



HAL
open science

Influence de la haie de ceinture de fond de vallées sur les transferts d'eau et de nitrate dans la nappe

Virginie Caubel

► **To cite this version:**

Virginie Caubel. Influence de la haie de ceinture de fond de vallées sur les transferts d'eau et de nitrate dans la nappe. Sciences du Vivant [q-bio]. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, 2001. Français. NNT: . tel-02833091

HAL Id: tel-02833091

<https://hal.inrae.fr/tel-02833091>

Submitted on 7 Jun 2020

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

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

N° d'ordre : 2001-6
N° de série : D-36

THESE

présentée devant

L'ECOLE NATIONALE SUPERIEURE AGRONOMIQUE DE RENNES

Pour obtenir le titre de docteur de l'ENSAR

Mention : Sciences de l'environnement

par

VIRGINIE CAUBEL

**INFLUENCE DE LA HAIE DE CEINTURE
DE FOND DE VALLEE SUR LES
TRANSFERTS D'EAU ET DE NITRATE**

Préparée à l'INRA, Unité Sol et Agronomie de Rennes-Quimper



Soutenue le 20 Avril 2001 devant le jury composé de :

C. Dupraz	rapporteur
G. Pinay	rapporteur
N. Breda	examinatrice
S. Sabater	examineur
C. Cheverry	examineur
C. Grimaldi	directrice de thèse associée
P. Mérot	directeur de thèse

N° d'ordre : 2001-6
N° de série : D-36

THESE
présentée devant

L'ECOLE NATIONALE SUPERIEURE AGRONOMIQUE DE RENNES

Pour obtenir le titre de docteur de l'ENSAR
Mention : Sciences de l'environnement

par

VIRGINIE CAUBEL

**INFLUENCE DE LA HAIE DE CEINTURE
DE FOND DE VALLEE SUR LES
TRANSFERTS D'EAU ET DE NITRATE**

Préparée à l'INRA, Unité Sol et Agronomie de Rennes-Quimper

Soutenue le 20 Avril 2001 devant le jury composé de :

C. Dupraz	rapporteur
G. Pinay	rapporteur
N. Breda	examinatrice
S. Sabater	examineur
C. Cheverry	examineur
C. Grimaldi	directrice de thèse associée
P. Mérot	directeur de thèse

REMERCIEMENTS

Si je vais garder de ces quatre années le souvenir d'un travail agréable et enrichissant, et non pas ingrat, difficile et fatigant comme on l'entend souvent à propos des thèses, c'est en grande partie grâce aux deux personnes avec qui j'ai le plus travaillé, Catherine Grimaldi et François Rouault. Merci à toi, Catherine, pour ton encadrement attentif, constructif, instructif, et surtout chaleureux, pour ta disponibilité face à mes nombreuses sollicitations, et pour ta patience face à l'entêtement que j'ai parfois manifesté. Merci à toi, François, pour ton aide précieuse sur le terrain et au laboratoire, pour ton dynamisme, ton enthousiasme, ta curiosité, et ta bonne humeur par tous les temps : patauger dans la boue sous la pluie en serait presque devenu un plaisir !

Ce sera aussi grâce à plusieurs personnes que j'ai eu la chance de rencontrer au cours de ces quatre années, au labo ou ailleurs. Merci en particulier à mes nouvelles amies, Florence, Véronique et Camille. J'ai beaucoup appris à vos côtés, notamment au cours des nombreux échanges que nous avons eus sur des sujets variés. Merci aussi à Guillaume et sa bonne humeur légendaire, à Jean et à ses idées géniales, à Fred et à sa bonne cuisine, à Jérôme et au foot (hein ?), à Mathieu et à son pull orange, à Charlotte, à Valérie, à Jacques, à Claudine, et j'en oublie... avec qui j'ai eu le plaisir de partager de joyeux moments. Les réunions semestrielles du programme NICOLAS ont été très agréables, merci à Gilles Pinay, coordinateur chaleureux, et aux nombreux scientifiques et étudiants, en particulier Jean-Christophe et Beppe, avec qui j'ai pu discuter autour d'un exposé ou d'une bonne bière. Merci à Jeanine et Michèle, les indispensables secrétaires, et à Monique et Françoise, les indispensables documentalistes.

Merci aussi à tous ceux qui m'ont conseillée et ont participé à l'encadrement scientifique du travail. Philippe Mérot, en particulier, qui a lancé le sujet de thèse, m'a permis de participer au programme NICOLAS, et m'a éclairée sur le fonctionnement hydrologique des haies. Merci aussi à Michel Grimaldi et Jérôme Molénat pour les relectures attentives du chapitre hydrique, et les discussions parfois longues vers lesquelles je les ai entraînés et qu'ils ont su faire avancer. Merci à Chantal Gascuel et Patrick Durand pour la relecture et les corrections de l'ensemble des résultats. Le comité de pilotage réuni régulièrement m'a permis de mieux construire et d'interpréter mon travail, merci à Cyril Kao, Etienne Dambrine, Didier le Cœur, Gilles Pinay, Philippe, Michel et Catherine. Merci aux membres de NICOLAS, encore, avec qui j'ai pu discuter de mon travail, j'ai beaucoup apprécié ce contact avec des scientifiques aux compétences étendues et variées. Merci à Christian Dupraz, Gilles Pinay, Nathalie Breda, Sergi Sabater, et Claude Cheverry d'avoir accepté de critiquer ce travail.

Merci à tous ceux qui ont participé à la collecte et aux traitements des données, Anita en particulier : on était loin de penser en chantonnant JJG sur les bancs du lycée qu'on irait un jour étudier toutes les deux la dénitrification au pied des haies. Guillaume m'a secondée au cours des débuts des piézomètres à étages, ce fut un soulagement. Sandrine m'a remplacée pendant mon congé maternité pendant l'hiver 99-00, elle a découvert avec François les joies du traçage dans le froid de l'hiver, merci beaucoup. Merci aussi aux nombreuses personnes qui ont installé et déinstallé le matériel (mais qui aurait cru qu'on pouvait mettre tant de tubes sur un si petit site ?), et aidé au prélèvement de la centaine d'échantillons d'eau mensuels des piézomètres compartimentés : Gilles, François, Pierre, Yannick, Yannick, et Nicolas, et toujours François et Catherine. Je suis sûre que vous n'oublierez pas les apéros à Bédée...Merci à Annick, Laurence et Yannick pour les analyses de ces mêmes multiples échantillons, parfois difficiles à gérer. Merci aux agriculteurs M. et Mme Jouan, M. et Mme Guerro, et Christophe Guerro, qui ont bien voulu que je travaille sur leurs parcelles, et qui ont manifesté de l'intérêt pour cette étude.

Merci à Yvanah la rousse et Barnabé le vieux loup de mer pour leur fête du rhum, au Baron Formidable et à James-APA pour leur fête de la bière. Merci à Papa et Maman pour ma jeunesse dans les champs et pour plein d'autres choses qui m'ont pas à pas conduite jusqu'ici (mais ailleurs, ça aurait été bien aussi). Merci à mon Gilles et à ma Marie chéris pour l'essentiel et plus encore.

BONNE LECTURE A TOUS !

RESUME

Parallèlement à l'intensification de l'agriculture, de nombreuses haies ont été arasées ces quarante dernières années. Devant les problèmes actuels de pollution des eaux superficielles, et plus récemment les inondations, on s'interroge sur l'éventuel rôle des haies sur la régulation des flux d'eau et de polluants. L'influence des haies sur le ruissellement est connue dans les grandes lignes, mais peu de travaux ont été réalisés sur son influence sur les flux d'eau et de solutés dans le sol. L'objectif de cette étude est de déterminer quelles sont les modifications de la dynamique de l'eau et des solutés au voisinage d'une haie de ceinture de fond de vallée, et leurs conséquences sur les transferts d'eau et du nitrate du versant vers la zone humide. Nous avons pour cela suivi régulièrement pendant deux ans et demi le potentiel de l'eau du sol et la composition chimique de la nappe à différentes profondeurs le long de deux transects voisins, l'un recoupant un talus et une haie de ceinture de fond de vallée, l'autre non. Ces données de base ont été complétées par des expérimentations plus ponctuelles, visant essentiellement à quantifier certains aspects du fonctionnement du système ainsi mis en évidence.

Dans un premier temps, nous avons évalué l'impact de la haie sur la dynamique de l'eau et des solutés à son voisinage. L'influence de la haie étudiée est liée au prélèvement d'eau et de nitrate et à la dissymétrie du système racinaire. Les racines sont localisées en amont de la haie parce que la zone humide à l'aval est saturée durablement et depuis la surface, ce qui limite la disponibilité en oxygène. Le prélèvement d'eau en été induit un assèchement des sols nettement plus fort qu'en l'absence de haie (environ 100 mm dans la zone affectée par les racines), qui entraîne à l'automne un retard à la saturation des sols et aux transferts d'eau vers la zone humide, d'environ 1 mois $\frac{1}{2}$ les deux années étudiées. Le prélèvement d'eau en été explique aussi la dynamique assez particulière de solutés peu prélevés par la végétation, comme le chlorure, qui se concentrent dans la solution du sol en été, et enrichissent la surface de la nappe quand elle remonte à l'automne. L'influence de la haie sur la dynamique du nitrate se manifeste au printemps par une disparition quasi totale du nitrate dans les cinq mètres bordant la haie en amont, vraisemblablement due au prélèvement par les arbres, peut-être aussi à de la dénitrification hétérotrophe dans la nappe. En automne, il n'y a pas de nitrate dans la nappe en amont de la haie, car le retard à la saturation des sols limite son transfert.

Dans un deuxième temps, nous avons tenté de quantifier l'impact de ces modifications locales sur les transferts d'eau et de nitrate vers la zone humide. Bien que l'intensité des flux soit difficile à évaluer à cause de la variabilité de la conductivité hydraulique à saturation des sols, nous avons démontré que l'impact de la haie étudiée sur les flux d'eau est nettement moins marqué que ne le laisse penser la dynamique hydrique contrastée à son voisinage. Le volume d'eau de nappe qui sert à l'automne à réhumecter le sol asséché ne représente que quelques pour cent du flux annuel transitant par la nappe, et sur le site étudié, le retard aux écoulements vers la zone humide ne modifie la saturation de celle-ci que sur quelques mètres. L'impact de la haie sur les flux de nitrate vers la zone humide est par contre beaucoup plus marqué. La quantité de nitrate qui entre dans la zone humide sur 120 cm de profondeur est environ 4 fois plus faible que sans haie. L'abattement en nitrate dans la zone humide n'est pas modifié par la présence de la haie en terme de pourcentage, elle "fonctionne" bien, mais comme il entre moins de nitrate au niveau de la haie, il en sort aussi un peu moins à 15m en aval.

MOTS CLES :

haie, talus, fond de vallée, tensiométrie, évapotranspiration, nappe, nitrate, dénitrification

ABSTRACT

INFLUENCE OF BOTTOMLAND HEDGEROW ON WATER AND NITRATE TRANSFER IN GROUNDWATER

Since 1960, as many hedges were pulled out with agricultural intensification, concerns and studies about hedges developed, especially regarding their environmental role. Hedgerows influence on overland flow is relatively well understood, while its influence on groundwater flows and water composition has not been investigated a lot. This study aims at determining the modifications of hydrological and geochemical dynamics next to a bottomland hedge, and their consequences on water and solute movement. During two years and a half, we monitored soil water potential and groundwater composition at different depths along two nearby transects, one crossing a bottomland hedge, the other which not.

In a first step, we evaluated the influence of the hedge and water and solute dynamics at its neighbouring, from 10m upslope to 15m downslope. The influence of the bottomland hedge was associated with the uptake of water and nitrate, and with the dissymmetry of the root system. Roots were essentially developed upslope from the hedge, because soils in the downslope wetland were saturated from the surface a long time in the year, which is supposed to limit oxygen for the roots. Water uptake by hedgerow trees induced a higher drying of the soil than without hedge in summer (+ 100 mm in the rooting zone), and a delay of about a month and a half in the rewetting of the soils and in the water flows toward the wetland in autumn. Water uptake in summer also explained the particular dynamics of solutes not much taken up by the vegetation, as chloride, which concentrated in the soil solution in summer, and enriched the water table when it rose in autumn. The influence of the bottomland hedge on nitrate dynamics occurred in spring when nitrate concentration dramatically decreased a few meters upslope from the hedge, probably taken up by the vegetation, maybe also denitrified by the micro-organisms. In autumn, there was no nitrate in groundwater next to the hedge, because the slow rewetting of soils limited nitrate leaching.

In a second step, we tried to quantify the influence of the bottomland hedge on water and nitrate fluxes toward the wetland. Even if the intensity of fluxes was not precisely estimated because of the heterogeneity of the hydraulic conductivity of soils, we pointed out that the influence of the hedge on water fluxes was less evident than what we could have expected from the tensiometric data. In autumn, groundwater fluxes to the wetland represented only a few percent of the annual groundwater fluxes, and on this site, rewetting of soils in the wetland was not much modified by the presence of the bottomland hedge. On the contrary, the bottomland hedge sharply reduced nitrate fluxes to the wetland. On the hole period, the amount of nitrate entering the wetland was about four time lower with the hedge than without. The percentage of nitrate removal into the wetland was not modified, and so, there was less nitrate leaving from the system with hedge than without.

SOMMAIRE

INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
CHAPITRE 1 - ETAT DES CONNAISSANCES.....	5
INTRODUCTION.....	5
1.1 L'INFLUENCE DE LA HAIE SUR LES FLUX D'EAU.....	6
1.1.1 Les flux d'eau dans les sols.....	6
1.1.1.1 Le rôle de la plante, l'arbre en particulier, dans le cycle de l'eau	7
1.1.1.2 Les flux d'eau dans le sol.....	12
1.1.2 Comment la haie peut elle modifier les flux d'eau ?.....	15
1.1.2.1 Modifications des propriétés physiques et hydrodynamiques des sols au voisinage des haies.....	16
1.1.2.2 Les échanges d'eau haie / atmosphère	18
1.1.2.3 Conséquences de l'évapotranspiration des haies sur la dynamique hydrique des sols et sur les transferts d'eau le long du versant.....	21
1.2 L'INFLUENCE DE LA HAIE SUR LES FLUX DE NITRATE.....	23
1.2.1 Les flux d'azote dans les sols	23
1.2.1.1 Flux de nitrate dans les sols.....	24
1.2.1.2 Le rôle de la plante, l'arbre en particulier, sur les flux de nitrate	26
1.2.2 Comment la haie peut-elle modifier les flux d'azote	29
1.2.2.1 L'azote dans le système arbre/culture adjacente.....	29
1.2.2.2 L'influence des forêts ripariennes sur les flux d'azote dans les nappes.....	31
1.2.2.3 Les haies bocagères et l'azote.....	32
CONCLUSION DE L'ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE.....	33
CHAPITRE 2 - MATERIEL ET METHODES	35
INTRODUCTION.....	35
2.1 CARACTERISTIQUES DU SITE D'ETUDE.....	35
2.1.1 Choix du site.....	35
2.1.2 Présentation générale du site	37
2.1.2.1 Le site dans le bassin versant.....	37
2.1.2.2 La parcelle en amont de la haie.....	37
2.1.2.3 La parcelle aval.....	37
2.1.2.4 La haie sur talus.....	39
2.1.3 Les transects d'étude.....	39
2.1.3.1 Topographie des transects.....	39
2.1.3.2 Nature des sols au niveau des transects	41
2.1.4 Conclusion de la présentation du site	41
2.2 LE SUIVI HYDRIQUE.....	43
2.2.1 Le suivi régulier du potentiel de l'eau et de la profondeur de la nappe	43
2.2.1.1 La notion de potentiel de l'eau du sol.....	43
2.2.1.2 Equipement et suivi tensiométrique.....	43
2.2.1.3 Mesure de la profondeur de la nappe	45
2.2.2 Expérimentations complémentaires	46
2.2.2.1 L'estimation des vitesses de transfert par traçage	46
2.2.2.2 Conductivité hydraulique à saturation	49
2.2.2.3 Humidité et stocks d'eau.....	51
2.3 LE SUIVI GÉOCHIMIQUE.....	51
2.3.1 Le suivi de la composition chimique de la nappe.....	52
2.3.1.1 Les piézomètres "classiques".....	52
2.3.1.2 Les piézomètres compartimentés	53
2.3.1.3 Les mesures de terrain.....	54
2.3.1.4 La détermination de la composition chimique de la nappe.....	56
2.3.2 Mesures des vitesses potentielles de dénitrification.....	57
2.3.2.1 La méthode de blocage à l'acétylène	57
2.3.2.2 Protocole suivi.....	58

CHAPITRE 3 - INFLUENCE DE LA HAIE SUR LA DYNAMIQUE HYDRIQUE DES SOLS.....59

INTRODUCTION.....	59
3.1 LES GRANDS TRAITS DE LA DYNAMIQUE HYDRIQUE DES SOLS.....	59
3.1.1 Présentation de l'article.....	59
3.1.2 Article : Influence of hedge surrounding bottomland on soil water movement.....	60
3.1.3 Résumé des principaux résultats et conclusions.....	72
3.1.3.1 Dynamique hydrique en hiver et au début du printemps.....	72
3.1.3.2 Dynamique hydrique à la fin du printemps et en été.....	72
3.1.3.3 Dynamique hydrique en automne.....	73
3.2 L'ASSÈCHEMENT DES SOLS EN ÉTÉ.....	73
3.2.1 Comparaison de l'assèchement les deux étés étudiés.....	73
3.2.1.1 Comparaison des conditions climatiques.....	74
3.2.1.2 Comparaison de l'assèchement des sols.....	75
3.2.1.3 Discussion et conclusion.....	76
3.2.2 Les variations de stock d'eau du sol pendant la période estivale.....	77
3.2.2.1 Les humidités volumiques et les stocks d'eau résultants.....	77
3.2.2.2 Les variations de stock d'eau pendant la période estivale.....	78
3.2.2.3 Discussion et conclusion.....	78
3.3 LES TRANSFERTS D'EAU DANS LA NAPPE EN AUTOMNE, EN HIVER ET AU PRINTEMPS.....	79
3.3.1 Les vitesses de transfert estimées par le traçage.....	80
3.3.1.1 Mesurées au printemps 99.....	80
3.3.1.2 Mesurées en hiver 00.....	81
3.3.1.3 Discussion et conclusion.....	82
3.3.2 Les conductivités hydrauliques à saturation.....	82
3.3.2.1 Conductivités mesurées en période de nappe haute (janvier 99).....	83
3.3.2.2 Conductivités mesurées en période de nappe basse (juin 00).....	83
3.3.2.3 Conductivités par classe de profondeur.....	84
3.3.2.4 Discussion et conclusion.....	85
3.3.3 Le gradient de potentiel total dans la nappe.....	86
3.3.3.1 Variation du gradient de potentiel total longitudinal et latéral.....	86
3.3.3.2 Variation temporelle du gradient amont et du gradient aval.....	88
3.3.3.3 Discussion et conclusion.....	89
3.3.4 Conséquences en terme de flux d'eau dans la nappe.....	90
3.3.4.1 Méthode de calcul.....	90
3.3.4.2 Les flux en amont des transects.....	91
3.3.4.3 Les flux dans la zone humide.....	92
3.3.4.4 Discussion et conclusion.....	93
3.4 DISCUSSION ET CONCLUSION DU CHAPITRE.....	94
3.4.1 Quelles influences de la haie avons nous mises en évidence ?.....	94
3.4.2 Quels facteurs expliquent l'influence de la haie mise en évidence ici ?.....	96
3.4.3 Quel impact hydrologique peut on attendre à une échelle plus large ?.....	98

CHAPITRE 4 - INFLUENCE DE LA HAIE SUR LA DYNAMIQUE DES SOLUTÉS DANS LA NAPPE..... 101

INTRODUCTION.....	101
4.1 LA DYNAMIQUE DES SOLUTÉS DANS LA NAPPE.....	102
4.1.1 Le nitrate et le chlorure.....	102
4.1.1.1 Suivi dans les piézomètres classiques de février 98 à avril 99.....	102
4.1.1.2 Suivi dans les piézomètres compartimentés de février à juin 99.....	105
4.1.1.3 Suivi dans les piézomètres compartimentés de novembre 99 à mai 00.....	117
4.1.2 La dynamique d'autres éléments chimiques dans la nappe.....	120
4.1.2.1 Le potassium.....	120
4.1.2.2 Le sulfate.....	121
4.1.2.3 Le sodium.....	121
4.1.2.4 La silice.....	122

4.1.2.5	Conclusion et discussion.....	123
4.1.3	Discussion et conclusion : la dynamique du chlorure.....	124
4.1.3.1	La concentration du chlorure par évapotranspiration en été.....	125
4.1.3.2	La dynamique du chlorure lors de la réhumectation à l'automne.....	125
4.1.3.3	La dynamique du chlorure en hiver et au printemps.....	126
4.2	QUANTIFICATION ET ORIGINE DE LA DIMINUTION DE TENEURS EN NITRATE EN AMONT ET EN AVAL DES TRANSECTS.....	126
4.2.1	Les flux et l'abattement de nitrate en amont et en aval des transects.....	126
4.2.1.1	Méthode de calcul.....	126
4.2.1.2	Les flux et l'abattement en amont.....	127
4.2.1.3	Les flux et l'abattement dans la zone humide.....	128
4.2.1.4	Discussion et conclusion.....	128
4.2.2	La dénitrification peut-elle expliquer les abattements observés ?.....	129
4.2.2.1	Le potentiel dénitrifiant des sols.....	129
4.2.2.2	Les autres facteurs nécessaires à la dénitrification.....	131
4.2.2.3	Discussion et conclusion.....	133
4.2.3	Discussion et conclusion : l'influence de la haie sur les teneurs en nitrate dans la nappe....	133
4.2.3.1	Variabilité intra et inter annuelles des apports de nitrate.....	134
4.2.3.2	La disparition des nitrates en amont de la haie au printemps.....	134
4.2.3.3	L'absence de nitrate en amont de la haie à l'automne.....	135
4.2.3.4	L'influence de la haie sur le devenir du nitrate dans la zone humide.....	135
4.3	DISCUSSION ET CONCLUSION DU CHAPITRE.....	136
4.3.1	Quelles influences de la haie avons-nous mises en évidence ?.....	136
4.3.2	Quels facteurs expliquent le rôle de la haie sur les flux de nitrate ?.....	137
4.3.3	Comment peut-on envisager l'influence des haies sur les transferts de nitrate à une échelle plus large	139
	CONCLUSION GÉNÉRALE.....	141
	Les acquis sur le fonctionnement de la haie.....	141
	Le fonctionnement à l'échelle locale.....	141
	L'impact de la haie sur les flux vers la zone humide.....	142
	Intérêts et limites méthodologiques de l'étude.....	142
	Perspectives.....	143
	Travaux de recherche à poursuivre.....	143
	Aménagement et gestion du bocage.....	143
	RÉFÉRENCES.....	145
	LISTES DES FIGURES ET TABLEAUX.....	152

INTRODUCTION GENERALE

Les haies, que l'on peut définir comme des alignements d'arbres ou de buissons créés par les hommes pour remplir des fonctions variées, sont des structures du paysage fréquemment rencontrées dans le monde. Le bocage, paysage "d'enclos verdoyants", ou réseau de haies entourant les parcelles agricoles, est une structure présente surtout en Europe de l'ouest (Baudry *et al.*, 2000), où les haies sont parfois plantées sur des levées de terre appelées talus¹. En Bretagne, le bocage est très ancien (Lefeuvre, 1985). On en trouve des traces au néolithique et dans l'antiquité, sous la forme d'enclos funéraires ou à bestiaux. C'est au 11^{ème} et 12^{ème} siècles, lors du grand défrichement, que sont apparus plus largement les haies et les talus, d'abord comme clôture de propriété et le long des chemins, puis comme clôture pour limiter le déplacement des animaux. La deuxième phase d'extension du bocage a eu lieu au 19^{ème} siècle, quand la loi a obligé à clore les parcelles. La densité bocagère est maximale en Bretagne dans les années 1930. Lefeuvre (1985) rapporte que les talus et les haies occupaient à cette époque 280 000 ha, soit presque autant que les massifs forestiers. A partir de 1950, l'intensification de l'agriculture s'est accompagnée d'un remembrement qui a été fatal au bocage breton : beaucoup de talus et haies ont été abattus lors des travaux connexes du remembrement, ou à l'initiative directe des agriculteurs. En 1961, d'après l'inventaire forestier, le linéaire bocager en Bretagne, occupait 324 000 km (Lefeuvre, 1985). L'Institut pour le Développement Forestier a recensé en 1996 un linéaire de 250 000 km (DRAF et IDF, 1997), tous types de haies et de talus confondus.

Le rôle du bocage a longtemps été controversé. Au 12^{ème} siècle, en Angleterre, certains en vantent les bienfaits alors que d'autres critiquent ces haies qui arrêtent le soleil, attirent les oiseaux, et ne constituent pas une barrière solide (Lefeuvre, 1985). Au 17^e, on trouve au bocage "quelque chose d'exquis". Avec l'intensification de l'agriculture après guerre, les haies autrefois si utiles ont perdu de leur attrait : elles font de l'ombre aux cultures et surtout, gênent considérablement le passage des engins agricoles, ralentissent le travail et "font perdre de l'argent". Comme dans beaucoup d'autres situations, il a fallu que le bocage soit partiellement détruit pour qu'on s'interroge sur ses fonctions dans le paysage. Dans les années 60, la SEPNB² se bat pour "la Défense et la Renaissance du bocage", mais c'est seulement en 1972 que la question du bocage est posée à la communauté scientifique. Les études conduites à cette période en France (INRA *et al.*, 1976) ont mis en évidence ces nombreux rôles : protection des cultures adjacentes, réduction des pertes en terre et en eau par ruissellement, corridor pour de nombreuses espèces animales et végétales. Les haies ont ensuite été étudiées largement à travers le monde pour leurs fonctions de brise-vent (De Jong and Kowalchuk, 1995), pour limiter les pertes de terre et d'eau (Pihan, 1976; Alegre and Rao, 1996; Kiepe, 1995), et pour favoriser le développement des cultures adjacentes en agroforesterie (Buresh et Tian, 1998; Rao *et al.*, 1998; Shively, 1998).

¹ On utilisera par la suite le mot haie seul pour désigner l'ensemble haie/talus, sauf cas particulier spécifié

² Société d'Etude et de Protection de la Nature en Bretagne

Suite à ces nombreux travaux qui ont réhabilité les haies aux yeux du grand public surtout, mais aussi d'agriculteurs soucieux de la qualité de leur environnement, on replante aujourd'hui des haies. En Ille et Vilaine, entre 1975 et 1997, 2400 km de haies ont été plantés avec l'aide financière du Conseil Général. Outre leur intérêt paysager évident, les haies sont de nouveau un centre d'intérêt pour deux raisons : ① elles pourraient contribuer à la régulation du débit des rivières lors de forts épisodes pluvieux comme ceux des hivers 99 et 00 et ② elles pourraient réduire la pollution des eaux par les nitrates et les pesticides, en ralentissant ou même en interceptant une partie des intrants utilisés en excès en agriculture ou inévitablement perdus par lessivage.

Les études sur le rôle hydrologique des haies en climat tempéré, bien que peu nombreuses, ont clairement mis en évidence certains aspects du fonctionnement des haies (Mérot, 1999). Les pics de crue dans les rivières et le ruissellement sont limités sur les bassins versants bocagers, en particulier grâce à la haie de ceinture de fond de vallée qui limite l'extension de la zone saturée génératrice de ruissellement (Mérot, 1978; Mérot and Bruneau, 1993; Mérot *et al.*, 1999). A l'échelle locale, plusieurs auteurs ont observé un rôle tampon des haies sur la dynamique de l'eau à son voisinage, et un rôle de barrage aux écoulements et de drain vertical du système grâce aux racines et à l'enrichissement en matière organique (Carnet, 1978; Baffet, 1984).

L'idée que les haies pouvaient réduire les pollutions azotées est d'abord assez intuitive, l'arbre prélevant de l'azote pour sa croissance. Elle s'est concrétisée avec les nombreux travaux sur le rôle épurateur des ripisylves, notamment comparé à celui de zones humides prairiales (Peterjohn and Corell, 1984; Haycock et Pinay, 1993; Takatert *et al.*, 1999). Ces études montrent souvent des abattements en nitrate plus importants dans les systèmes boisés, attribués aux prélèvements par la végétation en été et à la dénitrification favorisée par l'enrichissement en matière organique en hiver. Le rôle effectif de la haie sur la réduction des flux de polluants, notamment de l'azote, a cependant été très peu étudié (Merot et Reyne, 1995).

La haie de ceinture de fond de vallée, rencontrée fréquemment en Bretagne (Bazin, 1995), a un intérêt particulier à cause de sa situation à l'interface entre deux milieux au fonctionnement différent : à l'aval, la zone humide hydromorphe et rarement fertilisée, dont l'effet épurateur en nitrate est reconnu (Gilliam, 1994), et à l'amont le champ cultivé, bien drainé et en général fertilisé. D'une part, la haie de ceinture de fond de vallée est, avec la zone humide, le dernier rempart avant que l'eau du versant chargée en polluants n'atteigne la rivière, et d'autre part, on suppose qu'elle peut modifier les caractéristiques hydrologiques et géochimiques des flux qui arrivent à la zone humide, et donc son fonctionnement.

Dans ce contexte, l'unité INRA Sol et Agronomie de Rennes Quimper (USARQ) a choisi en 1997 de poursuivre les travaux menés depuis une vingtaine d'années au laboratoire sur le rôle du bocage en s'intéressant au rôle de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts de nitrate. Le choix s'est porté sur le nitrate car c'est un élément utilisé en excès en agriculture qui pose de graves problèmes écologiques et sanitaires. Le nitrate, très soluble, est lessivé vers les nappes et les rivières où les fortes concentrations provoquent une eutrophisation des cours d'eau et rendent l'eau impropre à la consommation. La thèse a été précédé d'un stage de DEA sur le

même sujet mais sur un site différent (Forget, 1997). Le travail a été financé par l'AIP Agrifor de l'INRA, et le programme Européen NICOLAS (1997-2000, ENV4-CT97-0395).

Etant donné que les connaissances sur le sujet sont assez peu nombreuses, nous avons choisi de travailler à une échelle élémentaire, celle de la haie, plutôt que celle du versant ou du bassin versant. La thèse a pour objectif de répondre à trois questions :

- ① Quelles modifications la haie de ceinture de fond de vallée induit-elle sur la dynamique de l'eau et des solutés à son voisinage ?
- ② Quelles conséquences ces modifications ont-elles sur les transferts d'eau et de nitrate vers la zone humide ?
- ③ Le fonctionnement de la zone humide est-il modifié par la présence de la haie ?

L'étude est basée sur la comparaison du fonctionnement de deux transects voisins d'une vingtaine de mètres de long, l'un recoupant une haie de ceinture de fond de vallée, l'autre non, la haie ayant été arasée il y a une quarantaine d'années. Nous avons choisi d'étudier le fonctionnement hydrique du système à travers l'étude du potentiel hydrique de l'eau du sol et de la profondeur de la nappe, et le fonctionnement géochimique à travers le suivi de la composition de l'eau de nappe, qui constituent donc les données de base de la thèse. Nous avons ainsi observé les conséquences de la présence de la haie sur le fonctionnement du système pendant une année environ. A la fin de cette première année de suivi, nous avons mis en place un certain nombre d'expérimentations plus ponctuelles pour préciser certains aspects du fonctionnement du système, et notamment les quantifier. L'essentiel des résultats acquis est cependant issu du suivi tensiométrique et piézométrique.

Ce document est structuré en 4 chapitres :

Dans le premier chapitre, nous présenterons l'état des connaissances sur l'influence de la haie sur les transferts d'eau et de nitrate, en rappelant quels sont les éléments importants du cycle de l'eau et de l'azote à prendre en considération.

Dans le deuxième chapitre, nous présenterons le site d'étude, et le matériel et les méthodes employés pour collecter et traiter les données.

Dans le troisième chapitre, nous examinerons l'influence de la haie sur la dynamique hydrique des sols à son voisinage, et sur les transferts d'eau du versant vers la zone humide.

Dans le quatrième chapitre, nous examinerons l'influence de la haie sur la dynamique des solutés dans la nappe, et sur les transferts de nitrate du versant vers la zone humide. Nous utiliserons pour cela les résultats du chapitre précédent.

CHAPITRE 1 - ETAT DES CONNAISSANCES

Influence de la haie sur les flux d'eau et de nitrate

INTRODUCTION

L'objectif de ce chapitre est de présenter comment la haie modifie, ou peut modifier, les flux d'eau et de nitrate à son voisinage, mais aussi à l'échelle du paysage. On s'intéresse à la haie en tant que structure linéaire boisée qui sépare les parcelles agricoles, telle qu'on la rencontre dans l'ouest de l'Europe, et dont la haie étudiée est une forme particulière. Les travaux portant strictement sur le sujet sont assez peu nombreux, spécialement en climat tempéré (Mérot et Reyne, 1995; Mérot, 1999). Mais un certain nombre d'études portant sur des structures du paysage apparentées sont riches d'enseignements. Les différents travaux que nous utilisons dans cette synthèse bibliographique peuvent se classer en 4 catégories :

① Les études portant strictement sur le fonctionnement des haies bocagères en climat tempéré,

② Les études portant sur le fonctionnement des arbres en forêt en climat tempéré : c'est souvent dans ce milieu que le fonctionnement hydrique et biogéochimique des arbres a été décrit. Nous nous focaliserons plutôt sur le chêne pédonculé, qui est l'arbre qui compose la haie étudiée, et nous intégrerons des travaux sur les ripisylves, qui renseignent sur le fonctionnement des arbres en conditions hydromorphes.

③ Les études portant sur les systèmes agroforestiers surtout en climat tropical : les conditions climatiques et les types de haies sont très différents de ceux rencontrés dans les régions tempérées (espèces à croissance rapide, intégrées dans le cycle de production), mais une partie des résultats obtenus est liée à la structure linéaire du système, et peut ainsi compléter les études conduites en climat tempéré.

④ Les études portant sur les arbres isolés, souvent dans la savane : elles mettent bien en évidence les modifications physiques et chimiques du milieu liées à la présence d'une espèce arborée dans un couvert végétal herbacé.

Nous envisagerons successivement l'influence de la haie sur les transferts d'eau et de nitrate, en présentant les processus majeurs du cycle de l'eau ou de l'azote sur laquelle la haie pourra intervenir, et les modifications qu'elle induit effectivement.

1.1 L'INFLUENCE DE LA HAIE SUR LES FLUX D'EAU

1.1.1 LES FLUX D'EAU DANS LES SOLS

Dans un bassin versant, l'eau, quelle que soit sa phase, est stockée dans différents réservoirs, au sein desquels et entre lesquels elle transite. Ces réservoirs sont l'atmosphère, le couvert végétal, le sol et le sous-sol, et le réseau hydrographique (Figure 1.1). L'eau quitte l'atmosphère principalement sous forme de précipitations, et y retourne par évaporation et transpiration. Entre temps, elle circule dans le sol, le sous-sol et le couvert végétal. Nous nous intéresserons plus particulièrement ici aux échanges d'eau entre le sol et l'atmosphère au travers de la plante, et au transfert de l'eau dans le versant.

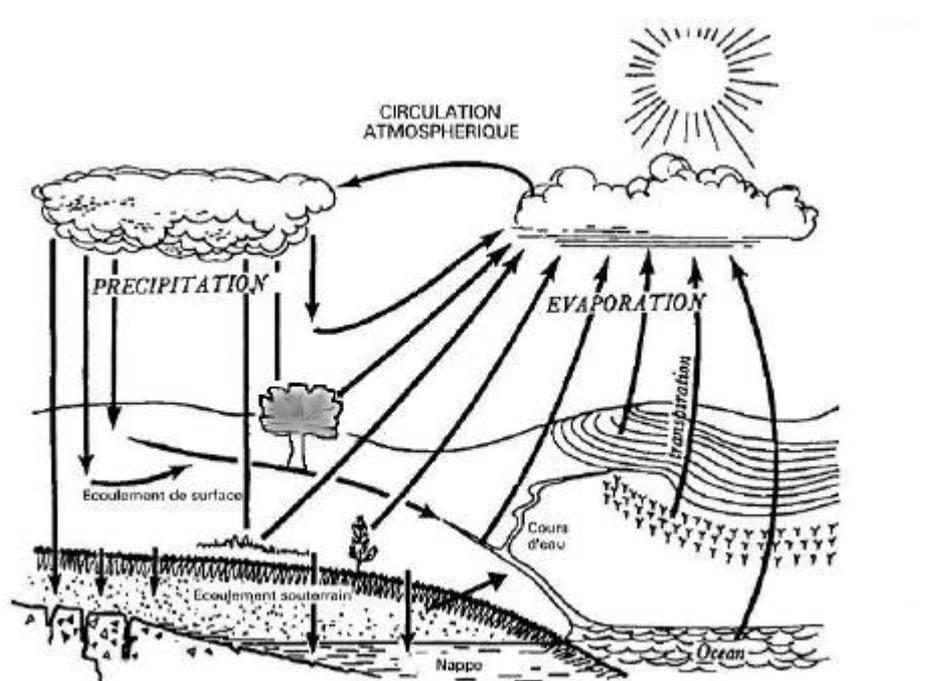


Figure 1.1 : Le cycle de l'eau (d'après Roche, 1963).

La redistribution des précipitations à l'intérieur d'un bassin versant met en jeu trois principales sources d'énergie (Ambroise, 1999) :

☆ l'énergie gravitaire, qui contrôle essentiellement les écoulements en phase liquide, de haut en bas et d'amont en aval,

☆ l'énergie atmosphérique, tant radiative qu'advective, reçue par la surface du bassin, qui contrôle essentiellement le retour à l'atmosphère d'eau en phase vapeur. Cet apport d'énergie détermine la demande évaporatoire de l'atmosphère, qui détermine en partie l'évapotranspiration du sol et du couvert végétal,

☆ l'énergie de rétention hydrique des surfaces, du sol et du sous-sol, qui contrôle essentiellement leur aptitude à retenir l'eau, par des mécanismes d'adsorption superficielle et de capillarité dans la matrice poreuse. La force de rétention correspondante est liée au potentiel matriciel, très variable selon la texture, la structure et l'état hydrique du milieu poreux. C'est cette

énergie de rétention hydrique, sans laquelle l'eau serait rapidement drainée gravitairement, qui permet d'étaler dans le temps la disponibilité de l'eau apportée souvent de façon irrégulière par les pluies.

En tout point et à tout instant, le devenir des précipitations arrivant au sol dépend de la compétition entre les trois forces dérivées de ces énergies, toutes trois étant actives dans le système sol - plante - atmosphère.

1.1.1.1 Le rôle de la plante, l'arbre en particulier, dans le cycle de l'eau

La plante est un vecteur privilégié des échanges hydriques entre le sol et l'atmosphère (Figure 1.2). Elle intervient dans le cycle de l'eau essentiellement en restituant à l'atmosphère par évapotranspiration une partie des précipitations tombées au sol. L'eau de pluie, après avoir transité dans le sol, est absorbée au niveau des racines des plantes, puis transportée par le système conducteur jusqu'aux feuilles, où elle est transpirée au niveau des stomates. La plante modifie aussi localement la quantité d'eau qui arrive au sol, en interceptant une partie des précipitations. Nous nous focaliserons sur l'interception des précipitations et surtout l'évapotranspiration.

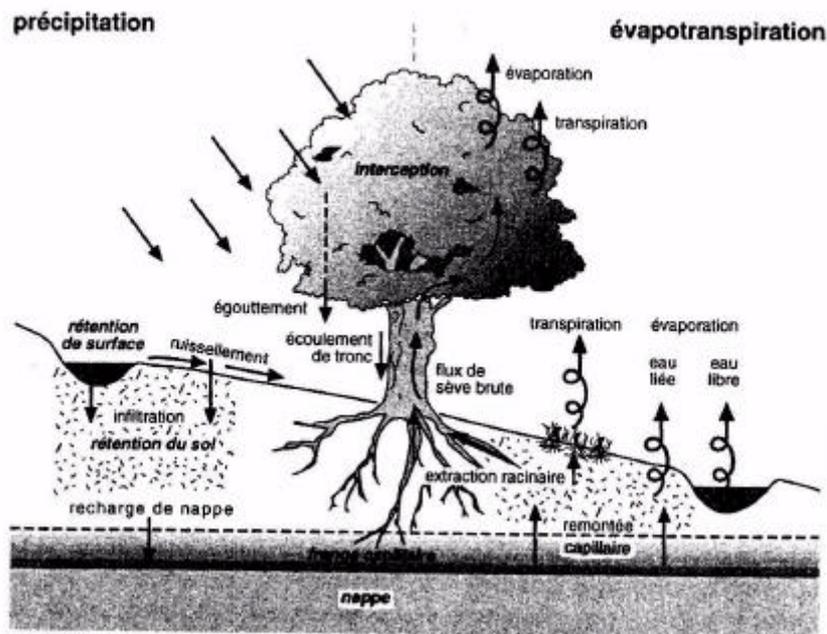


Figure 1.2 : L'eau dans le système sol plante atmosphère : principaux processus et réservoirs. Ambroise, 1999.

1.1.1.1.1 Interception des précipitations

En présence de végétation, une partie des précipitations est retenue par interception, le reste atteignant la surface à travers les feuilles (pluviolessivats) ou par écoulement le long du tronc. Le pourcentage de pluies qui atteint le sol dépend du type de végétation, en particulier de l'état du feuillage et de sa biomasse, et de l'intensité et de la durée de la pluie.

L'interception des précipitations sous forêts représente entre 20 et 40% des précipitations incidentes (Granier, 1996). Le pourcentage intercepté est fonction des précipitations incidentes et du degré de couverture végétale, c'est-à-dire de l'indice foliaire et dans une moindre mesure de l'indice de troncs et de branches. L'interception est plus élevée pour les résineux que pour les feuillus. L'écoulement de tronc, très lié à la rugosité de celui-ci, est généralement inférieur à 1% des précipitations à l'échelle d'une forêt, mais il peut localement être très important et conduire à une saturation fugace du sol au pied de l'arbre (Durocher, 1990). Cette proportion varie au cours de l'année, en fonction du degré de couverture végétale. La fraction interceptée sous forêt est d'autant plus importante pour une même hauteur d'eau incidente que la pluie tombe en petites averses entrecoupées de périodes de temps clair (Aussenac, 1983). La distribution des pluviollessivats sous la canopée est très hétérogène (Durocher, 1990).

L'interception représente une fraction très importante des précipitations, mais l'évaporation de l'eau interceptée est en général très rapide et la diminution de la transpiration liée à la perte d'eau ne correspond qu'à 20% de l'interception.

1.1.1.2 Flux d'eau dans la plante

Les principes dynamiques régissant le comportement hydrique du végétal découlent du fait que l'eau représente environ 80% du volume de tous les tissus végétaux, et ainsi, forme un milieu continu d'une extrémité à l'autre du végétal. De façon schématique, on peut considérer que le flux global transitant dans la plante est proportionnel à la différence de potentiel total entre la surface externe des racines et l'air libre environnant les feuilles. Le coefficient de proportionnalité traduit la conductance totale de l'organisme végétal (et son inverse, la résistance totale).

En fait, la résistance de la plante aux transferts varie localement et c'est au niveau des feuilles qu'elle est la plus élevée. Le transfert d'eau du xylème vers l'atmosphère au niveau des feuilles (transpiration) se fait en général par les stomates, mais aussi à travers la cuticule. Ce sont le gradient de potentiel total dans la phase liquide, et le gradient de pression de vapeur dans la phase gazeuse qui en déterminent l'intensité. Le degré d'ouverture des stomates est surtout réglé par la concentration en CO₂ des espaces intercellulaires, et régulé par les facteurs déterminant le rythme de production photosynthétique, comme la température et l'intensité lumineuse.

1.1.1.3 Evapotranspiration

Le processus d'évapotranspiration comprend deux termes : l'évaporation des surfaces physiques (sol, eau libre, végétation mouillée) et la transpiration du couvert végétal, qui implique le passage de l'eau à travers l'épiderme des feuilles, essentiellement les stomates (Saugier, 1996). En présence d'un couvert végétal, la transpiration domine largement l'évaporation. L'évapotranspiration consomme une partie de l'énergie disponible, principalement le rayonnement solaire, pour changer l'eau liquide en eau gazeuse (Granier, 1996). Ceci représente énormément d'énergie, la chaleur latente de vaporisation de l'eau étant de $2,45 \cdot 10^6 \text{ J.kg}^{-1}$. La transpiration est essentielle pour la plante, car elle assure sa régulation thermique : 90% de l'eau prélevée par la plante est transpiré.

L'évapotranspiration dépend de deux facteurs : la demande évaporative de l'atmosphère, liée aux conditions climatiques, et la capacité du système sol - plante à satisfaire cette demande, liée à la disponibilité en eau du sol et des caractéristiques du couvert végétal.

◆ La demande évaporative de l'atmosphère et la notion d'évapotranspiration potentielle

La demande évaporative de l'atmosphère est déterminée par les apports énergétiques permettant la vaporisation de l'eau et par les capacités de transfert de la vapeur produite par l'atmosphère. Elle est d'autant plus forte que l'exposition énergétique nette est forte, c'est-à-dire qu'il fait clair et ensoleillé, et que l'air a un fort pouvoir évaporant, c'est-à-dire qu'il est sec et qu'il y a du vent.

La caractérisation de l'environnement météorologique d'une parcelle en terme de demande évaporative débouche sur le concept d'évapotranspiration potentielle (ETP), introduit par Thornwaite en 1948. L'ETP est définie comme la somme des pertes en eau par évaporation directe de l'eau du sol et par transpiration d'un couvert végétal dense, bien développé, en pleine croissance et bien alimenté en eau, dans des conditions climatiques données. En fait, seul le terme d'évaporation potentielle a un sens physique, car la transpiration dépend de la nature du couvert végétal (Guyot, 1997). On utilise donc un couvert végétal de référence pour la détermination de l'ETP, un gazon ras. L'ETP ainsi définie est appelée évapotranspiration potentielle climatique, ETP_c , et sert de référence pour la comparaison de différentes régions.

◆ L'évapotranspiration réelle d'un couvert végétal

L'évapotranspiration réelle (ETR) d'un couvert végétal correspond à la quantité d'eau transpirée et évaporée réellement par le couvert végétal, dans les conditions climatiques et hydriques où il se trouve. L'ETR d'un couvert végétal est toujours inférieure ou égale à son ETP, les deux pouvant théoriquement être supérieures à l' ETP_c . Quand l'alimentation en eau du couvert végétal est non limitante, et son état phytosanitaire satisfaisant, son évapotranspiration réelle est maximale (ETR_M). On a $ETR \leq ETR_M \leq ETP$.

L'équation de Penman-Monteith est la plus utilisée pour calculer l'évapotranspiration d'un couvert végétal (Saugier, 1996) :

$$LE = \frac{\Delta R_n + r C_p D / r_a}{\Delta + g(1 + r_s / r_a)}$$

Avec : L = chaleur latente de vaporisation de l'eau, Δ = dérivée de la pression de vapeur saturante par rapport à la température, $r C_p$ = capacité calorifique de l'air à pression constante, g = constante psychrométrique

Et : R_n = rayonnement net, D = déficit de saturation de l'air, r_a = résistance aérodynamique dans la couche limite au dessus du couvert, r_s = résistance de surface du couvert

Elle fait apparaître que l'évapotranspiration dépend du rayonnement net, du déficit de saturation de l'air (liés au climat), de la résistance aérodynamique dans la couche limite au dessus du couvert et de la résistance de surface du couvert végétal (liées au climat, à la nature du végétal, et à la disponibilité en eau). La résistance aérodynamique r_a est purement physique et correspond

à la diffusion de chaleur ou de vapeur d'eau de la surface des feuilles vers l'air au dessus du couvert, tandis que la résistance de surface du couvert r_s comporte en plus la diffusion de la vapeur d'eau à travers l'épiderme des feuilles.

La conductance aérodynamique ($g_a = 1/r_a$) augmente avec la rugosité du couvert et avec la vitesse du vent (linéairement pour cette dernière). Pour des couverts fermés, elle est plus forte pour les forêts (10 cm.s^{-1}), particulièrement celles de conifères, que pour les cultures (3.3 cm.s^{-1}), et surtout que pour les prairies (1 cm.s^{-1}) (Saugier, 1996).

La conductance de surface du couvert ($g_s = 1/r_s$) se manifeste surtout au niveau des stomates. De façon simplifiée, elle est égale au produit de la conductance stomatique par l'indice de surface foliaire, en considérant des valeurs moyennes sur l'ensemble du couvert. La conductance stomatique maximale est de l'ordre de 0.3 cm.s^{-1} pour les arbres à croissance modérée (chêne, hêtre) et de 0.7 à 1 cm.s^{-1} pour les espèces prairiales et cultivées. Les conductances de surface maximales des couverts végétaux ($g_{s \text{ max}}$) varient de 0.5 ou 1 cm.s^{-1} pour des prairies à faible indice foliaire et des forêts, à 2 cm.s^{-1} pour des prairies à fort indice foliaire et des cultures (Saugier, 1996).

Quand l'alimentation en eau est insuffisante, les végétaux ferment leurs stomates pour diminuer leur transpiration (diminution de la conductance stomatique). On considère qu'en deçà de la teneur en eau au point de flétrissement permanent (potentiel matriciel $< -1.5 \text{ MPa}$), l'eau n'est plus disponible pour les végétaux. La capacité à prélever l'eau du sol est aussi très dépendante de l'enracinement du végétal. Pour une teneur en eau du sol donnée, le rapport transpiration réelle sur transpiration potentielle augmente avec l'indice foliaire, d'abord linéairement, puis de moins en moins vite, parce que l'eau transpirée diminue le déficit de saturation de l'air au voisinage de la canopée. Une relation du même type a été établie entre ce rapport et la densité racinaire, mais il existe un seuil plus marqué à partir duquel une augmentation de la densité racinaire n'entraîne plus d'augmentation de la transpiration réelle (Stewart *et al.*, 1985).

◆ L'ETR des forêts comparées à celle d'autres couverts végétaux

L'estimation de l'ETR des couverts végétaux peut se faire de plusieurs façons : à l'aide des formules de type Penman-Monteith à partir de mesures des paramètres climatiques (à différentes échelles), à l'aide du bilan hydrologique (à l'échelle du bassin versant), à l'aide du bilan d'énergie (à différentes échelles). De plus, la transpiration peut être mesurée à l'échelle de la plante par flux de sève. Les résultats obtenus par les différentes méthodes ne sont pas toujours identiques, d'autant plus que l'ETR dépend de l'état de la végétation et des conditions hydro-climatiques. On peut cependant comparer l'ETR de couverts végétaux dans le même environnement climatique. Nous retiendrons ici les valeurs calculées par Kedziora *et al.* (1989) en Pologne à l'aide de bilan d'énergie à l'échelle du bassin versant (Tableau 1.1).

Tableau 1.1: Proportion d'énergie radiative utilisée pour l'évapotranspiration (ETR/R_n) et évapotranspiration de différents couverts végétaux en Pologne sur une année. D'après Kedziora *et al.*, 1989.

Type de couvert	Champs cultivés	Forêts	Prairies	Marais
ETR/ R_n	0.92	1.02	0.96	1.13
ETR (mm)	492	582	484	572

L'évapotranspiration des forêts se distingue de celle des prairies ou cultures par la nature du couvert végétal : l'arbre vit plus longtemps, et est donc soumis à des contraintes climatiques plus fortes (accidents extrêmes). Il est plus grand, et possède un indice foliaire plus élevé. Il a un enracinement plus étendu que les végétaux herbacés, ce qui lui confère une plus grande résistance à la sécheresse. Les couverts végétaux forestiers ont en général une plus forte ETR que les autres couverts végétaux (Aussenac, 1983). Ceci est dû en partie au fait que leur conductance aérodynamique est d'un facteur 10 supérieure à leur conductance de surface, qui est donc est le facteur limitant. On dit qu'ils sont "couplés" avec l'atmosphère, et leur transpiration dépend du déficit de saturation de l'air et de leur conductance de surface (Granier, 1996).

Quand l'alimentation en eau est suffisante, l'ETR est fortement corrélée aux données climatiques (Cermak *et al.*, 1982; Granier, 1996; Wilson et Baldocchi, 2000), et pour un couvert forestier suffisamment fermé (indice foliaire supérieur à $5 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$), il y a peu de différences de transpiration entre les espèces (Granier, 1996). Quand l'alimentation en eau est insuffisante, la régulation stomatique permet de réduire les pertes en eau, et il y a alors beaucoup plus de différences de transpiration entre les espèces.

Tableau 1.2 : Évapotranspiration potentielle et réelle et transpiration réelle de peuplements forestiers.

Auteurs	Essence	Périodes	ETP (mm)	ETR (mm)	TR (mm)
Wilson et Baldocchi, 2000	Q. sp. + autres	Moyenne 95-96-97		567 (537 → 611)	
Laderkarl, 1998	Q. robur	Moyenne été 92-93-94 Moyenne 92-93-94	421 510	370 448	293 299
Cermak <i>et al.</i> , 1982	Q. robur	Saison végétative 1 Saison végétative 2	570 440		460 250
Breda <i>et al.</i> , 1993a	Q. petraea	Saison végétative 89 Saison végétative 90 Saison végétative 91			157 235 308
Aussenac, 1983	Feuillus	3 saisons végétatives 1967-1968-1970	502 410 473	516 537 560	

Les valeurs d'ETR pour un peuplement forestier quand l'alimentation en eau est suffisante sont de l'ordre de 500 mm/an (Tableau 1.2). L'ETR totale sur la saison végétative représentent en moyenne 80% de l'ETP, et la transpiration 77 à 81% de l'ETR (Cermak *et al.*, 1982; Laderkarl, 1998).

Le rapport transpiration/ETP varie au cours de l'année en fonction de l'indice foliaire, mais aussi de la réserve en eau du sol (Breda et Granier, 1996) : dans un peuplement de chêne

sessile, le rapport transpiration réelle/ETP augmente avec le développement du feuillage au début de la saison végétative, puis diminue fortement quand la réserve en eau du sol devient inférieure à 40% de la réserve maximale en eau du sol.

Les variations interannuelles de l'ETR en forêt sont dû en premier lieu aux conditions climatiques, un été plus sec entraînant une diminution de la conductance de surface du couvert végétal et une diminution de l'ETR (Wilson et Baldocchi, 2000). Elles peuvent être importantes. L'ETR d'un peuplement forestier varie aussi avec l'âge du peuplement : elle augmente pendant un certain nombre d'années car la surface foliaire augmente (Aussenac, 1983), et peut ensuite diminuer à cause des modifications physiologiques des arbres lors de leur vieillissement.

1.1.1.4 Redistribution de l'eau dans le profil de sol par la plante

Un certain nombre d'étude sur les systèmes herbacés et arborés mettent en évidence une redistribution de l'eau dans le profil de sol par l'intermédiaire du système racinaire, essentiellement dans les régions chaudes (Burgess *et al*, 1998). Elle se produit souvent la nuit, entre des horizons dont le potentiel matriciel est différent. Elle permet à la plante de disposer de plus d'eau la journée, quand l'ETP est forte, et bénéficie aussi aux cultures voisines.

Il peut s'agir de remontées d'eau de la nappe vers les horizons de surface secs (hydraulic lift) (Horton et Hart, 1998; Burgess *et al*, 2000), où au contraire d'un siphonage d'eau d'horizons de surface humide vers un sous sol plus sec, après une reprise des pluies consécutive à une sécheresse (Smith *et al*, 1999b; Burgess *et al*, 2001). Certains auteurs ont aussi observé des transferts latéraux entre des horizons asséchés différemment par des végétations juxtaposées latéralement (Caldwell *et al*, 1998).

1.1.1.2 Les flux d'eau dans le sol

Les principaux types d'écoulements superficiels ou souterrains le long d'un versant sont présentés sur la Figure 1.3. Ils sont gouvernés par un certain nombre de lois et d'équations (loi de Darcy, équation de Richards...), décrites en détail dans bon nombre d'ouvrages (Hillel, 1988; Chow *et al*, 1988; Musy et Soutter, 1991), et nous nous contenterons ici d'en rappeler les grands principes.

Les transferts d'eau en milieu saturé sont liés au potentiel total de l'eau du sol, et sa conductivité hydraulique à saturation, K_{sat} . Le potentiel de l'eau du sol est la somme du potentiel gravitaire (énergie gravitaire), du potentiel matriciel (énergie de rétention), et éventuellement du potentiel osmotique, liée à la charge de l'eau du sol en solutés. La conductivité hydraulique à saturation est une grandeur analogue à une vitesse qui caractérise la capacité du sol à conduire l'eau. Les écoulements sont formalisés par la loi de Darcy, valable dans une matrice solide homogène, isotrope et stable, pour un fluide homogène, isotherme et incompressible, dont l'énergie cinétique est négligeable, quand l'écoulement est laminaire, en régime permanent (Musy et Soutter, 1991) :

$$Q = K_{sat} \times S \times \frac{dH}{dL} \quad \text{et} \quad dQ = V = \frac{Q}{S}$$

où Q est le flux d'eau dans la direction L (L^3/T), S , la section traversée (L^2), et dQ ou V , la densité de flux, ou vitesse de Darcy, ou vitesse fictive (L/T).

Pour compléter la description des écoulements, on utilise l'équation de continuité, qui exprime la conservation de la masse d'eau : le bilan des masses entrant et sortant d'un volume de sol donné pendant un intervalle de temps donné est égal à la variation de masse de ce volume pendant cet intervalle.

En milieu non saturé, ces deux équations se généralisent, la principale différence est liée à la conductivité hydraulique du milieu, qui varie avec l'humidité du sol (elle est toujours inférieure à la conductivité hydraulique à saturation).

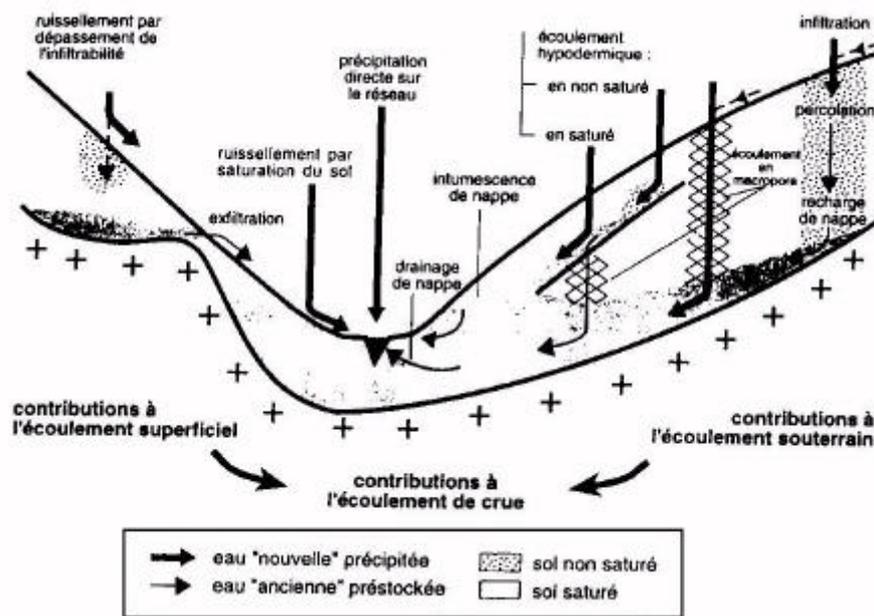


Figure 1.3 : Principaux processus d'écoulements superficiels et souterrains. Ambroise, 1999.

1.1.1.2.1 Infiltration et redistribution des pluies dans le sol

Les précipitations tendent à s'infiltrer dans le sol sous l'effet de la gravité, et, si le sol n'est pas saturé, du gradient de potentiel matriciel. Tant que le sol n'est pas saturé en surface, le régime d'infiltration des pluies dépend de deux facteurs : l'intensité des pluies et la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol. Si l'intensité des pluies est inférieure à la capacité d'infiltration du sol, elle est le facteur limitant, et la pluie s'infiltré au fur et à mesure qu'elle tombe. Si par contre la pluie tombe plus vite que l'eau ne s'infiltré, c'est la capacité d'infiltration du sol qui est limitante, et l'excès d'eau ruissellera.

La capacité d'infiltration du sol est maximale au début du processus d'infiltration, puis décroît pour atteindre une valeur proche de la conductivité hydraulique à saturation de la surface considérée. Elle est très dépendante de l'intensité des pluies et de l'état de surface du sol, l'infiltration pouvant être dans certains cas réduite à cause d'un colmatage de la porosité de surface par des particules fines véhiculées par les pluies ou arrachées et re-déposées par les

gouttes, ou par les travaux culturaux. Le flux infiltré pousse par effet piston l'eau déjà présente dans le sol, et se redistribue soit en rechargeant localement le sol (remplissage progressif des pores de taille croissante), soit en percolant plus en profondeur.

1.1.1.2 Ruissellement

On distingue classiquement deux types de ruissellement : le ruissellement par refus à l'infiltration des pluies, dit ruissellement hortonien, et le ruissellement sur surface saturée.

Le ruissellement hortonien est plutôt généré sur les versants. L'eau qui ne s'infiltré pas commence par remplir les microdépressions à la surface du sol, puis, une connexion s'établissant entre les dépressions, elle ruisselle. La rugosité du sol a une grande importance sur le déclenchement du ruissellement, et modère l'effet de la pente sur la vitesse du ruissellement. Le ruissellement sur surface saturée se produit essentiellement dans les zones saturées de bas de versant, qu'on appelle zones contributives à surface variable, parce que le ruissellement généré contribue à l'augmentation des débits lors des crues et parce que leur extension varie au cours du temps en fonction de l'état hydrique du bassin versant. L'extension de ces surfaces est conditionnée par la topographie et l'hydrogéologie des versants.

Quelle que soit son origine, le ruissellement commence par être diffus, lorsque les filets d'eau contournent les parties hautes de la microtopographie et remplissent les parties basses. Il devient généralisé lorsque l'épaisseur de la lame d'eau est suffisante pour recouvrir la microtopographie, et à tendance à se concentrer ensuite dans un chevelu convergent de rigoles. En Bretagne, l'intensité des pluies est insuffisante pour que le ruissellement soit spectaculaire, mais certaines situations culturales (cultures sous plastique, travail du sol dans le sens de la pente) favorisent un ruissellement diffus qui contribue à l'entraînement des pesticides vers les rivières (Cros-Cayot, 1996). Le ruissellement peut être alimenté localement par de l'eau d'exfiltration provenant de la nappe.

1.1.1.3 Écoulement dans le sol

En milieu non saturé, les transferts d'eau sont le plus souvent verticaux : infiltration des pluies ou remontée capillaire. Le flux transitant est faible, en raison de la faible conductivité hydraulique du milieu. En milieu saturé, les pores sont remplis d'eau, et la conductivité hydraulique du sol est maximale. Les écoulements sont essentiellement latéraux, sous l'effet du gradient de potentiel total.

Les hydrologues emploient souvent le terme d'écoulement de subsurface (Kirkby et Chorley, 1988), pour désigner l'ensemble des écoulements latéraux se développant dans le sol partiellement ou totalement saturé, et susceptibles d'alimenter la rivière en période de crue. L'écoulement de subsurface peut avoir des origines différentes. Il peut être lié à la présence de macropores ou de fissures dans le sol, notamment sous forêt, et se produit alors quand le sol est partiellement ou entièrement saturé. Les macropores ou fissures peuvent conduire l'eau latéralement le long du versant ou accélérer le transfert des pluies vers la nappe, verticalement. L'écoulement de subsurface peut aussi être un écoulement latéral saturé au dessus d'un niveau moins perméable (horizon, substrat), qui peut s'exfiltrer si la transmissivité du sol est trop faible.

Enfin, il peut provenir d'une augmentation des flux de nappe provoquée par la variation rapide et locale des gradients hydrauliques. Il existe en effet au dessus de la zone saturée une zone non saturée du point de vue énergétique (potentiel matriciel < 0), dite frange capillaire, dont l'humidité est cependant proche de la saturation : une faible quantité d'eau peut faire monter rapidement la nappe et modifier les gradients hydrauliques.

Bien que les connaissances sur les chemins de l'eau dans un bassin versant aient beaucoup progressé depuis 30 ans, les vitesses de transfert et les temps de résidence de l'eau dans le sol sont encore mal connus (Ambroise, 1999). Molénat (1999) a estimé par analyse spectrale les vitesses de transferts de l'eau sur un versant schisteux en Bretagne : le temps de résidence de l'eau varie de quelques dizaines de jours à plusieurs années, en fonction de la distance au ruisseau et de la nature du matériau dans lequel elle circule (Figure 1.4).

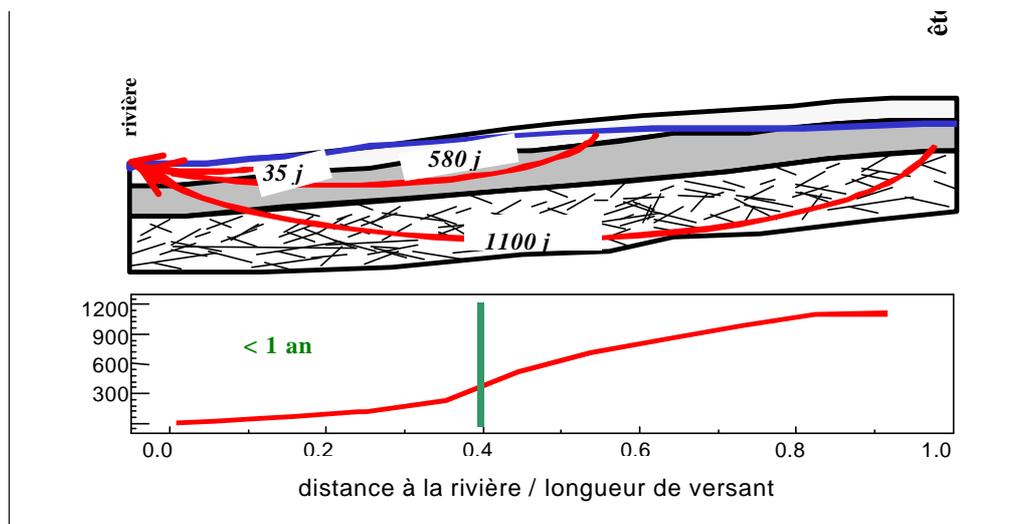


Figure 1.4 : Temps de résidence moyen de l'eau dans le sol le long d'un versant sur schiste. Bassin versant de Naizin (56). Molénat, 1999.

