

Introduction de l'Atelier :
Plaidoyer pour une approche
fonctionnelle des zones humides 94
B. Picon

Facteurs déterminant
la biodiversité des prairies
alluviales - Applications à
la conservation et la
restauration 96
S. Muller,
J. Branciforti,
F. Grévillet,
C. Jager,
L. Krebs,
F. Mony,
M.P. Vécirin

Approche hydrologique
du fonctionnement d'une
zone humide alluviale :
la Seine moyenne 108

H. Bendjoudi,
P. Weng,
R. Guérin,
C. Kao,
A. Coudrain-Ribstein,
G. de Marsily,
A. Tabbagh,
S. Gaillard,
F. Giraud,
P. Bonté

Hétérogénéité des transferts
du nitrate dans les zones
alluviales, implication pour
la conservation ou restauration
de leur fonctionnalité
biogéochimique 122

M. Trémolières,
J-M. Sanchez-Pérez

Les conditions de l'adhésion
sociale à la politique de
conservation des zones humides 136

P. Donadieu,
N. Dumont-Fillon,
E. Lambrey

Evaluation économique des
services rendus par les zones
humides : des données scientifiques
aux éléments de décision,
quelle démarche, quelle
traduction ? 148

Y. Laurans

Synthèse de l'Atelier :
Des fonctionnalités des zones
humides à la légitimité
de la conservation 160

A. Amezal,
B. Picon

Des fonctionnalités des
zones humides
à la légitimité de la conservation

INTRODUCTION

Plaidoyer pour une approche fonctionnelle des zones humides

B. PICON (CNRS - DESNID)
b.picon@wanadoo.fr

La préservation des zones humides suppose une adhésion sociale forte et le problème est donc de convaincre citoyens, élus, décideurs, aménageurs. Les arguments patrimoniaux ne semblent pas toujours les plus satisfaisants parce que parfois trop symboliques, généralisants, victimes d'une inflation discursive très contemporaine et surtout plus normatifs que scientifiques. Il semble, par contre, que la mise en évidence et la diffusion la plus large possible des fonctions naturelles et socialement utiles des zones humides puissent constituer un argumentaire social d'une bonne efficacité. En effet, le dévoilement des fonctions écologiques peut constituer un excellent argumentaire pour la conservation parce que les idéologies contemporaines, empreintes de matérialisme, semblent parfois plus ouvertes aux arguments utilitaristes qu'à l'éthique environnementale.

L'urgence de l'action justifie alors la nécessité de démontrer que les zones humides remplissent des fonctions écologiques directes et indirectes qui présentent d'importants avantages sociaux et économiques. Il s'opère ainsi une sorte de travail de traduction : **l'analyse scientifique des fonctions des zones humides peut être remodelée en argumentaire ou plaidoyer pour légitimer leur conservation.** Pour cela, il faut, bien entendu, éviter les quelques pièges inhérents à la démarche fonctionnaliste et il a donc fallu appliquer "le principe de précaution" dans le cadre de notre propre cheminement. Contrairement aux objets techniques ou aux constructions sociales, les objets naturels comme les zones humides existent indépendamment des besoins sociaux auxquels ils répondent. L'édification d'une digue a pour fonction de lutter contre les inondations, un syndicat de gestion a pour fonction d'en assurer l'entretien, etc. Une zone humide peut remplir les mêmes fonctions mais son existence n'en dépend pas, c'est la démarche de recherche finalisée qui en fait un objet fonctionnel quand elle attache à ces fonctions des utilités environnementales. Rechercher quelle est la fonction d'un élément dans un ensemble donné, c'est aussi mettre en évidence à quels besoins il correspond.

L'approche fonctionnaliste en biologie, selon les principes expérimentaux de Claude Bernard, était indiscutable dans sa rigueur : à quels besoins de l'organisme humain répondaient ses différents organes : foie, reins, cœur, etc. Mais dès lors que l'on s'intéresse à des besoins sociaux concernant l'état de notre environnement, un minimum de relativisme dans l'analyse est de rigueur : les fonctions écologiques des zones humides sont révélées par un processus de recherche qui répond à des besoins exprimés par la société en termes d'utilité : "zones humides, zones utiles". Cette interdisciplinarité entre sciences de la nature et sciences sociales nécessite des précautions méthodologiques parce que les besoins sociaux sont éminemment volatiles : un même élément peut changer de fonction ou bien avoir des fonctions contradictoires selon les lieux, selon les périodes, selon les préoccupations sociales du moment. Ainsi la fonction dénitrification, jugée aujourd'hui bénéfique pour contrer les excès d'apports azotés de l'agriculture intensive, s'ajoutait pourtant à la longue liste des défauts des zones humides dans un contexte d'agriculture plus autarcique :

"Le défaut des terres humides : l'eau est nécessaire à la végétation, mais son excès est nuisible. Dans les sols humides, les façons ne peuvent généralement pas se faire au moment opportun. Les interstices étant remplis d'eau, l'aération fait défaut et l'oxygène ne se trouve pas au contact des graines ni des racines. Les fonctions germinatives et nitrifiantes se font mal. La chaleur reçue étant dépensée pour l'évaporation, les terres humides sont toujours froides et tardives. Il faut les assainir. [...] Le service du génie rural au Ministère de l'Agriculture établit gratuitement les projets et devis de drainage" (Larousse agricole, 1923).

Par ailleurs, si l'on définit une fonction comme la contribution qu'apporte un élément à l'organisation ou à l'action de l'ensemble dont il fait partie, il faut avoir pour règle qu'un élément ne peut être mis en rapport qu'avec un ensemble déterminé dans un cadre déterminé mais pas avec une totalité abstraite. Ainsi les fonctions observées dans telle ou telle zone humide n'ont pas valeur d'universalité : sur le plan sanitaire, lieux de détente en Europe, elles sont facteur de mortalité dans les tropiques humides (paludisme, etc.).

Il faut enfin prendre garde aux tendances conservatrices de l'approche fonctionnelle : de l'idée que si la Nature fonctionne, c'est qu'elle fonctionne bien, il n'y a qu'un pas vers la conservation d'une "Nature" préservée de l'action "néfaste" d'un homme "perturbateur".

Ces précautions prises, l'approche fonctionnaliste des zones humides peut être scientifiquement et socialement novatrice parce qu'une bonne démarche fonctionnaliste consiste à rechercher, dans tout système, des équivalents fonctionnels. En effet, deux éléments peuvent remplir une même fonction (une digue et une zone humide en termes de gestion des crues, une station d'épuration physico-chimique et une zone humide en termes de traitement des eaux). Ces équivalences plaident bien sûr pour la conservation des zones humides mais il faut prendre garde que le dévoilement de leurs fonctions épuratrices, par exemple, ne constitue un prétexte au maintien de certaines pratiques polluantes plutôt qu'une remise en cause de celles-ci. Un même élément peut changer de fonctions (du symbolisme répulsif des zones humides à l'allégorie de la Nature bienfaisante).

Enfin, dans un système, tout objet ou élément a des fonctions manifestes et des fonctions latentes. Un des objectifs de l'analyse fonctionnaliste est de rendre manifestes des fonctions latentes. C'est parce qu'il s'est nourri de ces principes clairs que le PNRZH, en échappant à la dérive conservatrice, a fait de l'approche fonctionnaliste un excellent outil réformateur. En révélant les fonctions latentes (c'est à dire jusqu'alors ignorées parce que non visibles comme les fonctions bio-chimiques souterraines) des zones humides et en proposant des équivalents ou des substitutions fonctionnels (remplacement d'infrastructures techniques par des systèmes naturels) le PNRZH peut, sur le plan des politiques publiques, ébranler des dispositifs techniques et institutionnels, engendrer des recompositions de pouvoir, générer des conflits de compétence. En effet, **remplacer des infrastructures techniques, coûteuses et risquées comme des digues ou des stations d'épuration par la simple conservation de milieux naturels comme les zones humides suppose une réelle réunification mentale et institutionnelle des univers techniques et naturels. L'expression "d'infrastructures naturelles" en est le symbole. En cela, l'approche fonctionnaliste du PNRZH est réformatrice et ouvre de nouvelles possibilités de gestion sans lesquelles ses propositions resteraient vaines.**

On voit ainsi à l'évidence que cette approche doit être pensée comme démarche à l'interface du social, du technique, du naturel en reliant en permanence fonctions écologiques et besoins sociaux. Il s'agit de participer d'une réflexivité critique sur les rapports Homme-Nature, libérés de la pensée classificatoire par le développement de l'interdisciplinarité entre sciences de l'homme et de la société, sciences de la vie et sciences de l'univers.

Facteurs déterminant la biodiversité des prairies alluviales Applications à la conservation et la restauration

S. MULLER (LABORATOIRE DE BIODIVERSITÉ ET FONCTIONNEMENT DES ECOSYSTÈMES, UNIVERSITÉ DE METZ),
muller@sciences.univ-metz.fr

J. BRANCIFORTI (LABORATOIRE DE BIODIVERSITÉ ET FONCTIONNEMENT DES ECOSYSTÈMES, UNIVERSITÉ DE METZ),
branciforti@bureau-etude-esope.com,

F. GRÉVILLIOT (LABORATOIRE DE BIODIVERSITÉ ET FONCTIONNEMENT DES ECOSYSTÈMES, UNIVERSITÉ DE METZ),
grevilliot@sciences.univ-metz.fr,

C. JAGER (LABORATOIRE DE BIODIVERSITÉ ET FONCTIONNEMENT DES ECOSYSTÈMES, UNIVERSITÉ DE METZ),
jager@bureau-etude-esope.com

L. KREBS (LABORATOIRE DE BIODIVERSITÉ ET FONCTIONNEMENT DES ECOSYSTÈMES, UNIVERSITÉ DE METZ),
l.krebs@caramail.com

F. MONY (LABORATOIRE DE BIODIVERSITÉ ET FONCTIONNEMENT DES ECOSYSTÈMES, UNIVERSITÉ DE METZ),
fredmony@free.fr

ET M.P. VÉCRIN (LABORATOIRE DE BIODIVERSITÉ ET FONCTIONNEMENT DES ECOSYSTÈMES, UNIVERSITÉ DE METZ),
vecrin@bureau-etude-esope.com

Introduction

Les écosystèmes prairiaux alluviaux constituent des zones humides remarquables, à déterminisme naturel (facteurs climatiques, hydriques, édaphiques, biogéographiques) et anthropique (mode de gestion agricole). Ces écosystèmes sont menacés par les modifications du fonctionnement hydrique et surtout par les mutations des activités agricoles qui conduisent à leur destruction (par mise en culture) ou leur altération (par intensification des pratiques ou déprise agricole).

Le programme de recherche mené sur les prairies alluviales des vallées du Nord-Est de la France a ainsi permis d'étudier en détail les relations entre le fonctionnement hydrodynamique des fonds alluviaux et la structuration des communautés végétales et animales (avifaune), ainsi que l'impact des changements des pratiques agricoles sur la biodiversité et le fonctionnement de ces écosystèmes, ceci dans le but de définir les modalités optimales d'une gestion conservatoire et d'une restauration de ces zones humides.

Impact du fonctionnement hydrique sur la biodiversité

Impact sur la flore

L'étude phytosociologique des prairies de fauche des différentes vallées alluviales considérées a permis de mettre en évidence la structuration du tapis végétal le long du gradient hydrique. Trois unités de végétation principales ont ainsi été distinguées (Gréville et coll., 1998) :

- une unité basse, hygrophile, localisée dans les fossés, noues ou dans des zones longuement inondables de la plaine alluviale. Cette unité, correspondant à une prairie hygrophile à *Oenanthe fistuleuse*, se caractérise par la dominance d'espèces hygrophiles et d'hélophytes de marais ;
- une unité moyenne, occupant généralement les plus vastes surfaces des prairies alluviales à un niveau topographique intermédiaire. Cette prairie méso-hygrophile à *Seneçon aquatique* est dominée par un cortège d'espèces méso-hygrophiles (*Lychnis flos-cuculi*, *Elymus repens*, *Phleum pratense*). Des groupes d'espèces davantage hygrophiles ou mésophiles en différencient des sous-unités de transition avec les deux autres unités ;
- une unité haute, localisée au niveau du bourrelet alluvial et sur des buttes au sein du lit majeur. Cette unité, bien plus rarement inondée, peut être identifiée à une prairie mésophile à *Colchique d'automne*.

Ces trois unités de végétation se distinguent ainsi par une durée moyenne d'inondation décroissante, ainsi qu'un niveau estival moyen de la nappe de plus en plus profond (moins de 40 cm pour la prairie à *Oenanthe*, de 40 cm à 1 m pour celle à *Seneçon aquatique* et plus d'1 m pour celle à *Colchique d'automne*). La végétation prairiale apparaît ainsi comme un excellent indicateur du fonctionnement hydrique des plaines alluviales. Toute modification de ce fonctionnement conduira à des changements de composition floristique. On peut supposer que les espèces à amplitude hydrique étroite verront leurs populations régresser, voire disparaître au profit de celles à amplitude plus large. L'apparition d'espèces adaptées aux conditions nouvelles créées dépendra de leur présence dans la banque de graines du sol ou de leur apport par des vecteurs naturels (vent, inondations) ou anthropiques (animaux domestiques, matériel agricole), ainsi que de leurs possibilités de germination dans le couvert prairial, à la faveur de perturbations naturelles (inondations) ou anthropiques (pâturage).

Impact sur l'avifaune

Le fonctionnement hydrologique de la plaine alluviale joue un rôle primordial dans le déterminisme des communautés végétales rencontrées. Intervient-il de même pour l'avifaune ?

Pour répondre à cette question, la composition des territoires de deux espèces patrimoniales, le Courlis cendré (*Numenius arquata*) et le Tarier des Prés (*Saxicola rubetra*), a été analysée en 1999 et 2000 sur le plan phytosociologique, puis comparée à la composition de placettes aléatoires ayant la même taille que les territoires (Courlis : en moyenne 12,3 ha ; Tarier : en moyenne 1,9 ha), ceci afin d'éliminer les biais dus à l'échelle de perception.

Chez le Tarier des Prés, aucune sélection pour un niveau hydrique particulier n'est mise en évidence. En revanche, chez le Courlis cendré, on note une sélection positive significative pour les niveaux hydriques les plus extrêmes présents sur place. Sur un secteur globalement plus humide du Val de Saône, Broyer (1988) constate pour sa part une sélection positive pour les prairies les plus sèches (niveau mésohygrophile) et une sélection négative pour les prairies les plus humides (niveau hygrophile). Selon cet auteur, les secteurs hygrophiles seraient évités en raison des risques accrus de submersion des nids par une inondation printanière. Sur la zone d'étude, le risque de submersion des nids est certainement plus faible, car les zones hygrophiles représentent de faibles surfaces, généralement cantonnées autour des noues (fossés) et les couples disposent d'autres secteurs moins exposés

aux inondations tardives. D'ailleurs, il faut noter que les quelques nids découverts étaient localisés sur des hauteurs du microrelief (niveau mésoxérophile). Ceci pourrait expliquer la sélection positive pour le niveau mésoxérophile sur la zone d'étude. Pour le niveau hygrophile, il semblerait que les zones les plus humides soient plus souvent utilisées comme sites d'alimentation (ressources en Invertébrés plus importantes ?). Ceci pourrait éventuellement expliquer la sélection positive pour les secteurs hygrophiles, mais cette supposition demanderait à être examinée lors d'une étude comportementale.

Ces considérations montrent bien que le fonctionnement hydrologique d'une plaine alluviale, avec un régime de crues et d'inondations régulières, est susceptible de revêtir vis-à-vis de l'avifaune des fonctionnalités biologiques très variées, souvent essentielles à la survie de chaque espèce.

Impact des pratiques agricoles et de leurs changements sur la biodiversité

Impact sur les communautés végétales

Une étude comparative synchronique a été menée, à niveaux hydriques équivalents, entre des prairies fauchées et des prairies pâturées. Les résultats obtenus dans la vallée de la Meuse montrent que la richesse et la diversité spécifiques moyennes obtenus par relevé de végétation diminuent avec le pâturage (fig. 1). L'appauvrissement observé est d'autant plus marqué que le pâturage a lieu tôt au printemps, que le chargement animal est important et que les apports d'engrais sous forme minérale sont élevés.

Ces résultats doivent toutefois être interprétés avec prudence, car le pâturage correspond, dans la Meuse, à une intensification des pratiques agricoles avec fertilisation élevée et chargement important, alors que le régime de fauche correspond bien davantage à une exploitation traditionnelle extensive (faible fertilisation).

La fertilisation a également un impact direct sur la végétation prairiale. Ainsi les expérimentations menées dans les prairies du Nord-Est de la France montrent une corrélation entre la charge minérale apportée à la prairie (en kg N/ha/an) et la richesse moyenne des communautés. En effet, la richesse floristique diminue avec l'augmentation de la fertilisation azotée mais cette richesse ne peut être utilisée comme prédicteur du niveau de fertilisation. Parallèlement à cette diminution de la richesse spécifique, l'augmentation de la fertilisation a également un impact sur la composition spécifique ; les espèces à caractère eutrophe comme *Lolium perenne*, *Dactylis glomerata*, *Elymus repens* sont favorisées par la fertilisation azotée alors que les espèces à caractère oligotrophe comme *Galium palustre*, *Silene silaus*, *Galium verum*, régressent suite à la fertilisation. Ces résultats sont homogènes au niveau des différents secteurs d'étude du Nord-Est de la France et concordent avec ceux obtenus par des études diachroniques aux Pays-Bas (Berendse et coll., 1992). Ils démontrent que le facteur anthropique joue un rôle important dans les équilibres observés au sein des communautés végétales étudiées, que ce soit en termes de richesse spécifique ou de diversité floristique.

Par ailleurs, la réduction des apports fertilisants présente un impact positif sur la richesse floristique. En effet, les investigations menées dans la vallée de la Seille entre 1995 et 2000, suite à une extensification des pratiques de fertilisation (moins 30 kg N/ha/an à partir de 1995), montrent une augmentation de la richesse spécifique (fig. 2). Cependant, la vitesse et la probabilité de restauration d'une communauté végétale de référence dépendent du niveau et de la durée des fertilisations antérieures, ainsi que de la persistance de prairies à biodiversité élevée à proximité (Berendse et coll., 1992).

La réduction de la pression de fauche (une seule coupe par an entre juin et mi-juillet) ou l'arrêt de la fauche conduit en moins de cinq ans à la dominance d'espèces sociales hautes telles

Arrhenatherum elatius, *Filipendula ulmaria* ou *Carex spp.* au détriment des espèces basses ou oligotrophes moins compétitives (Gréville et coll., 1998). Ce phénomène semble assez facilement réversible s'il n'est pas trop ancien (moins de 10 ans) par la reprise de la fauche régulière.

Impact sur l'avifaune

La distribution et l'abondance des espèces aviennes patrimoniales ne dépendent pas uniquement des seuls facteurs écologiques. Dans un paysage de plaine alluviale à usage agricole, l'empreinte de l'homme est forte et omniprésente. Les activités agricoles, dont on sait qu'elles déterminent en partie les communautés végétales présentes, ont évidemment une influence sur l'avifaune nicheuse. En particulier, l'assolement est susceptible d'agir directement sur la distribution de l'avifaune prairiale patrimoniale.

Sur les 2410 ha de la zone d'étude meusienne, 71 transects d'étude de l'avifaune ont été effectués en 2000 et 2001 suivant un plan d'échantillonnage stratifié. La longueur des transects est de 300 m, le long desquels toutes les espèces d'oiseaux contactées ont été recensées, ce qui permet ensuite de calculer des indices d'abondance relative, en suivant la méthodologie proposée par Bibby et coll. (1992).

Le traitement par SIG de ces comptages permet de renseigner les préférences écologiques des espèces étudiées pour différentes utilisations agricoles des sols.

Quand on se place à une échelle d'analyse assez fine (9 ha), qui se rapproche à la fois de l'échelle de perception des comptages sur transects et de l'ordre de grandeur d'une parcelle agricole, il apparaît que la fréquence de présence des trois espèces étudiées augmente sensiblement lorsque la proportion en prairies de fauche augmente, conformément à ce qui était attendu (fig. 3). On notera que la Bergeronnette printanière semble moins liée aux prairies de fauche que les espèces les plus menacées (Courlis cendré et Tarier des prés). Fort logiquement, on observe également que le Tarier et le Courlis ne sont que rarement présents sur les secteurs à vocation principalement pastorale (plus de 50% de la surface), et que la Bergeronnette ne montre pas de tendance significative par rapport à la proportion en prairies pâturées.

A une échelle d'analyse plus vaste (1 km²), plus proche de la perception du paysage, on retrouve globalement les mêmes tendances. Le test de Kruskal-Wallis décelé même ici quelques différences significatives. Ceci laisse penser que l'avifaune ne répond pas uniquement à un choix du territoire à petite échelle (choix de la parcelle pour l'établissement du nid, choix des zones d'alimentation,...), mais qu'elle réagit également à des caractéristiques d'utilisation des sols perçues à l'échelle paysagère : les secteurs à vocation principalement de fauche (plus de 80% de la surface) semble recherchés prioritairement par l'avifaune, tandis que les secteurs à vocation pastorale semblent évités.

Ces conclusions confirment l'importance du facteur agricole dans le déterminisme des communautés aviennes. En particulier, la distribution de certaines espèces patrimoniales dépend étroitement des pratiques agricoles appliquées à la plaine alluviale, phénomène perçu à l'échelle aussi bien paysagère que parcellaire.

Cette étape de description des relations doit évidemment être dépassée pour déceler des liaisons fonctionnelles entre les pratiques agricoles, les variables environnementales étudiées, et les exigences écologiques de l'avifaune nicheuse. Des études complémentaires menées en 2001 et 2002 ont ainsi permis la mise au point et la validation d'un modèle prédictif de la présence de plusieurs espèces patrimoniales. Cet outil sera prochainement utilisé en Meuse dans le cadre du diagnostic individuel d'exploitation préalable à la souscription aux Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE), afin de cibler les secteurs-clefs pour la reproduction de certaines espèces patrimoniales, concernées par des mesures conservatoires.

Toutefois, l'agriculture n'exerce pas uniquement une influence sur la distribution spatiale de l'avifaune, mais aussi sur les paramètres démographiques des populations aviennes. En effet, de nombreux travaux ont démontré que la nature des pratiques agricoles détermine fortement le succès

reproducteur de certaines espèces (Labhardt, 1988 ; Broyer et Roché, 1991 ; Broyer, 1993, 1998). En particulier, la fauche constitue une perturbation importante susceptible de bouleverser le sort des nids et juvéniles non-volants.

Pour quantifier les destructions par la fauche des nids et nichées, on peut envisager le suivi exhaustif de tous les nids et obtenir ainsi directement le taux de destruction agricole. Cependant, étant donné les mœurs des espèces prairiales (nidification au sol ou dans le couvert herbacé), il paraissait très risqué d'entreprendre ce type de suivi. En effet, plusieurs auteurs ont insisté sur les risques de prédation accrue suite à la découverte d'un nid (entre autres Broyer, 1988). La recherche systématique des nids a donc été rejetée aux profits de méthodes indirectes, qui permettent d'estimer la phénologie et le succès de la reproduction sans mettre en péril les nichées.

Les méthodes retenues dans le cadre de cette étude sont :

- pour le Râle des Genêts : d'une part, la phénologie extrapolée à partir des dates d'installation : envol théorique à $t = \text{date d'installation des mâles chanteurs} + \text{délai avant ponte (10-15 jours)} + \text{temps d'incubation (16-19 j.)} + \text{âge volant des juvéniles (35 j.)}$, soit $t = \text{date d'installation} + 65 \text{ j.}$; d'autre part, la phénologie extrapolée à partir de l'âge estimé des nichées découvertes lors de suivis de fauche ;
- pour le Courlis cendré : la phénologie extrapolée à partir de l'âge estimé des nichées découvertes ;
- pour le Tarier des Prés et la Bergeronnette printanière : la phénologie extrapolée à partir des dates de premiers transports de becquées: envol théorique à $t = \text{date des premiers nourrissages (=date d'éclosion)} + \text{âge volant des juvéniles (15 j. chez les deux espèces)}$.

La figure 4 permet de suspecter l'importance des destructions agricoles : la fauche est quasi-complète dès la fin-juin tandis que les jeunes Râles des Genêts n'accèdent au vol qu'à partir du 13 juillet. Il apparaît que les espèces étudiées sont toutes quatre touchées par le problème de destruction des nids et des jeunes sous les lames des faucheuses, mais à des degrés divers. Chez le Râle des Genêts et le Tarier des Prés, la mortalité semble très élevée, mais il est difficile d'attribuer sans équivoque le déclin de ces espèces aux seules destructions agricoles, car les valeurs-seuils des paramètres démographiques ne sont pas documentées pour ces espèces (i.e. le nombre minimal de jeunes à l'envol/couple nicheur pour assurer la stabilité numérique de l'espèce). En tout état de cause, il y a tout lieu de penser que les destructions agricoles constituent une contrainte forte sur la démographie des populations aviennes, et peuvent expliquer une part significative du déclin de l'avifaune prairiale.

Ce type d'études sur la phénologie reproductive de l'avifaune permet de fournir des informations locales de référence sur l'impact des fauches précoces sur la démographie de certaines espèces, ainsi que des valeurs-guides pour définir les pratiques agricoles à préconiser dans un objectif conservatoire (tableau ci-dessous).

Date de fauche	Probabilité de destruction agricole par la fauche de 1999		
	Courlis cendré	Tarier des prés	Râle des genets
31 mai	100%	100%	100%
15 juin	50%	90%	100%
30 juin	10%	20%	100%
15 juillet	0%	0%	100%
31 juillet	0%	0%	10%

Potentialités et limites de la restauration de prairies alluviales à biodiversité élevée après une mise en culture

La mise en culture des prairies alluviales semi-naturelles est une cause importante d'appauvrissement de ces écosystèmes. Pourtant, très peu d'études ont été réalisées en France sur les mécanismes et la dynamique de la restauration de la biodiversité d'écosystèmes prairiaux après une phase de culture. Le labour de la prairie entraîne en effet la destruction du couvert végétal et des graines présentes dans le sol ainsi qu'une modification des caractéristiques physiques et chimiques du sol. La restauration des prairies a pour but de favoriser le rétablissement des espèces et des communautés végétales caractéristiques qui ont disparu (Muller et coll., 1998). Elle s'avère nécessaire compte tenu des fonctions écologiques que remplissent ces milieux ainsi que des espèces animales et végétales qui leur sont inféodées.

Lorsque les prairies ont été transformées en terres arables, la restauration de la biodiversité prairiale par réensemencement est lente et incertaine. Après plusieurs années de "remise en herbe", les espèces du semis sont bien implantées au sein du couvert alors que les espèces prairiales spontanées ne sont présentes que ponctuellement (Sélinger-Looten et Muller, 2001). La richesse spécifique obtenue est élevée mais reste plus faible que celle des prairies semi-naturelles (fig. 5) et on observe surtout une différence dans la composition floristique, qui est plus homogène en prairie semée. De plus, la végétation est influencée par le type de gestion. Après plusieurs années de suivi, il apparaît que l'absence de fauche ne permet pas le retour à un couvert prairial diversifié. Une gestion consistant en deux fauches semble appropriée mais il est actuellement difficile de conclure sur la date de fauche la plus pertinente. On peut distinguer dans la reconversion des prairies à biodiversité élevée trois stades de développement. Le stade initial correspond aux premières années de remise en herbe où le site réensemencé est dominé par les espèces semées ainsi que par des espèces rudérales, comme *Urtica dioica*, *Sonchus arvensis*, et des annuelles, comme *Erysimum cheiranthoides*, *Sinapis arvensis*. La progression des espèces prairiales communes, comme *Ranunculus repens*, *Taraxacum officinale*, *Plantago lanceolata*, détermine le stade transitoire. Enfin, lorsque les espèces prairiales les plus exigeantes, comme *Briza media*, *Avenula pubescens*, apparaissent, on atteint le stade de maturation où en terme de richesse, de composition et de diversité, on se rapproche des prairies semi-naturelles gérées de façon extensive.

Les études de la banque de graines du sol montrent que les espèces prairiales ne sont que faiblement présentes dans le sol d'anciennes cultures (fig. 6) car la majeure partie de ces espèces produit des graines à faible durée de vie. La banque de graines a donc besoin d'être enrichie. Les apports naturels sont possibles mais les résultats ont montré que les inondations transportent beaucoup de graines d'espèces ligneuses des ripisylves (fig. 6). De plus, les apports par le vent sont essentiellement réalisés sur de faibles distances. Cet enrichissement est donc grandement conditionné par la présence de prairies semi-naturelles gérées de façon extensive à proximité du site à restaurer (Vécrin et coll., 2002 ; Vécrin, 2003). En effet, de nombreux travaux insistent sur l'importance de la présence d'une parcelle source de graines (Bakker et Berendse, 1999). La gestion agricole exercée sur le site influencera de plusieurs manières le couvert végétal, tout d'abord en diminuant la compétition entre les espèces afin de favoriser les espèces prairiales adaptées à cette pression, ensuite en créant des conditions de germination favorables pour les graines contenues dans le sol ou apportées par le vent, les inondations, les animaux.

