

Université du Québec
Institut national de la recherche scientifique
INRS-Eau

**Atténuation de la contamination nitratée des eaux
souterraines dans la zone riveraine des cours d'eau**

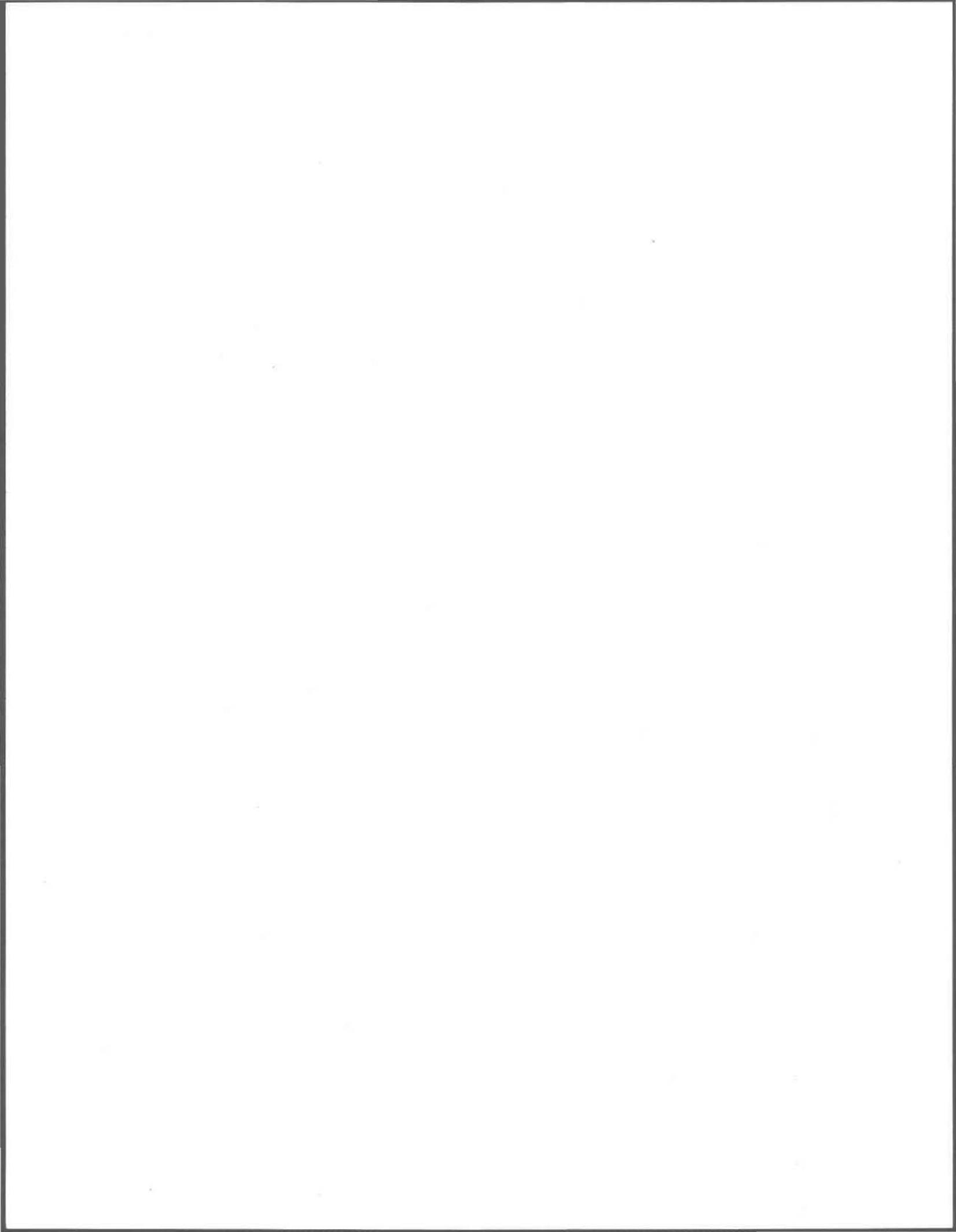
Par

Rachid LABCHIR
(Maîtrise en sciences de l'environnement)

Thèse
présentée pour l'obtention
du grade de Philosophiae doctorat (Ph. D.)
en sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Président du jury et examinateur externe	M. Marc BENOIT, Directeur de recherche Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), Mirecourt - France
Examineur externe	M. Ronald KOZEL, Professeur Université de Neuchâtel - Suisse
Examineur interne	M. Claude CAMIRÉ, Professeur Université Laval, Québec - Canada
Directeur de recherche	M. Olivier BANTON, Professeur INRS-Eau, Québec - Canada



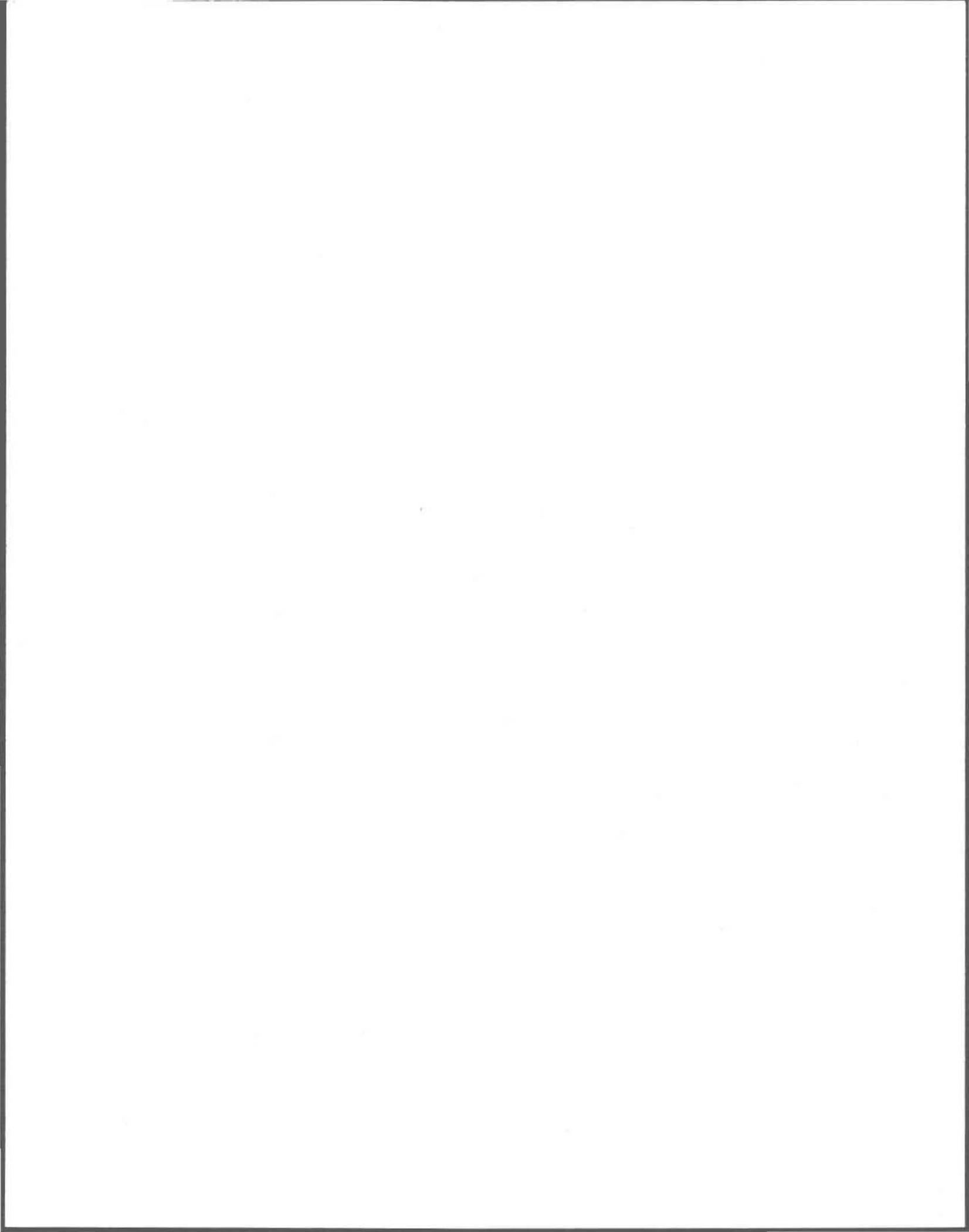
REMERCIEMENTS

Je remercie mon directeur de recherche, M. Olivier Banton, pour son appui scientifique constant et son aide financière dont j'ai bénéficiés au cours de mes années de recherche. Je lui suis très reconnaissant du suivi régulier qu'il m'a réservé ainsi que de sa précieuse collaboration et de ses critiques très constructives lors de la rédaction de l'article accepté à la revue Hydrogéologie.

Je remercie aussi M. Jean-Maurice Hamel et M. Michel Nadeau du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec pour leurs informations très intéressantes et leur aide concernant l'identification des sites d'étude. De même, je remercie M. Luc Vézina de ce même Ministère pour la documentation qu'il a mis à ma disposition. Je remercie également mon collègue Daniel Soucy pour l'installation des dispositifs expérimentaux sur le terrain et sa disponibilité durant les fins de semaine. Son aide m'a été très utile et m'a permis de commencer l'échantillonnage au moment prévu. De même, je remercie Mlle N'Deye Marie Diallo pour son aide lors des travaux de la troisième année de suivi de cette étude. Mes remerciements s'adressent aussi aux agriculteurs pour leur aimable collaboration. Finalement, je remercie les examinateurs de cette thèse et les membres du jury pour l'intérêt porté à ce travail.

Je suis reconnaissant envers l'Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau) du support financier et des moyens mis à la disposition des étudiants afin de mener à terme leurs études. Je remercie également le Conseil de la Recherche en Sciences Naturelles et en Génie du Canada et le Fonds Canadien du soutien financier à ces travaux de recherche.

Finalement, mes remerciements s'adressent à mes parents, à Mlle Véronique Raymond et à tous les membres de ma famille pour leur aide et leur encouragement qui m'ont été d'une grande importance pour continuer mes études.



RÉSUMÉ

La pollution par les nitrates d'origine agricole a un impact majeur sur la qualité des eaux souterraines et superficielles. Du fait des relations d'échange entre les nappes et les rivières, la qualité des eaux de surface devient dépendante de celle des eaux souterraines. Ainsi, les zones riveraines des cours d'eau constituent un lieu de rencontre et d'interaction entre ces deux systèmes d'eau, et peuvent jouer un rôle important en ce qui a trait à l'atténuation des concentrations en nitrates en provenance des terres agricoles. Afin d'étudier la performance des zones riveraines dans le contexte des conditions pédo-climatiques du Québec (Canada), neuf sites situés dans le bassin versant de la rivière Boyer (trois sites à végétation arbustive, trois sites à végétation herbacée, trois sites à végétation rase) ont été suivis en 1995, 1996 et 1997 du printemps jusqu'à l'automne. On a pu vérifier l'influence du type de la végétation, de la largeur de la zone riveraine, ainsi que de certains paramètres physiques ou chimiques, sur l'atténuation des nitrates dans l'eau souterraine et le sol, de même que la distribution spatiale et temporelle de cette atténuation dans chacun des sites étudiés. Une analyse statistique des résultats a été effectuée à l'aide du logiciel SAS. On a pu ainsi comparer la performance de ces milieux riverains de différents types de végétation, et aussi examiner les corrélations entre les paramètres analysés au niveau de l'eau souterraine et du sol.

L'analyse des résultats obtenus a montré que les charges en nitrates dans l'eau souterraine et le sol des sites étudiés semblent fortement dépendantes des cultures pratiquées dans les champs avoisinants. Une atténuation de ces charges a été observée au niveau des zones herbacées et arbustives lors de l'écoulement de la nappe vers le cours d'eau et en ce qui a trait à l'évolution de ces contaminants au travers des trois profondeurs (0-10, 20-30 et 60-70 cm), depuis le champ jusqu'à la rivière. Par contre, en ce qui concerne la végétation riveraine rase (ou absente), une augmentation des concentrations en nitrates a été décelée. Celle-ci est attribuée à l'infiltration dans cette zone des eaux de ruissellement en provenance du champ. L'atténuation est plus importante lorsque les concentrations entrant à l'amont de la zone riveraine, sont élevées. Cette atténuation due à l'assimilation des nitrates par les plantes ou au processus de dénitrification semble dynamisée par l'importance des charges en nitrates. Par ailleurs, les flux massiques semblent influencer par différents facteurs (prélèvement par les plantes, dénitrification, paramètres hydrologiques et hydrogéologiques).

Les traitements statistiques des données d'eau souterraine et du sol ont permis d'observer qu'il existe une différence significative ($p \leq 0.05$) entre la performance des sites avec végétation (herbacée ou arbustive) et ceux où la végétation est rase (ou absente). Les zones avec végétation sont ainsi plus efficaces à atténuer les concentrations en nitrates que celles avec végétation rase. La comparaison de la performance des zones herbacées et arbustives a montré qu'une différence significative existe entre ces sites. En ce qui a trait à l'atténuation des nitrates de l'eau souterraine, les zones arbustives semblent plus efficaces que celles herbacées. Par contre, au niveau des profondeurs du sol 0-10 et 20-30 cm, les sites à végétation herbacée semblent plus efficaces que ceux à végétation arbustive. Pour la profondeur 60-70 cm, la végétation arbustive devient plus performante, ce qui illustre le rôle des racines dans l'assimilation des nitrates. En ce qui concerne la largeur de la zone riveraine, l'absence de différence significative entre les sites de même végétation (notant aussi que cette largeur ne varie pas beaucoup entre les sites) semble montrer qu'elle présente peu d'influence sur l'atténuation dans l'eau souterraine.

Au niveau de l'eau souterraine on note l'influence significative des fluctuations de la profondeur de l'eau souterraine, du pH et de la température sur les concentrations en nitrates. Le facteur le plus influent est la profondeur de la nappe, qui peut avoir un impact sur les autres paramètres et sur les processus d'atténuation des nitrates (assimilation par les plantes et dénitrification). Quant aux paramètres analysés au niveau du sol, il existe une bonne corrélation entre le taux de matière organique, l'humidité et l'évolution des concentrations en nitrates. Ceci montre l'influence significative de ces paramètres (taux d'humidité et de matière organique) sur les processus d'atténuation des nitrates et plus particulièrement sur l'activité bactérienne responsable de la dénitrification.

Les zones riveraines herbacées ou arbustives semblent donc constituer un instrument d'aménagement efficace en vue du maintien de la qualité des cours d'eau en regard aux concentrations en nitrates. Afin de maximiser l'efficacité de ces zones tout en utilisant une largeur optimale, il semblerait pertinent de combiner les deux types de végétation (herbacée et arbustive). Une première zone herbacée d'une largeur de 2 à 3 mètres à la limite avec le champ permettrait d'atténuer le ruissellement de surface et favoriser l'infiltration de ces eaux tout en permettant une atténuation des nitrates. La deuxième zone de végétation arbustive d'une largeur de 3 à 4 mètres permettrait la stabilité des rives du cours d'eau et l'assimilation des nitrates de l'eau souterraine. La végétation ne devrait bien entendu pas favoriser les apports d'azote par fixation (cas des légumineuses et des aulnes).

TABLE DES MATIÈRES

	page
REMERCIEMENTS.....	iii
RÉSUMÉ.....	v
TABLE DES MATIÈRES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	xi
LISTE DES FIGURES.....	xiii
LISTE DES ANNEXES.....	xix
1. INTRODUCTION.....	1
1.1 Problématique.....	1
1.1.1 Impact de la pollution diffuse d'origine agricole sur la qualité des eaux.....	1
1.1.2 Échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface.....	2
1.2 État de la recherche.....	3
1.3 Objectifs et méthodologie.....	4
2. REVUE DE LITTÉRATURE.....	7
2.1 Cycle de l'azote.....	7
2.1.1 La fixation.....	9
2.1.2 Minéralisation, assimilation et immobilisation.....	10
2.1.3 Nitrification.....	11
2.1.4 Dénitrification.....	12
2.2 Origine des nitrates.....	18
2.2.1 Les précipitations.....	19

2.2.2 Origine géologique.....	19
2.2.3 Les cultures.....	19
2.2.4 Les fumiers.....	20
2.2.5 La fertilisation minérale.....	21
2.3 Transfert des nitrates.....	21
2.4 Risques pour la santé et normes relatives aux nitrates.....	23
2.5 Aperçu sur les méthodes d'analyse des nitrates.....	24
2.6 Traçage du mouvement des nitrates.....	27
2.7 Zone riveraine des cours d'eau.....	28
2.7.1 Rôle atténuateur des zones riveraines des cours d'eau.....	32
2.7.2 Utilisation des zones riveraines dans différents pays.....	34
3. MATÉRIEL ET MÉTHODE.....	37
3.1 Localisation des sites expérimentaux.....	37
3.2 Dispositifs expérimentaux.....	38
3.3 Caractérisation des sites.....	39
3.3.1 Végétation.....	39
3.3.2 Largeur des zones riveraines étudiées.....	40
3.3.3 Culture dans les champs agricoles avoisinants.....	40
3.3.4 Profondeur moyenne de la nappe aquifère.....	43
3.3.5 Pédologie.....	44
3.3.5.1 Aperçu sur la géologie de la région.....	44
3.3.5.2 Pédologie des sites.....	45
3.3.6 Caractéristiques physiques du sol des sites étudiés.....	47
3.3.6.1 Conductivité hydraulique, porosité, porosité efficace et capacité au champ.....	47
3.3.6.2 Taux d'humidité et de matière organique des échantillons de sol.....	50
3.3.7 Paramètres reliés à l'écoulement des eaux souterraines.....	51
3.3.7.1 Direction et sens d'écoulement.....	51

3.3.7.2	Vitesse d'écoulement.....	52
3.3.7.3	Gradient hydraulique.....	54
3.3.7.4	Débit unitaire d'écoulement de la nappe aquifère le long de la berge de la rivière.....	55
3.3.8	Débit d'écoulement moyen du cours d'eau au droit de chaque site.....	55
3.4	Échantillonnage et analyse des échantillons.....	58
3.4.1	Échantillonnage.....	58
3.4.2	Traitement des échantillons de sol.....	59
3.4.3	Techniques d'analyse des échantillons d'eau souterraine et de sol.....	59
3.4.3.1	Analyse des échantillons d'eau souterraine.....	59
3.4.3.2	Extraction et analyse des nitrates dans les échantillons de sol.....	60
3.5	Traitement statistique.....	61
4.	RÉSULTATS.....	65
4.1	Eau souterraine.....	66
4.1.1	Évolution des concentrations en nitrates dans l'eau souterraine.....	66
4.1.2	Atténuation des nitrates dans l'eau souterraine.....	69
4.1.3	Évaluation de l'efficacité de chacune des zones riveraines.....	70
4.1.4	Évolution de la température, du pH et de la profondeur de l'eau souterraine.....	75
4.1.4.1	Température des eaux souterraines.....	75
4.1.4.2	pH de l'eau souterraine.....	79
4.1.4.3	Profondeur de l'eau souterraine.....	81
4.2	Sol.....	84
4.2.1	Évolution spatiale et temporelle des N-NO ₃	84
4.2.2	Atténuation des nitrates dans le sol des neuf sites.....	86
4.2.3	Taux de matière organique et d'humidité du sol.....	90
4.2.3.1	Taux de matière organique.....	90

4.2.3.2 Taux d'humidité.....	92
4.3 Analyse statistique.....	95
4.3.1 Eau souterraine.....	96
4.3.2 Relations entre les paramètres mesurés sur l'eau souterraine.....	98
4.3.3 Sol.....	99
4.3.4 Relation entre les paramètres analysés au niveau du sol.....	102
5. DISCUSSION GÉNÉRALE.....	105
5.1 Processus d'atténuation des nitrates.....	105
5.2 Efficacité des zones riveraines.....	108
5.3 Utilisation des zones riveraines pour le maintien de la qualité de l'eau.....	110
6. CONCLUSION GÉNÉRALE.....	113
7. BIBLIOGRAPHIE.....	117
8. ANNEXES.....	129

LISTE DES TABLEAUX

	page
Tableau 2.1 Largeur minimale des bandes de protection utilisées à des fins premières de captage d'éléments en milieu agricole.....	35
Tableau 2.2 Efficacité de la largeur des bandes végétales tampons (forestières et herbacées) pour la réduction de l'N (N-NO ₃) et du P à partir des eaux de ruissellement de surface et souterraines.....	36
Tableau 3.1 Caractéristiques des sites.....	41
Tableau 3.2 Activités agronomiques des champs avoisinant pour les trois années d'étude (1995, 1996 et 1997).....	42
Tableau 3.3a Texture du sol des neuf sites étudiés.....	46
Tableau 3.3b Concentration en bromures à l'état naturel (avant injection) et celle à l'état initial (début d'injection) au niveau des puits d'observation des neuf sites étudiés.....	53
Tableau 3.3c Caractéristiques géologiques et hydrogéologiques des sites.....	57
Tableau 3.4 Dates des campagnes d'échantillonnage d'eau souterraine et de sol.....	58
Tableau 3.5 Degrés de liberté de l'analyse de variance pour l'échantillonnage d'eau souterraine et de sol.....	63
Tableau 4.1 Valeurs de l'atténuation (en %) des N-NO ₃ pour les neuf zones riveraines étudiées.....	193
Tableau 4.2 Concentrations moyennes en mg N-NO ₃ /l près de la rivière.....	73
Tableau 4.3 Concentrations moyennes en mg N-NO ₃ /l à la limite avec le champ.....	74
Tableau 4.4 Flux massique moyen (en mg N-NO ₃ /jour) de la nappe près de la rivière.....	74

Tableau 4.5	Valeurs d'atténuation (en %) des N-NO ₃ du sol.....	215
Tableau 4.6	Résultats d'analyse de variance (anova) sur les valeurs d'atténuation des N-NO ₃ dans l'eau souterraine des zones riveraines.....	96
Tableau 4.7	Comparaison des valeurs moyennes de performances des zones riveraines selon le test de Tukey.....	97
Tableau 4.8	Matrices des corrélations linéaires des paramètres mesurés dans l'eau souterraine pour les trois années d'étude (1995, 1996 et 1997).....	99
Tableau 4.9	Résultats d'analyse de variance (anova) sur les valeurs d'atténuation des N-NO ₃ dans le sol des zones riveraines.....	100
Tableau 4.10	Comparaison des valeurs moyennes de performance au niveau du sol des zones riveraines selon le test de Tukey.....	101
Tableau 4.11	Matrices des corrélations linéaires des paramètres mesurés aux trois profondeurs du sol pour les deux années d'étude (1995 et 1996).....	103

LISTE DES FIGURES

	page
Figure 2.1 Cycle de l'azote.....	7
Figure 2.2 Cycle de l'azote au niveau du sol.....	8
Figure 2.3 Exemples de bandes de protection végétales.....	28
Figure 2.4 Zone riveraine le long du système des cours d'eau	29
Figure 2.5 Comparaison de l'état dégradé d'une zone riveraine et de celui après sa restauration.....	30
Figure 2.6 Schéma de la zone vadose, des aquifères et des directions d'écoulement au niveau d'une zone riveraine typique pour un climat humide.....	31
Figure 3.1 Localisation des sites.....	37
Figure 3.2 Schéma de localisation des puits d'observation au niveau des sites.....	38
Figure 3.3 Représentation schématique de la zone riveraine.....	39
Figure 3.4 Dispositif expérimental de mesure de la conductivité hydraulique.....	48
Figure 3.5B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site A-1.....	153
Figure 3.6B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site A-2.....	154
Figure 3.7B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site A-3.....	155
Figure 3.8B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site H-1.....	156

Figure 3.9B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site H-2.....	157
Figure 3.10B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site H-3.....	158
Figure 3.11B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site R-1.....	159
Figure 3.12B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site R-2.....	160
Figure 3.13B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site R-3.....	161
Figure 3.14B Cartes piézométriques de la nappe aquifère aux sites R-1, R-2 et H-1.....	165
Figure 3.15B Carte piézométrique de la nappe aquifère aux sites H-2 et A-2.....	166
Figure 3.16B Carte piézométrique de la nappe aquifère aux sites R-3 et A-3.....	167
Figure 3.17B Carte piézométrique de la nappe aquifère au site H-3.....	168
Figure 4.1 Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates dans l'eau souterraine des neuf sites.....	67
Figure 4.2 Concentrations en nitrates à la limite champ/zone et zone/rivière.....	71
Figure 4.3 Efficacité de l'atténuation des nitrates par les neuf sites de zones riveraines.....	72
Figure 4.4 Évolution spatiale et temporelle de la température au niveau des neuf sites.....	76
Figure 4.5 Profondeur du niveau piézométrique, température et pH à la limite champ/zone.....	77
Figure 4.6 Profondeur du niveau piézométrique, température et pH à la limite zone/rivière.....	78
Figure 4.7 Évolution spatiale et temporelle du pH au niveau des neuf sites.....	80
Figure 4.8 Évolution spatiale et temporelle de la profondeur du niveau piézométrique au niveau des neuf sites.....	82

Figure 4.9D Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates au niveau de la profondeur(0-10 cm) du sol des neuf sites.....	206
Figure 4.10D Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates au niveau de la profondeur(20-30 cm) du sol des neuf sites.....	207
Figure 4.11D Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates au niveau de la profondeur(60-70 cm) du sol des neuf sites.....	208
Figure 4.12 Concentration en N-NO ₃ à la limite champ/zone et zone/rivière au niveau du sol des neuf sites étudiés pour les profondeurs 0-10 cm, 20-30 cm et 60-70 cm.....	87
Figure 4.13 Efficacité d'atténuation des nitrates par les neuf types de zones riveraines au niveau des trois profondeurs de sol (0-10, 20-30 et 60-70 cm).....	88
Figure 4.14D Évolution spatiale et temporelle du taux de matière organique au niveau de la profondeur(0-10 cm) du sol des neuf sites.....	209
Figure 4.15D Évolution spatiale et temporelle du taux de matière organique au niveau de la profondeur(20-30 cm) du sol des neuf sites.....	210
Figure 4.16D Évolution spatiale et temporelle du taux de matière organique au niveau de la profondeur(60-70 cm) du sol des neuf sites.....	211
Figure 4.17 Taux de matière organique à la limite champ/zone et zone/rivière au niveau du sol des neuf sites étudiés pour les profondeurs 0-10 cm, 20-30 cm et 60-70 cm.....	91
Figure 4.18D Évolution spatiale et temporelle du taux d'humidité au niveau de la profondeur(0-10 cm) du sol des neuf sites.....	212
Figure 4.19D Évolution spatiale et temporelle du taux d'humidité au niveau de la profondeur(20-30 cm) du sol des neuf sites.....	213
Figure 4.20D Évolution spatiale et temporelle du taux d'humidité au niveau de la profondeur(60-70 cm) du sol des neuf sites.....	214
Figure 4.21 Taux d'humidité à la limite champ/zone et zone/rivière au niveau du sol des neuf sites étudiés pour les profondeurs 0-10 cm, 20-30 cm et 60-70 cm.....	94
Figure 4.22C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site A-1.....	171

Figure 4.23C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site A-2.....	172
Figure 4.24C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site A-3.....	173
Figure 4.25C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site H-1.....	174
Figure 4.26C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site H-2.....	175
Figure 4.27C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site H-3.....	176
Figure 4.28C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site R-1.....	177
Figure 4.29C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site R-2.....	178
Figure 4.30C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site R-3.....	179
Figure 4.31C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site A-1.....	183
Figure 4.32C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site A-2.....	184
Figure 4.33C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site A-3.....	185

Figure 4.34C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site H-1.....	186
Figure 4.35C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site H-2.....	187
Figure 4.36C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site H-3.....	188
Figure 4.37C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site R-1.....	189
Figure 4.38C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site R-2.....	190
Figure 4.39C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH et de la profondeur du niveau piézométrique au niveau du site R-3.....	191
Figure 4.40D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site A-1 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).....	197
Figure 4.41D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site A-2 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).....	198
Figure 4.42D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site A-3 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).....	199
Figure 4.43D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site H-1 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).....	200
Figure 4.44D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site H-2 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).....	201

Figure 4.45D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site H-3 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).....	202
Figure 4.46D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site R-1 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).....	203
Figure 4.47D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site R-2 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).....	204
Figure 4.48D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site R-3 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).....	205
Figure 5.1 Schéma d'évolution des principaux processus au niveau de la zone riveraine (modèle conceptuel).....	107

LISTE DES ANNEXES

	page
Annexe A Paramètres physiques du sol des différents sites étudiés.....	129
- Annexe A1 Conductivité hydraulique.....	131
- Annexe A2 Porosité.....	132
- Annexe A3 Porosité efficace.....	133
- Annexe A4 Capacité de rétention spécifique (ou capacité au champ).....	134
 Annexe B ₁ Représentation des sites d'étude: profil topographique de chaque site.....	 135
Annexe B ₂ Photo du type de végétation des zones riveraines étudiées.....	145
Annexe B ₃ Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au niveau des zones riveraines étudiées.....	151
Annexe B ₄ Cartes piézométriques de la nappe aquifère des sites étudiés.....	163
Annexe C ₁ Évolution spatio-temporelle de la concentration en N-NO ₃ , du pH, de la température et de la profondeur d'eau souterraine au niveau des neuf sites.....	169
Annexe C ₂ Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en N-NO ₃ , du pH, de la température et de la profondeur d'eau souterraine au niveau des neuf sites.....	181
Annexe C ₃ Valeurs de l'atténuation (en %) des N-NO ₃ pour les neuf zones riveraines étudiées.....	193
Annexe D Évolution spatio-temporelle des concentrations en N-NO ₃ , du taux d'humidité et de celui de matière organique dans le sol des neuf sites pour les profondeurs (0-10, 20-30 et 60-70 cm).....	195
Annexe E Valeurs d'atténuation (en %) des N-NO ₃ du sol.....	215

Annexe F	Données d'analyse des concentrations en bromures dans l'eau souterraine.....	217
Annexe G	Données (eau souterraine): d'analyse des concentrations en nitrates, pH, température et profondeur du niveau piézométrique de la nappe aquifère.....	221
Annexe H	Données (sol): d'analyse des concentrations en nitrates, taux d'humidité et celui de matière organique.....	241

1. INTRODUCTION

1.1 Problématique

1.1.1 Impact de la pollution diffuse d'origine agricole sur la qualité des eaux

Au cours des dernières décennies, le domaine agricole a connu de véritables révolutions sous l'effet de la modernisation de la productivité visant à obtenir des taux élevés de rendement des cultures. L'évolution des progrès allait vers la spécialisation des cultures, la mécanisation des pratiques culturales et l'intensification de certaines productions végétales (ex. le maïs) et animales (ex. l'élevage de porc). Ainsi, différentes sources diffuses de pollution ont eu un impact majeur sur la qualité des eaux souterraines et celles de surface. L'érosion des sols, les déchets d'origine animale, les fertilisants, les pesticides et les eaux d'irrigation constituent les principales sources de pollution diffuse d'origine agricole (Ritter, 1986 et 1988). Les activités agricoles peuvent ainsi causer la contamination des eaux souterraines et celles de surface par les nitrates. Parmi les causes responsables de ces problèmes (Boucher, 1991) on a: (1) l'augmentation de la quantité des fertilisants azotés appliqués sur les sols agricoles; (2) l'élevage intensif et la modification du mode de gestion des déjections animales; et (3) la conversion d'importantes superficies de pâturages permanents en cultures annuelles. Aux États-Unis (Ritter, 1986), les activités agricoles ont été identifiées comme la source de pollution la plus répandue. De même, au Québec, la qualité des eaux de surface et souterraines est influencée par le domaine agricole. D'après une étude du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (Boies, 1993) les rivières des bassins versants de l'Assomption, de la Chaudière, et de la Yamaska sont les plus touchées. Par exemple dans le bassin versant de l'Assomption, les activités agricoles sont à l'origine de 80% de la pollution (Environnement Canada et ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1997). Ceci est attribué à des pratiques

agricoles inadéquates et, d'une manière générale, à la mauvaise gestion des déjections animales issues de l'élevage intensif de porcs et de bovins. Cette intensification des élevages et leur concentration géographique ont contribué à des situations délicates de gestion des fumiers et lisiers (Lavoie et al., 1995). Ces quantités dépassant souvent la capacité de réception des terres agricoles disponibles localement.

Les charges excessives en nutriments peuvent avoir des effets écologiques tels que l'eutrophisation des eaux de surface (Peterjohn et Correll, 1984 ; Ritter, 1988 ; Weil et al. 1990). La pollution des cours d'eau par les contaminants d'origine agricole rend l'eau impropre à la récréation et à la consommation à cause de la prolifération des végétaux aquatiques et de la présence des bactéries pathogènes (Boies, 1993). La contamination des eaux souterraines par des polluants d'origine agricole a fait l'objet de nombreuses études à travers le monde. L'accumulation des nitrates dans les eaux souterraines et celles de surface constitue un problème sérieux du fait de l'importance de ces ressources pour l'approvisionnement en eau potable des populations ou pour d'autres utilisations.

Dans les environnements proches des cours d'eau, les écosystèmes riverains peuvent avoir une influence sur les conditions hydrologiques de ces milieux, telle que la recharge de l'aquifère, et sur les concentrations de certaines substances avant leur arrivée dans les eaux de surface (Bren, 1993; Osborne et Kovacic, 1993).

1.1.2 Échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface

Les charges en nutriments d'un cours d'eau résultent de l'intégration des contributions provenant des terres en culture, des précipitations et de la géologie du bassin de drainage (Lowrance et al., 1984c; Hénin, 1989). Cependant, parmi les sources diffuses ayant un impact majeur sur la qualité des ressources en eau, les activités agricoles en représentent la principale source. Le mouvement des nutriments azotés peut se faire par l'écoulement

superficiel (ruissellement) et souterrain (drainage). Les nitrates, de solubilité élevée, peuvent facilement migrer en profondeur à la faveur du lessivage, dépendant lui-même du type de sol, des pratiques agricoles, de l'aménagement des terres, de l'importance des pluies et d'autres facteurs (Jackson et al., 1973; Hubbard et Sheridan, 1983; Lowrance et al., 1984a; Mariotti, 1986; Landreau et al., 1988; Lowrance et Léonard, 1988; Simmons et al., 1992; Hubbard et Lowrance, 1996). Les nappes aquifères qui sont en relation avec les cours d'eau contribuent généralement de façon importante au régime hydraulique de ceux-ci (Lowrance et Pionke, 1989). Ainsi, même si la contamination par les nitrates affecte principalement les eaux souterraines, l'écoulement de celles-ci contribue à la recharge des cours d'eau en quantité et en qualité. Par ailleurs, les zones de recharge des aquifères sont souvent localisées au niveau des sols les plus perméables (sableux et limoneux) cultivés d'une manière intensive, ce qui favorise le lessivage des nitrates et leur exportation ultérieure vers les cours d'eau.

1.2 État de la recherche

Selon Clinnick (1985), la plupart des recherches sur la largeur optimale de la zone riveraine tampon ont été effectuées pour des zones de déforestation (là où il y a défrichage des terres) et en ce qui a trait au transport par ruissellement des sédiments. Peu d'études ont ainsi porté sur le rôle atténuateur des zones riveraines sur les concentrations en nitrates parvenant au cours d'eau. Bien que la réduction des nitrates soit plus élevée durant les premiers mètres de la zone riveraine (Peterjohn et Correll, 1984; Jacobs et Gilliam, 1985; Lowrance, 1992; Haycock et Pinay, 1993), la largeur optimale de cette zone dépend beaucoup du type de végétation et de nombreux autres facteurs. Cette variabilité dans l'efficacité des bandes riveraines peut constituer une entrave pour leur utilisation comme instruments d'aménagement de la qualité de l'eau (Phillips, 1989). Bren (1993) a d'ailleurs mentionné que les connaissances concernant les zones riveraines sont encore faibles, ce qui rend nécessaire des recherches de terrain répondant aux besoins des

aménagements environnementaux. Selon Osborne et Kovacic (1993), des questions importantes et fondamentales demeurent concernant l'efficacité, la composition (type de végétation) et la largeur nécessaire des bandes riveraines. Différents chercheurs (Weil et al., 1990; Lowrance, 1992; Groffman et al., 1992 et 1996; Jordan et al., 1993; Bosch et al., 1994; Gilliam, 1994; Hanson et al., 1994b; Nelson et al., 1995; Hill, 1996) ont signalé que les mécanismes de réduction des nitrates au niveau de ces zones sont encore peu connus et, d'après Groffman et al. (1992), la compréhension de la distribution spatiale et temporelle de la réduction des nitrates est nécessaire pour l'élaboration des stratégies d'aménagement permettant d'utiliser la zone riveraine pour le maintien d'une bonne qualité de l'eau. Spalding et Exner (1993) ont mentionné parmi les recherches futures à effectuer, celles reliées à l'importance de l'assimilation des nitrates par la végétation. Finalement, selon Ambus et Lowrance (1991), les facteurs mêmes qui contrôlent le mouvement des nitrates au niveau du système riverain sont peu connus.

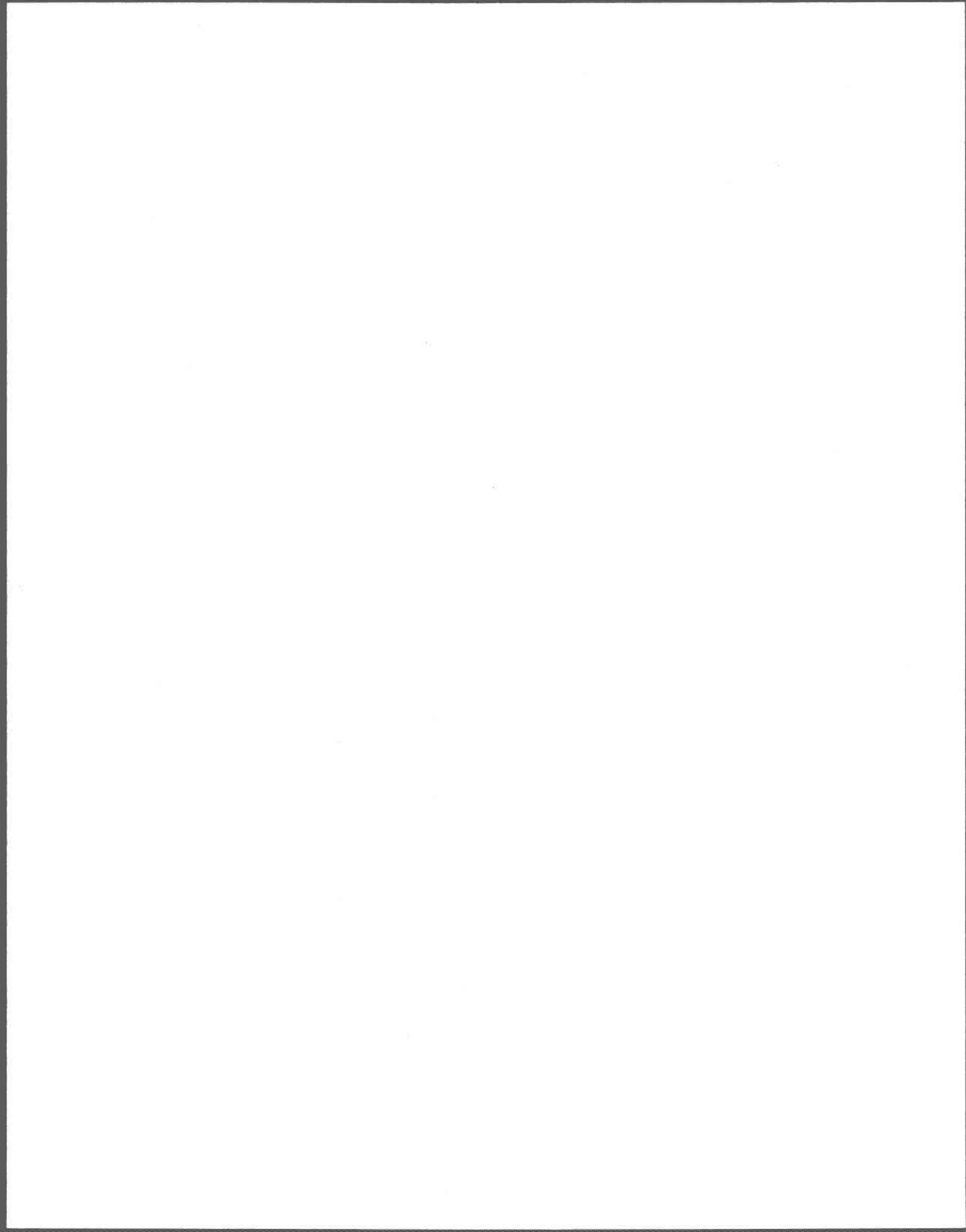
1.3 Objectifs et méthodologie

Les études effectuées au Québec sur les zones riveraines ont concerné la stabilisation des berges et le ruissellement de surface (Therrien, 1986; MAPAQ, 1992 et 1993; Vézina, 1994). Notre étude vise quant à elle le rôle de ces zones riveraines dans l'atténuation des nitrates des eaux souterraines.

Les zones cultivées du Québec présentent des conditions pédo-climatiques très particulières (sols fréquemment acides de type podzol, températures pouvant avoir des extrêmes courants entre 30 et -30°C, précipitations abondantes caractérisées par la présence de neige et glace pendant près de cinq mois). L'étude du rôle atténuateur des zones riveraines dans ces conditions parmi les plus défavorables est apparue pertinente. Pour cela, un ensemble de sites ont été identifiés et suivis de 1995 à 1997. Afin de quantifier l'atténuation des nitrates et de comparer la performance de zones riveraines de différents

types, neuf sites ont été sélectionnés dans le bassin versant de la Rivière Boyer, situé à 25 km au sud-est de la ville de Québec (Québec, Canada). Les largeurs des zones riveraines étudiées sont comprises entre trois et six mètres, choisies afin de tester d'une part des largeurs actuellement pratiquées et technico-économiquement acceptables par les agriculteurs, et d'autre part d'une largeur suffisante pour pouvoir quantifier l'efficacité de ces zones.

Parmi les objectifs principaux, cette étude vise à évaluer l'influence sur l'atténuation des nitrates du type de végétation, de la largeur de la zone riveraine, ainsi que de certains paramètres physiques ou chimiques, de même que la distribution spatiale et temporelle de cette atténuation sur chacun des sites étudiés. Pour cela, deux séries de puits d'observation ont été installés sur chaque site. Sept campagnes d'échantillonnage ont été effectuées du printemps jusqu'à l'automne en 1995, huit en 1996 et quatre autres en 1997. Pour chaque campagne, des échantillons d'eau souterraine ont été prélevés sur tous les puits d'observation ainsi que des échantillons de sol (en 1995 et 1996) à différentes profondeurs (0-10, 20-30 et 60-70 cm) pour l'analyse des nitrates. D'autres paramètres ont aussi été mesurés tels que la température, le pH et le niveau piézométrique de la nappe, ainsi que le taux d'humidité et le pourcentage de matière organique sur les échantillons de sol. Une caractérisation des sites a été effectuée pour déterminer la porosité, la conductivité hydraulique, la vitesse d'écoulement de la nappe et d'autres caractéristiques (espèces végétales, largeur de la zone riveraine et pente).



2. REVUE DE LITTÉRATURE

Pour ce chapitre, les différents processus du cycle de l'azote, et plus particulièrement ceux liés aux nitrates seront présentés, ainsi que les risques que ces contaminants peuvent causer pour la santé. De même, on donnera un aperçu sur les méthodes d'analyse des nitrates et celles utilisées pour le traçage de leur mouvement. Finalement, des détails complémentaires sur les zones riveraines des cours d'eau seront apportés.

2.1 Cycle de l'azote

L'azote peut se trouver sous différentes formes (figure 2.1): (1) forme gazeuse au niveau de l'atmosphère; et (2) forme organique et inorganique (NH_4^+ , NH_3 , NO_3^- et NO_2^-) dans le sol.

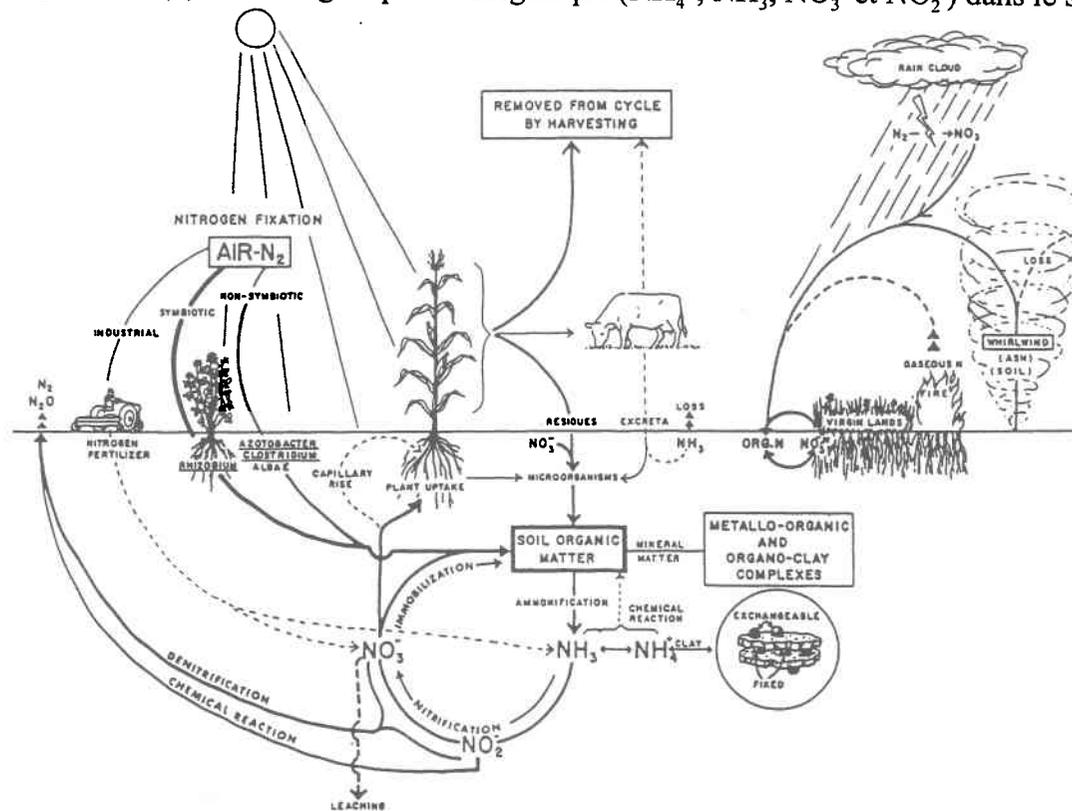


Figure 2.1 Cycle de l'azote (d'après Stevenson, 1982).

L'azote constitue 80 % de l'atmosphère, où il s'y retrouve en presque totalité (99.9%) (Kauark Leite, 1990). L'azote organique est lié à la matière organique du sol (Paul et Clark, 1989) et peut être divisé en deux catégories: une fraction facilement accessible aux micro-organismes, rapidement décomposable et constituant la litière; et une autre fraction représentée par l'humus dont la décomposition est lente à cause de sa résistance à l'activité microbienne. L'azote inorganique se trouvant au niveau du sol peut avoir différentes origines (Trépanier, 1992): l'atmosphère, les fertilisants et la minéralisation des formes organiques les plus labiles et minéralisables. Les figures 2.1 et 2.2 représentent le cycle de l'azote et montrent les transformations affectant les diverses formes de l'azote par l'intermédiaire des processus chimiques, biochimiques et physico-chimiques. Comme indiqué sur ces figures, les micro-organismes jouent un rôle très important au niveau des transformations biochimiques de l'azote.

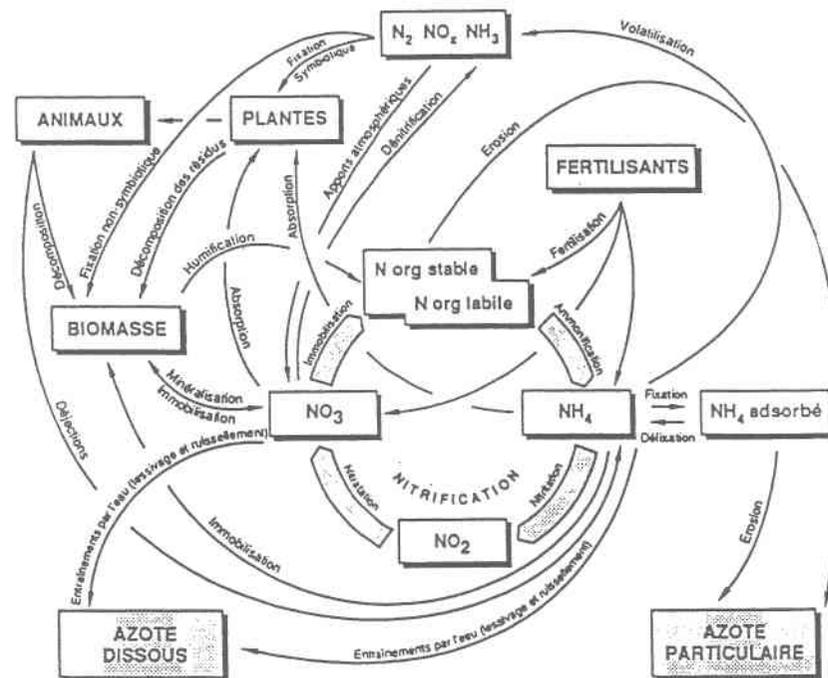


Figure 2.2 Cycle de l'azote au niveau du sol (Tiré de Kauark Leite, 1990).

2.1.1 La fixation

Certains organismes possèdent une aptitude à fixer l'azote atmosphérique, qui sera réduit à l'état d'ammoniac avant d'être assimilé (Martin, 1979).

L'azote gazeux N_2 contenu dans l'atmosphère peut être assimilé par les plantes grâce aux organismes symbiotiques (rhizobium) et non symbiotiques (algues bleues-vertes, azotobacter) qui le transforment sous la forme minérale NH_3 (Stevenson, 1982). Selon Paul et Clark (1989), la fixation symbiotique de N_2 est relativement basse par rapport à la minéralisation de l'azote dans le sol, mais elle représente 8,5 % de l'azote assimilé par les plantes du fait du transfert direct de l'azote fixé par ces plantes. Aussi, l'apport d'azote par ce type de fixation peut représenter jusqu'à deux fois la quantité d'azote ajoutée par les fertilisants. Cependant, pour le cas d'une fixation non symbiotique, la quantité d'azote fixée est faible. Pour avoir une bonne fixation du N_2 par les micro-organismes non symbiotiques, les conditions optimales requises impliquent la présence de substrats d'énergie (résidus organiques), des niveaux faibles en azote disponible au niveau du sol, des nutriments minéraux en quantité suffisante, un pH approximativement neutre et une humidité convenable (Stevenson, 1982). Ainsi, la fixation de N_2 par les micro-organismes et les précipitations atmosphériques constituent les principales sources naturelles d'apport d'azote au sol. Les quantités apportées par les précipitations atmosphériques peuvent être sous forme NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- et azote organique lié. Aussi, les NO_x peuvent provenir à partir de la combustion fossile. Pour le cas des NO_3^- dans l'atmosphère, leur origine n'est pas bien connue, une théorie les reliant cependant aux réactions des décharges électriques avec l'azote gazeux. Les NH_3 qui sont aussi présents dans l'atmosphère peuvent avoir comme origine la volatilisation à partir de la surface de la terre, la combustion fossile et les feux de forêts. L'ammonium (NH_4^+) du sol peut se trouver sous trois formes (Kauark Leite, 1990): dissoute, adsorbée à la surface des particules du sol et fixée entre les feuillettes des argiles. Selon cet auteur, lorsque des engrais azotés sous forme d'ammoniac (NH_3) sont épandus sur le sol, ceux-ci peuvent être adsorbés par certaines fractions organiques et minérales du

sol. Ainsi, diverses réactions physico-chimiques peuvent favoriser la rétention de NH_3 par le sol telles que l'adsorption et l'incorporation de NH_3 dans la matière organique.

2.1.2 Minéralisation, assimilation et immobilisation

Le processus de minéralisation est la transformation des matières organiques azotées en formes inorganiques (NH_4^+ et NO_3^-) (Stevenson, 1982). La conversion en NH_4^+ est appelée ammonification, et l'oxydation de ce composé en NO_3^- est la nitrification. Ces transformations se font par l'intermédiaire des micro-organismes aérobies hétérotrophes. Les ions ammonium produits par ce processus peuvent être nitrifiés, prélevés par les plantes (assimilation), adsorbés ou fixés aux particules argileuses du sol, ou bien immobilisés par les micro-organismes du sol. Cette forme ammoniacale d'azote assimilable par les plantes se transforme par exemple en acides aminés (Martin, 1979).

Selon Kauark Leite (1990), dans le processus de décomposition de la matière organique, si l'azote ne constitue pas un facteur limitant, une accumulation de l'azote ammoniacal (ammonification) peut avoir lieu qui, lorsque les conditions sont favorables, sera oxydé en NO_3^- (nitrification). Au contraire, dans le cas où l'azote est un facteur limitant et en présence d'un excès de carbone, l'azote minéral sera utilisé immédiatement par les micro-organismes, ce qui constituera un stock temporaire d'azote organique (biomasse) protégé du lessivage et aussi de l'absorption végétale. L'immobilisation est un processus inverse à la minéralisation. C'est la transformation de l'azote inorganique (souvent du NH_4^+ et parfois des NO_3^-) en azote organique par des micro-organismes aérobies (Larocque, 1992). L'azote organique formé peut se minéraliser de nouveau. L'azote inorganique est utilisé par les micro-organismes du sol pour combler leurs besoins énergétiques et pour la synthèse cellulaire. Vu que le taux d'azote minéralisé est souvent supérieur à celui immobilisé, l'utilisation d'un terme de minéralisation nette est répandue permettant de désigner l'ensemble de ces deux processus. La minéralisation et l'immobilisation sont deux

processus qui jouent un rôle important au niveau du cycle de l'azote, des transformations des formes d'azote et de la croissance de la biomasse bactérienne et des plantes. Cependant, elles demandent certaines conditions convenables à l'activité microbienne. Par exemple, les conditions optimales pour le cas de la minéralisation nette (Larocque, 1992) sont une température comprise entre 30 et 40 °C, une teneur moyenne en eau pour une bonne aération, un rapport C/N faible et un pH neutre. Le rapport C/N de la matière organique est un facteur important, car les micro-organismes assimilent du carbone et de l'azote pour constituer leur matériel cellulaire. L'azote minéral est produit essentiellement au niveau de la couche arable du sol, car c'est dans celle-ci que se trouve l'essentiel de l'humus et des résidus de cultures. Le développement des racines ayant aussi lieu en dessous du travail du sol et diminuant avec la profondeur, il a été estimé que la minéralisation a lieu principalement dans les quarante premiers centimètres du sol (Kauark Leite, 1990).

2.1.3 Nitrification

Le processus de nitrification porte sur la transformation des ions ammonium NH_4^+ en nitrates NO_3^- par l'intermédiaire des micro-organismes autotrophes et hétérotrophes (Chapdelaine, 1992). Une étape intermédiaire consiste à l'oxydation des NH_4^+ en nitrites NO_2^- (appelée nitritation) qui sont transformés ensuite en nitrates (nitratisation) (Martin, 1979).

La deuxième étape étant rapide, la nitrification est généralement considérée comme un passage direct des NH_4^+ en NO_3^- , et les NO_2^- se retrouvent en faibles quantités dans le sol. Ce processus de nitrification est la source la plus importante de génération des nitrates. Sur une base annuelle, l'apport des nitrates par nitrification est approximativement le double de celui en provenance des précipitations atmosphériques (Chapdelaine, 1992). Les facteurs qui peuvent affecter la nitrification sont: le pH, l'aération (apport d' O_2), l'humidité, la température, le potentiel d'oxydo-réduction, le rapport C/N et la concentration en NH_4^+ .

Paul et Clark (1989) ont mentionné les valeurs optimales des paramètres pour une bonne activité des micro-organismes aérobies responsables de la nitrification: température comprise entre 30 et 35 °C; valeurs de pH entre 6.6 et 8; et teneur en eau suffisante pour une bonne aération du sol.

2.1.4 Dénitrification

La dénitrification est la transformation des nitrates en formes gazeuses (N_2 , N_2O et NO), par l'intermédiaire des bactéries dénitrifiantes dont la plupart sont hétérotrophes (Martin, 1979). La dénitrification se produit en deux étapes principales dont le composé intermédiaire stable est l'azote nitreux.

Le donneur d'électron est la matière carbonée. Si le processus est hétérotrophe, l'accepteur d'électron est l'azote nitrique. Ainsi, la dénitrification biologique est la réduction des NO_3^- par des bactéries anaérobies qui les utilisent comme accepteurs d'électron à la place de l'oxygène sous des conditions anaérobies. Les nitrates peuvent alors être réduits (Soares et al., 1988).

Chaque étape est catalysée par une enzyme particulière appelée réductase. Dans le cas des bactéries hétérotrophes, cette transformation a besoin d'une source de carbone, et le CO_2 constitue un produit métabolique (Soares et al., 1988).

La dénitrification a lieu dans les micropores du sol, aux endroits où les teneurs en eau limitent d'une manière suffisante la diffusion d'oxygène. Elle peut aussi se faire par voie chimique en milieu réducteur (pauvre en O_2) par l'intermédiaire d'une réaction d'oxydo-réduction (Larocque, 1992). La cinétique de la dénitrification est influencée par la concentration des substrats et des facteurs chimiques tel que la température, le pH et la concentration en O_2 dissous (Martin, 1979). Les conditions optimales pour la dénitrification

sont un pH compris entre 6 et 8, une teneur en eau élevée limitant la diffusion de l'oxygène, une concentration élevée en nitrates, des quantités suffisantes en composé donneur d'électron (exemple en carbone organique) (Stevenson, 1982), ainsi qu'une température comprise entre 27 et 30 °C (Gouin, 1974).

- Facteurs influençant la dénitrification

Différents facteurs ont une influence sur la cinétique et le taux de dénitrification, dont la quantité d'oxygène dissous, la disponibilité du carbone, le pH, la température, ainsi que le potentiel d'oxydo-réduction (Stanford et al., 1975; Chalamet, 1985; Lowrance et Pionke, 1989; Pfenning et McMahon, 1996). Cependant, comme il a été mentionné par Chalamet (1985), les facteurs qui ont le plus d'influence sont la présence d'oxydes d'azote (NO_3^- , NO_2^-), l'approvisionnement en O_2 et la disponibilité du carbone.

. Présence des nitrates

C'est un facteur important qui affecte la production des enzymes réductrices (réductases) au niveau du processus de dénitrification (Chalamet, 1985). D'après cet auteur, les concentrations en nitrates ont des effets sur la cinétique de dénitrification et l'ordre de sa réaction. Bollag et al. cités par Chalamet (1985) ont trouvé que des concentrations en NO_3^- de 0.1 à 0.5 % et en NO_2^- supérieures à 0.05 % sont optimales pour l'accroissement de la dénitrification. Des études ont montré que la quantité des NO_3^- peut constituer un facteur limitant pour le processus de dénitrification (Lowrance, 1992; Hanson et al., 1994a).

. Influence du carbone organique

Ce facteur joue un rôle important au niveau de l'activité bactérienne responsable de la dénitrification (Terry et Tate III, 1980; Chalamet, 1985; Myrold et Tiedje, 1985; Lowrance et Pionke, 1989; Davidson et Swank, 1990; Sadeghi et Kunishi, 1991). Le contenu en carbone organique diminue avec la profondeur et peut devenir un facteur limitant pour la dénitrification (Pinay et Decamps, 1988; Davidson et Swank, 1990). La disponibilité du carbone peut influencer aussi l'ordre de la réaction de dénitrification (Chalamet, 1985). De même, le ratio C/N peut affecter le taux de dénitrification (Biswas et Warnock, 1985). Ces auteurs ont obtenu un taux élevé de dénitrification pour une valeur élevée (4/1) du rapport C/N (c'est-à-dire, dans un environnement édaphique riche en matière organique).

. Influence de la concentration en O₂

L'oxygène peut affecter l'activité et la synthèse des enzymes du processus de dénitrification (Martin, 1979; Chalamet, 1985). Au niveau des cellules, les enzymes (nitrate et nitrite réductase) peuvent être inhibées selon la présence d'oxygène. Matthes cité par Lowrance et Pionke (1989) a observé que la dénitrification par les micro-organismes dénitrifiants commence à 0.5 mg/l d'O₂ dissous lorsque le carbone organique est présent. Dans certains cas, il est possible que la dénitrification succède à la nitrification au niveau des sols soumis à l'alternance des conditions aérobies (lors du drainage de l'eau) et anaérobies (occasionnées par une inondation) (Pinay et Decamps, 1988). Certains paramètres environnementaux peuvent influencer l'apport en O₂, tels que la température du sol, sa structure, l'approvisionnement en eau et les plantes (Chalamet, 1985).

. Texture et structure du sol

Ces paramètres ont un impact sur la biomasse microbienne par la présence de sites favorables à sa fixation et sa croissance, ainsi qu'à l'apport des nutriments. Certaines propriétés physiques liées à la texture du sol (agrégation, quantité d'eau d'infiltration) peuvent influencer le processus de dénitrification, en particulier pour l'aération. Groffman et al. (1992) ont observé que le taux de dénitrification est plus élevé pour des sols mal ou très mal drainés, que pour ceux ayant un drainage modérément bon. Ainsi, des textures fines du sol favorisent un taux de dénitrification plus important que des textures grossières (sable) du fait de la présence de nombreux sites anaérobies (Chalamet, 1985).

. Humidité

C'est un facteur jouant un rôle important dans le contrôle du processus de dénitrification. Le contenu en eau du sol permet la diffusion des nutriments vers les sites bactériens et a des effets sur l'aération du sol. Ce facteur peut être influencé par la texture du sol. Un taux élevé en humidité du sol combiné à d'autres facteurs (par exemple la présence des NO_3^-) peuvent favoriser un taux élevé de dénitrification (Davidson et Swank, 1990). Dans des sols humides, une dénitrification importante peut avoir lieu due à des micro-zones anoxiques dans les agrégats du sol (Kauark Leite, 1990). La lenteur de la diffusion de l'oxygène dans la phase aqueuse ne peut satisfaire à la demande en oxygène des micro-organismes se trouvant dans les agrégats du sol, créant des sites déficients en O_2 et ceci même au niveau de sols considérés comme bien aérés (Greenwood cité par Kauark Leite, 1990).

. Les plantes

Comme il a été expliqué par Chalamet (1985), les racines des plantes affectent l'apport en O_2 du sol. Ainsi, pour des sols boisés, une augmentation significative de la dénitrification a

été observée, pour une humidité voisine de la capacité au champ. Parmi les effets des plantes sur la dénitrification on a: (1) l'interaction avec la microflore du sol, et (2) les échanges gazeux entre le sol et l'atmosphère. Les apports en O_2 conditionnent la consommation d'oxygène par les plantes au niveau des sols drainés et l'élimination de celui-ci (O_2) pour des sols saturés en eau. La compétition entre les plantes et les micro-organismes dénitrifiants permet de réduire les $N-NO_3$ lorsque ceux-ci constituent un facteur limitant. Les racines des plantes peuvent stimuler l'activité bactérienne et le nombre de micro-organismes. Aussi, les plantes peuvent affecter la production du N_2O (produit par dénitrification) par l'intermédiaire de l'absorption foliaire.

. Le potentiel d'oxydo-réduction (Eh)

Ce facteur dépend de la concentration en O_2 et d'autres paramètres (par ex: contenu en eau). Il caractérise le degré d'oxydation et de réduction, particulièrement pour le cas des sols humides. La dénitrification peut avoir lieu à un potentiel d'oxydo-réduction de +300 à +225 mV (Lowrance et Pionke, 1989). Une accumulation des NO_3^- au-delà de +350 mV, leur disparition en bas de +320 mV et leur stabilisation aux environs de +340 mV ont été observées (Chalamet, 1985). D'autre part, sous l'effet d'une alternance des conditions aérobies et anaérobies, l'Eh a varié de +600 mV à +200 mV et des pertes importantes d'azote ont eu lieu au cours du traitement. Selon Lowrance et Pionke (1989), le taux de dénitrification chimique est contrôlé par les conditions rédox et par la présence d'ions réduits (par exemple le fer ferreux). Selon Pinay et Decamps (1988), dans le cas des sols temporairement submergés (haut niveau d'eau au printemps), la présence des ions de fer et de manganèse dissous sous formes réduites fait que les nitrates en quantité insuffisante ne peuvent pas satisfaire la demande en molécules oxydées; ainsi, les ions de fer et manganèse peuvent être utilisés comme accepteurs d'électrons au niveau du processus bactérien. Selon Lowrance et Pionke (1989), les conditions rédox existantes dans les aquifères, les concentrations en carbone organique et en nitrates, et d'autres facteurs peuvent limiter la dénitrification.

. La température

La température constitue un facteur important pouvant affecter la cinétique de dénitrification. Elle peut influencer l'activité microbienne, ainsi que la solubilité et la diffusion d'O₂ dans les sols (Chalamet, 1985). Pour des valeurs comprises entre 10 et 35 °C, le taux de dénitrification double pour une augmentation de 10 °C. Selon Martin (1979), la dénitrification peut se faire à partir d'un grand nombre d'espèces bactériennes ayant des conditions optimales de température très variées. Ceci signifie que la dénitrification peut s'effectuer dans une gamme de températures étendue. Ainsi, une activité de dénitrification a été observée à 60-65 °C, due à l'existence de *Bacillus* thermodénitrifiants (Chalamet, 1985). Cependant, pour des températures basses (3 à 5 °C), il y a peu ou pas de dénitrification (Martin, 1979; Chalamet, 1985). Généralement, l'effet cinétique des températures entre 12 et 35 °C est décrit par l'équation d'Arrhénius (Chalamet, 1985). La température a une influence importante sur le type de composés produits par la dénitrification, comme la formation prédominante de N₂O aux basses températures et de N₂ aux températures élevées (Rowe et Stinnett cités par Hubbard et Lowrance, 1994). Des effets synergiques de la température et d'autres facteurs peuvent avoir lieu: (1) une température élevée peut réduire la solubilité de l'oxygène et favoriser une augmentation du taux de l'activité biologique; (2) la dénitrification a été observée par Lalisce-Grundmann et al. cités par Chalamet (1985) comme liée d'une façon exponentielle à l'humidité et à la température. La dénitrification est rarement observée pour des températures du sol inférieures à 8 °C, apparaissant au printemps du fait des apports d'engrais et du réchauffement du sol (Kauark Leite, 1990). Selon cet auteur, lorsque le sol redevient humide après une période sèche et avec une température élevée, la dénitrification peut avoir lieu. Aussi, sous des conditions climatiques particulières favorisant l'accumulation des nitrates et l'infiltration des précipitations, la dénitrification peut être importante lorsque la température est élevée.

. Le pH

La concentration en hydrogène peut affecter le taux de croissance des bactéries dénitrifiantes et les produits de la réaction (Martin, 1979). Un taux de dénitrification élevé peut être obtenu pour des valeurs de pH de 7 à 8 (Trépanier, 1992). Selon Hubbard et Lowrance (1994), le taux de dénitrification est plus faible dans les sols acides que dans les sols alcalins. Le pH a des effets importants sur la nature des produits gazeux issus de la dénitrification (Chalamet, 1985). Pour des sols acides, les gaz qui prédominent sont le NO et le NO₂; cependant, la dénitrification chimique peut altérer ceux-ci. Pour des valeurs basses de pH, les réductases et principalement celles qui réduisent le N₂O sont progressivement inhibées ou présentent des différences au niveau de la diversité des espèces dénitrifiantes. Pour des sols alcalins ou neutres, le NO est rarement observé, et le N₂O et le N₂ sont prépondérants. La réduction du N₂O est non négligeable à pH 5, optimale à pH 7 et diminue rapidement à pH 8 (Chalamet, 1985). Selon cet auteur, certains composés peuvent inhiber la dénitrification *in situ* tel que ceux du soufre. Ainsi, l'acétylène (C₂H₂) inhibe la réduction de N₂O, et peut servir à la mesure de la dénitrification.

2.2 Origine des nitrates

Les nitrates peuvent provenir de diverses sources (Egboka, 1984; Power et Schepers, 1989; Goulet, 1992): précipitations, formations géologiques, minéralisation de l'azote organique du sol, fumiers, fertilisation minérale. Dans plusieurs cas, l'origine des nitrates n'a pas de lien avec les activités humaines. Par contre, dans les cas de fertilisation et système de cultures, les nitrates ont une provenance plus ou moins liée aux activités de l'homme.

2.2.1 Les précipitations

Les quantités d'azote ajoutées au sol par les précipitations peuvent varier beaucoup et dépendent généralement des activités industrielles et agricoles (Power et Schepers, 1989). D'après ces auteurs, les quantités d'azote parvenant au sol par les précipitations sont sous forme de nitrates et d'ammonium. Pour les nitrates qui se trouvent dans l'atmosphère, ils sont surtout originaires de la combustion industrielle; pour le cas de l'ammonium, celui-ci peut provenir de la volatilisation de l'ammoniac des sols, des fertilisants, des fumiers et de la végétation. Ces quantités d'azote ajoutées au sol par l'intermédiaire des précipitations ont été estimées à environ 8 à 20 kg N/ha/an (Power et Schepers, 1989). Au niveau de la zone riveraine des cours d'eau, Hubbard et Lowrance (1996) ont montré que les précipitations participeraient pour une valeur moyenne de 12.2 kg/ha/an.

2.2.2 Origine géologique

D'après Power et Schepers (1989), de l'ammonium échangeable résiduel peut possiblement être présent dans certains dépôts sédimentaires. Celui-ci peut être facilement oxydé en nitrates sous des conditions particulières. Hénin (1989) a noté une relation entre les quantités d'azote (N-NO₃) lessivées et la nature pédologique de cases lysimétriques (sans végétation).

2.2.3 Les cultures

Les sols cultivés constituent une source importante d'azote minéral contrôlée par l'aération du sol et la stimulation de la minéralisation et de la nitrification (Goulet, 1992). Ainsi, il peut y avoir accumulation des nitrates au niveau de la zone labourée, qui seront alors lessivés en profondeur lors des précipitations intenses. La nature des résidus de cultures

tels que ceux des légumineuses, et le système de gestion de ces résidus peuvent aussi influencer le devenir de l'azote (Power et Schepers, 1989). Certaines cultures comme le maïs ont une forte demande en azote relativement tard au cours de la saison de leur développement, environ vers les mois de juillet et août (Giroux, 1988). Cet auteur a mentionné qu'à cette période, le processus de minéralisation de l'azote du sol se trouve à son maximum et qu'il y a donc une synchronisation entre la période de minéralisation élevée et la phase de prélèvement accentué de l'azote par le maïs. Ainsi, si le maïs est considéré comme une culture qui valorise bien l'azote du sol et les fumures organiques, d'autres cultures comme les céréales ne le sont pas du fait que leur cycle de croissance n'est pas synchronisé avec celui de la minéralisation (Giroux, 1988). D'autre part, il faut souligner l'importance de la profondeur du système racinaire dans le recyclage de l'azote variant selon le type d'espèce végétale. Par exemple, la luzerne développe un système racinaire plus profond que la fléole qui possède un enracinement superficiel et peu abondant (Gervais cité par Goulet, 1992). Ceci implique que les concentrations en nitrates dans les eaux de lessivage peuvent être influencées par le type de culture, ainsi que par d'autres facteurs (pratiques agricoles). Aussi, le degré de couverture végétale joue un rôle important au niveau du lessivage des nitrates. Selon Giroux (1988), une culture en rangée comme le maïs peut conduire à des conditions favorables au lessivage des nitrates.

2.2.4 Les fumiers

Des applications de fumiers, dépassant les besoins des plantes et la capacité de rétention du sol, peuvent causer d'importantes pertes d'azote vers les eaux souterraines (Goulet, 1992). Une gestion inadéquate des fumiers peut ainsi être à l'origine de pertes importantes de nitrates. L'utilisation des fumiers doit donc se faire en tenant compte des besoins et des caractéristiques des cultures du fait que celles-ci ne valorisent pas d'une façon identique les fumiers (Giroux, 1988). D'après cet auteur, l'application des fumiers n'est plus recommandée que pour un sol possédant une couverture végétale et au printemps avant l'ensemencement de la culture ou après les coupes de foin. Car, si leur application est

inadéquate, les processus de minéralisation peuvent libérer des nitrates sans que les plantes ne puissent les utiliser.

2.2.5 La fertilisation minérale

Les engrais minéraux participent pour une part importante à la pollution des eaux souterraines par les nitrates. Cependant, le devenir et l'efficacité des diverses formes d'engrais azotés, ainsi que leur vitesse de transformation et leurs pertes sont difficiles à évaluer à cause de l'influence de nombreux facteurs liés au climat, au sol et à leur utilisation (Goulet, 1992). Les formes azotées de fertilisants minéraux sont variées (Kauark Leite, 1990): nitrique, ammoniacale, uréique et mixte. Le processus de nitrification peut rapidement transformer les engrais ammoniacaux en nitrates. Une surfertilisation et une mauvaise gestion des engrais chimiques sont souvent des sources importantes de nitrates.

2.3 Transfert des nitrates

Les anions NO_3^- sont très solubles dans l'eau et peuvent migrer à travers le profil du sol vers les couches profondes sans être adsorbés. Le lessivage des nitrates est un processus abiotique (physique) qui dépend des phénomènes de convection et de dispersion (Paul et Clark, 1989), en relation avec les paramètres du sol tels que la conductivité hydraulique et la porosité. L'équation intégrant la dispersion et la convection et représentant le lessivage et le transfert dans les nappes des nitrates est la suivante:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial X} D \frac{\partial C}{\partial X} - v_0 \frac{\partial C}{\partial X} \quad (1)$$

- où C: concentration en NO_3^- ;
D: coefficient de dispersion;
 v_0 : vitesse moyenne de pore;
X: distance linéaire dans la direction de l'écoulement;
t: temps.

Cette équation est valable pour un sol homogène et pour des conditions d'écoulement permanent d'eau au niveau du sol. Les nitrates progressent en induisant un front qui s'étale au fur et à mesure de cette migration. Selon Prat (1982) et Kauark Leite (1990), le processus de convection représente l'entraînement direct de l'azote nitrique à l'état dissous dans l'eau, alors que la dispersion est contrôlée par le gradient de concentration et la dispersion mécanique est due à l'architecture interne du sol. L'influence du climat sur la migration des nitrates dépend de l'ampleur et de la distribution des pluies, ainsi que de la température qui constitue un facteur limitant de l'activité microbienne jouant un rôle prépondérant au niveau du cycle de l'azote. Les caractéristiques du sol, comme la texture, la capacité de rétention en eau utile, la capacité d'échange cationique et le taux de matière organique, peuvent influencer la mobilité de ces contaminants. Hubbard et Lowrance (1996) ont mentionné qu'un mouvement rapide des contaminants agricoles peut avoir lieu lors des périodes où la quantité des précipitations excède l'évapotranspiration et la capacité au champ du sol. D'après ces auteurs, lors d'un événement pluvieux, une migration accélérée peut se faire au niveau des macropores et par l'intermédiaire des voies d'écoulement préférentiel dans le sol. Différents facteurs ont une influence sur le lessivage des nitrates (Boucher, 1991; Goulet, 1992) tels que: le climat, le sol, le type de culture et de pratiques agricoles, ainsi que le type et la gestion des fertilisants azotés. Selon Foster et al. (1982), les pores jouent un rôle important en ce qui a trait à la vitesse de migration des polluants et de l'eau. Dans certains sols présentant une fissuration plus ou moins large et profonde, l'eau peut migrer en profondeur lors de la réhumectation du profil, jusqu'à la base des fissures, permettant l'entraînement de l'azote minéral se trouvant sur les parois et dans la porosité structurale (Kauak Leite, 1990). La période de croissance, l'état de développement du système racinaire et les résidus après la récolte sont des facteurs

importants (Chapdelaine, 1992). Les travaux de labour peuvent détruire la couverture du sol et stimuler la minéralisation de l'azote, favorisant ainsi le lessivage des nitrates (Goulet, 1992). Le type de fertilisants et leur gestion déterminent l'ampleur du lessivage de l'azote du sol. Par exemple, les engrais sous forme nitrique ne sont pas retenus par les sites d'échange du sol de même charge négative. Par contre, les engrais ammoniacaux qui sont chargés positivement, peuvent être adsorbés aux particules de sol et à la matière organique, et sont donc moins lessivables. Souvent, l'application des fertilisants en fortes doses et leur mauvaise gestion constituent les principales causes de la contamination des eaux souterraines par les nitrates. Selon Hubbard et Lowrance (1996), des précipitations d'intensité et de quantité élevées survenant juste après un épandage de fertilisants ont un impact important. La migration qui peut avoir lieu rapidement lors de ces événements de pluie ne permet pas une interaction suffisante entre les éléments azotés et les particules du sol. D'autres processus tels que l'assimilation par les plantes et les processus liés aux micro-organismes du sol ont aussi une influence marquée.

2.4 Risques pour la santé et normes relatives aux nitrates

Les nitrates ont fait l'objet de plusieurs recherches pour les dangers potentiels qu'ils peuvent présenter pour la santé. Pour des concentrations excédant 10 mg de $\text{NO}_3\text{-N/l}$, ces contaminants peuvent engendrer la méthémoglobinémie qui est appelée aussi "maladie du sang bleu", caractérisée par une déficience en oxygène et affectant surtout des jeunes enfants (Egboka, 1984; Paul et Clark, 1989; Lowrance et Pionke, 1989; Heathwaite et al., 1993). Des concentrations élevées en nitrates dans les eaux souterraines et celles de surface peuvent causer aussi des problèmes environnementaux. En Europe, de nombreux cas de méthémoglobinémie ont été détectés pendant les années 1940 et 1950 à cause de la contamination de certains puits d'eau potable par des déjections animales ou des fosses septiques (Goulet, 1992). De même, ce problème est fréquent dans des pays en voie de

développement. Le danger cancérigène des nitrates a été mis en évidence chez de nombreuses espèces animales dont des primates. En effet, les nitrites issus de la réduction des nitrates peuvent s'associer à des dérivés azotés organiques (amides et amines) dont l'effet est cancérigène (Goulet, 1992). D'après Zilliox et al. (1990), la teneur moyenne en nitrates était en Allemagne de l'ordre de 2.3 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ dans les années cinquante, a évolué au cours du temps jusqu'à des concentrations de 5.7 à 11.3 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$. De même, en Alsace, la teneur moyenne en nitrates de la nappe rhénane est passée de 2.9 à 5.4 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ en dix ans, pouvant atteindre dans certains endroits 22.6 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ et plus. Aux États-Unis, l'eau souterraine ayant une concentration en dessous de 3 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ est considérée comme non contaminée et contaminée lorsqu'elle dépasse 10 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$. Au Québec (Canada), la norme pour les nitrates dans les eaux potables est de 10 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ (Giroux, 1988).

2.5 Aperçu sur les méthodes d'analyse des nitrates

Les concentrations en nitrates peuvent être déterminées au laboratoire par l'utilisation de différentes méthodes telles que par chromatographie ionique (Boucher, 1991; Trépanier, 1992); ou bien, suite à leur réduction en nitrites, par colorimétrie automatisée (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1990; Goulet, 1992). D'autres techniques peuvent être employées pour une détermination rapide et simple comme celle par électrode à ion spécifique (Keeney et al., 1970; Balasubramanian et Kanehiro, 1974; Hulanicki et al., 1974; Edwards et al., 1975; Moody et Thomas, 1978; Covington, 1979; Mills, 1980; Simeonov, 1980; Keeney et Nelson, 1982; Li et Smith, 1985; Goodroad et Shuman, 1990; Hartz et al., 1993). Cette dernière méthode a été choisie pour notre étude. Son utilisation pour analyser les nitrates est très répandue à cause de ses avantages (rapidité, simplicité) malgré certains problèmes comme l'interférence des nitrates avec d'autres anions (Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} , NO_2^-). Ceci peut cependant être corrigé par l'addition de certaines solutions telles que 0.010 M de sulfate d'ammonium pour complexer les anions des acides

organiques, 0.010 M de sulfate d'argent pour précipiter les chlorures, bromures, cyanures, fluorures, sulfures et phosphates, 0.020 M d'acide sulfamique pour le cas des nitrites, avec 0.020 M d'acide borique comme conservateur et 0.1 M d'acide sulfurique pour ajuster le pH afin d'éliminer les HCO_3 et les interférences des acides organiques extractables à partir de l'eau (Mills, 1980). Cette méthode potentiométrique a été utilisée par d'autres auteurs au laboratoire ou sur le terrain pour déterminer les nitrates (Pionke et Urban, 1985; Voltz et al., 1975). La comparaison des résultats obtenus par cette technique d'analyse des nitrates pour des échantillons de sol avec ceux de deux autres méthodes colorimétriques standards (Xylénol et Technicon AutoAnalyseur) a montré une bonne similitude entre les différents résultats (Mills, 1980). Goodroad et Shuman (1990), pour des échantillons de sol, ont trouvé que la concentration moyenne déterminée par la méthode colorimétrique représentait 87 % de celle obtenue par électrode. Dans les cas où l'interférence des ions est suffisamment basse, on peut donc obtenir d'aussi bons résultats par cette méthode que par les autres techniques standard. Cependant, pour d'autres cas d'analyse des nitrates pour des échantillons d'eau, les valeurs obtenues par électrode étaient relativement basses par rapport aux méthodes par distillation de vapeur et d'acide phénoldisulfonique (Keeney et al., 1970). Selon ces auteurs, la technique d'électrode n'a pas donné dans ce cas de bons résultats du fait que les concentrations de nitrates analysées étaient faibles.

La technique de l'électrode est utilisée conjointement avec un pH/mV mètre permettant de mesurer le potentiel électrique de la solution à analyser, dont la magnitude dépend de l'activité ou de la concentration efficace des ions. Le lien entre le potentiel d'électrode et la concentration est donné par l'équation de Nernst (Edwards et al., 1975):

$$E = E_0 + 2.303 \frac{R T}{n F} \text{Log } f C \quad (2)$$

où E_0 : constante (à une température constante) pour un système d'électrode donné, c-à-d, une constante de potentiel de référence;
R: constante des gaz parfaits;

- T: température (°K);
 n: charge ionique des espèces à analyser (+ pour des cations et - pour des anions);
 F: constante de Faraday;
 f: coefficient d'activité des espèces ioniques à déterminer;
 C: concentration de ces espèces.

$2.303 \frac{R T}{n F}$ est considéré comme le facteur de pente, et il est ≈ 0.059 pour des ions univalents à 25 °C (298 °K). Pour le coefficient d'activité d'un ion, il peut varier selon la température et la force ionique de la solution, et c'est pour cela qu'il est recommandé d'ajouter un ajusteur de la force ionique "ISA" comme le $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ au cours de l'étape d'extraction des nitrates à partir de l'échantillon de sol. L'équation (2) peut s'écrire sous une forme plus simple (Mills, 1980):

$$E = E_0 - S \text{Log}(A) \quad (3)$$

- avec
- E: potentiel d'électrode mesuré;
 - E_0 : constante du potentiel de référence;
 - A: activité des ions nitrates ($A = \gamma C$ où γ est l'activité ionique, et C la concentration des ions nitrates);
 - S: pente de la relation (≈ 0.059).

Afin de mesurer la concentration en nitrates des échantillons de sol, il faut d'abord les extraire. Différents extractants peuvent être utilisés à ce niveau comme l'eau distillée (Mills, 1980; Goodroad et Shuman, 1990), CaSO_4 (Li et Smith, 1985), CuSO_4 0.02 N, Na_2HPO_4 0.02 N, et KCl 2N (Balasubramanian et Kanehiro, 1974). D'après ces derniers auteurs, l'électrode doit être calibrée régulièrement en utilisant des solutions standard de nitrates pour savoir s'il y a un changement au cours du temps des courbes standard. Pour la conservation de l'électrode de mesure, ces auteurs ont utilisé une solution plus diluée de

nitrate (0.2 à 0.3 ppm $\text{NO}_3\text{-N}$) contenant 0.02 ppm d'acétate de phényl mercurique (conservateur).

2.6 Traçage du mouvement des nitrates

Divers traceurs peuvent être utilisés pour approcher le mouvement des NO_3^- comme le ^{15}N , les chlorures, les bromures, la fluoresceine colorée soluble dans l'eau, ou l'ion thiocyanate (Onken et al., 1975). D'après ces auteurs, les bromures peuvent être employés à cette fin d'une manière efficace à cause de leur similitude de mouvement et de certaines caractéristiques comme leur solubilité élevée, leur faible toxicité vis-à-vis des plantes et leurs faibles coûts. Les bromures, ions conservatifs et non réactifs, ont été utilisés avec succès comme traceurs dans plusieurs études (LeBlanc et al., 1991; Owens et Edwards, 1992; Simmons et al., 1992; Nelson et al., 1995; Hubbard et Lowrance, 1996). Parmi les méthodes permettant de mesurer les concentrations en bromures des échantillons d'eau et de sol existe celle par électrode à ion spécifique (Onken et al., 1975). Le principe de mesure est à peu près semblable à celui pour les nitrates (solution standard, ajusteur de la force ionique (exemple NaNO_3) et problèmes d'interférence avec les autres ions).

Pour l'extraction des bromures des échantillons du sol, l'addition de l'eau distillée (déionisée) est la plus souvent utilisée par les auteurs (par exemple Onken et al., 1975).

2.7 Zone riveraine des cours d'eau

Cette zone constitue le lieu de rencontre et d'interaction entre le milieu riverain et le cours d'eau. Souvent, elle comporte une bande de protection végétale constituée d'un talus et d'une berme (figure 2.3; St-Yves et al., 1986). Du fait de sa localisation, la zone riveraine possède un potentiel important au niveau de la régularisation du mouvement des composés (éléments chimiques ou autres) contenus dans les eaux de ruissellement et souterraines en provenance des terres avoisinantes (Hill, 1996).

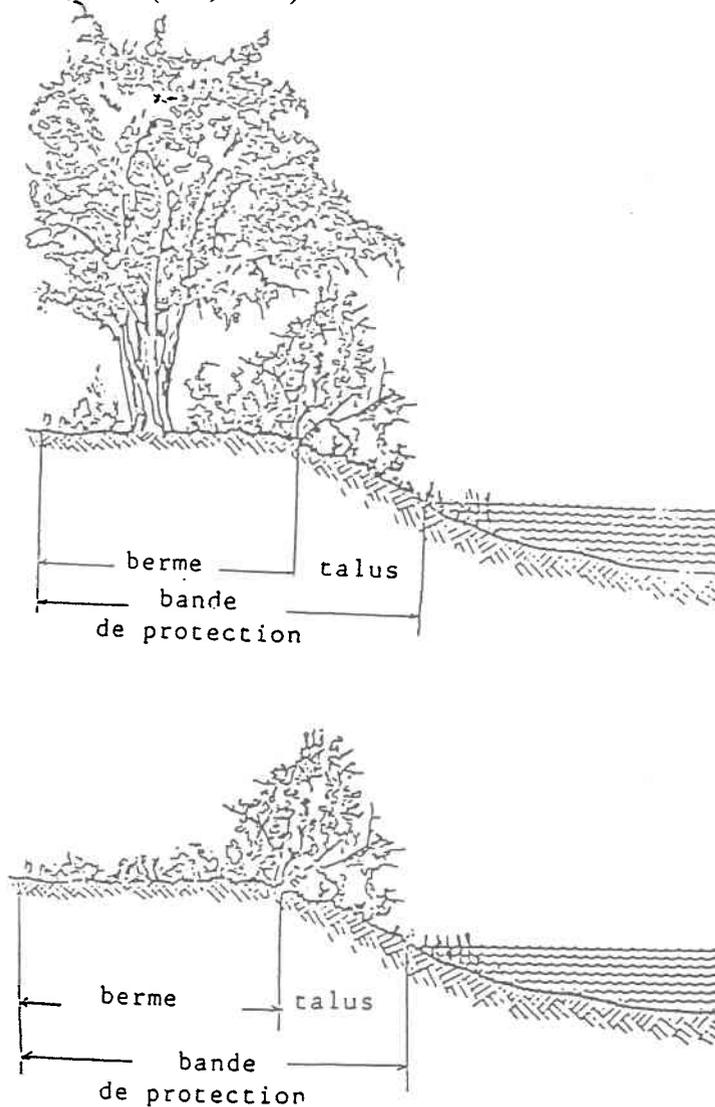


Figure 2.3 Exemples de bandes de protection végétales
(d'après St-Yves et al., 1986)

Cette zone riveraine des cours d'eau est caractérisée par deux limites: (1) l'une se trouvant avec le milieu adjacent (ex. champ agricole) où il y a entrée des éléments transportés par l'eau depuis les terres avoisinantes et s'écoulant au travers du milieu riverain vers le cours d'eau, et (2) celle où il y a interaction entre les eaux en provenance de la zone riveraine et celles du cours d'eau. Cette dernière interface d'échange est souvent appelée par les écologistes des cours d'eau sous le terme de «zone hyporheïque» (Triska et al. dans Hill, 1996). En plus de jouer un rôle important en ce qui a trait à la qualité de l'eau, cette zone riveraine peut servir aussi pour les loisirs humains et comme habitat faunique (Bren, 1993). La zone riveraine peut être nommée «ripisylve» en tant que forêts alluviales colonisant le bord des cours d'eau (Académie des Sciences, 1991). Selon Elmore et Beschta (1987), en aval du cours d'eau où le gradient d'écoulement est faible, la zone riveraine peut coïncider avec la plaine d'inondation, alors que pour la partie amont, c-à-d pour les zones de haute altitude, elles sont bien distinctes (figure 2.4).

