

QUEL SYSTÈME DE RÉFÉRENCE POUR LA RESTAURATION DES SYSTÈMES ALLUVIAUX RHÉNANS ?

Michèle TRÉMOLIÈRES¹, Annik SCHNITZLER² & Didier CARBIENER³

SUMMARY

Floodplain ecosystems consist of a mosaic of shifting interactive habitats (forests, river channels and alluvial aquifers). Flood pulse, hydrological connectivity and geomorphological dynamics are key factors for high species diversity and productivity, complexity in successional trajectories and importance of ecotones between terrestrial and aquatic ecosystems. Most rivers in Europe have been drastically altered by dams and reservoirs, canalisation, reduction of the wetland area, eutrophication and various other land-use developments. After a very long period of destruction of floodplain integrity, the need for protecting and restoring alluvial ecosystems slowly emerged over the last three decades. Restoration needs to define reference conditions, present conditions and restoration objective states, according to the principle of naturalness. This principle includes hydrological functionality (taking into account the flood pulse), the spatio-temporal diversity of habitat types and species, such as alluvial forest succession and connection of lateral arms to the active channel. We take examples in the upper Rhine valley to support the naturalness concept and to propose some principles on this basis for a restoration programme.

The preservation of the hydrological functioning (i.e. flooding) ensures an efficient purifying capacity of the soil root system, with regard to phosphate and nitrate. As a consequence, groundwater nitrate and phosphate concentrations are very low under alluvial forests. Moreover the flooding regime maintains a certain heterogeneity of aquatic and terrestrial habitats. The hydrological network, i.e. the former lateral arms, is supplied by different types of water (ground and/or surface water) and water quality differs according to their degree of connection to the active channel. The connected arms, is eutrophic whereas the disconnected arms evolve towards an oligotrophic state. The aquatic macrophytes communities reflect the change in water quality. The spatio-temporal variability of habitats is higher in the flooded sectors than in the unflooded ones. As a consequence the flooded sectors include more aquatic macrophytes communities (3 to 5 according to the hydrological year vs 2) and each community has greater species richness. A similar relationship exists for terrestrial habitats and forest communities. Hardwood forests tend to dominate the unflooded sectors whereas the flooded areas present a very rich spatio-temporal mosaic of forests units including all steps of the alluvial succession. The comparison of forest architecture between flooded and unflooded sites shows that disconnection results in an increase of the ligneous density, a decrease of the tree height, the absence of treefall and a decrease of lianas (for example ivy).

¹ Centre d'écologie végétale et d'hydrologie ULP/ENGEES, Institut de Botanique, 28, rue Goethe, F 67083 Strasbourg. E-mail : Michele.Tremolieres@bota-ulp.u-strasbg.fr

² Unité de Recherche EBSE — UFR Sci.F.A. — Université de Metz, rue du Général Delestraint, F 57070 Metz. E-mail : schnitz@sciences.univ-metz.fr

³ CSA Conservatoire des Sites Alsaciens, Ecomusée, F 68190 Ungersheim, et Réserves Naturelles de l'étang de Biguglia, Rond-point du Maréchal Leclerc, F 20405 Bastia cedex.

The Rhinau island, a still flooded sector in the Rhine floodplain can be used as a basis for the naturalness concept, due to the preservation of a certain functionality, even if flooding duration is lower than before the Rhine canalisation (2 days versus 15 days). The two other sites, with differing durations of isolation (30 and 130 years), show different levels of change in floristic composition and structure of forests, and aquatic macrophyte communities. Accordingly, the restoration programme needs to engage more direct interventions. A key factor to emphasize should be the restoration of natural hydrological functioning.

On the basis of the concept of naturalness, we therefore propose a four-step restoration programme : 1) restoration of free flow of water in the former lateral arms by connecting them to the river, 2) restoration of natural floods based on Rhine discharges, 3) development of a specific programme for the by-passed sections, 4) finally, development of the inter-connection of the restored areas along the river.

RÉSUMÉ

Les zones alluviales, traversées par des flux d'eau et d'énergie fournis par un cours d'eau, sont organisées en ensembles fonctionnels interactifs associant des systèmes terrestres forestiers et/ou prairiaux et des systèmes aquatiques. Le fonctionnement par pulsations (« flood pulse »), la connectivité hydrologique et la dynamique géomorphologique sont les facteurs-clés de la diversité et de la productivité biologiques. Les aménagements hydrauliques des grands fleuves ont fortement réduit la surface du lit majeur et perturbé, voire supprimé, les fonctions d'écrêtement des crues, de recharge de la nappe, d'épuration des eaux et de diversité du complexe alluvial. Il est proposé de restaurer des zones inondables et de recréer ainsi des conditions favorables à la restitution de leurs fonctions. La restauration et la gestion de ces zones passent par la détermination de différents états, état de référence (celui du fleuve « sauvage »), état actuel et état objectif sur la base du principe de naturalité. Ce principe inclut la fonctionnalité hydrologique (maintien d'un fonctionnement par pulsations), la diversité spatio-temporelle des habitats (conservation de la succession alluviale forestière, connexion des bras latéraux au fleuve) et des espèces. Au travers des exemples pris parmi les sites rhénans, présentant des degrés variables de naturalité, nous définissons les grands principes de mise en place d'un programme de restauration du Rhin supérieur.

INTRODUCTION

Les systèmes alluviaux sont une partie de l'hydrosystème fluvial, défini comme un ensemble fonctionnel en interaction avec un cours d'eau, grâce à des flux de matières (eau, solutés, charge solide), d'organismes et d'énergie (Amoros & Petts, 1993). Ces flux sont appréhendés à différentes échelles spatio-temporelles (Gregory *et al.*, 1991 ; Ward & Stanford, 1995). Des rythmes hydrologiques différenciés (basses eaux, hautes eaux, crues inondantes) entraînent une structuration d'espaces et de volumes emboîtés (chenal d'étiage, lit de pleins bords, champ d'inondation, aquifère alluvial). Ils induisent également une dynamique géomorphologique qui assure le renouvellement des biotopes et conditionne pour partie le développement des biocénoses. Tous ces mouvements créent une grande diversité d'écosystèmes terrestres et aquatiques en interaction au sein de l'hydrosystème par l'intermédiaire du vecteur eau. De plus, les inondations du fleuve accélèrent le rythme sylvigénétique par ouverture de la voûte forestière, voire par destruction massive de la forêt, formant alors de très grands chablis ; leur effet peut aller jusqu'au décapage du substrat. Elles assurent l'enclenchement de nouvelles successions, la création d'éco-unités (dans la définition d'Oldeman, 1990) et ainsi un

rajeunissement périodique des forêts alluviales. Une telle accélération génère une mosaïque spatio-temporelle particulièrement complexe et changeante constituée d'éco-unités forestières de toute dimension et tout âge. Les forêts alluviales sont classées parmi les forêts les plus riches et les plus complexes d'Europe occidentale (Carbiener, 1970 ; Schnitzler, 1994).

