



HAL
open science

Fontionnement hydrochimique et biogéochimique d'un écosystème prairial inondable soumis à différentes pratiques agricoles : exemple des prairies alluviales de la Meuse dans le secteur de Stenay

Laurence Krebs

► To cite this version:

Laurence Krebs. Fontionnement hydrochimique et biogéochimique d'un écosystème prairial inondable soumis à différentes pratiques agricoles : exemple des prairies alluviales de la Meuse dans le secteur de Stenay. Sciences de l'environnement. Université Paul Verlaine - Metz, 2000. Français. NNT : 2000METZ026S . tel-01775406

HAL Id: tel-01775406

<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01775406v1>

Submitted on 24 Apr 2018

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.



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur de
l'Université de Metz

*Mention : Sciences de la Vie
Spécialité : Hydroécologie*

par

Laurence KREBS

**FONCTIONNEMENT HYDROCHIMIQUE ET
BIOGÉOCHIMIQUE D'UN ÉCOSYSTÈME PRAIRIAL
INONDABLE SOUMIS À DIFFÉRENTES
PRATIQUES AGRICOLES**

***Exemple des prairies alluviales de la Meuse
dans le secteur de Stenay***

Soutenue le 19 septembre 2000 devant le jury composé de :

M. TRÉMOLIÈRES, Professeur à l'Université Louis Pasteur, Strasbourg
P. VERVIEI
M. BENOÎT
J.M. SÁNC
J. CORBOI
S. MULLEF

BIBLIOTHEQUE UNIVERSITAIRE DE METZ



031 409990 1

: III
rt
S, Toulouse III

*Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Examineur
Directeur de Thèse
Directeur de Thèse*

THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur de
l'Université de Metz

Mention : Sciences de la Vie
Spécialité : Hydroécologie

par

Laurence KREBS

BIBLIOTHEQUE UNIVERSITAIRE - METZ	
N° Inv.	2000 0125
Cote	S/M3 00/26
Loc	Magasin

**FONCTIONNEMENT HYDROCHIMIQUE ET
BIOGÉOCHIMIQUE D'UN ÉCOSYSTÈME PRAIRIAL
INONDABLE SOUMIS À DIFFÉRENTES
PRATIQUES AGRICOLES**

***Exemple des prairies alluviales de la Meuse
dans le secteur de Stenay***

Soutenue le 19 septembre 2000 devant le jury composé de :

M. TRÉMOLIÈRES, Professeur à l'Université Louis Pasteur, Strasbourg
P. VERVIER, Chargé de Recherche CNRS, Toulouse III
M. BENOÎT, Directeur de Recherche INRA, Mirecourt
J.M. SÁNCHEZ-PÉREZ, Chargé de Recherche CNRS, Toulouse III
J. CORBONNOIS, Professeur à l'Université de Metz
S. MULLER, Professeur à l'Université de Metz

Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Examineur
Directeur de Thèse
Directeur de Thèse

Remerciements

Nombreuses sont les personnes qui, par leur soutien et leur aide, ont permis à cette thèse de voir le jour. Aujourd'hui, il m'est très agréable de les en remercier.

Je remercie vivement le professeur Serge MULLER, mon directeur de thèse, qui est à l'origine du sujet de cette recherche, et qui au cours de ces cinq dernières années m'a soutenue et accordée toute sa confiance.

Je remercie également Madame le Professeur Jeannine CORBONNOIS pour avoir accepté de co-diriger cette recherche, et pour avoir partagé ses connaissances d'hydrogéomorphologue. Je tiens à lui témoigner toute ma reconnaissance pour avoir consacré du temps à la lecture et à la correction de cette thèse en m'apportant ses conseils et son aide.

Mes remerciements sont également adressés à Madame Michèle TREMOLIERES (Professeur à l'Université Louis Pasteur de Strasbourg) et à Monsieur Philippe VERVIER (Directeur de Recherche au CNRS de Toulouse) qui ont accepté spontanément de juger ce travail en tant que rapporteurs scientifiques, et je suis honorée par leur présence dans ce jury.

J'exprime ma profonde gratitude à José-Miguel SANCHEZ-PEREZ (Chargé de recherches au CNRS de Toulouse), qui s'est intéressé à mes travaux, et qui a su me faire bénéficier de sa très grande connaissance scientifique et de terrain tout au long de cette thèse. C'est avec plaisir que je le remercie d'avoir accepté de siéger à cette soutenance en tant qu'examinateur.

Je remercie également Monsieur Marc BENOIT (Directeur de Recherches à l'INRA de Mirecourt) d'avoir bien voulu juger ce travail surtout dans ses aspects agronomiques.

Je remercie vivement le Centre d'Etudes Géographiques de l'Université de Metz, pour m'avoir fournie un soutien technique très appréciable, notamment pour la pose des piézomètres. Merci à Roger et à Jean-François POINSAINT pour leurs dures journées de labeur...

Ce travail est le fruit d'une longue quête de terrain à laquelle ont participé à un moment ou à un autre de nombreuses personnes. Que soient remerciés David, Sébastien, Laurent, Pierrot, Jean-François, Roger et tous les autres!. Parmi ces nombreuses personnes j'exprime plus particulièrement ma gratitude à Frédérique GREVILLIOT qui m'a fait découvrir les belles prairies meusiennes et sans qui le travail aurait manqué d'entrain et de bonne humeur.

Je remercie le Conservatoire des Sites Lorrains qui m'a permis de travailler sur une parcelle ACNAT, ce qui m'a grandement facilité la tâche.

Je remercie également tous les agriculteurs de la vallée de la Meuse que j'ai rencontré et qui ont accepté l'installation de piézomètres dans leur parcelle, bien qu'ils se soient souvent amusés de mes pratiques "originales" de la fauche et de la fertilisation !!!

Mes remerciements vont également à tout le personnel du Laboratoire d'Ecologie des Prairies de Michamps, dirigé successivement lors de mes travaux par Monsieur LAMBERT et par Monsieur TOUSSAINT. Que soient remerciés Messieurs COLLIGNON et SACRE pour leur gentillesse et leur aide lors de la réalisation des analyses de végétation.

Un grand merci à Philippe ROUSSELLE pour ses conseils et son concours dans le cadre de mes analyses d'eau, et surtout pour sa bonne humeur.

Divers organismes et diverses personnes m'ont apportée leur concours, en mettant gracieusement leurs données à ma disposition ou en me donnant oralement de précieuses indications. Que soient remerciés :

- Le service de la Navigation de Verdun (M. LEFORT)
- L'Agence de l'Eau Rhin-Meuse (M. BESSAGUET)
- L'INRA de Colmar (une pensée particulière pour M. Charles SCHENCK)
- M. GIANANTE (Professeur invité, Université de Sao Paolo) pour la définition des débits à plein bords de la Meuse
- Stéphane JAILLET et Thomas pour les mesures topographiques

Je n'oublie pas tous mes collègues du laboratoire de phytoécologie, notamment Rachel pour avoir partagé mes instants de doutes lors de cette dernière et "longue" année de thèse.

Merci aussi à mes amis Cathy, Martine, Thierry, Nina et Laurent pour m'avoir soutenue dans la bonne humeur durant cette dernière année.

Enfin, mes proches ont largement souffert de la rédaction de ce manuscrit, notamment mon compagnon de tous les jours, Christian, qui a été grandement mis à contribution lors de mes sorties sur le terrain et qui a supporté mes soirées très tardives devant l'écran. Merci à mes parents pour leur soutien, ma sœur pour avoir accepté de me voir moins souvent, et à Sandrine pour son aide précieuse de dernière minute.

TABLE DES MATIERES

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des photos

INTRODUCTION GENERALE..... 1

PREMIERE PARTIE : Problématique et description de la zone d'étude

CHAPITRE 1 . La problématique

1.1.	Rôle de la végétation et du niveau hydrique dans l'évaluation de la capacité de filtre et d'épuration des écosystèmes alluviaux inondables : une revue bibliographique.....	5
1.1.1.	<i>La sensibilisation au « problème des nitrates ».....</i>	5
1.1.2.	<i>Rôle de la végétation alluviale.....</i>	6
1.1.3.	<i>Rôle des conditions hydriques.....</i>	9
1.2.	Les objets de la thèse et le choix des orientations méthodologiques.....	13
1.2.1.	<i>La délimitation du champ de recherche.....</i>	13
1.2.2.	<i>Les hypothèses.....</i>	18
1.2.3.	<i>Le choix des orientations méthodologiques.....</i>	19

CHAPITRE 2 . Présentation de la vallée de la Meuse

2.1.	Caractéristiques générales du bassin de la Meuse.....	21
2.1.1.	<i>En France.....</i>	21
2.1.2.	<i>Dans le secteur d'étude.....</i>	24
2.1.2.1.	<i>Comportement général du fond alluvial.....</i>	24
2.1.2.2.	<i>Occupation des sols.....</i>	25
2.2.	Caractéristiques hydrologiques et hydrogéologiques du secteur de Stenay.....	29
2.2.1.	<i>Les conditions du climat.....</i>	29
2.2.2.	<i>Le régime hydrologique de la Meuse.....</i>	31
2.2.2.1.	<i>Les débits.....</i>	31
2.2.2.2.	<i>Les étiages et les crues.....</i>	34
2.2.3.	<i>Le domaine souterrain.....</i>	35
2.2.3.1.	<i>Contexte hydrogéologique.....</i>	35
2.2.3.2.	<i>L'aquifère alluvial.....</i>	37

CHAPITRE 3 . La végétation et les pratiques culturelles

3.1.	Description de la végétation dans le secteur de Stenay.....	41
3.1.1.	<i>La prairie à Sénéçon aquatique.....</i>	43
3.1.2.	<i>La mégaphorbiaie à Reine des prés.....</i>	46
3.2.	Les pratiques culturelles du secteur d'étude.....	48
3.2.1.	<i>Entre Sasse-sur-Meuse et Stenay.....</i>	48
3.2.2.	<i>Sur les sites de référence.....</i>	53

CHAPITRE 4 . Les sols : caractéristiques physiques et chimiques des sites de référence

4.1.	Caractéristiques pédologiques des sols.....	55
4.1.1.	<i>Profil de la station à Sénéçon aquatique.....</i>	55
4.1.2.	<i>Profil de la station à reine des prés.....</i>	57
4.2.	Caractéristiques physique des sols.....	57
4.2.1.	<i>Méthodes de prélèvement des échantillons de sol.....</i>	57
4.2.2.	<i>pH, densité apparente et taux de matière organique.....</i>	58
4.2.3.	<i>Texture.....</i>	60
4.3.	Caractéristiques chimiques des sols.....	62
4.3.1.	<i>Méthodes d'analyses.....</i>	62
4.3.2.	<i>Résultats</i>	63
4.3.2.1.	<i>Distribution verticale.....</i>	63
4.3.2.2.	<i>Les réserves en nutriments dans les sols.....</i>	65
	Conclusion de la première partie.....	68

DEUXIEME PARTIE : Fonctionnement hydrodynamique et hydrochimie du fond alluvial

CHAPITRE 5. Fonctionnement hydrodynamique du fond alluvial

5.1.	Détermination du fonctionnement hydrodynamique du fond alluvial.....	71
5.1.1.	<i>Dispositif de mesure des flux hydriques.....</i>	72
5.1.1.1.	<i>Le réseau piézométrique.....</i>	72
5.1.1.2.	<i>Méthodes de prélèvement des échantillons d'eau : nature et périodicité.....</i>	75
5.1.1.3.	<i>Méthodes de mesure et analyses chimiques.....</i>	76
5.1.2.	<i>Résultats.....</i>	77
5.1.2.1.	<i>Les débits.....</i>	77
5.1.2.2.	<i>Mesures limnimétriques et piézométriques.....</i>	78
5.1.2.3.	<i>Echanges d'eau entre le cours d'eau et la nappe.....</i>	81
5.2.	Effets des modalités de fonctionnement hydrodynamique sur les variations des nitrates dans la nappe.....	88
5.3.	Conclusion.....	92

CHAPITRE 6. Hydrochimie des écosystèmes prairiaux inondables

6.1.	Dispositifs et méthodes de suivi des eaux.....	95
6.1.1.	<i>Mise en place du dispositif piézométrique au niveau des micro-parcelles..</i>	96
6.1.2.	<i>Méthodes d'échantillonnage et périodicité.....</i>	99
6.1.3.	<i>Méthodes d'analyse.....</i>	99
6.1.4.	<i>Analyse statistique.....</i>	100
6.2.	Caractérisation chimique des eaux et variations.....	102
6.2.1.	<i>Les eaux de la Meuse.....</i>	102
6.2.1.1.	<i>Caractéristiques physico-chimiques.....</i>	102
6.2.1.2.	<i>Variation temporelle des éléments azotés et phosphatés.....</i>	105
6.2.2.	<i>Les eaux souterraines.....</i>	105
6.2.2.1.	<i>Les ions majoritaires.....</i>	105
6.2.2.2.	<i>Les ions minoritaires.....</i>	107
6.2.3.	<i>Comparaison eaux de surface- eaux souterraines.....</i>	117
6.2.3.1.	<i>Les ions majoritaires.....</i>	117

6.2.3.2. Les ions minoritaires.....	120
6.2.3.3. Analyse des données à partir d'une ACP.....	123
6.3. Variation des éléments minoritaires dans les parcelles d'expérimentation.....	126
6.3.1. <i>Variation entre les deux sites</i>	126
6.3.2. <i>Variation entre les entrées et les sorties des micro-parcelles A et E</i>	133
6.4. Conclusion partielle.....	138

TROISIEME PARTIE : Capacité épuratoire du système sol-plante vis à vis des éléments biogènes (N,P et K) dans les eaux souterraines

CHAPITRE 7. Echanges de nutriments au sein de l'écosystème prairial

7.1. Les entrées d'éléments biogènes dans le système.....	142
7.1.1. <i>Apports par les précipitations</i>	142
7.1.2. <i>Apports par les inondations</i>	144
7.1.3. <i>Apports par le sol</i>	147
7.1.3.1. La minéralisation de la matière organique.....	147
7.1.3.2. La nitrification.....	149
7.1.4. <i>La fertilisation minérale</i>	149
7.2. Les sorties d'éléments biogènes du système.....	150
7.2.1. <i>Le prélèvement par la végétation</i>	150
7.2.2. <i>La lixiviation</i>	151
7.2.3. <i>La réduction dissimilatice</i>	153
7.2.4. <i>La dénitrification</i>	153
7.2.4.1. Potentialités des prairies alluviales au phénomène de dénitrification.....	154
7.2.4.2. Les paramètres indicateurs de la dénitrification.....	155

CHAPITRE 8 : Etude du compartiment végétal de l'écosystème prairial

8.1. Prélèvement des échantillons et détermination des biomasses en matière sèche.....	167
8.1.1. <i>Les parties aériennes</i>	167
8.1.2. <i>Les organes souterrains</i>	168
8.2. Les analyses chimiques de la végétation.....	168
8.3. Comparaison des biomasses en matière sèche entre les deux sites.....	169
8.4. Composition chimique de la biomasse et comparaison des deux sites.....	172
8.4.1. <i>Les parties aériennes</i>	172
8.4.2. <i>Les organes souterrains</i>	177
8.5. Influence du niveau hydrique sur le développement et la composition chimique de deux espèces.....	180
8.5.1. <i>Impact du niveau hydrique sur la croissance</i>	180
8.5.1.1. La Reine des prés.....	181
8.5.1.2. La Grande Consoude.....	182
8.5.2. <i>Impact du niveau hydrique sur la composition chimique</i>	183
8.5.2.1. Comparaison des micro-parcelles A et E.....	183
8.5.2.2. Comparaison des micro-parcelles A et C.....	186
8.6. Influence de la fertilisation azotée sur le rendement en matière sèche du site PSA.....	188
8.6.1. <i>Résultats de la saison de végétation 1997</i>	189
8.6.2. <i>Résultats de la saison de végétation 1998</i>	192
8.7. Influence de la fertilisation azotée sur la composition chimique de la biomasse du site PSA.....	192

8.7.1. Apport de 60 kg d'azote/ha.....	192
8.7.2. Apport de 120 kg d'azote/ha.....	195
8.8. Conclusion.....	197

CHAPITRE 9. Risques de lixiviation des nitrates sur parcelles agricoles fertilisées

9.1. Le choix du tensiomètre-tensionic.....	201
9.2. Installation des tensiomètres-tensionic.....	203
9.3. Les variables mesurées.....	205
9.3.1. Mesure de la charge hydraulique.....	205
9.3.2. Mesure de la charge ionique.....	206
9.4. Identification des périodes de drainage.....	207
9.5. Distribution verticale de l'azote dans la solution du sol et dans la nappe.....	213
9.5.1. Migration de l'azote en 1997.....	213
9.5.2. Migration de l'azote en 1998.....	219
9.6. Comparaison avec un sol nu non fertilisé.....	224
9.7. Conclusion.....	227

SYNTHESE ET CONCLUSION.....	229
------------------------------------	------------

BIBLIOGRAPHIE.....	239
---------------------------	------------

LISTE DES FIGURES

PREMIERE PARTIE : PROBLEMATIQUE ET DESCRIPTION DE LA ZONE D'ETUDE

CHAPITRE I. La problématique

Figure I.1 : La délimitation du champ de recherche de la thèse.....	16
Figure I.2 : Les différents compartiments de l'écosystème prairial étudiés.....	17

CHAPITRE II. Présentation de la vallée de la Meuse

Figure II.1 : Le bassin de la Meuse en Europe.....	22
Figure II.2 : Le bassin versant de la Meuse en France.....	23
Figure II.3 : La poche de Stenay.....	25
Figure II.4 : Voies de l'écoulement dans le lit majeur de la Meuse.....	27
Figure II.5 : Les activités agricoles dans le secteur d'étude.....	28
Figure II.6 : Diagramme ombrothermique de la vallée de la Meuse à Stenay (moyennes mensuelles de 1988 à 1998).....	30
Figure II.7 : Evolution de la pluviométrie et de l'ETP mensuelles au cours de l'année à la station de Stenay (moyennes mensuelles de 1988 à 1998).....	30
Figure II.8 : Précipitations moyennes mensuelles à Stenay, période 1988/98 et les années 1997 et 1998.....	31
Figure II.9 : Débit moyen annuel à Stenay, période 1963-1998.....	32
Figure II.10 : Débits moyens mensuels à Stenay, période 1963-1998 et les années 1997 et 1998..	32
Figure II.11 : Profils en long de la Meuse du barrage de Sassey à celui de Stenay.....	35
Figure II.12 : La vallée de la Meuse dans la région de Stenay : croquis géomorphologique.....	36
Figure II.13 : Coupe géologique au niveau du puits de Wiseppe.....	38

CHAPITRE III. La végétation et les pratiques culturales

Figure III.1 : Toposéquence des types de prairies de la vallée de la Meuse en fonction du gradient hydrique.....	42
--	----

CHAPITRE IV. Les sols : caractéristiques physiques et chimiques des sites de référence

Figure IV.1 : Profils de sol (1,20 m de profondeur) réalisés dans les deux prairies.....	56
Figure IV.2 : Diagramme de texture d'après Jamagne (1967).....	61
Figure IV.3 : Caractéristiques texturales des horizons de surface et profond des sols de la prairie à Sénéçon aquatique (PSA) et de la mégaphorbiaie à Reine des prés (MEG)...	62
Figure IV.4 : Distribution verticale des concentrations en bases échangeables, en fractions organiques et en phosphore assimilable dans les sols en relation avec le type de végétation et le niveau hydrique.....	64
Figure IV.5 : Réserves en éléments minéraux et en fractions organiques dans les sols (horizon 0-15 cm) des deux sites de référence.....	66

Conclusion de la PREMIERE PARTIE

Figure I :	Le fond alluvial, mosaïque de milieux.....	68
------------	--	----

DEUXIEME PARTIE : FONCTIONNEMENT HYDRODYNAMIQUE ET HYDROCHIMIE DU FOND ALLUVIAL

CHAPITRE V. Fonctionnement hydrodynamique du fond alluvial

Figure V.1 :	Profils transversaux et équipement du site expérimental.....	73
Figure V.2 :	Représentation schématique des deux types de piézomètre du dispositif expérimental.....	74
Figure V.3 :	Débits moyens mensuels de la Meuse à la station hydrométrique de Sténay.....	77
Figure V.4 :	Débits moyens journaliers de la Meuse pendant la période d'étude du 01/08/1996 au 31/01/1999.....	77
Figure V.5 :	Niveaux continus de la nappe et de la Meuse dans le secteur d'étude entre octobre 1997 et mai 1998.....	78
Figure V.6 :	Niveaux limnimétriques et piézométriques du 31/10/1996 au 28/12/1998.....	79
Figure V.7a :	Hydrogramme de la Meuse (station de Sassey) et dates des mesures de terrain.....	80
Figure V.7b :	Niveaux d'eau dans le fond alluvial de la Meuse.....	80
Figure V.8 :	Variations du niveau d'eau et des teneurs en chlorure pendant la période d'observation.....	84
Figure V.9 :	Influence des précipitations sur la teneur en Cl ⁻ de la nappe à 1m (piézo.6) et à 3m (piézo.8) de profondeur.....	85
Figure V.10 :	Evolution des teneurs en chlorure dans la nappe et la Meuse lors de 4 évènements hydro-climatologiques observés pendant la période d'étude.....	87
Figure V.11 :	Les principaux flux d'eau et échanges dans le fond alluvial.....	88
Figure V.12 :	Evolution des teneurs en nitrate dans la nappe pendant la période d'observation.....	90

CHAPITRE VI. Hydrochimie des écosystèmes prairiaux inondables

Figure VI.1 :	Localisation du dispositif expérimental.....	96
Figure VI.2 :	Le dispositif piézométrique au niveau des micro-parcelles.....	97
Figure VI.3 :	Variation temporelle de la température et du pH des eaux de surface entre octobre 1996 et décembre 1998.....	103
Figure VI.4 :	Variation temporelle des concentrations en nitrate, phosphate et azote ammoniacal dans les eaux de la Meuse en relation avec les variations hydrologiques.....	104
Figure VI.5 :	Variation temporelle des concentrations en azote ammoniacal, nitrate et phosphate dans la nappe superficielle et profonde en relation avec les variations hydrologiques.....	109
Figure VI.6 :	Variation temporelle des concentrations en potassium dans la nappe superficielle et profonde en relation avec les variations hydrologiques.....	110
Figure VI.7 :	Evolution des concentrations moyennes en azote (nitrate et azote ammoniacal) dans la nappe superficielle et profonde en fonction des saisons des deux années d'expérimentation.....	114
Figure VI.8 :	Evolution des concentrations moyennes en orthophosphate et potassium dans la nappe superficielle et profonde en fonction des saisons des deux années d'expérimentation.....	116
Figure VI.9 :	Relation entre l'ion magnésium et l'ion bicarbonate dans les eaux de la Meuse et de la nappe.....	118

Figure VI.10 : Relation entre l'ion calcium et l'ion bicarbonate dans les eaux de la Meuse et de la nappe.....	118
Figure VI.11 : Relation entre l'ion chlorure et l'ion sodium dans les eaux de la Meuse et de la nappe.....	119
Figure VI.12 : Relation entre l'ion chlorure et l'ion potassium dans les eaux de la Meuse et de la nappe.....	119
Figure VI.13 : Comparaison des variations temporelles des concentrations en nitrate et en azote ammoniacal entre la nappe superficielle et la Meuse.....	121
Figure VI.14 : Comparaison des variations temporelles des concentrations en phosphate et en potassium entre la nappe superficielle et la Meuse.....	122
Figure VI.15 : Analyse en composantes principales : distribution des points de prélèvement et cercle de corrélation axes-facteurs, en relation avec les deux premiers axes.....	125
Figure VI.16 : Distribution des points de prélèvement obtenue par l'analyse factorielle discriminante.....	126
Figure VI.17 : Niveau de la nappe sous les carrés permanents A et E entre octobre 1996 et décembre 1998.....	127
Figure VI.18 : Evolution des teneurs en azote ammoniacal dans la nappe superficielle et profonde dans les deux formations végétales.....	129
Figure VI.19 : Evolution des teneurs en nitrate dans la nappe superficielle et profonde dans les deux formations végétales.....	130
Figure VI.20 : Evolution des teneurs en potassium dans la nappe superficielle et profonde dans les deux formations végétales.....	131
Figure VI.21 : Variation des concentrations en azote ammoniacal et en nitrate à l'entrée et à la sortie du carré permanent A (PSA) dans la nappe superficielle et profonde.....	134
Figure VI.22 : Variation des concentrations en phosphate et en potassium à l'entrée et à la sortie du carré permanent A (PSA) dans la nappe superficielle et profonde.....	135
Figure VI.23 : Variation des concentrations en azote ammoniacal et en nitrate à l'entrée et à la sortie du carré permanent E (MEG) dans la nappe superficielle et profonde.....	136
Figure VI.24 : Variation des concentrations en potassium à l'entrée et à la sortie du carré permanent E (MEG) dans la nappe superficielle et profonde.....	137

TROISIEME PARTIE : CAPACITE EPURATOIRE DU SYSTEME SOL-PLANTE VIS-A-VIS DES ELEMENTS BIOGENES (N,P,K) DANS LES EAUX SOUTERRAINES

CHAPITRE VII. Echanges de nutriments au sein de l'écosystème prairial

Figure VII.1 : Principaux échanges de nutriments dans l'écosystème « prairie inondable ».....	141
Figure VII.2 : Variation des apports (en g/ha) en azote, phosphore et potassium par les précipitations en 1997 et en 1998.....	143
Figure VII.3 : Variations du niveau de la nappe dans les deux parcelles au cours de la période d'étude (les moyennes et les écart-types sont établis à partir d'intervalles de temps de 2 mois).....	156
Figure VII.4 : Durée de l'engorgement dans les 30 premiers cm du sol en fonction de la localisation des parcelles (période du 15/07/97 au 14/10/98).....	157
Figure VII.5 : Variation du potentiel rédox dans la nappe superficielle en fonction du type de végétation, de la saison et du niveau hydrique.....	159
Figure VII.6 : Variation du potentiel rédox dans la nappe profonde en fonction du type de végétation, de la saison et du niveau hydrique.....	160

Figure VII.7 : Variation des concentrations en fer total dans la nappe alluviale sous les deux parcelles (PSA et MEG) en fonction du potentiel rédox et de la saison.....	162
Figure VII.8 : Variation des concentrations en oxygène dissous dans la nappe superficielle en fonction du type de végétation, de la saison et du niveau hydrique.....	163
Figure VII.9 : Variation des concentrations en oxygène dissous dans la nappe profonde en fonction du type de végétation, de la saison et du niveau hydrique	165

CHAPITRE VIII. Etude du compartiment végétal de l'écosystème prairial

Figure VIII.1 : Comparaison des biomasses aérienne et racinaire des deux types de prairie entre 1996 et 1998.....	170
Figure VIII.2 : Evolution de la croissance des strates inférieure et supérieure de la végétation dans les deux types de prairie (micro-parcelles A et E) en 1997 et 1998.....	171
Figure VIII.3 : Comparaison des quantités de nutriments exportées (en kg.ha ⁻¹) par la récolte de foin dans les deux prairies pour les saisons de végétation de 1996, 1997 et 1998.	174
Figure VIII.4 : Comparaison des quantités de nutriments stockées (en kg.ha ⁻¹) dans les organes souterrains des deux prairies une semaine après la fauche en 1996 et après les saisons de végétation de 1997 et 1998.....	179
Figure VIII.5 : Evolution de la Reine des prés dans les micro-parcelles A et C (PSA) et E (MEG) pendant les saisons de végétation de 1997 et 1998.....	181
Figure VIII.6 : Evolution de la Grande Consoude dans les micro-parcelles A et C (PSA) et E (MEG) pendant les saisons de végétation de 1997 et 1998.....	183
Figure VIII.7 : Teneurs en nutriments des parties épigées et hypogées de deux espèces prélevées dans des prairies différentes (micro-parcelles A et E).....	184
Figure VIII.8 : Teneurs en nutriments des parties épigées et hypogées de deux espèces prélevées dans les micro-parcelles C fertilisée avec 120 kg d'N/ha et A non fertilisée.....	187
Figure VIII.9 : Evolution de la croissance des strates inférieure et supérieure de la végétation dans les deux micro-parcelles PSA (A témoin et C fertilisée) en 1997 et 1998.....	189
Figure VIII.10 : Comparaison des biomasses aérienne et racinaire entre une prairie fertilisée (C) et une prairie témoin (A). Fertilisation azotée sous forme d'ammonitrate avec une dose de 60 kg.ha ⁻¹ en 1997 et de 120 kg.ha ⁻¹ en 1998.....	190
Figure VIII.11 : Comparaison des gains en azote dans le fourrage et les racines en fonction de la dose d'engrais azoté. Apport de 60 kg.ha ⁻¹ de NH ₄ -NO ₃ en 1997 et de 120 kg.ha ⁻¹ en 1998.....	194
Figure VIII.12 : Teneurs moyennes en N, P et K dans les fourrages lors des deux coupes dans les micro-parcelles A témoin et C fertilisée (Apport de 120 kg d'N/ha le 7 mai 1998).....	197

CHAPITRE IX. Risques de lixiviation des nitrates sur parcelles agricoles fertilisées

Figure IX.1 : Diagramme illustrant le système de prélèvement des solutions du sol par bougie poreuse à succion et par Tensionic.....	202
Figure IX.2 : Potentiel hydrique total du sol mesuré à 0,2 m et 0,4 m sur les micro-parcelles C et D entre le 6 mai et le 31 octobre 1997. Apport de 60 kg d'N/ha sur les deux sites le 28 avril = jour 0.....	208
Figure IX.3 : Gradient de potentiel hydrique du sol dans les micro-parcelles enherbée (C) et retournée (D) en relation avec le niveau de la nappe et les précipitations. Le gradient est calculé entre 0,2 et 0,4 m aux différentes dates de mesure s'échelonnant entre le 6 mai et le 31 octobre 1997.....	209

Figure IX.4 : Potentiel hydrique total du sol mesuré à 0,2 m et 0,4 m sur les micro-parcelles C et D entre le 9 mars et le 28 décembre 1998. Apport de 120 kg d'N/ha sur les deux sites le 7 mai = jour 59.....	211
Figure IX.5 : Gradient de potentiel hydrique du sol dans les micro-parcelles enherbée (C) et retournée (D) en relation avec le niveau de la nappe et les précipitations. Le gradient est calculé entre 0,2 m et 0,4 m aux différentes dates de mesure s'échelonnant entre le 9 mars et le 28 décembre 1998.....	212
Figure IX.6 : Distribution verticale des nitrates dans la solution du sol (0,2 et 0,4 m) dans les micro-parcelles C enherbée et D retournée. Les micro-parcelles subissent une fertilisation azotée mixte le 28 avril 1997 (jour 0) et le suivi couvre la période du 6 mai au 31 octobre 1997 (jours 8 à 186).....	214
Figure IX.7 : Distribution verticale des nitrates dans la nappe alluviale (1 et 3m) sous les micro-parcelles C enherbée et D retournée. Les micro-parcelles subissent une fertilisation azotée mixte le 28 avril 1997 (jour 0) et le suivi couvre la période du 6 mai au 31 octobre 1997 (jours 8 à 186).....	215
Figure IX.8 : Distribution verticale de l'azote ammoniacal dans la solution du sol (0,2 et 0,4 m) et dans la nappe alluviale (1 et 3 m) sous les micro-parcelles C enherbée et D retournée. Les micro-parcelles subissent une fertilisation azotée mixte le 28 avril 1997 (jour 0) et le suivi couvre la période du 6 mai au 31 octobre 1997 (jours 8 à 186).....	217
Figure IX.9 : Distribution verticale des nitrates dans la solution du sol (0,2 et 0,4 m) dans les micro-parcelles C enherbée et D retournée. Les micro-parcelles subissent une fertilisation azotée mixte le 7 mai 1998 (jour 59) et le suivi couvre la période du 9 mars au 28 décembre 1998 (jours 0 à 296).....	220
Figure IX.10 : Distribution verticale des nitrates dans la nappe alluviale (1 et 3m) sous les micro-parcelles C enherbée et D retournée. Les micro-parcelles subissent une fertilisation azotée mixte le 7 mai 1998 (jour 59) et le suivi couvre la période du 9 mars au 28 décembre 1998 (jours 0 à 296).....	221
Figure IX.11 : Distribution verticale de l'azote ammoniacal dans la solution du sol (0,2 et 0,4 m) et dans la nappe alluviale (1 et 3 m) sous les micro-parcelles C enherbée et D retournée. Les micro-parcelles subissent une fertilisation azotée mixte le 7 mai 1998 (jour 59) et le suivi couvre la période du 9 mars au 28 décembre 1998 (jours 0 à 296).....	223
Figure IX.12 : Impact d'un épisode de remontée de nappe au cours de la saison de végétation de 1997 sur les concentrations en nitrate de la nappe superficielle et profonde à la sortie des carrés B et D labourés. Le carré B correspond à un labour sans fertilisation (NF) et le carré D à un labour fertilisé (F) avec 60 kg d'ammonitrate/ha le 28/04/97.....	225
Figure IX.13 : Concentrations en nitrate de la nappe superficielle à l'entrée et à la sortie de deux carrés labourés (B témoin et D fertilisé) au cours d'une période de drainage en saison estivale.....	227

SYNTHESE ET CONCLUSIONS

Figure II : Ecosystème prairial inondable de la plaine de la Meuse : transferts et stock d'éléments nutritifs (N, P et K) dans les différents compartiments.....	229
--	-----

LISTE DES TABLEAUX

PREMIERE PARTIE : PROBLEMATIQUE ET DESCRIPTION DE LA ZONE D'ETUDE

CHAPITRE I. La problématique

Tableau I.1 : Prélèvement végétal moyen en fonction du flux de la nappe (Ruffinoni, 1994).....	7
--	---

CHAPITRE III. La végétation et les pratiques culturales

Tableau III.1 : La prairie à Sénéçon aquatique (d'après Grévillicot, 1996).....	45
Tableau III.2 : La mégaphorbiaie à Reine des près (d'après Grévillicot, 1996).....	47
Tableau III.3 : Cahier des charges pour chaque contrat article 19.....	49
Tableau III.4 : Niveau d'intensification en fumure azotée entre Sassey et Mouzay (d'après Céré, 1995).....	51
Tableau III.5 : Pratiques agricoles menées sur les carrés permanents.....	54

CHAPITRE IV. Les sols : caractéristiques physiques et chimiques des sites de référence

Tableau IV.1 : Caractéristiques physico-chimiques des sols en fonction du type de végétation et du niveau hydrique.....	59
Tableau IV.2 : Réserves en nutriments dans les sols des deux sites de référence.....	66

DEUXIEME PARTIE : FONCTIONNEMENT HYDRODYNAMIQUE ET HYDROCHIMIE DU FOND ALLUVIAL

CHAPITRE V. Fonctionnement hydrodynamique du fond alluvial

Tableau V.1 : Teneurs en chlorure et niveaux d'eau à la fin de l'étiage.....	82
Tableau V.2 : Phénomènes responsables des fluctuations des teneurs en nitrate dans la nappe pendant les périodes hydrologiques perturbées.....	92

CHAPITRE VI. Hydrochimie des écosystèmes prairiaux inondables

Tableau VI.1 : Essais de pompage selon la méthode de Ernst & Weterhof (1956) pour six points piézométriques par carré (coefficient de perméabilité exprimé en $m.j^{-1}$).....	99
Tableau VI.2 : Valeurs moyennes et extrêmes des principaux paramètres physico-chimiques des eaux de surface (Meuse et Canal de l'Est à Sassey sur Meuse) entre octobre 1996 et décembre 1998.....	103
Tableau VI.3 : Valeurs moyennes des principaux paramètres physico-chimiques des eaux souterraines superficielles et profondes entre octobre 1996 et décembre 1998....	106

Tableau VI.4 : Concentrations médianes et quartiles des éléments biogènes dans la nappe superficielle et profonde entre octobre 1996 et décembre 1998.....	107
Tableau VI.5 : Concentrations moyennes et écarts types des principaux éléments biogènes dans la nappe superficielle en fonction des saisons des deux années d'expérimentation..	112
Tableau VI.6 : Concentrations moyennes et écarts types des principaux éléments biogènes dans la nappe profonde en fonction des saisons des deux années d'expérimentation.....	113
Tableau VI.7 : Précipitations mensuelles en mm des deux années étudiées.....	114
Tableau VI.8 : Résultats du test de Kruskal-Wallis pour le nitrate et l'azote ammoniacal dans la nappe alluviale au cours des deux années d'étude.....	115
Tableau VI.9 : Résultats du test de Kruskal-Wallis pour le potassium dans la nappe alluviale au cours des deux années d'étude.....	116
Tableau VI.10 : Comparaison des concentrations médianes et quartiles des éléments biogènes entre la nappe superficielle et la Meuse entre octobre 1996 et décembre 1998.....	120
Tableau VI.11 : Analyse en composantes principales : corrélations variables-facteurs pour les quatre premiers axes.....	124
Tableau VI.12 : Concentrations moyennes ($\mu\text{g/l}$ sauf K^+ en mg/l) des éléments biogènes dans la nappe en 1997 et 1998 sous les carrés A (PSA) et E (MEG).....	128
Tableau VI.13 : Résultats de l'analyse de la variance à deux facteurs pour l'azote et le potassium dans la nappe.....	128
Tableau VI.14 : Résultats du test de Mann-Whitney-Wilcoxon pour les carrés A et E.....	133

TROISIEME PARTIE : CAPACITE EPURATOIRE DU SYSTEME SOL-PLANTE VIS-A-VIS DES ELEMENTS BIOGENES (N,P,K) DANS LES EAUX SOUTERRAINES

CHAPITRE VII. Echanges de nutriments au sein de l'écosystème prairial

Tableau VII.1 : Apports moyens en éléments minéraux (N,P,K) par les pluies en 1997 et 1998 (période du 19/11/1996 au 19/11/1997 et du 20/11/1997 au 19/11/1998).....	142
Tableau VII.2 : Apports moyens en éléments biogènes (N, P, K) par les eaux de débordement de la Meuse calculés à partir des deux submersions totales du lit majeur.....	145
Tableau VII.3 : Apports moyens en éléments biogènes (N, P, K) par les eaux de débordement de la Meuse calculés à partir des deux inondations partielles du lit majeur.....	146
Tableau VII.4 : Apports en éléments minéraux (N, P, K) par les eaux d'inondation de la Meuse et par les pluies sur la période d'étude (période du 19/11/1996 au 19/11/1997 et du 20/11/1997 au 19/11/1998).....	146
Tableau VII.5 : Stocks moyens de phosphore et d'azote dans l'horizon 0-15 cm des sols de la parcelle 1 (PSA) et de la parcelle 2 (MEG) après les saisons de végétation de 1996 et 1997.....	146
Tableau VII.6 : Stocks moyens de carbone organique dans les 15 premiers centimètres du sol en fonction de la végétation et des pratiques agricoles (carré C fertilisé avec de l'ammonitrate).....	154
Tableau VII.7 : Niveaux moyens et extrêmes de la nappe alluviale entre octobre 1996 et décembre 1998 en fonction de la localisation des parcelles.....	156

CHAPITRE VIII. Etude du compartiment végétal de l'écosystème prairial

Tableau VIII.1 : Biomasses moyennes (n=4, ± écart type) des parties épigées et hypogées (en tonne de matière sèche/ha) en fonction du type de prairie et des saisons de végétation.....	169
Tableau VIII.2 : Comparaison des quantités moyennes (en kg.ha ⁻¹) de nutriments exportées par la fauche dans les deux micro-parcelles entre 1996 et 1998. Les concentrations des nutriments exprimées en g/100 g sont entre parenthèse.....	173
Tableau VIII.3 : Rapports N/P de la végétation épigée calculés dans les deux prairies entre 1996 et 1998.....	175
Tableau VIII.4 : Rapports N/K et K/P de la végétation épigée calculés dans les deux prairies entre 1996 et 1998.....	177
Tableau VIII.5 : Comparaison des quantités moyennes (en kg.ha ⁻¹) de nutriments stockées dans les organes souterrains dans les deux micro-parcelles entre 1996 et 1998. Les concentrations des nutriments exprimées en g/100 g sont entre parenthèses.....	178
Tableau VIII.6 : Rapports de nutriments de deux espèces au stade floraison, calculés dans les deux micro-parcelles (A et E) en 1998.....	185
Tableau VIII.7 : Teneurs en N, P et K de quelques espèces caractéristiques des micro-parcelles A et E prélevées à un même stade phénologique (floraison).....	186
Tableau VIII.8 : Rapports de nutriments de deux espèces au stade floraison, calculés dans les micro-parcelles A (non fertilisée) et C (fertilisée avec 120 kg d'N/ha en mai 1998).....	187
Tableau VIII.9 : Biomasses moyennes (n = 4 ± écart type) des parties épigée et hypogée (en tonne de MS/ha) avec et sans fertilisation azotée. * = deuxième coupe.....	189
Tableau VIII.10 : Comparaison des quantités de nutriments exportées et stockées par la végétation entre des micro-parcelles avec (C = + 60kg N/ha) ou sans apport d'azote (A = témoin). Les concentrations en nutriments exprimées en g/100 g sont entre parenthèses.....	193
Tableau VIII.11 : Comparaison des quantités de nutriments exportées et stockées par la végétation entre des micro-parcelles avec (C = + 120 kg N/ha) ou sans apport d'azote (A = témoin). Les concentrations en nutriments exprimées en g/100 g sont entre parenthèses.....	195
Tableau VIII.12 : Influence de la fertilisation azotée sur la deuxième coupe. Quantités exportées en kg.ha ⁻¹ , entre parenthèses teneurs en N, P et K des parties aériennes.....	196
Tableau VIII.13 : Rapports de nutriments de la végétation épigée calculés dans les micro-parcelles A et C lors des deux coupes (1 = première fauche, 2 = deuxième fauche).....	197

CHAPITRE IX. Risques de lixiviation des nitrates sur parcelles agricoles fertilisées

Tableau IX.1 : Résultats du test de Mann-Whitney-Wilcoxon pour les carrés B et D labourés....	226
---	-----

SYNTHESE ET CONCLUSIONS

Tableau I : Exportation par la végétation prairiale des éléments biogènes N, P et K dans des milieux analogues à notre secteur d'étude. Les valeurs suivies par * sont calculées pour deux fauches par an.....	230
--	-----

LISTE DES PHOTOS

PREMIERE PARTIE : PROBLEMATIQUE ET DESCRIPTION DE LA ZONE D'ETUDE

CHAPITRE II. Présentation de la vallée de la Meuse

Photo 1 : Secteur de Mouzay inondé en mars 1999 (écluse en aval de Sassey sur Meuse).....	34
Photo 2 : Champ d'inondation bloqué par le canal de l'Est en rive droite.....	34
Photo 3 : Ressuyage des inondations de février 1995 (zone de Mouzay).....	39

CHAPITRE III. La végétation et les pratiques culturales

Photo 4 : La prairie à Sénéçon aquatique.....	44
Photo 5 : La mégaphorbiaie à Reine des près.....	46
Photo 6 : Prairies de fauche sur le secteur de Mouzay.....	50

CHAPITRE VI. Hydrochimie des écosystèmes prairiaux inondables

Photo 7 : Carrés permanents et réseau piézométrique au niveau de la prairie à Sénéçon aquatique (PSA).....	98
Photo 8 : Piézomètres à 1 et 3 mètres de profondeur à l'entrée d'un carré labouré.....	98

TROISIEME PARTIE :CAPACITE EPURATOIRE DU SYSTEME SOL-PLANTE VIS-A-VIS DES ELEMENTS BIOGENES (N,P,K) DANS LES EAUX SOUTERRAINES

CHAPITRE VIII. Etude du compartiment végétal de l'écosystème prairial

Photo 9 : Végétation le 20 mai 1998 de la micro-parcelle A témoin.....	191
Photo 10 : Végétation le 20 mai 1998 de la micro-parcelle C fertilisée.....	191

CHAPITRE IX. Risques de lixiviation des nitrates sur parcelles agricoles fertilisées

Photo 11 : Tensionics sur micro-parcelle enherbée (C) et fertilisée avec de l'ammonitrate.....	204
Photo 12 : Tensionics sur micro-parcelle retournée (D) et fertilisée avec de l'ammonitrate.....	204
Photo 13 : Dispositif de prélèvement de la solution du sol. Tensionic installé dans la micro-parcelle D retournée en sol nu.....	206

NOHCHOZH

INTRODUCTION GENERALE

Cette étude se place dans le contexte des recherches menées sur l'impact des changements des pratiques agricoles sur la biodiversité végétale et la fonction d'épuration des eaux dans les prairies alluviales du Nord-Est de la France, soutenue par l'Agence de l'Eau Rhin Meuse, le Ministère de l'Environnement et la Région Lorraine. Cette étude s'intègre également dans le projet n°13 du Programme National de Recherche sur les Zones Humides, "Biodiversité et fonctionnement des écosystèmes prairiaux inondables des vallées alluviales du Nord-Est de la France. Application à leur gestion conservatoire et restauration".

Les plaines alluviales sont situées à l'interface entre systèmes aquatiques et terrestres ; elles dépendent des conditions hydrogéomorphologiques engendrées par les cours d'eau qui les parcourent. Les lits majeurs interviennent de manière déterminante dans la régulation des flux d'eau et d'éléments minéraux apportés lors des crues inondantes (Pieczyńska, 1990 ; Naiman & Décamps, 1990 ; Amoros & Petts, 1993). Ils constituent également des secteurs de recharge de la nappe et peuvent, par là même, amplifier les effets d'une éventuelle pollution.

L'hydrologie des plaines alluviales a été peu étudiée jusqu'à maintenant, bien qu'elle soit reconnue comme un élément essentiel dans l'écologie des zones humides (Carter, 1986 ; Hunt *et al.*, 1996 ; Van Diggelen *et al.*, 1995 ; Gowing *et al.*, 1998 ; Armstrong & Rose, 1998).

Le fonctionnement hydrodynamique a été bien étudié dans les plaines alluviales élaborées par de grands fleuves comme le Rhône (Bravard *et al.*, 1992), le Danube (Heiler *et al.*, 1995) ou le Rhin (Carbiener, 1983 ; Cloots Hirsch, 1988, Carbiener & Trémolières, 1990), mais il est mal connu pour des cours d'eau de moindre importance (débits inférieurs à 100 m³/s).

Depuis peu, de nombreux pays ont entrepris d'inventorier et de classer les zones humides pour estimer leurs principales fonctions et pour identifier les sites les plus remarquables (Hughes, 1995, Finlayson & Van der Valk, 1995 ; Barnaud, 1998). Plusieurs approches ont été proposées, mais la majorité d'entre elles insistent sur l'importance des relations entre l'hydrologie et la géomorphologie, et les fonctions des zones humides (Brinson, 1993 ; Maltby *et al.*, 1994 ; Euliss *et al.*, 1996 ; Shaffer *et al.*, 1999).

Parmi ces fonctions nous pouvons citer la rétention des nutriments, essentiellement des nitrates, par les zones inondables. Plusieurs études ont porté sur ce sujet en

France, notamment dans les plaines alluviales de la Seine (Fustec et al., 1999 ; Greiner, 1997), du Rhin (Trémolières *et al.*, 1991 ; Sánchez-Pérez, 1992 ; Sánchez-Pérez & Trémolières, 1997), de la Garonne (Pinay, 1986 ; Pinay *et al.*, 1995) ou de l'Il (Takater, 1999 ; Sánchez-Pérez *et al.*, 1999). Ces études ont majoritairement été menées en milieu boisé, et assez peu en milieu prairial.

Les prairies inondables, issues du défrichement des forêts alluviales primaires, ont davantage été étudiées et classées pour leur valeur floristique et faunistique (Collectif, 1997). La relation entre la composition floristique et les fluctuations du niveau d'eau dans le lit majeur a été étudiée dans de nombreuses plaines alluviales françaises (Carbiener, 1969 ; Magnanon, 1991 ; Pautou, 1975), mais également dans d'autres pays comme l'Angleterre (Denny, 1993) et les Pays-Bas (Barendregt *et al.*, 1986). Cependant, la fonction de rétention des nutriments par ces écosystèmes n'a jamais été étudiée dans le détail.

Il existe relativement peu d'études qui traitent de l'influence des facteurs hydrologiques sur la capacité d'absorption des éléments minéraux par les prairies inondables. Par contre, en milieu non-alluvial, plusieurs recherches ont indiqué que des fluctuations contrôlées du niveau de la nappe au sein des agrosystèmes pouvaient réduire fortement la charge minérale des eaux de surface et souterraines (Thomas *et al.*, 1992 ; Willis *et al.*, 1997). D'autres chercheurs ont confirmé l'influence du niveau de la nappe sur la biodiversité et sur la disponibilité des nutriments pour les plantes (Oomes & Van der Werf, 1997 ; Oomes *et al.*, 1996). Par ailleurs, des investigations sur la rétention de l'azote dans des prairies soumises à des submersions artificielles en Suède ont également montré que la dénitrification et l'absorption de l'azote par les plantes étaient stimulées par les inondations (Leonardson *et al.*, 1994 ; Davidsson & Leonardson, 1996).

L'intensification récente de la gestion prairiale, ou sa substitution par d'autres formes d'exploitation des ressources (mises en culture, extractions de granulats) représentent un réel danger pour les nappes alluviales. Les études portant sur l'impact de l'intensification des pratiques agricoles sur la biodiversité végétale sont relativement nombreuses en plaine alluviale (Grévillet, 1996 ; Sélinger-Looten *et al.*, 1999 ; Collectif, 1999). Mais comme précédemment, l'influence de cette intensification sur la qualité des eaux souterraines a été généralement peu étudiée dans ce type de milieu (Ackerer *et al.*, 1990, Kugler, 1988). Par contre, différents travaux ont documenté le transfert de l'azote et du phosphore dans les compartiments sol/plante des prairies inondables (Chaneton *et al.*, 1996 ; Lavado *et al.*, 1993 ; Rubio *et al.*, 1995), et ont précisé les concentrations en ces mêmes éléments dans la phytomasse de plantes caractéristiques des zones humides (McJanet *et al.*, 1995).

Par rapport aux travaux déjà menés, l'intérêt de l'étude proposée est de définir l'influence d'un couvert végétal prairial sur l'hydrochimie de la nappe, en relation avec les fonctionnements hydrodynamique et biogéochimique du fond alluvial. L'objectif est d'analyser les transferts de nutriments (notamment de l'azote) aux interfaces nappe-sol-racine et rivière-nappe dans une zone alluviale inondable de la plaine de la Meuse. Une étude détaillée des différents compartiments de l'écosystème est réalisée afin d'identifier et de hiérarchiser les facteurs environnementaux de contrôle : hydrologie, typologie prairiale, nature du substrat. La capacité épuratoire de ces écosystèmes sera étudiée à travers l'intensification des pratiques agricoles (apport croissant de fertilisants azotés, retournement de prairies en sol nu), et par leur comportement face aux inondations répétées de la Meuse.

Ce mémoire comporte plusieurs parties qui s'articulent de la façon suivante :

Dans une première partie, nous présenterons la problématique de la thèse à partir d'une étude bibliographique, puis nous décrirons le milieu d'étude en présentant successivement les caractéristiques hydrologiques et hydrogéologiques, la végétation, les pratiques culturales et les sols du secteur d'étude.

Nous aborderons ensuite **dans la deuxième partie** le fonctionnement hydrodynamique du fond alluvial de la Meuse à l'échelle de tout le secteur, puis le fonctionnement hydrochimique à l'échelle de la parcelle. La mise en place du dispositif piézométrique et le protocole d'échantillonnage des eaux seront également détaillés dans cette partie.

Enfin, **la troisième et dernière partie** sera consacrée aux entrées et sorties du système avec une analyse détaillée des différents compartiments de l'écosystème prairial et leurs interconnexions.

En conclusion seront présentés les stocks d'éléments minéraux dans les différents compartiments étudiés. Nous y discuterons les hypothèses de départ, leur validité et la transposabilité des résultats dans d'autres secteurs de la Meuse ou dans d'autres plaines alluviales.

PREMIERE
PARTIE

PROBLEMATIQUE
ET
DESCRIPTION DE
LA ZONE D'ETUDE

CHAPITRE I

La problématique

L'essentiel de ce chapitre concerne une revue bibliographique de travaux réalisés dans le domaine des écosystèmes des plaines inondables et des zones humides en général. L'objectif de cet inventaire non exhaustif est de discuter du rôle de filtre et d'épuration attribué à la végétation des zones alluviales, ainsi que de l'importance du phénomène de dénitrification dans ces zones humides.

C'est à travers cette analyse que nous situerons notre étude et son originalité par rapport aux travaux déjà réalisés, tout en tenant compte des contraintes et des difficultés que l'on peut rencontrer en milieu prairial.

1.1. Rôle de la végétation et du niveau hydrique dans l'évaluation de la capacité de filtre et d'épuration des écosystèmes alluviaux inondables : une revue bibliographique

1.1.1. La sensibilisation au « problème des nitrates »

La dégradation croissante de la qualité des eaux de surface et des nappes alluviales, très vulnérables parce que généralement proches de la surface, a engendré de nombreux travaux ayant pour objectifs la valorisation et la restauration des zones humides alluviales.

Le développement de l'urbanisation, l'extension des surfaces mises en culture et la transformation des pratiques agricoles en vue d'accroître les productions, ont fortement modifié les quantités d'azote mis en jeu dans les vallées fluviales.

En France, les besoins en eau destinée à des usages domestiques sont couverts à 40 % par les eaux de surface et les nappes alluviales assurent plus de 80 % de l'approvisionnement en eaux souterraines. La surcharge en nutriments, et plus particulièrement en nitrates, constitue donc une menace pour l'approvisionnement en eau potable mais engendre également une dégradation générale des milieux aquatiques.

Dans le cadre du Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement du CNRS, des premiers travaux nationaux (Fustec *et al.*, 1991) ont porté sur le problème de la contamination des eaux par les nitrates, notamment dans les vallées de la plaine d'Alsace (Schenck, 1989 ; Ackerer *et al.*, 1990 ; Sánchez-Pérez, 1992), les vallées champenoises ainsi que

les vallées de la Garonne (Pinay, 1986) et de la Durance. Ces multiples études ont montré l'importance du fonctionnement hydrologique et hydrogéologique sur l'évolution spatiale et temporelle des teneurs en nitrates. Par ailleurs, ces travaux ont également souligné les capacités d'épuration des zones humides en bordure des cours d'eau vis-à-vis des nitrates par le biais de la dénitrification et de la rétention par la végétation naturelle.

1.1.2. Rôle de la végétation alluviale

De nombreuses études ont concerné la capacité de rétention des éléments minéraux des ripisylves et/ou des forêts alluviales, mais elles ont souvent négligé l'importance des secteurs prairiaux dans le rôle tampon entre les agrosystèmes et les cours d'eau. Pinay (1987), Pinay & Décamps (1988), ont mis l'accent sur le rôle des forêts riveraines dans la régulation des flux d'azote entre la nappe alluviale et les eaux de surface. Ils ont estimé qu'un passage de 30 m des flux d'eaux souterraines à travers les zones boisées suffisait pour voir disparaître la totalité des nitrates dans l'aquifère. Ces écosystèmes forestiers encore soumis aux inondations représentent donc de véritables filtres naturels vis-à-vis des nutriments, grâce notamment à la dénitrification liée aux conditions hydromorphes du milieu.

Dans la littérature internationale, on peut également citer des travaux concernant la dynamique des nutriments et le rôle des forêts riveraines dans un bassin versant agricole (Peterjohn & Correll, 1984 ; Lowrance *et al.*, 1984 ; Hill & Shackleton, 1989 ; Williams *et al.*, 1995). Ces différentes études comparent les cycles et les flux de nutriments entre des zones cultivées et des zones boisées mais elles ne font jamais état des prairies alluviales.

Un résumé de différents travaux scientifiques (Trellu, 1998) met en évidence les impacts écologiques de la populiculture. Les peupliers qui sont des arbres à croissance rapide pourraient ainsi immobiliser rapidement de l'azote et l'exporter sous forme de grumes, mais à moins long terme que d'autres arbres et en quantité plus importante. Les travaux de Ruffinoni (1994) sur le rôle des ripisylves dans la réduction des pollutions azotées diffuses en milieu fluvial montrent que le prélèvement moyen en azote nitrique des peupleraies matures dépend essentiellement de la proximité de la nappe et reste toujours inférieur à celui des ripisylves (Tableau I.1). Les conclusions de cette étude montrent, qu'en terme d'épuration des nitrates de l'eau (par dénitrification bactérienne ou absorption racinaire selon la saison), une peupleraie de plus de 10 ans serait plus efficace qu'une prairie (humide ou non) et presque aussi efficace qu'une ripisylve. On notera qu'en cas d'apports d'engrais azotés, la capacité de la peupleraie à réguler le flux d'azote est diminuée, mais elle est toujours 4 fois supérieure à celle d'une prairie. Il explique la

faiblesse de cette dernière valeur par un prélèvement racinaire impossible des nutriments lorsque le niveau de la nappe descend trop bas.

Formation végétale	Ripisylve non arborée	Peupleraie basse (nappe à moins de 2,5m)	Peupleraie haute (nappe à moins de 4m)	Jeune peupleraie avec apport d'N	Prairie
Prélèvement moyen N-NO ₃ (g/m ² /j)	0.38	0.25	0.19	0.04	0.01

Tableau I.1. Prélèvement végétal moyen en fonction du flux de la nappe (Ruffinoni, 1994)

En effet, les herbacées et arbustes présentent une forte densité racinaire dans les premiers cinquante centimètres de sol ; au-delà, les racines des arbres s'épaississent, se raréfient et descendent plus profondément (1 à 2m). Sánchez-Pérez *et al.* (1991a et 1993) accentuent davantage leurs recherches sur l'efficacité épuratrice des systèmes sols-forêts alluviales, et le gradient de cette efficacité en fonction de la typologie forestière. Ils ont ainsi mis en évidence l'influence bénéfique de la structuration forestière et de la richesse spécifique sur l'épuration des eaux souterraines. C'est au niveau du stade terminal de la forêt alluviale que l'on voit apparaître une utilisation optimale des nutriments et de la lumière grâce à une imbrication extrême des strates et des phases de la mosaïque sylvigénétique (Schnitzler, 1988). D'après Lowrance *et al.* (1983), la capacité d'une forêt riveraine à recycler une surcharge en nutriments solubles provenant de cultures adjacentes est plus importante pour des forêts matures d'âge moyen compris entre 20 et 150 ans.

Finalement tous ces travaux s'attardent peu sur les capacités épuratoires des prairies permanentes, qui méritent pourtant une attention toute particulière puisqu'elles représentent souvent les derniers espaces « naturels » au niveau des plaines alluviales. Aussi, en ce qui concerne les forêts riveraines, le prélèvement de l'azote par la biomasse végétale est un processus de stockage momentané puisqu'une part importante de l'azote est restituée au milieu sous forme de litière. Au niveau du cycle biologique d'une peupleraie de 20 ans par exemple, on estime (Trellu, 1998) à 257 kg/ha/an la quantité d'azote prélevée et à 130 kg/ha/an la quantité restituée sous forme de litière. A titre de comparaison, ces valeurs sont respectivement de 129 et 81 kg/ha/an pour une chênaie de 117 ans et de 241 et 3 kg/ha/an pour une culture de maïs. Sánchez-Pérez (1992), dans ses travaux sur le fonctionnement hydrochimique d'un écosystème forestier inondable de la plaine du Rhin, estime ces quantités d'azote absorbé et restitué à 130 et 69 kg/ha/an.

Il n'existe à l'heure actuelle que peu de travaux qui comparent les cycles biologiques des éléments minéraux sous différents couverts végétaux et rarement, on y mentionne les prairies permanentes de fauche qui permettent une exportation définitive de l'azote.

Dans la bibliographie, il existe relativement peu d'études qui traitent de la capacité d'absorption des éléments minéraux par les prairies en milieu alluvial, tout au plus, certains travaux valorisent ces prairies dans leur rôle de filtre (Prach & Rauch, 1992 ; Knauer & Mander, 1989). Wilson (1967), dans ses travaux sur l'évaluation de la capacité des zones enherbées à diminuer la charge en sédiments des eaux d'inondation destinées à la recharge artificielle de l'aquifère d'une région de l'Arizona, a montré une efficacité de 60 à 99 %. Cette efficacité de filtre varie en fonction de l'espèce, du stade de développement, de la pente et du degré de submersion. Il a ainsi défini 5 conditions pour obtenir un effet filtrant maximum de la végétation :

- un système racinaire relativement profond qui permet de résister au décapage lors de courants rapides
- une végétation dense, haute et bien ramifiée en surface
- une végétation résistante tant aux submersions qu'à la sécheresse
- une capacité à reprendre la croissance après les épisodes d'inondation chargés en sédiments
- un rendement économique à travers la production de semences ou de foin.

Les travaux réalisés par l'Institut Technique des Céréales et des Fourrages avec le soutien des Agences de l'Eau, ont également montré l'efficacité des bandes enherbées de 12 et 18 m dans la rétention des matières en suspension lors des ruissellements. Les bandes enherbées réduisent les concentrations en produits phytosanitaires dans des proportions très importantes, de l'ordre de 90 % pour les bandes de 12 m et de l'ordre de 96 % pour les bandes de 18 m (Réal, 1998). Des efficacités un peu plus hétérogènes mais toujours aussi probantes ont été enregistrées en ce qui concerne les flux de nitrates et de phosphore soluble.

De plus en plus de travaux s'intéressent à la restauration des zones humides pour leur importance dans le recyclage des sédiments ou des eaux usées (Hammer, 1993 ; Hubbard *et al.*, 1994). Les connaissances sur la manière de construire et de restaurer des prairies ont pris de l'ampleur ces dernières années et la contribution de ces prairies dans le contrôle des sources de pollution dans les paysages agricoles est devenue une option non négligeable (Loucks, 1990 ; De Laney, 1995). Higgins *et al.* (1993) ont montré l'efficacité de prairies construites dans la rétention des sédiments (de 96 à 97 %) et dans le recyclage du phosphore (de 82 à 91 % du P total).

Toutefois, ces prairies construites ou restaurées sont le plus souvent gérées en vue de développer leur richesse floristique et faunistique (Treweek *et al.*, 1998 ; Rey Benayas *et al.*, 1998 ; Truus & Tõnisson, 1998 ; Joyce & Wade, 1998) et bien plus rarement pour leur capacité de filtre et d'épuration. La restauration des zones tampons entre les agrosystèmes et les cours d'eau est davantage axée sur les forêts riveraines (Lowrance *et al.*, 1985 ; Vanek, 1992 ; Naiman *et al.*, 1993) ou sur la revégétalisation par des espèces émergentes de macrophytes, très efficaces dans la rétention des nutriments (Kootatep & Polprasert, 1997 ; Henry & Amoros, 1995b et 1996 ; Mitsch *et al.*, 1998). Ces macrophytes, outre leur fonction d'assimilation, influencent également les flux d'eau à travers les zones humides riveraines (Jadhav & Buchberger, 1995).

1.1.3. Rôle des conditions hydriques

Un résultat important de travaux récents des géochimistes et spécialistes du sol a été de montrer qu'il existe dans les milieux alluviaux, des capacités naturelles de dépollution des nitrates par un processus dû à des bactéries qui, respirant l'oxygène de l'ion nitrate, dissocient celui-ci en N_2 , après toute une chaîne de réactions de réduction depuis le nitrate jusqu'à l'azote moléculaire. Cette dénitrification dans les zones humides riveraines se produit en surface (en quelques dizaines de centimètres en profondeur dans le sol) et non en profondeur comme c'est le cas dans les nappes captives profondes sous terres cultivées par exemple (Germon & Couton, 1999).

De nombreux travaux ont porté sur ce sujet dans les sols engorgés des bordures boisées des grands fleuves. Dans la Garonne par exemple, Pinay (1987) a évalué la capacité de dénitrification à 50 mg d'azote/m²/j sous forêts riveraines, mais ces taux potentiels peuvent être plus élevés de l'ordre de 300 mg/m²/j. De Laune *et al.* (1996) a mesuré des taux plus faibles (entre 7,5 et 11,5 mg d'N/m²/j) au niveau de la plaine de la rivière Cache (Arkansas). Cependant, ces taux sont fortement limités par les teneurs en carbone organique disponible dans le sol et la capacité de dénitrification peut doubler lorsque le carbone n'est plus limitant. Lowrance *et al.* (1995) ont comparé la dénitrification entre des milieux boisés restaurés et des milieux prairiaux. Cette recherche a montré que le taux de dénitrification était significativement plus élevé dans les zones prairiales que dans les zones boisées (respectivement 68,8 g de N-N₂O/ha/j contre 42,5 g de N-N₂O/ha/j). Il a émis deux hypothèses pour expliquer cette différence :

➤ il est possible que le carbone issu de la biomasse prairiale soit une source d'énergie plus facilement disponible pour les bactéries dénitrifiantes que le carbone issu des jeunes arbres,

➤ d'après les travaux de Groffman *et al.* (1991), les bactéries dénitrifiantes auraient une affinité différente pour le carbone, suivant que ce dernier provienne des racines de différentes espèces herbacées.

En milieu prairial proprement dit, les études portant sur la dénitrification se scindent de manière générale en deux grands axes.

❶ *Une partie non négligeable de ces travaux s'intéresse au rôle de filtre de ces écosystèmes naturels, restaurés ou créés vis à vis des pollutions engendrées dans le milieu agricole. L'utilisation des zones humides dans l'amélioration de la qualité de l'eau par dénitrification est une option de plus en plus considérée.*

Les prairies humides ou inondées étaient déjà utilisées à l'époque médiévale dans le but d'augmenter le rendement en fourrage. L'inondation artificielle des prairies était pratiquée au Danemark, en Norvège et en Suède dès le Moyen Âge, mais de manière très localisée. Ce n'est qu'entre 1850 et 1860 que l'on a utilisé cette technique à grande échelle en Suède et au Danemark.

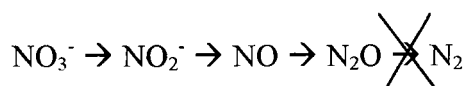
Aujourd'hui, les recherches s'orientent davantage sur le problème des nitrates et les auteurs cherchent à savoir comment l'inondation artificielle ou non des prairies humides peut réduire les concentrations en azote dans les nappes et les rivières. Les facteurs influençant les taux de dénitrification ont ainsi été étudiés soit au niveau de prairies inondées artificiellement (Leonardson *et al.*, 1994 ; Davidsson & Leonardson, 1996 et 1998 ; Davidsson *et al.*, 1998), soit au niveau de zones humides bordant les cours d'eau (Ambus *et al.*, 1992 ; Maag *et al.*, 1997 ; Baker, 1998 ; Pavel *et al.*, 1996). D'autres auteurs ont également étudié l'effet de manipulations expérimentales du niveau de la nappe sur la capacité de dénitrification au niveau des agrosystèmes (Kliewer & Gillian, 1995 ; Mejia & Madramootoo, 1998 ; Martin *et al.*, 1997). Une synthèse de ces travaux est recensée au niveau du tableau I présenté dans les annexes.

Les principaux facteurs de régulation de la dénitrification mis en évidence au niveau de ces travaux sont (1) **le degré d'anaérobiose** lié au régime hydrique des sols, (2) **la concentration en nitrate**, (3) **la disponibilité en carbone organique** des sols et (4) **la température**. Certains auteurs attribuent à l'humidité du sol le rôle de facteur limitant à la dénitrification (De Klein & Van Logtestijn, 1994 et 1996 ; Ambus & Christensen, 1993 ; Estavillo *et al.*, 1994). Mais dans le cas des zones humides inondables, où prédominent des conditions permanentes ou temporaires d'hydromorphie, ce serait plutôt la concentration en nitrate (NO_3^-) qui jouerait le rôle de facteur limitant (Davidsson & Leonardson, 1996 et 1998 ; Davidsson *et al.*, 1998). Le potentiel de dénitrification est ainsi corrélé positivement à la

concentration en NO_3^- , surtout au printemps et en été quand cette concentration diminue suite à une compétition entre les plantes et les bactéries dénitrifiantes. Les recherches de Davidsson & Leonardson confirment les conclusions de Smith & Tiedje (1979), qui avaient déjà indiqué qu'en milieu prairial c'est avant tout NO_3^- qui restreignait la dénitrification car le carbone organique est rarement limitant dans ce type de milieu.

Les études danoises (Ambus & Christensen, 1993 ; Ambus *et al.*, 1992 ; Maag *et al.*, 1997) ont montré que les prairies humides retiennent mieux l'azote que les prairies inondées artificiellement. En effet, l'alternance des périodes d'inondation avec des périodes de drainage entraîne une stimulation de la minéralisation du pool d'azote présent dans le sol. Aussi, les flux de sub-surface qui prédominent sous prairies humides confèrent à ces milieux des conditions plus stables avec des teneurs en oxygène plus basses dans le sol. Ce faible taux d'oxygène fait de la dénitrification le principal processus de rétention de l'azote. Par contre, pour des prairies inondées artificiellement, ce sont les écoulements de surface qui prédominent et les principaux mécanismes de remaniement de l'azote sont la sédimentation, la filtration et le prélèvement par les végétaux supérieurs et les micro-organismes. Dans ces milieux la dénitrification ne devient effective que si le temps de résidence de l'eau correspond à un minimum de 4 à 5 jours. En effet, au moment de l'infiltration de l'eau, ce n'est pas seulement l'azote qui est transporté à travers le sol mais également l'oxygène. La profondeur de la zone aérobie du sol est déterminée par le taux d'infiltration, la teneur en O_2 de l'eau et l'activité microbienne dans le sol. C'est le taux d'infiltration qui va gouverner la durée pendant laquelle l'eau stagne dans la couche organique du sol, là où il y a stockage de carbone organique décomposable nécessaire au phénomène de dénitrification. Aussi, si le temps de résidence de l'eau est trop court, le taux d' O_2 n'atteindra pas un niveau suffisamment bas pour permettre la dénitrification et les nitrates seront alors lessivés.

② Une seconde partie des travaux sur la dénitrification s'intéresse plus particulièrement aux émissions de N_2O sous sols prairiaux et/ou cultivés, mais le plus souvent en milieu non alluvial. Dans la plupart de ces études, les prairies étudiées sont gérées de manière intensive et l'objectif majeur de ces travaux est de définir les moyens permettant d'atténuer les émissions des produits gazeux de la dénitrification tels que NO et N_2O . En effet, le processus de la dénitrification peut être bloqué au stade N_2O suite à un dysfonctionnement de la dernière étape de la chaîne de réactions de réduction catalysées par des bactéries.



N_2O étant un gaz indésirable à effet de serre qui contribue à la destruction de l'ozone stratosphérique, il devient donc important de limiter sa production, d'autant que sa concentration atmosphérique s'accroît de 0,25 % par an et que son temps de résidence dans l'atmosphère est de 150 ans (Mariotti, 1997). Une synthèse bibliographique non exhaustive des caractéristiques des études et des estimations du taux de dénitrification et des flux de N_2O en relation avec les activités agricoles est recensée au niveau du tableau II présenté en annexes.

Si les paramètres susceptibles d'influencer la dénitrification sont aujourd'hui clairement définis, ce n'est pas le cas en revanche pour ceux influençant les flux de protoxyde d'azote (N_2O). En effet, on observe de très grandes différences de flux suivant le type de sol et le type de gestion et cela s'explique en majeure partie par la durée des différentes expérimentations. Les études s'intéressant à ce domaine devraient être menées sur de plus longues périodes (Flessa *et al.*, 1998 ; Smith *et al.*, 1998), surtout en sols cultivés, car les variations intersaisons peuvent être très grandes. En effet, sous cultures, les émissions après récoltes contribuent pour environ la moitié des émissions totales, et sous prairies, la compétition entre les plantes et les bactéries dénitrifiantes pendant la période de végétation entraîne des émissions de N_2O plus faibles au printemps en en début d'été. Des études prolongées (au minimum 1 an) permettraient donc d'obtenir des moyennes plus probables pour les émissions annuelles de protoxyde d'azote.

Les principaux paramètres qui régulent la production de N_2O cités dans ces différentes études concernent le plus souvent :

① **Les propriétés du sol** (pH, humidité, température...)

Les pertes en N_2O sont plus importantes au niveau de sols organiques plutôt que de sols minéraux (Velthof & Oenema, 1995b ; Flessa *et al.*, 1998). Les émissions de N_2O augmentent exponentiellement avec l'humidité du sol et la température, mais seulement lorsque l'azote présent dans ces sols n'est pas limitant (Smith *et al.*, 1998). Par contre, de fortes émissions seraient induites par les périodes de gel (Flessa *et al.*, 1998). En effet, la destruction des organismes du sol et la désintégration des agrégats lors des périodes de gel provoqueraient un relargage de matières organiques qui contribuent activement à la dénitrification. Aussi à basse température, la N_2O réductase est inhibée et le produit final de la dénitrification devient N_2O et non plus l'azote moléculaire N_2 . Les pH acides ont tendance à inhiber les flux de N_2O (Freeman *et al.*, 1997 ; Bouwman, 1995 et 1996), cependant lorsque la nitrification (et non la dénitrification) constitue la principale source de protoxyde d'azote, les flux de N_2O seraient plutôt inhibés par des pH neutre ou basique (Granli & Bockman, 1994 ; Flessa *et al.*, 1998). Il a également été observé une diminution du ratio N_2O/N_2 dans des sols à fortes teneurs en carbone organique (Freeman *et al.*, 1997).

② **Le fonctionnement hydrodynamique** (effets de l'irrigation ou des inondations, du drainage, des remontées de nappe...)

Le drainage des sols humides ou inondés stimule la production de N₂O (Augustin *et al.*, 1998b ; Leonardson *et al.*, 1994), mais uniquement si le drainage est effectué sur une courte période. Lorsque le drainage est effectué sur de longues périodes comme c'est le cas pour Freeman *et al.*, (1997), où les flux d'eau entrants ont été dérivés de la zone humide pour une durée de 20 semaines, on observe alors une forte diminution des émissions de N₂O. Différents auteurs ont démontré qu'un rehaussement du niveau de la nappe entraîne toujours une augmentation des flux de N₂O (Augustin *et al.*, 1998a ; Kliewer & Gillian, 1995 ; Flessa *et al.*, 1998). Aussi, le ratio N₂O/N₂ baisse toujours dans le cas de sols prairiaux inondés (Leonardson *et al.*, 1994).

③ **La fertilisation azotée** (minérale ou organique)

Les émissions de N₂O ne sont réellement stimulées que par des apports importants en fertilisants azotés (Augustin *et al.*, 1998a et 1998b ; Velthof *et al.*, 1997). Les fertilisants organiques tel que le fumier de vache stimulent la production de N₂O sur des périodes plus longues que les fertilisants minéraux (Estavillo *et al.*, 1994 ; Ellis *et al.*, 1998). Aussi, les émissions les plus importantes se retrouvent lorsqu'il y a une utilisation combinée de fertilisants minéraux et organiques (Bouwman, 1996 ; Smith *et al.*, 1997).

④ **L'influence de la nitrification** (NH₄⁺ → NO₂⁻ → NO₃⁻)

La nitrification est un phénomène régulateur important de l'activité réductrice de NO₃⁻ et contribuerait davantage que la dénitrification à la production de N₂O (Ambus *et al.*, 1992). Ambus (1998), a indiqué que la nitrification contribuait à plus de 60 % de la production totale de N₂O au niveau d'une prairie alluviale. Koops *et al.* (1997) ont observé que près de 100 % du N₂O produit sur sols argileux en milieu prairial provenaient de la nitrification, la production de N₂O par dénitrification étant significative seulement lorsque l'activité dénitrifiante est élevée. Smith *et al.* (1997) préconisent d'ailleurs l'utilisation d'inhibiteurs de la nitrification pour réduire les flux de N₂O en cas de fertilisation azotée à base d'ammonium (NH₄⁺).

1.2. Les objets de la thèse et le choix des orientations méthodologiques

1.2.1. La délimitation du champ de recherche

La thématique générale de cette recherche porte sur une meilleure connaissance de l'impact des milieux prairiaux alluviaux vis-à-vis du stockage des nutriments et de la qualité de

l'eau. L'objectif est d'analyser les transferts de nutriments (et notamment de l'azote), aux interfaces nappe-sol-racine et rivière-nappe dans une zone alluviale de la plaine de la Meuse.

Le dénominateur commun des travaux traitant de cette question est d'attribuer le plus souvent au processus de dénitrification l'élimination des nitrates dans les zones riveraines. Peu de travaux accordent ce rôle à la végétation et bien qu'il soit reconnu que les formations boisées retiennent plus efficacement les nitrates que d'autres formations végétales (Haycock & Pinay, 1993 ; Ruffinoni, 1994), les phénomènes d'assimilation et de stockage par la plante ont été beaucoup moins étudiés.

L'originalité de ce travail repose sur l'étude de l'intérêt que peuvent constituer les prairies en milieu alluvial. Outre leur rôle de filtre vis-à-vis des sédiments et des matières en suspension, les prairies en zones alluviales jouent également un rôle dans le stockage et l'exportation des nutriments. En milieu alluvial, les prairies ont rarement fait l'objet d'études à part entière. Elles apparaissent le plus souvent au sein d'études comparatives avec d'autres milieux alluviaux, essentiellement boisés (Takater, 1999). Les prairies jugées moins efficaces, en terme d'épuration, que les forêts ou les ripisylves ont ainsi été dépréciées dans leur rôle de rétention des nutriments. Les causes de ce désintérêt vis-à-vis des prairies résident dans certaines exigences liées à l'étude de bassins agricoles. Parmi ces exigences on peut citer :

➤ **la notion d'échelle.** Les secteurs boisés occupent en général de grandes surfaces alors que les prairies, plus fragmentaires se retrouvent souvent isolées au sein des agrosystèmes. Ainsi, les études en prairie, du fait de leurs fortes connexions avec le milieu environnant, nécessitent une approche à différentes échelles (parcellaire et bassin versant élémentaire) pour mieux aborder les transferts internes,

➤ **la prise en compte des pratiques agricoles en milieu prairial.** La mise en relation de la qualité de l'eau avec le type de végétation exige une bonne connaissance des activités agricoles du secteur et du passé culturel de la prairie étudiée. Cette prise en compte n'est pas nécessaire en milieu forestier.

Aussi, les études classiques de comparaison entre milieu forestier et milieu prairial sont peu mises en œuvre du fait de la difficulté à trouver des milieux parfaitement identiques excepté pour le facteur étudié. En effet, l'impact du type de végétation sur l'hydrochimie de la nappe ne peut être correctement étudié que si les milieux sont identiques au niveau :

- **du substratum géologique,**
- **des caractéristiques hydrodynamiques,** avec des facteurs climatiques et hydrologiques les plus similaires possibles. Il est également important de tenir compte de l'influence de l'occupation des sols sur la circulation de l'eau,

➤ **du type de sol.** Les caractéristiques physiques du sol, tels que la texture et le taux de matière organique, influencent fortement l'hydrochimie de la nappe.

Un dernier aspect, souvent négligé dans ces types d'étude, est l'absence d'**adaptation de la méthodologie au type de végétation**. En effet, le suivi de l'hydrochimie de la nappe par la mise en place de piézomètres nécessite une méthodologie différente suivant qu'on ait un couvert forestier ou prairial. La profondeur des piézomètres doit être adaptée à la zone racinaire, soit environ 1 mètre pour une prairie et de l'ordre de 3 à 4 mètres pour une forêt. Ce critère est rarement pris en compte dans les différentes études comparatives, d'où la nécessité de quantifier les capacités de rétention et d'exportation de l'écosystème prairial avec une méthodologie adaptée à ce type de milieu.

La mise en relation de la qualité de l'eau avec la végétation dans un bassin agricole exige une pluridisciplinarité sans faille. Trop souvent, la nature même des approches est déséquilibrée (Gaury, 1992). Lorsque les études sont plutôt basées sur l'hydrologie, les informations concernant les pratiques agricoles et la végétation sont souvent insuffisantes, voire inexistantes. Par ailleurs, si l'approche est plutôt d'ordre agronomique, les informations sur le fonctionnement hydrodynamique sont alors incomplètes ou absentes. Pourtant, il paraît difficile d'étudier le chimisme de la nappe alluviale sans tenir compte de l'influence du fonctionnement hydrodynamique sur le fonctionnement biogéochimique (Figure I.1). Aussi, notre travail tente de se démarquer par la prise en compte de la nature pluridisciplinaire de ce type de recherche qui se situe à la charnière de trois domaines de connaissances.

Le premier domaine porte sur le fonctionnement hydrodynamique du fond alluvial, avec l'analyse des facteurs agissant sur la circulation de l'eau (facteurs climatiques, hydrologiques, géomorphologiques et anthropiques) et les modalités de leur combinaison dans le temps et dans l'espace. Ce fonctionnement est appréhendé à deux échelles d'étude, le bassin versant et le secteur d'étude. A l'échelle du bassin versant, nous étudierons l'impact du débit du cours d'eau ainsi que l'impact de la nature et l'épaisseur du remplissage alluvial sur le fonctionnement hydrodynamique. A l'échelle du secteur d'étude, nous essayerons d'identifier les circulations horizontales et verticales de l'eau qui déterminent les mécanismes de l'engorgement et de la submersion. La durée des observations pour appréhender le fonctionnement hydrodynamique s'étend d'octobre 1996 à décembre 1998.

Le second domaine porte sur les systèmes d'exploitation du milieu et nécessite une bonne connaissance de la gestion des pratiques agricoles et de l'organisation du parcellaire. Ce domaine sera également appréhendé à deux échelles différentes : le secteur d'étude et la parcelle expérimentale.

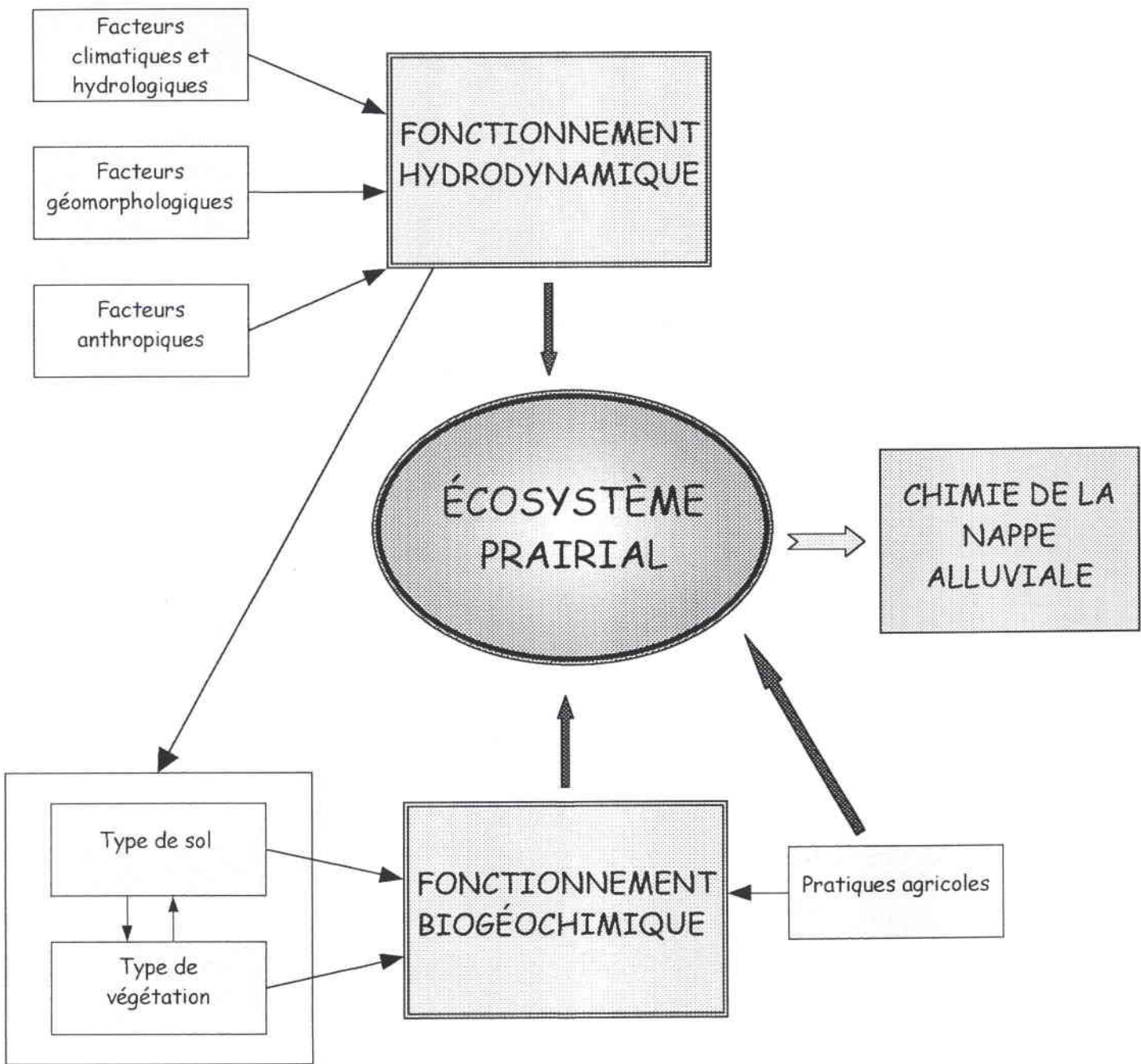


Figure I.1. La délimitation du champ de recherche de la thèse

Enfin, le dernier domaine qui est en relation étroite avec les deux précédents, concerne le système écologique proprement dit, et porte sur **le fonctionnement même de l'écosystème prairial**. Il s'agira ici d'estimer la capacité de stockage et/ou d'exportation des différents compartiments de l'écosystème (sol, végétation, eaux souterraines et zone non saturée du sol) afin de déterminer le rôle régulateur que jouent les zones prairiales dans le transfert des nutriments (Figure I.2). L'échelle d'observation retenue est le carré permanent qui correspond à un site peu étendu (de 100 à 200 m²) choisi dans une parcelle pour y faire l'objet d'observations et de mesures relativement ponctuelles. Le carré permanent est caractérisé par une position topographique, un type de sol et de végétation et des pratiques agricoles qui ne sont pas nécessairement représentatifs de l'ensemble de la parcelle. Il a été choisi de manière à correspondre au mieux à un niveau moyen de la plaine (basé sur le niveau hydrique, la végétation et les pratiques agricoles) afin que nous puissions par la suite extrapoler nos résultats à l'échelle du secteur d'étude. La durée des expérimentations à l'échelle du carré permanent s'étend de juin 1996 à juin 1999 et comprend trois saisons de végétation.

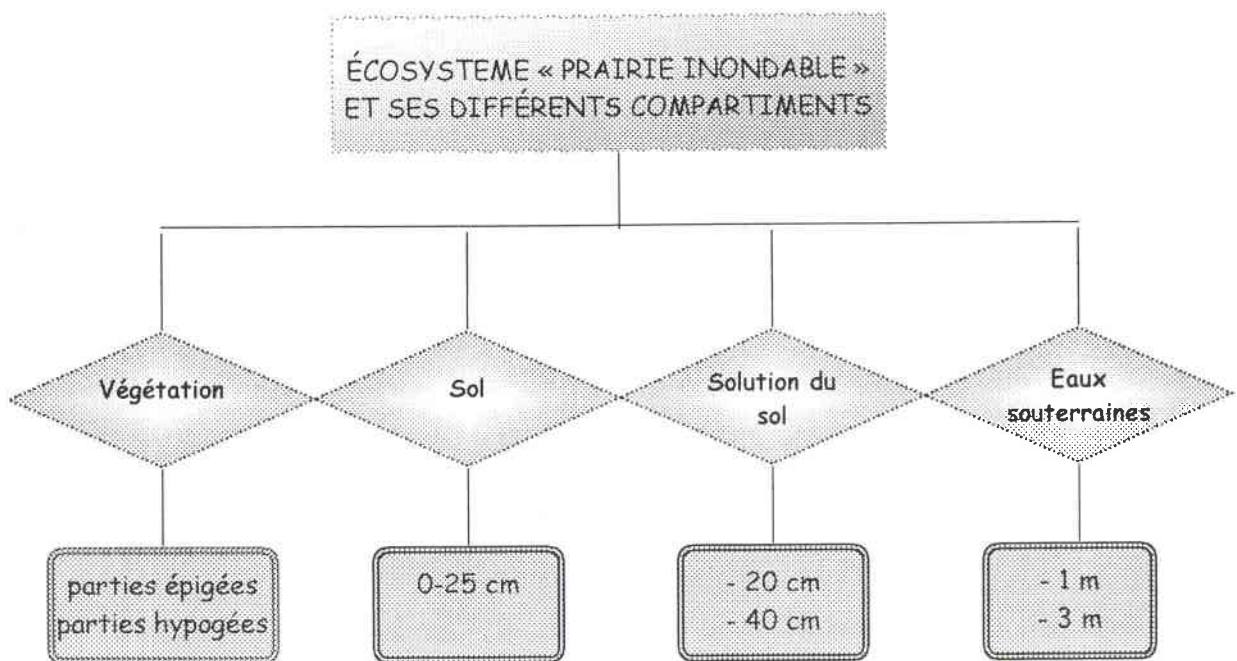


Figure I.2. Les différents compartiments de l'écosystème prairial étudiés

1.2.2. Les hypothèses

Plusieurs hypothèses constituent le fondement de nos travaux et tentent de répondre à notre principale question : *dans quelle mesure les prairies en milieu alluvial interviennent-elles dans la rétention des nutriments, et notamment de l'azote ?*

① **Première hypothèse** : la faible épaisseur de la zone non saturée permet à la végétation prairiale de réguler les flux de nutriments dans la nappe superficielle. Cette faible épaisseur engendre également un temps de latence court sur la qualité de l'eau après un changement de pratiques agricoles. Nous supposons que si l'apport de fertilisant azoté ne dépasse pas l'optimum pour la production végétale, alors le risque de pertes par lixiviation est négligeable.

Recous *et al.* (1997) ont montré que sous prairie, la disparition de l'azote minéral apporté est très rapide résultant à la fois d'une consommation rapide par le peuplement prairial et une forte implication de l'azote apporté dans le cycle interne de l'azote du sol constitué par les deux processus opposés de minéralisation et d'organisation.

Afin de tester cette hypothèse, il est nécessaire d'approfondir nos connaissances sur l'impact d'une intensification des pratiques agricoles sur l'hydrochimie de la nappe superficielle. Cette intensification sera étudiée à travers différents niveaux de fertilisation azotée et à travers le retournement de prairies en sol nu.

② **Deuxième hypothèse** : La composition floristique des prairies peut influencer l'hydrochimie de la nappe superficielle en agissant sur la production de biomasse.

Pour tester cette hypothèse nous comparerons une formation prairiale « classique » avec une formation à hautes herbes. Cette hypothèse peut néanmoins s'avérer erronée si l'on tient compte de l'interférence du facteur hydrique qui régule la disponibilité des nutriments dans le sol et les eaux souterraines. Pour tester cette seconde hypothèse il est nécessaire d'étudier l'influence des facteurs abiotiques (niveau hydrique et teneur en argile du sol) sur la composition chimique d'espèces identiques prélevées dans des milieux différents.

③ **Troisième hypothèse** : la dénitrification serait le phénomène prépondérant dans l'exportation de l'azote pendant la période hivernale.

Mais cette dernière hypothèse pose également la question de savoir dans quelle mesure, lors des périodes de végétation, les plantes sont en compétition pour le nitrate avec les bactéries dénitrifiantes.

Dans la mesure où dans ce travail nous n'avons pas réalisé de mesures de la dénitrification, nous ne pourrions pas réellement avancer d'affirmations à ce sujet, tout au plus pourrions nous estimer (via des mesures de potentiel rédox, fer total, teneur en argile, niveau hydrique...) les potentialités de ces milieux au phénomène de dénitrification.

Ces hypothèses seront discutées en détail dans la troisième partie.

1.2.3. Le choix des orientations méthodologiques

Avant d'aborder nos orientations méthodologiques, quelques mots pour expliquer le choix de notre secteur d'étude. Ce choix est basé sur deux critères :

⇒ ce secteur est situé dans une zone d'expansion naturelle des crues. La présence de formations argileuses et d'un niveau hydrique relativement élevé (moins d'un mètre de la surface du sol en moyenne) caractérisent ce secteur comme une zone potentielle de dépollution des nitrates par dénitrification. Par ailleurs la présence d'un substratum géologique imperméable facilite le calcul de bilans,

⇒ nos investigations dans ce secteur complètent et s'intègrent parfaitement à celles déjà réalisées dans le secteur, à savoir une typologie et une cartographie des groupements prairiaux (Gréwilliot, 1996), ainsi qu'une enquête agricole ayant abouti à une cartographie des pratiques culturales (Céré, 1995).

L'approche pluridisciplinaire de notre étude nécessite de combiner observations *in situ* et expérimentations. Les observations *in situ* concernent essentiellement le suivi du fonctionnement hydrodynamique du fond alluvial (observations continues ou ponctuelles des hauteurs d'eau par la mise en place d'une échelle limnimétrique, d'un piézographe, de piézomètres et d'un pluviographe). Le suivi *in situ* se fait essentiellement selon une approche diachronique nécessaire dans toute étude de phénomènes dynamiques.

Les expérimentations concernent toute la partie biogéochimique de l'étude avec notamment le suivi de la composition chimique des eaux souterraines et de surface, de la zone non saturée du sol, de la végétation et des sols. Les expérimentations, à l'inverse des observations *in situ*, sont réalisées selon une double approche diachronique et synchronique. Cette double approche a été permise par l'utilisation d'outils classiques en agronomie (observations de terrain, suivi des concentrations en azote de bougies poreuses, suivi des concentrations en nutriments dans la nappe superficielle à l'aide de prélèvements piézométriques, analyses de fourrage...).

Enfin, notre dernier choix concerne l'utilisation de la micro-parcelle (ou du carré permanent) plutôt que de la parcelle ou du secteur d'étude. Il est aisément concevable qu'il est impossible d'expérimenter des changements de pratiques agricoles sur l'ensemble d'un secteur puisqu'il faut tenir compte des contraintes et des objectifs des agriculteurs. L'étude parcellaire nous oblige déjà à imposer notre point de vue aux agriculteurs et ces derniers ne sont pas forcément toujours d'accord. Aussi, même lorsque ces derniers acceptent certaines contraintes (fauche à une certaine date, niveau de fertilisation azotée défini, suppression du pâturage...), il n'est pas toujours facile de contrôler toutes les données du système (souvent dose approximative des engrais, fauche réalisée en fonction des conditions climatiques et non du stade de développement de la plante, pâturage accidentel...). Les expérimentations en micro-parcelle nous permettent donc de mieux contrôler toutes les entrées et les sorties du système, ce qui est rarement possible en milieu agricole.

CHAPITRE II

Présentation de la vallée de la Meuse

Ce chapitre décrit la zone d'étude en la replaçant dans le contexte plus global de la plaine de la Meuse en France. Nous y décrivons dans un premier temps les caractéristiques générales du bassin de la Meuse dans sa partie française, puis plus dans le détail les caractéristiques hydrologiques et hydrogéologiques du tronçon étudié.

2.1. Caractéristiques générales du bassin de la Meuse

2.1.1. En France

Le site étudié appartient à la vallée de la Meuse, fleuve de l'Europe du Nord-Ouest (Figure II.1). Celui-ci prend sa source au pied du plateau de Langres (à Pouilly en Bassigny, 402 m d'altitude) et se jette dans la mer du Nord après un parcours de 950 kilomètres successivement à travers la France, la Belgique et les Pays-Bas. Son cours inférieur, parallèle au Rhin, mêle ses eaux à celles de ce fleuve, avec lequel la Meuse forme, sur la mer du Nord, un delta commun. La superficie brute du bassin hydrologique est de l'ordre de 36 011 km² (incluant le delta).

Dans sa partie française, le fleuve draine sur 488,5 km, de sa source à la frontière belge (Givet), cinq départements qui sont : la Haute Marne, les Vosges, la Meuse, la Meurthe et Moselle et les Ardennes.

La Meuse, peu avant Sedan, reçoit en rive droite les eaux de la Chiers, son affluent principal, qui longe la frontière belge depuis Longwy. L'absence d'affluents notables est tout à fait particulier, et s'explique par des raisons historiques. En effet, au cours de son incision, la Meuse a perdu de nombreux affluents qui se sont progressivement détournés vers les bassins de la Seine (Aisne et Ornain) ou du Rhin (Moselle). Le détournement de la Moselle au quaternaire, de loin l'affluent le plus important de la Meuse, est daté de l'époque glaciaire du Riss (Harmand, 1992). Ainsi, entre la vallée de la Meuse et celle de la Moselle subsiste aujourd'hui une vallée fossile, le Val de l'Ane où coulait la Moselle « primitive ». La conséquence majeure de ces détournements est une compétence décroissante de la Meuse au cours du temps, puisque c'est dans une vallée surdimensionnée que la Meuse s'écoule, dolente, vers le Nord. De plus, un lit majeur trop grand et peu drainant du fait d'une faible pente, lui confère tout particulièrement dans le département de la Meuse, un vaste champ d'inondation et des durées de submersion parfois élevées.

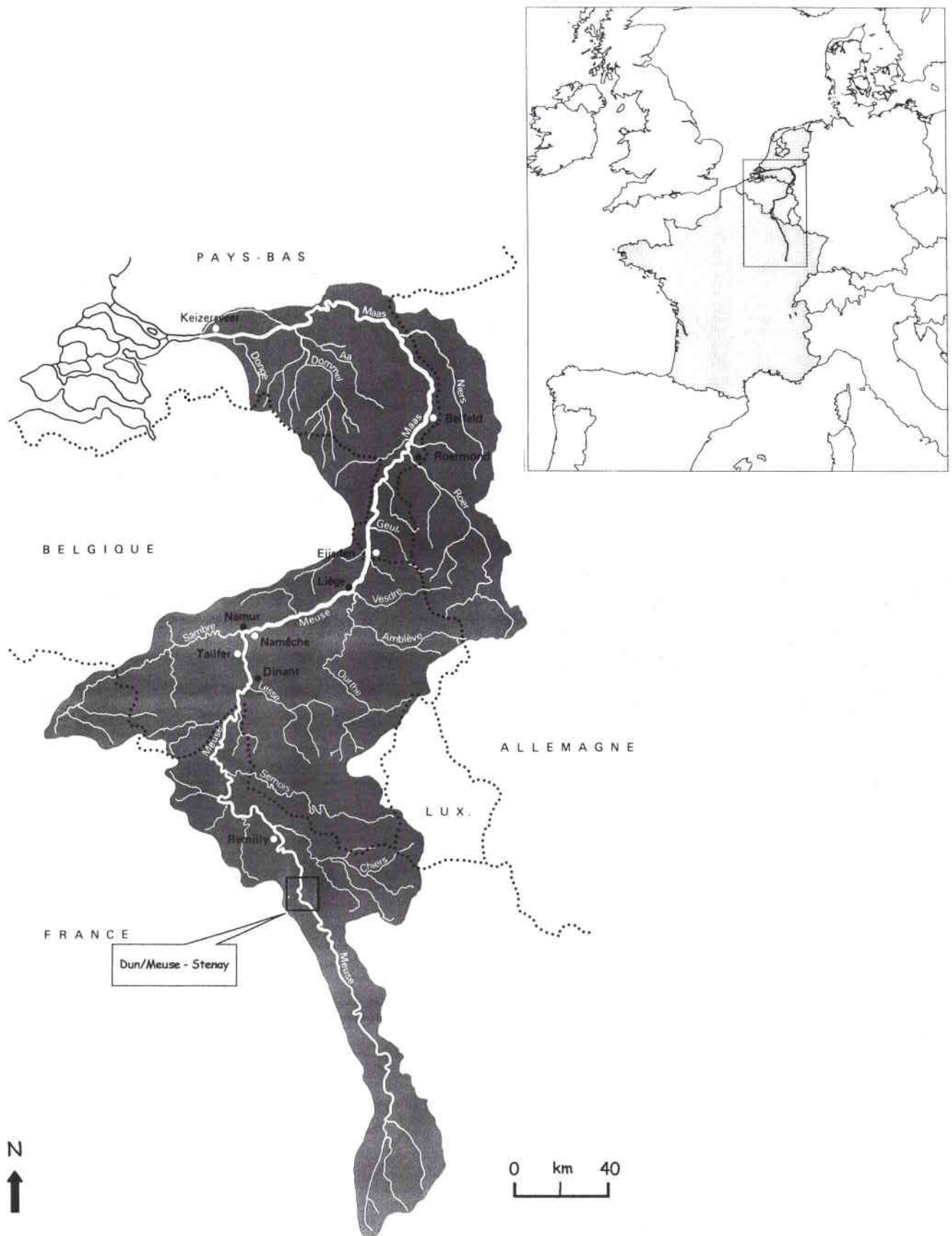


Figure II.1. Le bassin de la Meuse en Europe

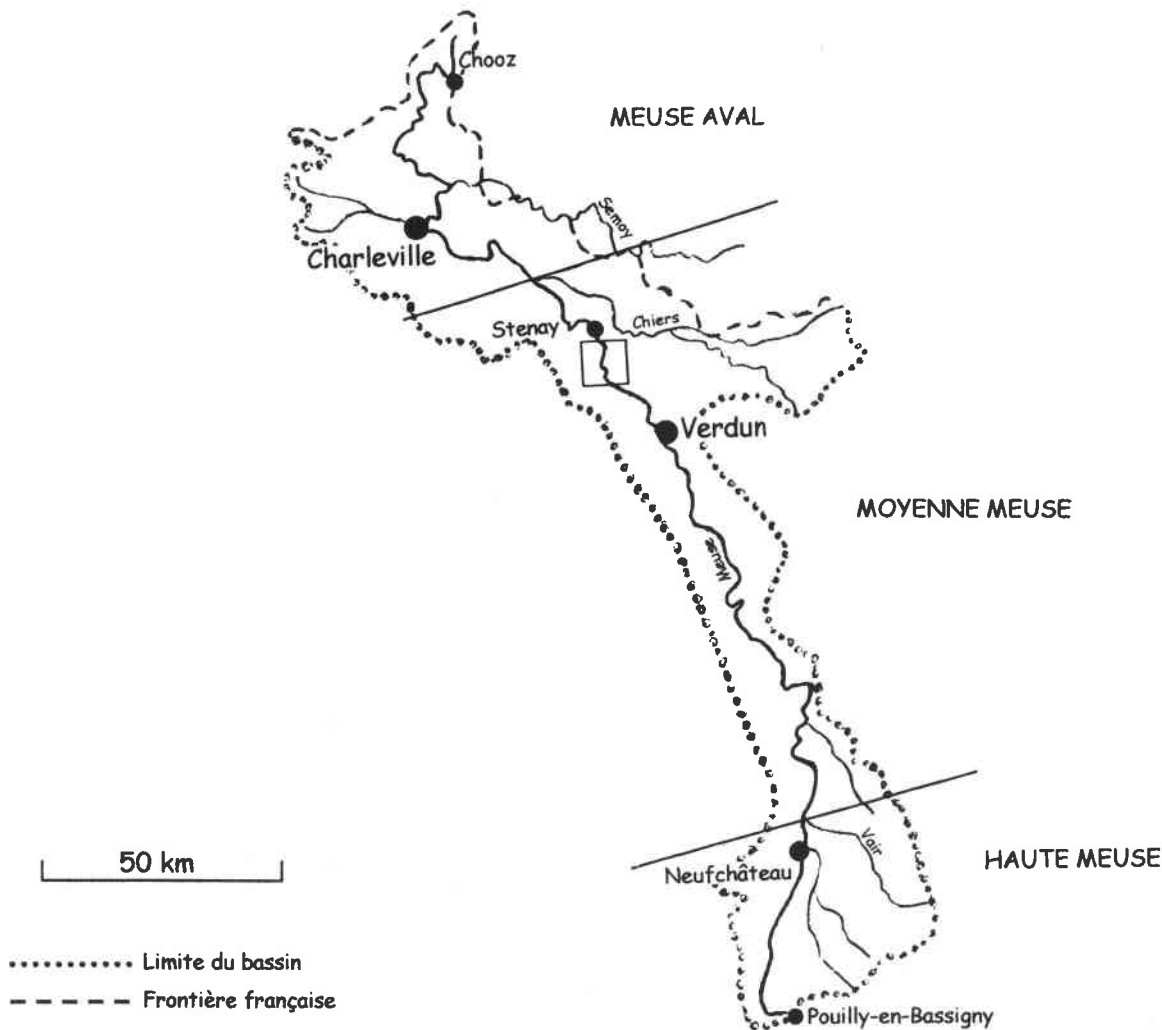


Figure II.2. Le bassin versant de la Meuse en France

Le bassin de la Meuse française peut être partagé en trois parties (Figure II.2):

① La Meuse amont ou **Haute Meuse** qui comprend le cours supérieur depuis sa source jusqu'à la confluence avec le Vair.