1.1.2 COMMENT LA HAIE PEUT ELLE MODIFIER LES FLUX D'EAU ?

Le rôle des haies sur les flux d'eau est envisagé dans la bibliographie sous différents aspects, selon la problématique locale. Deux aspects sont particulièrement développés dans la littérature, plutôt en climat tropical et intertropical : ① le rôle barrière des haies pour limiter les pertes de terre et d'eau par ruissellement, en climat humide (Craswell *et al.*, 1998), et ② le rôle protecteur des haies pour limiter les pertes en eau des cultures adjacentes, en agroforesterie.

En climat tempéré, où l'enjeu hydrique des haies est moins important, il y a moins d'études sur le sujet. A l'échelle du bassin versant, l'influence des haies sur l'hydrologie est aujourd'hui connue dans les grandes lignes, et les manques actuels concernent l'importance du contexte géologique et du type de haie (Mérot, 1999). A une échelle plus large, le rôle hydrique des haies n'est pas non plus connu.

Nous envisageons ici l'influence des haies sur les flux d'eau en examinant :

- ♦ dans un premier temps, comment les haies modifient les propriétés physiques et hydrodynamiques des sols à leur voisinage, surtout leur capacité à conduire et retenir l'eau,

- ♦ dans un deuxième temps, comment les haies interceptent et surtout restituent l'eau atmosphérique,
- ♦ et enfin, les connaissances actuelles sur la dynamique hydrique saisonnière des sols au voisinage des haies, et son influence sur les transferts le long du versant (ruissellement, écoulement de nappe).

1.1.2.1 Modifications des propriétés physiques et hydrodynamiques des sols au voisinage des haies

Les études présentées ici ont été conduites sur des types de haies variées dans des milieux physiques variés. Il est donc certain que les résultats ne peuvent être strictement comparés et extrapolés d'un milieu à un autre, en particulier des systèmes agroforestiers d'Afrique, d'Asie ou d'Amérique du sud vers le bocage breton. Mais les conclusions des différentes études vont en général dans le même sens, et sont souvent discutées par leurs auteurs en relation avec les caractéristiques du système étudié. Le contexte géographique et physique des différentes études citées ici est présenté dans le Tableau 1.3.

1.1.2.1.1 Transport de particules

Ce sont les haies (et/ou talus) perpendiculaires à la pente qui permettent de limiter l'érosion des sols. Leur effet est surtout marqué dans les régions où l'érosion hydrique ou éolienne est importante, et sur pentes fortes.

Alegre et Rao (1996) ont mesuré au Pérou, sur des pentes de 15 à 20% qu'une haie d'*Inga edulis* retenait par an 73t de sol/ha. De Jong et Kowalchuk (1995) ont montré que des haies brise-vent au Canada réduisaient de façon très importante la perte de terre pour les sols de texture de surface grossière à moyenne. En climat tempéré, Pihan (1976) a mesuré en Bretagne que la haie et surtout le talus associé pouvait intercepter environ 2/3 du sol érodé sur une parcelle.

En fait, cette limitation de l'érosion s'accompagne d'une redistribution des particules à l'échelle de la parcelle, qui s'accumulent en amont des haies. Cette accumulation peut être assez rapide (De Jong et Kowalchuk, 1995) et spectaculaire : formation de petites terrasses (Alegre et Rao, 1996) et diminution de la pente des parcelles de plusieurs pour cents (Sheperd *et al.*, 1997). Mais le plus souvent, notamment dans des conditions pédoclimatiques moins sévères, elle se limite à un épaissement des horizons superficiels amont (Agus *et al.*, 1997; Carnet, 1978, Baffet, 1984, Layer, 2000). Carnet (1978) a aussi constaté une érosion des horizons à l'aval des talus.

Tableau 1.3 : Contexte des études concernant l'effet des haies sur les propriétés physiques et hydrodynamiques des sols

Auteurs	Lieu	Climat	Milieu physique	Type de haie	Paramètres physiques et hydriques étudiés
Agus <i>et al.</i> , 1997	Philippines	P = 1200 ou 1880 mm	Pentes : 22 à 30% Hapludoxes		Epaisseur horizon A, Dapp, Impédance, Ksat, $\psi(\theta)$, ψ , θ
Samzuzzaman <i>et al.</i> , 1999	Philippines	P = 2522 mm	Pentes : 8 à 30% Clay Orthoxic Palehumult	<i>Cassia spectabilis</i> , <i>Gliciridia sepium</i> , <i>Penisetum purpureum</i> , <i>Stylosanthes guyanensis</i> d = 6m	Dapp
Alegre et Rao, 1996	Pérou	P = 2200 mm T = 26°C	Pentes : 15 à 20% Paleudult	<i>Inga edulis (guaba)</i> d = 4m	Perte de sol et d'eau, Dapp, Ksat
Sheperd <i>et al.</i> , 1997	Kenya ouest	P = 1600 mm T = 21°C	Pentes : 2 à 8% Acrisols, ferralsols, nitisols	<i>Leucaena leucocephala</i> , <i>Calliandra colothyrsus</i> , <i>Gliciridia sepium</i> d=4m	Perte de sol
Kiepe, 1995	Kenya		Pentes : 14% Lixisols, Alfisols	<i>Cassia siamea</i> d = 4m	Infiltration, Ksat, Dapp, $\psi(\theta)$ Distribution des pores
Hulugalle et Kang, 1990	Nigeria	P = 1250 mm	Oxic Paleustaf	<i>Leucaena leucocephala</i> , <i>Gliciridia sepium</i> , <i>Alcornea cordifolia</i> , <i>Acioa barterii</i> d = 4 m	Dapp, granulo, porosité, $\psi(\theta)$, résistance au pénétromètre, infiltration
Hulugalle et Ndi, 1994	Cameroun	P = 1522 mm	Pentes = 3% Typic Kandiuldult	<i>Acioa barterii</i> , <i>Flemingia congesta</i> , <i>Cassia spectabilis</i> d = 6m	Dapp, porosité, infiltration
Perret <i>et al.</i> , 1996	Ile de la Reunion (Fr)	P = 1500 mm T = 18°C	Pentes = 15-20% Andisols	<i>Lotus uliginosus</i> , <i>Penisetum clandestinum</i>	Pertes de terre et d'eau, Infiltration
De Jong et Kowalchuk, 1995	Canada	P = 323 mm ETP = 679 mm T = 3,2°C	Pentes < 1% Brown Orthic chernozems	<i>Caragana arborescens</i> , <i>Acer negundo</i> , <i>Fraxinus pennsylvanica</i> d = 150 à 400m	Perte de sols, θ à 15 bar, Dapp,
Carnet, 1978	Ouest de la France	P = 800mm ETP = 300mm	Sols \pm différenciés, Sur schiste ou granite	Chênes, chataigniers + végétation arbustive et herbacée	Dapp, θ , $\psi(\theta)$
Baffet, 1984					Dapp, θ
Layer, 2000					Dapp

Abréviations :

d : distance entre deux haies Dapp : densité apparente θ : humidité volumique ψ : potentiel de l'eau du sol
Ksat : conductivité hydraulique à saturation $\psi(\theta)$: courbe de rétention

1.1.2.1.2 Densité apparente et humidité aux faibles pF

Plusieurs auteurs ont mesuré une plus forte capacité à retenir l'eau des au voisinage des haies, qui est due à une porosité plus importante, ce qui se manifeste par une modification de la courbe de rétention des sols pour des pF inférieurs à 3.

La densité apparente du sol diminue au voisinage de la haie, autrement dit, la porosité augmente. Certains auteurs ont observé cette diminution uniquement sous la haie (Kiepe, 1995), et d'autres sur une distance variant de quelques mètres (Alegre et Rao, 1996; Layer, 2000) à une dizaine de mètre autour de la haie (De Jong et Kowalchuk, 1995). Dans tous les cas, seuls les horizons superficiels sont concernés. Layer (2000), par analyse de variance, a démontré que le facteur qui expliquait le mieux la variation des densités apparentes était la distance à la haie (par rapport au type d'horizon, à la localisation sur le versant, ou à la profondeur). La diminution de la densité s'explique en général par deux processus : ① une augmentation de la macroporosité, liée soit à la présence de racines plus nombreuses, soit à l'incorporation des produits d'élagage de la haie, soit aux invertébrés pour qui le milieu devint plus favorable (Perret *et al.*, 1996) et ② une augmentation de la teneur en matière organique qui favorise une meilleure structuration du sol, due aux restitutions par la litière ou à l'incorporation des produits d'élagage.

Agus *et al.* (1997) ont mesuré une augmentation de la teneur en eau à un potentiel de - 300 hPa juste en amont de la haie, qui entraîne une augmentation de la quantité d'eau disponible pour la plante.

1.1.2.1.3 Infiltration et conductivité hydraulique à saturation

Dans les systèmes agroforestiers, de nombreux auteurs ont mesuré au voisinage d'une haie ① une augmentation de la vitesse d'infiltration de l'eau ② une augmentation de la conductivité hydraulique à saturation.

Kiepe (1995) a ainsi mesuré ces modifications dans les 50 cm bordant la haie, et dans les 30 premiers centimètres du sol : l'infiltration est augmentée de 30% en période sèche, et de 94% en période humide, la conductivité hydraulique à saturation multipliée par 2. Au Pérou, Alegre et Rao (1996) ont mesuré en surface d'un champ cultivé adjacent à une haie une augmentation de la conductivité hydraulique à saturation de 18 à 50 cm.h⁻¹ par rapport à une situation sans haie. L'augmentation des vitesses de transfert de l'eau est due aux mêmes raisons que celles qui expliquent l'augmentation de la porosité, mais aussi au rôle de barrage au ruissellement des troncs de la haie, qui augmente les apports d'eau à cet endroit (Kiepe, 1995).

1.1.2.2 Les échanges d'eau haie / atmosphère

1.1.2.2.1 Modifications des précipitations

Il existe très peu de données sur l'influence des haies sur les précipitations. La haie joue un rôle de barrière verticale aux précipitations qui peuvent arriver obliquement et modifie les

caractéristiques du vent à son voisinage, la turbulence étant plus forte. L'effet barrière d'une haie sur les précipitations est donc dépendant de l'orientation de la haie par rapport aux vents dominants. Une partie de la pluie est interceptée, tandis que le reste arrive au sol sous forme de pluviocessivats ou d'écoulement de troncs. Mette (1993) a mesuré 25% de précipitations en moins dans la zone sous le vent d'une haie en Allemagne. Forget (1997) a mesuré pendant deux mois de printemps jusqu'à 40% de précipitations en moins dans la zone sous le vent d'une haie, l'eau recueillie juste sous la haie étant aussi plus chargée en éléments organiques.

1.1.2.2 Modifications de l'évapotranspiration

Il existe un peu plus de références sur l'influence des haies sur l'évapotranspiration que sur les précipitations. Mais les résultats des approches expérimentales et des approches théoriques ou modélisatrices sont apparemment contradictoires (Mérot, 1999). Certaines études insistent sur le fait que les haies ne modifient pas ou peu l'évapotranspiration, alors que d'autres insistent sur la forte capacité évaporatoire des arbres de la haie (Ryszkowski et Kedziora, 1987 et 1993). En fait, tout dépend du système qu'on étudie : la haie elle-même, la haie et la parcelle voisine ou le réseau de haies dans le paysage, et si l'on considère l'évapotranspiration potentielle ou réelle.

◆ L'évapotranspiration de la haie seule

Elle n'a jamais été mesurée à l'échelle de l'arbre ou de la haie, mais plutôt estimée à l'aide du bilan d'énergie. Ryszkowski et Kedziora (1987), ont ainsi calculé dans le paysage de Turew en Pologne ($P=527$ mm, $T=8^{\circ}\text{C}$), qu'une haie brise-vent évaporait environ 610 mm durant la période de croissance de la végétation (avril-octobre), contre 500 pour une prairie et 440 pour un blé. Guyot (1997) considère que l'ETR d'une haie est 2 à 3 fois supérieure à celle d'une culture basse qui occuperait la même surface.

La forte consommation d'eau par une haie est due à :

- ① Plus d'énergie radiative reçue par la haie (Ryszkowski et Kedziora, 1987 et 1993; Guyot, 1997), à cause de son port dressé : le rayonnement net reçu par une haie est de 15% plus élevé que celui d'une prairie, et de 9.8% que celui d'un sol nu (Ryszkowski et Kedziora, 1987).
- ② Plus d'énergie advective reçue par la haie (Ryszkowski et Kedziora, 1993; Guyot, 1997), parce que la vitesse du vent au voisinage d'une haie est plus forte qu'au niveau d'une prairie (à cause de la différence d'altitude), parce que la rugosité du couvert est plus importante, et parce que le gradient de température est inversé au dessus du feuillage : une haie peut recevoir par advection de 2 à 6 fois plus d'énergie qu'une prairie (Ryszkowski et Kedziora, 1993).
- ③ Un pouvoir évaporant de l'air plus important au voisinage de la haie, pour les mêmes raisons. Le renouvellement de l'air autour du feuillage favorise l'évapotranspiration.
- ④ Une capacité plus importante à utiliser l'eau (Ryszkowski et Kedziora, 1987), grâce au système racinaire développé des arbres qui leur permettent d'étendre leur zone d'alimentation en eau.

Cette forte évapotranspiration se traduit au niveau du bilan radiatif par une forte proportion du rayonnement net affecté à l'évapotranspiration durant la période de végétation :

88% pour les haies brise vent, 84% pour la prairie, 71% pour du blé, et 55% pour un sol nu (Ryszkowski et Kedziora, 1987).

◆ **L'évapotranspiration du couvert végétal bordant la haie**

La présence d'une haie peut diminuer la vitesse du vent à son voisinage de 30 à 50% par rapport à la zone ouverte (Guyot et Seguin, 1978). Le pouvoir évaporant de l'air est alors diminué. Mais en Bretagne, la contribution du pouvoir évaporant de l'air à l'évapotranspiration potentielle, c'est-à-dire l'échange d'énergie par advection, est assez faible, et la diminution de la vitesse du vent n'entraîne qu'une diminution de l'évapotranspiration potentielle de 5% (Guyot et Seguin, 1978; Guyot, 1997).

Sans contrainte hydrique, l'ETR est voisine de l'ETP, et elle est donc légèrement diminuée. Si la contrainte hydrique est forte, le couvert végétal protégé par la haie peut transpirer davantage que le même couvert végétal en zone ouverte : l'ETR augmente. Au Niger, en climat semi-aride non irrigué, Brenner *et al.* (1995) ont ainsi mesuré une transpiration plus forte du millet à l'abri d'une haie, due à une augmentation à la fois de la surface foliaire de la plante et de la transpiration par unité de surface foliaire. Quand la contrainte hydrique est très forte, le couvert végétal ferme ces stomates dans tous les cas, et la haie n'a pas d'effet sur l'ETR à son voisinage.

◆ **L'évapotranspiration globale dans un paysage bocager**

L'effet global de la haie sur l'évapotranspiration à l'échelle de la parcelle ou du paysage n'est pas clairement établie, certains auteurs considérant que l'ETR est réduite, et d'autres qu'elle est accrue.

En tenant compte en plus de l'évapotranspiration de la haie elle-même, Guyot (1997) considère que l'ETR de l'ensemble haie + culture est globalement réduite de 5 à 7%.

Ryszkowski et Kedziora (1987) ont, par simulation, étudié l'impact de l'introduction de haie sur l'évapotranspiration à l'échelle du paysage : quand on en introduit dans un paysage de céréales, l'ETP diminue légèrement, mais l'ETR augmente de 4%. Dans un paysage de cultures variées, l'introduction de haies ne modifie pas l'évapotranspiration, sauf dans le cas où les transferts d'énergie par advection sont forts, les haies réduisant alors l'évapotranspiration de 8%. A cette échelle, les transferts d'énergie entre les différents systèmes nivellent les différences qui existent à l'échelle du système.

Mérot (1978), par des bilans hydrologiques, n'a pas mis en évidence en Bretagne de différence d'évapotranspiration entre deux bassins versant différant par l'intensité du maillage bocager, lors de deux années climatiques moyennes, mais la comparaison a pu être biaisée par le fait que le bassin versant non bocager comportait plus de forêts (Mérot, 1999).

Il semblerait que l'effet global de la haie sur l'évapotranspiration dépende de nombreux facteurs, dont la densité du maillage bocager, et l'intensité des transferts par advection. Mérot (1999) a calculé qu'étant donné la précision des mesures de l'évapotranspiration à l'échelle du paysage (5 à 10%), l'effet réducteur des haies sur l'évapotranspiration réelle ne pouvait être mis en évidence que pour une densité de haies supérieure à 60 ou 120 m/ha.

1.1.2.3 Conséquences de l'évapotranspiration des haies sur la dynamique hydrique des sols et sur les transferts d'eau le long du versant

1.1.2.3.1 Dynamique hydrique des sols au voisinage des haies

Carnet (1978), à partir de mesures de l'humidité du sol à différents potentiels à différentes distances de talus/haies perpendiculaires à la pente, tire les conclusions suivantes :

① L'assèchement des sols près des haies est plus lent, mais plus prononcé que celui des sols éloignés de la haie. La relative lenteur du phénomène s'explique par l'ombrage créé par la haie, et son intensité par la transpiration des arbres.

② Sur les versants à sols moyennement différenciés, les sols situés en amont de la haie se réhumectent plus vite que les sols à l'aval. La haie et le talus jouent donc un rôle de barrage aux apports par ruissellement et écoulement de subsurface.

③ Sur les versant à sols très différenciés, le rôle de barrage du talus est moins accusé. L'eau se redistribue le long du versant, indépendamment de l'existence de la haie, les sols à l'aval du talus étant aussi humides qu'à l'amont. La présence quasi systématique d'une zone hydromorphe à l'aval du fossé et sous le talus indique que la circulation de l'eau est ralentie à ce niveau.

④ Le drainage vertical est facilité au niveau de la haie, grâce à une porosité grossière verticale liée au système racinaire, et à la présence d'un fossé qui rompt la continuité des horizons pédologiques où transitent des écoulements latéraux.

Baffet (1984) tire les mêmes conclusions d'une étude du fonctionnement hydrique et géochimique des sols au voisinage d'une haie, en insistant sur l'effet tampon des haies sur la dynamique hydrique des sols. Mette et Sattelmacher (1994) ont mesuré un potentiel matriciel à 50 cm de profondeur 2 à 8 fois plus faibles à 1 m de la haie qu'à 10 m. Forget (1997), dans une étude comparée de deux transects voisins de février à mai, l'un recoupant une haie de ceinture de fond de vallée, l'autre non, observe un retard à la réhumectation des sols de pied de haie à la reprise des pluies après une période sèche, mais seulement en amont.

1.1.2.3.2 Influence de la haie sur les transferts d'eau par ruissellement

Alegre et Rao (1997) ont mesuré au Pérou, sur des pentes de 15 à 20% qu'une haie d'*Inga edulis* retenait par an 287 mm d'eau, qui correspondent à 83% des pertes en eau habituelles par ruissellement. L'effet des haies sur le ruissellement est dû ici à l'obstacle physique qu'elles constituent, et à l'infiltration favorisée juste en amont par la meilleure structuration du sol.

En période de hautes eaux, Mérot (1978) a mesuré que le pic de crue à l'exutoire d'un bassin versant bocager était une fois et demie à deux fois plus faible que pour un bassin versant non bocager. En hiver, une analyse statistique de plusieurs épisodes pluvieux générant du ruissellement montre que le coefficient de ruissellement, c'est-à-dire la fraction de la pluie qui ruisselle, est stable sur le bassin versant bocager (environ 5%), alors qu'il varie de quelques pour cent à 15% sur le bassin versant non bocager. Ceci s'explique par la nature du ruissellement qui contribue au pic de crue, différente sur les deux bassins versants : ruissellement hortonien et

ruissellement sur les zones saturées pour le bassin versant non bocager, contre ruissellement sur les zones saturées seulement pour le bassin versant bocager.

En effet, la présence d'un talus et d'une haie de ceinture de fonds de vallées, sur un bassin versant bocager, limite l'extension des zones saturées génératrices de ruissellement (Mérot et Bruneau, 1993). Par un travail de modélisation à partir des MNT de plusieurs bassins versants de densité bocagère variable (39 à 200 m de haies/ha), Mérot *et al.* (1999) ont démontré que la présence du réseau de haies modifiait considérablement le réseau de drainage superficiel d'un bassin versant : l'aire contributive de 90% des mailles a été modifiée. Le réseau de haies entraîne une déconnexion de certaines branches du réseau de drainage, certaines haies par leur position topographique jouant le rôle de puits.

1.1.2.3.3 Influence de la haie sur les transferts d'eau par la nappe

Ryszkowski et Kedziora (1993) ont calculé qu'en été, 100% du flux de nappe pouvait être évacué par l'évapotranspiration d'une haie, dans la mesure où son système racinaire était en contact avec la nappe (Tableau 1.4). L'effet d'une haie par rapport à celui d'une prairie est d'autant plus fort que la journée est ensoleillée, que la pente de la nappe est faible, et que les transferts par advection sont importants.

Tableau 1.4 : Rapport entre l'ETR et le flux de nappe quotidiens d'une écotone de 10 m de large, avec et sans transferts atmosphériques par advection. D'après Ryszkowski et Kedziora, 1993.

Caractéristiques du milieu		Sans advection		Avec advection	
		Haie	Prairie	Haie	Prairie
Conductivité hydraulique à saturation = 5 m/jour	Temps clair				
	Pente 1%	1,37	1,26	2,15	1,41
	Pente 4%	0,36	0,33	0,56	0,36
Long. versant = 350 m Ep. Aquifère = 4 m Largeur écotone = 10 m	Temps couvert				
	Pente 1%	0,67	0,63	0,93	0,74
	Pente 4%	0,17	0,16	0,24	0,19

1.2 L'INFLUENCE DE LA HAIE SUR LES FLUX DE NITRATE

Pour bien comprendre comment la haie peut modifier les flux de nitrate dans les sols, nous commencerons par présenter quels sont les flux d'azote dans les sols, en insistant sur le rôle de la plante, l'arbre en particulier, sur ces flux. Nous en viendrons ensuite à l'influence de la haie, que nous examinerons aussi à travers l'étude d'autres structures du paysage, car il y a très peu d'études strictement sur le sujet.

1.2.1 LES FLUX D'AZOTE DANS LES SOLS

L'azote gazeux représente 80% de l'air. C'est un élément constitutif majeur des êtres vivants. Dans le sol et dans les plantes, on le trouve sous forme d'ions minéraux (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+) ou de molécules organiques. L'azote atmosphérique est apporté au sol et à la plante par fixation industrielle ou naturelle, et par la pluie. Il est réorganisé et minéralisé dans le sol, absorbé par les végétaux, et restitué au sol par la décomposition des litières, des résidus de récoltes et des organismes morts. Le retour de l'azote vers l'atmosphère se fait essentiellement par dénitrification ou volatilisation Figure 1.5.

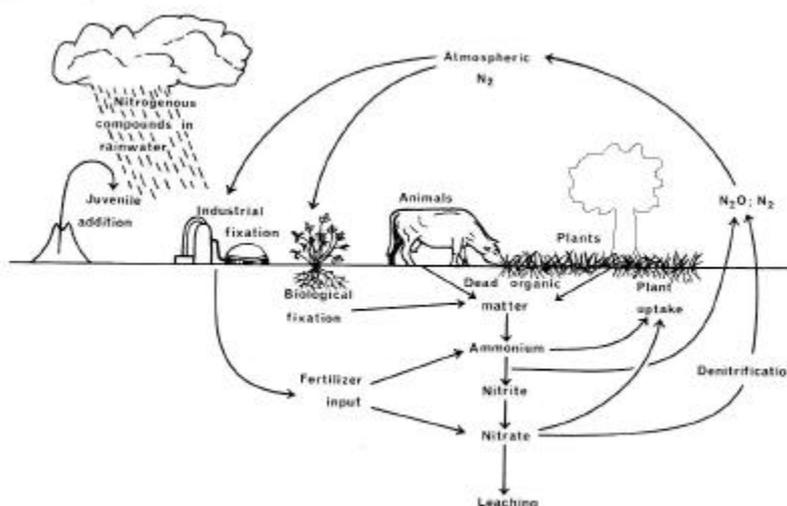


Figure 1.5 : Le cycle de l'azote dans les sols (D'après Haynes, 1986a).

Nous nous intéresserons surtout au nitrate, en envisageant d'abord quels sont les flux de nitrate dans les sols (production, consommation, transfert), puis en examinant le rôle de la plante, l'arbre en particulier, sur ces flux.

1.2.1.1 Flux de nitrate dans les sols

1.2.1.1.1 Production de nitrate par décomposition de la matière organique

L'azote organique représente environ 90% de l'azote total du sol, et sa décomposition est une source importante d'azote pour les plantes, même si elle est souvent complétée dans les systèmes cultivés par des apports de fertilisants. Elle consiste en :

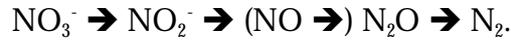
- ♦ une minéralisation d'une partie de l'azote organique en azote minéral, NH_4^+ , et une nitrification de celui-ci en NO_2^- puis NO_3^- ,
- ♦ associée à une réorganisation d'une partie de la matière organique en humus, plus stable, qui sera minéralisé secondairement,
- ♦ et à immobilisation d'une partie de l'azote organique dans les tissus des organismes minéralisateurs (bactéries et champignons notamment).

L'oxydation de l'azote organique en ammonium est réalisée par un grand nombre de microorganismes, bactéries et champignons. La faune du sol contribue aussi à la fragmentation et à l'hydrolyse de certains composés. La part et l'intensité de ces différents processus de décomposition dépendent de nombreux facteurs, comme la nature du substrat, la température, l'humidité et le pH (Haynes, 1986b). On utilise souvent le rapport entre la teneur en carbone et en azote organique (C/N) pour qualifier la dégradabilité d'un substrat organique : la décomposition d'une matière organique dont le C/N est faible (autour de 10) commence tout de suite par une minéralisation de l'azote, tandis que pour une matière organique dont le C/N est élevé (40-100), les bactéries commencent par oxyder le carbone, la minéralisation de l'azote se faisant plus tardivement. L'humidité du sol favorise le développement des microorganismes, et donc la décomposition de la matière organique, mais quand elle est trop élevée, la diminution associée de la teneur en oxygène empêche l'oxydation de l'azote. La température favorise aussi l'activité bactérienne, et on considère souvent qu'elle est inexistante en dessous de 4°C. Enfin le pH détermine aussi l'activité des bactéries : en général, elle est ralentie dans les milieux acides.

La nitrification, oxydation de l'ammonium en nitrite (nitritation) puis en nitrate (nitratisation), est réalisée essentiellement par les bactéries du genre *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*, autotrophes, qui exigent un milieu aéré et peu acide. La nitrification acidifie le sol, car elle libère des ions H^+ , mais aussi car la libération de nitrate s'accompagne d'une libération de cations pour conserver l'équilibre des charges, souvent Ca^{2+} et Mg^{2+} , qui entraînent une diminution à long terme de la quantité de bases échangeables. La nitrification est favorisée par une bonne disponibilité en ammonium, c'est-à-dire une bonne minéralisation, liée à un rapport C/N faible. En pratique, on mesure souvent la quantité de nitrate produit par la nitrification nette, différence entre la quantité totale de nitrate produite et la quantité de nitrate immobilisée par la biomasse microbienne. Dans certains cas, de faibles taux de nitrification correspondent en fait à une incorporation importante du nitrate dans la biomasse microbienne.

1.2.1.1.2 Consommation de nitrate par dénitrification hétérotrophe

La dénitrification est la réduction dissimilatrice de l'azote nitrique en azote gazeux (N_2 et N_2O), réalisée après la réduction séquentielle de différentes espèces (Firestone, 1982) :



C'est un processus respiratoire qui se produit essentiellement en milieu anaérobie, et qui produit de l'énergie. La réduction dissimilative du nitrate en ammonium n'est pas considérée au sens strict comme de la dénitrification. La dénitrification hétérotrophe est réalisée par des bactéries hétérotrophes, c'est-à-dire dont le carbone cellulaire est d'origine organique, par opposition aux bactéries autotrophes, dont le carbone cellulaire est d'origine minérale.

Quatre conditions sont nécessaires à la dénitrification hétérotrophe (Firestone, 1982) : ① des bactéries possédant les capacités métaboliques, ② des donneurs d'électrons adaptés : composés carbonés ③ des conditions anaérobies ou une faible disponibilité en oxygène et ④ des oxydes d'azote (NO_3^- , NO_2^- , NO ou N_2O) comme accepteurs finaux d'électrons.

① On a recensé une vingtaine de genre de bactéries dénitrifiantes, dont la plupart sont chimiotrophes et organotrophes, et souvent anaérobies facultatives. Les deux principaux genres rencontrés dans les sols sont *Pseudomonas* et *Alcaligenes*.

② L'intensité de la dénitrification hétérotrophe augmente avec la disponibilité en carbone. Ainsi, la vitesse de dénitrification peut être contrôlée par la vitesse de minéralisation du carbone disponible (Reddy *et al.*, 1982), et c'est la biodisponibilité du carbone qui est importante, plus que l'abondance. Le carbone organique dissout et le carbone minéralisable sont pour Burford et Bremner (1975) de bon indicateur de la capacité à dénitrifier. Standford *et al.* (1975), sur des échantillons de sols variés, ont montré que l'équivalent glucose extractible (extrait en bouillant le sol pendant 1 heure dans 0.01M $CaCl_2$) était nettement plus corrélé à la vitesse de disparition des nitrates que la teneur en carbone total. Il arrive que la dénitrification soit plus importante dans des horizons profonds, où le carbone est peu abondant, mais mieux assimilable (Smith et Duff, 1988). Enfin, l'augmentation des teneurs en matière organique localement peut promouvoir la dénitrification (Addy *et al.*, 1999).

③ L'absence d'oxygène entraîne une dé-répression de la synthèse des enzymes dénitrifiantes (nitrate, nitrite et N_2O réductases). Cette levée d'inhibition se fait sous 40 mn à trois heures (Smith et Tiedje, 1979a). Même dans un sol non saturé, la teneur en oxygène peut être réduite localement dans des micro-sites saturés où la dénitrification est alors possible.

④ Le taux de dénitrification est indépendant de la teneur en nitrate quand celle-ci est suffisante ($>$ à 40-100 μg N, Haynes et Sherlock 1986), mais la vitesse de diffusion du nitrate vers les sites dénitrifiants devient vite un facteur limitant (Reddy *et al.*, 1978).

La température et le pH interviennent aussi sur la dénitrification. D'après la loi d'Arrhénius, la vitesse de dénitrification augmente exponentiellement avec la température. Dans les sols, la température joue sur d'autres paramètres, comme la consommation en oxygène et sa solubilité. Entre 10 et 35°C, on considère que le taux de dénitrification est multiplié par un facteur Q_{10} tous les 10°C (Standford *et al.*, 1975). Ce facteur varie de 1.5 à 3 (Knowles, 1982). Plusieurs études ont montré que les bactéries dénitrifiantes pouvaient survivre dans une très large

gamme de température, notamment au dessous des 4°C communément admis. Le pH optimal pour la dénitrification est compris entre 6 et 8 (Knowles, 1982). Son intensité diminue fortement à pH acide, car les populations bactériennes dénitrifiantes se développent moins à ce pH (Firestone, 1982), et que les réductases sont inhibées (Knowles, 1982).

1.2.1.1.3 Mouvement de nitrate dans les sols

Le nitrate, très soluble, transite sous forme dissoute dans l'eau du sol, dans les domaines non saturés et saturés. En non saturé, on considère souvent que le transfert de solutés se fait par *piston flow* : l'eau de pluie qui s'infiltré déplace l'eau déjà présente dans le sol vers la base du profil, et après chaque averse, le front de migration descend en fonction du volume infiltré et peut se mélanger avec l'eau déjà présente. Il faut rajouter à cela les transferts par les macropores (Beven et Germann, 1982), qui agissent comme des courts circuits et peuvent diminuer considérablement le temps de transfert du soluté. On considère aussi que toute la porosité du sol n'est pas utilisée pour le transfert de l'eau et de solutés, et qu'une partie est ainsi immobilisée temporairement. En saturé, le déplacement du soluté se fait en partie par convection avec l'eau, et en partie par dispersion, suivant le gradient de concentration du solutés (Knox *et al.*, 1993).

Le temps de transfert du nitrate dans les sols est mal connu. Il est d'autant plus difficile à évaluer que le cycle de l'azote met en jeu plusieurs processus complexes, qui l'immobilise en partie sous forme organique. Sur le bassin versant sur schiste de Kervidy à Naizin (56), le temps de résidence du nitrate attribuable au lessivage, contrôlé par les battements de nappe et par la position du toit de nappe, est de l'ordre de quelques années sur l'amont des versants, tandis qu'il n'excède pas une année dans le bas-fond (Molénat, 1999).

1.2.1.2 Le rôle de la plante, l'arbre en particulier, sur les flux de nitrate

La plante intervient directement dans le cycle de l'azote en prélevant de l'azote dans le sol, et en restituant une partie par la litière ou les résidus de récoltes, et en modifiant localement les propriétés physiques et chimiques du sol et l'activité des micro organismes qui en découle.

Les arbres se distinguent des autres végétaux par une incorporation annuelle d'éléments en général importante (accroissement de la biomasse), des prélèvements au sol qui sont beaucoup plus limités, des transferts internes d'éléments de certains organes vers d'autres du même ordre de grandeur que les prélèvements au sol pour NPK, et des restitutions par la litière et par la mortalité des arbres qui diminuent très nettement les pertes absolues du sol (Ranger *et al.*, 1995). La proportion relative des différents flux cumulés varie au cours du développement du peuplement : la part du prélèvement dans l'incorporation, notamment, se stabilise au bout d'un certain temps.

Nous traiterons en parallèle l'absorption et la restitution d'azote, car il est intéressant de pouvoir les comparer, la différence entre les deux flux étant égale à ce qui est effectivement immobilisé dans la plante.

1.2.1.2.1 L'absorption et la restitution d'azote

◆ L'absorption

L'azote peut être absorbé sous forme de nitrate ou d'ammonium. Le nitrate est la forme la plus fréquente, l'ammonium dominant plutôt dans les milieux non favorables à la nitrification, par exemple les sols engorgés. L'assimilation du nitrate s'accompagne d'une réduction en nitrite puis en ammoniac, dite réduction assimilative. L'assimilation de l'ammonium s'accompagne d'une conversion en acides aminés. L'absorption du nitrate est un processus actif, qui consomme de l'énergie. Le flux net de nitrate entrant dans la racine est la différence entre ce flux actif entrant et un flux passif sortant.

Plusieurs facteurs influencent l'absorption du nitrate (Haynes, 1986b), dont:

- ① la température : on considère généralement que le nitrate n'est pas prélevé en hiver car la température est trop basse. L'absorption d'ammonium est moins sensible aux basses températures.
- ② la compétition avec d'autres éléments : l'absorption du nitrate diminue quand il y a beaucoup d'ammonium, augmente quand le milieu est riche en calcium ou potassium. L'absorption de nitrate s'accompagne en général d'une diminution de l'absorption d'autres anions (chlorure, sulfate).
- ③ le pH : le nitrate est absorbé préférentiellement à l'ammonium à pH acide (4-5), c'est l'inverse quand le pH est basique (7-8). L'absorption du nitrate a tendance à augmenter le pH du sol (flux sortant de OH^- ou HCO_3^-) et celle de l'ammonium à le diminuer.

Haynes (1986b) donnent les ordres de grandeur suivant de prélèvement de nitrate par les couverts végétaux : 70 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ pour une forêt de feuillus, 39 pour une forêt de conifères, 65 pour une prairie naturelle, 160 pour un maïs, et 190 pour un blé. Le prélèvement d'azote des couverts végétaux cultivés est cependant très dépendant de l'azote disponible dans le milieu. En Bretagne, une prairie fertilisée (ray grass anglais) avec 100 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ exporte 200 à 220 kg d'azote par hectare et par an (Barré, 2001).

◆ Les restitutions

Elles concernent à la fois les parties aériennes et les parties souterraines du végétal. Elles sont surtout abondantes dans les milieux où le couvert végétal n'est pas exporté. En milieu forestier, en climat tempéré, la litière est essentiellement déposée au sol en quelques semaines à l'automne.

◆ Quelques données sur l'absorption et la restitution d'azote sous couverts forestiers

On considère en général que les arbres en forêt peuvent prélever l'azote sous forme de nitrate ou d'ammonium, et que ce sont plus les caractéristiques du milieu que l'espèce végétale qui détermine la préférence pour l'ammonium ou le nitrate (Van Miegroet et Johnson, 1993). Les forêts sont en général développées davantage sur des sols où l'ammonium domine par rapport au nitrate, et l'assimilation du nitrate, qui nécessite la production de nitrate réductase, serait parfois

un stress pour le couvert végétal. Ranger *et al.* (1995) a mesuré sous forêts de chataigniers que sur 74 kg N prélevés par hectare et par an, 9 étaient immobilisés et 65 retournaient au sol par la litière. Mussche *et al.* (1998) ont mesuré dans une chênaie hêtraie des prélèvements d'azote annuels de l'ordre de 70 kg N.ha⁻¹.an⁻¹, dont 11 kg sont incorporés dans le bois et 59 retourne au sol par la litière. La quantité de nitrate prélevée est similaire à celles citées par Cole et Rapp (1981, in Mussche *et al.*, 1998) dans différentes forêts de feuillus.

Peterjohn et Corell (1984) ont évalué l'incorporation du nitrate à la biomasse d'une forêt riparienne à 15 kg.ha⁻¹.an⁻¹, et Lowrance *et al.* (1984) à 52 kg. Clément (2001) a mesuré dans trois humides ripariennes en Bretagne (prairie, friche, forêt) que 75 à 90% de la biomasse produite annuellement retournaient au sol par la litière. La quantité d'azote retenue effectivement par la végétation en une année représente 68% du prélèvement pour la prairie humide étudiée, et environ 40% pour la friche et la forêt riparienne. Il s'agit essentiellement de stockage par translocation de l'azote prélevé vers les racines à la fin de la période de croissance. Ceci correspond dans la forêt à 37 kg N.ha⁻¹.an⁻¹. La décomposition de la litière de la forêt est plus lente que celle des deux autres couverts végétaux : 4,5% des apports d'azote par la litière sont effectivement minéralisés dans l'année, contre 15% en moyenne pour la friche et la prairie.

1.2.1.2.2 Les modifications des processus microbiens par les arbres

◆ La nitrification

La nitrification est un flux assez mal connu dans les écosystèmes forestiers, car soumis à l'influence de nombreux facteurs. On peut penser que les conditions acides sous forêt ne favorisent pas la nitrification, qui est moins importante que dans les sols cultivés. La disponibilité en NH₄⁺, et donc la décomposition de la matière organique, détermine souvent l'intensité de la nitrification en forêt (Adams et Attiwill, 1982). La nitrification sous forêt est en fait réalisée à la fois par des organismes autotrophes, qui nitrifient rapidement, et des organismes hétérotrophes, plus lents, mais moins sensibles à la disponibilité en ammonium et à l'acidité. Ces deux types d'organismes agiraient dans des microsites différents: On a longtemps pensé que la nitrification était faible car l'ammonium était d'abord utilisé par les plantes et les microorganismes pour accroître leur biomasse. En fait, c'est plutôt la disponibilité locale en ammonium qui détermine son utilisation par tel ou tel types d'organismes (Davidson *et al.*, 1990, In Van Miegroet et Johnson, 1993). La présence de substrat carboné diminue la nitrification, car il favorise l'activité d'organismes hétérotrophes au dépend des autotrophes nitrificateurs. La végétation peut modifier localement les caractéristiques du sol pour favoriser ou au contraire empêcher la nitrification (S^{te}-Marie et Paré, 1999).

◆ La dénitrification

Smith et Tidje (1979b) ont mesuré des vitesses de dénitrification plus importantes dans la rhizosphère quand les teneurs en nitrate n'étaient pas trop faibles, dues à l'enrichissement en matière organique des sols, dont la bio disponibilité est probablement meilleure. La fourniture de substrat carboné par les arbres est invoquée par Haycock et Pinay (1993) pour expliquer le plus

fort abattement en nitrate observés en hiver dans une forêt riparienne par rapport à une prairie humide, probablement dû à de la dénitrification. Ambus et Lowrance (1991) et Pinay *et al.* (1993) ont mesuré que les vitesses potentielles de dénitrification de deux sols de forêts ripariennes n'étaient pas limitées par la teneur en matière organique, mais plutôt par celle en nitrate.

Sous forêts non ripariennes, où les sols sont souvent acides et le milieu pauvre en nitrate, la dénitrification est faible (Van Miegroet et Johnson, 1993).

1.2.2 COMMENT LA HAIE PEUT-ELLE MODIFIER LES FLUX D'AZOTE

Il y a très peu de données sur l'influence des haies sur les transferts d'azote, beaucoup moins que sur les transferts d'eau. C'est pourquoi nous présenterons d'abord des résultats obtenus sur deux autres types de systèmes : ① les arbres isolés et les haies agroforestières, où les résultats sont plus axés sur la culture adjacente que sur l'arbre, mais illustrent bien le contraste entre les deux couverts végétaux, et ② les ripisylves, qui illustrent les capacités épuratrices des arbres vis à vis des flux de nitrate dans la nappe.

1.2.2.1 L'azote dans le système arbre/culture adjacente

◆ L'effet bénéfique de l'arbre sur l'enrichissement du sol en nutriments

Les études réalisées sur les arbres isolés conduites dans la savane mettent en évidence un effet bénéfique de l'arbre sur les sols à son voisinage, l'arbre enrichissant le sol en nutriments et améliorant les conditions microclimatiques (Rhoades, 1997) (Figure 1.6). Dans les régions tropicales, les températures moins chaudes et l'ETR moins élevée sous la canopée d'arbres isolés favorisent l'activité biologique et la transformations des nutriments fournis par la litière. L'enrichissement du sol en nutriments par les arbres peut aussi être dû à la fixation symbiotique de N₂ par certaines essences, à la redistribution en surface de nutriments prélevés ou plus en profondeur ou plus loin latéralement, et la diminution du lessivage parce que la consommation d'eau de l'arbre limite la saturation des sols en périodes pluvieuses (Buresh et Tian, 1998).

Rhoades *et al.* (1998) ont mesuré des teneurs en nitrate et ammonium plus importantes dans les allées d'un système agroforestier d'*Albizia julibrissin* en Georgie, mais la minéralisation et la nitrification nettes ne sont pas plus importantes. Jackson *et al.* (1990) mettent en évidence un meilleur turnover et une meilleure assimilabilité de l'azote dans la savane de *Quercus douglasii* (chêne bleu) en Sierra Nevada Californienne, liée aux restitutions par la litière. Belski *et al.* (1993) ont mesuré des teneurs en carbone et azote plus importante sous les arbres dans la savane d'*Acacia tortilis* et *Adansonia digitata* au Kenya, et constatent que l'effet de l'arbre isolé est moins net quand la végétation herbacée est dense.

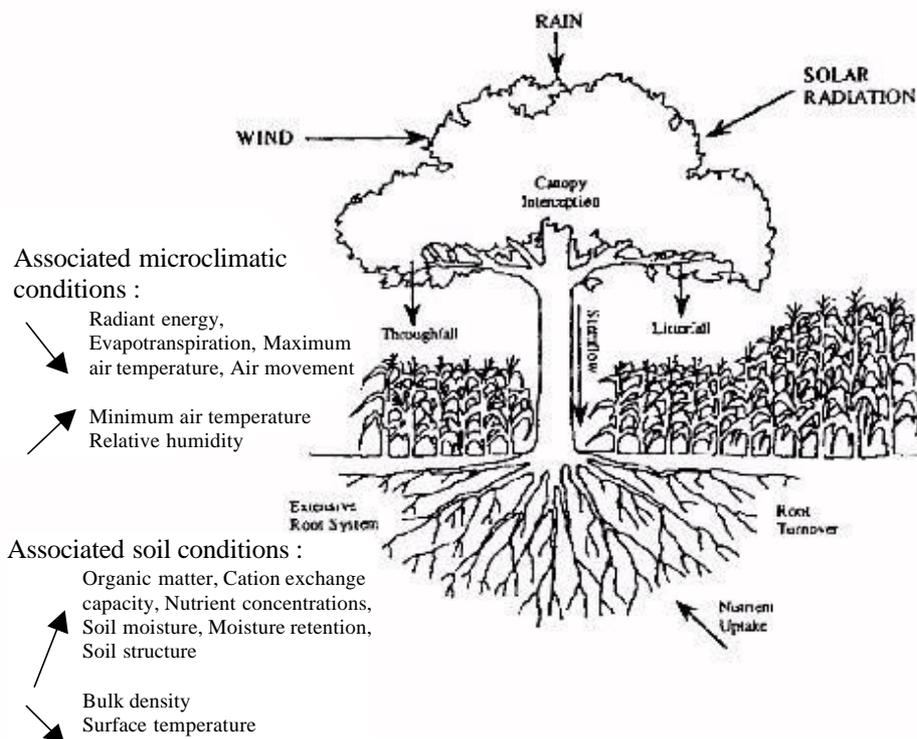


Figure 1.6 : Synthèse des facteurs influençant le fonctionnement du sol sous la canopée d'arbres isolés dans les systèmes agroforestiers mexicains (Farell, 1990, in Rhoades, 1997).

◆ La compétition pour les nutriments, l'eau et la lumière

La compétition pour le prélèvement d'eau et de nutriments et pour la lumière est l'aspect négatif de l'association arbre/culture (Rao *et al.*, 1998). Seule une bonne gestion du système permet d'obtenir des effets positifs sur la culture associée.

La nature de la haie a une importance, notamment l'extension de son système racinaire : s'il est profond, la compétition avec la culture sera moindre (Rowe *et al.*, 1998), mais les deux systèmes sont parfois mélangés, notamment quand les ressources en eau et en nutriments sont limitées (Smith *et al.*, 1999a). La distance entre les haies agroforestières est un deuxième facteur important : la compétition pour l'azote et l'eau entre une haie de *Leucaena* et un maïs adjacent au Kenya est plus forte pour des haies distantes de 8 m, que 2 ou 4 m, la compétition pour la lumière est plus forte pour une distance de 2 m, et finalement, le rendement du maïs est maximum pour une distance de 4 m (Imo et Timmer, 2000). Garrity et Mercado (1994) considère que la capacité de la haie à fixer l'azote atmosphérique n'est pas un facteur clé pour le choix de l'espèce, car la culture associée n'en retire pas un avantage marqué.

L'incorporation des produits d'élagage de la haie permet en général d'obtenir un effet bénéfique, en accroissant la quantité de nutriments disponibles pour la culture associée (Lupwayi *et al.*, 1999). Mais il faut un certain temps pour que l'effet de la haie soit positif (Shively, 1998; Agus *et al.*, 1999).

◆ Le prélèvement d'azote par l'arbre

Dupraz *et al.* (1999) ont mesuré des teneurs en azote plus fortes dans des feuilles de noyers cultivés en association avec une culture de blé ou colza, que dans celles d'arbres cultivés en parcelle forestière. L'apport d'engrais sur la culture associée est bénéfique aux arbres, car il entraîne une augmentation du pool d'azote disponible. Deux mécanismes peuvent l'expliquer : l'épandage direct d'engrais sur la bande d'arbre par erreur, où la récupération par l'arbre d'azote entraîné en profondeur par lessivage.

Cette dernière idée, qualifiée de "safety-net role of hedgerow tree", s'est développée depuis quelques années en agroforesterie (Rowe *et al.*, 1998). Elle se rapproche de la fonction épuratrice des arbres observée dans les ripisylves que nous examinons maintenant.

1.2.2.2 L'influence des forêts ripariennes sur les flux d'azote dans les nappes

Plusieurs études se sont focalisées sur la différence de consommation de nitrate entre forêts et prairies ripariennes. Haycock et Pinay (1993) ont ainsi mesuré un abattement de 99% dans une zone humide avec peupliers contre 84% dans une prairie humide herbacée. Takatert *et al.* (1999) ont mesuré des teneurs en nitrate nettement plus faibles dans l'eau de nappe d'une forêt riparienne que dans celle d'une prairie humide, phénomène qu'ils attribuent à la plus forte capacité de prélèvement de la végétation arborée (abattement de 73% contre 37%). Addy *et al.* (1999) n'ont par contre pas mesuré de différence entre des mésocosmes prélevés sous prairie et sous forêt, l'abattement étant fort dans les deux cas.

Les deux processus majeurs qui expliquent les abattements en nitrate sont le prélèvement par la végétation et la dénitrification. Le prélèvement par la végétation est invoqué pour expliquer les abattements en nitrate plutôt au printemps et en été, et la dénitrification plutôt en hiver. Jordan *et al.* (1993) et Sanchez-Perez *et al.* (1999) ont mesuré des abattements de 95%, qu'ils attribuent aux deux processus, sans détermination plus précise. Correll et Weller (1989) ont quantifié la part de l'incorporation dans la biomasse ligneuse : 25% pour un abattement total de 86%.

L'abattement est variable dans l'espace, il dépend de la nature des sols (Nelson *et al.*, 1995), et du fonctionnement hydrologique du système. L'influence de la forêt et de sa distribution sur la régulation des concentrations en azote dans la rivière peut être nulle dans certains bassins versants parce que la nature des sols et leur fonctionnement hydrologique ne permet pas leur action (Norton et Fischer, 2000). L'abattement dépend aussi du stade de développement du peuplement forestier (Sanchez-Perez *et al.*, 1991). Ces auteurs ont mesuré de plus faibles concentrations en nitrate, phosphate et potassium dans la nappe alluviale soumise à l'influence du stade terminal de la forêt riparienne étudiée : sa capacité forte d'absorption est due à une meilleure complémentarité dans l'espace et le temps du fonctionnement assimilateur, liée à la richesse spécifique et à la densité structurale de l'écosystème.

1.2.2.3 Les haies bocagères et l'azote

1.2.2.3.1 Teneur en azote au voisinage des haies

Mette et Sattelmacher (1994) considèrent que l'effet des haies sur la réduction des flux d'azote est faible, malgré leur système racinaire bien développé. Ils ont mesuré des teneurs en azote dans l'horizon 0-40 cm nettement plus importantes au pied de la haie bordant un champ cultivé qu'à 10 m : 9 t N.ha⁻¹ contre 5. Ils attribuent ceci aux feuilles abondantes qui tombent sur le sol (650 g.m⁻² à 1 m contre 25 à 10 m), les restitutions dépassant les prélèvements. Elles apportent jusqu'à 69 kg N.ha⁻¹. Ils soulignent que cet azote risque d'être lessivé s'il n'est pas prélevé par les arbres de la haie, la culture associée prélevant moins juste au pied de haie.

Une étude menée sur plusieurs haies de l'ouest de la France (ITCF et IDF, 1996) met en évidence une forte variation des concentrations en azote du sol en fonction de la distance à la haie, jusqu'à 20 m de la haie, et surtout dans les 4 m la bordant. La teneur en ammonium augmente fortement juste au pied de haie, tandis que la teneur en nitrate augmente quand on s'éloigne de la haie. La minéralisation de la matière organique au printemps provoque une augmentation importante des teneurs en azote. Les taux de matière organique et le rapport C/N ne sont pas tellement plus élevés au pied de haie que dans la parcelle attenante.

1.2.2.3.2 Interception des flux de nappe par les haies

Ryszkowski *et al.* (1999) soulignent que le prélèvement d'eau intense par la haie peut s'accompagner d'un prélèvement de solutés dans la mesure où ces racines sont dans la nappe. Bartoszewicz et Ryszkowski (1989, in Ryszkowski *et al.*, 1999) ont mesuré des teneurs en nitrate presque nulles dans la nappe au voisinage d'une haie, contre 38 mg.l⁻¹ N-NO₃⁻ dans le champ cultivé adjacent. L'étude montre qu'une forêt ou une prairie non fertilisée ont aussi un rôle non négligeable sur l'interception des flux d'azote dans le paysage. Les haies qui sont les plus efficaces pour réduire les flux de nitrate sont celles dont la composition spécifique est la plus variée.

CONCLUSION DE L'ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

L'influence de la haie sur les transferts d'eau et de nitrate en climat tempéré a été très peu étudiée, et encore moins mesurée. L'étude du fonctionnement d'autres systèmes arborés du paysage, comme les ripisylves, les haies agroforestières, et les arbres isolés de la savane, permettent d'étayer les connaissances acquises sur les haies bocagères, et de formuler des hypothèses sur leur fonctionnement.

Les éléments marquant de l'influence de la haie sur les transferts d'eau et de nitrate sont les suivants :

- ◆ la haie a une capacité de prélèvement d'eau importante, liée à sa structure linéaire dressée,
- ◆ la dynamique hydrique des sols à son voisinage est "tamponnée", les changements d'états hydriques sont plus lents, mais les états hydriques extrêmes sont plus contrastés,
- ◆ les sols au voisinage des haies ont souvent une porosité et une capacité de circulation d'eau plus importante que les sols non soumis à l'influence de la haie,

- ◆ l'activité biologique est en général stimulée au voisinage des haies,
- ◆ la haie prélève de l'azote au sol et en restitue par la litière,
- ◆ le prélèvement et la restitution d'azote sont des phénomènes différés dans le temps (printemps et été /automne) et parfois aussi dans l'espace (profondeur/surface),
- ◆ la haie est susceptible d'intercepter les nitrates de la nappe si elle transite par la rhizosphère.

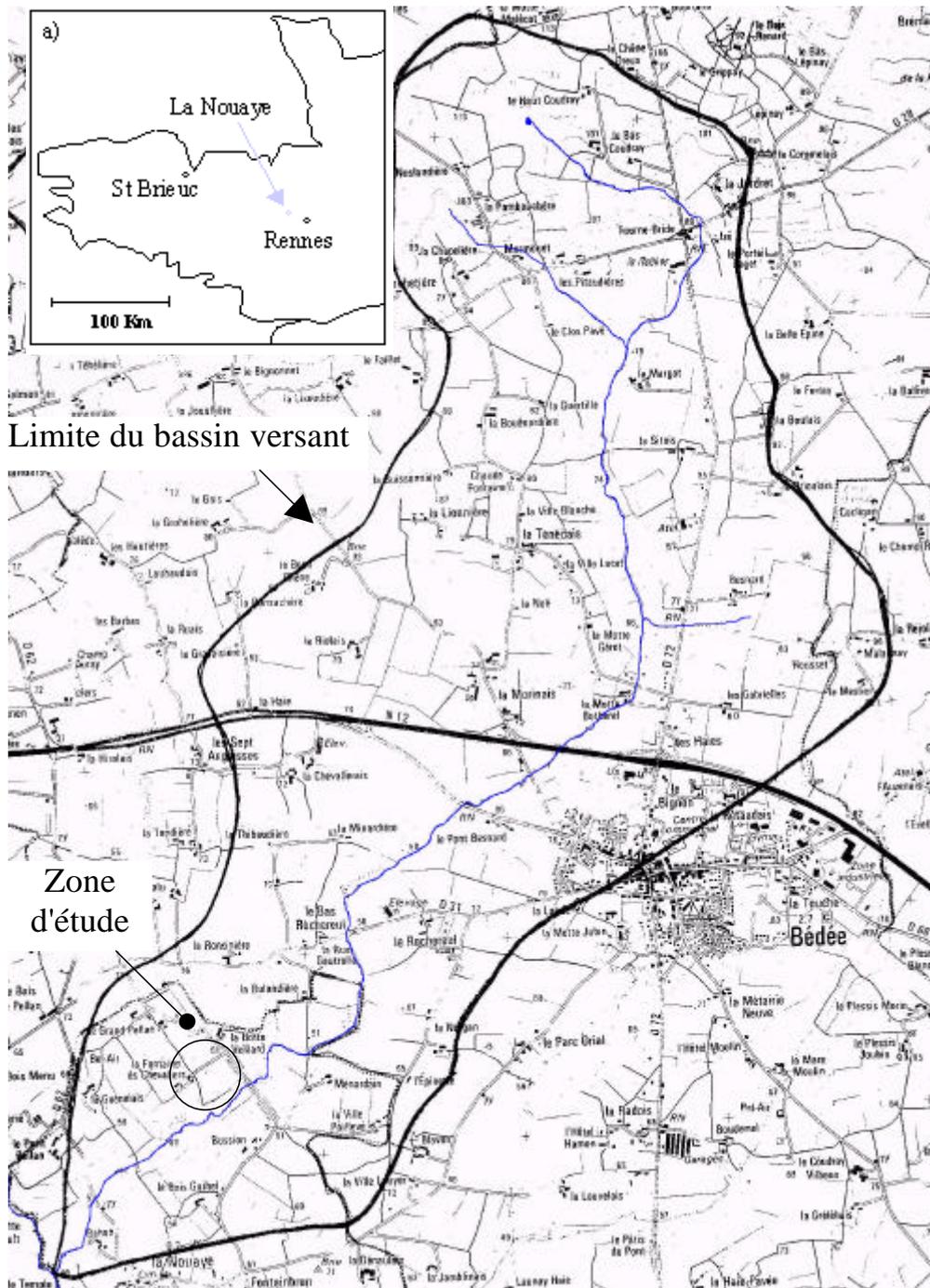


Figure 2.1: Localisation du site d'étude a) en Bretagne b) sur le bassin versant du ruisseau du Pont Besnard (extrait de la carte IGN 1/25 000 N°1117E).

CHAPITRE 2 - MATERIEL ET METHODES

INTRODUCTION

Notre étude de la dynamique hydrique et géochimique au voisinage de la haie est basée d'une part sur la comparaison de deux transects voisins, l'un recoupant la haie de ceinture de fond de vallée, l'autre non, et d'autre part sur le suivi couplé du fonctionnement hydrique et géochimique du système.

Nous nous sommes focalisés sur les deux premiers mètres du sol, et plus particulièrement sur la zone saturée, considérant que l'essentiel des écoulements entre le versant et la zone humide, et soumis à l'influence de la haie, transitait dans cette zone.

2.1 CARACTERISTIQUES DU SITE D'ETUDE

2.1.1 CHOIX DU SITE

Six critères sont intervenus dans le choix du site d'étude :

- ① La présence d'un talus/haie de ceinture de bas-fond interrompu, pour permettre l'étude de deux transects voisins.
- ② Des caractéristiques du milieu semblables sur les deux transects, à l'amont comme à l'aval : topographie, nature des sols, occupation des sols, fertilisation.
- ③ Un niveau de fertilisation assez élevé en nitrate à l'amont, représentatif des pratiques de la région.
- ④ Une absence de dégradation des sols par du bétail au voisinage de la haie
- ⑤ Un dénivelé topographique modéré, permettant un suivi à la même altitude à l'amont comme à l'aval.
- ⑥ Des agriculteurs favorables à la réalisation d'une étude de l'INRA sur leurs parcelles.

Nous avons retenu un site situé sur la commune de la Nouaye (35) à une vingtaine de kilomètres de Rennes dans la direction de St Briec, sur le bassin versant du Ruisseau du Pont Besnard, cours d'eau d'ordre 2, affluent du Garun, lui-même affluent du Meu (Figure 2.1).

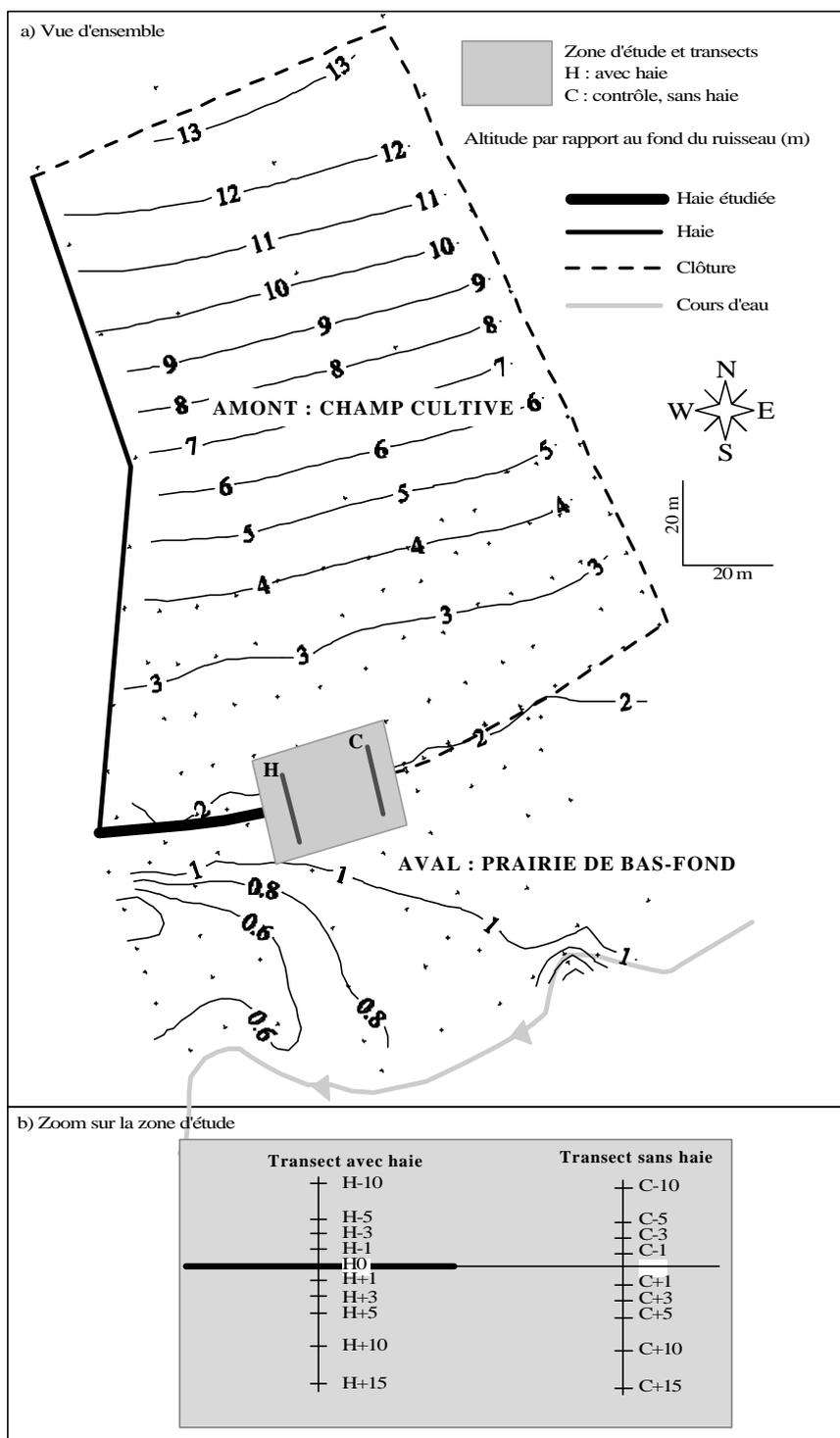


Figure 2.2 : Plan général du site : a) topographie générale b) zone d'étude.

2.1.2 PRESENTATION GENERALE DU SITE

2.1.2.1 Le site dans le bassin versant

Le bassin versant a une superficie d'environ 12 km². Son altitude est comprise entre 113 m et 40 m. Le relief est assez doux, sauf à l'aval, où les versants sont plus pentus (pente parfois supérieure à 5%). Les sols, développés sur couverture limoneuse, reposent sur schiste briovérien. L'agriculture est plutôt intensive, comme dans le bassin de Rennes, elle est dominée par la production bovine.

Le site d'étude est situé à l'aval du bassin versant. Il peut se diviser en trois zones : la parcelle amont, la parcelle aval, et le talus/haie (Figure 2.2). La parcelle amont appartient à Mr Guerro, agriculteur sur la commune d'Iffendic, et la haie et la parcelle aval appartiennent à Mr et Mme Jouan, agriculteurs sur la commune de la Nouaye.

2.1.2.2 La parcelle en amont de la haie

La parcelle amont a une superficie de 1,88 ha. Elle mesure environ 140 m de long sur 80 de large à l'amont et 140 à l'aval. Sa pente est assez forte et régulière dans la partie supérieure (5%), et faible dans les 15 m bordant la haie (<0,5%) (Figure 2.2).

Les sols sont développés dans une couverture limoneuse caractéristique du bassin de Rennes, sur schiste briovérien. Leur nature change selon leur position le long de la pente (Figure 2.3) : brunisols en amont, luvisols en milieu de pente et luvisols redoxiques à partir d'environ 30 m de la haie. Les luvisols redoxiques font plus de 2 m d'épaisseur, les horizons organiques descendant jusqu'à 1 m de profondeur environ au voisinage de la haie.

La parcelle est cultivée en rotation maïs / blé / ray-grass d'Italie. Elle est fertilisée par des apports d'engrais ternaire N-P-K, d'ammonitrate, et de fumier de bovin. Le niveau de fertilisation est assez élevé (environ 250 kg N/ha), surtout les années à maïs (Figure 2.4).

2.1.2.3 La parcelle aval

La parcelle aval a une superficie d'environ 2 ha. Soixante mètres environ séparent la haie du ruisseau. Sa pente est faible, inférieure à 0,5% (Figure 2.2).

Les sols sont des réductisols, développés ou sur schiste briovérien, ou sur alluvions (Figure 2.3). Ils sont peu épais, l'altérite de schiste ou les colluvions étant présents à 1,2 m environ. Ils sont riches en cailloux dès 40 cm de profondeur. La parcelle est une prairie permanente de bas-fond. Vers le sud-ouest, la végétation est plus riche en joncs, notamment dans la micro-dépression (Figure 2.2).