Les écosystèmes alluviaux sont particulièrement sensibles aux modifications par l'homme du régime pulsé naturel des fleuves (Petts *et al.*, 1989 ; Poff *et al.*, 1997). Parmi les grands fleuves européens, le Rhin, le Rhône et le Pô sont considérés comme les plus gravement altérés (Dynesius & Nilsson, 1994). Sur le Rhin, les travaux d'aménagement les plus lourds ont porté sur la partie supérieure du fleuve avec des endiguements mis en place à grande échelle entre 1817 et 1890, suivis de la canalisation de 1928 à 1977. Ces travaux ont eu pour conséquence une réduction drastique des surfaces inondables, passant de 830 km² au début du XIX^e siècle à 220 km² après les endiguements, puis à 90 km² après la canalisation.

En créant de nouvelles conditions hydrologiques et sédimentologiques, les endiguements ont profondément modifié le fonctionnement des systèmes alluviaux. La suppression quasi totale des inondations a encore aggravé la situation. Citons, parmi les multiples effets souvent synergiques : l'arrêt des processus morphogénétiques du fleuve (érosion, sédimentation), la diminution des amplitudes de nappe, l'abaissement moyen du niveau des eaux, et donc l'assèchement global des habitats. L'absence d'inondations a ainsi engendré une disparition progressive des premiers stades de la succession végétale et simplifié la mosaïque spatio-temporelle par extension des unités forestières à bois dur et ralentissement de leur dynamique de renouvellement. Ces forêts représentent désormais l'écosystème forestier prépondérant (Schnitzler, 1995). La fonction d'épuration des eaux de nappe et de débordement au travers du filtre forestier, et donc la recharge de la nappe en eau de bonne qualité, ont été fortement altérées (Sanchez-Perez & Trémolières, 1997 ; Trémolières *et al.*, 1998). Le changement complet des caractéristiques hydrauliques a également augmenté le risque d'inondation des zones urbanisées situées en aval des secteurs endigués et/ou canalisés (Dister, 1985). Devant ces altérations multiples, une convention internationale pour la protection du Rhin (C.I.P.R., 1998) a défini des objectifs de gestion durable du fleuve, à savoir donner plus d'espace au fleuve, améliorer la morphologie fluviale, préserver et restaurer la fonction naturelle des eaux par une gestion des débits, améliorer la qualité des habitats. Ces restaurations doivent prendre en compte l'ensemble des écosystèmes terrestres et aquatiques associés et les flux d'énergie qui les traversent, mais aussi le fait que ces systèmes constituent une partie intégrée dans un ensemble plus complexe, le paysage fluvial (Whigham, 1999).

La définition d'un *état de référence* est fondamentale pour cerner les objectifs de restauration ou de réhabilitation. Cet état de référence correspond au Rhin sauvage du début du XIX^e siècle, avant les travaux d'aménagements hydrauliques ; le fleuve conservait encore, malgré quelques ouvrages locaux de défense contre les crues, une dynamique entièrement naturelle. Cet état « idéal » s'oppose à *l'état actuel* qui reflète la situation présente de dégradation du système fluvial du Rhin supérieur. Un troisième état, *l'état objectif*, se rapporte à la situation qu'il est prévu d'atteindre à une échéance donnée à partir du contexte actuel du Rhin canalisé. Il se situe entre l'état actuel et l'état de référence. Il s'agit, dans le cadre de cet article, d'identifier ce que peut être l'état objectif, par le choix de concepts appropriés et par l'évaluation des niveaux de naturalité des écosystèmes rhénans.

LES ÉLÉMENTS DE LA NATURALITÉ EN MILIEU ALLUVIAL

Nous proposons dans cette analyse un modèle théorique fondé sur le concept de *naturalité* (Fig. 1) qu'il convient de définir. Ce modèle intègre les concepts proposés par Poff *et al.* (1997) et Ward *et al.* (1999). La naturalité fonctionnelle du système alluvial se définit au travers de trois éléments interactifs : *i*) la fonctionnalité hydrologique incluant le concept de régime pulsé des eaux, *flood pulse* proposé par Junk *et al.* (1989) et développé par Tockner *et al.* (2000), et le degré de connectivité, *ii*) l'hétérogénéité spatio-temporelle des habitats et des communautés et *iii*) la biodiversité, terme englobant la structuration des communautés, leurs interactions, et la composition naturelle en espèces. Le modèle met l'accent sur les rétroactions entre ces différents éléments, qui font l'originalité du fonctionnement alluvial par rapport aux écosystèmes non alluviaux. L'analyse est fondée sur la comparaison de sites rhénans soumis à des durées plus ou moins longues d'isolement du fleuve.

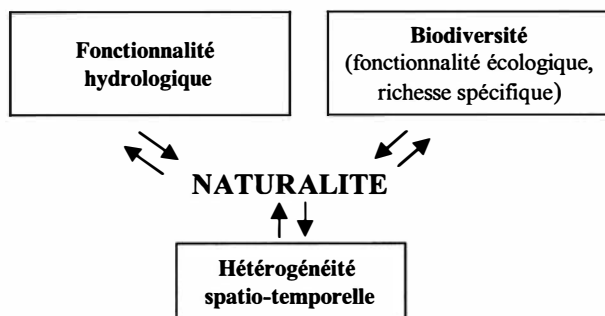


Figure 1.— Les facteurs majeurs de la naturalité en milieu alluvial.

SITES D'ÉTUDE

Les sites choisis sont issus d'une compartimentation artificielle créée par les aménagements successifs du Rhin supérieur dans les secteurs des tresses et anastomoses, et des méandres naissants (Fig. 2). Actuellement, deux grands types de compartiments s'organisent parallèlement au fleuve : le secteur interne aux digues du XIX^e siècle resté fonctionnel jusqu'à la canalisation, et le secteur externe aux digues, non fonctionnel depuis les travaux d'endiguement. Dans la première situation, les bras latéraux du fleuve aux eaux vives (*Giessen*) sont restés connectés jusqu'à la période de la canalisation (1960 dans le secteur des tresses et anastomoses) ; les inondations du Rhin suivaient un rythme naturel, apportant régulièrement des sédiments enrichis en limons, des nutriments et de l'eau à la végétation. Les amplitudes de nappe étaient importantes, de l'ordre de 3 m, autorisant un fonctionnement optimal des cycles biogéochimiques, notamment un recyclage rapide de la matière organique (Badre, 1996). La canalisation a stoppé ces processus. Il ne subsiste dans ces secteurs que l'héritage de l'endiguement : sols peu évolués carbonatés calciques et amplitudes de battements de nappe faibles (un demi