② La **Moyenne Meuse** située entre Neufchâteau et la confluence avec la Chiers. La majeure partie du cours de la Meuse dans ce tronçon (entre Pagny-sur-Meuse et Inor) est doublée par le canal de l'Est (branche Nord). Ce canal, réalisé dans le but de rendre navigable la Meuse, a été achevé en 1878. C'est dans cette partie de la plaine alluviale que les inondations sont les plus importantes et les plus fréquentes, principale motivation du choix de notre site d'étude. Ce dernier est situé dans la partie aval de la Moyenne Meuse, à un endroit où la vallée s'élargit considérablement car modelée dans les argiles de la Woëvre.

③ **La Meuse aval** (de Charleville-Mézières jusqu'à la frontière belge), entaille le massif schisteux ardennais ce qui lui confère une vallée étroite et encaissée. La Meuse est navigable dans ce tronçon et n'a subi que quelques aménagements mineurs de son lit.

La Meuse, en France, est encore de nos jours un fleuve "campagnard". Il se caractérise, jusque dans le département des Ardennes, par un faible taux d'industrialisation et les activités humaines sont essentiellement agricoles.

En ce qui concerne la qualité des eaux, la Meuse est relativement préservée dans sa partie moyenne (qualité passable à exceptionnelle d'après le système de qualification de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse) bien que l'agriculture soit le principal facteur d'eutrophisation. En revanche, la qualité de l'eau se dégrade à l'entrée des Ardennes après la confluence avec la Chiers. L'industrie représente le plus grand facteur de pollution dans cette partie du bassin de la Meuse, et c'est une pollution par des métaux lourds et des micropollutions organiques que l'on voit apparaître.

2.1.2. Dans le secteur d'étude

Comme zone d'étude, nous avons choisi une section du bassin hydrographique de la Moyenne Meuse, située entre Dun-sur-Meuse et Stenay (Figure II.3). Cette partie du bassin est appelée plus communément la « poche de Stenay ».

A Stenay, la superficie du bassin versant est de 3 904 km², ce qui équivaut pour la partie lorraine, à un drainage d'un peu moins de 12 % de la superficie totale.

2.1.2.1. Comportement général du fond alluvial

Notre secteur d'étude, long d'environ 10 kilomètres, couvre le secteur Nord-Est du département de la Meuse, qui correspond à la partie terminale des Hauts de Meuse et de la plaine de Woëvre septentrionale. Les localités les plus importantes sont celles de Stenay, Mouzay, Wiseppe, Villefranche, Sasse-sur-Meuse et de Dun-sur-Meuse (Figure II.3). Ce secteur se situe dans une zone déprimée où la vallée s'élargit fortement et prend l'allure d'une plaine large de 3 à 4 kilomètres. Elle se caractérise par l'absence de relief marqué et par une pente extrêmement faible (0,25 ‰). Dégagée dans les argiles calloviennes, cette plaine imperméabilisée présente une originalité dans sa dynamique fluviale ainsi que dans ses caractéristiques de système d'échange aquifère/rivière. Les alluvions récentes y sont abondantes et d'une puissance appréciable (5-8 mètres) pour constituer un aquifère alluvial à nappe libre. Elles se composent de graviers calcaires, surmontés en surface par 50 à 100 cm d'argiles limoneuses souvent hydromorphes.

Dans ce secteur, la Meuse décrit un tracé sinueux, jalonné de nombreux méandres abandonnés. La plaine a subi plusieurs transformations, par la migration aval et latérale de ses nombreux méandres, résultant de processus naturels liés directement à la dynamique fluviale. Mais certaines modifications sont attribuables à des actions anthropiques dites d'aménagement

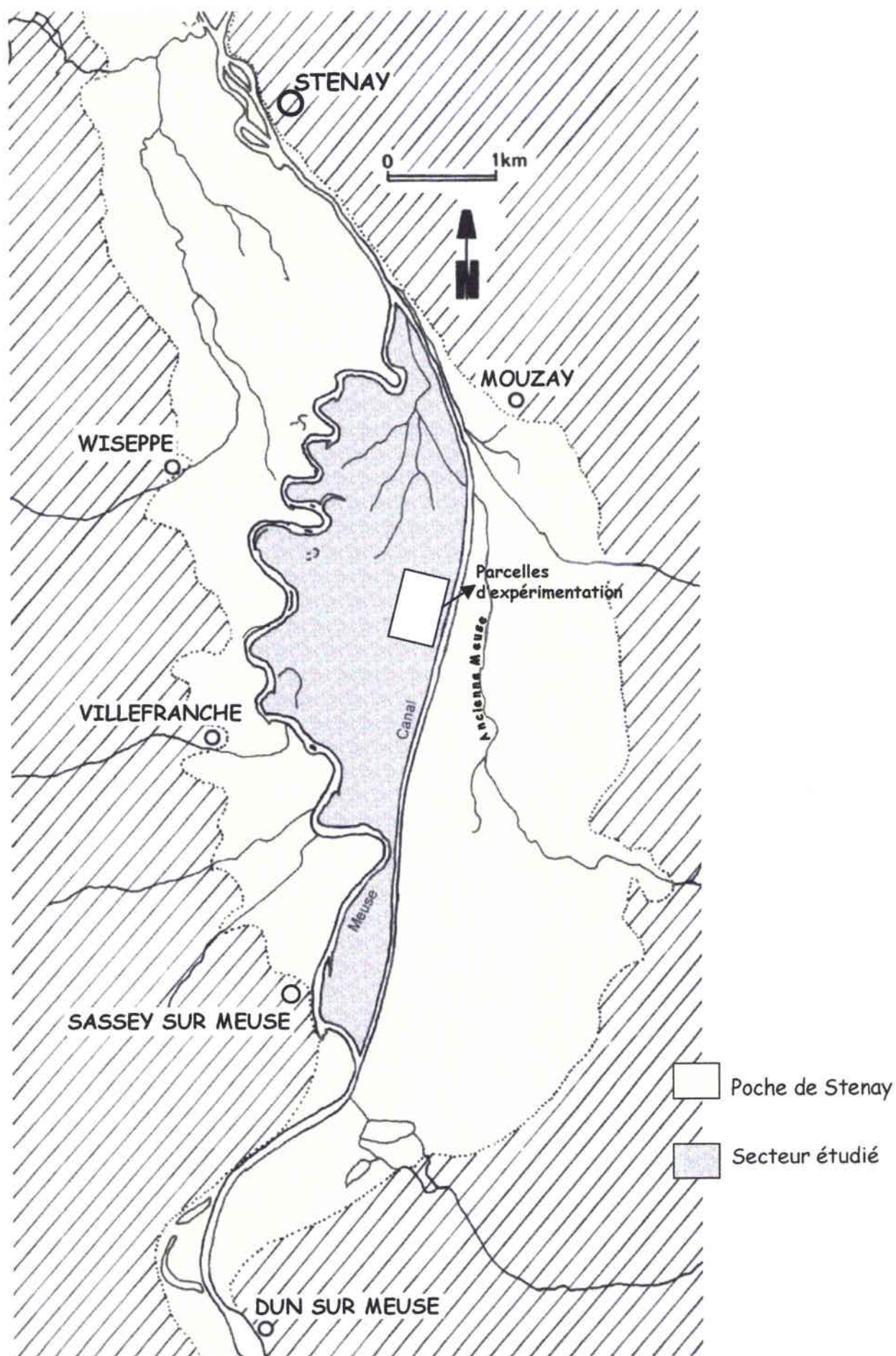


Figure II.3. La poche de Stenay

telles que l'édification de la branche Nord du canal de l'Est qui double la Meuse entre Sassey et Stenay et qui domine le fond alluvial de deux mètres au maximum, mais également par l'installation de gravières, sablières et de drains agricoles.

Les écoulements de surface sont donc complexes dans ce secteur, puisqu'on y rencontre outre le drain principal constitué par la Meuse, de nombreux paléocheneaux, des ruisseaux de plaine, des drains, des noues, mais également des gravières et des zones marécageuses (Figure II.4). La limite occidentale du fond alluvial est marquée par les villages situés à peine au dessus du lit majeur. De plus, une ancienne voie ferrée souligne la bordure Ouest. En rive droite, le fond alluvial est coupé en deux par la route et le canal qui bloquent l'étalement des eaux de débordement de la Meuse. C'est pourquoi nous avons limité notre site d'étude à la partie occidentale du secteur (entre Meuse et canal). En effet, la partie orientale n'est submergée que par l'eau de la nappe lorsqu'elle affleure, les apports des affluents, ou la stagnation de l'eau des précipitations. L'évacuation de cette eau est facilitée par de nombreux drains artificiels.

2.1.2.2. Occupation des sols

⇒ **Les activités agricoles**

Le site est marqué par une forte ruralité où l'agriculture tient une place économique très importante. La carte de la figure II.5 correspond à l'occupation des sols dans le secteur étudié (d'après Céré, 1995). Cette carte a été réactualisée en 1998 à partir de photos aériennes. D'une façon générale, ce tronçon du fond alluvial de la Meuse comprend un couvert végétal composé pour un tiers par des cultures sur labours occupant les secteurs hauts de la topographie. Ces cultures sont situées dans la partie amont un peu plus pentue du fond alluvial, en position d'interfluve entre la Meuse actuelle et « l'ancienne Meuse » (ruisseau du Lage), ou sur les levées alluviales à l'arrière des berges. Tout le reste est occupé par des prairies qui sont largement dominantes dans la plaine inondable et qui sont exploitées comme pâtures ou destinées à la production de fourrage. La répartition entre prairie de fauche et pâture est variable selon les communes, mais généralement les prairies de fauche occupent entre la moitié et les deux tiers de la Surface Agricole Utile (S.A.U.) de la vallée (Céré, 1995). Mais ces dernières années, la tendance s'oriente de plus en plus vers le développement d'une céréaliculture qui touche également le fond de vallée et qui se traduit par une diminution de la Superficie Toujours en Herbe (S.T.H.). En ce qui concerne le type de céréale, c'est le maïs qui est largement dominant puisque les crues d'hiver empêchent l'implantation de cultures en automne.

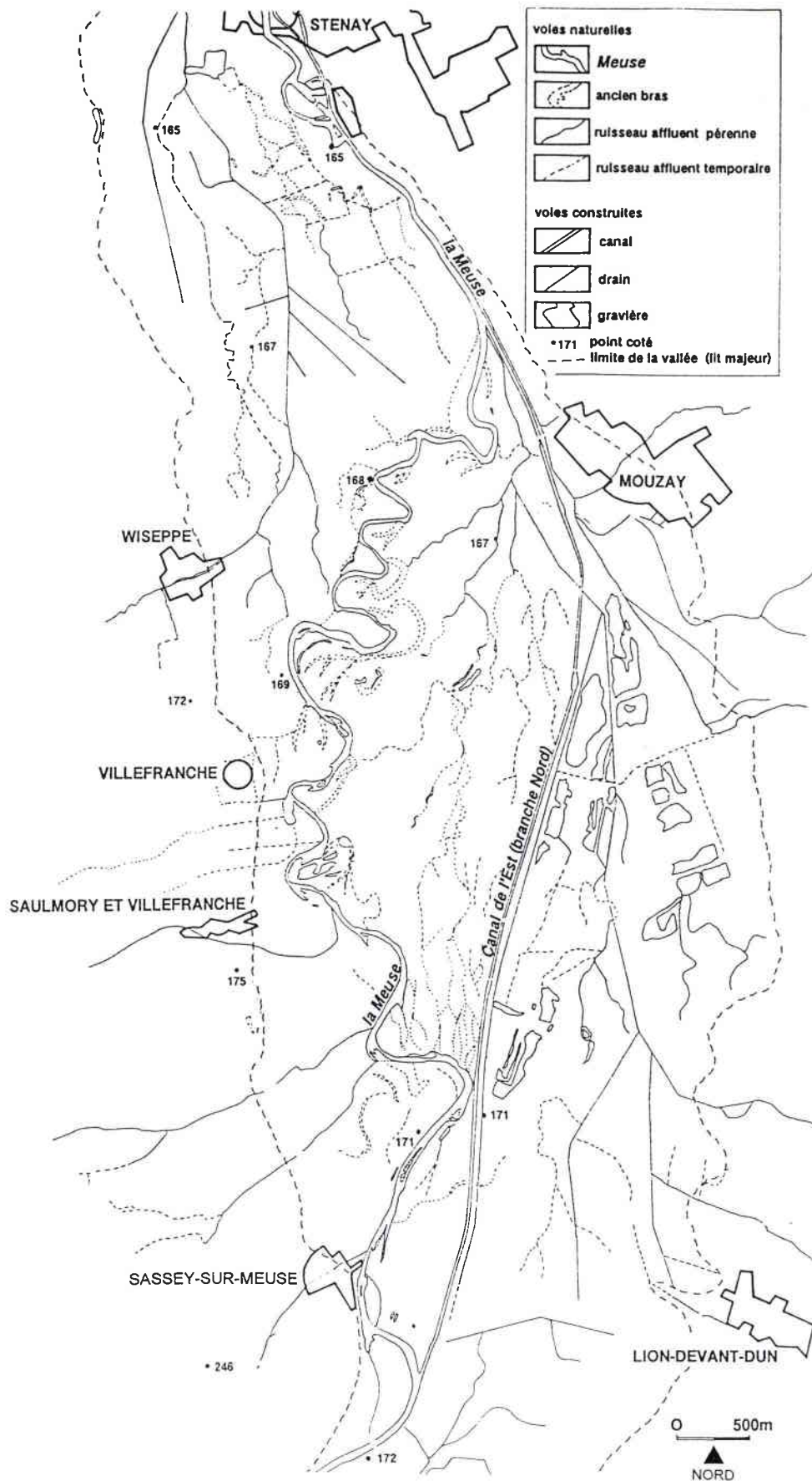


Figure II.4. Voies de l'écoulement dans le lit majeur de la Meuse

⇒ **L'exploitation de granulats**

La Meuse en Woëvre, vaste zone d'épandage de matériaux fluviaux, est d'une grande richesse pour ses granulats. Elle a été longuement exploitée à même son lit, mais des lois récentes interdisent maintenant ce type d'exploitation et limitent l'extraction dans le lit majeur pour ne pas perturber les écoulements naturels.

Dans le secteur d'étude, on dénombre 11 gravières/sablières de grandes envergures dont certaines sont actuellement hors service (les 5 de Dun-sur-Meuse et les 3 de Laneuville). Cependant, 3 exploitations sur la route reliant Dun-sur-Meuse à Mouzay opèrent à plein régime les alluvions récentes de la Meuse (Figure II.4).

Les anciennes cavités formées dans la plaine sont inondées en permanence, et certaines sont reconverties en site de pisciculture ou en base de loisirs.

⇒ **Les barrages**

Le fleuve, canalisé un peu en amont de notre secteur, est doublé par le canal de l'Est à partir de Sasse sur Meuse (Figure II.4). La rupture s'effectue par un barrage à aiguilles de type Poiret qui permet d'alimenter en eau le canal latéral mais les débits dérivés sont relativement négligeables (de 1 à 2 m³/s). On dénombre 4 ouvrages sur le tronçon étudié (1 barrage à Dun sur Meuse, 1 à Sasse sur Meuse et 2 à Stenay), totalisant une hauteur de chute de 7,48 mètres. Ces barrages ne sont abaissés que dans le cas de niveaux d'eau très élevés.

2.2. Caractéristiques hydrologiques et hydrogéologiques du secteur de Stenay

2.2.1. Les conditions du climat

Le climat lorrain correspond à un climat océanique de plaine à influence continentale sensible. Certains auteurs (Gille, 1985 ; Faber, 1994) le qualifient de climat à tendance océanique dégradé pour cette portion de la Meuse, car les amplitudes thermiques y sont relativement importantes (de l'ordre de 17°C). Au niveau des températures, les minima s'enregistrent entre les mois de novembre à avril et les maxima concernent les mois de mai à octobre, avec des températures moyennes annuelles variant entre 8 et 10°C. Les précipitations sont relativement abondantes avec une moyenne annuelle de 900 mm sur 11 ans à la station de Stenay (période de 1988 à 1998). Ces dernières sont également réparties uniformément entre les saisons, sans discrimination entre les périodes froides et chaudes (Figure II.6). Elles expliquent en grande partie les volumes d'eau en circulation dans la Meuse et dans la nappe alluviale. Les prélèvements évapo-transpiratoires, estimés à environ 550 mm/an (Mentre-Hilderbrand, 1986),

contribuent cependant à réduire la quantité d'eau disponible en période estivale, et pour le mois le plus chaud à induire un déficit hydrique notable. La figure II.7 montre les périodes où le bilan hydrique est excédentaire ; ces périodes correspondent aux épisodes de drainage les plus intenses.

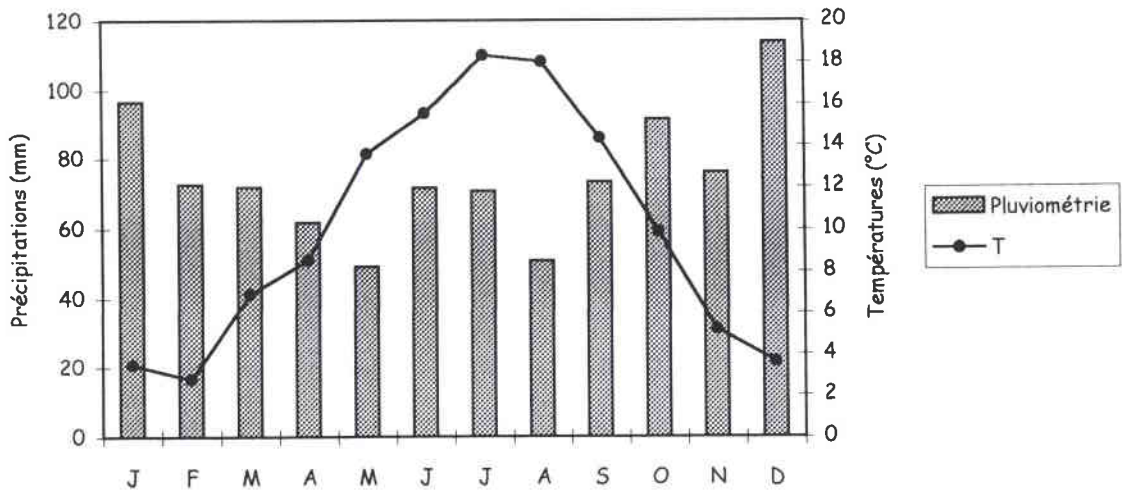


Figure II.6. Diagramme ombrothermique de la vallée de la Meuse à Stenay (moyennes mensuelles de 1988 à 1998)

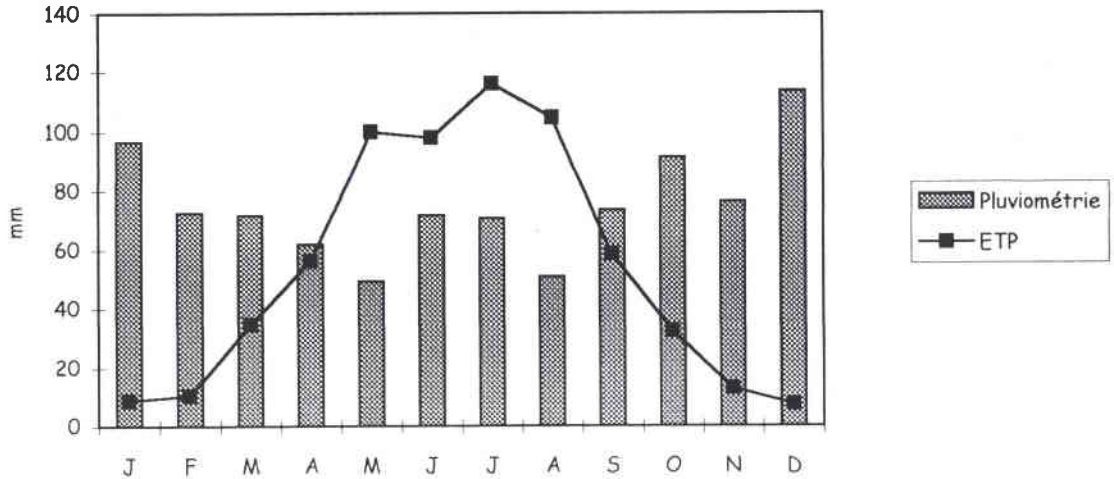


Figure II.7. Evolution de la pluviométrie et de l'ETP mensuelles au cours de l'année à la station de Stenay (moyennes mensuelles de 1988 à 1998)

La figure II.8 compare les moyennes des précipitations mensuelles calculées sur la période 1988/1998 aux précipitations mensuelles des deux années d'expérimentation sur le site. On peut remarquer que les années 1997 et 1998 s'opposent par leur régime de précipitations et qu'elles sont en moyenne légèrement moins arrosées que la période 1988/98 (respectivement

876 et 891 mm). 1997 se caractérise par un printemps relativement sec suivi d'un début d'été très pluvieux, alors que 1998 présente une faible pluviométrie tout au long de la période de végétation, à l'exception du mois d'avril. La comparaison de ces 2 années s'avère donc intéressante en ce qui concerne l'impact de la fertilisation sur les teneurs en azote dans la nappe superficielle.

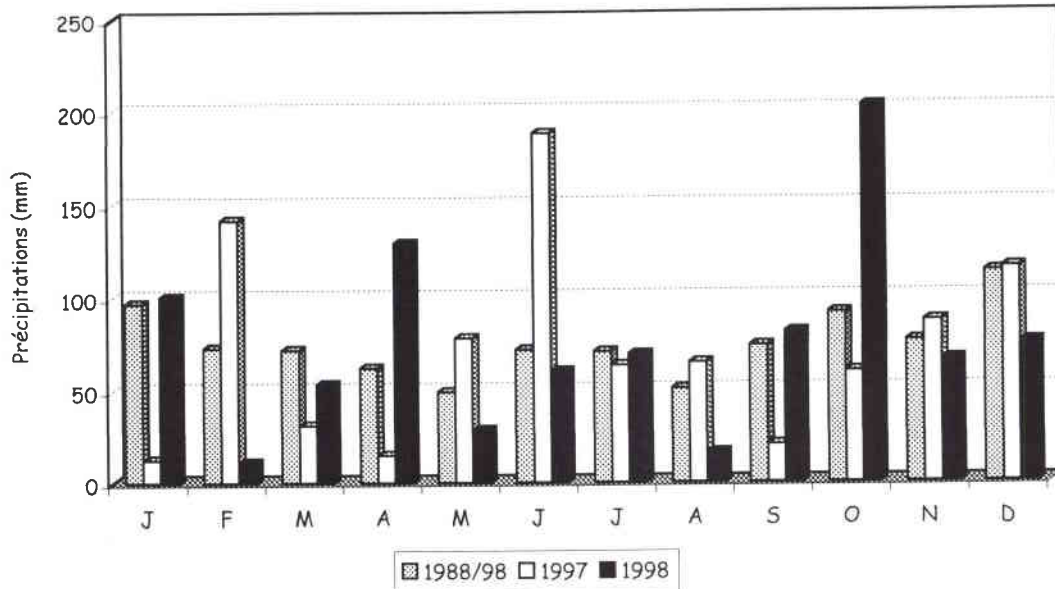


Figure II.8. Précipitations moyennes mensuelles à Stenay, période 1988/98 et les années 1997 et 1998

2.2.2. Le régime hydrologique de la Meuse

2.2.2.1. Les débits

Malgré l'absence d'affluents notables, la Meuse possède un débit non négligeable qui s'accroît vers l'aval. C'est un cours d'eau à régime pluvio-évaporal océanique, qui réagit en quelques jours à des pluies abondantes. Les débits des dérivations aménagées pour alimenter le canal de l'Est qui la longe de Pagny à Inor (Nord de Stenay) sont tout à fait négligeables devant son débit propre, même en étiage (Gille, 1985).

Le débit annuel moyen de plusieurs années (1963-1998) à la station de Stenay (Figure II.9) s'élève à 49,5 m³/s. Ce dernier varie sur la même période entre un minimum de 14,2 m³/s et un maximum de 98 m³/s. Le débit annuel des deux années d'étude (40,4 m³/s en 1997 et 49,7 m³/s en 1998) s'écarte peu ou pas de cette valeur moyenne de 1963-1998.

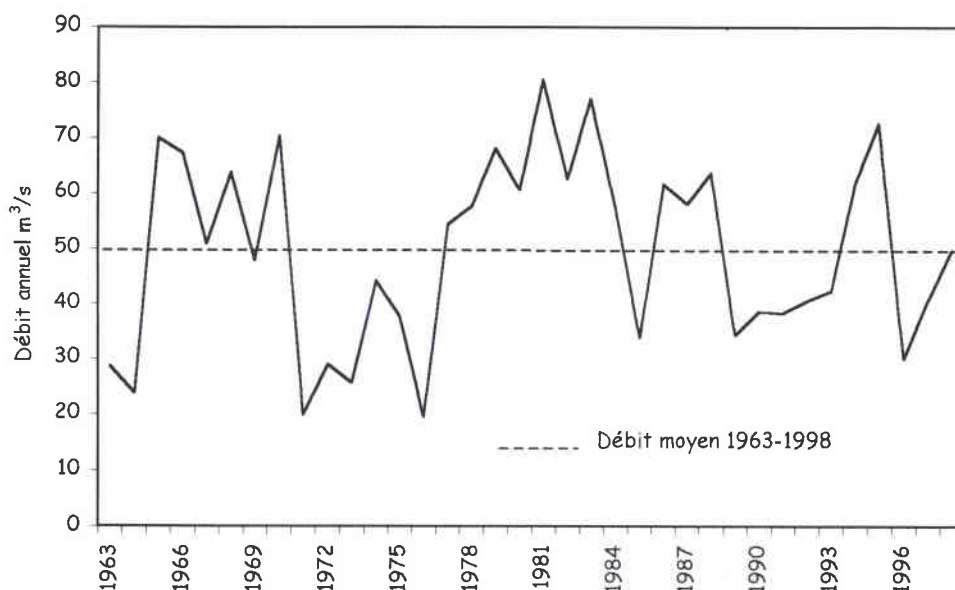


Figure II.9. Débit moyen annuel à Stenay, période 1963-1998

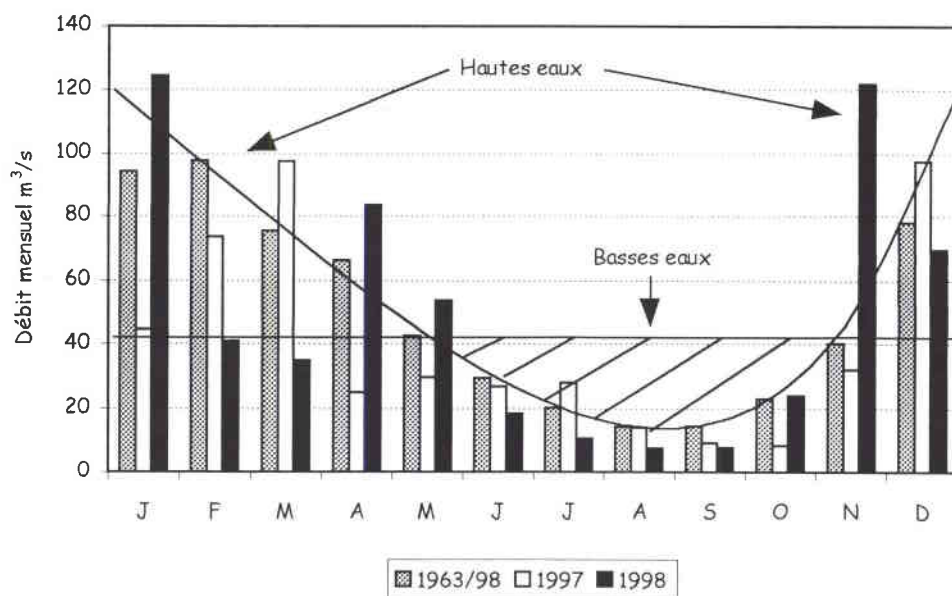


Figure II.10. Débits moyens mensuels à Stenay, période 1963-1998 et les années 1997 et 1998

Les débits mensuels calculés sur la période 1963-1998 révèlent l'existence d'une période de basses eaux qui s'étend de mai à octobre, et une période de hautes eaux qui débute généralement à la mi-novembre et qui persiste jusqu'en mai (Figure II.10). La répartition du débit par année individuelle peut s'écarter fortement de la répartition moyenne comme on peut l'observer en 1998 avec un débit mensuel largement supérieur à la moyenne en novembre ($122 \text{ m}^3/\text{s}$) et largement inférieur en février et en mars (respectivement 41 et $35 \text{ m}^3/\text{s}$). Le contraste

entre les deux années d'étude (1997 et 1998) révélé par le régime des précipitations, se retrouve bien sûr au niveau des débits qui ont tendance en 1997 à se situer en dessous de la moyenne sauf en mars et en juillet (qui correspondent aux mois précédés par les plus fortes pluies).

2.2.2.2. Les étiages et les crues

⇒ **Les débits d'étiage**

Le profil hydrologique de la Meuse dépend largement des apports aquifères provenant des nappes calcaires de l'Oxfordien, qui se déversent par l'intermédiaire des sources ou par diffusion latérale et/ou sous-alluviale dans les alluvions meusiennes. Ces processus de transferts souterrains assurent à la rivière un débit d'étiage constant au cours des périodes sèches (de juillet à septembre inclus), mais ces apports aquifères ne s'effectuent qu'en amont de Dun sur Meuse. Des influences du même type caractérisent l'aval de Stenay, les échanges s'établissent alors avec la nappe des calcaires du Bathonien puis du Bajocien. Entre ces deux zones, de Dun sur Meuse à Stenay, le fleuve draine les argiles imperméables du Callovien. L'aquifère profond n'influence alors plus le débit, mais d'importants échanges s'établissent entre la Meuse et la nappe alluviale. Le niveau d'étiage durant toute la période estivale est maintenu dans ce secteur grâce à la restitution du stock en eau des alluvions récentes.

Les débits mensuels d'étiage (de juillet à septembre) calculés sur la période 1963-1998 s'élèvent respectivement à 20,1 m³/s, 14,2 m³/s et 14,3 m³/s. Cependant, des débits mensuels extrêmes sont à relever pendant cette période, avec un minimum de 3,8 m³/s en septembre 1976, et un maximum de 78,7 m³/s en juillet 1980. Par ailleurs, sur la période d'étude, nous avons également enregistré des débits plus importants (27,8 m³/s en juillet 1997) ou plus modérés (niveau d'étiage inférieur à 8 m³/s en 1996 et en août et septembre 1998) que la moyenne.

⇒ **Les débits de crue**

Le débit à plein bords global du lit mineur de la Meuse entre Dun sur Meuse et Stenay est en général restreint, de l'ordre de 80 m³/s. Cela entraîne une ou plusieurs fois par an des inondations plus ou moins importantes. La hauteur des berges de la Meuse varie (entre 40 cm et 2,50 m en été) selon la morphologie des micro-formes que le fleuve recoupe. Il en résulte une capacité du chenal à plein bords très variable, contenant moins de 200 m³/s dans la partie médiane du secteur. A l'amont et à l'aval de ce secteur, les aménagements ont contribué à agrandir les sections mouillées : vestiges d'un ancien chenal de navigation à l'amont, curage à l'aval atténuant l'effet du barrage de Stenay.



Photo 1 : Secteur de Mouzay inondé en mars 1999
(écluse en aval de Sassey sur Meuse) - *Service de la Navigation*



Photo 2 : Champ d'inondation bloqué par le canal de l'Est en rive droite (mars 1999)
Service de la Navigation

En phase de crue, le débordement précoce concerne les sections les plus petites, ainsi que celles dont les berges sont basses (Figure II.11). L'eau remplit les méandres abandonnés proches du lit actuel, et se répand dans le fond alluvial en empruntant les anciens chenaux. Seules les crues les plus fortes déterminent une submersion généralisée pouvant atteindre 3 km de large en amont de Stenay. Cette large zone permet ainsi de réguler les débits de la Meuse qui possèdent nettement moins d'ampleur à l'aval. Les barrages à aiguilles (à Sasse-sur-Meuse et à Stenay) qui servent à alimenter le canal de l'Est sont abattus dès que les débits dépassent les $110 \text{ m}^3/\text{s}$. Lors de crues exceptionnelles les débits journaliers peuvent franchir le seuil de $500 \text{ m}^3/\text{s}$ (cas de février 1995).

A la décrue, les eaux de débordement restent piégées dans les creux topographiques d'où elles s'infiltrent ou s'évaporent.

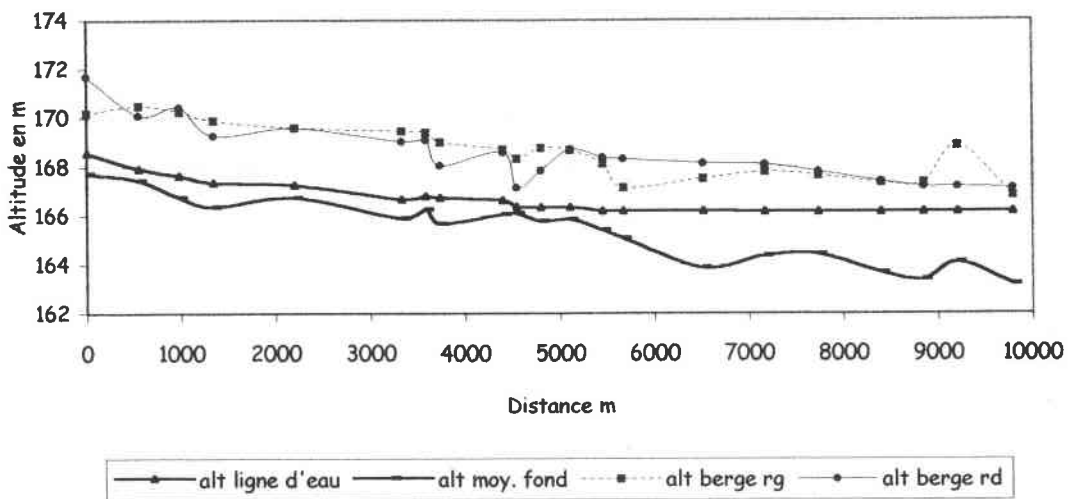


Figure II.11. Profils en long de la Meuse du barrage de Sasse à celui de Stenay (Brasselle, 1998)

2.2.3. Le domaine souterrain

2.2.3.1. Contexte hydrogéologique

La plaine évasée de Stenay s'individualise parmi les structures monoclinales environnantes (Figure II.12).

⇒ Au Nord l'amorce du Pays Haut dégagé dans les **calcaires du Bathonien et du Bajocien**. Ces étages constituent la **nappe du Dogger** (transmissivité de $7 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$) épais de 150 à 160 mètres et composés d'un ensemble hydrogéologique de type multicouche. Leur perméabilité est élevée en surface et s'atténue en profondeur en fonction de la structure du réservoir et du degré de fissuration. Malgré leur hétérogénéité, les rendements aquifères

avoisinent les $130 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}$ et sont essentiellement occasionnés par le degré de fissuration et les réseaux de failles qu'ils contiennent (Montagne, 1995).

⇒ au Sud, les Hauts de Meuse formés par les **calcaires de l'Oxfordien moyen** (Argovien et Rauracien) épais de 180 mètres environ. Ces calcaires se présentent en bancs durs, très fissurés et permettent la percolation des eaux météoriques vers la **nappe de l'Oxfordien** (transmissivité de $1,5 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$) et leur restitution à un taux de $100 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}$ (Gille, 1985). Même si ces calcaires de l'Oxfordien ne présentent pratiquement pas de réseaux karstiques, ceux qui se sont développés agissent directement sur le débit du fleuve par les interfaces alluviales et sous-alluviales.

Ces aquifères calcaires du Jurassique sont totalement déconnectés de la Meuse dans le secteur de Dun-sur-Meuse/Stenay à cause du caractère imperméable de la structure géologique sous-jacente (argiles Calloviennes). Clermonté (1967), a montré que la Meuse ne possède aucun interface avec la nappe calcaire lors de son passage en plaine de Woëvre.

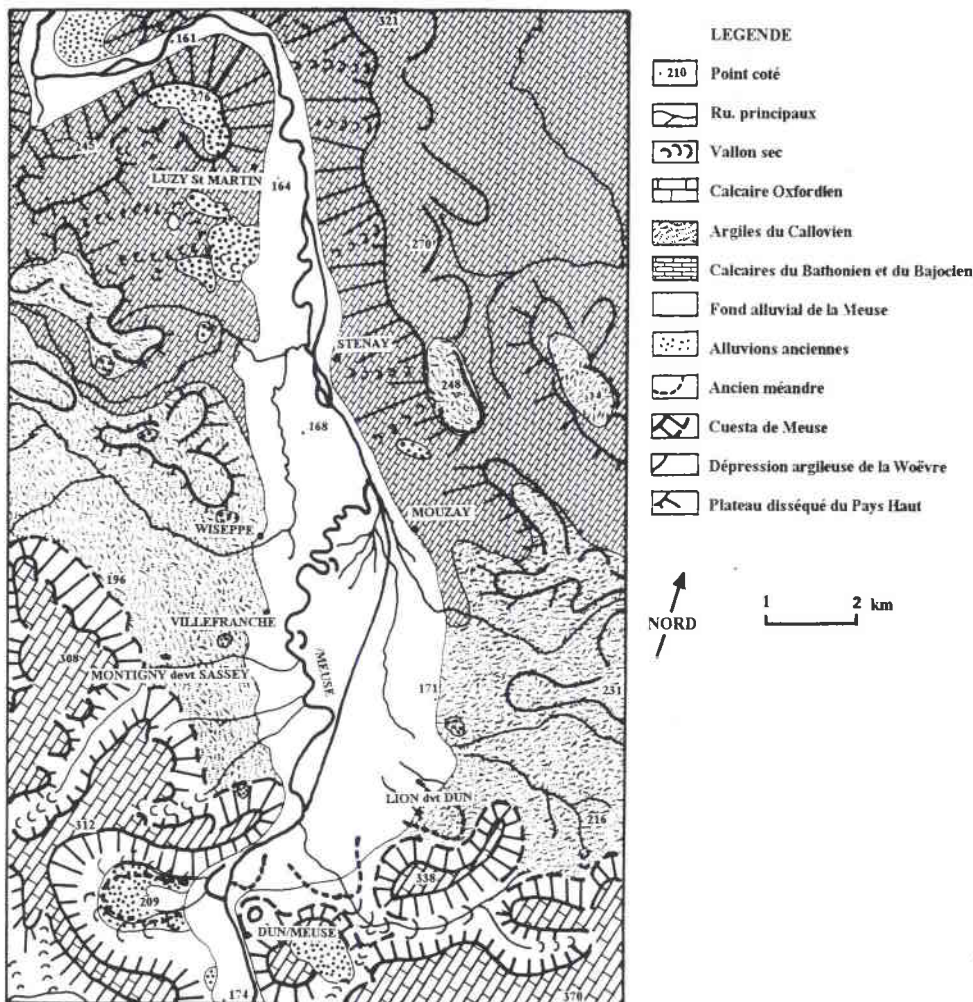


Figure II.12. La vallée de la Meuse dans la région de Stenay : croquis géomorphologique (d'après Corbonnois, CEGUM)

Ainsi, **le réservoir aquifère des argiles de la Woëvre** (transmissivité nulle) épais de 100 à 120 mètres, conditionne les écoulements souterrains et de surface (Montagne, 1995). Ces formations imperméables subissent en période estivale un dessèchement significatif ayant pour conséquence une fissuration intense qui permet aux précipitations efficaces de s'immiscer dans les structures argileuses. Les écoulements souterrains se produisent au niveau de la texture argilo-sableuse, pour atteindre les lentilles calcaro-gréseuses intercalées dans les roches tendres. Ces lentilles superficielles (ou lumachelles) forment localement des réservoirs perchés et superposés qui restituent les trop pleins par des sourcins qui apparaissent lorsque la topographie le permet. Ces lumachelles sont souvent exploitées par les agriculteurs pour l'approvisionnement en eau du bétail. Mais leur utilisation devient temporaire lorsque les précipitations ne peuvent plus satisfaire la recharge de ces nappes perchées.

2.2.3.2. L'aquifère alluvial

L'aquifère alluvial de Stenay, par son ampleur (33,60 km²), agit en période de crue, au même titre qu'une surface lacustre, comme un régulateur des débits et joue le rôle de drain dans le système aquifère.

Le réservoir de l'aquifère des alluvions récentes est continu et homogène dans son ensemble même si certains faciès hétérogènes sont décelables sur une échelle locale. La nappe est constituée de matériaux gravelo-sableux avec des galets plus ou moins grossiers, permettant aux écoulements de surface de s'infiltrer. Ces écoulements de surface alimentent directement, par infiltration, la nappe d'inféoflux (correspond à l'écoulement longitudinal de la nappe alluviale) en empruntant un réseau privilégié d'anciens chenaux (anciens bras morts de la Meuse). Ces paléo-chenaux progressent vers l'exutoire de la plaine, de la même manière que le fleuve, c'est à dire très méandrant. Ils dessinent un enchevêtrement de cordons divaguant, facilement cartographiables lorsque le ressuyage de la plaine débute (photo 3).

A.- Nature et perméabilité des alluvions du lit majeur

Le lit majeur est constitué d'alluvions récentes constituées dans leur ensemble de matériaux gravelo-sableux plus ou moins grossiers, ce qui confère à la nappe une bonne perméabilité. La nappe alluviale possède une perméabilité d'interstice élevée, ce qui lui permet d'avoir des débits spécifiques de 52 à 120 m³/h/m pour ces alluvions récentes. Cette nappe alluviale correspond donc à un milieu poreux efficace pour les écoulements souterrains puisqu'elle s'écoule à une vitesse moyenne de l'ordre de 1000 mètres/an (RIZA, 1993).

B.- Epaisseur des alluvions

Les épaisseurs de dépôt à Stenay sont de l'ordre de 5,5 mètres en moyenne et de 12 mètres à Lion-devant-Dun (rive droite). Les plus grandes épaisseurs correspondent aux anciens lits de la Meuse lorsque les eaux vosgiennes transitaient par le réseau meusien. Cependant, l'exploitation de granulats sur la route de Mouzay nous donne une indication plus précise de cette épaisseur au niveau de notre secteur d'étude, et on estime de 6 à 8 mètres l'épaisseur des alluvions récentes qui couvrent le fond de vallée. Une coupe géologique au niveau d'un puits de la commune de Wiseppe en rive gauche de la Meuse (Clermonté, 1967), révèle la structure du réservoir aquifère des alluvions (Figure II.13).

Les limites verticales de la nappe alluviale sont définissables par un mur argileux et un toit représenté par la surface piézométrique. Les limites latérales, par contre, sont mal connues puisque le lit majeur de la Meuse dans cette plaine n'est pas soumis à un relief de bordure qui provoquerait un niveau de terrasse bien défini.

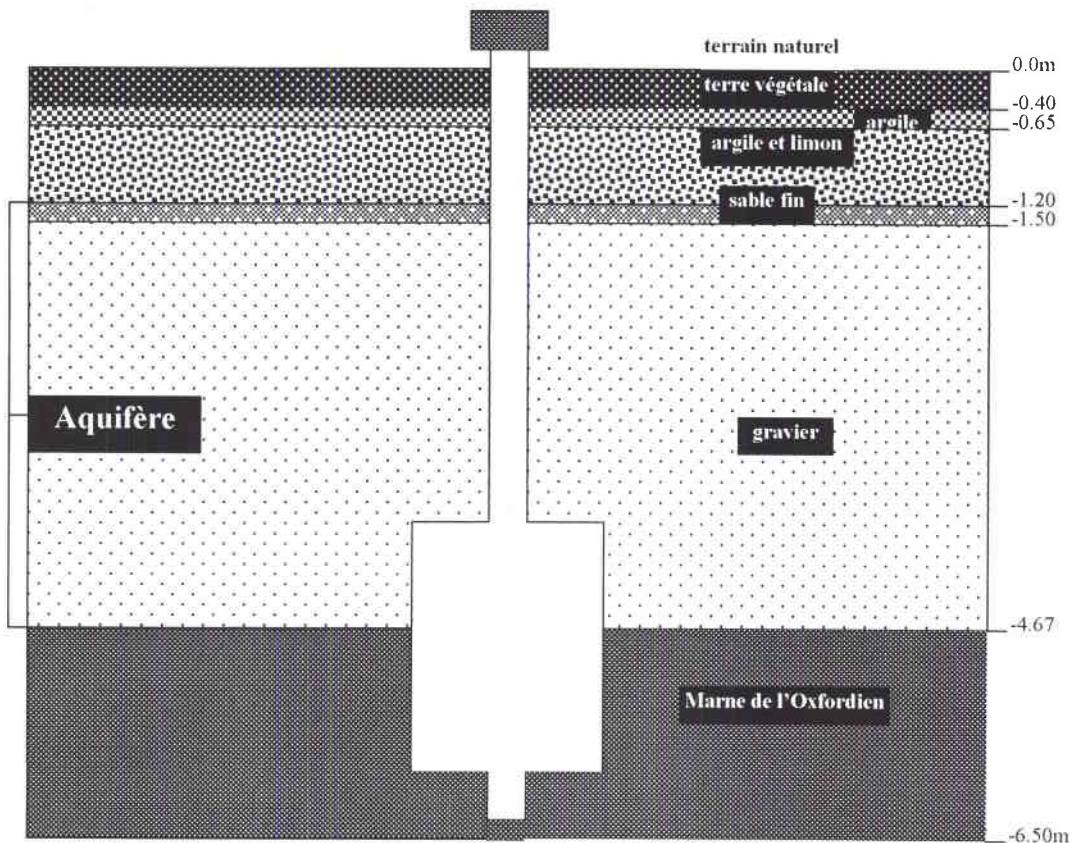


Figure II.13. Coupe géologique au niveau du puits de Wiseppe



Photo 3 : Ressuyage des inondations de février 1995 (zone de Mouzay)

CHAPITRE III

La végétation et les pratiques culturales

Nous présenterons dans la première partie de ce chapitre une description de la végétation établie à partir des relevés effectués sur la rive droite de la Meuse entre Sasse sur Meuse et Stenay (Grévilliot, 1996), puis dans le détail la végétation présente au niveau de nos sites de référence (carrés permanents). Dans une seconde partie, nous présenterons les pratiques culturales de ce même secteur à partir des enquêtes agricoles réalisées par Céré en 1995, puis nous détaillerons celles menées sur les carrés permanents.

3.1. Description de la végétation dans le secteur d'étude

La vallée de la Meuse présente globalement un ensemble complexe d'écosystèmes, lié au comportement naturel du fleuve. Elle se caractérise entre autres par l'existence d'espèces rares protégées comme la Gratiolle officinale, la Grande douve, la Stellaire glauque, l'Inule britannique.

Les prairies ont une bonne valeur agronomique (Muller, 1983 ; Grévilliot, 1996) et sont constituées d'une flore relativement diversifiée lorsqu'elles ne sont pas amandées (de 35 à 40 espèces par relevé de 50 m²). L'abondance de graminées fourragères (Vulpin, Fétuque, Dactyle, Pâturin...) leur confère également une bonne productivité.

Dans la vallée de la Meuse les groupements végétaux sont structurés par rapport aux durées d'inondation qui déterminent des degrés d'hygrophilie différents, mais également en fonction des niveaux piézométriques, notamment dans le secteur de Sasse-sur-Meuse/Stenay où la nappe est présente en moyenne à moins d'un mètre de la surface du sol.

Une typologie phytosociologique a été réalisée dans cette partie de la plaine de 1992 à 1996 (Grévilliot & Muller, 1995 ; Grévilliot, 1996). Les analyses des relevés phytosociologiques réalisés au cours de cette période ont mis en évidence la succession de groupements de prairies de fauche le long du gradient topographique. On distingue successivement trois groupements prairiaux des zones les plus élevées de la plaine aux zones les plus basses (Figure III.1) :

⇒ **La prairie à Colchique d'automne** (*Colchico-Festucetum pratensis*, Duvigneaud, 1958), située le plus souvent sur les berges surélevées de la Meuse. Cette prairie n'est que très rarement et ponctuellement inondée et elle est également très vite ressuyée. Ce

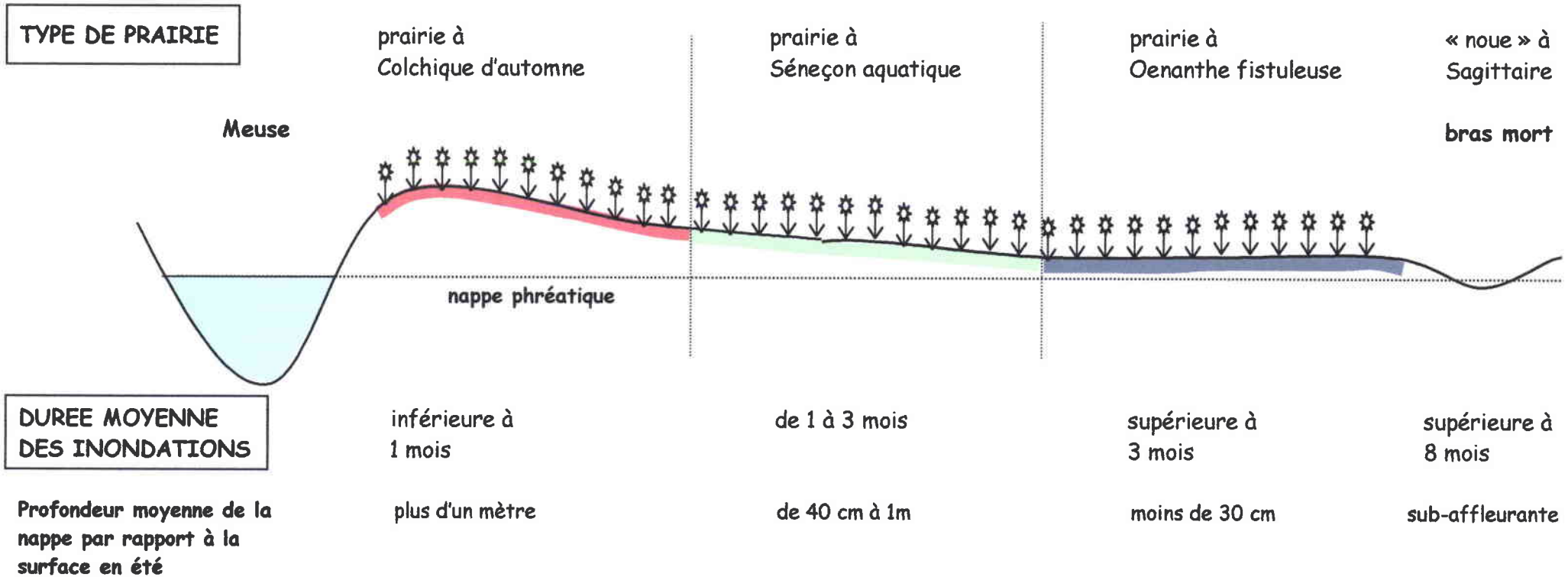


Figure III.1. Toposéquence des types de prairies de la vallée de la Meuse en fonction du gradient hydrique

groupement a beaucoup régressé face à une pression agricole croissante, il est le plus souvent retourné pour faire place à des cultures de maïs.

⇒ **La prairie à Séneçon aquatique** (*Senecioni-Oenanthetum mediae*, Bournérias *et al.*, 1978) occupe de vastes surfaces à un niveau moyen dans la topographie. Cette prairie est régulièrement inondée en hiver et au début du printemps soit par remontée de nappe, soit par les crues débordantes du fleuve. Le ressuyage se fait relativement rapidement, et d'une manière générale l'eau ne stagne pas au delà du mois de mars même pour la sous-association la plus basse de ce groupement. Cette prairie présente une bonne productivité grâce à une bonne économie en eau et une fertilisation naturelle par les eaux du fleuve qui permettent le développement optimal de la végétation. Elle est en voie de régression face au développement du pâturage et à la banalisation de l'utilisation des engrais, qui en diminue la diversité spécifique.

⇒ **La prairie à Oenanthe fistuleuse** (*Gratiolo-Oenanthetum fistulosae*, De Foucault, 1984) colonise les zones basses de la plaine alluviale, elle est la dernière association considérée comme prairiale dans le gradient topographique. Cette prairie est fréquemment inondée au printemps et en début d'été, ce qui contraint les agriculteurs à réaliser une fauche plus tardive. La nappe y est affleurante, et il n'est pas rare d'observer des inondations par remontée de nappe en été après de fortes pluies d'orage, tout particulièrement pour la sous-association la plus humide de cette prairie.

Dans le cadre de notre étude sur le fonctionnement d'un écosystème prairial inondable, nous avons volontairement installé notre dispositif expérimental au niveau d'un groupement prairial situé à un niveau hydrique moyen. La prairie qui correspond le mieux à ces critères hydriques et qui est la plus représentative de la plaine de Stenay-Mouzay, c'est la prairie à Séneçon aquatique (PSA).

3.1.1. La prairie à Séneçon aquatique

Cette association prairiale dominée par les graminées se différencie par l'absence d'espèces méso-xérophiles (*Senecio jacobaea*, *Primula veris*...) et par l'apparition d'espèces méso-hygrophiles (*Filipendula ulmaria*, *Rumex crispus*, *Poa trivialis*...). Au niveau de la syntaxonomie, le tableau III.1 fait apparaître la présence de trois sous-associations qui se succèdent le long du gradient topographique :

- **une sous-association de niveau supérieur (SOM colchicetosum)** riche en espèces mésophiles, et où les espèces hygrophiles sont absentes ;

- **une sous-association de niveau moyen (*SOM typicum*)** où les espèces mésophiles ont bien régressé, et où les espèces hygrophiles restent rares ;
- **une sous-association de niveau inférieur (*SOM myosotetosum*)** qui se caractérise par la présence d'un lot important d'espèces hygrophiles qui sont absentes des niveaux supérieurs.

Le fait que cette sous-association de niveau inférieur soit assez régulièrement inondée, contrairement aux précédentes qui le sont bien plus ponctuellement, nous a amené à installer la plus grande partie de notre dispositif expérimental au sein de cette dernière.

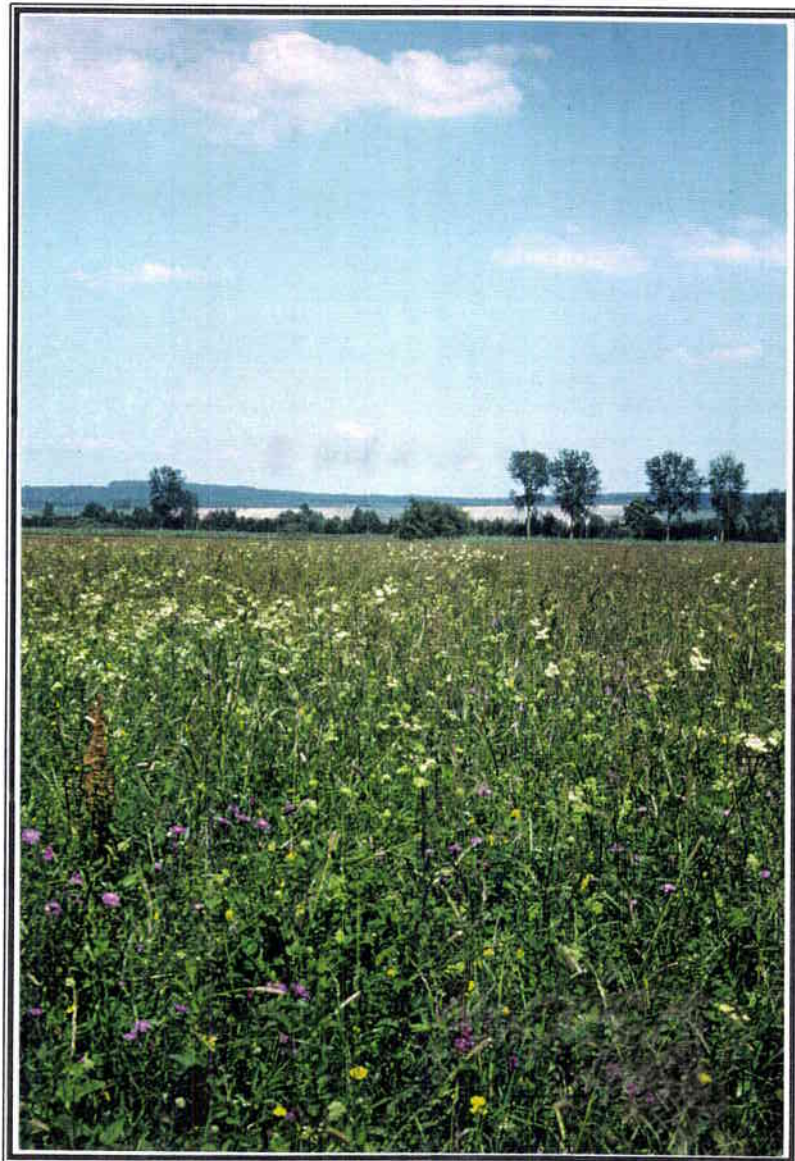


Photo 4 : La prairie à Sénéçon aquatique

3.1.2. La mégaphorbiaie à Reine des prés

La mégaphorbiaie à Reine des prés (*Filipendula ulmaria*) est observée sur des parcelles où la pression agricole est nulle ou peu soutenue, la fauche n'ayant lieu qu'une fois par an ou tous les deux ans sans pâturage du regain. La dominance de la Reine des prés y détermine son appauvrissement floristique.

Cette formation, dominée par *Filipendula ulmaria*, pourrait être rattachée au *Thalictro flavi-Althaeetum officinalis*. Cependant, sur l'analyse factorielle des correspondances globale des prairies (Gréville, 1996), les relevés qui y sont réalisés ne s'individualisent pas de ceux des associations de prairie de fauche correspondantes (prairies à Sénéçon aquatique et à Oenanthe fistuleuse), ce qui nous a conduit à les maintenir sous forme de faciès dans ces unités phytosociologiques.



Photo 5 : La mégaphorbiaie à Reine des prés

Le tableau III.2 met en évidence les cortèges floristiques différents de la mégaphorbiaie à Reine des prés que l'on rencontre dans la vallée de la Meuse. Un gradient de déprise a été distingué selon que la prairie n'est plus fauchée (+++), fauchée une fois tous les deux ans (++) ou une fois par an tardivement (+).

La mégaphorbiaie se distingue de la sous-association la plus humide de la prairie à Sénéçon aquatique par l'augmentation du recouvrement de *Filipendula ulmaria*. Parallèlement

Stade de déprise	+++	+++	++	+	++	+	+
Groupement prairial d'origine	GOF?	GOF	GOF	GOF	SOM3	SOM2	SOM1
Numéro de relevé	1173	1021	1200	1022	1201	1172	1171
Nombre d'espèces/ relevé	13	13	17	28	16	30	27
<i>Filipendula ulmaria</i>	5	4-5	5	3-4	4	3-4	3-4
<i>Calystegia sepium</i>	+						
<i>Glyceria maxima</i>	2						
<i>Lythrum salicaria</i>	+		+				
<i>Thalictrum flavum</i>	+			+	3		
<i>Elymus repens</i>	1	+		2	1		
<i>Iris pseudacorus</i>	+	+	1	+	+	+	
<i>Carex acuta</i>	+					+	+
<i>Valeriana officinalis</i>	1				+	+	+
<i>Symphytum officinalis</i>	+		1	1			+
<i>Alopecurus pratensis</i>	1			+	2	1	+
<i>Lysimachia nummularia</i>			+		1	+	+
<i>Carex disticha</i>		1	1	2		1	
<i>Taraxacum officinalis</i>	+	+	+	+	+	+	2
<i>Vicia cracca</i>	+	+		1	1	+	+
<i>Cardamine pratensis</i>			+		+	+	1
<i>Rumex crispus</i>		+	+		+	1	
<i>Agrostis stolonifera</i>			+		1	2	2
<i>Glechoma hederacea</i>		+		+		1	1
<i>Cardamine pratensis</i>		+		1		+	1
<i>Lathyrus pratensis</i>				1	+	2	2
<i>Silaum silaus</i>			+	+			+
Prairiales hygrophiles							
<i>Phalaris arundinacea</i>		1	+	+			
<i>Myosotis scorpioides</i>			+				
<i>Stellaria palustris</i>			+				
<i>Achillea ptarmica</i>			1	2			
<i>Mentha aquatica</i>			+				
<i>Galium palustris</i>			+	1			
Prairiales mésophiles							
<i>Rumex acetosa</i>						1	1
<i>Ranunculus acris</i>						+	1
<i>Crepis biennis</i>						+	
<i>Festuca rubra</i>						+	+
<i>Holcus lanatus</i>						1	3
<i>Carex flacca</i>						2	+
<i>Poa pratensis</i>						+	+
<i>Ajuga reptans</i>						+	+
<i>Colchicum autumnale</i>						+	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>						1	+
Prairiales méso-xérophiles							
<i>Cerastium fontanum</i>							+
<i>Dactylis glomerata</i>							+
<i>Galium verum</i>							+
Accidentelles							
<i>Plantago lanceolata</i>				+			1
<i>Lotus corniculatus</i>				+		+	
<i>Caltha palustris</i>		+		+		+	
<i>Descampsia caespitosa</i>				+			
<i>Polygonum amphibium</i>		+			+		
<i>Poa trivialis</i>				1	2		
<i>Potentilla reptans</i>				+	+		
<i>Valeriana dioica</i>						+	
<i>Lychnis flos-cuculi</i>				+			
<i>Equisetum arvense</i>		+					
<i>Centaurea jacea</i>				1			
<i>Carex hirta</i>				+			
<i>Carex vulpina s.l.</i>				1			
<i>Trifolium repens</i>				+			
<i>Potentilla anserina</i>				+			
<i>Juncus glaucus</i>						2	
<i>Juncus conglomeratus</i>						1	

Tableau III.2. La mégaphorbiaie à Reine des prés (d'après Grévilleot, 1996)
 GOF = Prairie à Oenanthe fistuleuse, SOM = Prairie à Séneçon aquatique

de nombreuses espèces disparaissent *Trifolium pratense*, *Crepis biennis*, *Phleum pratense*, *Festuca pratensis*, *Anthoxanthum odoratum*, *Eleocharis palustris*, ou régressent plus ou moins fortement selon le degré de déprise (*Achillea ptarmica*, *Galium palustre*, *Myosotis scorpioides*, *Lychnis flos-cuculi*, *Lotus corniculatus*, *Ranunculus acris*...). Dans la prairie à Sénéçon aquatique le maintien de ces espèces est favorisé par l'action régulatrice de la fauche qui ne permet pas l'accumulation d'une litière défavorable aux espèces méso-oligotrophes (*Anthoxanthum odoratum*, *Lychnis flos-cuculi*, *Silaum silaus*...) et limite le développement exubérant de *Filipendula ulmaria* qui étouffe les espèces basses et en sous-strate (*Eleocharis palustris*, *Festuca rubra*, *Galium palustre*, *Myosotis scorpioides*...).

Le gradient de déprise se traduit au niveau de la richesse spécifique par une chute du nombre d'espèces par relevé qui passe de 30 à 13 espèces. Ainsi, plus la pression de fauche et de pâture devient faible, plus la flore de la mégaphorbiaie se simplifie.

Cette formation à hautes herbes, par son enrichissement et sa densité de végétation, nous a paru très intéressante dans le cadre d'une étude comparative avec le groupement décrit précédemment. Ainsi, nous avons mis en place une dernière micro-parcelle dans cette formation afin de déterminer l'influence du type de prairie sur la qualité des eaux de la frange superficielle de la nappe.

3.2. Les pratiques culturales du secteur d'étude

3.2.1. Entre Sasseys-sur-Meuse et Stenay

La plaine alluviale est encore exploitée de manière relativement extensive, mais on assiste ces dernières années à une tendance vers l'intensification avec des dates de fauche avancées, une pratique de l'ensilage et la mise en culture de parcelles en maïs fourrage.

Depuis 1992, les prairies de ce secteur font l'objet de mesures agri-environnementales dans le cadre de « l'article 19 » du règlement CEE 797/85. Cette mesure permet aux Etats membres de la Communauté Européenne d'instaurer dans les zones particulièrement sensibles d'un point de vue environnemental un dispositif d'aides aux agriculteurs sur une durée de 5 ans avec possibilité de reconduction (Tableau III.3). Ainsi, en contrepartie d'aides financières, les exploitants gèrent de manière plus extensive les prairies humides (fauches plus tardives, diminution voire suppression des fertilisants).

La sélection des zones s'est effectuée sur la base des éléments fournis par les fiches ZNIEFF (Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Floristique et Faunistique), et deux types principaux d'indicateurs ont été mis en avant :

- ⇒ *les oiseaux comportant le Rôle de genêts, le Courlis cendré et les passereaux nicheurs comme le Tarier d'Europe et la Bergeronnette printanière,*
- ⇒ *les groupements végétaux abritant des espèces rares et localisées.*

Niveau de contrat	A	B	C	E
Maintien en prairie naturelle	+	+	+	Restauration des terres en prairies permanentes
Fauche après le :	15/07	01/07	15/06	A partir de la 2 ^{ème} année : exploitation de la surface concernée selon les contraintes A, B ou C
Non utilisation de produits Phytopharmaceutiques	+	+	+	
Fumure minérale limitée à : N U/ha P U/ha K U/ha	30 15 15	30 15 15	60 30 30	Fumure minérale limitée pour la première année à : N=60 U/ha, P=30 U/ha et K=30 U/ha
Conservation et entretien des éléments du paysage (haies, bosquets...)	+	+	+	+
Montant de la prime en F/ha/an	1400	900	300	2000 la première année

INDICATEURS BIOLOGIQUES RETENUS POUR ETABLIR CE CAHIER DES CHARGES

CONTRAT A : pas de fauche avant le 15 juillet sur des secteurs sensibles d'un point de vue floristique et faunistique	Les poussins du Rôle pourront s'envoler avant la fauche La Gratiolle pourra boucler son cycle reproducteur
CONTRAT B : pas de fauche avant le 1 ^{er} juillet sur des secteurs un peu moins sensibles	Pour assurer l'envol des poussins du Courlis cendré
CONTRAT C : pas de fauche avant le 15 juin zones tampons possédant un plus faible intérêt	Peut permettre à des oiseaux comme le Tarier d'Europe ou la Bergeronnette printanière d'élever au moins une nichée Assure le maintien de la composition floristique de la prairie naturelle

Tableau III.3. Cahier des charges pour chaque contrat article 19

L'article 19 n'est pas obligatoire et repose sur l'adhésion volontaire des agriculteurs. Ceux qui acceptent de s'y engager ont le choix entre quatre niveaux d'indemnisation, selon les contraintes qu'ils acceptent de respecter. Les contraintes de protection proposées aux agriculteurs ont été établies en fonction de différents indicateurs biologiques. Les primes ont été estimées à partir du manque à gagner qu'entraîne la modification d'exploitation et ont été fixées entre 300 et 2000 F/ha suivant le type de contrat.

Les prairies permanentes représentent un élément prédominant dans ce secteur puisqu'elles occupent plus des trois quarts de la S.A.U. (260 ha en prairie de fauche, 25 ha en prairie de pâture et 73 ha en système mixte fauche-pâture). Les cultures annuelles représentent à l'heure actuelle un peu plus d'une centaine d'hectares. La fenaison demeure le mode de récolte le plus répandu, et le rendement moyen des prairies à l'hectare est de l'ordre de 5,5 tonnes (Chambre d'Agriculture de Meuse, 1994). Cependant, la pratique de l'ensilage apparaît peu à peu sur les parcelles les plus sèches et peu inondées (12 % de la Surface Toujours en Herbe S.T.H. en 1995). La date de fauche est variable selon que l'herbe est destinée à être ensilée ou fanée. Dans notre secteur, environ 18 % de la surface est fauchée avant le 1^{er} juin, 37 % au 15 juin, 63 % au 1^{er} juillet et 92 % au 15 juillet (Céré, 1995).



Photo 6 : Prairies de fauche sur le secteur de Mouzay

Une enquête auprès des agriculteurs (Céré, 1995) a permis de quantifier au niveau parcellaire les apports en fertilisants azotés et une classification a été établie suivant le niveau d'intensification :

- 0 unités d'N/ha : *conduite très extensive*
- 1-29 unités d'N/ha : *conduite extensive*
- 30-59 unités d'N/ha : *conduite semi-extensive*
- 60-99 unités d'N/ha : *conduite semi-intensive*
- > à 100 unités d'N/ha : *conduite intensive*

Entre Sassey sur Meuse et Mouzay, les prairies sont conduites de manière extensive avec 49 % de la superficie toujours en herbe qui ne sont jamais fertilisés (Tableau III.4).

Fumure totale	en % de la S.T.H.
0 unité fertilisante	49 %
de 0 à 29 unités fertilisantes	5 %
de 30 à 59 unités fertilisantes	19 %
de 60 à 99 unités fertilisantes	11 %
plus de 100 unités fertilisantes	27 %

Tableau III.4. Niveau d'intensification en fumure azotée entre Sassey et Mouzay
(d'après Céré, 1995)

La date des épandages est variable suivant la gestion des prairies. Sur les parcelles menées de manière extensive (< à 60 unités d'N), les apports se font généralement vers la mi-avril. Dans le cas d'une gestion plus intensive (60 à 90 unités d'N début avril), la première coupe est suivie d'un deuxième apport d'azote plus faiblement dosé (de l'ordre de 40 à 60 unités). De plus, les inondations répétées de la Meuse apportent également des quantités non négligeables de limons qui augmentent la valeur fourragère des prairies de fauche.

Le caractère inondable de ces prairies impose des contraintes d'exploitation qui permettent de préserver ces écosystèmes d'une trop grande intensification des pratiques agricoles. Cependant, face au développement et à la banalisation de la fertilisation, du pâturage continu, de l'ensilage et du retournement des prairies les plus sèches, la mise en place de mesures de protection de l'environnement s'est imposée (Gréwilliot, 1996).

La superficie contractualisée sur le secteur d'étude pendant les 5 premières années de la mise en place des mesures agri-environnementales correspond à 192 ha sur 460 ha de S.A.U. (Surface Agricole Utile). Afin de compléter l'article 19, une action de maîtrise foncière (rachat de terres par le Conservatoire des Sites Lorrains) a été entreprise depuis 1994. Les parcelles rachetées représentent à ce jour à un peu moins de 20 ha sur la zone d'étude et leur gestion nécessite une collaboration étroite entre le C.S.L. (propriétaire des terres) et l'agriculteur exploitant pour conserver des pratiques culturales extensives.

Les premiers éléments recueillis lors de l'enquête réalisée auprès d'agriculteurs ayant ou non souscrit aux mesures agri-environnementales (Céré, 1995) indiquent les motivations du choix du type de contrat, mais également les raisons de non souscription. Le succès mitigé de l'opération montre que les agriculteurs sont prêts à accepter et à souscrire à des contrats à condition que ceux-ci imposent peu de contraintes et modifient faiblement les pratiques

habituelles. Cependant, beaucoup d'agriculteurs enquêtés considèrent insuffisantes les primes proposées d'autant plus que ces aides restent inférieures à celles proposées pour les parcelles cultivées dans le cadre de la réforme de la P.A.C.

Sur le secteur de Mouzay, où plus de la moitié de la prairie peut être cultivée, beaucoup d'agriculteurs ne souhaitent pas s'engager car ces prairies représentent des terres potentiellement labourables. L'option céréalière (cultures de vente) étant également très importante voire prépondérante dans ce secteur, l'attribution d'une subvention n'est donc plus suffisante pour enclencher un processus de contractualisation. Cela s'est finalement confirmé lors de la reconduction des mesures agri-environnementales en 1997, où l'on a enregistré une baisse de 35 % de la contractualisation des contrats A, B et C. Il est également à noter que le contrat de type E qui permet la reconversion en herbages extensifs, malgré une prime de 3000 F par hectare la première année, rencontre également un échec relatif puisque à ce jour seulement trois dossiers portant sur 5,57 ha ont été instruits.

Cet échec témoigne du problème lié au système général des primes ; aussi plusieurs questions s'imposent :

- *La mise en œuvre des mesures agri-environnementales repose essentiellement sur la protection des oiseaux nicheurs, pourquoi ne pas y avoir intégré la vulnérabilité des nappes alluviales face aux nitrates ?* Le contrat E de reconversion de terres arables aurait peut-être eu davantage d'impact.

- *Ne faudrait-il pas plutôt miser davantage sur des actions d'information et de sensibilisation ?* A l'heure actuelle la pollution agricole diffuse n'est pas le problème majeur au niveau de la plaine mais il pourrait l'être dans un proche avenir.

- *Il résulte de l'enquête sur les pratiques agricoles, une sensibilisation plus prononcée des agriculteurs pour la faune que pour la flore. Ne le seraient-ils pas davantage encore pour la qualité de l'eau ?*

- *Ne serait-il pas plus judicieux d'instaurer une stratégie globale de prévention plutôt que de proposer des contrats trop restrictifs ?* Les fortes contraintes qu'imposait le contrat A (fauche après le 15 juillet) pouvaient inciter les agriculteurs signataires à réorienter d'autres parcelles en culture de maïs ensilage pour palier les pertes en fourrage induites par une fauche tardive (pertes en quantité et en qualité).

Un des objectifs de cette thèse est de démontrer l'importance du maintien des prairies permanentes dans les zones alluviales. Outre leur intérêt floristique et faunistique, ces prairies jouent un rôle fondamental par leur effet tampon entre les agrosystèmes et les cours d'eau grâce à leur capacité de filtre et d'absorption des éléments minéraux.

3.2.2. Sur les sites de référence

Les difficultés méthodologiques liées à l'utilisation de parcelles agricoles rendent quasi impossible l'étude agronomique de l'écosystème prairial à l'échelle d'un secteur d'étude. En effet, il est très difficile de maîtriser toutes les composantes de l'écosystème si la gestion des parcelles dépend d'un trop grand nombre d'agriculteurs. Il est nécessaire pour ce type d'étude de pouvoir contrôler toutes les entrées et les sorties du système (type et quantité de fertilisants, date de l'épandage, dates et nombre de fauches, pâturage...).

L'approche à l'échelle de la micro-parcelle semble être la mieux adaptée à notre objectif qui est d'expérimenter l'influence de la végétation et des techniques culturales sur la qualité de l'eau. Pour cela, nous avons mis en place un dispositif de carrés permanents au sein des formations végétales décrites précédemment (prairie à Sénéçon aquatique et mégaphorbiaie à Reine des prés). Ces micro-parcelles d'une surface de 100 à 200 m² sont globalement bien représentatives de l'ensemble de la parcelle tant au point de vue hydrique, que phytosociologique.

Le Conservatoire des Sites Lorrains, lors de l'acquisition de parcelles dans le cadre de l'ACNAT (Action Communautaire pour la Nature), nous a permis l'installation de 4 carrés permanents au sein d'une prairie à Sénéçon aquatique. L'acquisition de cette parcelle a grandement facilité nos observations et mesures sur le site. Nous pouvions ainsi mener nos recherches selon nos propres objectifs car il était *a priori* difficile d'expérimenter des changements de pratiques agricoles sur l'ensemble d'une parcelle sans tenir compte des contraintes et des objectifs des agriculteurs. Toutefois, le carré permanent mis en place au sein de la mégaphorbiaie se situe dans une parcelle privée dont la gestion dépend exclusivement de l'exploitant. Cela n'a pas entraîné de problèmes particuliers dans le suivi de nos mesures, étant donné que nos objectifs expérimentaux n'y imposaient pas de changements de pratiques agricoles.

Ainsi, nous avons tenté de reproduire au sein des micro-parcelles les différentes pratiques culturales menées sur le secteur de Sassez-Mouzay (à l'exception du pâturage qui est peu fréquent dans cette zone), l'objectif étant par la suite, d'extrapoler nos résultats à l'ensemble de la plaine.

Sur les cinq carrés permanents mis en place, deux sont gérés de manière extensive avec aucun apport de fertilisants (carrés A et E). La fauche y est effectuée 1 ou 2 fois par an suivant les années et le type de végétation (Tableau III. 5). Afin de pouvoir comparer les deux prairies (prairie à Sénéçon aquatique et mégaphorbiaie à Reine des prés), nous avons éliminé le plus important des paramètres de variation des teneurs en éléments minéraux qui est celui du stade phénologique de la plante. Ainsi la végétation a été fauchée au moment de la floraison dans

chacun des deux sites. Ce stade de développement correspond également au stade optimal de récolte pour obtenir une bonne valeur nutritionnelle du foin.

Les trois autres carrés ont subi une intensification des pratiques agricoles avec :

⇒ un carré en herbe (carré C) recevant une fertilisation minérale azotée (de 60 à 120 kg.ha⁻¹.an⁻¹ suivant les années) et subissant deux coupes (en juin et en août).

⇒ un carré retourné en sol nu (carré D) subissant les mêmes traitements que le carré précédent en ce qui concerne la fertilisation azotée.

⇒ un carré retourné en sol nu (carré B) ne recevant aucun apport d'engrais.

Carré permanent	Type de prairie	Dose d'engrais et dates de l'épandage	Dates et nombre de fauches	Labour
Carré A	Prairie à Séneçon aquatique (PSA)	Aucun apport	1 fauche le 06/06/97 2 fauches (08/06 et 25/08/98)	Aucun
Carré B	PSA	Aucun apport	—	09/96 05/97 et 12/97 05/98
Carré C	PSA	60 kg de NH ₄ -NO ₃ /ha le 28 avril 1997 et 120 kg le 7 mai 1998	2 fauches (06/06 et 08/09/97) 2 fauches (08/06 et 25/08/98)	Aucun
Carré D	PSA	60 kg de NH ₄ -NO ₃ /ha le 28 avril 1997 et 120 kg le 7 mai 1998	—	09/96 05/97 et 12/97 05/98
Carré E	Mégaphorbiaie à Reine des prés (MEG)	Aucun apport	1 fauche le 08/07/97 2 fauches (07/07 et 03/09/98)	Aucun

Tableau III.5. Pratiques agricoles menées sur les carrés permanents

CHAPITRE IV

Les sols : caractéristiques physiques et chimiques des sites de référence

Nous présenterons dans ce chapitre une description des sols établie à partir de prélèvements effectués dans nos deux sites de référence au cours de la période d'étude. Nous exposerons le protocole d'échantillonnage et les méthodes d'analyses utilisées, puis nous comparerons les réserves d'éléments minéraux des sols dans les deux sites en fonction du type de végétation et du niveau hydrique.

4.1. Caractéristiques pédologiques des sols

Un profil pédologique de chacun des deux sites de référence (prairie à Sénéçon aquatique et mégaphorbiaie) a été réalisé à partir d'un carottage allant de la surface du sol jusqu'au niveau du gravier (Figure IV.1).

Ces deux types de sol, qui sont régulièrement inondés avec cependant peu de dépôts de matériaux neufs, correspondent à des sols alluviaux à gley. Les gley se forment dans des stations où la nappe oscille moins (de 0 à 1 mètre au maximum) et circule plus lentement qu'au niveau des sols alluviaux au sens strict (Duchaufour, 1997). Dans les deux sites il s'agit de sols de transition entre les sols alluviaux aérés (sans trace de réduction) et les sols à gley proprement dits. Ils se caractérisent par l'apparition à une certaine profondeur (entre 25 et 80 cm), de taches d'hydromorphie de couleur rouille. La teinte générale est grise ou beige clair indiquant une réduction partielle, et amenant une coexistence du fer ferreux et du fer ferrique.

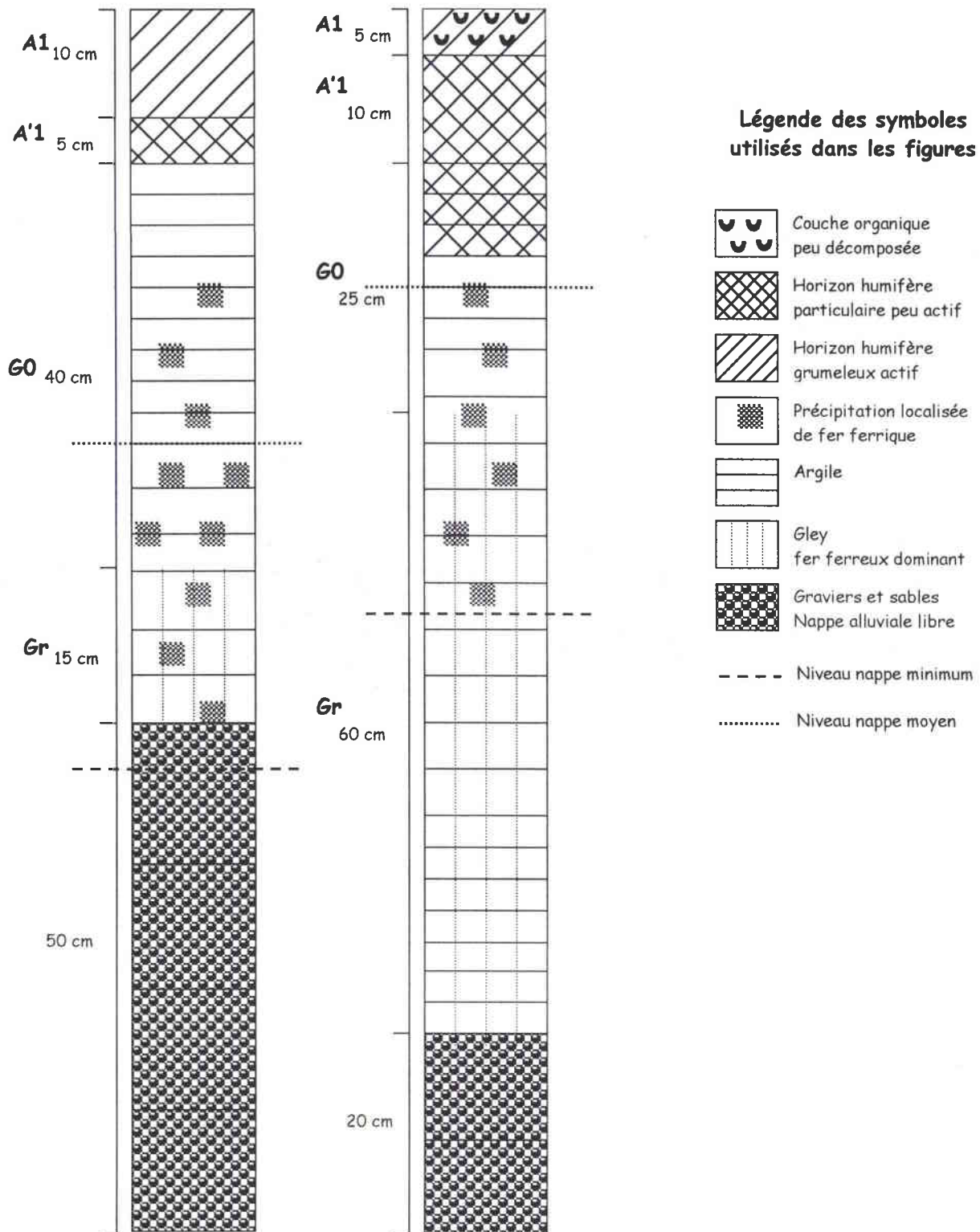
4.1.1. Profil de la station à Sénéçon aquatique

Il s'agit ici d'un **sol alluvial à gley oxydé humifère**, de type à hydromull et anmoor, bien aéré mais jamais sec. Ce type de gley bien aéré en surface et non acide (à hydromull calcique) est plutôt favorable à la production végétale, de surcroît, il est le siège d'une activité microbiologique intense et est très nitrifiant lors des remontées de nappe (Duchaufour, 1970). Ce sol se caractérise par :

- ⇒ un horizon (A1) humifère, hydromull bien développé et très actif, de texture argilo-limoneuse avec présence exceptionnelle de sable ;
- ⇒ un horizon (A'1) moins bien structuré, plus hydromorphe et prenant les caractères d'un anmoor ;

Sol alluvial à gley oxydé humifère
(de type hydromull et anmoor)

Sol alluvial à gley réduit humique
(de type anmoor)



Prairie à Sénéçon aquatique

Mégaphorbiaie à Reine des prés

Figure IV.1. Profils de sol (1,20 m de profondeur) réalisés dans les deux prairies

- ⇒ un horizon intermédiaire (G0) caractérisé par la précipitation d'oxydes ferriques sous forme de taches ou de petites concrétions rouilles sur fond gris. Cet horizon correspond à la zone d'oscillation de la nappe ;
- ⇒ un horizon de gley (Gr), où dominant les phénomènes de réduction. Il coïncide avec le niveau le plus bas de la nappe. La teinte gris-verdâtre y est uniforme par accumulation de fer ferreux. Il y a apparition au niveau de cet horizon de granules calcaires et de sable ;
- ⇒ un lit contenant la nappe alluviale libre, formé de graviers et de granules calcaires de plus en plus nombreux et grossiers vers le bas et qui sont insérés dans une matrice argilo-limoneuse.

4.1.2. Profil de la station à Reine des prés

Ce sol résulte de conditions légèrement plus hydromorphes que le précédent car il est situé à un niveau plus bas dans la topographie (environ 40 cm plus bas). Le niveau de la nappe est de ce fait plus proche de la surface (environ 15 à 20 cm plus haut) entraînant ainsi des conditions plus longuement saturantes (oscillations de la nappe plus faibles). Ce sol se rapproche d'un **gley humique réduit à anmoor** car l'humus nettement hydromorphe évolue vers une forme semi-tourbeuse. Ce sol se caractérise par :

- ⇒ un horizon (A1) humifère grumeleux actif ;
- ⇒ un horizon (A'1) humifère particulaire peu actif (semi-tourbeux) ;
- ⇒ un horizon intermédiaire (G0) très diminué en épaisseur, caractérisé par des taches ou de petites concrétions rouilles sur fond gris de texture argilo-limoneuse ;
- ⇒ un horizon de gley (Gr) de teinte grise avec accumulation de fer ferreux avec des concrétions rouille ;
- ⇒ l'horizon graveleux, présent dans le sol précédent à environ 65 cm de profondeur, n'apparaît dans ce profil qu'après 1 mètre, ceci est sans aucun doute le résultat d'un comblement plus important par des dépôts récents.

4.2. Caractéristiques physiques des sols

4.2.1. Méthodes de prélèvement des échantillons de sol

Des échantillons de sol ont été prélevés sur les deux parcelles de référence à proximité des sites de prélèvement des eaux souterraines (voir emplacement dans le chapitre 6) en septembre 1996 et en mai et octobre 1997. Ces prélèvements concernent plus précisément les micro-parcelles A et C du site à Sénéçon aquatique et la micro-parcelle E du site à Reine des prés. Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'une tarière par tranche de 20 et 30 cm en 1996

(de 0 à 20 et de 20 à 50 cm par rapport à la surface du sol), et uniquement dans les 20 premiers cm en 1997. Chaque échantillon est le résultat du mélange de trois prélèvements simultanés de terre réalisés sur une même micro-parcelle. Ainsi, au total 8 échantillons ont été prélevés en 1996 (deux par tranche de sol sur chacune des micro-parcelles A et E) et 12 en 1997 (deux dans chacune des micro-parcelles A, C et E en mai et en octobre). Des analyses complètes ont été effectuées sur ces échantillons à l'exception des analyses granulométriques qui ne concernent que les prélèvements de septembre 1996.

En mai 1999, nous avons également prélevé 12 échantillons de sol non remaniés dans des cylindres de 5 cm de hauteur et de 8 cm de diamètre (250 cc de volume) pour déterminer la densité apparente du sol dans les horizons de surface. Ces prélèvements, réalisés au sein des micro-parcelles A, C et E, n'ont concerné que les niveaux superficiels du sol (5-10 cm et 10-15 cm). Ainsi, nous avons prélevé 4 échantillons (2 par niveau) dans chacune des micro-parcelles et la densité apparente du sol correspond à la moyenne de ces 4 échantillons.

4.2.2. pH, densité apparente et taux de matière organique

Le pH des sols a été mesuré après mise en suspension des échantillons dans l'eau dans un rapport 1/5. La densité apparente du sol a été mesurée sur les échantillons prélevés dans des cylindres de 250 cc après séchage à l'étuve à 105 °C et après pesage du matériel. La matière organique a été dosée par perte au feu à 1100°C.

Dans le tableau IV.1 nous avons résumé les caractéristiques physiques des sols au niveau des deux sites.

Le pH du sol est toujours supérieur à 8. Dans un même profil le pH augmente en profondeur pour la parcelle à Sénéçon aquatique (PSA) et reste stable dans les cinquante premiers cm pour le site à mégaphorbiaie (MEG). Cela confirme les observations de Sánchez-Pérez (1992) qui a montré dans le secteur de Rhinau (plaine du Rhin) que les dépôts plus récents du fleuve ont un pH plus faible que les dépôts profonds plus anciens. La constance du pH dans le profil MEG pourrait donc être attribuée à l'épaisseur plus importante de la couche de dépôts récents. En effet, l'apparition de la couche graveleuse, où circule la nappe libre, n'apparaît que vers 1 mètre de profondeur contre environ 65 cm pour le profil PSA.

Le taux de matière organique est important en surface, de 15 % en moyenne pour PSA et 20 % pour MEG. Le taux plus élevé au niveau de la mégaphorbiaie peut être expliqué par une végétation dense en voie d'enfrichement, et par des conditions temporairement plus hydromorphes qui rendent le profil moins aéré et ralentissent de ce fait la minéralisation de la matière organique. Les faibles valeurs en surface de la densité apparente sont liées à l'importance du taux de matière organique. De nombreux auteurs ont montré qu'il existait une

Site	Profondeur cm	pH	Densité apparente	Texture			Fractions organiques			
		(H ₂ O)	g.cm ⁻³	Sable	Limon	Argile	C	N	M.O.	C/N
				%			g.kg ⁻¹			
PSA	0-20	8,0	0,56	4,1	30,8	64,1	89,4	9,55	153,8	9,39
	20-50	8,4		5,8	26,8	67,5	21,9	2,68	37,7	8,20
MEG	0-20	8,1	0,54	3,0	25,6	71,4	114,6	11,86	197,1	9,68
	20-50	8,1		2,1	24,2	73,7	22,8	2,71	39,2	8,45

Tableau IV.1. Caractéristiques physico-chimiques des sols en fonction du type de végétation et du niveau hydrique (PSA = Prairie à Sénéçon aquatique, MEG = Mégaphorbiaie à Reine des prés)

relation inverse entre ce taux de matière organique et la densité apparente, qui peut être définie par une équation de type hyperbolique (Gosselink *et al.*, 1984 ; Reutenauer, 1987 ; Sánchez-Pérez, 1992).

4.2.3. Texture

L'analyse granulométrique des sols a été réalisée au Laboratoire d'Analyses du Sol de l'INRA d'Arras. Cette analyse n'a concerné que la fraction fine, obtenue après tamisage à 2 mm. La proportion de 5 classes de particules a été déterminée de la manière suivante :

Argiles	< 2 μm
Limons fins	2 μm à 20 μm
Limons grossiers	20 μm à 50 μm
Sables fins	0,050 mm à 0,200 mm
Sables grossiers	0,200 mm à 2,00 mm

La détermination des fractions fines (< 50 μm) s'effectue au moyen de 3 prélèvements à la pipette dite de Robinson. Les fractions de sable sont déterminées par tamisage sous courant d'eau après élimination d'un maximum de particules fines par lavages successifs.

Prélèvements et tamisages sont réalisés après destruction de la matière organique par l'eau oxygénée (H_2O_2). La dispersion finale est réalisée par passage aux ultra sons après addition de dispersant ($\text{NaPO}_3 + \text{NH}_4\text{OH}$) et après avoir au préalable éliminé les sables grossiers (> 0,200 mm) par tamisage. Cette méthode équivalente en justesse aux méthodes classiques procédant par simple agitation est cependant plus reproductible.

Les résultats sont exprimés par rapport à la phase minérale (somme des 5 fractions = 1000).

Les classes de texture sont déterminées a priori d'après un graphique triangulaire (Figure IV.2) représentant la répartition des éléments constituants du sol suivant leurs dimensions (Jamagne, 1967). Les points caractéristiques d'un sol donné, sont les points de concours des 3 droites parallèles aux côtés, obtenues en portant sur chaque côté les valeurs en % de l'argile (0-2 μm), des limons (2-50 μm) et des sables (50 μm -2 mm).

Les points caractérisant les sols prélevés au niveau des deux sites étudiés sont portés sur le graphique de la figure IV.2. Ces textures fines, caractérisées par une richesse élevée en argile, correspondent à des sols plastiques, dits lourds, difficiles à travailler et à fort pouvoir adhésif. Les deux types de sol présentent une granulométrie plus ou moins similaire avec toutefois une teneur en argile plus élevée au niveau de MEG (Figure IV.3).

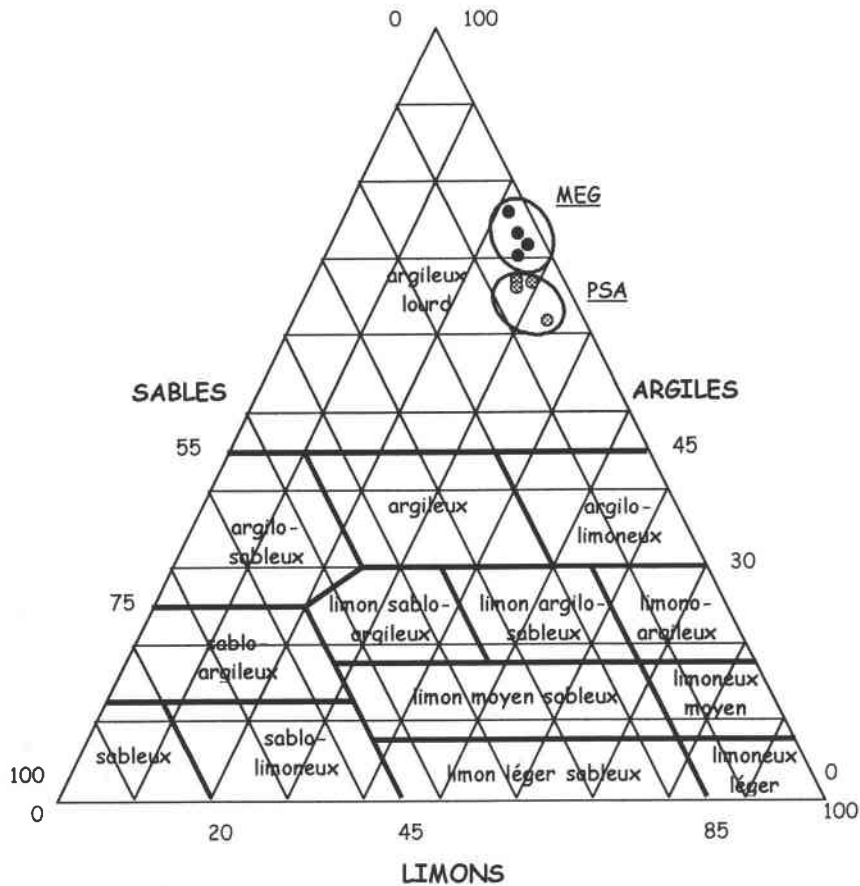


Figure IV.2. Diagramme de texture d'après Jamagne (1967)

Ces sols à texture argileuse sont relativement riches d'un point de vue chimique, mais leurs mauvaises propriétés physiques empêchent la pénétration des racines en profondeur et rendent le travail du sol difficile. Leur forte compacité en fait des milieux imperméables dépourvus de pores grossiers et souvent mal aérés. La teneur en O_2 de l'atmosphère du sol, en période humide, peut chuter à 8 % (Duchaufour, 1997), seuil qui correspond sensiblement au démarrage des processus biologiques d'anaérobiose

L'existence de cette texture argileuse sur les 50-80 premiers cm du profil indique que la sédimentation des matériaux s'est effectuée sous une nappe d'eau de faible énergie et de turbulence. Ce n'est qu'en profondeur au delà de 80 cm que l'on rencontre des matériaux enrichis en sable. Ces matériaux témoignent de mises en place sous régimes fluviaux plus dynamiques.

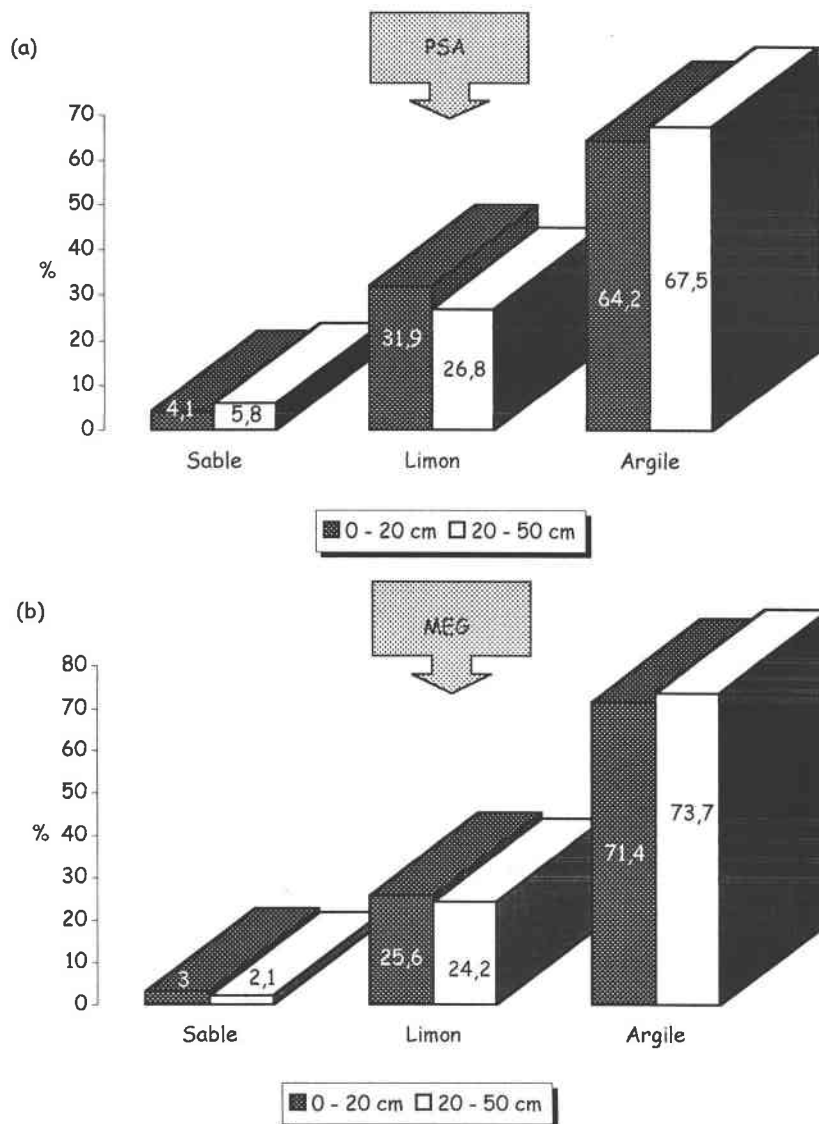


Figure IV.3. Caractéristiques texturales des horizons de surface et profond des sols de (a) la prairie à Sénéçon aquatique (PSA) et de (b) la mégaphorbiaie à Reine des prés (MEG)

4.3. Caractéristiques chimiques des sols

4.3.1. Méthodes d'analyses

Toutes les analyses chimiques ont été réalisées au Laboratoire d'Analyses du Sol de l'INRA d'Arras.

Le carbone organique est déterminé par oxydation en milieu sulfochromique à 135 °C pendant 30 minutes selon la méthode Anne (Anne, 1945). Le dosage du chrome réduit s'effectue par absorptiométrie à 585 nm.

L'azote total (N organique + NH_4) est déterminé après minéralisation en milieu sulfurique à 350 °C selon la méthode Kjeldahl (Kjeldahl, 1883).

Le phosphore assimilable est déterminé par spectrophotométrie à 825 nm selon la méthode de Joret Hébert (Joret & Hébert, 1955). L'extraction du phosphore se fait à l'aide d'une solution 0,1N d'oxalate d'ammonium.

La capacité d'échange cationique (CEC) est mesurée selon la méthode Metson (Metson, 1956) par saturation de l'échantillon en ion ammonium grâce à une solution 1N d'acétate d'ammonium. L'ammonium ainsi fixé est échangé en présence d'une solution 1N de chlorure de sodium et dosé par spectrophotométrie. Les concentrations trouvées sont converties en centimole de charges (+) par kilogramme (cmol+/kg).

Les cations échangeables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+) sont dosés par absorption atomique de flamme après extraction avec une solution 1N d'acétate d'ammonium.

