



HAL
open science

Les zones humides comme aménagement tampon pour la rétention des contaminants : exemples d'une ancienne cressonnière, d'une tourbière et d'un bassin de stockage d'eau pour l'irrigation

Julien Tournebize, Jérémy Pulou, Corinne Fesneau, Cédric Chaumont, Evelyne Tales, Julien Peschard, Angéline Guenne, Annabelle Rosel, Jacques J. Haury, Grégoire Alabergere, et al.

► To cite this version:

Julien Tournebize, Jérémy Pulou, Corinne Fesneau, Cédric Chaumont, Evelyne Tales, et al.. Les zones humides comme aménagement tampon pour la rétention des contaminants : exemples d'une ancienne cressonnière, d'une tourbière et d'un bassin de stockage d'eau pour l'irrigation. [0] CEMAGREF. 2011, 33 p. hal-02806616

HAL Id: hal-02806616

<https://hal.inrae.fr/hal-02806616v1>

Submitted on 6 Jun 2020

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

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

Les zones humides comme aménagement tampon pour la rétention des contaminants : exemples d'une ancienne cressonnière, d'une tourbière et d'un bassin de stockage d'eau pour l'irrigation.

Julien Tournebize^{1*}, Jérémy Pulou^{1,2}, Corinne Fesneau¹, Cédric Chaumont¹, Evelyne Talès¹, Julien Peschard¹, Angéline Guenne¹, Annabelle Rosel², Jacques Haury³, Grégoire Alabergere², Annet Laverman⁴, Joël Michelin^{5*}, Antoine Marionneau⁵, Ikram Mouloudi⁵, Pierre Cellier⁵, Céline Decuq⁵, Christophe Labat⁵, Jean-Noël Rampon⁵, Mathieu Sebilo⁶, Paul Passy⁴, Gilles Billen⁴, Josette Garnier⁴

¹ UR Hydrosystèmes et Bioprocédés, Cemagref, groupement d'Antony

² SIARCE

³ UMR INR - Agrocampus Ouest ESE

⁴ UMR Sisyphe/CNRS/UPMC

⁵ UMR INRA- AgroParisTech EGC

⁶ UMR BIOEMCO

* personne à contacter : Julien Tournebize (julien.tournebize@cemagref.fr) et Joël Michelin (joel.michelin@agroparistech.fr)

1 Introduction

De nombreux travaux du PIREN- Seine ont traité des zones humides naturelles dans le bassin de la Seine, abordant le sujet sous les angles typologique, recensement, fonctionnement. Les travaux de synthèse présentés pour cette phase sont centrés sur la zone humide vue comme un système tampon au sein des versants. Ces éléments du paysage qu'ils soient naturels ou artificiels peuvent être localisés en position intermédiaire entre les zones cultivées et le réseau hydrographique de surface et ainsi jouer un rôle dans le cycle de l'azote. Les zones tampons jouent un rôle d'interface dans le bassin versant. Les “valoriser” est un objectif pour profiter des services rendus aux écosystèmes. Cependant des aspects hydrologiques et hydrauliques doivent être finement étudiés afin de mesurer l'impact réel sur la qualité des eaux.

Trois exemples sont ainsi développés, présentant trois contextes et aménagements contrastés.

Le site des cressonnières de l'Essonne fait l'objet d'un travail en collaboration avec le SIARCE, sur le lien entre trajectoire écologique de recolonisation d'un milieu humide artificiel et potentiel de dénitrification. En effet, l'activité cressicole étant en déclin dans la vallée, de nombreuses fosses sont abandonnées et une végétation typique des milieux humides s'y développe. A partir des mesures de terrain (flore et qualité des eaux), et d'expérimentation de laboratoire (potentiel de dénitrification), une synthèse sera proposée.

En Champagne crayeuse (rapport annexe), la petite zone humide d'un bassin versant amont comporte une tourbière où il a été mis en évidence de la dénitrification naturelle. La zone humide est alimentée par les eaux de la nappe de la craie et par le ru qui la traverse. La fonction dénitrifiante de la tourbière est limitée par le recalibrage et le redressement du ru effectué en 1986. Un travail d'expérimentation a été mené pour apprécier l'impact d'une gestion du niveau d'eau dans la zone humide sur la dénitrification. La mise en place d'un vannage à l'exutoire pour noyer les tourbes permet d'améliorer la dénitrification dans les tourbes et dans la craie sous les tourbes. Par contre, l'effet sur les concentrations en nitrate des eaux du ru à l'exutoire est très faible car la majorité de l'eau ne transite pas par les tourbes. Un barrage amovible sur le ru en amont (équivalent à un comblement du ru) permet la restauration du tracé initial du ru dans les tourbes. Une baisse significative des teneurs en nitrate des eaux du ru à l'exutoire est alors observée. Un suivi des gaz produits dans la tourbière (N₂O, CO₂ et CH₄) indique que les flux de N₂O sont plus faibles pour les tourbes noyées que pour les tourbes exondées. La dénitrification dans les tourbes irait jusqu'au stade N₂. Ce travail permet de discuter les modalités d'aménagement de zones humides tourbeuses dégradées et les impacts environnementaux résultants.

Enfin, en secteur agricole drainé, sur le bassin de l'Orgeval, un bassin de stockage d'eau pour l'irrigation a été suivi en nitrate. Les résultats ont permis d'élaborer une modélisation spécifique basée sur la biogéochimie de l'azote afin d'en mesurer un impact sur le milieu naturel. Après l'étape de validation, des scénarii de positionnement d'aménagement humide similaire (nombre et localisation) sont proposés et discutés dans l'optique d'objectifs de qualité imposés par la DCE.

2 Représentativité des zones tampons dans le bassin de la Seine

Au début de la phase (Sac et al., 2008), une étape de recensement a été développée avec pour objectif d'inventorier les différents types de zones humides qui pourraient avoir un rôle de zone tampon humide bénéfique pour la qualité de l'eau. La méthode s'est appuyée sur une analyse cartographique associée à des visites de terrain et des enquêtes auprès des services de l'ONEMA.

Une typologie fonctionnelle des éléments recensés a conduit à considérer comme ZTHA des éléments plus ou moins anciens comme : Abreuvement, Carrières, Chasse, Cressonnières, Ferme, Lavoir, Loisir, Bassin de rétention, Tourbière, Lutte/incendies, Lutte/inondations, Lutte/érosion, Ornement, Pêche, Rouissage chanvre/lin, Station d'épuration.

L'analyse de leurs caractéristiques physiques (hydrologiques, écologiques, éventuellement bio-géochimiques) et de leur fonctionnement (gestion, usage) constitue une première base de réflexion pour proposer l'aménagement de nouveaux dispositifs. En particulier, certains de ces ouvrages ont été justement construits dans un objectif d'épuration de l'eau autre qu'agricole (urbaine, industrielle...). Ainsi un recensement par le biais d'échantillonnage a été mis en place. A partir des 198 petites régions agricoles, 16 zones ont été identifiées et 25 secteurs déterminés (figure 2.1). Le recensement est basé sur l'analyse cartographique et visuelle de toutes les mares/étangs/bassins dans un carré de 100km². Il apparaît une grande disparité des zones humides artificielles. La densité et les caractéristiques des mares, étangs et bassins de chaque secteur étudié ont été calculés. Dans le cadre de cette étude, les aménagements susceptibles d'avoir un impact sur la dépollution des eaux agricoles sont ceux situés en zone agricole, dans les villages (étant généralement alimentés par les eaux agricoles), ainsi que ceux situés en zone forestière en aval de zone agricole. Les secteurs présentant le plus grand nombre de ces types de mares, étangs et bassins ont donc pu être distingué. On peut citer : Argonne, Dépression Yonne Nord, Plateaux Normands Sud, Bray, Plateaux Normands Nord, et Limons riches Sud-Est.

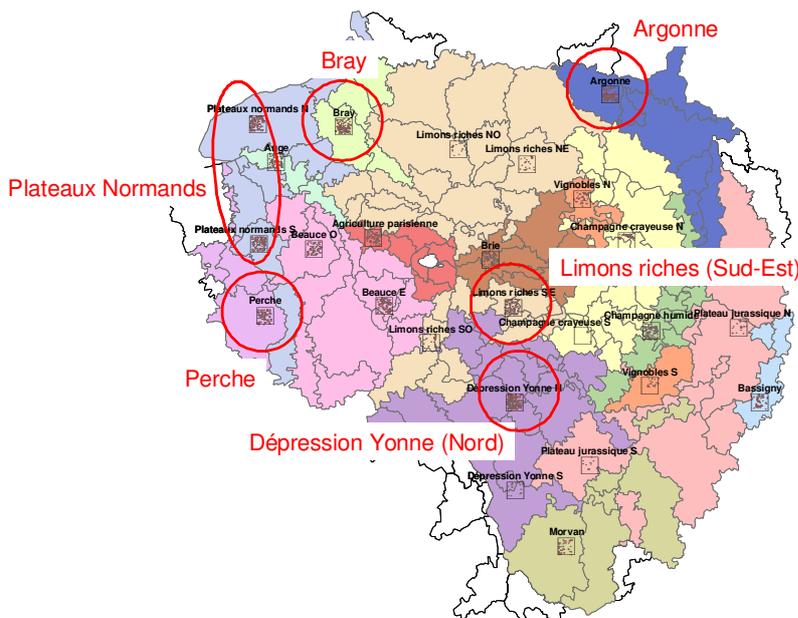


Figure 2.1 : Localisation des secteurs d'intérêt pour la restauration de zone tampon humide artificielle sur la bassin Seine-Normandie

En nombre, les zones tampons en zone agricole sont les plus représentées (avec 53%) mais en surface elles correspondent à moins de 22% au profit des aménagements de carrière avec 48% (figure 2.2).

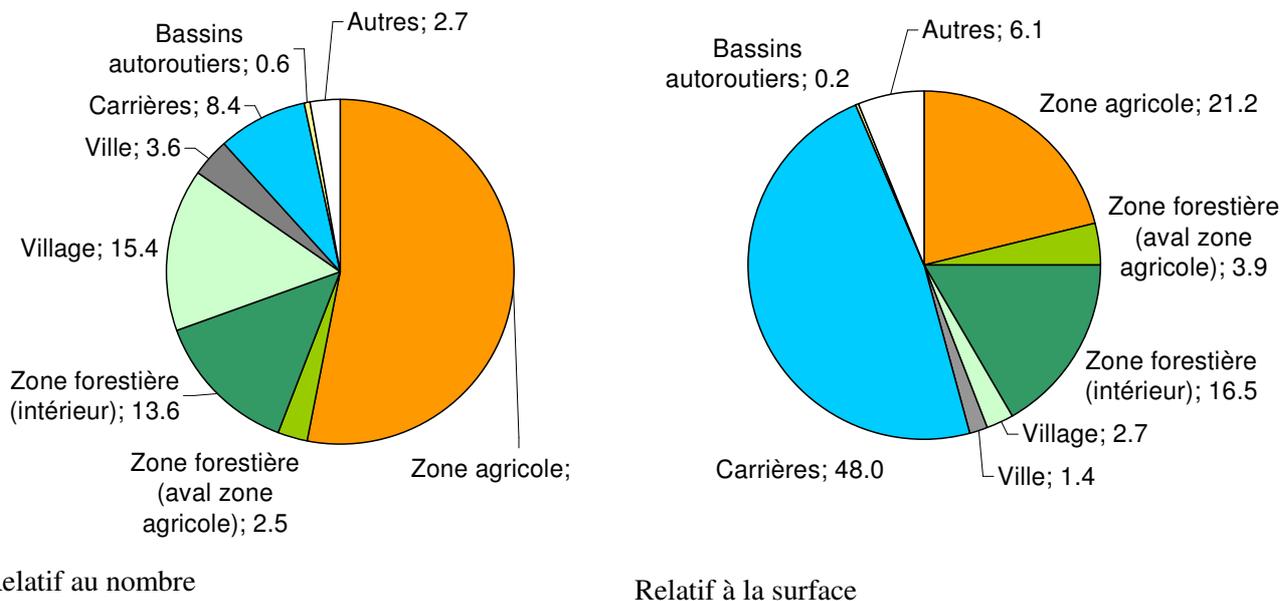


Figure 2.2 : Répartition des zones tampons humides selon leur nombre et leur surface

Des secteurs géographiques sont considérés comme potentiellement intéressants pour associer aux zones tampons recensées un objectif d'amélioration de la qualité de l'eau soit en raison de la localisation de la zone tampon dans le paysage, soit par le type de substrat pédologique associé.

Sur les secteurs étudiés, les zones tampons représentent 0.14% de la surface du bassin versant (figure 2.3). On peut alors se poser la question de leur efficacité sur la rétention des nitrates, point qui est développé dans les paragraphes suivant.

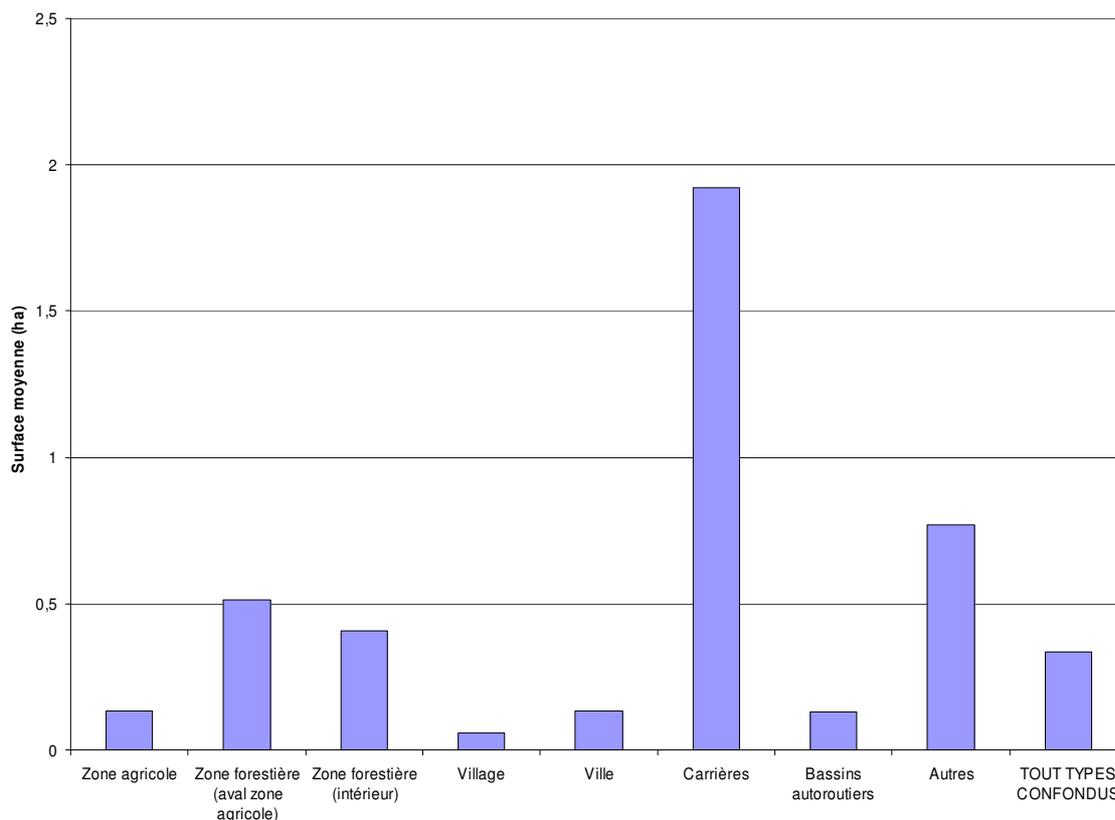


Figure 2.3 : Surface moyenne par type de zone tampon recensée sur les secteurs du bassin Seine-Normandie

3 Les cressonnières de l'Essonne

Ce travail sur les cressonnières de l'Essonne fait partie d'un travail en collaboration avec le SIARCE. Les cressonnières sont des zones humides utilisées pour la culture du cresson (*Nasturtium officinale* R. Br.). La vallée de l'Essonne est marquée par un important passé cressicole. Aujourd'hui, avec le déclin de cette activité, de très nombreuses cressonnières sont abandonnées. Ces zones humides, alimentées de manière artésienne par l'eau de la nappe de Beauce (fortement chargée en nitrates) contribuent fortement à l'alimentation en eau de la rivière Essonne. En effet, après son passage dans les fosses de culture l'eau est collectée dans des canaux jusqu'à la rivière. Cette position à l'interface entre les eaux de souterraine et de surface semble placer idéalement ces zones humides artificielles pour remplir une fonction de zone tampon pour l'amélioration de la qualité de l'eau. En particulier, la fonctionnalité de limitation des transferts de nitrates est étudiée, en lien avec la dynamique des cressonnières après l'abandon de la culture.

A partir d'une cressonnière expérimentale comportant plusieurs stades d'abandon, des mesures de terrain (Flore et qualité des eaux), et des expérimentations en laboratoire (potentiel de dénitrification) ont été menées afin d'élucider les liens entre abandon, dynamique de la végétation et élimination des nitrates.