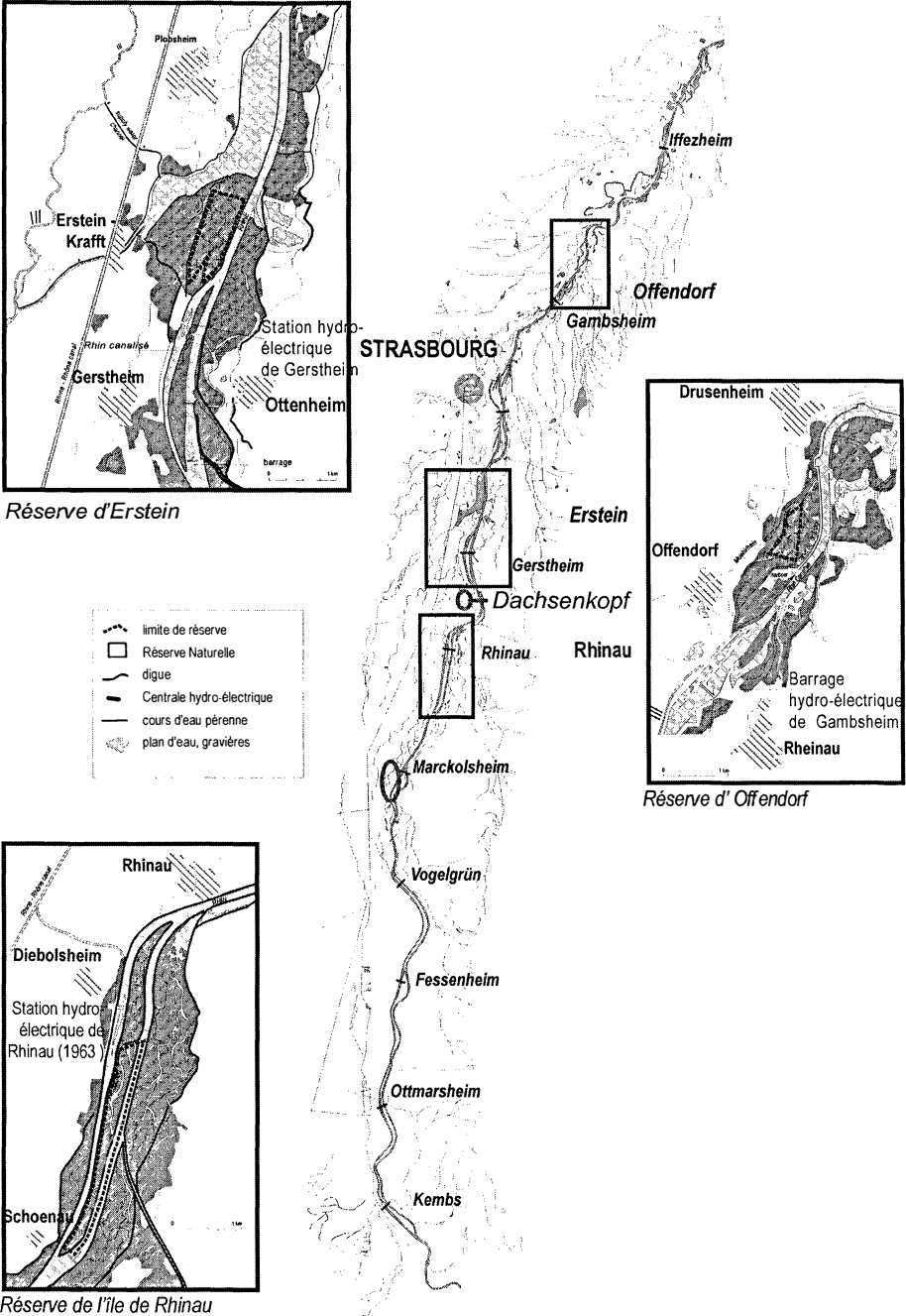


Figure 2. — Localisation des cinq secteurs d'étude le long du Rhin (France) : les trois Réserves naturelles (la forêt inondable de l'île de Rhinau, la forêt d'Erstein non inondée depuis 35 ans et la forêt d'Offendorf non inondée depuis 130 ans, et la forêt de Marckolsheim non inondée depuis 40 ans).

mètre au maximum). Seules les îles artificielles créées par la canalisation sont encore inondées, mais avec un régime hydrologique atténué par rapport à celui du Rhin sauvage : compétence des crues réduite, apport dominant de sédiments fins (argiles, limons), réduction de la fréquence et des hauteurs de submersion, début d'apparition d'horizons anoxiques dans les sols.

Le secteur externe aux digues est déconnecté du Rhin depuis 1830-1850. Il draine la puissante nappe phréatique rhénane de la plaine d'Alsace qui alimente des rivières phréatiques (*Brunnenwasser*) ou des cours d'eau régularisés par des vannes (*Muhlbach*). Les forêts résiduelles souffrent de l'assèchement et ont, en outre, été l'objet de gestions forestières très dénaturantes.

Cette sectorisation artificielle offre une palette intéressante de sites d'études qui se décline par rapport à un gradient de déconnexion au fleuve et d'un niveau de conservation des écosystèmes aquatiques ou forestiers. Ces secteurs contiennent des zones mises en Réserve naturelle qui constituent des sites privilégiés d'étude scientifique et d'application de mesures de gestion conservatoire. Comparées aux grandes réserves naturelles alluviales du Danube en Slovaquie, Hongrie ou Autriche, jouissant de mesures de protection stricte sur plusieurs milliers d'hectares, les réserves rhénanes sont toutefois très petites (entre 60 et 311 ha), totalisant 1 461 ha de prairies et de forêts très partiellement inondables.

Nous avons retenu pour cette étude cinq sites, dont trois Réserves naturelles : l'île de Rhinau (311 ha, inondable), la forêt d'Erstein interne aux digues (180 ha, non inondée depuis 35 ans) et la forêt d'Offendorf interne aux digues (60 ha, non inondée depuis 25 ans sauf sur quelques parcelles par remontée de nappe). Les deux autres sites, la forêt du Dachsenkopf, externe aux digues (ban communal de Daubensand, non inondé depuis 130 ans), et la forêt de Marckolsheim, interne aux digues (ban communal de Marckolsheim, non inondée depuis 40 ans), ne bénéficient que du statut de forêt de protection.

La naturalité des sites étudiés est estimée à partir des trois éléments du modèle. En raison de la grande hétérogénéité des paramètres dans les sites retenus, tous ne seront pas utilisés pour l'analyse des facteurs de la naturalité. Une comparaison de la qualité des eaux souterraines est faite entre Rhinau et Erstein ; la qualité des eaux de surface et la biodiversité dans les écosystèmes aquatiques sont étudiées dans les réseaux hydrographiques de Rhinau, Erstein, Marckolsheim et Offendorf. Rhinau, Erstein et Dachsenkopf servent également à l'analyse de l'hétérogénéité spatio-temporelle et de la biodiversité des forêts alluviales.

