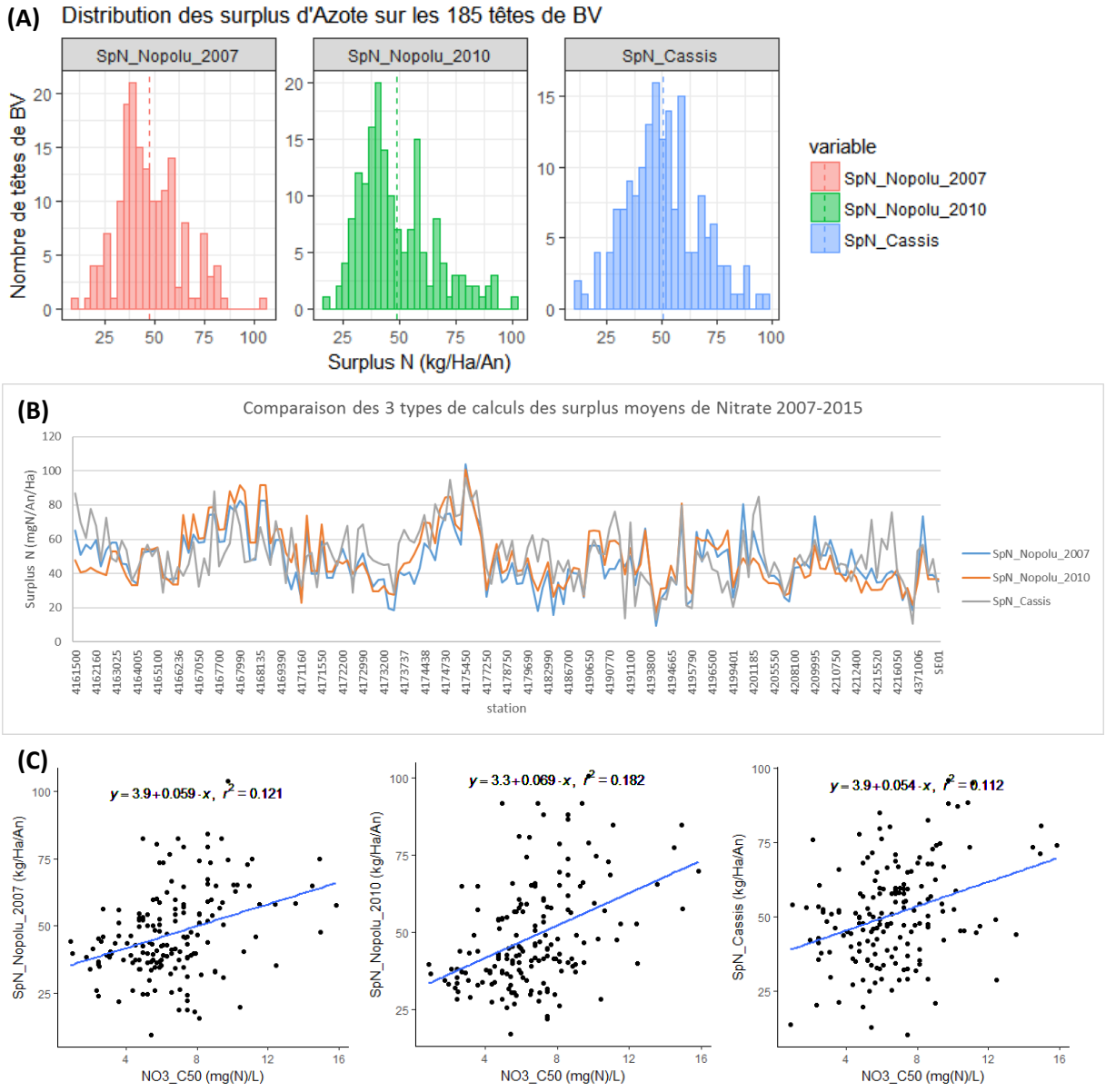
Annexe 3 : Cartes des principales caractéristiques de Bretagne

(de a à h) précipitations, géologie, occupation du sol, relief et sources ponctuelles de N et P, surplus de N et P, teneur en carbone organique et teneur en Phosphore extractible Dyer.



Annexe 4 : Comparaison des 3 méthodes d'estimation des surplus d'Azote

Sur les 185 bassins versants amont bretons suivants N-C-P simultanément sur 2007-2017. (A) Distributions statistiques des 3 méthodes d'estimation, (B) Estimation des surplus d'Azote sur chaque tête de bassin, (C) Corrélations entre les 3 méthodes d'estimation et la médiane interannuelle des concentrations en NO_3^- dans les cours d'eau (NO3_C50).



Annexes 5 : Variabilités interannuelles des lames d'eau et flux de matière

- **Variabilité interannuelle des lames d'eau écoulées par bassin**

Il existe une variabilité interannuelle des débits annuels moyens très marquée sur l'ensemble des 185 bassins, où les années 2007, 2016 et 2014 ont les plus forts débits (>2 m^3/s) et les années 2011 et 2015 les plus faibles (<1 m^3/s). Par ailleurs la variabilité entre les 185 bassins est sensiblement la même pour les deux périodes (2007-2016 et 2010-2014).

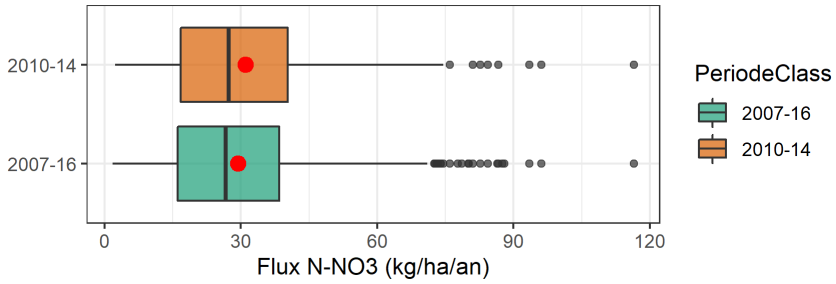


Figure A5- 1 : Comparaison de la variabilité des flux moyens de NO_3^- entre les deux période 2007-2016 et 2010-2014.

- **Variabilité interannuelle des flux de matière**

Les graphiques en Figure A5- 2 représentent les distributions des flux annuels de matière selon l'élément, pour l'ensemble des stations où un flux a été calculé. Et en Fig.6, les variabilités interannuelles et inter-méthodes sont présentées pour chaque élément.

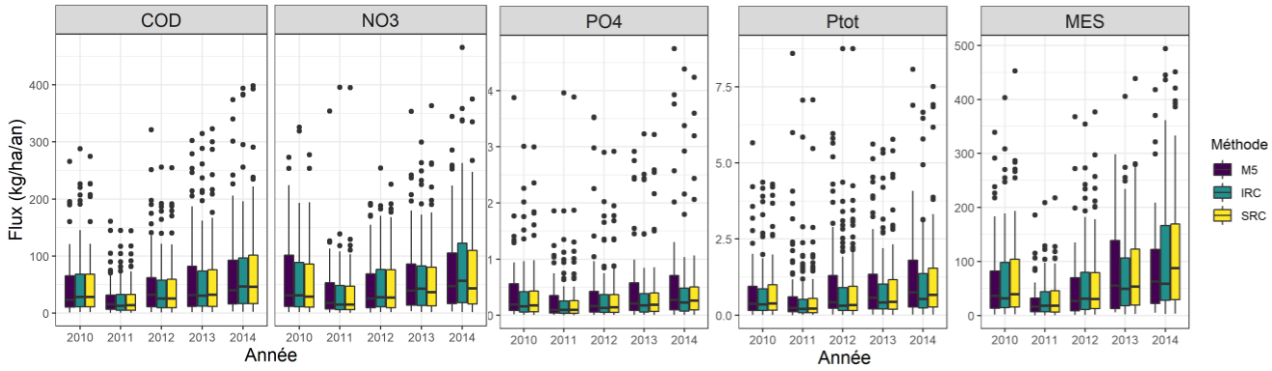


Figure A5- 2 : Variabilité, pour chaque paramètre, des flux annuels de 2010 à 2014 entre les 185 bassins versants et pour les 3 méthodes utilisées : M5 a été choisie pour COD et NO_3^-, et la moyenne de IRC et SRC a été choisie pour PO4, Ptot et MES.

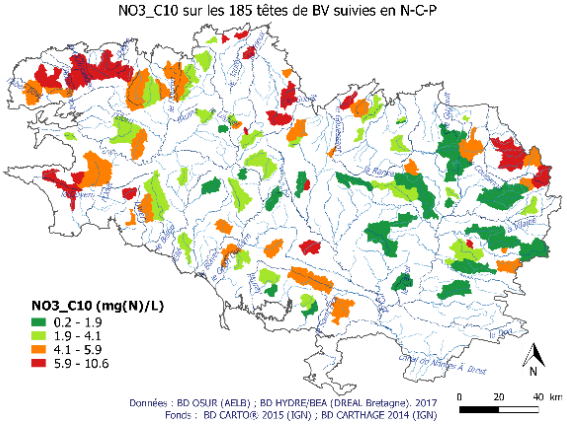
On y observe globalement, une bonne cohérence entre les distributions des flux annuels de matière calculées par les 4 méthodes, et ceci quel que soit l'élément chimique. Plus précisément certaines différences sont observées entre les méthodes :

- Pour les flux NO_3^- : IRC > M5 > SRC
- Pour les flux PO_4^{3-} et Ptot : M5 > SRC et IRC
- Pour les flux MES : pas de différences marquées et elles varient selon les années.

La variabilité interannuelle est forte pour chaque élément et chaque méthode d'estimation des flux. Des différences sont observées entre les méthodes d'estimations seulement pour MES : c'est l'élément où il y a la plus grande variabilité interannuelle des flux annuels pour les méthodes IRC et SRC, par rapport à celles des M5.