3.1 Successions écologiques et dynamique de la végétation

Un suivi régulier de la végétation nous a permis de mettre en évidence les grandes étapes de la recolonisation par les macrophytes des anciennes cressonnières après l'abandon de la culture (figure 3.1).

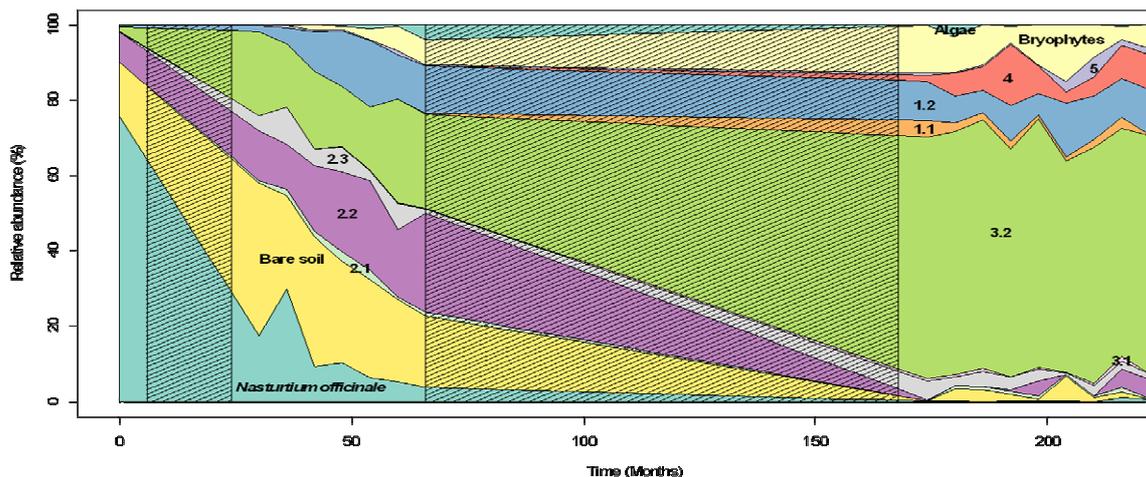


Figure 3.1 : 1) Abondances relatives de différents groupes de macrophytes en fonction du temps après l'abandon. Partie hachurée : Extrapolation linéaire car pas de données disponibles. 1.1, 1.2: Espèces des mégaphorbiaies; 2.1, 2.2, 2.3: Espèces des milieux aquatiques; 3.1: Graminées des prairies humides; 3.2: Espèces des roselières; 4: Arbres et arbustes; 5: autres espèces des prairies humides

Très rapidement après l'abandon, les premières successions ont lieu. L'espace libéré est colonisé par des espèces ayant en commun une capacité à s'étendre de façon végétative, ce qui montre l'importance de ce phénomène pour l'extension des tapis de macrophytes et la colonisation des espaces libres. Les premières espèces à apparaître sont adaptées au milieu aquatique et ont une croissance horizontale rapide, formant des tapis (*Agrostis stolonifera* et *Lemna minuta*). Les suivantes sont des héliophytes pionnières et rhizomateuses comme *Epilobium hirsutum*, puis *Typha latifolia* et *Phragmites australis*. Pour les stades d'abandon les plus anciens, cette dernière espèce est dominante, et accompagnée de communautés de mégaphorbiaies et de prairies humides, d'arbustes et de ligneux (*Salix* sp), ce qui semble montrer une « terrestrialisation » du système, et une évolution vers une forêt alluviale, alors que les fosses sont peu à peu comblées par l'accumulation de litière.

3.2 Lien entre Abandon des fosses et Elimination des nitrates

Le suivi de l'élimination des nitrates sur le terrain montre des variations saisonnières qui pourraient être liées à un effet de la température, ainsi qu'à un effet de l'abandon. En particulier, l'amplitude des variations saisonnières est très forte pour les fosses cultivées, avec une élimination très faible en hiver (pendant la saison de production du cresson), et extrêmement forte en été (alors que la saison de production est terminée, et que le cresson est laissé à la décomposition dans les fosses). Dans des fosses abandonnées depuis quelques années, dominées par des héliophytes (*Epilobium hirsutum*, *Typha latifolia*, *Phragmites australis*), la variabilité saisonnière est plus faible : les taux d'élimination sont plus élevés que pour le cresson en hiver, mais moins forts en été.

Etant donné que pour les fosses cultivées l'élimination maximale est obtenue alors que les macrophytes sont morts, nous pensons que l'assimilation n'est pas le processus majoritaire d'élimination des nitrates, mais que cette élimination serait majoritairement due à des réactions de dénitrification (figure 3.2). Ces réactions seraient limitées par la disponibilité de molécules carbonées organiques issues de la décomposition des macrophytes.

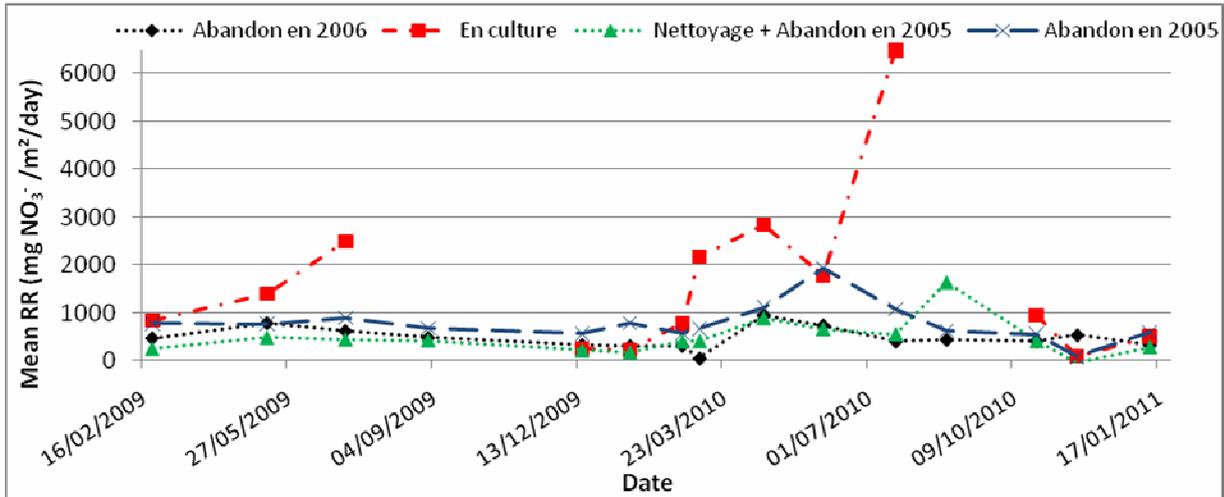


Figure 3.2 : Elimination des nitrates sur le site expérimental : Moyennes par traitement en fonction du temps.

3.3 Expérimentations au laboratoire

Des mesures de la dénitrification potentielle en bioréacteur nous ont permis de montrer que les taux de dénitrification étaient supérieurs à l’aval des fosses. Or, la quantité de Carbone organique dans le sédiment est bien supérieure à l’aval par rapport à l’amont (figure 3.3).

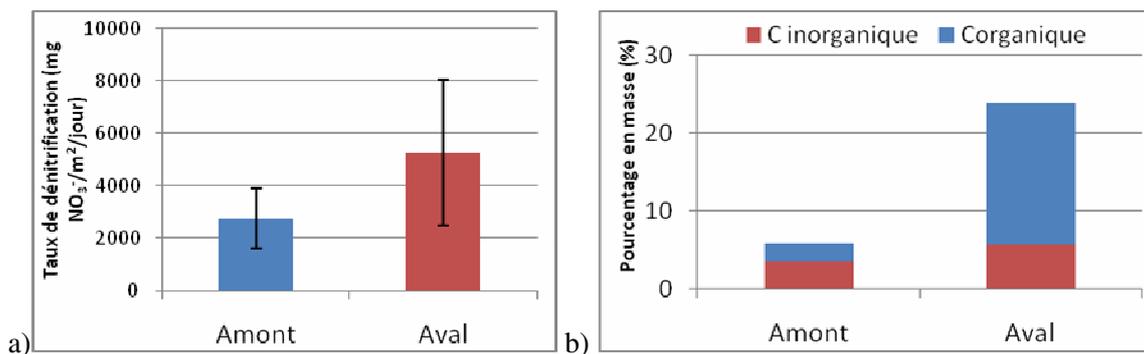


Figure 3.3 : a) Taux de dénitrification obtenus en bioréacteurs b) Teneurs en carbone organique et inorganique du sédiment

Cependant, aucune relation entre la quantité de Carbone organique dans le sédiment et les taux de dénitrification n’a été mise en évidence. Ce ne serait donc pas la quantité de Carbone organique, mais plutôt sa disponibilité qui influencerait la dénitrification.

Une deuxième expérimentation a été réalisée avec l’ajout de végétaux aux caractéristiques de décomposition (et donc de biodisponibilité du carbone) très différentes, ainsi que l’ajout d’acides organiques (Acétate, Fumarate, Succinate) censés être immédiatement disponibles pour les bactéries dénitrifiantes (figure 3.4).

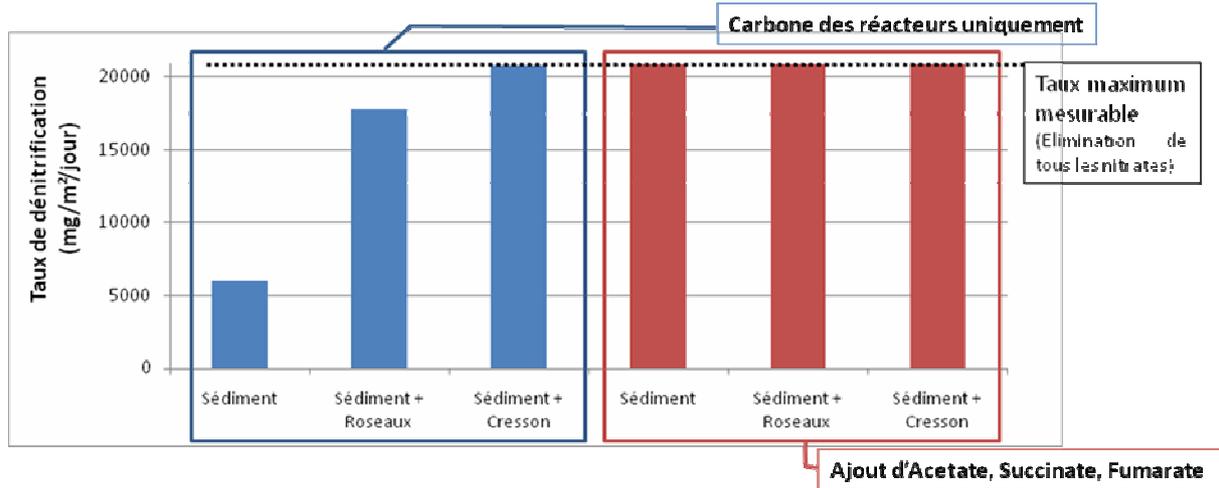


Figure 3.4 : Taux de dénitrification mesurés en bioréacteurs avant (en bleu) et après (en rouge) ajout d'acides organiques

Les résultats obtenus confirment que la dénitrification dans les sédiments des cressonnières est limitée par la disponibilité du carbone organique, et que les acides organiques (Acétate, Fumarate, Succinate), ainsi que le cresson, sont plus biodisponibles que les roseaux car ils permettent d'obtenir de meilleurs taux de dénitrification.

3.4 Changement d'échelle

L'étude de la végétation de nombreux sites abandonnés de la vallée de l'Essonne montre que la dynamique de la végétation après l'abandon est comparable à celle de notre site expérimental. De plus, les cressonnières cultivées et abandonnées de la vallée ont été recensées et une base de données SIG comportant en particulier la surface et la date d'abandon de chaque site a été constituée (figure 3.5).

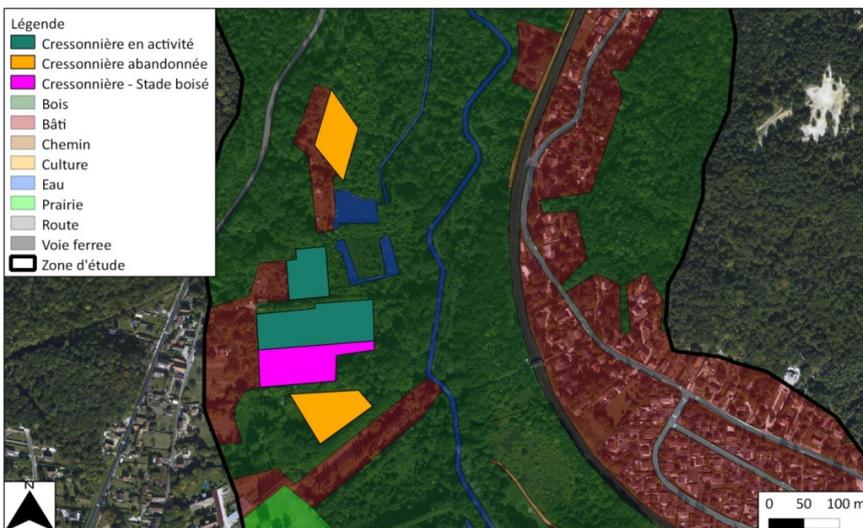


Figure 3.5 : Aperçu du SIG réalisé à partir de l'étude des cressonnières de la vallée de l'Essonne

Un modèle issu des résultats du site expérimental et basé sur les données de la vallée permettra de calculer l'élimination des nitrates dont sont responsables les cressonnières, ainsi que l'impact sur la qualité de l'eau de la rivière, et de tester différents scénarii de gestion de ces zones humides.

4 Gestion des niveaux d'eau et dénitrification dans une zone humide aménagée en Champagne crayeuse

Le bassin versant du ru des Roises, dans le département de la Marne, est suivi depuis plusieurs années par l'équipe 'Sol' de l'UMR EGC. L'objectif de ce suivi est de comprendre la dynamique de la pollution nitrique dans ce bassin versant agricole et forestier et plus particulièrement le rôle joué par une petite zone humide de bas-fond, tourbeuse, dans cette dynamique.

La zone humide étudiée est caractéristique des petites zones humides tourbeuses nombreuses dans les bassins crayeux amont (Fig.4.1). L'existence de dénitrification naturelle a été mise en évidence, dans les tourbes et dans la craie sous les tourbes, avec des variations d'intensité en fonction des saisons, en relation notamment avec le niveau d'eau dans les tourbes (Michelin, 2001). La zone humide est alimentée par les eaux de la nappe de la craie et par le ru qui la traverse. La fonction dénitrifiante de la tourbière est limitée par le recalibrage et le redressement du ru effectué en 1986. Un premier essai de modélisation des écoulements a montré que la part de l'eau du bassin versant qui passe par la zone dénitrifiante (tourbière) varie de 0% à 35% en fonction des périodes de basses ou de hautes eaux; plus de 50% des eaux transitent directement vers l'exutoire par le ru aménagé (Augeard et al., 2003).

Aussi, dans le cadre du PIREN Seine, en 2008 une expérimentation a été menée sur cette zone humide pour apprécier l'impact d'une gestion du niveau d'eau sur la dénitrification. La présence d'un seuil à l'exutoire du bassin versant permet la manipulation de la ligne d'eau du ru par contrôle aval à l'aide d'une vanne. La tourbière a été submergée par les eaux du ru, puis une vidange rapide a été effectuée. L'opération a été réalisée deux fois en période de baisse du niveau des eaux, soit fin mai et juillet 2008.

En 2010 un barrage amovible a été installé sur le ru en amont de la tourbière (équivalent à un comblement du ru) pour restaurer le tracé initial du ru dans les tourbes.

L'efficacité des deux types d'aménagement a été évaluée par le suivi d'amont en aval des teneurs en nitrate, des teneurs en oxygène dissous et les températures des eaux des tourbes, de la craie et du ru. En 2010 des mesures de flux de gaz produits dans la tourbière (N₂O, CO₂ et CH₄) ont également été réalisées.

Pour les deux années, les expérimentations ont été réalisées au printemps dans la cadre des stages de M1 de l'Université Pierre et Marie Curie de Ikram Mouloudi et Antoine Marionneau.

4.1 Caractéristiques du bassin versant du ru des Roises

4.1.1 Localisation et présentation générale

Le bassin versant du ru des Roises se trouve à 50 km au sud-ouest de Châlons-en-Champagne (longitude : 3°55'E, latitude : 48°37'N), à cheval sur la limite des départements de la Marne et de l'Aube, au nord de la vallée de l'Aube (Fig. 4.1).

