

Évaluation de l'état de conservation des habitats

— Étude des habitats fluviaux dans le réseau Réserves Naturelles de France



MEMOIRE DE FIN D'ÉTUDES

Anne Laure PECHEUR
15^{ème} promotion
2004 – 2008

Juin 2008

ILLUSTRATIONS (page de couverture)

À gauche : Vue de l'Allier, plage de sable avec jeunes peupliers noirs - JC.GIGAULT / LPO Auvergne
À droite : Gomphe vulgaire (*Gomphus vulgatissimus*) - B.PONT / Association des Amis de l'Île de la Platière

AGROPARISTECH – ENGREF
14 rue Girardet
CS 14216
54042 NANCY cedex

RÉSERVES NATURELLES DE FRANCE
6 bis rue de la Gouge
BP 100
21803 QUETIGNY Cedex

Évaluation de l'état de conservation des habitats

—

Étude des habitats fluviaux dans le réseau Réserves Naturelles de France

MEMOIRE DE FIN D'ÉTUDES

Anne Laure PECHEUR
15^{ème} promotion
2004 – 2008

Juin 2008

FICHE SIGNALÉTIQUE D'UN TRAVAIL D'ÉLÈVE(S) FIF

F.I.F. - E.N.G.R.E.F.	TRAVAUX D'ÉLÈVES
TITRE : Évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces – Étude des habitats fluviaux dans le réseau Réserves Naturelles de France.	Mots clés Évaluation, état de conservation, habitats alluviaux, fonctionnement de l'hydrosystème.
AUTEUR(S) : Anne Laure Pecheur	Promotion: 15 ^e
Caractéristiques : 1 volume / 121 pages / 4 figures / 23 annexes	

CADRE DU TRAVAIL				
ORGANISME PILOTE OU CONTRACTANT : Réserves Naturelles de France 6 bis rue de la Gouge B.P. 100 – 21803 Quetigny cedex				
Nom du responsable : Bernard Pont Fonction : Conservateur de la réserve naturelle de l'île de la Platière Président de la commission scientifique de Réserves Naturelles de France				
Nom du correspondant ENGREF : Damien Marage				
Tronc Commun ☐ Option ☐ Spécialité ☐	<table style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 33%;"> Stage entreprise ☐ Stage étranger ☐ Stage fin d'études ☒ </td> <td style="width: 33%; vertical-align: top;"> Autres ☐ </td> </tr> </table> Date de remise :	Stage entreprise ☐ Stage étranger ☐ Stage fin d'études ☒	Autres ☐	
Stage entreprise ☐ Stage étranger ☐ Stage fin d'études ☒	Autres ☐			
<table style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 40%;">Contrat Junior Entreprise</td> <td style="width: 20%; text-align: center;">OUI</td> <td style="width: 40%; text-align: center;">NON</td> </tr> </table>		Contrat Junior Entreprise	OUI	NON
Contrat Junior Entreprise	OUI	NON		
SUITE A DONNER (réservé au Service des Etudes)				
<table style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 50%; vertical-align: top;"> Non consultable ☐ si oui permanent ☐ jusqu'à/..../.... </td> <td style="width: 50%; vertical-align: top;"> Consultable et Diffusable ☐ </td> </tr> </table>		Non consultable ☐ si oui permanent ☐ jusqu'à/..../....	Consultable et Diffusable ☐	
Non consultable ☐ si oui permanent ☐ jusqu'à/..../....	Consultable et Diffusable ☐			

RÉSUMÉ

L'évaluation des plans de gestion des réserves naturelles a révélé un manque de connaissances de l'état de conservation des habitats et des espèces. En effet, peu d'outils existent et pourtant une telle évaluation permettrait d'améliorer la gestion.

Une recherche bibliographique a permis de sélectionner les paramètres les plus pertinents pour mettre au point un protocole d'évaluation de l'état de conservation des habitats. Il a été discuté lors d'une réunion d'un groupe de travail de Réserves Naturelles de France et testé sur le terrain dans trois réserves. L'exemple de l'évaluation des habitats alluviaux pourra être étendu aux autres types d'habitats.

ABSTRACT

Evaluation of management plans in natural reserves showed a lack of knowledge of habitats and species conservation state. Indeed, few tools exist and yet, such an assessment would ensure to improve the management.

A bibliographical work permitted to select most pertinent parameters to create a guide for evaluation of habitats conservation state. It was discussed during a meeting of a working group of Réserves Naturelles de France and tested in the field in four natural reserves. The example of alluvial habitats assessment could be spread to others types of habitats.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier toute l'équipe de l'association Réserves Naturelles de France qui m'a accueillie pendant ces six mois et plus particulièrement Bernard Pont, qui m'a apporté ses connaissances techniques et ses réflexions, ainsi que Valérie Fiers, pour son soutien tout au long du stage.

