



**HAL**  
open science

# Relation entre l'ordre des bassins versants, l'organisation spatiale et le fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines

Olivier Montreuil

► **To cite this version:**

Olivier Montreuil. Relation entre l'ordre des bassins versants, l'organisation spatiale et le fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines. Sciences du Vivant [q-bio]. AGROCAMPUS OUEST, 2008. Français. NNT: . tel-02824811

**HAL Id: tel-02824811**

**<https://hal.inrae.fr/tel-02824811>**

Submitted on 6 Jun 2020

**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.



## **THESE**

pour obtenir

le diplôme de :

**DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL D'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE  
RECHERCHE AGRONOMIQUE ET AGRO-ALIMENTAIRE**

**DE RENNES**

Spécialité : Sciences de l'Environnement

par

Olivier MONTREUIL

Équipe d'accueil : U.M.R. Sol Agro et hydrosystèmes Spatialisation, Équipe Dynamique de  
l'Eau et des éléments associés dans les Bassins Versants  
École doctorale : sciences de la matière

# **RELATION ENTRE L'ORDRE DES BASSINS VERSANTS, L'ORGANISATION SPATIALE ET LE FONCTIONNEMENT HYDROLOGIQUE ET HYDROCHIMIQUE DES ZONES HUMIDES RIVERAINES**

Composition du jury :

Luc AQUILINA  
Gilles BILLEN  
Pierre MARMONIER  
Philippe MEROT  
Jean-Luc PEIRY  
Gilles PINAY

Professeur – Université de Rennes 1  
Directeur de recherche – C.N.R.S., Paris  
Professeur – Université Claude Bernard, Lyon 1  
Directeur de recherche – I.N.R.A., Rennes  
Professeur – Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand 2  
Professeur – University of Birmingham

Examineur  
Rapporteur  
Examineur  
Directeur de thèse  
Examineur  
Rapporteur



# Avant-propos

Ce mémoire est le résultat d'un travail de trois années, réalisé au sein d'une unité de recherche de l'Institut Fédératif de Recherche CAREN (Centre Armoricaïn de Recherche en ENvironnement) : l'UMR INRA-Agrocampus Ouest SAS (Sol hydro et Agrosystème Spatialisation) de Rennes. Ce travail a été dirigé par Philippe MEROT (UMR SAS) et Pierre MARMONIER (UMR Écologie des Hydrosystèmes Fluviaux CNRS-Université Claude Bernard, Lyon).

Cette thèse a été financée par une bourse d'allocataire du Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche et par l'Observatoire de Recherche en Environnement AgrHys.

Ce travail a été suivi par un comité de pilotage composé de Jose-Miguel SANCHEZ-PEREZ (UMR ECOLAB CNRS-Université Paul Sabatier-Toulouse 3-Institut National Polytechnique de Toulouse), Gérard GRUAU (UMR Géosciences CNRS-Université de Rennes 1), Catherine GRIMALDI (UMR INRA-Agrocampus Ouest SAS, Rennes), et Jérôme MOLENAT (UMR INRA-Agrocampus Ouest SAS, Rennes).



# Résumé

La prise en compte des zones humides pour la gestion de la ressource en eau nécessite une connaissance sur l'organisation spatiale du rôle tampon de ces zones humides dans les bassins versants. L'objectif de la thèse est d'évaluer l'évolution du rôle tampon des zones humides riveraines sur les flux et teneurs en nitrate en fonction de l'ordre des cours d'eau et de la saisonnalité des écoulements. Nous posons l'hypothèse d'une augmentation de ce rôle tampon avec l'augmentation de l'ordre qui est liée à une évolution géomorphologique et paysagère des sous-bassins, aux interactions entre le cours d'eau et la zone humide riveraine lors du transfert des flux au sein du réseau hydrographique, et à un changement de fonctionnement hydrologique des zones humides.

Trois approches ont été développées pour vérifier ces hypothèses au sein du bassin versant du Scorff (Morbihan). Tout d'abord, nous comparons le fonctionnement hydrologique et hydrochimique de deux zones humides riveraines, au niveau de l'ordre 2 et de l'ordre 5 du bassin, équipées de piézomètres et de capteurs de pression de nappe. Ensuite, une étude des facteurs topographiques et hydrologiques contrôlant l'extension des zones humides riveraines permet de valider sur l'ensemble du bassin le changement de fonctionnement hydrologique des zones humides observé à l'échelle locale. Enfin, une étude statistique est réalisée à partir d'un suivi des teneurs en solutés à l'exutoire de sous-bassins d'ordre différents pour quantifier l'influence de l'ordre sur le rôle tampon des zones humides riveraines.

Un changement du fonctionnement hydrologique et hydrochimique entre les deux zones humides riveraines est observé et s'inscrit dans un gradient géomorphologique et pédologique en fonction de l'ordre. La saisonnalité, l'intensité du rôle tampon et l'influence du cours d'eau sur la dynamique de la nappe dans la zone humide évoluent entre ces deux sites. L'augmentation d'une influence du cours d'eau pour un ordre élevé, confirmée par la seconde approche, provoque une augmentation de l'extension des zones humides. Le suivi hydrochimique à l'exutoire des sous-bassins montre une augmentation du rôle tampon des zones humides riveraines pour des ordres élevés et en période d'étiage. Un modèle empirique est proposé. Cette influence de l'ordre est expliquée par une évolution géomorphologique et une influence importante de l'effet tampon lors du transfert des flux au sein du réseau hydrographique.

**Mots clefs :** Zones humides, hydrologie, hydrochimie, rôle tampon, organisation spatiale, saisonnalité.



# Abstract

O. Montreuil : Relations between the catchment order, the spatial pattern of riparian wetlands and their hydrological and hydrochemical processes.

The management of riparian wetlands at a large catchment scale requires knowledge about spatial structure of their buffer effect. The objective of this work was to assess the buffer effect change on nitrate export in streamwater within catchments according to the stream order. The hypotheses were an increase of this buffer effect with the stream order due to changes in geomorphologic and landscape structures, to riparian wetlands–streamwater interactions during runoff within the river system, and change of hydrologic processes in riparian wetlands.

Three approaches were developed to check these hypotheses within the Scorff Basin (Morbihan, France). First, the hydrologic and biogeochemical dynamics of two riparian wetlands were compared using boreholes and hydraulic head sensors. Then, a study of topographic and hydrological factors controlling the extension of riparian wetlands allowed us to validate, on the whole Basin, the change of hydrological dynamic observed at the local scale. Finally, a statistical study was performed with a hydrochemical survey at sub-catchments scale to quantify the influence of the order on this buffer effect.

A change of hydrologic and biogeochemical processes between both riparian wetlands was observed and in line with the geomorphologic gradient according to the stream order. Seasonality and intensity of the buffer effect and influence of stream level on the groundwater dynamic in riparian wetlands evolves between the two sites. The increase of the stream influence for a high order, confirmed by the second study, generates an increase of the riparian wetlands area. The hydrochemical survey at the sub-catchments outlets showed an increase of this buffer effect of the riparian wetland for high orders and in period of low water level. This influence of the order is explained by an evolution of geomorphologic structure and a strong buffer effect during runoff within the river system.

**Keywords:** wetlands, hydrology, hydrochemistry, buffer effect, spatial pattern, seasonality.



# Table des matières

<b>REMERCIEMENTS</b> .....	i
<b>AVANT-PROPOS</b> .....	iii
<b>RESUME</b> .....	v
<b>ABSTRACT</b> .....	vii
<b>1 INTRODUCTION GENERALE</b> .....	<b>1</b>
1.1 CONTEXTE .....	3
1.2 ENJEUX ET OBJECTIFS .....	7
1.3 STRUCTURE DU MEMOIRE .....	9
<b>2 INFLUENCE DE L'ORDRE DES COURS D'EAU SUR LE ROLE TAMPON DES ZONES HUMIDES RIVERAINES SUR LES FLUX D'AZOTE: ÉTAT DE L'ART</b> .....	<b>11</b>
2.1 SCHEMA DE CIRCULATION DES EAUX DANS UN BASSIN VERSANT.....	13
2.2 ROLE TAMPON DES ZONES HUMIDES RIVERAINES SUR LES FLUX D'AZOTE .....	15
2.3 FACTEURS DE VARIATION SPATIALE DU ROLE TAMPON DES ZONES HUMIDES RIVERAINES .....	16
2.4 INFLUENCE DE L'ORDRE DU COURS D'EAU SUR LE ROLE TAMPON DES ZONES HUMIDES RIVERAINES ..	17
2.4.1 <i>Classification du réseau hydrographique à partir de l'ordre de Strahler</i> .....	17
2.4.2 <i>Influence de l'ordre sur le fonctionnement hydrologique des zones humides riveraines</i> .....	17
2.4.3 <i>Influence de l'ordre sur le rôle tampon des zones humides riveraines</i> .....	20
<b>3 COMPARAISON DU FONCTIONNEMENT HYDROLOGIQUE ET HYDROCHIMIQUE DE DEUX ZONES HUMIDES RIVERAINES DRAINEES PAR UN COURS D'EAU D'ORDRE 2 ET 5</b> .....	<b>21</b>
3.1 INTRODUCTION .....	23
3.2 SITES D'ETUDE.....	24
3.3 MATERIEL ET METHODE.....	25

3.3.1	<i>Caractéristiques hydrologiques</i> .....	25
3.3.1.1	Équipement piézométrique .....	25
3.3.1.2	Suivi de la charge hydraulique .....	28
3.3.2	<i>Caractéristiques physiques du sol et du sous-sol</i> .....	28
3.3.2.1	Topographie .....	28
3.3.2.2	Pédologie.....	28
3.3.2.3	Conductivité hydraulique .....	29
3.3.3	<i>Caractéristiques chimiques</i> .....	29
3.3.3.1	Tests préalables .....	29
3.3.3.2	Prétraitement des échantillons .....	30
3.3.3.3	Analyse des échantillons .....	30
3.4	RESULTATS.....	31
3.4.1	<i>Caractéristiques du sol et sous-sol</i> .....	31
3.4.1.1	Topographie .....	31
3.4.1.2	Pédologie.....	31
3.4.1.3	Propriétés hydrauliques .....	34
3.4.2	<i>Comparaison du fonctionnement hydrologique des zones humides</i> .....	35
3.4.2.1	Variations spatiales et temporelle du niveau de la nappe dans la zone humide .....	35
3.4.2.2	Gradients hydrauliques entre la zone humide, le cours d'eau et les versants.....	42
3.4.3	<i>Comparaison du fonctionnement hydrochimique des zones humides</i> .....	46
3.4.3.1	Conditions hydrologique lors des prélèvements .....	46
3.4.3.2	Gradients de concentrations au sein du système versant, zone humide et cours d'eau .....	48
3.4.3.3	Estimation des flux de nitrate entre la zone humide et le cours d'eau .....	58
3.5	DISCUSSION ET CONCLUSION .....	59
3.5.1	<i>Influence de l'ordre sur les caractéristiques géomorphologiques et pédologiques des zones humides</i> 59	
3.5.2	<i>Influence de l'ordre sur le fonctionnement hydrologique des zones humides</i> .....	60
3.5.3	<i>Influence de l'ordre sur le fonctionnement hydrochimique de la zone humide</i> .....	61
<b>4</b>	<b>INFLUENCE DE L'ORDRE DU COURS D'EAU SUR LES FACTEURS DE CONTROLE DE L'EXTENSION DES ZONES HUMIDES</b> .....	<b>65</b>
4.1	INTRODUCTION .....	67
4.2	MATERIEL ET METHODE.....	68
4.2.1	<i>Démarche</i> .....	68
4.2.2	<i>Du Modèle Numérique de Terrain aux indices topographiques</i> .....	70
4.2.3	<i>Calage des indices à partir de la carte des sols hydromorphes</i> .....	72
4.2.4	<i>Validation à partir de la carte de la végétation hygrophile</i> .....	74
4.3	RESULTATS.....	75
4.3.1	<i>Influence de l'ordre sur la qualité de prédiction des sols hydromorphes par les indices topographiques et hydrologiques</i> .....	75
4.3.1.1	<i>Influence de la transformation de la carte des sols hydromorphes sur leur qualité de représentation</i> ..	75

4.3.1.2	Efficacité de prédiction des sols hydromorphes par les indices topographiques et hydrologiques .....	76
4.3.1.3	Influence de l'ordre du cours d'eau sur l'efficacité de prédiction des sols hydromorphes .....	83
4.3.2	<i>Validation de l'influence de l'ordre sur l'organisation des zones humides riveraines</i> .....	84
4.3.2.1	Comparaison de la délimitation des sols hydromorphes et de la végétation hydrophile.....	84
4.3.2.2	Validation de l'influence de l'ordre à partir d'une cartographie de la végétation hydrophile.....	85
4.4	DISCUSSION ET CONCLUSION .....	87

## **5 ÉVALUATION DE L'INFLUENCE DE L'ORDRE SUR LA REGULATION DES FLUX ET CONCENTRATIONS DE NITRATE DANS LES COURS D'EAU PAR LES ZONES HUMIDES RIVERAINES ..... 89**

5.1	INTRODUCTION .....	91
5.2	INFLUENCE DE L'ORDRE DES BASSINS VERSANTS ET SAISONNALITE DU ROLE TAMPON DES ZONES HUMIDES RIVERAINES.....	92
5.2.1	<i>Abstract</i> .....	92
5.2.2	<i>Introduction</i> .....	93
5.2.3	<i>Materials and method</i> .....	94
5.2.3.1	Study area.....	94
5.2.3.2	Nitrate concentrations measurement and fluxes calculation at sub-catchments outlet.....	96
5.2.3.3	Methods for characterizing catchments .....	98
5.2.3.4	Study design and statistical analysis.....	100
5.2.4	<i>Results</i> .....	100
5.2.4.1	Influence of landscape features on spatial variations of annual nitrate flux .....	100
5.2.4.2	Influence of specific discharge on temporal variations of nitrate concentration.....	103
5.2.4.3	Taking account of the influence of landscape characteristics and specific discharge on the temporal variation of nitrate concentrations .....	105
5.2.4.4	Influence of Strahler order on landscape characteristics as well as nitrate fluxes and concentrations.....	109
5.2.5	<i>Discussion</i> .....	111
5.2.5.1	Relationship between nitrate flux and buffer zones.....	111
5.2.5.2	Seasonal variation of the buffer role of valley bottom wetlands and streams.....	112
5.2.5.3	Buffer role and stream order.....	112
5.2.5.4	Stream order and functioning of the wetlands .....	113
5.2.5.5	Future perspectives.....	113
5.2.6	<i>Conclusion</i> .....	114
5.2.7	<i>References</i> .....	115
5.2.8	<i>Complément à l'article: intégration de la nouvelle délimitation des zones humides riveraines</i> .....	120
5.3	VALIDATION A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT DU SCORFF DE L'INFLUENCE DE L'ORDRE SUR LE ROLE TAMPON DES ZONES HUMIDES RIVERAINES.....	122
5.3.1	<i>Introduction</i> .....	122
5.3.2	<i>Matériel et méthode</i> .....	123
5.3.3	<i>Résultats</i> .....	125
5.3.3.1	Influence de l'ordre sur la géomorphologie, l'occupation du sol, les indicateurs du rôle tampon des zones humides riveraines et les teneurs et flux de nitrate à l'exutoire des bassins versants.....	125
5.3.3.2	Relation entre teneurs, flux de nitrates et caractéristiques des sous-bassins .....	130

5.3.3.3	Validation de l'influence de l'ordre sur le rôle tampon des zones humides riveraines et sa saisonnalité 140	
5.3.4	<i>Discussion</i> .....	141
5.4	APPORT DES AUTRES TRACEURS CHIMIQUES NATURELS A LA COMPREHENSION DE L'EVOLUTION SAISONNIERE ET SPATIALE DU ROLE TAMPON DES ZONES HUMIDES RIVERAINES .....	143
5.4.1	<i>Introduction</i> .....	143
5.4.2	<i>Matériel et méthode</i> .....	144
5.4.3	<i>Résultats</i> .....	146
5.4.3.1	Relation entre les teneurs des différents solutés et les caractéristiques des sous-bassins.....	146
5.4.3.2	Influence des conditions hydrologiques sur la relation entre flux de solutés et flux de nitrate.....	149
5.4.4	<i>Prise en compte des teneurs en carbone organique dans l'estimation du rôle tampon des zones humides riveraines</i> .....	150
5.4.5	<i>Discussion et Conclusion</i> .....	151
5.5	CONCLUSION .....	154
<b>6</b>	<b>CONCLUSION GENERALE</b> .....	<b>155</b>
6.1	SYNTHESE DES RESULTATS .....	158
6.1.1	<i>Fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines et ordre des cours d'eau</i> 158	
6.1.2	<i>Organisation des surfaces de zones humides riveraines et ordre des cours d'eau</i> .....	159
6.1.3	<i>Rôle tampon des zones humides riveraines et ordre des cours d'eau</i> .....	160
6.2	PERSPECTIVES DE RECHERCHE.....	162
6.2.1	<i>Facteurs de variations spatiales du rôle tampon des zones humides</i> .....	162
6.2.2	<i>Approche intégratrice du rôle des zones humides riveraines</i> .....	162
6.2.3	<i>Ordre des cours d'eau</i> .....	163
6.3	PERSPECTIVES DE GESTION .....	163
<b>7</b>	<b>BIBLIOGRAPHIE</b> .....	<b>165</b>
<b>8</b>	<b>LISTES DES FIGURES</b> .....	<b>181</b>
<b>9</b>	<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>191</b>
<b>10</b>	<b>ANNEXES</b> .....	<b>195</b>

# **1 Introduction générale**



## 1.1 Contexte

Dans ce travail, nous proposons d'étudier la relation entre l'ordre des bassins versants, l'organisation spatiale, le fonctionnement hydrologique et hydrochimique et le rôle tampon des zones humides riveraines sur les flux d'azote. Avant de présenter ces travaux, il est nécessaire de replacer la problématique dans son contexte et d'identifier les enjeux de ces travaux.

A l'échelle mondiale (fig. 1-1), le développement démographique s'est accompagné d'une diminution des surfaces agricoles disponibles par habitant passant ainsi de plus de 0.45 ha par habitant en 1910 à environ 0.22 ha par habitant en 1998 (Galloway, 1998). Afin de satisfaire la demande alimentaire, les pratiques agronomiques se sont intensifiées avec notamment une pression animale plus importante et l'utilisation d'engrais minéraux depuis la fin de la seconde guerre mondiale. L'augmentation des intrants azotés a été particulièrement importante en Europe.

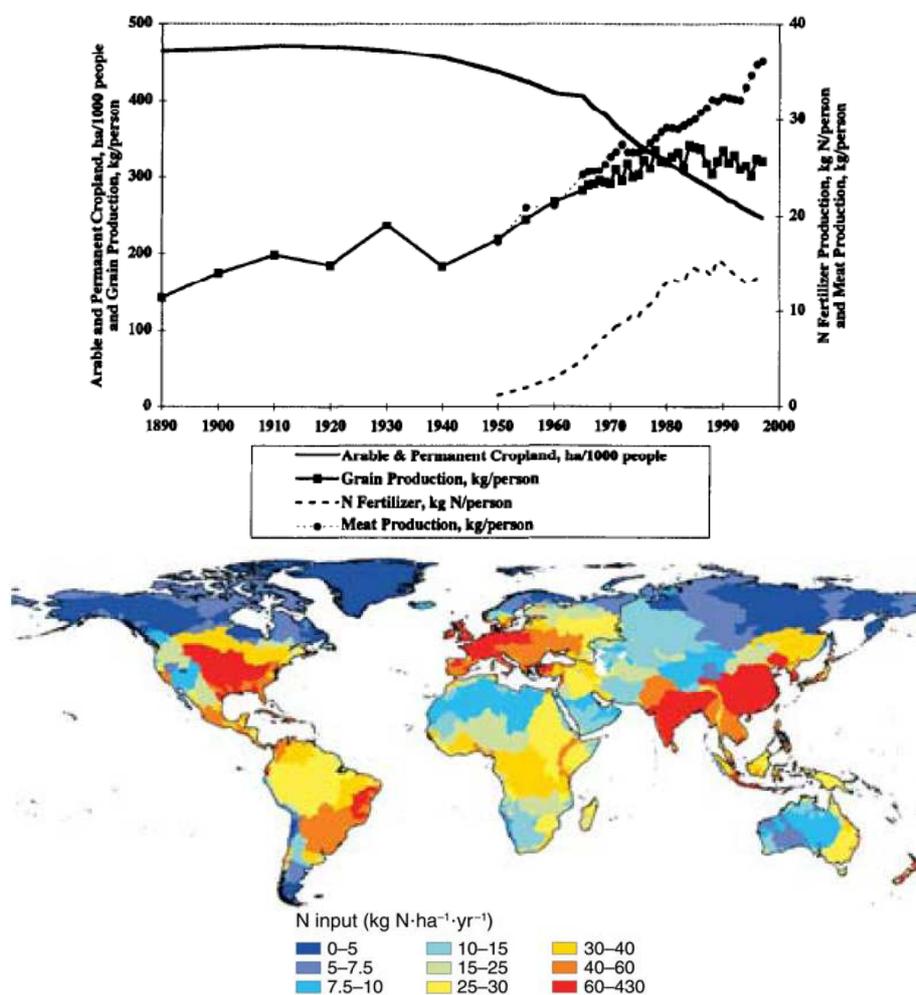


Figure 1-1: Évolution de l'agriculture de 1890 à 1998 d'après Galloway (1998) et estimations des intrants azotés à l'échelle mondiale (Seitzinger et al., 2006).

Cette intensification a engendrée une forte augmentation du lessivage d'azote essentiellement sous forme de nitrate vers les nappes et les eaux de surface. En Bretagne (fig. 1-2), les teneurs en

nitrate dans les cours d'eau ont ainsi augmenté, en moyenne, de moins de 10 mgNO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> au début des années 70 à 30.6 mgNO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> en 2006 (DIREN, 2006). Pour certains cours d'eau, ces teneurs dépassent 50 mgNO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, seuil de potabilisation des eaux définis par la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE. L'augmentation de ces flux d'azote provoque une perturbation des écosystèmes aquatiques qui se manifeste notamment par une eutrophisation générale des rivières, des plans d'eau (Carpenter et al., 1998) et des zones littorales (Menesguen et Piriou, 1995).

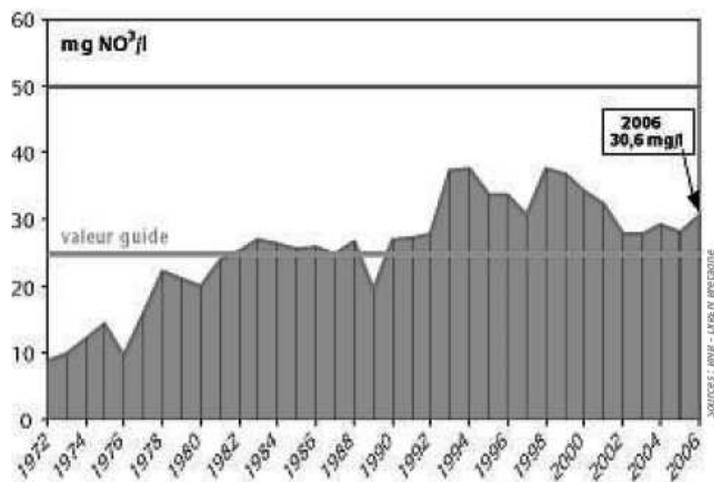


Figure 1-2: Évolution des teneurs en nitrate dans les cours d'eau de Bretagne de 1972 à 2006 (DIREN Bretagne)

Les zones humides riveraines ont été identifiées comme des structures du paysage permettant une diminution des flux d'azote dans les cours d'eau (Mitsch et Gosselink, 1993 ; Fustec et Lefeuvre, 2000). Elles sont situées à l'interface entre le milieu aquatique et le milieu terrestre et s'étendant de part et d'autre des cours d'eau. Elles sont caractérisées par la présence d'eau à la surface ou à proximité de la surface du sol de façon temporaire ou permanente.

Le rôle des zones humides riveraines sur la diminution des flux d'azote a été progressivement reconnu, au niveau international, depuis la convention RAMSAR en 1971 qui portait essentiellement sur le rôle des zones humides vis-à-vis des oiseaux migrateurs. Il se retrouve également dans la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) et, plus récemment, dans des textes réglementaires (loi sur les territoires ruraux 2005-157 du 23/02/2005 et circulaire du 31/07/2008 du Ministère de l'Environnement, de l'Écologie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire). Le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin Loire-Bretagne (S.D.A.G.E.), en application de la loi sur l'eau de 1992 et approuvé en 1996, a retenu sept objectifs vitaux parmi lesquels la sauvegarde et la mise en valeur des zones humides. Cet objectif doit être mis en œuvre à l'échelle des bassins versants dans le cadre des S.A.G.E. (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux, cf. pour exemple: [www.sage-blavet.fr](http://www.sage-blavet.fr)). Un cadre réglementaire se met donc en place alors qu'environ 50% des surfaces de zones humides ont été drainées et mises en culture suite à cette intensification agricole.

Ce travail a été mené dans le bassin versant du Scorff (Morbihan), site de l'Observatoire de Recherche en Environnement Petits Fleuves Côtiers ( [www.inra.fr/ore\\_pfc](http://www.inra.fr/ore_pfc) ), qui réunit différentes

qualités nécessaire au déroulement de cette étude (fig. 1-3). Les zones humides y sont relativement bien préservées, le bassin présente une taille adaptée à la problématique de l'étude et nous disposons d'une qualité d'écoute et d'accueil des différents acteurs du bassin versant. Enfin, ce travail fait suite à un travail finalisé au début de ma thèse sur le rôle des zones humides riveraines dans les petits bassins versants (Montreuil et Merot, 2006 ; Annexe 1).



Figure 1-3: Modèle Numérique de Terrain de la région Bretagne et délimitation du bassin versant du Scorff.



## 1.2 Enjeux et objectifs

Dans ce contexte de forte pression sur les zones humides, il est nécessaire d'approfondir nos connaissances sur leur fonctionnement afin de mieux évaluer le rôle tampon de ces unités paysagères, ainsi que l'organisation spatiale de ce rôle tampon. Ces connaissances scientifiques sont nécessaires à la compréhension du cycle de l'azote mais aussi, de façon plus appliquée, aux choix de mesures de gestion dans le cadre des Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux. Ce travail s'inscrit donc dans une double approche, théorique et appliquée.

L'objectif de ce travail est d'évaluer l'importance de l'organisation spatiale des zones humides riveraines, au sein d'un bassin versant agricole, du point de vue de leur fonctionnement biogéochimique et de leur rôle tampon sur les flux d'azote entre les versants agricoles et le cours d'eau. Nous posons l'hypothèse principale d'une structuration de ce fonctionnement en fonction du degré de développement du réseau hydrographique (représenté ici par l'ordre des cours d'eau). En effet, le long du gradient amont-aval, de nombreuses caractéristiques environnementales vont lentement évoluer :

- la géomorphologie du cours d'eau (taille, pente, style fluvial) et des bassins versants qu'il va drainer,
- les interactions entre celui-ci, les versants et les zones humides qui le bordent, aussi bien en termes de flux solides que liquides.

Pour atteindre cet objectif, nous avons combiné trois approches complémentaires :

- des études détaillées du fonctionnement de deux zones humides, l'une située à l'amont et l'autre située à l'aval. Dans chacun de ces sites, nous avons étudié le fonctionnement hydrologique et biogéochimique des zones humides, en centrant plus particulièrement notre réflexion sur la dynamique de la nappe et des flux d'azote. Cette stratégie d'étude avait pour objectif de révéler les similitudes et différences de comportement de zones humides situées à des niveaux différents le long du gradient amont-aval.
- L'étude du rôle du versant et du cours d'eau dans le contrôle du développement des zones humides à partir de modélisation hydrologique et leurs évolutions de l'amont à l'aval.
- des bilans de flux d'azote et le suivi d'autres éléments chimiques au sein de sous-bassins de taille croissante, explorant ainsi le gradient amont-aval.

Cette triple approche explique la structuration de ce mémoire.



### 1.3 Structure du mémoire

Ce travail s'articule autour de cinq chapitres :

Le *premier chapitre*, bibliographique, fait un bilan des connaissances sur la circulation des eaux dans les bassins versants sur socle et le rôle des zones humides riveraines dans la régulation des flux d'azote circulant dans ces bassins versants. Nous décrivons ensuite les facteurs de variation spatiale de ce rôle et nous réalisons un bilan des connaissances sur la relation entre l'ordre des cours d'eau, l'organisation de ces facteurs et le changement de fonctionnement des zones humides.

Dans les trois chapitres suivants, nous étudions l'influence de l'ordre sur le fonctionnement hydrologique et sur le rôle tampon des zones humides pour les flux de nitrate au sein du bassin versant du Scorff (Morbihan) et finalement sur l'organisation spatiale de ces zones humides riveraines :

Dans le *deuxième chapitre*, nous réalisons une comparaison du fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines et des échanges avec la nappe de versant et le cours d'eau. Ceci est fait à partir d'observations intensives sur deux sites d'ordre 2 et 5 qui ont été instrumentés pour ce travail (piézomètres, capteurs de pression de nappe) et dans lesquels nous avons suivi les teneurs en solutés dans la nappe.

Le *troisième chapitre* traite de l'influence de l'ordre sur les facteurs contrôlant l'extension des zones humides. Il s'agit de tester la pertinence d'un changement de fonctionnement hydrologique des zones humides riveraines à partir de modélisation à base topographique et hydrologique.

Le *quatrième chapitre* est consacré à l'étude des relations entre flux, teneurs en solutés à l'exutoire de sous-bassins et les caractéristiques de ces sous-bassins en prenant en compte l'évolution saisonnière de ces relations. En particulier, l'extension spatiale des zones humides riveraines modélisée à partir d'un indice climato-topographique et la distance de transfert au sein du réseau hydrographique sont testés comme indicateurs du rôle tampon des zones humides.

Le *cinquième chapitre* consiste en une discussion générale dans laquelle nous confrontons nos résultats aux connaissances acquises par ailleurs et proposons des perspectives de recherche.



## **2 Influence de l'ordre des cours d'eau sur le rôle tampon des zones humides riveraines sur les flux d'azote: État de l'art**



## 2.1 Schéma de circulation des eaux dans un bassin versant

La partie continentale du cycle de l'eau est un maillon sensible du cycle de l'eau car c'est au cours du transfert dans les sols, la nappe et le cours d'eau que les eaux se chargent en solutés, nutriments, polluants, qui vont ensuite impacter les grands réservoirs planétaires (lacs, mers, océans).

Le schéma de circulation des eaux dans un bassin versant sur socle (Fig. 2-1) souligne la convergence des précipitations effectives de la nappe des versants vers le cours d'eau. La zone de saturation du sol par la nappe, encadrant le cours d'eau, correspond aux zones humides riveraines. En Bretagne, le ruissellement hortonien représente un faible pourcentage des écoulements du fait d'une capacité d'infiltration élevée des sols et d'une faible intensité pluviométrique (Larivière et Verdou, 1969). L'essentiel des écoulements se fait donc dans la nappe et s'écoule au cours d'eau via la zone humide riveraine (Molénat et al. 1999 ; Durand and Juan-Torres, 1996). La position de la zone humide riveraine à l'interface entre les versants et le réseau hydrographique fait de cette structure un lieu de transfert de la nappe du versant au cours d'eau (Mitsch et Gosselink, 1993 ; Naiman et Decamps, 1997). L'eau converge ensuite dans le réseau hydrographique vers l'exutoire océanique avec un temps de transfert souvent très inférieur à celui de la nappe.

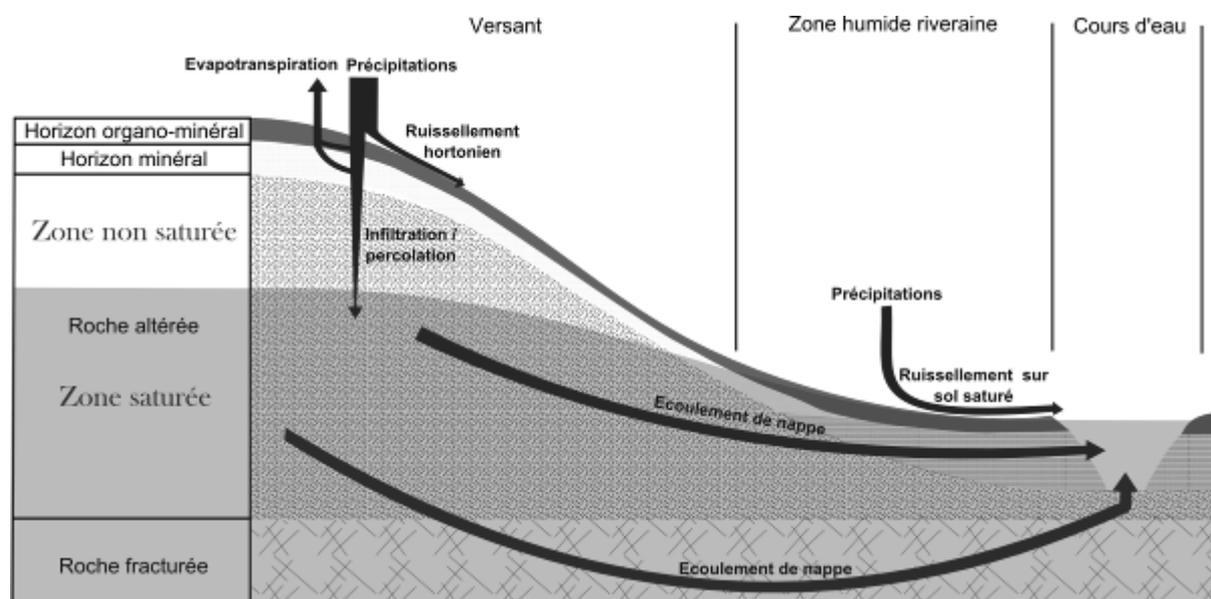
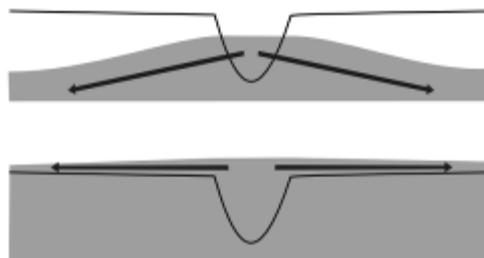


Figure 2-1: Schéma général de circulation des eaux dans un bassin versant sur socle.

En réalité, la circulation des eaux au sein de la nappe se révèle plus complexe avec la possibilité d'une inversion localisée ou temporaire des échanges entre ces compartiments hydrologiques (fig. 2-2). Ainsi, à certaines périodes du cycle hydrologique, les échanges peuvent se faire de la zone humide riveraine vers le cours d'eau (le cours d'eau draine alors la nappe) ou de la rivière vers la zone riveraine (il recharge alors la nappe). Dans certains cas, ces inversions peuvent influencer, au moins temporairement, les flux entre la zone humide et le versant formant ainsi un dôme piézométrique (Clément et al., 2003). Cette alternance du sens de ces échanges peut aussi être spatiale. D'amont en aval, le cours d'eau peut drainer ou recharger la nappe de la zone humide riveraine en fonction de la géologie et de la géomorphologie du secteur traversé. Ces alternances font de la zone riveraine un lieu de transfert temporaire de l'eau lors de sa circulation dans le réseau hydrographique (Sophocleous, 2002 ; Woessner, 2000 ; Stanford et Ward, 1993 ; White, 1993 ; Bencala, 2000 ; Malard et al., 2002). Le volume de la zone humide riveraine drainant l'eau provenant du cours d'eau est également appelée zone hyporhéique par les hydrobiologistes (Orghidan, 1959 ; Steiger et al., 2005). Dans cette étude, nous choisissons d'inclure le substrat du lit mineur dans la délimitation des zones humides riveraines du fait d'une similarité de la nature des matériaux et des propriétés biogéochimiques.

### Echanges latéraux:



### Echanges longitudinaux:

#### 1) Avec le lit du cours d'eau



#### 1) Avec les berges

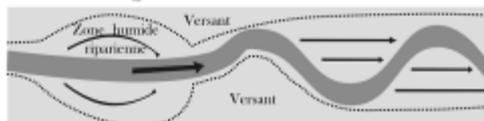


Figure 2-2: Configuration d'alimentation de la zone humide riveraine et de la zone hyporhéique par le cours d'eau.

## **2.2 Rôle tampon des zones humides riveraines sur les flux d'azote**

Les zones humides riveraines sont caractérisées par une nappe à faible profondeur et un sol d'épaisseur importante constitué de colluvions et d'alluvions. Cette accumulation induit également l'incorporation d'un stock important de matière organique dont la minéralisation est limitée par la saturation en eau (Chaplot et al., 2001). Cette saturation à faible profondeur, la disponibilité en matière organique et un temps de résidence important dans la zone humide riveraine sont des conditions nécessaires à l'établissement de conditions réductrices et à l'activation du processus biogéochimique de dénitrification hétérotrophe (Hefting et al., 2004 ; Baker et Vervier, 2004 ; Pinay et al., 2007, Davidsson et Stahl, 2000 ; Macheferet et Dise, 2004). La réaction de cette dénitrification hétérotrophe peut être résumée par l'équation suivante:



Cette dénitrification hétérotrophe donne un rôle tampon important aux zones humides riveraines sur les flux d'azote, les flux d'azote étant essentiellement issus du lessivage des nitrates dans les versants agricoles. Ce rôle tampon peut être estimé à l'échelle d'un bassin versant par la proportion des flux de nitrate circulant dans le bassin qui est abattue par la zone humide riveraine (Haycock et al., 1993; Viaud et al., 2004). Cet effet tampon s'exerce donc sur les flux de nitrate drainés par les versants (Cooper, 1990 ; Jacobs et Gilliam, 1985) mais aussi sur les flux de nitrate circulant dans le réseau hydrographique lors d'inversions locales ou temporaires des écoulements entre le cours d'eau et la zone humide riveraine (Sanchez-Perez et al., 2003 ; Lefebvre et al., 2003 ; Morrice et al., 1997 ; Valett et al., 1996). Il faut ajouter au processus de dénitrification, une fixation temporaire et limitée de l'azote par la végétation (Jordan et al., 1993 ; Reddy et D'Angelo, 1993 ; Caubel et al., 2003).

La plupart des études évaluant le rôle tampon de ces zones humides ont été réalisées dans un contexte de convergence des flux du versant vers le cours d'eau. Ces études ont été réalisées à l'échelle du versant (Gilliam, 1994 ; Hefting et al., 2006) et plus récemment à l'échelle des bassins versants (Hattermann et al. 2006 ; Montreuil et Mérot, 2006 ; Rassam et al., 2008). L'effet tampon observé lors du transfert dans le réseau hydrographique a également été évalué à l'échelle des bassins versant (Alexander et al. 2002 ; Sebilo et al., 2006) et cet effet est attribué essentiellement au processus de dénitrification dans la zone hyporhéique (Seitzinger et al., 2002 ; Wagenschein et Rode, 2008).

Peu d'études ont évaluées en parallèle le rôle respectif de la zone humide riveraine sur les flux d'azote provenant des versant et sur ceux circulant dans le cours d'eau (Billen et Garnier, 1999 ;

Grizetti et al., 2005) et ces études concernent en général des sous-bassins de faible superficie (Cooper 1990, Mulholland 1992).

### **2.3 Facteurs de variation spatiale du rôle tampon des zones humides riveraines**

Le rôle tampon de la zone humide riveraine dépend tout d'abord de sa connectivité hydrologique avec la nappe de versant et le cours d'eau (Burt, 2005) et de son potentiel dénitrifiant. Le potentiel dénitrifiant est contrôlé par la biodégradabilité et la profondeur d'incorporation de la matière organique (Davidsson et Stahl, 2000) et par les conditions oxydo-réductrices dans la zone humide riveraine (Lischeid et al., 2007).

La connectivité hydraulique est contrôlée par la profondeur de la nappe, l'organisation verticale des propriétés hydrauliques, l'intensité des gradients hydrauliques et l'incision des zones humides riveraines par le cours d'eau (Vidon et Hill, 2004a; Gold et al., 2001 ; Maître et al., 2003 ; Hefting et al., 2004 ; Devito et al. 2000). Une faible profondeur de la nappe, une perméabilité importante et des gradients hydrauliques important vont favoriser une augmentation des flux d'eau circulant dans les horizons dénitrifiant de la zone humide. A l'inverse, une profondeur de la nappe importante ou une faible perméabilité des horizons de surface mettent en court-circuit les horizons dénitrifiants. D'autres facteurs, contrôlant l'inversion des échanges entre le cours d'eau et la zone humide riveraine, s'ajoutent à ceux déjà cités : a) la différence de dynamique de charge entre le cours d'eau et la zone humide riveraine (Pinder et Sauer, 1971), b) la sinuosité latérale (méandres) et verticale (alternance seuil-mouille) (Lefebvre et al., 2006), la pente et la morphologie de la section mouillée du cours d'eau (Larkin et Sharp, 1992).

Enfin, le rôle tampon des zones humides riveraines dépend de la valeur des flux en nitrate provenant des versants ou du cours d'eau. Le flux dénitrifié est d'autant plus élevé que les flux drainés par la zone humide sont élevés (Spieles et Mitsch, 2000 ; Seitzinger et al., 2006). Cependant, dans un contexte de forte contamination de la nappe par le nitrate, la proportion des flux de nitrate qui est dénitrifiée diminue avec l'augmentation des flux de nitrate drainés et induit une diminution de l'effet tampon tel que défini dans le paragraphe 2.2 (Cooper et Cooke, 1984 ; Fisher et Acreman, 2004 ; Mulholland et al., 2008).

Ces facteurs contrôlant le rôle tampon des zones humides riveraines présentent des variations spatiales importantes. Un enjeu actuel de la recherche est d'évaluer l'organisation spatiale de ces facteurs et d'identifier les déterminants de cette organisation afin de les prendre en compte dans l'évaluation du rôle tampon des zones humides à l'échelle des bassins versants.

## 2.4 Influence de l'ordre du cours d'eau sur le rôle tampon des zones humides riveraines

### 2.4.1 Classification du réseau hydrographique à partir de l'ordre de Strahler

L'ordre des cours d'eau définit le degré de développement du réseau hydrographique. Il est établi à partir de l'organisation spatiale des confluences au sein du réseau hydrographique. La classification la plus utilisée est celle de Strahler (1957) (Fig. 2-3):

« Tout cours d'eau qui n'a pas d'affluent se voit attribuer la valeur 1. Puis, le calcul de la valeur de chaque tronçon de cours d'eau se fait selon la méthode suivante : un cours d'eau d'ordre  $n+1$  est issu de la confluence de deux cours d'eau d'ordre  $n$ . L'ordre de Strahler d'un bassin versant est l'ordre du drain principal à l'exutoire. »

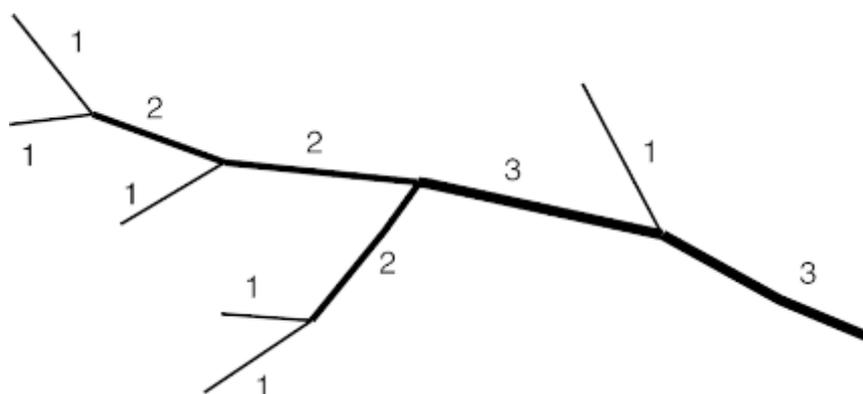


Figure 2-3: Classification du réseau hydrographique à partir de l'ordre de Strahler.

### 2.4.2 Influence de l'ordre sur le fonctionnement hydrologique des zones humides riveraines

De nombreux travaux ont mis en évidence une évolution avec l'ordre des caractéristiques géomorphologiques des bassins versants, des processus hydrologiques, hydrochimiques et écologiques. Nous pouvons citer les travaux de Vannote et al. (1980) avec le « River Continuum Concept » ou Schumm (1977) avec le « système fluvial idéalisé » (fig. 2-4). Ce schéma d'un « système fluvial idéalisé » suppose notamment une diminution de la pente du cours d'eau, de la granulométrie des alluvions et une augmentation du stock de ces alluvions et de la sinuosité du cours d'eau (Church, 2002). Ces facteurs influençant la connectivité hydrologique des zones humides riveraines avec le cours d'eau et les versants, leurs organisations supposent également une évolution du fonctionnement hydrologique des zones humides riveraines.

A partir de ce schéma, Stanford et Ward (1993) posent l'hypothèse d'une augmentation des échanges (exprimés en proportion du flux drainé dans le cours d'eau), entre le cours d'eau et la zone riveraine, de la tête de bassin aux cours d'eau d'ordres intermédiaire, et d'une diminution de ces échanges pour les ordres les plus importants. Les cours d'eau en tête de bassin reposent directement sur le substrat géologique qui est peu perméable et limite les infiltrations d'eau de surface (contexte d'érosion). Pour les cours d'eau d'ordre intermédiaire (contexte de transport ou sédimentation), les alluvions de granulométrie grossière favorisent l'infiltration des eaux de surface. Pour les cours d'eau d'ordre élevé (contexte de sédimentation), les alluvions de granulométrie fine limitent les échanges avec le cours d'eau. Ce schéma est appelé l'Hyporheic Continuum Concept (fig. 2-5).

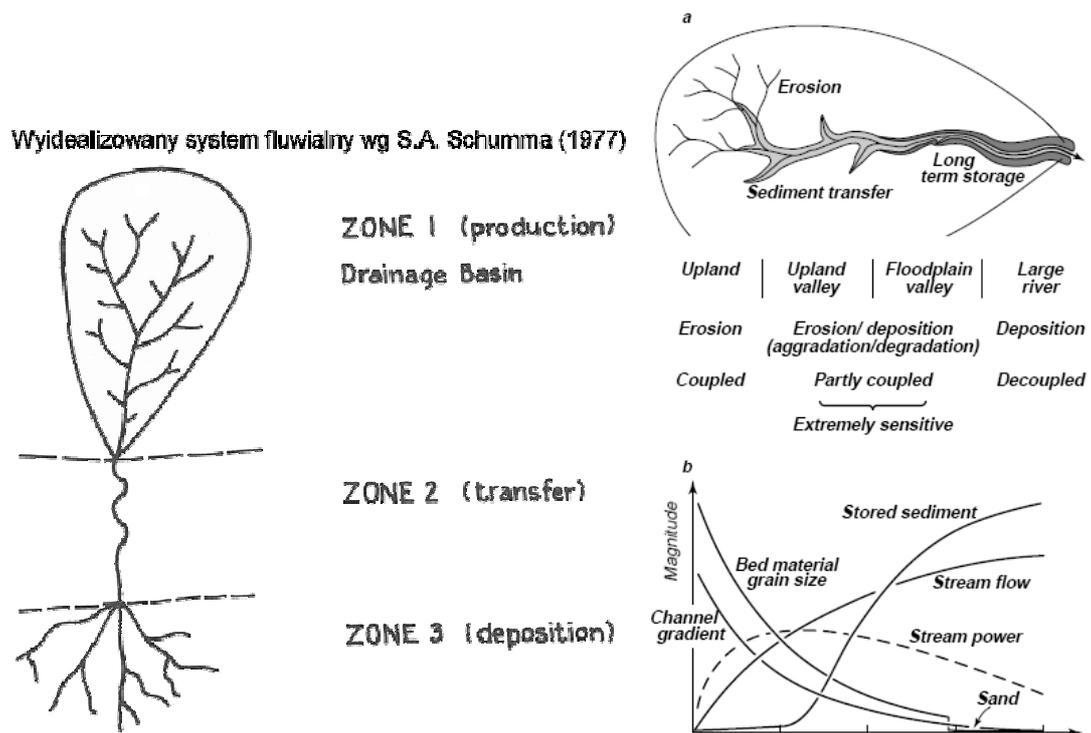


Figure 2-4: Le système fluvial idéalisé (Schumm, 1977) et ses conséquences géomorphologiques et hydrologiques (Church, 2002).

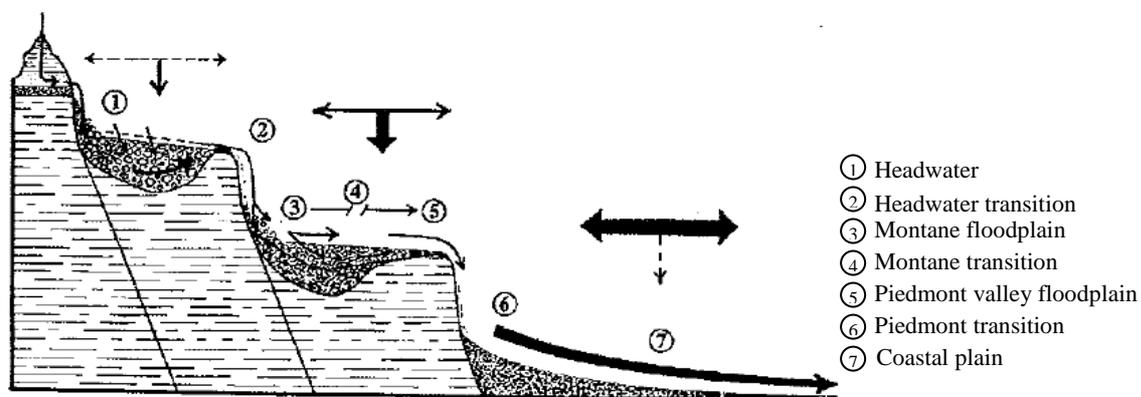


Figure 2-5: D'après Stanford et Ward (1993) : Représentation du corridor hyporhéique. Les flux de surface et interstitiels sont représentés par des flèches. Les vecteurs au dessus des plaines alluviales représentent le volume relatif d'écoulement de surface (flèches horizontale) par rapport aux écoulements interstitiels (flèches verticales) dans ces plaines alluviales.

D'Angelo et al. (1993) montrent une évolution similaire des échanges d'eau par l'observation d'une diminution, quand l'ordre augmente, de l'aire de la section de la zone hyporhéique par rapport à l'aire de la section mouillée du cours d'eau. Exprimée en valeur absolue, l'aire de la section de la zone hyporhéique est cependant plus élevée pour les cours d'eau d'ordre important. Brinson (1993), White (1993) et Tabacchi et al. (1998) proposent également une augmentation des échanges entre la zone humide riveraine et le cours d'eau et de la proportion de ces échanges par rapport aux flux provenant des versants quand l'ordre augmente (Fig. 2-6).

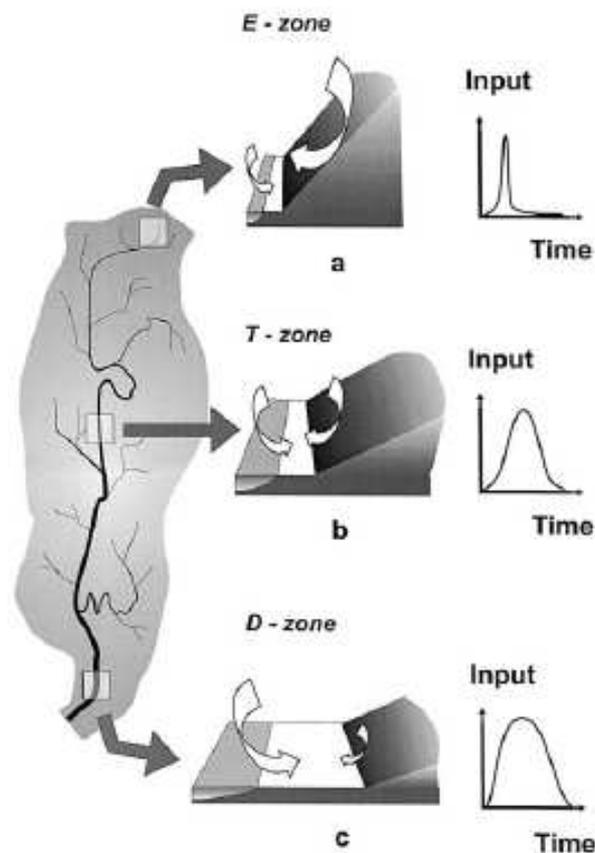


Figure 2.6. D'après Tabacchi et al. (1998). Variations de la dynamiques des flux d'eau dans le cours d'eau (courbes à droite) et de la relation entre le cours d'eau et son bassin (flèches) dans la zone riveraine (bande blanche) dans les zones d'érosion (a), de transport (b) et de sédimentation (c) le long du cours d'eau principal d'un bassin versant fluvial.

### **2.4.3 Influence de l'ordre sur le rôle tampon des zones humides riveraines**

L'augmentation de l'ordre des cours d'eau implique tout d'abord une augmentation du temps de transfert au sein du réseau hydrographique. Ceci induit, toutes choses égales par ailleurs, une augmentation de l'abattement des flux d'azote à l'échelle du bassin versant (Smith et al., 1997). Par ailleurs, à partir de l'ensemble des schémas d'organisation en fonction de l'ordre des interactions entre la zone humide riveraine, les versants et le cours d'eau, nous pouvons poser l'hypothèse d'une évolution du rôle tampon des zones humides riveraines avec l'ordre des cours d'eau.

Des travaux montrent une diminution de l'abattement des flux d'azote pour les tronçons de bassin d'ordre élevé (Alexander et al., 2000 ; Seitzinger et al., 2002). Ces travaux affectent cet abattement aux processus in-stream et la diminution de cet abattement à une évolution de la morphologie du cours d'eau avec l'augmentation de l'ordre (Leopold et Maddock, 1953). Cependant, ces études ne prennent pas en compte le rôle de la zone humide riveraine sur la régulation des flux d'azote lors du transfert de ces flux des versants au cours d'eau. Pourtant, des études distinguant ces processus montrent que l'abattement lors du transfert du versant au cours d'eau est supérieur à celui mesuré lors du transfert au sein du réseau hydrographique (Cooper, 1990 ; Billen et Garnier, 2000 ; Saunders et Kalff, 2001 ; Grizzetti et al., 2005).

Des travaux récents (Mourier et al., 2006), réalisés sur le bassin versant de la Vilaine, montrent une diminution de l'intensité et une augmentation de la profondeur d'apparition de l'hydromorphie dans les zones humides riveraines avec l'augmentation de l'ordre. L'hydromorphie étant un indicateur du potentiel dénitrifiant des sols, ce travail nous permet d'émettre également l'hypothèse d'une influence de l'ordre sur l'organisation du potentiel dénitrifiant des zones humides riveraines

L'ensemble de ces études nous permet d'émettre l'hypothèse d'une évolution du rôle tampon des zones humides riveraines avec l'ordre du cours d'eau qui est liée à l'évolution du temps de transfert dans le réseau hydrographique et à une modification du fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines. L'évaluation de cette hypothèse nécessite la prise en compte de l'évolution des interactions avec les versants et le cours d'eau et de la nature des sols des zones humides riveraines.

### **3 Comparaison du fonctionnement hydrologique et hydrochimique de deux zones humides riveraines drainées par un cours d'eau d'ordre 2 et 5**



### **3.1 Introduction**

A l'échelle d'un bassin versant d'ordre élevé, les dimensions des zones humides riveraines (superficie, longueur et largeur) sont les premiers facteurs contrôlant leur rôle tampon sur les flux d'azote drainés pas les versants (Pellerin et al., 2004 ; Montreuil et Merot, 2006 ; Mayer et al., 2007). Cependant, des études réalisées, à l'échelle locale et par comparaison de différents sites, montrent, indépendamment de ces dimensions, une variabilité spatiale importante du fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines et de leur rôle tampon. Cette variabilité spatiale est contrôlée principalement par la géomorphologie et les caractéristiques des sols de ces zones humides riveraines. Notamment, la profondeur des sols et la topographie ont été identifiées comme des facteurs important dans le contrôle de cette variabilité (Vidon et Hill, 2004a et 2004b). Par ailleurs, la nature, l'hydromorphie et la texture des sols influencent également considérablement l'impact des zones humides riveraines sur les flux d'azote (Pinay et al., 2000 ; Gold et al., 2001 ; Johnston et al., 2001).

De la même façon, à l'échelle d'un bassin versant, les dimensions spatiales de l'interface zone humide riveraine et cours d'eau (distance de transfert dans le réseau hydrographique, profondeur du cours d'eau, surface de contact avec le lit du cours d'eau) sont les premiers facteurs contrôlant le rôle tampon de ces zones humides riveraines sur les flux d'azote drainés par le cours d'eau. Cependant, ce rôle tampon est également influencé à l'échelle locale par la géomorphologie du cours d'eau et par les caractéristiques des sédiments et des sols de la zone humide riveraine. Hill et Sanmugadas (1985) et Opdyke et al. (2005) mettent notamment en évidence l'influence de la texture et de la teneur en matière organique de ces sols et de la morphologie du cours d'eau sur les taux de dénitrification potentielle.

Par ailleurs, de nombreuses relations entre la géomorphologie et l'ordre des sous-bassins ont été décrites (Schumm, 1977) ; Church, 2002). Ces relations sont à l'origine de différents schémas d'organisation des interactions entre la zone humide riveraine, le cours d'eau et le versant en fonction de l'ordre (Stanford et Ward, 1993 ; Tabacchi et al., 1998). Cependant, ces schémas ont été construits à partir d'un « système fluvial idéalisé » et aucune étude n'a portée spécifiquement sur l'évolution du rôle tampon des zones humides riveraines en fonction de l'ordre.

L'objectif de ce volet de l'étude est de caractériser le changement de fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides avec le changement d'ordre (de 2 à 5) et d'identifier les facteurs géomorphologiques, pédologiques responsables de ce changement. Pour répondre à cet objectif, après une description de la géomorphologie et de la pédologie, nous comparons la dynamique de la charge hydraulique et des teneurs en solutés dans la nappe au sein de deux tronçons de bassins d'ordre 2 et 5. La représentativité des deux sites et la généralité des conclusions sont ensuite discutées à partir d'observations pédologiques réalisées au sein du bassin versant.

### 3.2 Sites d'étude

Deux sites d'études, drainés par des cours d'eau d'ordre de Strahler différents, ont été sélectionnés pour réaliser cette étude. Ces deux sites sont inclus dans le bassin versant du Scorff (fig. 3-1). Le substrat géologique est un granite à grain moyen à grossier à biotite et muscovite. Ce granite est recouvert par des alluvions récentes et actuelles dans la zone riveraine. Les sites sont distants d'environ 5 km et la pluviométrie efficace moyenne y est de 540 mm (Météo France, moyenne interannuelle 1970-2006). Le cours d'eau du site de Le Reste est en tête d'un affluent du Scorff qui draine un bassin versant d'ordre 2 et de 0.6 km<sup>2</sup>. Le site de Locorion est drainé par le Scorff en ordre 5 avec une superficie amont de 129.8 km<sup>2</sup>. Ces zones humides en prairies permanentes ont été choisies exemptes de drainage et insérées dans un paysage agricole.

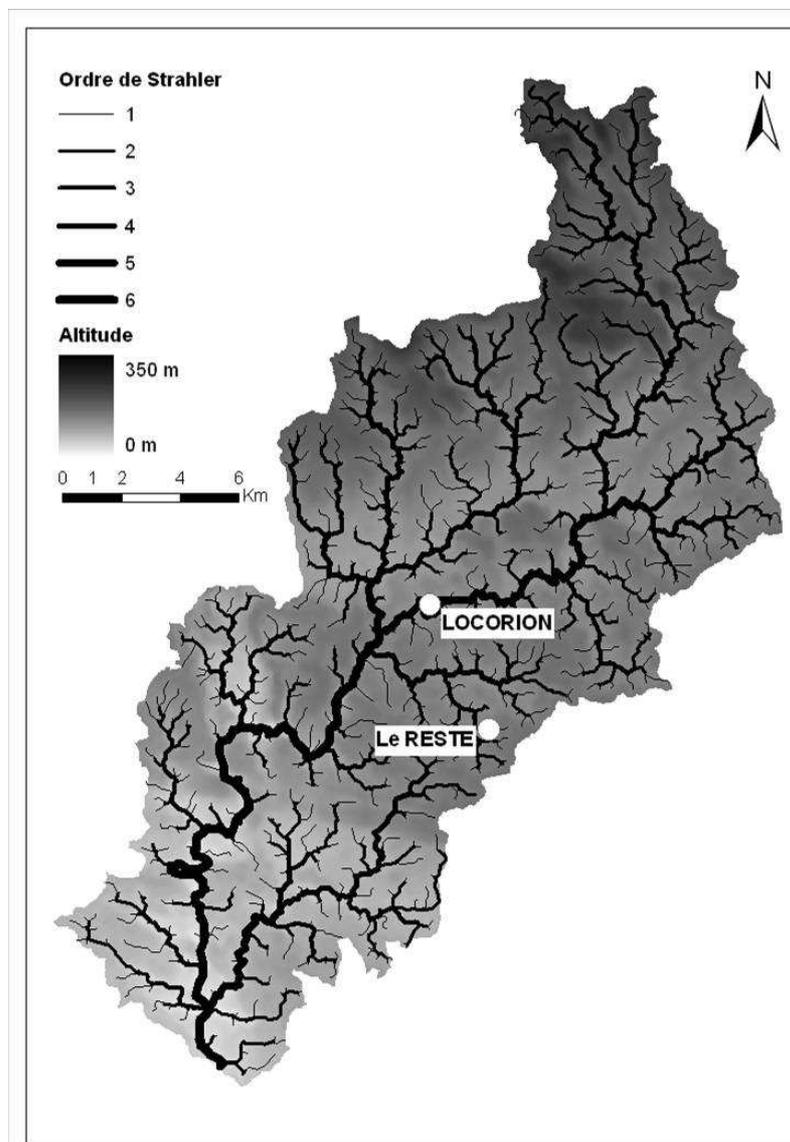


Figure 3-1: Localisation des sites étudiés au sein du bassin versant du Scorff : Le Reste sur un affluent d'ordre 2 et Locorion sur le Scorff en ordre 5.

### **3.3 Matériel et méthode**

#### **3.3.1 Caractéristiques hydrologiques**

##### **3.3.1.1 Équipement piézométrique**

Pour suivre les variations spatiales et temporelles de la charge hydraulique dans la nappe, 28 piézomètres ont été installés sur chacun des sites d'étude. Les piézomètres installés dans les horizons du sol et ceux très altérés du sous-sol ont été installés à la tarière à main. Le diamètre de ces piézomètres en PVC est de 75mm excepté pour les piézomètres installés en flûte de pan et à proximité du cours d'eau pour lesquels le diamètre est de 20 mm. Ces piézomètres sont fermés à la base et crépinés par des trous de 4.5 mm séparés de 30 mm. Les forages réalisés dans les altérites compactes et dans le granite sains ont été réalisés par une entreprise spécialisée (Bretagne Forage) à l'aide d'une foreuse à marteau de fond de trou de 165 mm de diamètre. Les piézomètres installés sont en PVC de 125 mm de diamètre à bouchon de fond et crépine en traits de scies de 1 mm. L'espace séparant les parois du forage et le piézomètre est comblé par un massif à gravier filtrant calibré. Ce massif filtrant est isolé en haut de crépine par des argiles gonflantes (bentonites). La partie supérieure à la crépine et aux argiles gonflantes est comblée avec les cuttings avec une cimentation en surface. La longueur et la profondeur de la crépine varie en fonction de la localisation des piézomètres.

Sur le site de Le Reste, un transect de piézomètre T (P1 à P11) est réalisé perpendiculairement au cours d'eau et entre les deux lignes de crête du bassin versant (fig. 3-2 et 3-3). Les piézomètres de versant (P1, P2, P10 et P11) sont crépinés sur une profondeur supérieure à la hauteur de battement de nappe pour mesurer la charge hydraulique et les caractéristiques physico-chimiques moyennes de la nappe de versant. Un piézomètre est installé à l'interface zone humide et versant (P3 et P9). Ces piézomètres nous permettent de caractériser la charge hydrologique et hydrochimique à l'entrée de la zone humide. Deux piézomètres sont installés à deux profondeurs différentes à 3m du cours d'eau (P4, P5 et P6, P7). Ces piézomètres nous permettent de caractériser la nappe en sortie de zone humide.

Un dispositif de mini-piézomètre en flûte de pan est également installé à 1 m du cours d'eau et sous le cours d'eau pour mesurer les gradients verticaux au sein de la zone humide (P5A à P5E, S1A à S1C et P6A à P6E).

Afin d'estimer la dimension longitudinale des caractéristiques de la nappe, un transect T' de quatre piézomètres ont été installés à 75 m en amont de la zone humide (P3', P5', P7' et P8').

Sur le site de Locorion, le même type de dispositif est réalisé avec :

- un transect perpendiculaire au cours d'eau, T : P12 à P19,
- un dispositif en flûte de pan à 1 m du cours d'eau : P13A à P13H et P15A à P15H,
- un transect parallèle au cours d'eau : P15' à P15'' et P16' à P16''.

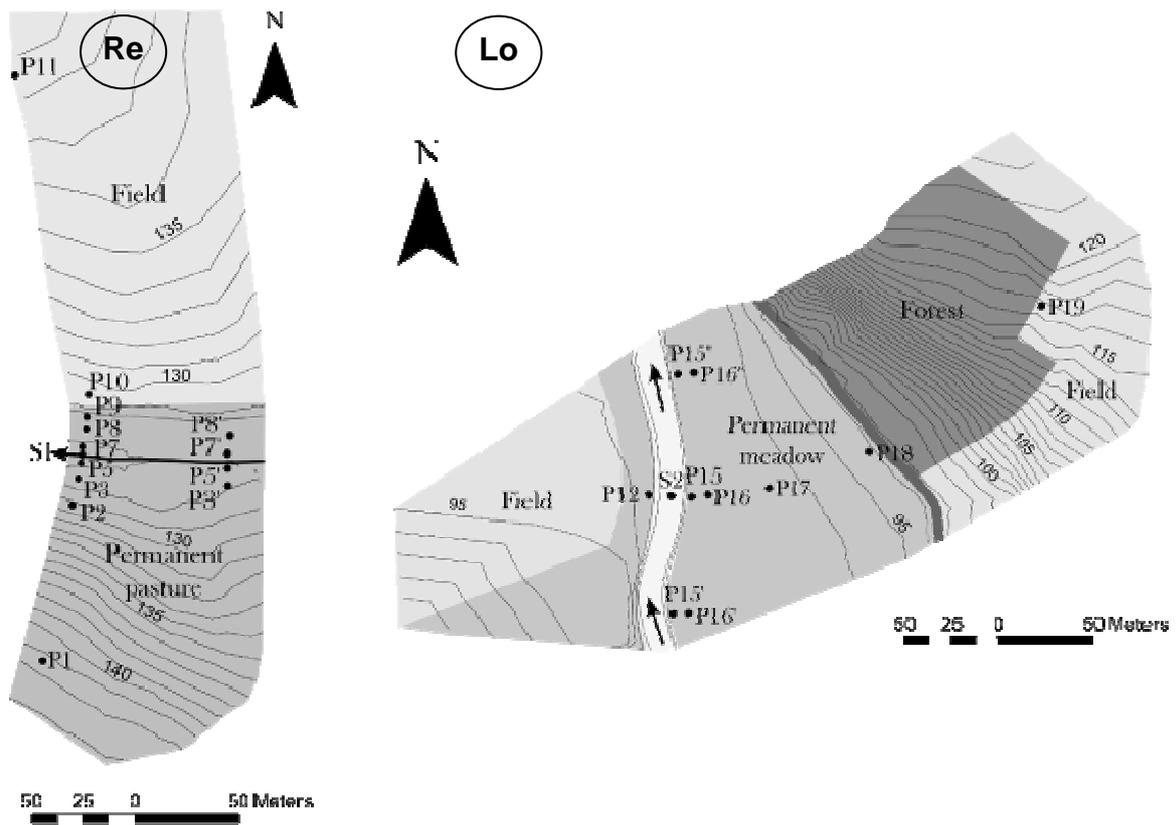


Figure 3-2: Délimitation des sites d'étude de Le Reste (Re) et Locorion (Lo), topographie et dispositifs piézométriques (Localisation des piézomètres P4, P6, P13 sur la figure 4-3).

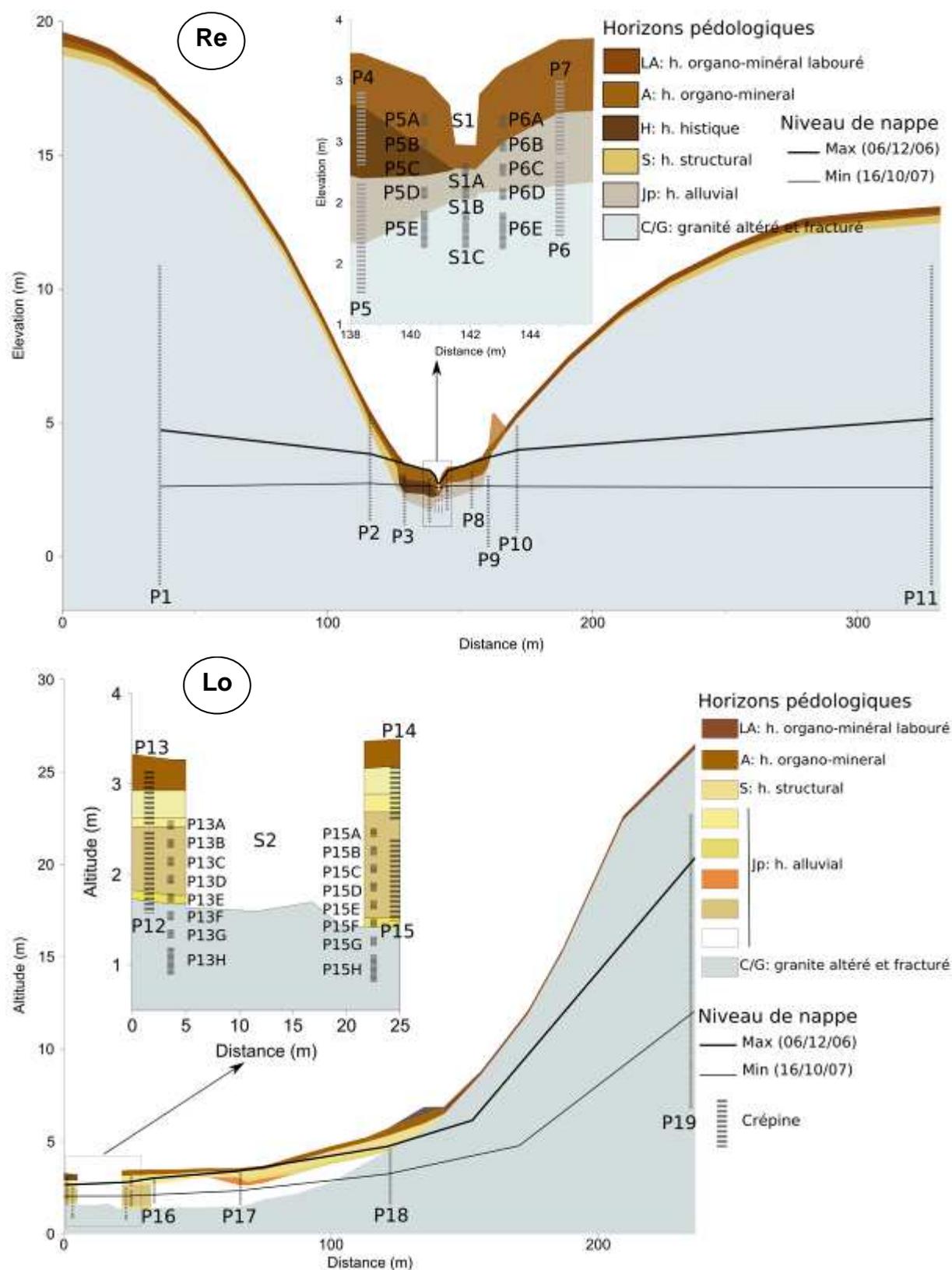


Figure 3-3: Profil topographique et pédologique, dispositif piézométrique et niveau de nappe maximal et minimal relevé pendant l'étude sur le site de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) au niveau du transect T.

### **3.3.1.2 Suivi de la charge hydraulique**

La charge hydraulique dans les piézomètres P5 et P15 et le niveau des cours d'eau S1 et S2 sont suivis au pas de temps de 10 min. La période d'enregistrement s'étale du 26/10/2006 au 14/06/2008. Ces mesures sont réalisées à l'aide de capteurs de pression – enregistreur (STS P641). La précision de la mesure est de 0.50% et la résolution de 0.1 mm. Les piézomètres situés à l'interface zone humide et cours d'eau (P3, P9 et P18) sont également suivis en continu à un pas de temps de 8 h. La période d'enregistrement s'étend du 26/03/2007 au 14/06/2008. Ces mesures sont réalisées à l'aide de capteurs de pression – enregistreurs (Orphimède et Orpheus mini, OTT France). La précision de la mesure et la résolution est de 10 mm pour l'Orphimède et respectivement 0,05% et 0,01% de la valeur mesurée pour l'Orpheus mini.

En parallèle, la charge hydraulique est mesurée à l'aide d'une sonde lumineuse environ tous les 10 jours hors période de crue sur l'ensemble du dispositif piézométrique du 27/10/2006 au 16/10/2007. Le calage des capteurs de pression est réalisé tous les 10 jours si la valeur enregistrée diffère de plus de 10 mm de la valeur lue à la sonde lumineuse. La précision de la mesure manuelle et automatisée de la charge hydraulique est fixée à 10 mm.

### **3.3.2 Caractéristiques physiques du sol et du sous-sol**

#### **3.3.2.1 Topographie**

La topographie des deux sites d'études a été relevée au théodolite (WildT1000, LEICA). La précision de la mesure (écart type) est de  $9 \cdot 10^{-4}$  degré pour l'angle et  $3 \cdot 10^{-3}$  m pour la distance. Ces mesures de topographie et de la profondeur de la nappe nous permettent de caractériser la topographie de la nappe.

#### **3.3.2.2 Pédologie**

Les sols des versants et de la zone humide sont décrits à partir de sondage à la tarière le long du transect piézométrique perpendiculaire au cours d'eau. La classification des sols et des horizons utilisée est celle du Référenciel pédologique (1995). Les critères de description de ces horizons utilisés sont la teneur et le type de matière organique, la texture (triangle GEPPA d'après Baize & Jabiol, 1995), la compacité, l'épaisseur, l'hydromorphie. La teneur et le type de matière organique est estimée visuellement et la texture est évaluée au toucher. La compacité est évaluée à partir de la résistance à la pénétration à la tarière du sol.

L'hydromorphie est observée visuellement par la ségrégation du fer. En phase réductrice, le fer devient mobile et migre avec l'eau circulant dans le milieu. En phase de réoxydation, il précipite sous formes d'oxydes de fer. La présence de ces oxydes montre donc une saturation temporaire du milieu. Lorsque la saturation est temporaire, nous observons une forte hétérogénéité de la distribution du fer

avec la présence de zones appauvries en fer (trainées grises et claires) et de tâches de couleur rouille correspondant aux oxydes de fer. Ces horizons sont qualifiés de redoxiques (g). Lorsque la saturation est permanente ou quasi-permanente, les horizons s'appauvrissent en fer et la couleur de la matrice est relativement homogène. Ces horizons sont qualifiés de réductiques (G). L'hydromorphie est également mise en évidence sur le terrain à l'aide du test de fer ferreux. Le réactif utilisé est la 1,10-phénanthroline (Richardson et Bigler, 1984). Ce réactif est mis en contact avec le sol prélevé à la tarière. Il réagit à la présence de fer ferreux en créant un complexe rouge identifiable visuellement.

### **3.3.2.3 Conductivité hydraulique**

La conductivité hydraulique à saturation ( $K_s$ ) d'un matériau traduit sa capacité à laisser s'écouler un fluide. Pour des conditions hydrologiques similaires, plus un milieu est conducteur et plus l'écoulement est rapide. La mesure de cette caractéristique hydraulique nous renseigne donc sur le fonctionnement hydrologique de la zone humide et sur sa connectivité avec les autres compartiments hydrologiques. Plusieurs méthodes permettent d'évaluer les valeurs de conductivités hydrauliques à saturation dans le sol et le sous-sol. La méthode dite par « slug test » de Bouwer & Rice (1976) et Bouwer (1989) a été utilisée pour cette étude (Annexe 2). Cette méthode, adaptée de la méthode Hvorslev (1951), permet la prise en compte de la pénétration du piézomètre dans l'aquifère. Un choc hydraulique est réalisé en vidant instantanément le piézomètre. La dynamique de recharge est ensuite mesurée à la sonde lumineuse où à l'aide des capteurs enregistreurs avec un pas de temps de 1 s. Ces mesures de conductivités hydrauliques ont été réalisées en période de forte charge le 14/12/2006 et en période d'étiage le 31/08/2007. Le calcul de ces valeurs de conductivités hydrauliques a été réalisé à partir d'un utilitaire libre (Halford et Kuniansky, 2002 ; <http://pubs.usgs.gov/of/2002/ofr02197/>)

### **3.3.3 Caractéristiques chimiques**

Des prélèvements ont été réalisés ponctuellement dans l'ensemble du dispositif piézométrique existant, dans un pluviomètre accumulateur et dans le cours d'eau. Ces prélèvements sont réalisés dans la nappe à l'aide d'un préleveur à bille pour les piézomètres les plus profonds et à la pompe péristaltique pour les mini-piézomètres. Les prélèvements dans le cours d'eau et dans les pluviomètres accumulateurs sont réalisés à la seringue. Ces prélèvements ont été réalisés en période de forte charge de la nappe, le 15/03/07, en période de vidange, le 24/04/2007, et en période d'étiage, le 25/07/2007.

#### **3.3.3.1 Tests préalables**

Afin de tester s'il existe une stratification verticale des paramètres physico-chimiques dans les piézomètres crépinés sur une profondeur importante, nous avons mesuré la conductivité électrique à différentes profondeurs. L'homogénéité de cette conductivité électrique nous permet de

considérer une homogénéité des caractéristiques chimiques de l'eau dans les piézomètres. Aussi, la profondeur de prélèvement au préleveur à bille n'apparaît pas être un paramètre important à considérer dans le protocole de prélèvement. De même, nous avons testé l'influence de la vidange des piézomètres sur la qualité physico-chimique de l'eau contenue dans les piézomètres. La similarité des résultats avant et après purge montre qu'il n'est pas nécessaire de purger les piézomètres, l'eau du piézomètre étant en équilibre avec celle de la nappe.