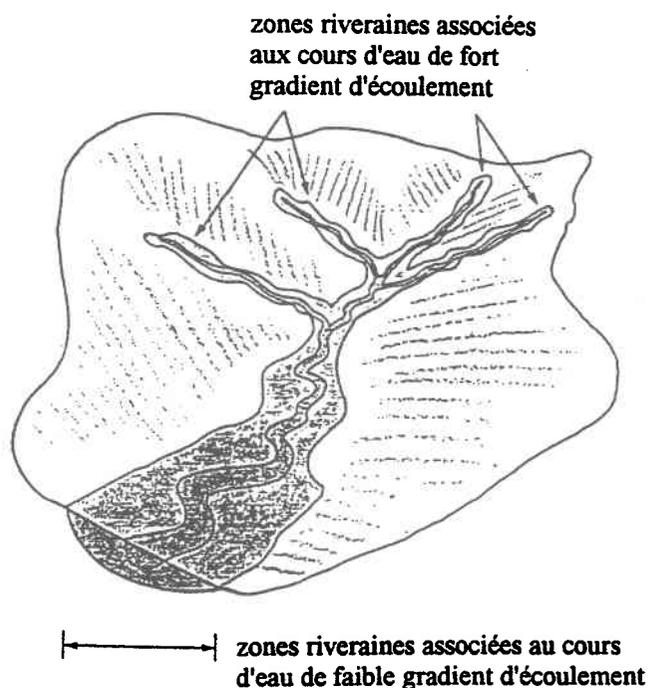


Figure 2.4 Zone riveraine le long du système des cours d'eau
(d'après Elmore et Beschta, 1987)

Les zones riveraines des cours d'eau peuvent subir l'impact des activités humaines telles que le défrichage de la végétation et l'introduction de certains types d'aménagements. Ceci aura comme conséquences la dégradation des berges et l'abaissement du niveau de la nappe d'eau souterraine, ce qui conduit au changement des conditions d'humidité du sol et peut avoir un impact sur l'écosystème de ces milieux. La figure 2.5 compare l'état d'un milieu riverain dégradé (figure 2.5A) et celui après sa restauration (figure 2.5B), qui a conduit à la stabilité des bancs, à l'élévation du niveau de la nappe et par conséquent à l'augmentation de l'emmagasinement en eau souterraine, ainsi qu'à la régularisation de la température du cours d'eau.

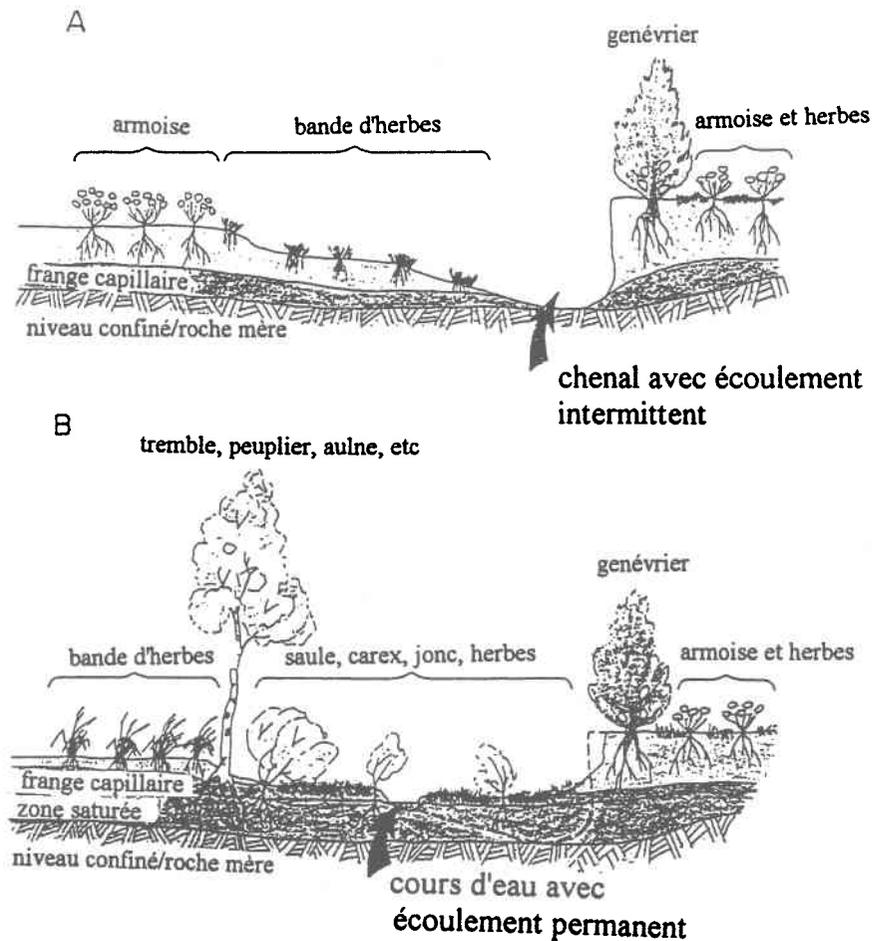


Figure 2.5 Comparaison de l'état dégradé (A) d'une zone riveraine et de celui après sa restauration (B) (d'après Elmore et Beschta, 1987).

Au fur et à mesure que la végétation riveraine progresse, celle-ci permet une amélioration des habitats de la faune aquatique et terrestre, une stabilité du chenal du cours d'eau, une amélioration de la qualité de l'eau, un écoulement permanent du cours d'eau (figure 2.5B), et aussi une réduction du pic d'inondation. L'érosion naturelle des zones avoisinantes contribue efficacement à recouvrir les zones riveraines par les sédiments, c-à-d, au renforcement des berges du cours d'eau. Le milieu riverain est donc un milieu fragile qu'il est très important de protéger et restaurer. Du fait que la zone riveraine constitue un lieu de rencontre et d'interaction entre l'eau du cours d'eau, l'eau souterraine et les diverses composantes de ce milieu, des liens à caractère indissociable existent entre ces différents éléments. D'autre part, comme il a été mentionné par Lowrance et Pionke (1989), les nappes qui sont en relation avec les cours d'eau peuvent contribuer d'une façon importante à leur écoulement. Ainsi, la zone riveraine constitue une zone de transition pouvant jouer un rôle très important sur la qualité et la quantité d'eau du cours d'eau, de même qu'en ce qui a trait aux autres aspects (faune, flore). La figure 2.6 représente l'hydrodynamique des aquifères libres et semi-captifs et les directions d'écoulement des eaux souterraines au niveau de la zone riveraine.

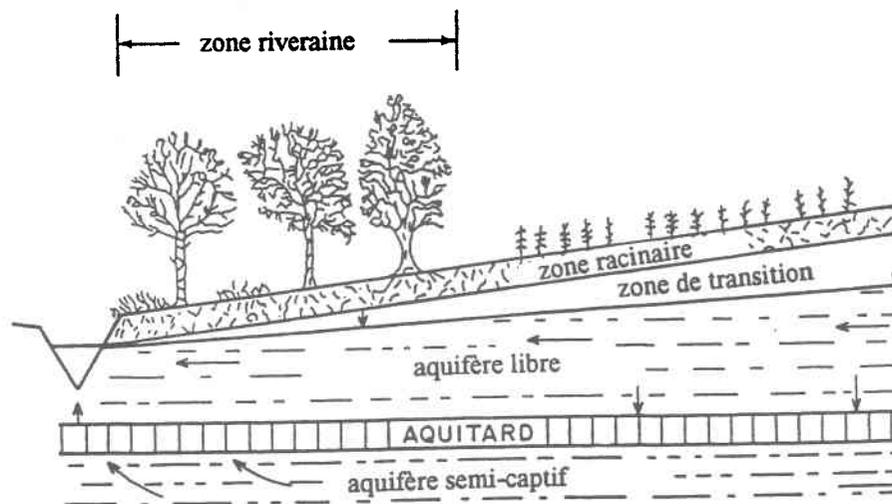


Figure 2.6 Schéma de la zone non saturée, des aquifères et des directions d'écoulement au niveau d'une zone riveraine typique sous climat humide (d'après Lowrance et Pionke, 1989).

La migration des nitrates dans la zone riveraine peut conduire à leur atténuation, qui dépend de plusieurs paramètres (type de végétation, largeur de la zone riveraine, propriétés physiques du sol, processus biogéochimiques, régime hydrologique). Il faut rappeler que le mouvement des nutriments à partir des terres agricoles peut se faire par l'intermédiaire des voies d'écoulement de surface (ruissellement) et souterrain. Les nitrates, de solubilité élevée, peuvent facilement migrer en profondeur avec l'écoulement souterrain.

2.7.1 Rôle atténuateur des zones riveraines des cours d'eau

Lors de l'échange nappe-cours d'eau, les écosystèmes riverains influencent les conditions hydrologiques de ces milieux (recharge/décharge de l'aquifère) et celle des concentrations des substances présentes (Bren, 1993; Osborne et Kovacic, 1993; Yeakley et al. 1994). La chimie des eaux souterraines en provenance de la zone riveraine contrôle ainsi en partie celle du cours d'eau (Pionke et al.; 1988; Chappel et al., 1990). Plusieurs études ont mis en évidence le rôle des écosystèmes riverains dans le maintien de la qualité des cours d'eau (Karr et Schlosser, 1978; Lowrance et al., 1984a; Peterjohn et Correll, 1984; Jacobs et Gilliam, 1985; Lowrance et al., 1985; Rhodes et al., 1985; Pinay, 1986; Schnabel, 1986; Sánchez-Pérez et al., 1991; Licht et Schnoor, 1991; Vellidis et al., 1992) et ont montré que les bandes riveraines végétales sont efficaces pour la réduction des nutriments, des sédiments, ainsi que pour la régularisation de la température du cours d'eau (Burton et Likens, 1973; Schlosser et Karr, 1981; Lowrance et al., 1983; Lowrance et al., 1984b; Platts et Rinne, 1985; Clinnick, 1985; Cooper et al., 1986; Dillaha et al., 1989; Lowrance et Pionke, 1989; Bren, 1993; Osborne et Kovacic, 1993). Par ailleurs, la topographie du milieu riverain et celle du lit du cours d'eau influencent les échanges d'eau entre le cours d'eau et l'aquifère adjacent, faisant qu'une augmentation des flux hydriques entre la rivière et les zones riveraines, ainsi qu'un temps prolongé de contact eau-sédiments, peuvent avoir des effets importants sur le transport, la rétention et les transformations du contaminant (Harvey et Bencala, 1993). D'autre part, la végétation de la zone riveraine peut avoir un

impact important sur la conductivité hydraulique du sol par le développement de son système racinaire (O'Neil et Gordon, 1994), ce qui augmente le temps de résidence des eaux souterraines dans cette zone favorisant ainsi l'élimination des nitrates par leur assimilation par les plantes ou par d'autres processus.

La migration au travers de la zone riveraine conduit à une atténuation des nitrates dépendant de plusieurs paramètres. Cette atténuation varie spatialement selon le type de sol, la quantité de matière organique, l'hydrologie et le type de la végétation (Groffman et al., 1992; Simmons et al., 1992). Une variation temporelle (principalement saisonnière) survient aussi dans l'assimilation des nutriments par la végétation, ainsi que dans la nature et la quantité des apports d'azote au niveau de la zone riveraine (Nelson et al., 1995). Les nitrates subissent dans le milieu riverain, en plus d'une assimilation par les plantes et d'une immobilisation bactérienne, une dénitrification contrôlée par divers facteurs tels que la quantité de carbone organique, la concentration en oxygène dissous, la texture et la structure du sol, l'humidité, le potentiel d'oxydo-réduction, la température et le pH. Sous conditions anaérobies, certaines bactéries transforment les nitrates principalement en azote gazeux N_2 et N_2O (Standford et al., 1975; Vinten et Smith, 1993; Montgomery et al., 1997). Selon Altman et Parizek (1995), certaines conditions sont nécessaires à la dénitrification tels qu'un environnement réducteur anaérobie, la présence de bactéries dénitrifiantes et une source de carbone organique. Les conditions anaérobies, la source en carbone organique et l'apport en nitrates, sont par ailleurs contrôlés par la topographie du sol, le couvert végétal et l'hydrologie locale (Pinay et al., 1993). Ainsi, les fluctuations piézométriques de la nappe riveraine peuvent favoriser la création de conditions anaérobies, ayant un impact sur la zone infra-racinaire (zone vadose) et la zone racinaire biologiquement très active (Lowrance et Pionke, 1989) et pouvant favoriser l'élimination des nitrates par dénitrification et par assimilation par les racines. D'après Pionke et al. (1988), la réponse piézométrique aux événements pluvieux a une influence importante sur le débit d'écoulement, la nature et l'extension de la végétation riveraine, la stabilité des rives du cours d'eau et la nature des processus chimiques et biologiques. De façon générale et dans toute la plaine d'inondation, un niveau piézométrique élevé et l'accumulation des

matières organiques peuvent conduire à des conditions réductrices dans les sédiments, favorisant la dénitrification avant l'atteinte du cours d'eau (Jacobs et Gilliam, 1985; Sánchez-Pérez et al., 1991).

Afin de favoriser l'efficacité de la zone riveraine pour la réduction de la pollution, le maintien de la végétation naturelle et la pratique d'un aménagement adéquat s'avèrent nécessaires (Asmussen et al., 1979; Lowrance et al., 1984b; Gilliam, 1994; O'Neil et Gordon, 1994), puisque le défrichement des zones riveraines et certains aménagements peuvent conduire à la dégradation des berges, à l'abaissement du niveau de la nappe et conséquemment au changement des conditions d'humidité du sol (Bren, 1993; Elmore et Beschta, 1987).

2.7.2 Utilisation des zones riveraines dans différents pays

Comme l'a mentionné Clinnick (1985), la plupart des recherches concernant les zones riveraines tampons ont été effectuées pour des zones de déforestation, et en ce qui a trait au transport des sédiments. Selon cet auteur, la largeur la plus souvent recommandée pour la réduction des sédiments est de 30 m et celle minimale de 9 m. D'après Ritter (1986), pour des champs de culture ayant une pente de terrain de moins de 5 %, cette largeur est de 4 à 5 m. Le Tableau 2.1 établi par St-Yves et al. (1986) présente les largeurs minimales de la bande riveraine recommandée au Canada, en France et aux États-Unis à des fins premières de captage des éléments en provenance du milieu agricole. En Australie, l'utilisation des bandes forestières comme zones régulatrices (tampons) pour améliorer la qualité des eaux des rivières varie considérablement d'un état à l'autre (Bren, 1993): généralement 20 m pour des cours d'eau permanents et 5 m pour ceux ayant une courte période d'écoulement annuel.

Tableau 2.1 Largeur minimale des bandes de protection préconisées à des fins premières de captage d'éléments en milieu agricole (d'après St-Yves et al., 1986).

CANADA	
• Québec	5 m
• Ontario	3 à 10 m
• Manitoba	10 m
• Colombie Britannique	5 m
• Alberta	5 m
FRANCE	
	4 m
ÉTATS-UNIS	
• Ohio	3 à 5 m
• Vermont	8 à 10 m
• Great Lake Commission	8 m
• Best Management Practices	2.5 à 122 m

Le Tableau 2.2 montre les différentes valeurs de largeur des zones riveraines végétales tampons (forestières et herbacées) et les % de réduction de l'azote ($\text{NO}_3\text{-N}$) et du phosphore des eaux de surface et souterraines obtenus par divers chercheurs (Osborne et Kovacic, 1993).

Tableau 2.2 Efficacité de la largeur des bandes végétales tampons (forestières et herbacées) pour la réduction de l'azote (N-NO₃) et du phosphore à partir des eaux de ruissellement de surface et souterraines (d'après Osborne et Kovacic, 1993).

Largeur (m)	% Réduction	Type BVT	Référence
• Cas de l'azote dans les eaux souterraines			
10	60-98	forestière	James et al., 1993
16	93	forestière	Jacobs et Gilliam, 1985
19	93	forestière	Peterjohn et Correll, 1984
19	40-90	forestière	Schnabel, 1986
25	68	forestière	Lowrance et al., 1984
30	100	forestière	Pinay et Decamps, 1988
50	99	forestière	Peterjohn et Correll, 1984
27	10-60	herbacée	Schnabel, 1986
• Cas du phosphore dans les eaux souterraines			
19	33	forestière	Peterjohn et Correll, 1984
50	-114	forestière	Peterjohn et Correll, 1984
• Cas de l'azote dans les eaux de surface			
30	98	forestière	Doyle et al., 1977
50	79	forestière	Peterjohn et Correll, 1984
9	73	herbacée	Dillaha et al., 1989
5	54	herbacée	Dillaha et al., 1989
27	84	herbacée	Young et al., 1980
• Cas du phosphore dans les eaux de surface			
16	50	forestière	Cooper et Gilliam, 1987
19	74	forestière	Peterjohn et Correll, 1984
50	85	forestière	Peterjohn et Correll, 1984
9	79	herbacée	Dillaha et al., 1989
5	61	herbacée	Dillaha et al., 1989
27	83	herbacée	Young et al., 1980

N.B.: Le % négatif indique que les concentrations augmentent plutôt que de diminuer.

BVT: bande végétale tampon.

3. MATÉRIEL ET MÉTHODE

3.1 Localisation des sites expérimentaux (d'enquête in situ)

La figure 3.1 localise les neuf sites expérimentaux qui ont été sélectionnés dans le bassin versant de la rivière Boyer à environ 25 kilomètres au sud-est de la ville de Québec (Québec, Canada). Ces différents sites sont situés en bordure de cours d'eau (zone riveraine). Trois sites (A-1, A-2 et A-3) possèdent une végétation arbustive, trois autres (H-1, H-2 et H-3) ayant une végétation herbacée, et les trois derniers sites (R-1, R-2 et R-3) étant à végétation rase.

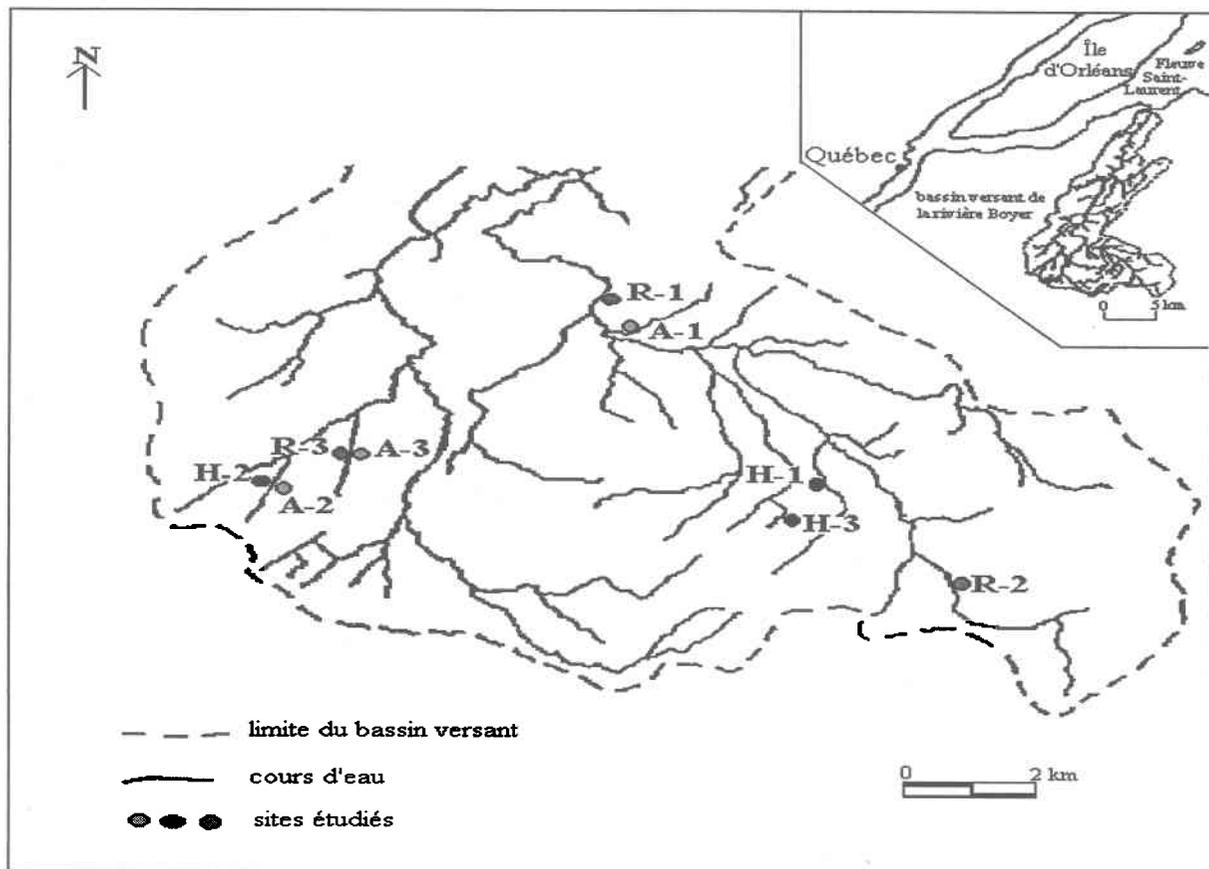


Figure 3.1 Localisation des sites (A: zones arbustives; H: zones herbacées; R: zones rases).

3.2 Dispositifs expérimentaux

Sur chaque site, on a installé deux séries de trois puits d'observation (avec tubage en PVC), après forage à la tarière à main à une profondeur moyenne de 1.7 mètres. Chaque série comprend un puits d'observation à la limite entre le champ cultivé et la zone riveraine, un deuxième au milieu de la zone riveraine et un troisième près du cours d'eau à environ 0.50 mètre de celui-ci (figures 3.2 et 3.3). Le site A-3 du fait de sa faible largeur (trois mètres) ne possède pas les puits d'observation intermédiaires. Par ailleurs, sur les sites H-3 et R-1, l'un des puits d'observation à la limite avec le champ n'a pas été fonctionnel. La largeur pour chaque site est présentée au tableau 3.1. Aussi, au niveau de l'annexe B₁, on a une représentation des sites d'étude (topographie, distances entre les piézomètres et celles de ces derniers par rapport aux champs et à la rivière, niveaux des têtes des puits d'observation et niveau piézométrique).

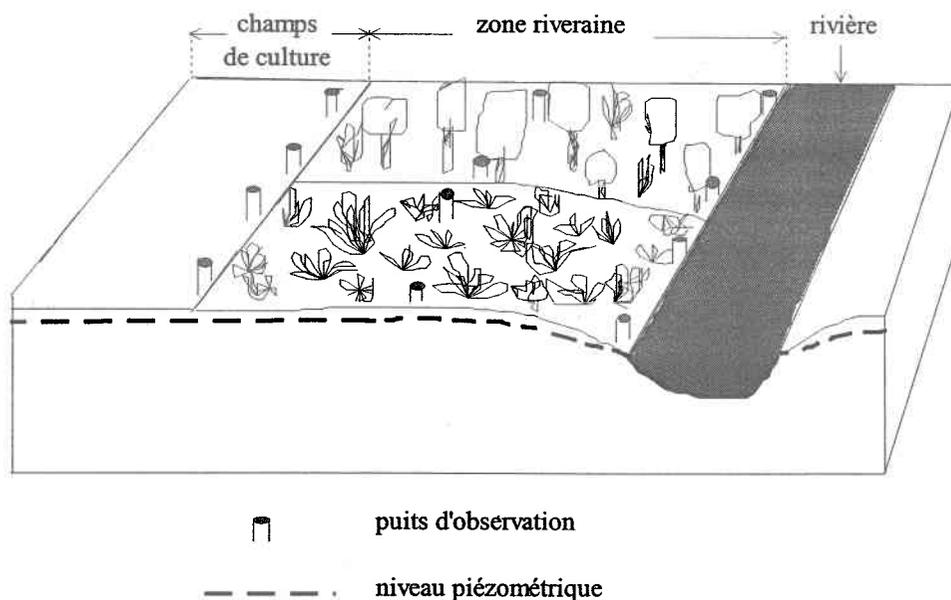


Figure 3.2 Schéma de localisation des puits d'observation au niveau des sites de végétation riveraine.

En ce qui concerne les distances des piézomètres par rapport aux champs, il est à mentionner que pour chacun des sites, les deux puits d'observation situés près du champ avoisinant ont été installés à la limite de ce dernier avec la zone riveraine étudiée. Les

photos de l'annexe B₂ donnent un aperçu sur le type de végétation de chaque site. Le dispositif expérimental permet d'évaluer l'influence du type de la végétation (rase, herbacée, arbustive), de la largeur de la zone riveraine, ainsi que de certains paramètres physiques ou chimiques, sur l'atténuation des nitrates, de même que d'étudier la distribution spatiale et temporelle de cette atténuation sur chaque site.

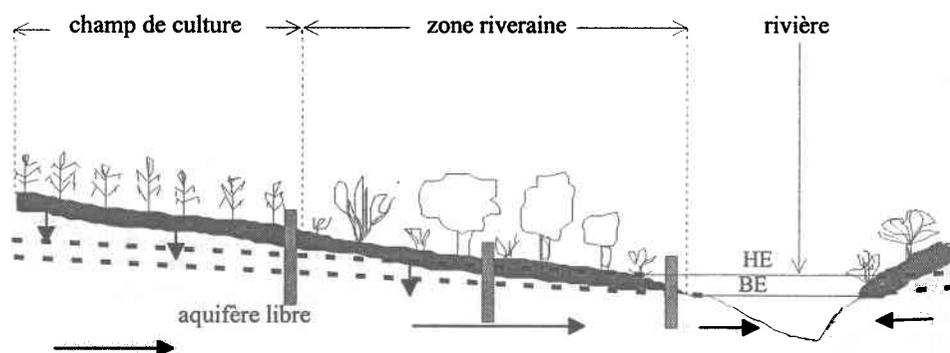
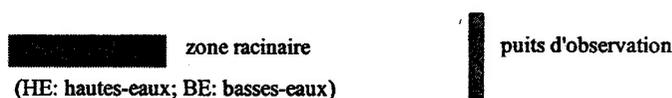


Figure 3.3 Représentation schématique de la zone riveraine (localisation des puits d'observation).



3.3 Caractérisation des sites

3.3.1 Végétation

Une identification des espèces végétales dominantes a été faite pour les différents sites étudiés (Tableau 3.1). Les trois sites (A-1, A-2 et A-3) possèdent une végétation arbustive dominée par le myrique baumier (*Myrica gale*), l'érable négundo (*Acer negundo*), le cornouiller stolonifère (*Cornus stolonifera*), le saule de l'intérieur (*Salix interior*), la spirée à larges feuilles (*Spiraea latifolia*) et le cerisier de Virginie (*Prunus virginiana*), les trois autres (H-1, H-2 et H-3) ayant une végétation herbacée dominée par les vesces (*Vicia*): Jargeau (*cracca*) et cultivée (*sativa*), l'eupatoire maculée (*Eupatorium maculatum*), les

verges d'or (*Solidago*): du Canada (*canadensis*), graminifoliée (*graminifolia*) et des marais (*uliginosa*), l'aster ponceau (*Aster puniceus*), le chardon des champs (*Cirsium arvense*), l'armoise vulgaire (*Artemisia vulgaris*), le phalaris roseau (*Phalaris arundinacea*) et l'impatiante du Cap (*Impatiens capensis*), et les trois derniers sites (R-1, R-2 et R-3) étant à végétation rase (graminées communes), contrôlée lorsque nécessaire par une coupe d'entretien. Il est à noter que les sites arbustifs ne contiennent pas d'aulne (Zavitkovski et Newton, 1968; Teissier et al., 1984), ni de légumineuse (fixation symbiotique de l'azote).

3.3.2 Largeur des zones riveraines étudiées

La largeur de la zone riveraine de chaque site est indiquée au Tableau 3.1. Cette largeur représente la distance entre le champ et le cours d'eau. Les largeurs des zones riveraines étudiées varient entre trois et six mètres. Le choix de celles-ci a été fait afin de tester, d'une part, des largeurs qui sont actuellement pratiquées et qui sont technico-économiquement acceptables par les agriculteurs et, d'un autre côté, pour pouvoir quantifier l'efficacité de ces zones riveraines par l'utilisation d'une largeur suffisante. D'autre part, en ce qui concerne l'homogénéité et la représentativité de ces largeurs, celles-ci sont présentes sur de longues distances tout le long des cours d'eau avec une végétation dont le type peut varier en certains endroits.

3.3.3 Culture dans les champs agricoles avoisinants

Pour le cas de notre étude, il est important de prendre en considération le type de cultures pratiquées dans le champ agricole avoisinant chaque site. Ceci permettra de vérifier leur impact sur l'évolution des concentrations en nitrates, qui peuvent migrer dans l'eau souterraine à travers la zone riveraine. Le tableau 3.1 présente les différentes cultures pratiquées de 1992 à 1997 dans le champ agricole à la limite de chaque zone riveraine étudiée. Les activités agronomiques reliées à l'utilisation des fertilisants et aux cultures sont présentées au tableau 3.2.

Tableau 3.1 Caractéristiques des sites (A: zones arbustives; H: zones herbacées; R: zones rases).

Site	largeur zone (m) nappe printemps (m) nappe été (m) submersion à la fonte	Espèces végétales dominantes	culture avoisinante (en 97-96-95-94-93-92)
A-1	6 1.22 1.30 oui	<i>Myrica gale, Acer negundo, Cornus stolonifera, Salix interior</i>	maïs foin (fourrage) foin (fourrage) foin (fourrage) foin (fourrage)
A-2	4 0.99 1.06 non	<i>Cornus stolonifera, Spiraea latifolia, Prunus virginiana</i>	luzerne luzerne luzerne maïs maïs maïs
A-3	3 0.92 1.05 non	<i>Spiraea latifolia, Prunus virginiana, Cornus stolonifera</i>	foin-luzerne maïs maïs foin-luzerne foin-luzerne foin-luzerne
H-1	5 0.98 1.03 non	<i>Vicia cracca, Eupatorium maculatum, Solidago canadensis, Aster puniceus, Cirsium arvense, Artemisia vulgaris, Solidago graminifolia</i>	maïs maïs maïs grain mélangé grain mélangé orge
H-2	4 1.10 1.12 non	<i>Impatiens capensis, Vicia cracca, Solidago canadensis, Aster puniceus, Artemisia vulgaris, Solidago graminifolia</i>	orge maïs maïs luzerne-graminée luzerne-graminée luzerne-graminée
H-3	4 0.88 0.96 non	<i>Aster puniceus, Phalaris arundinacea, Cirsium arvense, Vicia sativa, Solidago graminifolia, Solidago uliginosa</i>	grain mélangé blé maïs maïs grain mélangé grain mélangé
R-1	6 1.50 1.57 oui	Graminées communes	foin-trèfle foin-trèfle maïs maïs maïs foin (fourrage)
R-2	4 0.99 1.01 oui	Graminées communes	foin-trèfle foin-trèfle orge orge foin (fourrage) foin (fourrage)
R-3	4 0.90 1.06 non	Graminées communes	maïs maïs maïs maïs maïs maïs

Tableau 3.2 Activités agronomiques des champs avoisinants pour les trois années d'étude (1995, 1996 et 1997).**Année 1995**

site	type de culture	date des semis	récolte	type de fertilisant	date d'épandage
A-1	foin (fourrage)	0	trois coupes: début du printemps, début et pendant l'été	lisier de porc (3000 gallon/ha)	printemps, début et au cours de l'été
A-2	luzerne	0	deux coupes: fin juillet et septembre	*	*
A-3	maïs	5 mai	12 octobre	fumier liquide de bovin (3000 gallon/ ha), urée(200 lb/ ha), engrais chimiques (16 l/ha)	automne (fumier liquide de bovin), printemps (urée et engrais chimiques)
H-1	maïs	14 mai	mi-octobre	lisier de porc (5000 gallon/ha), engrais chimiques (200 lb/ ha)	10 mai (lisier de porc), 14 mai (engrais chimiques)
H-2	maïs	13 mai	15 octobre	engrais chimiques (10 gallon/ha), fumier liquide de bovin (10 gallon/ ha)	13 mai (engrais chimiques), pendant l'été (fumier liquide de bovin et engrais chimiques)
H-3	maïs	13 mai	fin septembre	fumier liquide de bovins (3400 gallon /ha), engrais chimiques (110 lb/ ha)	12 mai
R-1	maïs	15 mai	mi-octobre	lisier de porc (5000 gallon/ha)	automne
R-2	orge	15 mai	début août	lisier de porc(2500 gallon/ha)	fin mai
R-3	maïs	13 mai	20 septembre	engrais chimiques (10 gallon/ha), fumier liquide de bovin (10 gallon/ ha)	13 mai (engrais chimiques), pendant l'été (fumier liquide de bovin et engrais chimiques)

(* données manquantes)

Année 1996

site	type de culture	date des semis	récolte	type de fertilisant	date d'épandage
A-1	foin (fourrage)	*	deux coupes: juin et août	lisier de porc (3000 gallon/ha)	printemps et début juillet
A-2	luzerne	*	trois coupes: fin juin, mi-août et début octobre	fumier liquide de bovin (3000 gallon/ ha)	après les deux premières coupes
A-3	maïs	6 mai	6 octobre	engrais chimiques (200 lb/ha)	printemps
H-1	maïs	mai	fin septembre	lisier de porc (600 gallon/ha)	printemps
H-2	maïs	15 mai	26 septembre	fumier liquide de bovin (3000 gallon/ ha), engrais chimiques (25 gallon/ ha)	printemps
H-3	blé	mai	4 septembre	fumier de bovin et lisier de porc (quantité *)	*
R-1	foin (trèfle)	*	deux coupes: juin et août	engrais chimiques (200 lb/ha)	juillet
R-2	foin (trèfle)	*	deux coupes: 20 juin et 15 août	fumier de bovin (1 tonne/ha)	printemps et automne
R-3	maïs	25 mai	26 septembre	fumier liquide de bovin (3000 gallon/ ha), engrais chimiques(3 gallon/ ha)	avant semis et début juillet (fumier liquide de bovin), printemps (engrais chimiques)

Année 1997

site	type de culture	date des semis	récolte	type de fertilisant	date d'épandage
A-1	maïs	10 juin	fin octobre	lisier de porc (quantité *) et engrais chimiques (115 lb/ha)	début juin
A-2	luzerne	*	trois coupes: 20 juin, fin juillet et début octobre	fumier liquide de bovin (3000 gallon/ ha)	début du printemps
A-3	luzerne	*	deux coupes: fin juillet et début octobre	fumier liquide de bovin (3000 gallon/ha)	août
H-1	maïs	25 mai	28 octobre	engrais chimique (200 lb/ha)	printemps
H-2	orge	*	*	*	*
H-3	grain mélangé	23 mai	début septembre	fumier liquide de bovin et lisier de porc (3000 gallon/ha)	septembre
R-1	foin (trèfle)	*	deux coupes: printemps et mi-été	lisier de porc et fumier de bovin (quantité*)	printemps et été
R-2	foin (trèfle)	*	deux coupes: 26 juin et début septembre	fumier de bovin (1 tonne/ha)	octobre
R-3	maïs	fin mai	début octobre	fumier liquide de bovin, (3000 gallon /ha) engrais chimiques (32 gallon/ha)	fin mai

3.3.4 Profondeur moyenne de la nappe aquifère

Comme indiqué au tableau 3.1 et à l'annexe B₁, la surface piézométrique de la nappe aquifère et le niveau d'eau dans le cours d'eau sont environ un mètre en dessous de la surface du sol (champ et zone riveraine) durant la période de culture. Cependant, au printemps, lors de la fonte des neiges, le niveau du cours d'eau peut affleurer et même recouvrir le sol. La figure 3.3 montre d'une façon schématique les fluctuations du niveau de la nappe aquifère et celui du cours d'eau pendant les saisons des hautes et basses eaux.

Pour chaque site, les deux séries de piézomètres nous ont permis la construction de carte piézométrique (annexe B₄). On peut remarquer sur ces cartes piézométriques que nous nous trouvons en conditions d'exfiltration. Concernant les niveaux d'eau mesurés, ceux-ci peuvent correspondre à la surface piézométrique d'une nappe superficielle peu profonde.

L'étude des fluctuations du niveau piézométrique de la nappe au cours du temps et de l'espace permettra d'examiner les corrélations qui existent entre celles-ci et l'évolution des concentrations en nitrates observées au niveau des zones riveraines étudiées.

3.3.5 Pédologie

3.3.5.1 Aperçu sur la géologie de la région

En ce qui concerne la géologie de la région, comme mentionné par Laplante (1963), la plupart des terres hautes appalachiennes du Québec reposent sur des formations rocheuses Pré-Siluriennes Paléozoïques regroupées par Logan sous le nom de « Groupe de Québec ». Laplante (1963) a expliqué que divers agents géologiques, tels que les glaciers, la Mer de Champlain et les rivières, ont contribué à la mise en place de divers dépôts superficiels. À l'époque Pléistocène, les glaciers ont usé et poli la roche en place. De grandes quantités de roches ont ainsi été transportées et déposées sous forme de till, un matériau non stratifié et hétérogène constitué généralement de sable, de limon et d'argile avec des cailloux de dimension variable. Le deuxième agent géologique, qui a aussi joué un rôle très important dans la formation des dépôts superficiels, est l'invasion de la Mer de Champlain. Selon Laplante (1963), à mesure que le retrait de la glace se faisait vers le nord, les eaux marines de l'océan atlantique envahissaient les vallées du Saint-Laurent. Au cours de cette période marine, différents sédiments ont été déposés, comme les argiles dans les endroits les plus profonds de la mer et les sables et les graviers sur les rivages. Des dépôts d'origine fluviale ont pu se faire dans les endroits de faible pente et au niveau des étendues planes. Lors des crues des rivières, des dépôts de sédiments ont lieu sur les rives donnant les « dépôts de plaine d'inondation ou alluvions récentes ». Ces dépôts sont composés principalement de sable fin et grossier, et d'argile sableuse (Laplante, 1963). Ces alluvions récentes forment généralement des sols riches en matière organique qui peuvent être caractérisés par un mauvais drainage et un profil pédologique peu développé.

3.3.5.2 Pédologie des sites

• Sites A-1, A-2 et A-3

Les sols de ces sites proviennent des matériaux assortis par l'eau, et font partie des sols des Basses-Terres du Saint-Laurent (Laplante, 1963). Le site A-1 a un sol loameux de la série Kamouraska. La roche mère est constituée des sédiments marins d'origine argileuse et calcaire, issus des dépôts de la mer Champlain (Laplante, 1963). Le drainage interne de ce type de sol est particulièrement lent et parfois mauvais au voisinage de la partie du sol organique. Sa granulométrie est constituée d'environ 8.8 à 34.8 % de sable, 40.4 à 42.4 % de limon et 24.8 à 48.8 % d'argile. Le sol des sites A-2 et A-3 est un loam sablo-graveleux de la série Saint-André. Les graviers sableux sont originaires du grès, des schistes et des ardoises de Sillery. Ce type de sol est composé d'environ 54.4 à 87.4 % de sable, 8.8 à 29.0 % de limon et 3.8 à 16.6 % d'argile. Son drainage est considéré comme excessif à bon.

• Sites H-1, H-2 et H-3

Le sol des sites H-1 et H-3 est un loam sablo-graveleux de la série Saint-André dont les graviers sableux sont issus de grès, de schistes ardoisiers et de quartzites acides (Marcoux, 1966). Ce type de sol est composé d'environ 60.5 à 85.5 % de sable, 10.1 à 24.1 % de limon et 4.4 à 15.4 % d'argile. Son drainage est bon à excessif. Le sol du site H-2 est un loam sablo-graveleux de la série Saint-André présentant les mêmes caractéristiques que le sol des sites A-2 et A-3.

• Sites R-1, R-2 et R-3

Le sol du site R-1 est un loam graveleux, mais qui peut aussi avoir des caractéristiques semblables à celui du site A-1. Le site R-2 a un sol de type loam pierreux appartenant à la série Dessaint (Marcoux, 1966). D'après cet auteur, le matériau originel de ce type de sol est constitué d'un till qui a été remanié par l'eau, à texture de loam pierreux à loam sableux et pierreux, contenant parfois des lentilles d'argile brun rouge. Son drainage est imparfait à mauvais. Sa granulométrie est composée de 46.8 à 68.8 % de sable, de 16 à 38 % de limon

et de 15.2 à 17.2 % d'argile. Le site R-3 est un loam sablo-graveleux de la série Saint-André, ayant des caractéristiques semblables aux sites A-2, A-3 et H-2.

Il faut noter qu'en ce qui concerne les sites A-1 et R-1, la texture du sol change en se rapprochant du cours d'eau, les dépôts rencontrés près de la rivière étant les sédiments fluviaux déposés lors des crues de la rivière. D'autre part, à l'exception du loam Kamouraska considéré comme un gleysol légèrement acide, les autres types de sol sont des podzols acides (Marcoux, 1966; Laplante, 1963).

La variable texture ou granulométrie a été déterminée aussi au laboratoire (tableau 3.3a et c). D'une manière globale, la comparaison des pourcentages de gravier, sable, limon et argile mesurés au laboratoire par rapport à ceux obtenus à partir du rapport pédologique, montre qu'il n'y a pas beaucoup de différence entre eux. La texture mesurée pour les sites A-2, H-2 et R-3 est plus de type loam sableux que sablo-graveleux, ainsi que pour le sol du site R-1 qui est plus de type sablo-graveleux que graveleux.

Tableau 3.3a Texture du sol des neuf sites étudiés.

site	Gravier (%)	sable (%)		limon (%)		argile (%)		texture (type du sol)
	*mesuré	*mesuré	**R	*mesuré	**R	*mesuré	**R	
A-1	0.4	31.4	8.8 à 34.8	46.7	40.4 à 42.4	17.2	24.8 à 48.8	loameux
A-2	9.5	53.6	54.4 à 87.4	26.0	8.8 à 29.0	8.0	3.8 à 16.6	loam sableux
A-3	31.0	45.2	54.4 à 87.4	21.4	8.8 à 29.0	1.5	3.8 à 16.6	loam sablo-graveleux
H-1	43.3	38.8	60.5 à 85.5	13.0	10.1 à 24.1	3.8	4.4 à 15.4	loam sablo-graveleux
H-2	1.1	72.3	54.4 à 87.4	19.3	8.8 à 29.0	4.4	3.8 à 16.6	loam sableux
H-3	40.7	31.4	60.5 à 85.5	19.5	10.1 à 24.1	7.1	4.4 à 15.4	loam sablo-graveleux
R-1	31.3	35.5	8.8 à 34.8	22.2	40.4 à 42.4	9.4	24.8 à 48.8	loam sablo-graveleux
R-2	56.2	31.2	46.8 à 68.8	9.4	16 à 38	3.0	15.2 à 17.2	loam pierreux
R-3	7.8	65.7	54.4 à 87.4	21.5	8.8 à 29.0	4.4	3.8 à 16.6	loam sableux

* mesuré: au laboratoire

**R: valeurs obtenues à partir du rapport pédologique (Marcoux, 1966; Laplante, 1963)

3.3.6 Caractéristiques physiques du sol des sites étudiés

3.3.6.1 Conductivité hydraulique, porosité, porosité efficace et capacité au champ

La détermination des paramètres physiques du sol de chaque site a été faite en laboratoire sur des échantillons de sol non remaniés, prélevés à trois profondeurs (0-10, 20-30 et 60-70 cm) à proximité de chaque puits d'observation, à l'aide d'une tarière à main spécifique à ce type d'échantillonnage. Les paramètres étudiés sont la conductivité hydraulique (K), la porosité (n), la porosité efficace (ne) et la capacité au champ (θ_r) (ou capacité de rétention spécifique). Les résultats obtenus sont présentés à l'annexe A de la façon suivante: d'abord un premier tableau (a) contient les valeurs des échantillons prélevés à proximité de chacun des puits d'observation pour les deux séries de puits. Ceci permet de voir la variabilité spatiale de ces paramètres à l'échelle horizontale et verticale depuis le champ jusqu'à la rivière. Le second tableau (b) contient les valeurs moyennes des deux séries de prélèvement des échantillons. Ceci donne une idée sur la variabilité de ces paramètres d'une manière générale depuis le champ jusqu'à la rivière. Le tableau (c) présente la moyenne des valeurs obtenues pour chacune des profondeurs d'échantillonnage. Ces valeurs moyennes permettent de voir globalement la variabilité verticale de ces différents paramètres pour chacun des sites étudiés.

Le dispositif expérimental utilisé pour déterminer la conductivité hydraulique (figure 3.4) est basé sur le principe de la loi de Darcy (Castany, 1963):

$$Q = KS \frac{H}{L} \Rightarrow K = \frac{Q \cdot L}{S \cdot H} \quad (4)$$

avec

- Q: débit écoulé (m³/s);
- H: hauteur de charge d'eau (m);
- S: surface de section (m²);
- L: longueur de la colonne d'échantillon (m);
- K: conductivité hydraulique (m/s).

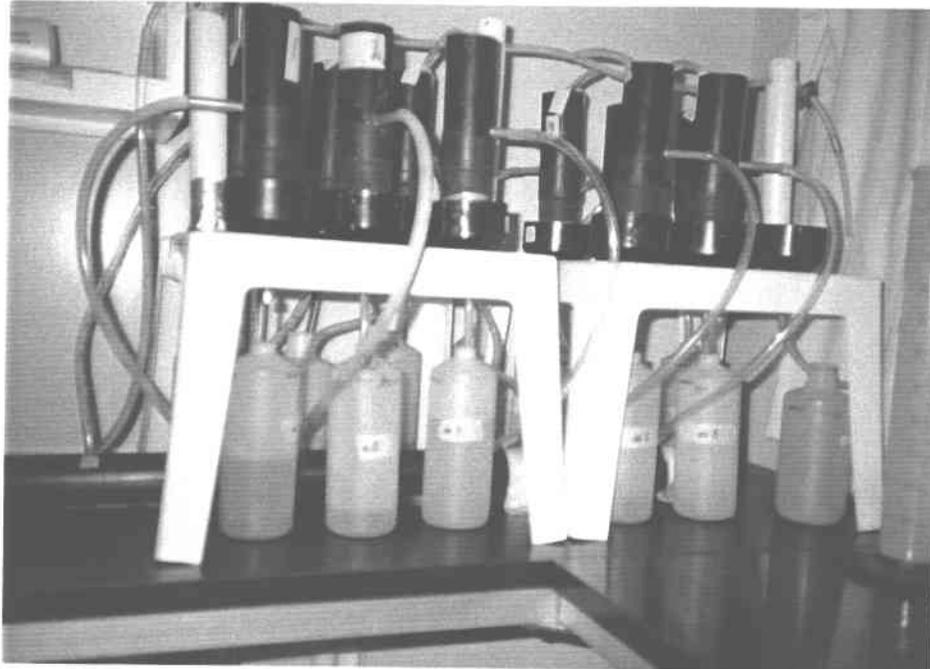


Figure 3.4 Dispositif expérimental de mesure de la conductivité hydraulique.

Il est à mentionner que les valeurs de conductivité hydraulique (K) mesurées pour les profondeurs (0-10, 20-30 et 60-70 cm) peuvent être valables pour cette zone. Cependant, d'une part vu qu'on a obtenu à partir de ces valeurs une moyennene de (K) et d'autre part, pour la profondeur (60-70 cm) plus qu'on se rapproche de la limite avec la rivière on peut se trouver au niveau de la zone saturée, ce qui explique l'utilisation de cette valeur moyenne de ce paramètre pour les calculs ultérieurs.

Les paramètres de porosité, porosité efficace et capacité au champ ont été déterminés au laboratoire à partir des mêmes échantillons de sol.

La porosité totale (n) exprimée en pourcentage est le rapport du volume des vides (V_v) au volume total (V_t) de l'échantillon :

$$n = \frac{V_v}{V_t} \times 100 \quad (5)$$

La porosité efficace (n_e) est le rapport du volume d'eau gravitaire (V_e), contenu dans un échantillon à l'état saturé qui est libéré sous l'effet d'un égouttement complet (en l'absence d'évaporation), au volume total (V_t) de cet échantillon:

$$n_e = \frac{V_e}{V_t} \times 100 \quad (6)$$

On a pu aussi déduire la valeur de la porosité cinématique (n) et la comparer à celle mesurée au laboratoire (tableau 3.3c). On peut remarquer que ces valeurs de n calculées et celles mesurées au laboratoire sont assez semblables.

La capacité de rétention spécifique (θ_r) ou capacité au champ représente le rapport du volume d'eau retenu (V_r) par le sol après libération de l'eau gravitaire, au volume total (V_t) de l'échantillon (complexe solide-eau-air):

$$\theta_r = \frac{V_r}{V_t} \times 100 \quad (7)$$

L'extraction de l'eau gravitaire est faite comme suit: l'échantillon encore saturé est placé sur une grille, l'eau est libérée par égouttement sous l'effet de la seule gravité devant une période de temps suffisante pour qu'il n'y ait plus de libération d'eau par l'échantillon.

Pour extraire les autres types d'eau, l'échantillon est placé dans une étuve à une température de 105 °C pendant 24 heures.

3.3.6.2 Taux d'humidité et de matière organique des échantillons de sol

• Taux d'humidité

La teneur en eau des échantillons de sol a été calculée par la méthode de la double pesée (poids humide - poids sec). Ce paramètre est exprimé en rapport massique, c-à-d en pourcentage d'eau par rapport au poids de sol sec. Le séchage des échantillons de sol a été fait à l'air libre, plutôt qu'à l'étuve à 105 °C, à cause du très grand nombre d'échantillons de sol (156) à traiter pour chaque campagne d'échantillonnage. Le séchage à l'air libre a été comparée au séchage à l'étuve pour quelques échantillons, montrant des résultats de teneur en eau approximativement semblables avec seulement de très légères différences. Simard (1996) avait aussi comparé ces deux méthodes de séchage (à l'air libre et à l'étuve) et avait obtenu des teneurs en eau ayant une différence négligeable de 1 à 2 % seulement.

• Taux de matière organique (M.O.)

Le taux de matière organique des échantillons de sol a été déterminé par la méthode de la perte au feu. Pour chaque échantillon anhydre, on pèse environ 5 à 10 grammes de sol de moins de deux millimètres (2 mm) de granulométrie dans un creuset en porcelaine bien nettoyé. Ensuite, on place les creusets contenant les échantillons dans un four à une température de 375 °C pendant environ 16 à 24 heures. Lorsque les creusets sont retirés du four, on les place dans un dessiccateur pendant une demi-heure environ, puis on les pèse. Le pourcentage de matière organique de chacun des échantillons de sol est calculé par:

$$\text{M.O.} = \frac{M_1 - M_2}{M_1} \times 100 \quad (8)$$

avec M.O.: pourcentage de matière organique;
 M_1 : masse de l'échantillon anhydre;
 M_2 : masse de l'échantillon après calcination.

Cette méthode de perte au feu est couramment utilisée par de nombreux chercheurs comme Simmons et al. (1992) pour déterminer le taux de matière organique dans les échantillons de sol.

L'observation dans le temps des teneurs en matière organique du sol sert d'une part, à évaluer la marge d'erreur de l'analyse et d'autre part, pour avoir plus de données pour les traitements statistiques.

3.3.7 Paramètres reliés à l'écoulement des eaux souterraines

3.3.7.1 Direction et sens d'écoulement

Pour l'étude des voies d'écoulement et de migration des nitrates sur les sites, on a procédé à une injection de bromures au niveau des puits d'observation situés à la limite des champs. Comme indiqué au chapitre 2, l'utilisation des bromures pour le traçage des écoulements d'eau souterraine est pratiqué par de nombreux chercheurs (LeBlanc et al., 1991; Jordan et al., 1993; Nelson et al., 1995). Son utilisation est répandue du fait de ses propriétés puisqu'il est non réactif, conservatif et ne présente pas de danger pour l'environnement. Les figures 3.5B à 3.13B présentées à l'annexe B₃ montrent l'évolution au cours du temps et dans l'espace des concentrations en bromures observées au niveau des différents sites étudiés. Les concentrations en Br⁻ qui existent à l'état naturel (Background) dans les eaux souterraines sont inférieures à 0.1 mg/l, avec une moyenne d'environ 0.05 mg/l (LeBlanc et al., 1991).

Il est à mentionner qu'avant l'injection des bromures, le bruit de fond de Br^- a été mesuré. Le tableau 3.3b montre les valeurs de ces concentrations en bromures mesurées à l'état naturel (avant injection) et celles mesurées à l'état initial (début d'injection) au niveau des puits d'observation en amont (limite champ/zone riveraine) de chacun des neuf sites étudiés. Afin de mieux voir et comparer l'évolution des bromures au niveau de chacun des sites, ces valeurs du tableau 3.3b ont été intégrées au niveau des graphiques (figures 3.5B à 3.13B en annexe B₃). En ce qui concerne l'injection des bromures, celle-ci a été effectuée de façon instantanée. Les valeurs obtenues de la vitesse de pore sont indiquées au tableau 3.3c.

Les figures 3.5B à 3.13B (annexe B₃), montrent qu'au niveau de tous les sites il y a eu une migration latérale des bromures depuis les puits localisés à la limite du champ jusqu'à ceux de la limite avec la rivière. Les concentrations en nitrates devraient suivre ces mêmes voies d'écoulement de l'eau souterraine depuis le champ jusqu'à la rivière. Cependant, au travers de la zone riveraine, ces concentrations peuvent subir des modifications selon les processus et les conditions rencontrés durant ce déplacement. D'autre part, il faut dire que si les pas de temps étaient plus rapprochés, on aurait pu bien vérifier le passage du traceur (arrivée, peak, tailing).

Afin de connaître aussi la direction et le sens d'écoulement des eaux souterraines et celles de surface, les deux séries de piézomètres ont permis de construire une carte piézométrique pour chaque site (figures 3.14B à 3.17B en annexe B₄). On peut remarquer d'après ces différentes cartes, ainsi qu'à partir des tracés du niveau piézométrique des figures précédentes qu'on se trouve en condition d'exfiltration.

3.3.7.2 Vitesse d'écoulement

L'utilisation du traceur a permis de calculer la vitesse moyenne d'écoulement des eaux souterraines au niveau de chaque site. Selon Freeze et Cherry (1979), les formules permettant d'évaluer cette vitesse sont les suivantes:

Tableau 3.3b Concentration en bromures à l'état naturel (avant injection) et celle mesurée à l'état initial (début d'injection) au niveau des puits d'observation des neuf sites étudiés.

Site	A-1		A-2		A-3		H-1		H-2		H-3		R-1		R-2		R-3	
	P-1	P-4	P-1	P-4	P-1	P-3	P-1	P-4	P-1	P-4	P-1	P-4	P-1	P-5	P-1	P-4	P-1	P-4
*puits	0.027	0.027	0.022	0.022	0.038	0.038	0.044	0.044	0.021	0.021	0.023	0.023	0.034	0.034	0.039	0.039	0.029	0.029
C_{Br} (mg/l)	0.079	0.276	0.110	0.095	0.079	0.450	0.166	0.110	0.173	0.126	0.276	0.095	0.103	0.126	0.110	0.087	0.631	0.355
V_c (dm ³)	62.95	62.95	62.95	62.95	62.95	62.95	62.95	62.95	62.95	62.95	62.95	62.95	62.95	62.95	62.95	62.95	62.95	62.95
M (g)	0.117	0.117	0.117	0.117	0.117	0.117	0.117	0.117	0.117	0.117	0.117	0.117	0.117	0.117	0.117	0.117	0.117	0.117
V_d (l)	321.3	160.1	276.8	297.4	321.3	111.1	222.7	276.8	216.6	258.8	160.1	297.4	286.7	258.8	276.8	308.9	84.1	133.3
C_o (g/l)																		

*puits d'observation à la limite avec le champs agricole avoisinant;

C_{Br} : concentration en bromures avant injection (état naturel);

V_c : volume d'eau dans le puits (cm³);

M: masse (de bromures) introduite dans 117 ml d'eau distillée et ajoutée au puits (g);

V_d : volume d'eau distillée introduit dans le puits (l);

C_o : concentration initiale en bromures injectés au niveau des puits d'observation (g/l).

d'abord, on a:
$$\bar{V}^* = -\frac{\omega}{A.t} \ln\left(\frac{C}{C_0}\right) \quad (9)$$

avec \bar{V}^* : vitesse moyenne d'écoulement d'eau au travers du puits d'observation;
 ω : volume d'eau du puits;
 A : section verticale du puits à travers laquelle l'eau s'écoule;
 C_0 : concentration initiale du traceur au niveau du puits au temps $t=0$;
 C : concentration du traceur après un temps t .

Ainsi, la vitesse moyenne (V_p) d'écoulement de l'eau dans l'aquifère peut être obtenue par:

$$V_p = \frac{\bar{V}^*}{n\bar{\alpha}} \quad (10)$$

avec n : porosité cinématique;
 $\bar{\alpha}$: facteur d'ajustement dépendant de la géométrie du puits, du rayon et de la conductivité hydraulique du sable ou gravier de remplissage autour du puits.

Il est à mentionner que les vitesses d'écoulement des eaux souterraines obtenues (tableau 3.3c) sont valables seulement pour les conditions hydrodynamiques régnant lors de l'essai de traçage.

3.3.7.3 Gradient hydraulique

Selon Castany (1963), le gradient hydraulique (i) qui exprime la perte de charge par unité de longueur, joue un rôle important dans la circulation des eaux souterraines. Celui-ci a été mesuré sur le terrain sur la base des relevés piézométriques. Ainsi, les valeurs obtenues de ce paramètre sont indiquées au tableau 3.3c.

3.3.7.4 Débit unitaire d'écoulement de la nappe aquifère le long de la berge de la rivière

Le débit de la nappe aquifère s'écoulant par unité de largeur de berge est calculé par:

$$Q_n = K.H.i \quad (11)$$

avec

K: conductivité hydraulique de l'aquifère;

H: puissance (ou épaisseur) de la nappe d'eau souterraine;

i: gradient hydraulique de la nappe.

Comme a été expliqué précédemment, la valeur obtenue de K est une valeur moyenne calculée à partir des mesures effectuées au laboratoire sur les échantillons des trois profondeurs étudiées pour les neuf sites (0-10, 20-30 et 60-70 cm). Par ailleurs, en ce qui concerne l'épaisseur de la nappe d'eau souterraine, celle-ci a été mesurée sur le terrain le long de la berge du cours d'eau pour les neuf sites étudiés (tableau 3.3c).

Les valeurs obtenues du débit unitaire moyen (Q_n) de la nappe pour les neuf sites sont indiquées au tableau 3.3c. Ce débit unitaire d'écoulement de la nappe aquifère est utile pour déduire le flux massique (q_c) d'apport de nitrates de la nappe à la rivière, à partir des concentrations en nitrates (C_n):

$$q_c = Q_n.C_n \quad (12)$$

3.3.8 Débit d'écoulement moyen du cours d'eau au droit de chaque site

Le débit d'écoulement moyen du cours d'eau (Q_r) est égal à la vitesse moyenne (\bar{V}_r) d'écoulement de l'eau multipliée par la section (A) du cours d'eau:

$$Q_r = \bar{V}_r.A \quad (13)$$

La vitesse moyenne d'écoulement du cours d'eau a été mesurée à l'aide d'un moulinet, destiné à ce type de mesure (Global water GENEQ inc., 1975). Les mesures de vitesse moyenne d'écoulement ainsi que celles de la section d'écoulement ont été effectuées au niveau du cours d'eau au droit de chacun des sites expérimentaux.

Le tableau 3.3c présente les caractéristiques hydrodynamiques des neuf sites, ainsi que le débit d'écoulement moyen du cours d'eau au droit de chaque site. Il est à noter que les sites A-3 et R-3 sont situés sur les rives du même cours d'eau l'un en face de l'autre, de même que pour les sites A-2 et H-2.

On peut remarquer selon les résultats obtenus au tableau 3.3c, que si on compare les débits unitaires calculés (Q_n) avec ceux de la rivière (Q_r), on peut constater que l'exfiltration aux sites tests semble - quantitativement - un processus peu important pour l'alimentation de la rivière. Cependant, comme a été observé sur les tracés des cartes piézométriques, l'exfiltration joue au contraire un rôle important à ce niveau. Le fait d'avoir observé le peu d'importance de ce processus, ceci ne peut être relié qu'au valeurs des autres paramètres de la nappe aquifère tels que pour i , K et e qui peuvent varier au niveau de l'espace des différents sites étudiés.

D'autre part, si on compare les vitesses de pore calculées (V_p) (tableau 3.3c) et les vitesses d'écoulement observées sur le terrain (figures 3.5B à 3.13B en annexe B₃), on peut remarquer l'arrivée rapide du traceur dans la deuxième (voire la troisième) série de piézomètres. Cette différence entre ces vitesses (calculées et observées) peut être reliée aux estimations de certains paramètres comme par exemple le facteur d'ajustement ($\bar{\alpha}$) et la porosité cinématique (n) utilisés dans les formules mentionnées auparavant permettant de calculer (V_p). Du fait que ces paramètres peuvent varier au niveau de chaque site, ce qui explique la difficulté d'obtenir avec précision des valeurs (V_p) calculées semblables à celles observées sur le terrain.

Tableau 3.3c Caractéristiques hydrodynamiques des sites
(A: zones arbustives; H: zones herbacées; R: zones rases)

site	type de sol	K (m/s)	Vp (m/s)	* i mesuré	n (%)		Qn (m ³ /j)	Qr (m ³ /j)
					calculée	**mesurée		
A-1	loameux	1.56E-05	1.9E-05	0.27	2.3	3.5	0.218	5.7 E4
A-2	loam sableux	4.26E-05	1.7E-05	0.22	5.5	4.7	0.081	9.5 E2
A-3	loam sablo-graveleux	4.60E-05	4.6E-06	0.05	5.0	5.3	0.025	1.3 E3
H-1	loam sablo-graveleux	1.41E-04	1.7E-05	0.09	7.4	4.8	0.099	1.2 E4
H-2	loam sableux	2.76E-05	1.3E-05	0.23	5.0	4.7	0.055	9.5 E2
H-3	loam sablo-graveleux	5.56E-05	1.4E-05	0.15	5.9	6.5	0.094	1.9 E3
R-1	loam sablo-graveleux	3.53E-05	9.4E-06	0.11	4.2	3.2	0.131	6.7 E4
R-2	loam pierreux	6.25E-05	2.4E-06	0.02	5.2	5.9	0.065	3.3 E4
R-3	loam sableux	3.10E-05	2.2E-06	0.06	8.4	5.4	0.020	1.3 E3

(* i: mesuré sur le terrain;

**n : mesurée au laboratoire)

Vp: vitesse de pore (mètre/jour);

K: conductivité hydraulique moyenne (mètre/jour);

i: gradient hydraulique moyen de la nappe ;

n: porosité cinématique;

Qn: débit unitaire moyen de la nappe (mètre cube /jour);

Qr: débit d'écoulement moyen de la rivière (mètre cube/jour).

3.4 Échantillonnage et analyse des échantillons

3.4.1 Échantillonnage

Les campagnes d'échantillonnage ont été effectuées du printemps jusqu'à l'automne durant les trois années d'étude (1995 à 1997) (tableau 3.4).

Tableau 3.4 Dates des campagnes d'échantillonnage d'eau souterraine et de sol.

année	1995							1996							1997				
numéro de la campagne d'échantillonnage	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11*	12*	13	14	15	16*	17*	18*	19*
date	31 mai	15 jui	5 juil	30 juil	25 aoû	21 sep	27 oct	2 mai	25 mai	18 jui	27 jui	10 juil	21 juil	4 sep	26 oct	14 mai	5 jui	10 juil	12 aoû

(* échantillonnage d'eau souterraine seulement)

Pour chaque campagne d'échantillonnage, des échantillons d'eau et de sol ont été prélevés à l'exception des campagnes 11 et 12 de l'année 1996 et 16 à 19 de l'année 1997, pour lesquelles l'échantillonnage a porté seulement sur l'eau souterraine. L'intervalle de temps qui sépare les campagnes 10 à 13 est plus court que celui utilisé pour les autres campagnes. Ceci a permis de suivre l'évolution au travers des zones riveraines des bromures injectés à la limite des champs.

• eau souterraine

L'échantillonnage d'eau souterraine a été réalisé sur tous les puits d'observation et pour les différentes campagnes de suivi. Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'un instrument d'échantillonnage de type bailer et récupérés dans des contenants plastiques de 100 ml. Stockés immédiatement dans une glacière, ils sont conservés en chambre froide (à 4 °C) jusqu'à leur analyse réalisée le plus tôt possible. Il faut mentionner qu'entre chaque prélèvement d'échantillon d'eau, l'instrument d'échantillonnage utilisé a été nettoyé avec de l'eau distillée et asséché avec un papier mouchoir afin d'éviter toute contamination d'un puits à l'autre. D'autre part, pour chaque campagne d'échantillonnage, des mesures ont

aussi été effectuées pour la température et la profondeur d'eau souterraine (piézométrie) sur chaque puits d'observation.

- **sol**

Pour chaque site, des échantillons de sol ont été prélevés à l'aide d'une tarière métallique à main à différentes profondeurs (0-10, 20-30 et 60-70 cm) à proximité de chaque puits d'observation. Les trous ont été rebouchés pour éviter les écoulements préférentiels. Les échantillons sont récupérés dans des contenants plastiques, transportés dans une glacière, et placés en chambre froide (à 4°C) jusqu'à leur traitement et analyse réalisés dans les plus brefs délais.

3.4.2 Traitement des échantillons de sol

Les échantillons de sol (sortant de la chambre froide) sont pesés dans des assiettes d'aluminium, puis séchés à l'air libre pendant environ 72 heures, et pesés à nouveau. Cette première étape permet de déterminer le taux d'humidité (teneur en eau). Comme mentionné précédemment, cette méthode de séchage à l'air libre donne des résultats approximativement semblables au séchage à l'étuve. Les échantillons de sol séchés ont d'abord été tamisés à 2 mm et ensuite broyés dans un mortier. Par la suite, ces échantillons broyés ont été récupérés dans des sacs hermétiques de plastique et replacés dans la chambre froide (à 4 °C) en vue d'une analyse ultérieure dans un délai rapproché.

3.4.3 Techniques d'analyse des échantillons d'eau souterraine et de sol

3.4.3.1 Analyse des échantillons d'eau souterraine

Les concentrations en nitrates sont mesurés à l'aide d'une électrode spécifique pour nitrates (modèle Cole-Parmer® 27502-31) utilisée avec un pH-mètre modèle 420A de la

compagnie Orion Research, Inc. (1992). Pour l'analyse des bromures, une électrode spécifique modèle 94-35 (Orion Research Incorporated, 1991) a été utilisée, en combinaison avec une électrode de référence à double parois (Orion, modèle 90-02), couplées aussi au pH-mètre 420A d'Orion.

Pour les mesures des concentrations en nitrates et en bromures (de même que pour le pH) des échantillons d'eau souterraine, les spécifications décrites dans le guide d'utilisation de chaque type d'électrode ont été suivies et respectées tout au long des travaux d'analyse. Ceci concerne la préparation des différentes solutions standard ou les autres vérifications à faire. Ainsi, parmi les spécifications à suivre, avant de commencer les mesures, les échantillons sortis de la chambre froide de 4 °C sont laissés au repos pendant un laps de temps suffisant pour les ramener à la température de la pièce. De même, les solutions standard doivent être à cette même température. Il est recommandé d'ajouter à l'échantillon une solution de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (2M) comme ajusteur de la force ionique (ISA), pour 2 ml de cette solution pour 100 ml d'échantillon. Cet ajout de ISA doit être fait aussi pour les solutions standards en respectant les mêmes proportions. On place l'électrode dans l'échantillon à analyser tout en utilisant une tige magnétique permettant de brasser continuellement cet échantillon. Celle-ci, avant d'être introduite dans chacun des échantillons, est nettoyée à l'eau distillée. De même, l'électrode est rincée avec l'eau distillée et asséchée avec un papier mouchoir. Les résultats des mesures sont données en millivolts par le pH-mètre puis converties en concentrations par la suite, à l'aide courbes de conversion appropriées.

3.4.3.2 Extraction et analyse des nitrates dans les échantillons de sol

Les échantillons de sol tamisés et placés dans la chambre froide sont repris pour l'étape d'extraction. On pèse 25 grammes de chaque échantillon de sol sec que l'on introduit dans un contenant plastique où l'on ajoute 50 ml d'eau distillée. L'extraction à l'eau distillée est couramment utilisée (Mills, 1980; Goodroad et Shuman, 1990) du fait de la grande

solubilité des ions NO_3^- dans l'eau qui peuvent ainsi être facilement extraits et remis en solution. On place le mélange sol et eau distillée dans un agitateur mécanique pendant environ une heure. Une fois l'agitation terminée, on ajoute à chaque échantillon 1 ml de la solution $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (2M) (ajusteur de la force ionique «ISA»). Cet ajout de ISA permet d'atténuer l'effet d'interférence des autres ions. Après l'étape d'agitation, les échantillons subissent une centrifugation pendant environ 10 minutes. La centrifugation des échantillons permet la séparation des phases liquide et solide (sol). Ceci permet aussi d'éviter le risque d'endommager l'électrode de mesure. Le surnageant obtenu est utilisé pour les mesures des concentrations en nitrates par la méthode potentiométrique à l'électrode spécifique en suivant les mêmes étapes et instructions employées et décrites pour l'analyse des NO_3^- dans l'eau souterraine.

3.5 Traitement statistique

Le logiciel SAS (SAS Institute inc., 1985, version 6.12) a été utilisé pour le traitement statistique des données recueillies sur le terrain et au laboratoire. Cette étape de traitement statistique vise la comparaison de la performance d'atténuation des nitrates des différents sites étudiés, ainsi que l'examen des corrélations possibles entre l'évolution des concentrations en NO_3^- et les différents paramètres analysés au niveau du sol et de l'eau souterraine. En ce qui concerne le dispositif expérimental utilisé pour les différents sites et pour les trois années de suivi, celui-ci est considéré comme un plan factoriel en blocs aléatoires réduits, de type «split-plot». Ce type de plan en split-plot a été expliqué par plusieurs auteurs (Steel et Torrie, 1960; Little et Hills, 1978; Freund et Littell, 1981; Laforge et Hardy, 1986; Collin, 1996). Selon Collin (1996), le plan en tiroirs ou split-plot, est composé de parcelles principales auxquelles un ou plusieurs niveaux d'un facteur peuvent être appliqués, et de sous-parcelles auxquelles on peut appliquer aussi un ou plusieurs facteurs. Chacune des parcelles principales forme un bloc pour l'ensemble des sous-parcelles. D'après ce même auteur, il y a deux termes d'erreur différents lors de

l'analyse de variance dont le premier sert au test des effets principaux en parcelles principales, et le second au test des effets principaux et des interactions en sous-parcelles. Pour les expériences avec mesures répétées dans le temps, celles-ci s'apparentent au plan en split-plot (Laforge et Hardy, 1986 ; Collin, 1996). Le temps est ainsi considéré comme un facteur systématique évalué en sous-parcelles.

Le dispositif expérimental utilisé comprend trois types de végétation, soit trois traitements de végétation (A=arbustive, H=herbacée et R=rase) considérés comme des parcelles principales. Pour chacun de ces traitements, on a trois réplicats: A-1, A-2 et A-3 pour la végétation arbustive, H-1, H-2 et H-3 pour la végétation herbacée, et R-1, R-2 et R-3 pour celle rase. Ceci constitue un total de neuf unités expérimentales. Les mesures sont répétées dans le temps, et la date d'échantillonnage est prise en considération comme facteur agissant en sous-parcelles. Ce dispositif expérimental est ainsi considéré comme un split-plot. Ceci a été vérifié et confirmé auprès du professeur Collin* (Communication personnelle, 1997). Le modèle est fonction du traitement (type de végétation), du réplicat (végétation du même type) et du facteur temps (dates d'échantillonnage).

Pour une première étape d'analyse statistique, une analyse de variance (Anova) standard a été utilisée pour calculer les degrés de liberté des termes dont le modèle est fonction. Ces degrés de liberté sont présentés au tableau 3.5.

* Jean Collin: Professeur de statistique au département de Phytologie à l'Université Laval (Québec, Canada).

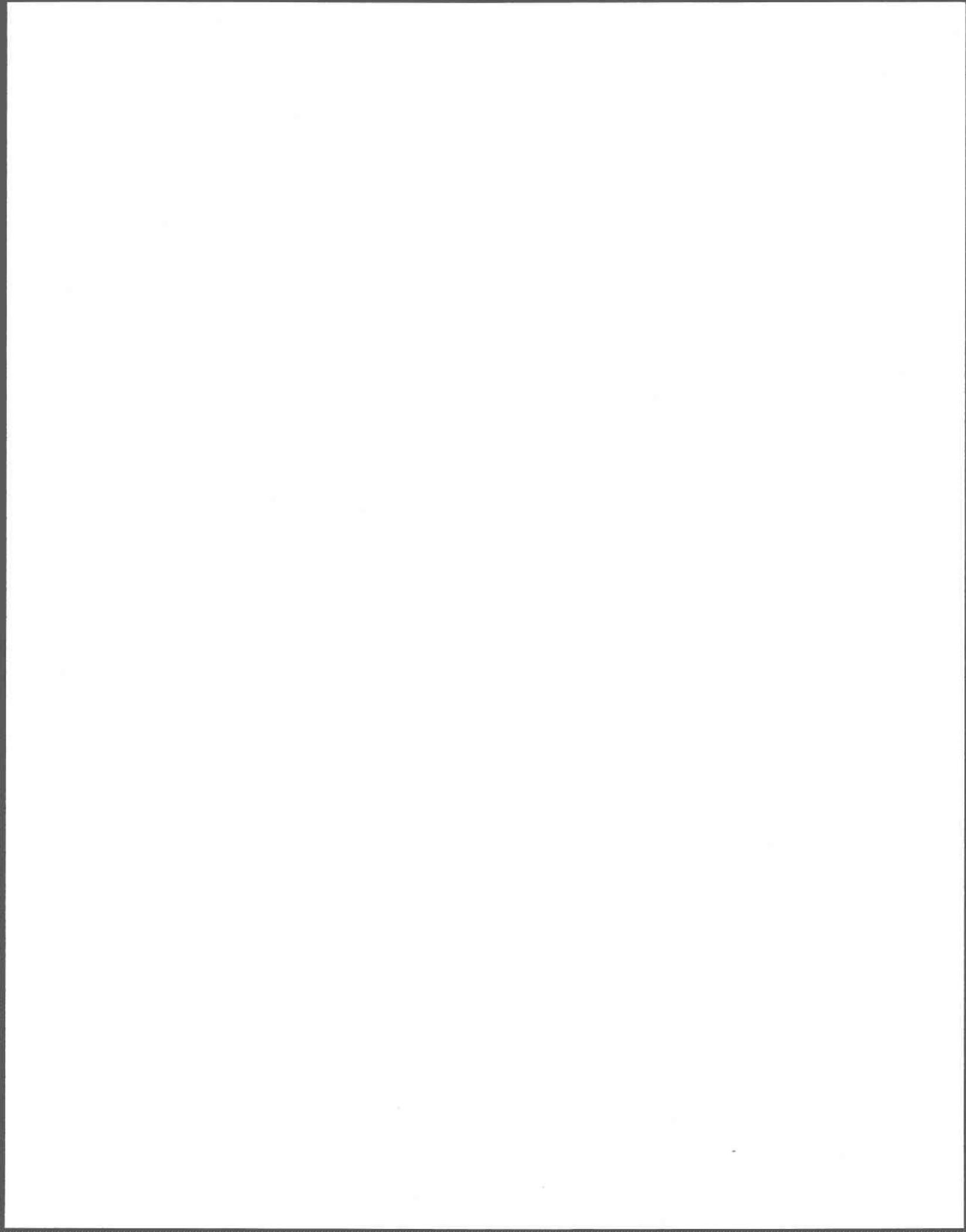
Tableau 3.5 Degrés de liberté de l'analyse de variance pour l'échantillonnage d'eau souterraine et de sol.

facteur (ou source de variation)	degré de liberté (dl)				
	échantillonnage d'eau souterraine			échantillonnage de sol	
	1995	1996	1997	1995	1996
Traitement (type de végétation)	2	2	2	2	2
Réplicat (végétation du même type)	2	2	2	2	2
*Erreur (a)	4	4	4	4	4
Dates d'échantillonnage	6	7	4	6	5
Dates d'échantillonnage x Traitement	12	14	8	12	10
Dates d'échantillonnage x Réplicat	12	14	8	12	10
**Erreur (b)	36	42	20	36	30
Total	74	85	48	74	63

* (a) = Traitement x Réplicat

** (b) = (Traitement x Dates) + (Traitement x Réplicat x Dates)

On remarque donc les deux termes d'erreur que contient l'analyse de variance, constituant chacun l'une des caractéristiques du split-plot.



4. RÉSULTATS

La première partie concernera les concentrations en N-NO₃ dans les eaux souterraines des différents sites, mesurées lors des dix-neuf campagnes d'échantillonnage effectuées de 1995 à 1997. En parallèle à l'analyse de ces concentrations en nitrates, les résultats des différents paramètres étudiés (pH, température et profondeur de l'eau souterraine) seront présentés. L'analyse de ces résultats permettra d'une part de caractériser la distribution spatiale et temporelle de l'atténuation des concentrations en N-NO₃ au niveau de chacun des sites, d'examiner l'évolution des différents paramètres et leur relation avec cette distribution, et par la suite de faire une comparaison entre les performances des sites.

La seconde partie portera sur l'analyse des résultats des échantillons de sol des neuf sites. La présentation de ces résultats concerne les concentrations en N-NO₃ mesurées lors des treize campagnes d'échantillonnage de sol réalisées en 1995 et 1996 à trois profondeurs (0-10, 20-30 et 60-70 cm). De même, les résultats des paramètres étudiés pour ces échantillons de sol (taux de matière organique et d'humidité) sont présentés. Cette analyse permettra de caractériser la distribution spatiale et temporelle de l'atténuation des concentrations en nitrates au niveau du sol des différents sites étudiés, l'évolution et la distribution de ces deux paramètres (taux de matière organique et d'humidité), ainsi que la performance de ces sites.

L'analyse statistique de tous ces résultats (eau souterraine et sol) permettra d'examiner la différence de performance des différents sites ainsi que les corrélations entre les différents paramètres et l'évolution des concentrations en nitrates au niveau de la zone riveraine de ces sites.

4.1 Eau souterraine

Pour chaque site, sont d'abord présentées les courbes concernant la distribution spatiale et temporelle des concentrations en N-NO₃, du pH, de la température et de la profondeur de l'eau souterraine, au niveau de chaque puits d'observation de chacun des sites (figures 4.22C à 4.30C, en annexe C₁). Afin d'approcher d'une façon globale l'évolution de ces paramètres sur chaque site, la moyenne des résultats par paire de puits d'observation (de même localisation dans les deux séries de chaque site) est présentée pour chacune des trois positions dans la zone riveraine (sortie du champ, milieu de la zone et sortie à la rivière; figures 4.31C à 4.39C en annexe C₂). Pour comparer l'évolution de chaque paramètre dans les différentes zones riveraines, les graphiques des neuf sites sont illustrés sur une même figure; soit pour les N-NO₃, le pH, la température et la profondeur de l'eau souterraine (figures 4.1 et 4.4 à 4.8). Finalement, les résultats des paramètres pour les neuf paires de puits situés à la limite des champs ou des cours d'eau sont présentés sur un même graphique (figures 4.2, 4.5 et 4.6). Ceci permet de comparer les concentrations en nitrates entrant et sortant des zones riveraines pour les différents types de végétation ainsi que, de façon globale les performances de celles-ci. Ceci permet aussi de comparer l'évolution temporelle des paramètres par rapport aux variations des concentrations en N-NO₃.

4.1.1 Évolution des concentrations en nitrates dans l'eau souterraine

Les concentrations en N-NO₃ observées (figures 4.22C à 4.30C en annexe C₁) présentent une distribution spatiale et temporelle différente selon les sites. Au niveau de chaque site, l'évolution des concentrations en N-NO₃ varie selon la localisation de chaque puits d'observation. Cependant, cette évolution est assez semblable pour les deux puits d'observation de même localisation (champ, zone, rivière). La figure 4.1 (moyennes des concentrations en N-NO₃ des figures 4.31C à 4.39C en annexe C₂) montre que les concentrations sont très variables allant de valeurs inférieures à 5 mg N-NO₃/l jusqu'à des valeurs de l'ordre de 170 mg N-NO₃/l. Ces concentrations sont globalement faibles pour

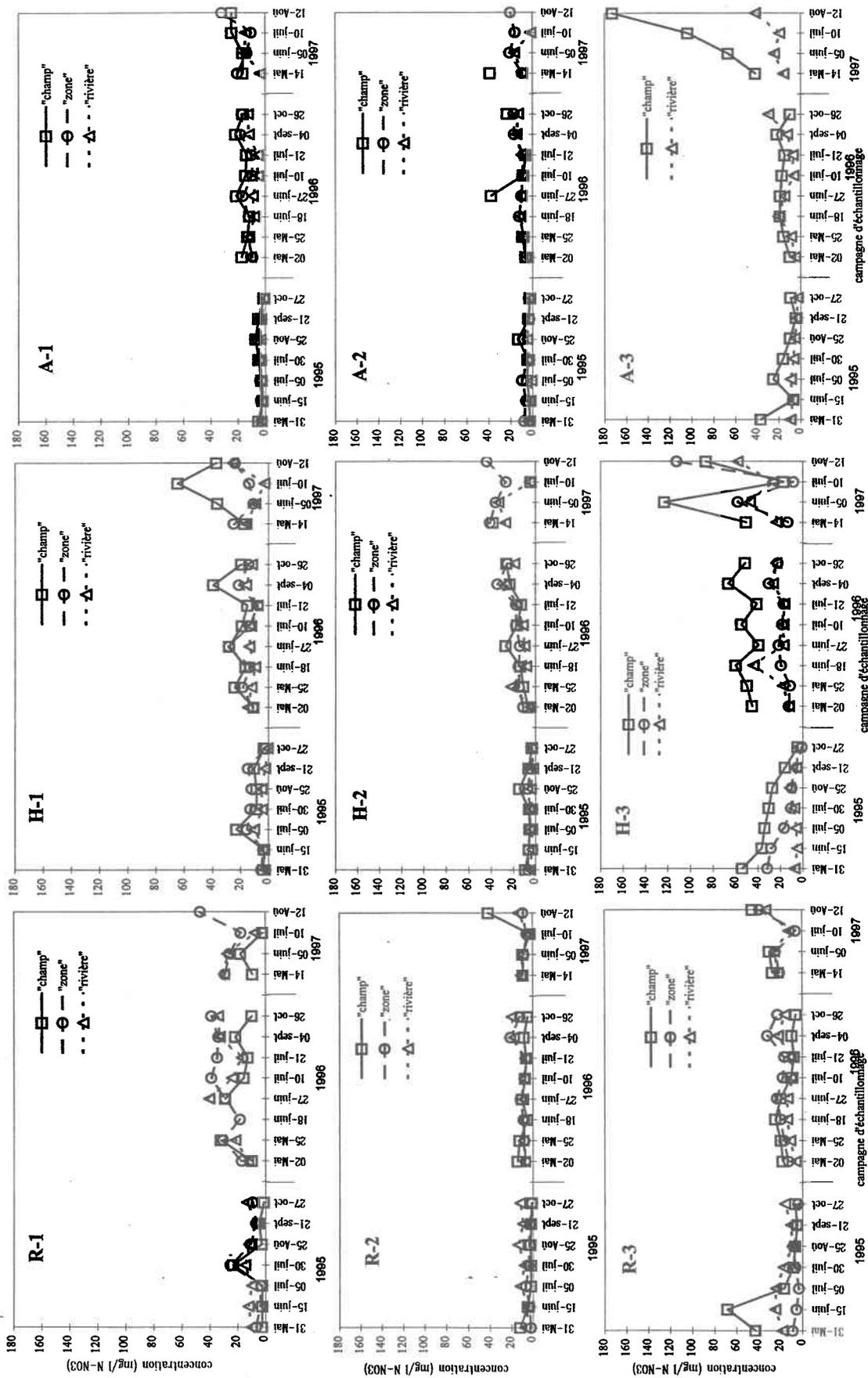


Figure 4.1 Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates en mg/l N-NO₃ dans l'eau souterraine des neuf sites.

les sites A-1, R-2 et A-2, moyennes pour les sites R-1, H-1, H-2, et plus élevées pour les sites H-3, R-3 et A-3. Comme mentionné pour les résultats de 1995 (Labchir et Banton, 1997), les cultures pratiquées dans le champ agricole avoisinant chaque zone d'étude (tableau 3.1) semblent avoir une influence marquée sur ces niveaux des concentrations en N-NO_3 . En effet, les concentrations faibles sont observées pour les cultures de foin/foin (années de suivi 1995 et 1996 pour A-1), orge/foin, foin/orge et foin/foin respectivement pour les années d'étude 1995, 1996 et 1997 pour R-2, et luzerne/maïs (1995), luzerne/luzerne (1996 et 1997) pour A-2. Les concentrations moyennes peuvent être reliées aux cultures maïs/luzerne-graminées, maïs/maïs et maïs/orge pour H-2 respectivement lors des années de suivi 1995, 1996 et 1997, maïs/graminées et maïs/maïs pour H-1, maïs/maïs et foin/maïs pour R-1. Quant aux concentrations plus élevées, on trouve les cultures maïs/maïs, blé/maïs et grain mélangé/blé pour H-3 respectivement pour les années d'étude 1995, 1996 et 1997 et celles maïs/maïs pour R-3 pour ces trois années de suivi. On remarque donc que les sites qui sont au cours de l'année d'observation (1995, 1996 ou 1997) en culture de maïs présentent généralement des concentrations élevées s'ils étaient aussi en maïs l'année précédente ou moyennes s'ils étaient en culture de graminées ou fourrages. Lorsque la culture est autre que du maïs lors de l'année de suivi et celle d'avant, les concentrations sont faibles.

Généralement, les concentrations en nitrates sont souvent élevées pour une eau souterraine compte tenu des types de cultures plutôt extensives (maïs par exemple). Ceci semble s'expliquer aussi par des écoulements hypodermiques dans des sédiments de faible perméabilité.

On remarque pour les trois années de suivi, une certaine augmentation des concentrations en N-NO_3 durant les périodes d'échantillonnage d'été (juin à août). Cette augmentation qui affecte surtout les concentrations entrant dans la zone riveraine (sortie du champ), confirme l'apport en N-NO_3 en provenance du champ avoisinant. Cette période d'augmentation correspond: (1) à l'optimum du processus de minéralisation qui est le principal responsable de la disponibilité des nitrates, (2) à un ralentissement important du prélèvement de l'azote

par les plantes (proches de leur maturité), et (3) à un faible taux d'infiltration des eaux de précipitation. Ainsi, les nitrates nouvellement minéralisés et peu prélevés par les plantes sont lessivés par une faible quantité d'eau, générant ainsi des concentrations élevées. Les épandages de fertilisants dans les champs avoisinants pendant cette période (tableau 3.2) contribuent aussi à cette augmentation des concentrations en N-NO₃. D'autre part, certains sites comme R-3, H-3 et A-3, qui présentent par ailleurs des fortes concentrations, ont leurs pics de concentrations en début de saison, lors de (ou avant) la première campagne d'échantillonnage (mois de mai). De même, les sites R-1, H-1, A-1, H-2 et A-2 présentent aussi cette augmentation à cette période. Les pics de concentrations en début de saison peuvent être expliqués soit par l'influence des concentrations résiduelles de l'année précédente (hypothèse cependant peu solide en raison des concentrations faibles observées en automne 1995 et 1996), soit plus vraisemblablement par l'importante fertilisation de démarrage généralement appliquée lors du semis du maïs (tableau 3.2). Cette dernière origine est la plus probable. En effet, cette fertilisation sous forme minérale génère une disponibilité importante en azote minéral alors que les plantes sont à un stade de croissance peu avancée.

4.1.2 Atténuation des nitrates dans l'eau souterraine

La figure 4.1 montre que pour les sites à végétation herbacée ou arbustive, les puits d'observation situés près de la rivière présentent en général au cours des trois années de suivi les concentrations les plus faibles (en comparaison par rapport aux autres puits d'observation). Par contre, pour les sites à végétation rase, les puits d'observation situés à cette limite (zone/rievière) présentent des concentrations fréquemment plus élevées que les autres puits d'observation. Les zones arbustives ou herbacées semblent donc plus efficaces à atténuer les concentrations en N-NO₃ (en provenance du champ agricole avoisinant) que celles à végétation rase. Cette observation se confirmerait en comparant d'une façon directe les concentrations en N-NO₃ des neuf courbes obtenues à partir des seuls piézomètres situés

près de la rivière (figure 4.2-b). On peut remarquer d'une part, que les zones sans végétation atténuent beaucoup moins les nitrates que les autres types de zones, et d'autre part que les zones à végétation arbustive semblent légèrement plus performantes que celles herbacées. Cette différence dans l'atténuation semblerait donc attribuable au type de végétation, puisque par ailleurs les courbes des concentrations à l'entrée des différentes zones (figure 4.2-a) n'indiquent pas de différence particulière entre les types de végétation. La "contre-performance" des sites à végétation rase pourrait être expliquée par une infiltration verticale, directement dans la zone riveraine, des $N-NO_3$ provenant du ruissellement depuis les champs. Ainsi, l'état de surface du sol dans le champ favorise le ruissellement, alors que l'engazonnement de la zone riveraine à végétation rase favorise le ralentissement du ruissellement et l'infiltration dans le sol. Les nitrates associés au ruissellement se retrouveraient alors lessivés dans la zone riveraine en aval du puits d'observation situé à la limite champ/zone. Ceci pourrait expliquer selon toute vraisemblance les concentrations plus élevées observées en aval de la zone riveraine sur tous les sites à végétation rase.

4.1.3 Évaluation de l'efficacité de chacune des zones riveraines

Sur les trois années de suivi (1995, 1996 et 1997) des neuf zones riveraines, l'importance de l'atténuation des nitrates a été évaluée. Cette atténuation, depuis l'entrée jusqu'à la sortie de chaque zone, est calculée avec les concentrations en $N-NO_3$ de tous les échantillonnages pour chacune des années d'étude. Ainsi, les différentes valeurs obtenues concernant l'efficacité de l'atténuation des nitrates pour chaque année et pour les neuf zones sont représentées au tableau 4.1 (annexe C₃).