4.3.2. Résultats

4.3.2.1. Distribution verticale

L'exploitation des résultats obtenus suite à cette série d'analyses, nous a permis de préciser la distribution verticale des concentrations en éléments échangeables, solubles et assimilables dans les deux sites de référence. L'accumulation d'éléments biogènes est en relation avec celle de la matière organique. De la surface vers la profondeur, à l'exception du potassium, les concentrations diminuent du fait de la proximité de la zone saturée (Figure IV.4).

Les valeurs moyennes du phosphore assimilable varient de 162 mg/kg en surface à 15 mg/kg en profondeur au niveau du site MEG contre respectivement 136 et 10 mg/kg pour le site PSA. Les concentrations plus élevées au niveau de MEG sont liées à une plus grande richesse en argile et en matière organique sur ce site (Tableau IV.1). Les valeurs moyennes observées au niveau du site PSA correspondent à celles obtenues par Grévillet (1996) sur la même prairie en 1994 et 1995 (de l'ordre de 130 mg/kg en surface). Cependant, il existe une forte variabilité des teneurs en phosphore dans la tranche superficielle du sol par rapport aux autres éléments (Figure IV.4) qui s'explique par des fluctuations hydrologiques inter-annuelles. En effet, l'absence d'inondations entre février 1995 et novembre 1996 se traduit par des valeurs faibles en phosphore pour les prélèvements de 1996 (55 mg/kg pour PSA et 82 mg/kg pour MEG), alors que les prélèvements de 1997 consécutifs à deux inondations, donnent des valeurs bien plus élevées (respectivement 217 et 248 mg/kg). Nous verrons ultérieurement (chapitre VII) que les épisodes de crue entraînent des phénomènes de rétention, au niveau des horizons de surface, du phosphore présent dans les eaux de débordement.

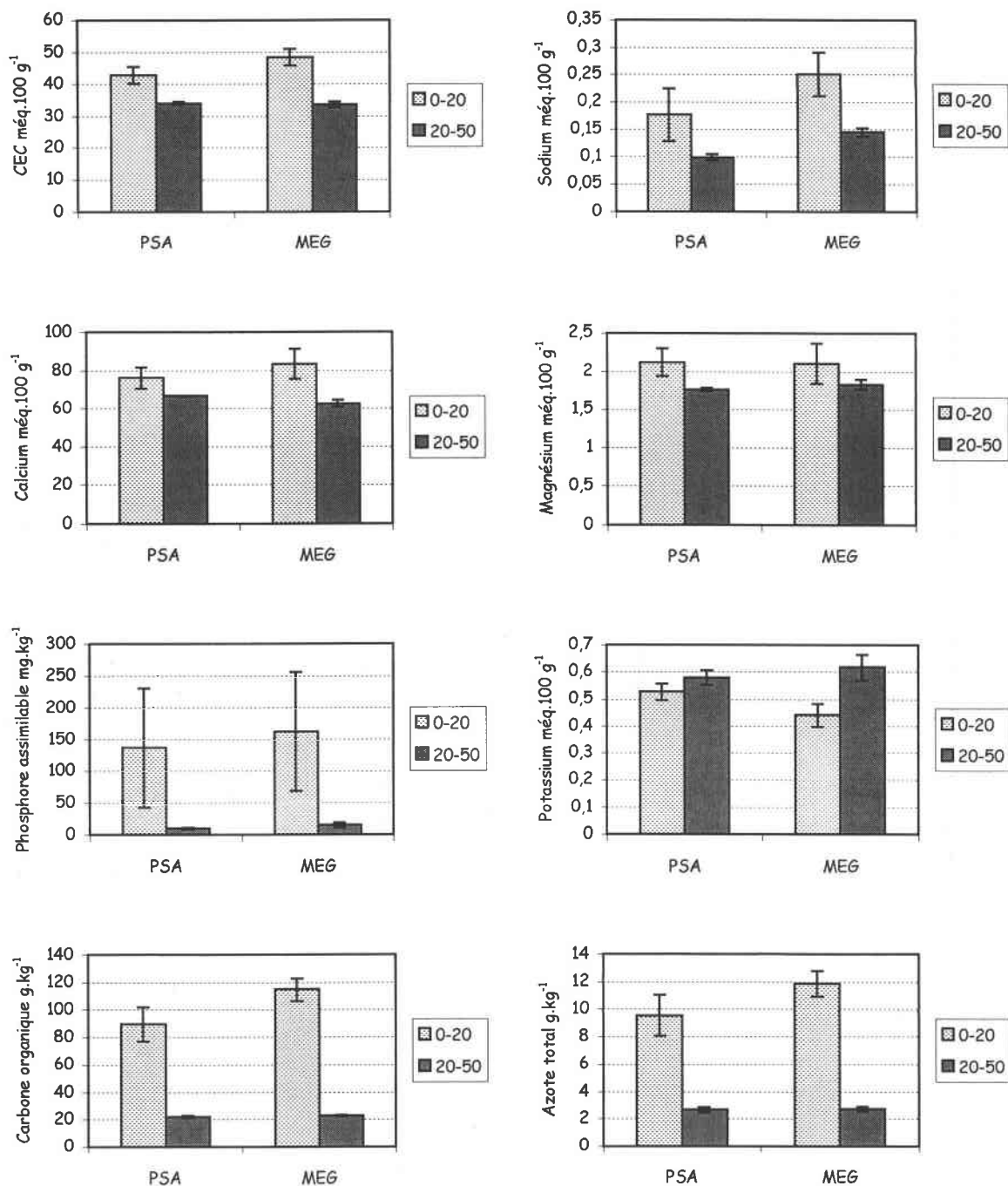


Figure IV.4. Distribution verticale des concentrations en bases échangeables, en fractions organiques et en phosphore assimilable dans les sols en relation avec le type de végétation et le niveau hydrique. PSA = micro-parcelles A et C, MEG = micro-parcelle E

La capacité d'échange cationique (CEC), qui correspond à la quantité maximale de cations métalliques que le sol peut fixer, est plus importante en surface au niveau du site MEG (48,4 még/100g contre 42,7 még/100g pour le site PSA). Cette dernière observation s'explique

également par une plus grande teneur en éléments fins au niveau de MEG, puisque seuls les éléments fins ou colloïdaux (argiles et humus), offrent une capacité d'échange notable.

Le potassium est le seul élément qui s'observe à des concentrations plus élevées en profondeur, avec des valeurs allant de 0,52 à 0,58 méq/100g pour PSA et de 0,44 à 0,62 méq/100g pour MEG. Le potassium est un cation monovalent facilement mis en solution et préférentiellement lessivé par rapport aux cations bivalents. En effet, les phénomènes de dilution ou de concentration des solutions du sol ont une grande influence sur les phénomènes d'échange. Lorsqu'il y a dilution, comme c'est fréquemment le cas dans nos deux sites (présence d'une nappe proche de la surface), les cations monovalents absorbés sont échangés contre des bivalents, et passent en solution où ils sont facilement entraînés par les eaux de drainage. En saison sèche, quand le niveau de la nappe baisse, c'est l'inverse qui se produit, mais dans ce cas, les ions bivalents ne peuvent être entraînés. Cela explique que sous nos climats les ions monovalents sont toujours minoritaires.

Les cations bivalents (calcium et magnésium) sont donc majoritaires dans les deux sols et leurs concentrations, contrairement aux autres éléments, diminuent peu de la surface vers la profondeur. Cette observation est en relation avec l'absorption préférentielle de ces cations à proximité de la zone saturée du sol.

Enfin, les fractions organiques (azote et carbone) sont évidemment plus élevées en surface, et les disparités entre les deux sites (C et N plus élevés dans MEG) s'expliquent très certainement par la différence de niveau hydrique et par la densité de végétation. En effet, la minéralisation de la matière organique diminue avec des niveaux hydriques élevés, et la restitution au sol des fractions organiques augmente avec la biomasse végétale.

4.3.2.2. Les réserves en nutriments dans les sols

La transformation des concentrations (g.kg^{-1}) en quantités (kg.ha^{-1}) s'effectue en multipliant les concentrations par le volume de l'horizon pédologique (0-15 cm) et par sa densité apparente.

Les réserves en phosphore assimilable (Tableau IV.2 et Figure IV.5) sont plus importantes dans la parcelle MEG. La fixation du phosphore sur les colloïdes du sol par l'intermédiaire des cations Ca^{2+} est favorisée par un taux plus élevé en argiles. Cependant, ces réserves varient fortement en fonction des inondations. Les réserves en cations bivalents (calcium et magnésium) diffèrent peu entre les deux sites alors que celles en potassium sont plus élevées pour la parcelle PSA. Les réserves en sodium, quant à elles, sont plus importantes pour le site MEG. En ce qui concerne les fractions organiques (carbone organique et azote total), des variations plus importantes sont observées dans la parcelle PSA. Ces plus fortes variations

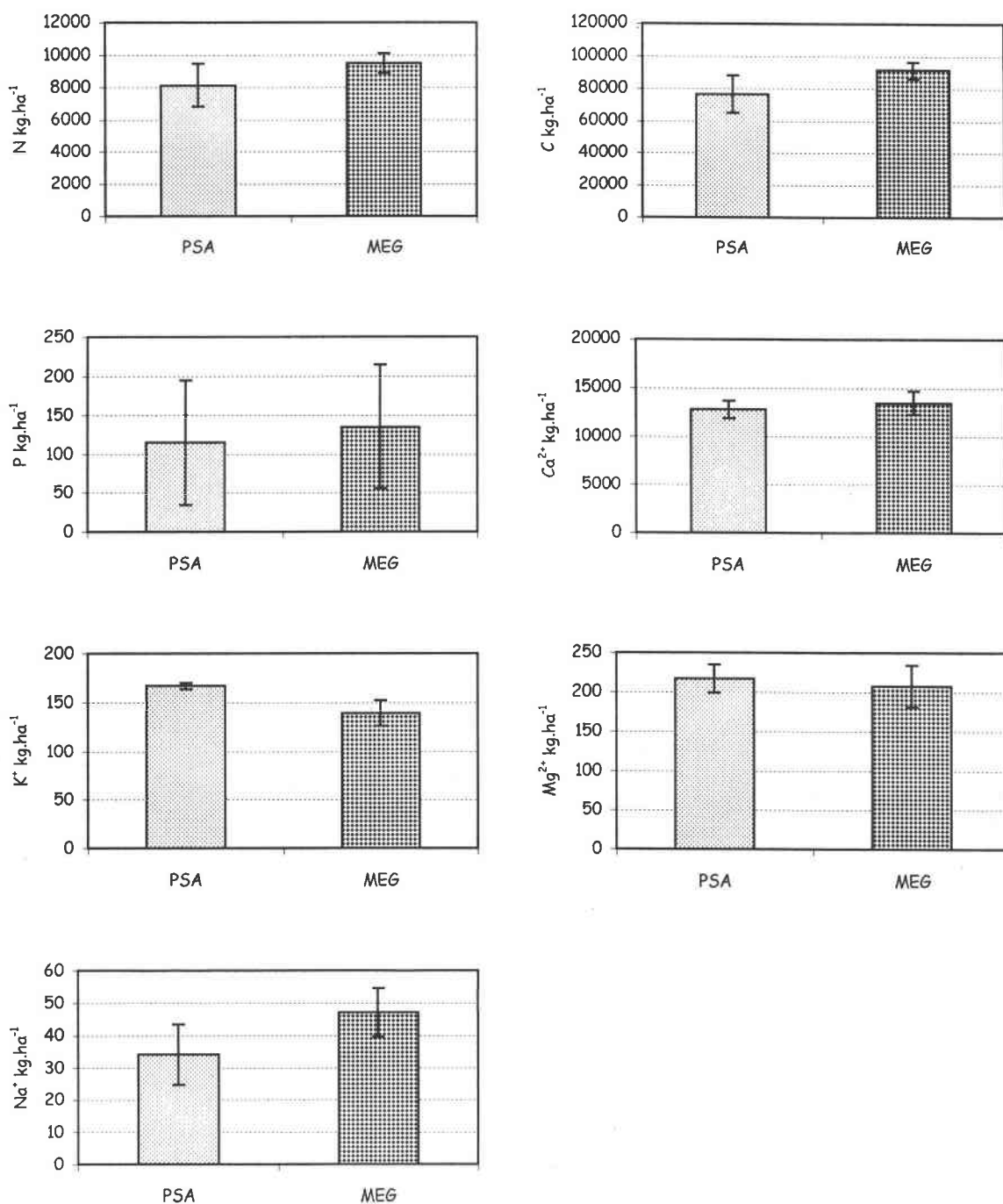


Figure IV.5. Réerves en éléments minéraux et en fractions organiques dans les sols (horizon 0-15 cm) des deux sites de référence

Site	C org.	N total	P assimilable	K ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺
(horizon 0-15 cm)				kg.ha ⁻¹			
PSA	76561	8118	114,7	166,8	34,1	217	12772
MEG	91348	9489	134,5	139,0	47,0	208	13474

Tableau IV.2. Réerves en nutriments dans les sols des deux sites de référence

peuvent être attribuées au caractère plus inondable de ce site. En effet, ce dernier est situé dans un creux topographique qui se connecte à la Meuse en crue par l'intermédiaire d'anciens chenaux.

En résumé, nous retiendrons que :

⇒ les sols des deux sites étudiés se caractérisent par une forte teneur en argile (66 % en moyenne pour le site PSA et 73 % pour le site MEG) ;

⇒ ces sols sont relativement riches en matière organique. Le taux le plus élevé se trouve dans la parcelle MEG (environ 20 % contre 15 % pour PSA).

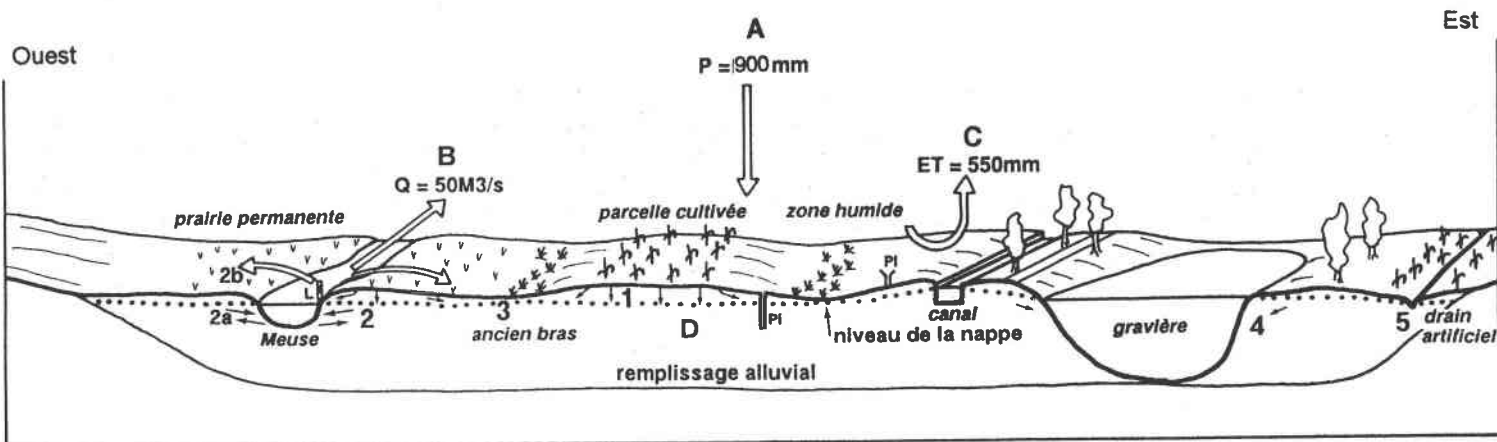
Il résulte de ces deux paramètres une capacité d'échange cationique notable ;

⇒ les réserves en phosphore assimilable, de l'ordre de 115 à 135 kg/ha dans les deux sites étudiés, sont fortement dépendantes des apports par les inondations.

CONCLUSION DE LA PREMIÈRE PARTIE

Le contexte hydrogéologique particulier du secteur d'étude lui confère d'importantes potentialités dans la rétention des nutriments lors de l'infiltration des eaux d'inondation vers la nappe. La présence de formations argileuses et d'un niveau hydrique relativement élevé caractérise ce secteur comme une zone potentielle de dépollution des nitrates par dénitrification.

Le fond alluvial de la Meuse dans ce secteur présente une mosaïque d'unités réparties dans l'espace selon la fréquence des submersions (Figure I). Les prairies restent majoritaires dans cette plaine étant donné qu'en l'absence de drains artificiels les parcelles cultivées ne peuvent occuper que les secteurs hauts de la topographie. Outre leur capacité à diminuer la charge en sédiments des eaux d'inondation, ces prairies jouent également un rôle régulateur dans le contrôle des sources de pollution dans les paysages agricoles.



FLUX D'EAU DANS LE LIT MAJEUR

ENTREES

- 1 infiltration d'eau des précipitations
- 2 échanges d'eau entre la Meuse et la nappe phréatique
 - 2a sous la surface
 - 2b en surface, lors du débordement de la Meuse

appareils de mesure :

- Pi : piézomètre
 Pl : pluviographe
 L : limnigraphe

SORTIES

- 3 zone humide au niveau des anciens bras
- 4 surface en eau des gravières
- 5 drainage artificiel des zones basses

Figure I. Le fond alluvial, mosaïque de milieux
(d'après Meddahi, 1999)

L'hydrologie s'avère être un facteur primordial dans le contrôle des concentrations en éléments minéraux dans l'aquifère alluvial. Cependant, la nature du substrat et le type de végétation interviennent également : la végétation par sa capacité de stockage et d'exportation

des nutriments, les caractéristiques physiques du sol (texture et taux en matière organique) par leur capacité à fixer les éléments minéraux. Un facteur supplémentaire, propre aux bassins agricoles, interfère également sur l'hydrochimie de la nappe alluviale. Il s'agit des pratiques agricoles qui interviennent directement sur la qualité de l'eau (pertes par lessivage) ou indirectement en agissant sur le cycle biogéochimique.

La prise en compte des pratiques agricoles en milieu prairial nous oblige à tenir compte des contraintes et des objectifs des agriculteurs lors de nos expérimentations. C'est pourquoi nous avons choisi d'appréhender le fonctionnement biogéochimique de l'écosystème à l'échelle de la micro-parcelle (meilleur contrôle des entrées et sorties du système).

Nous avons choisi les micro-parcelles de manière à ce qu'elles soient le plus représentatives possible de l'ensemble du secteur d'étude. Par conséquent, nous avons choisi un premier site où domine un groupement prairial situé à un niveau moyen de la topographie et qui occupe de vastes surfaces : **la prairie à Sénéçon aquatique**. Cette prairie se caractérise par un niveau moyen de nappe de -42 cm par rapport à la surface du sol avec un minimum de -76 cm et un maximum de $+20$ cm pendant les deux années d'étude. Les inondations y sont fréquentes avec une lame d'eau pouvant atteindre 60 cm de hauteur. Le sol de texture argileuse (66 %), est riche en matière organique (15%). Les pratiques agricoles sur les quatre micro-parcelles de ce site sont variées et représentatives du secteur (prairie extensive, prairies fertilisées et labour).

L'influence de la végétation et du niveau hydrique sur l'hydrochimie de la nappe est étudiée en comparant cette prairie à un deuxième site où domine une formation à hautes herbes : **une mégaphorbiaie à Reine des prés**. Ce site diffère du premier par sa densité de végétation et par un niveau hydrique plus élevé. Le niveau moyen de la nappe est de -26 cm avec un niveau minimum de -59 cm et un niveau maximum de $+15$ cm pendant la période d'étude. Il en résulte un taux en matière organique plus élevé (20 %) par rapport au site précédent. Par ailleurs, cette parcelle est inondée par les eaux de la Meuse uniquement lors des submersions totales du lit majeur, et la lame d'eau peut atteindre un peu plus de 50 cm. Les pratiques agricoles de la micro-parcelle sont identiques à la parcelle tout entière c'est à dire très extensives (aucun apport de fertilisants et une fauche tardive).

La comparaison de ces deux sites sera examinée dans un premier temps uniquement au niveau de l'hydrochimie de la nappe alluviale (deuxième partie), puis nous verrons ultérieurement (troisième partie) si les éventuelles différences sont davantage liées au type de végétation ou au niveau hydrique.

DEUXIEME PARTIE

FONCTIONNEMENT HYDRODYNAMIQUE
ET HYDROCHIMIE DU
FOND ALLUVIAL

CHAPITRE V

Fonctionnement hydrodynamique du fond alluvial

Les fonds alluviaux sont des lieux privilégiés de circulation et d'échange d'eau, sous l'influence des conditions naturelles et anthropiques. Ils sont généralement appréhendés à travers l'étude des niveaux d'eau, des débits ou de l'action morphogène des chenaux qui les parcourent. Ces interfaces entre milieux terrestres et milieux aquatiques sont souvent complexes, et une bonne compréhension de la biogéochimie de ces écotones requiert un minimum de connaissances sur le fonctionnement hydrodynamique.

Dans ce chapitre, nous proposons de déterminer, dans le secteur de Stenay, les facteurs qui interfèrent sur le fonctionnement hydrodynamique à partir de mesures piézométriques effectuées entre octobre 1996 et janvier 1999. Les réponses apportées permettront de mesurer la transposabilité des résultats à d'autres secteurs du fond alluvial de la Meuse, voire à d'autres fonds alluviaux.

5.1. Détermination du fonctionnement hydrodynamique du fond alluvial

De nombreuses études se sont intéressées à la nature des interactions entre eaux de surface et eaux souterraines. Cette interface est considérée comme un point de contrôle crucial des flux latéraux entre les écosystèmes terrestres et les écosystèmes aquatiques, ainsi que des processus amont-aval (flux longitudinaux) des écosystèmes lotiques (Dahm *et al.*, 1998). Aussi, afin de mieux appréhender la dynamique des nutriments au niveau de cette interface, il est nécessaire au préalable de déterminer l'importance et la nature des échanges entre les eaux du fleuve et les eaux souterraines.

Dans la littérature, plusieurs méthodes ont été utilisées afin de déterminer d'une part la contribution relative des eaux météoriques et de l'aquifère profond dans le budget global de l'eau, et d'autre part, la nature et les interactions des flux d'eau dans le fond alluvial. Certains auteurs (Triska *et al.*, 1993a et 1993b ; Vervier & Naiman, 1992 ; Vervier *et al.*, 1993, Sánchez Pérez, 1992 ; Takatert, 1999) ont utilisé des traceurs chimiques (chlorures, bromures, carbone organique dissous...) pour étudier les échanges d'eau et de nutriments entre les cours d'eau et les écosystèmes terrestres, alors que d'autres ont utilisé des modèles hydrogéologiques (Wroblicky *et al.*, 1998 ; Harvey *et al.*, 1996). Le suivi de la géochimie des isotopes stables de l'hydrogène et de l'oxygène dans les eaux de surface, dans la nappe superficielle et dans les solutions du sol, est également une méthode couramment employée pour déterminer la

contribution des précipitations et des aquifères profonds dans le budget global de l'eau (Matheney & Gerla, 1996 ; Gerla & Matheney, 1996 ; Hunt *et al.*, 1996).

Une conclusion commune émanant des différents travaux traitant de ce sujet montre que la géomorphologie et la lithologie de la zone alluviale considérée influencent fortement l'hydrologie et la biogéochimie de ces interfaces. Aussi, les affluents et les paléochenaux augmentent encore la complexité des échanges entre eaux de surface et eaux souterraines.

5.1.1. Dispositif de mesure des flux hydriques

Les flux longitudinaux sont commandés par la Meuse dont le niveau d'eau est suivi à l'échelle limnimétrique du barrage de Sasse, à l'amont du tronçon d'étude. Les relevés permettent de suivre le flux d'eau entrant dans le système, et les mesures tiennent compte de l'eau déviée par le canal rejoignant la Meuse à Stenay. Les flux transversaux sont mesurés par un réseau de piézomètres installés en travers de la vallée à hauteur de Villefranche (Figure V.1). Ces mesures sont effectuées à raison de deux fois par mois en moyenne ce qui correspond à environ 60 à 65 mesures sur l'ensemble de la période d'étude. Dans le détail, ce réseau comprend un ancien puits en rive gauche de la Meuse (Pts), deux piézomètres installés à 3 mètres de profondeur (P37 et P8) en rive droite, et un piézomètre installé à 1 m de profondeur (P6) à proximité du piézomètre P8 (situé dans le site PSA). Ces piézomètres permettent de mesurer les variations corrélatives du fleuve et de la nappe et d'identifier par la physico-chimie les échanges d'eau. Seuls les échanges qui concernent la partie occidentale du fond alluvial (entre Meuse et canal) sont analysés, les micro-parcelles étant installées dans ce secteur. Ce dispositif est complété par une mesure en continu du niveau de la nappe à l'aide d'un piézographe installé sur le site entre octobre 1997 et mai 1998. La mesure des précipitations est également effectuée sur le secteur par la mise en place d'un pluviographe implanté à proximité des piézomètres.

5.1.1.1. Le réseau piézométrique

Type de piézomètre

Le dispositif est composé de deux types de piézomètres (Figure V.2) :

⇒ Les premiers sont des **tubes en P.V.C. de 8 cm de diamètre installés à 1 m de profondeur, obturés aux deux extrémités et crépinés sur les 80 derniers cm**. La mise en place de ce type de piézomètre a nécessité le forage préalable d'un trou de même diamètre avec une tarière. Cet ajustement étroit est indispensable afin que les eaux de pluie et d'inondation ne puissent percoler le long du tube et y pénétrer directement. Ces piézomètres

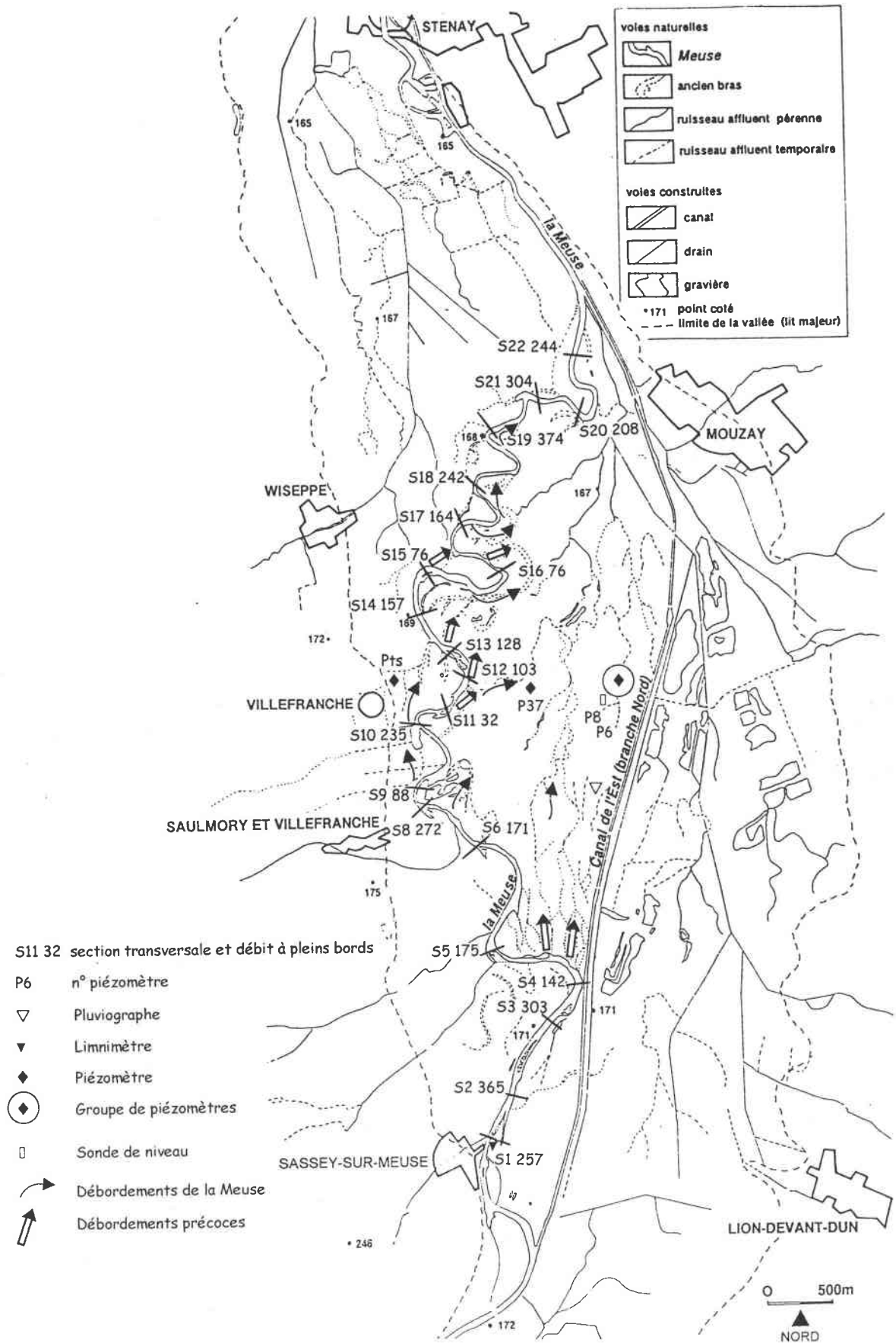


Figure V.1. Profils transversaux et équipement du site expérimental

sont implantés dans les trente premiers cm de la couche graveleuse où circule la nappe libre, sous les sédiments argilo-limoneux de surface. Cette première série de piézomètres a permis d'échantillonner l'eau de la zone racinaire des prairies, que nous appellerons "la nappe superficielle".

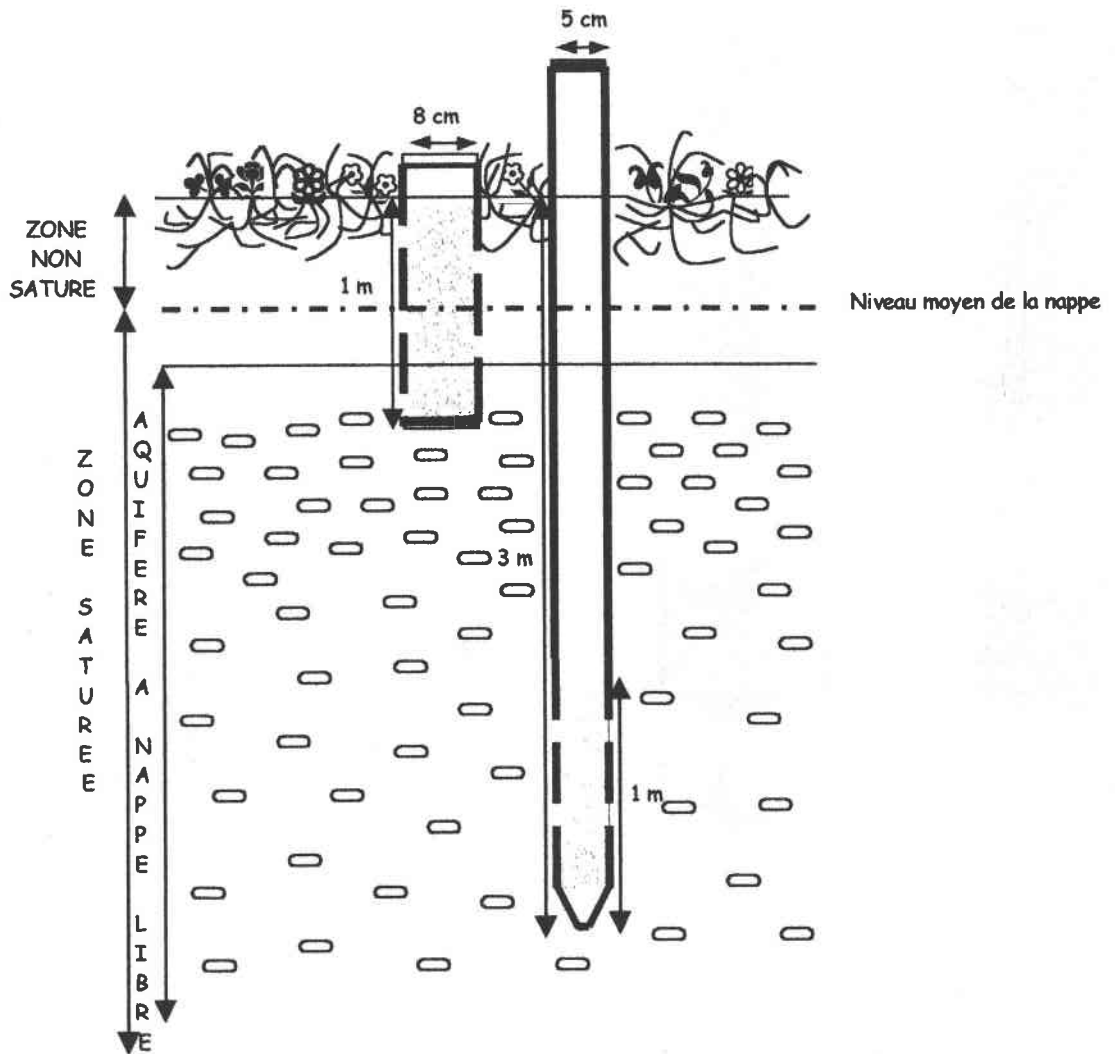


Figure V.2. Représentation schématique des deux types de piézomètre du dispositif expérimental (cf. Figure IV.1)

⇒ Les seconds sont des **tubes en inox de 5 cm de diamètre, biseautés à la base et crépinés sur le dernier mètre uniquement**. Ces piézomètres, **installés à 3 m de profondeur**, ont permis d'échantillonner la nappe à un niveau plus profond qui n'est plus sous l'influence de la végétation, et que nous appellerons "la nappe profonde". Leur installation a nécessité des moyens techniques plus conséquents. Un pré-trou a été foré à la tarière jusqu'à la zone saturée, puis le reste du piézomètre (soit environ 2,5 m) a été enfoncé en force au moyen d'un compresseur et d'un marteau de battage. Par la suite, ces derniers ont été

purgés afin d'éliminer toutes les particules sableuses qui ont pénétré dans le tube lors de l'enfoncement dans le sol. Pour cela, nous y avons soufflé de l'air sous haute pression.

Perturbations liées à l'implantation des piézomètres

L'implantation d'un piézomètre dans un sol entraîne des perturbations diverses (vitesse d'écoulement, conditions d'oxygénation et de température à l'intérieur même du piézomètre). L'eau qu'on y prélève risque donc, d'un point de vue physico-chimique, de ne pas être représentative de l'aquifère. Pour cela il est indispensable de renouveler le volume d'eau contenu dans le piézomètre un certain nombre de fois avant d'effectuer le prélèvement. Pour remédier à ce problème et limiter les répercussions de ces perturbations sur les analyses, Sánchez-Pérez (1992), dans ces travaux sur la forêt alluviale du secteur de l'île de Rhinau préconisait de renouveler le volume d'eau contenu dans les piézomètres environ 10 fois. Dans la vallée de la Nied, des prélèvements successifs ont été effectués dans des piézomètres de 1 m au niveau prairial puis analysés (Banas, 1996). De ces analyses nous avons pu conclure que 6 pompages suffisent à obtenir une eau non perturbée sous couvert prairial. Par ailleurs, le remplissage des piézomètres à 3 mètres se fait en continu, il est donc impossible de les vider entièrement. Le pompage se fait alors pendant quelques minutes (3 à 5 min) jusqu'à ce que l'eau soit totalement limpide.

5.1.1.2. Méthodes de prélèvement des échantillons d'eau : nature et périodicité

Les eaux souterraines

Le prélèvement d'eau de nappe au niveau des piézomètres de surface (1 m) se fait à l'aide d'une pompe submersible fonctionnant à l'aide d'une batterie 12 volts. Cette même pompe a servi pour les vidanges préalables de 6 fois le volume d'eau des piézomètres. L'échantillon est versé directement dans un flacon en polyvinyle de 500 ml jusqu'à remplissage complet.

Le prélèvement des eaux de la nappe profonde (3 m) se fait de manière identique sauf que dans ce cas précis nous utilisons une pompe thermique à plus fort débit.

La périodicité des prélèvements est en moyenne de l'ordre de 2 fois par mois (toutes les deux semaines) entre octobre 1996 et janvier 1999, avec cependant des prélèvements hebdomadaires lors de certaines périodes de crue.

Les eaux de surface

Le prélèvement des eaux superficielles de la Meuse et du canal de l'Est est réalisé par immersion directe du flacon dans l'eau à une profondeur de 10 à 20 cm avec la même

périodicité que pour les eaux souterraines. Les eaux d'inondation sont également prélevées ponctuellement suivant l'accessibilité du site lors des périodes de submersion. Enfin, des échantillons d'eau de pluie sont recueillis à chaque sortie sur le terrain au niveau d'un pluviographe installé sur le secteur d'étude.

Les différents échantillons d'eau sont ensuite placés dans une glacière pour le transport au laboratoire, ceci afin de limiter les modifications des caractéristiques physico-chimiques. Les analyses sont réalisées dans les 24 heures qui suivent le prélèvement et pendant cette période, les échantillons sont conservés en chambre froide à une température de 5°C.

5.1.1.3. Méthodes de mesure et analyses chimiques

Le niveau de la nappe est mesuré dans les piézomètres avant chaque prélèvement d'eau, à l'aide d'une sonde de niveau à contact électrique. Les niveaux de la Meuse sont mesurés 3 fois par jour par le service de la navigation à l'échelle limnimétrique du barrage de Sasse.

La composition chimique des échantillons d'eau prélevés dans la nappe à 1 et 3 mètres de profondeur est comparée à celle de la Meuse prélevée en même temps. Parmi les éléments dosés :

⇒ L'ion **chlorure (Cl⁻)** considéré comme un traceur chimique du fait de sa non contribution au cycle biogéochimique. Cet élément, abondant dans l'eau du fleuve et quasiment absent dans celle des précipitations, a été retenu pour identifier les échanges entre la Meuse et la nappe, et déterminer ainsi le fonctionnement hydrodynamique du fond alluvial.

⇒ L'ion **nitrate (NO₃⁻)**, fortement impliqué dans le cycle biogéochimique. Les concentrations dans la Meuse sont élevées par rapport à celles de la nappe (respectivement 10,8 mg/l et 0,4 mg/l en moyenne pendant la période d'étude) à l'exception des périodes de crue où les concentrations augmentent dans la nappe (de 2 mg/l jusqu'à 13,5 mg/l suivant les sites de prélèvement).

Les modalités du fonctionnement hydrodynamique établies à partir des chlorures permettront ensuite de mieux comprendre les teneurs en nitrate dans la nappe.

Les anions nitrates et chlorures sont dosés, après filtration de l'eau à 0,45 µm, par chromatographie ionique à l'aide d'un chromatographe Dionex modèle 4500i équipé d'une colonne Ion Pac AS4A. Nous avons utilisé une méthode adaptée à des eaux faiblement minéralisées pour les eaux souterraines et fortement minéralisées pour les eaux de surface. Le seuil de détection pour les nitrates avec cette méthode étant limité à 0,1 mg/l, nous avons également dosé ces derniers par colorimétrie dans l'ultraviolet après acidification.

5.1.2 Résultats

5.1.2.1. Les débits

La période d'observation, de septembre 1996 à janvier 1999, comprend deux saisons de hautes eaux et deux saisons de basses eaux pendant lesquelles les débits moyens mensuels mesurés à la station de Stenay ne présentent pas d'excès particulier. Les plus élevés n'ont dépassé $100 \text{ m}^3/\text{s}$ qu'en janvier 1998 ($126 \text{ m}^3/\text{s}$) et en novembre 1998 ($122 \text{ m}^3/\text{s}$) ; les plus faibles, inférieurs à $10 \text{ m}^3/\text{s}$ ont atteint au minimum $7,26 \text{ m}^3/\text{s}$ en octobre 1996 et $7,36 \text{ m}^3/\text{s}$ en août 1998 (Figure V.3).

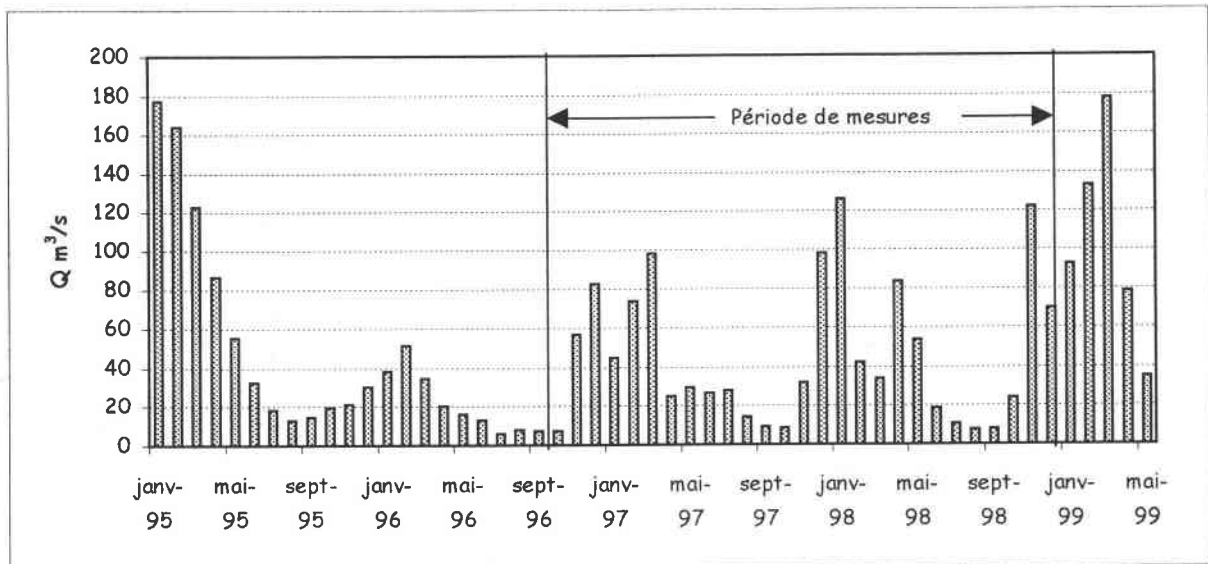


Figure V.3. Débits moyens mensuels de la Meuse à la station hydrométrique de Stenay

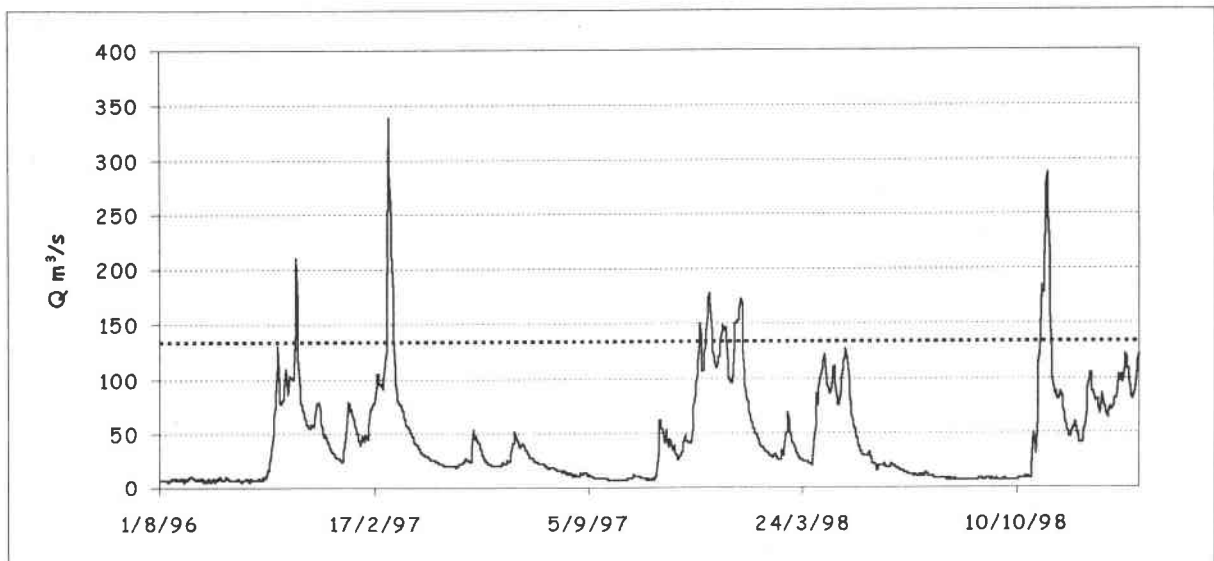


Figure V.4. Débits moyens journaliers de la Meuse pendant la période d'étude du 01/08/1996 au 31/01/1999

Mais à l'échelle journalière, cette période d'observation comprend quelques crues assez fortes pour que la Meuse déborde (Figure V.4). La submersion du fond alluvial a été complète en mars 1997 (339 m³/s le 2 mars) et en novembre 1998 (287 m³/s le 7 novembre). Mais les submersions partielles, avec mise en eau des creux de la topographie ont été plus fréquentes puisqu'elles peuvent apparaître dès que le débit dépasse 140 m³/s (correspond au débit à pleins bords au niveau de la quatrième section transversale, cf. figure V.1)

5.1.2.2. Mesures limnimétriques et piézométriques

Les données collectées sur le terrain, cotes d'altitude absolue ou relative et teneur de l'eau en mg/l de Cl⁻, permettent de retrouver, mais également de nuancer, le schéma habituellement admis des échanges entre cours d'eau et nappe alluviale (à savoir, drainage de la nappe par le fleuve une bonne partie de l'année et alimentation de cette dernière en période hivernale).

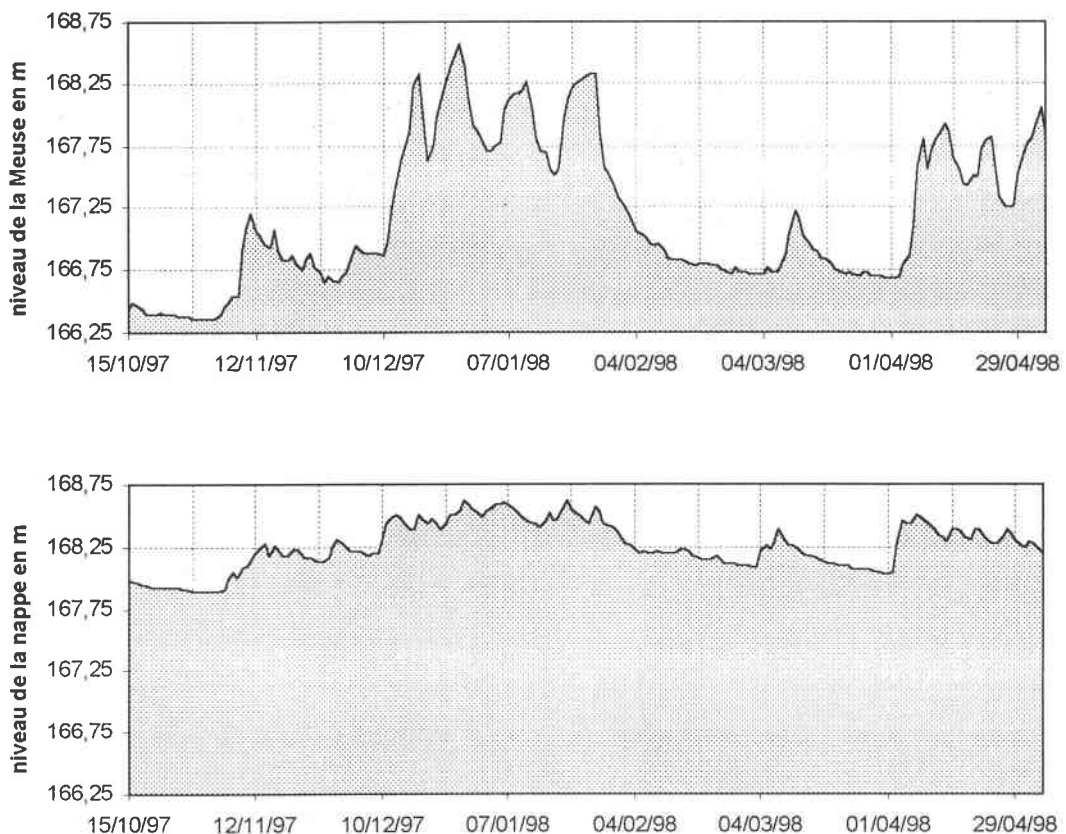


Figure V.5. Niveaux continus de la nappe (sonde installée à proximité du piézomètre 8) et de la Meuse dans le secteur d'étude entre octobre 1997 et mai 1998

Les échanges s'effectuent sur des longues périodes, à un rythme imposé :

⇒ **par la Meuse** dont le niveau varie en quelques jours, voire en quelques heures compte tenu de la vitesse d'écoulement de l'eau libre (de l'ordre de 25 à 30 cm/s dans ce secteur),

⇒ **par les caractéristiques de l'aquifère alluvial**, dont le niveau piézométrique se modifie à l'échelle de la saison ou de l'année du fait de la vitesse lente de l'écoulement, estimée à 1000 mètres/an. Mais la nappe enregistre également des gonflements de plus faible amplitude (Figure V.5) provoqués par l'eau des précipitations, absorbée facilement par les sédiments perméables du fond alluvial.

La variation du niveau piézométrique est par ailleurs soumise à des influences externes :

⇒ **celle des apports de la nappe de versant en rive gauche**, où le raccord des colluvions aux alluvions détermine un niveau d'eau souterraine « sur-gonflé » en période hivernale (puits de Villefranche Pts),

⇒ **celle du canal de l'Est en rive droite** de la Meuse, qui entraîne une surélévation de la nappe alluviale en toutes saisons, mesurée aux piézomètres **P8** et **P6**.

Par rapport à ce dispositif transversal, le niveau de la Meuse apparaît le plus souvent déprimé. Sur la figure V.6, qui représente la chronique des données mesurées sur le terrain, on reconnaît bien la succession des hautes et des basses eaux. Le niveau de la Meuse, qui varie entre 166,5 et 168,6 mètres, dépassant la cote de débordement (de l'ordre de 168 m) à plusieurs reprises, est grossièrement suivi par la nappe. Mais la variation du niveau de la nappe (identique à 1 et 3 m de profondeur) est d'amplitude inégale selon :

⇒ **l'emplacement des piézomètres** (plus ou moins éloignés de la Meuse)

⇒ **les influences externes que mesurent les différents piézomètres** (en rive gauche, amplitude exagérée au puits de Villefranche; en rive droite, amplitude amortie au piézomètre 8)

⇒ **les saisons**. Au piézomètre 37, le niveau proche de celui de la Meuse en hiver, reste suspendu de près de 50 cm au-dessus du fleuve en été,

⇒ **les situations hydrologiques**.

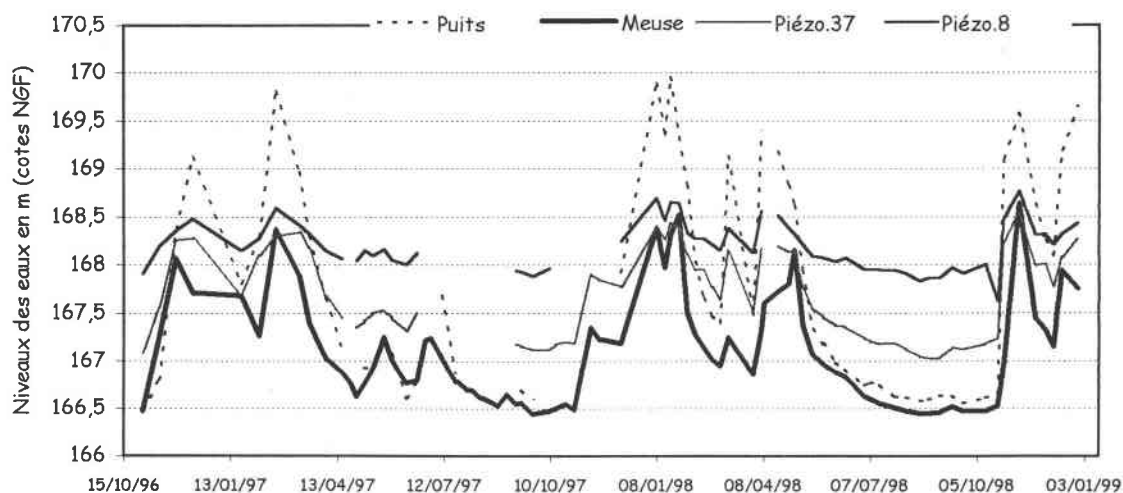


Figure V.6. Niveaux limnimétriques et piézométriques du 31/10/96 au 28/12/98

A titre d'exemple, les différents états mesurés apparaissent sur les figures V.7a et b, pour la période allant d'octobre 1996 et février 1997. Sur l'hydrogramme de la Meuse à la station de Sassey sur Meuse (Figure V.7a) sont pointé les dates des mesures piézométriques. La figure V.7b représente pour ces dates, l'altitude des niveaux d'eau sur des profils transversaux, reliant les niveaux de la Meuse à ceux des piézomètres situés de part et d'autre.

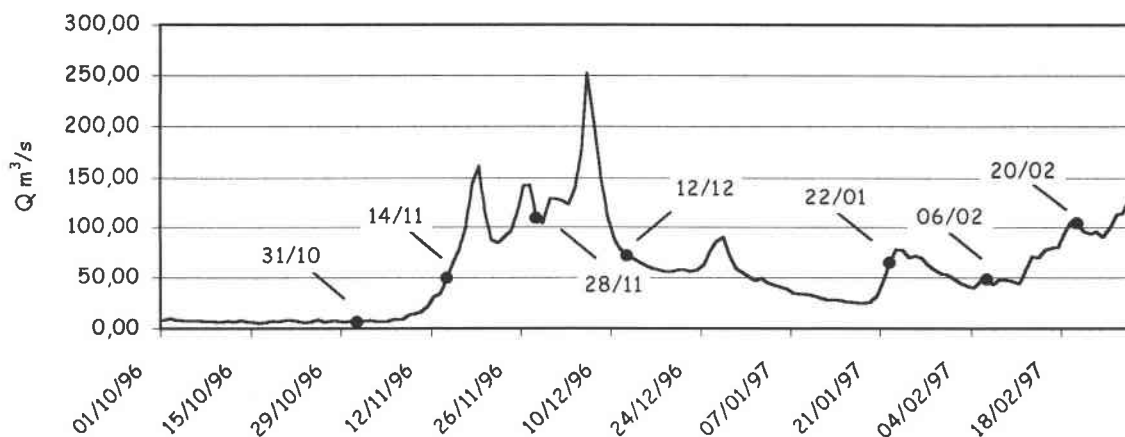


Figure V.7a. Hydrogramme de la Meuse (station de Sassey) et dates des mesures de terrain

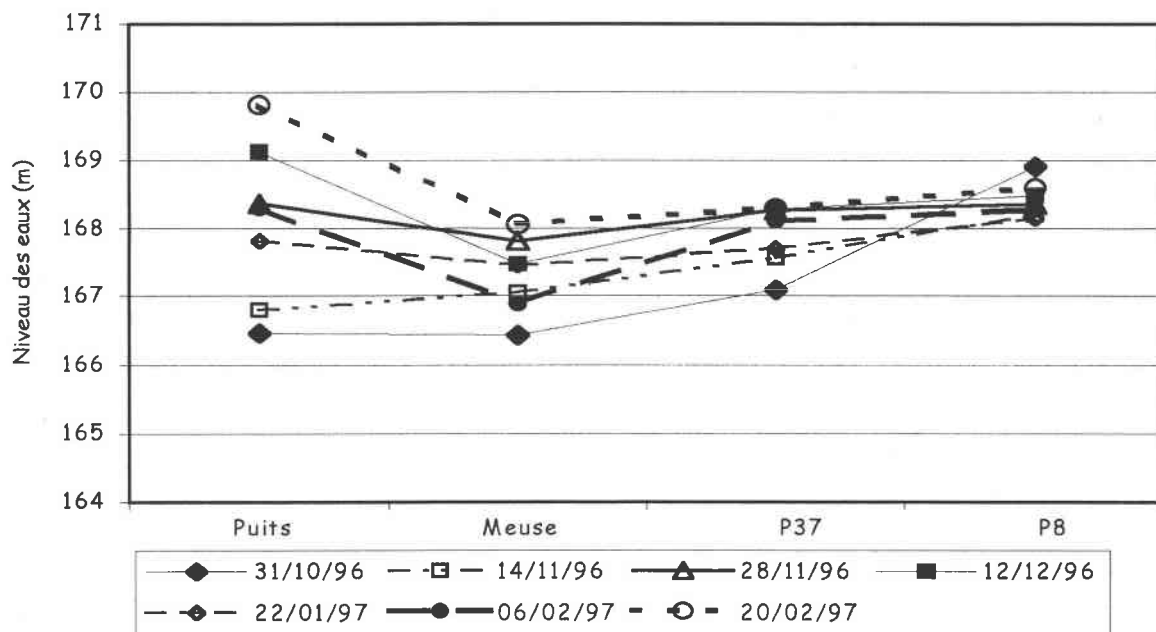


Figure V.7b. Niveaux d'eau dans le fond alluvial de la Meuse

On constate qu'à la fin de l'étiage (situation au 31/10/96), lorsque les apports de versant sont négligeables, la nappe au puits de Villefranche est au même niveau que la Meuse (à 166,5 m). Par contre en rive droite, le niveau se relève dans les piézomètres 37 et 8 au fur et à mesure

que l'on se rapproche du canal (167 et 167,8 m respectivement). Ces écarts se réduisent en crue lorsque la Meuse est haute et la nappe relevée. Cet état se réalise en un temps relativement court puisque tous les niveaux se situent entre 168,1 et 168,3 m le 28/11/96. Entre ces deux extrêmes, les situations intermédiaires sont déterminées préférentiellement par le fleuve, dont la cote se modifie plus rapidement que celle de la nappe (le niveau piézométrique se maintenant entre 168 et 168,5 m pendant toute la période). Aussi, lorsque la nappe reste haute en période hivernale, les niveaux d'eau peuvent avoir la même disposition en phase de montée (20/02/97) qu'en phase de descente (12/12/96) de crue.

Ainsi, le niveau de la nappe fonctionne apparemment en harmonie avec celui de la Meuse. Le fleuve draine la nappe en étiage et l'alimente en hiver. Mais si ce schéma très grossier est en conformité avec la nature de l'aquifère (texture assez grossière des sédiments qui remplissent le fond alluvial), il est en contradiction avec ses autres caractéristiques : volume et vitesse d'écoulement. L'utilisation d'un traceur chimique de l'eau permet de montrer, comme cela a été fait dans d'autres fonds alluviaux (dosage des chlorures par Sánchez Pérez (1992) pour la plaine du Rhin, dosage du carbone organique dissous par Vervier *et al.* (1997) pour la plaine de la Garonne), que les échanges entre la Meuse et la nappe sont plus complexes.

5.1.2.3. Echanges d'eau entre le cours d'eau et la nappe

Les critères que nous avons utilisés pour suivre ces échanges sont :

- ⇒ **La teneur en chlorure des eaux de la Meuse et de la nappe** au niveau des piézomètres profonds (P37 et P8 à 3m de profondeur) et superficiel (P6 à 1m de profondeur).
- ⇒ **Les niveaux piézométriques et limnimétriques.** La profondeur des niveaux d'eau permet d'identifier le moment des débordements de la Meuse et de tenir compte en plus de l'emplacement des piézomètres, de l'épaisseur des matériaux qui surmonte la nappe selon la micro-topographie du fond alluvial.
- ⇒ **Les hauteurs de précipitations mesurées entre deux dates de suivi sur le terrain** seront utilisées au niveau le plus détaillé de l'analyse.

L'analyse des teneurs en chlorure et celle conjointe des niveaux d'eau montre que les échanges entre la Meuse et la nappe s'effectuent sur des pas de temps de durée variable : plusieurs années, plusieurs mois (saison), ou plusieurs semaines (événement hydro-climatologique).

◆ **Les échanges pluri-annuels :**

Sur la période d'étude (qui comprend une soixantaine de mesures), il existe une différence notable entre la teneur moyenne en chlorure de l'eau de la Meuse (14,4 mg/l) et celle de la nappe alluviale (inférieure à 10 mg/l). Ces différences sont liées à la vitesse de circulation

de l'eau, très rapide dans la Meuse et comparativement très lente dans la nappe, qui contribue à étaler les échanges d'eau sous la surface sur plusieurs années. Les teneurs mesurées dans la nappe à la fin de l'étiage, sans rapport avec le niveau d'eau, en sont par ailleurs la traduction (Tableau V.1).

Date de fin d'étiage	31/10/96	23/10/97	23/09/98
Meuse : mg.l ⁻¹ Cl ⁻	19,4	17,5	18,8
<i>Prof. niveau d'eau (m)</i>	-1,53	-1,46	-1,53
P37 : mg.l ⁻¹ Cl ⁻	8,7	8,1	5,9
<i>Prof. niveau d'eau (m)</i>	-1,45	-1,33	-1,42
P8 : mg.l ⁻¹ Cl ⁻	11,9	9,8	8,2
<i>Prof. niveau d'eau (m)</i>	-0,65	-0,57	-0,65
P6 : mg.l ⁻¹ Cl ⁻	5,2	7,1	5,4
<i>Prof. niveau d'eau (m)</i>	-0,64	-0,57	-0,64

Tableau V.1. Teneurs en chlorure et niveaux d'eau à la fin de l'étiage

A niveau équivalent, les teneurs en chlorure de la nappe profonde (P37 et P8) à la fin de l'étiage 1996 (31/10/96) sont plus élevées que celles des étiages suivants. Ces valeurs sont influencées par l'étiage bien creusé de l'été précédent et probablement aussi, par l'hiver 1995/96 relativement sec (aucune inondation entre février 1995 et novembre 1996).

La nappe constitue un stock d'eau à renouvellement lent dont les caractéristiques physico-chimiques résultent d'une association de phénomènes :

- ⇒ **vitesses de circulation d'eau différentes entre Meuse et nappe**
- ⇒ **différents volumes d'eau en circulation dans la Meuse et la nappe**
- ⇒ **rythme de variation du débit de la Meuse**
- ⇒ **impact des précipitations** qui agissent sur le volume d'eau écoulé par la Meuse et sur l'alimentation directe de la nappe.
- ⇒ **rôle de l'évapotranspiration.**

Les deux derniers phénomènes étant plus appréciables au niveau de la nappe à 1 m de profondeur (P6) avec une dilution plus importante des eaux souterraines par les précipitations et une plus forte concentration par évapotranspiration.

On en déduit un fonctionnement des échanges nappe-cours d'eau à l'échelle de plusieurs années qui intègre cependant des variations saisonnières tributaires des conditions hydro-climatologiques.

◆ **Les échanges saisonniers :**

La comparaison de la variation du niveau d'eau avec celle des teneurs en Cl⁻ se rapporte à la Meuse et à la nappe dont les caractéristiques sont mesurées aux piézomètres 37 et 8 implantés à 3 m de profondeur (Figure V.8a, b, c).

➤ **La Meuse :**

On observe une concentration des chlorures au fur et à mesure que son niveau s'abaisse (jusqu'à -1,50m), et une dilution des chlorures lorsque son niveau se relève (jusqu'à +0,50m). Ce rythme saisonnier « classique » comprend cependant des variantes. Ainsi, à la fin de la saison des basses eaux, lorsque le niveau remonte, les teneurs en chlorure ne s'abaissent qu'après l'évacuation de l'eau estivale antérieurement stockée dans le chenal (les concentrations proches de 20 mg/l en novembre 1996 ne se diluent qu'après le passage de la crue de décembre avec un débit supérieur à 200 m³/s).

➤ **Piézomètre 37 :**

Les teneurs en chlorure, aux fluctuations très amorties, indiquent qu'il n'existe pas d'échanges directs avec la Meuse, malgré les variations similaires du niveau d'eau. Ces variations sont davantage commandées par les conditions hydrauliques. On observe en période de hautes eaux (exemple de l'hiver 1997/98), l'effet de barrage hydraulique du fleuve. A l'arrière, le niveau de la nappe, soutenu par l'infiltration des précipitations (on note une légère dilution des teneurs en Cl⁻), se relève. En basses eaux, on observe un relâchement de l'effet de barrage consécutif aux prélèvements évapo-transpiratoires et à un arrêt des apports climatiques. Mais des variations plus rapides des teneurs en Cl⁻ sont mesurées à la fin de la période estivale, après les premiers relèvements de niveaux. Ces variations sont attribuées à l'infiltration, depuis la surface, des eaux de débordement de la Meuse qui enrichissent en chlorure l'eau de la nappe et entraîne ainsi une remontée des teneurs (c'est le cas après la crue débordante de novembre 1998 par exemple).

➤ **Piézomètre 8 :**

Plus éloigné de la Meuse, sa situation dans un léger creux topographique, associée à la proximité du canal, explique la moindre profondeur du niveau de l'eau et l'amplitude réduite du battement piézométrique. On y discerne en hiver l'effet de l'infiltration de l'eau des précipitations et en été celui des prélèvements évapo-transpiratoires. Les variations inversées qui caractérisent les teneurs en chlorure, traduisent un phénomène de dilution/concentration responsable de fluctuations saisonnières plus appuyées qu'au piézomètre 37, où le niveau de la nappe est plus profond.

Finalement, ces fluctuations saisonnières démontrent que la nappe alluviale n'est qu'indirectement tributaire de la Meuse. Son fonctionnement est d'abord soumis aux facteurs climatiques qui conditionnent également le comportement de la Meuse. Les saisons

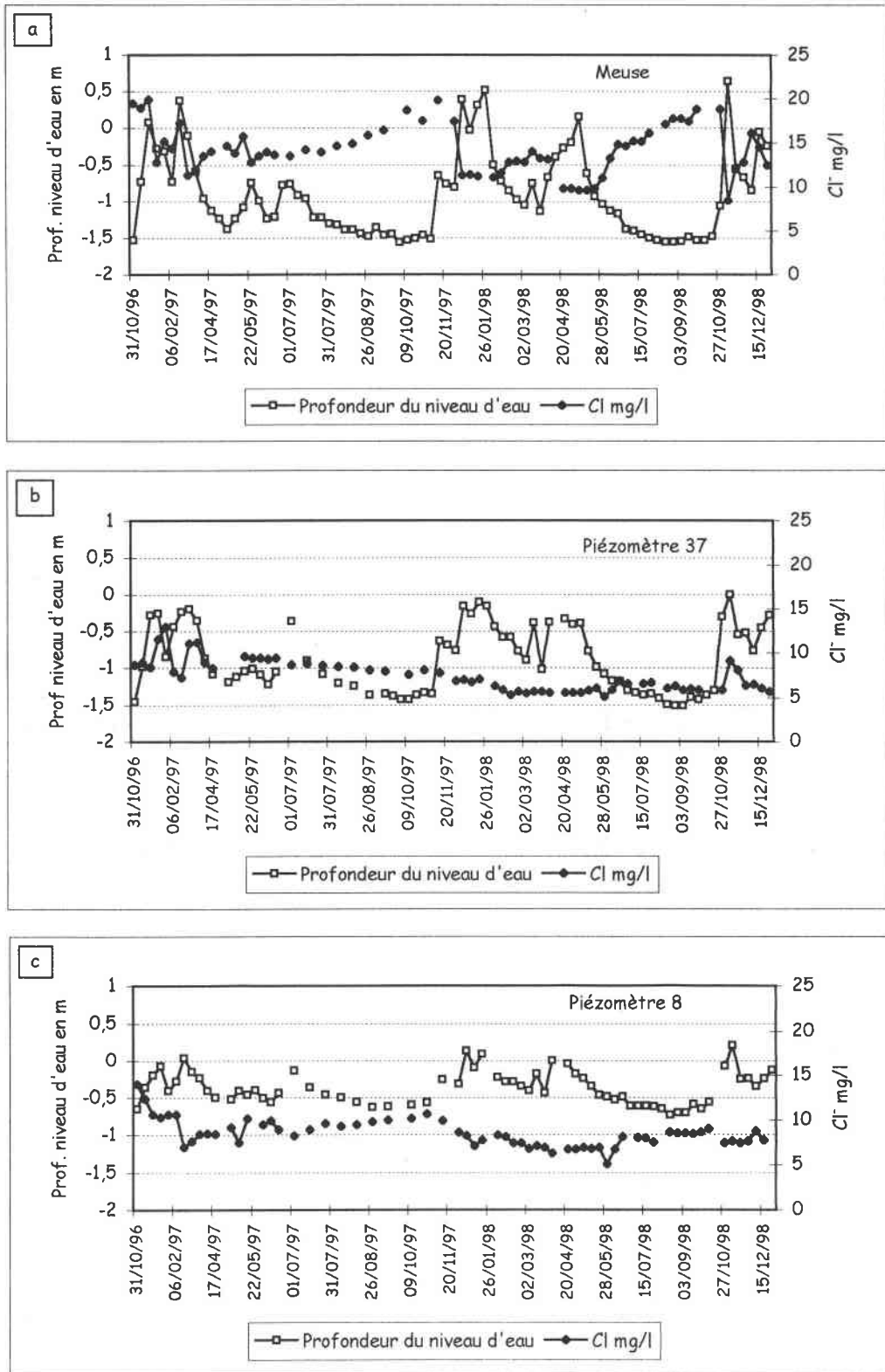


Figure V.8. Variations du niveau d'eau et des teneurs en chlorure pendant la période d'observation

apparaissent trop courtes pour que de véritables échanges d'eau puissent être perçus à cette échelle de temps. La Meuse explique cependant la présence des chlorures qui ne parviennent dans la nappe qu'au bout d'un temps plus long, pluri-annuel.

◆ Les échanges à l'échelle de l'événement hydro-climatologique :

A cette échelle de temps on discerne assez clairement l'influence des flux d'eau verticaux, notamment au niveau de la nappe superficielle à 1m de profondeur (piézomètre P6). Les eaux d'infiltration depuis la surface concernent :

⇒ **Les eaux de précipitations** ; les pluies expliquent les teneurs en Cl^- globalement plus faibles dans la nappe à 1m de profondeur. La dilution est enregistrée au moment des périodes pluvieuses comme celle de juin-juillet 1997 (Figure V.9). Cependant, les précipitations n'ont que peu d'impact sur les teneurs en Cl^- à 3m de profondeur. En effet, seules les courtes périodes de drainage consécutives à de fortes pluies (140 mm dans la deuxième quinzaine de juin 97) et à une remontée de nappe permettent des échanges entre les différentes tranches d'eau.

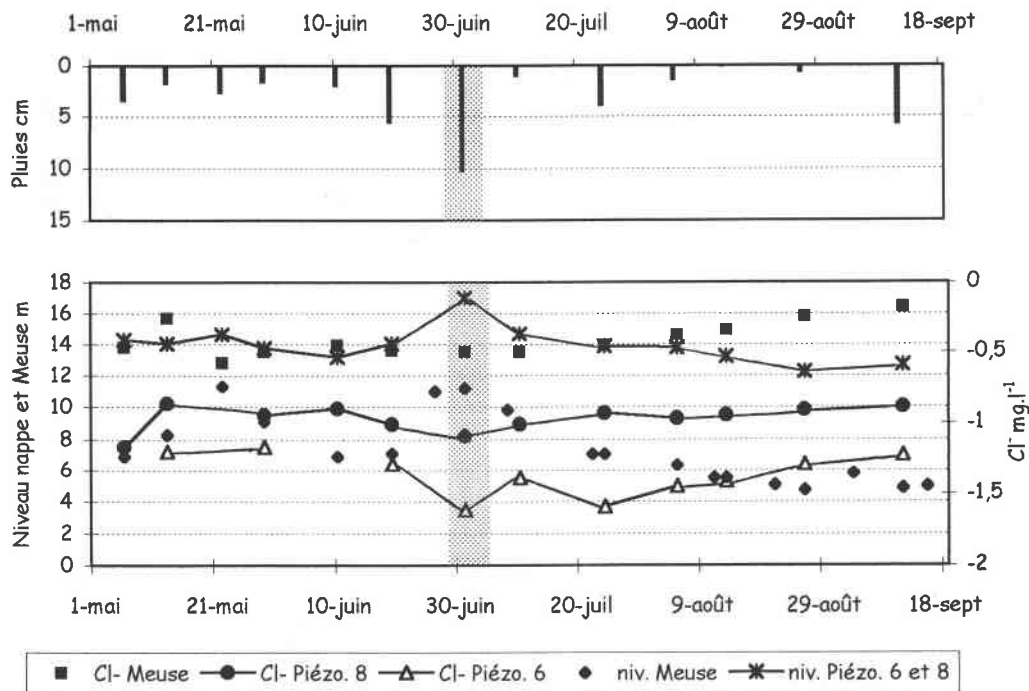


Figure V.9. Influence des précipitations sur la teneur en Cl^- de la nappe à 1m (piézo. 6) et à 3m (piézo. 8) de profondeur

En revanche, les pluies de faible intensité n'entraînant pas de remontée de nappe, n'ont-elles aucun effet sur les teneurs en Cl^- à 3m de profondeur (on n'observe pas de dilution à 3m le 24/07/97 sur la figure V.9).

⇒ **Les eaux de débordement** ; elles entraînent une augmentation des teneurs en Cl^- dans la nappe après un court temps d'infiltration.

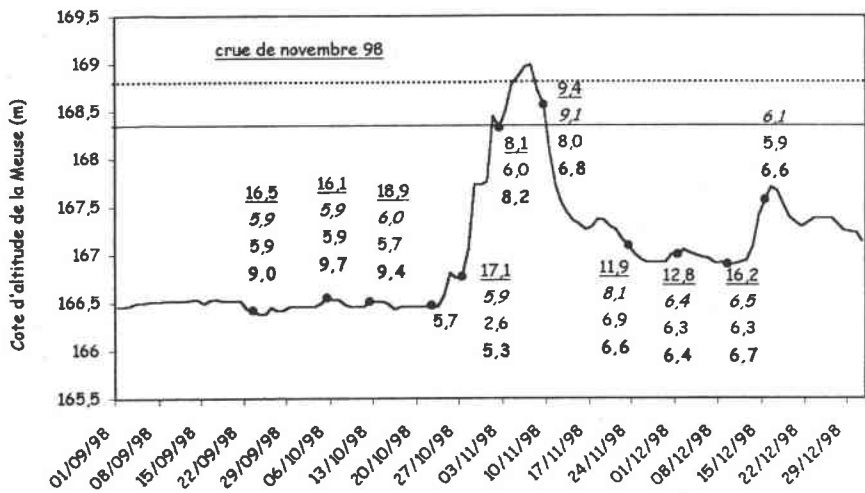
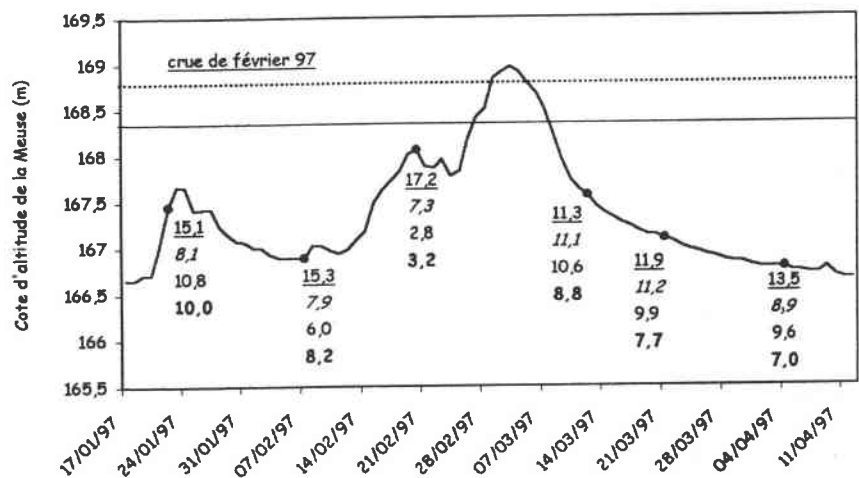
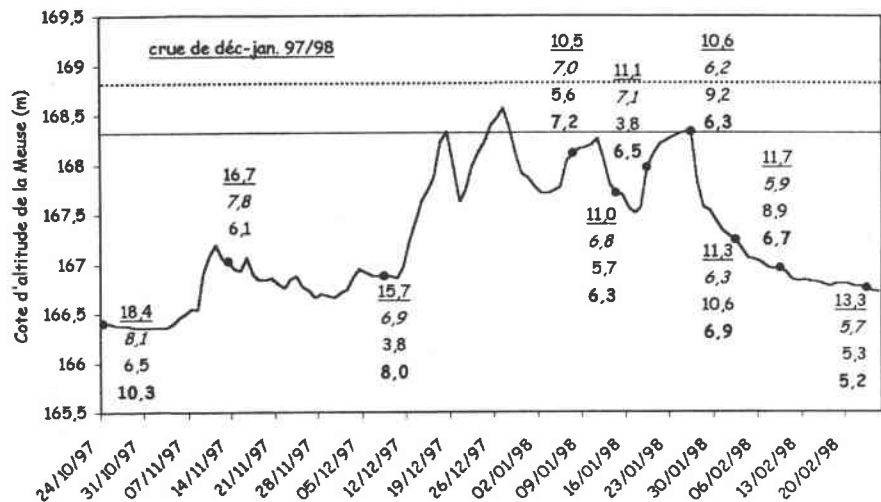
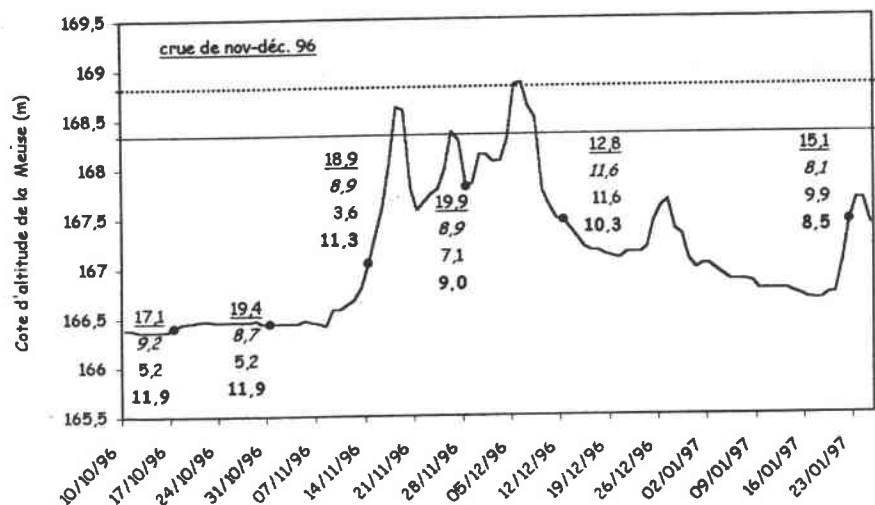
La figure V.10 représente les quatre événements de crue observés pendant la période d'étude. Sur ces graphiques sont mentionnés les cotes de débordement correspondant à la submersion des différents piézomètres. Les piézomètres P8 et P6 sont inondés fréquemment, dès qu'il y a mise en fonction des paléochenaux (cote de débordement de l'ordre de 168,35 m correspondant à des débits supérieurs à 140 m³/s). Le piézomètre P37 n'est inondé que lors des crues plus importantes avec des débits dépassant 200 m³/s (cote de débordement de l'ordre de 168,80 m).

Le scénario reste identique à chaque période de crue et dans tout le fond alluvial de la Meuse, avec :

- **une dilution par les pluies**, des teneurs en Cl⁻ dans la nappe, **en montée de crue**. L'importance de cette dilution dépend fortement du niveau de la nappe et de la tranche d'eau suivie. Ainsi, la diminution des teneurs en Cl⁻ s'observe plus franchement à 1m de profondeur. De plus, les crues survenant immédiatement après les périodes d'étiage (novembre 96 et novembre 98) n'entraînent pas de dilution des chlorures au niveau du piézomètre 37 car le niveau de la nappe y est encore très bas (-1,50 m) par rapport aux piézomètres 8 et 6 (-0,65 m).
- **une concentration des teneurs en chlorure lors de l'infiltration des eaux de débordement**. Cette augmentation survient dès qu'il y a mélange des eaux de surface avec les eaux souterraines. Elle ***s'effectue en montée de crue*** dès que la cote de débordement est franchie (bien observé en novembre 98), ***puis se poursuit dans la première phase de la descente de crue***. On note également que les teneurs en Cl⁻ au niveau du piézomètre 37 ne se modifient pas lorsque la submersion du fond alluvial n'est que partielle (cas de novembre 1996 et décembre-janvier 1997). Cela nous permet de confirmer que l'augmentation des chlorures dans la nappe est liée d'abord à l'infiltration des eaux d'inondation (flux verticaux) et secondairement seulement aux apports souterrains depuis la Meuse (flux horizontaux).
- **une diminution des teneurs en Cl⁻ en fin de descente de crue** au fur et à mesure que les eaux d'infiltration se diluent dans la nappe.

Finalement les échanges dans le fond alluvial sont de plusieurs types (Figure V.11) :

- ⇒ **Entre le cours d'eau et la nappe** ; soit par voie souterraine avec des échanges lents mais continus, soit par voie de surface au moment de la submersion du fond alluvial, les échanges sont alors plus rapides mais intermittents.
- ⇒ **Entre les précipitations et la nappe** ; les échanges sont rythmés par les apports saisonniers lorsque le bilan hydrique est positif (surtout en hiver) et à un pas de temps plus fin, par les apports aléatoires lorsque les précipitations sont particulièrement abondantes.
- ⇒ **À l'intérieur même de la nappe**, entre les franges proches et plus éloignées de la surface.



..... Cote de débordement correspondant à la submersion du piézomètre P37
 — Cote de débordement correspondant à la mise en fonction des paléochenaux et à la submersion des piézomètres P8 et P6
 ● Date de prélèvement sur le terrain

Concentrations en mg/l de Cl⁻ : Meuse
 P37
 P6
 P8

Figure V.10. Evolution des teneurs en chlorure dans la nappe et la Meuse lors de 4 événements hydro-climatologiques observés pendant la période d'étude

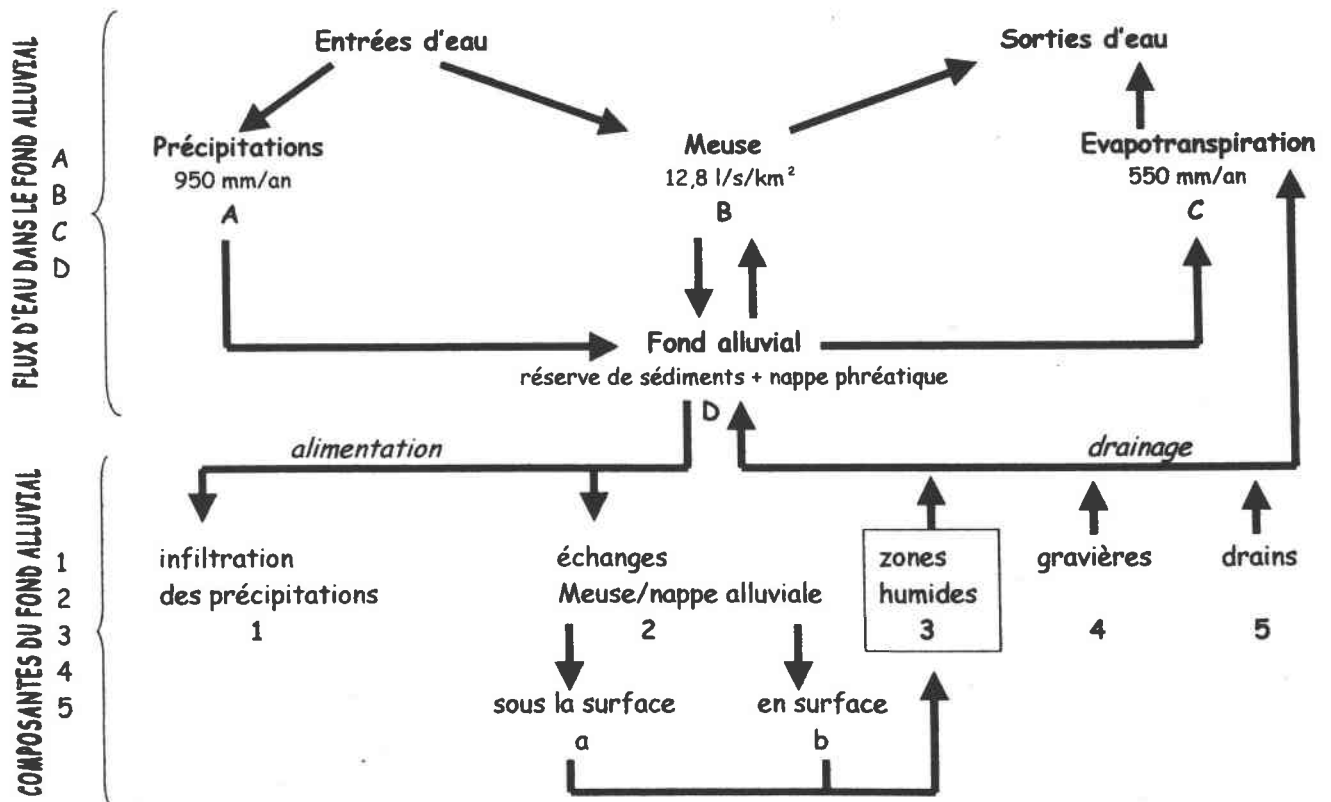


Figure V.11. Les principaux flux d'eau et échanges dans le fond alluvial (d'après Meddahi, 1999)

5.2. Effet des modalités du fonctionnement hydrodynamique sur les variations des nitrates dans la nappe

L'implication du nitrate dans le cycle biogéochimique, ne nous permet pas d'utiliser cet élément comme traceur dans l'étude des échanges rivière-nappe. Cependant, lorsqu'on lui superpose le schéma défini précédemment, nous pouvons mettre en évidence des situations plus complexes associées au niveau de la nappe et à l'amplitude de sa variation.

Les teneurs habituelles en nitrate sont en moyenne de 10,8 mg/l dans les eaux de la Meuse et de 400 µg/l dans les eaux de la nappe pendant la période d'étude.

⇒ En période estivale, pendant la saison de végétation

Sur la figure V.12 nous pouvons observer la quasi-absence de nitrates dans la nappe au cours des deux périodes de végétation suivies. Ainsi donc, nous pouvons affirmer qu'il n'y a aucune contamination des eaux souterraines en nitrates par les eaux de la Meuse qui ne déborde pas en cette saison. Les très faibles concentrations en nitrate dans la nappe pendant les périodes de végétation (ne dépassant jamais 500 µg/l) peuvent être attribuées au prélèvement de cet élément par la végétation prairiale et les micro-organismes du sol.

⇒ **En période hivernale, pendant la saison de repos végétatif**

Les teneurs en nitrate dans la nappe (superficielle et plus profonde) augmentent pendant les périodes de crue, lors de l'infiltration des eaux de débordement (Figure V.12). Cependant, à l'inverse des chlorures, les concentrations relevées dans la nappe lors de ces infiltrations (de 2 à 13 mg/l environ suivant les crues et l'emplacement des piézomètres) restent en général inférieures aux teneurs en nitrate de la Meuse pendant ces périodes (de l'ordre de 15 mg/l). Cette dernière observation pourrait s'expliquer par le phénomène de dénitrification qui est favorisé par la texture peu perméable du substrat ainsi que par les conditions d'anaérobiose temporaire des sols survenant lors des épisodes de crue.

Dans le détail, la variation des teneurs en nitrate en fonction du site de prélèvement (piézomètres 6 et 8 d'une part et piézomètre 37 d'autre part) témoigne de phénomènes plus complexes qui sont associés à l'épaisseur de la zone non saturée et à l'amplitude des variations du niveau de la nappe, ainsi qu'à la durée de l'engorgement lorsqu'il y a submersion.

➤ **Au niveau des piézomètres 6 et 8**, les concentrations en nitrate atteignent au maximum des valeurs de 4 mg/l et ne se maintiennent élevées que quelques jours (moins d'une semaine). Les nitrates disparaissent très rapidement lors de l'infiltration des eaux d'inondation, par dénitrification très certainement. La rapidité avec laquelle les nitrates sont réduits est liée à un niveau élevé de la nappe en hiver (influence du canal) qui varie entre - 20 et + 20 cm, et à des submersions plus fréquentes (situés dans un creux topographique) avec une tranche d'eau pouvant atteindre jusqu'à 60 cm.

Les teneurs plus élevées à 1 m de profondeur (Figure V.12) confirment que les échanges entre la Meuse et la nappe se font bien par des flux verticaux descendants au moment des débordements de surface (pas d'apports souterrains de subsurface).

➤ **Au niveau du piézomètre 37**, plus proche de la Meuse et inondé moins fréquemment, la situation devient encore plus complexe. Les concentrations en nitrate sont plus élevées (entre 4,5 et 13 mg/l) et restent hautes pendant plusieurs semaines. Les teneurs augmentent dès que le niveau de la nappe se relève rapidement de plus d'un mètre, sans qu'il y ait forcément de submersion (cas de novembre 96 et de décembre-janvier 97-98). Par conséquent, il est impossible que cette hausse des concentrations soit exclusivement liée à l'infiltration des eaux de débordement.

De nombreux auteurs ont attribué cette augmentation du taux de nitrates (après une remontée de nappe ou après une crue inondante) au lessivage des couches superficielles du sol enrichies en azote par la nitrification (Fustec *et al.*, 1991 dans la plaine de la Garonne ; Sánchez-Pérez, 1991b dans la plaine du Rhin). La hausse systématique des nitrates en période de recharge de la nappe est un indice de la forte capacité nitrifiante des sols alluviaux. La nitrification est un phénomène strictement aérobie qui oxyde l'azote ammoniacal (NH_4) en azote nitrique (NO_3).

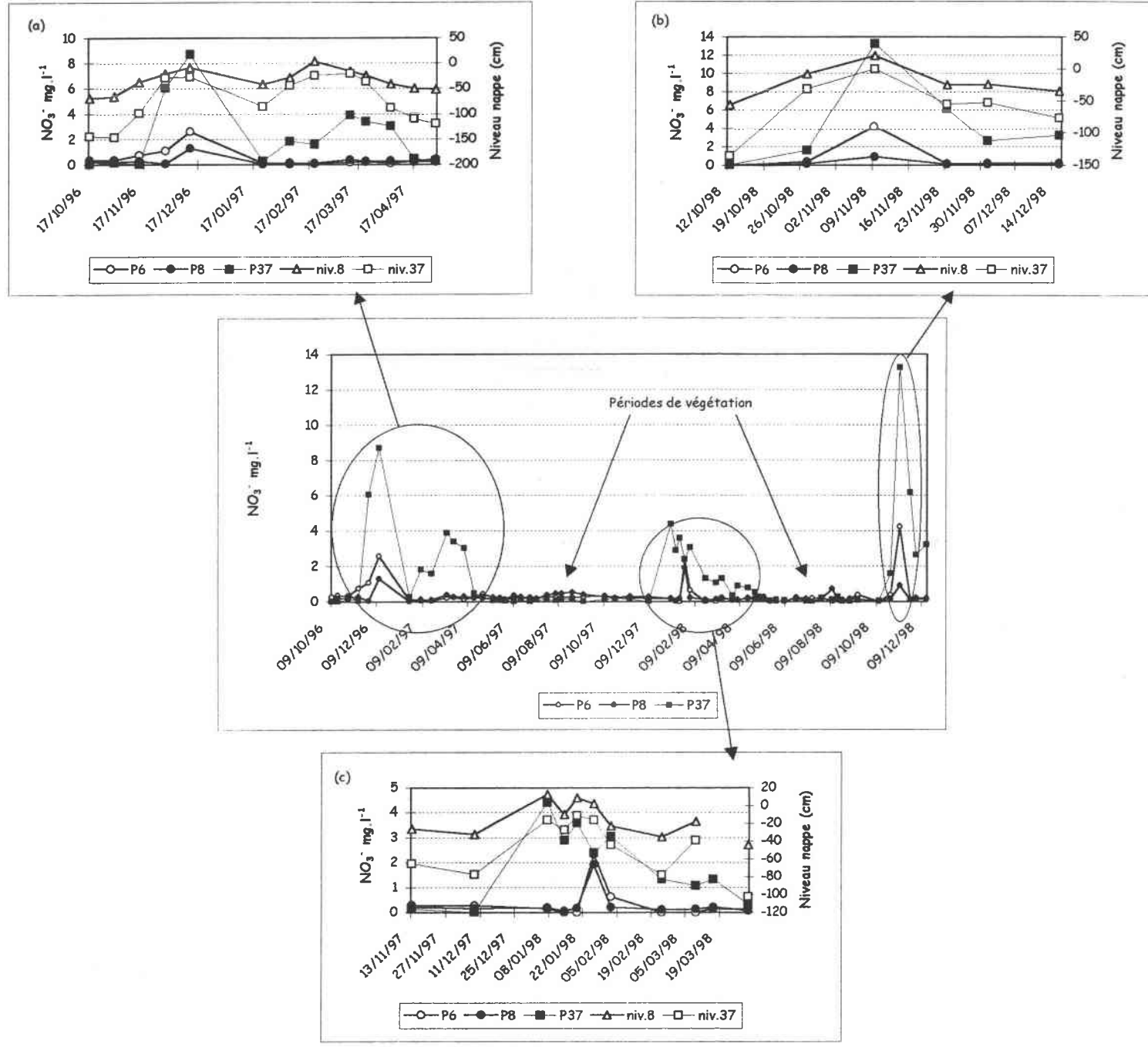


Figure V.12. Evolution des teneurs en nitrate dans la nappe pendant la période d'observation

En automne 1994, lors de travaux de réfection du canal de l'Est nous avons déjà pu constater (Krebs, 1995) le pouvoir nitrifiant des sols dans notre secteur. La vidange du canal (entre la mi-septembre et la mi-octobre) a entraîné une chute du niveau de la nappe ($>$ à 1,20 mètres), mettant à sec l'ensemble du réseau piézométrique (situé à l'emplacement des piézomètres 6 et 8 actuels). Lors de la remise en eau du canal, le niveau de la nappe a subitement remonté de 80 cm au minimum entraînant une hausse des concentrations en nitrate de la nappe (de l'ordre de 2 à 3 mg/l). Cette augmentation est liée au lessivage des nitrates présents dans la zone non saturée du sol et produits par nitrification suite aux conditions plus oxydantes liées à l'abaissement du niveau de la nappe pendant la vidange du canal.

L'accroissement du taux de nitrate au niveau du piézomètre 37, en dehors des périodes de débordement, est lié à l'épaisseur de la zone non saturée en période estivale. Plus cette zone est épaisse et plus le phénomène de nitrification est susceptible d'être important. En période de recharge de l'aquifère alluvial, le lessivage des nitrates produits par nitrification est davantage visible car l'augmentation du niveau de la nappe s'effectue rapidement avec une forte amplitude (zone non saturée épaisse d'environ 1,50 mètres à la fin de l'étiage). L'exemple de novembre 1996 illustre bien ce phénomène puisque les concentrations en NO_3^- des eaux souterraines passent de 0 à 6 mg/l après une remontée du niveau de la nappe de l'ordre de 1,30 mètres (Figure V.12a). Ce phénomène est beaucoup moins visible au niveau des piézomètres 8 et 6 du fait de la plus faible épaisseur de la zone non saturée dans cette zone (influence du canal).

Mais les plus fortes augmentations des concentrations en nitrate au niveau du piézomètre 37 s'observent lors de l'infiltration des eaux de débordement (cas de décembre 1996, Figure V.12a et novembre 1998, Figure V.12b). Les concentrations relevées dans la nappe (respectivement 8,7 et 13,2 mg/l) sont alors relativement proches de celles de la Meuse. Par la suite, on observe un abaissement du taux de nitrate dans la nappe, consécutif à la saturation du sol et qui est très certainement lié à la dénitrification puisque l'absorption racinaire est peu probable en période hivernale. Par ailleurs, un effet de dilution ne peut être mis en cause puisque les eaux de la Meuse susceptibles de contaminer la nappe ont constamment des concentrations en nitrate supérieures à celles des eaux souterraines.

Cependant, lorsque la crue inondante survient en fin d'hiver (cas de février 1997, Figure V.12a), quand le niveau de la nappe est déjà haut depuis plusieurs semaines (entre -40 et -20 cm), on se retrouve alors dans la même situation que pour les piézomètres 6 et 8. Les conditions plus hydromorphes, consécutives à un niveau hydrique plus élevé et à une plus faible amplitude du niveau de la nappe, accélèrent alors l'activité réductrice. Ainsi, malgré l'importance de la crue, les nitrates relevés dans la nappe après infiltration des eaux de débordement atteignent au maximum des teneurs de l'ordre de 4 mg/l au niveau du piézomètre 37.

Piézomètre	Augmentation des teneurs par lessivage des couches superficielles du sol	Augmentation des teneurs par infiltration des eaux de débordement	Diminution des teneurs par dénitrification
P 37	- Lessivage important en période de recharge de la nappe (forte amplitude du niveau de la nappe après nitrification estivale) - Lessivage modéré en fin d'hiver (nitrification moins importante car faible épaisseur de la zone non saturée et dénitrification stimulée en hiver)	- Forte augmentation pour les crues en fin d'été (concentrations proches de celles de la Meuse) - Augmentation peu perceptible pour les crues de fin d'hiver (dénitrification favorisée)	- Dénitrification intervient après l'infiltration des eaux d'inondation pour les crues en fin d'été - Dénitrification plus importante pendant les crues de fin d'hiver (conditions plus hydromorphes)
P 8	Lessivage modéré (idem P 37 en fin d'hiver)	Augmentation peu perceptible après infiltration car les conditions plus hydromorphes accélèrent la dénitrification (phénomène accentué pour les crues en fin d'hiver)	Dénitrification fortement favorisée par les conditions hydromorphes
P 6	Idem Piézo. 8	Augmentation légèrement plus importante qu'à 3m de profondeur (eaux chargées en nitrate s'infiltrant depuis la surface)	Idem Piézo. 8

Tableau V.2 Phénomènes responsables des fluctuations des teneurs en nitrate dans la nappe pendant les périodes hydrologiques perturbées

Le tableau V.2 résume les principaux processus responsables des fluctuations du taux de nitrate dans la nappe en saison hivernale.

Finalement, les fluctuations des concentrations en nitrate pendant la période des hautes eaux sont fortement influencées par l'épaisseur de la zone non saturée et l'amplitude des variations du niveau de la nappe qui contrôlent l'équilibre dynamique entre les phénomènes de nitrification et de dénitrification. Aussi, les variations observées s'intègrent parfaitement au schéma admis précédemment.

5.3. Conclusion

Les échanges d'eau entre la Meuse et la nappe alluviale restent complexes dans notre secteur, malgré l'absence de connexion (engendré par le caractère imperméable de la structure géologique sous-jacente) entre ces derniers et l'aquifère profond. Les niveaux d'eau (de surface ou souterrains) sont principalement commandés par les précipitations et l'évapotranspiration : les flux verticaux dominent donc largement à l'échelle de la saison ou de l'événement

hydrologique. Les flux latéraux à travers les sédiments sont continus mais trop lents pour qu'on puisse leur attribuer une réelle importance à l'échelle de la saison ou d'une année.

De nombreuses interférences liées à la présence dans le fond alluvial d'un canal de dérivation et de chenaux préférentiels complexifient le fonctionnement hydrodynamique. En effet, le canal entraîne une élévation du niveau hydrique qui n'est pas sans conséquences sur de nombreux processus biogéochimiques, le réseau d'anciens chenaux et de noues entraîne des écoulements préférentiels qui favorisent des submersions plus fréquentes de certaines zones du fond alluvial.

Le mouvement des nitrates est sous l'influence du fonctionnement hydrodynamique mais également des caractéristiques texturales des sols. Des phénomènes complexes de nitrification, lessivage des couches superficielles du sol et dénitrification sont gouvernés par l'amplitude de la variation du niveau de la nappe alluviale, et plus précisément par l'épaisseur de la zone non saturée. Ainsi, plus le niveau hydrique sera élevé, et plus le processus de dénitrification sera important. Mais à saturation, ce processus est avant tout favorisé par la texture argileuse des sols qui engendre rapidement des conditions hydromorphes.

Les caractéristiques hydrogéomorphologiques particulières de ce fond alluvial (pas d'interface avec l'aquifère profond) et la présence du canal de l'Est (qui augmente artificiellement le niveau de la nappe) permettent difficilement de transposer le schéma obtenu à d'autres secteurs de la plaine alluviale de la Meuse. Par contre, la transposabilité est tout à fait envisageable pour des fonds alluviaux présentant des caractéristiques similaires.

CHAPITRE VI

Hydrochimie des écosystèmes prairiaux inondables

Le dispositif piézométrique a été conçu à deux échelles :

- un suivi à l'échelle de la zone d'étude a permis d'analyser le fonctionnement hydrologique du secteur (suivi des piézomètres n° 37, 8, 6 et d'un puits en rive gauche).

- un suivi plus complet à l'échelle de la micro-parcelle, sur deux sites plus équipés (piézomètres n°1 à 36), permet d'étudier l'influence des systèmes sol-végétation sur la composition chimique de la nappe. Les variations de l'hydrochimie seront mises en relation avec le cycle saisonnier et les événements hydrologiques d'une part, avec la typologie des prairies d'autre part.

Ainsi, dans ce chapitre, nous étudierons l'hydrochimie des eaux souterraines (prélevées à deux profondeurs sur l'ensemble des carrés permanents) et des eaux de surface (prélevées dans la Meuse et le canal de l'Est). Une analyse plus détaillée des eaux souterraines concernera les éléments biogènes (N, P et K) qui interviennent directement dans la nutrition minérale des plantes. Ces éléments, outre leur stockage dans la biomasse, sont également retenus par les sols ou encore transformés. Les résultats présentés dans ce chapitre ne concerneront que la partie "eau" de l'écosystème prairial et de ce fait ils ne permettront qu'une première approche du rôle épurateur des prairies alluviales. Ces résultats nécessiteront une analyse plus fine par le suivi des autres compartiments de l'écosystème, à savoir la chimie de la zone non saturée du sol et de la végétation. Ces deux derniers aspects seront traités dans la dernière partie et permettront de conclure aux différentes hypothèses émises dans le chapitre I.

6.1. Dispositifs et méthodes de suivi des eaux

Nous avons installé le dispositif expérimental sur deux parcelles (Figure VI.1) qui diffèrent par :

⇒ **leur végétation** : prairie à Sèneçon aquatique ou PSA (parcelle 1) et mégaphorbiaie à Reine des prés ou MEG (parcelle 2),

⇒ **le niveau de la nappe** : conditions plus hydromorphes pour la parcelle 2.