Je remercie également toutes les personnes qui ont pris le temps de me répondre et de me faire partager leur expérience et leur point de vue en matière de gestion des espaces naturels.

Je souhaite exprimer ma reconnaissance à l'ensemble des participants de la réunion organisée sur le terrain ; leurs discussions et leurs explications ont vraiment permis de faire avancer la réflexion.

Je remercie Damien Marage, qui m'a suivi pendant ces six mois de stage et qui a partagé ses connaissances lors de la réunion de travail.

Merci à Michèle Trémolières d'avoir accepté de faire partie de mon jury de soutenance.

Je remercie pour finir tous ceux qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de ce rapport, notamment Martin Svàtek, pour ces critiques positives.

TABLE DES MATIERES

INDEX ALPHABETIQUE DES SIGLES	4
AVANT - PROPOS	5
INTRODUCTION.....	6
1 Contexte et objectifs de l'étude	7
1.1 Évaluation européenne et nationale	7
1.2 Contexte au sein de Réserves Naturelles de France	8
1.3 Rappel des objectifs du stage :	9
2 État de l'art	11
2.1 Habitat	11
2.2 Espèces.....	12
2.3 Évaluation	13
2.4 État de conservation	13
2.5 État de référence.....	14
2.6 Quels critères et quels indicateurs pour définir le « bon » (ou les « bons ») état(s) de conservation ?	16
3 Evaluer l'état de conservation des habitats	18
3.1 Méthodologie générale.....	18
3.1.1 Principes	18
3.1.2 Échelle d'études.....	19
3.1.3 Les outils de l'évaluation.....	21
3.1.3.1 Choix des paramètres	21
3.1.3.2 Sélection des critères et indicateurs d'évaluation	23
3.1.3.3 Grilles d'évaluation	27
3.1.3.4 Notation.....	28
3.1.3.5 Évaluation totale de l'état de conservation	29
3.1.4 Flexibilité et limites du protocole	29
3.1.4.1 Mosaïques.....	29
3.1.4.2 Comment évaluer une dynamique ?	30
3.2 Application aux habitats alluviaux.....	30
3.2.1 Pourquoi avoir choisi les habitats alluviaux ?	30
3.2.2 Présentation des habitats alluviaux, des écosystèmes complexes	31
3.2.3 Protocole d'évaluation du fonctionnement de l'hydrosystème	31
3.2.4 Protocole d'évaluation des habitats alluviaux	40
3.2.4.1 Évaluation des forêts de bois tendre.....	40
3.2.4.2 Évaluation des forêts de bois dur	42
3.2.4.3 Milieux aquatiques	49
3.2.4.4 Milieux ouverts	54
4 Réunion et test du protocole proposé	58
5 Discussion et critiques.....	63
CONCLUSION	66
BIBLIOGRAPHIE	67
CONTACTS.....	70

TABLE DES ANNEXES

- Annexe 1 : Nombre de réserves naturelles en France au 13 mars 2008
- Annexe 2 : Premiers résultats du Muséum national d'histoire naturelle
- Annexe 3 : Où trouver des référentiels sur les habitats ?
- Annexe 4 : Définition de la phytosociologie
- Annexe 5 : Définition de la biodiversité
- Annexe 6 : Fiche habitat de la RN du Val de Loire
- Annexe 7 : Les réserves naturelles fluviales
- Annexe 8 : Les habitats alluviaux
- Annexe 9 : Les styles géomorphologiques
- Annexe 10 : Diagnostic du fonctionnement de l'hydrosystème
- Annexe 11 : Diagnostic du fonctionnement de l'hydrosystème dans la RN du Val de Loire
- Annexe 12 : Échange nappe – cours d'eau
- Annexe 13 : Exemple de données ADES (Accès aux données sur les eaux souterraines)
- Annexe 14 : Grille d'évaluation de la forêt de bois dur
- Annexe 15 : Évaluation de la forêt de bois dur dans la RN du Val de Loire
- Annexe 16 : La surface terrière
- Annexe 17 : Grille d'évaluation des annexes hydrauliques
- Annexe 18 : Grille d'évaluation des milieux ouverts
- Annexe 19 : Diagnostic du fonctionnement de l'hydrosystème dans la RN de la Platière
- Annexe 20 : Évaluation d'un milieu ouvert dans la RN de la Platière
- Annexe 21 : Évaluation d'un milieu aquatique dans la RN de la Platière
- Annexe 22 : Évaluation de la forêt de bois tendre dans la RN de la Platière