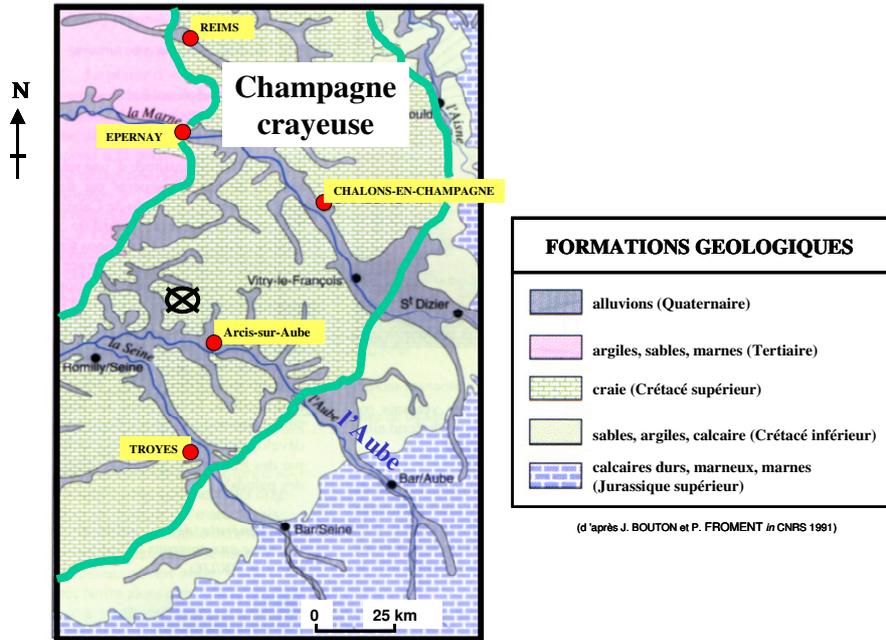


Figure 4.1 : Localisation du bassin versant du Ru des Roises

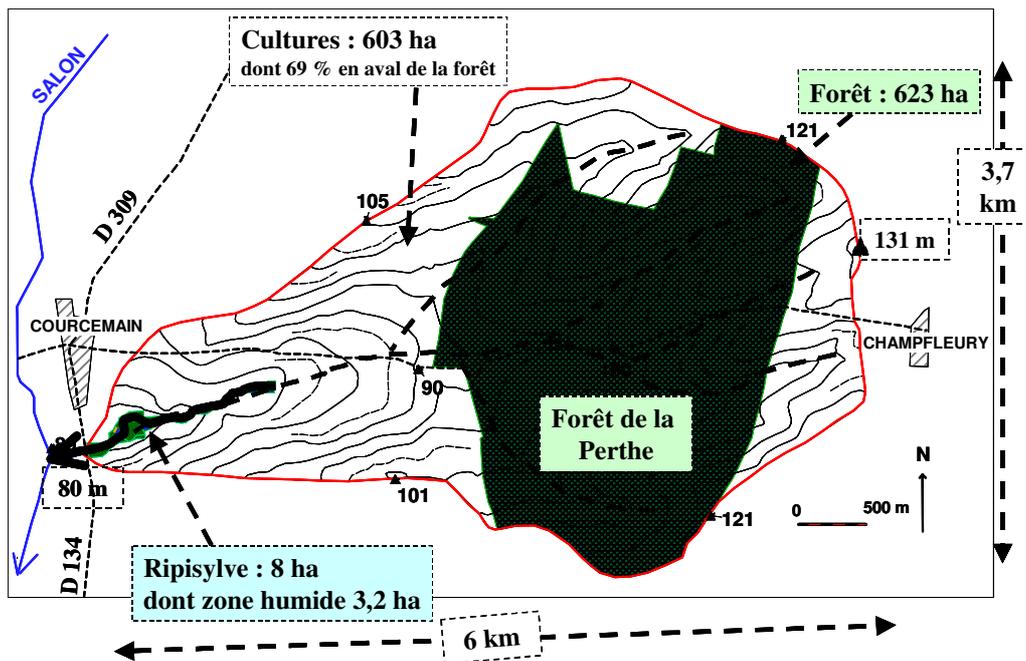


Figure 4.2 :Caractéristiques géographiques du bassin versant du Ru des Roises

D'une superficie d'environ 1260 hectares (Fig. 4.2), le bassin versant topographique s'étend dans la Marne sur les communes de Courcemain (385 ha) et Faux-Fresnay (75 ha), et dans l'Aube sur les communes de Plancy-l'Abbaye (670 ha), Salon (120 ha) et Champfleury (10 ha). Son altitude est comprise entre 80 m et 131 m (IGN, 1986, 1992, 1996ab). Il est occupé à 50 % par des cultures (céréales, betteraves sucrières, luzerne, ...) et à 50 % par une forêt (Forêt domaniale de la Perthe). La zone humide, où coule le ru temporaire des Roises, s'étend sur une dizaine d'hectares. Elle atteint une centaine de mètres de largeur dans sa partie aval. Ce ru est un affluent rive gauche du ruisseau le Salon, affluent de l'Aube.

La route départementale (D309 dans la Marne et D134 dans l'Aube), franchi la partie aval de la zone humide du ru des Roises par un remblais et un pont, à environ 250 mètres en amont de la confluence entre le ru des

Roises et le ruisseau le Salon. Le passage du ru sous le pont a été retenu comme le "point exutoire" du bassin versant, le remblais de la route formant un obstacle à l'écoulement des eaux superficielles.

4.1.2 Contexte climatique

Le climat de la Champagne crayeuse est de type semi-océanique avec des influences continentales plus marquées que dans l'Ile-de-France.

D'après les relevés du poste météorologique (Météo-France) de la Ferme de Bonne Voisine à Chamfleury, la hauteur moyenne des précipitations annuelles est de 728 mm (période 1971-2000). La température moyenne annuelle est voisine de 10°C.

4.1.3 Géologie

Craie blanche du Sénonien

Le bassin versant est entièrement situé sur la craie blanche du Sénonien (Fig. 4.1). D'après les cartes géologiques de Sézanne et Fère-Champenoise (BRGM, 1965, 1977), deux étages sont présents : le Coniacien et le Santonien. Sur le terrain, ces subdivisions en étages n'apparaissent pas, il s'agit d'une craie blanche, sans silex, tendre, tachante, à cassure conchoïdale, composée à plus de 95% à 99% de carbonate de calcium. Cette craie est constituée d'un empilement de squelettes et de débris de squelettes d'algues unicellulaires, les coccolithes.

Graveluches

Les graveluches (terme vernaculaire local) sont des grèzes litées, constituées uniquement à partir de craie sous forme d'une alternance irrégulière de lits de sables et graviers indurés bien classés (Durand, 1979; Dutil, 1992). Des graveluches sont présentes dans la partie aval du bassin versant, elles se trouvent en bas de pente et en fond de vallon. En aval de la forêt de la Perthe, leur épaisseur peut dépasser 3 m. Leur contamination par des matériaux non crayeux semble indiquer qu'il s'agit de graveluches colluviales.

4.1.4 Pédologie

Une cartographie des sols du bassin versant présente cinq unités de sols (Fig. 4.3):

- Histosols calciques, sapriques, en fond humide de vallée (3,2 ha);
- Rendosols sur craie à poches de cryoturbation (645 ha);
- Rendosols sur craie ou sur des poches d'une épaisseur inférieure à 40 cm (281 ha);
- Rendosols sur graveluches en place ou colluviales (278 ha);
- Colluviosols calcaires de fond de vallon sec (61 ha).

Les Rendosols sur craie à poches de cryoturbation ou directement sur craie s'étendent sur 73 % du bassin versant, et les Rendosols sur graveluches sur 22% du bassin versant.

La répartition des sols dans le paysage est typique et similaire à celle décrite par ailleurs en Champagne crayeuse (Bruand, 1980; Ballif et al.,1995).

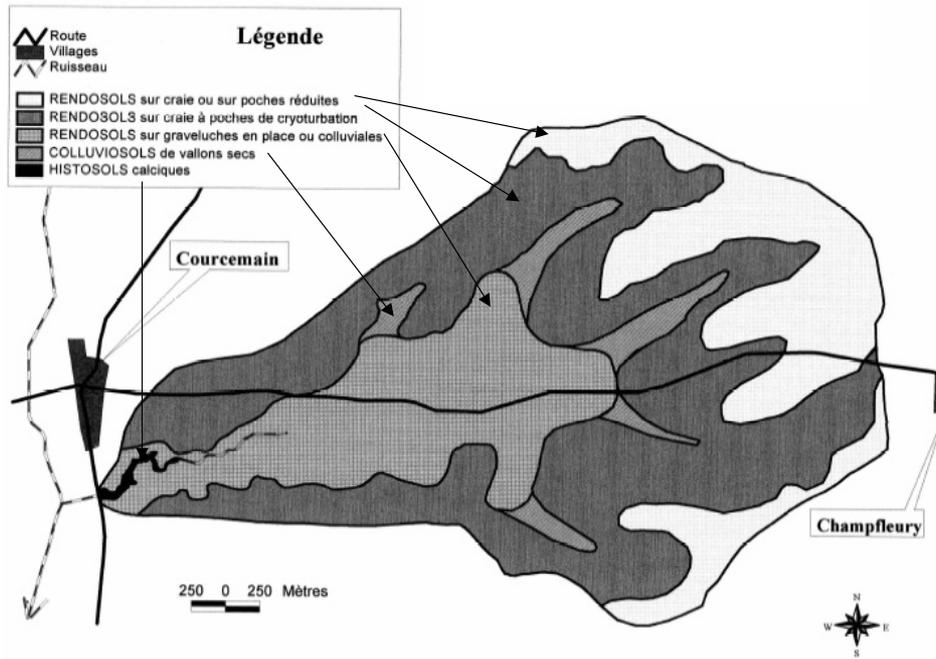


Figure 4.3 : Carte des sols du Bassin versant (Michelin, 2001)

4.1.5 Caractéristiques de la zone humide

La zone humide ne s'étend pas sur l'ensemble de la superficie non cultivée qui borde le ru des Roises. Elle se limite à la partie aval, qui est en dépression et délimitée par un talus d'une hauteur moyenne de 1 m (Fig. 4.4). Cette zone humide, quasi-plane, et donc légèrement encaissée dans le fond du vallon. Elle est coupée à l'ouest par le remblais de la route (D 309), d'une hauteur de 2,4 m de part et d'autre du pont qui assure l'écoulement du ru ("exutoire"). En amont de cette route, la zone humide atteint une largeur de 100 m. Au nord elle est limitée par un terrain de sport et au sud par une zone remblayée de 25 m de large utilisée pour le stockage des récoltes de betteraves. La zone humide rétrécit progressivement vers l'amont : elle s'arrête à 850 m de l'exutoire, alors que la longueur totale du ru est de 1700 m.

L'ensemble, zone humide encaissée et ru bordé de végétation (ripisylve), est séparé des terres cultivées par un chemin d'exploitation. Sa superficie est de 8 ha, alors que la zone humide ne représente que 3,2 ha.

La tourbe

La tourbe est présente dans toute la zone humide délimitée par un talus (Michelin, 2001). Globalement, l'épaisseur de tourbe augmente de l'amont vers l'aval (Fig. 4.4). La tourbe est calcique, de pH neutre, saturées en calcium. Elle est de type saprique, c'est à dire que les fibres des résidus végétaux sont bien décomposées : Histosols calciques, sapriques (AFES, 1995).

La craie remaniée sous les tourbes

Le matériau crayeux sous la tourbe est constitué :

- de cailloux et de blocs de craie blanche, plus ou moins émoussés, remaniés et liés par une matrice fine de craie, la matrice représentant moins de 5 % du volume;
- de sables et de graviers de craie mélangés à une matrice crayeuse fine, avec une proportion de matrice variable (< 1 % à > 95%) et distribuée spatialement de manière aléatoire (matériau crayeux alluvio-colluvial).

Le ru aménagé

Le ru a été redressé et recreusé en 1986. Son tracé actuel est donc relativement rectiligne et ne suit pas les points bas de la zone humide : localement, le tracé recoupe même le talus qui délimite la zone humide (Fig. 4.4). L'ancien tracé du ru correspondait aux méandres où la tourbe est plus épaisse. La profondeur du ru, dans la zone humide, varie de 0,8 m à 1,5 m, sa pente moyenne est de 0,7 ‰ (de 0,1 ‰ à 3 ‰). Dans la partie la plus en aval, le ru est creusé entièrement dans les tourbes (Fig. 4.5), plus en amont avec la diminution de l'épaisseur de tourbe, il est creusé dans la craie remaniée. Les déblais issus du creusement du ru ont été déposés de part et d'autre de celui-ci, aussi ils forment une sorte de "mini-digue" discontinue.

En amont de la zone humide, le ru a une profondeur qui varie de 1 m à 2 m. Il est bordé d'une zone boisée ou enherbée, ou de haies, sur une largeur de 5 à 10 m (Fig. 4.6).

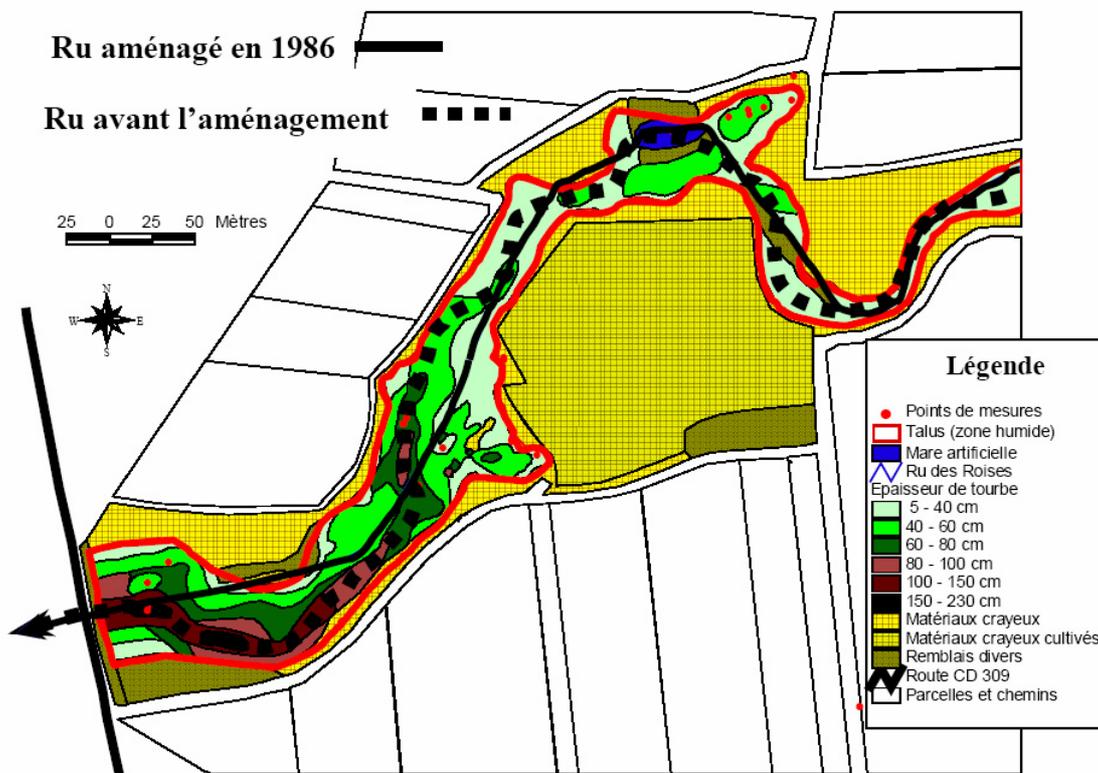


Figure 4.4 : Localisation du ru sur la carte des épaisseurs de tourbe dans la zone humide

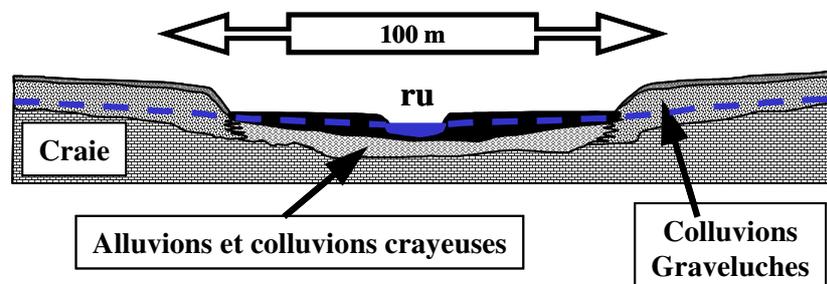


Figure 4.5 : Coupe schématique transversale du ru au niveau aval de la zone humide.

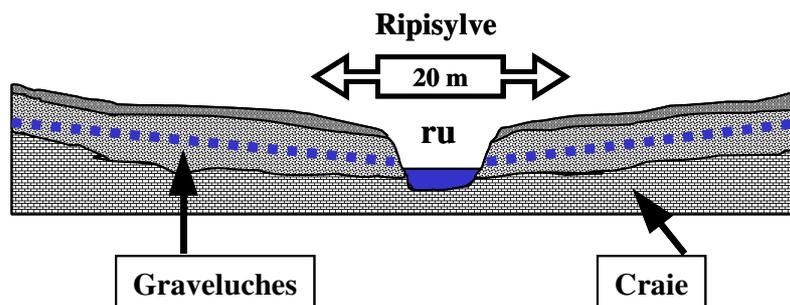


Figure 4.6 : Coupe schématique transversale du ru au niveau de sa "source".