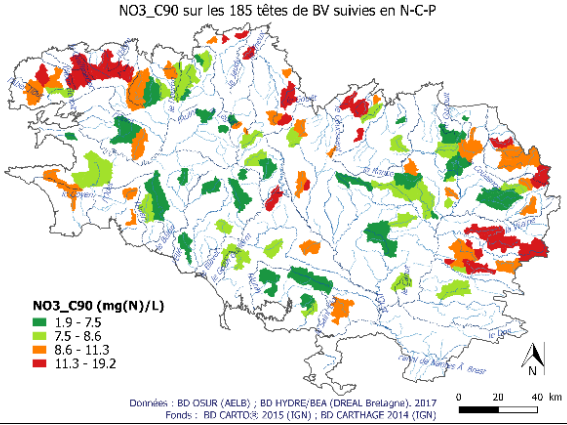
Annexes 6 : Variabilités spatiales des indicateurs des niveaux extrêmes C10 et C90 de NO_3^-, COD, PO_4^- et PP sur les 185 têtes de bassin versant

NO3_C10 sur les 185 têtes de BV suivies en N-C-P



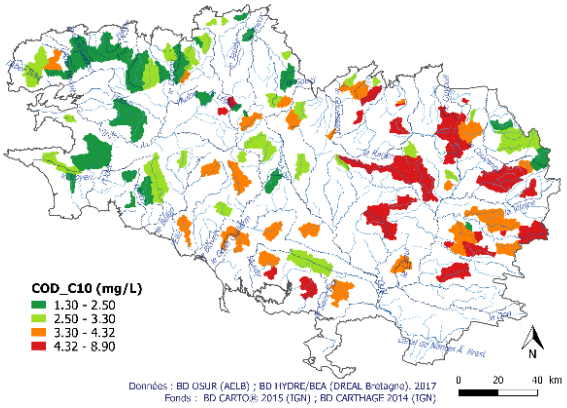
Données : BD OSUR (AELB) ; BD HYDRE/BEA (DREAL Bretagne). 2017
Fonds : BD CARTO® 2015 (IGN) ; BD CARTHAGE 2014 (IGN)

NO3_C90 sur les 185 têtes de BV suivies en N-C-P



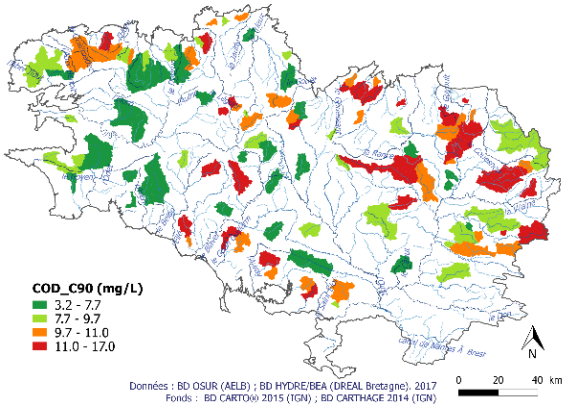
Données : BD OSUR (AELB) ; BD HYDRE/BEA (DREAL Bretagne). 2017
Fonds : BD CARTO® 2015 (IGN) ; BD CARTHAGE 2014 (IGN)

COD_C10 sur les 185 têtes de BV suivies en N-C-P



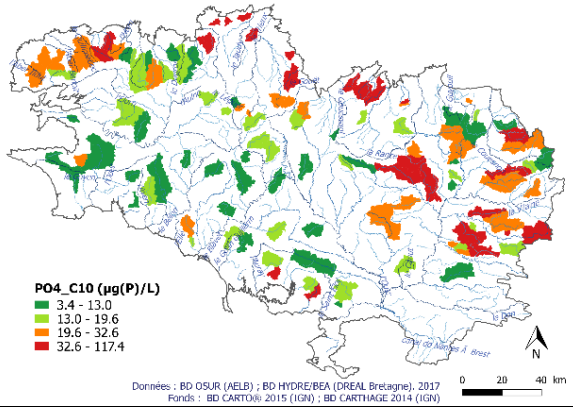
Données : BD OSUR (AELB) ; BD HYDRE/BEA (DREAL Bretagne). 2017
Fonds : BD CARTO® 2015 (IGN) ; BD CARTHAGE 2014 (IGN)

COD_C90 sur les 185 têtes de BV suivies en N-C-P



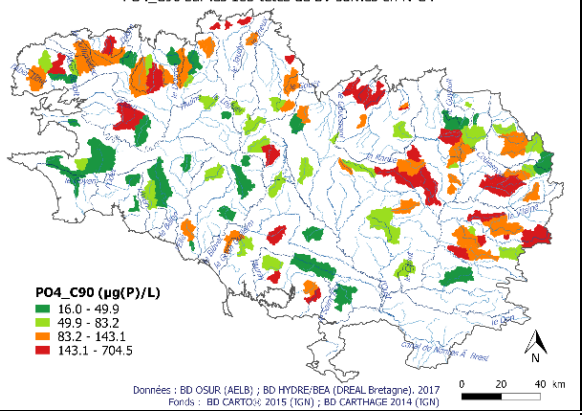
Données : BD OSUR (AELB) ; BD HYDRE/BEA (DREAL Bretagne). 2017
Fonds : BD CARTO® 2015 (IGN) ; BD CARTHAGE 2014 (IGN)

PO4_C10 sur les 185 têtes de BV suivies en N-C-P



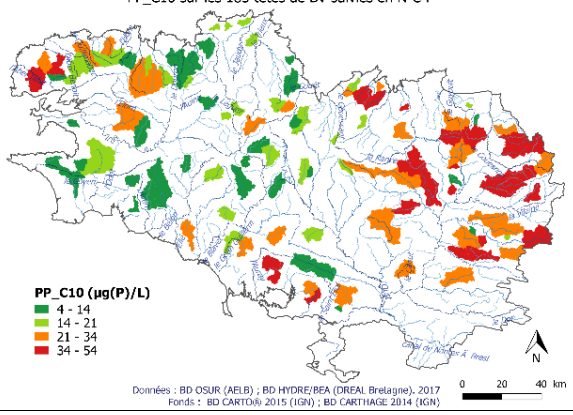
Données : BD OSUR (AELB) ; BD HYDRE/BEA (DREAL Bretagne). 2017
Fonds : BD CARTO® 2015 (IGN) ; BD CARTHAGE 2014 (IGN)

PO4_C90 sur les 185 têtes de BV suivies en N-C-P



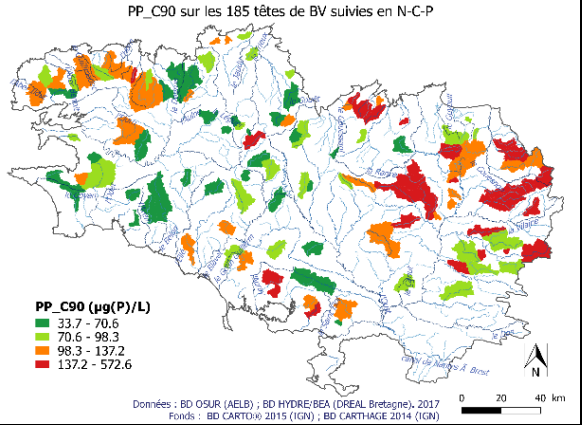
Données : BD OSUR (AELB) ; BD HYDRE/BEA (DREAL Bretagne). 2017
Fonds : BD CARTO® 2015 (IGN) ; BD CARTHAGE 2014 (IGN)

PP_C10 sur les 185 têtes de BV suivies en N-C-P



Données : BD OSUR (AELB) ; BD HYDRE/BEA (DREAL Bretagne). 2017
Fonds : BD CARTO® 2015 (IGN) ; BD CARTHAGE 2014 (IGN)

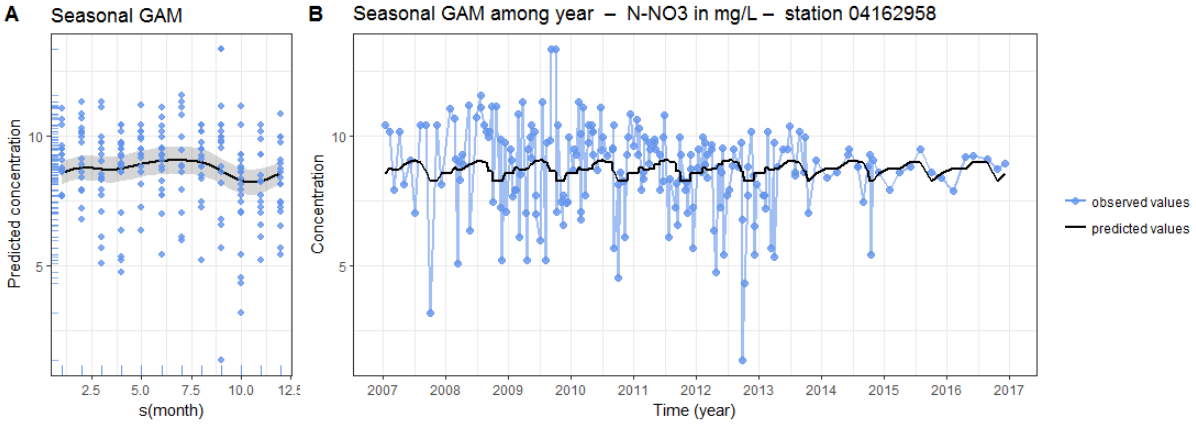
PP_C90 sur les 185 têtes de BV suivies en N-C-P

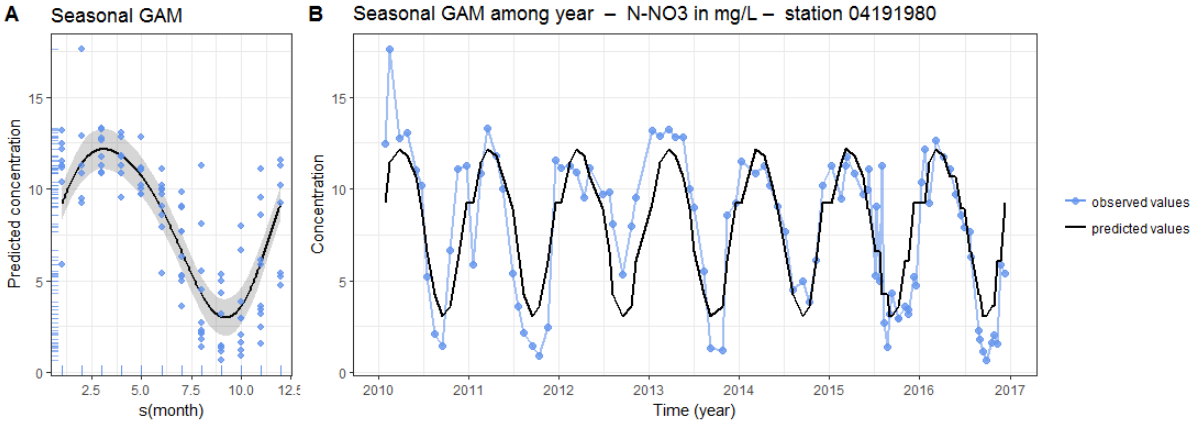


Données : BD OSUR (AELB) ; BD HYDRE/BEA (DREAL Bretagne). 2017
Fonds : BD CARTO® 2015 (IGN) ; BD CARTHAGE 2014 (IGN)

Annexe 7 : Ajustements de GAMs saisonniers sur le NO_3^-

Sont exposés ici deux exemples d'ajustements GAM sur des séries chronologiques N-NO_3^- : (1) cas de la rivière La Loisance (n°04162958 de la base de données OSUR) avec une très mauvaise qualité d'ajustement (Rsq=0.02) et (2) cas de la rivière Saint-Niel/affluent du Blavet (n°04191980 de la base OSUR) avec une bonne qualité d'ajustement (Rsq=0.66).