### 3.3.3.2 Prétraitement des échantillons

La charge en particule dissoute dans certains piézomètres a rendu impossible la filtration in-situ des échantillons. Aussi, l'ensemble des échantillons est stocké à 4°C et filtré au laboratoire dans les 24 heures suivant le prélèvement. La filtration est réalisée à l'aide de pompe à dépression et de filtres en cellulose à 0.45µm. Les filtres sont rincés avec 200 mL d'eau déminéralisée pour éliminer le carbone inorganique présent dans les filtres. Après filtration, les échantillons sont stockés à 4°C.

### 3.3.3.3 Analyse des échantillons

La conductivité électrique est mesurée à l'aide d'électrodes de graphite (Cond WTW 315i) et exprimée pour une température standard de 25°C avec une précision est de 0,5%.

Les concentrations en nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), chlorure ( $\text{Cl}^-$ ), et sulphate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) ont été mesurées par chromatographie ionique (Dionex®, Sunnyvale, CA). La précision de ces analyses est respectivement de 3, 5 et 5%. Les limites de détection et de quantification sont respectivement de 0.06 et 0.20 mgN.L<sup>-1</sup> pour  $\text{NO}_3^-$ , 0.32 et 1.06 mg.L<sup>-1</sup> pour  $\text{Cl}^-$ , 0.38 et 1.25 mg.L<sup>-1</sup> pour  $\text{SO}_4^{2-}$ .

Les concentrations en sodium ( $\text{Na}^+$ ), Magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), potassium ( $\text{K}^+$ ) et calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) ont été mesurées par spectrophotométrie à absorption de flamme.

Les teneurs en carbone total dissous (CTD) et en carbone inorganique dissous (CID) sont mesurées à l'aide d'un analyseur de carbone (Shimadzu™ TOC 5050A) à l'Université de Rennes 1 (UMR-CNRS 6553 Ecobio). Une oxydation thermique est réalisée pour minéraliser le carbone organique. La teneur en carbone organique dissous (COD) est calculée à partir de la différence entre les teneurs en carbone total dissous et en carbone inorganique dissous. La limite de détection et de quantification sont respectivement de 0.08 et 0.85 mg.L<sup>-1</sup> avec une précision de 5%.

## 3.4 Résultats

### 3.4.1 Caractéristiques du sol et sous-sol

#### 3.4.1.1 Topographie

La portion de bassin étudiée sur le site de **Le Reste** couvre une superficie de 2,5 ha. La longueur du site est de 75 m et la distance entre les deux crêtes latérales est de 334 m. La zone humide est délimitée aux bas des versants par deux ruptures de pente. La rupture de pente en rive droite présente une ceinture boisée constituée d'une haie sur talus. Le versant gauche a un dénivelé de 16,1 m pour une longueur de 129 m soit une pente de 12,5%. Le versant droit est moins abrupt avec un dénivelé de 10,6 m pour une longueur de 174 m soit une pente de 6,1%. La zone humide présente une pente du bas de versant vers le cours d'eau de 2,8% en rive gauche et de 5,0% en rive droite pour une largeur respective de 9,8 m et 15,7 m. La zone humide représente 6,5% de la largeur totale du versant en rive gauche et 8,2% de celle en rive droite. La pente longitudinale de la zone humide est de 0,9% pour sur les deux rives. Le lit du cours d'eau incise cette zone humide d'une profondeur de 0,5 m et une largeur d'environ 0,6 m. Sa pente est d'environ 0,3%.

La portion de bassin étudiée sur le site de **Locorion** couvre une superficie de 3.0 ha. La longueur du site est de 131 m et la distance entre les deux limites latérales du bassin est de 232 m. La zone humide est présente uniquement en rive droite et délimitée du versant par une rupture de pente. La rupture de pente en rive droite présente une ceinture de bas-fond constituée d'une haie sur talus. Le versant droit a un dénivelé de 20.9 m pour une longueur de 121 m soit une pente de 17.2%. La largeur de la zone humide au niveau du transect est de 100 m. La zone humide présente une pente du versant au cours d'eau de 2,2%. La pente longitudinale de la zone humide est de 0,2%. Le lit du cours d'eau incise cette zone humide d'une profondeur de 2,1m et une largeur d'environ 20m. Sa pente est inférieure 0,1%.

#### 3.4.1.2 Pédologie

Les sols des **versants** pour le site de **Le Reste et Locorion** sont de type **Brunisols** (RP, 1995). Leur épaisseur varie entre 45 cm et 110 cm. Les plus faibles valeurs de profondeur sont observées dans les pentes les plus fortes des versants et les plus profonds en bas de versant. Ils sont caractérisés par la succession d'horizon suivante :

- *LA : horizon (h.) organo-minéral labouré,*

Cet horizon est limoneux argilo-sableux (LAS) à limoneux sablo-argileux (LSA) et est peu compact. Son épaisseur est d'environ 30 cm et il est présent sur l'ensemble des versants mais absent de la zone humide. Le pourcentage d'argile varie entre 17 à 20%, le pourcentage de limons entre 55 et 65%, le pourcentage de sable entre 15 et 25%. La teneur en matière organique est comprise entre 5 et 8% et est de type liée.

- *A : h. organo-minéral,*

Cet horizon n'est présent que dans les hauts et bas de versants et est sous-jacent à l'horizon LA. Son épaisseur ne dépasse pas 20cm. Il possède la même texture que l'horizon LA mais la teneur en matière organique est plus faible et comprise entre 2 et 4%.

- *S : h. structural,*

L'horizon S est un horizon d'altération. Son épaisseur varie entre 10 et 65cm. Les épaisseurs les plus importantes se trouvent en bas de versant. La texture est limoneuse sablo-argileuse, limoneuse argileuse ou sableuse argilo-limoneuse. La teneur en argile est comprise entre 17 et 20%, celle de limon entre 28 et 62% et celle de sable entre 21 et 65%. La teneur en matière organique est inférieure à 2%.

- *C : altérites de granites*

L'horizon C correspond à l'arène granitique. Cette arène est compact à très compacte et à texture sableuse (>55%). Étant donné la difficulté de prospection et l'hétérogénéité de l'altération, il ne nous est pas possible de distinguer en profondeur la limite avec l'horizon Rcr (granite non altéré).

Aucune hydromorphie n'est observée pour ces Brunisols.

Pour les deux sites, le sol des **zones humides**, de type **Fluvisols**, est constitué en majorité d'alluvions. Ces sols sont développés dans des alluvions fluviales mis en place par transport puis sédimentation. Ils sont marqués par la présence de la nappe à faible profondeur. Cependant ils diffèrent entre ces deux sites par le degré de développement du sol, par la profondeur et l'intensité d'hydromorphie.

Le sol de la zone humide sur le site de **Le Reste** est de type **Fluvisol typique**. La succession d'horizon observée est la suivante (fig. 3-4):

*A : h. organo-minéral,*

L'épaisseur de cet horizon est plus importante que dans les versants. Cette épaisseur est comprise entre 60cm et 110cm. La teneur en matière organique est comprise entre 2 et 8% avec présence locale de tourbe. La texture est limoneuse (L), limoneuse-argileuse (LA) ou limoneuse argilo-sableuse (LAS). La teneur en argile est comprise entre 17 et 27%, celle de sable entre 10 et 25%, celle de limon entre 62 et 73%.

*H : h. histique,*

Cet horizon est présent sous l'horizon A en rive gauche et de manière très localisée dans l'ensemble de la zone humide. Il se développe dans les horizons saturés en permanence. La teneur en matière organique est très importante et présente sous forme fibreuse ou liée (type mésique). Son épaisseur varie entre 40 et 70 cm.

*Jp : h. jeune profond,*

Cet horizon correspond à une accumulation d'alluvions minérales. Il est présent sous les horizons A ou H mais nous le retrouvons également de façon localisée à l'intérieur des horizons organo-minéraux. La granulométrie est hétérogène mais les différents horizons qu'il constitue sont bien

différenciés. Nous retrouvons ainsi quatre types de texture : limoneuse, limoneuse argilo-sableuse, sableuse et sablo-sableuse. Le pourcentage de sable varie entre 15 et plus de 80%, celui d'argile entre 6 et 22% et celui de limons entre 10 et 65%. La profondeur de l'horizon Jp est plus importante en rive gauche et correspond en profondeur aux horizons Jp les plus sableux. La teneur en matière organique de ces horizons peut être considérée nulle. Étant donné la faible distance de transport des alluvions, les grains de sable ne présentent pas de caractère nous permettant de les différencier de l'horizon C sous-jacent. Cette différenciation sur le terrain a été évaluée à partir de la compacité du matériel, l'horizon C étant caractérisé par une plus forte compacité.

Les sols de la zone humide présentent une **hydromorphie** importante sur l'ensemble de la surface d'étude et dès les premiers centimètres de profondeur. Ce degré d'hydromorphie augmente avec la profondeur et avec la proximité au cours d'eau. L'horizon A à la limite avec le versant est de type redoxique (g) au moins en surface. Cette morphologie résulte d'une succession de phase de réduction et d'oxydation et caractérise une saturation temporaire. La matrice de l'horizon est appauvrie en fer avec accumulation locale (tâche couleur rouille). En descendant en profondeur ou en s'approchant du cours d'eau, nous observons l'apparition d'horizons réductiques (G).

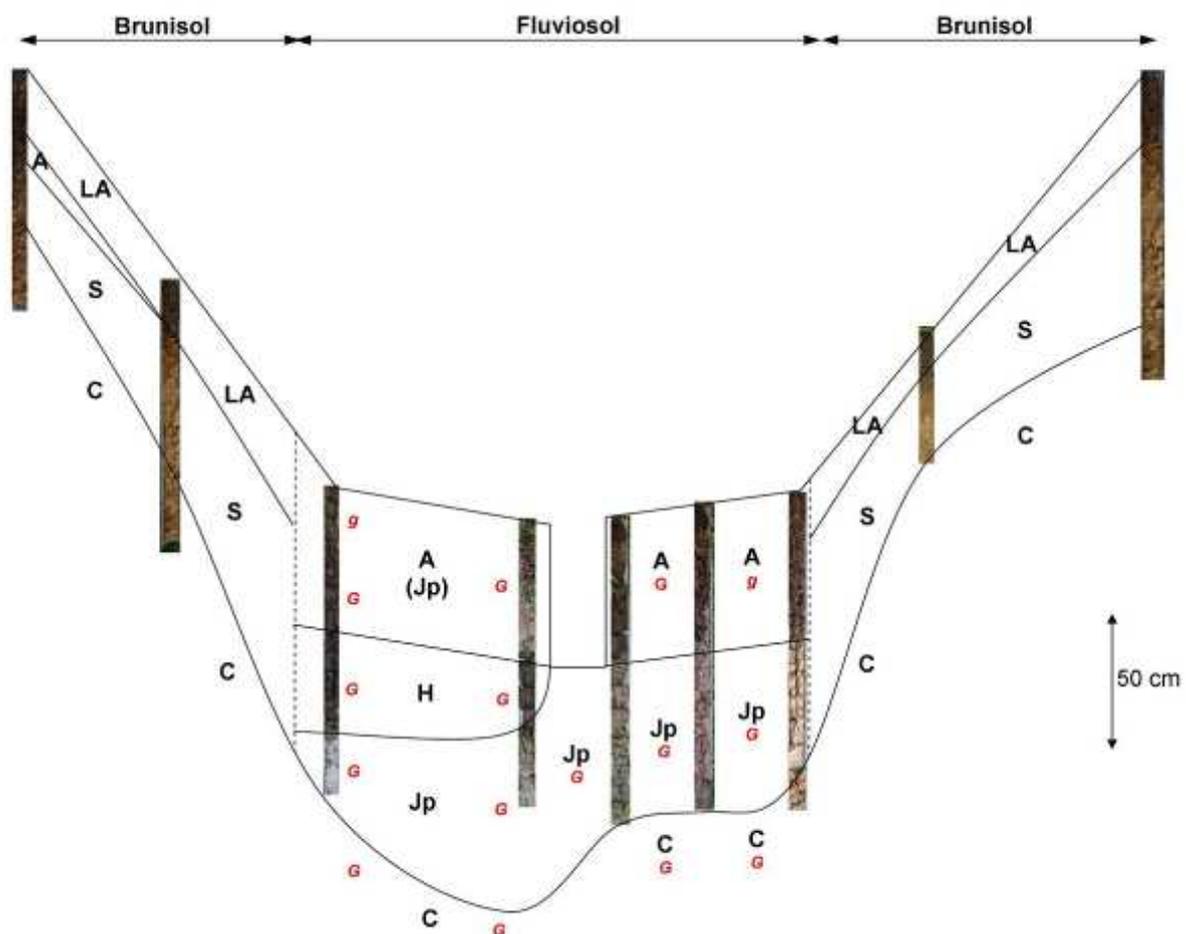


Figure 3-4: Description des sols sur le transect de Le Reste et photographie des prélèvements à la tarière. Classification des horizons : LA, horizon (h.) organo-minéral labouré ; A, h. organo-minéral ; S, h. structural ; C, altérite ; Jp, h. jeune profond. Hydromorphie (rouge) : g, h. redoxique, G, h. réductique (seule l'échelle verticale est respectée).

Les sols de la **zone humide** du site de **Locorion** sont de type **Fluvisols brunifiés**. La succession d'horizon observée est la suivante :

*A : h. organo-minéral,*

Son épaisseur est comprise entre 20cm et 60cm. La teneur en matière organique est comprise entre 2 et 8%. La texture est limoneuse argilo-sableuse (LAS) pour l'ensemble de la zone humide. La teneur en argile est comprise entre 17 et 27%, celle de sable entre 10 et 25%, celle de limon entre 62 et 73%.

*S : h. structurel,*

Cet horizon est présent sous l'horizon A. Son épaisseur varie entre 30 et 40cm. La teneur en matière organique est inférieure à 2%. Sa texture est sableuse argilo-limoneuse ou limoneuse argilo-sableuse. Le pourcentage d'argile est compris entre 15 et 30%, celle de limons entre 35 et 60% et celle de sable entre 20 et 50%.

*Jp : h. jeune profond,*

Il est présent sous les horizons S avec une forte hétérogénéité de la granulométrie. Nous retrouvons ainsi la majorité des textures de la classification GEPPA. La présence d'horizons sablo-caillouteux a empêchée la prospection à la tarière en profondeur et au centre de la zone humide. Cependant, nous avons relevé lors du forage des cuttings très sableux avec structure très instable nécessitant un gainage lors du forage pour éviter son comblement. Le pourcentage d'argile varie entre 0 et 50%, celui de limons entre 0 et 70% et celui de sable entre 0 et 100%. L'épaisseur de cet horizon varie entre 60 cm à la limite avec le versant et 160cm en bordure du cours d'eau. La teneur en matière organique de ces horizons peut être considérée nulle exceptée localement avec l'inclusion d'horizons tourbeux.

Les sols de la zone humide présentent une **hydromorphie** de type rédoxique (g) uniquement en profondeur. L'hydromorphie n'atteint pas les horizons organo-minéraux A. Elle apparaît dans les horizons Jp et atteint localement l'horizon S. Excepté dans des horizons localisés très argileux ou tourbeux, nous n'observons pas d'horizons réductiques (G).

### 3.4.1.3 Propriétés hydrauliques

La conductivité hydraulique à saturation ( $K_s$ ) mesurée sur la hauteur crépinée des piézomètres est comprise entre  $9.0 \cdot 10^{-8}$  et  $1.7 \cdot 10^{-4}$  m.s<sup>-1</sup>. La valeur moyenne mesurée dans le granite est de  $8.7 \cdot 10^{-6} \pm 8.0 \cdot 10^{-6}$  m.s<sup>-1</sup> pour le site de Le Reste et de  $4.7 \cdot 10^{-5}$  m.s<sup>-1</sup>  $\pm$   $4.3 \cdot 10^{-5}$  m.s<sup>-1</sup> pour le site de Locorion (fig. 3-5). Ces valeurs de conductivités, relativement élevées, semblent mettre en évidence une altération ou la présence de fractures sur l'ensemble des profondeurs explorées, les conductivités hydrauliques à saturation d'un granite sain étant inférieures et comprises entre  $1.0 \cdot 10^{-13}$  m.s<sup>-1</sup> et  $2.1 \cdot 10^{-9}$  m.s<sup>-1</sup> (Bouwer, 1978 ; Domenico et Schwartz, 1967) et celles des granites altérés et fracturés comprises entre  $3.6 \cdot 10^{-3}$  et  $5.6 \cdot 10^{-8}$  m.s<sup>-1</sup> (Bouwer, 1978 ; Morris et Johnson, 1967 ; Rouxel, données non publiées).

La valeur moyenne observée dans les alluvions minérales est plus élevée sur le site de Locorion que sur le site de Le reste avec une valeur respective de  $2,0 \cdot 10^{-5}$  m.s<sup>-1</sup>  $\pm$   $4,9 \cdot 10^{-5}$  m.s<sup>-1</sup> et  $5,5$

$10^{-7} \text{ m.s}^{-1} \pm 4,8 \cdot 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$ . Pour le site de Locorion, ces valeurs correspondent aux valeurs observées dans les sables moyen avec un minimum de  $3,6 \cdot 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$  et un maximum de  $7,1 \cdot 10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$  (Bouwer, 1978 ; Domenico et Schwartz, 1967). Pour le site de Le Reste, les valeurs observées dans les alluvions minérales et organo-minérales correspondent aux valeurs observées pour les sols argileux ou limoneux avec des valeurs extrêmes de  $2,1 \cdot 10^{-5}$  et  $1,1 \cdot 10^{-11} \text{ m.s}^{-1}$ . Nous observons donc pour le site de Le Reste une conductivité hydraulique plus faible dans les alluvions que dans le granite altéré et fracturé des versants et sous-jacent aux alluvions. Pour Locorion, à l'inverse, la conductivité hydraulique à saturation est en moyenne légèrement supérieure à celle du granite altéré ou fracturé.

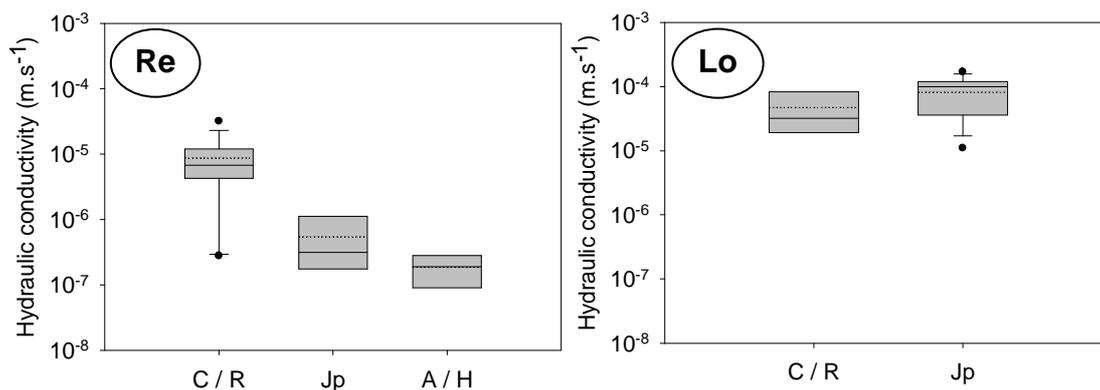


Figure 3-5: Boîte à moustache des valeurs de conductivité hydraulique à saturation mesurées par slug test pour les différents horizons du sol et du sous-sol sur le site de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) (C/R : granite altéré, Jp : alluvions minérales, A/H : alluvions organo-minérales et histiques). (Les limites de la boîte indiquent le 25<sup>ème</sup> et le 75<sup>ème</sup> percentile, les moustaches indiquant le 10<sup>ème</sup> et 90<sup>ème</sup> percentile, les points indiquent le 5<sup>ème</sup> et 95<sup>ème</sup> percentile, le trait plein indique la médiane et les pointillés indiquent la moyenne).

### 3.4.2 Comparaison du fonctionnement hydrologique des zones humides

Dans ce volet de l'étude, nous caractérisons le fonctionnement hydrologique des deux zones humides. Après une description de la géométrie de la nappe sur les deux sites d'études, nous comparons l'évolution temporelle de la charge hydraulique dans la zone humide avec celle des précipitations et de la charge hydraulique dans la zone humide et dans le cours d'eau. Afin de déterminer l'évolution temporelle de la géométrie des écoulements entre ces compartiments hydrologiques, nous comparons les gradients hydrauliques latéraux, i.e. du versant au cours d'eau, longitudinaux, i.e. parallèle au cours d'eau, et verticaux. Les flux entre la zone humide et le cours d'eau sont ensuite estimés à partir de ces gradients hydrauliques et des caractéristiques hydrauliques des alluvions décrites précédemment.

#### 3.4.2.1 Variations spatiales et temporelle du niveau de la nappe dans la zone humide

*Profondeur moyenne de la nappe*

La profondeur de la nappe dans la *zone humide* est par définition moins importante que celle des versants. Elle est en moyenne plus élevée sur le site de Locorion que sur le site de Le Reste. Sur ce dernier site (tab. 3-1), la profondeur de la nappe varie à l'intérieur de la zone humide entre -0.06 m<sup>i</sup> et 1.04 m. Sur le site de Locorion (tab 3-2), elle varie entre 0.68 et 1.79 m. Pour ces deux sites, la profondeur de la nappe dans la zone humide est maximale à la limite avec les versants. La profondeur la plus faible est mesurée en bordure du cours d'eau sur le site de Le Reste et au milieu de la zone humide pour le site de Locorion.

A partir du transect vertical de piézomètres installés en bordure du cours d'eau et sous le cours d'eau, nous remarquons que la profondeur de nappe mesurée diminue avec l'augmentation de la profondeur des piézomètres sur le site de Le Reste alors qu'aucune différence n'est relevée pour le site de Locorion. En moyenne et pour le site de Le Reste, cette profondeur diminue de 0.18 à 0.04 m en rive gauche, de 0.25 à 0.12 m en rive droite et de -0.24 à -0.45 m sous le cours d'eau (les piézomètres P5A et P6A ne sont pas pris en compte car taris en période de basses eaux). Cela suggère des gradients hydrauliques verticaux ascendants sur le site de Le Reste sur lesquels nous reviendrons par la suite.

### *Dynamique de la nappe dans la zone humide*

La charge hydraulique dans la nappe suit une évolution saisonnière qui est contrôlée par celle des précipitations nettes mensuelles (fig. 3-7). La faible évapotranspiration potentielle et les fortes précipitations en période hivernale induisent une augmentation importante de la charge hydraulique dans la nappe et dans le cours d'eau. A l'inverse, en période estivale et à l'automne, les précipitations étant en moyenne inférieures à l'évapotranspiration potentielle, nous observons une charge hydraulique plus faible avec un minimum observé pour les deux étiages de la période d'étude au mois de novembre. L'amplitude moyenne de battement de la nappe dans la zone humide à la limite du bas de versant et à trois mètres du cours d'eau est similaire pour les deux sites (fig. 3-6) avec une amplitude plus importante à la limite du versant. A l'échelle de l'épisode de précipitation, nous observons une amplitude de variation de la charge hydraulique et une vitesse de variation de cette charge plus importantes sur le site de Locorion. La vitesse moyenne de battement de nappe en valeur absolue et à 3 mètres du cours d'eau (calculée à un pas de temps de 8h), est de  $0,7 \cdot 10^{-3} \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$  sur le site de Le Reste et de  $2,6 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$  sur le site de Locorion. Sur le site de Le Reste, l'amplitude de variation de la vitesse de battement de nappe est plus faible dans la zone humide que celle observée en limite de versant et dans le cours d'eau. Sur le site de Locorion, nous observons à l'inverse une amplitude de variation de la vitesse de battement de nappe plus importante dans la zone humide, amplitude qui est similaire à celle observée dans le cours d'eau.

---

<sup>i</sup> Une valeur négative signifie un niveau de nappe supérieur à la surface du sol

Tableau 3-1: Statistiques générales sur les profondeurs de nappe par rapport à la surface du sol mesurées dans la zone humide drainée et dans le cours d'eau (Le Reste) pour les deux transects T et T' (cf. figure 3-2 et 3-3 pour la localisation des piézomètres). Les valeurs négatives indiquent un niveau de nappe supérieur au niveau du sol.

		Profondeur de la nappe par rapport à la surface du sol (m)															
		T											T'				
Transect latéral	Piezomètre	S1'	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P3'	P4'	P7'	P8'
	Moyenne	-0.19	14.42	2.32	0.44	0.28	0.25	0.44	0.40	0.49	1.04	2.32	11.51	0.28	0.09	-0.06	0.12
	Mediane	-0.18	14.73	2.38	0.49	0.25	0.29	0.36	0.35	0.46	1.08	2.41	11.75	0.31	0.12	-0.04	0.13
	Max	-0.09	15.03	2.76	0.83	0.81	0.61	0.96	0.86	1.25	1.51	2.80	12.18	0.70	0.47	0.31	0.47
	Min	-0.31	12.92	1.67	-0.05	-0.07	-0.25	0.11	0.12	0.03	0.42	1.43	9.56	-0.24	-0.40	-0.50	-0.29
	Ecart type	0.07	2.11	1.10	0.88	0.88	0.86	0.85	0.74	1.22	1.09	1.37	2.62	0.94	0.87	0.81	0.76
Transect vertical	Piezomètre	P5A'	P5B	P5C	P5D	P5E	S1A	S1B	S1C	P6A*	P6B	P6C	P6D	P6E			
	Moyenne	0.13	0.18	0.16	0.11	0.04	-0.24	-0.47	-0.46	0.21	0.25	0.20	0.16	0.12			
	Mediane	0.15	0.20	0.18	0.13	0.06	-0.23	-0.45	-0.44	0.22	0.25	0.21	0.17	0.14			
	Max	0.28	0.45	0.45	0.44	0.41	-0.13	-0.15	-0.14	0.36	0.58	0.54	0.52	0.49			
	Min	-0.05	-0.12	-0.17	-0.30	-0.45	-0.36	-0.89	-0.89	0.02	-0.08	-0.20	-0.28	-0.37			
	Ecart type	0.32	0.57	0.62	0.74	0.86	0.23	0.74	0.76	0.34	0.66	0.74	0.80	0.86			

Tableau 3-2: Statistiques générales sur les profondeurs de nappe par rapport à la surface du sol mesurées dans la zone humide et dans le cours d'eau (Locorion) pour les trois transects T, T' et T'' (cf. figure 3-2 et 3-3 pour la localisation des piézomètres). Les valeurs négatives indiquent un niveau de nappe supérieur au niveau du sol.

		Profondeur de la nappe par rapport à la surface du sol (m)															
		T									T'			T''			
Transect latéral	Piezomètre	S2	P12	P13*	P14*	P15	P16	P17	P18	P19	P15'	P16'	P15''	P16''			
	Moyenne	-0.83	0.91	0.76	0.75	1.09	0.97	0.72	1.79	11.42	1.07	1.11	0.83	0.82			
	Mediane	-0.82	0.95	0.79	0.79	1.08	1.01	0.80	1.97	11.82	1.07	1.15	0.82	0.86			
	Max	-0.54	1.23	0.91	0.93	1.53	1.37	1.28	2.67	15.55	1.50	1.48	1.26	1.20			
	Min	-1.25	0.48	0.48	0.44	0.56	0.37	0.03	0.64	6.09	0.56	0.52	0.31	0.25			
	Ecart type	0.19	0.76	0.43	0.49	0.97	1.00	1.25	2.03	9.46	0.93	0.96	0.95	0.94			
Transect vertical	Piezomètre	P13A*	P13B*	P13C*	P13D	P13E	P13F	P13G	P13H	P15A*	P15B*	P15C*	P15D	P15E	P15F	P15G	P15H
	Moyenne	0.50	0.59	0.69	0.70	0.68	0.69	0.69	0.69	0.65	0.73	0.79	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85
	Mediane	0.50	0.61	0.72	0.72	0.72	0.72	0.72	0.72	0.73	0.77	0.82	0.84	0.84	0.85	0.85	0.85
	Max	0.68	0.80	1.01	1.00	1.00	0.99	0.99	0.99	0.84	0.98	1.23	1.28	1.29	1.29	1.29	1.29
	Min	0.28	0.31	0.30	0.30	0.25	0.25	0.25	0.26	0.32	0.32	0.32	0.33	0.31	0.32	0.33	0.33
	Ecart type	0.40	0.49	0.71	0.70	0.75	0.74	0.74	0.73	0.51	0.65	0.91	0.96	0.98	0.98	0.96	0.96

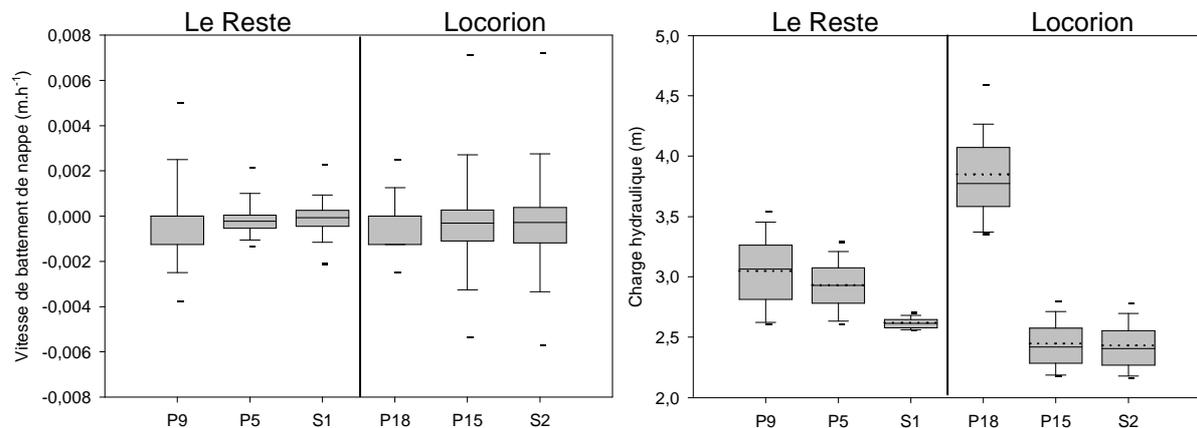


Figure 3-6: Boîte à moustache des vitesses de battement de la nappe et des valeurs de charge hydraulique mesurées dans la zone humide à la limite du versant (P9 et P18), à trois mètres du cours d'eau (P5 et P15) et dans le cours d'eau (S1 et S2) (seuils définis figure 3-5).

### *Dynamique de la saturation des différents horizons de la zone humide*

L'évolution temporelle de la charge hydraulique provoque une succession de saturation et désaturation des différents horizons de la zone humide. Sur le site de Le Reste (fig. 3-8), la charge hydraulique mesurée en P5 est supérieure à la surface du sol pendant 19,4% de la période de l'étude. Cependant, nous observons sur ce site une dépendance des valeurs de charge hydraulique à la profondeur de mesure. Les valeurs de charge mesurées en surface dans les horizons organo-minéraux sont inférieures à celles mesurées dans alluvions minérales et les altérites sous-jacentes. L'évolution de la charge aux différentes profondeurs reste cependant corrélée et nous utilisons la droite de régression entre les valeurs mesurées en P5A (alluvions organo-minérales de surface, mesures ponctuelles) et P5 (altérites, mesures continues) pour estimer la fréquence de saturation réelle des horizons de surface ( $H_{P5A}=1,7+0,4*H_{P5}$ ;  $R^2=0,65$ ,  $SE=0,06$  m). Suite à cette correction de l'influence de la profondeur sur les valeurs de charge hydraulique, nous n'observons plus de période de résurgence de la nappe. La zone de battement de la nappe correspond à l'épaisseur de l'horizon organo-minéral A (fig. 3-9, courbe en pointillée). L'horizon histique et les alluvions minérales sont saturés en permanence.

Sur le site de Locorion, la saturation du sol en surface n'est observée que pendant moins de 0,2% de la période de l'étude. Sur ce site, en absence de gradients hydrauliques verticaux significatifs, nous pouvons considérer la mesure de charge réalisée en P15 représentative de l'ensemble de l'épaisseur de la nappe dans les alluvions. Les horizons organo-minéraux A sont partiellement saturés pendant 1,1% de la période d'étude, l'essentiel de la zone de fluctuation de la nappe correspondant aux alluvions minérales.

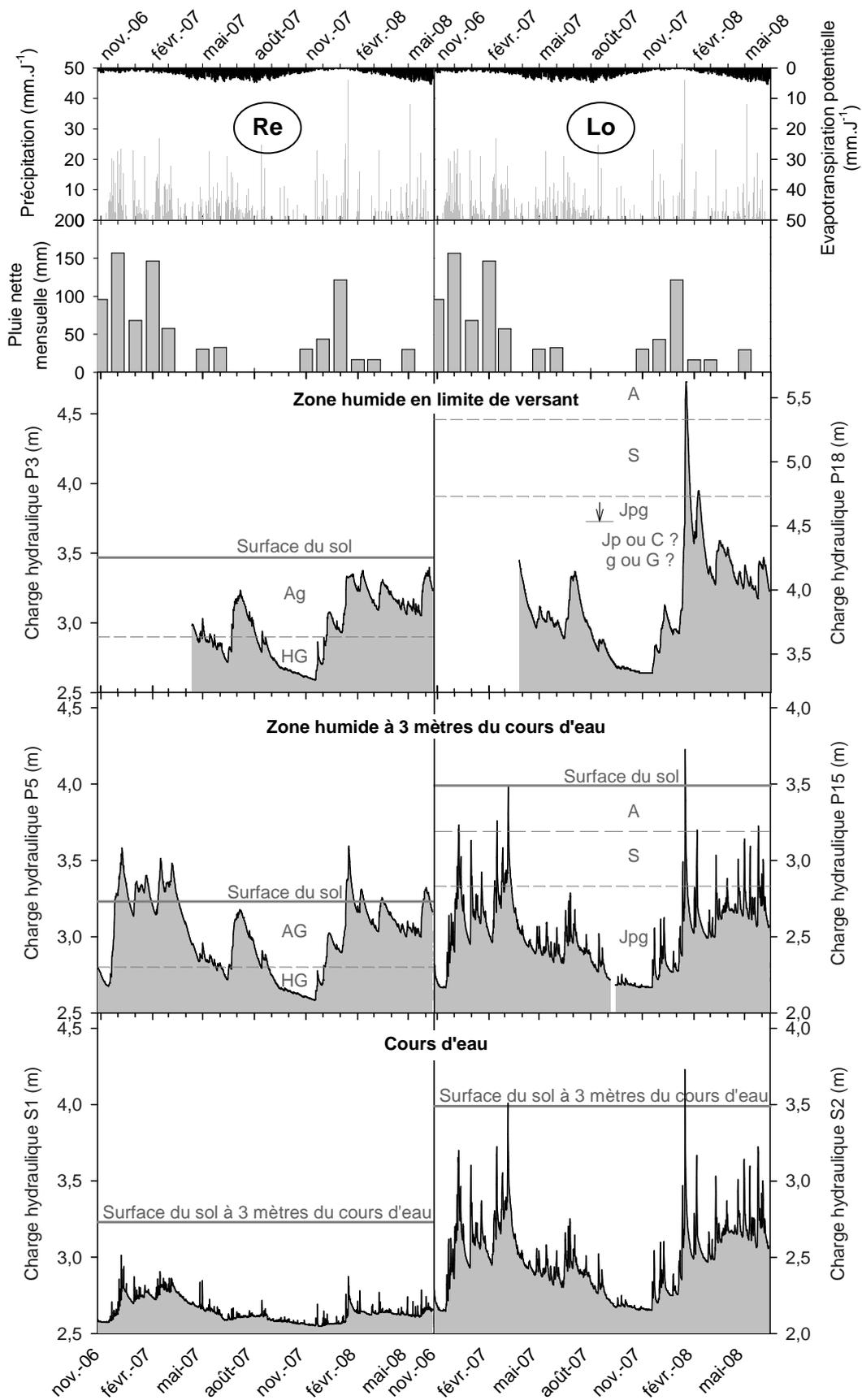


Figure 3-7: Évolution temporelle des précipitations, de l'évapotranspiration et de la charge hydraulique dans la zone humide et dans le cours d'eau sur la zone humide de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) entre le 26/10/06 et le 16/06/08.

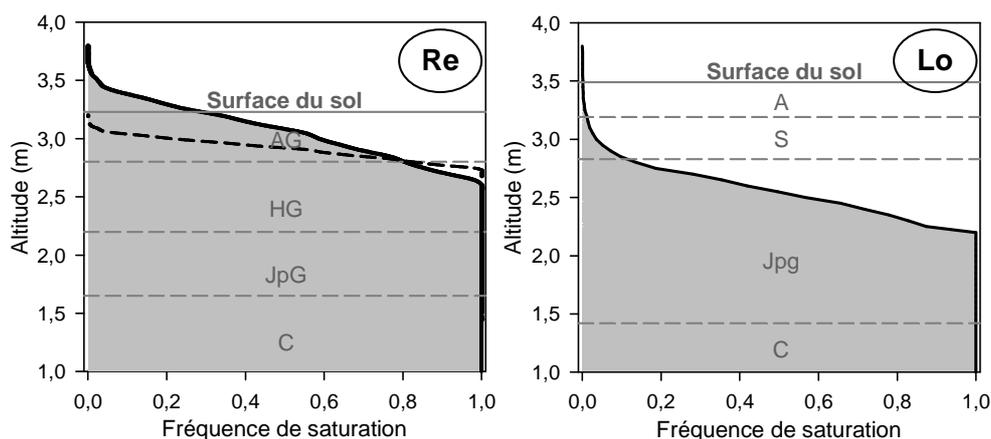


Figure 3-8: Fréquence de saturation des horizons de la zone humide à 3 mètres du cours d'eau sur le site de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) (Représentation en tirets pour l'estimation de la fréquence de saturation des horizons organo-minéraux sur le site de Le Reste).

*Relation entre évolution temporelle de la charge hydraulique dans la zone humide, les versants et le cours d'eau.*

Afin d'évaluer la connectivité hydrologique entre la zone humide et ses deux limites, la bordure de versant et le cours d'eau, nous comparons les valeurs de charges hydrauliques enregistrées par les capteurs de pression en bas de versant, dans la zone humide et dans le cours d'eau. Sur le site de Le Reste, les valeurs de charge hydraulique enregistrées en bas de versant et dans la zone humide (Fig. 3-9) sont corrélées significativement de façon linéaire et positive ( $R=0.99$ ). La relation entre les valeurs de charge hydraulique dans la zone humide et dans le cours d'eau est également positive et significative, cependant, la dispersion des points est beaucoup plus forte ( $R=0.77$ ). Nous réalisons ce même type d'analyse à partir des données mesurées hors crues sur l'ensemble des piézomètres du transect. La relation entre la dynamique dans la nappe de la zone humide et celle de la nappe en haut de versant ( $R=0.97$  en rive gauche et  $R=0.88$  en rive droite) montre une dispersion des points qui est également plus faible que la relation avec la dynamique de la charge dans le cours d'eau ( $R=0.77$  en rive gauche et  $R=0.64$  en rive droite) et ceci malgré une distance de 3 m au cours d'eau et de 102 m et 190 m au haut de versant. Sur le site de Locorion, les valeurs de charge hydraulique mesurées dans la zone humide sont, à l'inverse du site de Le Reste, mieux corrélée à celle du cours d'eau ( $R>0.99$ ) qu'à celle du bas de versant ( $R=0.82$ ).

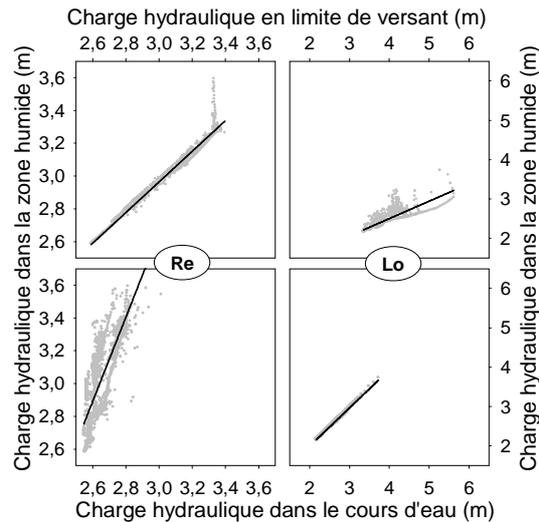


Figure 3-9: Relation entre la charge hydraulique dans la zone humide et celle mesurée en bas de versant et dans le cours d'eau sur le site de Le Reste (Re) et Locorion (Lo).

Ces résultats mettent en évidence une connectivité hydrologique entre la zone humide et le cours d'eau qui est faible sur le site de Le Reste et au contraire très importante sur le site de Locorion. Pour renforcer cette première interprétation des données hydrologiques et pour mieux évaluer le contrôle respectif de la nappe de versant et du cours d'eau sur la nappe de la zone humide, nous calculons le rapport entre la variance de charge hydraulique pour l'ensemble des piézomètres du transect T de la zone humide qui est expliquée par la dynamique de la charge hydraulique du versant et cette même variance expliquée par la dynamique de la charge hydraulique dans le cours d'eau. Une valeur supérieure à 1 suppose un contrôle plus important du cours d'eau et une valeur inférieure à 1 suppose un contrôle plus important de la nappe de versant. En figure 3-10, nous remarquons que, quelque soit le piézomètre considéré sur le site de Le Reste, ce ratio est inférieur à 1 et révèle donc un contrôle de la dynamique de la nappe dans la zone humide par celle de la nappe de versant. Sur le site de Locorion, les résultats montrent que jusqu'à environ 40 m du cours d'eau dans la zone humide, c'est le cours d'eau qui contrôle la dynamique de la nappe puis de 40 m au versant, le contrôle par la nappe de versant devient plus important bien que proche d'un contrôle équilibré entre ces deux compartiments hydrologiques.

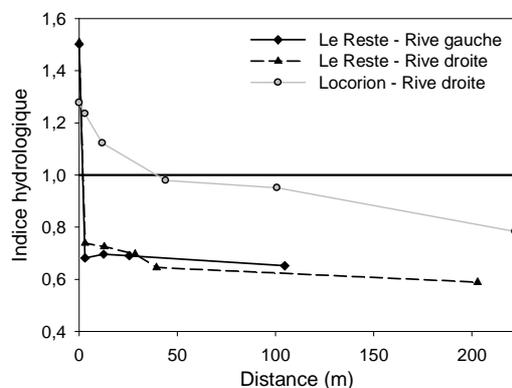


Figure 3-10: Évolution du ratio entre les variances temporelles de la charge hydraulique dans la zone humide expliquée par la dynamique de la charge dans le cours d'eau et par la dynamique de la charge hydraulique dans le versant sur le site de Le Reste (Re) et sur le site de Locorion (Lo).

### 3.4.2.2 Gradients hydrauliques entre la zone humide, le cours d'eau et les versants

#### *Gradients hydrauliques au sein des versants et de la zone humide*

Sur le site de Le Reste et en période de forte charge, nous observons, à partir des profils de charge hydraulique (fig.3-11), une convergence des écoulements des altérites des versants vers les alluvions de la zone humide. Le gradient hydraulique maximal entre la nappe des altérites du haut de versant et les alluvions de la zone humide est faible avec un maximum de  $0,013 \text{ m.m}^{-1}$  et  $0,007 \text{ m.m}^{-1}$  pour les rives gauches et droites. En période de charge modérée et faible, nous observons un dôme piézométrique au niveau de la zone humide qui se traduit par une inversion des écoulements (gradients hydrauliques négatifs) à partir du bas de versant et vers le versant (valeur négative maximale de  $-0,003 \text{ m.m}^{-1}$ ) et du milieu de la zone humide (P8) en rive droite vers le versant (valeur négative maximale de  $-0,002 \text{ m.m}^{-1}$ ). Sur le site de Locorion, les écoulements convergent en permanence des altérites des versants vers les alluvions de la zone humide avec un gradient hydraulique important et compris entre  $0,129 \text{ m.m}^{-1}$  en période de forte charge et  $0,073 \text{ m.m}^{-1}$  en période d'étiage.

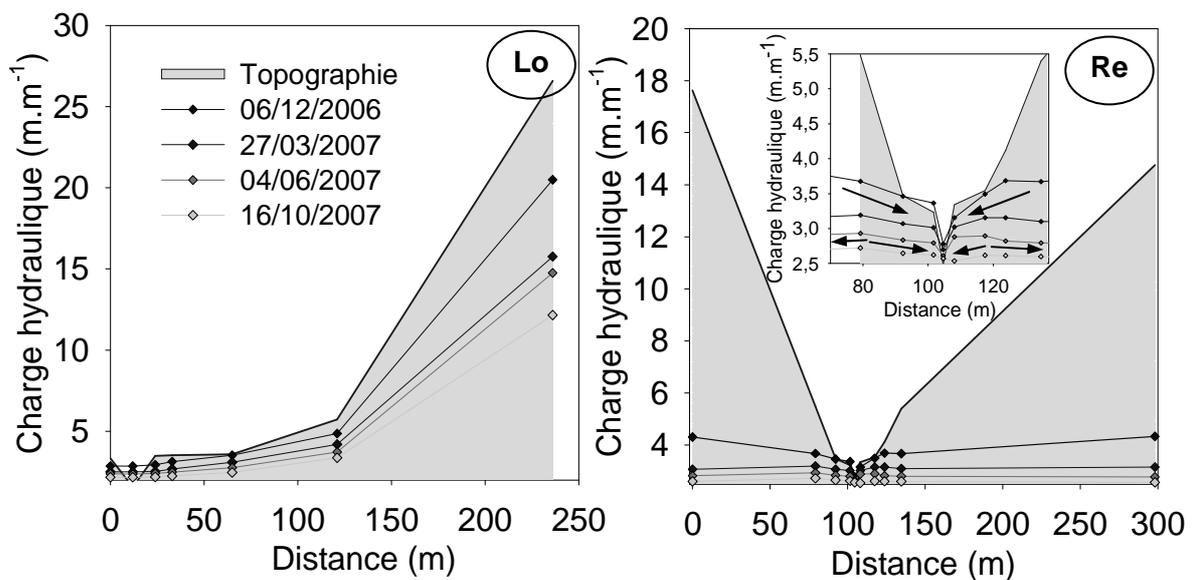


Figure 3-11: Évolution de la charge hydraulique hors crues le long du transect latéral de Le Reste (Re) et Locorion (Lo). Pour le site de Le Reste, les flèches dans l'encart indiquent le sens de circulation latérale de l'eau en période de forte charge et en période d'étiage dans la zone humide.

Sur le site de Le Reste (fig. 3-12), le gradient hydraulique calculé entre les altérites situées sous les alluvions de la zone humide et la surface de ces alluvions est important (avec une valeur maximale de  $0,420 \text{ m.m}^{-1}$ ). Pour deux dates correspondant à la fin de la période de vidange au printemps 2007, nous observons une inversion des écoulements (avec respectivement pour la rive gauche et droite :  $-0,025 \text{ m.m}^{-1}$  et  $-0,038 \text{ m.m}^{-1}$ ). Sur le site de Locorion, ce gradient vertical n'est pas significativement différent de zéro et ne pouvons pas conclure sur le sens vertical des écoulements.

Le gradient hydraulique longitudinal, i.e. parallèle au cours d'eau et calculé entre le transect T' et T, est toujours positif sur le site de Le Reste et indique un sens d'écoulement similaire à celui du cours d'eau ( $0,002$  à  $0,004 \pm 0,001 \text{ m.m}^{-1}$ ). Sur le site de Locorion, le gradient calculé entre le transect T' et T'' étant inférieur à la précision de la mesure, nous ne pouvons pas déterminer le sens longitudinal d'écoulement des eaux. D'après ces observations, sur le site de Le Reste, les alluvions de la zone humide sont alimentées principalement par des flux verticaux provenant des altérites sous-jacentes. Sur Locorion, les alluvions sont alimentées par des flux latéraux provenant des altérites du versant.

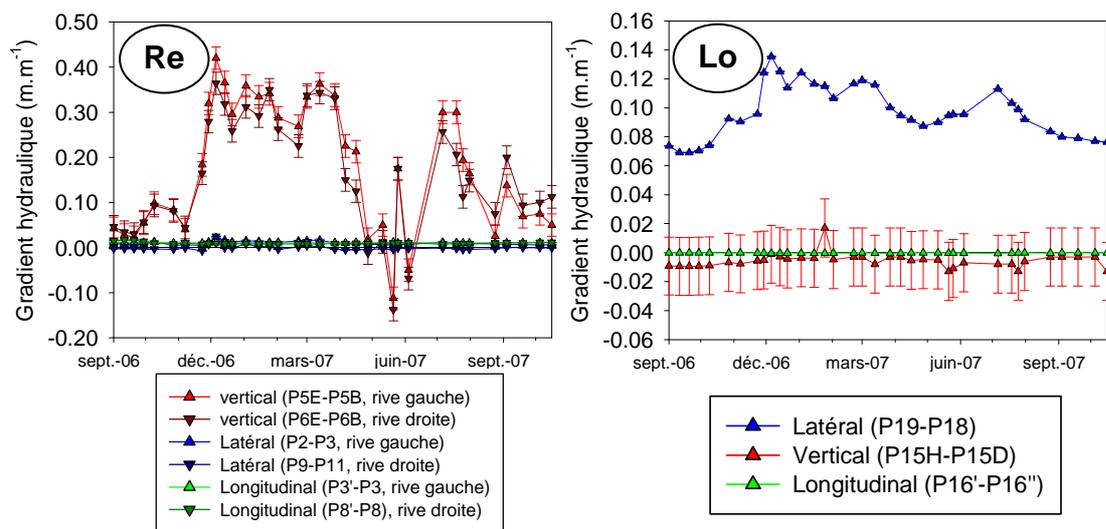


Figure 3-12: Évolution temporelle des gradients hydrauliques latéraux, longitudinaux et verticaux dans les zones humides de Le Reste (Re) et Locorion (Lo). Les barres représentent l'erreur maximale liée à la précision de la mesure de la charge hydraulique.

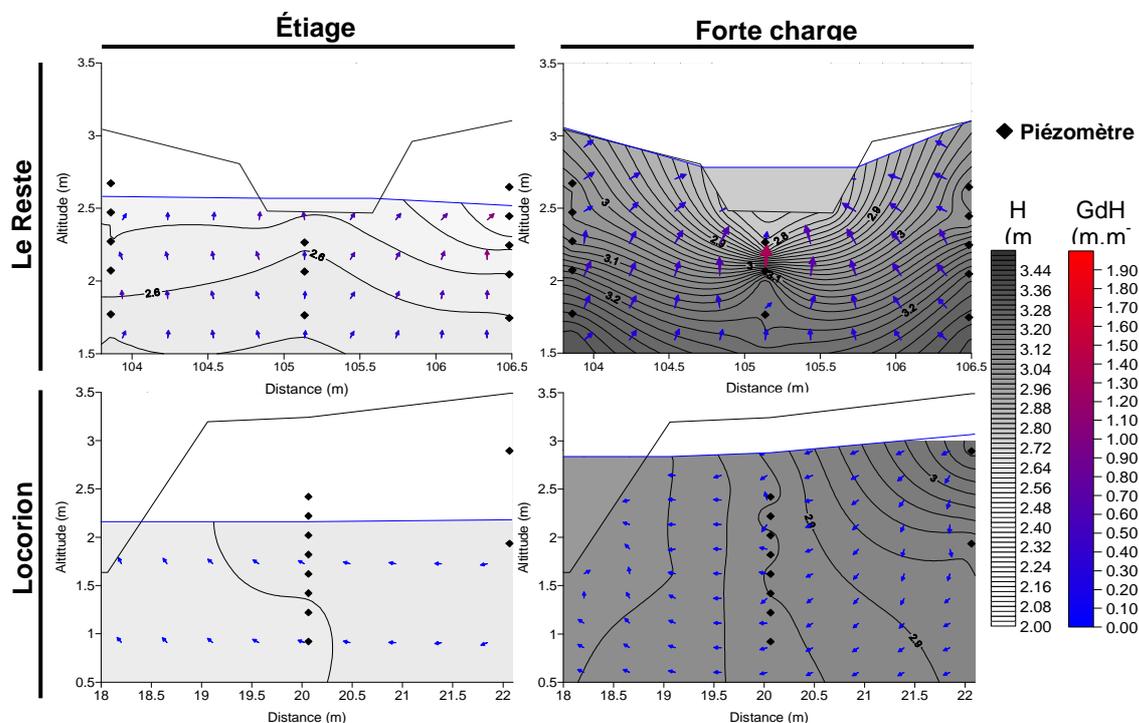


Figure 3-13: Profil du champ de potentiel de charge hydraulique (H) à proximité du cours d'eau en période d'étiage (16/10/07) et de forte charge (06/12/06) pour les sites de Locorion et Le Reste. Les flèches indiquent la direction et l'intensité des gradients hydrauliques (GdH).

### Gradients hydrauliques entre la zone humide et le cours d'eau

Nous observons, pour les deux sites, une augmentation du gradient hydraulique entre la zone humide et le cours d'eau en période de forte charge (fig. 3-13 et 3-14). Ce gradient positif, indique un écoulement permanent de la zone humide vers le cours d'eau (excepté pour les alluvions organo-minérales en rive droite du site de Le Reste pour lequel nous observons une inversion des gradients en période d'étiage en juin 2007 et à partir de septembre 2007). Ces gradients sont, en moyenne, supérieurs sur le site de Le Reste. Sur ce site, les gradients les plus forts sont observés entre les alluvions minérales situés sous le cours d'eau et indique un potentiel d'écoulement principalement vertical. Ce gradient vertical est compris entre 0,147 et 1,874 m.m<sup>-1</sup>. Les gradients latéraux, entre les alluvions organo-minérales et le cours d'eau, sont compris entre -0,050 et 0,461 m.m<sup>-1</sup>. Sur le site de Locorion, ces gradients latéraux plus faibles sont compris entre 0,008 et 0,031 m.m<sup>-1</sup>.

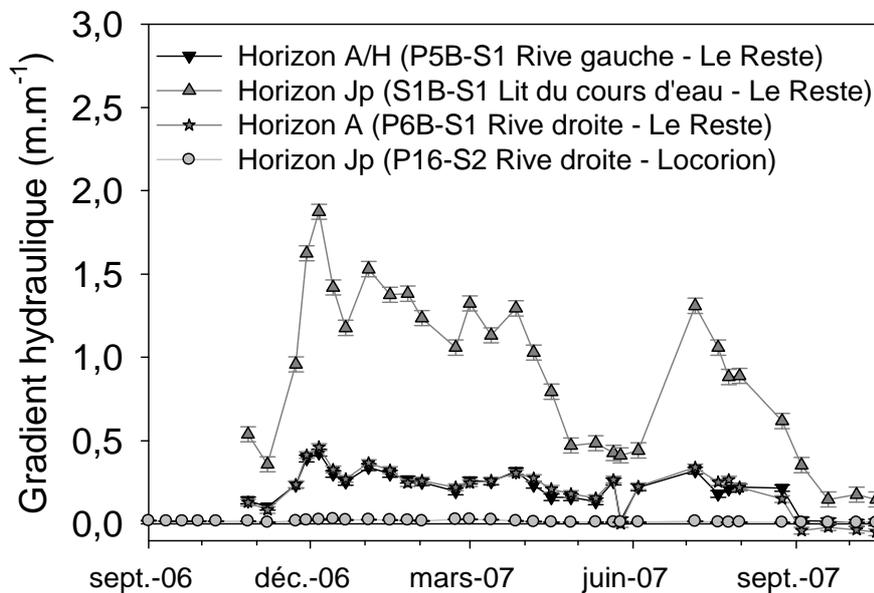


Figure 3-14: Évolution temporelle des gradients hydrauliques entre les alluvions de la zone humide et le cours d'eau sur le site de Le Reste et Locorion.

### Estimation des flux entre la zone humide et le cours d'eau

Afin d'estimer les flux entre la zone humide et le cours d'eau, nous appliquons la loi de Darcy en utilisant les valeurs moyennes de conductivité hydraulique calculées pour ces horizons. Le flux d'eau s'écoulant entre la zone humide et le cours d'eau est relativement proche pour ces deux sites avec des valeurs comprises entre 4,7 et 70,5 L.J<sup>-1</sup> par mètre linéaire de cours d'eau sur le site de Le Reste et entre 9,9 et 69,5 L.J<sup>-1</sup>.m<sup>-1</sup> sur le site de Locorion (fig. 3-15). Sur le site de Le Reste, la contribution de la nappe circulant dans les alluvions minérales est très largement supérieure à celle circulant dans les horizons organo-minéraux. La proportion des flux drainés par les horizons organo-

minéraux représente entre 0% et 22,5% du flux total entre la zone humide et le cours d'eau avec un maximum en période d'étiage.

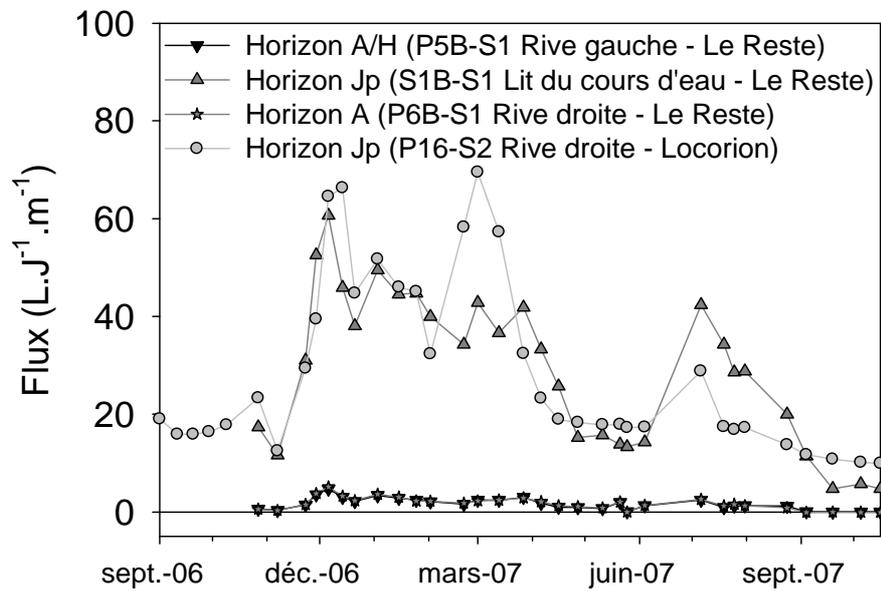


Figure 3-15: Évolution temporelle des flux entre les alluvions de la zone humide et le cours d'eau sur le site de Le Reste et Locorion.

### **3.4.3 Comparaison du fonctionnement hydrochimique des zones humides**

Dans cette troisième partie de l'étude, nous étudions les caractéristiques chimiques de l'eau de nappe dans la zone humide. Après une description des gradients hydrochimiques dans la nappe aux dates de prélèvements correspondant à trois périodes hydrologiques différentes, nous utilisons le rôle d'indicateur des teneurs en chlorure et en carbone organique dissous pour mettre en évidence le rôle tampon de ces zones humides sur les teneurs en nitrate. Les flux de nitrate entre la zone humide et le cours d'eau sont estimés pour ces trois périodes hydrologiques à partir de l'estimation des flux hydriques réalisée précédemment.

#### **3.4.3.1 Conditions hydrologique lors des prélèvements**

La première campagne de prélèvement dans les piézomètres a été réalisée le **15/03/2007**. La pluviométrie moyenne est nulle pour les cinq jours précédents les prélèvements et de  $4.3 \text{ mm}\cdot\text{J}^{-1}$  pour le mois précédent le prélèvement. L'évapotranspiration potentielle est de  $1.7 \text{ mm}\cdot\text{J}^{-1}$  pour les cinq jours précédents les prélèvements et  $1.1 \text{ mm}\cdot\text{J}^{-1}$  pour le mois précédent. Ces prélèvements sont donc réalisés après une période de recharge importante et en début de vidange de la nappe (les dernières pluies efficaces datent du 8/03/2007). A cette date, la charge hydraulique est importante et les flux convergent du haut de versant au cours d'eau sur les deux sites (fig. 3-16). Dans la zone humide, les gradients hydrauliques sont principalement verticaux sur le site de Le Reste et latéraux sur le site de Locorion. Les horizons organo-minéraux sont saturés dès la surface sur le site de Le Reste. Sur le site de Locorion, les horizons organo-minéraux ne sont pas saturés mais ont été entièrement saturés lors du pic de charge précédent cette période de vidange.

La seconde campagne de prélèvement a été réalisée le **24/04/2007**. La pluviométrie est nulle pour les cinq jours précédents les prélèvements et de  $1.1 \text{ mm}\cdot\text{J}^{-1}$  pour le mois précédent les prélèvements. L'évapotranspiration potentielle est de  $3.6 \text{ mm}\cdot\text{J}^{-1}$  pour les cinq jours précédents et  $2.5 \text{ mm}\cdot\text{J}^{-1}$  pour le mois précédent. Ces prélèvements sont donc réalisés suite à une période de vidange importante. A cette date, la charge hydraulique est plus faible et nous observons une circulation plus complexe de la nappe sur le site de Le Reste avec un dôme piézométrique au niveau de la zone humide. Les gradients hydrauliques sont très faibles et ne sont pas significativement différents les uns des autres. Nous ne pouvons donc pas déterminer la géométrie des écoulements à cette date. Sur le site de Locorion, les écoulements sont principalement latéraux entre les altérites et les alluvions de la zone humide.

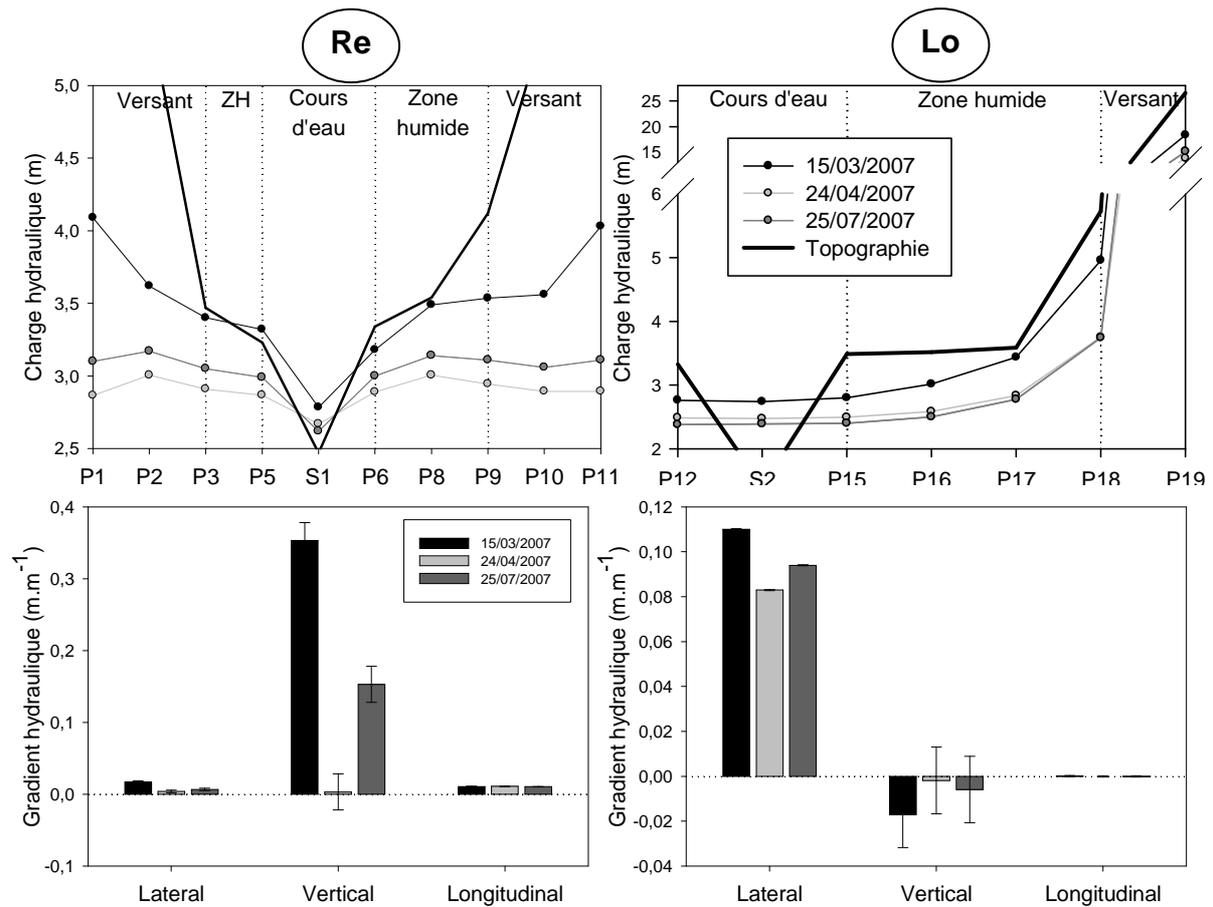


Figure 3-16: Profil de charge hydraulique et gradients hydrauliques verticaux, latéraux et longitudinaux dans la zone humide de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) aux trois dates de prélèvements.

Une troisième campagne de prélèvement a été réalisée en période estivale, le **25/07/2007**. Du fait d'un été très pluvieux (pluviométrie moyenne dans le mois précédent les prélèvements de 3.2 mm.J<sup>-1</sup> pour évapotranspiration potentielle moyenne de 2.9 mm.J<sup>-1</sup>), il n'a pas été possible de prélever dans des conditions d'absence de pluviométrie dans les cinq jours précédents les prélèvements. La pluviométrie moyenne pour ces cinq jours a été de 4.0 mm.J<sup>-1</sup> pour une évapotranspiration potentielle de 3.3 mm.J<sup>-1</sup>. Sur le site de Le Reste, la charge hydraulique est supérieure à celle mesurée lors des prélèvements du mois d'avril avec une configuration des écoulements similaires dans les versants et des gradients hydrauliques dans la zone humide principalement verticaux. Sur le site de Locorion, la charge hydraulique est inférieure à celle mesurée lors du précédent prélèvement excepté dans la nappe de haut de versant avec une configuration des écoulements similaires. La dimension latérale des écoulements restent la plus importante dans la zone humide.

### **3.4.3.2 Gradients de concentrations au sein du système versant, zone humide et cours d'eau**

#### *Chlorure*

Sur le site de Le Reste, les teneurs en chlorure les plus élevées sont mesurées dans la nappe de haut de versant avec en moyenne de 38,4 mg.L<sup>-1</sup> (fig. 3-17). Ces teneurs diminuent en moyenne à 14,8 mg.L<sup>-1</sup> en bas de versant. La nappe des altérites de la zone humide présente des teneurs intermédiaires, moyenne de 21,4 mg.L<sup>-1</sup>, et relativement stable le long du transect latéral. Ces teneurs diminuent en surface (cf. fig. 3-17). La teneur moyenne est de 20,2 mg.L<sup>-1</sup> dans les alluvions minérales et de 15,5 mg.L<sup>-1</sup> dans les alluvions organo-minérales. Dans les alluvions minérales, ces teneurs sont plus importantes sous le cours d'eau que dans les deux rives avec en moyenne 21,2 mg.L<sup>-1</sup> sous le cours d'eau et 19,5 mg.L<sup>-1</sup> dans les rives. Avec la diminution de la charge hydraulique, nous observons une diminution des teneurs en chlorure dans la nappe de haut de versant et dans les altérites de la zone humide et une augmentation dans la nappe de bas de versant et dans les alluvions de la zone humide excepté sous le cours d'eau où les concentrations restent relativement stables.

Sur le site de Locorion, les teneurs en chlorure mesurées dans la nappe de versant sont en moyenne de 18,6 mg.L<sup>-1</sup> en haut de versant et de 20,3 mg.L<sup>-1</sup> en bas de versant. Ces teneurs diminuent dans les alluvions minérales de la zone humide jusqu'à 14,4 mg.L<sup>-1</sup> à 3 mètres du cours d'eau. A 1 mètre du cours d'eau, nous observons une remontée des concentrations en chlorure à environ 18,2 mg.L<sup>-1</sup>. Nous n'observons pas de stratification verticale des teneurs en chlorure dans ces alluvions (fig. 3-17). Avec la diminution de la charge hydraulique, nous observons une diminution des teneurs en chlorure dans les altérites et les alluvions excepté à 1 mètre du cours d'eau où les concentrations sont stables.

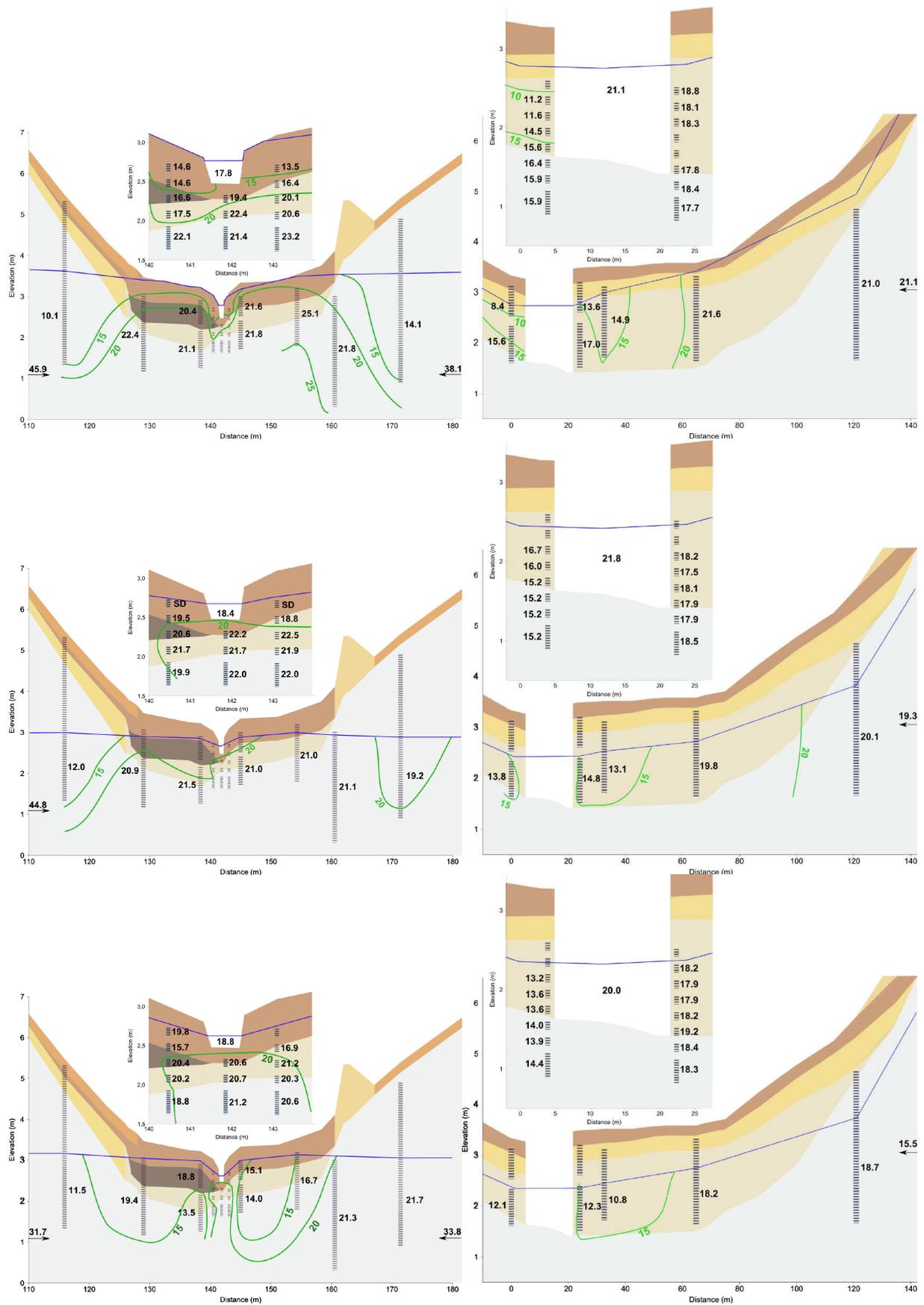


Figure 3-17: Distribution des teneurs en chlorure dans les transects de versant de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) en période de forte charge (Mars 2007), en période de vidange (Avril 2007) et en période estivale (Juillet 2007).

### *Carbone organique dissous*

Les teneurs en carbone organique dissous sont comprises entre 0.7 et 24.9 mg.L<sup>-1</sup> sur le site de Le Reste et entre 0.7 et 7.1 mg.L<sup>-1</sup> sur le site de Locorion (fig. 3-18). La moyenne des teneurs dans les altérites des versants est de 1.4 mg.L<sup>-1</sup> sur le site de Le Reste et de 1.1 mg.L<sup>-1</sup> sur le site de Locorion. Ces teneurs sont plus élevées dans les altérites de la zone humide avec, en moyenne et respectivement, 2.1 mg.L<sup>-1</sup> et 2.3 mg.L<sup>-1</sup>. Les teneurs les plus importantes sont mesurées en surface pour les deux sites. Sur le site de Le Reste, les teneurs augmentent en moyenne de 2,9 mg.L<sup>-1</sup> dans les alluvions minérales à 8,5 mg.L<sup>-1</sup> dans les alluvions organo-minérales avec un maximum de 17,4 mg.L<sup>-1</sup> dans l'horizon histique. Sur le site de Locorion, la teneur dans les alluvions minérales est en moyenne de 3,6 mg.L<sup>-1</sup>.

Sur le site de Locorion, nous observons une diminution des teneurs en COD dans les alluvions de la zone humide avec la diminution de la charge hydraulique et l'apparition d'un gradient vertical de concentration. Sur le site de Le Reste, les teneurs en COD sont relativement stables dans les alluvions et augmentent en période de faible charge dans les altérites de la zone humide.

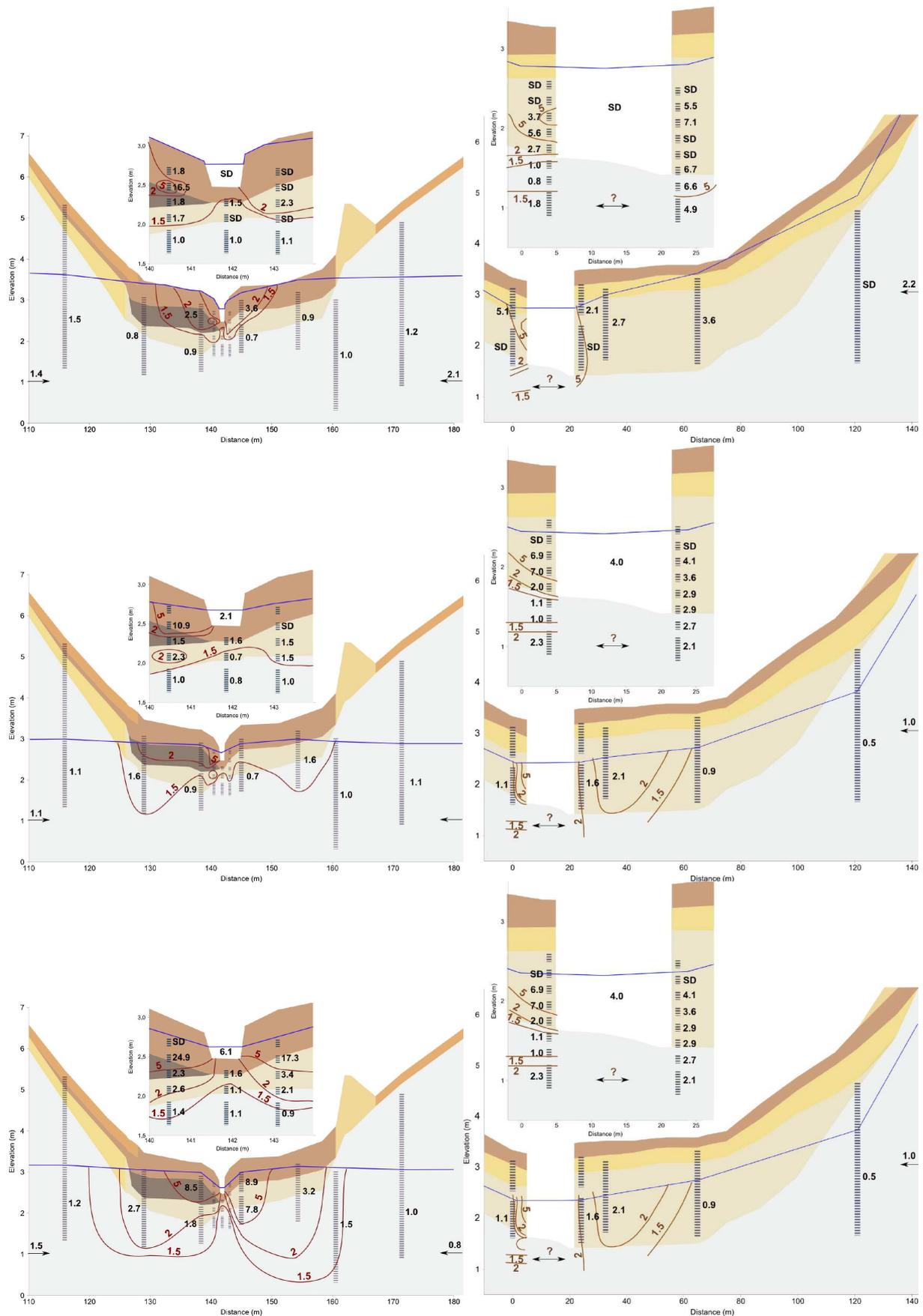


Figure 3-18: Distribution des concentrations en carbone organique dissous dans les transects de versant de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) en période de forte charge (Mars 2007), en période de vidange (Avril 2007) et en période estivale (Juillet 2007). Nitrate

## Nitrate

Sur le site de *Le Reste*, les teneurs en nitrate sont maximales dans les altérites du haut de versant avec en moyenne  $21,6 \text{ mgN.L}^{-1}$  (fig. 3-19). Elles diminuent à environ  $3,6 \text{ mgN.L}^{-1}$  dans les altérites du bas de versant. Les teneurs dans les altérites de la zone humide diffèrent fortement entre les deux rives de la zone humide. En rive gauche et sous le cours d'eau, ces teneurs sont stables le long du transect avec une moyenne de  $9,4 \text{ mgN.L}^{-1}$ . En rive droite, elles sont en moyenne de  $3,0 \text{ mgN.L}^{-1}$ . Dans les alluvions minérales et organo-minérales, les teneurs restent proches du seuil de détection excepté sous le cours d'eau où les teneurs sont proches de celles des altérites de la zone humide en rive gauche avec  $9,0 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Les variations temporelles des concentrations en nitrate entre les trois dates de prélèvement et dans la zone humide suivent la même dynamique que celles du chlorure excepté sous le cours d'eau où nous observons une augmentation des concentrations pendant la période de l'étude.

Sur la rive droite du site de *Locorion*, les teneurs en nitrate les plus fortes sont observées dans les altérites du haut de versant avec  $8,0 \text{ mgN.L}^{-1}$  et diminuent dans le bas de versant à  $2,0 \text{ mgN.L}^{-1}$ . Dans la zone humide, les teneurs diminuent en moyenne de  $4,9 \text{ mgN.L}^{-1}$  dans le centre de la zone humide à  $0,3 \text{ mgN.L}^{-1}$  à 3 mètres du cours d'eau. Cependant, ces teneurs augmentent à  $2,0 \text{ mgN.L}^{-1}$  à 1 mètre du cours d'eau. Ces teneurs augmentent avec la profondeur dans la zone humide, excepté lors de la période de forte charge. A cette période, les teneurs sont inférieures au seuil de détection sur toute la profondeur des alluvions. Avec la diminution de la charge hydraulique, nous observons une diminution des teneurs en nitrate dans les hauts de versant et une augmentation dans la zone humide excepté dans le centre de la zone humide où les concentrations sont stables.