La restauration reste une problématique complexe, mais il est très important de recréer les milieux qui ont été dégradés. La caractérisation des écotopes correspondant aux différents habitats de la plaine alluviale permet de définir les écosystèmes de référence pour les opérations de restauration (Gréville et Muller, 2002). Devant les difficultés à reconstituer un couvert prairial après une période en culture, différentes méthodes ont été initiées afin de répondre au mieux aux objectifs de restauration, comme l'étrépage ou le transfert de sol prairial. Des travaux récents ont de même montré qu'aux Pays-Bas, les mesures agri-environnementales n'ont eu qu'un impact positif très limité sur

la biodiversité prairiale (Kleijn et coll., 2001). Cette grande difficulté de restauration de la biodiversité prairiale à partir de cultures ou de prairies appauvries par intensification met en évidence l'intérêt de la conservation de ces écosystèmes, qui représentent l'héritage de siècles de gestion extensive.

Conclusions et applications des recherches menées

Ce programme de recherche a ainsi confirmé le rôle fondamental du facteur hydrique dans la structuration de la biodiversité prairiale. Toute modification durable du régime hydrique aura des répercussions sensibles sur les communautés végétales et animales.

Les travaux menés ont également établi l'importance essentielle du mode de gestion agricole dans la conservation de ces zones humides alluviales. Un mode optimal de gestion conservatoire des prairies du Nord-Est de la France a ainsi pu être défini, correspondant à une fauche tardive (après le 30 juin), suivi d'une seconde fauche fin août ou d'un pâturage du regain, sans fertilisation des prairies ou avec des apports très limités. Dans les secteurs abritant les derniers couples de Râle de genêts, la date de la fauche doit être reportée à la fin de juillet.

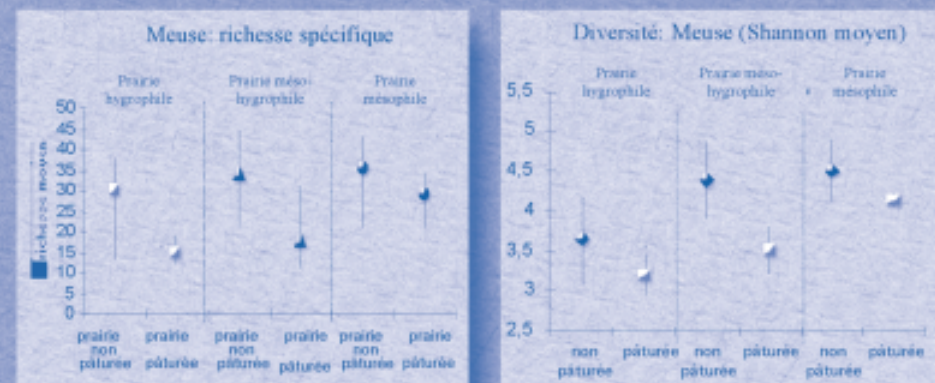
La restauration de prairies à biodiversité élevée à partir d'anciennes cultures, grâce à la mobilisation de la banque de graines du sol et d'apports fluviaux ou éoliens s'est révélée être un processus complexe et relativement aléatoire, ne permettant pas d'obtenir des résultats satisfaisants dans des délais de quelques années. Ces difficultés de la restauration plaident pour le renforcement des actions de conservation des prairies existantes à diversité élevée grâce à une gestion extensive.

Les résultats de ce programme permettent déjà d'argumenter les actions de conservation à promouvoir dans le cadre des CTE, et tout particulièrement, celles préconisées dans les Documents d'Objectifs des sites du réseau Natura 2000.

Bibliographie

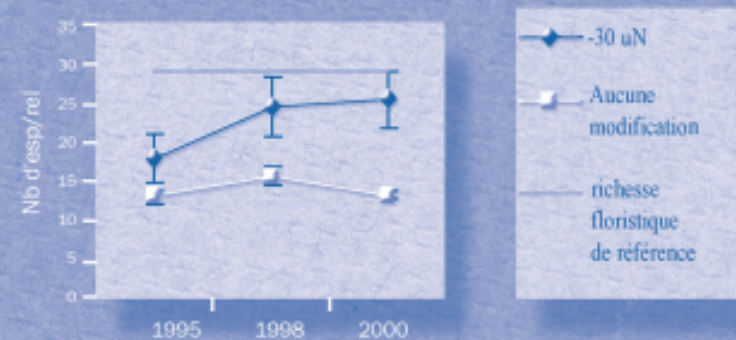
- Bakker, J.P. et Berendse, F., 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in ecology and evolution*, 14 (2) : 63-68.
- Berendse, F., Oomes, M.J.M., Altena, H.J. et Elberse, W.T.H., 1992. Experiments of restoration of species-rich meadows in the Netherlands. *Biological Conservation*, 62 : 59-65.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A., 1992. Bird census techniques. Academic Press, London, 257p.
- Broyer, J., 1988. Dépeuplement des populations d'oiseaux nicheurs dans les sites cultivés et prairiaux : les responsabilités de la modernité agricole. FRAPNA / SRETIE, Lyon, 192 p.
- Broyer, J., 1993. Conservation des prairies inondables dans l'Est de la France : un exemple d'application des articles 21 à 24. *Bull. mens. ONC*, 177 : 20-29.
- Broyer, J., 1998. Mesures agri-environnementales et avifaune prairiale dans le Val de Saône. *Bulletin mensuel de l'ONC*, 233 : 48-60.
- Broyer, J. et Roché, J., 1991. La population nicheuse de Courlis cendré *Numenius arquata* du bassin de la Saône. *Alauda*, 59(3) : 129-135.
- Gréville, F. et Müller, S., 2002. Grassland ecotopes of the upper Meuse as references for habitats and biodiversity restoration: a synthesis. *Landscape Ecology*, 17 (Suppl. 1) : 19-33.
- Gréville, F., Krebs, L. et Müller, S., 1998. Comparative importance and interference of hydrological and soil nutrient gradients biodiversity in flood meadows. *Biodiversity and Conservation*, 7 : 1495-1520.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. et Gilissen, N., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, 413 : 723-725.
- Labhardt, A., 1988. Zum Bruterfolg des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) in Abhängigkeit von der Grünlandbewirtschaftung in den Westschweizer Voralpen. *Beihfte zur Veröffentlichung für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* 51 : 159-178.
- Müller, S., Dutoit, T., Alard, D. et Gréville, F., 1998. Restoration and rehabilitation of species-rich grasslands in France: a review. *Restoration Ecology*, 6 (1) : 94-101.
- Selinger-Looten, R. et Müller, S., 2001. Restauration d'un couvert prairial sur ancienne culture de maïs : impact de la fauche et rôle de la banque de graines du sol. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 56 : 3-19.
- S. Müller, J. Branciforti, F. Gréville, C. Jager, L. Krebs, F. Mony et M.P. Vécir (Labo. de Biodiversité et Fonctionnement des Ecosystèmes, Université de Metz).
- Vécir M.P., Van Diggelen R., Gréville F. et Müller S., 2002. Restoration of species-rich flood-plain meadows from abandoned fields in NEFrance. *Applied Vegetation Science*, 5 : 263-270.
- Vécir M.P., 2003. Mécanismes de restauration de la biodiversité végétale dans les prairies alluviales après une phase de culture. Thèse, Université de Metz.

Figure 1



Impact du pâturage et de la fauche sur les descripteurs de la végétation prairiale

Figure 2



Evolution de la richesse floristique des carrés permanents qui connaissent une réduction de 30 kg de N/ha/an à partir de 1995 dans la vallée de la Seille

Fréquence de présence de 3 espèces aviennes en fonction de l'occupation des sols
(proportion en prairies de fauche et pâturées) à 2 échelles d'analyse (9 ha et 100 ha).
(Test de Kruskal-Wallis : * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$)

Figure 3

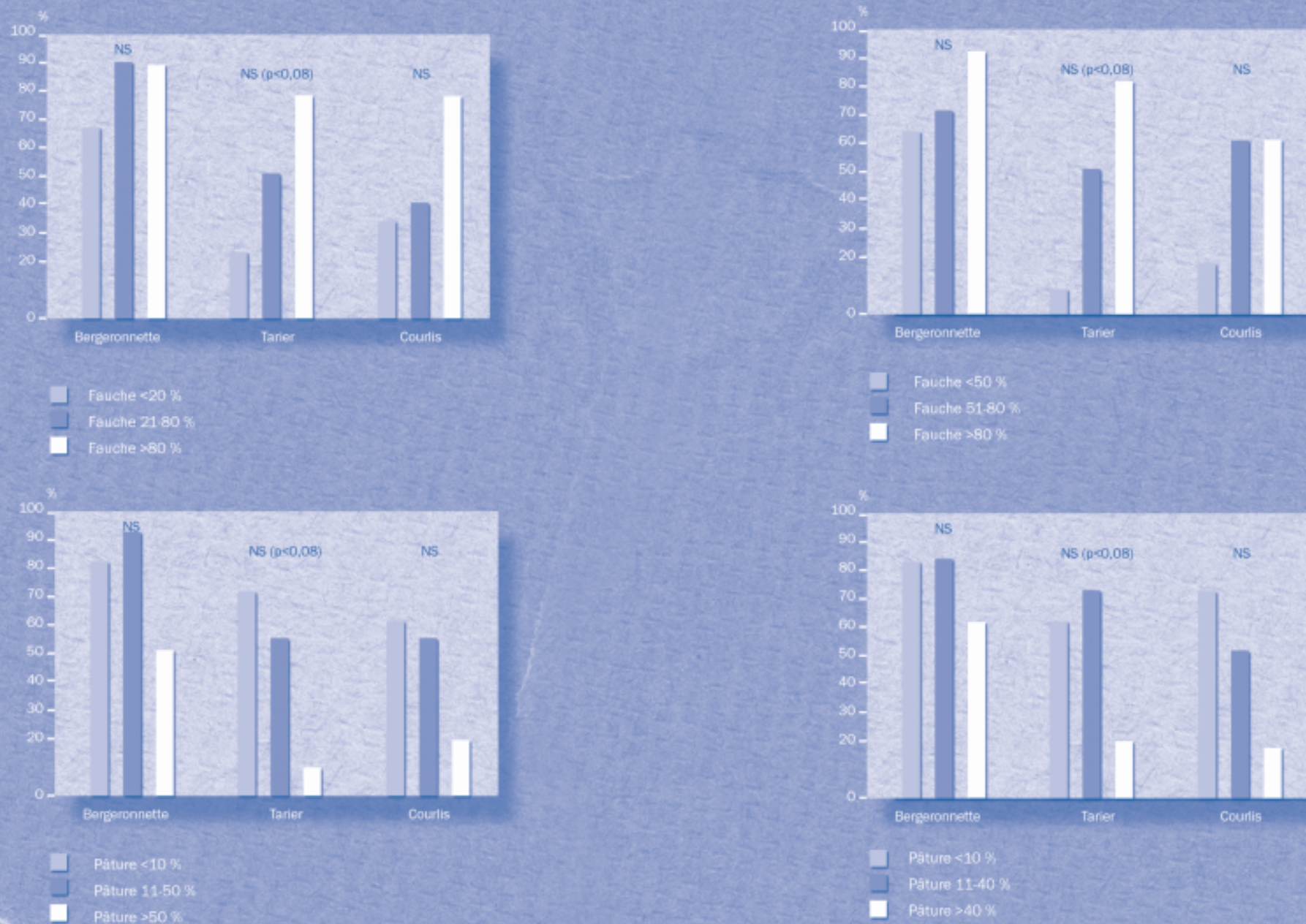
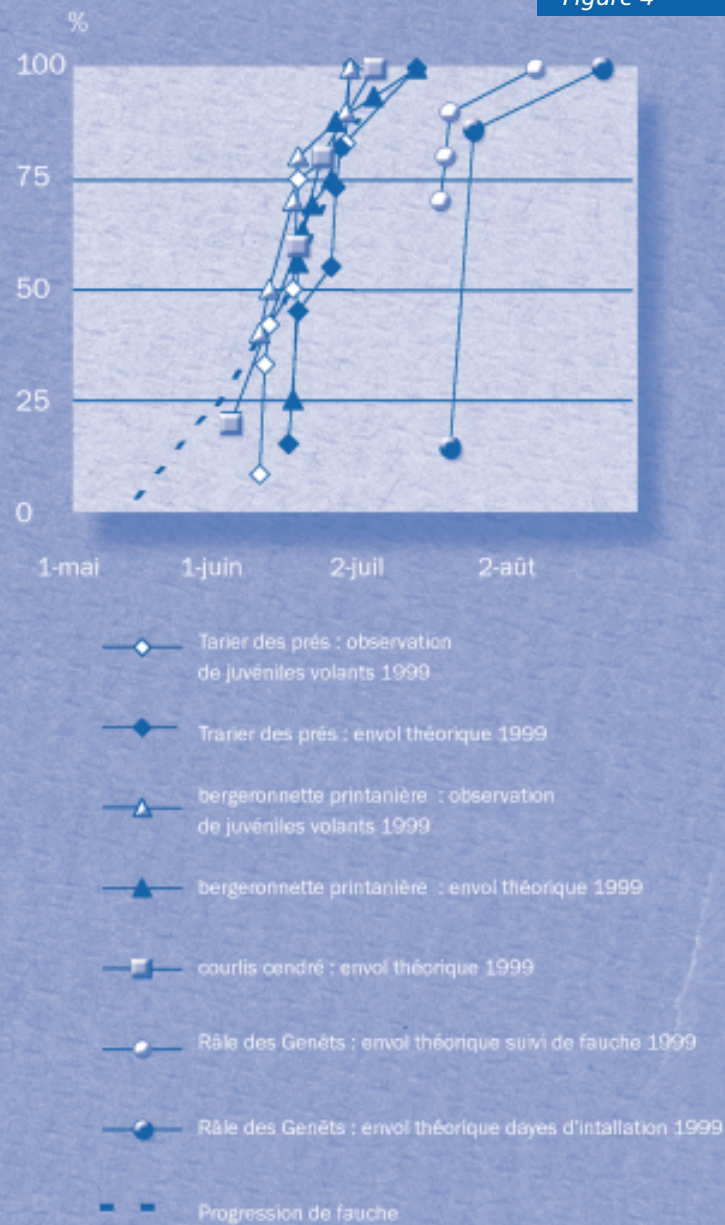
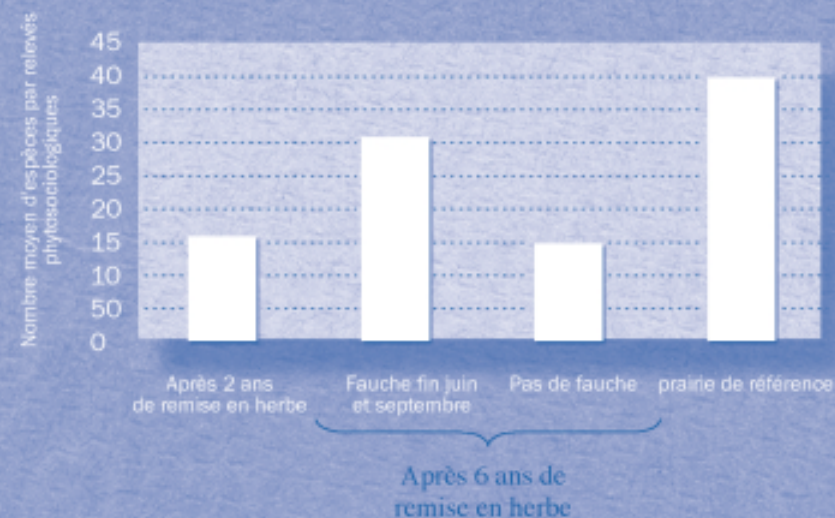


Figure 4

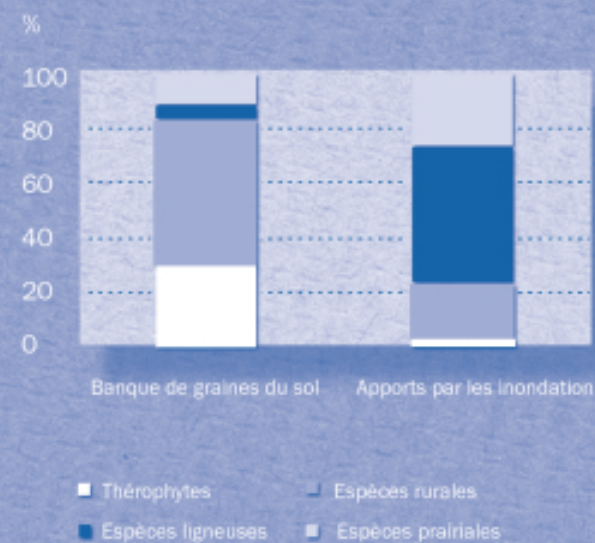


Phénologie de reproduction de l'avifaune prairiale (fréquences cumulées des envols théoriques comparées à la progression de la fauche).

Figure 5



Richesse spécifique d'une prairie remise en herbe après une phase de culture est soumise à différentes modalités de gestion



Composition de la banque de graines du sol et des apports par les inondations dans des prairies "remises en herbe" après une phase de culture.

Approche hydrologique du fonctionnement d'une zone humide alluviale : la Seine moyenne

H. BENDJOUDI (UMR 7619 SYSIPHE, UNIVERSITÉ PIERRE ET MARIE CURIE, PARIS),

Hocine.Bendjoudi@ccr.jussieu.fr

P. WENG (BRGM SERVICE EAU RMD, MONTPELLIER, FRANCE),

p.weng@bgrm.fr

R. GUÉRIN (UMR 7619 SYSIPHE, UNIVERSITÉ PIERRE ET MARIE CURIE, PARIS),

guerin@ccr.jussieu.fr

C. KAO (CEMAGREF, GROUPEMENT D'ANTONY),

cyril.kao@cemagref.fr

A. COUDRAIN-RIBSTEIN (UMR HYDROSCIENCES, MONTPELLIER),

anne.coudrain@msem.univ-montp2.fr

G. DE MARSILY (UMR 7619 SYSIPHE, UNIVERSITÉ PIERRE ET MARIE CURIE, PARIS),

GDemarsily@aol.com

A. TABBAGH (UMR 7619 SYSIPHE, UNIVERSITÉ PIERRE ET MARIE CURIE, PARIS),

alat@ccr.jussieu.fr

S. GAILLARD (UMR 6554, UNIVERSITÉ DE NANTES),

stephan.gaillard@human.univ-nantes.fr

F. GIRAUD† (BRGM SERVICE EAU RMD, MONTPELLIER, FRANCE),

P. BONTÉ (LABORATOIRE DES SCIENCES DU CLIMAT ET DE L'ENVIRONNEMENT, UMR CEA-CNRS, GIF-SUR-YVETTE),

bonte@cfr.cnrs-gif.fr

Introduction

L'importance de la dialectique "fonctionnement-caractéristiques hydrologiques" est de plus en plus mise en évidence pour les zones humides. Les apports d'éléments minéraux et notamment d'éléments nutritifs dans les zones humides sont liés aux différents modes d'approvisionnement en eau. Le volume, la fréquence et la rétention plus ou moins marquée de ces apports d'eau et de matière conditionnent la nature et l'organisation des peuplements végétaux des zones humides ainsi que l'ensemble du fonctionnement biogéochimique de celles-ci. En retour, les composantes biologiques et le fonctionnement biogéochimique des zones humides agissent sur le régime des eaux à travers un certain nombre de processus : modification des conditions d'évaporation (ombrage) et de transpiration du

couvert végétal, accumulation de sédiments pouvant réduire l'importance des submersions et affecter les échanges entre eaux de surface et eaux souterraines, mise en place de dépôts de sédiments fins ou formation d'horizons tourbeux susceptibles de réduire les transferts d'eau vers les nappes.

On ne dispose pourtant que d'un nombre encore relativement restreint de réflexions globales sur cet aspect essentiel. On trouve d'un côté des études locales, destinées à caractériser les habitats ou les conditions de fonctionnement biogéochimique de différents sites, de superficie le plus souvent assez réduite. Elles se limitent généralement à l'observation des variations du niveau des eaux sur les sites considérés, sans que soient pris en compte ni l'origine de ces eaux qui peut être multiple, ni les capacités de stockage des systèmes ou le temps de résidence des eaux. Il convient cependant de souligner le développement de travaux comme ceux de Giraud (1992) qui a développé un modèle hydrologique du Marais de Moëze (Charente Maritime).

A l'opposé, les études engagées au niveau de bassins versants dans une perspective de prédiction des crues sont conduites le plus souvent à des échelles qui ne permettent pas de différencier le rôle spécifique des divers types de zones humides au sein de ces bassins.

Objectifs et sites d'étude

Dans le cadre du volet zones humides alluviales du PNRZH, a été conduite une étude intitulée "Fonctionnement des zones humides riveraines du cours moyen des rivières : analyse et modélisation de la genèse des hétérogénéités structurales et fonctionnelles. Application à la Seine moyenne". L'étude a comporté cinq thèmes :

- analyse du remplissage alluvionnaire (prospections géophysiques ; paléo-hydrologie et étude des paléo-environnements ; modèle de sédimentation) ;
- fonctionnement hydrique du système ;
- flux et bilans de matières ;
- impacts anthropiques ;
- typologies fonctionnelles.

L'étude hydrologique du fonctionnement de la zone humide, qui constitue le corps central du projet a été traitée en trois temps : d'abord à l'échelle du bassin, ensuite à l'échelle locale et enfin par une modélisation ponctuelle du fonctionnement hydrologique. L'objectif étant de donner une première réponse aux questions posées : influence de la gestion de la côte de la Seine ; part relative des échanges atmosphériques, du débordement de la rivière, de la remontée phréatique dans l'alimentation de la zone humide ; rôle des horizons pédologiques ; modèle conceptuel du fonctionnement hydrologique.

Le site choisi pour mettre en oeuvre notre programme de recherche est celui de la "zone atelier Seine amont" (corridors de l'Aube et de la Seine à l'amont de la confluence, plaines de Romilly et de la Bassée) déjà retenue comme Zone Humide d'Importance Majeure par le ministère chargé de l'environnement.

Bien que couvrant une aire géographique relativement peu étendue, ce site est représentatif de divers types de contraintes anthropiques imposées aux systèmes fluviaux :

- impacts hydrologiques : contrôle des crues et soutien des étiages par les barrages-réservoirs de la Seine et de l'Aube, canalisation de la Seine en aval de Nogent avec constitution de biefs navigables entre les écluses, endiguements et mise à jour de la nappe alluviale à la faveur de multiples carrières ;
- impacts sur la qualité des eaux : rejets ponctuels de moyennes agglomérations (Troyes, Nogent), apports des cultures de plateaux à forte utilisation d'engrais et de pesticides par les eaux de ruissellement et/ou via la nappe de la craie et des alluvions quaternaires, apports agricoles sur la plaine elle-même.

Pour l'approche locale nous avons choisi une prairie humide riveraine de la Seine (Noue de Voyons), située quelques kilomètres en aval de la confluence Aube-Seine dans la plaine de Romilly-sur-Seine à 100 km en amont de Paris. Le sol y est organisé en trois principaux horizons :

- de la surface à 45 cm de profondeur se développe un sol constitué d'argiles limoneuses de couleur brune ;
- entre 45 et 120 cm de profondeur se trouve un horizon d'argiles limoneuses gris-vert avec traces d'oxydes de fer ;
- en dessous de cet horizon se trouvent des alluvions fines à grossières jusqu'à 7 m de profondeur et qui renferment un aquifère libre. Ces alluvions quaternaires reposent sur la craie sénonienne qui affleure sur les coteaux de part et d'autre de la plaine alluviale. La craie, dont la puissance est ici de 350 m, renferme aussi un aquifère qui est productif sur les 50 m supérieurs (Mégny, 1979). Ces deux aquifères sont hydrauliquement connectés. A l'étiage, la surface libre de la nappe des alluvions est située à environ 1,30 m sous le niveau du sol. Avec un battement saisonnier de la nappe de l'ordre de 1,70 m, le niveau piézométrique est périodiquement au-dessus du niveau du sol (nappe affleurante).

La démarche adoptée consiste à isoler une partie de cette prairie à l'aide de plaques en poly-carbonate enfoncées dans le sol. L'ensemble forme alors un bac carré de sept mètres de côté. L'eau qui pourrait éventuellement inonder la prairie par submersion de la rivière n'inondera pas tout de suite l'intérieur du bac. Par contre dans le cas d'une inondation par remontée de nappe ou liée à de fortes précipitations, l'intérieur et l'extérieur du bassin seront inondés de la même façon. La mesure du niveau d'eau à l'intérieur et à l'extérieur du bac est assurée par deux cannes ultrason reliées à une centrale d'acquisition de données, la comparaison des enregistrements sur chaque canne permet alors de quantifier la contribution de chaque terme lors d'une inondation.

Outre le processus d'inondation, il apparaît très important de suivre le comportement du milieu non saturé (interface entre la nappe et la surface). L'outil qui nous a semblé adéquat pour ce suivi est la tensiométrie. Deux séries de 10 cannes tensiométriques, enfoncées à des profondeurs allant de 20 cm à 2 m ont été installées à l'intérieur du bac. Les mesures tensiométriques sont effectuées trois fois par jour en période de crue et au pas de temps hebdomadaire pendant les autres périodes. Afin de détecter le développement d'une éventuelle nappe perchée qui pourrait biaiser les résultats obtenus par tensiométrie, un piézomètre profond de 1 m, entièrement crépiné a été mis en place dans le bac. Pour l'étude des niveaux saturés, deux piézomètres, situés sur la prairie, ont été équipés. L'un, profond de 15 m, atteint la craie et n'est crépiné que sur les 15 derniers centimètres. Le second, profond de 6 m, ne pénètre que dans les alluvions et est crépiné de la même façon. De cette manière, les charges dans la craie et dans les alluvions peuvent être mesurées séparément. Autour du site, à des distances d'environ 500 m, quatre autres piézomètres crépinés entre 1,5 m et 5 m sous le niveau du sol, permettent d'étudier les écoulements régionaux horizontaux. La cote de la Seine est mesurée à 1 km en aval du site. Le site a été suivi depuis février 1998 jusqu'à début 2000.

Fonctionnement hydrologique

Le paramètre hydrologique le plus immédiat est le niveau de l'eau qui apparaît comme un facteur de contrôle du fonctionnement des zones humides. On s'est ensuite intéressé à la fluctuation de ce niveau en termes de fréquence et de durée de la saturation ou de la submersion décrites par l'hydropériode ou signature hydrologique de la zone humide.

Cependant cette notion à elle seule ne permet pas d'expliquer tous les aspects du fonctionnement des zones humides. Nous avons donc eu recours aussi aux outils classiques de l'hydrologie et de l'hydrogéologie : circulations, échanges, bilans, modélisation. L'objectif est de connaître et de modéliser les caractéristiques principales des circulations superficielles et souterraines : sens et vitesse de circulation de l'eau à différentes profondeurs et époques dans les corps sédimentaires étudiés ; origine des eaux ainsi que leur variation au cours de l'année ; mécanismes d'inondation et enfin fonctionnement de la zone non saturée.

Bilan hydrologique à l'échelle du bassin.

Bilan hydrologique à l'échelle du bassin.

Le bilan hydrologique à l'échelle du bassin hydrologique a été établi pour la période 1979 à 1995 (Weng, 2000). Ce bassin (2,840 km²) est représentée figure 1. Il inclut la plaine alluviale (840 km²), les affleurements de la craie sur les plateaux encadrant cette plaine (1870 km²) et les affleurements des argiles de Gault à l'extrême sud-est (130 km²). Dans cette région, les bassins versants superficiel et hydrogéologique coïncident.

Les entrées sont les écoulements de surface et les précipitations efficaces. Les premiers, débits des rivières à l'entrée de la zone étudiée (Lassicourt, Blaincourt et Troyes), proviennent des restitutions des deux grands barrages en amont (réservoirs Aube et de Seine). A partir des données de la Banque Hydro, ces entrées atteignent 631 Mm³.an-l à Blaincourt, 227 Mm³.an-l à Lassicourt et 1056 Mm³.an-l à Troyes, avec une incertitude de 5 à 7 % en fonction du débit mesuré (d'après la Charte de qualité des mesures hydrométriques, ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, 1998). Pour estimer la pluie efficace (recharge) nous avons utilisé l'ETP Penmann fournie par Météo-France à la station de Troyes ; l'évapotranspiration réelle (ETR) a été calculée, en supposant le ruissellement négligeable, par la méthode de Thornthwaite (1954) et en utilisant une capacité du réservoir du sol de 75 mm pour toute la région. Cette valeur a été choisie de façon à équilibrer le bilan hydrologique. En effet, une valeur de 100 mm - généralement admise sous climat tempéré (Mégny, 1979) - donne une recharge faible. On obtient ainsi une recharge annuelle moyenne de 183 mm soit 520 Mm³.an-l. On peut admettre pour cette entrée une incertitude de l'ordre de 3 à 7 % (suivant les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Météorologie, OMM, 1994).