Le suivi de la composition chimique de la nappe est réalisé à deux profondeurs : à 1 m (zone exploitée par les racines des espèces herbacées) et à 3 m dans le gravier. Ce suivi est effectué dans les deux parcelles par la mise en place de piézomètres à l'entrée et à la sortie de micro-

parcelles d'une surface qui varie entre 100 et 200 m² (Figure VI.2). Au total nous avons suivi 5 micro-parcelles qui représentent grossièrement l'ensemble des pratiques agricoles adoptées sur l'ensemble du secteur étudié (à l'exception des cultures).

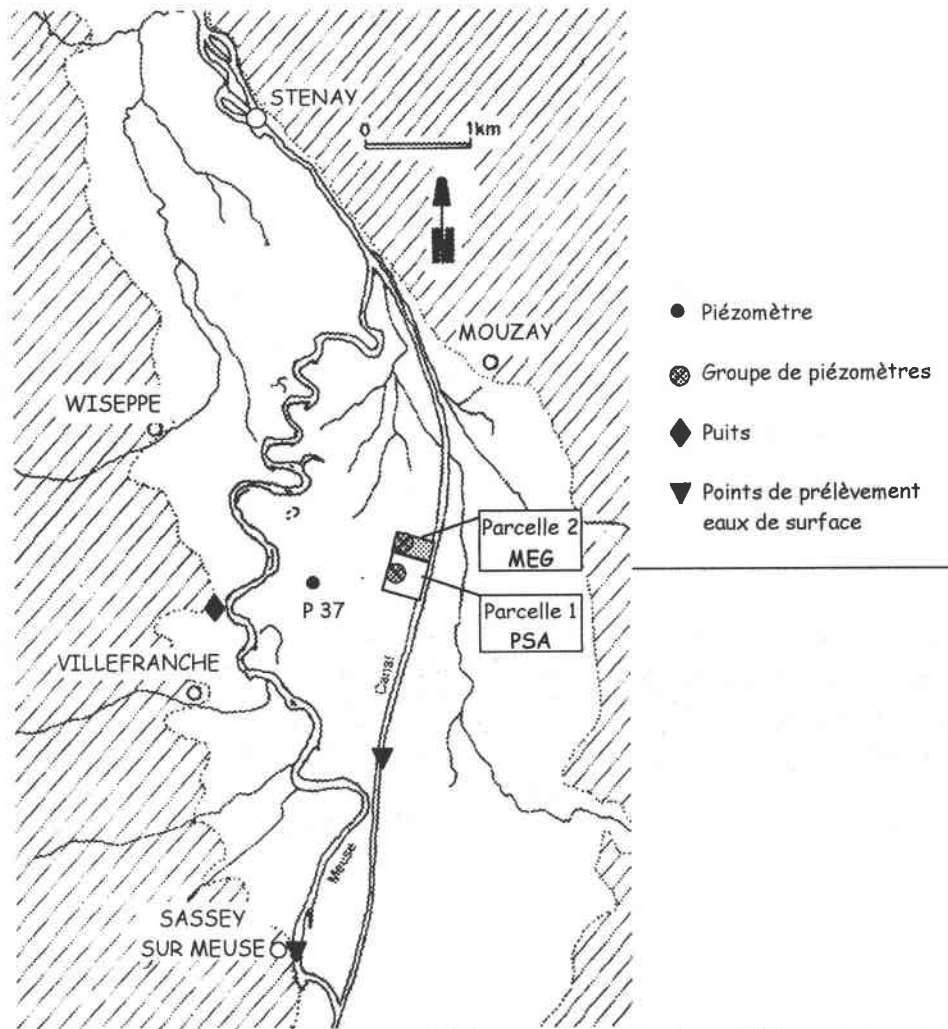


Figure VI.1. Localisation du dispositif expérimental

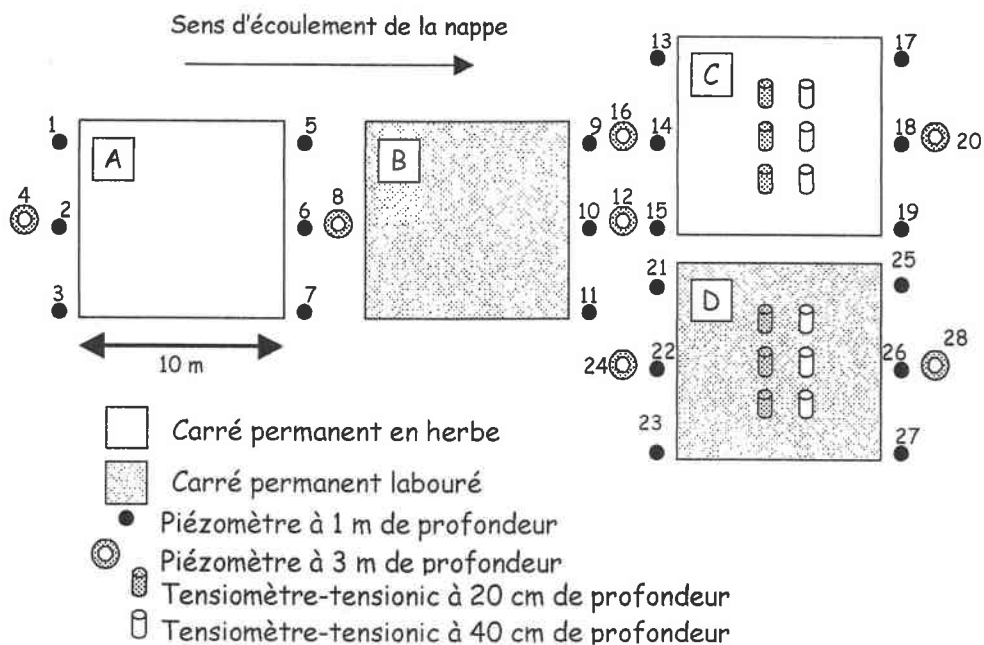
6.1.1. Mise en place du dispositif piézométrique au niveau des micro-parcelles

Les piézomètres, au nombre de 8 pour chaque micro-parcelle (36 piézomètres au total), sont distribués de manière équivalente de part et d'autre de cette dernière avec 3 piézomètres à 1 m de profondeur et un piézomètre à 3 m de profondeur (Figure VI.2, photos 6 et 7). Le suivi de ces piézomètres nous permet dans un premier temps de caractériser chimiquement les eaux de la nappe et de les identifier par rapport à celles de la Meuse selon les situations mises en évidence précédemment. Secondairement, nous tentons de mettre en relation les variations de la composition chimique des eaux souterraines avec le cycle saisonnier d'une part, avec la

typologie des prairies d'autre part. Les variations de l'hydrochimie en relation avec les pratiques agricoles seront abordées dans la troisième partie.

Dispositif piézométrique au niveau de la prairie à Sénéçon aquatique

A et C : Fauchés vers le 10/06 B et D : Sols nus
 A et B : Non fertilisés
 C et D : Fertilisés avec 60 kg d'N/ha/an en 1997 et 120 kg d'N/ha/an en 1998



Dispositif piézométrique au niveau de la mégaphorbiaie à Reine des prés

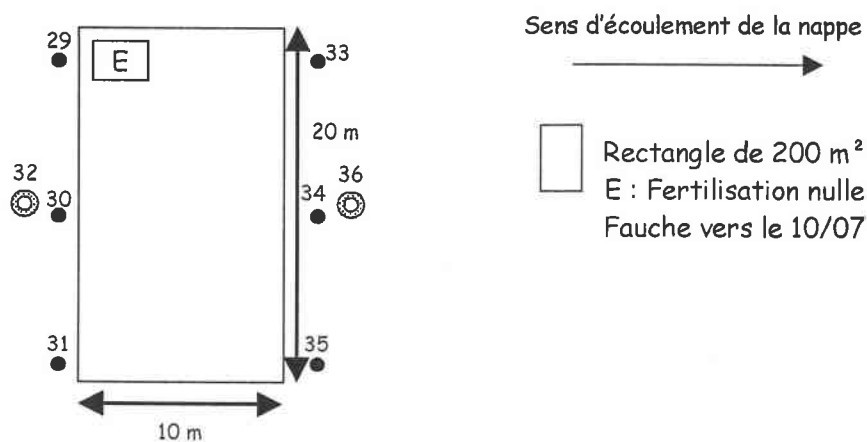


Figure VI.2. Le dispositif piézométrique au niveau des micro-parcelles

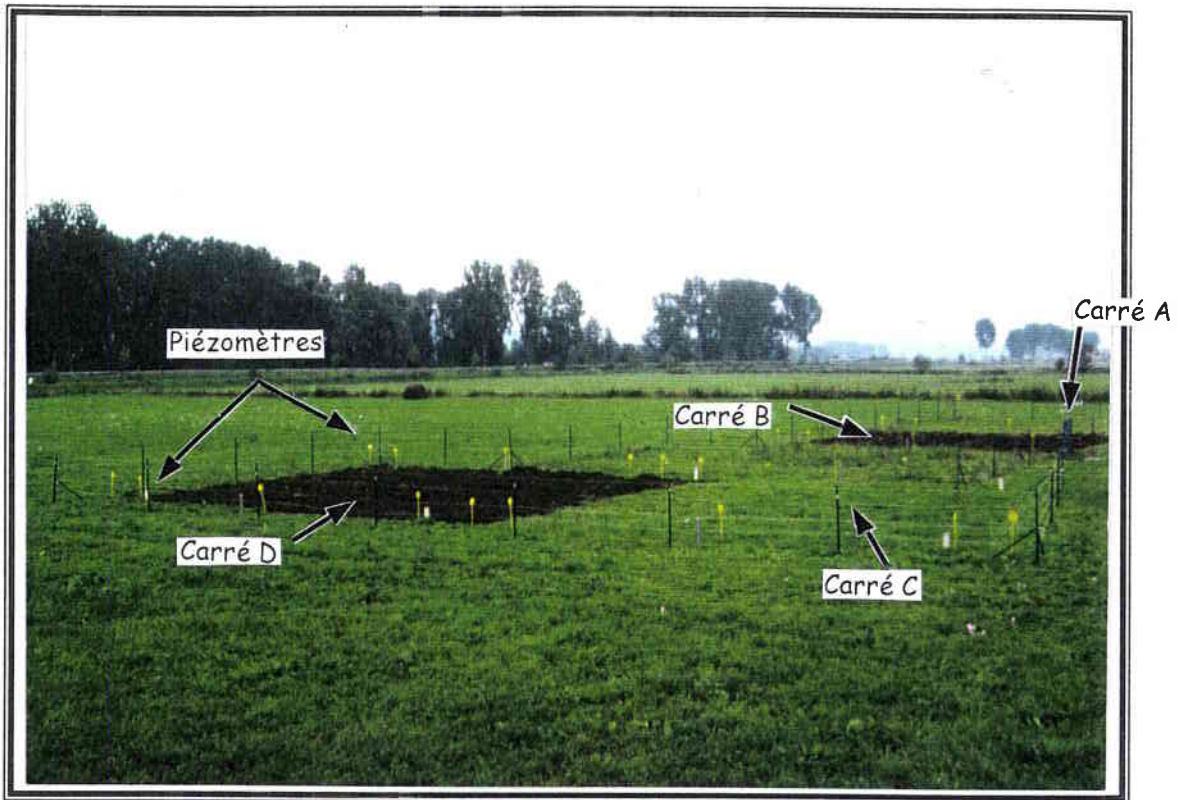


Photo 7 : Carrés permanents et réseau piézométrique au niveau de la prairie à Sénéçon aquatique (PSA)



Photo 8 : Piézomètres à 1 et 3 mètres de profondeur à l'entrée d'un carré labouré

6.1.2. Méthodes d'échantillonnage et périodicité

Les méthodes de prélèvement des eaux souterraines et superficielles ont été décrites dans le chapitre V. La périodicité des prélèvements de la nappe superficielle (1 m) et profonde (3 m) a été calculée en fonction du coefficient de perméabilité au niveau des piézomètres installés à 1 m. Pour cela, nous avons utilisé la méthode de Ernst et Weterhof (1956) qui permet d'effectuer la mesure du coefficient dans des aquifères peu profonds. Cette méthode, relativement simple, consiste à vidanger complètement le piézomètre puis le calcul s'effectue à partir du temps de remontée du niveau d'eau. Le tableau VI.1 montre les résultats obtenus au niveau des 5 carrés permanents. Les vitesses d'écoulement obtenues varient entre 10 jours et trois semaines suivant les carrés pour parcourir 10 mètres (largeur du carré). Par conséquent, le suivi de la nappe a été effectué avec une périodicité de 15 jours. Cependant, un suivi hebdomadaire a été mis en place lors de certaines périodes de crue ainsi que pendant la période de végétation, notamment pour les carrés fertilisés.

	Formule de Ernst & Weterhof (1956)
Carré A	0,64 ± 0,08
Carré B	0,49 ± 0,16
Carré C	0,80 ± 0,39
Carré D	0,50 ± 0,21
Carré E	1,04 ± 0,51

Tableau VI.1. Essais de pompage selon la méthode de Ernst & Weterhof (1956) pour six points piézométriques par carré (coefficient de perméabilité exprimé en $m.j^{-1}$)

6.1.3. Méthodes d'analyse

Sur le terrain nous avons mesuré directement dans les piézomètres les :

⇒ **Paramètres physiques**

- **La conductivité et la température** avec un conductimètre CG 858 (Schott-Geräte).
- **Le potentiel d'oxydo-réduction** avec un pH-mètre de terrain à microprocesseur (Labo-moderne) avec une électrode Ag/AgCl (Schott-Geräte)
- **L'oxygène dissous** avec un oxymètre de terrain à microprocesseur OXI 96 (Labo-moderne).

➤ **Le pH** avec un pH-mètre de terrain à microprocesseur WTW 320 (Labo-moderne) à électrode combinée SenTix 50. Le pH est plus souvent mesuré en poste fixe au laboratoire avant analyse des autres paramètres.

Remarque : les mesures de potentiel rédox et d'oxygène dissous n'ont été réalisées que très ponctuellement.

Au laboratoire, après filtration de l'eau à 0,45 µm, ont été dosés régulièrement les :

⇒ **Paramètres chimiques**

➤ **Les principaux anions nitrates, sulfates et chlorures** (NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-) par chromatographie ionique à l'aide d'un chromatographe Dionex modèle 4500i équipé d'une colonne Ion Pac AS4A.

➤ **L'azote ammoniacal** (N-NH_4^+) par dosage spectrophotométrique, selon la norme AFNOR : NF 90-015. C'est la méthode au bleu d'indophénol, jugée fiable pour des teneurs situées entre 10 µg/l et 1,3 mg/l.

➤ **Les orthophosphates** (P-PO_4^{3-}) par dosage spectrophotométrique selon la norme AFNOR : NT T 90-023. Le seuil de détection avec cette méthode se situe à 5 µg/l.

➤ **L'alcalinité** : titre alcalimétrique complet (TAC), permet de doser les bicarbonates (HCO_3^-) par méthode volumétrique, selon la norme AFNOR : 90-036.

➤ **Les cations majeurs calcium, magnésium, potassium et sodium** (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) par spectrométrie à l'aide d'un spectromètre Perkin Elmer modèle 2380. Le calcium et le magnésium par spectrométrie d'absorption atomique selon la norme AFNOR : T90-005, le sodium et le potassium par spectrométrie d'émission de flamme selon la méthode AFNOR : T90-019.

➤ **Le Fer total** (Fe total) par spectrométrie d'absorption atomique (spectromètre Perkin Elmer modèle 2380) après acidification à l'acide nitrique (HNO_3).

6.1.4. Analyse statistique

L'analyse en composantes principales (A.C.P.) normée est une méthode de traitement des informations qui permet de mettre en évidence les variables corrélées. Cette méthode permet d'expliquer la distribution du nuage de points selon plusieurs facteurs synthétiques obtenus à partir de l'ensemble des variables introduites dans l'analyse.

Une A.C.P. a été réalisée par l'intermédiaire du logiciel XLSTAT à partir des paramètres physico-chimiques de la nappe profonde (à partir de 9 piézomètres à 3 mètres), de la nappe superficielle (à partir des 12 piézomètres à 1 mètre des carrés A et E non fertilisés) et des eaux de surface (canal de l'Est et Meuse). La matrice des résultats contient ainsi 11 variables

(conductivité, bicarbonates, chlorures, sulfates, nitrates, azote ammoniacal, ortho-phosphates, calcium, sodium, magnésium et potassium), et 23 points de prélèvement (21 points piézométriques et deux relevés pour les eaux de surface). Les variables chimiques sont représentées dans un souci de simplification par les valeurs moyennes des différents piézomètres et des eaux de surface. A chaque paramètre physico-chimique correspond ainsi une moyenne calculée à partir de 64 valeurs par piézomètre profond, 51 valeurs par piézomètre superficiel, 60 valeurs pour le canal de l'Est et 78 valeurs pour la Meuse. Ces valeurs sont réparties entre octobre 1996 et décembre 1998.

Nous avons comparé les concentrations en éléments minéraux entre la nappe superficielle et la nappe profonde à l'aide d'un test portant sur la comparaison des médianes : **le test des rangs de Mann-Whitney-Wilcoxon**. Ce test est une méthode non-paramétrique réputée pour comparer deux populations. On l'utilise pour tester l'hypothèse nulle que les populations suivent la même distribution contre l'hypothèse que les deux populations suivent des distributions différentes, en se basant sur la position de la médiane. Ce test a été réalisé par l'intermédiaire du logiciel XLSTAT. Nous avons également utilisé ce test pour comparer les éléments biogènes entre les eaux de la Meuse et celles de la nappe superficielle.

Pour les éléments intervenant dans la nutrition minérale des plantes (nitrates, azote ammoniacal, orthophosphates et potassium), nous avons également cherché à montrer des variations significatives sur le plan temporel pouvant être liées à la saison ou à la typologie prairiale. Pour cela nous avons réalisé une comparaison des concentrations moyennes de ces quatre éléments dans la nappe superficielle et profonde sur l'ensemble des carrés permanents aux différentes saisons, ainsi que sous deux couverts prairiaux différents. Nous avons également tenté de montrer l'influence de la végétation en comparant ces mêmes paramètres chimiques à l'entrée et à la sortie des carrés permanents A et E.

Pour étudier les variations saisonnières des éléments N, P et K dans la nappe nous avons utilisé **le test non paramétrique de Kruskal-Wallis** (XLSTAT). Pour ces mêmes éléments, nous avons également utilisé une **analyse de la variance, ANOVA double avec interaction**. Cette analyse à deux facteurs « prairie » et « saison » permet de tester une éventuelle différence entre deux prairies et une possible évolution dans le temps, ainsi qu'une interaction entre ces deux effets. Le facteur prairie possède 2 modalités (Prairie à Sénéçon aquatique ou PSA et mégaphorbiaie à Reine des prés ou MEG) et le facteur saison a été découpé en quatre périodes de trois mois (début janvier → fin mars, début avril → fin juin, début juillet → fin septembre, début octobre → fin décembre). Les populations (azote, phosphore et potassium dans la nappe) n'étant pas normales, les données subissent une transformation logarithmique ($x \rightarrow \ln(x)$). Par ailleurs, les variances étant sensiblement égales et les tailles d'échantillons à peu près

semblables, toutes les conditions sont donc réunies pour que l'ANOVA soit valable. Ce test a été traité sous le logiciel STATGRAPHICS Plus.

6.2. Caractérisation chimique des eaux et variations

Les éléments dissous dans les eaux ont été regroupés en deux catégories, en fonction de leur abondance et de leur rôle dans les cycles biogéochimiques. Nous distinguons d'une part toute une catégorie d'ions qui n'entrent pas ou peu dans les cycles biogéochimiques. Il s'agit des ions majoritaires tels que le bicarbonate (HCO_3^-), le chlorure (Cl^-) et le sodium (Na^+), mais également d'ions largement excédentaires par rapport aux besoins des écosystèmes comme le calcium (Ca^{2+}), le sulfate (SO_4^{2-}) et le magnésium (Mg^{2+}). D'autre part, nous distinguons les ions correspondant aux éléments biogènes majeurs. Ces derniers, fortement influencés par les cycles biogéochimiques, peuvent être classés dans la catégorie des ions minoritaires. Il s'agit de l'azote nitrique (N-NO_3^-), de l'azote ammoniacal (N-NH_4^+), des ortho-phosphates (P-PO_4^{3-}) et du potassium (K^+). Dans le cadre de notre étude nous nous intéresserons essentiellement à cette dernière catégorie d'ions.

6.2.1. Les eaux de la Meuse

6.2.1.1. Caractéristiques physico-chimiques

La qualité des eaux de la Meuse n'a cessé de se dégrader ces 35 dernières années. Les teneurs en nitrate, par exemple, s'élevaient à 11 mg/l en 1998 dans le secteur de Stenay alors qu'elles n'étaient que de 0,63 mg/l en 1958. Les principales sources de cet enrichissement sont l'utilisation croissante de fertilisants agricoles (Probst, 1985 ; Barroin *et al.*, 1997). Les caractéristiques moyennes des eaux de surface sont indiquées dans le tableau VI.2. Elles ont été calculées pour la période d'octobre 1996 à décembre 1998 à partir de prélèvements provenant de la Meuse et du Canal de l'Est.

Les principaux ions majoritaires des eaux de la Meuse dans le secteur de Sassey sur Meuse sont par ordre d'importance, parmi les cations : le calcium, le magnésium et le sodium, et parmi les anions : les bicarbonates, les sulfates et les chlorures. Ces eaux de surface sont de **type bicarbonaté calcique** puisque le calcium et le bicarbonate (éléments fortement conditionnés par la lithologie) totalisent à eux seuls plus de 84 % de la charge ionique totale. Le pH de la Meuse compris entre 7,9 et 8,4 est assez peu variable. La température fluctue avec la saison, et passe de 1,8°C en hiver à 24,3°C en été (Figure VI.3). La conductivité électrique, de l'ordre de 488 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ a tendance à diminuer lors des crues.

Paramètres	Valeurs			n
	minimum	moyenne	maximum	
N-NO ₃ ⁻ µg.l ⁻¹	724	2447	4393	124
N-NH ₄ ⁺ µg.l ⁻¹	9.0	60.0	179.0	120
P-PO ₄ ³⁻ µg.l ⁻¹	0.0	35.8	168.0	115
K ⁺ mg.l ⁻¹	1.60	2.47	3.60	69
Mg ²⁺ mg.l ⁻¹	5.1	7.0	10.3	52
Ca ²⁺ mg.l ⁻¹	55.0	83.0	110.0	35
Na ⁺ mg.l ⁻¹	3.4	6.6	13.3	42
HCO ₃ ⁻ mg.l ⁻¹	201	246	364	66
SO ₄ ²⁻ mg.l ⁻¹	19.9	31.3	55.9	123
Cl ⁻ mg.l ⁻¹	7.8	14.4	24.5	121
PH	7.9	8.2	8.4	63
Température °C	1.8	12.8	24.3	102
Conductivité µS.cm ⁻¹	320	488	630	107

Tableau VI. 2. Valeurs moyennes et extrêmes des principaux paramètres physico-chimiques des eaux de surface (Meuse et Canal de l'Est à Sassey-sur-Meuse) entre octobre 1996 et décembre 1998.

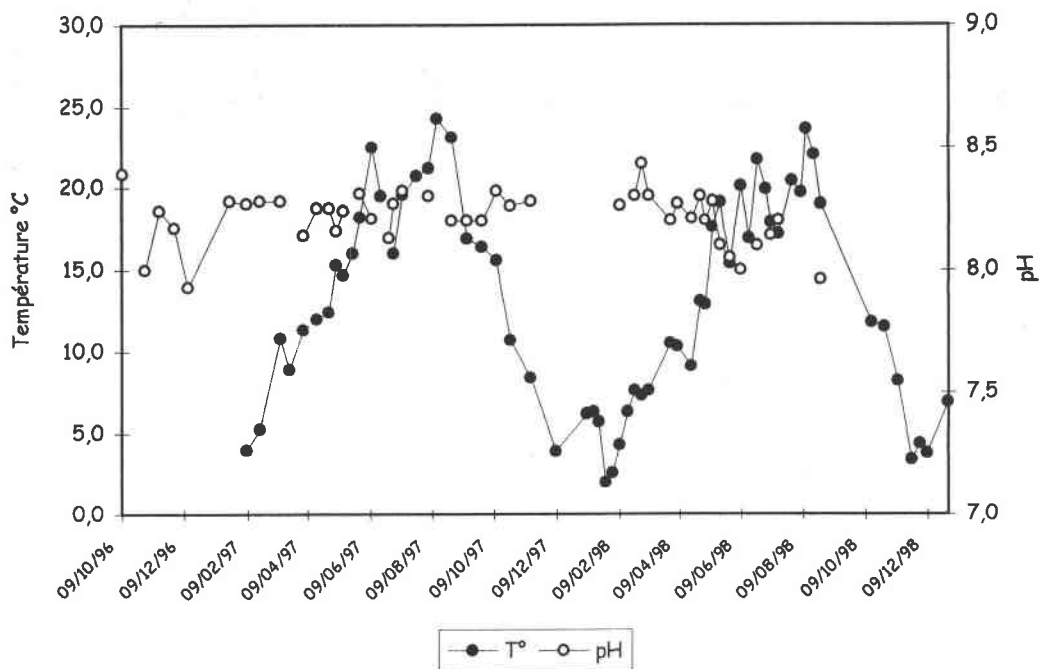
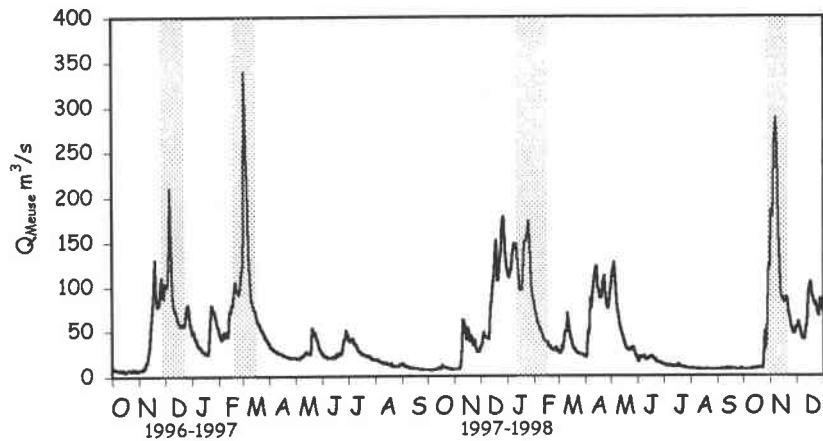
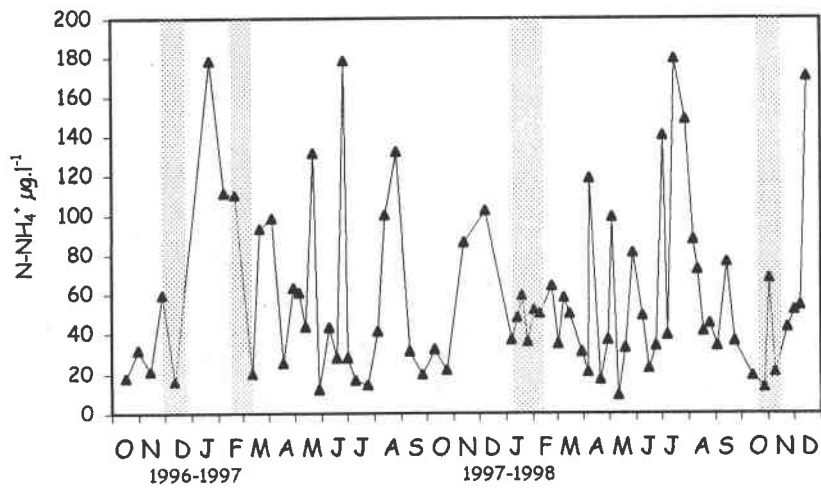
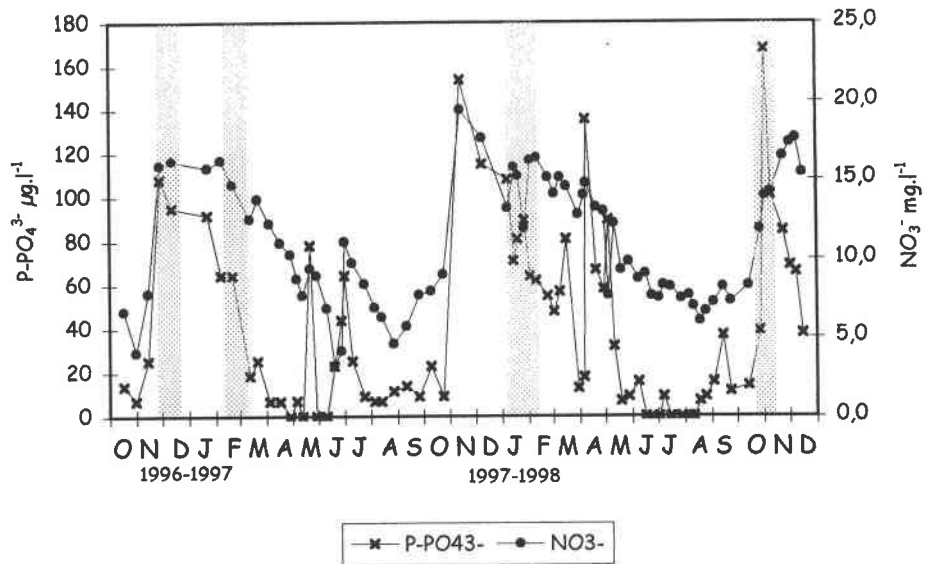


Figure VI.3. Variation temporelle de la température et du pH des eaux de surface entre octobre 1996 et décembre 1998



Le grisé indique les périodes de débordement de la Meuse

Figure VI.4. Variation temporelle des concentrations en nitrate, phosphate et azote ammoniacal dans les eaux de la Meuse en relation avec les variations hydrologiques

6.2.1.2. Variation temporelle des éléments azotés et phosphatés

Les ions minoritaires représentés par les éléments biogènes sont le potassium, l'azote nitrique et dans des concentrations plus faibles l'azote ammoniacal et les phosphates. Ces éléments sont fortement influencés par le lessivage des sols et l'activité biologique. Les fluctuations annuelles liées aux cycles saisonniers sont relativement importantes pour les composés azotés et phosphatés (Figure VI.4). Ceci s'explique par le lessivage des sols en période de crue, l'apport de fertilisants chimiques en période de végétation et l'utilisation de ces composés par les plantes au printemps et en été. Les concentrations en nitrate, très basses en été (de l'ordre de 4,6 mg/l au mois d'août), atteignent pourtant 16 à 17 mg/l lors des hautes eaux d'hiver. Ceci confirme la relation entre les concentrations et les débits du fleuve (Brunet & Astin, 1996 ; Brunet, 1997 ; Cooper & Roberts, 1996).

Le comportement du phosphore dissous est également fortement lié aux variations hydrologiques. La mise en solution de cet élément se réalise plus facilement en hiver avec des concentrations maximales en période de crue (de 110 à 170 µg/l selon les années). Des pics importants de P-PO₄, qui correspondent à des battements de nappe, apparaissent également à la suite d'épisodes de pluies au printemps, avec un maximum de 80 µg/l en mai-juin 1997 et 136 µg/l en avril 1998. Ces pics interviennent pendant les périodes d'épandage de fertilisants chimiques et sont très certainement liés à un ruissellement de surface consécutif à une forte pluviométrie (Sharpley & Syers, 1979 ; Dorioz & Fehri, 1994 ; Hooda *et al.*, 1997 ; Edwards & Withers, 1998). Par contre en période de basses eaux les concentrations sont très faibles voire nulles.

En ce qui concerne les variations des concentrations en azote ammoniacal, il ne semble pas y avoir de réelle corrélation avec les débits. Le comportement de N-NH₄ semble différent lors des crues. En effet, l'augmentation des débits a pour conséquence une diminution des teneurs en azote ammoniacal (cas de décembre 1996, mars 1997, de janvier et novembre 1998). On retrouve cependant, comme pour P-PO₄, les pics de concentration lors des épisodes pluvieux du printemps. Aussi, l'origine de cette augmentation est très certainement liée au transfert de l'azote ammoniacal par ruissellement.

6.2.2. Les eaux souterraines

6.2.2.1 Les ions majoritaires

Les concentrations moyennes en éléments minéraux majoritaires sont présentées dans le tableau VI.3. Nous avons comparé la composition physico-chimique de la nappe à 1 et 3m de profondeur. Les valeurs minimum, moyenne et maximum sont définies à partir des relevés

effectués entre octobre 1996 et décembre 1998. Ces valeurs moyennes correspondent, rappelons le, à une estimation de l'ensemble du secteur puisque les piézomètres sont installés dans des micro-parcelles qui reproduisent les pratiques agricoles les plus courantes de la zone d'étude. La comparaison entre nappe superficielle et nappe profonde a été réalisée à partir de statistiques non paramétriques (Test de Wilcoxon-Mann-Whitney).

	Nappe Superficielle (1m)	Nappe Profonde (3m)	<i>n</i> <i>Sup.</i>	<i>n</i> <i>Prof.</i>	Différence %
Mg ²⁺ mg.l ⁻¹	5.3 (3.1 - 9.2)	5.4 (4.0 - 6.5)	171	201	2 %
Ca ²⁺ mg.l ⁻¹	104 (47 - 217)	86 (51 - 137)	171	80	-17 %
Na ⁺ mg.l ⁻¹	3.4 (1.3 - 5.6)	4.4 (3.1 - 10.6)	171	201	29 %
HCO ₃ ⁻ mg.l ⁻¹	326 (134 - 517)	346 (210 - 488)	229	348	6 %
SO ₄ ²⁻ mg.l ⁻¹	16.2 (2.2 - 31.7)	20.5 (11.2 - 29.0)	302	550	27 %
Cl ⁻ mg.l ⁻¹	7.1 (1.2 - 13.5)	8.6 (3.2 - 18.8)	303	550	21 %
PH	7.8 (7.2 - 8.3)	7.6 (7.2 - 8.1)	229	334	-3%
Température °C	10.9 (1.3 - 17.9)	10.2 (1.6 - 16.1)	1317	522	-6 %
Conductivité μS.cm ⁻¹	561 (230 - 860)	541 (294 - 669)	1332	522	-4 %

En grisé : significativement différents entre nappe superficielle et nappe profonde, au seuil de 5 %

Tableau VI.3. Valeurs moyennes des principaux paramètres physico-chimiques des eaux souterraines superficielles et profondes (entre parenthèse valeurs min. et max.) entre octobre 1996 et décembre 1998

Les eaux souterraines, tout comme les eaux de surface, sont de **type bicarbonaté calcique** (calcium et bicarbonate représentent plus de 91 % de la charge ionique totale). Le suivi de la nappe à deux profondeurs a permis de mettre en évidence une stratification verticale des concentrations en éléments minéraux des eaux souterraines. Parmi les principaux ions majoritaires, les chlorures, le sodium et les sulfates se trouvent à des concentrations significativement plus élevées dans la nappe profonde (respectivement + 21, 29 et 27 %). Nous avons vu dans le chapitre V que ce sont les pluies qui expliquent les teneurs globalement plus faibles dans la nappe superficielle (les plus fortes dilutions sont enregistrées lors des périodes pluvieuses). En ce qui concerne les concentrations en bicarbonate, on observe des teneurs également plus élevées en profondeur (liées à la géochimie du substrat) mais la différence est

moins importante que pour les éléments précédents. D'une manière générale les variations des concentrations sont toujours plus fortes dans la nappe de surface (plus grande dilution par les pluies et les inondations, concentration plus importante en période estivale par évapotranspiration). La température moyenne est supérieure en surface de 0,7 °C et les variations y sont également plus marquées.

6.2.2.2. Les ions minoritaires

A. - Variations verticales

Pour les éléments biogènes azote, phosphore et potassium, nous avons calculé des médianes et des quartiles (Tableau VI.4) plutôt que des moyennes car ces variables ne suivent pas une loi gaussienne.

		Nappe superficielle (1m)	Nappe profonde (3m)	Différence (%)
N-NH ₄ ⁺ µg.l ⁻¹	Médiane	48.7	32.6	
	Q1	28.4	18.9	-33 %
	Q3	89.3	49.9	
	n	1469	559	

NO ₃ ⁻ µg.l ⁻¹	Médiane	161	113	
	Q1	64	64	-30 %
	Q3	242	177	
	n	1429	558	

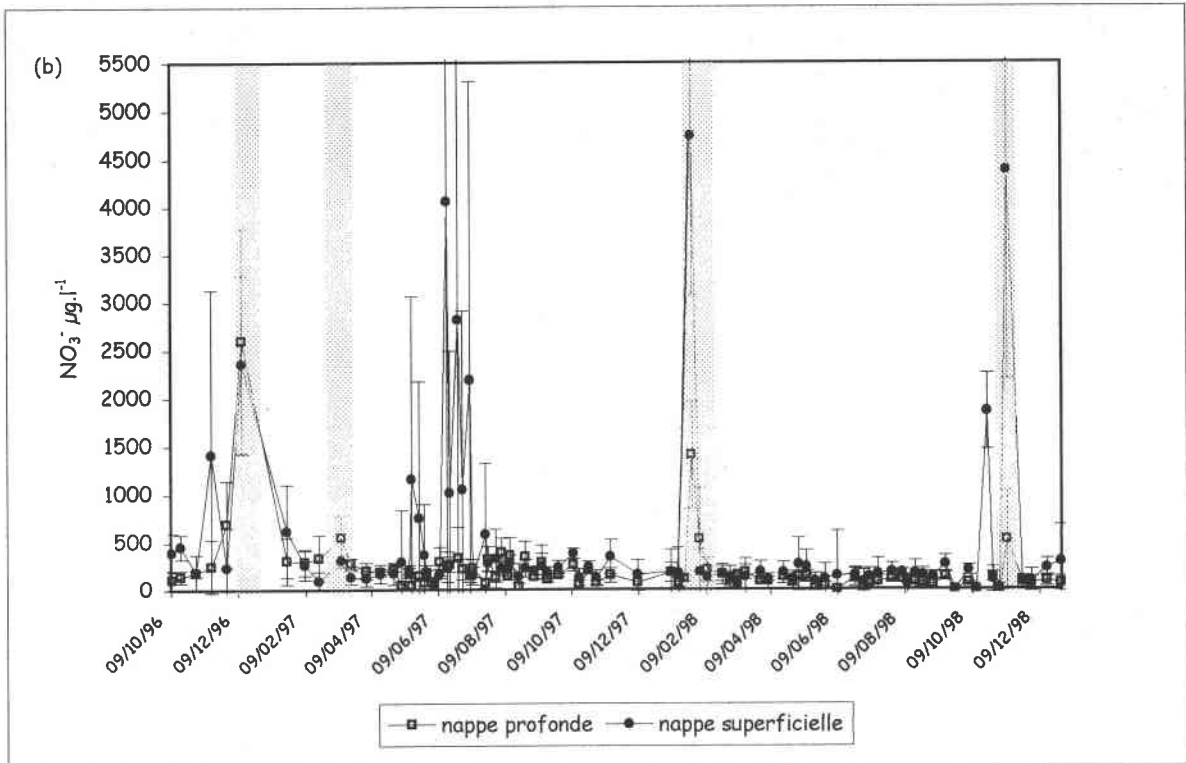
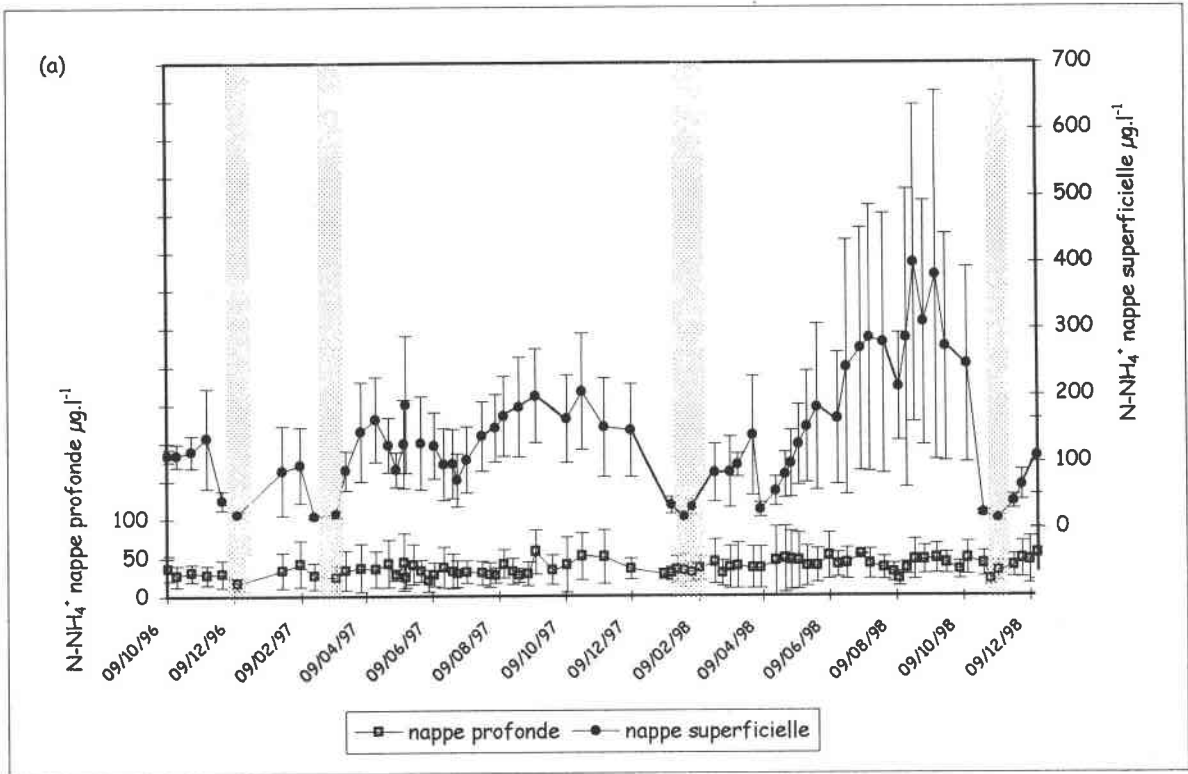
P-PO ₄ ³⁻ µg.l ⁻¹	Médiane	16.0	11.5	
	Q1	9.2	9.2	-28 %
	Q3	20.7	16.1	
	n	1370	536	

K ⁺ mg.l ⁻¹	Médiane	0.76	0.59	
	Q1	0.38	0.45	-22 %
	Q3	1.02	0.72	
	n	920	390	

En grisé : différence significative entre nappe superficielle et nappe profonde, au seuil de 5 %

Tableau VI.4. Concentrations médianes et quartiles des éléments biogènes dans la nappe superficielle et profonde entre octobre 1996 et décembre 1998

Les concentrations médianes en éléments biogènes (N, P et K) sont significativement plus élevées (au seuil de 5 %) dans la nappe superficielle. On observe des teneurs supérieures de l'ordre de 30 % pour le nitrate et de 33 % pour l'azote ammoniacal. Ceci s'explique par une activité biologique plus intense en superficie (minéralisation de la matière organique, nitrification, ammonification, désorption de N-NH₄...). Cette activité biologique est favorisée



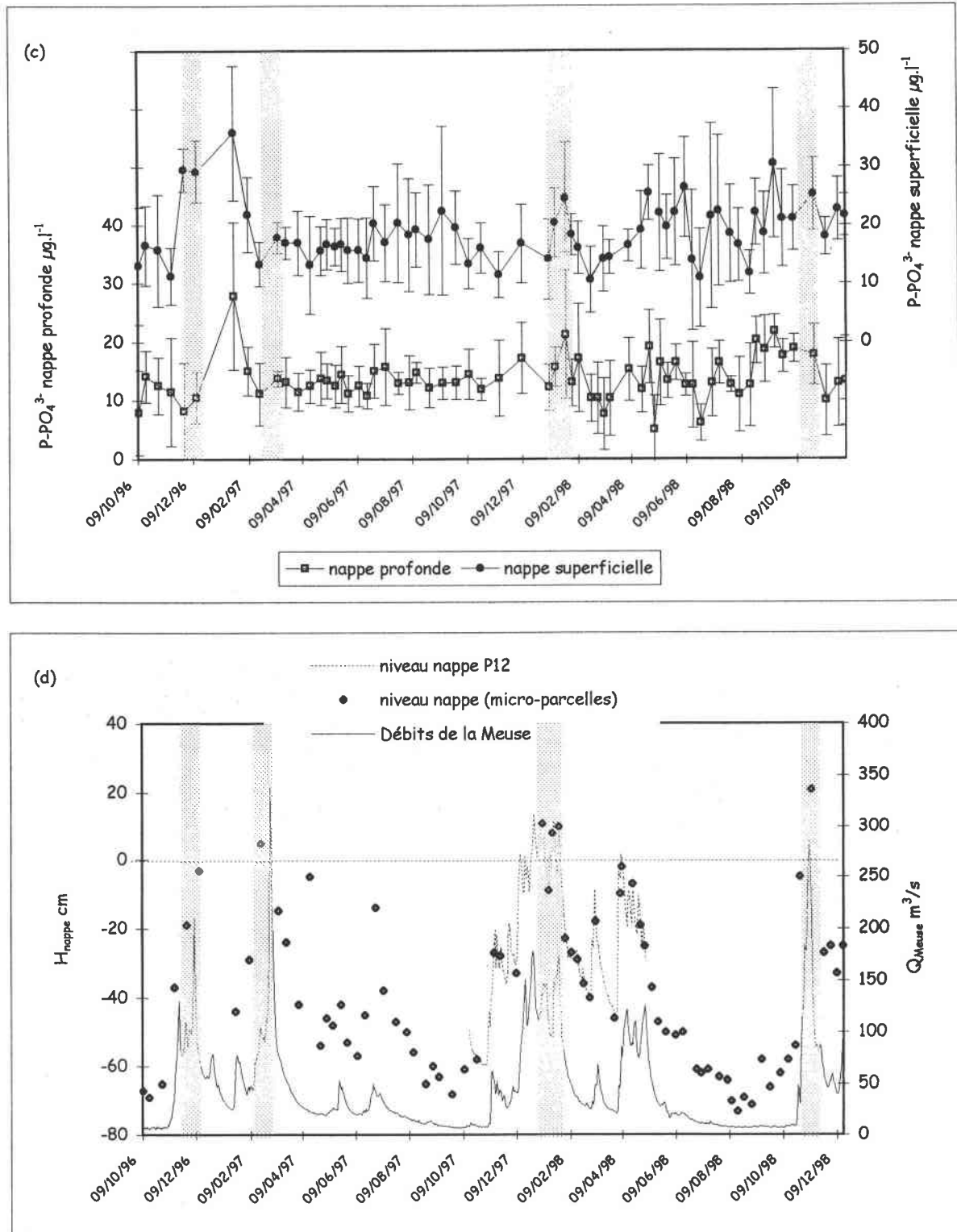


Figure VI.5. Variation temporelle des concentrations en azote ammoniacal (a), nitrate (b) et phosphate (c) dans la nappe superficielle et profonde en relation avec les variations hydrologiques (d)

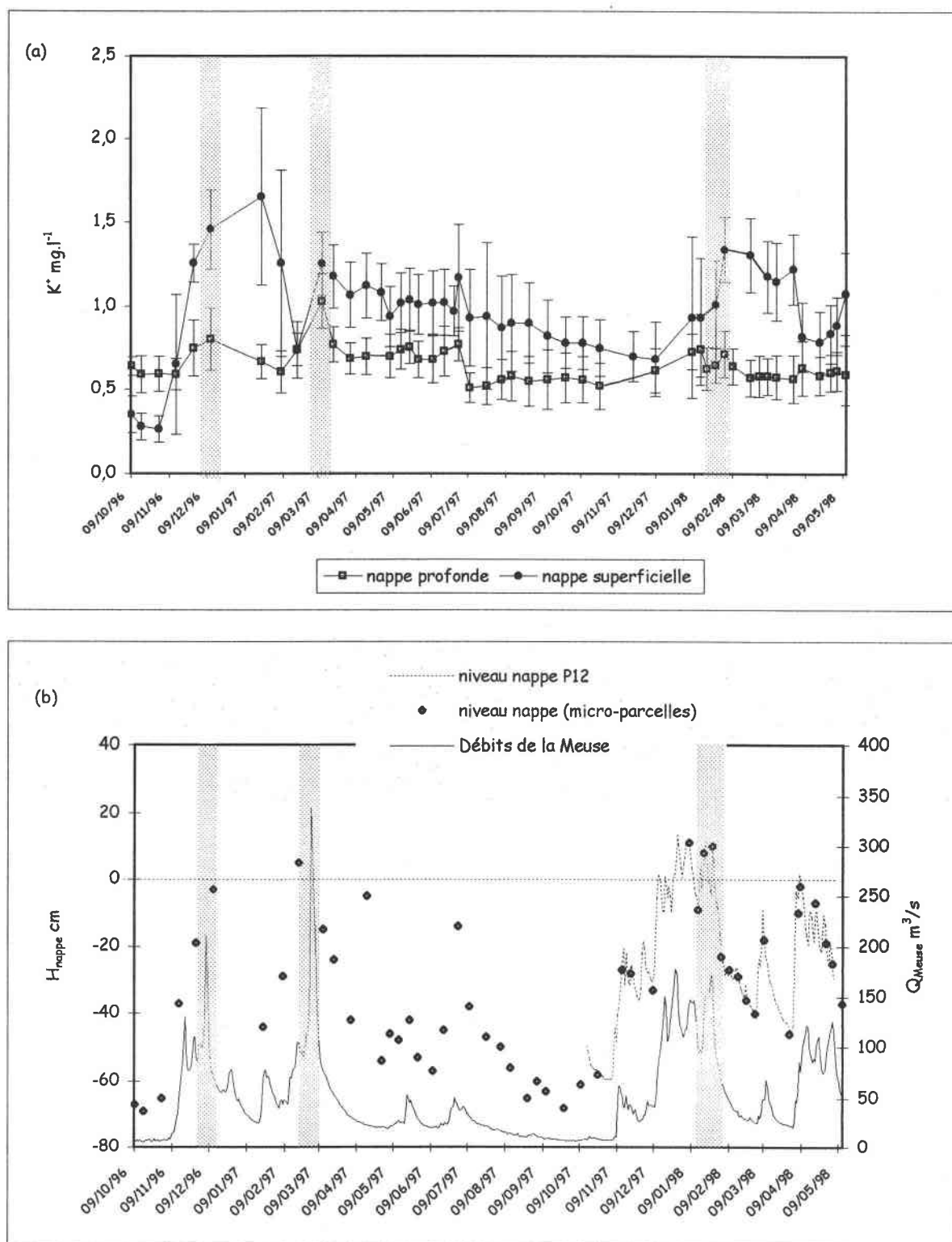


Figure VI.6. Variation temporelle des concentrations en potassium (a) dans la nappe superficielle et profonde en relation avec les variations hydrologiques (b)

par la végétation et les phases successives d'aérobiose et d'anaérobiose au niveau des horizons de surface des sols (Martin & Reddy, 1997).

C'est au niveau de l'azote ammoniacal (Figure VI.5a) que l'on perçoit le mieux les effets de cette activité (minéralisation de la matière organique pendant la période de végétation) avec des variations saisonnières plus marquées dans la nappe superficielle car cette dernière est fortement influencée par les processus biogéochimiques (ce qui n'est pratiquement pas le cas de la nappe profonde). Par ailleurs, les écarts types importants relevés dans la nappe de surface sont le résultat des différentes pratiques agricoles menées sur les micro-parcelles (fertilisation azotée, retournement des prairies en sol nu).

Concernant les nitrates (Figure VI.5b), les différences entre nappe superficielle et nappe profonde deviennent nettement plus visibles lors des périodes d'inondation (décembre 1996, janvier 1998 et novembre 1998) ou lors des remontées de nappe (novembre 1996, juin-juillet 1997 et octobre 1998). Les plus faibles concentrations en nitrate dans la nappe profonde pourraient s'expliquer par une dénitrification plus intense en dessous de la rhizosphère, ce qui empêcherait le drainage en profondeur de l'azote apporté par les inondations, et/ou le lessivage des couches superficielles du sol enrichies en N par la nitrification. Par ailleurs, l'intensité de la nitrification étant fortement liée à la fertilisation azotée (apports supplémentaires d'azote ammoniacal), les écarts types élevés observés lors des épisodes de remontée de nappe reflètent là encore la variabilité des pratiques agricoles au sein des différentes micro-parcelles.

D'une manière générale, la nappe superficielle semble plus sensible à l'influence des apports externes en azote lors des périodes de crue (Buresh *et al.*, 1980 ; Howard-Williams, 1985) et de fertilisation (Turpin *et al.*, 1997). Les variations dans la nappe superficielle des concentrations en azote montrent la même tendance lors des épisodes d'inondation et de remontée de nappe, à savoir une diminution des concentrations en azote ammoniacal correspondant à une augmentation des concentrations en nitrates.

Pour le phosphore dissous (Figure VI.5c) la différence est également significative entre les deux profondeurs, mais l'évolution dans le temps reste similaire. Les augmentations de concentrations liées aux inondations ou aux remontées de nappe sont moins prononcées que pour les nitrates. Les faibles concentrations de phosphore dissous dans les eaux souterraines, malgré les apports réguliers provenant des eaux de débordement (entre 105 et 160 $\mu\text{g/l}$ lors des différentes inondations de la période d'étude) ou de la sénescence des tissus végétaux (Reddy *et al.*, 1996), est sans doute liée à la fixation de P au niveau des colloïdes du sol. En effet, la rétention du phosphore est fortement favorisée par une nappe riche en calcium (Koerselman *et al.*, 1993). Sánchez Pérez (1992), a trouvé des résultats similaires en forêt alluviale lors des débordements du Rhin.

Enfin, concernant le potassium, on note également une différence significative entre les deux profondeurs (Figure VI.6a). Cette différence se renforce en période hivernale lors des épisodes de crue inondante avec une augmentation notable des concentrations dans la nappe superficielle. Les concentrations augmentent dès que les eaux de la nappe se mélangent aux eaux de débordement de la Meuse plus chargées en potassium (de l'ordre de 2 mg/l).

B.- Variations saisonnières

Les concentrations moyennes, en fonction des saisons et des 2 années étudiées, des éléments biogènes de la nappe superficielle et profonde de l'ensemble des carrés permanents sont présentées dans les tableaux VI.5 et VI.6.

	Nappe superficielle							
	NO ₃ ⁻ (µg.l ⁻¹)		N-NH ₄ ⁺ (µg.l ⁻¹)		P-PO ₄ ³⁻ (µg.l ⁻¹)		K ⁺ (mg.l ⁻¹)	
	1996/97	1997/98	1996/97	1997/98	1996/97	1997/98	1996/97	1997/98
Automne (oct-déc)								
Moyenne	818	196	51.9	74.8	14.6	12.1	0.54	0.62
Ecart type	1525	134	46.3	71.5	10.4	6.6	0.48	0.29
<i>n</i>	93	92	93	92	93	92	80	74
Hiver (jan-mars)								
Moyenne	469	253	44.2	43.4	15.0	12.5	0.86	0.79
Ecart type	1133	782	36.0	37.6	10.3	8.1	0.55	0.45
<i>n</i>	82	158	82	158	79	137	82	153
Printemps (avr-juin)								
Moyenne	711	139	73.7	77.2	13.2	15.9	0.86	0.67
Ecart type	2602	163	60.4	120.3	7.6	10.7	0.33	0.31
<i>n</i>	222	198	222	237	222	225	220	117
Été (juil-sept)								
Moyenne	397	138	76.9	120	15.8	16.8	0.74	-
Ecart type	985	115	59.0	121.3	10.8	11.2	0.35	-
<i>n</i>	201	205	201	205	201	205	194	-

n indique le nombre d'échantillons à partir duquel ont été calculées les moyennes

Tableau VI.5. Concentrations moyennes et écarts types des principaux éléments biogènes dans la nappe superficielle en fonction des saisons des deux années d'expérimentation

On retrouve la stratification verticale des concentrations observée précédemment, avec des teneurs toujours plus élevées dans la nappe superficielle.

Concernant les éléments azotés, on observe des écarts types relativement élevés. Ces observations sont en liaison avec les périodes de crue et de fertilisation azotée qui engendrent de fortes variations des concentrations dans la nappe (infiltration des eaux d'inondation

chargées en nitrate, drainage de l'azote nitrique issu de la fertilisation lors des fortes pluies, diminution de l'azote ammoniacal lors des inondations...). L'azote, et plus précisément le nitrate, est également l'élément qui varie le plus en fonction des 2 années d'expérimentation (Figure VI.7). Cette observation est à mettre en parallèle avec les conditions hydriques du milieu qui régissent les variations des concentrations en azote (cf. Chapitre V). En effet, les deux années étudiées présentent une grande différence au niveau hydrologique. La période hivernale de 1996/97 se caractérise par des phases d'inondation de la Meuse (novembre 1996 et février 1997) qui rechargent la nappe à partir de la surface. En 1997/98, l'on ne dénombre qu'une crue hivernale de faible ampleur (janvier 1998) avec une inondation partielle du secteur. Par ailleurs, la période estivale de 1997 se caractérise par une inondation par remontée de nappe consécutive aux fortes pluies du mois de juin (Tableau VI.7). Ces pluies ont favorisé le drainage de l'azote provenant de la fertilisation chimique des prairies vers la nappe superficielle uniquement. On observe ainsi une moyenne de 711 $\mu\text{g/l}$ dans la nappe superficielle au printemps (Tableau VI.5 et figure VI.7). Cette moyenne tient compte de l'ensemble des micro-parcelles (fertilisées ou non), d'où l'importance de l'écart type.

	Nappe profonde							
	NO_3^- ($\mu\text{g.l}^{-1}$)		N-NH_4^+ ($\mu\text{g.l}^{-1}$)		P-PO_4^{3-} ($\mu\text{g.l}^{-1}$)		K^+ (mg.l^{-1})	
	1996/97	1997/98	1996/97	1997/98	1996/97	1997/98	1996/97	1997/98
Automne (oct-déc)								
Moyenne	593	115	31.5	48.6	9.6	11.8	0.63	0.52
Ecart type	1022	86	18.4	50.0	6.7	6.0	0.15	0.14
<i>n</i>	54	27	54	27	54	27	54	23
Hiver (jan-mars)								
Moyenne	336	211	35.0	35.1	14.4	10.6	0.69	0.56
Ecart type	252	341	25.6	20.6	8.6	7.0	0.21	0.18
<i>n</i>	45	84	45	84	45	76	45	84
Printemps (avr-juin)								
Moyenne	152	80	34.6	43.5	11.5	11.6	0.66	0.54
Ecart type	122	68	22.8	29.8	4.6	6.8	0.15	0.16
<i>n</i>	78	72	78	80	78	80	78	40
Eté (juil-sept)								
Moyenne	176	82	35.2	48.8	11.7	14.2	0.51	-
Ecart type	124	97	24.0	31.7	5.0	6.5	0.15	-
<i>n</i>	66	69	66	69	66	69	66	-

Tableau VI.6. Concentrations moyennes et écarts types des principaux éléments biogènes dans la nappe profonde en fonction des saisons des deux années d'expérimentation

Précipitations mensuelles	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Total
1996/97	28.4	134.8	58.0	12.4	141.8	30.6	14.6	78.0	188.0	63.4	64.6	20.2	834.8
1997/98	59.8	87.0	115.8	100.0	10.7	53.1	129.3	28.3	60.3	69.3	15.9	81.0	810.5

Tableau VI.7. Précipitations mensuelles en mm des deux années étudiées

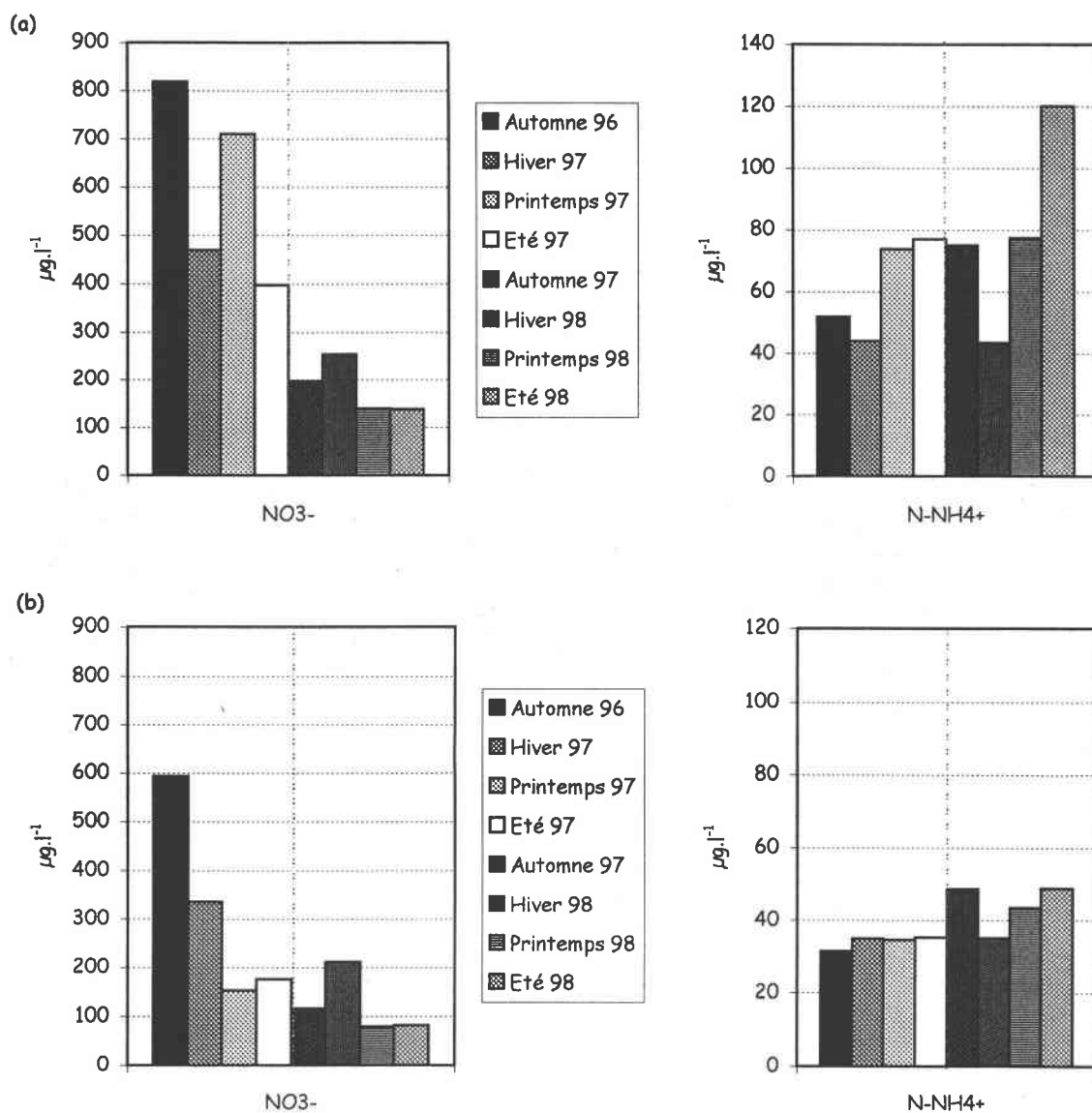


Figure VI.7. Evolution des concentrations moyennes en azote (nitrate et azote ammoniacal) dans la nappe superficielle (a) et profonde (b) en fonction des saisons des deux années d'expérimentation

Nous avons utilisé des statistiques non paramétriques (test de Kruskal-Wallis) afin de définir s'il existe ou non une différence significative au seuil de 5 % des concentrations en

azote au cours des saisons pour les deux années d'étude ainsi que pour les deux niveaux de nappe. Les résultats du test sont présentés dans le tableau VI.8.

	NO ₃ ⁻		N-NH ₄ ⁺	
	1996/97	1997/98	1996/97	1997/98
Nappe superficielle	++	++	++	++
Nappe profonde	++	++	--	--

++ : différences significatives entre les saisons, au seuil de 5 %

-- : différences non significatives

Tableau VI.8. Résultats du test de Kruskal-Wallis pour le nitrate et l'azote ammoniacal dans la nappe alluviale au cours des deux années d'étude

➤ Variations des nitrates

Les concentrations en nitrate diffèrent significativement en fonction des saisons pour les deux années d'étude et pour les deux profondeurs de nappe. Toutefois, les graphiques de la figure VI.7 laissent apparaître des variations moins importantes pour la période d'octobre 1997 à septembre 1998. Il semblerait que ces variations soient davantage liées aux situations hydrologiques (fréquence de débordement de la Meuse) qu'à la saison (cf. partie précédente).

➤ Variations de l'azote ammoniacal

Les concentrations en azote ammoniacal diffèrent significativement en fonction des saisons dans la nappe superficielle, les concentrations les plus élevées s'observent en été et les plus basses en hiver. Dans la nappe profonde, les teneurs relativement faibles ne font apparaître aucune variation significative. Les résultats étant similaires pour les deux années d'étude, nous pouvons supposer que ces variations sont davantage liées à la saison qu'aux situations hydrologiques. L'azote ammoniacal semble totalement affranchi des événements hydrologiques et des processus biogéochimiques dans la nappe profonde.

➤ Variations des orthophosphates

En ce qui concerne les orthophosphates, les faibles concentrations relevées dans la nappe (souvent à la limite du seuil de détection), ne nous permettent pas de réaliser une analyse statistique à l'échelle de la saison. Cependant, des écarts types plus élevés dans la nappe superficielle (Tableaux VI.5 et VI.6) traduisent des variations de concentrations plus importantes à ce niveau. Les graphiques de la figure VI.8 ne nous permettent pas d'observer une réelle différence entre les deux années étudiées.

➤ Variations du potassium

Les concentrations en potassium sont significativement différentes en fonction des saisons dans la nappe superficielle pour les deux années d'étude (Tableau VI.9). Dans la nappe profonde les variations ne sont significatives que pour la période d'octobre 1996 à septembre 1997. La

diminution des écarts types dans la nappe profonde nous permet de dire que les variations au cours du temps sont plus importantes en surface.

	K ⁺	
	1996/97	1997/98
Nappe superficielle	++	++
Nappe profonde	++	--

++ : différences significatives entre les saisons, au seuil de 5 %

-- : différences non significatives

Tableau VI.9. Résultats du test de Kruskal-Wallis pour le potassium dans la nappe alluviale au cours des deux années d'étude

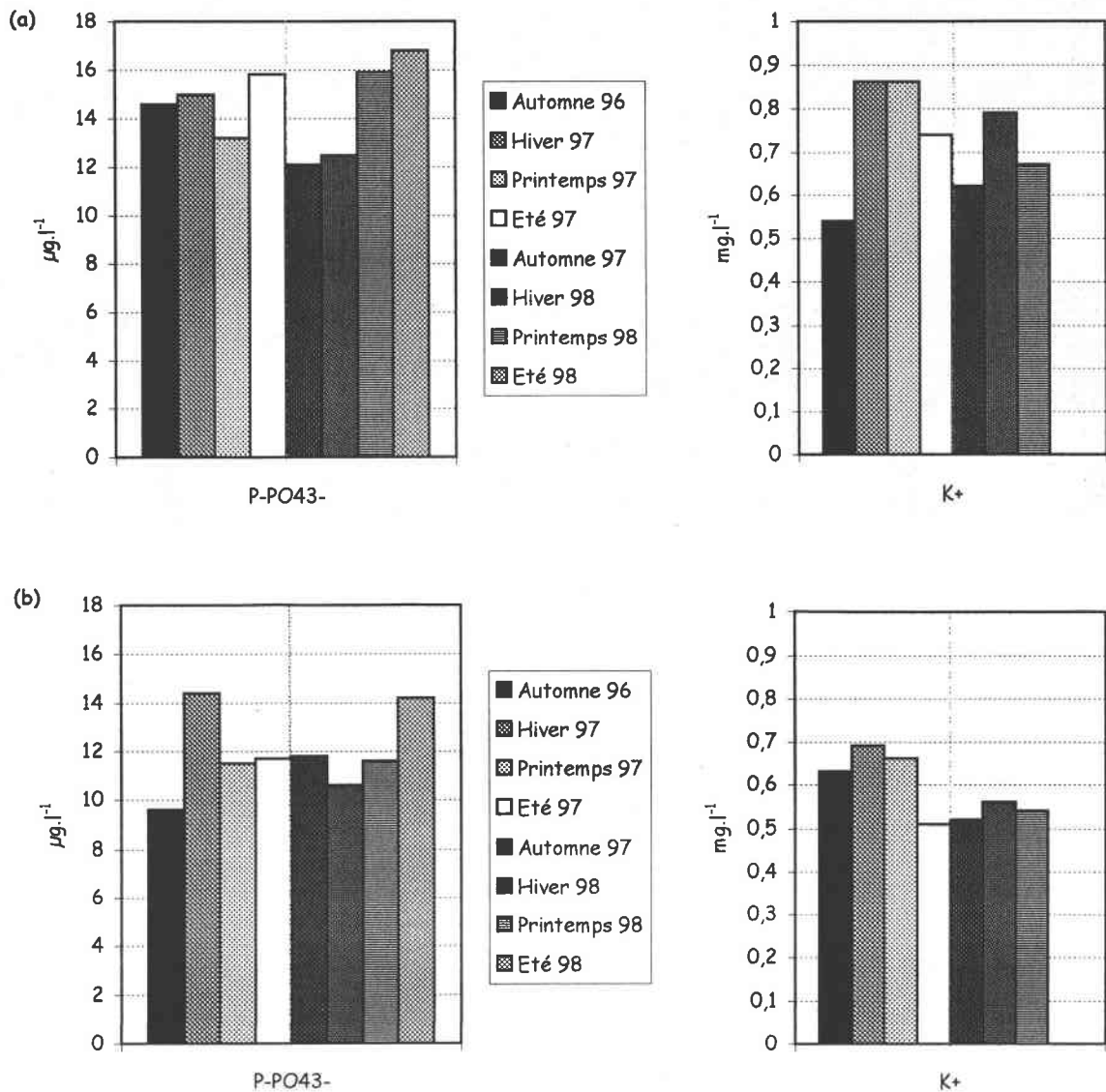


Figure VI.8. Evolution des concentrations moyennes en orthophosphates et potassium dans la nappe superficielle (a) et profonde (b) en fonction des saisons des deux années d'expérimentation

6.2.3. Comparaison eaux de surface - eaux souterraines

6.2.3.1. Les ions majoritaires

A partir des figures VI.9 à VI.12 nous avons tenté d'établir une relation entre les cations et les anions permettant de mieux caractériser les eaux souterraines et de surface.

La présence en plus grande quantité de Ca^{2+} et HCO_3^- dans la nappe est due à la dissolution des roches carbonatées du réservoir aquifère.

Dans les eaux souterraines, le bicarbonate HCO_3^- est dominant et associé au magnésium Mg^{2+} (coefficient de corrélation $R^2 = 0,77$ pour la nappe profonde et $R^2 = 0,52$ pour la nappe superficielle). Pour les eaux de la Meuse la corrélation entre ces deux éléments est beaucoup plus faible ($R^2 = 0,28$). A partir de la figure VI.9 nous pouvons définir deux grands ensembles : la Meuse d'un côté et la nappe de l'autre. Au sein de la nappe, la distribution du nuage de points est similaire pour les deux parcelles, mais les concentrations en magnésium et en bicarbonates sont plus élevées dans la parcelle 1 (PSA).

En ce qui concerne la relation $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$ (Figure VI.10), on distingue moins clairement la séparation entre les deux ensembles Meuse et nappe. La corrélation entre ces deux ions au niveau souterrain est d'ailleurs beaucoup plus faible que pour l'association $\text{HCO}_3^-/\text{Mg}^{2+}$ ($R^2 = 0,31$ pour la nappe profonde et $R^2 = 0,17$ pour la nappe superficielle). Pour les eaux de la Meuse, c'est le phénomène inverse que l'on observe, avec une corrélation plus forte pour le calcium ($R^2 = 0,59$) que pour le magnésium. Nous pouvons remarquer que la nappe profonde sous la parcelle 2 (MEG) se caractérise par des concentrations en calcium et en bicarbonates très proches de la Meuse, et c'est la nappe superficielle sous la parcelle 1 (PSA) qui s'en éloigne le plus.

Le chlorure Cl^- , autre anion important, est associé au sodium Na^+ et au potassium K^+ (Figures VI.11 et VI.12). Dans la relation Cl^-/Na^+ , la distribution du nuage de points des eaux de surface est plus ou moins analogue à celle de la nappe profonde sous les deux parcelles (corrélations similaires avec $R^2 = 0,77$ pour la Meuse et $0,80$ pour la nappe), cependant les concentrations sont supérieures pour la Meuse. Aussi, comme nous avons pu l'observer précédemment pour la relation $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$, c'est la nappe profonde sous la parcelle 2 qui présente les concentrations les plus proches de celles de la Meuse et la nappe superficielle sous la parcelle 1 qui présente les concentrations les plus éloignées.

Dans le cas de la relation Cl^-/K^+ , la Meuse se différencie de la nappe avec des concentrations nettement supérieures pour le potassium. La participation de cet élément dans le cycle biogéochimique explique les concentrations peu élevées dans la nappe, et par la même, la faible corrélation du nuage de points ($R^2 < 0,03$ pour les eaux de la nappe contre $R^2 = 0,72$ pour les eaux de la Meuse). Par ailleurs, au niveau de la nappe, nous distinguons deux sous-ensembles :

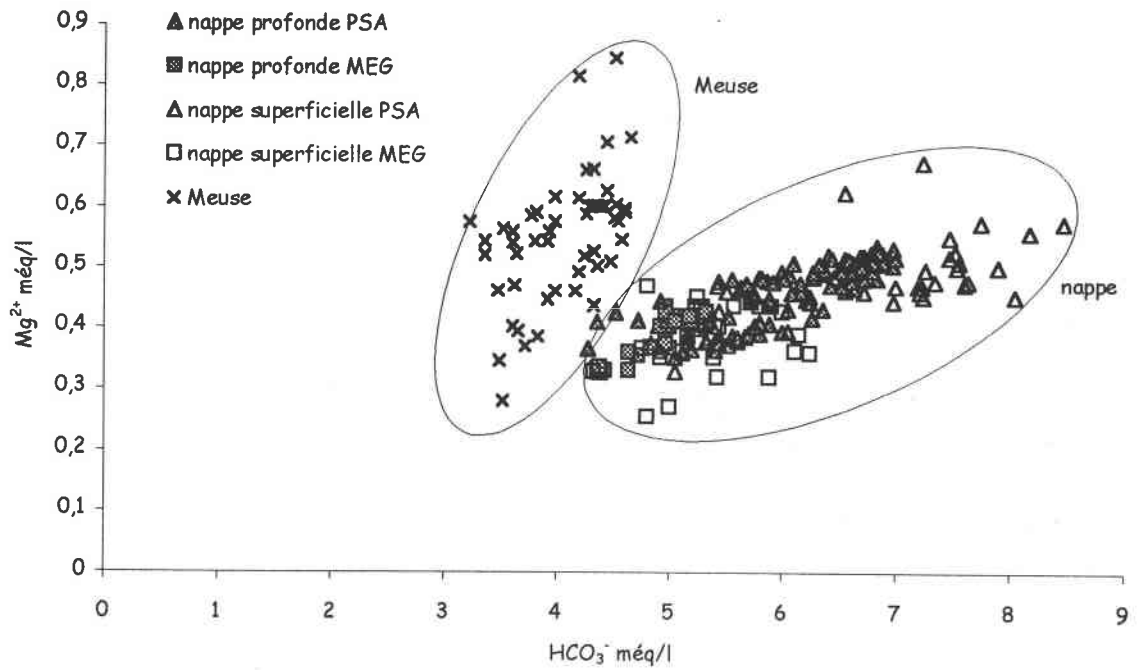


Figure VI.9. Relation entre l'ion magnésium et l'ion bicarbonate dans les eaux de la Meuse et de la nappe

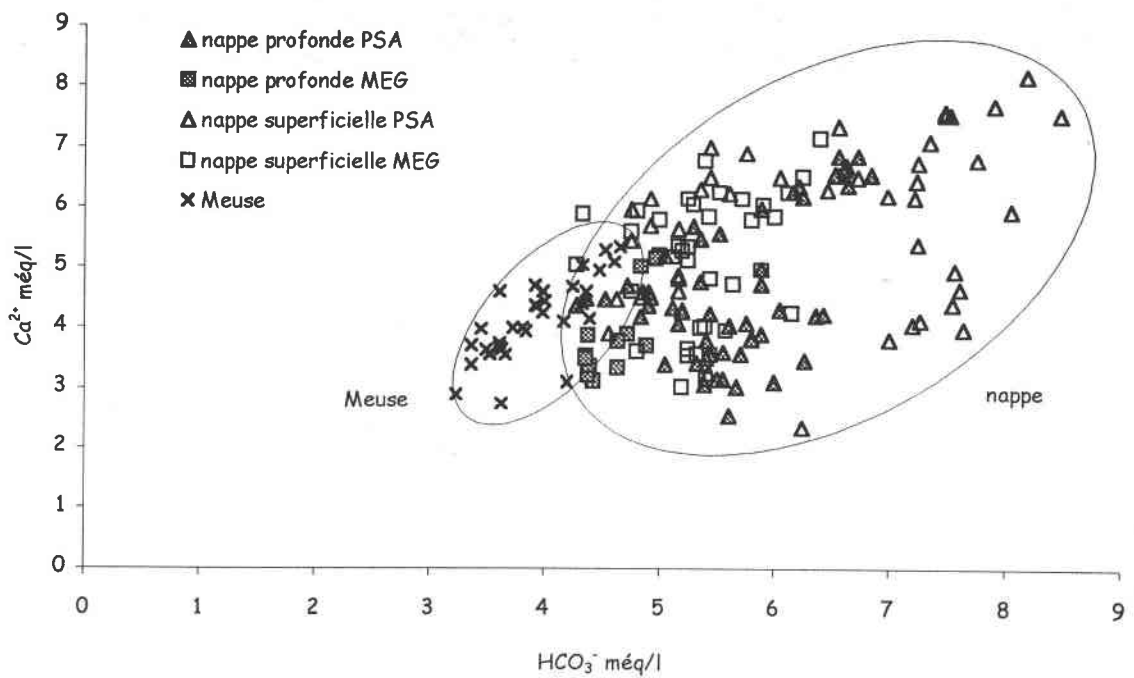


Figure VI.10. Relation entre l'ion calcium et l'ion bicarbonate dans les eaux de la Meuse et de la nappe

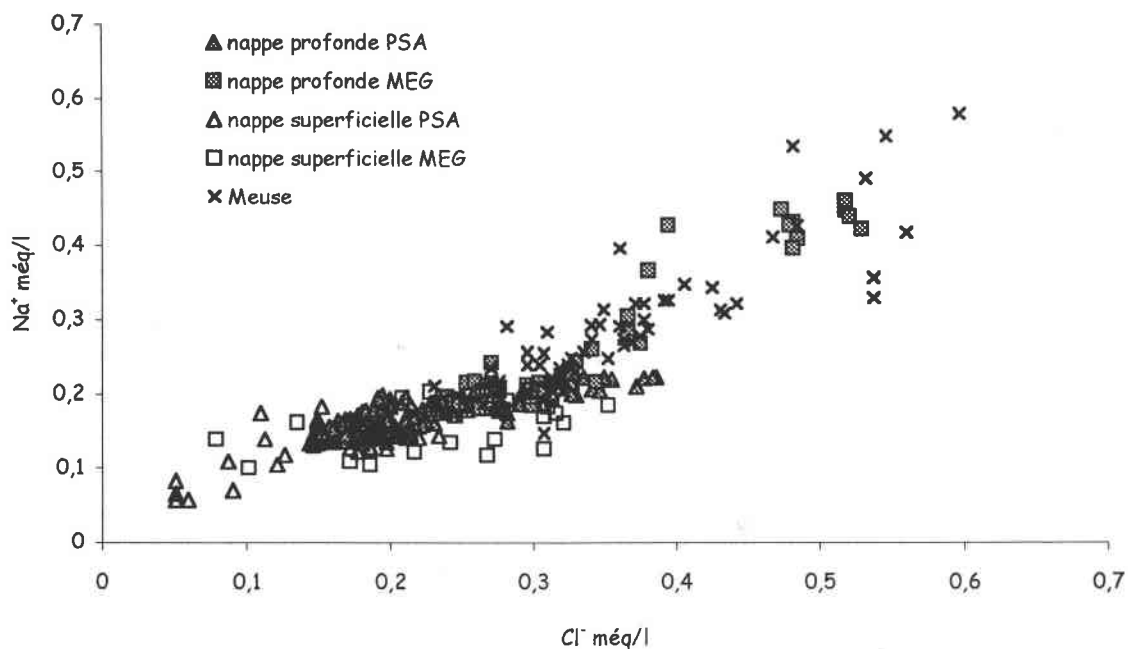


Figure VI.11. Relation entre l'ion chlorure et l'ion sodium dans les eaux de la Meuse et de la nappe

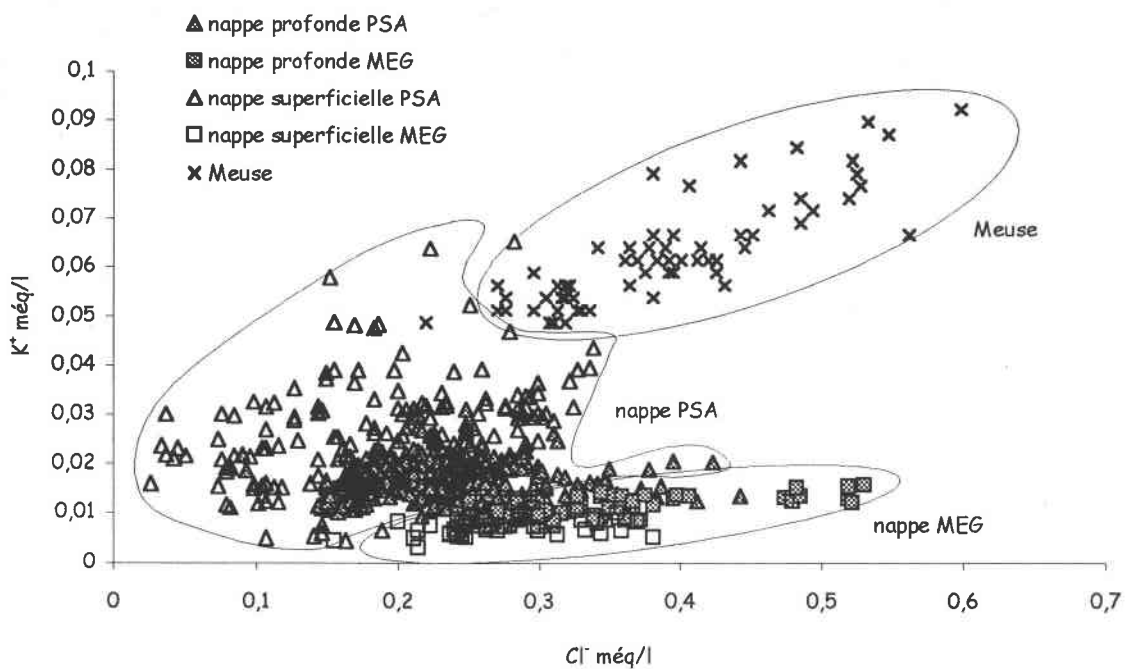


Figure VI.12. Relation entre l'ion chlorure et l'ion potassium dans les eaux de la Meuse et de la nappe

- la nappe au niveau de la parcelle 1 qui se caractérise par les concentrations en potassium les plus élevées,
- la nappe au niveau de la parcelle 2 qui se caractérise par les concentrations en potassium les plus faibles alors que les concentrations en chlorures sont proches de celles de la Meuse.

6.2.3.2. Les ions minoritaires

Les eaux de la nappe sont nettement moins chargées en éléments minéraux que les eaux de surface. Les éléments biogènes, du fait de leur intervention dans la nutrition minérale des plantes et des micro-organismes du sol (Buttler, 1992), voient leurs concentrations fortement diminuées par rapport aux eaux de surface (tableau VI.10).

		Eaux de surface	Nappe superficielle	Différence %
$\text{NO}_3^- \text{ mg.l}^{-1}$	Médiane	10.2	0.161	
	Q1	7.4	0.064	-98 %
	Q3	14.6	0.242	
	<i>n</i>	124	1429	
$\text{N-NH}_4^+ \mu\text{g.l}^{-1}$	Médiane	49.6	48.7	
	Q1	31.2	28.4	-2 %
	Q3	81.9	89.3	
	<i>n</i>	120	1469	
$\text{P-PO}_4^{3-} \mu\text{g.l}^{-1}$	Médiane	23.0	16.0	
	Q1	6.9	9.2	-30 %
	Q3	66.9	20.7	
	<i>n</i>	115	1370	
$\text{K}^+ \text{ mg.l}^{-1}$	Médiane	2.4	0.76	
	Q1	2.1	0.38	-68 %
	Q3	2.6	1.02	
	<i>n</i>	69	920	

En grisé : différence significative entre eaux de surface et nappe superficielle, au seuil de 5 %

Tableau VI.10. Comparaison des concentrations médianes et quartiles des éléments biogènes entre la nappe superficielle et la Meuse entre octobre 1996 et décembre 1998

C'est surtout le cas des nitrates (déjà évoqués dans le chapitre précédent), dont la concentration médiane dans la nappe superficielle (0,161 mg/l NO_3^-) est diminuée de l'ordre de 98 % par rapport aux eaux de la Meuse (10,2 mg/l NO_3^-). Les teneurs en nitrate dans la nappe (Figure VI.13a), pendant et après les inondations, atteignent des valeurs bien inférieures à celles des eaux de débordement (qui se situent entre 11,4 et 15,5 mg/l NO_3^- lors des différentes inondations enregistrées de novembre 1996 à décembre 1998). Par ailleurs, l'augmentation des

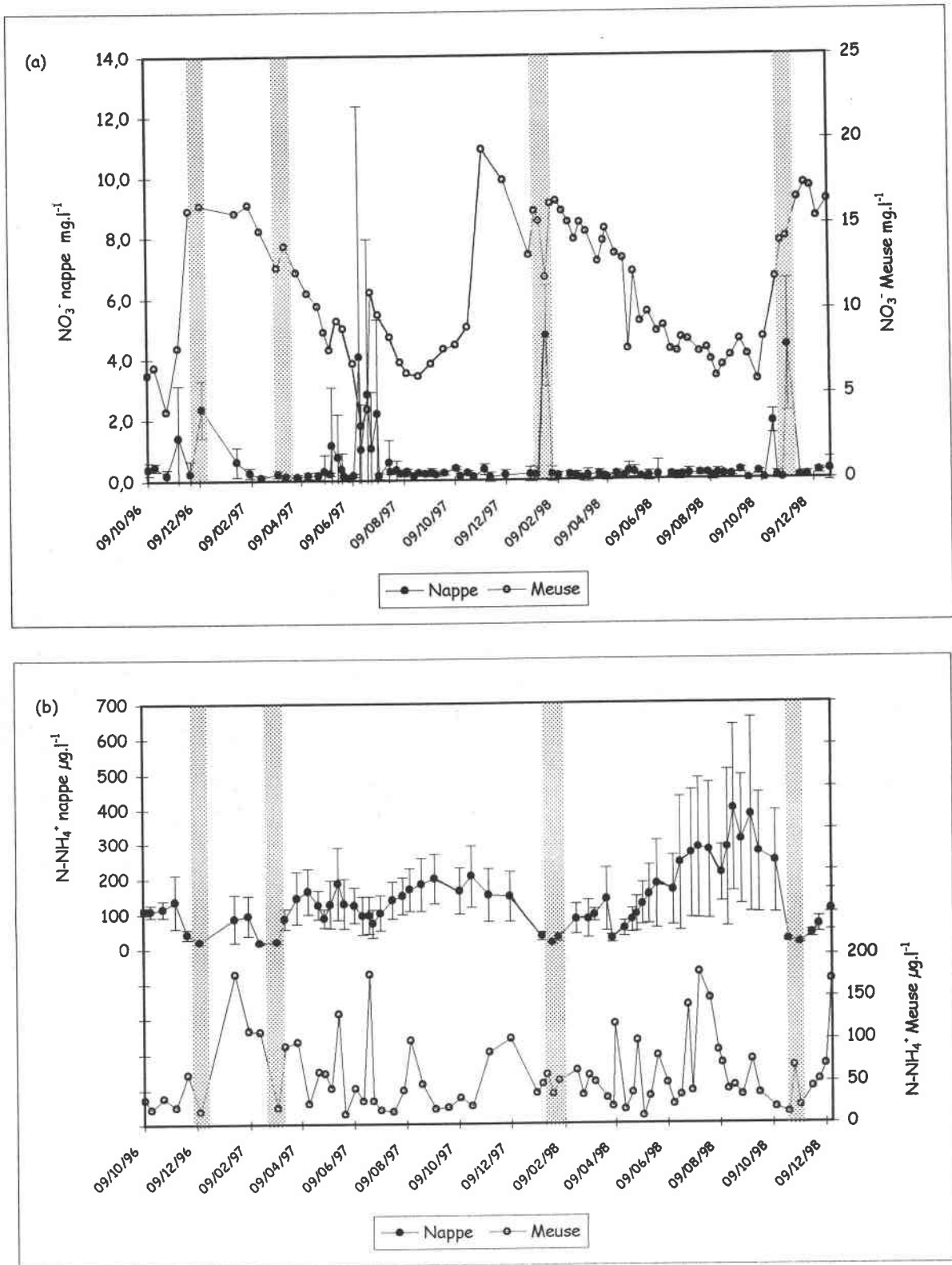


Figure VI.13. Comparaison des variations temporelles des concentrations en nitrate (a) et en azote ammoniacal (b) entre la nappe superficielle et la Meuse

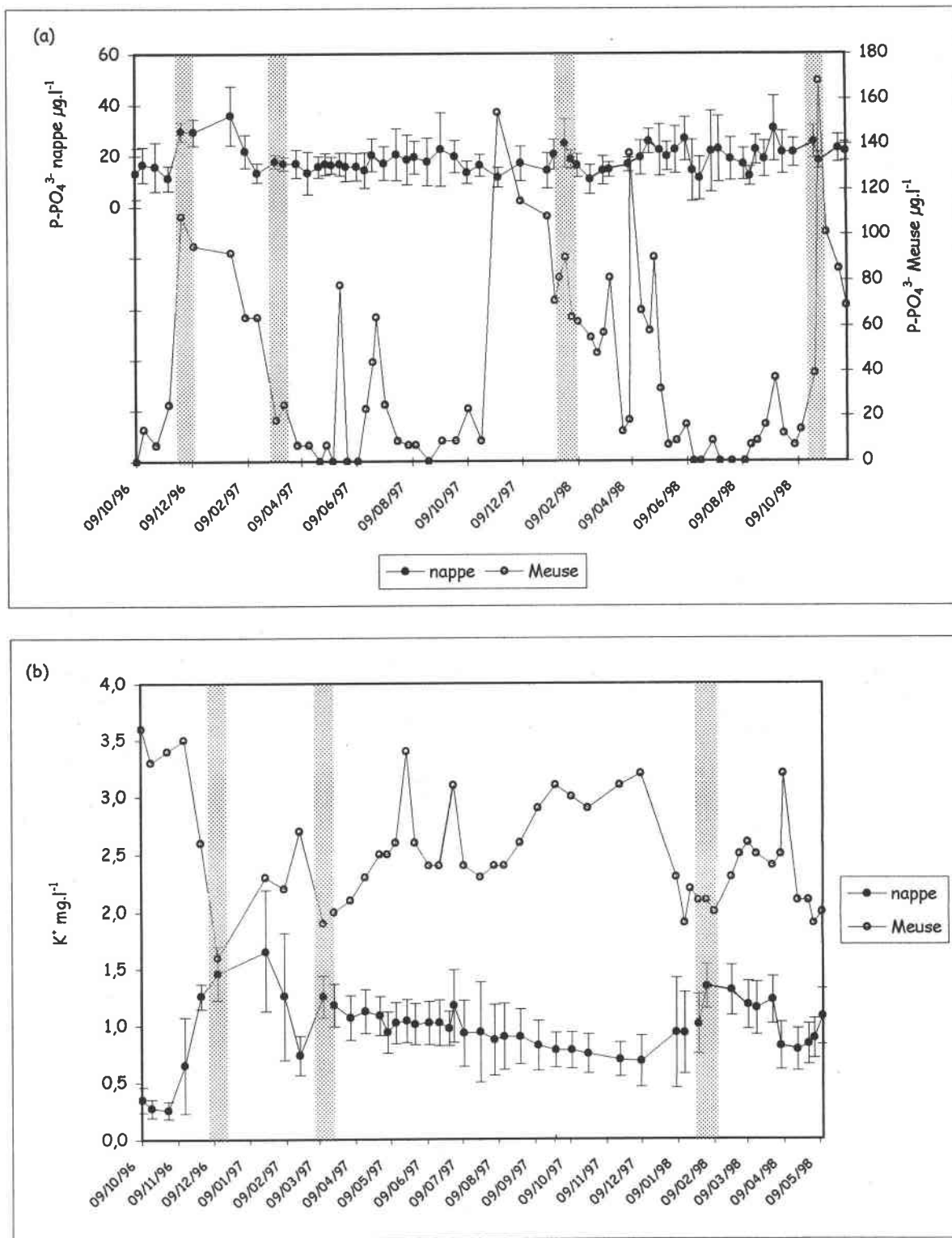


Figure VI.14. Comparaison des variations temporelles des concentrations en phosphate (a) et en potassium (b) entre la nappe superficielle et la Meuse

concentrations en nitrate des eaux souterraines en période de fertilisation azotée (entre avril et juin), ne concerne que la nappe superficielle (cf. Figure VI.5b).

L'exemple de juin 1997, où de fortes pluies ont favorisé le drainage de l'azote des engrais (apport de 60 kg d'N/ha en avril 1997 sur les micro-parcelles C et D), révèle que seule la nappe superficielle présente une augmentation de ses teneurs en nitrate. La très faible répercussion de cette augmentation dans la nappe profonde pourrait s'expliquer par l'intervention de deux processus majeurs dans la rétention de l'azote : la dénitrification et l'assimilation végétale (examinés plus en détail dans la troisième partie). Ces deux processus pourraient fortement entrer en compétition lors des périodes de végétation.

Contrairement aux autres éléments biogènes, la concentration médiane en azote ammoniacal dans la nappe superficielle avoisine celle de la Meuse (de l'ordre de 50 µg/l). C'est l'activité biologique intense des horizons superficiels du sol, énoncée précédemment, qui explique en grande partie que les concentrations restent élevées dans la nappe superficielle, à l'exception des périodes d'inondation (Figure VI.13b). L'azote ammoniacal apporté par la fertilisation contribue également à augmenter les teneurs dans la nappe superficielle d'autant plus que l'ion ammonium est facilement retenu par les colloïdes électro-négatifs du sol contrairement aux nitrates qui sont très solubles dans l'eau et donc très mobiles (facilement drainés).

Les concentrations médianes en phosphate dans la nappe superficielle et la Meuse sont significativement différentes (- 30% dans la nappe). Contrairement aux eaux de la Meuse, les augmentations en P observées lors des épisodes de crue ou de remontée de nappe restent relativement modérées (20 µg/l au maximum) pour les eaux souterraines (Figure VI.14a). La rétention du phosphore par les sols semble très efficace dans ce type de milieu.

Concernant le potassium, les concentrations dans les eaux souterraines sont toujours bien inférieures à celles des eaux de surface. On note une différence de 68 % des concentrations médianes entre la nappe superficielle et la Meuse. Lors des périodes d'inondation, on observe une augmentation des concentrations dans la nappe consécutive à une diminution des concentrations dans la Meuse (Figure VI.14b).

6.2.3.3. Analyse des données à partir d'une ACP

Nous avons montré que les concentrations en éléments biogènes (N, P et K) dans les eaux souterraines sont plus faibles que dans les eaux de surface et qu'au sein même de la nappe on pouvait voir apparaître des variations suivant la profondeur des piézomètres. Pour préciser les particularités physico-chimiques de chaque point de prélèvement d'eau par rapport à sa

localisation, nous avons réalisé une analyse en composantes principales portant sur les valeurs moyennes des 11 variables mesurées dans chacun des 23 points retenus.

Les deux premiers axes expliquent 82 % de la variance totale. L'axe 1 représente l'alcalinité, la conductivité et le calcium qui s'opposent aux chlorures, sulfates, sodium et nitrates. L'axe 2 est corrélé à la charge en phosphates, potassium, magnésium et en azote ammoniacal. Le tableau VI.11 donne les corrélations entre les variables et les facteurs des quatre premiers axes.

	facteur 1	facteur 2	facteur 3	facteur 4	Total
Conductivité	<u>0.74</u>	0.42	-0.42	0.02	
NO ₃ ⁻	<u>-0.79</u>	0.57	0.06	-0.17	
N-NH ₄ ⁺	0.42	<u>0.62</u>	0.46	0.43	
P-PO ₄ ³⁻	-0.38	<u>0.88</u>	-0.04	-0.09	
HCO ₃ ⁻	<u>0.93</u>	0.10	-0.23	-0.12	
SO ₄ ²⁻	<u>-0.85</u>	-0.26	0.06	-0.32	
Cl ⁻	<u>-0.92</u>	-0.25	0.15	0.03	
K ⁺	-0.50	<u>0.85</u>	0.06	-0.01	
Na ⁺	<u>-0.90</u>	-0.14	-0.11	0.30	
Mg ²⁺	-0.43	<u>0.78</u>	-0.41	0.05	
Ca ²⁺	<u>0.65</u>	0.47	0.47	-0.31	
% Variance	50.7	30.6	8.0	4.9	94.2

Tableau VI.11. Analyse en composantes principales : corrélations variables-facteurs pour les quatre premiers axes

La distribution des points en relation avec les deux premiers axes (Figure VI.15) indique une bonne différenciation des eaux souterraines sous les parcelles 1 et 2 et des eaux de surface. La parcelle 1 (PSA) se caractérise par la prédominance de la charge carbonatée et une conductivité plus élevée, alors que les chlorures, les sulfates et le sodium y sont moins abondants. La parcelle 2 (MEG) se différencie de cette dernière par une corrélation négative avec les charges phosphatée, magnésique et potassique.

Les eaux de surface, quant à elles, se caractérisent par une charge importante en nitrates, en chlorures, sulfates et sodium.

Au sein de chaque parcelle, on devine également une différenciation des eaux souterraines en fonction de la profondeur. Concernant la parcelle 1, c'est essentiellement l'azote ammoniacal qui différencie la nappe superficielle de la nappe profonde (prédominance de N-NH₄ dans la nappe superficielle). Pour la parcelle 2, c'est le sodium et les chlorures qui prédominent dans la nappe profonde.

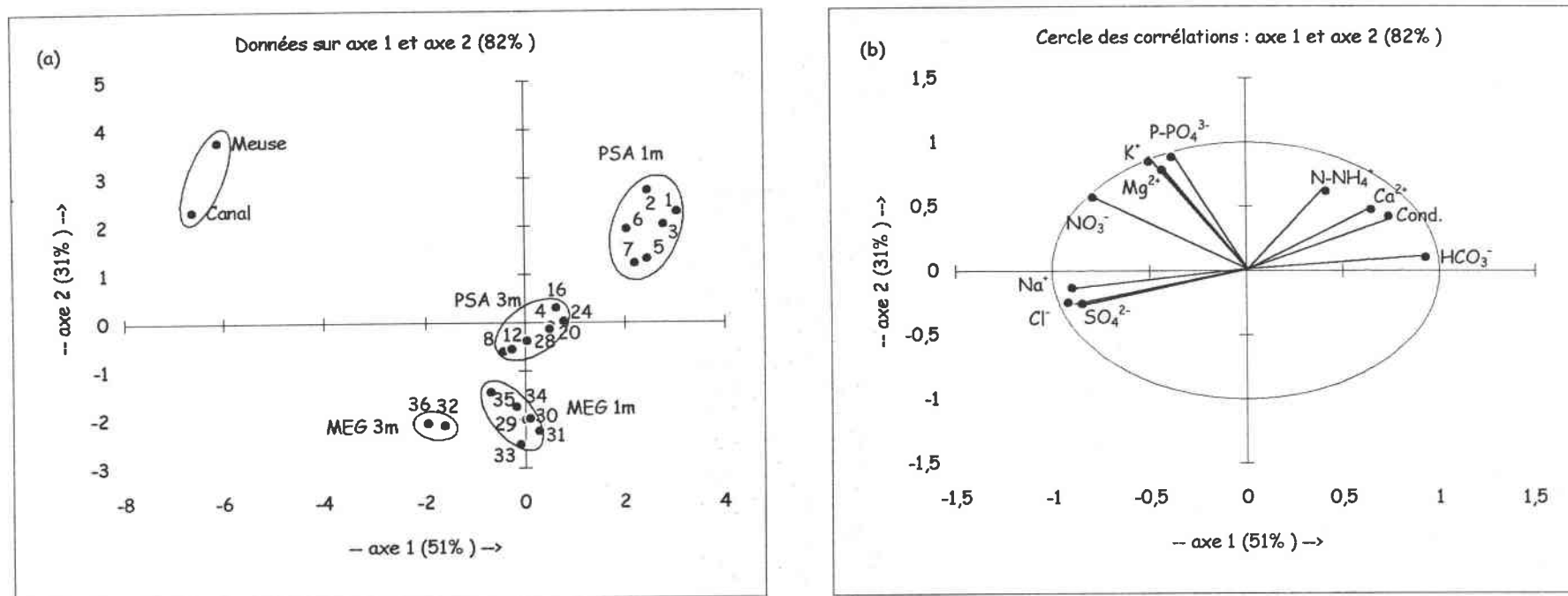


Figure VI.15. Analyse en composantes principales : distribution des points de prélèvement (a) et cercle de corrélation axes-facteurs (b), en relation avec les deux premiers axes

Nous avons réalisé une analyse factorielle discriminante pour reclasser les points en fonction des paramètres hydrochimiques afin de tester si les différents groupes définis précédemment sont bien distincts. La carte factorielle de la distribution des différents groupes est représentée dans la figure VI.16. L'analyse donne 96 % des points bien classés pour les 5 groupes retenus (eaux de surface, nappe superficielle PSA, nappe profonde PSA, nappe superficielle MEG et nappe profonde MEG). La différenciation entre les eaux de la Meuse et les eaux souterraines est très nette. Les eaux souterraines superficielles et profondes sont bien discriminées dans les deux parcelles, et cette discrimination est plus grande pour la parcelle PSA.