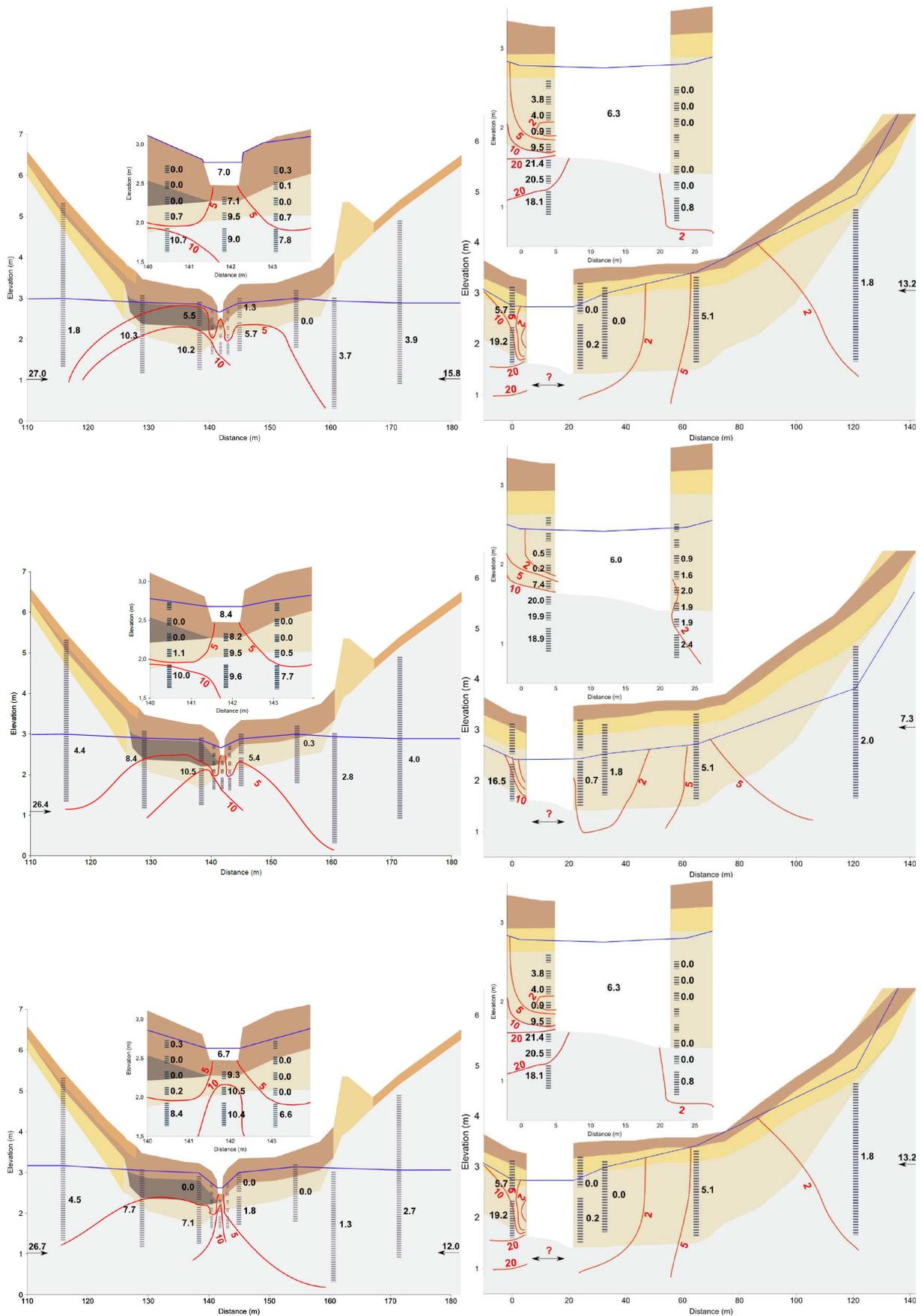


Figure 3-19: Distribution des concentrations en nitrate dans les transects de versant de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) en période de forte charge (Mars 2007), en période de vidange (Avril 2007) et en période estivale (Juillet 2007). Relation entre gradients de concentrations

## Relation entre teneur en sodium et teneur en chlorure

Le graphique  $Na=f(Cl)$  nous permet de relier les caractéristiques chimiques des différents compartiments hydrologique des transects étudiés. Les pluies sont caractérisées à partir des prélèvements effectués dans un pluviomètre accumulateur sur chacun des sites et tous les dix jours d'Octobre 2006 à Octobre 2007. Les pluies présentent les teneurs les plus faibles avec en moyenne 5.3 et 3.1  $mg.L^{-1}$  pour Na et Cl (fig. 3-20). L'ensemble des compartiments hydrologiques identifiés est situé le long de la droite d'évapotranspiration définie à partir du pôle pluie. Dans l'analyse qui suit nous négligerons les apports anthropiques de chlorure par l'agriculture et par la dégradation de la roche mère. Des bilans réalisés par ailleurs montrent que les apports d'origine agricole restent faibles par rapport à ces apports atmosphériques dans des bassins versant proches de l'océan et exposé à des apports marins importants (Bertru, 1977 ; Reynolds et al., 1997 ; Neal et Kirchner, 2000). Les apports de chlorure par la dégradation du granite sont faibles et souvent négligeables (Lockwood et al., 1995). Pour le site de Le Reste, les teneurs de la nappe de bas de versant, des horizons organo-minéraux de la zone humide et du cours d'eau sont plus proches des teneurs de la pluie que de celle de la nappe de haut de versant. Le taux d'évapotranspiration de ces différents compartiments hydrologiques est compris entre 60 et 63% en bas de versant, entre 68 et 74% dans les horizons organo-minéraux de la zone humide et environ 71% dans le cours d'eau. Les teneurs dans la nappe des altérites et des alluvions minérales est plus proche de celle de la nappe de haut de versant. Le taux d'évapotranspiration est compris entre 75 et 79% dans les altérites et les alluvions de la zone humide. Ce taux est maximal dans les haut de versant et atteint 84 à 86%. Sur le site de Locorion, ce taux d'évapotranspiration est compris entre 68 et 75% dans la nappe de versant et entre 67 et 70% dans les altérites et les alluvions de la zone humide.

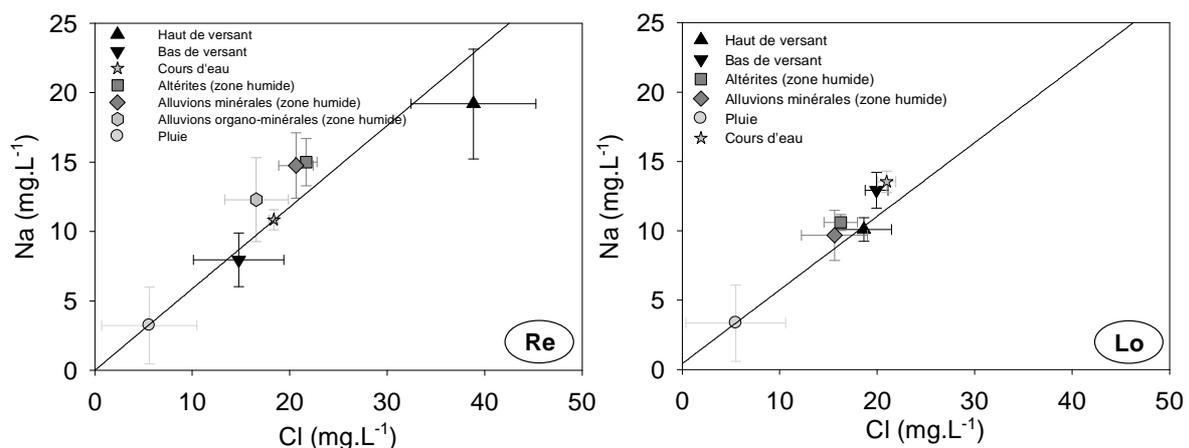


Figure 3-20: Moyenne et écart type des teneurs en chlorure et sodium dans les différents compartiments hydrologiques de Le Reste (Re) et Locorion (Lo).

Sur le site de Le Reste, la dilution de l'eau provenant des versants par les précipitations apparaît être limitée en profondeur par rapport à celle observée en bas de versant. Le gradient

vertical de concentration de teneurs en chlorure observée peut s'expliquer par une dilution en surface de la nappe par les précipitations qui est limité en profondeur par une conductivité hydraulique faible des alluvions et par la direction ascendante des flux d'eau dans la zone humide. Les teneurs en chlorure plus fortes observées dans les altérites de la zone humide que dans les altérites du bas de versant montre soit une évapotranspiration importante lors du transfert entre ces deux compartiments, soit une contribution importante de flux plus concentrés provenant du haut de versant.

La diminution des teneurs en chlorure en période estivale est contradictoire avec les observations réalisées par ailleurs. L'évapotranspiration plus importante en période d'étiage engendre en général une concentration des teneurs en chlorures. Cependant, l'année 2007 a été particulièrement pluvieuse avec une recharge de la nappe en période estivale et un cumul annuel de précipitation plus important qu'en moyenne interannuelle. La diminution des teneurs en chlorure observée peut donc être due à cette période climatique particulière.

Dans la zone humide de Locorion, la dilution par les précipitations est plus importante et se traduit par une diminution des teneurs en chlorure de l'entrée de la zone humide jusqu'à 1 m du cours d'eau. Cette dilution et l'homogénéité des concentrations en chlorure sur toute l'épaisseur de la nappe peuvent être expliquées par la nature pédologique de la zone humide. Les fortes conductivités hydrauliques mesurées dans les alluvions et les altérites n'apparaissent pas être un facteur limitant du transfert de l'eau dans cette zone humide et permet ainsi une infiltration plus rapide de l'eau de pluie. Cette infiltration est également facilitée par une absence de saturation en eau dès la surface de la zone humide.

Les plus fortes teneurs en chlorure observée à 1 mètre du cours d'eau peuvent être expliquées par une contribution en chlorure de l'eau du cours d'eau qui présente des concentrations supérieures à l'ensemble des compartiments étudiés, ou par une évapotranspiration importante du fait de la présence d'une haie boisée en bordure du cours d'eau.

### ***Relation nitrate et chlorure***

En utilisant l'hypothèse d'un apport de chlorure exclusivement atmosphérique, nous pouvons évaluer si les changements de teneurs en nitrate observés au sein de ces transects sont dus à un processus de dilution/concentration ou à un abattement des teneurs en nitrate. Nous considérons que les sources potentielles de nitrate dans la zone humide sont la nappe de versant, le cours d'eau, les altérites sous-jacents et la pluie en négligeant les apports internes à la zone humide. Sur le graphique 3-21, nous observons que les pôles représentant les alluvions minérales et organo-minérales sont en dehors du domaine de mélange entre ces compartiments. Ces pôles présentent des concentrations en nitrate inférieures au domaine de mélange et semble mettre en évidence des processus d'abattement des teneurs en nitrate au sein de la zone humide, abattement qui apparaît plus important qualitativement dans la zone humide de Le Reste que dans la zone humide de Locorion.

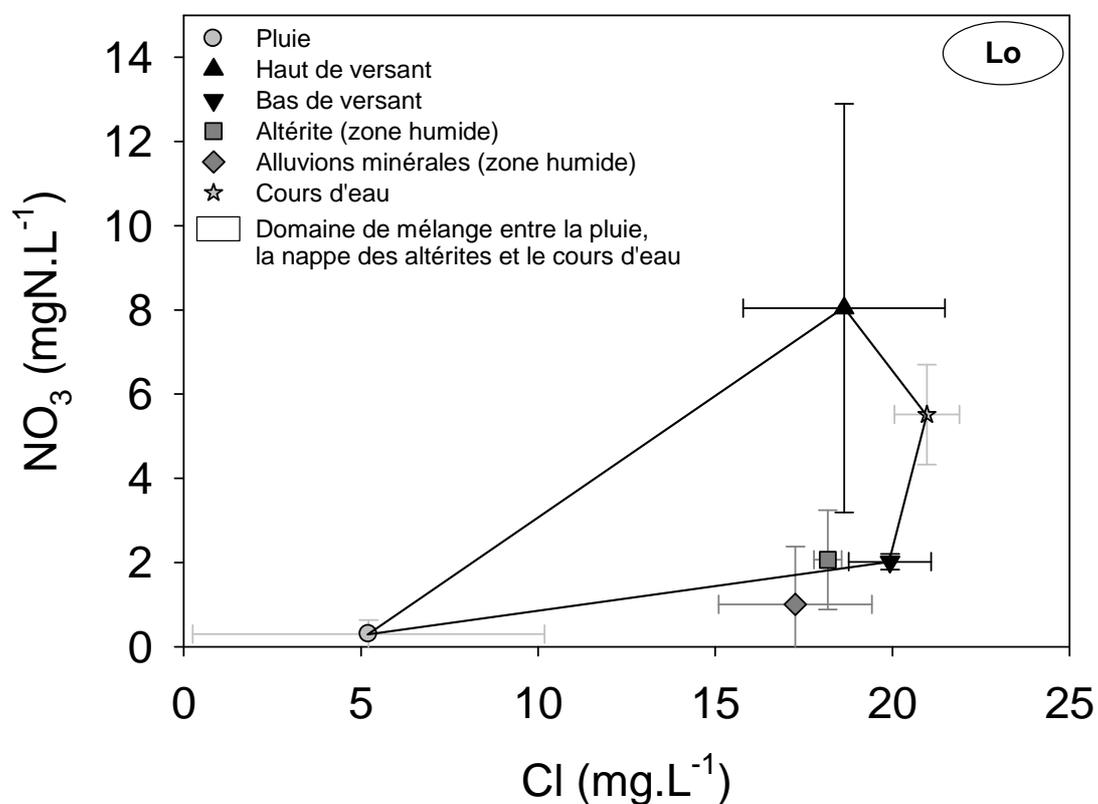
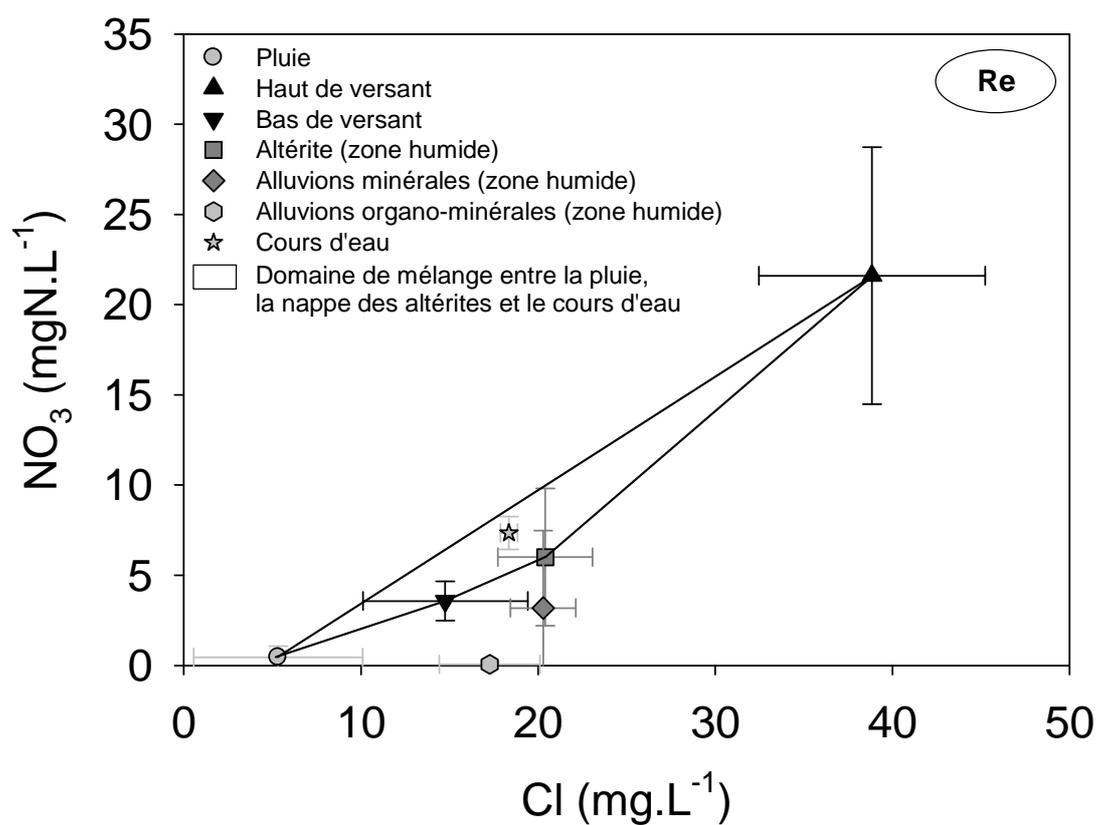


Figure 3-21: Relation entre concentration en nitrate et chlorure pour les différents compartiments hydrologiques des transects étudiés sur le site de Le Reste (Re) et Locorion (Lo).

## Relation entre COD et NO<sub>3</sub>/Cl

Figure 3-22, en retirant les dates et points de prélèvements pour lesquels la teneur en nitrate est inférieure à la limite de détection, nous observons une relation linéaire négative entre le rapport concentrations de nitrate sur concentration en chlorure et la concentration en carbone organique dissous (avec respectivement pour le site de Le Reste et Locorion,  $R=-0.73$  et  $R=-0.90$ ). La pente de cette relation est plus importante pour le site de Le Reste ( $a=-0,332\pm 0.005$ ). D'après cette relation, nous avons une absence de nitrate pour une concentration en carbone organique dissous supérieure à 2.6 mg.L<sup>-1</sup>. Sur le site de Locorion, la pente est plus faible ( $a=-0.024\pm 0.004$ ) et le seuil de teneur en carbone organique dissous pour lequel nous calculons une teneur en nitrate inférieure à la limite de détection est d'environ 8.1 mg.L<sup>-1</sup>. La teneur en carbone organique dissous n'atteint cette valeur seuil qu'en période hivernale alors que sur Le Reste cette valeur seuil est atteinte dans les horizons organiques pendant toute la période de l'étude. Les teneurs en carbone organiques dissous apparaissent donc être un facteur important dans la régulation des teneurs en nitrate.

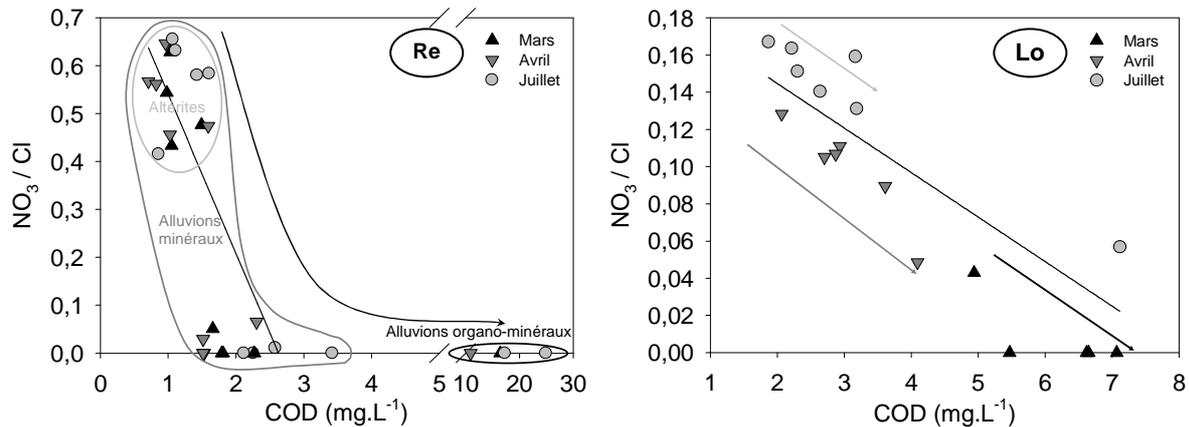


Figure 3-22: Relation entre rapport nitrate sur chlorure et les teneurs en carbone organique dissous dans la zone humide de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) au mois de mars, avril et juillet 2007. Les flèches indiquent l'évolution des teneurs en solutés des horizons profonds aux horizons de surface.

Ce ratio plus élevé en juillet qu'au mois de mars et avril et cette relation avec le COD, montre que les teneurs en COD sont limitantes sur l'ensemble de la profondeur de la zone humide excepté au mois de mars. Sur le site de Le Reste, la teneur en COD apparaît limitante quelque soit la saison dans les altérites et la partie inférieure des alluvions minérales et n'est jamais limitante pour les horizons organo-minéraux.

### 3.4.3.3 Estimation des flux de nitrate entre la zone humide et le cours d'eau

Les flux de nitrate entre la zone humide et le cours d'eau sont évalués à partir de l'estimation des flux d'eau réalisés précédemment. Les teneurs en nitrate utilisées pour ce calcul correspondent à la moyenne sur toute l'épaisseur saturée des alluvions minérales sur Locorion. Sur Le Reste, nous utilisons la teneur moyenne en nitrate dans les horizons organo-minérales pour les flux latéraux et la teneur mesurée dans les alluvions minérales du lit du cours d'eau pour les flux verticaux. Sur le site de Le Reste, le flux de nitrate est estimé à  $348,1 \text{ mgN}\cdot\text{J}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$  en période de forte charge et à  $144,7 \text{ mgN}\cdot\text{J}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$  en période de faible charge. Du fait d'une faible variation temporelle des teneurs en nitrate dans la zone humide de Le Reste, la variation temporelle des flux est contrôlée par le gradient de charge entre la zone humide et le cours d'eau et la teneur en nitrate de ces flux varie peu (entre  $8,4$  et  $9,6 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Ces teneurs sont proches de celles observées dans les altérites en limite de versant et indiquent un faible rôle tampon de cette zone humide sur les flux de nitrate provenant du versant. Ce faible rôle tampon s'explique par la très faible conductivité hydraulique des horizons organo-minéraux d'où une faible contribution du compartiment dénitrifié à l'écoulement et par un transport conservatif du nitrate dans les altérites sous-jacents.

Sur le site de Locorion, les flux de nitrate entre la zone humide et le cours d'eau sont plus faibles que sur le site de Le Reste. Ces flux sont plus importants en période d'étiage qu'en période de forte charge avec  $7,6 \text{ mgN}\cdot\text{J}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$  en période de forte charge et  $32,7 \text{ mgN}\cdot\text{J}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$  en période de faible charge. Contrairement au site de Le Reste, l'évolution temporelle des teneurs en nitrate dans la zone humide est plus importante que celle des flux d'eau. La concentration en nitrate de ces flux est également plus importante en période de faible charge avec au maximum  $2,5 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  pour  $0,1 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$  en période de forte charge. En période de faible charge ces concentrations sont supérieures à celles mesurées en limite du versant ( $2 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ) et inférieures période de forte charge ( $1,8 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Ceci semble indiquer un rôle tampon important de la zone humide en période de forte charge alors qu'en période de faible charge, la zone humide contribue à une augmentation des teneurs en nitrate. Cette augmentation en période de faible charge peut s'expliquer par une minéralisation des horizons organo-minéraux qui est favorisée par le caractère temporaire de la saturation des horizons organo-minéraux.

## **3.5 Discussion et conclusion**

### **3.5.1 Influence de l'ordre sur les caractéristiques géomorphologiques et pédologiques des zones humides**

Les deux sites étudiés présentent une zone humide de type alluviale limitée par deux versants très pentus de longueur comparable et sont drainées par un cours d'eau de pente faible. Elles se distinguent, en dehors de leur ordre, par leur extension latérale et par la nature et la texture de leur sol.

A l'amont, le site de Le Reste est caractérisé par une zone humide plus étroite et son sol, de type Fluviosol typique, présente une conductivité hydraulique faible par rapport aux altérites, une épaisseur des horizons organo-minéraux importante et une hydromorphie de type réductique. A l'aval, le site de Locorion se caractérise par une zone humide plus large par rapport à la taille du versant et son sol, de type fluviosol brunifié, présente une conductivité hydraulique importante, une épaisseur d'horizon organo-minéral réduite et une hydromorphie de type rédoxique.

Afin de discuter de la représentativité de ces deux sites par rapport à l'ordre considéré, nous disposons des caractéristiques des sols pour 20 zones humides de ce bassin versant issus du programme Sol de Bretagne (Agrocampus Ouest, [www.sols-de-bretagne.fr](http://www.sols-de-bretagne.fr)). Pour tous les sites d'ordre 1 à 3, les sols sont réductiques (g). En ordre 4, nous observons trois sols réductiques (G) et deux sols redoxiques (g). Puis pour les ordres 5 et 6, nous nous n'observons que des sols redoxiques. Il semble donc que le caractère réductique ou redoxique observé pour le site de Le Reste en ordre 2 et Locorion en ordre 5 s'inscrive dans un gradient d'hydromorphie qui dépend du degré de développement du réseau hydrographique. Ces sites sont donc représentatifs de l'ordre considéré pour l'hydromorphie. Mourier et al. (2006) montrent une organisation similaire des caractéristiques pédologiques de la zone riveraine dans un autre bassin versant de Bretagne (La Vilaine, 10000km<sup>2</sup>). Notamment, il relève une augmentation de l'extension du fond de vallée, une diminution de l'intensité de l'hydromorphie et une augmentation de la profondeur d'apparition de l'hydromorphie avec l'augmentation de l'ordre des cours d'eau. Cependant, nous ne disposons pas d'autres références pour valider ce type de gradient en dehors du contexte des bassins versant sur socle breton.

### **3.5.2 Influence de l'ordre sur le fonctionnement hydrologique des zones humides**

Nous observons une modification importante du comportement hydrologique entre ces deux zones humides qui peuvent s'expliquer par une géomorphologie, une nature des alluvions et un degré de développement du réseau hydrographique différents.

En ordre 2, la faible perméabilité des alluvions de la zone humide par rapport aux altérites des versants induit une modification de la géométrie des écoulements en favorisant une circulation en profondeur dans les altérites et une exfiltration dans le cours d'eau par des flux verticaux. Cette mise en court-circuit des horizons de surface expliquée par une organisation verticale des propriétés hydrauliques du sol et du sous-sol a également été observée dans d'autres contextes (Wigington et al., 2003 ; Devito et al., 2000 ; Gold et al., 2001 ; Lischeid et al., 2006 ; Puckett, 2004). Cette faible perméabilité diminue également la réactivité de la zone humide aux événements pluvieux en limitant la vitesse de variation de charge hydraulique et la fréquence de saturation et désaturation des alluvions. Elle favorise également le maintien d'une saturation à faible profondeur dans la zone humide.

En ordre 5, la forte perméabilité des alluvions de la zone humide, du même ordre que celle des altérites, favorise une circulation horizontale de la nappe du versant au cours d'eau. La réactivité de la zone humide aux événements pluvieux est importante et induit une amplitude et une vitesse de battements de nappe importante et augmente ainsi la fréquence de saturation et désaturation des alluvions. Les gradients hydrauliques entre la zone humide et le cours d'eau étant faibles, nous observons un transfert de la dynamique du cours d'eau dans la zone humide qui favorise ainsi l'alternance des phases de saturation et désaturation des alluvions. La largeur importante du domaine alluvial favorise le transfert de cette dynamique à l'intérieur de la zone humide. Vidon et Hill (2004a) et Burt et al. (2002) mettent en évidence cette influence du cours d'eau sur le fonctionnement hydrologique de la zone humide lorsque les gradients hydrauliques entre ces deux compartiments sont faibles. Les résultats de cette étude montrent que la perméabilité des alluvions contrôle également l'influence de la dynamique du cours d'eau en favorisant le maintien d'une charge élevée dans la zone humide par rapport à celle du cours d'eau.

### 3.5.3 Influence de l'ordre sur le fonctionnement hydrochimique de la zone humide

Entre ces deux sites, le changement de perméabilité des alluvions et la modification du fonctionnement hydrologique qu'il induit provoquent également une modification du rôle tampon de la zone humide sur les flux de nitrate.

A l'amont, la faible perméabilité des alluvions et la saturation permanente à faible profondeur favorisent le maintien de conditions réductrices qui se manifeste par une hydromorphie de type réductique dans la zone humide à faible profondeur. La zone potentiellement dénitrifiante représente la majeure partie de l'épaisseur et de l'extension du domaine alluvial et est présente sur l'ensemble de l'année hydrologique. Parallèlement, nous observons un abattement de l'ensemble des teneurs en nitrate dans ces horizons potentiellement dénitrifiants.

A l'aval, la forte perméabilité et l'alternance de phase de saturation et désaturation favorisent l'alternance des phases oxydantes et réductrices et se manifestent par une hydromorphie de type rédoxique apparaissant plus en profondeur. La zone potentiellement dénitrifiante n'est présente qu'en période de forte charge et est conditionnée par les flux de matière organique provenant des horizons de surface.

La zone humide amont apparaît donc être plus favorable à l'établissement d'une dénitrification hétérotrophe et ceci quelque soit la saison. De plus, la saturation à faible profondeur induit une saturation des horizons organo-minéraux et une disponibilité non limitante en carbone organique pour le déroulement de la dénitrification.

A l'aval, la saturation des horizons organo-minéraux est temporaire et limite l'abattement des teneurs en nitrate qui n'est observée qu'en période de forte charge. D'autres études ont mis en évidence à l'échelle locale, la possibilité d'une dénitrification dans des horizons minéraux grâce à un apport externe de matière organique par le cours d'eau (Sanchez-Perez et al., 2003 ; Baker et Vervier, 2004) ou par lessivage des horizons de surface (Devito et al., 2000).

L'ensemble de ces relations semblent traduire l'occurrence d'une dénitrification dont l'efficacité est limitée par la disponibilité en matière organique. Cependant, la relation observée entre teneur en nitrate et en carbone organique dissous peut traduire également une fixation du nitrate sous forme organique (Johnes et al., soumise).

L'abattement des teneurs en nitrate apparaît être plus efficace sur le site de Le Reste, cependant, la connectivité de la zone humide avec le versant et le cours d'eau conditionne son efficacité sur les flux de nitrate provenant des versants. A l'amont, la faible perméabilité des alluvions provoque deux effets antagonistes vis-à-vis du rôle tampon de la zone humide. D'une part, elle favorise le maintien d'une saturation des alluvions organo-minérales mais d'autre part, elle limite le transfert des flux provenant de ces versant et favorise ainsi la mise en court circuit de la zone humide. Sur ce site, nous calculons une concentration à l'exfiltration dans le court d'eau qui est très proche de celle mesurée dans les altérites à la limite du versant du fait d'une faible contribution à

l'écoulement des horizons où l'abattement des teneurs en nitrate est observé. A l'inverse, sur le site de Locorion, la forte perméabilité des alluvions induit un caractère temporaire de cet abattement mais, en favorisant le transfert des flux provenant des versants dans les alluvions, induit un abattement de la totalité de ces flux. Le paradoxe d'une faible perméabilité favorable à l'abattement des teneurs en nitrate mais diminuant son impact sur les flux en induisant une mise en court-circuit de la zone humide a par ailleurs été relevé par Burt (2005) pour le processus de dénitrification et montre la nécessité de connaître l'organisation verticale des propriétés hydrauliques de la zone riveraine pour évaluer son rôle tampon.

La saisonnalité du rôle tampon de ces deux zones humides est également différente (fig. 3-23). Sur le site de Le Reste, les flux de nitrate transférés vers le cours d'eau sont plus importants en période de forte charge malgré un flux dénitrifié plus important. Cette saisonnalité s'explique par l'accentuation du gradient vertical de charge hydraulique induisant une contribution plus importante de la nappe des altérites à l'écoulement dans le cours d'eau. A l'aval, l'augmentation des flux hydriques induit à l'inverse une diminution des flux de nitrate vers le cours d'eau du fait de l'établissement d'un abattement important permis par la saturation des horizons organo-minéraux de surface. Le même type de saisonnalité pour la dénitrification est observé par Baker et Vervier (2004) et est expliquée également par l'augmentation des flux de matière organiques en période de forte charge.

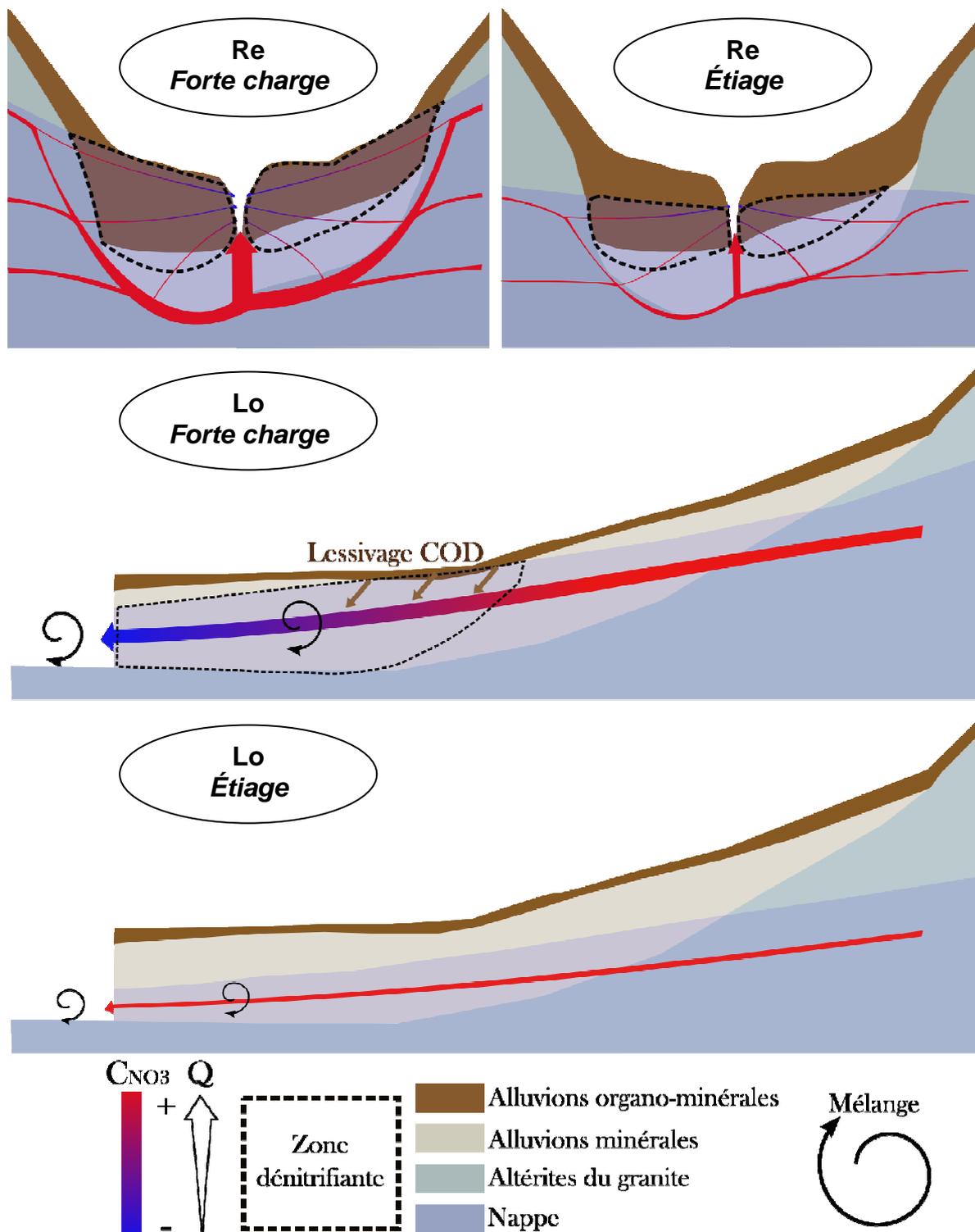


Figure 3-23: Représentation schématique des flux de nitrate en période de forte charge et en période d'étéage et de l'extension du domaine potentiellement dénitrifiant sur le site de Le Reste (Re) et Locorion (Lo).



## **4 Influence de l'ordre du cours d'eau sur les facteurs de contrôle de l'extension des zones humides**



## 4.1 Introduction

(Ce chapitre a fait l'objet d'une publication soumise dans *Ecological Modelling* pour un numéro spécial intitulé « spatial modelling » suite au colloque de Toulouse, 2008 : Modélisation paysagère spatialisée : des approches dynamiques aux évaluations fonctionnelles)

En l'absence d'une connaissance des délimitations des zones humides, des indices ont été développés pour estimer ces délimitations. L'indice topographique développé à partir de la loi de Darcy (Beven et Kirkby, 1979 ; Annexe 7) peut être utilisé pour réaliser cette délimitation (Merot et al., 1995 ; McGlynn et Seibert, 2003). Cependant, peu d'études ont testé la validité de cet indice pour la délimitation des zones humides riveraines dans des bassins versants de superficie supérieure à 100 km<sup>2</sup> (Rhode et Seibert, 1999 ; Curie et al., 2007) et aucune n'a évalué l'influence de l'ordre des cours d'eau sur la validité de cette méthode et des concepts hydrologiques associés.

Une des conditions d'application de la loi de Darcy est une absence de contrôle des conditions aval sur l'écoulement de l'eau dans la nappe. Cependant, dans le chapitre 3, nous mettons en évidence un contrôle de la dynamique de la nappe dans la zone humide par la dynamique du cours d'eau pour un ordre élevé. D'autres travaux (Claxton et al., 2003 ; Vidon et Kao, 2005) montrent également ce type d'interactions avec un contrôle de la désaturation de la nappe par le niveau du cours d'eau. Une des hypothèses de l'indice topographique est une similarité des gradients hydrauliques et topographiques. Cependant, de nombreux travaux ont mis en évidence des inversions temporaires ou locales des écoulements entre le cours d'eau et la zone humide riveraine et montrent les limites de cette hypothèse (Trémolières et al., 1994 ; Weng et al., 2003 ; Vidon et Hill, 2004a ;). Il convient donc de vérifier la pertinence de cet indice pour modéliser l'extension des zones humides drainées par des cours d'eau d'ordre élevé où les interactions et inversions d'échanges avec le cours d'eau sont supposées plus importantes (Brinson, 1993 ; White, 1993 ; Tabacchi et al., 1998).

Le remplacement de la pente locale par la pente aval dans le calcul de l'indice a permis une meilleure prédiction de l'extension des zones humides et prouve donc l'importance de prendre en compte les conditions aval dans la modélisation de l'extension des zones humides riveraines (Gascuel-Oudou et al., 1998). Cependant, l'indice climato-topographique ne considère pas une influence de l'ordre du cours d'eau. Il apparaît donc nécessaire de tester la pertinence d'une pondération de l'influence de ces conditions aval en fonction de l'ordre des cours d'eau.

L'objectif de cette étude est de déterminer la validité de l'indice climato-topographique pour délimiter les zones humides riveraines pour les différents ordres du réseau hydrographique et de tester la pertinence d'un transfert de contrôle de l'extension des zones humides du versant au cours d'eau avec l'augmentation de l'ordre. Cette validité est testée à partir de cartes de délimitation des sols hydromorphes et de la végétation hydrophile sur le bassin versant du Scorff.

Nous posons l'hypothèse d'une invalidité de l'indice climato-topographique pour les cours d'ordre important et de la nécessité d'une pondération du contrôle amont et aval en fonction de l'ordre des cours d'eau.

## 4.2 Matériel et méthode

### 4.2.1 Démarche

Nous proposons un nouvel indice, appelé indice climato-topographique *ordonné*, intégrant un contrôle amont (versant) et aval (cours d'eau) sur l'extension des zones humides avec une pondération de leur influence par le degré de développement du réseau hydrographique. La pertinence de ce nouvel indice est évaluée à partir d'une comparaison avec d'autres indices ne prenant pas en compte le degré de développement du réseau hydrographique.

Trois critères peuvent être utilisés pour valider cette qualité de prédiction : la profondeur du niveau de la nappe, l'hydromorphie des sols et la végétation (Hurt et Carlisle, 2001). Le niveau de la nappe étant un critère fluctuant en fonction des saisons et de la dynamique climatique interannuelle, l'utilisation de ce critère nécessite un suivi sur plusieurs années (Vepraskas et al., 2004). Par contre, l'hydromorphie et la végétation sont des critères intégrant ces variations temporelles. L'hydromorphie se manifeste notamment par une réorganisation des éléments minéraux dans les sols (Evans et Franzmeier, 1986). La saturation en eau du sol étant le facteur principal de sélection des espaces végétales se développant dans les zones humides (Tiner, 1991), la cartographie des associations végétales peut également être utilisée pour délimiter les zones humides (Ellenberg et al., 1992 ; Tiner, 2006).

Le calage des valeurs d'indices permettant la délimitation des zones humides est réalisé tout d'abord à partir d'une délimitation existante des sols hydromorphes sur une surface de 22 km<sup>2</sup> (fig. 4-1). Nous comparons également la qualité de prédiction de l'extension des sols hydromorphes par ces différents indices et la dépendance de cette qualité de prédiction à l'ordre des cours d'eau.

Cette hiérarchie de prédiction de l'extension des zones humides entre indices est ensuite validée au sein du site Natura 2000 « Rivière Scorff, forêt de Pont-Callek, rivière Sarre » ( <http://natura2000.environnement.gouv.fr/sites/FR5300026.html> ) couvrant l'ensemble des substrats géologiques et du gradient climatique observé sur le bassin versant du Scorff (74 km<sup>2</sup>). Cette validation est réalisée à partir d'une cartographie de la végétation hygrophile, i.e. inféodée aux zones humides à partir de la classification des habitats existante (Hardegen et al., 2000) (fig. 4-1). Après validation du nouvel indice proposé, nous modélisons l'extension des zones humides sur l'ensemble du bassin versant du Scorff.

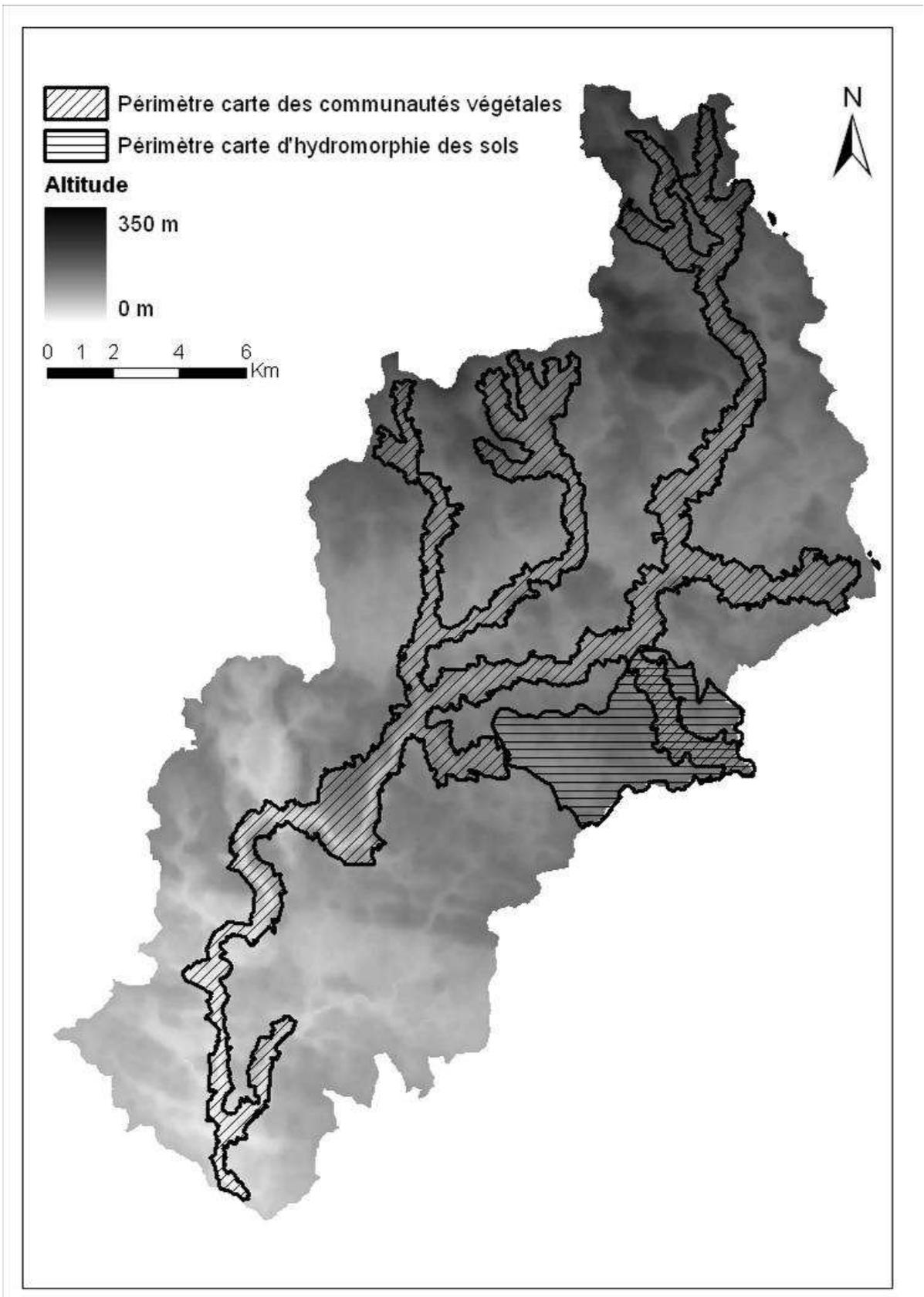


Figure 4-1: Modèle Numérique de terrain du bassin du Scorff, localisation de la carte des sols hydromorphes et périmètre NATURA 2000.

## 4.2.2 Du Modèle Numérique de Terrain aux indices topographiques

### *Modèle Numérique de Terrain*

Le calcul des indices topographiques et hydrologiques nécessite l'utilisation de données d'altitude spatialisées. Nous disposons d'un Modèle Numérique de Terrain (M.N.T.) à pas de 20m proposé par I.S.T.A.R. Cependant, le bruit lié au phénomène de sursol à cette résolution (végétation, bâtiments) est corrigé en re-échantillonnant le M.N.T. à un pas de 50m (Fig. 4.1). La pente locale est calculée à partir du MNT et correspond à la pente du plan de régression passant au plus près des quatre nœuds définissant la maille traitée.

### *Réseau de drainage*

La direction des flux pour chaque maille est déterminée en fonction de la différence d'altitude entre chaque maille contiguë du MNT (Depraetere, 1991 ; Wharton, 1994). Deux types de modèle peuvent être utilisés : un modèle multidirectionnel et le modèle de flux à huit directions (D8) appelé aussi modèle monodirectionnel. Le premier considère que les flux s'écoulent vers toutes les directions aval avec une pondération en fonction de la dénivelée entre la maille considérée et les mailles aval (Holmgren, 1994 ; Squidant, 1994 ; Quinn et al., 1995). Le second considère que les flux s'écoulent uniquement vers la direction présentant le dénivelé le plus important. Il a été montré que le modèle multidirectionnel est mieux adapté à la prédiction des zones humides de fond de vallée (Aurousseau et Squidant, 1995 ; Quinn et al., 1991 ; Wolock et McCabe, 1995). A l'inverse, le modèle monodirectionnel est mieux adapté pour la modélisation du réseau hydrographique. L'ensemble des calculs hydrologiques à partir du M.N.T. est réalisé à partir du logiciel MNTSurf.

Les discontinuités dans le réseau de drainage lié à la génération des MNT créent des anomalies de drainage (puits sans exutoires). Ces anomalies sont corrigées de façon itérative en comblant virtuellement les puits jusqu'à la connexion avec une maille d'altitude plus faible.

### *Modélisation du réseau hydrographique*

Le réseau de drainage est alors séparé en deux parties : les versants avec un écoulement multidirectionnel et le réseau hydrographique avec un écoulement monodirectionnel.

La modélisation du réseau hydrographique à partir du réseau de drainage modélisée présente des limites dues aux différences entre réseau modélisé et observé (Turcotte et al., 2001) en particulier dans les zones planes. Nous avons choisi d'utiliser le réseau hydrographique cartographié (BD Hydro, IGN) pour contraindre le MNT. Ce réseau hydrographique est précis (format vectoriel) mais de nombreux cours d'eau de têtes de bassin ne sont pas cartographiés. Pour compléter ce réseau

hydrographique, nous avons adoptée une méthode validée sur la Bretagne qui définit le réseau hydrographique à partir d'une valeur seuil de volume drainé (Aurousseau et Squividant, 1996). Cette valeur seuil correspond à la moyenne des valeurs de volume drainé observées aux points sources du réseau vectorisé et correspond dans le cas du bassin versant du Scorff à une valeur de  $65 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ . Le volume de drainage est calculé à partir du réseau de drainage et d'une cartographie de la pluviométrie efficace annuelle (moyenne 1970-2007, Météo-France).

### *Calcul des variables topographiques et hydrologiques*

Afin d'analyser les caractéristiques topographiques et hydrologiques des zones humides, plusieurs indices couramment utilisés sont générés à partir du MNT.

La *dénivelée au cours d'eau* ( $\Delta Z_{\text{surface-stream}}$ ) correspond à la différence d'altitude entre le point considéré et son exutoire dans le réseau hydrographique estimée à partir du modèle d'écoulement monodirectionnel. Dans certaines études (Chaplot, 1998), l'utilisation de la dénivelée est plus efficace pour modéliser l'extension des sols hydromorphes que les autres indices couramment utilisés.

La *distance de drainage* entre chaque point et le cours d'eau ( $d_{\text{stream}}$ ) est également estimée à partir du modèle d'écoulement monodirectionnel.

Ces deux premiers indices sont utilisés pour calculer la *pente aval* ( $p_a$ ), soit la pente entre le point considéré et le réseau hydrographique :

$$p_a = \frac{\Delta Z_{\text{surface-stream}}}{d_{\text{stream}}}$$

Ces trois premiers indices supposent un contrôle de l'extension des zones humides par les conditions aval, i.e. aux interactions entre la nappe et le cours d'eau.

Le *volume drainé* ( $V_r$ ) correspond à la surface drainée en amont multipliée par la moyenne interannuelle de la hauteur de précipitations effectives. L'utilisation de cette variable suppose un contrôle de la saturation en eau dans les sols par les conditions climatiques et topographiques en amont, i.e. dans les versants.

L'*indice climato-topographique* ( $I_{ct}$ ) correspond à l'indice topographique tel que formulé par Beven et Kirkby avec la prise en compte de l'influence du climat via les variations spatiales de hauteur de précipitations efficaces et le remplacement de la pente locale par la pente aval. Cette méthode a été validée le long d'un gradient climatique en Europe (Merot et al., 2003). Cet indice suppose un contrôle amont et aval de la saturation en eau des sols.

$$I_{ct} = \ln \left( \frac{V_r}{\tan p_a} \right)$$

Afin de tester l'hypothèse d'une augmentation du contrôle de l'extension des zones humides par le cours d'eau avec l'augmentation de la taille du cours d'eau, nous intégrons à l'indice topographique une pondération de l'influence de la dénivelée au cours d'eau par le volume drainé par le cours d'eau ( $Vr_{stream}$ ) (fig. 4-2). Nous appelons ce nouvel indice, indice climato-topographique ordonné (icto). Nous utilisons une constante pour caler l'influence respective de l'indice climato-topographique et de la dénivelée au cours d'eau indépendamment de l'ordre du cours d'eau. La valeur de la constante est déterminée en faisant converger cette valeur vers celle permettant une prédiction optimale de l'extension des zones humides riveraines. Nous ajoutons 0,1 m à la valeur de la dénivelée pour éviter une division par une valeur nulle lorsque la résolution du dénivelé ne permet pas de différencier la hauteur du cours d'eau de celle de la zone humide riveraine.

$$Icto = \ln\left(\frac{Vr}{\tan \beta}\right) + cst \cdot \frac{\ln Vr_{stream}}{(\Delta Z_{surface-stream} + 0.1)}$$

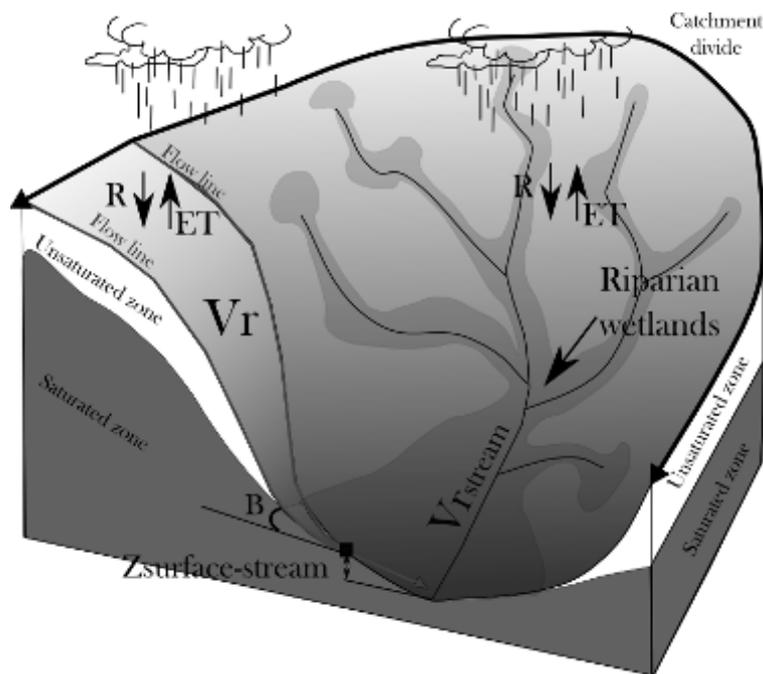


Figure 4-2: Représentation des variables topographiques et hydrologiques utilisées pour le calcul de l'indice climato-topographique ordonné incluant une influence de la dénivelée au cours d'eau augmentant avec le volume drainé dans le cours d'eau.

### 4.2.3 Calage des indices à partir de la carte des sols hydromorphes

Pour les différents indices testés, nous réalisons un calage de la valeur d'indice permettant une délimitation optimale des sols hydromorphes. Ce calage est réalisé de façon à obtenir un pourcentage de sols hydromorphes identique à celui observé à partir de la représentation maillée de

la carte des sols hydromorphes. La qualité de prédiction est ensuite estimée par le pourcentage de sols hydromorphes qui est correctement prédit sur le pourcentage total de sols hydromorphes observé.

La carte des sols hydromorphes a été réalisée par Cugny et Rasclé (1977). Les sols hydromorphes sont observés uniquement dans les zones humides riveraines et sont bien délimités des sols bien drainés de versant par une rupture de pente importante (fig. 4-3). La carte des sols hydromorphes est transformée en représentation maillée à pas de 50m pour faciliter la comparaison avec les indices calculés. Nous citons, d'après Cugny et Rasclé (1977), une brève description de l'organisation des sols sur ce site :

« L'extension de ces zones humides est plus importante pour le secteur à faible pente et l'épaisseur des sols varie entre 50 cm et 1.20 m pour le secteur à pente faible et entre 50 cm et 80 cm pour le secteur à pente forte. La saturation des horizons de surface y est visible par la présence de résurgence de la nappe et l'hydromorphie des sols y est toujours importante. Quand les apports d'eau sont importants, un horizon tourbeux peut se développer. Ces sols sont en général très limoneux et ont une profondeur moyenne de 80 cm. Les sols de versants se différencient entre ces deux secteurs par leur granulométrie et leur épaisseur. Les sols des versants de faible pente sont profonds et à tendance limoneuse alors qu'en secteur à pente forte, la profondeur est plus faible et les sols ont une tendance sableuse. »

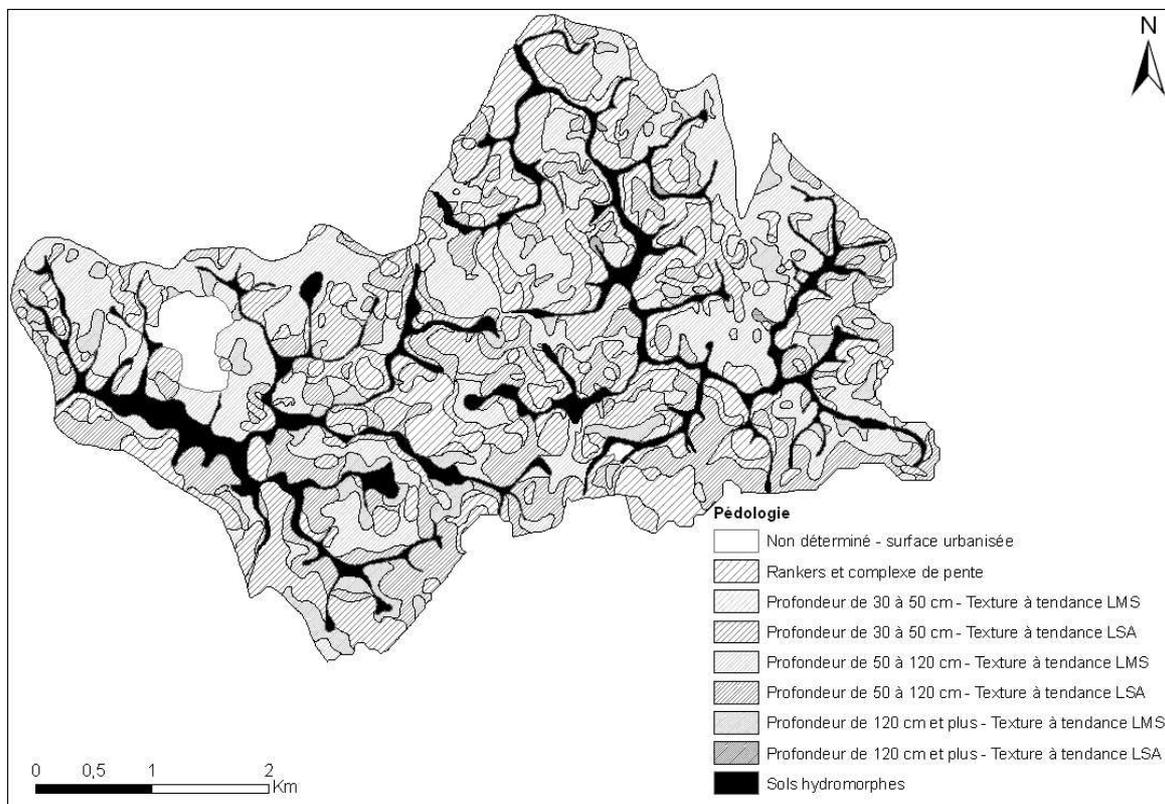


Figure 4-3: Cartographie des sols du secteur d'Inguiniel (Cugny et Rasclé, 1977).

#### **4.2.4 Validation à partir de la carte de la végétation hygrophile**

Pour valider les résultats obtenus sur l'ensemble du bassin versant du Scorff, nous utilisons la cartographie de la végétation hygrophile sur le site Natura 2000 « Rivière Scorff, forêt de Pont-Callek, rivière Sarre ». La superposition locale de la cartographie des sols hydromorphes et du site Natura 2000, nous permet de valider la similarité de l'extension de l'hydromorphie et du caractère hygrophile de la végétation (Annexe 3). La délimitation de la végétation hygrophile inféodée aux zones humides est ensuite extraite et transformée en représentation maillée à pas de 50m. Cette transformation nous permet d'estimer sur l'ensemble du périmètre Natura 2000, la qualité de prédiction de l'extension de la végétation inféodée aux zones humides et ainsi de valider ou non la pertinence du nouvel indice proposé sur différents substrats géologiques, au sein d'un gradient climatique et d'une gamme d'ordre de cours d'eau plus importante.

## 4.3 Résultats

### 4.3.1 Influence de l'ordre sur la qualité de prédiction des sols hydromorphes par les indices topographiques et hydrologiques

Nous testons, dans un premier temps, la qualité de prédiction de la délimitation des sols hydromorphes par les différents indices topographiques et hydrologiques et l'influence de l'ordre sur cette qualité de prédiction.

#### 4.3.1.1 Influence de la transformation de la carte des sols hydromorphes sur leur qualité de représentation

Le calcul des indices topographiques et hydrologiques étant réalisé à partir d'une Modèle Numérique de Terrain en représentation maillée à pas de 50m (fig. 4-1), il est nécessaire de transformer la carte des sols dans une même représentation afin de pouvoir estimer la qualité de prédiction des sols hydromorphes par ces indices. Nous présentons dans cette partie l'influence de cette transformation et de la résolution sur la représentation des sols hydromorphes.

Les sols hydromorphes représentent 14,1% de la superficie cartographiés (fig. 4-4). La transformation représentation maillée à pas de 50m induit une dégradation de l'information qui se manifeste par une fragmentation du réseau de sols hydromorphes le long du réseau hydrographique et une diminution du pourcentage de sols hydromorphes à 12,3% de la surface de ce site. Cette diminution est due en particulier aux zones hydromorphes étroites que la résolution du MNT ne parvient pas à reproduire le long du réseau hydrographique. En imposant les mailles du réseau hydrographique comme zone hydromorphe, la surface de sol hydromorphe atteint alors 15,3% et est donc plus proche de la valeur initiale.

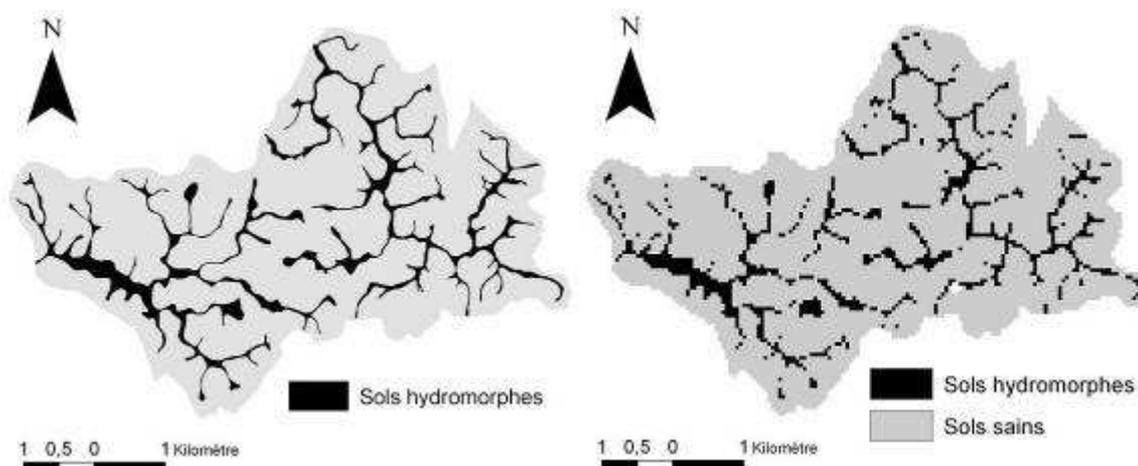


Figure 4-4: Délimitation des sols hydromorphes observés au format vectoriel et en représentation maillée à pas de 50m.

Une grande partie de la surface de sols hydromorphes est localisée à l'intérieur de la surface couverte par le réseau hydrographique à cette résolution, c'est-à-dire dans les 50m encadrant le cours d'eau. La suppression de la surface du réseau hydrographique induit une diminution du pourcentage de sols hydromorphes de 46.7%. Ceci signifie que pour ces 46.7% de sols hydromorphes, l'extension prédite sera nulle ou égale à la dimension de la maille du raster. Afin de tester si la résolution du réseau hydrographique influence l'analyse réalisée par la suite, nous testerons la qualité de prédiction des sols hydromorphes par les différents indices à partir de deux cartographies des sols hydromorphes:

- en imposant une hydromorphie aux mailles du réseau hydrographique : conservation de la continuité de l'hydromorphie le long du réseau hydrographique.
- et en supprimant les mailles du réseau hydrographique de l'analyse.

#### **4.3.1.2 Efficacité de prédiction des sols hydromorphes par les indices topographiques et hydrologiques**

Pour cette analyse, nous renvoyons le lecteur à la cartographie des valeurs pour les différentes variables topographiques et hydrologiques (fig. 4-5 et 4-6), aux courbes de distribution de la fréquence cumulée de ces valeurs pour les sols sains et hydromorphes (fig. 4-7) et aux cartes de délimitation des sols hydromorphes modélisées par ces variables (fig. 4-8).

##### *Pente locale*

Les pentes varient entre 0 et 34% avec une moyenne de 7%. Les sols hydromorphes sont caractérisés par une pente moyenne inférieure à celle des sols sains (respectivement 5 et 7.6%). Cependant, les pentes observées pour les sols hydromorphes sont très variables et comprises entre 0 et 25%. Les pentes des sols sains sont comprises entre 0 et 34%. La pente locale n'est pas un critère suffisant pour distinguer les sols sains des sols hydromorphes du fait de la présence de pentes faibles en haut de versant pour lesquels la nappe n'atteint jamais la surface du sol.

##### *Distance au cours d'eau*

La distance moyenne des sols hydromorphes au cours d'eau est de 41.8 m soit une valeur inférieure à la résolution du MNT. La longueur moyenne des versants est de 420 m pour une valeur maximale de 683 m. Nous ne pouvons utiliser cette variable pour délimiter les sols hydromorphes car les valeurs de distance ne présentant pas une résolution suffisante pour identifier une valeur seuil permettant de respecter le pourcentage de sols hydromorphes observé.

### *Dénivelée au cours d'eau*

La dénivelée au cours d'eau est en moyenne de 1.1 m pour les sols hydromorphes et de 11.2 m pour les sols sains. 60% des sols hydromorphes ont une dénivelée au cours d'eau comprise entre 0 et 0.50 m pour seulement 0.5% pour les sols sains et 87.5% ont un dénivelé inférieur à 3 m contre 9.8% pour les sols sains. Aucun sol hydromorphe n'est présent à une dénivelée supérieure à 15.25 m. La valeur seuil de dénivelée permettant d'estimer la surface de sols hydromorphes observée est de 1.75 m. Pour cette valeur seuil, la dénivelée au cours d'eau permet d'estimer 77.1% des sols hydromorphes observés, les 22,9% restant correspondant à l'erreur de prédiction (surestimation sur sols sains et sous-estimation de sols hydromorphes).

### *Pente aval*

La pente aval entre les sols hydromorphes et le cours d'eau est en moyenne de 1,1% et varie entre 0 et 13%. Cette pente est en moyenne de 5.8% pour les sols sains et varie entre 0 et 36%. Le seuil permettant d'estimer le pourcentage de sols hydromorphes observé est de 1.8% pour une efficacité de prédiction de 74.0% soit une légère dégradation par rapport à la dénivelée utilisée seule.

### *Volume annuel de précipitation effective drainé*

Le volume annuel de précipitation effective drainé par les sols hydromorphes est plus important que pour les sols sains avec une moyenne respective de  $563 \cdot 10^3 \text{ m}^3$  et  $13.3 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ . Le seuil d'hydromorphie permettant la meilleure délimitation est de  $22.75 \cdot 10^3 \text{ m}^3$  avec une efficacité de prédiction de 66.8%.

### *Indice climato-topographique*

L'indice climato-topographique moyen est de 9,4 pour les sols hydromorphes et de 4.8 pour les sols sains. 99% des sols hydromorphes ont une valeur d'indice climato-topographique supérieure à 6,3 contre seulement 9% pour les sols sains. La valeur seuil permettant la meilleure délimitation des sols hydromorphes est de 7,08 avec une efficacité de prédiction de 74,7%.

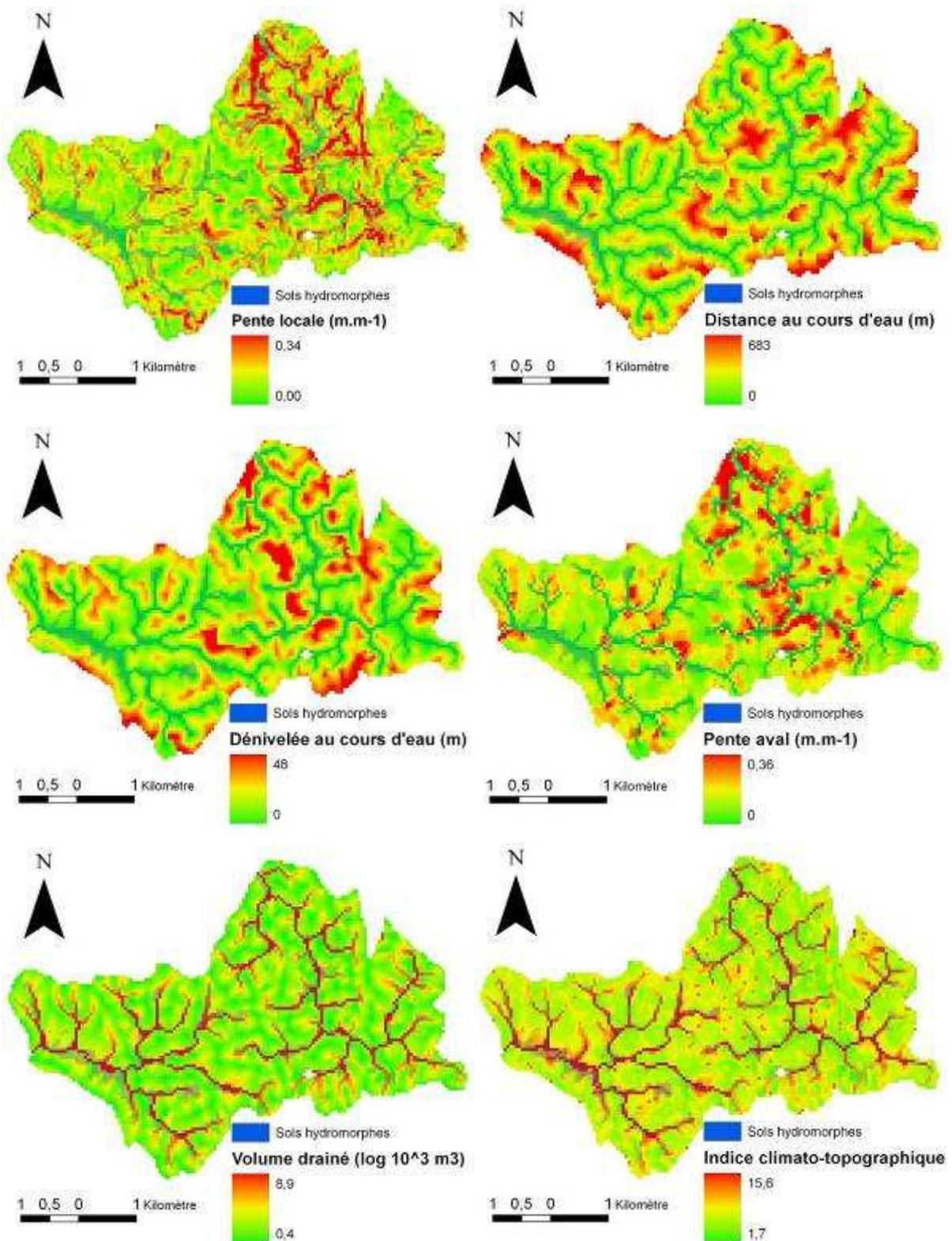


Figure 4-5: Représentation maillée à pas de 50m des valeurs du volume annuel de précipitation effective drainé et de l'indice climato-topographique et localisation des sols hydromorphes.

### *Indice climato-topographique ordonné*

L'indice climatique ordonné moyen est de 84,9 pour les sols hydromorphes et de 6,8 pour les sols sains. Le seuil permettant la meilleure prédiction des sols hydromorphes est de 12.79 avec une efficacité de prédiction de 79.8%. Cet indice présente donc la meilleure efficacité de prédiction des sols hydromorphes pour l'ensemble des indices testés dans cette étude.

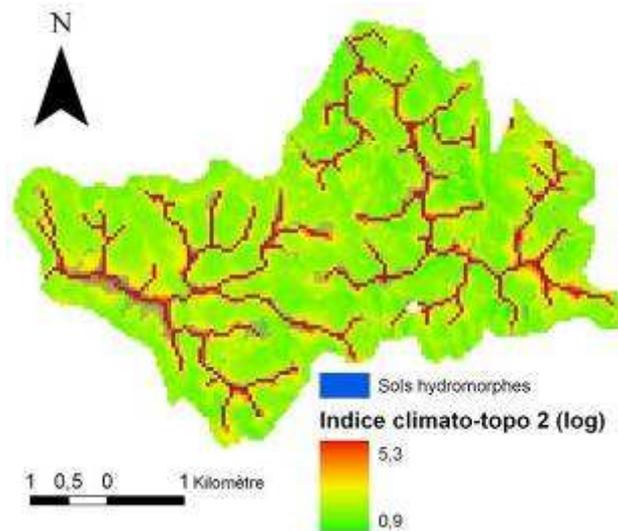


Figure 4-6: Représentation maillée à pas de 50m des valeurs de l'indice climato-topographique ordonné et localisation des sols hydromorphes.

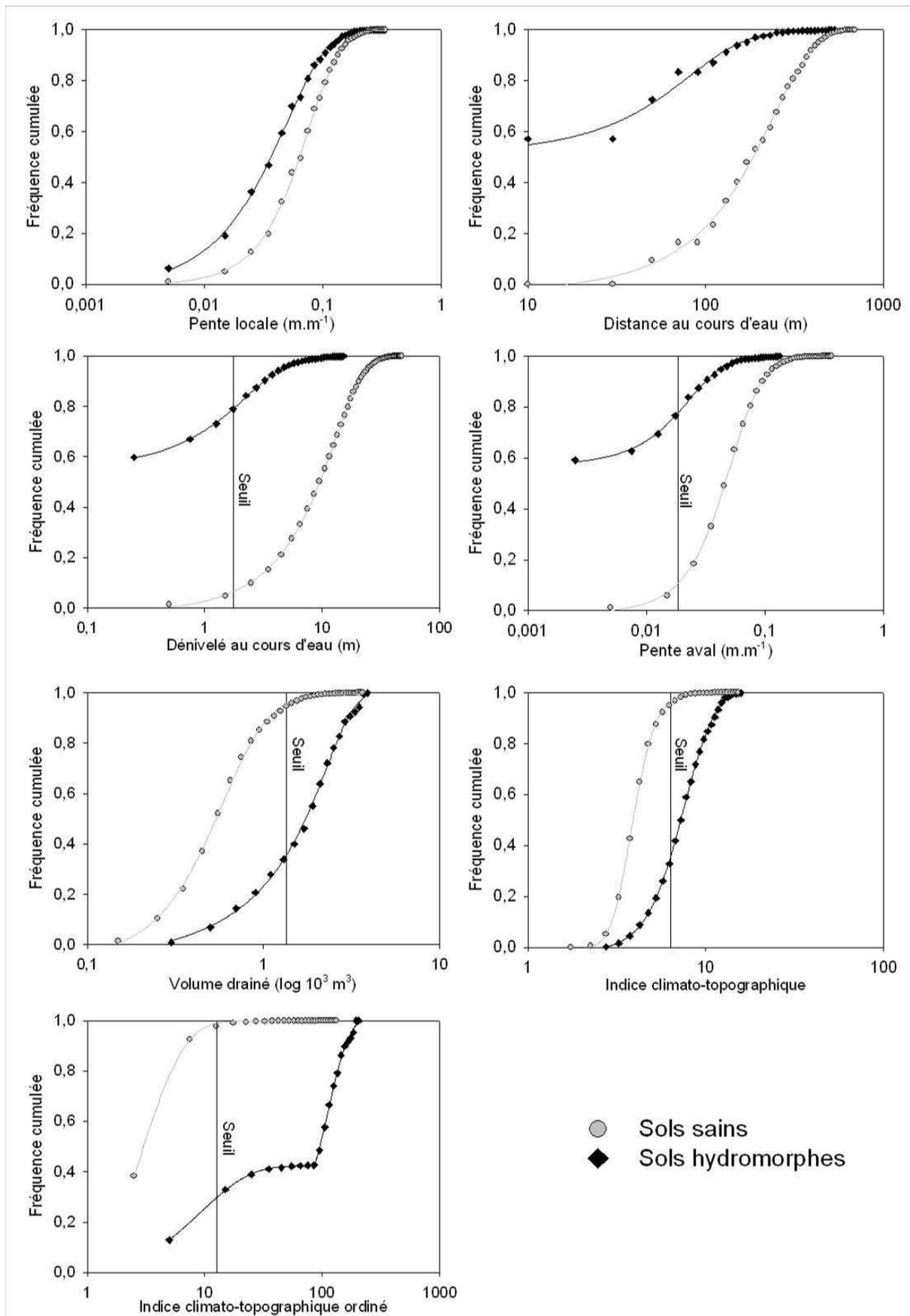


Figure 4-7: Fréquence cumulée de distribution des valeurs d'indices topographiques pour les sols sains et hydromorphes.

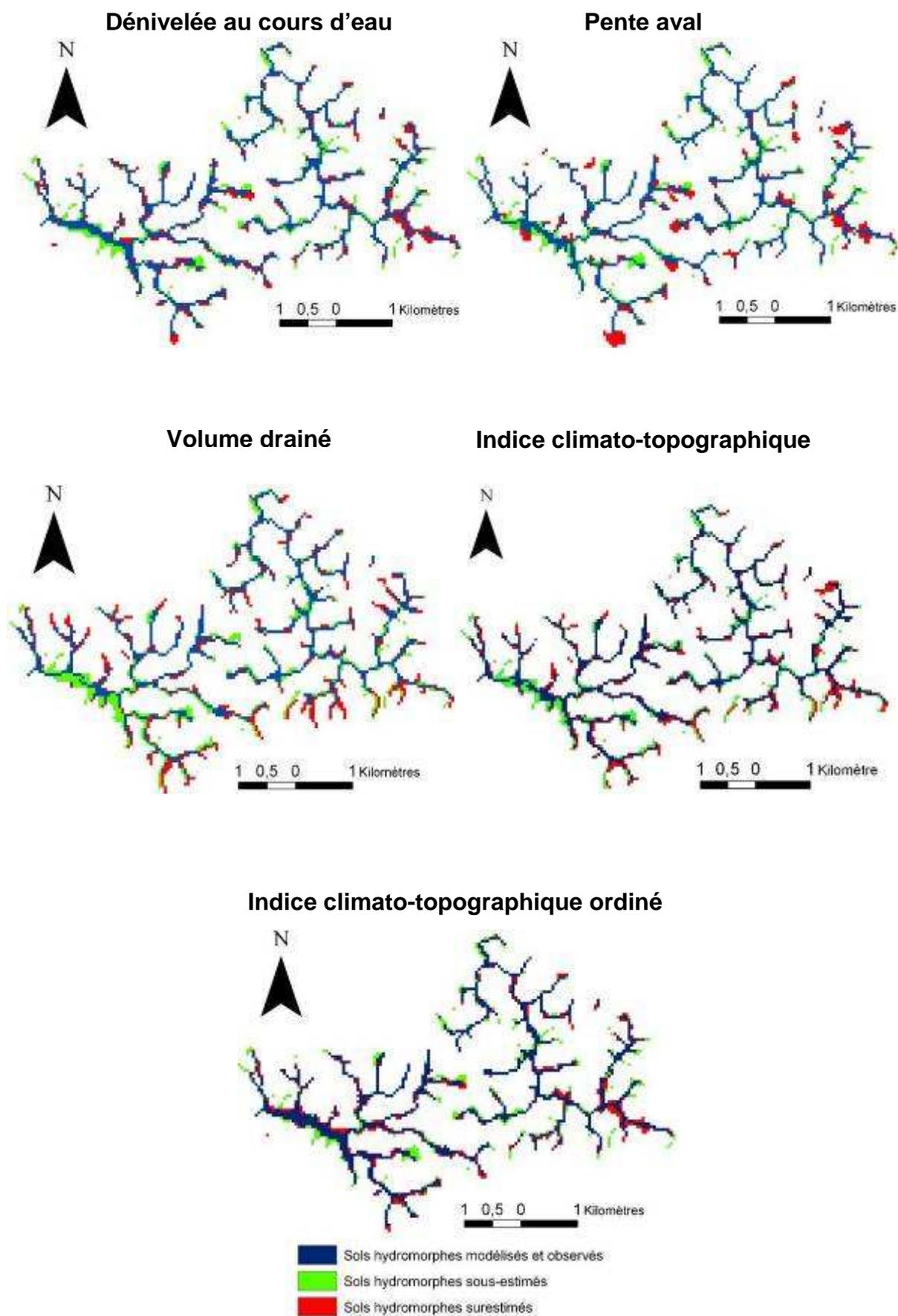


Figure 4-8: Délimitation des sols hydromorphes à partir des différents indices topographiques et hydrologiques étudiés: surfaces correctement évaluées, sous-estimées et surestimées.