Les sorties sont les débits de la Seine mesurés à Pont sur Seine (2485 Mm³.an-l) et l'écoulement souterrain, à travers les alluvions et la craie à l'ouest du bassin. A l'aide des cartes piézométriques et de quelques valeurs de transmissivité (Mégny, 1979), nous avons estimé ces sorties souterraines à moins de 4 Mm³.an-l, ce qui, compte tenu des incertitudes précédentes, permet raisonnablement de les négliger.

La différence entre les entrées et les sorties (51 Mm³.an-l) doit être considérée à la lumière de l'incertitude résultante qui est de l'ordre de 10 à 15 % (ces valeurs obtenues par addition des variances peuvent sembler énormes mais sont relativement courantes en hydrogéologie) soit 245 à 370 Mm³.an-l. On peut donc considérer que le bilan est équilibré et que les valeurs d'entrée et de sortie sont validées.

Bilan hydrologique à l'échelle de la zone humide alluviale.

En supposant que la variation du stock est nulle à l'échelle inter-annuelle, on peut établir (Weng et coll., 1999) un bilan hydrologique pour la zone humide alluviale (840 km²). Celle-ci est alimentée par les pluies efficaces (QPZH) et la nappe de la craie (QCRZH) et est drainée par les rivières (QZHR), soit : QPZH + QCRZH = QZHR

Pour la période 1979-1995, en moyenne annuelle, QPZH = 154 Mm³.an-l (183 mm.an-l sur 840 km²) et QZHR = 571 Mm³.an-l (différence entre les sorties et les entrées de surface). Soit QCRZH = 417 Mm³.an-l. Ainsi sur la période 1979-1995, la zone humide alluviale a été alimentée à 73 % en volume par les eaux de l'aquifère crayeux, et à 27 % par les précipitations efficaces. Ces valeurs prouvent qu'il est nécessaire de prendre en compte les eaux souterraines (d'échelle régionale) dans l'étude de l'hydrologie des zones humides. On ne peut donc pas se contenter de regarder la zone humide "du dessus", en se limitant à la surface de la zone humide mais dans un contexte d'hydrosystème, il faut tenir compte d'une zone d'alimentation beaucoup plus vaste que la zone humide stricto sensu.

Avec une infiltration moyenne de 183 mm/an sur le bassin versant entier (alluvions + craie + argiles de Gault) et une pluie moyenne de 662 mm/an, on arrive à une ETR de 479 mm/an. L'ETR représente donc approximativement 67 % de l'ETP (710 mm/an en moyenne) sur l'ensemble du bassin. Pour le bilan nous avons, en première approche adopté la même approche pour la zone alluviale mais nous montrerons plus loin que l'ETR dans les parties humides de la zone peut atteindre 95 % de l'ETP.

Evaluation de la capacité de stockage de la zone humide alluviale.

En comparant les valeurs journalières des débits à l'entrée et à la sortie de la zone humide alluviale, il est possible de mettre en évidence la fonction de stockage de la zone humide durant les épisodes de crue. Lorsque, suite à l'arrivée d'une crue, le niveau de la rivière monte, l'eau s'infiltre par les berges et est stockée dans les alluvions pour être restituée plus tard. Nous avons essayé de quantifier ce rôle régulateur de la zone humide. Le volume stocké peut représenter jusqu'à 15 Mm³ sur une semaine. Ramené à la surface de la plaine alluviale, et en prenant une porosité efficace de 10%, ce volume représente une variation d'à peine 0,18 m de la surface piézométrique.

Notons qu'une expérience avait été montée en septembre 1991 pour mesurer directement le stockage des berges (Tajjar, 1993). Les conclusions en avaient été que : le stockage est significatif pour des durées d'une semaine mais proportionnellement moins important si la variation du débit se prolonge au-delà d'un mois ; le stockage est plus important dans les parties les moins aménagées pour la navigation.

Les mécanismes d'inondation

Les niveaux d'eau à l'intérieur et à l'extérieur du bac de Voyons ainsi que dans le piézomètre de surface (1m de profondeur) ont été enregistrés de novembre 1998 à mai 1999. Il n'y a aucun délai entre les différents enregistrements de la montée des eaux ce qui milite en faveur d'une inondation par remontée de la nappe phréatique plutôt que par submersion de surface suite à un débordement de la Seine. L'inondation a bien pour origine la montée du niveau de la rivière mais elle se fait par infiltration à travers les dépôts alluviaux perméables et ensuite exfiltration verticale.

Ce schéma de fonctionnement, en période d'inondation, est confirmé par la carte piézométrique (fig. 2b) qui montre que l'écoulement souterrain est parallèle à la rivière, dirigé vers le canal, avec le même gradient hydraulique que la rivière elle-même.

Nous avons voulu savoir si ce fonctionnement était général ou seulement valable pour les deux années d'observation. Pour cela quatre carottes de sol de 80 cm ont été prélevées, deux sur notre site d'étude et les deux autres sur un site voisin plus élevé, jamais inondé et non perturbé par les activités humaines (site "stable"). Les teneurs en I37Cs des carottes ont été mesurées tous les 10 cm. Le I37Cs provient des retombées atmosphériques des tests nucléaires des années 60 et de l'accident de Tchernobyl de 1986. Il présente une demi vie de 30 ans et est très fortement fixé par les particules du sol. Ce traceur est fréquemment utilisé pour étudier l'érosion ou l'accumulation des sols (Richie et McHenry, 1975). Si la zone humide est alimentée par débordement de la rivière, les MES, marquées en I37Cs, vont s'y déposer : son activité surfacique en I37Cs devenant ainsi plus forte que celle d'un site "stable". En revanche, en cas de remontées de nappe il n'y a pas d'apport de particules marquées. L'activité en I37Cs sera donc plus forte pour un site inondé par débordement que pour un site qui ne l'est pas. Les résultats obtenus montrent que l'activité moyenne en I37Cs du site de Voyons (2098 et 2888 Bq/m²) est inférieure à celle du site "stable" de référence (2519 et 3769 Bq/m²). Notons que l'activité régionale, basée sur 17 échantillons prélevés dans toute la région, est de 3171 Bq/m².

On peut donc conclure que dans cette partie de la zone humide au moins, l'inondation est d'origine phréatique (un tel mécanisme a été observé lors des inondations de 2001 dans la vallée de la Somme). Il faut bien noter les conditions qui gouvernent ce type de fonctionnement : régulation des débits par les barrages amont et crues de période de retour de moins de 10 ans. Si on s'intéresse à l'ensemble de notre zone humide, à partir des observations de terrain, on peut conclure que les inondations résultent aussi bien de débordement, de la rivière elle-même ou par mise en eau d'anciens bras, que de remontées phréatiques. Ces dernières apparaissant sous la forme de mares de plus en plus importantes dans les points bas dès le début de la crue.

Fonctionnement hydrologique local.

Hors période de crue, il existe deux configurations des relations entre la Seine et la zone humide, le drainage par la Seine et l'infiltration depuis la Seine.

En conditions normales.

Excepté en été (fig. 2c) et durant les inondations (fig. 2b), l'eau s'écoule vers la rivière. Celle-ci joue donc le rôle de drain pour la zone humide, durant près de 60% du temps (fig. 2a). Le gradient hydraulique est variable, dépendant surtout du niveau de la rivière donc de la gestion des barrages réservoirs amont.

En période estivale.

Pendant l'été (fig. 2c), l'eau souterraine circule dans le sens Seine-zone humide. A cette période, l'évolution du niveau de l'eau dans la zone humide montre deux types de variations : des variations de grande amplitude contrôlées par les variations du niveau de la Seine ; des oscillations de plus faible amplitude et de période journalière. L'enregistrement de ces variations pour les piézomètres (l'un P15 dans la craie, l'autre P6 dans les alluvions, respectivement à 15 et 6 m de profondeur) du site de Voyons, montre que les niveaux maxima sont enregistrés vers 7 h du matin et les plus faibles vers 7 h du soir. La fluctuation journalière est de l'ordre de quelques centimètres.

L'explication de ce phénomène est que le niveau de l'eau dans la zone humide, autour de 1,4 m de profondeur en été, est tel qu'il permet de satisfaire une très grande partie de la demande évaporatoire. Durant le jour, le niveau baisse suite notamment aux prélèvements racinaires et à la demande évaporatoire de l'atmosphère alors que durant la nuit l'aquifère est rechargé par la rivière ou par la craie sous-jacente au moment où la demande racinaire est nulle ou plus faible. Godwin et Bharucha (1931) ont fait de pareilles observations et les ont rapportées à l'évaporation ou à l'évapotranspiration. Pensant qu'il y avait là une façon simple de quantifier l'évapotranspiration réelle, nous avons tenté de comparer les amplitudes journalières des oscillations du niveau de l'eau à l'ETP Penmann fournie par Météo-France. Mais contrairement aux conclusions des travaux cités, aucune corrélation n'a pu être établie, qui nous aurait permis d'estimer l'évapotranspiration à partir de l'enregistrement des fluctuations piézométriques. Peut être cela est-il dû au fait que l'ETP utilisée est une valeur représentative plutôt de la région que des conditions locales.

Quoiqu'il en soit à cette période de l'année, une partie de l'eau, fournie par les barrages pour le soutien des étiages, sert à alimenter l'évapotranspiration dans la zone humide.

Mise en évidence de circulations verticales entre la craie et les alluvions.

A partir des mesures du niveau de l'eau dans les piézomètres P15 et P6 du site de Voyons nous avons déterminé le gradient hydraulique vertical entre les alluvions et la craie sous-jacente. Il apparaît que ce gradient correspond à un flux ascendant, sauf pour un jour ou deux, tout au long de la période de mesure. De l'ordre de quelques millièmes la plus part du temps, il peut atteindre de fortes valeurs après des épisodes de crue lorsque le niveau de l'eau dans la rivière (et dans les alluvions) décroît rapidement alors que celui de la craie reste encore élevé (Weng et coll., 1999).

Pour quantifier le flux ascendant de la craie vers les alluvions, nous avons besoin d'estimer les conductivités hydrauliques des différents matériaux. Nous avons procédé pour cela à des chocs hydrauliques (slugs tests, Hvorslev, 1951) dans trois piézomètres, à la craie, aux alluvions grossières et au niveau supérieur argileux. Ce genre de test donne plutôt la conductivité horizontale pour les formations étudiées. Pour estimer la conductivité verticale nous avons suivi Weng (2000) qui estime que la conductivité verticale (Kv) est environ 40 fois plus faible que la conductivité horizontale (Kh). Ce qui nous donne pour la conductivité hydraulique verticale de la craie une valeur de 1,9 10⁻⁵ m.s⁻¹. Avec cette valeur et un gradient vertical moyen de 2 pour mille, le flux entre la craie et les alluvions serait de 3,8 10⁻⁸ m³.s⁻¹.m⁻² qui représente environ deux fois la valeur obtenue par le bilan hydrologique établi pour une période de 16 ans. Ceci signifie que, selon toute vraisemblance, ce flux vertical n'est pas uniformément réparti sur toute l'étendue de la zone humide. Il est plus fort au niveau du site expérimental de Voyons qui est situé à seulement 500 m de la rivière et reçoit une alimentation, à partir de la craie, supérieure au reste de la plaine alluviale développée sur plus de 4 km de large. Néanmoins, quelle que soit la valeur de ces chiffres, ceci montre sans ambiguïté que la zone humide est rechargée par la craie sous-jacente.

Etude de la zone non-saturée.

La zone non-saturée du sol représente la zone de battement de la nappe superficielle de la zone humide. Le passage répété de conditions oxiqes à des conditions anoxiques gouverne la dynamique des processus biogéochimiques qui s'y déroulent. Il est donc important d'en connaître le fonctionnement.

Utilisation de la tensiométrie.

Les relevés tensiométriques effectués sur le site de Voyons montrent deux types de profils de charge hydraulique bien distincts (fig. 3). De novembre à mai, nous trouvons des profils en infiltration (fig. 3a) : les charges hydrauliques diminuent avec la profondeur, devenant constantes à partir du moment où le capteur est au dessous du niveau de la nappe. La période pendant laquelle de tels profils sont observables est relativement longue. Cependant, cette infiltration a peu d'effet sur le niveau de la nappe, lequel est entièrement contrôlé par le niveau de la Seine. L'aquifère est bien rechargé mais le flux entrant est assez vite évacué vers la rivière. Sur la plupart des profils relevés, on peut noter la présence d'une surpression locale vers 1 m de profondeur au niveau de la couche du sol riche en argile. L'hypothèse retenue est que cette surpression est causée par le gonflement des argiles, en particulier la smectite (détectée par diffractométrie X) autour du tensiomètre.

A partir de mai un plan de flux nul apparaît aux alentours de 40 cm de profondeur. L'évapotranspiration est alors suffisamment importante pour provoquer un flux ascendant dans la partie supérieure du sol, alors que la recharge hivernale est encore en train de s'infiltrer dans la partie inférieure (fig. 3b).

A partir de juin (fig. 3c), l'horizon de flux nul disparaît et un profil d'évapotranspiration s'installe. Il faut noter que ces profils d'évapotranspiration correspondent à la période au cours de laquelle les oscillations nyctémérales sont observées.

Modélisation de la zone non saturée.

La modélisation a été effectuée en une dimension pour une colonne verticale de sol (Weng, 2000 ; Bendjoudi et coll., 2002). L'objectif est d'estimer les flux d'infiltration ou d'évapotranspiration transitant à travers la zone non saturée du sol. Le modèle utilisé a été développé au sein du BRGM (MARTHE, Modélisation d'Aquifère par un maillage Rectangulaire en régime Transitoire pour le calcul Hydrodynamique des Ecoulements, Thiery, 1990, 1993).

Le modèle a été calé en régime transitoire et testé sur une période de 114 jours. Les charges simulées par le modèle au pas de temps journalier cadrent bien avec les mesures obtenues par tensiométrie. La période de simulation correspond à deux sous périodes de 57 jours chacune, l'une humide (8 avril au 3 juin 1999) et l'autre sèche (4 juin au 30 juillet 1999). Le modèle indique que durant la saison humide, l'infiltration atteint l'aquifère et que le niveau de celui-ci serait plus haut que celui mesuré si on supprime la connexion avec la rivière. Ceci rejoint donc la remarque déjà faite à propos des résultats de la tensiométrie : la pluie recharge bien l'aquifère mais celui-ci est rapidement drainé par la Seine.

Durant la saison sèche, le modèle donne une évapotranspiration réelle de 1,7 mm par jour, ce qui correspond à 93% de l'ETP. Cette valeur confirme ce qui a déjà mis en évidence par l'étude du stockage aussi bien que des oscillations nyctémérales : la rivière recharge la zone humide en période de forte évapotranspiration. Ce schéma est inversé par rapport à une situation naturelle où, en été, l'aquifère alluvial soutient la rivière. Il montre la très forte influence de la gestion anthropique (soutien des étiages par les réservoirs amont) sur le fonctionnement de la zone humide.

Suivi de l'infiltration par méthode thermique.

Lorsqu'un fluide se déplace dans un milieu poreux, à la conduction thermique s'ajoute un phénomène de convection. Si les deux mécanismes de transfert, conduction et convection, agissent simultanément, la solution de l'équation de la chaleur dépend de deux paramètres, G , diffusivité thermique (rapport de la conductivité thermique k du milieu à sa capacité calorifique volumique C) et

$n = uC_w/C_v$ (u vitesse de Darcy, C_w capacité calorifique volumique du fluide et C_v capacité calorifique volumique du complexe solide-fluide). Ces paramètres peuvent être estimés à partir du rapport des températures à deux profondeurs différentes.

Etude des variations périodiques.

Pour un signal périodique (Tabbagh et coll., 1999), il est intéressant d'exprimer G soit à partir de la différence de phase entre deux profondeurs (G_{phase}), soit à partir du rapport d'amplitude entre les mêmes profondeurs (G_{amp}). La différence entre ces deux diffusivités apparentes est une fonction monotone croissante de n , qui peut ainsi être estimé si l'on dispose d'une table de correspondance entre cette différence et n . La vitesse de Darcy u est alors déduite de la valeur de ce dernier paramètre.

Etude des variations transitoires.

Pour des variations transitoires, G et n peuvent être calculés par une procédure d'optimisation (moindres carrés par exemple) en cherchant le meilleur ajustement entre la température $T(z,t)$ observée à un niveau donné z_2 et la température $T^*(z_2,t)$ calculée par prolongement à partir de la température mesurée à une autre profondeur z_1 .

La méthode permet de déterminer non seulement le flux d'eau mais aussi l'humidité q du sol pour la période considérée.

Application aux données expérimentales.

Trois sondes thermiques ont été disposées dans une fosse creusée en avril 1998, sur le site de Voyons, dans la zone alternativement saturée et non-saturée du sol, aux profondeurs de 20, 40 et 75 cm. Sur ce terrain, le toit de la nappe phréatique se trouve à 1,30 m à l'étiage, tandis que l'eau affleure en période de crue. Les mesures, poursuivies jusqu'à mi-1999, ont été faites au pas de temps horaire pendant plus d'une année.

Nous avons d'abord considéré un cycle annuel allant du 17 juillet 1998 au 16 juillet 1999. Ce choix est justifié par le souci de laisser le sol se stabiliser après la mise en place des sondes et d'éviter la crue exceptionnelle de mai 1998 (due sans doute à une lachure des barrages réservoirs).

Pour le couple de sondes (20-75 cm), les valeurs obtenues pour la diffusivité apparente correspondent à $q = 0,326$ et $u = 527$ mm/an. Ces valeurs ayant été obtenues à partir d'un seul cycle, doivent être considérées avec précaution mais elles sont très vraisemblables. En effet, pour la même période on enregistre une ETP de 1189 mm et des précipitations de 945 mm. La valeur de u correspond en moyenne annuelle à la différence entre un flux descendant, la recharge et un flux ascendant, l'ETR. Par ailleurs, si on admet que, compte tenu de la topographie, le ruissellement est nul, alors la somme de la recharge et de l'ETR est égale à la pluie. On en déduit donc que la recharge est de 209 mm/an et l'ETR de 736 mm/an ce qui correspond à 62% de l'ETP, ratio tout à fait compatible avec celui établi à l'aide du bilan inter-annuel présenté plus haut.

Après la crue de mai 1998, on note une variation importante au niveau des profils de température (fig. 4). En appliquant la méthode transitoire pour la période du 13 mai au 7 juin 1998, on obtient pour le couple 20-40 cm (à 75 cm, les variations sont trop faibles pour pouvoir être exploitées), $u = -4,73$ mm/j et $q = 0,46$. Pendant la même période la précipitation moyenne est de 1,04 mm/j et l'ETP de -3,68 mm/j. Si on faisait l'hypothèse que l'humidité du sol ne varie pas pendant la période, hypothèse a priori trop grossière, on aurait une recharge négative de -1,85 mm/j et une ETR de -2,89 mm/j. Les profils tensiométriques présentant de grands changements pendant cette période n'ont pas permis une vérification de ces résultats.

Par contre, pour la longue période hivernale allant du 14 novembre au 22 décembre 1998, en utilisant le couple 20-40 cm, on obtient $u = 2,09$ mm/j et $q = 0,373$. En appliquant le modèle de van Genuchten (1980) et le profil tensiométrique mesuré le 3 décembre au milieu de la période, on obtient $u = 2,01$ mm/j (infiltration) et $q = 0,44$.

Essai de typologie hydro-géomorphologique.

L'évaluation des fonctions des zones humides riveraines vis-à-vis de la ressource en eau (stockage à court et à long termes, rétention et/ou recyclage d'éléments particuliers et dissous, etc.) ou des peuplements piscicoles (habitats de reproduction, zones de refuge, etc.) passe par l'identification des différents types fonctionnels depuis les têtes de bassin jusqu'aux plaines alluviales drainées par les cours d'eau de rang supérieur.

Dans cette perspective, un système de classification des zones humides riveraines applicable à l'échelle du bassin versant de la Seine a été élaboré. Il s'appuie sur des critères hydro-géomorphologiques considérés comme des déterminants du fonctionnement des systèmes écologiques.

Bases géomorphologiques.

Le principe de départ est que la morphologie actuelle des couloirs fluviaux résulte de processus d'érosion, d'accumulation et de remaniement qui se réalisent à différentes échelles de temps et d'espace (Gaillard et coll., 1999 et 2001). Ainsi trois variables représentatives des différentes échelles auxquelles la genèse, l'évolution et le fonctionnement actuel des milieux riverains peuvent être appréhendés ont été considérées. Il s'agit : de l'évolution du profil en long du lit fluvial depuis 15 000 ans BP ; de la nature des sédiments de couverture holocène et enfin du type de mosaïque fluviale. On aboutit ainsi à 12 types géomorphologiques.

Bases hydrologiques ;

Les échanges hydriques de la zone humide avec son environnement peuvent servir à caractériser son fonctionnement (Bendjoudi et de Marsily, 2000). On peut ainsi distinguer entre flux de surface (incluant ruissellement, précipitation et évaporation) et flux souterrains. Cette classification prend en compte la vitesse des transferts hydriques avec l'environnement en distinguant des transferts rapides (eaux superficielles et atmosphériques) et des transferts plus lents (eaux souterraines). Les premiers donnent lieu à un régime de fonctionnement contrasté, très fortement corrélé avec les apports atmosphériques, alors que les derniers absorbent les variations trop brutales et contribuent à assurer un fonctionnement plus régulier tout au long de l'année. Trois types de régimes hydrologique peuvent ainsi être dégagés comme le montre la fig. 5. Ainsi, si on parcourt un bassin versant de l'amont vers l'aval, on constate que les eaux souterraines jouent un rôle de plus en plus important, contribuant à "assagir" le comportement hydrologique (laminage des crues et soutien des étiages). Différents du point de vue de leur influence sur le régime hydrique, transferts rapides et transferts lents le seront aussi du point de vue de leur rôle dans le transport, le dépôt ou la reprise de matières en suspension notamment.

Dans une seconde étape, il nous faudra relier cette typologie des régimes hydrologiques à des caractéristiques géomorphologiques quantifiables. Au stade actuel de notre réflexion et sous réserve de tester davantage la démarche, nous nous proposons de retenir les caractéristiques suivantes :

- pour les transferts rapides nous retiendrons une caractéristique liée à la partie superficielle du bassin versant au point considéré de la vallée alluviale. Le temps de concentration correspondant défini comme le temps mis par une particule d'eau provenant de la partie du bassin la plus éloignée du point d'observation pour atteindre ce point. Ce temps peut être estimé en combinant un MNT (modèle numérique de terrain) et des formules empiriques, celle de Kirpich par exemple (Chow et coll, 1988). Plus ce temps est faible plus la vitesse de transfert est importante ;
- pour les transferts lents, nous retiendrons la perméabilité de l'encaissant de la zone humide.

La figure 6 donnent le résultat de l'application de cette démarche au bassin du Grand Morin.

L'étape suivante devrait être le couplage des bases géomorphologiques et des bases hydrologiques. Il sera réalisé par un SIG développé avec le logiciel MapInfo qui assure la spatialisation des différents types dégagés. Nous en sommes actuellement à l'étape de validation de la démarche à partir des données disponibles.

Conclusion :

SCHÉMA CONCEPTUEL DU FONCTIONNEMENT DE LA ZONE HUMIDE.

A partir des résultats précédents, un schéma de fonctionnement hydrologique de la zone humide alluviale peut être proposé. Hors période de crue, la nappe alluviale alimente généralement la rivière avec une pente hydraulique moyenne de 0,5‰. L'épaisseur du domaine non saturé est de 1,20 m (hiver) à 1,30 m (été), les circulations y sont descendantes lorsque l'évapotranspiration est faible, ascendantes lorsque celle-ci est forte.

En période de crue, l'eau sature la totalité ou presque des horizons supérieurs. Lorsque le niveau de la rivière baisse, le drainage des premiers horizons de sol (argiles limoneuses) est assuré par les alluvions. Dans le même temps, la baisse du niveau de la Seine provoque une baisse rapide de la charge hydraulique dans les alluvions. La nappe de la craie, de transmissivité 2 à 10 fois inférieure à celle des alluvions (Mégien, 1979), réagit moins rapidement aux variations de la cote de la rivière, ce qui engendre des différences de charge hydraulique entre ces deux nappes et se traduit par l'apparition d'une importante composante verticale ascendante. On peut dès lors déduire que la gestion anthropique de la cote de la Seine a une conséquence directe sur les circulations dans les nappes sous-jacentes et donc sur la qualité chimique de celles-ci. Un tel schéma de fonctionnement doit être généralisable à l'ensemble des régions de zones humides riveraines de fleuve en régions tempérées où les niveaux d'eau sont soumis au contrôle anthropique.

Bibliographie

- Bendjoudi H. et Marsily, Gh. de, 2000. Le fonctionnement hydrologique des zones humides. In : Fonctions et valeurs des zones humides. E. Fustec et J.-C. Lefeuvre Eds, Dunod, Paris, 61-81.
- Bendjoudi, H., Weng, P., Guérin, R., and Pastre, J.F., 2002. Riparian wetlands of the middle reach of the Seine river (France): historical development, investigation and present hydrologic functioning. A case study. *Journal of Hydrology* 263 (2002)34-55.
- Chow V.T., Maidment D.R. et Mays L.W., 1988. *Applied Hydrology*, Mc Grow Hill ed., New York.
- Gaillard S., 1999. L'Aube : dynamique morphosédimentaire holocène et fonctionnement actuel d'un hydrosystème à faible énergie, Thèse de Géographie, Université Paris IV, 238 pages.
- Gaillard S., Amezal A., Bravard J.P., Fustec E., Bendjoudi H., Brunstein D. et N'Gyen Thié D., 2001. Inventaire et fonctions des zones humides dans le bassin de la Seine. Colloque SCIENTIFIQUES et DECIDEURS : agir ensemble pour une gestion durable des systèmes fluviaux, Lyon, 6 - 7 - 8 juin 2001.
- Genuchten M.T. van., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society American Journal*, 44 : 892-898.
- Giraud F., 1992. Modélisation hydrologique d'une zone humide agricole : perspective pour l'étude du transport d'azote et de phosphore dans le réseau hydraulique. Cas du marais de Moëze (Chte Mme), Thèse de doctorat Université Rennes I, MNHN, Rennes, 223 pages + annexes.
- Godwin, H. et Bharucha, F.R., 1931. Studies in the ecology of Wicken Fen - I The ground water level of the Fen. *Journal of Ecology*, 19 : 449-473.
- Hvorslev J.M., 1951. Time lag and soil permeability in ground-water measurements, U.S. Army Corps of Engineers, Vicksburg, Missouri.
- Mégnién C., 1979. Hydrogéologie du centre du bassin parisien, 98. BRGM, 532 pages.
- Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, 1998. Charte de qualité de l'hydrométrie, code de bonnes pratiques. Banque Hydro, 55 pages.
- OMM, 1994. Guide des pratiques hydrologiques, acquisition et traitement des données, analyses, prévision et autres applications. Organisation Mondiale Météorologique, publication n°168. 793 pages.
- Ritchie J.C. et McHenry J.R., 1975. Fallout I37Cs : a tool in conservation research. *Journal of Soil and Conservation Research*, 30 : 283-286.
- Tabbagh A., Bendjoudi H. and Benderitter Y., 1999. Determination of recharge in unsaturated soils using temperature monitoring, *Water Resources Research*, 35, 8, 2439-2446.
- Tajjar M.H., 1993. Modélisation de l'hydrodynamique des échanges nappe-rivière, simulation d'une lachure expérimentale en Seine en période d'étiage. Thèse Université de Paris 6, 174 pages.
- Thierry D., 1990. Logiciel MARTHE. Modélisation d'Aquifère par un maillage Rectangulaire en régime Transitoire pour un calcul Hydrodynamique des Ecoulements - version 4.3. R32210 EAU 45 90, BRGM, Orléans.
- Thierry D., 1993. Résolution matricielle et nouvelles géométries dans le logiciel MARTHE. 45 EAU R 37762, BRGM, Orléans.
- Thornthwaite C.W., 1954. The measurement of potential evapotranspiration. J.M. Mather, Seabrook, New Jersey, 255 pp.
- Weng P., 2000. Fonctionnement hydrologique d'une zone humide alluviale, relations avec l'aquifère sous-jacent et les rivières. Exemple de la Seine moyenne. Thèse de Doctorat, Université Paris VI, Paris, 202 pages.
- Weng P., Coudrain-Ribstein, A., Kao, C., Bendjoudi, H. et Marsily, G., 1999. Mise en évidence de fortes circulations verticales temporaires entre zones humides et aquifères alluviaux et régionaux. C. R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la Terre et des Planètes, (329) 257-263.