Annexe 8 : Facteurs de contrôle des médianes et amplitudes annuelles de COD et NO_3^- identifiés par analyse canonique

Sur 24 variables géographiques potentiellement explicatives testées, 3 variables ont un rs > |0,4| et une p-value < 0,05 avec le C50 du NO_3^-, avec les mêmes critères dont 7 variables avec le C50 du COD. Les listes de variables explicatives pour chaque métrique et pour leur combinaison sont reportées dans le Tableau suivant, dans l'ordre des plus explicatives aux moins explicatives. Et les graphiques en nuage de points des corrélations 2 à 2 pour chaque variable géographique potentiellement explicative des C50 sont situées en **Annexe 10**.

Concernant les concentrations médianes du NO_3^- (NO3_C50), elles sont expliquées par l'indicateur d'apport des nappes (BFI), le pourcentage de culture d'été, puis par l'indicateur de vulnérabilité à l'érosion du sol. Le nombre de variables est faible mais fait émerger des métriques relatives au sol, à l'hydrologie et à l'occupation du sol qui confirment le rôle du transport et du contrôle par la source (transport et source controlled). On notera que le surplus d'Azote n'apparaît pas dans la sélection des variables explicatives, alors qu'on aurait pu penser que quelle serait l'une des variables les plus explicatives.

Concernant les concentrations médianes du COD (COD_C50), elles sont expliquées par un plus grand nombre de variables et relatives uniquement à des métriques sur la topographie et l'hydrologie : correspondant ainsi à la mobilisation du COD par l'eau (hypothèses transport controlled export).

Tableau : Hiérarchisation des facteurs géographiques explicatifs des concentrations en $NO3^-$ et COD sur les 185 bassins versants étudiés

Variables à expliquer	C50_NO3	C50_COD	Combinaison des 4 métriques
Méthode	RDA		
Facteurs explicatifs	1. BFI 2. %Culture d'été 3. Aléa érosion	1. Dénivelé 2. Indice topo 3. Qsp 4. BFI 5. QMNA 6. W2 7. Pluie efficace	1. % Culture d'été 2. W2 3. % Culture d'hiver 4. Indice topo 5. % Schiste-Micaschiste 6. % Granite-Gneiss 7. Pluie efficace 8. %Forêt

Pour avoir l'influence globale et la hiérarchisation des variables explicatives d'une combinaison des 4 métriques de concentration (N et C), l'analyse RDA est utilisée. 63 % de la variance est expliquée par 8 facteurs différents : % de surfaces cultivées, réactivité hydrologique du bassin, indice topographique et nature du matériau parental. Ainsi nous n'avons, notamment pour N, pas un seul facteur explicatif, mais une conjonction de facteurs explicatifs. L'interprétation avec N et C en commun semble donc complexe.

La figure suivante, représentant le résultat de l'analyse RDA, montre un nuage de points des individus homogène et très étalé en fonction des axes, avec sensiblement 5 individus qui sortent du lot et pourraient s'apparenter à des bassins versants fortement corrélés à la variable « culture d'été ». L'axe 1 de la figure représente les variables anthropiques, telles que le % de cultures d'été (déf. en p35) et l'aléa érosif qui s'opposent au pourcentage de prairies. L'axe 2 explique de variables associant milieu

et anthropisation. La partie négative de l'axe se définie par les variables pluie, % de forêt et % Granite-Gneiss, et la partie positive par le % de cultures d'hiver (déf. en p35), l'indice topographique, le W2 et le % de MP_schisteM. On notera aussi des oppositions visibles entre occupations du sol (naturelles et agricoles), l'hydrologie (W2 et pluie efficace) et le type de matériau parental (schiste et granite).[21]

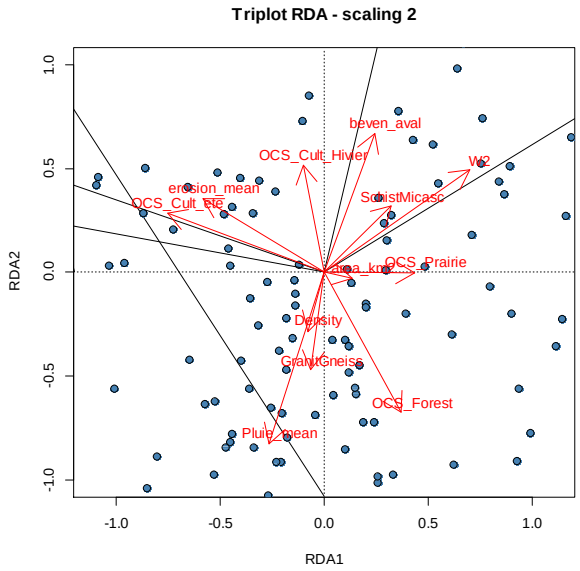


Figure : Triplot des deux premiers axes de la RDA des C50 et amplitudes saisonnières de NO_3^- et COD en fonction de leurs variables explicatives significatives (scaling 2 : relations entre les variables X et Y).

Alors que la distribution des indicateurs relatifs aux paramètres C et N montre une opposition, les facteurs explicatifs de ces paramètres sont différents pour C et N. Lorsqu'on associe les 2 éléments dans la recherche des variables explicatives, c'est une conjonction de facteurs explicatifs qui semble apparaître.

Facteurs de contrôle des C50 et amplitudes saisonnières en P

Dans un premier temps, un focus est fait sur les facteurs de contrôle des deux indicateurs suivants : le niveau médian de concentration (C50) et amplitude saisonnière (ampli),

Sur 24 variables géographiques potentiellement explicatives testées, 5 variables ont un rs > |0,4| et une p-value < 0,05 avec le C50 du PO4, avec les mêmes critères dont 5 variables avec le C50 du P04 e 6 avec le C50 du PP. Les listes de variables explicatives pour chaque métrique et pour leur combinaison sont reportées dans le Tableau suivant, dans l'ordre des plus explicatives aux moins explicatives. Et les graphiques en nuage de points des corrélations 2 à 2 pour chaque variable géographique potentiellement explicative des C50.

L'analyse sur les concentrations médianes du PO4 (PO4_C50) fait émerger des liens avec des métriques relatives à l'hydrologie, la topographie et le stock de P dans le sol du bassin versant. Concernant le paramètre PO4, une bonne corrélation existe avec le % de forêts, et pour le PP avec les débits d'étiage et l'indice topographique.

Tableau : Hiérarchisation des facteurs géographiques explicatifs des concentrations en PO4, PP et MES sur les 185 bassins versants étudiés.

[21] Remarque : En fin d'annexe, sont présents les représentations des 3 premiers plans factoriels d'une ACP basée uniquement sur les variables géographiques des têtes de bassin versant.

Variables à expliquer	C50_PO4	C50_PP	Combinaison des 5 métriques
Méthode	RDA		
Facteurs explicatifs	• Pluie efficace (-0,53) • Indice topo (0,49) • Q spécifique (-0,49) • Stock Ptot du sol (-0,44) • % forêt (-0,41)	• Pluie efficace (-0,57) • Indice topo (0,52) • Q spécifique (-0,51) • Stock Ptot du sol (-0,44) • QMNA (-0,43) • Dénivelé (-0,42)	• Pluie efficace • Rejets ponctuels de P • % de prairie • Aléa érosion • Surplus de P

La RDA réalisée avec les indicateurs C50 et amplitude saisonnière de PO4, PP et MES et leurs 20 variables potentiellement explicatives permet d'identifier 5 variables significativement explicatives. La part de la variance expliquée passe de 43,3 % à 40,8 % avec cette sélection progressive. C'est un résultat nettement plus faible que pour les paramètres relatifs aux éléments N et C. Il s'agit des métriques reliées au transport et aux apports d'origine ponctuelle : la pluie efficace, les sources ponctuelles en P d'origines urbaines/industrielles, le pourcentage de prairies, l'indicateur de l'aléa érosif des sols, puis du surplus de P. Par contre, ces 5 variables sélectionnées par la RDA, il n'y en a qu'une seule, la pluie efficace qui est commune à la sélection des variables de C50_PO4 d'une part et de C50-PP d'autre part. Mais comme il s'agit de variables bien corrélées entre elles, cela reste logique.

Sur la figure suivante, présentant le résultat de la RDA sur les deux premiers axes, nous observons un nuage de points resserré autour des l'axes en comparaison aux variables de concentration sans individus qui se démarquent. Les variables à expliquer sont principalement regroupées autour du 1er axe avec la partie négative définie par les variables pluie, % de forêt et % de matériau parental Granite-Gneiss, et la partie positive par le % de cultures d'hiver, l'indice topographique, le W2 et le % MP_schisteM. Et pour l'axe 2 on retrouve le % de cultures d'été (maïs) et aléa érosif qui sont opposés au % de prairies (dont 2 les variables significatives). On notera aussi des oppositions visibles entre les types d'occupation du sol (naturelle et agricole), l'hydrologie (W2 et pluie efficace) et le type de matériau parental (schiste et granite).