## *Influence de la résolution du réseau hydrographique*

La suppression des mailles du réseau hydrographique de l'analyse induit une diminution de la qualité de prédiction des sols hydromorphes à des valeurs inférieures à 50% pour l'ensemble des indices en dehors de l'indice climato-topographique ordiné (53.2%) (fig. 4-9). Cette dégradation de la prédiction est maximale pour la pente avale (34.1%) et minimale pour l'indice climato-topographique ordiné (26.6%).

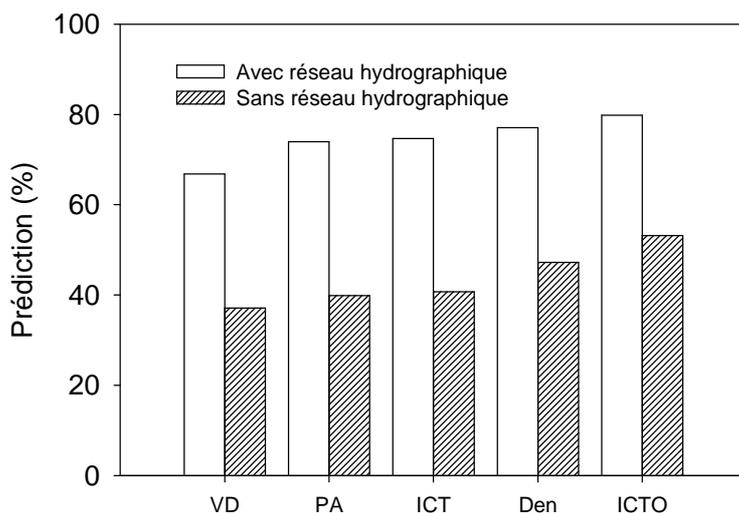


Figure 4-9: Comparaison de l'efficacité de prédiction des sols hydromorphes à partir d'indices topographiques et hydrologiques en imposant une hydromorphie dans le réseau hydrographique ou en supprimant ce réseau de l'analyse. (VD : volume drainé, PA : pente avale, ICT : indice climato-topographique, Den : dénivelée au cours d'eau, ICTO ; indice climato-topographique ordiné).

### 4.3.1.3 Influence de l'ordre du cours d'eau sur l'efficacité de prédiction des sols hydromorphes

Les bassins d'ordre 1 représentent 64% de la surface d'étude (fig. 4-10). Cette surface relative de bassin diminue avec l'augmentation de l'ordre jusqu'à 5.4% pour les tronçons d'ordre 4. La faible contribution surfacique des ordres importants induit que, en l'absence de prise en compte de l'ordre de Strahler, le calage des indices est contrôlé en grande partie par les caractéristiques des cours d'ordre 1.

La surface de sols hydromorphes relative à la surface du bassin augmente avec l'ordre du cours d'eau de 11.8% pour l'ordre 1 à 31.4% pour l'ordre 4 (fig. 4-11). Cette forte augmentation observée par tronçon (+266%) diminue si l'on tient compte de l'ensemble des surfaces amont à l'ordre considéré puisque, pour l'ensemble de la zone d'étude, le pourcentage de sols hydromorphes est de 15.3%.

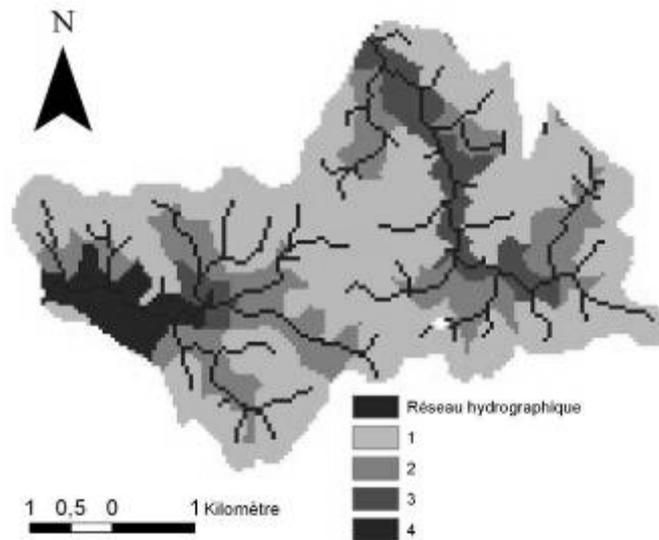


Figure 4-10: Classification des tronçons de versant par l'ordre de Strahler.

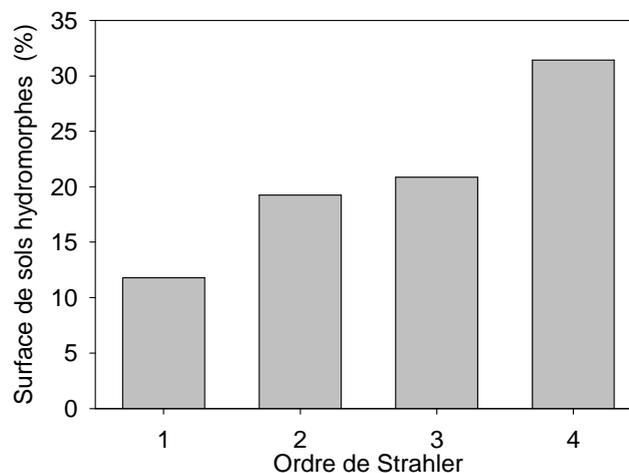


Figure 4-11: Évolution du pourcentage de sols hydromorphes avec l'augmentation de l'ordre.

Le pourcentage de prédiction des sols hydromorphes diminue avec l'augmentation de l'ordre de Strahler du tronçon de cours d'eau drainant ces sols pour tous les indices excepté l'indice climato-topographique ordonné (fig. 4-12). Cette diminution de la qualité de prédiction se manifeste par une sous-estimation de l'extension des sols hydromorphes qui est d'autant plus importante que l'ordre est élevé. Les valeurs seuil d'indice les plus stables pour les quatre ordres correspondent à l'indice climato-topographique et l'indice climato-topographique ordonné.

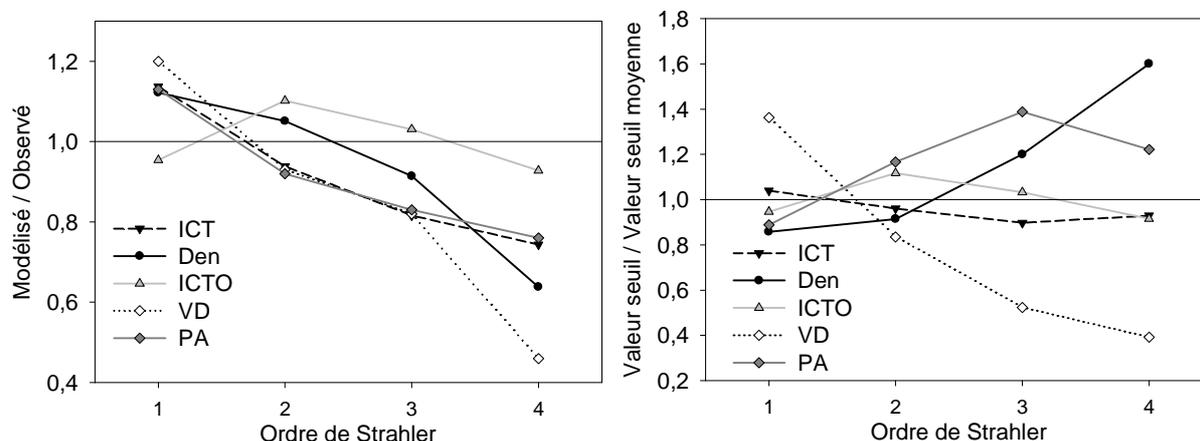


Figure 4-12: Rapport entre pourcentage de sols hydromorphes prédit et observé en fonction de l'ordre du cours d'eau et rapport entre la valeur seuil de l'indice calé par ordre en fonction de l'ordre de Strahler.

### 4.3.2 Validation de l'influence de l'ordre sur l'organisation des zones humides riveraines

Après une vérification de la similitude de la délimitation des sols hydromorphes et de la végétation hygrophile sur la zone de superposition des deux zones cartographiées, nous vérifions si l'amélioration de la prédiction des zones humides observée est valide sur l'ensemble des ordres, des substrats géologiques et du gradient climatique observé au sein du bassin du Scorff.

#### 4.3.2.1 Comparaison de la délimitation des sols hydromorphes et de la végétation hygrophile

Sur la zone de superposition de la carte des sols hydromorphes et de la carte des associations végétales du périmètre NATURA 2000 (fig. 4-13), la végétation hygrophile représente 70,6% de la surface de sols hydromorphes cartographiée. Le type de végétation hygrophile le mieux représenté est la saulaie (30,1%) monospécifique ou associée avec d'autres feuillus (chêne, hêtre). Les autres types de végétations hygrophiles représentées sont la megaphorbiaies, la magnocariçaies et les prairies méso-hygrophiles. La végétation non hygrophile présente sur les sols hydromorphes est constituée de cultures, prairies (16,7%), et de ptéridaies, ronciers et bois (12,7%).

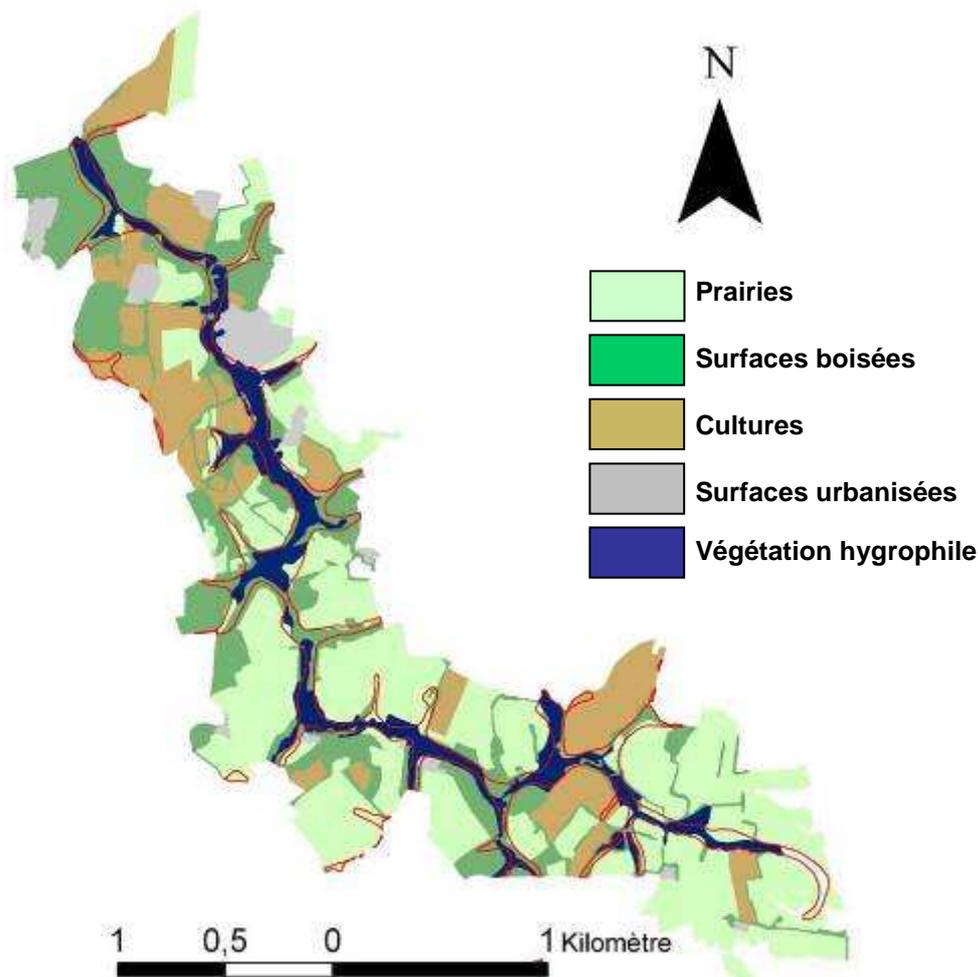


Figure 4-13: Superposition de la délimitation des sols hydromorphes (contour rouge) et de la végétation hygrophile (surface bleue).

Il existe donc une forte concordance entre extension des sols hydromorphes et extension de la végétation hygrophile. Les surfaces de sol hydromorphes qui ne sont pas occupés par la végétation hygrophile correspondent aux surfaces agricoles d'où à une modification de la végétation en place (cultures et prairies) ou à une végétation tolérant une saturation en eau mais non spécifique aux zones humides.

#### 4.3.2.2 Validation de l'influence de l'ordre à partir d'une cartographie de la végétation hydrophile

La cartographie de la végétation est transformée en représentation maillée à pas de 50m et nous utilisons la valeur seuil qui a été définie pour les différents indices à partir des sols hydromorphes.

Nous observons, en figure 4-14, la même hiérarchie de qualité de prédiction entre les différents indices avec une meilleure prédiction en appliquant l'indice climato-topographique ordonné. Ce pourcentage de prédiction varie entre 58.7% pour le volume drainé et 72.1% pour l'indice climato-

topographique ordonné. L'indice climato-topographique ordonné est donc appliqué sur l'ensemble du bassin versant du Scorff pour délimiter l'ensemble des zones humides riveraines (fig. 4-15).

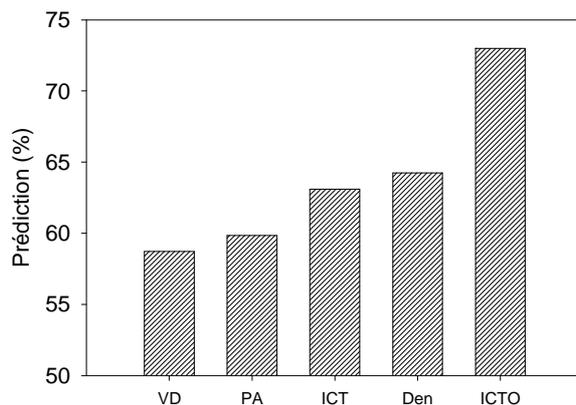


Figure 4-14: Pourcentage de prédiction de l'extension de la végétation hydrophile au sein du périmètre Natura 2000 du bassin versant du Scorff par les indicateurs topographiques et hydrologiques (VD : volume drainé, PA : pente aval, ICT : indice climato-topographique, Den : dénivelé au cours d'eau, ICTO : indice climato-topographique ordonné).

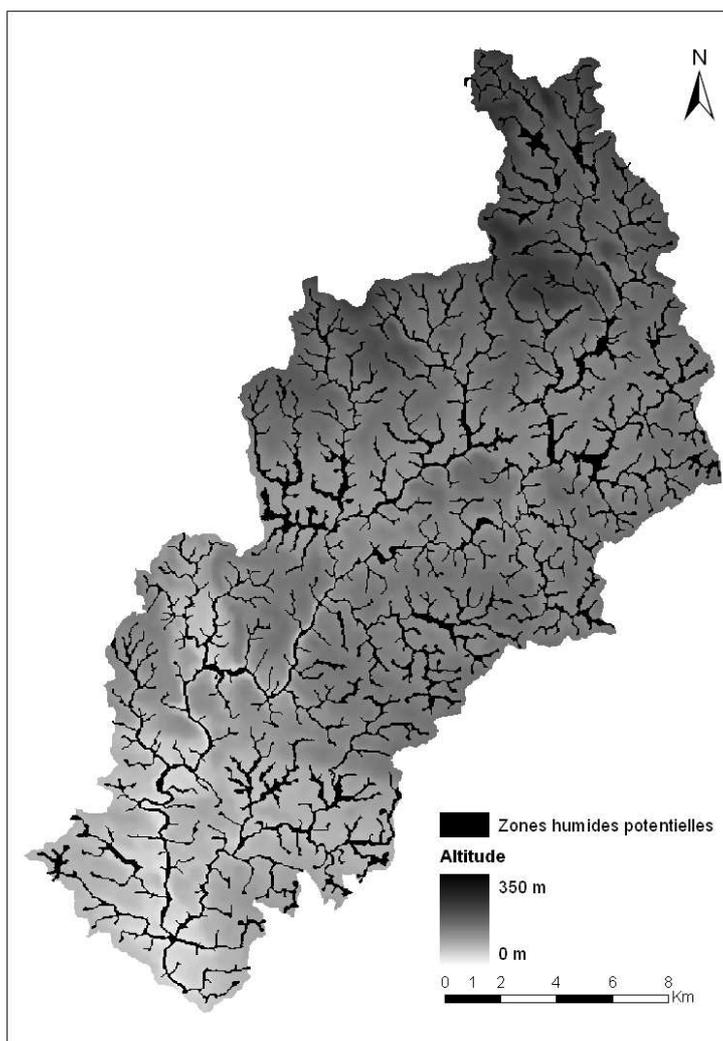


Figure 4-15: Cartographie des zones humides potentielles à partir du nouvel indice climato-topographique ordonné.

## **4.4 Discussion et conclusion**

Cette étude met en évidence un changement d'organisation et de fonctionnement des zones humides riveraines lorsque l'ordre des cours d'eau augmente. Ce changement se traduit dans cette étude par une hiérarchie différente des facteurs topographique contrôlant l'extension des zones humides selon l'ordre.

La dégradation de la délimitation des zones humides riveraines à partir de l'indice climato-topographique, quand l'ordre augmente, se manifeste par une sous-estimation croissante des surfaces de zones humides. La convergence des flux provenant des versants, estimée à partir de l'indice climato-topographique, et la divergence de ces flux entre le cours d'eau et la zone humide riveraine, permise par l'utilisation d'un modèle de drainage multidirectionnel, ne sont donc pas suffisantes pour expliquer l'extension des zones humides riveraines dans les cours d'eau d'ordre élevé. Ceci met en évidence une sous-estimation de la contribution du cours d'eau à la saturation des zones humides riveraines ou de la rétention des flux provenant du versant d'autant plus importantes que l'ordre augmente. L'amélioration de la délimitation des zones humides riveraines en augmentant la probabilité de saturation des sols proportionnellement au volume d'eau drainé par le cours d'eau et par l'inverse de la dénivelée au cours d'eau rend compte de la sous-estimation de ces processus. En effet, à l'échelle locale, Burt et al., 2002 et Vidon et Hill, 2004a ont mis en évidence une augmentation de l'occurrence d'une inversion des écoulements entre le cours d'eau et la zone humide riveraine lorsque la pente entre la zone humide et le cours d'eau est faible. Ces études montrent donc la pertinence de la dénivelée au cours d'eau comme indicateur de la probabilité d'inversion des écoulements entre la zone humide riveraine et le cours d'eau. De la même façon, en l'absence d'inversion des écoulements, une dénivelée faible induit des gradients hydrauliques et une vitesse de vidange de la zone humide plus faible et favorise ainsi la rétention des flux provenant des versants et l'extension de la saturation des sols.

Par ailleurs, l'augmentation du volume d'alluvions et donc des zones humides riveraines par rapports à la largeur des versant quand l'ordre augmente (Schumm, 1977 ; chapitre 3) révèlent l'augmentation de l'influence du cours d'eau sur le fonctionnement de la zone humide riveraine et de la contribution du cours d'eau aux écoulements de la zone humide riveraines lors des crues. Ce schéma d'organisation de l'influence respective du cours d'eau et de la nappe de versant est en cohérence avec les schémas théoriques proposés par Brinson (1993), White (1993) et Tabacchi et al. (1998). Cette étude confirme la nécessiter de prendre en compte les interactions entre la zone humide riveraine et le cours d'eau pour comprendre le fonctionnement des ces humides riveraines (Mertes, 1997).



## **5 Évaluation de l'influence de l'ordre sur la régulation des flux et concentrations de nitrate dans les cours d'eau par les zones humides riveraines**



## 5.1 Introduction

Du fait d'une convergence des flux d'eau et de solutés dans le réseau hydrographique, la composition chimique de l'eau à l'exutoire d'un bassin versant est un signal intégrateur des processus hydrologiques et hydrochimique se déroulant en amont. En l'absence de données spatialisées permettant d'estimer ces différents processus, la comparaison de la composition chimique à l'exutoire de différents sous-bassins et des caractéristiques de ces sous-bassins est une méthode permettant d'identifier, quantifier et hiérarchiser ces différents processus et leur variation à l'intérieur d'un bassin versants (Omernik, 1976 ; Strayer et al., 2003). Cette méthode empirique est notamment utilisée pour évaluer le rôle des zones humides. A l'échelle d'un grand bassin versant, le rôle tampon des zones humides riveraines sur les flux d'azote circulant du versant au cours d'eau peut être considéré proportionnel à leur extension (Likens et al., 1970 ; Jones et al., 1976 ; Pellerin et al., 2004). Cette relation entre extension et rôle tampon a également été validée pour des sous-bassins d'ordre inférieur à 3 sur le bassin versant du Scorff (Montreuil et Mérot, 2006). A cette échelle d'étude, la distance de transfert dans le réseau hydrographique peut aussi être considérée comme un indicateur de leur rôle tampon lors du transfert des flux au sein du réseau hydrographique (Smith et al., 1997). Parallèlement, des études ont mis en évidence que l'évolution temporelle de ce rôle tampon sur la régulation des flux de nitrate circulant dans les versants et dans le réseau hydrographique présente une saisonnalité similaire à celle des flux d'eau dans la nappe et le réseau hydrographique (Pinay et al., 1993).

L'objectif de cette étude est d'identifier la relation entre le rôle tampon des zones riveraines et l'ordre des cours d'eau. Pour cela, nous analysons les relations statistiques entre les variations de la composition chimique des eaux de surface à l'exutoire de sous-bassins de différents ordres et les caractéristiques de ces sous-bassins. Notamment, nous testons l'extension des zones humides riveraines, la distance de transfert dans le réseau hydrographique et le débit spécifique comme indicateurs de ce rôle tampon et de sa saisonnalité.

Cette étude est réalisée en deux étapes :

Dans une première étape, nous évaluons l'évolution saisonnière du rôle tampon des zones humides riveraines et sa dépendance à l'ordre à partir d'un suivi pendant une année hydrologique pour 16 sous-bassins de différents ordres. Ce travail est présenté sous la forme d'un article qui a été soumis à *Journal of Environmental Quality*. Ce papier ayant été rédigé avant la validation de la nouvelle délimitation des zones humides riveraines (à partir de l'indice climato-topographique ordonné), nous testons ensuite l'influence de cette nouvelle délimitation sur les résultats obtenus.

Dans une seconde étape, nous chercherons à étendre cette étude à une centaine de sous-bassins. Nous évoquerons également un certain nombre d'arguments tirés du suivi d'autres paramètres chimiques à l'exutoire de ces sous-bassins avant d'aborder la discussion.

## **5.2 Influence de l'ordre des bassins versants et saisonnalité du rôle tampon des zones humides riveraines**

Article: Nitrate removal in riparian wetlands and streams within agricultural catchments: effect of seasonality and stream order

(Submitted to Journal of Environmental Quality)

Olivier Montreuil<sup>a</sup>, Philippe Mérot<sup>a,\*</sup> and Pierre Marmonier<sup>b</sup>

<sup>a</sup> UMR INRA-Agrocampus Ouest, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, 65 rue de Saint-Brieuc, CS 84215, 35042 Rennes Cedex, France.

<sup>b</sup> UMR CNRS 5023, Écologie des Hydrosystèmes Fluviaux, Université Claude Bernard, 69622 Villeurbanne Cedex, France.

\*Corresponding author ([Philippe.merot@rennes.inra.fr](mailto:Philippe.merot@rennes.inra.fr))

Phone 33 2 23 48 53 36

Fax 33 2 23 48 54 30

### **5.2.1 Abstract**

In a context of water quality degradation induced by agricultural intensification, assessing the role of landscape structures as buffers represents a scientific objective as well as a necessary prerequisite for the sustainable management of water resources. Our study aims to assess the role of wetland and river systems, in relation with the seasons and stream order, in buffering the fluxes and concentrations of nitrate in an agricultural setting. This assessment is based on the monitoring outside storm events of nitrate levels at the outlet of 16 sub-catchments of different orders within a catchment area of 377 km<sup>2</sup>, and involves characterizing stream network, wetlands, agricultural practices and land cover. A statistical analysis allows us to identify the relations between these characteristics and the nitrate fluxes and concentrations. Two main factors control annual nitrate fluxes: on the one hand, the nitrogen surplus, and, on the other hand, the system comprising the wetland zone and adjoining watercourses. This latter factor exhibits a depletion of nitrate fluxes proportional to the surface-area of the riparian wetland and the flowpath distance of these fluxes in the stream network. Moreover, the influence of this riparian wetland zone/watercourse system increases during periods of low water level, accounting for up to 64% of the spatial variations in nitrate concentration. In addition, this role also becomes more important at high stream orders. This dependence on stream order is more apparent at low water level, when we observe a 47.3% reduction of nitrate concentrations from order 2-3 to order 6.

## 5.2.2 Introduction

Many studies have demonstrated the influence of agriculture on nitrate fluxes and concentrations in rivers (Omernik 1976; Meybeck, 1982; Vitousek et al. 1997; Davies and Neal, 2007). In parallel, some landscape structures have been identified as buffer zones, or sinks, that control nitrogen fluxes, in particular the wetlands of valley bottoms, also known as riparian wetlands or alluvial wetlands (Peterjohn and Correll, 1984; Lowrance et al., 1984; Hill, 1990). The buffer role of such zones is favoured by their position at the interface between hillslope and streams (Naiman and Décamps, 1997), as well as by various processes including: a) heterotrophic denitrification induced by anoxia and availability of organic carbon in soils (Burford and Bremner, 1975; Korom, 1992), b) uptake by vegetation (Caubel et al., 2003) and c) dilution by precipitation in the absence of significant nitrogen inputs (Pinay et al., 1998; Maître et al., 2003). The role of these wetlands as buffer zones affects two hydrological compartments: the hillslope groundwater and the surface water in streams.

Most studies on the role of riparian wetlands have been carried out in a geomorphological and hydrological context involving the convergence of fluxes from the hillslope towards the stream via the riparian wetland. These studies were carried out on the scale of individual hillslopes (Sabater et al., 2003; Gilliam, 1994; Hill, 1990; Hefting et al., 2006) and, more recently, covering an entire catchment basin (Hattermann et al. 2006; Rassam et al., 2008).

However, some studies have revealed an inversion of the exchanges between streams and riparian wetlands on a local scale in the hyporheic zone (Triska et al., 1993; Boulton et al., 1998; Dahm et al., 1998; Pretty et al. 2006) or on a large scale in major alluvial wetlands (Clement et al., 2003; Weng et al., 2003).

Other studies have evaluated the role of the riparian wetlands and stream system in regulating nitrogen fluxes during transfer in the drainage network and at various spatial scales (Alexander et al. 2000; Sebilo et al., 2006). Certain studies have integrated its impact on both the hillslope groundwater and on the river (Cooper 1990; Mulholland 1992; Lefebvre et al. 2007; Ruelland et al. 2007). However, few of these studies were carried out on large catchment basins (Grizetti et al., 2005) and, in general, they relate to environments that are weakly influenced by nitrogen excesses of agricultural origin.

Assessing the buffer role of these riparian wetlands on a catchment scale is made complex by: a) the spatial and temporal variations of hydrological connectivity between the hillslope, the wetland and the stream, b) temporal variations of the processes of leaching and depletion of nitrate controlled by the seasonal variation of temperature and hydrological conditions (Devito et al., 1989; Spieles and Mitsch, 1999; Martin et al., 2004) and c) the role of the wetlands masked by the predominant impact of agricultural N excesses (Montreuil and Merot, 2006; Howarth et al., 1996).

The objective of this study is to assess the buffer role of the riparian wetlands and stream system in controlling nitrate fluxes and concentrations at the outlet of an agricultural catchment of 377 km<sup>2</sup> and analyze the influence of the seasons and the stream order on the this buffer role.

Initially, we identify the physical and anthropic characteristics of the landscape that regulate nitrate fluxes in a catchment area, by investigating the role of the wetlands and streams. We then evaluate the impact of hydrological seasonal variation on the nitrate concentrations and their relationship to these landscape features. Lastly, we determine the changes of landscape structure according to the modifications of stream order, so we can then evaluate the impact of the scaling of catchments on the fluxes and seasonal variation of nitrate concentrations at their outlets.

## 5.2.3 Materials and method

### 5.2.3.1 Study area

The study was performed in the Scorff River basin (480 km<sup>2</sup>), in the Brittany region of France (48°N, 3.20°W). The Scorff is a sixth-order river (Strahler, 1957) running into the Atlantic Ocean (Fig. 3-1). The substratum of the basin is mainly composed of igneous (80%) and metamorphic rocks (20%) (Annexe 4). The maximum height above sea level is 270 m. Due to the impervious substratum, groundwater bodies are shallow, particularly in the valleys. The upslope domain is occupied by well-drained soils, while the valleys are mainly covered by waterlogged soils (glossaqualf and fluvent) corresponding to Valley Bottom Wetlands (VBW).

The region has a mild oceanic climate, with a mean annual temperature of 11°C. The mean annual rainfall varies from 930 mm in the South of the basin to 1240 mm in the North. In parallel, the actual evapotranspiration is roughly estimated as up to 760 mm in the South and 680 mm in the North (Météo France, 1970-2006). Therefore, the mean annual runoff of the tributaries varies from 430 mm in the South up to 700 mm in the North.

Agriculture covers 62% of the basin, and most of the remaining area is forested (30%). In 2002, 46% of the agricultural land was covered by pasture, 29% by maize (*Zea mays* L.) and 22% by cereals (Hubert-Moy et al., 2003). The mean fertilization load reached 171 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>, with 100 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> of organic compounds and 71 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> of inorganic compounds (Tachez, 2005).

Between July 2006 and October 2007, the mean nitrate concentration at the Scorff Basin outlet (5.5 mg N L<sup>-1</sup>) remained below the regional mean concentration in streams (6.9 mg N L<sup>-1</sup> in 2006). In the Scorff River, this concentration has been decreasing slightly since 2000 after a long period of degradation beginning in the 1970s, with levels situated initially at around 1.3-2.3 mg N L<sup>-1</sup> in 1974 (Merot, unpublished data, 1975).

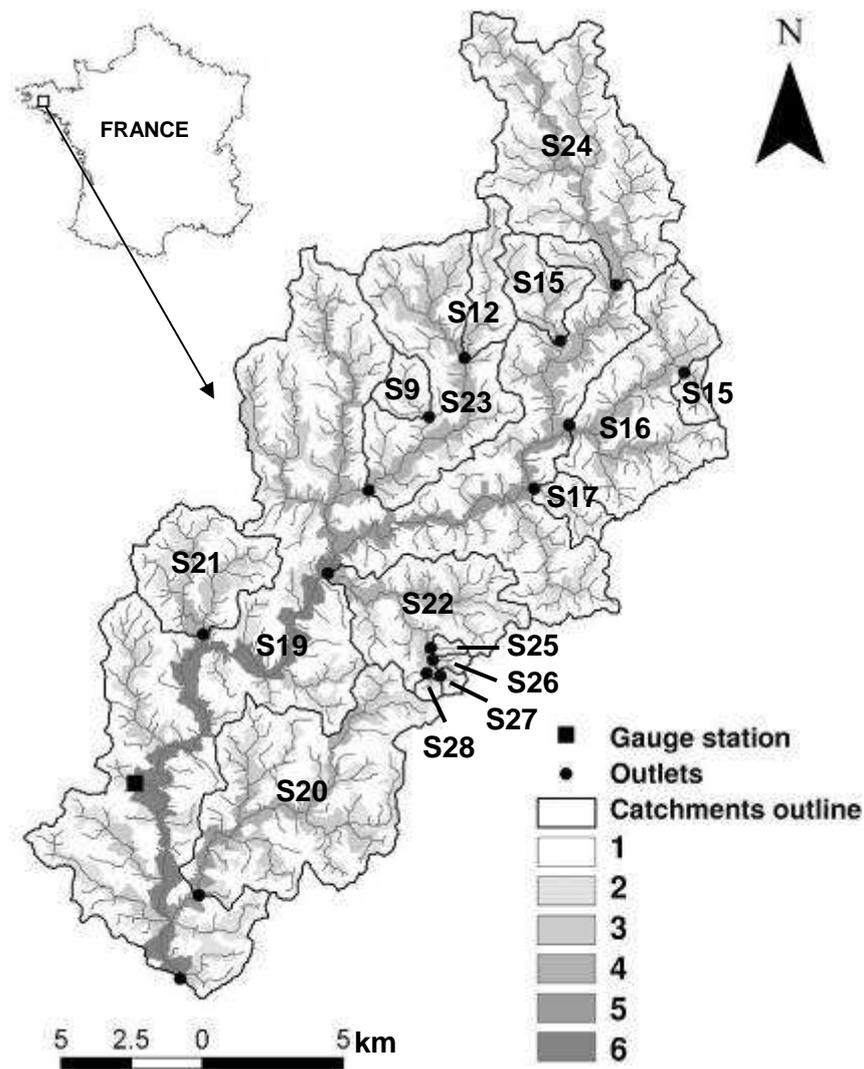


Figure 5-1: Map showing location of the Scorff basin within the Brittany region, with outlines of the 16 studied sub-catchments and Strahler stream order classification (1 to 6 : catchment or part of catchment corresponding to river stretches of different orders).

Sixteen sub-catchments located outside tidal influence (Fig. 5-1) were selected in the Scorff catchment from sectors showing a wide diversity of land-use and water characteristics, including streams from 2<sup>nd</sup> to 6<sup>th</sup> orders. Stream ordering is computed in the river network using the Strahler classification (Strahler, 1957). Order 6 corresponds to the whole Scorff Basin. Six sub-catchments have an order of 4 or 5 (S16, S20, S21, S22, S23, and S24), while nine others have an order 2 or 3 (S9, S11, S12, S15, S17, S25, S26, S27 and S28).

### 5.2.3.2 Nitrate concentrations measurement and fluxes calculation at sub-catchments outlet

From July 2006 to October 2007, water was sampled in all the 16 sub-catchments during interstorm periods approximately every 10 days. Water was sampled in the middle of the stream channel, by suction with a syringe, and then filtered through a disposable capsule filter (Hydrophilic PVDF 0.45  $\mu\text{m}$ , Millipore Millex-HV®). Samples were maintained at 4°C prior to analysis. Concentrations of  $\text{NO}_3$  ( $C_{\text{NO}_3^{\text{ii}}}$ ) were measured using ionic chromatography (Dionex®, Sunnyvale, CA) with a precision of 3%.

Rainfall and evapotranspiration data (Météo-France) from 11 meteorological stations show a climatic gradient from South to North in the Scorff Basin. A strong linear correlation with elevation is used to interpolate the effective rainfall (Annexe 5), which corresponds to the proportion of rainfall that contributes to runoff (ER). These values of effective rainfall depth are used to calculate the discharge ( $Q_s$ ) and nitrate flux ( $F_{\text{NO}_3}$ ) outside storm periods at the outlet of each of the sub-catchments:

$$Q_s = Q_{s_{\text{Scorff}}} \cdot \frac{ER}{ER_{\text{Scorff}}} \quad [1]$$

$$F_{\text{NO}_3} = \sum_{d=1}^n (Q_s \cdot C_{\text{NO}_3}) \quad [2]$$

For each date of measuring (d):

- $Q_{s_{\text{Scorff}}}$ , daily specific discharge at the reference gauge station ( $\text{mm d}^{-1}$ )
- $Q_s$ , the daily specific discharge calculated at each sub-catchment outlet ( $\text{mm d}^{-1}$ )
- $C_{\text{NO}_3}$ , mean daily solute concentration at each sub-catchment outlet ( $\text{mg N L}^{-1}$ )

And irrespective of the date:

- ER: effective rainfall depth for each sub-catchment ( $\text{mm y}^{-1}$ ),
- $ER_{\text{Scorff}}$ : effective rainfall depth for reference sub-catchment ( $\text{mm y}^{-1}$ ).

The period outside storm periods is defined by the set of days d for which discharge is comprised between 0.75 and 1 time the value measured on the previous day (periods of rise and rapid fall of discharge are omitted from the analysis).

We make two assumptions:

- The spatial gradient of discharge is proportional to the spatial gradient of effective rainfall and remains stable over the period of study.
- The concentrations at each sampling date are representative of values measured half way between the previous and following sampling.

---

ii Tableau 5-1 : list of abbreviations and acronyms used in this study

Tableau 5-1: List of the variables used in the study: abbreviations, descriptions and units.

Variable		Description	Unité
Hydrochemistry	C <sub>NO3</sub>	Nitrate concentration at each catchment outlet	mg N L <sup>-1</sup>
	F <sub>NO3</sub>	Nitrate flux at each catchment outlet	kg N ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup> mg N m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
Hydrology	ER <sub>Scorff</sub>	Effective rainfall depth for reference sub-catchment (1970-2007)	mm y <sup>-1</sup>
	ER	Effective rainfall depth for each sub-catchment (1970-2007)	mm y <sup>-1</sup>
	Q <sub>Scorff</sub>	The Scorff daily specific discharge measured at the gauging station of Pont-Kerlo	mm d <sup>-1</sup>
	Qs	Daily specific discharge calculated at each catchment outlet	mm d <sup>-1</sup>
	ICT	climato-topographic index (Merot et al., 2006)	without unit
	tan β <sub>l</sub>	Downhill slope	M m <sup>-1</sup>
	V <sub>r</sub>	Interannual mean of the upslope effective rainfall depth (1970-2000)	10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup>
	i et i-1	i-1 is the upstream and upslope cell connected to cell i	without unit
	Vr <sub>si-1</sub>	The interannual mean of the upstream effective rainfall depth for pixel i-1 (1970-2007)	10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup>
	Vrh <sub>i-1</sub>	The interannual mean of the upslope effective rainfall depth for pixel i-1, (1970-2007)	10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup>
	IS <sub>i</sub>	The mean length of in-stream watercourse for pixel i,	m
	p	the pixel size	m
	IS	The mean length of in-stream watercourse for each sub-catchment	m
Landscape and agronomical practices	TNI <sub>f</sub>	Total Nitrogen Input spread on the agricultural area	kg N ha <sub>Agr</sub> <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup>
	TNI	Total Nitrogen Input spread in the catchment area	kg N ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup>
	CI <sub>f</sub>	Agricultural nitrogen surplus estimated from the CORPEN Index and spread on the agricultural area	kg N ha <sub>Agr</sub> <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup>
	CI	Agricultural nitrogen surplus estimated from the CORPEN Index and spread on the catchment area	kg N ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup>
	Agr <sub>f</sub>	Agricultural area for the farm f	ha
	CA	Catchment area	ha
	Elev	Mean elevation for each catchment	m
	Meta	Area of metamorphic bedrock for each catchment relative to catchment area	%
	Slp	Mean local ground slope for each catchment	m m <sup>-1</sup>
	Agr	Agricultural area relative for each catchment relative to catchment area	%
	Field	Field area for each catchment relative to catchment area	%
	Urb	Urbanized area for each catchment relative to catchment area	%
	VBWe	Existing Valley Bottom Wetland area for each catchment and relative to catchment area	%

### 5.2.3.3 Methods for characterizing catchments

#### TOPOGRAPHY, VALLEY BOTTOM WETLANDS AND HYDROGRAPHY

The topographic characteristics of the sub-catchments are based on a Digital Elevation Model, computed with the dedicated software MNTSurf (Aurousseau and Squividant, 1995) and used in a Geographical Information System software (ArcGIS 9.3, ESRI Ltd®) for comparison with land cover characteristics. In this study, we use the land cover characteristics extracted from satellite images acquired in 2002 to distinguish forests, crops (maize, cereals and legumes) and grasslands. Grasslands are distributed between permanent pastures or temporary meadows areas using land cover data for 2001 to 2004. These characteristics are calculated for each sub-catchment and expressed as a percentage of the sub-catchment area (Annexe 6).

Due to the lack of field characterization of Valley Bottom Wetlands (VBW), also called riparian wetlands, on the Scorff Basin, we apply here the method proposed by Merot et al. (2006) for predicting wetland delineation in small catchments: VBW are defined in two steps. The first step predicts the potential VBW distribution, i.e. wetlands derived from catchment geomorphologic and climatological features. The second step extracts the existing VBW, i.e. wetlands unmodified by anthropic activity among the set of potential VBW. The potential VBW are defined using a climato-topographic index (ICT), taking into account the downhill slope ( $\beta_l$ ) and upslope effective rainfall depth ( $V_r$ ), following an approach first proposed by Beven and Kirkby (1979) and modified by Merot et al. (2003):

$$ICT = \log \frac{V_r}{\tan \beta_l} \quad [3]$$

The threshold of ICT for delimiting potential VBW is calibrated using VBW distribution mapped over 22 km<sup>2</sup> and on a hydromorphic soil base (Cugny & Rasclé, 1977). The threshold is calibrated to obtain the same percentage of hydromorphic soil that would result in 69% of this soil type being correctly predicted.

Land use/land cover of existing VBW in this catchment is mainly represented by wet permanent pastures, small woodlands or, in some cases, peatlands or marshlands. We assume that, when some of the potential VBW area is cultivated, this fraction no longer acts as a wetland and buffer zone, because it has generally been drained before cultivation. Therefore, the existing VBW area (VBWe) corresponds to the previous potential VBW area minus the cultivated area included in the potential VBW area.

The stream network is considered as a sub-set of the mono-directional D8 drainage model corresponding to cells with an annual effective rainfall volume higher than 65000 m<sup>3</sup> (interannual mean from 1970 to 2006). This approach has been validated in Brittany (Aurousseau and Squividant,

1996). For each point of the watercourse, the mean length of in-stream watercourse (IS) characterizes the mean distance covered by each water drop in the stream. This parameter is used to test the impact of in-stream watercourse length on scale effect, and is computed as a length weighted by the annual mean drainage volume, for each cell (i) of the river network:

$$IS_i = \frac{Vrs_{i-1} \cdot IS_{i-1} + \sum_{i-1=1}^n Vrh_{i-1} \cdot p}{Vrh_{i-1} + Vrh_{i-1}} \quad [4]$$

With:  $IS_i$ , the mean length of in-stream watercourse for pixel i,  
 $i-1$ , the upstream and upslope cells connected to cell i,  
 $Vrs_{i-1}$ , the upstream effective rainfall depth for pixel i-1,  
 $Vrh_{i-1}$ , the upslope effective rainfall depth for pixel i-1,  
and,  $p$ , the pixel size.

#### INPUT AND LOSS OF AGRICULTURAL N, K AND P

Calculations are first performed for each farm, and then the results for all farms within a given catchment are added to obtain the value for each sub-catchment. The information comes from questionnaires on the fertilization plan carried out by the local farmer advisory service (Chambre d'Agriculture du Morbihan). The fertilization plan reports organic and mineral N inputs (including import and export of manure between farms as currently implemented to reduce the organic surplus on some farms). For each farm,  $f$ , we calculate the Total Nitrogen Input, TNI, applied to the agricultural land, Agr ( $TNI_f$ , kg N ha<sub>Agr</sub><sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>), as well as an estimate of the agricultural N surplus known as the CORPEN index ( $CI_f$ , kg N ha<sub>Agr</sub><sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) (CORPEN, 1988; Benoît, 1992).

The CORPEN index represents the difference between major sources of N in the soil and the estimated N plant uptake and export (or import). The major sources of N considered here are the mineral input, the easily mineralizable fraction of organic input for the year  $n$ , and the slightly mineralizable fraction of organic input for the year  $n-1$ . The  $CI_f$  is negative for a N deficit at the farm scale, and positive for a surplus. In the case of a deficit, the negative  $CI_f$  is forced to zero before pooling the N budgets at the sub-catchment scale. This is because a within-farm deficit cannot compensate for a N surplus on another farm located elsewhere in the same sub-catchment. Finally, TNI and the CI are computed at the sub-catchment scale - denoted here as TNI and CI - using equations 5 and 6, with  $CI_f \geq 0$ :

$$TNI = \frac{\sum_{f=1}^n (TNI_f \cdot Agr_f)}{CA} \quad [5]$$

$$CI = \frac{\sum_{f=1}^n (CI_f \cdot Agr_f)}{CA} \quad [6]$$

where CA is the Catchment Area, while TNI and CI are expressed in kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>.

### 5.2.3.4 Study design and statistical analysis

The analysis begins with a presentation of the geomorphologic, climatic and anthropic characteristics of the sub-catchments, in particular detailing the agronomic practices and indicators used to describe the influence of valley bottom wetlands and stream system on nitrate fluxes. We apply the Pearson correlation test and multiple linear regressions, after normalization of the variables, to check the impact of the indicators and other characteristics of the sub-catchments used in estimating the distribution and variation of nitrate concentrations within the Scorff Basin (SigmaPlot 10.0, Systat).

The specific discharge is used as an indicator of the hydrological and climatic variability within the year (high and low flow stages), in other words, allowing us to identify the seasonal periodicity of the different variables in question. Therefore, the seasonal variation of a variable is taken as depending on the climatic and hydrological conditions at the scale of this annual periodicity. The specific discharge is used as an explanatory variable to predict the time-evolution of these relations by means of nonlinear regression.

Using spatialized indicators and the specific discharge to reflect seasonal variations, we then build a model based on nonlinear multiple regressions to predict the spatial and seasonal variations of nitrate concentrations.

We then describe the sub-catchments according to the degree of development of their stream networks, which is expressed in terms of Strahler stream order. The influence of Strahler order on nitrate fluxes and concentrations, as well as on their spatial and seasonal variation, is evaluated from the characteristics of the sub-catchments and the model developed previously.

## 5.2.4 Results

### 5.2.4.1 Influence of landscape features on spatial variations of annual nitrate flux

#### LANDSCAPE CHARACTERISTICS WITHIN THE SUB-CATCHMENTS

The sub-catchments (Tab. 5-2) show contrasted climatic characteristics, namely a gradient of rainfall that is correlated with increasing elevation (Elev). Effective rainfall for the period of study (ER) ranges from 818 mm to 1018 mm, between the southernmost (S20) and northernmost (S24) sub-catchments. The sub-catchments also exhibit different proportions of metamorphic rock (Meta) and average slope (Slp), which are covariants inside the basin ( $p < 0.05$ ).

Wetland areas (likely to act as buffer zones) and anthropic practices areas (agriculture and urbanization) show variable characteristics between sub-catchments. The percentage of catchment area under agriculture (Agr) lies between 47% (S21) and 83% (S15), associated with a nitrogen excess related to fertiliser loads (CI) estimated at between 21 kg N ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup> (S17) and 71 kg N ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup> (S15). The three parameters relating to agricultural practices, Agr, Ci and percentage of area covered by cultivated fields (Field), are correlated significantly and positively between themselves and also negatively with Slp ( $p < 0.05$ ).

The Scorff basin is slightly urbanised, with a percentage of built-up areas (Urb) varying between 3.1% (S28) and 9.5% (S20). We also observe significant negative correlations of Urb with Elev and ER ( $p < 0.01$ ). The percentage of existing wetlands (VBWe) lies between 7.7% (S15) and 11.5% (S24), with an average of 10.5% on the Scorff basin. The mean length of in-stream watercourse (IS), as measured at the sub-catchments outlet, varies from 0.5 km (S27) to 39 km for the whole of the basin.

For the hydrological year 2006-2007, we also observe contrasted nitrate fluxes ( $F_{NO_3}$ ) outside storm periods at the outlet of the studied sub-catchments, with values of between 16.8 kg N ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup> (S24) and 35.6 kg N ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup> (S15), and a mean of 19.0 kg N ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup> at the outlet of the Scorff basin.

$F_{NO_3}$  is significantly and positively correlated with the agricultural characteristics of the basins: percentage of area covered by agricultural land (Agr,  $R=0.73$ ,  $p < 0.01$ ) and percentage covered by crops (Field,  $R=0.70$ ,  $p < 0.01$ ). The correlation between agricultural characteristics and  $F_{NO_3}$  is improved by using a more precise indicator of agronomic practices, which is represented here by nitrogen surplus (CI,  $R=0.75$ ,  $p < 0.01$ ). We obtain a strong increase of correlation significance for this relation ( $R=0.93$ ,  $p < 0.01$ ) by excluding sub-catchments with areas less than 100 ha and also removing sub-catchment (S21). The smaller sub-catchments are associated with large uncertainties related to errors in the estimation of nitrogen surpluses, while S21 has insufficient coverage of agronomic data. This strong correlation shows the predominant agricultural origin of nitrate fluxes in these sub-catchments and the relevance of the indicator CI. We also observe a negative correlation between  $F_{NO_3}$  and the slope of the sub-catchments (Slp,  $R=-0.66$ ,  $p < 0.01$ ), which can be explained by the covariance of agricultural practices along with this variable. Other characteristics of the sub-catchments, including VBWe, the existing area of valley bottom wetlands and IS, the mean length of in-stream watercourse (IS), show no significant correlation with  $F_{NO_3}$  ( $p > 0.05$ ).

Tableau 5-2: Characteristics of studied sub-catchments and whole basin as a function of Strahler stream order.

Variable	Unit	Min	Max	Strahler stream order			
				2-3	4-5	6	
Sub-catchments feature	CA	km <sup>2</sup>	0.7 (S25)	378 (S19)	5	36	378
	ER	mm y <sup>-1</sup>	819 (S20)	1018 (S24)	956	912	891
	Elev	m	92 (S20)	197 (S24)	165	142	130
	Slp	m m <sup>-1</sup>	0.046 (S26)	0.118 (S21)	0.079	0.079	0.082
	Meta		0 (S17, S22, S25 à S28)	55.9 (S23)	27.7	29.7	30.6
	Urb	%CA	3.1 (S28)	9.5 (S20)	4.5	6.9	6.5
	Agr		47.0 (S21)	83.2 (S15)	69.3	64.9	62.4
	Field		17.6 (S27)	53.9 (S15)	32.1	29.8	28.2
	CI	kg N ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>	21.4 (S27)	71.4 (S15)	35.6	37.1	34.9
	VBWe	%	7.7 (S15)	11.5 (S24)	9.7	10.5	10.5
	IS	m	0.5 10 <sup>3</sup> (S27)	39.1 10 <sup>3</sup> (S19)	2.4 10 <sup>3</sup>	6.8 10 <sup>3</sup>	39.1 10 <sup>3</sup>
	F <sub>NO3</sub>	kg N ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>	40.6 (S24)	84.0 (S15)	23.2±4.9	19.9±2.7	19.0

#### MULTIPLE LINEAR REGRESSION BETWEEN LANDSCAPE CHARACTERISTICS AND NITRATE FLUX

To test the impact of VBWe and IS, we use a multiple linear regression including these variables as well as CI to predict F<sub>NO3</sub>. We obtain the following equation:

$$\log F_{NO3} = 0.30 \cdot \log CI - 0.45 \cdot \log VBWe - 0.71 \cdot \log IS + 1.7 \quad [7]$$

After rearranging, this can be written as:

$$F_{NO3} = \frac{53.6 \cdot CI^{0.30}}{VBWe^{0.45} \cdot IS^{0.71}} \quad [8]$$

This model predicts 93% of the spatial variance of the nitrate fluxes. The probability of failing to improve the prediction by including variables is lower than 0.01 for CI and IS, but rises to 0.06 for VBWe. The tests for normality and invariability of variance are satisfied (p=0.79 and p=0.35, respectively). Hence, CI contributes to increasing the nitrate concentrations, while VBWe and IS lead to a depletion. This effect is compatible with the role of source or sink that is assumed for these three variables. CI, IS and VBWe explain, respectively, 65.6%, 14.1%, and 13.3% of the spatial variance of F<sub>NO3</sub>.

## 5.2.4.2 Influence of specific discharge on temporal variations of nitrate concentration

### TEMPORAL VARIATIONS OF SPECIFIC DISCHARGE (HYDROLOGICAL CONTEXT)

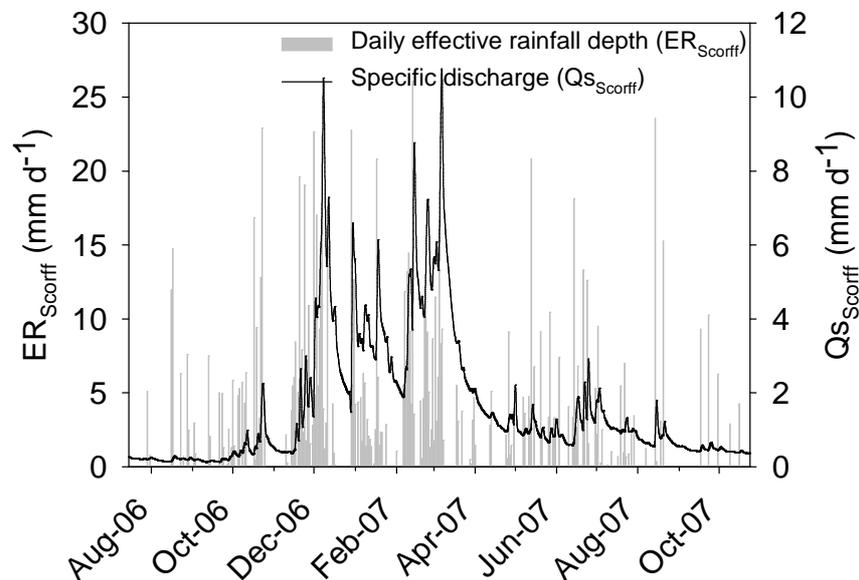


Figure 5-2: Daily mean specific discharge ( $ER_{Scorff}$ ) as recorded by the automatic gauge station at Pont Kerlo during the study period, and daily effective rainfall calculated ( $ER_{Scorff}$ ) as mean of two meteorological stations close to the Scorff Basin (Lorient, Rostrenen).

The hydrological year 2006-07 was rainy, with a cumulated annual mean rainfall depth of 1300 mm on the basin, compared with an interannual mean of 1003 mm between 1970 and 2007. The annual runoff depth from rainfall is 761 mm, which corresponds to  $1.6 \text{ mm d}^{-1}$ , for an interannual mean of 502 mm (return time of 12.7 years over the period 1969-2007). In 2006 (Fig. 5-2), the low-flow stage marking the beginning of the study is associated with a minimal value of specific discharge ( $Q_{S_{Scorff}}$ ) of  $0.1 \text{ mm d}^{-1}$  (21 Sept. 2006), 25% lower than the interannual average of the minimum specific discharge. After resumption of the recharge,  $Q_{S_{Scorff}}$  remains higher than  $1 \text{ mm d}^{-1}$  from 20 Nov. 2006 to 22 Apr. 2007. The maximum value of  $Q_{S_{Scorff}}$  is  $10.7 \text{ mm d}^{-1}$  (07 Mar. 2007). The low water level of 2007 is less pronounced, associated with a minimum  $Q_{S_{Scorff}}$  value of  $0.4 \text{ mm d}^{-1}$  (24 Oct. 2007). The runoff outside storm periods accounts for 55.7% of the runoff volume for this hydrological year.

### TEMPORAL VARIATIONS OF NITRATE CONCENTRATIONS

Since discharges are much more variable than the concentrations (on average, coefficient of variation of 110% for  $Q_s$  and 11% for  $C_{NO_3}$ ),  $F_{NO_3}$  is correlated linearly and significantly with  $Q_s$  at the outlet of the Scorff basin ( $R=0.99$ ,  $p<0.01$ ), as illustrated in Figure 5-3. To be able to remove the impact of discharge on nitrate dynamics, we focus our analysis on  $C_{NO_3}$ . At the outlet of the Scorff

basin,  $C_{NO_3}$  varies between 4.0 and 7.1 mg N L<sup>-1</sup> (Fig. 3-3). The maximum value attained at the outlet among all the studied sub-catchments is 12.0 mg N L<sup>-1</sup> (S15), while the minimum value is 3.2 mg N L<sup>-1</sup> (S28).

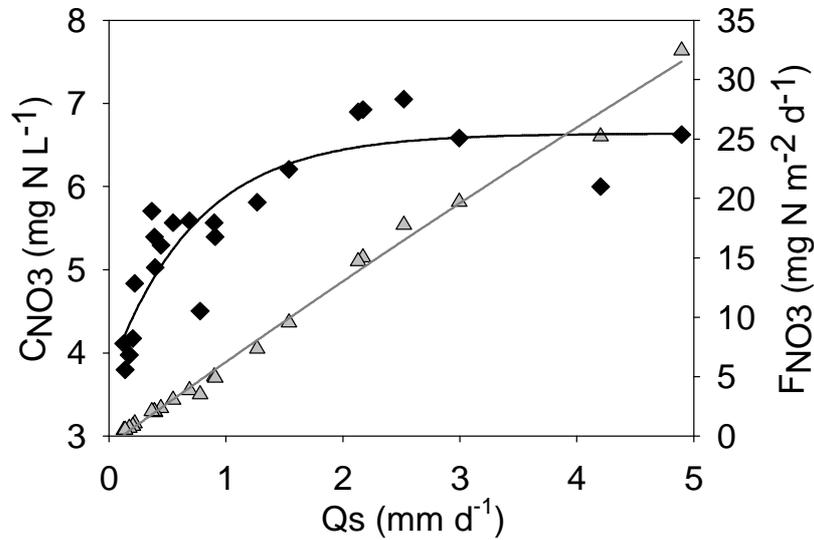


Figure 5-3: Relations between concentration (solid diamonds), nitrate flux (gray triangles) at the outlet of the Scorff basin and specific discharge.

#### CORRELATION BETWEEN SPECIFIC DISCHARGE AND NITRATE CONCENTRATION

The seasonal evolution of  $C_{NO_3}$  shows a significant correlation with  $Q_s$  ( $p < 0.05$  for 11 sub-basins). This correlation is positive for 7 sub-catchments, including the Scorff basin at its outlet (Fig. 5-3) (exponential rise to max,  $p < 0.05$ ), and negative for the 4 others (inverse first order,  $p < 0.05$ ).

#### CORRELATION BETWEEN SPECIFIC DISCHARGE AND SPATIAL VARIATION OF NITRATE CONCENTRATIONS

The spatial variations of  $C_{NO_3}$  inside the basin also exhibit a seasonal variation (Fig. 5-4). This spatial variation is expressed by the standard deviation of the concentrations between different sub-catchments measured on each date. This standard deviation is correlated significantly with  $Q_{S_{Scorff}}$  (inverse first order,  $R = -0.97$ ,  $p < 0.01$ ). It ranges between 2.1 mg N L<sup>-1</sup> at the minimal value of  $Q_{S_{Scorff}}$  to approximately 1.4 mg N L<sup>-1</sup> for  $Q_{S_{Scorff}} > 1$  mm d<sup>-1</sup>.

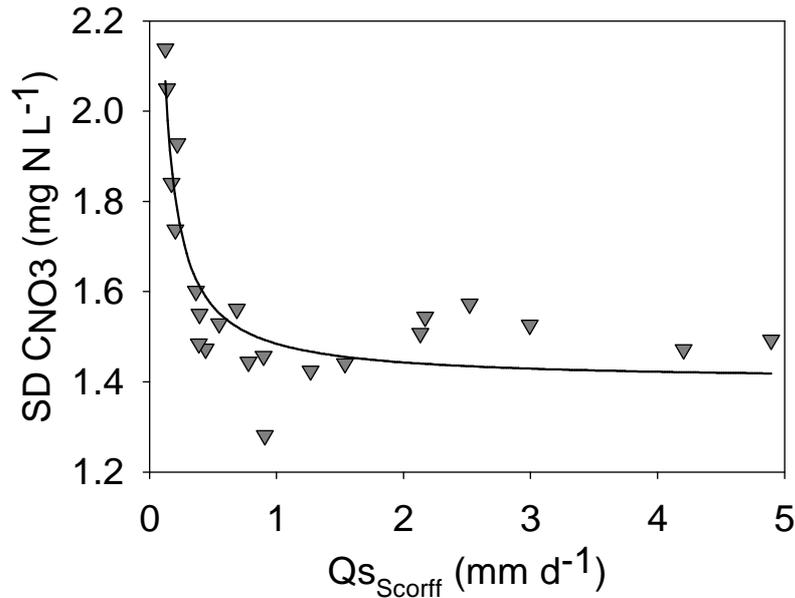


Figure 5-4: Relations between spatial variation of nitrate concentration (standard deviation) and specific discharge at the outlet of the Scorff basin. Each triangle is the standard deviation of the 18 sub-catchment nitrogen concentration for one sampling day.

### 5.2.4.3 Taking account of the influence of landscape characteristics and specific discharge on the temporal variation of nitrate concentrations

#### INFLUENCE OF SPECIFIC DISCHARGE ON THE CORRELATION COEFFICIENT BETWEEN NITRATE CONCENTRATION AND LANDSCAPE CHARACTERISTICS

The relation between  $C_{NO_3}$  and the landscape characteristics also shows a seasonal variation, which is expressed by the specific discharges. The relation between  $C_{NO_3}$  and CI (Fig. 5-5) is positive and significant only for values of  $Q_{S_{Scorff}}$  higher than  $1 \text{ mm d}^{-1}$  ( $p > 0.05$ ). The period during which this relation is significant accounts for 40.9% of the hydrological year outside storm periods and 80.3% of the water runoff volume.

On the contrary, we only observe a negative correlation with IS and VBWe for the lowest discharges ( $Q_{S_{Scorff}} < 0.2 \text{ mm d}^{-1}$ ). The period of significance of these two relations accounts for 9.1% of the hydrological year outside storm periods, corresponding to 1% of runoff volume.

The temporal evolution of the coefficient of correlation between  $C_{NO_3}$  and these three characteristics of sub-catchments is correlated significantly with  $Q_{S_{Scorff}}$  ( $p < 0.01$ ). These relations have the form of an exponential rise to max.

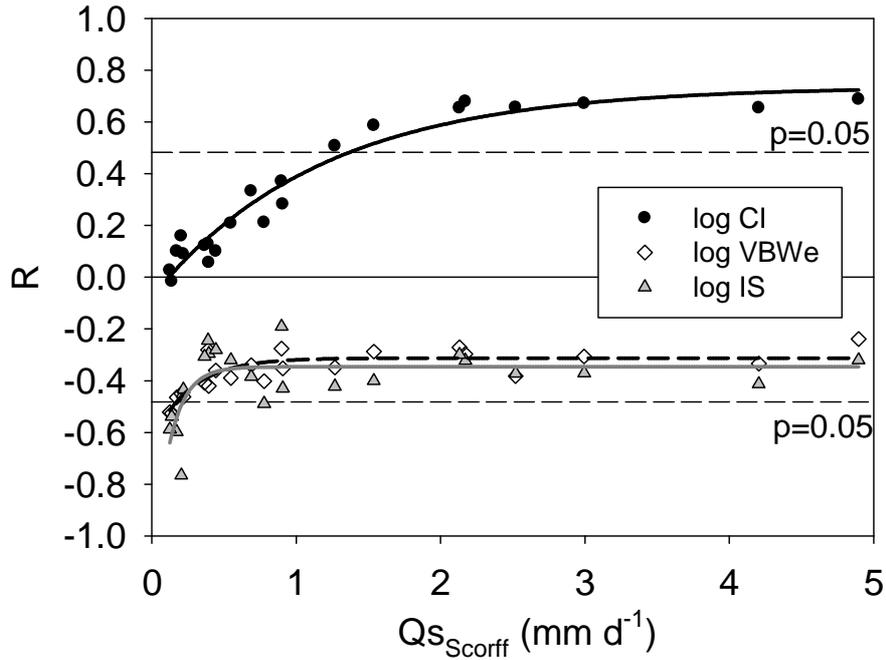


Figure 5-5: Influence of specific discharge (as an indicator of seasonality) on Pearson correlation coefficient (R) between  $\log C_{NO_3}$  at the outlet of sub-catchments and characteristics of these sub-catchments (log).

#### INTEGRATION OF THE SPECIFIC DISCHARGE INTO A MODEL FOR PREDICTING THE NITRATE CONCENTRATIONS BASED ON LANDSCAPE CHARACTERISTICS:

These variables are introduced into a linear multiple model for the prediction of nitrate concentrations, which is applied for each date:

$$\log C_{NO_3} = a \cdot \log CI - b \cdot \log VBW_e - c \cdot \log IS + d \quad [9]$$

The parameters a, b, c and d are calculated by regression for each sampling date. Except for b, the parameters are significantly correlated with the discharge ( $p < 0.05$ ), having the form of an exponential rise to max. This form of relation as a function of  $Q_s$  is introduced into the model to estimate the parameters a, b, c and d on each sampling date and apply the model to the whole of the monitoring period. The calibrated and transformed model is as follows:

$$C_{NO_3} = \frac{10^{2.07-1.49(1-e^{-3.22 \cdot Q_s})} \cdot CI^{0.14+0.37(1-e^{-1.07 \cdot Q_s})}}{VBW_e^{0.13+0.25(1-e^{-0.37 \cdot Q_s})} \cdot IS^{0.38-0.33(1-e^{-4.29 \cdot Q_s})}} \quad [10]$$

The explained variance is thus 84% and the standard error 0.6 mg N L<sup>-1</sup> (Fig. 5-6). Except for the parameters weighting the influence of  $Q_s$  on the coefficient of VBWe ( $p < 0.13$ ), the probability that these parameters do not improve the prediction is lower than 0.05. The tests of normality and invariability of variance are satisfied (respectively,  $p = 0.38$  and  $p = 0.61$ ).

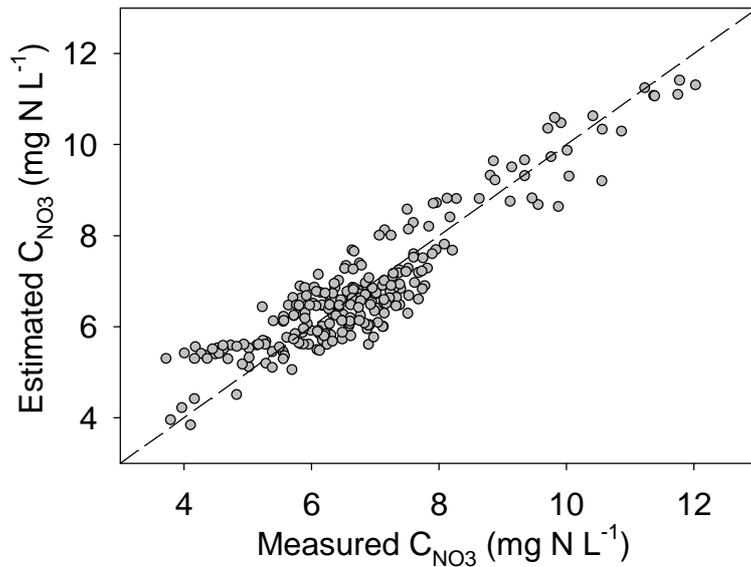


Figure 5-6: Relation between modelled and measured nitrate concentrations.

The relative influence of these characteristics of the sub-catchments in controlling the spatial variation of nitrate concentrations thus varies according to the discharge. The spatial variance of  $C_{NO_3}$  (Fig. 5-7) explained by CI is 75% for the highest values of  $Q_{S\text{corff}}$  and decreases to 30% for the lowest. In parallel, the spatial variance explained by VBWe reaches a maximum of 9% for low values of  $Q_{S\text{corff}}$  and falls to 4% for high  $Q_{S\text{corff}}$ . Finally, IS explains 5% of the spatial variance for the highest  $Q_{S\text{corff}}$  and increases to 55% for the lowest. While CI explains most of the spatial variance of nitrate concentrations during periods of strong discharge, IS explains the majority of this variance at low discharges.

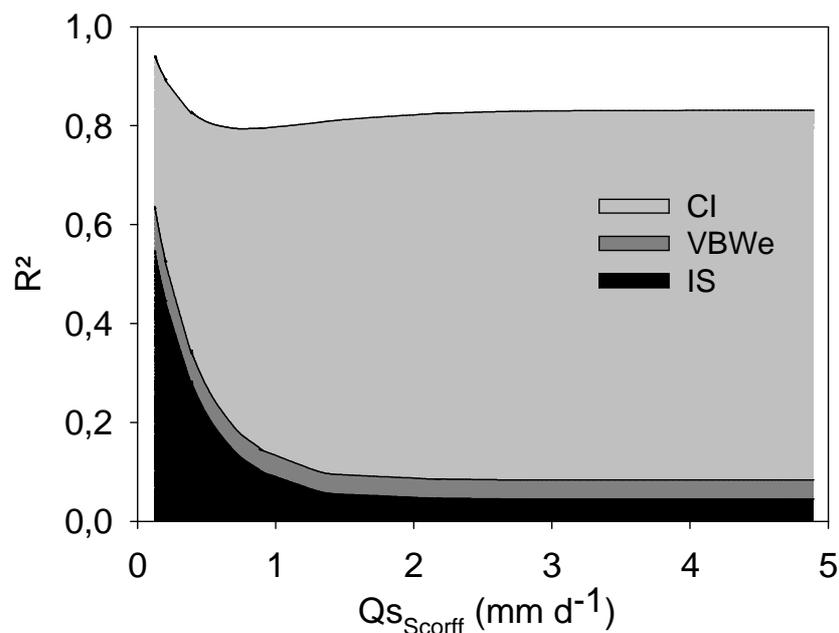


Figure 5-7: Partial regression coefficients between sub-catchment characteristics and nitrate concentration at outlet as a function of specific discharge.

ESTIMATING SEASONAL VARIATIONS IN THE BUFFER ROLE OF THE VALLEY BOTTOM WETLAND AND STREAM SYSTEM

The eq. [10] is equivalent to:

$$\left\{ \begin{array}{l} C_{NO3} = \frac{10^{2.07-1.49(1-e^{-3.22 \cdot Q_s})} \cdot CI^{0.14+0.37(1-e^{-1.07 \cdot Q_s})}}{a} \cdot \frac{b}{VBW_e^{0.13+0.25(1-e^{-0.37 \cdot Q_s})}} \cdot \frac{c}{IS^{0.38-0.33(1-e^{-4.29 \cdot Q_s})}} \\ a = b \cdot c \end{array} \right.$$

We can identify a nitrogen leaching function,  $\frac{f(CI, Q_s)}{a}$ , as well as functions expressing the depletion of fluxes transported via the valley bottom wetlands,  $\frac{f(VBWe, Q_s)}{b}$ , and the watercourse,  $\frac{f(IS, Q_s)}{c}$ .

Leached nitrogen fluxes can be regarded as representing fluxes from the hillslope before their transfer across the riparian wetland.

To fix the parameter a, we need to know the sum of leached fluxes occurring during interstorm periods. The nitrogen surplus explaining the maximum of spatial variability of nitrate fluxes (70.5%) and the temporal evolution of specific nitrogen flux being correlated significantly and linearly with the specific discharge (Fig. 5-3), we consider that the proportion of the N surplus leached during interstorm periods corresponds to the proportion of the runoff during interstorm periods, i.e. 55.7% of the annual N surplus. Parameter a is fixed so that the slope of the relation between leached nitrogen flux estimated from the model and the nitrogen flux estimated from the above assumption is equal to 1. In other words, we assume a linear relation between nitrogen surplus and the sum of leached fluxes outside storm periods, with an ordinate at the origin corresponding to the mean mineralization of soil organic matter.

By setting parameter a in this way, we obtain a correlation coefficient of 0.95 and an ordinate at the origin of 34.8 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. Lacking any observations allowing us to fix b or c, we can only evaluate the global depletion function (since b + c is constant and equal to a).

At the outlet of the Scorff basin, the percentage depletion of calculated nitrate concentrations and fluxes (Fig. 5-8) is maximal at low water level, accounting for 91% of the leached concentrations coming from the hillslopes. This depletion falls to a minimum of 42% for a medium discharge of 1.2 mm d<sup>-1</sup>, and then increases to 60% for the strongest discharges. Expressed in terms of nitrate flux, this depletion corresponds to 4.6 mg N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> for the lowest discharge, decreasing to a minimum value of 3.2 mg N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> for a moderate discharge of 0.75 mm d<sup>-1</sup>, and then increasing up to a maximum of 62.7 mg N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> for the strongest discharge. The annual average depletion during interstorm periods corresponds to 54% of the leached N.

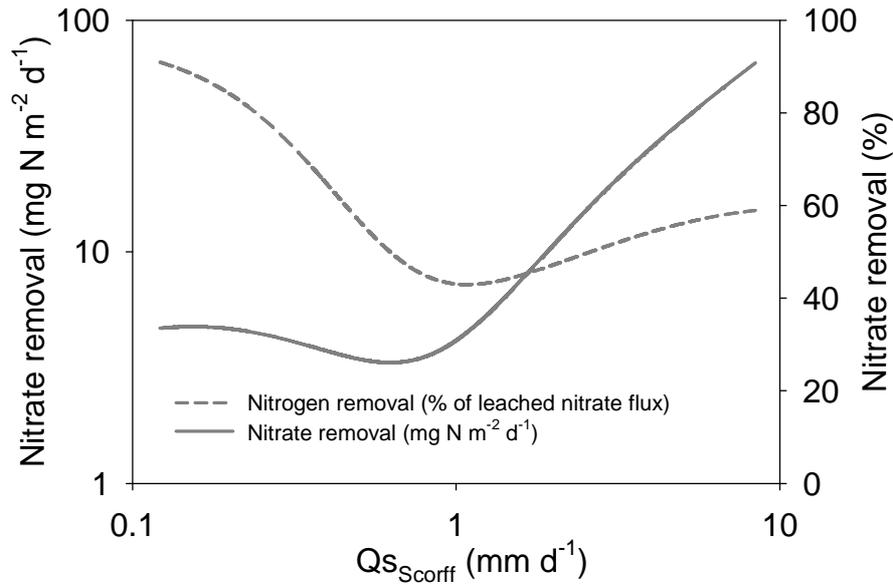


Figure 5-8: Removal of nitrogen fluxes by the valley bottom wetland and stream system, relative to the total nitrogen flux within the catchment, and expressed in flux.

#### 5.2.4.4 Influence of Strahler order on landscape characteristics as well as nitrate fluxes and concentrations

##### VARIATIONS OF LANDSCAPE CHARACTERISTICS AND NITRATE FLUX ACCORDING TO STREAM ORDER

The characteristics of the sub-catchments presented above and summarized in Table 5-2 reflect the existence of gradients according to stream order. In particular, we note a reduction in agricultural land (Agr), along with an increase in the area of existing wetlands (VBWe) and mean length of in-stream watercourse (IS). However, apart from IS, these gradients are poorly marked and can be explained by a weak relative contribution from hillslopes adjoining river stretches of higher Strahler order because of their small surface-area. Thus, sub-catchments adjoining river stretches of order less than 3 account for 86.4% of the area of the Scorff basin, while those adjoining river stretches of order 4-5 and 6 occupy 10.1% and 3.5% of this area, respectively.

Since the distributions of nitrate level between different stream orders are overlaying (Table 5-2), we fail to detect any trend in the range of flux variations as a function of stream order. In addition, the range of spatial variations decreases with higher orders.

However, assuming our sample of basins is representative of all sub-catchments having the same order, we can estimate that  $F_{NO_3}$  (outside storm periods) is reduced by  $4.2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$  from order 2-3 to order 6.

##### SEASONAL VARIATIONS OF NITRATE CONCENTRATION AS A FUNCTION OF ORDER

The seasonal variations of nitrate concentration and spatial distribution are different according to the stream order. Figure 5-9 shows a correlation between the mean  $C_{NO_3}$  in each order class and  $Q_{S_{corff}}$ , with its significance decreasing with lower order (for order 6:  $R=0.88$ ,  $p<0.01$ ; for order 2-3:  $R=0.38$ ,  $p=0.55$ ). Moreover, the spatial variability of these concentrations, represented by the standard deviation, increases with lower  $Q_{S_{corff}}$  and lower order ( $R=-0.77$ ,  $p<0.01$ ). The average concentrations during higher specific discharge do not display significant differences with changing stream order. However, we observe a hierarchical pattern of concentrations according to stream order, which is accentuated at lower specific discharge. This hierarchization is expressed by a decrease in the nitrate concentration from order 2-3 to order 6, rising to  $3.1 \text{ mg N L}^{-1}$  at discharges lower than  $0.5 \text{ mm d}^{-1}$ , which corresponds to a reduction of 41.7% .

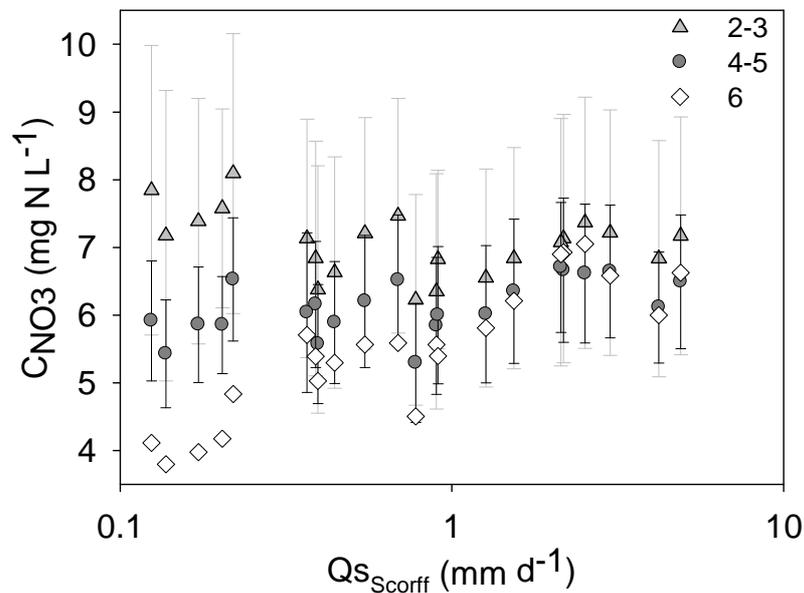


Figure 5-9: Relation between nitrate concentration and specific discharge for the three studied stream orders (vertical bars indicate standard deviation between sub-catchments of the same order).