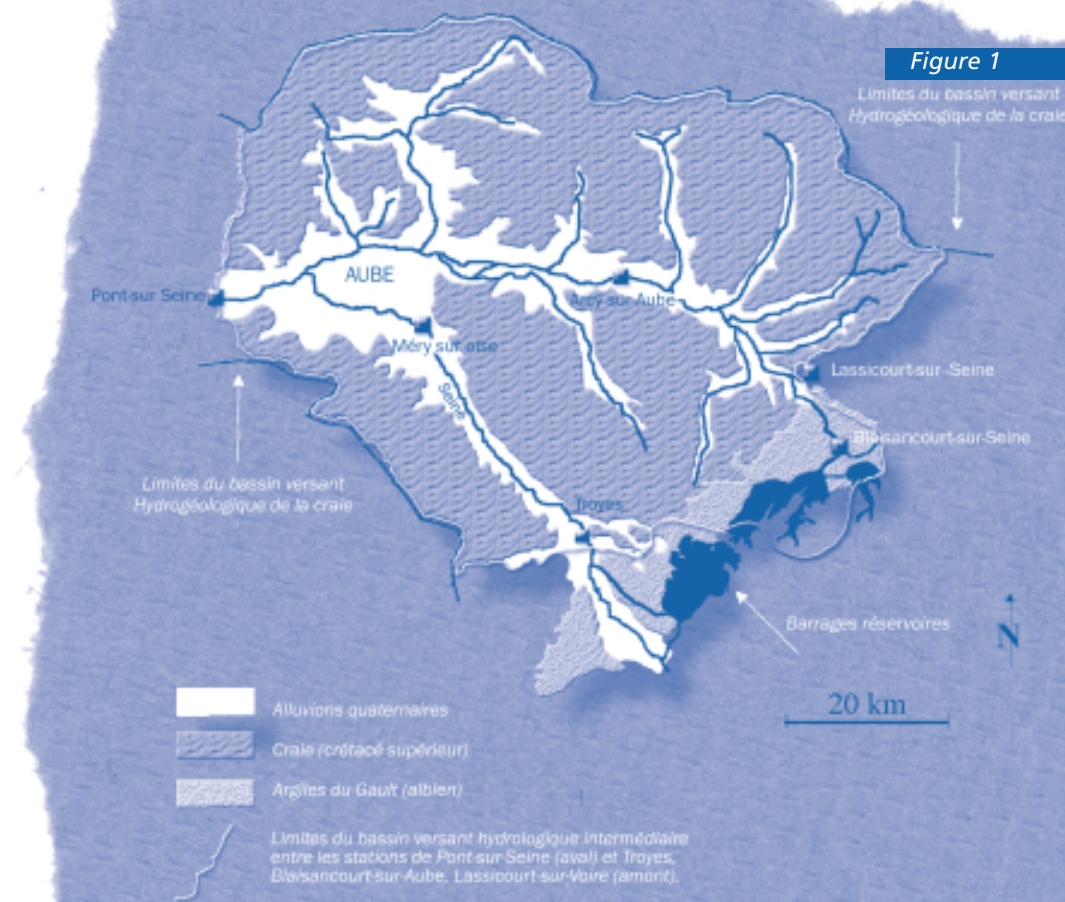
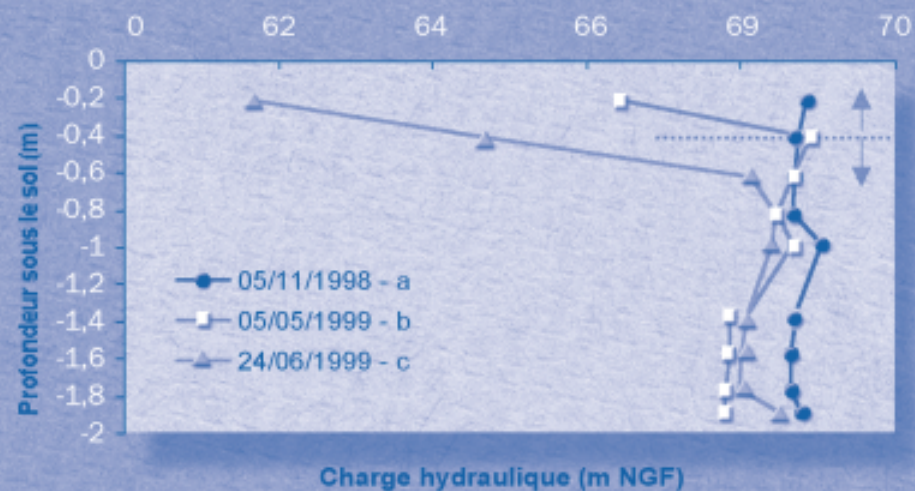


Figure 2



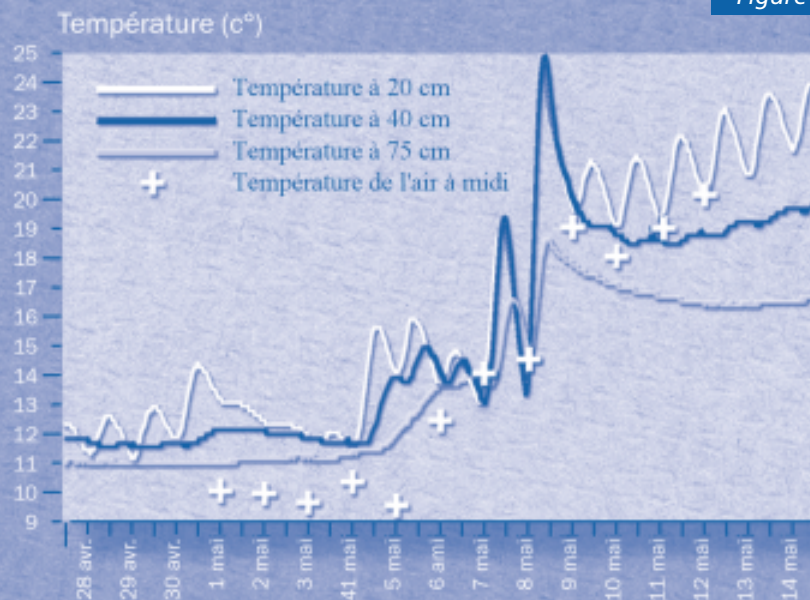
Circulations souterraines dans la zone humide (site de Voyons) à différentes périodes de l'année : A en période normale ; B en période de crue et C en période estivale.

Figure 3



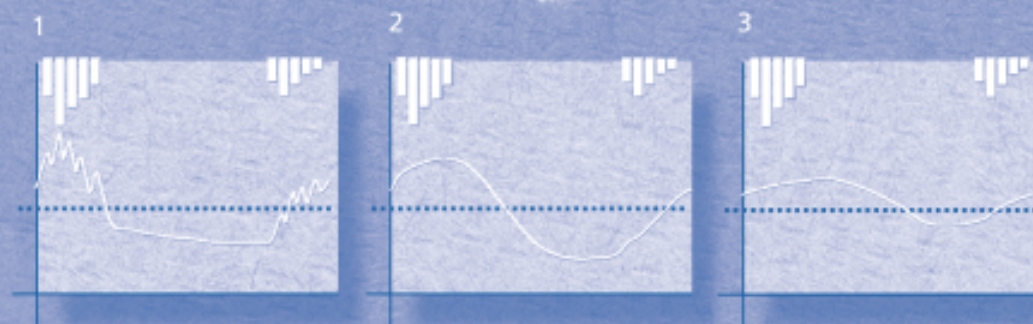
Profils tensiométriques enregistrés au site de Voyons à trois périodes de l'année :
(a) infiltration en période hivernale ; (b) flux divergent en début de période estivale ;
(c) évapotranspiration en été.

Figure 4



Valeurs de la température du sol à Voyons durant la crue de mai 1998.

Figure 5



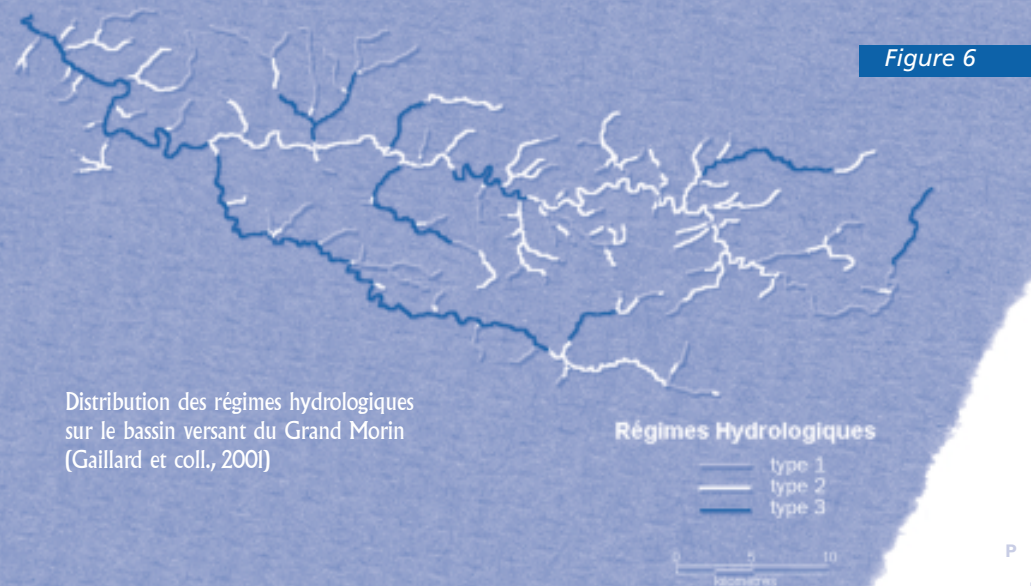
LES TROIS TYPES DE RÉGIMES HYDROLOGIQUES :

1. régime hydrologique dominé par les apports atmosphériques et de surface, grande variabilité fortement liée aux conditions climatiques, plutôt caractéristique de l'amont du bassin ;

2. régime hydrologique mixte ;

3. régime hydrologique dominé par les apports souterrains, variabilité atténuée par le stockage en période de crue et la décharge des nappes en période d'étiage, plutôt caractéristique de l'aval des bassins.
(d'après PNRZH et PIREN-Seine)

Figure 6



Distribution des régimes hydrologiques sur le bassin versant du Grand Morin
(Gaillard et coll., 2001)

Hétérogénéité des transferts du nitrate dans les zones alluviales, implication pour la conservation ou restauration de leur fonctionnalité biogéochimique

MICHÈLE TRÉMOLIÈRES

(INSTITUT DE BOTANIQUE, ULP STRASBOURG),

michele.tremolieres@bota-ulp.u-strasbg.fr

JOSÉ-MIGUEL SANCHEZ-PEREZ

(LABORATOIRE D'ÉCOLOGIE DES HYDROSYSTÈMES, CNRS, TOULOUSE),

sanchez@ecolog.cnrs.fr

Introduction

Les zones alluviales constituent des zones d'interface entre le fleuve et les écosystèmes adjacents. Elles sont traversées par des flux de matière, eau et minéraux, matière organique, sédiments... La dynamique des flux générés par le fleuve a permis la mise en place de géoformes créant ainsi une grande diversité d'habitats, aquatiques (chenaux multiples, bras morts, marais,...) et terrestres (fruticées de saules, forêt à bois tendre, forêt à bois dur). Ainsi une mosaïque d'unités végétales est mise en place depuis les bancs de graviers mis à nu jusqu'aux surfaces topographiquement élevées et exondées plus de 6 mois par an (Pautou, 1984 ; Schnitzler, 1995). Ces habitats en étroite interaction par l'intermédiaire du vecteur eau, génèrent une multiplicité d'interfaces (fig. 1) par où transitent des flux bidirectionnels à la fois verticaux (sol-nappe, sol-racine) et horizontaux (rivière-nappe). La réduction des flux de minéraux au niveau de ces interfaces est désormais reconnu et les processus identifiés (Lowrance et coll., 1995 ; Haycock et Pinay, 1993 ; Sanchez-Perez et coll., 1991 ; Simmons et coll., 1992). Avec la diversité des habitats générant une richesse spécifique, le rôle épurateur des zones alluviales est un des termes fortement justifiants pour la conservation ou la restauration des zones alluviales.

Cependant la diversité des géoformes, des dépôts alluvionnaires et les conditions hydrologiques entraînent une extrême variabilité des réponses des zones alluviales aux apports de nutriments, azote en particulier, dont la traduction est une hétérogénéité spatio-temporelle de la fonction épuratoire de ces zones. L'efficacité de cette fonction s'exprime lors des transferts des flux à la fois verticaux lors de l'infiltration des eaux d'inondation, et latéraux vis-à-vis des apports issus des zones agricoles et des eaux de rivière qui s'infiltrent dans la berge ou le fond du lit en l'absence de débordement. Ces modalités se combinent dans les zones alluviales inondables.

La question posée reste celle de l'échelle d'étude à prendre en compte dans l'évaluation de la capacité épuratoire de ces zones. L'échelle d'analyse est-elle l'expression de l'hétérogénéité ? Peut-on alors définir une surface ou une largeur minimale de zone alluviale permettant une réduction efficace des flux de nutriments. On analysera plus particulièrement un secteur du champ d'inondation de l'Ill dans la plaine d'Alsace (Takater, 1999 ; Takater et coll., 1999 ; Sanchez-Perez et coll., 1999 ; Trémolières et coll. 2001). Des exemples seront pris également dans d'autres zones alluviales comme celles de la Meuse (Krebs, 2000 ; Muller et coll., 2001), l'Essonne (Moneron, 1999), et la Garonne (Vervier et coll., 2001). Les échelles considérées (fig. 2) sont celles du secteur, de la parcelle et enfin l'échelle ponctuelle (au niveau du piézomètre de prélèvement).

Les sites étudiés appartiennent à plusieurs secteurs géographiques du territoire français. On a retenu principalement l'Illwald situé dans le champ d'inondation de la rivière "Ill", dans la plaine d'Alsace. Les zones alluviales de la Meuse, la Seine et la Garonne, dont les caractéristiques sont résumées dans le tableau ci-dessous, sont également prises en compte dans cette analyse.

Sites d'étude

	Rhin	Garonne	Ill	Seine-Essonne	Meuse
Climat	sub continental	océanique chaud	sub continental	océanique	sub continental
Type de cours d'eau	fleuve	fleuve	rivière-affluent	fleuve-rivière	rivière-affluent
Régime hydrologique	pluvio-nival	pluvio-nival	pluvio-évacoral	pluvio-évacoral	pluvio-évacoral
Etiage	hivernal	estival	estival	estival	estival
Hautes eaux	été	printemps	hiver-printemps	hiver-printemps	hiver-printemps
Débit moyen annuel (m³/s)	1050 (Bâle)	200 (Toulouse)	45	250 (Seine)	46,5 (Stenay)
Pente (‰)	0,7	1	0,7	0,35-0,5	0,6
Substrats, sousbassement	sablo-graveleux	molasse	sablo-graveleux	craie	marno-calcaire
Sols	alluvial peu hydromorphe	alluvial peu hydromorphe	hydromorphe	plus ou moins hydromorphe	alluvial peu hydromorphe
Occupation	chênaie-frênaie alluviale	saulaie et/ou peupleraie	chênaie-frênaie alluviale	cultures et boisements subnaturels, marais	prairies
Impacts	canalisation	populiculture	agriculture	faible pour	agriculture

Localisé au Sud-Est de la ville de Sélestat (40 km au Sud de Strasbourg), à une altitude moyenne de 170 m, l'Illwald s'étend sur une longueur de 6 km du Nord au Sud et une largeur de 5 km environ de l'Est vers l'Ouest. Il couvre une surface totale d'environ 2000 ha dont 1400 sont occupés par la forêt, le reste est constitué de prairies communales et privées et de champs cultivés. L'Illwald s'étend sur deux unités géomorphologiques aux caractéristiques pédologiques et hydrologiques contrastées : le Ried gris caractérisé par des crues débordantes de l'Ill et des sols argileux peu organiques à horizon de gley à 2,5m de profondeur ; le Ried noir marqué par des crues par remontée de nappe (débordement rare) et aux sols argileux très organiques. Le secteur est parcouru par un important réseau hydrographique d'une surface de 52 ha, constitué de rivières phréatiques et de diffusions de l'Ill, ce qui représente environ 25 m de cours d'eau par hectare. Les rivières phréatiques se concentrent surtout à l'Est de l'Illwald dans le Ried noir, alors qu'à l'Ouest dans le Ried gris dominent les diffusions de l'Ill. Dans le champ d'inondation de l'Ill, le régime hydrologique est caracté-

sé par des hautes eaux en hiver avec un maximum en février et une période de basses eaux en été avec un minimum en août et septembre. La nappe est très proche du sol : la profondeur maximale du toit de la nappe enregistrée sur la période 1959-1992 est de 1,4 m. Les variations de la nappe, liées au régime de l'Ille dans la plaine inondable montrent les interactions importantes des eaux de surface et de la nappe. Dans le Ried noir, la nappe est subaffleurante ou inondante en hiver. Les variations hydrologiques y sont très amorties (amplitude de la nappe inférieure au mètre alors qu'elle atteint dans le champ d'inondation parfois plus de 1,5 m). Leur périodicité est cependant identique à celle de la nappe du Ried gris (champ d'inondation de l'Ille). Le site d'étude est entouré de zones cultivées où domine la culture de maïs et reçoit de ce fait de grandes quantités de nitrates qui transitent dans la nappe sous la forêt (150-170 kg N/ha/an qui peuvent apporter jusqu'à 60 mg/l NO_3^- à la nappe, toutefois les teneurs en nitrates mesurées à l'entrée de la forêt varient entre 6,6 et 25,7 mg/l selon les sites localisés de l'ouest à l'est et les dates de prélèvement).

Trois parcelles d'étude ont été sélectionnées : une parcelle prairiale inondable et à proximité une parcelle forestière inondable, ces deux parcelles étant localisées dans l'unité géomorphologique du Ried gris ; une parcelle forestière non inondable sur substrat à dominante argilo-sableuse et organique dans l'unité du Ried noir (fig. 3).

Hétérogénéité spatiale aux différentes échelles d'analyse

NOUS ANALYSONS LES TRANSFERTS ET L'ÉLIMINATION DU NITRATE AUX DIFFÉRENTES ÉCHELLES PRÉCITÉES EN ESSAYANT DE PRÉCISER LE OU LES FACTEURS DÉTERMINANTS.

A l'échelle du secteur

A cette échelle d'analyse, la capacité épuratoire a été évaluée à l'aide d'un modèle hydrogéologique 2D pour l'estimation des flux d'eau dans la nappe et sur la base des mesures des débits dans les rivières, dans le secteur de l'Illewald. On a estimé que le système forestier (sol-racine) retient jusqu'à 95% de la charge en nitrate des eaux souterraines, tandis que la rétention dans les cours d'eau qui traversent le système est faible voire nulle. Le taux d'élimination des nitrates, calculé pour une surface de 40 km² et une épaisseur de nappe de 100 m, est de 140 kgN /ha/an (Sanchez-Perez et coll., 1999). Ce chiffre reste du même ordre de grandeur si on utilise un modèle hydrogéologique 3D qui prend en compte la variabilité verticale des caractéristiques de perméabilité de l'aquifère (Modflow) (195 kgN/ha/an calculé pour une surface de 2100 ha, Lachenal, 2001). Toutefois le modèle fondé uniquement sur les flux d'eau échangés entre la rivière et la nappe montre que le seul facteur dilution et/ou drainage par les rivières ne peut expliquer les taux d'élimination du nitrate. Les paramètres biologiques ne sont pas pris en compte.

Le modèle confirme la différence importante des concentrations de nitrates mesurées dans les deux secteurs de Ried gris aux sols peu organiques et de Ried noir aux sols riches en matière organique (fig. 3). Le Ried noir présente des concentrations de nitrates beaucoup plus élevées (de l'ordre de 5mg/l N-NO_3^-) que dans le Ried gris (<1mg/l).

A l'échelle de la parcelle

Cette échelle révèle l'influence de facteurs locaux tels que le couvert végétal (forêt-prairie), la nature du sol (organique ou non), éventuellement les pratiques agricoles locales (exemples de l'Ille et de la Meuse). Ainsi une forêt s'avère plus efficace dans la diminution des transferts de nitrates qu'une prairie (fig. 4, Takarter 1999), confirmant des résultats déjà anciens obtenus par Fustec et coll.

(1991) Des différences apparaissent également entre types de végétation prairiale. Krebs (2000) montre que les concentrations en éléments biogènes (N, P, K) sont plus faibles dans la nappe sous une mégaphorbiaie à Reine des prés que sous une prairie à Seneçon aquatique. L'auteur attribue cette différence plus à l'état hydrique du sol (hydromorphie) qu'à la composition floristique. A souligner qu'une humidité élevée des sols favorise le développement de la mégaphorbiaie.

A l'échelle locale ou ponctuelle du piézomètre

A l'interface des champs cultivés et de la forêt (ou prairie), l'épuration du nitrate circulant à 3m de profondeur dans la nappe se fait déjà sur les premiers mètres depuis l'entrée de la forêt, dans le secteur inondable à substrat à faible taux de MO (Ried gris) (fig. 5). A l'opposé dans le secteur de Ried noir très proche, inondable par remontée de nappe et à substrat très organique (MO>10%), on constate que le nitrate issu de la zone agricole adjacente circule dans la nappe sous forêt sans diminution notable, et que l'élimination du nitrate se produit à la sortie de la forêt après un parcours de 6 km (fig. 3).

A l'interface nappe/ rivière, l'élimination du nitrate se produit sur moins d'un mètre (vérifiée sur l'Essonne et l'Ille), quelques dizaines de mètres à centaines de mètres sur la Garonne. Ainsi sur l'Essonne à l'interface d'un marais tourbeux et de la rivière, la dénitrification atteint des intensités très élevées de l'ordre de 30 gN- $\text{NO}_3^-/\text{m}^3/\text{jour}$ sur une bande de berge de 10 cm d'épaisseur (Moneron, 1999, fig. 6). Ce processus est activé ou au contraire limité par la température et le débit : une élévation de 5°C permet de doubler les cinétiques alors qu'une augmentation de débit d'un facteur 4 diminue les activités moyennes de l'ordre de 25%. Il est également contrôlé par la qualité du carbone organique disponible pour les bactéries dénitrifiantes plus que par sa quantité.

Dans une zone boisée en bordure de la Garonne, on observe une forte hétérogénéité à la fois horizontale et verticale de la dénitrification. Les concentrations en N_2O dans les eaux souterraines, reflet de la dénitrification, varient entre 4 et 18 $\mu\text{g/l}$. Les chiffres varient du simple au double dans deux piézomètres voisins. Dans certains piézomètres, il n'y a aucune production de N_2O (fig. 7).

Les valeurs mesurées sur la Garonne correspondent à celles trouvées dans la plaine de Romilly/Seine (Aube) (entre 0,45 et 25,5 $\mu\text{g/l}$). Il est montré que dans la majorité des sites de ce secteur, la dénitrification est plus élevée en surface qu'en profondeur, résultat qui est mis en relation avec la profondeur du niveau de nappe, les teneurs en Carbone Organique Dissous, en oxygène dissous et en nitrate. Dans ce cas, les apports très faibles de nitrate expliquent la faible dénitrification, de ce fait la capacité dénitrifiante réelle du milieu apparaît limitée (Croguennec, 1998, Bendjoudi et coll., 2001) ; un taux de dénitrification potentiel de 48,3 kgN/ha a pu être mesuré (Bendjoudi et coll., 2002). Dans des conditions d'hydromorphie du sol très favorables, la dénitrification reste le processus dominant par rapport à la lixiviation. Ainsi des expérimentations de fertilisation azotée pratiquées sur les parcelles enherbées de la plaine de la Meuse (jusqu'à 120 kg N/ha/an) montrent que les transferts d'azote à la nappe sont très faibles (Krebs, 2000 ; Muller et coll., 2001) (fig. 8).

Dans le cas de retournement des prairies en sol nu, les risques deviennent rapidement importants. La minéralisation de la matière organique accumulée dans la prairie et le lessivage des nitrates demeurés dans le profil après la fertilisation s'avèrent être à l'origine des teneurs importantes dans la solution du sol. Ces teneurs varient entre 20 et 200 mg NO_3^-/l dans les eaux de drainage (40 cm de profondeur) suivant la dose d'engrais (60 et 120 kg N/ha/an), les conditions climatiques et l'année (fig. 8). La présence d'une nappe proche de la surface et l'absence de végétation favorisent la lixiviation des nitrates en excès dans le sol plutôt que leur réduction en azote gazeux, la dénitrification étant moins élevée en sol nu qu'en sol enherbé.

Toutes les zones étudiées révèlent une forte capacité à diminuer les flux d'azote, quoi qu'avec une intensité variable. La forte hétérogénéité spatiale de la réduction du flux de nitrate aux différentes échelles d'analyse, rend difficile l'extrapolation à l'ensemble d'une zone humide et rend nécessaire la définition de critères et de méthodes simples d'évaluation pour la délimitation de surfaces potentiellement efficaces.

Typologie des zones alluviales fondée sur la fonction épuratoire

Des typologies ont déjà été proposées, ainsi la typologie longitudinale des échanges, typologie hydro-géomorphologique en fonction de l'ordre de drainage (Brinson, 1993) ou celle plus complexe intégrant les aspects du fonctionnement des zones humides (Fustec et coll., 1999), fondée sur les conditions hydrologiques (3 classes de niveaux d'eau), géomorphologiques (3 classes pour la teneur en argile) et l'occupation du sol (2 classes, cultures et forêt). Cette typologie a été validée sur la plaine alluviale de la Seine avec les paramètres, teneur en oxygène dissous, potentiel rédox et concentration en nitrates dans la nappe.

Cette typologie a été reprise, complétée et affinée sur la plaine du Rhin en Alsace. En se fondant sur les données hydrochimiques et les caractéristiques écologiques relatives aux secteurs alluviaux étudiés (sur le Rhin : Robin, 1994 ; Hartz, 1999 ; Sanchez-Perez et Trémolières, 1997, et sur l'Ill : Takatert, 1999), nous avons essayé de déterminer les facteurs écologiques les plus favorables à une bonne élimination du nitrate. Nous avons donc repris toutes les données chimiques de la nappe collectées à deux profondeurs 2 m et 4 m et des eaux de surface dans toutes les parcelles étudiées. La méthodologie employée se fonde sur des analyses multivariées : Analyse en Composantes Principales (ACP) sur les données quantitatives de tous les sites étudiés (Rhinau, Erstein et Illwald) et Analyse Factorielle des Correspondances Multiples (AFCM), afin de préciser les facteurs discriminants (qualitatifs) de l'épuration du nitrate, et enfin sur une analyse de la variance (ANOVA) pour déterminer statistiquement des groupes de concentrations en nitrates (Brachet, 2000).

Trois modalités de concentration moyenne en nitrates ont donc été retenues. Nous avons également identifié 3 classes pour chacun des paramètres considérés, inondabilité, variance des concentrations de nitrates, profondeur de la nappe, battements de nappe. Pour la texture du sol, 4 classes ont été formées de manière à obtenir un nombre homogène de modalités pour chaque variable tout en conservant pour ces paramètres une information pertinente : Argile Lourde (ALO), Argile Sableuse (AS), Sable Limoneux (SL), Limon Sablo-Argileux et Limon Argilo-Sableux (LSA et LAS). L'AFCM a permis de différencier trois types de milieux, chacun étant associé à une modalité de concentration en nitrates significativement différente des autres. Les conclusions de cette analyse sont regroupées dans le tableau ci-dessous. Le potentiel d'oxydoréduction, paramètre pouvant indiquer la capacité dénitrifiante des sols (Brettar et coll., 2002) a été ajouté en variable supplémentaire dans l'analyse statistique. On constate qu'il est le plus faible dans le milieu présentant les concentrations les plus élevées de nitrates.