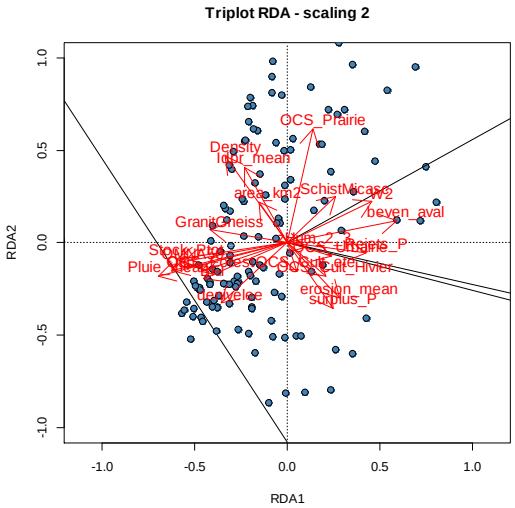
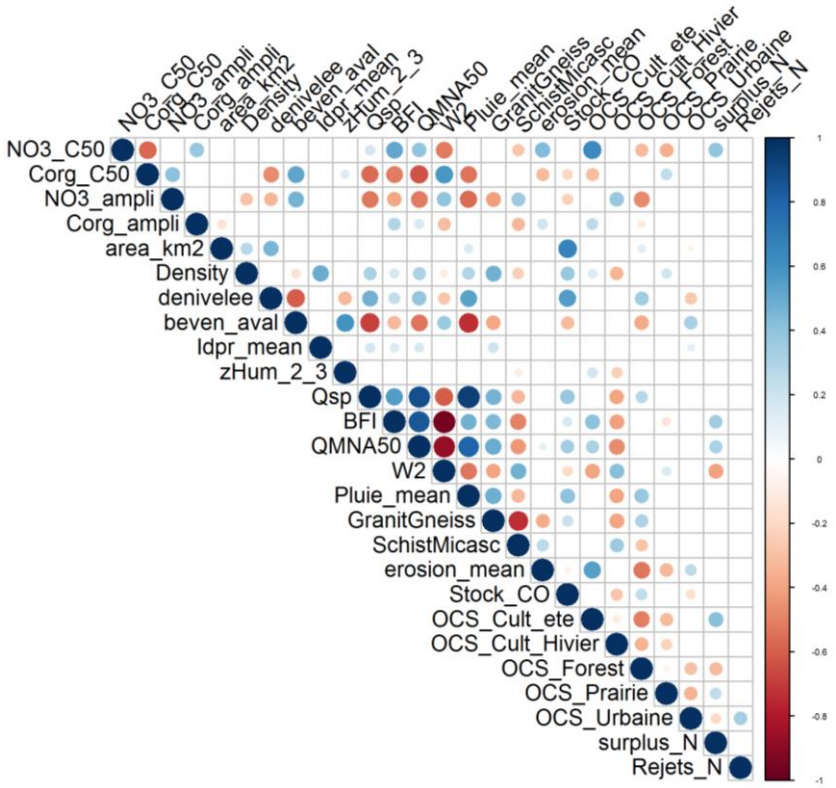


Figure : Triplots des résultats de la RDA des C50 et amplitudes de PO4 et PP en fonction de leurs variables explicatives significatives (scaling 2 : relations entre les variables X et Y).

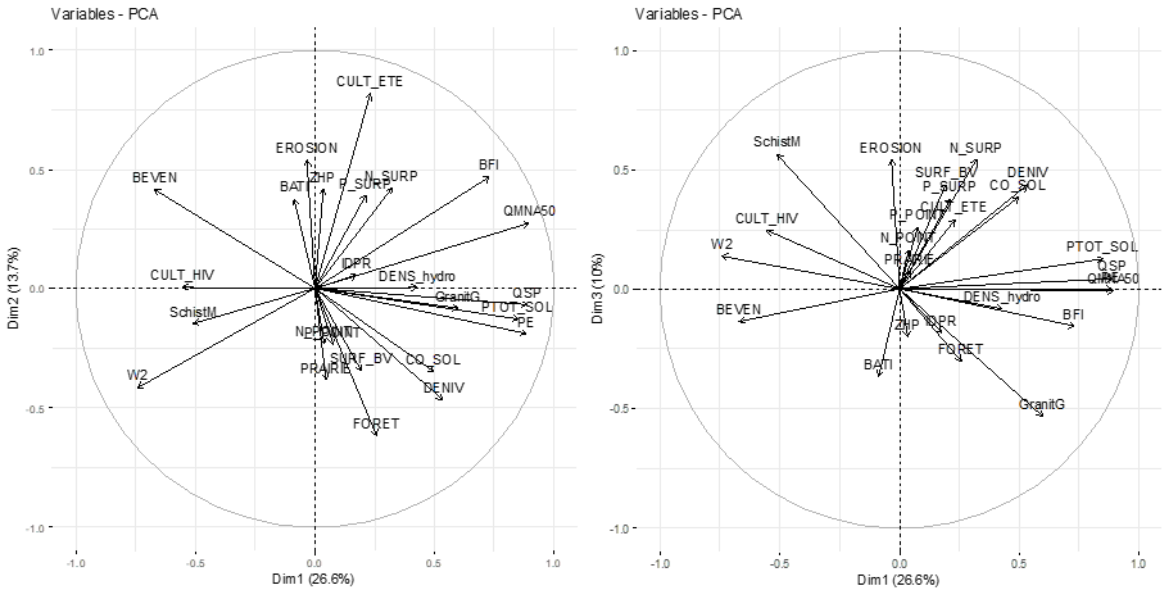
Nous notons que les surplus et rejets en P ne ressortent pas clairement et que les résultats obtenus sont clairement moins discriminants que ceux obtenus sur les paramètres N et C.

Annexe 9 : Liens entre indicateurs qualité et descripteurs de bassin

Corrélogramme entre N, C et descripteurs spatiaux des bassins versants amont (coefficients de Spearman avec p-value > 0.05) :

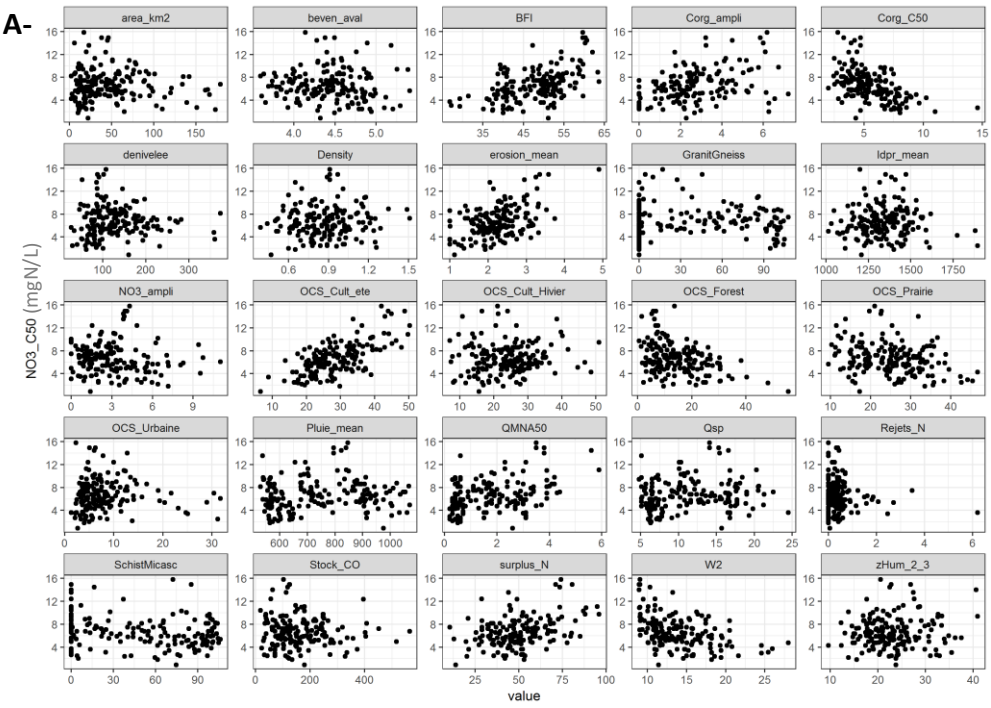


ACP des variables géographiques des bassins :

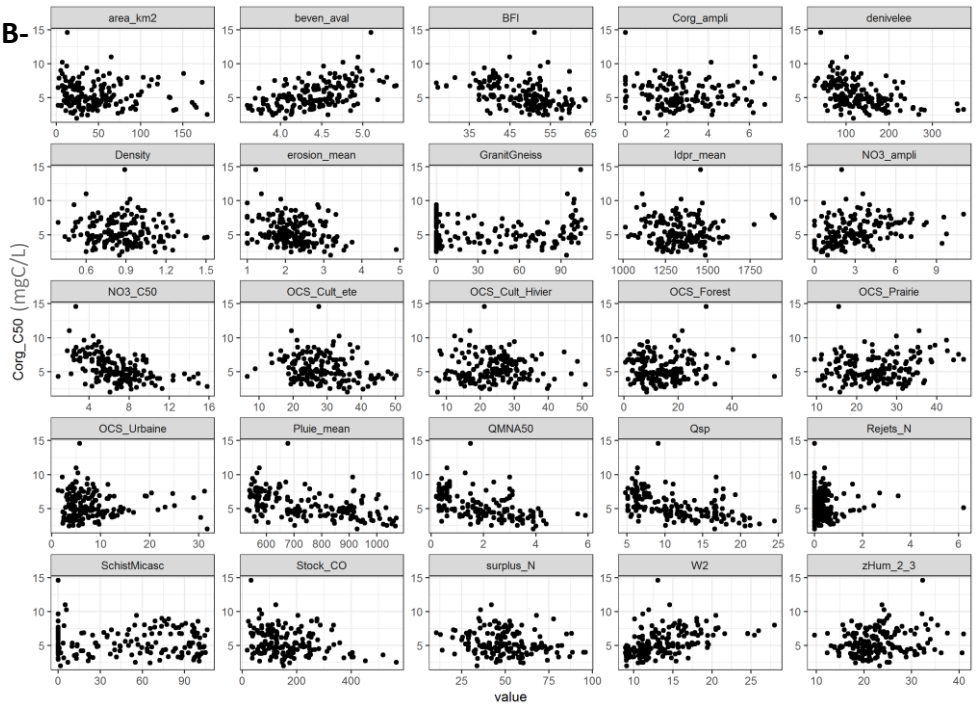


Annexe 10 : Nuages de points entre le C50 d'un élément et chaque variable géographique potentiellement explicative