4.2 Dénitrification naturelle dans la zone humide

4.2.1 Processus de dénitrification et indicateurs

La dénitrification est une réduction dissimilative des nitrates en produit gazeux (oxydes d'azote, diazote). C'est un processus essentiellement biologique, mais avec des composantes chimiques (Mariotti, 1994). Les processus biologiques sont le fait de bactéries qui utilisent le nitrate dans leur chaîne respiratoire comme accepteur final d'électron au lieu de l'oxygène, lorsque ce dernier est absent du milieu. La dénitrification peut cependant débuter en présence de faibles quantités d'oxygène (taux de O_2 de 2% d'après Batjes 1993, in Bidois 1999). Lors d'un processus de dénitrification, le $\delta^{15}N$ du nitrate augmente pendant que sa concentration diminue alors que l'assimilation de l'ion nitrate par des plantes ne s'accompagne pas, dans les conditions naturelles, d'un enrichissement isotopique (Mariotti, 1982).

4.2.2 Mise en évidence de la dénitrification naturelle

Un suivi de l'évolution du $\delta^{15}N$ du nitrate en fonction des teneurs en nitrate et en oxygène dissous dans les eaux des tourbes, de la craie sous-jacente et en amont sous culture a été effectué sur plusieurs cycles hydrologiques de 1990 à 2001 (Michelin, 2001). L'existence de dénitrification naturelle a été clairement mise en évidence, dans les tourbes et dans la craie sous les tourbes, avec des variations d'intensité en fonction des saisons, en relation notamment avec le niveau d'eau dans les tourbes. Les teneurs en oxygène dissous sont très faibles dans les tourbes (piézomètre ZH1T) alors que le $\delta^{15}N$ du nitrate est élevé (Fig. 4.7). L'eau de la craie (piézomètre ZH1) est bien oxygénée en hautes eaux, avec des valeurs faibles du $\delta^{15}N$ du nitrate. En basses eaux, la teneur en oxygène dissous diminue et le $\delta^{15}N$ du nitrate augmente. L'eau de la craie sous culture (piézomètre C1) est toujours saturée en oxygène et le $\delta^{15}N$ du nitrate est faible.

Le suivi de l'oxygène dissous apparaît être un bon indicateur de la dénitrification.

Les teneurs en nitrate des eaux de la nappe de craie augmentent de l'amont, zone sous forêt avec 5 à 9 mg/l, vers l'aval du bassin, zone cultivée avec 40 à 70 mg/l. Dans la partie aval de la zone humide la teneur moyenne en nitrate de la nappe de la craie diminue, 10 à 35 mg/l. Dans l'eau des tourbes, les teneurs en nitrate varient selon les cycles. Les valeurs peuvent être très élevées lors de la montée des eaux après une période sèche (> 100 mg/l). Ces fortes concentrations sont dues à la minéralisation de la tourbe lorsque celle-ci est asséchée. Après submersion, les valeurs chutent par dénitrification, pour atteindre des valeurs inférieures à 1 mg/l (Fig. 4.8).

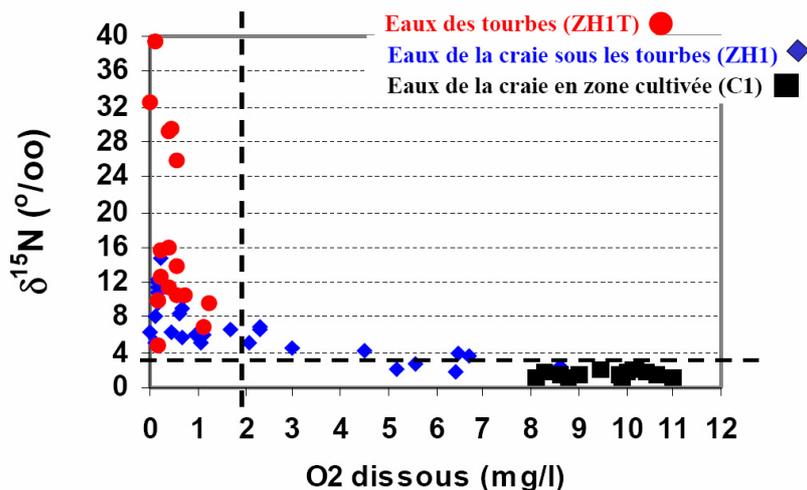


Figure 4.7 : Deux indicateurs de la dénitrification : $\delta^{15}N$ du nitrate et oxygène dissous

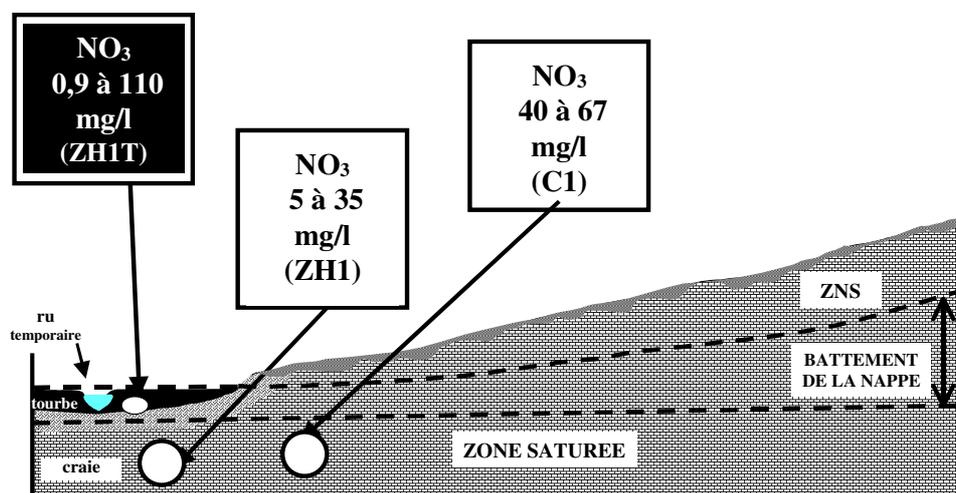


Figure 4.8 : Teneurs moyennes en nitrate, sous culture (piézomètre C1), dans la partie aval de la zone humide (piézomètre ZH1 (craie) et ZH1T (tourbe)) (localisation Fig. 4.9)

4.9) Matériel et méthodes

4.3.1 Points de mesures

Les points de mesures sont localisés en figure 4.9. Dans la zone humide, quatre couples de piézomètres ont été utilisés. Les piézomètres dans la tourbe sont notés ZHT et les piézomètres dans la craie sous-jacente ZH. D'amont en aval, les couples de piézomètres sont :

- ZH6 (profondeur 4,2 m), ZH6T (profondeur 0,4 m)
- ZH5 (profondeur 4,0 m), ZH5T (profondeur 0,6 m)
- ZH4 (profondeur 4,7 m), ZH4T (profondeur 0,9 m)
- ZH1 (profondeur 5 m), ZH1T (profondeur 1,6 m).

Les mesures sont également effectuées dans l'eau de surface au niveau des quatre couples de piézomètres.

Le piézomètre C1 (5,5 m de profondeur dans la craie), se trouve en bordure des cultures, en amont de la zone humide, en rive droite (Fig. 4.9).

Des mesures et des prélèvements d'échantillons d'eau sont réalisés dans le ru d'amont en aval (de la source à l'exutoire=pont).

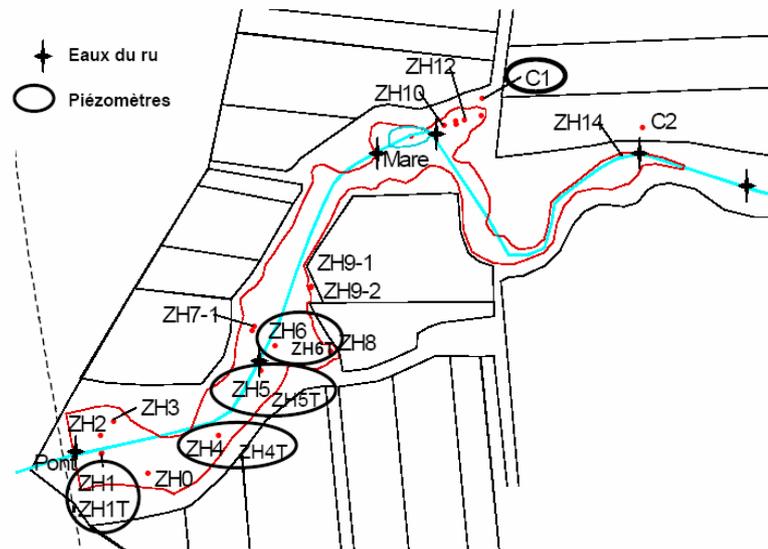


Figure 4.9 : Localisation des points de mesures

4.3.2 Suivis

Niveaux d'eau

Les niveaux d'eau ont été mesurés manuellement à partir de puits et de piézomètres présents sur l'ensemble du BV. Pour les piézomètres ZH1, ZH1T, C1 et le ru à l'exutoire (= "ru pont") les niveaux sont mesurés en continu à l'aide d'enregistreurs automatiques de la marque OTT. ZH1 est équipé d'un Orpheus mini (sonde de pression à membrane céramique (précision : $\pm 0,05\%$)), C1 est équipé d'un Orphimède (mesure par bullage et capteur de pression (précision : ≤ 1 cm)), ZH1T et "ru pont" de deux Thalimèdes (enregistreur à flotteur (précision : ≤ 1 cm)). Les enregistreurs sont calibrés par des mesures manuelles. Les mesures sont enregistrées avec un pas de temps horaire. Lors des manipulation du le ru (vanne, barrage), le pas de temps d'enregistrement est réduit (5 mn ou 15 mn) et des mesures manuelles sont effectuées au "ru pont". Des enregistrements en continu (pas de temps horaire) sont également effectués dans 3 puits dans la partie amont du bassin versant.

Teneurs en oxygène dissous et température

La teneur en oxygène dissous est mesurée à l'aide d'un oxymètre (WTW Oxi 330/SET) et d'une électrode (WTW Cellox 325) à sonde de température intégrée. L'électrodes est placée dans une cellule à flux d'eau continu alimentée par une pompe péristaltique, avec un débit d'au moins 1 l/mn. Les valeurs de teneur en oxygène dissous, température et taux saturation en oxygène sont enregistrées lorsqu'elles se stabilisent (notamment la température). Les mesures se poursuivent pendant 10 mn de pompage.

Teneurs en nitrate

Trois échantillons d'eau sont prélevés lors du pompage dans chacun des piézomètres. Des échantillons sont prélevés manuellement dans le ru d'amont en aval, et par un préleveur automatique au "ru pont" (type ISCO, capacité de 24 échantillons de 0,5l). Selon la fréquence des passages sur le terrain, le nombre d'échantillons journaliers varie de 1 à 6. Les échantillons sont transportés en glacière, filtrés au laboratoire (filtre en fibre de

verre modèle FisherBrand MF200, rétention = 12 µm), puis stockés au congélateur (-20°C).

L'azote minéral (nitrate, ammonium) est dosé par colorimétrie en flux continu (auto analyseur Skalar), utilisant la méthode au bleu d'indophénol pour NH_4^+ , et la méthode de Griess et Ilosvay pour le dosage de NO_3^- après réduction du nitrate sur une colonne de cadmium cuivrée. Cette méthode donne une précision de mesure de $\pm 0,5$ mg/l de nitrate. Notons que les eaux prélevées ne contiennent jamais d'ammonium.

Flux de gaz

Les flux d'émissions de gaz (N_2O , CO_2 , CH_4) sont estimés à partir de prélèvements dans des chambres statiques. Il s'agit d'enceintes d'aluminium carrées, de 60 cm de côté et 25cm de hauteur, enfoncées dans le sol (ici les tourbes). Elles ont été enfoncées le moins possible (5 cm) pour limiter la perturbation de l'écoulement de l'eau dans les tourbes.

Six chambres ont été implantées à proximité des quatre couples de piézomètres suivis dans la zone tourbeuse (Fig. 4.9).

Les chambres restent ouvertes afin de ne pas modifier la dynamique de la production de gaz du sol. Un couvercle hermétique est mis en place pour les prélèvements. Les couvercles sont munis d'un septum en leur centre pour réaliser les prélèvements avec une seringue. Chaque prélèvement est précédé par une homogénéisation de l'air dans la chambre en aspirant puis rejetant 50 ml d'air de la chambre (opération réalisée 2 fois). Le prélèvement de 30 ml d'air est injecté dans un tube où le vide a été fait au laboratoire. Pour chaque chambre, quatre prélèvements sont réalisés avec un intervalle de temps de 25 minutes, le premier prélèvement est effectué dès que les six chambres sont fermées. Pour les chambres submergées (site ZH4) des réhausses sont installées 2 heures avant la mise en place des couvercles pour permettre les prélèvements de gaz.

L'intérieur de chaque chambre est observée et le volume est calculé (certaines chambres sont parfois inondées, la hauteur d'eau est alors mesurée).

Les concentrations en gaz des échantillons sont obtenues par chromatographie au laboratoire INRA EGC à Grignon. L'évolution des concentrations de gaz dans la volume de la chambre permet de calculer la production de gaz.

4.4 Résultats et commentaires

4.4.1 Niveaux d'eau

Le suivi des niveaux d'eau (Fig. 4.10 et Fig. 4.12) montre des niveaux d'eau différents dans les tourbes (ZH1T) et dans la craie sous les tourbes (ZH1). Ceci correspond aux observations antérieures (Michelin, 2001) qui révèlent l'existence de deux nappes : la nappe des tourbes et la nappe de la craie sous les tourbes. Les deux nappes sont séparées par la partie inférieure des tourbes, qui sont plastiques et imperméables. En effet, des mesures de perméabilités sur des échantillons non remaniés de ces tourbes plastiques révèlent une perméabilité inférieure au seuil de mesure utilisé qui est de 10^{-6} m/s (Augeard, 2002).

En 2008, avant et après la première mise en eau le niveau dans le ru est inférieur à celui mesuré dans les tourbes, le ru draine les tourbes. Alors que le niveau d'eau dans la craie est plus élevé (piézomètre ZH1) que celui des tourbes (et du ru), ceci indique que la nappe la craie est en charge sous les tourbes. La nappe est également en charge plus en amont dans la zone humide d'après les mesures des niveaux en ZH4, ZH5 et ZH6. Les écarts de niveau entre l'eau de la craie et celle des tourbes diminuent progressivement d'aval en amont.

Lors de la montée et la descente de l'eau par le vannage, le niveau d'eau dans le ru évolue avec un temps d'avance par rapport à celui en ZH1T. Ceci montre que lors de la mise en eau, l'écoulement de l'eau se fait du ru vers les tourbes, et lors de la vidange c'est l'inverse. Pendant l'inondation les niveaux sont identiques (plan d'eau).

Lors des mises en eau le niveau d'eau dans la craie (ZH1) s'élève également, mais nettement moins que le niveau de surface. Pour la première mise en eau le niveau du ru est monté de 55 cm, alors qu'en ZH1 (craie) le niveau n'est monté que de 18 cm. Lors de la seconde, le niveau du ru est monté de 48 cm et celui en ZH1

de 11 cm. L'augmentation du niveau en ZH1 traduit une augmentation de la charge de la nappe de la craie, avec la submersion de la zone humide.

En mai durant la période de mise en eaux, deux épisodes pluvieux significatifs 32 mm le 16-17/05 et 39 mm le 26-27/05 provoquent une légère augmentation des niveaux d'eau (2 cm).