Les résultats contenus dans ce tableau sont représentés à la figure 4.3. On observe sur cette figure que pour les zones à végétation rase, il y a une augmentation des concentrations en $N-NO_3$ pour R-1 et R-2 (-99 et -154 % pour 1995; -39 et -26 % pour 1996; -117 et -44 pour 1997), et une légère réduction pour R-3 (23, 12 et 22% respectivement pour 1995, 1996 et 1997). Quant aux autres types de zones riveraines (herbacées et arbustives), on

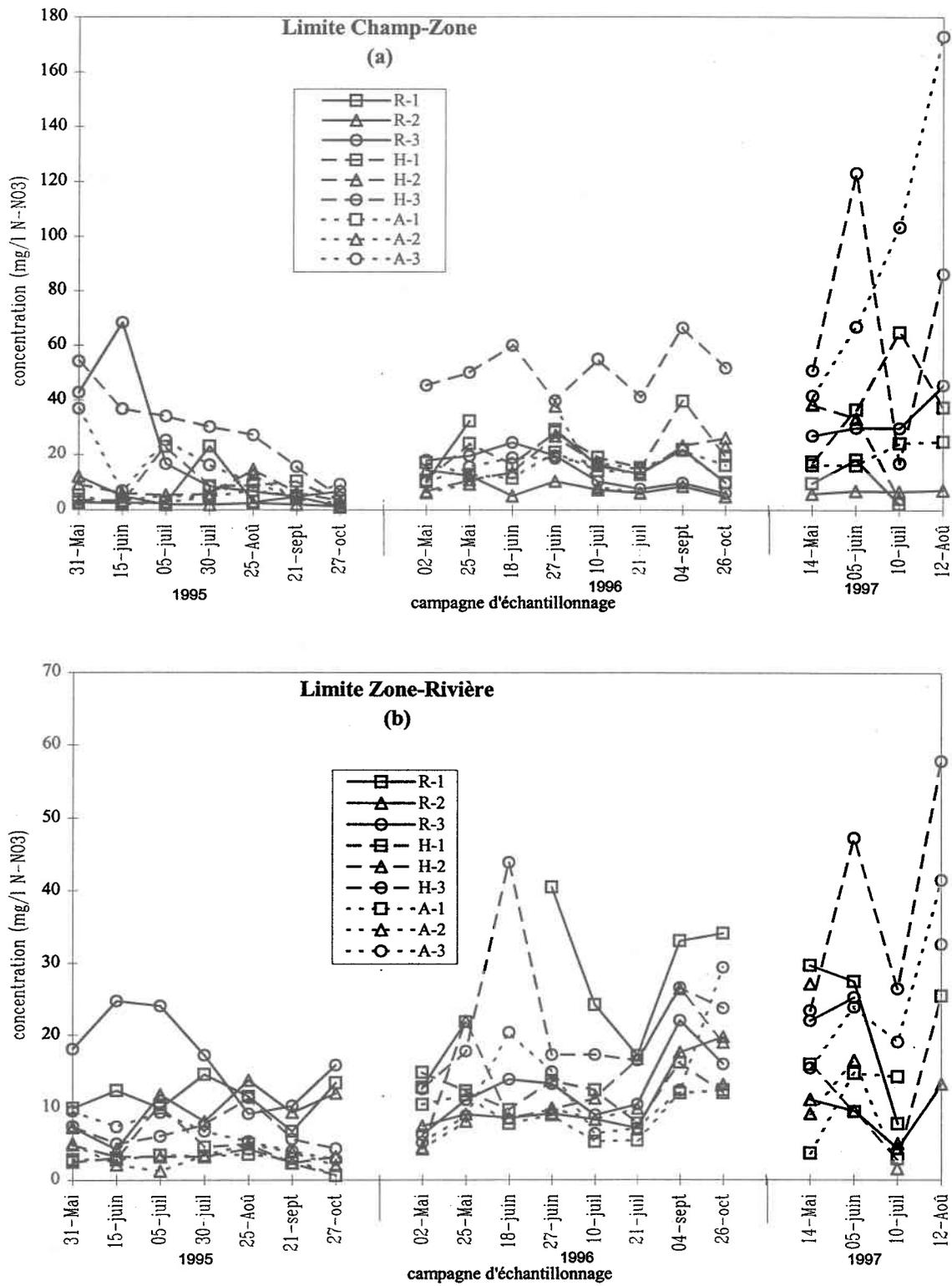


Figure 4.2 Concentrations en nitrates à la limite champ/zone et zone/rivière.

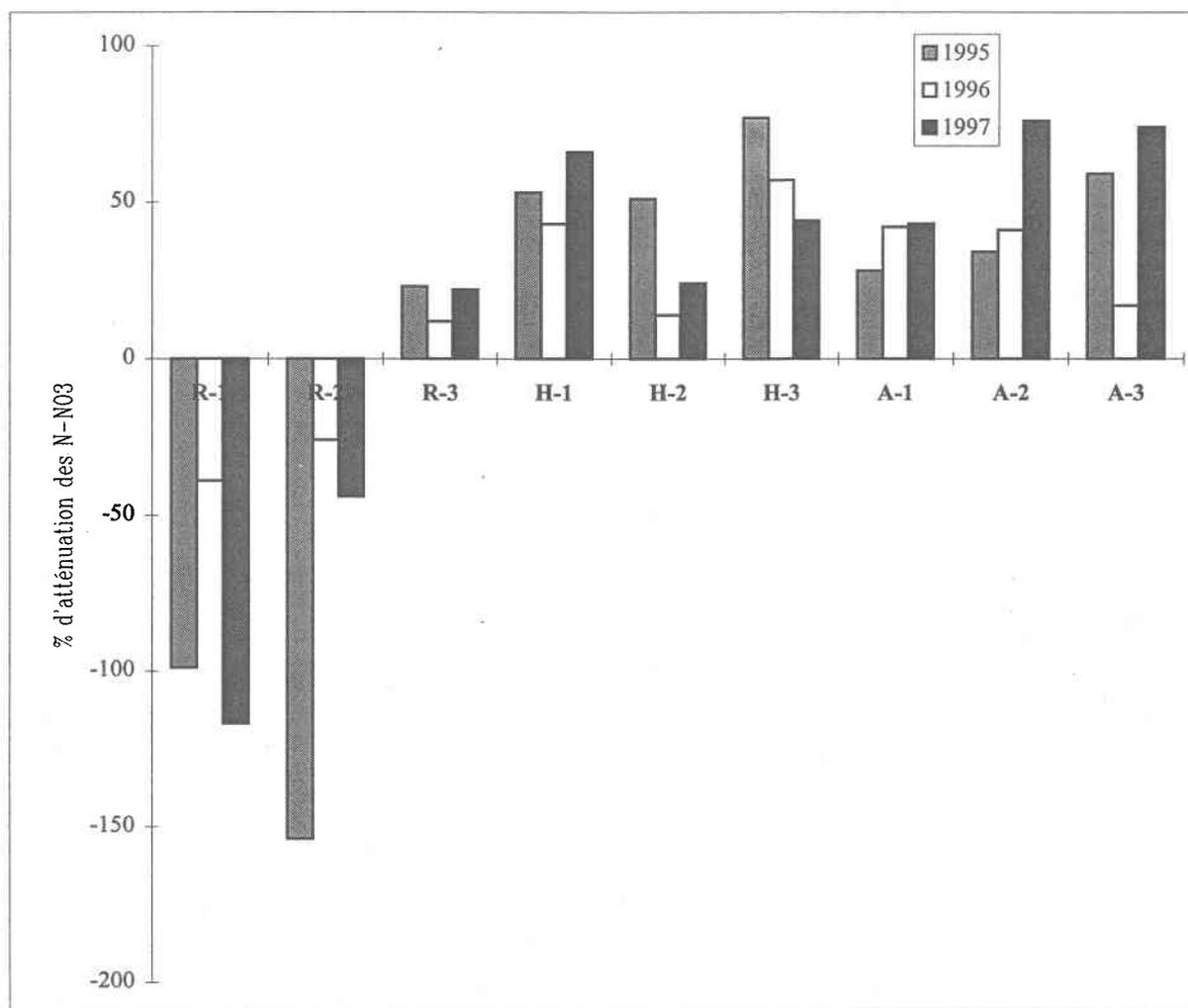


Figure 4.3 Efficacité de l'atténuation des nitrates par les sites des zones riveraines.

remarque que celles-ci permettent toutes de réduire les niveaux de nitrates en provenance des champs agricoles. Cependant, cette atténuation est variable selon le type de végétation et selon le temps. Une légère amélioration de la réduction des N-NO₃ en 1996 est observée au niveau des zones A-1 et A-2, et pour les autres types de zones soit à végétation herbacée ou arbustive (H-1, H-2, H-3 et A-3) une diminution légère de l'atténuation des nitrates est aussi remarquée pour l'année de suivi 1996. Par ailleurs, on observe pour la plupart des sites à végétation arbustive ou herbacée, une augmentation des valeurs de l'atténuation des N-NO₃ pour 1997 sauf pour le site H-3 pour lequel on a une diminution de sa valeur. Ainsi, si on examine ces valeurs du point de vue des grandeurs de l'atténuation mesurée (tableau 4.1 en annexe C₃ et figure 4.3), les zones herbacées semblent plus performantes surtout pour la période d'étude de 1995 et celles arbustives pour 1997. Cependant, par comparaison des concentrations moyennes en N-NO₃ sortant des différentes zones (tableau 4.2), les zones arbustives présentent les concentrations les plus faibles pour les trois années de suivi (1995, 1996 et 1997) à l'exception de A-3 où on a une légère augmentation des concentrations par rapport aux autres zones arbustives (en 1996 et 1997). D'autre part, si on compare les concentrations en nitrates issues des différents sites vers la rivière (tableau 4.2) par rapport à la norme recommandée au Québec (10 mg N-NO₃/l), on remarque globalement que les sites à végétation arbustive présentent des valeurs plus proches de cette norme que les autres sites.

Il est à mentionner qu'il serait intéressant de faire une comparaison des concentrations en nitrates issues de chaque site et celles dans l'eau de la rivière si on possédait les données en N-NO₃ de cette dernière.

Tableau 4.2 Concentrations moyennes en mg N-NO₃/l près de la rivière.

site année	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
1995	11.2	9.5	17.0	4.0	3.5	6.7	2.8	3.2	6.4
1996	26.2	10.8	12.7	12.3	14.7	21.9	9.2	8.9	13.0
1997	21.6	9.5	26.6	13.4	16.0	38.8	10.9	9.1	25.0

Dans la plupart des cas, on peut remarquer que l'atténuation est plus importante (tableau 4.1 en annexe C₃) lorsque les concentrations en provenance du champ agricole avoisinant sont élevées (tableau 4.3).

Tableau 4.3 Concentrations moyennes en mg N-NO₃/l à la limite avec le champ.

site année	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
1995	5.6	3.7	22.0	8.6	7.1	28.9	3.8	4.9	15.5
1996	18.9	8.6	14.4	21.5	17.0	51.1	15.9	15.1	15.7
1997	10.0	6.6	33.0	39.0	25.2	69.2	20.4	38.7	96.2

Cette relation entre l'importance de l'atténuation et la charge initiale en nitrates montre le rôle que peuvent jouer certains processus comme la dénitrification et le prélèvement par les plantes. Ces deux processus sont généralement plus efficaces pour une disponibilité plus importante des nitrates engendrée par les concentrations plus élevées en provenance du champ agricole avoisinant. Cet effet des charges en nitrates a aussi été observé par plusieurs auteurs (Lowrance, 1992; O'Neil et Gordon, 1994; Nelson et al., 1995). Dans certains cas, les concentrations en N-NO₃ pourraient tendre vers une valeur seuil en dessous de laquelle l'atténuation serait fortement ralentie voire impossible.

Afin de connaître le flux massique unitaire moyen en N-NO₃ contribué par la nappe à la rivière, les données du tableau 3.3 (débit unitaire moyen de la nappe le long de la berge de la rivière) ont été utilisées. Les résultats obtenus sont présentés au tableau 4.4:

Tableau 4.4 Flux massique unitaire moyen (*qc en g N-NO₃/jour) de la nappe vers la rivière.

site année	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
1995	1.47	0.62	0.34	0.40	0.19	0.63	0.61	0.26	0.16
1996	3.43	0.70	0.25	1.22	0.81	2.06	2.01	0.72	0.33
1997	2.83	0.62	0.53	1.33	0.88	3.65	2.38	0.74	0.63

* qc = Qn x Cn;

avec Qn: débit unitaire moyen de la nappe le long de la berge de la rivière (l/j);

Cn: concentration moyenne dans la nappe près de la rivière (g/l).

Ces résultats montrent que l'hydrogéologie de chaque site a une influence sur les quantités en N-NO₃ (en terme de flux massique) parvenant à la rivière. La conductivité hydraulique, la porosité efficace et le gradient hydraulique de la nappe influencent la vitesse d'écoulement des eaux souterraines et par conséquent le débit d'écoulement vers les eaux de surface. En plus des paramètres hydrodynamiques de l'aquifère qui ont un impact sur l'évolution et le transfert des nitrates jusqu'à leur résurgence dans les eaux de surface, d'autres facteurs tel que le pH, la température et les fluctuations du niveau piézométrique peuvent influencer certains processus responsables de l'atténuation des N-NO₃ comme la dénitrification et l'assimilation par les plantes.

4.1.4 Évolution de la température, du pH et de la profondeur de l'eau souterraine

4.1.4.1 Température des eaux souterraines

Les résultats obtenus pour la température sur chacun des puits d'observation de chaque site sont représentés sur les figures 4.22C à 4.30C en annexe C₁. Les figures 4.31C à 4.39C (annexe C₂) présentent la température moyenne des deux séries de puits d'observation pour les différents sites. La figure 4.4 où sont réunis tous les graphiques de ces sites, montre d'une façon générale une variation spatiale de ce paramètre, du champ vers la limite avec la rivière pour la plupart des sites étudiés. De même, on observe une variation temporelle de la température avec un minimum au début du printemps (mai) et à l'automne (octobre), et un maximum généralement en juillet et août. Cependant, la comparaison des courbes d'évolution de la température aux limites champ/zone et zone/rievière (figures 4.5-b et 4.6-b) montre une certaine différence entre les températures mesurées. Cette différence peut être

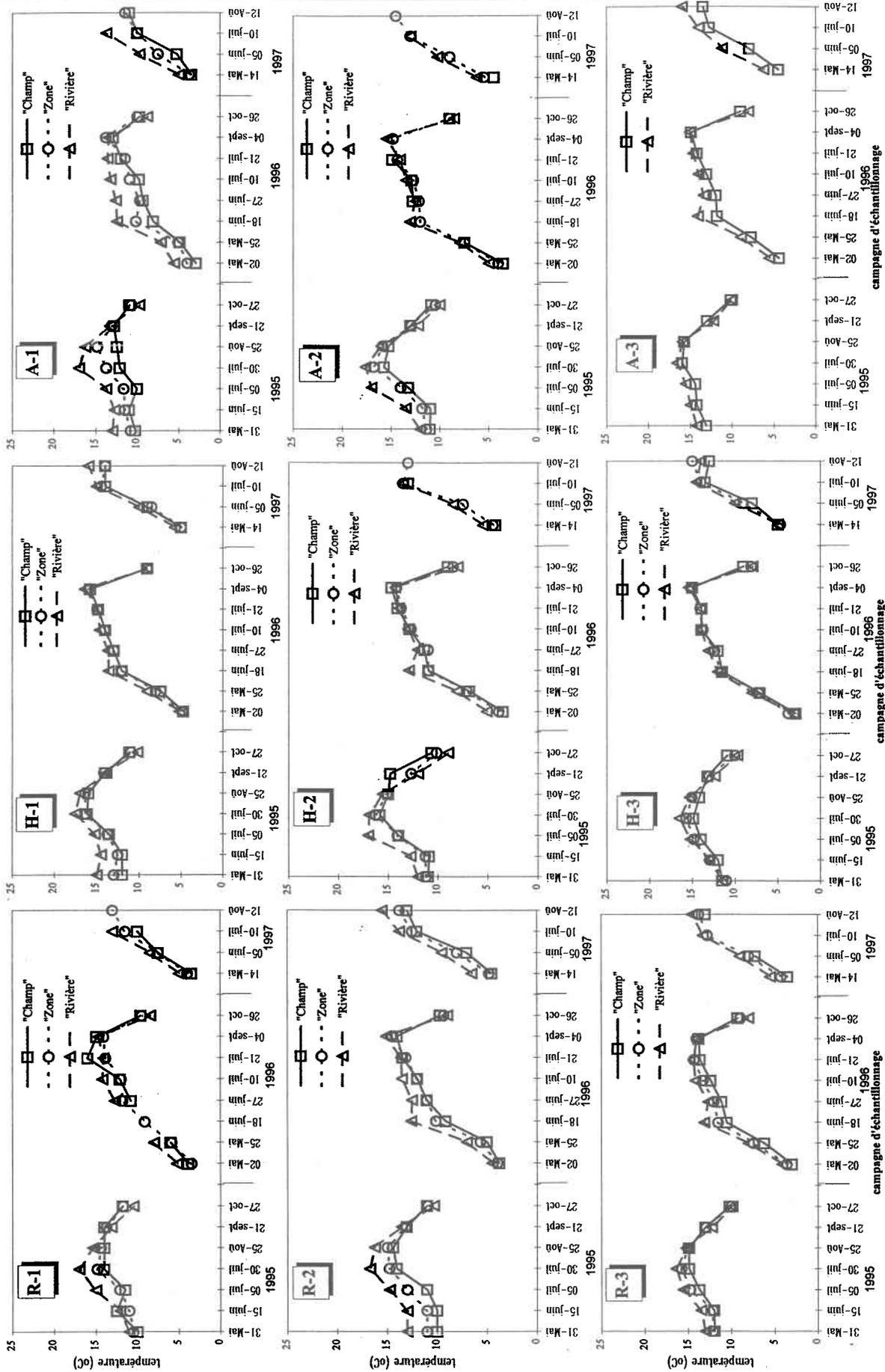
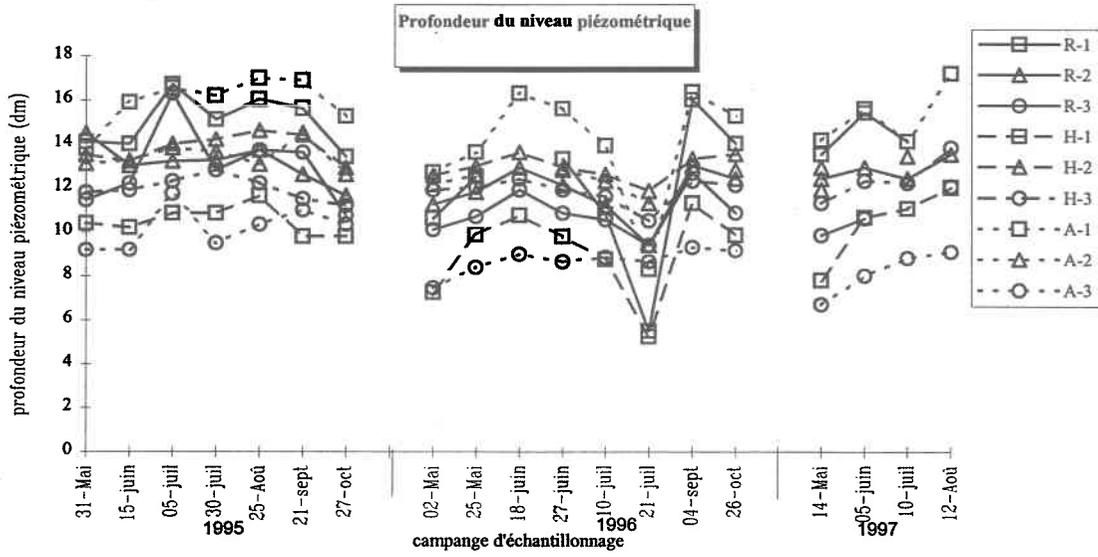
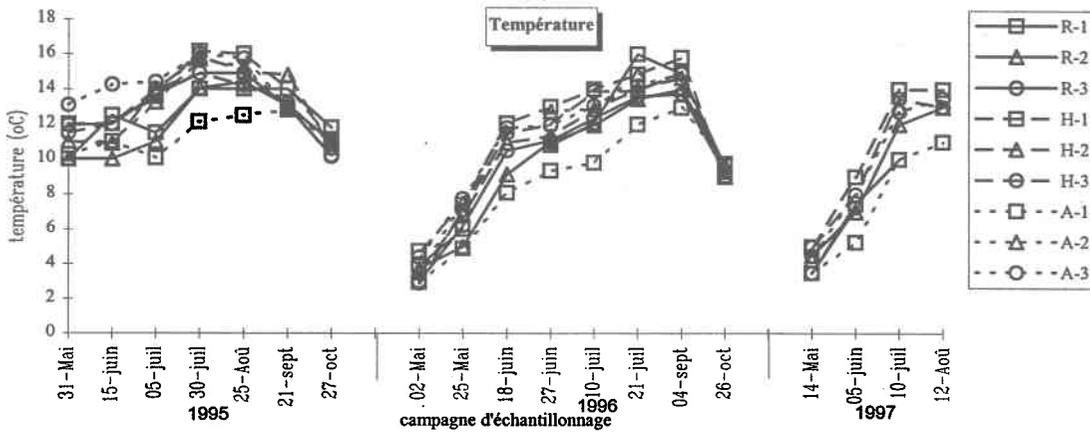


Figure 4.4 Évolution spatiale et temporelle de la température au niveau des neuf sites.

Limite Champ-Zone
(a)



(b)



(c)

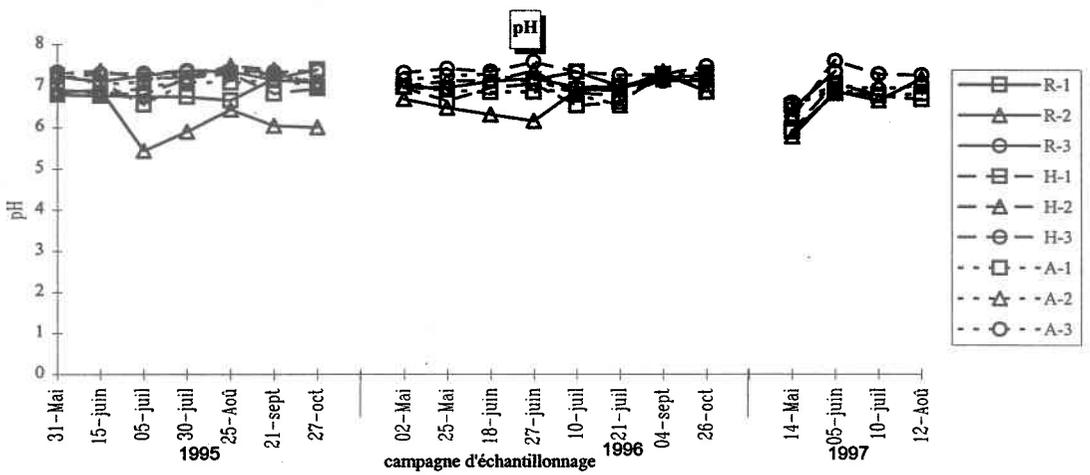


Figure 4.5 Profondeur du niveau piézométrique, température et pH à la limite champ/zone.

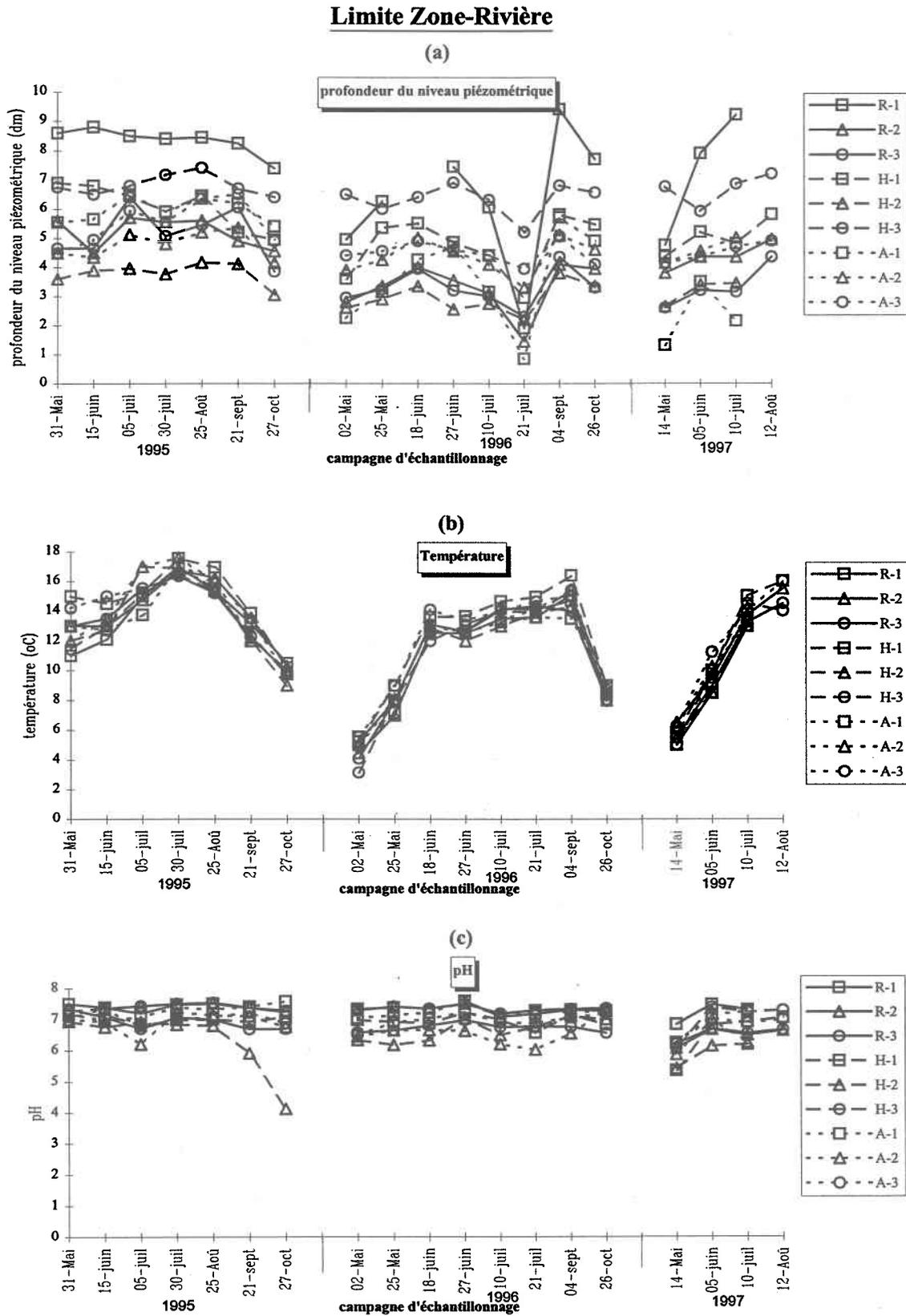


Figure 4.6 Profondeur du niveau piézométrique, température et pH à la limite zone/rivière.

expliquée par la variation de la profondeur de l'eau souterraine entre les différentes zones riveraines et à l'intérieur de chacune d'elle. Pour les neuf sites, on remarque une augmentation de la température depuis la limite avec le champ jusqu'à celle avec le cours d'eau.

La température comme l'ont expliqué plusieurs auteurs (Chalamet, 1985; Kauark Leite, 1990; Rowe et Stinett cités par Hubbard et Lowrance, 1994) est un facteur important qui influence le processus de dénitrification. Pour des températures élevées le taux de dénitrification est généralement important. Mais ceci peut aussi dépendre d'autres paramètres tels que la disponibilité en $N-NO_3$, le pH et le taux d'aération du milieu. L'augmentation de la température semble dans certains cas (figures 4.22C à 4.30C en annexe C₁; et 4.32C à 4.39C en annexe C₂) se traduire par une diminution des concentrations en nitrates; par contre, pour d'autres cas, elle semble ne pas avoir d'influence sur les concentrations en $N-NO_3$. Le fait que la température ne constitue pas un facteur dominant le processus d'atténuation des nitrates a été observé par Nelson et al. (1995). Ces auteurs ont remarqué que, malgré l'augmentation de la température (> 8 °C) depuis le mois de mars jusqu'au mois de juin, le taux d'élimination des nitrates n'a pas augmenté d'une façon significative. Ils ont observé un taux de réduction moyen des $N-NO_3$ au mois de novembre double de celui observé au mois de juin, malgré la température basse en novembre.

4.1.4.2 pH de l'eau souterraine

Les résultats du pH sont présentés aux figures 4.22C à 4.30C (en annexe C₁) pour les puits d'observation de chaque site et aux figures 4.32C à 4.39C (en annexe C₂) pour les moyennes des pH des deux séries de piézomètres pour chacun des sites. On observe généralement une variation temporelle peu prononcée. La comparaison des moyennes de pH pour les neuf sites (figure 4.7) montre une certaine variation spatiale du pH, depuis le champ jusqu'à la rivière; cependant l'ampleur de cette variation est différente d'un site à l'autre. Cette différence peu marquée de l'évolution spatio-temporelle du pH entre les neuf

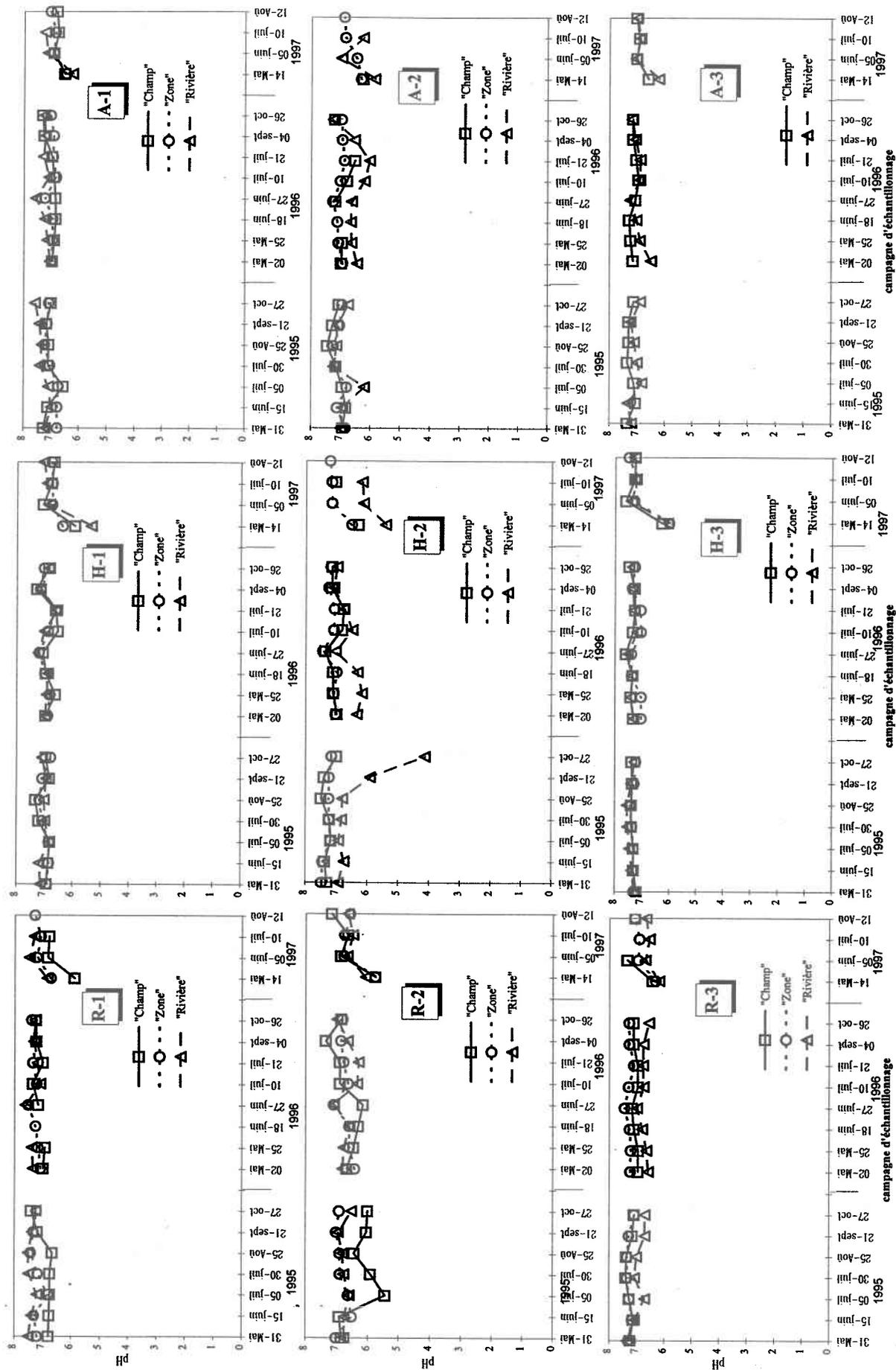


Figure 4.7 Évolution spatiale et temporelle du pH au niveau des neuf sites.

sites à l'exception du site R-2 "champ" et H-2 "rivière", est aussi visible sur les figures 4.5-c et 4.6-c présentant respectivement l'évolution du pH aux limites champ/zone et zone/rivière.

Comme l'ont mentionné certains auteurs (Martin, 1979; Chalamet, 1985), le pH est aussi un facteur important qui peut influencer le taux de dénitrification. Ce taux peut être élevé pour des valeurs de pH variant de 7 à 8. D'autres auteurs comme Jordan et al. (1993) ont remarqué que la réduction des nitrates dans l'eau souterraine peut aussi augmenter la valeur du pH, ce qui permet de réduire l'acidification des écosystèmes aquatiques des cours d'eau. Par contre, dans une autre étude (Stanford et al., 1975), il a été observé une faible influence du pH sur la dénitrification. Dans notre étude, les sols sont principalement des podzols acides, ce qui peut avoir aussi une certaine influence sur la variation du pH de l'eau souterraine.

4.1.4.3 Profondeur de l'eau souterraine

Les fluctuations du niveau piézométrique de la nappe phréatique au niveau de chaque puits d'observation des neuf sites sont présentées aux figures 4.22C à 4.30C (en annexe C₁). Afin de voir ces fluctuations d'une façon globale depuis la limite champ/zone jusqu'à celle avec la rivière, les figures 4.32C à 4.39C (en annexe C₂) présentent la moyenne des deux séries pour les différents sites. On observe globalement au niveau de ces différents tracés une certaine relation entre le taux de concentration en N-NO₃ et les fluctuations de la profondeur de l'eau souterraine. La figure 4.8 montre la variation spatiale et temporelle de ce paramètre au niveau de chaque site, et l'ampleur de cette variation qui diffère selon chaque site. Pour les neuf sites la profondeur d'eau souterraine diminue depuis le champ jusqu'à la rivière. La comparaison des fluctuations du niveau piézométrique de la nappe entre les différents sites aux limites champ/zone et zone/rivière (figures 4.5-a et 4.6-a) illustre aussi la différence de variation qui existe entre les sites à ces limites. Au niveau du champ (figure 4.5-a), les fluctuations de la profondeur du niveau piézométrique de la nappe pour les neuf sites se situent généralement entre 0.7 m et 1.6 m. Par contre, pour la limite

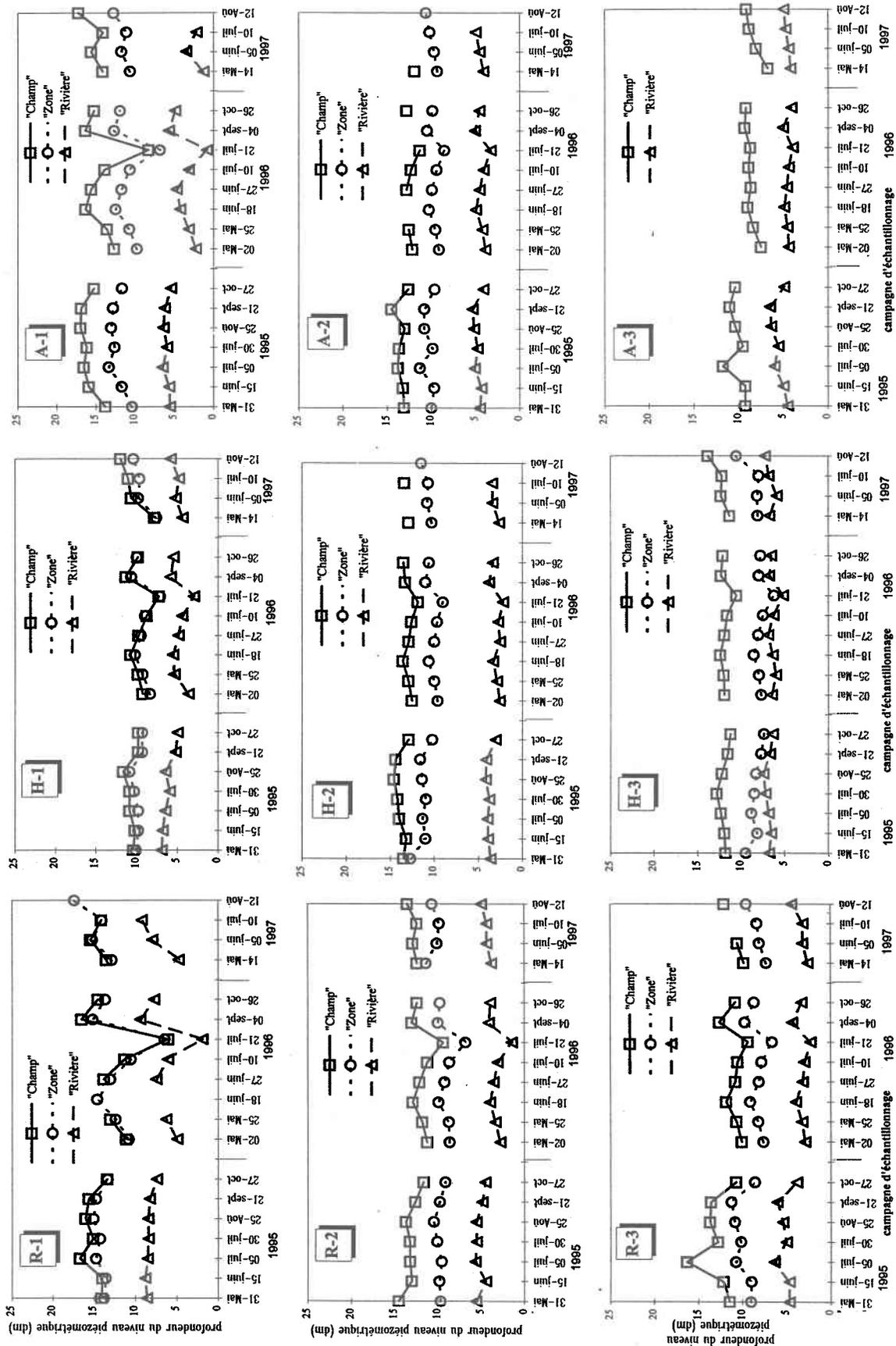


Figure 4.8 Évolution spatiale et temporelle de la profondeur du niveau piézométrique au niveau des neuf sites.

de la zone avec la rivière ces variations sont moindres soit environ 0.15 m jusqu'à 1 m. Comme le montrent les figures 4.22C à 4.30C et 4.32C à 4.39C en annexe C₁ et C₂, les fluctuations de la profondeur de l'eau souterraine ont des impacts sur les concentrations en nitrates. Ce facteur peut donc avoir un rôle sur les processus d'atténuation de ces contaminants, tel que sur le contrôle de la dénitrification et de l'assimilation des N-NO₃ par les plantes. Ce facteur, conditionnant la saturation en eau du sol, influence certains autres paramètres tels que la diffusion des nutriments vers les sites bactériens et le degré d'aération du sol qui jouent des rôles importants au niveau de la dénitrification. Aussi, le niveau piézométrique peut avoir un impact sur la température et le pH de l'eau souterraine (figures 4.22C à 4.30C et 4.32C à 4.39C en annexes C₁ et C₂; figures 4.5 et 4.6). La profondeur de l'eau souterraine diminuant du champ vers la rivière, les fluctuations peuvent atteindre les racines des plantes qui assimilent les N-NO₃. Le rôle de la végétation dans la diminution des concentrations en nitrates peut être mis en évidence par les taux d'atténuation représentés au tableau 4.1 (annexe C₃) et à la figure 4.3. On peut observer pour les sites à végétation rase (absence de végétation) une augmentation des concentrations en N-NO₃, à l'exception du site R-3 où une faible atténuation a été remarquée et qui pourrait être attribuée au processus de dénitrification. Malgré les fluctuations du niveau piézométrique de la nappe pour ces sites à végétation rase (d'une ampleur semblable aux autres sites), la différence sur l'atténuation des nitrates illustre le rôle joué par la végétation à ce niveau. La comparaison des taux d'atténuation des N-NO₃ entre les sites à végétation arbustive et ceux à végétation herbacée montre des concentrations faibles en nitrates près de la rivière pour les zones arbustives. Ces zones arbustives semblent donc plus efficaces que celles herbacées, vraisemblablement à cause de la profondeur des racines des plantes. En effet, ce paramètre (profondeur des racines) aurait pu être mesuré sur le terrain afin de bien observer cette différence. Le pourcentage d'efficacité des zones herbacées, qui semble être légèrement supérieur à celui des zones arbustives, peut être attribué aux charges élevées en nitrates en provenance des champs agricoles qui peuvent favoriser la dénitrification à cause de leur disponibilité plus importante. Pour un niveau piézométrique peu profond (60 cm), Lowrance (1992) avait remarqué que la dénitrification peut éliminer une quantité importante des NO₃⁻ dans une

zone riveraine à végétation forestière. Cependant, d'après cet auteur, le potentiel de dénitrification est généralement peu élevé.

4.2 Sol

L'évolution spatiale et temporelle moyenne des nitrates, du taux d'humidité et de la matière organique du sol de chaque site pour les profondeurs 0-10, 20-30 et 60-70 cm est représentée sur les figures 4.40D à 4.48D en annexe D. Pour chaque profondeur, les courbes d'évolution spatio-temporelle moyenne des neuf sites sont rassemblées en cette même annexe D (figures 4.9D, 4.14D et 4.18D pour la profondeur 0-10 cm; figures 4.10D, 4.15D et 4.19D pour la profondeur 20-30 cm; figures 4.11D, 4.16D et 4.20D pour la profondeur 60-70 cm). Aussi, les courbes d'évolution des N-NO₃, du taux de matière organique et d'humidité du sol à la limite champ/zone et à celle zone/rivière des neuf sites sont présentées sur les figures 4.12, 4.17 et 4.21. Une évaluation de l'atténuation des nitrates à chaque profondeur pour chacun des neuf sites a été faite.

4.2.1 Évolution spatiale et temporelle des N-NO₃

Les figures 4.40D à 4.48D (annexe D) montrent une variabilité spatiale et temporelle des concentrations en nitrates au niveau du sol de chaque site. La variation spatiale existe dans le sens latéral et vertical (au niveau des trois profondeurs). D'une façon globale, on remarque pour les sites à végétation arbustive et herbacée une diminution des concentrations en N-NO₃ depuis la surface (profondeur 0-10 cm) jusqu'à la profondeur 60-70 cm. Par contre, pour les sites à végétation rase, ces concentrations augmentent de la profondeur 0-10 cm à celle de 60-70 cm surtout au milieu de la zone riveraine ("zone") et à la limite zone/rivière. Ceci confirme l'importance de la végétation dans l'assimilation des nitrates. Aussi, l'augmentation des concentrations en nitrates, en profondeur, à travers la

zone riveraine des sites à végétation rase appuie l'hypothèse de l'infiltration verticale, directement dans la zone riveraine, de N-NO_3 contenus dans les eaux de ruissellement en provenance des champs agricoles. Ceci est favorisé par la surface engazonnée de la zone riveraine de ces sites favorisant le ralentissement du ruissellement et l'infiltration des eaux.

Comme pour l'eau souterraine, les courbes d'évolution des N-NO_3 (figures 4.40D à 4.48D, en annexe D) présentent une augmentation globale des concentrations en nitrates durant les périodes de juin, juillet et août. De même, sur certains sites, une augmentation des concentrations peut aussi être observée au début du printemps et à l'automne. Dans la plupart des cas, ces augmentations affectent plus les concentrations à la limite "champ/zone", confirmant l'apport des N-NO_3 du champ agricole avoisinant. Ces augmentations peuvent correspondre: (1) à l'optimum du processus de minéralisation qui est principalement responsable de la disponibilité des nitrates, (2) au ralentissement important du prélèvement de l'azote par les plantes qui sont proches de leur maturité, et (3) à un faible taux d'infiltration des eaux de pluie. D'autre part, les épandages de fertilisants dans les champs agricoles avoisinants contribuent à ces augmentations temporelles des concentrations en nitrates.

La comparaison de l'évolution des concentrations en nitrates au niveau des neuf sites pour chacune des profondeurs 0-10, 20-30 et 60-70 cm (respectivement aux figures 4.9D, 4.10D et 4.11D en annexe D) montre que certains sites comme ceux à végétation rase présentent des concentrations plus élevées. Le lien entre les concentrations et les cultures pratiquées dans les champs avoisinants est conforme à ce qu'on a précédemment observé pour l'eau souterraine. Les figures 4.9D, 4.10D et 4.11D (en annexe D) montrent généralement pour les sites à végétation herbacée et arbustive une diminution des concentrations en N-NO_3 depuis le champ jusqu'à la rivière. Par contre, pour les sites à végétation rase, une augmentation des concentrations en nitrates peut être observée du champ à la rivière. Cette différence entre les sites illustre le rôle que peut jouer la végétation dans l'atténuation des N-NO_3 dans les milieux riverains des cours d'eau.

4.2.2 Atténuation des nitrates dans le sol des neuf sites

Pour les trois profondeurs (0-10, 20-30 et 60-70 cm; figures 4.9D, 4.10D et 4.11D en annexe D) les concentrations en nitrates du sol des sites à végétation herbacée ou arbustive sont plus faibles près de la rivière qu'à la limite avec le champ. Par contre, à cette limite (zone/ri vi ère), les sites à végétation rase présentent des concentrations plus élevées. Ceci indiquerait une efficacité plus importante des zones riveraines herbacées et arbustives que celles sans végétation (rase). La comparaison directe des concentrations en nitrates du sol près de la rivière (figure 4.12) confirme cette différence entre les sites selon la végétation. Il existe cependant certaines exceptions comme par exemple pour le site H-2 qui montre certains pics de concentrations élevées près de la rivière (figure 4.12) surtout en 1995 aux profondeurs 0-10 et 20-30 cm. Ceci s'expliquerait par les concentrations élevées qui entrent dans la zone riveraine à la limite champ/zone.

L'importance de l'atténuation des nitrates dans les différentes zones riveraines a été évaluée pour chacune des trois profondeurs (0-10, 20-30 et 60-70 cm) et pour chaque année de suivi (1995 et 1996). Cette atténuation est calculée à partir des moyennes des concentrations en $N-NO_3$ de tous les échantillons pour chaque profondeur et pour chacune des années de suivi. Le tableau 4.5 (en annexe E) présente les valeurs (en %) de cette atténuation.

La figure 4.13 présente les résultats du tableau 4.5 (en annexe E). Comme pour le cas des résultats obtenus pour l'eau souterraine (figure 4.3), pour les sites à végétation rase, il y a d'une façon générale une augmentation des concentrations en nitrates aux trois profondeurs sur chacun des sites. Ceci montre bien le rôle joué par la végétation en ce qui concerne l'assimilation des nitrates au niveau de l'eau souterraine et dans les différentes profondeurs du sol. Pour le site R-3 cependant, on a une certaine atténuation des nitrates pour les profondeurs 0-10 et 20-30 cm au cours de l'année 1995, alors que les deux autres sites R-1 et R-2 ne présentent aucune atténuation pour les deux années de suivi. On observe aussi au niveau des sites à végétation rase, que lorsque la profondeur augmente (60-70 cm) on a

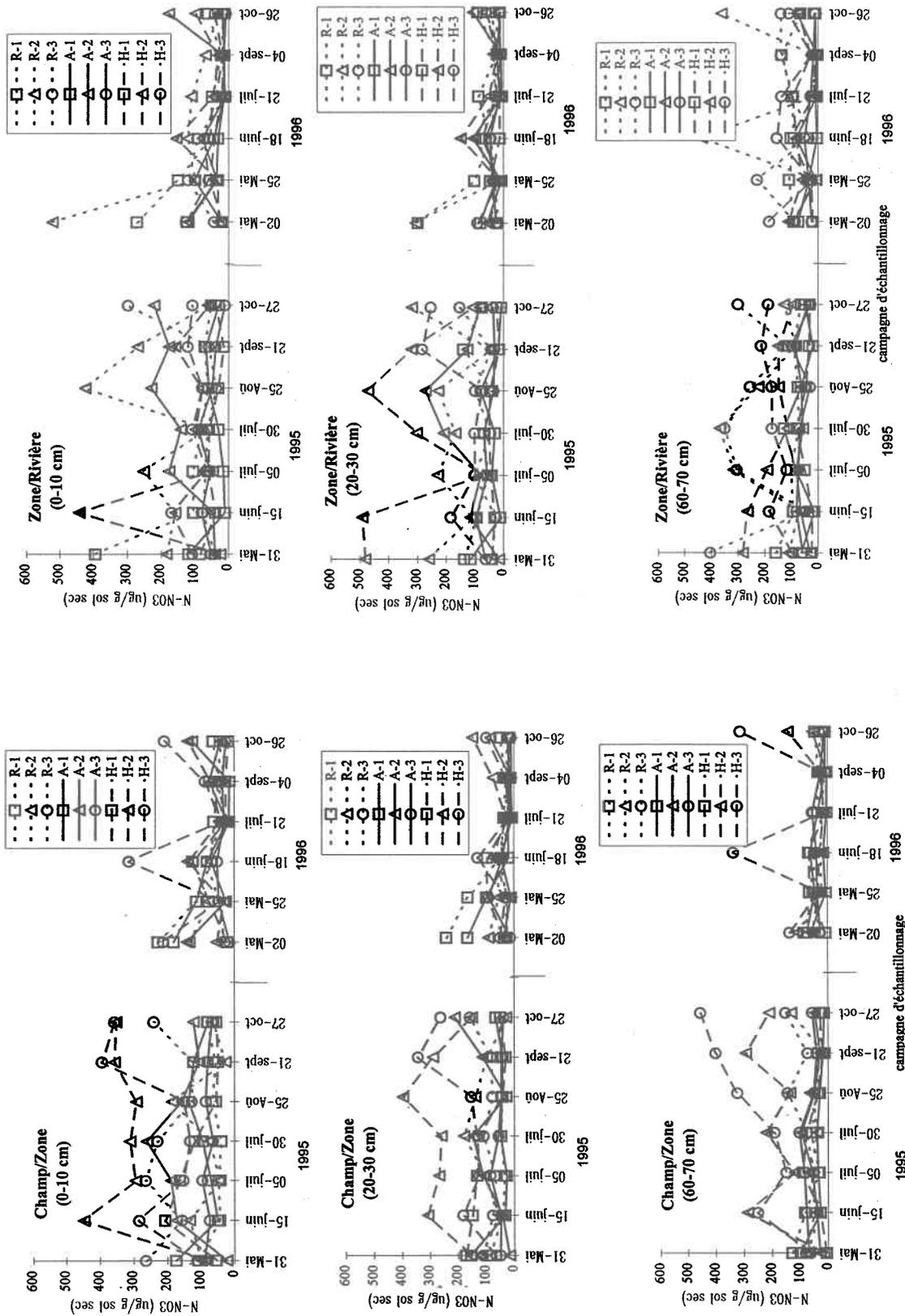


Figure 4.12 Concentration en N-NO₃ à la limite Champ/Zone et Zone/Rivière au niveau du sol des neuf sites étudiés pour les profondeurs 0-10 cm, 20-30 cm et 60-70 cm.

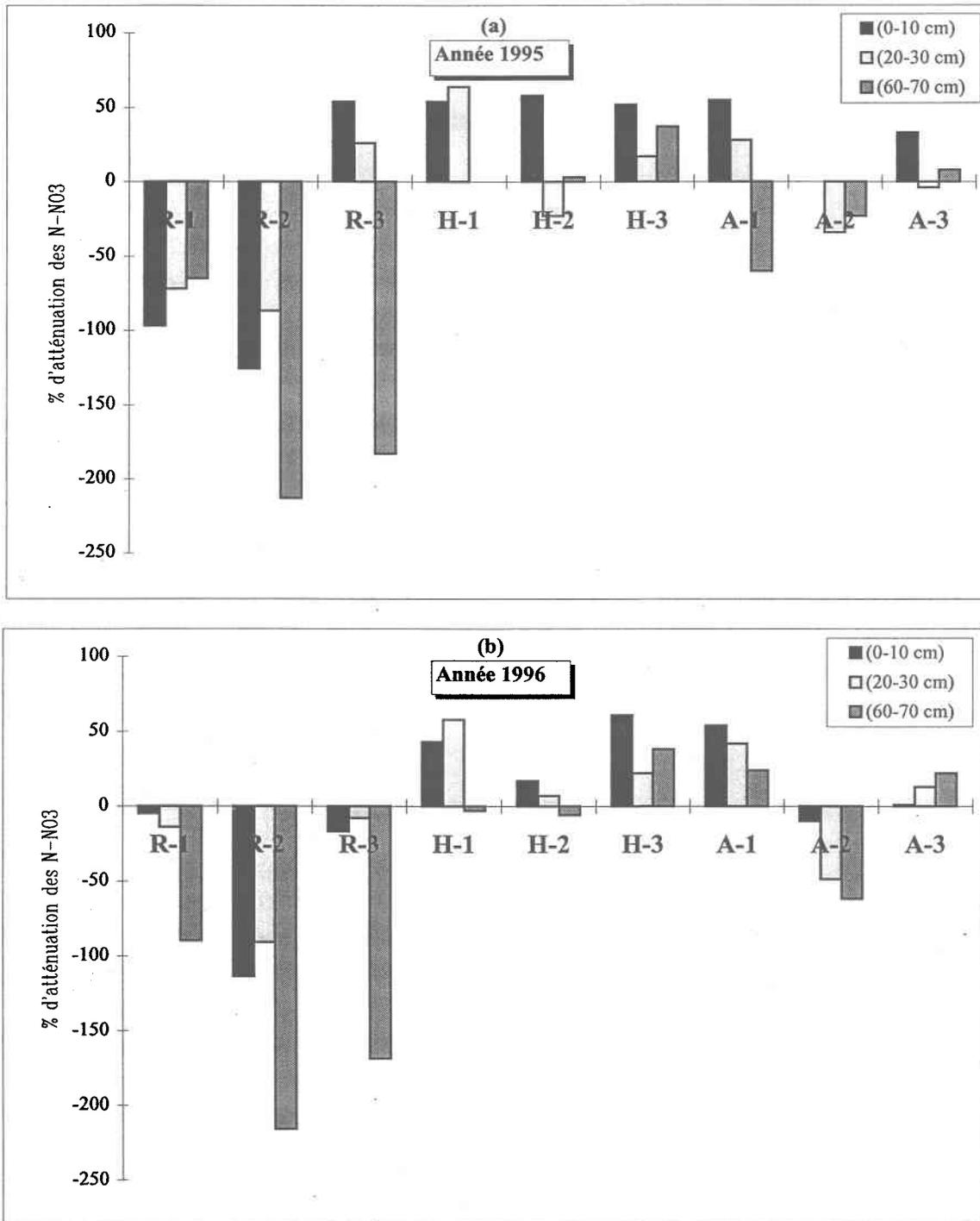


Figure 4.13 Efficacité d'atténuation des nitrates par les neuf types de zones riveraines au niveau des trois profondeurs de sol (0-10, 20-30, et 60-70 cm).

généralement une augmentation des concentrations en nitrates. De façon globale les sites à végétation herbacée et arbustive permettent une atténuation des N-NO₃, contrairement aux sites à végétation rase. Il semble de plus que les zones riveraines à végétation herbacée sont plus efficaces à atténuer les nitrates du sol que les sites à végétation arbustive. L'interprétation de cette différence d'atténuation des nitrates entre ces différents sites peut être reliée au volume et à la vitesse d'écoulement des eaux de ruissellement. Pour les sites à végétation rase, l'engazonnement de ces zones permet en effet une atténuation du ruissellement de surface ce qui favorise l'infiltration de ces eaux en profondeur. Ce phénomène d'atténuation du ruissellement peut aussi avoir lieu au niveau des zones riveraines à végétation herbacée; la différence avec les zones à végétation rase est le rôle que peut jouer la végétation herbacée dans l'assimilation des nitrates lessivés à partir de l'infiltration des eaux de ruissellement. Par contre, en ce qui concerne les zones à végétation arbustive, vu la faible atténuation des eaux de ruissellement qui peut avoir lieu à cause de leur faible engazonnement, il est possible que ces eaux chargées en nitrates en provenance des champs agricoles avoisinants puissent être infiltrées plus en aval. Ainsi, les quantités en N-NO₃ qui peuvent être lessivées dans la partie aval de ces zones peuvent être plus importantes que celles des zones herbacées. D'autres facteurs peuvent aussi influencer la vitesse et l'intensité d'écoulement des eaux de ruissellement tels que la largeur traversée, le type de sol et la pente du sol. Il est à mentionner qu'on n'a pas observé sur le terrain le ruissellement, mais il s'agit seulement d'une interprétation de ce phénomène. La largeur des zones riveraines semble aussi influencer l'atténuation des N-NO₃. Ceci peut être observé au tableau 4.5 (en annexe E) par la comparaison des sites de largeurs différentes. Par exemple, le site R-1 de largeur 6 m, comparativement à R-2 et R-3 de largeur 4 m, montre moins d'augmentation des concentrations en nitrates, surtout à la profondeur 60-70 cm (figure 4.13). Aussi, le site A-1 ayant une largeur de 6 m est plus efficace dans la réduction des N-NO₃ du sol par rapport aux sites A-2 et A-3 de largeurs respectives 4 m et 3 m (figure 4.13). Quant au site H-1 de largeur 5 m, il semble montrer une légère différence concernant l'atténuation des nitrates par rapport au site H-3, mais plus marquée avec H-2 (figure 4.13). On remarque l'influence de la largeur surtout en ce qui concerne le

ruissellement dans les zones à végétation arbustive qui paraissent moins efficaces à atténuer les N-NO₃ du sol que les sites à végétation herbacée.

4.2.3 Taux de matière organique et d'humidité du sol

4.2.3.1 Taux de matière organique

On observe (figures 4.40D à 4.48D, en annexe D) d'une manière générale que le taux de matière organique diminue avec la profondeur (de 0-10 cm jusqu'à 60-70 cm). Si on compare l'évolution des concentrations en N-NO₃ avec celle du taux de matière organique (figures 4.40D à 4.48D, en annexe D), on remarque une certaine influence de ce paramètre. Généralement, une augmentation du taux de matière organique se traduit par une diminution des concentrations en nitrates. Ceci indiquerait le rôle de ce facteur sur l'activité bactérienne responsable de la dénitrification. La comparaison du taux de matière organique entre les différents sites et à chacune des profondeurs (0-10, 20-30 et 60-70 cm) (figures 4.14D, 4.15D et 4.16D en annexe D) montre que l'évolution dans le temps et dans l'espace de ce paramètre diffère légèrement d'un site à l'autre. D'autre part, on remarque au niveau des neuf sites la diminution de la quantité en matière organique avec la profondeur. Si on observe l'évolution spatio-temporelle de ce paramètre pour chacune des trois profondeurs (figures 4.14D, 4.15D et 4.16D en annexe D), on trouve pour chaque site (depuis le champ jusqu'à la limite avec la rivière) peu de variation du taux de matière organique pour une même profondeur. Cependant, (figure 4.17) il existe une certaine différence dans la variation du taux de matière organique entre les neuf sites. On remarque une augmentation de la quantité de matière organique pendant certaines périodes comme par exemple celles de juin-juillet et en automne (septembre-octobre), ce qui montrerait l'évolution de la végétation selon son stade de croissance. Ces variations intra saisons peuvent être aussi expliqués par une variabilité spatiale de ce paramètre. L'évolution du taux de matière organique au niveau des sites à végétation rase semble varier peu par rapport aux autres sites à végétation herbacée et arbustive.

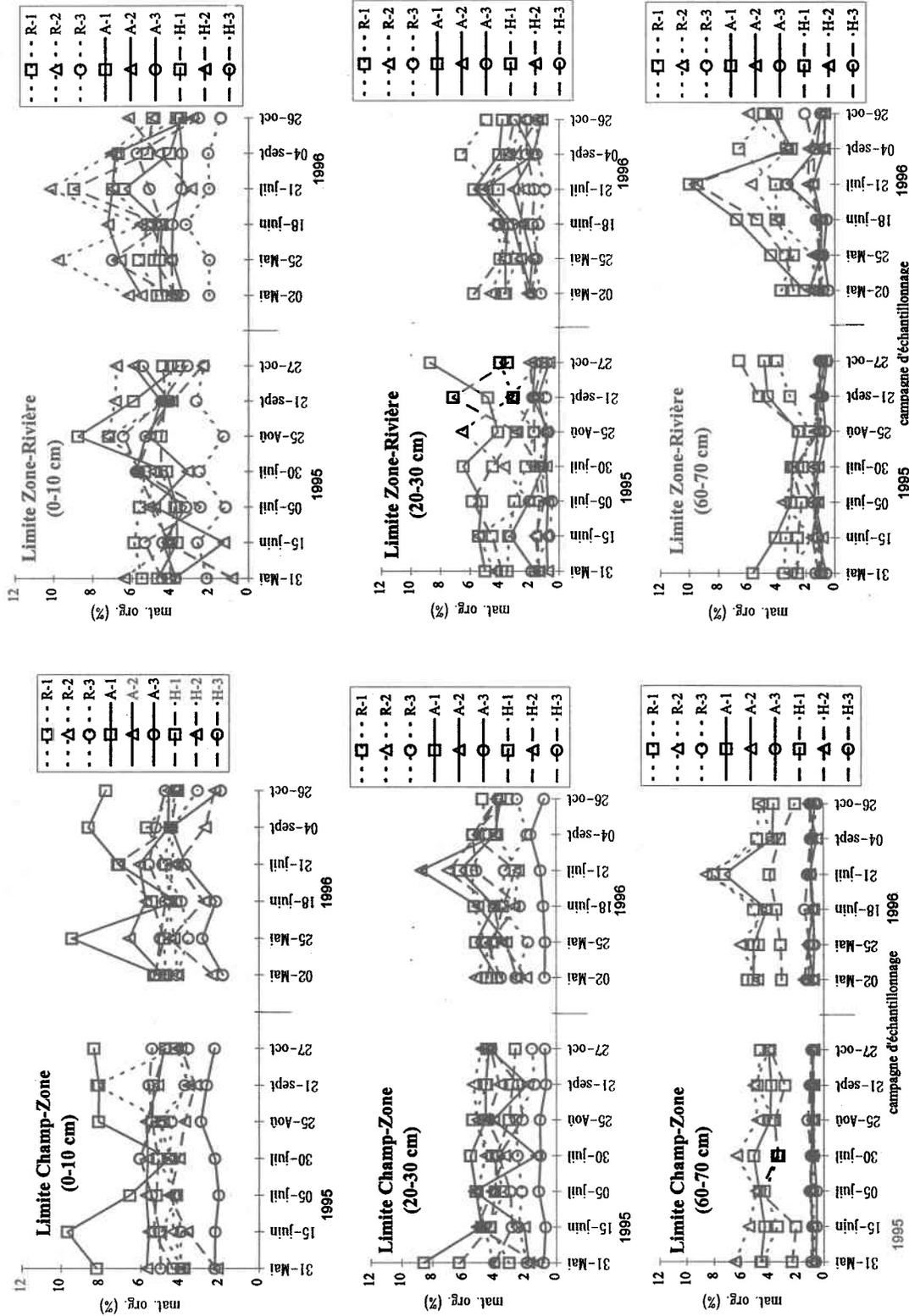


Figure 4.17 Taux de matière organique à la limite Champ/Zone et Zone/Rivière au niveau du sol des neuf sites étudiés pour les profondeurs 0-10 cm, 20-30 cm et 60-70 cm.

L'influence que peut avoir le taux de carbone organique sur le processus de dénitrification a été mentionnée par plusieurs auteurs (Lowrance, 1992; Jordan et al., 1993; Nelson et al., 1995). Comme il a été observé par Nelson et al. (1995), ce paramètre peut devenir un facteur limitant pour la dénitrification à une certaine profondeur où il se trouve en faible quantité. Lowrance (1992) a remarqué une certaine stratification de la dénitrification au niveau du sol coïncidant avec la stratification de la quantité de carbone organique, ce qui illustre l'importance que ce dernier peut jouer vis-à-vis de l'activité bactérienne. Dans notre étude, on a observé une diminution du taux de matière organique avec la profondeur. On remarque à la figure (4.13 a et b), que l'atténuation des nitrates au niveau des profondeurs 0-10 et 20-30 cm semble plus importante que celle de la profondeur 60-70 cm. Ceci montrerait l'influence que peut avoir ce paramètre sur le processus de dénitrification. Il est à mentionner aussi que les zones riveraines des cours d'eau, du fait de l'abondance de la végétation qui peut se développer dans ces milieux à cause des conditions favorables, contiennent généralement des quantités non négligeables de matière organique. Ainsi, en plus de l'assimilation des nitrates par les plantes, celles-ci contribuent aussi comme source de matière organique, et par conséquent à l'atténuation de ces contaminants par dénitrification.

4.2.3.2 Taux d'humidité

Sur les figures 4.40D à 4.48D (en annexe D), on peut observer la variation spatiale et temporelle de ce paramètre au niveau des trois profondeurs (0-10, 20-30 et 60-70 cm) du sol. On remarque sur ces différentes courbes que l'augmentation ou la diminution du taux d'humidité dans le sol a d'une manière générale une influence sur les concentrations en nitrates observées à chaque profondeur. Une augmentation de la teneur en eau se traduit fréquemment par une diminution des concentrations en $N-NO_3$, et inversement pour une diminution de ce facteur. La comparaison de l'évolution spatiale et temporelle du taux d'humidité au niveau des neuf sites pour chacune des profondeurs étudiées (figures 4.18D,

4.19D et 4.20D en annexe D) montre que cette évolution est variable selon chaque site et que pour les trois profondeurs il y a généralement une augmentation du taux d'humidité depuis le champ jusqu'à la rivière. La figure 4.21 montre aussi cette différence du taux d'humidité dans la zone riveraine et celle qui existe entre les neuf sites à chacune des profondeurs étudiées.

D'après les différentes courbes d'évolution de ce facteur, on peut attribuer cette différence d'humidité à divers paramètres tels que le type de sol et la densité de la végétation.

Le taux d'humidité du sol est un facteur qui joue un rôle important dans le processus de dénitrification. Comme il a été mentionné par Davidson et Swank (1990), un taux élevé d'humidité du sol combiné à d'autres facteurs peuvent engendrer un taux élevé de dénitrification. La texture du sol a une influence sur la teneur en eau. Par exemple, on remarque sur les graphiques de la figure 4.21, que pour le site A-1 qui a un sol loameux, le taux d'humidité de ce type de sol est relativement supérieur aux autres sites. En ce qui concerne l'influence de la végétation, on observe globalement une certaine différence entre les taux d'humidité des sites avec végétation et ceux sans végétation surtout près de la rivière. Cette différence reste quand même peu significative du fait qu'il y a au niveau des sites à végétation rase, un certain engazonnement qui peut avoir un effet sur l'humidité du sol. Divers facteurs peuvent donc avoir une influence sur la teneur en eau du sol qui elle aussi peut avoir des impacts sur d'autres paramètres intervenant au niveau du processus de dénitrification tel que le taux d'aération du sol, favorisant la création de sites anaérobies ayant des effets sur l'activité bactérienne.

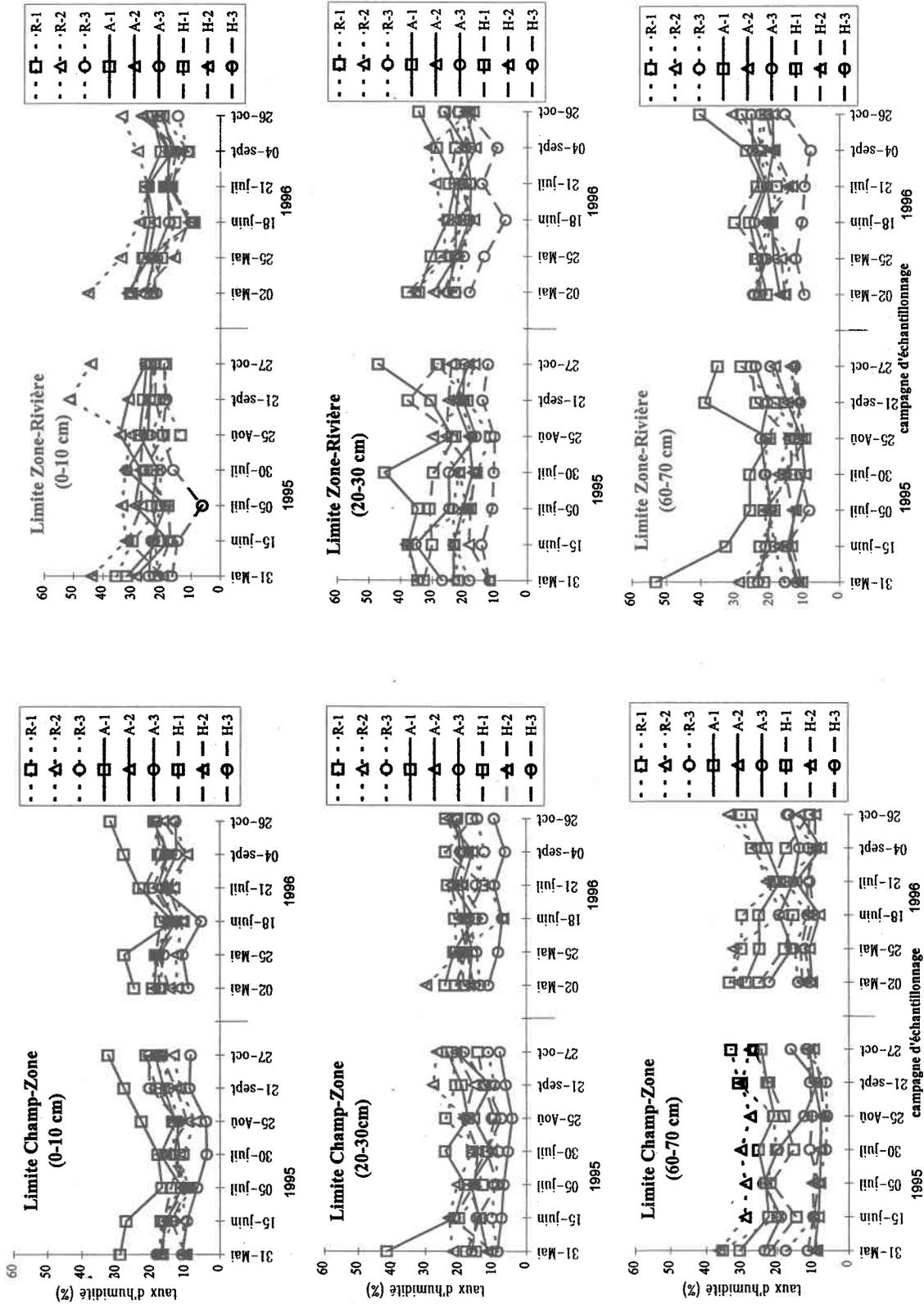


Figure 4.21 Taux d'humidité à la limite Champ/Zone et Zone/Rivière au niveau du sol des neuf sites étudiés pour les profondeurs 0-10 cm, 20-30 cm et 60-70 cm.

4.3 Analyse statistique

Le traitement statistique des résultats obtenus a été effectué à l'aide d'une analyse de variance (anova) classique réalisée sur les valeurs de performances (variables dépendantes) des différents types de végétation pour l'eau souterraine et le sol, pour chacune des trois années de suivi. Ceci a permis de voir s'il existe ou pas de différence significative entre ces valeurs. Ces analyses de variance ont été effectuées à l'aide du logiciel SAS par l'option "Repeated Time" de la procédure GLM pour des mesures répétées dans le temps. La présentation des résultats de ces analyses statistiques est faite sous forme de valeurs de probabilité. Ces résultats concernent l'évolution temporelle des variables dépendantes et leurs valeurs cumulées dans le temps. Ce dernier test permet de vérifier l'effet moyen d'un traitement sur l'ensemble de tous les résultats des échantillonnages. En premier lieu, la vérification du respect des deux hypothèses principales de l'anova a été faite lors de chacune des analyses de variance. Ces deux hypothèses consistent en: (1) les erreurs sont distribuées indépendamment avec une moyenne de 0 et une variance constante, et (2) les résidus sont distribués selon une loi normale. La procédure "UNIVARIATE" du logiciel SAS (SAS Institute inc., 1985) a été utilisée à cette étape de vérification des hypothèses d'anova. Ceci est réalisé à l'aide d'un graphique des résidus en fonction des valeurs prédites par le modèle et avec cette procédure ("UNIVARIATE"). Lorsque ces conditions d'application de l'anova s'avèrent non conformes, une transformation des données est effectuée, logarithmique ou autre. Le seuil de signification des tests statistiques a été fixé à 0.05 (avec un niveau de confiance de 95 %). Ainsi, les tests sont jugés significatifs lorsque $p \leq 0.05$. Afin de faire une comparaison des valeurs moyennes de performances entre les différents types de végétation (Traitements) et entre les Réplicats, le test de Tukey a été utilisé. D'autre part, des analyses de corrélations ont été réalisées entre les résultats des différents paramètres étudiés et ceux des concentrations en N-NO₃ dans l'eau souterraine et le sol.

4.3.1 Eau souterraine

Les résultats d'analyse de variance concernant l'efficacité d'atténuation des nitrates dans l'eau souterraine des zones riveraines, sont présentés au tableau 4.6.

Tableau 4.6 Résultats d'analyse de variance (anova) sur les valeurs d'atténuation des N-NO₃ dans l'eau souterraine des zones riveraines.

Année	Evolution temporelle des variables dépendantes			Variables cumulées dans le temps	
	Temps	Temps x Traitement	Temps x Réplicat	Traitement	Réplicat
1995	0.0230*	0.3078	0.0151*	0.0004*	0.0001*
1996	0.1757	0.6367	0.4746	0.0001*	0.0041*
1997	0.4747	0.5871	0.4823	0.0011*	0.0214*

* significatif à 5 % ($p \leq 0.05$)

Ces résultats montrent qu'il existe une différence significative ($p \leq 0.05$) entre les valeurs de performance des différents types de végétation (Traitements), ainsi qu'entre celles des Réplicats. Cependant, l'évolution au cours du temps (1995, 1996 et 1997) indique qu'il y a une variabilité de cette différence significative. La comparaison de ces valeurs moyennes de performance selon le test de Tukey est présentée au tableau 4.7. Les lettres (a, b ou c) que contient ce tableau indiquent s'il existe ou pas de différence significative entre les valeurs moyennes de performance. Lorsqu'on a la même lettre au niveau de chacun des facteurs à comparer, cela signifie que la différence entre ceux-ci est non significative.

Tableau 4.7 Comparaison des valeurs moyennes de performances des zones riveraines selon le test de Tukey.

Année	Date d'échantil- lonnage	Traitements (type de végétation)			Réplicats								
		herbacée	arbustive	rase	arbustive			herbacée			rase		
					A-1	A-2	A-3	H-3	H-1	H-2	R-1	R-2	R-3
1995	05 juil	a	ab	b	a	a	a	a	b	a	a	a	a
	25 aoû	a	a	b									
	21 sept	a	b	c									
	27 oct	a	a	b									
1996	21 juil	ab	a	b	a	a	a	a	b	b	a	a	a
1997	14 mai	b	b	a	a	a	a	a	a	a	b	ab	a
	5 juin	b	ab	a									
	12 aoû	b	ab	a									

D'après ce tableau, on remarque qu'une différence significative existe entre la performance des traitements avec végétation et ceux où la végétation est rase (ou absente). Globalement, on a peu de différence entre les sites à végétation herbacée et arbustive, mais ces zones riveraines avec végétation ont une efficacité élevée par rapport à ceux à végétation rase. La comparaison des valeurs moyennes de performance entre les réplicats du même type de végétation semble ne pas présenter de différence significative entre les sites à végétation arbustive (A-1, A-2 et A-3), et aussi entre ceux à végétation rase (R-1, R-2 et R-3) sauf pour l'année 1997 entre le site R-1 et R-3. Concernant les sites à végétation herbacée, une certaine différence significative existe entre la performance du site H-1 et celles de H-2 et H-3 pour l'année 1995 puis entre celle de H-3 et celles de H-1 et H-2 pour 1996.

Ces résultats indiquent donc l'existence d'une certaine différence significative entre les sites avec végétation (herbacée et arbustive) et ceux à végétation rase. Pour la première année de suivi (1995), il semble que la végétation herbacée ait une performance légèrement supérieure et significativement différente de celle arbustive, mais pour la deuxième et la troisième année (1996 et 1997) c'est la végétation arbustive qui est plus performante. Le fait qu'il y ait peu de différence significative entre les sites du même type de végétation (Réplicats) montre que la largeur des zones riveraines n'a pas beaucoup d'influence à ce niveau. L'impact de ce paramètre peut avoir lieu plus probablement en ce qui concerne l'évolution des concentrations en nitrates dans les eaux de ruissellement dont l'infiltration est aussi influencée par différents facteurs tels que les types de végétation et de sol.

4.3.2 Relations entre les paramètres mesurés sur l'eau souterraine

Les traitements des données récoltées ont été faits sur l'ensemble des données regroupées pour toute la période d'étude (soit pour toutes les données des années 1995, 1996 et 1997: tableau 4.11).

Les résultats des corrélations linéaires montrent bien, d'une part, l'influence significative des fluctuations de la profondeur du niveau piézométrique de la nappe sur les concentrations en nitrates ($p=0.0001$) et, aussi, que le pH semble corrélé à ces deux paramètres (concentrations en $N-NO_3$: $p=0.0051$ et variations de la profondeur du niveau piézométrique de la nappe: $p=0.0053$) ainsi qu'à la température ($p=0.001$). Concernant la température, celle-ci semble avoir une certaine influence sur les concentrations en nitrates ($p=0.0259$). D'après ces résultats de corrélations entre ces différents paramètres, on peut donc remarquer l'impact important que peuvent avoir les variations de la profondeur du niveau piézométrique de la nappe sur les processus d'atténuation des nitrates tel que l'assimilation des $N-NO_3$ par les plantes et la dénitrification. Ce facteur semble le plus

influent pour ces zones riveraines étudiées. Les autres paramètres tels que le pH et la température ont aussi une certaine influence sur les concentrations en nitrates, cependant cette influence peut varier selon l'impact d'autres facteurs.

Tableau 4.8 Matrices des corrélations linéaires des paramètres mesurés dans l'eau souterraine pour les trois années d'étude (1995, 1996 et 1997).

	N-NO ₃	pH	Température	Profondeur du niveau piézométrique
N-NO ₃	1.00000 0.0			
pH	0.18322 0.0051	1.00000 0.0		
Température	-0.14624 0.0259	0.21412 0.0010	1.00000 0.0	
Profondeur du niveau piézométrique	0.37540 0.0001	0.18242 0.0053	-0.22301 0.0006	1.00000 0.0

N.B.: Le chiffre inférieur représente la probabilité d'erreur (seuil de signification $p \leq 0.05$).

4.3.3 Sol

Pour chacune des profondeurs étudiées (0-10, 20-30 et 60-70 cm) et pour les deux années de suivi (1995 et 1996), les résultats d'analyse de variance sur la performance d'atténuation des nitrates par les différents sites sont présentés au tableau 4.9.

Tableau 4.9 Résultats d'analyse de variance (anova) sur les valeurs d'atténuation des N-NO₃ dans le sol des zones riveraines.

Année	Profondeur (cm)	Évolution temporelle des variables dépendantes			Variables cumulées dans le temps	
		Temps	Temps x Traitement	Temps x Réplicat	Traitement	Réplicat
1995	0-10	0.5170	0.5398	0.5398	0.0004*	0.0935
	20-30	0.7865	0.8203	0.8844	0.0353*	0.0140*
	60-70	0.5493	0.7622	0.8712	0.0001*	0.5034
1996	0-10	0.4454	0.4609	0.6135	0.0016*	0.0283*
	20-30	0.0432*	0.3144	0.1154	0.0378*	0.0275*
	60-70	0.9874	0.2903	0.2375	0.0072*	0.2367

* significatif à 5 % ($p \leq 0.05$).

Le tableau 4.9 montre qu'il existe une certaine différence significative entre les valeurs d'efficacité des types de végétation (Traitements) et entre les Réplicats pour les trois profondeurs de sol étudiées. D'autre part, l'évolution temporelle de cette efficacité apparaît non significative au cours des deux années de suivi à l'exception de la profondeur 20-30 cm qui montre une valeur de probabilité ($p=0.0432$) significative pour le facteur Temps (année 1996). Les valeurs moyennes de performance ont été comparées selon le test de Tukey (tableau 4.10).

Tableau 4.10 Comparaison des valeurs moyennes de performance au niveau du sol des zones riveraines selon le test de Tukey.

Année	Profondeur (cm)	Traitements (type de végétation)			Réplicats									
		herbacée	arbustive	rase	arbustive			herbacée			rase			
					A-1	A-2	A-3	H-1	H-2	H-3	R-1	R-2	R-3	
1995	0-10	a	b	b	a	a	a	a	a	a	a	a	b	a
	20-30	a	ab	b	a	a	a	a	a	a	a	ab	b	a
	60-70	a	a	b	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
1996	0-10	a	ab	b	a	b	b	a	a	a	a	a	a	a
	20-30	a	a	a	a	b	b	a	a	a	a	a	a	a
	60-70	a	a	b	a	b	ab	a	a	a	a	a	a	a

Ces résultats montrent qu'il y a une différence significative de performance entre les sites avec végétation (herbacée et arbustive) et ceux à végétation rase. Il existe entre les sites à végétation herbacée et arbustive une certaine différence significative de performance au niveau des profondeurs 0-10 et 20-30 cm. Ceci montre que la végétation herbacée est plus efficace à atténuer les concentrations en nitrates à ces profondeurs que celle arbustive. En ce qui concerne la comparaison de performance entre les Réplicats, on remarque pour les sites à végétation arbustive qu'une différence significative existe entre ces sites pour l'année 1996. Le site A-1 est plus efficace à atténuer les N-NO₃ pour les trois profondeurs que ceux A-2 et A-3. Cette différence d'efficacité entre ces sites à végétation arbustive peut être interprétée par l'influence de certains paramètres tels que la largeur de la zone riveraine, la pente du sol et la faible atténuation du ruissellement de surface par cette végétation arbustive. Quant aux sites à végétation herbacée, il semble qu'il n'y ait pas de différence significative entre ces trois sites (H-1, H-2 et H-3). Par contre, en ce qui concerne les sites à végétation rase, une différence significative de performance existe pour les profondeurs 0-10 et 20-30 cm au cours de l'année 1995. Le site R-3, comme remarqué à la figure 4.13, diffère significativement par rapport à R-1 et R-2 qui ne présentent pas de différence significative. Il y a peu de différence significative d'atténuation des N-NO₃ aux

profondeurs 0-10 et 20-30 cm entre la végétation de type arbustive et celle rase. Mais, pour la profondeur 60-70 cm la végétation arbustive devient plus efficace à atténuer les nitrates au niveau du sol, ce qui explique bien le rôle joué par les racines de ces plantes pour leur assimilation à cette profondeur.

4.3.4 Relation entre les paramètres analysés au niveau du sol

Les traitements des données récoltées ont été faits sur l'ensemble des données regroupées pour toute la période d'étude (soit pour toutes les données des années 1995 et 1996: tableau 4.11 pour les trois profondeurs de sol étudiées: 0-10, 20-30 et 60-70 cm).

D'après ces résultats (tableau 4.11), on remarque bien l'influence du taux de matière organique et celui d'humidité du sol sur les concentrations en N-NO₃. Le taux d'humidité du sol semble avoir une bonne corrélation avec l'évolution des quantités en nitrates au niveau des trois profondeurs du sol. D'autre part, on remarque aussi que le taux d'humidité est bien corrélé avec le taux de matière organique pour les trois profondeurs de sol et pour les deux années de suivi. Cela veut dire que plus le taux de matière organique est élevé au niveau du sol plus l'humidité retenue par celui-ci est importante.

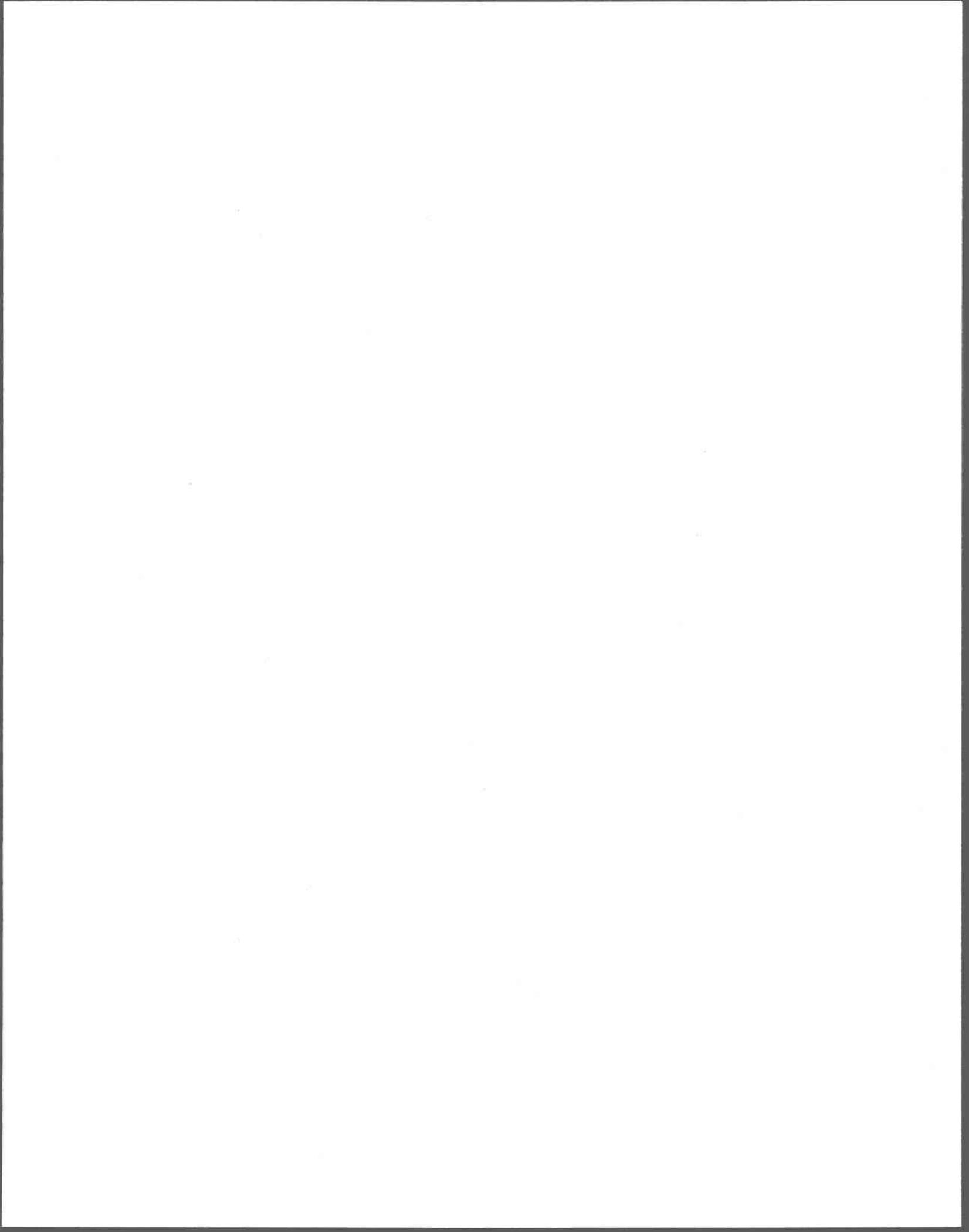
Ces résultats des corrélations linéaires entre les variables analysées au niveau du sol montrent l'influence significative du taux de matière organique et celui d'humidité sur les processus d'atténuation des nitrates. Ces deux paramètres peuvent avoir un impact important sur l'activité bactérienne responsable du processus de dénitrification.

Tableau 4.11 Matrices des corrélations linéaires des paramètres mesurés aux trois profondeurs du sol pour les deux années d'étude (1995 et 1996).

<u>(a) Profondeur (0-10 cm)</u>				<u>(b) Profondeur (20-30 cm)</u>			
	N-NO ₃	M.O.	Humidité		N-NO ₃	M.O.	Humidité
N-NO ₃	1.00000 0.0			N-NO ₃	1.00000 0.0		
M.O.	-0.16198 0.0298	1.00000 0.0		M.O.	-0.25499 0.0055	1.00000 0.0	
Humidité	-0.15502 0.0377	0.24195 0.0011	1.00000 0.0	Humidité	-0.18275 0.0486	0.59310 0.0001	1.00000 0.0

<u>(c) Profondeur (60-70 cm)</u>			
	N-NO ₃	M.O.	Humidité
N-NO ₃	1.00000 0.0		
M.O.	-0.27928 0.0001	1.00000 0.0	
Humidité	-0.31563 0.0001	0.61907 0.0001	1.00000 0.0

N.B.: Le chiffre inférieur représente la probabilité d'erreur (seuil de signification de 5 %, $p \leq 0.05$).
M.O.: taux de matière organique.



5. DISCUSSION GÉNÉRALE

Les résultats concernant les différentes zones riveraines étudiées ont permis d'une part de confirmer le rôle important que peut jouer la présence de la végétation vis-à-vis de l'atténuation des N-NO₃ dans ces zones et, d'autre part, de vérifier l'influence des divers paramètres analysés pour le sol ou l'eau souterraine sur les processus responsables de l'élimination des nitrates. La discussion générale portera d'abord sur les processus et sur les paramètres qui peuvent les contrôler. Ensuite, la performance des zones riveraines sera discutée de façon détaillée. On discutera de l'utilisation de ces zones riveraines comme instruments d'aménagement et sur les avantages et les problèmes qui leur sont reliés.

5.1 Processus d'atténuation des nitrates

Les nitrates peuvent être éliminés au niveau des zones riveraines par divers processus tels que par dénitrification, par immobilisation bactérienne et par assimilation par les plantes. La dénitrification et l'assimilation par les plantes sont les principaux processus responsables de cette atténuation des N-NO₃ (figure 5.1); cependant selon les conditions du milieu riverain, il peut y avoir une certaine prédominance d'un processus sur l'autre. Dans cette étude, l'assimilation des N-NO₃ par les plantes est le facteur le plus influent. Ceci s'observe en comparant les sites avec végétation et ceux où la végétation est rase (ou absente). Lowrance (1992) avait aussi remarqué que les processus reliés à la végétation riveraine constituent la source principale d'élimination des nitrates. Par contre, d'autres auteurs comme Jacobs et Gilliam (1985) avaient observé qu'une part importante des N-NO₃ contenus dans les eaux de drainage étaient éliminés par dénitrification dans la zone riveraine étudiée. La végétation peut avoir un effet indirect sur le processus de dénitrification par l'intermédiaire de l'apport en matière organique dans le sol. D'autre

part, l'importance de la prédominance d'un processus sur l'autre peut aussi varier selon les saisons. Comme il a été remarqué par Haycock et Pinay (1993), l'assimilation par les plantes peut devenir le processus le plus important durant l'été à cause de la croissance maximale des plantes et du processus de dénitrification peu important causé par l'aération du sol due à la baisse du niveau de la nappe. Ces deux processus d'atténuation des nitrates dans les zones riveraines des cours d'eau peuvent être influencés par divers paramètres. Il est à mentionner d'abord que les fluctuations du niveau piézométrique de la nappe et par conséquent les divers processus de réduction des nitrates, peuvent être influencés par les paramètres d'entrée hydrique, les précipitations et l'évapotranspiration. La variation spatiale et temporelle de différents facteurs a un impact important sur l'évolution des concentrations en nitrates. Par exemple, les fluctuations du niveau de la nappe peuvent avoir des répercussions sur les deux processus d'atténuation des N-NO₃ (dénitrification et assimilation par les plantes). Aussi, le taux de matière organique peut varier selon la profondeur du sol et ainsi avoir un impact sur le développement et la croissance bactérienne. De même le taux d'humidité du sol joue un rôle important au niveau de la dénitrification. Lowrance (1992) avait observé un taux de dénitrification faible pour un niveau bas de la nappe, et avait remarqué que lorsque celui-ci se situait à environ 60 cm de la surface du sol, le taux de dénitrification devenait élevé. D'autres paramètres peuvent aussi avoir des effets sur ces processus d'atténuation des nitrates tels que le pH, la température et la charge en N-NO₃. Pour cette étude, la température a une influence significative sur la variation des concentrations en nitrates. Par contre, Nelson et al. (1995) ont trouvé que ce paramètre n'influence pas d'une manière significative la variation des concentrations en nitrates dans l'eau souterraine. Cependant, celui-ci joue un rôle important au niveau de l'activité bactérienne responsable du processus de dénitrification. Ceci peut être interprété, comme observé par Lowrance (1992), par une prédominance du processus d'assimilation des N-NO₃ par les plantes devant la dénitrification. Le processus de dénitrification joue aussi un rôle important en ce qui a trait à l'élimination des nitrates dans ces zones, mais certains paramètres (taux de matière organique, aération du sol, etc) peuvent l'influencer de façon significative.