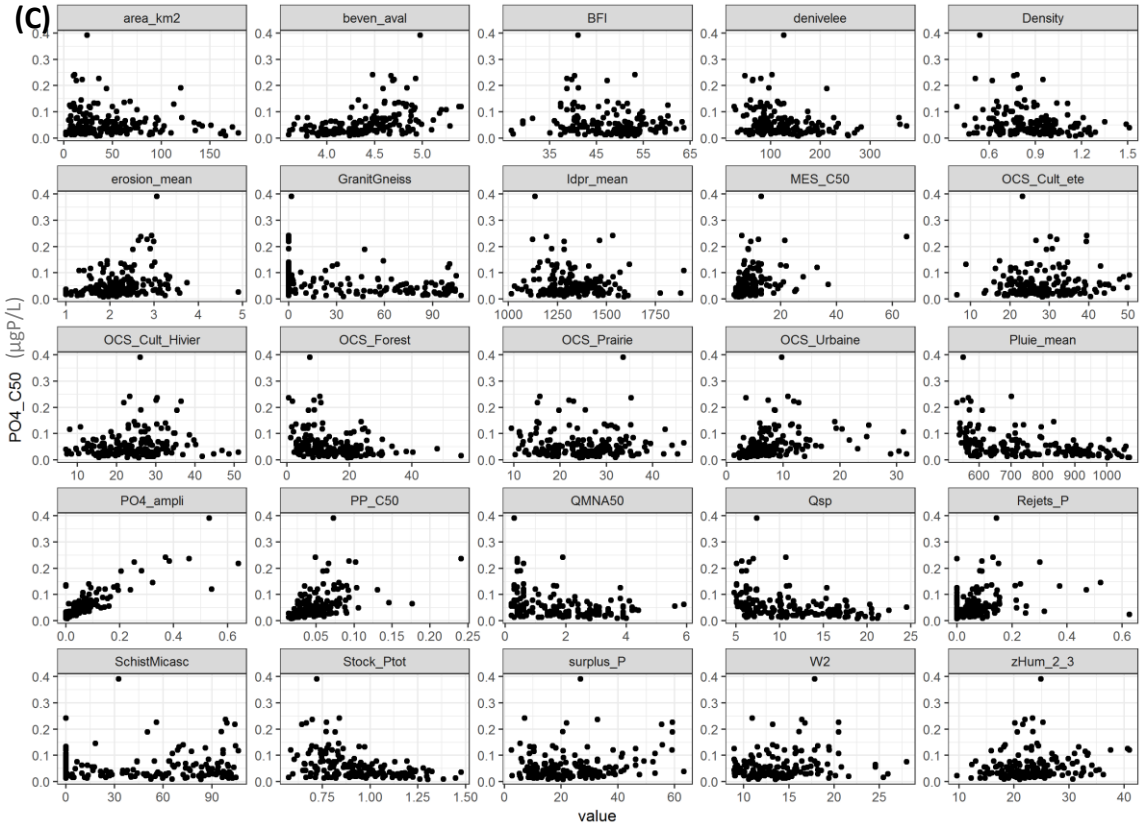
A-



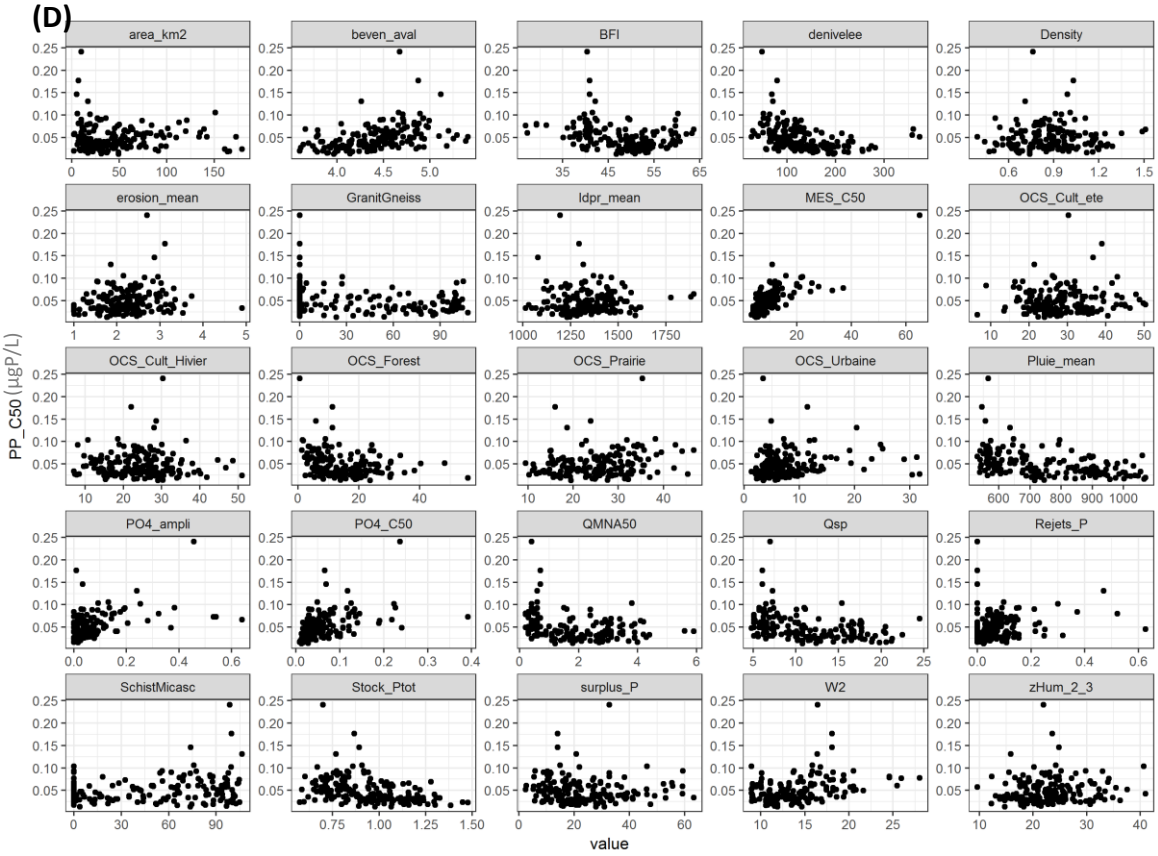
B-



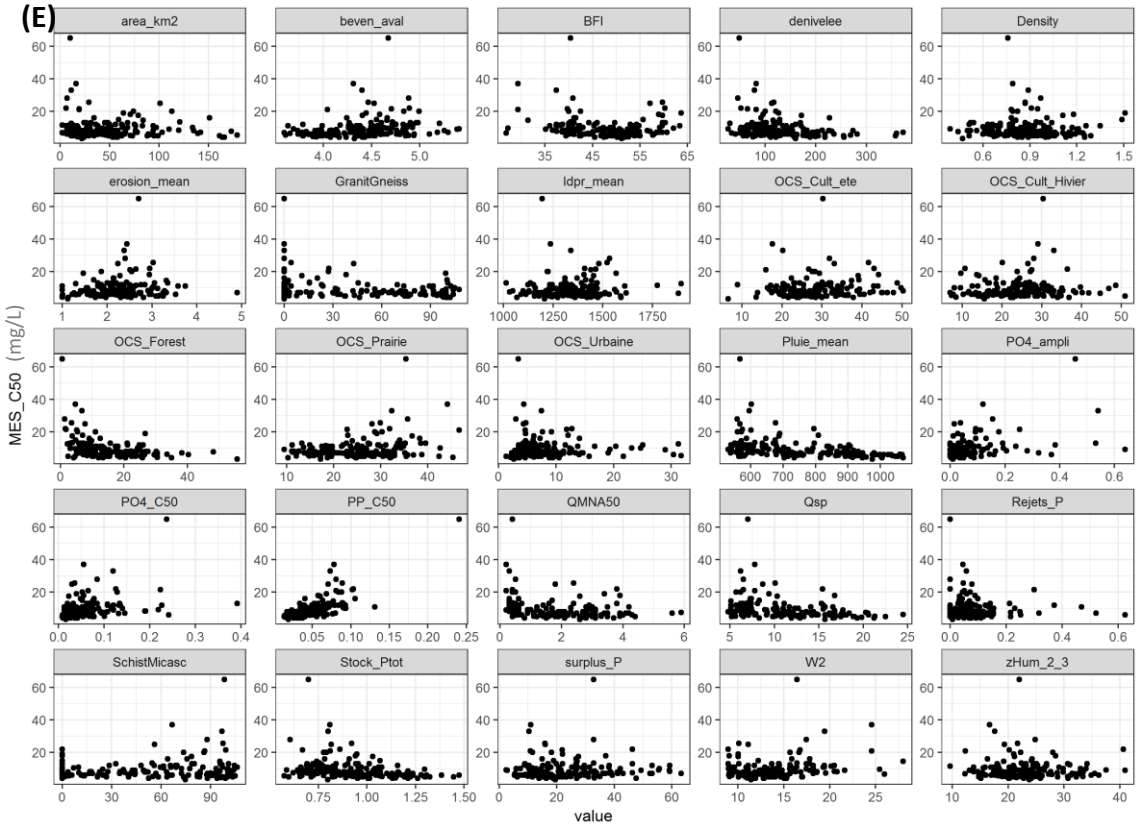
(C)


area_km2
beven_aval
BFI
denivelee
Density
erosion_mean
GranitGneiss
ldpr_mean
MES_C50
OCS_Cult_ete
OCS_Cult_Hivier
OCS_Forest
OCS_Prairie
OCS_Urbaine
Pluie_mean
PO4_ampli
PP_C50
QMNA50
Qsp
Rejets_P
SchistMicasc
Stock_Ptot
surplus_P
W2
zHum_2_3
PO4_C50 (µgP/L)
value

(D)


area_km2
beven_aval
BFI
denivelee
Density
erosion_mean
GranitGneiss
ldpr_mean
MES_C50
OCS_Cult_ete
OCS_Cult_Hivier
OCS_Forest
OCS_Prairie
OCS_Urbaine
Pluie_mean
PO4_ampli
PO4_C50
QMNA50
Qsp
Rejets_P
SchistMicasc
Stock_Ptot
surplus_P
W2
zHum_2_3
PP_C50 (µgP/L)
value

(E)


area_km2
beven_aval
BFI
denivelee
Density
erosion_mean
GranitGneiss
Idpr_mean
OCS_Cult_ete
OCS_Cult_Hivier
OCS_Forest
OCS_Prairie
OCS_Urbaine
Pluie_mean
PO4_ampli
PO4_C50
PP_C50
QMNA50
Qsp
Rejets_P
SchistMicasc
Stock_Ptot
surplus_P
W2
zHum_2_3
MES_C50 (mg/L)
value

Annexe 11 : Etude de la typologie des bassins versants amont au regard des concentrations de P et MES

L'analyse identifie 5 classes, dont les caractéristiques sont étudiées en fonction des variables spatiales. Les effectifs par classe sont assez différents entre les classes (c1=26, c2=63, c3=8, c4=6, c5=39), donc plus élevées pour la classe 2 puis la 5.

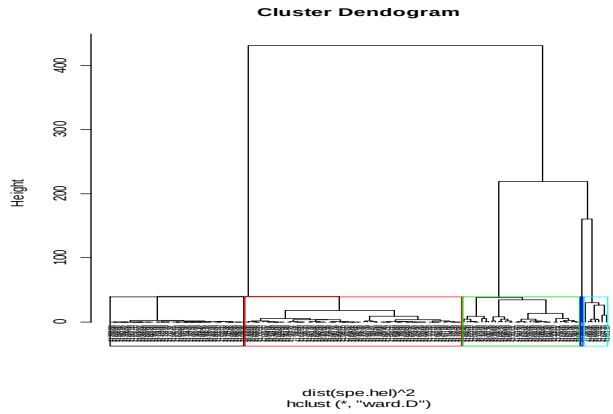


Figure : Représentation de classification hiérarchique basée sur les 4 métriques de concentration (C50 et amplitudes saisonnières de NO_3^- et COD) et du partitionnement des bassins versants amont en 5 classes.