Taux de nitrates	Inondabilité	Position moyenne de la nappe	Battements	Variance des nitrates	Texture moyenne	Potentiel rédox
élevé >22mg/l	remontée de nappe	haute >0,88m	faibles 0-0,30m	forte >0,5	argile sableuse	faible [0-135]m V
moyen 2,2-8,8mg/l	pas d'inondation	basse <1,4m	moyens 0,30-0,80m	faibles 0-0,18	sable limoneux	élevé [253-415]m V
faible <2,2mg/l	débordement	moyenne 1,4-0,88m	forts >0,80m	moyenne 0,18-0,5	argile lourde	moyen [135-253]m V

Il ressort que les conditions hydrologiques, inondabilité et battements de nappe, sont fondamentales dans l'élimination des nitrates. Toutefois, les facteurs déterminant la réduction des flux et donc la capacité épuratoire sont fonction de l'échelle d'analyse. L'hydrologie (durée et périodicité des inondations, battements de nappe) paraît jouer le rôle primordial à l'échelle du secteur ; l'occupation du sol (type de végétation, mais aussi pratiques agricoles) contrôle les transferts au niveau de la parcelle, enfin la nature du substrat (texture, matière organique) influence les transferts verticaux à l'échelle ponctuelle du piézomètre notamment.

Résilience de la fonction épuratoire

L'hétérogénéité spatiale liée aux différentes modalités prises par les facteurs discriminants (occupation du sol, nature du substrat) est aussi temporelle, en relation avec les conditions hydrologiques. Ainsi les variations annuelles des flux d'eau influencent les processus en cause dans la réduction des flux de minéraux transférés à la nappe, dénitrification, absorption par les plantes ou immobilisation microbienne ; elles génèrent des conditions réductrices en période de hautes eaux autorisant la dénitrification ou des conditions oxydantes en période de basses eaux permettant la nitrification. (Pinay et Trémolières, 2000). La durée, la périodicité des inondations, la dynamique des eaux de débordement modifient l'intensité de ces processus (Takatert et coll., 1999) ; ainsi des épisodes d'inondation de faible durée avec des périodes de remontée de nappe sans débordement, de durée variable (perturbation dite moyenne) conduisent aux plus faibles concentrations d'azote dans la nappe.

La végétation peut être un puits de nutriments : Krebs (2000) a estimé que les prairies de la plaine de la Meuse stockent 86 kg N/ha sur les 120 kg N apportés, mais une partie (34 kgN/ha) est exportée par la fauche. Dans les forêts alluviales inondables, le stock de nutriments N, P, K dans les feuilles est particulièrement élevé par comparaison avec d'autres forêts non inondables (Trémolières et coll. 1998), ce qui peut justifier, au moins en partie, que les forêts inondables soient les plus productives des forêts de zone tempérée. Des échanges foliaires se produisent dans ces systèmes et contribuent à la composition ionique des pluviolsévitats. L'hypothèse est que cette composante intervient dans le recyclage interne des éléments minéraux en dehors des périodes de restitution par les litières et contribue à la régulation des flux à l'intérieur du système forestier (Mougougu, 2001). Ainsi la forêt recycle le phosphate en quantité importante par voie foliaire en saison de végétation, ce recyclage étant nettement plus efficace dans les sites inondables. A l'inverse les cations sont recyclés de manière plus importante dans les sites non inondables. La contribution des pluviolsévitats aux apports et au recyclage des nutriments dans la forêt alluviale dépend du degré d'inondabilité et des ions : pour le phosphore et le potassium, elle représente 58% et 65% respectivement si on la compare aux apports par les inondations, et 71% et 62% par rapport au recyclage par la litière. En revanche elle est plus faible pour l'azote (<20% par rapport à la litière et 43% par rapport aux inondations).

La capacité de stockage et de recyclage foliaire de l'arbre explique pour partie, en association avec l'extrême richesse spécifique de ces forêts, la fermeture des cycles biogéochimiques, hormis celui de l'azote (Carbiener 1993) ; il en résulte un perfectionnement fonctionnel de ces forêts comparable, quoiqu'à un degré moindre, à celui des forêts tropicales permettant l'homéostasie biocénétique sur de très longues durées (Oldeman, 1989 ; Sioli, 1982). La préservation ou le retour des inondations dans les secteurs déconnectés du fleuve devient une nécessité pour le maintien de la fonctionnalité des zones alluviales.

Conclusion

Dans les conditions d'hétérogénéité spatio-temporelle et donc de variabilité de réponses des zones alluviales aux apports externes, il apparaît difficile de définir une largeur ou une surface de zone humide optimale capable d'assurer une réduction efficace du taux de nutriments, en particulier celle des nitrates. Cependant sur la base de typologies qui restent à généraliser sur d'autres zones alluviales, on peut proposer des critères de définition d'une zone efficace (Mérot et coll., 2000). Les résultats présentés montrent qu'une zone présentant des fluctuations fortes du niveau de nappe sera plus efficace dans l'élimination du nitrate. Des inondations régulières dans un substrat limono-argileux générant des conditions réductrices seront un élément favorisant les transformations du nitrate, d'où l'intérêt de la restauration des zones alluviales fonctionnelles (c'est-à-dire inondables). La dénitrification microbienne reste un processus majeur dans la réduction du nitrate, car elle assure une élimination totale du nitrate. Toutes les conditions permettant d'assurer ce processus seront donc à maintenir ou à mettre en œuvre. En revanche l'absorption par la végétation n'a qu'un effet temporaire sur la diminution des concentrations du nitrate ; la végétation intervient également par apport de matière organique favorisant la dénitrification. Les pratiques agricoles à l'amont, voire dans la zone humide elle-même, comme le retournement des prairies sont à prendre en compte. Ainsi il faudrait éviter cette pratique qui contribue à restituer des apports importants à la nappe en particulier lors des années humides.

Dans l'évaluation de la capacité épuratoire des zones alluviales, le gestionnaire devra donc intégrer la diversité des situations de la zone, comme le type d'occupation du sol, le substrat, le degré d'inondabilité ou encore la topographie, mais aussi les variations annuelles des conditions hydrologiques.

Bibliographie

- Bendioudi, H. et coll. 2001. Fonctionnement des zones humides riveraines du cours moyen des rivières : analyse et modélisation de la genèse des hétérogénéités structurales et fonctionnelles. Application à la Seine moyenne. Université Pierre et Marie Curie, UMR 7619 Sisyphe. Rapport final du PNRZH, 140p.
- Bendioudi H., Weng P., Guérin R. et Pastre J.F. 2002. The Riparian Wetland of the Middle Reach of the Seine River: Historical Development, Reconnaissance and Present Hydrologic Functioning, A Case Study. *Journal of Hydrology*, 263 : 131-155.
- Bracher, G. 2000. Essai de typologie fonctionnelle des systèmes alluviaux fondée sur la capacité épuratoire vis-à-vis des nitrates. Mémoire de diplôme d'ingénieur ENGEE, 79p.
- Brettar, L., Sánchez-Pérez, J.M., Trémolières, M. 2002. Nitrate elimination by denitrification in hardwood forest soils of the Upper Rhine floodplain - correlat with redox potential and organic matter. *Hydrobiologia* 469 : 11-21
- Brinson, M.M., 1993. A hydrogeomorphic classification for wetlands. Wetlands research program technical report WRP-DE-4. US Army Corps of engineers.
- Carbini, R. 1993. Les écosystèmes forestiers. Aspects fonctionnels liés à l'évolution biogéographique et aux influences anthropiques. In Cramer J. ed., Colloques phytosociologiques, Phytodynamique et biogéographie historique des forêts, Bailleul 1991, Berlin Stuttgart, XX : 73-99.
- Croguennec, S., 1998. L'élimination des nitrates en zones humides : mise en évidence et mesure in situ de vitesses de dénitrification. Mémoire de DEA, Université Paris XII.
- Fustec, E. Schenck, C., Cloots-Hirsch, A.R., Soulie, M., Bouton, D., Ackere P., Pinay G. et Tournoud, M.G. 1991. Les nitrates dans les vallées fluviales. PI Environnement, Ministère de l'environnement/CNRS, 51p.
- Fustec, E., Boët, P., Amezal, A. et Fauchon, N., 1999. Methodology for multifunctional assessment of riverine wetlands in the Seine Basin. *Hydrobiologia* 410 : 213-221.
- Hartz, D., 1999 Influence de la zone non saturée du sol sur l transfert de nitrates vers la nappe phréatique dans deux secteurs forestiers alluviaux de la frange rhénane. DEA Systèmes spatiaux et Environnement , ULP Strasbourg, 130p.
- Haycock, N.E. et Pinay, G. 1993. Nitrate reduction in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. *Journal of Environmental Quality*, 22 : 273-278.
- Krebs, L. 2000. Fonctionnement hydrochimique et biogéochimique d'un écosystème prairial inondable soumis à différentes pratiques agricoles. Exemple des prairies alluviales de la Meuse dans le secteur de Stenay. Thèse de l'Université de Metz 257p.
- Lachenal, P. 2001. Modélisation tridimensionnelle du transfert des nitrates dans une zone alluviale inondable. Forêt du champ d'inondation de l'Ille en Alsace. Mémoire de DEA Systèmes spatiaux et Environnement , ULP Strasbourg, 59 p
- Lowrance, R. G., Velldis, G. et Hubbard, R.K. 1995. Denitrification in a restored riparian forest wetland. *Journal of Environmental Quality* 24 : 808-815.
- Mérot, P. et coll. 2000. TY-PHON Typologie fonctionnelle des zones humides de fonds de vallée en vue de la régulation de la pollution diffuse. Fédération de recherche CAREN, INRA et autres partenaires. Rapport final du PNRZH, 115p.
- Moneron, C. 1999. Processus biogéochimiques et transferts de nutriments à l'interface eau-milieu riverain. Application au cours amont de l'Esone. Thèse ENPC 327p.
- Mougou, A. 2001. Etude des pluviostats en milieu forestier alluvial. Importance de l'excrétion foliaire dans les cycles biogéochimiques en fonction du degré d'inondabilité. Thèse de l'Université Louis Pasteur Strasbourg 120p.
- Muller, S. et coll. 2001. Biodiversité et fonctionnement des écosystèmes prairiaux inondables des vallées alluviales du Nord-est de la France. Application à la gestion conservatoire et restauration. Rapport final du PNRZH, 139p.
- Oldeman, R.A.A. 1989. Dynamics in tropical rain forests. In Tropical forests, botanical dynamics, speciation and diversity, Holm-Nielsen et coll. ed., Academic Press, London, 3-21.
- Pautou, G. 1984. L'organisation des forêts alluviales dans l'axe rhodanien entre Genève et Lyon : comparaison avec d'autres systèmes fluviaux. Document Cartographiques Ecologiques. 27 : 43-44.
- Pinay, G. et Trémolières, M. 2000. La rétention et l'élimination de l'azote. In Fustec E. & Lefeuvre J.C. eds Les fonctions et valeurs des zones humides. Dunod

Paris, 129-142.

- Robin, E. 1994. Hydrochimie comparée de deux forêts alluviales de la plaine rhénane centrale d'Alsace: La forêt inondable de l'île de Rhinau et la forêt non inondable d'Erstein. Mémoire de DEA Systèmes spatiaux et Environnement , ULP Strasbourg.
- Sánchez-Pérez, J.M. et Trémolières, M. 1997. Groundwater nutrient levels in the Rhine alluvial forest ecosystems depending on the hydrological regime and the soil texture. *Global Ecology and Biogeographical Letters* 6 : 211-217.
- Sánchez-Pérez, J.M., Trémolières, M., Schnitzler, A. et Carbiener, R. 1991. Evolution de la qualité physico-chimique des eaux de la frange superficielle de la nappe phréatique en fonction du cycle saisonnier et des stades de succession des forêts alluviales rhénanes. *Acta Oecologica* 12 : 581-601.
- Sánchez-Pérez J.M., Trémolières M., Takatert N., Eichhorn A., Ackere P. et Maire G. 1999. Quantification of nitrate removal by a flooded alluvial zone in the I floodplain (East of France). *Hydrobiologia* 410 : 203-211.
- Schnitzler, A. 1995. Succession and zonation in gallery forests. *Journal of Vegetation Science* 6 : 479-486.
- Simmons, R. C., Gold, A. J. et Groffman, P. M. 1992. Nitrate dynamics in riparian forests: Groundwater studies. *Journal of Environmental Quality* 21 : 659-665.
- Stoli, H. 1982. Tropische Flüsse in ihren Beziehungen zu terrestrischen Umbebung und im Hinblick auf menschlichen Eingriffe. *Archiv für Hydrobiologie* 95 : 463-485.
- Takatert, N. 1999. Fonctionnement biogéochimique d'une zone alluviale inondable dans le champ d'inondation de l'Ille. Identification et hiérarchisation des facteurs de contrôle: hydrologie, substrat et végétation. Thèse ULP Strasbourg, 193p.
- Takatert, N., Sánchez-Pérez, J.M. et Trémolières, M., 1999. Spatial and temporal variations of nutrients concentration in the groundwater of a floodplain: effect of hydrology, vegetation and substrate. *Hydrological Processes* 13 : 1511-1526.
- Trémolières, M., Sanchez-Perez, J.M., Schnitzler, A. et Schmitt, D. 1998. Impact of river management history on the community structure, species composition and nutrient status in the Rhine alluvial hardwood forest. *Plant Ecology* 135 : 59-78.
- Trémolières, M. et coll. 2001. Fonctionnement biogéochimique des zones alluviales forestières et prairiales du Rhin supérieur. Rôle des interfaces et hiérarchisation des facteurs régulateurs. Université de Strasbourg, CEREG ULP/CNRS Rapport final du PNRZH, 52 p.
- Vervier, P. et coll. 2001. Fonctionnement des zones humides de vallées fluviales anthropisées et système d'action et de décision : la Garonne entre Toulouse et l confluence avec le Tarn. CESAC UPS Toulouse/CNRS, Rapport final du PNRZH, 105p



Figure 1

Relations et échanges entre les compartiments d'un hydrosystème alluvial

Les différentes échelles d'étude de la fonction épuratoire d'une zone alluviale

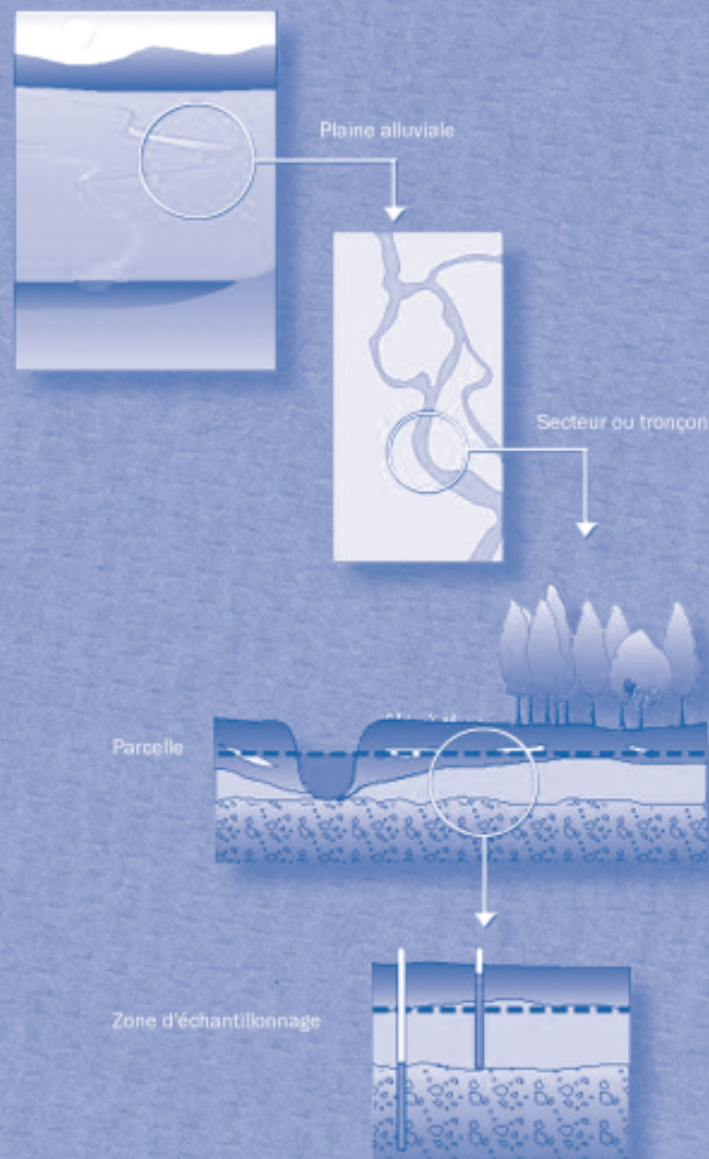


Figure 2

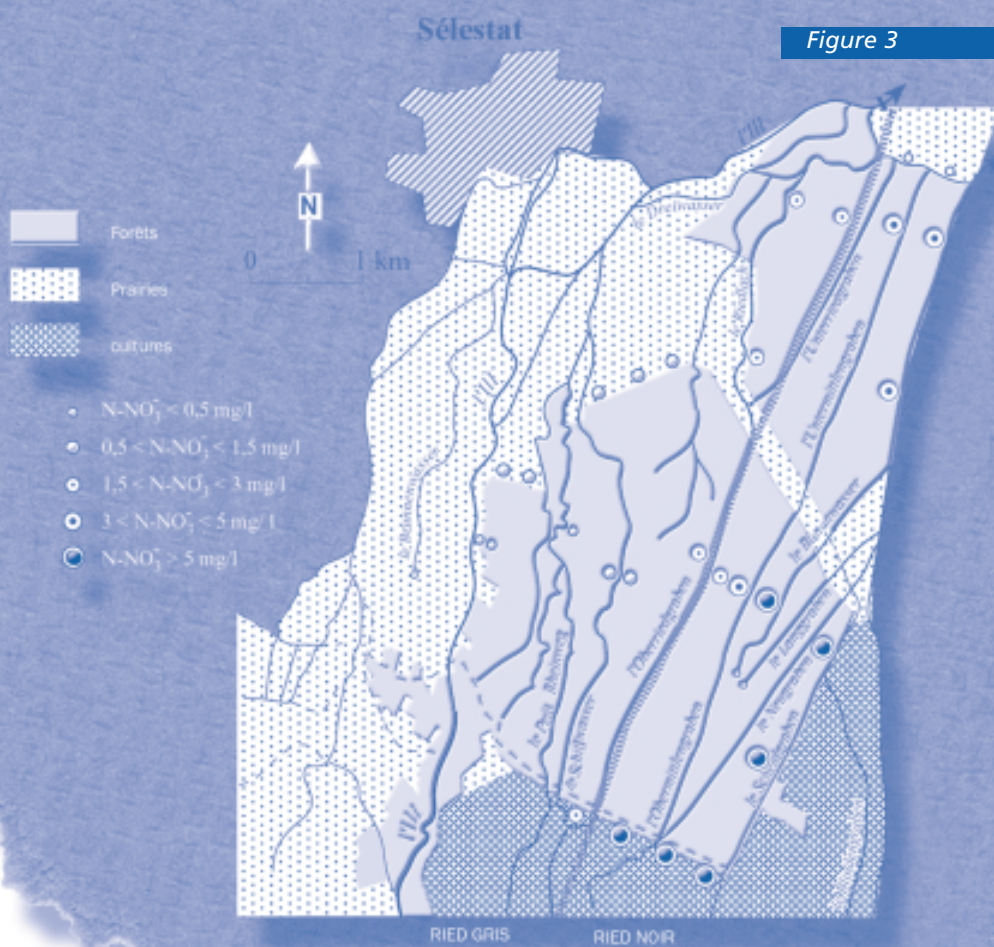


Figure 3

Distribution spatiale des concentrations d'azote nitrique dans le secteur de l'Illwald

Figure 4

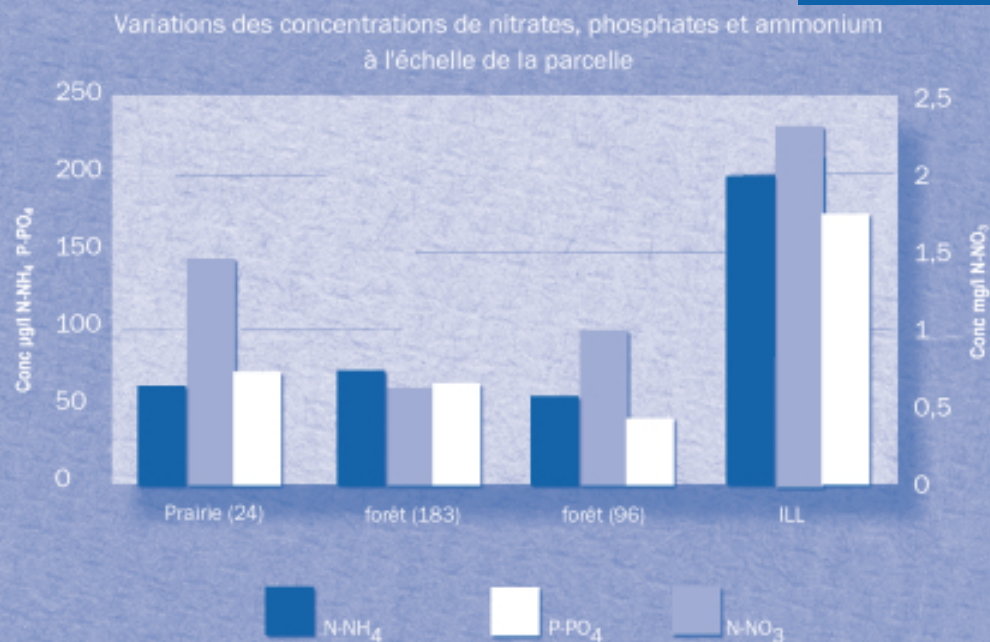
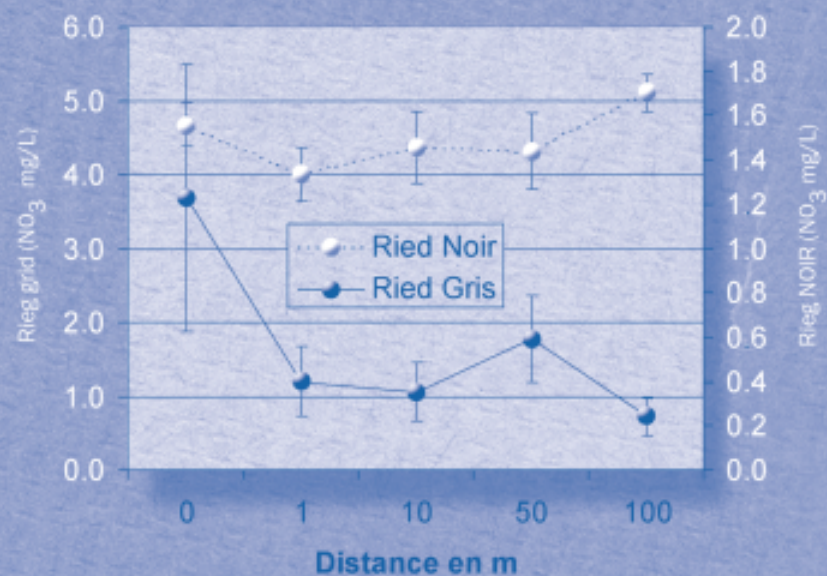
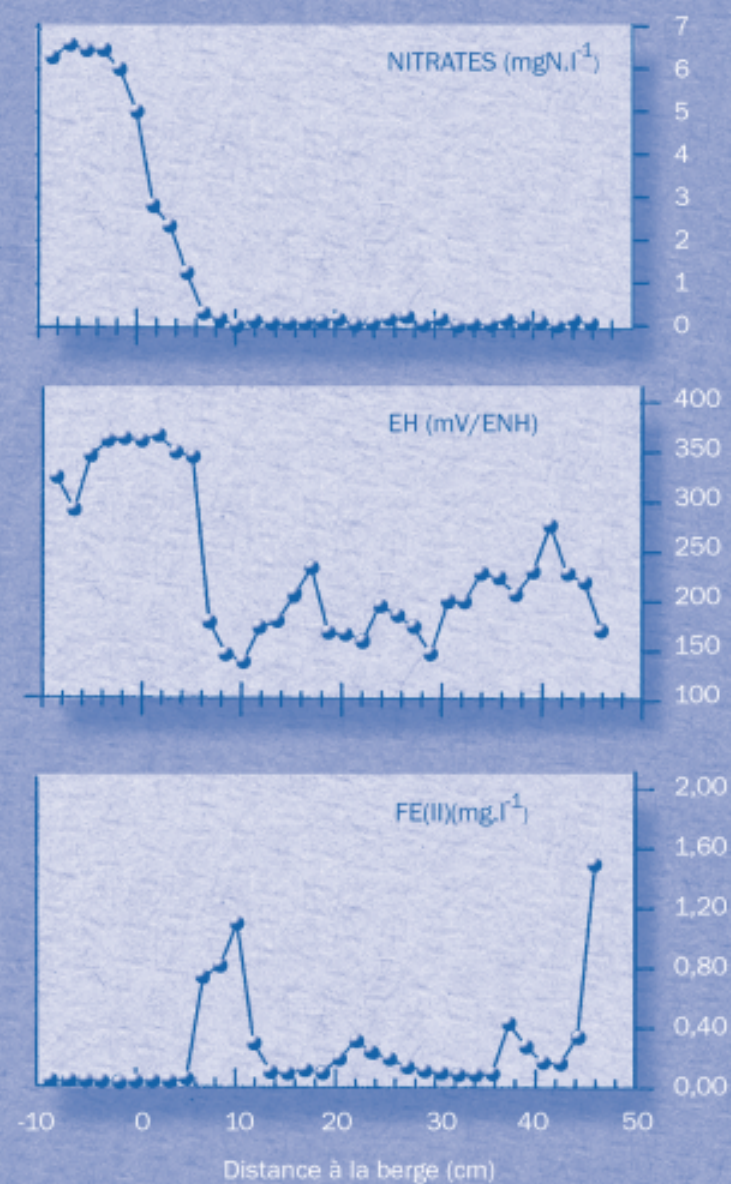


Figure 5



Variation des concentrations des nitrates sur un transect de 100m depuis l'entrée de la forêt dans le Ried gris (Rg, échelle 0-1,5mg/l) et le Ried noir (Rn échelle 0-6mg/l). (moyenne sur la période 29/4/99-8/03/2000).

Figure 6



Profils de concentrations dans la berge mesurés le 11 juin 1999 avec une cellule à dialyse placée sous la rhizosphère (Moneron, 1999)

Figure 7 a

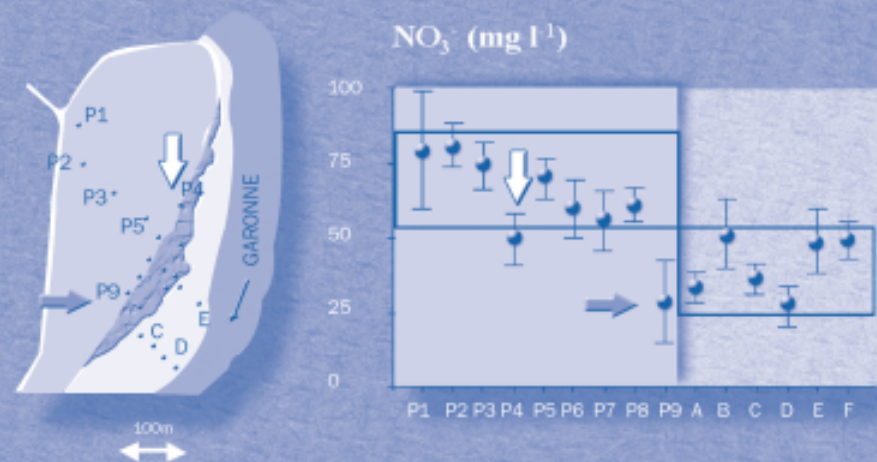
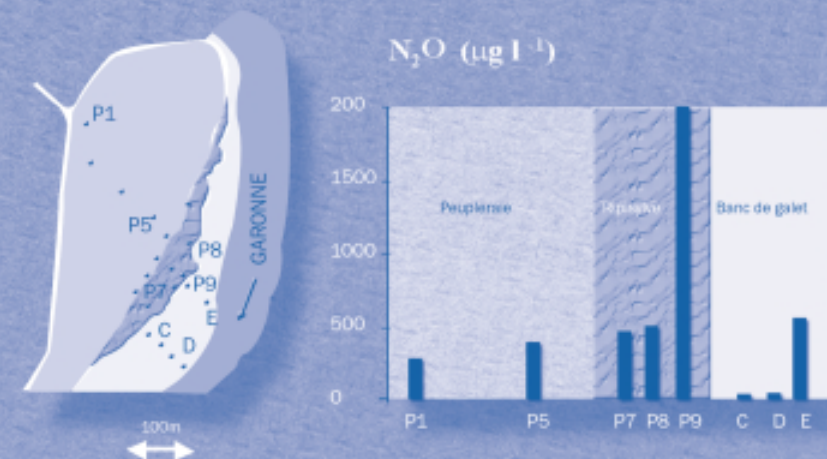
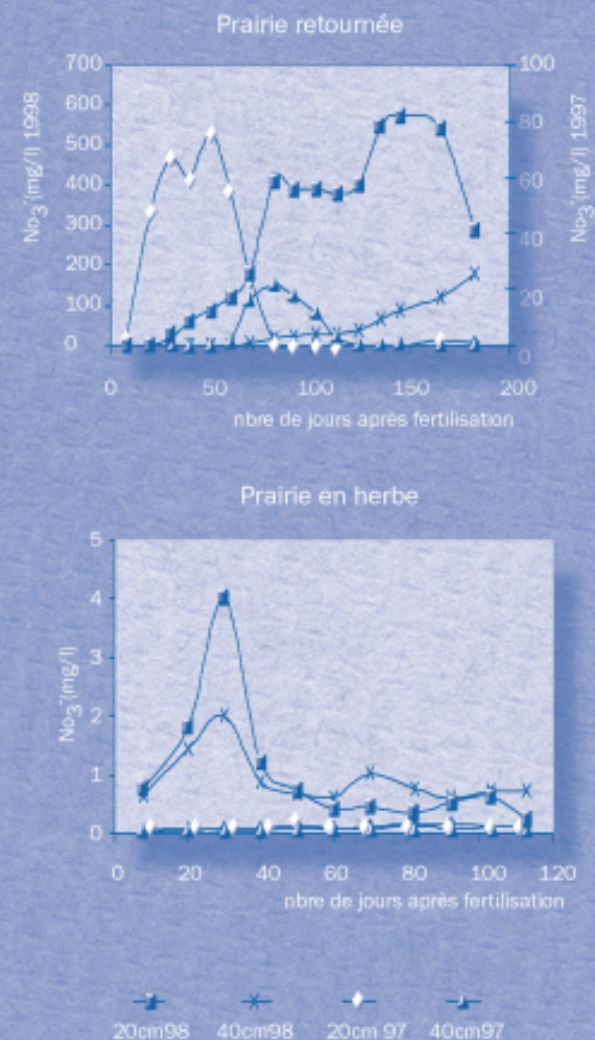


Figure 7 b



Concentration de nitrates dans la plaine alluviale de la Garonne, différences importantes mises en évidence entre la ripisylve et la peupleraie.