ANALYSE DE LA NATURALITÉ EN MILIEU RHÉMAN

FONCTIONNALITÉ HYDROLOGIQUE ET QUALITÉ DES EAUX DE NAPPE

Les transformations de l'azote en relation avec les conditions hydrologiques sont ici détaillées. Les flux de nitrates dans les zones alluviales, provenant à la fois des eaux d'inondation et de l'activité biologique des sols, sont modifiés au cours de leur transfert vers les eaux souterraines (Pinay & Trémolières, 2000). Ainsi à Erstein, site non inondable, les concentrations moyennes sont significativement plus faibles dans la nappe en contact avec la zone racinaire ($0,46 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$) par rapport à la nappe plus profonde localisée sous la zone racinaire entre 4 et 5 m (Fig. 3, Sanchez-Perez & Trémolières, sous presse). A l'inverse, dans le secteur

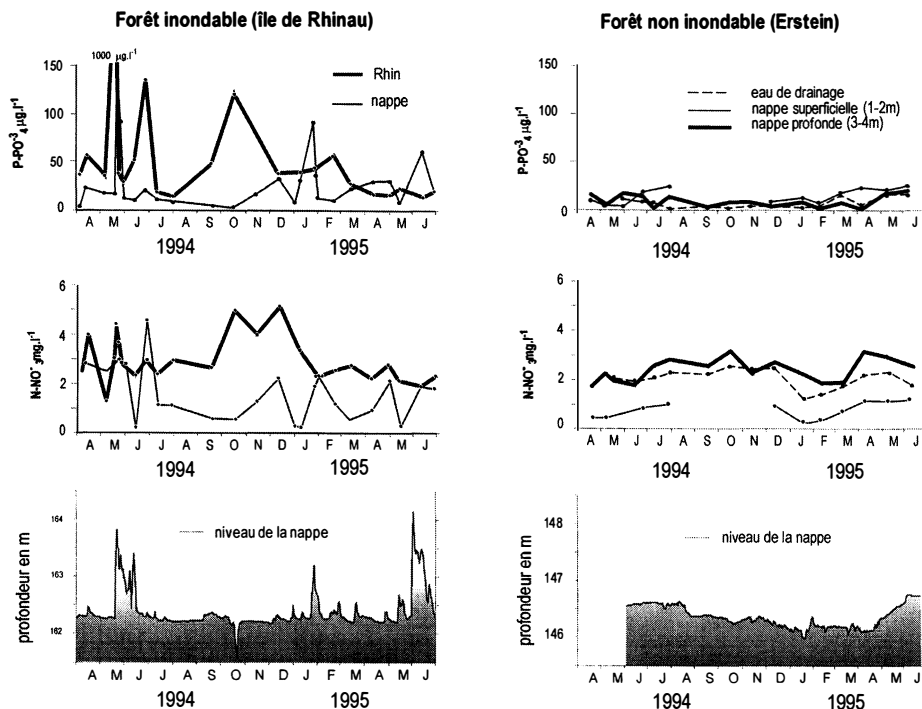


Figure 3.— Capacité épuratoire des forêts alluviales : variations des concentrations de nitrates et de phosphates dans la nappe phréatique dans les secteurs inondable (Rhinau) et non inondable (Erstein).

inondable, les concentrations de nitrates dans la nappe peu profonde et dans la nappe à 5 m sont quasi identiques ($1,13$ et $0,90$ $mg l^{-1} N-NO_3^-$ respectivement). La nappe « profonde » à Rhinau est globalement moins contaminée ($0,90$ $mg l^{-1} N-NO_3^-$ à Rhinau et $1,32$ $mg l^{-1} N-NO_3^-$ à Erstein) en dépit d'un apport régulier, quoique faible, par les inondations (1 à 2 $mg l^{-1} N-NO_3^-$) et la production autogène dans des sols bien aérés. Cette différence significative s'explique par deux processus essentiels liés au régime pulsé des eaux : la dénitrification qui s'enclenche en période de hautes eaux lors de la saturation des sols (Pinay *et al.*, 1993 ; Brettar *et al.*, 2002) et la stimulation microbienne de la nitrification, qui se produit dans la zone non saturée du sol en période de basses eaux. Les nitrates sont également absorbés par les racines des ligneux qui jouent ainsi un rôle actif de puits de nutriments. A Erstein, secteur coupé des inondations, seule l'absorption racinaire peut intervenir (Pinay *et al.*, 1998). Ceci explique les faibles concentrations mesurées en surface, mais les nitrates non absorbés sont transférés sans transformation dans la nappe plus profonde.

Responsables, tout comme les nitrates, de la forte productivité primaire de tout l'écosystème, les phosphates sont fortement retenus dans les sols calcaires rhénans, sauf lors des périodes d'inondation, qui les rendent temporairement biodisponibles. Là encore, le site de Rhinau offre de meilleures conditions nutritionnelles aux plantes, en plus des apports d'eau en période de végétation (Weiss *et al.*, 1991).

HÉTÉROGÉNÉITÉ DES HABITATS AQUATIQUES ET QUALITÉ DES EAUX

Dans les sites étudiés, les réseaux hydrographiques actuels, tresses et anastomoses du fleuve, sont l'héritage des chenaux d'écoulement des eaux d'inondation. La plupart d'entre eux ont disparu avec les chantiers des ouvrages hydrauliques ou se sont transformés. Ainsi le réseau hydrographique de l'île de Rhinau, est essentiellement constitué du Schaftheu, bras encore connecté et à écoulement pérenne parcourant la réserve sur 7,5 km. L'analyse de 39 profils en travers de son cours, espacés de 100 m (Maire *et al.*, 1999), souligne l'hétérogénéité des paramètres géométriques (largeurs, hauteurs des berges, profondeurs, rayons hydrauliques, sections...) et hydrauliques. La segmentation du tracé met en fait bout à bout des tronçons de nature différente, tour à tour étroits et élargis, ponctués par l'existence d'autant de diverticules que de vestiges des anciens cours recoupés. Deux raisons en sont à l'origine : l'hétérogénéité naturelle du cours d'eau et les remaniements artificiels engendrés par les travaux hydrauliques. La canalisation du fleuve s'est également traduite par une modification du régime hydrologique. Avant la construction du Grand canal d'Alsace, on dénombrait jusqu'à 15 jours de débordement effectif par an. Actuellement, les débordements ne se produisent en moyenne qu'à une fréquence de deux jours par an (73 jours comptabilisés sur la période 1964-1997). Les débits sont également moindres, et la morphogenèse moins efficace.