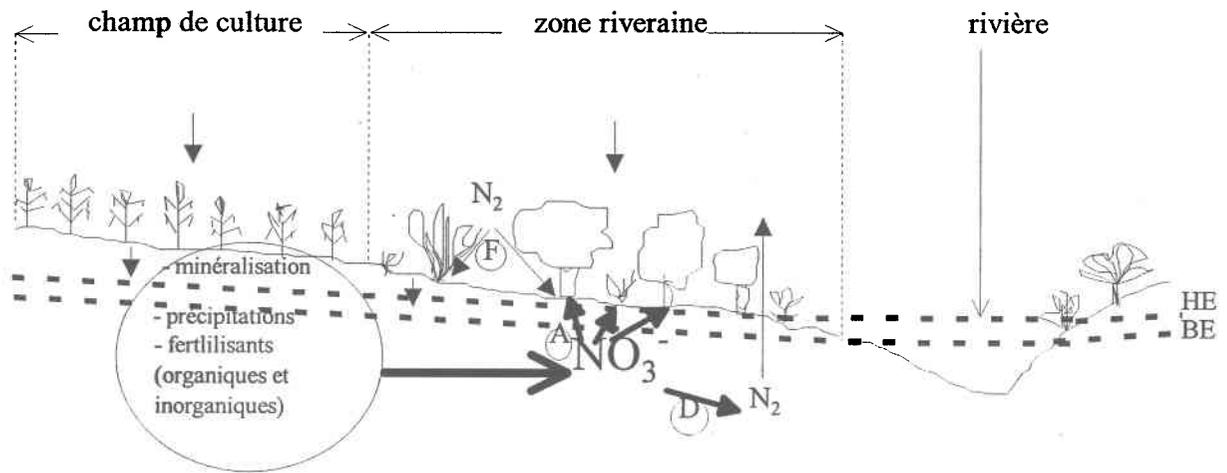


Figure 5.1 Schéma d'évolution des principaux processus au niveau de la zone riveraine (modèle conceptuel).

(F: fixation, A: assimilation par les plantes, D: dénitrification)

(HE: hautes-eaux; BE: basses-eaux)

La figure 5.1 est une représentation schématique (modèle conceptuel) du fonctionnement du milieu riverain étudié pendant la période des hautes eaux (printemps) et celle des basses eaux (été, automne). Les nitrates provenant de différentes origines (précipitations, minéralisation de l'azote organique, fertilisants organiques et inorganiques ou autres) peuvent être éliminés par divers processus dont les principaux sont l'assimilation par la végétation et la dénitrification. Pendant la période des hautes eaux (printemps), les nitrates peuvent être dénitrifiés dans la zone anaérobie du sol (saturée). En été (période de végétation), les nitrates peuvent être principalement soit dénitrifiés, soit assimilés par les végétaux. De même, qu'il peut y avoir une immobilisation de ces contaminants par les micro-organismes pendant cette période.

5.2 Efficacité des zones riveraines

La performance des zones riveraines en ce qui concerne l'atténuation des nitrates peut être influencée par divers paramètres. En effet, comme nous l'avons observé à partir de l'analyse des résultats de cette étude, des facteurs tels que le type de végétation, la largeur de la zone riveraine et certains autres paramètres (pH, fluctuations du niveau de la nappe, taux de matière organique), ainsi que les conditions hydrodynamiques du milieu ont des effets importants sur l'évolution des concentrations en N-NO₃ dans le sol et l'eau souterraine. Par exemple, les paramètres hydrodynamiques peuvent avoir une influence sur le flux massique en N-NO₃ sortant de la zone riveraine vers le cours d'eau. La vitesse d'écoulement des eaux souterraines peut aussi avoir un effet sur le temps de résidence des eaux et donc sur les transformations que peuvent subir les éléments chimiques. La largeur de la zone riveraine a une influence sur les concentrations en nitrates, surtout au niveau du sol des zones à végétation arbustive. Ceci montre bien l'effet que peut avoir le type de végétation concernant l'atténuation et l'infiltration des eaux de ruissellement contenant des N-NO₃. D'autres facteurs (par exemple la pente du sol) ont un impact sur le transport des nitrates au niveau de la zone riveraine. De même, les charges en nitrates peuvent influencer les processus d'atténuation de ces contaminants et par conséquent l'efficacité des zones riveraines. Ceci a été observé par certains auteurs (Jacobs et Gilliam, 1985; Lowrance, 1992) avec une réduction élevée des N-NO₃ dans les premiers mètres après le champ. La longueur de la pente, son angle (inclinaison) et sa composition en système de culture peuvent avoir des influences sur le flux entrant dans la zone riveraine. Pour cette étude, afin d'examiner s'il existe une certaine circulation le long des pentes alimentant la dernière parcelle de contact avec la zone riveraine étudiée, il aurait été intéressant si une caractérisation à ce niveau avait été faite. D'autre part, comme remarqué par O'Neil et Gordon (1994), la densité de la végétation a un impact important sur la migration et sur les processus de transformation des nitrates en modifiant le temps de résidence de l'écoulement des eaux à travers le milieu riverain. D'autres auteurs (Omernik et al., 1981; Hubbard et Lowrance, 1994) ont signalé que le stade d'évolution de la végétation peut de même avoir une influence sur l'efficacité des zones riveraines. Par ailleurs, Hanson et al.

(1994b) ont mentionné qu'il peut y avoir une certaine accumulation importante (saturation) en azote dans la zone riveraine, mais que cela dépend de plusieurs facteurs comme le type de la végétation, le taux de matière organique du sol et les apports en azote sur les terres avoisinantes. D'abord, il faut dire que ces dernières peuvent présenter une variabilité régionale; et en ce qui concerne cette étude-ci, les terres et types de cultures sont généralement représentatifs au niveau de la région d'étude. Pour des sols riches en matière organique, les apports importants en N-NO₃ ne pourront que favoriser certains processus comme celui de la dénitrification. Il se peut aussi comme l'ont indiqué Hanson et al. (1994b) qu'à cause des apports élevés en azote, qu'il puisse y avoir un changement dans la composition de la communauté végétale. L'efficacité des zones riveraines dépend aussi de la combinaison des divers facteurs intervenant au niveau des processus responsables de l'atténuation des nitrates. Par exemple, selon Jacobs et Gilliam (1985), un milieu riverain avec des voies de drainage naturelles, une végétation dense et un sol riche en matière organique et faiblement drainé constituent de bonnes conditions susceptibles de favoriser une élimination élevée des N-NO₃.

À cause de la complexité des environnements riverains des cours d'eau et de la variabilité des paramètres physiques et des processus biogéochimiques, l'efficacité de ces milieux en ce qui a trait à l'atténuation des nitrates est en grande partie dépendante de ces divers facteurs. Il est évident que certains facteurs jouent un rôle plus important que d'autres. Par exemple, cette étude montre l'importance de la présence de la végétation sur la réduction des nitrates. Selon le type de la végétation (herbacée, arbustive ou rase), il y a une différence significative entre les performances des zones étudiées. Il y a aussi une influence significative des autres paramètres sur les concentrations en N-NO₃ du sol et de l'eau souterraine. De même, les conditions hydrodynamiques de ces milieux riverains ont un impact sur les flux massiques de nitrates.

5.3 Utilisation des zones riveraines pour le maintien de la qualité de l'eau

Les zones riveraines constituent des milieux de transition importants entre les nappes phréatiques et les eaux de surface. Comme observé dans cette étude, les écosystèmes naturels forment des zones tampons efficaces vis-à-vis de la rétention des nitrates en provenance des terres agricoles. En plus du processus important d'assimilation de ces contaminants par les plantes, les conditions existant fréquemment au niveau de ces zones hydromorphes (milieu anaérobie, taux de carbone organique élevé, apport en nitrates) peuvent favoriser le processus de dénitrification. En effet, comme mentionné précédemment, le rôle des écosystèmes riverains dans le maintien de la qualité des cours d'eau a été aussi mis en évidence par plusieurs auteurs (Karr et Schlosser, 1978; Lowrance et al., 1984a; Peterjohn et Correll, 1984; Jacobs et Gilliam, 1985; Lowrance et al., 1985; Rhodes et al., 1985; Schnabel, 1986; Licht et Schnoor, 1991; Sánchez-Pérez et al., 1991; Vellidis et al., 1992). D'autres études ont souligné que les zones riveraines végétales sont efficaces dans la réduction des nutriments et des sédiments, et dans la régularisation de la température du cours d'eau (Burton et Likens, 1973; Schlosser et Karr, 1981; Lowrance et al., 1983; Lowrance et al., 1984b; Clinnick, 1985; Platts et Rinne, 1985; Cooper et al., 1986; Dillaha et al., 1989; Lowrance et Pionke, 1989; Bren, 1993; Osborne et Kovacic, 1993). Au Québec, quelques études sur l'efficacité des milieux riverains ont porté sur la réduction des nutriments dans le ruissellement de surface et les problèmes d'érosion et de stabilisation des berges. Cette recherche-ci a contribué à évaluer la performance des zones riveraines pour l'atténuation des nitrates dans l'eau souterraine. D'autre part, en ce qui concerne la représentativité des sites étudiés dans la région d'étude sur les facteurs: sols, types de pente et systèmes de cultures (Laplante, 1963; Marcoux, 1966; Haidar et al., 1996); ceux-ci reflètent bien des conditions typiques qu'on peut trouver dans cette région de Québec.

La qualité des eaux des cours d'eau est ainsi en grande partie dépendante de celles des milieux riverains. En plus de cet aspect qualitatif des eaux, les zones riveraines grâce à leur végétation permettent une stabilité des berges des cours d'eau, le maintien de l'écoulement

de ces rivières, la diminution de l'impact des gros orages et des pics d'inondation, ainsi que la diversification et l'amélioration des habitats fauniques. En effet, les différentes composantes de ces milieux (sol, eau, faune, flore) sont interreliées les unes aux autres. Par ailleurs, cette activité importante des zones riveraines repose sur un équilibre fragile qu'il est nécessaire de protéger. Il faut mentionner que certaines pratiques et aménagements peuvent causer la dégradation des milieux riverains. Par exemple, en zone agricole il peut y avoir une surutilisation des zones riveraines pour le pâturage, l'élimination de la végétation native de ces milieux et son remplacement par des cultures ou d'autres couverts végétaux.

La protection et la restauration des zones riveraines des cours d'eau s'avèrent donc des mesures importantes et nécessaires à prendre en considération, parmi les autres interventions reliées à la diminution des impacts de la pollution diffuse d'origine agricole. À la lumière des résultats de cette étude, certaines recommandations peuvent être proposées:

- (1) Afin d'obtenir une largeur et une performance optimales des zones riveraines pour l'atténuation des nitrates dans l'eau souterraine et dans le ruissellement de surface, la combinaison des deux types de végétation herbacée et arbustive semble constituer un système efficace: les premiers mètres (2 à 3 m de la largeur de la zone riveraine à partir de la limite avec le champ avoisinant), constitués d'une végétation herbacée, peuvent jouer un rôle important dans l'atténuation du ruissellement de surface, le piégeage des sédiments et l'infiltration des eaux chargées en éléments chimiques; de plus ils peuvent permettre l'assimilation des nitrates et offrir une source de matière organique pour l'activité bactérienne responsable de la dénitrification généralement très active près de la limite avec le champ à cause des apports importants en N-NO₃. Les mètres suivants, constitués d'une végétation arbustive (3 à 4 m de largeur) peuvent favoriser une assimilation importante des nitrates de l'eau souterraine (par les racines profondes de ces plantes) et une bonne stabilité des rives du cours d'eau. Le choix de la largeur optimale incluant les deux types de végétation devra être fait en tenant compte de la pente du sol.

- (2) Il est important que la végétation utilisée soit constituée d'espèces natives ou adaptées à ces milieux riverains et de contrôler certaines espèces qui peuvent augmenter les apports d'azote au niveau de ces zones (légumineuses, aulnes).
- (3) Pour ne pas influencer la vitesse d'écoulement de l'eau au niveau du sol et afin que les processus d'atténuation des nitrates puissent être efficaces, il est important que le drainage de l'eau soit non perturbé (à son état naturel, c-à-d, sans avoir recours à la pratique d'un drainage artificiel).

Il est à mentionner qu'en ce qui concerne les futures recherches pour ces milieux riverains, celles-ci peuvent porter par exemple sur l'évaluation des flux par dénitrification-minéralisation permettant d'aider à établir le bilan azoté et aussi d'effectuer un suivi à plus long terme pour ce qui est de l'évolution de la végétation et des composantes du milieu riverain. De même, le rôle des zones riveraines en ce qui a trait à l'atténuation de certains autres types de contaminants d'origine agricole (exemples: le phosphore et les pesticides) peuvent faire l'objet d'études à venir pour ce qui est des conditions pédo-climatiques du Québec.

D'autre part, il faut ajouter que pour cette recherche-ci, on a étudié l'effet protecteur à l'aval des zones de cultures, c'est-à-dire le rôle important que peuvent jouer les milieux riverains vis-à-vis de l'atténuation de la contamination nitrée des eaux souterraines. Cette recherche de protection de ces zones devra être accompagnée par d'autres mesures, comme le cas de sensibilisation des agriculteurs à soigner leurs pratiques agricoles à l'amont (c'est-à-dire, au niveau des champs de cultures).

6. CONCLUSION GÉNÉRALE

Les activités agricoles peuvent causer la contamination des eaux souterraines et celles de surface par les nitrates et autres polluants. Vu l'importance de ces ressources en ce qui concerne l'approvisionnement en eau potable de la population et la diversification des écosystèmes, il est primordial de veiller à maintenir une bonne qualité de ces eaux. Parmi les interventions efficaces à ce niveau, l'utilisation des zones riveraines des cours d'eau dans des plans d'aménagement peut avoir une influence d'amélioration très significative concernant l'aspect qualitatif et quantitatif de l'eau, de même que pour diminuer les impacts de l'érosion et de la dégradation des rives. Du fait des échanges nappe-cours d'eau, les écosystèmes riverains peuvent atténuer la contamination par les nitrates provenant des eaux souterraines et qui peuvent affecter les eaux de surface. La recherche effectuée a permis d'étudier le rôle atténuateur des zones riveraines en ce qui concerne les apports en nitrates, pour les conditions pédo-climatiques du Québec. On a comparé la performance de milieux riverains de différents types de végétation pour des largeurs actuellement pratiquées et technico-économiquement acceptables par les agriculteurs, et qui sont avérées des largeurs suffisantes pour pouvoir quantifier l'efficacité de ces zones. Parmi les objectifs principaux de cette recherche, on a pu vérifier l'influence du type de végétation, de la largeur de la zone riveraine, ainsi que de certains paramètres physiques ou chimiques, sur l'atténuation des nitrates, de même que la distribution spatiale et temporelle de cette atténuation sur chacun des sites étudiés.

L'analyse des résultats obtenus au niveau de l'eau souterraine et du sol des neuf sites étudiés a permis de tirer diverses conclusions.

Les charges en nitrates dans les eaux souterraines et dans le sol des zones riveraines semblent fortement dépendantes des cultures pratiquées dans les champs avoisinants. Ces charges peuvent être atténuées lors de leur transfert dans l'eau souterraine et au cours de leur migration dans le sol au travers de la zone riveraine. Cette atténuation peut être

influencée, en terme de flux massique, par d'autres paramètres hydrodynamiques ou autres. La comparaison de la performance des neuf sites étudiés a montré que les zones à végétation herbacée ou arbustive permettent une atténuation efficace des nitrates. Par contre, celles à végétation rase (ou absente) montrent une certaine augmentation des concentrations en $N-NO_3$, pouvant être attribuée à l'infiltration dans ces zones des eaux de ruissellement en provenance du champ. L'atténuation est plus importante dans les cas où les concentrations à l'entrée de la zone riveraine sont élevées. Cette atténuation des milieux riverains est due au prélèvement par les plantes ou à la dénitrification, et semble donc dynamisée par l'importance des charges en nitrates.

Les résultats de l'analyse statistique pour les données d'eau souterraine ont montré l'existence d'une différence significative entre la performance des sites avec végétation et ceux à végétation rase (ou absente), de même qu'entre les zones à végétations herbacée et arbustive. Par contre, la comparaison des valeurs de performance entre les sites à végétation arbustive ne semblent pas présenter de différence significative, de même qu'entre ceux à végétation rase (sauf pour l'année 1997 entre deux sites). Entre les zones à végétation herbacée, la performance des sites diffère d'une façon plus significative. Les sites ayant une végétation herbacée ou arbustive sont plus efficaces à atténuer les concentrations en nitrates que ceux à végétation rase. D'autre part, les sites herbacés semblent plus performants que ceux arbustifs pour l'année 1995 et inversement pour 1997. La comparaison des concentrations de l'eau souterraine près de la limite avec la rivière a montré que ce sont les zones arbustives qui présentaient les plus faibles concentrations illustrant leur efficacité plus élevée à éliminer les $N-NO_3$ que les autres sites. En ce qui concerne la largeur de la zone riveraine, l'absence de différence significative entre la performance des sites de même type de végétation (surtout entre ceux arbustifs) et la faible variation de cette largeur entre ces sites, expliquent qu'elle ne présente pas beaucoup d'influence. L'analyse des résultats des paramètres mesurés pour l'eau souterraine a permis de confirmer l'influence significative des fluctuations de la profondeur du niveau piézométrique de la température et du pH sur les concentrations en nitrates. Le facteur le plus influent au niveau des zones riveraines est la variation de la profondeur de l'eau

souterraine, celui-ci a un impact sur les autres paramètres et sur les processus responsables de l'atténuation des nitrates tels que la dénitrification et l'assimilation par les plantes.

L'analyse statistique des résultats pour le sol a montré qu'il existe (comme pour l'eau souterraine) une différence significative entre la performance des zones avec végétation herbacée ou arbustive et celles à végétation rase (ou absente). Pour les trois profondeurs de sol (0-10, 20-30 et 60-70 cm) et pour les deux années de suivi (1995 et 1996), les sites à végétation développée sont plus efficaces pour atténuer les nitrates que ceux ayant une végétation rase. Il y a aussi une différence significative de performance entre les sites à végétation herbacée et arbustive au niveau des profondeurs 0-10 et 20-30 cm. La végétation herbacée est plus efficace à atténuer les concentrations en nitrates à ces profondeurs que celle arbustive. Les zones à végétation arbustive présentent une différence significative pour les trois profondeurs de sol pour l'année 1996. Cette différence d'efficacité entre les sites à végétation arbustive a pu être expliquée par l'influence de certains facteurs tels que la largeur de la zone riveraine, la pente du sol et la faible atténuation du ruissellement de surface par ce type de végétation. Les sites à végétation rase présentent aussi une différence significative de performance pour les profondeurs 0-10 et 20-30 cm au cours de l'année 1995. Les sites à végétation herbacée ne diffèrent pas de façon significative entre eux. Les sites à végétation arbustive et rase ne présentent pas beaucoup de différence d'atténuation des $N-NO_3$ au niveau du sol aux profondeurs 0-10 et 20-30 cm; cependant, pour celle de 60-70 cm, la végétation arbustive devient plus efficace, ce qui est dû au rôle des racines de ces plantes à assimiler les nitrates. En ce qui concerne les résultats des paramètres analysés au niveau du sol, le taux de matière organique et celui d'humidité influencent de façon significative l'évolution des concentrations en nitrates. Il y a une bonne corrélation entre ces deux paramètres pour les trois profondeurs du sol et pour les deux années de suivi. Ces corrélations qui existent entre ces paramètres et les variations des concentrations en $N-NO_3$ montrent bien leur influence significative sur les processus d'atténuation et plus particulièrement sur l'activité bactérienne qui joue un rôle important sur la dénitrification.

Les zones herbacées ou arbustives semblent ainsi des instruments d'aménagement efficaces en vue du maintien de la qualité des cours d'eau en ce qui a trait aux concentrations en nitrates contribuées par les eaux souterraines. Ceci est particulièrement important, puisque cette atténuation a été mise en évidence sur des sites du Québec pour lesquels les conditions pédo-climatiques ne sont pas les plus performantes en ce qui concerne les processus impliqués. Pour les climats plus tempérés, l'atténuation ne devrait être que plus performante. Afin de maximiser l'efficacité de ces zones tout en utilisant une largeur optimale, on recommande de combiner les deux types de végétation herbacée et arbustive. À la limite avec le champ une première zone de végétation herbacée de 2 à 3 m de largeur pourra jouer un rôle important dans l'atténuation du ruissellement de surface et l'infiltration de ces eaux, en plus de son efficacité dans l'élimination des nitrates grâce aux conditions favorables qui prévalent. La deuxième zone de végétation arbustive de 3 à 4 m de largeur permettra une bonne stabilité des rives du cours d'eau et l'assimilation des concentrations en nitrates de l'eau souterraine. La végétation utilisée pour ces aménagements devra être constituée d'espèces natives ou adaptées à ces milieux riverains, en tenant compte de ne pas favoriser celles qui peuvent augmenter les apports d'azote pour ces milieux (telles que aulnes ou légumineuses).

7. BIBLIOGRAPHIE

- Académie des Sciences, 1991. Pollution des nappes d'eau souterraine en France. Rapport no 29, Paris, 183 p.
- Altman S.J., et Parizek R.R., 1995. Dilution of nonpoint-source nitrate in groundwater. *J. Environ. Qual.*, 24: 707-718.
- Ambus P., et Lowrance R., 1991. Comparison of denitrification in two riparian soils. *Soil Sc. Soc. Am. J.*, 55: 994-997.
- Asmussen L.E., Sheridan J.M., et Booram Jr. C.V., 1979. Nutrient movement in streamflow from agricultural watersheds in the Georgia coastal plain. *Trans. ASAE*, 22(4): 809-821.
- Balasubramanian V., et Kanehiro Y., 1974. Adaptability of nitrate specific ion electrode for nitrate analysis in tropical soils. College of Tropical Agriculture, University of Hawaii, Departmental Paper 19, 16 p.
- Biswas N., et Warnock R. G., 1985. Nitrogen transformations and fate of other parameters in columnar denitrification. *Water Res.*, 19(8): 1065-1071.
- Bosch D.D., Hubbard R.K., West L.T., et Lowrance R.R., 1994. Subsurface flow patterns in a riparian buffer system. *Trans. ASAE*, 37(6): 1783-1790.
- Boies M., 1993. Système d'information géographique et modélisation de la qualité de l'eau en milieu agricole. Mémoire de Maîtrise, Université Laval, 90 p.
- Boucher I., 1991. Effets des systèmes de gestion des sols sur la dynamique des nitrates. Mémoire de Maîtrise, Université Laval, 78 p.
- Bren L.J., 1993. Riparian zone, stream, and floodplain issues: a review. *Journal of Hydrology*, 150: 277-299.
- Burton T. M., et Likens G. E., 1973. The effect of strip-cutting on stream temperatures in the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. *BioScience*, 23(7): 433-435.
- Castany G., 1963. *Traité des eaux souterraines*. Dunod, Paris, 657 p.

- Chalamet A., 1985. Effets of environmental factors on denitrification. In: *Denitrification in the nitrogen cycle*, édité par Golterman H. L., Plenum Press, New York et London, pp. 7-29.
- Chapdelaine M.C., 1992. Contamination des eaux souterraines par les nitrates. Mémoire de Maîtrise, Université du Québec (INRS-Eau), 81 p.
- Chappel N.A., Ternan J.L., Williams A.G., et Reynolds B., 1990. Preliminary analysis of water and solute movement beneath a coniferous hillslope in Mid-Wales, U.K. *Journal of Hydrology*, 116: 201-215.
- Clinnick P. F., 1985. Buffer strip management in forest operations: a review. *Australian Forestry*, 48(1): 34-45.
- Cole-Parmer Instrument Company, 1994. Operating instructions, Cole-Parmer® 27502-30 and 31, Nitrate electrode. Niles, Illinois 60714, 12p (+ annexe).
- Collin J., 1996. Dispositifs expérimentaux. Université Laval, Québec, Canada.
- Cooper A.B., 1990. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. *Hydrobiologia*, 202: 13-26.
- Cooper J.R., Gilliam J.W., et Jacobs T.C., 1986. Riparian areas as a control of nonpoint pollutants. In: *Watershed research perspectives*, édité par Correll D.C., Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 166-192.
- Covington A. K., 1979. Ion-selective electrode methodology, volume II. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, ? p.
- Davidson E.A., et Swank W.T., 1990. Nitrous oxide dissolved in soil solution: An insignificant pathway of nitrogen loss from a southeastern hardwood forest. *Water Resources Research*, 26(7): 1687-1690.
- Dillaha T.A., Reneau R.B., Mostaghimi S., et Lee D., 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Trans. ASAE*, 32(2): 513-519.
- Edwards A.M.C., McDonald A.T., et Petch J.R., 1975. The use of electrode instrumentation for water analysis. *British Geomorphological Research Group, Technical Bulletin 15*, 39 p.
- Egboka B.C.E., 1984. Nitrate contamination of shallow groundwaters in Ontario, Canada. *The Science of the Total Environment*, 35: 53-70.
- Elmore W., et Beschta R., 1987. Riparian areas: Perceptions in management. *Rangelands*, 9(6): 260-265.

- Environnement Canada, et Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1997. La pollution diffuse agricole: l'urgence d'une approche globale. Dans: le fleuve, bulletin d'information, Saint-Laurent Vision 2000, 7(2): 7-8.
- Foster S. S. D., Cripps A. C., et Smith-Carington A., 1982. Nitrate leaching to groundwater. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, 296: 477-489.
- Freeze R.A., et Cherry J.A., 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 604 p.
- Freund R.J., et Littell R.C., 1981. *SAS for linear models: A guide to the ANOVA and GLM procedures*. SAS Institute Inc., 231 p.
- Gilliam J.W., 1994. Riparian wetlands and water quality. *J. Environ Qual.*, 23: 896-900.
- Giroux M., 1988. La pollution diffuse par les nitrates. *Agrosol*, 1(1): 35-39.
- Global Water GENEQ inc., 1975. *The global flow probe*. Montréal, 7 p.
- Goodroad L. L., et Shuman L. M., 1990. Nitrate-N determination in soils using coated wire electrodes. *Commun. in Soil Sci. Plant Anal.*, 21 (13-16): 1559-1567.
- Gouin D., 1974. Influence de l'inondation d'un sol sur les bactéries telluriques actives dans le cycle de l'azote. *Mémoire de Maîtrise*, Université du Québec (INRS-Eau), 163 p.
- Goulet M., 1992. Effets des pratiques culturales et de la dose d'azote sur le mouvement des nitrates dans le profil d'un loam sablo-graveleux cultivé en pomme de terre. *Mémoire de Maîtrise*, Université Laval, 88 p.
- Groffman P. T., Gold A. J., et Simmons R. C., 1992. Nitrate dynamics in riparian forests: Microbial studies. *J. Environ. Qual.*, 21: 666-671.
- Groffman P.M., Howard G., Gold A.J., et Nelson W.M., 1996. Microbial nitrate processing in shallow groundwater in a riparian forest. *J. Environ. Qual.*, 25: 1309-1316
- Haidar Abdin, Cluis Daniel, et Quentin Emmanuelle, 1996. Apport de la géomatique pour localiser les zones à risque de pollution du Loiret et de la rivière Boyer. *Rapport de recherche No R-450*, Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau), 106 p.
- Hanson G.C., Groffman P.M., et Gold A.J., 1994a. Denitrification in riparian wetlands receiving high and low groundwater nitrate inputs. *J. Environ. Qual.*, 23: 917-922.

- Hanson G.C., Groffman P.M., et Gold A.J., 1994b. Symptoms of nitrogen saturation in a riparian wetland. *Ecological Applications*, édité par Ecological Society of America, 4(4): 750-756.
- Hartz T. K., Smith R. F., LeStrange M., et Schulbach K. F., 1993. On-farm monitoring of soil and crop nitrogen status by nitrate-selective electrode. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 24(19-20): 2607-2615.
- Harvey J. W., et Bencala K. E., 1993. The Effect of streambed topography on surface-subsurface water exchange in mountain catchments. *Water Resources Research*, 29(1): 89-98.
- Haycock N.E., et Pinay G., 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and polar vegetated riparian buffer strips during the winter. *J. Environ. Quality* Vol. 22(2): 273- 278.
- Heathwaite A.L., Burt T.P., et Trudgill S.T., 1993. Overview: The nitrate issue. *In: Nitrate: Processes, patterns and mangement*, édité par Burt T.P., Heathwaite A.L., et Trudgill S.T.; John Wiley and Sons Ltd, pp. 3-21.
- Hénin S., 1989. Les problèmes de pollution par les nitrates: interprétations actuelles des observations réalisées de 1931 à 1949 sur les cases lysimétriques mises en place à Versailles par A. Demelon. *C.R. Acad. Agric. Fr.*, 8: 79-85.
- Hill A.R., 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. *J. Environ. Qual.*, 25: 743-755.
- Hubbard R.K., et Lowrance R.R., 1994. Riparian forest buffer system research at the coastal plain experiment station, Tifton, GA. *Water, Air and Soil pollution*, 77: 409-432.
- Hubbard R.K., et Lowrance R.R., 1996. Solute transport and filtering through a riparian forest. *Trans. ASAE*, 39(2): 477-488.
- Hubbard R.K., et Sheridan J.M., 1983. Water and nitrate-nitrogen losses from a small, upland, coastal plain watershed. *J. Environ. Qual.*, 12(2):291-295.
- Hulanicki A., Lewandowski R., et Maj M., 1974. Determination of nitrate in water with a new construction of ion-selective electrode. *Analytica Chimica Acta*, 69: 409-414.
- Jackson W.A., Asmussen L.E., Hauser E.W., et White A.W., 1973. Nitrate in Surface and Subsurface Flow from a Small Agricultural Watershed. *J. Environ. Quality*, Vol. 2, No. 4, pp. 480-482.
- Jacobs T.C., et Gilliam J.W., 1985. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *J. Environ. Qual.*, 14(4): 472-478.

- Jordan T.E., Correll D.L., et Weller D.E., 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. *J. Environ. Qual.*, 22: 467-473.
- Karr J. R., et Schlosser I. J., 1978. Water Resources and the land-water interface. *Science*, 201: 229-234.
- Kauark Leite L.A., 1990. Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Thèse de doctorat, École Nationale des Ponts et Chaussées, France, 342 p (+ annexes).
- Keeney D. R., et Nelson D. W., 1982. Nitrogen-inorganic forms. In: *Methods of soil analysis, Part 2 Chemical and Microbiological Properties-Agronomy Monograph* (2e édition), ASA-SSSA., 9: 643-698.
- Keeney D. R., Byrnes B. H., et Genson J. J., 1970. Determination of nitrate in waters with the nitrate-selective ion electrode. *Analyst*, 95: 383-386.
- Labchir R., et Banton O., 1997. Atténuation des concentrations en nitrates lors de l'échange nappe-rivière: Rôle des rives des cours d'eau au Québec. Article soumis à la revue *Hydrogéologie*.
- Laforge H., et Hardy J., 1986. Plans d'expériences "avec supplément" fondements mathématiques et applications du progiciel SAS. Librairie des P.U.L., Université Laval, 304 p.
- Landreau A., Mariotti A., et Simon B., 1988. La dénitrification naturelle dans les eaux souterraines. *Hydrogéologie*, 1: 35-43.
- Laplante L., 1963. Étude pédologique du comté de Lévis. Ministère de l'Agriculture et de la Colonisation du Québec, bulletin technique no 10, 86 p (+ carte).
- Larocque M., 1992. Identification des paramètres du cycle de l'azote qui conditionnent la fiabilité d'un modèle simulant le lessivage des nitrates. Mémoire de Maîtrise, Université du Québec (INRS-Eau), 120 p.
- Lavoie S., Nolin M.C., et Sasseville J.L., 1995. Pollution issue de l'épandage d'engrais de ferme sur les terres agricoles: causes et processus. *Agrosol*, 8(1): 43-50.
- LeBlanc D.R., Garabedian S.P., Hess K.M., Gelhar L.W., Quadri R.D., Stollenwerk K.G., et Wood W.W., 1991. Large-scale natural gradient tracer test in sand and gravel, Cape Cod, Massachusetts; 1. Experimental design and observed tracer movement. *Water Resources Research*, 27(5): 895-910.

- Li S., et Smith K.A., 1985. The rapide determination of nitrate at low concentration in soil extracts: comparison of ion-selective electrode with continuous-flow analysis. *Commun. in Soil Sci. Plant Anal.*, 15(12): 1437-1451.
- Licht L.A., et Schnoor J.L., 1991. Impact of poplar tree buffers on riparian ecosystems. International Summer Meeting, American Society of Agricultural Engineers, Albuquerque Convention Center, pp. 1-20.
- Little T.M., et Hills F.J., 1978. *Agricultural experimentation: Design and analysis*. John Wiley & Sons, 350 p.
- Lowrance R., 1992. Groundwater nitrate and denitrification in a coastal plain riparian forest. *J. Environ. Qual.*, 21: 401-405.
- Lowrance R.R., et Pionke H.B., 1989. Transformations and movement of nitrate in aquifer systems. In "Nitrogen management and ground water protection", Follett R.F. (éd.). USDA-ARS, U.S.A., pp. 373-392.
- Lowrance R., et Leonard R. A., 1988. Streamflow nutrient dynamics on coastal plain watersheds. *J. Environ. Qual.*, 17(4): 734-740.
- Lowrance R., Leonard R., et Sheridan J., 1985. Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution. *Journal of Soil and Water Conservation*, 40(1): 87-91.
- Lowrance R.R., Todd R.L., et Asmussen L.E., 1984a. Nutrient cycling in an agricultural watershed: I. Phreatic movement. *J. Environ. Qual.*, 13(1): 22-27.
- Lowrance R., Todd R., Fail J. Jr, Hendrickson O. Jr, Leonard R., et Asmussen L., 1984b. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience*, 34(6): 374-377.
- Lowrance R. R., Todd R. L., et Asmussen L. E., 1984c. Nutrient cycling in an agricultural watershed: ii. Streamflow and artificial drainage. *J. Environ. Qual.*, 13(1): 27-32.
- Lowrance R.R., Todd R.L., et Asmussen L.E., 1983. Waterborne nutrient budgets for the riparian zone of an agricultural watershed. *Agric. Ecosystems Environ.*, 10: 371-384.
- MAPAQ (Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec), 1992. *La protection des rives en milieu agricole*. 26 p.
- MAPAQ (Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec), 1993. *Programme d'aide à l'innovation technologique en conservation du sol agricole et de l'eau*. 24 p.

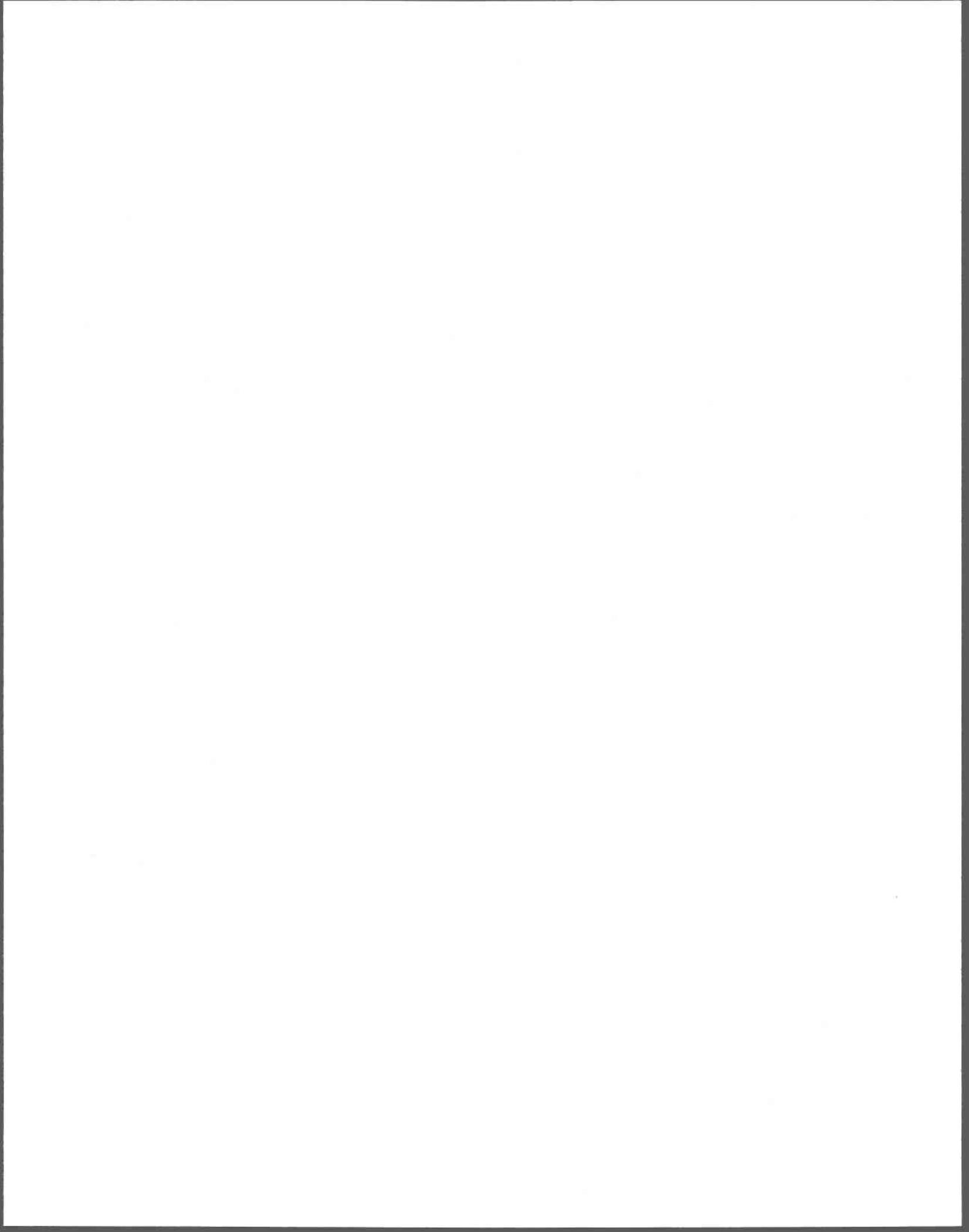
- Marcoux R., 1966. Étude pédologique des comtés de Bellechasse et de Montmagny. Ministère de l'Agriculture et de la Colonisation du Québec, bulletin technique no 10, 86 p (+ carte).
- Mariotti A., 1986. La dénitrification dans les eaux souterraines, principes et méthodes de son identification: Une revue. *Journal of Hydrology*, 88:1-23.
- Martin G., 1979. Le problème de l'azote dans les eaux. Paris, 279 p.
- Mills H. A., 1980. Nitrogen specific ion electrodes for soil, plant, and water analysis. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, 63(4): 797-801.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1990. Guide des méthodes de conservation et d'analyse des échantillons d'eau et de sol. Direction des laboratoires, 93 p.
- Moody G. J., et Thomas, J. D. R., 1978. Application of ion-selective electrodes. *In: Ion-selective electrodes in analytical chemistry*, édité par Freiser H., Plenum Press, New York et London, 1: 339-416.
- Montgomery E., Coyne M.S., et Thomas G.W., 1997. Denitrification can cause variable NO_3^- concentrations in shallow groundwater. *Soil Science*, 162(2): 148-156.
- Myrold D.D., et Tiedje J.M., 1985. Establishment of denitrification capacity in soil: effects of carbon, nitrate and moisture. *Soil Biol. Biochem.*, 17(6): 819-822.
- Nelson W.M., Gold A.J., et Groffman P.M., 1995. Spatial and temporal variation in groundwater nitrate removal in a riparian forest. *J. Environ. Qual.*, 24: 691-699.
- O'Neil G.J., et Gordon A.M., 1994. The nitrogen filtering capability of Carolina poplar in an artificial riparian zone. *J. Environ. Qual.*, 23: 1218-1223.
- Omernik J.M., Abernathy A.R., et Male L.M., 1981. Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams: some relationships. *Journal of Soil and Water Conservation*, pp. 227-231.
- Onken A. B., Hargrove R. S., Wendt C. W., et Wilke O. C., 1975. The use of a specific ion electrode for determination of bromide in soils. *Soil Sc. Soc. Amer. Proc.*, 39: 1223-1225.
- Orion Research, Inc., 1992. Benchtop pH/ISE meter instruction manual. Part no 216613-001 REV. A, 95 p.
- Orion Research, Incorporated, 1991. Model 94-35 and 94-53, halide electrodes, instruction manual. Boston, 29 p.

- Osborne L.L., et Kovacic D.A., 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29: 243-258.
- Owens L. B., et Edwards W. M., 1992. Long-term groundwater quality changes from a one-time surface bromide application. *J. Environ. Qual.*, 21: 406-410.
- Paul E. A., et Clark F. E., 1989. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, Inc., San Diego, California, 275 p.
- Peterjohn W., et Correll D.L., 1984. Nutrient dynamics in agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65(5): 1466-1475.
- Pfenning K.S., et McMahon P.B., 1996. Effect of nitrate, organic carbon, and temperature on potential denitrification rates in nitrate-rich riverbed sediments. *Journal of Hydrology*, 187: 283-295.
- Phillips J. D., 1989. Nonpoint source pollution control effectiveness of riparian forests along a coastal plain river. *Journal of Hydrology*, 110: 221-237.
- Pinay G., Roques L., et Fabre A., 1993. Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. *Journal of Applied Ecology*, 30: 581-591.
- Pinay G., et 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., 1986. Relations sol-nappe dans les bois riverains de la Garonne: Étude de la dénitrification. thèse de doctorat, Université Claude Bernard - Lyon I, France, 200 p.
- Pionke H. B., Hoover J. R., Schnabel R. R., Gburek W. J., Urban J. B., et Rogowski A. S., 1988. Chemical-hydrologic interactions in the near-stream zone. *Water Resources Research*, 24(7): 1101-1110.
- Pionke H. B., et Urban, J. B., 1985. Effect of agricultural land use on ground-water quality in a small pennsylvania watershed. *Ground Water*, 23(1): 68-80.
- Platts W. S., et Rinne J N., 1985. Riparian and stream enhancement mangement and research in the rocky mountains. *North American Journal of Fisheries Management*, 5: 115-125.
- Power J.F., et Schepers J.S., 1989. Nitrate contamination of groundwater in North America. agriculture. *Ecosystems and Environment*, 26: 165-187.

- Prat M., 1982. Simulation numérique du transport de produits réactifs dans les sols: Cas de l'azote dans les relations bassin versant rivière. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse, 309 p.
- Rhodes J., Skau C.M., Grenlee D., et Brown D.L., 1985. Quantification of nitrate uptake by riparian forests and wetlands in an undisturbed headwaters watershed. *In.*: Riparian ecosystems and their management: Reconciling conflicting uses. First North American Riparian Conference, USDA forest Service, General Technical Report RM-120, pp. 175-179.
- Ritter W.F., 1988. Reducing impacts of nonpoint source pollution from agriculture: A review. *J. Environ. Sci. Health*, A23(7): 645-667.
- Ritter W. F., 1986. La pollution diffuse: sources, impacts sur l'agriculture et perspectives. Traduit par Lagacé R. et St-Yves A., *In.*: La pollution diffuse et la protection de l'environnement, édité par Lagacé R., 13e Colloque de Génie Rural, Université Laval, pp.3-20.
- Sadeghi A. M., et Kunishi H. M., 1991. Simulation of one-dimensional nitrate transport through soil and contaminant nitrate diminution. *Soil Science*, 152(5): 333-339.
- Sánchez-Pérez J.M., Trémolières M., Schnitzler A., et Carbiener R., 1991. Évolution de la qualité physicochimique 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.
- SAS Institute Inc., 1985. SAS® user's guide: Statistics. Cary, NC., 956 p.
- Schlosser I.J., et Karr J.R., 1981. Riparian vegetation and channel morphology impact on spatial patterns of water quality in agricultural watersheds. *Environmental Management*, 5(3): 233-243.
- Schnabel R.R., 1986. Nitrate concentrations in a small stream as affected by chemical and hydrologic interactions in the riparian zone. *In.*: Watershed Research perspectives, édité par Correll D.L., Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 263-282.
- Simard M., 1996. Impact des pratiques culturales du maïs sur la dynamique de l'eau et de l'azote dans le sol. Mémoire de maîtrise, Université du Québec (INRS-Eau), 104 p.
- Simeonov V., 1980. Critical considerations on the practical application of Orion ion-selective electrodes to sea and other natural water samples. *Fresenius Z. Anal. Chem.*, 301: 290-293.
- Simmons R. C., Gold A. J., et Groffman P. M., 1992. Nitrate dynamics in riparian forests: Groundwater studies. *J. Environ. Qual.*, 21: 659-665.

- Soares M. I. M., Belkin S., et Abeliovich A., 1988. Biological groundwater denitrification: laboratory studies. *Wat. Sc. Tech.*, 21(3): 189-195.
- Spalding R. F., et Exner M. E., 1993. Occurrence of nitrate in groundwater-A review. *J. Environ. Qual.*, 22: 392-402.
- Stanford G., Vander Pol R. A., et Dzienia S., 1975. Denitrification rates in relation to total and extractable soil carbon. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 39: 284-289.
- Steel R.G.D., et Torries J.H., 1960. Principles and procedure of statistics. 481 p.
- Stevenson F. J., 1982. Origin and distribution of nitrogen in soil. *In: Nitrogen in agricultural soils, ASA-CSSA-SSSA, Agronomy Monograph*, 22: 1-42.
- St-Yves A., Ferland J., et Thibeault H., 1986. La protection riveraine des cours d'eau. *In: La pollution diffuse et la protection de l'environnement*, édité par Lagacé R., 13e Colloque de Génie Rural, Université Laval, pp.23-48.
- Teissier E., Jung G., et Bariteau M., 1984. Alder-Frankia interaction and alder poplar association for biomass production. *Plant and Soil*, 78: 235-243.
- Terry R. E., et Tate III R. L., 1980. Denitrification as a pathway for nitrate removal from organic soils. *Soil science*, 21(3): 162-166.
- Therrien M., 1986. La stabilisation des berges au moyen de graminées et d'arbustes: exemple de la rivière Filkars, MRC Lotbinière. MAPAQ, 10 p.
- Trépanier L., 1992. Évaluation de l'applicabilité d'un modèle mathématique simulant le devenir des nitrates dans les eaux souterraines agricoles. Mémoire de Maîtrise, Université du Québec (INRS-Eau), 176 p.
- Vellidis G., Lowrance R.R., Smith M.C., Hubbard R.K., et Thomas D.L., 1992. Fate and transport of pesticides and nutrients in managed and restored riparian forest wetlands. *In: Research in porous media flow: the University of Georgia, International Winter Meeting, American Society of Agricultural Engineers, Nashville Convention Center*, pp. 6-7.
- Vézina L., 1994. L'engazonnement des berges de cours d'eau agricoles et ses effets de mitigation sur l'établissement des adventices et l'érosion hydrique. *Agrosol*, 7(1): 11-19.
- Vinten A.J.A., et Smith K.A., 1993. Nitrogen cycling in agricultural soils. *In: Nitrate: Processes, patterns and management*. Édité par Burt T.P., Heathwaite A.L., et Trudgill S.T., John Wiley & Sons Ltd, pp. 166-192.

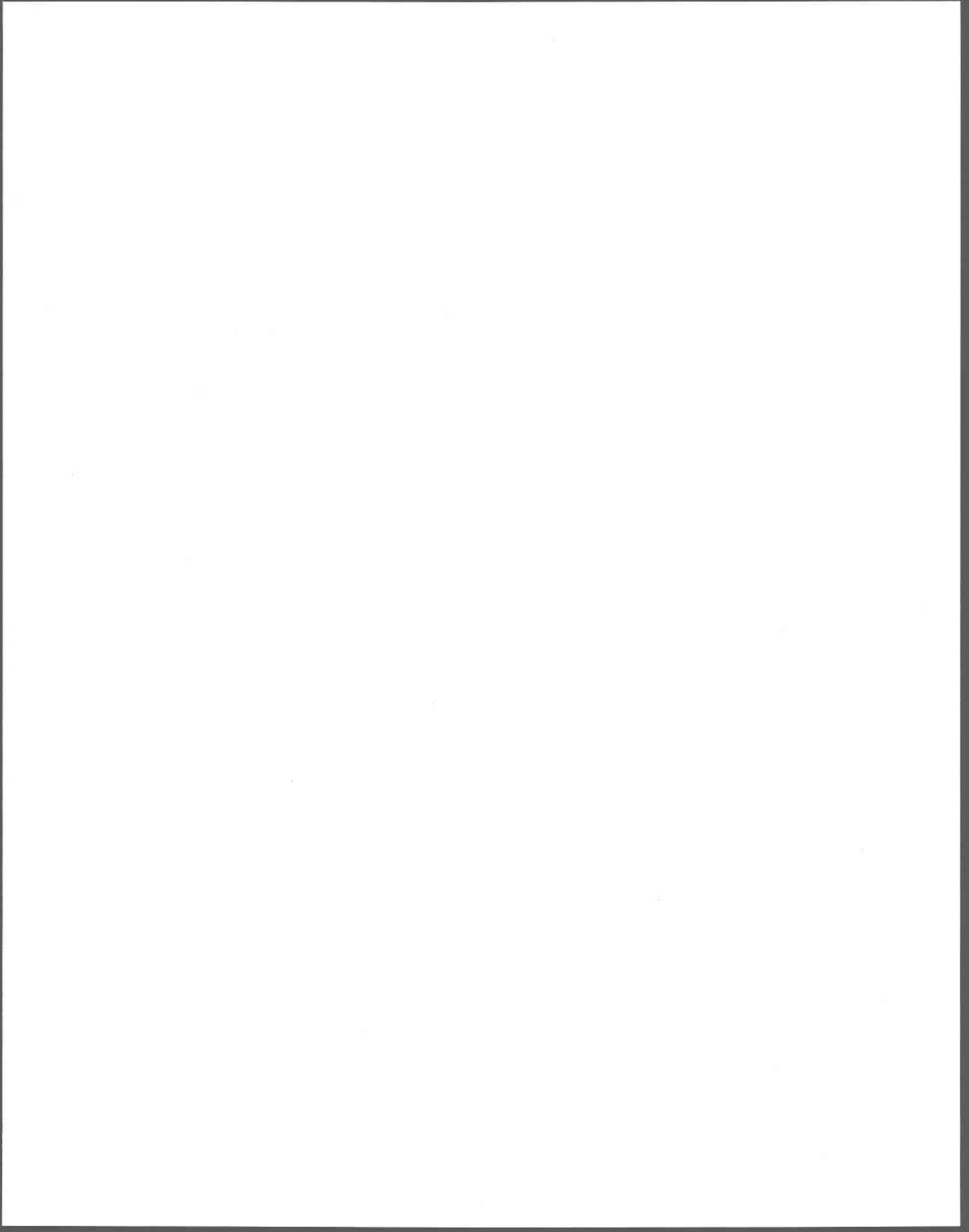
- Volz M.G., Belser L.W., Ardakani M.S., et McLaren A.D., 1975. Nitrate reduction and associated microbial populations in a ponded hanford sandy loam. *J. Environ. Qual.*, 4(1): 99-102.
- Weil R.R., Weismiller R.A., et Turner R.S., 1990. Nitrate contamination of groundwater under irrigated coastal plain soils. *J. Environ. Qual.*, 19: 441-448.
- Yeakley J.A., Meyer J.L., et Swank W.T., 1994. Hillslope nutrient flux during near-stream vegetation removal: I. A multi-scaled modeling design. *Water, Air and Soil Pollution*, 77: 229-246.
- Zavitkovski J., et Newton M., 1968. Effect of organic matter and combined nitrogen on nodulation and nitrogen fixation in red alder. *In.*: *Biology of alder*, édité par Trappe J.M., Franklin J.F., Tarrant R.F., et Hansen G.M., Pacific northwest forest and range experiment station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Portland, Oregon, pp. 209-223.
- Zilliox L., Schenck C., Kobus H., et Huwe B., 1990. Pollution par les nitrates : quels remèdes?. *Supplément, Recherche*, 227:18-21.



8. ANNEXES

Annexe A

Paramètres physiques du sol des différents sites étudiés.



Annexe A1

Conductivité hydraulique (K)

(valeurs x 10⁻³ en cm/s)

(a)	localisation	profondeur (cm)	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
1	"Champ/Zone"	(0-10)	2,10	3,83	1,24	0,50	2,48	7,31	5,23	1,25	7,34
		(20-30)	0,07	0,98	6,98	0,65	0,52	0,21	2,18	8,13	10,50
		(60-70)	0,13	0,15	3,29	0,01	1,99	0,01	0,93	0,04	3,14
2	"Zone"	(0-10)	0,26	26,30	2,33	3,50	1,92	1,35	0,36	19,30	3,06
		(20-30)	0,33	1,59	0,41	2,24	1,76	43,90	0,82	0,07	0,82
		(60-70)	3,30	0,40	0,43	5,35	3,05	0,01	0,02	0,58	0,88
3	"Zone/Rivière"	(0-10)	9,92	4,18	11,00	0,06	0,04	4,98	0,15	9,27	11,40
		(20-30)	16,81	21,20	2,69	3,64	2,94	0,11	0,01	2,57	6,18
		(60-70)	0,20	0,25	1,68	3,26	0,67	0,01	0,01	1,83	2,72
4	"Champ/Zone"	(0-10)	1,06	2,75	0,62	4,94	8,05	6,15	6,24	8,00	3,32
		(20-30)	0,31	2,68	2,56	174,00	3,26	19,50	5,77	0,21	7,50
		(60-70)	0,02	36,60	2,21	0,74	0,74	0,01	0,01	3,39	0,02
5	"Zone"	(0-10)	8,25	9,08	10,40	28,80	12,10	0,62	1,38	2,80	2,80
		(20-30)	0,28	1,77	2,63	11,20	6,12	5,08	0,02	4,36	0,27
		(60-70)	0,01	0,02	5,70	7,38	0,05	2,11	5,80	0,27	2,11
6	"Zone/Rivière"	(0-10)	12,40	0,03	1,32	4,48	3,68	2,93	3,04	6,60	0,70
		(20-30)	4,44	0,03	0,31	3,40	0,25	0,07	0,03	0,70	0,70
		(60-70)	3,58	0,60	0,03	0,01	0,07	0,04	1,60	0,06	0,06

N.B.: pour le site A-3 la localisation "Champ/Zone" correspond à 1 et 3, et celle "Zone/Rivière" correspond à 2 et 4. Il n'y a pas de localisations "Zone".

Conductivité hydraulique (suite)

(b)	(x 10 ⁻³ en cm/s) (moyenne)	profondeur (cm)	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
Champ/Zone (1+4)/2	limite	(0-10)	1,58	3,29	0,93	2,72	5,27	6,73	5,74	4,63	9,37
		(20-30)	0,19	1,83	4,77	87,33	1,89	9,85	1,19	7,82	8,34
		(60-70)	0,08	18,37	2,75	0,01	1,36	2,89	0,47	1,71	2,93
Zone (2+5)/2	Zone	(0-10)	4,25	17,69	6,37	16,15	7,01	0,98	0,87	11,05	3,19
		(20-30)	0,30	1,68	1,52	6,72	3,94	24,49	0,42	2,21	3,29
		(60-70)	1,66	0,21	3,06	6,37	1,55	1,06	2,91	0,43	0,45
Zone-Rivière (3+6)/2	Zone-Rivière	(0-10)	11,16	2,10	6,16	2,27	1,86	3,96	1,59	7,94	0,45
		(20-30)	10,63	10,62	1,50	3,52	1,60	0,09	0,02	1,63	0,94
		(60-70)	1,89	0,42	0,85	1,64	0,37	0,03	0,80	0,94	0,94

N.B.: pour le site A-3 la moyenne est (1+3)/2 pour la limite "Champ/Zone", et (2+4)/2 pour la limite "Zone-Rivière".

(c)	valeurs (x 10 ⁻³ en cm/s)	profondeur (cm)	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
moyenne	moyenne	(0-10)	5,66	7,69	4,48	7,05	4,71	3,89	2,73	7,87	6,28
		(20-30)	3,71	4,71	2,60	32,52	2,48	11,48	3,89	0,54	3,89
		(60-70)	1,21	6,34	2,22	2,67	1,09	1,32	1,40	1,03	1,69

(d)	valeurs (x 10 ⁻³ en cm/s) moyenne	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
moyenne	moyenne	3,53	6,25	3,10	14,08	2,76	5,56	1,56	4,26	4,60

Annexe A2

Porosité (n)
(valeurs en %)

(a)

localisation	profondeur (cm)	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
1 "Champ/Zone"	(0-10)	44,51	53,17	50,73	53,39	49,39	52,79	66,59	47,11	48,28
	(20-30)	51,71	50,53	51,83	41,99	45,48	39,97	44,07	42,37	46,62
	(60-70)	56,17	53,17	45,62	39,20	41,87	35,92	48,71	41,61	47,95
2 "Zone"	(0-10)	48,78	61,41	51,98	54,78	40,77	39,80	43,54	57,05	58,42
	(20-30)	50,89	58,78	42,24	46,79	44,26	41,60	54,43	44,48	49,59
	(60-70)	46,39	51,73	36,14	50,52	43,81	31,46	52,37	40,09	44,81
3 "Zone/Rivière"	(0-10)	58,95	54,50	46,59	51,94	45,52	41,60	46,77	62,61	46,71
	(20-30)	62,33	42,27	51,21	52,45	45,94	40,58	37,94	44,64	46,08
	(60-70)	54,05	33,66	48,33	30,11	40,22	31,73	31,16	45,44	44,24
4 "Champ/Zone"	(0-10)	46,91	47,48	55,17	48,78	50,86	51,65	57,62	50,73	59,95
	(20-30)	46,71	47,43	53,86	34,47	56,10	54,03	58,42	56,28	44,33
	(60-70)	46,78	41,79	43,54	43,71	40,37	37,54	51,38	49,90	41,92
5 "Zone"	(0-10)	53,96	58,36	49,15	46,61	53,91	44,73	49,48	59,27	
	(20-30)	45,18	46,49	48,19	48,09	45,70	34,77	53,55	65,33	
	(60-70)	39,86	46,34	40,34	38,00	39,74	33,00	51,27	46,96	
6 "Zone/Rivière"	(0-10)	62,96	53,26	46,38	46,52	76,69	38,48	51,67	45,56	
	(20-30)	46,73	41,39	43,36	53,25	46,09	36,43	54,90	39,10	
	(60-70)	43,88	34,55	39,62	30,99	33,41	30,23	59,19	29,76	

N.B.: pour le site A-3 la localisation "Champ/Zone" correspond à 1 et 3, et celle "Zone/Rivière" correspond à 2 et 4. Il n'y a pas de localisations "Zone".

Porosité (suite)

(b)

(en %)	profondeur (cm)	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
limite Champ-Zone (1+4)/2	(0-10)	45,71	50,33	52,95	51,09	50,13	52,22	62,11	48,92	47,50
	(20-30)	49,21	48,98	52,85	38,23	50,79	47,00	51,25	49,33	46,35
	(60-70)	51,48	47,48	44,58	41,46	41,12	36,73	50,05	45,76	46,10
Zone (2+5)/2	(0-10)	51,37	59,99	50,57	50,70	47,34	42,27	46,51	58,16	59,19
	(20-30)	48,04	52,04	45,22	47,44	44,98	38,19	53,99	54,91	46,96
	(60-70)	43,13	49,04	38,24	44,26	41,78	32,23	51,82	43,53	43,37
Zone-Rivière (3+6)/2	(0-10)	60,96	53,88	46,49	49,23	61,11	40,04	49,22	54,09	
	(20-30)	54,53	41,83	47,29	52,85	46,02	38,51	46,42	41,87	
	(60-70)	48,97	34,11	43,58	30,55	36,82	30,98	45,18	37,60	

N.B.: pour le site A-3 la moyenne est (1+3)/2 pour la limite "Champ-Zone", et (2+4)/2 pour la limite "Zone-Rivière".

(c)

valeurs (en %)	profondeur (cm)	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
moyenne	(0-10)	52,68	54,73	50,00	50,34	52,86	44,84	52,61	53,72	53,34
	(20-30)	50,59	47,82	48,45	46,17	47,26	41,23	50,55	48,70	46,66
	(60-70)	47,86	43,54	42,27	38,76	39,90	33,31	49,01	42,29	44,73

(d)

valeurs (en %)	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
moyenne	50,38	48,70	46,90	45,09	46,67	39,80	50,73	48,24	48,24

Annexe A3
Porosité efficace (ne)
(valeurs en %)

(a)

localisation	profondeur (cm)	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
1 "Champ/Zone"	(0-10)	2,39	5,10	4,92	5,29	4,27	7,26	4,95	2,82	4,83
	(20-30)	2,53	4,82	5,18	4,17	4,91	4,16	4,78	4,76	5,77
	(60-70)	3,64	6,11	4,79	3,32	4,00	5,60	3,81	4,77	7,99
2 "Zone"	(0-10)	2,42	8,14	4,01	4,45	4,08	5,41	3,73	3,99	6,27
	(20-30)	3,01	2,94	3,89	4,73	5,47	7,75	3,92	3,93	5,74
	(60-70)	2,43	6,24	4,40	4,65	4,72	4,47	3,48	4,56	4,40
3 "Zone/Rivière"	(0-10)	3,95	2,87	4,59	3,30	4,36	4,31	2,84	3,38	4,53
	(20-30)	4,98	9,43	7,93	3,97	4,26	5,11	2,74	3,94	4,84
	(60-70)	2,18	8,09	5,41	3,39	5,66	6,67	3,50	9,29	5,09
4 "Champ/Zone"	(0-10)	4,08	7,59	3,20	4,07	3,82	4,23	3,98	3,23	3,87
	(20-30)	3,16	4,43	10,43	12,32	4,28	13,63	2,48	4,70	6,30
	(60-70)	1,93	10,34	7,00	2,33	5,67	8,56	2,12	6,69	3,40
5 "Zone"	(0-10)	3,83	4,35	5,31	9,06	6,27	7,13	2,20	4,34	
	(20-30)	4,64	4,64	5,29	4,78	5,70	3,68	2,69	6,90	
	(60-70)	2,48	3,91	7,19	4,27	4,84	6,19	3,33	4,41	
6 "Zone/Rivière"	(0-10)	3,06	4,83	4,72	4,40	4,66	9,85	3,86	5,55	
	(20-30)	1,76	4,28	5,48	3,71	4,88	5,14	3,49	3,96	
	(60-70)	4,57	7,48	3,19	4,72	3,26	4,97	4,34	3,25	

N.B.: pour le site A-3 la localisation "Champ/Zone" correspond à 1 et 3, et celle "Zone/Rivière" correspond à 2 et 4. Il n'y a pas de localisations "Zone".

Porosité efficace (suite)

(b)

(en %)	profondeur (cm)	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
limite	(0-10)	3,24	6,35	4,06	4,68	4,05	5,75	4,47	3,03	4,68
Champ-Zone (1+4)/2	(20-30)	2,85	4,63	7,81	8,25	4,60	8,90	3,63	4,73	5,31
	(60-70)	2,79	8,23	5,90	2,84	4,84	7,08	2,97	5,73	6,54
Zone (2+5)/2	(0-10)	3,13	6,25	4,66	6,76	5,18	6,27	2,97	4,17	5,07
	(20-30)	3,83	3,79	4,59	4,76	5,59	6,72	3,31	5,42	6,02
Zone-Rivière (3+6)/2	(0-10)	2,46	5,08	5,80	4,46	4,78	5,33	3,41	4,49	3,90
	(20-30)	3,51	3,85	4,66	3,85	4,51	7,08	3,35	4,57	
moyenne	(0-10)	3,37	6,86	6,71	3,84	4,57	5,13	3,12	3,95	
	(60-70)	3,38	7,79	4,30	4,06	4,46	5,82	3,92	6,27	

N.B.: pour le site A-3 la moyenne est (1+3)/2 pour la limite "Champ-Zone", et (2+4)/2 pour la limite "Zone-Rivière".

(c)

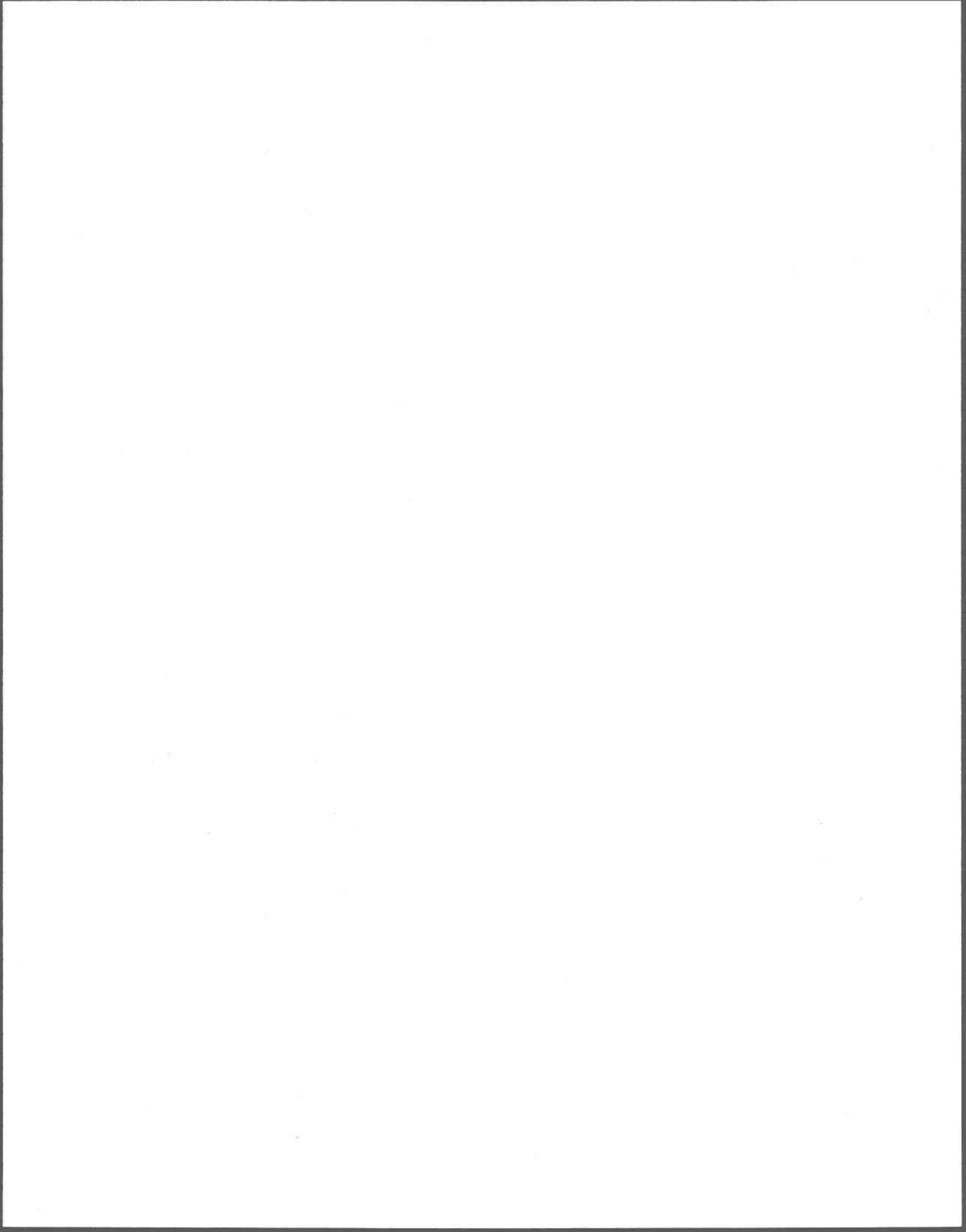
valeurs (en %)	profondeur (cm)	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
moyenne	(0-10)	3,29	5,48	4,46	5,10	4,58	6,37	3,59	3,92	4,88
	(20-30)	3,35	5,09	6,37	5,61	4,92	6,91	3,35	4,70	5,66
	(60-70)	2,87	7,03	5,33	3,78	4,69	6,08	3,43	5,50	5,22

(d)

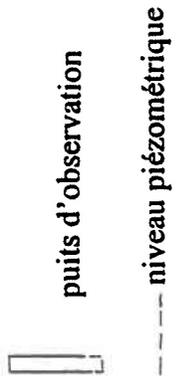
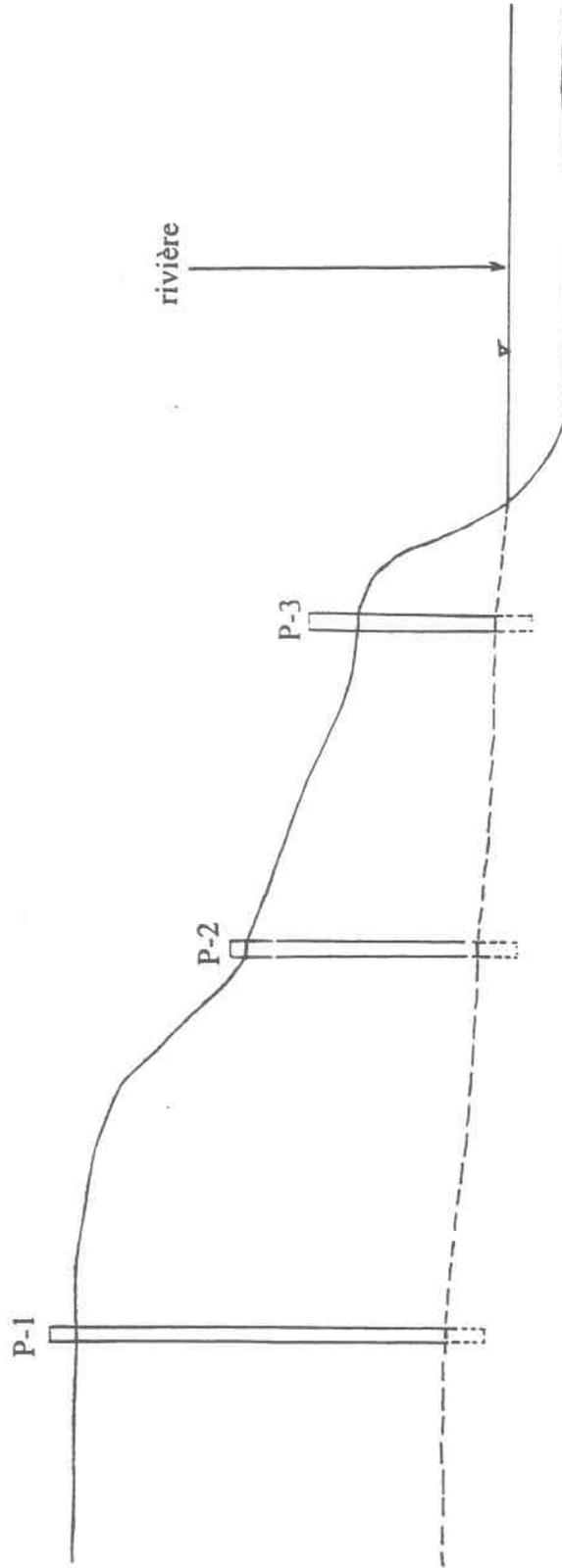
valeurs (en %)	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
moyenne	3,17	5,87	5,39	4,83	4,73	6,45	3,46	4,70	5,25

Annexe B₁

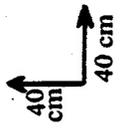
Représentation des sites d'étude:
profil topographique de chaque site



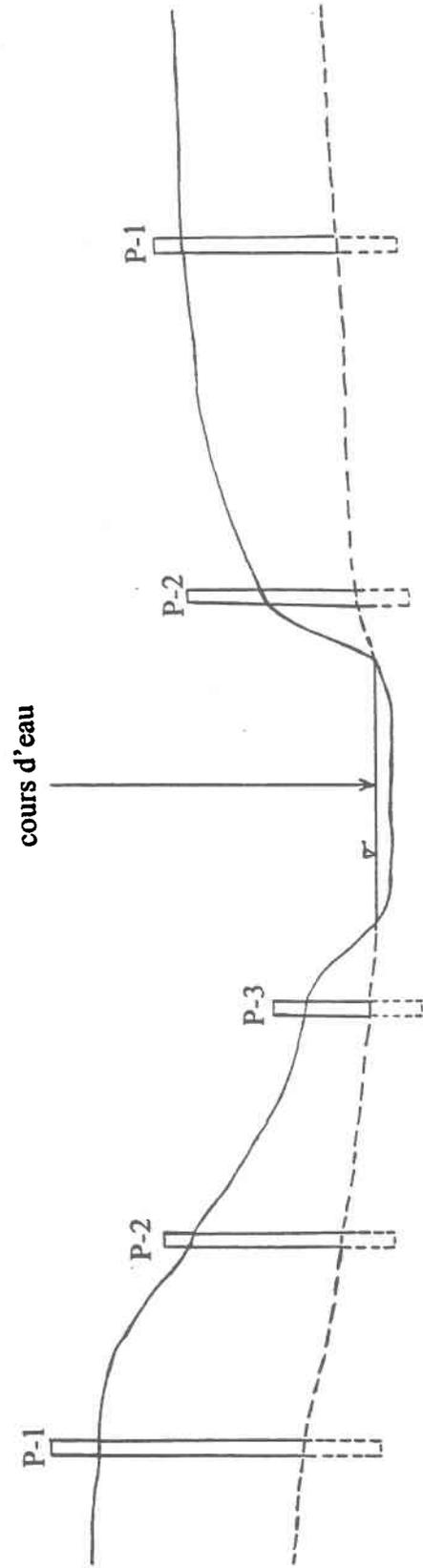
Site A-1



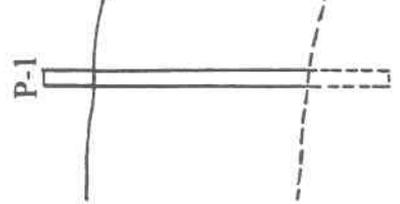
Échelle:



Site A-3



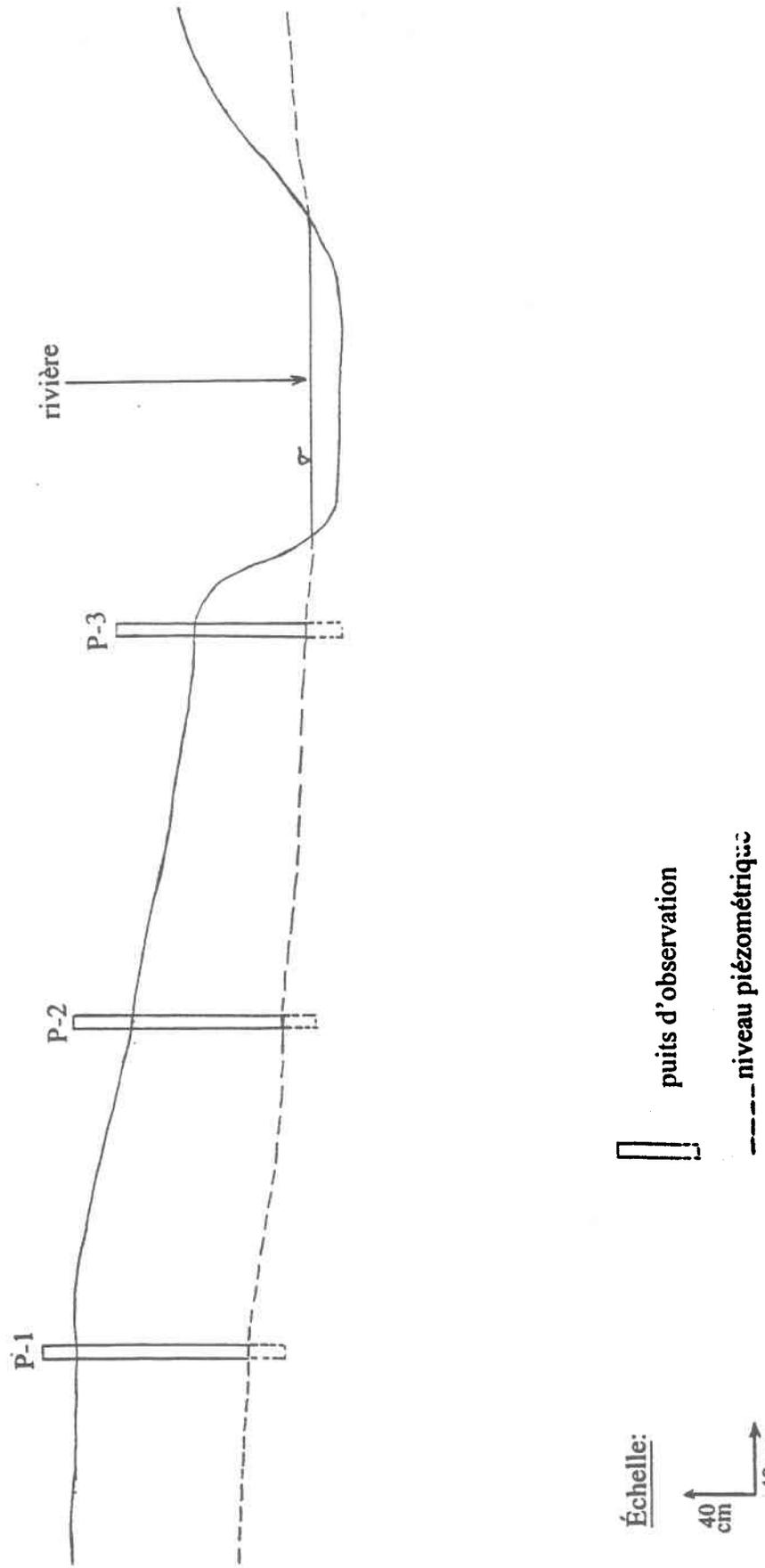
Site R-3



Échelle:
40 cm
40 cm

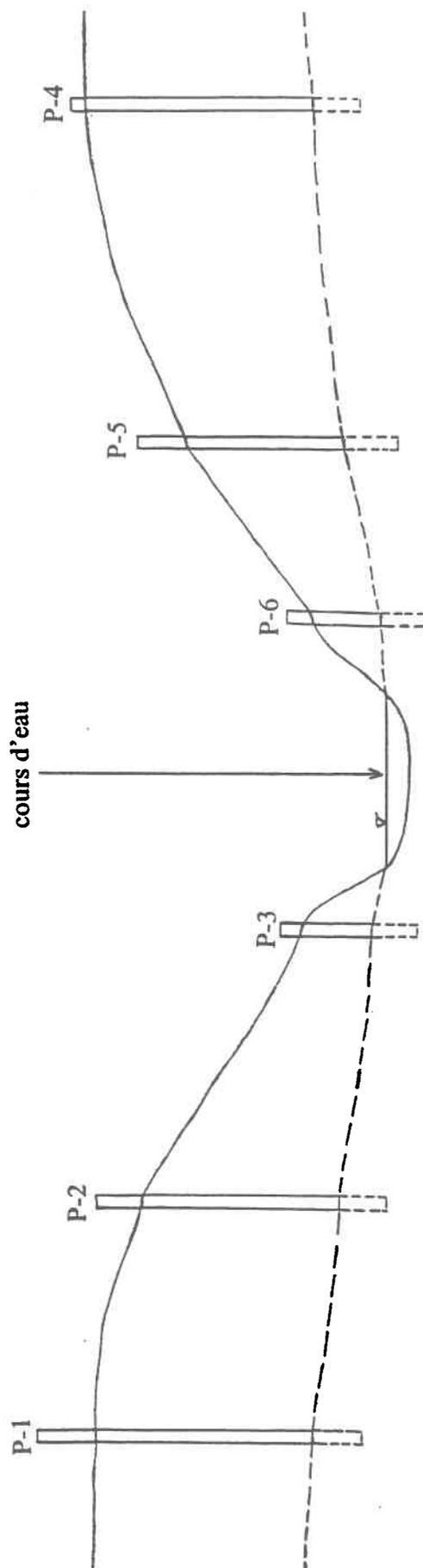
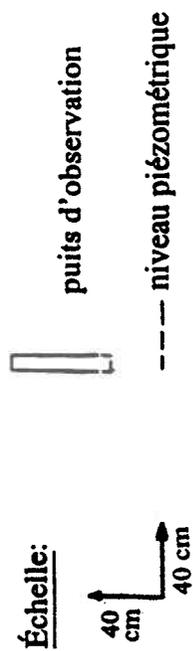
puits d'observation
niveau piézométrique

Site H-1

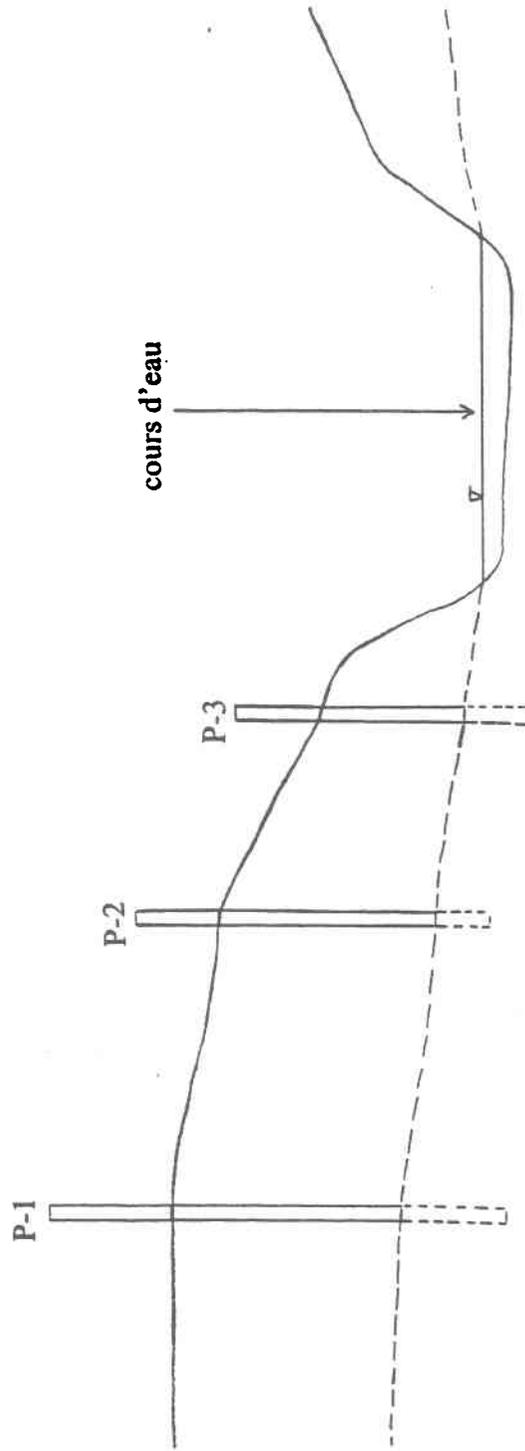


Échelle:
40 cm
40 cm

▮ puits d'observation
- - - niveau piézométrique

Site A-2Site H-2

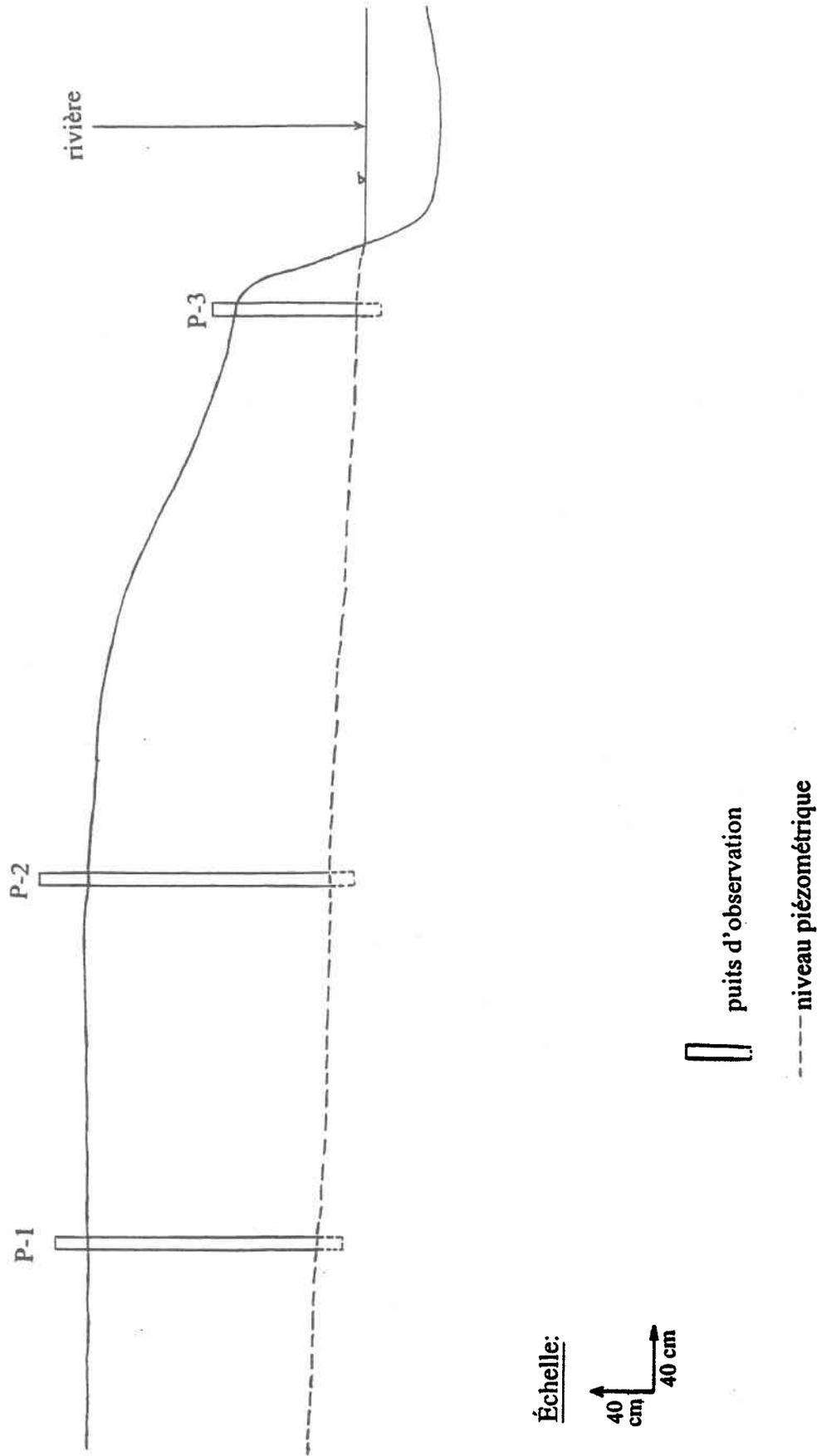
Site H-3



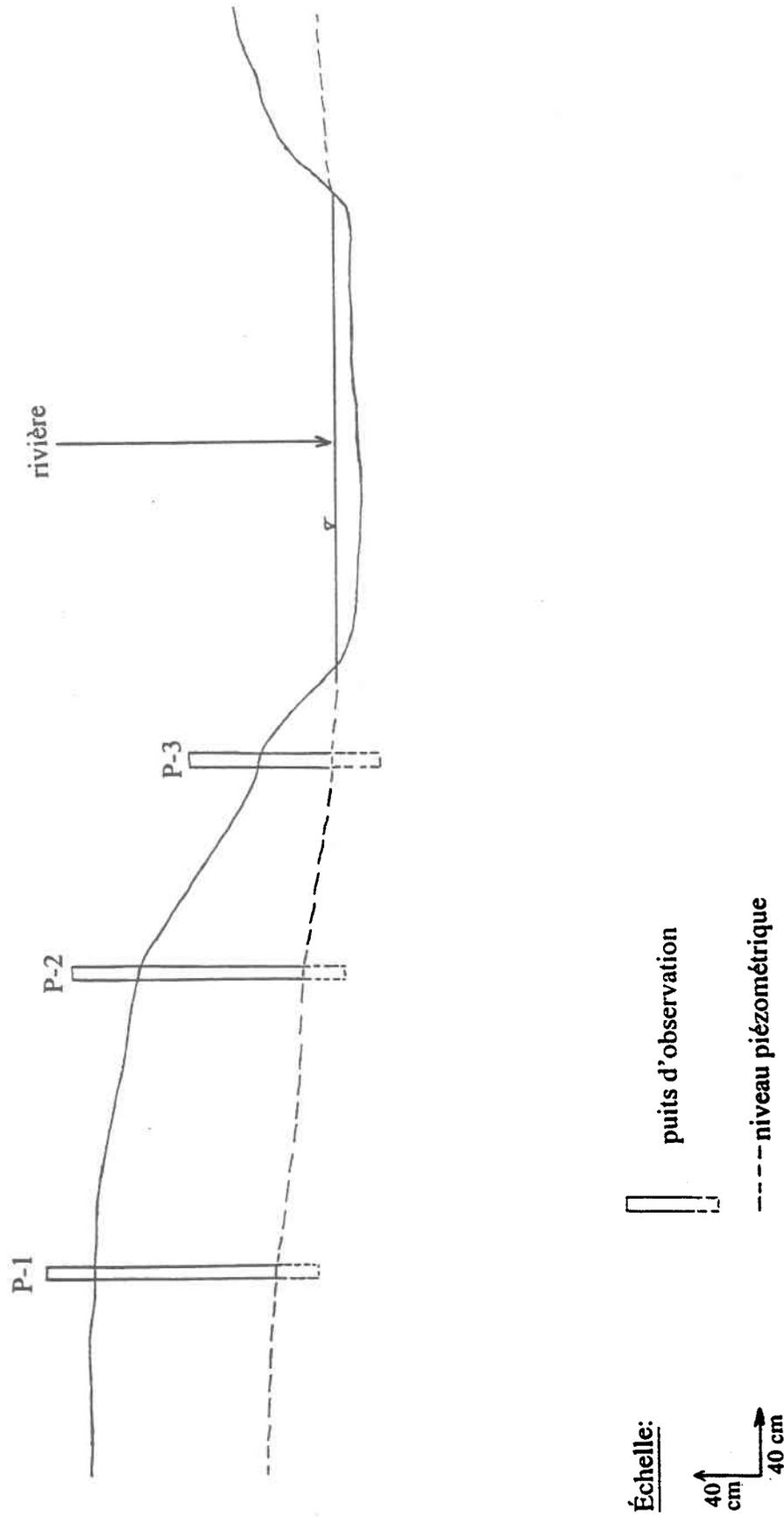
Échelle:
40 cm
40 cm

puits d'observation
niveau piézométrique

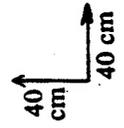
Site R-1



Site R-2

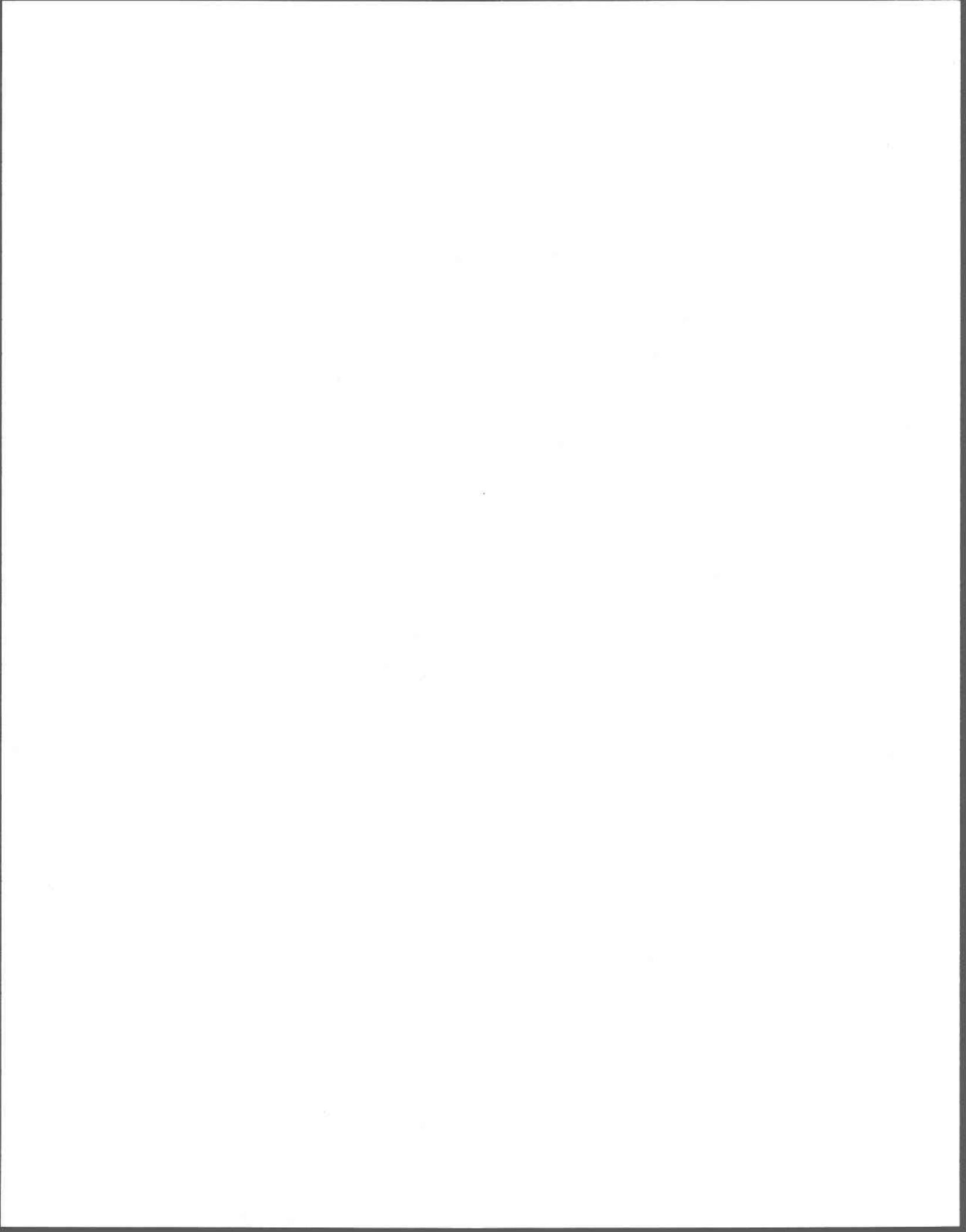


Échelle:



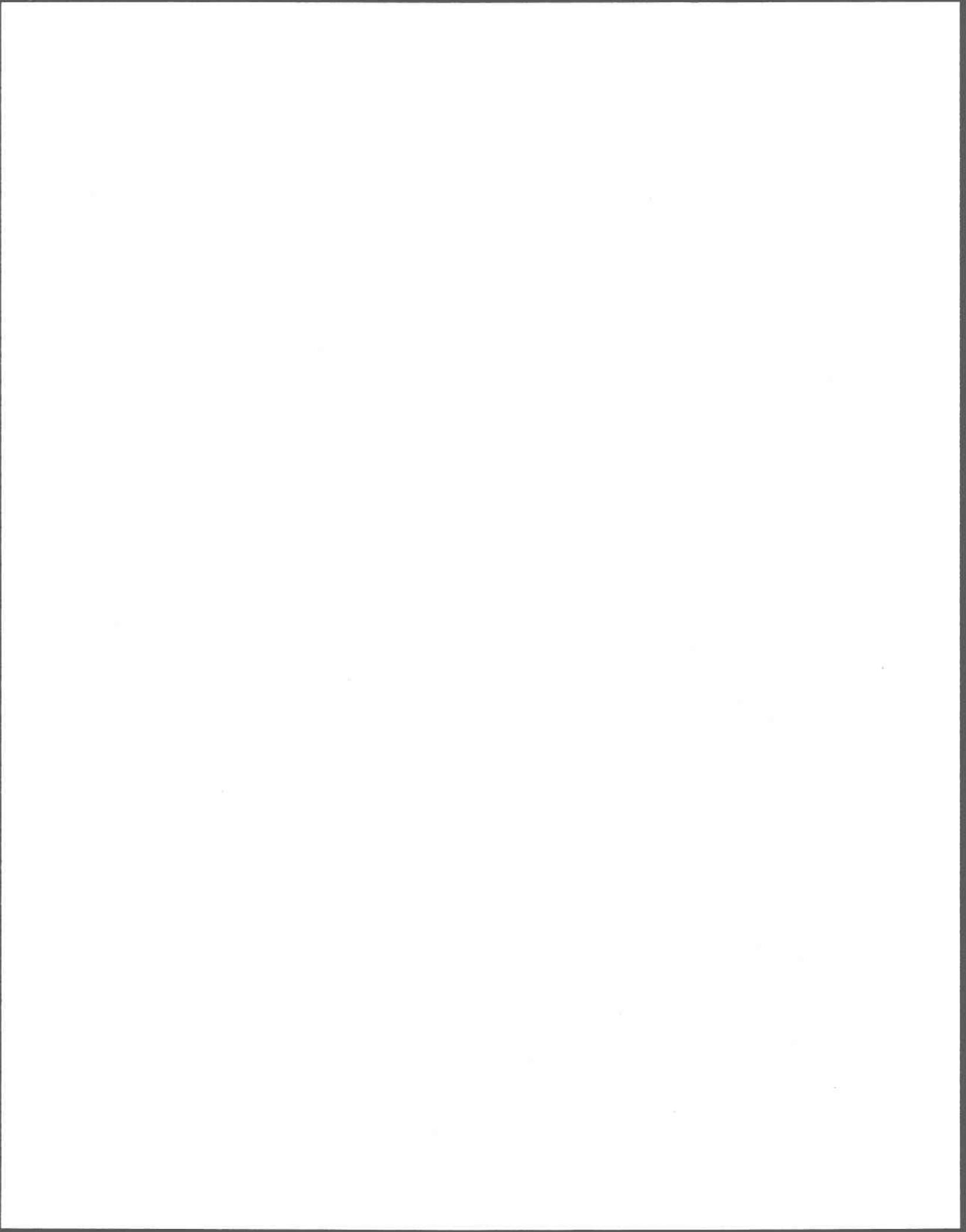
puits d'observation

--- niveau piézométrique



Annexe B₂

Photo du type de végétation des zones riveraines étudiées





**Zones riveraines étudiées
à végétation arbustive**



**Zones riveraines étudiées
à végétation herbacée**





Site R-2



Site R-1



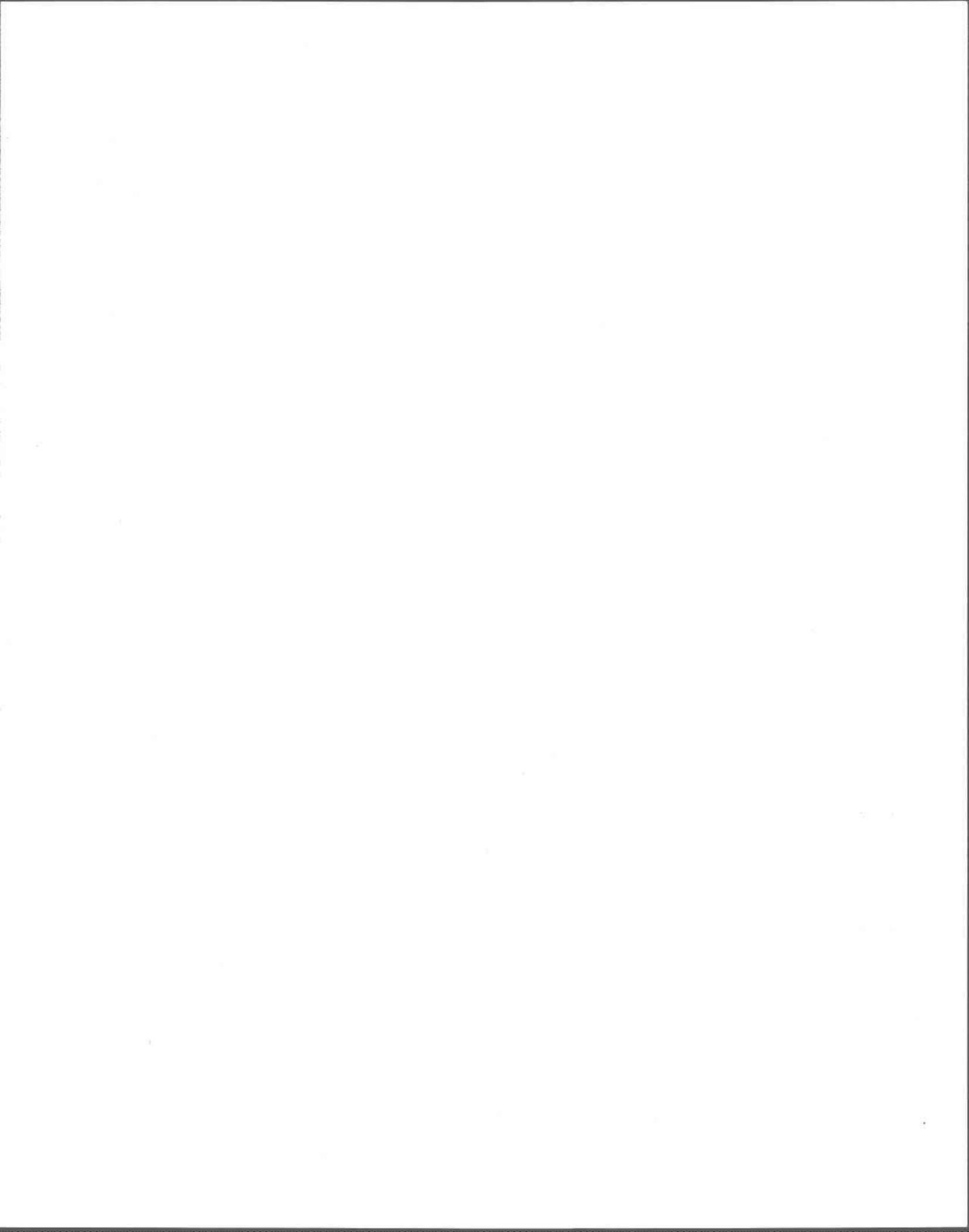
Site R-3

**Zones riveraines étudiées
à végétation rase**



Annexe B₃

Évolution spatiale et temporelle des concentrations
en bromures au niveau des zones riveraines étudiées.