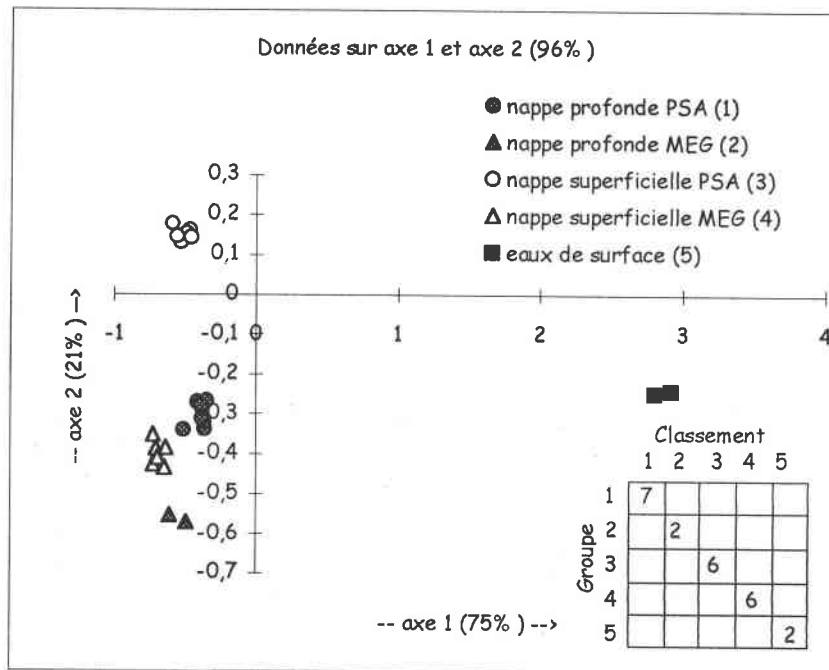


Figure VI.16. Distribution des points de prélèvement obtenue par l'analyse factorielle discriminante

6.3. Variation des éléments minoritaires dans les parcelles d'expérimentation

6.3.1. Variation entre les deux sites

Nous avons tenté, à travers le suivi de l'hydrochimie de la nappe, de vérifier l'hypothèse selon laquelle la typologie prairiale pouvait influencer les concentrations en éléments minéraux biogènes de la nappe superficielle. Pour tester cette hypothèse nous avons comparé une formation prairiale « classique » avec une formation à hautes herbes. Il nous a paru intéressant de déterminer s'il existe ou non une influence directe de la végétation prairiale sur l'absorption

d'éléments minéraux présents dans la nappe à proximité de la zone racinaire, et si oui dans quelle mesure le type de végétation influence-t-il le chimisme de cette nappe ?

Pour simplifier la comparaison avec le site MEG (micro-parcelle E), le site PSA n'est représenté que par la micro-parcelle A non fertilisée. Ainsi, étant donné la proximité des deux parcelles et l'absence de fertilisation chimique et organique (cf. chapitre III, § 3.2.2) nous estimons que les apports au système (apports atmosphériques et apports par les inondations) sont identiques pour les deux micro-parcelles. Dès lors, toute différence observée au niveau du chimisme de la nappe ne pourra être attribuée qu'à la végétation ou au niveau hydrique et au sol qui en découle (cf. chapitre IV, § 4.1). En effet, les variations du niveau hydrique sont identiques dans les deux sites, mais le niveau de la nappe est plus élevé de 15 à 20 cm dans la parcelle MEG (Figure VI.17).

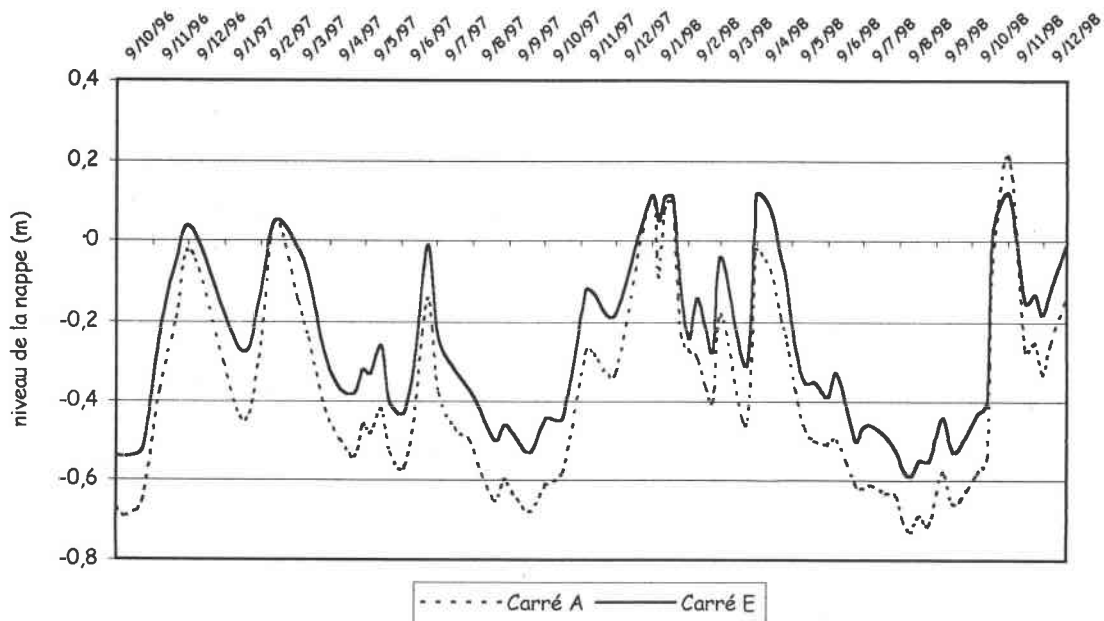


Figure VI.17. Niveau de la nappe sous les carrés permanents A et E entre octobre 1996 et décembre 1998

Les concentrations moyennes en azote, phosphore et potassium de la nappe sous les deux formations végétales pendant la période d'étude sont présentées dans le tableau VI.12.

Nous avons comparé les deux micro-parcelles à l'aide d'une analyse de la variance à deux facteurs « prairie » et « saison », afin de tester s'il existe une différence significative des concentrations dans la nappe liée au site, et s'il existe parallèlement une évolution saisonnière de ces concentrations. L'interaction entre ces deux facteurs est également testée. Les résultats de l'analyse de la variance sont présentés dans le tableau VI.13.

		Nappe superficielle A		Nappe profonde A		Nappe Superficielle E		Nappe profonde E	
		1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998
NO ₃ ⁻	moyenne	234	132	263	160	183	110	110	65
	écart type	166	136	125	241	313	234	65	50
	n	148	143	49	72	144	158	48	66
N-NH ₄ ⁺	moyenne	130	166	47	48	36	42	52	55
	écart type	73	191	21	17	33	32	45	48
	n	148	151	49	70	144	170	48	69
P-PO ₄ ³⁻	moyenne	18.2	20.5	12.6	10.7	5.9	4.4	7.3	7.3
	écart type	10.4	12.6	7.2	7.1	9.6	5.4	4.5	5.6
	n	147	133	48	64	144	155	47	65
K ⁺	moyenne	1.13	1.04	0.79	0.77	0.27	0.30	0.42	0.35
	écart type	0.35	0.28	0.12	0.08	0.09	0.19	0.08	0.06
	n	141	60	41	30	129	67	46	30

Tableau VI.12. Concentrations moyennes ($\mu\text{g/l}$ sauf K⁺ en mg/l) des éléments biogènes dans la nappe en 1997 et 1998 sous les carrés A (PSA) et E (MEG)

ANOVA deux facteurs	Nappe superficielle						Nappe profonde					
	NO ₃ ⁻		N-NH ₄ ⁺		K ⁺		NO ₃ ⁻		N-NH ₄ ⁺		K ⁺	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998
Facteur A											++	++
Facteur B											--	--
Facteurs A + B	++	++	++		++		++	++			--	--
Intéraction + facteurs A et B	--	--	--	++	--	++	--	--			--	--
Aucune analyse possible									/	/		

Facteur A : Prairie, Facteur B : Saison
 ++ : effets significatifs, au seuil de 5 %
 -- : effets non significatifs

Tableau VI.13. Résultats de l'analyse de la variance à deux facteurs pour l'azote et le potassium dans la nappe

Le chimisme des eaux souterraines ne discrimine que médiocrement les deux formations végétales en ce qui concerne le phosphate. Les concentrations relevées dans la nappe sont bien souvent à la limite du seuil de détection (Tableau VI.12), ce qui exclut toute analyse statistique pour cet élément. La lecture des résultats (Tableau VI.13) et des graphiques (Figures VI.18 à VI.20) laisse apparaître quelques tendances :

⇒ **Dans la nappe superficielle**, on peut s'apercevoir d'une manière générale, que les éléments azotés et le potassium sont présents en plus grande quantité sous la prairie PSA, avec un effet saisonnier plus marqué.

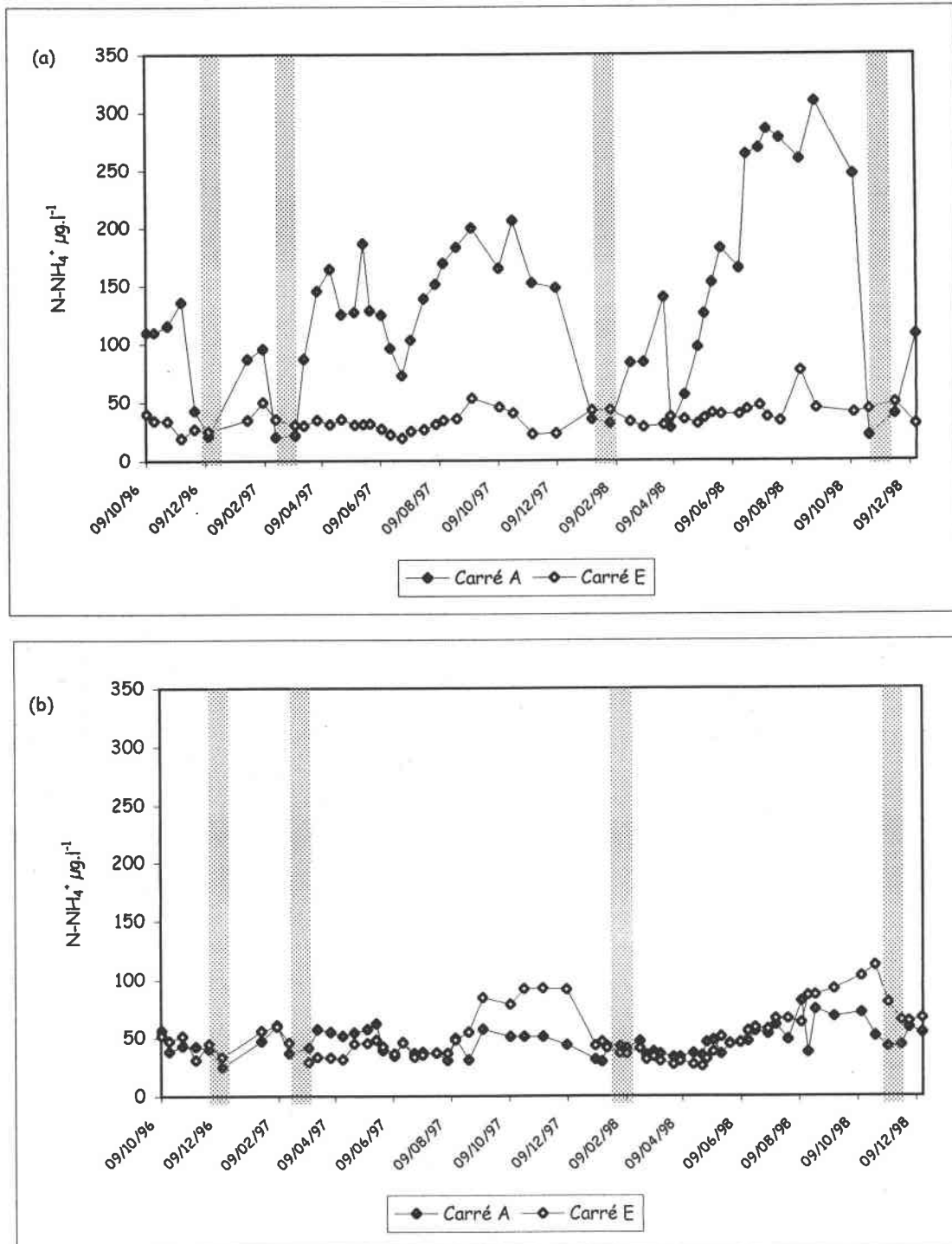


Figure VI.18. Evolution des teneurs en azote ammoniacal dans la nappe superficielle (a) et profonde (b) dans les deux formations végétales. MEG : carré E, PSA : carré A

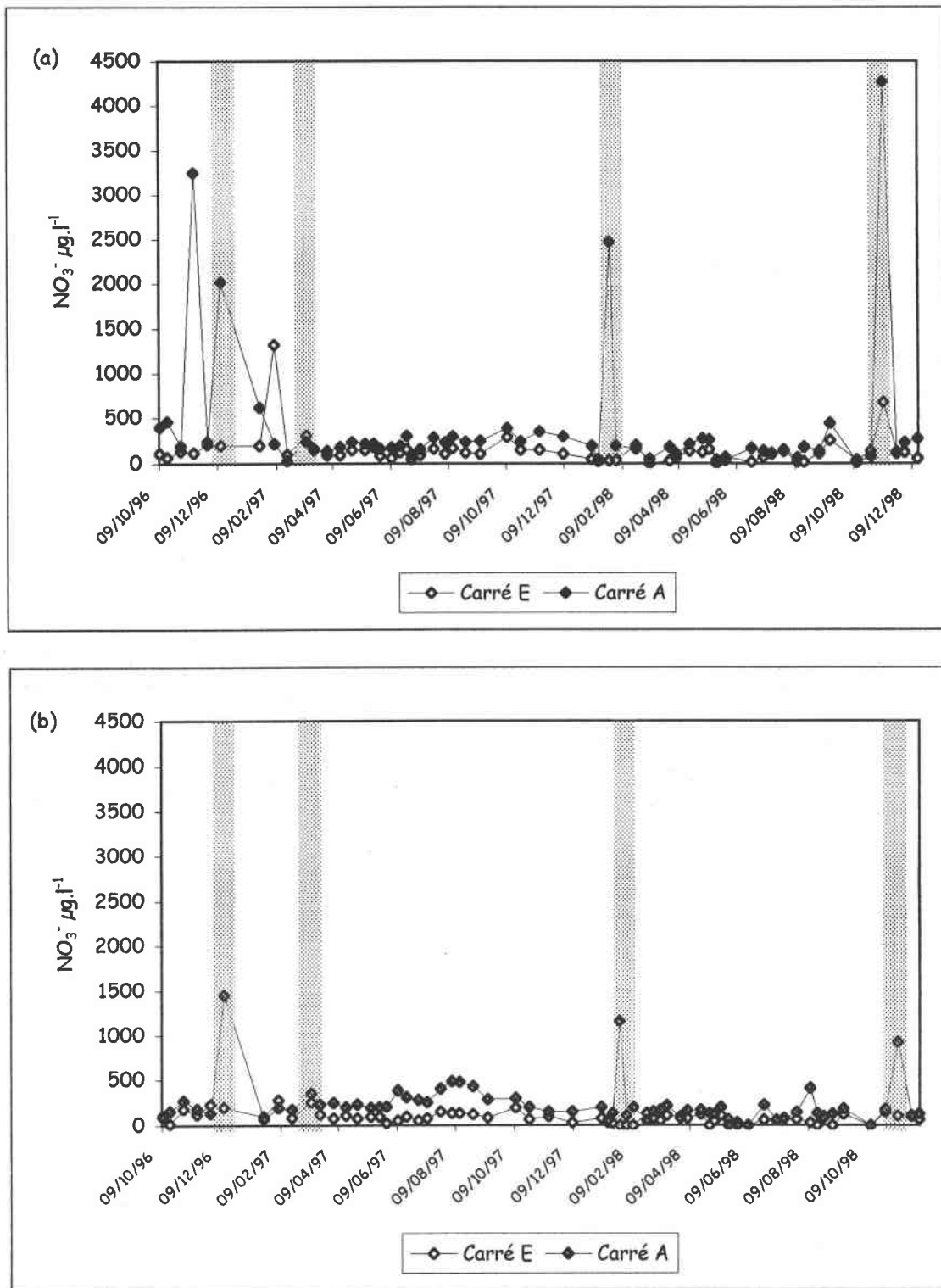


Figure VI.19. Evolution des teneurs en nitrate dans la nappe superficielle (a) et profonde (b) dans les deux formations végétales. MEG : carré E, PSA : carré A

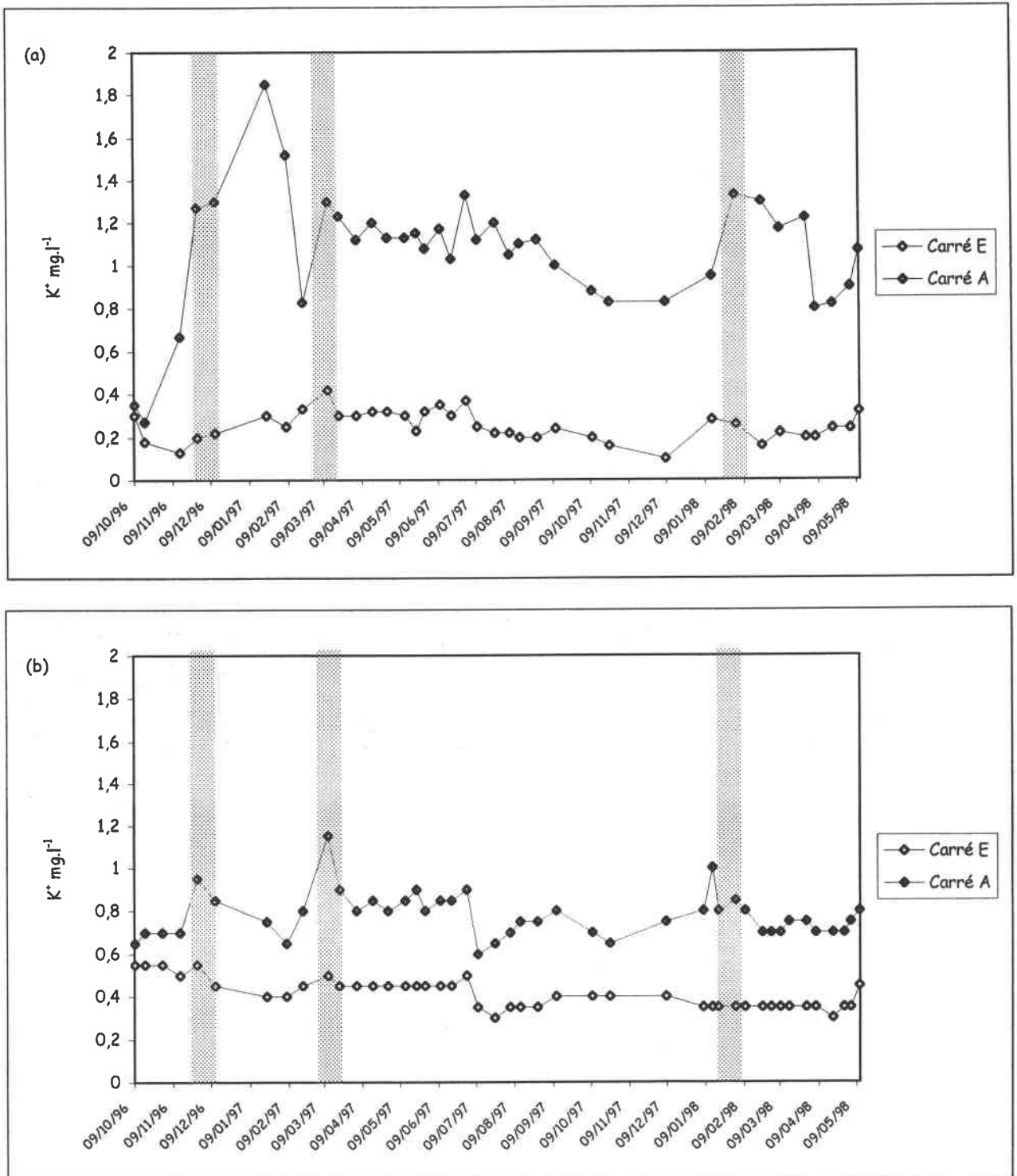


Figure VI.20. Evolution des teneurs en potassium dans la nappe superficielle (a) et profonde (b) dans les deux formations végétales. MEG : carré E, PSA : carré A

Rq. Le pic de nitrates (3,3 mg/l) qui apparaît le 14/11/96 dans la nappe superficielle sous PSA (Figure VII.19) n'est pas lié aux conditions hydriques mais correspond à un pâturage « accidentel » de la parcelle PSA (intrusion pendant deux jours de vaches sur le dispositif).

⇒ **Dans la nappe profonde**, concernant le potassium et le nitrate, une différence apparaît également entre les deux prairies. Les conclusions sont sensiblement les mêmes mais elles se présentent de manière moins évidente. Aucune analyse n'a été possible pour l'azote ammoniacal étant donné le chevauchement des courbes à différentes périodes de l'année (Figure VI.18b). On constate par exemple, que les concentrations en N-NH₄ deviennent supérieures sous la prairie MEG à partir du mois d'août et qu'elles ne diminuent qu'après un épisode d'inondation.

Les éléments qui discriminent le mieux les deux formations végétales sont les cations monovalents (azote ammoniacal et potassium). Ces cations présentent la particularité d'être adsorbés sur les colloïdes du sol et les périodes pluvieuses favorisent la mise en solution de ces ions et donc leur disponibilité pour la végétation (Duchaufour, 1997).

Les concentrations en azote ammoniacal dans la nappe superficielle (Figure VI.18a), c'est à dire dans une zone directement influencée par la végétation, sont nettement plus élevées dans la prairie PSA par rapport à MEG. Mais cette différence ne s'observe plus en profondeur avec une forte diminution des concentrations pour PSA. Ces résultats peuvent avoir une double interprétation: soit les formations à hautes herbes sont réellement capables de prélever l'azote en plus grandes quantités, soit la disponibilité de l'azote est fonction du taux de minéralisation de la matière organique qui serait alors plus élevé au niveau de PSA. Cette dernière hypothèse (traitée plus en détail dans la troisième partie) ne doit pas être sous estimée puisque le niveau de la nappe au niveau de MEG est de 15-20 cm plus élevé par rapport à PSA ce qui pourrait contribuer de manière non négligeable à un ralentissement de la minéralisation de la matière organique.

Les concentrations en potassium (Figure VI.20) sont, comme pour l'azote ammoniacal, plus élevées au niveau de la prairie PSA avec toujours des différences plus importantes entre nappe superficielle et nappe profonde. Ici encore l'interprétation peut être double, à savoir une meilleure absorption racinaire pour les formations à hautes herbes ou alors un lessivage du potassium favorisé par des conditions plus humides au niveau de la prairie MEG. Cette dernière hypothèse là encore n'est pas à négliger puisque l'on observe des concentrations en K plus importantes en profondeur ce qui n'est pas le cas pour la prairie PSA.

Ainsi, nous remarquons que les concentrations les plus élevées de ces cations monovalents (N-NH₄ et K) se situent dans la nappe profonde pour la prairie MEG et dans la nappe superficielle pour la prairie PSA. Il apparaît également une stratification verticale des concentrations en

azote ammoniacal et en potassium avec des différences entre nappe superficielle et nappe profonde plus importantes pour PSA que pour MEG. Ces dernières observations renforcent l'hypothèse selon laquelle les cations monovalents seraient lessivés plus facilement lorsque le niveau de la nappe est plus élevé.

6.3.2. Variation entre les entrées et les sorties des micro-parcelles A et E

Nous avons tenté de montrer l'influence de la végétation sur la composition de la nappe en azote, phosphore et potassium, en comparant l'évolution de ces paramètres entre l'entrée et la sortie des micro-parcelles. Pour cela, nous avons réalisé le test non paramétrique de Mann-Whitney-Wilcoxon pour comparer les entrées et les sorties des carrés permanents A et E, afin de voir s'il existe une influence significative de l'écosystème sol-plante sur la chimie de la nappe. L'objectif de cette analyse est de déceler les éventuelles diminutions de concentrations des éléments qui circulent au travers d'un écosystème prairial inondable. Les résultats de ce test pour les deux formations végétales sont présentés dans le tableau VI.14.

	NO ₃ ⁻		N-NH ₄ ⁺		P-PO ₄ ³⁻		K ⁺	
	Nappe superficielle	Nappe profonde	Nappe superficielle	Nappe profonde	Nappe superficielle	Nappe profonde	Nappe superficielle	Nappe profonde
Carré A (PSA)	--	--	++	++	--	--	++	--
Carré E (MEG)	--	--	++	++	/	/	++	++

++ : différences significatives entre l'entrée et la sortie, au seuil de 5 %

-- : différences non significative

/ : aucune analyse

Tableau VI.14. Résultats du test de Mann-Whitney-Wilcoxon pour les carrés A et E

Les différences ne sont pas significatives entre l'entrée et la sortie des deux micro-parcelles pour les nitrates et les phosphates. Dans la prairie MEG, les teneurs en PO₄ sont à la limite du seuil de détection et de ce fait aucune analyse n'est possible. Aussi, aucun bilan de matières n'est possible pour ces deux éléments étant donné les très faibles concentrations. Nos observations se limiteront comme précédemment au suivi de l'azote ammoniacal et du potassium. La lecture des résultats (Tableau VI.14) et des graphiques (Figures VI.21 à VI.24) laisse apparaître quelques tendances :

⇒ **au niveau de la prairie PSA**, on observe une diminution des concentrations en azote ammoniacal à la sortie de la micro-parcelle. Cette diminution est significativement plus importante dans la nappe superficielle, zone fortement influencée par la végétation. Pour le potassium, la différence n'est significative qu'au niveau de la nappe superficielle. Ces

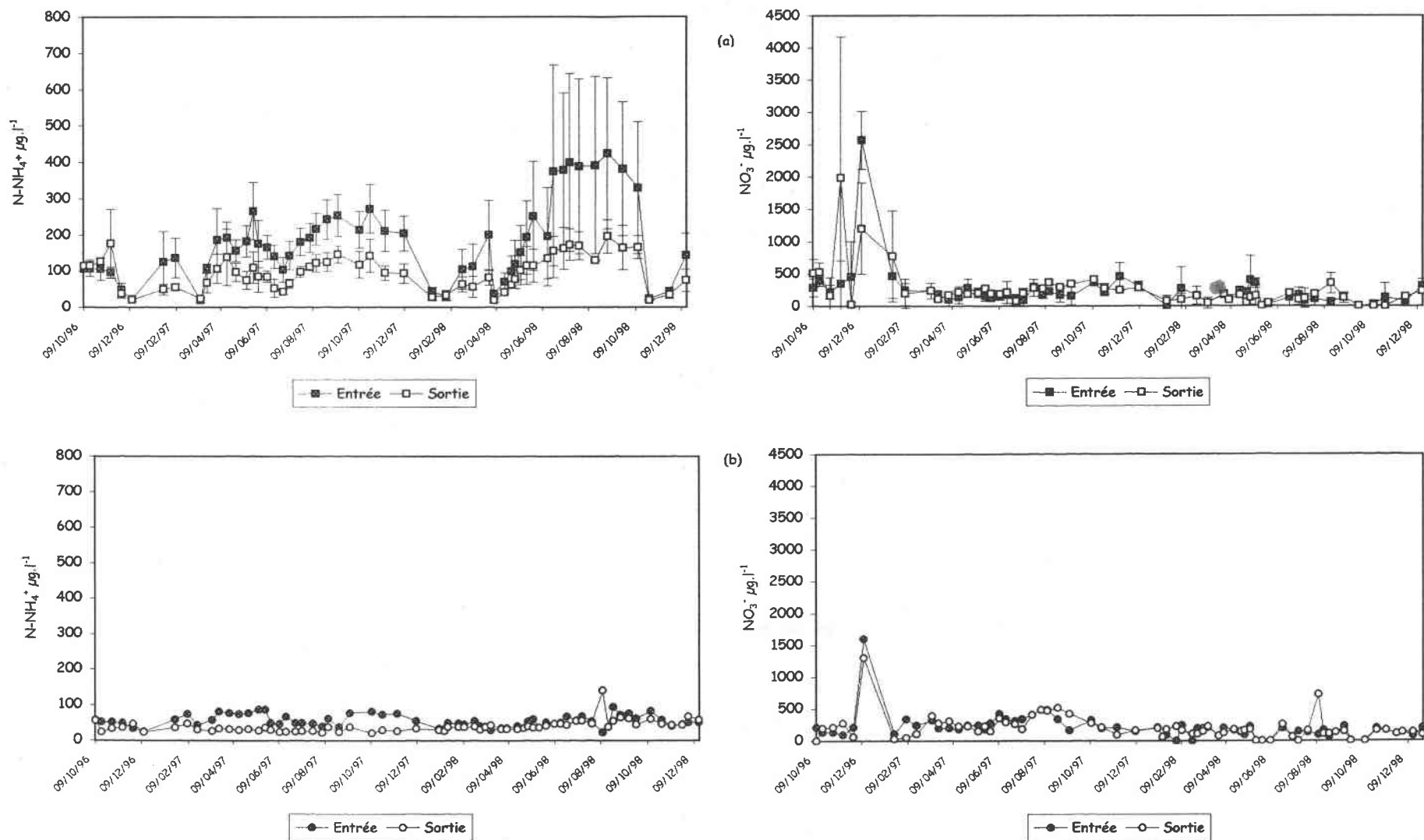


Figure VI.21. Variation des concentrations en azote ammoniacal et en nitrate à l'entrée et à la sortie du carré permanent A (PSA) dans la nappe superficielle (a) et profonde (b)

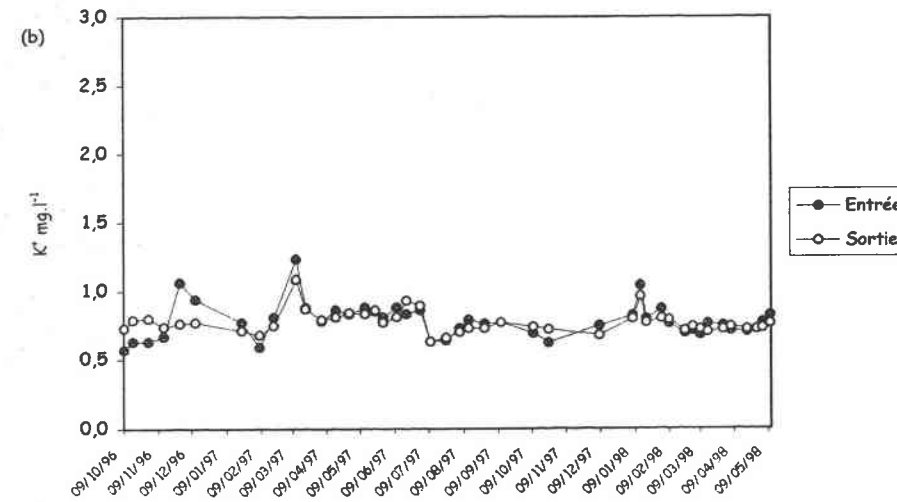
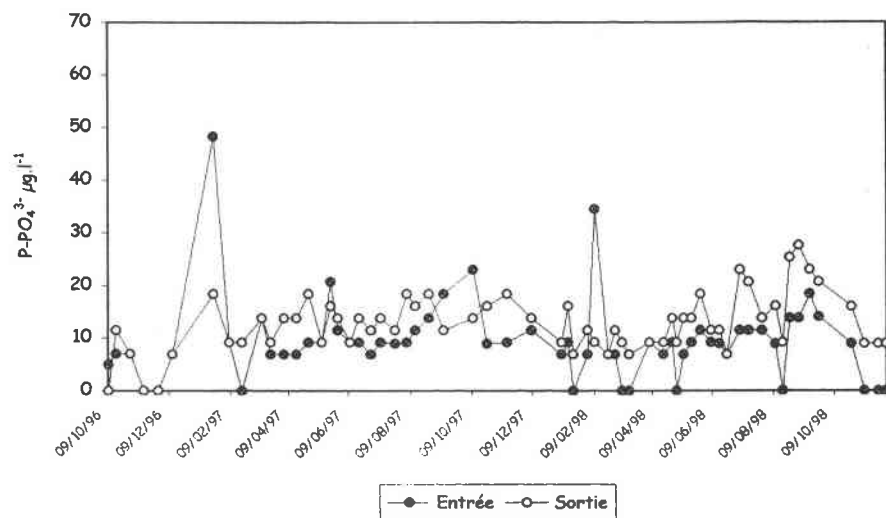
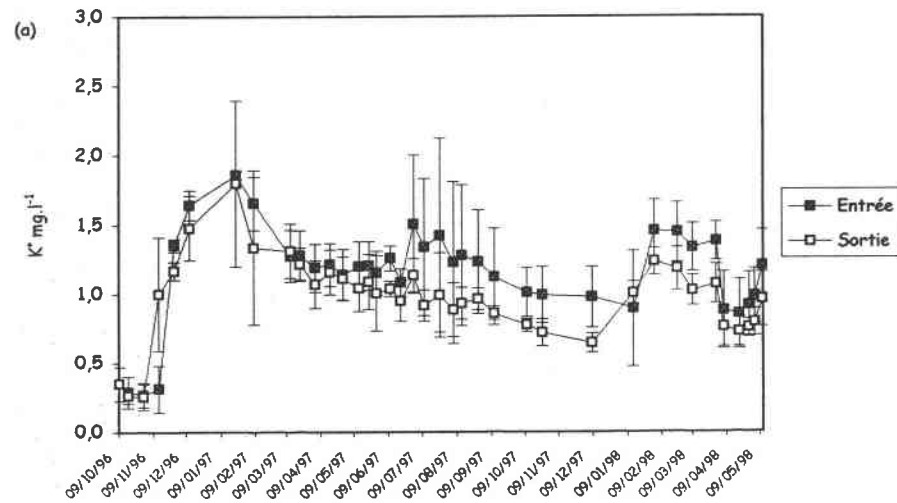
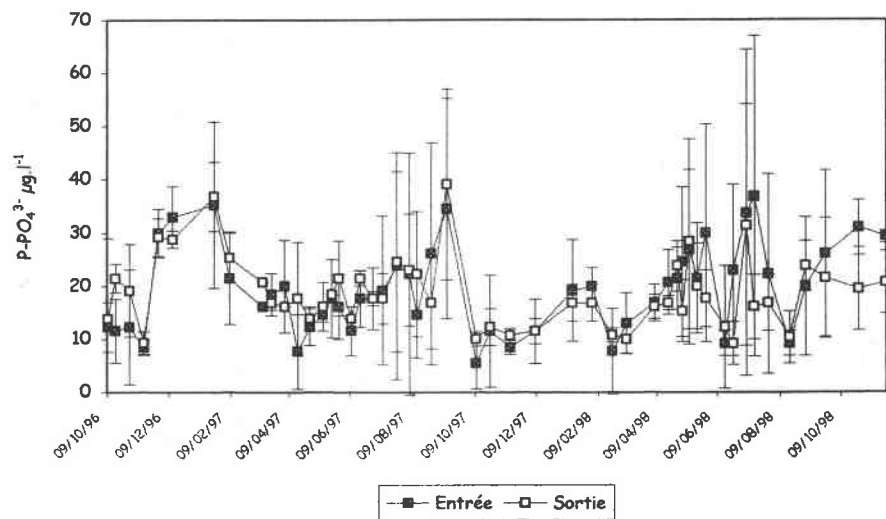


Figure VI.22. Variation des concentrations en phosphate et en potassium à l'entrée et à la sortie du carré permanent A (PSA) dans la nappe superficielle (a) et profonde (b)

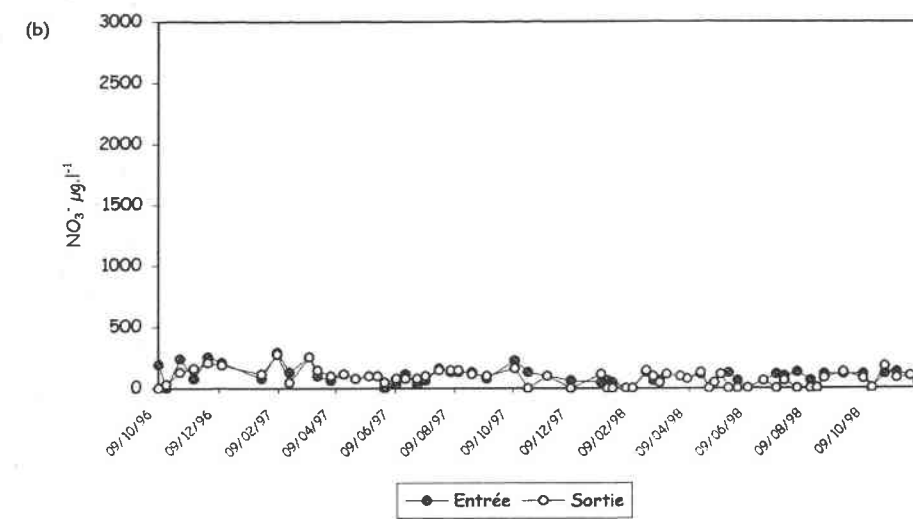
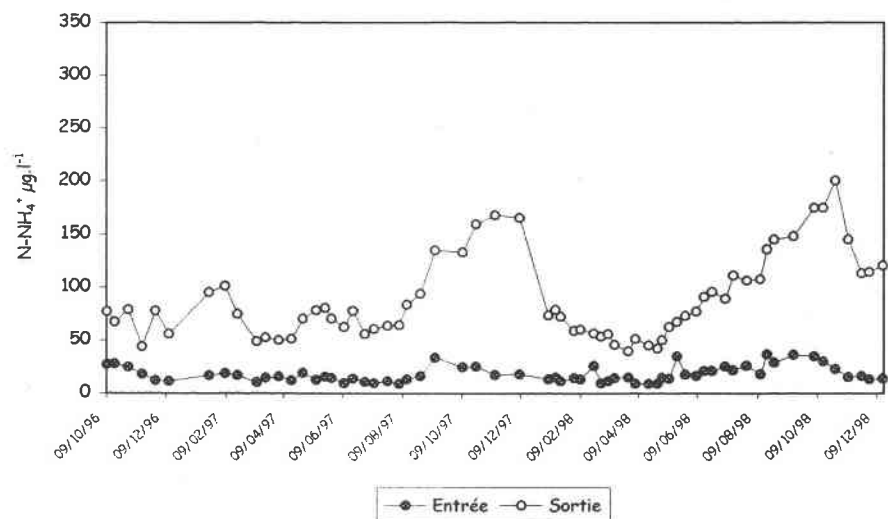
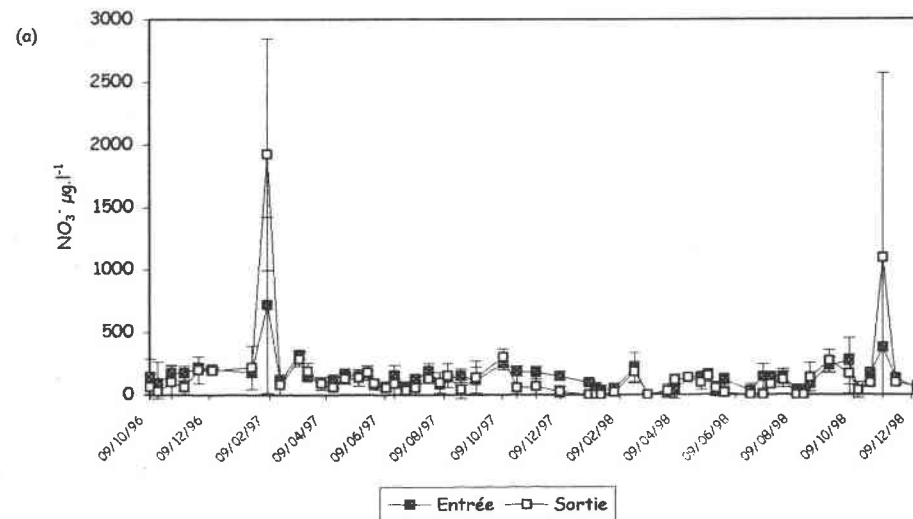
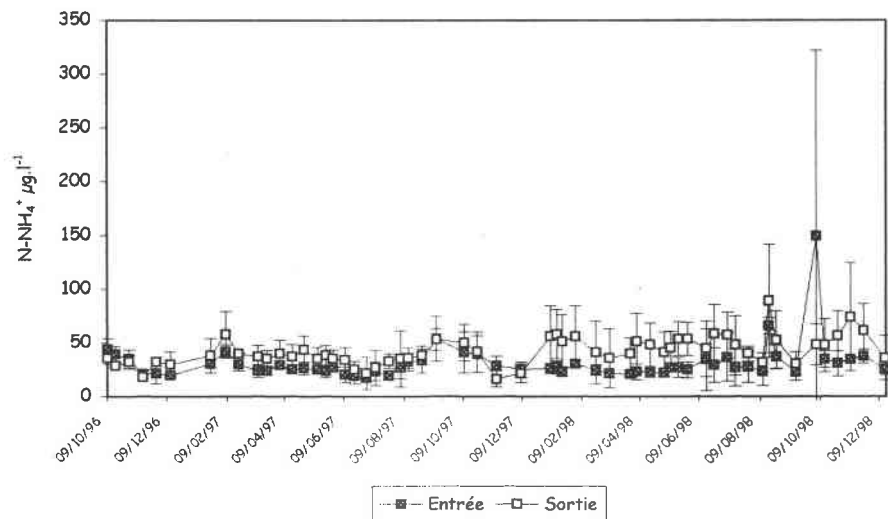


Figure VI.23. Variation des concentrations en azote ammoniacal et en nitrate à l'entrée et à la sortie du carré permanent E (MEG) dans la nappe superficielle (a) et profonde (b)

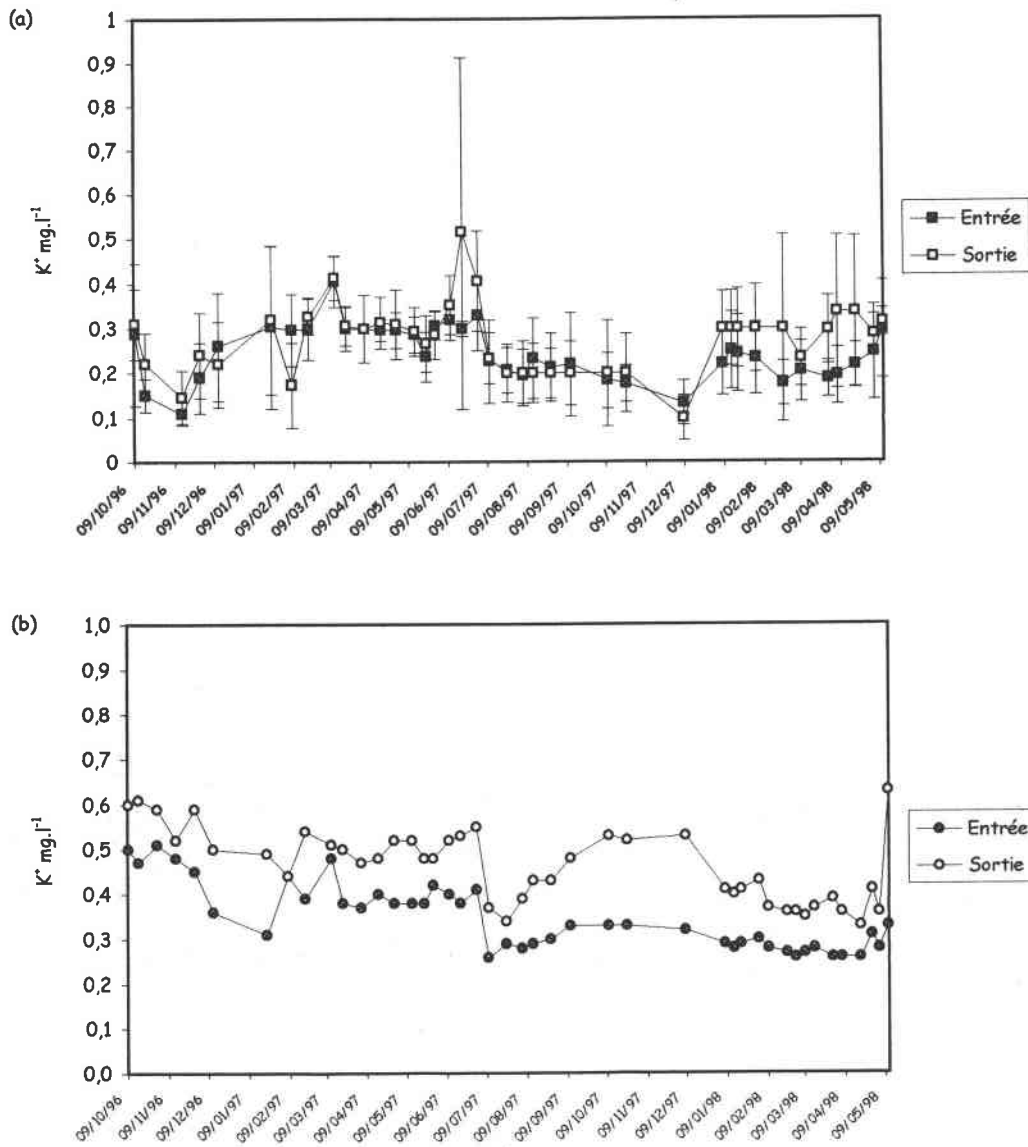


Figure VI.24. Variation des concentrations en potassium à l'entrée et à la sortie du carré permanent E (MEG) dans la nappe superficielle (a) et profonde (b)

observations nous permettent de supposer que cette perte est liée au prélèvement racinaire et à l'activité des micro-organismes.

⇒ **au niveau de la prairie MEG**, nous n'observons aucune diminution de concentrations en K et N-NH₄ à la sortie de la micro-parcelle. Au contraire, à l'inverse de la prairie PSA, on voit apparaître une augmentation significative des concentrations à la sortie (Figures VI.23 et VI.24). Cette augmentation est d'autant plus significative dans la nappe profonde.

Nous pouvons difficilement admettre que la végétation ne prélève aucun nutriment dans la nappe, surtout pendant la saison estivale. Donc, si les différences de concentrations entre

l'entrée et la sortie de la micro-parcelle restent relativement modérées dans la nappe superficielle et qu'elles augmentent significativement dans la nappe profonde, c'est sans doute que les cations monovalents sont mis en solution sous l'influence du niveau hydrique. Les conditions plus hydromorphes de la prairie MEG pourraient entraîner une mise en solution de N-NH_4 et de K dans la frange « racinaire » de la nappe. Les plantes pourraient alors absorber de façon préférentielle ces ions en solution mais une partie est apparemment drainée vers la nappe profonde.

Ces résultats rejoignent nos premières constatations, c'est à dire une moindre disponibilité pour les plantes de l'azote ammoniacal et du potassium suite à un niveau hydrique plus élevé. Ces observations nécessitent bien sûr, une confirmation par le suivi des compartiments « végétation » et « sol » de l'écosystème prairial. Ces compartiments seront détaillés dans la troisième partie.

6.4. Conclusion partielle

Dans ce chapitre nous avons montré à partir de la composition chimique globale des eaux souterraines que le fonctionnement hydrochimique du secteur est fortement conditionné par le fonctionnement hydrologique, notamment pour les nitrates. Nous avons pu observer les mêmes tendances pour l'ensemble des éléments minoritaires N, P et K avec :

- ⇒ une augmentation des concentrations lors des périodes de débordement de la Meuse pour les nitrates, le potassium et dans une moindre mesure les phosphates,
- ⇒ une diminution des concentrations en azote ammoniacal, lors des débordements ou des remontées de nappe, qui correspond à l'augmentation des concentrations en nitrates.

Nous avons également mis en évidence une stratification verticale des eaux souterraines en liaison avec la présence de la végétation. Les concentrations plus élevées en éléments biogènes dans la nappe superficielle s'expliquent par :

- ⇒ une plus grande influence des apports externes en éléments minéraux (inondations, fertilisation, pluies...),
- ⇒ une activité biologique plus intense en relation avec le sol et la rhizosphère,
- ⇒ les remontées capillaires en relation avec l'absorption racinaire.

La comparaison de l'hydrochimie d'une formation à hautes herbes MEG avec son homologue prairial PSA ne nous permet pas à ce stade de l'étude d'attribuer les différences observées au type de végétation. Il semblerait que les plus faibles concentrations en N, P et K sous la prairie MEG soient davantage en relation avec le niveau hydrique.

La diminution des teneurs en nutriments dans cette prairie pourrait s'expliquer par :

- ⇒ une diminution du taux de minéralisation de la matière organique,
- ⇒ une dénitrification plus importante favorisée par les conditions plus hydromorphes,
- ⇒ un drainage du potassium favorisé par les conditions plus humides.

Ces dernières hypothèses seront discutées dans la troisième partie, après l'étude des autres compartiments de l'écosystème.

TROISIÈME PARTIE

CAPACITÉ EPURATOIRE DU SYSTÈME
SOL-PLANTE VIS-A-VIS DES ÉLÉMENTS
BIOGÈNES (N,P,K) DANS LES EAUX
SOUTERRAINES

CHAPITRE VII

Echanges de nutriments au sein de l'écosystème prairial

Ce chapitre va aborder les principaux échanges de nutriments dans le système au niveau du secteur étudié de la plaine alluviale. Notre étude étant essentiellement ciblée sur le devenir de l'azote dans ces milieux, une grande partie de ce chapitre lui est consacrée. Nous traiterons plus succinctement le phosphore et le potassium dans le paragraphe concernant les apports d'éléments biogènes par les pluies et les inondations.

La figure VII.1 résume les différentes entrées de nutriments dans le système ainsi qu'un cycle de l'azote qui met en évidence les relations entre le sol et la plante d'une part, et l'atmosphère d'autre part.

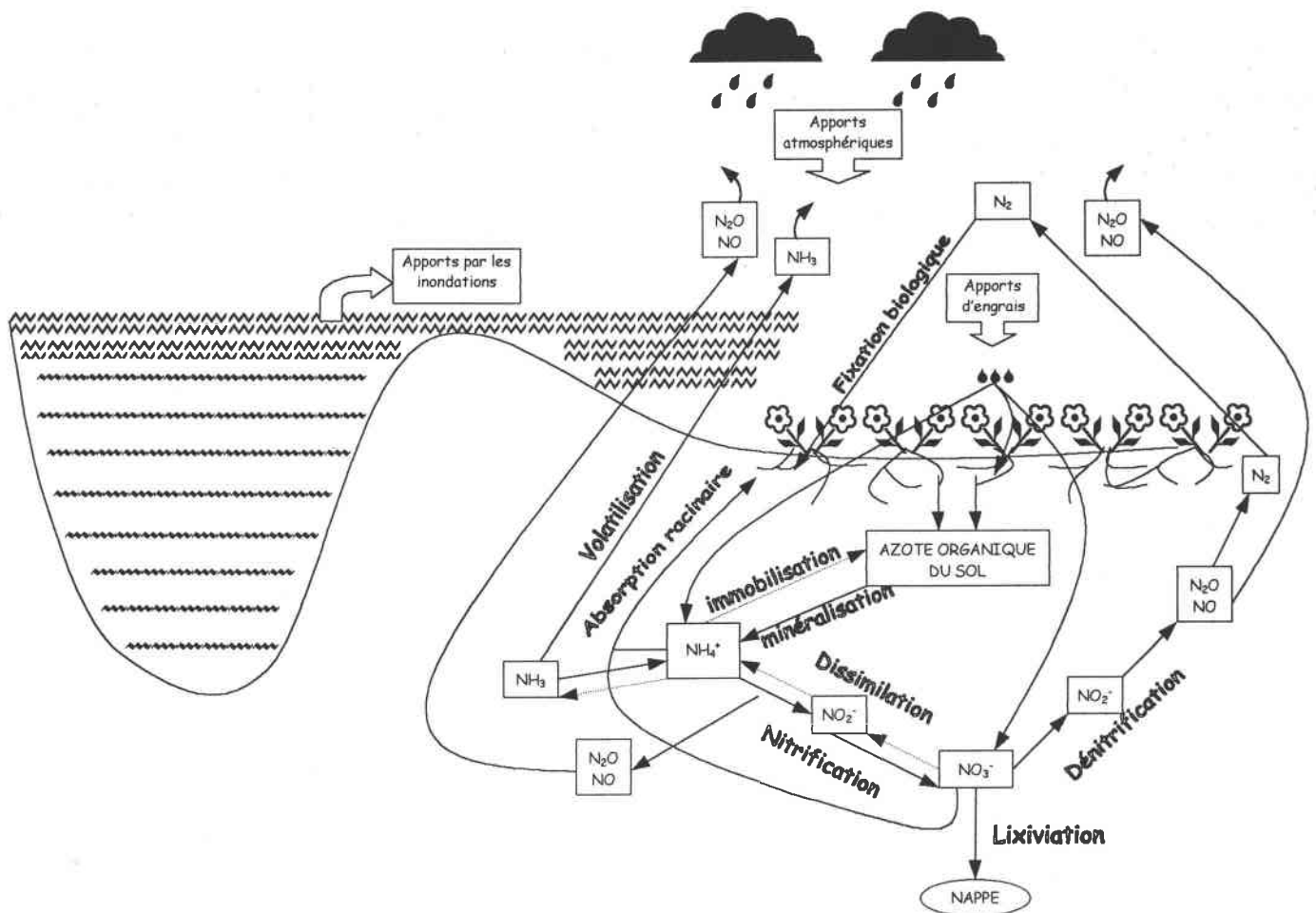


Figure VII.1. Principaux échanges de nutriments dans l'écosystème « prairie inondable »

7.1. Les entrées d'éléments biogènes dans le système

7.1.1. Apports par les précipitations

Les apports atmosphériques comprennent à la fois les dépôts humides (pluie, neige...) et les dépôts secs (poussières, aérosols...). Dans notre étude nous avons limité la quantification des apports atmosphériques aux dépôts humides, les dépôts secs étant difficilement quantifiable en prairie. Nous avons calculé les apports en azote, phosphore et potassium pour les deux années 1997 et 1998 (du 19/11/1996 au 19/11/97 et du 20/11/1997 au 19/11/1998). Les résultats sont présentés dans le tableau VII.1. Ces apports atmosphériques, exprimés en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, ont été obtenus en multipliant les concentrations de chaque ion dans les solutions, par le volume d'eau de pluie recueilli lors de chaque période d'échantillonnage (soit une fois par semaine). Nos résultats diffèrent peu des ordres de grandeur définis par Lemée (1978) pour nos régions tempérées. D'après ce dernier, les apports annuels d'azote varient entre 1 et 10 $\text{kg}/\text{ha}/\text{an}$, ceux du phosphore entre 0,2 et 0,6 $\text{kg}/\text{ha}/\text{an}$ et ceux du potassium entre 3 et 10 $\text{kg}/\text{ha}/\text{an}$.

Les apports annuels en phosphate et en potassium varient peu entre les deux années, par contre on observe des fluctuations inter-annuelles pour l'azote (7,3 kg/ha en 1997 et 9,7 kg/ha en 1998). La variation des apports en azote semble davantage liée à l'azote ammoniacal, qui montre des concentrations toujours supérieures à l'azote nitrique lors des deux années étudiées.

Année	Pluies (mm)	N-NH ₄ N-NO ₃ P-PO ₄ K			
		(kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹)			
1997	875	4.2	3.1	0.84	3.7
1998	954	6.6	2.9	0.83	3.6

Tableau VII.1. Apports moyens en éléments minéraux (N, P, K) par les pluies en 1997 et 1998 (période du 19/11/1996 au 19/11/1997 et du 20/11/1997 au 19/11/1998)

D'un point de vue temporel, on distingue de fortes variations annuelles (Figure VII.2) qui ne sont pas systématiquement en relation avec le volume de pluies. En 1997, nous observons trois pics de concentration pendant la période d'activité physiologique (en mars, juin et août). Ces fortes valeurs sont attribuées à l'intensification des pratiques agricoles pendant cette période. En effet, les pics observés correspondent aux périodes d'utilisation d'engrais. Des observations similaires ont été présentées par Fritz & Schenck (1984) dans la plaine rhénane. C'est à la fin du mois de février ou au début du mois de mars qu'ont lieu les premiers épandages d'engrais dans le secteur de Mouzay (principalement sur les coteaux cultivés). Cette première fertilisation se caractérise par de fortes doses d'engrais puisqu'elle concerne les cultures et les parcelles en herbe destinées à l'ensilage (doses d'azote > à 100 kg/ha).

Généralement l'ensilage est réalisé en mai et est suivi d'une à deux récoltes de foin selon les années. En 1997, deux récoltes ont été réalisées en moyenne (juin et août) ; par contre en 1998 les mauvaises conditions climatiques du printemps n'ont permis qu'une fauche (juin-juillet). Chaque coupe peut être précédée d'une fertilisation généralement plus modérée que la première (entre 30 et 60 kg d'N/ha suivant le niveau d'intensification).

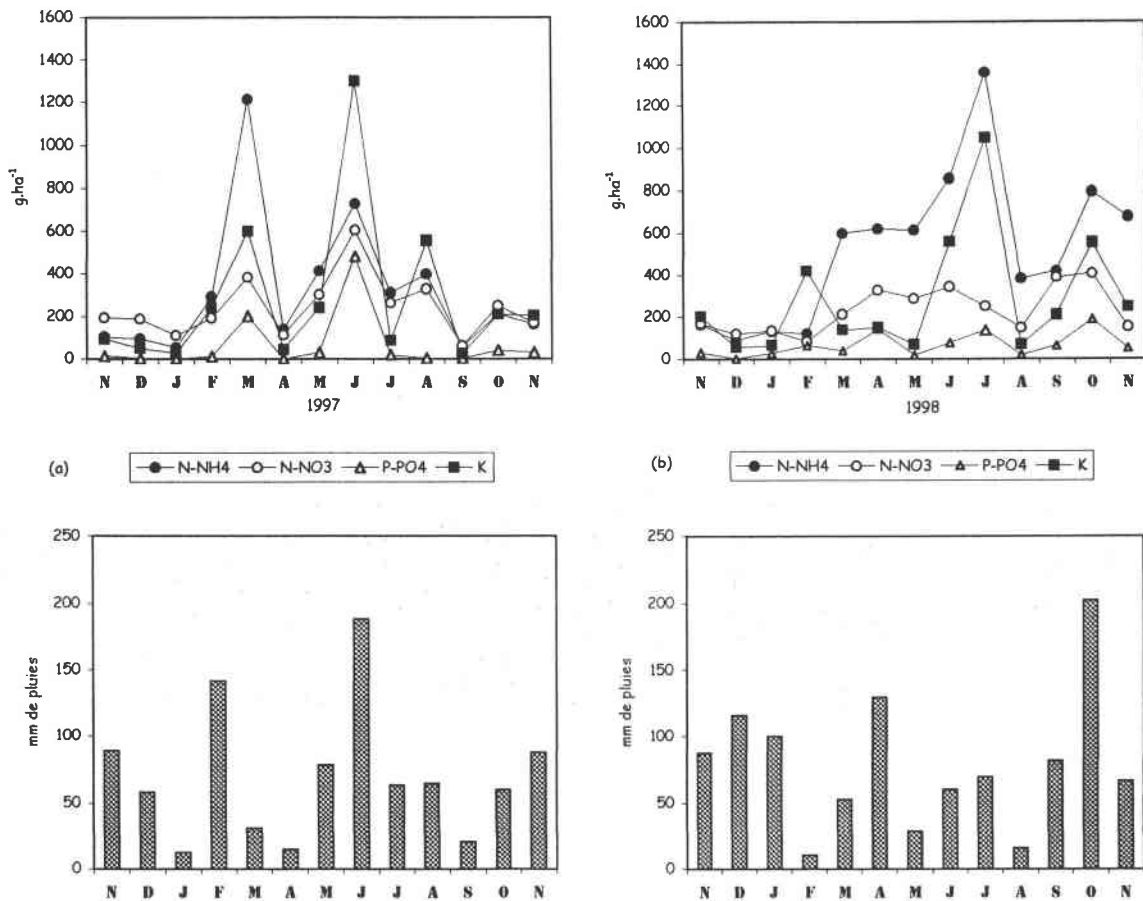


Figure VII.2. Variation temporelle des apports (en g/ha) en azote, phosphore et potassium par les précipitations en 1997 (a) et en 1998 (b)

Ainsi en 1997, les trois pics de concentration (Figure VII.2a) correspondent bien aux trois périodes d'épandages avec une amplification du phénomène en juin suite aux fortes précipitations. Cependant, pour les phosphates on ne retrouve pas le pic du mois août. Cette observation est à mettre en relation avec le fait que les concentrations en phosphore dans les précipitations sont majoritairement attribuées à la présence de pollen dans l'atmosphère (Nicholls et Cox, 1978 ; Sánchez Pérez, 1992). Aussi, les prairies du secteur sont fauchées en quasi-totalité au mois de juillet, ce qui pourrait expliquer une diminution à la fois du pollen dans l'atmosphère et du pollen produit in situ par la végétation après cette période. Par ailleurs,

les fertilisations de deuxième et troisième coupe se caractérisent bien souvent que par un apport azoté.

En 1998 (Figure VII.2b), la situation se dessine moins clairement. Les premières fertilisations ont débuté au mois de février, mais le faible volume de pluies recueilli ne nous a pas permis de le montrer (tout au plus, nous pouvons observer une augmentation des apports en potassium). Les fortes pluies du mois d'avril et les plus faibles températures ont ralenti le développement de la végétation, par conséquent, l'ensilage a été réalisé avec une à deux semaines de retard (deuxième quinzaine de mai). Le pic de concentration correspondant à la deuxième fertilisation est de ce fait décalé dans le temps avec un maximum d'apports par les pluies au mois de juillet. Aussi, les conditions très estivales du mois d'août n'ont pas permis de réaliser une troisième coupe, d'où l'absence d'un troisième pic d'apport en éléments N, P et K. Enfin, on observe un dernier pic au mois d'octobre qui est sans aucun doute lié au volume important de pluies recueilli pendant cette période.

7.1.2. Apports par les inondations

Les apports par les eaux de surface se produisent occasionnellement en période hivernale lors des inondations qui submergent la totalité du lit majeur, mais également lors des inondations partielles par la mise en eau des anciens chenaux et des creux topographiques qui s'y connectent. Les inondations représentent une source non négligeable d'éléments minéraux (Leonardson, 1994 ; Takatert, 1999) et contribuent à la fertilité des zones alluviales en augmentant la valeur fourragère des prairies de fauche. En effet, les sols vont assurer la rétention et l'accumulation des éléments minéraux ayant des affinités avec les colloïdes. Une grande partie de ces éléments nutritifs accumulés (essentiellement azote et phosphore) en période hivernale dans les sols seront intégrés au cycle biologique des prairies lors de la période de végétation. Cela permet à un certain nombre d'agriculteurs de faucher les prairies avant le 20 juin alors que ces parcelles ne reçoivent aucune fumure en dehors des apports par les inondations.

Les éléments minéraux véhiculés par les inondations arrivent sous deux formes : dissoute (soluble dans l'eau) et solide (par l'intermédiaire des particules en suspension transportées par le fleuve). L'importance relative de ces deux types de dépôts dépend en grande partie des conditions hydrologiques (intensité de la crue inondante, vitesse d'écoulement...) et biologiques (présence et densité de la végétation), ainsi que de la lithologie (nature du substrat géologique et des formations superficielles) (Meybeck *et al.*, 1982 ; Brunet & Gazelle, 1995).

Nous avons tenté d'évaluer la quantité de sédiments déposés dans les micro-parcelles lors des crues, en implantant dans ces zones des pièges à sédiments. Lors de la crue la plus importante de la période d'étude (février 1997), nous avons pu observer un très faible

alluvionnement en éléments fins. Les quantités très négligeables de dépôts ne permettent pas d'évaluer les apports en éléments minéraux par le biais des sédiments. L'éloignement des micro parcelles par rapport aux zones de débordement de la Meuse (entre 1 et 2 km) et la faiblesse de l'écoulement nous permettent de supposer négligeable les apports en suspension lors des crues de 1997 et 1998.

Les apports dissous ont été quantifiés pour l'azote, le phosphore et le potassium à l'occasion des différentes crues inondantes de la Meuse. Nous avons échantillonné les eaux de débordement de la Meuse :

⇒ *lors de deux inondations où l'ensemble du lit majeur était submergé*. Ainsi, nous avons mesuré sur les sites des micro-parcelles une lame d'eau moyenne de 60 cm de hauteur en mars 1997 et de 50 cm en novembre 1998. La durée de submersion des sites était approximativement de 9 à 10 jours pour les deux épisodes de crue, et nous avons estimé que la totalité de la lame d'eau s'est infiltrée dans le sol en apportant toute sa charge en solution. Plusieurs prélèvements d'eau d'inondation ont été effectués lors de chaque crue, et le tableau VII.2 présente les concentrations moyennes (en mg.l^{-1}) et les apports moyens (en kg.ha^{-1}) calculés à partir de ces deux inondations,

	N-NO ₃	N-NH ₄	P-PO ₄	K
Concentrations moyennes (mg.l^{-1})	3.04	0.019	0.136	2.0
Apports moyens (kg.ha^{-1})	16.9	0.11	0.76	11.1

Tableau VII.2. Apports moyens en éléments biogènes (N, P, K) par les eaux de débordement de la Meuse calculés à partir des deux submersions totales du lit majeur de la période d'étude

⇒ *lors de deux inondations partielles du lit majeur* (décembre 1996 et janvier 1998). Ces inondations concernent les méandres abandonnés proches du lit actuel et les anciens chenaux et creux topographiques qui leurs sont connectés. Seuls les carrés permanents de la prairie à Sénéçon aquatique (PSA) sont concernés par ces inondations. La lame d'eau moyenne mesurée lors de ces deux épisodes de crue est de l'ordre de 20 cm et la durée de submersion varie entre 4 et 5 jours. Le tableau VII.3 présente les concentrations moyennes (en mg.l^{-1}) et les apports moyens (en kg.ha^{-1}) calculés à partir des échantillons prélevés lors de ces deux inondations partielles.

Les eaux d'inondation de la Meuse constituent la première source d'entrée d'azote nitrique et de potassium à l'écosystème prairial après les précipitations (Tableau VII.4), si l'on fait abstraction des apports artificiels en engrais. Pour les phosphates, les apports sont plus ou

moins équivalents entre les pluies et les inondations ; toutefois, pour les années à fortes crues des quantités importantes peuvent être apportées par les débordements de la Meuse. Par contre, les apports par les inondations en azote ammoniacal sont négligeables.

	N-NO ₃	N-NH ₄	P-PO ₄	K
Concentrations moyennes (mg.l ⁻¹)	0.47	0.024	0.032	1.6
Apports moyens (kg.ha ⁻¹)	0.94	0.048	0.064	3.2

Tableau VII.3. Apports moyens en éléments biogènes (N, P, K) par les eaux de débordement de la Meuse calculés à partir des deux inondations partielles du lit majeur de la période d'étude

kg.ha ⁻¹	N-NO ₃		N-NH ₄		P-PO ₄		K	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998
inondations	21.0	12.9	0.14	0.07	0.96	0.56	12.6	9.5
précipitations	3.1	2.9	4.2	6.6	0.84	0.83	3.7	3.6

Tableau VII.4. Apports en éléments minéraux (N, P, K) par les eaux d'inondation de la Meuse et par les pluies sur la période d'étude (période du 19/11/1996 au 19/11/1997 et du 20/11/1997 au 19/11/1998)

Nous avons eu l'occasion de pouvoir vérifier l'impact des inondations sur le stock d'azote et de phosphore dans le sol pendant notre période d'étude, en comparant les stocks après une année sans inondations (hiver 1995/96) avec ceux consécutifs à une année hydrologiquement perturbée (hiver 1996/97). Le tableau VII.5 résume les stocks moyens en phosphore assimilable et en azote total à partir d'échantillons de sol prélevés sur les deux parcelles prairiales au cours des automnes 1996 et 1997.

Prairie	Date de prélèvement	P assimilable	N total
		kg.ha ⁻¹	
PSA	10/96	45.8	7011
	10/97	189.1	9347
	<i>différence (97-96)</i>	<i>+143.3</i>	<i>+2336</i>
MEG	10/96	66.4	9075
	10/97	201.9	10031
	<i>différence (97-96)</i>	<i>+135.5</i>	<i>+956</i>

Tableau VII.5. Stocks moyens de phosphore et d'azote dans l'horizon 0-15 cm des sols de la parcelle 1 (PSA) et de la parcelle 2 (MEG) après les saisons de végétation de 1996 et 1997

La capacité de rétention des sols est nettement confirmée pour l'élément phosphore. Le stock est quatre fois plus élevé en 1997 qu'en 1996 pour la parcelle 1 et trois fois plus élevé pour la parcelle 2 (non concernée par les inondations partielles). Les teneurs en phosphore du sol varient également d'une année à l'autre indépendamment du facteur inondation. En effet, Lambert *et al.* (1992), ont mis en évidence d'importantes différences de P dans le sol suivant les années. L'échantillonnage ne semble pas responsable de cette variabilité mais les conditions climatiques pourraient expliquer en grande partie ces différences. D'après ces auteurs, le climat agit de manière importante sur deux processus opposés (l'absorption racinaire et la libération par la minéralisation de la matière organique) qui selon Saunders *et al.* (1971) sont responsables du niveau de P échangeable dans le sol.

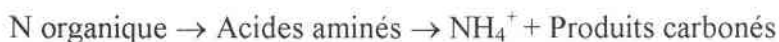
En ce qui concerne l'azote, les stocks sont également plus conséquents après une année avec inondations (d'un peu plus de deux tonnes pour la parcelle 1 et d'environ une tonne pour la parcelle 2). Les crues inondantes, par l'apport périodique de quantités non négligeables d'éléments nutritifs, contribuent donc à la fertilité des prairies de fauche. Mais l'importance des apports dépend avant tout de la régularité des épisodes d'inondation.

7.1.3. Apports par le sol

Les sols alluviaux représentent un lieu de stockage des éléments minéraux apportés à l'écosystème. Notre objectif étant de comprendre le devenir de ces nutriments, et en particulier celui de l'azote, nous essayerons dans ce paragraphe de souligner l'importance des processus qui produisent de l'azote minéral dans le sol.

7.1.3.1. La minéralisation de la matière organique

La minéralisation correspond à la dégradation par la microflore et la microfaune de la matière organique endogène et exogène (résidus de végétation, résidus de fumures organiques...) du sol en formes azotées minérales. L'étape ultime conduit à la formation d'ammonium.



L'immobilisation est le processus inverse où l'azote minéral formé est assimilé et transformé en azote organique par les microorganismes. La minéralisation et l'immobilisation sont deux processus concurrents et simultanés et la prédominance de l'un ou l'autre de ces deux processus dépend fortement du niveau d'aération du sol et du rapport C/N (Patrick, 1982 ; Ambus *et al.*, 1992).

Plusieurs facteurs agissent sur le taux de minéralisation en milieu prairial :

⇒ la production d'azote minéral dépend du **rapport C/N** des résidus organiques. Un rapport C/N supérieur à 30 ne permet pas une libération active d'azote, alors qu'un rapport C/N inférieur à 20 est favorable à une libération efficace et précoce d'azote (Morot-Gaudry, 1997). La composition biochimique (teneurs en carbone soluble, hémicellulose, cellulose, lignine) des résidus végétaux dans le sol influence également la dégradabilité de la matière organique (Nicolardot *et al.*, 1997),

⇒ **les pratiques culturales** influencent la fourniture d'azote par le sol. En effet, la minéralisation est plus importante sous prairies pâturées que sous prairies fauchées (Hassink, 1992 et 1995). Le pâturage a pour effet d'augmenter la biomasse microbienne et l'azote total dans les sols. La quantité d'azote minéralisable peut également augmenter considérablement avec l'apport croissant de fertilisants minéraux. Cela a été démontré aussi bien pour les sols cultivés (Glendining & Powlson, 1990) que pour les sols prairiaux (Jarvis, 1992 et 1993 ; Loiseau & Decau, 1995 ; Recous *et al.*, 1997),

⇒ **les facteurs abiotiques** tels que la température, le niveau hydrique, le pH et la texture du sol influencent fortement les activités microbiennes.

Les basses températures de l'hiver ralentissent, voire stoppent, la minéralisation en diminuant l'activité des microorganismes (Powlson, 1993).

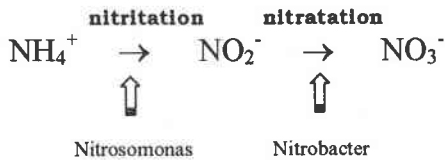
L'effet de l'humidité est plus complexe puisque la teneur en eau agit à la fois sur l'activité des microorganismes et sur la diffusion des gaz et des solutés dans le sol (Nicolardot *et al.*, 1997). L'optimum de décomposition des matières organiques se situe pour une humidité du sol proche ou légèrement supérieure à la capacité au champ. En dehors de cet optimum, les vitesses de décomposition diminuent rapidement soit par un ralentissement de la diffusion des solutés quand le sol devient trop sec, soit par une prédominance des phénomènes anaérobies quand l'aération devient insuffisante. Cependant, même en anaérobiose, le sol continue à produire de l'azote minéral de façon non négligeable. L'azote s'accumule alors sous forme ammoniacale puisque la nitrification n'est plus opérante.

Les pH acides affectent la capacité de minéralisation du sol en diminuant l'activité de la biomasse microbienne.

Enfin les processus de minéralisation sont plus lents pour des sols à texture fine (argiles, limons) que pour des sols sableux (Verbene *et al.*, 1990). Les argiles minérales ont la capacité d'adsorber les résidus organiques qui deviennent alors indisponibles pour la décomposition (Van Veen, 1987). Les quantités d'azote organique retenues dans les sols argileux sont par conséquent plus élevées. Cependant, malgré l'augmentation de la quantité d'azote total et de la biomasse microbienne dans ces sols, la minéralisation reste plus lente que pour les sols sableux.

7.1.3.2. La nitrification

L'ammonium libéré par la minéralisation peut être absorbé par les plantes et les microorganismes, mais il peut également être oxydé en nitrate par les bactéries du sol, *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* qui retirent leur énergie de l'oxydation de l'ammonium et des nitrites et utilisent le CO_2 comme source de carbone. L'activité de ces bactéries nitrifiantes est optimale en aérobiose stricte et son optimum se situe à 35°C . Par contre, elle est bloquée à des températures inférieures à $4-5^\circ\text{C}$, ce qui la rend négligeable en période hivernale. Ainsi, sous nos climats, la nitrification ne devrait pas permettre le renouvellement du stock d'azote minéral lessivable en hiver.



Dans les zones humides, malgré les conditions d'hydromorphie temporaire défavorables à la nitrification, ce processus est toutefois important à proximité de l'interface entre zone oxydée et zone réduite du sol. En effet, ce phénomène est souvent stimulé par des mouvements ascendants et rapides du niveau des eaux souterraines en période de recharge de la nappe. Par ailleurs, la capacité de nitrification peut être maintenue dans les sols inondés, par la présence d'espèces végétales résistantes aux submersions. En effet, la présence d'un aerenchyme dans les racines de certaines espèces herbacées (comme *Rumex palustris* ou *Glyceria maxima*) va permettre la libération d'oxygène dans la rhizosphère (Justin & Armstrong, 1987 ; Both *et al.*, 1992 ; Engelaar *et al.*, 1995). Ainsi, malgré un environnement anoxique, l'activité nitrifiante est rendue possible par l'existence de microsites aérobie autour des racines.

La nitrification serait également un phénomène régulateur important de l'activité réductrice de NO_3^- et contribuerait davantage que la dénitrification à la production d'azote gazeux N_2O (Hopkins *et al.*, 1997 ; Ambus, 1998). Une diminution des concentrations en oxygène dissous dans le sol peut inhiber la nitratation et les nitrites pourraient alors être transformés en NO et N_2O sous l'action de bactéries nitrifiantes (Poth & Focht, 1985).

7.1.4. La fertilisation minérale

La deuxième grande source d'azote pour les prairies est l'azote minéral apporté par les engrais. Les prairies ont une grande capacité de stockage de l'azote sous forme facilement minéralisable. Tant que le système végétal est actif, l'utilisation de l'azote minéral par les plantes et la réorganisation dans le sol font qu'il est stocké et utilisé au fur et à mesure des

besoins. Les prairies se différencient des cultures annuelles par leur capacité à stocker de l'azote soit par accumulation d'organes morts dans le sol, soit par stockage dans le système racinaire d'une proportion importante de l'azote absorbé par la plante. La plante contribue ainsi directement et de façon importante et continue, à la restitution d'azote organique dans les horizons superficiels du sol (Recous *et al.*, 1997). Ainsi, les pertes d'azote sous couvert prairial sont estimées faibles (1 à 12 kg N/ha/an) même en présence d'une fertilisation azotée importante, supérieure à 200 kg/ha/an (AFEE, 1989 ; Simon & Vertes, 1996 ; Simon *et al.*, 1997). Par contre, dès que l'activité racinaire disparaît (retournement d'une prairie), les pertes peuvent devenir importantes.

Loiseau & Decau (1995) ont montré que sous prairie non inondable, la disparition rapide de l'azote minéral apporté résulte à la fois d'une consommation rapide par les espèces prairiales et une forte implication de l'azote dans le cycle interne de l'azote du sol constitué par les deux processus opposés de minéralisation et d'immobilisation. Finalement, le stock d'azote maintenu sous forme minérale est faible sous prairie et par conséquent, les pertes par voie gazeuse ou par lixiviation sont généralement faibles voire nulles par rapport aux cultures (Triboï, 1987).

Toutefois, la date et le stade d'apport sont primordiaux sur le niveau d'utilisation des engrais azotés par la prairie. En effet, l'utilisation maximale de l'azote de l'engrais par les plantes est d'autant plus élevée que les apports sont réalisés à un moment où la végétation est en phase de croissance active.

7.2. Les sorties d'éléments biogènes du système

7.2.1. Le prélèvement par la végétation

Les plantes vont prélever dans la solution du sol les quantités de nutriments dont elles ont besoin pour leur développement. Cependant dans les zones humides alluviales, où la nappe est généralement peu profonde, les espèces prairiales peuvent absorber leurs nutriments directement dans la nappe par remontée capillaire. Ce prélèvement racinaire n'est évidemment possible que si la nappe est proche de la surface du sol en période végétative, ce qui est le cas dans notre zone d'étude où le niveau des eaux souterraines varie entre -35 et -60 cm pendant la période de croissance végétale.

Dans le secteur de Mouzay, les faibles concentrations en azote, phosphore et potassium dans la nappe pendant la saison de végétation pourraient donc s'expliquer par l'absorption végétale. Certaines observations tendent à confirmer cette hypothèse. En effet, des essais de fauche de carrés permanents à différentes dates (Krebs, 1995) ont montré une augmentation de l'azote ammoniacal et du potassium dans la nappe superficielle durant la première semaine de repousse. Des études ont démontré récemment que les plantes fourragères sont confrontées en

début de repousse à une forte réduction de leur capacité à assimiler l'azote minéral (Cliquet *et al.*, 1997). La repousse des parties aériennes ne pourrait se réaliser, au moins dans un premier temps, qu'aux dépens des réserves de la plante en azote. Ainsi, d'après Ourry *et al.* (1990 et 1994), l'ensemble des parties végétales laissées en place par la coupe (racines, chaumes, stolons) joue le rôle d'organe source alors que les parties aériennes en repousse constituent l'organe puits le plus important. L'augmentation des concentrations en azote et potassium dans la nappe superficielle juste après la fauche (liée à une baisse d'assimilation) révèle le rôle de la végétation dans l'hydrochimie des eaux souterraines.

L'exportation hors du champ, par la fauche, des éléments apportés à l'écosystème constitue une réelle épuration. Cependant, dans les zones humides, certains auteurs considèrent l'absorption végétale comme un processus en forte compétition avec la dénitrification en ce qui concerne le nitrate. La compétition entre les plantes et les bactéries dénitrifiantes pour le nitrate pourrait être forte au printemps dans les zones inondables (Leonardson *et al.*, 1994 ; Davidsson & Leonardson, 1998).

Dans le cadre de notre étude, nous avons quantifié les éléments exportés par la fauche et ceux stockés dans les racines pendant les trois saisons de végétation 1996, 1997 et 1998. Les expérimentations ont été menées sur 3 micro-parcelles (carré A et E non fertilisés et carré C fertilisé avec de l'ammonitrate). Les résultats seront détaillés dans le chapitre suivant.

7.2.2. La lixiviation

Les transferts d'azote vers les eaux souterraines se font préférentiellement sous forme nitrique (l'ion nitrate est très soluble). Les quantités d'azote entraînées dépendent de nombreux facteurs tels que:

- ⇒ la quantité d'azote nitrique présente dans le sol,
- ⇒ sa répartition le long du profil de sol,
- ⇒ la quantité d'eau drainée,
- ⇒ la fréquence et la répartition des pluies.

Mais en plus des précipitations, dont le rôle de vecteur est bien connu, la migration des nitrates des sols vers les eaux souterraines dépend également de la couverture végétale (Kugler, 1988 ; Schenck, 1989), des pratiques agricoles (Ackerer *et al.*, 1990 ; Gaury, 1992 ; Turpin *et al.*, 1997 ; Mary *et al.*, 1997) et du type de sol (Muchovej & Rechcigl, 1994).

Les zones humides alluviales sont des sites particulièrement sensibles dans la migration de l'azote vers les eaux souterraines, du fait de la proximité de la nappe (située en moyenne à moins d'un mètre de profondeur dans notre secteur) et de l'intensité des échanges avec les eaux de surface via les inondations. Cependant, la prédominance des argiles dans les sols de la zone

de Mouzay (cf. chapitre IV) est à l'origine d'une vitesse d'infiltration faible de l'eau dans le sol ce qui pourrait fortement privilégier la dénitrification par rapport au drainage. Une étude (Johnson *et al.*, 1995) sur le mouvement des nitrates dans des sols alluviaux de même type (texture lourde avec nappe superficielle) dans la plaine du Mississippi (Louisiane) a montré la faible contribution du lessivage dans l'augmentation des nitrates dans la nappe.

Les conditions hydriques particulières de notre zone d'étude, nous permettent cependant de définir des périodes à risque, favorables au lessivage des nitrates. Ces périodes à risque se situeraient majoritairement en automne lors de la recharge de la nappe où se conjuguent un bilan hydrique climatique (P-ETP) largement positif et des quantités d'azote nitrique conséquentes dans le sol (le processus de nitrification étant favorisé lors des remontées de nappe). Mais ces risques augmentent bien entendu avec l'intensité des pratiques culturales (fertilisation azotée et retournement des prairies). Nous pouvons ainsi définir deux périodes à risque :

➤ **la période printanière** où des quantités non négligeables de nitrates dues à la reprise de la minéralisation et aux apports d'engrais sont disponibles pour la croissance de la végétation. Pendant cette période la réserve en eau diminue considérablement dans les 30-40 premiers centimètres du sol mais l'assèchement est néanmoins limité par la présence de la nappe, dont le niveau ne descend guère au-delà de 60 cm. Les flux évaporatoires sont généralement suffisants pour restreindre le drainage à des événements ponctuels (fortes pluies avec remontée de nappe). Le risque printanier est fortement dépendant du couvert végétal et des conditions climatiques lors des périodes d'épandage des engrais. Plus l'intervalle de temps entre l'application des engrais et les premières pluies est grand, et plus les nitrates auront le temps de diffuser dans les micropores du sol et seront moins aptes à être lessivés (Willis *et al.*, 1997).

➤ **la période automnale** quand les flux drainants deviennent importants. Le stock d'azote minéral accumulé pendant la minéralisation automnale s'avère disponible en grande partie pour la phase de lessivage (Cuttle & Scholefield, 1995). Ce risque est considérablement aggravé en cas de sols laissés nus pendant la période hivernale. Toutefois, il pourrait être fortement diminué, voire supprimé, par la mise en place de conditions hydromorphes persistantes favorisant la dénitrification.

Le risque de lixiviation automnal s'avère donc *a priori* le plus important. Nous détaillerons nos méthodes de mesure des pertes en nitrates dans le chapitre IX afin de cerner au mieux les périodes favorables à ce processus.

7.2.3. La réduction dissimilative

Ce processus exclusivement anaérobie transforme les nitrates (NO_3^-) en ammonium (NH_4^+) par des microorganismes tels les Clostridium. Mais il est difficile de faire la part entre l'ammonium produit par ce processus et celui produit par la minéralisation de la matière organique.

Certains auteurs (Patrick & Tusneem, 1972 ; Ambus *et al.*, 1992) ont montré que seule une faible part des nitrates est réduite en ammonium par voie dissimilative (entre 3 et 6%) dans des sols inondés. La dissimilation ne constitue pas un processus important dans la perte en azote sous forme gazeuse, car le pH basique des sols ne permet pas une volatilisation significative de NH_3 (Pinay & Décamps, 1988). Selon Tiedje (1988), la dénitrification serait favorisée dans l'écosystème quand le rapport C/N est faible, alors que la dissimilation prendrait de l'importance lorsque ce rapport augmente. Par ailleurs, la dissimilation interviendrait davantage dans les horizons profonds du sol, plus anoxiques (Ambus *et al.*, 1992).

Dans notre secteur, nous avons observé une augmentation des concentrations en ammonium dans la nappe sous la parcelle MEG (cf. chapitre VI § 6.3.2) qui pourrait suggérer qu'une partie des nitrates est réduite de façon dissimilative dans cette prairie.

7.2.4. La dénitrification

Les études portant sur ce processus se sont multipliées ces dernières années pour deux raisons essentielles : la dégradation générale des milieux aquatiques par les nitrates d'une part et le développement de la pollution atmosphérique par la production de protoxyde d'azote d'autre part.

La dénitrification est une chaîne de réactions de réduction, catalysées par des bactéries qui, respirant l'oxygène de l'ion nitrate (NO_3^-), dissocie celui-ci en azote moléculaire (N_2). La majorité des bactéries dénitrifiantes sont hétérotrophes, elles utilisent le carbone organique comme source d'énergie.



Cette réduction est réalisée par des bactéries anaérobies facultatives. C'est un phénomène respiratoire où, en anaérobiose, les formes oxydées de l'azote remplacent l'oxygène dans le processus d'oxydation de la matière organique du sol, et qui déclenche la formation d'eau et le dégagement d'azote et de gaz carbonique.



Les principaux facteurs de régulation de la dénitrification, déjà cités dans le chapitre I, sont :

- ⇒ le degré d'anaérobiose lié au régime hydrique des sols,
- ⇒ la concentration en nitrate,
- ⇒ la disponibilité en carbone organique des sols,
- ⇒ la nitrification préalable en aérobie,
- ⇒ la température et le pH,
- ⇒ le potentiel d'oxydo-réduction.

7.2.4.1. Potentialités des prairies alluviales au phénomène de dénitrification

La dénitrification constitue un des principaux processus de dépollution de l'azote des zones humides (cf. chapitre I). En milieu prairial, c'est avant tout le nitrate qui limiterait la dénitrification (Seitzinger, 1994) car le carbone organique est rarement limitant dans ce type de milieu (Groffman & Tiedje, 1989 ; Davidsson & Leonardson 1996 et 1998). Pourtant, l'exportation du matériel végétal par la fauche empêche la reconstruction du pool de carbone organique du sol et accélère son épuisement. A long terme, cela pourrait entraîner une diminution de la dénitrification (Leonardson *et al.*, 1994). Mais certains travaux ont montré une augmentation optimale du stock en carbone organique du sol pour des niveaux faibles et modérés de fertilisation azotée (Van Den Pol Van Dasselaar & Lantiga, 1995 ; Šimek & Kalčík, 1998 ; Šimek, 1999). En effet, de faibles apports en azote stimulent la croissance des parties végétales laissées en place par la coupe (racines, chaumes...) et par conséquent, augmentent les apports en carbone organique dans le sol. L'augmentation du stock de carbone organique est également plus importante pour les prairies pâturées que pour les prairies fauchées (Paul *et al.*, 1997).

Dans le secteur de Mouzay, les analyses de sol ont permis de montrer que le stock en carbone organique n'était pas limitant (Tableau VII.6).

	Carré A (PSA)	Carré C (PSA)	Carré E (MEG)
Fertilisation	nulle	60 kg N/ha	nulle
Carbone organique (g.m⁻²)	7761	9848	9111

Tableau VII.6. Stocks moyens de carbone organique dans les 15 premiers cm du sol en fonction de la végétation et des pratiques agricoles (carré C fertilisé avec de l'ammonitrate).

Les valeurs en g/m² correspondent à la moyenne des années 1996 et 1997

Les stocks varient de 7761 g/m² à 9848 g/m² en fonction du type de végétation et des pratiques agricoles. D'autres auteurs (Van Oorschot *et al.*, 1997) ont obtenu des valeurs similaires considérées comme non limitantes pour des écosystèmes très comparables à notre secteur (prairies alluviales avec type de sol et végétation analogues).

Ainsi, les principaux facteurs stimulant la dénitrification (texture argileuse du sol, hydromorphie temporaire, carbone organique non limitant...) sont réunis dans notre zone d'étude. En conséquence, il est fort probable que seul l'azote nitrique soit susceptible de limiter ce processus sous nos prairies. En effet, les apports en azote par l'agriculture dans notre système restent limités. La plupart des prairies sont gérées de manière extensive (seulement 14 % de la superficie toujours en herbe reçoit des fumures azotées à des doses supérieures à 100 kg N/ha/an) et la pâture ne concerne que 22 % de la STH. Il semblerait donc que la dénitrification soit avant tout régulée par la disponibilité en azote et les seules périodes où les nitrates sont susceptibles de ne pas être limitants sont :

⇒ **les périodes de débordement de la Meuse.** Les nitrates proviennent alors des apports par les eaux d'inondation et par la nitrification lors des remontées de nappe,

⇒ **les périodes d'épandage des engrais azotés.** Le potentiel de dénitrification serait maximum immédiatement après l'épandage dans le cas d'engrais minéraux, et s'étalerait sur une plus longue période pour une fertilisation organique (Estavillo *et al.*, 1994 ; Ellis *et al.*, 1998). Toutefois, pendant la période de croissance végétale, il existe une réelle compétition pour le nitrate entre les plantes et les bactéries dénitrifiantes. Pour des milieux prairiaux où l'azote est limitant, comme les zones marécageuses, la fertilisation ne stimule la dénitrification que si les doses d'engrais sont élevées (Augustin *et al.*, 1998a et 1998b), supérieures à 400 kg N/ha/an. Ainsi, dans notre secteur (où les doses sont plutôt modérées), l'assimilation végétale l'emporterait sur le processus de dénitrification.

Cette hypothèse sera discutée dans le chapitre IX par le suivi de l'azote dans la zone non saturée du sol sur des micro-parcelles en herbe et en sol nu subissant le même traitement azoté.

7.2.4.2. Les paramètres indicateurs de la dénitrification

Nous n'avons réalisé aucune mesure de dénitrification dans le cadre de notre recherche, par contre, nous avons mesuré certains paramètres qui nous permettent d'estimer l'importance de ce phénomène dans notre secteur d'étude.

① **La profondeur de la nappe**

Le niveau de la nappe se maintient à faible profondeur (Tableau VII.7), il est en moyenne plus proche de la surface du sol dans la parcelle 2 (MEG) que sous la parcelle 1 (PSA) : respectivement -0,26 et -0,42 m pendant notre période d'étude. L'amplitude des variations est d'environ 90 cm pour la parcelle 1 et de 67 cm pour la parcelle 2. Les niveaux les plus bas (Figure VII.3) se situent de manière générale à la fin de l'étiage (fin août à octobre), et les

niveaux les plus hauts à la fin de l'automne et en hiver (les niveaux maxima correspondent aux crues de nappe avant débordement de la Meuse).

	Moyenne (Ec. type)	Amplitude (m)	Niveau min.	Niveau max.
Parcelle 1 (PSA)	-0.42 (0.28)	0.90	-0.76	0.14
Parcelle 2 (MEG)	-0.26 (0.24)	0.67	-0.59	0.08

Tableau VII.7. Niveaux moyens et extrêmes de la nappe alluviale entre octobre 1996 et décembre 1998 en fonction de la localisation des parcelles

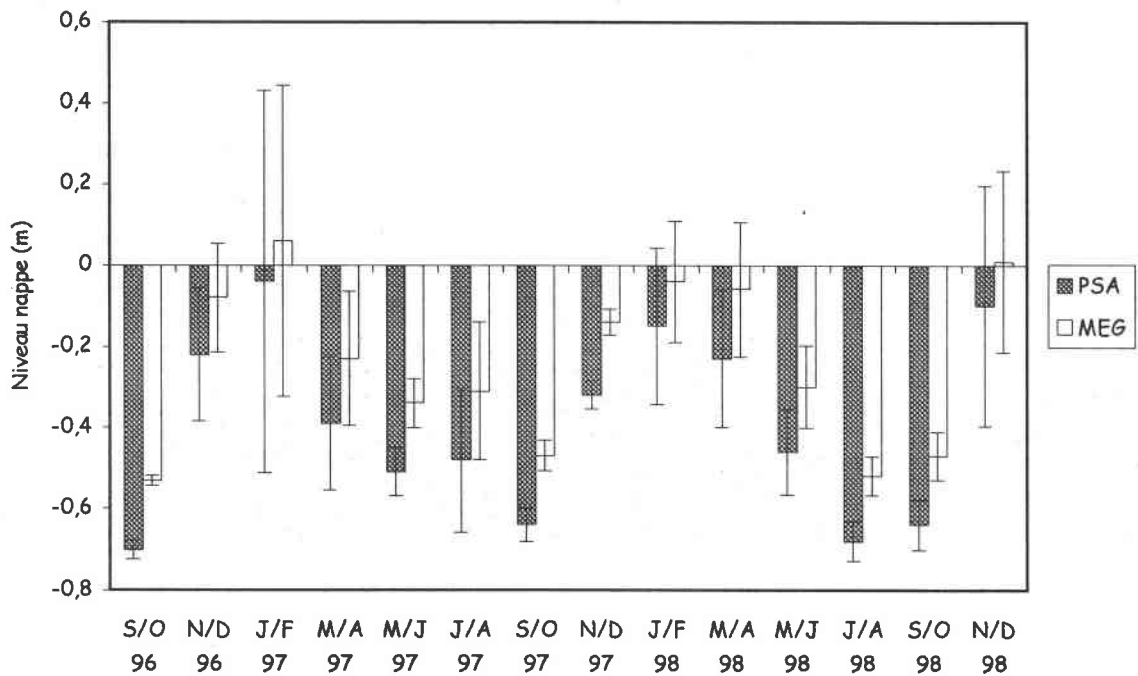


Figure VII.3. Variations du niveau de la nappe dans les deux parcelles au cours de la période d'étude (les moyennes et les écart-types sont établis à partir d'intervalles de temps de 2 mois)

Les stades de saturation du sol par la nappe s'étendent en moyenne de novembre à avril. Le niveau de la nappe pendant cette période descend rarement en-dessous des 30 cm par rapport à la surface du sol. Cependant, la durée de l'engorgement diffère fortement entre les deux parcelles. L'installation d'une sonde de niveau sur la parcelle 1 (au niveau du piézomètre P12), a permis de mesurer en continu la profondeur de la nappe et de calculer sur une année le nombre de jours où le sol est saturé dans les 30 premiers cm (Figure VII.4). Les fluctuations du niveau de la nappe étant similaires dans les deux parcelles, nous avons pu transposer les résultats à la parcelle 2. Ainsi, nous pouvons observer que les conditions sont nettement plus hydromorphes dans la parcelle 2 (MEG), avec un engorgement quasi total (niveau hydrique supérieur à -5 cm) pendant 80 jours contre seulement 37 jours pour la parcelle 1 (PSA). En

définitive, la nappe est présente à moins de 30 cm par rapport à la surface du sol pendant 198 jours sous la parcelle 2 contre seulement 108 jours (soit trois mois de moins) sous la parcelle 1.

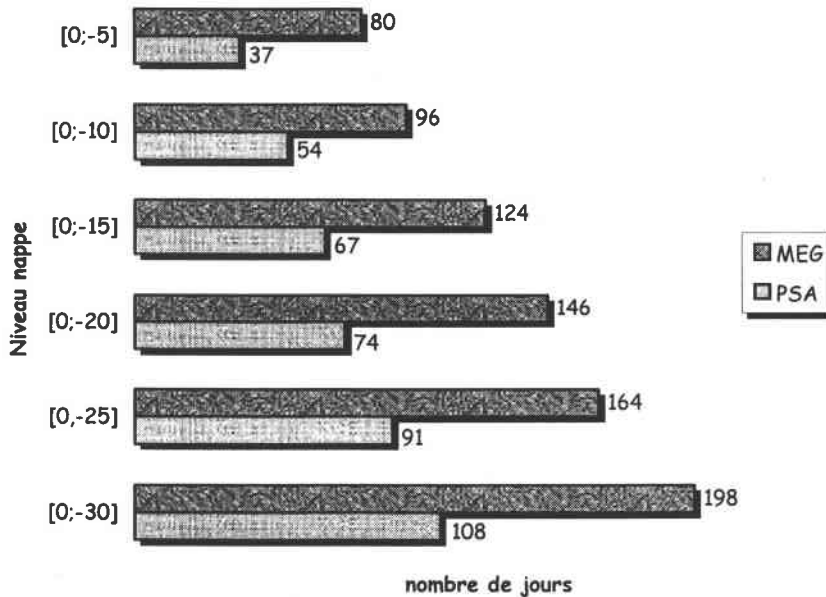


Figure VII.4. Durée de l'engorgement dans les 30 premiers cm du sol en fonction de la localisation des parcelles (période du 15/10/97 au 14/10/98)

La faible profondeur de la nappe sous nos deux parcelles favorise donc la dénitrification à condition bien sûr que les nitrates ne soient pas limitants. Cette dénitrification pourrait être plus importante sous la parcelle 2 puisque la durée de l'engorgement y est nettement plus importante. Par ailleurs, le niveau hydrique plus élevé permettrait au carbone organique d'être transporté plus rapidement vers la zone saturée (Starr & Gilham, 1993 ; Paul *et al.*, 1996).

② Le potentiel d'oxydo-réduction

Le potentiel rédox (Eh) indique si le milieu a tendance à fournir ou à être demandeur d'électrons. Il est élevé pour des eaux qui contiennent de grandes quantités d'agents oxydants (O_2 , NO_3 , SO_4 ...) et faible pour des eaux contenant de grandes quantités d'agents réducteurs (Mn^{2+} , Fe^{2+} ...). Le potentiel rédox que l'on mesure à un instant ne peut être représentatif du seul processus de dénitrification car il est la résultante des potentiels de toutes les réactions d'oxydo-réduction (Linberg & Runnels, 1984 ; Tomaszek, 1995). Ainsi, sur la base des observations de Stumm (1967), a été développée la notion de "zones rédox". Les différentes espèces chimiques sont ainsi représentées schématiquement selon un gradient de potentiels rédox :

O_2, NO_3^-	Mn^{2+}, Fe^{2+}	S^{2-}
+300	+100	Eh (mV)

La dénitrification serait donc favorisée pour des potentiels inférieurs à 300 mV. Cependant Bailey et Beauchamps (1973) ont observé que la dénitrification commençait plutôt vers 200 mV avec une diminution progressive du potentiel au fur et à mesure que les nitrates disparaissaient. Enfin, Ghosh *et al.* (1977), ont défini un intervalle de potentiel rédox spécifique au processus de dénitrification dont les valeurs de Eh se situeraient entre +100 et -150 mV.

Nous avons défini précédemment que c'était très certainement les nitrates qui limitaient le processus de dénitrification dans notre secteur d'étude. Ainsi, nous avons limité nos campagnes de mesures en automne et au printemps. Ces périodes se caractérisent par des apports supplémentaires en nitrates (apports par la nitrification, la fertilisation et les inondations) sans lesquels le processus de dénitrification n'a pas lieu de se produire.

Les campagnes de mesures ont été réalisées dans un premier temps en novembre et décembre 1998 (en période d'inondation), et dans un deuxième temps en mai et juin 1999. Les mesures concernent les deux parcelles et les deux profondeurs de nappe.

Le potentiel rédox de la nappe alluviale oscille globalement entre +170 et -220 mV pour la parcelle PSA, et entre +80 et -250 mV pour la parcelle MEG. Notre milieu est donc fortement favorable à la réduction des nitrates.

⇒ En ce qui concerne **la nappe superficielle**, la figure VII.5 révèle une relation entre le potentiel rédox et la profondeur de l'aquifère alluvial. En effet, il existe une corrélation linéaire entre ces deux facteurs ($R^2 = 0,63$ pour PSA et $R^2 = 0,82$ pour MEG), avec une diminution des potentiels lorsque le niveau de la nappe baisse.

➤ En période de hautes eaux (novembre 1998), les eaux de débordements de la Meuse se sont mélangées à celles de la nappe avec pour résultat une augmentation du potentiel rédox. Ce dernier oscille entre +100 et +170 mV pour PSA et autour de -50 mV pour MEG. Cette augmentation du Eh est plus importante pour PSA du fait de sa situation dans un creux topographique. En effet, en période de crue cette parcelle est connectée plus longuement aux eaux plus oxygénées de la Meuse par le biais d'anciens chenaux. Après le ressuyage des eaux de débordement, quand le niveau de la nappe baisse, le potentiel rédox tend à diminuer. Il oscille alors entre 0 et +100 mV pour PSA et entre -50 et -100 mV pour MEG. Ces conditions plus réductrices correspondent à la disparition des nitrates dans la nappe observée précédemment (chapitre VI).

➤ En période de végétation (printemps 1999), la nappe alluviale est encore plus réductrice et parallèlement son niveau s'éloigne de la surface du sol. Son Eh oscille alors entre -20 et -220

mV pour PSA et entre -150 et -250 mV pour MEG. Les très faibles concentrations en nitrate observées précédemment (cf. Chapitre V, § 5.2) dans la nappe lors de la période de végétation coïncident avec ces conditions plus réductrices, mais nous verrons ultérieurement si cette disparition des nitrates est davantage liée au prélèvement par la végétation qu'à la dénitrification.