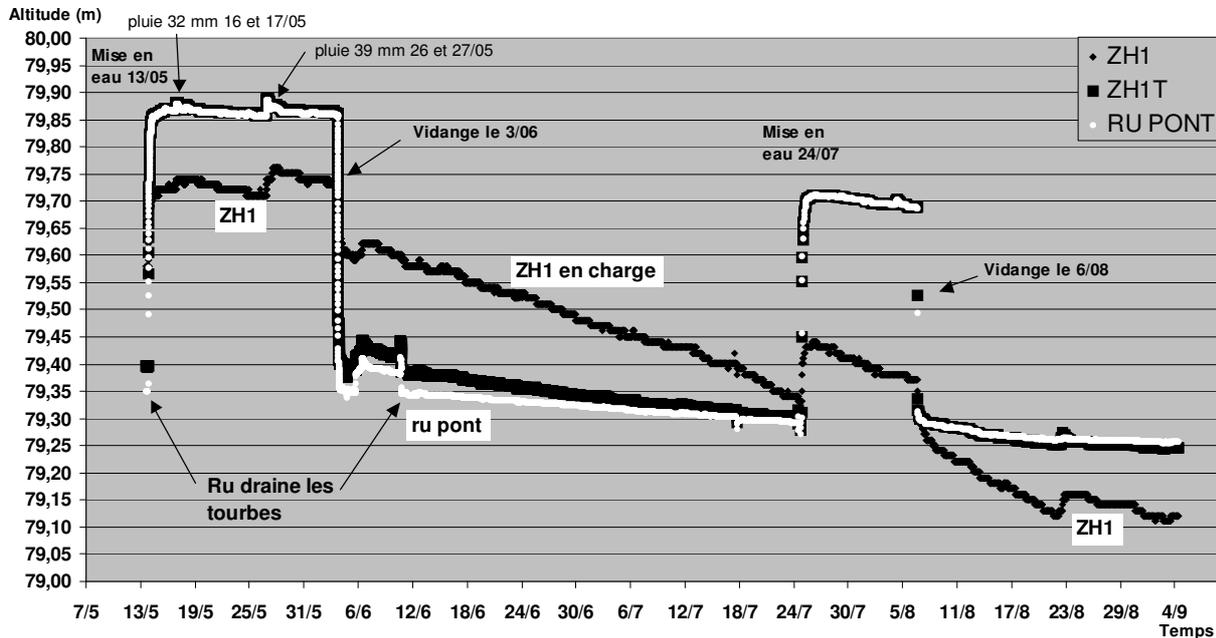


Figure 4.10 : Evolution des niveaux d'eau dans la zone humide lors du vannage en 2008

Lorsque les niveaux d'eau diminuent en août après la seconde vidange, le niveau d'eau dans la craie baisse davantage que celui des tourbes et du ru. Ceci a déjà été observé les années antérieures (Michelin, 2001). La nappe de la craie est drainée vers l'aval, alors que le seuil constitué par le radier du pont maintient un niveau plus élevé d'eau dans le ru, niveau identique à celui de ZH1T. Le ru ne draine plus les tourbes.

En 2010, avant la mise en place du barrage en amont de la zone humide (Fig. 4.11), le 28 avril, le ru draine la tourbe et les niveaux d'eaux commencent à baisser (Fig. 12). Le barrage provoque un arrêt complet de l'écoulement, et une augmentation de 40 cm du niveau d'eau en amont du barrage. L'écoulement à l'exutoire (Ru Pont) diminue très rapidement, au bout de 12 heures il ne reste qu'un filet d'eau (hauteur de 0,6 cm d'eau), le ru draine la tourbe aussi l'écoulement ne s'arrête pas et se maintient ainsi pendant 20 heures. Puis l'écoulement à l'exutoire augmente pendant 3 jours et se stabilise durant 14 jours à une cote inférieure de 2 à 3 cm à celle de l'état initial. Le niveau baisse ensuite jusqu'à l'arrêt de l'écoulement du ru pont le 2 juin.

Les niveaux d'eau dans la tourbe (ZH1T) et dans la craie sous la tourbe (ZH1) évoluent de la même manière au cours du temps qu'au ru à l'exutoire, mais avec une augmentation plus importante du niveau dans le piézomètre ZH1 (Fig. 4.12). La nappe de la craie qui n'était plus en charge lors de l'installation du barrage, présente à nouveau une mise en charge.

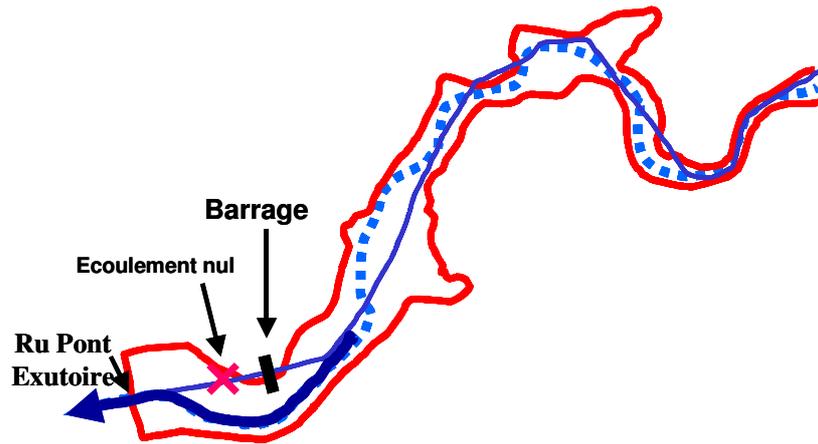


Figure 4.11 : Schéma de la mise en place du barrage le 28 avril 2010

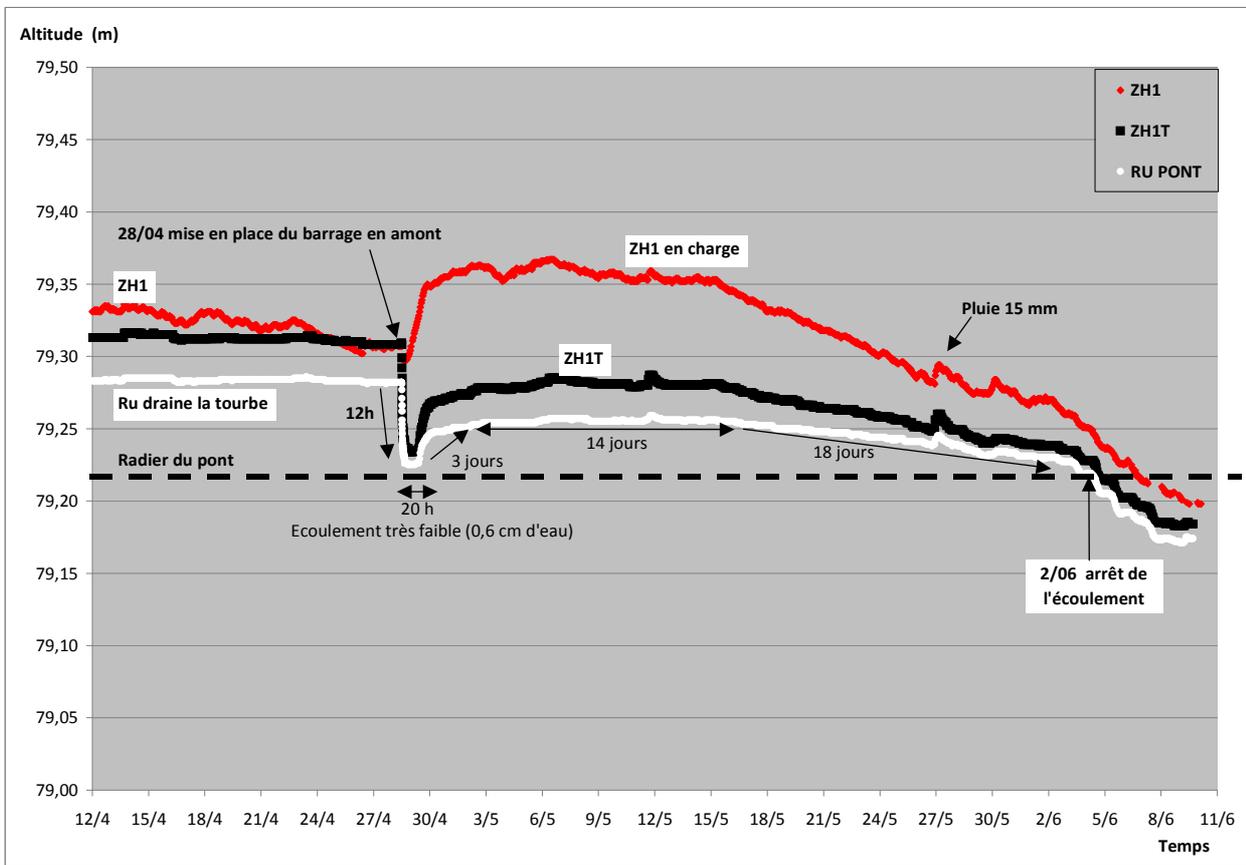


Figure 4.12 : Evolution des niveaux d'eau dans la zone humide avec la mise en place du barrage amont en 2010

Le niveau d'eau augmente dans la craie en ZH4, ZH5, ZH6, piézomètres situés dans la zone humide. Mais il augmente aussi plus en amont dans les piézomètres C1 et ZH14 (Fig. 4.9). Le rabattement de la nappe de la craie est limité par l'augmentation du niveau dans le ru en amont barrage.

Le niveau dans la tourbe en ZH1T est inférieur (- 5 cm) à l'état initial (Fig. 4.11). Par contre, dans la tourbe en ZH4T et ZH5T, l'implantation du barrage produit une montée importante du niveau d'eau par rapport à l'état initial (respectivement +36 cm et +26 cm). En ces deux points la tourbe est submergée, avec un écoulement de l'eau en surface en ZH4T, et plutôt une stagnation de l'eau en ZH5T. Le ru alimente

principalement la tourbière entre ZH5T et ZH4T. La tourbe ne reçoit pas d'eau du ru en ZH6T, le piézomètre est resté sec toute la durée de l'expérimentation.

4.4.2 Teneurs en nitrate

Teneurs en nitrate des eaux de la craie

Le vannage en 2008 ne montre un effet sur les teneurs en nitrate dans l'eau de la craie qu'au niveau de ZH1, piézomètre le plus en aval (état initial : 40 mg/l, après 13 jours de mise en eaux : 30 mg/l, après 21 jours : 27 mg/l). Sept jours après la vidange, les valeurs sont remontées à leur niveau initial (39 mg/l). Lors de la seconde mise en eau, les teneurs en nitrate sont à 26 mg/l au bout de 13 jours.

Les teneurs en nitrate restent relativement constantes dans les trois piézomètres plus en amont (40 à 42 mg/l en ZH4 et ZH5, et 55 à 58 mg/l en ZH6).

Avec le barrage en 2010, les teneurs en nitrate de la craie diminuent sensiblement en ZH4 et ZH5, où la zone humide a été submergée (ZH5 état initial 73 mg/l, après 1 mois 30 mg/l; ZH4 état initial 40 mg/l, après 1 mois 26 mg/l). En ZH1, les teneurs en nitrate de l'eau de la craie n'évoluent quasiment pas (état initial 35 mg/l, après 1 mois 33 mg/l). Par contre en ZH6, zone non touchée par la submersion, on observe une légère augmentation des valeurs (état initial 70 mg/l, après 1 mois 77 mg/l).

Notons que sous cultures (C1) les teneurs en nitrate sont de 58 à 70 mg/l en 2008, et de 59 à 62 mg/l en 2010.

Teneurs en nitrate des eaux de la tourbe

En 2008, en l'état initial, les tourbes en ZH4 et ZH5 sont déjà noyées et révèlent des teneurs en nitrate très faibles (de 0,5 à 3,6 mg/l). Avec la mise en place du barrage les teneurs n'évoluent quasiment pas (0,4 à 2 mg/l) (Fig. 4.13).

En ZH6T la tourbe était exondée (pas d'eau libre), la montée du niveau d'eau a saturé la tourbe sans la submerger (niveau d'eau au ras de la surface du sol). Le prélèvement du 19 mai, soit 6 jours après la mise en eau révèle une teneur en nitrate de 65,7 mg/l, puis après 7 jours la valeur n'est que de 7,6 mg/l, soit une baisse de 58 mg/l. Huit jours plus tard la teneur en nitrate est de 0,7 mg/l, soit quasi nulle comme aux points ZH5T et ZH4T.

En ZH1T, initialement les teneurs en nitrate étaient proches de 20 mg/l (avec 5 cm d'eau en surface), après 7 jours de submersion la valeur est de 10 mg/l, 11 mg/l après 13 jours et 8,7 mg/l à 21 jours. Le lendemain de la vidange la teneur est plus faible (3,4 mg/l), le jour suivant elle remonte à 6 mg/l. Le 10 juin avec encore de l'eau en surface la teneur en nitrate en ZH1T est de 8 mg/l. Le 17 juillet la teneur en nitrate est de 22 mg/l, soit une valeur comparable à celle de mai avant la première mise en eau, le niveau d'eau est 5 cm sous la surface du sol. Avec la seconde submersion la teneur diminue peu (19 mg/l le 6 août).

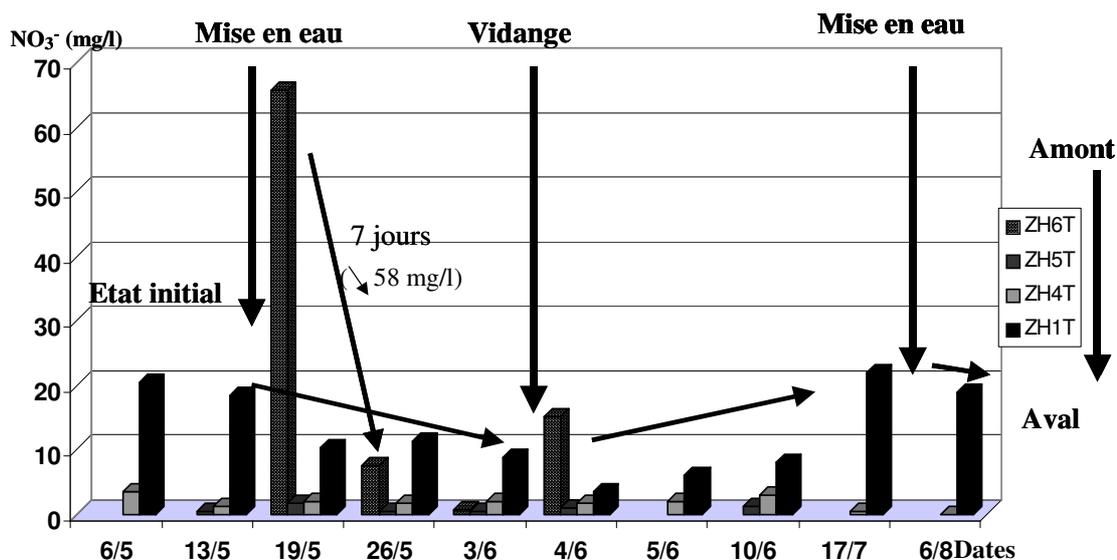


Figure 4.13 : Evolution des teneurs en nitrate dans les eaux des tourbes

L'évolution différente des teneurs en nitrate dans les eaux des tourbes peut s'expliquer par la situation du ru par rapport à la zone tourbeuse. Dans la zone amont face à ZH6, ZH5 et ZH4, l'augmentation du niveau d'eau dans cette zone ne provient pas d'une alimentation directe par le ru car celui-ci est endigué par les matériaux issus de son creusement et redressement, ou il passe en dehors de la zone tourbeuse (zone entre ZH4 et ZH1, Fig.4 et Fig.9). Par contre en ZH1, le ru s'écoule dans les tourbes, il n'est pas endigué par des remblais, les eaux du ru alimentent directement les tourbes et submergent cette zone. L'eau du ru est donc dénitrifiée principalement dans la zone aval de la zone humide (ZH1T). En amont (ZH6T), c'est l'eau provenant latéralement de la craie (le 19/5 même teneur en nitrate qu'en C1) qui est dénitrifiée.

En 2010, en l'état initial, la teneur en nitrate en ZH1T est proche de 40 mg/l, avec le barrage dans la période où le niveau d'eau reste stable (Fig. 12), les teneurs descendent à 28 mg/l (19 mai), puis avec la baisse du niveau d'eau en chutent à 5 mg/l le 26 mai et 3 mg/l le 2 juin.

En ZH4T, la teneur en nitrate augmente avec l'apport d'eau par le ru, du fait barrage, de 11 mg/l à 28 mg/l, puis elle se stabilise à 22 mg/l pendant la période de niveau d'eau stable, et enfin revient à 12 mg/l avec la baisse du niveau d'eau, donc de l'écoulement.

En ZH5T, il n'y avait pas suffisamment d'eau pour prélever avant l'installation du barrage. Après six jours de mise en eau, la teneur en nitrate est de 12 mg/l, puis en chute à des valeurs de 1 à 3 mg/l à partir du 11 mai.

Il apparaît donc qu'en ZH5T les teneurs en nitrate dans la tourbe sont faibles, mais sans doute du fait d'un non-renouvellement de l'eau, en effet le ru circule dans la tourbière en aval de ZH5T. Par contre en ZH4T, zone où l'eau du ru circule, les teneurs en nitrate dans les tourbes sont de l'ordre de 22 à 12 mg/l, valeurs nettement inférieures à celles de l'eau prélevée en surface au même endroit. En effet, les eaux de surface en ZH4 conservent des teneurs en nitrate similaires à celles du ru en amont (35 mg/l).

Teneurs en nitrate des eaux du ru

En 2008, la comparaison des mesures des teneurs en nitrate des eaux du ru à l'exutoire et en face du piézomètre ZH5 (partie amont de la zone humide), montre peu d'effets des vannages. Les valeurs à l'exutoire restent comparables à celles plus en amont (Fig. 4.14). Avec néanmoins des teneurs inférieures de 1 à 2 mg/l pendant la période d'inondation de la zone humide. Le volume d'eau qui arrive de l'amont à l'exutoire directement par le ru est trop important par rapport à celui qui transite dans les tourbes dénitrifiantes.