Figure 7 b



Influence du degré de fertilisation -a- d'une prairie en herbe -b- d'une prairie retournée sur la teneur en nitrate de la solution du sol mesurée sur deux années, dans la plaine de la Meuse (d'après Krebs 1999)

Les conditions de l'adhésion sociale à la politique de conservation des zones humides

PIERRE DONADIEU, (ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE DU PAYSAGE, VERSAILLES)

p.donadieu@versailles.ecole-paysage.fr

NATHALIE DUMONT-FILLON, (ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE DU PAYSAGE, VERSAILLES)

du.2vue@wanadoo.fr

EMMANUELLE LAMBREY, (ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE DU PAYSAGE, VERSAILLES)

famille_lambrey@libertysurf.fr

L'accès au public aux milieux humides : une condition de leur conservation ?

Le thème de cette recherche était l'analyse des conditions sociales et politiques favorables à l'apparition et au développement des pratiques conservatrices ou récréatrices de zones humides. En comparant des situations concrètes, il s'agissait de mettre en évidence les circonstances locales qui ont amené les acteurs locaux à adopter des comportements favorables aux milieux humides – donc à adhérer à l'idée de leur conservation –, à s'opposer à leur pérennité ou bien à y être indifférent.

L'idée directrice qui avait émergé des travaux précédents (Donadieu, 1996) indiquait que ces pratiques "paludophiles" commençaient à apparaître en France, et qu'il était nécessaire de comprendre ce qui permettait ces innovations, même si elles restaient ponctuelles et que les mesures juridiques de protection spécifique étaient encore floues, rares ou inappliquées au début des années 1990.

Cette recherche ne porte donc pas sur les raisons de l'adhésion individuelle ou collective à l'idée de conservation des zones humides, mais sur l'analyse de contextes locaux, spatiaux, sociaux et politiques au sein desquels des changements de pratiques sociales sont apparus, ou sont restés lettre morte.

Il s'agissait donc de comprendre, en particulier, comment les pouvoirs publics provoquent ou non la transformation des rapports sociaux entre la société et les zones humides, en analysant attentivement la construction des paysages et des patrimoines concernés.

Les espaces choisis pour l'étude comparative sont très différents (fig. 1 et 2) : les uns sont de petits marais urbains publics et visités (trois marais de taille inférieure à 80 hectares et créés récemment pour deux d'entre eux), les autres des marais agricoles privés et habités (trois marais ruraux et péri-urbains de 800 à 10 000 hectares). L'équipe de recherche était pluridisciplinaire (écologue, paysagistes, sociologue, géographe et agronome) ce qui a permis de mettre en relation les multiples facettes des processus sociaux et spatiaux :

- les évolutions écologiques dans les marais urbains ;
- les représentations littéraires et artistiques des paysages ;
- les représentations des acteurs sociaux, des habitants et des visiteurs ;
- les principales politiques publiques et les conditions d'ouverture des espaces au public ;
- le rôle des paysagistes et des gestionnaires.

En retenant l'idée simple que les politiques publiques de conservation des zones humides cherchent à encourager certains comportements et à en décourager d'autres (Dumont-Fillon, 2002), il s'agissait également de cerner comment s'opèrent les changements de la relation sociale aux marais. Autrement dit, comment un point de vue "paludophobe" ou indifférent peut faire place à un point de vue "paludophile", qu'il s'agisse d'un marais urbain récent ouvert au public ou d'un marais rural habité de longue date ? Pour l'analyser en termes de paysage, posture qui a été privilégiée dans cette recherche, il a été nécessaire de comprendre quels sont les "modèles" et "prises paysagères" (Berque, 1995) qui orientent la mise en valeur des marais. Ces images de référence peuvent offrir des significations esthétiques (par exemple en évoquant la nature sauvage ou jardinée), scientifiques (la production de la biodiversité) ou socioéconomiques (les pratiques de loisirs ou agricoles).

L'hypothèse générale de cette recherche peut se résumer comme suit : les politiques publiques favorables à la conservation, à la mise en valeur ou à la récréation des zones humides peuvent faire prévaloir l'intérêt général sur les intérêts particuliers ; leurs effets sont variables avec l'histoire sociale et économique propre à chaque site, mais la mise en espace public et l'accessibilité aux sites semblent une condition nécessaire à la transformation notable des rapports sociaux aux différents milieux humides concernés.

Des marais agricoles aux marais patrimoniaux et de loisirs

Deux groupes de marais ont été distingués. Le premier est celui des marais urbains en région parisienne, qui, à l'exception de l'étang de Saint-Quentin-en-Yvelines, ont été créés à la fin des années quatre-vingt. Tous font partie d'un parc public ou d'une base de loisir et de ce fait sont ouverts aux visiteurs. Le second groupe est celui des marais ruraux et péri-urbains, beaucoup plus vastes, réunissant diverses communes rurales. Ouverts à l'habitat et aux loisirs de plein air, ces marais sont en partie ou totalement cultivés.

Pour comprendre le processus de mise en place des marais urbains, trois processus principaux ont été étudiés dans chaque site : la création ou l'aménagement du marais, l'évolution des populations végétales et animales, ainsi que la réception par le public citoyen. Deux modèles nouveaux de marais sont apparus : le marais-spectacle et le marais patrimonial :

Le marais spectacle

Dans le marais créé sur une terre agricole dans le parc départemental du Sausset, la priorité donnée par le conseil général de Seine-Saint-Denis à l'accueil du public et à l'image du parc a transformé ce lieu en zone d'attraction sociale, compatible avec une forte biodiversité.

En revanche, dans la petite roselière du parc départemental de la Plage bleue à Valenton installée dans une ancienne sablière, les finalités pédagogiques doivent se satisfaire d'une biodiversité beaucoup plus faible.

Le marais patrimoine

Dans la réserve naturelle nationale de l'étang de Saint-Quentin-en-Yvelines créée en 1986, les objectifs de loisirs, de conservation patrimoniale et de régulation hydraulique (sécurité des biens) sont en conflit. La ville nouvelle produit l'image d'un sanctuaire de nature "cœur vert" de l'agglomération.

Contrairement aux petits marais urbains à vocation récréative ou patrimoniale, les trois autres marais ruraux et péri-urbains étudiés ont une fonction agricole mise en œuvre par des agriculteurs et des éleveurs. Du fait de leur taille et d'enjeux multiples (écologiques, sociaux, économiques, etc.), ils sont soumis aux projets de diverses institutions concernées. Dans tous les cas, les nouveaux

acteurs - par exemple le Parc naturel régional des boucles de la Seine normande au marais Vernier, ou le conservatoire de l'espace littoral à Brouage - sont à l'origine de processus de transformation lente des espaces agricoles en espaces de loisirs.

Les pratiques des agriculteurs, des chasseurs, des résidents secondaires ou des naturalistes, sont encouragées ou découragées par ces institutions en fonction des objectifs, environnementalistes ou non, qui leur sont propres, et se révèlent parfois contradictoires.

Comme dans les marais urbains (mais d'une autre manière) les architectes-paysagistes peuvent être sollicités par les pouvoirs publics, par exemple pour élaborer une charte paysagère impliquant les élus des collectivités. Traduisant le degré d'implication des pouvoirs publics environnementalistes ainsi que la réaction des acteurs agricoles et des habitants, deux types de phénomènes sont apparus :

La scission du territoire entre un marais-spectacle et un marais invisible

Au marais Vernier entre Le Havre et Rouen, le territoire se sépare en deux parties, l'une invisible aux touristes (un cœur sauvage à l'agriculture discrète) et l'autre donnée en spectacle (la route des chaumières, la Grand-Mare). De même, dans le marais de Brouage près de la citadelle éponyme, la création d'une opération Grand site et l'application des mesures agri-environnementales engendrent une résistance des habitants aux pratiques patrimoniales et paysagères qui mettent le marais en spectacle.

L'impossible reconquête du marécage perdu

Dans le marais des Échets non loin de Lyon, après l'échec, au début des années 1970, de l'opposition des écologistes au drainage, la monoculture de maïs a monopolisé les usages de la plaine au profit des agriculteurs et des chasseurs.

Pour ces deux groupes urbains et ruraux, et en fonction de l'importance et de la nature des politiques publiques, trois processus se dégagent :

- la conservation de l'état actuel des marais (marais Vernier, Brouage, Saint-Quentin-en-Yvelines) à l'initiative des pouvoirs publics environnementalistes qui bloquent les évolutions non souhaitables et initient ou favorisent des actions de restauration des patrimoines naturels et architecturaux ;
- la création de petits marais urbains récréatifs et pédagogiques (Sausset, Plage bleue de Valenton) dont un de forte valeur écologique (Sausset) à l'initiative des pouvoirs publics départementaux ;
- la disparition des milieux humides (le marécage des Échets, mais aussi les prairies mises en cultures à Brouage et au marais Vernier), héritage de l'époque où les pouvoirs publics finançaient les actions de drainage agricole.

Des marais urbains récréatifs et pédagogiques

Dans les deux parcs départementaux, des architectes-paysagistes ont été sollicités pour concevoir des parcs publics où le marais n'est souvent qu'une petite fraction du parc indépendante des parts d'aménagement. Ils en ont dessiné les plans d'organisation, le tracé des circulations pour les visiteurs et défini les plans de plantation des massifs forestiers et des espaces aquatiques (Sausset et Plage bleue). Au contraire, à Saint-Quentin-en-Yvelines, les paysagistes ont été principalement sollicités pour intervenir dans un espace déjà constitué, la réserve naturelle de la vasière, afin de la rendre en partie accessible au public grâce à la mise en place de chemins et d'observatoires. À Saint-Quentin-en-Yvelines, la fonction du parc environnant la réserve de la queue d'étang est différente de celle des parcs du

Sausset et de la Plage bleue, car il s'agit avant tout d'une base de loisirs créée, au début des années 1970, autour d'un plan d'eau (école de voile, pêche, etc.).

Conçus avec des objectifs paysagistes pour produire des ambiances paysagères fondées sur des végétaux indigènes ou ornementaux (par exemple les bouleaux pleureurs de la Plage bleue), les aménagements "palustres" des architectes-paysagistes sont perçus par les visiteurs, comme des espaces de nature, par comparaison et opposition avec la ville proche ou avec l'architecture des parcs urbains (Gascoin, 1997 ; Hekman, 1997 ; Donadieu, 1998).

Sur ce point, le plan du parc du Sausset met en évidence cette promiscuité ville-nature appréciée des citadins, et montre tout particulièrement la place stratégique occupée par le petit marais (fig. 1) : un espace de 3 hectares sur les 200 que compte le parc, à quelques pas seulement des grands ensembles urbains. Les deux autres marais urbains étudiés se trouvent dans des configurations comparables.

Dans le marais du Sausset et grâce à un niveau d'eau maintenu constant, 27 espèces végétales ont été installées à différentes profondeurs en 1984 ; ce nombre a augmenté treize ans plus tard, atteignant celui de 61 espèces végétales. En 1997, on observait la présence de 116 espèces d'oiseaux, à la grande satisfaction des concepteurs et des gestionnaires qui souhaitaient créer un "marais vivant", un "marais d'oiseaux" pour le public (Feuillas, 1997). Dans la roselière de la Plage bleue, les oiseaux ont été également protégés, grâce à la séparation du public par des écrans d'arbres d'ornement comme les saules tortueux ou les cyprès chauves.

En réalité, les enquêtes auprès des visiteurs montrent que le modèle dominant d'appréciation de ce premier groupe de marais urbains est plus celui de la nature sauvage et rurale, que celui du jardin (Gascoin, 1997). Perçus comme des espaces naturels, les marais sont, pour les visiteurs interrogés, des lieux sauvages, car de fait non pénétrables (clôtures, haies denses) et considérés comme dangereux. Ils offrent, cependant, la possibilité d'observer les oiseaux sauvages et domestiques, car les gestionnaires ont mis en place une signalétique à destination des visiteurs (observatoires, belvédères).

Les roseaux et les autres plantes d'eau, les couleurs et les mouvements des oiseaux sont des motifs paysagers évocateurs que le public ressent soit avec le filtre de l'art des jardins, soit en fonction de référents intimes. Les végétaux plantés cessent alors d'être seulement le produit de plans de plantations des concepteurs. Ce que recherchent les visiteurs sont les ambiances marquées par les odeurs d'herbes humides et les cris des oiseaux ; autant de prétextes à une expérience des lieux sauvages dans la ville. Le public de la roselière de la Plage bleue se satisfait d'une faible biodiversité, alors qu'au Sausset, la diversité d'oiseaux est remarquable pour la superficie du marais, même si cet espace n'est pas classé en réserve naturelle comme dans le cas de la vasière de Saint-Quentin-en-Yvelines (Donadieu, 1993).

Une double construction sociale et spatiale apparaît donc dans chacun des trois sites. D'une part des marais-spectacles très favorables à des actions éducatives et très précieux pour l'identité des parcs publics qui les contiennent, d'autre part des marais patrimoniaux, dont la valeur peut être très variable selon les cas : d'un intérêt national à Saint-Quentin-en-Yvelines à un intérêt très local à Valenton. Dans tous les cas, l'attractivité pour le public est un indicateur précieux de l'efficacité de la politique de communication des gestionnaires.

Ces pratiques d'aménagement sont issues de volontés politiques locales ou nationales, et mettent en scène des lieux de nature pour des publics larges (Sausset) ou plus restreints (Saint-Quentin-en-Yvelines). Elles ne peuvent évacuer les conflits entre gestionnaires de l'eau quand sont posées les questions des risques collectifs (inondation, qualité des eaux) comme à Saint-Quentin-en-Yvelines. Les marais urbains apparaissent alors comme des avant-postes de la promotion des politiques publiques conservatrices de zones humides. Ils permettent aux visiteurs une expérience positive des lieux de la stagnation de l'eau et de la submersion, tout en créant, comme à Saint-Quentin, les conditions d'une gestion commune des ressources hydrauliques en jeu (Donadieu, 1998).

Des marais ruraux et péri-urbains : de la spécialisation à la multifonctionnalité

Les marais ruraux et péri-urbains sont avant tout (et au contraire des petits marais urbains cités précédemment) des espaces agricoles. L'activité agricole y est plus ou moins intensive, tandis que les pratiques de loisir de plein air (lorsqu'elles existent) concernent essentiellement la chasse, la pêche, la promenade et l'observation d'oiseaux.

À l'opposé des marais urbains visités, le marais des Échets fut complètement desséché pour être cultivé intensivement ; il n'est aujourd'hui visité par personne. Espace agricole ordinaire, il est très éloigné des images touristiques de la Venise verte du Marais poitevin ou de la Grande Brière ; sa fréquentation, qui est locale, est celle des agriculteurs, de quelques riverains et des chasseurs (Lambrey, et coll., 2000, Lambrey, 2001).

Dans les marais ruraux et périurbains de Brouage et du marais Vernier, certains milieux naturels sont au contraire devenus des patrimoines nationaux grâce aux réserves naturelles et aux contrats agrienvironnementaux. Le patrimoine architectural a été mis en valeur autant au marais Vernier, dont les chaumières ont été restaurées depuis les années 1960, qu'à Brouage avec la citadelle de plus en plus fréquentée par les touristes grâce aux actions conjuguées de l'État, du Conseil Général de Charente-Maritime et de la ville de Rochefort (Donadieu et Dumont-Fillon, 1999, Lambrey et Dumont-Fillon, 2000, Dumont-Fillon, 2002, Lambrey, 2001).

Dans ces deux sites, où se pressent les acteurs institutionnels, deux modèles de production des paysages sont en présence : aux modèles scientifiques des biologistes répondent les modèles d'origine artistique. Le modèle pittoresque de la campagne harmonieuse et touristique (prairies, vergers hautes-tiges, chaumières, monuments) ainsi que le modèle des naturalistes (la biodiversité des milieux) sont particulièrement repérables dans le marais Vernier et dans les marais de Brouage. Entre ces deux pôles, se construit sans doute un troisième modèle qui permettra aux paysages agricoles – prairies et céréales – d'exister à part entière dans les territoires en question. L'INRA et la profession agricole sont en effet confrontés à un redoutable enjeu : la survie des éleveurs garants de l'utilisation des prairies (Steyaert, 2002).

Dans ces espaces agricoles au statut privé ou public, les pratiques des visiteurs mettent en évidence l'importance des accès physiques (possibilité de pénétrer dans le marais) mais aussi les accès visuels (le droit au regard sur les paysages, la mise en place d'observatoires, de points de vue panoramiques). Les pratiques et les représentations des visiteurs, des habitants permanents et des résidents secondaires ont été attentivement étudiées dans les trois marais ruraux et péri-urbains, l'arrivée de nouveaux habitants et de visiteurs extérieurs modifiant les relations aux espaces. Ainsi au-delà des statuts juridiques (espaces privés ou publics), les habitants recomposent leurs relations aux marais en termes de privatisation (marais dangereux à tenir éloigné du visiteur, marais réservés aux habitués) ou de "publicisation" (marais accessibles au plus grand nombre). Dans ces conditions, les valeurs de patrimoine bâti, de patrimoine naturel et d'intérêt touristique prennent leur place, intégrant certaines formes d'agriculture appréciées (l'élevage et les prairies humides par exemple) ou rejetant d'autres formes d'occupation du sol (les ruines, les friches, l'habitat récent, l'agriculture intensive par exemple).

Les images de paysage sont rares dans les trois marais. Les premières apparaissent à Brouage à partir de 1992. Ce sont celles par exemple du photographe Thierry Girard à la recherche, grâce à la marche dans le "labyrinthe", de la mer absente (Chaleroux, 1999). Cet artiste répondait à une commande publique, celle du conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres, mais les images qu'il a créées ne sont pas encore connues du grand public. Cependant, même si la démarche paysagère du conservatoire de l'espace littoral reste confidentielle, le développement du tourisme dans les marais de Brouage a entraîné une mise en scène du marais accessible à tout un chacun. Progressivement, des itinéraires de promenade piétons et cyclistes se mettent en place et présentent des photographies du marais, sur les bornes conçues par la communauté de communes du Pays

Rochefortais ou encore dans les dépliants proposés par le syndicat mixte pour la restauration et l'animation de Brouage. Actuellement le marais de Brouage reste peu représenté (tandis que la citadelle figure sur une multitude de cartes postales), et, dans le marais des Échets aucun processus de ce type ne semble apparaître. Au contraire, au marais Vernier, à partir du modèle des cartes postales pittoresques de la Normandie fleurie, commencent à être connues des représentations non plus seulement du bâti et des vergers en fleur, mais aussi de la Grand-Mare et de ses roselières, au printemps ou même sous la neige (une carte postale du photographe Gérard Gsell pour les éditions Combiar ; Dumont-Fillon, 2001, 2002).

Dans ces trois marais, les conséquences des politiques publiques relatives aux zones humides apparaissent assez clairement. D'une part, une situation ancienne de drainage agricole, qui semble irréversible aux Échets, a créé un territoire de maïsiculture et de chasse, peu accessible à d'autres publics. Le marais disparu ne suscite plus que la nostalgie de ceux qui l'ont connu. L'idée de restauration – même venant de l'office national de la chasse et de la faune sauvage – inspire méfiance, voire hostilité de la part des agriculteurs. D'autre part, dans les deux autres cas, l'engagement et l'investissement fort des pouvoirs publics "environnementalistes" a fait basculer l'évolution du rapport social aux sites entre les sollicitations de deux pôles.

Le marais spectacle touristique (culturel ou vert), très accessible aux visiteurs ;

Le marais intime des habitants et des agriculteurs, peu accessible.

Là encore, la fréquentation par le public est un indicateur précieux d'une multifonctionnalité territoriale en construction ; celle-ci fait apparaître plusieurs catégories de loisirs et de populations concernées (les vrais touristes, les chasseurs locaux et des villes proches, les pêcheurs, les randonneurs, les promeneurs, les cyclistes, etc.). La montée du temps libre, comme les aménagements et la signalétique, contribuent à augmenter la fréquentation des visiteurs dans des territoires peu préparés à l'arrivée d'étrangers pour des loisirs d'un autre type que ceux qui y étaient pratiqués traditionnellement. Ces thèmes mériteraient d'être approfondis dans de nouvelles recherches.

Synthèse de la comparaison des sites

	Marais urbains			Marais ruraux et péri-urbains		
	Valenton	Sausset	St-Quentin	Les Echets	Marais Vernier	Brouage
Taille (Ha)	0,3	2	80	800	4500	10000
Espaces publics dominants	oui	oui	oui	non	non	non
Nombre d'espèces d'oiseaux	14	116	230	-	-	-
Dates importantes	Création en 1986	Création en 1984	Création fin XVIIe et réserve en 1986	Assèchement final années 1970	Drainage au XVIIe	Apogée des marais salants au XVIe
Usages sociaux	Loisirs et Pédagogie	Loisirs et Pédagogie	Conservation et Pédagogie	Agriculture Chasse Pêche	Chasse Pêche Conservation Loisirs	Chasse Pêche Conservation Loisirs
Milieux	Roselières	Phragmites Typha, Saules et Aulnes	Vasières inondables	Cultures intensives (marais tourbeux en voie d'atterrissement)	Cultures intensives et extensives, prairies humides, friches	Cultures intensives prairie humides vasières, lagunes saumâtres, etc
Mise en paysages (Images)	Faible	Forte	Très forte	Nulle	Moyenne	Faible en cours
Mise en patrimoine (nature et architecture)	Moyenne	Forte	Très forte	Nulle (même si 214 ha en site inscrit)	Forte	Très forte (récente, classement 15000 ha en cours)
Appropriation sociale par les visiteurs	Moyenne	Forte	Forte	Très faible	Forte et localisée	Moyenne et localisée
Conflits sociaux	Nuls	Nuls	Nuls (ont cessé)	Latents	Moyens (atténués aujourd'hui)	Forts
Identité	Publicisation contrôlée des espaces (clôtures)		Publicisation limitées des espaces (accès)	Privatisation des espaces	Partage entre espaces publics et privés	

Conclusions

Dans cette étude, les contextes favorables à la conservation des zones humides sont en pratique définis par trois critères :

- l'existence de groupes sociaux pionniers capables de mobiliser localement la législation existante à des fins de conservation ;
- l'existence d'aménagement des espaces pour favoriser la fréquentation du public ;
- l'accès physique et visuel des visiteurs aux espaces.

Des groupes sociaux pionniers se sont constitués très tôt (début des années 1980) pour proposer des méthodes de gestion des milieux humides en s'appuyant sur la législation disponible (loi de 1976 de protection de la nature - réserves naturelles notamment - mesures agri-environnementales, acquisitions foncières du conservatoire de l'espace littoral, chartes des parcs naturels régionaux, etc.). Il s'agit autant des ingénieurs écologues, d'universitaires, d'agents de l'État comme ceux des DIREN que des aménageurs comme les paysagistes ou des représentants des collectivités territoriales. Leur rôle a été et reste capital puisqu'ils ont montré et fait savoir, comme dans le marais Vernier, que des alternatives de gestion des milieux étaient possibles, là où l'agriculture intensive échouait.

L'aménagement de l'espace public (mise en scène, circulation, signalétique, abri, images publicitaires, etc.) pour accueillir les visiteurs s'est révélé un choix judicieux en particulier pour expliquer les enjeux et les milieux écologiques, et in fine modifier les regards sur des espaces inconnus ou discrédités.

En l'absence d'images (comme aux Echets), la société habitante et a fortiori les visiteurs n'ont pas de prises paysagères pour se représenter les formes à attendre d'une zone humide. En revanche, ils peuvent élaborer des images de paysages en fonction de leurs pratiques du territoire. Celles-ci peuvent totalement ignorer la politique de conservation des zones humides qui parfois sert de repoussoir. Le processus psychologique grâce auquel l'individu rejette ou accepte l'idée de protection de milieux humides semble relever autant de motifs rationnels, que de causes irrationnelles (angoisse, croyance). Il mériterait d'être mieux connu.

Dans les milieux urbains, le contexte d'un parc public de loisirs engendre des formes variables d'aménagement de l'accès du public aux zones humides : l'accès libre avec isolement (Plage bleue de Valenton), l'accès visuel limité par une clôture (Sausset) ou la sélection des visiteurs avec mise à distance de la vasière (Saint-Quentin-en-Yvelines). Dans tous les cas, les conditions de l'appropriation sociale des lieux supposent des **accès physiques et visuels**, et des pratiques pédagogiques destinées à montrer la nature et l'intérêt des milieux et notamment des populations d'oiseaux. La disparition des pratiques agricoles, comme des pratiques de loisirs ruraux (chasse et pêche), restreint cependant les relations sociales aux marais urbains à des attitudes contemplatives ou cognitives.

Toutefois, même quand ces conditions sont réunies, **elles restent souvent cantonnées à des lieux patrimoniaux (les réserves)** qui ne font pas (encore ?) modèle de développement local. Les sociétés habitantes s'opposent en effet beaucoup plus au dessèchement de leur marais par nostalgie ruraliste, que par référence aux valeurs scientifiques et éthiques des défenseurs des zones humides. Elles semblent cependant adhérer d'autant plus à cette éthique nouvelle, que les menaces urbaines et industrielles sont plus proches (marais Vernier, Saint-Quentin). Les histoires propres de chaque site sont en effet déterminantes.

Les politiques publiques menées par les ministères de l'environnement, mais aussi de la culture et du tourisme, ont favorisé, dans deux des marais ruraux étudiés, la production de patrimoines publics, architecturaux et naturels. Elles ont développé leur fréquentation par le public, mais n'ont pas fait disparaître les conséquences d'autres politiques publiques menées, notamment par le ministère de l'agriculture (drainage agricole). Dans le troisième marais (Echets), cette dernière politique a favorisé une appropriation exclusive du territoire par des groupes restreints (agriculteurs et chasseurs).

À l'échec écologiste et à la victoire agricole des Échets, répondent la conquête patrimoniale du marais Vernier, et le statu quo de Brouage imposé par la réforme de la PAC en 1992.

Un des résultats majeurs de cette recherche est d'avoir montré que, dans le cadre de politiques publiques environnementalistes, **les publics des milieux humides sont des acteurs indispensables à la mise en œuvre fructueuse d'une politique de conservation des zones humides** (Donadieu et coll., 2000). La formation de leurs regards passe notamment par des lieux construits ou aménagés à cet effet (marais pédagogiques). Dans un contexte de développement des loisirs de plein air et du tourisme, ils accompagnent la mise en espace public des territoires concernés, obligent – de manière parfois subversive (Soltnit, 2002) – à améliorer l'accessibilité des espaces ruraux et signifient, par leur présence large ou restreinte, l'enjeu social qui pèse sur les choix d'une mise en valeur mono ou plurifonctionnelle des territoires humides.