INDEX ALPHABETIQUE DES SIGLES

ADES	Accès aux données sur les eaux souterraines
APB	Arrêté de protection de biotope
ATEN	Atelier des espaces naturels
BRGM	Bureau de recherches géologiques et minières
CBN	Conservatoire botanique national
CNR	Compagnie nationale du Rhône
CSRPN	Conseil scientifique régional du patrimoine naturel
DDAF	Direction départementale de l'agriculture et de la forêt
DDE	Direction départementale de l'équipement
DIREN	Direction régionale de l'environnement
EUNIS	European nature information system
GPS	Global Positionning System
IBGN	Indice biologique global normalisé
IKA	Indice kilométrique d'abondance
IPA	Indice ponctuel d'abondance
IPR	Indice poissons rivière
MES	Matières en suspension
MNHN	Muséum national d'histoire naturelle
ONEMA	Office national de l'eau et des milieux aquatiques
ONF	Office national des forêts
OPIE	Office pour les insectes et leur environnement
PER	Pression – état - réponse
PNR	Parc naturel régional
RN	Réserve naturelle
RNC	Réserve naturelle corse
RNDE	Réseau national des données sur l'eau
RNF	Réserves naturelles de France
RNN	Réserve naturelle nationale
RNR	Réserve naturelle régionale
RTM	Restauration des terrains en montagne
SAGE	Schémas d'aménagement et de gestion des eaux
SEQ	Système d'évaluation de la qualité
SERENA	Système de gestion et d'échange de données des réseaux d'espaces naturels
SIG	Système d'information géographique
SINP	Système d'information sur la nature et les paysages
STAR	Projet de la commission européenne
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature

AVANT - PROPOS

Une réserve naturelle est un site qui permet de protéger un patrimoine naturel remarquable au niveau régional, national ou international grâce à une réglementation adaptée. Il s'agit donc d'un outil de protection strict à long terme.

Chaque site est géré par un organisme local spécialisé et évalué de façon concertée, notamment grâce à un comité consultatif réunissant les acteurs locaux. De plus, c'est un lieu de sensibilisation à la protection de la nature, d'éducation à l'environnement, et un pôle de développement local durable.

On distingue les réserves naturelles nationales (RNN) classées par décret ministériel des réserves naturelles régionales (RNR, anciennement réserves naturelles volontaires) arrêtées par le Conseil régional et les réserves nationales corses (RNC). Au 13 mars 2008, on comptait 160 RNN et 158 RNR et 6 RNC (voir annexe 1).

L'association Réserves Naturelles de France :

- coordonne et anime le réseau des gestionnaires de réserves naturelles ;
- favorise les échanges de connaissances scientifiques et d'expériences de gestion ;
- défend les réserves naturelles, les fait connaître et valorise leur image auprès du public.

Elle développe également des relations avec d'autres espaces protégés, les scientifiques, administrations, élus, médias, en France et à l'étranger.

La commission « Scientifique » de Réserves naturelles de France est composée de 231 membres, et se réunit en plénière en général une fois dans l'année. Un comité de pilotage se rencontre plus régulièrement. Pour plus d'efficacité, la commission est scindée en groupes thématiques qui se réunissent en fonction des projets et des besoins d'échange (réserves naturelles fluviales, invertébrés, îlots marins et milieux sous-marins, réseau du roseau, oiseaux, éco-pastoralisme, amphibiens et reptiles, forêts).

Elle a pour objectif d'améliorer la connaissance et l'évaluation du patrimoine ainsi que de favoriser la mise au point et la diffusion de méthodes communes de suivi, de planification et de gestion au sein des réserves naturelles.

INTRODUCTION

La directive européenne « Habitats, Faune, Flore » a clairement défini la volonté de maintenir les habitats naturels et les espèces sauvages d'intérêt communautaire en bon état de conservation. Le Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) s'est donc engagé dans une évaluation de l'état de conservation à l'échelle nationale. Néanmoins des structures telles que le réseau Réserves naturelles de France (RNF) ont une connaissance de terrain approfondie et pourraient aider à cette évaluation. Ce réseau a donc souhaité participer à cette démarche. De plus, au sein des réserves naturelles, une évaluation de la qualité des milieux et des espèces qui les constituent permettrait de hiérarchiser les enjeux et donc de mieux gérer les sites naturels. Les gestionnaires sont donc fortement intéressés par des outils d'évaluation.

Les milieux naturels et les organismes qui les constituent sont complexes et entretiennent des relations spécifiques entre eux. Se posent alors diverses questions concernant l'évaluation de leur état de conservation :

- Une évaluation nécessite toujours un référentiel ; comment alors définir un état de référence du bon état de conservation de l'entité étudiée ?
- Quels critères et indicateurs retenir pour mesurer l'écart entre l'état observé et la référence définie ?
- À partir de quel moment considère-t-on que l'entité est en bon ou en mauvais état ? Autrement dit, quels seuils retenir ?
- Comment mettre en place une telle évaluation dans le réseau RNF ?