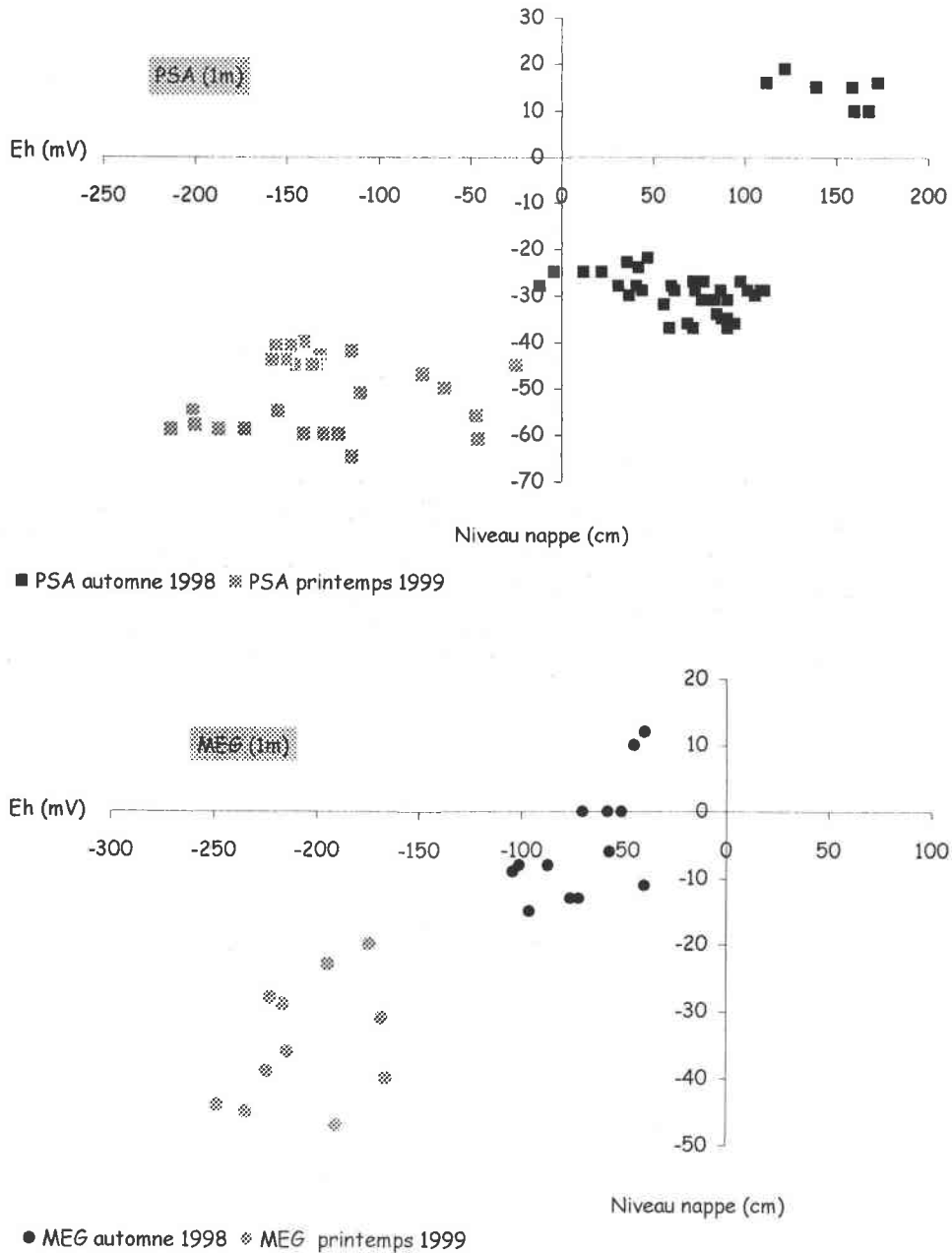
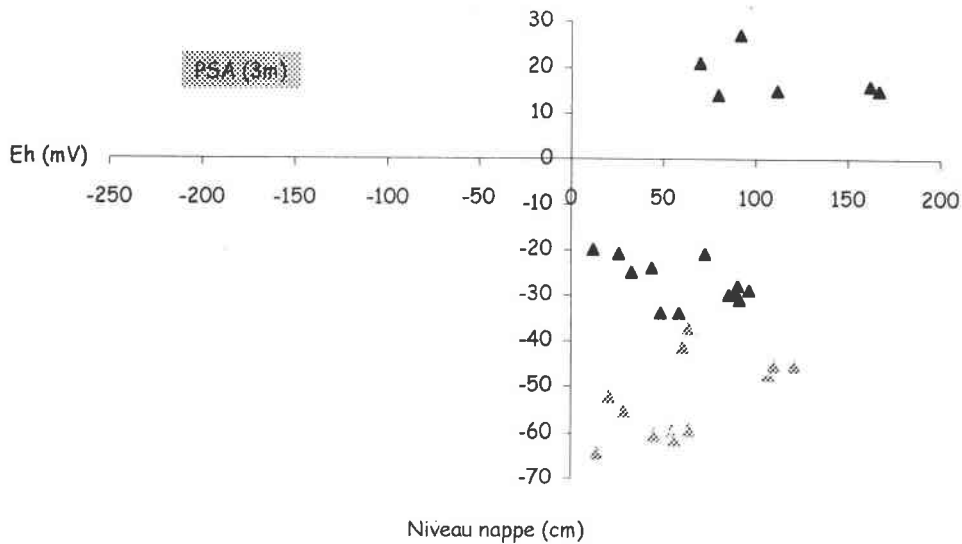
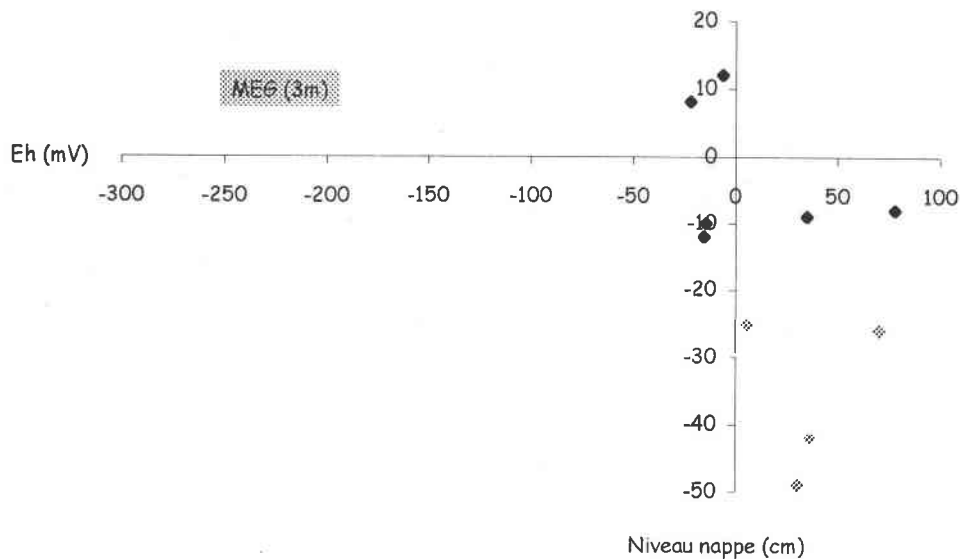


Figure VII.5. Variation du potentiel rédox dans la nappe superficielle en fonction du type de végétation, de la saison et du niveau hydrique



▲ PSA automne 1998 ◊ PSA printemps 1999



◆ MEG automne 1998 ◊ MEG printemps 1999

Figure VII.6. Variation du potentiel rédox dans la nappe profonde en fonction du type de végétation, de la saison et du niveau hydrique

⇒ En ce qui concerne **la nappe profonde** (Figure VII.6), nous observons une faible corrélation entre le niveau de la nappe et le potentiel rédox. En effet, quelque soit la saison ou le niveau de nappe, les conditions rédox varient peu à 3m. Les conditions sont en général moins réductrices dans la nappe profonde par rapport à la nappe de surface. Cela peut être attribué au fait que la nappe circule librement dans les graviers à 3m alors qu'elle est confinée partiellement (PSA) ou en totalité (MEG) dans les argiles à 1m. Ainsi, en dehors des périodes de débordement où il y a une oxygénation par les eaux de surface, le Eh oscille entre 0 et +130 mV pour PSA et entre -10 et +80 mV pour MEG.

③ Le fer dissous

Le fer ferreux est un bon indicateur de conditions réductrices et donc de la dénitrification. Il apparaît en solution lorsque le Eh est inférieur à 200 mV (Greiner, 1997). Mais sa grande sensibilité aux conditions rédox du milieu, rend son dosage particulièrement délicat et onéreux, c'est pourquoi nous avons dosé le fer total plutôt que le fer dissous. Nous avons ainsi considéré que le fer total est majoritairement sous forme ferreux (Fe^{2+}) pour les potentiels les plus réducteurs et sous forme ferrique (Fe^{3+}) lorsque les conditions deviennent plus oxydantes.

Le fer total a été dosé pendant les campagnes de mesures du potentiel rédox, c'est à dire en automne 1998 et au printemps 1999.

⇒ Dans **la nappe superficielle**, nous observons une augmentation des concentrations en fer lorsque les conditions deviennent plus réductrices (Figure VII.7).

➤ Cette augmentation intervient en période de végétation et les concentrations les plus élevées concernent la parcelle PSA (jusqu'à 5,6 mg/l de fer en juin 1999). Dans la parcelle MEG, où les conditions sont pourtant plus réductrices, les concentrations en fer oscillent entre 1,4 et 2,1 mg/l. Cette contradiction pourrait s'expliquer par une plus forte compétition pour le nitrate entre les plantes et les bactéries dénitrifiantes sous la parcelle MEG (compétition en faveur des bactéries). Par ailleurs, au niveau de PSA les concentrations en fer varient fortement suivant les points de prélèvement pour un même potentiel rédox (par exemple pour un potentiel d'environ -150 mV, les teneurs en fer varient entre 77 $\mu\text{g/l}$ et 4,4 mg/l). Cette variabilité spatiale des teneurs en fer est liée à la disponibilité en azote dans les sols puisque les teneurs les plus élevées correspondent à la micro-parcelle A jamais fertilisée (nitrates plus limitants).

➤ En période d'inondation (novembre 1998), la nappe devient moins réductrice par l'apport d'oxygène dissous des pluies infiltrées et des eaux de débordement. Dans la parcelle PSA, les concentrations en fer sont très faibles (< à 100 $\mu\text{g/l}$) lorsque le potentiel rédox est supérieur à +110 mV, et dans l'ensemble elles ne dépassent jamais 660 $\mu\text{g/l}$. Dans la parcelle MEG, les conditions sont toujours plus réductrices que pour PSA (entre -40 et -110 mV), et les concentrations en fer y sont plus élevées (entre 320 et 1210 $\mu\text{g/l}$). Ces observations nous suggèrent que la réduction des nitrates pourrait être plus intense sous MEG, d'autant plus que c'est dans cette parcelle que l'on relève les plus faibles concentrations en nitrate dans la nappe superficielle lors des débordements (cf. Chapitre VI, Figure VI.19). Cependant, s'il est évident que le fer à l'état dissous est un bon indicateur de la dénitrification, les concentrations en fer ne peuvent être utilisées comme un indice de l'intensité de ce processus

⇒ Dans **la nappe profonde**, les concentrations en fer sont relativement basses voire nulles pendant la période d'inondation et elles n'augmentent que très faiblement en période de croissance végétale (Figure VII.7). Ceci est en relation avec les conditions moins réductrices de la nappe à 3m définies précédemment. Il est donc probable que la dénitrification n'intervienne

pas ou très peu à cette profondeur, et que ce processus soit davantage lié à la frange superficielle de la nappe.

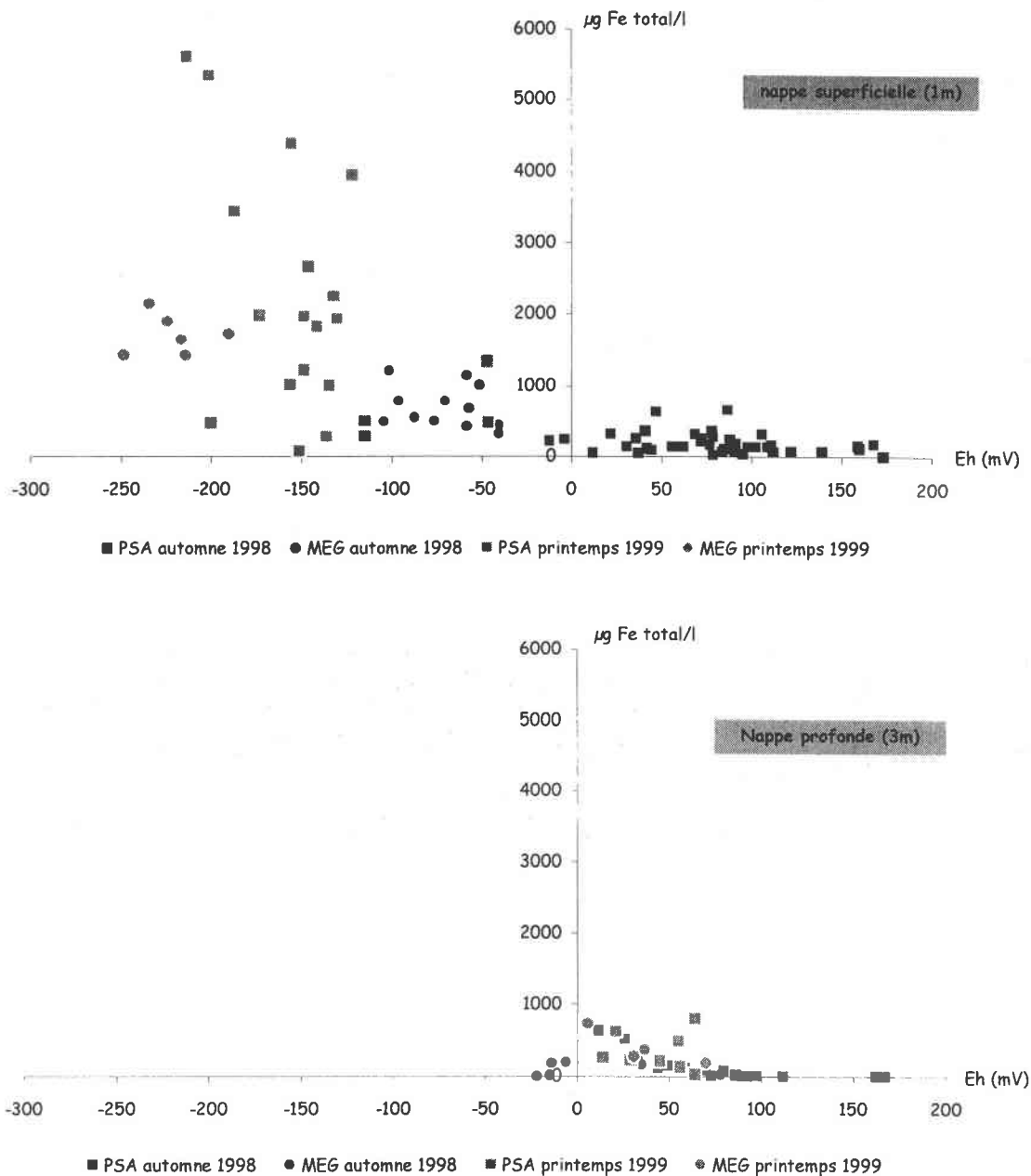


Figure VII.7. Variation des concentrations en fer total dans la nappe alluviale sous les deux parcelles (PSA et MEG) en fonction du potentiel rédox et de la saison

④ L'oxygène dissous

La présence d'oxygène dans les eaux de la nappe inhibe le processus de dénitrification car les bactéries utilisent de préférence l'oxygène par rapport aux nitrates. La dénitrification s'effectue donc en anoxie, mais elle va pouvoir se produire à partir d'une quantité limite d'oxygène estimée par certains auteurs, cités par Greiner (1997), entre 0,2 et 1 mg/l (Trevor, 1985 ; Downes, 1988).

La mesure de l'oxygène dissous a été réalisée en mai 1998 pendant la saison de végétation et en automne 1998 avant et après une période de débordement (27/10/98 et 09/11/98). Les figures VII.8 et VII.9 représentent les concentrations en oxygène dissous à 1m et 3m de profondeur en fonction du niveau de la nappe dans les deux sites pour les deux périodes de mesure.

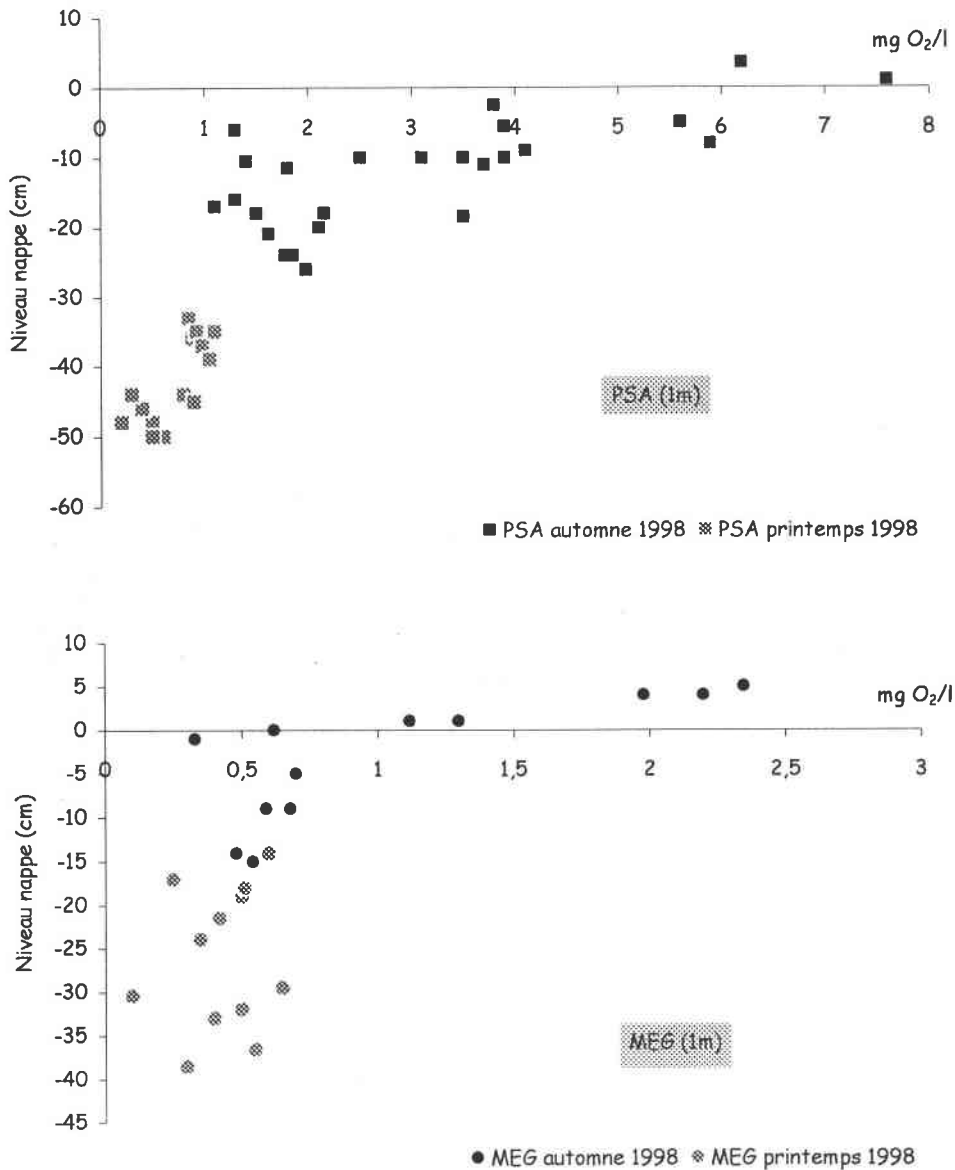


Figure VII.8. Variation des concentrations en oxygène dissous dans la nappe superficielle en fonction du type de végétation, de la saison et du niveau hydrique

⇒ Dans **la nappe superficielle** (Figure VII.8) nous observons une corrélation logarithmique entre la concentration en O₂ dissous et la profondeur du niveau de la nappe ($R^2 = 0,79$ pour PSA et $R^2 = 0,48$ pour MEG). Les concentrations les plus faibles correspondent aux niveaux les plus bas de la nappe et les plus élevées aux niveaux les plus hauts.

➤ Les mesures réalisées avant le débordement de la Meuse en novembre 1998 (campagne du 27/10/98), indiquent des valeurs en O₂ dissous allant de 1,3 à 7,6 mg/l sous la parcelle PSA et de 0,3 à 2,4 mg/l sous MEG. Les conditions moins anoxiques au niveau de la parcelle PSA sont liées à sa situation topographique qui lui permet de recevoir, en plus des précipitations, les eaux plus oxygénées de la Meuse avant que la submersion du fond alluvial ne soit totale (connexion des creux topographiques avec les anciens bras de la Meuse).

➤ Les mesures réalisées après le débordement (campagne du 9/11/98), indiquent des valeurs en O₂ dissous plus faibles sous MEG (entre 0,5 et 0,7 mg/l) que sous PSA (entre 1,6 et 2,2 mg/l). L'engorgement plus important du sol dans la parcelle MEG (profondeur de la nappe oscillant entre -9 et -15 cm contre -18 à -26 cm pour PSA) explique les conditions plus anoxiques. Ainsi, aussitôt après le débordement, quand le niveau de la nappe s'abaisse, la dénitrification semble davantage stimulée sous MEG. Ceci est confirmé par les plus faibles concentrations en nitrate dans la nappe superficielle de MEG après la crue inondante du 01/11/98 (cf. Chapitre VI, Figure VI.19).

➤ Les mesures réalisées en mai 1998 (11 et 19/05/98) révèlent des conditions plus anoxiques au printemps qu'en période hivernale (cas des deux parcelles). Plus le niveau de la nappe baisse, et plus les concentrations en O₂ dissous diminuent. Ces conditions s'expliquent par l'absence d'apports d'O₂ par les pluies et les inondations en cette période, mais aussi par un ralentissement des transferts d'oxygène engendré par la texture argileuse des sols. Les teneurs en O₂ varient entre 0,2 et 1,1 mg/l pour PSA et entre 0,1 et 0,7 mg/l pour MEG. Ces résultats sont en accord avec ceux observés pour le potentiel rédox, la dénitrification pourrait donc fortement entrer en compétition avec l'assimilation végétale durant cette période.

⇒ Dans **la nappe profonde** (Figure VII.9), les variations des teneurs en O₂ dissous sont peu importantes par rapport à la nappe superficielle. En effet, comme pour le potentiel d'oxydo-réduction, les concentrations varient peu à 3m quelque soit le niveau de la nappe (entre 0,4 et 1,3 mg/l pour PSA et entre 0,3 et 1 mg/l pour MEG). Les conditions anoxiques favorables à la dénitrification se maintiennent à cette profondeur quelque soit la saison. En période d'inondation, la nappe profonde semble donc peu affectée par les apports d'oxygène provenant des eaux de débordement et de précipitations, et cette dernière présente toujours des valeurs en O₂ inférieures à celles observées dans la nappe superficielle (entre 0,6 et 1,3 mg/l pour PSA et entre 0,4 et 1 mg/l pour MEG). Au printemps, quand les apports de surface sont négligeables, les concentrations en O₂ se différencient alors que faiblement entre les deux profondeurs de la nappe.

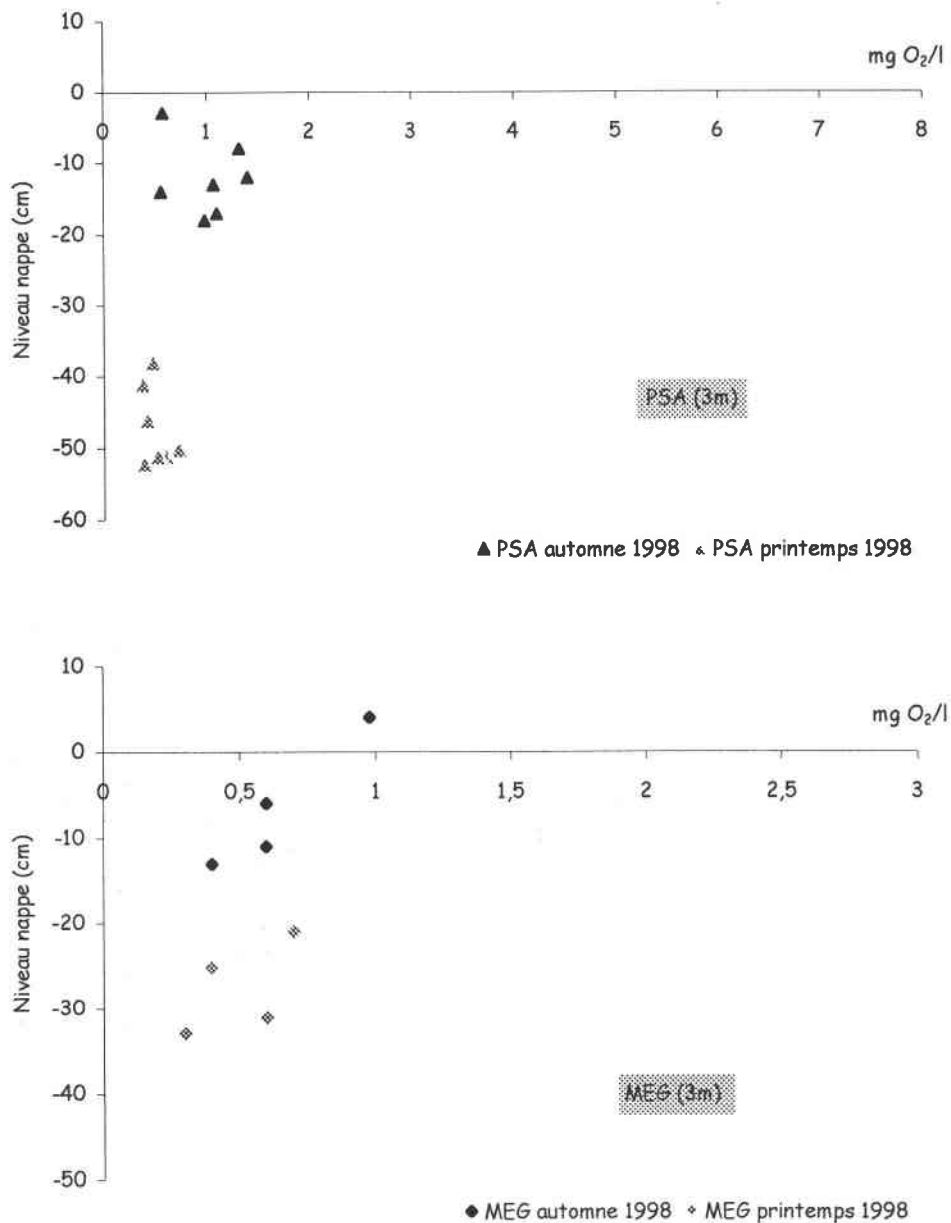


Figure VII.9. Variation des concentrations en oxygène dissous dans la nappe profonde en fonction du type de végétation, de la saison et du niveau hydrique

En résumé, nous retiendrons que :

⇒ Le niveau de la nappe se maintient à faible profondeur dans les deux parcelles. Cependant, dans la parcelle MEG, la nappe est plus proche de la surface et l'amplitude des variations y est plus faible. La durée de l'engorgement du sol (nappe > à -5 cm) est supérieure dans la parcelle MEG (80 jours/an contre seulement 37 pour PSA).

⇒ La nappe superficielle dans les deux parcelles est fortement favorable à la réduction des nitrates car : ➤ elle est confinée en grande partie ou en totalité dans les argiles,

- les potentiels rédox y sont fortement réducteurs (-35 mV en moyenne),
- les concentrations en O₂ dissous (en dehors des inondations) y sont faibles (0,9 mg/l en moyenne),
- elle n'est pas limitée en substrat carboné (proximité de la zone non saturée du sol),
- elle est davantage influencée par toutes les entrées d'azote dans le système (apports par les inondations et les précipitations d'une part, apports par la fertilisation et les sols d'autre part) que la nappe profonde.

⇒ La nappe profonde, qui circule librement dans les graviers, présente des potentiels rédox un peu moins réducteurs (+60 mV en moyenne), mais reste tout de même favorable à la réduction des nitrates. Cependant, l'absence de substrat azoté (faible influence sur la nappe profonde des apports en nitrate depuis la surface) et l'éloignement de la zone non saturée du sol riche en carbone organique inhibent ce processus en profondeur (confirmé par les faibles concentrations en fer).

⇒ La dénitrification dans la frange superficielle de la nappe est davantage stimulée sous la parcelle MEG (conditions plus réductrices quelque soit la saison).

➤ En période d'inondation, les apports en nitrates par les eaux de débordement sont équivalents pour les deux parcelles (à l'exception des inondations partielles du fond alluvial qui ne concernent que PSA). Pourtant, l'augmentation des concentrations en nitrate dans la nappe superficielle observée sous PSA lors de l'infiltration des eaux de débordement de novembre 1998 reste minime sous MEG. Ce constat peut s'expliquer par une plus forte intensité de la réduction des nitrates sous MEG. L'apparition de Fe²⁺ dans la nappe (-100 < Eh < -50) atteste cette hypothèse puisque l'utilisation du fer comme accepteur final d'électrons n'intervient que lorsque les nitrates ne suffisent plus à compenser la demande en molécules oxydées. La dénitrification s'amorce moins rapidement sous PSA, car sa situation dans un creux topographique entraîne des conditions moins réductrices (potentiels rédox compris entre +100 et +200 mV) et plus oxygénées (concentrations en O₂ comprises entre 1,3 et 7,6 mg/l) en période de crue. La réduction des nitrates sous cette parcelle est décalée dans le temps et s'achève en phase de décrue lorsque le niveau de la nappe commence à s'abaisser.

➤ Au printemps, les conditions plus réductrices de la nappe et l'augmentation des températures favorisent davantage la dénitrification. Les concentrations en fer relevées dans la nappe sont supérieures à celle observées en période hivernale, ce qui confirme que les nitrates sont encore plus limitant lors de la saison de végétation (compétition pour le nitrate entre les plantes et les bactéries dénitrifiantes).

CHAPITRE VIII

Etude du compartiment végétal de l'écosystème prairial

Dans le chapitre VI nous avons montré que certains éléments, notamment l'azote, subissent une diminution importante dans les eaux de la nappe alluviale. Cette diminution est attribuée à plusieurs processus biologiques : rétention dans le sol, transformations, assimilation par les végétaux, stockage dans la biomasse. Après avoir souligné les potentialités de nos sites de référence vis à vis du phénomène de dénitrification, nous examinerons dans ce chapitre l'influence de la végétation sur le cycle biologique, et par conséquent sur l'hydrochimie de la nappe.

En préambule, nous exposerons le protocole d'échantillonnage et les méthodes d'analyses, puis nous déterminerons les quantités d'éléments minéraux exportées et stockées dans la biomasse végétale des deux sites de référence lors des trois saisons de végétation de la période d'étude (1996, 1997 et 1998). Par la suite, l'efficacité d'assimilation et de stockage des éléments minéraux sera mise en relation avec le type de végétation et le niveau hydrique d'une part, avec les pratiques agricoles d'autre part.

8.1. Prélèvement des échantillons et détermination des biomasses en matière sèche

8.1.1. Les parties aériennes

Les dates de prélèvement des échantillons dans les différentes micro-parcelles ont été choisies en fonction du stade de développement des plantes. En effet, la composition en éléments minéraux étant liée au degré d'évolution de la plante (Denudt, 1975), il est indispensable d'en tenir compte dans le cadre d'une étude comparative (comparaison entre PSA et MEG). Nous avons choisi d'effectuer les prélèvements au moment de la floraison car c'est à ce stade que l'on atteint le maximum de nutriments dans la plante, mais c'est également à ce stade que les agriculteurs du secteur pratiquent en général leur fauche. Les dates sont définies plus précisément en fonction de la floraison des espèces les plus abondantes de chaque micro-parcelle (*Filipendula ulmaria* pour MEG, *Symphytum officinale*, *Crepis biennis*, *Centaurea jacea*, *Lathyrus pratensis* et *Filipendula ulmaria* pour PSA).

La surface de prélèvement des échantillons, préconisée dans de nombreux travaux (Vertes, 1983 ; Magnanon, 1991 ; Dutoit & Alard, 1995), est de 1 m². Cette surface a été divisée en unités élémentaires : 4 X 0,25 m² avec une hauteur minimale de coupe de 4 cm.

Ainsi, quatre prélèvements ont été effectués au hasard dans la végétation des micro-parcelles A, C et E. Les placettes à échantillonner sont délimitées par un cadre en bois qui peut se glisser dans la végétation (Gréwilliot, 1996). Les échantillons sont ensuite acheminés au laboratoire, pesés puis séchés à l'étuve pendant 48 heures à 70°C. Après dessiccation, ils sont à nouveau pesés pour la détermination de la biomasse en matière sèche exprimé en $t \cdot ha^{-1}$.

8.1.2. Les organes souterrains

La biomasse racinaire est prélevée en fin de saison de végétation (début octobre) sauf en 1996, où le prélèvement a eu lieu une semaine après la fauche. Le compartiment racinaire englobe l'ensemble des organes souterrains constitués par les racines, les rhizomes, les tubercules et les bulbes des différentes espèces. Le prélèvement de racines est une méthode très destructive, c'est pourquoi nous avons limité la surface d'échantillonnage à 0,25 m². Cette surface a également été divisée en surfaces élémentaires de 4 X 0,0625 m². Les placettes à échantillonner sont délimitées par un cadre en bois que l'on jette au hasard dans chacune des micro-parcelles, et les organes souterrains sont prélevés sur une profondeur de 20 cm (au-delà les racines sont trop fines pour être prélevables). Un premier tri s'effectue sur le terrain pour séparer grossièrement le sol des racines. Au laboratoire, les racines sont ensuite totalement séparées du sol par lavages successifs en utilisant des jets d'eau à moyenne pression. Les échantillons sont ensuite séchés à l'étuve et pesés dans les mêmes conditions que la biomasse épigée.

8.2. Les analyses chimiques de la végétation

Les analyses du fourrage et des organes souterrains ont été réalisées au Laboratoire d'Ecologie des Prairies de Michamps (Faculté des Sciences Agronomiques de Louvain, Belgique). Les méthodes correspondent à celles qui sont couramment pratiquées au sein du laboratoire (Lambert, 1994).

⇒ Détermination des éléments majeurs

La poudre récoltée après mouture des échantillons de fourrage et de racines est amenée à l'état de cendres après passage au four à 450°C pendant une nuit. Le dosage des éléments minéraux s'effectue après minéralisation des cendres à l'acide nitrique.

Le potassium, le sodium, le magnésium et le calcium sont dosés par absorption atomique de flamme.

Le phosphore est dosé par colorimétrie après l'ajout d'un produit complexant : le nitrovanado molybdate d'ammonium.

⇒ **Dosage de l'azote**

L'azote total est déterminé après minéralisation d'1 g de matière sèche en milieu sulfurique à 420°C selon la méthode Kjeldahl.

Le dosage de l'azote minéral a été réalisé par titrimétrie après distillation en présence d'alliage Devarda.

8.3. Comparaison des biomasses en matière sèche entre les deux sites

La biomasse est calculée pour les trois saisons de végétation de la période d'étude (1996, 1997 et 1998). Le site PSA est représenté par la micro-parcelle A non fertilisée et le site MEG par la micro-parcelle E. Les biomasses moyennes (épigée et hypogée) sont présentées dans le tableau VIII.1 (les résultats complets se trouvent en annexe).

Micro-parcelle	Date de prélèvement	Type d'échantillon	Biomasse (t de M.S./ha)
E	15/07/96	Aérien	4,1 ± 0,4
A	15/06/96	Aérien	3,7 ± 0,4
E	22/07/96	Souterrain	12,5 ± 1,4
A	23/06/96	Souterrain	7,4 ± 0,4
E	08/07/97	Aérien	4,6 ± 0,5
A	06/06/97	Aérien	4,2 ± 0,3
E	01/10/97	Souterrain	13,4 ± 0,3
A	01/10/97	Souterrain	10,6 ± 0,8
E	07/07/98	Aérien	3,9 ± 1,3
A	08/06/98	Aérien	2,6 ± 0,3
E	02/10/98	Souterrain	12,6 ± 0,6
A	02/10/98	Souterrain	9,8 ± 1,0

Tableau VIII.1. Biomasses moyennes (n=4, ± écart type) des parties épigées et hypogées (en t de matière sèche /ha) en fonction du type de prairie et des saisons de végétation

La biomasse en matière sèche des parties souterraines (Figure VIII.1) est largement supérieure dans la prairie MEG (en moyenne entre 3 et 5 t/ha de plus en fonction des années). Par contre, la biomasse aérienne ne semble pas être fortement affectée par une fauche tardive, puisque cette dernière n'est que légèrement plus élevée au niveau de MEG avec seulement 0,4 t/ha de plus que pour son homologue prairial PSA en 1996 et 1997. En 1998, les biomasses aériennes sont globalement plus faibles que les deux années précédentes et s'expliquent par des conditions climatiques peu favorables (pluies abondantes et niveau élevé de la nappe) au développement de la végétation en début de printemps.

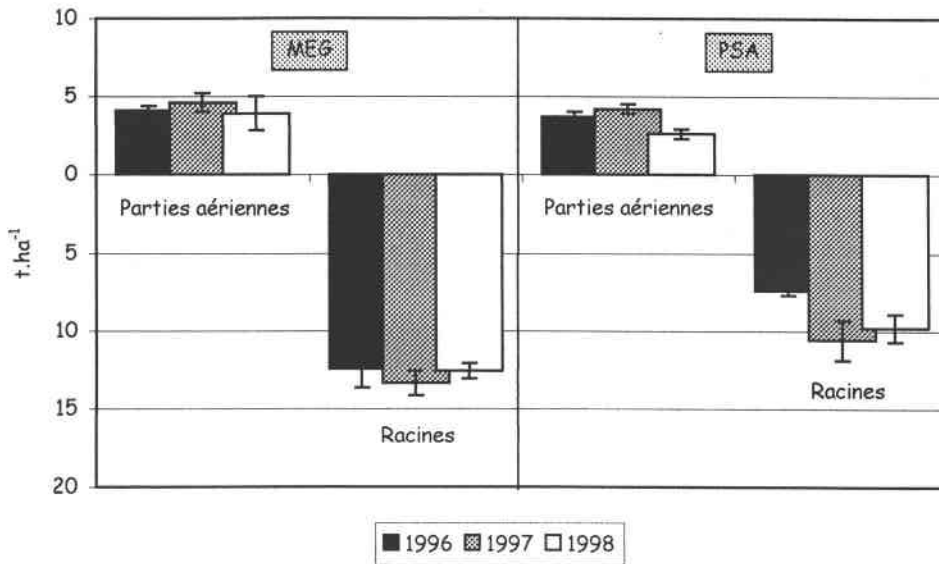


Figure VIII.1. Comparaison des biomasses aérienne et racinaire des deux types de prairie entre 1996 et 1998

Le suivi des hauteurs de végétation dans les deux micro-parcelles pendant la période de croissance des années 1997 et 1998 (Figure VIII.2) nous a permis de montrer l'impact des facteurs hydrologiques sur le rendement en matière sèche. La croissance et la densité de la végétation varient principalement en fonction des conditions climatiques et des débordements de la Meuse.

➤ **En 1997**, aux inondations de fin février succède un début de printemps très peu arrosé (seulement 15 mm de pluies en avril). Les sols ne sont plus engorgés (niveau de la nappe à -53 cm sous PSA et -38 cm sous MEG fin avril) et deviennent propices à la croissance végétale (minéralisation de la matière organique). Par ailleurs, les apports de nutriments par les inondations représentent une source supplémentaire d'éléments minéraux et contribuent ainsi à augmenter la fertilité des sols. Les premières pluies de mai accélèrent la croissance de la végétation qui devient plus haute dans MEG (s'explique par la prédominance d'espèces hautes comme la Reine des prés et la Valériane officinale).

➤ **En 1998**, les pluies abondantes du mois d'avril (129 mm) sont peu favorables au développement de la végétation. L'engorgement des sols qui en résulte (niveau de la nappe à -18 cm sous PSA et à -3 cm sous MEG fin avril), engendre d'une part une végétation moins dense que les années précédentes pour le site PSA, et d'autre part retarde la croissance dans le site MEG plus hydromorphe (ralentissement de la minéralisation). Par ailleurs, l'absence d'inondations peut également expliquer la hauteur réduite de végétation dans MEG (pas d'apports externes en nutriments).

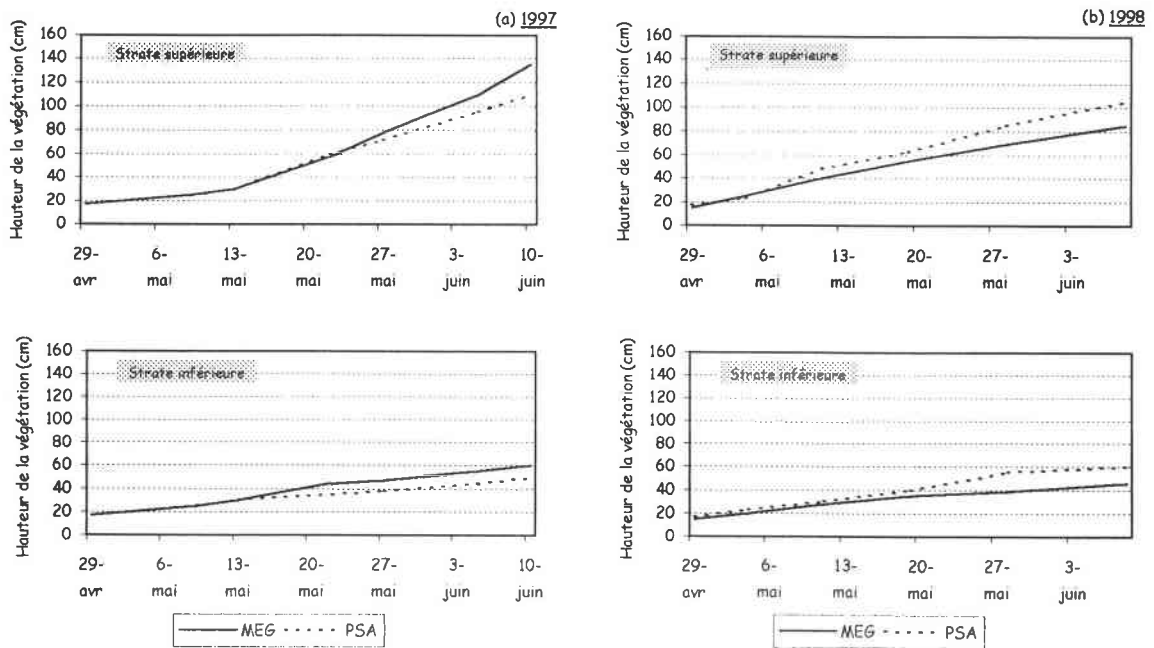


Figure VIII.2. Evolution de la croissance des strates inférieure et supérieure de la végétation dans les deux types de prairie (micro-parcelles A et E) en (a) 1997 et (b) 1998.

La hauteur moyenne de la strate supérieure est définie à partir des espèces hautes (*Filipendula ulmaria*, *Crepis biennis*, *Valeriana officinalis*) et des graminées, celle de la strate inférieure est définie à partir des espèces basses et moyennes comme *Lotus corniculatus*, *Trifolium pratensis*, *Myosotis scopioides*, *Caltha palustris*, *Symphytum officinale*...

Finalement, les différences de productivité de la biomasse aérienne entre les deux micro-parcelles sont plus faibles que celles auxquelles on pouvait s'attendre. Il est probable que les conditions plus hydromorphes de MEG soient à l'origine d'une diminution de la biomasse dans cette parcelle bien que la végétation y semble en général plus haute.

Ces résultats sont en accord avec un grand nombre de travaux qui traitent de l'influence du niveau de la nappe sur le rendement en matière sèche (Zangiacomi *et al.*, 1978 ; Myers *et al.*, 1982 ; Grootjans *et al.*, 1985 ; Williams & Wheatley, 1988 ; Oomes & Altena, 1994 ; Van der Hoek & Braakhekke, 1998). La plupart de ces auteurs ont montré qu'un rehaussement du niveau de la nappe entraînait une baisse de la disponibilité en nutriments et notamment de l'azote. La décomposition et le taux de minéralisation de la matière organique sont fortement réduits, ce qui conduit souvent à une diminution du rendement en matière sèche.

De plus, les travaux de Leonardson *et al.* (1994) ont également souligné l'impact positif des inondations sur la productivité en matière sèche puisque la rétention des nutriments dans les sols des zones inondables stimule la croissance des plantes.

Les différences notables de la production racinaire entre les deux micro-parcelles sont très certainement liées au niveau de la nappe. Des recherches portant sur l'impact du niveau hydrique sur la production en biomasses épigée et racinaire (Oomes *et al.*, 1997), dans des sols très analogues à notre site d'étude, ont montré une augmentation très significative (300 %) de la

production racinaire lorsque le niveau de la nappe passe de -30 à -5 cm par rapport à la surface du sol. Les auteurs ont attribué cette augmentation aux changements intervenus dans la composition floristique suite à l'élévation du niveau de la nappe. Certaines espèces à enracinement profond deviennent moins abondantes ou disparaissent, et d'autres plus adaptées à l'engorgement du sol voient leur recouvrement augmenter. Cette dernière catégorie d'espèces, généralement à enracinement superficiel, développe son système racinaire dans les 10 premiers centimètres du sol de manière à pouvoir utiliser au maximum les nutriments malgré des conditions de saturation et d'anaérobie (Pegtel, 1987 ; Moser & Haselwandter, 1983 ; Neill, 1994 ; Van der Hoek & Braakhekkken, 1998). De telles observations ont également été faites dans la parcelle MEG où nous avons pu constater :

⇒ une forte diminution des espèces basses de sous-strate à enracinement peu profond (*Myosotis scorpioides*, *Lotus corniculatus*, *Eleocharis palustris*...),

⇒ la régression et/ou la disparition d'espèces à racines grêles mais profondes (*Festuca pratensis*, *Festuca rubra*, *Plantago lanceolata*...),

⇒ l'augmentation du recouvrement de la Reine des prés (*Filipendula ulmaria*) qui présente d'épais rhizomes et de nombreux tubercules attachés aux racines,

⇒ l'enracinement plus profond d'espèces à racines épaisses comme la Valériane officinale (*Valeriana officinalis*) et/ou pivotantes comme la Grande Consoude (*Symphytum officinale*).

8.4. Composition chimique de la biomasse et comparaison des deux sites

8.4.1. Les parties aériennes

Les quantités de nutriments exportées par la fauche sont déterminées dans les deux types de prairie lors des trois saisons de végétation. Les résultats présentés dans le tableau VIII.2 sont exprimés à la fois en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ et en concentration (en g/100 g de MS). Les teneurs moyennes étant calculées à partir de seulement deux échantillons, cela ne nous autorise pas à réaliser de traitements statistiques.

D'une manière générale, le potassium représente avec l'azote l'élément le plus exporté par la fauche (Figure VIII.3). Les quantités en N et K exportées par la récolte du foin sont plus importantes dans PSA malgré une productivité en matière sèche moins élevée dans cette parcelle. Ces résultats se justifient par une plus grande assimilation de ces éléments par la prairie PSA (cf. les concentrations exprimées en g/100 g du tableau VIII.2). Cette meilleure assimilation s'observe également pour les autres nutriments à l'exception du magnésium qui est davantage exporté dans la prairie MEG. La plus forte accumulation de N, P et K dans les parties épiquées de la prairie PSA peut s'expliquer par la plus grande disponibilité des ces éléments dans

la nappe superficielle sous-jacente (cf. Chapitre VI, Tableau VI.12), ou par une meilleure capacité d'absorption des espèces de PSA.

Micro-parcelle	Année de Prélèvement	N Total	K	P	Mg	Na	Ca
E (MEG)	1996	48,3 (1,18)	44,6 (1,09)	5,6 (0,14)	17,8 (0,43)	1,2 (0,03)	34,6 (0,85)
	1997	49,1 (1,07)	51,7 (1,12)	4,7 (0,10)	15,7 (0,34)	1,2 (0,03)	37,6 (0,82)
	1998	40,9 (1,05)	47,4 (1,22)	4,7 (0,12)	13,4 (0,34)	1,1 (0,03)	21,6 (0,56)
A (PSA)	1996	50,0 (1,35)	66,9 (1,81)	6,1 (0,17)	9,4 (0,25)	5,4 (0,15)	36,2 (0,98)
	1997	67,2 (1,60)	75,0 (1,79)	6,7 (0,16)	8,9 (0,21)	4,4 (0,10)	30,2 (0,72)
	1998	41,2 (1,59)	45,0 (1,73)	4,2 (0,16)	6,0 (0,23)	4,1 (0,16)	22,3 (0,86)
Différence E - A	1996	-1,7 (-0,17)	-22,3 (-0,72)	-0,50 (-0,03)	+8,4 (+0,18)	-4,2 (-0,11)	-1,6 (-0,13)
	1997	-18,1 (-0,53)	-23,3 (-0,67)	-23,3 (-0,67)	+6,8 (+0,13)	-3,2 (-0,07)	+7,4 (+0,10)
	1998	-0,3 (-0,54)	+2,40 (-0,51)	+0,50 (-0,04)	+7,4 (+0,11)	-3,0 (-0,13)	-0,7 (-0,30)

Tableau VIII.2. Comparaison des quantités moyennes (en kg.ha⁻¹) de nutriments exportées par la fauche dans les deux micro-parcelles entre 1996 et 1998. Les concentrations des nutriments exprimées en g/100 g sont entre parenthèses

➤ **L'azote** constitue le principal facteur de croissance de la végétation : il intervient dans la composition des protéines. Selon les normes du Laboratoire d'Ecologie des Prairies de Michamps, un pourcentage en protéines brutes totales dans les fourrages de l'ordre de 10 à 12 % devrait couvrir les besoins du bétail. Dans le fourrage de PSA, on rencontre des teneurs considérées comme moyennes (entre 8,4 et 10 %), alors que pour MEG les teneurs sont jugées faibles (< à 8 %). Les plus faibles teneurs en azote de la végétation MEG peuvent être attribuées aux plus faibles concentrations en azote minéral dans la nappe superficielle de ce site. Dans le chapitre VI (§ 6.3.1), nous avons formulé deux hypothèses pour expliquer ces plus faibles concentrations dans la nappe : soit le processus de minéralisation y est moins important (confirmé par un pourcentage en matières organiques et une concentration en azote total du sol plus élevés), soit la capacité d'assimilation de l'azote est plus importante dans la prairie MEG. Les résultats des analyses chimiques de la végétation nous autorisent à supprimer la seconde hypothèse puisque l'azote est davantage assimilé par la végétation de la prairie PSA.

L'augmentation du stock en azote total dans les sols après les débordements de 1997 (cf. chapitre VII, tableau VII.5) est plus importante sous PSA que sous MEG (respectivement 35 et 10 %). Suite aux inondations, nous avons observé un enrichissement en azote de la végétation exportée dans la prairie PSA, mais aucune augmentation de l'assimilation de cet élément dans la prairie MEG. La faible accumulation dans le sol de l'azote véhiculé par les eaux de débordement (liée à la dénitrification) dans la prairie MEG, se manifeste donc par des écarts

plus importants en azote exporté en faveur de la prairie PSA. Ces résultats tendent à confirmer que l'azote est le principal facteur limitant de la croissance végétale (Duru & Calvière, 1996).

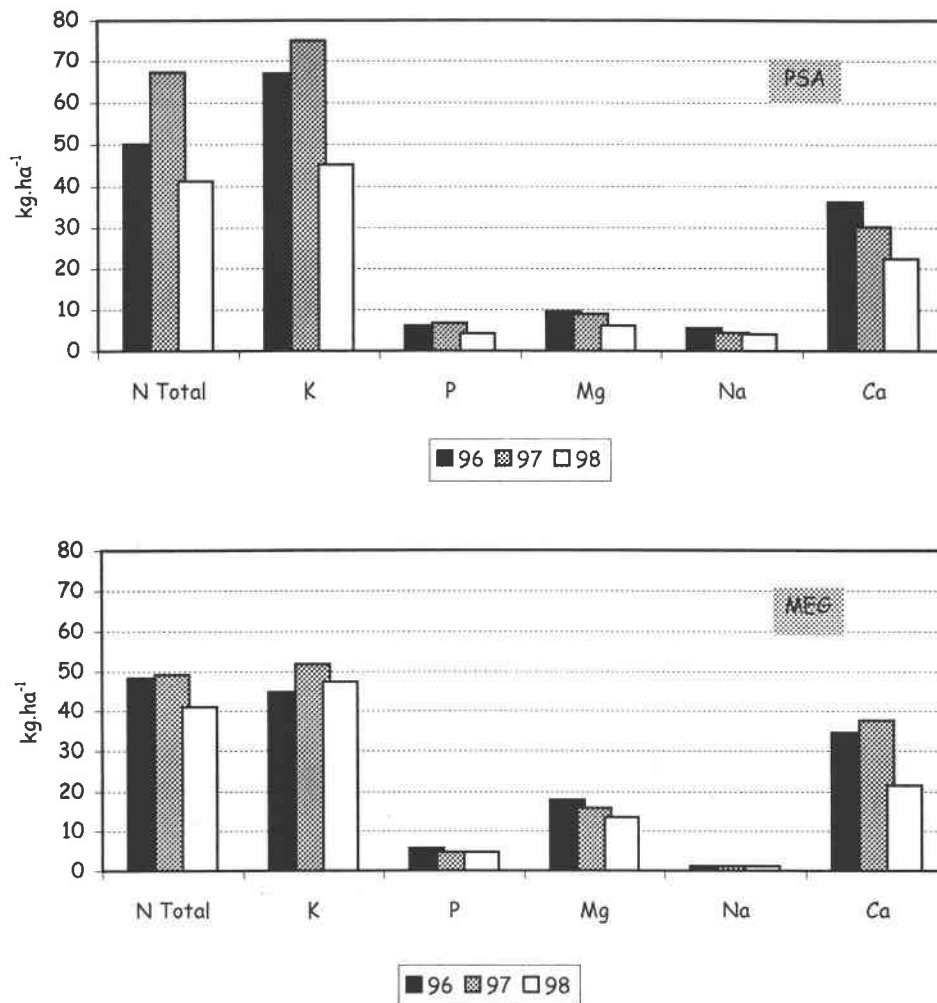


Figure VIII. 3. Comparaison des quantités de nutriments exportées (en kg.ha⁻¹) par la récolte de foin dans les deux prairies pour les saisons de végétation de 1996, 1997 et 1998

Les travaux de Koerselman *et al.* (1993) et Koerselman & Meuleman (1996) ont établi que les rapports de nutriments de la végétation épicée sont des paramètres fiables pour diagnostiquer certaines déficiences en éléments minéraux dans le sol. Ces rapports ont été définis pour des milieux marécageux et pour les zones humides en général. D'après Koerselman & Verhoeven (1995) et Wassen *et al.* (1995) un rapport N/P inférieur à 14 indique une faible disponibilité de l'azote dans le sol qui limite la croissance végétale. Nous avons ainsi calculé les rapports N/P dans les deux micro-parcelles lors des trois saisons de végétation. Les résultats présentés dans le tableau VIII.3 confirment la déficience en azote dans les deux micro-parcelles A et E. Les rapports plus élevés de 1997 confirment l'impact positif des inondations même dans la parcelle MEG.

Année	A (PSA)	E (MEG)
	Rapport	N/P
1996	8,1	8,9
1997	10,0	10,4
1998	9,9	8,7

Tableau VIII.3. Rapports N/P de la végétation épigée calculés dans les deux prairies entre 1996 et 1998

➤ Le **phosphore** joue un rôle capital dans des fonctions aussi importantes que la respiration, la photosynthèse et le métabolisme des glucides et des protéines. Pour des zootechniciens comme Guegen (1975), une teneur en P dans les fourrages de l'ordre de 350 à 370mg/100g de matière sèche devrait couvrir les besoins du bétail. Or, dans la pratique, les teneurs observées sont généralement inférieures (Lambert & Toussaint, 1978), et dépendent essentiellement du stade de développement des plantes, des conditions hydrologiques et de la nature du sol. Mise à part l'insolubilisation, un problème supplémentaire à la nutrition phosphatée des plantes est la diffusion très lente du phosphore. L'alimentation phosphatée s'effectue essentiellement au départ des agrégats situés au voisinage immédiat des racines (Lambert *et al.*, 1992 ; Callot *et al.*, 1982). Il faut donc des réserves biens supérieures aux besoins annuels des prairies, mais une teneur de 15 mg de P/100 g dans les sols est considérée comme satisfaisante (correspond à la teneur moyenne de nos deux sites d'étude).

La richesse relative en phosphore assimilable des sols alluviaux est attribuée aux apports périodiques en P par les inondations (Pinay *et al.*, 1992). Par ailleurs, il a été démontré qu'un niveau hydrique élevé favorise la disponibilité en P (Vermeer, 1986 ; Haukos *et al.*, 1996). Cette plus grande disponibilité est liée à la réduction du fer qui se manifeste pour des potentiels rédox faibles (Patrick & Khalid, 1974). Cependant, les sols argileux présentent une très grande capacité à fixer le phosphore organique (Tiessen *et al.*, 1993 ; Richardson, 1985), et les faibles teneurs en orthophosphate de la nappe superficielle sont liées à la forte fixation de P sur les colloïdes du sol et la précipitation de cet élément dans les milieux présentant une nappe riche en calcium (Koerselman *et al.*, 1993 ; Oomes & Kemmers, 1994).

Les réserves en carbone organique et en phosphore assimilable dans les sols sont les plus élevées sous MEG (cf. Chapitre IV, Tableau IV.2). L'accumulation de ces deux éléments confirme que le taux de minéralisation est ralenti par les conditions plus hydromorphes de ce site (Condron *et al.*, 1990 ; Rubio *et al.*, 1995). Il en résulte un contenu en phosphore légèrement plus important pour la prairie PSA en ce qui concerne les fractions exportées de la végétation. L'assimilation du phosphore par les plantes varie très peu d'une année à l'autre dans les deux prairies, malgré les fortes variations de P assimilable dans les sols liées aux

inondations (cf. chapitre VII, tableau VII.5). Cela confirme que P est rarement limitant dans les plaines inondables (Van Oorschot *et al.*, 1997). D'après Koerselman & Verhoeven (1995), un rapport N/P de la végétation supérieur à 16 indique une déficience en phosphore dans les sols. Pour Pegtel *et al.* (1996), ce rapport est supérieur à 11. Les résultats du tableau VIII.3 prouvent que la croissance de la biomasse dans les deux micro-parcelles étudiées n'est pas limitée par le phosphore.

➤ Le **potassium** intervient dans de nombreuses fonctions physiologiques, ce qui explique les teneurs élevées de cet élément dans la plante. Selon les normes du Laboratoire d'Ecologie des Prairies de Michamps, une teneur en K dans les fourrages de l'ordre de 1800 à 2800 mg/100 g de matière sèche devrait couvrir les besoins du bétail. Ces valeurs sont à peu près atteintes dans la micro-parcelle PSA (1800 mg/100 g en moyenne) ; par contre dans MEG, les teneurs en K du fourrage sont plutôt faibles (1140 mg/100 g en moyenne). Les teneurs plus faibles en potassium dans la nappe superficielle et dans les horizons de surface du sol sous MEG expliquent les différences du contenu en K dans la fraction exportée des deux prairies. En effet, le drainage de K est favorisé par les conditions plus humides du site (Oomes *et al.*, 1996). L'absorption du potassium dans des milieux où cet élément est peu disponible dépend étroitement de la croissance racinaire (Duru, 1992). Ainsi, la plus grande accumulation de K dans PSA peut également s'expliquer par l'abondance d'une espèce connue pour être une excellente source de potassium (Readman, 1993) grâce à sa racine pivotante qui peut descendre profondément dans le sol jusqu'à la zone saturée : la Grande Consoude (*Symphytum officinale*). Cette observation peut être corrélée aux recherches de Gerloff (1966) qui a prouvé que certaines plantes bien pourvues pour l'extraction du potassium, enrichissaient en cet élément toute l'association végétale dont elles font partie. Nous verrons ultérieurement (§ 8.5 suivant) quelle importance nous pouvons attribuer à cette espèce quant à la composition chimique des deux types de prairie.

Les apports supplémentaires de potassium lors des inondations (débordements de 1997) n'augmentent pas la capacité d'assimilation de cet élément par les plantes, sauf peut-être pour MEG. Les inondations influencent indirectement les quantités de K exportées en augmentant la biomasse.

Pegtel *et al.* (1996), en se basant sur les rapports N/K et K/P, ont défini des valeurs limites qui correspondent à une déficience des sols des zones humides en potassium : $N/K > 1,2$ et $K/P < 8,6$. Nous avons calculé ces rapports dans les deux micro-parcelles lors des trois saisons de végétation. Les résultats présentés dans le tableau VIII.4 indiquent que la croissance de la biomasse est peu limitée par le potassium sauf peut-être en 1996 dans la parcelle MEG où la valeur seuil du rapport K/P est franchie.

Année	A (PSA)		E (MEG)	
	N/K	K/P	N/K	K/P
1996	0,74	10,9	1,09	8,2
1997	0,90	11,1	0,95	10,9
1998	0,95	10,9	0,87	10,1

Tableau VIII.4. Rapports N/K et K/P de la végétation épigée calculés dans les deux prairies entre 1996 et 1998

➤ Le **magnésium** est le seul élément qui se trouve en plus grandes quantités dans les parties épigées de MEG. Cette plus grande assimilation du magnésium ne peut être corrélée à la chimie de la nappe superficielle ou des sols, puisque les teneurs y sont plus faibles que sous PSA. Par contre, elle est certainement liée à la prédominance de la Reine des prés (*Filipendula ulmaria*) qui est classée par certains auteurs (Denudt 1975 ; Grime *et al.*, 1988) comme une espèce qui absorbe préférentiellement le magnésium.

Les normes utilisées par le Laboratoire d'Ecologie des Prairies de Michamps pour apprécier la richesse des fourrages montrent que les teneurs en magnésium dans nos deux sites (entre 210 et 430 mg/100 g de M.S.) sont largement excédentaires puisque un bon foin devrait contenir 150 à 180 mg/100 g de M.S.

8.4.2. Les organes souterrains

Les quantités de nutriments stockées dans les organes souterrains sont déterminées dans les deux types de prairie une semaine après la fauche en 1996, et en fin de saison de végétation en 1997 et 1998. Les résultats sont présentés dans le tableau VIII.5.

➤ Une grande partie du pool en **azote** des plantes est localisée dans les organes souterrains (68 % pour MEG et 62 % pour PSA). Des résultats similaires ont été observés par Chaneton *et al.* (1996) dans des prairies humides non pâturées (63 %).

L'écart très sensible, entre PSA et MEG, des quantités en N stockées en 1996 pourrait être lié aux différences de dates de prélèvement de la biomasse souterraine (23/06 pour PSA et 22/07 pour MEG).

Comme pour la biomasse aérienne, les teneurs en azote (g/100 g) des organes souterrains sont plus faibles dans MEG (sauf en 1996 où la comparaison est difficile), mais les quantités stockées sont équivalentes à PSA du fait de la plus grande biomasse racinaire. Les conditions plus hydromorphes, liées au niveau de la nappe, entraînent un appauvrissement du milieu en azote et donc une diminution du prélèvement végétal (Oomes *et al.*, 1991). La décomposition et le taux de minéralisation de la matière organique sont donc fortement réduits dans ces

conditions d'humidité et d'anaérobie (Grootjans, 1985 ; Oomes *et al.*, 1996 ; Olf *et al.*, 1994) et une plus grande part de l'azote inorganique est perdue par dénitrification (Berendse *et al.*, 1994).

Micro-parcelle	Année de Prélèvement	N Total	K	P	Mg	Na	Ca
		kg.ha ⁻¹ (g/100 g)					
E (MEG)	1996	110,0 (0,88)	57,4 (0,46)	15,3 (0,12)	39,1 (0,31)	18,1 (0,15)	207,6 (1,66)
	1997	97,3 (0,73)	69,9 (0,52)	15,1 (0,11)	48,6 (0,36)	21,2 (0,16)	223,5 (1,67)
	1998	92,4 (0,73)	58,6 (0,47)	12,9 (0,10)	42,8 (0,34)	10,1 (0,08)	249,5 (1,98)
A (PSA)	1996	59,5 (0,80)	41,1 (0,56)	9,6 (0,13)	14,8 (0,20)	6,9 (0,09)	114,2 (1,54)
	1997	96,7 (0,91)	51,0 (0,48)	14,2 (0,13)	25,7 (0,24)	38,5 (0,36)	182,2 (1,72)
	1998	100,7 (1,03)	97,4 (0,99)	15,3 (0,16)	11,9 (0,12)	39,6 (0,40)	67,0 (0,68)
Différence E - A	1996	+50,5 (+0,08)	+16,3 (-0,10)	+8,0 (+0,02)	+24,3 (+0,11)	+11,2 (+0,06)	+93,4 (+0,12)
	1997	+0,6 (-0,18)	+18,9 (+0,04)	+0,9 (-0,02)	+22,9 (+0,12)	-17,3 (-0,20)	+41,3 (-0,05)
	1998	-8,3 (-0,30)	-38,8 (-0,52)	-2,4 (-0,06)	+30,9 (+0,22)	-29,5 (-0,32)	+182,5 (+1,30)

Tableau VIII.5. Comparaison des quantités moyennes (en kg.ha⁻¹) de nutriments stockées dans les organes souterrains dans les deux micro-parcelles entre 1996 et 1998. Les concentrations des nutriments exprimées en g/100 g sont entre parenthèses

Des résultats similaires ont été démontrés par Van Duren *et al.* (1997) dans une étude comparative entre deux sites analogues à MEG (caractérisés par *Filipendula ulmaria* et *Caltha palustris*) qui diffèrent par leur niveau hydrique (un site est drainé et l'autre non).

La moindre disponibilité de l'azote dans la prairie MEG est confirmée par les concentrations peu élevées en N dans la nappe superficielle et par un plus faible rapport des quantités de matière sèche parties aériennes/parties souterraines (0,33 contre 0,39 pour PSA). En effet, il a été démontré (Limami & Améziane, 1997) que ce rapport est modulé par la disponibilité en azote. Une stratégie d'expansion racinaire est mise en œuvre par la plante pour atténuer les effets adverses de la carence en azote, ce qui lui permet de mieux explorer les différents horizons du sol afin d'optimiser le prélèvement de N. Dans des milieux pauvres en nutriments, il apparaît une allocation des réserves dans la plante qui favorise la croissance racinaire aux dépens du développement aérien (Chapin, 1980). Les quantités d'azote stockées dans les organes souterrains de MEG restent donc analogues, voire supérieures à celles de PSA, du fait de l'importance de sa biomasse racinaire (Figure VIII.4).

➤ Les quantités de **phosphore** stockées dans les organes souterrains des deux prairies sont nettement supérieures à celles exportées par la fauche (74 % du pool en phosphore de la végétation MEG est localisé dans les organes souterrains, 69 % pour la prairie PSA). A titre de comparaison, Chaneton *et al.* (1996) ont observé des valeurs de l'ordre de 75 %. Des niveaux

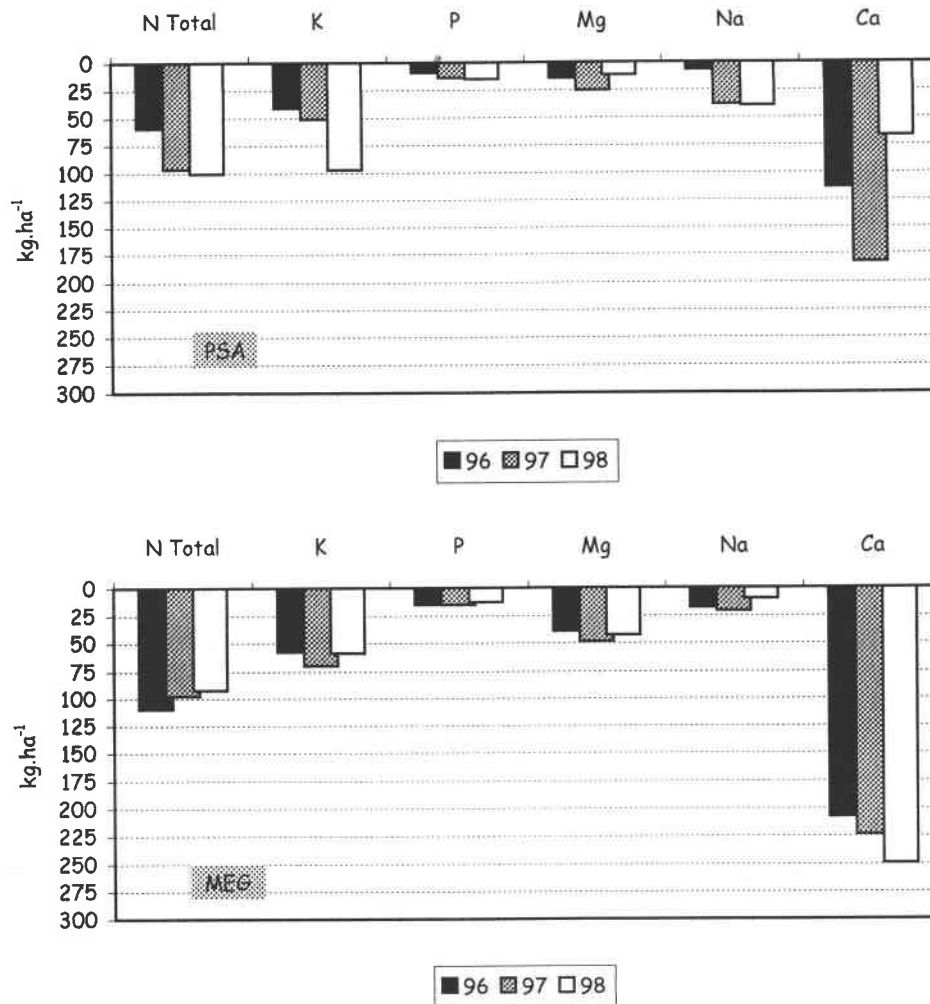


Figure VIII.4. Comparaison des quantités de nutriments stockées (en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) dans les organes souterrains des deux prairies une semaine après la fauche en 1996 et après les saisons de végétation de 1997 et 1998

élevés de rétention de nutriments dans le système racinaire sont courants dans les prairies (Bobbink *et al.*, 1989).

Les apports en P par les inondations n'influencent pas l'assimilation racinaire de cet élément. Cela confirme que le phosphore n'est pas limitant dans nos prairies. Comme nous avons pu l'observer pour l'azote, les quantités de P stockées dans les organes souterrains de MEG en 1996 et 1997 sont supérieures suite à une biomasse racinaire plus importante. Par contre en 1998, on observe une accumulation du phosphore dans les racines de PSA qui est certainement liée à la faible productivité de la biomasse aérienne.

➤ Même constat pour le **potassium**, où les quantités stockées sont supérieures dans PSA uniquement en 1998. La forte accumulation racinaire de cet élément par rapport aux deux années précédentes est certainement liée au retard de développement des parties épigées et à la

faible biomasse développée. L'apport de potassium par les inondations de 1997 n'influence pas le contenu en K des organes souterrains de PSA ce qui confirme que cet élément n'est pas limitant dans cette prairie. En revanche, pour MEG on observe une augmentation de l'assimilation de K suite aux inondations (520 mg/100 g en 1997 contre 460 mg/100 g en 1996). Cette dernière observation confirme qu'en plus de l'azote, le potassium limite également la croissance végétale de MEG, du moins en 1996.

➤ Les teneurs élevées en **magnésium** dans les organes souterrains de MEG confirment la prédisposition particulière de la Reine des prés pour cet élément. Les concentrations moyennes en Mg des organes souterrains calculées sur les trois années sont de 337 mg/100 g dans MEG contre seulement 187 mg/100 g dans PSA. Par ailleurs, le niveau de nappe plus élevé dans MEG favorise le drainage des cations monovalents et augmente l'activité des bivalents (Mg^{2+} et Ca^{2+}) qui sont alors préférentiellement absorbés par la végétation (Duchaufour, 1997). Cette dernière remarque se confirme pour le **calcium**, qui est davantage accumulé dans les organes souterrains de MEG. Toutefois, l'absorption préférentielle du calcium au niveau racinaire est davantage en relation avec sa plus grande disponibilité dans le sol qu'avec l'espèce puisque la fraction exportée de la végétation ne montre pas d'accumulation particulière en cet élément.

➤ En ce qui concerne le **sodium**, il est certainement l'élément pour lequel les variations entre les espèces sont les plus élevées (Denudt, 1975). Le système racinaire des plantes, par le jeu des perméabilités différentielles et des transporteurs spécifiques, peut agir comme une barrière à la pénétration du sodium (ce qui explique une adaptation plus ou moins importante des espèces en milieu halophile). Cet élément peut s'accumuler au niveau racinaire et ne pas être transporté vers le système aérien. C'est le cas dans nos deux sites avec une forte accumulation du sodium au niveau racinaire (93 % du pool en Na est localisé dans les organes souterrains pour MEG et 79 % pour PSA). Par ailleurs, le sodium est davantage absorbé dans la prairie PSA malgré les plus faibles teneurs en sodium du sol dans ce site. Ceci est en liaison avec la faible affinité de la Reine des prés pour le sodium (voir § 8.5 suivant).

8.5. Influence du niveau hydrique sur le développement et la composition chimique de deux espèces

8.5.1. Impact du niveau hydrique sur la croissance

Au cours des saisons de végétation de 1997 et 1998, nous avons suivi la croissance de deux espèces représentées dans les deux formations végétales étudiées : la Reine des prés (*Filipendula ulmaria*) et la Grande Consoude (*Symphytum officinale*).

8.5.1.1. La Reine des prés

La Reine des prés est une espèce vivace hémicryptophyte qui est très fréquente dans les prairies humides (Gréviollet *et al.*, 1998). Elle est cependant absente des zones submergées toute l'année car ses racines ne présentent pas d'aérenchyme assez développé qui lui permette de résister à un engorgement permanent (Grime *et al.*, 1988). La plante dressée présente une surface feuillée très importante et peut atteindre une hauteur maximum de 1,20 mètre. Les racines à enracinement superficiel se développent à partir d'épais rhizomes et sont souvent mycorrhisées. La floraison a lieu entre juin et août, et les feuilles se développent jusqu'en septembre.

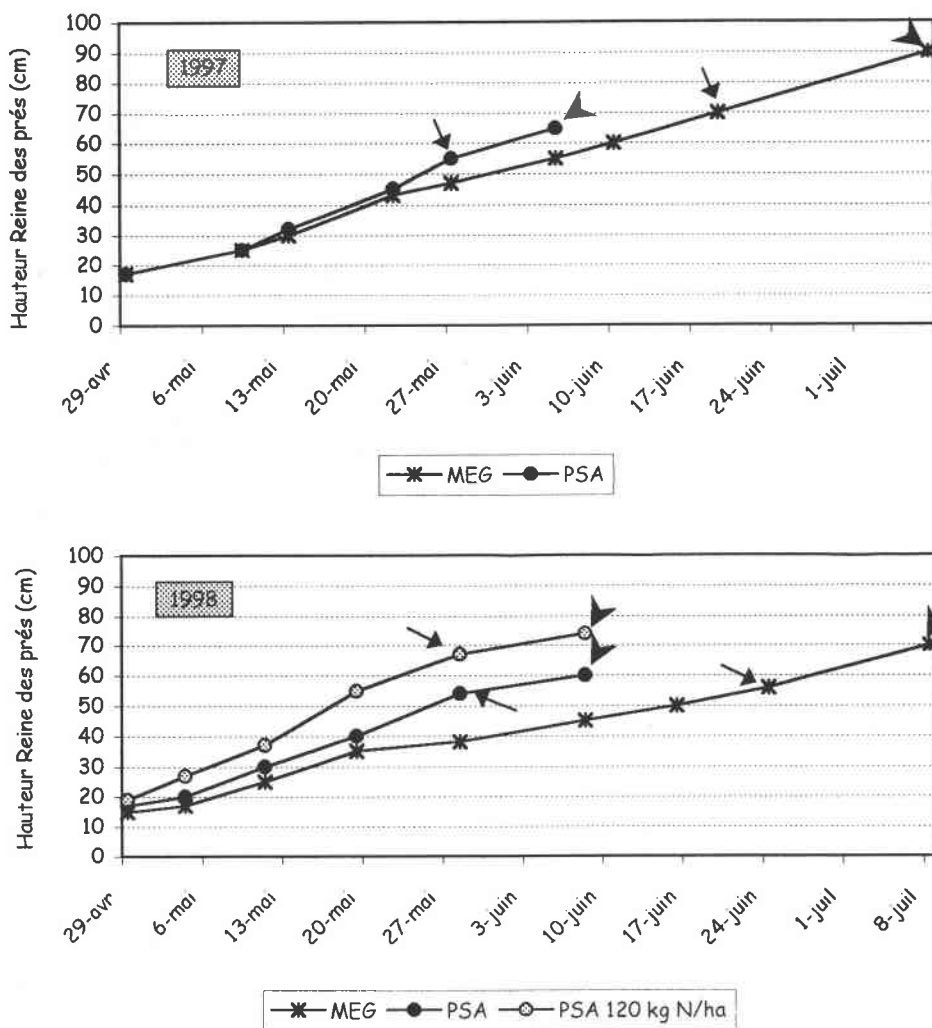


Figure VIII.5. Evolution de la Reine des prés dans les micro-parcelles A et C (PSA) et E (MEG) pendant les saisons de végétation de 1997 et 1998. ↘ début floraison, ↗ fauche

Cette plante présente une accélération de sa croissance vers la fin du printemps, et atteint une biomasse aérienne maximum en juillet (Al-Mufti *et al.*, 1977). Les sites occupés par la Reine

des prés se caractérisent souvent par une plus faible disponibilité des nutriments (sols humides argileux) que ceux occupés par d'autres espèces hautes. Les parties aériennes contiennent généralement des teneurs élevées en azote, phosphore et magnésium. Cette espèce disparaît en milieu pâturé et avec l'augmentation de la fréquence de fauche (Grime *et al.*, 1988 ; Gréviolot, 1996).

La figure VIII.5 présente l'évolution dans le temps de la croissance de la Reine des prés dans les micro-parcelles A et E, depuis le démarrage de la végétation jusqu'à la fauche (en 1998 suivi supplémentaire de la Reine des prés dans la micro-parcelle C fertilisée). Nous observons que le développement s'effectue de façon analogue dans les deux prairies en début de croissance. Puis, vers la fin du mois de mai, le développement s'accélère dans PSA avec une floraison plus précoce de la Reine des prés que dans MEG. Ces observations corroborent nos précédents résultats qui révélaient une moindre disponibilité des nutriments dans la prairie MEG. Par ailleurs, la faible disponibilité du milieu en azote est confirmée par l'augmentation de la croissance de la Reine des prés dans la micro-parcelle C fertilisée (apport de 120 kg d'ammonitrate/ha début mai).

8.5.1.2. La Grande Consoude

La Grande Consoude est une espèce vivace hémicryptophyte caractéristique des lieux humides. C'est une plante vigoureuse à tige dressée haute de 60 à 80 cm. Elle se distingue des autres espèces prairiales par son impressionnant déploiement racinaire. Cette espèce caractéristique des sols riches en azote est surtout connue pour sa richesse en potassium qu'elle est capable d'absorber en grandes quantités. Les racines, qui peuvent atteindre jusqu'à 4 cm de diamètre à leur base, explorent facilement la zone saturée du sol. Elle est d'ailleurs utilisée comme engrais potassique après macération des plants dans l'eau.

La floraison de la Grande Consoude est plus précoce que celle de la Reine des prés, elle a lieu entre mai et juillet.

Comme précédemment, on observe un accroissement de la plante plus important dans PSA à partir de la mi-mai (Figure VIII.6). Mais contrairement à la Reine des prés, la Grande Consoude ne se développe pas davantage dans MEG malgré une fauche plus tardive. Ce retard de croissance peut être lié à une moindre disponibilité du potassium sous MEG et/ou à la compétition de la Reine des prés qui induit une baisse du développement des espèces plus basses. La croissance est également stimulée par la fertilisation azotée (augmentation de la biomasse aérienne pour un apport de 120 kg d'ammonitrate/ha) de PSA, ce qui confirme une fois encore la faible disponibilité de cet élément dans les sols.

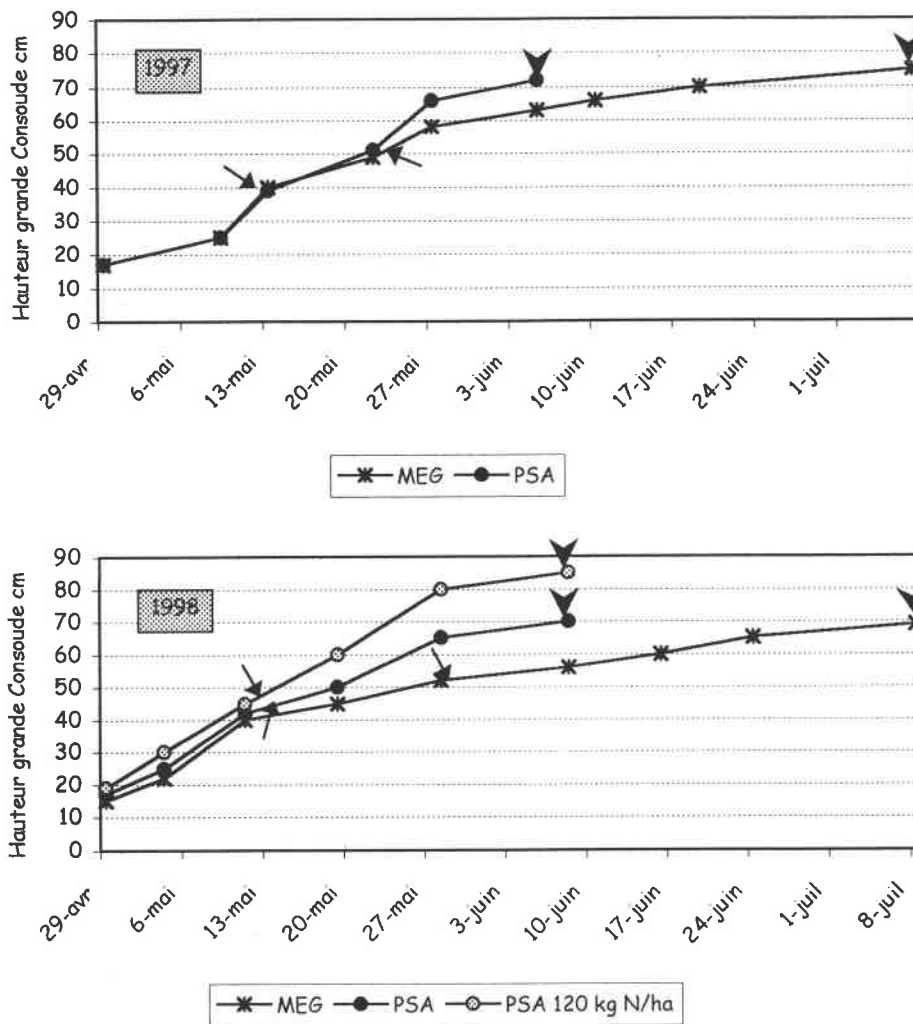


Figure VIII.6. Evolution de la Grande Consoude dans les micro-parcelles A et C (PSA) et E (MEG) pendant les saisons de végétation de 1997 et 1998. ↘ début floraison, ↗ fauche

8.5.2. Impact du niveau hydrique sur la composition chimique

Les concentrations en nutriments des parties épigées et hypogées de la Reine des prés et de la Grande Consoude ont été mesurées dans les micro-parcelles A, C et E lors de la saison de végétation de 1998. L'objectif de ces mesures est d'estimer au mieux l'impact du niveau hydrique sur la disponibilité et l'absorption des nutriments par les différentes prairies.

8.5.2.1. Comparaison des micro-parcelles A et E non fertilisées

La figure VIII.7 confirme l'existence d'un lien entre la teneur des différentes espèces végétales en éléments nutritifs et la richesse du substrat en ces mêmes éléments. En effet, pour un stade phénologique identique, il apparaît de fortes différences de teneurs pour une même espèce suivant la micro-parcelle.

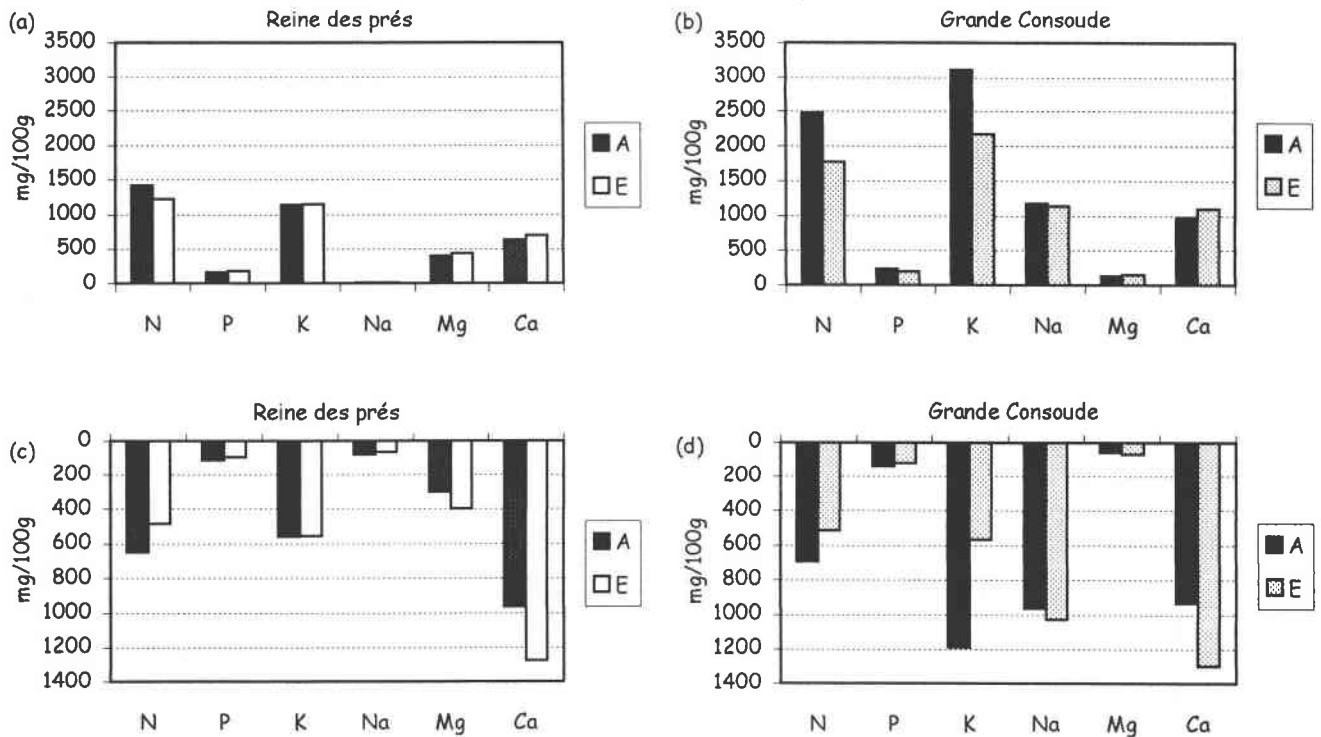


Figure VIII.7. Teneurs en nutriments des parties épigées (a, b) et hypogées (c, d) de deux espèces prélevées dans des prairies différentes (micro-parcelles A et E)

D'une manière générale : les teneurs plus élevées en éléments nutritifs de la Grande Consoude sont liées à son système racinaire qui est capable de mieux explorer les différents horizons du sol. Cependant, l'accumulation de certains éléments est davantage liée à la nature même de l'espèce. C'est le cas du magnésium qui est préférentiellement absorbé par la Reine des prés, alors que le potassium et le sodium le sont davantage par la Grande Consoude.

Dans le détail :

➤ **La Reine des prés** assimile plus d'azote dans la micro-parcelle A, mais l'accumulation du phosphore et du potassium ne varie pas suivant le site. Nous pouvons déduire de ces observations que l'azote est encore plus limitant dans la prairie MEG. Pour vérifier l'exactitude de ces propos, nous avons calculé les rapports de nutriments qui permettent de déceler les principaux éléments limitants du sol. Les résultats présentés dans le tableau VIII.6 révèlent une moindre disponibilité en azote ($N/P < 14$) et en potassium ($K/P < 8,6$) dans la prairie MEG, et l'absence de carence en phosphore ($N/P > 16$). L'absence de répercussion, de la plus faible disponibilité de K sous MEG, sur la teneur en cet élément dans la plante pourrait s'expliquer par un accroissement racinaire qui intensifie l'absorption de K.

Espèce	Micro-parcelle	N/P	N/K	K/P
Reine des prés	E	6,7	1,07	6,2
	A	8,7	1,25	7,0
Grande Consoude	E	8,9	0,80	11,0
	A	10,7	0,80	13,4

Tableau VIII.6. Rapports de nutriments de deux espèces au stade floraison, calculés dans les deux micro-parcelles (A et E) en 1998

L'absorption du sodium est fortement affectée par la nature de l'espèce. La faible accumulation de cet élément dans la plante indique que la Reine des prés n'a guère d'affinité pour le Na. Les teneurs en cations bivalents (magnésium et calcium) sont plus élevées dans les plantes provenant de la micro-parcelle E (particulièrement dans les organes souterrains pour Ca). Cette observation confirme la plus grande disponibilité des cations bivalents dans la solution du sol de MEG, favorisée par un niveau de nappe plus élevé.

➤ **La Grande Consoude** accumule largement plus d'azote et de potassium dans la micro-parcelle A (Figure VIII.7). Les rapports de nutriments (Tableau VIII.6) révèlent cependant que l'azote est l'unique élément qui limite la croissance de cette espèce dans les deux prairies (la disponibilité de l'azote étant toujours plus faible dans la micro-parcelle E). Le développement de cette espèce n'est pas limité par le potassium puisqu'elle est particulièrement bien armée pour l'extraction de cet élément, même dans des milieux plus pauvres comme MEG. Les plus faibles teneurs en K (et dans une moindre mesure de P) dans les plantes provenant de MEG (Figure VIII.7) confirment l'effet appauvrissant d'un niveau hydrique élevé sur la disponibilité des nutriments dans la solution du sol (Grootjans, 1985 ; Oomes & Altena, 1994). Le sodium est le second élément que la Grande Consoude absorbe préférentiellement. Les concentrations élevées des tissus en Na sont similaires entre les organes aériens et souterrains. Par contre, cette espèce n'a pas d'affinité particulière pour le magnésium qui est nettement moins accumulé que dans la Reine des prés malgré l'important système racinaire (-82 % dans les racines et -66 % dans les parties érigées). Les concentrations plus élevées en Mg et Ca se retrouvent comme précédemment dans les plantes de la micro-parcelle E, ce qui confirme que les cations bivalents du fait des conditions plus hydromorphes sont plus facilement absorbés (les cations monovalents étant préférentiellement drainés).

➤ **Comparaison avec d'autres espèces**

Les teneurs en N, P et K d'autres espèces prélevées dans les deux micro-parcelles montrent la vraisemblance d'un milieu pauvre en azote pour les deux prairies, alors que le phosphore n'est jamais limitant (Tableau VIII.7). Les teneurs en potassium sont en général faibles dans les parties érigées des espèces prélevées individuellement (toujours inférieures à la norme de 1800

mg/100 g à l'exception de la Grande Consoude), mais dans leur globalité (au niveau de l'association prairiale) une déficience en potassium n'apparaît réellement qu'au sein de la prairie MEG en 1996 (cf. Tableau VIII.4).

Micro-parcelle	Espèce	N mg/100g	P mg/100g	K mg/100g	N/P
E	<i>Caltha palustris</i>	1430	306	3048	4,7
	<i>Juncus glaucus</i>	968	123	1016	7,9
	<i>Scirpus sylvaticus</i>	1166	130	1282	9,0
A	<i>Crepis biennis</i>	1436	204	1730	7,0
	<i>Centaurea jacea</i>	1068	121	901	8,8
	<i>Thalictrum flavum</i>	1552	157	657	9,9
	<i>Valeriana officinalis</i>	1234	167	1274	7,4

Tableau VIII.7. Teneurs en N, P et K de quelques espèces caractéristiques des micro-parcelles A et E prélevées à un même stade phénologique (floraison)

8.5.2.2. Comparaison des micro-parcelles A et C

La fertilisation azotée (120 kg d'ammonitrate/ha) se traduit par une augmentation de l'assimilation de N par les deux espèces (Figure VIII.8). Pour la Reine des prés nous observons un accroissement des teneurs en N de 30 % dans les parties épigées et de 68 % dans les organes souterrains (respectivement 21 et 95 % pour la Grande Consoude). Nous remarquons également une augmentation des teneurs en potassium dans la biomasse épigée suite à la fertilisation azotée. Plusieurs expérimentations de fertilisation ont montré que des apports en azote (notamment du nitrate) engendraient une augmentation de l'absorption du potassium (Olf *et al.*, 1994 ; Van der Woude *et al.*, 1994 ; Boeye *et al.*, 1997). Les rapports N/P indiquent que malgré la fertilisation azotée de 120 kg/ha, la croissance des deux espèces reste limitée par N bien que les teneurs en azote de ces plantes aient fortement augmentées (Tableau VIII.8).

L'augmentation des teneurs en calcium des organes souterrains prélevés dans la micro-parcelle C (+24 % pour la Reine des prés et +37 % pour la grande Consoude) s'explique par la nature de l'engrais utilisé. En effet, les apports en azote ont été réalisés sous la forme d'ammonitrate de calcium.

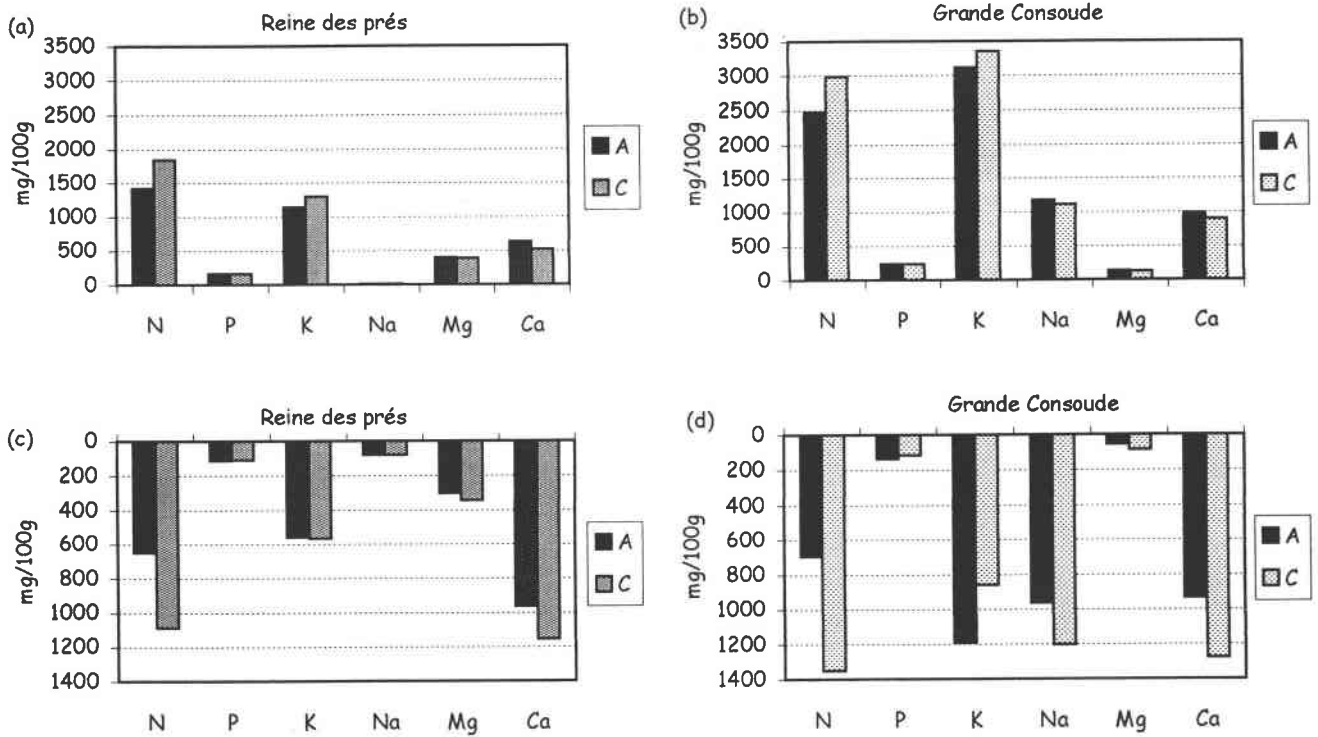


Figure VIII.8. Teneurs en nutriments des parties épigées (a, b) et hypogées (c, d) de deux espèces prélevées dans les micro-parcelles C fertilisée avec 120 kg d'N/ha et A non fertilisée

Espèce	Micro-parcelle	N/P	N/K	K/P
Reine des prés	A	8,7	1,25	7,0
	C	11,2	1,15	7,9
Grande Consoude	A	10,7	0,80	13,4
	C	12,5	0,89	14,1

Tableau VIII.8. Rapports de nutriments de deux espèces au stade floraison, calculés dans les micro-parcelles A (non fertilisée) et C (fertilisée avec 120 kg d'N/ha en mai 1998)

La comparaison de plantes prélevées individuellement dans un même milieu indique clairement des affinités différentes pour les nutriments suivant les espèces, mais qui ne peuvent expliquer à elles seules les plus faibles concentrations en N, P et K de la nappe sous MEG. L'utilisation de deux espèces indicatrices prélevées dans des milieux qui diffèrent par leur niveau hydrique et leur composition floristique montre l'importance du facteur hydrologique sur la disponibilité des nutriments dans le sol. Les résultats de ce paragraphe confirment l'hypothèse selon laquelle un niveau de nappe élevé (cas de MEG) engendre un milieu plus pauvre en nutriments (surtout en N). Les plus faibles teneurs en azote de la biomasse MEG s'expliquent par un ralentissement de la minéralisation et probablement par une plus grande perte par dénitrification.

8.6. Influence de la fertilisation azotée sur le rendement en matière sèche du site PSA

Des expérimentations de fertilisation azotée ont été menées en 1997 (apport de 60 kg d'N/ha le 28/04/97) et en 1998 (apport de 120 kg d'N/ha le 07/05/98) sur la micro-parcelle C du site PSA. L'impact de la fertilisation azotée (sous forme d'ammonitrate) sur la croissance de la végétation est représenté sur les graphiques de la figure VIII.9.

L'application d'azote minéral a une influence très rapide sur la vitesse de croissance de l'herbe. En 1997 nous observons une augmentation de la hauteur du couvert végétal sur C seulement 10 jours après l'épandage (la micro-parcelle C, depuis 1992, ne recevait plus aucune fumure et subissait une gestion très extensive avant cette date avec un apport irrégulier de 30 kg d'N/ha/an). En 1998, la végétation sur C répond avant même que ne soit épandue la fumure azotée, laissant pressentir un effet résiduel de la fertilisation de l'année précédente (plus grand stock en éléments N, P et K dans les organes souterrains). Les espèces suivies individuellement (Reine des prés et Grande Consoude) avaient déjà permis de telles observations (cf. figures VIII.5 et VIII.6).

Les conditions climatiques très différentes des deux années d'expérimentation agissent également sur la hauteur de la végétation (Figure VIII.9). En effet, les conditions plus humides et plus froides du printemps 1998 ont pour effet de ralentir la croissance et ainsi de diminuer la hauteur de la strate supérieure de la végétation. Par contre, la strate inférieure est plus haute que l'année précédente, très certainement stimulée par la plus faible densité de végétation qui laisse passer plus de lumière en sous-strate.

Les biomasses des parties épigée et hypogée des micro-parcelles A (témoin) et C (fertilisée) sont présentées dans le tableau VIII.9 et la figure VIII.10. Les prélèvements et la fauche des parties aériennes sont réalisés au moment de la floraison (05/06/97 et 08/06/98), les organes souterrains sont prélevés après la période de végétation (début octobre). Les deux micro-parcelles ont fait l'objet d'une deuxième coupe en 1998 (sans nouvel apport d'azote pour C) au cours de laquelle nous avons également déterminé la biomasse en MS (prélèvements et fauche effectués le 25/08/98). En 1997, seule la micro-parcelle C avait subi une deuxième fauche.

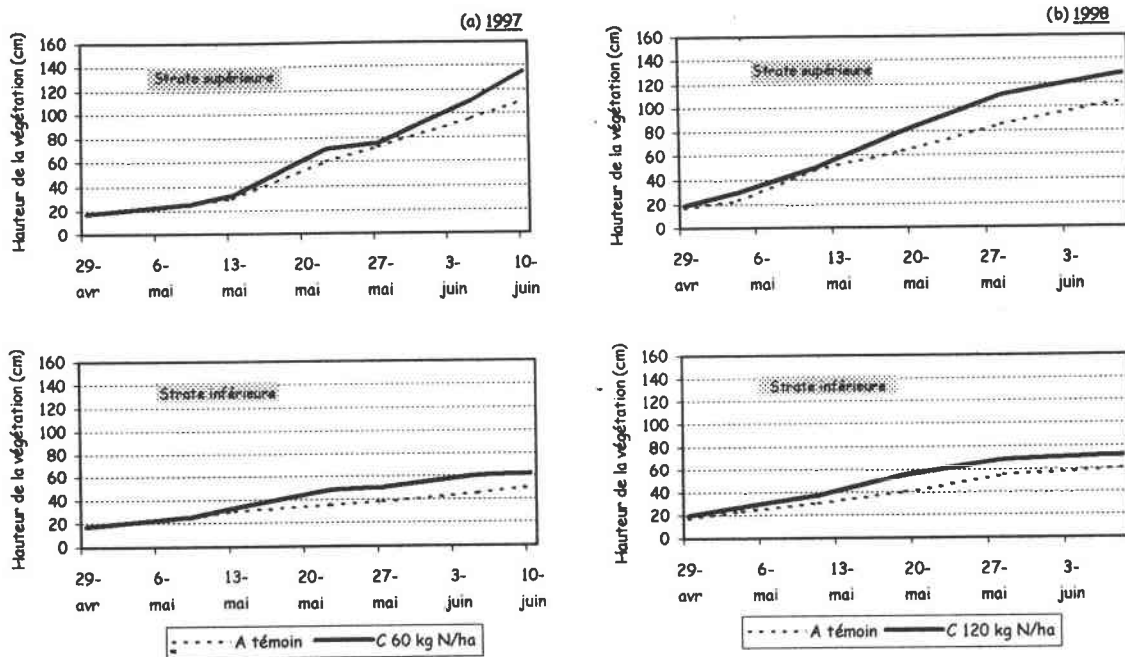


Figure VIII.9. Evolution de la croissance des strates inférieure et supérieure de la végétation dans les deux micro-parcelles PSA (A témoin et C fertilisée) en (a) 1997 et (b) 1998

Micro-parcelle	Date de prélèvement	Type d'échantillon	Biomasse en $t \cdot ha^{-1}$
A témoin	05/06/97	aérien	$4,2 \pm 0,3$
C (60 kg N/ha)	05/06/97	aérien	$4,5 \pm 0,9$
A témoin	01/10/97	souterrain	$10,6 \pm 0,8$
C (60 kg N/ha)	01/10/97	souterrain	$10,2 \pm 0,4$
A témoin	08/06/98	aérien	$2,6 \pm 0,3$
C (120 kg N/ha)	08/06/98	aérien	$3,7 \pm 0,8$
A* témoin	25/08/98	aérien	$2,8 \pm 0,4$
C*	25/08/98	aérien	$2,8 \pm 0,1$
A témoin	02/10/98	souterrain	$9,8 \pm 1,0$
C (120 kg N/ha)	02/10/98	souterrain	$17,1 \pm 0,4$

Tableau VIII.9. Biomasses moyennes ($n = 4 \pm$ écart type) des parties épigée et hypogée (en tonne de MS/ha) avec et sans fertilisation azotée. * = deuxième coupe

8.6.1. Résultats de la saison de végétation 1997

Au moment de la coupe, la production de biomasse aérienne est égale à 4,5 tonnes/ha avec 60 kg d'azote et 4,2 tonnes/ha sans azote. L'apport d'engrais a donc permis un gain de 300 kg de matière sèche/ha, soit 5 kg de MS par unité d'azote appliqué. D'un point de vue économique, cette dose d'engrais est non rentable puisque le coût de la fumure azotée est

largement supérieur au gain de rendement en MS. Il existe une variabilité très élevée dans la réponse à la fumure azotée de la végétation suivant les conditions pédo-climatiques (Toussaint & Lambert, 1992), et il est souvent difficile de se baser sur des valeurs moyennes pour établir une relation fiable entre la productivité en matière sèche et la dose d'engrais. Cependant, cette parcelle n'étant plus fertilisée depuis 1992, nous nous attendions à une meilleure valorisation de l'apport d'engrais. La faible réponse de la végétation à la fertilisation azotée laisse suggérer que l'azote reste limitant à la dose de 60 kg/ha. Finalement, ces résultats diffèrent peu des expérimentations de fertilisation azotée réalisées en zones humides. Van Duren *et al.* (1997) ont obtenu pour un milieu analogue un gain de 900 kg de matière sèche/ha suite à un apport de 200 kg d'azote/ha (soit seulement 4,5 kg de MS par unité d'azote appliqué). Boeye *et al.* (1997), ont obtenu des gains en MS de l'ordre de 2 tonnes pour un apport de 200 kg d'N/ha (soit 10 kg de MS par unité d'azote appliqué). A titre de comparaison, le gain de productivité est de l'ordre de 42 kg de MS par unité d'azote appliqué (avec un apport de 80 kg d'N/ha) pour une prairie de fauche en zone sèche (Toussaint & Lambert, 1992).