A la différence du Schaftheu, le Rossmoerder à Offendorf se trouve essentiellement alimenté par la nappe phréatique. En période de hautes eaux du Rhin ou de son affluent, l'Ill, ce réseau est toutefois alimenté par les eaux de surface grâce à un système de vannes de régulation, sans qu'il y ait débordement dans la réserve. Le Schützensgiessen à Erstein et le Steingrienggiessen à Marckolsheim sont totalement déconnectés du Rhin. Ces trois sites présentent des géoformes héritées du Rhin endigué, qui n'évoluent plus, mais une tendance à l'envasement et à la terrestriation de certains tronçons peut être observée.

La qualité chimique des eaux résulte des différents types d'alimentation de ces cours d'eau, concrétisant les échanges entre le cours d'eau et la nappe, et entre le fleuve et les bras latéraux (Trémolières *et al.*, 1993). Le débordement des eaux de surface, Vieux-Rhin et Schaftheu dans l'île de Rhinau, contribue à des apports de nutriments particuliers et en solution, et donc à de fortes variations de la chimie des eaux du Schaftheu. Celles-ci sont globalement bien plus eutrophes que celles des autres sites. L'oligotrophisation, c'est-à-dire la réduction de la charge des phosphates et de l'ammonium, est d'autant plus marquée que la déconnexion s'inscrit sur une plus longue durée.

HÉTÉROGÉNÉITÉ DES HABITATS AQUATIQUES ET BIODIVERSITÉ DES COMMUNAUTÉS DE MACROPHYTES

La composition des communautés végétales traduit les variations de la chimie des eaux, notamment le gradient trophique. Les communautés sont mésotrophes à eutrophes dans l'ensemble du réseau rhénan, classées en C, D ou E dans une échelle de bioindication à six niveaux de gradients trophiques, de oligotrophe (A) à hyper-eutrophe (F) (Carbiener *et al.*, 1990 ; Robach *et al.*, 1996). L'association dominante est le *Potamogetonum lucentis* (Oberdorfer, 1992), caractéristique d'eaux eutrophes, avec cependant des variantes en relation avec la dynamique des inondations. Une deuxième association signant l'influence phréatique, le *Callitricheum obtusangulae*, se trouve dans les eaux mésotrophes. L'association eutrophe est présente

sur l'ensemble du Schaftheu, le Rossmoerder à Offendorf, mais aussi le Steingriengiesen à Marckolsheim, secteur pourtant déconnecté. Il faut signaler que ce dernier est directement sous l'influence des infiltrations des eaux du Rhin dans la nappe qui tend à maintenir un niveau trophique élevé (Trémolières *et al.*, 1993). Elle est absente dans le Schützengiesen d'Erstein, cours d'eau uniquement phréatique, localisée dans un secteur de drainage de nappe moins ou peu influencé par les infiltrations du Rhin. L'association mésotrophe (C ou D) s'observe sur tous les secteurs ou tronçons de cours d'eau à alimentation phréatique : Rossmoerder, Steingriengiesen et Schützengiesen.

L'ensemble des anciens bras du Rhin révèle une richesse spécifique particulièrement élevée avec une trentaine de macrophytes aquatiques (phanérogames), supérieure à celle relevée dans des systèmes alluviaux moins dynamiques, tel celui de l'III (Robach *et al.*, 1997). Les bras les plus riches en espèces bénéficient de gradients spatio-temporels de trophie et d'inondations fréquentes, comme le Schaftheu. Le maintien des inondations favorise en effet la coexistence entre les espèces pionnières de substrats décapés et celles résistant à la perturbation (Eglin & Trémolières, 1998 ; Bornette *et al.*, 1998).

La variabilité spatio-temporelle des habitats, plus élevée dans les secteurs inondés, est à mettre en relation avec la plus grande variation des communautés végétales et des cortèges floristiques dans ces secteurs. On relève ainsi trois à cinq associations différentes dans le secteur inondé (île de Rhinau) en fonction des années hydrologiques (cinq communautés entre 1989 et 1990, et trois seulement en 1998 à la suite d'un épisode de crue), quatre dans le secteur temporairement connecté (Rossmoerder) et deux dans le secteur totalement déconnecté (Schützengiesen) où les communautés de macrophytes sont stables depuis au moins deux décennies (Trémolières, non publié).

HÉTÉROGÉNÉITÉ SPATIO-TEMPORELLE DES HABITATS TERRESTRES FORESTIERS

Le gradient de déconnexion des forêts de l'île de Rhinau, d'Erstein et du Dachsenkopf est utilisé pour analyser l'hétérogénéité spatiale et la biodiversité des forêts alluviales. L'île de Rhinau présente une riche mosaïque spatio-temporelle incluant les différentes étapes de la succession forestière depuis les mosaïques de bois tendres à Salicacées (27,4 % de la surface étudiée), jusqu'aux mosaïques mixtes bois tendres/bois durs (20,8 %), et à bois dur (10,4 %), ceux-ci incluant le chêne, le frêne, l'orme, les érables dans la canopée (Carbiener & Perrocheau, 1999). Cette hétérogénéité spatiale est la conséquence des travaux de canalisation accompagnés du déboisement du site en 1964. Cependant, pour le moment ces travaux peuvent simuler une mosaïque forestière naturelle, les coupes ayant permis le renouvellement des premières étapes de la succession des espèces. A Erstein, tout comme dans la forêt du Dachsenkopf, les forêts à bois dur sont plus étendues. Les 172,8 ha de forêt de la Réserve naturelle d'Erstein comprennent 75,3 % de bois dur et 15,0 % de bois tendres ou bois mixtes (Carbiener, 1999). Au Dachsenkopf, les bois tendres ne subsistent qu'en liserés, le long des cours d'eau. Cette plus grande homogénéité spatio-temporelle résulte de la canalisation qui, en supprimant l'activité morphogénétique du fleuve, favorise la croissance des nomades à bois dur sous les forêts colonisatrices à Salicacées, sans possibilité de renouvellement des premières étapes de la sylvigénèse. Toutefois, les travaux de Schnitzler (1988) et Carbiener (1989) indiquent que, même à Rhinau, le remplacement unilatéral des bois tendres par les bois durs est enclenché, en raison de l'absence d'inondations à haute énergie cinétique.

La forêt alluviale de l'île de Rhinau, plus riche en communautés végétales, possède deux autres atouts de naturalité : l'inondabilité et la spontanéité des peuplements, à toutes les étapes successionales. La présence d'une forêt à bois dur de 10 ha évoluant naturellement depuis 150 ans est particulièrement rare en Europe. Dans les deux autres sites, la gestion forestière a transformé les forêts en taillis sous futaie ou en futaie.