Mon stage a donc constitué une première approche pour l'évaluation à l'échelle des sites. Ainsi ce rapport fait un état des lieux de la réflexion en cours et présente la méthode qui sera adoptée par RNF.

La première partie rappelle le contexte et les objectifs de l'étude. La deuxième partie est une synthèse des notions à connaître pour pouvoir appréhender l'évaluation. La troisième partie met en place les bases de la démarche pour l'évaluation des habitats et propose un protocole détaillé pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats alluviaux. Une réunion d'un groupe de travail a permis de valider le protocole, son déroulement est expliqué dans la partie quatre. Enfin, la dernière partie dresse les limites et fait la synthèse de la démarche proposée.

1 Contexte et objectifs de l'étude

1.1 Évaluation européenne et nationale

Chaque État membre de l'Union Européenne, dans le cadre de la directive « Habitats, faune, flore » (nommée directive Habitats 92/43/CEE), s'est engagé à assurer le maintien ou le rétablissement des habitats naturels et des espèces de faune et de flore sauvages, dans un état de conservation favorable, afin de contribuer au maintien de la biodiversité (article 2). De plus l'article 11 prévoit que « les États membres assurent la surveillance de l'état de conservation des espèces et habitats naturels d'intérêt communautaire, en tenant particulièrement en compte des types d'habitats naturels prioritaires et des espèces prioritaires ». Enfin, l'article 17.1 indique que « tous les 6 ans [...], les États membres établissent un rapport sur l'application des dispositions prises dans le cadre de la présente directive. Ce rapport comprend notamment [...] les principaux résultats de la surveillance visée à l'article 11 ».

Dans ce contexte, les États membres ont décliné les critères d'évaluation définis à l'échelle communautaire (document DocHab 04-03-03 rev voir Bensettiti et al, 2006) pour mener à bien une évaluation nationale. Le Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de l'Aménagement du territoire a donc confié ce travail au MNHN. Cette évaluation réalisée selon les régions biogéographiques, a été terminée en 2007. Elle constitue un premier diagnostic de l'état de conservation des espèces et habitats d'intérêt communautaire. Elle sera ensuite reproduite tous les six ans (Bensettiti et al, 2006). Elle concerne uniquement les habitats naturels de l'annexe I et les espèces des annexes II, IV et V de la directive « Habitats », c'est-à-dire 460 items (espèces ou habitats) pour l'ensemble des quatre zones biogéographiques françaises. Au niveau national, pour chaque habitat et espèce d'intérêt communautaire, une fiche d'évaluation a été réalisée ; elle comporte un volet national suivi de grilles à renseigner pour chacun des domaines biogéographiques où l'habitat ou bien l'espèce sont présents.

L'évaluation a été réalisée par des scientifiques ou spécialistes à partir des données existantes et de leur connaissance (les premiers résultats sont en annexe 2). Elle s'appuie sur une comparaison de paramètres clés avec des valeurs de référence qui correspondent au seuil au-delà duquel la viabilité à long terme de l'espèce ou de l'habitat est assurée. Ces valeurs de référence doivent être estimées à partir d'un raisonnement scientifique en se basant sur les meilleures données et connaissances disponibles. Les conservatoires botaniques nationaux (CBN) comme le CBN de Brest ont accompagné le MNHN dans le travail d'évaluation de l'état de conservation.

De la même manière, l'Union européenne a établi un cadre communautaire pour la protection et la gestion des eaux. La directive cadre sur l'eau (Directive 2000/60/CE) vise à :

- prévenir la détérioration, améliorer et restaurer l'état des masses d'eau de surface, atteindre un bon état chimique et écologique de celles-ci, ainsi que réduire la pollution due aux rejets et émissions de substances dangereuses;
- protéger, améliorer et restaurer les eaux souterraines, prévenir leur pollution, leur détérioration et assurer un équilibre entre leurs captages et leur renouvellement;
- préserver les zones protégées.

La directive cadre sur l'eau engage les États membres à obtenir un bon état des eaux quinze ans après sa mise en application. Les résultats seront alors évalués.

De plus, dans le cadre de la Directive sur l'eau et en relation avec la directive Habitats, la recherche de méthodes d'évaluation des cours d'eau se structure en Europe par l'intermédiaire d'un projet nommé STAR.

On note la cohérence entre ces deux Directives qui visent au maintien ou à la restauration du bon état de conservation des entités naturelles (habitats, eau, faune et flore).