#### ESTIMATING THE INFLUENCE OF STREAM ORDER ON THE BUFFER ROLE OF THE VALLEY BOTTOM WETLAND AND STREAM SYSTEM AND ITS SEASONAL VARIATION

From the model, we calculate an increase in the nitrate fluxes removed by the valley bottom wetland and stream system from order 2-3 to order 6, respectively, rising from  $19.2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$  to  $21.8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ . In parallel with this trend, the estimated average leached flux decreases from  $42.8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$  to  $40.1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ . On the annual scale, the decrease in nitrogen surplus account for  $2.7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$  of the depletion of nitrate flux from order 2-3 to order 6. In the same way, the change in buffer role of wetlands account for  $2.6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$  of this depletion of nitrate flux.

Figure 5-10 presents the changing contribution of these two variables to the reduction in nitrogen fluxes from order 2-3 to order 6. During periods of low flow, the buffer role of the stream and valley bottom wetland system becomes more important, in contrast to periods of high flow. Although we observe the same type of seasonal variation in concentrations, there is nevertheless a greater impact

due the increase in buffer role from order 2-3 to order 6. However, the influence of the leached nitrate gradient is weak even during periods of high flow.

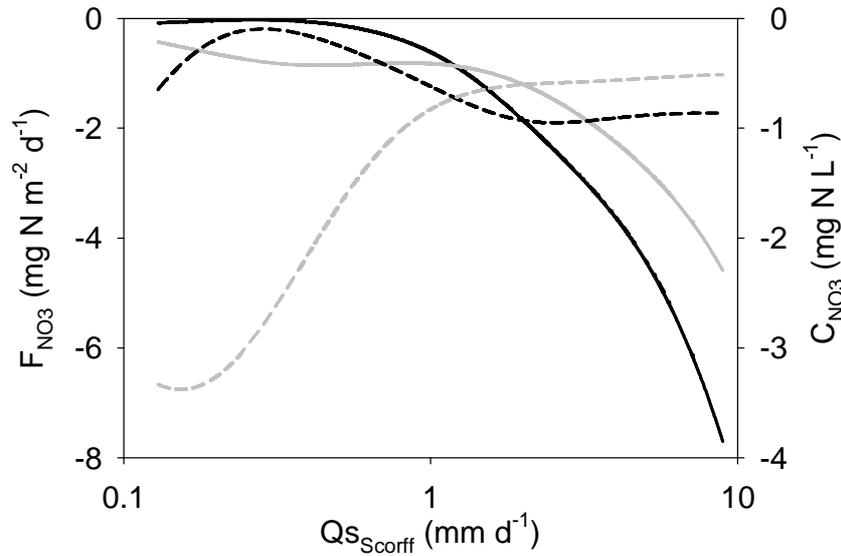


Figure 5-10: Seasonality of the decrease of fluxes (solid line) and concentration (dashed line) for nitrate from order 2-3 to order 6: decrease of the nitrogen leaching (dark line) and increase of the buffer effect of the valley bottom wetland and stream system (gray line).

## 5.2.5 Discussion

### 5.2.5.1 Relationship between nitrate flux and buffer zones

In the studied area, and in accordance with the results obtained in other agricultural catchments, nitrogen surpluses of agricultural origin represent the main factor controlling the annual nitrate flux. This important influence arising from agricultural practices accounts for two-thirds of the spatial variance of annual nitrate fluxes outside periods of storm. Our results show that most of the residual variance is explained by the surface-area of wetlands and the flowpath distance in the stream network. Hence, the three main factors controlling the transfer of nitrate are nitrogen surplus, wetland surface-area and flowpath distance. These three parameters characterize the nitrate “sources” and “sinks”, and are thus sufficient to explain most of the concentration variability in the Scorf basin. We estimate that 53% of the annual nitrate flux during interstorm periods is removed during transfer via the wetland and the river, which corresponds to  $10.6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ . These results are compatible with the ranges of values cited in the literature for wetlands (Boyer et al., 2006) and rivers (Birgand et al., 2007).

### **5.2.5.2 Seasonal variation of the buffer role of valley bottom wetlands and streams**

The seasonal evolution of the buffer role is controlled by the hydrological conditions of the basin, which confirms observations carried out on a local scale (Hefting et al., 2004; Machefert and Dise, 2004).

The maximum depletion in nitrate concentrations is observed at low water level, with a 91% reduction in leached fluxes, that is to say,  $4.6 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . This percentage of nitrate removal at low water level is favoured by an increase in the residence time (Pucket et al., 2008) as well as the contact surface between the stream and the wetland (Howarth et al., 1996). Since low water level occurs during to the summer period, the kinetics of denitrification is also more intense (Triska et al., 2007, Willems et al., 1997). The period of low discharge is of minor importance in terms of nitrate export, accounting for approximately 1% of the mass flux. However, the low-flow stage represents approximately 10% of the hydrological year and corresponds to a critical period for the quality of the aquatic ecosystem, in particular regarding eutrophication (Neal and Jarvie, 2005).

However, during periods of high flow, the depletion of nitrate fluxes becomes more intense and reaches a maximum of  $62.7 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Since nitrogen fluxes entering the wetlands are regarded as a limiting factor of denitrification (Johnston, 1991; Haycock and Pinay, 1993), this increase in depleted fluxes can be explained by the increase in leached nitrate flux. With a lower percentage depletion of fluxes, the effectiveness of buffer is reduced and there is no visible impact on spatial variation of nitrate concentrations. This type of seasonal variation has also been observed by Mulholland et al. (2008) in 72 rivers of North America.

### **5.2.5.3 Buffer role and stream order**

In the studied basin, the buffer role of the streams and wetlands depends on their location within the stream network.

This relationship, which is expressed in terms of stream order, can be explained by the spatial structure of the landscape observed in this basin. This structure results in an increase in the percentage of wetland associated with the main watercourses and a reduction in nitrogen surpluses. The lowering of fluxes is thus more pronounced on catchment slopes of a high stream order.

Moreover, since the increase in cumulated length of drainage network is dependent on stream order (Gregory and Walling, 1973), the average flowpath distance in the drainage network also exhibits the same trend. Hence, the proportion of fluxes depleted during transfer in the drainage network rises with increasing distance of the hillslopes from the outlet. This hierarchy in the role of

buffer zones has also been highlighted by Seitzinger et al. (2002) by modelling within a basin of 80 000 km<sup>2</sup>.

However, on an annual scale, this gradient is poorly marked and represents a reduction of 2.6 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> on the scale of the studied basin.

Since the buffer role exhibits a marked seasonal variation, its relation with stream order also depends on the hydrological conditions. During periods of low water level, the buffer leads to a 47% reduction in concentrations from the catchment headwaters to the Scorff Basin outlet. Expressed in terms of fluxes, the buffer role grows in importance during periods of strong discharge.

#### **5.2.5.4 Stream order and functioning of the wetlands**

Expressing the results according to stream order provides an approach that allows us to generalize the impact of the area of the basin on the hydrological and hydrochemical functioning of catchments, and in particular the buffer role of the river and wetland system. In addition, some authors have pointed out the influence of stream order on the geomorphology and the biology of streams (Schumm, 1977; Haury and Aïdara, 1999), which represent criteria controlling the buffer role of streams and rivers. The same applies to wetlands, which show a trend toward the extension of hydromorphic conditions over valley bottoms (Mourier et al., 2006) and an increase of exchange between the river and riparian wetlands in the case of high stream orders (Tabacchi et al., 1998; Ward et al., 2002; Church, 2002). The influence of flowpath distance observed in this study can thus be related to gradients of such processes.

#### **5.2.5.5 Future perspectives**

We still require knowledge to characterize the hydrological and hydrochemical functioning of valley bottom wetlands and their interaction with streams and adjoining hillslopes. However, the overall role of the “river corridor” can be assessed on a large basin scale by means of indicators and simple statistical models (Quinn, 2004). These simplified approaches on a large scale allow us to define a hierarchy in the diversity of processes, while averaging the heterogeneities observed on a local scale (Wiens, 1989). In this way, such approaches favour the conceptualisation of catchment functioning, which is a necessary step towards addressing the global issues of water management. On the scale of the basin studied here, the factors controlling the respective buffer roles of wetlands and rivers are i) the surface-area of wetlands with respect to the basin and ii) the average flowpath distance of watercourses in the stream network. Other studies have successfully used the wetland surface-area to assess buffer behavior (Hayakawa et al., 2006; Johnston et al., 1990). The distance of

transfer represents a simplification of the transfer time (Smith et al., 1997), and it can be used to quantify the buffer role of the stream network (Seitzinger et al., 2002).

To supplement this approach, it is advisable to take into account the buffer role of these landscape structures during storm periods. It has been shown that the hierarchy of processes during these events is different, with predominant runoff, dilution by precipitation and flooding of the wetlands by bank overflow (Claxton et al., 2003) or the resurgence of groundwater. The reduction in the transfer times is related to an increase in the hydraulic gradients and runoff, thus implying weaker buffer activity during storm periods. This leads to a reduction in the percentage of nitrate removal evaluated in this basin on an annual scale.

## **5.2.6 Conclusion**

The objective of this study is to assess the buffer role of the riparian wetlands and stream system in controlling nitrate fluxes and concentrations at the outlet of an agricultural catchment of 377 km<sup>2</sup> and analyze the influence of the seasons and the stream order on the this buffer role.

The two main factors identified as controlling annual nitrate fluxes are on the one hand, the nitrogen surplus derived from agricultural activities and, on the other hand, the system comprising the wetland zone and adjoining watercourses. The buffer role of riparian wetlands and rivers is more important during periods of low water level and for high stream orders. This dependence on stream order can be explained by the landscape structure, the increased mean length of in-stream watercourse in the drainage network, and the joint processes. In order to have an efficient and sustainable water resource policy, this would lead to have wetland management adapted to the location along the catchment and depending on the stream order.

## 5.2.7 References

- Alexander, R.B., R.A. Smith, and G.E. Schwarz. 2000. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature* 403:758-761.
- Aurousseau, P., and H. Squidadant. 1995. Rôle environnemental et identification cartographique des sols hydromorphes de bas-fonds. P75-85. Ingénierie E.A.T. n° special La rade de Brest.
- Aurousseau P., and H. Squidadant. 1996. Raffinement des techniques d'estimation spatiale ou de modélisation spatiale du réseau hydrographique et des zones hydromorphes de bas-fonds par itération de données climatologiques: les pluies efficaces. SAS UMR INRA ENSAR, Rennes.
- Benoît, M. 1992. Un indicateur des risques de pollution nommé BASCULE (Balance Azotée Spatialisée des systèmes de CULTure de l'Exploitation). *Le Courrier de la Cellule Environnement, INRA, Paris* 18:23-28.
- Beven, K. and M.J. Kirkby. 1979. A physically based variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci. Bull.* 24:43-69.
- Birgand, F., R.W. Skaggs, G.M. Chescheir, and J.W. Gilliam. 2007. Nitrogen removal in streams of agricultural catchments: a literature review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 37:381-487.
- Boulton, A.J., S. Findlay, P. Marmonier, E.H. Stanley, and H.M. Valett. 1998. The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29:59-81.
- Boyer, E.W., R.B. Alexander, W.J. Parton, C. Li, K. Butterbach-Bahl, S.D. Donner, R.W. Skaggs, and S.J. Del Grosso. 2006. Modelling denitrification in terrestrial and aquatic ecosystems at regional scales. *Ecol. Applic.* 16:2123-2142.
- Burford, J.R., and J.M. Bremner. 1975. Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 7(6):389-394.
- Caubel, V., C. Grimaldi, P. Merot, and M. Grimaldi. 2003. Influence of a hedge surrounding bottomland on seasonal soil-water movement. *Hydrol. Processes* 17(9):1811-1821.
- Church, M. 2002. Geomorphic thresholds in riverine landscapes. *Freshwater Biol.* 47:541-557.
- Claxton, A.J., P.D. Bates, and H.L. Cloke. 2003. Mixing of hillslope, river, and alluvial ground waters in lowland floodplains. *Ground Water* 41(7):926-936.
- Clement, J.C., L. Aquilina, O. Bour, K. Plaine, T.P. Burt, and G. Pinay. 2003. Hydrological flowpaths and nitrate removal rates within a riparian floodplain along a fourth-order stream in Brittany (France). *Hydrol. Processes* 17(6):1177-1195.
- Cooper, A.B. 1990. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. *Hydrobiologia* 202:13-26.
- CORPEN. 1988. Bilan global annuel à l'exploitation de l'azote. Logiciel version 1.0, réalisation ARSOE de Bretagne. Ministère de l'Agriculture et de la Forêt. Secrétariat d'Etat chargé de l'Environnement. Mission Eau Nitrates et Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne, Rennes.

- Cugny, M.T., and S. Rasclé. 1977. Etude et cartographie des sols sur les granites de Pontivy (Morbihan). 92p. Laboratoire de Recherches de la Chaire de sciences du sol, INRA ENSAR, Rennes.
- Dahm, C.N., N.B. Grimm, P. Marmonier, H.M. Valett, and P. Vervier. 1998. Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters. *Freshwater Biol.* 40(3):426-451.
- Davies H., and C. Neal. 2007. Estimating nutrient concentrations from catchment characteristics across the UK. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11(1):550-558.
- Devito, K.J., P.J. Dillon, and B.D. Lazerte. 1989. Phosphorus and nitrogen retention in five Precambrian shield wetlands. *Biogeochem.* 8(3):185-204.
- Gilliam, J.W. 1994. Riparian wetlands and water quality. *J. Environ. Qual.* 23:896-900.
- Gregory, K.J., and D.E. Walling. 1973. Drainage basin form and process: a geomorphological approach. Arnold, London. 458p.
- Grizzetti, B., F. Bouraoui, G. de Marsily, and G. Bidoglio. 2005. A statistical method for source apportionment of riverine nitrogen loads. *J. Hydrol.* 304:302-315.
- Hattermann F.F., V. Krysanova, A. Habeck, and A. Bronstert. 2006. Integrating wetlands and riparian zones in river basin modelling. *Ecol. Modell.* 199(4):379-392.
- Haury, J., and L.G. Aïdara. 1999. Macrophyte cover and standing crop in the river Scorff and its tributaries (Brittany, northwestern France): scale, patterns and process. *Hydrobiologia* 415:109-115.
- Hayakawa, A., M. Shimizu, K.P. Woli, K. Kuramochi, and R. Hatano. 2006. Evaluating stream water quality through land use analysis in two grassland catchments. *J. Environ. Qual.* 35:617-627.
- Haycock, N.E., G. Pinay. 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. *J. Environ. Qual.* 22:273-278.
- Hefting, M., J.C. Clement, D. Dowrick, A.C. Cosandey, S. Bernal, C. Cimpian, A. Tatur, T.P. Burt, and G. Pinay. 2004. Water table elevation control on soil nitrogen cycling in riparian wetlands along a European climatic gradient. *Biogeochem.* 67(1):113-134.
- Hefting, M., B. Beltman, D. Karssenberg, K. Rebel, M. van Riessen, and M. Spijker. 2006. Water quality dynamics and hydrology in nitrate loaded riparian zones in the Netherlands. *Environ. Pollut.* 139:143-156.
- Hill, A.R., 1990. Groundwater flow paths in relation to nitrogen chemistry in the near-stream zone. *Hydrobiologia* 206:39-52.
- Howarth, R.W., G. Billen, D. Swaney, A. Townsend, N. Jaworski, K. Lajtha, J.A. Downing, R. Elmgren, N. Caraco, T. Jordan, F. Berendse, J. Freney, V. Kudeyarov, P. Murdoch, and Z. Zhao-Liang. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainage to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochem.* 35:75-139.
- Hubert-Moy, L., S. Corgne, and R. Moralto-Peralto. 2003. Etude de l'évolution de l'occupation hivernale des sols sur le bassin versant du Scorff. Syndicat de bassin versant du Scorff, Rapport final. COSTEL UMR CNRS 6554, Univ. Rennes 2, Rennes.

- Johnston, C.A., N.E., Detenbeck, and G.J. Niemi. 1990. The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity. A landscape approach. *Biogeochem.* 10(2):105-141.
- Korom, S.F. 1992. Natural denitrification in the saturated zone: a review. *Water Resour. Res.* 28(6):1657-1668.
- Lefebvre, S., J.C. Clement, G. Pinay, C. Thenail, P. Durand, and P. Marmonier. 2007. <sup>15</sup>N-nitrate signature of low-order streams: effects of land cover and agricultural practices. *Ecol. Applic.* 17(8):2333-2346.
- Lowrance, R., R. Todd, J. Fail, O. Hendrickson, R. Leonard, and L. Asmussen. 1984. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience* 34(6):374-377.
- Machefert, S.E., and N.B. Dise. 2004. Hydrological controls on denitrification in riparian ecosystems. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 8(4):686-694.
- Maître, V., A-C. Cosandey, E. Desagher, and A. Parriaux. 2003. Effectiveness of groundwater nitrate removal in river riparian area: the importance of hydrogeological conditions. *J. Hydrol.* 278:76-93.
- Martin, C., L. Aquilina, C. Gascuel-Oudou, J. Molénat, M. Fauchoux, and L. Ruiz. 2004. Seasonal and interannual variations of nitrate and chloride in stream waters related to spatial and temporal patterns of groundwater concentrations in agricultural catchments. *Hydrol. Processes* 18(7):1237-1254.
- Merot, P., H. Squidant, P. Arousseau, M. Hefting, T. Burt, V. Maitre, M. Kruk, A. Butturini, C. Thenail, and V. Viaud. 2003. Testing a climato-topographic index for predicting wetlands distribution along a European climate gradient. *Ecol. Modell.* 163:51-71.
- Merot, P., L. Hubert-Moy, C. Gascuel-Oudou, B. Clement, P. Durand, J. Baudry, and C. Thenail. 2006. A method for improving the management of controversial wetland. *Environ. Manage.* 37(2):258-270.
- Meybeck, M. 1982. Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.* 282:401-450.
- Montreuil, O., and P. Merot. 2006. Nitrogen removal in valley bottom wetlands: assessment in headwater catchments distributed throughout a large basin. *J. Environ. Qual.* 35:2113-2122.
- Mourier, B., C. Walter, and P. Merot. 2008. Soil distribution in valleys according to stream order. *Catena* 72(3):395-404.
- Mulholland, P.J. 1992. Regulation of nutrient concentrations in a temperate forest stream: roles of upland, riparian and instream processes. *Limnol. Oceanogr.* 37(7):1512-1526.
- Mulholland, P.J., A.M. Helton, G.C. Poole, R.O. Hall, S.K. Hamilton, B.J. Peterson, J.L. Tank, L.R. Ashkenas, L.W. Cooper, C.N. Dahm, W.K. Dodds, S.E. Findlay, S.V. Gregory, N.B. Grimm, S.J. Johnson, W.H. McDowell, J.L. Meyer, H.M. Valett, J.R. Webster, C.P. Arango, J.J. Beaulieu, M.J. Bernot, A.J. Burgin, C.L. Crenshaw, L.T. Johnson, B.R. Niederlehner, J.M. O'Brien, J.D. Potter, R.W. Sheibley, D.J. Sobota, and S.M. Thomas. 2008. Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. *Nature* 452(7184):202-205.

- Naiman, R.J., and H. Decamps. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28:621-658.
- Neal, C., and H.P. Jarvie. 2005. Agriculture, community, river eutrophication and the Water Framework Directive. *Hydrol. Processes* 19:1895-1901.
- Omernik, J.M. 1976. The influence of land use on stream nutrients levels. *Ecol. Res. Ser. Rep. EPA 600/3-76-014*, U.S. Environ. Prot. Agency, Washington, DC.
- Peterjohn, W.T., and D.L. Correll. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of riparian forest. *Ecology* 65(5):1466-1475.
- Pinay, G., C. Ruffinoni, S. Wondzell, and F. Gazelle. 1998. Change in groundwater nitrate concentration in a large river floodplain: denitrification, uptake, or mixing? *J. N. Am. Benthol. Soc.* 17(2):179-189.
- Pretty, J.L., A.G. Hildrew, and M. Trimmer. 2006. Nutrient dynamics in relation to surface-subsurface hydrological exchange in a groundwater fed chalk stream. *J. Hydrol.* 330:84-100.
- Puckett, J.P., C. Zamora, H. Essaid, J.T. Wilson, H.M. Johnson, M.J. Brayton, and J.R. Vogel. 2008. Transport and fate of nitrate at the ground-water/surface-water interface. *J. Environ. Qual.* 37:1034-1050.
- Quinn, P. 2004. Scale appropriate modelling: representing cause-and-effect relationships in nitrate pollution at the catchment scale for the purpose of catchment planning. *J. Hydrol.* 291:197-217.
- Rassam, D.W., D.E. Pagendam, and H.M. Hunter. 2008. Conceptualisation and application of models for groundwater-surface water interactions and nitrate attenuation potential in riparian zones. *Environ. Modell. Soft.* 23(7):859-875.
- Ruelland, D., G. Billen, D. Brunstein, and J. Garnier. 2007. SENEQUE: a multi-scaling GIS interface to the Riverstrahler model of the biogeochemical functioning of river systems. *Sci. Total Environ.* 375:257-273.
- Sabater S., A. Butturini, J-C. Clement, T. Burt, D. Dowrick, M. Hefting, V. Maître, G. Pinay, C. Postolache, M. Rzepecki, and F. Sabater. 2003. Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: patterns and factors of variation. *Ecosystems* 6(1):20-30.
- Schumm, S. 1997. *The fluvial system*. J.Wiley, New York, 338p.
- Sebilo, M., G. Billen, B. Mayer, D. Billiou, M. Grably, J. Garnier, and A. Mariotti. 2006. Assessing nitrification and denitrification in the Seine River and estuary using chemical and isotopic techniques. *Ecosystems* 9(4):564-577.
- Seitzinger, S.P., R.V. Styles, E.W. Boyer, R.B. Alexander, G. Billen, R.W. Howarth, B. Mayer, and N. van Breemen. 2002. Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the north-eastern U.S.A. *Biogeochem.* 57:199-237.
- Smith, R.A, G.E. Schwartz, and R.B. Alexander. 1997. Regional interpretation of water quality monitoring data. *Water Resour. Res.* 33(12):2781-2798.

- Spieles, D.J., and W.J. Mitsch. 1999. The effects of season and hydrological and chemical loading on nitrate retention in constructed wetland: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. *Ecol. Eng.* 14:77-91.
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Am. Geophys. Union* 38:913-920.
- Tabacchi, E., D.L. Correll, R. Hauer, G. Pinay, A-M Planty-Tabacchi, and R.C. Wissmar. 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biol.* 40:497-515.
- Tachez, C. 2005. Synthèse des pratiques de fertilisation, indicateurs Bretagne Eau Pure 2004. Chambre d'Agriculture du Morbihan, Hennebont.
- Triska, F.J., J.H. Duff, and R.J. Avanzino. 1993. Patterns of hydrological exchange and nutrient transformation in the hyporheic zone of a gravel-bottom stream: examining terrestrial-aquatic linkages. *Freshwater Biol.* 29(2):259-274.
- Triska, F.J., J.H. Duff, R.W. Sheibley, A.P. Jackman and R.J. Avanzino. 2007. DIN retention-transport through four hydrological connected zones in a headwater catchment of the upper Mississippi river. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 43(1):60-71.
- Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco, and J.M. Melillo. 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277:494-499.
- Ward, J.V., K. Tockner, D.B. Arscott, and C. Claret. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biol.* 47:517-539.
- Weng, P., J.M. Sanchez-Perez, S. Sauvage, P. Vervier, and F. Giraud. 2003. Assessment of the quantitative and qualitative buffer function of an alluvial wetland: hydrological modelling of a large floodplain (Garonne River, France). *Hydrol. Processes* 17(2):2375-2392.
- Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3:385-397.
- Willems, H.P.L., M.D. Rotelli, D.F. Berry, E.P. Smith, R.B. Reneau, and S. Mostaghimi. 1997. Nitrate removal in riparian wetland soils: effects of flow rate, temperature, nitrate concentration and soil depth. *Water Res.* 31: 841-849.

## 5.2.8 Complément à l'article: intégration de la nouvelle délimitation des zones humides riveraines

Dans le chapitre 4, nous avons élaboré un nouvel indice, l'indice climato-topographique ordonné, pour modéliser l'extension des zones humides riveraines. Ces résultats étant postérieurs à l'écriture de l'article, il apparaît nécessaire d'intégrer cette nouvelle délimitation dans le modèle afin d'en analyser l'influence.

Nous appliquons cette nouvelle délimitation et estimons les paramètres (d, f, g, j, k, l, m, n, o et p) par régression.

$$C_{NO3} = \frac{10^{d-f \cdot (1-e^{-g \cdot Q_s})} \cdot CI^{h+i \cdot (1-e^{-j \cdot Q_s})}}{VBWe_{ICTO}^{k+l \cdot (1-e^{-m \cdot Q_s})} \cdot IS^{n-o \cdot (1-e^{-p \cdot Q_s})}}$$

Tableau 5-3: Valeurs des paramètres du modèle à partir de la délimitation des zones humides riveraines par l'indice climato-topographique et l'indice climato-topographique ordonné.

Paramètre	VBWe (ICT)	VBWe (ICTO)
d	2,1 ± 0,2	2,0 ± 0,2
f	-1,5 ± 0,2	-1,6 ± 0,2
g	3,2 ± 0,6	3,1 ± 0,6
h	0,14 ± 0,06	0,15 ± 0,06
i	0,37 ± 0,06	0,39 ± 0,06
j	1,1 ± 0,3	1,1 ± 0,3
k	0,13 ± 0,08	0,013 ± 0,082
l	0,25 ± 0,12	0,24 ± 0,13
m	0,36 ± 0,24	0,38 ± 0,25
n	0,38 ± 0,05	0,39 ± 0,05
o	-0,33 ± 0,05	-0,34 ± 0,05
p	4,3 ± 0,8	4,2 ± 0,8

Nous obtenons des valeurs qui ne sont pas significativement différentes pour l'erreur standard de prédiction du modèle (0,6 mgN.L<sup>-1</sup>) et pour les différents paramètres exceptées pour k qui n'est pas significativement différent de zéro à partir de la nouvelle délimitation des zones humides riveraines (tab. 5-3). Employant la même méthodologie que dans le paragraphe "Estimating seasonal variations in the buffer role of the valley bottom wetland and stream system" du chapitre 5.2.4.3, nous ajoutons et calons les paramètres a', b' et c' dans l'équation suivante :

$$C_{NO3} = \frac{10^{2,0-1,6 \cdot (1-e^{-3,1 \cdot Q_s})} \cdot CI^{0,15+0,39 \cdot (1-e^{-1,1 \cdot Q_s})}}{a'} \cdot \frac{b'}{VBWe_{ICTO}^{0,01+0,24 \cdot (1-e^{-0,38 \cdot Q_s})}} \cdot \frac{c'}{IS^{0,39-0,34 \cdot (1-e^{-4,2 \cdot Q_s})}}$$

Après calage de ces paramètres et pour les raisons évoquées dans ce même paragraphe, nous ne pouvons quantifier l'abattement lié à l'extension des zones humides riveraines mais uniquement l'abattement total lié à cette extension et à la distance de transfert dans le réseau hydrographique. Nous n'observons aucune différence significative entre l'abattement calculé à partir de deux délimitations des zones humides riveraines (fig. 5-11). Dans la suite de l'étude, nous utilisons la nouvelle délimitation des zones humides riveraines.

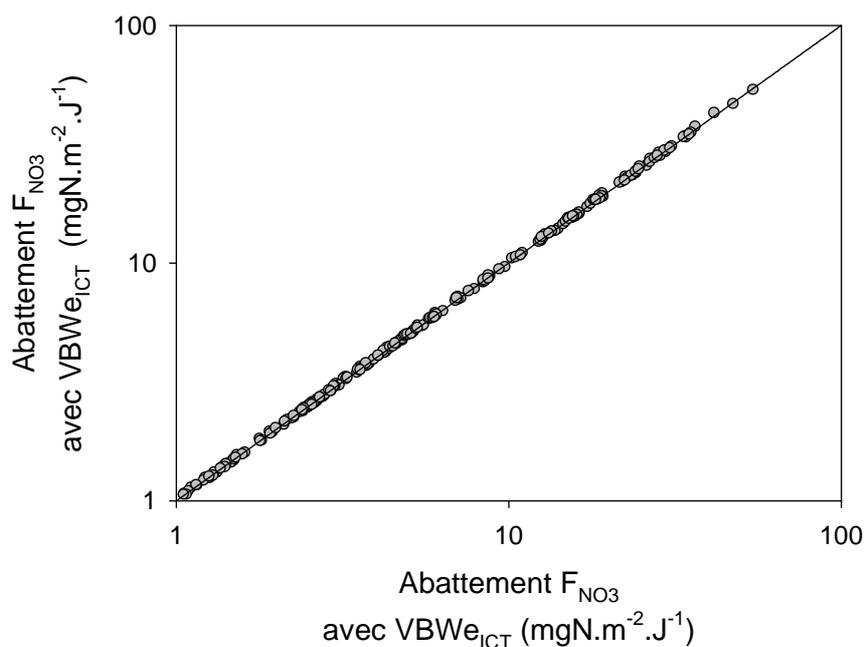


Figure 5-11: Comparaison du flux de nitrate abattu estimée à partir de la délimitation des zones humides riveraines par l'indice climato-topographique et par l'indice climato-topographique ordonné.

## **5.3 Validation à l'échelle du bassin versant du Scorff de l'influence de l'ordre sur le rôle tampon des zones humides riveraines**

### **5.3.1 Introduction**

Le changement d'ordre des sous-bassins, en dehors d'un changement de fonctionnement des zones humides, a des conséquences liées au changement d'échelle spatiale auquel il est associé. Tout d'abord, c'est dans les ordres les plus faibles que l'hétérogénéité spatiale de la réponse hydrologique et hydrochimique sous-bassins est la plus importante (Wood et al., 1990 ; Merot et Durand, 1995). La diminution de cette hétérogénéité avec l'augmentation de la superficie des sous-bassins est à l'origine du concept de surface élémentaire représentative (Wood et al., 1988). Dans le chapitre 5.2, nous avons mis en évidence cette évolution avec une augmentation de la variabilité spatiale des teneurs en nitrate dans les cours d'eau d'ordre faible. En conséquence, il est donc nécessaire d'étudier un nombre important de sous-bassins pour mettre en évidence la réponse moyenne des sous-bassins d'ordre les plus faibles, c'est-à-dire pour une superficie inférieure à une surface élémentaire représentative. Aussi, nous nous posons la question de la validité du modèle développé dans le chapitre 5.2 qui a été construit avec un nombre limité de sous-bassins représentant ainsi une faible couverture spatiale de l'ensemble des surfaces d'ordre faible sur le bassin versant du Scorff.

De plus, cette diminution de l'hétérogénéité spatiale avec l'augmentation de l'échelle spatiale induit aussi, un changement dans la hiérarchie des facteurs contrôlant la réponse hydrochimique des sous-bassins (McClain et al., 2003 ; Quinn, 2004). Ainsi, à l'échelle d'un grand bassin versant, le pourcentage de surface agricole est un indicateur efficace pour mettre en évidence et quantifier l'influence des pratiques agricoles sur les variations spatiales des flux de nitrate (Osborne et Wiley, 1988 ; Jordan et al., 1997). Cependant, à une échelle plus réduite, les pratiques agronomiques, comme la charge ou l'excédent d'azote, sont de meilleurs indicateurs de la pression agricole que la surface agricole et doivent être pris en compte (Di et Cameron, 2002 ; Ruiz et al., 2002). Par ailleurs, nous avons vu dans le chapitre 5.2.5.1 que la suppression des sous-bassins de superficie inférieure à 1km<sup>2</sup> améliorerait considérablement la relation entre l'excédent d'azote et le flux de nitrate. Nous nous posons donc la question de la validité de l'excédent d'azote pour quantifier l'influence des pratiques agronomiques sur les flux de nitrate pour les différentes échelles spatiales et pour les différents ordres de cours d'eau. Dans un contexte où les pratiques agronomiques sont le principal facteur de variation des flux d'azote dans un bassin versant (Cann, 1991, chapitre 5.2), il est important de pouvoir quantifier l'influence de ces pratiques agronomique afin d'identifier et quantifier l'influence masquée d'autres facteurs comme les zones humides riveraines. Par ailleurs, la non-exhaustivité des données agronomiques disponibles pose également la question de la validité de l'excédent d'azote calculé.

L'objectif de ce chapitre 5.3 est de valider à l'échelle d'un nombre important de sous-bassins versant du Scorff de différentes échelles, l'influence de l'ordre sur le rôle tampon des zones humides riveraines. Ceci passe par plusieurs étapes préalables :

- tester l'influence la superficie des sous-bassins et la disponibilité des données agronomiques sur la qualité de la relation entre teneur, flux de nitrate et excédent d'azote,
- fixer les conditions nécessaires à l'estimation de l'influence de l'excédent d'azote calculé sur les flux de nitrate,
- appliquer le modèle développé dans le chapitre précédent afin de tester sa validité pour l'ensemble des sous-bassins et ainsi valider l'influence de l'ordre sur le rôle tampon des zones humides riveraines et sa saisonnalité.

### 5.3.2 Matériel et méthode

L'étude est réalisée à partir de deux campagnes de mesure de la qualité de l'eau, l'une en période d'étiage (le 24/10/2007,  $Q_{S_{\text{Scorff}}} = 0,36 \text{ mm.J}^{-1}$ ) et l'autre en période de forts débits (le 29/01/2008,  $Q_{S_{\text{Scorff}}} = 2,45 \text{ mm.J}^{-1}$ ), aux exutoires de 101 sous-bassins couvrant différents ordres (Fig. 5-12 et 5-13). Les flux de solutés et les caractéristiques des sous-bassins sont estimés à partir de la méthodologie présentée au paragraphe 5.2.3 (Annexe 7). Nous remplaçons la délimitation des zones humides riveraines par celle obtenue à partir de l'indice climato-topographique ordonné.

Trois variables géomorphologiques et hydrologiques sont ajoutées:

- L'indice de compacité des sous-bassins (C) correspondant à la surface du bassin divisé par la longueur du talweg principal.
- La densité de drainage correspondant à la longueur de cours d'eau par unité de surface des bassins versants.
- La distance moyenne de transfert dans le versant estimé à partir d'un modèle d'écoulement monodirectionnel (Annexe 10).

Nous analysons dans un premier temps l'influence de l'ordre de Strahler sur la géomorphologie, l'occupation du sol, les teneurs et flux de nitrate à l'exutoire des différents sous-bassins étudiés. La prédominance du contrôle des caractéristiques agronomiques sur les variations spatiales des teneurs en nitrate est ensuite validée à partir d'un test de corrélation des rangs de Spearman avec l'ensemble des caractéristiques des sous-bassins. Nous analysons également l'influence de la superficie des sous-bassins et de la qualité de couverture des données agronomiques sur la validité de l'indice utilisé pour estimer la pression azotée d'origine agricole. L'influence des zones humides riveraines est ensuite vérifiée par régression multiple. En dernière partie, nous testerons la validité du modèle développé dans le précédent chapitre à partir de l'échantillon de sous-bassin correspondant aux critères de validité de l'excédent d'azote calculé.

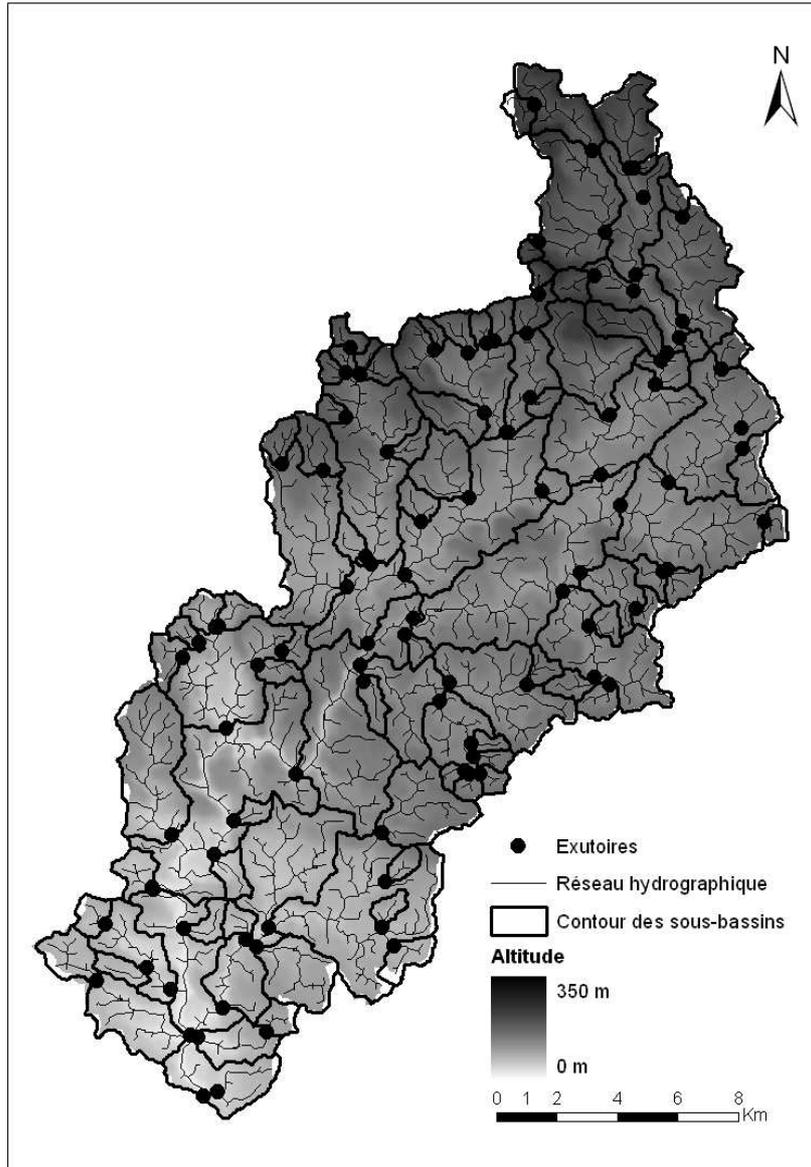


Figure 5-12: Contours et exutoires des 101 sous-bassins étudiés du bassin versant du Scorff.



Figure 5-13: Effectif de l'échantillon de sous-bassins par ordre.

### 5.3.3 Résultats

#### 5.3.3.1 Influence de l'ordre sur la géomorphologie, l'occupation du sol, les indicateurs du rôle tampon des zones humides riveraines et les teneurs et flux de nitrate à l'exutoire des bassins versants.

##### *Degré de développement des sous bassins et du réseau hydrographique*

En figure 5-14, nous observons une augmentation de la superficie moyenne des sous-bassins avec l'augmentation de l'ordre de 0,1 km<sup>2</sup> pour un ordre 1-2 à 308 km<sup>2</sup> pour l'ordre 6. Parallèlement, nous observons une augmentation de la longueur du réseau hydrographique de 1,9 km à 560,2 km de l'ordre 1-2 à l'ordre 6. L'ordre de Strahler apparaît donc bien comme un indicateur de développement du réseau hydrographique et d'échelle spatiale sur ce bassin versant.

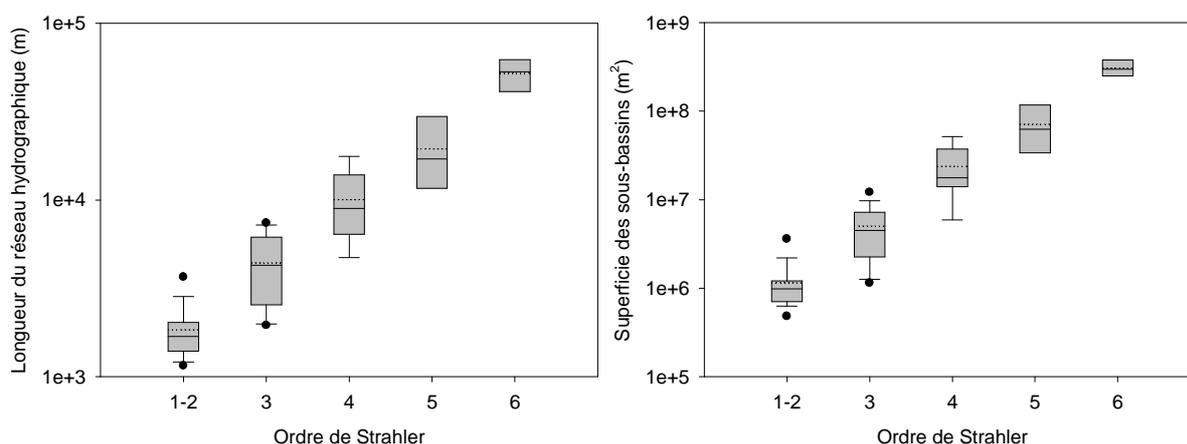


Figure 5-14: Boîte à moustache des longueurs du réseau hydrographique et superficie des sous-bassins en fonction de l'ordre de Strahler. (Les limites de la boîte indiquent le 25<sup>ème</sup> et le 75<sup>ème</sup> percentile, les moustaches indiquent le 10<sup>ème</sup> et 90<sup>ème</sup> percentile, les points indiquent le 5<sup>ème</sup> et 95<sup>ème</sup> percentile, le trait plein indique la médiane et les pointillés indiquent la moyenne).

### *Géomorphologie*

L'ensemble des variables géomorphologiques étudiées présente un gradient de valeurs en fonction de l'ordre des cours d'eau. Nous comparons, lorsque nécessaire, la représentativité de l'échantillon de 101 sous-bassins (représentés par les boîtes à moustache) par rapport à l'ensemble des superficies du bassin (représenté par une étoile sur la figure).

L'échantillon de sous-bassins ne permet pas de rendre compte de la relation entre l'ordre de Strahler des cours d'eau et l'altitude et la pente des sous-bassins (fig. 5-15a et b). Cette pente moyenne est comprise entre 0,03 et 0,12 m.m<sup>-1</sup> pour les sous-bassins étudiés. Estimée à partir de

l'ensemble des surfaces du bassin versant, nous observons une augmentation de la pente de 0,075 m.m<sup>-1</sup> à 0,082 m.m<sup>-1</sup> de l'ordre 1-2 à l'ordre 6. L'altitude moyenne des sous-bassins est comprise entre 58 et 223 m. Estimés à partir de l'ensemble des surfaces du bassin versant, cette altitude diminue en moyenne de 137,7 à 129,9 m de l'ordre 1 à 6. L'indice de compacité des sous-bassins (fig. 5-15c) diminue avec l'augmentation de l'ordre de Strahler de 0,6 à 0,3 m.m<sup>-2</sup> et révèle un allongement des sous-bassins quand l'ordre augmente. La densité de drainage (fig. 5-15d) présente également une évolution en fonction de l'ordre de Strahler avec une augmentation de 1,6 10<sup>-3</sup> m.m<sup>-2</sup> à 1,8 10<sup>-3</sup> m.m<sup>-2</sup>. Le pourcentage de zone humide potentielle (fig. 5-15e) augmente de 13,0 % à 13,9% de la surface des sous-bassins de l'ordre 1-2 à l'ordre 6. Le pourcentage de zone humide existant suit la même tendance avec une augmentation de 9,3 à 10,2 % de l'ordre 1-2 à 6. La distance de transfert dans le versant (fig. 5-15f) présente une diminution de 214 à 205 m alors que la distance de parcours dans le réseau hydrographique (fig. 5-15g) suit une tendance inverse de 0,8 à 25,9 km.

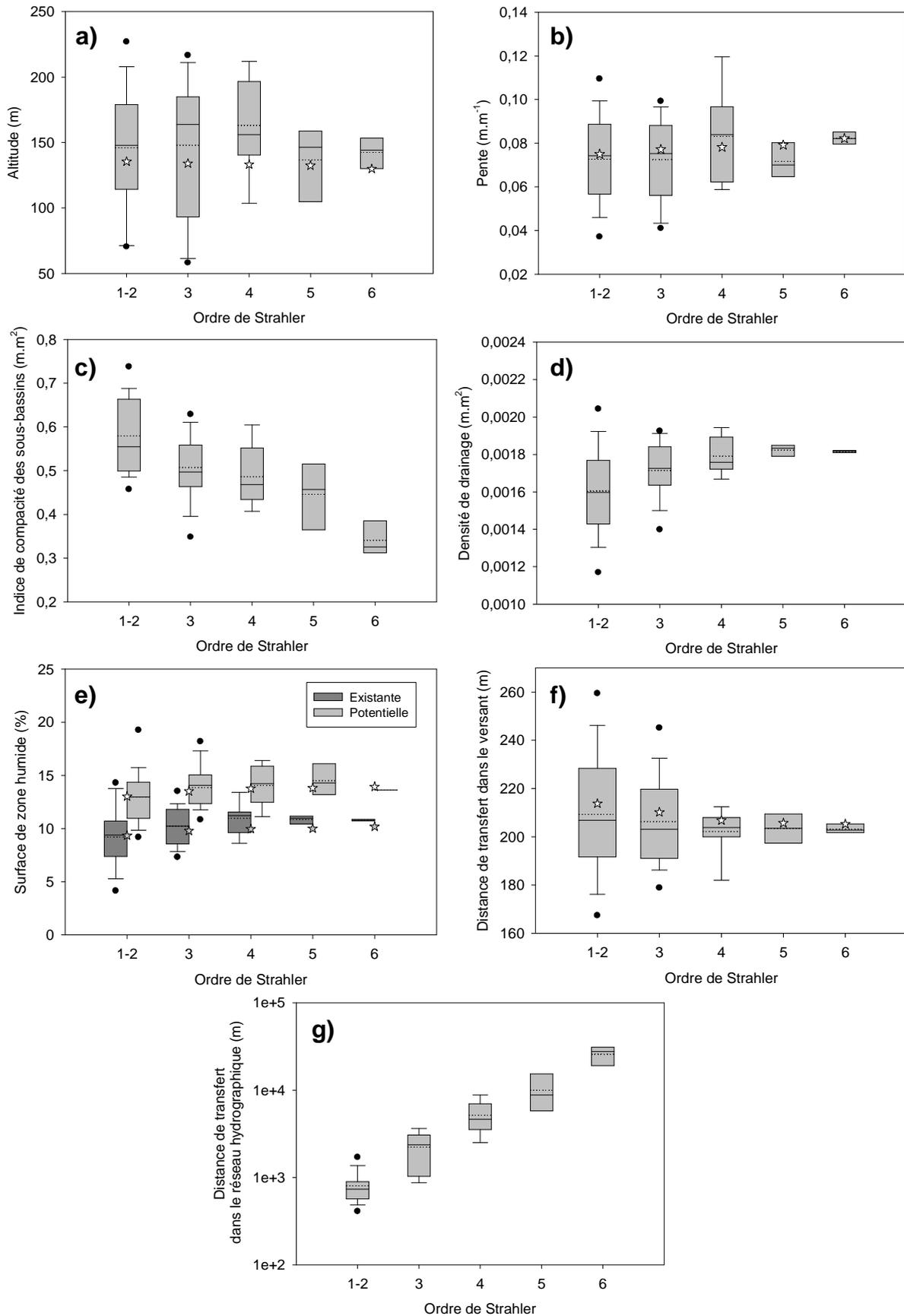


Figure 5-15: Boîte à moustache des caractéristiques géomorphologiques et hydrologiques en fonction de l'ordre de Strahler dans 101 sous-bassins du bassin versant du Scorff (Les étoiles représentent les valeurs moyennes obtenues sur l'ensemble du bassin à partir des données raster à pas de 50m).

## Occupation du sol

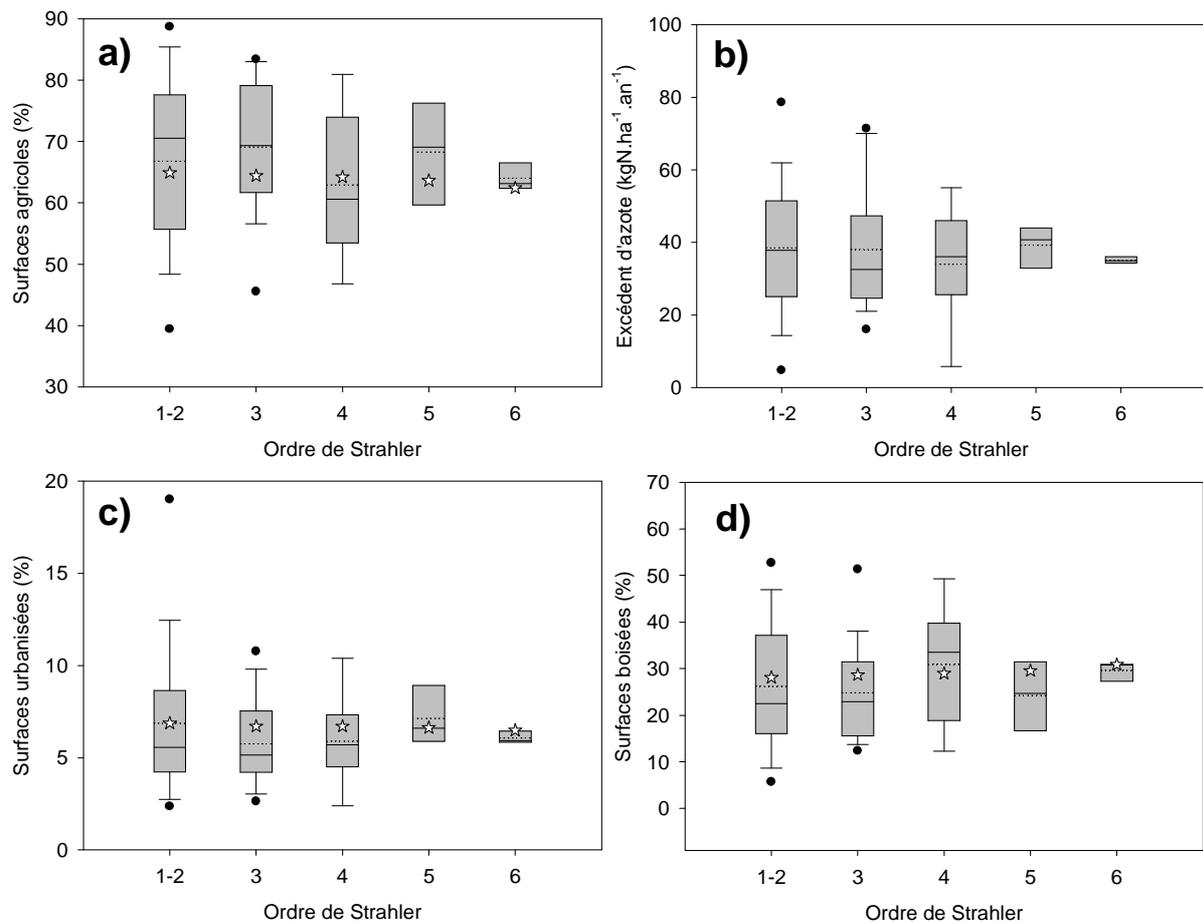


Figure 5-16: Boîte à moustache des différents types d'occupation du sol et des pratiques agricoles par ordre de Strahler.

A partir de l'échantillon de sous-bassins étudiés, nous n'observons pas de tendance en termes d'occupation du sol ou de pratiques agricoles avec l'augmentation de l'ordre des cours d'eau (fig. 5-16a à d). Cependant, à partir de l'ensemble du bassin versant du Scorff, nous observons une organisation de l'occupation du sol en fonction de l'ordre. Les surfaces agricoles et urbanisées diminuent respectivement de 64,8 à 62,1% et de 6,8 à 6,4%. A l'inverse, les surfaces boisées augmentent de 27,9 à 30,7%. Ne disposant des données agronomiques que pour l'échantillon de sous-bassins étudiés, nous ne pouvons déterminer la charge et l'excédent d'azote agricole par ordre sur l'ensemble du bassin. Cependant à partir de la relation entre le pourcentage de surface agricole et l'excédent d'azote à l'échelle du sous-bassin ( $R=0,549$ ,  $p<0,01$ ), nous pouvons supposer une tendance similaire à celle observée pour le pourcentage de superficie agricole.

## Teneur et flux de nitrate à l'exutoire

Les teneurs en nitrate à l'exutoire des 101 sous-bassins sont comprises entre 1,0 mgN.L<sup>-1</sup> et 13,6 mgN.L<sup>-1</sup> le 29/01/08 (débit élevé) et entre 2,4 et 12,8 mgN.L<sup>-1</sup> le 24/10/07 (étiage). Les flux de nitrate sont compris entre 7,1 et 31,7 mgN.m<sup>-2</sup>.J<sup>-1</sup> le 29/01/08 et entre 0,4 et 5,1 mgN.m<sup>-2</sup>.J<sup>-1</sup> le 24/10/2007. Nous n'observons pas de tendance en fonction de l'ordre des cours d'eau, ni pour les concentrations, ni pour les flux de nitrate (fig. 5-17). Cependant, nous observons une diminution significative des teneurs en nitrate dans les cours d'eau d'ordre 5 et 6 entre la période de débit élevé et la période d'étiage.

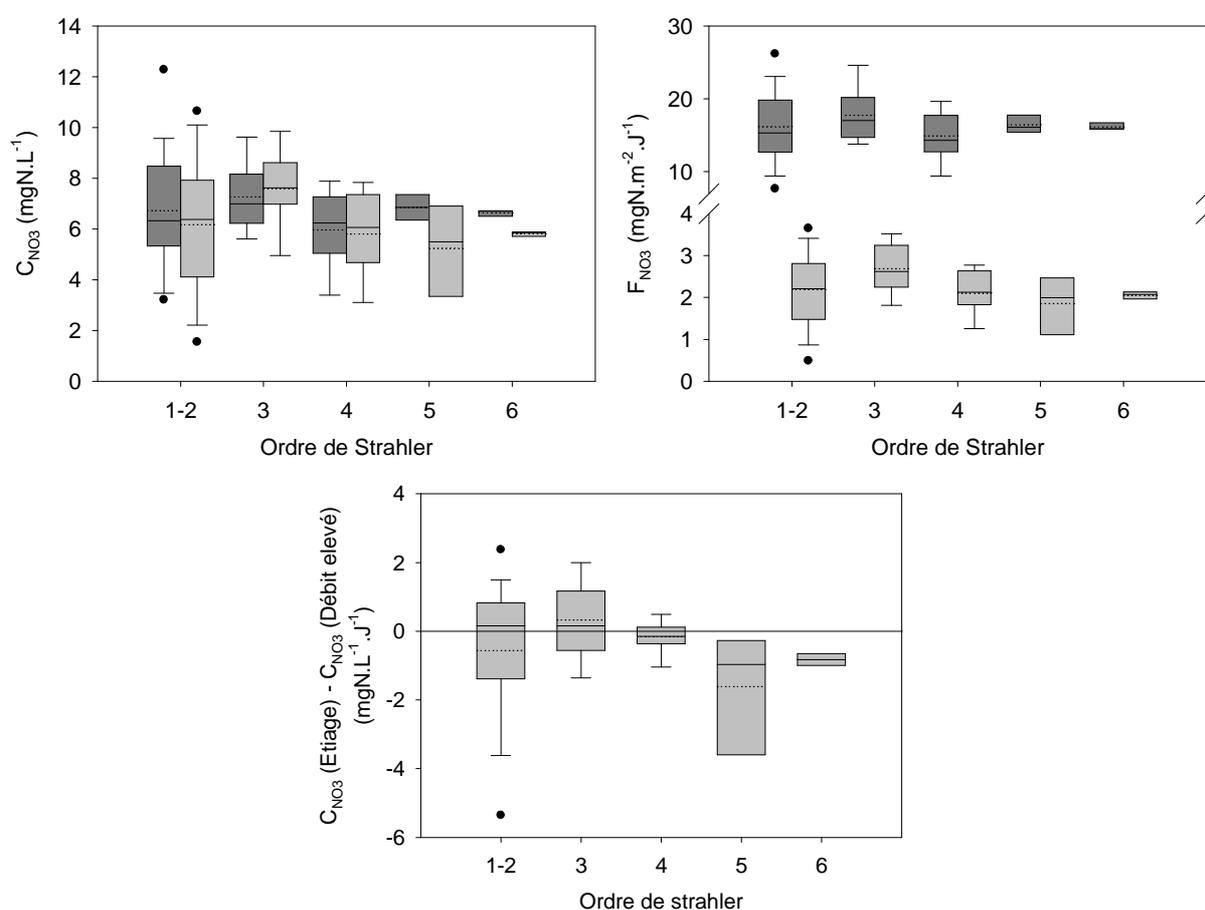


Figure 5-17: Boîte à moustache des teneurs et flux de nitrate mesurés à l'exutoire de 101 sous-bassins en période d'étiage (Octobre) et de débit élevé (Janvier) en fonction de l'ordre de Strahler.

### 5.3.3.2 Relation entre teneurs, flux de nitrates et caractéristiques des sous-bassins

#### *Identification des facteurs contrôlant les variations spatiales des teneurs et flux de nitrate*

Les variables présentant une relation positive fortement significative avec  $C_{NO_3}$  caractérisent l'extension des surfaces agricoles et les pratiques agronomiques (fig. 5-18). Ces variables sont le pourcentage de surfaces cultivées (Field), la charge d'azote (TNI), l'excédent d'azote (CI) et le pourcentage de surface agricole (Agr). A l'inverse, nous observons une relation négative avec le pourcentage de surface boisée (For). Cette relation négative ne peut être considérée comme la seule manifestation d'un rôle tampon des surfaces boisées car nous observons une colinéarité très importante avec les variables agricoles (tab. 5-4). Ces relations présentent globalement un niveau de signification plus important en période de hautes eaux qu'en période d'étiage comme cela a déjà été observé à partir du suivi temporel de 16 sous-bassins. Le niveau de signification maximal avec ces caractéristiques agricoles est observé avec les flux d'azote ( $R=0,56$  avec Field en période de débit élevé et  $R=0,43$  avec Agr en période d'étiage).

Pour  $C_{NO_3}$ , Une relation négative et significative est également observée avec des variables géographiques (latitude, longitude), climatiques (pluviométrie efficace), topographiques (altitude et pente), variables qui sont covariantes dans ce bassin. Cependant, exprimées en flux, la plupart de ces variables ne sont plus corrélées significativement avec  $F_{NO_3}$ . Seuls la latitude et la pente moyenne des sous-bassins conservent une relation significative avec  $F_{NO_3}$  et uniquement en période de hautes eaux. Cette perte de significativité peut être expliquée par un gradient de dilution des teneurs en nitrate qui est proportionnel à la hauteur de précipitations efficace (ER). Cette relation souligne l'influence du gradient climatique à l'échelle du bassin versant du Scorff sur les variations spatiales des teneurs en nitrate et l'absence d'influence significative sur les flux de nitrate.

Exprimé en flux, une relation significative et négative apparaît avec le pourcentage de zone humide effective (VBWe) et semble confirmer l'importance du rôle tampon des zones humides riveraines sur les flux d'azote drainés par les versants. Cependant, nous observons également une covariation de VBWe avec les variables caractérisant les surfaces agricoles. Cette covariation, qui n'est pas observée à partir de VBWp souligne l'influence importante de l'occupation des sols des zones humides riveraines sur le contrôle des surfaces de zones humides considérées efficaces en terme de rôle tampon. Elle souligne également les limites d'application d'une analyse statistique pour évaluer le rôle des zones humides riveraines à partir de cette extension, les relations observées pouvant être due en partie à une relation avec d'autres variables covariantes et en particulier avec la surface agricole qui est le premier facteur de contrôle des teneurs et flux de nitrate.

Aucune relation significative n'est observée avec la distance de transfert dans le réseau hydrographique (IS). Cette absence de relation peut cependant être expliquée par les conditions hydrologiques lors des prélèvements. En effet, dans l'étude précédente (chapitre 5.4.2.3.), la période de signification de la relation entre  $C_{NO_3}$  et IS est observée uniquement pour des débits inférieurs à  $0,2 \text{ mm}\cdot\text{J}^{-1}$ . Or, lors de l'étiage 2007, la valeur minimale de débit atteinte est de  $0,4 \text{ mm}\cdot\text{J}^{-1}$  du fait de précipitations estivales supérieures à la normale saisonnière.

Enfin, nous observons également une relation négative entre  $F_{NO_3}$  et la distance de transfert dans les versants (TS) pour les deux périodes hydrologiques. Cette relation négative et celle observée avec la pente moyenne des sous-bassins (Slp) semble mettre en évidence l'importance des processus se déroulant dans les versants sur la régulation des flux de nitrate. Ces caractéristiques géomorphologiques sont par ailleurs fortement dépendantes de la nature lithologique des sous-bassins. Cependant, nous ne traitons pas de cette influence dans ce mémoire et renvoyons le lecteur à des travaux spécifiques sur le fonctionnement hydrologique et hydrochimique des versants (Legout et al., 2005 ; Molénat et al., 2002, 2008).

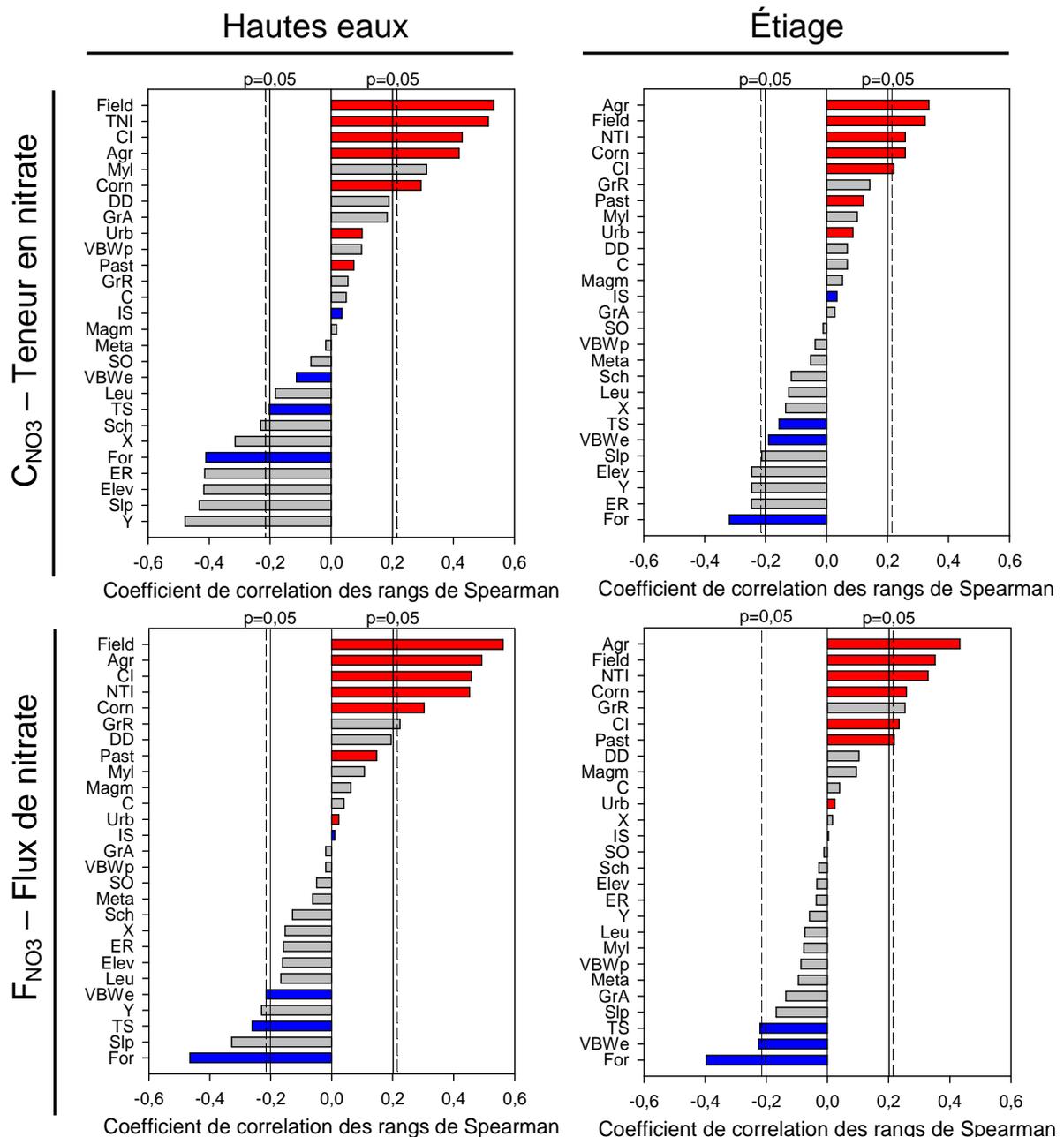


Figure 5-18: Coefficient de corrélation des rangs de Spearman entre les teneurs et flux de nitrate à l'exutoire des 101 sous-bassins et les caractéristiques de ces sous-bassins (seuil de signification représenté en trait tireté pour NTI et CI et en trait plein pour les autres variables). Les histogrammes en rouge et bleu représentent respectivement les caractéristiques représentant une source d'azote ou un puit d'azote à partir des données de la littérature ou des hypothèses émises dans cette étude)

Occupation du sol (% de la surface totale des sous-bassins) : *Field*, cultures ; *Agr*, agriculture ; *Corn*, maïs ; *Past*, prairies ; *For*, surfaces boisées ; *Urb*, zones urbaines ; *VBWp*, zones humides potentielles ; *VBWe*, zones humides existantes.

Agromonie : *NTI*, charge d'azote ; *CI*, excédent d'azote.

Lithologie (% de la surface totale des sous-bassins) : *Magm*, roche magmatique ; *Meta*, roche métamorphosée ; *GrR*, granite de Rostrenen ; *GrA*, granite d'anatexie ; *Leu*, leucogranites, *Sch*, schistes et micaschistes ; *Myl*, mylonites et ultramylonites.

Géomorphologie, géographie, climat et hydrologie : *Elev*, altitude moyenne ; *Slp*, pente moyenne ; *DD*, densité de drainage ; *C*, indice de compacité ; *ER*, hauteur de pluviométrie efficace (2006-2007) ; *TS*, distance moyenne de transfert dans les versants ; *IS*, distance moyenne de transfert dans le réseau hydrographique ; *SO*, ordre de Strahler ; *X*, longitude ; *Y*, latitude.

R	Y	ER	Elev	Slp	C	DD	SO	TNI	CI	For	Past	Field	Agr	Urb	Corn	Sch.	Myl.	GrR	GrA	Leu	Méta	VBWe	VBWp	IS	TS
X	0,589	0,617	0,617	0,067	0,023	0,028	0,147	-0,005	-0,359	-0,086	0,092	0,057	0,113	-0,160	-0,028	0,217	-0,517	0,041	-0,406	0,361	-0,163	-0,018	0,081	0,037	-0,226
	Y	0,910	0,911	0,486	0,080	-0,075	0,123	-0,105	-0,259	-0,126	0,309	-0,089	0,172	-0,271	-0,225	0,491	-0,614	0,483	-0,533	-0,046	0,038	-0,166	-0,323	0,005	0,006
		ER	1	0,371	0,022	-0,047	0,036	-0,083	-0,251	-0,116	0,317	-0,089	0,168	-0,331	-0,151	0,289	-0,608	0,475	-0,564	0,072	-0,149	-0,132	-0,247	-0,098	-0,113
			Elev	0,375	0,022	-0,045	0,033	-0,081	-0,251	-0,117	0,319	-0,093	0,168	-0,329	-0,155	0,290	-0,608	0,477	-0,561	0,068	-0,148	-0,138	-0,252	-0,101	-0,112
				Slp	0,226	0,084	0,141	-0,308	-0,380	0,420	-0,134	-0,382	-0,372	-0,305	-0,226	0,140	-0,221	0,167	-0,116	0,125	-0,104	-0,160	-0,486	0,162	-0,041
					C	0,330	0,463	-0,131	-0,102	0,128	0,053	-0,098	-0,066	-0,144	-0,133	0,233	0,253	0,069	0,195	-0,155	0,297	0,320	0,183	0,730	0,008
						DD	0,443	0,010	0,117	0,118	-0,009	-0,097	-0,125	0,123	0,041	-0,069	-0,074	0,047	-0,023	0,190	-0,198	0,226	0,405	0,472	-0,621
							SO	-0,177	-0,035	0,093	-0,016	-0,064	-0,091	0,055	0,013	0,353	0,145	0,051	0,081	-0,008	0,279	0,205	0,273	0,824	-0,067
								TNI	0,639	-0,702	0,376	0,582	0,733	0,015	0,357	0,161	-0,088	0,028	-0,154	-0,139	0,142	-0,212	0,073	-0,145	-0,044
									CI	-0,566	0,150	0,561	0,533	0,138	0,252	0,142	0,134	0,166	0,077	-0,405	0,227	-0,015	0,160	-0,060	0,058
										F	-0,571	-0,654	-0,965	-0,144	-0,336	-0,239	0,035	-0,311	0,191	0,458	-0,283	0,301	-0,038	0,121	-0,117
											P	-0,094	0,604	-0,006	-0,148	0,187	-0,160	0,328	-0,251	-0,232	0,130	-0,119	-0,030	0,010	0,031
												Field	0,667	-0,032	0,592	0,162	0,051	0,130	-0,051	-0,313	0,228	-0,204	0,037	-0,078	0,116
													SAU	-0,047	0,314	0,282	0,274	-0,155	-0,216	-0,419	0,270	-0,275	-0,007	-0,098	0,114
														ZU	0,135	-0,049	0,274	-0,155	0,090	-0,123	0,166	-0,130	0,166	0,034	-0,051
															M	-0,024	0,065	-0,128	-0,011	-0,015	0,041	-0,172	0,078	-0,029	-0,125
																Sch.	-0,213	0,172	-0,204	-0,297	0,697	-0,016	-0,098	0,269	0,286
																	Myl.	-0,294	0,598	-0,350	0,417	0,220	0,256	0,259	0,195
																		GrR	-0,257	-0,486	-0,037	-0,213	-0,267	-0,012	0,078
																			GrA	-0,274	0,074	0,153	0,143	0,156	0,273
																				Leu	-0,599	0,125	0,115	-0,019	-0,473
																					Méta	0,128	0,083	0,305	0,422
																						VBWe	0,641	0,371	-0,085
																							VBWp	0,327	-0,195
																								IS	-0,050

Tableau 5-4: Coefficient de corrélation des rangs de Spearman entre les caractéristiques topographiques, climatiques, hydrologiques, agronomiques et l'occupation du sol.

## ***Influence de l'échelle spatiale et de la disponibilité des données agronomiques sur la relation entre flux de nitrate et l'excédent d'azote d'origine agricole***

Dans l'analyse précédente, nous observons une relation plus importante entre les teneurs et flux de nitrate et les variables exprimant les surfaces agricoles ou les surfaces de cultures qu'avec les variables caractérisant le niveau de pression d'azote sur ces surfaces. Ces observations, et, dans le chapitre 5.2.4.1, l'amélioration de la relation entre l'excédent d'azote et les flux de nitrate en supprimant les sous-bassins ayant une faible superficie ou une faible couverture des surfaces agricoles par les données agronomiques, pose la question de la validité de cet excédent calculé pour les différentes échelles spatiales et couverture des surfaces agricoles par les données agronomiques.

Les bilans agronomiques étant réalisés à l'échelle de l'exploitation en considérant une répartition homogène de la charge et de l'excédent d'azote, nous supposons également une erreur plus importante dans l'estimation de l'excédent d'azote pour les plus petits sous-bassins. En effet, pour ces petits sous-bassins, la plupart des exploitations ne sont intégrées que partiellement dans ces sous-bassins et la répartition de la charge et de l'excédent à l'intérieur de l'exploitation devient un critère important pour estimer correctement ces variables à l'échelle du sous-bassin. Les sous-bassins étant délimités à partir d'un modèle numérique de terrain à pas de 50m, nous supposons aussi une erreur de délimitation liée à la résolution du MNT qui est d'autant plus importante que les sous-bassins ont une superficie réduite. De plus, si, à l'échelle de grands sous-bassins, les limites topographiques peuvent être assimilées aux limites du bassin versant, à l'échelle de sous-bassins de superficie réduite, les hétérogénéités géologiques peuvent induire une erreur de délimitation importante (Roche, 1963).

Afin de pouvoir inclure les données correspondant aux deux périodes hydrologiques sans intégrer l'influence de la différence de débit entre ces deux périodes, nous utilisons les valeurs de flux de nitrate normalisés par le débit spécifique moyen mesuré pour ces deux dates à la station de jaugeage de Pont-Kerlo. Ce flux normalisé a les dimensions d'une concentration:

$$C'_{NO_3} = \frac{F_{NO_3}}{Qs_{Scorff}}$$

### *Influence de l'échelle spatiale*

Dans cette étape de l'étude, nous étudions la relation entre  $C'_{NO_3}$  et l'excédent d'azote, CI, à partir de l'échantillon de 101 sous-bassins duquel nous supprimons les sous-bassins inférieurs à une superficie seuil qui augmente progressivement.

L'augmentation de la valeur seuil de superficie des sous-bassins induit (fig. 5-19):

- Une diminution des variations spatiales de  $C'_{NO_3}$  (représentée par l'écart type) : les sous-bassins de faibles superficies présentent les concentrations en nitrate les plus contrastées.
- Une augmentation de la variance spatiale de  $C'_{NO_3}$  qui est expliquée par CI jusqu'à environ 50% pour une valeur seuil de 1,4 km<sup>2</sup>. Cette valeur seuil correspond également à

la probabilité la plus faible d'une absence de relation entre ces deux variables. Cette variance reste stable entre 1,4 et 15 km<sup>2</sup> et diminue ensuite avec l'augmentation de la superficie.

Ces résultats montrent donc une prédiction de  $C_{NO_3}$  par CI qui est optimale pour une gamme de superficie comprise entre 1,4 km<sup>2</sup> et 15 km<sup>2</sup>. La dégradation de la relation pour une superficie inférieure à 1,4 km<sup>2</sup> peut être expliquée par l'augmentation de l'incertitude sur la valeur de CI et sur la délimitation des sous-bassins pour une faible superficie de ces sous-bassins. La dégradation de cette relation pour un seuil de superficie supérieur à 15 km<sup>2</sup> peut s'expliquer par une diminution de la gamme de variation spatiale des teneurs en nitrate (représentée par l'écart type) qui devient insuffisante pour estimer la relation entre ces deux variables.

### *Influence du pourcentage de surface agricole couverte par les données agronomiques*

Nous sélectionnons l'ensemble des sous-bassins de superficie supérieure à 1,4 km<sup>2</sup> et nous regardons l'influence du pourcentage de surface agricole couverte par les données agronomiques sur la qualité de la relation entre teneur en nitrate et excédents d'azote (5-20).

La suppression des sous-bassins présentant les plus faibles pourcentages de surface agricole couverte par les données agronomiques induit:

- Une augmentation de la variance spatiale de  $C_{NO_3}$  qui est expliquée par CI jusqu'à 70% pour une couverture minimale de 52% puis une diminution pour une valeur supérieure.
- Une évolution hétérogène de la variance spatiale de  $C_{NO_3}$  avec un maximum pour une couverture minimale de 58% et une forte diminution pour une valeur supérieure.

L'augmentation de la variance spatiale de  $C_{NO_3}$  qui est expliquée par CI avec l'augmentation de la couverture des surfaces agricoles par les bilans agronomiques montre la nécessité d'une couverture des données suffisante pour estimer la relation entre l'excédent d'azote et  $C_{NO_3}$ . La diminution de la variance expliquée par CI pour une valeur minimale supérieure à 58% s'explique par une couverture insuffisante de la gamme de variation spatiale des teneurs en nitrate (représentée par l'écart type).

Il semble donc que l'excédent d'azote soit responsable d'environ 70% de la variance spatiale des flux de nitrate. En sélectionnant les sous-bassins de superficie inférieure à 1,4 km<sup>2</sup> et avec une couverture des données agronomiques inférieures à 58%, nous obtenons la relation suivante avec une erreur de prédiction est de 1,2 mgN.L<sup>-1</sup>:

$$C'_{NO_3} = CI^{0,53 \pm 0,09} \cdot 10^{0,01 \pm 0,13}$$

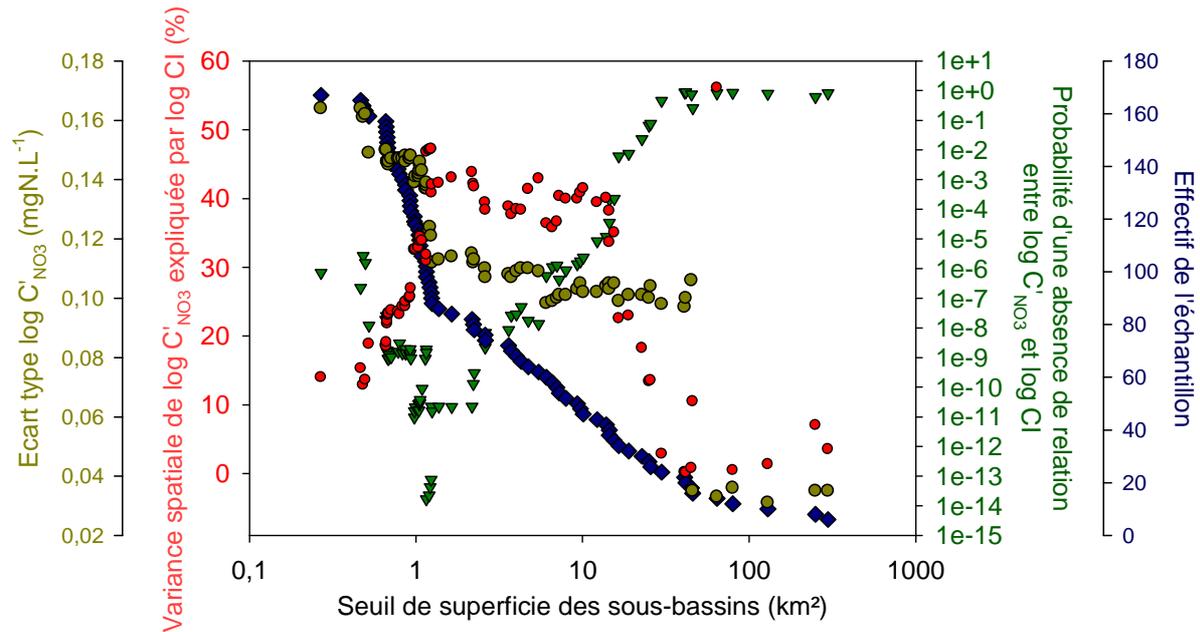


Figure 5-19: Évolution de la variance spatiale de  $C'_{NO_3}$  expliquée par CI (rond rouge), de la probabilité d'absence de relation entre  $C'_{NO_3}$  et CI (triangle vert), de l'écart type de  $C'_{NO_3}$  (rond marron) et de l'effectif de l'échantillon (losange bleu) en fonction de la superficie minimale des sous-bassins.