Il est de même pour le suivi des teneurs des eaux du ru à l'exutoire par le préleveur automatique ISCO.

Notons cependant que des mesures en différents points de la section du lit ru à l'exutoire (au pont) montrent qu'au cours des vidanges et dans les jours qui la suivent, les eaux échantillonnées au centre du ru sont légèrement plus riches en nitrate et en oxygène dissous que les eaux échantillonnées sur les côtés du ru (écarts de 1 à 15 mg/l pour le nitrate, et de 1 à 2 mg/l pour l'oxygène dissous). Ceci traduit une différence entre les eaux qui transitent par le ru sans échange avec les tourbes, et une alimentation du ru, en aval, par les eaux de la tourbe moins chargées en nitrate et en oxygène (dénitrification).

Notons aussi, une augmentation des teneurs avec la baisse des niveaux d'eau. De juin à fin août, les valeurs passent de 35 mg/l à 50 mg/l. Cela correspond peut-être à l'arrêt progressif de la fourniture d'eau au ru par la tourbe ?

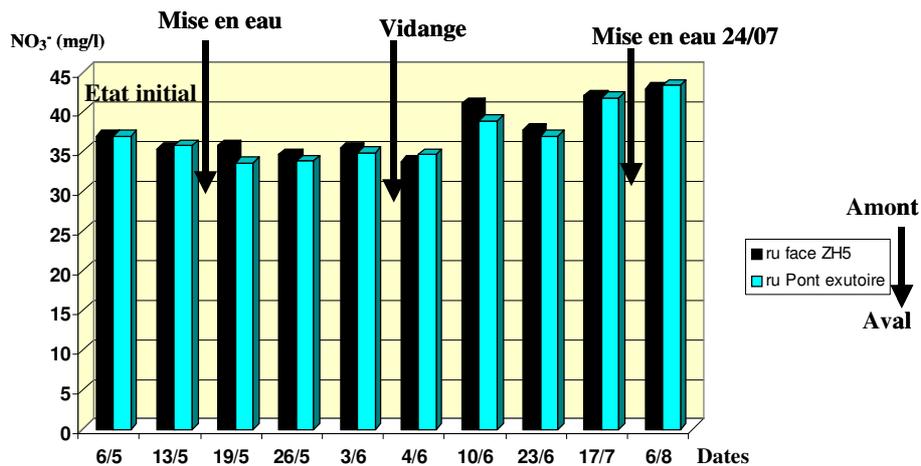


Figure 4.14 : Comparaison des teneurs en nitrate des eaux du ru à l'exutoire et en partie amont de la zone humide (mesures ponctuelles)

En 2010, il apparaît d'une part, une baisse significative des teneurs en nitrate entre l'amont du barrage (prélèvements ponctuels dans le ru face à ZH6) et les teneurs à la même date au ru à l'exutoire (Ru Pont), et d'autre part une diminution progressive des teneurs en nitrate du ru à l'exutoire au cours de l'expérimentation (Fig. 4.15).

En l'état initial les teneurs en nitrate en amont dans le ru face à ZH6 sont comparables à celles du ru à l'exutoire (Ru Pont) (46 à 53 mg/l). Avec la mise en place du barrage les valeurs à l'exutoire chutent jusqu'à 25 mg/l durant la diminution de l'écoulement, puis reviennent au niveau initial lorsque l'écoulement reprend. Dans un premier temps le ru au pont draine l'eau de la tourbe, les teneurs baissent, puis l'eau du ru qui transite par la tourbière alimente à nouveau l'exutoire et les teneurs en nitrate remontent au niveau initial. La dénitrification dans la tourbe produit ensuite progressivement un effet sur la teneur en nitrate de l'eau à l'exutoire. Dans la période d'écoulement stable l'abattement entre l'amont du barrage et l'exutoire atteint 9 mg/l (43 mg/l en amont, 34 mg/l au pont). Plus l'écoulement diminue plus la dénitrification est efficace pour les valeurs à l'exutoire, abattement de 18 mg/l entre l'amont et l'aval le 26 mai (de 38 mg/l à 20 mg/l) et de 27 mg/l le 2 juin en fin d'écoulement (de 36 mg/l à 9 mg/l).

Avec le barrage on note aussi une diminution des teneurs en nitrate au point de prélèvement en amont du barrage par rapport à l'état initial (de 48 mg/l à 36 mg/l). S'agit-il d'une dénitrification dans le ru en amont du barrage, ou dans des zones tourbeuses submergées en amont du barrage, ou les deux ?

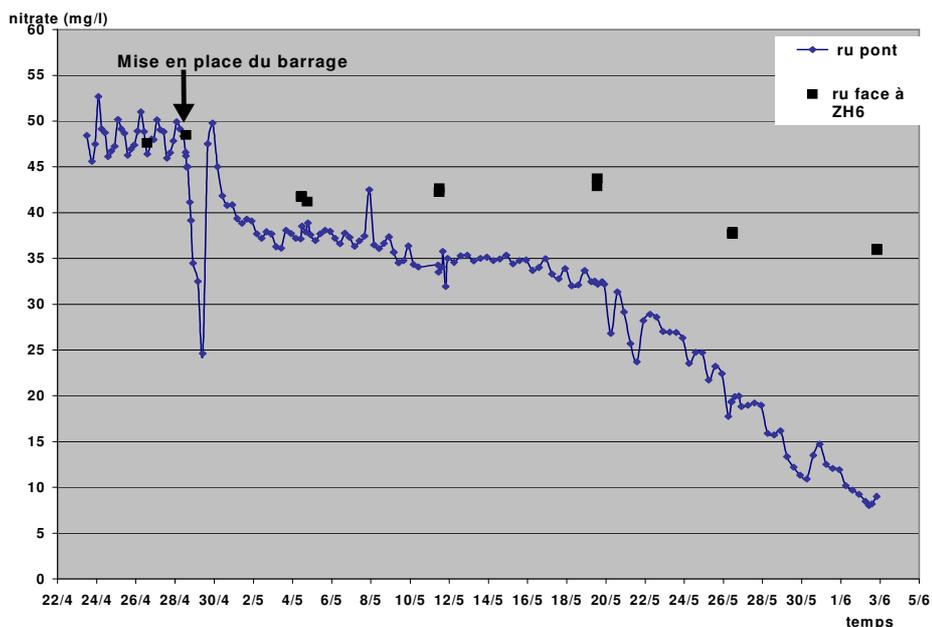


Figure 4.15 : Comparaison des teneurs en nitrate des eaux du ru à l'exutoire en amont du barrage en 2010

Teneurs en oxygène dissous

Pour les deux années d'expérimentation, les teneurs en oxygène dissous sont pratiquement toujours inférieures à 2 à 3 mg/l dans les eaux des tourbes. Lorsque les tourbes sont submergées les teneurs en oxygène dissous sont proches de 0 mg/l. Compte tenu des travaux antérieurs sur le bassin versant (Michelin, 2001), les faibles teneurs en oxygène dissous, qui concordent avec des teneurs plus faibles en nitrate, indiquent une dénitrification dans la tourbe, favorisée par la submersion de la zone humide. De même dans tous les cas lorsque des teneurs en nitrates diminuent dans l'eau de la craie, cela concorde avec une diminution des teneurs en oxygène (0 à 4 mg/l). De la dénitrification doit donc se produire dans la craie sous les tourbes, ou des échanges pourraient avoir lieu, localement, entre les eaux dénitrifiées de la tourbe et celles de la craie. Par contre dans les eaux du piézomètre sous culture (C1) les teneurs en oxygène dissous sont toujours comprises entre 8 et 14 mg/l (soit un taux de saturation en oxygène de l'ordre de 100%).

En 2010, lorsque le ru circule à nouveau dans la tourbière, les teneurs en oxygène dissous sont nettement plus faibles dans le ru à l'exutoire par rapport aux valeurs en amont (état initial et amont du barrage 8 à 12 mg/l, ru à l'exutoire avec le barrage : 5 à 2 mg/l). Ce qui conforte le fait que l'eau qui transite par la tourbe est soumise à de la dénitrification.

Flux de gaz

La figure 4.16 présente les moyennes et écart-types des flux de N₂O pour les quatre sites de mesure (attention les échelles ne sont pas les mêmes pour chaque site). Les deux premières dates correspondent aux états initiaux, avant la mise en place du barrage.

Sur le site ZH1, les chambres ne se comportent pas toute de la même manière, les contraintes du terrain n'ont pas permis d'installer six chambres dans des situations identiques à proximité de ZH1. Aussi en fonction de la microtopographie et de l'éloignement du ru on obtient deux séries de trois chambres. Les chambres 20, 21 et 22 sont installées dans la partie la plus proche du lit du ru, avec de l'eau en surface lors des états initiaux. Les chambres 19, 23 et 24 sont installées sur une partie plus éloignée du ru où les tourbes sont plus sèches à cause de la microtopographie du site, elles se trouvent une dizaine de centimètres au-dessus des chambres 20, 21 et 22.

Les chambres 20, 21 et 22 se comportent de la même manière, avec des valeurs de flux de N₂O plus faibles et moins variables que les trois autres chambres. Pour les premières les valeurs moyennes sont inférieures à 2

ng N/m²/s après la mise en place du barrage, alors que pour les secondes les flux moyens dépassent 4 ng N/m²/s. La tourbe la moins inondée donne les flux de N₂O les plus élevés.

Sur le site ZH4, les deux états initiaux donnent des variations de flux entre les chambres mais une fois le barrage mis en place, les valeurs sont quasiment identiques (entre 0 et 2 ng N/m²/s, soit l'équivalent de 0 à 0,6 kgN/ha/an). La submersion de la tourbe tant à diminuer les flux de N₂O.

Sur le site ZH5, les valeurs de flux sont également plus élevées pour les états initiaux qu'après submersion de la tourbe. En effet des flux nuls ou proche de zéro sont obtenus le 11 et le 19 mai avec de l'eau en surface. Par contre avec la baisse du niveau d'eau dans la tourbe, donc la partie supérieure de la tourbe non saturée en eau (sur 10 à 20 cm) le flux de N₂O augmente (flux moyen de 12 ng N/m²/s, soit l'équivalent de 3,8 kg N/ha/an) et varie fortement entre les chambres.

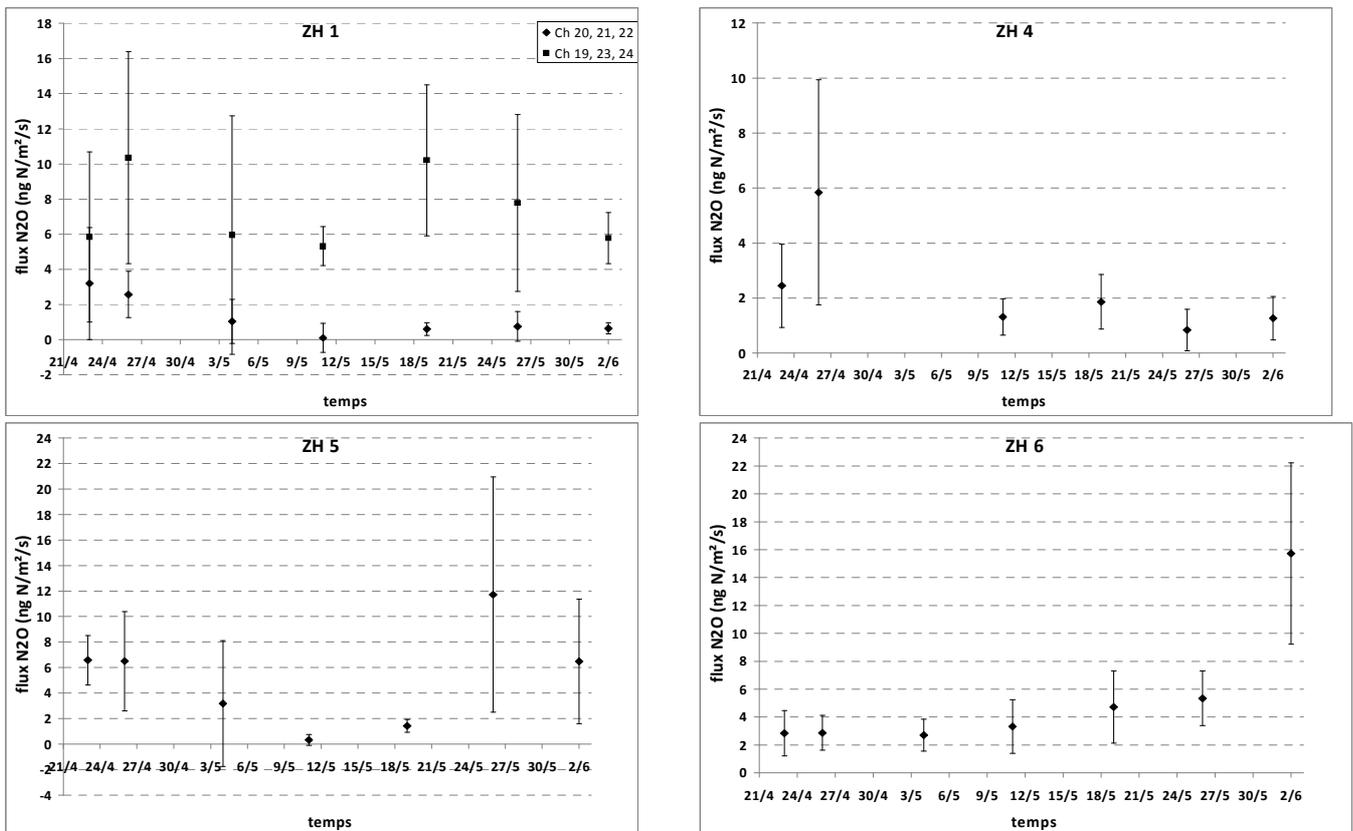


Figure 4.16 : Moyenne des flux de N₂O sur les quatre sites étudiés en 2010

Sur le site ZH6, les écarts entre chambres sont relativement faibles, les flux sont stables jusqu'au 11 mai avant d'augmenter les 19 et 26 mai, puis fortement augmenter le 2 juin (à l'exception d'une chambre). Le site ZH6 se trouve dans une zone en amont du barrage, qui ne subit pas d'inondation, les flux n'évoluent pas avec la mise en place du barrage, la tourbe reste sèche. Par contre les flux sont plus élevés que pour les sites avec submersion de la tourbe. De plus, une augmentation de flux de N₂O se produit après un épisode pluvieux, la tourbe humectée par la pluie doit se minéraliser comme l'indique l'augmentation du dégagement de CO₂ (Fig. 4.17). Sur ce site où la tourbe reste non saturée en eau, le dégagement de N₂O semble provenir de la minéralisation de l'azote organique.

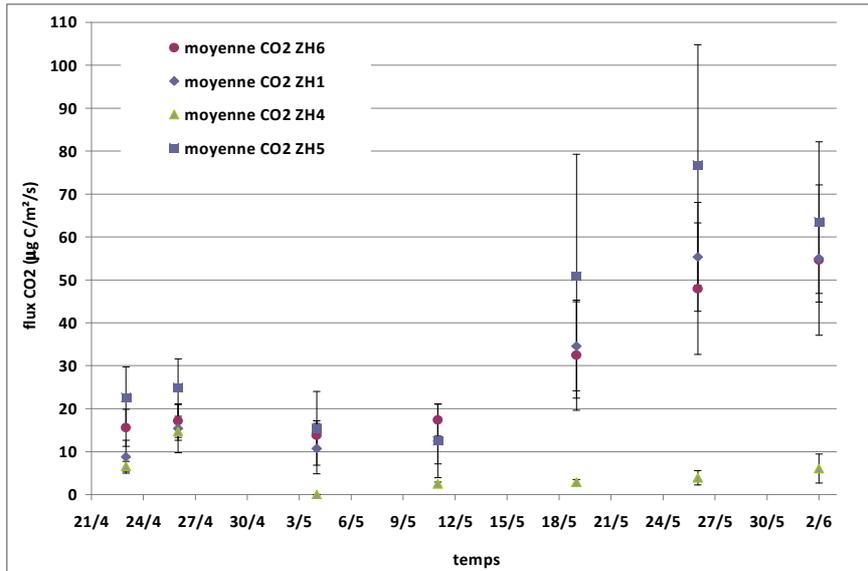


Figure 4.17 : Comparaison des moyennes des flux de CO2 sur les quatre sites en 2010

Les dégagements de N2O apparaissent globalement plus importants dans les situations où la tourbe n'est pas complètement saturée en eau jusqu'en surface. L'évolution des dégagements de CO2 montre qu'ils sont également plus élevés dans les situations où la tourbe n'est pas saturée en eau (Fig; 4.17). Le dégagement de CO2 est quasi nul pour le site ZH4 où la tourbe est submergée complètement après la mise en place du barrage et jusqu'au 2 juin.

Une minéralisation de la tourbe doit se produire lorsque la tourbe est aérée, avec des flux de N2O plus élevés qu'en conditions anaérobies avec de la dénitrification.