Elle est fertilisée à hauteur de 50 kg d'azote par hectare et par an, fauchée une fois dans l'année, et quelquefois pâturée par des bovins en été.

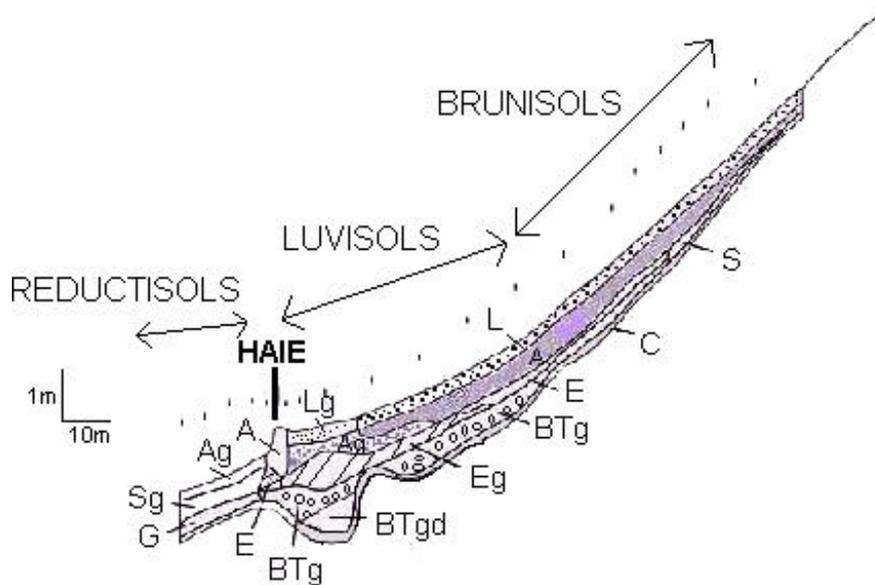
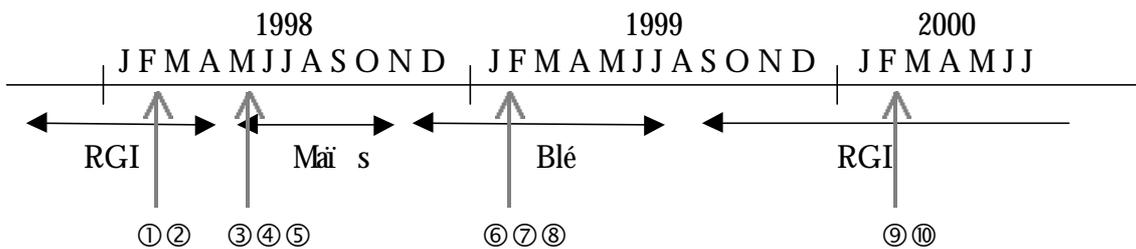


Figure 2.3: Nature des sols le long de la pente. D'après Layer, 2000.



	Date	N (kg/ha)	Sous forme de
①	début février	50	150 kg d'ammonitrate 33
②	mi mars	50	150 kg d'ammonitrate 33
③	16 mai	220*	40T Fumier bovin 5.5-?-5 /T
④	20 mai	14	100 kg de Starter 14-30-0
⑤	fin mai	90	600 kg de 15-11-22
⑥	1 février	50	150 kg d'ammonitrate 33
⑦	19 mars	60	180 kg d'ammonitrate 33
⑧	23 avril	40	120 kg d'ammonitrate 33
⑨	Mi février	50	150 kg d'ammonitrate 33
⑩	Mi mars	50	150 kg d'ammonitrate 33

* dont 40% sont minéralisés l'année 1 (90 kg) et 25% l'année 2 (55 kg)

Figure 2.4: Fertilisation azotée de la parcelle amont de Janvier 1998 à Juin 2000.

2.1.2.4 La haie sur talus

La haie (Figure 2.5) est composée essentiellement de chênes pédonculés (*Quercus robur*) âgés d'une centaine d'années, distants les uns des autres d'environ 2 m. Les arbres font environ 15 m de haut, et ont un diamètre à hauteur de poitrine d'environ 50 cm. La végétation arbustive, aubépines et ronces, est peu développée. La végétation herbacée est peu abondante sur l'amont du talus, mais un peu plus à l'aval. Elle est composée de fougères et de graminées.

On ne peut pas vraiment dire que la haie repose sur un talus, mais plutôt sur un petit bourrelet de terre d'une dizaine de centimètres de haut. L'ensemble constitue une structure assez caractéristique du bocage de l'est de la Bretagne (DRAF et IDF, 1997). La haie a été arasée il y a une quarantaine d'années, sur environ les deux tiers de sa longueur (Figure 2.2).

Plusieurs événements ont ponctué la vie de la haie durant notre étude :

- ① Elle a été élaguée mi-janvier 1999, comme tous les neuf ans environ. Les arbres ont été émondés de telle sorte qu'il ne reste que quelques branches au sommet (Figure 2.6). Une partie du bois coupé est brûlée sur place, le reste est exporté comme bois de chauffage.
- ② Une jeune haie (Figure 2.7) a été plantée dans la zone sans haie en février 1999. Elle est composée de jeunes plants de chênes pédonculés, de charmes, de châtaigniers et d'aulnes, distants d'environ 2 m.

2.1.3 LES TRANSECTS D'ETUDE

2.1.3.1 Topographie des transects

Deux transects de 25 m de long (de -10 m en amont à +15 m en aval) ont été choisis sur le site, l'un recoupant la haie, l'autre non (Figure 2.2). Les deux transects sont distants d'environ 30 m, distance qui nous est apparue suffisamment grande pour éviter les effets de bordure, et suffisamment petite pour que les intrants (eau, solutés) soient comparables. Dans la zone étudiée, (un rectangle clôturé d'environ 35 m sur 30), le sol est couvert d'herbe : reste du ray-grass de la saison précédant l'équipement du site à l'amont, et prairie humide à l'aval. Aucune intervention par l'agriculteur n'est possible dans cette zone à cause du matériel en place, alors que la parcelle amont est habituellement cultivée jusqu'à la haie. Nous avons fauché l'herbe régulièrement, pour garder une hauteur d'environ 10 cm.

L'amont de la zone d'étude est environ à 2 m au dessus du fond du ruisseau, et l'aval à 1,5 m (Figure 2.8). La limite entre la parcelle amont et la parcelle aval est marquée par un dénivelé assez brutal sur le transect sans haie, de 50 cm environ. La zone humide est assez plane ensuite. Sur le transect sans haie, le dénivelé amont/aval est un peu moins important, et surtout plus progressif : la zone humide est moins plane. Le transect avec haie est plus près de la rivière de quelques mètres, et il est aussi légèrement plus bas. Les transects étant distants de 30 m, la pente entre les deux transects est d'environ 0,5% à 10 m en amont et de 1% à 15 m en aval.



Figure 2.5 : La haie vue de l'aval en juin 1998.



Figure 2.6 : La haie élaguée, en septembre 1999.

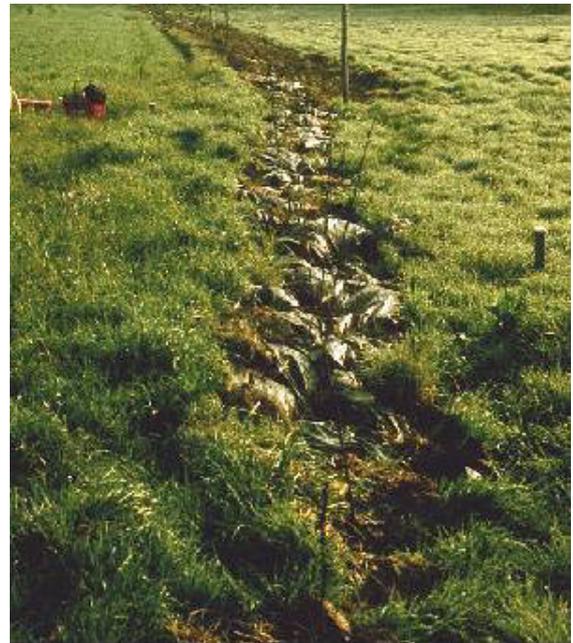


Figure 2.7 : La jeune haie, en septembre 1999

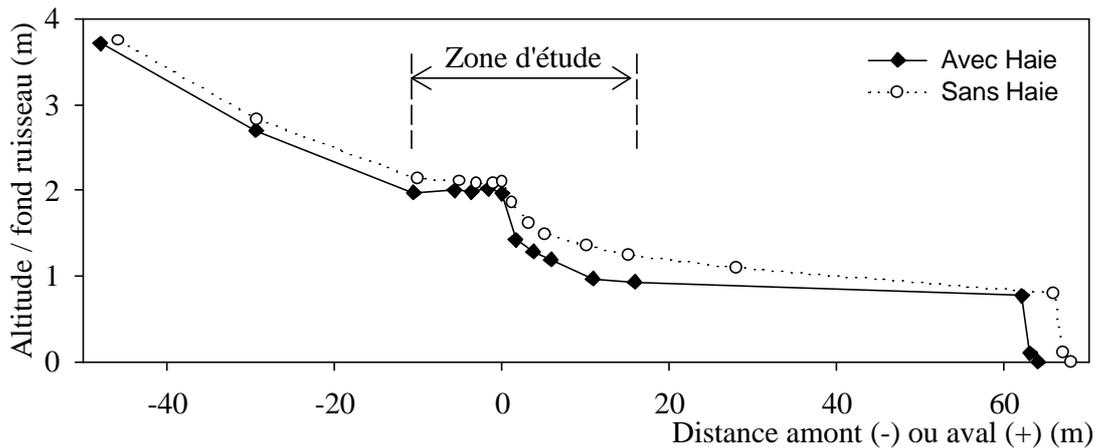


Figure 2.8 : Altitude des transects par rapport au ruisseau.

2.1.3.2 Nature des sols au niveau des transects

Les sols ont été observés dans des fosses en septembre 1999 en trois points des deux transects : -10 m, -3 m, et +5 m (Figure 2.9).

A l'amont des transects, les horizons organiques (2.5% de matière organique) sont légèrement hydromorphes, leur épaisseur varie entre 0.7 et 1.2 m. L'horizon éluvial rédoxique Eg fait entre 15 et 20 cm d'épaisseur, il contient environ 18% d'argile. Les horizons illuviaux (BTg, BTgd) contiennent environ 23% d'argile. A 10 m, l'altérite de schiste (Cg) commence en dessous de 2 m, tandis qu'elle est présente dès 1.8 m de profondeur à 3 m.

A l'aval, les horizons organiques ont environ 40 cm d'épaisseur. L'horizon sous-jacent est hydromorphe, assez compact et riche en cailloux. Nous l'avons assimilé à un horizon structural rédoxique (Sg). L'altérite de schiste réductique (CG) est présente dès 90 cm.

Les deux transects se différencient par les caractéristiques des horizons organiques à l'amont et par la densité racinaire. Sur le transect avec haie, les horizons organiques sont plus épais, plus acides en surface (pH 5.5 contre 6.5), et plus sombres en profondeur. L'enracinement des chênes, observé en septembre, est surtout développé en amont du transect, entre 60 et 200 cm de profondeur, et davantage dans la fosse à 3m que dans celle à 10m. A l'aval, il est probable que la saturation superficielle et durable des sols provoque une anoxie défavorable au développement des racines.

2.1.4 CONCLUSION DE LA PRESENTATION DU SITE

Les deux transects étudiés présentent des caractéristiques similaires, le transect avec haie ne se distinguant que par la présence des arbres et d'un dénivelé amont/aval plus brutal. Nous avons modifié en partie la gestion du système étudié en empêchant que les 10 m en bas de la parcelle amont soit travaillés par l'agriculteur, mais de la même manière sur les deux transects. Nous considérons donc que la comparaison des deux transects nous permettra de discriminer, dans le fonctionnement du système, l'effet haie de l'effet configuration générale du site.

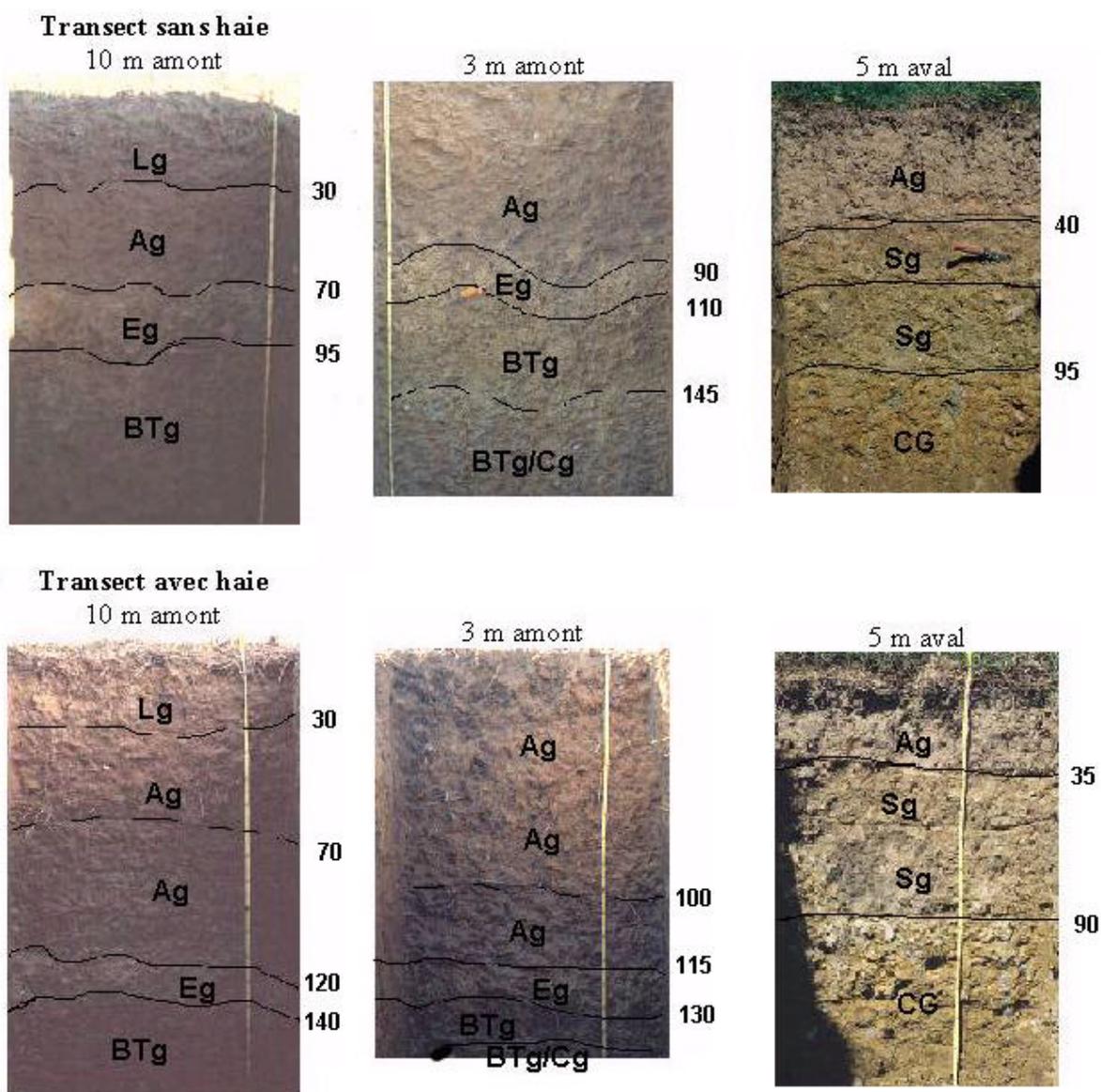


Figure 2.9 : Profils pédologiques en trois points de chaque transect. Les profondeurs sont indiquées en centimètres.

Tableau 2.1 : Périodes et fréquence du suivi hydrique.

SUIVI REGULIER	EXPERIMENTATIONS COMPLEMENTAIRES
Relevés piézomètres et tensiomètres tous les 10 jours environ	Humidités pondérale et volumique: Au champ : mai 99, août 99 ; au laboratoire : à pF 4,2
	Traçage au NaBr : En 4 points (1 en amont et 1 en aval sur chaque transect) Mars 99 : 1 prof., d=2 m ; Janvier 00 : 3 prof., d=4 m
	Conductivité hydraulique à saturation : En 6 points (3 en amont sur chaque transect) Janvier 99, P nappe=50 cm ; Juin 00, P nappe=100 cm

2.2 LE SUIVI HYDRIQUE

Le suivi hydrique est essentiellement basé sur la mesure du potentiel de l'eau du sol et de la profondeur de la nappe. Il a été réalisé au plus en 9 points sur le transect sans haie (-10m, -5m, -3m, -1m, +1m, +3m, +5m, +10m et +15m, nommés C-10 à C+15), et 10 sur le transect avec haie (les mêmes, et 0m, nommés H-10 à H+15) (Figure 2.2b).

Il a été complété par trois expérimentations ponctuelles, dont les objectifs étaient d'une part d'estimer les vitesses et le volume des transferts d'eau le long des transects, et d'autre part de quantifier l'impact de l'évapotranspiration sur l'humidité du sol. Nous avons effectué pour cela deux campagnes de traçage, deux campagnes de mesures de la conductivité hydraulique à saturation, et des mesures de l'humidité pondérale au champ et en laboratoire (Tableau 2.1).

2.2.1 LE SUIVI REGULIER DU POTENTIEL DE L'EAU ET DE LA PROFONDEUR DE LA NAPPE

2.2.1.1 La notion de potentiel de l'eau du sol

Les mesures tensiométriques permettent d'évaluer la direction et le sens des mouvements d'eau dans le sol, déterminés par la composante potentielle de l'énergie de l'eau, sa composante cinétique étant très faible (Hillel, 1988). L'eau se déplace dans le sens des potentiels totaux décroissants, qui est la somme de trois types de potentiel :

- ♦ *Le potentiel matriciel*, exprimant l'état énergétique de l'eau dans le sol, qu'on peut relier à l'humidité du sol grâce aux courbes de rétention. Plus le potentiel matriciel est négatif, plus le sol est sec (la saturation correspond à l'annulation du potentiel matriciel).
- ♦ *Le potentiel gravitaire*, qui exprime l'altitude du point de mesure par rapport à une référence (surface du sol en chaque station ou référence commune à toutes les stations). Le potentiel gravitaire est négatif en dessous de la référence et positif au dessus.
- ♦ *Le potentiel osmotique*, lié à la charge de l'eau du sol en solutés, négligeable en général, sauf dans les sols salés.

Nous exprimerons le potentiel en mètre (énergie par unité de poids).

2.2.1.2 Equipement et suivi tensiométrique

2.2.1.2.1 L'installation des tensiomètres

Les tensiomètres sont des cannes en PVC à la base desquelles est collée une bougie poreuse en céramique. Ils ont été fabriqués par la Société SDEC. Ils ont été installés mi-janvier 1998 à 20, 30, 40, 50, 60, 80, 105, 130 et 155 cm de profondeur, en suivant les recommandations AFNOR (1996). Le trou fait exactement la taille du tensiomètre, et de la boue est versée au fond

pour assurer un bon contact entre la bougie poreuse et le sol. Ils ont été remplis avec de l'eau dégazée jusqu'à 2-3 cm du haut de la canne.

2.2.1.2.2 L'étalonnage du capteur et la mesure du potentiel hydrique

Sur le terrain, on mesure la différence de pression entre l'air de la canne tensiométrique et l'atmosphère, et la hauteur d'air en haut de la canne. La première mesure a été effectuée une dizaine de jours après l'installation. Les mesures ont ensuite été effectuées tous les 10 jours environ. Les tensiomètres fonctionnent tant que le potentiel matriciel du sol est supérieur à -8 m.

Les mesures sont faites à l'aide d'un capteur de pression à membrane (DTE 1000 Nardeux-humisol). Thony *et al.* (1989) font un certain nombre de recommandations pour que la mesure soit juste : il faut étalonner le capteur de pression dans toute la gamme de potentiel rencontré, mesurer la pression dans l'air de la canne plutôt que dans l'eau, attendre quelques minutes que la pression se stabilise, et enfin, garder une hauteur d'air constante dans la canne, que l'on mesure à chaque fois. L'AFNOR (1996) recommande en plus d'effectuer les mesures à la même heure, pour éviter des écarts liés au changement de température, qui sont de l'ordre 0.2% de la valeur mesurée par °C.

Nous avons étalonné le capteur de pression au laboratoire deux fois par an. L'étalonnage permet d'établir une relation affine entre le potentiel hydrique en cm, et la valeur lue en mbar, le coefficient de détermination étant de l'ordre de 0,99999. L'étalonnage a peu varié pendant la période d'étude.

2.2.1.2.3 Les différentes expressions et représentations du potentiel hydrique

On déduit de la mesure de terrain les potentiels matriciel et total (Figure 2.10), précis à 2 centimètres près environ. Nous avons utilisé l'altitude du point le plus haut, la surface du point C-10, comme référence de potentiel gravitaire pour tous les tensiomètres. Outre les profils de potentiel matriciel et total en chaque station, nous avons utilisé une représentation plus globale du potentiel total, qui permet d'appréhender la direction et l'intensité des transferts sur tout le transect. Le potentiel est représenté sous forme de cartes où apparaissent les lignes d'isopotential total. Les données ont été interpolées par krigeage, à l'aide d'un variogramme linéaire dont les paramètres sont ajustés pour chaque jeu de données, c'est-à-dire pour chaque date. La procédure utilisée (krigeage sans effet pépité) permet d'attribuer aux points de mesures la valeur réellement mesurée, et non une valeur estimée. Les interpolations et les représentations graphiques ont été réalisées à l'aide du logiciel Surfer.

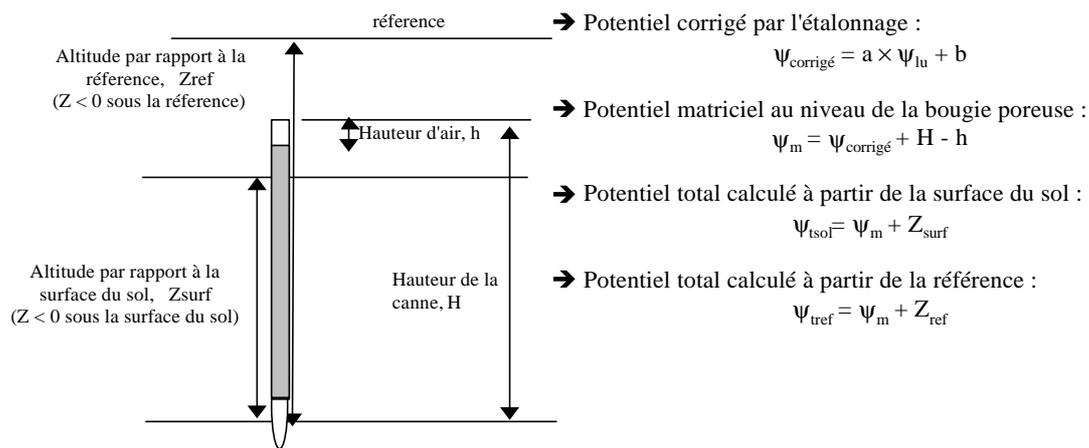


Figure 2.10 : Principe de calcul du potentiel matriciel et total.

2.2.1.3 Mesure de la profondeur de la nappe

2.2.1.3.1 Mesures de terrain

La profondeur du toit de nappe est estimée à la fois par piézométrie et tensiométrie. Dans les piézomètres (voir 2.3.1.1), on mesure la distance du haut du piézomètre au toit de nappe, au centimètre près. L'altitude de chaque piézomètre étant connue au centimètre, l'altitude du toit de nappe est précise à environ deux centimètres près. La profondeur de la nappe est calculée à partir des données tensiométriques par interpolation linéaire entre les deux points consécutifs dont le potentiel matriciel a un signe opposé. La mesure est précise à environ 2 cm près (1 cm d'incertitude sur la lecture au tensimètre + 1 cm d'incertitude sur la côte tensiométrique). Le suivi a été effectué tous les 10 jours environ.

2.2.1.3.2 Comparaison des mesures tensiométriques et piézométriques

Les profondeurs du toit de nappe estimées par tensiométrie et piézométrie sont assez bien corrélées ($r^2 > 0.9$), mais les mesures piézométriques sont globalement inférieures aux mesures tensiométriques (Figure 2.11). L'écart est dans 95% des cas compris entre -1,6 et -3,5 cm sur le transect sans haie, et entre -0,3 et -2,6 cm sur le transect avec haie, et peut donc dépasser l'incertitude sur la mesure, égale à 2 cm dans les deux cas.

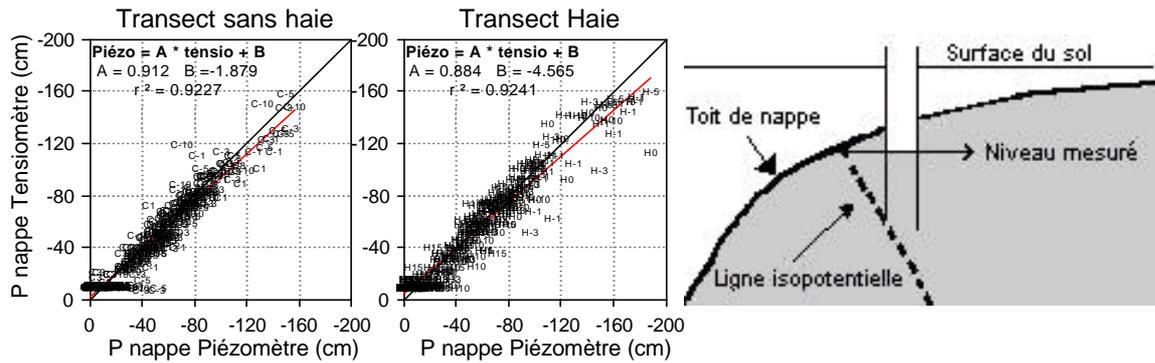


Figure 2.12: Influence de la pente de la nappe sur la mesure piézométrique.

Figure 2.11 : Comparaison des profondeurs de nappe mesurées par piézométrie et tensiométrie.

La mesure piézométrique indique une nappe plus profonde probablement pour deux raisons : ① les relevés sont faits parfois quelques heures après la vidange des piézomètres pour le prélèvement d'eau, et ② la nappe est incurvée à l'automne en amont du transect sans haie. Dans le premier cas, la nappe n'est pas forcément revenue à son niveau d'équilibre, d'autant plus que les piézomètres ne sont perforés qu'à leur base. C'est sans doute cela qui explique les plus gros écarts observés, en général en amont du transect avec haie, où les piézomètres sont longs à se remplir. Dans le deuxième cas, comme la nappe est très incurvée, la profondeur de nappe est surestimée si les isopotentielles ne sont pas verticales (Figure 2.12).

Comme les données piézométriques sont un peu plus nombreuses que les données tensiométriques, et que l'écart entre les deux est de l'ordre de grandeur de l'erreur sur la mesure, nous utiliserons les données piézométriques pour examiner la dynamique hydrique de la nappe, en retenant une erreur sur la mesure de l'ordre de 2 cm.

2.2.2 EXPERIMENTATIONS COMPLEMENTAIRES

2.2.2.1 L'estimation des vitesses de transfert par traçage

2.2.2.1.1 Choix du traceur et de la méthode

Un bon traceur hydrologique doit remplir trois conditions : il ne doit pas être ralenti par le sol, par exemple à cause de phénomène d'adsorption, il doit y être naturellement présent à des teneurs très faibles, et il doit être conservatif, c'est à dire ni dégradé ni produit chimiquement ou biologiquement dans le sol pendant la durée de l'étude (Bowman, 1984). A cela, on peut ajouter qu'il ne doit pas être nocif pour les écosystèmes, et facile d'utilisation. Nous avons retenu le bromure (Br^-) comme traceur répondant à ces conditions. De plus, il est assez facile à doser (chromatographie ionique, électrophorèse capillaire ou électrode spécifique).

Les expérimentations de traçage peuvent se faire avec un seul piézomètre dans lequel on injecte et on suit le traceur, ou dans plusieurs piézomètres, un source et plusieurs récepteurs. On peut injecter le traceur en une fois, ou en continu. On peut mesurer l'évolution naturelle de sa concentration, ou au contraire créer un flux d'eau d'intensité connue, en général par pompage dans le piézomètre source, qui force le traceur à revenir (Leap et Kaplan, 1988). Nous avons choisi de suivre la teneur en bromure dans un piézomètre récepteur après l'avoir injecté dans un piézomètre source situé quelques mètres plus en amont.

L'évolution de la concentration du traceur dans le piézomètre récepteur au cours du temps suit en théorie la courbe présentée sur la Figure 2.13. On peut en déduire le temps modal de passage du nuage t_m , la distribution des temps de séjour, $h(t)$, la concentration moyenne du traceur \bar{C} , le temps moyen de passage du traceur \bar{t} , la vitesse moyenne du transit \bar{V} , la vitesse apparente de transit U et la vitesse modale de transit V_m .

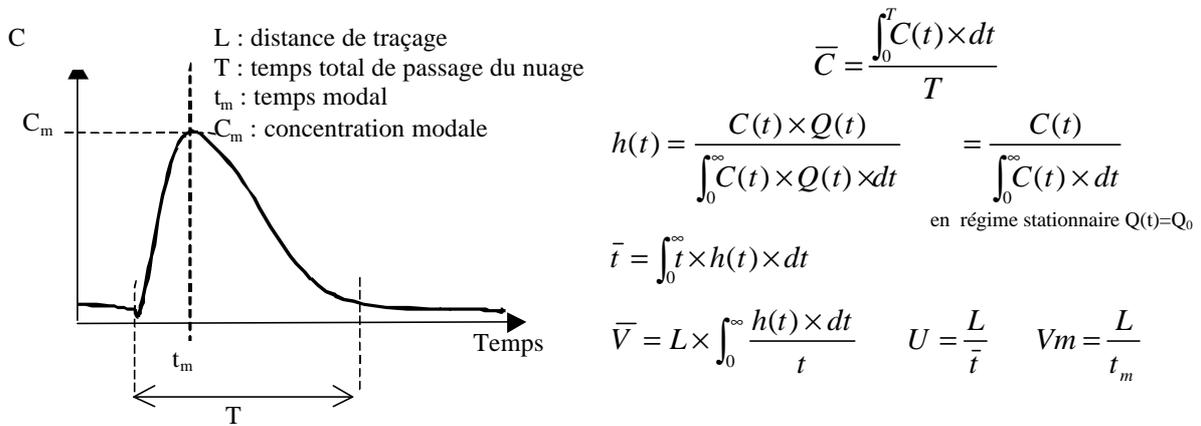


Figure 2.13 : Courbe type de l'évolution de la concentration du traceur dans le piézomètre récepteur au cours du temps et paramètres déduits de la courbe.

2.2.2.1.2 Dispositif expérimental et suivi

Le traçage a été réalisé en amont et en aval de chaque transect, à deux périodes (Tableau 2.2). La première expérimentation a commencé en mars 99 dans les piézomètres classiques déjà en place. La seconde, commencée en janvier 00, a été faite dans des piézomètres construits pour l'occasion : les piézomètres sources sont perforés sur toute leur hauteur, et les piézomètres récepteurs sont composés de 3 compartiments, correspondant à trois niveaux de profondeur (Tableau 2.2).

Tableau 2.2 : Caractéristiques des expérimentations de traçage au NaBr.

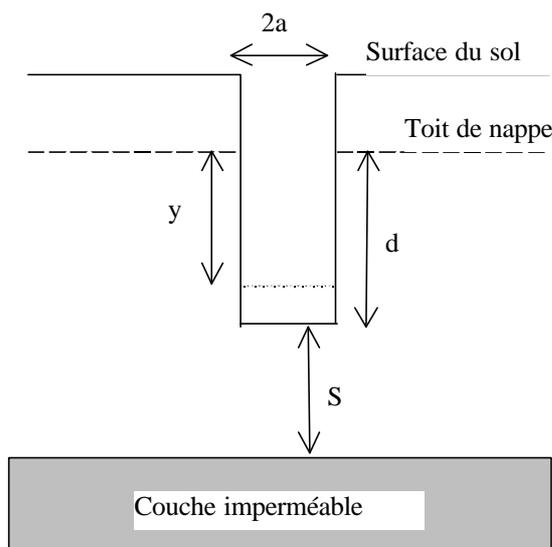
	Traçage mars 99	Traçage janvier 00
Points de suivi (de piézo source à piézo récepteur, voir Figure 2.2)	de C-5 à C-3 (2m) de C3 à C5 (2m) de H-5 à H-3 (2m) de H3 à H5 (2m)	de C-7 à C-3 (4m) de C1 à C5 (4m) de H-7 à H-3 (4m) de H1 à H5 (4m)
Durée du suivi	3 semaines 22/03/99 au 17/04/99	3 ¹ / ₂ mois 3/01/00 au 17/04/00
Profondeur d'injection (haut-bas)	Amont : 140-180 cm Aval : 80-120 cm	Amont : 45-200 cm Aval : 25-140 cm
Profondeur de réception (haut-bas)	Amont : 140-180 cm Aval : 80-120 cm	Amont : 20-50; 70-100; 120-190 cm Aval : 20-40; 60-80; 100-130 cm
Profondeur de la nappe (min-max)	Amont : 50-80 cm Aval : 0-30 cm	Amont : 40-75 cm Aval : 0-20 cm
Concentration en Br ⁻ dans les piézomètres sources à l'injection	Autour de 350 mmol.l ⁻¹	Autour de 1500 mmol.l ⁻¹

Nous avons injecté le bromure sous forme de NaBr : on prélève l'eau du piézomètre, on y ajoute la quantité de bromure nécessaire pour avoir la concentration voulue, et on reverse le tout dans le piézomètre vide. Nous avons effectué un prélèvement dans les piézomètres sources tous les 2 ou 3 jours, pour voir si le bromure avait bien disparu. Le prélèvement dans les piézomètres récepteurs est fait à l'aide de préleveurs automatiques, à un pas de temps variable : 1h au début de l'expérimentation, puis 2 ou 3h ensuite. La quantité de bromure dans les échantillons ainsi prélevés a été dosée à l'aide d'un voltmètre et d'une électrode combinée ORION 9635 ionplus, spécifique au bromure, en suivant les indications fournies par le constructeur. Il faut en particulier s'assurer qu'il n'y a pas d'interférence avec d'autres espèces chimiques (qui peuvent soit former des sels insolubles avec l'argent contenu dans l'électrode, soit complexer le bromure), que la température des standards et des échantillons est la même, et que la force ionique de tous les échantillons et standards est la même. L'espèce chimique la plus susceptible de provoquer des interférences était le chlorure, mais nous avons utilisé une concentration en bromure suffisante pour qu'il n'y en ait pas. La force ionique des standards et des échantillons a été ajustée à l'aide d'un ajusteur de force ionique (NaNO₃ à 5M). Nous avons réalisé l'étalonnage de l'électrode sur le terrain juste avant le dosage, pour que les standards soient à la même température que les échantillons. Les standards ont été renouvelés toutes les semaines. L'étalonnage permet d'établir une relation linéaire entre le logarithme de la teneur en bromure et le potentiel électrochimique mesuré avec l'électrode.

2.2.2.2 Conductivité hydraulique à saturation

2.2.2.2.1 Généralités sur la méthode du trou de tarière

Nous avons choisi la méthode du trou de tarière (*auger hole method*) pour mesurer la conductivité hydraulique à saturation au champ. C'est une méthode simple, introduite par Diserens (in Amoozegar et Warrick, 1986), qui consiste à mesurer la vitesse de remplissage d'un trou de tarière creusé sous la nappe, après que celui-ci ait été vidé. La mesure suppose que le milieu est isotrope, et n'est valable que quand le toit de la nappe est à la pression atmosphérique. La conductivité hydraulique est calculée à partir de la vitesse de remplissage du trou et d'un certain nombre de paramètres de forme (Figure 2.14). Kirkham et Von Bavel (1948, in Amoozegar et Warrick, 1986) puis Boast and Kirkham (1971) ont développé la théorie initiale et proposé un tableau de détermination du facteur de forme C qui rentre dans le calcul de la conductivité, en simplifiant la formule de Ernst couramment utilisée. Barua et Tiwari (1995) ont encore simplifié la théorie, mais les formules fournies sont difficiles à utiliser en pratique. Kacimov (2000) a élargi la théorie de Kirkham et Von Bavel à un trou de forme hémisphérique.



$$K_{sat} = C \times \frac{dy}{dt}$$

(m/jour) (cm/s)

Avec :

C : facteur de forme

dy/dt : vitesse de remplissage du trou

C dépend de :

a : rayon du trou de tarière

d : profondeur du trou sous le toit de nappe

y : distance au toit de nappe jusqu'à laquelle l'eau a été pompée

S : distance du fond du trou à la couche imperméable

Figure 2.14 : Paramètres intervenant dans le calcul de la conductivité hydraulique à saturation (K_{sat}) par la méthode du trou de tarière.

La conductivité hydraulique à saturation mesurée ainsi est une conductivité moyenne horizontale sur l'ensemble de la profondeur saturée (Maasland, 1955, in Amoozegar et Warrick, 1986). L'erreur sur la mesure est d'environ 10% (Massland et Haskew, 1957, in Amoozegar et Warrick, 1986). Le volume de sol concerné est compris entre $10da^2$ et $40da^2$ (Bouwer et Jackson, 1974, in Amoozegar et Warrick, 1986) soit un rayon de $10a^2/\pi$ et $40a^2/\pi$ autour du trou, c'est à dire dans notre cas ($a=3,5$ cm) entre 6 et 12 cm. C'est donc une mesure assez locale, qu'il faut répéter spatialement.

2.2.2.2 Protocole suivi

Les mesures ont été faites à trois distances en amont des deux transects, en Janvier 1999 et en Juin 2000, à des périodes où la profondeur de nappe était différente (Tableau 2.3). Nous avons suivi le protocole recommandé par Amoozegar et Warrick (1986), basé sur la théorie de Boast et Kirkham (1971). Il faut vidanger le trou plusieurs fois pour ouvrir la porosité colmatée par la tarière, et il ne doit pas y avoir de gradient de nappe alentour : la nappe doit être revenue à son niveau initial avant la vidange précédant la mesure, et on ne mesure sa vitesse de remontée que dans le premier quart, pour éviter tout rabattement. Nous avons mesuré la vitesse de remplissage du trou à l'aide d'une tige graduée montée sur un flotteur.

Tableau 2.3 : Caractéristiques des expérimentations de mesure du K_{sat} .

	Janvier 1999			Juin 2000		
Points de mesure	H-2, H-4, H-9 C-2, C-4, C-9					
Nombre de répétitions par point	5					
Profondeurs concernées (cm) (haut-bas)	Points	C	H	Points	C	H
	-2	48-125	56-165	-2	92-144	108-180
	-4	52-171	44-180	-4	95-167	95-180
	-9	38-175	21-180	-9	84-173	81-171

Nous avons interpolé les données du tableau de Boast et Kirkham (1971), pour calculer précisément le paramètre de forme C. Il dépend du rapport entre la profondeur du fond du trou à la couche imperméable et la profondeur sous le toit de nappe (S/d), considéré ici comme infini, du rapport entre la profondeur sous la nappe et le rayon du trou (d/a), et de la fraction de remplissage initial du trou, c'est à dire de la profondeur jusqu'à laquelle on a vidangé le trou ($(d-y)/d$), égale à 0 dans notre cas.

D'un point de vue hydrodynamique, les horizons des sols du massif armoricain peuvent être regroupés en blocs fonctionnels (Widiatmaka, 1994 ; Zida, 1998). La conductivité hydraulique des horizons organiques, notamment, se distingue de celle des horizons éluviaux et illuviaux. Nous avons calculé d'une part la conductivité hydraulique K_1 des horizons organiques d'épaisseur H_1 , et d'autre part la conductivité K_2 des horizons éluviaux et illuviaux d'épaisseur H_2 , en utilisant la formule proposée par Amoozegar et Warrick (1986) (Figure 2.15).

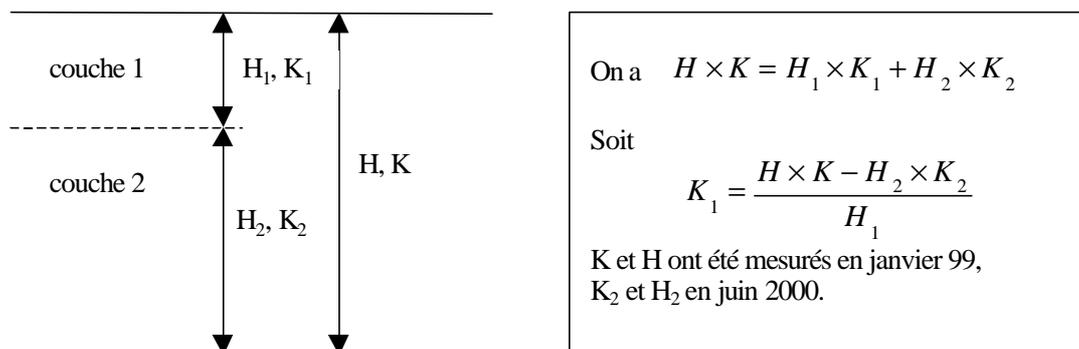


Figure 2.15: Principe de calcul de la conductivité hydraulique à saturation par classe de profondeur.

2.2.2.3 Humidité et stocks d'eau

2.2.2.3.1 L'humidité pondérale et volumique

Nous avons mesuré l'humidité du sol à la fin du printemps (mi mai 99), juste avant la descente de la nappe, et à la fin de l'été, juste avant la reprise des pluies (fin août 99), dans le but de calculer la variation de stock d'eau pendant l'été. Nous n'avons fait les mesures que dans la zone où l'influence de la haie était manifeste, c'est-à-dire à l'amont. Les prélèvements ont été effectués tous les 10 cm à 10 m et 3 m en amont des deux transects.

L'humidité pondérale a été déterminée par pesée avant et après passage des échantillons à l'étuve à 105°C pendant 48h. L'humidité volumique a été calculée à partir des densités apparentes (d_{app}) mesurées par la méthode du cylindre, qui consiste à prélever du sol dans un cylindre de volume connu ($V=250\text{ cm}^3$), puis à déterminer sa masse sèche (M_s) après passage à l'étuve à 105°C pendant 48h. On a alors $d_{app} = M_s/V$. Nous avons suivi les recommandations de Blake et Hartge (1986).

Nous avons utilisé pour les horizons organiques les densités mesurées tous les 10 cm par Layer (2000), au niveau du transect avec haie. Elles sont similaires à 10 m et à 3 m de la haie, et à celles que nous avons mesurées au niveau du transect sans haie. Pour les horizons éluvial et illuvial, nous avons mesuré les densités au cylindre dans des fosses par horizon. L'écart type sur les mesures est de l'ordre de 0,05.

Tableau 2.4 : Densités apparentes utilisées pour le calcul de l'humidité volumique.

	Horizons organiques (profondeur en cm)								Eg	BTg	BTg/Cg
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-100			
D_{app}	1,40	1,43	1,50	1,59	1,50	1,41	1,43	1,39	1,66	1,64	1,82

2.2.2.3.2 Les stocks d'eau

Pour chaque point suivi, à chaque date, nous avons calculé les stocks d'eau pour une épaisseur donnée en sommant les quantités d'eau par tranche de 10 cm (1% d'humidité volumique pour une tranche de 10 cm de haut correspond à 1 mm d'eau). Nous avons calculé les stocks d'eau entre 0 et 50 cm, 50 et 100 cm, 100 et 160 cm et le stock total entre 0 et 160 cm.

2.3 LE SUIVI GEOCHIMIQUE

Le suivi géochimique est basé essentiellement sur l'analyse de la composition de la nappe. Nous l'avons complété par des mesures des vitesses potentielles de dénitrification au laboratoire au printemps et à l'automne (Tableau 2.5).

Tableau 2.5 : Suivi géochimique.

SUIVI REGULIER	EXPERIMENTATIONS COMPLEMENTAIRES
Piézomètres classiques tous les 15 jours du 26/03/98 au 12/04/1999	Vitesses potentielles de dénitrification : En 12 points (3 en amont et 3 en aval sur chaque transect) Octobre 98 : 1 profondeur, 4 traitements Mai 99 : 2 profondeurs, 1 traitement
Piézomètres à étages tous les mois du 11/02/99 au 18/05/00	

2.3.1 LE SUIVI DE LA COMPOSITION CHIMIQUE DE LA NAPPE

Le dispositif de prélèvement de la nappe a évolué au cours de la thèse. Le premier système de prélèvement utilisé, des pièges à eaux (Maître, 1991), a été abandonné au bout d'un mois au profit des piézomètres, car on n'y recueillait pas assez d'eau. Nous n'en présenterons pas les résultats. Les piézomètres, dits "classiques", ont donc été utilisés pendant 13 mois, de mars 98 à avril 99. Quelques expériences de mesures de la variabilité spatiale de la composition de la nappe lors de la première année de suivi nous ont conduits à l'utilisation d'un système plus performant permettant le prélèvement d'eau à différentes profondeurs, les piézomètres compartimentés, utilisés pendant 15 mois, de février 99 à mai 2000 (Tableau 2.1).

2.3.1.1 Les piézomètres "classiques"

2.3.1.1.1 Description et installation

Les piézomètres doivent permettre la mesure de la profondeur de la nappe et le prélèvement d'eau. Nous avons choisi une longueur totale de 180 cm à l'amont, que nous pensions suffisante pour suivre la hauteur de nappe en été. Comme nous souhaitions prélever l'eau pour tous les points dans le même horizon, nous n'avons pas perforé les piézomètres sur toute leur longueur mais seulement sur leurs derniers 40 cm, ce qui correspond à l'horizon illuvial. A l'aval, les piézomètres sont plus courts (120 cm), car les sols sont moins profonds.

Nous avons utilisé des tubes en PVC de 7.5 cm de diamètre, et percé des trous de 10 mm de diamètre. Les piézomètres ont été installés à tous les points de suivi (Figure 2.2), sur les deux transects, dans un trou de même diamètre que le tube, creusé à l'aide d'un carotteur mécanique. Ils sont fermés en surface par un bouchon. Ils ont été vidangés plusieurs fois avant leur première utilisation, quinze jours après leur mise en place.

2.3.1.1.2 Prélèvement de l'eau

Les piézomètres sont vidangés deux heures avant chaque prélèvement. On prélève l'eau au milieu du piézomètre à l'aide d'une seringue et d'un tuyau en tygon. Le contenu des trois

premières seringues est mélangé et sert aux mesures de terrain, la dernière seringue sert à la mesure de la teneur en oxygène dissous et du potentiel d'oxydo-réduction.

2.3.1.2 Les piézomètres compartimentés

2.3.1.2.1 Choix d'un système multi-prélèvements

Plusieurs systèmes sont décrits dans la littérature pour prélever l'eau à différentes profondeurs (Lerner et Teutsch, 1995). La principale difficulté à surmonter est d'éviter les écoulements préférentiels et les mélanges d'eau. Plusieurs types de système de prélèvements existent :

- ☆ système de prélèvement étanche que l'on descend à la profondeur désirée dans un piézomètre classique, et dont on déclenche l'ouverture à la profondeur voulue, puis qu'on remonte.
- ☆ piézomètres en flûtes de Pan, perforés à des profondeurs variables.
- ☆ piézomètre compartimenté au sens strict, de construction variable.
- ☆ système de plusieurs pompes placées à différentes profondeurs dans un même piézomètre, pour créer et prélever des flux d'eau de différente nature.

Ces systèmes sont en général utilisés pour prélever l'eau sur plusieurs mètres, voire dizaines de mètres de profondeur. Le choix de l'appareillage dépend du contexte hydrologique (direction des écoulements, gradient) et géochimique (plus ou moins grande hétérogénéité de la composition de l'eau), de la qualité de l'information que l'on veut obtenir et du budget imparti.

Comme nous travaillons sur une faible profondeur, nous avons choisi un système de piézomètres compartimentés, qui ont été conçus et fabriqués au laboratoire à l'occasion de cette étude.

2.3.1.2.2 Description et installation des piézomètres

Un piézomètre compartimenté est constitué de deux parties : un tube en PVC externe de 7,5 cm de diamètre, et un axe interne serti de rondelles tous les 10 centimètres, traversées verticalement par des tuyaux pour le prélèvement (Figure 2.16). L'ensemble forme un piézomètre à plusieurs compartiments de 10 cm dont un sur deux sert pour le prélèvement, l'autre servant de niveau étanche. Les tuyaux de prélèvements correspondent chacun à un compartiment de prélèvement et sont fermés à leur extrémité superficielle par une pince.

Les éléments constitutifs des piézomètres ont été assemblés avec de la colle, qui, nous nous en sommes rendu compte plus tard, libérait du carbone organique, sous forme de THF (tetrahydrofuranne C_4H_8O), de cyclohexanone ($C_6H_{10}O$) et de MEK (Méthylethylcétone $C_6H_{10}O$).

Les piézomètres ont été placés à 10, 5 et 1 m en amont des transects et à 1, 5, 10 et 15 m en aval. Le piézomètre C+15 a été placé seulement en octobre 1999, ainsi qu'un piézomètre supplémentaire en H-3.

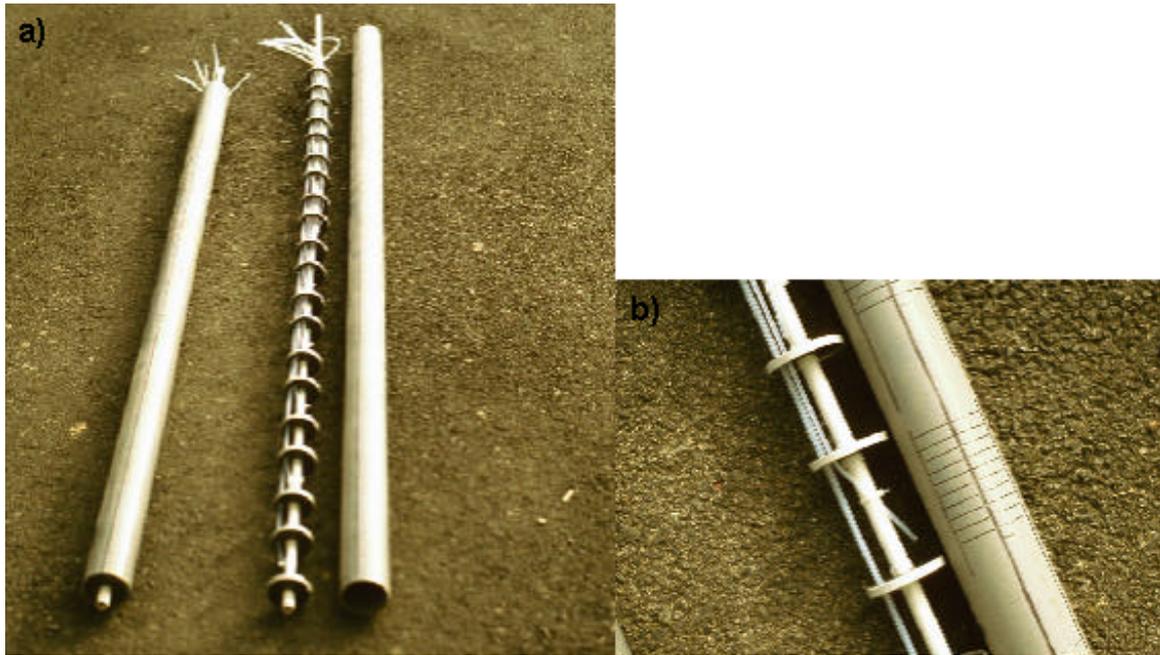


Figure 2.16 : Piézomètre compartimenté désossé a) vue d'ensemble b) détail d'un compartiment.

2.3.1.2.3 Prélèvement de l'eau

Les piézomètres compartimentés sont vidangés la veille du prélèvement, en raison du grand nombre d'échantillons à prélever dans la même journée (entre 80 et 120). On retire de chaque compartiment environ le triple de son volume d'eau. Lors du prélèvement, le contenu des trois premières seringues est mélangé et sert aux mesures de terrain et à la prise d'échantillon et la dernière seringue sert à la mesure de la teneur en oxygène dissous et du potentiel d'oxydo-réduction.

2.3.1.3 Les mesures de terrain

2.3.1.3.1 Paramètres mesurés

La conductivité électrique est mesurée à l'aide d'une électrode Tétracon96 fixée sur un conductimètre LF 96 WTW. L'appareil est étalonné une fois par an environ. Le pH et la température sont mesurés à l'aide d'un pH-mètre WTW 95 associé à une électrode combinée Sentix 96 avec sonde de température intégrée. L'appareil est étalonné à l'aide de deux solutions tampons avant chaque sortie sur le terrain. La teneur en oxygène dissous est mesurée à l'abri de l'air sous agitation à l'aide d'un oxymètre WTW oxy 320. Le potentiel d'oxydo-réduction est mesuré à l'abri de l'air et de la lumière à l'aide d'une électrode de platine combinée à une électrode de référence au calomel, fixée à un voltmètre. L'appareil est étalonné tous les mois environ à l'aide de deux solutions tampons. Pour les piézomètres compartimentés, deux lots d'appareils sont utilisés, un par transect. Nous avons vérifié que les deux lots donnaient des mesures comparables.

2.3.1.3.2 Quelques mots sur la signification du potentiel rédox mesuré

Pour un couple oxydant/réducteur donné, la loi de Nernst s'écrit :

$$E_h = E_0 + \frac{RT}{nF} \times \ln \frac{[ox]}{[red]}$$

Avec R : constante des gaz parfaits, F : constante de Faraday, E_0 : potentiel standard du couple, n : nombre d'électrons mis en jeu, T : température en °K, $[ox]$: activité de la forme oxydée du couple, $[red]$: activité de la forme réduite du couple.

Dans une solution aqueuse, le potentiel rédox mesuré à l'aide d'une électrode est le résultat de tous les échanges d'électrons entre les espèces réduites et oxydées présentes en solution et l'électrode au platine. La mesure correspond à l'annulation de l'intensité du courant dans la cellule électrochimique, c'est-à-dire en théorie à l'équilibre des demi réactions de réduction et d'oxydation. Dans certaines conditions, le potentiel mesuré ne reflète pas le potentiel réel de la solution, pour plusieurs raisons (Mc Bride, 1994):

☆ l'intensité du courant peut être pratiquement nulle sur une large gamme de potentiel, et il est donc difficile de déceler le potentiel d'équilibre (ex : couple O_2/H_2O),

☆ l'intensité du courant peut être nulle juste parce que l'intensité de la réduction d'une espèce est égale à celle de l'oxydation d'une autre, sans qu'il y ait équilibre entre la forme oxydée et la forme réduite de chaque espèce: on mesure alors un potentiel moyen, qui n'a pas de signification thermodynamique,

☆ certains oxydants ou réducteurs sont extrêmement inertes pour échanger des électrons avec l'électrode de platine : O_2 , N_2 , NH_4^+ , SO_4^{2-} et CH_4 . La mesure du potentiel d'oxydo-réduction n'a donc aucun sens quand ces molécules dominent.

Ainsi, la mesure du potentiel rédox doit être interprétée avec précaution, notamment en milieu oxydé (Figure 2.17). Par contre, le potentiel redox donne des indications sur l'état de réduction de la solution du sol : en deçà de 350-400 mV, le nitrate peut être réduit en N_2 , et en deçà de 100 mV, le ferIII peut être réduit en ferII.

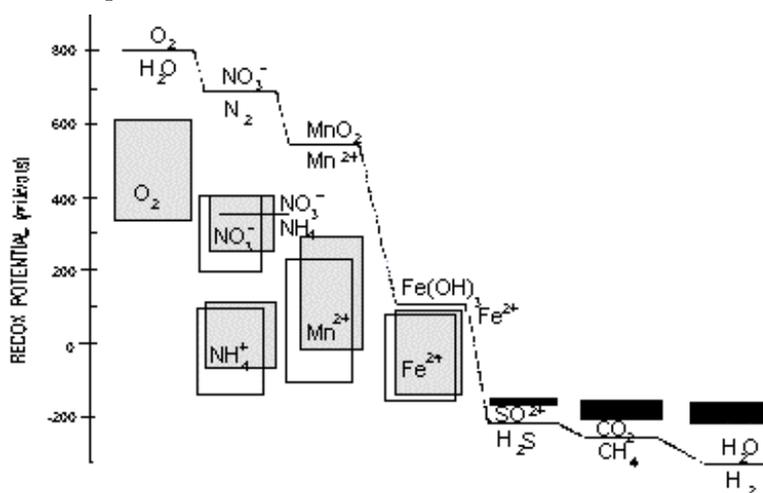


Figure 2.17 : Potentiel rédox et oxydo-réduction dans la solution du sol à pH 7. La ligne indique pour chaque espèce le potentiel rédox théorique. Les boîtes indiquent le domaine de potentiel rédox de la solution du sol où chaque espèce chimique réagit (en gris: domaine de réduction, en blanc: domaine d'oxydation, en noir: domaine d'apparition de la forme réduite en réduction). D'après Mc Bride, 1994.

2.3.1.4 La détermination de la composition chimique de la nappe

2.3.1.4.1 Le choix des éléments à analyser

Nous avons choisi de suivre principalement le devenir du nitrate et du chlorure dans la nappe. Mais nous avons aussi dosé d'autres éléments chimiques susceptibles d'apporter des informations complémentaires sur les processus bio-géochimiques dans la nappe (Figure 2.18).

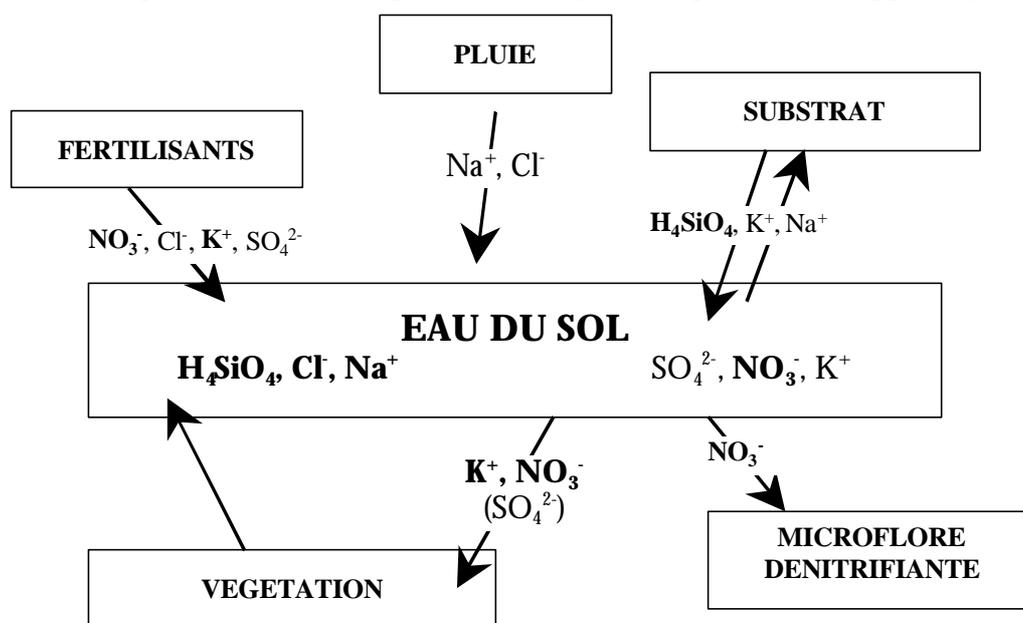


Figure 2.18 : Origine et devenir de quelques éléments de la nappe du sol (NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , SiO_2 , K^+ , Na^+).

Le nitrate est apporté par les engrais et la minéralisation de la matière organique, il est prélevé par la végétation et dénitrifié par les bactéries. Le chlorure est apporté par les pluies et est peu ou pas absorbé par la végétation ou les bactéries. En milieu agricole il est aussi apporté par certains engrais. Il est souvent considéré comme un élément conservatif (Altman et Parisek, 1992), car sa concentration dans la solution du sol ne varie que par évapotranspiration (perte d'eau) ou par dilution (apport d'eau par les pluies). La comparaison de la dynamique du nitrate à celle du chlorure permet de déterminer si une diminution de concentration du nitrate est due à une dilution ou à une consommation par la végétation ou les bactéries.

Le potassium a les mêmes sources que le nitrate (engrais, matière organique) et est consommé très rapidement par la végétation. Il peut aussi s'adsorber sur le complexe échangeable. Le sulfate a les mêmes sources que le nitrate et est consommé par la végétation. Le sodium est apporté comme le chlorure par les pluies et peut être libéré par l'hydrolyse des feldspaths sodiques, mais ces minéraux très altérables sont généralement absents dans les horizons pédologiques superficiels. Il est faiblement adsorbé sur le complexe échangeable. La silice est libérée essentiellement par les hydrolyses minérales et peut être aussi immobilisée dans des néoformations. Elle est peu ou pas absorbée par les arbres, un peu plus par les graminées. La silice est souvent utilisée -comme le chlorure- en hydrologie pour distinguer des eaux anciennes concentrées par l'évapotranspiration ou les hydrolyses, et des eaux récentes diluées par les pluies.

2.3.1.4.2 La conservation et l'analyse des échantillons

Les échantillons sont filtrés le jour ou le lendemain du prélèvement, à l'aide d'un filtre Millipore en nitrocellulose dont les pores ont un diamètre de 0,45 µm, et sont conservés à 4°C.

Le nitrate est dosé par spectrophotométrie d'absorption moléculaire, par réduction en nitrite sur colonne de cadmium puis réaction avec le sulfinamide. La limite de détection est de 0,07 mmol.l⁻¹. Le chlorure et le sulfate sont dosés par chromatographie ionique sur DIONEX (limite de détection de 1 µmol.l⁻¹). La silice est dosée par spectrophotométrie d'absorption moléculaire : formation d'un composé silicomolybdique jaune en milieu acide, et réduction de celui-ci en anhydride silico-molybdique bleu par le fer II. Le potassium et le sodium ont été dosés par spectrophotométrie d'émission de flamme, au laboratoire INRA d'analyses des sols d'Arras.

2.3.2 MESURES DES VITESSES POTENTIELLES DE DENITRIFICATION

2.3.2.1 La méthode de blocage à l'acétylène

La mesure des vitesses potentielles de dénitrification par la méthode de blocage à l'acétylène a été introduite par Smith *et al.* (1978). Elle est basée sur le fait que l'acétylène inhibe la réduction de N₂O en N₂ (Yoshinari et Knowles, 1976). La dénitrification ne produit donc que du N₂O, beaucoup plus facile à déceler que N₂, gaz majoritaire de l'atmosphère. l'effet.

La méthode consiste à incuber une suspension de sol (sol + eau) pendant 8h sous atmosphère anaérobie avec ajout d'acétylène. L'acétylène est ajoutée à une pression partielle de 0,1 atm, concentration suffisante pour permettre une bonne inhibition même quand le milieu est pauvre en nitrate (Smith *et al.*, 1978). La disparition de l'oxygène est suivie de trois phases. L'activité dénitrifiante dans les premières heures est due aux enzymes dénitrifiantes pré-existantes (phase I). Ensuite, la vitesse de dénitrification augmente linéairement, d'abord par la synthèse d'enzymes dénitrifiantes par la population bactérienne en place, l'inhibition par l'oxygène étant levée (phase IIa), puis, une fois que le potentiel enzymatique est à son maximum, par l'accroissement de la population bactérienne (phase IIb) (Smith et Tiedje, 1979a). La première phase est dépendante de l'état d'aération initial du sol, mais pas la seconde. La vitesse de dénitrification potentielle correspond à l'activité dénitrifiante entre 4 et 8h d'incubation, c'est-à-dire à l'activité de toutes les enzymes dénitrifiantes de la population bactérienne en place. Smith et Duff (1988) soulignent que quand le carbone est le facteur limitant de la dénitrification, et que le milieu est pauvre en nitrate, l'ajout de nitrate et glucose ne stimule pas toujours la dénitrification à cours terme, alors qu'elle est possible dans les sols une fois que la population bactérienne s'est adaptée à ces nouvelles conditions.

On peut utiliser différents traitements : ajout de nitrate, ajout de glucose, ou les deux, pour déterminer quel est le facteur limitant l'activité enzymatique bactérienne.

2.3.2.2 Protocole suivi

Nous avons mesuré les vitesses potentielles de dénitrification à l'automne et au printemps, à différentes profondeurs et selon différents traitements (Tableau 2.6).

Tableau 2.6 : Caractéristiques des deux expérimentations de dénitrification.

	OCTOBRE 98	MAI 99
Points de suivi	-10m, -5m, -3m, -1m, +1m, +3m, +5m, +10m, avec et sans haie	-10m, -5m, -1m, +1m, +5m, +10m avec et sans haie
Profondeur	10-30 cm	10-30 cm ; 70-90 cm
Traitements	Anaérobiose (A) Anaérobiose + Glucose (G) Anaérobiose + Nitrate (N) Anaérobiose+Nitrate+Glucose (GN)	Anaérobiose+Nitrate+Glucose (GN)
Paramètres mesurés	Humidité, Nitrate, Ammonium, C organique, C organique microbien	

On place 30 g de sol dans un flacon, on y ajoute 30 ml de solution dégazée : soit de l'eau pure (A) soit une solution de glucose à 32 g C-glucose par litre (G), soit une solution de nitrate de potassium à 10 mg N-NO₃⁻ par litre (N), soit une solution de nitrate + glucose aux concentrations précédentes (GN), selon le traitement choisi. On ferme le flacon avec un bouchon étanche, et on remplace l'air par du diazote, plusieurs fois. On injecte ensuite l'acétylène pour obtenir une pression partielle de 10%, et l'incubation commence. Les prélèvements sont effectués à la seringue au bout de 4 et 8h. Le N₂O dégagé est dosé par chromatographie gazeuse au laboratoire ECOBIO de l'université de Rennes 1. La vitesse de dénitrification $V_{dénit}$ est calculée en appliquant la formule :

$$mt \text{ N-N}_2\text{O (ng)} = \frac{N_2O \text{ (ppm)} \times V \text{ (l)} \times 28 \text{ (ng N.nmol}^{-1} \text{ N}_2\text{O)}}{22,4.10^{-3} \text{ (}\mu\text{l.nmol}^{-1}\text{)}}$$

$$\text{et } V_{dénit} \text{ (ng N-N}_2\text{O.g}^{-1} \text{ sol sec.h}^{-1}\text{)} = \frac{m8 \text{ N-N}_2\text{O (ng)} - m4 \text{ N-N}_2\text{O (ng)}}{4(h) \times Ms \text{ (g)}}$$

où $mt \text{ N-N}_2\text{O}$ est la masse de N-N₂O produite au bout de $t= 4$ ou 8 heures, V , le volume de gaz dans le flacon, estimé par différence de pesée, et Ms , la masse sèche de sol dans le flacon.