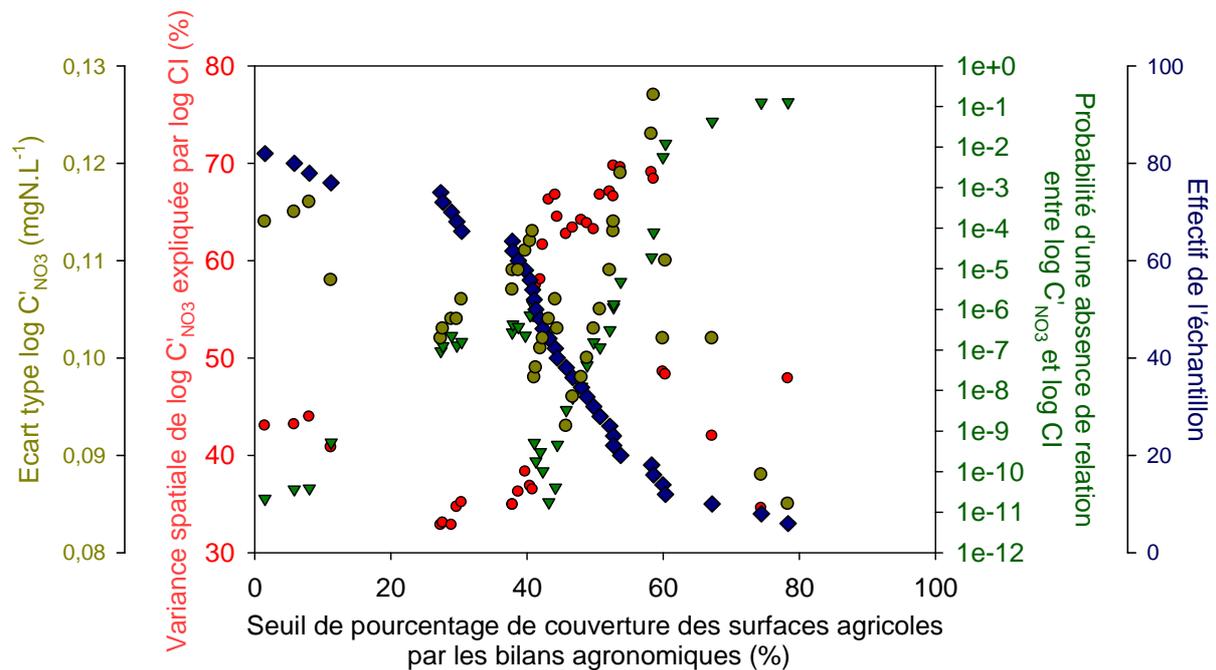


Figure 5-20: Évolution de la variance spatiale de  $C'_{NO_3}$  expliquée par CI (rond rouge), de la probabilité d'absence de relation entre  $C'_{NO_3}$  et CI (triangle vert), de l'écart type de  $C'_{NO_3}$  (rond marron) et de l'effectif de l'échantillon (losange bleu) en fonction du pourcentage minimal de surface agricole couverte par les données agronomiques.

## ***Relation entre flux de nitrate, indicateurs du rôle tampon des zones humides riveraines et autres caractéristiques des sous-bassins***

Nous testons l'influence du pourcentage de zone humide et de la distance de transfert dans le réseau hydrographique sur les flux de nitrate à l'exutoire des sous-bassins. L'effectif correspondant aux critères choisis précédemment étant faible (9 sous-bassins à deux dates), nous réalisons cette analyse à partir d'un échantillon étendu incluant les sous-bassins ayant une couverture des données agronomiques supérieure à 40%. L'effectif est alors de 28 sous-bassins pour chacune des dates. Cette analyse statistique est réalisée à partir de trois méthodes de régression et pour la période d'étiage et la période de débit élevé:

- une régression multiple à partir des trois indicateurs de contrôle identifiés dans le chapitre 5.2.4.1, l'excédent d'azote CI et les indicateurs du rôle tampon des zones humides riveraines (VBWe et IS). Cette méthode doit nous permettre d'évaluer le pourcentage de variance spatiale des flux de nitrate qui est expliquée par chacune de ces variables.
- une régression multiple pas à pas ascendante en forçant l'intégration de ces variables et en ajoutant l'ensemble des variables de l'étude. Cette méthode doit nous permettre de tester la signification de l'intégration d'une nouvelle variable explicative et l'influence de cette intégration sur la relation avec IS, VBWe et IS.
- une régression multiple pas à pas ascendante sans variable explicative imposée. Cette méthode doit nous permettre de vérifier si ces indicateurs sont les meilleurs estimateurs des variations spatiales des flux de nitrate.

A partir de la régression multiple avec CI, IS et VBWe, nous obtenons les relations suivantes :

$$\text{Débit élevé : } F_{NO3} = \frac{CI^{0,18} \cdot 10^{18,21}}{VBWe^{0,72} \cdot IS^{1,1 \cdot 10^{-5}}} \quad \text{Étiage : } F_{NO3} = \frac{CI^{0,03} \cdot 10^{2,64}}{VBWe^{0,10} \cdot IS^{1,6 \cdot 10^{-5}}}$$

En période de débit élevé, la variance spatiale des flux de nitrate expliquée par CI, VBWe et IS est respectivement de 62,9%, 8,4% et 0,4% soit un total de 71,5% de variance expliquée. Seul IS ne contribue pas significativement à une amélioration de la prédiction des flux de nitrate ( $p > 0,05$ ).

En période d'étiage, la variance spatiale des flux de nitrate expliquée par CI, VBWe et IS est respectivement de 35,7%, 4,7% et 4,9% soit un total de 45,2% de variance expliquée. Seul CI contribue significativement à une amélioration de la prédiction des flux de nitrate ( $p < 0,05$ ).

A partir de la régression multiple pas à pas ascendante avec CI, IS, VBWe imposés, nous obtenons les relations suivantes :

$$\text{Débit élevé : } F_{NO3} = \frac{CI^{0,18} \cdot Leu^{0,02} \cdot 10^{17,84}}{VBWe^{0,81} \cdot IS^{0,2 \cdot 10^{-5}}} \quad \text{Étiage : } F_{NO3} = \frac{CI^{0,03} \cdot 10^{2,64}}{VBWe^{0,10} \cdot IS^{1,6 \cdot 10^{-5}}}$$

En période de débit élevé, l'inclusion du pourcentage de leucogranites améliore la qualité de la prédiction des flux de nitrate ( $p < 0,05$ ). La variance spatiale des flux de nitrate expliquée par CI, VBWe, IS et Leu est respectivement de 62,6%, 10,5%, 0,3% et 4,5% soit un total de 78% de variance expliquée. Seul IS ne contribue pas significativement à une amélioration de la prédiction des flux de nitrate ( $p > 0,05$ ).

En période d'étiage, aucune variable ne contribue à l'amélioration de la relation ( $p > 0,05$ ).

A partir de la régression multiple pas à pas ascendante sans variables imposés, nous obtenons les relations suivantes :

$$\text{Débit élevé : } F_{NO3} = \frac{CI^{0,18} \cdot Leu^{0,02} \cdot 10^{18,20}}{VBWe^{0,81}} \quad \text{Étiage : } F_{NO3} = \frac{Field^{0,07} \cdot 10^{1,84}}{VBWp^{0,12}}$$

En période de débit élevé, les variables permettant la meilleure prédiction des flux de nitrate sont identiques aux modèles précédents avec une variance spatiale expliquée par chacune de ces variables similaires.

En période d'étiage, les variables permettant la meilleure prédiction des flux de nitrate sont le pourcentage de surfaces cultivées (Field) et de zones humide potentielles (VBWp) avec respectivement 36,6% et 19,4% de variance spatiale expliquée soit un total de 56%.

Ces résultats confirment la saisonnalité de l'influence des surfaces agricoles et des pratiques agronomiques avec un contrôle des variations spatiales des flux de nitrate plus important en période de débit élevé. Par ailleurs, l'excédent d'azote n'apparaît plus être le meilleur indicateur du rôle des activités agricoles en période d'étiage. Ces résultats confirment également la saisonnalité du rôle tampon des zones humides riveraines avec cependant une meilleure prédiction de l'influence des zones humides riveraines à partir de la surface de zone humide potentielle en période d'étiage. Dans l'étude précédente la période de signification de la relation avec VBWe n'était observée qu'en période d'étiage et s'étend à partir de cet échantillon plus important sur l'ensemble de l'année hydrologique. Ces résultats ne nous permettent pas de valider le rôle de la distance de transfert dans le réseau hydrographique. Cependant, cette absence de relation peut être expliquée en partie par les conditions

hydrologiques lors du prélèvement. En effet, dans l'étude précédente, chapitre 5.2, la relation avec la distance de transfert dans le réseau hydrographique n'était significative que pour un débit spécifique à la station de Pont-Kerlo inférieur à  $0,2 \text{ mm}\cdot\text{J}^{-1}$  alors que, lors des prélèvements pour l'étiage 2007, le débit spécifique y était de  $0,4 \text{ mm}\cdot\text{J}^{-1}$ . Par ailleurs, l'influence du pourcentage de leucogranite sur les flux de nitrate apparaît difficile à interpréter car la variabilité spatiale des propriétés géomorphologiques et hydrauliques de ce matériau ne permet pas de distinguer son fonctionnement hydrologique par rapport à d'autres substrats géologiques présents dans ce bassin. Cette variable étant fortement covariante avec les variables d'occupation du sol, il est possible que cette relation corresponde à une relation avec l'occupation du sol.

### 5.3.3.3 Validation de l'influence de l'ordre sur le rôle tampon des zones humides riveraines et sa saisonnalité

Nous appliquons le modèle développé dans le chapitre 5.2 sur l'échantillon de sous-bassins sélectionné précédemment (couverture des données agronomiques supérieure à 40% et superficie des sous-bassins supérieure à 1,4 km<sup>2</sup>) et en supprimant les sous-bassins qui ont servis à la construction du modèle. L'erreur standard de prédiction est de 1,2 mgN.L<sup>-1</sup> et le modèle explique 54% de la variance spatiale de C<sub>NO<sub>3</sub></sub>. Nous observons donc une dégradation de la prédiction des teneurs en nitrate à partir du modèle pour l'échantillon de validation (fig. 5-21). Cette dégradation de la variance spatiale de C<sub>NO<sub>3</sub></sub> expliquée par le modèle peut être le résultat d'une plus faible gamme de variation des teneurs en nitrate pour l'échantillon de validation.

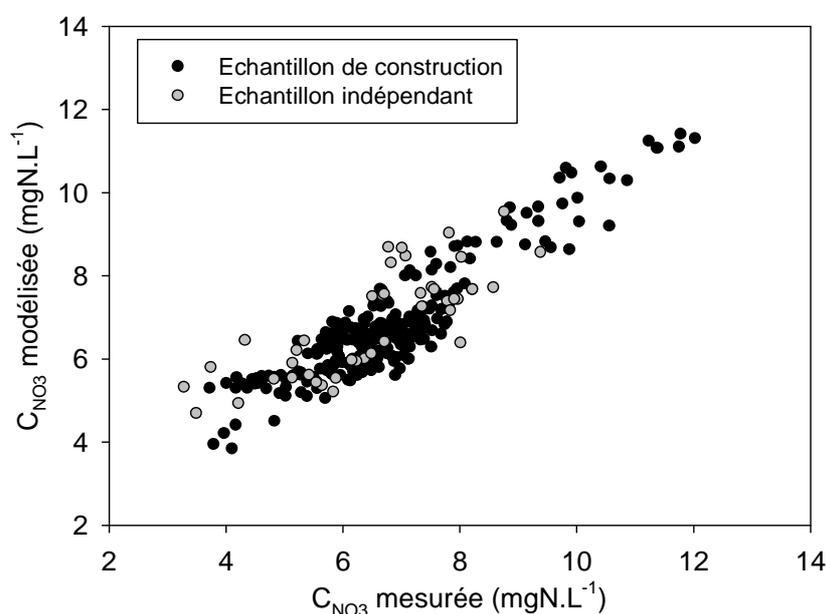


Figure 5-21: Concentrations en nitrate prédites en fonction des concentrations mesurées pour l'échantillon de construction du modèle et l'échantillon indépendant.

Nous réalisons de nouveau le calage du modèle par régression multiple avec les données de construction initiales et les données de validation pour étendre le calage spatial et temporel en respectant les critères de sélection préalablement établi. Le modèle explique 83,3% de la variance spatiale des teneurs en nitrate avec une erreur standard de 1,1mgN.L<sup>-1</sup>. Les paramètres d'influence de la surface de zone humide effective ne contribuent pas à l'amélioration de la prédiction ( $p > 0,05$ ). Cette perte de signification peut être expliquée par une évolution temporelle de la variable indicatrice du rôle tampon des zones humides riveraines comme observé précédemment avec un rôle tampon proportionnel au pourcentage de zone humide existante (VBWe) en période de débit important et au pourcentage de zone humide potentielle en période d'étiage (VBWp). De plus, lors de l'étude précédente, nous mis en évidence une signification de la relation entre C<sub>NO<sub>3</sub></sub> et VBWe uniquement pour un débit inférieur à 0,2 mm.J<sup>-1</sup> à la station de jaugeage. Ces conditions hydrologiques peuvent également expliquer la perte de signification avec VBWe lors du calage du modèle.

### 5.3.4 Discussion

Cette étude nous permet de valider les relations observées dans le précédent chapitre et donc de valider la quantification proposée de l'influence des zones humides riveraines et de l'ordre des cours d'eau sur ce rôle tampon. Notamment, elle confirme le rôle prédominant des pratiques agricoles sur le contrôle des flux de nitrate et de leur variation au sein du réseau hydrographique, rôle qui est plus marqué lorsque les flux d'eau circulant dans le bassin sont importants. Elle confirme également un rôle tampon des zones humides riveraines qui est proportionnel à leur extension dans le bassin, rôle qui est à l'inverse plus important en période d'étiage. Cette étude montre que ce rôle est plus important sur le contrôle des variations spatiales des flux de nitrate que dans la précédente étude, avec une influence significative sur l'ensemble de la période hydrologique. Nous mettons également en évidence une évolution saisonnière de l'extension des zones humides ayant un rôle tampon sur les flux de nitrate. En période d'étiage, nous observons un abattement des flux de nitrate proportionnel à l'ensemble des zones humides riveraines (VBWp) alors qu'en période de saturation en eau importante, les surfaces de zones humides ayant un rôle tampon se limitent à celles préservées du drainage et de la mise en cultures (VBWe) (Lowrance et al., 1984a). Cette saisonnalité peut être interprétée par :

- la diminution de l'influence du lessivage des excédents d'azote épandus sur ces zones humides en période d'étiage comme cela est observé sur la réponse globale du bassin
- la désaturation des drains en période d'étiage favorisant un fonctionnement normal de la zone humide riveraine

Les gradients observés pour l'ensemble des variables géomorphologiques, l'occupation du sol et les indicateurs du rôle tampon des zones humides riveraines confirment une organisation des processus contrôlant les flux de nitrate avec l'ordre des cours d'eau. Ces processus étant :

- une diminution des flux d'azote entrant dans le bassin versant du fait d'un développement des activités agricoles contraint par cette évolution géomorphologique (Allan, 2004),
- une augmentation de l'abattement des flux d'azote lors de leur transfert du versant au cours d'eau qui est proportionnel à la superficie « efficace » de zone humide riveraine
- une augmentation de l'abattement des flux d'azote liée à l'augmentation de la distance de transfert dans le réseau hydrographique. Cependant, cette influence n'a pas été validée pour un étiage moins marqué que dans l'étude précédent.

Cette étude met également en avant plusieurs points méthodologiques.

Tout d'abord, dans un contexte où les gradients de précipitations sont importants, il est nécessaire de raisonner en termes de flux de nitrate car les variations spatiales des teneurs en nitrate sont largement influencées par un gradient de dilution des flux d'azote par ce gradient de précipitation. Pour les sous-bassins de superficie inférieur à 1,4 km<sup>2</sup>, la forte hétérogénéité spatiale des sous-bassins

(Wood et al., 1988), l'importance de la prise en compte de l'organisation des pratiques agronomiques à une échelle inférieure à celle d'une exploitation (Beaujouan et al., 2001 ; Ruiz et al., 2002) et l'incertitude sur la délimitation réelle du bassin versant hydrogéologique (Roche, 1953) rendent difficile l'évaluation du rôle respectif des facteurs contrôlant les flux d'azote à partir de cette méthodologie.

L'influence des processus de régulation des flux d'azote dans le réseau hydrographique étant plus importante en période d'étiage (Hill, 1981) et le lessivage des flux de nitrate minimal (Di et Cameron, 2002), il est nécessaire de réaliser un suivi hydrochimique durant des étiages marqués pour mettre en évidence, à partir de cette méthodologie, l'influence de la distance de transfert au sein du réseau hydrographique sur la régulation des flux de nitrate. Enfin, les nombreuses covariances observées entre les variables ayant un rôle sur la régulation des flux d'azote rendent également difficile l'évaluation de leur influence respective (Ruhl, 1995).

## **5.4 Apport des autres traceurs chimiques naturels à la compréhension de l'évolution saisonnière et spatiale du rôle tampon des zones humides riveraines**

### **5.4.1 Introduction**

La saturation en eau des sols, la nature des sols et la position des cours d'eau à l'interface du cours d'eau et des versants donnent aux zones humides riveraines un fonctionnement hydrologique et hydrochimique différent de ceux des versants (Naiman et Decamps, 1997). Cette différence de fonctionnement modifie la signature chimique de l'eau lors du drainage des flux des versants au cours d'eau ou lors du transfert au sein du réseau hydrographique. Les variations spatiales et temporelles de la composition chimique du cours d'eau et leur relation avec les caractéristiques des sous-bassins permettent de mettre en évidence l'impact des zones humides riveraines sur la réponse hydrochimique globale d'un bassin versant (Spruill, 2000). Cette signature chimique des zones humides riveraines se manifeste notamment par une diminution des flux des composants chimiques présentant une sensibilité importante aux conditions réductrices et dont la phase réduite est exportée vers l'atmosphère sous forme gazeuse (Lischeid et al., 2007). Ces molécules sont notamment le nitrate et les sulfates et l'abattement est favorisé par des teneurs en carbone organique importante pour supporter la demande métabolique des bactéries (Davidsson et al., 2000 ; Wiessner et al., 2005). La forte accumulation de matière organique dans les zones humides riveraines et la saturation des horizons organiques induit également une exportation importante de carbone organique dissous dans le cours d'eau alors que cette exportation est faible dans les versants (Fiebig et al., 1990 ; McGlynn et McDonnell, 2003).

Dans ce complément d'étude, nous étudions les relations entre les teneurs et flux en éléments chimiques à l'exutoire des sous-bassins avec ceux de nitrate et les caractéristiques des sous-bassins pour valider les observations réalisées dans les précédents chapitres et identifier les processus hydrochimiques responsable du rôle tampon des zones humides riveraines.

Pour cela, nous avons réalisés des analyses complémentaires à partir de l'ensemble des prélèvements réalisés dans le cadre du suivi temporel de teneurs en nitrate à l'exutoire des 16 sous-bassins et des prélèvements réalisés en période d'étiage et de débits élevés à l'exutoire des 101 sous-bassins. Nous testons également la pertinence de la prise en compte des teneurs en carbone organique comme indicateur de la disponibilité de ce carbone organique dans les zones humides et son contrôle sur le rôle tampon de ces zones humides riveraines.

## 5.4.2 Matériel et méthode

Les teneurs en chlorure ( $C_{Cl}$ ) et sulfate ( $C_{SO_4}$ ) ont été mesurées par chromatographie ionique (Dionex®, Sunnyvale, CA) avec une précision de 5%. Les concentrations en calcium ( $C_{Ca}$ ), magnésium ( $C_{Mg}$ ), potassium ( $C_K$ ) et sodium ( $C_{Na}$ ) sont mesurées par spectrométrie à absorption de flamme. La teneur totale en carbone dissous ( $C_{CTD}$ ), après oxydation thermique de la matière organique dissoute, et la teneur en carbone inorganique dissous ( $C_{DIC}$ ) ont été mesurées sur un analyseur de carbone Shimadzu™ TOC 5050A à l'Université de Rennes 1 (Laboratoire Ecobio). La teneur en carbone organique dissous ( $C_{DOC}$ ) est calculée par différence entre  $C_{TDC}$  et  $C_{DIC}$ . La teneur en silice dissoute ( $C_{Si}$ ) a été mesurée par spectrométrie à partir de la méthode au silicomolybdate. La teneur en phosphore réactif soluble ( $C_{SRP}$ ) a été mesurée à partir de la méthode de Murphy et Riley (1962) sans digestion.

Nous testons, à partir de l'échantillon de 101 sous-bassins, les covariations spatiales entre les teneurs et flux de solutés avec ceux de nitrate et les caractéristiques des sous-bassins à partir du teste de corrélation de Spearman. L'influence des conditions hydrologiques est mise en évidence à partir des deux dates de prélèvement à l'exutoire de ces sous-bassins et du suivi sur une année hydrologique à l'exutoire des 16 sous-bassins. L'influence de ces conditions hydrologiques est testée à partir du test de corrélation de Pearson après normalisation des variables et des débits mesurés à la station de jaugeage de Pont-Kerlo (cf. paragraphe 5.2.3.2, fig. 5-1).

Tableau 5-5: Coefficient de corrélation de Spearman entre les teneurs en solutés mesurés à l'exutoire des 101 sous-bassins le 29 janvier 2007 (hautes eaux).

	$C_{NO3}$	$C_{SO4}$	$C_{SRP}$	$C_{Ca}$	$C_{Mg}$	$C_{Na}$	$C_K$	$C_{DOC}$	$C_{DIC}$	$C_{Si}$
$C_{Cl}$	0,318	0,188	0,136	0,326	0,497	0,795	0,343	0,006	0,458	SD
	$C_{NO3}$	0,344	-0,080	0,729	0,729	0,457	0,391	-0,298	0,199	SD
		$C_{SO4}$	0,094	0,513	0,539	0,366	0,493	0,154	0,497	SD
			$C_{SRP}$	-0,142	-0,056	0,197	0,054	0,063	0,226	SD
				$C_{Ca}$	0,728	0,412	0,503	-0,076	0,331	SD
	P<0,05				$C_{Mg}$	0,611	0,724	0,028	0,540	SD
						$C_{Na}$	0,445	-0,104	0,486	SD
	P<0,01						$C_K$	0,187	0,652	SD
								$C_{DOC}$	0,369	SD
	P<0,001								$C_{DIC}$	SD

Tableau 5-6: Coefficient de corrélation de Spearman entre les teneurs en solutés mesurés à l'exutoire des 101 sous-bassins le 24 octobre 2008 (étiage).

	$C_{NO3}$	$C_{SO4}$	$C_{SRP}$	$C_{Ca}$	$C_{Mg}$	$C_{Na}$	$C_K$	$C_{DOC}$	$C_{DIC}$	$C_{Si}$
$C_{Cl}$	0,305	0,254	0,062	0,231	0,429	0,577	0,308	-0,035	0,258	0,182
	$C_{NO3}$	0,341	0,098	0,497	0,566	0,308	0,265	-0,419	-0,093	0,070
		$C_{SO4}$	0,084	0,386	0,419	0,310	0,392	0,105	0,358	0,150
			$C_{SRP}$	0,035	-0,059	0,345	0,099	-0,103	0,125	0,515
				$C_{Ca}$	0,698	0,403	0,430	-0,178	0,399	0,026
					$C_{Mg}$	0,591	0,695	-0,087	0,422	-0,103
						$C_{Na}$	0,481	-0,096	0,471	0,272
							$C_K$	0,084	0,427	-0,023
								$C_{DOC}$	0,368	0,145
									$C_{DIC}$	0,254

Tableau 5-7: Coefficient de corrélation de Spearman entre les flux de solutés calculés à l'exutoire des 101 sous-bassins le 29 janvier 2007 (hautes eaux).

	$F_{NO3}$	$F_{SO4}$	$F_{SRP}$	$F_{Ca}$	$F_{Mg}$	$F_{Na}$	$F_K$	$F_{DOC}$	$F_{DIC}$	$F_{Si}$
$F_{Cl}$	0,074	-0,026	0,218	0,122	0,358	0,615	0,294	0,166	0,476	SD
	$F_{NO3}$	0,246	-0,137	0,641	0,646	0,224	0,312	-0,293	0,104	SD
		$F_{SO4}$	0,053	0,418	0,440	0,206	0,384	0,191	0,427	SD
			$F_{SRP}$	-0,167	-0,064	0,259	0,031	0,090	0,260	SD
				$F_{Ca}$	0,664	0,232	0,440	0,015	0,164	SD
					$F_{Mg}$	0,494	0,733	0,130	0,464	SD
						$F_{Na}$	0,424	0,053	0,505	SD
							$F_K$	0,302	0,595	SD
								$F_{DOC}$	0,459	SD
									$F_{DIC}$	SD

Tableau 5-8: Coefficient de corrélation de Spearman entre les flux de solutés calculés à l'exutoire des 101 sous-bassins le 24 octobre 2008 (étiage).

	$F_{NO3}$	$F_{SO4}$	$F_{SRP}$	$F_{Ca}$	$F_{Mg}$	$F_{Na}$	$F_K$	$F_{DOC}$	$F_{DIC}$	$F_{Si}$
$F_{Cl}$	0,239	0,188	0,095	0,116	0,252	0,408	0,220	0,114	0,246	0,263
	$F_{NO3}$	0,300	0,062	0,420	0,530	0,190	0,228	-0,322	-0,138	0,076
		$F_{SO4}$	0,084	0,365	0,398	0,274	0,343	0,202	0,329	0,237
			$F_{SRP}$	0,033	-0,112	0,467	0,082	0,038	0,230	0,598
				$F_{Ca}$	0,652	0,228	0,378	-0,084	0,343	0,018
					$F_{Mg}$	0,395	0,689	-0,030	0,337	-0,104
						$F_{Na}$	0,381	0,059	0,459	0,397
							$F_K$	0,109	0,371	0,001
								$F_{DOC}$	0,457	0,332
									$F_{DIC}$	0,388

### 5.4.3 Résultats

#### 5.4.3.1 Relation entre les teneurs des différents solutés et les caractéristiques des sous-bassins

Dans les tables 5-5 et 5-6, les *teneurs en nitrate* ( $C_{NO_3}$ ) sont corrélées positivement et significativement avec l'ensemble des teneurs en cations majeurs ( $C_{Ca}$ ,  $C_{Mg}$ ,  $C_{Cl}$  et  $C_K$ ) et des teneurs en anions majeurs ( $C_{SO_4}$ ,  $C_{Cl}$ ). Le niveau de signification de ces relations est plus important en période de débit important qu'en période d'étiage. Comme pour  $C_{NO_3}$ , les teneurs de ces ions majeurs présentent une relation négative importante avec la hauteur de pluviométrie efficace (ER), l'altitude (Elev), la pente (Slp) et la latitude (Y) des sous-bassins (tab. 5-9 et 5-10). Ces variables sont par ailleurs covariantes à l'intérieur de ce bassin (tab. 5-4). Les teneurs en ions majeurs présentent également une relation positive importante avec les variables caractérisant les surfaces et les pratiques agronomiques et négative avec le pourcentage de surface boisée (For) excepté pour  $C_{SO_4}$  qui présente une relation positive importante avec la surface urbanisée des sous-bassins (Urb). Par ailleurs, le niveau de signification de la relation est inférieur pour  $C_{Cl}$  et  $C_{Na}$  qui présentent également une relation positive avec Urb.

$C_{NO_3}$  est corrélé négativement avec  $C_{DOC}$  avec un niveau de signification plus important de la relation en période d'étiage. Aucun des autres solutés, à l'exception de  $C_{DIC}$ , ne présentent de relation avec  $C_{DOC}$ .

Par ailleurs,  $C_{DIC}$ ,  $C_{Si}$  et  $C_{SRP}$  ne présentent pas de relation significative avec  $C_{NO_3}$  mais sont corrélés positivement et significativement entre eux, excepté entre  $C_{DIC}$  et  $C_{SRP}$  à l'étiage. Aucune des variables caractérisant les sous-bassins n'est corrélée significativement avec les teneurs de ces trois solutés.

Nous observons globalement (tab 5-7 et 5-8), pour les *flux de nitrate* ( $F_{NO_3}$ ), une diminution de la significativité des relations observées à partir des teneurs, excepté pour  $F_{Cl}$  en période de débit élevé et  $F_{Na}$  en période d'étiage. Nous observons également un niveau de signification avec  $F_{NO_3}$  qui est supérieur en période de débit élevé excepté pour  $F_{SO_4}$  et  $F_{Cl}$ . Les ions majeurs, exprimés en flux, présentent une relation qui n'est plus ou peu significative avec la hauteur de pluviométrie efficace, l'altitude et la latitude moyenne des sous-bassins alors qu'une relation importante apparaît entre ces caractéristiques et les flux de carbone organique dissous et de silice (tab. 5-11 et 5-12).

Par ailleurs, les flux et teneurs en chlorure, carbone organique dissous, sodium, magnésium et potassium présentent des relations significatives avec les caractéristiques lithologiques du substrat des sous-bassins. Cependant l'organisation spatiale de ces différents substrats lithologiques est corrélée positivement et significativement à celle de la hauteur de pluviométrie efficace, de l'altitude et partiellement aux caractéristiques agricoles.

Tableau 5-9: Coefficient de corrélation de Spearman entre les teneurs en solutés mesurés à l'exutoire des 101 sous-bassins en période d'étiage (Octobre).

Octobre (mg.L <sup>-1</sup> )	C <sub>Cl</sub>	C <sub>SO4</sub>	C <sub>DOC</sub>	C <sub>DIC</sub>	C <sub>SRP</sub>	C <sub>Si</sub>	C <sub>Na</sub>	C <sub>Mg</sub>	C <sub>Ca</sub>	C <sub>K</sub>
X	-0,255	-0,080	0,218	0,059	0,129	0,320	-0,290	-0,331	-0,088	-0,453
Y	-0,442	-0,047	0,290	0,019	0,205	0,350	-0,437	-0,422	-0,286	-0,267
ER	-0,540	-0,141	0,292	-0,141	0,054	0,191	-0,643	-0,483	-0,277	-0,327
Elev	-0,540	-0,145	0,290	-0,143	0,057	0,194	-0,641	-0,484	-0,283	-0,323
Slp	-0,269	-0,143	-0,119	-0,259	0,249	0,020	-0,237	-0,390	-0,365	-0,234
DD	-0,155	0,212	-0,181	-0,016	-0,028	-0,244	-0,145	0,062	0,073	0,011
C	0,015	-0,017	-0,175	0,037	-0,079	-0,176	-0,025	0,061	-0,063	0,028
SO	-0,057	0,186	0,008	0,285	0,094	-0,099	0,093	0,124	0,069	0,089
TNI	0,002	0,117	-0,062	0,172	0,104	0,114	0,136	0,280	0,281	0,298
Cl	0,249	0,150	0,085	0,318	-0,076	0,071	0,280	0,462	0,350	0,478
For	0,038	-0,171	-0,092	-0,351	-0,036	-0,274	-0,130	-0,386	-0,401	-0,341
Past	-0,181	-0,048	0,135	0,073	0,018	0,057	-0,168	0,055	0,063	0,142
Field	0,076	0,181	-0,094	0,268	0,009	0,167	0,229	0,436	0,443	0,248
Agr	-0,084	0,110	0,033	0,283	0,010	0,224	0,059	0,349	0,350	0,292
Urb	0,234	0,340	0,080	0,260	0,145	0,119	0,362	0,199	0,209	0,261
Corn	-0,102	0,083	-0,221	-0,060	0,047	0,082	0,051	0,149	0,300	0,156
Sch	-0,022	0,038	0,202	0,292	0,172	0,363	0,048	-0,009	-0,163	0,174
Myl	0,404	-0,024	-0,215	0,159	-0,049	-0,219	0,437	0,398	0,252	0,283
GrR	-0,259	0,100	0,161	0,096	-0,062	0,030	-0,180	0,034	-0,009	0,092
GrA	0,288	-0,028	-0,270	0,158	-0,002	-0,087	0,479	0,338	0,158	0,311
Leu	-0,181	-0,028	-0,059	-0,343	0,015	-0,156	-0,339	-0,378	-0,170	-0,433
Meta	0,274	-0,015	0,116	0,384	0,090	0,219	0,338	0,230	-0,009	0,289
Magm	-0,274	0,015	-0,116	-0,384	-0,090	-0,219	-0,338	-0,230	0,009	-0,289
VBWe	0,117	0,008	0,117	0,102	-0,183	-0,155	-0,021	-0,075	-0,152	-0,030
VBWp	0,199	0,056	0,042	0,198	-0,057	-0,017	0,130	0,039	0,084	-0,029
IS	0,004	0,102	-0,111	0,211	-0,018	-0,177	0,110	0,144	0,061	0,064
TS	0,239	-0,266	0,177	0,226	0,027	0,181	0,286	0,056	-0,137	0,207

Tableau 5-10: Coefficient de corrélation de Spearman entre les teneurs en solutés mesurés à l'exutoire des 101 sous-bassins en période de hautes eaux (Janvier).

Janvier (mg.L <sup>-1</sup> )	C <sub>Cl</sub>	C <sub>SO4</sub>	C <sub>DOC</sub>	C <sub>DIC</sub>	C <sub>SRP</sub>	C <sub>Si</sub>	C <sub>Na</sub>	C <sub>Mg</sub>	C <sub>Ca</sub>	C <sub>K</sub>
X	-0,359	-0,189	0,410	0,022	-0,075	SD	-0,434	-0,319	-0,178	-0,278
Y	-0,664	-0,176	0,340	0,036	-0,061	SD	-0,627	-0,317	-0,381	-0,091
ER	-0,761	-0,293	0,211	-0,181	-0,163	SD	-0,766	-0,403	-0,332	-0,197
Elev	-0,757	-0,294	0,211	-0,177	-0,160	SD	-0,764	-0,404	-0,339	-0,192
Slp	-0,406	-0,263	-0,170	-0,265	0,009	SD	-0,365	-0,407	-0,570	-0,285
DD	-0,097	0,147	-0,150	0,023	0,052	SD	0,159	-0,041	-0,030	-0,022
C	-0,043	-0,105	-0,297	-0,055	0,026	SD	0,072	-0,030	-0,017	-0,050
SO	-0,042	0,104	-0,018	0,235	0,127	SD	0,099	-0,040	-0,038	0,017
TNI	0,143	0,173	0,062	0,299	0,071	SD	0,091	0,326	0,256	0,301
Cl	0,383	0,317	0,003	0,465	-0,022	SD	0,321	0,601	0,444	0,529
For	-0,063	-0,249	-0,338	-0,498	0,050	SD	-0,090	-0,468	-0,361	-0,452
Past	-0,182	-0,023	0,150	0,224	-0,022	SD	-0,179	0,085	0,085	0,233
Field	0,202	0,196	0,155	0,343	-0,087	SD	0,266	0,499	0,420	0,303
Agr	-0,001	0,160	0,263	0,421	-0,039	SD	0,033	0,430	0,315	0,400
Urb	0,242	0,421	0,148	0,302	0,059	SD	0,339	0,201	0,227	0,230
Corn	0,049	0,088	0,016	0,084	-0,080	SD	0,093	0,129	0,134	0,130
Sch	-0,054	0,027	0,343	0,378	0,124	SD	-0,031	0,080	-0,119	0,287
Myl	0,565	0,007	-0,343	0,076	-0,001	SD	0,553	0,259	0,270	0,076
GrR	-0,346	0,039	0,063	0,192	-0,050	SD	-0,205	0,110	-0,046	0,169
GrA	0,516	0,150	-0,336	0,171	0,186	SD	0,544	0,251	0,099	0,221
Leu	-0,273	-0,131	-0,022	-0,455	0,018	SD	-0,330	-0,444	-0,091	-0,417
Meta	0,334	0,000	0,167	0,372	0,024	SD	0,318	0,267	0,064	0,283
Magm	-0,334	0,000	-0,167	-0,372	-0,024	SD	-0,318	-0,267	-0,064	-0,283
VBWe	0,124	-0,061	-0,010	-0,047	-0,050	SD	0,052	-0,072	0,044	-0,042
VBWp	0,282	0,044	0,095	0,132	0,043	SD	0,204	0,046	0,247	0,033
IS	0,013	0,026	-0,134	0,155	0,076	SD	0,166	-0,029	-0,003	-0,013
TS	0,279	-0,111	0,138	0,229	0,057	SD	0,222	0,097	-0,121	0,193

Tableau 5-11: Coefficient de corrélation de Spearman entre les flux de solutés calculés à l'exutoire des 101 sous-bassins en période d'étiage (Octobre).

Octobre (mgN.m <sup>-2</sup> .J <sup>-1</sup> )	F <sub>Cl</sub>	F <sub>SO4</sub>	F <sub>DOC</sub>	F <sub>DIC</sub>	F <sub>SRP</sub>	F <sub>Si</sub>	F <sub>Na</sub>	F <sub>Mg</sub>	F <sub>Ca</sub>	F <sub>K</sub>
X	0,017	0,074	0,330	0,236	0,247	0,450	0,030	-0,139	0,099	-0,307
Y	-0,060	0,170	0,439	0,216	0,274	0,596	-0,059	-0,156	-0,023	-0,075
ER	-0,086	0,096	0,454	0,112	0,163	0,464	-0,233	-0,202	0,010	-0,114
Elev	-0,086	0,091	0,452	0,110	0,165	0,466	-0,231	-0,202	0,003	-0,111
Slp	-0,225	-0,086	-0,063	-0,247	0,210	0,127	-0,167	-0,307	-0,277	-0,173
DD	-0,187	0,190	-0,181	0,018	-0,056	-0,203	-0,138	0,092	0,068	0,035
C	-0,019	-0,025	-0,190	0,019	-0,132	-0,159	-0,046	0,041	-0,071	0,034
SO	-0,074	0,192	0,014	0,274	0,060	-0,049	0,115	0,159	0,096	0,128
TNI	0,099	0,122	-0,046	0,205	0,116	0,123	0,222	0,381	0,291	0,357
Cl	0,260	0,103	0,046	0,317	-0,048	0,033	0,268	0,497	0,300	0,466
For	-0,157	-0,207	-0,121	-0,409	-0,078	-0,293	-0,268	-0,511	-0,452	-0,423
Past	0,027	0,036	0,196	0,203	0,070	0,195	0,007	0,188	0,153	0,230
Field	0,156	0,166	-0,088	0,242	0,010	0,110	0,235	0,472	0,447	0,284
Agr	0,131	0,163	0,081	0,361	0,037	0,267	0,212	0,481	0,420	0,385
Urb	0,107	0,252	0,006	0,169	0,166	0,019	0,280	0,161	0,113	0,224
Corn	-0,111	0,065	-0,213	-0,077	0,067	-0,010	-0,007	0,165	0,271	0,154
Sch	0,153	0,119	0,260	0,338	0,152	0,458	0,202	0,128	-0,057	0,270
Myl	0,148	-0,186	-0,332	-0,007	-0,099	-0,392	0,147	0,163	0,065	0,143
GrR	-0,032	0,198	0,225	0,176	-0,052	0,189	0,007	0,197	0,123	0,210
GrA	0,009	-0,174	-0,368	-0,004	-0,053	-0,281	0,240	0,129	-0,038	0,144
Leu	-0,214	0,018	-0,030	-0,278	0,058	-0,126	-0,283	-0,349	-0,126	-0,408
Meta	0,272	-0,054	0,087	0,325	0,052	0,187	0,279	0,188	-0,019	0,285
Magm	-0,272	0,054	-0,087	-0,325	-0,052	-0,187	-0,279	-0,188	0,019	-0,285
VBWe	0,086	-0,007	0,104	0,132	-0,188	-0,159	-0,034	-0,145	-0,185	-0,079
VBWp	0,140	0,012	0,007	0,220	-0,010	-0,096	0,108	-0,066	0,004	-0,079
IS	-0,075	0,078	-0,127	-0,180	-0,029	-0,166	0,068	0,127	0,044	0,071
TS	0,195	-0,283	0,149	0,149	-0,006	0,125	0,238	-0,015	-0,198	0,179

Tableau 5-12: Coefficient de corrélation de Spearman entre les flux de solutés calculés à l'exutoire des 101 sous-bassins en période de hautes eaux (Janvier).

Janvier (mgN.m <sup>-2</sup> .J <sup>-1</sup> )	F <sub>Cl</sub>	F <sub>SO4</sub>	F <sub>DOC</sub>	F <sub>DIC</sub>	F <sub>SRP</sub>	F <sub>Si</sub>	F <sub>Na</sub>	F <sub>Mg</sub>	F <sub>Ca</sub>	F <sub>K</sub>
X	-0,018	-0,016	0,532	0,191	-0,033	SD	-0,080	-0,097	-0,009	-0,048
Y	-0,228	0,073	0,520	0,272	-0,113	SD	-0,235	-0,107	-0,073	0,202
ER	-0,262	-0,051	0,427	0,081	-0,158	SD	-0,357	-0,106	-0,044	0,083
Elev	-0,257	-0,053	0,426	0,084	-0,157	SD	-0,353	-0,106	-0,052	0,087
Slp	-0,365	-0,159	-0,085	-0,183	-0,116	SD	-0,293	-0,237	-0,398	-0,114
DD	-0,179	0,121	-0,151	0,042	0,038	SD	-0,027	-0,008	0,018	-0,056
C	-0,097	-0,087	-0,288	-0,067	-0,052	SD	0,071	-0,032	-0,019	-0,022
SO	-0,068	0,164	-0,032	0,247	0,068	SD	0,157	-0,031	-0,013	0,049
TNI	0,252	0,158	0,066	0,307	0,105	SD	0,215	0,412	0,197	0,320
Cl	0,413	0,225	-0,028	0,425	0,083	SD	0,295	0,531	0,279	0,397
For	-0,262	-0,265	-0,331	-0,516	-0,006	SD	-0,266	-0,527	-0,343	-0,483
Past	0,058	0,043	0,223	0,315	0,035	SD	0,040	0,175	0,118	0,288
Field	0,237	0,175	0,102	0,307	-0,088	SD	0,317	0,514	0,403	0,306
Agr	0,216	0,191	0,273	0,465	-0,006	SD	0,232	0,513	0,317	0,452
Urb	0,076	0,359	0,055	0,200	0,132	SD	0,192	0,061	0,101	0,101
Corn	-0,008	0,038	-0,034	0,034	-0,046	SD	0,039	0,067	0,071	0,041
Sch	0,181	0,148	0,383	0,467	0,054	SD	0,168	0,204	0,007	0,395
Myl	0,279	-0,156	-0,468	-0,114	0,027	SD	0,270	0,029	0,048	-0,106
GrR	-0,117	0,144	0,148	0,311	-0,088	SD	-0,002	0,260	0,106	0,288
GrA	0,256	-0,027	-0,446	-0,012	0,197	SD	0,326	0,046	-0,136	0,009
Leu	-0,299	-0,099	0,018	-0,395	0,049	SD	-0,311	-0,390	-0,055	-0,356
Meta	0,359	0,002	0,119	0,325	0,003	SD	0,299	0,220	0,039	0,270
Magm	-0,359	-0,002	-0,119	-0,325	-0,003	SD	-0,299	-0,220	-0,039	-0,270
VBWe	0,116	-0,124	0,004	-0,048	0,007	SD	0,025	-0,201	-0,076	-0,128
VBWp	0,237	-0,039	0,062	0,075	0,149	SD	0,187	-0,098	0,092	-0,091
IS	-0,099	0,033	-0,165	0,131	0,016	SD	0,153	-0,076	-0,041	-0,008
TS	0,290	-0,120	0,105	0,174	0,016	SD	0,247	0,103	-0,095	0,210

En dehors de  $F_{Mg}$  en période hivernale, et de  $F_{NO_3}$  pour les deux périodes, aucune relation significative n'est observée avec le pourcentage de zone humide effective. Et seul  $C_{DIC}$  présente une relation significative avec IS.

### 5.4.3.2 Influence des conditions hydrologiques sur la relation entre flux de solutés et flux de nitrate

L'évolution temporelle de la relation entre  $F_{NO_3}$  et les flux des autres solutés à l'exutoire des différents sous-bassins est corrélée significativement avec le débit spécifique ( $p < 0,05$ ), excepté pour  $F_{SRP}$ . L'évolution de la significativité des relations est qualitativement similaire à celle observée à partir des prélèvements réalisée à l'exutoire des 101 sous-bassins. Cependant, nous observons également une relation positive significative avec  $F_{Si}$  pour un débit spécifique inférieur à  $0,20 \text{ mm.J}^{-1}$ . L'absence de signification de cette relation à partir des prélèvements à l'exutoire des 101 sous-bassins peut s'expliquer par un débit supérieur à ce seuil lors de cette campagne de prélèvement ( $0,36 \text{ mm.J}^{-1}$ ).

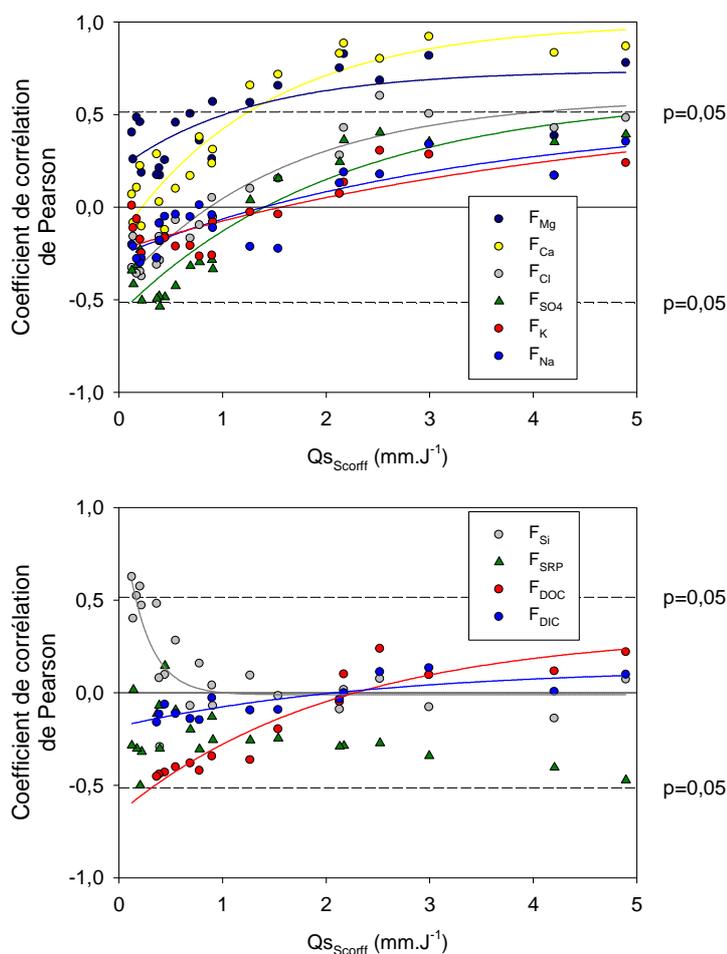


Figure 5-22: Relation entre le coefficient de corrélation entre  $F_{NO_3}$  et les flux des autres solutés mesurés à l'exutoire des sous-bassins et le débit spécifique à la station de jaugeage de Pont-Kerlo.

#### 5.4.4 Prise en compte des teneurs en carbone organique dans l'estimation du rôle tampon des zones humides riveraines

A l'échelle locale, nous avons mis en évidence l'importance des teneurs en carbone organique dissous leur saisonnalité sur les variations spatiales et temporelles du rôle tampon des zones humides riveraines. La relation observée à partir des 101 sous-bassins entre les teneurs en nitrate et les teneurs en carbone organique dissous semble mettre en évidence l'importance de ces teneurs sur la régulation des teneurs en nitrate. Parallèlement, nous n'observons pas de relation entre les teneurs en matière organique dans les eaux et l'extension des zones humides riveraines, les zones humides riveraines étant pourtant considérées comme la source la plus importante de carbone organique dissous. Cette absence de relation montre que l'hétérogénéité spatiale de la disponibilité en matière organique dans les zones humides observée à l'échelle locale peut expliquer la faible significativité de la relation entre l'extension des zones humides riveraines et les teneurs en nitrate.

En considérant que les teneurs en carbone organique dissous au sein du réseau hydrographique révèle l'organisation spatiale de la disponibilité en carbone organique dans les zones humides riveraines, nous incluons dans le modèle développé dans le chapitre 5.2 une pondération du rôle tampon des zones humides riveraines par les teneurs en carbone organique dissous, tant lors de leur transfert du versant au cours d'eau que lors du transfert au sein du réseau hydrographique.

Le modèle devient :

$$C_{NO3} = \frac{10^{d-f \cdot (1-e^{-g \cdot Q_s})} \cdot CI^{h+i \cdot (1-e^{-j \cdot Q_s})}}{(VBWe \cdot C_{DOC})^{k+l \cdot (1-e^{-m \cdot Q_s})} \cdot (IS \cdot C_{DOC})^{n-o \cdot (1-e^{-p \cdot Q_s})}}$$

L'intégration des teneurs en carbone organique dissous augmente la significativité des paramètres de l'influence de l'extension des zones humides riveraines et du temps de transfert dans le réseau hydrographique excepté pour les paramètres d'influence du débit spécifique sur le rôle de l'extension des zones humides (tab. 5-13). L'évolution temporelle des teneurs en carbone organique dissous semble donc un facteur important contrôlant le rôle tampon des zones humides riveraines et sa saisonnalité. Il semble que pour le rôle des zones humides riveraines sur les flux de nitrate circulant du versant au cours d'eau, l'évolution saisonnière des teneurs en carbone organique dissous suffise à expliquer celle de ce rôle tampon.

Le modèle explique alors 87% de la variance spatiale et temporelle des teneurs en nitrate et l'erreur de prédiction est de 0,6 mgN.L<sup>-1</sup>. A partir du modèle initial, cette variance expliquée est de 82%.

Le modèle est le suivant :

$$C_{NO3} = \frac{10^{1,96-1,42 \cdot (1-e^{-2,28 \cdot Q_s})} \cdot CI^{0,13+0,46 \cdot (1-e^{-1,04 \cdot Q_s})}}{(VBWe \cdot C_{DOC})^{0,15+0,37 \cdot (1-e^{-0,05 \cdot Q_s})} \cdot (IS \cdot C_{DOC})^{0,39-0,34 \cdot (1-e^{-4,32 \cdot Q_s})}}$$

Tableau 5-13: Significativité des paramètres du modèle permettant d'évaluer le rôle tampon des zones humides riveraines.

	Paramètres	p	
		Modèle sans C <sub>DOC</sub> *	Modèle avec C <sub>DOC</sub>
VBWe	k	0,195	0,005
	l	0,748	0,878
	e	0,868	0,904
IS	n	0,179	0,010
	o	0,253	0,027
	p	0,043	<0,001

#### 5.4.5 Discussion et Conclusion

L'étude des variations spatiales et temporelles des teneurs et flux en différents solutés dans le réseau hydrographique nous permet de confirmer le rôle des pratiques agricoles et des processus de régulation des flux de nitrate au sein du bassin versant du Scorff avec une saisonnalité contrôlée par les conditions hydrologiques. Elle permet également d'intégrer de nouvelles connaissances sur la nature des processus responsable de cette régulation et sur les facteurs contrôlant les variations spatiales et temporelles de ces processus.

Elle confirme l'importance du gradient climatique sur les variations des teneurs en solutés dans le réseau hydrographique. Elle confirme également le rôle majeur des activités agricoles sur les variations de la qualité de l'eau avec une influence étendue sur l'ensemble des ions majeurs. Ceci est mis en évidence par la covariation des flux de nitrate et autres ions majeurs et par leur relation avec le développement des activités agricoles. Cette covariation a été observée, par ailleurs, dans les nappes (Lowrance et al., 1984b) et dans les eaux de surface (Wayland et al., 2003 ; Zampella et al., 2007) avec des teneurs plus importantes en contexte agricole que forestier. Cette relation positive est expliquée par une augmentation de la

---

\* Le suivi des teneurs en carbone organique dissous ayant été initié au mois de décembre 2006, nous avons recalculé les paramètres du modèle initial sur la période correspondant au suivi de ces teneurs afin de comparer les paramètres du modèle avec ou sans l'inclusion de C<sub>DOC</sub> sur une période similaire. La relation la plus forte entre C<sub>NO3</sub>, VBWe et IS étant observée de Juillet à Octobre 2006, nous observons une perte de signification de la plupart des paramètres sur cette période de suivi.

vitesse d'altération des minéraux du sol liée au travail du sol (Bertol et al., 2005) et à l'acidification induite par la minéralisation des intrants azotés (Fernandez et al., 2003). Pour les flux de calcium et de magnésium, qui présentent les relations les plus significatives avec le flux de nitrate, le lessivage partiel des amendements de carbonates de calcium ou de magnésium (utilisés pour compenser cette acidification des sols agricoles) est également responsable de cette relation (Wong et al., 1992). La relation avec  $C_K$  et  $C_{SO_4}$  peut également être expliquée par les apports de sulfate de potassium (utilisés comme fertilisant dans les parcelles agricoles). La saisonnalité de la relation entre ces flux de solutés et la surface agricole des sous-bassins confirme également la saisonnalité de l'influence du lessivage des sols agricoles sur la qualité de l'eau dans le réseau hydrographique.

Cette étude montre également une relation inverse entre l'exportation de nitrate et de carbone organique qui est particulièrement forte en période d'étiage. Cette relation semble être la signature de la contribution des zones humides riveraines aux flux du réseau hydrographique. En effet, une relation identique est observée à l'échelle locale (chapitre 3) dans les zones humides riveraines, avec un abattement des teneurs en nitrate d'autant plus important que les teneurs en carbone organique sont importantes. De plus, les zones humides riveraines sont considérées comme la principale source de matière organique dans le réseau hydrographique (Fiebig et al., 1990), avec une relation entre extension des zones humides et les teneurs en carbone organique dans les cours d'eau (Eckhardt et Moore, 1990 ; Gorham et al., 1998). De nombreux auteurs expliquent la relation entre les teneurs de ces solutés, dans les zones humides et dans le réseau hydrographique, par un contrôle de la dénitrification par des concentrations limitantes en carbone organique dissous (Seitzinger, 1994 ; Hill et al., 1988, 2004 ; Pfenning et McMahon, 1997).

L'absence de relation entre l'extension des zones humides et les flux ou teneurs en carbone organique dissous, sur le bassin versant du Scorff, peut être expliquée par les différences de fonctionnement hydrologique et hydrochimique observées dans les deux zones humides étudiées. Ces observations montrent une variabilité spatiale importante de la disponibilité en matière organique dans les zones humides et donc du rôle tampon des zones humides riveraines indépendamment de leur surface. L'amélioration de la qualité du modèle développé au chapitre 4, en incluant une pondération de l'influence de la surface de zone humide et de la distance de transfert dans le réseau hydrographique par ces teneurs en carbone organique dissous, nous permet de valider l'influence des teneurs en matière organique sur l'abattement des flux de nitrate lors du transfert des flux du versant au cours d'eau et au sein du réseau hydrographique.

Dans la littérature, l'abattement des flux d'azote dans les bassins versants est essentiellement affecté à la dénitrification (Galloway et al., 2005 ; Seitzinger et al., 2006). Cependant, la prise en compte de l'ensemble des processus régulant les flux du nitrate et plus globalement de l'azote est complexe et difficile à évaluer. La relation inverse entre teneur

matière organique dissoute et teneur en nitrate peut être interprétée par la fixation du nitrate sous forme organique (Devito et al., 1989 ; Svendsen et Kronvang, 1993) ou, à l'inverse, par la minéralisation de cette matière organique et l'oxydation de l'ammonium produit en nitrate (Lovley et Phillips, 1986 ; Jones et al., 1995 ; Booth et al., 2005). De plus, cette relation peut également révéler un contrôle du lessivage des excédents de nitrate par les teneurs en matières organiques de ces sols (Evans et al., 2006).

La relation inverse observée entre teneur en silice et teneur en nitrate pour les débits les plus faibles est une signature spécifique d'une fixation de l'azote par les diatomées (Garnier et al., 1995) et montre que les processus, autre que la dénitrification, peuvent avoir une influence importante sur le contrôle des flux de nitrate au sein du réseau hydrographique. Les relations observées avec la distance de transfert dans le réseau hydrographique dans le chapitre 4 ne peuvent être affectées uniquement au rôle tampon des zones humides riveraines. Nous pouvons donc supposer un rôle significatif de la fixation d'azote par ces diatomées, mais aussi par les algues et les macrophytes (Triska, et al., 1989 ; Jansson et al., 1994 ; Haury et Aidara, 1999).

## **5.5 Conclusion**

Dans ce chapitre, nous avons mis en évidence la saisonnalité de l'influence de l'ordre sur la régulation des flux de nitrate. En période de forts débits, cette influence est due essentiellement à l'organisation spatiale des pratiques agronomiques à l'intérieur du bassin. Cette organisation est contrôlée par les contraintes topographiques et hydrologiques avec un développement des activités agricoles plus important dans les sous-bassins d'ordre faible qui présentent une pente plus faible et une extension des zones humides moins importante.

En période d'étiage, Les processus de régulation des flux d'azote au sein du réseau hydrographique et de la zone humide riveraine deviennent prépondérants dans le contrôle des variations spatiales des flux de nitrate. L'évolution de l'extension des zones humides riveraines et de la distance de transfert dans le réseau hydrographique en fonction de l'ordre se traduit par une diminution importante des flux d'azote des sous-bassins amont à l'exutoire du bassin versant.

L'abattement des flux en nitrate est également contrôlé par les teneurs en carbone organique dissous que ce soit dans les zones humides que dans le réseau hydrographique.

L'évolution de l'abattement des flux de nitrate avec l'ordre ne peut pas être attribuée uniquement à la dénitrification dans les zones humides riveraines. En particulier, la fixation sous forme organique dans les zones humides ou dans le cours d'eau peut expliquer une proportion significative de l'abattement et de l'influence de l'ordre sur cet abattement.

## **6 Conclusion générale**



Parallèlement au développement démographique, on observe une intensification des pratiques agricoles et une dégradation de la qualité des eaux à l'échelle mondiale. L'influence de cette intensification est particulièrement visible en Bretagne avec une augmentation très importante des flux d'azote, et en particulier de nitrate, circulant dans la nappe et les cours d'eau. Les zones humides riveraines ont été identifiées comme une zone de régulation de ces flux en exportant une partie de ces flux d'azote vers l'atmosphère. A l'heure actuelle, dans le cadre des politiques locales de l'eau, une délimitation de ces zones humides est en cours afin d'appliquer une réglementation nouvelle relative à leur conservation. Cependant, à l'heure actuelle et malgré de nombreuses recherches, les connaissances scientifiques montrent encore leur limite dans l'estimation de l'effet des zones humides sur les flux d'azote à l'échelle d'un bassin versant. Afin de d'apporter une connaissance nécessaire à une gestion raisonnée de ces zones humides riveraines et des surfaces agricoles, nous avons étudié l'organisation spatiale du rôle des humides riveraines et de leur fonctionnement hydrologique et hydrochimique.

Après un bilan des connaissances, trois axes d'étude sur la relation avec l'ordre des cours d'eau ont été développés :

- Le fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines
- L'organisation des zones humides riveraines
- Le rôle tampon des zones humides riveraines

## **6.1 Synthèse des résultats**

### **6.1.1 Fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines et ordre des cours d'eau**

A l'échelle locale, nous avons mis en évidence une variabilité spatiale du fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines entre un ordre 2 et un ordre 5. Cette variabilité spatiale s'inscrit dans un gradient géomorphologique et pédologique qui évolue avec l'ordre des cours d'eau et suppose une organisation de cette variabilité avec l'ordre.

Les principales évolutions observées avec l'augmentation de l'ordre sont :

- Une diminution de la période de saturation des horizons organiques dénitrifiants, saturation qui est permanente à l'amont et observée uniquement en période de forte charge à l'aval.
- Une augmentation de la connectivité hydrologique entre les alluvions de la zone humide riveraine, le versant et le cours d'eau,
- Et une augmentation de l'influence du cours d'eau sur la dynamique de la nappe qui induit une fréquence et une amplitude d'oscillation de la nappe plus importantes et une homogénéisation verticale de la chimie de la nappe.

Ce changement de fonctionnement est à l'origine d'une évolution du rôle tampon des zones humides et de la saisonnalité de ce rôle tampon avec l'ordre. Pour un ordre faible, la faible connectivité hydrologique des horizons organo-minéraux avec le versant et le cours d'eau induit un faible impact de l'abattement des flux de nitrate sur les flux drainés du versant au cours d'eau avec un rôle tampon maximal en période d'étiage. Pour un ordre élevé, la forte connectivité de la zone humide induit un rôle tampon important de la zone humide riveraine mais ce rôle tampon est limité par la saisonnalité de la disponibilité en matière organique et il n'est observé qu'en période de forte charge.

Ces résultats montrent ainsi la nécessité de prendre en compte l'organisation spatiale de la nature des alluvions et des interactions avec le cours d'eau afin d'estimer le rôle tampon des zones humides riveraines et sa saisonnalité à l'échelle d'un bassin versant.

### 6.1.2 Organisation des surfaces de zones humides riveraines et ordre des cours d'eau

L'extension des surfaces de zones humides présentent également une organisation en fonction de l'ordre du cours d'eau. Cette organisation est contrôlée par :

- un gradient géomorphologique induisant une augmentation de l'extension des zones humides par rapport aux dimensions des versants pour un ordre important,
- un gradient d'influence du cours d'eau induisant également une augmentation de l'extension des zones humides pour un ordre important.

Les résultats obtenus à l'échelle locale montre un contrôle de la dynamique de charge hydraulique dans la zone humide par la dynamique du cours d'eau pour un ordre élevé. Parallèlement, la modélisation de l'extension des zones humides riveraines montre une augmentation de l'influence des conditions aval (représentée par la dénivelée au cours d'eau) quand l'ordre augmente. Cette influence contribue à une augmentation de l'extension des zones humides riveraines par rapport à celle estimée par les conditions amont (topographie et hydrologie des versants). Cette augmentation de l'extension des zones humides riveraines peut alors s'expliquer par:

- une rétention plus importante de l'eau provenant du versant qui serait contrôlée par la dynamique du cours d'eau,
- une inversion des écoulements avec la zone humide riveraine, cependant, ces inversions n'ont pas été observées à l'échelle locale.

Cette influence du cours d'eau pour un ordre important rend moins pertinent l'indice climato-topographique pour estimer l'extension des zones humides pour les cours d'eau d'ordre élevé. Nous validons sur ce bassin un indice climato-topographique *ordonné* pour évaluer l'extension des zones humides dans un bassin versant d'ordre 6.

A cette organisation, liée à des facteurs physiques, s'ajoute un facteur anthropique. Le développement des activités agricoles étant contrôlé par les contraintes topographiques, le gradient géomorphologique s'accompagne d'une diminution de l'extension des surfaces agricoles et des surfaces de zones humides mises en cultures avec l'augmentation de l'ordre.

L'augmentation de l'extension des zones humides effectives avec l'ordre des cours d'eau est donc due à la géomorphologie, aux interactions hydrologiques avec le cours d'eau et à l'occupation des sols.

### 6.1.3 Rôle tampon des zones humides riveraines et ordre des cours d'eau

Une augmentation du rôle tampon des zones humides riveraines sur les flux de nitrate a été mise en évidence avec l'augmentation de l'ordre des cours d'eau.

Cette influence de l'ordre est double:

- L'augmentation de l'extension des zones humides par rapport aux versants avec l'augmentation de l'ordre induit un abattement plus important des flux circulant du versant au cours d'eau pour les tronçons de versant d'ordre élevé.
- L'augmentation de la distance de transfert dans le réseau hydrographique avec l'augmentation de l'ordre induit un abattement plus important des flux provenant des sous-bassins d'ordre faible.

Cette augmentation de l'effet tampon des zones humides riveraines concerne donc à la fois les flux provenant des versants d'ordre faible que ceux d'ordre élevé.

Cette influence de l'ordre sur le rôle tampon des zones humides présente également une saisonnalité importante, saisonnalité qui est contrôlée par l'évolution des conditions hydrologiques.

Ce rôle tampon est plus important en période d'étiage et se manifeste par l'établissement d'un gradient de flux de nitrate en fonction de l'ordre. Exprimé en masse, c'est inversement en période de débit élevé que cet abattement est le plus important. Cependant, l'augmentation plus marquée du lessivage de nitrate dans les versants masque l'influence de ce rôle tampon sur les variations spatiales de flux de nitrate.

Cette saisonnalité du rôle tampon a été mise en évidence pour les échanges entre le cours d'eau et la zone humide riveraine lors du transfert dans le réseau hydrographique. La saisonnalité du rôle tampon des échanges entre le cours d'eau et la zone humide riveraine est expliquée par ailleurs par une augmentation en période d'étiage du temps de transfert et de la surface de contact avec la zone humide riveraine par rapport au volume d'eau circulant dans le réseau hydrographique en période d'étiage (Hill, 1988).

Cette saisonnalité n'a pas été mise en évidence de façon significative pour le rôle des zones humides riveraines sur les flux s'écoulant du versant au cours d'eau à partir de l'étude à l'échelle du bassin. Cependant, les observations réalisées à l'échelle locale (chapitre 4) montrent une saisonnalité importante du rôle des zones humides riveraines sur les flux de nitrate provenant des versants. Cette saisonnalité varie également en fonction de l'ordre et est contrôlée par des facteurs qui n'étaient pas pris en compte à partir de l'étude à l'échelle du bassin (connectivité hydraulique de la zone humide riveraine avec le versant d'un côté et le cours d'eau de l'autre, et influence de la dynamique du cours d'eau sur le fonctionnement de la zone humide).

Dans cette étude, nous validons le rôle de la distance de transfert dans le réseau hydrographique comme indicateur de l'effet tampon des processus se déroulant lors du transfert des flux de nitrate dans le réseau hydrographique et le débit spécifique comme indicateur de la saisonnalité de ce rôle. Cependant, ce rôle tampon ne peut être attribué uniquement à la zone humide riveraine lors d'inversions des échanges entre la zone humide et le cours d'eau. Notamment, la fixation d'azote dans le cours d'eau semble avoir un impact important en période d'étiage.

Le rôle de la surface de zones humides riveraines comme indicateur de leurs effets tampon sur les flux circulant du versant au cours d'eau a été validé dans deux études réalisées sur ce bassin.

Ces résultats montrent que si la surface de zone humide permet d'approcher ce rôle tampon, il existe une variabilité spatiale de ce rôle qui est indépendante de cette surface et est expliquée en partie par la relation entre le cycle du nitrate et de la matière organique.

## **6.2 Perspectives de recherche**

### **6.2.1 Facteurs de variations spatiales du rôle tampon des zones humides**

L'extension des zones humides est le premier critère permettant de prendre en compte le rôle tampon des zones humides riveraines. Cependant, les caractéristiques intrinsèques de la zone humide (propriétés hydrauliques, disponibilité en matière organique) et ces interactions avec les autres compartiments hydrologiques peuvent modifier considérablement son fonctionnement hydrologique. L'intégration des connaissances des géomorphologues et pédologues et de nouveaux travaux sur l'organisation spatiale de ces caractéristiques devraient permettre d'évaluer plus précisément le rôle tampon des zones humides et son organisation spatiale.

Des études sur les interactions hydrologiques entre le cours d'eau et la zone humide riveraine devraient également de mieux comprendre l'influence du cours d'eau sur le fonctionnement et le rôle tampon des zones humides riveraines.

### **6.2.2 Approche intégratrice du rôle des zones humides riveraines**

Le nitrate constitue la forme majoritaire de l'azote circulant dans les bassins versants. Cependant, une partie non négligeable de ce nitrate peut être fixé et exporté sous forme organique. Afin de quantifier précisément le rôle tampon des zones humides riveraines, il est donc nécessaire d'étudier l'ensemble des formes de l'azote.

Dans cette étude, nous évaluons le rôle tampon des zones humides riveraines uniquement sur la qualité de la ressource en eau. Cependant, il est nécessaire de replacer ce rôle tampon spécifique dans un contexte plus global afin de donner aux gestionnaires une connaissance nécessaire à la gestion durable et intégrative des zones humides riveraines.

Pour cela, il est nécessaire de mieux connaître les interactions entre le rôle tampon sur les flux de nitrate et :

- Les émissions d'oxydes d'azote lors de la dénitrification dans les zones humides contribuent à l'émission plus globale des gaz à effet de serre.
- La régulation d'autres flux de polluants (phosphore, produits phytosanitaires)
- La régulation du régime hydrologique : soutien à l'étiage, écrêtage des crues

- La préservation de la biodiversité : maintien d'un corridor fluvial, de la biodiversité
- Mais également la satisfaction des besoins humains : agriculture, urbanisation et loisirs.

### **6.2.3 Ordre des cours d'eau**

L'ordre des cours d'eau apparaît comme un critère pertinent d'organisation du fonctionnement et du rôle tampon des zones humides riveraines. Ce critère, peu utilisé jusqu'ici dans cette thématique, a également été validé pour décrire la géomorphologie des bassins versants, l'écologie du système fluvial et plus récemment la pédologie des sols des zones humides riveraines.

L'intégration et l'étude des interactions entre les concepts développés par ces différentes thématiques devraient permettre une meilleure compréhension du cycle de l'azote et plus globalement du fonctionnement hydrologique et hydrochimique des bassins versants.

## **6.3 Perspectives de gestion**

Alors que des recherches affectent un rôle plus important aux zones humides à l'amont des bassins pour la biogéochimie et au cours d'eau principal pour la biodiversité, nous mettons ici en évidence une continuité du rôle tampon avec l'ordre. Si le rôle des zones humides à l'amont des bassins a été mis en avant du fait d'une couverture importante de la surface des bassins versant et d'une convergence des flux en tête de bassin favorisant la saturation en eau en surface, nous avons vu dans ce travail que le rôle des interactions entre le cours d'eau et les zones humides riveraines le long du réseau hydrographique est d'autant plus important que l'ordre est élevé.

Les résultats de ces recherches peuvent permettre d'évaluer l'impact d'une restauration des zones humides ou de la conservation des zones humides et ainsi donner les limites d'une politique de conservation des zones humides comme outil de gestion des flux d'azote.

Ce rôle des zones humides riveraines et sa relation à l'ordre des cours d'eau doivent être ajouté à celui d'autres structures du paysage comme les haies ou les plans d'eau afin d'évaluer le rôle tampon global à l'échelle des bassins versant de gestion.



## **7 Bibliographie**



- Alexander, R.B., Smith, R.A., et Schwarz, G.E., 2000. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature*, 403:758-761.
- Alexander, R.B., Johnes, P.J., Boyer, E.W., et Smith, R.A., 2002. A Comparison of models for estimating the riverine export of nitrogen from large watersheds. *Biogeochemistry*, 57-58(1):295-339.
- Allan, J.D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35:257-284.
- Aurousseau, P., et Squidant, H., 1996. Raffinement des techniques d'estimation spatiale ou de modélisation spatiale du réseau hydrographique et des zones hydromorphes de bas-fonds par intégration de données climatiques : les pluies efficaces. UMR INRA ENSA SAS, Rennes, note interne, 8p.
- Aurousseau, P., et Squidant, H., 1997. Correction of Digital Elevation Models using drainage pattern constraints. <http://viviane.roazhon.inra.fr/spanum/publica/contrain/contrain.htm>.
- Baize, D., et Jabiol, N., 1995. *Guide pour la description des sols*. Institut National de la Recherche Agronomique, Paris.
- Baker, M.A., et Vervier, P., 2004. Hydrological variability, organic matter supply and denitrification in the Garonne River ecosystem. *Freshwater Biology*, 49(2):181-190.
- Bates, P.D., Stewart, M.D., Desitter, A., Anderson, M.G., Renaud, J.P., et Smith, J.A., 2000. Numerical simulation of floodplain hydrology. *Water Resources Research*, 36:2517-2530.
- Beaujouan, V., Durand, P., et Ruiz, L., 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling*, 137(1):93-105.
- Bencala, K.E., 2000. Hyporheic zone hydrological processes. *Hydrological Processes*, 14:2797-2798.
- Bertol, I., Guadagnin, J.C., Gonzalez, A.P., do Amaral, A.J., et Brignoni, A.F., 2005. Soil tillage, water erosion, and calcium, magnesium and organic carbon losses. *Scientia Agricola*, 62(6):578-584.
- Bertru, G., 1997. Composition chimique des eaux de pluie et de quelques ruisseaux Bretons du Sud-Finistère. *Annales d'hydrobiologie*, 17(1):99-110.
- Beven, K.J., et Kirkby, M.J., 1979. A physically based, variable contributing area model to basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin*, 24(1):43-69.
- Billen, G., et Garnier, J., 1999. Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the "Riverstrahler" model. *Hydrobiologia*, 410(0):139-150.
- Booth, M.S., Stark, J.M., et Rastetter, E., 2005. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data. *Ecological Monographs*, 75(2):139-157.

- Bouwer, H., et Rice, R.C., 1976. A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. *Water Resources Research*, 12(3):423-428.
- Bouwer, H., 1978. *Groundwater hydrology*. McGraw-Hill, New York, 480p.
- Bouwer, K., 1989. The Bouwer and Rice slug test – An Update. *Ground Water*, 27(3):304-309.
- Brinson, M.M., 1993. Changes in the functioning of wetlands along environmental gradients. *Wetlands*, 13:65-74.
- Burt, T.P., 2005. A third paradox in catchment hydrology and biogeochemistry: decoupling in the riparian zone. *Hydrological Processes*, 19:2087-2089.
- Burt, T.P., Pinay, G., Matheson, F.E., Haycock, N.E., Butturini, A., Clement, J.C., Danieleescu, S., Dowrick, D.J., Hefting, M.M., Hillbricht-Ilkowska, A., et Maître, V., 2002. Water table fluctuations in the riparian zone: comparative results from a pan-European experiment. *Journal of Hydrology*, 265(1-4):129-148.
- Cann, C., 1991. Transfer of nutrients in a region of intensive farming. Dans: Hooghart, J.C., Posthumus, C.W.S., et Warmerdam, P.M.M. (Ed.), *Hydrological Research Basins and the Environment, Proceedings and Information / TNO Committee on Hydrological Research n°44*, p. 311-318.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Sharpley, A.N., et Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8(3):559-568.
- Caubel, V., Grimaldi, C., Merot, P., et Grimaldi, M. Influence of a hedge surrounding bottomland on seasonal soil-water movement. *Hydrological Processes*, 17(9):1811-1821.
- Chaplot, V., 1998. Organisation spatiale des sols hydromorphes de fonds de vallée: modélisation predictive de leur distribution. Thèse de Doctorat, ENSA Rennes.
- Chaplot, V., Bernoux, M., Walter, C., Curmi, P., et Herpin, U., 2001. Soil carbon storage prediction in temperate hydromorphic soils using a morphologic index and digital elevation model. *Soil Sciences*, 166(1):48-60.
- Church, M., 2002. Geomorphic thresholds in riverine landscapes. *Freshwater biology*, 47(4):541-557.
- Claxton, A.J., Bates, P.D., et Cloke, H.L., 2003. Mixing of hillslope, river, and alluvial ground waters in lowland floodplains. *Ground Water*, 41(7):926-936.
- Cooper, A.B., 1990. Nitrate depletion zone and stream channel of a small headwater catchment. *Hydrobiologia*, 202(1-2):13-26.
- Cooper, A.B., et Cooke, J.B., 1984. Nitrate loss and transformation in two vegetated headwater streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 18:441-450.
- Crave, A., et Gascuel-Oudou, C., 1997. The influence of topography on the time and space distribution of soil surface water content. *Hydrological Processes*, 11(2):203-210.

- Cudennec, C., et Fouad, Y., 2005. Spatial patterns in river network organization at both infra- and supra-basin levels: the case of a granitic relief. *Earth Surface Processes and Landforms*, 31(3):369-381.
- Curie, F., Gaillard, S., Ducharne, A., et Bendjoudi, H., 2007. Geomorphological methods to characterise wetlands at the scale of the Seine watershed. *Science of the Total Environment*, 357:59-68.
- Curmi, P., Durand, P., Gascuel-Oudou, C., Merot, P., Walter, C., et Taha, A., 1998. Hydromorphic soils, hydrology and water quality: spatial distribution and functional modelling at different scales. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 50(1-3):127-142.
- Cugny, M.-T., et Rasclé, S., 1977. Étude et cartographie des sols sur les granites de Pontivy (Morbihan). UMR INRA ENSA SAS, Rennes, note interne, 92p.
- D'Angelo, D.J., Webster, J.R., Gregory, S.V., et Meyer, J.L., 1993. Transient storage in Appalachian and Cascade mountain streams as related to hydraulic characteristics. *Journal of the North American Benthological Society*, 12:223-235.
- Darracq, A., et Destouni, G., 2005. In-stream nitrogen attenuation: model-aggregation effects and implications for coastal nitrogen impacts. *Environmental Science and Technology*, 39(10):3716-3722.
- Davidsson, T.E., et Stahl, M., 2000. The influence of organic carbon on nitrogen transformations in five wetland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 64:1129-1136.
- Depraetere, C., 1991. LAMONT-Logiciel d'Application des MOdèles Numérique de Terrain, Technical Report of Institut français de Recherche Scientifique pour le Développement et la Coopération – Notice OVNIh du laboratoire d'hydrologie.
- Devito, K.J., Dillon, P.J., et Lazerte, B.D., 1989. Phosphorus and nitrogen retention in five precambrian shield wetlands. *Biogeochemistry*, 8 :185-204.
- Devito, K.J., Fitzgerald, D., Hill, A.R., Aravena, R., 2000. Nitrate dynamics in relation to lithology and hydrologic flow path in a river riparian zone. *Journal of Environmental Quality*, 29:1075-1084.
- Di, H.J., et Cameron, K.C., 2004. Nitrate leaching in temperate agroecosystems : sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 64(3):237-256.
- Direction Régionale de L'Environnement (DIREN) de Bretagne, 2006. *L'eau en Bretagne, bilan 2006*. 20p
- Domenico, P.A., et Schwartz, F.W., 1990. *Physical and chemical hydrogeology*. John Wiley and Sons, New York, 824p.
- Durand, P., et Juan Torres, J.L., 1996. Solute transfer in agricultural catchments: the interest and limits of mixing models. *Journal of Hydrology*, 181:1-22.