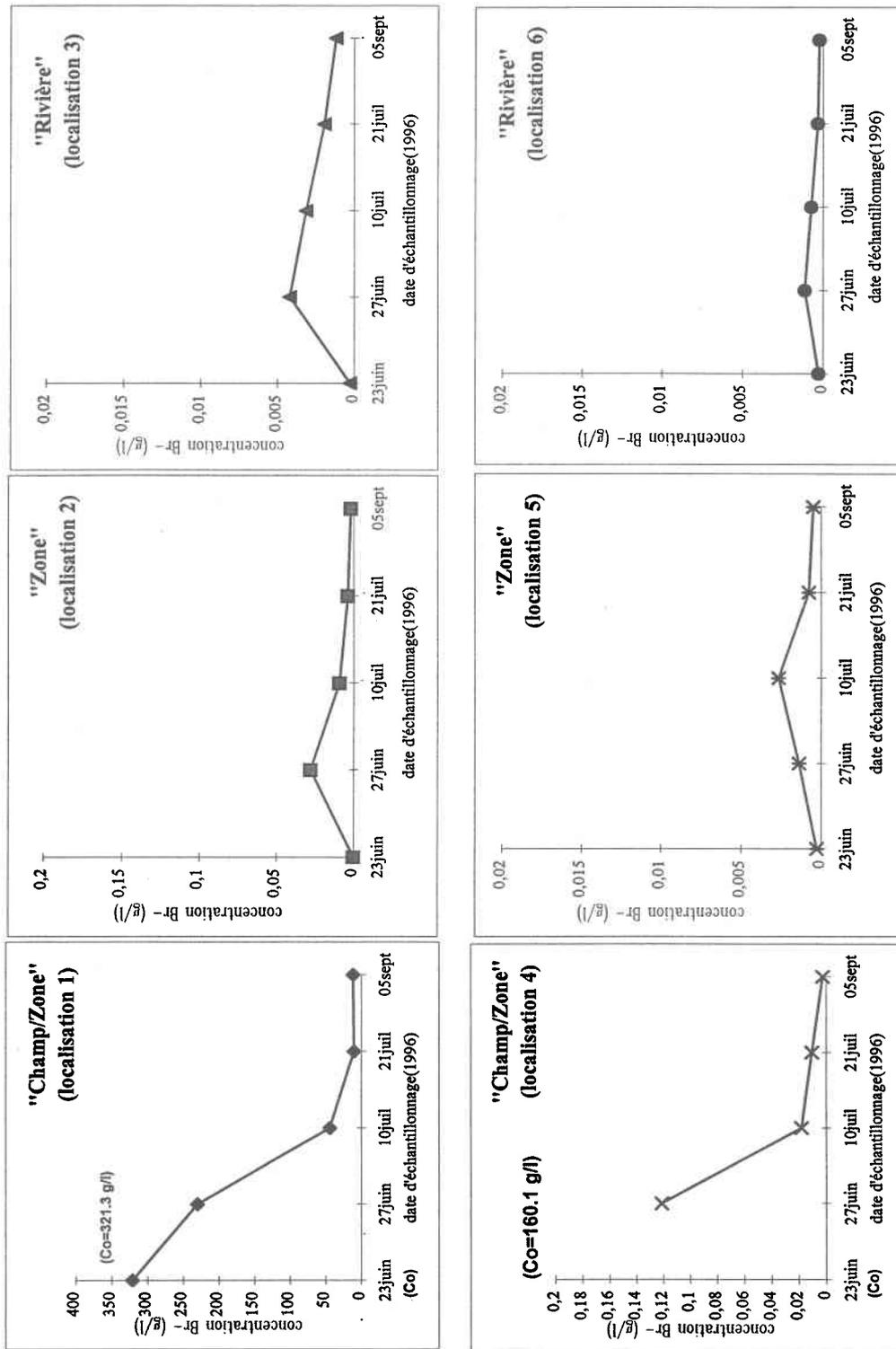


Figure 3.5B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site A-1.

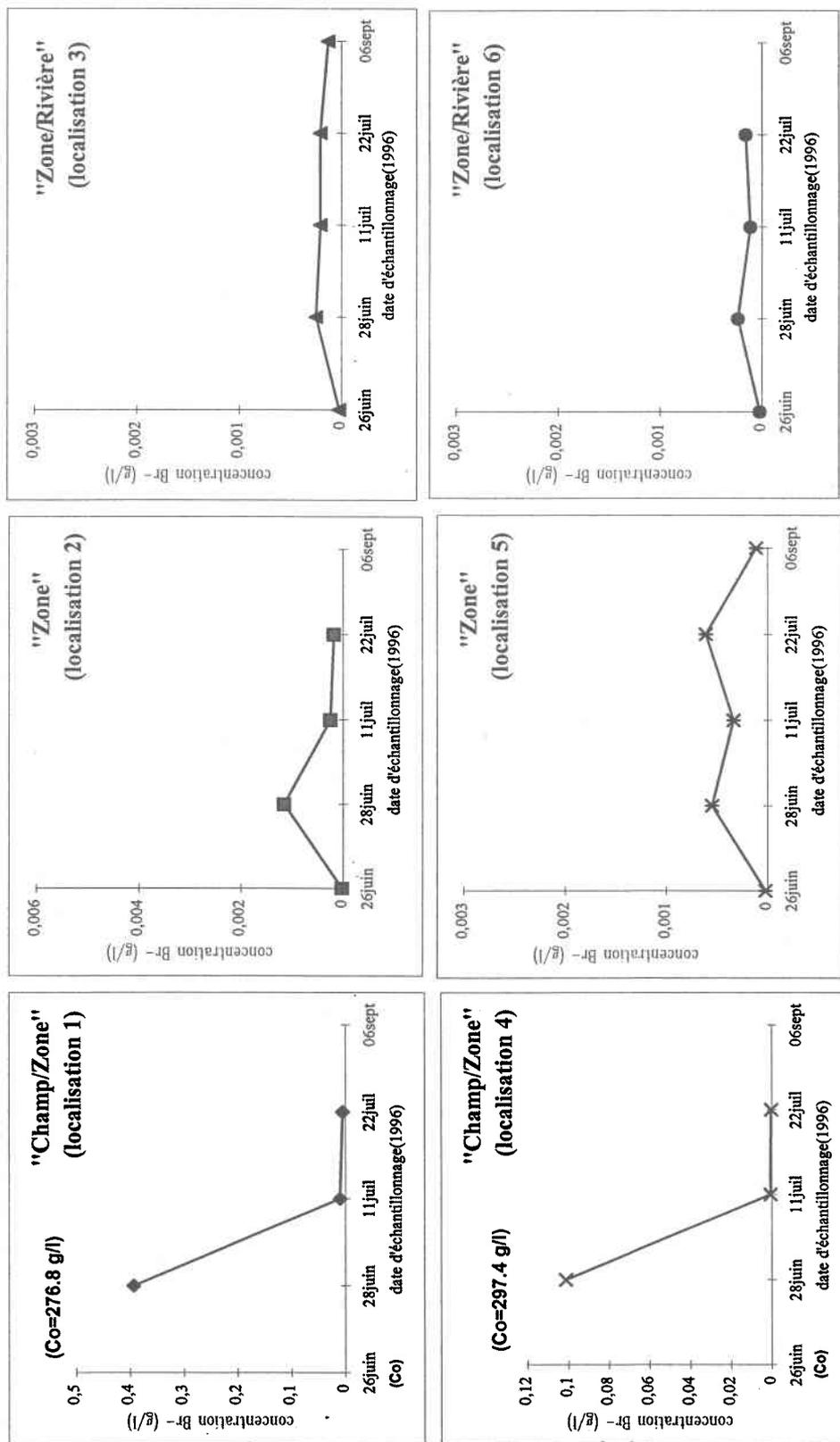


Figure 3.6B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site A-2.

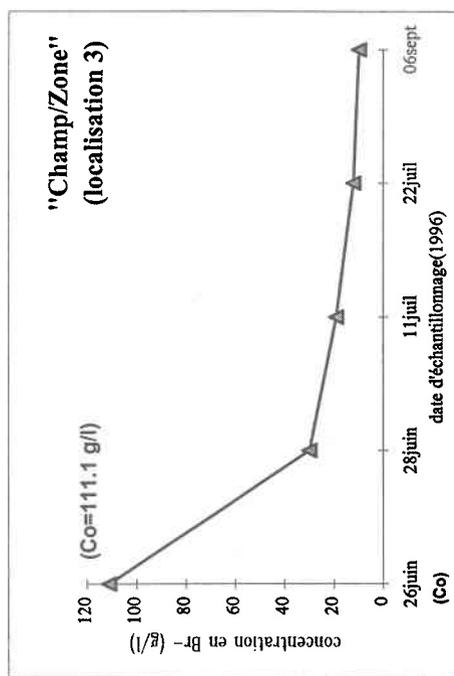
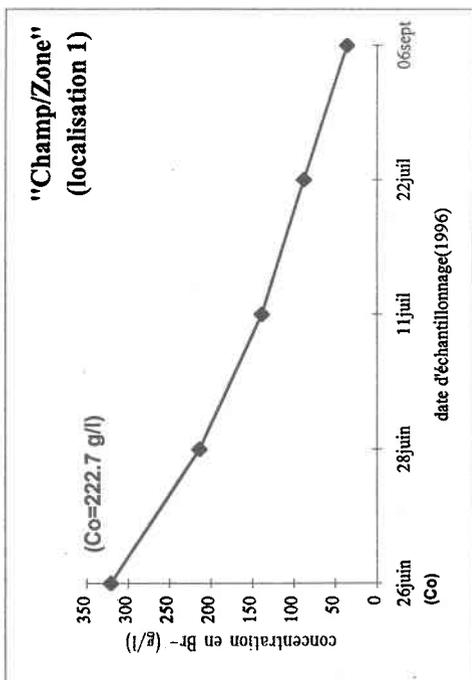
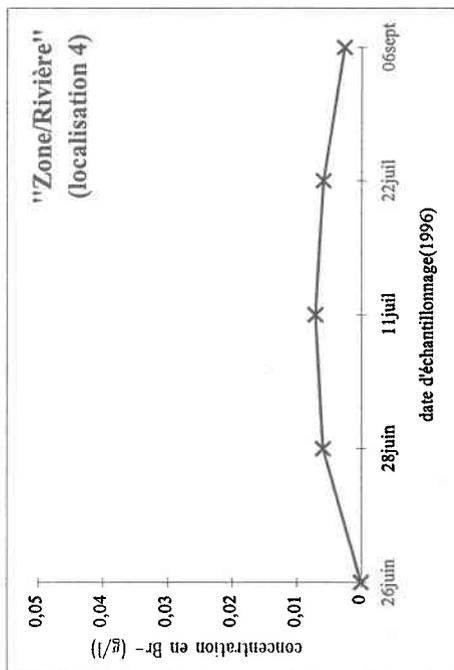
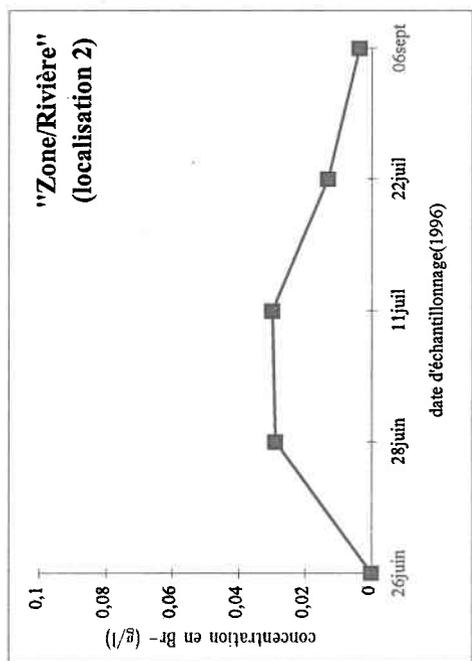


Figure 3.7B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site A-3.

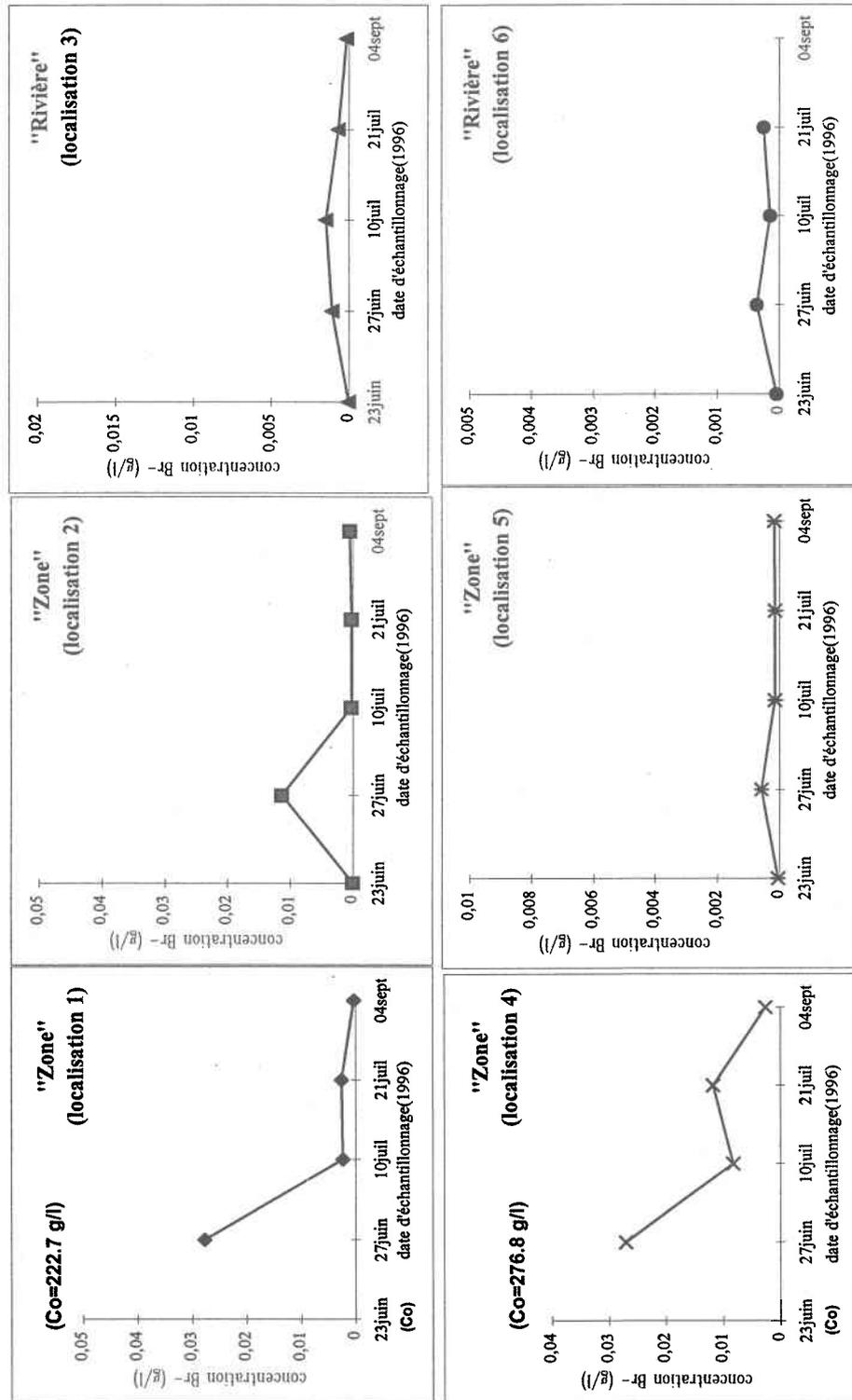


Figure 3.8B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site H-1.

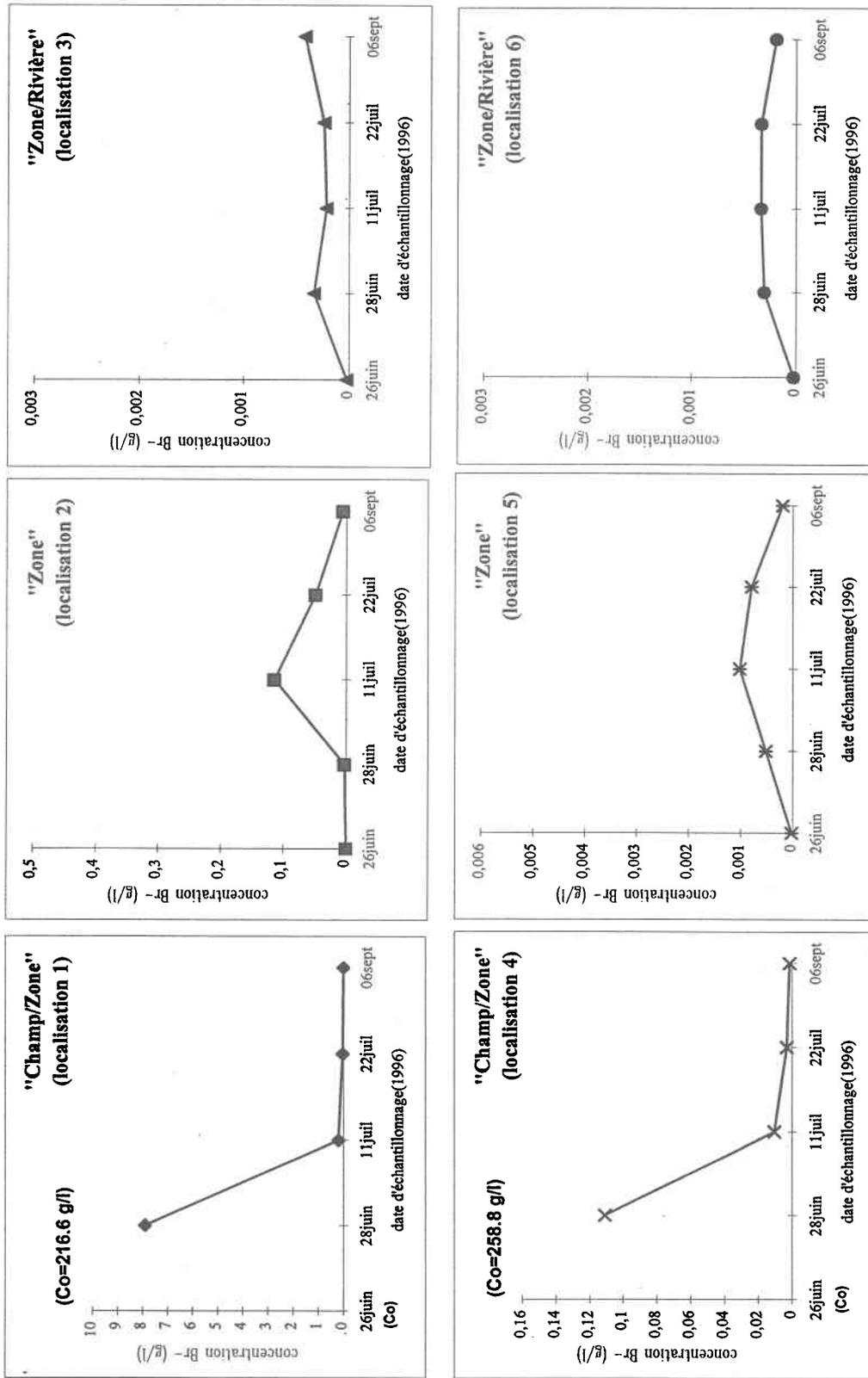


Figure 3.9B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site H-2.

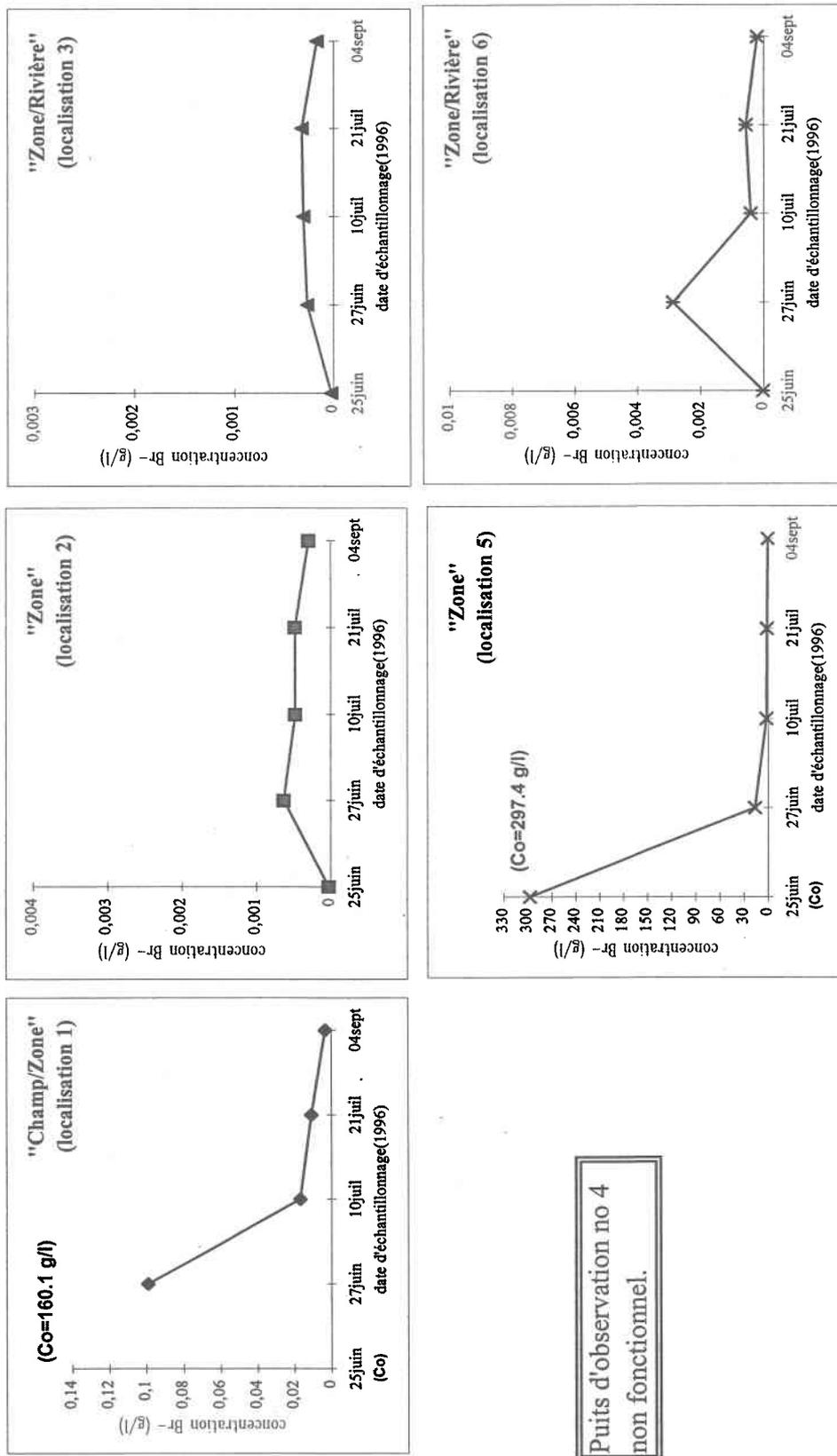


Figure 3.10B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site H-3.

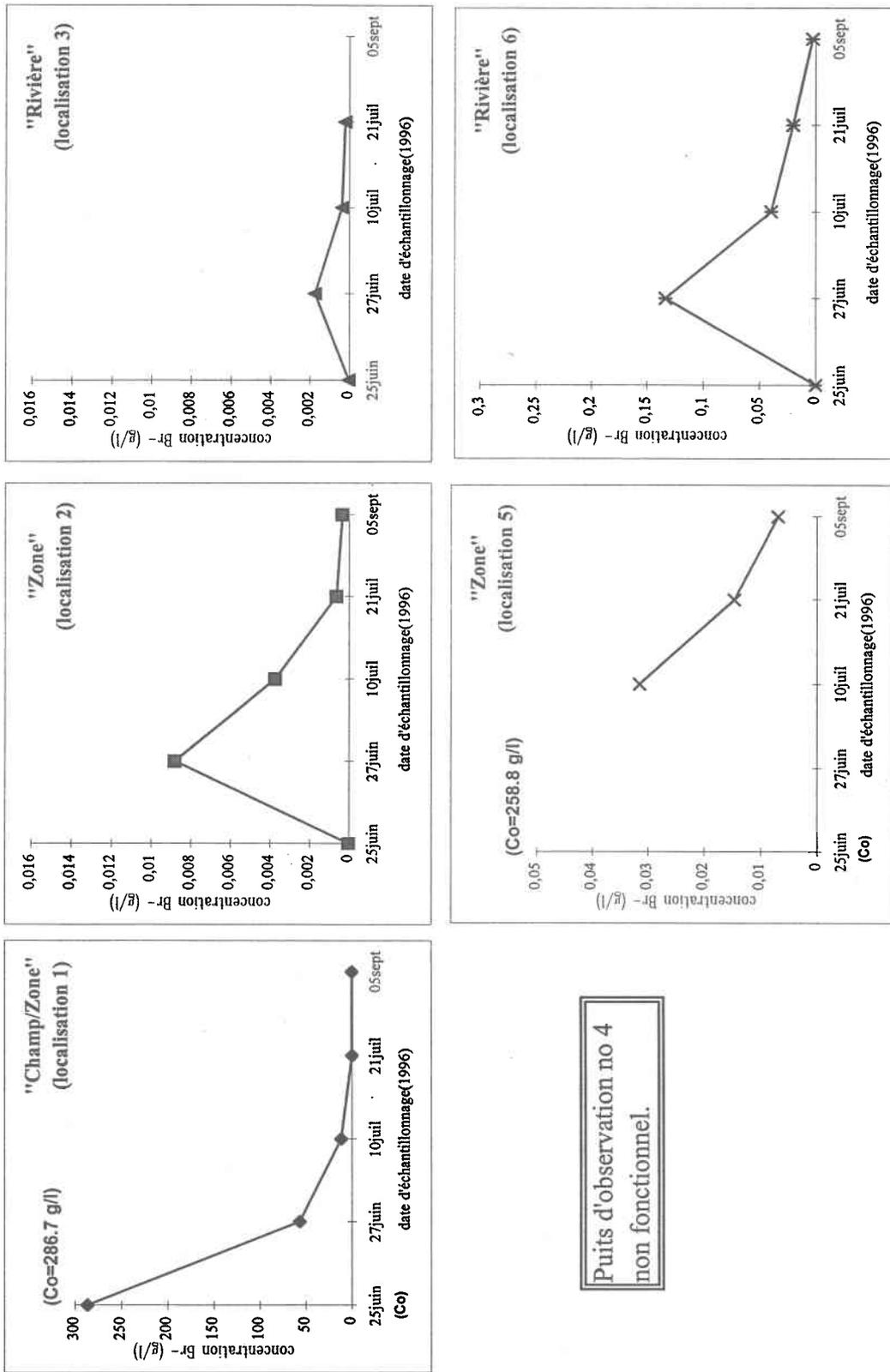


Figure 3.11B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site R-1.

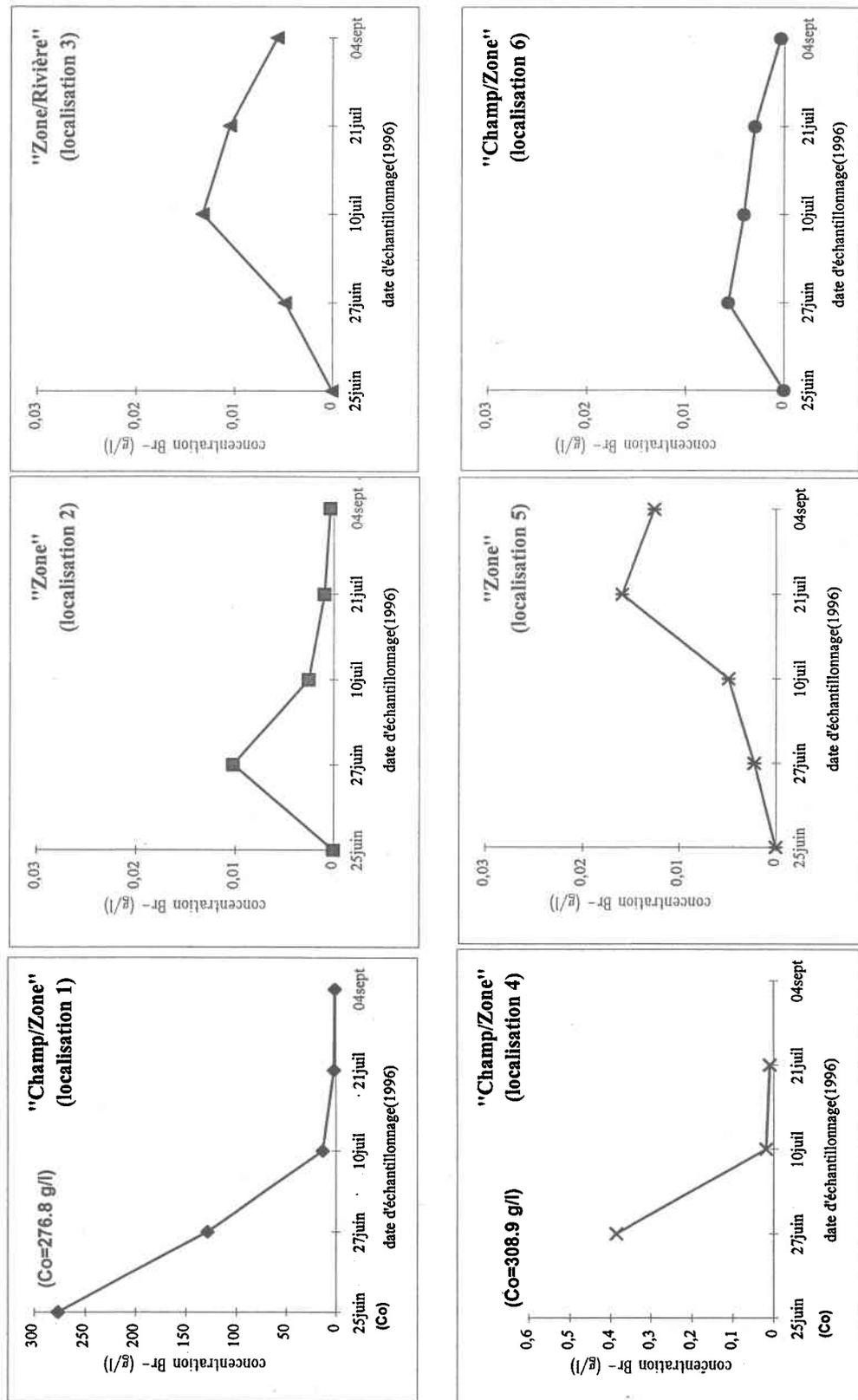


Figure 3.12B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site R-2.

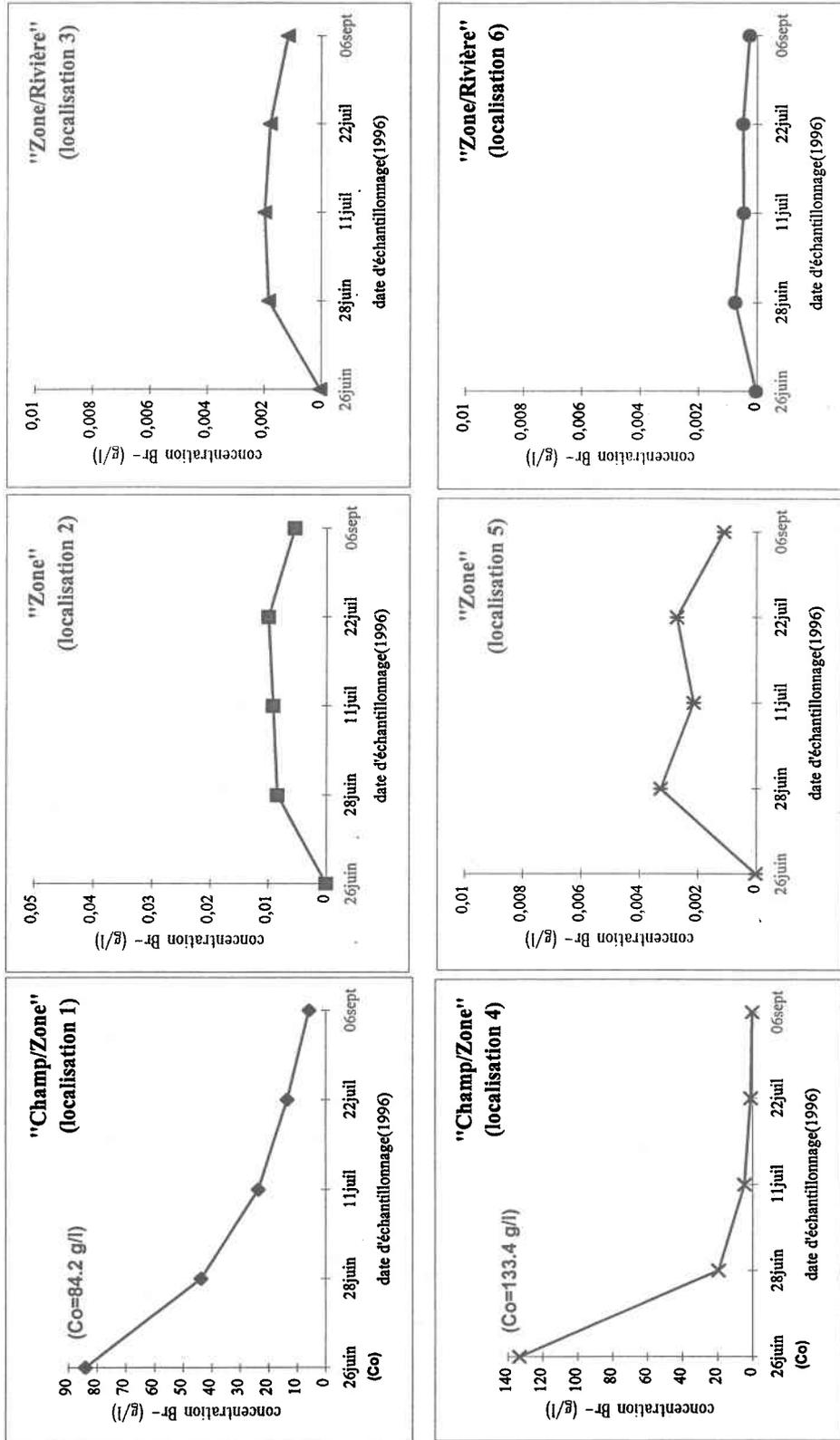
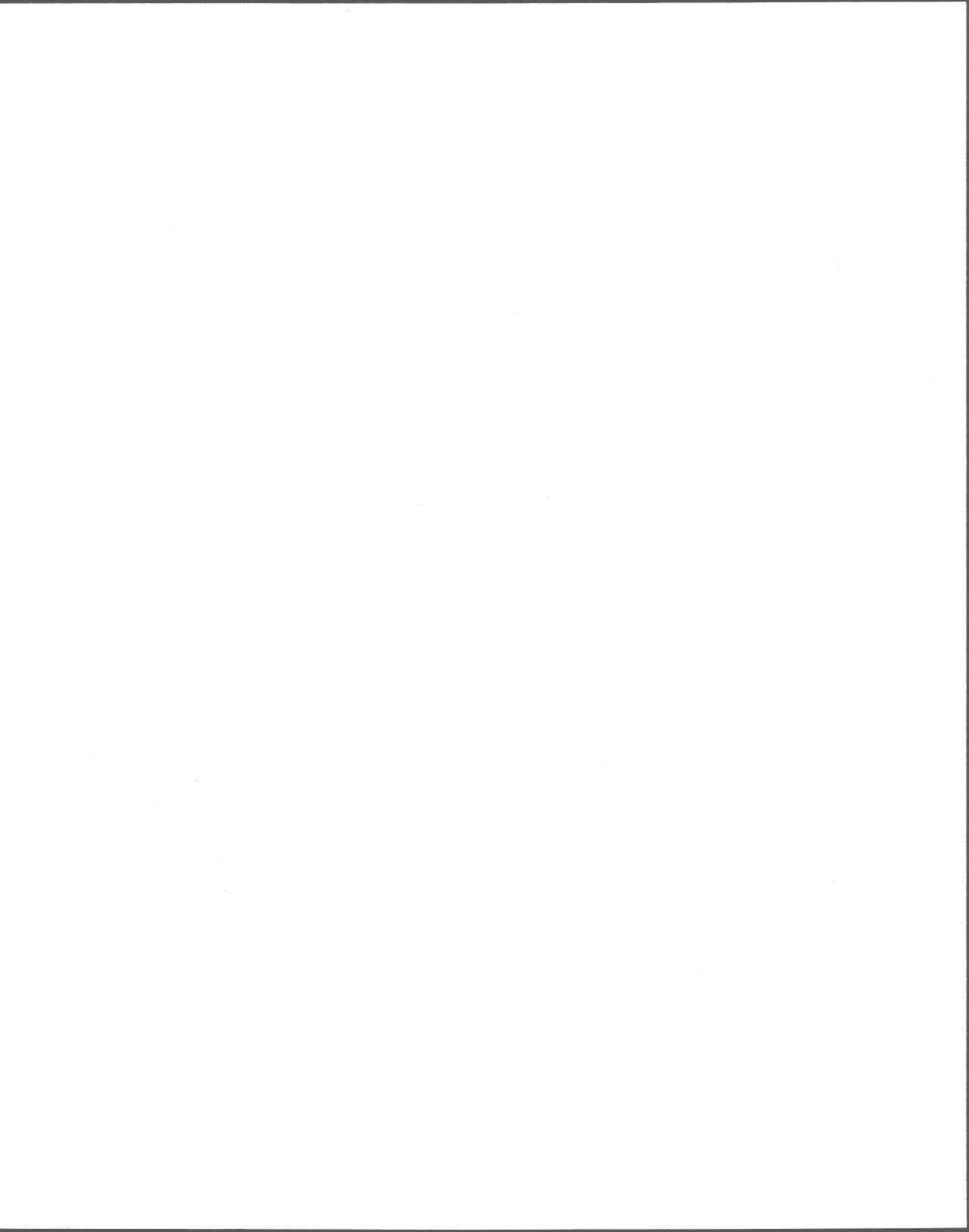


Figure 3.13B Évolution spatiale et temporelle des concentrations en bromures au site R-3.



Annexe B₄

Cartes piézométriques de la nappe aquifère des sites étudiés



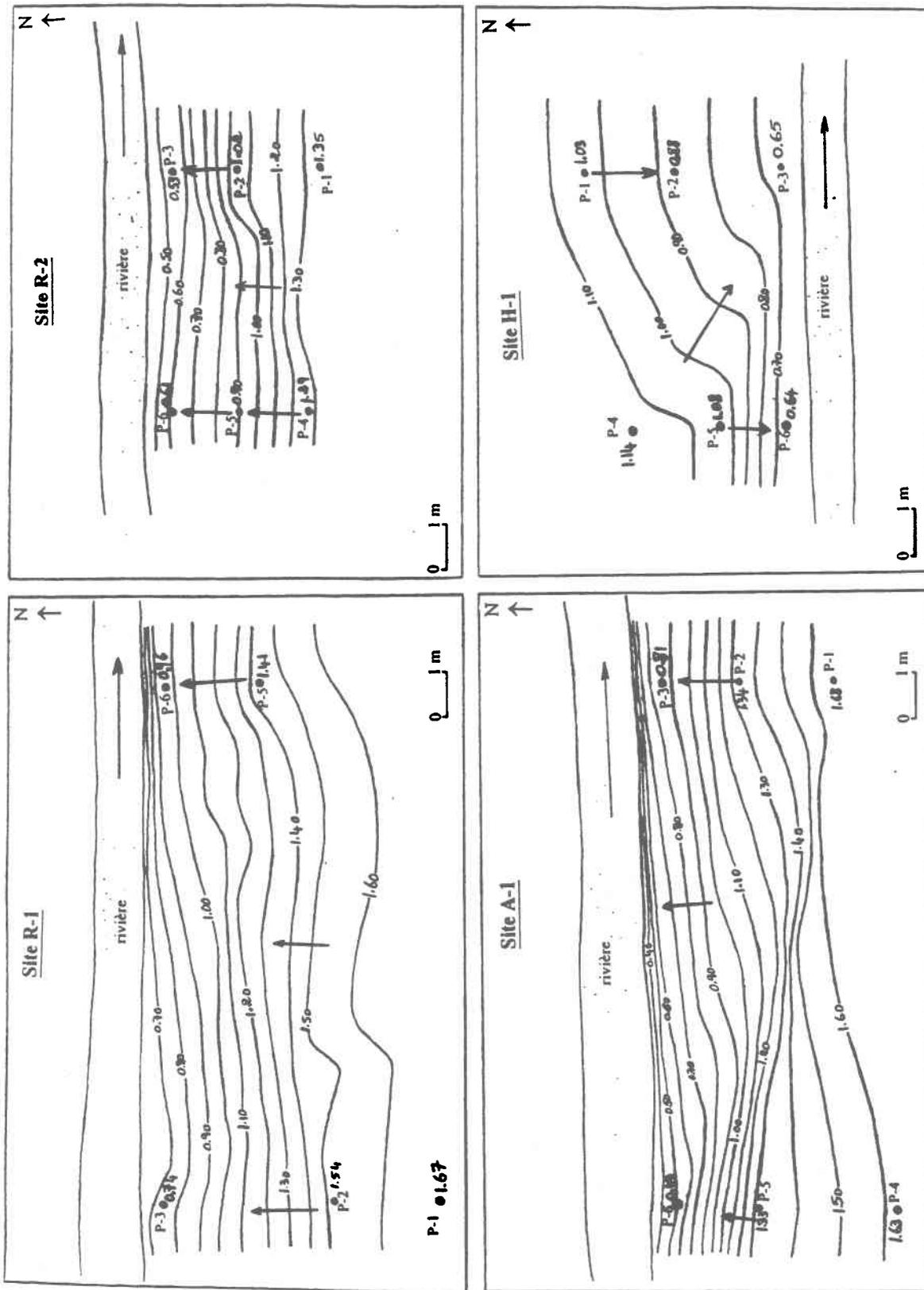
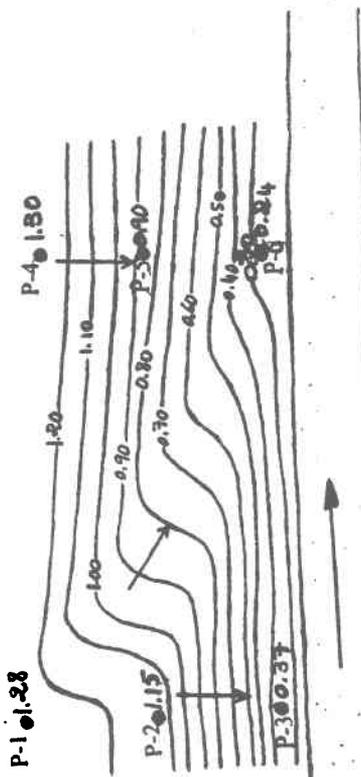


Figure 3.14 B Cartes piézométriques de la nappe aquifère aux sites R-1, R-2, A-1 et H-1

- Puits d'observation (profondeur du niveau piézométrique en m, mesuré le 5-07-95)
- 1.60 — Courbe isopéze (m)
- Direction et sens d'écoulement des eaux souterraines et cilles de surface

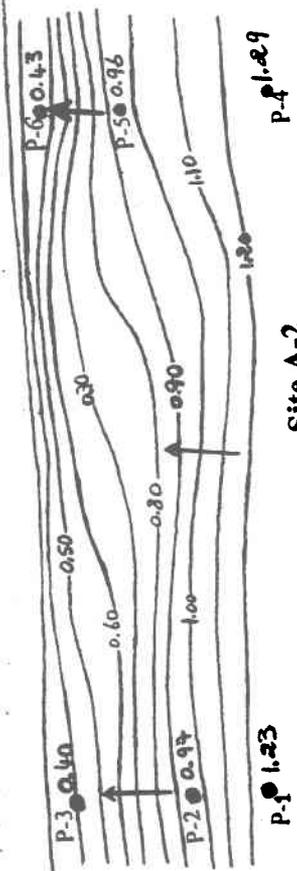
N ←

Site H-2



cours d'eau

Site A-2



● Puits d'observation (profondeur du niveau piézométrique en m, mesurée le 27-10-95)

— 1.00 — Courbe isopièze (m)

→ Direction et sens d'écoulement des eaux souterraines et celles de surface

0 1 m

Figure 3.15 B Carte piézométrique de la nappe aquifère aux sites H-2 et A-2

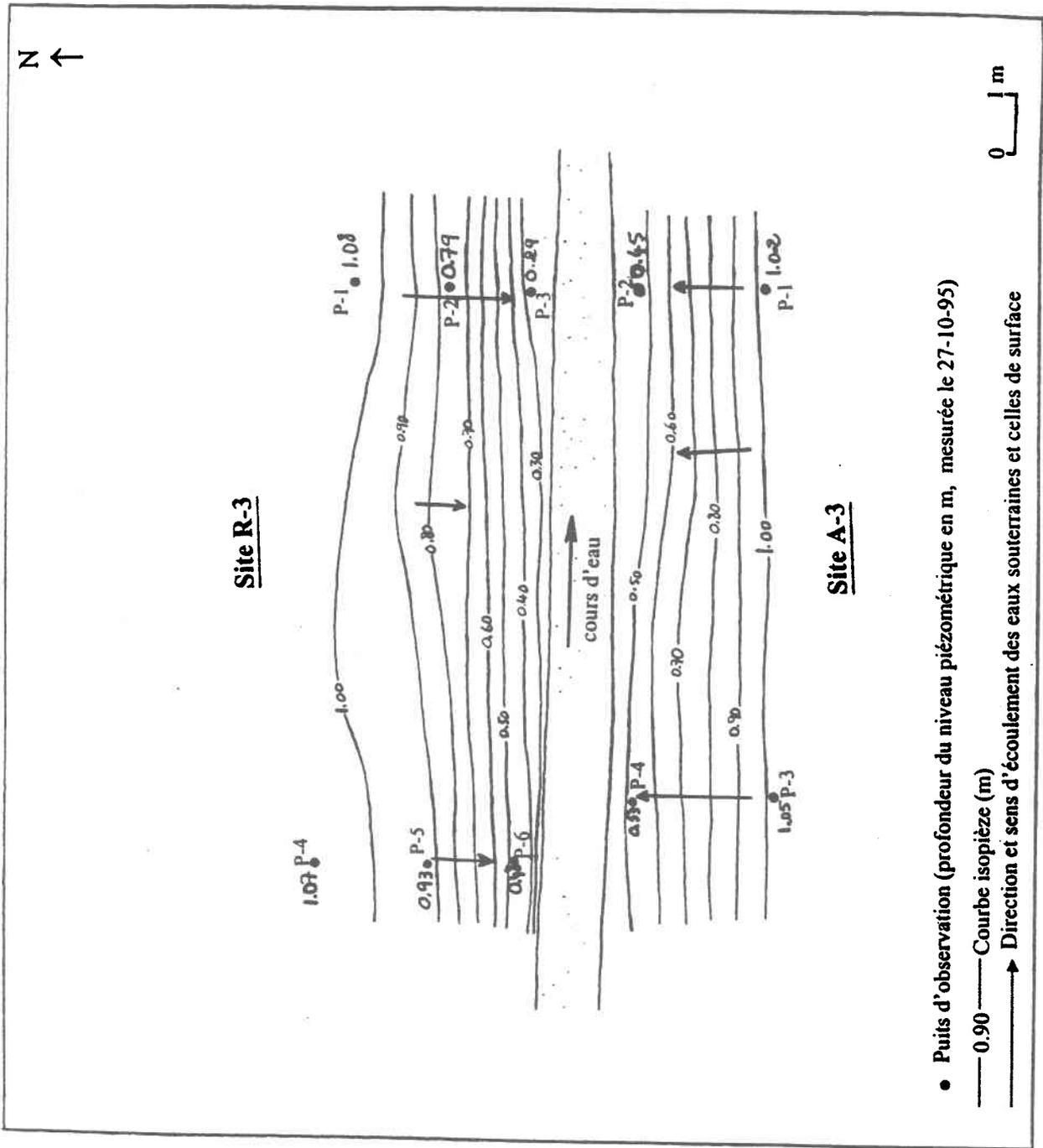


Figure 3.16 B Carte piézométrique de la nappe aquifère aux sites R-3 et A-3

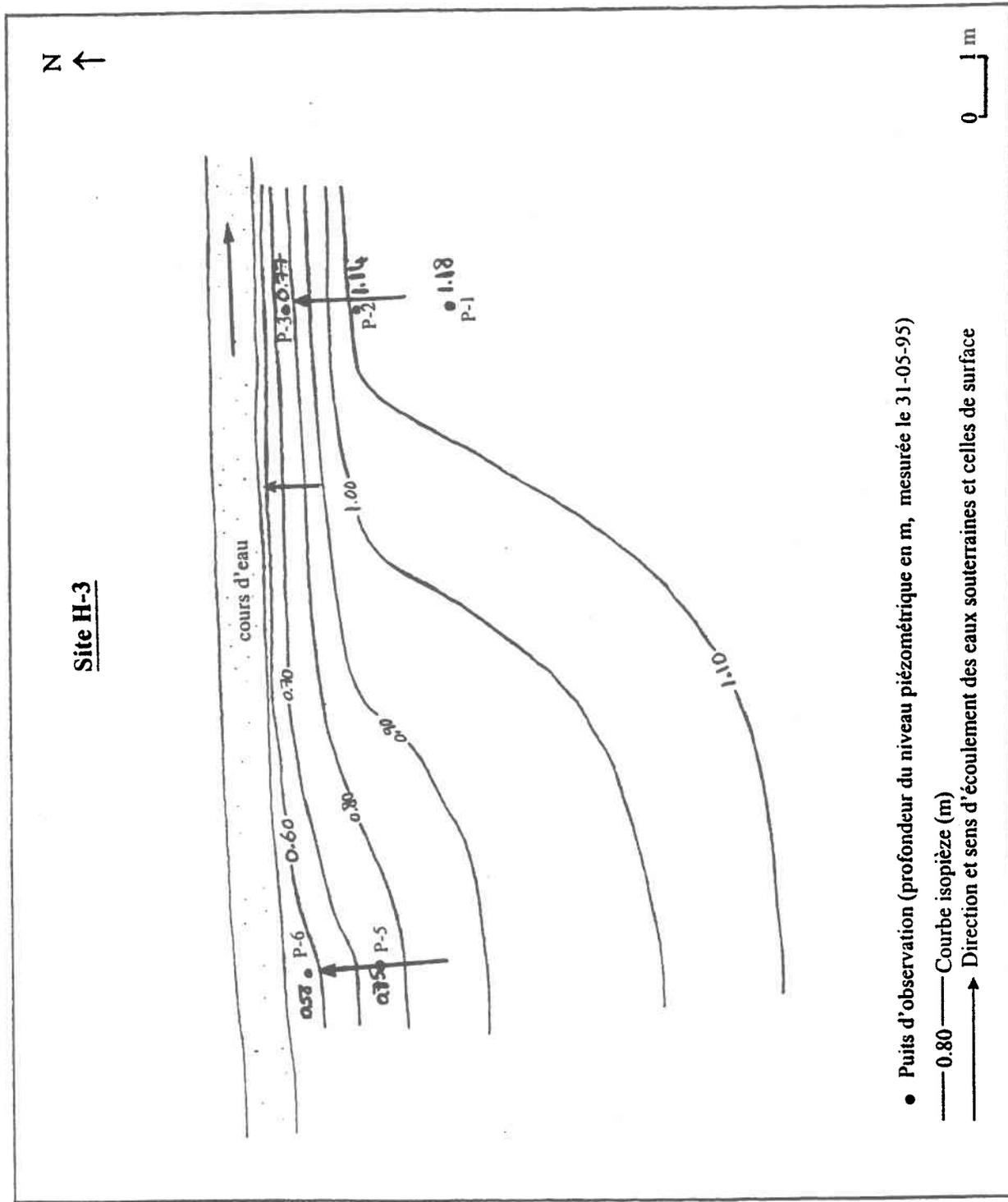
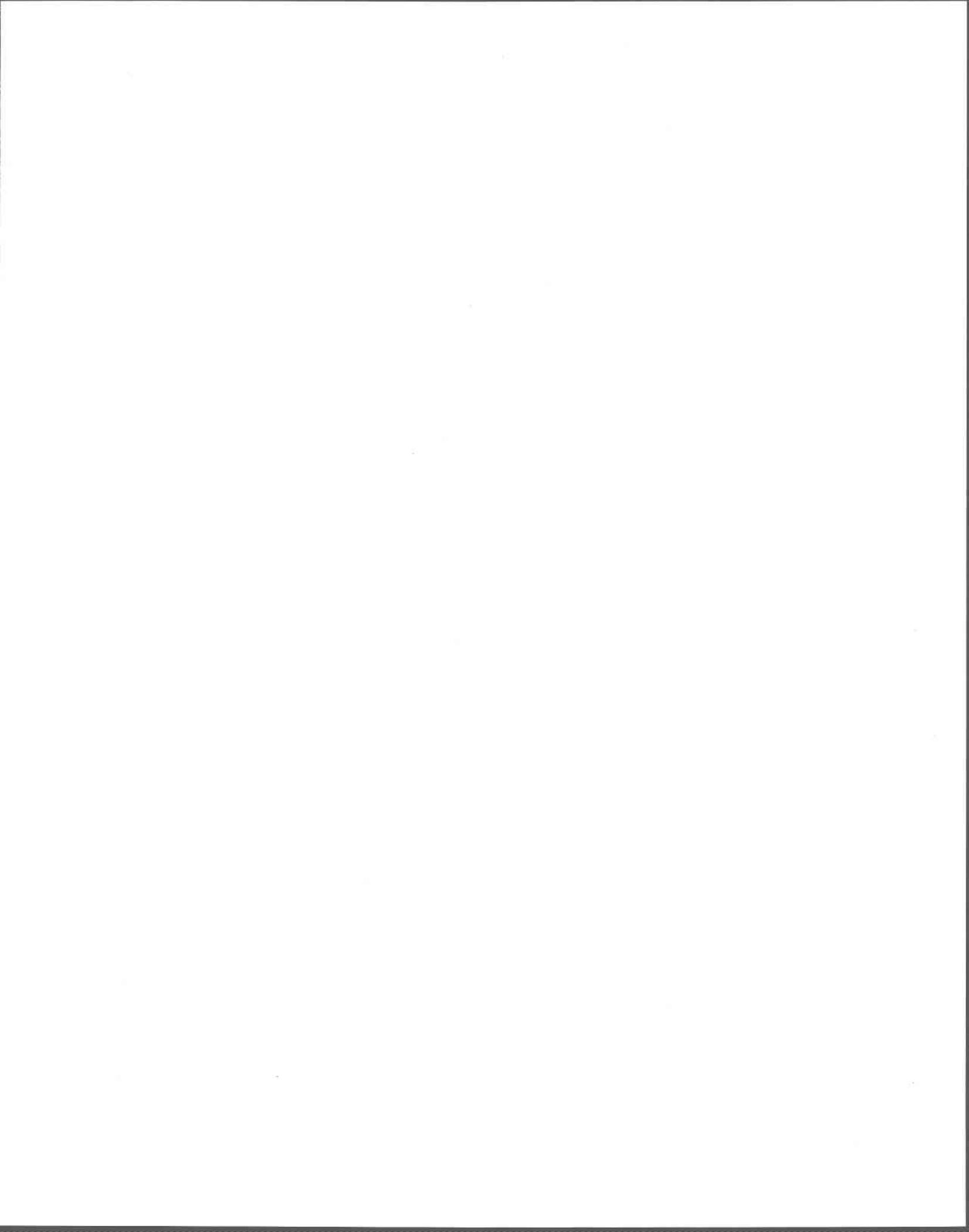


Figure 3.17 B Carte piézométrique de la nappe aquifère au site H-3

Annexe C₁

Évolution spatio-temporelle de la concentration en N-NO₃, du pH, de la température et de la profondeur d'eau souterraine au niveau des neuf sites.



Site A-1 (eau souterraine)

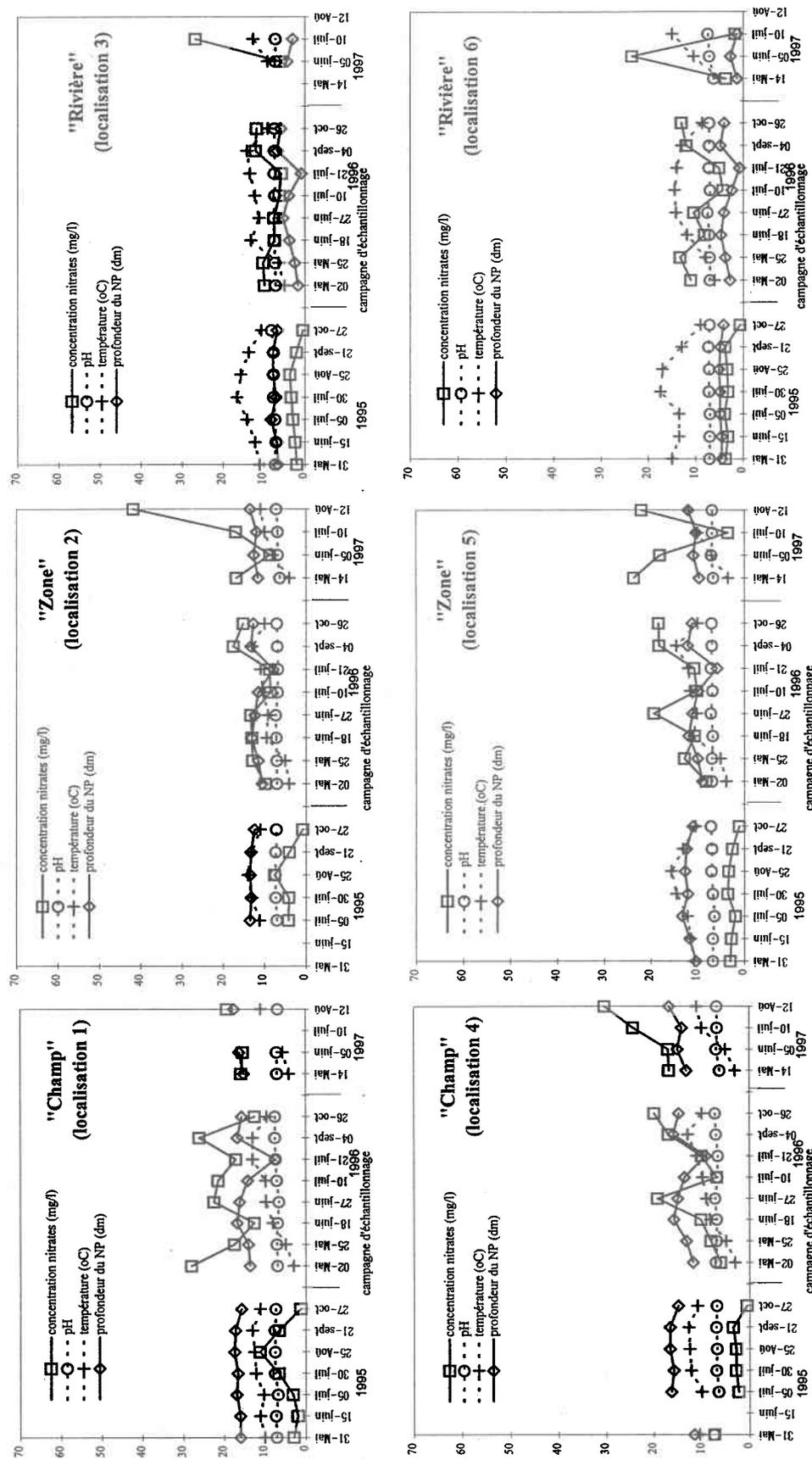


Figure 4.22C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site A-1.

Site A-2 (eau souterraine)

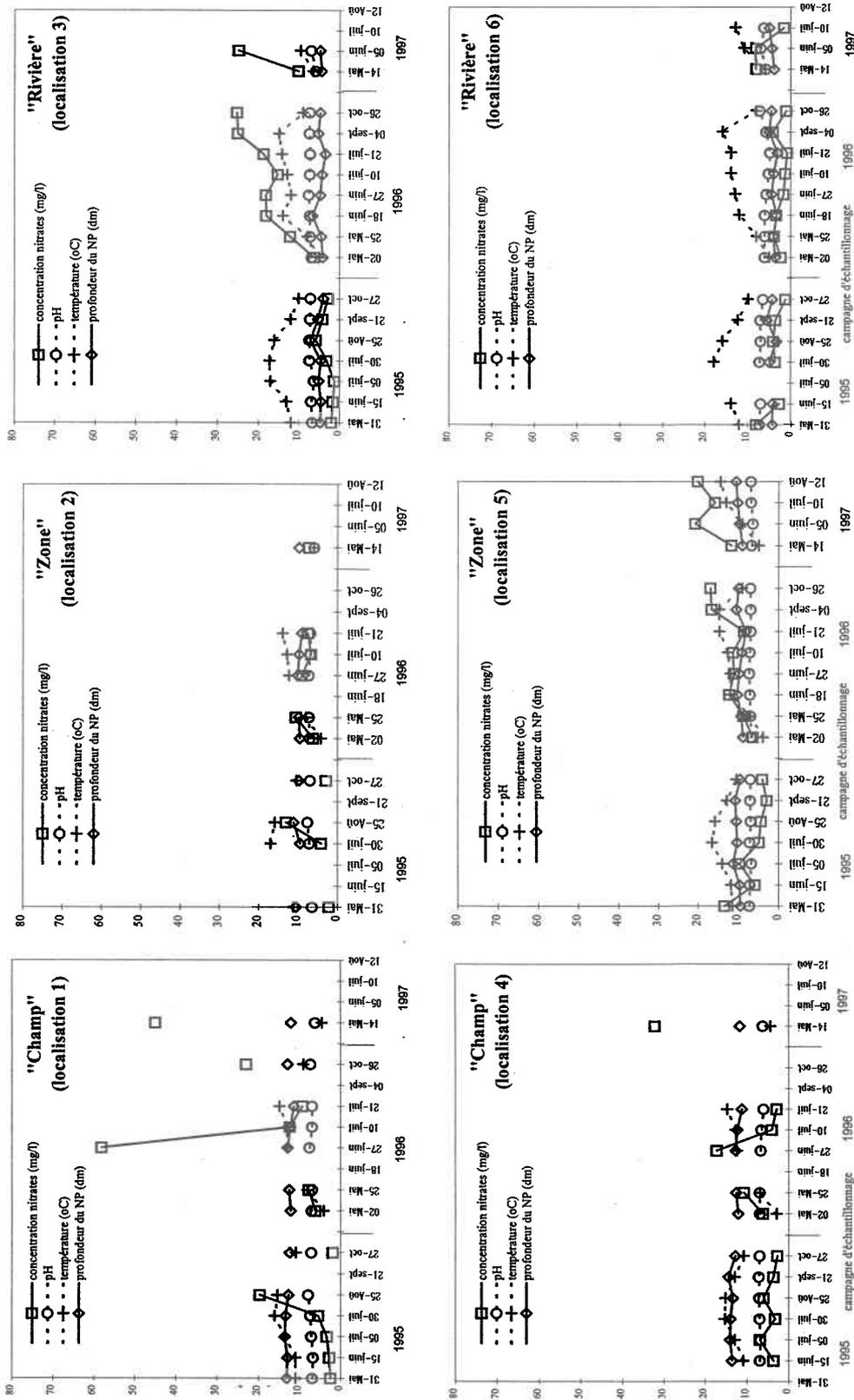


Figure 4.23C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site A-2.

Site A-3 (eau souterraine)

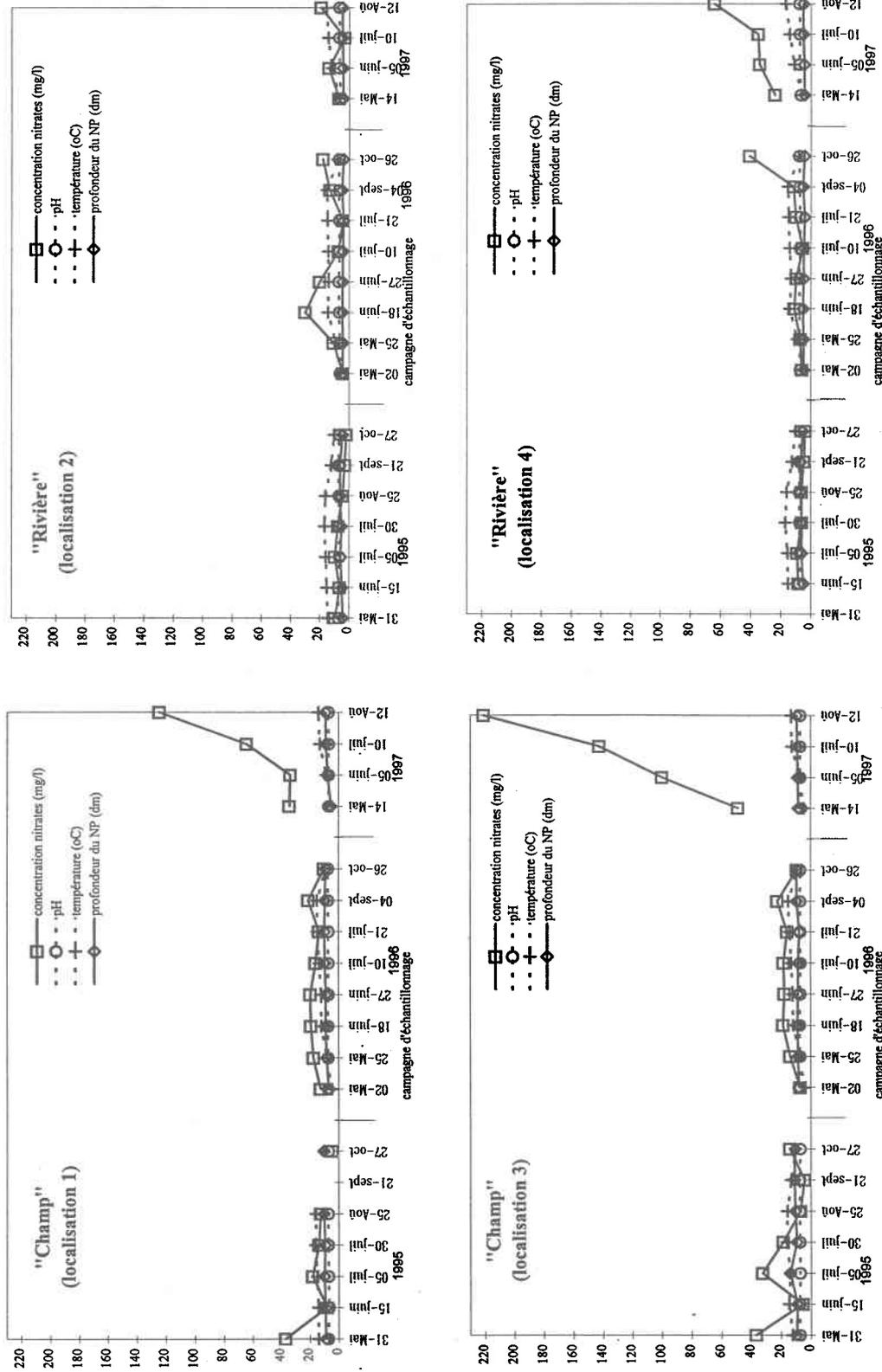


Figure 4.24C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site A-3.

Site H-1 (eau souterraine)

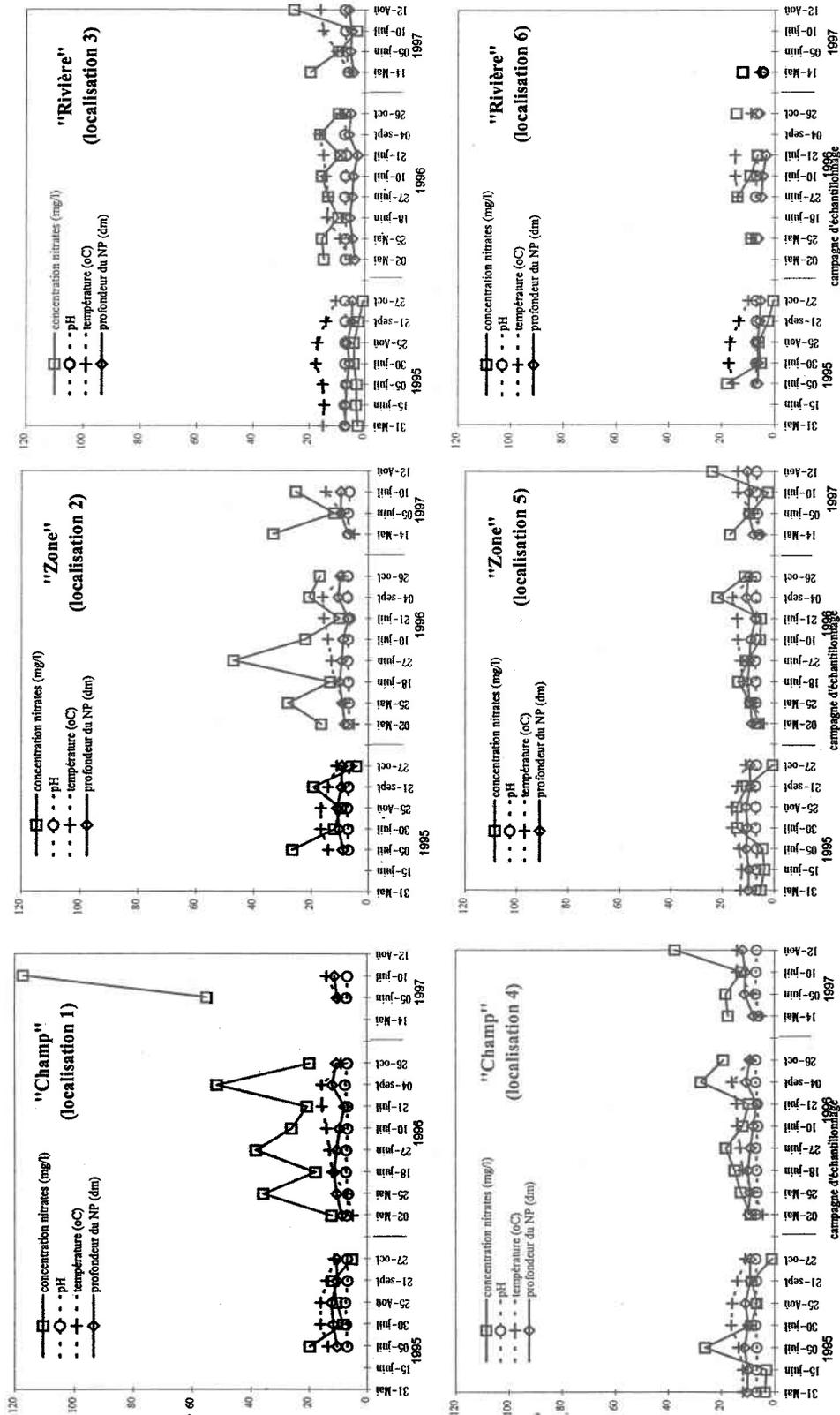


Figure 4.25C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site H-1.

Site H-2 (eau souterraine)

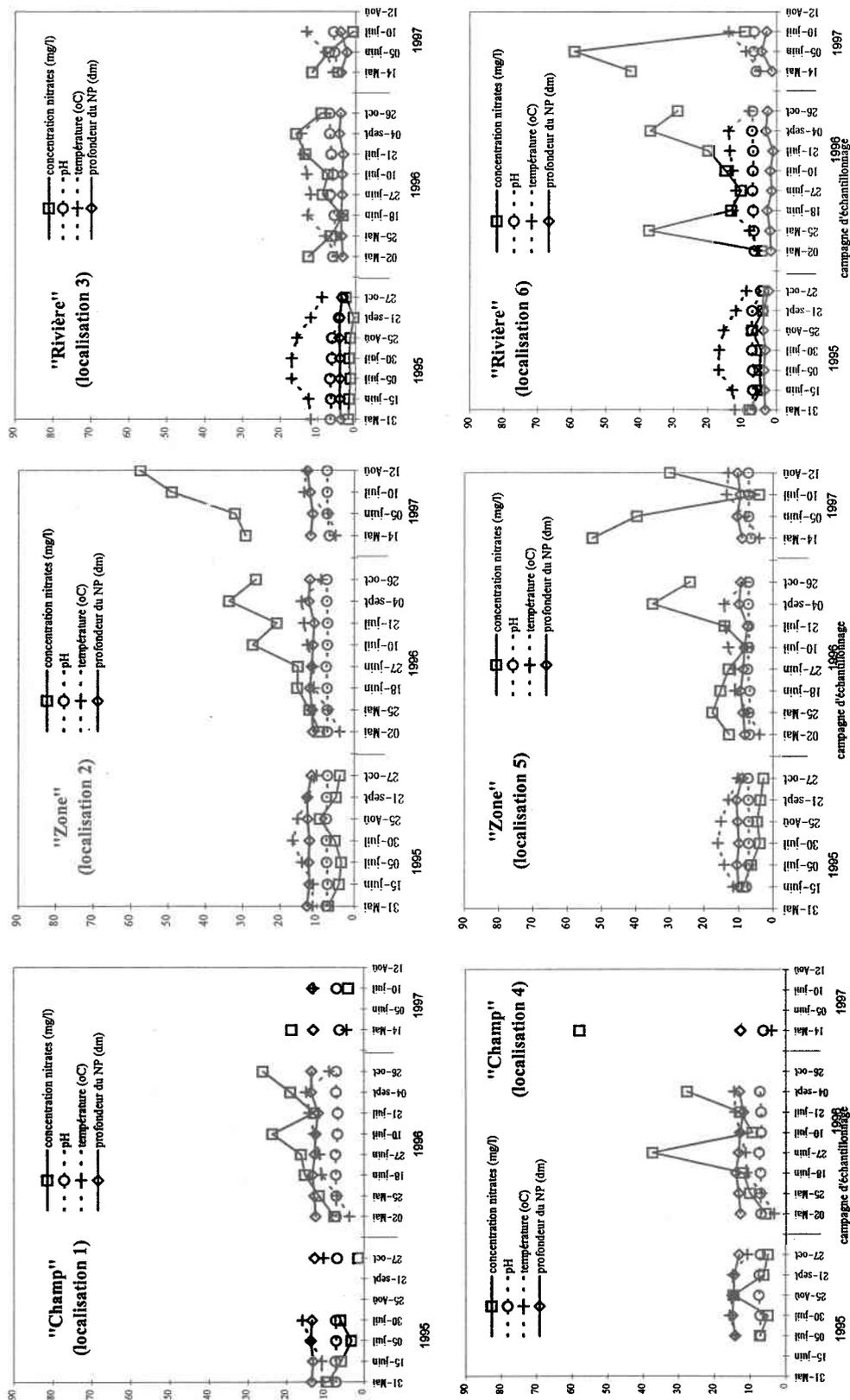


Figure 4.26C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site H-2.

Site H-3 (eau souterraine)

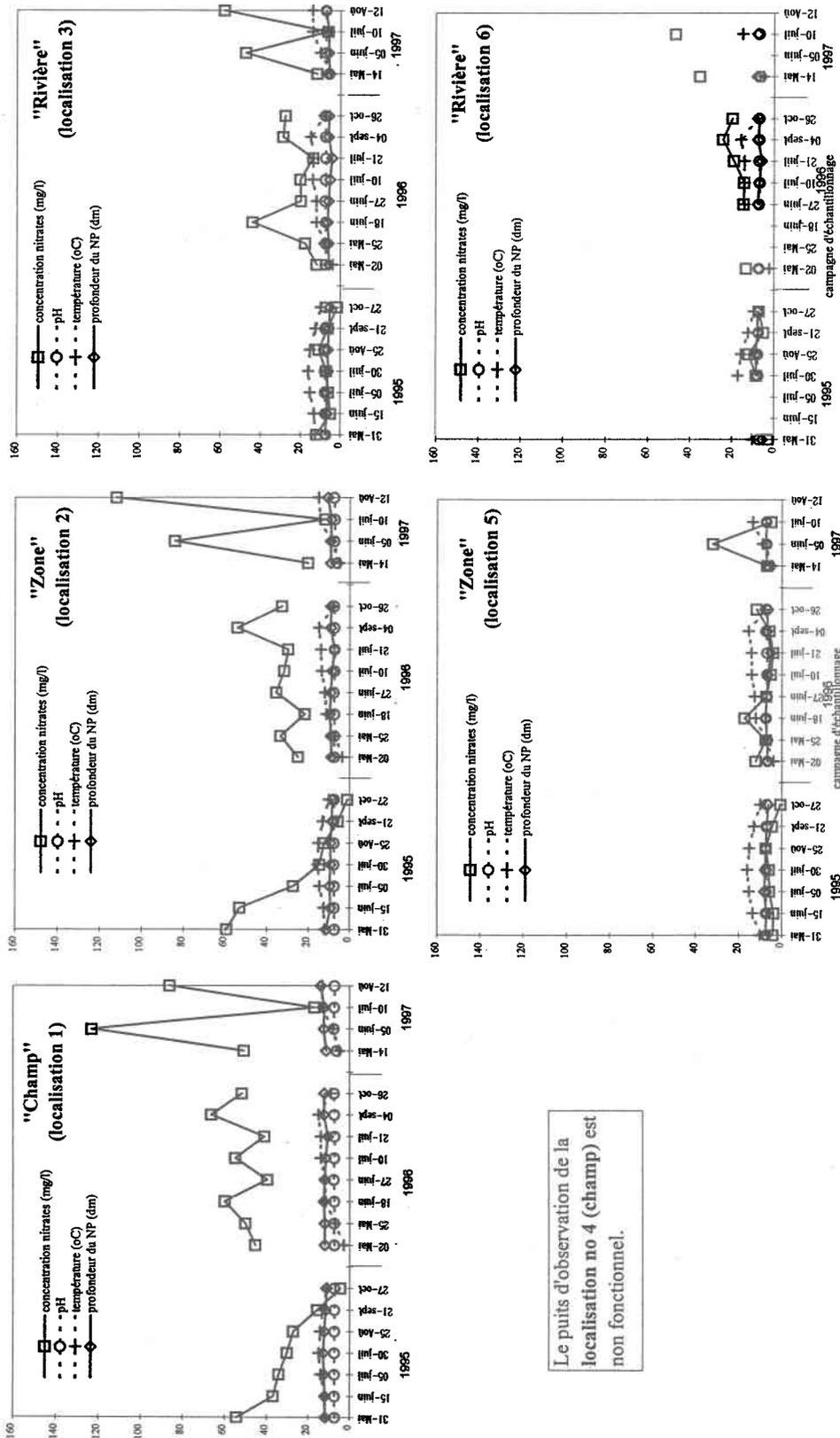


Figure 4.27C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site H-3.