Dans les marais urbains, les espaces accessibles au public jouent le rôle d'outils à transformer - ou à former - les regards sur les milieux palustres, autant qu'à structurer les territoires de la ville.

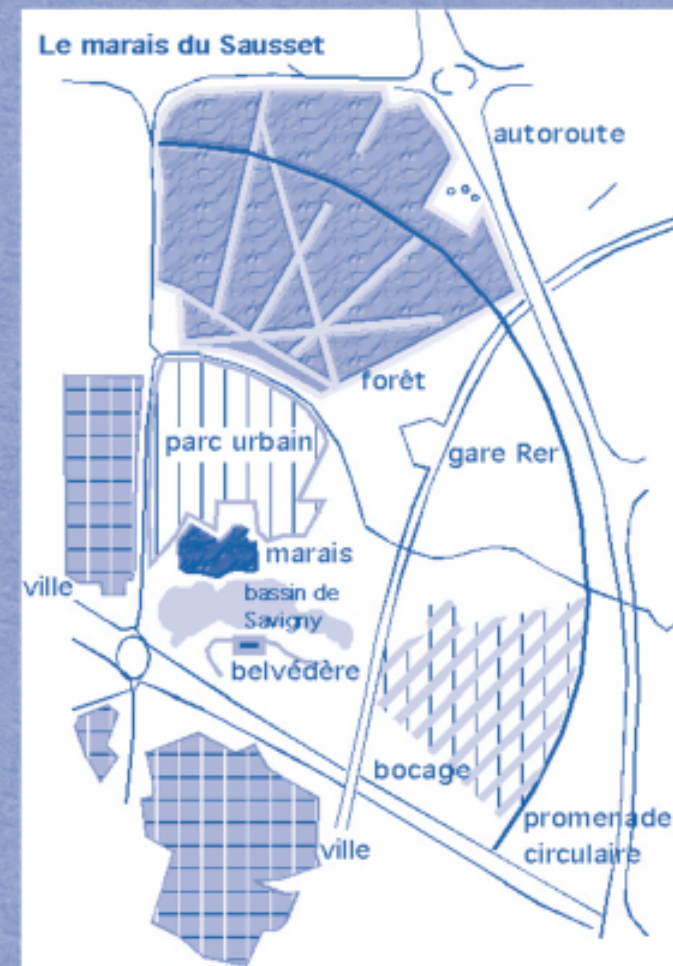
Dans les marais ruraux, l'enjeu est autant la diversité des pratiques sociales que celle des ressources qui les conditionnent. Chaque territoire s'est doté du "gouvernement" correspondant aux rapports des forces sociales en présence. Dans deux d'entre eux, l'État environnementaliste a pesé d'un poids plus grand que dans le troisième.

Ces conditions suffiront-elles à changer massivement regards et pratiques ? L'avenir seul le dira.

Bibliographie

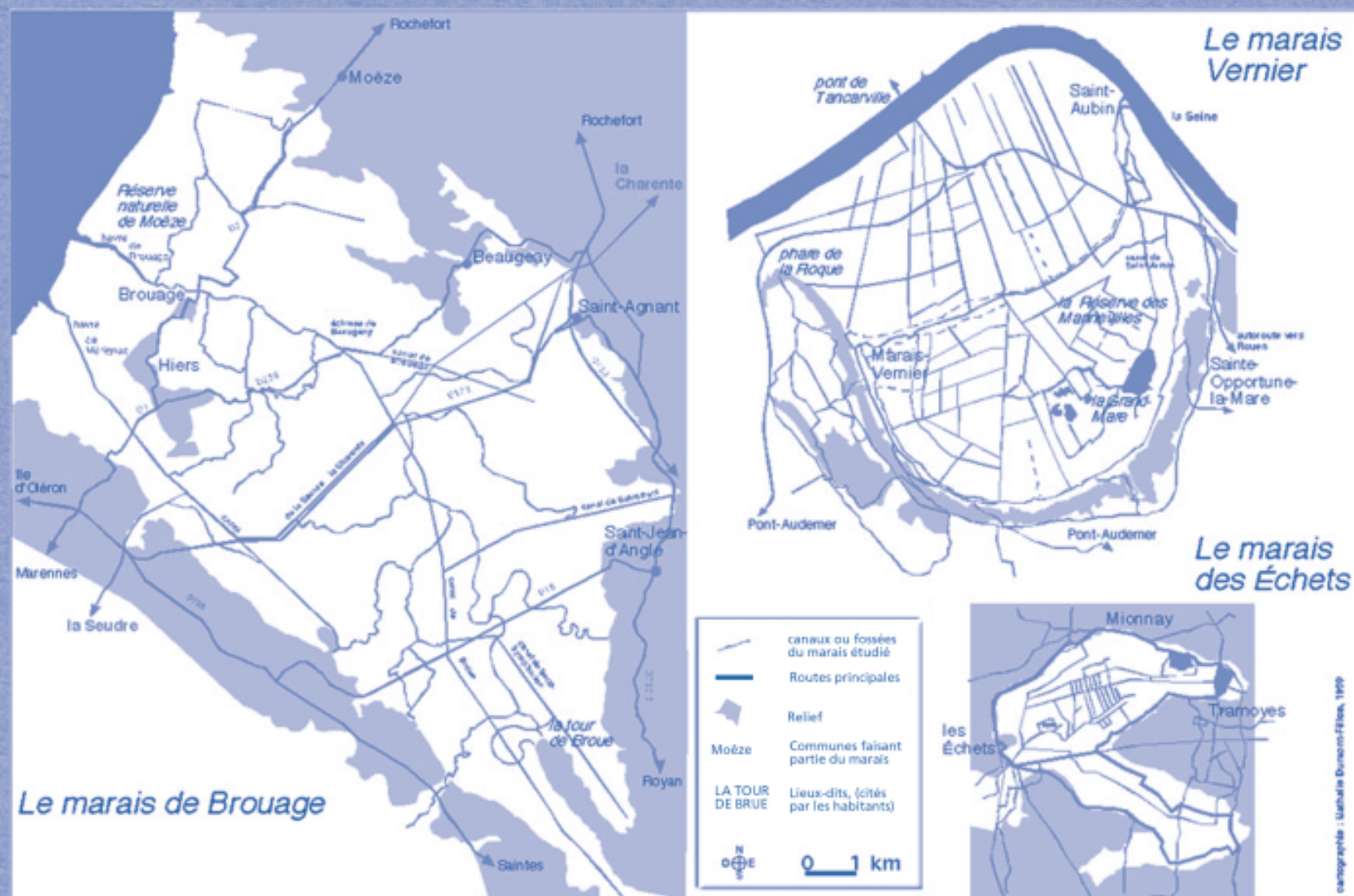
- Berque, A. 1995. Les raisons du paysage, Hazan.
 Chalereux, L. 1999. L'imaginaire de l'eau des marais de Brouage. DEA "Jardins, paysages, territoires" sous la dir. de Pierre Donadieu. EAPLV.
 Donadieu, P. 1993. Du désir de patrimoine aux territoires de projets. Paysage et gestion conservatoire des milieux humides protégés, le cas des réserves naturelles du plateau de Versailles-Rambouillet et de quelques marais de l'Ouest. Thèse de doctorat en géographie, Université de Jussieu-Paris VII, 281 pp.
 Donadieu, P. (édit.). 1996. Paysages de marais. J.P. de Monza.
 Donadieu, P. 1998. Les processus sociaux et écologiques de créations d'espaces naturels aquatiques : des sciences écologiques à l'art du paysage. Le courrier de l'environnement de l'INRA, 35.
 Donadieu, P. et Dumont-Fillon, N. 1999. Des marais agricoles aux marais de nature et de loisirs, le cas du marais Vernier. Le Courrier de l'environnement, 37.
 Donadieu, P., Dumont-Fillon, N., Lambrey, E., et Chalereux L. 2000. Marais en mutation : entre agriculture, patrimoine et loisir. Carnets de paysage, 5.
 Dumont-Fillon, N. 2001. "La mise en scène contemporaine des marais. Le cas du marais Vernier", Espaces géographique et sociétés (ESO), Travaux et documents, 15, 73-78.
 Dumont-Fillon, N. 2002. Les politiques publiques de paysage et de patrimoine : un outil de gestion des territoires. Le cas du marais Vernier (Eure) et des coteaux de La Roche-Guyon (Val-d'Oise). Doctorat de l'Engref, Sciences de l'environnement. Sous la direction de Pierre Donadieu. École nationale du génie rural des eaux et des forêts, École nationale supérieure du paysage de Versailles.
 Feuillas, D. 1997. Étude phytocécologique de l'évolution du marais du Sausset. Rapport provisoire et cartes. Versailles : ENSP, Laboratoire de recherches, 25 pp.
 Gascoin, M. 1997. Le public et le marais du Sausset ; approche sociologique. Versailles : ENSP, Laboratoire de recherches, 52 pp.
 Hekman, C. 1997. Recréer la nature ; le souhaitable et le faisable, une comparaison entre la roselière et le jardin aquatique du Parc de la Plage Bleue à Valenton. Mémoire de stage. Versailles : ENSP, Laboratoire de recherches, 63 pp.
 Lambrey, E. 2001. "Les représentations sociales des marais de Brouage", pp.181-184, in : Journal de la recherche océanographique, actes du colloque Zones littorales et anthropisation : gestion et nuisances (Université de La Rochelle, juillet 2000). 237 pp.
 Lambrey, E., Dumont-Fillon, N., Donadieu, P. 2000. "Des marais agricoles aux marais d'agrément. Les cas du marais des Échets (Ain), des marais de Brouage (Charente-Maritime) et du marais Vernier (Eure)". Colloque L'eau, de la cellule au paysage (École normale de Fontenay-Saint-Cloud juin 2000), Elsevier, 185-194.
 Lambrey, E., Dumont-Fillon, N. 2000. "Les représentations des paysages de marais. Les cas du marais des Échets (Ain), du marais Vernier (Eure), et des marais de Brouage (Charente-Maritime)", pp. 49-57, in : Université de Poitiers, équipe Geste, colloque "Action paysagère et acteurs territoriaux" des 7 et 8 décembre, 238 pp.
 Soltnit, R. 2002. L'art de marcher. Actes Sud.
 Steyaert, P. 2002. Politiques publiques agricoles et zones humides, Zones humides infos, 35.

Figure 1



Localisation du marais urbain du Sausset.

Figure 2



Les trois marais ruraux.

Evaluation économique des services rendus par les zones humides : des données scientifiques aux éléments de décision, quelle démarche, quelle traduction ?

YANN LAURANS

(AGENCE DE L'EAU SEINE NORMANDIE ; ANCIENNEMENT ASCA)

laurans.yann@aesn.fr

P Présentation des objectifs scientifiques

Le Programme national de recherche sur les zones humides, dans la rédaction de son appel à propositions de recherche, posait la question des "conditions d'adhésion sociale à une politique de conservation et de reconquête des zones humides". Notamment, il s'interrogeait sur les moyens d'identifier le potentiel économique associé aux services rendus par les zones humides.

De fait, le souhait d'une gestion "intégrée" des fonctions des hydrosystèmes a suscité un intérêt croissant pour la valorisation socio-économique des fonctions et services que fournissent les zones humides. Ainsi, à la demande de la direction de l'eau du ministère de l'Environnement, un groupe d'experts avait travaillé, en 1992 et 93, sur les évolutions souhaitables de la politique d'aménagement et de gestion des grands cours d'eau (Mermet et coll., 1993). Le rapport du groupe avait proposé la notion "d'infrastructure naturelle", pour modifier la manière dont les zones humides sont prises en compte dans la réflexion d'aménagement. Il s'agissait de considérer que les zones humides, par leurs fonctionnalités, rendent des services socio-économiques multiples (lutte contre les crues, protection des captages, soutien d'étiage, etc...) (Fustec et Frochot, 1996).

Le contexte français en matière de justification et de positionnement du débat scientifique et technique en matière de zones humides montre actuellement un recours croissant au thème de l'utilité et des fonctionnalités des zones humides. L'ouvrage collectif édité par Eliane Fustec et Jean-Claude Lefeuvre, Fonctions et Valeurs des zones humides, est à peine paru au moment où ce rapport est écrit, et rend d'ailleurs compte d'une partie des travaux qui vont être présentés ici (Laurans et Cattani, 2000).

Le séminaire de mi-parcours du PNRZH à Orléans l'avait rappelé à nouveau, s'il en était besoin : la plupart des recherches y avaient fait référence aux "fonctions" des zones humides, entendant par là leur rôle vu du point de vue social et économique. L'utilité des zones humides pour les hommes est en effet un argument utilisé pour légitimer la préservation des zones humides, et le succès retentissant de l'article de Nature sur la "valeur de la terre", en a témoigné en son temps (Costanza et coll., 1997).

Or, l'évaluation économique opérationnelle des rôles fonctionnels remplis par les zones humides pose de nombreuses questions, à différents niveaux :

- au niveau des méthodes d'évaluation économiques proprement dites : difficultés techniques, hétérogénéité, positionnement dans le corpus des techniques et des théories pratiquées à ce jour. Autrement dit, au niveau "interne", de l'évaluation économique ;

- au niveau des relations entre les pratiques de l'évaluation économique d'une part, et les connaissances et méthodes en sciences de la vie d'autre part : l'évaluation économique mobilise et/ou traduit plus ou moins bien des données, voire des hypothèses, et cette relation n'est pas exempte de difficultés. Autrement dit, au niveau de "l'interdisciplinarité" dans l'évaluation des services rendus par les zones humides.

Au niveau enfin des politiques publiques, internationales, nationales ou locales, qui soulèvent l'enjeu du critère économique et utilitariste (ou plutôt fonctionnaliste) comme fondement des priorités politiques. Autrement dit, au niveau décisionnel, gestionnaire ou encore politique de l'utilisation des évaluations économiques.

Face à ces trois niveaux d'enjeux, et à l'appétit que manifeste la société à l'égard des évaluations économiques, les travaux menés par ASCA, avant la mise en place de ce projet, avaient suggéré que la communauté française manquait de recul concernant la pratique de l'évaluation économique des services rendus, qu'il existait certainement des lacunes en termes de connaissances sur les fonctionnalités des zones humides, et qu'il était nécessaire d'améliorer la traduction des apports scientifiques vers les sphères de la gestion.

Ainsi, le principe de ce projet était de réunir des scientifiques et des gestionnaires, identifiés par l'équipe proposante au moment du projet comme portant des interrogations à l'égard de l'évaluation économique. L'objectif de ces réflexions était d'avancer dans clarification des différents enjeux de l'évaluation économique des services rendus par les zones humides.

Le projet consistait à alimenter ce groupe par des matériaux, et à susciter sa réflexion par une mise en situation (d'avoir à réaliser une évaluation économique), pour créer les conditions du dialogue entre scientifiques et gestionnaires dans ce cadre. Cinq réunions se sont tenues à des intervalles de quelques mois, intervalles durant lesquels des travaux spécifiques d'études de cas étaient réalisés pour alimenter la discussion en réunion et provoquer les réactions.

Une liste de contrôle des usages et des services rendus par les zones humides

Les travaux ont été nourris par des études de cas destinées à faire réagir le groupe et à provoquer la discussion méthodologique. Ces études de cas ne sont donc pas des produits ou des résultats en soi. Ils ont donné lieu à des dossiers de réunion, et/ou des rapports de stage.

Les travaux du groupe et les études de cas soumises à son analyse ont fait apparaître la multiplicité des usages, des services rendus, qui peuvent être décomposés plus ou moins finement. Cela rend nécessaire de mettre en perspective ce qui est décrit, connu, évalué qualitativement, quantitativement, sous forme monétaire, avec :

- les usages et les services rendus qui ne sont pas présents, effectifs sur le site d'étude au moment de l'évaluation, mais sont potentiels ;
- les usages présents et pour lesquels des estimations sont possibles d'un point de vue qualitatif mais non quantitatif ;
- les usages et services rendus qui ont pu donner lieu à une évaluation quantitative, mais pour lesquels l'évaluation monétaire n'a pas été réalisée.

Usage/service	Absence / présence effective / potentiel	Expressions qualitatives et quantitatives (effectifs et potentiels)	Evaluation monétaire
1 Consommations minières			
1.1 Granulats			
1.2 Extraction minière de la tourbe			
1.3 Autres activités extractives			
2 Utilisations			
<i>Pour la production de biens</i>			
2.1 Extraction renouvelable de la tourbe			
2.2 Agriculture			
2.3 Pisciculture			
2.4 Populiculture			
2.5 Pêches professionnelles			
2.6 Navigation fluviale			
<i>Pour la production de services</i>			
2.7 Protection de la qualité des eaux (in situ et ex situ)			
2.8 Contrôle des crues			
<i>Pour les loisirs</i>			
2.9 Chasse			
2.10 Pêche			
2.11 Sports et activités nautiques			
2.12 Randonnée, récréation et observation			
3 Conservation des usages futurs/fonctionnalités écologiques			
<i>Diversité biologique</i>			
Fonctions pour la flore de la zone humide et des milieux associés ou en contact			
Fonctions pour la faune de la zone humide et des milieux associés ou en contact			

(cases bleutées : cases pour lesquelles l'évaluation monétaire n'est pas traitée ici et à priori non recommandée).

De ce fait, il est apparu souhaitable de recommander que toute évaluation économique d'usages et de services rendus soit restituée à l'intérieur d'un cadre générique, une liste ou un tableau de portée générale, dans lequel on fera apparaître les "cas renseignés" complètement ou incomplètement, mais aussi les "cas vides". Une telle liste se devra donc d'être, ou de devenir exhaustive. Elle fonctionnera à la fois comme une liste de contrôle, c'est-à-dire qu'une évaluation se posera la question de la manière d'en remplir toutes les cases d'une part, et d'autre part les restitutions de résultats seront, dans la mesure du possible, organisées dans son cadre de manière à faire apparaître ce qui n'a pas été évalué économiquement, à ne pas négliger les aspects qui ont échappé aux travaux d'estimation.

A la suite de ses travaux, le groupe est en mesure de proposer une telle liste de contrôle. Celle-ci devra certainement être complétée, par la pratique, notamment parce qu'elle est inspirée de travaux sur des cas ou des exemples encore peu nombreux. Les usages et les services rendus sont présentés ensemble mais distingués, et rangés par ordre, du plus directement "consommateur" du milieu concerné (l'extraction non renouvelable de matériaux), au moins consommateur.

Pour chacune de ces catégories, la liste suggère de renseigner :

- le caractère effectif (usage ou service rendu effectif aujourd'hui) ou potentiel (usage ou service rendu non effectif aujourd'hui parce que ne correspondant pas à une demande actuelle, mais fonctionnalité présente et pouvant satisfaire une demande future identifiable ; exemple : présence d'un aquifère productif à proximité d'une population importante susceptible un jour d'y recourir), ou enfin l'absence de l'usage ou du service rendu (absence structurelle sur ce type de zone humide, soit parce que le milieu ne s'y prête pas, soit parce que l'usage ou le service rendu n'est plus possible, ...). Les usages effectifs comme potentiels seront décrits autant que possible sur le plan qualitatif : nature des usages, des pratiques et des services rendus, qualités de service, évolutions en cours, dimensions sociales, etc.
- tant pour les usages effectifs que potentiels, les dimensions quantitatives des usages et services rendus, autrement dit les "volumes" de toutes natures en cause : hectares d'occupation du sol, rendements et productions, volumes d'eau, quantités de biens économiques, populations concernées, etc.
- pour les usages effectifs, on distinguera ceux qui ont donné lieu à une évaluation monétaire chiffrée de ceux qui sont effectifs mais qui n'ont pas pu être évalués dans le cadre de l'exercice dont on présente les résultats : par exemple, à la place des données chiffrées, on indiquera "effectif non évalué".

illustrations pour une vallée alluviale

Il s'agit ici de porter à la connaissance un exemple d'évaluation économique ayant tenté d'appliquer, au moins partiellement, les concepts, méthodes et préconisations développées ci-dessus. Bien entendu, ce produit ne se prétend pas exemplaire et ne se pose pas en modèle absolu de toute évaluation économique de services rendus. Il provient de matériaux soumis à l'analyse et à la discussion du groupe. Ces matériaux ont été initialement produits par des études de cas spécifiques.

Leur but est d'illustrer :

- les méthodes de base, connues et stables en termes de théorie économique, mais qui posent des problèmes et des questions de technique et de méthode pratique dans le contexte pluridisciplinaire et dans le contexte de la gestion d'un milieu humide ;
- quelques unes des suggestions ou des orientations apparues en résultat de l'analyse du groupe (on a essayé d'intégrer au présent exemple toutes les remarques qui ont été présentées ci-avant ; celles qui n'ont pas pu être intégrées seront présentées ci-après comme des lacunes ou des limites) ;
- des grandeurs ou ordres de grandeurs, qui visent à attirer l'attention, à poser des questions, à susciter des suggestions encore nouvelles concernant les méthodes, les raisonnements, les modes de présentation, mais aussi les lacunes et les pistes d'approfondissement ;
- on veut aussi montrer que l'exercice, s'il réclame des connaissances d'économiste pour être mis en œuvre, peut être utilisé, orienté, critiqué et utilisé par tous types d'acteurs et de partenaires de la gestion de l'eau : les concepts mis en œuvre sont pour la plupart simples, et les développements nouveaux correspondent précisément à des demandes exprimées par des "non-économistes".

Cependant, on a choisi dans cette présentation de ne pas associer les chiffres à un site nommément désigné, et donc de ne pas chercher une exactitude complète, sans perdre de vue l'objectif d'un certain réalisme. Ce choix tient au moins à deux raisons :

- les chiffres produits ne sont pas destinés à apporter des éléments ou des éclairages à

des débats politiques et à des négociations en cours sur les zones humides concernées. Non pas que ces méthodes en soient incapables, bien au contraire, elles sont faites pour cela. Cependant, pour ce faire, la méthode de travail, le cadre de l'exercice, en auraient été différents : dans la mesure où cette étude de cas aurait été réalisée pour alimenter un contexte de débat, les chiffres produits auraient subi un exercice de critique et de validation croisées par un plus grand nombre d'experts spécialisés, de chercheurs, de gestionnaires du site, avant d'être produits. De fait, les négociations en cours du processus de mise en œuvre de la directive habitats faune-flore sur les sites qui ont fait l'objet des études de cas ont parfois inutilement compliqué le travail et certains acteurs ont pu détourner des extraits de travaux pour des utilisations non validées par le groupe de travail. Ainsi, même si les données présentées plus bas sont tirées d'études - légères - de cas, elles ne se prétendent pas vérifiées et la vallée alluviale dont il sera question devra être considérée comme hypothétique, ou comme un exemple de travail.

• le but de cette illustration n'est pas la fourniture de données réutilisables pour tout type comparable de zone humide (ce qui n'est pas recommandé ici) ; il est de rendre compte des avancées méthodologiques proposées, de la manière dont les analyses du groupe de travail ont pu être prises en compte, et les lacunes qui restent apparentes. Ces dernières seront traitées après l'illustration, dans une troisième section.

Cette illustration s'organisera comme suit :

• On présentera le résumé d'une "fiche" évoquant, pour chaque usage ou service rendu de la liste de contrôle, le résultat de rubriques homogènes, traduisant les orientations méthodologiques exposées ci-dessus.

- Certains de ces résultats seront ensuite présentés sous forme graphique.
- les résultats donneront lieu ensuite à une discussion.

Il faut à présent attirer l'attention sur le domaine de validité de ces données : présentées ici à titre d'illustration et d'exemple, elles n'ont pas vocation à être généralisées telles quelles. En revanche, elles sont apparues suffisamment parlantes et intéressantes au groupe pour motiver un appel à la généralisation de ce type d'études de cas, sur des sites variés, en vraie grandeur, afin de consolider un certain nombre de conclusions et d'ouvrir vers d'autres problématiques.

Présentations résumées des résultats

A L'ÉCHELLE DE LA ZONE DANS SON ENSEMBLE

Surfaces occupées

Dans l'exemple utilisé (fig. 1), les usages agricoles du sol représentent la grande majorité, suivis par la populiculture. La catégorie "forêt" représente les boisements divers non ou peu exploités pour la production (dont les "forêts alluviales").

Revenus annuels moyens sur 100 ans actualisés à 4%, des occupations structurantes du sol

Lorsqu'on examine maintenant le flux de revenus obtenus sur la base des activités structurant l'occupation du sol (fig. 2), on observe que les proportions sont essentiellement modifiées du fait des revenus produits par l'extraction de granulats. On rappellera par ailleurs que ces chiffres représentent la moyenne annuelle du flux de revenus qui sera perçu par les exploitants des sols, durant une période de 100 ans. Ces revenus sont actualisés (c'est-à-dire dépréciés d'autant qu'ils sont lointains), à un taux (assez faible) de 4% par an. Ainsi, le chiffre concernant les granulats tient compte du fait que l'exploitation n'a lieu que sur les dix premières années de la période.

Revenus de l'activité et services rendus effectifs

Si on associe les services rendus effectifs aujourd'hui et les usages du sol qui sont le plus compatibles avec chaque occupation du sol structurante (fig. 3), on observe alors un basculement des hiérarchies : les prairies associées à l'élevage viande, qui (par hypothèse appuyée sur enquête) sont associées avec tous les services rendus et les usages de loisirs, redeviennent prépondérantes en termes monétaires.

On voit par ailleurs réapparaître la forêt alluviale, qui par là devient aussi importante économiquement que l'exploitation de granulats. Les prairies, ensemble, représentent les principales productrices de revenus et de services rendus actuels et effectifs sur la zone.

Ces résultats dépendent bien entendu des hypothèses d'association des services rendus et des usages aux occupations du sol structurantes. On a considéré ici que la populiculture pouvait être associée à certains types de chasse et de pêche et au "contrôle des crues" ; les cultures ne se voient pas associer de service rendu hydrologique, en ce qu'elles limitent le contrôle des crues et représentent des pressions sur l'usage de l'eau. Les granulats ne se voient pas associer de service rendu, encore que leur rôle dans le contrôle des crues mériterait des approfondissements.

Revenus de l'activité, services rendus effectifs et potentiels

En ajoutant à présent les services rendus potentiels (adduction d'eau potable pour les agglomérations de l'aval proche), que l'on associe ici aux prairies de l'élevage viande et aux forêts alluviales, les différences sont encore plus nettes (fig. 4). Attention : on rappelle que les données présentées ne sont qu'illustratives et ne sauraient être généralisées telles quelles.

Nombre de personnes concernées par les productions, les services rendus effectifs et les usages de loisirs

En nombre de personnes concernées, la hiérarchie est encore un peu différente (fig. 5). Les productions elles-mêmes concernent généralement peu de monde, en comparaison des services rendus effectifs (contrôle des crues et soutien des étiages) qui bénéficient à des populations nombreuses.

Présentations résumées des résultats

ÉVALUATIONS À L'HECTARE

Revenus annuels moyens sur 100 ans, actualisés à 4%, des productions réalisées sur les occupations structurantes du sol

À l'hectare, et même en considérant le cumul des revenus sur une période de cent ans, actualisés et ensuite ramenés à l'année moyenne, l'extraction de granulats domine très largement les autres productions (fig. 6). Cela provient notamment du fait que le revenu brut, ainsi considéré, intègre une consommation nette de matériaux présents sur la zone, et non seulement, comme c'est le cas pour les autres, une production renouvelable. Attention : les données présentées ne sont qu'illustratives et ne sauraient être généralisées telles quelles.

Revenus annuels et services rendus annuels effectifs par hectare

Ajouter les services rendus et usages de loisirs qui sont effectivement présents sur la zone,

modifie le classement des occupations structurantes du sol, même si cela est peu apparent du fait de la différence de proportion entre le revenu de l'extraction et le reste (fig. 7). On constate en effet que les prairies pour l'élevage viande viennent en deuxième, puis celles de l'élevage laitier, puis les cultures. La populiculture est quasiment à égalité avec la forêt alluviale dans la mesure où les services rendus sont de nature à compenser la différence de revenus.

Revenus, usages, services rendus effectifs et potentiels par hectare

En ajoutant les services rendus potentiels, la forêt alluviale apparaît plus nettement, la prairie d'élevage viande ressort encore plus nettement (fig. 8).

Personnes concernées par hectare

Le soutien des étiages et le contrôle des crues concernent environ une centaine de personnes à l'hectare, dans la zone-exemple (fig. 9). Ces services rendus expliquent donc l'essentiel du classement présenté. Les autres différences entre occupations du sol proviennent du nombre de personnes concernées par les revenus de la production eux-mêmes, et dans une moindre mesure par les usages de loisirs.