Par la suite, les 5 classes ont été localisées (cf. carte) et caractérisées à l'aide de boîte à moustache (cf. figure), représentant les distributions interclasses sur chaque variable de concentration et de la géographie des bassins versants. La carte (également en Figure 36) montre la localisation des bassins versants amont selon l'appartenance aux classes.

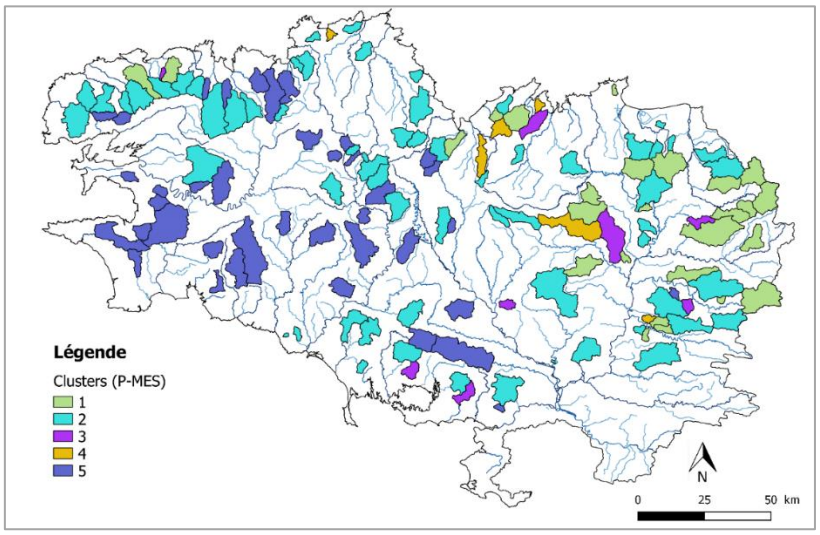


Figure : Distribution spatiale des aqua-zones de Ptot, PO4 et MES dans les bassins versants amont de Bretagne.

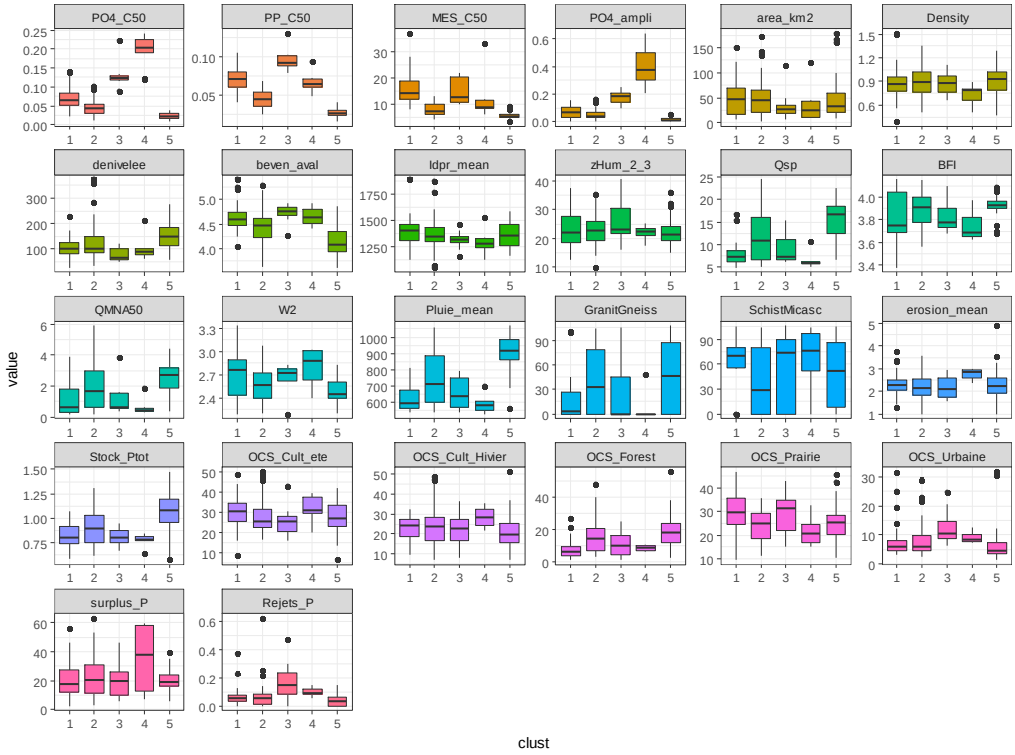


Figure : Dispersions par classe d'aqua-zone des variables de concentration (C50_ PO4, C50_PP, ampli_PO4 et C50_MES) et descripteurs de bassins.

1. La classe 1 regroupe les bassins amonts qui ont **des C50 intermédiaires en PO4 et PP** (moy PO4=72,7 µgP/l et moy PP=72,3 µgP/l) et des **amplitudes en PO4 assez faibles**. Ces bassins ont aussi **le plus de MES** (moyenne MES_C50=16,2 mg/l). Ces bassins ont des surfaces variant de 7 à 151 km² (moy=51,2 km²), une faible densité du réseau hydrographique (0,39 à 1,51 km-1) et sont sur des socles très schisteux (médiane=69,42%). Leurs dynamiques hydrologiques en débit spécifique moyen et d'étiage sont très faibles sauf pour 2 bassins : (moy. QSP=7,9 et moyQMNA=1,17 l/s/km²), mais les apports de nappe et réactivité en crue variables (BFI de 3.38 à 16,8 et W2 de 2,19 à 3,33%). Sur ces bassins le % de surfaces en prairies est élevé (moy. =29,84% contre 14,68% sur l'ensemble des bassins). Les surplus et rejets ponctuels en P sont assez faibles (moyennes surpP=22,21 kg/ha/an et rejets de P=0,07 kg/ha/an). Il pourrait ainsi s'agir de bassins pas spécialement sous pression ni agricole ni urbaine mais vulnérables avec des W2 importants. Ces 26 BVs sont distribués avant tout sur le BV de la **Vilaine**, puis 3 vers l'Arguenon et 2 du le Nord du Finistère.

2. La classe 2 regroupe les bassins amonts qui ont des **C50 et amplitudes en PO4 et PP très faibles** (PO4_C50=45,58 µgP/l et PP_C50=45,59 µgP/l), mais légèrement moins que celles de la classe 5. Il y a aussi un taux élevé de MES. Il s'agit de bassins avec un pourcentage de surfaces en forêt élevé (moy=15,59%) et des rejets ponctuels de P très faibles (moy=0,069 kg/ha/an). Les matériaux parentaux sont mixtes (schiste et granite). D'après les indicateurs QSP, QMNA et pluie efficace, on observe que ces bassins ont des régimes hydrologiques très variés. Il s'agit d'un très grand nombre de bassins (n=63) répartis sur **l'ensemble de la Bretagne**.

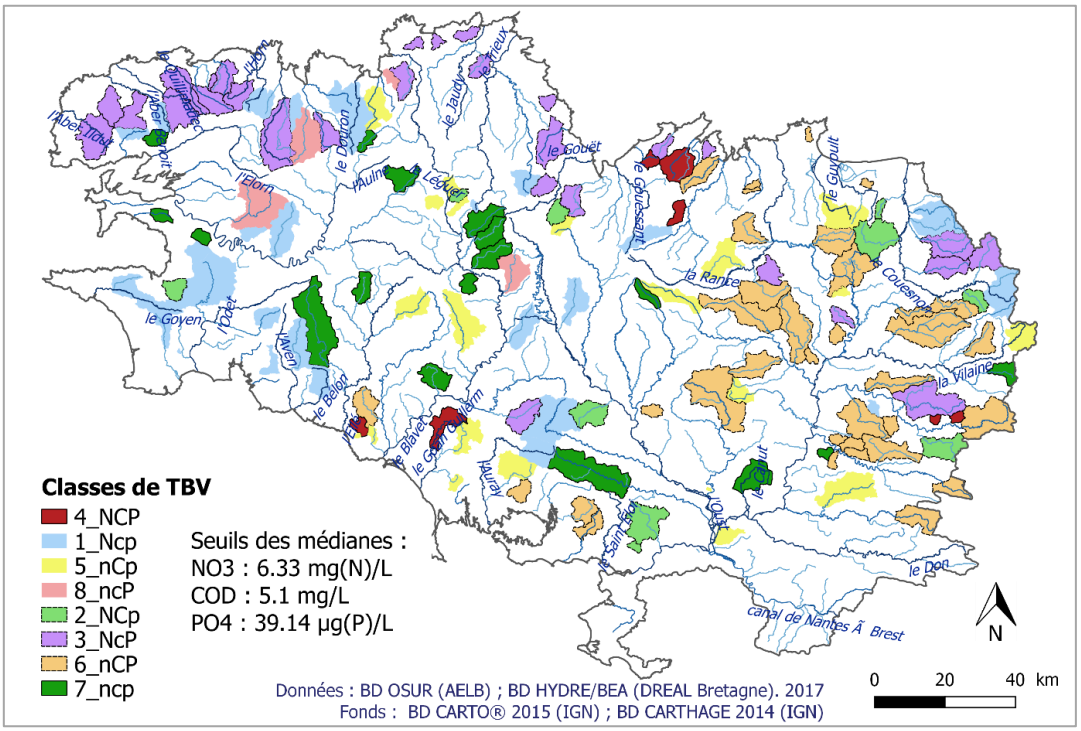
3. La classe 3 regroupe les bassins amonts qui ont **les plus fortes concentrations en PP_C50** (moy=96,90 µgP/l) et en 2^{e} position pour le PO4_C50 (moy=131,68 µgP/l). La moyenne des amplitudes de PO4 se situe à 179,11 µgP/l. Ces bassins sont de petit taille (moyenne=36,25 km²), plats et majoritairement granitiques, et ont un % élevé de zone humides (moy=. 26,01%). Ainsi de par la nature du substrat et la présente des ZH, ces bassins ont une plus grande capacité d'infiltration, un aléa érosif faible (moy~2,16) et jouent un rôle tampon (indice topographique de Beven élevé ~4,72). Les stocks de P dans le sol sont faibles (moy=0,81) et les % de surfaces en cultures d'été et d'hiver sont un peu moins élevés que sur l'ensemble des bassins étudiés (moy. =26,1% contre 28,4%). Il s'agit de **6 bassins distribués sur la Bretagne** (Meu, Arguenon, côte du Morbihan).