CHAPITRE 3 - INFLUENCE DE LA HAIE SUR LA DYNAMIQUE HYDRIQUE DES SOLS

Conséquences sur les transferts d'eau entre le versant et la zone humide

INTRODUCTION

L'étude de la dynamique de l'eau dans le sol est basée essentiellement sur le suivi de la profondeur de la nappe et du potentiel de l'eau du sol le long des deux transects, réalisé de février 98 à juin 00. Pour préciser certains aspects de la dynamique hydrique ainsi mise en évidence, et notamment les quantifier, nous avons mis en place quelques expérimentations ponctuelles : variation de la teneur en eau du sol pendant l'été, traçage et conductivité hydraulique à saturation.

Bien qu'ils constituent l'essentiel des données acquises, nous avons choisi de présenter les résultats tensiométriques et piézométriques de façon très synthétique, sous la forme d'un article soumis à *Hydrological Processes*, qui présente les grands traits de la dynamique hydrique des sols (Caubel *et al.*, 2001). Il constitue la première partie de ce chapitre. Dans une deuxième partie, nous reviendrons sur l'assèchement estival, en examinant les différences entre les années, et en estimant la variation de stock d'eau pendant la période estivale et sa signification. Dans une troisième partie, nous reprendrons la dynamique hydrique en saturé (automne, hiver, printemps), à travers l'étude des vitesses de transferts par traçage, de la conductivité hydraulique à saturation et du gradient de potentiel total, qui nous serviront à estimer les flux d'eau dans la nappe. Dans chacune de ces parties, la comparaison des deux transects permettra de dégager et de discuter l'influence de la haie sur la dynamique hydrique du système.

3.1 LES GRANDS TRAITS DE LA DYNAMIQUE HYDRIQUE DES SOLS

3.1.1 PRESENTATION DE L'ARTICLE

L'article suivant a pour objectif d'appréhender l'influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les mouvements d'eau dans le sol ① d'un point de vue temporel et spatial, ② dans les domaines saturé et non saturé, ③ en terme de direction et d'intensité des transferts.

La dynamique hydrique temporelle est appréciée en différents points des deux transects de janvier 98 à Juin 00, dans le domaine saturé par l'évolution de la profondeur de nappe (Figure 3.3), et dans le domaine non saturé par l'évolution du potentiel matriciel (Figure 3.4). Nous

présentons ensuite plus particulièrement la dynamique spatiale en 1999. Elle est appréhendée essentiellement par les cartes d'équipotentiel total le long de chaque transect à différentes saisons (Figure 3.5), complétées en été par des profils de potentiel matriciel (Figure 3.6).

La discussion de l'article porte sur trois aspects : l'assèchement des sols par la haie en été, la dynamique de réhumectation à l'automne, et les conséquences sur les écoulements dans la nappe.

3.1.2 ARTICLE : INFLUENCE OF HEDGE SURROUNDING BOTTOMLAND ON SOIL WATER MOVEMENT

Virginie Caubel^(*), Catherine Grimaldi^(*), Philippe Merot^(*), Michel Grimaldi^(#)

^(*) INRA, Unité Sol et Agronomie de Rennes-Quimper,
65 rue de St Briec, 35042 Rennes cedex, France

^(#) IRD-INRA Unité Sol et Agronomie de Rennes-Quimper,
65 rue de St Briec, 35042 Rennes cedex, France

ABSTRACT

The influence of hedge surrounding bottomland on soil water movement along the hillslope was studied on a plot scale for 28 months. It was based on the comparison of two transects, one with a hedge, the other without, using a dense grid of tensiometers. The influence of the bottomland hedge was located in the area where tree roots were developed, several meters upslope from the hedge, and could be observed both in the saturated and non saturated zone, from May to December. The hedge induced a high rate of soil drying, because of the high evaporative capacity of the trees. We evaluated that water uptake by the hedge during the growing season was at least 100 mm higher than without a hedge. This increased drying rate lead to a delayed rewetting of the soils upslope from the hedge in autumn, of about one month compared to the situation without a hedge. Several consequences of this delayed rewetting are expected : a delay in the return of subsurface transfer from the hillslope to the riparian zone, a buffering effect of hedges on floods, already observed at the catchment scale, and an increased residence time of pollutants.

KEYWORDS : hedge, oak, groundwater, soil water potential, evapotranspiration

1. INTRODUCTION

Hedges are widely encountered in the world, but with different structures and roles. In western Europe, they are mainly represented as bocage, a network of hedgerows enclosing fields (Baudry *et al.*, 2000). This is a very old landscape structure, developed essentially during the 11, 12 and 19th centuries. It was first considered as a border around properties and as a barrier for cattle. Since 1960, as many hedges were destroyed with agricultural intensification, concerns and studies about hedges developed, especially regarding their environmental role (social, economic and ecological). Hedges roles have been investigated throughout the world, especially as windbreaks (De Jong and Kowalchuk, 1995), for limiting soil and water losses (Pihan, 1976;

Alegre and Rao, 1996; Kiepe, 1995), and for protecting adjacent croplands (Buresh and Tian, 1998; Rao *et al.*, 1998; Shively, 1998).

But only a few studies have been conducted on the hydrological role of hedges in a temperate climate (Merot, 1999). On a catchment scale, comparison of watersheds differing from the intensity of bocage showed that direct runoff volume and peak flow were 1.5 to 2 times lower in the bocage catchment, and that the runoff coefficient was lower and more constant (Merot, 1978). As it is difficult to find comparable catchments, and as the methodology on this scale is heavy, hydrological modelling was a useful tool to study hedge influence on catchment hydrology. Merot and Bruneau (1993) demonstrated that the buffering effect of bocage on floods was partially due to the bottomland hedge, which limited the extension of the saturated area generating overland flow. Merot *et al.* (1999) demonstrated that bocage actually modified all catchment subsurface drainage and that many hedges acted as a sink for water. They block the runoff and water can only infiltrate.

On a local scale, measurements and observations emphasise the drying effect of hedges in summer, and the vertical drainage capacity of the hedge and bank system (Carnet, 1978; Baffet, 1984), mainly due to the tree root system and to enrichment in organic matter. Ryszkowski and Kedziora (1987) underlined the high transpirative capacity of hedgerow trees due to a well developed root system and to turbulent air exchanges in the tree canopy. They calculated (Ryszkowski and Kedziora, 1993) that in some conditions, hedges perpendicular to the slope could uptake all water passing through the root system by transpiration. But there has been no measurement of such a role at present.

Hydrological functioning of hedgerow systems could moreover be an important topic in water quality restoration in western Europe. Landscape structures such as wetlands and hedgerows could contribute to the reduction in transfer of pollutants to rivers (Peterjohn and Corell, 1984; Burel, 1996), and so complete action taken concerning low polluting agricultural practices. Whereas wetland efficiency in removing pollutants has been thoroughly investigated (Gilliam, 1994), the potential role of hedges, assumed to be due to the vegetation, is not really known (Merot et Reyne, 1995).

The bottomland hedge which surrounds riparian wetlands is a type of hedgerow frequently encountered in Brittany (Bazin, 1995). It is of particular interest because of its location between two different environments : the fertilised crop field on the hillslope and the hydromorphic unfertilised riparian zone (Merot and Reyne, 1995). We assume that this hedge can modify the hydrological and geochemical features of fluxes from the hillslope, and affect the functioning of the riparian zone. In this context, our study aims at identifying the direction and intensity of the water fluxes coming from the hillslope and passing through the bottomland hedge to reach the riparian zone. This is a detailed study of one site, based on soil water potential monitoring along two transects, one crossing the bottomland hedge, the other which did not.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Study site

The study site is located in the Massif Armoricain (north west France), twenty kilometres west of Rennes, in Brittany. The average annual precipitation for thirty years in the area is about 710 mm, and the average potential evapotranspiration about 620 mm. The bottomland hedge, perpendicular to the slope, runs north-west/south-east, and is located about sixty meters from a second order stream (fig. 1). It is planted with one-hundred-year-old oaks (*Quercus robur*), 2 m apart, standing on a bank which induces a difference in height of about 0.4 m between the hillslope and the riparian zone. The hedge and bank were partially pulled out forty years ago, which enabled us to compare two transects, one crossing the hedge and bank, the other which does not (fig. 1).

The upslope field was cultivated successively with wheat, rye-grass and maize, and was highly fertilized. The slope is steep and regular (5%) in the upper part, and gentle (< 0.5%) for the twenty meters approaching the hedge. The downslope field is a wet meadow, unfertilized, with a gentle slope (0.5%). In the surveyed area, the soil remained covered with grass, upslope and downslope, which was cut regularly to a height of 0.1 m. The soils contain an organic layer (1.2% carbon), an eluvial layer (18% clay) and an illuvial layer (23% clay), lying on a shale bedrock. Upslope, the soils are more than 2m deep, and hydromorphic from 0.8 m. The organic layer is thick, about 1 m. The eluvial layer is thin (20 cm), and the illuvial one extends from about 1.2 m to 2 m. Downslope, the soils are thinner and hydromorphic from the surface : the organic layer is 30 cm deep, followed by the eluvial and illuvial layers which are together 1 m deep, overlying a rocky layer.

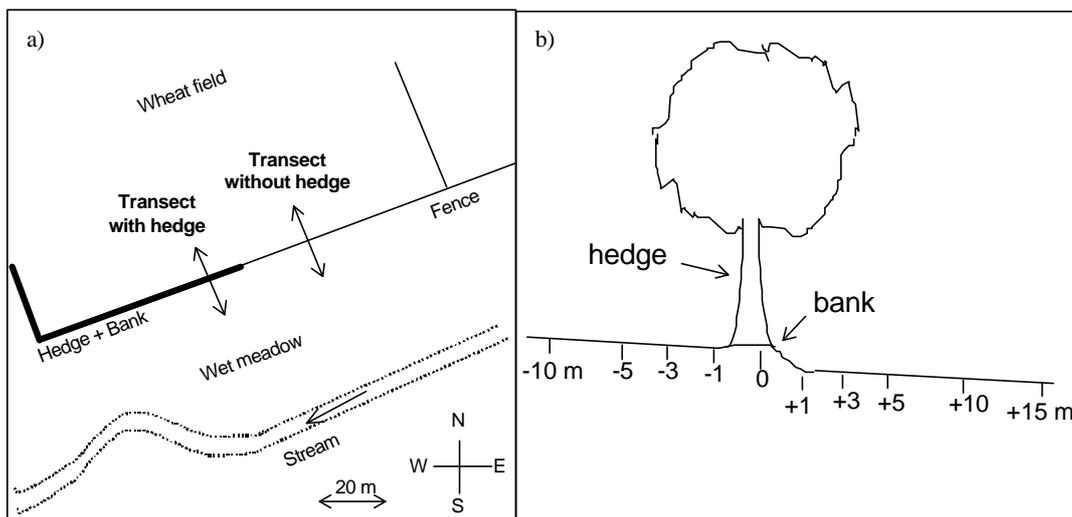


Figure 1 : Map of the study site a) general view b) the hedge and bank system.

Figure 3.1 : Plan du site a) vue d'ensemble b) le talus et la haie.

2.2 Site equipment and monitoring

The two transects, one with the hedge, the other without, were equipped with tensiometers and piezometers at 1, 3, 5, 10 and 15 m upslope and downslope, and at 0 m for the transect with the hedge (Fig. 1b). Tensiometers were placed following AFNOR recommendations (AFNOR, 1996), at depths of 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6, 0.8, 1.05, 1.3 and 1.55 m. They stop functioning when the matrix soil water potential reaches -8 m. Piezometers, made of 7 cm-wide PVC tubes, were placed in holes corresponding exactly to their diameter, down to a depth of 1.8 m upslope and 1.2 m downslope. The deepest forty centimetres of the tubes were perforated.

Measurements were performed from February 1998 to June 2000, about every fifteen days, or more frequently when raining. Water table level was either measured in the piezometers or calculated from tensiometric data. Tensiometric data were collected with a calibrated pressure captor. They were used to calculate the matrix soil water potential, and the total soil water potential, which included the gravitational component of energy. The total soil water potential was calculated using the same elevation reference for all the tensiometers. This enables the drawing of the soil water potential field along all the transects, and the analysis of the direction and the intensity of the water fluxes. Interpolation was done by kriging, using Surfer software and a linear variogram calculated from the data set.

3 RESULTS

3.1 Precipitation and potential evapotranspiration

Precipitation and potential evapotranspiration (Fig. 2) were measured at the INRA meteorological station of "Le Rheu" fifteen kilometers east of the site. In 1998 and 1999, annual precipitation (P) were respectively 798 and 925 mm, and annual potential evapotranspiration (PET) 609 and 751 mm. Precipitations were irregular during spring 1998 (150 mm in April against 30 mm in May), conversely to springs 1999 and 2000. Mensual PET was higher than P from May to August, and summer 1999 was 60 mm dryer than summer 1998. Autumns were wet, around 400 mm from September to December, but the rainy period began in August 1999, instead of September 1998.

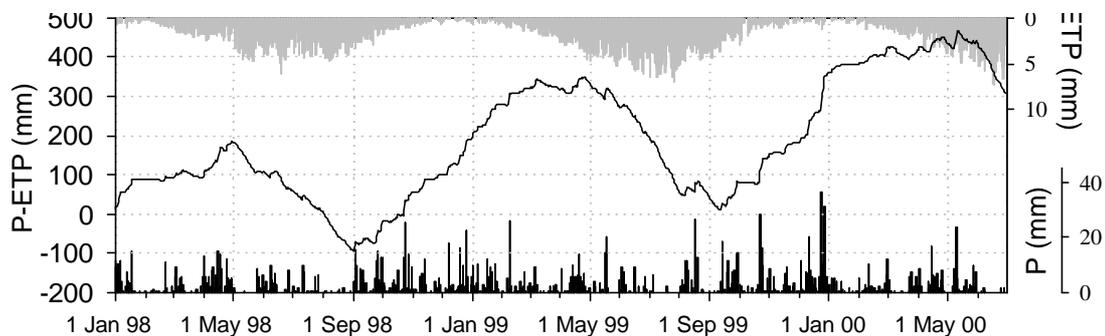


Figure 2 : Daily precipitation (P), daily evapotranspiration (PET) and cumulated P-ETP since 01/01/97.

Figure 3.2 : Précipitation (P) et évapotranspiration (ETP) quotidiennes et P-ETP cumulée depuis le 01/01/97.

3.2 General hydrological dynamics

The saturated zone

The depth from the soil surface to the water table, presented here for the extreme monitored points upslope and downslope (Fig. 3), was very dependant on climatic conditions. Each year, we identified three periods : high water table level in winter and early spring, water table decrease in late spring and summer, water table rise in autumn.

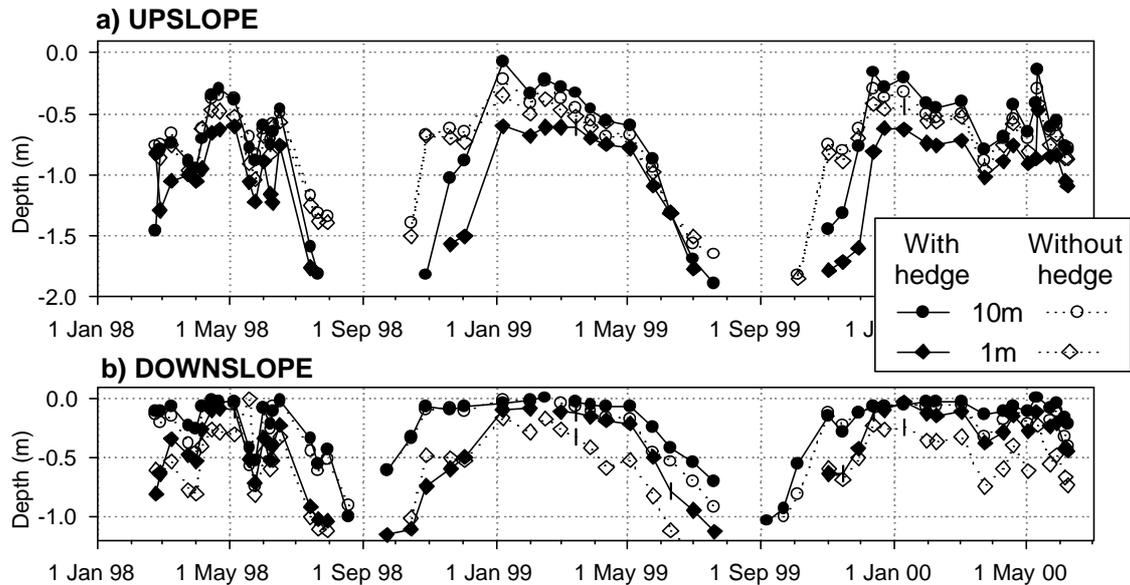


Figure 3 : Evolution of the depth to the water table a) upslope and b) downslope from the two transects from January 98 to June 00.

Figure 3.3 : Evolution de la profondeur de la nappe a) en amont et b) en aval des transects de janvier 98 à juin 00.

In winter and early spring, at each monitoring point, the water table fluctuated in the same way in the two transects : it rose and descended quickly during and after rain (April and June 98, April and May 00). Upslope (Fig. 3a), the water table fluctuated mainly between 0.2 and 1 m, and it was higher at 10 m than at 1 m, especially in the transect with the hedge. Downslope (Fig. 3b), the soil was saturated nearly from the soil surface, and the water table level was a little higher in the transect with hedge, especially at 1 m, because the topography of the wet meadow was flatter.

In late spring and summer, the water table movement differentiated upslope from the two transects (Fig. 3a). It descended faster in the transect with the hedge, at 1 m and 10 m. In August, the water table descended below a depth of 2 m. Downslope (Fig. 3b), the decrease was a little slower, and there were no significant differences between the two transects.

In autumn, the contrast in behaviour of the water table upslope from the two transects was accentuated (Fig. 3a). It rose later and slower upslope from the hedge. The water table level stabilized in the transect with hedge between one month (at 10 m) and two months later (at 1 m) than in the transect without the hedge.

The non-saturated zone

Hydrological dynamics in the non-saturated zone could be appreciated by the matrix soil water potential evolution. We choose here to show the depth of 0.8 m (Fig. 4), which is in the hedgerow tree rhizosphere, and which is not too deep to be buffered by the water table, and not too superficial to be influenced by rye-grass evapotranspiration. Matrix soil water potential followed the same dynamics as the water table level, characterised by three hydrological periods. In late spring and summer, the matrix soil water potential decreased faster upslope from the hedge, especially at 1 m. There was no measurement when the matrix soil water potential got lower than -8 m, that is to say from the end of July to September or October. In autumn, it increased later and more slowly upslope from the hedge than without the hedge, especially at 1 m.

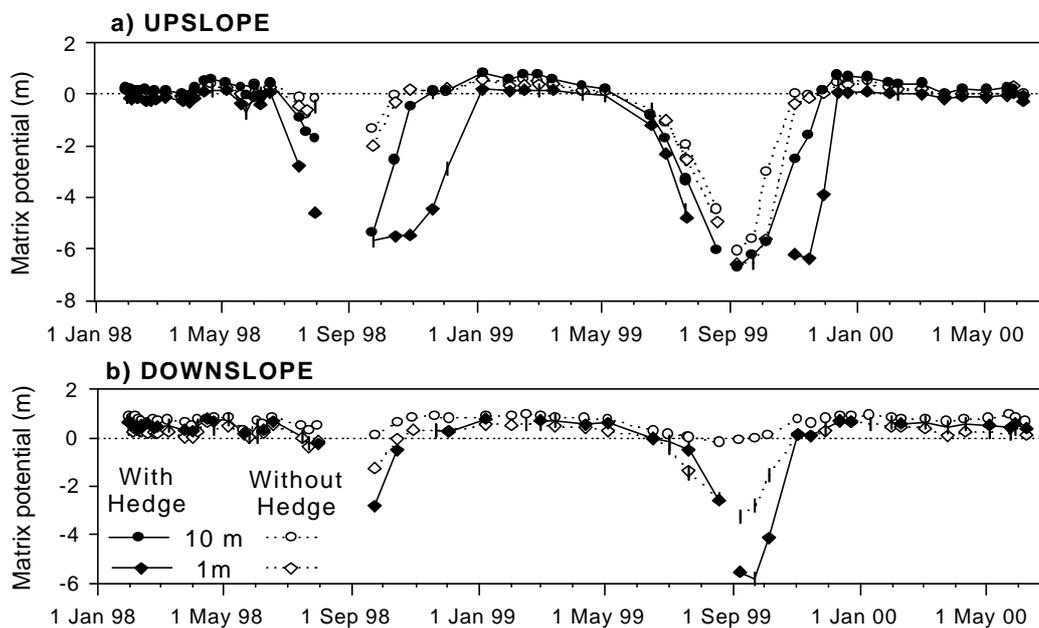


Figure 4 : Evolution of the soil matrix potential at a depth of 0.8 m a) upslope and b) downslope from the two transects from January 98 to June 00.

Figure 3.4 : Evolution du potentiel matriciel à 80 cm de profondeur a) en amont et b) en aval des transects de janvier 98 à juin 00.

3.3 Spatial hydrological dynamics during the three periods

Hydrological dynamics along the transects during the three periods previously identified is based on maps of the total soil water potential, where we also drew the water table level (Fig. 5). Water flows from the higher to the lower total soil water potential, perpendicularly to the isolines, and the intensity of fluxes is proportional to the gradient of total soil water potential (Hillel, 1988). As the hydrological temporal dynamics is similar each year, we choose to present 1999 results, when more data were available. For each period, we use all the dates which were useful in overviewing the dynamics, and we completed the presentation in period 2 with profiles of matrix soil water potential in the two transects (Fig. 6).

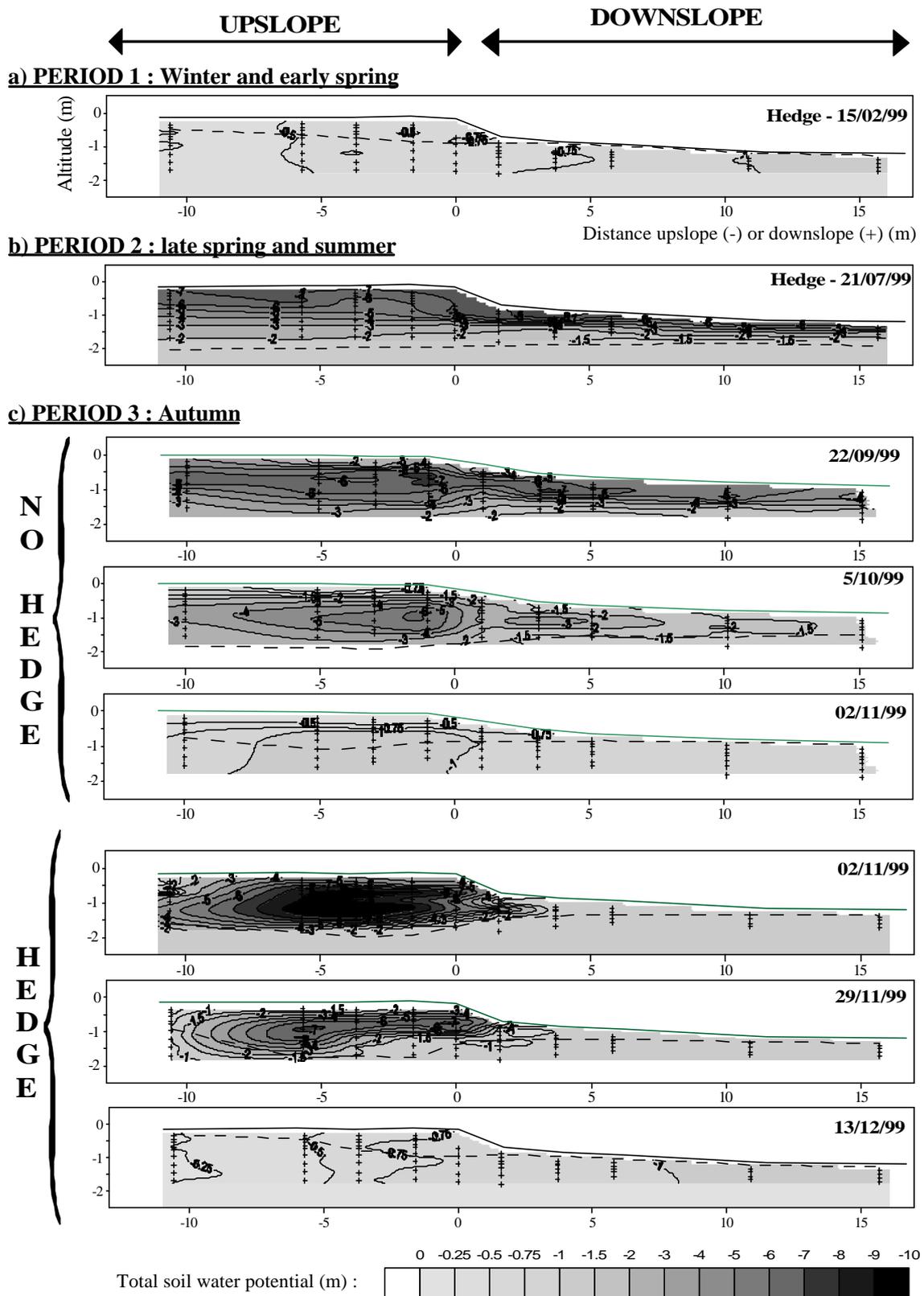


Figure 5 : Isolines of total soil water potential along the two transects a) in winter and early spring 99 b) in late spring and summer 99 c) in autumn 99. Crosses stand for the monitored points.

Figure 3.5 : Cartes des isovaleurs du potentiel total le long des transects a) en hiver et au début du printemps b) à la fin du printemps et en été c) en automne. Les croix représentent les points de mesures.

Period 1 : Winter and early spring (Fig. 5a)

The total soil water potential was similar in the two transects. It varied mainly laterally. In the saturated zone, the gradient of the total soil water potential was around 0.03 m/m in the transect with the hedge, and 0.02 m/m without the hedge.

Period 2 : Late spring and summer (Fig. 5b and Fig. 6)

In the two transects, upslope and downslope, the matrix and total soil water potential decreased sharply towards the surface. Upslope, the drying is higher in the transect with the hedge (Fig. 6a). The difference in matrix soil water potential between the two transects increased with time. At a depth of 1 m, it was about 0.3 m in June, 0.6 m in July, and 1 m in August. Downslope, the soil water potential remained close to saturation at a depth of 1 m, depth above which the decrease of the soil water potential seemed to be stronger on the transect without the hedge.

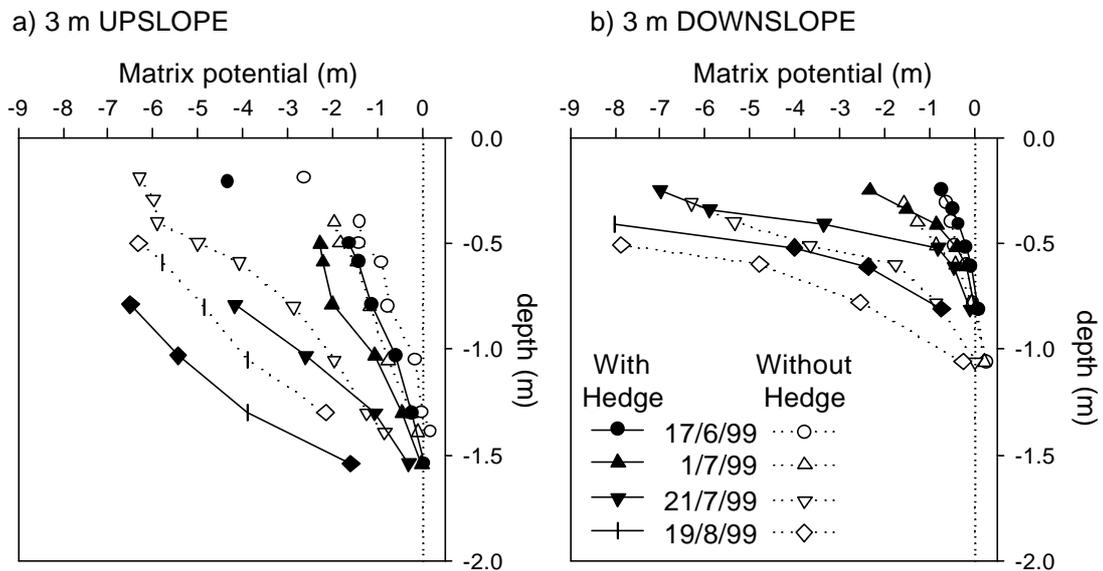


Figure 6 : Profiles of soil matrix potential at 3 m a) upslope and b) downslope from the transects in summer 99.

Figure 3.6 : Profils de potentiel matriciel à 3 m a) en amont et b) en aval des transects pendant l'été 99.

Period 3 : Autumn (Fig. 5c)

In September, there was an area of low potential (-6 m) upslope at a depth of about 0.8 m in the transect without the hedge. The total soil water potential increased above this, towards the surface, and below, towards the water table. Downslope, the potential increased from the soil surface to the water table. In October, the potential had increased at 10 m upslope and in the wet meadow, but the area of low potential remained from 3 m upslope to 3 m downslope. The potential was lower upslope than downslope, as was the water table level. In November, the total soil water potential had increased everywhere, and the low potential area nearly disappeared. Upslope, the potential decreased slightly from the surface to the water table, and there was nearly no lateral gradient. Downslope, the total soil water potential was more constant.

On the transect with the hedge, there was still many non-functioning tensiometers before November. At the beginning of November, at 1 to 5 m upslope from the hedge, there was an area of low potential (-9 m) between depths of 0.6 and 1.1 m, and a depletion in the water table level. Downslope, the water table was higher than upslope and the potential was around 1 m. At the end of November, the total soil water potential had increased, especially at 10 m upslope from the hedge, and just below it (0 m). The depletion of the water table level was more pronounced, and the heart of the low potential area shifted a few meters upslope. In mid-December, the potential was homogeneous along the transect, with a lateral gradient, as in February 99, even if the water table remained a little depleted just upslope from the hedge.

4 DISCUSSION

We did not observe many differences in water table level and soil water potential between the two transects in winter. The water table seemed to fluctuate rapidly with rain, especially in 1998 and 2000, as usually observed in the bottomland of small catchments in Brittany (Molénat, 1999). The slope of the water table level, that is to say the lateral gradient of total soil water potential was homogenous along the transect, with values of about 0.02 m/m on the transect without the hedge, and 0.03 m/m on the transect with the hedge. This difference might be due to the difference in topography, the average slope being a little higher on the transect with the hedge.

The hydrological dynamics was different between the two transects from late spring to late autumn, and was characterised by an increased drying upslope from the hedge in summer, which led to a delayed rewetting of soils in autumn.

4.1 Water uptake by the hedge in summer

Considering the slope of the decrease of the water table level and of the matrix soil water potential from May to August, soils appeared to dry faster upslope on the hedge transect. Moreover, the drying was increased by about 1 m in mid August 99. Tensiometers stopped functioning when the potential was lower than -8 m, which is still far from the wilting point (-15.9 m), and it is likely that the difference in drying kept on increasing until rain began again. Indeed, as discussed below, the rewetting of the soil was delayed in September. The high rate of drying of soils around hedges had already been observed. Carnet (1978) measured a greater drying a few meters upslope from the hedge than in the upslope field between May and August. Mette and Sattelmacher (1994) monitored matrix soil water potentials at a depth of 0.5 m two to eight times less at 1 m from the hedge than at 10 m (-8 m against -4 m) during the summer. The same phenomena, associated to a depletion in the water table level, was observed at the interface between a grassland and a riparian forest by Bosch *et al.* (1994).

This increased drying is due to the uptake of water by the hedge in late spring and summer, which is well known even if it has never been directly measured. Hedges trees transpire a lot because they have a developed root system, and because they receive more energy than the adjacent cropland, especially by advection. Ryskowski and Kedziora (1987) calculated that the evapotranspiration of a shelter belt in Poland during the growing season was around 600 mm, against 500 for a meadow and 440 for a wheat field. Guyot (1997) considered that the evapotranspiration of a hedge is 2 to 3 times higher than that of a for an equivalent surface area.

The drying effect of the bottomland hedge could be enhanced by the fact that the uptake of water was concentrated upslope. We actually observed in ditches that roots were essentially developed upslope from the hedge, from a depth of 0.8 m, and at least up to 10 m from the hedge, even if there were more at 3 m than at 10 m. Downslope, we observed few roots, and we assume that the frequent water saturation of the soil was not suitable for their development.

4.2 Autumnal rewetting of soil

Rewetting of the soil occurred at the soil surface by rain infiltration, and in depth by the rise of the water table. Between these two rewetting fronts, the area of low potential observed in autumn on the two transects is what remained of summer drying. The way the area of low potential disappeared on each transect gives information on the origin of the water contributing to the rewetting of the soil.

Downslope from the two transects, in the wet meadow, the dry area disappeared rapidly, because the water table was not too far away from the soil surface, even in late summer. The rain infiltration front and the water table rise front met at about a depth of 0.8 m, and contributed to the increase in the soil potential. In the upslope field, the water table was deeper, partially because of the topography, and the area of low potential remained later. Besides rain infiltration, the water flowing from the hillslope in the saturated and in the non-saturated zone contributed to porosity filling, as indicated by the gradient of soil water potential and by the slope of the water table at 10 m upslope from the two transects (Fig. 5c). Water coming from the wet meadow also participated in the rewetting of upslope soils, as the soil water potential and the water table level were higher a few meters downslope than a few meters upslope (Fig. 5c).

The dynamics of rewetting was similar in the two transects in terms of processes. But first of all, in the transect with the hedge, the rewetting was delayed. The area of low potential was observed in 1999 one month later in this transect, which could mean that 1) the soil was dryer at the end of summer 2) the trees were still taking up water in October. The two assumptions are credible, as water uptake lasts until leaf fall, that is to say, November. But as the PET was low in October, it's likely more the summer uptake which accounted for this delay. The second difference in the rewetting of the two transects was that as rewetting occurred later, the proportion of the different contributing waters was different. The proportion of water coming from the wet meadow, especially, was greater, as indicated by the total soil water potential gradient below the hedge in November, and by the fact that the area of low potential shifted upslope. The water coming from the hillslope also contributed to the rewetting between 10 m and 5 m upslope from the hedge.

The area of low potential upslope disappeared at the beginning of November in the transect without the hedge, and more than one month later in the transect with the hedge. We calculated that this corresponded respectively to 150 and 250 mm of cumulated P-PET since the end of summer. If we consider that the input of water from rain and from the rise of the water table were similar in the two transects, this 100 mm may account for the supplementary transpiration by the trees. This corresponded to the difference measured by Ryskowski and Kedziora (1987) between a meadow and a shelter belt.

4.3 Consequences of the delayed rewetting

The first consequence of the delayed rewetting on the transect with the hedge is a possible delay in the return of subsurface transfer from the hillslope to the riparian zone. As long as the area of low potential has not disappeared, there is no lateral gradient of total soil water potential between upslope and downslope, and so, no lateral water movement. In our case, the delay was approximately one month in 1999, which corresponded to 100 mm of cumulated P-PET.

The second consequence of the drying and of the delayed rewetting is the buffering effect of hedges already observed in the catchment scale : in a bocage catchment, the direct runoff volume and the discharge peak flow were lower, and the runoff coefficient was more constant (Merot, 1978). Firstly, as modelised by Merot et Bruneau (1993), this is because the bottomland hedge limited the extension of the saturated riparian area generating overland flow. We observed here that the rewetting of the soils upslope was delayed, and complete saturation prevented because of the difference in height between upslope and downslope. Secondly, as modelised by Merot *et al.* (1999), all the drainage network was modified in a catchment with hedges, and many hedges played the role of sink by blocking the runoff which can only infiltrate. We observed here that as the soil was very dry in summer, a greater amount of water was needed to fill the porosity. This water came from rain, either directly by infiltration, or indirectly by subsurface flow or water table rise. We assume that the role of sink of the bottomland hedge is enhanced by the fact that the uptake of water by trees was located upslope.

Another consequence of the delayed return of flow from the upslope field to the riparian zone could be the increase of the residence time of substances in the soil in autumn, when microbial activity is high. Nitrate provided by fertilisation or enhanced mineralisation, usually leached down at this period, could be removed by living organisms, especially by denitrification, enhanced in the rhizosphere (Smith and Tiedje, 1979b; Hill, 1996).

To complete these results, further investigation would be interesting concerning the amount of water actually taken up by the hedge, and its consequences on fluxes of water passing through the system in autumn.

ACKNOWLEDGEMENTS

Authors thank the NICOLAS European Research Project (1997-2000, ENV4-CT97-0395) for the financial support, and François Rouault for the help in data collection.

REFERENCES

- AFNOR. 1996. Détermination de la pression d'eau dans les pores: méthode du tensiomètre NF ISO 11276. In *Qualité des sols. Recueil des normes françaises 96*, 3ème édition, Paris; 491-515.
- Alegre JC, Rao MR. 1996. Soil and water conservation by contour hedging in the humid tropics of Peru. *Agriculture Ecosystem and Environment* **57**: 17-25.
- Baffet M. 1984. Influence de la haie sur l'évolution des caractères physico-chimiques et hydrodynamiques des sols. Thèse, Univ. Limoges, 173 pp.

- Baudry J, Bunce RGH, Burel F. 2000. Hedgerows : an international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management* **60**: 7-22.
- Bazin P. 1995. *Les talus du bocage*. Institut pour le Développement Forestier (ed).
- Bosch DD, Hubbard RK, West LT, Lowrance RR. 1994. Subsurface flow patterns in a riparian buffer system. *American Society of Agricultural Engineers* **37**: 1783-1790.
- Burel F. 1996. Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Critical review in Plant Sciences* **15**(2): 169-190.
- Buresh RJ, Tian G. 1998. Soil improvement by trees in sub-Saharan Africa. *Agroforestry Systems* **38**: 51-76.
- Carnet C. 1978. *Etude des sols et de leur régime hydrique en région granitique de Bretagne: une approche du rôle du bocage*. Thèse Univ. Rennes, U.E.R. Sciences Biologiques, mention Agronomie, 235 pp.
- De Jong E, Kowalchuk T. 1995. The effect of shelterbelts on erosion and soil properties. *Soil Science* **159**: 337-345.
- Gilliam JW. 1994. Riparian wetlands and water quality. *Journal of environmental quality* **23**(5): 896-900.
- Guyot G. 1997. *Climatologie de l'environnement, De la plante aux écosystèmes*. Masson ed, Paris; 505pp.
- Hill AR. 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of Environmental Quality* **25**: 743-755.
- Hillel D. 1988. *L'eau et le sol, principes et processus physiques*. Collection pedasup, Academia (ed), Louvain la neuve, 2nd édition revue; 288pp.
- Kiepe P. 1995. Effect of *Cassia siamea* hedgerows barriers on soil physical properties. *Geoderma* **66**: 113-120.
- Merot P. 1978. *Bocage: sols et eau, Tome 1, Le bocage en Bretagne granitique, une approche de la circulation des eaux*. Thèse Univ. Rennes; 199 pp.
- Merot P. 1999. The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in a temperate climate. *Agronomie* **19**: 655-669.
- Merot P, Bruneau P. 1993. Sensitivity of bocage landscapes to surfaces run-off: application of the Kirkby index. *Hydrological Processes* **7**: 167-173.
- Merot P, Reyne S. 1995. Rôle hydrologique et géochimique des structures linéaires boisées. *Etude Recherche. Systèmes Agraires et Développement* **29**: 83-100.
- Merot P, Gascuel-Oudou C, Walter C, Zhang X, Molenat J. 1999. Influence du réseau de haies des paysages bocagers sur le cheminement de l'eau de surface. *Revue des sciences de l'eau* **12**(1): 23-44.
- Mette R, Sattelmacher B. 1994. Root and nitrogen dynamics in the hedgerow-field interface. Consequences for land use management. In *Proceedings of the 7th Inter. Symp. of CIEC; Agroforestry and land use change in industrialized nations*, Berlin, Humboldt university; 275-284.
- Molénat J. 1999. *Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole. Etude expérimentale et modélisation*. Thèse Géosciences INRA Rennes; 272pp.
- Peterjohn WT, Correll DL. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observation on the role of a riparian forest. *Ecology* **65**: 1466-1475.

- Pihan J. 1976. Bocage et érosion hydrique des sols en Bretagne. In *Les bocages, histoire, écologie, économie*, Table ronde CNRS. INRA, ENSAR, Univ. Rennes; pp. 185-192.
- Rao MR, Nair PKR, Ong CK. 1998. Biophysical interactions in tropical agroforestry systems. *Agroforestry Systems* **38**: 3-50.
- Ryszkowski L, Kedziora A. 1987. Impact of agricultural landscape structure on energy flow and water cycling. *Landscape Ecology* **1**(2): 85-94.
- Ryszkowski L., Kedziora A. 1993. Energy control of matter fluxes through land-water ecotones in an agricultural landscape. *Hydrobiologia* **251**: 239-248.
- Shively GE. 1998. Impact of contours hedgerows on upland maize yields in the Philippines. *Agroforestry Systems* **39**: 59-71.
- Smith MS, Tiedje JM., 1979. The effects of roots on soil denitrification. *Soil Science Society American Journal* **43**: 951-955.

3.1.3 RESUME DES PRINCIPAUX RESULTATS ET CONCLUSIONS

La dynamique hydrique des sols est rythmée par trois périodes (① hiver et début de printemps, ② fin de printemps et été ③ automne), le comportement des deux transects se différenciant essentiellement de la fin du printemps à la fin de l'automne.

3.1.3.1 Dynamique hydrique en hiver et au début du printemps

L'hiver et le début du printemps sont caractérisés par une saturation assez superficielle des sols : la nappe est à environ 50 cm de profondeur à l'amont, elle affleure à l'aval (Figure 3.3). La profondeur du toit de nappe varie assez rapidement en fonction des conditions climatiques, ce qui est assez caractéristique des fonds de vallée en Bretagne (Molénat, 1999). Le gradient de potentiel total dominant est longitudinal, ce qui signifie que les transferts d'eau se font essentiellement d'amont en aval (Figure 3.5a).

La principale différence entre les deux transects à cette saison est le gradient de potentiel total le long du transect, qui est un peu plus fort sur le transect avec haie ($0,03 \text{ m.m}^{-1}$ contre $0,02$), probablement parce que la pente topographique est plus importante.

3.1.3.2 Dynamique hydrique à la fin du printemps et en été

La période s'étendant de la fin du printemps à la fin de l'été est marquée par la descente continue de la nappe (Figure 3.3), et un assèchement progressif des sols (Figure 3.4 et Figure 3.5b).

Ces deux phénomènes sont plus marqués à l'amont qu'à l'aval, et surtout sur le transect avec haie que sans haie (Figure 3.6). Ils correspondent à une forte consommation d'eau par les arbres de la haie, déjà observée ou mesurée par plusieurs auteurs (Carnet, 1978, Baffet; 1984, Ryszkowski et Kedziora, 1987; Mette et Sattelmacher, 1994) : l'évapotranspiration d'une haie est

plus importante que celle d'une culture basse car elle reçoit plus d'énergie par advection, et que son système racinaire développé lui permet d'étendre sa zone de prélèvement. Le prélèvement d'eau est ici localisé en amont du transect car les racines se développent moins à l'aval, probablement à cause de l'anoxie liée à la saturation des sols.

3.1.3.3 Dynamique hydrique en automne

La différence de fonctionnement entre les deux transects à l'amont s'accroît lors de la reprise des pluies d'automne (Figure 3.5c).

On observe à la reprise des pluies une zone de bas potentiel à 1 m de profondeur quelques mètres en amont des transects, associée à une incurvation du toit de nappe. Cette zone correspond à une réhumectation plus lente du sol, à cause de la configuration des écoulements à l'automne : les sols se réhumectent par l'infiltration des pluies en surface, par les écoulements latéraux provenant du versant, et par la remontée de la nappe de la zone humide.

Sur le transect sans haie, la zone de bas potentiel disparaît début novembre, alors qu'elle persiste jusqu'à début décembre sur le transect avec haie, à cause du plus fort assèchement estival. Ce retard à la saturation des sols en amont du transect avec haie modifie la part relative des différents écoulements qui y contribuent, la part de l'eau de nappe de la zone humide semblant sur ce transect plus importante (Figure 3.5c). La saturation des sols se produit sur le transect avec haie après 250 mm de P-ETP cumulé depuis la reprise des pluies, contre 150 mm sur le transect sans haie. Cette différence de 100 mm est du même ordre que la différence d'évapotranspiration mesurée par Ryszkowski et Kedziora (1987) entre une haie et une prairie pendant la période de croissance de la végétation .

Pour que les écoulements dans la nappe reprennent de l'amont vers l'aval des transects, il faut aussi qu'un gradient de potentiel latéral s'établisse. Le retard à la saturation des sols en amont de la haie peut donc entraîner un retard à la reprise des écoulements le long du transect d'un mois environ.

3.2 L'ASSECHEMENT DES SOLS EN ETE

3.2.1 COMPARAISON DE L'ASSECHEMENT LES DEUX ETES ETUDIES

Nous venons de voir que la dynamique hydrique en amont du transect avec haie se caractérisait par un assèchement plus important des sols en été, qui conduisait à une réhumectation plus lente en automne, et ceci pour les deux années étudiées. Or deux facteurs ont varié entre ces années : le climat et l'état de la végétation, puisque la haie a été élaguée en janvier 99 et qu'une jeune haie a été plantée sur le transect sans haie en février 99.

Nous cherchons ici à déterminer si ces deux facteurs ont induit des différences dans la dynamique et l'intensité de l'assèchement estival. Etant donné que les mesures tensiométriques et piézométriques sont interrompues l'été, nous examinerons aussi les données acquises en

automne, la dynamique de réhumectation des sols pouvant renseigner sur l'intensité du dessèchement estival.

3.2.1.1 Comparaison des conditions climatiques

Pour comparer les conditions climatiques des années étudiées, nous avons représenté les précipitations et l'évapotranspiration cumulées depuis le 1^{er} mars de chaque année (Figure 3.7), date à partir de laquelle nous pouvons considérer que la végétation peut commencer à prélever de l'eau. Pour déterminer l'influence du climat sur le régime hydrique des sols, c'est plutôt le cumul de P-ETP qui nous intéresse : nous l'avons calculé à partir de son maximum de printemps, environ début mai (Figure 3.7), au moment où l'ETP devient supérieure aux précipitations, et qui correspond à un état hydrique des sols comparables (§3.1).

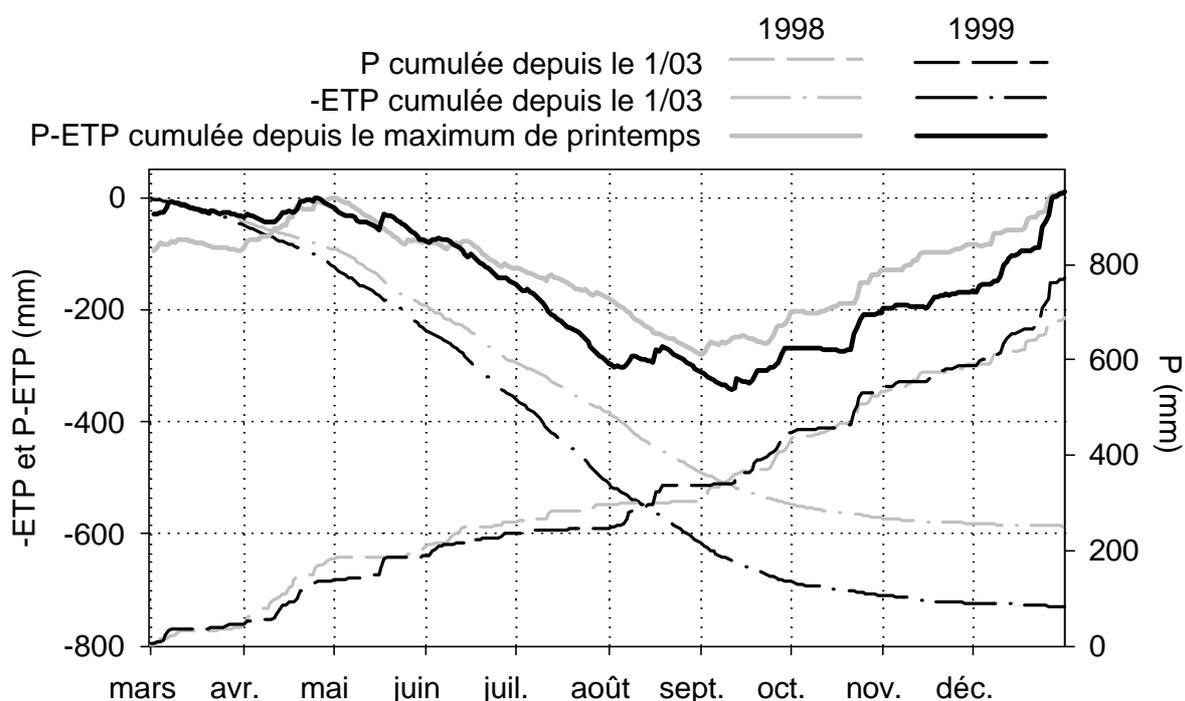


Figure 3.7 : Précipitation (P) et évapotranspiration (ETP) cumulées depuis 1/03, et P-ETP cumulée depuis le maximum de printemps de chaque année (1/05/98 - 20/04/99).

L'ETP cumulée depuis le 1/03 est plus forte à la fin de l'été 99 que 98, d'environ 80 mm. Le régime des précipitations est un peu différent au printemps et pendant l'été les deux années, le mois de juillet étant plus pluvieux en 98, le mois d'août en 99. A l'automne, le régime des précipitations est assez similaire, les épisodes pluvieux et les accalmies se produisent à peu près aux mêmes dates. Finalement, le cumul de P-ETP se différencie les deux années surtout entre mi-juin et mi-septembre.

3.2.1.2 Comparaison de l'assèchement des sols

On compare ici l'assèchement des sols entre les deux années à travers l'évolution du potentiel matriciel et de la profondeur de la nappe. Nous avons choisi de comparer l'évolution de ces variables en fonction du temps à celle du cumul de P-ETP, plutôt que de les représenter directement en fonction de celui-ci, parce que la dynamique de variation du cumul entre deux dates nous semble tout aussi importante que son intensité.

3.2.1.2.1 A travers l'évolution du potentiel matriciel

Le potentiel matriciel traduit l'humidité du sol à une date donnée, mais la relation entre les deux variables n'est pas linéaire. On ne peut assimiler une diminution de potentiel entre deux dates à une intensité d'assèchement que si l'on part du même état initial. Nous avons choisi de présenter l'évolution du potentiel matriciel à 80 cm de profondeur (Figure 3.8), comme dans le §3.1, car on est à cette profondeur dans la rhizosphère des arbres de la haie. Nous y avons superposé le cumul de P-ETP calculé précédemment.

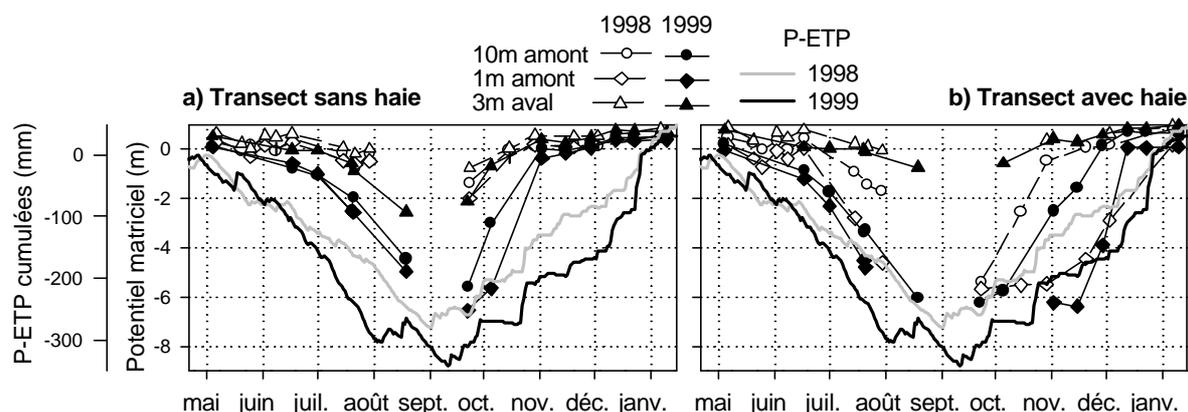


Figure 3.8 : Evolution du potentiel matriciel à 80 cm de profondeur en phase d'assèchement et de réhumectation des sols en 98 et 99 a) sur le transect sans haie et b) sur le transect avec haie.

Au cours de l'été, sur le transect sans haie (Figure 3.8a), le potentiel matriciel est plus faible en 99 qu'en 98, alors qu'on part d'un même état hydrique début mai. Sur le transect avec haie (Figure 3.8b), le potentiel matriciel est plus faible en 99 à 10 m en amont, mais il est équivalent à 1 m.

A l'automne, sur le transect sans haie (Figure 3.8a), le potentiel matriciel reste plus faible en 99 qu'en 98. Sur le transect avec haie (Figure 3.8b), le potentiel est aussi plus faible en 99, mais la différence entre les deux années est moins marquée que sur l'autre transect.

3.2.1.2.2 A travers l'évolution de la profondeur de nappe

La profondeur de nappe exprime l'extension de la zone non-saturée, elle ne renseigne donc pas directement sur l'intensité de l'assèchement. Par contre, la vitesse de descente de la nappe donne une idée de l'intensité de l'assèchement : à partir d'une même profondeur, plus le sol

s'assèche vite, plus la nappe descend vite. De même, la vitesse de remontée de la nappe renseigne sur l'état antérieur de dessèchement du sol dans la zone qui vient de se saturer.

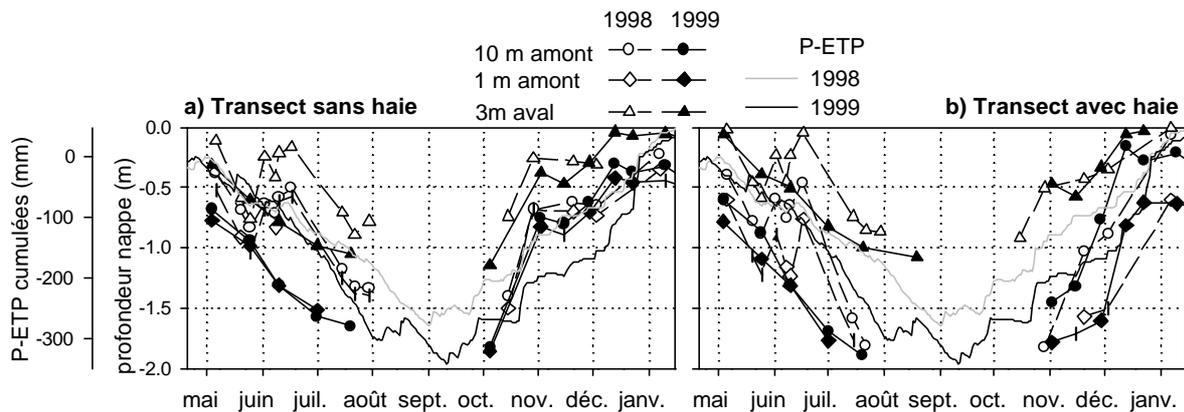


Figure 3.9 : Evolution de la profondeur de nappe en phase de réhumectation des sols en 98 et 99 a) sur le transect sans haie et b) sur le transect avec haie.

En été, sur les deux transects (Figure 3.9), la nappe est plus haute en 98 qu'en 99, à cause de précipitations importantes fin mai et début juin, qui l'ont fait remonter de 50 cm. Entre mi-juin et fin juillet, la nappe descend nettement plus vite en 98, surtout sur le transect avec haie. Finalement, fin juillet, la nappe est plus haute en 98 qu'en 99 sur le transect sans haie, tandis qu'elle est à la même profondeur sur le transect avec haie.

A l'automne, sur le transect sans haie (Figure 3.9a), l'évolution de la profondeur de la nappe est similaire les deux années, et le nombre de mesures en octobre est insuffisant pour savoir si la nappe est descendue à une profondeur différente. Sur le transect avec haie (Figure 3.9b), fin octobre, la nappe semble plus profonde en 98 qu'en 99. Elle remonte ensuite à peu près à la même vitesse.

3.2.1.3 Discussion et conclusion

Sur le transect sans haie, les sols sont plus secs au cours de l'été 99 que 98. Il est fort probable que ceci soit dû aux conditions climatiques (cumul de ETP plus fort et cumul de P-ETP plus faible en 99), et non à la plantation de la jeune haie, d'une part parce qu'elle possède une très faible surface foliaire, et d'autre part parce que l'assèchement qu'elle provoquerait serait probablement limité à son proche voisinage.

Sur le transect avec haie, les conditions climatiques plus sèches en 99 ne se manifestent pas clairement par un assèchement plus marqué des sols. Il est possible que la réduction de la surface foliaire suite à l'élagage ait compensé l'augmentation de l'ETP, de telle sorte que l'ETR de la haie soit similaire les deux années.

3.2.2 LES VARIATIONS DE STOCK D'EAU DU SOL PENDANT LA PERIODE ESTIVALE

Nous avons estimé la variation de stock d'eau pendant la période estivale comme la différence d'humidité du sol entre début mai et fin août 99. Début mai, l'ETP devient supérieure aux précipitations, et la nappe est à la même profondeur sur les deux transects. Fin août, il n'a pas commencé à pleuvoir, et les sols sont probablement à leur maximum d'assèchement. Pendant cette période, le cumul de P-ETP est égale à 300 mm environ. Les mesures ont été effectuées en amont des deux transects, où la tensiométrie a mis en évidence des différences d'assèchement entre les deux transects.

3.2.2.1 Les humidités volumiques et les stocks d'eau résultants

L'humidité de printemps a été mesurée début mai 99, quand la nappe était à 60 cm de profondeur à l'amont des transects. Elle est comprise entre 0,35 et 0,45 $\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$ (Figure 3.10). L'humidité à saturation est plus importante pour les horizons organiques (saturés ici de 60 à 100 cm) que pour les horizons éluviaux et illuviaux. Le stock d'eau sur 160 cm de sol est identique pour les 4 points observés, de l'ordre de 600 mm (Figure 3.11a).

L'humidité à la fin de l'été, mesurée fin août 99, est comprise entre 0,20 et 0,30 $\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$ (Figure 3.10). Elle augmente assez régulièrement de la surface vers la profondeur. Elle est plus faible sur le transect avec haie, essentiellement entre 0 et 100 cm de profondeur. Le stock d'eau sur 1,6 m de sol est d'environ 375 mm sur le transect avec haie contre 475 sur le transect sans haie (Figure 3.11b).

L'humidité au point de flétrissement permanent (pF 4,2) est voisine de 0,12 $\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$ (Figure 3.10). Elle est donc nettement inférieure à l'humidité mesurée à la fin de l'été. Elle est assez homogène en fonction de la profondeur.

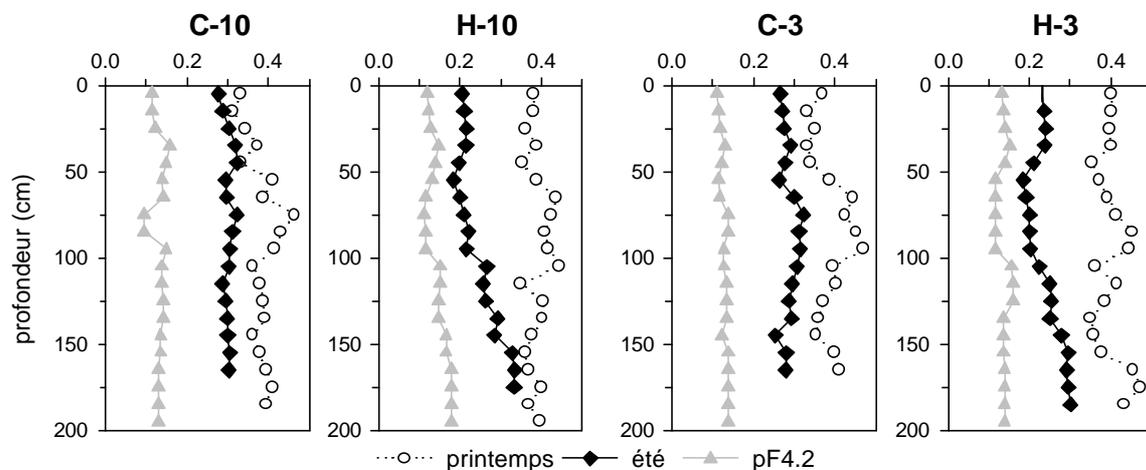


Figure 3.10 : Humidité volumique à 10 m (-10) à 3 m (-3) en amont des transects sans haie (C) et avec haie (H), début mai 99, fin août 99, et au point de flétrissement (pF 4.2).

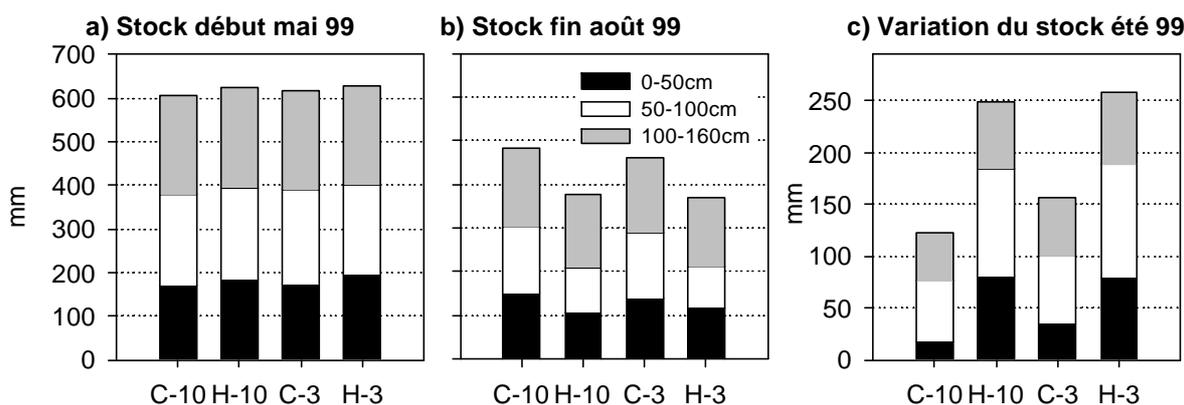


Figure 3.11 : Stocks d'eau sur 160 cm de sol a) début mai 99 b) fin août 99 et c) variation de stocks à 10 m (-10) et 3 m (-3) en amont des transects sans haie (C) et avec haie (H).

3.2.2.2 Les variations de stock d'eau pendant la période estivale

La variation de stock d'eau sur 1,6 m de sol au cours de la période estivale est presque deux fois plus importante en amont du transect avec haie que sans haie (Figure 3.11c), où elle avoisine les 250 mm, contre 120 à 150 mm. Pendant la même période, le déficit cumulé de P-ETP est de 330 mm environ. La variation de stock d'eau représente 40% du stock d'eau de début mai en amont du transect avec haie, contre 20 à 25% sur le transect sans haie. Le niveau 50-100 cm est celui qui a perdu le plus de son volume d'eau hivernal, 40% sur le transect avec haie, et 28% sur le transect sans haie. Les niveaux 0-50 cm et 100-160 cm ont perdu respectivement 40% et 28% de leur eau sur le transect avec haie et 15% et 22% sur le transect sans haie.

On peut estimer la réserve utile totale du sol comme la différence de stock d'eau entre mai et le point de flétrissement : elle est en moyenne de 400 mm, pour 1,6 m de profondeur. Sur le transect avec haie, les sols ont donc perdu en été 62% de leur réserve utile, contre 37% sur le transect sans haie.

3.2.2.3 Discussion et conclusion

A la fin du printemps, les sols ont la même teneur en eau en saturé et en non saturé à l'amont des deux transects, et le stock d'eau sur l'ensemble du profil est identique. La différence d'humidité entre les deux transects se manifeste seulement en été, les sols s'asséchant plus fortement en amont du transect avec haie.

L'écart entre la variation de stock d'eau sur le transect avec haie et celle sur le transect sans haie ($\Delta S_H - \Delta S_C$) ne représente pas la quantité d'eau transpirée par les arbres de la haie, car nous n'avons pas pris en compte les entrées et les sorties par la nappe (Figure 3.12). Si on considère que l'ETR est égale à l'ETP climatique sur le transect sans haie (ray-grass), alors les

entrées nettes par la nappe Fe-Fs sont positives, proches de 150 mm (300-150). Etant donné que la nappe descend plus vite sur le transect avec haie, il est probable que les entrées nettes y soient moins importantes. C'est à dire que la différence d'ETR entre le transect avec haie et le transect sans haie ($ETR_H - ETR_C$) est inférieure à 100 mm. L' ETR_H correspond à l'ETR de l'ensemble haie/ray-grass avoisinant, alors que l' ETR_C est celle du ray-grass seul. La haie a donc, dans cette situation et à cette échelle, un effet net sur l'augmentation de l'ETR. Cette différence de 100 mm est du même ordre que la différence d'ETR estimée par Ryszkowski et Kedziora (1987) entre une haie de feuillus et une prairie.