- Eckhardt, B.W., et Moore, T.R., 1990. Controls of dissolved organic carbon concentrations in streams, Southern Quebec. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47(8):1537-1544.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Dull, R.P.G., Wirth, V., Werner, W., et Paulissen, D., 1992. *Zeigerwerte von pflanzen in Mitteleuropa*. Scripta Geobotanica, 258p.
- Evans, C.V., et Franzmeier, D.P., 1986. Saturation, aeration and color patterns in a toposéquence of soils in north-central Indiana. *Soil Science Society of America Journal*, 50:975-980.
- Evans, C.D., Reynolds, B., Jenkins, A., Helliwell, R.C., Curtis, C.J., Goodale, C.L., Ferrier, R.C., Emmett, B.A., Pilkington, M.G., Caporn, S.J.M., Carroll, J.A., Norris, D., Davies, J., et Coull, M.C., 2006. Evidence that soil carbon pool determines susceptibility of semi-natural ecosystems to elevated nitrogen leaching. *Ecosystems*, 9:453-462.
- Fernandez, I.J., Rustad, L.E., Norton, S.A., Kahl, J.S., et Cosby, B.J., 2003. Experimental acidification causes soil base-cation depletion at the Bear Brook watershed in Maine. *Soil Science Society of America Journal*, 67:1909-1919.
- Fiebig, D.M., Lock, M.A., et Neal, C., 1990. Soil water in the riparian zone a source of carbon for a headwater stream. *Journal of Hydrology*, 116(1-4):217-237.
- Fisher, J., et Acreman, M.C., 2004. Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(4):673-685.
- Fustec, E., et Lefeuvre, J.C., coll., 2000. Fonctions et valeurs des zones humides. Paris, Dunod. 426p.
- Galloway, J.N., 1998. The global nitrogen cycle: changes and consequences. *Environmental Pollution*, 102(1):15-24.
- Galloway, J.N., 2005. The global nitrogen cycle: past, present and future. Science in China Series C-Life Sciences, 48:669-677.
- Garnier, J., Billen, G., et Coste, M., 1995. Seasonal observations of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River: observations and modelling. *Limnology and Oceanography*, 40(4):750-763.
- Gascuel-Oudou, C., Merot, P., Crave, A., Gineste, P., Taha, A., et Zhang, Z., 1998. Les zones contributives de fond de vallée : localisation, structure et fonctionnement hydrodynamique. In : Cheverry, C. (Ed), Agriculture intensive et qualité des eaux, Coll. Sciences Update, INRA éd., p129-142.
- Gilliam, J.W., 1994. Riparian wetlands and water quality. *Journal of Environmental Quality*, 23:896-900.
- Gold, A.J., Groffman, P.M., Addy, K., Kellogg, D.Q., Stolt, M., Rosenblatt, A.E., 2001. Landscape attributes as controls on ground water nitrate removal capacity of riparian zones. *Journal of the American Water Resources Association*, 37(6):1457-1464.

- Gorham, E., Underwood, J.K., Janssens, J.A., Freedman, B., Maass, W., Waller, D.H., et Ogden, J.G., 1998. The chemistry of streams in southwestern and central Nova Scotia, with particular reference to catchment vegetation and the influence of dissolved organic carbon primarily from wetlands. *Wetlands*, 18(1):115-132.
- Grizzetti, B., Bouraoui, F., de Marsily, G., Bidoglio, G., 2005. A statistical method for source apportionment of riverine nitrogen loads. *Journal of Hydrology*, 304(1-4):302-315.
- Halford, K.J., et Kuniatsky, E.L., 2002. Documentation of spreadsheets for aquifer-test and slug-test data. U.S. Geological Survey, Open-file Report 02-197, Nevada, 54p+1 application numérique.
- Hardegen, M., Bioret, F., Gourmelon, F., Magnamon, S., et Quéré, E., 2000. Inventaire et cartographie des habitats des sites Natura 2000 de Bretagne : étude méthodologique. Rapport CNRS-Conservatoire botanique national de Brest-DIREN Bretagne, 83p.+2 applications numériques (sites de Crozon et du Scorff).
- Hattermann, F.F., Krysanova, V., Habeck, A., et Bronstert, A., 2006. Integrating wetlands and riparian zones in river basin modelling. *Ecological Modelling*, 199(4):379-392.
- Haury, J., et Aïdara, L.G., 1999. Macrophyte cover and standing crop in the River Scorff and its tributaries (Brittany, northwestern France): scale, patterns, and process. *Hydrobiologia*, 415(0):1573-5117.
- Haycock, N.E., Burt, T.P., Goulding, K.W.T., et Pinay, G., 1993. Buffer zones: their processes and potential in water protection. Quest Environmental, Hardfordshire UK.
- Hefting, M., Clément, J.C., Dowrick, D., Cosandey, A.C, Bernal, S., Cimpian, C., Tatur, A., Burt, T.P., et Pinay, G., 2004. Water elevation controls on soil nitrogen cycling in riparian wetlands along a European climate gradient. *Biogeochemistry*, 67:113-134.
- Hefting, M., Beltman, B., Karssenbergh, D., Rebel, K., van Riessen, M., et Spijker, M., 2006. Water quality dynamics and hydrology in nitrate loaded riparian zones in the Netherlands. *Environmental Pollution*, 139(1):143-156.
- Hill, A.R., 1981. Nitrate-nitrogen flux and utilization in a stream ecosystem during low summer flows. *The Canadian Geographer*, 25(2):225-239.
- Hill, A.R., et Sanmugas, K., 1985. Denitrification rates in relation to stream characteristics. *Water Research*, 19(12):1579-1586.
- Hill, A.R., 1988. Factors influencing nitrate depletion in a rural stream. *Hydrobiologia*, 160(2):111-122.
- Hill, A.R., 1990. Ground water flow paths in relation to nitrogen chemistry in the near-stream zone. *Hydrobiologia*, 206(1):39-52.
- Hill, A.R., et Cardaci, M., 2004. Denitrification and organic carbon availability in riparian wetland soils and subsurface sediments. *Soil Science Society of America Journal*, 68:320-325.

- Holmgren, P., 1994. Multiple flow direction algorithms for runoff modelling in grid based elevation models: an empirical evaluation. *Hydrological Processes*, 8:327-334.
- Hurt, G.W., et Carlisle, V.W., 2001. Delineating hydric soils. Dans: Richardson, J.L., et Vepraskas, M.J. (Ed), *Wetland soils : Genesis, hydrology, landscapes, and classification*, CRS Press, US.
- Hvorslev, M.J., 1951. Time lag and soil permeability in groundwater observations. Corps of Engineers, *U.S. Army Bulletin 36*, Vicksburg, Mississippi, 50p.
- Jacobs, T.C., et Gilliam, J.W., 1985. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *Journal of Environmental Quality*, 14:472-478.
- Jansson, M., Anderson, R., Berggren, H., et Leonardson, L., Wetlands and lakes as nitrogen traps. *Ambio*, 23(6):320-325.
- Johnes, P.J., Kennedy, M.P., Shand, P., et Heaton, T., 2008. Biogeochemical cycling in riparian wetlands in the Pang/Lambourn catchment. *Science of the Total Environment*. En review.
- Johnston, C.A., Bridgham, S.D., et Shubauer-Berigan, J.P., 2001. Nutrient dynamics in relation to geomorphology of riverine wetlands. *Soil Science Society of America Journal*, 65:557-577.
- Jones, J.R., Bokofka, B.P., et Bachmann, R.W., 1976. Factors affecting nutrient loads in some Iowa streams. *Water Research*, 10:117-122.
- Jones Jr., J.B., Fisher, S.G., Grimm, N.B., 1995. Nitrification in the hyporheic zone in a desert stream ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society*, 14(2):249-258.
- Jordan, T.E., Correll, D.L., et Weller, D.E., 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. *Journal of Environmental Quality*, 22:467-473.
- Jordan, T.E., Correll, D.L., et Weller, D.E., 1997. Relating nutrient discharges from watersheds to land use and stream flow variability. *Water Resources Research*, 33(11):2579-2590.
- Larivière, G., et Verdou, J.P., 1969. Contribution à l'étude du climat de la Bretagne. Vol. 73. Monographie de la Météorologie Nationale, Paris, 72p.
- Larkin, R.G., et Sharp, J.M., 1992. On The relationship between river-basin geomorphology, aquifer hydraulics, and ground-water flow direction in alluvial aquifers. *Bulletin of the Geological Society of America*, 104(12):1608-1620.
- Lefebvre, S., 2003. Water-sediments interface of rural streams: role in the biogeochemical cycles. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 1.
- Lefebvre, S., Marmonier, P., et Peiry, J.L., 2006. Nitrogen dynamics in rural streams : differences between geomorphologic units. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 42(1):43-52.

- Legout, C., Molénat, J., Lefebvre, S., Marmonier, P., et Aquilina, L., 2005. Investigation of biogeochemical activities in the soil and unsaturated zone of weathered granite. *Biogeochemistry*, 75(2):329-350.
- Leopold, L.B., et Maddock, T., 1953. *The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications*. U.S. Geol. Survey Prof. Paper No. 252. Supt. of Docs, U.S. Government Printing Office, Washington, DC, 57p.
- Likens, G.E., Bormann, F.H., Johnson, N.M., Fisher, D.W., et Pierce, R.S., 1970. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. *Ecological Monographs*, 40:23-47.
- Lischeid, G., Kolb, A., Alewell, C., Paul, S., 2007. Impact of redox and transport processes in a riparian wetland on stream water quality in the Frichtelgebirge region, southern Germany. *Hydrological Processes*, 21(1):123-132.
- Lockwood, P.V., McGarity, J.W., et Charley, J.L., 1995. Measurement of chemical weathering rates using natural chloride as a tracer. *Geoderma*, 64(3-4):215-232.
- Lovley, D.R., et Phillips, E.J.P., 1986. Organic matter mineralization with reduction of ferric iron in anaerobic sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 51(4):683-689
- Lowrance, R.R., Todd, R.L., et Asmussen, L.E., 1984a. Nutrient cycling in an agricultural watershed: II. Streamflow and artificial drainage. *Journal of Environmental Quality*, 13:27-23.
- Lowrance, R.R., Todd, R.L., et Asmussen, L.E., 1984b. Nutrient cycling in an agricultural watershed: I. Phreatic movement. *Journal of Environmental Quality*, 13:22-27.
- Kao, C., 2002. Fonctionnement hydrologique des nappes superficielles de fonds de vallées en interactions avec le réseau hydrographique. Thèse de Doctorat, ENGREF Paris, 300 p.
- Machefert, S.E., et Dise, N.B., 2004. Hydrological controls on denitrification in riparian ecosystems. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(4):686-694.
- Maître, V., Cosandey, A.C., Desagher, E., Parriaux, A., 2003. Effectiveness of groundwater nitrate removal in a river riparian area: the importance of the hydrogeologic conditions. *Journal of Hydrology*, 278(1-4):76-93.
- Malard, F., Tockner, K., Dole-Olivier, M.J., et Ward, J.V., 2002. A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwater Biology*, 47:621-640.
- Mariotti, A., 1982. Apports de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote. Thèse d'Etat, Université Pierre et Marie Curie, Paris.
- Mayer, P.M., Reynolds, S.K., McCutchen, Jr.M., Canfield, T.J., 2007. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality*, 36:1172-1180.
- McClain, M.E., Boyer, E.W., Dent, C.L., Gergel, S.E., Grimm, N.B., Groffman, P.M., Hart, S.C., Harvey, J.W., Johnston, C.A., Mayorga, E., McDowell, W.H., et Pinay, G., 2003.

- Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 6:301-312.
- McGlynn, B.L., et Seibert, J., 2003. Distributed assessment of contributing area and riparian buffering along stream networks. *Water Resources Research*, 39(4), 1082, doi:10.1029/2002WR001521.
- McGlynn, B.L., et McDonnell, J.J., 2003. Role of discrete landscape units in controlling catchment dissolved organic carbon dynamics. *Water Resources Research*, 39(4), doi:10.1029/2002WR001525.
- Menesguen, A., et Piriou, J.Y., 1995. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva sp.*) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia*, 42:227-237.
- Merot, P., et Durand, P., 1995. Assessing the representativity of catchments according to their size from hydrochemical observations. Dans: Osterkamp WR, (Ed.), *Effects of Scale on Interpretation and Management of Sediment and Water Quality*, International Association of Hydrological Sciences Publications, p 105-112.
- Merot, P., Ezzahar, B., Walter, C., et Arousseau, P., 1995. Mapping waterlogging of soils using digital terrain models. *Hydrological Processes*, 9(1):27-34.
- Mertes, L.A.K., 1997. Documentation and significance of the perirheic zone on inundated floodplains. *Water Resources Research*, 33:1749-1762.
- Mitsch, W.J., et Gosselink, J.G., 1993. *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold, New York. 730p.
- Molénat, J., Davy C., Gascuel-Oudoux C., et Durand, P., 1999. Study of three subsurface hydrologic systems based on spectral and cross-spectral analysis of time series. *Journal of Hydrology*, 222:152-164.
- Molénat, J., Durand, P., Gascuel-Oudoux, C., Davy, P., et Gruau, G., 2002. Mechanisms of nitrate transfer from soil to stream in an agricultural watershed of French Brittany. *Water, Air, & Soil Pollution*. 133(1-4):161-183.
- Molénat, J., Gascuel-Oudoux, 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*, 348(3-4):363-378.
- Montreuil, O., et Merot, P., 2006. Nitrogen removal in valley bottom wetlands: assessment in headwaters distributed throughout a large basin. *Journal of Environmental Quality*, 35:2113-2122.
- Morrice, J.A., Valett, H.M., Dahm, C.N., Campana, M.E., 1997. Alluvial characteristics, groundwater-surface water exchange and hydrological retention in headwater streams. *Hydrological Processes*, 11(3):253-267.
- Morris, D.A., et Johnson, A.I., 1967. Summary of hydrological and physical properties of rock and soil material as analyzed by the Hydrologic Laboratory of the U.S. Geological Survey 1948-60. *U.S. Geological Survey Water-Supply Paper* 1839-D, 42p.

- Mourier, B., Walter, C., et Merot, P., 2006. Soil distribution in valleys according to stream order. *Catena*, 72(3):395-404.
- Mulholland, J., 1992. Regulation of nutrient concentrations in a temperate forest streams: Roles of upland, riparian and instream processes. *Limnology and Oceanography*, 37(7):1512-1526.
- Mulholland, P.J., Helton, A.M., Poole, G.C., Hall, R.O., Hamilton, S.K., Peterson, B.J., Tank, J.L., Ashkenas, L.R., Cooper, L.W., Dahm, C.N., Dodds, W.K., Findlay, S.E.G., Gregory, S.V., Grimm, N.B., Johnson, S.L., McDowell, W.H., Meyer, J.L., Valett, H.M., Webster, J.R., Arango, C.P., Beaulieu, J.J., Bernot, M.J., Burgin, A.J., Crenshaw, C.L., Johnson, L.T., Niederlehner, B.R., O'Brien, J.M., Potter, J.D., Sheibley, R.W., Sobota, D.J., et Thomas, S.M., 2008. Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. *Nature*, 452:202-205.
- Murphy, J., et Riley, J.P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27:31-36.
- Naiman, R.J., et Decamps, H., 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28:621-658.
- Neal, C., et Kirchner, J.W., 2000. Sodium and chloride levels in rainfall, mist, streamwater and groundwater at the Plynlimon catchments, mid-Wales: inferences on hydrological and chemical controls. *Hydrology and Earth System Sciences*, 4(2):295-310.
- Omernik, J.M., 1976. The influence of land use on stream nutrient levels. EPA 600/3-76-014. Washington, DC: US EPA. 195 p.
- Opdyke, M.R., David, M.B., et Rhoads, B.L., 2006. Influence of geomorphological variability in channel characteristics on sediment denitrification in agricultural streams. *Journal of Environmental Quality*, 35:2103-2112.
- Orghidan, T., 1959. Ein neuer lebensraum des unterirdischen wassers, der hyporheische biotop. *Archiv für Hydrobiologie*, 55:392-414.
- Osborne, L.L., et Wiley, M.J., 1988. Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. *Journal of Environmental Management*, 26(1):9-27.
- Pellerin, B.A., Wollheim, W.M., Hopkinson, C.S., Williams, M.R., Vörösmarty, C.J., et Daley, M.L., 2004. Role of wetland and developed land use on dissolved organic nitrogen concentrations and DON/DTN in northeastern US rivers and streams. *Limnology and Oceanography*, 49:910-918.
- Pfenning, K.S., et McMahan, P.B., 1997. Effect of nitrate, organic carbon, and temperature on potential denitrification rates in nitrate-rich riverbed sediments. *Journal of Hydrology*, 187(3-4):283-295.
- Pinay, G., Roques, L., et Fabre, A., 1993. Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. *Journal of Applied Ecology*, 30(4):581-591.

- Pinay, G., Black, V.J., Planty-Tabacchi, A.M., Gumiero, B., et Décamps, H., 2000. Geomorphic control of denitrification in large river floodplain. *Biogeochemistry*, 50:163-182.
- Pinay, G., Gumiero, B., Tabacchi, E., Gimenez, O., Tabacchi-Planty, A.M., Hefting, M.M., Burt, T.P., Black, V.A., Nilsson, C., Iordache, V., Bureau, F., Vought, L., Petts, G.E., et Décamps, H., 2006. Patterns of denitrification rates in European alluvial soils under various hydrological regimes. *Freshwater Biology*, 52(2):252-266.
- Pinder, G.F., et Sauer, S.P., 1971. Numerical simulation of flood wave modification due to bank storage effects. *Water Resources Research*, 7(1):63-70.
- Puckett, L.J., 2004. Hydrogeologic controls on the transport and fate of nitrate in ground water beneath riparian buffer zones: results from thirteen studies across the United States. *Water Science and Technology*, 49(3):47-53.
- Quinn, P., Beven, K., Chevalier, P., et Planchon, O., 1991. the prediction of hillslope flowpaths for distributed hydrological modelling using digital terrain models. *Hydrological Processes*, 5:59-79.
- Quinn, P., Beven, K., et Lamb, R., 1995. The  $\ln(a/\tan\beta)$  index: how to calculate it and how to use it within the topmodel framework. *Hydrological Processes*, 9:161-182.
- Quinn, P., 2004. Scale appropriate modelling: representing cause-and-effect relationships in nitrate pollution at the catchment scale for the purpose of catchment scale planning. *Journal of Hydrology*, 291(3-4):197-217.
- Rassam, D.W., Pagendam, D.E., et Hunter, H.M., 2008. Conceptualisation and applications of models for groundwater-surface water interactions and nitrate attenuation potential in riparian zones. *Environmental Modelling and Software*, 23(7):859:875.
- Reddy, K.R., et D'Angelo, E.M., 1994. Soil processes regulating water quality in wetlands. Dans Mitsch, W.J. (ed.), *Global wetlands: Old World and New*. Elsevier Science, New York:309-324.
- Reynolds, B., Fowler, D., Smith, R.I., et Hall, J.R., 1997. Atmospheric inputs and catchments solute fluxes for major ions in Welsh upland catchments. *Journal of Hydrology*, 194:305-329.
- Richardson, J.L., et Bigler, R.J., 1984. Principal component analysis of prairie pothole soils in North Dakota. *Soil Science Society of America Journal*, 48:1350-1355.
- Roche, M., 1963. *Hydrologie de surface*. Gauthier-Villars and ORSTOM, Paris, 430p.
- Rodhe, A., et Seibert, J., 1999. Wetland occurrence in relation to topography: a test of topographical indices as moisture indicators. *Agricultural and Forest Meteorology*, 98-99:325-340.
- Ruhl, P.M., 1995. Surface water quality assessment of the upper Illinois River basin in Illinois, Indiana, and Wisconsin; analysis of the relation between fish community structure and environmental conditions in the Fox, Des Plaines, and Du Page River

- basins in Illinois, 1982-84. U.S. Geological Survey, water resources investigations report 94-4094.
- Ruiz, L., Abiven, S., Durand, P., Martin, C., Vertès, F., et Beaujouan, V., 2002. Effects on nitrate concentrations in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany: I. Annual nitrogen budgets. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(3):497-505.
- Sanchez-Perez, J.M., Vervier, P., Garabetian, F., Sauvage, S., Loubet, M., Rols, J.L., Bariac, T., et Weng, P., 2003. Nitrogen dynamics in the shallow groundwater of a riparian wetland of the Garonne, SW France: nitrate inputs, bacterial densities, organic matter supply and denitrification measurements. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(1):97-107.
- Saunders, D.L., et Kalff, J., 2001. Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. *Hydrobiologia*, 443:205-212.
- Schumm, S.A., 1977. *The fluvial system*. Wiley, New York, 338p.
- Sebilo, M., Billen, G., Mayer, B., Billiou, D., Grably, M., Garnier, J., et Mariotti, A., 2006. Assessing nitrification and denitrification in the Seine River and estuary using chemical and isotopic techniques. *Ecosystems*, 9(4):564-577.
- Seitzinger, S.P., 1994. Linkages between organic matter mineralization and denitrification in eight riparian wetlands. *Biogeochemistry*, 25(1):19-39.
- Seitzinger, S.P., Styles, R.V., Boyer, E.W., Alexander, R.B., Billen, G., Howarth, R.W., Mayer, B., et van Breemen, N., 2002. Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry*, 57-58(1):199-237.
- Seitzinger, S., Harrison, J.A., Bohlke, J.K., Bowman, A.F., Lowrance, R., Peterson, B., Tobias, C., et Van Drecht, G. 2006. Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis. *Ecological Applications*, 16(6):2064-2090.
- Smith, R.A., Schwarz, G.E., et Alexander, R.B., 1997. Regional interpretation of water-quality monitoring data. *Water Resources Research*, 33(12):2781-2798.
- Sophocleous, M., 2002. Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10:52-67.
- Sorensen, R., Zinko, U., et Seibert, J., 2006. On the calculation of the topographical wetness index: evaluation of different methods based on field observations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 10:101-112.
- Spieles, D.J., et Mitsch, W.J., 1999. The effects of season and hydrological and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. *Ecological Engineering*, 14(1-2):77-91.
- Spruill, T.B., 2000. Statistical evaluation of effects of riparian buffers on nitrate and ground water quality. *Journal of Environmental Quality*, 29:1523-1538.

- Squidivant, H., 1994. MNTsurf: Logiciel de traitement des modèles numériques de terrain. Technical report, Doc ENSAR, 36p.
- Stanford, J.A., et Ward, J.V., 1993. An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *Journal of the North American Benthological Society*, 12:48-60.
- Steiger, J., Tabacchi, E., Dufour, S., Corenblit, D., Peiry, J., 2005. Hydrogeomorphic processes affecting riparian habitat within alluvial channel-floodplain river systems: a review for the temperate zone. *River Research and Applications*, 21(7):719-737.
- Strahler, A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union*, 38:913-920.
- Strayer, D.L., Beighley, R.E., Thompson, L.C., Brooks, S., Nilsson, C., Pinay, G., et Naiman, R.J., 2003. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems*, 6:407-423.
- Svendsen, L.M., et Kronvang, B., 1993. Retention of nitrogen and phosphorus in a Danish lowland river system – implications for the export from the watershed. *Hydrobiologia*, 251(1-3):123-135.
- Tabacchi, E., Correll, R.H., Pinay, G., Planty-Tabacchi, A.-M., Wissmar, R.C., 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*, 40(3):497-516.
- Tiner, R.W., 1991. The concept of a hydrophyte for wetland identification. *Bioscience*, 41(4):236-246
- Tiner, R.W., 2006. Lists of potential hydrophytes for the United States: a regional review and their use in wetland identification. *Wetlands*, 26(2):624-634.
- Trémolières, M., Roeck, U., Klein, J.P., Carbiener, R., 1994. The exchange process between river and groundwater on the central Alsace floodplain (Eastern France): II. The case of a river with a functional floodplain. *Hydrobiologia*, 273(1):19-36.
- Triska, F.J., Kennedy, V.C., Avanzino, R.J., Zellweger, G.W., et Bencala, K.E., 1989. Retention and transport of nutrients in a third-order stream in northwestern California: channel processes. *Ecology*, 70:1877-1989.
- Turcotte, R., Fortin, J.P., Rousseau, A.N., Massicote, S., et Villeneuve, J.P., 2001. Determination of the drainage structure of a watershed using a digital elevation model and a digital river and lake network. *Journal of Hydrology*, 240:225-242.
- Valett, H.M., Morrice, J.A., Dahm, C.N., Campana, M.E., 1996. Parent lithology, groundwater-surface water exchange and nitrate retention in headwater streams. *Limnology and Oceanography*, 41:333-345.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., et Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37:130-137.
- Vepraskas, M.J., He, X., Lindbo, D.L., et Skaggs, R.W., 2004. Calibrating field indicators to long-term wetland hydrology. *Soil Science Society of America Journal*, 68:1461-1469.

- Viaud, V., Merot, P., et Baudry, P., 2004. Hydrochemical buffer assessment in agricultural landscapes: from local to catchment scale. *Environmental Management*, 34(4):559-573.
- Vidon, P.G.F., et Hill, A.R., 2004a. Landscape controls on the hydrology of stream riparian zones. *Journal of Hydrology*, 292:210-228.
- Vidon, P.G.F., et Hill, A.R., 2004b. Landscape controls on nitrate removal in stream riparian zones. *Water Resources Research*, 40, W03201, doi:10.1029/2003WR002473.
- Vidon, P.G., et Kao, C., 2005. Impact of stream water level on water fluctuation and nitrogen evolution in a grassed riparian zone. Annual meeting of the Geological Society of America, *Abstracts with programs*, 37(7):534.
- Wagenschein, D., et Rode, M., 2008. Modelling the impact of river morphology on nitrogen retention – A case study of the Weisse Elster River (Germany). *Ecological Modelling*, 211(1-2):224-232.
- Wayland, K.G., Long, D.T., Hyndman, D.W., Pijanowski, B.C., Woodhams, S.M., et Haack, S.K., 2003. Identifying relationships between baseflow geochemistry and land use with synoptic sampling and R-mode factor analysis. *Journal of Environmental Quality*, 32:180-190.
- Weng, P., Sanchez-Perez, J.M., Sauvage, S., Vervier, P., et Giraud, F., 2003. Assessment of the quantitative and qualitative buffer function of an alluvial wetland: hydrological modelling of a large floodplain (Garonne River, France). *Hydrological Processes*, 17(12):2375-2392.
- Wharton, G., 1994. Progress in the use of drainage network indices for rainfall-runoff modelling and runoff prediction. *Progress in Physical Geography*, 18:539-557.
- Wiessner, A., Kappelmeyer, U., Kuschik, P., et Kästner, M., 2005. Sulphate reduction and the removal of carbon and ammonia in a laboratory-scale constructed wetland. *Water Research*, 39(19):4653-4650.
- Wigington, P.J., Griffith, S.M., Field, J.A., Baham, J.E., Horwath, W.R., Owen, J., Davis, J.H., Rain, S.C., et Steiner, J.J., 2003. Nitrate removal effectiveness of a riparian buffer along a small agricultural stream in western Oregon. *Journal of Environmental Quality*, 32:162:170.
- White, D.S., 1993. Perspectives on defining and delineating hyporheic zones. *Journal of the North American Benthological Society*, 12:61-69.
- Wolock, D.M., et McCabe, G.J., 1995. Comparison of single and multiple flow direction algorithms for computing topographic parameters in TOPMODEL. *Water Resources Research*, 31:1315:1324.
- Wong, M.T.F., van der Kruijs, A.C.B.M., et Juo, A.S.R., 1992. Leaching loss of calcium, magnesium, potassium and nitrate derived from soil, lime and fertilizers as influenced by urea applied to undisturbed lysimeters in South-east Nigeria. *Nutrient cycling in Agroecosystems*, 31(3):281-289.

- Wood, E.F., Sivapalan, M., Beven, K., et Band, L., 1988. Effects of spatial variability and scale with implications to hydrologic modelling. *Journal of Hydrology*, 102(1-4):29-47.
- Wood, E.F., Sivapalan, M., et Beven, K., 1990. Similarity and scale in catchment response. *Reviews of Geophysics*, 28:1-18.
- Zampella, R.A., Procopio, N.A., Lathrop, R.G., et Dow, C.L., 2007. Relationship of land-use/land-cover patterns and surface water quality in the Mullica River Basin 1. *Journal of the American Water Resources Association*, 43(3):594-604.

## **8 Listes des figures**



<i>Figure 1-1: Évolution de l'agriculture de 1890 à 1998 d'après Galloway (1998) et estimations des intrants azotés à l'échelle mondiale (Seitzinger et al., 2006).</i>	3
<i>Figure 1-2: Évolution des teneurs en nitrate dans les cours d'eau de Bretagne de 1972 à 2006 (DIREN Bretagne).</i>	4
<i>Figure 1-3: Modèle Numérique de Terrain de la région Bretagne et délimitation du bassin versant du Scorff.</i>	5
<i>Figure 2-1: Schéma général de circulation des eaux dans un bassin versant sur socle.</i>	13
<i>Figure 2-2: Configuration d'alimentation de la zone humide riveraine et de la zone hyporhéique par le cours d'eau.</i>	14
<i>Figure 2-3: Classification du réseau hydrographique à partir de l'ordre de Strahler.</i>	17
<i>Figure 2-4: Le système fluvial idéalisé (Schumm, 1977) et ses conséquences géomorphologiques et hydrologiques (Church, 2002).</i>	18
<i>Figure 2-5: D'après Stanford et Ward (1993) : Représentation du corridor hyporhéique. Les flux de surface et interstitiels sont représentés par des flèches. Les vecteurs au dessus des plaines alluviales représentent le volume relatif d'écoulement de surface (flèches horizontale) par rapport aux écoulements interstitiels (flèches verticales) dans ces plaines alluviales.</i>	18
<i>Figure 3-1: Localisation des sites étudiés au sein du bassin versant du Scorff : Le Reste sur un affluent d'ordre 2 et Locorion sur le Scorff en ordre 5.</i>	24
<i>Figure 3-2: Délimitation des sites d'étude de Le Reste (Re) et Locorion (Lo), topographie et dispositifs piézométriques (Localisation des piézomètres P4, P6, P13 sur la figure 4-3).</i>	26
<i>Figure 3-3: Profil topographique et pédologique, dispositif piézométrique et niveau de nappe maximal et minimal relevé pendant l'étude sur le site de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) au niveau du transect T.</i>	27
<i>Figure 3-4: Description des sols sur le transect de Le Reste et photographie des prélèvements à la tarière. Classification des horizons : LA, horizon (h.) organo-minéral labouré ; A, h. organo-minéral ; S, h. structural ; C, altérite ; Jp, h. jeune profond. Hydromorphie (rouge) : g, h. redoxique, G, h. réductique (seule l'échelle verticale est respectée).</i>	33

<i>Figure 3-5: Boîte à moustache des valeurs de conductivité hydraulique à saturation mesurées par slug test pour les différents horizons du sol et du sous-sol sur le site de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) (C/R : granite altéré, Jp : alluvions minérales, A/H : alluvions organo-minérales et histiques). (Les limites de la boîte indiquent le 25<sup>ème</sup> et le 75<sup>ème</sup> percentile, les moustaches indiquant le 10<sup>ème</sup> et 90<sup>ème</sup> percentile, les points indiquent le 5<sup>ème</sup> et 95<sup>ème</sup> percentile, le trait plein indique la médiane et les pointillés indiquent la moyenne).</i> .....	35
<i>Figure 3-6: Boîte à moustache des vitesses de battement de la nappe et des valeurs de charge hydraulique mesurées dans la zone humide à la limite du versant (P9 et P18), à trois mètres du cours d'eau (P5 et P15) et dans le cours d'eau (S1 et S2) (seuils définis figure 3-5).</i> .....	38
<i>Figure 3-7: Évolution temporelle des précipitations, de l'évapotranspiration et de la charge hydraulique dans la zone humide et dans le cours d'eau sur la zone humide de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) entre le 26/10/06 et le 16/06/08.</i> .....	39
<i>Figure 3-8: Fréquence de saturation des horizons de la zone humide à 3 mètres du cours d'eau sur le site de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) (Représentation en tirets pour l'estimation de la fréquence de saturation des horizons organo-minéraux sur le site de Le Reste).</i> .....	40
<i>Figure 3-9: Relation entre la charge hydraulique dans la zone humide et celle mesurée en bas de versant et dans le cours d'eau sur le site de Le Reste (Re) et Locorion (Lo).</i> .....	41
<i>Figure 3-10: Évolution du ratio entre les variances temporelles de la charge hydraulique dans la zone humide expliquée par la dynamique de la charge dans le cours d'eau et par la dynamique de la charge hydraulique dans le versant sur le site de Le Reste (Re) et sur le site de Locorion (Lo).</i> .....	41
<i>Figure 3-11: Évolution de la charge hydraulique hors crues le long du transect latéral de Le Reste (Re) et Locorion (Lo). Pour le site de Le Reste, les flèches dans l'encart indiquent le sens de circulation latérale de l'eau en période de forte charge et en période d'étiage dans la zone humide.</i> .....	42
<i>Figure 3-12: Évolution temporelle des gradients hydrauliques latéraux, longitudinaux et verticaux dans les zones humides de Le Reste (Re) et Locorion (Lo). Les barres représentent l'erreur maximale liée à la précision de la mesure de la charge hydraulique.</i> .....	43
<i>Figure 3-13: Profil du champ de potentiel de charge hydraulique (H) à proximité du cours d'eau en période d'étiage (16/10/07) et de forte charge (06/12/06) pour les sites</i>	

<i>de Locorion et Le Reste. Les flèches indiquent la direction et l'intensité des gradients hydrauliques (GdH).....</i>	<i>43</i>
<i>Figure 3-14: Évolution temporelle des gradients hydrauliques entre les alluvions de la zone humide et le cours d'eau sur le site de Le Reste et Locorion. ....</i>	<i>44</i>
<i>Figure 3-15: Évolution temporelle des flux entre les alluvions de la zone humide et le cours d'eau sur le site de Le Reste et Locorion. ....</i>	<i>45</i>
<i>Figure 3-16: Profil de charge hydraulique et gradients hydrauliques verticaux, latéraux et longitudinaux dans la zone humide de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) aux trois dates de prélèvements.....</i>	<i>47</i>
<i>Figure 3-17: Distribution des teneurs en chlorure dans les transects de versant de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) en période de forte charge (Mars 2007), en période de vidange (Avril 2007) et en période estivale (Juillet 2007). ....</i>	<i>49</i>
<i>Figure 3-18: Distribution des concentrations en carbone organique dissous dans les transects de versant de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) en période de forte charge (Mars 2007), en période de vidange (Avril 2007) et en période estivale (Juillet 2007).Nitrate .....</i>	<i>51</i>
<i>Figure 3-19: Distribution des concentrations en nitrate dans les transects de versant de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) en période de forte charge (Mars 2007), en période de vidange (Avril 2007) et en période estivale (Juillet 2007).Relation entre gradients de concentrations .....</i>	<i>53</i>
<i>Figure 3-20: Moyenne et écart type des teneurs en chlorure et sodium dans les différents compartiments hydrologiques de Le Reste (Re) et Locorion (Lo).....</i>	<i>54</i>
<i>Figure 3-21: Relation entre concentration en nitrate et chlorure pour les différents compartiments hydrologiques des transects étudiés sur le site de Le Reste (Re) et Locorion (Lo). ....</i>	<i>56</i>
<i>Figure 3-22: Relation entre rapport nitrate sur chlorure et les teneurs en carbone organique dissous dans la zone humide de Le Reste (Re) et Locorion (Lo) au mois de mars, avril et juillet 2007. ....</i>	<i>57</i>
<i>Figure 3-23: Représentation schématique des flux de nitrate en période de forte charge et en période d'étiage et de l'extension du domaine potentiellement dénitrifiant sur le site de Le Reste (Re) et Locorion (Lo).....</i>	<i>63</i>
<i>Figure 4-1: Modèle Numérique de terrain du bassin du Scorff, localisation de la carte des sols hydromorphes et périmètre NATURA 2000. ....</i>	<i>69</i>

<i>Figure 4-2: Représentation des variables topographiques et hydrologiques utilisées pour le calcul de l'indice climato-topographique ordonné incluant une influence de la dénivelée au cours d'eau augmentant avec le volume drainé dans le cours d'eau.....</i>	<i>72</i>
<i>Figure 4-3: Cartographie des sols du secteur d'Inguiniet (Cugny et Rasclé, 1977).....</i>	<i>73</i>
<i>Figure 4-4: Délimitation des sols hydromorphes observés au format vectoriel et en représentation maillée à pas de 50m.....</i>	<i>75</i>
<i>Figure 4-5: Représentation maillée à pas de 50m des valeurs du volume annuel de précipitation effective drainé et de l'indice climato-topographique et localisation des sols hydromorphes. ....</i>	<i>78</i>
<i>Figure 4-6: Représentation maillée à pas de 50m des valeurs de l'indice climato-topographique ordonné et localisation des sols hydromorphes.....</i>	<i>79</i>
<i>Figure 4-7: Fréquence cumulée de distribution des valeurs d'indices topographiques pour les sols sains et hydromorphes.....</i>	<i>80</i>
<i>Figure 4-8: Délimitation des sols hydromorphes à partir des différents indices topographiques et hydrologiques étudiés: surfaces correctement évaluées, sous-estimées et surestimées.....</i>	<i>81</i>
<i>Figure 4-9: Comparaison de l'efficacité de prédiction des sols hydromorphes à partir d'indices topographiques et hydrologiques en imposant une hydromorphie dans le réseau hydrographique ou en supprimant ce réseau de l'analyse. (VD : volume drainé, PA : pente aval, ICT : indice climato-topographique, Den : dénivelée au cours d'eau, ICTO ; indice climato-topographique ordonné). ....</i>	<i>82</i>
<i>Figure 4-10: Classification des tronçons de versant par l'ordre de Strahler. ....</i>	<i>83</i>
<i>Figure 4-11: Évolution du pourcentage de sols hydromorphes avec l'augmentation de l'ordre.....</i>	<i>83</i>
<i>Figure 4-12: Rapport entre pourcentage de sols hydromorphes prédit et observé en fonction de l'ordre du cours d'eau et rapport entre la valeur seuil de l'indice calé par ordre en fonction de l'ordre de Strahler. ....</i>	<i>84</i>
<i>Figure 4-13: Superposition de la délimitation des sols hydromorphes (contour rouge) et de la végétation hygrophile (surface bleue).....</i>	<i>85</i>
<i>Figure 4-14: Pourcentage de prédiction de l'extension de la végétation hydrophile au sein du périmètre Natura 2000 du bassin versant du Scorff par les indicateurs topographiques et hydrologiques (VD : volume drainé, PA : pente aval, ICT : indice climato-topographique, Den : dénivelé au cours d'eau, ICTO : indice climato-topographique ordonné). ....</i>	<i>86</i>

<i>Figure 4-15: Cartographie des zones humides potentielles à partir du nouvel indice climato-topographique ordonné.....</i>	<i>86</i>
<i>Figure 5-1: Map showing location of the Scorff basin within the Brittany region, with outlines of the 16 studied sub-catchments and Strahler stream order classification (1 to 6 : catchment or part of catchment corresponding to river stretches of different orders). .....</i>	<i>95</i>
<i>Figure 5-2: Daily mean specific discharge (ERScorff) as recorded by the automatic gauge station at Pont Kerlo during the study period, and daily effective rainfall calculated (ERScorff) as mean of two meteorological stations close to the Scorff Basin (Lorient, Rostrenen). .....</i>	<i>103</i>
<i>Figure 5-3: Relations between concentration (solid diamonds), nitrate flux (gray triangles) at the outlet of the Scorff basin and specific discharge.....</i>	<i>104</i>
<i>Figure 5-4: Relations between spatial variation of nitrate concentration (standard deviation) and specific discharge at the outlet of the Scorff basin. Each triangle is the standard deviation of the 18 sub-catchment nitrogen concentration for one sampling day.....</i>	<i>105</i>
<i>Figure 5-5: Influence of specific discharge (as an indicator of seasonality) on Pearson correlation coefficient (R) between logC<sub>NO3</sub> at the outlet of sub-catchments and characteristics of these sub-catchments (log). .....</i>	<i>106</i>
<i>Figure 5-6: Relation between modelled and measured nitrate concentrations. ....</i>	<i>107</i>
<i>Figure 5-7: Partial regression coefficients between sub-catchment characteristics and nitrate concentration at outlet as a function of specific discharge. ....</i>	<i>107</i>
<i>Figure 5-8: Removal of nitrogen fluxes by the valley bottom wetland and stream system, relative to the total nitrogen flux within the catchment, and expressed in flux. ....</i>	<i>109</i>
<i>Figure 5-9: Relation between nitrate concentration and specific discharge for the three studied stream orders (vertical bars indicate standard deviation between sub-catchments of the same order).....</i>	<i>110</i>
<i>Figure 5-10: Seasonality of the decrease of fluxes (solid line) and concentration (dashed line) for nitrate from order 2-3 to order 6: decrease of the nitrogen leaching (dark line) and increase of the buffer effect of the valley bottom wetland and stream system (gray line). .....</i>	<i>111</i>

<i>Figure 5-11: Comparaison du flux de nitrate abattu estimée à partir de la délimitation des zones humides riveraines par l'indice climato-topographique et par l'indice climato-topographique ordonné.....</i>	<i>121</i>
<i>Figure 5-12: Contours et exutoires des 101 sous-bassins étudiés du bassin versant du Scorff. ....</i>	<i>124</i>
<i>Figure 5-13: Effectif de l'échantillon de sous-bassins par ordre.....</i>	<i>124</i>
<i>Figure 5-14: Boîte à moustache des longueurs du réseau hydrographique et superficie des sous-bassins en fonction de l'ordre de Strahler. (Les limites de la boîte indiquent le 25ème et le 75ème percentile, les moustaches indiquant le 10ème et 90ème percentile, les points indiquent le 5<sup>ème</sup> et 95<sup>ème</sup> percentile, le trait plein indique la médiane et les pointillés indiquent la moyenne).....</i>	<i>125</i>
<i>Figure 5-15: Boîte à moustache des caractéristiques géomorphologiques et hydrologiques en fonction de l'ordre de Strahler dans 101 sous-bassins du bassin versant du Scorff (Les étoiles représentent les valeurs moyennes obtenues sur l'ensemble du bassin à partir des données raster à pas de 50m). ....</i>	<i>127</i>
<i>Figure 5-16: Boîte à moustache des différents types d'occupation du sol et des pratiques agronomiques par ordre de Strahler.....</i>	<i>128</i>
<i>Figure 5-17: Boîte à moustache des teneurs et flux de nitrate mesurés à l'exutoire de 101 sous-bassins en période d'étiage (Octobre) et de débit élevé (Janvier) en fonction de l'ordre de Strahler. ....</i>	<i>129</i>
<i>Figure 5-18: Coefficient de corrélation des rangs de Spearman entre les teneurs et flux de nitrate à l'exutoire des 101 sous-bassins et les caractéristiques de ces sous-bassins (seuil de signification représenté en trait tireté pour NTI et CI et en trait plein pour les autres variables). Les histogrammes en rouge et bleu représentent respectivement les caractéristiques représentant une source d'azote ou un puit d'azote à partir des données de la littérature ou des hypothèses émises dans cette étude).....</i>	<i>132</i>
<i>Figure 5-19: Évolution de la variance spatiale de <math>C'_{NO_3}</math> expliquée par CI (rond rouge), de la probabilité d'absence de relation entre <math>C'_{NO_3}</math> et CI (triangle vert), de l'écart type de <math>C'_{NO_3}</math> (rond marron) et de l'effectif de l'échantillon (losange bleu) en fonction de la superficie minimale des sous-bassins. ....</i>	<i>136</i>
<i>Figure 5-20: Évolution de la variance spatiale de <math>C'_{NO_3}</math> expliquée par CI (rond rouge), de la probabilité d'absence de relation entre <math>C'_{NO_3}</math> et CI (triangle vert), de l'écart type de <math>C'_{NO_3}</math> (rond marron) et de l'effectif de l'échantillon (losange bleu) en fonction</i>	

*du pourcentage minimal de surface agricole couverte par les données agronomiques. .... 136*

*Figure 5-21: Concentrations en nitrate prédites en fonction des concentrations mesurées pour l'échantillon de construction du modèle et l'échantillon indépendant. .... 140*

*Figure 5-22: Relation entre le coefficient de corrélation entre  $F_{NO_3}$  et les flux des autres solutés mesurés à l'exutoire des sous-bassins et le débit spécifique à la station de jaugeage de Pont-Kerlo. .... 149*



## **9 Liste des tableaux**



<i>Tableau 3-1: Statistiques générales sur les profondeurs de nappe par rapport à la surface du sol mesurées dans la zone humide drainée et dans le cours d'eau (Le Reste) pour les deux transects T et T' (cf. figure 3-2 et 3-3 pour la localisation des piézomètres). Les valeurs négatives indiquent un niveau de nappe supérieur au niveau du sol.....</i>	<i>37</i>
<i>Tableau 3-2: Statistiques générales sur les profondeurs de nappe par rapport à la surface du sol mesurées dans la zone humide et dans le cours d'eau (Locorion) pour les trois transects T, T' et T'' (cf. figure 3-2 et 3-3 pour la localisation des piézomètres). Les valeurs négatives indiquent un niveau de nappe supérieur au niveau du sol.....</i>	<i>37</i>
<i>Tableau 5-1: List of the variables used in the study: abbreviations, descriptions and units.....</i>	<i>97</i>
<i>Tableau 5-2: Characteristics of studied sub-catchments and whole basin as a function of Strahler stream order. ....</i>	<i>102</i>
<i>Tableau 5-3: Valeurs des paramètres du modèle à partir de la délimitation des zones humides riveraines par l'indice climato-topographique et l'indice climato-topographique ordiné.....</i>	<i>120</i>
<i>Tableau 5-4: Coefficient de corrélation des rangs de Spearman entre les caractéristiques topographiques, climatiques, hydrologiques, agronomiques et l'occupation du sol. ....</i>	<i>133</i>
<i>Tableau 5-5: Coefficient de corrélation de Spearman entre les teneurs en solutés mesurés à l'exutoire des 101 sous-bassins le 29 janvier 2007 (hautes eaux). ....</i>	<i>145</i>
<i>Tableau 5-6: Coefficient de corrélation de Spearman entre les teneurs en solutés mesurés à l'exutoire des 101 sous-bassins le 24 octobre 2008 (étiage).....</i>	<i>145</i>
<i>Tableau 5-7: Coefficient de corrélation de Spearman entre les flux de solutés calculés à l'exutoire des 101 sous-bassins le 29 janvier 2007 (hautes eaux). ....</i>	<i>145</i>
<i>Tableau 5-8: Coefficient de corrélation de Spearman entre les flux de solutés calculés à l'exutoire des 101 sous-bassins le 24 octobre 2008 (étiage).....</i>	<i>145</i>
<i>Tableau 5-9: Coefficient de corrélation de Spearman entre les teneurs en solutés mesurés à l'exutoire des 101 sous-bassins en période d'étiage (Octobre). ....</i>	<i>147</i>
<i>Tableau 5-10: Coefficient de corrélation de Spearman entre les teneurs en solutés mesurés à l'exutoire des 101 sous-bassins en période de hautes eaux (Janvier).....</i>	<i>147</i>
<i>Tableau 5-11: Coefficient de corrélation de Spearman entre les flux de solutés calculés à l'exutoire des 101 sous-bassins en période d'étiage (Octobre). ....</i>	<i>148</i>

<i>Tableau 5-12: Coefficient de corrélation de Spearman entre les flux de solutés calculés à l'exutoire des 101 sous-bassins en période de hautes eaux (Janvier).....</i>	<i>148</i>
<i>Tableau 5-13: Significativité des paramètres du modèle permettant d'évaluer le rôle tampon des zones humides riveraines. ....</i>	<i>151</i>

## **10 Annexes**



# Annexe 1: Nitrogen removal in valley bottom wetlands: assessment in headwater catchments distributed throughout a large basin.

Publié dans *Journal of Environmental Quality*, 2006, Vol. 35, p. 2213-2122

Olivier Montreuil and Philippe Merot\*

INRA-Agrocampus Rennes, UMR Sol-Agronomie-Spatialisation, 65 rue de Saint-Brieuc, CS 84215, 35042 Rennes Cedex, France.

\*Corresponding author (Philippe.merot@rennes.inra.fr)

Phone 33 2 23 48 53 36

Fax 33 2 23 48 54 30

## Abbreviation list

Ci	CORPEN index (agricultural nitrogen surplus).
TNI	Total Nitrogen Input.
VBW	Valley Bottom Wetland
N	Nitrogen

## **Abstract**

Although the reduction of nutrient loading between uplands and streams is sometimes considered as evidence of the effect of wetlands acting as buffer zones, the influence of Valley Bottom Wetlands (VBWs) on  $\text{NO}_3$  loading has seldom been assessed at the catchment scale. The present study aim to quantify the impact of VBWs on  $\text{NO}_3$  in streams. The study analyses the spatial variation of  $\text{NO}_3$  concentration in 18 headwater catchments situated in a 400 km<sup>2</sup> agricultural basin. The basin exhibits various topographic, climatic and farming intensity conditions. In this study case, the two main factors controlling nitrogen (N) variability were the amount of effective rainfall, i.e. the combined effect of precipitation and actual evapotranspiration on discharge and chemical dilution, and the intensity of farming, i.e. the area used for farming in the catchments and the surplus of the agricultural N budget. Nevertheless, comparing the different catchments allows us to attribute part of the  $\text{NO}_3$  concentration variation to the areal extent of VBWs in each catchment. For an increase of VBW area from 11 to 16%, the  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentration decreases from 5.3 to 4.2 mg L<sup>-1</sup>. Due to the overall impact of VBWs, the  $\text{NO}_3$  content in streams falls by 30% with respect to agricultural N output.

The primary interest of this work is to give an order of magnitude for the impact of natural VBWs on nitrate removal at the catchment scale, compared to the other sources of variation of  $\text{NO}_3$  concentration. With the implementation of the European Water Framework Directive, such benchmarks are currently needed in Europe as guidelines for integrating water quality criteria into wetland management.

## ***Introduction***

The reduction of nutrient loading between uplands and streams is sometimes considered as evidence of the effect of wetlands acting as buffer zones (Fisher and Acreman, 2004). Nitrogen removal has been currently described in numerous types of wetlands. In Valley Bottom Wetlands (VBWs), N removal assessment is often carried out at a local scale (Haycock and Pinay, 1993; Haycock et al., 1997; Hefting, 2003; Hill, 1996; Machefert and Dise, 2004), generally showing a decrease in NO<sub>3</sub> concentration due to denitrification, vegetation uptake or dilution. By contrast, the influence of VBWs on NO<sub>3</sub> loading has seldom been assessed at the catchment scale (Jansson et al., 1998; Johnston et al., 1990; King et al., 2005). Nevertheless, some authors have studied the influence of scale on the relation between water quality and landscape features (Buck et al., 2004; Burt and Pinay, 2005; Gove et al., 2001; Johnson et al., 1997; Sponseller et al., 2001; Spruill, 2000, 2004; Strayer et al., 2003). We have often the paradox of efficient wetlands with low NO<sub>3</sub> content at a local scale close to streams that, in contrast, exhibit high amounts of NO<sub>3</sub> downstream (Burt, 2005). Therefore, we are still faced with the challenge of quantifying the impact of VBWs on nutrient removal at the catchment scale, to argue the conservation, restoration or creation of wetlands (Kennedy, 2001; Merot et al., 2000; Merot et al., 2006; Trepel and Palmeri, 2002; Viaud et al., 2004).

The present study aims to quantify the effect of VBWs on NO<sub>3</sub> removal in headwater catchments throughout a large agricultural basin exhibiting various topographic, climatic and farming intensity conditions.

## ***Materials and methods***

### **The study area**

The study was performed in the Scorff River Basin (480 km<sup>2</sup>), in the Brittany region of France (48°N, 3.20°W). The Scorff is a fifth-order river (Strahler, 1957) running into the Atlantic Ocean (Fig. 1). The basin is mainly underlain by granite (80%) and schist (20%), with a stream slope varying from 0.0070 m m<sup>-1</sup> to 0.0015 m m<sup>-1</sup>, according to these respective substrates. The maximum height above sea level is 270 m. Due to the impervious substratum, groundwater bodies are shallow, particularly in the valleys. The upslope domain is occupied by well-drained soils, while the valleys are mainly covered by waterlogged soils (glossaqualf and fluvent) corresponding to VBWs.

The region has a mild oceanic climate, with a mean annual temperature of 11°C. The mean annual rainfall varies from 950 mm in the South of the basin to 1100 mm in the North. In parallel, the actual evapotranspiration was roughly estimated as up to 750 mm in the South and 650 mm in the North (Guyot et al., 1975). Therefore, the mean annual runoff of the tributaries varies from 200 mm in the South up to 450 mm in the North.

Agriculture covers 60% of the basin, and most of the remaining area is forested (30%). In 2002, 46% of the agricultural area was covered by pasture, 29% by maize (*Zea mays* L.) and 22% by cereals (Hubert-Moy et al., 2003). The fertilization load reached 171 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> with 100 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> of organic compounds and 71 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> of inorganic compounds (Tachez, 2005).

With an average value of 6.5 mg L<sup>-1</sup> between January and May 2005, the NO<sub>3</sub>-N concentration of the Scorff River is close to the regional mean concentration in streams (6.5 mg L<sup>-1</sup> in 2004, [www.bretagne.environnement.gouv.fr](http://www.bretagne.environnement.gouv.fr)). In the Scorff River, this concentration has been decreasing slightly since 2000, after a long period of degradation beginning in the 1970s, with a concentration of around 1.3 to 2.3 mg L<sup>-1</sup> in 1974 (Merot, unpublished data).

Eighteen catchments denoted S<sub>1</sub> to S<sub>18</sub> (Fig. 1) and covering a total area of 163.8 km<sup>2</sup>, were selected among the catchments surveyed since 2001 for monthly NO<sub>3</sub> concentrations by the Scorff River Authority. They were chosen with similar areas and having a maximum stream order of three (Strahler, 1957), in the absence of any tidal influence, while exhibiting the greatest possible diversity in landscapes and water quality.

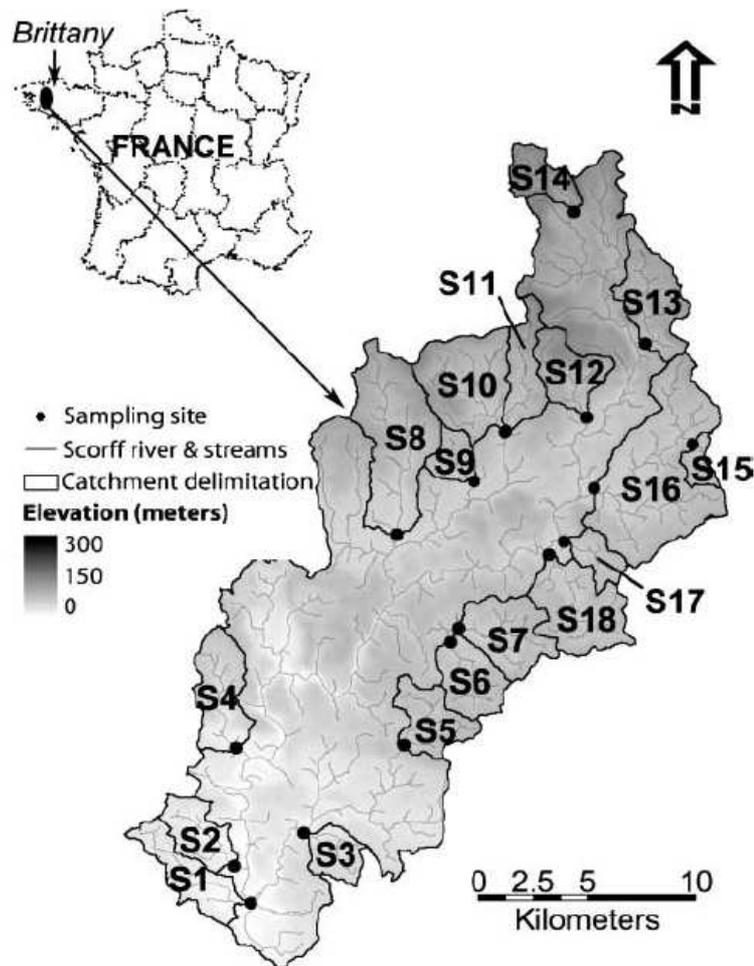


Figure 1. Geographic location of the Scorff basin within Brittany region and delimitation of the 18 selected catchments (S1 to S18).

## **Chemical and hydrological measurements at catchment outlet**

From January to May 2005, that is a period of high flow, water was sampled in all the 18 catchments during inter-storm periods in approximately every 10 days. Water was sampled in the middle of the stream channel, by suction with a syringe, and then filtered through a disposable capsule filter (Hydrophilic PVDF 0.45 $\mu$ m, Millipore Millex-HV®). Samples were maintained at 4°C prior to analysis. Concentrations of NO<sub>3</sub>-N, Cl<sup>-</sup> and SO<sub>4</sub>-S were measured using ionic chromatography (Dionex®, Sunnyvale, CA) with a precision of 3, 5 and 5%, respectively. We also used chemical data collected between 2000 and 2004 by the Scorff River Authority.

Regional maps of precipitation and evapotranspiration allow us to observe the climatic gradient from South to North in the Scorff Basin, while showing that the discharge of the northern tributary is twice that of the southern tributary. Nevertheless, due to the lack of sufficiently dense networks of rainfall and evapotranspiration measurements at the scale of the 18 catchments, we need to use other methods to evaluate the effective rainfall and specific discharge gradients that partially control the concentration of dissolved chemical elements. To check the gradient, we firstly measured the discharge simultaneously at the 18 catchment outlets, on the same day and during baseflow, with an electromagnetic current flow meter (Nautilus C2000, OTT®) and using the velocity-area method. Then, we assumed that the chloride concentration was an indicator of the degree of solutes dilution by water, i.e. the gradient of specific discharge (Neal et al., 2004): the higher the chloride concentration, the lower the specific discharge. The concentration in tributary waters depends on the dilution due to the difference in discharge, which is itself a consequence of the gradient of effective rainfall at the basin scale. The concentration of chloride, considered as a non-reactive element (Altman and Parizek, 1995), has often been used as a dilution indicator for studying the relation of water chemistry to elevation (Barbier, 2005), response time in catchments (Kirchner et al., 2000) or discharge in a delta (de Cabo et al., 2003). Here, we assume that chloride concentration gradient is an indicator of the gradient of discharge or so-called effective rainfall between catchments. This point will be more deeply considered in the discussion section.

## **Methods for characterizing catchments**

### **Topography, hydrography and delimitation of VBWs**

The topographic characteristics of the catchments (Table 1) are based on a Digital Elevation Model and computed with the dedicated software MNTSurf (Aurousseau and Squiquidant, 1995). The spatial characteristics are computed in raster mode and then vectorised to be used in a Geographical Information System software (ArcGIS 8.3, ESRI Ltd®) for comparison with land cover characteristics. The land cover characteristics extracted from satellite images acquired in 2002 are used to distinguish forests, crops (maize, cereals, legumes), and grassland areas. These characteristics are calculated for each catchment and expressed as a percentage of the catchment area.

Due to the lack of spatial characterization of VBWs on the Scorff Basin, we apply the method proposed by Merot et al. (2003; 2006) for predicting wetland delineation in small catchments: VBWs are defined in two steps. The first step predicts the potential VBWs, i.e. wetlands derived from catchment geomorphological features. The second step extracts the existing VBWs, i.e. wetlands unmodified by anthropic activity among the set of potential VBWs. The potential VBWs (Fig. 2) are defined using a topographic index, taking into account the local slope and upslope drainage area, following an approach first proposed by Beven and Kirkby (1979).

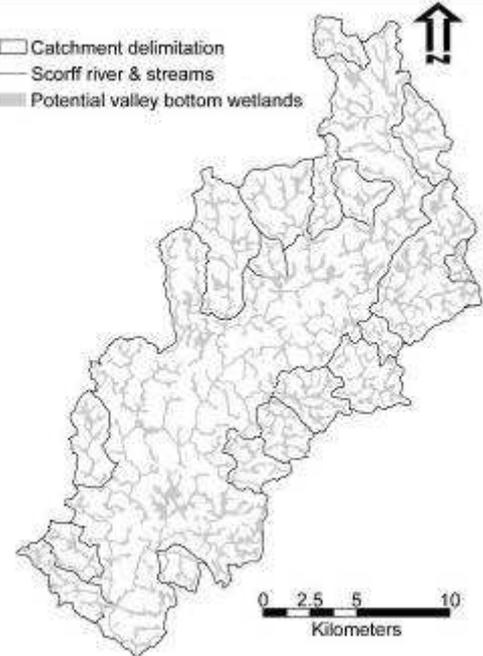


Figure 2. Potential wetlands mapped from topographic index.

Land cover for existing VBWs in this catchment is mainly represented by wet meadows, small woodlands or, in some cases, peatlands or marshlands. We assume that, when part of a potential VBW is cultivated, this part no longer acts as a wetland and as a buffer zone, because it has generally been drained before cultivation. Therefore, the existing VBW area corresponds to the previous potential VBW area minus the cultivated area included in the potential VBW area (Fig. 3).

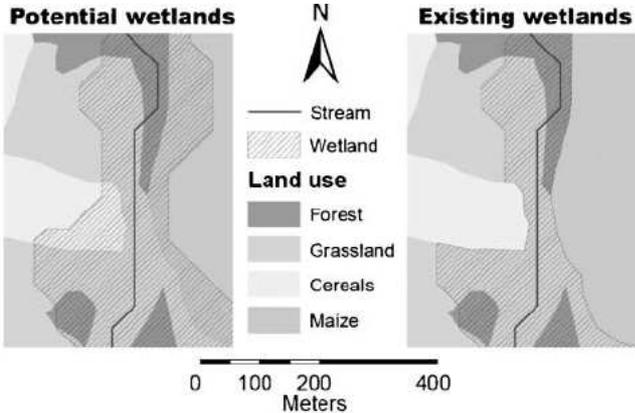


Figure 3. Existing wetlands derived from potential wetlands using land-use data.

## Input and loss of agricultural nitrogen

Calculations are made first for every farm, then results for every farm inside a catchment are added to give the value for each catchment. Information comes from questionnaires on the fertilization plan carried out by the local farmer advisory service (Chambre d'Agriculture du Morbihan). The fertilization plan accounts for organic and mineral N input (including import and export of manure between farms as currently implemented to reduce the organic surplus on some farms). For each farm,  $f$ , we calculate the Total Nitrogen Input, TNI, spread on the available agricultural area, AAA ( $TNI_f$ , kg N ha<sub>AAA</sub><sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>), and an estimation of the agricultural N surplus known as the CORPEN index ( $Ci_f$ , kg N ha<sub>AAA</sub><sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) (CORPEN, 1988; Benoît, 1992). The CORPEN index is the difference between the available nitrogen in soil (different from TNI) and an estimation of the N plant uptake and export (or import). The available nitrogen stock in soil is composed of mineral input and of the easy degradable fraction of organic input of the year  $n$  but also and the slightly degradable fraction of organic input of the year  $n-1$  (the lightly degradable organic nitrogen of year  $n-1$  being the difference between total organic nitrogen input and the easy degradable organic nitrogen of the year  $n-1$ ).  $Ci_f$  is negative for a N deficit at the farm scale, and positive for a surplus. Before pooling the N budgets at the catchment scale,  $Ci_f$  is forced to zero because a within-farm deficit cannot compensate for a N surplus in another farm located elsewhere in the catchment. Finally, the TNI and the  $Ci$  are computed at the catchment scale - and therefore noted  $TNI_c$  and  $Ci_c$  - using equations 1 and 2, with  $Ci_f \geq 0$ ;

$$TNI_c = \frac{\sum TNI_f \cdot AAA_f}{CA} \quad [1] \quad Ci_c = \frac{\sum Ci_f \cdot AAA_f}{CA} \quad [2]$$

where CA is the Catchment Area,  $TNI_c$  is expressed in kg N ha<sub>CA</sub><sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> and  $Ci_c$  in kg N ha<sub>CA</sub><sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>

## Data analysis and statistical method

Each catchment is characterized by the topographical parameters, including valley bottom characteristics, input and surplus of agricultural N, as well as NO<sub>3</sub>-N and chloride mean concentrations (Table 1). To assess the buffering role of the VBWs, we first perform a step-by-step regression between chemical species concentrations and catchment characteristics. As a preliminary, we check the independence of the explicative variables.

Parametrical statistical tests are used for the analysis because of the normality of the data distribution (calculated with the Kolmogorov-Smirnov test). The Pearson product moment test is used to determine if differences in NO<sub>3</sub> concentration are correlated with agricultural, hydrological and landscape characteristics, particularly with VBWs. Differences are considered significant at  $p < 0.05$ . The step-by-step regression is finally checked by a multiple linear regression. Prediction quality is estimated by a Student test between measured and calculated values after checking for

normality. Similarity is considered significant at  $p > 0.80$ . Prediction quality is also tested using the average error and quadratic average error calculated from the difference between measured and calculated values. All these statistical tests are performed with SigmaStat 3.0 software.

## RESULTS

### Statistical characteristics of the $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration data

Figure 4 shows the statistical characteristics of the  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentration data. The average outlet  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentration between January and May 2005 was  $6.5 \text{ mg L}^{-1}$ . The minimum value was  $2.5 \text{ mg L}^{-1}$  for  $S_{14}$  and the maximum was  $9.8 \text{ mg L}^{-1}$  for  $S_{15}$ . Due to the short period of sampling in 2005, we needed to check its representativity. Comparison of the 2005 average  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentrations with the 2000-2004 average concentrations for the different catchments indicated a similar gradient between catchments (the regression, not shown, gives  $r = 0.94$ ;  $p < 0.01$ ), but with a 14% higher average concentration in 2005. Moreover, between January and May 2005, the range of  $\text{NO}_3\text{-N}$  average concentrations between catchments reached  $3.3 \text{ mg L}^{-1}$ , whereas it was  $4.7 \text{ mg L}^{-1}$  in 2000-2004 for the same winter and spring months. Higher variation range and lower average concentrations can be explained by interannual climatic differences, particularly considering the especially wet hydrological year 2000-2001.

Nevertheless, as shown by the similar  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentration gradients for both periods, the 2005 gradient was assumed to reflect permanent and stable differences between catchments.

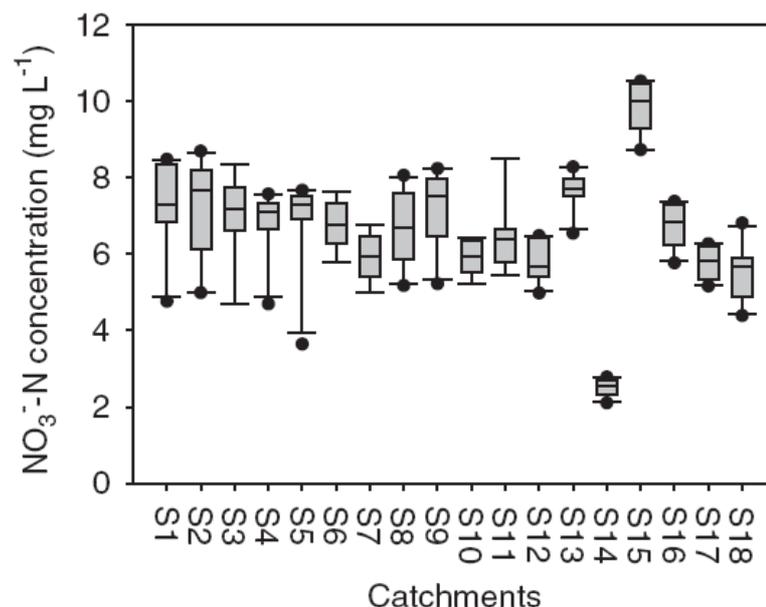


Figure 4. Box-plot of average  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentrations sampled every ten days from January to May 2005 for each sub-catchment and during baseflow conditions (the boundary of the box closest to zero indicates the 25th percentile, a line within the box marks the median, and the boundary of the box farthest from zero indicates the 75th percentile, whiskers above and below the box indicate the 90th and 10th percentiles and others point are outlying points).

Table 1. Characteristics of catchments: topography, land-use, wetland dimensions, hydrology and chemical data measured and calculated. All analyses are performed by the Unité Mixte de Recherche Sol Agronomie Spatialisation. Institut National de la Recherche Agronomique.

Catchment		CA <sup>†</sup>	AS <sup>‡</sup>	ME <sup>§</sup>	FA <sup>¶</sup>	AA <sup>#</sup>	VBWpot <sup>††</sup>	VBWexist <sup>‡‡</sup>	SF <sup>§§</sup>	TNI <sup>¶¶</sup>	CI <sup>##</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> -S <sup>†††</sup>	Cl <sup>†††</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N <sup>§§§</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N <sup>¶¶¶</sup> <sub>00-04</sub>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N <sup>###</sup> <sub>cd</sub>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N <sup>††††</sup> <sub>cN</sub>
		ha	m m <sup>-1</sup>	m	%		%		L s <sup>-1</sup> ha <sup>-1</sup>	kg N ha <sup>-1</sup>		mg L <sup>-1</sup>					
<b>S1</b>	Penlan	760	0.039	59.8	27.0	65.4	21.1	14.8	0.113	ID	ID	2.3	27.6	7.3	6.3	6.0	ID
<b>S2</b>	Kernec	607	0.046	63.8	22.5	68.8	19.8	12.5	0.090	ID	ID	2.8	30.5	7.2	6.4	5.4	ID
<b>S3</b>	Restraudant	454	0.034	89.9	31.8	60.1	21.9	12.5	0.103	92.4	22.1	2.0	27.2	7.0	6.7	5.9	4.6
<b>S4</b>	Kerlégan	932	0.055	100.9	38.7	55.7	17.8	13.7	0.108	ID	ID	1.9	24.1	6.9	6.5	6.5	ID
<b>S5</b>	Malachap	733	0.038	140.3	37.1	57.2	20.6	13.3	0.085	107.3	36.2	1.5	23.8	6.9	ID	6.6	4.4
<b>S6</b>	Pont-er-bellec	740	0.036	137.1	22.8	72.3	22.0	10.8	0.124	132.9	38.4	2.5	19.9	6.8	5.4	7.8	5.4
<b>S7</b>	Pont-er-len	952	0.037	139.0	20.9	68.6	25.1	13.9	0.134	106.8	29.3	2.6	21.4	5.9	4.7	6.3	4.5
<b>S8</b>	Maison Blanche	1892	0.052	154.2	13.7	79.9	18.8	12.4	0.136	144.0	44.8	2.4	20.6	6.7	5.8	7.5	4.7
<b>S9</b>	Pont Coët	339	0.042	146.1	17.7	77.9	20.7	16.0	0.127	142.9	42.1	1.9	24.3	7.2	ID	6.8	4.2
<b>S10</b>	Pont Malégan	1380	0.064	170.0	11.2	83.8	18.6	12.1	0.165	139.7	32.5	1.7	20.5	5.9	6.2	6.6	4.6
<b>S11</b>	Kerourin	671	0.056	176.7	14.9	80.2	17.5	11.2	0.153	126.9	30.6	1.6	21.5	6.4	ID	6.8	5.0
<b>S12</b>	Kerduel	677	0.069	182.9	38.7	58.1	18.1	13.6	0.163	97.4	24.9	1.5	20.1	5.8	5.7	6.6	5.1
<b>S13</b>	Coët Pregent	960	0.055	180.2	16.2	76.7	21.5	14.5	0.127	130.4	26.7	2.7	20.1	7.6	6.4	8.6	7.0
<b>S14</b>	Moulin de Quelen	515	0.083	221.5	54.5	44.6	16.6	13.0	0.083	ID	ID	1.6	15.7	2.5	2.5	3.7	ID
<b>S15</b>	Pont Colin	228	0.031	144.3	10.8	84.6	24.8	12.7	0.141	140.6	58.1	3.9	25.6	9.8	8.5	8.7	5.2
<b>S16</b>	Kergano	3010	0.038	141.8	15.6	77.2	24.7	15.3	0.108	131.9	37.6	3.4	23.4	6.8	5.6	6.6	4.3
<b>S17</b>	Manerbec	346	0.050	139.9	39.5	55.2	19.0	11.5	0.149	96.0	10.5	1.5	22.4	5.8	4.9	5.9	5.3
<b>S18</b>	St Vincent	1188	0.046	138.4	33.6	61.4	20.4	14.1	0.146	109.9	19.6	2.0	23.0	5.5	4.3	5.4	4.2
<b>Average</b>		<b>910</b>	<b>0.048</b>	<b>140.4</b>	<b>26.0</b>	<b>68.2</b>	<b>20.5</b>	<b>13.2</b>	<b>0.125</b>	<b>121.4</b>	<b>32.4</b>	<b>2.2</b>	<b>22.9</b>	<b>6.5</b>	<b>5.7</b>	<b>6.5</b>	<b>4.9</b>
<b>Standard deviation</b>		<b>643</b>	<b>0.013</b>	<b>40.1</b>	<b>12.0</b>	<b>11.3</b>	<b>2.5</b>	<b>1.4</b>	<b>0.025</b>	<b>18.2</b>	<b>11.4</b>	<b>0.7</b>	<b>3.3</b>	<b>1.4</b>	<b>1.3</b>	<b>1.2</b>	<b>0.7</b>

† Catchment area. ‡ average slope. § mean elevation. ¶ forested area. # agricultural area. †† potential VBW area. ‡‡ existing VBW area. §§ specific flow. ¶¶ Total nitrogen input. ## CORPEN index (agricultural nitrogen surplus). ††† average SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>-S concentration. ‡‡‡ average Cl concentration. §§§ average NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N concentration 2005. ¶¶¶ average NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N concentration 2000-04. ### NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N concentration for a same dilution rate. †††† NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N concentration for a N surplus nil.

## Agricultural characteristics of catchments

Agriculture accounts for 44.6% to 84.6% of the catchment area, with an average of 68.2%. The TNI expressed for the whole catchment area, was on average 121 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> and lay between 92 and 144 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. The TNI was strongly correlated with the proportion of agricultural area ( $r = 0.92$ ;  $p < 0.01$ ) in each catchment, because there was little variation in the N load per unit of available agricultural area. On the other hand, the N surplus estimated from the Ci was more variable because it also included the type of cultures. The Ci was independent of topographic variables and land cover. The mean N surplus is approximately 32 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> and ranged between 10.5 and 58.1 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>.

Table 2. Regression analysis between different datasets and different characteristics of the catchments.

	<i>y</i>	<i>x</i>	<i>slope</i>	<i>r</i>	<i>n</i>	<i>p</i>
<b>a</b>	2000-2004 NO <sub>3</sub> -N concentration	2005 NO <sub>3</sub> -N concentration	0.82	0.94	15	<0.01
<b>b</b>	Agricultural area	TNI	0.52	0.92	14	<0.01
<b>c</b>	Forested area	VBW <sub>pot</sub>	-2.29	-0.47	18	0.05
<b>d</b>	Average catchment slope	VBW <sub>pot</sub>	-4.32	-0.70	18	<0.01
<b>e</b>	Forested area	Average catchment slope	3.9 10 <sup>2</sup>	0.43	18	0.07
<b>f</b>	2005 NO <sub>3</sub> -N concentration	VBW <sub>pot</sub>	0.31	0.56	18	0.02
<b>g</b>	2005 NO <sub>3</sub> -N concentration	VBW <sub>exist</sub>	0.10	0.10	18	0.69
<b>h</b>	2005 NO <sub>3</sub> -N concentration	Agricultural area	0.07	0.61	18	<0.01
<b>i</b>	2005 NO <sub>3</sub> -N concentration	Agricultural N surplus	0.07	0.74	14	<0.01
<b>j</b>	2005 NO <sub>3</sub> -N concentration	2005 Ci concentration	0.25	0.63	18	<0.01
<b>k</b>	2005 NO <sub>3</sub> -N concentration	2005 SO <sub>4</sub> -S concentration	1.28	0.62	18	<0.01
<b>l</b>	2005 Ci concentration	Agricultural area	0.04	0.12	18	0.64
<b>m</b>	2005 Ci concentration	Agricultural N surplus	0.03	0.15	14	0.61
<b>n</b>	Specific streamflow	Mean catchment elevation	4.42	0.68	17	<0.01
<b>o</b>	NO <sub>3</sub> -N <sub>cd</sub> concentration	VBW <sub>pot</sub>	0.20	0.43	18	0.08
<b>p</b>	NO <sub>3</sub> -N <sub>cd</sub> concentration	VBW <sub>exist</sub>	-0.03	-0.04	18	0.88
<b>q</b>	NO <sub>3</sub> -N <sub>cn</sub> concentration	VBW <sub>pot</sub>	-0.03	-0.18	13	0.56

## Spatial variability of VBW area

Relative potential VBW area (VBW<sub>pot</sub>) varied from 16.6% (S<sub>14</sub>) to 25.1% (S<sub>7</sub>) of the total catchment area, with an average of 20.5%. VBW<sub>pot</sub> exhibited a significant negative correlation with forested area ( $r = -0.47$ ;  $p = 0.05$ ). The correlations of VBW<sub>pot</sub> with land cover data were explained by the relationship between these two variables and the topography. Moreover, VBW<sub>pot</sub> was correlated with average catchment slope ( $r = -0.70$ ;  $p < 0.01$ ). Although the relative forested area did not show a correlation with average slope, the Pearson product moment was close to significance ( $r = 0.43$ ;  $p = 0.07$ ). This result indicated that VBW<sub>pot</sub> was not an independent variable, and thus did not represent VBW characteristics alone.

The relative area of existing VBW ( $VBW_{\text{exist}}$ ) varied from 10.8% ( $S_6$ ) to 16% ( $S_9$ ), with an average of 13.2%. On average, the  $VBW_{\text{exist}}$  represented 70% of the  $VBW_{\text{pot}}$ . The  $VBW_{\text{exist}}$  did not show any significant correlation with other landscape variables. This variable was therefore considered as independent.

## Step-by-step regression between VBW characteristics and $NO_3$ -N concentration

*As a first step*, we investigated the overall relationship between the mean  $NO_3$  concentration and VBW characteristics. The statistical analysis revealed a positive correlation between  $NO_3$  concentration and  $VBW_{\text{pot}}$  ( $r = 0.56$ ;  $p = 0.02$ ). This correlation, which was in contradiction with the hypothetical buffer role of VBWs, was likely due to the relationship between  $VBW_{\text{pot}}$  and landscape variables. In contrast, statistical analysis failed to reveal any significant correlation between  $NO_3$  concentration and  $VBW_{\text{exist}}$  ( $r = 0.10$ ;  $p = 0.69$ ).

$NO_3$  concentration was significantly correlated with agricultural characteristics, such as relative agricultural area (AA:  $r = 0.61$ ;  $p < 0.01$ ) or N surplus (Ci:  $r = 0.74$ ;  $p < 0.01$ ). The agricultural activity partially explained the spatial variation of  $NO_3$  concentration. However,  $NO_3$  concentration was also correlated with chloride concentration ( $r = 0.63$ ;  $p < 0.01$ ) and sulphate concentration ( $r = 0.62$ ;  $p < 0.01$ ). Chloride concentration was independent of agricultural characteristics, with no correlation observed with either relative agricultural area (AA:  $r = 0.12$ ;  $p = 0.64$ ) or N surplus (Ci:  $r = 0.15$ ;  $p = 0.61$ ).