Enfin, la démarche d'évaluation s'inscrit dans le cadre d'une demande croissante d'évaluation de l'efficacité des politiques publiques, selon la loi organique relative aux lois de finance. Cette loi permet non seulement de faire un bilan de l'utilisation des budgets de l'État mais vise également à

établir des indicateurs concrets pour mesurer les résultats des actions menées. L'État doit donc évaluer si les actions engagées concernant la protection de la nature sont efficaces et se traduisent par un bon état de conservation des habitats et des espèces. Il doit ainsi mettre en place une série de critères et indicateurs. Une telle évaluation permettra à l'État de donner des priorités en terme d'action et d'allouer des crédits pour la protection des zones qui semblent les plus dégradées et la préservation des sites en bon état.

Le réseau Réserves Naturelles de France commence à s'impliquer dans l'évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces, à l'échelle des sites.

1.2 Contexte au sein de Réserves Naturelles de France

Le réseau RNF a souhaité établir une évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces présents dans les réserves afin de mesurer sa contribution à la protection de l'environnement et à l'amélioration de l'état de conservation du patrimoine naturel pour lequel il a une forte responsabilité. On note que l'on change d'échelle d'évaluation, on passe du niveau national à l'échelle du site protégé. Cependant grâce aux bases de données communes au sein du réseau, il sera aisé de connaître l'état des réserves naturelles à l'échelle nationale (grâce à la base de données ARENA par exemple).

De plus, il paraît important que cette approche méthodologique s'inscrive dans la démarche adoptée par le MNHN, notamment en utilisant les mêmes paramètres d'évaluation et le même type de critères et indicateurs afin que les résultats soient utilisables à l'échelle nationale. De même, il serait souhaitable que toutes les structures gestionnaires d'espaces naturels s'accordent sur une démarche commune pour obtenir des résultats homogènes.

Cette démarche s'intègre à l'évaluation des plans de gestion des RN, dans laquelle elle fait partie. En effet, un manque d'outils d'évaluation de l'état de conservation ne permet pas d'évaluer correctement les résultats de la gestion. Suite à cette évaluation, les gestionnaires pourront connaître l'état de conservation des habitats et des espèces présents dans les sites qu'ils gèrent et ainsi donner des priorités de gestion en fonction des enjeux, comme l'a fait la RN de Combe Lavaux (ONF et Conservatoire des sites naturels bourguignons, 2007). L'objectif peut également consister à suivre l'impact des mesures de gestion sur les habitats, la flore et la faune définis lors du dernier plan de gestion pour analyser s'ils ont mené à l'amélioration ou non de l'état de conservation des habitats ou espèces en jeu.

L'évaluation permettra aussi de mesurer si les objectifs fixés sont en accord avec les résultats obtenus (mesure de l'efficacité) et si les moyens engagés sont suffisants (efficacité) (voir figure 1). La mesure de la pertinence s'effectue dans le cadre de l'évaluation des plans de gestion.

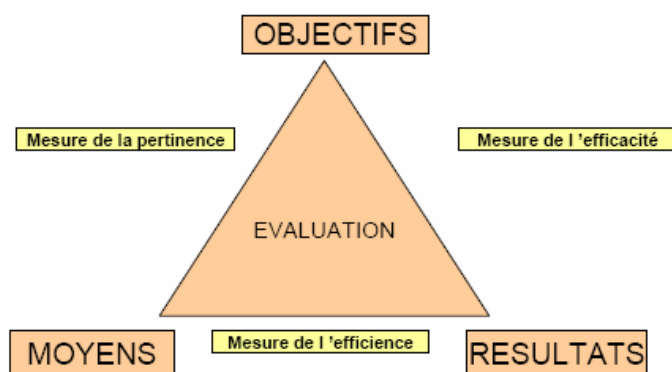


Fig. 1 : triangle d'évaluation de la gestion (D.Marage)

De plus, cette évaluation permettra de détecter les habitats ou espèces en cours de dégradation et de réagir rapidement en mettant en place des mesures adaptées. Elle permettra enfin de cibler les enjeux, afin d'établir des objectifs pertinents à moyen et long terme et un système de surveillance. En outre, la comparaison de l'état de conservation d'un même habitat au sein de plusieurs réserves pourra

sans doute permettre de mieux comprendre les menaces qui pèsent sur cet habitat ou les méthodes de gestion qui permettent de le maintenir dans un bon état.

Cette étude vise donc à faire un bilan des réflexions et données existantes au sujet de l'évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces au sein du réseau R.N.F., pour ensuite d'établir un guide méthodologique, afin de fournir un cadrage méthodologique aux gestionnaires.

De plus, cette démarche permettra de comparer les sites entre eux et donc de sélectionner les sites les plus importants en matière de conservation. Cela pourra également aider à comprendre le fonctionnement de l'écosystème et donc d'améliorer la connaissance du milieu et la gestion. L'expression de l'évaluation peut aussi être appelée diagnostic.