2.5 DIVERSITÉ DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES FORESTIÈRES

La diversité des forêts à bois dur des trois sites considérés peut être très différente en fonction des paramètres étudiés. Leur richesse spécifique totale (ligneux et herbacés) varie avec la durée d'isolement : ainsi on dénombre 63 espèces à Rhinau, 121 espèces à Erstein et 95 au Dachsenkopf dont respectivement 25, 45 et 47 ligneuses. L'augmentation des ligneux s'explique *i*) par les plus faibles surfaces occupées par la forêt à bois dur à Rhinau qui ne comporte qu'un pôle très hygrophile et *ii*) l'installation des espèces intolérantes aux inondations dans les sites exondés. Ces résultats se retrouvent dans les données de la pluie de graine et de la banque de graines, étapes capitales du cycle sylvigénétique (Deiller *et al.*, 2001).

L'aspect fonctionnel de la biodiversité a été appréhendé par de multiples approches (Schnitzler, 1995 ; Trémolières *et al.*, 1998). Nous développons ici l'analyse de l'architecture forestière, aspect très original des forêts alluviales à bois dur. La comparaison architecturale a été réalisée selon les principes de Oldeman (1990) sur des profils de 30 × 20 m (Deiller, thèse en cours). Certains paramètres sont modifiés significativement avec le gradient de déconnexion, entre Rhinau et Dachsenkopf : augmentation de la densité ligneuse (de 37 à 49 individus/ha), diminution des aires basales (de 45 à 32 m²/ha), décroissance de la hauteur des arbres de la canopée (de 40 à moins de 30 m), décroissance de la hauteur des petits arbres et buissons (15-20 m contre 10-15 m), absence de chablis en situation de blocage qui se manifeste par une fermeture de la canopée (8,4 % à Rhinau, 6,3 % au Dachsenkopf). Ces mesures illustrent le rôle des inondations dans la constitution de l'architecture forestière alluviale. L'arrêt des inondations supprime le facteur de sélectivité des semis et autorise une augmentation des densités ligneuses, sans augmentation des surfaces terrières, en raison de l'abaissement de la productivité primaire. On enregistre une baisse de vitalité des espèces dominées, conduisant à une simplification de la stratification verticale. Celle-ci s'explique aussi par l'intervention de deux autres facteurs : la raréfaction des chablis liés aux inondations et les pratiques de gestion forestière.

Le comportement des grandes lianes ligneuses (Lierre et Clématite), fréquentes dans la canopée à la différence des autres forêts non alluviales d'Europe, est un bon exemple de dépendance directe et indirecte vis-à-vis des inondations. Leurs densités diminuent en effet avec la déconnexion (Trémolières *et al.*, 1998). Après 1963, à Rhinau, 20 % des ligneux étaient colonisés par ces lianes au niveau de la canopée. La population de lierre est particulièrement vulnérable aux inondations actuelles qui apportent de grandes quantités de sédiments fins : en mai-juin 1999, période durant laquelle elles ont été d'une exceptionnelle durée, de nombreux pieds sont morts par asphyxie. A Erstein, même si le nombre total de pieds de lianes est largement supérieur à celui compté à Rhinau (passant de 141 à 491 pieds/ha), le nombre de pieds atteignant la canopée est toutefois significativement moins important (12,7 %). Deux raisons interviennent : l'abaissement global de la vitalité de la population, qui ne bénéficie plus des nutriments et de l'eau apportés par les inonda-

tions, mais aussi une « chasse au lierre », abondant dans cette partie soustraite aux inondations, menée par les forestiers dans les décennies 1970-1980. Au Dachsenkopf, la tendance s'accroît encore avec la présence de seulement 1,2% de pieds de lianes dans la canopée.

L'ÉTAT ACTUEL PEUT-IL SERVIR DE BASE DE DISCUSSION POUR LA RESTAURATION ?

Le secteur de l'île de Rhinau peut être pris comme base de discussion pour définir l'état actuel de secteurs encore fonctionnels. En effet, à défaut d'écosystèmes très proches de l'état de référence, ce site, actuellement le moins altéré grâce à une fonctionnalité hydrologique et écologique partiellement conservée, peut être utilisé comme objectif à atteindre lors des restaurations de secteurs coupés des inondations.

Le tableau I présente les trois états définis en introduction pour les Réserves naturelles de la forêt d'Offendorf, de la forêt d'Erstein et de l'île de Rhinau. Deux états objectifs ont été retenus : l'état objectif 1 étant celui qu'il est possible d'atteindre dans les conditions hydrologiques actuelles de disponibilité de l'eau, l'état objectif 2 correspondant à l'état de référence qui nécessite des conditions hydrologiques liées à une forte augmentation de la disponibilité de l'eau. L'état actuel fonctionnel représenté par l'île de Rhinau est caractérisé par certains traits de naturalité, précisés précédemment, à savoir l'inondabilité, la présence des différentes unités de la succession de la forêt alluviale, la dynamique de la végétation aquatique dans les bras latéraux du Rhin ainsi que la fonction épuratoire vis-à-vis de l'azote notamment. Toutefois, les débordements par le Vieux Rhin ne se produisent plus en moyenne que deux jours par an, et avec une dynamique d'eau calme qui favorise les dépôts d'éléments fins (argiles, limons) (Jeanmaire, 2000). Ainsi les conditions de l'état actuel de l'île de Rhinau assurent le maintien de l'état alluvial, mais n'autorisent pas la reprise d'une dynamique fluviale à laquelle serait associée celle de la végétation. L'objectif de la restauration serait, dans ce cas, d'obtenir un état lié au degré d'inondabilité établi sur la base de la durée et de la fréquence des inondations, l'état objectif 2 permettant de retrouver une plus grande dynamique fluviale. Ceci passe par une augmentation des débits en particulier en période de basses eaux, à l'origine d'un accroissement des variations des niveaux, et d'une limitation des dépôts fins.

Les deux autres réserves présentent un état actuel avec un degré de « naturalité » plus dégradé par rapport à l'île de Rhinau. Les états objectifs 1 et 2, plus difficiles à atteindre, restent les mêmes que ceux définis pour l'île de Rhinau, et la restauration devra comporter des niveaux d'intervention plus importants. Se posera alors la question de la capacité de résilience de ces systèmes. La mise en place du polder d'Erstein, future zone de rétention des crues, dans l'année à venir, devrait permettre de répondre au moins en partie à cette question.

PROPOSITIONS CONCRÈTES DE RESTAURATION DE LA NATURALITÉ

L'application du principe de naturalité ainsi défini doit dépasser largement le contexte actuel de renaturation de la bande rhénane, qui ne prévoit que des actions locales : remise en eau de certains sites comme Erstein, Offendorf ou Marc-

TABLEAU I

Caractéristiques des états à prendre en compte pour la restauration des zones alluviales rhénanes : Réserve d'Offendorf (O), Ile de Rhinau (IR), Réserve de la Forêt d'Erstein (E).