4. La classe 4 se caractérise par des bassins amonts qui ont **les plus grandes amplitudes en PO4** (moy.=403,32 µgP/l). Cette classe regroupe le petit nombre de bassins (n=6) qui présentent une f**orte amplitude saisonnière en PO4** (moy.=403,32 µgP/l), **les plus forts PO4_C50** (moy.=197,71 µgP/l) et PP_C50 intermédiaires (moy.=67,42 µgP/l). Les grandes amplitudes de PO4 ne semblent pas liées aux rejets ponctuels ni à l'urbanisme (qui contrôlent plutôt la classe 3). Ils semblent corrélés plutôt 1) aux surplus en P, et des % de cultures d'été et d'hiver en moyenne plus importants, et 2) à des transferts plutôt de surface (W2, aléa érosion, précipitations moyenne, pente). Pourtant des concentrations en éléments particulaires sont réduites. Une hypothèse serait qu'il y a un transfert de pollution du particulaire vers le dissous.

5. La classe 5 regroupe les bassins amonts qui ont **les plus faibles C50 et amplitudes en PO_4^{3-} et PP**. La contribution de nappe domine le ruissellement de surface et sub-surface, qui fait que malgré des stocks de P des sols en moyenne très élevés, on a des concentrations les plus faibles. Une hypothèse est que ces bassins potentiellement très riches en P ont une connectivité des transferts vis-à-vis du P qui est réduite. Ainsi d'un point de vu de la typologie, les classes 2 et 5 se ressemblent beaucoup. Certaines variables sur la caractéristique des bassins versants varient peu entre les classes (IDPR, érosion et % cultures été/hiver notamment).

Annexe 12 : Résultats typologie des bassins amont au regard de C-N-P

Typologie des bassins amont basée sur les seuils des C50 en N, C et P (« typologie forcée »)



Dendogramme de la HCPC basée sur l'ACP N-C-PO4-PP (3 classes) :

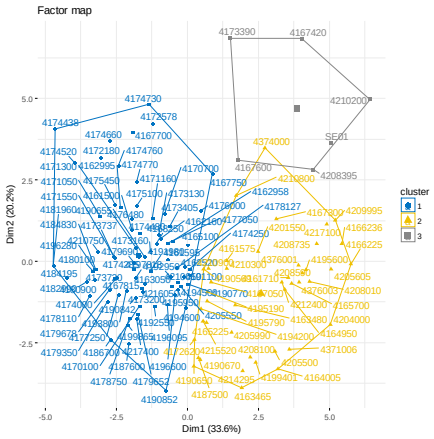
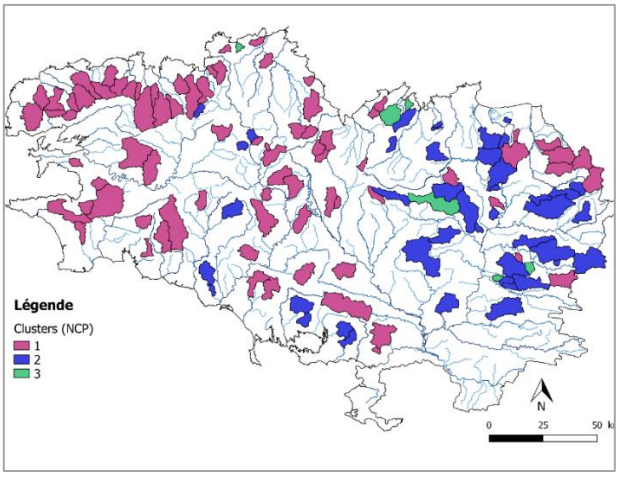
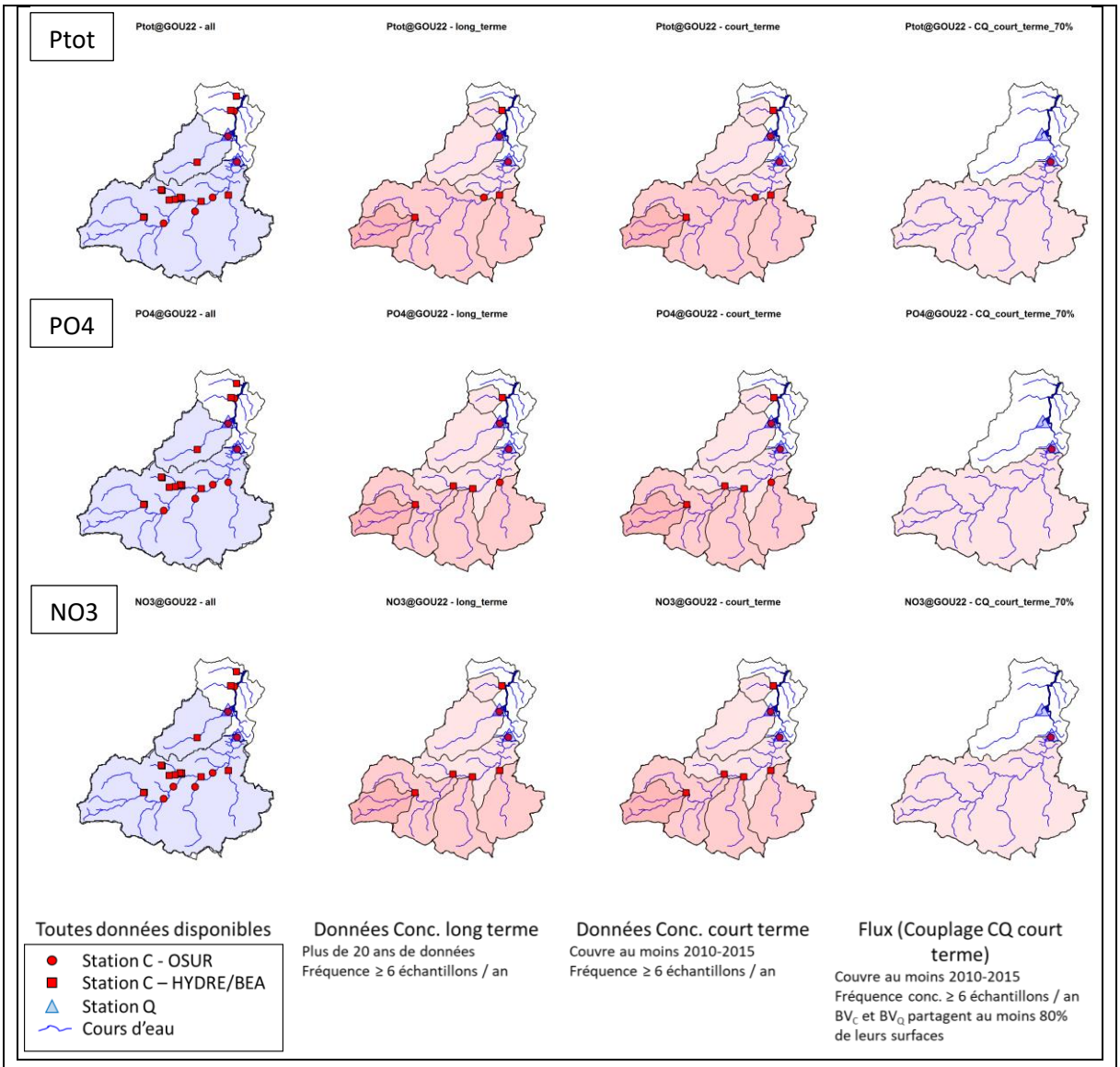


Figure : Distribution spatiale des classes de concentration N-C-P (3 classes) :



Distributions par classe d'aqua-zone des indicateurs de concentration en NO_3^-, COD, PO_4^{3-} et PP (3 classes) et de leurs descripteurs de bassin versant :

Annexe 13 : Bilan des suivis aux entrées/sortie de la retenue du Gouët



Gouët (GOU22)				*Ptot*	*PO_4^{3-}*	*NO_3^-*
Entrée	Code	Nom usuel	Surface (km²)	Dates début-fin*	Dates	Dates
C	04170500	GOUET à SAINT-JULIEN	138	1988-2016	1988-2016	1988-2016
Q	J1513010	Le Gouët à Saint-Julien	138		1978-2019	
C	04170700	Maudouve	29	1994-2016	1994-2016	1994-2016
Q	J1524010	Maudouve	29		1991-2019	
Sortie *C*	04171010	GOUET à PLOUFRAGAN		1994-2016	1994-2016	1994-2016
Q	J1523020	Le Gouët à Ploufragan [Saint-Barthélémy]	194		1994-2019	

Conclusion Gouët : Les suivis qualité et débit en entrée de la retenue du Gouët sont suffisants pour le calcul les flux hydro-chimiques en Ptot, PO_4^{3-} et NO_3^- sur la période récente. Le pourcentage de recouvrement de BV_{Lac} par BV_C et par l'association C-Q est bon (86 %). En sortie de retenue, les suivis sont suffisants pour le calcul les flux en Ptot, PO_4^{3-} et NO_3^- sur la période récente.

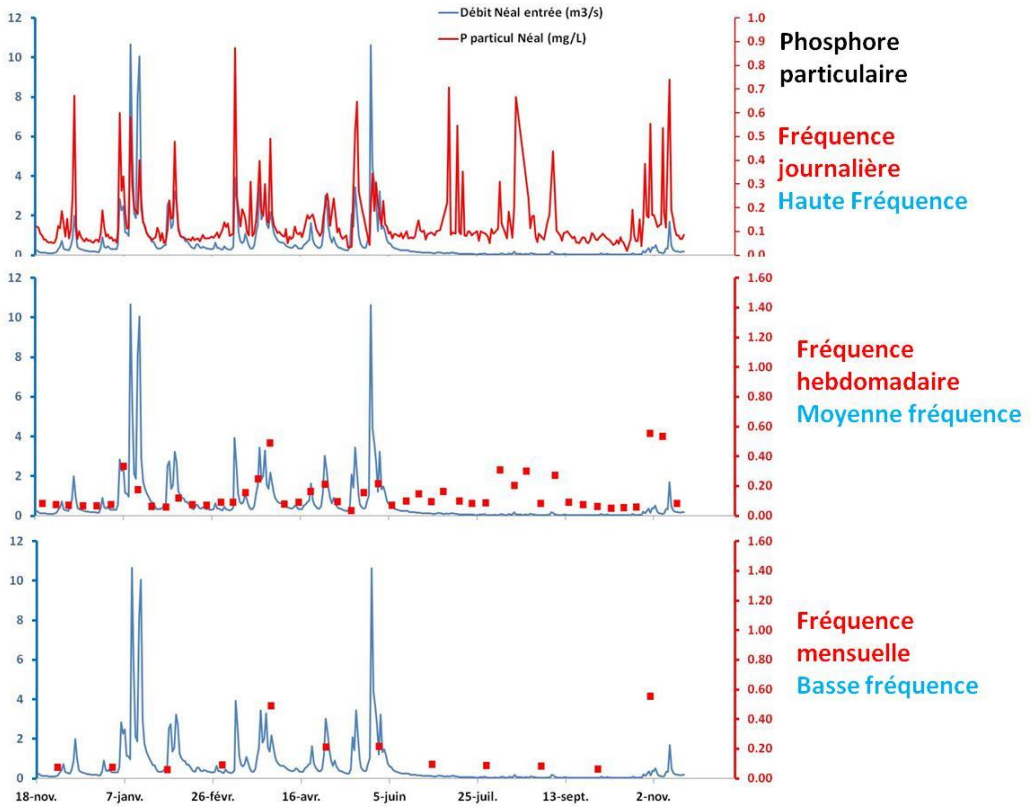
Annexe 14 : Préconisations de stratégie de surveillance du Phosphore dans les cours d'eau