Les suivis des flux de CH4 montrent des valeurs toujours négatives pour le site ZH6, et pour les situations où la tourbe est submergée, les flux de CH4 sont parfois positifs avec de fortes variations entre les répétitions (Fig. 4.18). Les valeurs les plus élevées sont observées pour ZH5 et ZH1, lorsque le niveau de l'eau diminue, (écoulement nul à très plus faible de l'eau). La valeur moyenne maximum de flux de CH4 est de 0,25 micro-grammes de C /m2/s soit l'équivalent de 79 kg C /ha/an. Mais dans la plupart des mesures les valeurs de CH4 ne dépassent pas 0,1 micro-grammes de C /m2/s, soit l'équivalent de 31 kg C /ha/an.

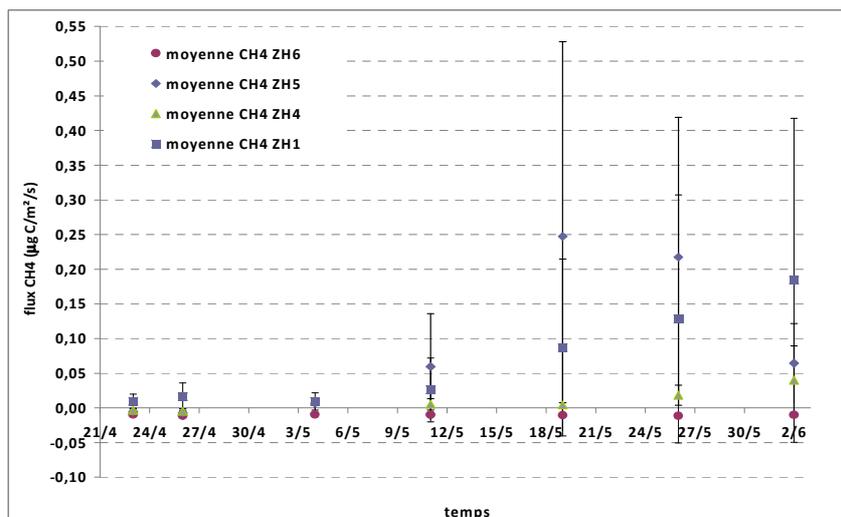


Figure 4.18 : Comparaison des moyennes des flux de CH4 sur les quatre sites en 2010

4.5 Conclusion et perspectives

Les travaux antérieurs ont montré que de la dénitrification naturelle se produit dans la zone humide tourbeuse du petit bassin versant du Ru des Roises (Champagne crayeuse). L'intensité de ce processus varie en fonction des saisons et en fonction du niveau d'eau dans la tourbe qui occupe la partie aval de la zone humide.

En 2008, les travaux dans le cadre du PIREN-Seine ont consisté à étudier les effets de la gestion du niveau d'eau dans la tourbe, par un vannage.

Dans le cas de cette zone humide, tourbeuse sur craie, artificiellement drainée par un ru recalibré, la mise en place d'un vannage pour noyer la tourbe permet d'améliorer la dénitrification dans la partie aval, dans les tourbes et dans la craie sous la tourbe.

Le suivi d'une première mise en eau de la zone humide en mai 2008 montre que la durée de mise en eau des tourbes pour optimiser la dénitrification est de l'ordre de 15 à 20 jours. Par contre, l'effet du vannage sur les concentrations en nitrate des eaux du ru à l'exutoire n'apparaît pas clairement. Ceci semble liée au fait que les eaux du ru inondent la zone humide mais circulent peu au sein de celle-ci, les échanges avec la tourbe semblent insuffisants.

En 2010, la mise en place d'un barrage amovible sur le ru en amont (équivalent à un comblement du ru) pour restaurer la circulation de l'eau dans les tourbes montre un effet positif sur les teneurs en nitrate du ru à l'exutoire (abattement 20 à 50 % de la teneur en amont de la zone humide).

La restauration de l'écoulement du ru dans la tourbière favorise la dénitrification dans la tourbe et dans la craie sous la tourbe.

Les mesures d'émissions gazeuses indiquent que l'augmentation de la dénitrification n'entraîne pas une augmentation des flux de N₂O. Les flux de N₂O sont plus élevés pour la tourbe non saturée en eau qui se minéralise. Par contre en conditions anoxiques du CH₄ se dégage, surtout dans les situations avec un faible renouvellement de l'eau dans la tourbe, mais on note une forte hétérogénéité des résultats entre les répétitions.

Ces résultats restent à confirmer pour différents débits du ru en fonction du niveau de la nappe de la craie, qui est fonction de la saison et du climat annuel.

De plus, ce premier essai de mesures de dégagement gazeux (N₂O, CH₄) sur ce site mériterait d'être reconduit avec un suivi sur une plus grande période pour mieux évaluer les effets des variations du niveau d'eau dans la tourbe sur la production de gaz à effets serre. Des mesures pourraient aussi être effectuées sur des échantillons de tourbe en conditions contrôlées au laboratoire.

5 Bassin de stockage d'eau pour l'irrigation

5.1 Localisation de l'expérimentation

La zone tampon humide artificielle (ZTHA) se situe sur la commune d'Aulnoy (77), à proximité du lieu-dit Chantemerle, site intégré au GIS (Groupement d'Intérêt Scientifique) ORACLE (Observatoire de Recherche sur les bassins versants ruraux Aménagés, pour les Crues, les Etiages et la qualité de l'eau.), piloté par le Cemagref.

Cette ZTHA, du type petits milieux en eau, stagnants, est située dans le versant entre l'exutoire des collecteurs de drainage et le cours d'eau (Rû de Bourgogne). Elle est donc alimentée par les eaux de drainage issues de parcelles agricoles. D'après les plans de drainage, la superficie totale de ces parcelles est de 35 ha, délimitée sur la figure 5.1. Les cultures sur ces parcelles sont essentiellement des céréales (maïs, blé), des légumineuses (féveroles, pois) ou bien encore des betteraves ou du colza. La ZTHA est composée d'une mare et d'un bassin (figure 5.1). Les bassins de la ZHA ont une surface totale de 3700 m² pour un volume de stockage estimé à 8000 m³.

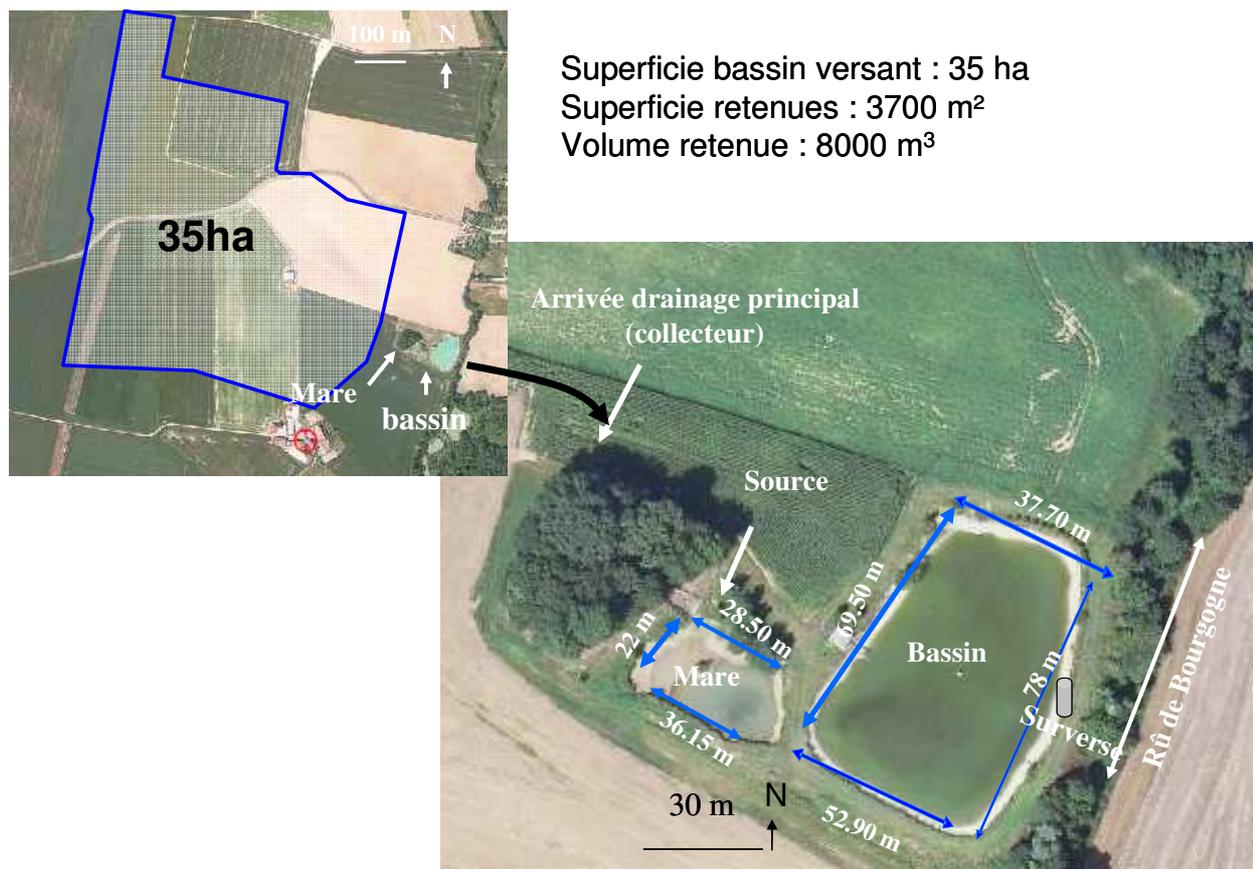


Figure 5.1 : Localisation du site expérimental Aulnoy (77)

Les eaux de drainage arrivent au niveau du collecteur principal puis transitent par la mare pour ensuite arriver dans le bassin. La mare est connectée avec le bassin de stockage des eaux par une buse de diamètre 500mm. Le bassin est équipé d'une surverse. En cas de débordement le système communique avec les eaux superficielles du Rû de Bourgogne par cette surverse.

Le site est instrumenté de façon à suivre les flux de nitrate en entrée et en sortie (capteurs de pression pour le débit, et prélèvements automatiques pour la détermination de la concentration en nitrate).

5.2 Synthèse du suivi in situ

Les principaux résultats du suivi pluriannuel sont résumés dans la figure 5.2. Il apparaît que la ZTHA a un effet bénéfique sur

1. les concentrations moyennes mesurées (67 mg/L en sortie drainage et 27 mg/L en sortie de la ZTHA), en limitant les pics en nitrate en sortie de collecteur de drainage
2. les flux annuel de nitrate, puisqu'elle permet la rétention de 50% du flux annuel.

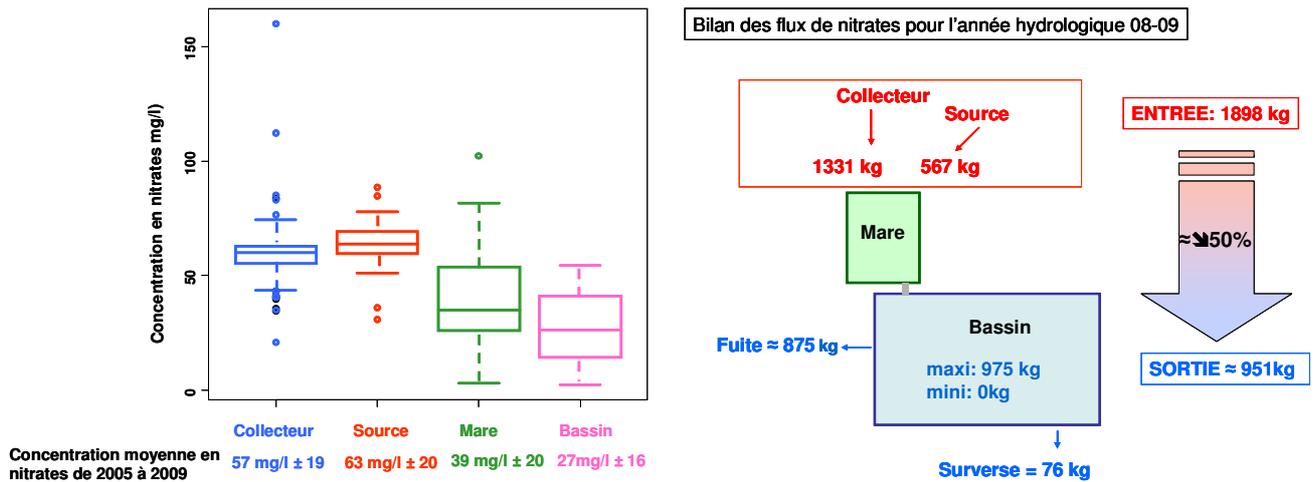


Figure 5.2 : synthèse des résultats du suivi in situ, site Aulnoy (77).

5.3 Développement et validation du modèle maragobar

L'objectif de la modélisation est de vérifier que l'abattement des nitrates observé dans les bassins de la ZTHA est compatible avec notre connaissance des processus de dénitrification dans les sédiments.

Les hypothèses du modèle de comportement hydrologique d'un modèle de milieux stagnants de type Barman (Garnier & Billen, 1993 ; Garnier et al., 2000; Thieu et al., 2007) ne permettent pas actuellement une application aux conditions de fonctionnement de la mare. Il a donc été décidé de se limiter à une modélisation plus simple du fonctionnement de l'ensemble mare-bassin basée sur les hypothèses suivantes :

- Les flux d'eau d'entrée dans la mare mesurés sont imposés, ainsi que le volume des deux ouvrages, tels que déduits de la mesure du niveau d'eau. On en déduit, jour par jour, les débits de sortie de la mare qui sont aussi les débits d'entrée dans le bassin, et les débits de sortie du bassin.
- La surface des deux ouvrages est supposée constante (on suppose une forme parallélépipédique des deux ouvrages). La profondeur varie donc proportionnellement au volume.
- La concentration en nitrate du flux d'entrée, variable au cours du temps, est imposée.

On suppose que la dénitrification a lieu entièrement dans le sédiment à un taux constant au cours de l'année, différent dans la mare et le bassin.

Les taux de dénitrification testés sont dans la gamme observée dans les cours d'eau et milieux stagnants annexes du bassin de la Seine, et simulés par le modèle Sénèque : soit de 5 à 25 mgN/m²/h (Billen et al., 2007 ; Thouvenot et al., 2009).

La figure 4.3 montre les résultats de la meilleure simulation de la concentration en nitrates dans la mare et le bassin comparés aux observations entre 2007 et 2009. Un accord raisonnable avec les observations s'obtient pour des valeurs de taux de dénitrification benthique de 10 mgN/m²/h pour la mare et 5 mgN/m²/h pour le bassin.

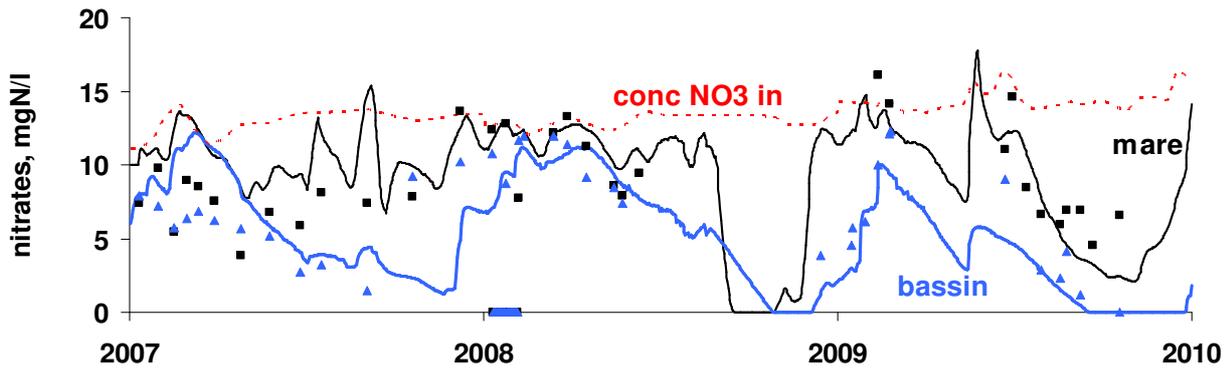
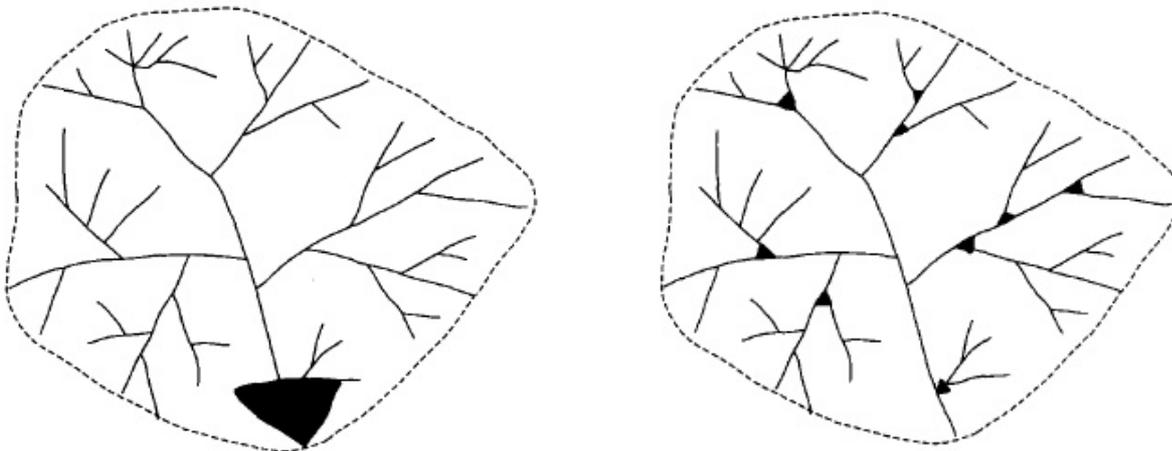


Figure 5.3 : Comparaison des simulations (modèle maragobar) et des observations, site de Aulnoy, (77).