Discussion et mise en perspective

Les occupations structurantes du sol et les autres

Ces résultats montrent l'importance d'associer et de distinguer les utilisations structurantes du sol des fonctionnalités de la zone humide. Ils suggèrent aussi de travailler sur les relations de compatibilité et d'incompatibilité. D'où l'accent placé, dans les méthodes expérimentées, sur :

- les occupations du sol structurantes d'un milieu, ce qui appelle à accorder une certaine attention aux évaluations économiques marchandes que l'on pourrait à tort négliger parce que ne présentant pas de difficulté théorique (quoique présentant des difficultés techniques, et surtout nécessitant un point de vue et des données spécifiques pour qu'elles soient associées aux évaluations de services rendus) ;

- les services rendus par les fonctionnalités associées à ces milieux ;
- les usages des milieux sans occupation du sol structurante (loisirs).

On voit ainsi se dégager, dans l'exemple présenté, cinq catégories de rapports sociaux ou de points de vue donnant lieu à des techniques d'évaluation différentes mais devant être associées dans des analyses d'ensemble :

- occupations structurantes du sol (agricultures, forêt de production, extractions, urbanisation) ;
- services rendus hydrologiques effectifs et potentiels ;
- usages de loisirs ;
- services rendus écologiques et fonctionnalités biophysiques (utilité de la zone humide pour d'autres milieux et compartiments de l'écosystème) ;
- critères non utilitaires de caractérisation des zones humides (hors de considérations fonctionnelles).

Les services rendus hydrologiques : une place dominante

On voit apparaître le rôle et la place particulière des services rendus hydrologiques. L'adduction d'eau potable, en particulier, ou les inondations, représentent dans l'illustration les variables les plus sensibles du système naturo-socio-économique représenté. Les "montants" monétaires cor-

respondants, et les populations concernées par leurs enjeux, apparaissent comme susceptibles de renverser les hiérarchies, de dominer les évaluations économiques d'ensemble. Cela pose question pour les autres services rendus (écologiques) : dans ces évaluations, qui sont par nature anthropocentriques, les services rendus écologiques n'apparaissent pas de manière aussi spectaculaire.

Des résultats sensibles

On voit enfin que les conclusions que l'on peut tirer de ces évaluations sont très sensibles à presque toutes les conventions de représentation et de calcul retenues. Ici, par exemple, toutes les hiérarchies sont modifiées selon qu'on considère :

- le revenu brut annuel produit une année donnée, par hectare : l'exploitation de granulats émerge très largement au-dessus de toute autre utilisation de la zone humide, suivie par le potentiel eau potable, puis par les usages agricoles, puis certaines exploitations de peuplier, puis le contrôle des crues, la pêche de carnassiers sauvages, la chasse et la navigation de loisirs, enfin les autres types de pêche et certaines plantations de peuplier ;

- en termes de personnes concernées par hectare, c'est le soutien d'étiage qui vient en tête de deux ordres de grandeur, puis le potentiel eau potable, puis la réduction des hauteurs d'inondation (autrement dit ce sont les services rendus hydrologiques qui concernent le plus de personnes à l'hectare). Ensuite on trouve les productions agricoles, l'extraction de granulats, la chasse et la pêche, et enfin les autres usages ;

- lorsqu'on prend en considération le montant monétaire des usages et services rendus une année donnée sur l'ensemble de la zone, ce sont les services rendus hydrologiques qui dominent très largement (de plusieurs ordres de grandeur) les autres usages, puis la chasse, puis les usages agricoles, puis les granulats, puis la pêche et la populiculture, puis les usages de loisirs ;

- si à présent on compare, toujours sur la zone entière, les usages en termes de revenus moyen annuel sur une longue période, et non plus une année donnée, le potentiel eau potable domine (mais reste dans le même ordre de grandeur que les suivants), suivi par l'agriculture, la réduction des inondations et les usages de loisirs, et enfin les granulats et la populiculture ;

- lorsqu'on établit une "aire socioéconomique" pour chaque occupation du sol structurante, prenant en compte tous les usages et services rendus associés à cette occupation du sol, et multipliant les chiffres monétaires par le nombre de personnes concernées, les prairies tiennent la première place, suivies d'assez loin par l'exploitation de granulats, puis les cultures, et enfin la populiculture.

Des points de vue variés

Ces différents résultats ne signifie pas qu'aucun n'a de sens mais au contraire que chacun possède un sens spécifique. L'évaluation économique, on le voit, rend possibles des points de vue variés : à chaque angle choisi la perception se modifie. Aucun n'est seul vrai, aucun n'est faux, tous correspondent à des explications partielles et à des points de vue spécifiques. Ce qui est important et souhaitable, c'est de permettre leur expression et leur mise en débat.

Bibliographie

- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., & van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Fustec, E. Frochet, B. et coll. 1996. "Les fonctions des zones humides. Synthèse bibliographique". Agence de l'Eau Seine-Normandie, 144 p.
- Fustec, E. & Lefeuvre, J.-C., eds. 2000. Fonctions et valeurs des zones humides. Dunod, 426 p., Coll. Environnement, Paris.
- Laurans, Y. & Cattani, A. 2000. "Une économie au service du débat : l'évaluation économique des services rendus par les zones humides". 311-328. In Fustec, E. et Lefeuvre, J.-C. (eds.) Fonctions et Valeurs des Zones Humides. Ed. Dunod.
- Mermet, L., Cattani, A., Jubault, P. et Lierdeman, E. 1993. "Evaluation des politiques publiques en matière de zones humides", Rapport d'étude pour le Commissariat général du Plan et l'Instance d'évaluation des politiques publiques en matière de zones humides, Paris, 95 p.

Répartition entre
occupations structurantes du sol
dans la zone-exemple de vallée alluviale



Répartition entre occupations structurantes
du sol dans la zone-exemple de vallée alluviale



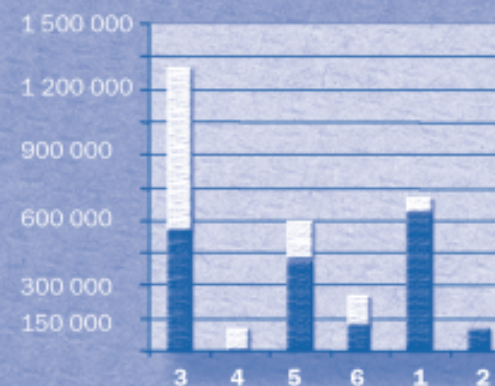
parts relatives des revenus annuels moyens
sur la zone-exemple .

Figure 1

Figure 2

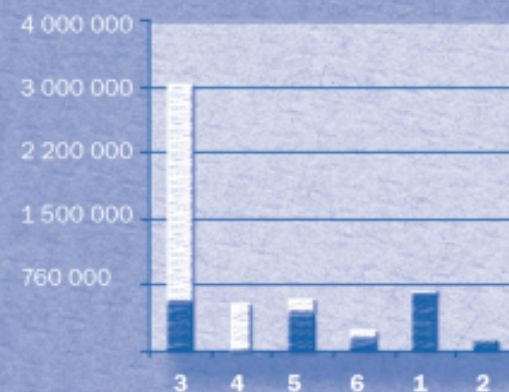
Figure 3

Revenus cumulés sur la vallée, euros/an



revenus bruts
des occupations
structurantes du sol
et services rendus
effectivement constables
aujourd'hui, à l'hectare .

Revenus et services rendu sur la vallée, euros/an



Service rendu
effectif
sur la zone

Revenu annuel
des productions
sur la zone



Figure 4

Figure 5

Nombre de personnes concernées par les activités, services rendus et usages de loisirs pour chaque occupation structurante du sol

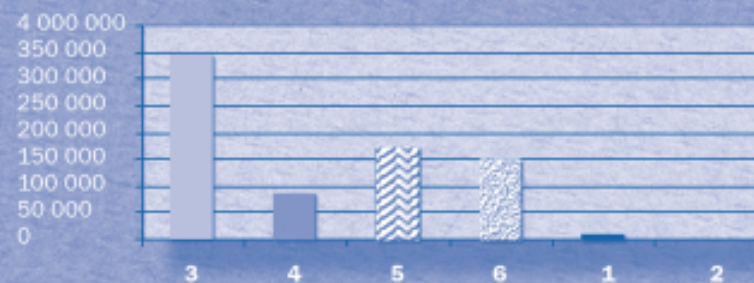


Figure 6

Revenu annuel moyen sur 100ns par hectare



Figure 9

Nombre de personnes concernées par les productions, services rendus et usages de loisirs

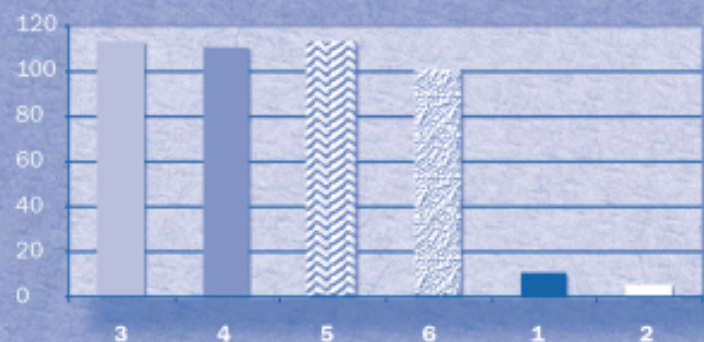


Figure 7

Revenus et services rendus annuels effectifs par hectare

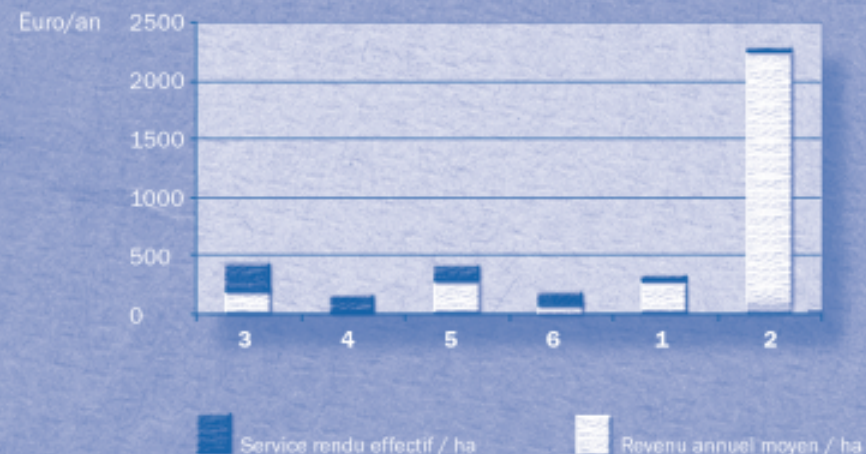
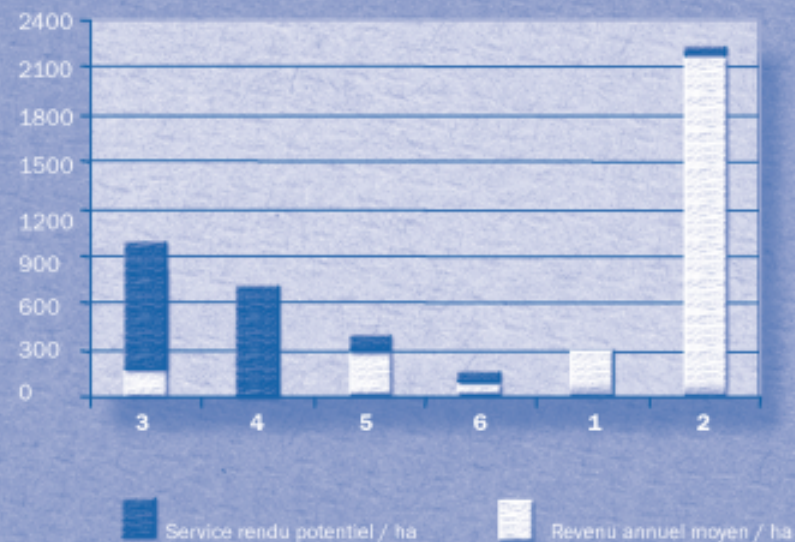


Figure 8

Euro / hectare / an



1 Cultures 2 Granulats 3 Prairie Vande 4 Forêts 5 Prairie Lait 6 Peuplier

SYNTHÈSE

Des fonctionnalités des zones humides à la légitimité de la conservation

AÏCHA AMEZAL (AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE)

amezal.aicha@aesn.fr

BERNARD PICON (CNRS – ARLES)

bpicon@wanadoo.fr

Cet atelier avait l'ambition de répondre à trois questions essentielles :

- Le PNRZH a-t-il contribué à produire des connaissances nouvelles sur les fonctions écologiques des zones humides ?
- Comment transformer ces connaissances en argumentaire susceptible de légitimer scientifiquement la conservation des zones humides ?
- Quelle pertinence pour la notion d'infrastructure naturelle : simple argumentaire ou concept opérationnel ?

Connaissances sur les fonctionnalités des zones humides

En ce qui concerne la première question c'est-à-dire la production de connaissances nouvelles pour les fonctions des zones humides, quatre contributions ont apporté d'indispensables précisions.

M. MULLER (Facteurs déterminants de la biodiversité des prairies alluviales-Applications à la conservation et la restauration) a répondu à des préoccupations très concrètes en termes de gestion des prairies alluviales. Celles-ci mettent en évidence le rôle fonctionnel des prairies vis à vis de l'épuration des eaux et comme habitat conservatoire d'une faune et d'une flore spécifiques, qui conduit à mettre en oeuvre des actions de restauration de prairies, là surtout où elles sont menacées. Ces travaux montrent par ailleurs, qu'en reconstituant le couvert prairial, par remise en herbe, on peut restaurer la capacité autoépuratrice, et donc que le mode de gestion agricole est un élément essentiel du maintien ou de l'altération de la richesse de ces biocénoses alluviales. Ils confirment les capacités importantes d'épuration des zones humides prairiales en bordure de cours d'eau notamment vis-à-vis des nitrates. En effet, la plupart des facteurs favorables à la réduction des nitrates sont réunis au niveau des groupements prairiaux les plus humides (teneur en argile variant de 60 à 70%, hydromorphie temporaire, carbone organique non limitant...). Ces prairies contribuent donc au contrôle des sources de pollution dans les paysages agricoles et leur maintien au sein des agrosystèmes est indispensable. Ils indiquent aussi que les inondations transportent beaucoup de graines provenant des ripisylves et permettent ainsi un re-ensemencement.

Les travaux confortent et précisent la fonctionnalité hydrique sur la structuration de la biodiversité prairiale. En effet, l'avifaune dépend étroitement de la structuration spatiale des communautés végétales, et donc du niveau hydrique.

Par ailleurs, ils montrent l'importance essentielle de l'impact des pratiques agricoles sur la distribution de l'avifaune prairiale nicheuse : elle est favorisée par la fauche et régresse fortement lorsque la proportion en habitat pâturé devient trop importante.

Ils précisent aussi les effets de la gestion agricole de ces zones humides et des modifications du régime d'exploitation sur la flore. Le passage de la prairie fauchée à la prairie pâturée entraîne une diminution de la richesse et de la diversité spécifique moyenne, avec un appauvrissement d'autant plus important que le pâturage a lieu tôt le printemps, avec un chargement important, et des apports d'engrais. La diversité floristique chute rapidement avec les apports d'engrais. A contrario, l'extensification favorise la diversification (réversibilité).

Il est alors proposé un mode opérationnel de gestion conservatoire des prairies avec des fauches tardives après le 15 juin, suivie d'une seconde fauche, sans fertilisation comme la gestion traditionnelle pratiquée jusqu'en 1950.

Ces travaux débouchent enfin sur les possibilités et les limites de la restauration de prairies à haute diversité. En effet, cette dernière est lente et incertaine, d'où l'intérêt de privilégier la conservation des prairies existantes comme source de biodiversité plutôt que la restauration consécutive à une dégradation. Les coûts de la conservation sont moins élevés que ceux de la restauration. Un outil d'aide à la gestion conservatoire est proposé. Il a l'intérêt de pouvoir orienter le choix des gestionnaires en localisant avec précision les habitats et les espèces intéressants puis d'utiliser les cartes de base afin d'obtenir des cartes d'enjeux (cartes des valeurs patrimoniales d'un site, carte de l'état de conservation des habitats...) qui permettent à court ou moyen terme de mettre en place une gestion efficace et raisonnée d'un site à une échelle pertinente au plan paysager (à l'échelle d'une vallée par exemple) tout en garantissant le respect d'une cohérence écologique des mesures de gestion mises en place. De plus, ces résultats pourront être utilisés pour établir des modalités des CTE dans les plaines alluviales, et également pour fournir une cartographie des habitats avec une évaluation de leur état de conservation pour les documents d'objectifs (programme NATURA 2000).

Les travaux de M. BENDJOUDI (Fonctionnement des zones humides riveraines du cours moyen des rivières. Application à la Seine Moyenne) qui ont porté sur les échanges dans la zone humide alluviale de la Seine bousculent les idées reçues. En effet, l'étude montre que cette zone humide est drainée par la Seine pendant la majeure partie du temps. En période de hautes eaux, l'eau de la Seine s'infiltre dans la zone humide pour suivre un trajet parallèle au lit mineur, la zone humide exerce alors une fonction tampon vis-à-vis des crues. Durant la période estivale, il y a infiltration de la rivière dans la zone humide. Donc, dès la fin du mois de juin et durant tout l'été, la zone humide est alimentée par la rivière, schéma inverse d'une situation naturelle dans laquelle la nappe alluviale constitue le débit de base des rivières durant l'été, et la rivière alimente la nappe.

Par ailleurs, les travaux montrent que les inondations se déclenchent rapidement par remontée de la nappe, à proximité de la Seine lorsque que les niveaux s'élèvent dans le lit mineur, et par débordement si les eaux sont suffisamment hautes.

L'évaluation de l'importance de la fonction de stockage des crues des plaines alluviales considérées a été mise en évidence. Elle est de l'ordre de quinze millions de m³ par semaine. Le contrôle exercé par la gestion des barrages réservoirs (Aube et Seine) sur le fonctionnement la zone humide alluviale de la Seine à l'aval de ces ouvrages est démontré. Le fonctionnement de cette zone humide contient donc une part d'artificialité.

Le bilan hydrologique effectué indique que l'alimentation en eau de la

zone humide est dominée par des apports souterrains. Ils représentent 75% du volume, les précipitations se limitant à 25%. Par ailleurs, le modèle MARTHE précise que sur un axe vertical de la zone humide, l'évaporation représente 90% de l'évapotranspiration, on peut en déduire que la zone humide fonctionne comme un plan d'eau.

Une analyse des impacts anthropiques et de l'évolution de l'occupation des sols depuis 50 ans sur la Bassée est associée à des informations sur l'impact direct de la gestion anthropique sur la circulation des nappes sous-jacentes et donc sur la qualité chimique de celles-ci.

Une classification géomorphologique des zones humides devrait à terme déboucher sur une typologie fonctionnelle permettant la délimitation et la caractérisation des zones à fort intérêt "ressource en eau" notamment vis-à-vis de la dénitrification et de la rétention des crues. Mme TREMOLIERES (Fonctionnement biogéochimiques des zones alluviales forestières et prairiales du Rhin supérieur) indique préalablement que la zone alluviale est une zone d'inter-surface entre fleuve et écosystèmes adjacents, à forte diversité d'habitats aquatiques et terrestres, avec de multiples interfaces (sol-nappe, sol-racine, rivières-nappe...) où se produisent des modifications des flux d'eau et de minéraux. Son rôle épurateur est reconnu et en des termes qui justifient fortement sa conservation et sa restauration. En effet, les résultats confirment des taux importants d'élimination des nitrates sous couvert forestier : le système forestier (sol-racine) peu retenir jusqu'à 95% de la charge en nitrates des eaux souterraines (avec une capacité de rétention de 140 kg/ha/an).

Néanmoins, il a été mis en évidence l'importance des hétérogénéités spatiales et temporelles liées à la diversité des géoformes, des dépôts, et aux conditions hydrologiques. Pour l'évaluation de cette fonction épuratoire, différentes échelles ont été prises en compte, et pour chacune d'entre elles, les facteurs déterminants ont été mis en évidence :

- l'échelle du secteur c'est-à-dire de la zone inondable permettant la quantification de cette capacité épuratoire grâce à la modélisation. Les facteurs influençant cette capacité sont la durée et la périodicité des inondations, les battements de nappe ;
- à l'échelle de la parcelle, le facteur déterminant est la topographie et le couvert végétal ;
- l'échelle locale permet l'analyse du transfert latéral au niveau des berges, et du transfert vertical dans la zone non saturée. Le facteur influençant les capacités épuratrices est le substrat.

Par ailleurs, il a été constaté que la dénitrification potentielle est plus élevée en surface et diminue avec la profondeur (résultat lié à la teneur en matière organique). Le potentiel rédox du sol est proposé comme indicateur de la capacité de réduction des nitrates des sols. Il a été démontré que le recyclage des nutriments est plus important dans les sites inondables que dans les sites non inondables, et notamment que la forêt recycle le phosphate en quantité importante par voie foliaire en saison de végétation.

Une typologie fonctionnelle des forêts alluviales fondée sur les facteurs cités ci-avant permet d'identifier les hétérogénéités spatiales décrites et donc d'identifier les secteurs les plus intéressants vis-à-vis de la dénitrification.

En conclusion, ces résultats fournissent des éléments de réponse pour permettre une "durabilité" de la fonction épuratoire liée aux conditions les plus favorables (inondabilité, battement de nappe, végétation prairiale, forêt, ripisylves...).

Sur le thème des fonctionnalités sociales des zones humides, les travaux de M. DONADIEU portent sur la question des conditions de l'adhésion sociale à la politique de conservation des zones humides. Ils montrent notamment que l'analyse du rapport social aux marais urbains visités et aux marais ruraux est riche d'enseignements. Il est souligné que l'Etat peut agir pour changer les regards, les perceptions et les représentations sociales, avec l'aide des organismes

publics, des collectivités territoriales, des associations... Il s'agit de faire des marais des espaces d'intérêt public, des lieux d'attraction sociale, des territoires familiers pour les habitants.

Dans les marais ruraux, où l'appropriation (physique et mentale) du marais par les habitants riverains est essentielle et où le rapport à l'espace est complexe, compte tenu de la diversité des groupes d'utilisateurs investissant ces territoires, l'idée de conservation doit intégrer la présence de l'ensemble des usagers, promeneurs, chasseurs, pêcheurs, cueilleurs. Les marais urbains (jardins créés par des paysagistes) démontrent que l'ouverture des zones humides au public est une condition importante de l'adhésion sociale à la politique de conservation. Le public citoyen semble intéressé et sensibilisé à ce type de nature, notamment à travers le spectacle des oiseaux qui constitue une valeur pédagogique forte. C'est également le cas pour certains marais à accès limité (réserves naturelles) qui engendrent une image positive.

En conclusion, dans les milieux humides plus étendus, où les usagers sont nombreux, les pouvoirs multipliés, la mise en œuvre de politiques publiques de préservation des zones humides est complexe. Il faut donc négocier et aboutir à des compromis et à un zonage pour mettre en place des politiques de conservation. Des actions de communication pour mettre en scène les images positives des marais sont nécessaires. A contrario, les marais inaccessibles ne créent pas d'images, leur fonctionnalité sociale est limitée à des usages de proximité.

L'adhésion sociale à la préservation des zones humides semble largement passer par la mise en place "d'espaces ouverts au public" sous forme d'infrastructures collectives où sont offerts des services de nature, co-produits par des gestionnaires et des usagers.

Les argumentaires pour la préservation

Les résultats présentés ici par les équipes de recherches apportent un certain nombre de réponses et fournissent ainsi des arguments pour renforcer ou modifier les politiques existantes en matière de préservation des zones humides (pour définir des opérations nouvelles, des priorités, des stratégies).

Les travaux de M. BENDJOUDI, en apportant une meilleure connaissance des échanges nappes-rivières-zones humides, permettent d'affirmer que les plaines alluviales assurent un rôle important dans la régulation des inondations. Par conséquent, des actions renforcées de protection des plaines alluviales (comme en Seine Moyenne), secteurs souvent très menacés, pourraient être proposées. Par ailleurs, grâce à la typologie fonctionnelle proposée, une définition des secteurs prioritaires associée à une stratégie d'actions de préservation et de restauration pourrait être suggérée à moyen terme.

Les travaux de M. MULLER permettent de privilégier les opérations de maintien et de restauration des prairies alluviales (remise en herbe, acquisition de bandes rivulaires ou de zones humides...), au vu de l'importance de leurs fonctions d'épuration (dénitrification) et "biodiversité". Ils confirment la nécessité des aides à la contractualisation pour limiter la fertilisation (CTE). Ils peuvent induire la possibilité d'aides incitatives à la mise en place de plans de gestion favorisant la biodiversité (date de fauche tardive, inondations prolongées...). L'outil de gestion proposé doit permettre d'identifier les prairies appauvries, dégradées, bien conservées de façon à mettre en place des modalités de gestions adaptées.

Au vu des fonctions constatées (forte dénitrification) par M. TREMOLIERES, promouvoir les actions de maintien et de restauration des forêts alluviales, de reconstitution de ripisylves trouvent ici toute leur légitimité. Il conviendrait de les pri-

vilégier. Par ailleurs, la typologie fonctionnelle présentée par M. TREMOLIERES devrait permettre de préciser les actions prioritaires à mener grâce à la délimitation des secteurs les plus favorables à la dénitrification.

Les travaux réalisés par M. DONADIEU concluent à la promotion de politiques concertées et globales rassemblant l'ensemble des usagers pour un objectif de gestion-protection, ainsi qu'à des opérations d'ouverture aux publics des marais. L'objectif est de modifier l'image et la perception des milieux aquatiques et humides.

En conclusion, ces résultats pourraient donc entraîner dès 2003 des retombées opérationnelles directes valorisables pour la définition et la conduite des programmes d'actions de nombreux gestionnaires, dans le domaine de la restauration des milieux aquatiques et humides. A ce sujet A. AMEZAL a souligné dans son intervention intitulée "des résultats scientifiques aux retombées opérationnelles", l'intérêt de ces résultats, en tant que confirmation, réponses et donc arguments pour renforcer les politiques existantes des Agences de l'eau en matière de conservation des zones humides et pour définir des stratégies nouvelles. A titre d'exemple, elle a indiqué que les actions à privilégier pourraient être la protection et la restauration des plaines alluviales (secteurs souvent menacés), des forêts alluviales avec la reconstitution de ripisylves, des prairies humides avec la mise en place de plans de gestion de ces milieux favorisant la diversité, les opérations d'ouverture au public des marais. La plupart de ces actions permettront de favoriser l'épuration voire l'amélioration des eaux superficielles et souterraines, la lutte contre les inondations, la valorisation patrimoniale des milieux. A ce sujet, il est bon de rappeler que dans le cadre de l'application de la directive cadre européenne dans le domaine de l'eau, la protection et la restauration des zones humides, prendront toute leur importance pour l'atteinte du bon état des eaux en 2015.

La notion d'infrastructure naturelle

A propos la notion d'infrastructure naturelle, les résultats de Y. LAURANS sur l'évaluation économique des services rendus par les zones humides sont une pierre supplémentaire à ajouter à l'édifice argumentaire. Y. LAURANS propose des grilles d'analyse pour l'évaluation économique des services rendus par les zones humides, ainsi qu'un cadre ou un cahier des charges pour engager des études de ce type. Ses recherches présentent, par ailleurs, des définitions de termes, des classements, des typologies, des délimitations des services rendus, et la manière de les associer pour l'évaluation. Un exemple de vallée alluviale est détaillé avec une évaluation économique des revenus (granulats, tourbe, agriculture, popiculture), des services (protection de la qualité des eaux, contrôle des crues), des loisirs (chasse, pêche, sports, récréation) à partir duquel les services hydrologiques rendus apparaissent de manière spectaculaire.

Cette démarche d'évaluation économique, qui enrichit la notion d'infrastructure naturelle permet aux acteurs de la préservation de mettre en évidence l'importance des fonctionnalités des zones humides lorsqu'elles sont mises en concurrence potentielle et effective avec d'autres ressources comme les granulats, d'autres usages (maïs, culture), d'autres infrastructures artificielles (pont, navigation, barrages...). L'évaluation de ces concurrences est présentée aussi bien au niveau des revenus que des services. Il en résulte que l'évaluation économique des services rendus est bien adaptée à un contexte de concurrence et d'opposition entre les projets et plans incompatibles entre eux et avec d'autres aménagements. C'est, par ailleurs, un outil pour convaincre les maîtres d'ouvrage d'engager des actions de protection des zones humides (zones de rétention des crues, de nutriments..) et pour dégager des

budgets pour la préservation des 2H auprès des instances appropriées. Il s'agit de démontrer que ces mesures préventives évitent d'engager, en cas de dégradation de ces zones, des coûts importants pour des mesures curatives, en remplacement des services naturels rendus par les zones humides, notamment ceux d'ordre hydrologique.