En ce qui concerne la biomasse racinaire, nous observons une légère diminution avec une fertilisation azotée de 60 kg/ha (Figure VIII.10). D'une manière générale, la croissance racinaire est beaucoup moins sensible à la nutrition azotée que celle des organes aériens (Lemaire, 1975). Certains auteurs (Bélangier *et al.*, 1992 ; Devienne & Mary, 1995) ont observé une diminution du rapport biomasse racinaire/biomasse totale lorsque la disponibilité en N augmentait. Dans notre site ce rapport passe de 0,72 pour la micro-parcelle A témoin à 0,69 pour la micro-parcelle C fertilisée.

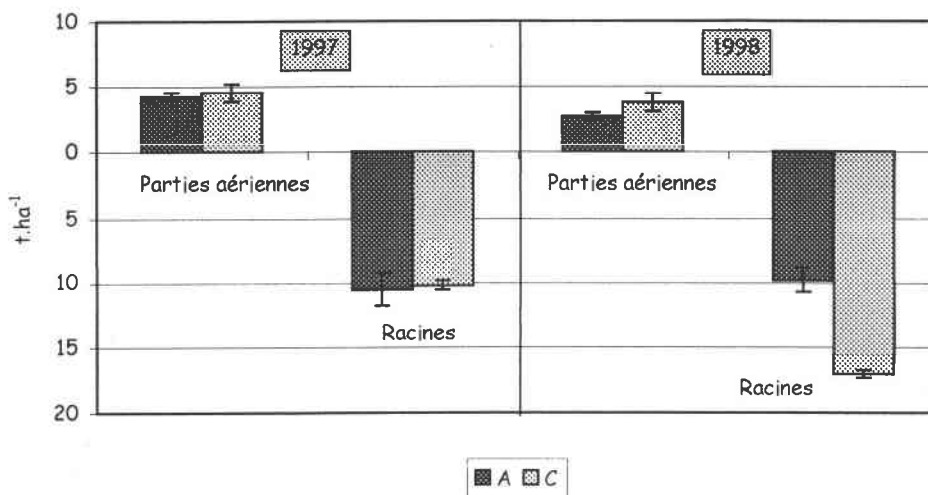


Figure VIII.10. Comparaison des biomasses aérienne et racinaire entre une prairie fertilisée (C) et une prairie témoin (A). Fertilisation azotée sous forme d'ammonitrate avec une dose de 60 kg.ha⁻¹ en 1997 et de 120 kg.ha⁻¹ en 1998



Photo 9 : Végétation le 20 mai 1998 de la micro-parcelle A témoin



Photo 10 : Végétation le 20 mai 1998 de la micro-parcelle C fertilisée

8.6.2. Résultats de la saison de végétation 1998

Au moment de la première coupe, la production de biomasse aérienne est égale à 3,7 tonnes/ha avec 120 kg d'azote et 2,6 tonnes/ha sans azote. L'apport d'engrais a donc permis un gain de 1,1 tonnes de matière sèche/ha, soit un peu plus de 9 kg de MS par unité d'azote appliqué. Comme précédemment, le coût de la fumure azotée est largement supérieur au gain de rendement en MS. Par ailleurs la faible production de biomasse en MS (3,7 t/ha) malgré la fertilisation azotée de 120 kg témoigne de l'importance des conditions climatiques. Le niveau hydrique élevé du printemps 1998 a certainement favorisé une plus forte compétition entre les plantes et la microflore qui réduit la disponibilité de l'azote dans le sol (les bactéries de la dénitrification étant stimulées par un niveau de nappe élevé). Nous avons vu dans le chapitre VII que les conditions rédox et d'anaérobiose étaient favorables à la dénitrification en période de végétation. Cette hypothèse est corroborée par les résultats de la deuxième coupe qui révèlent une production en MS de la micro-parcelle C identique au témoin. L'absence d'effet résiduel de la fumure de printemps sur la biomasse de la deuxième coupe confirme que tout l'azote apporté a été utilisé par la végétation et la microflore du sol. Cependant, une partie de cet azote a peut-être été lessivée, cette seconde hypothèse sera discutée dans le chapitre IX.

En ce qui concerne la biomasse racinaire, nous observons une forte augmentation (+ 7,3 tonnes) avec une fumure azotée de 120 kg/ha (ce qui n'était pas le cas avec une dose de 60 kg/ha). Lemaire *et al.* (1997) indiquent que la morphogenèse racinaire répond de manière complexe à l'azote. La richesse en N du milieu provoque en général une augmentation du nombre de racines et de leur ramification (Lambers *et al.*, 1982), ce qui permet à la plante d'optimiser sa stratégie d'exploration du sol par une exploitation rapide des sites à disponibilité élevée. Il est probable que la croissance racinaire soit stimulée à partir d'un certain seuil de disponibilité en N, mais ce seuil varie très certainement en fonction des conditions climatiques.

8.7. Influence de la fertilisation azotée sur la composition chimique de la biomasse du site PSA

8.7.1. Apport de 60 kg d'azote/ha

La fertilisation azotée agit sur les teneurs en azote de la biomasse végétale mais également sur les teneurs en potassium (Tableau VIII.10). L'absorption de ces deux ions est corrélée positivement avec une augmentation d'environ 20 % en N et K dans les parties épiquées de la prairie fertilisée.

	Micro-parcelle A		Micro-parcelle C	
	Parties épigées	Parties racinaires	Parties épigées	Parties racinaires
	kg.ha ⁻¹ (g/100g))			
N Total	67,2 (1,60)	96,7 (0,91)	87,3 (1,94)	126,0 (1,24)
K	75,0 (1,79)	51,0 (0,48)	94,4 (2,10)	59,3 (0,58)
P	6,7 (0,16)	14,2 (0,13)	7,3 (0,16)	15,1 (0,15)
Mg	8,9 (0,21)	25,7 (0,24)	10,6 (0,24)	18,2 (0,18)
Na	4,4 (0,10)	38,5 (0,36)	5,2 (0,12)	7,8 (0,08)
Ca	30,2 (0,72)	182,2 (1,72)	31,7 (0,70)	133,9 (1,31)
Biomasse (t/ha)	4,2	10,6	4,5	10,2

Tableau VIII.10. Comparaison des quantités de nutriments exportées et stockées par la végétation entre des micro-parcelles avec (C = + 60 kg N/ha) ou sans apport d'azote (A = témoin). Les concentrations en nutriments exprimées en g/100 g sont entre parenthèses

En considérant l'exportation d'azote de la parcelle témoin comme estimation de l'azote fourni par le sol, nous pouvons déterminer un coefficient apparent d'utilisation de l'azote appliqué (Toussaint & Lambert, 1992). Ce coefficient (CU) est égal à la quantité d'azote exportée par la parcelle, diminuée de l'azote fourni par le sol et divisée par la fumure azotée.

$$CU = \frac{N \text{ exporté} - N \text{ témoin}}{N \text{ appliqué}}$$

Le coefficient apparent d'utilisation de la fumure azotée correspond à 0,34 pour une dose de 60 kg. En d'autres termes, 34 % des 60 kg d'azote apportés seraient absorbés par les plantes et exportés par la fauche, en plus de l'azote fourni par le sol. Le résidu serait donc égal à environ 40 kg. Nos résultats sont difficilement comparables avec ceux relevés dans la bibliographie car les expérimentations de fertilisation azotée en prairies humides sont habituellement réalisées avec des doses élevées en N de l'ordre de 200 kg/ha. Les coefficients d'utilisation sont alors généralement plus faibles, de l'ordre de 0,12 % pour Van Duren *et al.* (1997) et de 0,19 % pour Boeye *et al.* (1997). L'utilisation de l'azote par le peuplement prairial est toujours incomplète en raison des processus concurrents qui affectent simultanément l'azote minéral (forte implication de l'azote apporté dans le cycle interne de l'azote du sol sous prairie). Loiseau & Decau (1995) estiment que 34 % de l'azote apporté par les engrais est organisé dans le sol pour une dose de 100 kg N/ha (sous prairies non humides). Mais en milieu alluvial, où les conditions d'humidité favorisent la dénitrification, les plantes sont souvent en forte compétition avec la microflore du sol pour l'azote. La disponibilité de l'engrais pour la prairie ne peut donc jamais être totale. Cependant, il est impossible de connaître le devenir de cet azote non utilisé, sans avoir recours à l'azote marqué (Recous *et al.*, 1997). Par contre, nous pouvons estimer par le

biais des prélèvements souterrains la partie de l'azote apporté qui est absorbée et stockée dans le système racinaire. La partie stockée de l'azote non utilisé s'élève à 29,3 kg pour une fumure de 60 kg/ha, ce qui réduit l'azote résiduaire ou perdu à 10,6 kg (Figure VIII.11). Nous verrons dans le chapitre IX, si cet azote est perdu par lixiviation ou plutôt par dénitrification.

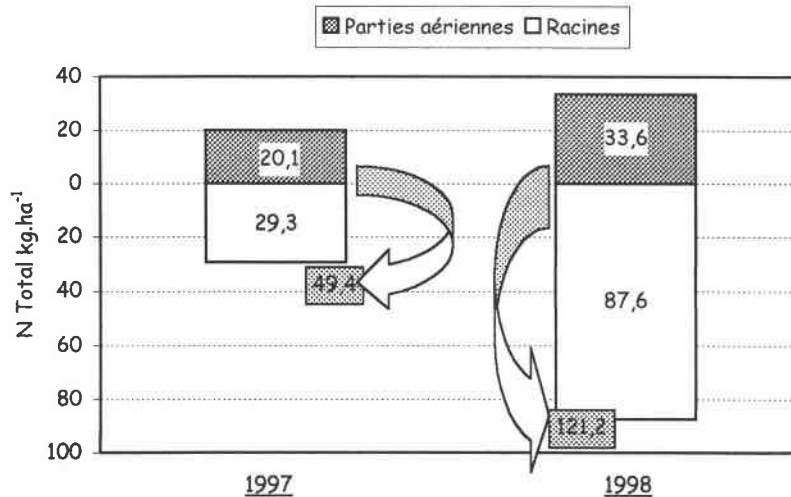


Figure VIII.11. Comparaison des gains en azote dans le fourrage et les racines en fonction de la dose d'engrais azoté. Apport de 60 kg.ha⁻¹ de NH₄-NO₃ en 1997 et de 120 kg.ha⁻¹ en 1998

Nous avons vu dans le § 8.4.1 que les fourrages du site PSA non fertilisé étaient de qualité moyenne pour le bétail en ce qui concerne l'azote, et que N était le principal facteur limitant de la croissance végétale. Avec un apport de 60 kg d'N/ha, la qualité du fourrage s'améliore puisque le pourcentage en matières azotées totales qui était inférieur à 10 % pour la prairie témoin atteint 12 % (correspond à une bonne teneur selon les normes du Laboratoire de Michamps).

Par contre, le rapport N/P de la végétation épigée reste inférieur à 14 (11,9 contre 10,0 pour la prairie témoin), ce qui indique que malgré l'apport de 60 kg d'azote le milieu reste appauvri en N. Boeye *et al.* (1997) ont également mentionné des rapports N/P bas (entre 8 et 9) en prairies humides. Ils ont, dans un premier temps, attribué ces résultats à une faible disponibilité de N dans le milieu, mais les expérimentations de fertilisation azotée ont finalement démontré qu'un apport de 200 kg d'N/ha a peu ou pas d'impact sur les teneurs en azote de la végétation. Ils ont finalement rapporté ces faibles valeurs de N/P aux fortes teneurs en P de la végétation (0,16-0,18 g/100 g). Mais dans notre situation, la fertilisation azotée augmente de manière importante les teneurs en N des plantes (+ 21,3 %), et les teneurs élevées de P ne peuvent expliquer à elles seules les faibles valeurs du rapport N/P. Ceci illustre la complémentarité des deux paramètres (rapports de nutriments et teneurs dans les plantes) dans l'interprétation des éléments limitants.

8.7.2. Apport de 120 kg d'azote/ha

	Micro-parcelle A		Micro-parcelle C	
	Parties épigées	Parties racinaires	Parties épigées	Parties racinaires
	kg.ha ⁻¹ (g/100 g)			
N Total	41,2 (1,59)	100,7 (1,03)	74,8 (2,02)	188,3 (1,10)
K	45,0 (1,73)	97,4 (0,99)	71,6 (1,94)	140,0 (0,82)
P	4,2 (0,16)	15,3 (0,16)	5,3 (0,14)	26,3 (0,15)
Mg	6,0 (0,23)	11,9 (0,12)	8,5 (0,23)	26,5 (0,16)
Na	4,1 (0,16)	39,6 (0,40)	4,6 (0,13)	77,3 (0,45)
Ca	22,3 (0,86)	67,0 (0,68)	25,5 (0,69)	134,1 (0,78)
Bomasse (t/ha)	2,6	9,8	3,7	17,1

Tableau VIII.11. Comparaison des quantités de nutriments exportées et stockées par la végétation entre des micro-parcelles avec (C = + 120 kg N/ha) ou sans apport d'azote (A = témoin). Les concentrations en nutriments exprimées en g/100 g sont entre parenthèses

Comme précédemment la fertilisation azotée augmente les teneurs en N et K des parties épigées de la végétation (Tableau VIII.11). Le coefficient apparent d'utilisation de l'azote appliqué est plus faible (0,28) en 1998 alors que la dose d'engrais est plus élevée. Ainsi, seulement 28 % des 120 kg apportés sont exportés par les plantes, ce qui correspond à 33,6 kg en plus de l'azote fourni par le sol. Cette plus faible absorption pourrait s'expliquer par les fortes pluies et les températures basses du printemps qui ont diminué la production de biomasse épigée. Cependant, les teneurs en N des organes souterrains révèlent une forte accumulation de l'azote apporté dans les racines (73 % des 120 kg apportés sont absorbés et stockés par les racines, soit 87,6 kg). Par conséquent, tout l'azote apporté semble avoir été utilisé par les plantes (Figure VIII.11) et il ne subsisterait pas d'azote résiduaire susceptible d'être lixivie ou dénitrifié (nous verrons si cela est vérifié par le suivi de la zone non saturée du sol dans le chapitre IX). L'absence d'effet résiduel de la fumure de printemps sur la production de biomasse lors de la deuxième coupe confirme cette hypothèse. Par ailleurs, nous avons également dosé l'azote minéral (nitrates) dans les parties aériennes et les racines. Les résultats (non présentés ici) de ces analyses révèlent que tout l'azote présent dans les plantes se trouve sous forme protéique ce qui indique que l'azote n'a pas été absorbé en excès mais selon les besoins de la plante.

Le pourcentage en matières azotées totales qui était inférieur à 10 % pour la prairie témoin atteint 12,6 %, ce qui confère une bonne qualité au fourrage. Par ailleurs le rapport N/P passe de 9,9 pour la prairie témoin à 14,2 pour la prairie fertilisée, ce qui indique que la croissance de la végétation n'est plus limitée par la disponibilité en N du sol avec une dose de 120 kg d'azote/ha. Cette dernière observation ne confirme pas les résultats du § 8.5.2.2 qui indiquait

une déficience en N pour les espèces prélevées séparément, malgré la fertilisation azotée. Ainsi, il est préférable de tenir compte de l'association prairiale dans sa globalité pour définir les éléments susceptibles de limiter la croissance des plantes (les déficiences en éléments nutritifs décelées pour certaines plantes pouvant être palliées par d'autres espèces).

Le tableau VIII.12 compare les teneurs en N, P et K de la biomasse épigée lors des deux fauches réalisées en juin et août 1998. En ce qui concerne la micro-parcelle A témoin, nous observons des teneurs similaires, voire légèrement supérieures, en N et P, et une chute d'environ 16 % des teneurs en K lors de la seconde coupe (Figure VIII.12). Pour la micro-parcelle C fertilisée, les teneurs en P sont légèrement supérieures lors de la seconde fauche, mais les concentrations en N et K diminuent respectivement de 8 % et 35 %. Les teneurs en azote de la biomasse restent cependant supérieures dans la parcelle fertilisée qui présente un gain en N de 6,3 kg/ha par rapport au témoin. Il subsiste donc un effet résiduel de la fumure de printemps (lié au stock d'azote dans les organes souterrains), qui pourtant ne se répercute pas sur le rendement en MS.

	Micro-parcelle A		Micro-parcelle C	
	Fauche 1	Fauche 2	Fauche 1	Fauche 2
	kg.ha ⁻¹ (g/100 g)			
N Total	41,2 (1,59)	45,6 (1,63)	74,8 (2,02)	51,9 (1,86)
P	4,2 (0,16)	4,6 (0,16)	5,3 (0,14)	4,6 (0,16)
K	45,0 (1,73)	40,9 (1,46)	71,6 (1,94)	42,7 (1,53)
Biomasse (t/ha)	2,6	2,8	3,7	2,8

Tableau VIII.12. Influence de la fertilisation azotée sur la deuxième coupe. Quantités exportées en kg.ha⁻¹ et teneurs en N, P et K des parties aériennes exprimées en g/100 g (entre parenthèses)

Cliquet *et al.* (1997) ont montré que globalement, plus de la moitié de l'azote présent initialement dans les organes laissés en place par la coupe est mobilisée, en contribuant très largement, pour environ 40 %, à l'augmentation des contenus en azote des nouveaux organes (feuilles, tiges ou stolons) au cours d'un cycle de repousse. Ainsi, plus le niveau de réserve azotée est élevé (cas de la prairie fertilisée), plus l'absorption d'azote et en conséquence la croissance des parties aériennes sont importantes. Or, malgré cet apport supplémentaire en azote, le rendement en matière sèche n'augmente pas. La comparaison des rapports de nutriments (N/P, N/K et K/P) de la biomasse épigée (Tableau VIII.13) lors des deux coupes révèlent qu'en plus de l'azote, le potassium pourrait à plus ou moins long terme devenir limitant pour la croissance des plantes, notamment dans la parcelle fertilisée. En effet, la fertilisation azotée induit une augmentation de l'absorption du potassium, le prélèvement de ces deux

éléments étant positivement corrélé (Olf *et al.*, 1994). L'absence de gain en terme de rendement en MS pourrait donc s'expliquer par une plus faible disponibilité du potassium en plus de l'azote qui redevient limitant pour la deuxième récolte ($N/P < 14$). En ce qui concerne la prairie témoin, la disponibilité de l'azote reste la même que pour la première récolte, par contre, celle du potassium tend également à diminuer.

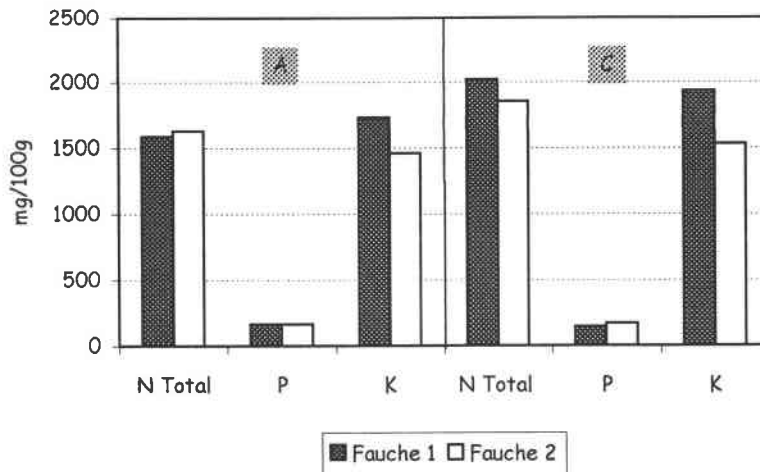


Figure VIII.12. Teneurs moyennes en N, P et K dans les fourrages lors des deux coupes dans les micro-parcelles A témoin et C fertilisée (Apport de 120 kg d'N/ha le 7 mai 1998)

	N/P	N/K	K/P
A1	9,9	0,95	10,9
A2	10,0	1,11	9,1
C1	14,2	1,07	13,6
C2	11,2	1,22	9,2

Tableau VIII.13. Rapports de nutriments de la végétation épigée calculés dans les micro-parcelles A et C lors des deux coupes (1 = première fauche, 2 = deuxième fauche)

8.8. Conclusion

L'étude du compartiment végétal de l'écosystème prairial nous a permis d'estimer la réelle contribution de la composition floristique prairiale sur la disponibilité des sols en éléments nutritifs, et par conséquent, sur l'hydrochimie de la nappe superficielle.

Le suivi de la végétation épigée et hypogée des micro-parcelles A (PSA) et E (MEG) nous a permis de définir :

⇒ N comme le principal facteur limitant de la croissance végétale,

⇒ aucune déficience en P dans les sols pouvant entraîner une chute de la productivité en MS,

⇒ K potentiellement limitant dans MEG.

L'utilisation d'espèces indicatrices prélevées individuellement dans les deux milieux nous a permis de confirmer que :

⇒ le niveau de nappe plus élevé de la prairie MEG génère une plus faible disponibilité de l'azote dans le sol. Les plus faibles teneurs en N de la biomasse MEG s'expliquent par un ralentissement de la décomposition et de la minéralisation de la matière organique, et très certainement par une plus grande perte en azote par dénitrification,

⇒ les conditions plus humides de MEG favorisent le drainage de K qui devient moins disponible pour la végétation dans cette prairie. Les plus faibles teneurs en K de la Grande Consoude dans MEG prouvent que le milieu est appauvri en cet élément et que K, en plus de N, limite la croissance de cette espèce dans cette parcelle. La croissance de la Reine des prés, par contre, ne semble pas affectée par la moindre disponibilité de K,

⇒ la fertilisation azotée de 120 kg/ha augmente la biomasse produite et les teneurs en N des plantes, mais N demeure limitant pour les espèces prélevées individuellement.

Les expériences de fertilisation azotée de la micro-parcelle C nous ont permis de préciser que :

⇒ un apport de 60 kg d'N/ha augmente la production de biomasse mais l'azote reste limitant dans les sols. La partie non utilisée par la végétation de l'azote apporté est estimée en 1997 à 10,6 kg/ha,

⇒ un apport de 120 kg d'N/ha augmente les teneurs en N de la végétation et cet élément devient suffisamment disponible dans le sol pour ne plus limiter la croissance des plantes. Cependant, il ne subsiste pas d'effet résiduel de cette fumure sur la productivité en MS de la deuxième coupe. Tout l'azote apporté pourrait donc être utilisé par les plantes et la microflore,

⇒ la fertilisation azotée influence l'exportation du potassium, et pourrait à plus ou moins long terme limiter la croissance des prairies suite à une plus faible disponibilité du K,

⇒ les effets de la fertilisation peuvent fortement varier en fonction des conditions climatiques qui régissent le devenir de l'azote appliqué.

Au début de cette recherche, nous formulions l'hypothèse que les formations à hautes herbes telles que la mégaphorbiaie à Reine des prés étaient mieux adaptées pour le prélèvement des nutriments dans la frange superficielle de la nappe et qu'elles exportaient davantage d'éléments minéraux lors de la fauche. Les résultats de ce chapitre nous indiquent finalement

que les teneurs plus faibles en éléments minéraux de la nappe résultent plutôt d'un niveau hydrique plus élevé et non d'une différence de végétation.

Ainsi, le niveau de la nappe détermine la composition floristique, mais également la disponibilité des nutriments dans le sol et les eaux souterraines. Les conditions humides qui résultent d'un niveau élevé de la nappe, et une fauche tardive ou irrégulière influencent la végétation en stimulant la croissance d'espèces hautes à surface feuillée importante comme la Reine des prés.

Les faibles teneurs en nutriments de la nappe superficielle sous la mégaphorbiaie s'expliquent par :

- ⇒ un ralentissement du taux de minéralisation de la matière organique,
- ⇒ une dénitrification probablement plus importante,
- ⇒ un drainage du potassium favorisé par les conditions humides.

Cet appauvrissement du milieu lié aux conditions hydriques particulières et au mode de gestion (fauche tardive sans fertilisation), se traduit sur la flore par une augmentation de la production racinaire. Cet accroissement de la biomasse souterraine est lié d'une part à la nature de l'espèce dominante et d'autre part à une stratégie d'expansion racinaire qui permet aux plantes d'optimiser le prélèvement des nutriments dans des milieux où leur disponibilité est plus faible.

CHAPITRE IX

Risques de lixiviation des nitrates sur parcelles agricoles fertilisées

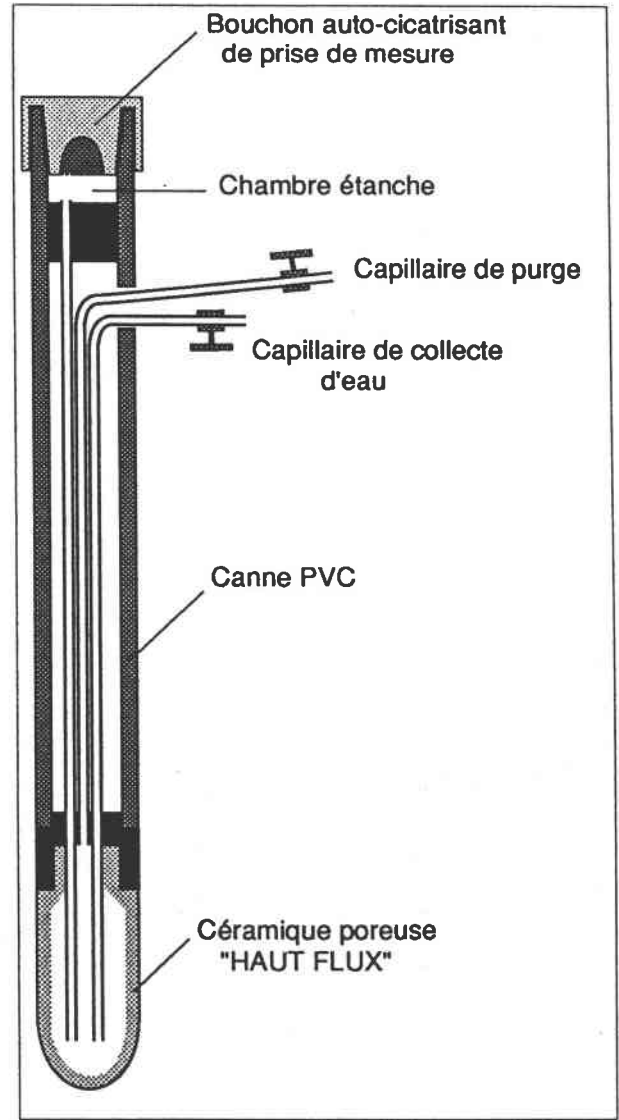
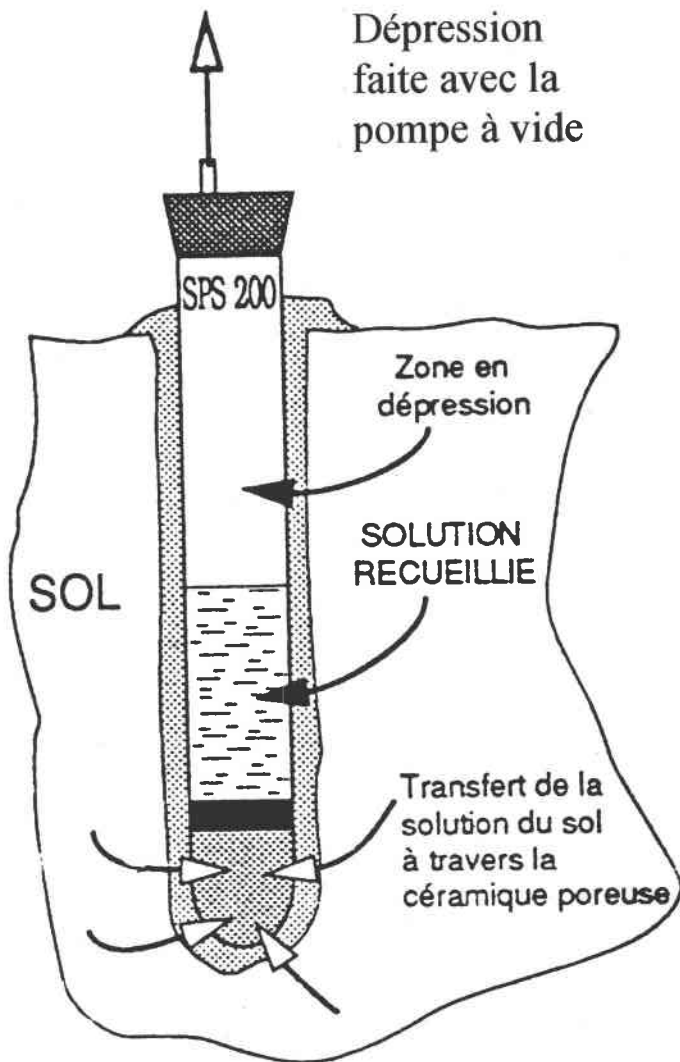
La fertilisation est en général la première intervention incriminée lors du constat de pollutions diffuses, surtout en milieu alluvial où la nappe est proche de la surface du sol. La substitution des cultures de maïs aux prairies naturelles est une pratique encore répandue dans la région. Aussi, afin d'en étudier les effets sur la qualité de l'eau de la nappe, nous avons procédé au retournement d'une micro-parcelle enherbée (carré D). L'objectif de ce chapitre est d'estimer les risques de pertes en nitrates sous prairie permanente de fauche et sous sol nu ayant subi une fertilisation azotée. Dans le chapitre VII (§ 7.2.2.) nous avons défini deux périodes à risque propices aux transferts d'azote vers les eaux souterraines : au printemps lors des épandages d'engrais et de la reprise de la minéralisation, en automne lors des premières remontées de nappe qui s'accompagnent du processus de nitrification. Le risque hivernal est négligeable étant donné la prédilection de nos sites à la dénitrification. La mise en place d'un dispositif de céramiques poreuses dans les micro-parcelles C (prairie) et D (sol nu) fertilisées a permis le suivi de la zone non saturée du sol depuis le début du printemps jusqu'en automne. Nous avons vu dans le chapitre précédent que l'azote résiduaire non utilisé par les plantes après une fertilisation était relativement faible sous prairie et dépendait fortement des conditions climatiques. C'est donc par le suivi des teneurs en nitrate de la solution du sol que nous allons pouvoir d'une part, vérifier l'impact positif du couvert prairial, et de la microflore qui lui est associée, et d'autre part, estimer les conséquences d'un retournement de prairie sur la qualité de la nappe superficielle.

9.1. Le choix du tensiomètre-tensionic

Les prélèvements de la solution du sol ont été réalisés à partir de céramiques poreuses du type tensiomètre-tensionic (Moutonnet *et al.*, 1989 et 1993). A la différence d'une bougie poreuse classique, le tensionic permet la mesure simultanée de la concentration en azote minéral (nitrate et ammonium) de la solution du sol, et de la charge hydraulique *in situ*. Par ailleurs, le tensionic, permet de collecter l'eau du sol par un mécanisme de diffusion passive et non de succion comme c'est le cas pour la canne d'extraction (Figure IX.1).

Le système de prélèvement par tensionic représente un flux de concentrations, alors que la bougie à succion donne une approximation de la composition à un temps donné (Poss *et al.*, 1995). Par conséquent, le tensionic permet de fournir une estimation plus réaliste des

(a)



(b)

Figure IX.1. Diagramme illustrant le système de prélèvement des solutions du sol par (a) bougie poreuse à succion et (b) Tensionic

concentrations en azote minéral du sol. En effet, Moutonnet & Fardeau (1997) ont montré que le mécanisme de diffusion permet d'accéder à l'ensemble des porosités du sol, alors que la succion s'appliquait essentiellement sur les macropores du sol (Addiscott, 1990 ; Hatch *et al.*, 1997). La diffusion a également l'avantage d'éliminer le problème d'adsorption sur la céramique de l'azote ammoniacal et rend ainsi plus fiable les mesures. Par ailleurs, après un certain nombre d'aspirations, la bougie classique (qui filtre partiellement les microparticules en suspension dans la solution du sol) se colmate et l'extraction devient difficile sinon impossible. Finalement, l'originalité du tensiomètre-tensionic réside en plusieurs points :

- il est constitué d'un réservoir en céramique poreuse de type « haut flux » à réponse rapide, monté à l'extrémité d'un tube en PVC de petit diamètre (22 mm). La conductivité hydraulique de la paroi de la céramique poreuse est de $2,2 \cdot 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ et permet une mise en équilibre entre le sol et la solution après 8 à 10 jours (Moutonnet *et al.*, 1993). Cette période peut être raccourcie si l'on réinjecte une partie de la solution du sol,

- la liaison hydraulique classique (colonne d'eau de la canne d'accès) est avantageusement remplacée par trois capillaires, réduisant ainsi d'un facteur 80 le volume d'eau morte du système de prélèvement de solution. Deux des capillaires atteignent le fond du réservoir, l'un pour la mesure de la charge hydraulique et l'autre pour l'extraction de la solution. Le troisième capillaire est une purge d'air,

- il est possible d'extraire la solution de la bougie, puis d'en réinjecter tout ou partie sans interférer avec l'environnement du sol,

- le dispositif est hybride, et permet donc la mesure simultanée des 2 variables hydraulique et chimique.

Le seul inconvénient de cet appareil est le faible volume de solution récoltée (en moyenne 12 ml), ce qui empêche la répétition des mesures chimiques réalisées puisque le dosage de l'azote nitrique et de l'azote ammoniacal nécessitent un minimum de 8 ml d'eau. Un autre problème soulevé par Lafolie & Neel (1997) est celui de l'estimation du temps de mise à l'équilibre des concentrations dans les deux solutions. Mais dans la mesure où le coefficient de diffusion dépend de l'humidité du sol, nous pouvons estimer que l'équilibre est atteint rapidement dans notre zone où une nappe est présente en permanence à moins d'un mètre de la surface du sol. Les 8 à 10 jours préconisés par Moutonnet *et al.* (1993) suffisent donc largement pour atteindre une parfaite mise à l'équilibre.

9.2. Installation des tensiomètre-tensionics

Les micro-parcelles C (enherbée) et D (retournée) du site PSA (cf. Figure VI.2) ont été équipées chacune de six tensionics installés au centre de la micro-parcelle et espacés entre eux



Photo 11 : Tensionics sur micro-parcelle enherbée (C) et fertilisée avec de l'ammonitrate (février 1999)



Photo 12 : Tensionics sur micro-parcelle retournée (D) et fertilisée avec de l'ammonitrate (février 1999)

de 2 mètres. Les tensionics sont placés dans la zone de prélèvement d'eau par les racines à 20 cm et 40 cm (trois réplicats par profondeur).

La mise en place du tensionic sur le terrain, implique le forage préalable d'un avant-trou de diamètre et de profondeur adapté à l'aide d'une tarière à vis (\varnothing 22,5 mm). Pour assurer un bon contact entre la céramique et le sol, une boue de terre fine est fabriquée avec de la terre prélevée dans les derniers centimètres du forage de telle sorte qu'elle soit représentative du sol à la profondeur où l'on se propose de faire des mesures. Cette boue est ensuite versée dans le trou durant l'installation.

Avant leur installation, les bougies en céramiques sont placées pendant 24 heures dans un bac d'eau dégazée par ébullition. A la fin de la période de trempage elles sont soumises à plusieurs dépressions successives afin de saturer en eau la céramique. Par la suite, on sort la céramique de son récipient et on continue à appliquer une dépression. La bougie est ensuite placée dans un sac plastique évitant le dessèchement à l'air jusqu'à sa mise en place sur le terrain.

9.3. Les variables mesurées

9.3.1. Mesure de la charge hydraulique

Le potentiel hydrique total du sol (ψ_t) a été mesuré sur les micro-parcelles C et D tous les 10 jours pendant les saisons de végétation de 1997 et 1998 (depuis la fin avril jusqu'en automne).

Les périodes de drainage et de dessèchement du sol ont été identifiées à partir des mesures de potentiel hydrique total du sol à 20 et 40 cm. A l'instant t et pour chaque site de mesure, la circulation verticale de l'eau entre 20 et 40 cm s'effectue suivant le gradient de potentiel hydrique total ($\frac{d\psi_t}{dz}$) entre ces deux profondeurs :

$$\frac{d\psi_t}{dz} = \frac{(\psi_{t20} - \psi_{t40})}{(-20 + 40)}$$

Cette équation permet de connaître le sens de circulation de l'eau, sachant que les valeurs positives du gradient correspondent à du drainage.

Les charges hydrauliques sont mesurables 1 ou 2 jours après chaque manipulation du tensionic. La mesure (exprimée en mbar) ne demande pas d'autre manipulation que celle de l'introduction d'un tensimètre électronique (SMS 2500 S) sur le tensionic, à travers le bouchon auto-cicatrisant (Figure IX.1b).

9.3.2. Mesure de la charge ionique

La solution du sol contenue dans la céramique et dans les deux tubes capillaires de jonction est extraite tous les 10 jours avec une seringue (photo 13), après la mesure de la charge hydraulique. Après extraction de l'eau du tensionic, on le remplit à nouveau à l'aide de la seringue avec de l'eau distillée par l'intermédiaire du capillaire de charge. Les échantillons sont transportés au laboratoire dans une glacière et analysés dans les 24 heures. L'azote nitrique est dosé par chromatographie ionique et l'azote ammoniacal par dosage spectrophotométrique (méthode au bleu d'indophénol).

Un coefficient correcteur est à appliquer pour déterminer la concentration réelle en azote de la solution du sol. En effet, l'eau des deux tubes capillaires de jonction restant à l'état pur, on doit tenir compte de la dilution qu'elle entraîne. La teneur en azote de la solution du sol s'obtient donc en multipliant la valeur mesurée par un coefficient lié à la dilution par l'eau des capillaires (ce coefficient dépend de la longueur de la canne).

Ces mesures sont réalisées en parallèle avec celles effectuées dans la nappe superficielle et profonde au niveau des piézomètres situés à la sortie des deux micro-parcelles fertilisées (piézomètres 17 à 20 pour C et piézomètres 25 à 28 pour D).



Photo 13 : Dispositif de prélèvement de la solution du sol. Tensionic installé dans la micro-parcelle D retournée en sol nu

9.4. Identification des périodes de drainage

L'évolution au cours du temps du gradient de potentiel hydrique total entre 20 et 40 cm permet d'identifier les périodes de drainage (gradient positif) dans chacune des micro-parcelles lors des deux saisons de végétation suivies.

⇒ **En 1997**, les expérimentations ont débuté le 6 mai, soit 8 jours après la fertilisation des micro-parcelles (apport de 60 kg d'N/ha). Elles se sont poursuivies jusqu'en automne (31 octobre).

L'évolution de la charge hydraulique entre mai et octobre (Figure IX.2) dans les deux micro-parcelles montre que le potentiel hydrique du sol reste relativement élevé pendant la saison de végétation (rarement < -100 mbar) du fait de la présence d'une nappe. Malgré une certaine variabilité du potentiel hydrique du sol entre les deux sites lors de chaque mesure, l'évolution au cours du temps reste cependant similaire. A la fin du mois de juillet, quand le niveau de nappe influence moins la zone entre 0 et 0,4 m, on observe des potentiels plus élevés sur la micro-parcelle D retournée. Ceci témoigne de l'absence de prélèvement d'eau par la végétation.

L'évolution des gradients de potentiel hydrique entre mai et octobre (Figure IX.3) met en évidence des périodes de drainage peu après la fertilisation azotée et pendant la deuxième quinzaine de juin sur les deux micro-parcelles enherbée et retournée. Les gradients positifs observés huit jours après l'apport d'engrais résultent des pluies de début mai qui ont entraîné une élévation d'environ 10 cm du niveau de la nappe. Le flux d'eau est alors orienté vers le bas et il existe un réel risque de pollution de la nappe, compte tenu de sa proximité par rapport à la surface du sol. La seconde période de drainage (jours 50 à 60) résulte d'un bilan d'eau excédentaire pour la tranche de sol 0-0,4 m du fait des fortes pluies (environ 150 mm en 10 jours) et du niveau élevé de la nappe. Cet état de saturation du sol, qui se traduit par des gradients de potentiel hydrique proches de 0, résulte de la présence de la nappe entre -20 et -40 cm. A partir de la mi-juillet le niveau de la nappe baisse progressivement, et le sol est en évaporation entre 0,2 et 0,4 m. Les gradients négatifs indiquent que l'eau remonte entre 0,4 et 0,2 m et il n'y a donc pas de risque de lixiviation des nitrates apportés par la fertilisation.

⇒ **En 1998**, les expérimentations ont débuté le 9 mars et se sont poursuivies jusqu'au 28 décembre. L'augmentation de la dose d'engrais (apport de 120 kg d'N/ha le 7 mai) exigeait un suivi sur une plus longue durée. En effet, il est essentiel de vérifier s'il subsiste ou non de l'azote résiduaire dans le sol (provenant de la fertilisation) susceptible d'être lixivié en période hivernale.

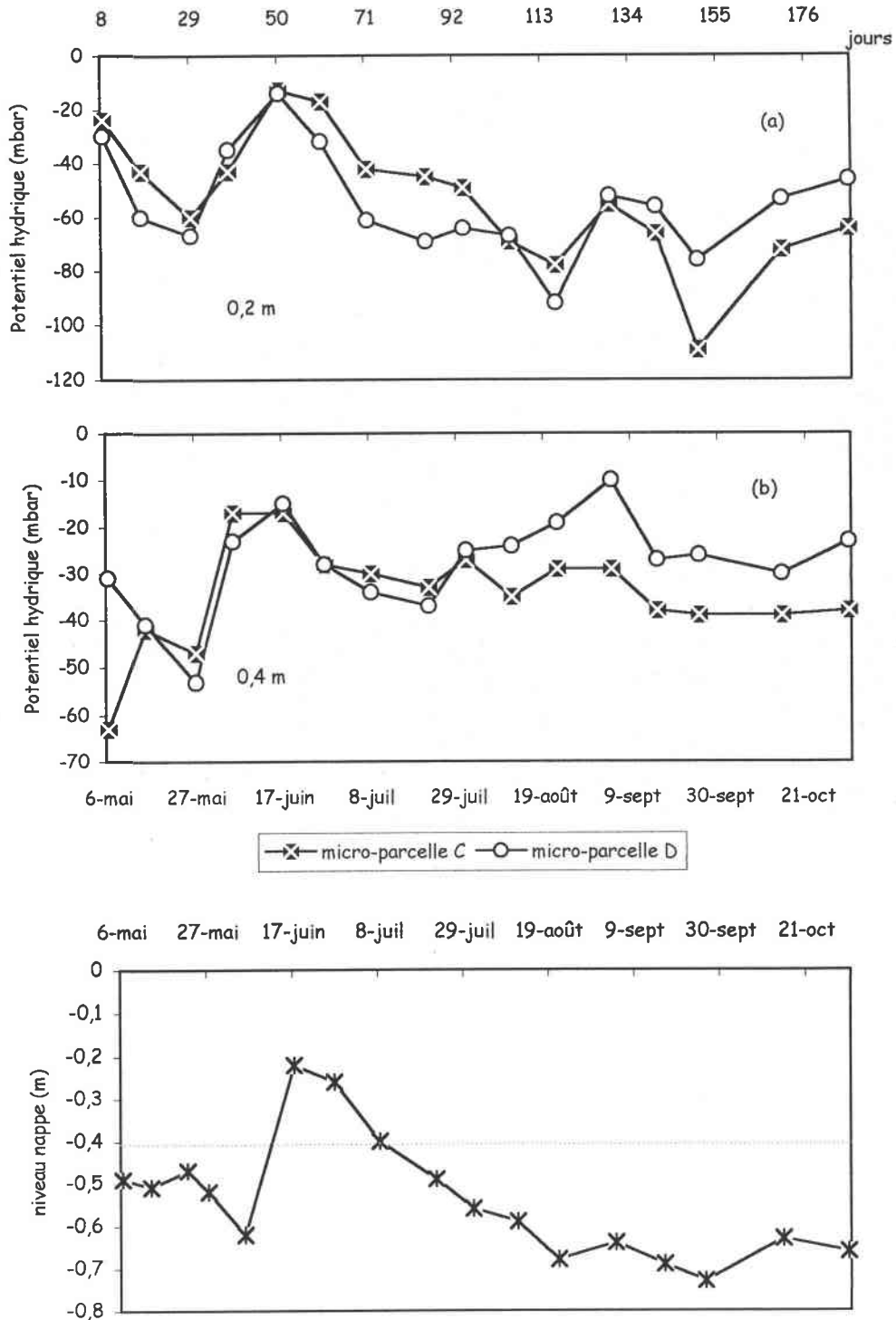


Figure IX.2. Potentiel hydrique total du sol mesuré à 0,2 m (a) et 0,4 m (b) sur les micro-parcelles C et D entre le 6 mai et le 31 octobre 1997.

Apport de 60 kg d'N/ha sur les deux sites le 28 avril = jour 0

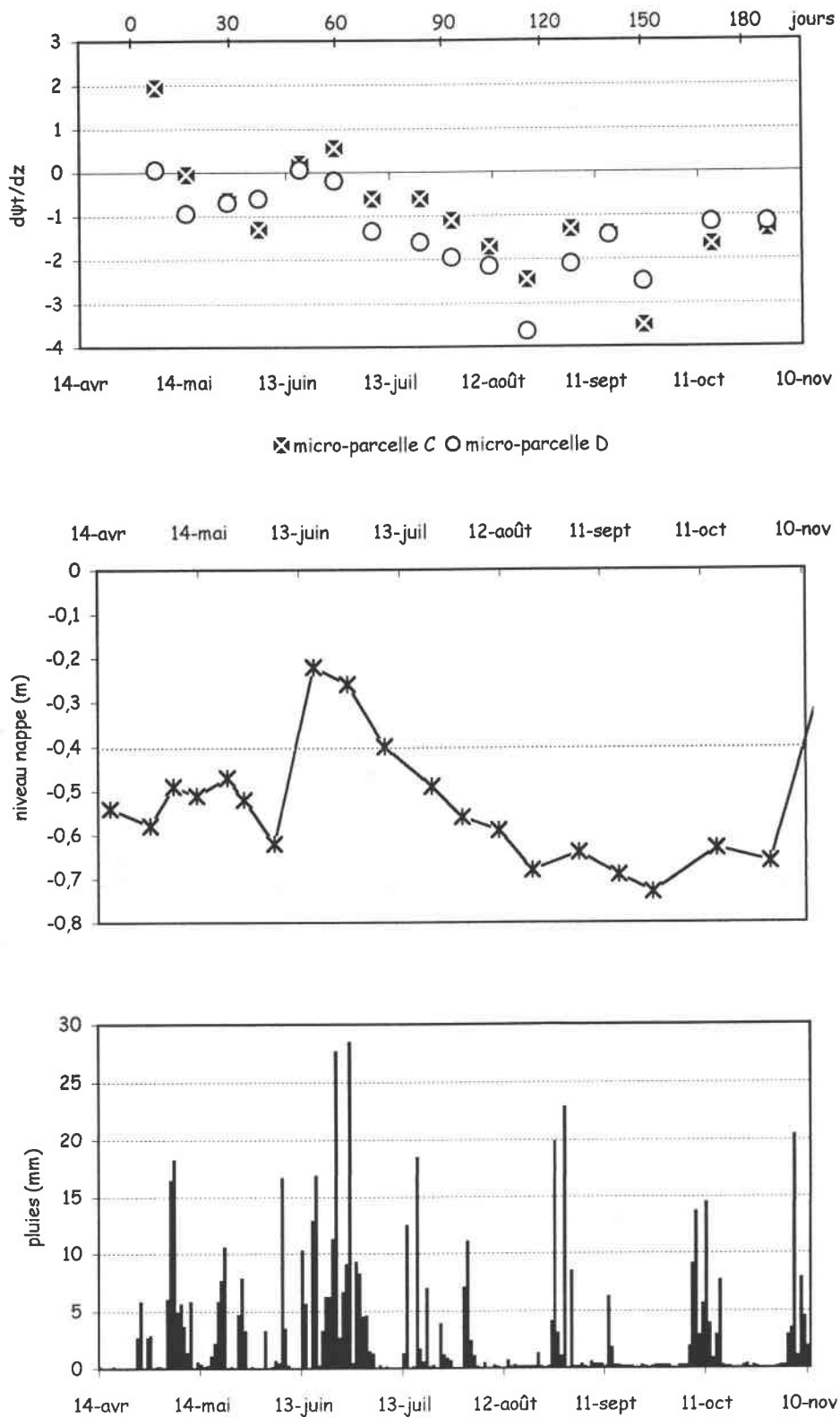


Figure IX.3. Gradient de potentiel hydrique du sol dans les micro-parcelles enherbée (C) et retournée (D) en relation avec le niveau de la nappe et les précipitations. Le gradient est calculé entre 0,2 et 0,4 m aux différentes dates de mesure s'échelonnant entre le 6 mai et le 31 octobre 1997.

La figure IX.4 indique deux périodes pendant lesquelles le niveau de la nappe influence la zone entre 0 et 0,4 m. La première correspond à la période qui précède la fertilisation (jours 0 à 63), la seconde intervient en automne lors de la première crue (jours 227 à 294). Pendant ces deux périodes les potentiels hydriques mesurés à 0,2 et 0,4 m sont identiques dans les deux micro-parcelles. La faible croissance du couvert prairial dans C à la sortie de l'hiver (en liaison avec les conditions hydriques) et l'arrêt de la croissance en fin de saison de végétation induisent un bilan d'eau excédentaire (pas de prélèvement d'eau par les racines). La micro-parcelle C s'apparente et réagit alors de la même manière qu'un sol sans végétation (micro-parcelle D). Par contre, pendant la phase estivale (mi-mai à mi-octobre), les potentiels varient entre les deux sites bien que l'évolution au cours du temps reste similaire. A 0,2 m les potentiels diminuent pour la parcelle en herbe avec un minimum de -281 mbar au niveau le plus bas de la nappe, alors qu'à 0,4 m le potentiel ne descend pas en dessous de -90 mbar. Pour le sol sans végétation, le potentiel hydrique à 0,2 m et 0,4 m reste plus ou moins constant et supérieur à -100 mbar, ce qui traduit l'existence d'un plan de flux nul entre ces deux profondeurs.

L'évolution des gradients de potentiel hydrique entre mars et décembre (Figure IX.5) ne révèle pas d'importantes périodes de drainage pour la parcelle enherbée. Les gradients proches de 0 jusqu'au 11 mai traduisent un état de saturation du sol lié à la présence de la nappe dans la zone 0-0,4 m. Quand le niveau de la nappe passe en dessous de cette zone les gradients deviennent négatifs et le sol est donc en évaporation (pas de risque de lixiviation). Par contre, le gradient réagit à trois épisodes de pluies (aux alentours du 1^{er} juin, du 15 juillet et du 3 septembre) en évoluant vers des valeurs nulles ou légèrement positives. Ces pluies relativement modérées pourraient avoir une incidence sur le drainage des nitrates dans le sol. Une dernière période de drainage apparaît en décembre quand le niveau de la nappe baisse suite à la crue de début novembre. C'est certainement cette période qui présente le plus grand risque de pertes en nitrates vers la nappe, surtout s'il subsiste de l'azote résiduaire (provenant de la fumure de printemps) dans les sols.

En ce qui concerne les gradients de potentiel hydrique calculés sur la parcelle retournée, nous observons des valeurs proches de 0 ou positives durant toute la période du suivi. Ceci démontre l'efficacité de l'enherbement pour limiter le drainage. On retrouve de façon plus soutenue les gradients positifs lors des différents épisodes de pluie, et les périodes de drainage les plus importantes se situent aux alentours du 3 septembre (jours 178 à 189) puis vers le 14 octobre lorsque la nappe commence à se recharger (jours 219 à 238). Les gradients proches de 0 au mois d'août correspondent à l'absence de flux entre 0,2 m et 0,4 m. Ceci est le résultat de l'absence de végétation et donc de prélèvement d'eau, d'un niveau de nappe stabilisé entre 0,7 et 0,8 m et de la faiblesse des précipitations pendant cette période. Le risque de lixiviation des nitrates vers la nappe est donc nettement accru dans le cas de sols nus, d'où l'intérêt de garder

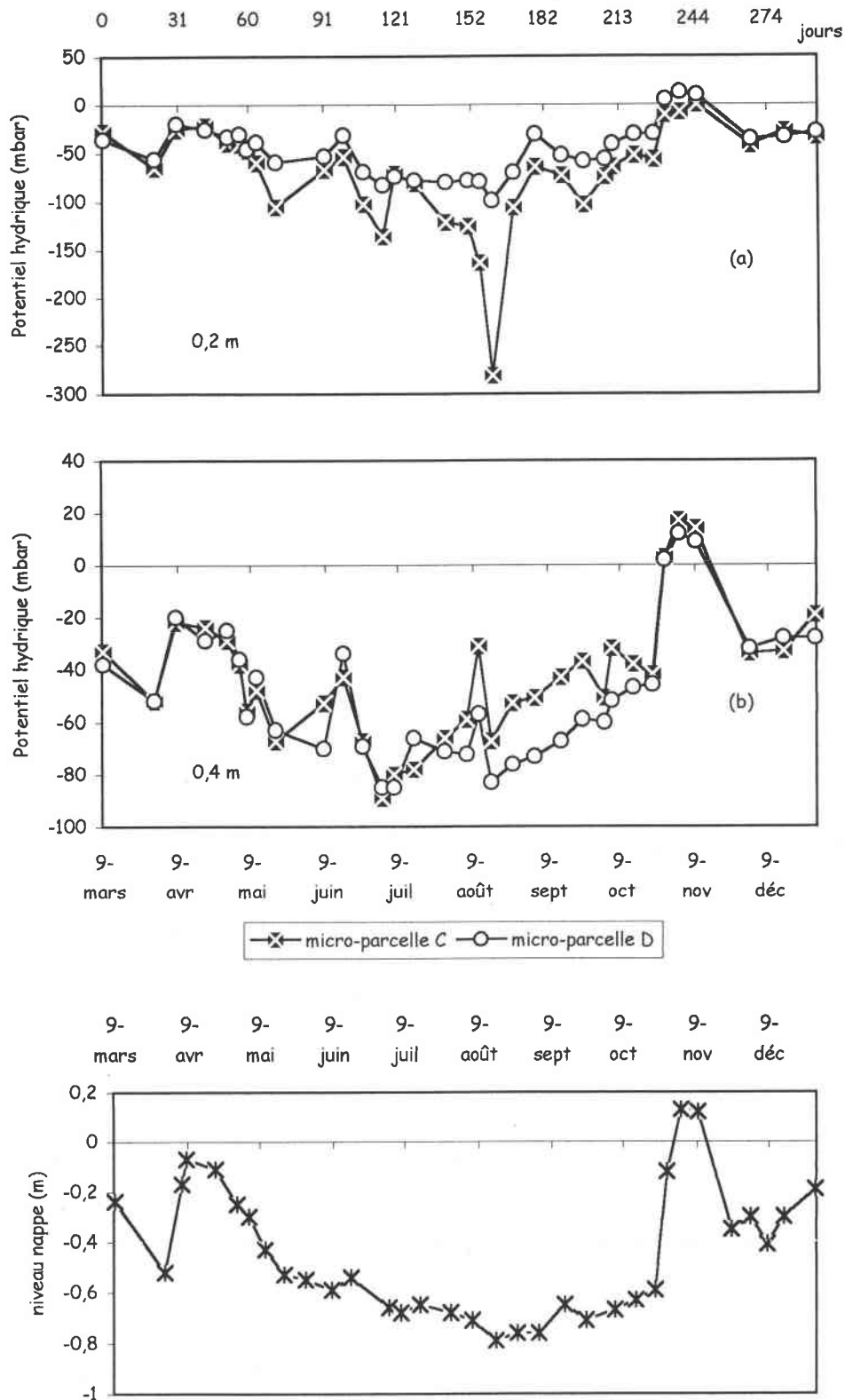


Figure IX.4. Potentiel hydrique total du sol mesuré à 0,2 m (a) et 0,4 m (b) sur les micro-parcelles C et D entre le 9 mars et le 28 décembre 1998.
 Apport de 120 kg d'N/ha sur les deux sites le 7 mai = jour 59

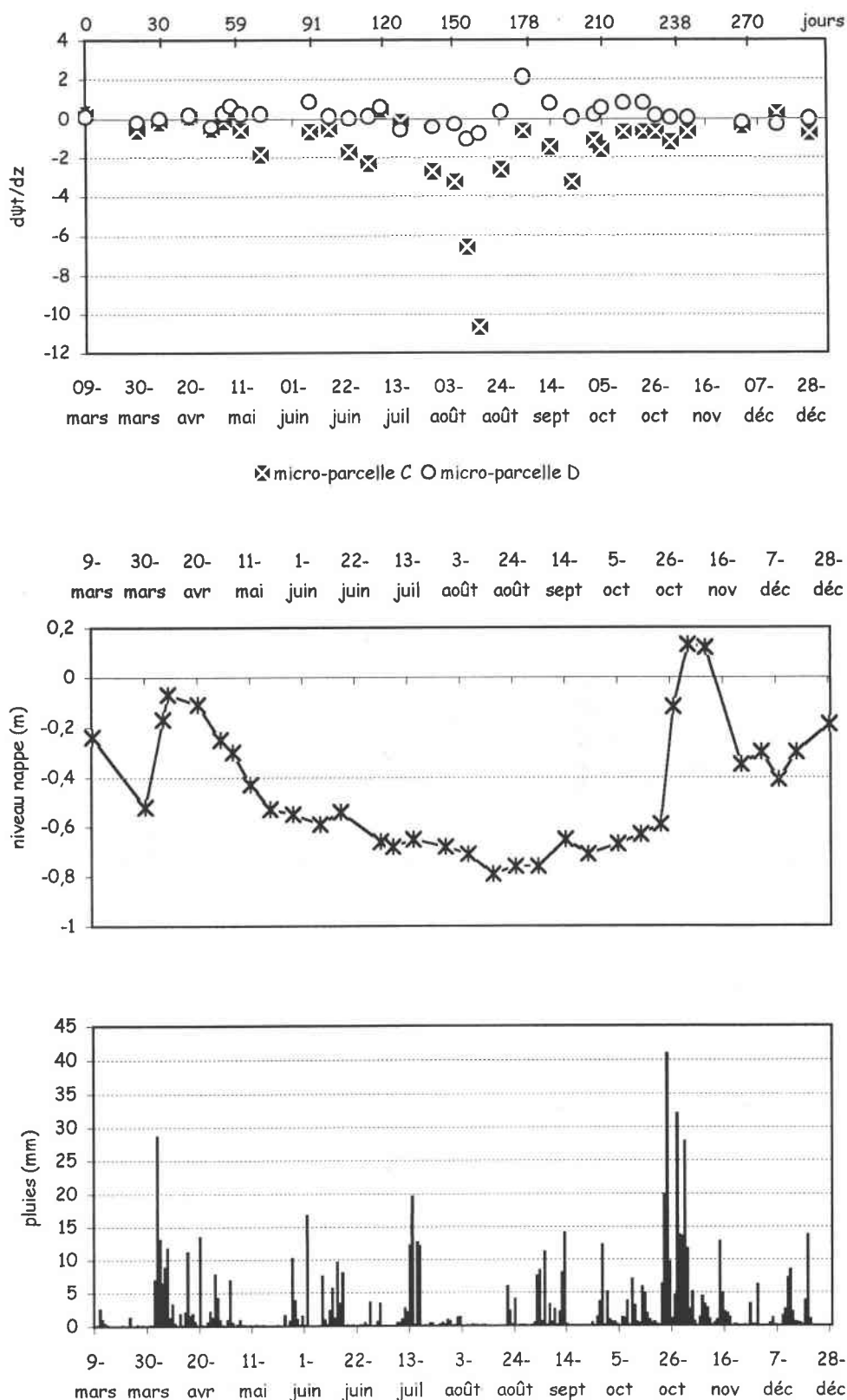


Figure IX.5. Gradient de potentiel hydrique du sol dans les micro-parcelles enherbée (C) et retournée (D) en relation avec le niveau de la nappe et les précipitations. Le gradient est calculé entre 0,2 m et 0,4 m aux différentes dates de mesure s'échelonnant entre le 9 mars et le 28 décembre 1998

un couvert végétal pendant l'interculture pour diminuer le drainage et la concentration en nitrate de la solution drainée (Martinez & Guiraud, 1990).

9.5. Distribution verticale de l'azote dans la solution du sol et dans la nappe

Les périodes de drainage étant identifiées, nous allons pouvoir estimer le risque de lixiviation des nitrates en suivant les concentrations en azote dans la solution du sol et dans la nappe après une fertilisation azotée mixte. La quantification des pertes par drainage n'a pu être réalisée car la relation entre la conductivité hydraulique et le potentiel hydrique du sol n'est pas connue. Pour cela, il faut déterminer la teneur en eau du sol ou alors faire appel à un modèle de bilan hydrique. Mais les modèles pour la prédiction du bilan hydrique et des flux présentent souvent de nombreuses limites (Maraux, 1994) et sont rarement applicables à des milieux où intervient une nappe.

9.5.1. Migration de l'azote en 1997

⇒ *Distribution verticale des nitrates*

La fertilisation des micro-parcelles enherbée (C) et retournée (D) a eu lieu le 28 avril (= jour 0) avec une dose de 60 kg d'ammonitrate/ha. Le niveau de la nappe au jour 0 était alors relativement bas pour un début de printemps (-0,58 m) étant donné les rares précipitations du mois d'avril. Les premières pluies du mois de mai ont entraîné une remontée de nappe d'une dizaine de centimètres au 8^e jour après la fertilisation, qui correspond au début de la première période de drainage (cf. Figure IX.3).

Cette première période de drainage (jours 8 à 17) n'a aucun effet sur la migration des nitrates dans la parcelle enherbée (Figures IX.6 et IX.7). En effet, on n'observe aucune augmentation des teneurs en nitrate, que ce soit dans la solution du sol ou dans la nappe. Par contre, dans la parcelle retournée (sans végétation), on observe une migration des nitrates vers 0,2 m lors de la période de drainage : une moyenne de 67 mg/l est relevée dans les tensionics installés à 0,2 m. Par ailleurs, une partie des nitrates issue de la fertilisation migre directement vers la nappe superficielle (1 m) étant donné sa proximité par rapport à la surface du sol : une moyenne de 4 mg/l est mesurée à la sortie du carré labouré (Figure IX.7). Cette augmentation ne se répercute pas dans les eaux souterraines à 3 m étant donné la dilution qui s'opère dans l'aquifère à nappe libre.

En juin, d'importantes pluies ont relevé le niveau de la nappe jusqu'à -0,22 m (cf. Figure IX.3), soit un rehaussement de 40 cm entre le 5 et le 17 juin. Il en résulte une seconde période de

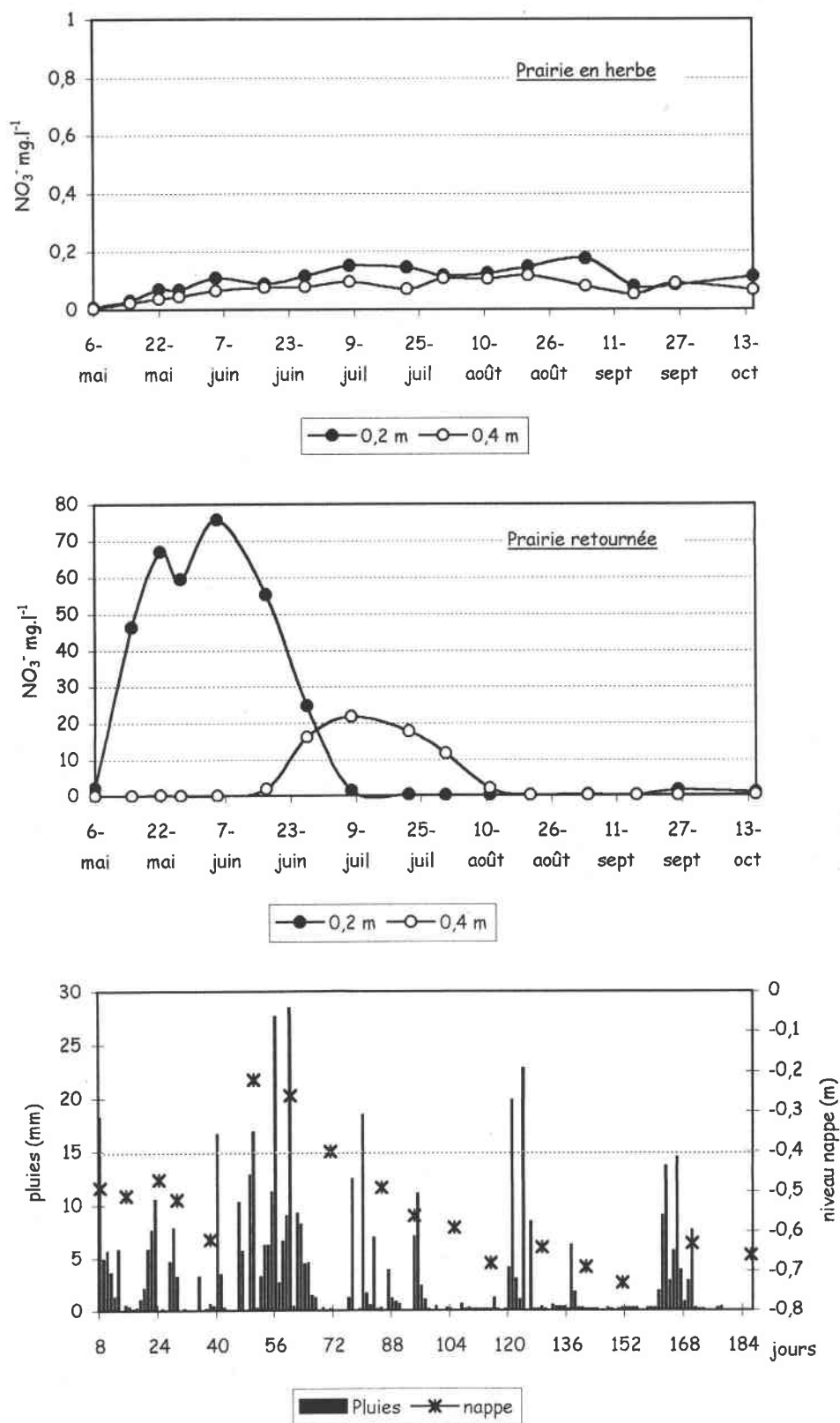


Figure IX.6. Distribution verticale des nitrates dans la solution du sol (0,2 et 0,4 m) dans les micro-parcelles C enherbée et D retournée. Les micro-parcelles subissent une fertilisation azotée mixte le 28 avril 1997 (jour 0) et le suivi couvre la période du 6 mai au 31 octobre 1997 (jours 8 à 186)

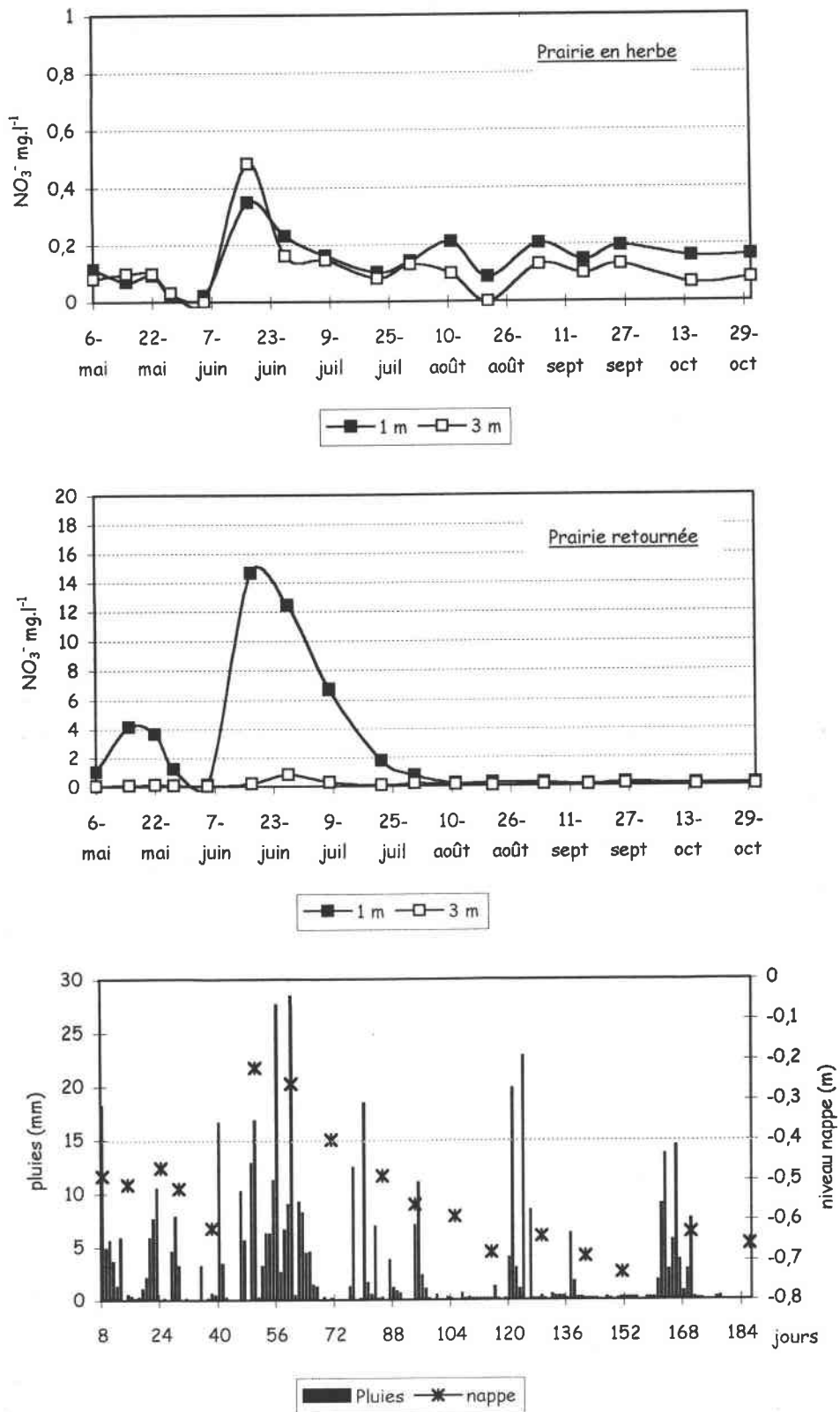


Figure IX.7. Distribution verticale des nitrates dans la nappe alluviale (1 et 3 m) sous les micro-parcelles C enherbée et D retournée. Les micro-parcelles subissent une fertilisation azotée mixte le 28 avril 1997 (jour 0) et le suivi couvre la période du 6 mai au 31 octobre 1997 (jours 8 à 186)

drainage (jours 50 à 60), qui n'induit toujours pas de migration des nitrates dans le sol et la nappe sous la parcelle enherbée (Figures IX.6 et IX.7). Dans la parcelle sans végétation, les nitrates, accumulés à 0,2 m suite au premier drainage, migrent progressivement vers 0,4 m sous l'impulsion du second drainage : une moyenne maximum de 21,7 mg/l est relevée dans les tensionics installés à 0,4 m. Comme précédemment une partie des nitrates passe directement dans la nappe superficielle du fait de sa présence dans la zone 0,2-0,4 m du sol. On relève dans la nappe superficielle, à la sortie du carré labouré, une moyenne de 14,7 mg/l de NO_3^- le 50^e jour après la fertilisation (17 juin). Cette augmentation des nitrates dans la nappe se répercute à nouveau faiblement à 3 m (820 $\mu\text{g/l}$ le 60^e jour) sous l'effet de la dilution qui intervient dans l'aquifère à nappe libre.

⇒ **Distribution verticale de l'azote ammoniacal**

L'évolution dans le temps de l'azote ammoniacal dans les deux micro-parcelles est similaire aux différentes profondeurs (Figure IX.8). En ce qui concerne la solution du sol, les concentrations sont plus élevées dans la parcelle retournée (labour effectué début mai). Cela confirme les phénomènes de minéralisation qui se développent immédiatement après le retournement (Ackerer *et al.*, 1990 ; Schenck, 1989 ; Gaury, 1992 ; Mary, 1992), et qui sont surtout visibles à 0,2 m. Mariotti (1997) indique que le retournement d'une prairie entraîne une chute drastique du taux des matières organiques du sol, et une grande partie est susceptible d'être drainée vers les aquifères souterrains sous forme de nitrates. Les concentrations en azote ammoniacal relevées dans la nappe sont faibles comparées à celles de la solution du sol, et diminuent au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la zone non saturée. Ces résultats s'expliquent par les mouvements lents de l'ammonium, qui contrairement au nitrate, est retenu par les colloïdes du sol chargés négativement (Laudelout, 1990). En période estivale, les ions NH_4^+ sont généralement oxydés en nitrates par les bactéries du sol avant d'être soit assimilés par le couvert prairial et les micro-organismes du sol, soit en cas d'excès, lixiviés ou dénitrifiés. La comparaison des deux parcelles révèle des concentrations en azote ammoniacal légèrement supérieures dans la nappe sous labour, mais la tendance s'inverse après la période de drainage consécutive aux fortes pluies du mois de juin. Il semblerait que la nitrification, stimulée par le rehaussement du niveau de la nappe, soit plus soutenue sous labour suite à la présence d'une plus grande quantité d'azote ammoniacal dans la solution du sol.

⇒ **Conclusion**

Nous avons estimé (dans le chapitre VIII) que l'azote résiduaire ou perdu s'élevait, en 1997, à 10,6 kg/ha dans la micro-parcelle enherbée. Le suivi des teneurs en nitrate des eaux de drainage

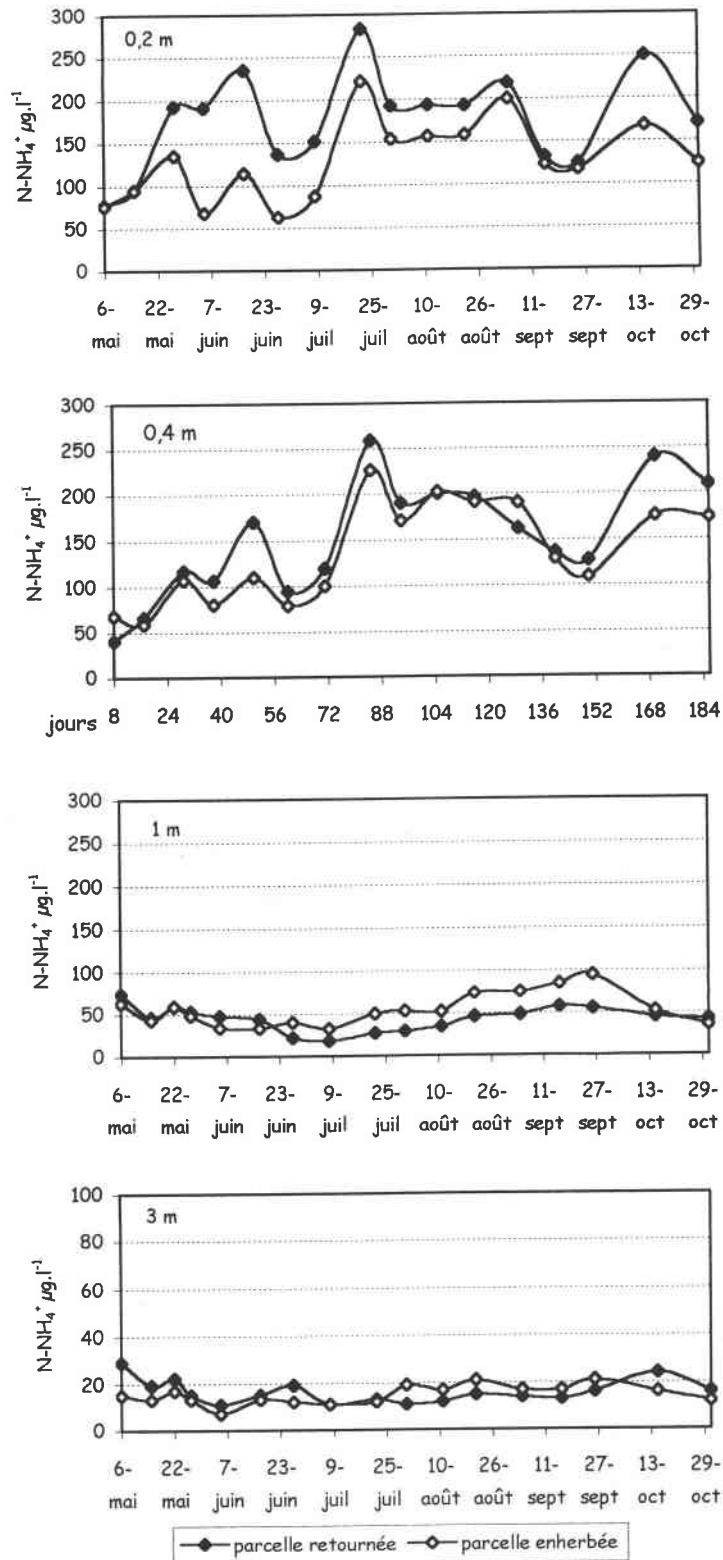


Figure IX.8. Distribution verticale de l'azote ammoniacal dans la solution du sol (0,2 et 0,4 m) et dans la nappe alluviale (1 et 3 m) sous les micro-parcelles C enherbée et D retournée. Les micro-parcelles subissent une fertilisation azotée mixte le 28 avril 1997 (jour 0) et le suivi couvre la période du 6 mai au 31 octobre 1997 (jours 8 à 186)

nous permet d'affirmer que cet azote résiduaire n'est pas perdu par lixiviation (aucune augmentation des teneurs en nitrate n'est décelée dans la solution du sol et dans la nappe).

Dans la solution du sol, les formes chimiques sous lesquelles l'azote minéral est apporté par l'engrais évoluent très rapidement sous l'influence des micro-organismes et de leurs enzymes, eux-mêmes sous le contrôle de facteurs abiotiques tels que l'humidité, la température, et la disponibilité des nutriments (azote, carbone, phosphore) (Nicolardot *et al.*, 1997). La migration de l'azote de l'engrais dans le profil du sol est donc faible, voire inexistante, parce que les processus concurrents interviennent précocement et plus rapidement que les transferts (Recous *et al.*, 1997). Ainsi, le devenir de l'azote minéral est déterminé très rapidement sous prairie, résultant à la fois d'une consommation rapide par la végétation et d'une forte implication de l'azote apporté dans le cycle interne de l'azote du sol (Loiseau & Decau, 1995 ; Salette *et al.*, 1989). Par conséquent, la disponibilité de l'engrais pour la prairie ne peut jamais être totale, une partie étant « détournée » par la microflore du sol.

Les fortes pluies du mois de juin ont entraîné une élévation du niveau de la nappe dans la zone racinaire pendant un peu plus de deux semaines, rendant le profil temporairement hydromorphe. Cette période, propice au processus de dénitrification, favorise la réduction d'une partie de l'azote minéral apporté par les engrais (correspond à la fraction non disponible par le peuplement prairial du fait de sa réorganisation sous forme de matières organiques). Par la suite, cette fraction peut être reminéralisée et mise en solution sous l'impact du rehaussement du niveau de la nappe. Certaines études ont montré que la dénitrification s'intensifiait en présence d'un couvert végétal (Starr & Gilham, 1993 ; Hopkins *et al.*, 1997). Dans les prairies les apports en carbone sont continus et importants. La présence d'une nappe dans la rhizosphère permet au carbone d'être rapidement transporté vers la zone saturée, favorisant ainsi la dénitrification. Il est donc probable qu'une compétition pour l'azote minéral se soit exercée entre les plantes et le processus de dénitrification, éliminant ainsi tout risque de pertes par lixiviation pendant la période de drainage. L'azote résiduaire (non utilisé par les plantes) a donc vraisemblablement été perdu par dénitrification.

Dans les sols cultivés, la dénitrification est principalement limitée par la disponibilité du carbone et nettement moins par celle des nitrates ou des bactéries dénitrifiantes (Paul *et al.*, 1997). Le retournement des prairies, à rapport C/N bas, pourrait ainsi détourner les pertes par voie gazeuse au profit de la lixiviation. L'apparition de nitrates dans la nappe alluviale à la sortie de la micro-parcelle retournée révèle une nette tendance au lessivage de l'azote apporté par la fertilisation. La teneur en nitrate de la solution du sol et de la nappe en période de drainage nous a donc permis d'identifier les situations qui présentent un risque de lixiviation. Cette approche, bien que qualitative, permet d'estimer l'influence de certaines pratiques

culturelles sur la qualité de l'eau de la nappe. Le risque de lessivage occasionné par le passage d'un système prairial à un système cultivé est une fois de plus illustré.

9.5.2. Migration de l'azote en 1998

⇒ *Distribution verticale des nitrates*

Une seconde fertilisation des micro-parcelles C et D a eu lieu le 7 mai 1998 (= jour 59) avec une dose deux fois plus élevée en ammonitrate que l'année précédente (120 kg/ha). Le niveau de la nappe au moment de la fertilisation était relativement élevé (lié aux importantes précipitations du mois d'avril), de l'ordre de -0,3 m. Les gradients de potentiel hydrique proches de 0 pour la parcelle en herbe, et légèrement positifs pour le sol nu, indiquent que le sol est en état de saturation au moment de la fertilisation. Mais l'absence de précipitations lors des deux semaines qui suivent l'apport d'engrais minimisent fortement la migration des nitrates dans la solution du sol pendant cette période (Figure IX.9). Les premiers effets de la fertilisation se perçoivent seulement lors des épisodes de pluies suivants, à partir du 16^e jour après l'apport d'azote (vers le 1^{er} juin). Ces pluies ont un effet très limité dans le transfert des nitrates sous la parcelle en herbe avec une teneur moyenne de 4 mg/l à 0,2 m et de 2 mg/l à 0,4 m. Par contre sous la parcelle en sol nu, ces pluies provoquent une augmentation progressive des concentrations en nitrates vers 0,2 m (jusqu'à 180 mg/l), ce qui prouve la grande efficacité de l'enherbement pour limiter le drainage. Une nouvelle période de drainage fait suite aux précipitations de la mi-juillet (vers le 128^e jour), et on observe une augmentation simultanée des teneurs en nitrates vers 0,2 et 0,4 m sous la parcelle en sol nu. Les concentrations à 0,2 m passent en moyenne de 180 mg/l à 400 mg/l sous l'impulsion de ce flux descendant, et atteignent 38 mg/l à 0,4 m à la fin de cette période de drainage. Toutefois, ces épisodes drainants ne sont pas suffisamment importants pour entraîner un risque de lixiviation vers la nappe, le niveau de cette dernière se maintenant entre 0,5 et 0,6 m. Cela est confirmé par le suivi des teneurs en nitrates de la nappe superficielle et profonde à la sortie des parcelles fertilisées (Figure IX.10). Un troisième épisode de pluies début septembre (à partir du 178^e jour) engendre une nouvelle période de drainage sous la parcelle en sol nu, occasionnant une nouvelle migration des nitrates depuis la surface du sol vers 0,2 m (les concentrations en NO₃⁻ passent en moyenne de 400 mg/l à 580 mg/l). Le flux vertical drainant se répercute à 0,4 m avec une augmentation des teneurs jusqu'à 100 mg/l. Les concentrations très élevées en nitrate dans la solution du sol sous la parcelle retournée pendant toute la période estivale confirment la faible intervention du processus de dénitrification en l'absence de végétation (très certainement lié à la faible disponibilité en carbone). Par ailleurs, malgré le doublement de la dose d'engrais azoté, les pertes sous la parcelle en herbe restent nulles pendant toute la saison de végétation.

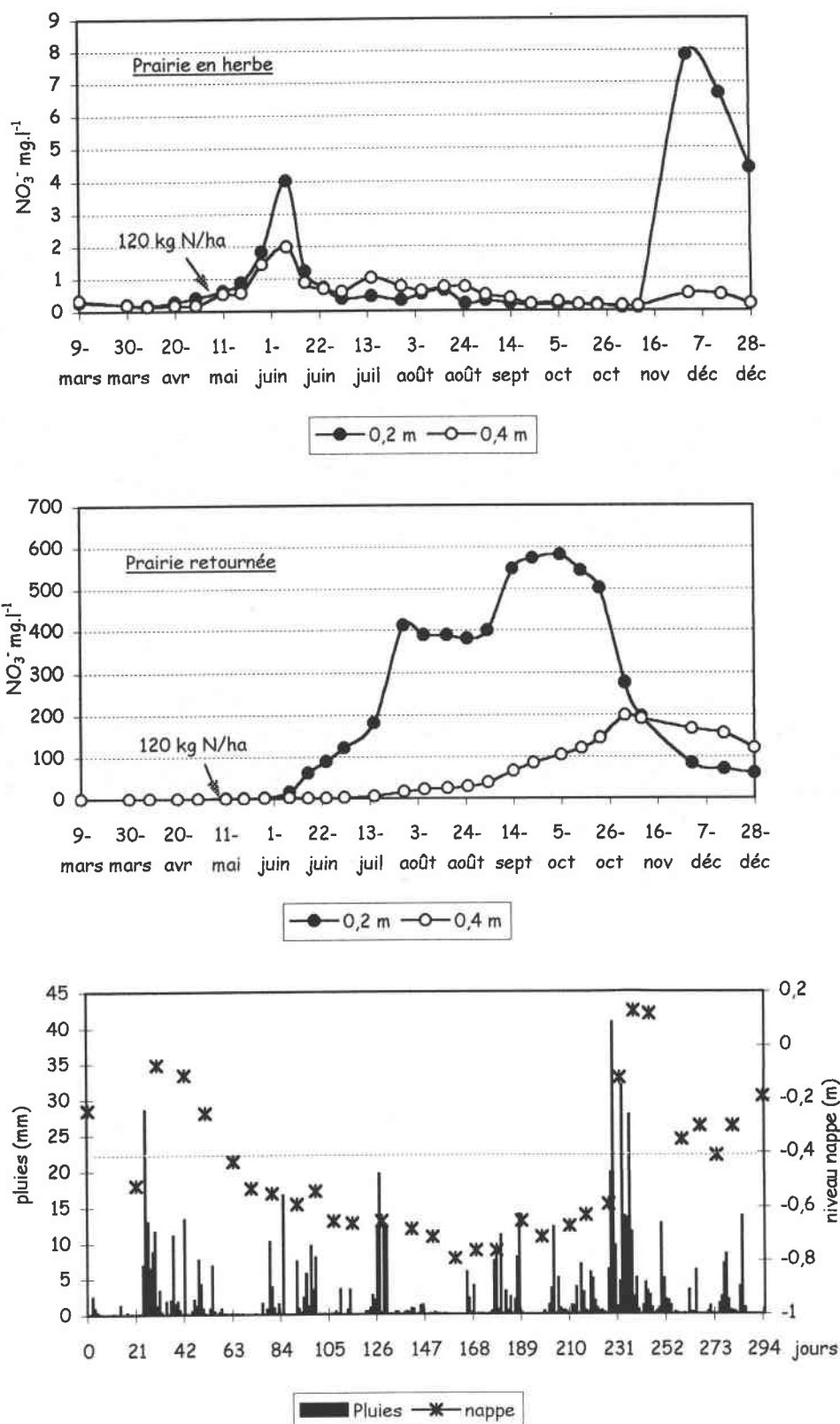


Figure IX.9. Distribution verticale des nitrates dans la solution du sol (0,2 et 0,4 m) dans les micro-parcelles C enherbée et D retournée. Les micro-parcelles subissent une fertilisation azotée mixte le 7 mai 1998 (jour 59) et le suivi couvre la période du 9 mars au 28 décembre 1998 (jours 0 à 296)

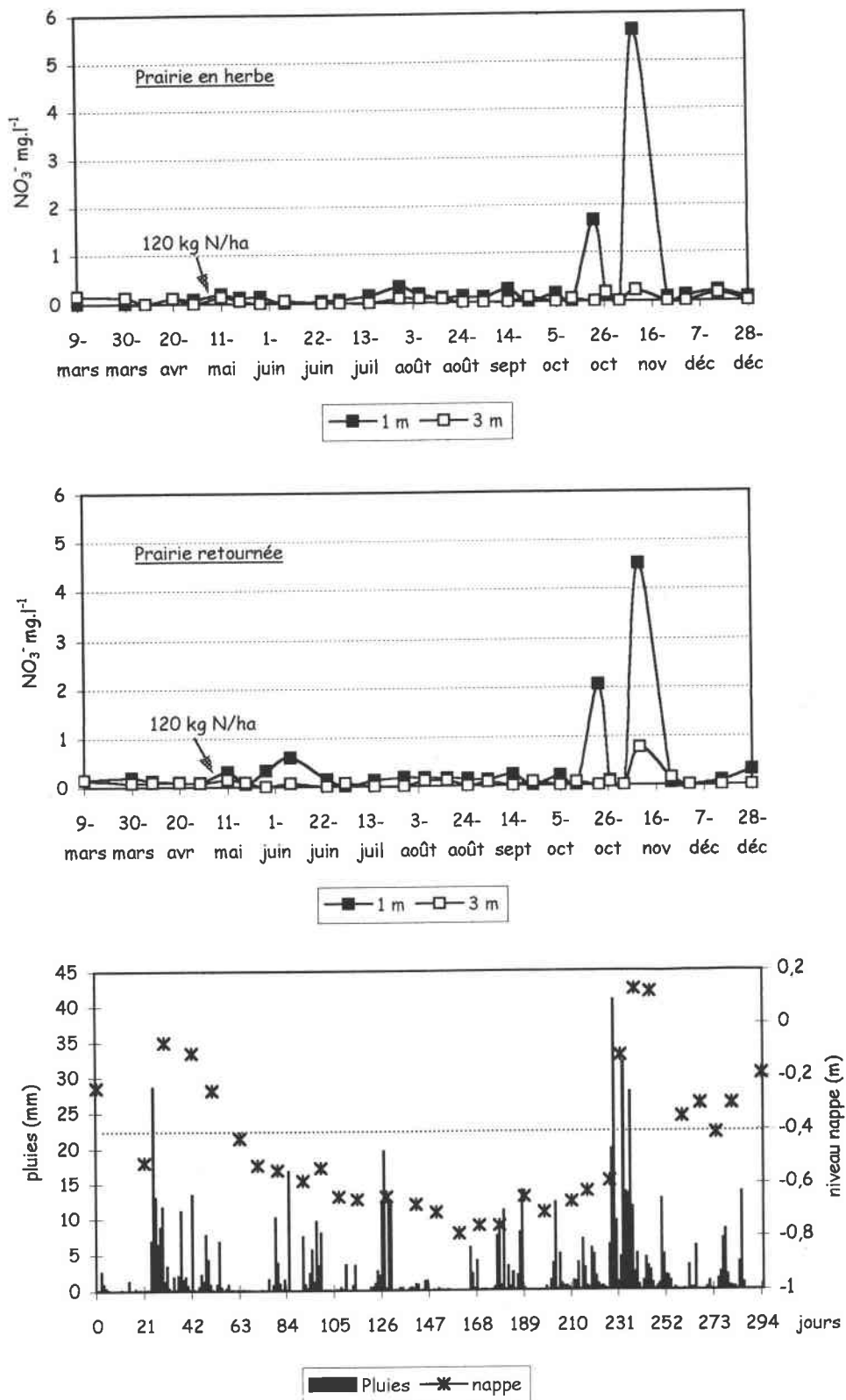


Figure IX.10. Distribution verticale des nitrates dans la nappe alluviale (1 et 3 m) sous les micro-parcelles C enherbée et D retournée. Les micro-parcelles subissent une fertilisation azotée mixte le 7 mai 1998 (jour 59) et le suivi couvre la période du 9 mars au 28 décembre 1998 (jours 0 à 296)

Cela corrobore nos résultats du chapitre précédent qui indiquaient que probablement tout l'azote apporté par la fertilisation était prélevé par la végétation.

Les précipitations du mois d'octobre (jours 200 à 230) génèrent une nouvelle période de drainage sous la parcelle retournée qui fait migrer irrémédiablement les nitrates vers le bas du profil. On observe une chute moyenne de 80 mg/l des concentrations à 0,2 m, et une augmentation parallèle de 40 mg/l à 0,4 m. Le rehaussement du niveau de la nappe dans la zone 0,1-0,2 m augmente considérablement le risque d'une contamination directe des eaux souterraines (la teneur en nitrate des eaux de drainage étant largement supérieure aux 50 mg/l admis par les normes européennes de potabilité). Le drainage des nitrates vers la nappe (Figure IX.10) ne s'observe pourtant que furtivement dans les eaux souterraines (à peine 2 mg/l en moyenne dans la nappe superficielle le 22 octobre). Mais cela s'explique aisément par l'important effet de dilution qui s'opère dans l'aquifère alluvial. Les sols, totalement saturés à la fin du mois d'octobre, ne parviennent plus à absorber l'excédent de pluies. Par conséquent, cela a engendré un débordement rapide de la Meuse, qui a submergé la totalité du fond alluvial le 1^{er} novembre. Lors de l'infiltration des eaux de débordement, les concentrations en nitrate ont fortement chuté dans la solution du sol, atteignant le 28 décembre des valeurs moyennes de 60 mg/l à 0,2 m et de 120 mg/l à 0,4 m sous la parcelle en sol nu. En ce qui concerne la parcelle en herbe, la crue a généré une augmentation des teneurs en nitrate dans la solution du sol à 0,2 m (8 mg/l en moyenne) et plus faiblement à 0,4 m (500 µg/l). Cette augmentation est très certainement liée aux apports en azote par les eaux de débordement chargées en nitrate, et non à un effet résiduel dû à la fertilisation. On observe également une uniformisation des concentrations en nitrate dans la nappe superficielle à la sortie des deux micro-parcelles lors de l'infiltration des eaux de débordement (4,5 mg/l pour le carré retourné et 5,8 mg/l pour le carré enherbé le 9 novembre), malgré les teneurs encore très élevées dans la solution du sol au niveau de la parcelle retournée (environ 200 mg/l contre seulement 0,2 mg/l pour le carré en herbe). La disparition progressive des nitrates dans la solution du sol après la crue s'effectue probablement par dénitrification, ce processus étant favorisé par l'engorgement des sols et par l'apport de substrat carboné par les eaux de débordement.

⇒ *Distribution verticale de l'azote ammoniacal*

Comme nous avons déjà pu l'observer en 1997, l'évolution dans le temps de l'azote ammoniacal est similaire dans les deux micro-parcelles et aux différentes profondeurs (Figure IX.11). Les teneurs en N-NH₄ augmentent fortement dans la solution du sol après la fertilisation du 7 mai. Les phénomènes de minéralisation se déroulent indépendamment de la présence ou non de végétation, et on observe un pic d'azote ammoniacal vers le 8 juin qui s'élève à environ 2 mg/l à 0,2 m et 1,3 mg/l à 0,4 m. Ces valeurs diminuent progressivement au cours de la

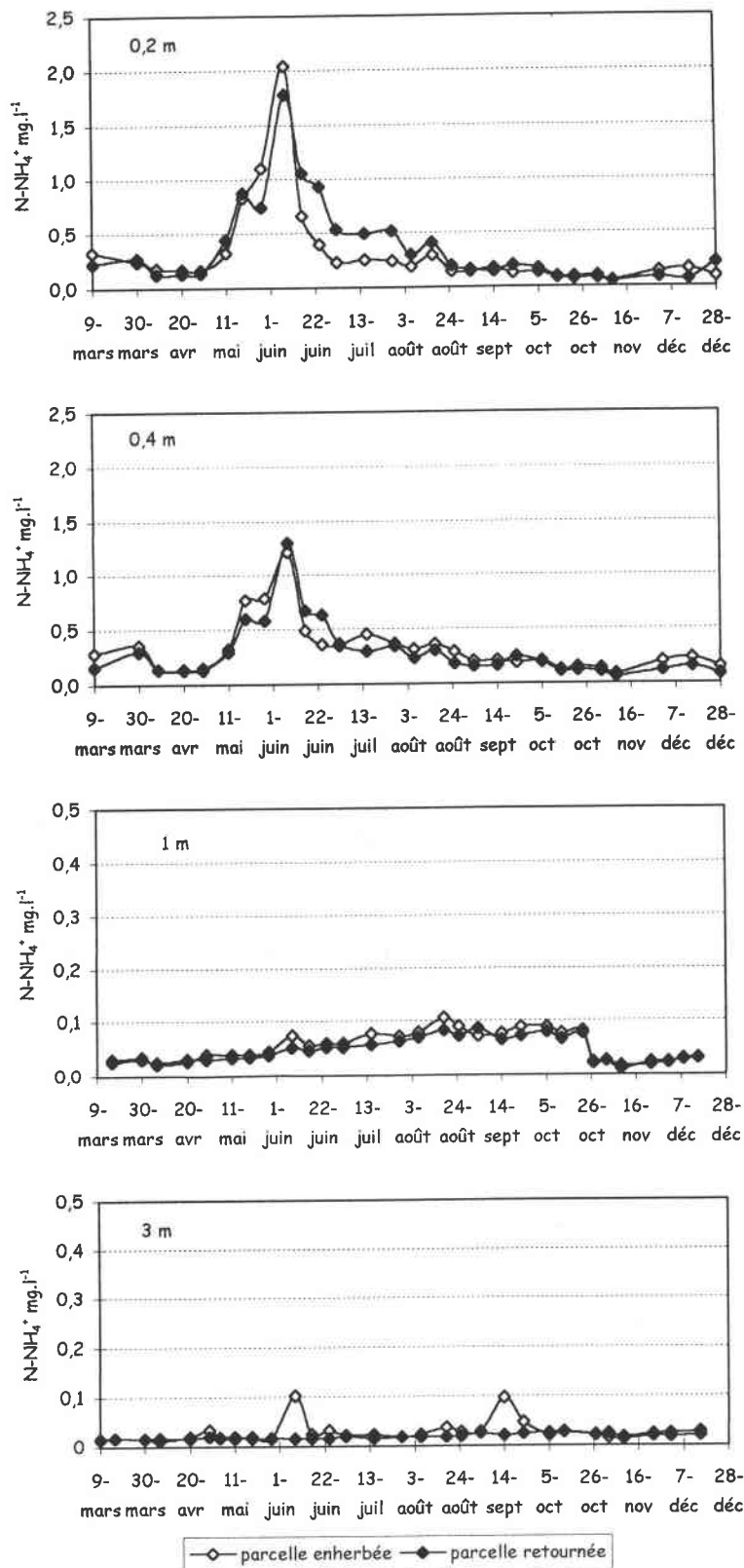


Figure IX.11. Distribution verticale de l'azote ammoniacal dans la solution du sol (0,2 et 0,4 m) et dans la nappe alluviale (1 et 3m) sous les micro-parcelles C enherbée et D retournée. Les micro-parcelles subissent une fertilisation azotée mixte le 7 mai 1998 (jour 59) et le suivi couvre la période du 9 mars au 28 décembre 1998 (jours 0 à 296)

période estivale propice à la nitrification. L'ammonium après avoir été oxydé en nitrate, est apparemment entièrement assimilé par la végétation ou réorganisé par les microorganismes du sol sous la parcelle en herbe, alors qu'il s'accumule progressivement dans le sol sous la parcelle retournée. Les concentrations en azote ammoniacal relevées dans la nappe diminuent en profondeur et demeurent toujours très faibles par rapport à la solution du sol (lié à la faible mobilité de l'ion ammonium).

⇒ **Conclusion**

Finalement le risque de lixiviation des nitrates vers l'aquifère est élevé sous sol nu, et augmente fortement avec la dose d'engrais azoté. Le passage d'un apport de 60 kg à 120 kg d'azote/ha augmente le risque d'environ 10 fois, si l'on tient compte de la teneur en nitrate de la solution en période de drainage. Cependant, cette augmentation du risque en 1998 est également liée à l'accumulation de l'azote dans le sol suite au labour et à la fertilisation de l'année précédente. Par ailleurs, ce risque peut fortement varier selon les conditions climatiques qui suivent la fertilisation. En effet, plus l'azote minéral reste longtemps dans le sol sans être absorbé (sol nu), plus le risque de détournement ou de pertes au profit de processus, tels la lixiviation et/ou la dénitrification, augmente (Recous *et al.*, 1997). L'absence de végétation semble limiter la dénitrification en période estivale, favorisant davantage la lixiviation lors des périodes de drainage (la présence d'une nappe proche de la surface augmente encore ce risque). Par contre, en période de débordement, l'azote en excès dans les sols pourrait rapidement être dénitrifié. Toutefois, pour confirmer ces hypothèses, des mesures de la dénitrification seraient souhaitables.