5.4 Scénario

Le bassin versant de l'Orgeval sera le lieu privilégié des simulations des scénarii. Deux scénarii ont été élaborés pour tester les hypothèses présentées dans la publication de van der Valk et Jolly 1992 (figure 5.4):

- un aménagement unique à l'exutoire du bassin versant,
- de multiples aménagements répartis dans le bassin versant



Unique

Multiple

Figure 5.4 : Exemple de localisation des aménagements selon le scénario choisi, figure adaptée de (van der Valk and Jolly, 1992)

La première solution présente l'avantage d'une maîtrise d'ouvrage unique, et par conséquent de coût de construction, administratif et de gestion réduits. Sur le bassin de l'Orgeval, cette ZTHA unique aurait une profondeur de 2 m. Il apparaît qu'à cette échelle du bassin versant, les écoulements sont permanents et correspondent à la somme des flux provenant du drainage et des contributions de la nappe de Brie. L'efficacité selon l'emprise foncière est présentée sur la figure 5.7.

La seconde solution est basée sur le principe de traiter les eaux agricoles contaminées par les nitrates le plus en amont possible. C'est pour cette raison que nous avons choisi dans le scénario, d'implanter des ZTHA à la sortie des collecteurs de drainage. Cette position correspond bien à une position tampon entre le collecteur de drainage et le fossé d'assainissement agricole.

Dans la figure 5.5, nous présentons le schéma de principe de cette solution. De part l'ingénierie du drainage, la côte du collecteur doit se situer au dessus du tirant d'eau correspondant à la crue de période de retour annuelle. Ainsi, d'un point de vue topographique, il est possible de creuser à la jonction collecteur / fossé sur une profondeur telle que la ZTHA dispose de 1 m utile pour le stockage de l'eau drainée. L'emprise foncière

sera généralement réduite car la ZTHA chevauchera principalement la bande enherbée, devenue réglementaire le long des cours d'eau.

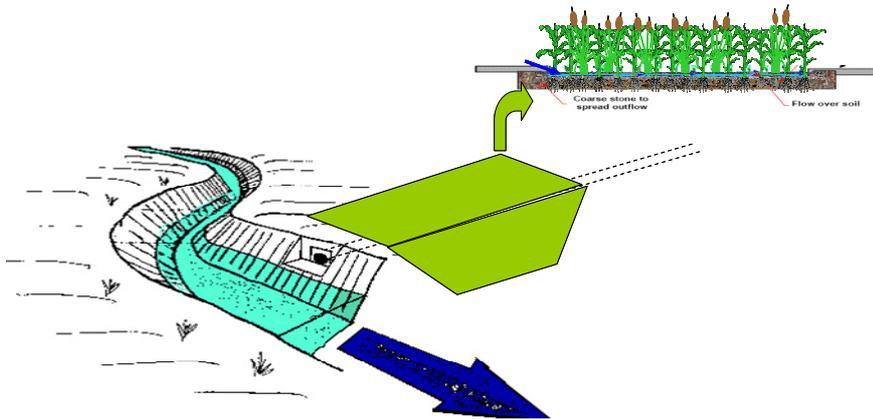


Figure 5.5 : Principe de l'interception des eaux de drainage en sortie de collecteur

Un recensement des collecteurs de drainage sur la branche Est correspondant au ru des Avenelles a été effectué en 2010. Il ressort que plus de 150 exutoires de drainage sont connectés au Ru des Avenelles ou à ses affluents (figure 5.6).



Figure 5.6 : Extrait de la carte de l'Orgeval (branche Est, Ru des Avenelles) localisant les 150 exutoires de drainage.

Dans les deux cas, exceptées la profondeur qui est différente, les ZTHA unique et multiples sur le bassin versant sont similaires, et peuvent être végétalisées, ainsi être propices au développement d'une biodiversité. Leur remplissage dépend du signal hydrologique. Dans le cas de la ZTHA unique, il peut être envisagé une lame d'eau permanente en raison de l'alimentation par la nappe de Brie. Tandis que dans le cas des ZTHA multiples, seul le drainage agricole contribue à l'apport d'eau, elles seront par conséquent vides une partie de l'année. Les résultats des simulations sont présentés dans la figure 5.7. Il apparaît que à emprise foncière équivalente, l'efficacité est supérieure pour les ZTHA multiples que unique. Cependant les ZTHA multiples ne sont remplies que pendant les périodes de fonctionnement du drainage agricole, et les concentrations à

l'entrée ne subissent pas de dilution, et sont ainsi maximales. Ceci a une influence sur l'efficacité des systèmes.

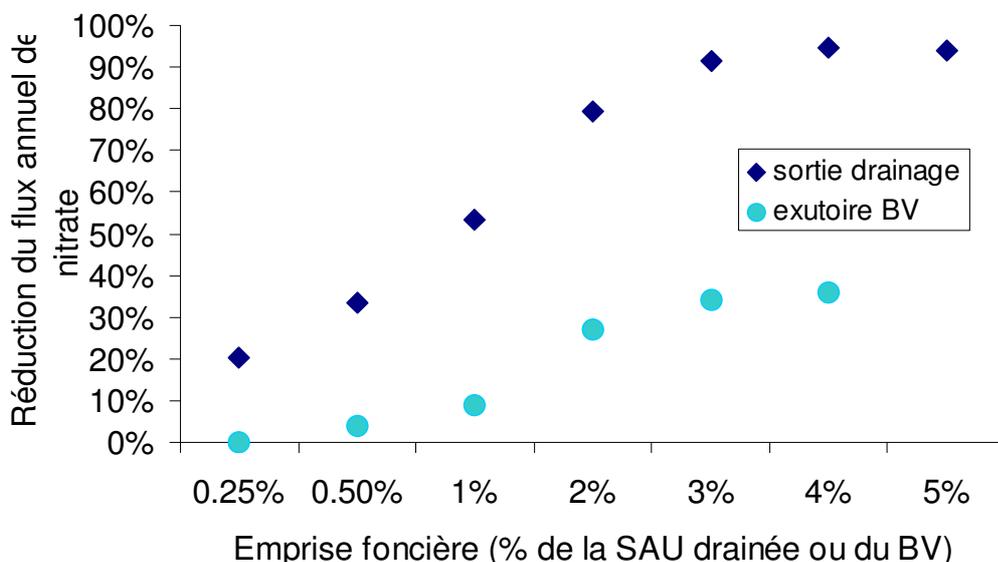


Figure 5.7 : Résultats de la modélisation maragobar selon les deux scénarii (ZTHA multiple en sortie de drainage, 1 m de profondeur, ou ZTHA unique à l'exutoire du bassin versant, 2 m de profondeur) en fonction de l'emprise foncière.

5.5 Bilan des scénarii

Afin de comparer les deux scénarii, nous avons fixé un objectif commun de 35 mg/L à l'exutoire en moyenne sur l'année (tableau 5.1). Dans le cas de la ZTHA unique, cet objectif requière une superficie de l'ordre de 3% du bassin versant amont, et une profondeur de 2 m, ce qui correspond à 600m³/ha de bassin versant. Dans le cas des ZTHA multiples, nous obtenons une superficie de 1% du bassin amont, et une profondeur de 1 m, soit 100m³/ha de bassin drainé. Ce chiffre est à rapprocher du flux hydrique moyen mesuré en parcelle drainée de 1500m³/ha/an.

Paramètre	ZTHA unique à l'exutoire	Multiplés ZTHA en sortie de drainage
Hydropériode	Alimentée toute l'année par des eaux agricoles et eaux de nappe	Alimentées seulement par les eaux agricoles en période de drainage
Emprise foncière et maîtrise d'ouvrage	3% du bassin amont pour une efficacité de 30% du flux annuel Ouvrage collectif	1% du bassin amont pour une efficacité de 50% en sortie de drainage N maîtrises d'ouvrage particulières
Aspect écologique a priori (n.é.)	Impact positif sur la biodiversité Impact négatif sur la température du cours d'eau Modification du peuplement piscicole	Impact positif sur la biodiversité Impact négatif sur la température du cours d'eau
Autres		Prise de conscience par les agriculteurs de la question de la qualité de l'eau

Tableau 5.1 : synthèse des scénarii (n.é. : non évalué, à dire d'expert)

Nous avons essayé de lister les avantages et inconvénients des deux scénarii. La liste n'est pas exhaustive, mais contribue à élaborer une comparaison objective. Dans un paysage uniformisé après les opérations de remembrement, la création des ZTHA qu'elles soient unique ou multiple aura un impact positif certain sur la biodiversité. Outre les aspects d'efficacité, nous voulons insister sur deux points :

- la ZTHA unique de part sa position à l'exutoire, et sur le linéaire du cours d'eau, peut avoir un impact non négligeable sur les peuplements piscicoles recensés sur le bassin de l'Orgeval (Belliard et al., 2009). En effet, la ZTHA, avec une lame d'eau permanente, sera plus propice à l'implantation d'espèce considérée comme d'eau calme au détriment des espèces d'eaux vives. Par ailleurs, implantée directement sur le linéaire du cours d'eau, la ZTHA peut entraver la libre circulation des espèces aquatiques et bloquer l'accès de certaines espèces depuis le Grand Morin, isolant le bassin de l'Orgeval. Selon les caractéristiques de la ZTHA à lame d'eau permanente, elle peut aussi potentiellement entraîner une élévation des températures à l'aval de son exutoire, impactant ainsi la composition des communautés à l'aval en défavorisant les espèces d'eau fraîche, telle que la truite, au bénéfice des cyprinidés (Lessard et Hayes, 2003).
- les ZTHA multiples peuvent jouer un rôle supplémentaire auprès des agriculteurs en leur proposant un type d'action dans lequel ils seraient acteur, et garant de l'efficacité, soit une dimension sociale à ne pas négliger.

A noter enfin, que le travail présenté peut être adapté au cas des pesticides, en tenant compte de la saisonnalité des flux.

6 Conclusions

A travers ces trois exemples d'étude de zone tampon pour limiter les transferts de nitrate dans les bassins versant amont, il est important de souligner plusieurs points :

- ces éléments qui constituent le paysage agricole ont un potentiel réel dans les processus de dénitrification, cependant de nombreuses zones tampons ont perdu entièrement ou partiellement leurs capacités à dénitrifier;
- seulement ce potentiel ne peut s'exprimer que si des modalités de restauration, de gestion peuvent être envisagées (par exemple gestion hydraulique des temps de résidence);
- la connaissance des processus de dénitrification requière des approfondissements notamment par la poursuite de leur évaluation au moyen de sites expérimentaux;
- la modélisation a montré son utilité pour tester théoriquement des scénarii d'aménagement des bassins versants;
- l'évaluation des impacts environnementaux doit être poursuivie afin de limiter les effets négatifs sur les autres paramètres que la qualité de l'eau.

L'ingénierie écologique se développe dans différents pays (Europe du Nord, Etats-Unis, ...). Cette voie pourrait être privilégiée afin de définir des règles de dimensionnement et de gestion des zones tampons humides artificielles, avec pour objectif non seulement un bon état chimique des eaux mais aussi biologique, en conformité avec la Directive Cadre de l'Eau.

7 Références

Augeard, B. 2002. Fonctionnement hydrologique d'une zone humide: conséquences sur son potentiel épurateur. Rapport de DEA Hydrologie Hydrogéologie, Géostatistique et Géochimie, Université Pierre et Marie Curie, Université Paris-Sud, Ecole des Mines de Paris, ENGREF, 50 p.

Augeard B., Michelin J., Kao C., 2003 – Evaluation of flowpaths and mean resident time of water in a riparian wetland. EGS-AGU-EUG, Joint Assembly, Nice, France, 6-11 April 2003, Geophysical Research Abstracts, Vol.5, 06070.

- AFES, 1995. Référentiel Pédologique 1995. Collection Techniques et Pratiques INRA éd., Paris, 332 p.
- Ballif J.L., Guérin H., Muller J.C., 1995. Eléments d'agronomie champenoise. Connaissance des sols et de leur fonctionnement. Rendzines sur craie et sols associés. Esquisse géomorphopédologique. INRA éd., Paris, 104 p.
- Belliard, J., Clément, F., Gorges, G., Le Pichon, C., Tales, E., Zahm, A. (2009). Les peuplements de poissons dans le bassin de la Seine. Rapport Piren-Seine 2009, 33p.
- Bidois J., 1999. Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité de l'eau : expérimentation et modélisation. Thèse Univ. Rennes 1, 230 p.
- Billen G, Garnier J, Nemery J, Sebilo M, Sferratore A, Benoit P, Barles S, Benoit M. (2007) A long term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *The Science of the Total Environment* 275: 80-97.
- Bruand A., 1980. Analyses de la superposition de profils de sol en vallée sèche de Champagne crayeuse. DEA Fédéral de Pédologie, 49p. + annexes.
- Durand R., 1979. La pédogénèse en pays calcaire dans le nord-est de la France. *Sciences Géologiques* n°55, Université Louis Pasteur de Strasbourg, CNRS, 198 p.
- Dutil P., 1992. Carte Pédologique de France à 1/100000. SAINT-DIZIER. Notice explicative. INRA SESCPF, 220 p.
- Fesneau C., Tournebize J., Chaumont C. Guenne A., Peschard J., Thieu V., Passy P., Garnier J., Billen G. 2010 Retenir l'eau dans l'espace rural. Rapport PIREN-Seine. 19p.
- Garnier J., G. Billen (1993). Ecological interactions in a shallow sand-pit lake (Créteil Lake, France). A modelling approach. In: *Nutrient dynamics and biological structure in shallow freshwater and brackish lakes. Hydrobiologia*, 275/276:97-114.
- Garnier J., Billen G., Sanchez N., & Leporcq B (2000). Ecological functioning of a large reservoir in the upstream basin of the river Seine (Marne reservoir, France). *Regulated River*, 16:51-71.
- Lessard J.L. & Hayes D.B. (2003) Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River Research and Applications*, 19: 721-732
- Mariotti A, 1982. Apports de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote. Thèse Université Pierre et Marie Curie, 476p.
- Mariotti A., 1994. Dénitrification in situ dans les eaux souterraines, processus naturels ou provoqués : une revue. *Hydrogéologie*, 3, 43-68.
- Michelin J., 2001 - Dénitrification naturelle en Champagne crayeuse : rôle des zones humides. Approche à l'échelle d'un petit bassin versant. Thèse de Docteur de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon (INAP-G), spécialité Science du Sol, soutenue le 11 décembre 2001, 105 p.
- Sac E., Augeard B., Birgand F., Tournebize J. 2008, Aménager des zones humides pour épurer les eaux agricoles : Quels enseignements tirer de l'existant ? Rapport PIREN-Seine. 60p.
- Thieu V., Gillon T., Billen G., Garnier J. & Thouvenot M. (2007). Applicatif BARMAN. Notice d'utilisation – Juillet 2006. RA 2006, PIREN-Seine. cd-rom, 30 p.
- Thouvenot M, Billen G, Garnier J (2007). Modelling nutrient exchange at the sediment – water interface of River Systems. *J. Hydrol.* 341: 55-78.
- Van der Valk A.G., Jolly R.W., 1992. Recommendations for research to develop guidelines for the use of wetlands to control rural nonpoint source pollution, *Ecological Engineering*, Volume 1, Issues 1-2, Pages 115-134

Cartes :

BRGM, 1965. Sézanne. XXVII-15. Carte géologique de la France au 1/50000. BRGM, Paris.

BRGM, 1977. Fère-Champenoise. XXVIII-15. Carte géologique de la France au 1/50000. BRGM, Paris

IGN, 1986. Connantre, n°2715 est, 1/25000. IGN Paris, carte topographique.

IGN, 1992. Méry-sur-Seine, n°2716 est, 1/25000. IGN Paris, carte topographique.

IGN, 1996a. Fère-Champenoise, n°2815 ouest, 1/25000. IGN Paris, carte topographique.

IGN, 1996b. Plancy-l'Abbaye, n°2816 ouest, 1/25000. IGN Paris, carte topographique.