*In a second step*, we assessed the influence of the degree of dilution on  $NO_3$  concentration. We attempted to describe the bulk effective rainfall gradient given in the introduction as representing a general trend in this basin. Firstly, we measured streamflow at the 18 catchment outlets and analysed the variations of specific discharge. For this analysis,  $S_{14}$  was excluded from the sampling set because it showed an unusually low stream flow due to local high leakage. The specific streamflow varied from 0.085 to 0.165  $L s^{-1} ha^{-1}$  and was positively correlated with the mean elevation ( $r = 0.68$ ,  $p < 0.01$ ). The spatial variation of specific stream flow confirmed a south-north gradient of effective rainfall dilution that increases by a factor of two. Secondly, we checked the factors involved in the variation of chloride concentration. Figure 5 shows a significant negative correlation of chloride concentration with specific flow ( $r = -0.64$ ;  $p < 0.01$ ), and with mean catchment elevation ( $r = -0.90$ ;  $p < 0.01$ ). The correlation reflects the gradient at the basin scale, quantified by the twofold increase in chloride concentration and the decrease in specific flow from North to South in the basin.

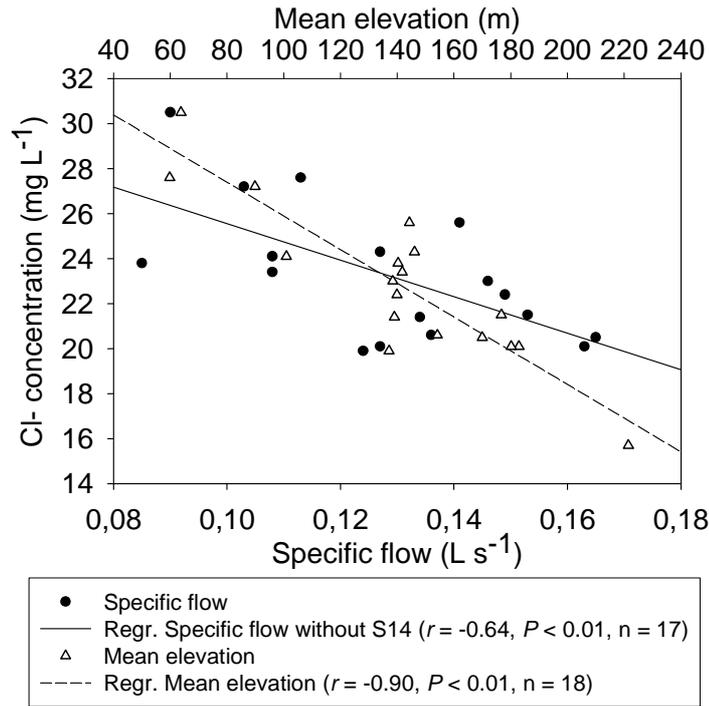


Figure 5. Variation of the average chloride concentration between January and May 2005 as a function of specific flow and average catchment elevation.

The mean  $\text{NO}_3$  concentration of the 18 catchments being correlated with the mean chloride concentration ( $r = 0.63$ ;  $P < 0.01$ ), we assumed this correlation was essentially due to the degree of dilution depending on the difference of discharge between catchments. To normalize each catchment to the same dilution condition, chosen as the mean dilution for all the tributaries, we corrected the  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentration values using the following equation:

$$\text{NO}_3\text{-N}_{cd} = \text{NO}_3\text{-N} \cdot \frac{\text{Cl}_{\text{Scorff}}}{\text{Cl}} \quad [3]$$

where:

$\text{NO}_3\text{-N}_{cd}$ , nitrate concentration corrected for dilution,

$\text{NO}_3\text{-N}$ , temporal average of measured nitrate concentration for the catchment,

Cl, temporal average of measured chloride concentration for the catchment,

$\text{Cl}_{\text{Scorff}}$ , Scorff Basin chloride concentration (temporal and spatial average for whole catchment).

In a third step, we analysed the relationships between  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentration after correction for dilution effects, VBW, and agricultural characteristics. No significant correlation was observed with  $\text{VBW}_{\text{pot}}$  ( $r = 0.43$ ;  $p = 0.08$ ) or  $\text{VBW}_{\text{exist}}$  ( $r = -0.04$ ;  $p = 0.88$ ). The two correlation coefficients had a negative value. We then assessed the effect of agricultural intensity on  $\text{NO}_3\text{-N}_{cd}$ . By contrast, we found a moderately significant relationship between agricultural characteristics and  $\text{NO}_3\text{-N}_{cd}$ .  $\text{NO}_3\text{-N}_{cd}$  was correlated (Fig. 6) with the three agricultural characteristics, i.e. relative agricultural area (AA:  $r = 0.71$ ;  $p < 0.01$ ), total nitrogen input (TNI :  $r = 0.65$ ;  $p = 0.01$ ) and N surplus (Ci:  $r = 0.68$ ;  $p$

< 0.01). The relationship with the N surplus (Fig. 6c) exhibited a clear trend, with a homogeneous distribution of the samples except for one catchment (S<sub>13</sub>). We assumed that this catchment can be excluded from the sampling set due to its erratic behaviour: piezometric observations not included here showed a different behaviour of this sampling site compared to the others. Removing this catchment from the statistical analysis led to a strong increase of correlation significance ( $r = 0.88$ ;  $p < 0.01$ ).

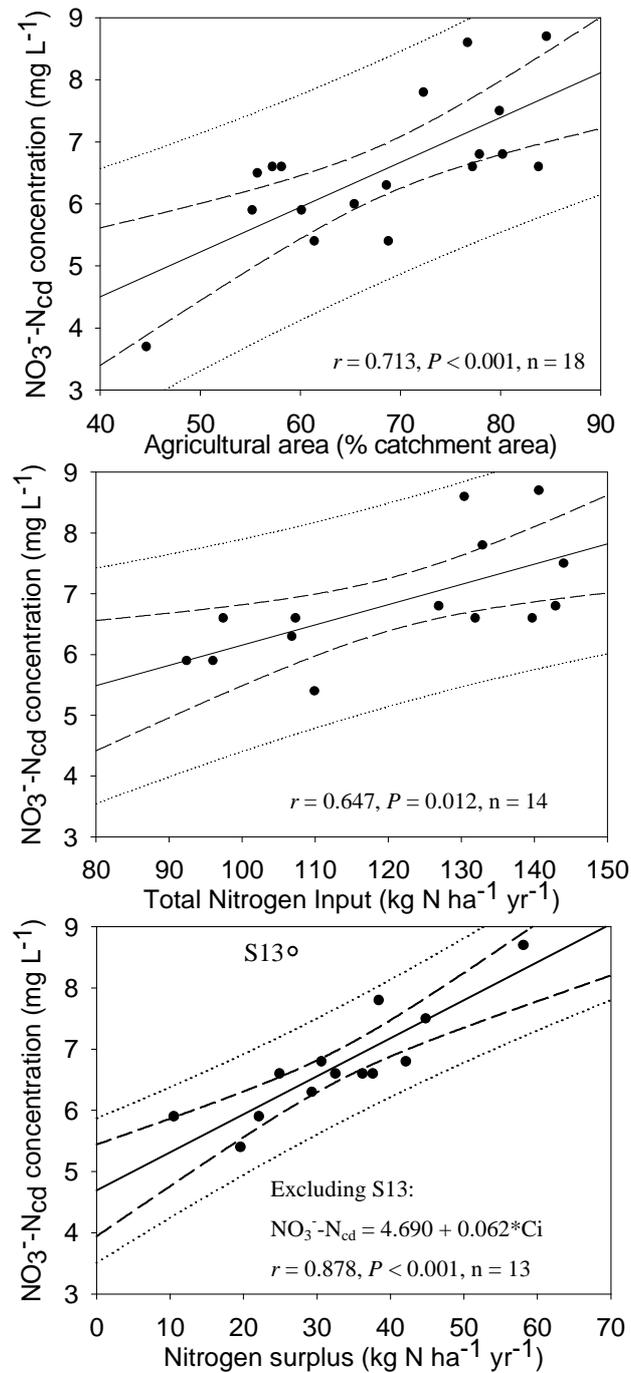


Figure 6.  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentration, corrected for rainfall impact, plotted as a function of agricultural characteristics: (a) relative agricultural area; (b) Total Nitrogen Input, and (c) nitrogen surplus (the solid line, dashed line and dotted line represent respectively the fitted regression line, the confidence interval (95%) and the prediction interval (95%)).

To analyse the role of wetlands as buffers, we modified the  $\text{NO}_3\text{-N}_{cd}$  concentrations in the same way as for dilution to reduce the variation between catchments due to differences in agricultural inputs. We calculated the hypothetical  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentration in the stream,  $\text{NO}_3\text{-N}_{cN}$ , for a nil nitrogen surplus ( $C_i$ ), for each catchment, using the following relation.

$$\text{NO}_3\text{N}_{cN} = \text{NO}_3\text{N}_{cd} - 0.062 \cdot C_i \quad [4]$$

where 0.062 is the slope of the regression line fitted between N surplus and  $\text{NO}_3\text{-N}_{cd}$  concentration adjusted for dilution, without  $S_{13}$  (Fig. 6c).

The final step was to analyse the relationship between  $\text{NO}_3\text{-N}_{cN}$  and wetland characteristics. No significant correlation was observed with  $\text{VBW}_{pot}$  ( $r = -0.18$ ;  $p = 0.56$ ), but  $\text{NO}_3\text{-N}_{cN}$  was significantly correlated with  $\text{VBW}_{exist}$  ( $r = -0.77$ ;  $p < 0.01$ ).

The regression line fitted in Fig. 7 expresses the relationship between  $\text{NO}_3\text{-N}_{cN}$  concentration and  $\text{VBW}_{exist}$ , without  $S_{13}$ :

$$\text{NO}_3\text{N}_{cN} = 7.467 - 0.210 \cdot \text{VBW}_{exist} \quad [5]$$

For similar conditions of rainfall, evapotranspiration and farming pressure, we observed that, when  $\text{VBW}_{exist}$  varied from 11.5 to 16% (i.e. a relative increase of 40%), the  $\text{NO}_3\text{-N}_{cN}$  concentration decreased from 5.3 to 4.2  $\text{mg L}^{-1}$ .

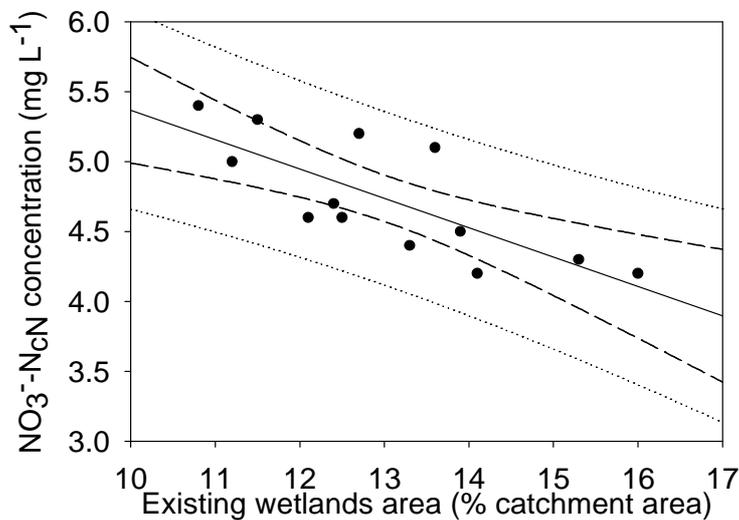


Fig. 7.  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentration, corrected for agriculture and rainfall impact, plotted as a function of existing wetlands area. The solid line, dashed line and dotted line represent respectively the fitted regression line, the confidence interval (95%) and the prediction interval (95%).

### Multiple regression between $\text{NO}_3\text{-N}_{cd}$ concentration and characteristics of subcatchments

Finally, from this step-by-step regression, we assessed the nitrate-removal efficiency of wetlands, under the conditions of this study, with the following formula:

$$NO_3N_{cd} = 7.467 - 0.210 \cdot VBW_{exist} + 0.062 \cdot Ci_c \quad [6]$$

To check the step-by-step regression, we computed a multiple regression between  $NO_3$ -N concentration corrected for dilution (plotted as dependent variable), and all landscape variables (plotted as independent variable). As explained previously,  $NO_3$ -N concentrations can be predicted from a linear combination of relative existing wetland area and agricultural N surplus ( $r^2$  adjusted = 0.89;  $p < 0.01$ ):

$$NO_3N_{cd} = 7.308 - 0.211 \cdot VBW_{exist} + 0.066 \cdot Ci_c \quad [7]$$

The coefficients of influence for these two variables were equivalent to those calculated previously. This two variables contribute to predicting  $NO_3$ -N<sub>cd</sub> concentration with a  $p$  value lower than 0.01 (significant contribution for  $p < 0.05$ ).

Prediction quality was first estimated by a Student t-test between  $NO_3$ -N<sub>cd</sub> measured and  $NO_3$ -N<sub>cd</sub> calculated. The normality ( $P > 0.05$ ) and equal variance ( $P = 0.81$ ) of the two variables was estimated. Result of t-test proves there is not statistically differences between the both variables ( $P = 0.96$ ;  $\alpha = 0.80$ ). The mean root quadratic error is about  $0.26 \text{ mg L}^{-1}$  and the bias or mean error is  $-0.02 \text{ mg L}^{-1}$ .

## **Discussion**

### **Impact of VBWs**

The analysis allows us to measure the influence of variations in the area of VBWs on the  $NO_3$ -N concentration in the Scorff tributaries. If we extrapolate the curve given in Fig. 7, we can calculate a hypothetical  $NO_3$ -N concentration in the absence of wetland, yielding a value close to  $7.5 \text{ mg L}^{-1}$ . From this, we can infer the overall role of VBWs: compared to the mean  $NO_3$ -N concentration of the 18 catchments, which would correspond to a 30 % decrease in  $NO_3$ -N due to the buffer effect of wetlands. This average decrease converges with the estimate obtained from hydrochemical catchment modelling in the region (Durand et al., 1999; Basset-Mens et al., 2006; Durand et al., 2006). Such a strong role is also consistent with local estimation of denitrification in Brittany. It is in particular due to the mild temperature (Clement et al., 2002, Clement et al., 2003). We note also that the Scorff catchment has particularly well preserved wetlands, as shown by the comparison between potential and existing wetlands. A question could be raised concerning the impact of the length of contact between wetlands and the potential source of pollutants, as compared with the influence of their areal extent. This length of contact is often considered as more important than the areal extent (Bidois, 1993; Beaujouan et al., 2001; Beaujouan et al., 2002; Sabater et al., 2003; Skaggs et al., 1994). However, this variable is not easily derived from GIS, so it has not been studied in this case.

## Physical and agricultural factors

The present analysis shows that the impact of the wetlands is not of primary importance, and that it is masked by dilution effects and agricultural factors. The hidden role of wetlands can also be explained by the small relative variation of their surface area (from 11 to 16 %) within catchments. Even if there is a 40 % variation of the area covered by wetland, this only produces a variation of 5 % in the catchment surface area.

We could also question the relevance of the indicators chosen for dilution and agricultural factors.

The use of chloride as a dilution tracer is questionable in areas close to the sea and in agricultural regions. The main sources of chloride are atmospheric deposition (Hutton, 1976) and agricultural inputs of KCl in organic and mineral fertilizers (Martin, 2003), while inputs from the parent rock are insignificant (Lockwood et al., 1994). In the Central Massif, Barbier (2005) showed an excellent exponential relation between elevation (over a gradient of more than 1000 m) and chloride concentration, for sampling sites not influenced by agriculture. He deduced from data that an increase of 300 m in elevation leads to a twofold decrease in chloride content in natural water, due to the combined gradients of precipitation and evapotranspiration. In the present study, we found a gradient with the same order of magnitude. Barbier (2005) also considered that the effect of elevation was dominant compared with the effect of distance to the sea. Many authors have used chloride to provide a signature of dilution at the scale of a wetland or small catchment (Altman and Parizek, 1995; Mengis et al., 1999; Sabater et al., 2003). However, chloride has not often been used to indicate dilution at a scale corresponding to the Scorff Basin. The present study shows that, in the absence of spatialized rainfall and evapotranspiration data, we can assess the climatic (effective rainfall) gradient from the average content of chloride. In this way, we are able to quantify and correct for the influence of this spatial dilution on  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentrations.

The relative agricultural area appears to be a good index of the effect of agricultural pressure on  $\text{NO}_3\text{-N}$  content in the Scorff Basin, where the agricultural production systems are relatively homogeneous. While we can significantly improve the correlation by using the agricultural N surplus measured by means of an agronomic budget or the  $C_i$ , the effect is less marked than we might expect. Nevertheless, on fig. 6c, we observed that for a agronomic surplus equal to zero, the concentration, based on the regression line (without the catchment  $S_{13}$ ), reaches  $4.7 \text{ mg L}^{-1}$ . This concentration seems too high compared with the value of 1.3 to  $2.3 \text{ mg L}^{-1}$  measured during the less intensive agricultural period. Four reasons may explain this high value. Although the  $C_i$  is pooled over the catchment, it is first calculated at the overall farm scale. This implies that the calculation produces a compensation of surpluses and deficits located at the field level, whereas no compensation occurs in the real world. In this case, the  $C_i$  underestimates the agricultural N surplus. This underestimation is more important for heterogeneous agricultural practices. Secondly, the agricultural data were collected by surveys with farmers: in this case, we observed a bias that led to an under-estimation of the surplus by the farmers. The third reason is that outputs at the catchment

level could be out of equilibrium with the agronomic budget, due to the response time in catchments (Molénat et al., 2002; Molénat et al., 2005), when the recent application of Best Management Practices tends to lower the N inputs. Lastly, some others processes, like atmospheric N deposition, soil mineralisation or N plant fixation are not taken into account and can also explain the high NO<sub>3</sub>-N values. Nevertheless, we assume that the differences are the same for all the 18 catchments.

The primary interest of this work is that it gives an order of magnitude for the impact of natural VBWs on nitrate removal at the catchment scale. With the implementation of the European Water Framework Directive, such benchmarks are currently needed in Europe as guidelines for integrating water quality criteria into wetland management.

## **Conclusion**

The aim of this study is to assess the buffering effect of VBWs on NO<sub>3</sub>-N levels at the scale of a 400-km<sup>2</sup> basin. By comparing different catchments included in this basin, we are able to attribute part of the decrease in NO<sub>3</sub>-N concentrations to the areal extent of VBWs in each catchment. For a given level of N surplus and runoff condition, an increase in VBW area from 11.5 to 16% gives a NO<sub>3</sub>-N concentration fall from 5.3 to 4.2 mg L<sup>-1</sup>. The overall impact of VBW can be assessed as accounting for 30% of the agricultural N output.

The variability of natural and anthropic factors often masks the impact of landscape buffer structures at this large scale. We have firstly to precisely assess these factors such as precipitation, geomorphology, and land use and land cover, coupled with the variation of agricultural N budget at the catchment scale. In this case study, the two main factors controlling N variability are the amount of effective rainfall, i.e. the combination of precipitation and actual evapotranspiration on discharge and chemical dilution, and the intensity of farming, i.e. the area used for farming in the catchment and the agricultural N surplus.

## **Acknowledgments**

The authors would like to express their thanks to Christophe Tachez (chambre d'agriculture du Morbihan) for the agricultural data, Thierry Mounier (syndicat de bassin du Scorff) for chemical and geographic data, Laurence Carreaux and Beatrice Trinkler for their analytical assistance and Nicolas Jeannot (INRA, U3E) and Nicolas Gillet for their help for field work.

## **References**

Altman, S. J. and R. M. Parizek. 1995. Dilution of non point-source nitrate in groundwater. J. Environ. Qual. 24:707-718.

- Aurousseau, P. and H. Squidant. 1995. Rôle environnemental et identification cartographique des sols hydromorphes de bas-fonds. *Ingénierie E.A.T. n° spécial La rade de Brest*:75-85.
- Barbier, J. 2005. Elevation and groundwater geochemistry, northwestern Massif Central, France. *C. R. Geosciences* 337:763-768.
- Basset-Mens, C., L. Anibar, P. Durand, and H. M. G. Van Der Werf. 2006. Exploring the spatial and temporal variations of nitrate fate factors in catchments: modelling approach and implication for LCA results. *Sci. Total Environ.* submitted.
- Beaujouan, V., P. Durand, and L. Ruiz. 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecol. Model.* 137:93-105.
- Beaujouan, V., P. Durand, L. Ruiz, P. Aurousseau, and G. Cotteret. 2002. A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation: rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship. *Hydrol. Process.* 16:493-507.
- Benoît, M. 1992. Un indicateur des risques de pollution nommé BASCULE (Balance Azotée Spatialisée des systèmes de CULTure de l'Exploitation). *Le Courrier de la Cellule Environnement, INRA, Paris* 18:23-28.
- Beven, K. and M. J. Kirkby. 1979. A physically based variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci. Bull.* 24:43-69.
- Bidois, J. 1993. Géochimie des eaux de zones hydromorphes, application à la dénitrification. Univ. Nancy, Nancy.
- Buck, O., D. K. Niyogi, and C. R. Townsend. 2004. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environ. Pollut.* 130:287-299.
- Burt, T. 2005. A third paradox in catchment hydrology and biogeochemistry: decoupling in the riparian zone. *Hydrol. Process.* 19:2087-2089.
- Burt, T. P. and G. Pinay. 2005. Linking hydrology and biogeochemistry in complex landscapes. *Progress Phys. Geogr.* 29:297-316.
- Clement, J., G. Pinay, and P. Marmonier. 2002. Seasonal dynamics of denitrification along topohydrosequences in three different riparian wetlands. *J. Environ. Qual.* 31:1025-1037.
- Clement, J. C., L. Aquilina, O. Bour, K. Plaine, T. P. Burt, and G. Pinay. 2003. Hydrological flowpaths and nitrate removal rates within a riparian floodplain along a fourth-order stream in Brittany (France). *Hydrol. Process.* 17:1177-1195.
- CORPEN. 1988. Bilan global annuel à l'exploitation de l'azote. Logiciel Version 1.0, réalisation ARSOE de Bretagne. Ministère de l'Agriculture et de la Forêt. Secrétariat d'Etat chargé de l'Environnement. Mission Eau Nitrates et Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne, Rennes.
- de Cabo, L., A. Puig, S. Arreghini, H. F. Olguin, R. Seoane, and I. Obertello. 2003. Physicochemical variables and plankton from the Lower Delta of the Parana River (Argentina) in relation to flow. *Hydrol. Process.* 17:1279-1290.

- Durand, P., P. Merot, and J. Bidois. 1999. Modélisation du transfert de nitrate dans les bassins versants ruraux: présentation et premières applications du modèle TNT1. p. 298-310, *in* Pollutions diffuses: du bassin versant au littoral, IFREMER. Plouzané, France.
- Durand, P., P. Merot, and C. Gascuel-Oudou. 2006. Buffer zones, filter strips and drainage ditches as management systems for reducing nutrient losses., *in* Invited Conference, ISPRA, JRC.
- Fisher, J. and M. C. Acreman. 2004. Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 8: 673–685.
- Gove, N. E., R. T. Edwards, and L. L. Conquest. 2001. Effect of scale on land-use and water quality relationships : a longitudinal basin-wide perspective. *J. Am. Water Resour. Ass.* 37:1721-1734.
- Guyot, G., P. Malet, and M. Verbrugghe. 1975. Climat et aménagement en pays de bocage. Chapitre 1 : Présentation climatique de la Bretagne et des années de mesure. Ministère de l'agriculture et du développement rural, Rennes.
- Haycock, N. E. and G. Pinay. 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during winter. *J. Environ. Qual.* 22:273-278.
- Haycock, N. E., T. P. Burt, K. W. T. Goulding, and G. Pinay. 1997. Buffer zones: their processes and potential in water protection. Quest Environmental, Hardfordshire UK.
- Hefting, M. 2003. Nitrogen transformation and retention in riparian buffer zones. Thesis, faculty of biology, Utrecht Univ., Utrecht.
- Hill, A. R. 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. *J. Environ. Qual.* 25:743-755.
- Hubert-Moy, L., S. Corgne, and R. Moralto-Peralto. 2003. Etude de l'évolution de l'occupation hivernale des sols sur le bassin versant du Scorff. Syndicat de bassin versant du Scorff, Rapport final. COSTEL UMR CNRS 6554, Univ. Rennes 1, Rennes.
- Hutton, J. 1976. Chloride in rainwater in relation to distance from the ocean. *Search* 7:207-8.
- Jansson, A., C. Folke, and S. Langaas. 1998. Quantifying the nitrogen retention capacity of natural wetlands in the large-scale drainage of Baltic Sea. *Landscape Ecol.* 13:249-262.
- Johnson, L., C. Richards, G. Host, and J. Arthur. 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biol.* 37:193-208.
- Johnston, C. A., N. E. Detenbeck, and G. J. Niemi. 1990. The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity. A landscape approach. *Biogeochemistry* 10:105-141.
- Kennedy, R. 2001. Watershed BMP's for water quality management and restoration. WRAP technical notes collection ERDC TN-WRAP-02-04. US Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.
- King, R. S., M. E. Baker, D. F. Whigham, D. E. Weller, T. E. Jordan, P. F. Kazzyak, and M. K. Hurd. 2005. Spatial considerations for linking watershed land cover to ecological indicators in streams. *Ecol. Appl.* 15:137-153.
- Kirchner, J. W., X. H. Feng, and C. Neal. 2000. Fractal stream chemistry and its implications for contaminant transport in catchments. *Nature* 403:524-527.

- Lockwood, P. V., J. McGarity, and C. JL. 1994. Measurement of chemical weathering rates using natural chloride as a tracer. *Geoderma* 64:215-232.
- Machefert, S. E. and N. B. Dise. 2004. Hydrological controls on denitrification in riparian ecosystems. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 8:686-695.
- Martin, C. 2003. Mécanismes hydrologiques et hydrochimiques impliqués dans les variations saisonnières des teneurs en nitrate dans les bassins versants agricoles : approche expérimentale et modélisation. Thesis, Univ. Rennes 1, Rennes.
- Mengis, M., S. L. Schiff, M. Harris, M. C. English, R. Aravena, R. J. Elgood, and A. MacLean. 1999. Multiple geochemical and isotopic approaches for assessing ground water NO<sub>3</sub><sup>-</sup> elimination in a riparian zone. *Groundwater* 37:448-457.
- Merot, P., L. Hubert-Moy, C. Gascuel-Oudou, B. Clement, P. Durand, J. Baudry, and C. Thenail. 2006. A Method for Improving the Management of Controversial Wetland. *Environ. Manage.* 37:258-270.
- Merot, P., H. Squiquidant, P. Aourousseau, M. Hefting, T. Burt, V. Maitre, M. Kruk, A. Butturini, C. Thenail, and V. Viaud. 2003. Testing a climato-topographic index for predicting wetlands distribution along an European climate gradient. *Ecol. Model.* 163:51-71.
- Merot, P., E. Barriuso, V. Beaujouan, P. Benoit, J. Bidois, G. Bourrie, F. Burel, V. Chaplot, M.-P. Charnay, B. Clement, J. C. Clement, A. Cottonnec, P. Curmi, P. Durand, I. Ganzetti, C. Gascuel-Oudou, C. Grimaldi, A. Hollier-Larousse, L. Hubert-Moy, A. Jaffrezic, C. Kao, J. Molenat, A. Ouin, G. Pinay, E. Pivette, C. Regimbeau, L. Ruiz, O. Troccaz, F. Trolard, C. Walter, and M. Zida. 2000. TY-FON Typologie fonctionnelle des zones humides de fonds de vallée en vue de la régulation de la pollution diffuse; rapport final. INRA, Rennes.
- Molénat, J., C. Gascuel-Oudou, P. Davy, and P. Durand. 2005. How to model shallow water-table depth variations: the case of the Kervidy-Naizin catchment, France. *Hydrol. Process.* 19:901-920.
- Molénat, J., P. Durand, C. Gascuel-Oudou, P. Davy, and G. Gruau. 2002. Mechanisms of nitrate transfer from soil to stream in an agricultural watershed of French Brittany. *Water Air and Soil Pollut.* 133:161-183.
- Neal, C., B. Reynolds, M. Neal, H. Wickham, L. Hill, and B. Williams. 2004. The water quality of streams draining a plantation forest on gley soils: the Nant Tanllwyth, Plynlimon mid-Wales. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 8:485-502.
- Sabater, S., A. Butturini, J. C. Clement, T. Burt, D. Dowrick, M. Hefting, V. Maitre, G. Pinay, C. Postolache, M. Rzepecki, and F. Sabater. 2003. Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: Patterns and factors of variation. *Ecosystems* 6:20-30.
- Skaggs, R. W., M. A. Breve, and J. W. Gilliam. 1994. Hydrologic and Water-Quality Impacts of Agricultural Drainage. *Critical Reviews in Env. Sci. and Technol.* 24:1-32.
- Sponseller, R. A., E. F. Benfield, and H. M. Valett. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biol.* 46:1409-1424.

- Spruill, T. B. 2000. Statistical evaluation of effects of riparian buffers on nitrate and ground water quality. *J. Environ. Qual.* 29:1523-1538.
- Spruill, T. B. 2004. Effectiveness of riparian buffers in controlling ground-water discharge of nitrate to streams in selected hydrogeologic settings of the North Carolina Coastal Plain. *Water Sci. Technol.* 49.
- Strahler, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Am. Geophys. Union* 38:913-920.
- Strayer, D. L., R. E. Beighley, L. C. Thompson, S. Brooks, C. Nilsson, G. Pinay, and R. J. Naiman. 2003. Effects of Land Cover on Stream Ecosystems: Roles of Empirical Models and Scaling Issues. *Ecosystems* 6:407-423.
- Tachez, C. 2005. Synthèse des pratiques de fertilisation, indicateurs Bretagne Eau Pure 2004. Chambre d'agriculture du Morbihan, Hennebont.
- Trepel, M. and L. Palmeri. 2002. Quantifying nitrogen retention in surface flow wetlands for environmental planning at the landscape-scale. *Ecol. Eng.* 19:127-140.
- Viaud, V., P. Merot, and J. Baudry. 2004. Hydrochemical Buffer Assessment in Agricultural Landscapes: From Local to Catchment Scale. *Environ. Manage.* 34:559-573.

## Annexe 2 : Calcul de la conductivité hydraulique à saturation à partir de la méthode de Bouwer & Rice

### Définition de la conductivité hydraulique à saturation :

La conductivité hydraulique à saturation ( $K_s$ ) d'un matériau traduit sa capacité à laisser passer un fluide. Pour des conditions hydrologiques similaires, plus un milieu est conducteur et plus le fluide s'écoulera vite. La conductivité hydraulique  $K$  est un coefficient dépendant des propriétés du milieu poreux où l'écoulement a lieu (granulométrie, forme des grains, répartition et forme des pores, porosité intergranulaire) et des propriétés du fluide concerné par les écoulements (la viscosité, le poids spécifique).

$$K_s = \frac{k \cdot \rho \cdot g}{\mu}$$

Avec :

$k$  : la perméabilité intrinsèque du milieu poreux ( $m^2$ )

$\rho$  : la masse volumique du fluide ( $kg \cdot m^{-3}$ )

$g$  : l'accélération de la pesanteur ( $m \cdot s^{-2}$ )

$\mu$  : la viscosité dynamique du fluide ( $kg \cdot m^{-1} \cdot s^{-1}$ )

Pour l'eau et à 20°C, la viscosité dynamique de l'eau est de  $10^{-7} kg \cdot m^{-1} \cdot s^{-1}$  d'où  $K = k \cdot 10^{-3}$ .

Cette loi est valable pour des nombres de Reynolds faibles, sous des conditions stationnaires. En effet, dans ce cas les gradients de pression sont proportionnels aux vitesses d'écoulement pour chacun des pores du milieu poreux (en application de la loi de Poiseuille). Cette caractéristique demeure lorsqu'on considère un volume relativement large par rapport à la taille des pores, et que l'on considère la moyenne des vitesses d'écoulement et des gradients de pressions de tous les pores dudit volume.

### Calcul de la conductivité hydraulique à partir d'un « bail-test » (Bouwer & Rice, 1976 ; Bouwer, 1989)

La formule est la suivante :

$$K = \frac{r_c^2 \cdot \ln\left(\frac{R_e}{r_w}\right)}{2L_e} \cdot \frac{1}{t} \cdot \ln\left(\frac{y_0}{y_t}\right)$$

Avec :

$r_c$  : rayon intérieur du piézomètre (m),

$R_e$  : rayon de dissipation de la charge hydraulique (m)

$L_w$  : hauteur de pénétration du piézomètre dans la nappe (m),

$L_e$  : longueur de la crépine (m)

$r_w$  : rayon intérieur du forage (m),

$Y_0$  : hauteur d'eau retirée lors de la vidange du piézomètre (m)

$Y_t$  : différence de charge entre la surface de la nappe à l'équilibre et la charge mesurée au temps  $t$  après vidange du piézomètre (m).

$H$  : Épaisseur de saturation de l'aquifère avant vidange du piézomètre (m)

$t$  : temps quand  $h(t)/h_0=0.37$  où  $h(t)$  est la charge hydraulique variable dans le temps et  $h_0$  est la charge hydraulique après le pompage de l'eau. L'interprétation se fait sur un graphique en coordonnées semi-logarithmiques avec en abscisse le temps et en ordonnée (échelle logarithmique) le rapport  $h(t)/h_0$ . Une droite d'ajustement est calée sur les valeurs  $h(t)/h_0$ .

On détermine le temps  $T$  où  $h(t)/h_0=0.37$ ,

et:

$$\text{- Si } L_w < H : \ln\left(\frac{R_e}{r_w}\right) = \left[ \frac{1.1}{\ln(L_w/r_w)} + \frac{A+B\ln[(H-L_w)/r_w]}{L_e/r_w} \right]^{-1}$$

$$\text{- Si } L_w = H : \ln\left(\frac{R_e}{r_w}\right) = \left[ \frac{1.1}{\ln(L_w/r_w)} + \frac{C}{L_e/r_w} \right]^{-1}$$

Les coefficients A, B, et C sont sans dimension et sont fonction du ratio  $L_e/r_w$ .

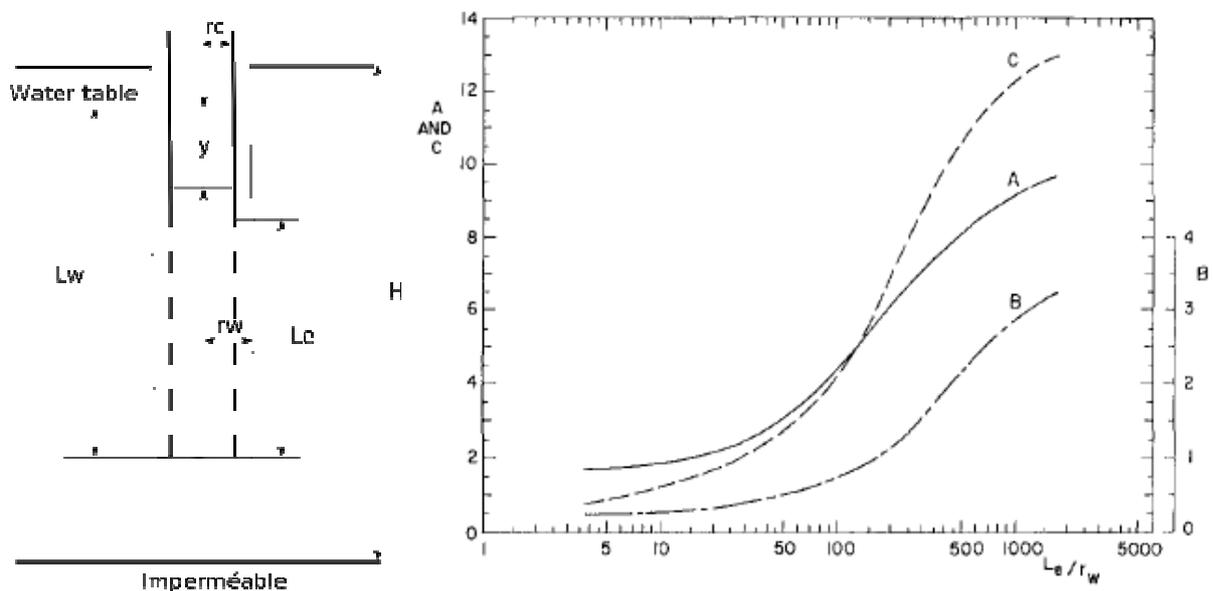


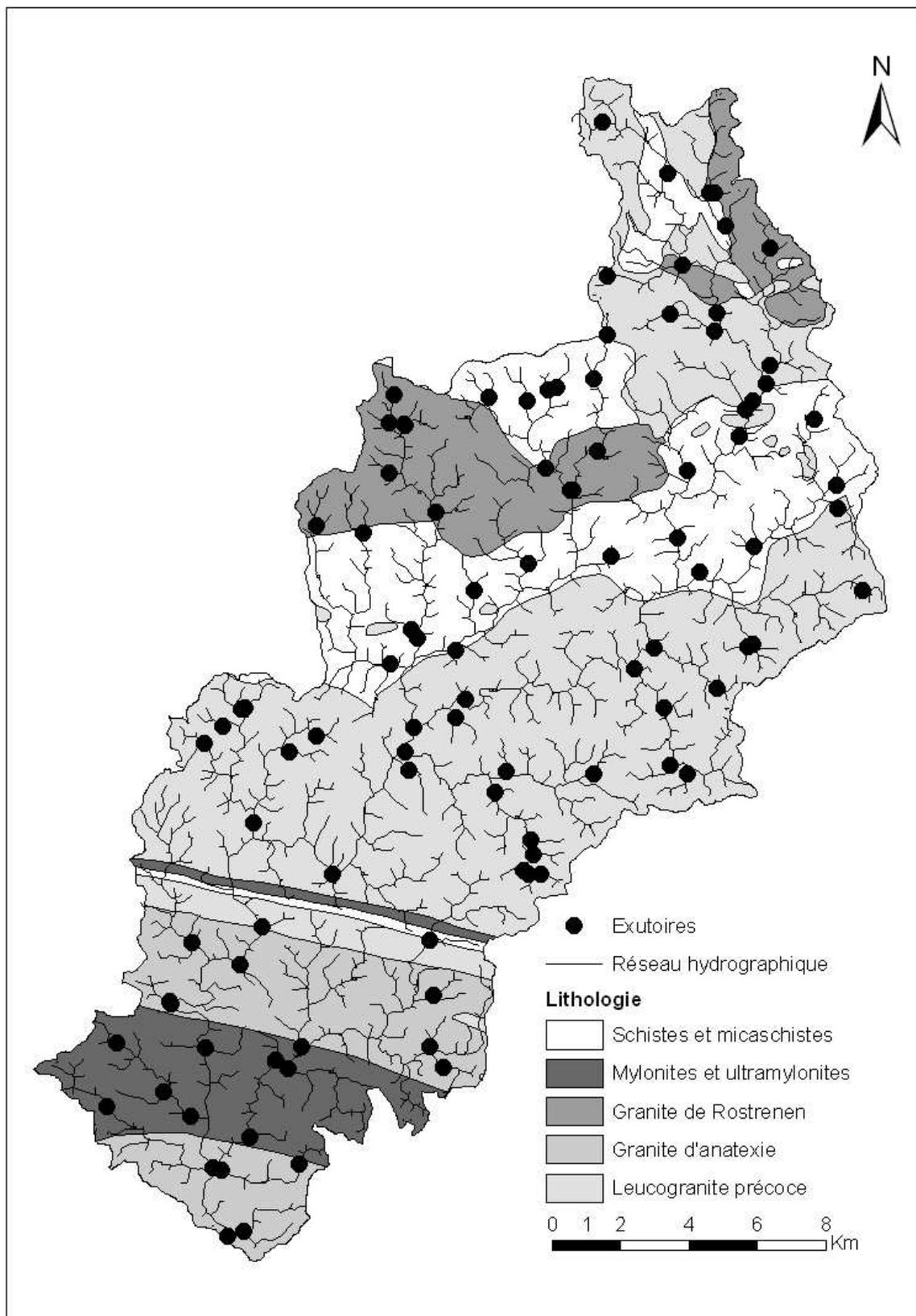
Figure A2-1. Représentation des variables utilisées et abaque permettant de déterminer les paramètres A, B et C pour le calcul de la conductivité hydraulique d'après la méthode de Bouwer & Rice.

## Annexe 3: Classification des associations végétales de la carte des habitats Natura 2000 et pourcentage de couverture du site « Rivière Scorff, forêt de Pont-Callek, Rivière Sarre »

	Habitat Natura 2000	%
Végétation hygrophile	Bas-marais acide à jonc acutiflore et carum verticillé	0,02
	Bas-marais tourbeux à laïche à bec	0,04
	Groupements amphibies et prairies humides à agrostide stolonifère	0,16
	Mosaïque : Fourrés et Saulaies	0,14
	Mosaïque : Magnocarièaie à laïche paniculée et Mégaphorbiaies	0,03
	Mosaïque : Magnocarièaie à laïche paniculée et Ptéridaies et ronciers	0,01
	Mosaïque : Magnocarièaie à laïche paniculée et Saulaies	0,17
	Mosaïque : Mégaphorbiaies et Saulaies	0,13
	Friches herbacées méso-hygrophiles	3,16
	Landes humides	0,03
	Landes sèches et mésophiles	0,02
	Magnocarièaie à laïche paniculée	0,07
	Mosaïque : Boisements mixtes et Prairies et friches mésophiles	0,03
	Mosaïque : Fourrés et Boisements mixtes	0,31
	Mosaïque : Fourrés et Hêtraies-chênaies atlantiques	0,22
	Mosaïque : Fourrés et Plantations de feuillus	0,20
	Mosaïque : Fourrés et Plantations de résineux	0,08
	Mosaïque : Fourrés et Prairies et friches mésophiles	0,07
	Mosaïque : Friches herbacées méso-hygrophiles et Landes sèches et mésophiles	0,02
	Mosaïque : Friches herbacées méso-hygrophiles et Magnocarièaie à laïche paniculée	0,03
	Mosaïque : Friches herbacées méso-hygrophiles et Mégaphorbiaies	0,03
	Mosaïque : Friches herbacées méso-hygrophiles et Ptéridaies et ronciers	<0,01
	Mosaïque : Friches herbacées méso-hygrophiles et Saulaies	0,26
	Mosaïque : Hêtraies-chênaies atlantiques et Plantations de feuillus	0,07
	Mosaïque : Hêtraies-chênaies atlantiques et Prairies et friches mésophiles	0,05
	Mosaïque : Landes sèches et mésophiles et Chênaies maigres	0,01
	Végétations des eaux stagnantes méso-eutrophes	0,54
	Végétations des eaux stagnantes oligotrophes	0,06
	Mosaïque : Saulaies et Boisements mixtes	<0,01
	Mosaïque : Saulaies et Hêtraies-chênaies atlantiques	0,81
	Mosaïque : Saulaies et Plantations de feuillus	0,26
	Mosaïque : Saulaies et Plantations de résineux	0,05
	Mosaïque : Ptéridaies et ronciers et Saulaies	0,13
	Mosaïque : Prairies humides à agrostide stolonifère et Magnocarièaie à laïche paniculée	<0,01
	Mosaïque : Prairies humides à agrostide stolonifère et Mégaphorbiaies	0,01
	Mosaïque : Prairies humides à agrostide stolonifère et Ptéridaies et ronciers	0,01
	Mosaïque : Prairies humides à agrostide stolonifère et Saulaies	0,01
	Mosaïque : Végétations des eaux stagnantes oligotrophes et Landes humides	0,01
	Mégaphorbiaies	0,28
	Prairie méso-hygrophile à jonc acutiflore et molinie bleue	<0,01
	Rivières à renoncules	1,02
	Roselières et groupements amphibies	0,01
Saulaies	2,96	
Tourbière dégradée à sphaignes et molinie	0,05	
Mosaïque : Plantations de feuillus et Forêts riveraines	0,01	
Forêts riveraines	0,03	
	<b>Total</b>	<b>11,61</b>
Végétation mésophile et xerophile	Mosaïque : Plantations de feuillus et Plantations de résineux	0,17
	Mosaïque : Plantations de feuillus et Prairies et friches mésophiles	0,01
	Mosaïque : Ptéridaies et ronciers et Boisements mixtes	0,60
	Mosaïque : Ptéridaies et ronciers et Fourrés	0,44
	Mosaïque : Ptéridaies et ronciers et Hêtraies-chênaies atlantiques	0,29
	Mosaïque : Ptéridaies et ronciers et Plantations de feuillus	<0,01
	Mosaïque : Ptéridaies et ronciers et Plantations de résineux	0,03
	Mosaïque : Ptéridaies et ronciers et Prairies et friches mésophiles	0,03
	Haies-talus-bosquets	4,55
	Hêtraies-chênaies atlantiques	12,63
	Fourrés	0,34
	Boisements mixtes	12,04
	Chênaies maigres	0,11
	Plantations de feuillus	1,25
	Plantations de résineux	3,98
	Prairies et friches mésophiles	1,19
	Ptéridaies et ronciers	0,35
	<b>Total</b>	<b>38,02</b>
Végétation halophile	Prés salés atlantiques	0,03
	<b>Total</b>	<b>0,03</b>
Milieux anthropisés	Prairies temporaires	28,72
	Cultures	17,36
	Jardins	0,29
	Villages	3,76
	Autres milieux anthropisés	0,21
	<b>Total</b>	<b>50,33</b>

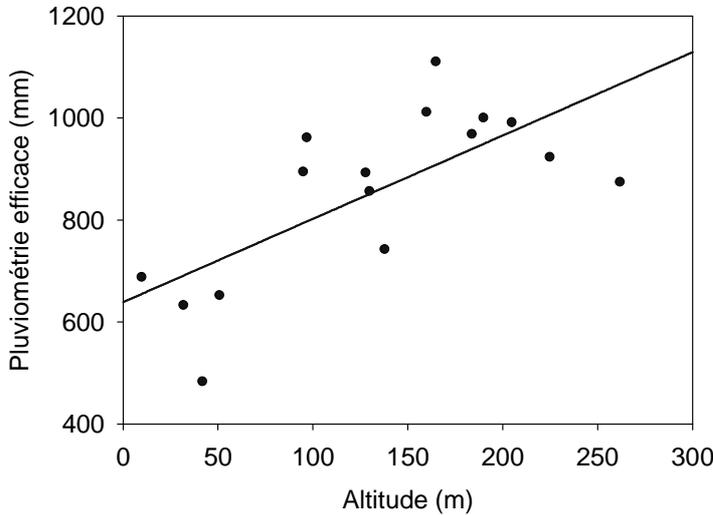
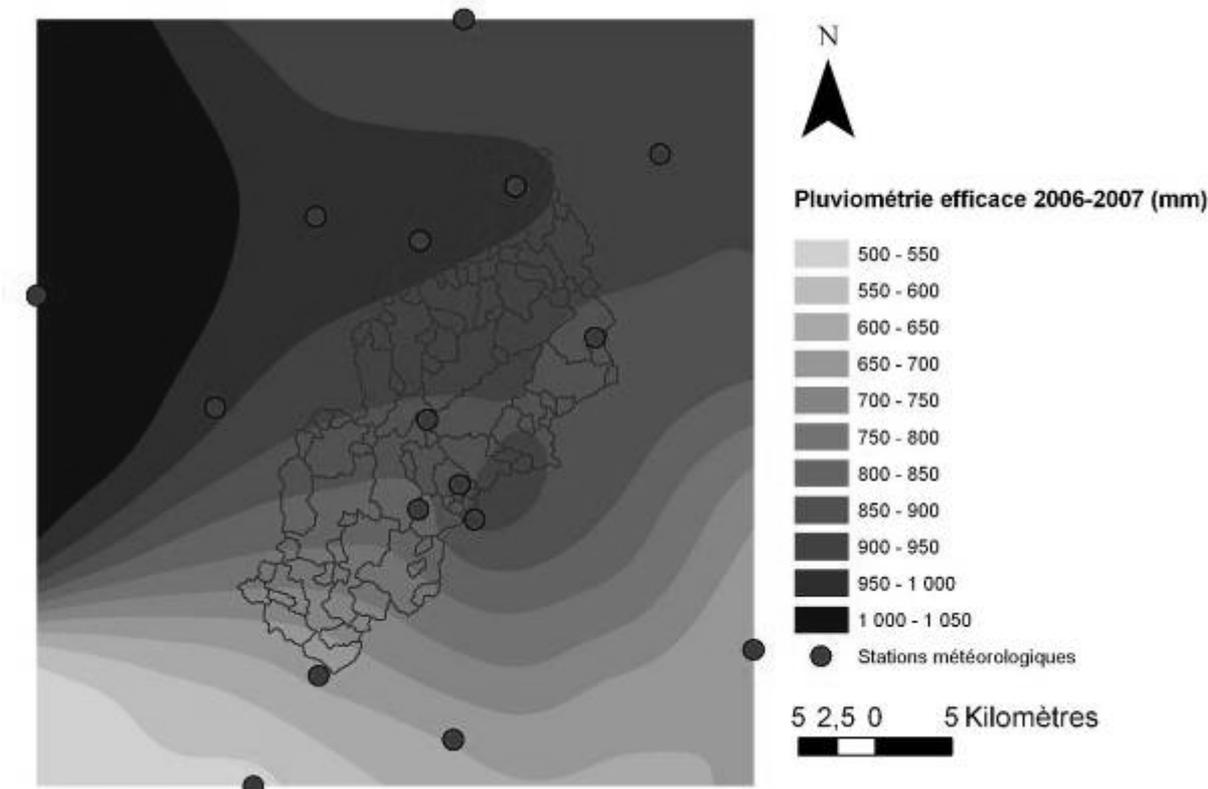


## Annexe 4: Carte géologique du bassin versant du Scorff





Annexe 5: Carte de la pluviométrie efficace 2006-2007 sur le bassin versant du Scorff (co-krigeage ordinaire avec l'altitude) et relation entre pluviométrie efficace et altitude





## Annexe 6: Caractéristiques des sous-bassins étudiés du bassin versant du Scorff

Type	Géomorphologie						Climat	Géographie		Agronomie			Occupation du sol						Géologie				Extension des zones humides				Distance de transfert des flux						
	Variable	Elev	Slp	Area	DD	C		Strahler	ER	X	Y	TNI	CI	Couverture des données	For	Past	Field	Agri	Urb	Corn	Sch	Myl	GR	GA	Leu	Meta	Magm	VBWe (ICT)	VBWp (ICT)	VBWp (ICTO)	VBWe (ICTO)	IS (m)	TS (m)
	Unité	m	m.m <sup>-1</sup>	m <sup>2</sup>	m.m <sup>-2</sup>	SU		SU	mm	m	m	kgN.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	kgN.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	m	m
1	58	0,060	8,0E+06	0,0017	2,56	3	755	168,7	2335,0	48	38	27	27	31	34	66	8	18	0	31	0	69	0	31	69	10,6	14,2	14,5	11,7	3566	218		
2	63	0,070	6,7E+06	0,0016	2,07	3	764	169,1	2336,7	SD	SD	0	23	35	34	68	8	20	0	100	0	0	0	100	0	10,1	14,3	13,3	8,7	2569	233		
3	90	0,063	4,7E+06	0,0018	2,28	3	816	174,8	2335,9	96	33	29	31	25	36	61	8	18	0	100	0	0	0	100	0	11,8	15,4	14,9	10,9	2347	200		
4	102	0,089	9,3E+06	0,0019	2,09	3	837	170,0	2342,7	86	31	2	38	35	21	56	6	13	5	5	0	22	68	10	90	11,1	14,0	13,4	10,8	3071	205		
5	142	0,063	6,1E+06	0,0016	1,77	4	913	178,9	2341,4	101	40	48	38	29	28	56	6	18	9	9	0	0	82	18	82	10,7	14,6	13,5	10,1	2190	200		
6	141	0,055	7,3E+06	0,0019	1,73	3	912	180,3	2343,3	124	41	60	22	34	38	72	5	22	0	0	0	0	100	0	100	11,5	17,5	18,9	12,1	2381	179		
7	142	0,060	1,0E+07	0,0020	1,63	4	914	181,7	2345,3	133	52	40	21	34	34	68	10	22	0	0	0	0	100	0	100	10,3	16,0	17,7	11,6	2784	182		
8	158	0,076	1,9E+07	0,0019	2,33	4	944	177,1	2353,6	115	58	50	14	42	37	80	7	20	41	0	59	0	0	41	59	8,9	12,8	13,6	9,5	5137	208		
9	150	0,056	3,6E+06	0,0016	1,77	2	929	179,6	2352,7	135	54	40	17	39	39	78	5	16	24	0	76	0	0	24	76	10,7	13,0	12,9	10,8	1690	215		
10	172	0,093	1,4E+07	0,0017	1,68	4	972	180,2	2355,9	157	47	46	11	47	37	84	5	22	64	0	36	0	0	64	36	7,8	11,4	11,6	7,8	3727	211		
11	177	0,083	6,6E+06	0,0016	2,89	3	980	182,6	2356,4	130	32	30	15	45	35	80	5	12	51	0	49	0	0	51	49	9,1	12,1	11,7	8,5	3593	209		
12	185	0,097	7,0E+06	0,0016	2,18	3	995	184,4	2356,3	84	25	41	38	33	26	59	3	13	38	0	7	0	55	38	62	9,9	11,7	11,6	10,0	2907	220		
13	184	0,084	9,7E+06	0,0017	2,01	3	993	187,8	2359,4	141	41	94	16	39	38	77	7	19	7	0	47	0	46	7	93	9,8	12,3	12,3	9,8	3018	198		
14	224	0,124	5,5E+06	0,0017	2,09	4	1068	183,1	2364,5	59	0	8	53	35	10	46	1	8	23	0	0	0	77	23	77	9,6	11,2	12,5	10,9	2644	197		
15	146	0,060	2,2E+06	0,0017	1,69	3	922	189,8	2352,4	147	71	100	12	29	54	83	4	13	11	0	0	0	89	11	89	7,7	14,2	16,6	8,4	1222	190		
16	143	0,064	3,0E+07	0,0018	1,90	5	917	188,2	2352,1	130	43	53	16	38	40	77	7	23	27	0	0	0	73	27	73	10,2	14,7	16,8	11,0	4999	197		
17	141	0,088	3,7E+06	0,0019	2,06	2	912	185,5	2348,5	94	24	39	39	31	24	55	6	16	0	0	0	0	100	0	100	10,9	14,0	14,4	11,0	2101	174		
18	141	0,081	1,2E+07	0,0019	2,06	3	912	184,8	2346,3	113	27	67	33	33	29	62	5	21	0	0	0	0	100	0	100	11,2	14,2	14,9	11,9	3734	191		
19	130	0,082	3,8E+08	0,0018	3,21	6	891	179,1	2347,0	105	35	41	31	34	28	62	6	16	0	60	0	40	0	60	40	10,4	13,9	14,6	10,7	31038	205		
20	92	0,066	4,5E+07	0,0018	2,30	5	819	176,1	2338,4	105	38	41	32	32	26	58	10	15	3	33	0	47	17	36	64	11,2	16,6	16,4	10,9	8213	207		
21	105	0,118	1,7E+07	0,0019	1,66	4	844	172,4	2346,2	89	35	6	45	26	21	47	7	14	0	0	0	0	100	0	100	8,4	10,9	11,7	9,0	3573	200		
22	140	0,064	2,3E+07	0,0019	1,97	4	910	180,5	2344,6	120	42	49	24	34	34	68	7	21	0	0	0	0	100	0	100	10,7	16,0	17,4	11,4	5868	182		
23	154	0,078	4,1E+07	0,0017	2,31	4	936	180,7	2353,8	131	42	38	18	41	35	76	6	17	57	0	13	0	30	57	43	9,1	12,4	12,9	9,3	7740	215		
24	197	0,096	4,2E+07	0,0017	2,28	4	1018	185,5	2361,1	96	26	60	36	35	25	60	4	14	3	0	0	0	97	3	97	11,5	13,7	13,9	11,5	7298	202		
25	145	0,054	6,6E+05	0,0019	1,97	2	919	181,1	2343,5	138	41	43	19	54	22	76	4	16	0	0	0	0	100	0	100	10,0	14,7	20,8	12,8	622	143		
26	151	0,046	6,7E+05	0,0021	1,84	2	930	181,3	2343,0	153	25	36	18	41	34	75	7	21	0	0	0	0	100	0	100	9,9	18,2	18,5	11,4	655	170		
27	149	0,052	6,9E+05	0,0015	1,40	2	928	181,3	2342,3	163	21	24	19	57	18	75	6	17	0	0	0	0	100	0	100	8,1	13,1	14,6	9,4	526	177		
28	148	0,060	6,6E+05	0,0014	1,48	2	926	180,4	2342,0	106	46	77	43	14	40	54	3	19	0	0	0	0	100	0	100	10,3	10,8	14,8	13,7	506	198		
29	146	0,049	5,0E+05	0,0018	2,01	1	923	179,9	2342,4	136	67	84	30	14	55	69	1	18	0	0	0	0	100	0	100	10,2	14,8	18,9	8,3	533	196		
30	162	0,082	1,3E+08	0,0018	2,93	5	952	185,5	2354,6	108	31	51	29	35	30	65	6	17	18	0	0	0	82	18	82	10,8	13,9	14,8	11,2	17343	200		
31	144	0,085	3,0E+08	0,0018	3,08	6	918	180,6	2351,1	106	34	43	31	34	29	63	6	17	4	7	0	31	58	11	89	10,3	13,6	14,4	10,8	27593	203		
32	71	0,058	4,0E+06	0,0015	2,31	2	778	173,2	2333,8	101	39	74	30	35	23	58	12	10	0	1	0	99	0	1	99	9,1	11,2	12,9	10,1	2069	246		
34	65	0,074	1,6E+06	0,0016	1,51	2	768	169,4	2339,2	SD	SD	0	18	36	35	71	10	19	0	5	0	95	0	5	95	5,5	11,0	10,7	5,3	929	226		
35	71	0,088	1,2E+06	0,0016	2,12	2	778	171,9	2337,5	131	54	73	37	32	29	61	3	19	0	78	0	22	0	78	22	13,1	13,2	10,1	9,8	1093	204		
36	154	0,080	2,5E+08	0,0018	2,60	6	936	182,2	2352,2	111	36	47	27	36	31	67	6	17	1	4	0	0	95	5	95	10,3	13,7	14,7	10,9	19012	202		
37	100	0,062	2,5E+07	0,0019	2,23	4	834	177,6	2338,7	91	32	30	37	27	25	53	11	15	0	16	0	72	12	16	84	11,4	17,2	17,2	11,2	6045	208		
38	73	0,037	2,4E+06	0,0018	1,82	2	784	167,2	2336,5	SD	SD	0	16	35	38	74	10	22	0	100	0	0	0	100	0	10,2	19,2	21,6	14,3	1573	192		
39	68	0,080	1,4E+06	0,0017	1,98	2	773	172,6	2339,1	89	38	31	49	18	31	49	3	20	0	0	0	100	0	0	100	10,1	14,0	11,0	7,8	879	242		
40	73	0,047	1,2E+06	0,0012	1,55	2	783	168,0	2337,8	SD	SD	0	11	32	38	70	19	23	0	100	0	0	0	100	0	10,2	15,3	15,2	10,1	685	239		
41	71	0,060	1,2E+06	0,0014	2,18	1	779	168,9	2336,0	SD	SD	0	24	39	32	71	5	19	0	100	0	0	0	100	0	10,2	13,0	9,9	7,4	1051	209		
42	96	0,026	1,2E+06	0,0013	1,56	2	825	174,2	2334,4	108	48	79	28	41	23	64	8	11	0	86	0	14	0	86	14	11,8	14,3	18,4	13,9	680	233		
43	71	0,078	9,9E+05	0,0017	1,82	2	779	172,8	2337,6	162	89	58	19	38	34	72	9	14	0	68	0	32	0	68	32	11,1	13,5	11,2	9,3	782	206		
44	96	0,090	7,8E+05	0,0015	2,02	2	826	173,3	2341,2	132	50	100	27	19	49	68	5	30	5	1	0	0	93	6	94	9,2	12,6	8,5	6,5	764	206		
45	149	0,074	8,0E+07	0,0018	2,09	5	928	178,6	2352,8	117	44	42	20	40	33	73	6	18	34	0	0	0	66	34	66	9,5	13,0	14,3	10,3	9362	210		
46	139	0,059	1,2E+06	0,0015	2,03	1	908	177,3	2344,8	136	36	49	17	47	31	78	5	18	0	0	0	0	100	0	100	12,3	12,8	15,1	13,7	957	210		
47	138	0,055	1,4E+07	0,0019	2,23	4	906	175																									

Type	Géomorphologie						Climat	Géographie			Agronomie			Occupation du sol						Géologie						Extension des zones humides				Distance de transfert des flux			
	Variable	Elev	Slp	Area	DD	C		Strahler	ER	X	Y	TNI	CI	Couverture des données	For	Past	Field	Agr	Urb	Com	Sch	Myl	GrR	GrA	Leu	Meta	Magm	VBWe (ICT)	VBWp (ICT)	VBWp (ICTO)	VBWe (ICTO)	IS (m)	TS (m)
		Unité	m	m.m <sup>-1</sup>	m <sup>2</sup>	m.m <sup>-2</sup>		SU		SU	mm				m	m	kgN.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	kgN.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%		
49	128	0,099	1,5E+06	0,0016	1,32	2	889	170,4	2346,3	SD	SD	0	44	28	17	45	11	12	0	0	0	0	100	0	100	7,6	11,6	10,7	7,0	737	208		
50	105	0,109	1,3E+06	0,0020	1,66	2	845	171,7	2347,9	SD	SD	0	48	13	29	42	9	22	8	0	0	0	92	8	92	10,4	12,8	12,7	10,3	893	184		
51	116	0,124	1,1E+06	0,0015	1,87	2	863	172,8	2347,8	SD	SD	0	52	17	8	26	22	6	14	0	0	0	86	14	86	6,5	8,7	8,5	6,2	853	211		
52	132	0,100	9,8E+05	0,0016	1,85	2	896	174,1	2345,9	SD	SD	0	43	32	20	52	4	20	0	0	0	0	100	0	100	10,6	11,0	11,3	10,5	759	192		
53	140	0,074	9,3E+05	0,0015	1,49	2	909	174,8	2346,7	116	24	10	22	44	28	72	6	26	0	0	0	0	100	0	100	8,9	10,2	8,3	7,3	592	197		
54	85	0,057	8,7E+05	0,0017	1,77	2	805	177,8	2338,0	103	28	98	36	23	34	57	7	27	0	0	0	98	2	0	100	8,1	14,5	13,8	7,9	671	203		
55	111	0,072	8,6E+05	0,0016	1,87	2	853	178,3	2339,5	74	28	17	58	24	16	40	2	10	0	0	0	64	36	0	100	12,5	13,7	10,9	9,9	760	259		
56	115	0,115	7,6E+05	0,0017	1,59	2	864	171,0	2347,2	SD	SD	0	40	38	18	56	4	10	0	0	0	0	100	0	100	7,4	9,6	10,9	7,9	585	192		
57	141	0,075	6,8E+05	0,0018	2,03	1	913	178,8	2346,6	114	35	82	31	22	43	64	5	15	0	0	0	0	100	0	100	12,3	13,2	10,2	9,5	737	192		
58	136	0,054	1,2E+06	0,0015	1,50	2	903	178,7	2351,5	75	31	81	17	46	33	79	4	11	89	0	11	0	0	89	11	9,5	11,6	10,0	7,9	671	242		
59	160	0,065	1,1E+06	0,0018	2,02	2	946	178,6	2353,4	173	82	80	8	45	40	85	6	11	0	0	100	0	0	0	100	8,3	13,8	11,5	7,3	898	214		
60	111	0,035	1,0E+06	0,0014	2,00	2	854	176,5	2350,2	124	50	43	13	48	29	78	9	17	93	0	0	0	7	93	7	11,7	15,6	18,2	14,7	826	240		
61	156	0,044	9,8E+05	0,0022	1,81	2	940	182,9	2346,0	157	60	66	15	49	30	79	6	21	0	0	0	0	100	0	100	15,7	21,1	20,1	15,1	912	166		
62	131	0,039	9,3E+05	0,0014	1,36	2	892	183,3	2352,0	145	44	21	16	32	44	76	8	13	100	0	0	0	0	100	0	11,0	17,0	17,0	10,7	390	263		
63	208	0,085	2,2E+06	0,0016	2,06	2	1036	182,7	2358,2	109	15	59	20	49	26	75	5	13	80	0	0	0	20	80	20	11,0	13,5	12,7	9,9	1342	211		
64	173	0,093	2,6E+06	0,0016	2,26	2	974	179,9	2354,4	170	55	44	9	48	40	87	4	24	4	0	96	0	0	4	96	8,5	11,0	10,7	7,9	1568	210		
65	178	0,055	2,2E+06	0,0019	1,79	3	981	175,4	2353,3	102	59	28	21	39	32	71	8	23	16	0	84	0	0	16	84	11,7	14,2	13,6	11,0	979	191		
66	178	0,062	1,2E+06	0,0018	1,80	3	981	174,2	2353,5	58	48	55	16	55	19	74	10	12	0	0	100	0	0	0	100	8,5	12,1	11,8	8,3	864	191		
67	199	0,086	1,0E+06	0,0018	1,99	2	1020	177,6	2356,0	134	38	75	14	36	46	81	4	24	0	0	100	0	0	0	100	5,7	12,6	10,1	4,9	804	257		
68	200	0,099	9,2E+05	0,0012	1,48	2	1021	176,4	2357,0	109	51	79	13	34	48	82	5	47	8	0	92	0	0	8	92	4,1	9,7	8,1	3,3	412	245		
69	170	0,068	7,7E+05	0,0014	1,50	2	965	183,0	2354,8	SD	SD	0	10	32	53	85	3	7	0	0	100	0	0	0	100	5,5	9,9	7,3	4,2	489	227		
70	180	0,069	7,1E+05	0,0016	1,60	2	988	175,9	2354,5	133	51	43	15	46	36	83	3	14	0	0	100	0	0	0	100	8,5	10,1	8,9	7,5	543	195		
71	188	0,081	6,7E+05	0,0018	1,46	2	1002	175,9	2355,9	87	41	47	32	25	25	50	18	17	0	0	100	0	0	0	100	11,8	12,1	9,4	9,1	507	189		
72	198	0,090	4,8E+05	0,0019	2,06	2	1016	177,1	2356,4	158	72	61	35	53	9	61	4	9	4	0	96	0	0	4	96	9,0	13,3	11,8	8,3	575	203		
73	185	0,090	6,4E+07	0,0018	2,65	4	996	185,4	2359,0	97	27	52	32	36	26	62	6	14	83	0	15	0	3	83	17	11,0	13,8	14,0	11,2	10547	205		
74	147	0,074	1,3E+06	0,0015	1,50	2	924	184,8	2344,9	112	28	85	39	23	34	56	5	23	0	0	0	0	100	0	100	8,6	9,9	10,1	9,3	669	227		
75	190	0,087	5,2E+05	0,0017	2,06	1	1003	179,3	2357,1	145	52	17	6	25	63	89	5	31	100	0	0	0	0	100	0	7,8	10,3	10,9	8,3	582	186		
76	150	0,076	1,2E+06	0,0018	1,94	2	930	183,8	2345,4	88	28	20	30	34	31	66	4	21	0	0	0	0	100	0	100	11,2	14,6	13,3	10,2	998	193		
77	178	0,085	1,1E+06	0,0018	1,83	3	981	180,1	2357,2	132	47	25	14	46	35	81	5	22	100	0	0	0	0	100	0	10,1	12,6	10,1	8,7	880	213		
78	182	0,062	1,1E+06	0,0012	1,80	2	988	181,5	2357,5	139	37	25	2	60	28	88	10	16	100	0	0	0	0	100	0	6,0	12,0	10,5	5,2	738	248		
79	141	0,091	9,8E+05	0,0020	1,73	2	910	185,0	2347,5	98	25	81	28	43	24	67	5	11	0	0	0	0	100	0	100	10,1	13,6	14,7	11,5	796	181		
80	148	0,060	8,0E+05	0,0016	1,52	2	925	186,4	2347,9	87	15	15	41	17	34	51	7	28	0	0	0	0	100	0	100	7,6	11,3	13,7	8,8	523	198		
81	179	0,089	6,7E+05	0,0011	1,52	2	982	180,8	2357,3	136	43	43	7	47	43	90	3	32	100	0	0	0	0	100	0	2,1	9,2	9,2	2,7	446	280		
82	227	0,089	6,4E+05	0,0014	1,69	2	1071	182,8	2359,0	SD	SD	0	30	49	19	67	3	4	0	0	0	0	100	0	100	12,5	15,5	16,2	12,3	632	233		
83	196	0,096	4,6E+07	0,0018	2,38	4	1017	185,5	2360,7	95	26	58	35	35	24	59	5	14	50	0	0	0	50	50	50	11,3	13,9	13,9	11,3	8080	200		
84	147	0,060	1,4E+07	0,0018	2,04	4	923	188,8	2353,8	138	54	54	13	37	43	80	7	20	75	0	0	0	25	75	25	10,7	14,6	15,4	10,9	3789	207		
85	211	0,084	2,6E+06	0,0017	2,23	3	1045	185,6	2357,3	100	21	53	28	37	30	67	5	23	0	0	0	0	100	0	100	8,4	12,7	11,9	7,8	1876	186		
86	203	0,097	2,6E+07	0,0017	2,16	4	1031	184,5	2362,4	77	20	44	40	34	22	55	4	13	5	0	57	0	38	5	95	12,5	14,6	14,9	12,5	5496	202		
89	177	0,050	1,1E+06	0,0014	1,75	2	979	189,1	2356,5	121	56	87	20	38	36	73	7	12	100	0	0	0	0	100	0	12,2	14,2	13,7	12,0	746	215		
90	169	0,069	6,8E+05	0,0014	1,43	2	965	187,9	2356,7	121	25	64	21	30	43	72	7	24	77	0	0	0	23	77	23	5,5	8,2	8,2	5,5	520	209		
91	207	0,097	1,6E+07	0,0017	2,11	4	1038	183,6	2362,4	69	8	11	47	32	18	49	3	11	42	0	4	0	54	42	58	13,4	15,7	15,5	13,0	3537	208		
92	227	0,090	1,2E+06	0,0014	1,83	2	1075	183,9	2358,7	68	4	25	47	31	19	50	3	12	0	0	0	0	100	0	100	12,2	14,5	11,2	10,3	910	243		
93	152	0,081	1,2E+06	0,0020	1,30	2	932	187,5	2348,8	SD	SD	0	23	39	18	57	20	13	0	0	0	0	100	0	100	9,6	15,3	15,4	9,9	758	168		
94	148	0,074	9,8E+05	0,0015	1,46	2	927	186,5	2349,0	78	21	4	33	27	24	51	16	23	0	0	0	0	100	0	100	7,6	12,1	11,7	7,0	546	216		
95	198	0,070	9,2E+05	0,0016	1,83	2	1019	187,3	2361,6	132	34	89	5	55	34	89	6	22	0	0	100	0	0	0	100	9,8	14,3	14,9	10,3	845	178		
96	158	0,051	8,3E+05	0,0016	1,46	2	944	190,6	2350,7	111	51	9	16	34	38	71	11	35	0	0	0	0											

## Annexe 7: Méthodes de délimitation des zones humides à partir d'indices topographiques et hydrologiques

Les hydrologues ont développé des lois physiques permettant de décrire l'écoulement des eaux dans les bassins versants. La loi de Darcy, loi d'écoulement en milieu saturé, est très largement utilisée pour modéliser les flux d'eau dans les versants. Des indices ont été développés à partir de cette loi pour déterminer la probabilité de saturation en eau du sol. L'indice le plus utilisé est celui de Beven et Kirkby (1979). Le calcul de ces indices à grande échelle est facilité par l'existence des Modèles Numériques de Terrain et des outils de traitement des données spatialisées comme les Systèmes d'Information Géographique.

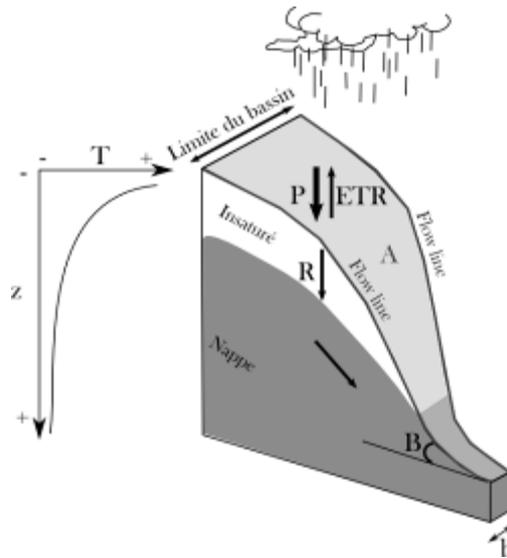
### *De la loi de Darcy à l'indice topographique*

Les écoulements de l'eau en milieu saturé sont contrôlés par la gravité. La condition nécessaire pour que la gravité engendre un flux d'eau est une différence en énergie potentielle entre l'eau précipitée dans le bassin versant et l'exutoire maritime, c'est-à-dire la différence d'altitude entre les différents points du paysage et le niveau de la mer. Les flux d'eau dans la zone insaturés sont principalement verticaux, mais, du fait d'une transmissivité limitée du sous-sol, un zone saturée se développe au dessus du niveau de la mer et induit l'apparition d'une dimension latérale aux écoulements. Plus la conductivité hydraulique du sous-sol est faible, plus la dimension latérale des écoulements des écoulements est importante et plus la topographie contrôle le niveau de la nappe et la saturation en eau des horizons superficiels.

En conditions de flux stationnaires et pour une variation de la transmissivité avec la profondeur connue, la profondeur du niveau de la nappe,  $z_g$ , pour une surface élémentaire peut être calculée à partir des conditions de continuité et de la loi de Darcy :

$$R \cdot A = T \cdot (z_g) \cdot b \cdot \frac{dh}{ds}$$

Avec, R, le taux de recharge de la nappe, A, la superficie du bassin versant, T, la transmissivité du sous-sol, b, la largeur élémentaire perpendiculaire à la pente de la surface de la nappe, and  $dh/ds$  la pente de la surface de la nappe.



Figure\*. Représentation d'un profil de versant et des variables topographiques et hydrologiques utilisées pour estimer la saturation en eau du sol et du sous-sol

Pour les surfaces avec une faible profondeur de nappe, la pente de la surface de la nappe peut être évaluée par la pente de la surface du sol,  $\tan \beta$ . Considérant une conductivité hydraulique constante,  $K$ , jusqu'à une profondeur  $z_0$ , en dessous de laquelle le sous-sol est imperméable ( $T(z_g) = (z_0 - z_g) \cdot K$ ,  $z_g < z_0$ ), l'équation permettant de calculer la profondeur de la nappe est :

$$z_g = -\frac{R\alpha}{K \tan \beta} + z_0$$

Avec,  $\alpha = A/b$  est la superficie de bassin versant par unité de longueur de contour. Un cas plus réaliste considère une diminution exponentielle de la conductivité hydraulique avec la profondeur,  $T(z_g) = T_0 \exp(-cz_g)$ , avec  $T_0$  la transmissivité totale du sous-sol et  $c$  une constante positive. Dans ce cas, l'équation permettant de calculer la profondeur de la nappe devient :

$$z_g = -\frac{R\alpha}{K \tan \beta} + \frac{1}{c} \ln \frac{T_0}{R}$$

Si la conductivité hydraulique du sous-sol et le taux de recharge de la nappe est uniforme sur l'ensemble de la surface du bassin versant, la hauteur de la nappe par rapport à une profondeur de référence est proportionnelle à  $\alpha / \tan \beta$  et  $\ln(\alpha / \tan \beta)$  pour les deux profils de conductivité hydraulique. Cette dernière relation est la base de l'indice topographique de TOPMODEL (Beven et Kirkby, 1979 ; Beven et al. 1995) :

$$I = \ln(\alpha / \tan \beta)$$

Plus la surface drainée est importante, plus la pente est faible, i.e. plus la valeur de l'indice est élevée, et moins la nappe est profonde. Les hypothèses de cet indice sont :

- des flux stationnaires,
- une recharge uniforme dans le bassin versant,
- une absence d'écoulement latéral dans la zone insaturée,

- des flux latéraux dans la nappe,
- une pente de la nappe égale à celle du sol,
- une conductivité hydraulique diminuant exponentiellement avec la profondeur,
- et une absence d'influence des conditions aval sur l'humidité calculée.

### *De l'indice topographique à la délimitation des zones humides*

L'utilisation de l'indice topographique pour délimiter les zones humides et les sols hydromorphes a été validée pour différents types de sols et dans différents bassins versants. Afin de prendre en compte l'influence du climat et permettre ainsi de comparer les seuils d'indice permettant de délimiter les zones humides dans différents contextes climatiques, l'aire drainée peut être remplacée par le volume drainé, c'est-à-dire l'aire drainée multipliée par la hauteur de précipitations efficaces. Cette approche a été validée au sein d'un gradient climatique européen (Merot et al., 2003) et pour des bassins versants de faibles superficies (Beven et Kirkby, 1979 ; Burt et Butcher, 1985 ; Nyberg, 1996 ; Western et al., 1999 ; Williams et al., 2003). Cette approche nécessite cependant d'être validée à une plus grande échelle et seulement quelques études ont initiées cette démarche (Curmi et al., 1998 ; Güntner et al., 2004).

### *Bibliographie*

- Beven, K.J., et Kirkby, M.J., 1979. A physically based, variable contributing area model to basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin*, 24(1):43-69.
- Beven, K.J., Lamb, R., Quinn, P., Romanowicz, R., et Freer, J., 1995. TOPMODEL. Dans: Singh, V.P. (Ed), *Computer Models of Watershed Hydrology*, Water Resource Publications, Colorado, p. 627-668.
- Burt, T.P., et Butcher, D.P., 1985. Topographic controls of soil moisture distributions. *European Journal of Soil Science*, 36(3):469-486.
- Curmi, P., Durand, P., Gascuel-Oudou, C., Merot, P., Walter, C., et Taha, A., 1998. Hydromorphic soils, hydrology and water quality : spatial distribution and functional modelling at different scales. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 50(1-3):127-142.
- Güntner, A., Seibert, J., et Uhlenbrook, S., 2004. Modelling spatial patterns of saturated areas: an evaluation of different terrain indices. *Water Resources Research*, 40, W05114, doi:10.1029/2003WR002864.
- Merot, P., H. Squidant, P. Arousseau, M. Hefting, T. Burt, V. Maitre, M. Kruk, A. Butturini, C. Thenail, and V. Viaud. 2003. Testing a climato-topographic index for predicting wetlands distribution along a European climate gradient. *Ecol. Modell.* 163:51-71.
- Nyberg, L., 1996. spatial variability of soil water content in the covered catchment at Gardsjoen, Sweden. *Hydrological Processes*, 10(1):89-103.

- Western, A.W., Grayson, R.B., et Green, T.R., 1999. The Tarrawarra project: high resolution spatial measurement, modelling and analysis of soil moisture and hydrological response. *Hydrological Processes*, 13(5):633-652.
- Williams, A.G., Ternan, J.L., Fitzjohn, C., de Alba, S., et Perez-Gonzalez, A., 2003. Soil moisture variability and land use in a seasonally arid environment. *Hydrological Processes*, 17(2):225-235.