Il s'agit donc d'un outil important.

1.3 Rappel des objectifs du stage :

Les gestionnaires de certaines réserves, de sites naturels (les Conservatoires régionaux des espaces naturels, les Directions régionales de l'environnement, les Conseils scientifiques régionaux du patrimoine naturel, les Parcs nationaux et Parcs naturels régionaux, etc.), le Ministère de l'Écologie ainsi que de nombreux scientifiques ont déjà réfléchi à la question de l'état de conservation des habitats et des espèces.

Une recherche bibliographique (au niveau national mais aussi international), le recueil des expériences au sein du réseau RNF¹ ainsi que des rencontres avec les scientifiques ont permis de répondre à plusieurs questions telles que :

- Comment évaluer l'état de conservation d'un habitat ?
- Comment définir un état de référence de bon état de conservation pour un habitat ?
- Quel est le seuil à partir duquel un habitat est considéré en bon ou mauvais état de conservation ?
- Quels indicateurs retenir pour mesurer l'écart entre l'état observé et la référence définie ?
- Comment mettre en œuvre à un pas de temps régulier (pour chaque évaluation du plan de gestion) la collecte des informations nécessaires à la constitution des indicateurs dans le cadre des moyens disponibles sur les réserves naturelles ? Il s'agira d'identifier des espèces ou des habitats à suivre de manière plus précise pour pouvoir observer leurs évolutions.

Dans ce travail, les habitats alluviaux ont été retenus pour conduire l'exercice méthodologique. Cet exemple servira de base pour l'évaluation des autres types d'habitats.

Remarque : Compte tenu des connaissances actuelles sur l'état de conservation, sur les habitats et les espèces, il faut davantage considérer ce travail comme le début d'une réflexion plutôt que comme un projet aboutissant à des résultats tous opérationnels. Le protocole devra être largement testé avant d'être validé.

En outre, une réunion a été organisée afin de préciser les propositions de méthodologie. Elle a permis de regrouper les idées, de favoriser l'échange et la réflexion au sujet de l'évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces, de discuter de la pertinence des indicateurs choisis et de la faisabilité sur le terrain. Cet entretien a beaucoup enrichi la première ébauche de cadre méthodologique.

Avant de poser les bases de l'évaluation, nous allons définir les termes utilisés dans ce rapport et décrire l'état d'avancement de la réflexion au sujet l'évaluation de l'état de conservation.

¹ les RN qui ont déjà réalisées plusieurs plans de gestion et qui en ont évaluées un ont été contactées
(information disponible grâce au logiciel ARENA)

2 État de l'art

2.1 Habitat

Nous allons tout d'abord définir le terme d'« habitat » pour voir ensuite en quoi l'approche de l'état de conservation des habitats est intéressante.

Chauvet et Olivier (1993 dans Gosselin et Laroussinie, 2004) notent que l'emploi du terme « habitat » est ambigu.

Ainsi il peut désigner l'association végétale où se trouve localisée une espèce animale (sens initial du terme de « niche écologique » lorsqu'il est apparu en 1917) (Frontier et Pichod-Viale, 1990 dans Gosselin et Laroussinie, 2004) ou bien encore un domaine de tolérance vis-à-vis des principaux facteurs du milieu (définition de la niche écologique selon Hutchinson, applicables aussi bien aux espèces animales que végétales).

Au sens de la Convention de Rio, le mot « habitat » désigne « le lieu ou type de site dans lequel un organisme ou une population existe à l'état naturel ».

Cette définition diffère de celle de *biotope*, qui regroupe l'ensemble des facteurs physiques caractérisant un milieu et servant de support à une biocénose (Gosselin et Laroussinie, 2004).

Enfin pour la directive Habitat, un habitat est un concept théorique, synonyme d'*écosystème* comprenant :

- des caractéristiques stationnelles liées au climat régional et local, au microclimat, au sol et à la roche, au relief, à la topographie, etc. auxquelles on peut ajouter les perturbations naturelles et les activités humaines ;
- une végétation particulière, c'est-à-dire une communauté de plantes qui interagissent entre elles ;
- une communauté animale associée qui agit en coaction, compétition, prédation sur les différentes composantes de l'habitat ;
- des modes de fonctionnement, ou d'évolution de l'habitat faisant intervenir à la fois la dynamique propre de l'habitat et les facteurs dits de perturbation que ceux-ci soient d'origine naturelle ou humaine. (CBN Alpin, 2006).

Nous nous baserons sur cette dernière définition (voir en annexe 3 pour avoir les différents référentiels et leur comparaison).