Application aux entrées et sortie des plans d'eau prioritaires sensibles à l'eutrophisation, inscrits dans la disposition 3B-1 du SDAGE Loire-Bretagne 2016-2021

Auteurs : Camille Minaudo, Ophélie Fovet, Rémi Dupas, Gérard Gruau ; Chantal Gascuel, Florentina Moatar
Contact : florentina.moatar@univ-tours.fr

1. Introduction

Le phosphore est un élément limitant, avec l'azote, de la production primaire des écosystèmes aquatiques et contrôle l'eutrophisation des plans d'eau. Si l'azote, notamment le nitrate, peut être suivi avec une stratégie d'échantillonnage régulière (bimensuelle à hebdomadaire), cela n'est pas le cas pour le phosphore, beaucoup plus dynamique, lors des événements hydrologiques, qui sont souvent occultés par ce type de suivi. La figure suivante montre une chronique journalière de phosphore particulaire obtenue dans le cadre d'un projet de recherche pour la rivière Néal sur une année (affluent de la Rance, Gruau et al, 2008) et la perte d'information lorsqu'on conserve des mesures au pas de temps hebdomadaire ou mensuel.



Une difficulté supplémentaire du phosphore par rapport au nitrate est l'existence de formes dissoutes et particulaires imposant deux types de dosage. En règle générale, le phosphore particulaire est obtenu par différence entre les concentrations en phosphore total et dissous.

Du fait de la haute fréquence de mesure requise et des coûts très importants en analyse qu'elle représente, la quantification des flux de P par analyse directe des concentrations en P total et P dissous est en pratique exclue compte tenu des coûts très importants que cette quantification représente. Une alternative consiste à se baser sur la mesure de la turbidité, un proxy de la mesure des matières en

suspension, et des débits, pour estimer les flux de phosphore total, moyennant le développement préalable d'une relation mathématique qui relie ces paramètres.

Cette note technique détaille comment mettre en œuvre cette stratégie alternative afin de mieux quantifier les flux de phosphore entrants et sortants aux plans d'eau, à l'échelle annuelle et saisonnière, notamment pendant les périodes hivernale et printanière, qui conditionnent pour partie le développement des proliférations algales.

2. Proposition de stratégie d'échantillonnage du phosphore : 3 phases et options

Pour quantifier des flux annuels et saisonniers de phosphore avec une meilleure précision, nous proposons un suivi mixte (phosphore, turbidité, débits) avec des protocoles et fréquences qui évoluent dans le temps. Partant du principe qu'une analyse manuelle du phosphore est difficile/couteuse en routine à un pas de temps fin, nous proposons **un protocole en trois phases avec deux options**, qui s'appuie sur la mesure en continu de la turbidité et des prélèvements calendaires pour le phosphore. En effet des travaux récents dans le cadre du projet « Trans-P » ont montré qu'on pouvait estimer des flux annuels sans biais et avec des précisions de l'ordre de +/- 10% pour des petits bassins versants (<10 km²).

Phase 1 : une phase de calibration pendant un an pour développer un modèle empirique permettant de reconstituer les concentrations en phosphore à partir de la turbidité, et au final d'estimer les flux à partir des concentrations en phosphore (mesurées et reconstituées) et des débits ; (exemple Minaudo et al, projet Trans-P) ;

Cette phase comporte :

- Une analyse hebdomadaire des concentrations en phosphore total et phosphore dissous ;
- L'installation en parallèle d'un capteur de turbidité à l'endroit où la mesure des débits est réalisée. Le pas de temps de mesure est fixé par l'utilisateur (10, 15, 30, 60 minutes, par exemple, en fonction de la variabilité des chroniques)
- Le suivi fin de 3 à 5 événements hydrologiques par prélèvements manuels au moment des crues ou par la mise en place d'un échantillonneur automatique.

Phase 2 : une phase de validation pendant un an avec mesure en continu de la turbidité et mesure à une fréquence bimensuelle (voire hebdomadaire de novembre à mars) des concentrations en phosphore (total et dissous), afin de vérifier/s'assurer de la représentativité hydrologique des données acquises lors de la première phase du protocole ; Le modèle empirique d'estimation des teneurs en phosphore à partir des données de turbidité pourrait être réévalué à partir de ces nouvelles données ;

Phase 3 : phase d'estimation en routine des flux de phosphore (total et dissous) à partir de l'analyse en continu de la turbidité et du débit ; dans cette phase, le modèle empirique pourrait ainsi bénéficier de nouvelles données pour son calage, ce qui permettrait d'augmenter sa performance. En parallèle des mesures mensuelles de phosphore (dissous et total) sont à prévoir. Cela donne accès au calcul des flux dissous, totaux et particulaires.

Pour la quantification des flux de phosphore dissous, la turbidité ne semble pas être une variable explicative pertinente. Des relations empiriques sont à établir avec le débit. Des

recherches sont encore en cours pour mieux estimer les flux saisonniers de phosphore dissous.

Options

Pour mieux optimiser le suivi du phosphore, voire compléter l'analyse de certains paramètres qui pourraient bénéficier de ce protocole à moindre cout, nous proposons **deux options, fort recommandables** :

Option 1 : Mesurer les matières en suspension en même temps et avec la même fréquence que le suivi du phosphore. En effet, la mesure des matières en suspension, permettrait de **calibrer une courbe d'étalonnage concentrations MES-Turbidité** et avoir accès en continu aux concentrations en MES. Cette mesure supplémentaire, à moindre cout, permettrait de quantifier l'érosion du bassin versant, mais aussi mieux estimer l'origine des particules qui rentrent dans les plans d'eau. L'idée est de voir s'il existe des moments particuliers ou les particules arrivent à la retenue ; Ainsi les MES pourraient être mesurées de façon hebdomadaire la première année, bi-mensuelle (voir hebdomadaire en période novembre à mars) en deuxième année et de façon mensuelle à partir de la troisième année. La mesure de turbidité en continu permettrait ainsi de reconstituer à haute fréquence les concentrations en MES lors du suivi en routine.

Option 2 : Mieux suivre les crues pendant deux autres années, pour s'assurer de la représentativité des événements hydrologiques suivis et améliorer ainsi les estimations des flux saisonniers de phosphore et de MES saisonniers ; Par ailleurs, la stabilité de la courbe de tarage MES-turbidité sera ainsi vérifiée. Un suivi spécifique en crue, lorsque cela est possible, permettrait d'augmenter la performance du modèle empirique reliant concentrations en phosphore et turbidité. Ce suivi consisterait à effectuer plusieurs prélèvements d'eau pendant une crue de manière à couvrir l'hydrogramme de crue (pic de débit et récession). Selon la taille du cours d'eau et sa dynamique hydrologique, la durée d'une crue peut varier de quelques heures à quelques jours. Le suivi d'une crue se planifie donc à partir de l'observation du débit : selon la durée moyenne des crues, on peut fixer un nombre « idéal » de points d'échantillonnage en les étalant sur cette durée (3 à 10 points selon possibilités). En pratique, l'échantillonnage est réalisé en notant précisément l'heure et date associée à chaque prélèvement. L'ensemble de l'échantillonnage est réalisé au même point géographique comme pour le suivi de routine.

3. Equipements nécessaires et préconisation d'installation et de maintenance.

Sondes turbidimétriques

Il existe plusieurs fournisseurs potentiels de capteurs de turbidité (quelques exemples : Hach Lange, Endress & Hauser, WTW, Neotek Ponsel …). Le coût d'un capteur de turbidité (et son transmetteur) est estimé dans une fourchette de 3000 à 5000 euros, auquel il faut ajouter 150 euros de consommables (pour étalonnage), un éventuel surcoût lié à l'installation (ex. une armoire locale), un coût additionnel pour une centrale d'acquisition, et des coûts de maintenance incluant des interventions terrain (environ 2 /mois), de consommables pour ré-étalonner le capteur, et de traitement/gestion des données.

Les spécificités sont à choisir en fonction de la station d'implantation, en portant une attention particulière aux points suivants:

-*autonomie* : pour une utilisation en continu il peut être opportun de privilégier une installation incluant un point d'alimentation électrique

-*implantation* : pour l'utilisation de la turbidité dans l'estimation des flux, il faut pouvoir relier la mesure de turbidité à celle du débit. L'implantation d'un turbidimètre au fil de l'eau dans la rivière doit aussi tenir compte des contraintes habituelles pour toute mesure : faciliter et sécurité d'accès, risque de vandalisme, risque d'endommagement en cas d'inondation, représentativité spatiale. Pour ce dernier point, il s'agit de choisir une section de mesure ou la vitesse du courant est suffisante pour garantir l'homogénéité des flux, celle-ci peut être vérifiée lors de campagnes en déplaçant le turbidimètre dans la largeur de la section. La hauteur d'eau minimale préconisée pour l'implantation d'une sonde turbidité est de 20-30 cm.

-*gamme de mesure et principe de mesure adaptés* : il est conseillé de demander aux potentiels fournisseurs des tests de reproductibilité, notamment pour choisir entre les capteurs de mesure par atténuation ou par néphélométrie.

-*système d'auto-nettoyage* : ceux-ci peuvent réduire les risques de dérive mais augmenter le coût et l'encombrement du dispositif

La maintenance de ce type de capteur, et la gestion des données produites nécessitent une formation en métrologie. Certains fournisseurs proposent en prestation ce type de formation.

Un guide technique réalisé pour les réseaux d'assainissement est disponible au téléchargement (cf. Références) et sa consultation est vivement conseillée pour réfléchir au dimensionnement de la mise en œuvre de ce protocole.

Références

Onema, LEESU et IFSTTAR/LEE - Guide technique sur le mesurage de la turbidité dans les réseaux d'assainissement - Avril 2015