	Etat de référence	Etat actuel	Etat objectif 1	Etat objectif 2
Durée des inondations	Environ 15 j/an	0 j/an (O, E) 2 j/an (IR)	9 j/an du 1 ^{er} juin au 31 juillet (E)	15 j/an (O, E, IR), tout au long de l'année
Débits des inondations	Lames d'eau de plusieurs centaines de m ³ /s à partir d'un débit du Rhin supérieur à 2 000 m ³ /s	Lames d'eau de plusieurs centaines de m ³ /s à partir d'un débit du Rhin de 2 500 m ³ /s (IR) 0 m ³ /s (E, O)		Lames d'eau de plusieurs centaines de m ³ /s à partir du débit du Rhin de 2 000 m ³ /s (IR) 15 m ³ /s à partir d'un débit du Rhin de 2 000 m ³ /s (E) (O : non déterminé)
Battelements de nappe	2 à 3 m	0,5 m (E) 0,7 m (O) 1,5 m (IR)		Supérieure à 2 m
Connexion du réseau hydrographique avec le Rhin	180 j/an (E) Permanente (O, IR)	Absente (E) Permanente (IR) Temporaire (O)	50 j/an (E) Permanente (O,IR)	180 j/an (E) Permanente (O,IR)
Débit du réseau hydrographique	5 à 15 m ³ /s (E) 10 à 50 m ³ /s (IR) (O : non défini)	0,5 m ³ /s (E) 1,2 à 50 m ³ /s (IR)	2 à 15 m ³ /s (E) 3 à 50 m ³ /s (IR)	5 à 15 m ³ /s (E)
Peuplements pionniers de saules-peupliers	Renouvellement dans le lit rectifié et le long des bras actifs du Rhin	Impossibilité de renouvellement	Redynamiser le cours du Vieux Rhin et les anciens bras pour permettre la sauvegarde des peuplements pionniers	
Peuplements à bois dur	Non perturbés et en voie d'extension	Privés d'inondations et de battements de nappe	Restauration des inondations et des battements de nappe	

kolsheim, augmentation des débits réservés dans l'île de Rhinau. Les principes de renaturation sont à généraliser à l'ensemble de la bande rhénane du Rhin supérieur, afin d'atteindre l'envergure des actions mis en oeuvre dans d'autres pays d'Europe aux fleuves altérés, par exemple le Danube moyen en Autriche et en Hongrie.

Une restauration d'envergure européenne peut se faire en quatre étapes successives :

1. Restaurer la libre circulation des eaux dans l'ancien réseau des bras principaux du fleuve. Cette mesure consiste en des travaux de décolmatage de lit et d'élimination d'obstacles artificiel tels que les remblais, les buses.

2. Reconnecter au fleuve le réseau restauré de bras, comme spécifié dans les objectifs définis par la CIPR (1998). Les débits réservés autorisés par Electricité de France sont trop réduits pour permettre une telle reconnexion. Il est donc important de les augmenter. La reconnexion assurera la continuité amont-aval du réseau aquatique parallèle au Rhin aménagé, par l'intermédiaire de prises d'arrivée et de sortie d'eau, multipliant les possibilités de connexion et de migration entre le cours canalisé et les bras restaurés. Ces prises seront préférentiellement installées en aval des chutes des barrages, où le niveau du lit du fleuve rejoint le niveau des lits naturels, facilitant ainsi les échanges de populations ; ce système permet aussi le contournement des barrages par la faune aquatique. Toutefois la conservation de quelques isolats à alimentation exclusivement phréatique, comme certains tronçons du réseau de l'île de Rhinau, serait à intégrer dans cet objectif.

3. Rétablir un régime naturel d'inondation, calé sur les fluctuations des débits du Rhin, pour restaurer ainsi partiellement le fonctionnement par pulsations et augmenter si possible l'énergie cinétique des eaux d'inondation.

4. Il convient en dernier lieu de définir un plan de restauration spécifique au réseau court-circuité du Rhin, secteur du canal d'Alsace dans le Haut-Rhin et secteur d'aménagement en feston entre Marckolsheim et Strasbourg dans le Bas-Rhin, dénommé communément Vieux Rhin. Celui-ci constitue un site stratégique de conservation d'habitats d'espèces aquatiques (la Truite de rivière, *Salmo trutta fario*, et l'Ombre commun, *Thymallus thymallus*) et terrestres ainsi que de peuplements terrestres pionniers. Il représente aussi un réseau indispensable pour assurer la sauvegarde du patrimoine génétique de populations d'espèces pionnières de la vallée du Rhin supérieur (citons par exemple *Salix daphnoides*, *S. nigricans*). Cependant cet objectif ne pourra être atteint que dans le cadre d'un rééquilibrage des droits d'eau, en phase de discussion actuelle.

Ce plan de restauration doit tenir compte des spécificités de chaque zone aménagée du Rhin, et en particulier des sites naturels et préservés le long du fleuve. En outre, il doit s'accompagner de mesures de reconnexion des différents sites entre eux. Un statut de parc national transfrontalier du Rhin supérieur, qui réunirait les pays concernés (France et Allemagne, voire Suisse) pourrait être proposé, à l'instar du Danube.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé grâce au soutien financier du programme national de recherche « Recréer la Nature » du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.

RÉFÉRENCES

- AMOROS, C. & PETTS, G.E. (1993). — *Les hydrosystèmes fluviaux*. Masson, Paris.
- BADRE, B. (1996). — *Recyclage de la matière organique et dynamique des minéraux en milieu alluvial forestier. Influence du degré d'inondabilité*. Thèse, Université Louis Pasteur, Strasbourg.
- BORNETTE, G., AMOROS, C. & LAMOUREUX, N. (1998). — Aquatic plant diversity in riverine wetlands : the role of connectivity. *Freshwat. Biol.*, 39 : 267-283.
- BRETTAR, I., SANCHEZ-PEREZ, J.M. & TRÉMOLIÈRES, M. (2002). — Nitrate elimination by denitrification in hardwood forest soils of the Upper Rhine floodplain — correlation with redox potential and organic matter. *Hydrobiologia*, 469 : 11-21.