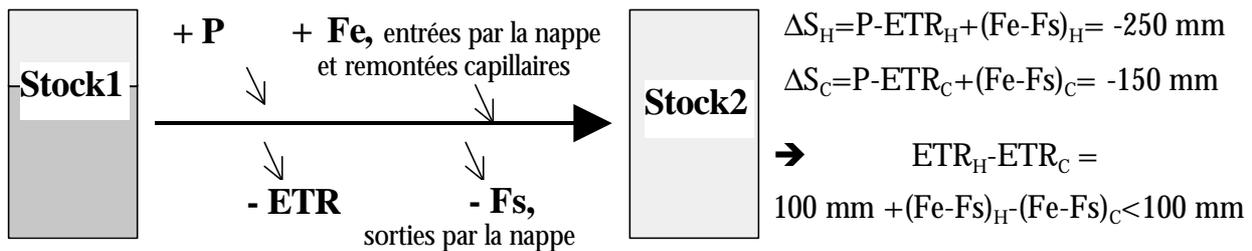


Figure 3.12 : Flux d'eau responsables de la variation de stock d'eau du sol pendant l'été (DS_H , variation de stock d'eau sur le transect avec haie, DS_C variation de stock d'eau sur le transect sans haie)

La variation de stock d'eau estivale exprime aussi la quantité d'eau qu'il faudra pour saturer le sol jusqu'à 60 cm de profondeur à l'automne, à la différence près que l'humidité dans la zone non saturée à la fin de l'automne et en mai n'est peut être pas tout à fait la même.

Nous avons vu lors de l'étude du potentiel total de l'eau que la réhumectation des sols s'effectue en surface par l'infiltration des pluies et en profondeur par la remontée de la nappe, et que les deux fronts d'humectation sont séparés par une zone de faible potentiel (Figure 3.5). On peut donc penser que la perte en eau du sol entre 100 et 160 cm de profondeur sera surtout comblée par les apports de la nappe et les remontées capillaires. Elle est comprise entre 40 et 50 mm sur le transect sans haie, et entre 60 et 70 mm sur le transect avec haie, ce qui représente entre 20 et 30% du déficit hydrique estival.

3.3 LES TRANSFERTS D'EAU DANS LA NAPPE EN AUTOMNE, EN HIVER ET AU PRINTEMPS

Nous allons ici compléter les résultats présentés dans le paragraphe 3.1 en examinant plus en détail la vitesse et l'intensité des flux d'eau dans la nappe au cours du temps, toujours en comparant les deux transects. Nous examinerons et discuterons successivement les vitesses de transfert estimées par traçage, la conductivité hydraulique à saturation des sols et le gradient de potentiel total dans la nappe, avant de calculer les flux d'eau résultant de ces caractéristiques à l'aide de la loi de Darcy.

3.3.1 LES VITESSES DE TRANSFERT ESTIMEES PAR LE TRAÇAGE

Le traçage a été effectué à l'amont et à l'aval des deux transects à l'aide de bromure de sodium à deux périodes, mars 99 et juin 00, sur des distances respectives de 2 et 4 m (§ 2.2.2.1).

3.3.1.1 Mesurées au printemps 99

On ne retrouve du bromure que dans deux des piézomètres récepteurs (Figure 3.13a): celui en amont du transect sans haie et celui en aval du transect avec haie. La concentration moyenne en bromure (Tableau 3.1) y est environ 1200 fois inférieure à la concentration injectée. La concentration en bromure dans les piézomètres sources diminue au cours du temps, mais pas très régulièrement. Les points dont la concentration diminue le plus rapidement ne sont pas forcément ceux pour lesquels on a retrouvé du bromure dans le piézomètre récepteur.

En amont du transect sans haie, la vitesse moyenne de passage du nuage de bromure est de $0,83 \text{ m.jour}^{-1}$, contre $0,26$ en aval du transect avec haie (Tableau 3.1).

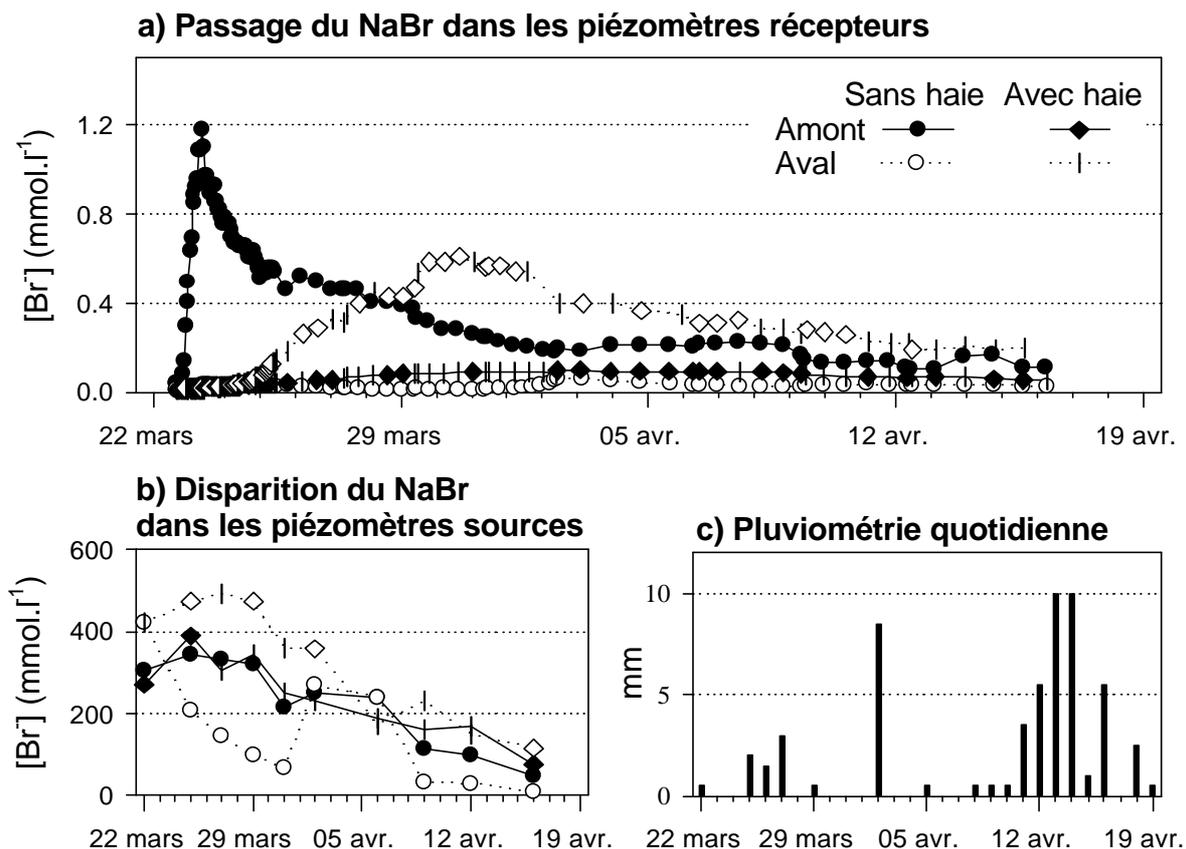


Figure 3.13 : Résultats du traçage de mars 1999 a) évolution de la concentration en bromure dans les piézomètres récepteurs b) évolution de la concentration en bromure dans les piézomètres sources c) pluviométrie quotidienne.

Tableau 3.1 : Caractéristiques du passage du nuage de bromure lors de la première expérimentation de traçage.

	Concentration (mmol.l ⁻¹)		Temps (h)		Vitesses (m.jour ⁻¹)		
	modale	moyenne	modal	moyen	modale	moyenne	apparente
Amont transect sans haie (C-5 → C-3)	1.2	0.25	18	239	2.6	0.83	0.20
Aval transect avec haie (H3 → H5)	0.6	0.30	192	350	0.25	0.26	0.14

3.3.1.2 Mesurées en hiver 00

On retrouve cette fois-ci du bromure aux deux points où l'on n'en avait pas retrouvé lors de la première expérimentation (Figure 3.14a): en aval du transect sans haie, et dans une moindre mesure, en amont du transect avec haie. Le bromure a été retrouvé dans les 3 niveaux examinés.

En aval du transect sans haie, la courbe de passage du bromure est composée de deux pics, le premier très serré, environ 24h après l'injection, et le second très étalé, entre 1 et 4 mois après l'injection, et dont nous n'avons prélevé que le début. Lors du premier pic, la concentration en bromure est plus élevée en surface, tandis qu'elle est plus élevée en profondeur lors du second. En amont du transect avec haie, on ne peut pas vraiment parler de pic, la concentration augmentant très progressivement, sans qu'on l'ait vu diminuer ensuite. Pour ce point, c'est le niveau intermédiaire (70-100 cm) qui est le plus concentré. Etant donné la forme des courbes, il est impossible de calculer des temps et des vitesses de transferts. La concentration dans les piézomètres sources diminue assez rapidement, d'un ordre de grandeur en une dizaine de jours.

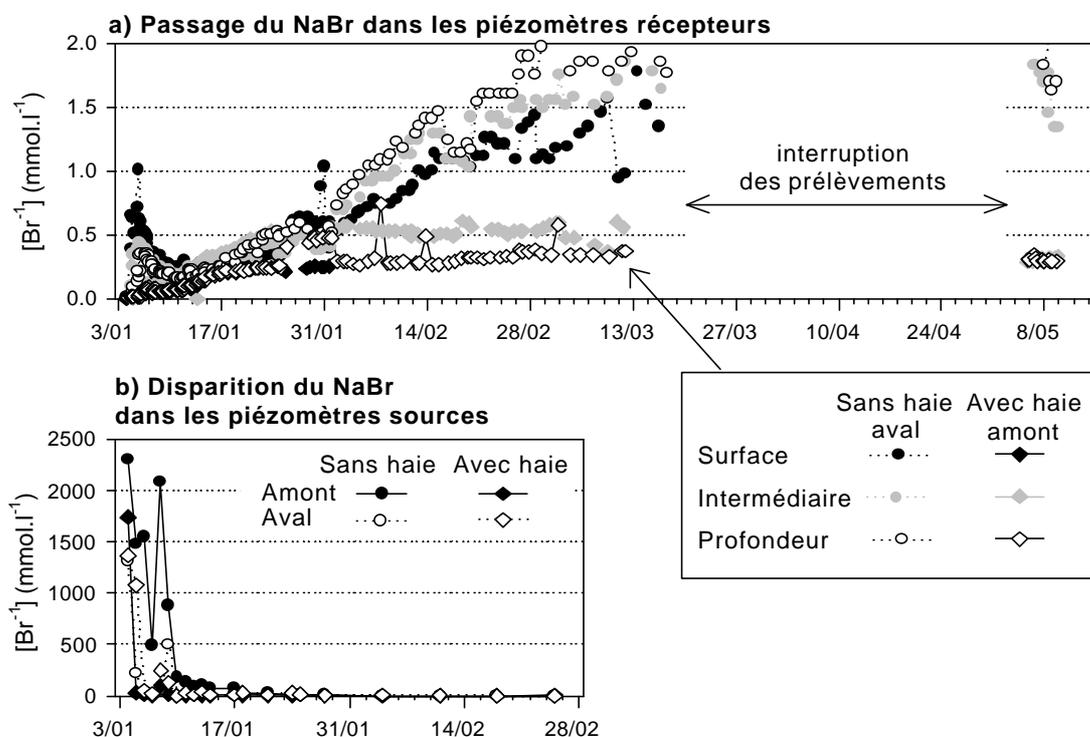


Figure 3.14 : Résultats du traçage de janvier 2000 évolution de la concentration en bromure a) dans les piézomètres récepteurs ayant répondu, b) dans les piézomètres sources.

3.3.1.3 Discussion et conclusion

Plusieurs éléments rendent difficile l'interprétation des courbes de passage du bromure:

- ♦ nous n'avons pas retrouvé de bromure dans tous les piézomètres récepteurs, et les points qui ont répondu au premier traçage n'ont pas répondu au second, et vice-versa,
- ♦ pour les points ayant répondu au 2^{ème} traçage, nous avons observé deux pics très différents : le premier apparaît rapidement et est très serré, le second est plus tardif et beaucoup plus étalé,
- ♦ l'unique pic du 1^{er} traçage est de la même ampleur que le premier pic du 2^{ème} traçage.

Les deux expérimentations ont-elles eu lieu dans des conditions comparables ? Aux deux dates, la nappe est pratiquement à la même profondeur et le gradient de potentiel total est similaire. Le doublement de la distance de traçage en 2000 s'est accompagné d'une augmentation de la quantité de bromure injectée. Si on considère que le bromure se dilue dans un demi cylindre en aval du piézomètre source, le volume d'eau concerné est multiplié par 4 ($V_{99} = 1/2\pi R^2 h_{nappe} \times \text{porosité}$, $V_{00} = 1/2\pi (2R)^2 h_{nappe} \times \text{porosité} = 4V_{99}$). On a en fait injecté 6 à 7 fois plus de bromure à l'amont en 2000, et 3 à 4 fois plus en aval. Autre différence : les piézomètres sources sont perforés sur toute leur longueur en 2000, l'injection est donc probablement plus efficace. L'expérimentation de janvier 2000, s'est donc réalisée dans des conditions plus favorables au passage du bromure, ce qui explique peut-être qu'on y ait observé un second pic.

Plusieurs raisons peuvent expliquer qu'on n'ait pas retrouvé de bromure dans certains piézomètres récepteurs. Il est possible que l'on n'ait pas attendu assez pour le voir (en 99 notamment), et surtout qu'un seul piézomètre récepteur par piézomètre source soit insuffisant pour caractériser le passage du nuage. L'utilisation de plusieurs piézomètres récepteurs en arc de cercle en aval de chaque piézomètre source aurait certainement permis de préciser la direction des écoulements et d'estimer la proportion de bromure retrouvé.

Nous pensons que le deuxième pic est celui qui caractérise le mieux les transferts dans la nappe, et qu'il n'a pas été observé en 99 à cause des conditions expérimentales (pas assez de bromure, piézomètres pas assez perforés, suivi trop court). Le premier pic observé est dû à notre avis soit à une surpression hydraulique dans le piézomètre source lors de l'injection du bromure, soit à un transfert rapide d'une partie du bromure par des macropores.

La méthode employée ne permet donc pas de répondre aux objectifs que nous nous étions fixés, à savoir estimer la vitesse des transferts en différents points du site, par que le dispositif expérimental n'était pas assez dense. On retiendra donc simplement de ces expérimentations que la vitesse moyenne des transferts de l'eau dans la nappe sur le site est de l'ordre du cm.jour^{-1} .

3.3.2 LES CONDUCTIVITES HYDRAULIQUES A SATURATION

Les conductivités hydrauliques à saturation ont été mesurées à l'aide de la méthode du trou de tarière à deux saisons où la nappe était à des profondeurs différentes. Les deux expérimentations ont permis d'estimer la conductivité hydraulique de deux couches du sol : la couche 50-100 cm et la couche 100-180 cm. A cause de l'abondance des cailloux dès 40 cm de profondeur dans la zone humide, elles n'ont été mesurées qu'en amont des deux transects, à 2, 4 et 9 m.

3.3.2.1 Conductivités mesurées en période de nappe haute (janvier 99)

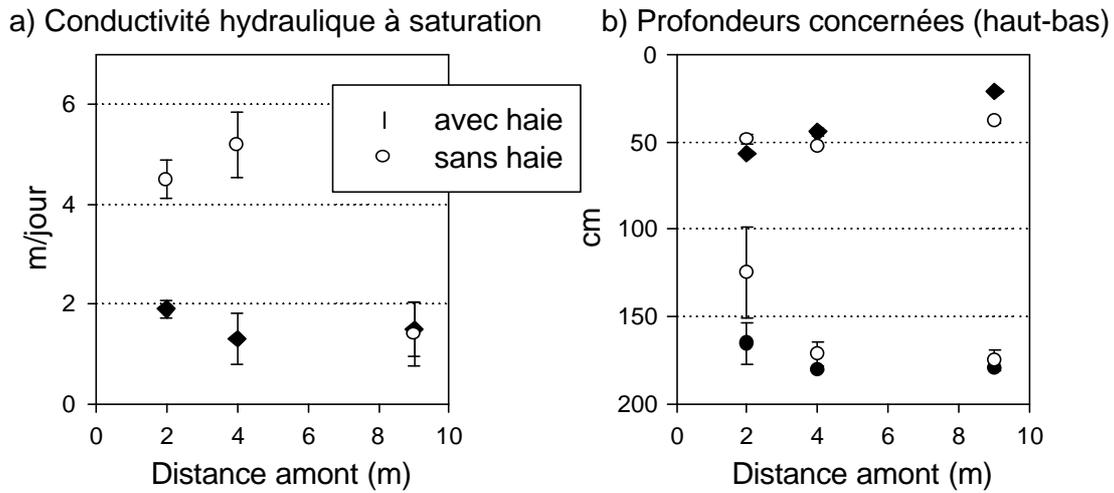


Figure 3.15 : a) Conductivités hydrauliques à saturation et b) profondeurs concernées (toit de nappe - base du sondage), mesurées en janvier 99 sur 5 répétitions.

Les conductivités hydrauliques à saturation mesurées en janvier 99 en amont des transects sont en moyenne de $1,8 \text{ m.jour}^{-1}$ sur le transect avec haie, ainsi qu'à 9 m sur le transect sans haie, où elles sont par contre égales à 5 m.jour^{-1} à 2 et 4 m. L'écart mesuré entre les deux transects à 2 et 4 m sur 5 répétitions est ici significatif, l'erreur sur la mesure étant de l'ordre de celle estimée par Massland et Haskew (1957, in Amoozegar et Warrick, 1986). Les profondeurs concernées sont voisines sur les deux transects, exceptées pour le point C-2, où nous avons creusé moins profondément à cause des cailloux.

3.3.2.2 Conductivités mesurées en période de nappe basse (juin 00)

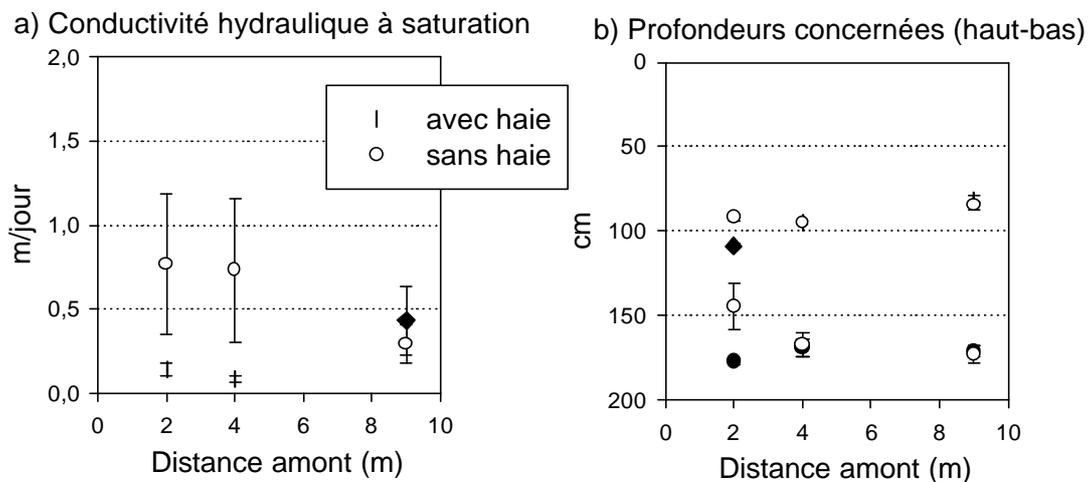


Figure 3.16 : a) Conductivités hydrauliques à saturation et b) profondeurs concernées (toit de nappe - base du sondage), mesurées en juin 00 sur 5 répétitions.

Les conductivités hydrauliques à saturation mesurées en juin 00 en amont des transects sont semblables à 9 m, en moyenne égales à 0,35 m.jour⁻¹. A 2 et 4 m, elles sont en moyenne égales à 0,1 m.jour⁻¹ sur le transect avec haie, et 0,7 m.jour⁻¹ sur le transect sans haie. L'écart mesuré entre les deux transects à 2 et 4 m sur 5 répétitions est aussi significatif. Les profondeurs concernées sont voisines sur les deux transects, exceptées encore pour le point C-2, où nous avons creusé moins profondément à cause de cailloux.

3.3.2.3 Conductivités par classe de profondeur

Les valeurs de conductivité de la couche 100-180 cm sont celles de juin 2000, et celles de la couche 50-100 cm ont été calculées selon la méthode présentée dans le paragraphe 2.2.2.2.

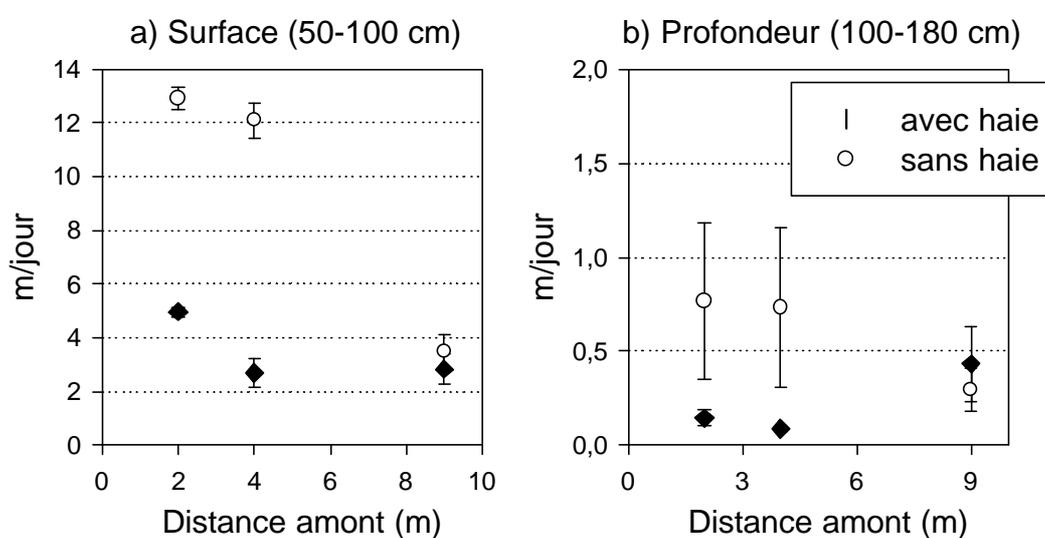


Figure 3. 17 : Conductivité hydraulique à saturation a) entre 50 et 100 cm de profondeur
b) entre 100 et 180 cm de profondeur.

La conductivité hydraulique à saturation est 10 fois plus forte dans la couche 50-100 cm que dans la couche 100-180 cm (Tableau 3.2). Sur le transect avec haie, elle est en moyenne de 3,5 m.jour⁻¹ dans la couche 50-100 cm, et de 0,3 m.jour⁻¹ dans la couche 100-180 cm. Sur le transect sans haie, elle est à 9 m en moyenne égale à celle calculée sur le transect avec haie, et à 2 et 4 m, en moyenne égale à 12,5 m.jour⁻¹ dans la couche 50-100 cm et à 0,7 dans la couche 100-180 cm, ce qui est significativement plus élevé que sur le transect avec haie aux mêmes points.

Tableau 3.2 : Valeurs moyennes de conductivité hydraulique à saturation à l'amont des transects calculées d'après les mesures de janvier 99 et juin 00. Ecart-type de l'ordre de 10% de la moyenne.

Transect avec haie	50-100 cm	3,5 m.jour ⁻¹	(4.10 ⁻⁵ m.s ⁻¹)
	100-180 cm	0,3 m.jour ⁻¹	(0,3.10 ⁻⁵ m.s ⁻¹)
Transect sans haie	A 9 m en amont		A 2 et 4 m en amont
	50-100 cm	3,5 m.jour ⁻¹ (4.10 ⁻⁵ m.s ⁻¹)	12,5 m.jour ⁻¹ (14.10 ⁻⁵ m.s ⁻¹)
	100-180 cm	0,3 m.jour ⁻¹ (0,3.10 ⁻⁵ m.s ⁻¹)	0,7 m.jour ⁻¹ (0,8.10 ⁻⁵ m.s ⁻¹)

3.3.2.4 Discussion et conclusion

Les valeurs de conductivité hydraulique à saturation mesurées ici sont semblables à celles déjà acquises en laboratoire sur des blocs de sols du massif armoricain, de l'ordre de 10^{-6} - 10^{-5} m.s⁻¹ dans les horizons illuviaux et éluviaux, et de 10^{-5} - 10^{-4} m.s⁻¹ dans les horizons organiques (Widiatmaka, 1994). La conductivité hydraulique à saturation est identique à 9 m en amont des deux transects. Elle augmente ensuite entre 5 et 1 m en amont du transect sans haie, alors qu'elle reste constante sur le transect avec haie.

La différence entre les deux transects semble significative, étant donné les écarts types mesurés et la précision de la méthode évoquée dans la bibliographie, mais les résultats ne sont pas conformes à ce qu'on pourrait attendre d'après la bibliographie.

◆ Pourquoi la conductivité hydraulique est-elle plus élevée sur le transect sans haie ?

Nos mesures sont conformes à nos observations : après vidange, les piézomètres se remplissent beaucoup plus rapidement dans les premiers mètres en amont du transect sans haie qu'avec haie.

Il est possible qu'à la suite de l'arasement de la haie, la décomposition des racines ait créé une porosité importante, qui favorise les transferts d'eau.

◆ Pourquoi n'observe t'on pas d'effet de la haie sur la conductivité hydraulique ?

Dans ce contexte pédo-climatique, plusieurs auteurs, sans avoir mesuré les conductivités hydrauliques à saturation, ont observé une meilleure structuration et une macroporosité plus importante du sol au voisinage des haies, à cause de l'enrichissement en matière organique et de l'abondance des racines (Carnet, 1978; Baffet, 1984; Layer, 2000). Carnet (1978) et Baffet (1984) parlent du rôle de drain vertical des haies, qui contribue à limiter la saturation des sols en amont et à favoriser les écoulements vers l'aval en hiver. En climat tropical, l'effet des haies sur l'augmentation de la conductivité hydraulique à saturation a été démontré, mais uniquement dans les cinquante premiers centimètres de sol, et souvent sous des haies dont on incorporait les produits d'élagage au sol (Kiepe, 1995; Alegre et Rao, 1996).

Il est possible que l'amélioration de la structure du sol liée à l'enrichissement en matière organique et aux racines superficielles, soit ici limitée à la surface du sol, or les 50 premiers centimètres ne sont jamais saturés. L'augmentation de la porosité par les grosses racines ne se manifeste peut être qu'au tout proche voisinage de la haie, et la mesure faite à 2 m ne permet pas de la mettre en évidence.

La description du système racinaire du chêne pédonculé sur sol lessivé colluvial en conditions édaphiques non contraignantes (ce qui est le cas en amont des transects), par Lucot et Bruckert (1992), renforce ces deux idées : le système racinaire de surface, composé de racines de moins de 1 mm à plus de 10 cm, s'étend jusqu'à 60 cm de profondeur, intensivement jusqu'à 3 m de l'arbre, extensivement jusqu'à 20 m. Le système racinaire profond se développe dans un rayon de 2 à 2.5 m de l'arbre.

Enfin, on ne peut pas écarter l'hypothèse que les différences mesurées, même si elles sont significatives, traduisent simplement l'hétérogénéité du milieu, et que les cinq répétitions n'ont pas suffi à la prendre en compte totalement.

3.3.3 LE GRADIENT DE POTENTIEL TOTAL DANS LA NAPPE

Nous avons assimilé le gradient de potentiel total à la pente du toit de la nappe, car les équipotentielles sont verticales dans la nappe. Nous commencerons par examiner à différentes saisons l'évolution du gradient de potentiel longitudinal, c'est à dire le long de chaque transect, et latéral, c'est à dire entre les deux transects (Figure 3.18), pour déterminer entre quels points on peut le calculer pour caractériser les écoulements. Nous examinerons ensuite l'évolution temporelle des gradients calculés entre les points choisis.

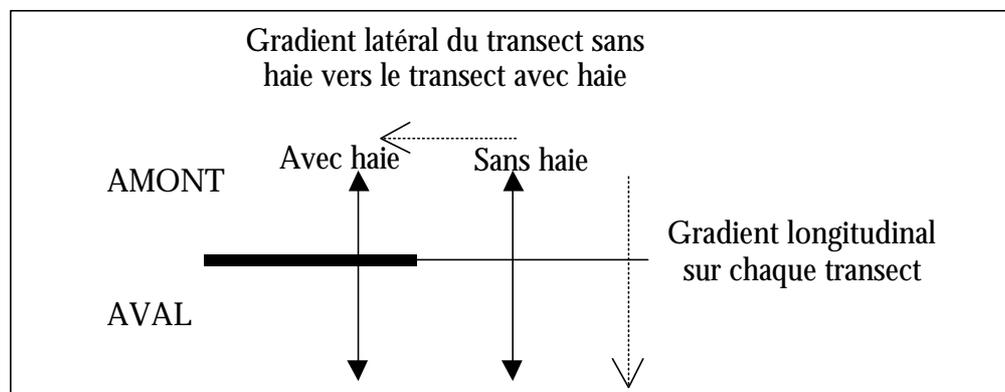


Figure 3.18 : Gradient de potentiel longitudinal, sur chaque transect, et gradient latéral, entre les deux transects.

3.3.3.1 Variation du gradient de potentiel total longitudinal et latéral

L'évolution des gradients de potentiel total peut être appréciée par le profil du toit de nappe le long des transects, l'altitude étant ici exprimée par rapport au fond du ruisseau (Figure 3.19).

En hiver, hors épisodes pluvieux (Figure 3.19a), le toit de nappe a une pente assez régulière le long des transects. Le gradient de potentiel longitudinal en saturé est en moyenne égal à $0,02 \text{ m.m}^{-1}$ sur le transect sans haie, et de $0,03 \text{ m.m}^{-1}$ sur le transect avec haie (§3.1). Nous envisagerons dans la discussion de ce paragraphe les raisons qui peuvent expliquer cette différence. Le gradient de potentiel latéral entre le transect sans haie et le transect avec haie, distants de 30 m, est maximal dans la zone humide (en moyenne $0,01 \text{ m.m}^{-1}$) et nul à 10 m en amont. Il est donc au moins deux fois plus faible que le gradient le long de chaque transect.

En été (Figure 3.19b), la pente de la nappe est un peu différente à l'amont et l'aval des transects. Le gradient de potentiel longitudinal sur chaque transect est quasiment nul. Le gradient de potentiel latéral entre le transect sans haie et le transect avec haie est en moyenne de $0,01 \text{ m.m}^{-1}$.

En automne (Figure 3.19c), la pente de la nappe est homogène à l'aval des transects, mais pas à l'amont car le toit de la nappe est incurvé. Cette incurvation du toit de nappe s'accompagne d'une diminution du potentiel total (bien visible le 2/11/99, Figure 3.5c), qui empêche localement les transferts latéraux. Le gradient de potentiel latéral entre les deux transects est en moyenne égal à $0,01 \text{ m.m}^{-1}$ à l'aval. A l'amont, il est assez élevé, au maximum égal à $0,03 \text{ m.m}^{-1}$. Nous avons vérifié avec un transect situé à mi-chemin entre les deux autres que le rabattement de nappe en amont du transect avec haie ne s'étendait pas loin perpendiculairement au transect, ce qui est logique étant donné que l'influence de la haie en amont s'étend jusqu'à un dizaine de mètres seulement.

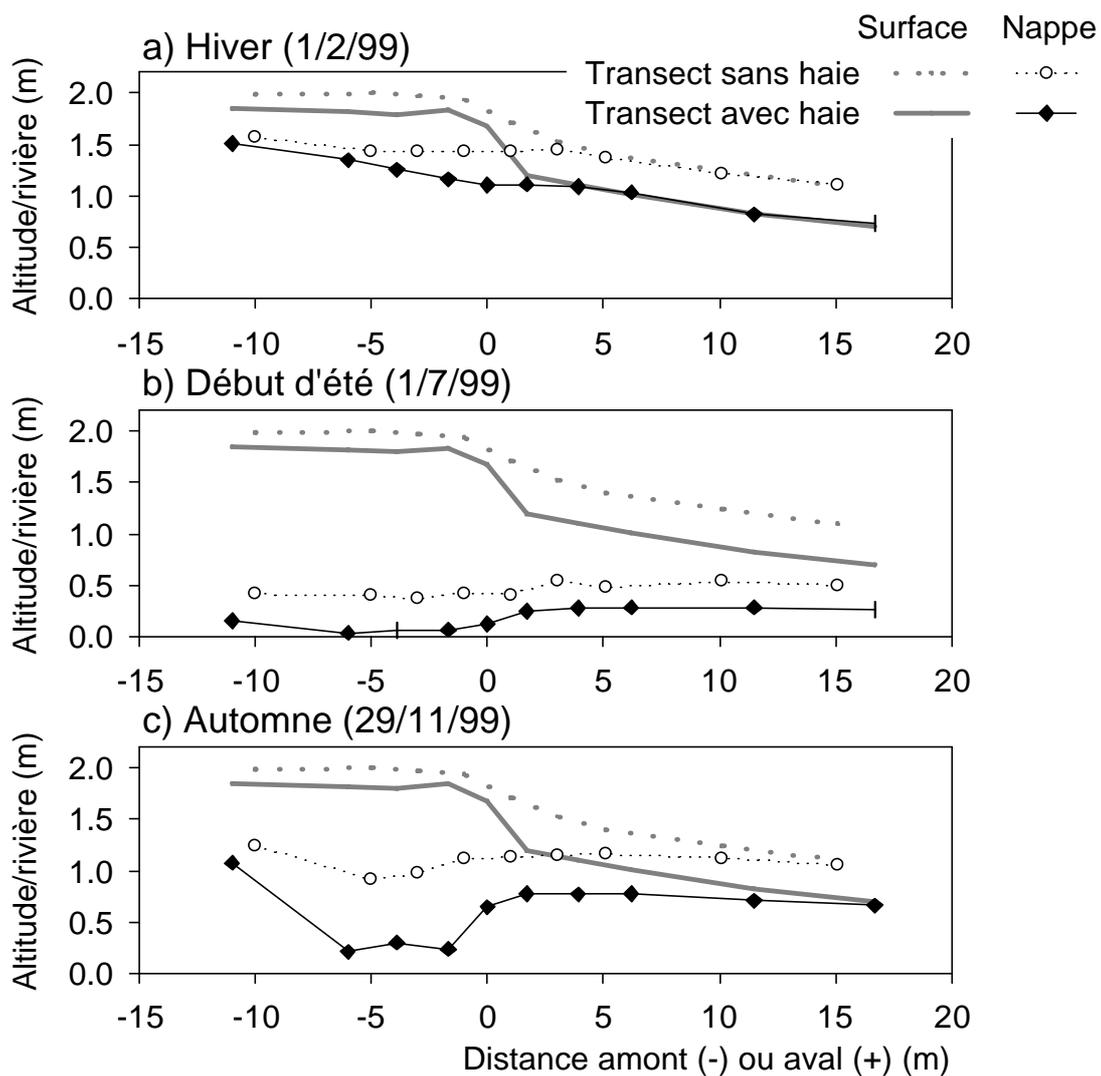


Figure 3.19 : Topographie et profil typique du toit de nappe le long des transects a) en hiver hors épisode pluvieux b) au début de l'été et c) en automne.

Tout en gardant l'esprit qu'il existe toute l'année un gradient de potentiel du transect sans haie vers le transect avec haie, nous calculerons le gradient de potentiel longitudinal pour quatre systèmes : l'amont et l'aval de chaque transect. Le gradient amont est le moteur des écoulements de l'amont des transects vers zone humide, et le gradient aval des écoulements dans la zone

humide. Nous avons choisi de calculer le gradient amont entre 10 m amont et 3 m aval, sauf en automne, où il sera calculé entre 5 m amont et 3 m aval pour tenir compte de l'incurvation de la nappe, et le gradient aval entre 3 m et 15 m aval.

3.3.3.2 Variation temporelle du gradient amont et du gradient aval

Le gradient amont est plus élevé sur le transect avec haie que sans haie de mi-décembre ou début janvier à juin environ (0,026 m.m⁻¹ contre 0,011 en moyenne) (Figure 3.20a). Il est assez homogène sur le transect sans haie, un peu plus variable sur le transect avec haie, où il est maximal fin décembre. Sur les deux transects, le gradient peut augmenter temporairement lors d'épisodes pluvieux au printemps. A l'automne, le gradient est positif environ un mois plus tôt sur le transect sans haie, où il augmente plus progressivement que sur le transect avec haie. Les transferts entre l'amont et l'aval sont impossibles quand le gradient amont est négatif, c'est-à-dire, sur le transect sans haie, de début juin à début novembre, et sur le transect avec haie, de début juin à mi-décembre.

Le gradient aval est identique sur les deux transects en hiver (en moyenne 0,023 m.m⁻¹ Figure 3.20b), où il est assez constant, puisque le sol est saturé depuis la surface. A partir de juillet, le gradient est négatif ou quasiment nul sur le transect avec haie, et reste légèrement positif sur le transect sans haie. A l'automne, il devient positif plus tôt que le gradient amont, toujours plus tard sur le transect avec haie que sans haie.

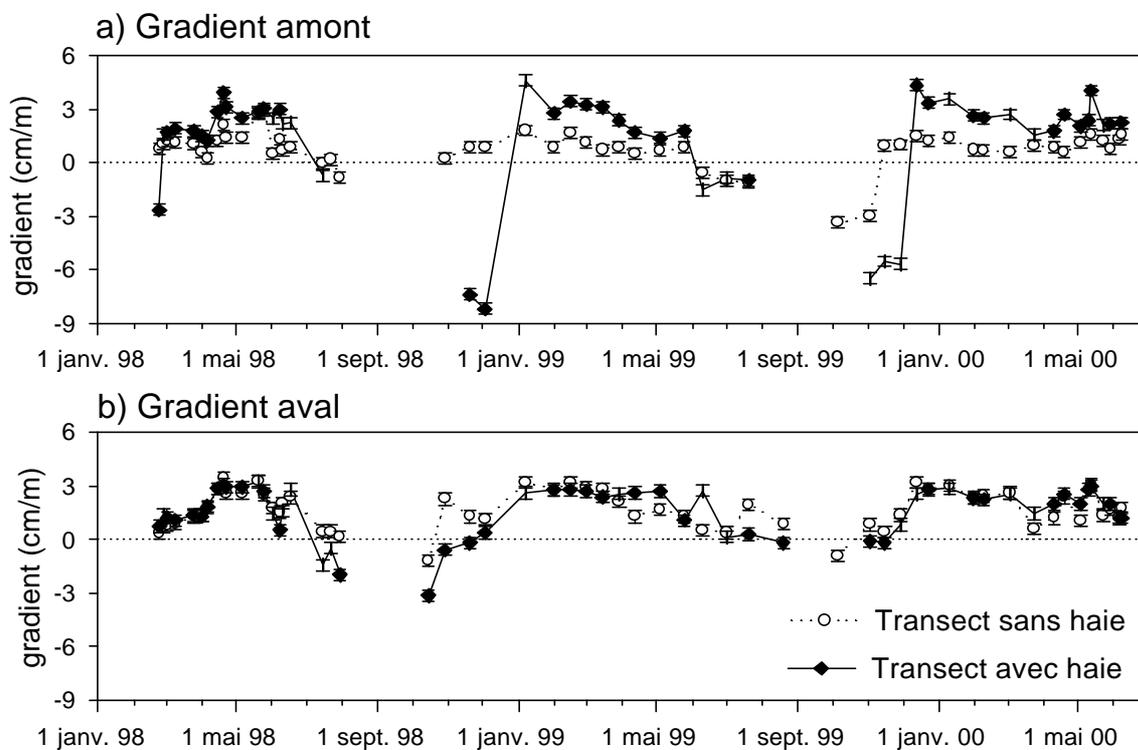


Figure 3.20 : Evolution du gradient de potentiel total a) à l'amont et b) à l'aval des transects. Un gradient positif indique une possibilité de transferts de l'amont vers l'aval du système considéré, un gradient négatif une impossibilité.

3.3.3.3 Discussion et conclusion

Le gradient de potentiel total dans la zone humide (de +3 m à +15 m) est identique sur les deux transects en hiver et au printemps. Par contre, le gradient à l'amont est plus fort sur le transect avec haie, ce qui explique que le gradient sur l'ensemble du transect soit plus élevé.

Deux raisons peuvent expliquer la différence de gradient amont entre les deux transects. Il est possible ① que le gradient de potentiel soit plus faible sur le transect sans haie parce que la conductivité y est plus élevée (§ 3.3.2) ou ② qu'il soit plus fort sur le transect avec haie parce que la nappe est contrainte par la topographie dans la zone humide (Figure 3.19a) : la surface du sol en aval est en effet plus basse de quelques dizaines de centimètres sur le transect avec haie, alors qu'elle est à peu près à la même altitude sur les deux transects à l'amont (Figure 2.2).

Il est possible que, très localement, le gradient de potentiel varie à cause de variations de conductivités hydrauliques, mais étant donné la configuration des écoulements à l'automne (§ 3.1, Figure 3.5c), la deuxième hypothèse semble plus vraisemblable : même sans haie, le sol se réhumecte par les apports du versant à 10 m en amont et par la nappe de la zone humide à l'aval. Le profil de la nappe à l'automne (Figure 3.19c) est la conséquence de ces deux écoulements. Le profil de nappe atteint un état d'équilibre au début de l'hiver, quand la nappe affleure à l'aval, et est à environ 50 cm de profondeur à 10 m en amont (Figure 3.19a). Ensuite, c'est à dire à partir de début novembre sur le transect sans haie et mi décembre sur le transect avec haie, les écoulements reprennent de l'amont vers l'aval. Le fait que le gradient reste plus fort tout l'hiver en amont de la haie témoigne d'un assez bon équilibre entre les entrées provenant du versant et les sorties dans la zone humide. La zone humide plus basse (Figure 2.2) agit probablement comme un "puits", qui contraint les écoulements vers l'aval du transect avec haie, et qui maintient le gradient de potentiel sur ce transect.

On peut se demander alors si la topographie actuelle au niveau de la haie est liée plutôt à la présence de la haie où à la topographie générale du site. Il est possible que la haie ait été plantée à cet endroit précisément parce que le dénivelé topographique était plus marqué, ce qui est parfois le cas pour les haies de fond de vallée (Carnet, 1978), mais il est possible aussi que la présence de la haie ait accentué le dénivelé, les sols ayant tendance à s'éroder à aval tandis que de la terre s'accumule à l'amont. Etant donné la topographie générale du site (Figure 2.2), et sachant que la haie a été arasée il y a une quarantaine d'années seulement sur le transect sans haie, la topographie du site est probablement assez indépendante de la présence de la haie.

On retiendra donc de l'étude du gradient de potentiel que :

- ♦ de mi-décembre à mi-juin, le gradient de potentiel total est identique en aval des deux transects, mais qu'il est plus fort à l'amont sur le transect avec haie, probablement ici à cause de la topographie générale du site,
- ♦ au début de l'été, les transferts entre l'amont et l'aval s'interrompent à peu près en même temps sur les deux transects,
- ♦ en automne, les transferts amont/aval reprennent environ 1 mois plus tard sur le transect avec haie, parce que la saturation des sols prend plus de temps.

3.3.4 CONSEQUENCES EN TERME DE FLUX D'EAU DANS LA NAPPE

Nous allons maintenant évaluer quels sont les flux induits par les conductivités hydrauliques et les gradients de potentiel total mesurés sur les deux transects. Nous avons choisi de calculer le flux dans le sol au dessus de l'altérite de schiste, c'est-à-dire jusqu'à environ 1,8 m de profondeur à l'amont et 1,2 m à l'aval. Il est peu probable que l'influence de la haie se manifeste beaucoup au delà de cette profondeur.

3.3.4.1 Méthode de calcul

Nous avons calculé le flux d'eau Q transitant dans la nappe à travers une section S de 1 m de large en utilisant la loi de Darcy, et en distinguant deux couches de sol (Figure 3.21).

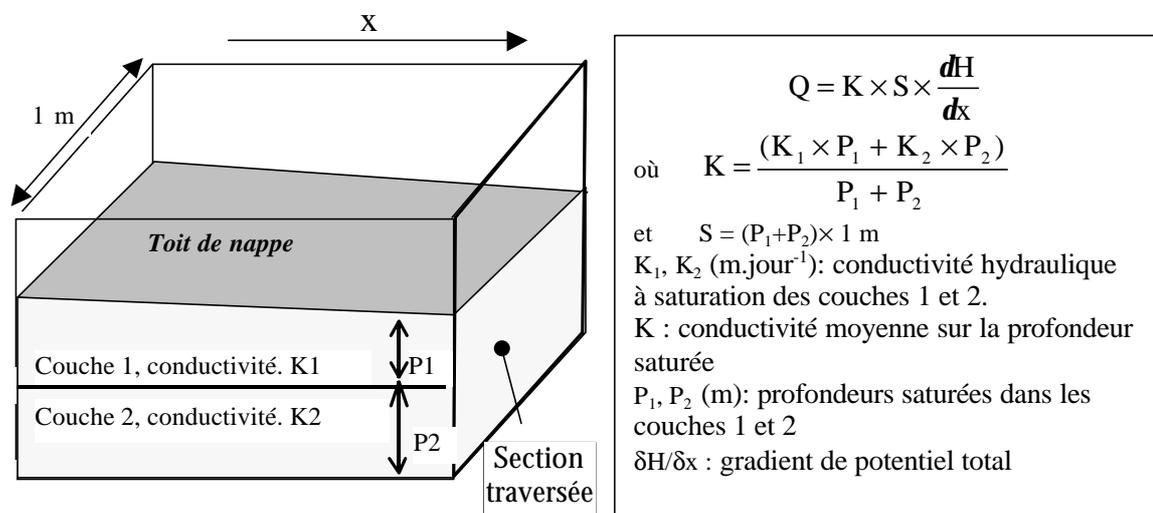


Figure 3.21 : Principe de calcul du flux d'eau en utilisant la loi de Darcy.

A l'amont des transects, nous avons utilisé à chaque date le gradient de potentiel amont et la profondeur saturée au dessus de 1,8 m à 5 m en amont. Pour calculer la conductivité moyenne K sur l'ensemble de la profondeur saturée, nous avons utilisé les conductivités hydrauliques à saturation calculées dans le paragraphe 3.3.2.3 pour les couches 50-100 cm et 100-180 cm (Tableau 3.2). Etant donné que l'origine de la variabilité des conductivités hydrauliques à saturation à l'amont du transect sans haie n'a pas été clairement établie (§3.3.2), nous avons décidé de calculer un flux minimum et un flux maximum sur ce transect, en utilisant les conductivités maximales (à 2 et 4 m) et minimales (à 9 m). La conductivité minimale est égale à celle mesurée sur le transect avec haie, elle est environ 3 fois plus faible que la conductivité maximale.

A l'aval des transects, le calcul précis du flux n'est pas possible car on ne connaît pas les conductivités hydrauliques. Nous ferons cependant une estimation du flux, qui nous servira lors de l'étude du fonctionnement géochimique (chapitre 4). Nous calculerons le flux qui transite par la nappe à travers une section de 1 m de large et de 1,2 m de profondeur, en utilisant une conductivité hydraulique de 3,5 m.jour⁻¹ pour la couche 0-30 cm (horizon organique), et de

0,3 m.jour⁻¹ pour la couche 30-120 cm (horizon structural réductique et altérite), qui sont celles mesurées le plus fréquemment en amont des transects. Nous avons utilisé la profondeur saturée au dessus de 1,2 m à 15 m dans la zone humide, et le gradient de potentiel aval (3.3.3.2).

3.3.4.2 Les flux en amont des transects

3.3.4.2.1 En hiver et au printemps

Le flux calculé sur le transect sans haie avec les conductivités hydrauliques maximales est identique à celui du transect avec haie (Figure 3.22). Par contre, celui calculé avec les conductivités minimales est nettement plus faible. Sur l'ensemble de l'année hydrologique, le volume d'eau qui passe à travers la section considérée de 1.8 m² serait dans ce cas 3 à 4 fois plus faible que celui qui passe sur le transect avec haie (Tableau 3.3). Nous reviendrons sur ces différences dans la discussion.

Dans tous les cas, les variations inter saisonnières sont similaires. Le flux est maximum en janvier, diminue jusqu'en juin, mais peut augmenter ponctuellement au printemps pendant les épisodes pluvieux (avril 98 et mai 00 notamment). A la fin du printemps, le flux devient nul à peu près à la même date sur les deux transects, en juillet en 98 et en juin en 99.

Les trois variables qui entrent dans le calcul du flux ne sont pas indépendantes. La conductivité moyenne, par construction, est fortement corrélée à la profondeur saturée (R=0,98). Le gradient est positivement corrélé à la profondeur saturée sur le transect avec haie (R=0,75), mais pas sur le transect sans haie (R=0,04). Pour comparer l'influence des différentes variables sur les variations temporelles du flux, nous les avons centrées et réduites. Sur le transect avec haie, la relation entre le flux et chaque variable est similaire (Figure 3.23a). Sur le transect sans haie, le gradient se distingue des autres variables pour des valeurs centrées réduites comprises entre 0 et 1, où une variation du gradient peut entraîner de plus fortes variations de flux que les autres variables, mais ce n'est pas systématique.

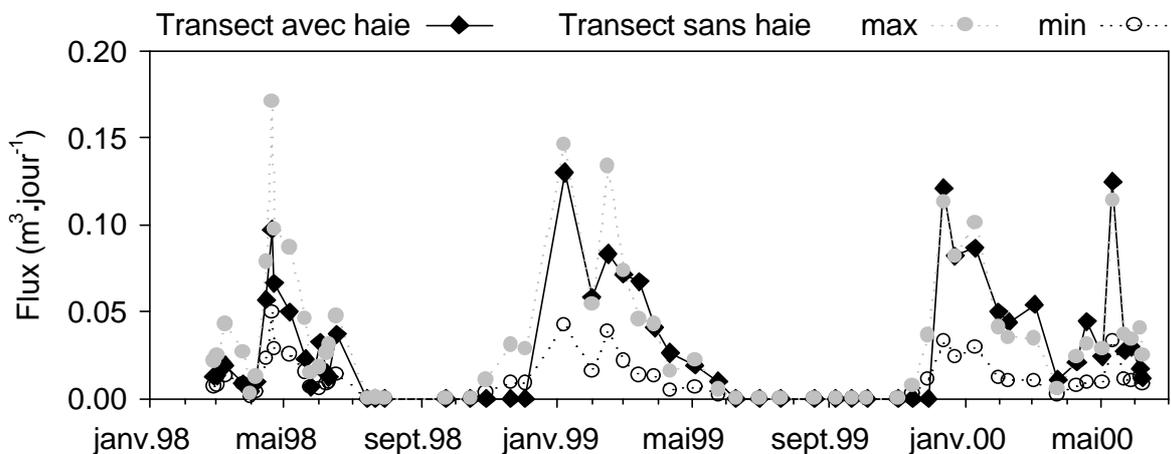


Figure 3.22 : Flux d'eau transitant par la nappe entre l'amont et l'aval des transects, calculé à travers une section de 1m de large et 1.8m de profondeur.

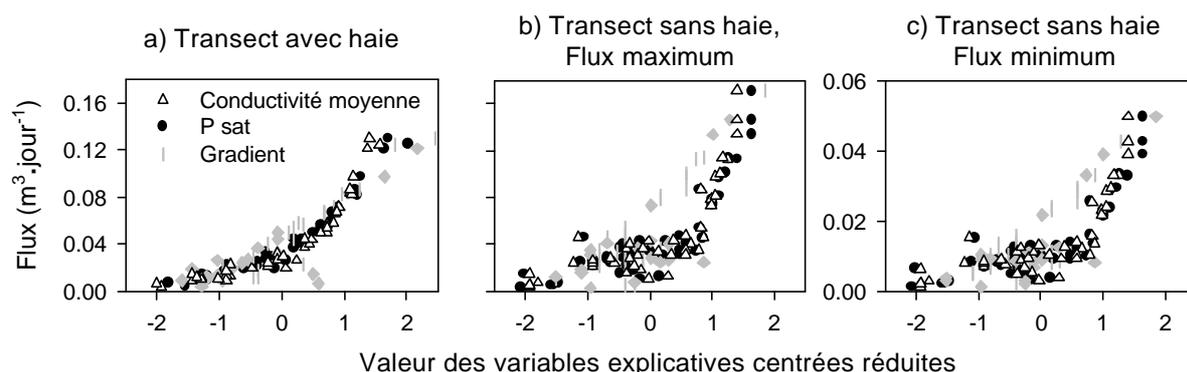


Figure 3.23 : Relation entre le flux et les différentes variables centrées réduites.

3.3.4.2 En automne

Le flux devient positif en automne plus tôt sur le transect sans haie qu'avec haie : il passe donc un certain volume d'eau sur ce transect pendant que rien ne passe sur le transect avec haie. Ce volume d'eau représente entre 3 et 8% du volume d'eau qui transite dans cette zone pendant une année hydrologique, quelque soit l'intensité des flux sur le transect sans haie (Tableau 3.3).

Tableau 3.3 : Flux d'eau dans la nappe à travers une section de 1m de large et de 1.8 m de profondeur en amont des transects.

		Transect avec haie	Transect sans haie	
			Minimum	Maximum
Flux total sur une saison hydrologique (m ³)	98-99	9,8	3,5	11,8
	99-00	10,0	2,9	9,9
Flux automnal (m ³)	98-99	0	0,28	0,91
	99-00	0	0,08	0,25
% flux annuel qui passe à l'automne	98-99	0	8 %	8 %
	99-00	0	3 %	3 %

3.3.4.3 Les flux dans la zone humide

Le flux dans la nappe de la zone humide est au maximum de 0,04 m³.jour⁻¹ sur la section considérée (Figure 3.24). Il est plus fort sur le transect sans haie en automne, parce que le gradient de potentiel total est encore inversé sur le transect avec haie (§ 3.3.3). Au printemps 99, le flux diminue plus tôt sur le transect sans haie qu'avec haie parce que le gradient est un peu plus faible.

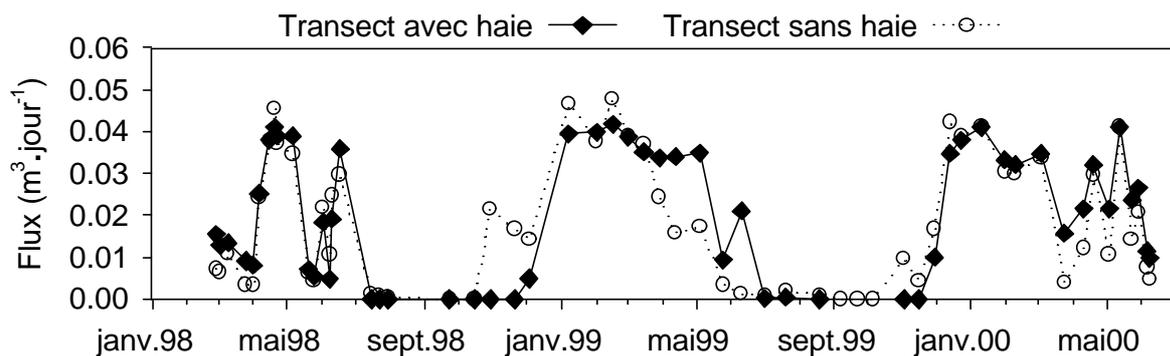


Figure 3.24 : Flux transitant dans la nappe de la zone humide, calculé sur à travers une section de 1 m de large et 1,2 m de profondeur.

3.3.4.4 Discussion et conclusion

3.3.4.4.1 L'influence de la haie sur les flux en hiver

Si on considère que les différences de conductivités hydrauliques mesurées entre les deux transects (§ 3.3.2) ne sont pas significatives, alors les flux sont plus forts sur le transect avec haie, parce que le gradient est plus fort. Comme le gradient est plus fort probablement à cause de la topographie général du site, et non à cause de la présence de la haie (§ 3.3.3), la haie n'a pas directement d'influence sur les flux de nappe en hiver sur la profondeur concernée.

Si on considère que les différences de conductivités hydrauliques mesurées entre les deux transects (§ 3.3.2) sont significatives, alors les flux sont identiques sur les deux transects, probablement par une coïncidence "algébrique", le gradient plus faible compensant la conductivité hydraulique plus forte sur le transect sans haie.

3.3.4.4.2 L'influence de la haie sur les flux en automne

Le flux d'eau en automne sur le transect sans haie ne représente qu'entre 3 et 8% du flux annuel qui transite par la nappe dans la zone de sol considérée, quelque soit l'intensité du flux. On peut donc penser que le flux de nappe qui sert à combler l'assèchement du sol à l'automne sur le transect avec haie représente aussi entre 3 et 8% du flux annuel sur ce transect. C'est assez peu, parce que la nappe est encore basse et que le gradient de potentiel n'est pas toujours élevé.

En première approximation, on peut estimer que le volume d'eau de nappe qui passe entre début novembre et mi-décembre sur le transect sans haie est équivalent au volume de nappe réhumectant le sol en amont du transect avec haie. Il est compris entre 0,08 et 0,25 m³ en 99, selon l'intensité des flux. Sur une bande de 1 m de large et de 10 m de long, ce volume représente entre 8 et 25 mm d'eau.

C'est inférieur à l'estimation faite de la contribution de la nappe au comblement du déficit hydrique estival dans le paragraphe 3.2.2.3 (40 à 50 mm sur le transect sans haie, 60 à et de 70

mm sur le transect avec haie), probablement car nous n'avons pas pris compte ici l'apport par la nappe de la zone humide, qui est assez importante d'après les observations tensiométriques.

3.4 DISCUSSION ET CONCLUSION DU CHAPITRE

Nous allons résumer ici les éléments marquants de l'influence de la haie sur la dynamique hydrique des sols et sur les transferts d'eau, en faisant référence aux discussions déjà développées. Nous envisagerons ensuite quelles caractéristiques du site expliquent les résultats obtenus, pour réfléchir aux éventuelles différences de fonctionnement entre la haie étudiée et d'autres types de haies. Enfin, nous envisagerons plus largement les conséquences de nos résultats sur l'impact hydrologique attendu des haies à l'échelle du bassin versant. Les conséquences des modifications de la dynamique hydrique au voisinage de la haie sur le fonctionnement géochimique des sols seront envisagées dans la discussion du chapitre suivant.

3.4.1 QUELLES INFLUENCES DE LA HAIE AVONS NOUS MISES EN EVIDENCE ?

◆ Un effet très marqué de la haie sur la dynamique hydrique des sols à son voisinage

Nous avons mis en évidence un effet très net de la haie sur la dynamique de l'eau à son voisinage, qui est lié à la transpiration par les arbres, et qui se manifeste essentiellement en été et à l'automne (Figure 3.25).

Le prélèvement d'eau par les arbres en été est nettement plus élevé que celui du ray-grass adjacent, et induit un assèchement des sols de 100 mm supplémentaires pour 1,6 m de profondeur à la fin de l'été. L'assèchement du sol se manifeste essentiellement à l'amont, parce que c'est là que se sont développées les racines des chênes, les sols à l'aval étant probablement trop pauvres en oxygène.

Cet assèchement prononcé des sols en été, et dans une moindre mesure le prélèvement d'eau par les arbres en automne, induisent un retard à la saturation des sols à l'automne par rapport à la situation sans haie. On observe alors une forte incurvation du toit de nappe, et une modification des écoulements qui contribuent à la réhumectation par rapport à la situation sans haie. La nappe de la zone humide, notamment, contribue davantage à la réhumectation des sols. La contribution totale de la nappe au comblement du déficit hydrique estival est comprise entre 20 et 30% (§ 3.2.2.3), le reste étant apporté par la pluie (P-ETR en fait). En aval de la haie, les cinq premiers mètres de la zone humide sont saturés en surface environ un mois plus tard, mais pas le reste de la zone humide.

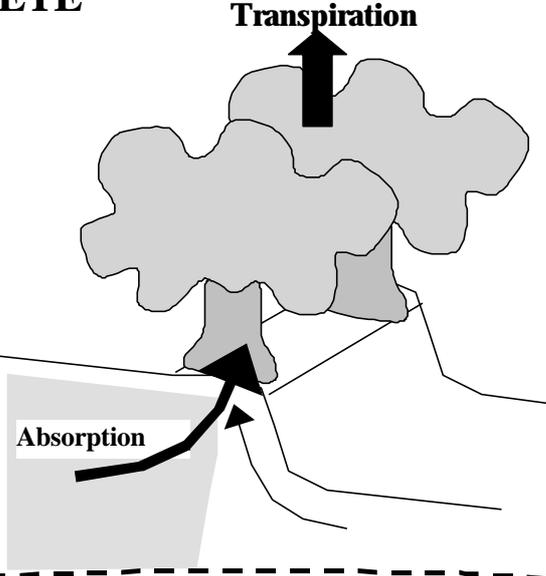
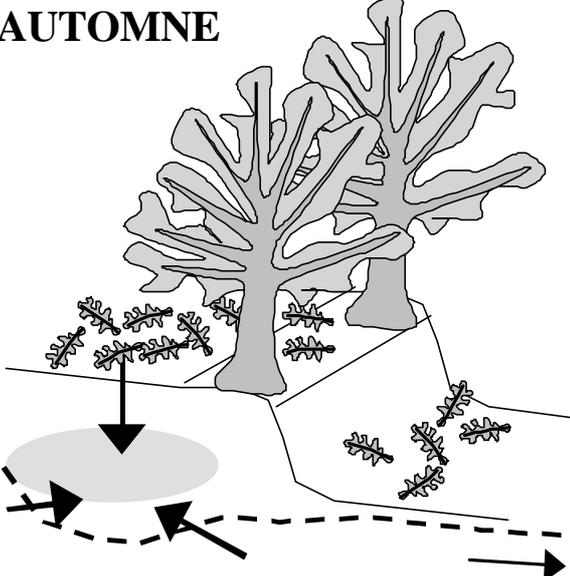
<p>HIVER Pas d'effet de la haie ?</p>	<p>PRINTEMPS Assèchement plus précoce des sols</p>
<p>ETE</p>  <p>Transpiration</p> <p>Absorption</p> <ul style="list-style-type: none"> ◆ Assèchement important des sols amont (+100 mm sur 1,6 m de profondeur) ◆ Baisse plus rapide de la nappe 	<p>AUTOMNE</p>  <ul style="list-style-type: none"> ◆ Retard à la saturation des sols amont (environ 1 mois ½) ◆ Retard à la remontée de la nappe ◆ Retard aux transferts dans la nappe de l'amont vers l'aval du transect <p>20 à 30% du déficit hydrique estival est comblé par les flux de nappe, le reste par la pluie</p>

Figure 3.25 : Résumé de l'influence de la haie sur la dynamique hydrique des sols et sur les transferts d'eau du versant vers la zone humide.

◆ **Un effet moins marqué sur les transferts d'eau du versant vers la zone humide**

Le retard à la saturation des sols en amont est équivalent en cumul de P-ETP depuis la reprise des pluies au déficit supplémentaire estival, ce qui correspond à environ 1 mois ½ des deux années étudiées. Les écoulements du versant vers la zone humide dans les deux premiers mètres du sol reprennent alors.

Ce délai est important, mais il doit être pondéré par deux aspects.

① le flux de nappe automnal ne représente qu'entre 3 et 8% du flux de nappe annuel sur 1,8 m de profondeur (§ 3.3.4.4). On peut calculer grossièrement quelle proportion de l'eau qui arrive à

la zone humide transite par les deux mètres de sol étudiés. Si on considère que le plancher imperméable est à 10 m, que la conductivité hydraulique à saturation dans les deux premiers du sol est supérieure d'un ordre de grandeur à celle dans l'altérite sous jacente (Widiatmaka, 1994), et que le gradient de potentiel est le même en profondeur qu'en surface, alors le flux qui transite par la nappe dans les deux premiers mètres du sols représente environ 70% du flux total transitant par la nappe. C'est à dire que les flux de nappe soumis à l'influence de la haie de ceinture de fond de vallée en automne représente entre 2 et 6% du flux total transitant par la nappe.

② ce flux de nappe ne semble pas contribuer à l'alimentation de la zone humide, qui est saturée bien plus vite que les sols à l'amont, nous y reviendrons dans l'analyse des facteurs qui expliquent le fonctionnement du système.

3.4.2 QUELS FACTEURS EXPLIQUENT L'INFLUENCE DE LA HAIE MISE EN EVIDENCE ICI ?

Etant donné les résultats présentés dans le paragraphe précédent, cette question revient à se demander quels facteurs déterminent l'intensité de l'assèchement des sols au voisinage de la haie en été et quels facteurs déterminent la dynamique des écoulements lors de la réhumectation des sols à l'automne. Nous avons récapitulé l'ensemble des facteurs qui nous paraissent importants sur la Figure 3.26. Nous ne reviendrons pas sur l'influence du climat, parce qu'il a déjà été évoqué dans la synthèse bibliographique.