Site R-1 (eau souterraine)

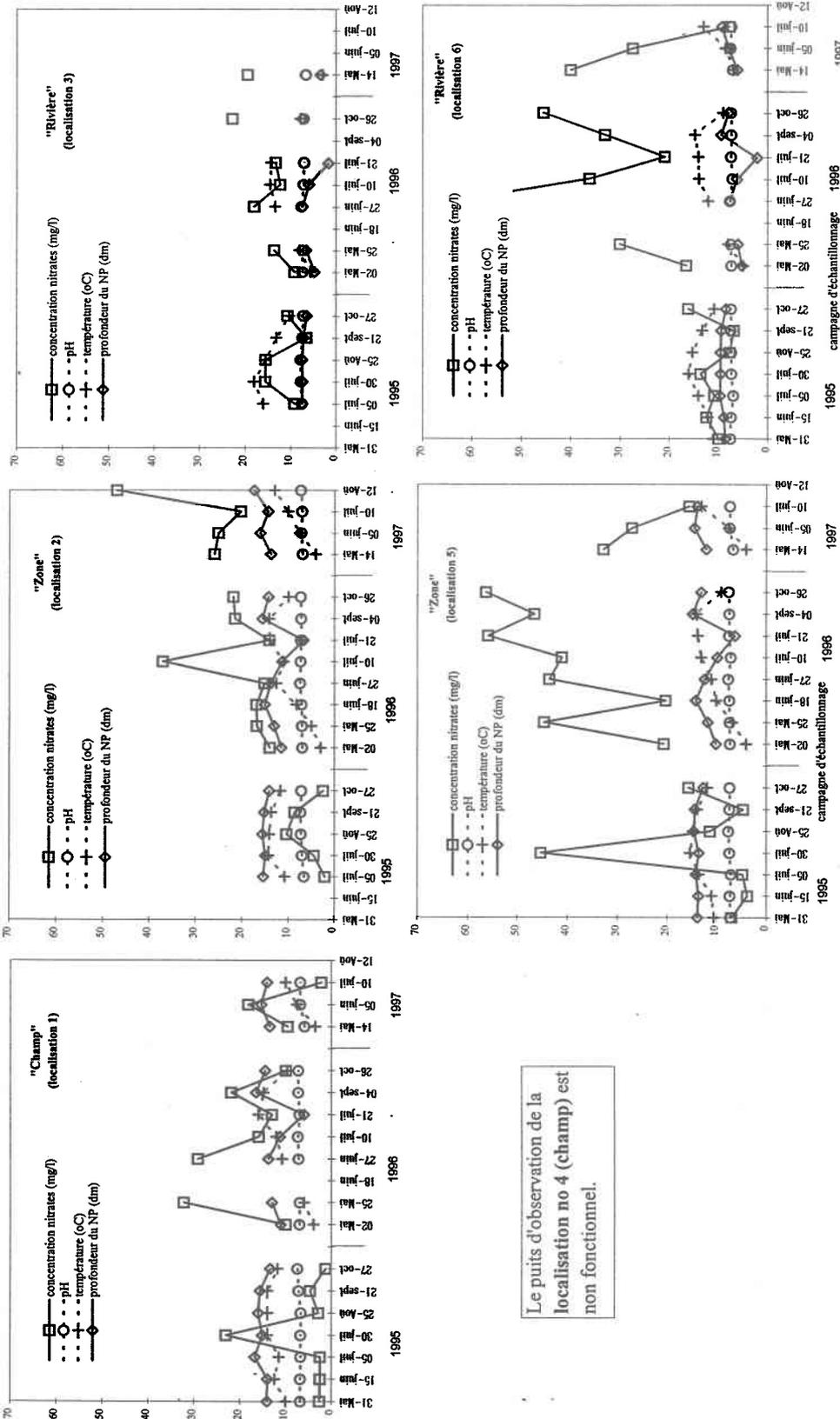


Figure 4.28C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site R-1.

Site R-2 (eau souterraine)

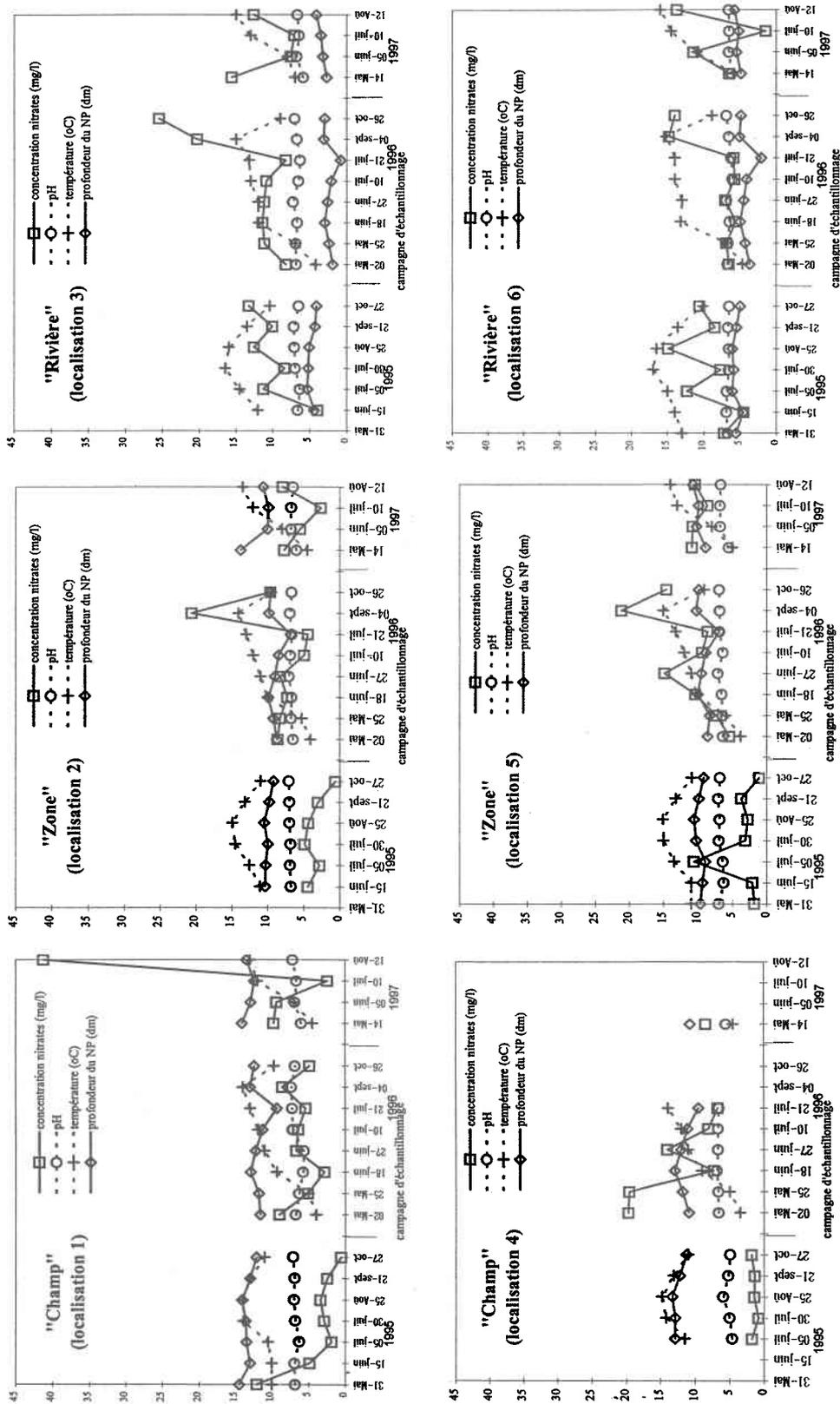


Figure 4.29C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site R-2.

Site R-3 (eau souterraine)

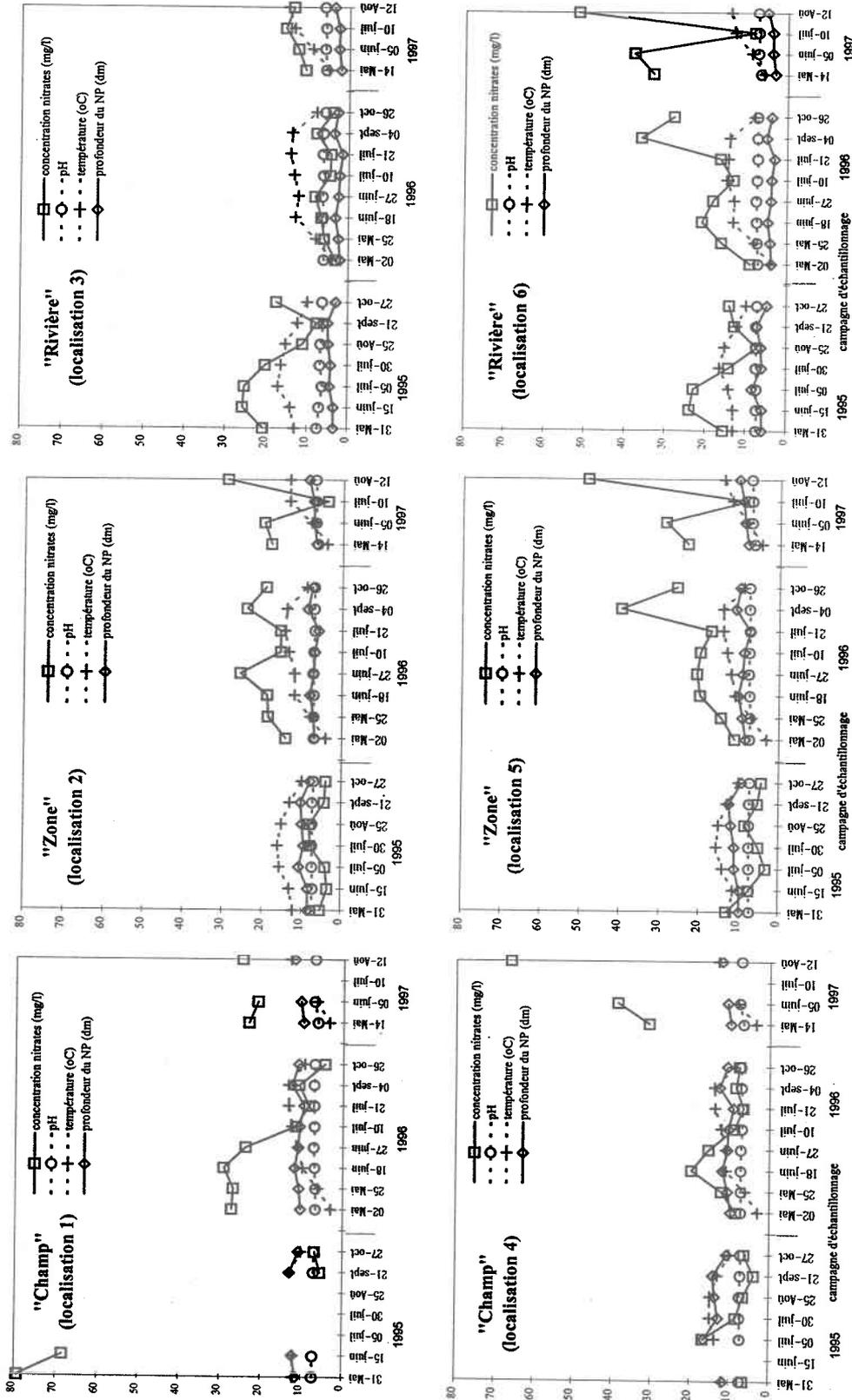
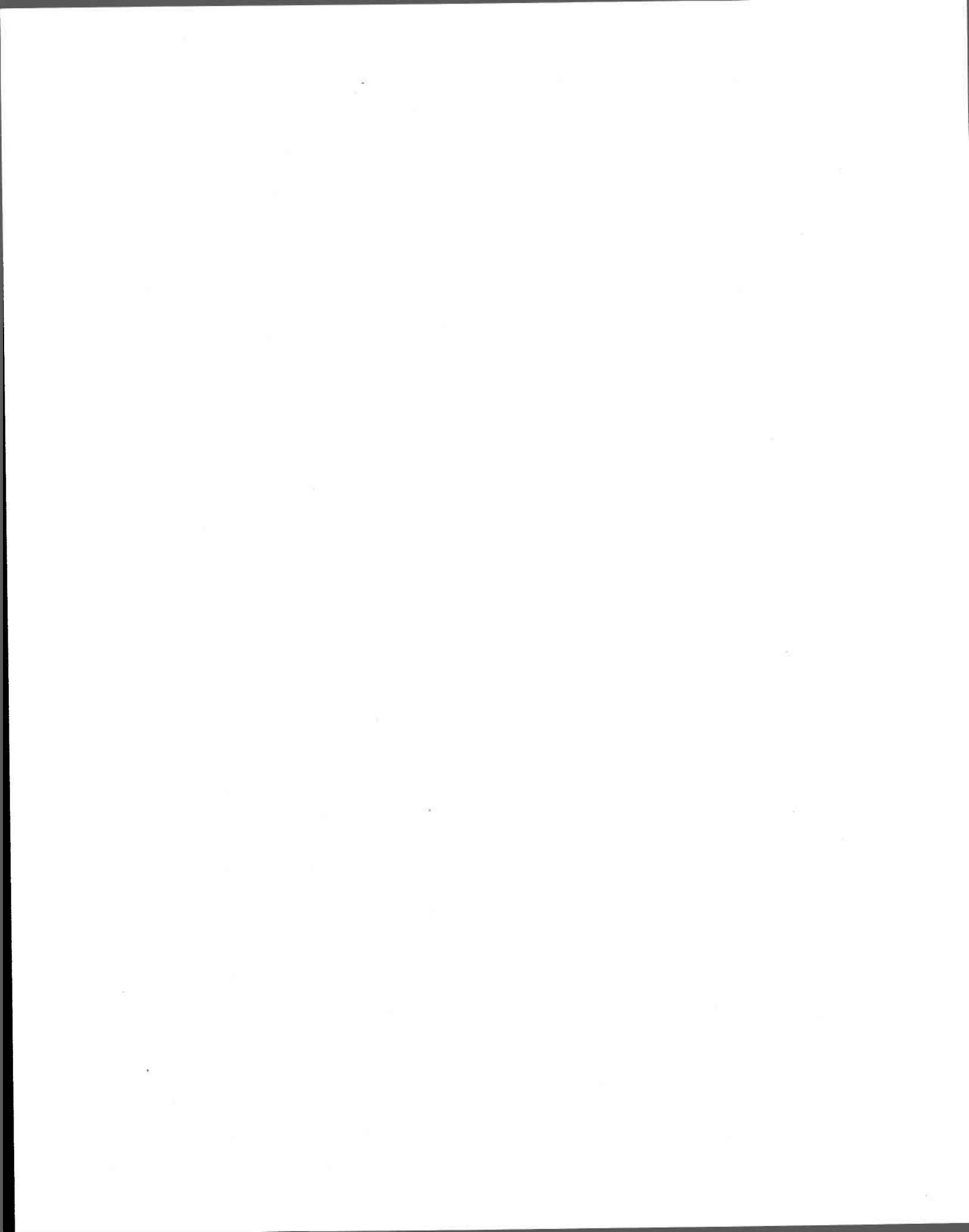
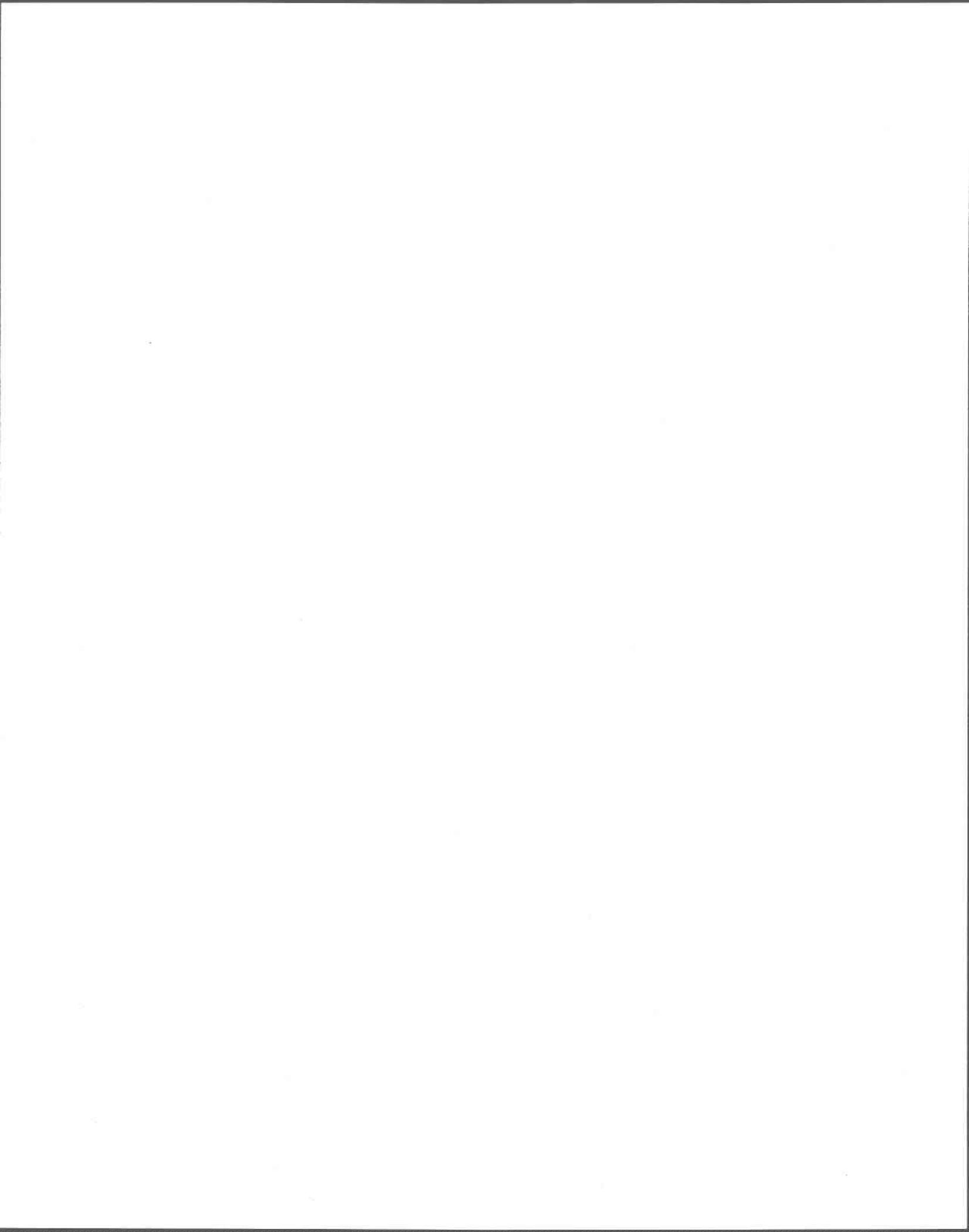


Figure 4.30C Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site R-3.



Annexe C₂

Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en N-NO₃, du pH, de la température et de la profondeur d'eau souterraine au niveau des neuf sites.



Site A-1 (eau souterraine)

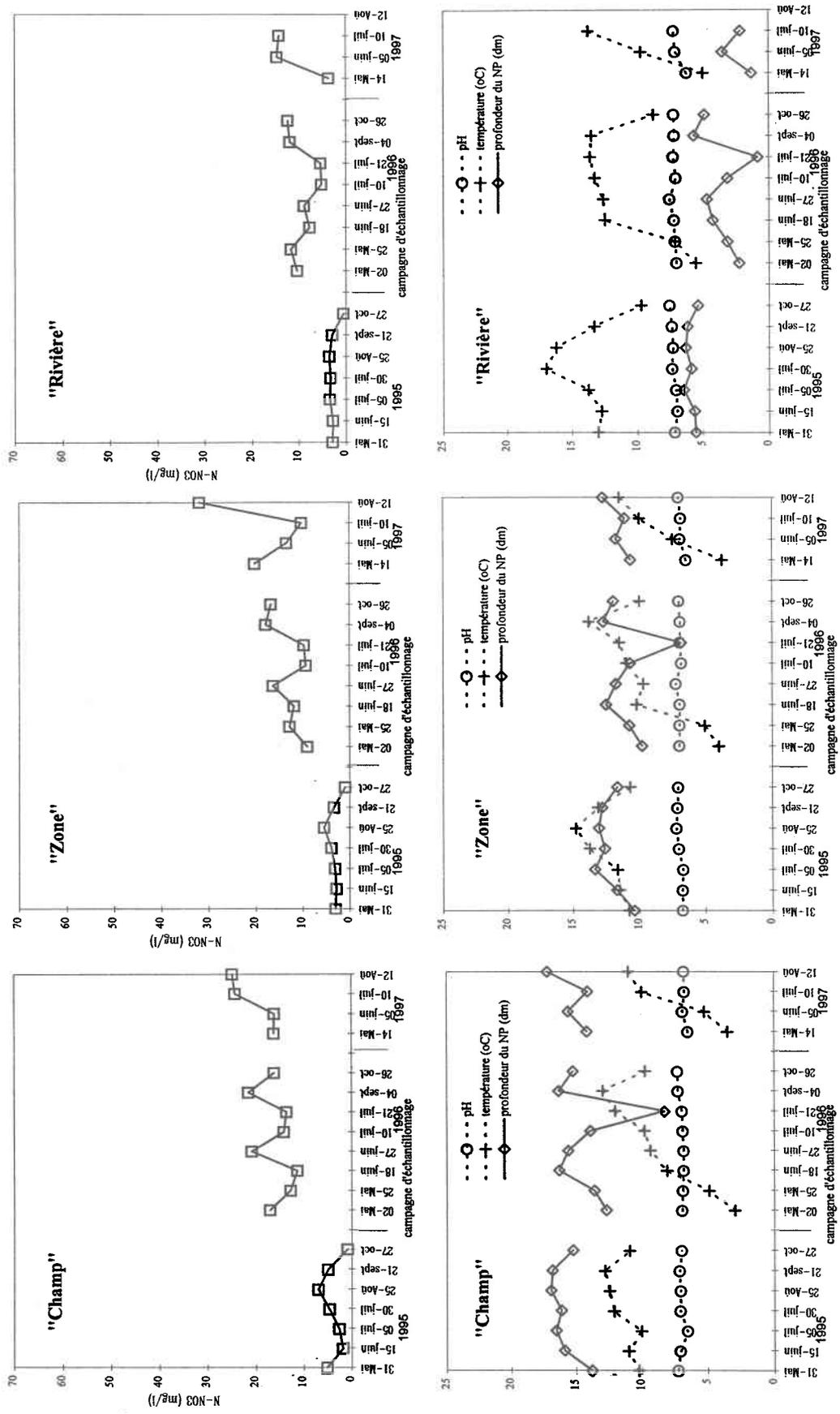


Figure 4.31C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site A-1.

Site A-2 (eau souterraine)

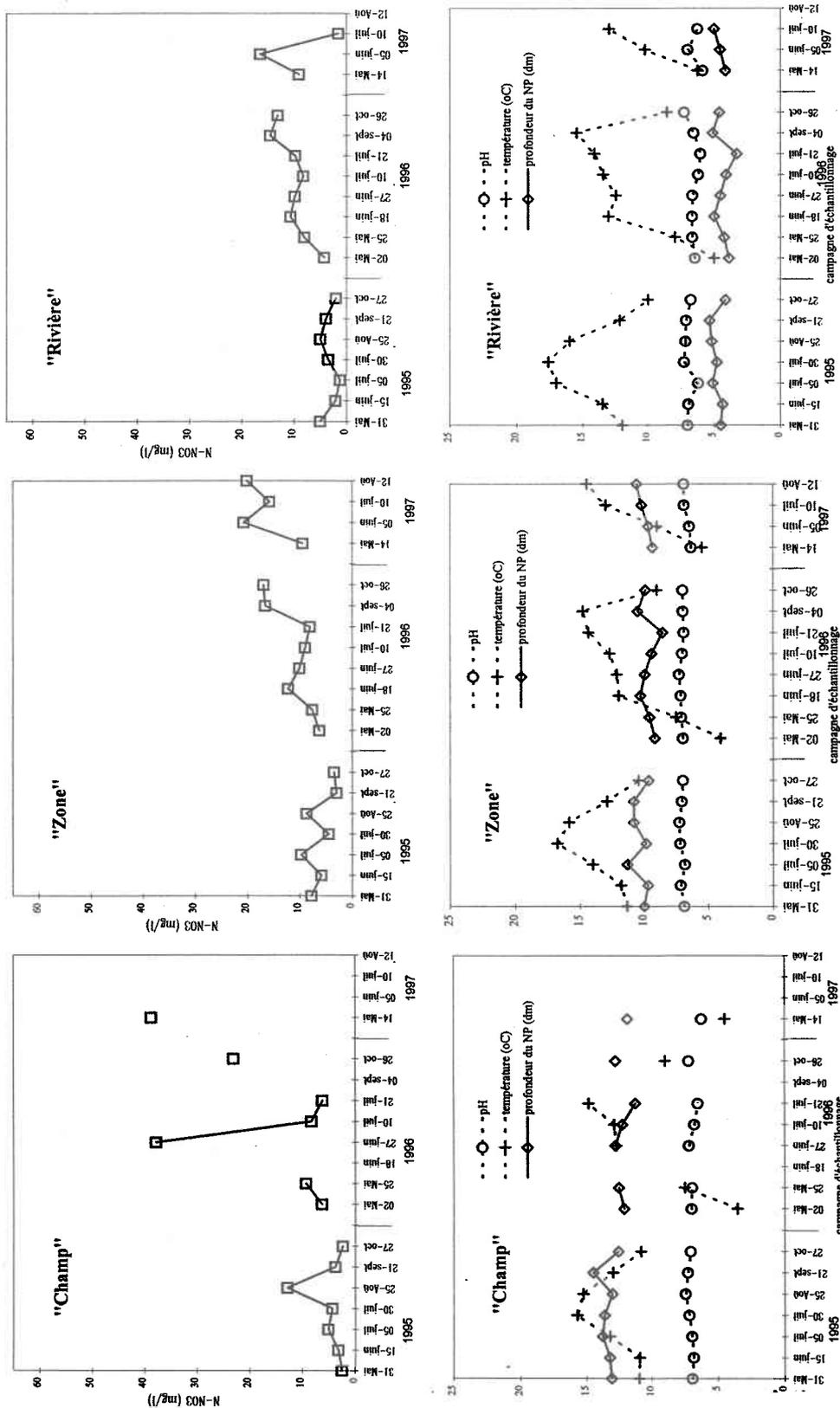


Figure 4.32C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site A-2.

Site A-3 (eau souterraine)

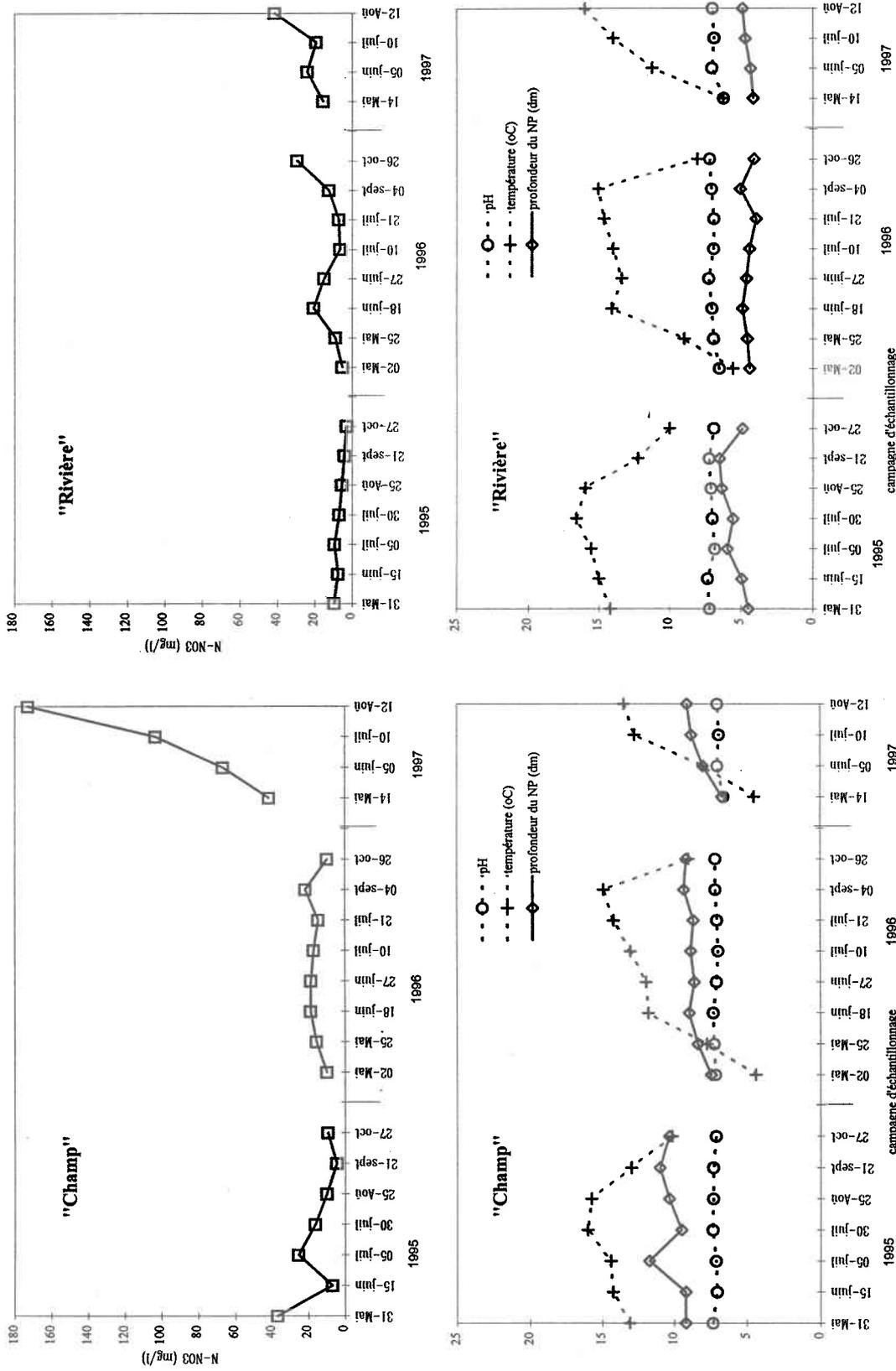


Figure 4.33C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site A-3.

Site H-1 (eau souterraine)

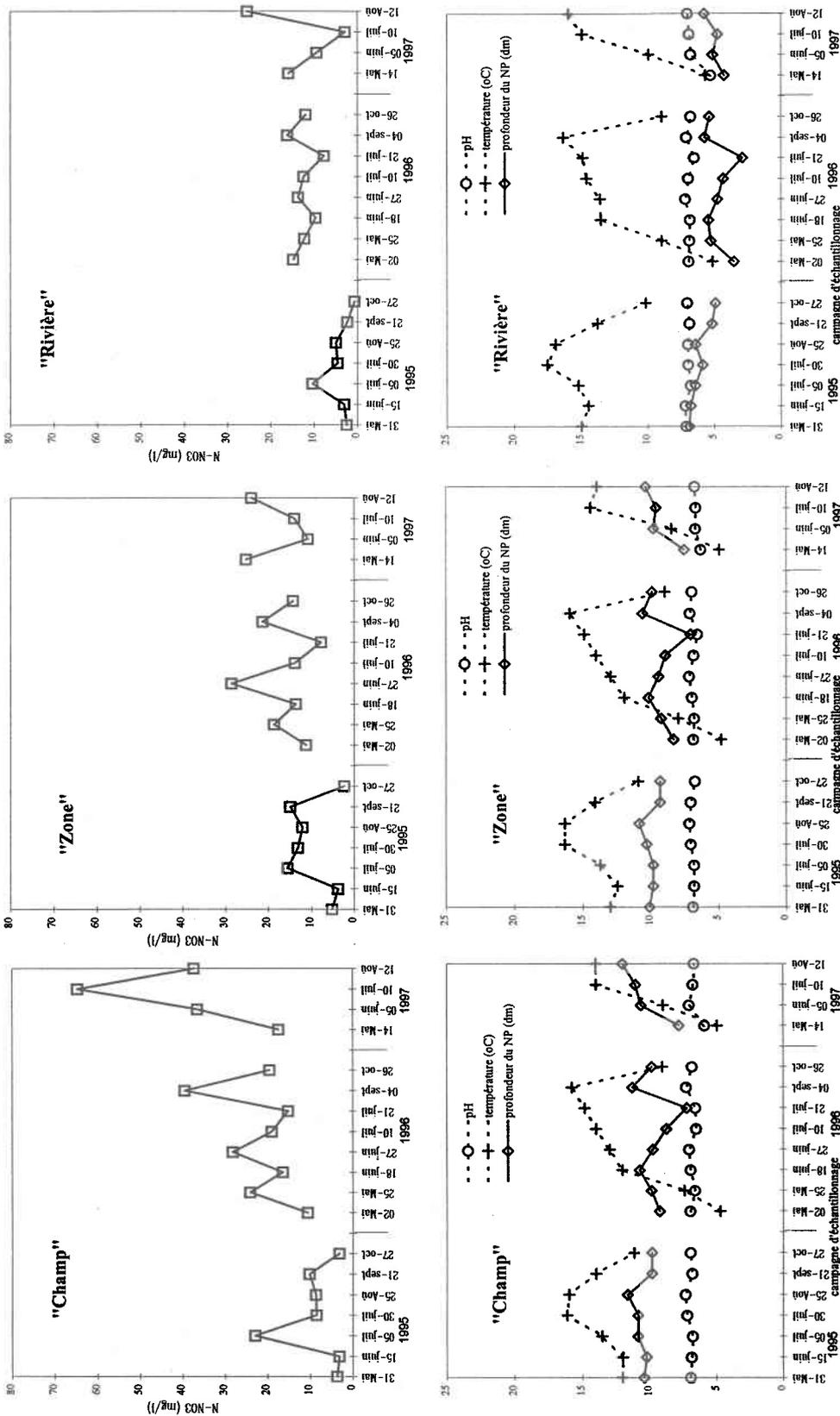


Figure 4.34C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site H-1.

Site H-2 (eau souterraine)

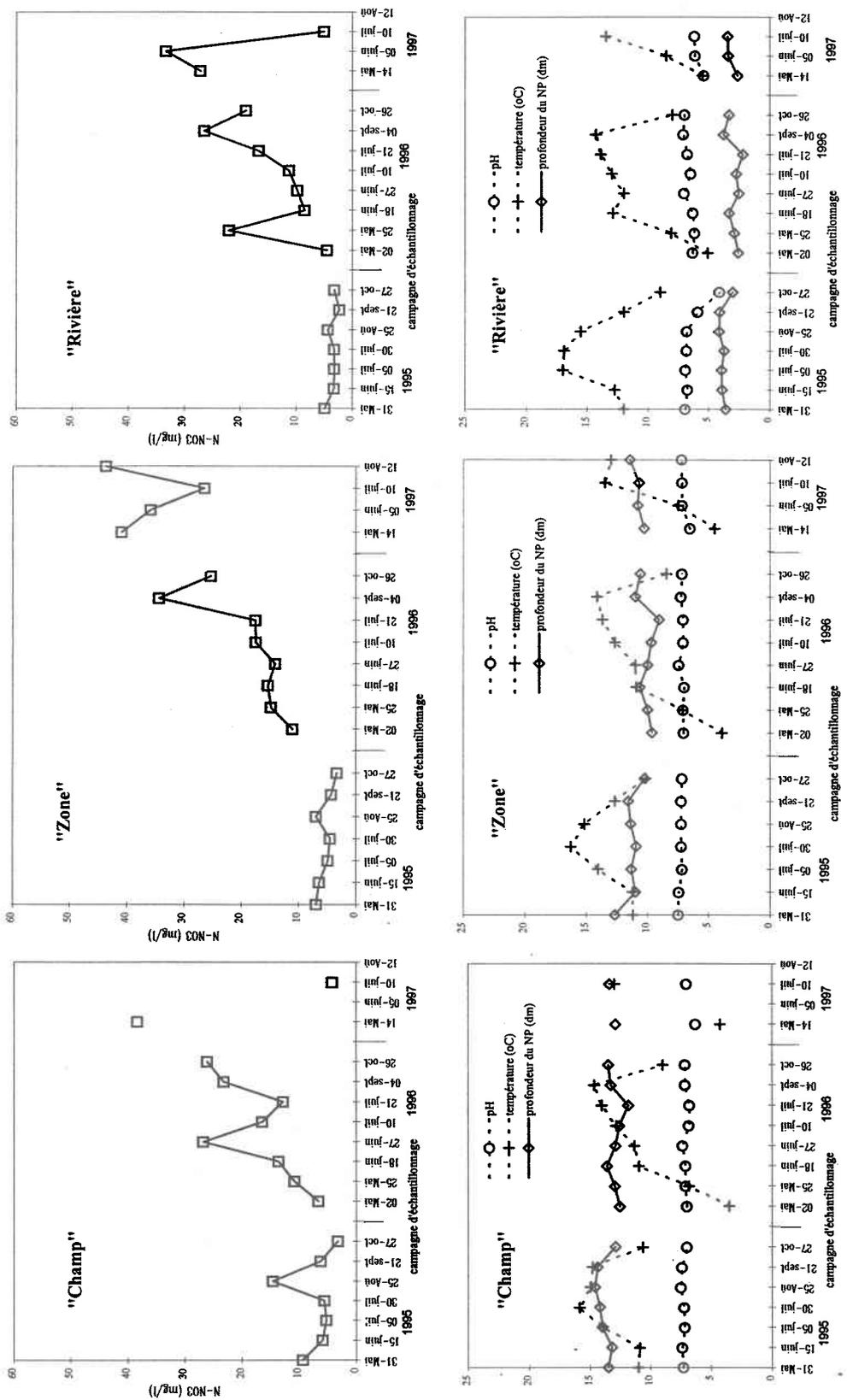


Figure 4.35C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site H-2.

Site H-3 (eau souterraine)

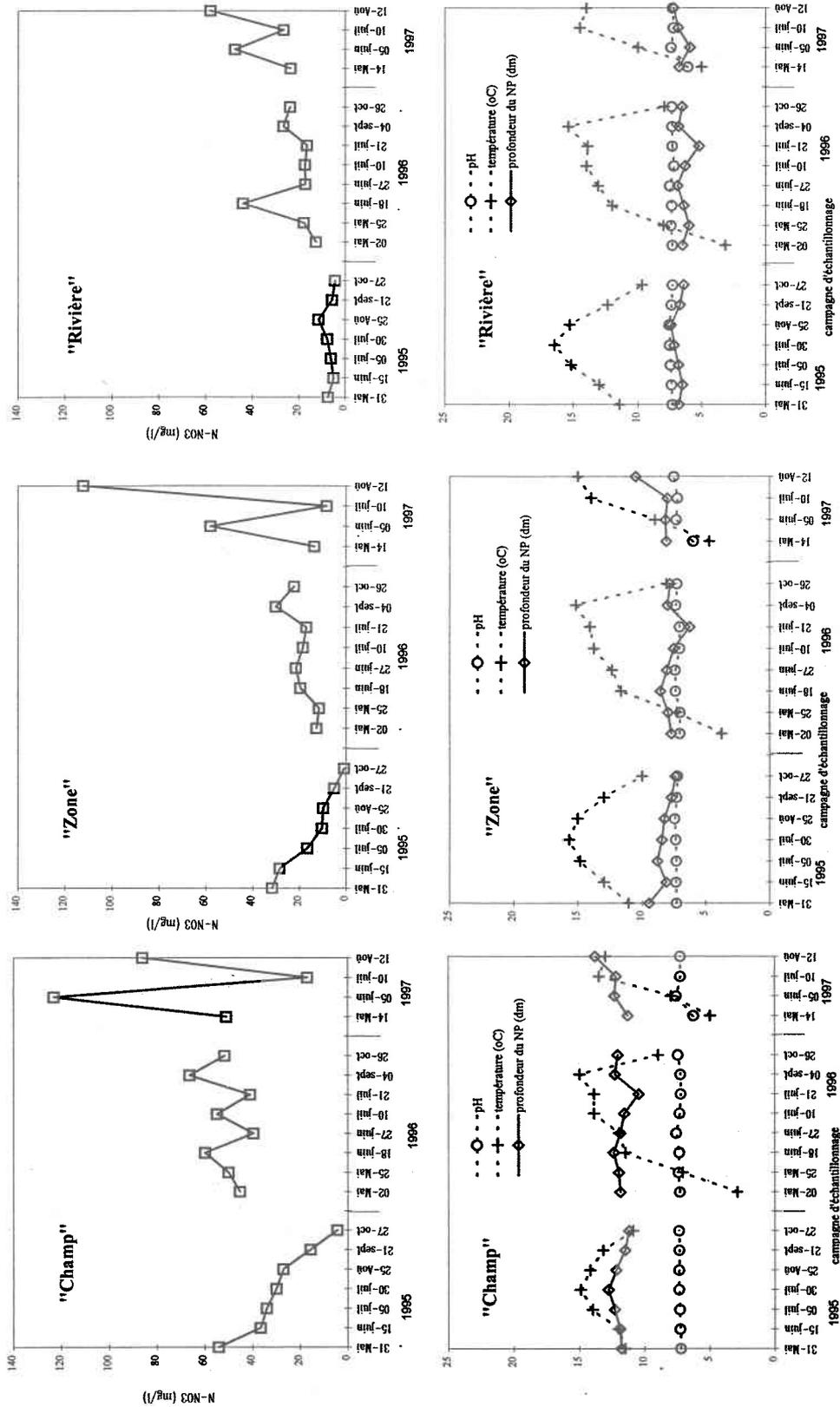


Figure 4.36C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site H-3.

Site R-1 (eau souterraine)

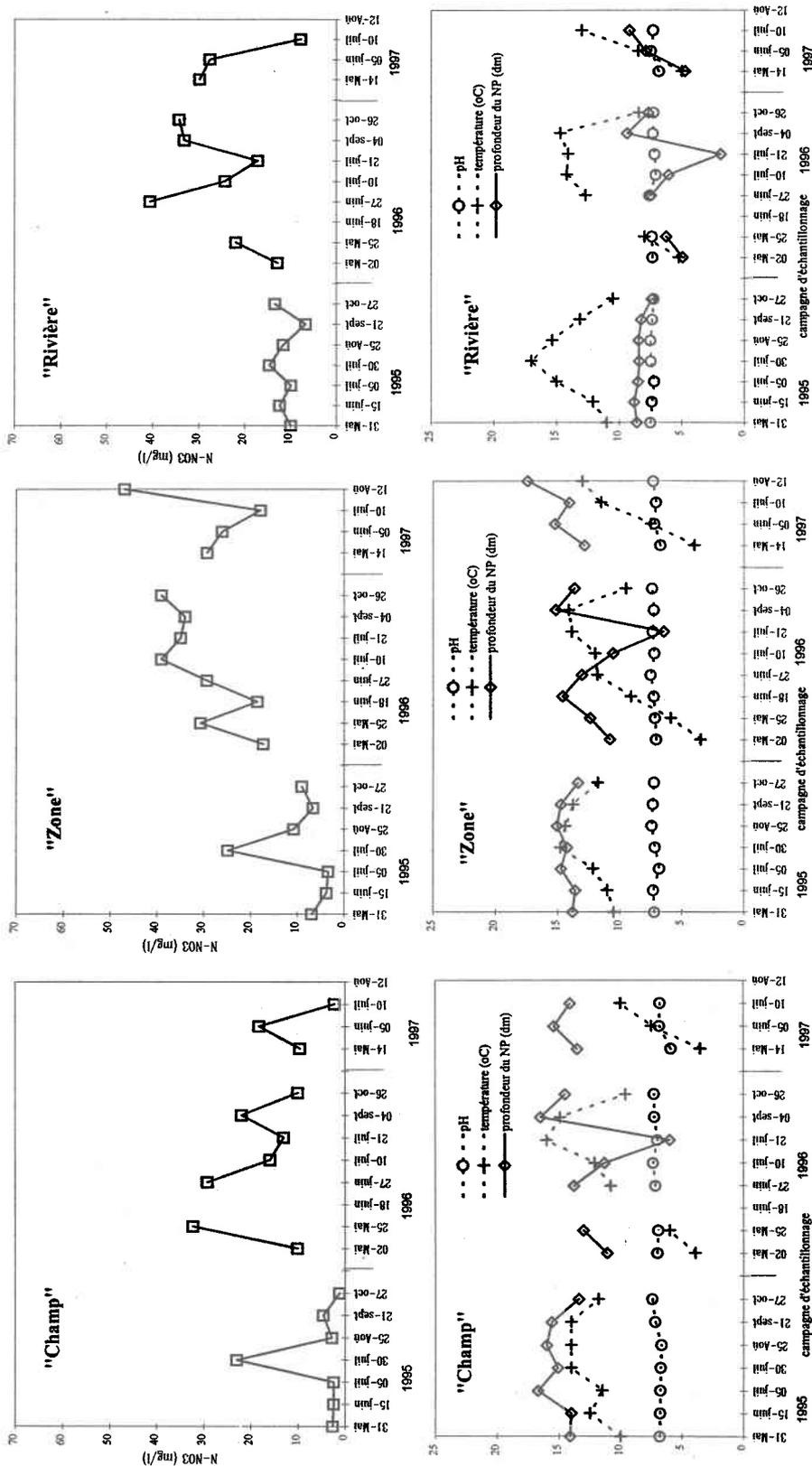


Figure 4.37C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site R-1.

Site R-2 (eau souterraine)

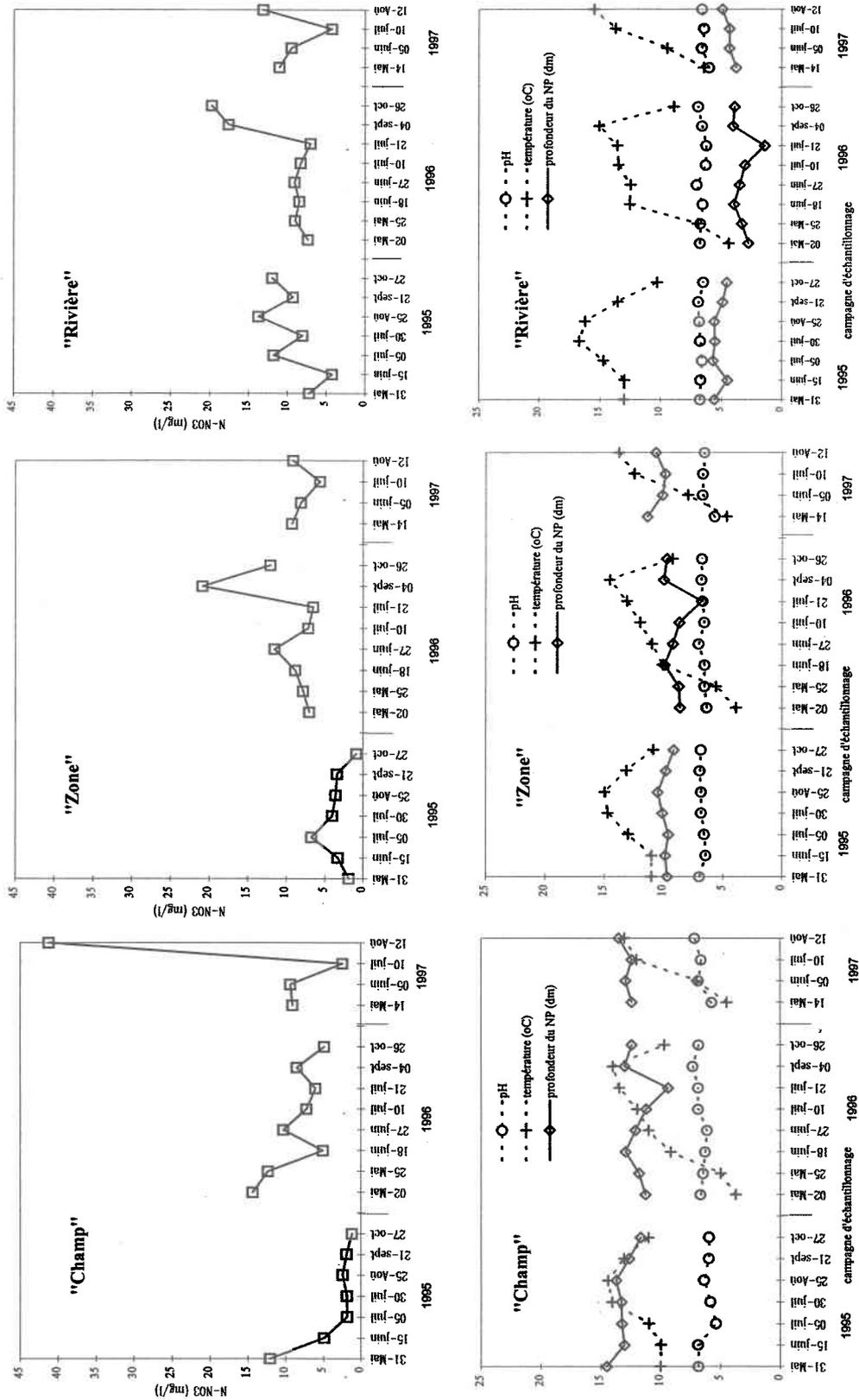


Figure 4.38C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site R-2.

Site R-3 (eau souterraine)

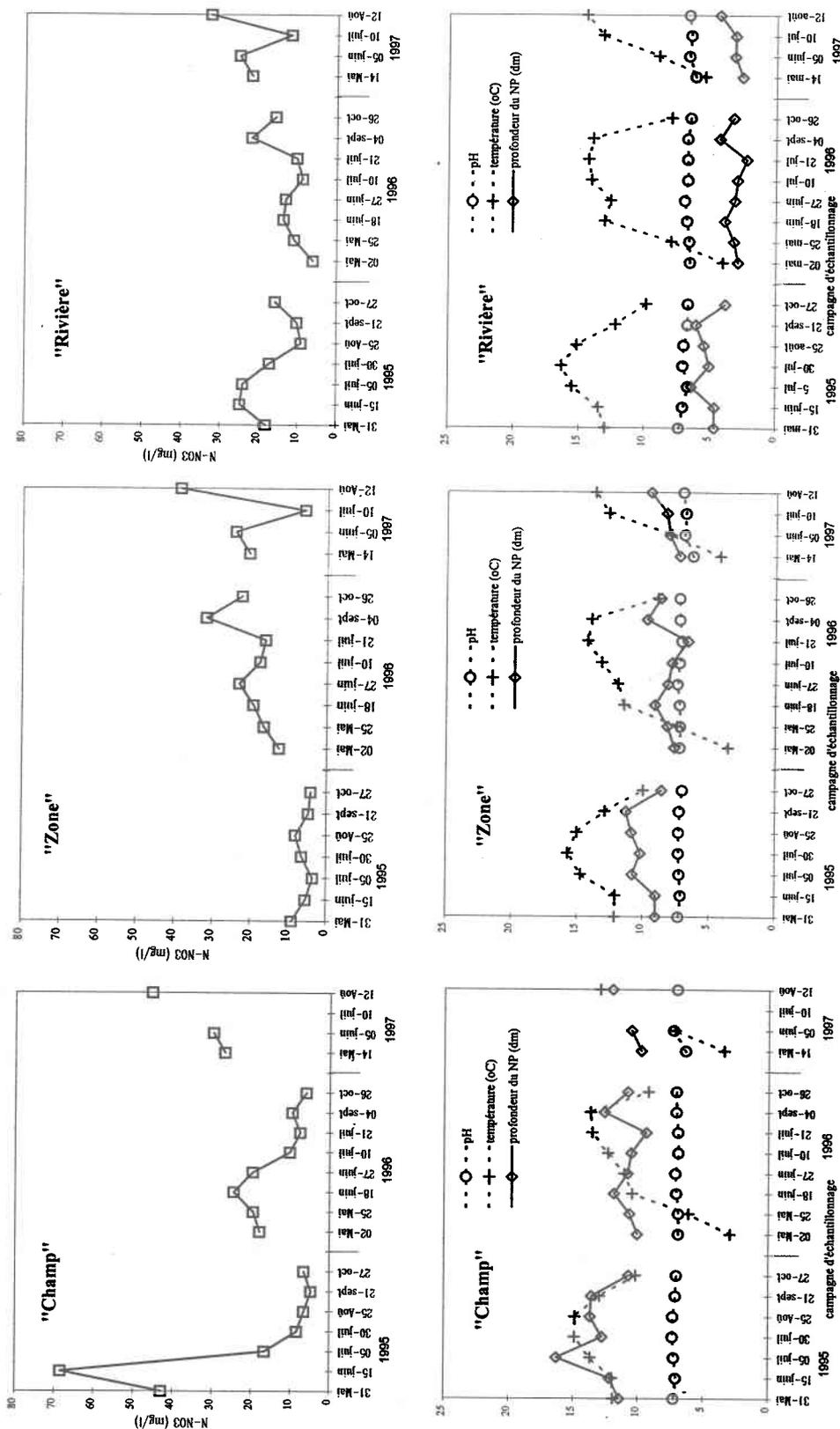
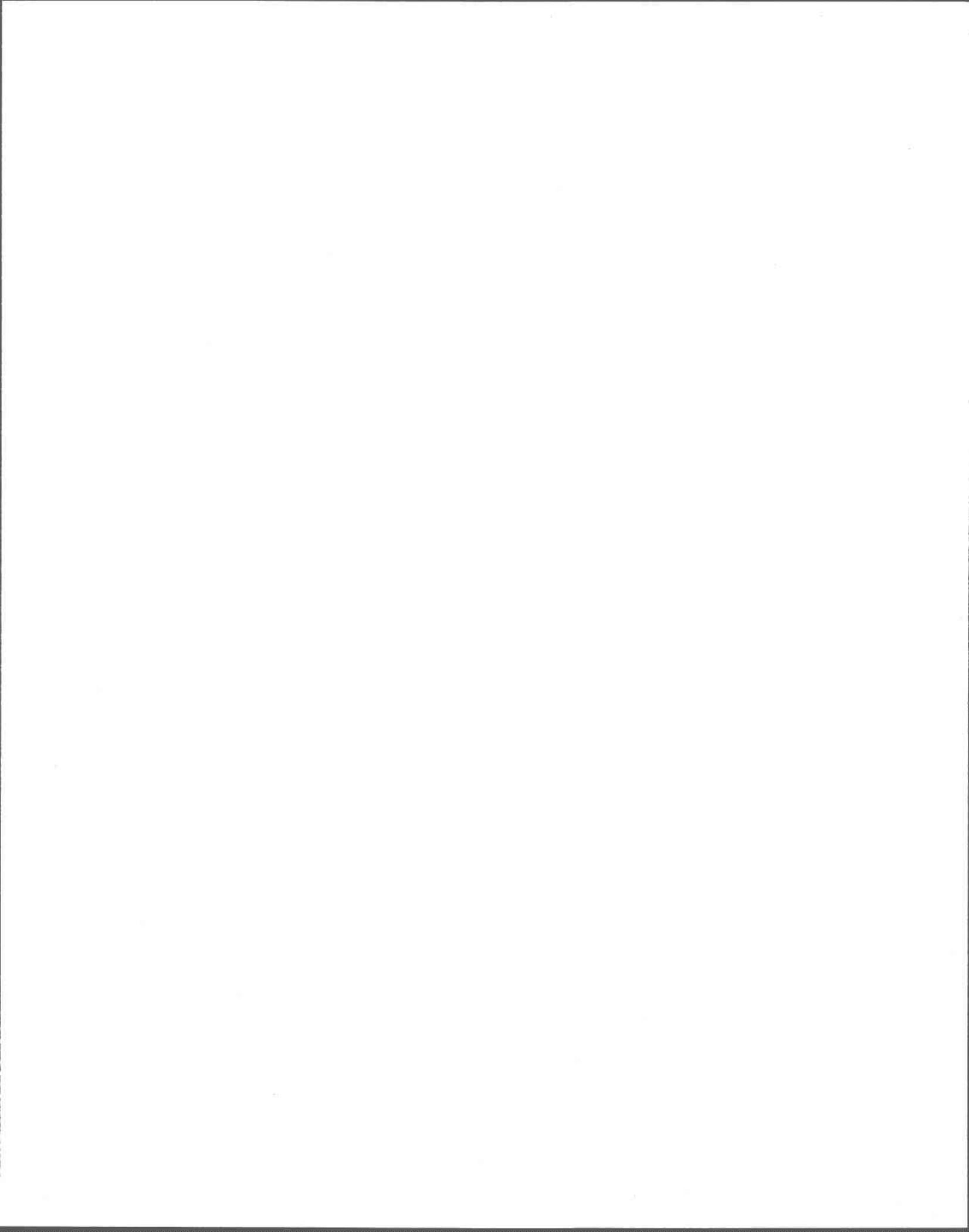


Figure 4.39C Évolution spatiale et temporelle moyenne de la concentration en nitrates, de la température, du pH, et de la profondeur du niveau piézométrique (NP) au niveau du site R-3.



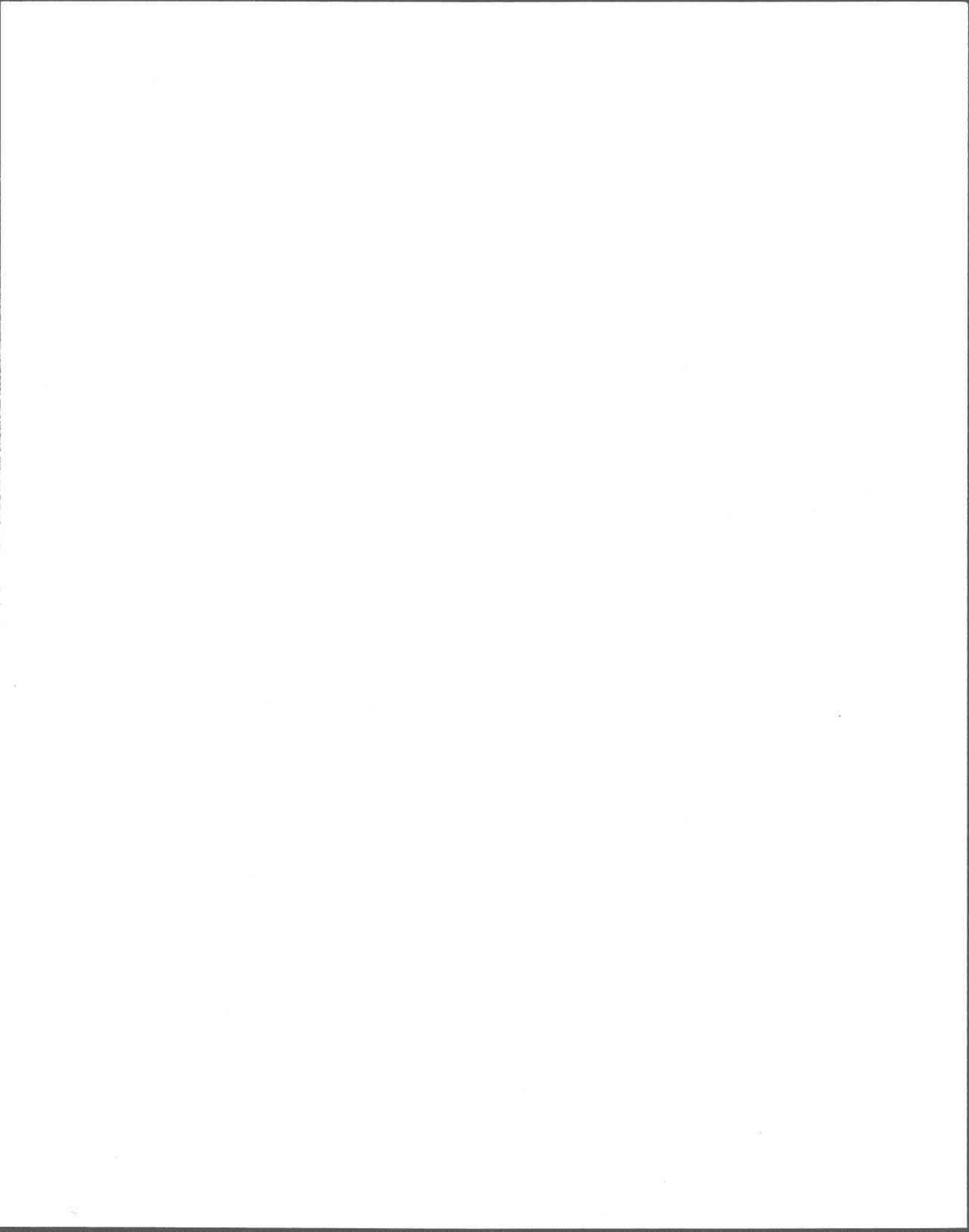
Annexe C₃**Tableau 4.1** Valeurs de l'atténuation (en %) des N-NO₃ pour les neuf zones riveraines étudiées.

site année	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
1995	-99	-154	23	53	51	77	28	34	59
1996	-39	-26	12	43	14	57	42	41	17
1997	-117	-44	22	66	24	44	43	76	74



Annexe D

Évolution spatio-temporelle des concentrations en N-NO₃, du taux d'humidité et de celui de matière organique dans le sol des neuf sites pour les profondeurs (0-10, 20-30 et 60-70 cm).



Site A-1 (sol)

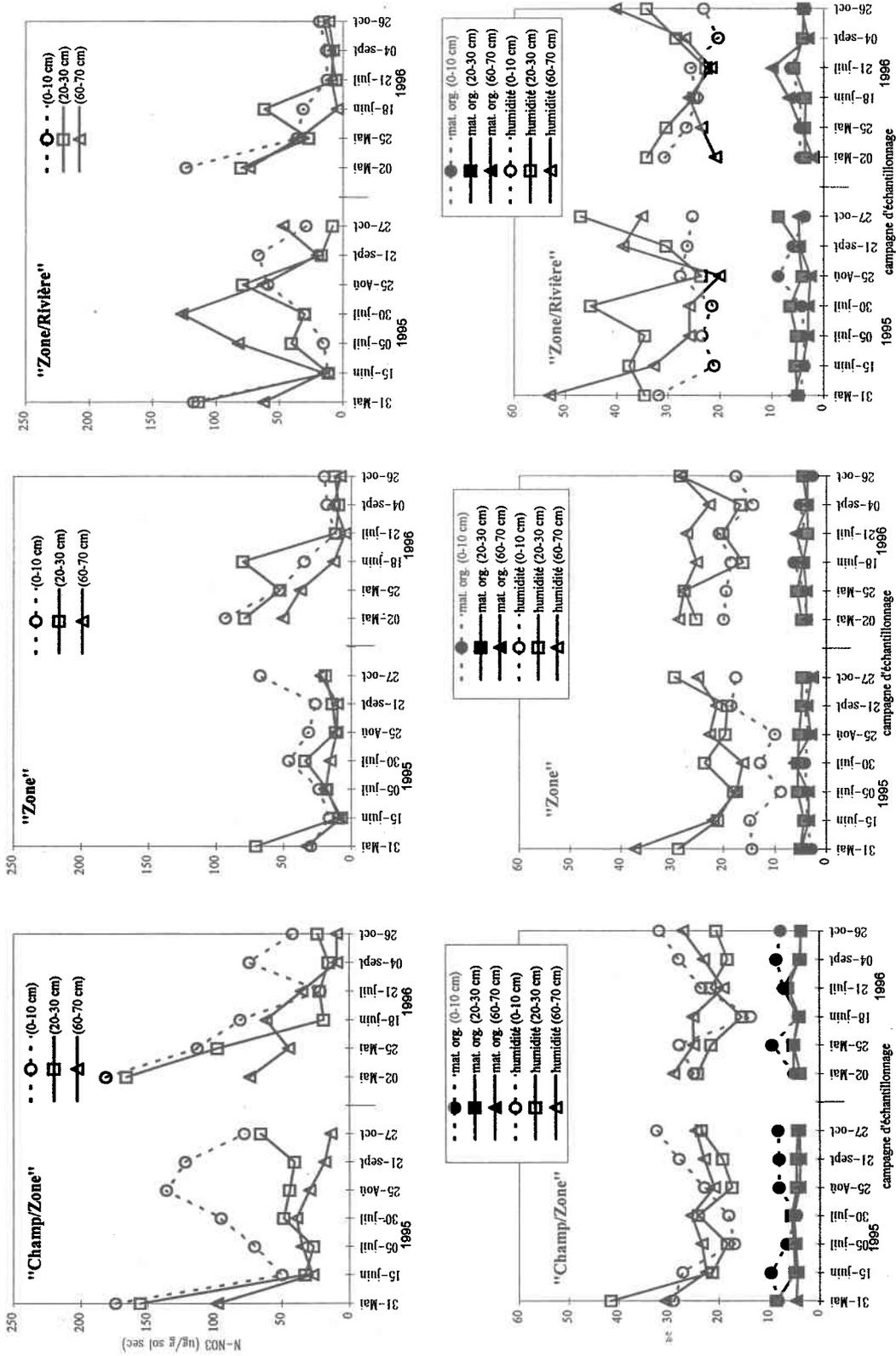


Figure 4.40D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site A-1 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).

Site A-2 (sol)

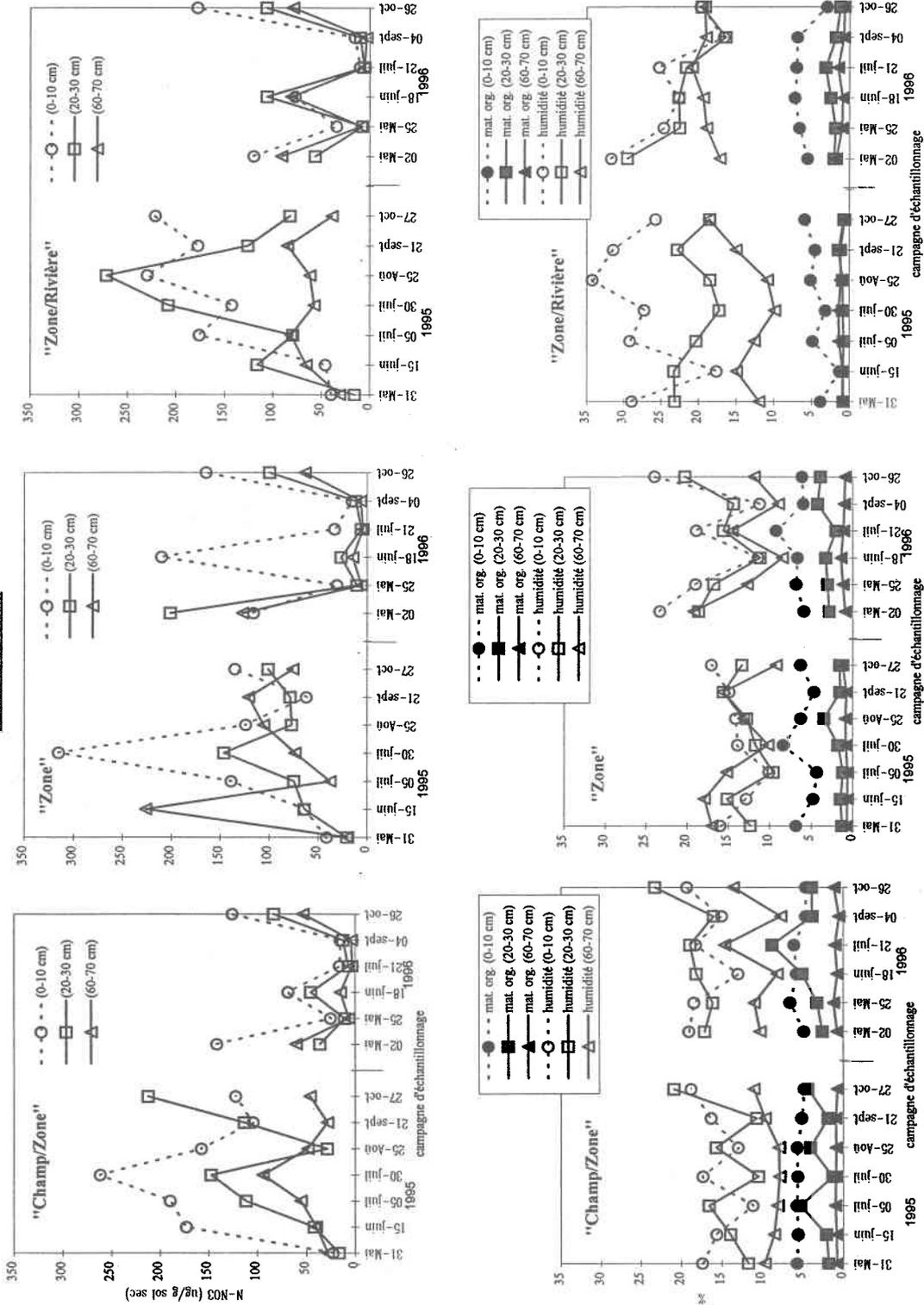


Figure 4.41D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site A-2 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).

Site A-3 (sol)

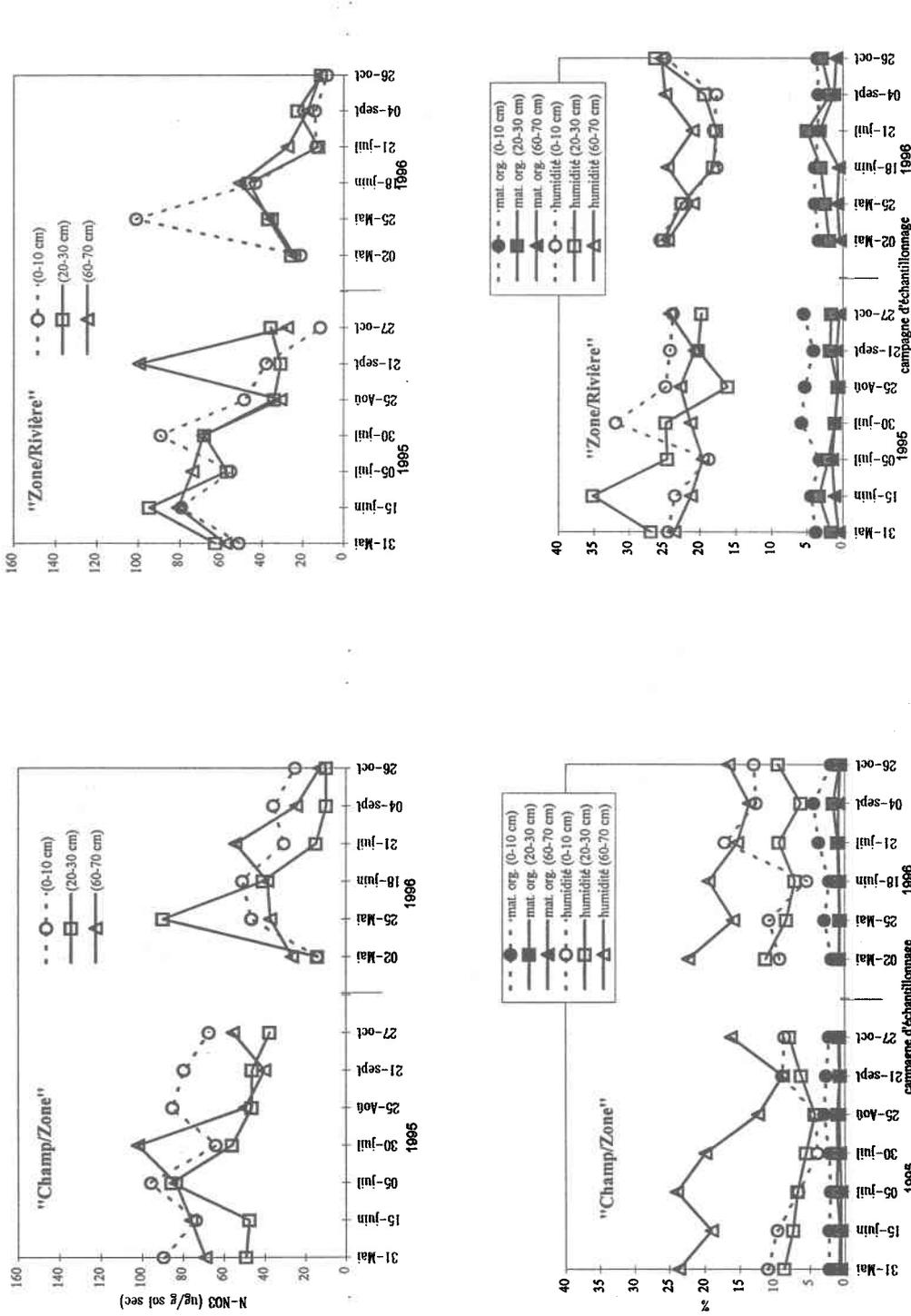


Figure 4.42D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site A-3 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).

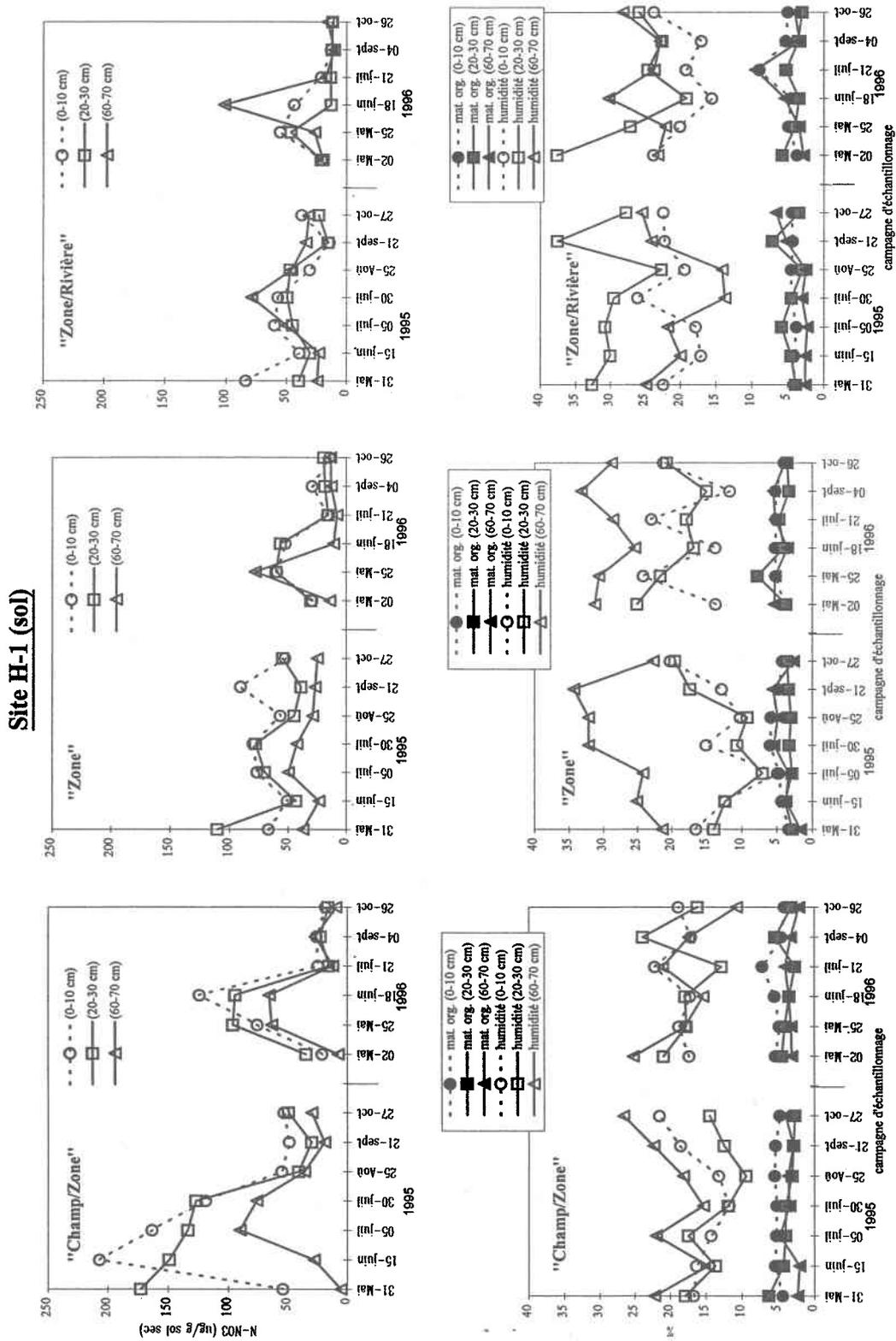


Figure 4.43D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site H-1 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).

Site H-2 (sol)

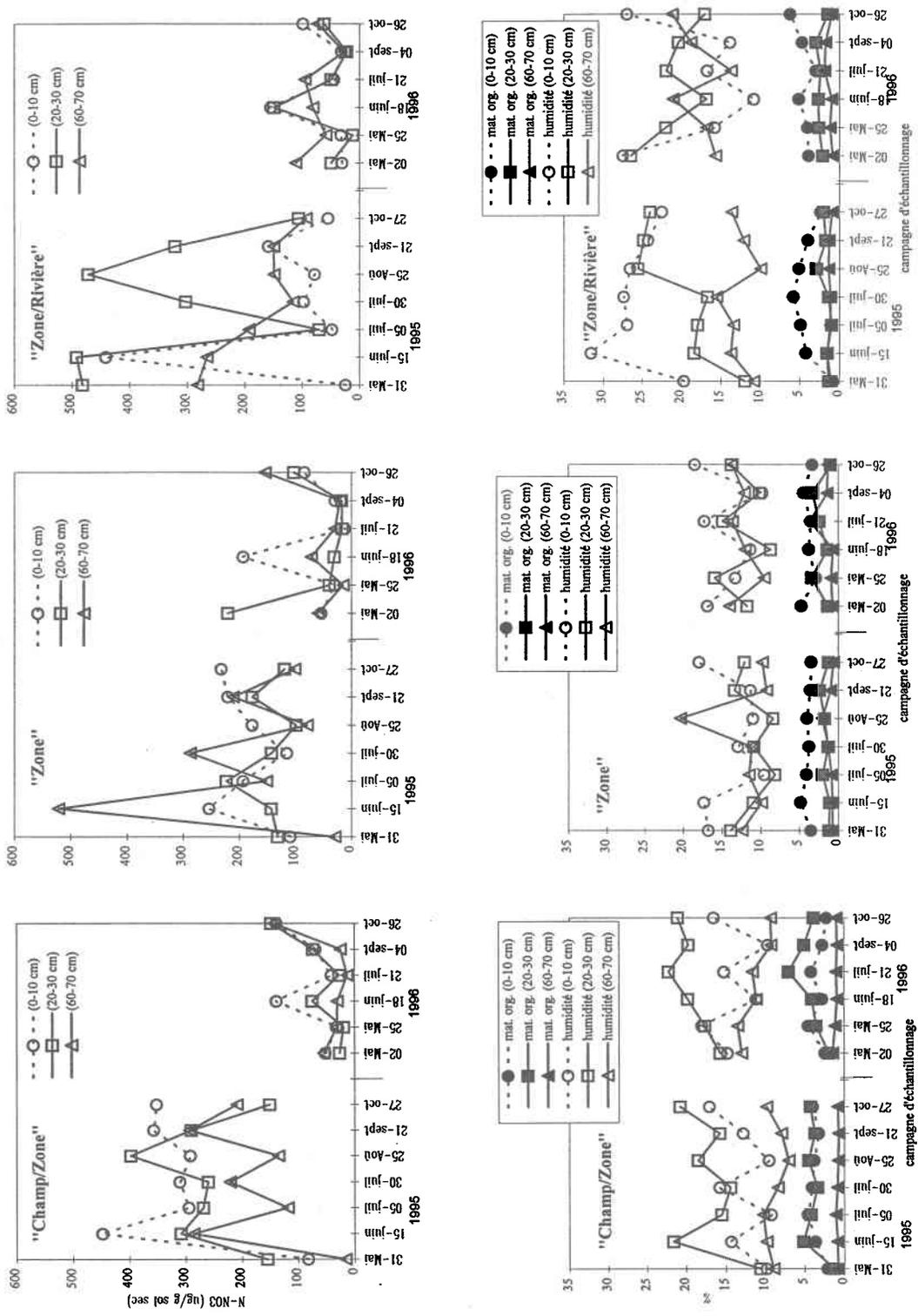


Figure 4.44D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site H-2 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).

Site H-3 (sol)

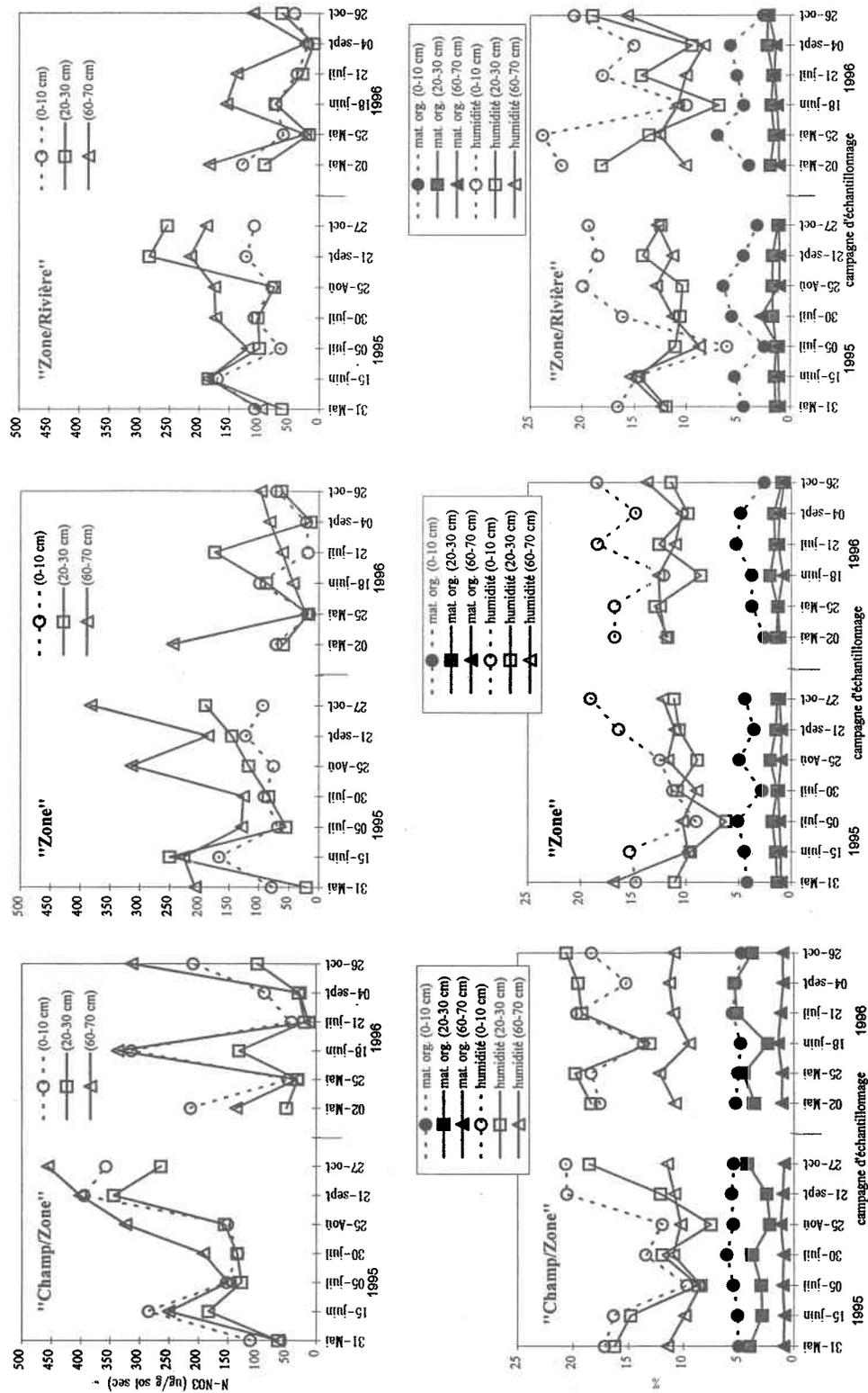


Figure 4.45D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site H-3 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).

Site R-1 (sol)

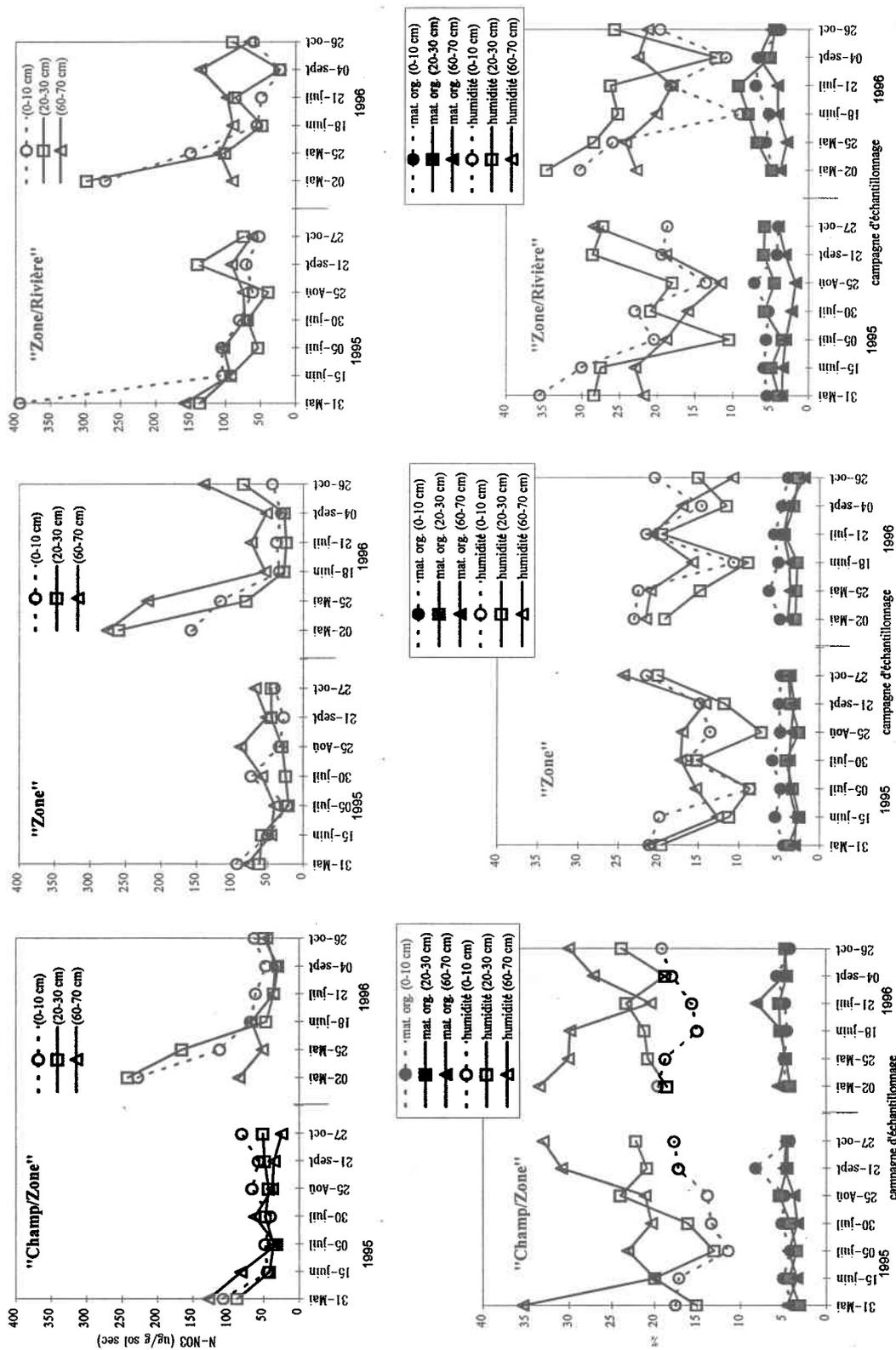


Figure 4.46D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site R-1 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).