- CARBIENER, D. (1989). — *Etude de la recolonisation forestière en milieu alluvial rhénan des terres mises à nu par le chantier du canal d'Alsace. Apport à la compréhension de la dynamique forestière alluviale*. DEA, Université Paris XI, Orsay.
- CARBIENER, D. (1999). — *Plan de gestion de la réserve naturelle d'Erstein*. Conservatoire des Sites Alsaciens (CSA).
- CARBIENER, D. & PERROCHEAU, J. (1999). — *Plan de gestion de la réserve naturelle de l'île de Rhinau*. Conservatoire des Sites Alsaciens (CSA).
- CARBIENER, R. (1970). — Un exemple de type forestier exceptionnel pour l'Europe Occidentale : la forêt du lit majeur du Rhin au niveau du fossé rhénan (*Fraxino-Ulmetum*). Intérêt écologique et biogéographique. Comparaison à d'autres forêts thermophiles. *Vegetatio*, 20 : 97-148.
- CARBIENER, R., TRÉMOLIÈRES, M., MERCIER, J.L. & ORTSCHERT, A. (1990). — Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio*, 86 : 71-88.
- C.I.P.R. (1998). — *Inventaire des zones d'intérêt écologique sur le Rhin et première étape pour une mise en réseau de biotopes*. Brochure de la Commission Internationale pour la Protection du Rhin.
- DEILLER, A.F., WALTER, J.M. & TRÉMOLIÈRES, M. (2001). — Effects of flood interruption on species richness, diversity and floristic composition of woody regeneration in the upper Rhine alluvial hardwood forest. *Regul. Riv. Res. Manag.*, 17 : 393-405.
- DISTER, E. (1985). — Taschenpolder als Hochwasserschutz-massnahme am Oberrhein. *Geographisches Rundschau*, 5 : 241-247.
- DYNESIUS, M. & NILSSON, C. (1994). — Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science*, 266 : 753-762.
- EGLIN, I. & TRÉMOLIÈRES, M. (1998). — *Etude des communautés végétales et des habitats aquatiques d'un complexe hydrographique rhénan : Steingriengiesen-Steinmauer-Saulach (Bas-Rhin, France)*. Rapport ONF.
- GREGORY, S.V., SWANSON, F.J. & MCKEE, L.K. (1991). — An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*, 41 : 540-541.
- JEANMAIRE, M. (2000). — *Influence des modifications hydrologiques sur les sols d'une zone alluviale du Rhin (France)*. Mémoire IATE/ Pédologie, EPFL (Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne).
- JUNK, W.J., BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.E. (1989). — The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106 : 110-127.
- MAIRE, G., SANCHEZ-PEREZ, J.M. & TRÉMOLIÈRES, M. (1999). — *Le réseau hydrographique de la réserve naturelle de l'île de Rhinau. Fonctionnement et amélioration potentielle*. Rapport au Conservatoire des Sites Alsaciens (CSA).
- OBERDORFER, E. (1992). — *Süddeutsche Pflanzengesellschaften*. G. Fischer Verlag, Jena. Stuttgart. New-York, Teil II.
- OLDEMAN, R.A.A. (1990). — *Forests. Elements of silvology*. Springer-Verlag.
- PETTS, G., MULLER, H. & ROUX, A.L. (1989). — *Historical change of large alluvial rivers*. Wiley, Chichester.
- PINAY, G., ROQUES, L. & FABRE, A. (1993). — Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. *J. Appl. Ecol.*, 30 : 581-591.
- PINAY, G., RUFFINONI, C., WONDZELL, S. & GAZELLE, F. (1998). — Change in groundwater nitrate concentration in large river floodplain : denitrification, uptake or mixing ? *J. North Benth. Soc.*, 17 : 179-189.
- PINAY, G. & TRÉMOLIÈRES, M. (2000). — La rétention et l'élimination de l'azote. Pp. 129-142, in : E. Fustec & J.C. Lefeuvre (Eds), *Les fonctions et valeurs des zones humides*. Dunod, Paris.
- POFF, N.L., ALLAN, J.D., BAIN, M.B., KARR, J.R., PRESTEGAARD, K.L., RICHTER, B.D., SPARKS, R.E. & STROMBERG, J.C. (1997). — The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, 47 : 769-784.
- ROBACH, F., EGLIN, I. & TRÉMOLIÈRES, M. (1997). — Species richness of aquatic macrophytes in former channels connected to a river. A comparison between two fluvial hydrosystems differing in their regime and regulation. *Global Ecol. Biogeogr. Lett.*, 6 : 267-274.
- ROBACH, F., THIEBAULT G., MULLER, S. & TRÉMOLIÈRES, M. (1996). — A reference system for continental running waters : plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in north eastern France. *Hydrobiologia*, 340 : 67-76.
- SANCHEZ-PEREZ, J. & TRÉMOLIÈRES, M. (1997). — Variation in nutrient levels of the groundwater in the Upper Rhine alluvial forests as a consequence of hydrological regime and soil texture. *Global Ecol. Biogeogr. Lett.*, 6 : 211-217.

- SANCHEZ-PEREZ, J. & TRÉMOLIÈRES, M. (*in press*). — Change in groundwater chemistry as a consequence of suppression of floods : the case of the Rhine floodplain. *J. Hydrology*.
- SCHNITZLER, A. (1994). — European alluvial hardwood forests of large floodplains. *J. Biogeogr.*, 21 : 605-623.
- SCHNITZLER, A. (1995). — Succession and zonation in gallery forests. *J. Veg. Sci.*, 6 : 479-486.
- SCHNITZLER, A. (1988). — *Typologie phytosociologique, écologie et dynamique des forêts alluviales du complexe géomorphologique ello-rhénan (plaine rhénane centrale d'Alsace)*. Thèse, Université Louis Pasteur, Strasbourg.
- TOCKNER, K., MALARD, F. & WARD, J.V. (2000). — An extension of the flood pulse concept. *Hydrol. Process.*, 14 : 2861-2883.
- TREMOLIÈRES, M., EGLIN, I., ROECK, U. & CARBIENER, R. (1993). — The exchange process between river and groundwater in central Alsace (Eastern France). I. The case of the canalised river Rhine. *Hydrobiologia*, 254 : 133-148.
- TREMOLIÈRES, M., SANCHEZ-PEREZ, J., SCHNITZLER, A. & SCHMITT, D. (1998). — Impact of river management history on the community structure, species composition and nutrient status in the Rhine alluvial hardwood forest. *Plant Ecol.*, 135 : 59-78.
- WARD, J.V. & STANFORD, J.A. (1995). — The serial discontinuity concept : extending the model to floodplain rivers. *Regul. Riv. Res. Manag.*, 10 : 159-168.
- WARD, J.V., TOCKNER, K. & SCHIELER, F. (1999). — Biodiversity of floodplain river ecosystems : ecotones and connectivity. *Regul. Riv. Res. Manag.*, 15 : 125-139.
- WEISS, D., CARBIENER, R. & TRÉMOLIÈRES, M. (1991). — Biodisponibilité comparée du phosphore en fonction des substrats et de la fréquence des inondations dans trois forêts alluviales rhénanes de la plaine d'Alsace. *C.R. Acad. Sci.*, 313 : 245-251.
- WHIGHAM, D.F. (1999). — Ecological issues related to wetland preservation, restoration, creation and assessment. *Sci. Total Environ.*, 240 : 31-40.