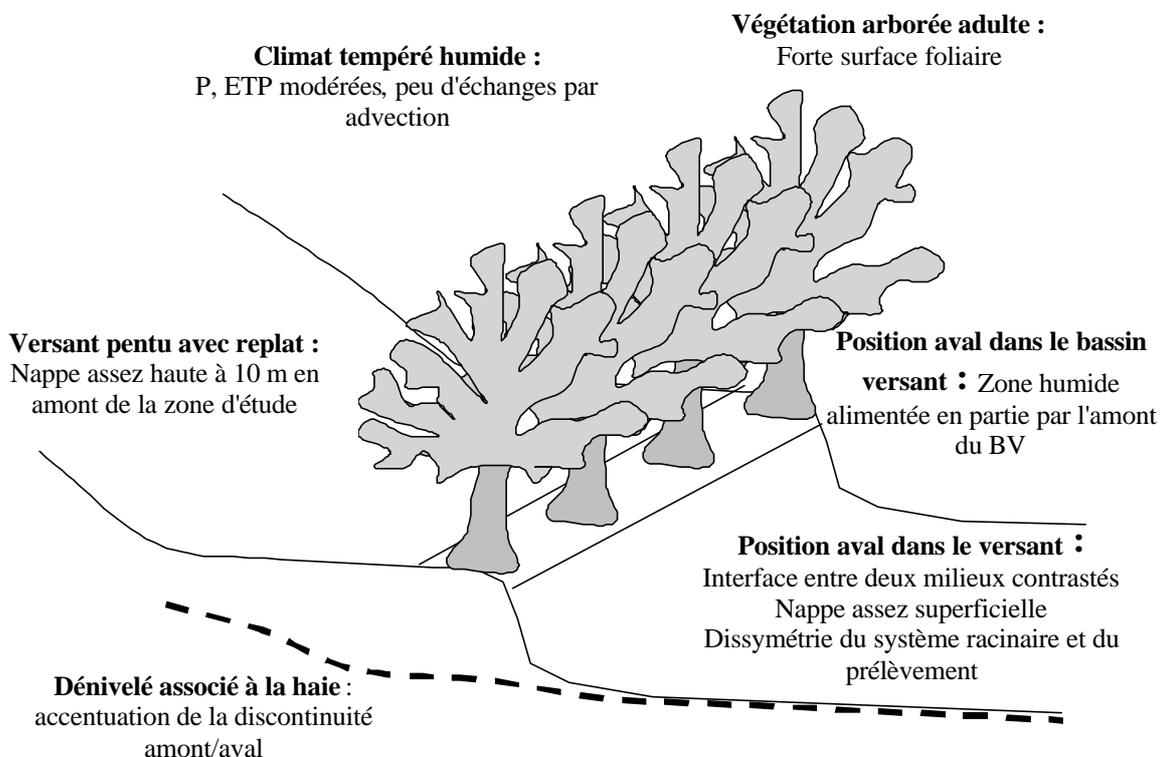


Figure 3.26 : Récapitulatif des différents facteurs qui influencent le fonctionnement hydrologique de la haie étudiée.

◆ La végétation

La végétation est une composante importante de l'influence de la haie, puisqu'elle va déterminer en partie sa transpiration en été. Pour une alimentation en eau suffisante et une ETP climatique donnée, c'est plus la surface foliaire de l'arbre que l'espèce qui va déterminer la transpiration des couverts végétaux fermés (Granier, 1996). La différence entre les espèces se manifestera notamment par une résistance différente à la sécheresse ou au contraire à la saturation des sols. Le chêne pédonculé est plus sensible à la sécheresse que les autres espèces indigènes de chênes (Bréda *et al.*, 1993b), ce qui explique les mortalités d'arbres observées dans le centre de la France après les étés secs de 91 et 96.

On n'a pas vu de diminution de l'assèchement des sols en 99 suite à l'élagage de la haie, probablement car la réduction de la surface foliaire a été compensée par une augmentation de l'ETP (§ 3.2.1). Les haies d'arbres telles qu'on les rencontre dans l'ouest de France ont probablement des capacités évaporatoires voisines de cette haie-ci en 98. Par contre, les jeunes haies comme celle plantée sur le site en 99 n'auront probablement pas d'effet visible sur l'assèchement des sols avant plusieurs années, voire dizaines d'années, le temps qu'elles développent une surface foliaire suffisante.

◆ La position dans le versant

La haie étudiée est à l'interface entre une zone humide hydromorphe saturée une bonne partie de l'année, et un champ cultivé bien drainé, où la profondeur de la nappe est en général supérieure à 40 cm. L'anoxie dans la zone humide explique probablement que les racines se soient surtout développées en amont, où sont donc concentrés le prélèvement d'eau et l'assèchement des sols. Il est possible que du coup, l'assèchement rapporté à la surface au sol soit plus intense que pour une haie située plus haut dans le versant dont le système racinaire serait symétrique.

La position de la haie dans le versant détermine aussi la disponibilité en eau pour les arbres en été. La haie que nous avons étudiée se situe en bas de versant, situation probablement favorable en ce qui concerne la disponibilité en eau. Breda et Granier (1996) ont mesuré que la transpiration de chênes sessiles en forêt dans le nord-est de la France diminuait dès que la réserve en eau du sol devenait inférieure à 40% de la réserve maximale. Nous avons juste atteint cette limite ici en amont du transect avec haie (§ 3.2.2.2), une année où l'été était normalement sec. Il est donc possible qu'une haie située plus haut dans le versant transpire un peu moins, puisque la réserve maximale du sol sera inférieure à celle mesurée en bas de versant.

La position de la haie dans le versant détermine enfin la part de l'eau de nappe qui va contribuer à combler le déficit hydrique des sols à l'automne. Comme on est en bas de versant, la nappe est superficielle, et la nappe contribue ici à combler 20 à 30% du déficit. Le déficit hydrique créé par une haie située plus haut dans le versant sera probablement comblé davantage par l'infiltration des pluies et c'est donc surtout en non saturé que s'effectueront les échanges d'eau en été et à l'automne.

◆ **Le dénivelé amont/aval et la présence d'un talus**

Le dénivelé entre l'amont et l'aval de la haie est un facteur important ici parce qu'on est en bas de versant, et qu'il accentue la discontinuité entre la zone humide et l'amont de la haie. Sur ce site, le dénivelé amont/aval quelle que soit son origine (§ 3.3.3.3) détermine l'épaisseur de sol non saturé juste en amont de la haie, et accentue le gradient de potentiel total. Plus haut dans le versant, le dénivelé aura probablement moins d'importance parce que la nappe sera de toute façon assez profonde.

Le talus, qui n'existe pas vraiment ici, n'a probablement pas une importance majeure sur le contrôle des écoulements dans la nappe. Par contre, la présence d'un talus et d'un dénivelé sont deux aspects importants de l'efficacité de la haie sur le contrôle du ruissellement (Mérot et Bruneau 1993; Mérot *et al.*, 1999).

◆ **La position dans le bassin versant**

On constate ici que la zone humide se sature beaucoup plus vite que le champ cultivé. Il est certain que la pluviométrie directe contribue beaucoup à la réhumectation des sols de la zone humide, car la nappe ne descend pas profondément l'été. Les deux autres types d'écoulements qui peuvent contribuer à la réhumectation de la zone humide sont ① les apports du versant qui transitent au dessous des 2m de sols étudiés et ② les apports de l'amont du bassin versant, par la rivière ou la nappe alluviale.

On ne sait pas quelle est la proportion de ces deux types d'écoulements ici, mais il est possible que la part des écoulements provenant de l'amont du bassin versant soit plus importante que pour une zone humide de fond de vallée située plus en tête de bassin. En d'autres termes, l'impact sur les écoulements vers la zone humide d'une haie similaire à celle-ci mais située en tête de bassin serait peut être plus fort, l'eau de nappe servant à combler le déficit hydrique à l'automne étant autant moins d'eau pour saturer la zone humide, et donc pour alimenter la rivière.

3.4.3 QUEL IMPACT HYDROLOGIQUE PEUT ON ATTENDRE A UNE ECHELLE PLUS LARGE ?

◆ **Un déficit hydrique estival plus important à l'échelle du bassin versant ?**

Etant donné qu'à 10 m en amont de la haie, l'assèchement des sols était aussi intense qu'à 3m, on peut considérer que la zone d'influence de la haie est large d'environ 15 m. Le déficit hydrique supplémentaire de 100 mm qu'elle induit est donc d'environ 1,5 m³ par mètre linéaire de haie (100 mm×15 m×1m). On peut considérer en première approximation que toutes les haies du bassin versant vont induire le même déficit, si l'année n'est pas trop sèche. On peut donc calculer en fonction de la densité du maillage bocager le déficit hydrique supplémentaire causé par les haies par hectare de bassin versant. Nous avons fait ce calcul en utilisant les densités de haies sur le bassin versant de Kervidy à Naizin, et sur les trois bassins versant étudiés par l'unité SAD Armorique de Rennes (Tableau 3.4).

Pour un linéaire de haie de 39 m.ha⁻¹, le déficit hydrique des sols dû à la présence des haies ramené à la surface de bassin versant n'est que de 6 mm. C'est assez peu, comparé aux précipitations qui tombent à l'automne : le déficit de saturation des sols supplémentaire est équivalent à une averse. Par contre, pour une densité de haies de 196 m.ha⁻¹, le déficit hydrique supplémentaire, égal à 30 mm, est déjà plus conséquent, il peut correspondre à la pluviométrie d'une dizaine ou une quinzaine de jours.

Tableau 3.4 : Déficit hydrique supplémentaire causée par les haies par hectare de bassin versant en fonction de la densité du maillage bocager, tous types de haies confondues.

Densité de haie	39 m.ha ⁻¹ (Naizin)	69 m.ha ⁻¹ (Pleine fougère C)	160 m.ha ⁻¹ (Pleine Fougères B)	196 m.ha ⁻¹ (Pleine Fougères A)
Déficit hydrique supplémentaire	6 mm	10 mm	24 mm	30 mm

$$1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} = 10^4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} = 0,1 \text{ mm}$$

◆ Un retard aux écoulements dans la rivière ?

L'influence des haies sur la réduction des écoulements dans la rivière ne peut a priori se manifester qu'en automne, la haie ne modifiant pas les écoulements souterrains en hiver.

Pour qu'on ait un retard aux écoulements dans la rivière en automne, il faut que l'eau qui remplit le déficit hydrique causé par les haies soit effectivement soustraite au flux d'eau qui alimente la rivière à cette période. C'est-à-dire que ce n'est pas seulement l'intensité du déficit hydrique à l'échelle du bassin versant qui compte, mais aussi sa répartition dans l'espace.

L'utilisation d'un modèle hydrologique à l'échelle du bassin versant permettrait certainement de quantifier plus précisément le déficit hydrique global et d'identifier les haies les plus efficaces.

CHAPITRE 4 - INFLUENCE DE LA HAIE SUR LA DYNAMIQUE DES SOLUTES DANS LA NAPPE

Conséquences sur les transferts de nitrate entre le versant et la zone humide

INTRODUCTION

L'étude de la composition chimique de la nappe, réalisée dans les piézomètres classiques et dans les piézomètres compartimentés, a fait l'objet de deux articles. Le premier, rédigé en français pour les actes du colloque "Bois et forêt des agriculteurs" de l'AIP Agrifor, présente les résultats hydriques et géochimiques de la première année de suivi dans les piézomètres classiques, de février 98 à mars 99 (Caubel-Forget et Grimaldi, 1999). Nous n'en reprenons ici que les résultats géochimiques, concernant les teneurs en chlorure et nitrate. Le second article, publié en anglais dans les Comptes Rendus de l'Académie des Sciences (Caubel-Forget *et al.*, 2001), présente et analyse la dynamique du chlorure et du nitrate dans la nappe de février à juin 99, à partir des prélèvements dans les piézomètres compartimentés.

Dans une première partie, nous présenterons et discuterons la dynamique des solutés dans la nappe, le nitrate et le chlorure d'abord, celle des autres solutés ensuite. La dynamique du nitrate et du chlorure sera présentée à travers ces deux articles, et complétée par les résultats de la troisième année de suivi dans les piézomètres compartimentés (octobre 99 à juin 00). Dans une deuxième partie, nous reviendrons plus en détail sur le dynamique du nitrate, en calculant les flux dans la nappe, et en examinant les possibilités de dénitrification sur le site.

4.1 LA DYNAMIQUE DES SOLUTES DANS LA NAPPE

4.1.1 LE NITRATE ET LE CHLORURE

4.1.1.1 Suivi dans les piézomètres classiques de février 98 à avril 99

4.1.1.1.1 Evolution des concentrations en chlorure

Les teneurs en chlorure sont très différentes sur les deux transects : autour de $1,5 \text{ mmol.l}^{-1}$ sur le transect sans haie, et entre 2 et 16 mmol.l^{-1} sur le transect avec haie. La distribution spatiale et temporelle des concentrations est aussi différente sur les deux transects.

Sur le transect sans haie, les teneurs en chlorure sont assez homogènes dans le temps et l'espace, légèrement plus faibles à partir de 10 m dans la zone humide.

Sur le transect avec haie, on observe au printemps un pic de concentration en chlorure à 5 m en amont de la haie (14 mmol.l^{-1}). Les concentrations diminuent ensuite vers l'aval, en restant toutefois plus élevées que sur le transect sans haie. Les teneurs en chlorure diminuent entre mars et août, essentiellement lors des pluies d'avril. Elles augmentent à nouveau à l'automne 98, et diminuent à partir de janvier 99.

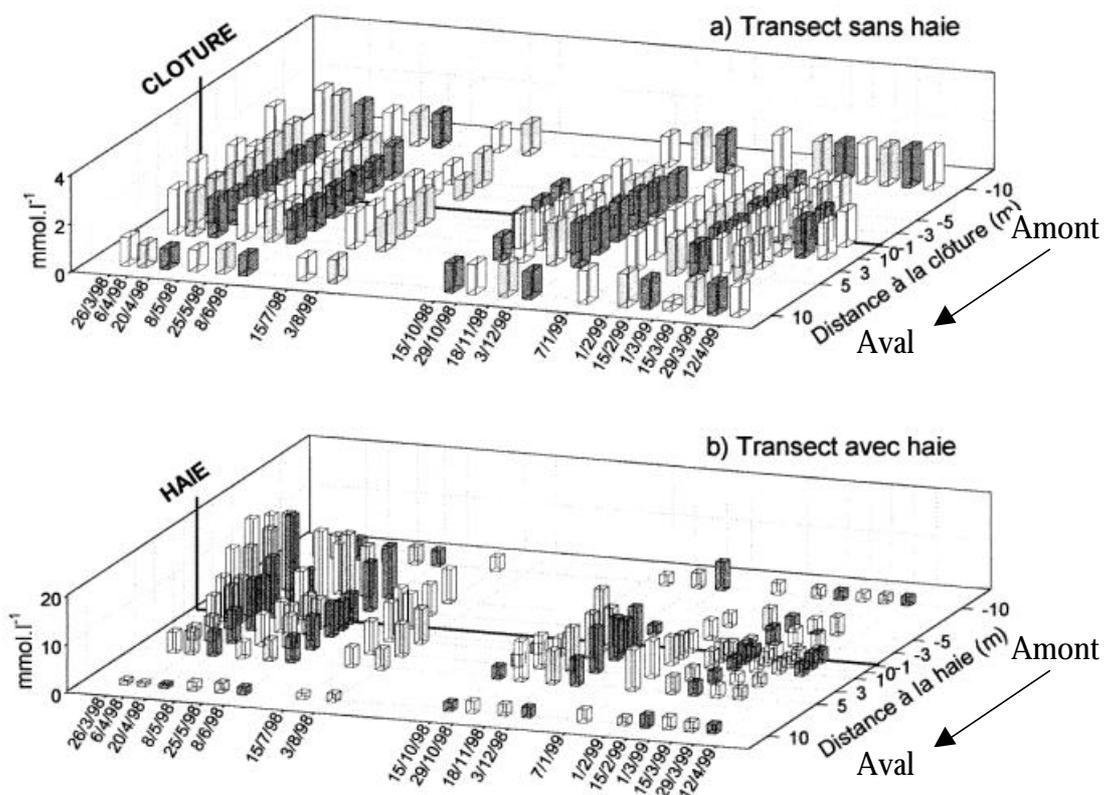


Figure 4.1 : Evolution des teneurs en chlorure le long du transect a) sans haie et b) avec haie de mars 98 à avril 99.

4.1.1.2 Evolution des concentrations en nitrate

Les teneurs en nitrate sont du même ordre de grandeur sur les deux transects, comprises entre $0,07 \text{ mmol.l}^{-1}$ (limite de détection) et 2 mmol.l^{-1} . De façon générale, elles sont plus élevées à l'amont qu'à l'aval.

Sur le transect sans haie, les teneurs en nitrate diminuent progressivement (printemps 98) ou restent assez stables (octobre 98 à avril 99) de 10 m en amont à 5 m en aval. Elles baissent brutalement en dessous de $0,1 \text{ mmol.l}^{-1}$ entre 5 et 10 mètres dans la zone humide. Les teneurs en nitrate diminuent pendant les pluies d'avril 98, augmentent un peu pendant l'accalmie qui suit, avant de diminuer à nouveau en juin. Elles sont un peu plus élevées lors de la remontée de la nappe en octobre 98, diminuent ou restent stables jusqu'en février 99, puis augmentent légèrement en mars et avril.

Sur le transect avec haie, les deux points les plus en amont sont les plus concentrés, et les concentrations diminuent brutalement quelques mètres avant la haie pour atteindre des valeurs inférieures à $0,2 \text{ mmol.l}^{-1}$. Les variations temporelles sont peu marquées, les concentrations étant souvent très faibles.

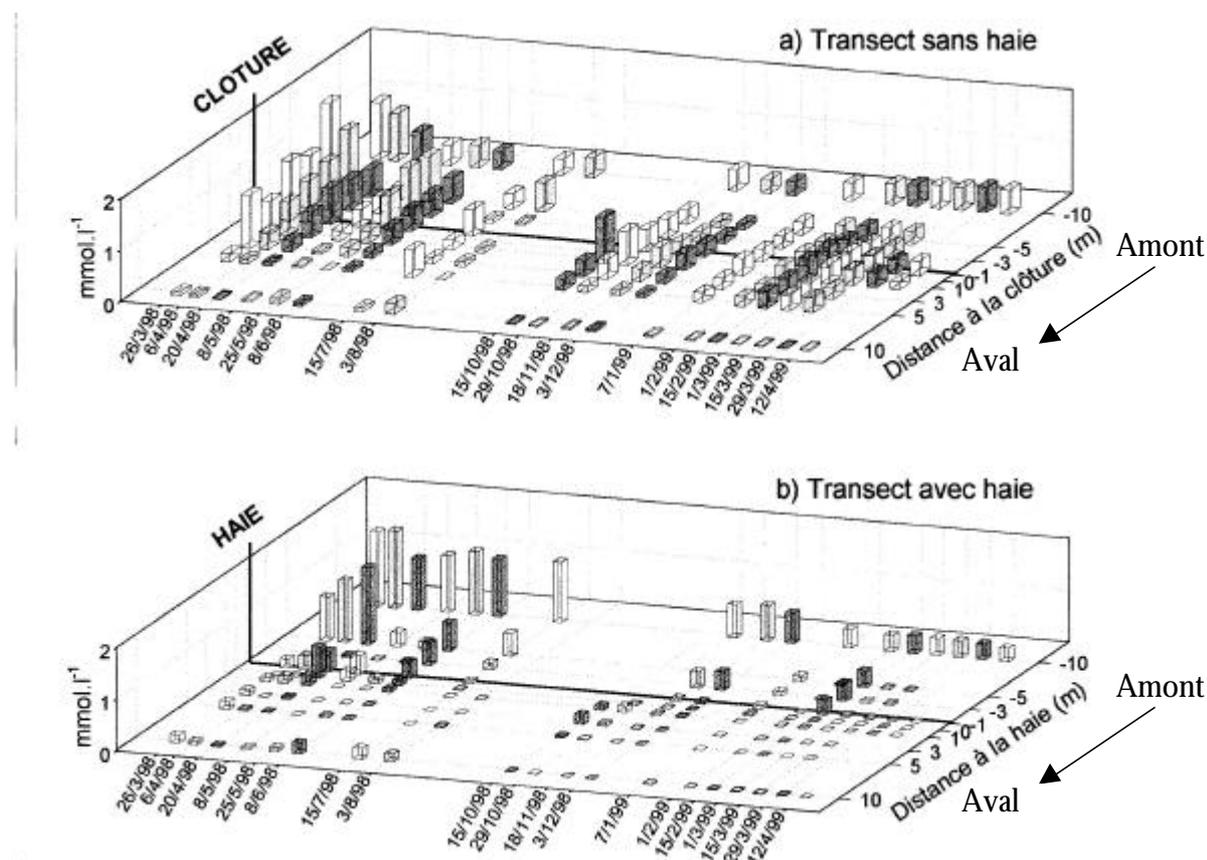


Figure 4.2 : Evolution des teneurs en nitrate le long du transect a) sans haie et b) avec haie de mars 98 à avril 99.

4.1.1.3 Variabilité de la composition chimique de la nappe

◆ Variabilité locale

Nous avons mesuré la teneur en nitrate et chlorure dans trois piézomètres distants de 50 cm à 3 m en amont et 5 m en aval de chaque transect tous les 15 jours d'octobre 98 à mars 99, pour avoir une idée de la variabilité de la composition chimique de la nappe localement, c'est à dire en un même point de suivi (Figure 4.3).

La teneur en nitrate est en général homogène entre les trois répétitions pour les 4 points de suivi, le coefficient de variation est voisin de 10%. Les teneurs en chlorure sont semblables pour les trois répétitions sur le transect sans haie, le coefficient de variation est compris entre 5% et 10%. Par contre, sur le transect avec haie, elles sont nettement plus variables : le coefficient de variation est voisin de 15% à l'aval et peut atteindre 300% à l'amont.

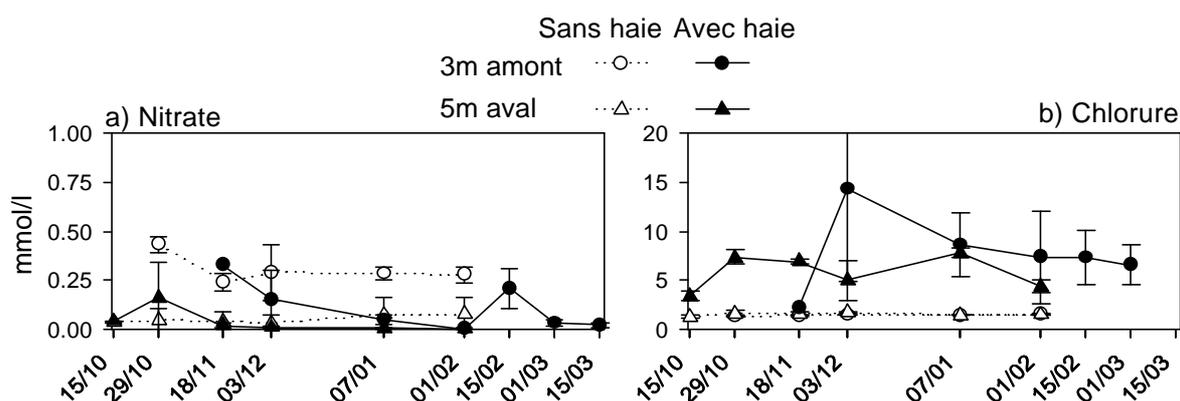


Figure 4.3 : Variabilité spatiale de la teneur a) en nitrate et b) en chlorure dans la nappe en amont et en aval des deux transects à différentes dates entre octobre 98 et mars 99. Moyenne et écart type sur trois piézomètres voisins.

◆ Variabilité verticale

La variabilité verticale de la composition chimique de la nappe a été mesurée au printemps 98 à l'aide d'un piézomètre compartimenté placé 5 m en amont du transect avec haie, car c'est dans cette zone que la variabilité locale était la plus forte.

Les teneurs en nitrate et chlorure varient avec la profondeur (Figure 4.4), plus ou moins intensément selon les dates. En avril, les teneurs en nitrate augmentent de 0 à 0,5 mmol.l⁻¹ entre 50 et 100 cm de profondeur, puis diminuent à 0,05 mmol.l⁻¹ à 170 cm. Ensuite, les teneurs en nitrate diminuent pour les points les plus concentrés, et deviennent pratiquement nulles à toutes les profondeurs en mai et juin. La concentration en chlorure augmente avec la profondeur, assez brutalement en avril, et plus progressivement ensuite : les teneurs en chlorure à 180 cm de profondeur sont jusqu'à 4 fois plus élevées qu'à 60 cm.

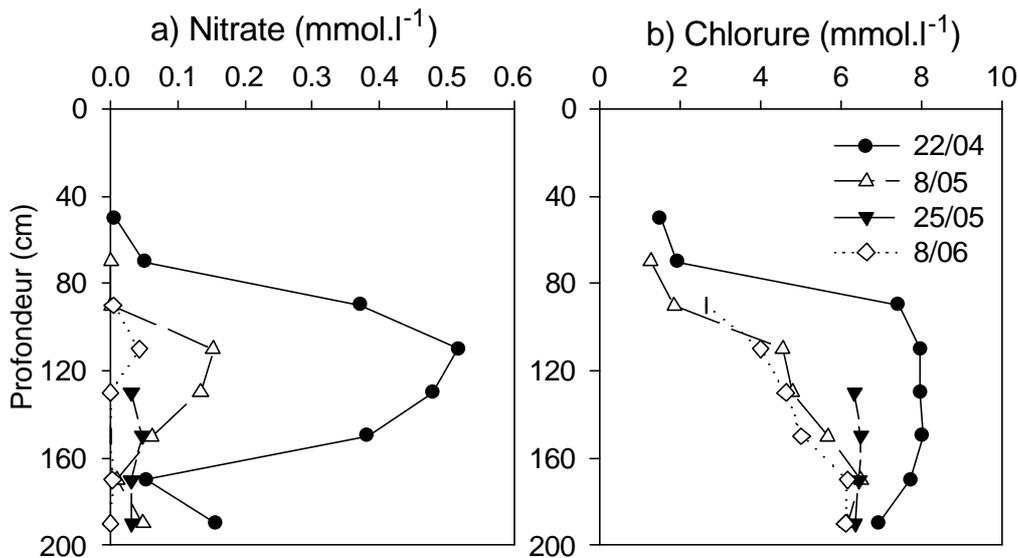


Figure 4.4 : Variabilité verticale de la composition chimique de la nappe à 5 m en amont du transect avec haie entre avril et juin 99.

4.1.1.4 Conclusion du suivi de mars 98 à avril 99

Les dynamiques du nitrate et du chlorure mesurées dans les piézomètres classiques sont très différentes sur les deux transects. Sur le transect avec haie, on observe une diminution brutale de la concentration en nitrate entre 3 et 4 m en amont, et de très fortes concentrations en chlorure à peu près à la même distance. Sur le transect sans haie, les concentrations en nitrate diminuent à partir de 5 m dans la zone humide, et les teneurs en chlorure sont peu variables.

De plus, la composition chimique de la nappe en chlorure et nitrate est très variable localement et en fonction de la profondeur en amont du transect avec haie, alors qu'elle est beaucoup plus homogène en aval et sur le transect sans haie. C'est probablement la variabilité verticale qui explique la variabilité observée localement entre deux piézomètres "classiques" voisins, pour peu que les zones perforées des piézomètres ne soient pas tout à fait aux mêmes profondeurs.

Pour vérifier les résultats obtenus lors de cette première période de suivi, et mieux comprendre l'origine des variations verticales de la composition chimique de la nappe, nous avons utilisé des piézomètres compartimentés à la place des piézomètres classiques à partir de février 99.

4.1.1.2 Suivi dans les piézomètres compartimentés de février à juin 99

L'article suivant, paru dans les Comptes Rendus de l'Académie des Sciences (Caubel-Forget *et al.*, 2001), présente et discute la dynamique du chlorure et du nitrate au printemps 99. Comme il contient une version abrégée en français, où est notamment résumée la discussion des teneurs en nitrate et chlorure (page 107), nous n'y ajouterons qu'une conclusion.

4.1.1.2.1 Article: *Contrasted dynamics of nitrate and chloride in groundwater submitted to the influence of a hedge*

Dynamiques contrastées du nitrate et du chlorure dans la nappe soumise à l'influence d'une haie

Virginie Caubel-Forget, Catherine Grimaldi, et François Rouault.

RESUME :

Au voisinage d'une haie de ceinture de fond de vallée, la nappe présente de forts gradients latéraux et verticaux des concentrations en chlorure et nitrate. La forte transpiration des arbres de la haie en été et la dissymétrie du développement racinaire conduisent à un enrichissement persistant en chlorure en amont de la haie, en profondeur. Le nitrate, par contre, disparaît durablement dans cette même zone, absorbé par les arbres et/ou dénitrifié par les microorganismes dont l'activité est favorisée au pied de haie.

ABSTRACT :

The groundwater close to a bottomland hedge presented strong vertical and lateral gradients of nitrate and chloride concentrations. The strong transpiration by trees in summer and the dissymetry of the root development induced persistent high chloride level in depth upslope from the hedge. Nitrate concentration, on the other hand, decreased sharply in the same area, taken up by the vegetation or denitrified by the micro-organisms, whose activity was enhanced at the bottom of the hedge.

Mots clés : haie, nitrate, chlorure, dénitrification, absorption par les arbres

Key-words : hedge, nitrate, chloride, denitrification, uptake by trees

ABRIDGED FRENCH VERSION :

Introduction

En Bretagne, la mise en place de pratiques agricoles plus raisonnées n'a pas encore entraîné d'amélioration de la qualité des eau, qui se dégrade depuis 40 ans. Certaines structures du paysage comme les zones humides et les haies peuvent contribuer à la réduction de la pollution diffuse en interceptant les flux de solutés avant qu'ils ne parviennent à la rivière. Les capacités épuratrices des zones humides, en particulier vis à vis des nitrates, ont été largement étudiées [10, 11, 12, 18]. Par contre, l'étude des haies s'est plutôt focalisée sur leurs fonctions de brise-vent, de barrière anti-érosive [2, 6, 9, 19], et de tampon sur les écoulements rapides [4, 6, 14, 15, 16]. Leur effet sur la qualité des eaux, lié à la dynamique hydrique du système et à la végétation, a été peu étudié [17]. La haie de ceinture de fond de vallée, fréquente en Bretagne [5], est particulièrement intéressante par sa localisation intermédiaire entre le versant cultivé et le bas-fond hydromorphe [17]. Notre étude a pour objectif de déterminer l'effet d'une telle haie sur le transfert de solutés, en comparant la composition chimique de la nappe le long de deux transects, l'un avec haie et l'autre sans.

Matériel et méthodes

L'étude a été réalisée dans le massif armoricain, à une vingtaine de kilomètres à l'ouest de Rennes (Bretagne, France). La haie, composée d'un talus planté de chênes pédonculés, est située à environ 60 m d'un ruisseau d'ordre 2. Le talus induit un dénivelé d'environ 0,4 m entre la parcelle amont et la parcelle aval. La haie a été arasée en partie il y a une quarantaine d'années, ce qui permet de comparer un transect avec haie et l'autre sans (figure 1). La parcelle à l'amont est cultivée en rotation blé / ray-grass / maïs, la parcelle à l'aval est une prairie permanente hydromorphe. Les sols sont des luvisols, rédoxiques et profonds à l'amont, réductiques et plus minces à l'aval [1]. Pendant l'étude, trois apports d'azote minéral de 50kg N/ha ont été effectués sur la parcelle amont, cultivée en blé, le 1^{er} février, le 19 mars et le 23 avril 1999.

Les transects sont équipés de piézomètres compartimentés permettant le prélèvement de l'eau de nappe tous les 20 cm depuis le toit de la nappe jusqu'à 2 m de profondeur. Ils ont été placés à 10, 5 et 1 m en amont et en aval, et à 15 m en aval pour le transect avec haie. Les prélèvements ont été effectués les 11 février, 7 avril, 5 mai et 10 juin 1999, après vidange de chaque compartiment. Sur le terrain, on a mesuré la conductivité électrique, le pH, la température, la teneur en oxygène dissous et le potentiel d'oxydo-réduction. Au laboratoire, les échantillons ont été filtrés à 0,45 µm et conservés à 4°C. Le nitrate a été dosé par spectrophotométrie et le chlorure par chromatographie ionique (limite de détection de 0,07 mmol.l⁻¹ pour le nitrate et 1 µmol.l⁻¹ pour le chlorure). Pour les cartes d'isovaleur, les données ont été interpolées par krigeage à l'aide du logiciel Surfer. Nous avons utilisé un variogramme linéaire obtenu à partir des données expérimentales.

Résultats

Après un début d'année totalisant 200 mm de pluie, le mois d'avril 1999 est très arrosé (90 mm), et l'ETP est supérieure aux précipitations à partir du mois de mai. En février, la nappe est à environ 40 cm de profondeur à l'amont et 20 cm à l'aval. Elle descend à partir de mai pour atteindre en juin une profondeur de 160 cm à l'amont et 80 cm à l'aval. De février à juin, les transferts d'eau sont latéraux, d'amont en aval.

Sur le transect sans haie, les teneurs en chlorure sont assez constantes dans l'espace et dans le temps, autour de 1,3 mmol.l⁻¹ (figures 2a et 3a). Sur le transect avec haie, à toutes les dates, les teneurs sont nettement plus fortes à l'amont, et augmentent avec la profondeur (figure 2b et 3b). Elles diminuent entre février et avril avant d'augmenter en mai et juin (figure 3b).

A l'amont du transect sans haie, en février, les teneurs en nitrate sont de l'ordre de 1,4 mmol.l⁻¹ à 10 m, et de 0,6 mmol.l⁻¹ à 1 m. A l'aval, elles diminuent vers la surface, de 0,8 mmol.l⁻¹ à moins de 0,1 mmol.l⁻¹ (figure 4a). Sur le transect avec haie, à l'amont, les concentrations sont voisines de 0,4 mmol.l⁻¹ à 10 m, et inférieures à 0,07 mmol.l⁻¹ à 1 m (figure 4b). A l'aval, elles diminuent en surface de la prairie humide. A partir d'avril, il n'y a plus de nitrate décelable sur le transect haie (figure 5a), alors qu'il en reste sur le transect sans haie, selon un gradient décroissant amont/aval (figure 5b).

Discussion

Le chlorure est un élément conservatif de la solution du sol c'est à dire que sa teneur varie seulement par dilution ou évapotranspiration [3], dans la mesure où il n'est pas apporté par les

engrais, ce qui est le cas sur le site depuis un an. L'évolution du rapport molaire nitrate/chlorure (figure 6 et 7) permet donc d'interpréter une diminution des teneurs en nitrate. Si cette diminution est due à une dilution, le rapport reste constant, alors que si elle est due à une consommation, le rapport diminue.

La forte concentration du chlorure sur le transect avec haie, déjà observée en 1998 [7], s'explique par la forte capacité évaporatoire des arbres dans une structure linéaire boisée, plus exposés à l'ensoleillement et la ventilation que dans une forêt [20]. La dissymétrie amont/aval des teneurs est liée à la distribution des racines des chênes, qui sont ici développées essentiellement en amont, à partir de 80 cm de profondeur, et au moins jusqu'à 10 m du tronc. A l'aval, l'engorgement prolongé des sols est défavorable au développement des racines. Les résultats hydriques obtenus sur ce site [7, 8] confirment que le sol s'assèche fortement en amont à cause du prélèvement d'eau par les arbres. Le gradient vertical observé des teneurs en chlorure s'explique par l'hétérogénéité du prélèvement racinaire mais aussi par la dynamique hydrique lors de la réhumectation. En été, la solution du sol se concentre en chlorure dans la rhizosphère lorsque la végétation transpire. En automne, la nappe s'enrichit en chlorure en remontant. La configuration des écoulements [8] entraîne alors une dilution, en surface par la pluie, et en profondeur au pied de haie par la remontée de la nappe de la prairie humide. Les transferts hydriques sont alors insuffisants pour homogénéiser et réduire les teneurs, qui demeurent localement très élevées en février, et ne diminuent qu'en avril. En mai et juin, l'évapotranspiration supérieure aux précipitations explique l'augmentation des teneurs en chlorure (figure 3b).

Les diminutions des teneurs en nitrate sur les deux transects (figures 4 et 5) sont associées à des diminutions du rapport molaire nitrate sur chlorure (figures 6 et 7), ce qui signifie que les nitrates sont effectivement consommés, soit par dénitrification hétérotrophe, soit par absorption par la végétation [12]. Les teneurs mesurées à l'amont des transects en février traduisent une influence marquée de la haie sur la consommation des nitrates, qui s'étend au delà de 10 m de celle-ci. En effet, la quantité de nitrate dans la nappe est trois fois plus faible à l'amont du transect avec haie (33 g N.m^{-2} contre 98, tableau 1). L'abattement entre 10 m et 1 m y est plus important, 84% contre 53 (tableau 1). Si on considère que la quantité d'azote à l'entrée de la zone d'influence de la haie est de 12 g N.m^{-2} , comme c'est le cas sans haie, l'abattement est même de 90%. Ce surcroît d'abattement peut être dû au prélèvement par les arbres, la végétation pouvant être active dès février en climat tempéré doux [12], ou à la dénitrification microbienne, généralement favorisée dans la rhizosphère [13]. Dans la prairie humide, sur les deux transects, l'abattement important observé en surface est vraisemblablement dû à la dénitrification, processus de consommation des nitrates actif à cette saison [10, 11], le milieu étant très réduit et riche en carbone. En avril, trois semaines après un apport de 50 kg N.ha^{-1} , la teneur en nitrate a fortement baissé sur les deux transects, probablement car le développement du blé entraîne une consommation plus rapide des engrais.

Conclusion

L'étude comparée de deux transects pendant la période de croissance de la végétation nous a permis de montrer l'influence d'une haie de ceinture de fond de vallée sur le devenir de deux anions au comportement très différent, le chlorure et le nitrate. Cette influence, localisée dans la zone colonisée par les racines, est particulièrement dissymétrique, s'étendant

essentiellement à l'amont. Elle conduit à une stratification importante de la nappe, mise ici en évidence par une méthodologie originale de prélèvement.

La dynamique du chlorure est associée à celle de l'eau. Les teneurs en chlorure augmentent en amont de la haie quand les arbres prélèvent l'eau, et le gradient vertical des concentrations résulte de la configuration des écoulements hivernaux. Le chlorure peut donc être considéré comme un bon indicateur de la dynamique hydrique du système haie. La dynamique du nitrate est plutôt liée à l'occurrence de la fertilisation et des processus de consommation. Après un épandage d'azote, la haie induit une consommation totale des nitrates, par prélèvement par les arbres et/ou dénitrification microbienne. La part relative de ces deux processus et leur complémentarité au long de l'année sont des aspects à approfondir pour préciser l'effet des haies sur les transferts de nitrate.

1. INTRODUCTION

For about forty years, stream water quality in Brittany has been deteriorating as agricultural activity has intensified. Besides a better management of agricultural practices, which is not developed enough yet, some landscape structures, such as wetlands and hedgerows could reduce transfer of pollutants to rivers. Wetland epurating capacity has been thoroughly investigated, especially regarding to nitrogen [10, 11, 12, 18]. But studies about hedgerows, which there are 250 000 km in Brittany, focused more on the role that they can play as a windbreak [9], as a barrier against soil erosion [2, 6, 19], and as a buffer against floods [14, 15, 16]. Their effect on water quality, related to the water fluxes and to the vegetation, has been less studied [17].

The bottomland hedge, which is a type of hedgerow frequently encountered in Brittany [5], is of particular interest because of its location between the riparian zone and the hillslope [17]. We assume that it can modify the physical and geochemical features of water flowing down from the hillslope, and affect the functioning of the riparian zone. Our study aims at determining the effect of this system on nitrate and chloride transfer from the hillslope to the riparian zone, comparing groundwater chemistry at different depths along two transects, with and without hedge. The study was conducted from February 1998 to June 2000, but we will focus here on the period from February to June 99, firstly because this is the fertilisation period, and so nutrients are spread in large quantities, and secondly because it is the growing season.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 Study site

The study site (figure 1) is located on the Massif Armoricaïn (northern France), twenty kilometres west from Rennes (Brittany). The hedge is located about sixty meters from a second order stream. It is planted with one-hundred-year-old oaks (*Quercus robur*), on a small bank inducing a difference of height of about 0.4 m between upslope and downslope. It was partially pulled out thirty years ago, which enabled us to compare two transects, one crossing the hedge, the other which does not. Downslope, in the wet meadow, the slope is gentle (0.5%). Soils are "luvisols reductiques" [1], around 1 m deep, with a thin organic layer (0.3 m). Upslope, in the wheat field, the slope is steep and regular in the upper part (5%), and gentle in the twenty meters

approaching the hedge (< 0.5%). Soils are "luvisols redoxiques" [1], more than 2 m deep, with thick organic layers (about 1 m). The wheat was fertilised with 50 kg N.ha⁻¹ on the 1st of February, the 19th of March, and the 23rd of April 1999.

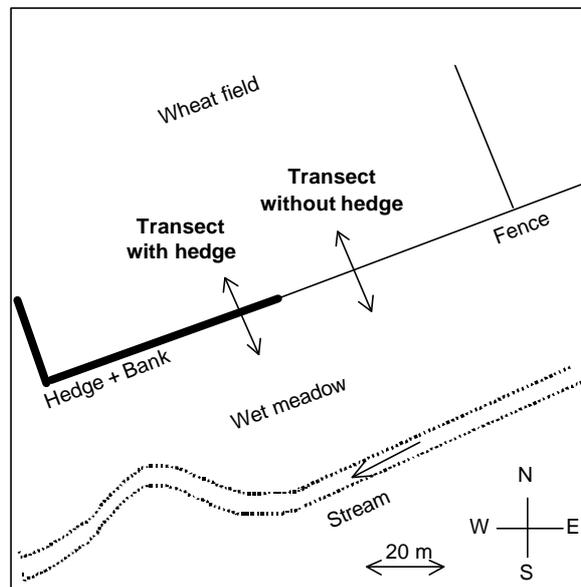


Figure 1 : Map of the site.

Figure 4. 5 : Plan du site.

2.2 Site equipment

The transects were equipped with multileveled piezometers to sample groundwater at different depths. They were placed at 1, 5 and 10 m upslope and downslope, and at 15 m downslope from the hedge, down to a depth of 2 m upslope and 1.2 m downslope. Each piezometer is made of a PVC tube divided into 10 cm-high compartments. Every other compartment is perforated to enable water filling, and fitted out with a tube coming up to the surface for sampling with a syringe. The tube is closed with pliers between two samplings. The other compartments are fully watertight, and isolate two sampling levels. All piezometers were kept in the soil for one month before the beginning of sampling, to permit good contact with the groundwater.

2.3 Sampling and analysis

Groundwater was sampled on the 11th of February, the 7th of April, the 5th of May and the 10th of June 1999. Then the water table became too deep to be sampled. Each day before sampling, a volume twice that of each compartment was removed and discarded. In the field, we measured electric conductivity, pH, temperature, dissolved oxygen, and redox potential (Eh). In the laboratory, samples were filtered with a 0.45 µm membrane and kept at 4°C. Nitrate was measured by spectrophotometry, and chloride by ionic chromatography. Detection limit was 0.07 mmol.l⁻¹ for nitrate, and 1 µmol.l⁻¹ for chloride. Data for contour lines maps were interpolated by kriging, using Surfer software. We used a linear variogram, calculated from the data set.

3. RESULTS

3.1 Precipitation and potential evapotranspiration

Precipitation and potential evapotranspiration were measured at the INRA meteorological station of "Le Rheu" fifteen kilometers east from the site. After 200 mm of rain within three months, April 99 was wet (90 mm) and the potential evapotranspiration was higher than the precipitation from May onwards.

3.2 Groundwater general features

In February, the water table level was at a depth of 40 cm upslope and 20 cm in the wet meadow. The water table descended from May to reach in June a depth of 160 cm upslope and 80 cm downslope. From February to June, water was flowing laterally along the transects, from upslope to downslope.

Electric conductivity ranged from 350 to 450 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ in the transect without hedge, and from 350 to 1100 in the transect with hedge, the higher values corresponding to the deeper samples upslope. pH was around 6.2 in both transects, and rose at the surface of the wet meadow to approximately 6.4. Eh calculated at pH 7 and 25°C varied in the wet meadow between 150 mV at the surface and 200 at a depth of 120 cm, and in the upslope field between 175 mV at a depth of 180 cm and 250 mV in the soil surface. Dissolved oxygen level was between 1 and 3 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

3.3 Chloride and nitrate concentrations

In the transect without hedge, chloride concentrations were uniform, in space and time, around 1.3 $\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$ (figure 2a and 3a). Upslope from the transect with hedge, at every date, chloride concentrations were very high, and increased sharply with depth (up to 5 $\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$, figure 2b and 3b). They decreased in April and increased in May and June (figure 3b). High chloride concentrations were associated with high electric conductivity.

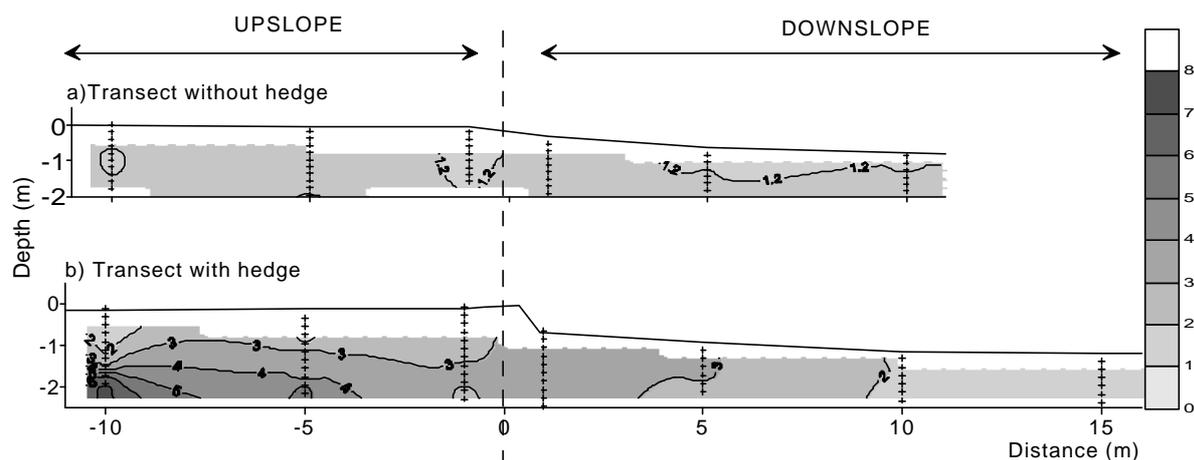


Figure 2 : Contour lines of groundwater chloride level the 11th of February 1999 along the transect without hedge (a) and with hedge (b). Crosses represented sampling points.

Figure 4. 6 : Carte des isovaleurs de concentration en chlorure dans la nappe le 11 février 1999 le long du transect sans haie (a) et avec haie (b). Les croix représentent les points de prélèvement.

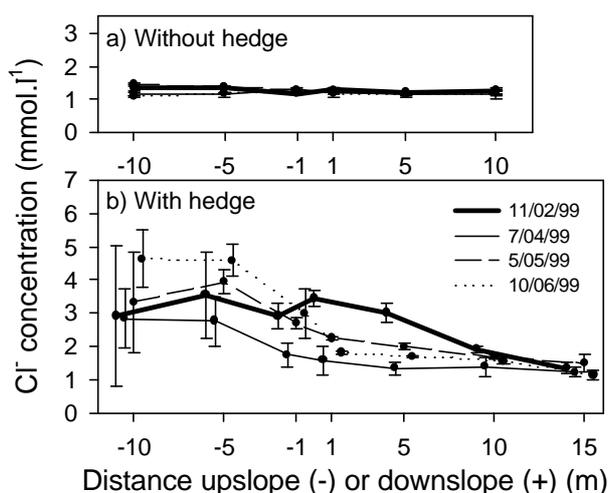


Figure 3 : Evolution of groundwater chloride level along the transect without hedge (a) and with hedge (b). Mean and standard deviation of each piezometer.

Figure 4.7 : Evolution de la teneur en chlorure dans la nappe le long du transect sans haie (a) et avec haie (b). Moyenne et écart type sur chaque piézomètre.

In February, upslope from the transect without hedge, nitrate levels were around 1.4 mmol.l⁻¹ at 10 m and 0.6 mmol.l⁻¹ at 1 m. Downslope, they decreased towards the soil surface, from 0.8 mmol.l⁻¹ to less than 0.1 mmol.l⁻¹ (figure 4a). Upslope from the transect with hedge, concentrations were around 0.4 mmol.l⁻¹ at 10 m and less than 0.07 mmol.l⁻¹ at 1 m (figure 4b). Downslope, they decreased towards the surface. From April, nitrate was nearly undetectable in the transect with hedge (figure 5b), whereas it remained present without hedge (figure 5a), concentrations decreasing along the transect.

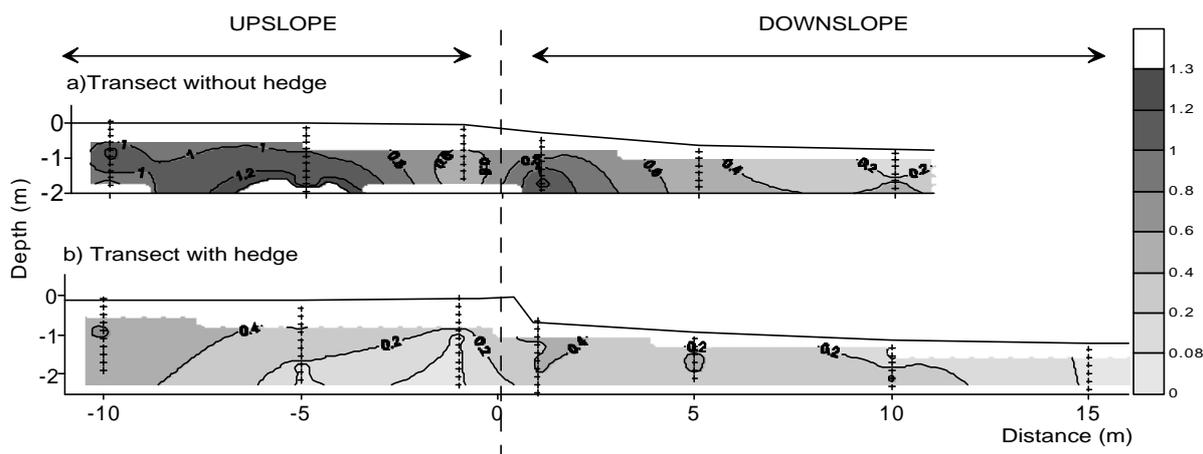


Figure 4 : Contour lines of groundwater nitrate level the 11th of February 1999 along the transect without hedge (a) and with hedge (b). Crosses represent the sampling points.

Figure 4.8 : Carte des isovaleurs de concentration en nitrate dans la nappe le 11 février 1999 le long du transect sans haie (a) et avec haie (b). Les croix représentent les points de prélèvement.

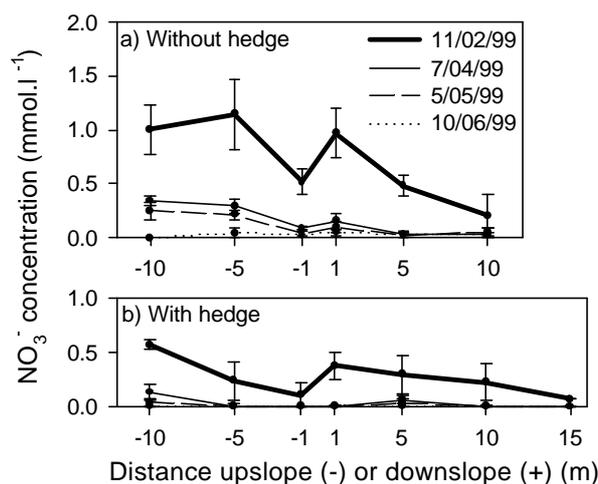


Figure 5 : Evolution of groundwater nitrate level along the transect without hedge (a) and with hedge (b). Mean and standard deviation of each piezometer.

Figure 4. 9 : Evolution de la teneur en nitrate dans la nappe le long du transect sans haie (a) et avec haie (b). Moyenne et écart type sur chaque piézomètre.

4. DISCUSSION

Chloride is a conservative substance of soil water, i.e. its concentration only varies through dilution or evapotranspiration [3], as long as it does not come from the fertilisers. Here, no chloride-containing fertiliser has been applied for one year. We can therefore consider chloride concentration evolution as a good indicator of the intensity of these two processes. Moreover, we can interpret a decrease in nitrate concentration considering the evolution of the nitrate/chloride molar ratio (figures 6 and 7): the ratio remains constant if nitrate concentration only changes by dilution, whereas it decreases if nitrate is removed.

4.1 Hedgerow effect on chloride concentration

The high level of chloride upslope from the hedge, already observed in 1998 [7], was likely to be due to the strong water uptake by trees, more exposed to the sun and to the wind in an hedgerow than in a forest [20]. The difference in chloride concentration between upslope and downslope was related to the root distribution. Indeed, we observed in ditches that roots developed essentially upslope from the hedge, especially from a depth of 80 cm, and at least up to 10 m away from the trunk. Downslope, the frequent water saturation is not suitable for root development. Results from tensiometric measurements on the study site confirmed that tree water uptake was located upslope from the hedge [7, 8]. The vertical gradient of chloride concentration was more due to the hydrological dynamics of the system than to the presence of deep roots. In summer, chloride concentrated in the non-saturated zone due to tree water uptake. In September, the groundwater enriched in chloride when the water table rose. In late autumn, the pattern of flows [8] led to a dilution of chloride in the soil surface by the rain, and at about a depth of 2 m at the bottom of the hedge, by the groundwater coming from the wetland. Water flows were a long time insufficient to homogenise and to reduce the chloride concentrations, which remained locally high in February, until April when chloride levels decreased. In May and

June, evapotranspiration was higher than precipitation, which probably explained the increase in chloride concentrations.

4.2 Hedgerow effect on nitrate removal

The decrease in nitrate concentration (figure 4 and 5) always corresponded to a decrease in the nitrate/chloride molar ratio (figure 6 and 7). This means that nitrate was actually consumed, by microbial denitrification or uptake by vegetation [12].

Level of nitrate upslope from the two transects, in February, illustrated a strong effect of the hedge on nitrate removal, further than 10 m away from it. Firstly, nitrate amount in groundwater was three times lower upslope from the hedge, 33 g N.m⁻² against 98 (table 1). Secondly, the removal between 10 m and 1 m was higher on the transect with hedge, 84% against 53% (table 1). If we consider that 12 g N.m⁻² really entered the area influenced by the hedge, as measured on the transect without hedge, the removal reached 90%. This supplementary removal upslope from the hedge could be due to the uptake by trees, vegetation beginning to take nitrogen up from February in areas of mild winter [12], or to microbial denitrification, usually enhanced in the rhizosphere [13]. In the wet meadow, in both transects, the microbial denitrification was likely to be responsible for the decrease in nitrate concentration, as usually in winter [10, 11]. Moreover, the soil was reduced and enriched in organic carbon. In April, three weeks after a spreading of 50 kg N.ha⁻¹, nitrate concentration were lower in both transects, probably the wheat took up more nitrogen.

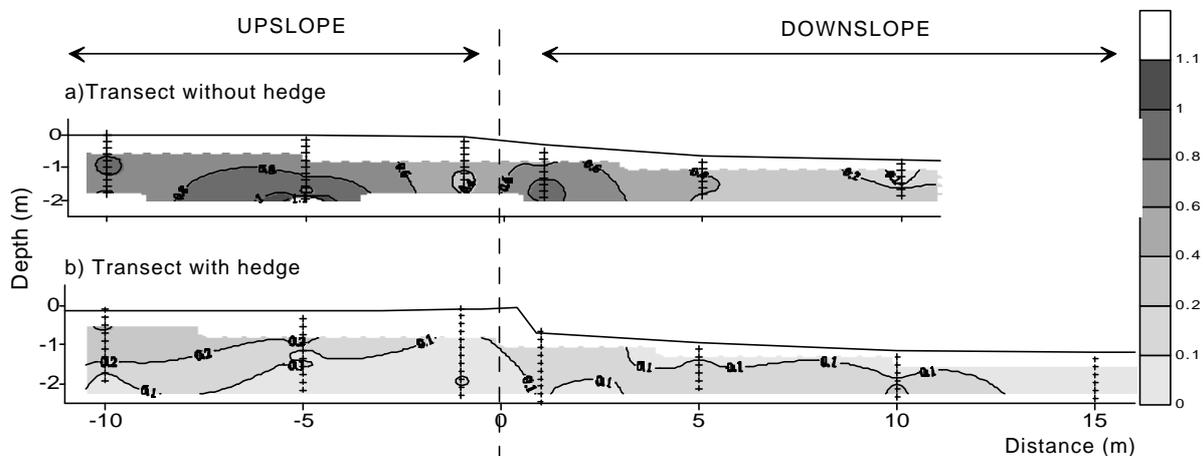


Figure 6 Contour lines of groundwater nitrate/chloride molar ratio the 11th of February 1999 along the transect without hedge (a) and with hedge (b). Crosses represent the sampling points.

Figure 4.10 : Carte des isovaleurs du rapport molaire nitrate/chlorure dans la nappe le 11 février 1999 le long du transect sans haie (a) et avec haie (b). Les croix représentent les points de prélèvement.

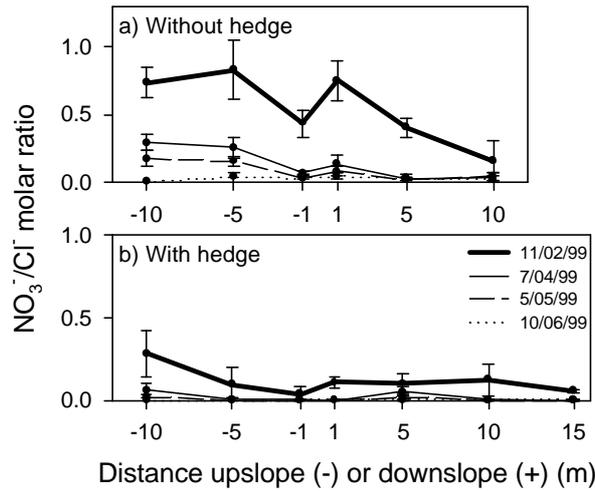


Figure 7 : Evolution of groundwater nitrate/chloride molar ratio along the transect without hedge (a) and with hedge (b). Mean and standard deviation in each piezometer.

Figure 4.11 : Evolution du rapport molaire nitrate/chlorure dans la nappe le long du transect sans haie (a) et avec haie (b). Moyenne et écart type sur chaque piézomètre.

Table 1 : Amount and percentage of nitrate removal upslope from the two transects the 11th of February 1999.

Tableau 4.1 : Quantité et pourcentage d'abattement du nitrate à l'amont des deux transects le 11 février 1999.

	NO ₃ ⁻ from the top of the water table to a depth of 2 m (g N/m ² soil surface)			NO ₃ ⁻ on a 9 m long × 1 m wide × 2 m deep strip (g N)	% NO ₃ ⁻ removal (of g N.m ²)
	- 10m	- 5m	- 1m		
Without Hedge	12.0	12.5	5.6	97.8	53 %
With Hedge	7.7	2.4	1.2	32.5	84 %

5. CONCLUSION

We focused here on the influence of the bottomland hedge on two types of anions in groundwater, nitrate and chloride, whose behaviour is quite different. The compared study of two transects during the growing season showed that their dynamics was strongly affected by the hedge, in the area where roots were developed. The influence of the bottomland hedge is particularly dissymmetrical, because roots are more developed upslope. It leads to a strong vertical stratification of the groundwater composition, pointed out here by the original sampling procedure.

Chloride dynamics was associated with water dynamics. Chloride concentration increased upslope from the hedge when water is taken up, and the vertical gradient of chloride concentrations was due to the hydrological dynamics of the system. Chloride could then be considered as a good indicator of hydrological dynamics of hedgerow system. Nitrate dynamics was related to the occurrence of the fertilisation and the removal processes. After an addition of

nitrogen, the hedge induced upslope a total removal of nitrate, by taking it up and/or by enhancing denitrification. The potential release of nitrogen to the soil by leaf deposition in autumn and the occurrence of the two removal processes through the year should be investigated further to precise the effect of hedges on nitrate transfer.

ACKNOWLEDGEMENT

Authors thank the NICOLAS European Research Project (1997-2000, ENV4-CT97-0395) for the financial support, and Guillaume David for the help in data collection.

REFERENCES

- [1] AFES, Référentiel pédologique, Principaux sols d'Europe, INRA publications, 1995.
- [2] Alegre, J.C., Rao, M.R., Soil and water conservation by contour hedging in the humid tropics of Peru, *Agriculture, Ecosystem and Environnement* 57 (1996) 17-25.
- [3] Altman, S.J., Parizek, R.R., Dilution of non point-source nitrate in groundwater, *J. Environ. Qual.*, 24 (1995) 707-718.
- [4] Baffet, M., Influence de la haie sur l'évolution des caractères physico-chimiques et hydrodynamiques des sols, Thèse, Univ. Limoges, 1984, 173 p.
- [5] Bazin, P., Les talus du bocage, Institut pour le Développement Forestier, 1995.
- [6] Carnet, C., Etudes des sols et de leur régime hydrique en région granitique de Bretagne: une approche du rôle du bocage, Thèse Univ. Rennes, U.E.R. Sciences Biologiques, mention Agronomie, 1978, 235 p.
- [7] Caubel-Forget, V., Grimaldi, C., Fonctionnement hydrique et géochimique du talus de ceinture de bas-fond : conséquences sur le transfert et le devenir des nitrates, in : Cemagref (éd.), Bois et forêts des agriculteurs, 1999, pp. 169-189.
- [8] Caubel-Forget, V., Grimaldi, C., Influence du talus/haie de fond de vallée sur le potentiel hydrique du sol, in : BHS occasionnal paper N°11, Water in the celtic world: managing resources for the 21st century, 2000, pp. 235-243.
- [9] De Jong, E., Kowalchuk, T., The effect of shelterbelts on erosion and soil properties. *Soil Sci.*, 159 (1995) 337-345.
- [10] Gilliam, J.W., Riparian wetlands and water quality, *J. Environ. Qual.*, 23 (1994) 896-900.
- [11] Haycock, N.E., Pinay, G., Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter, *J. Environ. Qual.*, 22 (1993) 273-278.
- [12] Hill, A.R., Nitrate removal in stream riparian zones, *J. Environ. Qual.*, 25 (1996) 743-755.
- [13] Knowles, R., Denitrification, *Microbiol. Rev.*, 46(1) (1982) 43-70.
- [14] Merot, P., Bocage: sols et eau, Tome 1, Le bocage en Bretagne granitique, une approche de la circulation des eaux, Thèse Univ. Rennes, 1978, 199 p.
- [15] Merot, P., The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in a temperate climate, *Agronomie*, 19 (1999) 655-669.
- [16] Merot, P., Bruneau, P., Sensitivity of bocage landscapes to surfaces run-off: application of the Kirkby index, *Hydrol. Process.*, 7 (1993) 167-173.
- [17] Merot, P., Reyne, S., Rôle hydrologique et géochimique des structures linéaires boisées, *Et. Rech. Syst. Agraires Dév.*, 29 (1995) 83-100.

- [18] Peterjohn, W.T., Correll, D.L., Nutrient dynamics in an agricultural watersheds: observation on the role of a riparian forest, *Ecology*, 65 (1984) 1466-1475.
- [19] Pihan, J., Bocage et érosion hydrique des sols en Bretagne, in : Table ronde CNRS. INRA, ENSAR, Univ. Rennes, 1976, pp. 185-192.
- [20] Ryzkowski, L., Kedziora, A., Impact of agricultural landscape structure on energy flow and water cycling, *Landscape Ecology*, 1 (1987) 85-94.

4.1.1.2 Conclusion du suivi de février à juin 99

L'utilisation de piézomètres compartimentés nous a permis de confirmer les résultats obtenus lors de la première année de suivi : les teneurs en chlorure sont nettement plus importantes en amont du transect avec haie, et la diminution des teneurs en nitrate se produit en amont du transect avec haie, alors qu'elle se produit dans la zone humide sur l'autre transect.

Mais surtout, ce dispositif de prélèvement nous permet de localiser plus précisément les variations de concentrations observées, et de mieux les interpréter. Les fortes concentrations en chlorure en amont de la haie sont localisées en profondeur (en dessous d'1 m). La diminution des teneurs en nitrate est plus intense en profondeur qu'en surface en amont du transect avec haie, et en surface qu'en profondeur en aval du transect sans haie.

4.1.1.3 Suivi dans les piézomètres compartimentés de novembre 99 à mai 00

4.1.1.3.1 Evolution des teneurs en chlorure

Sur le transect sans haie, les teneurs en chlorure sont maximales en novembre (Figure 4.13a). Elles sont homogènes à l'amont (1 mmol.l^{-1}), un peu supérieures à celles de l'aval qui diminuent avec la profondeur (Figure 4.12a). De décembre 99 à juin 00, la concentration moyenne de chaque piézomètre compartimenté est identique pour tous les points le long du transect, voisine de 1 mmol.l^{-1} et peu variable en fonction de la profondeur (Figure 4.13a).

Sur le transect avec haie, le 17/11/99, la nappe est nettement plus concentrée en chlorure en profondeur en amont, spécialement à 10 m (Figure 4.12b). A l'aval, comme sur le transect sans haie, les teneurs en chlorure diminuent de la surface vers la profondeur. En décembre, la zone concentrée en chlorure à l'amont s'étale un peu vers l'aval (Figure 4.13b). A partir de janvier, la concentration moyenne en chlorure sur l'ensemble de la profondeur saturée est plus faible sur l'ensemble du transect et diminue de l'amont vers l'aval.

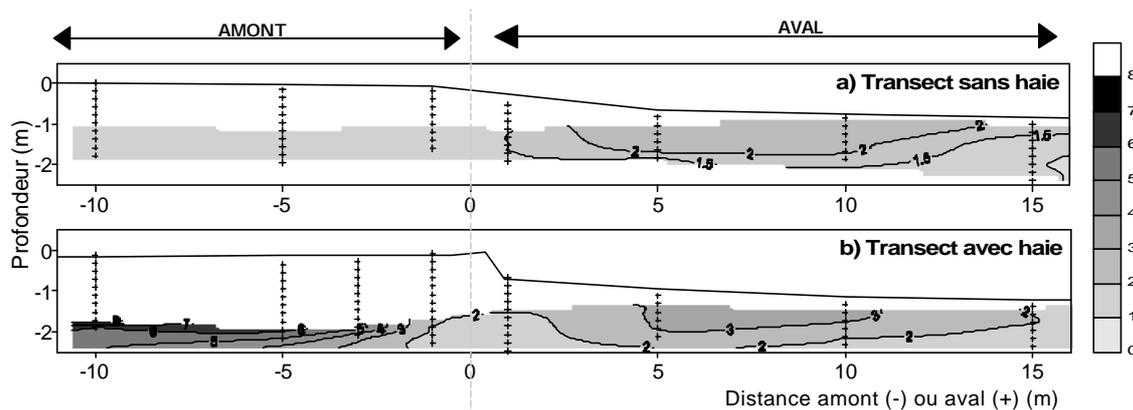


Figure 4.12 : Cartes des isovaleurs de concentration en chlorure le 17/11/99 a) sur le transect sans haie et b) sur le transect avec haie. Les croix représentent les points de prélèvements.