Site R-2 (sol)

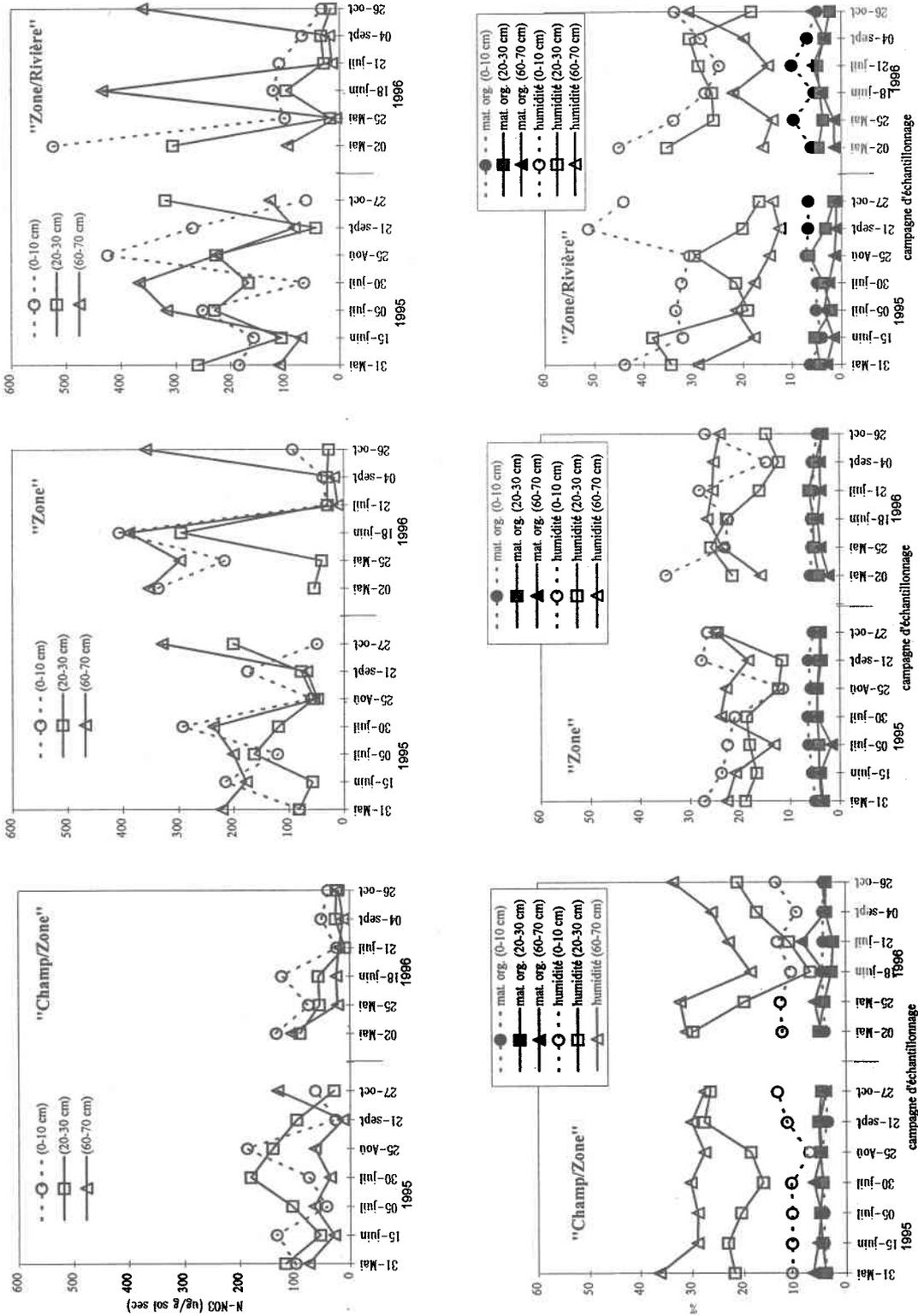


Figure 4.47D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site R-2 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).

Site R-3 (sol)

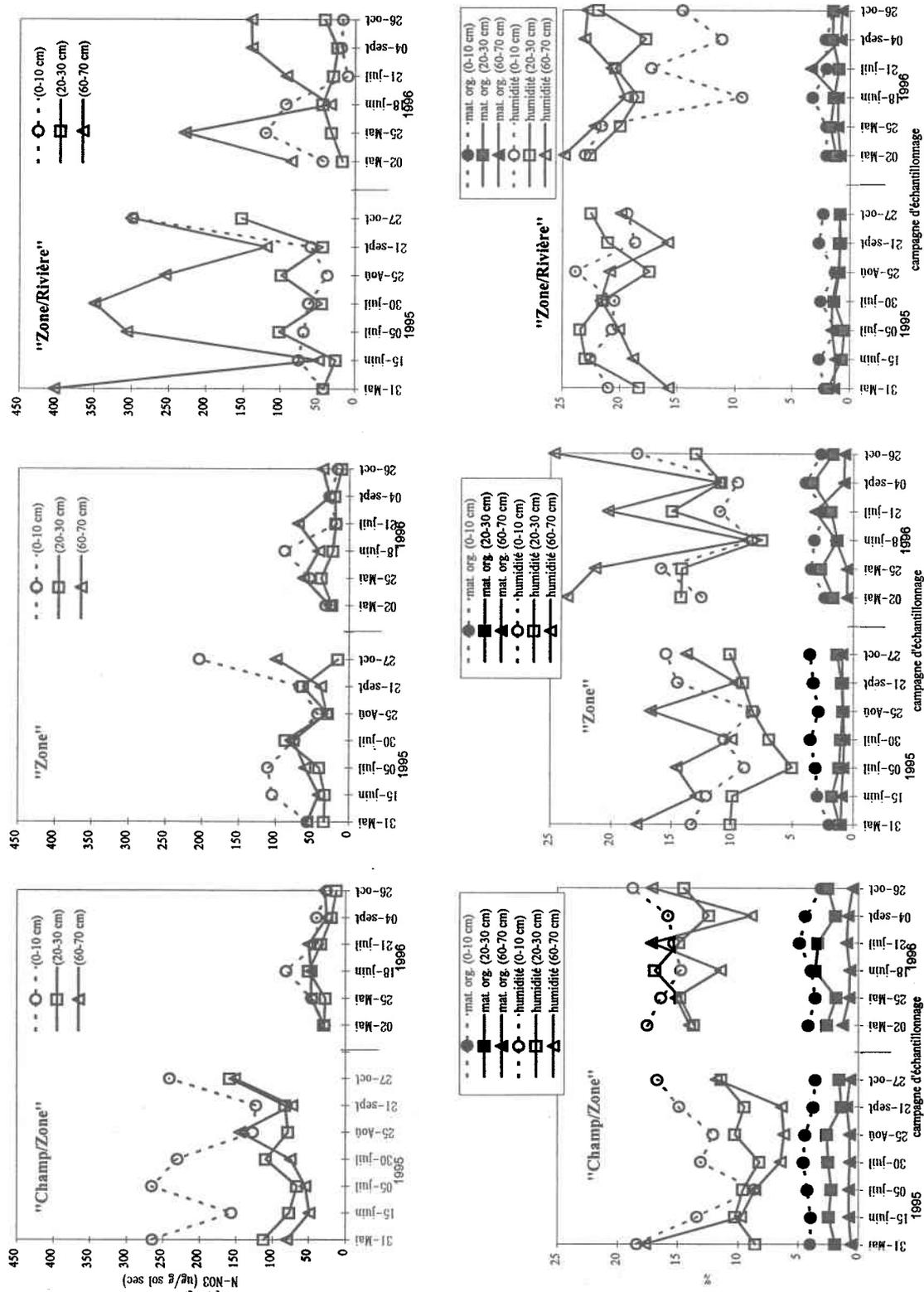


Figure 4.48D Évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates, du taux d'humidité, et de la quantité de matière organique dans le sol du site R-3 pour les profondeurs (0-10 cm), (20-30 cm) et (60-70 cm).

Profondeur (0-10 cm)

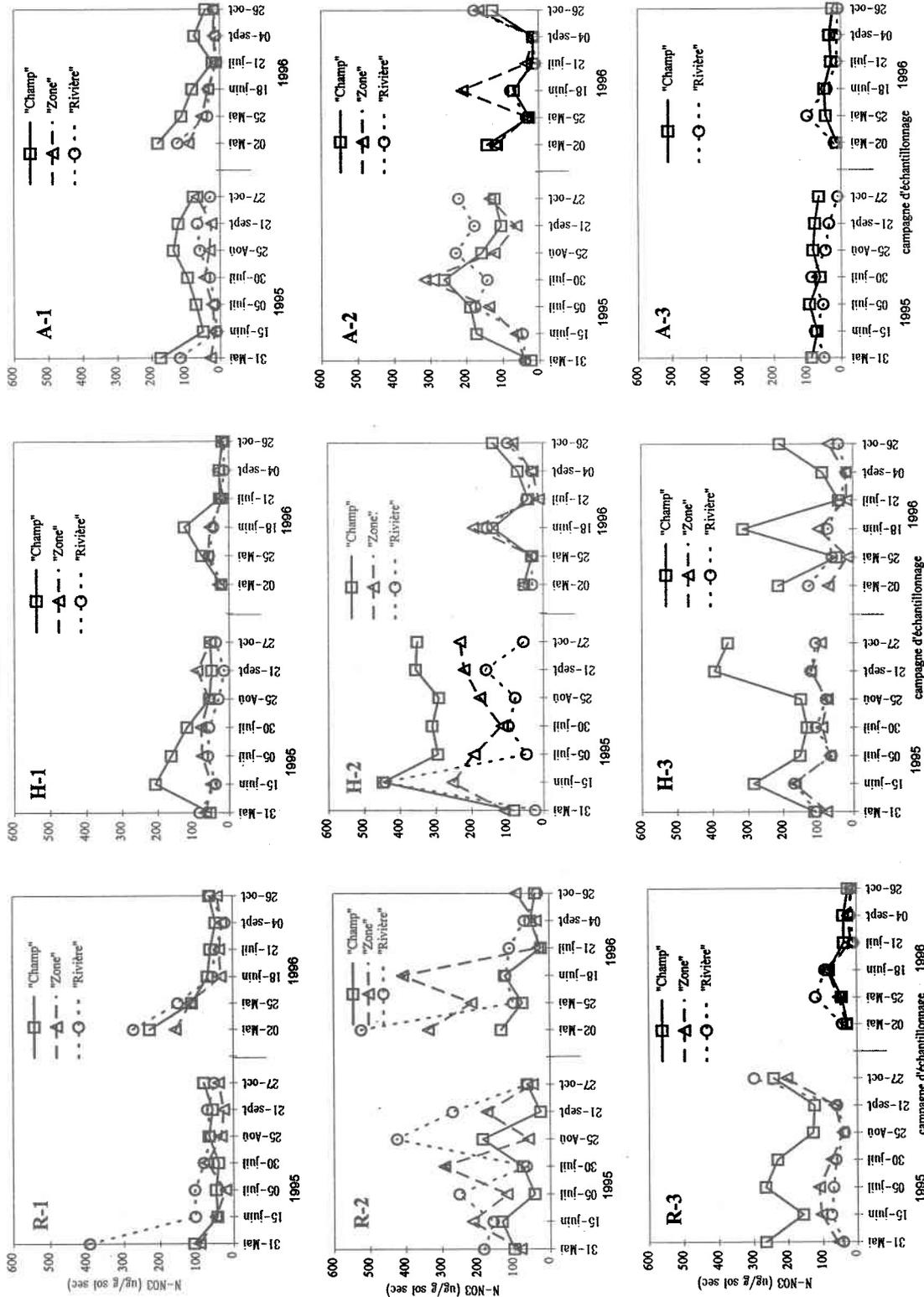


Figure 4.9D Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates au niveau de la profondeur (0-10 cm) du sol des neuf sites.

Profondeur (20-30 cm)

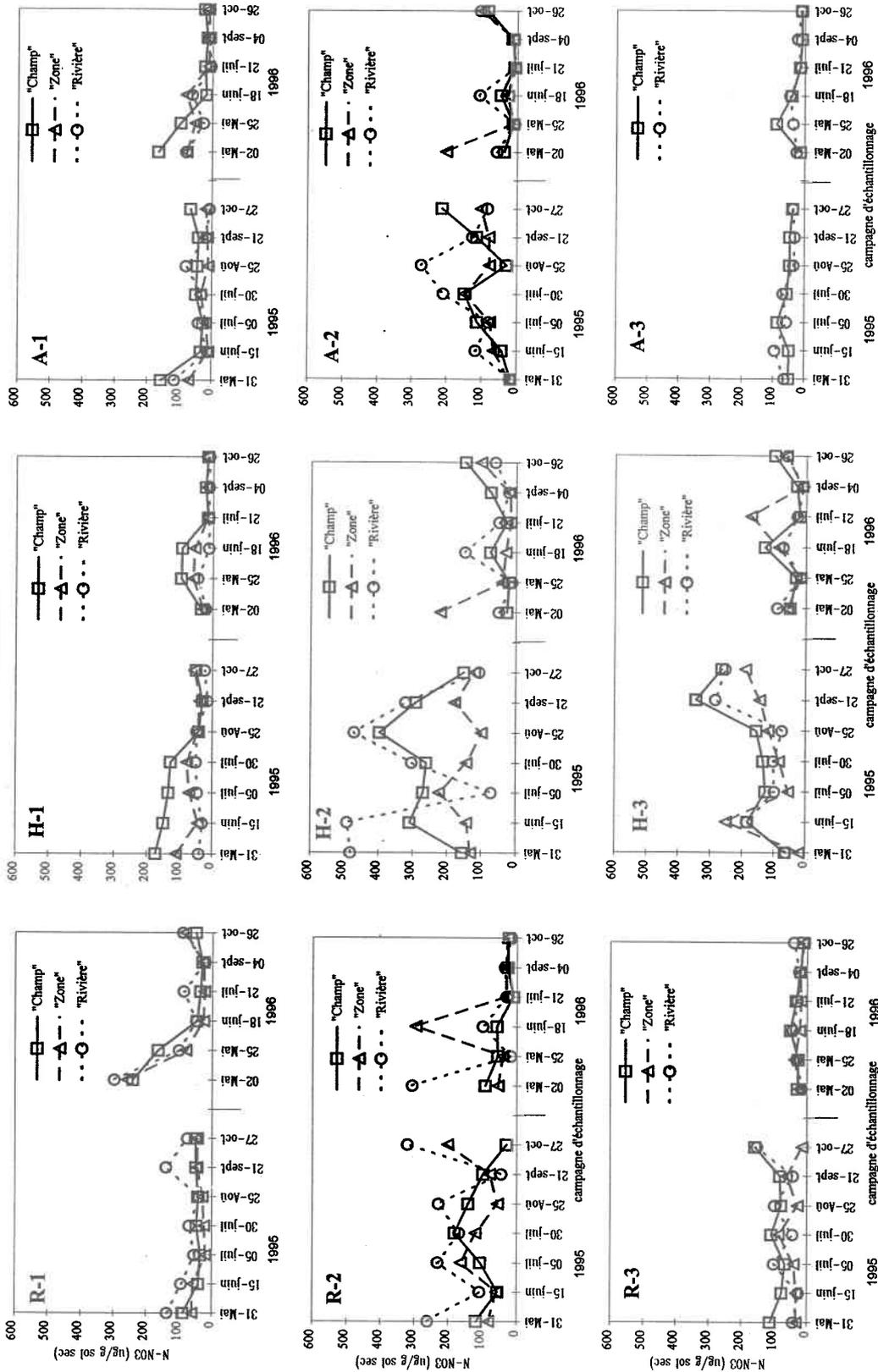


Figure 4.10D Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates au niveau de la profondeur (20-30 cm) du sol des neuf sites .

Profondeur (60-70 cm)

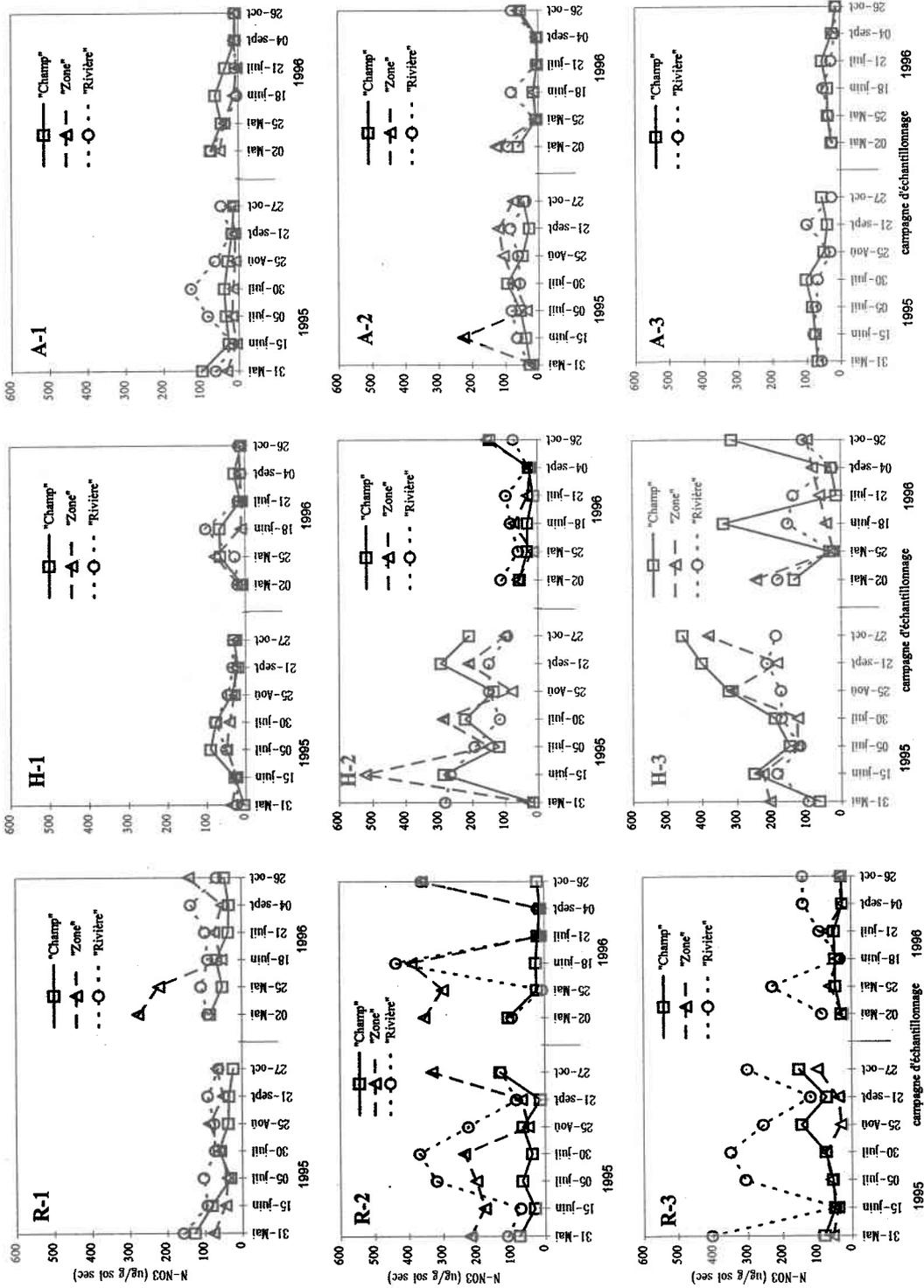


Figure 4.11D Évolution spatiale et temporelle de la concentration en nitrates au niveau de la profondeur (60-70 cm) du sol des neuf sites.

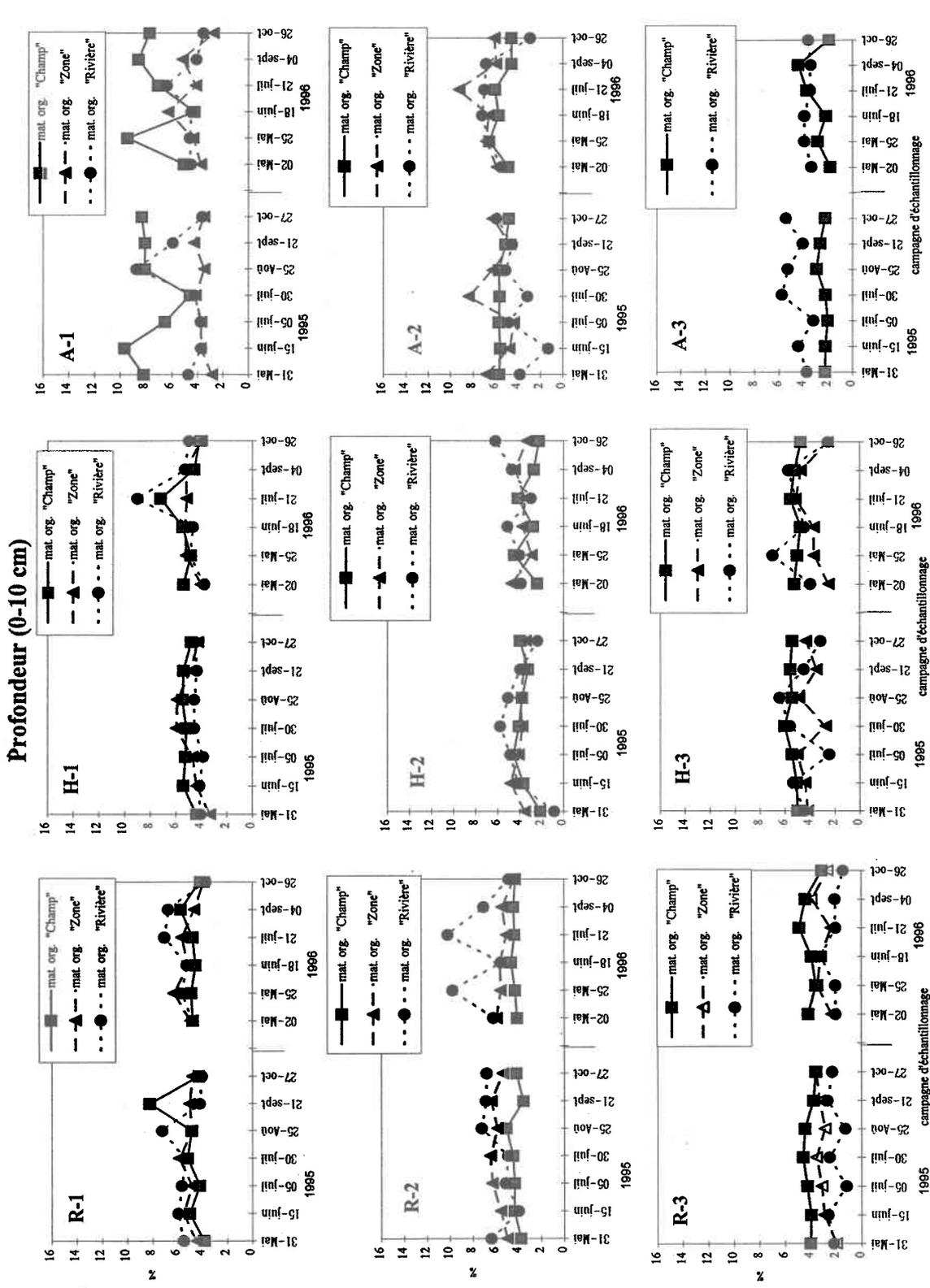


Figure 4.14D Évolution spatiale et temporelle du taux de matière organique au niveau de la profondeur (0-10 cm) du sol des neuf sites.

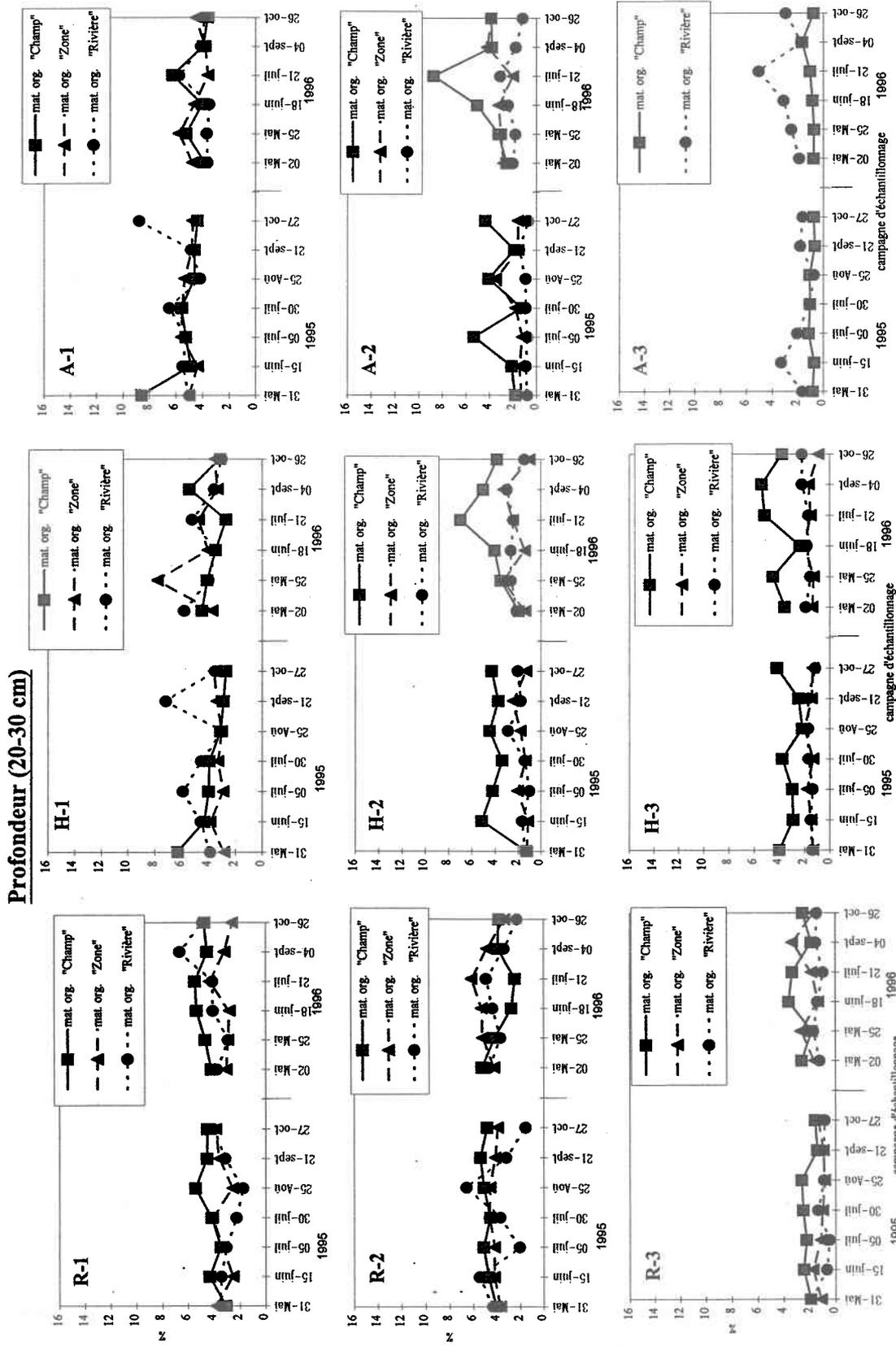


Figure 4.15D Évolution spatiale et temporelle du taux de matière organique au niveau de la profondeur (20-30 cm) du sol des neuf sites.

Profondeur (60-70 cm)

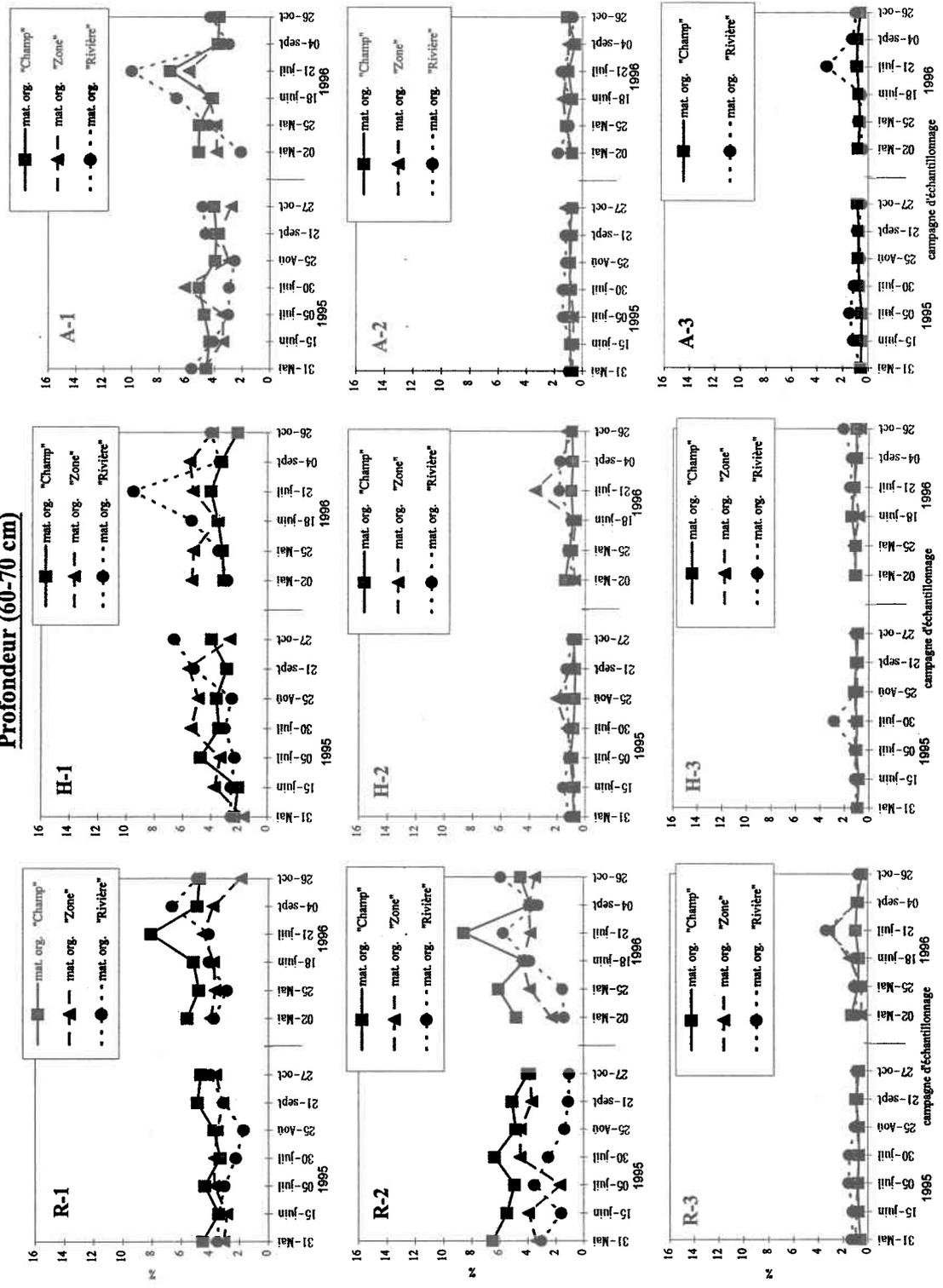


Figure 4.16D Évolution spatiale et temporelle du taux de matière organique au niveau de la profondeur (60-70 cm) du sol des neuf sites.

Profondeur (0-10 cm)

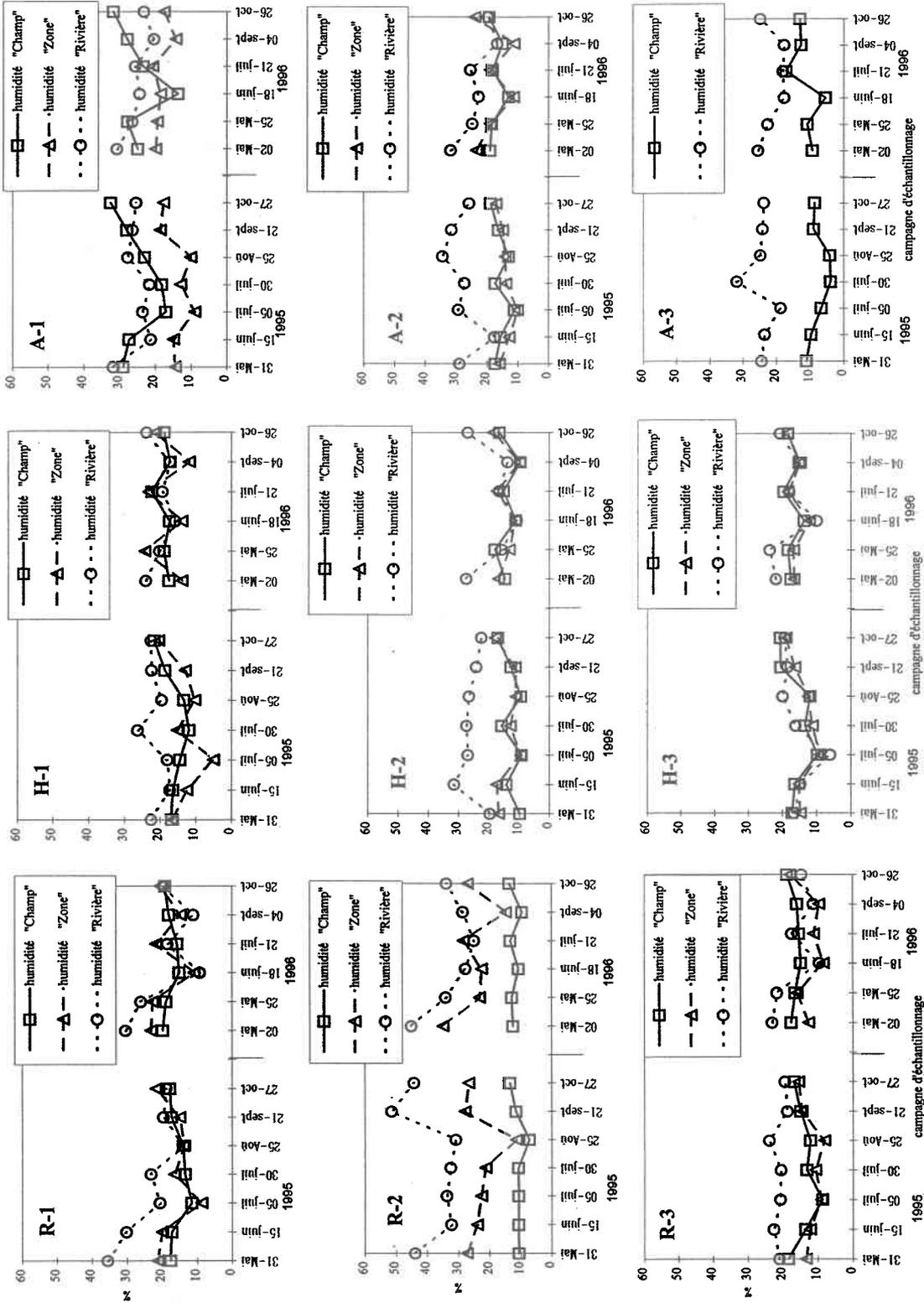


Figure 4.18D Évolution spatiale et temporelle du taux d'humidité au niveau de la profondeur (0-10 cm) du sol des neuf sites.

Profondeur (20-30 cm)

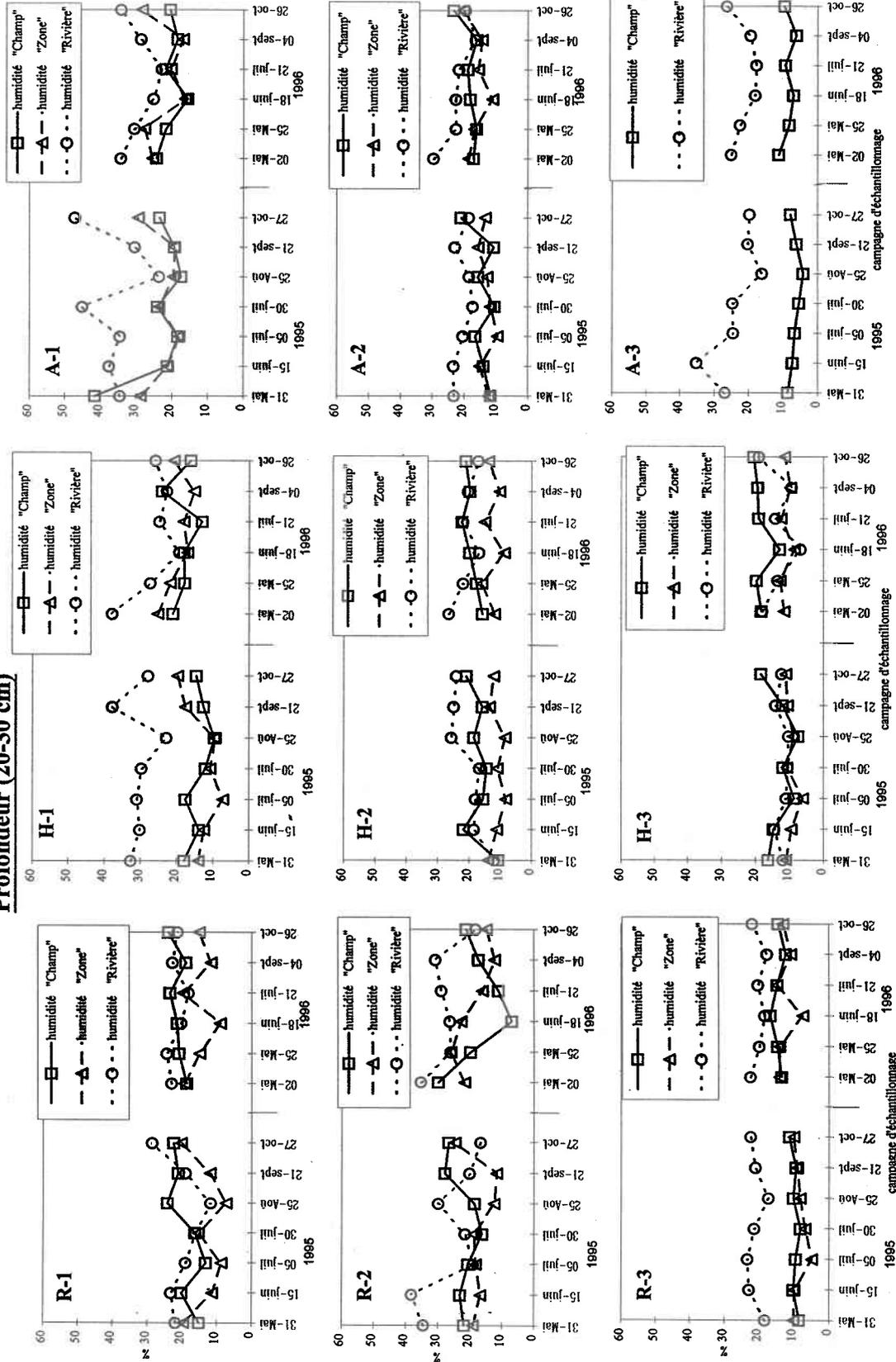


Figure 4.19D Évolution spatiale et temporelle du taux d'humidité au niveau de la profondeur (20-30 cm) du sol des neuf sites.

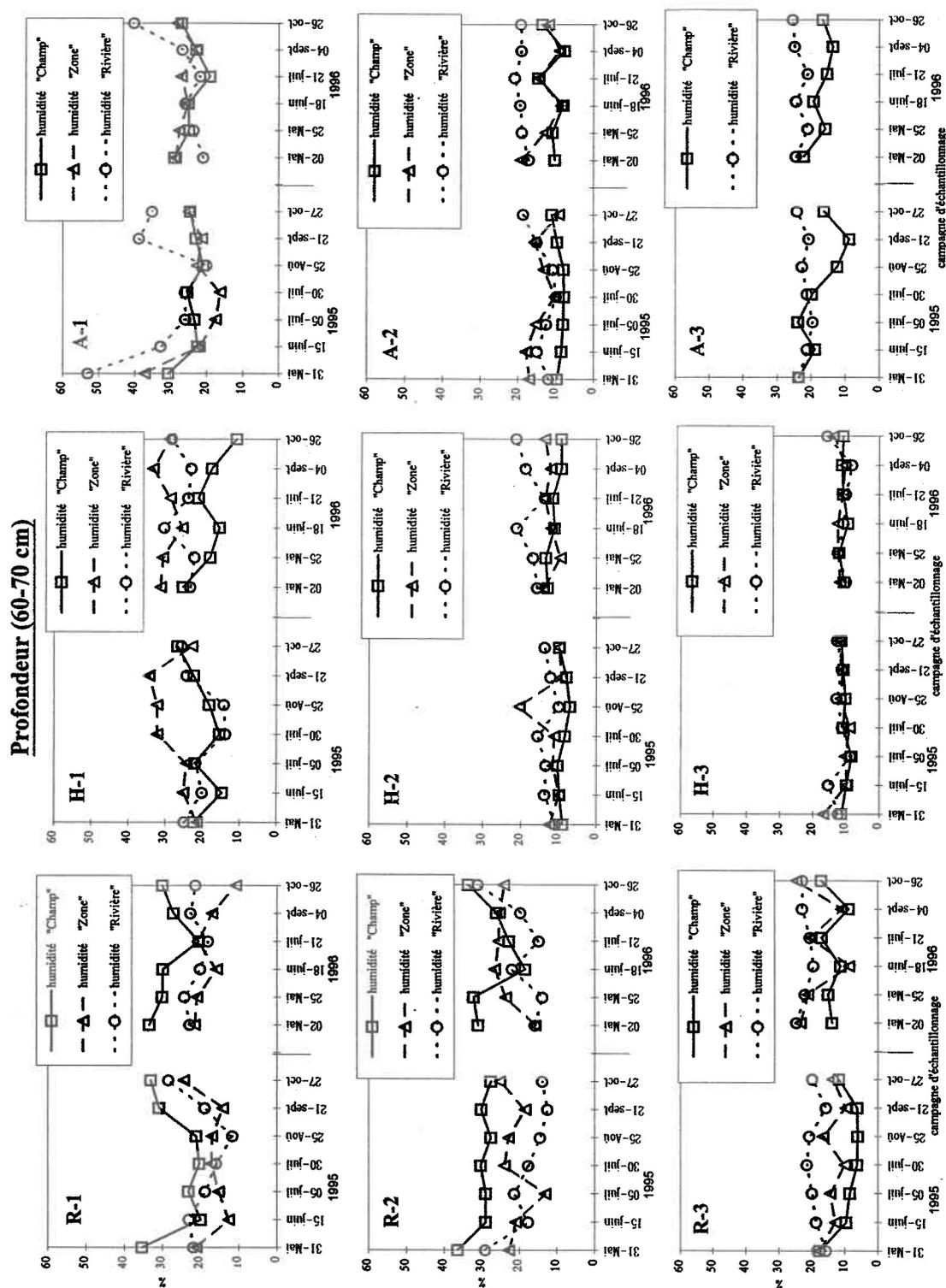


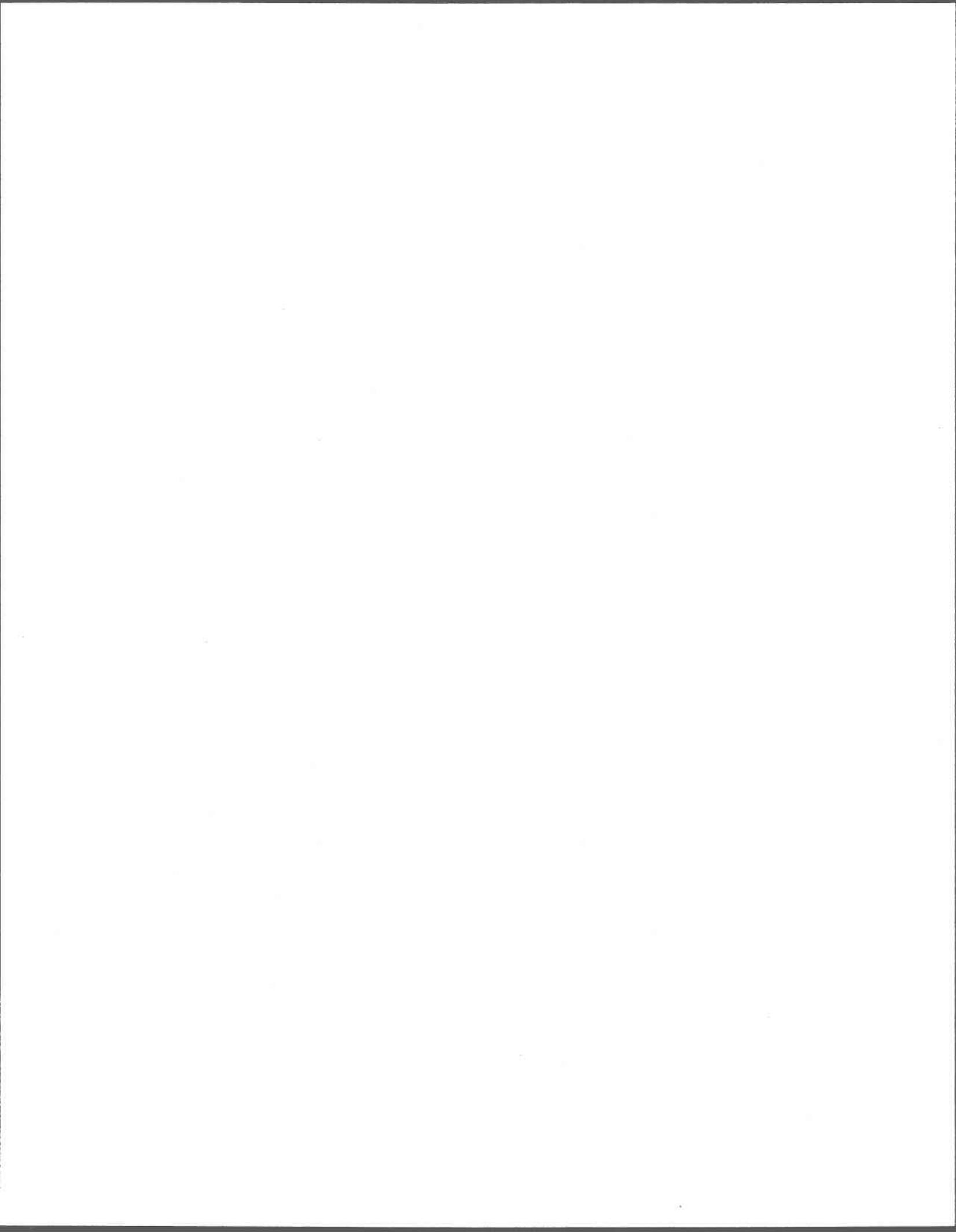
Figure 4.20D Évolution spatiale et temporelle du taux d'humidité au niveau de la profondeur (60-70 cm) du sol des neuf sites.

Annexe E**Tableau 4.5** Valeurs d'atténuation (en %) des N-NO₃ du sol.**Année 1995**

site profondeur (cm)	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
0-10	-97	-126	54	54	58	52	55	0	33
20-30	-72	-87	26	64	-23	17	59	-34	-4
60-70	-65	-213	-183	0	3	37	-60	-23	8

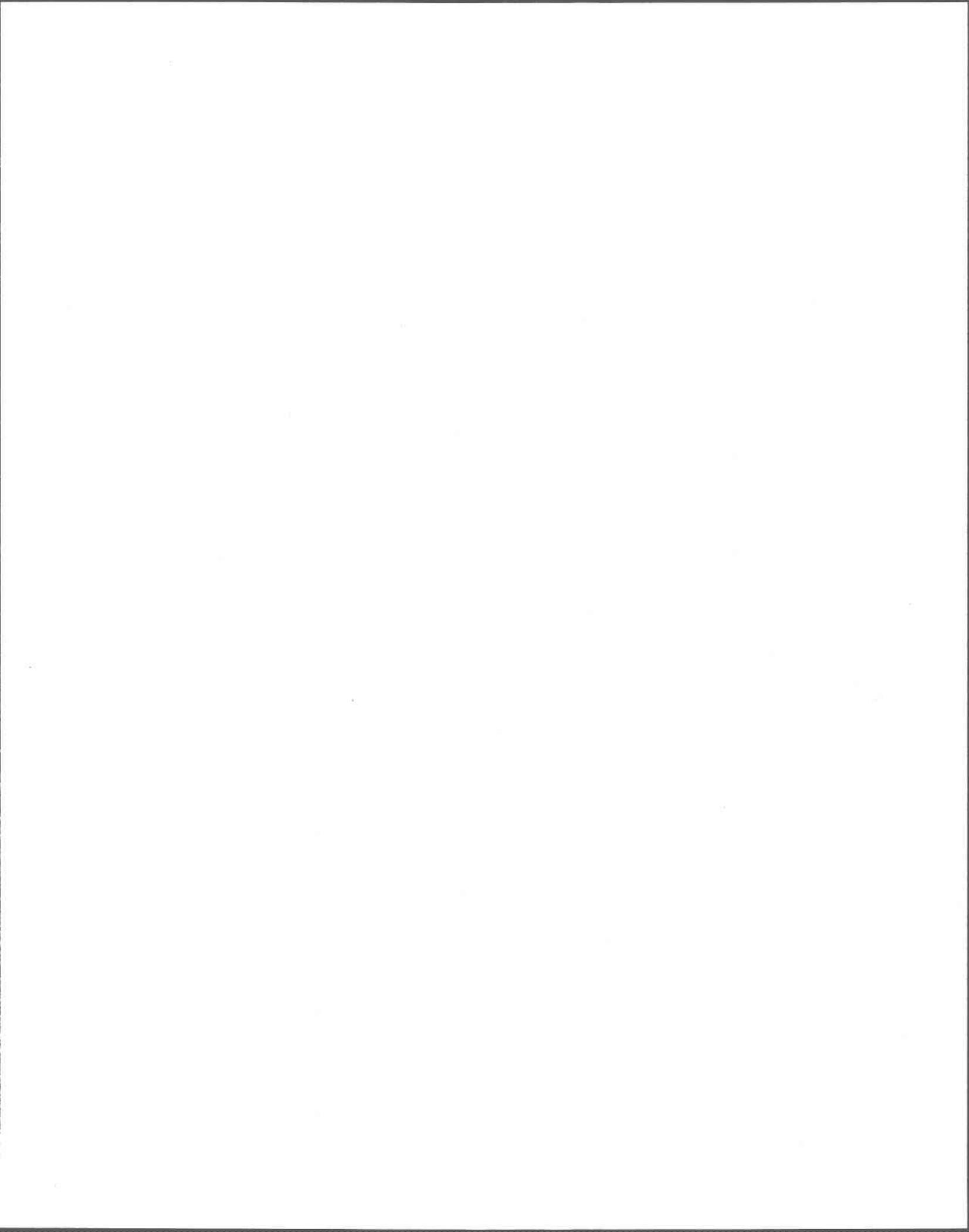
Année 1996

site profondeur (cm)	R-1	R-2	R-3	H-1	H-2	H-3	A-1	A-2	A-3
0-10	-5	-114	-17	43	17	61	54	-10	1
20-30	-14	-91	-8	58	7	22	61	-49	13
60-70	-90	-216	-169	-3	-6	38	24	-62	22



Annexe F

Données d'analyse des concentrations en bromures dans l'eau souterraine.



Site A-1

campagne d'échantillonnage (1996)	localisation					
	1	2	3	4	5	6
	Br ⁻ (g/l)					
23Jun	3.21E+02	2.70E-04	2.70E-04	*	2.70E-04	2.70E-04
27Jun	2.30E+02	2.79E-02	4.19E-03	1.21E-01	1.36E-03	1.13E-03
10Jul	4.43E+01	9.25E-03	3.14E-03	1.81E-02	2.66E-03	7.19E-04
21Jul	1.04E+01	3.82E-03	1.96E-03	1.05E-02	7.58E-04	3.27E-04
05Sep	1.17E+01	1.91E-03	1.20E-03	2.68E-03	4.93E-04	2.40E-04

Site A-2

campagne d'échantillonnage (1996)	localisation					
	1	2	3	4	5	6
	Br ⁻ (g/l)					
26Jun	*	2.20E-05	2.20E-05	*	2.20E-05	2.20E-05
28Jun	3.93E-01	1.15E-03	2.50E-04	1.01E-01	5.52E-04	2.36E-04
11Jul	1.00E-02	2.48E-04	2.07E-04	6.76E-04	3.38E-04	1.16E-04
22Jul	5.17E-03	1.81E-04	2.05E-04	2.47E-04	6.11E-04	1.62E-04
06Sep	*	*	1.30E-04	*	1.14E-04	*

Site A-3

campagne d'échantillonnage (1996)	localisation			
	1	2	3	4
	Br ⁻ (g/l)	Br ⁻ (g/l)	Br ⁻ (g/l)	Br ⁻ (g/l)
26Jun	3.21E+02	3.80E-05	1.11E+02	3.80E-05
28Jun	2.14E+02	2.89E-02	2.98E+01	5.96E-03
11Jul	1.39E+02	2.98E-02	1.90E+01	7.15E-03
22Jul	8.78E+01	1.31E-02	1.20E+01	5.88E-03
06Sep	3.62E+01	3.67E-03	9.79E+00	2.66E-03

Site H-1

campagne d'échantillonnage (1996)	localisation					
	1	2	3	4	5	6
	Br ⁻ (g/l)					
23Jun	*	4.40E-05	4.40E-05	*	4.40E-05	4.40E-05
27Jun	2.77E-02	1.14E-02	1.09E-03	2.71E-02	5.85E-04	3.59E-04
10Jul	2.36E-03	2.91E-04	1.48E-03	8.30E-03	1.52E-04	1.44E-04
21Jul	2.62E-03	2.39E-04	6.98E-04	1.18E-02	1.46E-04	2.48E-04
04Sep	3.40E-04	4.68E-04	1.64E-04	2.63E-03	1.67E-04	*

Site H-2

campagne d'échantillonnage (1996)	localisation					
	1	2	3	4	5	6
	Br ⁻ (g/l)					
26Jun	*	2.10E-05	2.10E-05	*	2.10E-05	2.10E-05
28Jun	7.90E+00	2.62E-03	3.33E-04	1.11E-01	5.16E-04	3.03E-04
11Jul	2.06E-01	1.14E-01	2.16E-04	1.05E-02	1.02E-03	3.35E-04
22Jul	3.31E-02	4.85E-02	2.39E-04	3.13E-03	7.90E-04	3.31E-04

06Sep	3.90E-03	5.35E-03	4.21E-04	1.47E-03	1.96E-04	1.91E-04
-------	----------	----------	----------	----------	----------	----------

Site H-3

campagne d'échantillonnage (1996)	localisation				
	1	2	3	5	6
	Br ⁻ (g/l)				
25Jun	*	2.30E-05	2.30E-05	2.97E+02	2.30E-05
27Jun	9.91E-02	6.31E-04	2.65E-04	1.64E+01	2.86E-03
10Jul	1.69E-02	4.77E-04	3.03E-04	2.01E+00	4.05E-04
21Jul	1.08E-02	4.79E-04	3.20E-04	1.40E+00	5.63E-04
04Sep	3.27E-03	2.97E-04	1.68E-04	3.80E-01	2.06E-04

Site R-1

campagne d'échantillonnage (1996)	localisation				
	1	2	3	5	6
	Br ⁻ (g/l)				
25juin	2.87E+02	3.40E-05	3.40E-05	2.59E+02	3.40E-05
27juin	5.71E+01	8.80E-03	1.75E-03	*	1.33E-01
10juil	1.18E+01	3.74E-03	3.76E-04	3.15E-02	3.96E-02
21juil	3.50E-02	6.34E-04	2.16E-04	1.47E-02	2.00E-02
05Sep	2.44E-01	3.37E-04	*	6.87E-03	2.64E-03

Site R-2

campagne d'échantillonnage (1996)	localisation					
	1	2	3	4	5	6
	Br ⁻ (g/l)					
25Jun	2.77E+02	3.90E-05	3.90E-05	*	3.90E-05	3.90E-05
27Jun	1.29E+02	1.02E-02	4.84E-03	3.85E-01	2.25E-03	5.65E-03
10Jul	1.33E+01	2.54E-03	1.33E-02	1.87E-02	4.94E-03	4.08E-03
21Jul	1.99E+00	9.48E-04	1.05E-02	9.12E-03	1.59E-02	2.97E-03
04Sep	1.23E+00	3.46E-04	5.64E-03	*	1.25E-02	3.73E-04

Site R-3

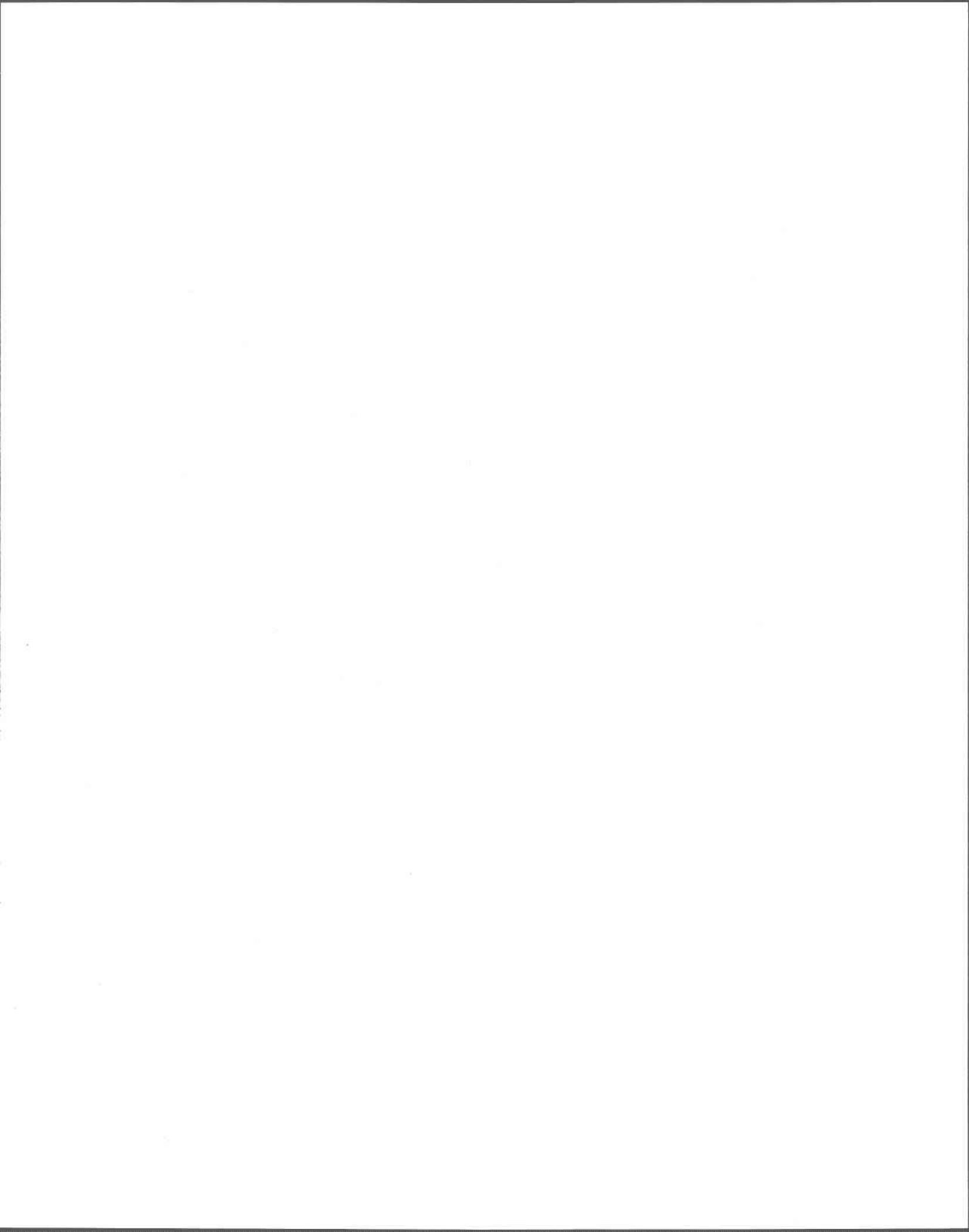
campagne d'échantillonnage (1996)	localisation					
	1	2	3	4	5	6
	Br ⁻ (g/l)					
26Jun	8.42E+01	2.80E-05	2.80E-05	1.33E+02	2.80E-05	2.80E-05
28Jun	4.38E+01	8.41E-03	1.84E-03	1.94E+01	3.26E-03	7.43E-04
11Jul	2.36E+01	9.17E-03	1.99E-03	4.68E+00	2.14E-03	4.57E-04
22Jul	1.34E+01	9.95E-03	1.79E-03	1.11E+00	2.71E-03	4.77E-04
06Sep	5.91E+00	5.42E-03	1.17E-03	3.72E-01	1.11E-03	2.65E-04

* donnée manquante

Annexe G

Données (eau souterraine):

- d'analyse des concentrations en nitrates;
- pH;
- température;
- et profondeur du niveau piézométrique de la nappe aquifère.



Site A-1

campagne d'échantillonnage	localisation 1					localisation 2					localisation 3				
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	profondeur du NP (dm)
1995	31-Mai	2.90	7.06	10	16	*	*	*	*	*	1.97	7.23	11	6.6	6.6
	15-Jun	1.84	7.11	11	15.9	*	*	*	*	*	2.37	6.9	12	6.7	6.7
	05-Jul	2.97	6.66	10.1	16.8	4.24	7.01	11.1	13.4	13.4	2.93	7.16	14	8.1	8.1
	30-Jul	6.49	7.33	12	16.5	4.17	7.29	13	13.1	13.1	3.34	7.51	16.5	6.9	6.9
	25-Août	11.09	7.37	12.4	17.3	7.55	7.4	14	13.4	13.4	3.67	7.5	15.5	7.6	7.6
	21-Sep	6.36	7.38	12.9	17.1	4.00	7.32	13.1	13.2	13.2	2.00	7.46	13.6	7.6	7.6
	27-Oct	1.18	7.18	11	15.6	0.83	7	10.9	12.3	12.3	0.48	8.03	10.5	6.6	6.6
	02-Mai	28.02	6.89	2.9	13.6	9.87	7.02	4.1	10.6	10.6	9.70	7.03	5	1.7	1.7
	25-Mai	17.44	6.98	4.9	14	12.82	7.03	5	11.5	11.5	10.04	7.18	6.3	2.5	2.5
	18-Jun	12.59	6.86	8	16.8	13.07	7.13	9.5	13.1	13.1	7.26	7.28	13	3.8	3.8
1996	27-Jun	22.47	6.5	9.7	16.2	13.35	7.32	9.2	12.4	12.4	7.35	7.52	11	5.3	5.3
	10-Jul	21.45	7.09	9.8	14.2	8.54	6.82	10.3	11.5	6.13	7.13	12	3.9	3.9	
	21-Jul	17.11	7.33	13	7.4	8.78	6.79	11	7.9	7.9	5.66	7.3	13.2	0.9	0.9
	04-Sep	26.12	7.5	13	16.8	17.58	6.88	13	13.3	13.3	11.85	7.25	14	6.6	6.6
	26-Oct	12.49	7.46	9.5	15.7	15.22	7.05	10	12.7	12.7	11.63	7.3	8.9	5.8	5.8
	14-Mai	15.69	6.84	4	15.1	16.88	6.28	4	11.6	11.6	*	*	*	*	*
	05-Jun	15.32	6.95	5.5	16.2	8.71	6.8	8	12.6	12.6	5.88	7.09	9	4.3	4.3
	10-Jul	*	*	*	*	17.01	6.82	10	11.9	11.9	26.73	7	12.5	3	3
	12-Août	19.28	6.82	11	17.6	41.85	7.18	11	13.5	13.5	*	*	*	*	*

* donnée manquante

NP: niveau piézométrique

Site A-1

campagne d'échantillonnage	localisation 4					localisation 5					localisation 6					
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)
1995	31-Mai	7.36	7.47	10.5	11.6	3.03	6.77	10.8	10.4	3.71	7.15	15	3.71	7.15	15	4.5
	15-Jun	*	*	*	*	2.80	6.77	11.5	11.7	3.23	7.07	13.5	3.23	7.07	13.5	4.6
	05-Jul	2.26	6.44	10	16.3	1.93	6.44	12.2	13.3	3.90	7.02	13.5	3.90	7.02	13.5	4.9
	30-Jul	2.77	6.88	12.2	15.8	3.58	6.79	14.5	12.1	3.21	7.27	17.5	3.21	7.27	17.5	4.9
	25-Aoû	2.80	6.8	12.5	16.6	3.37	7.05	15.6	12.7	3.41	7.17	17	3.41	7.17	17	5.1
	21-Sep	3.44	6.95	12.7	16.6	2.58	6.96	13.1	12.4	3.83	7.37	13	3.83	7.37	13	4.8
	27-Oct	0.54	6.83	10.9	14.9	1.12	7.16	10.5	11	0.66	7.14	9	0.66	7.14	9	4.2
	02-Mai	6.07	7.04	3	11.8	8.22	6.93	3.9	9	11.10	7.07	6.1	11.10	7.07	6.1	2.8
	25-Mai	8.12	6.82	4.9	13.2	12.82	6.91	5.1	10	13.31	7.1	8	13.31	7.1	8	3.8
	18-Jun	10.15	6.83	8.2	15.8	10.64	6.77	10.9	11.9	8.21	7.17	11.9	8.21	7.17	11.9	4.7
1996	27-Jun	19.25	7.21	9	15	19.35	7.16	10.2	11.1	10.44	7.61	14.2	10.44	7.61	14.2	4.1
	10-Jul	6.87	6.73	9.8	13.6	10.15	6.84	11.6	9.9	4.33	7.03	14.5	4.33	7.03	14.5	2.4
	21-Jul	10.05	6.62	11	9.2	10.71	7.09	12	5.8	5.12	7.26	14	5.12	7.26	14	0.8
	04-Sep	16.96	7.02	12.9	15.9	18.24	6.95	14.6	12.1	12.01	7.18	13	12.01	7.18	13	4.8
	26-Oct	19.89	7.17	10	14.8	18.37	7.01	10	11.2	13.07	7.21	8.7	13.07	7.21	8.7	4
	14-Mai	16.80	6.19	3	13.2	23.64	6.63	3.5	9.7	3.67	6.24	5	3.67	6.24	5	1.3
1997	05-Jun	16.93	6.88	5	15	18.09	7.06	7	10.9	23.49	7.18	10.5	23.49	7.18	10.5	2.7
	10-Jul	24.28	6.76	10	14.1	3.49	6.89	10	10.3	1.70	7.48	15	1.70	7.48	15	1.3
	12-Aoû	30.38	6.79	11	16.8	22.05	6.9	12	12	*	*	*	*	*	*	*

* donnée manquante
NP: niveau piézométrique

Site A-2

campagne d'échantillonnage	localisation 1				localisation 2				localisation 3			
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (oC)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (oC)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (oC)	profondeur du NP (dm)
1995	2.48	6.93	11	13.1	2.19	6.38	11.2	10.5	1.99	6.67	12	4.7
	2.66	6.63	10.9	12.8	*	*	*	*	1.60	6.89	13	4.5
	3.28	7.02	13.5	13.5	*	*	*	*	1.24	6.2	17	5.1
	5.40	7.26	16	13.3	4.09	7.14	17	9.4	3.14	7.28	17.2	4.6
	19.62	7.76	15.3	12.6	13.04	7.56	15.9	11.1	5.77	7.3	16	7.1
	*	*	*	*	*	*	*	*	4.18	7.16	12	5.2
	1.86	7.02	10.8	12.3	2.85	6.91	10.4	9.7	2.80	7.1	10	4
	6.10	6.98	4.1	12.1	6.18	7	4.2	9.5	6.23	6.89	5	4.2
	7.65	6.83	8	12.4	10.53	7.17	8	9.8	12.18	7.22	7.9	4.5
	*	*	*	*	*	*	*	*	18.06	7.28	14	6.7
1996	58.09	7.53	13	12.8	9.03	7.26	12.3	10.1	18.17	7.6	12	4.7
	12.33	6.92	13	12.2	6.68	6.89	12.8	9.7	15.26	7.29	12.9	4.3
	9.23	6.9	14.9	11.3	7.50	6.83	14	9	18.73	7.25	14.2	3.5
	*	*	*	*	*	*	*	*	25.07	7.34	14.9	5.2
	22.95	7.21	9	12.8	*	*	*	*	25.22	7.27	9	4.7
	45.00	6.17	4.5	12	7.19	5.94	6	9.7	10.07	5.85	6.5	4.4
1997	*	*	*	*	*	*	*	*	24.74	6.95	9.5	4.7
	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

* donnée manquante

NP: niveau piézométrique

Site A-2

campagne d'échantillonnage	localisation 4					localisation 5					localisation 6				
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (oC)	profondeur du NP (dm)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (oC)	profondeur du NP (dm)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (oC)	profondeur du NP (dm)	profondeur du NP (dm)
1995	31-Mai	*	*	*	*	13.45	7.3	11.5	9.5	9.5	8.04	7.32	12	4.3	4.3
	15-Jun	3.79	7.02	11	13.7	5.92	7.12	11.8	9.7	9.7	2.60	6.97	14	4.2	4.2
	05-Jul	6.99	6.88	13	14.1	9.74	6.8	14	11.3	11.3	*	*	*	*	*
	30-Jul	3.36	7.06	15.4	14	4.90	7.19	16.5	10.3	10.3	3.64	7.21	18	5	5
	25-Août	6.15	7.14	15.2	13.5	4.41	6.93	15.8	10.5	10.5	4.04	6.98	16	3.3	3.3
1996	21-Sep	3.77	7.28	13	14.5	2.96	7.04	12.9	10.8	10.8	3.53	7.06	12.4	5.5	5.5
	27-Oct	2.85	7.11	10.9	12.9	4.04	7.01	10.5	9.6	9.6	1.16	6.41	10	4.3	4.3
	02-Mai	6.35	7.01	3	12.2	6.43	6.89	3.9	8.8	8.8	2.33	6.02	5	3.6	3.6
	25-Mai	10.85	7.09	7	12.7	8.77	7	7	9.3	9.3	3.89	6.08	8	4	4
	18-Jun	*	*	*	*	12.24	7.12	12	10.3	10.3	3.36	6.04	12.1	3.3	3.3
1997	27-Jun	17.32	6.84	12.5	12.8	11.11	7.27	12	9.8	9.8	1.64	5.67	13	4.4	4.4
	10-Jul	4.19	6.68	12.8	12.4	11.31	7.14	12.6	9.1	9.1	1.24	5.11	14	3.9	3.9
	21-Jul	3.06	6.15	14.8	11.3	8.62	6.93	14.7	8.1	8.1	0.86	4.8	14	3.1	3.1
	04-Sep	*	*	*	*	16.65	6.95	14.8	10.5	10.5	4.16	5.74	16	5	5
	26-Oct	*	*	*	*	16.97	6.98	9	9.9	9.9	1.04	7.25	8.1	4.5	4.5
1997	14-Mai	32.30	6.34	4.5	11.8	11.77	6.7	5	9	9	8.12	5.87	6	3.9	3.9
	05-Jun	*	*	*	*	20.76	6.47	9	9.7	9.7	8.23	7.02	11	4.4	4.4
	10-Jul	*	*	*	*	15.82	6.86	13	10.2	10.2	1.55	6.25	13	5	5
12-Août	*	*	*	*	20.13	6.9	14.5	10.6	10.6	*	*	*	*	*	

* donnée manquante

NP: niveau piézométrique

Site A-3

campagne d'échantillonnage	localisation 1				localisation 2				
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	
1995	31-Mai	37.10	7.3	14	8.9	7.19	14.2	4.5	
	15-Jun	7.98	6.65	14	9.3	7.09	15	4.9	
	05-Jul	18.14	7.04	15	9.8	6.63	15.9	5.8	
	30-Jul	13.70	7.3	16	9.5	6.75	16.5	5.3	
	25-Août	12.51	7.29	15.8	10.3	6.75	16	6	
	21-Sep	*	*	*	*	7.06	12.2	6.2	
	27-Oct	4.53	7.13	10.2	10.2	6.65	10	4.5	
	02-Mai	12.50	7.35	4.8	6.9	6.05	5.5	4.2	
	25-Mai	17.44	7.31	8	8.2	6.42	8.9	4.3	
	18-Jun	19.28	7.29	12	9	29.83	6.62	14.2	4.6
1996	27-Jun	19.72	7.09	12	8.8	20.00	6.88	13.8	4.4
	10-Jul	15.97	7.04	13.3	9.4	7.26	6.65	14	4.2
	21-Jul	13.54	7.1	14.5	9.8	4.33	6.57	14.6	3.8
	04-Sep	21.00	7.28	14.9	9.4	13.18	6.8	15	4.8
	26-Oct	10.19	7.32	9	9	18.02	6.81	8	3.9
	14-Mai	34.24	6.76	4.5	5.3	6.98	5.76	6.5	4
	05-Jun	33.68	6.96	8.5	7.5	13.61	6.65	11.5	4.2
1997	10-Jul	64.18	6.84	13	8.8	3.11	6.49	14	4.4
	12-Août	124.55	7.03	14	9	19.01	6.6	15.5	4.7

* donnée manquante

NP: niveau piézométrique

Site A-3

campagne d'échantillonnage	localisation 3					localisation 4				
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	profondeur du NP (dm)
1995	31-Mai	36.80	7.38	12.2	9.5	*	*	*	*	*
	15-Jun	5.55	7.44	14.5	9.1	8.23	7.54	15	5	5
	05-Jul	32.37	7.18	13.8	13.7	8.88	7.01	15.2	6.1	6.1
	30-Jul	18.49	7.38	16	9.5	5.94	7.23	16.7	5.8	5.8
	25-Aoû	7.04	7.29	15.7	10.4	6.11	7.44	15.9	6.7	6.7
	21-Sep	4.33	7.3	13	11	4.75	7.38	12.3	6.8	6.8
	27-Oct	13.91	7.1	10.1	10.5	3.77	7.11	10	5.3	5.3
	02-Mai	7.26	6.95	4	8	6.00	6.95	5.6	4.6	4.6
	25-Mai	13.73	7.17	7.5	8.5	7.02	7.39	9	4.8	4.8
	18-Jun	18.40	7.29	11.6	8.9	10.92	7.42	14	5.2	5.2
1996	27-Jun	17.57	7.04	11.9	8.4	9.74	7.61	13	4.8	4.8
	10-Jul	18.14	6.87	12.8	8.3	5.44	7.14	14	4.6	4.6
	21-Jul	15.64	6.96	13.9	7.5	9.82	7.2	14.7	4.1	4.1
	04-Sep	22.27	7.01	14.9	9.2	11.47	7.31	15.1	5.3	5.3
	26-Oct	9.28	6.98	9	9.3	40.80	7.56	8.1	4.3	4.3
1997	14-Mai	48.89	6.42	4.5	8.1	23.87	6.68	6	4.3	4.3
	05-Jun	99.84	7.06	7.5	8.5	34.17	7.41	11	4.5	4.5
	10-Jul	142.67	6.98	12.5	8.8	35.00	7.24	14	5	5
	12-Aoû	221.11	7	13	9.2	64.06	7.38	16.5	5.1	5.1

* donnée manquante
NP: niveau piézométrique

Site H-1

campagne d'échantillonnage	localisation 1				localisation 2				localisation 3			
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (oC)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (oC)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (oC)	profondeur du NP (dm)
1995	*	*	*	*	*	*	*	*	2.46	7.13	15	6.9
	*	*	*	*	*	*	*	*	3.07	7.18	14.5	6.8
	19.72	6.81	13.5	10.3	26.46	6.9	14	8.8	2.82	6.66	15	6.5
	8.15	7.19	16	11.7	11.93	7.01	16.5	10.2	3.90	7.02	17.5	5.5
	10.54	7.49	16	12.3	9.52	7.28	16.5	10.9	3.89	6.99	16.9	6.3
	11.69	6.78	14	10.4	19.15	6.97	14.1	9.3	2.18	6.95	13.9	4.7
	5.21	6.79	11.3	10.4	4.04	6.68	11	9.2	0.72	7.08	10.4	4.5
1996	12.17	6.94	5	8.7	16.48	6.95	5.1	8.2	14.81	6.98	5.2	3.6
	35.58	6.57	7	10.4	28.13	6.74	8	9.1	15.54	6.93	9	4.5
	17.72	7.18	12	11.4	13.32	6.95	12	10.1	9.64	6.88	13.6	5.5
	38.19	7.09	13	10.4	46.99	7.15	13	9.3	13.28	7.23	13.2	4.6
	25.96	6.7	14	9.5	22.05	7.01	14.2	8.8	15.47	7	14.3	4.2
	20.68	6.78	15.5	7.7	10.24	6.4	15.6	7	8.86	6.57	14.9	2.6
	51.42	7.5	15.6	12	20.81	7.31	16	10.6	16.13	7.15	16.4	5.8
1997	19.79	6.75	9	10.5	17.06	7.11	9	9.8	9.46	6.88	9	5.1
	*	*	*	*	33.26	6.93	5	7.1	19.54	5.91	5.5	4.2
	54.91	7.01	10	10.2	12.03	7.04	9	9.7	9.40	6.83	10	5.2
	117.12	6.72	14	11.2	25.48	6.56	15	9.6	2.83	6.91	15	4.8
12-Août	*	*	*	*	*	*	*	25.45	7.05	16	5.8	

* donnée manquante

NP: niveau
piézométrique

Site H-1

campagne d'échantillonnage	localisation 4					localisation 5					localisation 6				
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	profondeur du NP (dm)
1995	31-Mai	3.72	6.91	12	10.4	5.21	6.9	13	10.1	10.1	*	*	*	*	*
	15-Jun	3.17	6.86	12	10.2	3.76	6.83	12.5	9.8	9.8	*	*	*	*	*
	05-Jul	26.02	6.77	13.6	11.4	4.46	6.75	13.5	10.8	10.8	17.91	6.94	15.5	6.4	6.4
	30-Jul	8.92	7.2	16.3	10	14.20	7.13	16.2	10.4	10.4	5.17	6.95	17.6	6.3	6.3
	25-Aoû	6.78	7.14	16	11	14.51	7.07	16.2	10.8	10.8	6.01	7.02	17	6.6	6.6
	21-Sep	8.72	6.86	14	9.2	10.48	7.17	14.2	9.3	9.3	2.46	6.91	13.8	5.7	5.7
	27-Oct	1.11	7.11	11	9.2	0.56	6.87	10.9	9.4	9.4	0.54	7.08	10	5.4	5.4
	02-Mai	9.03	6.99	4.5	9.8	5.88	6.83	4.6	8.5	8.5	*	*	*	*	*
	25-Mai	12.60	6.68	7.8	9.3	9.07	6.92	8	9.4	9.4	8.96	6.92	9	6.2	6.2
	18-Jun	15.04	6.73	12.1	10.1	13.76	7.02	12	10.3	10.3	*	*	*	*	*
1996	27-Jun	18.17	7.02	13	9.1	10.19	7.24	13	9.6	14.07	7.22	14.1	5.1	5.1	5.1
	10-Jul	12.00	6.36	14	8	5.45	6.75	14	9.1	9.27	7	15	4.6	4.6	
	21-Jul	9.61	6.43	14.2	6.8	5.09	6.82	14.3	7.2	6.55	6.56	15	3.3	3.3	
	04-Sep	27.58	7.07	16	10.6	21.77	7.01	16	10.7	10.7	*	*	*	*	*
	26-Oct	19.21	6.96	9.1	9.2	11.42	6.92	9	10.1	10.1	14.41	6.78	9	5.8	5.8
1997	14-Mai	17.38	5.93	5	7.8	17.05	5.8	5	8	12.29	4.79	6	4.5	4.5	
	05-Jun	18.18	7.11	8	11.1	9.49	6.44	8	9.9	*	*	*	*	*	
	10-Jul	12.32	6.81	14	10.9	2.35	6.91	14	9.7	*	*	*	*	*	
	12-Aoû	37.31	6.67	14	12	23.92	6.76	14	10.4	10.4	*	*	*	*	

* donnée manquante

NP: niveau piézométrique

Site H-2

campagne d'échantillonnage	localisation 1					localisation 2					localisation 3					
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)
1995	31-Mai	9.30	7.3	11	13.5	6.91	7.48	11.2	12.7	1.95	6.66	11.9	3.9			
	15-Jun	5.90	7.38	10.9	13.2	4.09	7.16	11	12	1.69	6.58	12.5	4.3			
	05-Jul	3.31	7.29	13.9	13.8	3.45	7.32	14	12.2	1.33	6.81	17	4.2			
	30-Jul	6.21	7.35	16	13.5	5.14	7.44	16.5	12	1.67	6.37	17	4.2			
	25-Août	*	*	*	*	9.26	7.45	15.2	12.5	1.44	6.27	15.6	4.4			
1996	21-Sep	*	*	*	*	4.88	7.37	12.5	12.6	0.52	4.51	12	4.4			
	27-Oct	1.51	6.97	10.6	12.8	3.85	7.14	10.1	11.5	2.62	3.5	9	3.7			
	02-Mai	7.72	7.16	3.8	12.5	9.27	7.23	3.9	11.1	12.60	6.06	5	3.5			
	25-Mai	11.62	7.16	7	12.8	11.97	7.18	7	11.3	6.60	5.5	8.1	3.8			
	18-Jun	15.26	7.27	11	13.3	15.33	7.29	10.9	11.9	3.51	5.66	12.8	3.9			
	27-Jun	16.26	7.34	11.5	12.7	15.13	7.52	11	11.4	8.77	6.8	12	3.6			
	10-Jul	23.71	6.81	12.9	12.5	27.29	7.17	12.5	11.1	7.49	5.89	13	3.6			
	21-Jul	12.88	6.77	14.1	11.9	20.87	7.12	13.5	10.7	13.36	6.49	14	3.3			
	04-Sep	19.00	7.16	15	13.7	33.69	7.37	14.2	12.2	15.84	6.88	14.5	4.4			
	26-Oct	26.11	7.15	9	13.5	26.50	7.33	8.9	11.9	9.10	6.95	8	4			
1997	14-Mai	18.70	6.36	4.5	13.1	29.29	6.66	5	11.7	11.54	4.84	6	3.9			
	05-Jun	*	*	*	*	32.12	7.31	7	11.2	7.21	5.59	8	2.4			
	10-Jul	4.13	7.05	13	13.4	49.02	7.26	13.5	11.9	0.73	5.81	13	4			
12-Août	*	*	*	*	57.39	7.28	13	12.6	*	*	*	*				

* donnée manquante

NP: niveau piézométrique

Site H-2

campagne d'échantillonnage	localisation 4				localisation 5				localisation 6			
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)
1995	31-Mai	*	*	*	*	*	*	*	7.81	7.22	12.1	3.3
	15-Jun	*	*	*	8.65	7.73	11.5	10	4.75	6.93	13	3.5
	05-Jul	7.17	7.07	14	6.29	7.05	14.1	10.5	5.10	7.05	17	3.7
	30-Jul	5.01	7.1	15.7	3.83	7.04	16	9.9	4.75	7.3	16.8	3.3
	25-Août	14.58	7.5	15	4.62	7.05	15.1	10.3	7.24	7.34	15.5	3.9
	21-Sep	6.20	7.4	14.8	3.69	7.11	12.9	10.6	4.11	7.3	12	3.8
	27-Oct	4.96	7.04	10.7	2.78	7.19	10.2	9	3.80	4.76	9	2.4
	02-Mai	5.53	6.84	3.2	12.73	6.84	3.9	8.2	4.42	6.62	5.2	1.7
	25-Mai	9.97	7.07	6.7	17.51	7	7.2	8.7	37.29	6.85	8.1	2
	18-Jun	11.85	6.97	10.9	15.19	6.71	11	9.4	13.38	6.99	13	2.8
1996	27-Jun	37.28	7.4	11.2	12.84	7.36	11	8.6	10.64	7.28	12	1.5
	10-Jul	9.22	6.85	12.8	7.59	7.01	12.9	8.3	14.99	7.1	13	1.9
	21-Jul	12.71	6.8	14	14.03	7.03	13.9	7.4	19.95	7.04	13.8	1.1
	04-Sep	27.46	7.16	14.3	34.94	7.14	14.1	9.8	36.90	7.32	14.1	3.2
	26-Oct	*	*	*	24.00	7.04	8	9.3	28.82	7.04	8	2.7
1997	14-Mai	57.99	6.25	4	52.60	6.38	4	8.9	42.65	5.99	5	1.4
	05-Jun	*	*	*	39.58	7.02	8	10.4	59.24	6.69	9	4.4
	10-Jul	*	*	*	4.00	7.08	13.5	9.5	9.23	6.56	14	2.9
	12-Août	*	*	*	29.94	7.18	13	10.3	*	*	*	*

* donnée manquante

NP: niveau piézométrique

Site H-3

campagne d'échantillonnage	localisation 1				localisation 2				localisation 3			
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)
1995	54.22	7.2	11.5	11.8	59.24	7.22	12	11.4	11.75	7.25	12.5	7.7
	36.74	7.3	12	11.9	52.98	7.36	12.5	9.1	4.99	7.36	13	6.5
	34.05	7.31	14	12.3	27.14	7.33	14.5	9.6	6.01	7.44	15.2	6.8
	30.12	7.38	14.9	12.8	14.46	7.46	15.4	9.2	6.91	7.49	16	6.1
	27.14	7.38	14.2	12.2	12.28	7.49	15	9.1	10.79	7.49	15.2	6.2
1996	15.60	7.35	13.2	11.5	5.56	7.46	13	8.5	6.23	7.51	12.5	5.7
	4.43	7.37	10.9	11.2	1.04	7.44	10	8.4	1.54	7.44	9.8	5.2
	45.36	7.32	2.9	11.9	25.07	7.33	3.5	8.8	11.90	7.44	4	5.8
	50.07	7.42	7.1	12	33.52	7.34	7	9	17.74	7.41	8	6
	59.89	7.35	11.5	12.4	21.68	7.41	11.2	9.5	43.96	7.35	12	6.4
1997	39.69	7.59	12	11.9	35.52	7.61	12	9.1	19.82	7.61	12	5.9
	54.89	7.34	13.9	11.6	31.70	7.24	13.5	8.5	20.13	7.44	13.8	5.3
	41.05	7.26	13.9	10.5	29.80	7.19	14	7.4	13.66	7.36	13.6	4.2
	66.33	7.27	15	12.3	54.31	7.34	14.9	9.2	28.73	7.42	14.9	6
	51.69	7.47	9	12.1	32.78	7.46	8.1	9	27.57	7.47	8	5.8
1997	50.84	6.27	5	11.3	20.22	6.28	5	9.2	11.77	5.8	5	5.5
	123.02	7.6	8	12.3	84.16	7.41	9	9.1	47.40	7.39	10	5.9
	16.92	7.28	13.5	12.2	11.74	7.27	14.5	8.9	6.22	7.22	14	5.8
12-Août	86.18	7.26	13	13.8	112.11	7.5	15	10.5	57.94	7.28	14	7.2

* donnée manquante

NP: niveau piézométrique

Site H-3

campagne d'échantillonnage	localisation 5					localisation 6				
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (oC)	profondeur du NP (dm)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (oC)	profondeur du NP (dm)	profondeur du NP (dm)
1995	31-Mai	4.19	7.36	10.1	7.5	3.01	7.32	10.4	5.8	5.8
	15-Jun	3.80	7.27	13.4	7.1	*	*	*	*	*
	05-Jul	5.84	7.27	15.2	8	*	*	*	*	*
	30-Jul	5.91	7.25	16	7.7	8.30	7.53	17	8.2	8.2
	25-Août	7.34	7.38	15.1	7.4	11.89	7.6	15.4	8.6	8.6
	21-Sep	4.55	7.09	13	6.9	5.00	7.25	12.2	7.7	7.7
	27-Oct	0.68	7.01	10	6.4	7.07	7.12	9.6	7.6	7.6
	02-Mai	12.17	6.73	4	6.6	13.19	7.16	2.3	7.2	7.2
	25-Mai	7.52	6.71	7.5	6.9	*	*	*	*	*
	18-Jun	17.31	7.34	12.1	7.6	*	*	*	*	*
1996	27-Jun	7.30	7.17	12.7	7	14.63	7.41	14.2	7.9	7.9
	10-Jul	5.11	6.84	14	6.5	14.32	6.93	14.2	7.3	7.3
	21-Jul	4.06	6.91	14.1	5.1	19.24	7.23	14.2	6.2	6.2
	04-Sep	5.85	7.37	15.4	6.8	24.39	7.25	15.9	7.6	7.6
	26-Oct	11.77	7.06	8.1	6.6	19.89	7.24	7.9	7.3	7.3
	14-Mai	6.91	5.73	4.5	7	35.09	6.34	5	8	8
	05-Jun	31.97	7.18	9	7.2	*	*	*	*	*
1997	10-Jul	4.84	7.17	13.5	7.1	46.72	7.22	15	7.9	7.9
	12-Août	*	*	*	*	*	*	*	*	*

* donnée manquante

NP: niveau piézométrique

Site R-1

campagne d'échantillonnage	localisation 1					localisation 2					localisation 3					
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)
1995	31-Mai	2.61	6.79	10	14.1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
	15-Jun	2.44	6.77	12.5	14	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
	05-Jul	2.46	6.75	11.5	16.7	6.57	10.8	15.4	9.03	7.46	16	16	9.03	7.46	16	7.4
	30-Jul	23.03	6.74	14	15.1	6.97	14.3	15	15.53	7.63	18	15	15.53	7.63	18	7.3
	25-Août	2.85	6.66	14	16	7.26	14.1	15.6	15.41	7.68	15.5	15.6	15.41	7.68	15.5	7.4
	21-Sep	4.65	7.19	14	15.6	7.32	13.7	15.2	6.48	7.32	13.1	15.2	6.48	7.32	13.1	7.1
	27-Oct	1.22	7.41	11.8	13.4	7.14	11.7	14.1	10.63	7.1	10.2	14.1	10.63	7.1	10.2	6.4
	02-Mai	10.03	6.99	3.9	11.1	6.93	3	11.5	9.07	7.34	5.6	11.5	9.07	7.34	5.6	4.7
	25-Mai	32.25	6.92	6	13	7.01	5	13.1	13.55	7.34	8	13.1	13.55	7.34	8	6.5
	18-Jun	*	*	*	*	7.12	8.2	15.1	*	*	*	15.1	*	*	*	*
1996	27-Jun	29.15	7.16	10.8	13.8	7.42	12.6	13.8	17.99	7.58	13.4	13.8	17.99	7.58	13.4	7.3
	10-Jul	15.90	7.34	12.1	11.3	7.33	11	11.3	12.28	7.05	14.5	11.3	12.28	7.05	14.5	5.9
	21-Jul	12.99	7	16	6	7.25	14	6.7	13.30	6.95	14.2	6.7	13.30	6.95	14.2	1.7
	04-Sep	21.87	7.22	14.9	16.5	7.19	14.2	15.6	*	*	*	15.6	*	*	*	*
	26-Oct	9.94	7.24	9.6	14.5	7.3	10	14.3	22.84	7.14	7.9	14.3	22.84	7.14	7.9	7.5
	14-Mai	9.54	5.88	3.5	13.5	6.81	4	13.7	19.45	6.61	3	13.7	19.45	6.61	3	3.4
	05-Jun	18.18	6.82	7.5	15.4	7.12	7.5	16	*	*	*	16	*	*	*	*
	10-Jul	2.19	6.78	10	14.1	6.91	10	14.3	*	*	*	14.3	*	*	*	*
	12-Août	*	*	*	*	7.29	13	17.4	*	*	*	17.4	*	*	*	*

* donnée manquante

NP: niveau piézométrique

Site R-1

campagne d'échantillonnage	localisation 5				localisation 6			
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)
1995	31-Mai	6.97	7.2	10.5	13.8	7.5	11	8.6
	15-Jun	3.80	7.31	11	13.6	7.39	12.1	8.8
	05-Jul	4.73	7.05	13.5	14.1	6.94	14	9.6
	30-Jul	45.25	7.37	15.3	13.5	7.35	16	9.5
	25-Août	11.25	7.59	14.7	14.5	7.34	15.2	9.5
	21-Sep	4.67	7.33	13.8	14.3	7.42	13.2	9.4
	27-Oct	15.58	7.31	11.8	12.6	7.38	10.8	8.4
1996	02-Mai	20.60	7.22	4	10.1	7.34	4.9	5.2
	25-Mai	44.62	7.32	6.8	11.7	7.43	8	6
	18-Jun	20.21	7.38	10	14.1	*	*	*
	27-Jun	43.50	7.6	11	12.3	63.06	7.62	12
	10-Jul	41.05	7.09	13	9.8	36.15	7.12	13.9
	21-Jul	55.77	7.44	13.7	6.2	20.87	7.41	14
	04-Sep	46.53	7.34	14	14.7	33.08	7.31	14.7
1997	26-Oct	56.23	7.47	9	13	45.45	7.4	9
	14-Mai	32.77	6.62	4	12	40.03	7.06	7
	05-Jun	27.08	7.3	7.5	14.4	27.47	7.47	8.5
	10-Jul	15.44	7.24	13	13.8	7.72	7.3	13
	12-Août	*	*	*	*	*	*	*

* donnée manquante

NP: niveau piézométrique

Site R-2

campagne d'échantillonnage	localisation 1					localisation 2					localisation 3					
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)
1995	12.06	6.85	10	14.5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
	4.89	6.91	10	13	4.45	6.73	11	10.3	3.94	6.62	12	4.4				
	1.89	6.21	10.5	13.5	2.83	6.83	12.5	10.2	11.24	6.34	14.5	5.3				
	2.89	6.75	13.9	13.6	4.87	6.77	14.5	9.9	8.40	6.96	16.5	5.2				
	3.38	6.91	14	14.1	4.37	6.9	14.9	10.4	12.54	7.06	16	5.1				
	2.49	6.86	13	13	3.04	6.93	13.1	9.7	10.08	7.17	13.5	4.3				
	0.58	7.04	11	12.1	0.65	6.97	10.9	9.1	13.29	6.52	10.4	4.1				
1996	8.99	6.76	4	11.6	8.59	6.48	4.1	8.7	8.22	6.85	4.2	1.9				
	5.12	6.31	5	11.8	8.29	6.77	5.3	9.2	11.14	6.9	7	2.4				
	2.87	5.77	9.3	12.9	7.28	6.66	10	9.9	11.41	6.68	11.9	3				
	6.63	5.65	11	12.2	8.24	7.06	11	9	11.16	7.26	12	2.6				
	6.42	7.14	11.9	11.3	4.93	6.87	12	8.5	10.86	6.56	13	2.1				
	5.40	7.24	13	9.3	4.42	6.66	13	6.8	8.24	6.33	13.2	0.8				
	8.53	7.35	14	13	20.62	6.9	14.1	9.8	20.34	6.74	15	3.1				
1997	4.88	6.86	9.7	12.4	9.61	6.68	9.5	9.6	25.47	7.04	9	3				
	9.73	6.01	4.5	14.1	7.70	6	4.5	13.8	15.61	5.9	7	2.7				
	9.35	6.87	7	12.9	5.50	6.75	8	10	7.59	6.78	8	3.2				
	2.45	6.64	12	12.4	2.64	6.68	12	9.8	7.08	6.47	13	3.5				
	41.26	7.17	13	13.5	7.88	6.47	13.5	10.6	12.60	6.66	15	4.1				

* donnée manquante

NP: niveau piézométrique

Site R-2

campagne d'échantillonnage	localisation 4				localisation 5				localisation 6			
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)
1995	*	*	*	*	1.84	7.02	11	9.7	7.21	6.77	13	5.6
	*	*	*	*	2.12	6.31	11	9.4	4.53	6.9	14	4.6
	1.74	4.66	11.5	12.9	10.64	6.43	13.5	9	12.32	6.86	15	6.1
	0.82	5.05	14.2	12.9	3.16	7.01	15	10.3	7.73	6.59	17	5.9
	1.43	5.97	14.8	13.3	2.80	6.89	15.1	10.6	14.91	6.58	16.5	6.1
	1.34	5.23	13.1	12.2	3.75	7.09	13.2	9.9	8.50	6.74	13.6	5.5
	1.79	4.97	11	11.2	1.12	6.87	10.9	9.2	10.62	6.53	10.2	5
	19.70	6.61	3.5	10.9	5.45	6.38	3.8	8.6	6.58	6.77	4.7	3.7
	19.57	6.63	5	11.8	7.36	6.43	6	8.3	6.93	6.67	7	4.3
	7.28	6.85	9	12.9	10.39	6.55	10.2	10	5.63	6.5	13.2	5
1996	14.00	6.66	11	12	14.84	7.14	11	9.5	7.06	6.92	13	4.5
	8.09	6.66	12	11.1	9.39	6.4	12	8.9	5.78	6.12	14	4.1
	6.73	6.57	13.9	9.5	8.62	6.9	13.2	6.9	5.90	6.26	14	2.1
	*	*	*	*	21.19	6.84	15	10.2	14.79	6.56	15.2	5.1
	*	*	*	*	14.56	6.95	9.1	9.9	13.99	6.92	8.9	4.9
	8.45	5.51	4.5	10.7	10.88	5.52	5	8.9	6.52	6.23	6	4.9
	*	*	*	*	10.73	6.78	8	10.2	11.42	6.56	11	5.5
1997	*	*	*	*	8.63	6.82	13	9.9	1.49	6.51	14.5	5.2
	*	*	*	*	10.41	6.68	14	10.7	13.73	6.61	16	5.8
	*	*	*	*								

* donnée manquante

NP: niveau piézométrique

Site R-3

campagne d'échantillonnage	localisation 1				localisation 2				localisation 3			
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (oC)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (oC)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (oC)	profondeur du NP (dm)
1995	79.22	7.21	12	11.4	5.19	7.44	12.1	8.3	20.71	7.4	13	3.4
	68.39	7.12	12	12.2	3.36	7.07	13	8.3	25.69	6.94	14	3.4
	*	*	*	*	3.92	7.21	15.5	10.6	25.26	6.15	17	4.4
	*	*	*	*	7.83	7.3	16	9.4	20.17	6.74	16.3	4.1
	*	*	*	*	7.91	7.3	15.1	9.9	11.04	6.6	15.2	4.7
1996	5.53	7.05	13	13	4.31	7.3	13	10.2	7.65	5.97	12.3	4.9
	6.86	6.99	10.3	10.8	3.95	6.98	10	7.9	17.54	6.21	9.9	2.9
	27.28	6.72	3	10.4	14.23	7.09	4.1	6.9	3.21	6.04	4	2.1
	26.96	6.77	6.2	10.8	18.75	7.15	8	7.2	5.94	6	8	2.4
	29.25	6.97	10	11.9	18.92	7.15	12	8.1	6.69	6.16	13	3.2
	23.92	7.16	11.2	11	25.71	7.31	12	7.2	8.16	6.37	12.3	2.4
	11.57	6.98	12.5	10.7	15.61	7.15	13.5	6.9	4.56	6.15	13.3	2.2
	8.47	7.1	13.4	9.6	15.57	6.94	14.6	6	4.35	6.29	14.2	1.5
	10.81	7.18	13.5	12.6	24.06	7.11	14	8.7	7.93	6.21	13.9	3.6
	4.50	7.03	9.5	11	19.30	7.1	9	7.6	3.84	5.8	8	2.7
1997	23.18	6.24	3.5	9.8	18.07	6.33	4	6.7	10.78	5.72	5	2
	21.06	7.09	6.5	10.5	19.89	6.89	8	7.4	12.55	5.98	9	2.6
	*	*	*	*	3.88	6.86	13.5	7.5	15.59	5.75	13.5	2.5
12-Août	24.85	6.94	13	12	29.24	6.99	13.5	8.7	13.67	6.02	15	3.7

* donnée manquante

NP: niveau piézométrique

Site R-3

campagne d'échantillonnage	localisation 4				localisation 5				localisation 6				
	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	concentration nitrates (mg/l)	pH	température (°C)	profondeur du NP (dm)	
1995	31-Mai	6.46	7.26	11.9	11.5	12.89	7.14	12.2	9.7	15.46	7.29	13	5.9
	15-Jun	*	*	*	*	7.42	7.24	11.3	9.7	23.81	7.22	13	5.9
	05-Jul	16.61	7.26	13.7	16.3	3.16	7.3	14	11	22.81	7.26	14.1	8.4
	30-Jul	8.41	7.38	14.9	12.8	5.05	7.37	15.5	11	14.23	7.4	16.4	6
	25-Août	6.54	7.36	14.9	13.7	8.36	7.35	15	11.9	7.21	7.4	15.2	6.2
	21-Sep	3.88	7.26	13	14.2	5.23	7.26	12.9	12.4	12.75	7.41	12.2	7.2
	27-Oct	6.31	7.18	10.1	10.7	4.30	7.17	10	9.3	14.08	7.18	9.9	4.8
	02-Mai	8.56	7.2	3	9.8	11.08	7.37	3.1	8.4	9.15	7.13	4.2	3.8
	25-Mai	12.18	7.14	6.2	10.6	14.51	7.29	6.9	9.2	16.15	7.29	8	4.1
	18-Jun	19.74	7.25	11	11.9	19.83	7.36	11	10.2	20.98	7.45	13.2	4.7
1996	27-Jun	15.42	7.21	11	10.7	20.60	7.57	12	9.1	18.26	7.6	13	4
	10-Jul	8.85	6.95	12.2	10.4	19.77	7.43	13	8.8	13.26	7.36	14.9	3.8
	21-Jul	6.67	6.84	13.8	9.2	16.96	7.26	14	7.3	16.43	7.27	14.5	3.1
	04-Sep	8.53	7.06	14	12.7	39.68	7.42	14	10.8	36.07	7.31	14.1	5.1
	26-Oct	7.57	7.21	9	10.7	25.72	7.46	8.9	9.8	27.98	7.32	8	3.9
1997	14-Mai	30.76	6.63	3.5	9.9	23.07	6.3	4.5	7.9	33.26	6.68	6	3.2
	05-Jun	38.65	7.61	8	10.7	28.66	7.01	8	8.8	37.92	7.41	9	3.8
	10-Jul	*	*	*	*	8.10	6.97	12	9.2	8.18	7.34	13	3.8
	12-Août	65.93	7.17	13	12.1	48.31	7.14	14	10.3	51.66	7.29	14	5

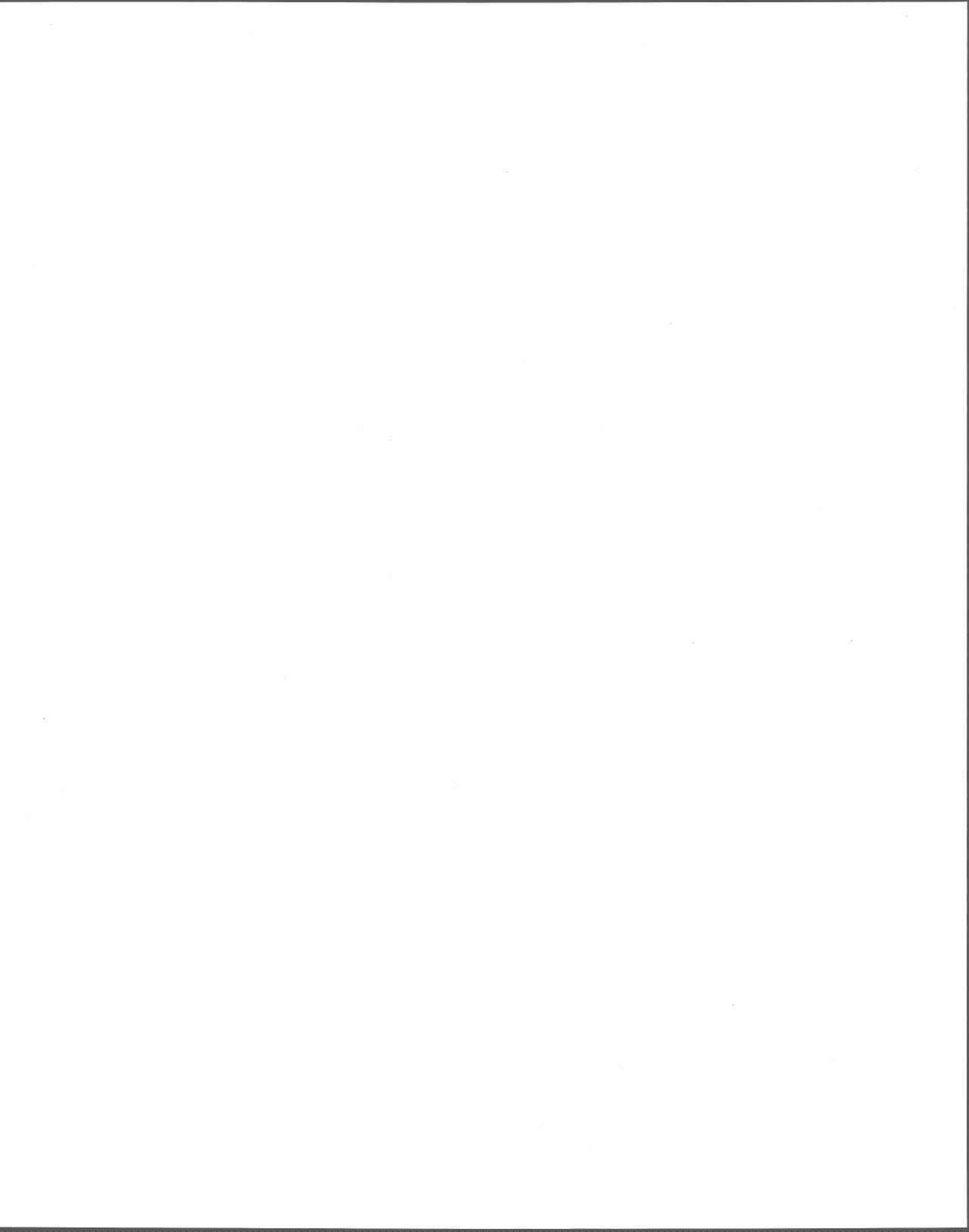
* donnée manquante

NP: niveau piézométrique

Annexe H

Données (sol):

- d'analyse des concentrations en nitrates;
- taux d'humidité;
- et celui de matière organique (M.O.).