De plus, la directive Habitats décrit un *habitat d'espèces* comme « le milieu définit par ses facteurs abiotiques et biotiques spécifiques où vit l'espèce à l'un des stades de son cycle biologique » (article 1^{er})

Caractériser les habitats pour pouvoir les évaluer

Les Cahiers d'habitats, décrivant les habitats de l'annexe I de la Directive, sont classés selon les grands types d'habitats, appelés *habitats génériques* (exemple : Code EUR 27 3220 Rivières alpines avec végétation ripicole herbacée). Ils sont décrits dans le Manuel d'interprétation des habitats de l'Union européenne (version EUR 27) de la Commission européenne. Par souci de précision, afin de faciliter l'identification des habitats sur le terrain et d'affiner la connaissance au plan scientifique, il est apparu nécessaire de décliner les habitats génériques en différents *habitats élémentaires* (exemple code EUR 27 : 3220-1 Végétations ripicoles herbacées des étages subalpins et montagnard des Alpes) (Collectif, 2005). Ils représentent des sous unités de l'intitulé CORINE Biotope définissant le type d'habitat. Dans un grand nombre de cas, ces habitats élémentaires sont assimilables aux associations végétales, définies par le Prodrôme des végétations de France (Bardat et al, 2004).

Cependant, il n'existe pas en France de clé de détermination des associations végétales. La description des habitats est une tâche difficile. Dans ce contexte, il faut avoir recours à la documentation phytosociologique existante, malheureusement peu accessible. Toutefois, les Cahiers d'habitats apportent de nombreuses informations et on peut les considérer comme les documents les plus appropriés au moins pour la définition et la cartographie des habitats.

De plus, le MNHN est en train de travailler à l'élaboration d'un référentiel commun dans le cadre du Système d'Information sur la Nature et les Paysages (SINP) (Pascal Dupont, communication personnelle).

Il semble donc intéressant d'évaluer l'état de conservation des habitats car cela permet d'avoir une vision globale du milieu. En effet, un habitat en bon état de conservation sera plus à même à accueillir des populations d'espèces et de les maintenir en bon état. Cependant, on peut aussi évaluer l'état de conservation d'espèces en particulier.

2.2 Espèces

La définition des espèces pose beaucoup moins de problèmes du fait de la documentation importante. L'annexe II de la directive Habitat regroupe les espèces animales et végétales d'intérêt communautaire dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation. L'annexe IV présente la liste des espèces animales et végétales d'intérêt communautaire qui nécessitent une protection stricte et l'annexe V la liste des espèces animales et végétales d'intérêt communautaire dont le prélèvement dans la nature et l'exploitation sont l'objet de mesures de gestion (Bensettiti et al, 2006).

L'évaluation de l'état de conservation des espèces est un sujet à part entière que nous n'aborderons pas dans ce rapport. Cependant, on peut donner quelques informations :

- Pour l'évaluation de l'état de conservation des espèces, le MNHN a défini des paramètres tels que l'aire de répartition naturelle, la population (taille, taux de reproduction, etc.), l'habitat d'espèces et les perspectives futures (Bensettiti, 2006).
- Cependant, il est difficile d'interpréter les données sur les espèces à l'échelle d'une réserve : une population peut fluctuer naturellement et la prise de données ponctuelle ne traduit pas forcément l'état de conservation de cette espèce dans la réserve.
- De plus, la faune est par définition mobile. Les espèces peuvent se déplacer à l'extérieur des limites de la réserve sans que l'état de conservation de l'espèce soit affecté. Cependant, si on se limite à la réserve, on enregistre alors une diminution de la population.
- La réflexion sur l'état de conservation des populations d'espèces est surtout pertinente lorsqu'il s'agit d'espèces végétales ou animales à petit territoire. En effet, l'état de conservation des populations d'oiseaux ou de grands mammifères par exemple doit être appréhendé à une échelle plus large, en évaluant la place et la contribution de la réserve vis-à-vis de l'état de ses populations (RNF, Chiffaut, 2006).
- Comme nous le verrons plus tard, certaines espèces peuvent être évaluées pour leur qualité de bio-indicateurs, reflet du bon ou du mauvais fonctionnement de l'écosystème considéré.
- En revanche, on pourrait, pour une espèce donnée, évaluer si les habitats dont elle a besoin dans son cycle biologique (habitats d'espèces) sont bien présents et en bon état de conservation grâce au protocole établi pour les habitats. Si les habitats d'espèces sont en mauvais état de conservation, l'espèce pourra difficilement s'y maintenir. Par contre, une espèce peut être menacée même si ses habitats sont en bon état de conservation (si elle subit des influences externes, par exemple le dérangement par les touristes). On pourra alors évaluer son état de conservation grâce à un suivi de sa population sur son aire de répartition.

2.3 Évaluation

Comment évaluer ?