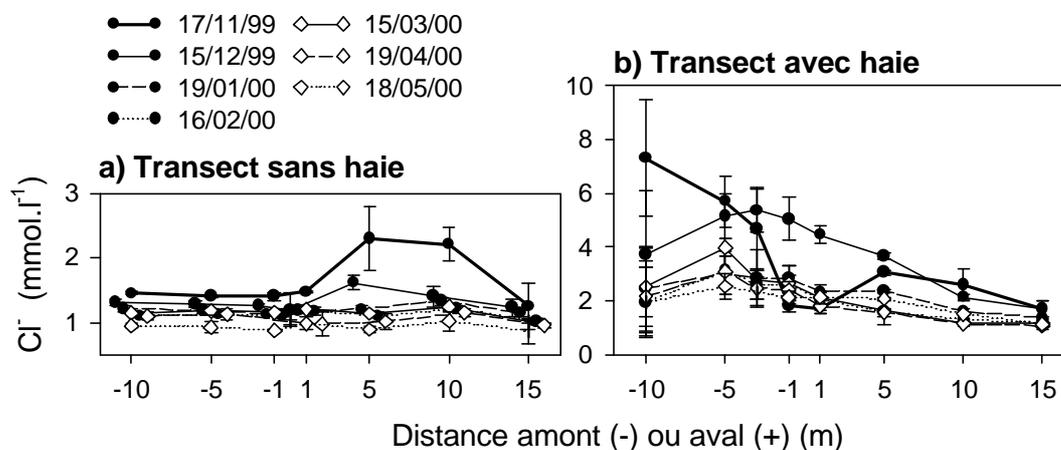


Figure 4.13 : Evolution des concentrations en chlorure le long a) du transect sans haie et b) du transect avec haie de novembre 99 à mai 00. Moyenne et écart type dans chaque piézomètre compartimenté.

4.1.1.3.2 Evolution des teneurs en nitrate

Sur le transect sans haie, les teneurs en nitrate diminuent progressivement le long du transect, excepté une petite augmentation locale à certaines dates à 1 m en aval. Elles sont nulles dès 5 m dans la zone humide (Figure 4.14a et Figure 4.15a). Les concentrations moyennes dans chaque piézomètre compartimenté sont maximales en novembre, diminuent entre janvier et février 00, puis entre mars et mai.

Sur le transect avec haie, les teneurs en nitrates sont très faibles toute l'année hydrologique (Figure 4.14b et Figure 4.15b). Un peu de nitrate a parfois été détecté entre -1 m et +10 m.

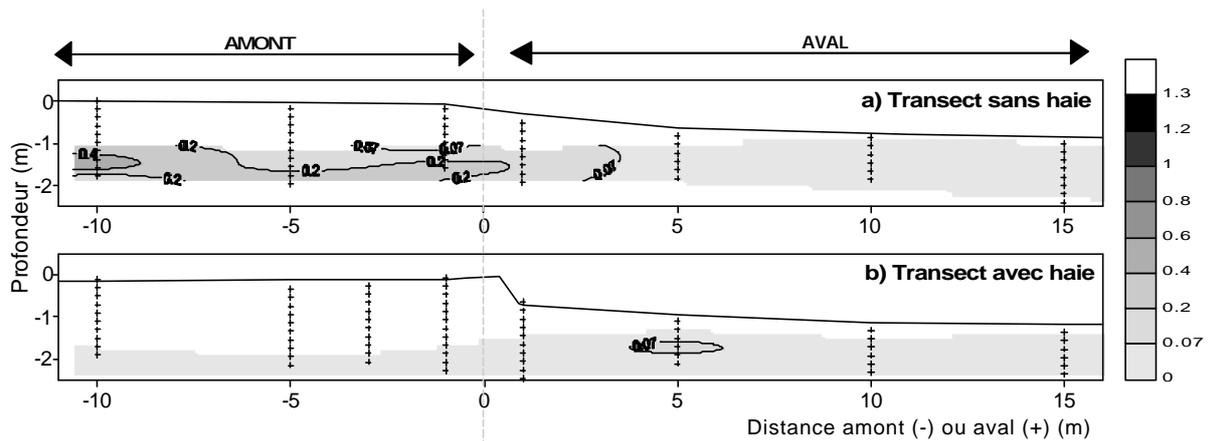


Figure 4.14 : Cartes des isovaleurs de concentration en nitrate le 17/11/99 a) sur le transect sans haie et b) sur le transect avec haie. Les croix représentent les points de prélèvements.

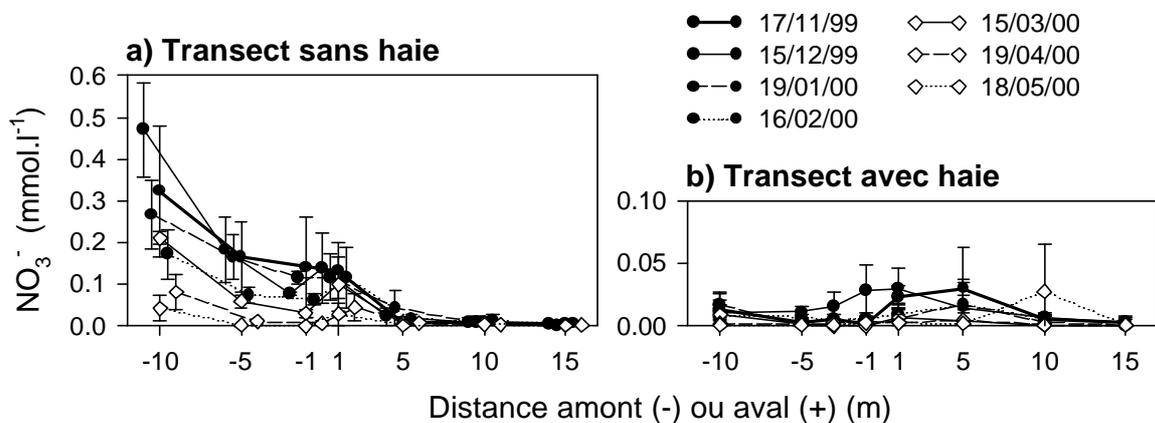


Figure 4.15 : Evolution des concentrations en nitrate le long a) du transect sans haie et b) du transect avec haie de novembre 99 à mai 00. Moyenne et écart type dans chaque piézomètre compartimenté.

4.1.1.3.3 Conclusion du suivi de novembre 99 à mai 00

Alors que les teneurs en chlorure sont homogènes sur le transect sans haie (1 mmol.l^{-1}), elles sont élevées en profondeur en amont du transect avec haie (5 mmol.l^{-1}), comme lors de la première année du suivi. Elles sont maximales en novembre, lors du premier prélèvement d'automne, et alors plus élevées en surface de la nappe. Elles diminuent en hiver, le chlorure se diluant probablement vers l'aval dans la nappe, et restent stables au début du printemps.

On n'a pratiquement pas observé de nitrate sur le transect haie pendant cette période. Par contre, les concentrations sont élevées en amont du transect sans haie (jusqu'à $0,5 \text{ mmol.l}^{-1}$), et diminuent le long du transect, particulièrement à partir de quelques mètres dans la zone humide, où elles sont alors quasiment nulles. Elles sont maximales à l'automne, et diminuent en hiver et au printemps.

4.1.2 LA DYNAMIQUE D'AUTRES ELEMENTS CHIMIQUES DANS LA NAPPE

Pour compléter et préciser la dynamique du nitrate et du chlorure, nous avons dosé le potassium, le sulfate, la silice et le sodium dans la nappe (§ 2.3.1.4.1).

4.1.2.1 Le potassium

Le potassium a été dosé de février à décembre 99. Pour la majorité des dates, la teneur en potassium est peu variable dans le temps et dans l'espace (Figure 4.17a), c'est pourquoi nous ne l'avons plus dosé ensuite.

Sur le transect sans haie, c'est en février que les teneurs sont les plus variables, notamment à 10 m en amont où elles sont plus élevées en surface (Figure 4.16). Aux autres dates, les teneurs sont voisines de $10 \mu\text{mol.l}^{-1}$ partout (Figure 4.17).

Sur le transect avec haie, les teneurs sont un peu plus hétérogènes, et un peu plus élevées. Elles sont tout le temps plus fortes en surface à 5 m dans la zone humide (Figure 4.16 et Figure 4.17).

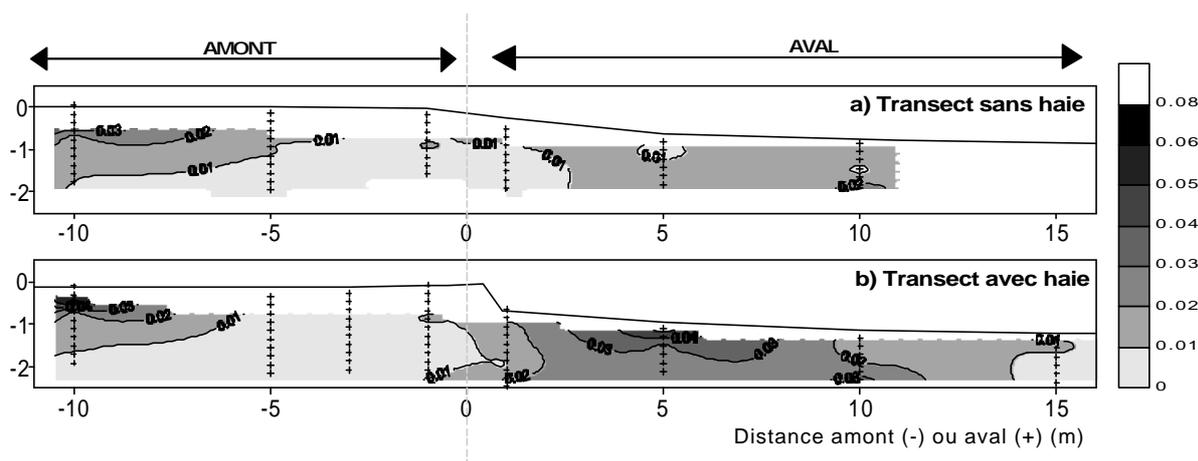


Figure 4.16 : Carte des isovaleurs de concentration en potassium dans la nappe le 11/02/99
a) sur le transect sans haie et b) sur le transect avec haie.

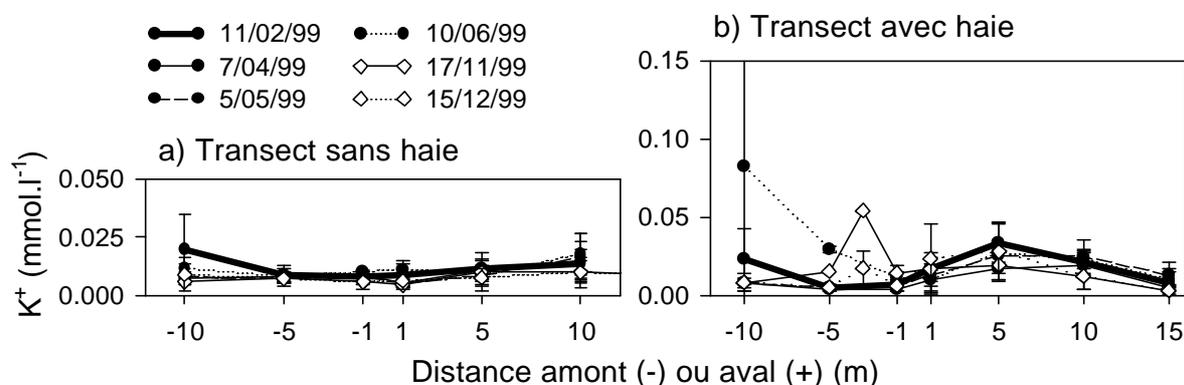


Figure 4.17 : Evolution des concentrations en potassium le long a) du transect sans haie et b) du transect avec haie de février à décembre 99. Moyenne et écart type dans chaque piézomètre compartimenté.

4.1.2.2 Le sulfate

Le sulfate n'a été dosé que dans les piézomètres classiques, c'est-à-dire de mars 98 à avril 99.

Les teneurs sont homogènes le long du transect sans haie, et stables dans le temps ($0,5 \text{ mmol.l}^{-1}$). Sur le transect avec haie, elles sont globalement plus élevées dans les trois premiers mètres en amont de la haie. Le fort écart type en ces points exprime les variations inter saisonnières : les teneurs sont plus élevées à l'automne, et diminuent ensuite en hiver et au printemps (Figure 4.18).

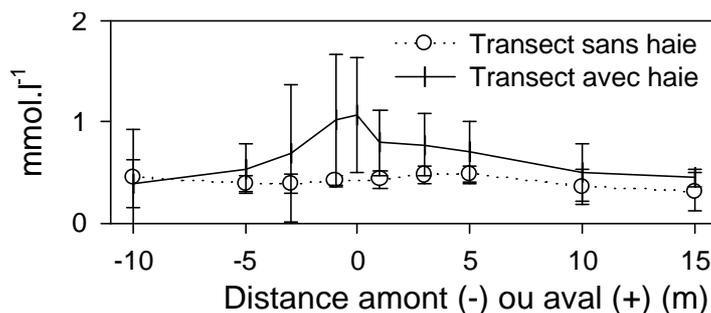


Figure 4.18 : Concentrations en sulfate le long des deux transects. Moyenne et écart type de mars 98 à avril 99.

4.1.2.3 Le sodium

Le sodium a été dosé de décembre 99 à mai 00, dans les piézomètres compartimentés. Sur le transect sans haie, les concentrations sont homogènes le long du transect, sauf à 15 m dans la zone humide où elles sont légèrement plus fortes en profondeur (Figure 4.19a). Elles sont constantes au cours du temps, voisines de $0,25 \text{ mmol.l}^{-1}$ (Figure 4.20a).

Sur le transect avec haie, elles sont plus élevées en amont, en profondeur ($> 1 \text{ mmol.l}^{-1}$). Elles diminuent ensuite progressivement dans la zone humide, où elles sont plutôt plus faibles en surface (Figure 4.19b). Elles sont un peu plus variables au cours du temps que sur le transect sans haie, mais les points amont restent toujours les plus concentrés (Figure 4.20b).

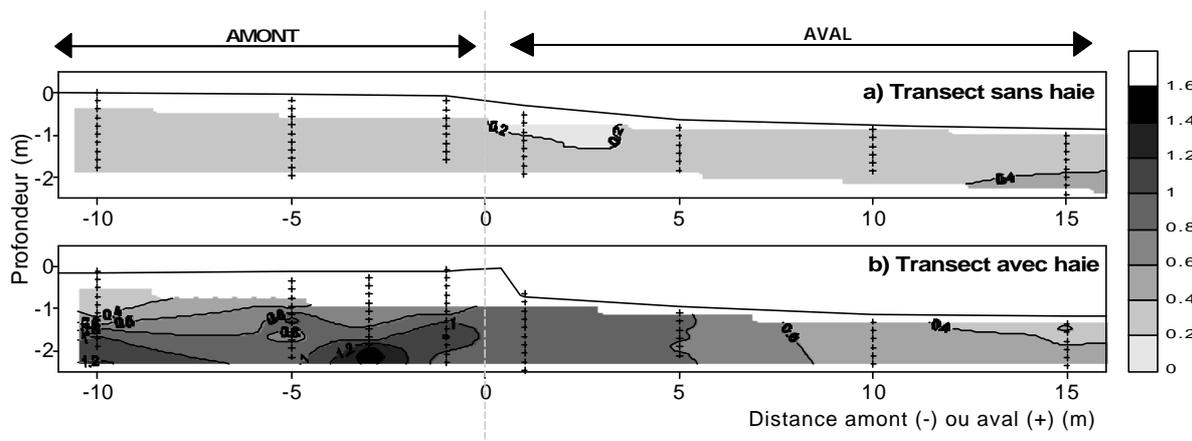


Figure 4.19 : Carte des isovaleurs de concentration en sodium dans la nappe le 15/12/99
a) sur le transect sans haie et b) sur le transect avec haie.

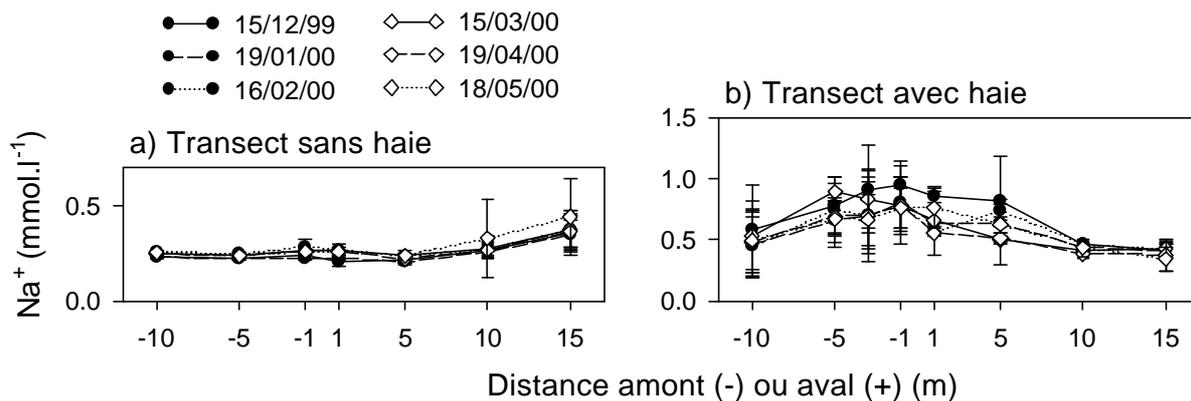


Figure 4.20 : Evolution des concentrations en sodium le long a) du transect sans haie et b) du transect avec haie de décembre 99 à mai 00. Moyenne et écart type dans chaque piézomètre compartimenté.

4.1.2.4 La silice

La silice a été dosée de février 99 à mars 00. Les concentrations en silice sur le transect sans haie sont comprises entre 0,05 et 0,2 mmol.l^{-1} . Elles sont légèrement plus élevées en profondeur qu'en surface (Figure 4.21a). Elles augmentent d'avril à juin 99 (Figure 4.22a). Lors de l'année hydrologique 99-00, elles sont maximales en novembre, mais globalement assez stables au cours du temps (Figure 4.23a). Elles sont pendant toute cette saison plus fortes et plus variables en aval qu'en amont.

Sur le transect avec haie, les teneurs en silice augmentent de la surface vers la profondeur en amont, et diminuent plutôt vers la surface dans la zone humide (Figure 4.21b). Lors de la première saison de mesure, de février à juin 99, elles augmentent beaucoup entre le 11 février et le 7 avril 99, diminuent jusqu'au 5 mai, puis augmentent à nouveau jusqu'en juin, surtout à l'amont (Figure 4.22b). Lors de l'année hydrologique 99-00, les teneurs en silice sont maximales en novembre, spécialement à l'amont, elles diminuent entre novembre et décembre, et restent ensuite stables jusqu'au mois de mars (Figure 4.23b).

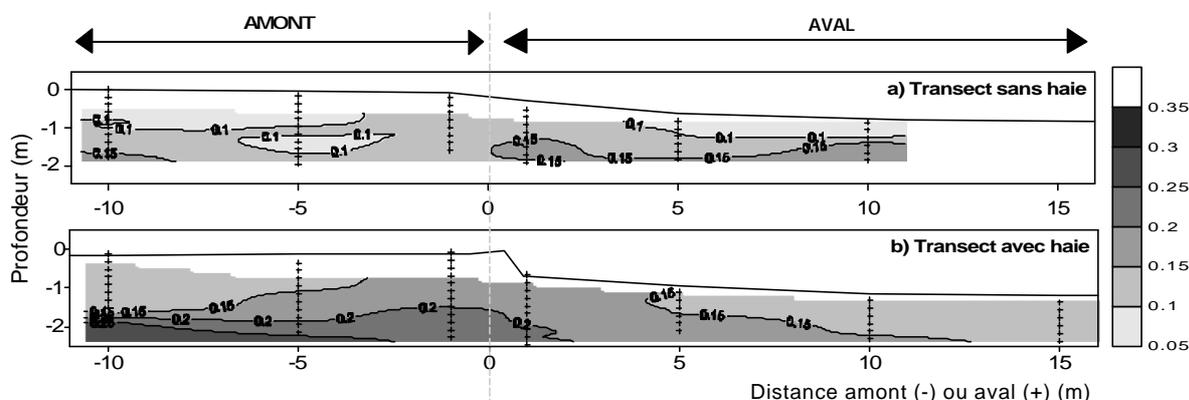


Figure 4.21 : Carte des isovaleurs de concentration en silice dans la nappe le 11/02/99 a) sur le transect sans haie et b) sur le transect avec haie.

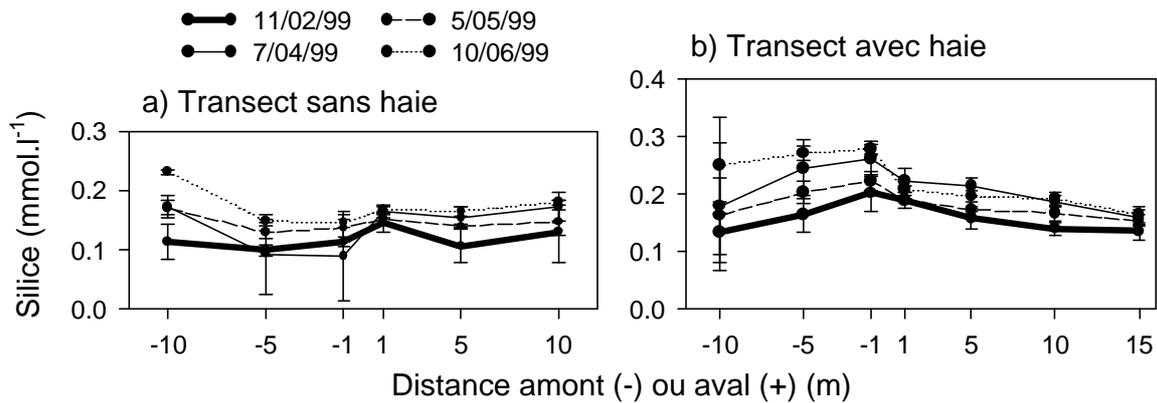


Figure 4.22 : Evolution des concentrations en silice le long a) du transect sans haie et b) du transect avec haie de février à juin 99. Moyenne et écart type dans chaque piézomètre compartimenté.

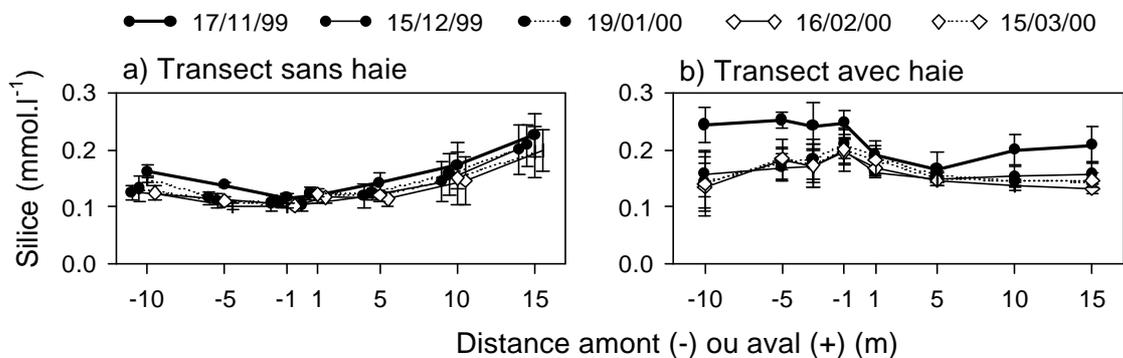


Figure 4.23 : Evolution des concentrations en silice le long a) du transect sans haie et b) du transect avec haie de novembre 99 à mars 00. Moyenne et écart type dans chaque piézomètre compartimenté.

4.1.2.5 Conclusion et discussion

Le potassium a été dosé pour compléter l'étude du nitrate, puisqu'il est absorbé par la végétation mais pas consommé par les bactéries dénitrifiantes. Il est par contre retenu par la matière organique et les argiles. On espérait à travers l'étude du potassium identifier les zones de prélèvement racinaire. On constate en fait que les teneurs dans la nappe sont très faibles (<0,1 mmol.l⁻¹), et que les quelques variations observées sont localisées et ponctuelles. Trois raisons peuvent expliquer les faibles teneurs en potassium : ① l'adsorption intense sur la matière organique et les argiles ② l'absorption rapide par la végétation et ③ l'absence d'apports en 99, année où il a été dosé.

Le sulfate, la silice et le sodium présentent une dynamique en partie similaire à celle du chlorure : ils sont plus concentrés en amont de la haie, les teneurs sont maximales en automne en surface de la nappe, diminuent en décembre et janvier, et varient peu au printemps. Tous ces éléments sont, comme le chlorure, soumis à l'évapotranspiration et, étant peu ou pas absorbés par la végétation, ils se concentrent alors dans la solution du sol. On note cependant quelques variantes.

La dynamique du chlorure et du sodium peuvent différer partiellement malgré leur origine commune dans la pluie. En effet, le chlorure est aussi apporté par la fertilisation et le sodium est faiblement retenu par les argiles et la matière organique. Il peut aussi être libéré par l'hydrolyse de feldspaths sodiques, mais ceux ci sont peu abondants dans les horizons pédologiques. Le rapport Na^+/Cl^- dans les pluies autour de Rennes est voisin de 0,6 (données non publiées). Le rapport Na^+/Cl^- dans la nappe est nettement plus faible, ce qui exprime qu'une partie du chlorure est apportée par la fertilisation. Ce rapport augmente au cours de la saison hydrologique sur les deux transects (Figure 4.24a), signe d'une dilution par la pluie au rapport Na^+/Cl^- plus élevé.

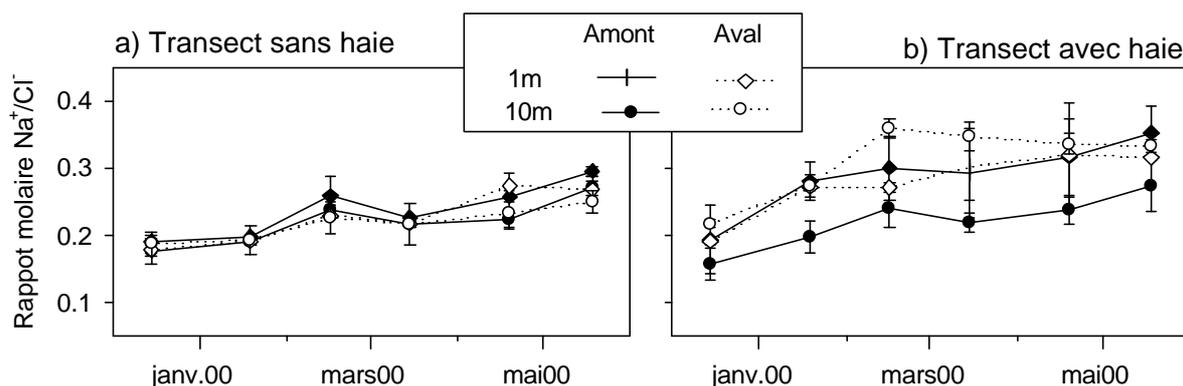


Figure 4.24 : Evolution du rapport molaire Na^+/Cl^- a) sur le transect sans haie et b) sur le transect avec haie de décembre 00 à mai 00. Moyenne et écart-type sur l'ensemble de la profondeur saturée.

En plus de l'évapotranspiration en été, les teneurs en silice peuvent augmenter toute l'année par hydrolyse minérale. Or elles augmentent moins fortement que les teneurs en chlorure en amont du transect avec haie. Cette limitation s'explique vraisemblablement par des néoformations minérales, la solution du sol atteignant plus rapidement l'équilibre avec les argiles qui précipitent lorsque la silice précipite.

4.1.3 DISCUSSION ET CONCLUSION : LA DYNAMIQUE DU CHLORURE

Nous ne discuterons les teneurs en nitrate qu'à l'issue du paragraphe 4.2, après avoir quantifié les flux de nitrate et examiné les possibilités de dénitrification. Nous revenons donc ici plus en détail sur la dynamique du chlorure, en relation avec la dynamique hydrique du système.

Les résultats des trois années étudiées concordent : les teneurs en chlorure dans la nappe sont nettement plus élevées en profondeur en amont du transect haie, toute l'année mais surtout à l'automne, alors qu'elles sont assez homogènes sur le transect sans haie. La dynamique hydrique du système explique la dynamique du chlorure, dont l'étude détaillée renseigne à son tour sur la dynamique de l'eau.

Nous avons proposé dans le paragraphe 4.1.1.2 une explication aux fortes teneurs en chlorure dans la nappe en amont de la haie : en été, le sol se concentre en chlorure dans la zone non saturée à cause du fort prélèvement d'eau par les arbres, à l'automne, la nappe se charge en

chlorure en remontant, puis se dilue en hiver. Cette hypothèse est confirmée par les résultats du suivi 99-00, la nappe étant très concentrée en chlorure en surface quand elle remonte en novembre 99 (Figure 4.12b), et nettement moins ensuite. Les teneurs en chlorure plus fortes en surface de la zone humide à cette date témoignent aussi de l'évapotranspiration estivale par la végétation herbacée à cet endroit.

4.1.3.1 La concentration du chlorure par évapotranspiration en été

La concentration du chlorure dans la solution du sol par évapotranspiration n'est pas un phénomène couramment décrit, ni dans les systèmes arborés ni dans les champs cultivés. Il a plutôt été observé soit dans des conditions où l'évapotranspiration était forte, soit dans des systèmes au fonctionnement hydrologique particulier.

En forêt tropicale, où l'absorption d'eau et de nutriments est intense, la nappe arrive à ne contenir comme éléments minéraux que Na^+ et surtout Cl^- , éléments résiduels de la solution du sol après son absorption par la végétation (Grimaldi et Pedro, 1996). Dans certains contextes, l'évapotranspiration importante de la végétation peut conduire à une salinisation des sols à long terme, quand les apports de sels sont supérieurs aux pertes, par exemple dans les zones basses bien alimentées par les versants : l'évapotranspiration concentre les sels dans la zone non saturée en été, et le déficit hydrique associé accroît le volume d'eau et la quantité de sels reçue par la zone, même si l'eau qui arrive n'est pas spécialement riche en sels (Stolte *et al.*, 1997; Heuperman, 1999). Parfois, on observe une salinisation en amont de zones de "décharge hydrologique", parce qu'elles alimentent en eau la zone juste en amont, dont la végétation concentre alors les sels en surface par évapotranspiration (Stolte *et al.*, 1992, Hayashi *et al.*, 1998). Parfois, au contraire, la plantation d'arbres permet de réduire la salinité des sols en rabattant la nappe dans les régions où les réserves en eau du sous-sol sont naturellement salées (Farrington et Salama, 1996).

Dans notre cas, le chlorure est apporté régulièrement par les engrais en plus de la pluie. Trois raisons expliquent les fortes teneurs en chlorure : ① l'ETR forte de la haie par rapport à d'autres systèmes d'arbres ② la dissymétrie de la rhizosphère et ③ la circulation relativement lente de la nappe (tout le chlorure n'est pas entraîné vers l'aval avant l'été).

4.1.3.2 La dynamique du chlorure lors de la réhumectation à l'automne

La distribution des teneurs en chlorure dans la nappe à l'automne concorde tout à fait avec la configuration des écoulements mises en évidence par tensiométrie. En novembre (Figure 4.12), les concentrations en chlorure sont plus faibles à 1 m en amont de la haie qu'à 5 ou 10 m parce que la nappe de la zone humide, nettement moins concentrée en chlorure, remonte vers l'amont à cette période. En décembre, les apports du versant diluent aussi le chlorure à 10 m, d'où le pic de concentration observé à 5 m en amont de la haie.

4.1.3.3 La dynamique du chlorure en hiver et au printemps

En janvier et février, le gradient vertical de concentration est inversé par rapport à novembre, les concentrations en chlorure étant plus importantes en profondeur. Ceci peut être dû à la dilution par les pluies, mais aussi, étant donné qu'à cette période les transferts dans la nappe sont latéraux (Figure 3.5c), aux flux d'eau plus importants en surface de la nappe qu'en profondeur, la conductivité hydraulique étant plus élevée (§ 3.3.2.3).

Le gradient vertical de concentration en chlorure dans la nappe persiste jusqu'en juin. L'augmentation de la concentration moyenne dans la nappe observée au printemps 99 (Figure 4.7), est due à la baisse de la nappe, les niveaux qui restent saturés étant les plus concentrés. A une profondeur donnée, la concentration en chlorure dans la nappe reste assez stable ou diminue un peu.

4.2 QUANTIFICATION ET ORIGINE DE LA DIMINUTION DE TENEURS EN NITRATE EN AMONT ET EN AVAL DES TRANSECTS

Les teneurs en nitrate diminuent fortement en amont du transect avec haie au printemps, et dans la zone humide en aval des deux transects toute l'année. Nous utiliserons le terme d'abattement pour désigner cette diminution, quelque soit le processus qui l'explique. Nous avons vu dans le paragraphe 4.1.1.2 que ce n'était pas par dilution. Les deux autres processus qui peuvent l'expliquer sont la dénitrification et le prélèvement par la végétation. Nous commencerons par calculer les flux de nitrate et par quantifier l'abattement, puis nous examinerons si la dénitrification peut l'expliquer.

4.2.1 LES FLUX ET L'ABATTEMENT DE NITRATE EN AMONT ET EN AVAL DES TRANSECTS

4.2.1.1 Méthode de calcul

Etant donné l'évolution des concentrations en nitrate le long des deux transects, nous avons considéré quatre systèmes, l'amont et l'aval de chaque transect. Nous avons calculé au cours de différentes saisons la quantité de N-NO_3^- qui entrait et qui sortait dans chaque système. A chaque date, à l'entrée et à la sortie du système, le flux de N-NO_3^- (F) est égal au produit de la concentration moyenne sur la profondeur saturée (mesurée dans un piézomètre classique ou moyennée sur un piézomètre compartimenté) par le flux d'eau associé, calculé dans le chapitre 3. Nous avons ensuite calculé la quantité Q de N-NO_3^- qui était passée par chaque point entre deux dates T_1 et T_2 en supposant que la variation du flux de N-NO_3^- était linéaire entre les deux dates : $Q = ((F_1 + F_2) / 2) \times (T_2 - T_1)$. Nous avons cumulé les quantités ainsi calculées de janvier à juin (hiver-printemps) et d'octobre à janvier (automne), et calculé l'abattement comme la différence entre la

quantité de $N-NO_3^-$ sortant et celle entrant, rapportée à la quantité entrant. Comme le flux utilisé est identique à l'entrée et la sortie de chaque système, l'abattement en pour cents est indépendant de l'intensité des flux, mais pas en grammes.

A l'amont des transects, nous avons considéré l'entrée du système à 10 m et la sortie à 1 m. Le flux de nitrate, en $mg N-NO_3^- \cdot jour^{-1}$, exprime la quantité de $N-NO_3^-$ qui passe par jour au travers une section de 1,8 m de profondeur et de 1 m de large. La quantité de $N-NO_3^-$ abattu entre 10 m et 1 m l'est donc pour une surface au sol de $9 m^2$. Sur le transect sans haie, nous avons utilisé le flux maximal calculé.

A l'aval, nous avons considéré l'entrée du système à 1 m et la sortie à 10 m. Le flux de nitrate exprime ici la quantité de $N-NO_3^-$ qui passe par jour à travers une section de 1,2 m de profondeur et de 1 m de large. La quantité de $N-NO_3^-$ abattu l'est aussi pour une surface au sol de $9 m^2$.

4.2.1.2 Les flux et l'abattement en amont

Sur l'ensemble de la période étudiée, l'abattement total en nitrate dans la zone étudiée est de 73% sur le transect avec haie et de 37% sur le transect sans haie (Tableau 4.2). Il est en fait rentré 2,4 fois moins d'azote en amont du transect avec haie que sans haie, et il en est sorti 5,4 fois moins.

L'abattement sur le transect sans haie se produit toute l'année, mais est beaucoup plus fort en 99 qu'en 98, où les entrées sur ce transect sont plus importantes. L'abattement sur le transect avec haie ne se produit qu'au printemps, car il n'y a pas d'entrée à l'automne, d'abord parce que le flux d'eau est très faible, les sols étant long à se saturer, et ensuite parce que les concentrations dans la nappe sont très faibles. Au printemps, sur ce transect, l'abattement en nitrate est de $3g N \cdot m^{-2}$ en 98 et en 99.

Tableau 4.2 : Quantité de $N-NO_3^-$ entrant et sortant de l'amont des transects et abattement associé. Résultats par saisons, calculés à travers une section de 1 m de large et de 1,8 m de profondeur.

		Préperiode	Printemps 98	Printemps 99	Printemps 00	Automne 98	Automne 99	TOTAL
		Durée	26/3 au 8/6	7/1 au 5/5	19/1 au 18/5	29/10 au 7/1	17/11 au 19/1	
Avec Haie	N entrant (g)	74 jours	42	37	0,5	0	0,7	80
	N sortant (g)		14	6	0,2	0	0,8	22
	Variation		-28g (-65%) -3 g/m ²	-31g (-83%) -3,5 g/m ²	-0,3g -0,03 g/m ²		+0,1g +0,012 g/m ²	-73% -6,5 g/m ²
Sans Haie	N entrant (g)		38	94	10	18	30	191
	N sortant (g)		41	54	3	14	7	120
	Variation		+3g (+8%) +0,3 g/m ²	-40g (-43%) -13,3 g/m ²	-7g (-70%) -0,8 g/m ²	-4g (-22%) -0,4 g/m ²	-23g(-77%) -2,5 g/m ²	-37% -8 g/m ²

4.2.1.3 Les flux et l'abattement dans la zone humide

Sur l'ensemble de la période étudiée, l'abattement en nitrate représente environ 75% des apports sur les deux transects (Tableau 4.3). La quantité de nitrate abattu est 4 fois plus forte sur le transect sans haie, parce qu'il y est entré 4 fois plus de nitrate.

L'abattement sur le transect sans haie s'est produit assez régulièrement toute l'année, tandis qu'il n'a eu lieu qu'au printemps sur le transect avec haie, les flux étant pratiquement nuls en automne.

Tableau 4.3 : Quantité de $N-NO_3^-$ entrant et sortant de l'aval des transects et abattement associé. Résultats par saisons, calculés à travers une section de 1 m de large et de 1,2 m de profondeur.

		Période	Printemps 98 26/3 au 8/6	Printemps 99 7/1 au 5/5	Printemps 00 19/1 au 18/5	Automne 98 29/10 au 7/1	Automne 99 17/11 au 19/1	TOTAL
		Durée	74 jours	118 jours	120 jours	70 jours	63 jours	
Avec Haie	N entrant (g)		2,6	13,9	0,3	0,04	0,25	17
	N sortant (g)		1,3	2,2	0,1	0,05	0,24	4
	Variation		-1,3g (-50%) -0,14 g/m ²	-11,7g(-84%) -1,3 g/m ²	-0,2g -0,02 g/m ²	+0,01g 0 g/m ²	+0,01g 0 g/m ²	-76% -1,4 g/m ²
Sans Haie	N entrant (g)		10,3	36	5,7	9,2	11,7	73
	N sortant (g)		1,1	13,3	1,8	0,9	2,7	20
	Variation		-9,2g (-89%) -1 g/m ²	-22,8g(-63%) -2,5 g/m ²	-3,9g (-68%) -0,4 g/m ²	-8,3g (-90%) -0,9 g/m ²	-9g (-77%) -1 g/m ²	-73% -5,8 g/m ²

4.2.1.4 Discussion et conclusion

A l'amont du site, sur toute la période étudiée, il entre plus de nitrate sur le transect sans haie qu'avec haie. A l'automne, les entrées sont plus fortes sur le transect avec haie parce qu'il y a des flux d'eau et que ces flux d'eau contiennent de l'azote. Au printemps, la quantité de nitrate qui entre sur les deux transects est identique en 98, mais elle est moins forte sur le transect avec haie les deux années suivantes. Il semblerait donc que l'effet de la haie se manifeste au delà de 10 m. Entre 10m et 1m en amont, l'influence de la haie est très marquée, l'abattement représentant entre 65 et 83% des apports.

En conséquence, il entre moins de nitrate dans la zone humide en aval du transect avec haie. L'efficacité de la zone humide est identique sur les deux transects en terme de "rendement", l'abattement étant dans les deux cas de 75%. Mais les quantités abattues sont nettement plus importantes en aval du transect sans haie.

Finalement, la quantité de nitrate qui sort de la zone d'étude à 10 m est plus forte sur le transect sans haie, mais nous avons vu qu'en terme de concentration, elle est assez faible sur les deux transects.

4.2.2 LA DENITRIFICATION PEUT-ELLE EXPLIQUER LES ABATTEMENTS OBSERVES ?

Nous examinerons d'abord le potentiel dénitrifiant des sols, par l'étude des vitesses potentielles de dénitrification et de la teneur en carbone microbien. Nous examinerons ensuite les possibilités réelles de dénitrification à travers l'étude des autres paramètres qui influencent la dénitrification (anoxie et carbone).

4.2.2.1 Le potentiel dénitrifiant des sols

4.2.2.1.1 Les vitesses potentielles de dénitrification sans facteur limitant

Les vitesses potentielles de dénitrification sans facteur limitant ont été mesurées en anaérobiose avec ajout de nitrate et glucose, en octobre 98 et en mai 99. Le potentiel dénitrifiant mesuré entre 4 et 8h d'incubation correspond à l'activité enzymatique maximale des bactéries dénitrifiantes en place (Smith et Tiedje, 1979a).

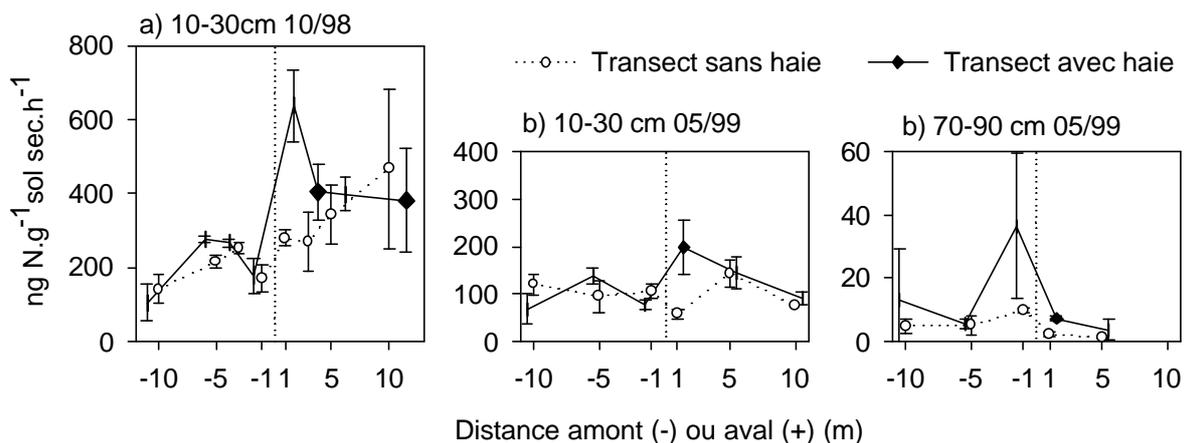


Figure 4.25 : Vitesses potentielles de dénitrification a) à 10-30 cm de profondeur en octobre 98 b) à 10-30 cm de profondeur en mai 99 et c) à 70-90 cm de profondeur en mai 99. Moyenne et écart type sur 5 répétitions.

En octobre (Figure 4.25a), sur les deux transects, les vitesses potentielles de dénitrification sont deux fois plus importantes dans la zone humide qu'à l'amont : $400 \text{ ng N.g}^{-1} \text{ sol sec.h}^{-1}$ contre 200. La différence amont/aval est plus brutale sur le transect avec haie, où en plus les vitesses sont plus fortes juste à l'aval de la haie, en moyenne égales à $600 \text{ ng N.g}^{-1} \text{ sol sec.h}^{-1}$.

Au mois de mai, les vitesses en surface (Figure 4.25b) sont 2 à 4 fois plus faibles qu'en octobre. Elles sont en moyenne égales à $150 \text{ ng N.g}^{-1} \text{ sol sec.h}^{-1}$, à l'amont comme à l'aval. En profondeur (Figure 4.25c), les vitesses sont comprises entre 10 et $40 \text{ ng N.g}^{-1} \text{ sol sec.h}^{-1}$, soit environ 10 fois moins qu'en surface à la même période. Elles sont 4 fois plus fortes à 1 m en amont de la haie que pour les autres points.

4.2.2.1.2 Les vitesses de dénitrification avec facteur limitant

Les vitesses de dénitrification avec facteur limitant ont été mesurées en octobre 98, entre 10 et 30 cm de profondeur, en anaérobiose, en anaérobiose avec ajout de nitrate, et en anaérobiose avec ajout de glucose.

Sur le transect sans haie, les vitesses de dénitrification (Figure 4.26a) sont du même ordre de grandeur à l'amont pour les trois traitements avec facteur limitant, tandis qu'elles sont légèrement plus fortes avec ajout de glucose à l'aval (200 ng N.g⁻¹ sol sec.h⁻¹ contre 150). Sur le transect sans haie (Figure 4.26b), les vitesses de dénitrification sont significativement plus fortes avec ajout de nitrate ou de glucose qu'en anaérobiose seule, mais c'est surtout avec ajout simultané de glucose et nitrate que les vitesses augmentent.

La vitesse moyenne de dénitrification en anaérobiose est de 100 ng N.g⁻¹ sol sec.h⁻¹ dans la zone humide, et de 50 en amont.

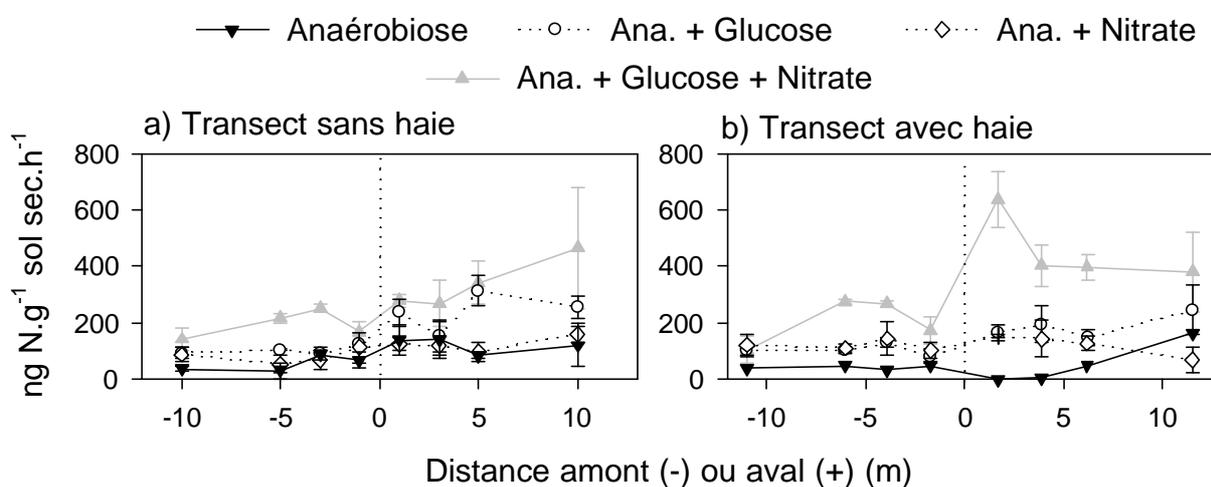


Figure 4.26 : Vitesses potentielles de dénitrification avec facteur limitant (en noir et blanc) et sans facteur limitant (en gris), entre 10 et 30 cm de profondeur en octobre 98 a) sur le transect sans haie b) sur le transect avec haie. Moyenne et écart type sur 5 répétitions.

4.2.2.1.3 Le carbone microbien extrait par fumigation-extraction

Entre 10 et 30 cm de profondeur, sur les deux transects, la quantité de carbone microbien est 2 fois plus forte dans la zone humide qu'à l'amont (180 mg C.kg⁻¹ de sol sec contre 75, en mai 99, Figure 4.27). Elle est plus élevée en octobre qu'en mai, surtout sur le transect avec haie, dans les cinq mètres bordant la haie. Le rapport entre le carbone microbien et le carbone organique total (non présenté) est plus élevé à l'aval qu'à l'amont.

Entre 70 et 90 cm de profondeur, la quantité de carbone microbien est nettement plus faible (entre 5 et 20 mg C.kg⁻¹ de sol sec). Elle est 2 fois plus élevée en amont du transect avec haie que sans haie.

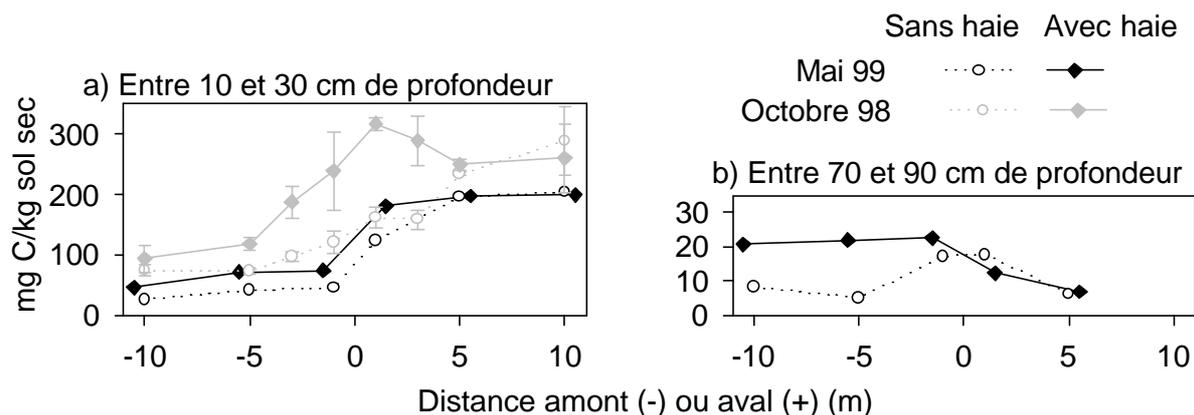


Figure 4.27 : Carbone microbien extrait par fumigation-extraction en octobre 98 et mai 99 sur chaque transect a) entre 10 et 30 cm de profondeur et b) entre 70 et 90 cm de profondeur.

4.2.2.1.4 Conclusion

Les vitesses potentielles de dénitrification expriment l'activité des bactéries dénitrifiantes en place dans des conditions optimales, et le carbone microbien la biomasse microbienne totale. Les deux informations sont complémentaires. On peut retenir quatre résultats principaux :

- ♦ l'activité bactérienne et la biomasse microbienne sont plus fortes en automne qu'au printemps,
- ♦ on a un "effet zone humide", très net en terme de biomasse, mais visible surtout à l'automne en terme d'activité dénitrifiante,
- ♦ on a un "effet haie" surtout en automne, marqué à l'amont en profondeur seulement, et à l'aval en surface seulement.
- ♦ l'activité bactérienne aux deux dates étudiées est fortement stimulée par l'ajout de glucose et de nitrate.

4.2.2.2 Les autres facteurs nécessaires à la dénitrification

4.2.2.2.1 La saturation et l'anoxie

Pour qu'il y ait dénitrification, il faut que la teneur en oxygène soit limitante pour les bactéries, qui utilisent alors le nitrate comme donneur d'électrons. Cette condition peut être réalisée dans la nappe, où saturation n'est cependant pas toujours synonyme de réduction, et localement dans des micro sites saturés de la zone non saturée, par exemple après une pluie.

A partir de 5 m dans la zone humide, le sol est saturé depuis la surface de novembre à juin (Figure 3.3). A l'amont, la nappe n'est jamais présente dans les 40 premiers centimètres du sol, et rarement dans les 20 suivants, surtout à 1 m en amont de la haie.

Le potentiel rédox dans la nappe, présenté ici en février 2000 (Figure 4.28), est plus élevé à l'amont des transects qu'à l'aval (en moyenne 250 mV contre 200), et il est souvent plus élevé en surface qu'en profondeur. Sur le transect avec haie, il diminue beaucoup au voisinage de la haie en amont. Le potentiel rédox est pratiquement toujours inférieur au potentiel rédox théorique à

partir duquel le nitrate peut être réduit en nitrite puis en N_2 (300 mV, Corell et Weller, 1989). Les teneurs en oxygène mesurées dans la nappe confirme celles du potentiel rédox. Elles sont toujours inférieures à 3 mg.l^{-1} , et dans 80% des cas comprises entre 1 et 2 mg.l^{-1} .

Dans la nappe, le potentiel rédox est donc suffisamment bas pour que le nitrate soit dénitrifié, surtout dans la zone humide. Dans la zone non saturée, il est possible que ces conditions soient aussi réunies ponctuellement et localement.

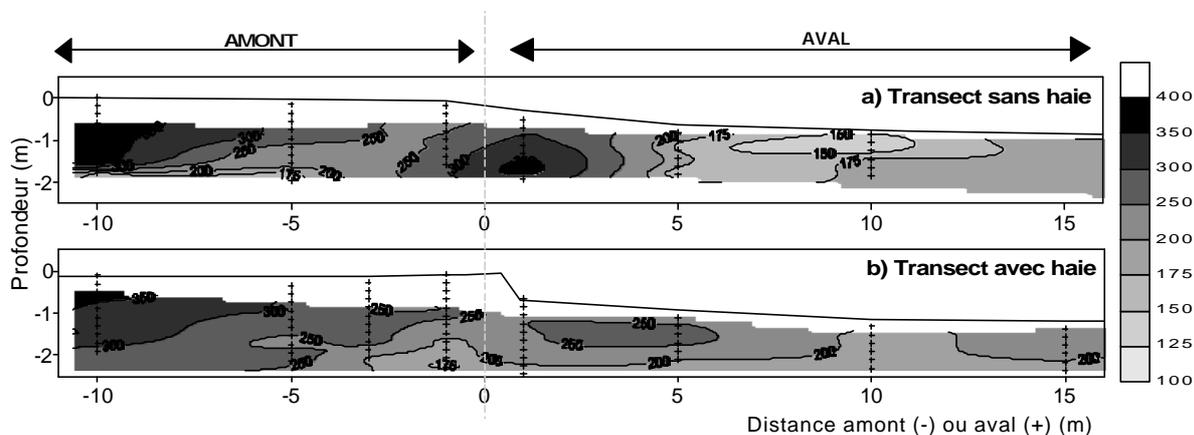


Figure 4.28 : Potentiel rédox dans la nappe le 16/02/2000, exprimée à 25°C et à pH 7.

4.2.2.2 La disponibilité en carbone

La teneur en matière organique est plus importante dans la zone humide qu'à l'amont des transects (en moyenne 3,5% contre 2% entre 10 et 30 cm de profondeur, Figure 4.29). A l'aval, l'évolution de la teneur en matière organique en fonction de la profondeur est identique sur les deux transects, il y a encore 1% de matière organique à 50 cm de profondeur. A l'amont, le profil de teneur en matière organique est identique sur les deux transects jusqu'à 70 cm de profondeur. Entre 70 et 120 cm de profondeur, la teneur en matière organique est voisine de 1% en amont de la haie alors qu'elle diminue progressivement sur le transect sans haie.

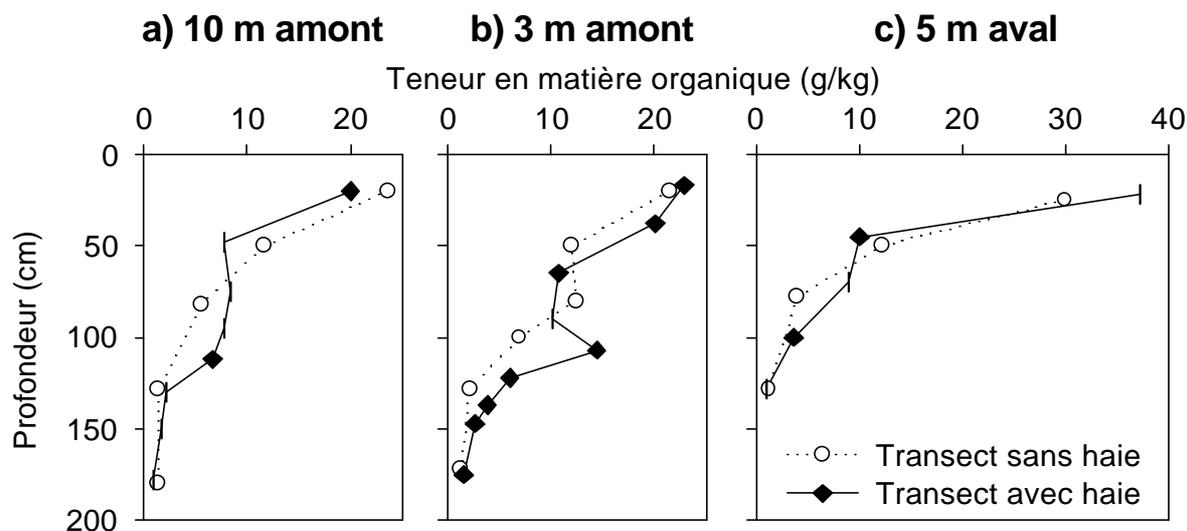


Figure 4.29 : Teneurs en matière organique a) à 10m et b) à 3 m en amont et c) à 5 m en aval des deux transects

Nous n'avons pas d'indication sur la bio-disponibilité du carbone. Le rapport C/N de la matière organique est compris entre 8 et 10, elle est donc déjà bien minéralisée.

4.2.2.3 Discussion et conclusion

Dans la zone humide, la nappe est suffisamment pauvre en oxygène en hiver pour que la dénitrification soit possible. Les vitesses de dénitrification en anaérobiose, sans ajout ni de nitrate ni de glucose, sont assez élevées, de l'ordre de $100 \text{ ng N.g}^{-1} \text{ sol sec.h}^{-1}$. Sur 30 cm d'un sol de densité apparente égale à 1,4, cela représente au maximum $0,5 \text{ g N.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ de nitrate dénitrifié. Elles peuvent donc expliquer l'abatement en nitrate observé dans la zone humide, d'autant plus que celui-ci est observé principalement en surface, où la matière organique est plus abondante.

A l'amont des transects, il n'y a probablement pas de dénitrification dans les quarante premiers centimètres du sol, car ils ne sont que très rarement dans la nappe. Plus en profondeur, l'activité bactérienne dénitrifiante est plus importante juste en amont de la haie que sans haie, probablement parce qu'il y a davantage de matière organique, et peut être aussi car la matière organique est plus facilement utilisable par les microorganismes (Smith et Tiedge, 1979b). Trudell *et al.* (1986) considèrent que de fortes quantités de nitrate peuvent être dénitrifiées, même pour des teneurs carbone organique total de l'ordre de 0,1%, ce qui est le cas à 1m de profondeur en amont de la haie. Clément (2001) a mesuré des vitesses de dénitrification hétérotrophe in situ encore fortes à 75 cm de profondeur dans une zone humide riparienne. Au printemps, la nappe est suffisamment haute pour que le nitrate soit dénitrifié, mais en automne, les sols sont plus lents à se saturer en amont de la haie, et la dénitrification n'est donc probablement pas réalisée.

4.2.3 DISCUSSION ET CONCLUSION : L'INFLUENCE DE LA HAIE SUR LES TENEURS EN NITRATE DANS LA NAPPE

L'effet de la haie sur la réduction des teneurs en nitrate dans la nappe est clairement mis en évidence ici, à quatre niveaux :

- ◆ à 10m en amont de la haie, les teneurs en nitrate sont plus faibles sur le transect avec haie que sans haie (sauf au printemps 98),
- ◆ au printemps, les teneurs et les flux de nitrate diminuent fortement en amont de la haie (abattement de 75% en moyenne),
- ◆ en automne, les flux de nitrate sont presque nuls sous la haie, d'une part parce que les flux d'eau sont faibles, mais aussi parce que les teneurs dans la nappe sont faibles.
- ◆ par conséquent, toute l'année, les teneurs et les flux de nitrate à l'entrée de la zone humide sont nettement plus faibles sur le transect avec haie que sans haie.

4.2.3.1 Variabilité intra et inter annuelles des apports de nitrate

Les apports de nitrate dans la nappe peuvent avoir deux origines : la fertilisation et la minéralisation de la matière organique. Le transfert des nitrates de la surface du sol vers la nappe dépendra de la distance à parcourir (la profondeur de la nappe) et des conditions climatiques (précipitations essentiellement).

La fertilisation a lieu au printemps, et les quantités de nitrate apportées ont été plus importantes en 98 (290 kg N.ha⁻¹) qu'en 99 (205 kg N.ha⁻¹) et qu'en 00 (100 kg N.ha⁻¹) (Figure 2.4).

Au printemps, sur les deux transects, c'est probablement la fertilisation qui explique les fortes teneurs en nitrate à 10 m en amont en 98 et 99. Au printemps 00, on ne voit pas d'effet fertilisation : les conditions climatiques n'étant pas particulièrement différentes, c'est peut être parce que la quantité épandue est moins importante, et parce que le ray-grass immobilise beaucoup d'azote.

A l'automne, les teneurs en nitrate sont généralement plus faibles qu'au printemps sur les deux transects, probablement car l'azote ne provient que de la minéralisation de la matière organique, sauf en 99-00 sur le transect sans haie parce que les apports d'engrais ont été moins importants au printemps.

4.2.3.2 La disparition des nitrates en amont de la haie au printemps

Nous avons discuté dans le paragraphe 4.1.1.2 quelle pouvait être l'origine de la disparition des nitrates au printemps 99 en amont de la haie. Il n'y a pas de dilution à cette période, et nous avons conclu que l'absorption par les arbres et la dénitrification pouvaient toutes deux expliquer l'abatement plus important sur le transect avec haie, qui est maximal dans les 5 m en amont de la haie. L'étude de la dénitrification confirme qu'elle est possible en amont de la haie quand le sol est saturé (§ 4.2.2), mais les vitesses mesurées en laboratoire sont faibles.

En 99, les teneurs en nitrate étant plus faibles à 10 m en amont sur le transect avec haie que sans haie, nous avons conclu que l'influence de la haie s'étendait probablement au delà de 10 m. Mais en 98, les teneurs en nitrates sont plus faibles à 10 m sur le transect sans haie, ce qui est assez étonnant. Les données de 99 sont une moyenne des concentrations mesurées dans les différents compartiments, elles sont plus fiables que celles de 98, mesurées dans un seul piézomètre, qui peuvent ne pas intégrer l'hétérogénéité verticale du milieu.

Il est possible aussi que l'élagage de la haie en janvier 99 ait modifié le prélèvement d'azote. Lors d'une coupe rase, on observe en général un enrichissement en azote dans le sol, à cause de la dégradation des racines et de l'arrêt du prélèvement d'azote (Browaldh, 1997). Nous n'avons pas de référence sur l'influence d'un élagage partiel tel qu'il est pratiqué ici régulièrement.

4.2.3.3 L'absence de nitrate en amont de la haie à l'automne

L'absence de nitrate en amont de la haie a été constatée les deux automnes étudiés. A la même saison, il y a des nitrates en amont du transect sans haie.

A l'automne, et en été pendant les épisodes pluvieux, du nitrate est certainement produit par nitrification. Sur le transect sans haie, ce nitrate produit et le nitrate résiduel sont lessivés verticalement avec les pluies ou enrichissent la nappe quand elle remonte, d'où les nitrates observés. Sur le transect avec haie, les pluies sont longues à s'infiltrer et la nappe monte tardivement, le sol étant plus sec : le nitrate éventuellement produit en surface reste plus longtemps dans le sol, où il peut encore être prélevé par la végétation. De plus, il reste probablement moins de nitrate dans le sol à la fin de l'été sur ce transect, car il y en avait déjà moins à la fin du printemps et que la végétation a pu en prélever encore.

Les fortes concentrations en chlorure sont-elles susceptibles de modifier le devenir du nitrate ? En général, il y a compétition entre l'absorption de chlorure et celle de nitrate, et de fortes concentrations en chlorure diminuent l'absorption du nitrate (Haynes, 1986b). De fortes teneurs en chlorure dans les sols inhibent la nitrification à pH acide (<6) (Roseberg *et al.*, 1986), à cause de l'augmentation du potentiel osmotique de la solution du sol, mais aussi spécifiquement à cause du chlorure. L'effet inhibant du chlorure est surtout marqué quand sa concentration est supérieure à 60 mmol.l⁻¹. La concentration dans la nappe en amont de la haie est loin d'être si forte, mais il est possible qu'elle le soit localement dans la zone non saturée. Le pH des sols est inférieur à 6 dans les cinquante premiers centimètres du sol sur une distance d'environ 5 m.

4.2.3.4 L'influence de la haie sur le devenir du nitrate dans la zone humide

L'influence de la haie sur la dynamique du nitrate dans la zone humide s'envisage sous trois aspects, le premier positif en terme d'épuration de la nappe, les deux derniers plus négatifs :

- ♦ moins de nitrate arrive dans la zone humide depuis l'amont, au printemps parce que le nitrate a été consommé en grande partie, à l'automne parce qu'il n'a pas pu atteindre la nappe ou a été consommé,
- ♦ la haie est susceptible de produire du nitrate à l'entrée de la zone humide, par minéralisation de la litière des feuilles, et on observe effectivement une augmentation des teneurs en nitrate au printemps juste en aval de la haie (en 98, Figure 4.2, en 99, Figure 4.8),
- ♦ la saturation des sols dans les cinq premiers mètres de la zone humide est retardée en automne en aval de la haie, ce qui pourrait réduire les possibilités de dénitrification, s'il y avait du nitrate à dénitrifier.