SITE A-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	237.5	190.1	113.6	110.6	121.2	82.9
	15-Jun	69.3	31.7	35.8	30.3	34.0	18.6
	05-Jul	35.1	20.6	34.5	105.8	32.4	35.4
	30-Jul	31.2	46.4	37.0	159.4	50.9	41.5
	25-Août	97.8	13.3	12.8	174.4	75.2	46.3
	21-Sep	69.0	28.6	15.3	174.9	53.0	21.3
	27-Oct	68.4	42.6	16.6	87.8	89.1	10.9
1996	02-Mai	120.1	147.2	95.7	242.4	184.7	52.4
	25-Mai	97.6	118.5	44.6	128.4	77.8	45.2
	18-Jun	148.7	26.0	12.9	13.4	12.0	110.4
	21-Jul	21.4	23.2	20.9	21.2	20.7	49.5
	04-Sep	64.9	15.0	12.8	83.5	15.3	5.5
	26-Oct	29.0	26.2	12.2	55.1	20.8	6.3

SITE A-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	42.1	131.7	6.2	17.2	9.2	59.5
	15-Jun	16.3	10.0	6.9	16.1	8.6	7.6
	05-Jul	17.3	17.2	11.6	30.2	18.1	26.1
	30-Jul	36.0	34.6	26.7	56.2	33.4	4.5
	25-Août	28.1	9.6	5.5	34.8	13.0	15.6
	21-Sep	32.7	10.7	12.2	20.0	16.8	8.6
	27-Oct	68.4	28.3	21.6	66.1	9.7	23.1
1996	02-Mai	55.3	45.1	50.5	130.9	112.7	50.0
	25-Mai	58.3	49.0	39.4	48.3	56.4	35.8
	18-Jun	13.4	49.6	8.0	56.1	110.9	18.2
	21-Jul	8.5	11.6	0.1	15.4	11.5	9.0
	04-Sep	22.7	7.1	8.9	13.2	11.3	16.1
	26-Oct	16.6	13.3	7.2	23.2	11.2	9.4

SITE A-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	178.8	126.6	43.6	56.7	100.9	81.1
	15-Jun	5.1	13.7	22.2	17.6	8.7	7.5
	05-Jul	10.2	11.9	92.3	19.9	68.9	73.0
	30-Jul	17.0	18.6	165.9	43.0	41.5	88.1
	25-Août	82.2	79.5	89.0	36.1	78.4	37.0
	21-Sep	96.7	12.9	14.6	36.8	21.1	25.3
	27-Oct	10.6	8.2	83.0	47.3	7.8	11.6
1996	02-Mai	97.5	63.4	85.4	149.9	359.6	62.8
	25-Mai	43.3	34.7	32.3	29.0	19.3	37.2
	18-Jun	49.2	76.3	5.2	13.6	47.6	3.5
	21-Jul	7.7	5.2	13.6	17.1	5.7	4.6
	04-Sep	10.7	7.8	7.0	15.0	12.6	8.3
	26-Oct	10.4	12.6	12.2	26.3	18.0	10.1

SITE A-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	23.7	27.1	5.6	22.2	6.0	50.6
	15-Jun	130.1	38.8	33.2	215.6	44.9	46.5
	05-Jul	191.9	99.4	64.7	186.9	123.8	46.6
	30-Jul	211.1	62.9	52.7	311.8	232.2	136.0
	25-Août	128.9	43.3	38.4	186.6	13.8	58.6
	21-Sep	89.7	58.2	24.7	119.4	168.5	32.2
	27-Oct	155.7	131.0	19.1	88.8	293.5	73.3
1996	02-Mai	186.4	29.0	4.1	97.0	43.5	116.8
	25-Mai	31.1	6.4	5.0	19.1	15.3	8.0
	18-Jun	56.3	36.2	14.1	80.9	54.4	16.2
	21-Jul	15.7	6.2	3.6	16.4	7.6	3.3
	04-Sep	14.1	7.1	3.4	16.5	17.7	3.9
	26-Oct	122.9	84.0	65.5	129.0	82.7	41.8

SITE A-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	17.0	7.5	26.5	66.1	33.7	13.1
	15-Jun	56.2	70.7	430.1	71.7	57.5	22.0
	05-Jul	195.4	68.5	30.5	81.6	81.3	45.6
	30-Jul	304.8	117.6	76.4	324.8	174.5	70.8
	25-Août	82.9	75.4	205.2	164.2	78.7	6.1
	21-Sep	48.4	123.5	122.9	76.1	33.3	118.8
	27-Oct	142.1	142.8	50.6	127.9	59.0	101.1
1996	02-Mai	20.2	391.9	182.2	211.6	10.2	72.3
	25-Mai	34.2	9.4	5.4	27.7	11.9	6.4
	18-Jun	359.1	22.8	16.6	61.1	30.9	13.4
	21-Jul	50.4	5.0	3.9	16.6	7.3	4.8
	04-Sep	15.1	15.6	3.6	16.1	8.1	9.6
	26-Oct	223.9	75.4	63.9	105.1	123.5	63.0

SITE A-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	23.9	28.0	21.3	56.0	3.2	40.5
	15-Jun	44.9	195.3	99.9	46.7	36.8	31.5
	05-Jul	133.0	47.5	103.7	218.6	111.2	58.9
	30-Jul	163.0	178.5	52.4	120.8	237.5	62.4
	25-Août	171.4	51.3	82.3	287.5	491.6	41.7
	21-Sep	294.3	71.4	97.0	60.0	179.4	72.8
	27-Oct	120.7	59.9	42.4	321.5	104.5	35.3
1996	02-Mai	212.5	17.9	339.0	25.9	94.8	18.7
	25-Mai	33.1	7.9	5.4	35.3	6.7	12.0
	18-Jun	48.7	200.9	11.5	105.1	10.6	295.9
	21-Jul	14.9	5.6	6.4	4.8	5.5	4.1
	04-Sep	11.8	14.6	3.5	19.2	4.3	3.2
	26-Oct	269.6	129.0	74.7	85.2	82.7	83.1

SITE A-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 3		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	103.7	65.4	48.3	75.3	32.9	90.1
	15-Jun	77.7	56.6	107.6	69.9	38.6	44.5
	05-Jul	78.7	34.3	96.9	112.6	136.9	70.4
	30-Jul	62.0	48.9	89.3	66.3	63.4	114.6
	25-Août	53.6	36.1	55.6	117.0	56.7	43.6
	21-Sep	67.4	24.8	20.0	91.9	67.7	60.3
	27-Oct	76.2	40.7	54.0	58.5	34.6	57.1
1996	02-Mai	12.3	14.7	20.9	16.0	13.5	32.0
	25-Mai	40.9	45.0	32.0	52.1	134.7	42.3
	18-Jun	40.3	35.3	42.9	61.4	46.2	34.3
	21-Jul	20.5	18.8	31.6	40.6	10.7	77.2
	04-Sep	39.8	8.6	27.0	31.6	10.8	21.8
	26-Oct	37.5	10.9	14.5	12.6	8.6	11.3

SITE A-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	66.5	79.6	64.8	35.8	45.9	50.6
	15-Jun	96.8	143.2	26.5	61.6	46.2	135.2
	05-Jul	80.1	80.8	49.8	30.5	33.3	97.7
	30-Jul	104.4	69.6	42.1	73.7	66.6	95.1
	25-Août	76.6	32.0	30.3	20.5	36.3	31.1
	21-Sep	44.4	22.1	83.8	31.1	39.4	115.3
	27-Oct	14.4	42.6	29.9	8.2	28.8	25.2
1996	02-Mai	30.1	28.3	22.6	11.7	22.8	25.7
	25-Mai	124.3	46.3	14.6	77.8	27.4	55.9
	18-Jun	58.0	54.8	84.5	28.1	37.9	209.9
	21-Jul	18.5	10.8	4.8	8.4	13.9	50.2
	04-Sep	22.4	29.5	22.6	5.3	15.6	12.7
	26-Oct	8.9	12.4	13.3	7.1	9.8	9.2

SITE H-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	30.9	213.3	7.8	77.9	131.7	3.0
	15-Jun	145.1	114.9	41.3	268.6	183.2	14.9
	05-Jul	222.8	219.9	123.6	103.5	47.5	56.9
	30-Jul	149.8	168.2	120.4	88.1	85.4	32.2
	25-Août	53.1	36.4	53.3	57.5	46.1	19.4
	21-Sep	69.9	25.3	23.2	28.5	35.1	15.3
	27-Oct	59.1	47.5	40.5	48.0	52.0	19.6
1996	02-Mai	22.1	36.8	8.4	20.9	33.1	6.8
	25-Mai	74.6	50.4	105.3	77.1	142.5	22.5
	18-Jun	150.9	162.7	86.3	97.2	26.2	45.4
	21-Jul	26.1	19.7	14.3	23.7	11.6	10.4
	04-Sep	28.7	29.8	34.7	23.5	16.0	19.4
	26-Oct	24.0	16.9	11.1	13.0	15.5	8.1

SITE H-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	73.1	104.1	19.1	60.6	116.4	55.1
	15-Jun	30.9	22.8	22.5	70.5	63.8	24.4
	05-Jul	91.9	63.6	34.8	61.1	76.6	64.7
	30-Jul	44.8	68.4	53.5	114.6	87.0	31.2
	25-Août	54.4	39.7	28.8	58.9	49.7	28.9
	21-Sep	118.0	34.6	22.7	62.9	43.0	30.8
	27-Oct	47.3	51.2	24.4	57.7	58.2	25.1
1996	02-Mai	27.5	20.6	15.4	31.3	40.3	12.8
	25-Mai	39.8	17.1	99.5	78.9	103.8	56.7
	18-Jun	35.3	39.2	15.5	69.4	73.9	6.2
	21-Jul	14.2	5.7	9.8	18.7	25.7	6.5
	04-Sep	6.7	13.0	12.9	52.0	23.8	13.0
	26-Oct	11.2	20.1	18.0	17.6	19.0	8.8

SITE H-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	100.2	36.0	5.2	67.4	43.2	43.4
	15-Jun	36.6	20.3	20.5	42.0	40.7	25.3
	05-Jul	36.7	27.3	47.7	83.0	62.8	52.8
	30-Jul	36.3	53.7	62.0	77.8	45.2	95.9
	25-Août	22.6	23.1	44.6	38.7	70.7	46.5
	21-Sep	15.7	12.2	18.3	12.7	18.6	49.0
	27-Oct	23.7	11.6	23.6	51.0	34.6	39.3
1996	02-Mai	10.7	14.4	18.5	29.1	28.5	21.0
	25-Mai	22.3	34.5	31.7	88.4	58.3	21.6
	18-Jun	29.2	10.1	56.1	58.0	15.6	146.6
	21-Jul	23.9	8.3	7.0	18.4	18.5	27.9
	04-Sep	10.0	9.9	9.9	15.6	14.5	10.7
	26-Oct	10.6	10.4	10.9	13.5	13.0	20.2

SITE H-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	112.1	46.6	9.8	53.1	262.6	22.5
	15-Jun	491.0	141.7	161.6	405.6	475.0	411.1
	05-Jul	149.4	115.7	72.0	439.4	422.1	165.6
	30-Jul	202.7	66.1	152.3	418.7	454.4	290.0
	25-Août	132.6	223.5	51.6	451.3	572.5	219.3
	21-Sep	120.6	111.0	83.0	593.2	470.2	504.2
	27-Oct	231.9	98.7	105.0	472.1	202.8	313.9
1996	02-Mai	57.3	9.7	35.0	47.2	43.5	74.2
	25-Mai	18.9	20.6	11.6	45.1	18.7	51.7
	18-Jun	82.1	41.9	18.4	195.2	108.2	42.3
	21-Jul	39.9	32.7	9.5	41.7	22.2	16.4
	04-Sep	31.7	42.1	22.6	107.3	105.8	27.4
	26-Oct	169.6	89.0	127.8	108.2	207.1	159.9

SITE H-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	26.2	228.3	11.6	192.6	34.5	47.8
	15-Jun	163.0	74.3	445.9	344.8	211.8	597.9
	05-Jul	233.7	382.5	176.3	153.4	63.8	126.6
	30-Jul	136.6	139.7	112.4	93.7	145.5	462.7
	25-Août	191.1	56.4	15.4	162.6	141.7	143.1
	21-Sep	61.1	54.4	30.3	380.6	300.1	391.8
	27-Oct	116.2	107.6	75.8	348.8	131.6	127.3
1996	02-Mai	33.1	230.6	106.7	75.3	210.6	13.1
	25-Mai	13.3	9.0	9.9	47.7	70.7	20.7
	18-Jun	263.4	29.6	34.7	123.2	31.2	108.7
	21-Jul	7.4	6.8	7.7	15.2	26.3	51.7
	04-Sep	12.4	4.7	5.0	45.3	30.0	36.0
	26-Oct	54.6	79.6	104.1	113.1	126.5	204.1

SITE H-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	19.1	382.3	307.1	29.8	581.3	256.8
	15-Jun	322.2	419.7	266.3	561.3	564.9	265.3
	05-Jul	47.1	26.8	180.3	48.6	114.7	205.2
	30-Jul	41.8	33.3	184.6	153.0	572.5	46.6
	25-Août	41.4	350.9	194.5	115.0	593.0	103.4
	21-Sep	30.4	91.0	155.5	287.2	551.6	143.0
	27-Oct	46.9	41.4	103.0	62.8	171.4	83.4
1996	02-Mai	22.3	40.3	112.2	38.5	58.4	675.3
	25-Mai	21.8	10.4	10.4	42.8	13.4	106.8
	18-Jun	98.2	154.0	83.3	210.9	143.9	79.3
	21-Jul	8.9	5.6	7.0	80.1	93.6	183.2
	04-Sep	20.7	19.6	40.1	41.7	24.3	12.3
	26-Oct	77.3	65.1	42.0	119.3	57.9	104.1

SITE H-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	119.7	82.2	11.9	103.6	46.6	113.6
	15-Jun	385.9	210.8	319.3	182.5	154.4	181.7
	05-Jul	173.2	144.1	165.6	130.6	108.7	132.4
	30-Jul	139.1	166.7	182.6	125.3	100.8	200.8
	25-Août	111.2	158.1	469.9	188.4	152.2	177.1
	21-Sep	429.9	419.3	501.6	359.0	268.4	300.1
	27-Oct	209.7	250.5	603.3	504.9	277.0	307.9
1996	02-Mai	113.7	21.2	156.2	312.5	78.8	114.7
	25-Mai	36.3	31.0	32.8	58.1	30.6	31.6
	18-Jun	220.3	194.2	510.2	407.2	65.7	164.0
	21-Jul	43.6	28.1	8.1	39.0	9.9	17.4
	04-Sep	85.3	37.1	26.3	88.7	21.8	29.0
	26-Oct	132.8	89.5	513.4	284.4	107.7	113.1

SITE H-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	70.2	34.0	9.4	86.2	7.1	404.6
	15-Jun	202.4	185.8	346.3	130.1	313.6	106.7
	05-Jul	71.0	56.8	173.9	65.5	52.2	83.1
	30-Jul	121.9	84.1	91.2	59.3	82.5	160.8
	25-Août	86.9	100.2	279.4	63.2	133.2	348.5
	21-Sep	130.9	143.6	162.9	113.2	146.4	208.6
	27-Oct	93.6	133.5	481.2	92.7	245.7	283.8
1996	02-Mai	106.2	43.5	133.9	35.1	74.2	356.4
	25-Mai	16.9	20.4	26.6	14.1	14.2	15.9
	18-Jun	133.2	65.4	44.2	63.5	109.2	41.5
	21-Jul	18.6	334.8	77.0	17.3	13.8	45.3
	04-Sep	26.1	16.4	144.0	15.1	9.7	19.8
	26-Oct	106.6	53.1	122.3	34.0	70.4	71.1

SITE H-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	61.3	51.5	102.7	152.1	71.5	88.9
	15-Jun	253.7	123.2	164.6	84.7	245.8	205.4
	05-Jul	65.5	103.0	73.3	61.3	93.8	164.7
	30-Jul	134.7	97.6	151.6	80.7	105.5	193.8
	25-Août	111.2	70.9	123.8	44.5	77.5	225.2
	21-Sep	87.5	183.9	184.3	154.4	382.4	245.7
	27-Oct	111.8	277.0	194.7	102.5	229.7	181.4
1996	02-Mai	242.4	110.1	83.2	11.4	71.0	282.8
	25-Mai	55.2	15.7	17.1	63.8	17.5	30.0
	18-Jun	92.2	66.7	171.3	52.3	78.6	137.1
	21-Jul	17.9	11.9	224.7	54.8	43.8	49.7
	04-Sep	8.3	8.9	18.8	29.3	9.6	27.1
	26-Oct	49.1	53.9	87.7	32.6	69.1	131.5

SITE R-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	47.2	39.5	127.8	167.5	135.8	*
	15-Jun	38.6	49.2	26.2	48.8	32.8	137.0
	05-Jul	63.9	45.4	26.6	30.6	25.2	35.7
	30-Jul	38.0	41.9	34.3	41.7	52.3	89.7
	25-Août	60.3	42.2	38.2	71.7	42.4	36.3
	21-Sep	54.7	40.5	45.5	58.7	56.0	24.3
	27-Oct	108.6	37.7	28.3	52.2	63.1	19.5
1996	02-Mai	306.7	195.0	75.3	148.6	289.3	94.8
	25-Mai	116.9	183.1	36.4	107.3	147.3	66.9
	18-Jun	89.2	42.1	108.3	47.8	50.8	26.2
	21-Jul	100.1	28.3	45.0	22.6	43.2	27.0
	04-Sep	51.0	32.8	36.4	43.4	27.0	31.1
	26-Oct	71.5	48.8	46.4	55.7	51.0	44.7

* donnée manquante

SITE R-1		Localisation 2			Localisation 5		
campagne d'échantillonnage		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	140.6	48.0	122.3	45.6	74.7	33.7
	15-Jun	33.8	89.8	40.7	64.9	25.7	50.1
	05-Jul	19.8	19.0	21.2	24.9	21.3	58.2
	30-Jul	76.8	37.0	31.3	69.6	11.1	85.4
	25-Août	18.3	38.9	33.8	48.1	19.7	141.8
	21-Sep	17.0	65.6	21.9	36.8	24.5	80.4
	27-Oct	43.6	59.9	36.5	37.2	28.8	98.4
1996	02-Mai	172.5	353.1	141.3	143.3	166.4	409.3
	25-Mai	137.2	86.4	103.3	95.8	74.2	335.3
	18-Jun	23.5	34.8	25.1	43.9	19.0	82.7
	21-Jul	32.6	32.2	28.3	42.3	15.6	118.7
	04-Sep	38.0	33.4	28.3	24.1	20.1	76.0
	26-Oct	47.6	106.3	89.1	38.7	62.0	191.3

SITE R-1		Localisation 3			Localisation 6		
campagne d'échantillonnage		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	133.5	166.7	82.7	653.8	106.8	233.4
	15-Jun	53.7	144.5	62.6	155.0	41.3	124.0
	05-Jul	46.4	55.2	71.8	164.1	52.8	134.6
	30-Jul	58.2	88.5	42.1	103.0	49.1	103.7
	25-Août	29.6	40.2	51.0	93.3	38.0	99.3
	21-Sep	69.3	223.5	59.1	72.6	56.8	125.1
	27-Oct	53.2	57.1	45.8	51.2	92.5	80.1
1996	02-Mai	249.1	184.7	42.1	294.6	412.0	139.4
	25-Mai	108.3	78.2	45.2	192.0	124.9	172.2
	18-Jun	26.8	52.5	26.0	83.9	43.9	40.5
	21-Jul	44.4	46.1	9.5	53.6	127.4	60.1
	04-Sep	23.3	20.9	82.4	20.6	24.3	31.9
	26-Oct	72.2	135.1	53.8	49.5	45.8	77.7

SITE R-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	125.1	90.5	69.1	73.4	144.6	82.7
	15-Jun	197.9	81.7	31.7	68.9	27.8	27.6
	05-Jul	51.7	185.2	20.6	34.4	25.1	111.2
	30-Jul	13.3	213.0	61.5	136.6	146.9	12.0
	25-Août	210.2	145.8	71.5	162.6	135.1	57.0
	21-Sep	24.9	86.7	15.4	28.1	107.3	10.8
	27-Oct	87.1	37.0	147.0	38.9	20.9	115.1
1996	02-Mai	185.2	163.9	149.2	81.6	17.5	63.4
	25-Mai	33.2	74.8	21.3	117.0	35.0	22.5
	18-Jun	154.2	73.5	25.1	92.2	40.7	23.5
	21-Jul	15.7	9.6	25.5	31.3	8.9	13.2
	04-Sep	38.9	25.7	12.4	64.0	25.5	10.2
	26-Oct	44.3	23.3	20.5	33.7	24.5	20.5

SITE R-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	87.8	76.9	388.7	76.6	87.4	54.9
	15-Jun	226.6	41.7	28.1	203.4	73.7	327.5
	05-Jul	42.8	148.0	398.2	198.1	177.1	4.2
	30-Jul	396.6	102.6	106.4	188.5	136.0	367.6
	25-Août	101.2	91.1	44.5	18.9	18.3	53.0
	21-Sep	146.4	66.4	30.1	202.6	90.1	105.8
	27-Oct	49.7	197.0	270.5	48.7	204.7	389.1
1996	02-Mai	266.6	45.3	403.7	406.4	63.1	302.7
	25-Mai	399.5	25.1	281.5	33.2	55.9	313.8
	18-Jun	409.4	221.3	400.9	404.7	368.8	378.1
	21-Jul	28.4	45.1	6.7	34.9	13.7	15.5
	04-Sep	29.4	23.6	12.5	45.9	37.3	23.7
	26-Oct	155.3	29.0	313.6	29.8	25.4	404.2

SITE R-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	173.4	120.4	105.5	195.1	399.6	116.4
	15-Jun	112.1	173.7	117.3	203.4	40.2	26.1
	05-Jul	232.7	200.7	377.4	270.7	259.1	256.8
	30-Jul	101.7	7.6	355.7	29.3	327.0	378.9
	25-Août	520.4	147.9	113.9	328.3	306.5	336.3
	21-Sep	409.3	58.0	91.0	130.3	30.0	75.3
	27-Oct	80.6	347.9	248.1	43.0	290.7	7.7
1996	02-Mai	545.7	189.8	57.9	500.7	421.4	133.9
	25-Mai	115.7	9.1	6.9	84.5	25.5	6.8
	18-Jun	99.6	93.5	408.1	142.5	102.1	460.3
	21-Jul	161.4	43.0	5.3	58.7	14.7	22.5
	04-Sep	82.7	26.1	15.5	54.2	42.0	23.1
	26-Oct	38.3	3.9	329.3	26.0	28.4	392.5

SITE R-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	235.3	85.9	104.1	293.7	138.0	55.6
	15-Jun	176.1	61.8	48.5	137.0	92.7	49.8
	05-Jul	223.8	56.2	51.0	306.5	76.9	59.2
	30-Jul	201.0	95.5	57.7	259.1	122.6	93.0
	25-Août	119.2	64.7	111.8	135.3	92.5	177.1
	21-Sep	136.2	129.5	96.7	109.6	35.9	49.4
	27-Oct	408.3	140.8	192.3	73.4	176.4	111.8
1996	02-Mai	26.2	22.7	28.6	30.5	35.6	29.8
	25-Mai	52.8	31.0	42.7	38.5	23.3	50.4
	18-Jun	90.5	53.0	47.1	72.1	47.3	46.5
	21-Jul	44.6	19.5	29.1	30.4	47.2	71.2
	04-Sep	44.2	18.4	24.0	34.4	19.9	27.1
	26-Oct	30.3	8.1	30.4	20.6	16.7	26.4

SITE R-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	71.2	41.4	76.9	41.3	26.1	36.0
	15-Jun	170.0	38.4	49.6	38.8	26.7	32.0
	05-Jul	184.2	47.0	81.9	36.9	33.4	36.7
	30-Jul	111.9	168.3	96.8	36.8	4.3	54.2
	25-Août	53.6	22.0	41.6	30.9	34.8	18.9
	21-Sep	81.5	93.7	45.9	51.5	31.3	30.5
	27-Oct	251.8	18.7	170.9	155.5	11.3	27.6
1996	02-Mai	43.2	31.1	33.7	20.5	16.1	20.0
	25-Mai	72.8	58.3	75.6	35.0	17.5	48.7
	18-Jun	116.3	25.5	29.7	59.1	19.5	52.8
	21-Jul	25.4	17.0	63.3	9.6	19.3	76.1
	04-Sep	37.3	12.6	31.0	16.2	27.0	21.5
	26-Oct	21.6	13.0	31.8	10.1	7.9	40.6

SITE R-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		N-NO ₃ (µg/g sol sec)					
1995	31-Mai	45.1	38.0	386.0	38.5	45.5	420.4
	15-Jun	107.1	35.5	32.9	44.1	15.8	64.1
	05-Jul	77.3	198.1	518.6	60.3	4.7	92.9
	30-Jul	85.8	61.1	187.2	38.1	26.7	510.6
	25-Août	39.9	103.6	14.9	33.8	94.2	495.3
	21-Sep	68.7	62.6	186.5	49.4	23.2	51.6
	27-Oct	371.0	39.9	541.2	225.9	265.3	59.6
1996	02-Mai	48.3	23.2	29.0	38.2	11.1	142.1
	25-Mai	34.2	45.4	46.3	206.1	18.0	410.9
	18-Jun	130.6	35.0	54.6	54.9	52.3	11.8
	21-Jul	10.1	43.6	19.2	9.5	14.6	165.4
	04-Sep	19.3	24.2	58.8	17.9	22.4	219.1
	26-Oct	12.8	43.2	47.9	20.5	37.9	231.7

SITE A-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	27.23	52.53	33.61	30.82	30.54	27.61
	15-Jun	30.18	19.59	20.53	24.18	22.93	24.46
	05-Jul	13.4	12.23	23.56	20.47	24.38	23.19
	30-Jul	18.04	20.8	26.39	18.14	27.32	24.36
	25-Août	21.86	10.66	20.72	23.89	24.12	21.16
	21-Sep	24.35	12.11	24.2	31.37	26.44	21.69
	27-Oct	29.59	16.01	22.75	35.15	30.93	26.29
1996	02-Mai	23.21	18.62	28.47	26.64	29.74	29.34
	25-Mai	32.77	19.62	26.18	22.87	23.41	23.71
	18-Jun	16.13	15.48	27.11	11.23	15.39	23.08
	21-Jul	25.7	15.83	22.64	21.18	27.24	15.5
	04-Sep	27.11	14.26	23.55	28.64	22.17	22.32
	26-Oct	26.47	18.22	25.49	37.08	22.67	28.56

SITE A-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	13.65	24.07	27.24	15.28	33.32	47.25
	15-Jun	16.51	24.53	19.51	13.11	17.61	24.37
	05-Jul	6.79	17.16	14.76	10.94	18.76	20.17
	30-Jul	13.22	21.1	17.85	12.39	26.02	14.6
	25-Août	9.44	21.68	20.52	10.56	17.59	24.78
	21-Sep	20.75	20.5	18.76	16.26	18	23.88
	27-Oct	16.73	29.21	23.81	18.42	29.64	26.07
1996	02-Mai	18.68	19.9	28.12	21.16	30.66	29.11
	25-Mai	18.3	24.59	28.03	20.66	30.47	27.26
	18-Jun	10.48	8.11	25.46	26.57	24.35	24.97
	21-Jul	20.93	18.08	23.89	20.65	22.16	30.33
	04-Sep	14.18	20.79	20.19	14.43	12.62	25.33
	26-Oct	15.26	25.68	24.52	19.86	30.99	31.74

SITE A-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	38.34	39.36	54.38	25.34	29.69	51.67
	15-Jun	21.71	24.28	16.42	20.55	50.87	49.15
	05-Jul	24.13	29.22	18.77	22.77	39.9	32.91
	30-Jul	22.5	37.3	16.04	20.58	52.82	35.77
	25-Août	35.15	24.25	15.82	20.19	22.97	24.28
	21-Sep	30.45	32.62	32.23	22.12	28.13	45.43
	27-Oct	28.2	33.08	12.93	22.36	61.01	57.37
1996	02-Mai	32.83	33.4	16.16	28.63	34.92	25.71
	25-Mai	26.54	28.99	18.18	26.4	31.73	29.02
	18-Jun	22.84	26	13.62	25.98	24.07	38.27
	21-Jul	24.28	23.99	16.29	27.07	21.35	27.29
	04-Sep	18.9	22.97	13.97	21.82	34.01	39.63
	26-Oct	23.23	25.98	21.74	23.13	42.5	58.86

SITE A-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	16.31	10.91	12.61	18.45	12.52	6.75
	15-Jun	17.41	15.34	9.65	13.81	12.52	7.38
	05-Jul	11.88	10.28	10.17	10.37	22.8	6.02
	30-Jul	17.27	12.81	11.17	17.38	8.08	4.51
	25-Août	14.47	15.56	9.24	11.46	15.79	6.57
	21-Sep	16.83	11.69	14.78	15.82	9.68	4.53
	27-Oct	20.34	16.16	10.44	17.26	25.67	11.6
1996	02-Mai	20.43	20.35	11.4	17.65	13.85	9.07
	25-Mai	18.89	15.88	12.76	17.95	16.33	9.13
	18-Jun	14.04	13.66	8.84	11.9	22.59	7.37
	21-Jul	18.54	17.85	16.53	17.85	19.92	12.7
	04-Sep	16.06	9.91	8.4	13.92	22.06	6.97
	26-Oct	19.41	15.08	14.48	19.16	31.43	12.58

SITE A-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	16.16	14.54	16.15	15.81	10.09	17.82
	15-Jun	12.32	16.16	17.62	13.36	14.12	18.19
	05-Jul	11.5	9.67	12.91	8.61	9.43	17.5
	30-Jul	14.4	12.54	7.95	13.34	10.93	12.43
	25-Août	11.38	14.57	18.26	16.89	11	8.06
	21-Sep	15.67	21.5	17.78	14.14	9.72	13.5
	27-Oct	21.71	14.57	10.38	12.38	12.2	8.05
1996	02-Mai	23.17	21.54	22.87	23.43	15.69	15.5
	25-Mai	16	20.65	13.18	21.96	12.9	12.26
	18-Jun	10.98	12.88	8.01	11.84	9.4	8.95
	21-Jul	15.82	15.06	11.83	21.95	16.16	17.28
	04-Sep	10.22	17.32	11.14	12.2	11.46	6.75
	26-Oct	23.91	23.25	12.64	23.98	17.31	11.13

SITE A-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	30.57	25.12	12.66	27.24	21.21	11.24
	15-Jun	13.66	25.66	14.57	21.61	20.92	15.34
	05-Jul	34.35	24.88	16.85	24.02	15.82	8.29
	30-Jul	32.14	20.74	12.81	22.31	13.75	6.97
	25-Août	37.87	22.69	13.24	30.66	14.25	8.43
	21-Sep	31.97	23.15	16.79	30.9	22.5	13.26
	27-Oct	23.3	18.9	23.97	28.12	18.12	13.21
1996	02-Mai	32.27	26.5	15.05	31.09	32.54	19.33
	25-Mai	17.86	21.99	22.94	31.46	23.1	14.99
	18-Jun	12.81	22.3	22.39	32.41	22.99	16.44
	21-Jul	23.95	20.3	24.29	26.52	22.96	17.52
	04-Sep	17.52	14.61	20.18	15.79	18.17	17.88
	26-Oct	17.03	19.95	18.62	22.39	19.14	19.79

SITE A-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 3		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	11.21	8.68	23.43	10.85	8.65	23.86
	15-Jun	10.74	8.36	16.84	8.54	6.43	21.15
	05-Jul	5.83	6.16	25.55	7.43	7.39	22.32
	30-Jul	3.92	4.75	14.57	3.9	6.33	25.18
	25-Août	4.44	5	17.7	3.82	3.55	7.08
	21-Sep	10.75	6.21	8.07	7.04	6.17	9.56
	27-Oct	9.78	8.31	17.02	7.34	7.49	15.4
1996	02-Mai	12.31	13.07	22.01	6.15	9.52	22.49
	25-Mai	9.53	9.11	14.65	12.11	7.52	17.12
	18-Jun	3.81	7.14	23.48	7.01	7.02	15.27
	21-Jul	15.64	11.18	15.32	18.56	7.6	15.37
	04-Sep	13.82	6.83	13.06	11.49	5.65	14.24
	26-Oct	13	11.12	13.48	12.93	7.91	19.62

SITE A-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	24.94	23.73	21.58	23.97	30.04	25.52
	15-Jun	15.12	40.94	24.28	31.85	29.4	18.21
	05-Jul	24.02	26.95	20.35	13.46	22.19	18.83
	30-Jul	28.49	26.4	20.95	35.28	23.09	21.6
	25-Août	34.63	24.7	22.79	15.01	7.63	22.71
	21-Sep	18.57	18.01	21.08	29.77	22.55	20.32
	27-Oct	22.11	25.15	26.71	25.4	14.44	21.63
1996	02-Mai	23.87	29.82	23.57	27.25	20.4	25.46
	25-Mai	16.78	23.66	23.38	28.51	21.43	18.63
	18-Jun	15.99	13.38	23.79	19.41	22.96	25.28
	21-Jul	15.59	15.37	22	20.63	20.18	20.11
	04-Sep	13.2	26.49	26.36	22.23	12.38	23.42
	26-Oct	15.67	21.35	21.95	34.16	31.24	28.88

SITE H-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	10.96	22.33	22.6	22.45	13.41	21.78
	15-Jun	10.11	18.51	9.5	22.47	8.89	19.83
	05-Jul	15.57	17.02	7.47	12.95	17.86	36.4
	30-Jul	9.36	16.86	9.12	14.11	6.95	21.57
	25-Août	9.55	12.58	11.46	16.87	6.31	24.78
	21-Sep	13.23	15.23	20.45	23.81	9.67	24.14
	27-Oct	16.89	18.28	26.34	26.07	10.62	26.85
1996	02-Mai	12.35	32.62	27.08	22.3	9.23	23.3
	25-Mai	16.86	17.98	9.28	20.59	17.4	26.48
	18-Jun	18.38	17.33	17.85	16	18.4	12.89
	21-Jul	18.54	15.23	17.44	25.72	10.46	24.57
	04-Sep	12.32	23.34	26.15	21.73	24.45	8.56
	26-Oct	16.32	19.92	11.11	21.34	12.39	10.33

SITE H-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	11.1	7.72	18.71	21.96	20.22	24.09
	15-Jun	8.75	5.05	20.23	16.07	19.72	29.98
	05-Jul	4.05	8.8	23.08	5.8	5.31	25.33
	30-Jul	12.26	14.87	41	17.93	6.46	23.37
	25-Août	9.73	9.68	36.47	10.64	8.72	27.92
	21-Sep	13.25	17.11	50.43	12.46	17.66	18.25
	27-Oct	22.14	14.75	29.19	18.34	24.35	16.17
1996	02-Mai	10.28	23.03	30.25	17.22	27.12	32.31
	25-Mai	21.67	17.76	36.58	26.66	25.54	24.78
	18-Jun	11.42	13.33	26.28	16.1	20.42	24.52
	21-Jul	22.36	18.02	23.88	23.59	17.79	33.32
	04-Sep	8.18	10.6	33.24	15.2	19.46	33.27
	26-Oct	22.8	18.04	30.37	19.67	23.46	27.23

SITE H-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)
1995	31-Mai	30.23	43.14	31.2	14.64	22.18	18.55
	15-Jun	21.12	32.87	19.62	13.11	27.2	20.36
	05-Jul	27.9	41.75	25.33	7.76	19.84	18.19
	30-Jul	28.12	39.08	12.65	24.1	20.02	14.91
	25-Août	25.28	26.01	11.17	13.5	19.36	17.15
	21-Sep	25.04	60.66	36.51	19.46	14.5	11.7
	27-Oct	21.76	28.67	32.58	23.07	26.93	18.43
1996	02-Mai	25.91	48.17	17.66	21.8	27.13	28.74
	25-Mai	19.03	27.85	22.7	21.09	26.51	21.51
	18-Jun	17.78	23.89	32.09	13.37	14.4	28.38
	21-Jul	15.32	24.79	25.27	23.05	24.47	22.24
	04-Sep	20.86	25	21.12	13.25	20.23	24.71
	26-Oct	24.3	28.38	28.18	23.25	23.46	28.29

SITE H-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)
1995	31-Mai	9.99	11.46	7.6	9.66	9.72	10.27
	15-Jun	14.72	19.67	10.17	13.92	23.61	9.46
	05-Jul	7.78	8.15	9.76	10.62	22.86	10.7
	30-Jul	16.93	12.02	8.39	14.62	16.76	8.36
	25-Août	10.09	16.79	6.32	8.91	20.17	7.66
	21-Sep	11.63	12.4	7.09	13.93	19.11	8.69
	27-Oct	16.2	16.68	9.4	17.97	24.91	10.24
1996	02-Mai	12.95	17.85	9.73	16.58	13.53	16.18
	25-Mai	15.17	19.96	8.52	20.82	15.31	18.39
	18-Jun	12.59	16.46	12.52	9.68	23.16	9.65
	21-Jul	14.59	24.35	10.21	15.82	20.16	12.95
	04-Sep	9.02	19.09	8.92	10.25	20.4	9.51
	26-Oct	17.34	20.37	9.43	15.7	21.81	9.08

SITE H-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	13.76	10.16	12.89	19.83	17.56	12
	15-Jun	17.55	7.91	6.81	17.2	14.11	13
	05-Jul	11.63	7.76	8.59	7.53	8.61	14.45
	30-Jul	12.81	7.98	8.01	13.11	13.82	14.33
	25-Août	12.36	5.7	15.06	9.73	11.18	25.77
	21-Sep	7.64	5.67	6.14	15.06	21.14	12.37
	27-Oct	16.06	10.64	8.17	19.92	13.57	11.41
1996	02-Mai	18.18	9.09	16.46	15.6	14.5	11.62
	25-Mai	14.61	10.72	8.53	12.02	21.25	10.57
	18-Jun	13.19	6.32	12.24	9.5	11.15	11.77
	21-Jul	15.4	12.27	9.38	19.18	17.6	17.92
	04-Sep	8.28	9.15	4.45	11.3	11.17	19.74
	26-Oct	17.5	10.98	9.01	19.59	16.61	18.36

SITE H-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	19.73	14.69	11.98	19.68	9.24	9.69
	15-Jun	23.59	13.1	13.29	39.51	23.69	14.17
	05-Jul	17.06	21.66	17.13	36.79	14.2	9.64
	30-Jul	18.59	21.31	14.55	36.19	12.04	16.52
	25-Août	19.69	16.28	12.02	33.46	34.84	7.86
	21-Sep	16.73	22.1	13.02	31.74	27.55	11.18
	27-Oct	20.06	27.42	14	24.91	20.54	13.25
1996	02-Mai	19.8	20.58	18.48	35.15	32.36	12.84
	25-Mai	12.72	19.15	19.28	18.84	24.78	14.34
	18-Jun	10.75	15.53	20.39	10.89	18.16	21.7
	21-Jul	19.94	21.97	12.73	13.5	21.88	14.62
	04-Sep	9.31	20.12	16.83	18.38	20.58	20.7
	26-Oct	19.54	14.53	21.04	34.35	19.57	21.2

SITE H-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)
1995	31-Mai	17.7	20.22	10.69	16.61	12.23	12.16
	15-Jun	15.88	18.23	9.79	16.78	11.35	9.97
	05-Jul	8.54	8.58	8.09	10.86	8.75	8.81
	30-Jul	13.74	14.34	9.21	13.06	9.46	12.62
	25-Août	11.43	9.46	9.09	12.36	5.56	11.39
	21-Sep	20.3	12.74	8.67	20.76	11.4	12.96
	27-Oct	20.44	25.42	9.3	20.85	11.6	13.63
1996	02-Mai	17.22	23.78	10.11	17.89	12.96	11.41
	25-Mai	19.74	26.09	9.9	17	13.51	14.44
	18-Jun	14.41	13.1	6.65	12.82	12.94	12.28
	21-Jul	19.27	27.36	10.5	19.97	11.02	11.28
	04-Sep	14.16	28.65	10.07	16.22	10.41	12.45
	26-Oct	19.42	29.45	10.69	17.21	11.71	10.97

SITE H-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)
1995	31-Mai	16.13	9.78	14.34	13.35	12.31	19.45
	15-Jun	14.76	9.63	9.85	15.79	9.51	9.69
	05-Jul	8.46	5.67	11.74	9.57	6.72	8.92
	30-Jul	10.86	11.54	9.35	11.59	10.11	8.64
	25-Août	11.49	8.46	9.78	13.47	9.35	13.66
	21-Sep	12.89	9.89	12.75	19.79	11.35	9.29
	27-Oct	20.76	12.19	14.27	17.25	10.06	10.06
1996	02-Mai	17.6	12.31	10.11	15.83	11.1	13.75
	25-Mai	14.84	15.3	12.26	18.66	10.51	12.62
	18-Jun	13.94	7.02	14.84	10.26	10.13	10.35
	21-Jul	17.07	14.08	10.45	19.62	11	11.63
	04-Sep	13.47	9.28	8.39	15.98	10.36	12.43
	26-Oct	17.38	10.12	16.39	19.57	12.72	10.99

SITE H-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	17.1	12.07	13.75	16.1	11.72	10.88
	15-Jun	17.56	13.37	15.4	11.76	15.62	15.3
	05-Jul	4.73	10.36	7.75	7.46	11.76	9.75
	30-Jul	15.21	10.67	14.16	17.08	10.52	8.4
	25-Août	20.92	12.5	14.21	19.01	8.21	11.53
	21-Sep	16.35	16.96	11.82	20.62	11.38	10.8
	27-Oct	20.51	11.69	11.19	18.31	13.1	14.29
1996	02-Mai	20.22	22.51	11.53	23.73	13.81	8.66
	25-Mai	28.3	14.21	12.59	19.32	12.92	12.57
	18-Jun	10.58	6.45	10.43	9.39	7.3	11.18
	21-Jul	17.91	13.68	9.69	18.21	14.91	10.4
	04-Sep	10.65	7.22	6.51	19.41	11.68	10.09
	26-Oct	20.82	20.79	18.62	20.72	17.25	12.82

SITE R-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	17.52	21.22	35.36	17.57	8.92	*
	15-Jun	15.38	23.36	31.41	18.83	16.66	8.55
	05-Jul	15.27	19.8	30.57	7.53	6.24	15.68
	30-Jul	11.78	23.95	32.33	14.9	8.19	8.36
	25-Août	14.58	24.48	28.57	12.99	23.52	13.68
	21-Sep	17.13	25.43	32.26	17.18	16.44	29.49
	27-Oct	16.91	26.11	32.57	18.41	18.31	33.45
1996	02-Mai	17.13	21.41	33.77	22.12	15.57	33.14
	25-Mai	17.44	20.13	31.11	19.96	21.4	29.01
	18-Jun	13.84	21.24	32.58	16.02	21.13	27.11
	21-Jul	14.63	25.23	14.29	16.5	21.36	26.6
	04-Sep	18.08	20.1	28.79	17.71	17.31	25.43
	26-Oct	18.67	23.14	30.36	19.56	24.57	29.62

* donnée manquante

SITE R-1		Localisation 2			Localisation 5		
campagne d'échantillonnage		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)
1995	31-Mai	19.54	19.39	34.28	22.78	19.77	7.73
	15-Jun	13.53	10.38	19.21	26.12	12.03	6.03
	05-Jul	7.35	7.38	24.04	9.77	9.87	6.48
	30-Jul	15.41	18.3	26.59	17.19	12.02	7.68
	25-Août	12.52	6.98	27.14	14.49	7.39	6.81
	21-Sep	15.67	14.49	20.62	13.95	9.03	7.7
	27-Oct	21.24	24.37	29.39	21.75	15.67	19.35
1996	02-Mai	23.21	20.44	27.01	22.88	17.94	16.21
	25-Mai	24.13	13.61	28.71	20.93	15.92	13.27
	18-Jun	9.97	6.89	19.34	11.34	10.88	12.16
	21-Jul	20.2	20.9	26.1	22.82	18.19	15.35
	04-Sep	16.52	8.68	24.67	12.72	14.37	9.31
	26-Oct	21.85	11.66	11.53	19.05	18.33	9.94

SITE R-1		Localisation 3			Localisation 6		
campagne d'échantillonnage		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)	(% d'humidité)
1995	31-Mai	30.16	44.96	24.9	40.93	11.79	18.7
	15-Jun	21.04	40.56	30.71	39.02	14.45	15.23
	05-Jul	8.57	7.54	26.09	32.32	13.48	11.49
	30-Jul	19.76	35.6	16.48	26.26	6.18	15.37
	25-Août	11.55	30.02	13.38	15.58	5.99	9.87
	21-Sep	19.82	36.6	26.47	19.03	20.59	11.22
	27-Oct	20.7	33.78	37.3	16.64	20.64	19.5
1996	02-Mai	23.95	40.83	31.26	36.58	28.52	14.4
	25-Mai	20.04	37.15	26.36	31.83	19.63	22.09
	18-Jun	7.13	30.66	26.64	10.96	19.88	13.55
	21-Jul	16.18	33.14	19.69	20.37	19.29	16.43
	04-Sep	10.83	10.16	32.22	11.03	14.34	12.98
	26-Oct	21.13	32.19	35.84	18.14	19.18	6.78

SITE R-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	19.1	8.09	17.98	17.71	9.03	17.4
	15-Jun	14.52	7.02	8.86	12.27	13.5	10.68
	05-Jul	6.88	4.47	8.35	10.49	14.73	8.81
	30-Jul	12.56	9.04	5.7	13.63	7.44	7.19
	25-Août	9.65	4.21	5.77	14.47	16.31	6.52
	21-Sep	12.9	8.65	6.74	16.84	10.31	5.95
	27-Oct	16.88	10.22	14.86	16.53	12.59	8.73
1996	02-Mai	17.03	9.62	14.76	18.02	17.71	13.26
	25-Mai	16.44	13.97	14.52	16.35	15.59	15.74
	18-Jun	15.23	12.38	9.69	14.22	21.38	13.19
	21-Jul	18.74	8.61	13.37	11.91	21.12	20.97
	04-Sep	14.78	13.85	9.39	16.86	11	8.4
	26-Oct	20.27	17.26	16.08	17.19	11.67	18.19

SITE R-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	18.33	12.51	18.81	8.37	7.78	16.89
	15-Jun	16.37	10.72	11.83	7.91	9.23	14.1
	05-Jul	14.09	7.08	13.73	3.91	2.98	15.42
	30-Jul	14.77	9.82	8.98	6.57	4.04	11.11
	25-Août	9.96	6.42	20.87	6.32	10.23	12.52
	21-Sep	16.67	9.04	12.6	12.29	9.2	6.85
	27-Oct	13.6	9.55	17.43	17.28	10.8	10.07
1996	02-Mai	17.63	14.99	26.15	7.49	13.43	21.07
	25-Mai	16.44	18.22	24.97	15.29	10.09	17.69
	18-Jun	11.39	11.18	11.05	5.36	3.94	6.55
	21-Jul	9.84	14.81	17.91	12.26	15.08	22.63
	04-Sep	11.79	11.37	12.42	7.35	10.49	9.81
	26-Oct	19.71	16.33	25.07	15.99	9.66	24.31

SITE R-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	22.94	23.81	17.13	19.08	12.8	14.32
	15-Jun	29.69	28.39	22.07	15.43	17.59	15.61
	05-Jul	24.91	27.62	23.2	16.46	19.26	16.96
	30-Jul	25.25	22.56	21.43	15.73	20.46	21.84
	25-Août	25.11	21.34	22.76	22.6	13.49	19.04
	21-Sep	23.79	27.52	19.11	13.54	14.65	12.55
	27-Oct	18.24	25.66	21	20.51	19.37	18.8
1996	02-Mai	23.48	26.01	28.43	22.6	19.16	21.25
	25-Mai	24.68	23.96	23.91	18.56	16.06	20.48
	18-Jun	10.05	15.66	25.95	8.8	21.24	13.27
	21-Jul	13.65	21.78	26.99	20.92	19.11	14.52
	04-Sep	4.34	13.03	25.61	18.01	22.52	20.57
	26-Oct	10.77	20.58	25.03	18.39	23.27	20.68

SITE R-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	12.48	10.68	34.18	8.69	32.93	38.55
	15-Jun	12.25	28.45	26.75	9.08	17.73	31.26
	05-Jul	14.31	15.79	33.63	6.97	25.24	24.33
	30-Jul	10.75	8.01	27.58	10.78	24.43	33.08
	25-Août	7.82	11.22	26.02	6.59	25.95	29.25
	21-Sep	11.15	30.47	28.03	11.96	24.94	32.29
	27-Oct	15.1	28.58	33.94	11.86	24.44	21.28
1996	02-Mai	14.35	28.12	36.25	10.68	31.48	25.9
	25-Mai	12.49	30.44	30.55	13.15	9.17	33.96
	18-Jun	12.12	7.42	14.97	9.16	6.35	22.13
	21-Jul	11.18	11.73	20.59	15.42	10.36	25.11
	04-Sep	8.02	11.39	28.98	11.08	23.2	23.29
	26-Oct	14.18	25.03	39.98	13.03	17.24	27.27

SITE R-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	26.91	29.37	21.08	27.68	8.72	24.5
	15-Jun	21.94	24.17	28.78	25.79	9.34	13.31
	05-Jul	21.05	16.44	14.91	24.16	19.93	11.61
	30-Jul	20.92	25.3	27.44	21.49	12.23	20.59
	25-Août	13.01	16.89	17.68	9.99	7.88	28.23
	21-Sep	27.57	17.48	23.05	28.07	5.73	13.88
	27-Oct	26.45	27.41	28.73	26.75	21.78	21.66
1996	02-Mai	31.93	28.46	16.73	37.71	14.82	15.06
	25-Mai	29.16	30.07	24.35	17.07	21.73	22.95
	18-Jun	19.51	24.18	32.52	25.36	21.25	20.7
	21-Jul	26.24	20.85	14.59	30.14	11.34	36.58
	04-Sep	13.23	14.3	34.55	16.21	10.09	16.14
	26-Oct	26.78	20.13	14.46	27.18	9.42	33.74

SITE R-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)	0-10 (% d'humidité)	20-30 (% d'humidité)	60-70 (% d'humidité)
1995	31-Mai	48.93	47.99	31.89	38.75	20.94	26.29
	15-Jun	33.98	46.53	19.35	30.31	29.92	16.1
	05-Jul	30.64	15.62	17.51	36.51	22.37	25.32
	30-Jul	31.13	17.05	16.62	33.63	25.86	18.69
	25-Août	45.16	14.33	14.2	16.38	45.19	14.95
	21-Sep	62.3	24.79	10.78	40.32	15.32	14.37
	27-Oct	48.13	13.77	12.48	40.02	19.57	15.4
1996	02-Mai	53.28	49.44	13.84	36.77	21.21	18.01
	25-Mai	24.47	24.01	13.48	43.45	27.84	14.41
	18-Jun	25.64	26.46	16.21	29.62	26.01	27.77
	21-Jul	24.88	27.06	8.49	24.74	30.77	21.27
	04-Sep	36.69	30.63	21.04	20.14	30.78	18.53
	26-Oct	37.72	13.24	11.54	29.76	23.24	50.51

SITE A-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	9.63	11.32	5.08	6.75	5.83	4.13
	15-Jun	9.12	4.83	3.83	10.23	4.84	4.84
	05-Jul	5.09	4.1	4.98	7.99	6.3	4.49
	30-Jul	4.17	5.21	5.44	4.95	5.89	4.81
	25-Août	8.69	3.32	4.19	7.51	5.79	3.71
	21-Sep	7.14	3.1	4.24	9.02	6.01	3.5
	27-Oct	7.43	2.96	4.13	9.25	5.73	3.95
1996	02-Mai	4.01	2.84	5.52	6.06	4.8	4.75
	25-Mai	8.86	5.05	4.36	10.04	5.34	5.89
	18-Jun	4.74	4.24	3.07	3.68	3.72	5.26
	21-Jul	7.99	5.2	5.97	6.15	7.21	8.49
	04-Sep	7.88	3.2	4.3	9.33	4.65	3.23
	26-Oct	5.22	3.19	3.64	10.25	3.98	3.69

SITE A-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	2.76	4.33	3.47	2.93	5.68	6.1
	15-Jun	4.09	4.58	2.35	3.39	4.08	4.41
	05-Jul	3.53	5.48	2.92	3.88	5.59	3.94
	30-Jul	4.27	4.98	5.37	4	6.05	6.92
	25-Août	3.25	5.53	2.43	3.67	5.08	3.52
	21-Sep	5.08	4.74	4.19	3.43	4.84	3.24
	27-Oct	3.29	4.44	2.33	3.64	4.98	3.23
1996	02-Mai	3.59	3.53	3.64	3.86	5.91	4.08
	25-Mai	4.57	5.06	3.7	4.08	6.39	4.09
	18-Jun	4.12	3.27	4.45	8.46	5.84	4.41
	21-Jul	4.48	3.21	4.6	3.74	3.92	7.16
	04-Sep	5.6	4.29	2.82	4.68	3.25	4.56
	26-Oct	2.96	4.15	3.06	2.51	4.86	4.39

SITE A-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	5.49	5.83	5.73	3.89	4.15	5.58
	15-Jun	3.34	1.94	1.92	4.02	8.94	6.28
	05-Jul	3.18	5.11	1.69	4.26	5.3	4.34
	30-Jul	4.03	5.55	2.13	4.41	7.37	3.75
	25-Août	10.82	4.2	2.46	6.67	4.07	2.62
	21-Sep	7.36	5.35	3.16	4.48	4.27	6.13
	27-Oct	3.62	3.85	1.49	3.62	13.58	8.25
1996	02-Mai	4.82	3.08	1.98	4.19	4.13	2.23
	25-Mai	3.52	2.71	2.73	5.67	4.56	6.12
	18-Jun	3.86	2.86	1.98	5.09	4.05	11.52
	21-Jul	5.17	5.31	7.12	7.6	6.16	12.91
	04-Sep	3.51	2.83	1.4	4.64	5.31	4.58
	26-Oct	2.86	2.41	2.45	4.16	5.24	6.18

SITE A-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	6.41	1.84	0.86	4.98	1.75	0.76
	15-Jun	5.81	2.25	1.03	5.37	1.92	0.66
	05-Jul	6.06	1.31	1.04	5.39	9.28	0.87
	30-Jul	5.76	1.26	0.96	5.53	1.29	0.87
	25-Août	5.86	3.13	0.97	5.56	4.96	0.77
	21-Sep	5.46	1.37	1.1	4.82	2.34	0.78
	27-Oct	4.99	1.98	0.64	4.67	6.7	0.79
1996	02-Mai	5.49	3.49	0.92	4.25	1.65	0.57
	25-Mai	6.2	2.97	1.17	6.94	3.49	1.16
	18-Jun	5.56	2.58	0.67	5.91	7.53	0.79
	21-Jul	6.77	9.58	1.09	5.35	7.88	0.92
	04-Sep	4.45	1.1	0.39	4.75	6.5	0.64
	26-Oct	4.61	0.8	1.24	4.57	6.92	0.97

SITE A-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	6.9	1.44	0.76	6.78	1.11	0.65
	15-Jun	6.58	1.4	0.86	2.99	1.51	0.42
	05-Jul	6.33	1.01	0.8	2.39	1.36	0.51
	30-Jul	8.42	1.82	1.05	8.35	1.7	0.59
	25-Août	5.52	4.41	1.03	7.04	2.51	0.76
	21-Sep	5.64	1.98	0.84	3.74	1.08	0.66
	27-Oct	5.86	1.73	1.08	6.75	1.4	1.36
1996	02-Mai	5.5	3.99	1.1	6.32	1.68	0.72
	25-Mai	7.09	4.86	1.71	6.63	1.23	0.65
	18-Jun	6.08	4.26	2.3	7.22	2.21	0.52
	21-Jul	12.59	2.58	1.46	5.87	1.44	0.77
	04-Sep	6.56	5.75	1.14	5.36	2.68	0.89
	26-Oct	6.23	6.2	1.41	5.97	1.55	0.4

SITE A-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	4.28	0.88	0.73	3.38	0.69	1.14
	15-Jun	0.77	0.61	0.79	1.79	1.12	0.94
	05-Jul	6.84	0.65	1.25	2.86	0.87	1.49
	30-Jul	5.01	0.68	1.11	1.29	1.09	1.71
	25-Août	6.46	0.67	1.11	3.76	1.13	1.22
	21-Sep	4.13	0.73	0.55	4.93	2.16	1.84
	27-Oct	6.53	0.92	0.45	5.3	0.46	0.84
1996	02-Mai	6.63	0.82	1.28	4.42	3.23	2.22
	25-Mai	6.07	2.25	0.9	7.14	1.37	1.03
	18-Jun	6.5	3.48	0.71	7.93	1.39	1.09
	21-Jul	6.99	5.47	2.34	7	0.73	0.64
	04-Sep	7.78	2.39	0.66	5.93	1.11	0.77
	26-Oct	4.85	1.82	0.87	0.99	0.52	0.5

SITE A-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 3		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	2.35	0.85	0.52	2.14	0.81	0.66
	15-Jun	2.46	0.73	0.59	1.99	0.66	0.49
	05-Jul	1.81	0.9	0.49	2.27	1.37	0.59
	30-Jul	2.36	1.21	0.86	2.1	0.86	0.56
	25-Août	2.64	1.05	0.71	3.25	1.07	0.88
	21-Sep	2.47	0.65	0.74	2.84	0.68	0.78
	27-Oct	2.44	0.72	1.06	2.07	0.76	0.7
1996	02-Mai	2.39	0.75	1.04	1.29	0.76	0.56
	25-Mai	2.76	0.76	0.98	2.99	0.69	0.37
	18-Jun	2.17	1.02	0.82	2.2	0.67	0.71
	21-Jul	3.79	1.05	0.99	3.68	1	0.82
	04-Sep	4.71	2.02	0.87	4.18	1.28	0.89
	26-Oct	1.85	0.72	0.69	2	0.81	0.56

SITE A-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	3.48	1.01	0.38	4.02	2.27	0.82
	15-Jun	2.93	1.65	0.65	5.93	4.94	1.71
	05-Jul	3.53	2.07	0.86	2.89	1.98	2.1
	30-Jul	4.3	1.08	0.93	7.25	1.08	1.32
	25-Août	4.86	0.62	0.71	5.75	0.82	0.55
	21-Sep	3.14	1.88	0.62	5.02	1.72	1.1
	27-Oct	5.51	0.76	0.51	5.39	2.48	0.52
1996	02-Mai	2.23	1.59	0.36	4.52	2.19	0.5
	25-Mai	2.38	0.83	0.81	5.52	4.18	0.74
	18-Jun	3.43	2.49	0.69	4.45	3.72	0.44
	21-Jul	2.54	6	2.97	4.41	4.1	3.54
	04-Sep	2.03	0.51	1.47	4.86	2.93	1.04
	26-Oct	2.04	1.32	0.94	5.18	4.57	1

SITE H-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	3.87	5.52	3.08	4.86	7.04	1.58
	15-Jun	4.45	4.95	2.19	6.28	3.59	1.93
	05-Jul	4.85	4.63	2.91	5.56	3.29	6.52
	30-Jul	4.95	4.62	4.07	5.31	3.16	2.77
	25-Août	5.21	3.86	3.18	5.66	2.25	4.01
	21-Sep	4.54	3.14	2.2	6.15	2.55	3.52
	27-Oct	4.12	2.73	3.9	5.38	2.58	3.99
1996	02-Mai	4.69	6.47	4.4	5.99	2.43	1.77
	25-Mai	5.76	3.39	2.12	3.82	4.75	4.23
	18-Jun	5.97	3.24	3.29	4.91	3.63	3.68
	21-Jul	6.19	2.75	2.87	8.1	2.56	5.11
	04-Sep	3.96	4.43	4.47	5.08	6.31	1.99
	26-Oct	4.08	3.41	1.97	4.13	2.88	2.24

SITE H-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	2.69	2.17	1.38	3.96	3.48	1.98
	15-Jun	4.64	3.42	2.27	4.03	4.25	5.19
	05-Jul	4.05	2.98	3.15	5.29	2.76	3.51
	30-Jul	4.6	3.24	7.09	7.27	3.26	3.67
	25-Août	5.13	3.01	6.2	6.57	2.95	3.53
	21-Sep	5.19	2.99	9.15	4.4	3.68	1.92
	27-Oct	4.72	2.95	3.38	3.72	4.14	1.91
1996	02-Mai	3.44	2.81	6.03	4.52	4.58	4.65
	25-Mai	4.51	3.61	7.73	5.77	11.9	2.74
	18-Jun	5.3	3.44	3.53	5.2	4.59	3.47
	21-Jul	5.58	3.33	2.59	4.67	6.06	7.89
	04-Sep	4.35	2.71	5.51	6.01	3.9	5.44
	26-Oct	4.12	3.05	4.57	3.83	4.01	3.23

SITE H-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	5.01	5.4	2.98	3.07	2.36	2.16
	15-Jun	4.79	4.6	3.07	3.43	4.45	2.06
	05-Jul	3.96	8.22	2.66	3.65	3.48	1.96
	30-Jul	4.06	5.12	2.63	4.96	3.84	3.41
	25-Août	3.99	2.83	3.11	5.04	3.04	1.9
	21-Sep	4.48	11.93	8.43	4.14	2.33	2
	27-Oct	3.7	4.05	10.79	5.15	2.89	2.4
1996	02-Mai	2.3	6.88	2.24	5.18	4.63	3.46
	25-Mai	4.71	3.81	2.63	5.03	4.15	4.24
	18-Jun	3.59	2.81	5.34	5.64	4.05	5.4
	21-Jul	9.8	4.98	9.32	8.12	5.4	9.61
	04-Sep	4.15	2.61	3.13	6.32	4.47	3.57
	26-Oct	4.71	2.54	4.21	5.23	3.49	3.83

SITE H-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	2.1	0.98	0.92	2.14	1.55	0.73
	15-Jun	3.33	3.94	0.88	3.97	6.32	0.83
	05-Jul	5.11	1.69	1.17	4.03	6.68	0.95
	30-Jul	4.15	2.88	0.79	3.96	3.83	0.88
	25-Août	3.79	3.78	0.78	3.76	5.12	0.69
	21-Sep	2.89	2.01	0.66	3.59	5.37	0.79
	27-Oct	3.71	3.39	0.93	4.23	5.13	0.72
1996	02-Mai	2.21	3.13	1.91	2.58	0.78	0.97
	25-Mai	3.45	4.92	0.87	5.54	2.1	1.37
	18-Jun	3.23	2.82	0.94	2.32	5.26	0.82
	21-Jul	3.08	8.23	1.13	5.22	5.75	0.84
	04-Sep	2.32	4.75	0.92	3.12	5.32	0.83
	26-Oct	1.49	3.69	0.93	3	3.96	0.96

SITE H-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	3.59	0.89	0.53	3.46	1.55	0.97
	15-Jun	5.37	0.64	0.59	4.32	1.58	0.92
	05-Jul	4.53	1.88	0.54	3.64	2.14	1.27
	30-Jul	3.95	0.99	0.74	3.57	1.67	1.88
	25-Août	4.48	1.25	0.64	3.52	2.3	3.45
	21-Sep	2.57	1.16	0.62	4.59	3.67	1.38
	27-Oct	2.49	0.84	0.56	4.41	1.68	0.75
1996	02-Mai	4.92	0.69	0.56	4.52	2.08	0.93
	25-Mai	2.22	1.07	0.91	3.56	5.62	1
	18-Jun	4.67	0.91	0.55	2.82	1.9	0.81
	21-Jul	2.52	2.22	0.91	4.49	2.66	6.23
	04-Sep	4.33	3.38	0.97	4.55	3.14	1.92
	26-Oct	2.99	0.47	0.8	3.72	1.54	1.84

SITE H-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	0.89	1.2	0.9	0.83	1.52	1.3
	15-Jun	2.56	0.93	1.07	5.83	2.28	2.07
	05-Jul	3.95	0.81	0.92	5.76	1.2	1.38
	30-Jul	0.89	1.11	1.08	10.65	1.65	1.19
	25-Août	3.87	0.71	1.34	6.27	4.99	1.43
	21-Sep	1.35	0.64	0.94	6.55	2.85	1.72
	27-Oct	1.13	2.92	0.79	3.62	1.08	1.07
1996	02-Mai	2.76	1.4	0.82	5	2.85	0.95
	25-Mai	3.12	1.2	0.92	4.92	4.04	1.48
	18-Jun	4.93	3.19	0.56	5.31	2.09	1.41
	21-Jul	2.42	1.23	1.83	3.54	3.58	1.88
	04-Sep	3.84	2.48	1.45	5.56	3.46	2.11
	26-Oct	5.15	1.14	0.66	7.24	1.78	1.21

SITE H-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	4.39	6.3	1.02	5.6	1.69	0.83
	15-Jun	5.39	4.45	0.88	4.73	1.31	0.81
	05-Jul	5.71	3.27	1.04	5.17	2.65	1
	30-Jul	6.61	5.06	0.89	5.47	2.46	1
	25-Août	5.62	3.05	1.21	5.28	1.29	1.15
	21-Sep	5.56	3.48	0.96	5.62	1.45	1.08
	27-Oct	5.38	7.02	0.86	5.48	1.37	0.92
1996	02-Mai	5.57	6.01	1.23	4.93	1.14	0.97
	25-Mai	5.27	7.39	1.13	4.76	1.63	0.98
	18-Jun	5.01	3.74	0.94	4.53	0.97	1.89
	21-Jul	5.52	8.32	1.13	5.65	2	1.24
	04-Sep	4.85	9.19	1.16	5.61	1.6	0.78
	26-Oct	4.99	6.11	1.2	4.51	1.43	0.82

SITE H-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	5.42	1.37	1.09	2.95	1.28	0.83
	15-Jun	4.65	1.7	1.09	4.17	1.25	0.91
	05-Jul	5.63	2.04	0.97	4.41	1.53	1.27
	30-Jul	3.6	1.35	1.26	1.87	1.31	1.21
	25-Août	5.98	2.71	1.05	3.81	1.28	0.84
	21-Sep	2.25	1.6	0.97	4.72	1.29	0.9
	27-Oct	5.29	1.58	1.31	3.4	1.07	0.94
1996	02-Mai	3.27	1.73	1.33	1.75	1.05	0.82
	25-Mai	3.21	1.22	1.47	4.18	1.36	1.03
	18-Jun	5.42	2.38	0.84	1.97	1.66	0.75
	21-Jul	6.01	1.84	1.13	4.35	1.21	1.32
	04-Sep	6.45	2.29	1.1	3.04	1.04	1.12
	26-Oct	3.1	1.09	0.5	2.06	0.68	0.85

SITE H-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	3.08	1.53	0.8	5.86	1.23	1.26
	15-Jun	9.37	1.79	1.13	1.33	1.18	1.1
	05-Jul	2.74	1.55	1.08	2.21	1.17	1.2
	30-Jul	6.62	1.95	4.61	4.62	1.36	1.07
	25-Août	6.87	1.87	0.96	6.03	1.55	1.06
	21-Sep	4.29	2.15	0.99	4.72	1.24	1.03
	27-Oct	3.86	1.16	0.94	2.47	1.15	1.13
1996	02-Mai	3.95	2.54	1.13	4	1.27	0.99
	25-Mai	8.07	1.53	0.91	5.91	1.5	1.29
	18-Jun	5.92	1.95	1.27	3.02	1.68	1.21
	21-Jul	4.79	1.65	1.55	5.46	1.67	1.47
	04-Sep	6.42	2.92	2.06	5.09	1.47	0.71
	26-Oct	2.92	3.48	3.14	2.21	0.9	0.99

SITE R-1

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	4.23	4.1	4.61	3.46	2.02	*
	15-Jun	4.85	5.16	4.69	5.12	3.42	2.11
	05-Jul	5.19	4.85	4.51	3.16	1.99	4.21
	30-Jul	4.81	5.85	5.47	5.51	2.45	1.17
	25-Août	4.04	5.38	4.06	5.63	5.41	3.4
	21-Sep	11.54	5.37	4.49	4.82	3.63	5.25
	27-Oct	4.46	5.17	4.23	4.07	3.81	5.02
1996	02-Mai	4.34	4.4	5.44	5.13	3.94	5.71
	25-Mai	4.94	4.76	4.32	4.75	4.52	5.22
	18-Jun	4.84	5.01	5.37	4.17	5.59	4.88
	21-Jul	4.58	5.53	7.98	4.92	5.33	8.14
	04-Sep	6.13	4.87	5.26	5.26	4.14	4.49
26-Oct	4.02	4.34	4.79	4.32	5.16	4.63	

* donnée manquante

SITE R-1		Localisation 2			Localisation 5		
campagne d'échantillonnage		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		(% M.O.)	(% M.O.)	(% M.O.)	(% M.O.)	(% M.O.)	(% M.O.)
1995	31-Mai	4.44	4.9	5.02	4.49	2.72	1.1
	15-Jun	3.59	2.46	4.1	7.38	2.54	1.61
	05-Jul	4.85	3.46	5.49	4.73	3.12	1.98
	30-Jul	4.84	5.38	5.86	6.8	2.84	1.53
	25-Août	4.46	2.98	5.7	5.18	2.04	1.34
	21-Sep	3.75	3.99	4.19	6.26	3.17	2.05
	27-Oct	4.56	5.26	4.98	4.95	2.42	2.26
1996	02-Mai	4.84	4.22	5.41	4.96	1.8	2.49
	25-Mai	6.88	3.03	5.54	5.63	2.77	1.75
	18-Jun	5.47	2.74	5.22	4.75	2.8	2.29
	21-Jul	4.57	5.51	6.63	6.67	3.1	2.3
	04-Sep	5.37	2.88	5.53	3.85	3.44	2.05
	26-Oct	4.27	2.37	2.19	3.48	2.87	1.55

SITE R-1		Localisation 3			Localisation 6		
campagne d'échantillonnage		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10	20-30	60-70	0-10	20-30	60-70
		(% M.O.)	(% M.O.)	(% M.O.)	(% M.O.)	(% M.O.)	(% M.O.)
1995	31-Mai	4.74	6.71	5.11	6.23	1.21	1.89
	15-Jun	5.19	8.14	4.13	6.61	1.69	2.67
	05-Jul	5.02	5.19	3.89	6.2	1.75	2.14
	30-Jul	4.88	10.17	2.4	5.8	1.52	2.06
	25-Août	8.43	7.63	1.69	5.93	1.33	1.73
	21-Sep	4.29	8.53	4.43	4.08	3.35	1.75
	27-Oct	4.37	9.42	5.95	3.65	2.14	2.02
1996	02-Mai	4.39	6.14	6.01	5.02	3.56	1.46
	25-Mai	3.82	10.06	4.36	7.5	3.57	1.35
	18-Jun	3.29	10.07	5.25	7.11	5.85	2.85
	21-Jul	2.71	8.78	4.9	11.26	9.79	3.28
	04-Sep	8.32	6.41	10.31	5.08	3.76	2.89
	26-Oct	3.74	6.79	8.91	3.71	2.21	0.89

SITE R-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	4.03	2.83	6.31	3.57	5.26	6.73
	15-Jun	4.59	5.51	5.24	4.18	3.85	5.75
	05-Jul	5.11	5	5.8	3.59	5.23	4.12
	30-Jul	3.87	3.34	5.79	5.11	5.77	6.97
	25-Août	5.31	4.26	4.78	4.86	5.91	4.93
	21-Sep	3.65	5.51	4.94	3.52	5.23	5.33
	27-Oct	4.7	5.02	5.47	3.67	4.6	2.56
1996	02-Mai	4.99	5.38	5.5	3.27	5.08	4.15
	25-Mai	3.96	5.77	5.55	4.65	2.59	6.63
	18-Jun	4.86	2.45	3	4.43	3	5.45
	21-Jul	3.91	2.64	9.68	4.8	2.23	7.44
	04-Sep	4.14	3.36	4.25	4.74	4.44	3.41
	26-Oct	4.63	4.07	4.69	3.95	3.56	4.35

SITE R-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	6.36	5.23	3.33	3.65	2.19	3.45
	15-Jun	6.52	5.92	4.67	4.64	2.53	3.24
	05-Jul	5.61	4.12	2.59	7.03	4.29	0.85
	30-Jul	7.14	5.61	5.05	5.8	3.64	4.07
	25-Août	6.55	4.83	1.88	5.13	4.3	7.17
	21-Sep	6.98	5.58	3.42	5.81	2.66	4.05
	27-Oct	6.69	4.7	4.3	4.06	3.15	3.45
1996	02-Mai	5.98	5.37	2.36	5.84	3.06	2.16
	25-Mai	6	5.38	3.95	5.16	5	3.79
	18-Jun	6.32	5.65	5.11	5.01	4.85	3.67
	21-Jul	5.22	9.23	0.86	4.91	3.02	6.78
	04-Sep	5.67	5.62	5.4	5.28	3.99	2.48
	26-Oct	4.49	4.97	1.68	4.32	1.71	5.29

SITE R-2

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	6.71	5.74	3.54	6.1	2.98	2.53
	15-Jun	4.65	6.4	1.99	3.32	4.46	1.23
	05-Jul	5.06	1.03	1.76	5.28	3.06	5.36
	30-Jul	4.42	2.94	2.51	5.37	4.47	2.59
	25-Août	8.69	1.48	1.75	5.77	11.62	1.03
	21-Sep	8.35	5.41	1.35	5.36	1	0.88
	27-Oct	7.48	1.61	0.68	6.11	1.44	1.38
1996	02-Mai	6.7	6.37	1.7	5.67	2.9	1.1
	25-Mai	12.2	3.76	1.93	7.34	3.6	1.13
	18-Jun	5.86	4.22	3.08	5.29	4.5	4.7
	21-Jul	10.62	5.16	1.49	9.75	4.6	10.02
	04-Sep	8.33	3.25	3.42	5.79	3.51	3.12
	26-Oct	6.51	1.21	1.28	3.27	3.35	10.61

SITE R-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 1			Localisation 4		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	4.5	1.82	0.57	3.48	2.02	0.65
	15-Jun	4.17	1.67	0.73	3.75	3.22	0.81
	05-Jul	4.2	1.64	0.61	4.3	2.82	0.98
	30-Jul	4.27	2.27	0.76	4.88	2.74	0.67
	25-Août	4.15	1.58	0.77	4.74	3.63	0.66
	21-Sep	3.03	1.75	1.22	4.5	1.05	0.7
	27-Oct	3.8	1.94	0.56	3.4	1.21	0.82
1996	02-Mai	3.95	2.16	0.94	4.38	3.06	1.63
	25-Mai	3.7	1.88	0.71	3.48	1.76	0.82
	18-Jun	3.85	1.73	0.67	4	5.44	0.72
	21-Jul	4.62	1.47	1.23	5.15	5.2	0.71
	04-Sep	3.84	2.31	0.81	4.97	1.43	0.9
	26-Oct	3.73	2.21	0.6	2.48	2.83	0.32

SITE R-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 2			Localisation 5		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	2.61	1.26	1.12	1.34	0.96	0.9
	15-Jun	3.84	2.31	0.9	2.04	1.2	1
	05-Jul	3.55	1.53	1.14	2.69	0.79	0.52
	30-Jul	3.72	1.05	0.95	3.35	0.97	0.53
	25-Août	3.69	1.06	0.69	2.05	0.64	0.95
	21-Sep	3.82	1.2	0.96	2.78	0.71	0.75
	27-Oct	3.56	1.91	0.95	3.61	0.75	0.89
1996	02-Mai	3.19	2.65	0.6	1.49	0.65	0.4
	25-Mai	3.52	3.04	0.38	3.43	2.31	0.64
	18-Jun	3.41	1.92	1.32	2.99	0.74	1.58
	21-Jul	2.06	2.02	5.45	2.68	1.66	0.8
	04-Sep	3.85	3.26	0.74	4	3.43	0.83
	26-Oct	3.55	2.56	0.67	1.75	0.81	0.77

SITE R-3

campagne d'échantillonnage		Localisation 3			Localisation 6		
		Profondeur (en cm)			Profondeur (en cm)		
		0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)	0-10 (% M.O.)	20-30 (% M.O.)	60-70 (% M.O.)
1995	31-Mai	2.47	2	0.71	1.85	1.73	1.95
	15-Jun	3.56	0.4	0.85	1.71	0.96	1.56
	05-Jul	1.02	0.45	1.91	1.34	0.5	1.17
	30-Jul	3.37	1.74	2.19	1.68	0.99	0.83
	25-Août	1.21	0.72	0.71	1.37	1.05	1.36
	21-Sep	3.22	0.39	0.8	2.16	1.41	0.81
	27-Oct	2.54	0.64	0.89	2.07	1.05	0.87
1996	02-Mai	2.18	0.69	0.34	1.9	1.76	1.35
	25-Mai	1.81	2.48	1.64	2.26	0.92	0.46
	18-Jun	3.68	2.22	0.75	2.82	0.55	1.31
	21-Jul	1.57	0.99	0.3	2.51	0.93	6.4
	04-Sep	2.23	2.05	0.32	1.95	0.97	1.29
	26-Oct	1.59	2.11	0.64	1.3	0.8	0.78