Sous prairies, les pertes par lixiviation sont généralement faibles voire nulles. Les vitesses d'organisation de l'azote de l'engrais sont beaucoup plus intenses que sous cultures. Loiseau & Decau (1995) estiment des vitesses d'organisation de 2 à 4 kg.ha⁻¹.jour⁻¹, ce qui conduit à une disparition très rapide de l'azote de l'engrais et à une faible accumulation d'azote minéral sous prairie. Nos résultats confirment ces travaux, mais il est certain que pour quantifier les différentes composantes du bilan d'azote (N assimilé, N résiduaire et N perdu), le recours à l'isotope ¹⁵N est indispensable.

9.6. Comparaison avec un sol nu non fertilisé

La comparaison concerne les micro-parcelles retournées en sol nu (B témoin non fertilisée et D fertilisée). Seules les concentrations en nitrate de la nappe sont examinées, étant donné que nous n'avons pas installé de tensionic-tensiomètre sur la micro-parcelle témoin.

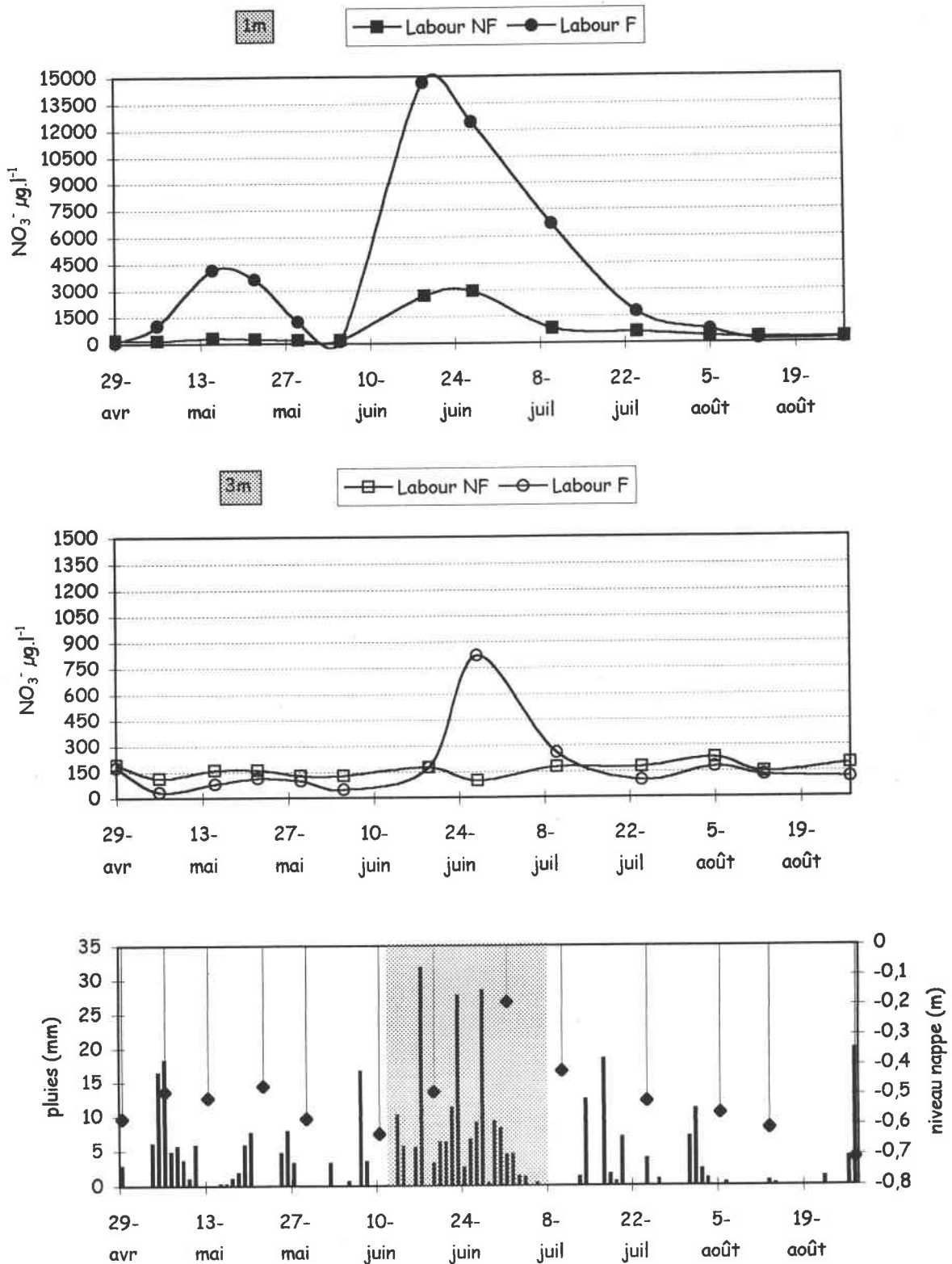


Figure IX.12. Impact d'un épisode de remontée de nappe au cours de la saison de végétation de 1997 sur les concentrations en nitrate de la nappe superficielle (1m) et profonde (3m) à la sortie des carrés B et D labourés. Le carré B correspond à un labour sans fertilisation (NF) et le carré D à un labour fertilisé (F) avec 60 kg d'ammonitrate/ha le 28/04/97

Nous avons vu dans un paragraphe précédent que d'importantes précipitations en juin 1997 avaient engendré une période de drainage suite à un rehaussement du niveau de la nappe à moins de 20 cm de la surface du sol (Figure IX.12). Les données recueillies à la sortie des carrés retournés, au niveau de la nappe à 3 mètres située dans la zone graveleuse, ne révèlent qu'une augmentation modérée des teneurs en nitrate pour le sol nu fertilisé uniquement (800 µg/l le 27 juin). Cette faible augmentation s'explique par une dilution de l'azote potentiellement drainé, car à ce niveau, la nappe est naturellement peu chargée en cet élément (cf. Chapitre VI).

Par contre dans la frange superficielle de la nappe (1 m), des différences apparaissent entre le labour fertilisé et le labour témoin. La figure IX.12 fait apparaître un pic de nitrate de l'ordre de 3 mg/l qui coïncide avec la période de drainage identifiée par le gradient de potentiel hydrique. Ce même pic s'élève à une valeur moyenne de 14,5 mg/l à la sortie du labour fertilisé. Ces valeurs ne sont pas représentatives des concentrations réellement drainées vers la nappe du fait de l'effet de dilution, mais elles permettent tout de même d'avoir une approche qualitative du problème. Par conséquent, un sol nu même sans apport d'azote présente un risque de lixiviation, ce qui n'est pas le cas pour une prairie fertilisée.

Nous avons également comparé l'évolution des teneurs en nitrate entre l'entrée et la sortie des carrés labourés lors de la période de drainage (Figure IX.13). Pour cela, nous avons réalisé le test non paramétrique de Mann-Whitney-Wilcoxon. L'objectif de cette analyse est de confirmer l'influence préjudiciable du labour sur la lixiviation des nitrates vers l'aquifère. Les résultats de ce test pour les deux micro-parcelles B et D labourées sont présentés dans le tableau IX.1.

	NO ₃ ⁻	
	Nappe superficielle	Nappe profonde
Carré B témoin	++	--
Carré D fertilisé	++	--

++ : différences significatives entre l'entrée et la sortie, au seuil de 5 %

-- : différences non significatives

Tableau IX.1. Résultats du test de Mann-Whitney-Wilcoxon pour les carrés B et D labourés

La figure IX.13 montre clairement l'impact du labour sur l'augmentation des concentrations en nitrate dans la nappe lors de la période de drainage de la deuxième quinzaine de juin. Les concentrations sont significativement plus élevées dans la nappe superficielle à la sortie du labour qu'il soit fertilisé ou non. Par contre, sous l'effet de la dilution, cette augmentation n'est plus perceptible dans la nappe profonde (différences non significatives entre l'entrée et la sortie des carrés). L'absence de données sur la teneur en nitrate de la solution du sol sous le carré témoin ne nous permet pas de caractériser le risque de lixiviation. Mais si l'on considère la

teneur en nitrate de la solution en période de drainage sous le carré fertilisé (environ 70 mg/l, cf. Figure IX.6) par rapport à celle réellement observée dans la nappe (14,5 mg/l), nous pouvons estimer que seul 20 % restent décelables dans les eaux souterraines sous l'effet de la dilution. Ainsi, si l'on extrapole ces résultats au carré témoin, nous pouvons "estimer" le risque de lixiviation lors de cet épisode de drainage à environ 15 mg/l pour un labour non fertilisé.

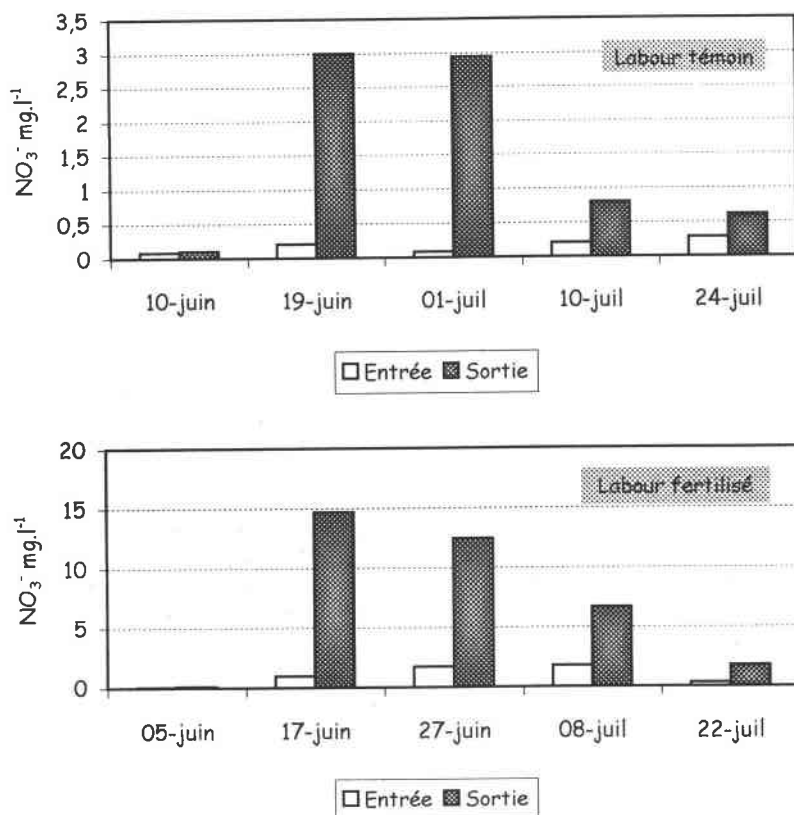


Figure IX.13. Concentrations en nitrate de la nappe superficielle à l'entrée et à la sortie de deux carrés labourés (B témoin et D fertilisé) au cours d'une période de drainage en saison estivale

Ces derniers résultats confirment l'effet néfaste du retournement sur la qualité de la nappe. Un sol laissé nu, surtout en période hivernale, présente un risque important de pertes par lixiviation, la dénitrification étant fortement limitée par la faible disponibilité du carbone. Seules les périodes d'inondation pourraient éliminer l'excédent d'azote dans le sol par dénitrification, grâce aux apports en carbone organique par les eaux de débordement.

9.7. Conclusion

Les risques de lixiviation des nitrates sont élevés dans les zones alluviales du fait de la présence d'une nappe battante proche de la zone racinaire. Les expérimentations d'intensification de la gestion agricole pratiquées sur nos micro-parcelles montrent que les

risques sont très négligeables dans le secteur étudié de la plaine puisque des apports en engrais azotés jusqu'à 120 kg d'N/ha/an n'entraînent pas de pertes en nitrates par lixiviation. D'autres études portant sur l'estimation de ce processus sous prairies par la méthode des bougies poreuses ont montré de faibles concentrations en nitrate dans la solution du sol (Kugler, 1988 ; Gaury, 1992 ; Hatch *et al.*, 1997), généralement entre 5 et 10 mg de NO_3^-/l . Gaury (1992) par exemple, a relevé des concentrations inférieures à 10 mg/l sous prairies permanentes pâturées avec des teneurs moyennes plus élevées en période de drainage (entre 20 et 30 mg/l). Mais il a attribué ces teneurs plus élevées au pâturage et non à la fertilisation (pics de concentration dus à l'infiltration ponctuelle des pissats). Il semble donc que le phénomène de lixiviation soit relativement rare sous prairies de fauche, sauf bien entendu pour des doses excessives d'engrais. De plus en milieu alluvial le phénomène de dénitrification semble prépondérant par rapport à la lixiviation, car les conditions d'hydromorphie y sont a priori très favorables.

Dans le cas de retournements de prairies en sol nu, les risques deviennent rapidement importants. La minéralisation de la matière organique accumulée dans la prairie et le lessivage des nitrates demeurés dans le profil après la fertilisation s'avèrent être à l'origine des teneurs importantes dans la solution du sol (Kugler, 1988). Dans notre secteur d'étude, ces teneurs varient entre 20 et 200 mg NO_3^-/l dans les eaux de drainage suivant la dose d'engrais (60 et 120 kg N/ha/an), les conditions climatiques et l'année. A titre de comparaison, Gaury (1992) a relevé des valeurs comprises entre 50 et 115 mg NO_3^-/l pour des prairies retournées qui étaient peu fertilisées (40 à 50 kg N/ha/an).

La présence d'une nappe proche de la surface et l'absence de végétation favorisent la lixiviation des nitrates en excès dans le sol plutôt que leur réduction en azote gazeux ; la dénitrification étant moins élevée en sol nu qu'en sol enherbé (Chalamet *et al.*, 1987).

Finalement, ce chapitre montre l'importance d'un couvert végétal pour limiter les pertes en nitrates vers la nappe d'eau souterraine. Les prairies en milieu alluvial sont particulièrement efficaces dans la rétention et l'élimination de l'azote en favorisant une compétition pour le nitrate entre les plantes et les bactéries de la dénitrification. En période de végétation, cette compétition semble davantage en faveur des plantes puisque ces milieux généralement pauvres en N sont capables d'absorber une grande part de l'azote apporté sous forme d'engrais. Seules les périodes de fortes pluies peuvent détourner une partie de cet azote vers la dénitrification. Cependant, même si nos expérimentations ont montré que les prairies étaient capables de stocker et d'exporter jusqu'à 120 kg N/ha, il ne faut pas négliger que par ailleurs la fertilisation à cette dose provoque une forte diminution de la biodiversité.

SYZHEISEI EI OZOIPOIN

SYNTHESE ET CONCLUSIONS

L'étude présentée dans ce travail nous a permis de comprendre le fonctionnement d'un écosystème prairial inondable de la plaine de la Meuse. Les investigations concomitantes, d'une part du fonctionnement hydrodynamique du secteur d'étude, et d'autre part des différents compartiments de l'écosystème, nous ont permis de préciser les mécanismes qui contrôlent la circulation d'éléments minéraux en solution, ainsi que l'importance des apports externes à l'écosystème et leur influence sur le cycle biogéochimique.

La figure II visualise les différents compartiments de l'écosystème et quantifie chacun d'eux à partir des données qui ont été présentées dans ce travail.

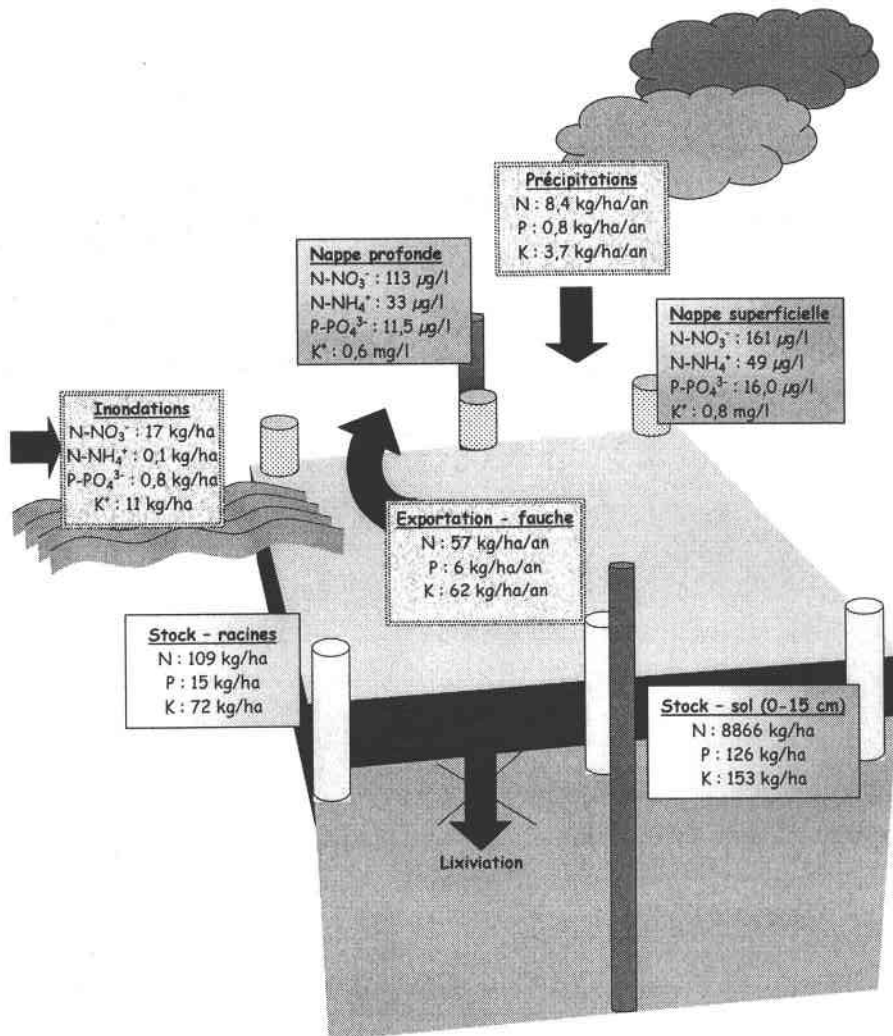


Figure II. Ecosystème prairial inondable de la plaine de la Meuse : transferts et stock d'éléments nutritifs (N, P et K) dans les différents compartiments

Le contraste est grand entre les concentrations faibles en éléments minéraux N, P et K dans les eaux souterraines, et les stocks relativement importants dans les sols et la biomasse. Les quantités de nutriments exportées par la fauche sont calculées (indépendamment du type de végétation et des pratiques agricoles) à partir d'une seule coupe par an et correspondent à la moyenne des micro-parcelles A, C et E. Nos résultats diffèrent peu des données relevées dans la bibliographie (Tableau I) pour des milieux plus ou moins analogues (niveau de nappe, type de sol, type de végétation, pratiques agricoles...).

Auteurs	Type de prairie	Exportation par la fauche		
		N kg/ha	P kg/ha	K kg/ha
Leonardson <i>et al.</i> , 1994	prairie inondable	50-70	-	-
Chaneton <i>et al.</i> , 1996	prairie humide	27	3,2	-
Van Oorschot <i>et al.</i> , 1997	prairie inondable	152*	19,5*	-
Van Oorschot <i>et al.</i> , 1997	prairie humide	54	3,5	-
Van Duren <i>et al.</i> , 1997	prairie inondable	70	13,2	65
Berendse <i>et al.</i> , 1994	prairie irriguée	136*	-	-
Oomes, 1991	prairie irriguée	127-145*	18,1-23,3*	58-63*
Oomes <i>et al.</i> , 1997	Prairie inondable	109-166*	-	-

Tableau I. Exportation par la végétation prairiale des éléments biogènes N, P et K dans des milieux analogues à notre secteur d'étude. Les valeurs suivies par * sont calculées pour deux fauches par an

Les réserves d'azote total dans les racines et les quantités exportées par la fauche ne représentent qu'un très faible pourcentage (2 %) de l'azote présent dans les premiers horizons du sol. Ceci montre le rôle limitant de l'azote dans notre milieu. En effet, les conditions d'hydromorphie temporaire ralentissent fortement la minéralisation de la matière organique (Rubio *et al.*, 1995 ; Oomes, 1991) qui a tendance à s'accumuler dans notre secteur (entre 15 et 20 % de M.O.). Par ailleurs, l'absence de pertes en azote par lixiviation sous prairies mêmes fertilisées (jusqu'à 120 kg d'N/ha/an) démontre la capacité de la végétation prairiale à assimiler en partie ou en quasi-totalité l'azote apporté (compétition avec les micro-organismes du sol plus ou moins importante en fonction du degré de fertilisation et des conditions climatiques).

Enfin, les inondations constituent, après la fertilisation, un apport non négligeable en azote, phosphore et potassium et contribuent à la fertilité de ces milieux généralement pauvres en nutriments.

Ainsi, cette recherche a permis d'apporter des éléments de réponse concernant l'influence de la végétation prairiale sur la qualité des eaux souterraines. Notre

objectif était de répondre à la question suivante : **dans quelle mesure les prairies en milieu alluvial interviennent-elles dans la rétention des nutriments, et notamment de l'azote ?**

Les résultats obtenus après l'étude des différents compartiments de l'écosystème prairial inondable nous permettent de valider partiellement les trois hypothèses émises au début de cette recherche.

1- Retour aux hypothèses de départ

La première hypothèse était formulée ainsi :

"la faible épaisseur de la zone non saturée permet à la végétation prairiale de réguler les flux de nutriments dans la nappe superficielle. Cette faible épaisseur engendre également un temps de latence court sur la qualité de l'eau après un changement de pratiques agricoles. Nous supposons que si l'apport de fertilisant azoté ne dépasse pas l'optimum pour la production végétale, alors le risque de pertes par lixiviation est négligeable, voire nul".

Les résultats ont permis de confirmer cette hypothèse qui a été vérifiée en premier lieu par **l'observation d'une stratification verticale des eaux souterraines en liaison avec la présence de la végétation**. Les concentrations plus élevées en nutriments et les variations saisonnières significatives observées dans la nappe superficielle (surtout pour l'azote ammoniacal) témoignent de l'activité biologique intense au niveau de la rhizosphère. Les plus faibles concentrations en profondeur et la forte atténuation de l'effet saisonnier révèlent que la nappe profonde n'est plus sous l'influence de la végétation.

En second lieu, l'intensification des pratiques agricoles étudiée à travers la fertilisation azotée et le retournement de prairie nous a permis de confirmer que **le risque de lixiviation des nitrates dans le secteur étudié de la vallée de la Meuse était nul sous prairie pour des doses en N allant jusqu'à 120 kg/ha**. La fréquence et la répartition des pluies après une fertilisation sont théoriquement l'un des facteurs primordiaux régulant les pertes d'azote par lixiviation. Or les conditions climatiques particulières de 1997 montrent qu'une remontée notable du niveau de la nappe quelques semaines après l'épandage n'entraîne pas de pertes par lixiviation, mais augmenterait par contre la compétition pour l'azote entre les plantes et les bactéries de la dénitrification (Estavillo *et al.* 1996). **L'absence de pertes par lixiviation malgré la fertilisation azotée confirme la pauvreté du milieu en azote**. Cette déficience est elle-même corroborée par le calcul du rapport N/P de la végétation épigée, qui indique qu'un apport de 120 kg/ha permet tout juste au milieu

de ne plus limiter la croissance de la végétation. Ainsi, **sous prairies, les éléments minéraux issus de la minéralisation de la matière organique ou des apports externes (précipitations, fertilisation) sont soit assimilés par la végétation, soit détournés vers d'autres processus par la microflore du sol (organisation, dénitrification...).**

Par contre, dès lors que l'azote est en excès dans le sol (cas d'un sol sans végétation), la proximité de la nappe augmente fortement le risque de lixiviation vers les eaux souterraines. En effet, **l'augmentation de la minéralisation consécutive à un retournement de prairie, conjuguée à l'absence de prélèvement végétal entraîne un risque élevé de pertes par lixiviation** (Schenk, 1989 ; Gaury, 1992). Les gradients de potentiel hydrique proches de 0 en l'absence de végétation démontrent l'efficacité de l'enherbement pour limiter le drainage. La concentration en nitrate de la solution du sol en période de drainage augmente de manière importante avec la dose d'engrais mais varie également en fonction de l'azote résiduaire du sol lié aux fertilisations et labours de(s) l'année(s) précédente(s). La persistance en 1998 de fortes concentrations en nitrate dans la solution drainée six mois après la fertilisation démontre **la faible intervention de la dénitrification sous parcelle retournée**, malgré des conditions d'anaérobiose favorables à ce processus. **Ces résultats confirment que pendant la période estivale la dénitrification est limitée sous sol nu par la faible disponibilité en carbone, alors que sous prairie, ce processus est principalement limité par la disponibilité en azote** (Smith & Tiedje, 1979 ; Davidsson & Leonardson, 1998 ; Davidsson *et al.*, 1998).

Dans **la seconde hypothèse**, on avançait que :

"la composition floristique des prairies peut influencer l'hydrochimie de la nappe superficielle en agissant sur la production de biomasse". Nous supposions au début de cette recherche que les espèces hautes caractéristiques des mégaphorbiaies étaient mieux équipées pour le prélèvement des éléments minéraux dans la frange superficielle de la nappe.

Cette hypothèse se vérifie dans un premier temps par le suivi de l'hydrochimie des eaux souterraines qui révèle des concentrations plus faibles en nutriments sous la formation à hautes herbes. Mais **l'étude des compartiments sol et végétation des deux prairies a finalement montré que c'est le niveau hydrique qui contrôle ces différences**. L'utilisation d'espèces indicatrices (Reine des prés et Grande Consoude) prélevées dans les deux prairies nous a permis de confirmer l'influence du niveau de la nappe sur la disponibilité des éléments minéraux dans le sol. Les analyses des parties épigées et hypogées des deux espèces ont révélé des

concentrations plus faibles en N pour la Reine des prés et en N, P et K pour la Grande Consoude au niveau des plantes prélevées dans la mégaphorbiaie (MEG). Les analyses de sol corroborent ces résultats puisque les concentrations en potassium sont plus faibles sous MEG, et le pourcentage plus élevé en matières organiques indique une plus faible minéralisation et donc une moindre disponibilité de l'azote pour la végétation. Ce sont donc les conditions plus hydromorphes de MEG (nappe présente à moins de 30 cm de la surface du sol pendant plus de 6 mois contre un peu plus de 3 mois pour PSA) qui sont à l'origine des concentrations plus faibles en éléments minéraux de la nappe sous cette prairie. Le niveau de nappe plus proche de la surface sous MEG induit une moindre disponibilité des nutriments dans le sol suite à :

- **un ralentissement de la minéralisation de la matière organique** (Grootjans *et al.*, 1985),
- **une dénitrification plus importante** (Berendse *et al.*, 1994),
- **un drainage du potassium favorisé par les conditions humides** (Oomes & Altena, 1994 ; Oomes *et al.*, 1996).

Cet appauvrissement du milieu se traduit sur la flore par une augmentation de la production racinaire (Moser & Haselwandter, 1983 ; Neill, 1994) qui atténue en partie seulement la diminution des biomasses produites et des concentrations en nutriments de la végétation exportée.

Le calcul du rapport N/P des parties épigées des deux prairies indiquent que l'azote est le principal facteur limitant de la croissance végétale, et il l'est davantage encore dans la mégaphorbiaie. Le drainage du potassium sous MEG (confirmé par des concentrations plus élevées dans la nappe à 3m et dans l'horizon plus profond du sol) montre que le milieu est fortement appauvri en cet élément et que **K, en plus de N, limite la croissance dans cette parcelle.** Des résultats similaires ont été démontrés par Oomes & Altena (1994) et Oomes *et al.* (1996) dans des prairies subissant des variations artificielles du niveau de la nappe. Par ailleurs, nous avons mis en évidence dans la parcelle PSA que la fertilisation azotée influençait également l'exportation du potassium, et pouvait à plus ou moins court terme limiter la production de biomasse. Par contre, les réserves en phosphore dans les racines et les sols sont élevées dans les deux prairies, ce qui semble indiquer que **la biodisponibilité du phosphore n'est pas un facteur limitant**, malgré la géochimie carbonatée du substrat qui entraîne la fixation d'une grande partie du phosphore sous forme d'hydroxyapatite. Par ailleurs la périodicité des épisodes de crue et les conditions humides du milieu facilitent la solubilisation du phosphore.

Enfin, dans **la troisième hypothèse**, on avançait que :

"la dénitrification serait le phénomène prépondérant dans l'exportation de l'azote pendant la période hivernale, et qu'il existerait une compétition pour le nitrate entre les plantes et les bactéries dénitrifiantes en période de végétation".

En période de hautes eaux, la faible augmentation des teneurs en nitrate de la nappe superficielle et profonde lors de l'infiltration des eaux de débordement indique l'intervention probable d'une dénitrification. Des mesures, parfois ponctuelles, de nombreux paramètres favorables à la dénitrification (potentiel rédox, oxygène dissous, niveau hydrique, stock en carbone organique, % d'argiles...) nous permettent de confirmer l'intervention du processus de dénitrification en période hivernale. En effet, les mesures de ces paramètres après le ressuyage des inondations indiquent :

- **des valeurs faibles de potentiel rédox (compris entre -50 mV et +100 mV),**
- **une concentration en oxygène dissous inférieure à 0,9 mg/l.**

La texture argileuse (entre 66 et 73 %) et l'hydromorphie prolongée des sols en hiver augmentent encore les potentialités du milieu à la dénitrification. Par ailleurs, **le substrat carboné indispensable au processus est rarement limitant** en milieu prairial. **L'azote est donc le principal facteur limitant à la dénitrification en période hivernale.**

Pendant la période de végétation, nous avons montré que **les conditions restent très favorables au processus de dénitrification** (potentiels rédox toujours négatifs dans la nappe superficielle, apparition de fer ferreux, oxygène dissous compris entre 0,2 et 1 mg/l). L'azote étant limitant dans nos prairies, la compétition pour le nitrate entre plantes et bactéries dénitrifiantes ne peut avoir lieu que dans les parcelles subissant une fertilisation azotée (Davidsson *et al.*, 1998 ; Augustin *et al.*, 1998b). La quantification de l'azote de l'engrais assimilé par la végétation lors des expérimentations de fertilisation sur prairies a permis d'estimer l'azote résiduaire ou perdu au cours des deux années d'étude. Les résultats ont montré qu'en 1998 tout l'azote apporté est assimilé par la végétation, mais qu'en 1997 une partie (environ 1/6^e) est perdue suite à un épisode de remontée de nappe. Le suivi des concentrations en nitrate de la solution du sol nous permet d'affirmer que cette fraction n'est pas perdue par lixiviation, mais très certainement par dénitrification étant données les conditions hydromorphes engendrées lors de la remontée de nappe. La proximité du toit de la nappe par rapport aux horizons organiques du sol a par ailleurs favorisé l'entraînement du carbone organique dissous indispensable à la dénitrification (Paul *et al.*, 1997). **La compétition pour le nitrate entre plantes et bactéries dénitrifiantes n'est possible que pour des prairies gérées de manière**

intensive (sans carences en azote). Dans ce cas, la compétition se fait généralement au profit de la végétation, et seules des périodes de drainage conséquentes occasionnant une remontée du niveau de la nappe dans la zone racinaire peuvent accroître les pertes par dénitrification. Toutefois, plus les périodes propices à la dénitrification interviennent tardivement dans la saison, et plus les nitrates seront détournés vers d'autres processus.

Dans le cas de prairies retournées, nous avons montré que les pertes par dénitrification étaient limitées par la disponibilité du carbone plutôt que par celle de l'azote. Les résultats du suivi des concentrations en nitrate dans la solution du sol et dans la nappe montrent clairement l'efficacité de l'enherbement pour limiter les périodes de drainage. **Les fortes concentrations en nitrate de la solution du sol plusieurs mois après la fertilisation confirment la faible intervention de la dénitrification sous sol nu.** Ce processus peut néanmoins être important après une crue suite aux apports en substrat carboné par les eaux de débordement.

2- La généralisation est-elle possible ?

La méthodologie mise en œuvre et la compréhension des phénomènes sont influencées par le site d'étude. Le climat, les caractéristiques hydrologiques et hydrogéologiques, sont d'autant de paramètres propres à la région et auxquels il faut tenir compte avant d'envisager toute transposition.

Les caractéristiques géologiques particulières de notre site d'étude (substrat argileux imperméable) ne permettent une généralisation de nos résultats que dans des secteurs de la Meuse présentant des caractéristiques analogues. Ces résultats peuvent difficilement être validés dans des secteurs où la circulation de l'eau présente un caractère karstique.

Les échanges d'eau entre la rivière et la nappe alluviale sont complexes dans notre secteur, malgré l'absence d'interface entre ces derniers et l'aquifère profond. La présence d'un canal de dérivation qui augmente artificiellement le niveau de la nappe et la présence de nombreux chenaux préférentiels complexifient les mécanismes de l'engorgement et de la submersion. Le mouvement de l'azote (notamment des nitrates) est fortement dépendant de ce fonctionnement hydrodynamique, mais la transposabilité est cependant envisageable pour des milieux présentant des caractéristiques similaires, à savoir :

- ⇒ la présence de sols à texture majoritairement argileuse,
- ⇒ un taux relativement élevé en matières organiques,
- ⇒ un niveau de nappe se maintenant à faible profondeur,

- ⇒ une durée d'engorgement des sols supérieure ou égale à trois mois/an,
- ⇒ une submersion périodique et temporaire par les eaux de surface.

3- Conclusions

Les inondations, par l'apport régulier d'éléments nutritifs contribuent à la productivité des prairies alluviales et au maintien d'une richesse spécifique de la végétation.

Les principales sources en éléments minéraux externes à l'écosystème, en dehors de la fertilisation sont les apports atmosphériques et les inondations.

Les crues inondantes représentent la source majeure en éléments azotés et phosphatés, mais leur importance dépend de la fréquence et de l'intensité des épisodes de submersion.

Le fonctionnement hydrochimique est fortement conditionné par le fonctionnement hydrologique, notamment pour les nitrates. Des phénomènes complexes de nitrification et dénitrification sont gouvernés par l'amplitude de la variation du niveau de la nappe alluviale, et plus précisément par l'épaisseur de la zone non saturée. Ainsi, plus le niveau hydrique est élevé et plus le processus de dénitrification est favorisé.

Les prairies alluviales de la Meuse semblent très efficaces dans la rétention des nutriments lors de l'infiltration des eaux de débordement. La présence de formations argileuses et d'un niveau hydrique élevé caractérise ce secteur comme une zone potentielle de dépollution des nitrates. En effet, ces derniers apportés par les eaux chargées de la Meuse disparaissent rapidement en quelques jours sous l'effet de la dénitrification. Ce processus, favorisé par les conditions anoxiques engendrées par la submersion, est également privilégié par la plus grande disponibilité du carbone sous prairie.

Outre leur capacité de dénitrification, les prairies en milieu alluvial, jouent également un rôle dans le stockage et l'exportation des nutriments. Leur contribution dans le contrôle des sources de pollution dans les paysages agricoles est primordiale et leur maintien au sein des agrosystèmes est donc indispensable. Le prélèvement rapide, par le peuplement prairial et la microflore du sol, des apports de fertilisants azotés prouve la grande efficacité de ces milieux dans la dilution et la rétention des éléments minéraux en excès drainés dans les zones intensives. Il apparaît donc essentiel de préserver une proportion importante d'écosystèmes prairiaux puisque des zones intensivement exploitées (cultures, pâturage) auront un impact plus faible

sur la qualité de la nappe si elles côtoient des parcelles exploitées en prairies extensives de fauche.

Le retournement des prairies, encore trop souvent pratiqué en milieu alluvial, représente un risque important de lixiviation de l'azote vers les nappes souterraines. Cette pratique est d'autant plus préjudiciable que l'implantation de cultures intermédiaires (pièges à nitrate) est souvent difficile pendant l'interculture en milieu alluvial. En effet, l'accessibilité des parcelles et le travail du sol sont généralement impossibles en automne suite aux conditions très humides des sites (engorgement des sols par la nappe). Aussi, plus la durée de l'interculture est longue, plus les risques de transferts sont importants.

4-Les prolongements éventuels

Bien que nous ayons attribué un rôle primordial à la dénitrification dans notre secteur d'étude, il serait souhaitable de réaliser des mesures quantitatives de ce processus pour déterminer son importance réelle par rapport à la capacité d'exportation et de stockage de la végétation prairiale.

Par ailleurs, il est certain que pour quantifier les différentes composantes du bilan azoté, le recours à l'isotope ^{15}N est indispensable.

Dans ce travail nous avons mis en évidence la grande capacité des prairies alluviales à assimiler l'azote apporté par les engrais du fait de la pauvreté du milieu en cet élément. Il serait également intéressant de vérifier si la rétention de l'azote est aussi efficace dans des milieux prairiaux "plus riches" habitués à recevoir une fertilisation azotée.

Il serait également judicieux de mener ce type d'étude sur d'autres secteurs de la Meuse caractérisés par un substrat géologique différent, afin de confirmer quels facteurs contrôlent le rôle épurateur des écosystèmes prairiaux inondables et de quantifier l'importance des facteurs hydrologiques (durée et fréquence des crues, amplitude de la variation du niveau de la nappe) dans le processus épurateur.

Enfin, des expérimentations sur une plus grande superficie (de l'ordre du km^2) pourraient permettre une modélisation des flux d'eau et d'azote qui circulent au travers d'un écosystème prairial inondable. Nous pourrions ainsi évaluer la capacité épuratrice vis à vis des nitrates par un calcul des flux entrées-sorties du système prairial.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

-A-

- ~~~~~
- Ackerer P., Carbiener R., Laigle D., Muntzer P., Schenck C., Trémolières M. & Zilliox L. (1990).** Contamination des eaux souterraines par les nitrates dans la plaine d'Alsace. Incidences de l'agriculture. In "Nitrates, agriculture, eau". Edited by Calvet R., Paris la Défense, 245-249.
- Addiscott T.M. (1990).** Measurement of nitrate leaching: a review of methods. In "Nitrates, agriculture, eau". Edited by Calvet R., Paris la Défense, 157-168.
- Afnor (1986).** Eaux, méthodes d'essai, AFNOR ed., Paris.
- Al-Mufti M.M., Sydes C.L., Furness S.B., Grime J.P. & Band S. (1977).** A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. *J. Ecol.*, **65**, 759-791.
- Ambus P., Mosier A. & Christensen S. (1992).** Nitrogen turnover rates in a riparian fen determined by ¹⁵N dilution. *Biol. Fertil. Soils*, **14**, 230-236.
- Ambus P. & Christensen S. (1993).** Denitrification variability and control in a riparian fen irrigated with agricultural drainage water. *Soil Biol. Biochem.*, **25**, 915-923.
- Ambus P. (1998).** Nitrous oxide production by denitrification and nitrification in temperate forest, grassland and agricultural soils. *European Journal of Soil Science*, **49**, 495-502.
- Amoros C. & Petts G.E. (1993).** *Hydrosystèmes fluviaux*. Masson (ed.), Paris, 300 pp.
- Anne P. (1945).** Sur le dosage rapide du carbone organique des sols. *Annales Agronomiques*, **15**, 161-172.
- Arah J.R.M., Crichton I.J., Smith K.A., Clayton H. & Skiba U. (1994).** Automated gas chromatographic analysis system for micrometeorological measurements of trace gas fluxes. *Journal of Geophysical Research*, **99**(16), 593-598.
- Armstrong A. & Rose S. (1998).** Managing water for wetland ecosystems: a case study. In Joyce C.B. & Wade P.M. (eds.), *European Wet Grasslands: Biodiversity, Management and Restoration*, 201-215.
- Association Française pour l'Etude des Eaux (1989a).** Le rôle épurateur du sol. *Le Sol, l'Eau et les Polluants*, **1**, 144 pp.
- Association Française pour l'Etude des Eaux (1989b).** Le rôle épurateur du sol. *L'Evolution des Polluants dans le Sol*, **2**, 102pp.
- Augustin J., Merbach W. & Rogasik J. (1998a).** Factors influencing nitrous oxide and methane emissions from minerotrophic fens in northeast Germany. *Biol. Fertil. Soils*, **28**, 1-4.
- Augustin J., Merbach W., Steffens L. & Snelinski B. (1998b).** Nitrous oxide fluxes of disturbed minerotrophic peatlands. *Agribiological research*, **51**(1), 47-57.

- Bailey L.D. & Beauchamp E.G. (1973).** Effects of moisture, added NO_3^- , and macerated roots on NO_3^- transformation and redox potential in surface and subsurface soils. *Can. J. Soil Sci.*, **53**, 219-230.
- Baker L.A. (1998).** Design considerations and applications for wetland treatment of high-nitrate waters. *Wat. Sci. Tech.*, **38**(1), 389-395.
- Banas D. (1996).** Hydrochimie de la nappe alluviale de la Nied sous couvert prairial. *Mémoire de maîtrise*, Univ. Metz, 38 pp.
- Barendregt A., De Smidt J.T. & Wassen M.J. (1986).** The impact of groundwater flow on wetland communities. In *Colloque Phytosociologique, XIII, Végétation et géomorphologie*. Bailleul, 603-612.
- Barnaud G. (1998).** Conservation des zones humides : concepts et méthodes appliqués à leur caractérisation. *Thèse de Doctorat*, Univ. de Rennes I, décembre 1997. Coll. Patrimoines Naturels, **34**, Service du Patrimoine Naturel / IEGB / MNHN, Paris, 451 pp.
- Barroin G., Dorioz J.M., Durand P. & Mérot P. (1997).** Entraînement de l'azote dans les eaux de surface et conséquences sur les écosystèmes aquatiques. In *INRA (ed.), Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Reims, 39-53.
- Bélanger G., Gastal F. & Warembourg F. (1992).** The effect of nitrogen fertilization and the growing season on carbon partitioning in sward of tall fescue. *Annals of Botany*, **74**, 653-659.
- Berendse F., Oomes M.J.M., Altena H.J. & De Visser W. (1994).** A comparative study of nitrogen flows in two similar meadows affected by different groundwater levels. *Journal of Applied Ecology*, **31**, 40-48.
- Bobbink R., den Dubbelden K. & Willems J.H. (1989).** Seasonal dynamics of phytomass and nutrients in chalk grassland. *Oikos*, **55**, 216-224.
- Boeye D., Verhagen B., Van Haesebroeck V. & Verheyen R.F. (1997).** Nutrient limitation in species-rich lowland fens. *Journal of Vegetation Science*, **8**, 415-424.
- Both G.J., Gerards S. & Laanbroek H.J. (1982).** The occurrence of chemolitho-autotrophic nitrifiers in water-saturated grassland soil. *Microb. Ecol.*, **23**, 15-26.
- Bournérias M., Delpech R., Dorigny A., Gehu J.M., Lecoite A., Maucorps J., Provost M., Solau J.L., Tombal P. & Wattez J.R. (1978).** Les groupements de prairies et leurs satellites dans la vallée inondable de l'Oise. In *Coll. Phytos. V, "Les prairies humides"*. Lille 1976, 90-139.
- Bouwman A.F. (1995).** Compilation of a global inventory of emissions of nitrous oxide. *Thesis, Univ. Wageningen*, 143 pp.
- Bouwman A.F. (1996).** Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **46**, 53-70.
- Brasselle A. (1998).** Dynamique fluviale de la Meuse entre Sassey/Meuse et Mouzay. *Mémoire de Licence*, Univ. Metz, 47 pp + annexes.
- Bravard J.P., Roux A.L., Amoros C. & Reygrobellet J.L. (1992).** The Rhône river: a large alluvial temperate river. In : *The rivers handbook*, Callow P., Petts G.E. (Eds), Vol 1, Oxford 426-447.
- Brinson M.M. (1993).** A hydrogeomorphologic classification for wetlands. *Wetland research program technical report*, U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, 79p.
- Brunet R.C. & Gazelle F. (1995).** Alternance des phénomènes d'érosion et de rétention de la matière dans la zone inondable de l'Adour au cours d'une saison hydrologique. *Acta Oecologica*, **16**(3), 331-349.

- Brunet R.C. & Astin K.B. (1996).** Variations in mineral nitrogen levels: the River Adour. *Hydrobiologia*, **335**, 159-170.
- Brunet R.C. (1997).** Modifications de quelques paramètres physico-chimiques mesurés dans l'Adour au cours d'un cycle hydrologique annuel. *Ecologie*, **28**(2), 129-148.
- Buresh R.J., Casselman M.E. & Patrick W.H.Jr. (1980).** Nitrogen fixation in flooded soil systems, a review. *Advances in Agronomy*, **33**, 149-192.
- Buttler A. (1992).** Hydrochimie des nappes des prairies humides de la rive sud du lac de Neuchâtel. *Bull. Ecol.*, **23**, 35-45.

-C-

- Callot G., Chamayou H., Maertens C. & Salsac L. (1982).** Incidence sur la nutrition minérale. In: *Les interactions sol-racine*, INRA, 325 pp.
- Carbiener R. (1969).** Le grand Ried d'Alsace: écologie d'un paysage. *Bull. Soc. Ind. de Mulhouse*, **734**, 15-44.
- Carbiener R. (1983).** Le grand Ried Central d'Alsace: écologie et évolution d'une zone humide d'origine fluviale rhénane. *Bulletin d'écologie*, **14**, 249-277.
- Carbiener R. & Trémolières M. (1990).** The Rhine rift valley groundwater-river interactions: evolution of their susceptibility to pollution. *Regulated Rivers: Research & Management*, **5**, 375-389.
- Carter V. (1986).** An overview of the hydrologic concerns related to wetlands in the United States. *Can. J. Bot.*, **64**, 364-374.
- Cellier P., Germon J.C., Henault C. & Genermont S. (1997).** Les émissions d'ammoniac et d'oxydes d'azote par les sols cultivés: mécanismes de production et quantification des flux. In *INRA (ed.), Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Reims, 25-37.
- Céré M. (1995).** Enquête sur les pratiques agricoles dans les prairies du Val de Meuse. *Mémoire de maîtrise*, Univ. Metz, 45 pp.
- Chalamet A., Lalisce-Grundmann G. & Lensi R. (1987).** Facteurs de l'environnement et dénitrification dans la rhizosphère. *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, **24**(3), 419-430.
- Chambre d'Agriculture de Meuse (1994).** L'agriculture en Meuse, chiffres et graphiques. Document interne, 17 pp.
- Chaneton E.J., Lemcoff J.H. & Lavado R.S. (1996).** Nitrogen and phosphorus cycling in grazed and ungrazed plots in a temperate subhumid grassland in Argentina. *Journal of Applied Ecology*, **33**, 291-302.
- Chapin F.S. III (1980).** The mineral nutrition of wild plants. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **11**, 233-260.
- Clayton H., Arah J.R.M. & Smith K.A. (1994).** Measurement of nitrous oxide emissions from fertilized grassland using closed chambers. *Journal of Geophysical Research*, **99**(16), 599-607.
- Clermonté J. (1967).** Alimentation en eau des communes de Stenay – Laneuville sur Meuse. Rapport provisoire de recherche, 5 pp + annexes.
- Cliquet J.B., Ourry A. & Boucaud J. (1997).** Mobilisation des réserves azotées chez les plantes herbacées. In: *Assimilation de l'azote chez les plantes. Aspects physiologique, biochimique et moléculaire*. Morot-Gaudry J.F.(ed.), INRA Editions, 281-294.
- Cloots Hirsch A.R. (1988).** Extension et mécanismes des inondations dans le Ried Central de l'III. CNRS, Piren Eau, Région Alsace.

- Collectif, (1997).** Vallées alluviales du Nord et de l'Est de la France. Aisne, Oise, Meuse et Moselle: quatre vallées à sauver. *Science et Nature, hors-série Spécial VANEF*, 7, 23 pp.
- Collectif, (1999).** Impact des changements des pratiques agricoles sur la biodiversité végétale et la fonction d'épuration des eaux dans les prairies alluviales de Lorraine. Rapport de synthèse, 46 pp.
- Condron L.M., Frossard E., Tiessen H., Newman R.H. & Stewart J.W.B. (1990).** Chemical nature of organic phosphorus in cultivated and uncultivated soil under different environmental conditions. *Journal of Soil Science*, 41, 41-50.
- Cooper D.M. & Roberts G. (1996).** Nitrate leaching from a small catchment in central England. *Soil Use and Management*, 12, 181-189.
- Cuttle S.P. & Scholefield D. (1995).** Management options to limit nitrate leaching from grassland. *Journal of Contaminant Hydrology*, 20, 299-312.

-D-



- Dahm C.N., Grimm N.B., Marmonier P., Valett H.M. & Vervier P. (1998).** Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters. *Freshwater Biology*, 40, 427-451.
- Davidsson T.E. & Leonardson L.G. (1996).** Effects of nitrate and organic carbon additions on denitrification in two artificially flooded soils. *Ecological Engineering*, 7, 139-149.
- Davidsson T.E., Leonardson L.G. & Balkhag P. (1998).** Small-scale variation in denitrification, nitrate, dissolved organic carbon and nitrous oxide in a flooded wetland soil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26, 1328-1333.
- Davidsson T.E. & Leonardson L.G. (1998).** Seasonal dynamics of denitrification activity in two water meadows. *Hydrobiologia*, 364, 189-198.
- De Foucault B. (1984).** Systémique, structuralisme et synsystématique des prairies hygrophiles des plaines atlantiques françaises. *Thèse d'Etat, Univ. de Rouen*, 675 pp.
- De Klein C.A.M. & Van Logtestijn R.S.P. (1994).** Denitrification in the top soil of managed grasslands in the Netherlands in relation to soil type and fertilizer level. *Plant and Soil*, 163, 33-44.
- De Klein C.A.M. & Van Logtestijn R.S.P. (1996).** Denitrification in grassland soils in the Netherlands in relation to irrigation, N-application rate, soil water content and soil temperature. *Soil Biol. Biochem.*, 28(2), 231-237.
- De Laney T.A. (1995).** Benefits to downstream flood attenuation and water quality as a result of constructed wetlands in agricultural landscapes. *Journal of Soil and Water Conservation*, 50(6), 620-626.
- DeLaune R.D., Boar R.R., Lindau C.W. & Kleiss B.A. (1996).** Denitrification in bottomland hardwood wetland soils of the Cache River. *Wetlands*, 16(3), 309-320.
- Denny P. (1993).** Water management strategies for the conservation of wetlands. *J. IWEM*, 7, 387-394.
- Denudt G. (1975).** Essai de caractérisation de la flore et de la végétation prairiale à l'aide des teneurs minérales. *Thèse de Doctorat, Univ. Cat. De Louvain, Fac. Des Sc. Agro., Labo. d'Ecol. des Prairies*, 118 pp.
- Devienne F & Mary B. (1995).** Influence of constant nitrate concentration on N uptake and growth of wheat. In : *Structure and Function of roots*, Baluska F. et al. (eds), Kluwer Academic Publishers, the Netherlands, 141-147.
- Downes M.T. (1988).** Aquatic nitrogen transformations at low oxygen concentrations. *Appl. Environ. Microbiol.*, 54, 172-175.

- Dorioz J.M. & Fehri A. (1994).** Pollution diffuse et gestion du milieu agricole: transferts comparés de phosphore et d'azote dans un petit bassin versant agricole. *Wat. Res.*, **28**(2), 395-410.
- Duchaufour P. (1970).** *Précis de pédologie*. Masson (ed.), Paris, 481 pp.
- Duchaufour P. (1997).** Abrégé de pédologie, 5. *Masson (ed.)*, Paris, 291 pp.
- Duru M. (1992).** Diagnostic de la nutrition minérale de prairies permanentes au printemps. I. Etablissement de références. *Agronomie*, **12**, 219-233.
- Duru M. & Calvière I. (1996).** Effets des niveaux de nutrition en phosphore et en azote et de la composition botanique de communautés prairiales sur l'accumulation de biomasse au printemps. *Agronomie*, **16**, 217-229.
- Dutoit T. & Alard D. (1995).** Mineral contents and plant diversity in chalk grassland under different management. A case study in Normandy, France. *Vth International Rangeland Congress*, Salt Lake City.
- Duvigneaud J. (1958).** Contribution à l'étude des groupements prairiaux de la plaine alluviale de la Meuse lorraine. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.*, **91**, 7-77.

-E-



- Edwards A.C. & Withers P.J.A. (1998).** Soil phosphorus management and water quality: a UK perspective. *Soil Use and Management*, **14**, 124-130.
- Ellis S., Yamulki S., Dixon E., Harrison R. & Jarvis S.C. (1998).** Denitrification and N₂O emissions from a UK pasture soil following the early spring application of cattle slurry and mineral fertiliser. *Plant and Soil*, **202**, 15-25.
- Engelaar W.M.H.G., Symens J.C., Laanbroek H.J. & Blom C.W.P.M. (1995).** Preservation of nitrifying capacity and nitrate availability in waterlogged soils by radial oxygen loss from roots of wetland plants. *Biol. Fertil. Soils*, **20**, 243-248.
- Estavillo J.M., Rodriguez M., Domingo M., Muñoz-Rueda A. & Gonzalez-Murua C. (1994).** Denitrification losses from a natural grassland in the Basque Country under organic and inorganic fertilization. *Plant and Soil*, **162**, 19-29.
- Estavillo J.M., Rodriguez M. & Gonzalez-Murua C. (1996).** Nitrogen losses by denitrification and leaching in grassland. The effect of cow slurry application. *Fertilizer Research*, **43**, 197-201.
- Euliss N.H., Jr. & Mushet D.M. (1996).** Water-level fluctuation in wetlands as a function of landscape condition in the prairie pothole region. *Wetlands*, **16**(4), 587-593.

-F-



- Faber M. (1994).** Contribution à l'étude hydroclimatique de la Meuse de sa source à la station de Stenay. *Mémoire de maîtrise*, Univ. Nancy, 76 pp.
- Finlayson C.M. & van der Valk A.G. (1995).** Wetland classification and inventory: a summary. *Vegetatio*, **118**, 185-192.
- Flessa H., Wild U., Klemisch M. & Pfadenhauer J. (1998).** Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *European Journal of Soil Science*, **49**, 327-335.

- Freeman C., Lock M.A., Hughes S. & Reynolds B. (1997).** Nitrous oxide emissions and the use of wetlands for water quality amelioration. *Environmental Science & Technology*, **31**(8), 2438-2440.
- Fritz B. & Schenck C. (1984).** Rôle des précipitations atmosphériques dans le transfert des sels. Compte Rendu de la 2^{ème} Conférence Européenne "Chimie et Environnement", Lindau RFA, 21-24 mai 1984.
- Fustec E., Schenck C., Cloots-Hirsh A.R., Soulie M. & Bouton D. (1991).** *Les nitrates dans les vallées fluviales : fonctionnement des systèmes et activités humaines*. Programme Interdisciplinaire de Recherche "Environnement", CNRS, 51 pp.
- Fustec E., Boët P., Amezal A. & Fauchon N. (1999).** Methodology for multifunctional assessment of riverine wetlands in the Seine river basin. *Hydrobiologia*, **410**, 213-221.

-G-

(Faint, illegible text, possibly bleed-through from the reverse side of the page)

- Gaury F. (1992).** Systèmes de culture et teneurs en nitrates des eaux souterraines. *Thèse de Doctorat, ENSA de Rennes*, 229 pp.
- Génermont S. (1996).** Modélisation de la volatilisation d'ammoniac après épandage de lisiers sur parcelle agricole. *Thèse de Doctorat, Univ. Toulouse*, 170 pp + Annexes.
- Gerla P.J. & Matheney R.K. (1996).** Seasonal variability and simulation of ground water flow in a prairie wetland. *Hydrological Processes*, **10**, 903-920.
- Gerloff G.C., Moore D.G. & Curtis J.L. (1966).** Selective absorption of mineral elements by native plants of Wisconsin. *Plant and Soil*, **25**(3), 393-405.
- Germon J.C. & Couton Y. (1999).** La dénitrification dans les sols : régulation de son fonctionnement et applications à la dépollution. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA*, **38**, 67-74.
- Gille E. (1985).** Contribution à l'étude hydrologique des bassins de la Meuse et de la Moselle: problématique de l'utilisation d'un modèle couplé à discrétisation spatiale. *Thèse de Doctorat. Ecole Nat. Sup. des Mines, Univ. Pierre et Marie Curie, Paris*, 213 pp.
- Glendining M.J. & Powlson D.S. (1990).** 130 years of inorganic nitrogen fertilizer applications to the Broadbalk wheat experiment: the effect on soil organic nitrogen. In : *Transactions 14th International Congress of Soil science*, **4**, 9-13. International Society of Soil Science, Kyoto, Japan.
- Gosselink J.G., Hatton R. & Hopkinson C.S. (1984).** Relationship of organic carbon and mineral content to bulk density in Louisiana marsh soils. *Soil Science*, **137**(3), 177-180.
- Gowing D.J.G., Spoor G. & Mountford O. (1998).** The influence of minor variations in hydrological regime on grassland plant communities: implications for water management. In *Joyce C.B. & Wade P.M. (eds.), European Wet Grasslands: Biodiversity, Management and Restoration*, 217-227.
- Granli T. & Bockman O.C. (1994).** Nitrous oxide from agriculture. *Norv. J. Agric. Sci.*, supplément N°12.
- Greiner I. (1997).** Analyse de la variabilité fonctionnelle de la plaine alluviale de la Seine et modélisation des transferts de nitrates. *Thèse de Doctorat, Univ. Paris VI*, 241 pp.
- Gréviollet F. & Muller S. (1995).** Les groupements végétaux prairiaux de la plaine alluviale de la Meuse (Lorraine, France). Position syntaxonomique et biogéographique dans le cadre ouest-européen. *37th IAVS Symposium "Large area vegetation surveys"*, Bailleul.
- Gréviollet F. (1996).** Les écosystèmes prairiaux de la plaine alluviale de la Meuse Lorraine: Phytosociologie, Dynamique et Fonctionnement, en relation avec les gradients hydriques et les modifications des pratiques agricoles. *Thèse de Doctorat, Univ. Metz*, 217 pp.

- Gréviollet F, Krebs L. & Muller S. (1998).** Comparative importance and interference of hydrological conditions and soil nutrient gradients in floristic biodiversity in flood meadows. *Biodiversity and Conservation*, **7**, 1495-1520.
- Grime J.P., Hodgson J.G. & Hunt R. (1988).** Comparative plant ecology : a functional approach to common British species, 742 pp.
- Groffman P.M. & Tiedje J.M. (1989).** Denitrification in north temperate forest soils: Spatial and temporal patterns at the landscape and seasonal scales. *Soil Biol. Biochem.*, **21**, 613-620.
- Groffman P.M., Axelrod E.A., Lemunyon J.L. & Sullivan W.M. (1991).** Denitrification in grass and forested filter strips. *J. Environ. Qual.*, **20**, 671-674.
- Grootjans A.P. (1985).** Changes of groundwater regime in wet meadows. *Thesis, Univ. Groningen, The Netherlands*, 146 pp.
- Grootjans A.P., Schipper P.C. & van der Windt H.J. (1985).** Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows. In *Calthion Palustris stands, Acta Oecol., Oecol. Plant*, **6**, 403-417.
- Guegen (1975).** Les besoins en macro-éléments minéraux des ruminants. Revue "Les minéraux et les vitamines", Tome I, 37-50.

-H-

- Hammer D.A. (1993).** Designing constructed wetlands systems to treat agricultural nonpoint source pollution. In *Olson R.K. (ed.), Created and Natural Wetlands for controlling Non point Source Pollution*. US EPA Office of Research and Development and Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, Boca Raton, Florida. CRC Press, Inc.
- Harmand D. (1992).** Histoire de la vallée de la Meuse Lorraine. *Presse Universitaire de Nancy*, 146 pp.
- Harvey J.W., Wagner B.J. & Bencala K.E. (1996).** Evaluating the reliability of the stream tracer approach to characterize stream-subsurface water exchange. *Water Resources Research*, **32**, 2441-2451.
- Hassink J. (1992).** Effect of grassland management on N mineralization potential, microbial biomass and N yield in the following year. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, **40**, 173-185.
- Hassink J. (1995).** Prediction of the non-fertilizer N supply of mineral grassland soils. *Plant and soil*, **176**, 71-79.
- Hatch D.J., Jarvis S.C., Rook A.J. & Bristow A.W. (1997).** Ionic contents of leachate from grassland soils: a comparison between ceramic suction cup samples and drainage. *Soil Use and Management*, **13**, 68-74.
- Haukos D.A. & Smith L.M. (1996).** Effects of moist-soil management on playa wetlands soils. *Wetlands*, **16**(2), 143-149.
- Haycock N.E. & Pinay G. (1993).** Nitrate reduction in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. *J. Environ. Qual.*, **22**(2), 273-278.
- Heiler G., Heilt T., Schiemer F. & Bornette G. (1995).** Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river floodplain system. *Regulated Rivers, Research & Management*, **11**, 351-361.
- Henault C., Devroe C., Reau R. & Germon J.C. (1996).** Estimation of N₂O fluxes under rape for biological fuel production, bare soil and grass fallow. In : *Progress in nitrogen cycling studies*, (eds Van Cleemput O. et al.). Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, 559-566.

- Henault C., Devis X., Page S., Justes E. & Reau R. (1998).** Nitrous oxide emissions under different soil and land management conditions. *Biol. Fertil. Soils*, **26**, 199-207.
- Henry C.P. & Amoros C. (1995).** Restoration ecology of riverine wetlands. II. An example in a former channel of the Rhône river. *Environmental Management*, **19**(6), 903-913.
- Henry C.P. & Amoros C. (1996).** Restoration ecology of riverine wetlands. III. Vegetation survey and monitoring optimization. *Ecological Engineering*, **7**, 35-58.
- Higgins M.J., Rock C.A., Bouchard R. & Wengrezynek B. (1993).** Controlling agricultural runoff by use of constructed wetlands. In *Moshiri G.A. (ed.), Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Boca Raton, Florida, Lewis Publishers, Inc.
- Hooda P.S., Moynagh M., Svoboda I.F., Thurlow M., Stewart M., Thomson M. & Anderson H.A. (1997).** Soil and land use effects on phosphorus in six streams draining small agricultural catchments in Scotland. *Soil Use and Management*, **13**, 196-204.
- Hopkins D.W., Dundee L., Webster E.A. & Šimek M. (1997).** Biological production and consumption of nitrous oxide in soils. *Eur. J. Soil Biol.*, **33**(3), 145-151.
- Howard-Williams C. (1985).** Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands : a theoretical and applied perspective. *Freshwater Biology*, **15**, 391-431.
- Hubbard R.K., Newton G.L., Davis J.G., Lowrance R. & Vellidis G. (1994).** Grass-riparian zone buffer systems for filtering swine lagoon waste. In *Dufoway P.J. & Reaves R.P. (eds.), Constructed Wetlands for Animal Waste Management*. Department of Forestry and Natural Resources, Purdue University, West Lafayette, Indiana.
- Hughes J.M.R. (1995).** The current status of European wetland inventories and classifications. *Vegetatio*, **118**, 17-28.
- Hunt R.J., Krabbenhoft D.P. & Anderson M.P. (1996).** Groundwater inflow in wetlands systems. *Wat. Res. Research*, **32**(3), 495-507.

-J-

- Jadhav R.S. & Buchberger S.G. (1995).** Effects of vegetation on flow through free water surface wetlands. *Ecological Engineering*, **5**, 481-496.
- Jamagne M. (1967).** Bases et Techniques d'une cartographie des sols. Versailles, INRA, vol. 18.
- Jambert C. (1995).** Emissions de composés azotés dans l'atmosphère par les agrosystèmes fertilisés: maïsiculture dans les Landes de Gascogne. *Thèse de Doctorat, Univ. Toulouse*, 111 pp + annexes.
- Jarvis S.C. (1992).** Nutrient cycling and flows. *IGER Report*, 51-58.
- Jarvis S.C. (1993).** Nitrogen cycling and losses from dairy farms. *Soil Use and Management*, **9**(3), 99-105.
- Johnson D.C., Selim H.M., Ma L., Southwick L.M. & Willis G.H. (1995).** Movement of atrazine and nitrate in sharkey clay soil : evidence of preferential flow. *Louisiana State University Agricultural Center, Bulletin* 846.
- Joret G. & Hébert J. (1955).** Contribution à la détermination du besoin des sols en acide phosphorique. *Ann. Agron.*, **2**, 233-299.
- Joyce C.B. & Wade P.M. (1998).** Wet grasslands: a European perspective. In *Joyce C.B. & Wade P.M. (eds.), European Wet Grasslands: Biodiversity, Management and Restoration*, 1-12.

Justin S.H.F.W. & Armstrong W. (1987). The anatomical characteristics of roots and plant response to soil flooding. *New Phytol.*, **106**, 465-495.

-K-

- Kjeldahl J. (1883).** Neue methode zur Bestimmung des Stickstoffs in organischen Körpern. *Z. Anal. Chem.*, **22**, 366-382.
- Kliwer B.A. & Gilliam J.W. (1995).** Water table management effects on denitrification and nitrous oxide evolution. *Soil Science Society of America Journal*, **59**(6), 1694-1701.
- Knauer N. & Mander Ü. (1989).** Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotop an Gewässern in Schleswig-Holstein. I. Mitteilung: Filterung von Stickstoff und Phosphor. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung*, **30**, 365-376.
- Koerselman W., Van Kerkhoven M.B. & Verhoeven J.T.A. (1993).** Release of inorganic N, P and K in peat soils: effect of temperature, water chemistry and water level. *Biogeochemistry*, **20**, 63-81.
- Koerselman W. & Verhoeven J.T.A. (1995).** Eutrophication of fen ecosystems; external and internal nutrient sources and restoration strategies. In *Wheeler B.D., Shaw S., Fojt W. & Robertson R.A. (eds.), Restoration of temperate wetlands*. Wiley, Chichester, 91-112.
- Koerselman W. & Meuleman A.F.M. (1996).** The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *J. Appl. Ecol.*, **33**, 1441-1450.
- Koops J.G., Van Beusichem M.L. & Oenema O. (1997).** Nitrous oxide production, its source and distribution in urine patches on grassland on peat soil. *Plant and Soil*, **191**, 57-65.
- Koottatep T. & Polprasert C. (1997).** Role of plant uptake on nitrogen removal in constructed wetlands located in the tropics. *Wat. Sci. Tech.*, **36**(12), 1-8.
- Krebs L. (1995).** Prairies alluviales de Lorraine et qualité des eaux souterraines. *Mémoire D.E.S.E., F.U.L. - Univ. Metz*, 73 pp.
- Krebs L., Corbonnois J. & Muller S. (1999).** The impact of hydrological fluctuations on shallow groundwater hydrochemistry under two alluvial meadows. *Hydrobiologia*, **410**, 195-206.
- Kugler J. (1988).** Approche méthodologique pour la modélisation du transfert des nitrates vers la nappe phréatique d'Alsace: cas de la zone inondable du Ried Central de l'Ill. *Thèse de Doctorat, Univ. Strasbourg*, 186 pp.

-L-

- Lafolie F. & Neel C. (1997).** Migration du nitrate dans la zone non saturée et impacts sur la qualité des eaux souterraines. In *INRA (ed.), Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Reims, 55-67.
- Lambers H., Simpson R.J., Beillarz V.C. & Dalling M.J. (1982).** Growth and translocation of C and N in wheat (*Triticum aestivum L.*) grown with a split-root system. *Physiol. Plant*, **56**, 421-429.
- Lambert J & Toussaint B. (1978).** Etude des facteurs qui influencent la teneur en phosphore des herbages. *Phosphore et Agriculture*, **73**, 1-13.
- Lambert R, Lambert J & Toussaint B. (1992).** Résultats d'un essai d'épuisement du sol en phosphore (1984-1990). *Communication n° 50, Laboratoire d'Ecologie des prairies, Michamps*, 35 pp.

- Lambert J. (1994).** Modes opératoires, analyse des végétaux. *Fac. des Sc. Agro. de Louvain, UCL*, 49 pp.
- Lambinon J., De Langhe J.E., Delvosalle L. & Duvigneaud J. (1992).** Nouvelle flore de Belgique, du G.D. du Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines, 4. *Patrimoine du Jardin Botanique Naturel de Belgique (ed.)*, 1092 pp.
- Laudelout H. (1990).** Les bases quantitatives de la production et du mouvement des nitrates. In "Nitrates, agriculture, eau". Edited by Calvet R., Paris la Défense, 139-156.
- Lavado R.S., Rubio G., Casasola G. & Alvarez C.R. (1993).** Effect of waterlogging and application of nitrogen and phosphorus fertilizer on the production of two species of an Argentine natural grassland. In Barrow N.J. (ed.), *Plant Nutrition from Genetic Engineering to Field Practice*. Dordrecht, 341-344.
- Lemaire F. (1975).** Action comparée de l'alimentation azotée sur la croissance du système racinaire et des parties aériennes des végétaux. *Annales Agronomiques*, **26**, 59-74.
- Lemaire G., Gastal F., Plenet D & Le Bot J. (1997).** Le prélèvement d'azote par les peuplements végétaux et la production des cultures. In : *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, Lemaire G & Nicolardot B.(eds), INRA Editions, 121-139.
- Lemée G. (1978).** Précis d'écologie végétale. Masson, Paris, 321 pp.
- Leonardson L., Bengtsson L., Davidsson T., Persson T. & Emanuelsson U. (1994).** Nitrogen retention in artificially flooded meadows. *Ambio*, **23**(6), 332-341.
- Limani A. & Améziane R. (1997).** Nutrition azotée et distribution du carbone dans la plante. In "Assimilation de l'azote chez les plantes: aspects physiologique, biochimique et moléculaire". INRA (ed.), Paris, 422 pp.
- Linberg R.D. & Runnells D.D. (1984).** Ground water redox reactions: an analysis of equilibrium state applied to Eh measurements and geochemical modeling. *Science*, **225**, 925-927.
- Lofthfield N., Flessa H., Augustin J. & Beese F. (1997).** Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases CH₄, CO₂ and N₂O. *J. Environm. Quality*, **26**, 560-564.
- Loiseau P. & Decau M.L. (1995).** Minéralisation et organisation de l'azote dans les sols prairiaux estimées à partir des données de marquage ¹⁵N des parties aériennes à la récolte. In : *Utilisation des isotopes stables pour l'étude du fonctionnement des plantes*, INRA-Editions, Paris, Les Colloques de l'INRA, **70**, 299-314.
- Loucks O.L. (1990).** Restoration of the pulse control function of wetlands and its relationship to water quality objectives. In Kusler J.A. & Kentula M.E. (eds), 55-64.
- Lowrance R., Todd R. & Asmussen L. (1983).** Water-borne nutrient budgets for the riparian zone of an agricultural watershed. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **10**, 371-384.
- Lowrance R., Todd R., Fail J., Jr., Hendrickson O., Leonard R. & Asmussen L. (1984).** Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *Bioscience*, **34**, 374-377.
- Lowrance R., Leonard R. & Sheridan J. (1985).** Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution. *J. Soil Water Conserv.*, **40**, 97-91.
- Lowrance R., Vellidis G. & Hubbard R.K. (1995).** Denitrification in a Restored Riparian Forest Wetland. *Journal of Environmental Quality*, **24**(5), 808-815.

- Maag M., Malinovsky M. & Nielsen S.M. (1997). Wetlands and aquatic processes. *J. Environ. Qual.*, **26**, 215-223.
- Magnanon S. (1991). Contribution à l'étude des prairies naturelles inondables des marais de Donges et de l'estuaire de la Loire. Phyto-écologie, Phytosociologie, valeur agronomique. *Thèse de Doctorat, Univ. De Nantes*, 269 pp.
- Maltby E., Hogan D.V., Immirzi C.P., Tellam J.H. & Van der Peijl M.J. (1994). Building a new approach to the investigation and assessment of wetland ecosystem functioning. In Mitsch W.J. (ed), *Global Wetlands: Old World and New Elsevier Sc.*, Amsterdam, NL, 637-658.
- Maraux F. (1994). Modélisation mécaniste et fonctionnelle du bilan hydrique des cultures. Le cas des sols volcaniques du Nicaragua. *Thèse de Doctorat INA-PG*, 268 pp.
- Mariotti A. (1997). Quelques réflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystèmes. In INRA (ed.), *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Reims, 9-22.
- Martin H.W., Ivanoff D.B., Graetz D.A. & Reddy K.R. (1997). Water table effects on histosol drainage water carbon, Nitrogen, and phosphorus. *Journal of Environmental quality*, **26**(4), 1062-1071.
- Martin J.F. & Reddy K.R. (1997). Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes. *Ecological Modelling*, **105**, 1-21.
- Martinez J. & Guiraud G. (1990). A lysimeter study of the effects of a ryegrass catch crop, during a winter wheat/maize rotation, on nitrate leaching and on the following crop. *J. Soil Sci.*, **41**, 5-16.
- Mary B., Beaudoin N. & Benoit M. (1997). Prévention de la pollution nitrique à l'échelle du bassin d'alimentation en eau. In INRA (ed.), *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Reims, 289-312.
- Mary B. (1992). Gérer l'interculture pour maîtriser la pollution nitrique. Actes de la journée d'étude "Interculture et nitrate", CORPEN-COMIFER, 29 janvier 1992, 15 pp.
- Matheney R.K. & Gerla P.J. (1996). Environmental isotopic evidence for the origins of ground and surface water in a prairie discharge wetland. *Wetlands*, **16**(2), 109-120.
- McJannet C.L., Keddy P.A. & Pick F.R. (1995). Nitrogen and phosphorus tissue concentrations in 41 wetland plants : a comparison across habitats and functional groups. *Functional Ecology*, **9**, 231-238.
- Mejia M.N. & Madramootoo C.A. (1998). Improved water quality through water table management in Eastern Canada. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, **124**(2), 116-122.
- Mentre-Hildebrand A. (1986). Contribution à l'étude des phénomènes hydro-climatiques, le cas du bassin lorrain de la Meuse. *Thèse de Doctorat, Univ. Nancy*, 379 pp.
- Metson A.J. (1956). Methods of chemical analysis for soil survey samples. *NZ Soil Bur.*, Bull. n° 12.
- Meybeck M. (1982). Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science*, **282**, 401-450.
- Myers R.J.K., Campbell C.A. & Weier K.L. (1982). Quantitative relationship between net nitrogen mineralization and moisture content of soils. *Canadian Journal of Soil Science*, **62**, 111-124.
- Mitsch W.J., Wu X., Nairn R.W., Weihe P.E., Wang N., Deal R. & Boucher C.E. (1998). Creating and restoring wetlands: a whole-ecosystem experiment in self-design. *BioScience*, **48**(12), 1019-1030.

- Montagne S. (1995).** Les écoulements souterrains de la poche alluviale de Stenay. *Mémoire de maîtrise*, Univ. Metz, 71 pp.
- Morot-Gaudry J.F. (1997).** Assimilation de l'azote chez les plantes: aspects physiologique, biochimique et moléculaire. *INRA (ed.)*, Paris, 422 pp.
- Moser M. & Haselwandter K. (1983).** Ecophysiology of mycorrhizal symbiosis. In : *Lange O.L., Nobel P.S., Osmond C.B. & Ziegler H. (Eds), Responses to the chemical and biological environment.* Part C, 391-421. *Encycl. Plant Physiology N.S. vol. 12*, Springer, Berlin.
- Mosier A.R. (1989).** Chamber and isotope techniques. In *Andreae M.O & Schimel D.S. (eds.), Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere.* Life Sciences Research Report 47, John Wiley, Chichester, pp.175-187.
- Moutonnet P., Guiraud G. & Marol C. (1989).** Le tensiomètre et la teneur en nitrates de la solution de sol. *Bulletin du G.F.H.N.*, **26**, 12-29.
- Moutonnet P., Pagenel J.F. & Fardeau J.C. (1993).** Simultaneous field measurement of nitrate-nitrogen and matric pressure head. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **57**, 1458-1462.
- Moutonnet P. & Fardeau J.C. (1997).** Inorganic nitrogen in soil solution collected with Tensionic samplers. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **61**, 822-825.
- Muchovej R.M.C. & Recheigl J.E. (1994).** Impact of nitrogen fertilization of pastures and turfgrasses on water quality. In *Lal R. & Stewart B.A. (eds.), Soil processes and water quality.* Lewis publishers, Boca Raton, 91-135.
- Muller S. (1983).** Etude phytosociologique des formations prairiales et palustres de la vallée de la Meuse entre Vilosnes et Pouilly. Evaluation de l'intérêt floristique, phytoécologique et agronomique de ces milieux. Ministère de l'Environnement, 14 p et annexes.

-N-

- ~~~~~
- Naiman R.J., Décamps H. & Pollock M. (1993).** The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, **3**(2), 209-212.
- Naiman R.J. & Décamps H. (1990).** *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones.* The Parthenon Publishing Group. Man and the Biosphere series, 4, 316 pp.
- Neill C. (1994).** Primary production and management of seasonally flooded prairie marshes harvested for wild hay. *Can. J. Bot.*, **72**, 801-807.
- Nicholls K.H. & Cox C.M. (1978).** Atmospheric nitrogen and phosphorus loading to Harpe Lake, Ontario, Canada. *Water Resourc. Res.*, **14**(4), 589-592.
- Nicolardot B., Mary B., Houot S. & Recous S. (1997).** La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. In *INRA (ed.), Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes.* Reims, 87-103.

-O-

- ~~~~~
- Olf H., Berendse F. & de Visser W. (1994).** Consequences of changing nutrient supply rates for grassland vegetation. Seasonal dynamics of nitrogen mineralization, biomass and tissue nutrient concentrations. *J. of Ecol.*, **82**, 611-620.

- Oomes M.J.M. (1991).** Effects of groundwater level and the removal of nutrients on the yield of non-fertilized grassland. *Acta Oecologica*, **12**(4), 461-469.
- Oomes M.J.M. & Kemmers R.H. (1994).** Effects of raising the groundwater level on availability and uptake of nutrients by grassland. *Berichte der Norddeutsche Naturschutz Akademie*, **8**, 13-16.
- Oomes M.J.M. & Altena H.J. (1994).** Decrease in grassland production by management of vegetation and groundwater. In *Mannetje L. & Frame J. (eds.), Grassland and Society*, 328-331.
- Oomes M.J.M., Olff H. & Altena H.J. (1996).** Effects of vegetation management and raising the water table on nutrient dynamics and vegetation change in a wet grassland. *Journal of Applied Ecology*, **33**, 576-588.
- Oomes M.J.M. & Van der Werf A. (1996).** Restoration of species diversity in grasslands: the effect of grassland management and changes in ground water level. *Acta Botanica Gallica*, **143**(4/5), 451-461.
- Oomes M.J.M., Kuikman P.J. & Jacobs F.H.H. (1997).** Nitrogen availability and uptake by grassland in mesocosms at two water levels and two water qualities. *Plant and Soil*, **192**, 249-259.
- Ourry A., Boucaud J. & Duyme M. (1990).** Sink control of nitrogen assimilation during re-growth of ryegrass. *Plant Cell. Env.*, **13**, 182-189.
- Ourry A., Kim T.H. & Boucaud J. (1994).** Nitrogen reserve mobilization during re-growth of *Medicago sativa* L. : Relationships between their availability and re-growth yield. *Plant Physiol.*, **105**, 831-837.

-P-



- Patrick W.H. Jr. & Tusneem M.E. (1972).** Nitrogen loss from flooded soil. *Ecology*, **53**(4), 735-737.
- Patrick W.H. Jr & Khalid R.A. (1974).** Phosphate release and sorption by soils and sediments: effect of aerobic and anaerobic conditions. *Science*, **186**, 53-55.
- Patrick W.H. Jr. (1982).** Nitrogen transformations in submerged soils. In: *Nitrogen in agricultural soils*. Agronomy Monogr. **22**, Am. Soc. Agron., Madison, Wisconsin, 449-465.
- Paul J.W., Etches V. & Zebarth B.J. (1997).** Increased denitrification below the root zone in the fall following a spring manure application. *Canadian Journal of Soil Science*, **77**, 249-251.
- Pautou G. (1975).** Contribution à l'étude écologique de la plaine alluviale du Rhône entre Seyssel et Lyon. *Thèse de Doctorat, Univ. de Grenoble*, 375 pp.
- Pavel E.W., Renau Jr R.B., Berry D.F., Smith E.P. & Mostaghimi S. (1996).** Denitrification potential of nontidal riparian wetland soils in the Virginia coastal plain. *Wat. Res.*, **30**(11), 2798-2804.
- Pegtel D.M. (1987).** Soil fertility and the composition of semi-natural grassland. In *van Andel J., Bakker J.P. & Snaydon R.W. (eds.), Disturbance in grasslands*. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, 51- 66.
- Pegtel D.M., Bakker J.P., Verweij G.L. & Fresco L.F.M. (1996).** N, K, and P deficiency in chronosequential cut summer-dry grasslands on gley podzol after cessation of fertilizer application. *Plant and Soil*, **178**, 121-131.
- Peterjohn W.T. & Correll D.L. (1984).** Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, **65**(5), 1466-1475.
- Pieczynska E. (1990).** Lentic aquatic-terrestrial ecotones : their structure, functions and importance. In : *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*, Naiman R.J. & Décamps H. ed., M.A.B. sér., 4, UNESCO publ., Paris, 103-140.

- Pinay G. (1986).** Relation sol-nappe dans les bois riverains de la Garonne. Etude de la dénitrification. *Thèse de Doctorat, Univ. Lyon I*, 200 pp.
- Pinay G. (1987).** Impact of a riparian forest on the nitrogen content of phréatic water on the Garonne basin. MAB. 5. UNESCO, *Proceedings of a workshop*, Toulouse, April 1986.
- Pinay G. & Decamps H. (1988).** The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. *Regulated Rivers: Research and Management*, **2**, 507-516.
- Pinay G., Fabre A., Vervier P. & Gazelle F. (1992).** Control of C, N, P distribution in soils of riparian forests. *Landscape Ecology*, **7**, 121-132.
- Pinay G., Ruffinoni C. & Fabre A. (1995).** Nitrogen cycling in two riparian forest soils under different geomorphic conditions. *Biogeochemistry*, **30**, 9-29.
- Poss R., Noble A.D., Dunin F.X. & Reyenga W. (1995).** Evaluation of ceramic cup samplers to measure nitrate leaching in the field. *European Journal of Soil Science*, **46**, 667-674.
- Poth M. & Focht D.D. (1985).** ¹⁵N kinetic analysis of N₂O production by *Nitrosomonas europaea*: an examination of nitrifier denitrification. *Appl. Environ. Microb.*, **49**, 1140-1151.
- Powelson D.S. (1993).** Understanding the soil nitrogen cycle. *Soil Use and Management*, **9**(3), 86-94.
- Prach K. & Rauch O. (1992).** On filter effects of ecotones. *Ekológia*, **11**(3), 293-298.
- Probst J.L. (1985).** Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne basin (France). *Journal of Hydrology*, **76**, 281-305.

-R-

- ~~~~~
- Readman J. (1993).** Ces herbes qu'on dit mauvaises. *Terre vivante (ed.)*, Paris, 64 pp.
- Réal B. (1998).** Etude de l'efficacité de dispositifs enherbés. *Institut Technique des Céréales et des fourrages, Agence de l'Eau Loire-Bretagne*, 29 pp.
- Recous S., Loiseau P., Machet J.M. & Mary B. (1997).** Transformations et devenir de l'azote de l'engrais sous cultures annuelles et sous prairies. In *INRA (ed.)*, *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Reims, 106-120.
- Reddy K.R., Flaig E.G. & Graetz D.A. (1996).** Phosphorus storage capacity of uplands, wetlands and streams of the Lake Okeechobee Watershed, Florida. *Agricultural, Ecosystems and Environment*, **59**, 203-216.
- Reutenauer D. (1987).** Variabilité spatiale des propriétés physiques et hydriques des sols et des formations superficielles du bassin versant de la Fecht, en amont de Turckheim (Haut-Rhin - France). *Thèse de Doctorat, Univ Strasbourg I*, 280 pp.
- Rey Benayas J.M.R., Sánchez-Colomer M.G., Levassor C. & Vázquez-Dodero I. (1998).** The role of wet grasslands in biological conservation in Mediterranean landscapes. In *Joyce C.B. & Wade P.M. (eds.)*, *European Wet Grasslands: Biodiversity, Management and Restoration*, 61-72.
- Richardson C.J. (1985).** Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science*, **228**, 1424-1427.
- RIZA (1993).** Reports of the project "Ecological rehabilitation of the river Meuse". "La moyenne Meuse" comme référence pour la Grensmaas ? Un inventaire. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, RIZA, Directie Limburg, 85 pp.

- Rubio G., Lavado R.S., Rendina A., Bargiela M., Porcelli C. & de Iorio A.F. (1995).** Waterlogging effects on organic phosphorus fractions in a toposequence of soils. *Wetlands*, **15**(4), 386-391.
- Ruffinoni C. (1994).** Rôle des ripisylves dans la réduction des pollutions azotées diffuses en milieu fluvial. *Thèse de Doctorat, Université de Toulouse*, 164 pp.
- Ryan M., Noonan D. & Fanning A. (1998).** Relative denitrification rates in surface and subsurface layers of a mineral soil. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, **37**, 141-157.
- Ryden J.C., Skinner J.H. & Nixon D.J. (1987).** Soil core incubation system for the field measurement of denitrification using acetylene-inhibition. *Soil Biology & Biochemistry*, **19**, 753-757.

-S-

- Salette J., Decau M.L. & Vertes F. (1989).** ¹⁵N study of nitrogen uptake by tall fescue throughout a spring growth. *XVI International Grassland Congress, Nice, France*, 167-168.
- Sánchez-Pérez J.M., Trémolières M., Schnitzler A. & Carbiener R. (1991a).** Evolution de la qualité physico-chimique des eaux de la frange superficielle de la nappe phréatique en fonction du cycle saisonnier et des stades de succession des forêts alluviales rhénanes (*Quercus-Ulmetum minoris* Issl. 24). *Acta Oecologica*, **12**(5), 581-601.
- Sánchez-Pérez J.M., Trémolières M. & Carbiener R. (1991b).** Une station d'épuration naturelle des phosphates et nitrates apportés par les eaux de débordement du Rhin : la forêt alluviale à frêne et orme. *C. R. Acad. Sci.*, **312**(3), 395-402.
- Sánchez-Pérez J.M. (1992).** Fonctionnement hydrochimique d'un écosystème forestier inondable de la plaine du Rhin. La forêt alluviale du secteur de l'île de Rhinau en Alsace (France). *Thèse de Doctorat, Univ. Strasbourg I*, 176 pp.
- Sánchez-Pérez J.M., Trémolières M., Schnitzler A., Badre B. & Carbiener R. (1993).** Nutrient content in alluvial soils submitted to flooding in the Rhine alluvial deciduous forest. *Acta Oecologica*, **14**(3), 371-387.
- Sánchez-Pérez J.M. & Trémolières M. (1997).** Variation in nutrient levels of the groundwater in the Upper Rhine alluvial forests as a consequence of hydrological regime and soil texture. *Global Ecol. & Biogeogr.*, **6**, 211-217.
- Sánchez-Pérez J.M., Trémolières M., Takatert N., Ackerer P., Eichhorn A. & Maire G. (1999).** Quantification of nitrate removal by a flooded alluvial zone in the Ill floodplain (Eastern France). *Hydrobiologia*, **410**, 185-193.
- Saunders W.M.H. & Metson A.J. (1971).** Seasonal variation of phosphorus in soil and pasture. *N.Z. Journal of Agricultural Research*, **14**, 307-328.
- Shaffer P.W., Kentula M.E. & Gwin S.E. (1999).** Characterization of wetland hydrology using hydrogeomorphic classification. *Wetlands*, **19**(3), 490-504.
- Sharpley A.N. & Syers J.K. (1979).** Phosphorus inputs into a stream draining an agricultural watershed. II. Amounts and relative significance of runoff types. *Water, Air and Soil Pollution*, **11**, 417-428.
- Schenck C. (1989).** La pollution d'origine agricole de la nappe phréatique en Alsace. *Bulletin de la Société Industrielle de Mulhouse*, **817**, 102-112.
- Sélinger-Looten R., Grévillet F. & Muller S. (1999).** Structure of plant communities and landscape patterns in alluvial meadows of two flood plains in the north-east of France. *Landscape Ecology*, **14**, 213-229.

- Seitzinger S.P. (1994).** Linkages between organic matter mineralization and denitrification in eight riparian wetlands. *Biogeochemistry*, **25**, 19-39.
- Schnitzler A. (1988).** Typologie phytosociologique, écologie et dynamique des forêts alluviales du complexe géomorphologique ello-rhénan. *Thèse d'Etat. Univ. Strasbourg*, 494pp.
- Šimek M. & Kalčík J. (1998).** Carbon and nitrate utilization in soils: the effect of long-term fertilization on potential denitrification. *Geoderma*, **83**, 269-280.
- Šimek M. (1999).** The response of denitrifiers in a sandy loam soil affected by a long-term fertilization to organic carbon and nitrate. *Folia Microbiol.*, **44**(1), 85-89.
- Simon J.C. & Vertes F. (1996).** Prairie et qualité des eaux. Colloque, *Progetto Finalizzato Forraggiocultura prativa*, Lodi (Italia), 12 pp.
- Simon J.C., Peyraud J.L., Decau M.L., Delaby L., Vertes F. & Delagarde R. (1997).** Gestion de l'azote dans les systèmes prairiaux pâturés permanents ou de longue durée. In *INRA (ed.), Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Reims, 201-216.
- Smidt E.L. & Belser L.W. (1982).** Nitrifying bacteria. In: *Methods of soil analysis: Part 2, Chemical and Microbiological Properties*, 2nd edn (eds Page A.L. et al.), pp. 1027-1042. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, WI.
- Smith M.S. & Tiedje J.M. (1979).** The effects of roots on soil denitrification. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **43**, 951-955.
- Smith K.A., McTaggart L.P. & Tsuruta H. (1997).** Emissions of N₂O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential for mitigation. *Soil Use and Management*, **13**, 296-304.
- Smith K.A., Thomson P.E., Clayton H., McTaggart L.P. & Conen F. (1998).** Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. *Atmospheric Environment*, **32**(19), 3301-3309.
- Sørensen J. (1978).** Denitrification rates in a marine sediment as measured by the acetylene inhibition technique. *Appl. Envir. Microbiol.*, **36**, 139-143.
- Starr R.C. & Gilham R.W. (1993).** Denitrification and organic carbon availability in 2 aquifers. *Groundwater*, **31**, 934-947.

-T-

- ~~~~~
- Taub D.R. & Goldberg D. (1996).** Root system topology of plants from habitats differing in soil resource availability. *Functional Ecology*, **10**, 258-264.
- Takatert N. (1999).** Fonctionnement biogéochimique d'une zone alluviale inondable dans le champ d'inondation de l'Ill. *Thèse de Doctorat, Univ. Strasbourg I*, 205 pp.
- Thomas D.L., Douglas C.F., Smith M.C., Parker M.B. & Stephenson M.G. (1992).** Controlled-drainage and nitrogen rate effects on nitrate-nitrogen losses. *ASAE Paper No 92-2646. Am. Soc. Agric. Engrs.*, St. Joseph, MI.
- Tiedje J.M. (1988).** Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In Zehnder A.J.B. (Ed.), *Biology of anaerobic Microorganisms*, 179-245.
- Tiessen H., Stewart J.W.B. & Moir J.O. (1983).** Changes in organic and inorganic phosphorus composition of two grassland soils and their particle size fractions during 60-90 years of cultivation. *J. Soil Sci.*, **34**, 815-823.

- Tomaszek J.A. (1995).** Relationship between denitrification and redox potential in two sediment-water systems. *Mar. Freshwater Res.*, **46**, 27-32.
- Toussaint B. & Lambert J. (1992).** Fertilisation azotée. Nutrition azotée de la prairie de fauche. *Revue de l'Agriculture*, **45**, 317-330.
- Trellu F. (1998).** Peupliers, eau et éléments minéraux. *Journée CRPF*, juillet 1998, 10 pp.
- Trémolières M., Carbiener D., Carbiener R., Eglin I., Robach F., Sánchez-Pérez J.M., Schnitzler A. & Weiss D. (1991).** Zones inondables, végétation et qualité de l'eau en milieu alluvial rhénan: l'île de Rhinau, un site de recherches intégrées. *Bull. Ecol.*, **22**(4), 317-336.
- Trevor J.T. (1985).** The influence of oxygen concentrations on denitrification in soils. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **23**, 152-155.
- Treweek J.R., Mountford J.O., Manchester S.J., Pywell R., Swetnam R., Brown N., Caldow R., Hodge I., Tallwin J., Armstrong A., Rose S. & Miles D. (1998).** Wetland restoration research in Environmentally Sensitive Areas. In *Bailey R.G., José P.V. & Sherwood B.R. (eds.)*, United Kingdom Floodplains. Westbury Publishing, 349-369.
- Triboï E., (1987).** Recovery of mineral N fertilizer in herbage and soil organic matter in grasslands of the Massif Central, France. *Fertilizer Research*, **13**, 99-116.
- Triska F.J., Duff J.H. & Avanzino R.J. (1993a).** The role of water exchange between a stream channel and its hyporheic zone in nitrogen cycling at the terrestrial-aquatic interface. *Hydrobiologia*, **251**, 167-184.
- Triska F.J., Duff J.H. & Avanzino R.J. (1993b).** Patterns of hydrological exchange and nutrient transformation in the hyporheic zone of a gravel-bottom stream: examining terrestrial – aquatic linkages. *Freshwater Biology*, **29**, 259-274.
- Truus L. & Tônisson A. (1998).** The ecology of floodplain grasslands in Estonia. In *Joyce C.B. & Wade P.M. (eds.)*, *European Wet Grasslands: Biodiversity, Management and Restoration*, 49-60.
- Turpin N., Vernier F. & Joncour F. (1997).** Transferts de nutriments des sols vers les eaux – Influence des pratiques agricoles. *Ingénieries-EAT*, **11**, 3-16.

-V-

- Van den Pol Van Dasselaar A. & Lantinga E.A. (1995).** Modelling the carbon cycle of grassland in the Netherlands under various management strategies and environmental conditions. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, **43**, 183-194.
- Van der Hoek D. & Braakhekke W. (1998).** Restoration of soil chemical conditions of fen-meadow plant communities by water management in The Netherlands. In *Joyce C.B. & Wade P.M. (eds.)*, *European wet grasslands: Biodiversity, Management and Restoration*, 265-275.
- Van Diggelen R., Grootjans A.P. & Wierda A.K. (1995).** Hydro-ecological landscape analysis: a tool for wetland restoration. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung*, **36**, 125-131.
- Van Duren I.C., Pegtel D.M., Aerts B.A. & Inberg J.A. (1997).** Nutrient supply in undrained and drained *Calthion* meadows. *Journal of Vegetation Science*, **8**, 829-838.
- Vanek V. (1992).** Restoration of agricultural watersheds: an overview. In *Finlayson C.M. (ed.)*, *Integrated management and conservation of wetlands in agricultural and forested landscapes*. Proceedings of a workshop, March 1992, Trebon, Czechoslovakia. International Water-fowl and Wetlands Research Bureau special publication number **22**, 79-82.

- Van der Woude B.J., Pegtel D.M. & Bakker J.P. (1994).** Nutrient limitation after long-term nitrogen fertilizer application in cut grasslands. *Journal of Applied Ecology*, **31**, 405-412.
- Van Oorschot M., Robbemont E., Boerstal M., Van Strien I. & Van Kerkhoven-Schmitz M. (1997).** Effects of enhanced nutrient availability on plant and soil nutrient dynamics in two English riverine ecosystems. *Journal of Ecology*, **85**, 167-179.
- Van Veen J.A. (1987).** The use of simulation models of the turnover of soil organic matter : an intermediate report. *Transactions XIIIth Congress of Soil Science*, **6**, 626-635. International Society of Soil Science, Hamburg, Germany.
- Velthof G.L. & Oenema O. (1995a).** Nitrous oxide fluxes from grassland in the Netherlands : I. Statistical analysis of flux-chamber measurements. *European Journal of Soil Science*, **46**, 533-540.
- Velthof G.L. & Oenema O. (1995b).** Nitrous oxide fluxes from grassland in the Netherlands: II. Effects of soil type, nitrogen fertilizer application and grazing. *European Journal of Soil Science*, **46**, 541-549.
- Velthof G.L., Oenema O., Postma R. & Van Beusichem M.L. (1997).** Effects of type and amount of applied nitrogen fertilizer on nitrous oxide fluxes from intensively managed grassland. *Nutrient Cycling in Agro-ecosystems*, **46**, 257-267.
- Verbene E.L.J., Hassink J., de Willigen P., Groot J.J.R. & van Veen J.A. (1990).** Modelling organic matter dynamics in different soils. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, **38**, 221-238.
- Vermeer J.G. (1986).** The effect of nutrient addition and lowering of the water table on shoot biomass and species composition of a wet grassland community (*Cirsio-Molinietum Siss. et de Vries*, 1942). *Acta Oecologica/Oecologia Plantarum*, **7**, 145-155.
- Vertes F. (1983).** Contribution à l'étude phytosociologique et écologique des prairies et alpages de moyenne Tarentaise. Application à l'évaluation des potentialités fourragères de la vallée de Peusey-Nancroix. *Thèse de Doctorat, INAPG*, 163 pp.
- Vervier P. & Naiman R.J. (1992).** Spatial and temporal fluctuations of dissolved organic carbon in subsurface flow of the Stillaguamish River (Washington, USA). *Archiv für Hydrobiologie*, **123**, 401-412.
- Vervier P., Dobson M. & Pinay G. (1993).** Role of interaction zones between surface and ground waters in DOC transport and processing : considerations for river restoration. *Freshwater Biology*, **29**, 275-284.

-W, Z-

- Wassen M.J., Olde Venterink H.G.M. & de Swart E.O.A.M. (1995).** Nutrient concentrations in mire vegetation as a measure of nutrient limitation in mire ecosystems. *J. Veg. Sci.*, **6**, 5-16.
- Watson C.J. & Mills C.L. (1998).** Gross nitrogen transformations in grassland soils as affected by previous management intensity. *Soil Biol. Biochem.*, **30**(6), 743-753.
- Williams B.L. & Wheatley R.E. (1988).** Nitrogen mineralization and water table height in oligotrophic deep peat. *Biol. Fertil. Soils*, **6**, 141-147.
- Williams J.R., Rose S.C. & Harris G.L. (1995).** The impact on hydrology and water quality of woodland and set-aside establishment on lowland clay soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **54**, 215-222.

- Willis G.H., Southwick L.M., Fouss J.L., Carter C.E. & Rogers J.S. (1997).** Nitrate losses in runoff and subsurface drain effluent from controlled-water-table plots. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **58**, 566-573.
- Wilson L.G. (1967).** Sediment removal from flood water by grass filtration. *Trans. Of the ASAE*, **63**(738), 35-37.
- Wroblicky G.J., Campana M.E., Valett H.M. & Dahm C.N. (1998).** Seasonal variation in surface-subsurface water exchange and lateral hyporheic area of two stream-aquifer systems. Water exchange and lateral hyporheic area of two stream-aquifer systems. *Water Resources Research*, **34**, 317-328.
- Zangiacomì L., Bonischot R. & Guckert A. (1978).** Influence de la variation du régime hydrique sur la flore et la productivité des prairies permanentes de la vallée de l'Yron (Meuse). *Bull. ENSAIA*, **20**, 47-54.

2/11/20 00/20

11

RÉSUMÉ

Des mesures réalisées pendant deux ans (piézométrie, limnimétrie, physico-chimie des eaux de surface et souterraines) ont permis de définir les modalités du fonctionnement hydrodynamique d'un secteur de la plaine alluviale de la Meuse. Ce fonctionnement intègre les effets de la variation du niveau du cours d'eau et des précipitations, ainsi que l'impact du passage dans le fond alluvial du canal de l'Est. Les résultats obtenus permettent de définir un fonctionnement à différentes échelles de temps : pluriannuelle, saisonnière, événementielle.

Le contexte hydrogéologique particulier de la zone d'étude lui confère d'importantes potentialités dans la rétention des nutriments lors de l'infiltration des eaux de débordement. La présence de formations argileuses et d'un niveau hydrique élevé caractérise ce secteur comme une zone potentielle de dépollution des nitrates par dénitrification.

L'influence d'un couvert prairial sur l'hydrochimie de la nappe alluviale est examinée sur une période de trois ans par un suivi des différents compartiments de l'écosystème (sol, racines et parties épigées de la végétation, solution du sol, eaux souterraines). Les expérimentations sont menées dans deux sites qui diffèrent par leur composition floristique et leur niveau hydrique. Le premier site correspond à une prairie à Sèneçon aquatique et le second, plus humide, est représenté par une mégaphorbiaie à Reine des prés. Un réseau de 36 piézomètres permettant d'échantillonner la frange superficielle (1m) et plus profonde (3m) de l'aquifère a été mis en place au niveau de 5 micro-parcelles qui reproduisent globalement les différentes pratiques culturales du secteur. L'intensification de la gestion agricole est étudiée à travers la fertilisation azotée (apport de 60 à 120 kg d'azote/ha/an) et le retournement des prairies en sol nu.

Les résultats montrent :

- ① Le rôle primordial du facteur hydrologique dans le contrôle des processus responsables des transferts de nutriments aux interfaces sol-atmosphère (dénitrification), sol-racine (absorption) et sol-nappe (lixiviation).
- ② L'importance des caractéristiques physiques du sol (texture et taux de matière organique) sur la capacité du milieu à fixer les éléments minéraux.
- ③ L'importance d'un couvert végétal sur les concentrations en éléments minéraux dans la nappe et dans le sol. La végétation prairiale intervient en stockant dans les organes souterrains une partie des éléments nutritifs absorbés (respectivement 109, 15 et 72 kg/ha pour les éléments N, P et K), et en permettant l'exportation des nutriments par la fauche (respectivement 57, 6 et 62 kg/ha/an pour les éléments N, P et K avec une fauche/an).
- ④ L'apparition d'un risque élevé de lixiviation des nitrates sur sol nu. Les teneurs en nitrate de la solution du sol en période de drainage varient de 21,7 mg/l en 1997 avec un apport de 60 kg d'N/ha à 200 mg/l en 1998 avec un apport de 120 kg d'N/ha.
- ⑤ Des concentrations plus faibles en éléments biogènes (N, P et K) dans les eaux souterraines sous la mégaphorbiaie à Reine des prés qui sont avant tout attribuées au niveau hydrique (plus d'hydromorphie), et secondairement seulement, à la composition floristique.

Mots-clés : prairie alluviale, eaux souterraines, fonctionnement hydrodynamique, dénitrification, hydrochimie, composition floristique, exportation par la fauche, pratiques agricoles, lixiviation.