Malgré ces deux derniers aspects, nous avons calculé que l'efficacité de la zone humide sur la réduction des teneurs en nitrate était identique sur les deux transects, la quantité de nitrates sortant à 15 m étant en moyenne 4 fois plus faible que celle qui y entre (§ 4.2.1.3). C'est probablement la dénitrification qui explique la disparition des nitrates dans la zone humide, l'activité dénitrifiante, l'anoxie et la richesse en carbone étant toutes trois avérées (§ 4.2.2).

Cette efficacité de la zone humide diminue l'impact des éventuelles influences négatives de la haie, mais aussi de son rôle positif : la quantité de nitrate qui sort de la zone humide à 15 m est faible sur les deux transects.

4.3 DISCUSSION ET CONCLUSION DU CHAPITRE

Nous allons dans un premier temps résumer les éléments marquants de l'influence de la haie sur la dynamique des solutés, en faisant référence aux discussions déjà développées. Nous examinerons ensuite en quoi la dynamique hydrique du système explique la dynamique des solutés, et quels sont les autres facteurs qui peuvent l'expliquer. Enfin, nous envisagerons plus largement les conséquences de nos résultats sur l'impact possible des haies sur les flux de nitrate à l'échelle du bassin versant, et la réduction des pollutions azotées.

4.3.1 QUELLES INFLUENCES DE LA HAIE AVONS-NOUS MISES EN EVIDENCE ?

◆ Un effet marqué de la haie sur la dynamique des solutés à son voisinage

Nous avons mis en évidence un effet assez marqué de la haie sur la dynamique des solutés dans la nappe à son voisinage, à la fois des éléments peu absorbés par la végétation comme le chlorure, et des nutriments essentiels comme le nitrate. Cet effet se manifeste surtout en amont, à cause de la dissymétrie du système racinaire.

La dynamique de solutés peu prélevés par la végétation, comme le chlorure, est très liée à celle de l'eau : ils se concentrent dans la solution du sol en été à cause du prélèvement d'eau par les arbres, enrichissent la surface de la nappe quand celle-ci remonte à l'automne, puis se diluent à la fin de l'automne et en hiver au fur et à mesure des apports de la pluie, du versant et de la zone humide.

L'influence de la haie sur la dynamique du nitrate dans la nappe est résumée sur la Figure 4.30. La dynamique du nitrate est caractérisée au printemps par une disparition quasi totale des nitrates dans les cinq mètres bordant la haie en amont, due aux prélèvements par les arbres et peut être aussi à la dénitrification dans la nappe (§ 4.2.2.3). En automne, il n'y a pas de nitrate dans la nappe en amont de la haie, pour plusieurs raisons, liées en partie au fonctionnement hydrologique du système (§ 4.2.3.3).

◆ Un effet marqué de la haie sur les flux de nitrate du versant vers la zone humide

La dynamique du nitrate dans la nappe au voisinage de la haie s'accompagne d'une forte diminution des flux de nitrate qui entrent dans la zone humide, essentiellement au printemps. Dans la zone humide, la quantité de nitrate abattu, par dénitrification probablement (§ 4.2.2.3), est plus forte sur le transect sans haie, parce qu'il y a plus de nitrate qui entre, mais le pourcentage d'abattement moyen sur la période étudiée est le même (75%). La quantité de nitrate qui sort du système étudié à 15 m dans la zone humide est donc plus forte sur le transect sans haie, mais les concentrations sont assez faibles dans les deux cas.

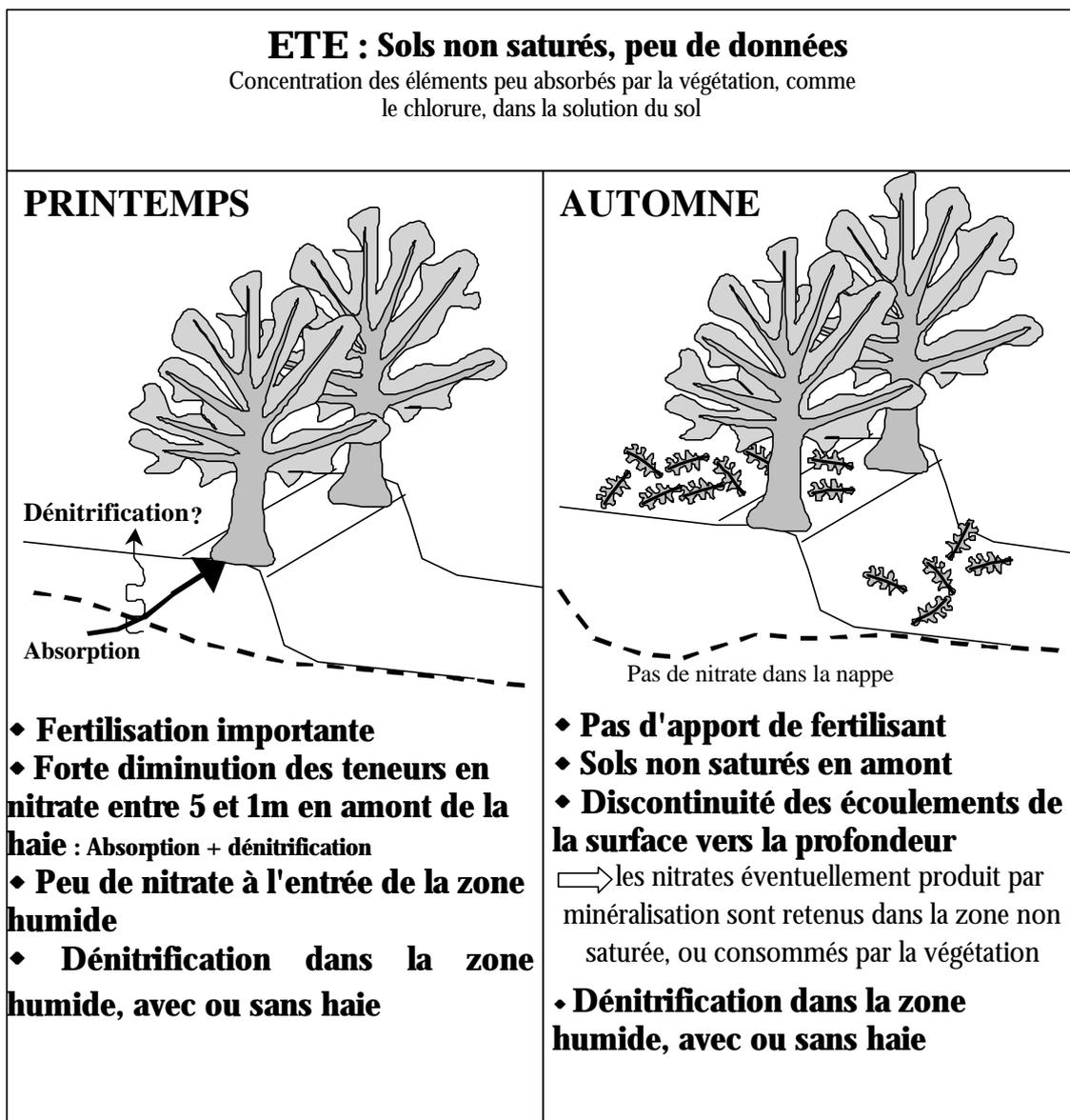


Figure 4.30 : Résumé de l'influence de la haie sur la dynamique et le transfert du nitrate dans la nappe.

4.3.2 QUELS FACTEURS EXPLIQUENT LE ROLE DE LA HAIE SUR LES FLUX DE NITRATE ?

Nous ne reviendrons pas sur l'influence de la haie sur la dynamique des solutés peu absorbés par la végétation, et en particulier le chlorure, déjà discutés dans les paragraphes 4.1.2.5 et 4.1.3. Nous nous intéressons donc aux facteurs qui expliquent l'influence de la haie sur la dynamique des nitrates, résumée sur la Figure 4.31.

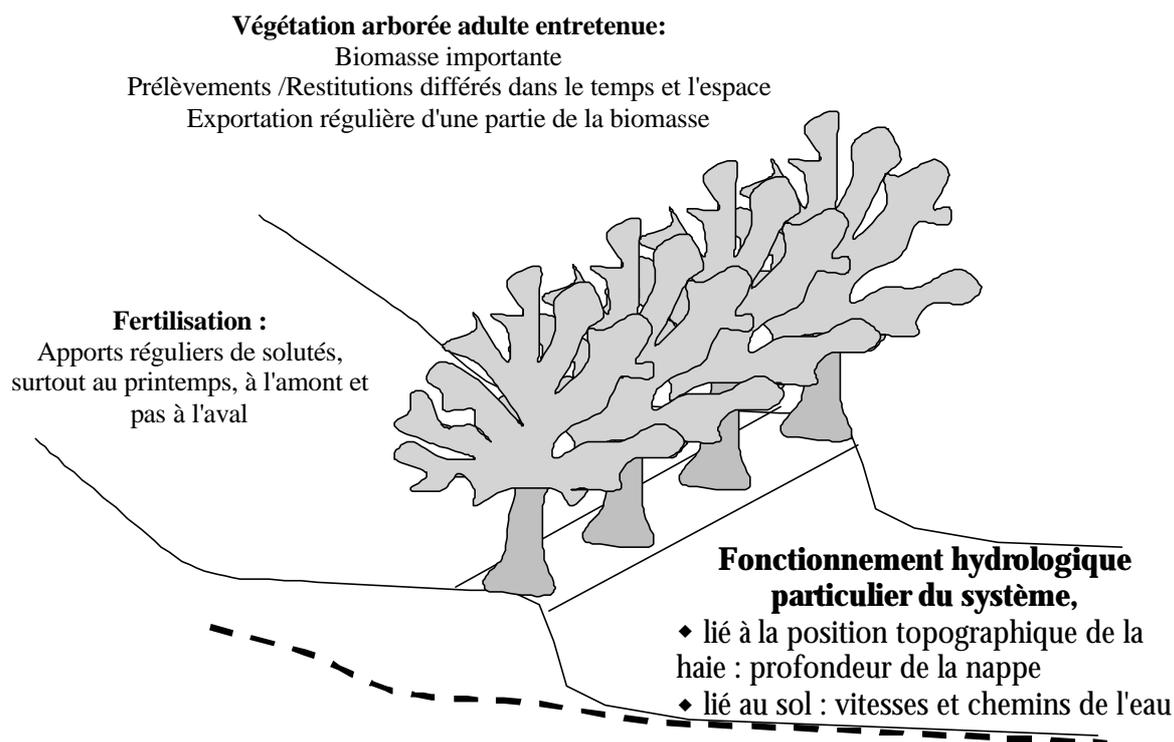


Figure 4.31: Récapitulatif des différents facteurs qui expliquent l'influence de la haie sur les flux de nitrate.

◆ La végétation

Une partie de l'azote prélevé par la végétation est immobilisé définitivement dans la biomasse, le reste retourne au sol par les retombées de litière en automne. Nous ne nous sommes pas intéressés ici à l'intensité de ces deux processus, mais plutôt à leurs conséquences sur les teneurs en nitrate dans la nappe. Nous avons clairement observé l'effet du prélèvement de nitrate, surtout au printemps, mais pas du tout l'effet restitution. Or, d'après les données de la littérature, notamment sur les forêts ripariennes, la proportion d'azote restituée au sol par la litière d'un arbre est importante, elle représente entre 60 et 90% de l'azote prélevé (Ranger *et al.*, 1995; Clément, 2001).

Outre l'âge de la végétation, qui va déterminer l'incorporation annuelle d'azote dans la biomasse, le décalage dans le temps et dans l'espace de ces deux processus semble un élément clé de la capacité de la haie à limiter les flux de nitrate. Les prélèvements se font au printemps et en été dans la rhizosphère, plutôt vers 1m de profondeur, tandis que les restitutions se font à l'automne à la surface du sol. De plus, la libération d'azote dans le sol est liée à la vitesse de minéralisation de la matière organique. Clément (2001) a calculé que 4% de la litière produite annuellement par une forêt riparienne était minéralisée la première année, contre 15% pour une friche et une prairie.

L'élagage de la haie tous les neuf ans est aussi susceptible de modifier les flux d'azote du système, d'une part parce qu'une partie de la biomasse est exportée, d'autre part parce que le fonctionnement biologique de l'arbre doit être modifié.

◆ **Le fonctionnement hydrologique du système**

Le fonctionnement hydrologique du système détermine l'influence de la haie sur les transferts de nitrate dans un premier temps parce que la position topographique de la haie détermine la profondeur de la nappe. La nappe est présente à faible profondeur, dans la rhizosphère, et les nitrates peuvent y être prélevés. La nappe est superficielle presque toute l'année à l'aval, d'où la dissymétrie du système racinaire et du prélèvement d'eau et de nitrate, mais aussi les possibilités de dénitrification dans la zone humide. La remontée de la nappe et la saturation des sols sont retardés à l'automne, ce qui explique en partie que la nappe se charge moins en nitrate (§ 4.2.3.3). Une haie située plus haut dans le versant n'aura probablement pas ses racines aussi fréquemment dans la nappe, et ne pourra donc pas intercepter les flux de nitrate comme celle-ci. Elle prélèvera la même quantité de nitrate, si il y en a suffisamment, mais ces nitrates n'auraient peut être pas atteint la nappe.

Le fonctionnement hydrologique du système intervient aussi indépendamment du contexte topographique, dans la mesure où il détermine les chemins et les vitesses de l'eau. Le fonctionnement hydrologique des forêts ripariennes est considéré par plusieurs auteurs comme un élément clé de leur efficacité épuratrice (Burt *et al.*, 1999; Norton et Fisher, 2000). Si l'eau circule trop vite, par exemple parce que le sol est très perméable, elle n'a pas le temps d'être dénitrifiée. Si le sol est au contraire très imperméable, l'eau et les nitrates peuvent passer majoritairement par des voies de circulation plus rapides pour atteindre la rivière. Dans notre cas, les vitesses de circulation de l'eau sont assez faibles, de l'ordre du centimètre par jour (§ 3.3.1), parce que les conductivités hydrauliques des horizons organiques à dominante limoneuse sont de l'ordre du mètre par jour.

◆ **La fertilisation**

La fertilisation détermine les dates, les fréquences et l'intensité des apports de nitrate sur le site. Nous avons vu que les teneurs en nitrate dans la nappe dans les deux premiers mètres du sol en bas de parcelle sont plus fortes les saisons et les années où de l'azote est épandu.

4.3.3 COMMENT PEUT-ON ENVISAGER L'INFLUENCE DES HAIES SUR LES TRANSFERTS DE NITRATE A UNE ECHELLE PLUS LARGE

Le nitrate qui arrive à la rivière est transporté essentiellement dans la nappe, et très peu par ruissellement. La haie peut limiter les transferts de nitrate vers la rivière ① en limitant la quantité de nitrate qui arrive à la nappe par lessivage, ② en prélevant une partie des nitrates déjà présents dans la nappe et ③ en limitant les flux de nappe vers la rivière.

Le premier aspect a probablement assez peu d'impact, parce que la zone de sol soumise à l'influence de la haie est limitée, surtout à l'échelle du bassin versant, et parce que le nitrate prélevé en non saturé n'aurait peut être pas rejoint la nappe. Le deuxième aspect a été discuté précédemment, il est assez marqué pour une haie de ceinture de fond de vallée. Le troisième aspect a été discuté à l'issue du chapitre précédent. A tout cela, il faut ajouter que la haie restitue forcément du nitrate au sol par la matière organique qu'elle produit, dont nous n'avons pas vu l'impact dans cette étude, mais qu'il ne faut pas négliger.

CONCLUSION GENERALE

L'objectif de cette étude était de déterminer quelles étaient les modifications de la dynamique de l'eau et des solutés au voisinage d'une haie de ceinture de fond de vallée, et leurs conséquences sur les transferts d'eau et du nitrate du versant vers la zone humide. Nous avons pour cela suivi régulièrement pendant deux ans et demi le potentiel de l'eau du sol et la composition chimique de la nappe à différentes profondeurs le long de deux transects voisins, l'un recoupant un talus et une haie de ceinture de fond de vallée, l'autre non. Ces données de base ont été complétées par des expérimentations plus ponctuelles, visant essentiellement à quantifier certains aspects du fonctionnement du système ainsi mis en évidence. Nous avons acquis un certain nombre de résultats assez marquants, même si certains aspects restent à préciser.

LES ACQUIS SUR LE FONCTIONNEMENT DE LA HAIE

Le fonctionnement à l'échelle locale

Nous avons mis en évidence un effet très net de la haie de ceinture de fond de vallée sur la dynamique de l'eau et des solutés à son voisinage. L'élément clé de cette influence est le prélèvement d'eau et de nitrate localisé en amont de celle-ci, le système racinaire étant dissymétrique parce que la zone humide à l'aval est saturée durablement et depuis la surface, ce qui limite l'oxygène pour les racines des arbres.

Le prélèvement d'eau en été induit un assèchement des sols nettement plus fort qu'en l'absence de haie (environ 100 mm dans la zone affectée par les racines), qui entraîne à l'automne un retard à la saturation des sols et aux transferts d'eau vers la zone humide, d'environ 1 mois ½es deux années étudiées. Le prélèvement d'eau en été explique aussi la dynamique assez particulière de solutés peu prélevés par la végétation, comme le chlorure : ils se concentrent dans la solution du sol en été, et enrichissent la surface de la nappe quand elle remonte à l'automne. Leur concentration diminue ensuite en hiver par dilution par les pluies ou la nappe. L'influence de la haie sur la dynamique du nitrate se manifeste au printemps par une disparition quasi totale du nitrate dans les cinq mètres bordant la haie en amont, vraisemblablement due au prélèvement par les arbres, peut être aussi à de la dénitrification hétérotrophe dans la nappe. En automne, il n'y a pas de nitrate dans la nappe en amont de la haie, car le retard à la saturation des sols limite son transfert.

L'impact de la haie sur les flux vers la zone humide

L'impact de la haie étudié sur les flux d'eau est nettement moins marqué que ne le laisse penser la dynamique hydrique contrastée à son voisinage. En effet, nous avons calculé que le volume d'eau de nappe qui sert à l'automne à réhumecter le sol asséché ne représente que quelques pour cents du flux annuel transitant par la nappe. De plus, sur le site étudié, le retard aux écoulements vers la zone humide ne modifie la saturation de celle-ci que sur quelques mètres.

L'impact de la haie sur les flux de nitrate vers la zone humide est par contre beaucoup plus marqué. La quantité de nitrate qui entre dans la zone humide sur 120 cm de profondeur est environ 4 fois plus faible que sans haie.

Le fonctionnement de la zone humide ne semble pas beaucoup modifié par la présence de la haie. Les sols se saturent plus tard dans les cinq mètres bordant la haie, mais la saturation plus en aval n'est pas différée, parce que la zone humide semble alimentée par d'autres apports que ceux provenant du versant dans les deux premiers mètres du sol. L'abattement en nitrate dans la zone humide n'est pas modifié par la présence de la haie en terme de pourcentage, elle "fonctionne" bien, mais comme il entre moins de nitrate au niveau de la haie, il en sort aussi un peu moins à 15m en aval.

INTERETS ET LIMITES METHODOLOGIQUES DE L'ETUDE

C'est le suivi détaillé du potentiel de l'eau du sol et de la composition de la nappe à différentes profondeurs qui nous a permis d'établir clairement la dynamique du système. Le dispositif utilisé s'est avéré assez lourd, mais très utile pour une étude fine dont l'objectif principal était de comprendre le fonctionnement d'un système encore très peu connu. L'utilisation de piézomètres compartimentés mis au point au laboratoire, en particulier, nous a permis d'appréhender l'hétérogénéité de la composition chimique de la nappe, nécessaire à une bonne compréhension du fonctionnement du système dans un milieu si contrasté.

Afin d'obtenir une appréciation du fonctionnement du système la plus fiable et la plus complète possible, nous avons croisé plusieurs types d'informations. La mesure de l'intensité de l'assèchement, même si elle a été estimée ponctuellement, concorde avec les données tensiométriques et climatiques, et avec la bibliographie. Etant très facile à obtenir, elle mérite cependant d'être appréciée dans d'autres situations, car c'est un élément important du fonctionnement de la haie.

La limite principale du travail concerne l'influence de la haie sur les caractéristiques hydrodynamiques des sols, les méthodes employées ici ne permettant pas de décrire suffisamment finement le système. Cet aspect est important, car il détermine l'intensité des transferts en hiver. Des modifications des écoulements au niveau de la haie pourraient avoir des répercussions sur la dynamique hydrique à une échelle un peu plus large.

PERSPECTIVES

A l'issue de ce travail, nous avons cherché à savoir comment pouvait varier le fonctionnement d'autres types de haies dans le paysage par rapport à celui mis en évidence ici, en essayant de relier chaque élément marquant du fonctionnement de la haie à des facteurs explicatifs (§3.4.2, §4.3.2). La réponse à cette question nous paraît essentielle pour extrapoler les résultats de cette étude et appréhender le fonctionnement des haies à une échelle plus large, et nécessite de nouveaux travaux de recherche. Nos résultats nous permettent cependant de suggérer quelques éléments de gestion du bocage.

Travaux de recherche à poursuivre

Etant donné que très peu d'études ont été conduites jusqu'à présent sur le fonctionnement des haies arborées, il nous semble nécessaire d'examiner les variantes du fonctionnement du système, plus simplement maintenant que les éléments clés de son fonctionnement ont été identifiés.

Les facteurs à tester en priorité nous semblent être la position de la haie dans le bassin versant et dans le versant, et la densité du feuillage, liée à la nature de la végétation mais aussi à sa gestion (élagage régulier ou non). En hydrologie, l'intensité et l'extension spatiale et temporelle du déficit hydrique des sols au voisinage de la haie peuvent être estimées par des mesures d'humidités à différentes distances de la haie à la fin de l'été et en automne. Concernant les nitrates, on peut se focaliser dans un premier temps sur l'évolution des teneurs en nitrate dans le sol au cours des saisons, dans le domaine non saturé en particulier. Dans un deuxième temps, l'utilisation de l'isotope ¹⁵N pourrait être intéressante pour discriminer le prélèvement par la végétation de la dénitrification, et il serait utile d'évaluer quelle quantité d'azote est effectivement immobilisée dans la biomasse de l'arbre chaque année.

Une fois les variantes du fonctionnement du système haie établies, l'utilisation d'un modèle de transferts d'eau et de nitrate à l'échelle du bassin versant permettrait certainement de quantifier l'impact des haies à une échelle plus large, d'identifier quelles haies sont les plus efficaces en terme de régulation des flux d'eau et de nitrate, et de tester différents scénarios de gestion du bocage.

Aménagement et gestion du bocage

La présence de la nappe dans la rhizosphère des arbres de la haie semble un point clé de son efficacité hydrologique et bio-géochimique. La haie de ceinture de fond de vallée contribue en plus à limiter le ruissellement et les pics de crue (§ 1.1.2.3.2), d'où l'intérêt de la conserver, avec un réseau le plus continu possible. La présence d'un talus ne semble pas influencer le rôle de la haie sur les flux dans la nappe, mais il est clair qu'il a un intérêt majeur pour la réduction du ruissellement.

Etant donné que l'état du feuillage de l'arbre influence la quantité d'eau transpirée, et probablement aussi les quantités d'azote prélevée et restituée au sol, l'influence de l'entretien des arbres des haies sur leur fonctionnement mérite d'être étudié davantage. Ceci est d'autant plus important que le bocage a de multiples autres fonctions, dont un intérêt paysager évident, et que sa durabilité dépendra beaucoup de la gestion qu'on en fera.

RÉFÉRENCES

- Adams, M.A., Attiwill, P.M., 1982. Nitrogen mineralisation and nitrate reduction in forest. *Soil Biol. Biochem.*, 14, 197-202.
- Addy, K.L., Gold, A.J., Groffman, P.M., Jacinthe, P.A., 1999. Ground water nitrate removal in subsoil of forested and mowed riparian buffer zones. *J. Environ. Qual.*, 28:962-970.
- AFES, 1995. Référentiel pédologique. Principaux sols d'Europe. INRA Ed.
- AFNOR, 1996. *Détermination de la pression d'eau dans les pores: méthode du tensiomètre NF ISO 11276*. Qualité des sols. Recueil des normes françaises 96, 3ème édition, Paris.
- Agus, F. Cassel, D.K. Garrity, D.P., 1997. Soil-water and soil physical properties under contour hedgerow systems on sloping oxisols. *Soil & tillage research*, 40 (3/ 4), 185-199.
- Agus, F. Garrity, D.P. Cassel, D.K., 1999. Soil fertility in contour hedgerow systems on sloping oxisols in Mindanao, Philippines. *Soil & tillage research*, 50 (2), 159-167.
- Alegre, J.C., Rao, M.R. 1996. Soil and water conservation by contour hedging in the humid tropics of Peru. *Agriculture, Ecosystem and Environnement*, 57, 17-25.
- Altman, S.J., Parizek, R.R., 1995. Dilution of nonpoint-source nitrate in groundwater. *J. Environ. Qual.*, 24: 707-718.
- Ambroise, B., 1999. La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant. Processus, facteurs, modèles. Ed HGA, Bucarest, 200 p.
- Ambus, P., Lowrance, R., 1991. Comparison of denitrification in two riparian soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55, 994-997.
- Amoozegar, A., Warrick, A.W., 1986. Hydraulic conductivity of saturated soils : fields methods, in *Methods of soil analysis, Part 1, Physical and mineralogical methods*. Klute, A. editor, 735-770.
- Aussenac, G., 1983. Le cycle hydrologique en forêt. In *Actualités d'écologie forestière, sol, faune, flore*, Pesson, P., Gauthier-Villars ed., pp 283-307.
- Baffet, M., 1984. *Influence de la haie sur l'évolution des caractères physico-chimiques et hydrodynamiques des sols*. Thèse, Univ. Limoges.
- Barua, G., Tiwari, K.N., 1995. Theories of seepage into auger holes in homogeneous anisotropic soil. *J. hydrol.*, 167:1-22.
- Baudry, J., Bunce, R.G.H., Burel, F., 2000. Hedgerows : an international perspective on their origin, function and management. *J. Environ. Manag.*, 60, 7-22.
- Barré, C., 2001. Devenir de l'azote des pissats de vache émis sous prairie pâturée. Thèse de doctorat de l'ENSAR, 150p. En cours.
- Bazin, P., 1995. *Les talus du bocage*. Institut pour le Développement Forestier.
- Belski, A.J., Mwonga. S.M., Duxbury, J.M., 1993. Effects of widely spaced trees and livestock grazing on understory environments in tropical savannas. *Agroforest. Syst.*, 24:1-20.
- Beven, K., Germann, P., 1982. Macropores and water flow in soils. *Wat. Res. Res.*, 18 (5), 1311-1325.
- Blake, G.R., Hartge, K.H., 1986. Bulk density. In *Methods of soil analysis, Part 1, Physical and mineralogical methods*. Klute, A. editor, 363-375.
- Boast, C.W., Kirkham, D., 1971. Auger hole seepage theory. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 35, 365-373.
- Bosch, D.D., Hubbard, R.K., West, L.T., Lowrance, R.R. 1994. Subsurface flow patterns in a riparian buffer system. *American Society of Agricultural Engineers*, 37, 1783-1790.

- Bowman, R.S., 1984. Evaluation of some new tracers for soil water studies. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48, 987-993.
- Breda, N., Granier, A., 1996. Intra and interannual variations of transpiration, leaf area index and radial growth of a sessile oak stand (*Quercus petraea*). *Ann. Sci. For.*, 53, 521-536.
- Breda, N., Cochard, H., Dreyer, E., Granier, A. 1993a. Water transfer in a mature oak stand (*Quercus petraea*) : seasonal evolution and effects of a severe drought. *Can. J. For. Res.*, 23 (6): 1136-1143.
- Breda, N., Cochard, H., Dreyer, E., Granier, A., 1993b. Field comparison of transpiration, stomatal conductance and vulnerability to cavitation of *Quercus petraea* and *Quercus robur* under water stress. *Ann. Sci. For.*, 50, 571-582.
- Brenner, A.J., Jarvis, P.G., Van den belt, R.J., 1995. Windbreak-crop interactions in the Sahel. 1. Dependence of shelter on field conditions. *Afric. Forest Meteorol.*, 75, 215-234.
- Browaldh, M., 1997. Change in soil mineral nitrogen and respiration following tree harvesting from an agrisilvicultural system in Sweden. *Agrofor. Syst.*, 35, 131-138.
- Burel, F., 1996. Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Critical review in plant sciences*, 15(2): 169-190.
- Buresh, R.J., Tian, G., 1998. Soil improvement by trees in sub-Saharan Africa. *Agroforestry Systems*, 38, 51-76.
- Burgess, S.S.O., Adams, M.A., Turner, N.C., Ong, C.K., 1998. The redistribution of soil water by tree root systems. *Oecologia*, 115 : 303-311.
- Burgess, S.S.O., Pate, J.S., Adams, M.A., Dawson, T.E., 2000. Seasonal water acquisition and redistribution in the Australian woody phreatophyte *Banksia prionotes*. *Annals of botany*, 85 : 215-224.
- Burgess, S.S.O., Adams, M.A., Turner N.C., White, D.A., Ong, C.K., 2001. Tree roots : conduits for deep recharge of soil water. *Oecologia*, 126 : 158-165.
- Burford, J.R., Bremmer, J.M., 1975. Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 7:389-394.
- Burt, T.P., Matchett, L.S., Goulding, K.W.T., Webster, C.P., Haycock, N.E., 1999. Denitrification in riparian buffer zones: the role of floodplain hydrology. *Hydrol. Process.*, 13:1451-1463.
- Caldwell, M.M., Dawson, T.E., Richards, J.H., 1998. Hydraulic lift : consequences of water efflux from the roots of plants. *Oecologia*, 113 : 151-161.
- Carnet, C. 1978. *Etudes des sols et de leur régime hydrique en région granitique de Bretagne: une approche du rôle du bocage*. Thèse Univ. Rennes, U.E.R. Sciences Biologiques, mention Agronomie, 235p.
- Caubel-Forget, V., Grimaldi, C., 1999. Fonctionnement hydrique et géochimique du talus de ceinture de bas-fond : conséquences sur le transfert et le devenir des nitrates. In *Bois et forêts des agriculteurs*, Actes du colloque, ed. Cemagref, 169-189.
- Caubel-Forget, V., Grimaldi, C., 2000. Influence du talus/haie de fonds de vallée sur le potentiel hydrique du sol. BHS occasionnal paper N°11, *Water in the celtic world: managing resources for the 21st century*, 235-243.
- Caubel-Forget, V., Grimaldi, C., Rouault, F., 2001. Contrasted dynamics of nitrate and chloride in groundwater submitted to the influence of a hedge. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, série IIa*, 332(2):107-113.
- Caubel, V., Grimaldi, C., Merot, P., Grimaldi, M., 2001. Influence of hedge surrounding bottomland on Seasonal soil water movement.
- Cermak, J., Ulehla, J., Kucera, J., Penka, M., 1982. Sap flow rate and transpiration dynamics in the full-grown oak (*Quercus robur* L.) in floodplain forest exposed to seasonal floods as related to potential evapotranspiration and tree dimensions. *Biologia Plantarum*, 24(6) : 446-460.
- Chow, V.T., Maidment, D.R., Mays, L.W., 1988. *Applied hydrology*. McGraw-Hill, New-York (N.Y., USA), 572p.

- Clément, J.C., 2001. Les zones humides de fond de vallée et la régulation des pollutions diffuses. Thèse de l'université de Rennes 1, mention sciences de l'environnement, 200p.
- Correll, D.L., Weller, D.E., 1989. Factors limiting processes in freshwater wetlands : an agricultural primary stream riparian forest. In *Freshwater wetlands and wildlife, 1989*, conf-8603101, DOE symposium series N°61, R.R. Sharitz and J.W. Gibbons (Eds), USDOE Office of scientific and technical information, Oak ridge, Tennessee, 9-23.
- Craswell, E.T., Sajjapongse, A., Howlett, D.J.B., Dowling, A.J., 1998. Agroforestry in the management of sloping lands in Asia and the Pacific. *Agroforest. Systems*, 38, 121-137.
- Cros-Cayot, S., 1996. Distribution spatiale des transferts de surface à l'échelle du versant dans le contexte armoricain, Thèse de doctorat, ENSA, Rennes, 220p.
- De Jong, E., Kowalchuk, T. 1995. The effect of shelterbelts on erosion and soil properties. *Soil Sci.*, **159**, 337-345.
- Direction Régionale de l'agriculture et de la forêt, Institut pour le développement forestier, 1997. Les Haies de Bretagne : enquête statistique, application à un diagnostic de leurs rôles. Rapport final, 110p.
- Dupraz, C., Fournier, C., Balvay, Y., Dauzat, M., Pesteur, S., Somorte, V., 1999. Influence de 4 années de culture intercalaire de blé et colza sur la croissance de noyers hybrides en agroforesterie. In *bois et forêts des agriculteurs, Actes du colloque Cemagref INRA*, 95-114.
- Durocher, M.G., 1990. Monitoring spatial variability of forest interception. *Hydrol. Process.*, 4, 215-229.
- Farrington, P., Salama, R.B., 1996. Controlling dryland salinity by planting trees in the best hydrogeological setting. *Land degradation and development*, 7, 183-204.
- Firestone, M.K., 1982. Biological denitrification. In "Nitrogen in agricultural soils" (F.J. Stevenson, ed), pp 289-318. Am; Soc. Agron., Madison, Wisconsin.
- Forget, V., 1997. Fonctionnement hydrique et géochimique du talus de ceinture de bas-fonds : rôle dans l'épuration du milieu en nitrate. DEA science du sol, Rennes, 47 p.
- Garrity, D.P., Mercado, J.R., 1994. Nitrogen fixation capacity in the component species of contour hedgerows: how important ? *Agroforestry Systems*, 27, 241-258.
- Gilliam, J.W., 1994. Riparian wetlands and water quality. *Journal of environmental quality*, 23 (5) 896-900.
- Granier, A., 1996. Evapotranspiration des forêts. *C.R. Acad. Agric. Fr.*, 8, 119-132.
- Grimaldi, C., Pedro, G., 1996. Importance de l'hydrolyse acide dans les systèmes pédologiques des régions tropicales humides. Rôle de la forêt et conséquences sur la genèse des sables blancs tropicaux. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Série 2a*, 323;483-492.
- Guyot, G., 1997. Climatologie de l'environnement, De la plante aux écosystèmes. Masson ed, Paris, 505p.
- Guyot, G., Seguin, B., 1978. Influence du bocage sur le climat d'une petite région : résultats des mesures effectuées en Bretagne. *Agricul. Meteor.*, 19, 411-430.
- Hayashi, M., Van der Kamp, G., Rudolph, D.L., 1998. Water and solute transfer between a prairie wetland and adjacent uplands, 2. Chloride cycle. *J. Hydrol.*, 207, 56-67.
- Haycock, N.E., Pinay, G. 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. *J. Environ. Qual.*, **22**, 273-278.
- Haynes, R.J., 1986a. Origin, distribution and cycling of nitrogen in terrestrial ecosystems. In *Mineral nitrogen in the plant-soil system*, pp 1-51, Physiological ecology, ed TT Kozłowski, Madison, Wisconsin, 483p.
- Haynes, R.J., 1986b. Uptake and assimilation of mineral nitrogen by plants. In *Mineral nitrogen in the plant-soil system*, pp 303-378, Physiological ecology, ed TT Kozłowski, Madison, Wisconsin, 483p.
- Haynes, R.J., Sherlock, R.R., 1986. Gaseous losses of nitrogen. In *Mineral nitrogen in the plant-soil system*, pp 242-302, Physiological ecology, ed TT Kozłowski, Madison, Wisconsin, 483p.

- Heuperman, A., 1999. Hydraulic gradient reversal by trees in shallow water table areas and repercussions for the sustainability of tree-growing systems. *Agricultural Water management*, 39, 153-167.
- Hill, A.R., 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. *J. Environ. Qual.*, 25, 743-755.
- Hillel, D., 1988. *L'eau et le sol, principes et processus physiques*. collection pedasup, Academia (ed), Louvain la neuve, 2nde édition revue, 288p.
- Horton, J.L., Hart, S. C., 1998. Hydraulic lift : a potentially important ecosystem processes. *Tree*, 13 (6) : 232-235.
- Hulugalle, N.R., Kang, B.T., 1990. Effect of hedgerows species in alley cropping systems on surface soil physical propoerties of an Oxic Paleustaf in south-western Nigeria. *J. Agricul. Sci.*, 114, 301-307.
- Hulugalle, N.R., Ndi, J.N., 1994. Changes in soil properties of a new cleared Ultisol due to establishment of hedgrow species in alley cropping systems. *J. Agricul. Sci.*, 122, 435-443.
- INRA, ENSA, Université de Rennes, 1976. *Les bocages, histoire, écologie, économie*. Table ronde CNRS.
- Imo, M., Timmer, V.R., 2000. Vector competition analysis of a *Leucaena*-maize alley cropping system in western Kenya. *Forest Ecology and Management*, 126:255-268.
- ITCF, IDF, 1996. Rôle épurateur de la haie, répartition de l'azote autour d'une haie talus. *Compte rendu du programme de recherche ACTA-MAP-MESR 93-95*.
- Jackson, L.E., Strauss, R.B., Firestone, M.K., Bartolome; J.W., 1990. Influence of tree canopies on grassland productivity and nitrogen dynamics in deciduous oak savanna. *Agric. Ecosyst. Envir.*, 32: 88-105.
- Jordan, T.E., Corell, D.L., Weller, D.E., 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. *J. Environ. Qual.*, 22, 467-473.
- Kacimov, A.R., 2000. Analytical solution for transient flow into a hemispherical auger hole. *J; Hydrol.*, 228:1-9.
- Kedziora, A., Olejnik, J., Kapuscinski, J., 1989. Impact of lansdcape structure on heat and water balance. *Ecol. Intern. Bull*, 17, 1-17.
- Kiepe, P., 1995. Effect of *Cassia siamea* hedgerows barriers on soil physical properties. *Geoderma*, 66, 113-120.
- Kirkby, M., Chorley, R.J., 1988. Throughflow, overlandflow and erosion. *Bulletin of International Association of Scientific hydrology*, 100, 315-339.
- Knowles, R., 1982. Denitrification. *Microbiological reviews*, 46(1), 43-70.
- Knox, R.C., Sabatini, D.A., Canter, L.W., 1993. *Surbsurface transport and fate processes*. Ed lewis, 429p.
- Ladekarl, U.L., 1998. Estimation of the components of soil water balance in a Danish oak stand from measurements of soil moisture using TDR. *For. Ecol. Manag.* 104, 227-238.
- Layer, B., 2000. Effets du système haie/talus sur l'organisation des horizons et les stocks de carbone dans les versants du massif armoricain. *Mémoire de DEA, DEA national de science du sol, ENSAR*, 20p.
- Leap, D.L., Kaplan, P.G., 1988. A single-well tracing method for estimating regional advective velocity in a confined aquifer : theory and preliminary laboratory verification. *Water resources research*, 24(7), 933-998.
- Lefeuvre, J.C., 1985. Des arbres et des hommes. In *Le bocage, la haie, le bois, communications et débats*, Ministère de l'agriculture, 58-60.
- Lerner, D.N., Teutsch, G., 1995. Recommendations for level-determined sampling in wells. *J; Hydrology*, 171, 355-377.
- Lowrance, R.R., Todd, R.L., Fail, J., Hendrickson, Jr. O., Leonard Jr. R., Asmussen L., 1984. Riparian forests as nutrients filters in agricultural watersheds. *Bioscience*, 34:374-377.

- Lucot, E., Bruckert S., 1992. Organisation du système racinaire du chêne pédonculé (*Quercus robur*) développé en conditions édaphiques non contraignantes (sol brun lessivé colluvial). *Ann. Sci. For.*, 49, 465-479.
- Lupwayi, N.Z., Haque, I., Saka, A.R., Siaw, D.E.K.A., 1999. *Leucaena* hedgerow intercropping and cattle manure application in the Ethiopian highlands. II. Maize yields and nutrient uptake. *Biology and fertility of soils*, 28 (2), 196 - 203.
- Maitre, V. 1991. Protocole d'extraction, de conservation et de filtration des eaux libres du sol. *Sci. du Sol*, 29, 71-76.
- Mc Bride, M.B., 1994. Environmental chemistry of soils. Oxford University Press, 406p.
- Merot, P. 1978. *Bocage: sols et eau, Tome 1. Le bocage en Bretagne granitique, une approche de la circulation des eaux*. Thèse Univ. Rennes, 199p.
- Merot, P., 1999. The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in a temperate climate. *Agronomie*, 19, 655-669.
- Merot, P., Bruneau, P. 1993. Sensitivity of bocage landscapes to surfaces run-off: application of the Kirkby index. *Hydrol. Process.*, 7, 167-173.
- Merot, P., Reyne, S. 1995. Rôle hydrologique et géochimique des structures linéaires boisées. *Et. Rech. Syst. Agraires Dév.*, 29, 83-100.
- Merot, P., Gascuel-Oudou, C., Walter, C., Zhang X., Molenat, J., 1999. Influence du réseau de haies des paysages bocagers sur le cheminement de l'eau de surface. *Rev. Sci. Eau*, 12(1), 23-44.
- Mette, R., 1993. Yield formation and nutrients uptake by corn and oats in the hedgerow-field crop interface, consequences for nutrients and water balances with special regard to root ecology of both arable crops and Hedgerow vegetation. Verlag Ulrich E. Grauer, Wendlingen, 126pp.
- Mette, R., Sattelmacher, B. 1994. *Root and nitrogen dynamics in the hedgerow-field interface. Consequences for land use management*. In proceedings of the 7th Inter. Symp. of CIEC; Agroforestry and land use change in industrialized nations, Berlin, Humboldt university, 275-284.
- Molénat, J., 1999. Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole. Etude expérimentale et modélisation. Thèse Géosciences INRA Rennes, 272p.
- Molenat, J., Gascuel-Oudou, C., 2000. Modelling flow and nitrate transport in the groundwater of a hillslope in an intensive agricultural catchment. *Soumis a Hydrological Processes*.
- Mussche, S., Bussche, B., De Schrijver, A., Neiryneck, J., Nachtergale, L., Lust, N., 1998. Nutrient uptake of a mixed oak/beechn forest in Flanders (belgium). *Silva Gandavensis*, 63, 120-133.
- Musy, A., Soutter, M., 1991. *Physique du sol*. Presses polytechniques et universitaires romandes, (ed), 335p.
- Nelson, M.W., Gold, A.J., Groffman, P.M., 1995. Spatial and temporal variation in groundwater nitrate removal in a riparian forest. *J. Environ. Qual.*, 24, 691-699.
- Norton, M.M., Fisher, T.R., 2000. The effects of forest on stream water quality in two coastal plain watersheds of the Chesapeake Bay. *Ecological Engineering*, 14:337-362.
- Perret, S., michellon, R., Boyer, J., tassin, J., 1996. Soil rehabilitation and erosion control through agro-ecological practices on Reunion Island (French overseas territory, Indian ocean). *Agric. Ecos. Envir.*, 59, 149-157.
- Peterjohn, W.T., Correll, D.L. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watersheds: observation on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65, 1466-1475.
- Pihan, J. 1976. *Bocage et érosion hydrique des sols en Bretagne*. Table ronde CNRS. INRA, ENSAR, Univ. Rennes, 185-192.
- Pinay, G., Roques, L., Fabre, A., 1993. Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. *J. Applied Ecology*, 30, 581-591.
- Ranger, J., Colin-Belgrand, M., nys, C., 1995. Le cycle biogéochimique des éléments majeurs dans les écosystèmes forestiers. Importance dans le fonctionnement des sols. *Etude et gestion des sols*, 2 (2) : 119-134.

- Rao, M.R., nair, P.K.R., Ong, C.K., 1998. Biophysical interactions in tropical agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 38, 3-50.
- Reddy, K.R., Patrick, W.H., Phillips, R.E., 1978. The role of nitrate diffusion in determining the order and rate of denitrification in flooded soil: I. Experimental results. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42, 268-272.
- Reddy, K.R., Rao, P.S.C., Jessui, R.E., 1982. The effect of carbon mineralisation on denitrification kinetics in mineral and organic soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46, 62-68.
- Rhoades, C.C., 1997. Single tree influences on soil properties in agroforestry : lessons from natural forest and savanna ecosystems. *Agroforestry Systems* 35, 71-94.
- Rhoades, C.C., Nissen, T.M., Kettler, J.S., 1998. Soil nitrogen dynamics in alley cropping and no-till systems. *Agroforestry Systems*, 39, 31-44.
- Roche, M., 1963. *Hydrologie de surface*, Ed ORSTOM-Gauthiers Villars, Paris, 430p.
- Roseberg R.J., Christensen N.W., Jackson T.L., 1986. Chloride, soil solution osmotic potential, and soil pH effects on nitrification. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50, 941-945.
- Rowe, E.C., Hairiah, K., Giller, K.E., Van Noordwijk, M., Cadisch, G., 1998. Testing the safety-net rôle of hedgerow tree roots by ¹⁵N placement at different soil depths. *Agroforestry Systems*, 43(1/3):81-93.
- Ryszkowski, L., Kedziora, A., 1987. Impact of agricultural landscape structure on energy flow and water cycling. *Landscape Ecology*, 1(2):85-94.
- Ryszkowski, L., Kedziora, A., 1989. Control of energy and matter fluxes in agricultural landscapes. *Agric. Ecosystems Enviro.*, 27, 107-118.
- Ryszkowski, L., Kedziora, A., 1993. Energy control of matter fluxes through land-water ecotones in an agricultural lanscape. *Hydrobiol.*, **251**, 239-248.
- Samsuzzaman, S., Garrity, D.P., Quintana, R.U., 1999. Soil property changes in contour hedgerow systems on sloping land in the Philippines. *Agroforestry systems*, 46:251-272.
- Sanchez-Perez, J.M., Tremolières, M., Schnitzler, A., Carbiener, R., 1991. Evolution de la qualité physico-chimique d'eau de la frange superficielle de la nappe phréatique en fonction du cycle saisonnier et des stades de succession des forêts alluviales rhénanes (*Querco-Ultemum minoris* Issl. 24). *Acta Oecologica*, 12 (5), 581-601.
- Sanchez-Perez, J.M., Trémolières, M., Takatert, N., Aackerer, P., Eichhorn, A., Maire, G., 1999. Quantification of nitrate removal by a flooded alluvial zone in the Ill floodplain (Eastern France). *Hydrobiologia*, 410, 185-193.
- Saugier, B., 1996. Evapotranspiration des prairies et des cultures. *C.R. Acad. Agric. Fr.*, 8, 133-153.
- Ste Marie, C., Paré, D., 1999. Soil, pH and N availability effects on net nitrification in the forest floors of a range of boreal forest stands. *Soil Biol. Biochem.*, 31:1579-1589.
- Shepherd, K.D., Ndufa, J.K., Ohlsson, E., Sjogren, H., Swinkels, R., 1997. Adoption potential of hedgerow intercropping in maize-based cropping systems in the highlands of western kenya. 1 . Background and agronomic evaluation. *Expl. Agric.*, 33:197-209.
- Shively, G.E., 1998. Impact of countours hedgerows on upland maize yields in the Philippines. *Agroforest. Systems*, 39, 59-71.
- Smith, M.S., Firestone, M.K., Tiedje, J.M., 1978. The acetylene inhibition method for short-term measurement of soil denitrification and its evaluation using nitrogen-13. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42:611-615.
- Smith, M.S., Tiedge, J.M., 1979a. Phases of denitrification following oxygen depletion in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 11:261-267.
- Smith, M.S., Tiedge, J.M., 1979b. The effects of roots on soil denitrification. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43 : 951-955.
- Smith, R.L., Duff. J.H., 1988. Denitrification in a sand gravel aquifer. *Applied and Environmental microbiology*, 54(5):1071-1078.

- Smith, D.M., Jackson, N.A., Roberts, J.M., Ong, C.K., 1999a. Roots distribution in a *Grevillea robusta*-maize agroforestry system in semi-arid Kenya. *Plant and Soil*, 211:191-205.
- Smith, D.M., Jackson, N.A., Roberts, J.M., Ong, C.K., 1999b. Reverse flow of sap in tree roots and downward siphoning of water by *Grevillea robusta*. *Functional Ecology*, 13 : 256-264.
- Standford, G., Vander Pol, R.A., Dzienia, S., 1975. Denitrification rates in relation to total and extractable soil carbon. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 39, 284-289.
- Stewart, D.W., Dwyer, L.M., Desjardins, R.L., 1985. The effect of available soil water and root density on actual and potential transpiration relationships. *Can. Agric. Eng.*, 27 : 7-11.
- Stolte, W.J., Barbour, S.L., Eilers, R.G., 1992. Mechanisms influencing salinity development around prairie sloughs. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 35(3), 795-800.
- Stolte, W.J., McFerlane, D.J., George, R.J., 1997. Flows systems, tree plantations, and salinization in a west australian catchment. *Australian Journal of Soil Research*, 35(5), 1213-1229.
- Takatert, N., Sanchez-Perez, J.M., Tremolières, M., 1999. Spatial and temporal variations of nutrient concentration in the groundwater of a floodplain : effect of hydrology, vegetation and substrate. *Hydrol. Process.*, 13, 1511-126.
- Thony, J.L., Vachaud, G., Vauclin, M., 1989. Analyse critique de mesures tensiométriques par capteur de pression portatif. *Bulletin du G.F.H.N., Milieux poreux et transferts hydriques*, 25, 11-34.
- Trudell, M.R., Gillham R.W., Cherry J.A., 1986. An situ study of the occurrence and rate of denitrification in a shallow unconfined sand aquifer. *J. Hydrology*, (83), 251-268.
- Van Miegroet, H., Johnson, D.W., 1993. Nitrate dynamics in forest soils. In *nitrate: processes, patterns and management*. Ed T.P. Burt, A.L. Heathwaite and S.T. Trudgill, pp 75-97.
- Widiatmaka, 1994. Analyse structurale et fonctionnement hydrique d'un système pédologique limoneux acide sur granite et sur schiste du massif Armoricaïn. Thèse de doctorat, ENSAR.
- Wilson, K.B., Baldocchi, D.D., 2000. Seasonal and interannual variability of energy fluxes over a broadleaved temperate deciduous forest in North America. *Agric. Forest Meteorol.*, 100, 1-18
- Yoshinari, T., Knowles, R., 1976. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria. *Biochemical and biophysical research communications*, 69(3):705-710.
- Zida, M., 1998. Structure et fonctionnement hydrique d'un système pédologique armoricaïn. Rôle de l'espace poral et de l'agencement des horizons. Thèse de doctorat, ENSAR.

LISTES DES FIGURES ET TABLEAUX

Figure 1.1 : Le cycle de l'eau (d'après Roche, 1963).	6
Figure 1.2 : L'eau dans le système sol plante atmosphère : principaux processus et réservoirs. Ambroise, 1999.	7
Figure 1.3 : Principaux processus d'écoulements superficiels et souterrains. Ambroise, 1999.	13
Figure 1.4 : Temps de résidence moyen de l'eau dans le sol le long d'un versant sur schiste. Bassin versant de Naizin (56). Molénat, 1999.	15
Figure 1.5 : Le cycle de l'azote dans les sols (D'après Haynes, 1986a).	23
Figure 1.6 : Synthèse des facteurs influençant le fonctionnement du sol sous la canopée d'arbres isolés dans les systèmes agroforestiers mexicains (Farell, 1990, in Rhoades, 1997).	30
Figure 2.1: Localisation du site d'étude a) en Bretagne b) sur le bassin versant du ruisseau du Pont Besnard (extrait de la carte IGN 1/25 000 N°1117E).	34
Figure 2.2 : Plan général du site : a) topographie générale b) zone d'étude.	36
Figure 2.3: Nature des sols le long de la pente. D'après Layer, 2000.	38
Figure 2.4: Fertilisation azotée de la parcelle amont de Janvier 1998 à Juin 2000.	38
Figure 2.5 : La haie vue de l'aval en juin 1998.	40
Figure 2.6 : La haie élaguée, en septembre 1999.	40
Figure 2.7 : La jeune haie, en septembre 1999.	40
Figure 2.8 : Altitude des transects par rapport au ruisseau.	41
Figure 2.9 : Profils pédologiques en trois points de chaque transect. Les profondeurs sont indiquées en centimètres.	42
Figure 2.10 : Principe de calcul du potentiel matriciel et total.	45
Figure 2.11 : Comparaison des profondeurs de nappe mesurées par piézométrie et tensiométrie.	46
Figure 2.12: Influence de la pente de la nappe sur la mesure piézométrique.	46
Figure 2.13 : Courbe type de l'évolution de la concentration du traceur dans le piézomètre récepteur au cours du temps et paramètres déduits de la courbe.	47
Figure 2.14 : Paramètres intervenant dans le calcul de la conductivité hydraulique à saturation (K_{sat}) par la méthode du trou de tarière.	49
Figure 2.15: Principe de calcul de la conductivité hydraulique à saturation par classe de profondeur.	50
Figure 2.16 : Piézomètre compartimenté désossé a) vue d'ensemble b) détail d'un compartiment.	54
Figure 2.17 : Potentiel rédox et oxydo-réduction dans la solution du sol à pH 7. La ligne indique pour chaque espèce le potentiel rédox théorique. Les boîtes indiquent le domaine de potentiel rédox de la solution du sol où chaque espèce chimique réagit (en grisé: domaine de réduction, en blanc: domaine d'oxydation, en noir: domaine d'apparition de la forme réduite en réduction). D'après Mc Bride, 1994.	55
Figure 2.18 : Origine et devenir de quelques éléments de la nappe du sol (NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , SiO_2 , K^+ , Na^+).	56
Figure 3.1 : Plan du site a) vue d'ensemble b) le talus et la haie.	62
Figure 3.2 : Précipitation (P) et évapotranspiration (ETP) quotidiennes et P-ETP cumulée depuis le 01/01/97.	63
Figure 3.3 : Evolution de la profondeur de la nappe a) en amont et b) en aval des transects de janvier 98 à juin 00.	64
Figure 3.4 : Evolution du potentiel matriciel à 80 cm de profondeur a) en amont.	65

et b) en aval des transects de janvier 98 à juin 00.....	65
Figure 3.5 : Cartes des isovaleurs du potentiel total le long des transects a) en hiver et au début du printemps b) à la fin du printemps et en été c) en automne. Les croix représentent les points de mesures.....	66
Figure 3.6 : Profils de potentiel matriciel à 3 m a) en amont et b) en aval des transects pendant l'été 99.....	67
Figure 3.7 : Précipitation (P) et évapotranspiration (ETP) cumulées depuis 1/03, et P-ETP cumulée depuis le maximum de printemps de chaque année (1/05/98 - 20/04/99).....	74
Figure 3.8 : Evolution du potentiel matriciel à 80 cm de profondeur en phase d'assèchement et de réhumectation des sols en 98 et 99 a) sur le transect sans haie et b) sur le transect avec haie.....	75
Figure 3.9 : Evolution de la profondeur de nappe en phase de réhumectation des sols en 98 et 99 a) sur le transect sans haie et b) sur le transect avec haie.	76
Figure 3.10 : Humidité volumique à 10 m (-10) à 3 m (-3) en amont des transects sans haie (C) et avec haie (H), début mai 99, fin août 99, et au point de flétrissement (pF 4.2).....	77
Figure 3.11 : Stocks d'eau sur 160 cm de sol a) début mai 99 b) fin août 99 et c) variation de stocks à 10 m (-10) et 3 m (-3) en amont des transects sans haie (C) et avec haie (H).	78
Figure 3.12 : Flux d'eau responsable de la variation de stock d'eau du sol pendant l'été (ΔS_H , variation de stock d'eau sur le transect avec haie, ΔS_C variation de stock d'eau sur le transect sans haie).....	79
Figure 3.13 : Résultats du traçage de mars 1999 a) évolution de la concentration en bromure dans les piézomètres récepteurs b) évolution de la concentration en bromure dans les piézomètres sources c) pluviométrie quotidienne.	80
Figure 3.14 : Résultats du traçage de janvier 2000 évolution de la concentration en bromure a) dans les piézomètres récepteurs ayant répondu, b) dans les piézomètres sources.....	81
Figure 3.15 : a) Conductivités hydrauliques à saturation et b) profondeurs concernées (toit de nappe - base du sondage), mesurées en janvier 99 sur 5 répétitions.	83
Figure 3.16 : a) Conductivités hydrauliques à saturation et b) profondeurs concernées (toit de nappe - base du sondage), mesurées en juin 00 sur 5 répétitions.....	83
Figure 3.17 : Conductivité hydraulique à saturation a) entre 50 et 100 cm de profondeur b) entre 100 et 180 cm de profondeur.	84
Figure 3.18 : Gradient de potentiel longitudinal, sur chaque transect, et gradient latéral, entre les deux transects.	86
Figure 3.19 : Topographie et profil typique du toit de nappe le long des transects a) en hiver hors épisode pluvieux b) au début de l'été et c) en automne.....	87
Figure 3.20 : Evolution du gradient de potentiel total a) à l'amont et b) à l'aval des transects. Un gradient positif indique une possibilité de transferts de l'amont vers l'aval du système considéré, un gradient négatif une impossibilité.	88
Figure 3.21 : Principe de calcul du flux d'eau en utilisant la loi de Darcy.	90
Figure 3.22 : Flux d'eau transitant par la nappe entre l'amont et l'aval des transects, calculé à travers une section de 1m de large et 1.8m de profondeur.	91
Figure 3.23 : Relation entre le flux et les différentes variables centrées réduites.	92
Figure 3.24 : Flux transitant dans la nappe de la zone humide, calculé sur à travers une section de 1 m de large et 1,2 m de profondeur.....	93
Figure 3.25 : Résumé de l'influence de la haie sur la dynamique hydrique des sols et sur les transferts d'eau du versant vers la zone humide.	95
Figure 3.26 : Récapitulatif des différents facteurs qui influencent le fonctionnement hydrologique de la haie étudiée.	96
Figure 4.1 : Evolution des teneurs en chlorure le long du transect a) sans haie et b) avec haie de mars 98 à avril 99.	102
Figure 4.2 : Evolution des teneurs en nitrate le long du transect a) sans haie et b) avec haie de mars 98 à avril 99.	103

Figure 4.3 : Variabilité spatiale de la teneur a) en nitrate et b) en chlorure dans la nappe en amont et en aval des deux transects à différentes dates entre octobre 98 et mars 99. Moyenne et écart type sur trois piézomètres voisins.....	104
Figure 4.4 : Variabilité verticale de la composition chimique de la nappe à 5 m en amont du transect avec haie entre avril et juin 99.	105
Figure 4.5 : Plan du site.	110
Figure 4.6 : Carte des isovaleurs de concentration en chlorure dans la nappe le 11 février 1999 le long du transect sans haie (a) et avec haie (b). Les croix représentent les points de prélèvement.	111
Figure 4.7 : Evolution de la teneur en chlorure dans la nappe le long du transect sans haie (a) et avec haie (b). Moyenne et écart type sur chaque piézomètre.	112
Figure 4.8 : Carte des isovaleurs de concentration en nitrate dans la nappe le 11 février 1999 le long du transect sans haie (a) et avec haie (b). Les croix représentent les points de prélèvement.	112
Figure 4.9 : Evolution de la teneur en nitrate dans la nappe le long du transect sans haie (a) et avec haie (b). Moyenne et écart type sur chaque piézomètre.	113
Figure 4.10 : Carte des isovaleurs du rapport molaire nitrate/chlorure dans la nappe le 11 février 1999 le long du transect sans haie (a) et avec haie (b). Les croix représentent les points de prélèvement.	114
Figure 4.11 : Evolution du rapport molaire nitrate/chlorure dans la nappe le long du transect sans haie (a) et avec haie (b). Moyenne et écart type sur chaque piézomètre.	115
Figure 4.12 : Cartes des isovaleurs de concentration en chlorure le 17/11/99 a) sur le transect sans haie et b) sur le transect avec haie. Les croix représentent les points de prélèvements.	118
Figure 4.13 : Evolution des concentrations en chlorure le long a) du transect sans haie et b) du transect avec haie de novembre 99 à mai 00. Moyenne et écart type dans chaque piézomètre compartimenté.	118
Figure 4.14 : Cartes des isovaleurs de concentration en nitrate le 17/11/99 a) sur le transect sans haie et b) sur le transect avec haie. Les croix représentent les points de prélèvements.	119
Figure 4.15 : Evolution des concentrations en nitrate le long a) du transect sans haie et b) du transect avec haie de novembre 99 à mai 00. Moyenne et écart type dans chaque piézomètre compartimenté.	119
Figure 4.16 : Carte des isovaleurs de concentration en potassium dans la nappe le 11/02/99 a) sur le transect sans haie et b) sur le transect avec haie.	120
Figure 4.17 : Evolution des concentrations en potassium le long a) du transect sans haie et b) du transect avec haie de février à décembre 99. Moyenne et écart type dans chaque piézomètre compartimenté.	120
Figure 4.18 : Concentrations en sulfate le long des deux transects. Moyenne et écart type de mars 98 à avril 99.	121
Figure 4.19 : Carte des isovaleurs de concentration en sodium dans la nappe le 15/12/99 a) sur le transect sans haie et b) sur le transect avec haie.	121
Figure 4.20 : Evolution des concentrations en sodium le long a) du transect sans haie et b) du transect avec haie de décembre 99 à mai 00. Moyenne et écart type dans chaque piézomètre compartimenté.	122
Figure 4.21 : Carte des isovaleurs de concentration en silice dans la nappe le 11/02/99 a) sur le transect sans haie et b) sur le transect avec haie.	122
Figure 4.22 : Evolution des concentrations en silice le long a) du transect sans haie et b) du transect avec haie de février à juin 99. Moyenne et écart type dans chaque piézomètre compartimenté.	123
Figure 4.23 : Evolution des concentrations en silice le long a) du transect sans haie et b) du transect avec haie de novembre 99 à mars 00. Moyenne et écart type dans chaque piézomètre compartimenté.	123
Figure 4.24 : Evolution du rapport molaire Na^+/Cl^- a) sur le transect sans haie et b) sur le transect avec haie de décembre 00 à mai 00. Moyenne et écart-type sur l'ensemble de la profondeur saturée.	124

Figure 4.25 : Vitesses potentielles de dénitrification a) à 10-30 cm de profondeur en octobre 98 b) à 10-30 cm de profondeur en mai 99 et c) à 70-90 cm de profondeur en mai 99. Moyenne et écart type sur 5 répétitions.	129
Figure 4.26 : Vitesses potentielles de dénitrification avec facteur limitant (en noir et blanc) et sans facteur limitant (en gris), entre 10 et 30 cm de profondeur en octobre 98 a) sur le transect sans haie b) sur le transect avec haie. Moyenne et écart type sur 5 répétitions.	130
Figure 4.27 : Carbone microbien extrait par fumigation-extraction en octobre 98 et mai 99 sur chaque transect a) entre 10 et 30 cm de profondeur et b) entre 70 et 90 cm de profondeur.	131
Figure 4.28 : Potentiel rédox dans la nappe le 16/02/2000, exprimée à 25°C et à pH 7.	132
Figure 4.29 : Teneurs en matière organique a) à 10m et b) à 3 m en amont et c) à 5 m en aval des deux transects	132
Figure 4.30 : Résumé de l'influence de la haie sur la dynamique et le transfert du nitrate dans la nappe.	137
Figure 4.31: Récapitulatif des différents facteurs qui expliquent l'influence de la haie sur les flux de nitrate.	138
Tableau 1.1: Proportion d'énergie radiative utilisée pour l'évapotranspiration (ETR/Rn) et évapotranspiration de différents couverts végétaux en Pologne sur une année. D'après Kedziora et al., 1989.	11
Tableau 1.2 : Evapotranspiration potentielle et réelle et transpiration réelle de peuplements forestiers.	11
Tableau 1.3 : Contexte des études concernant l'effet des haies sur les propriétés physiques et hydrodynamiques des sols	17
Tableau 1.4 : Rapport entre l'ETR et le flux de nappe quotidiens d'une écotone de 10 m de large, avec et sans transferts atmosphériques par advection. D'après Ryszkowski et Kedziora, 1993.	22
Tableau 2.1 : Périodes et fréquence du suivi hydrique.	42
Tableau 2.2 : Caractéristiques des expérimentations de traçage au NaBr.	48
Tableau 2.3 : Caractéristiques des expérimentations de mesure du K_{sat}	50
Tableau 2.4 : Densités apparentes utilisées pour le calcul de l'humidité volumique.	51
Tableau 2.5 : Suivi géochimique.	52
Tableau 2.6 : Caractéristiques des deux expérimentations de dénitrification.	58
Tableau 3.1 : Caractéristiques du passage du nuage de bromure lors de la première expérimentation de traçage.	81
Tableau 3.2 : Valeurs moyennes de conductivité hydrauliques à saturation à l'amont des transects calculées d'après les mesures de janvier 99 et juin 00. Ecart-type de l'ordre de 10% de la moyenne.	84
Tableau 3.3 : Flux d'eau dans la nappe à travers une section de 1m de large et de 1.8 m de profondeur en amont des transects.	92
Tableau 3.4 : Déficit hydrique supplémentaire causée par les haies par hectare de bassin versant en fonction de la densité du maillage bocager, tous types de haies confondues.	99
Tableau 4.1 : Quantité et pourcentage d'abattement du nitrate à l'amont des deux transects le 11 février 1999.	115
Tableau 4.2 : Quantité de $N-NO_3^-$ entrant et sortant de l'amont des transects et abattement associé. Résultats par saisons, calculés à travers une section de 1 m de large et de 1,8 m de profondeur.	127
Tableau 4.3 : Quantité de $N-NO_3^-$ entrant et sortant de l'aval des transects et abattement associé. Résultats par saisons, calculés à travers une section de 1 m de large et de 1,2 m de profondeur.	128