La démarche d'évaluation est tout à fait comparable à celle d'un professeur évaluant des copies d'examen. Il attribue une note indiquant l'écart entre la production de l'étudiant par rapport à ce qu'il attendait. Pour cela, il définit des critères qui pourront être repris dans le cadre de la correction. Il s'agit par exemple de contenus précis de connaissances, mais aussi de l'orthographe, de l'expression, de la présentation, etc. Ces critères permettront d'établir un barème hiérarchisé pour la notation (Bouzellé, 2007). À partir d'une certaine note, l'élève sera admis. On voit donc apparaître les notions de références (ce que le professeur attendait), de critères, de notation, de barème, de seuils (note d'admission). Elles peuvent être appliquées à notre sujet après adaptation.

L'expression de l'évaluation correspond donc à l'écart entre ce qui a été observé (état actuel) et ce qui est attendu (état de référence). Mais ces expressions demandent à être explicitées : Quels critères sont pris en compte ? A quelle échelle spatiale s'exprime-t-elle ?

Il convient, pour chaque habitat, de définir des critères, déclinés en indicateurs, susceptibles de qualifier un état favorable de conservation (Bouzellé, 2007). Pour chaque indicateur d'évaluation, on doit déterminer un seuil à partir duquel on estime qu'il est en mauvais état de conservation.

Ces valeurs brutes fixées *a priori* n'ont pas de réelle signification, mais elles doivent permettre de comparer les unités décrites entre elles et d'appréhender la distance qui les sépare de l'état de référence.

On pourra alors connaître l'état de conservation de l'habitat.

2.4 État de conservation

Chaque habitat a une structure et des fonctions qui lui sont propres. Cependant, on peut résumer le mode de fonctionnement des habitats d'après la figure 2.

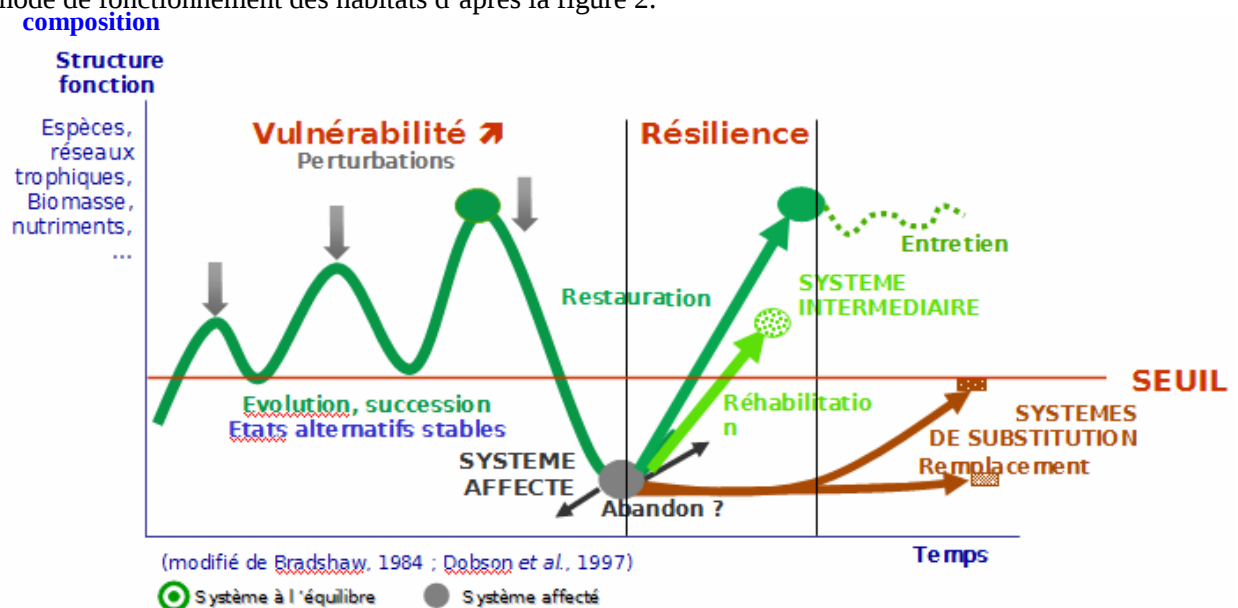


Fig. 2 : L'habitat face aux perturbations (source : Dobson et al, 1997 d'après la présentation de D.Marage)

Selon le contexte, l'ensemble des paramètres qui caractérisent l'habitat peut fluctuer en fonction des perturbations qui l'affectent. Une perturbation est la somme des effets qui affecte les structures et fonctions de l'entité. Elle sera nuisible lorsque le dommage aura dépassé un certain seuil. On considérera alors le paramètre en mauvais état de conservation. Si un ou des paramètres se trouvent en dessous du seuil, le système est affecté, c'est-à-dire dégradé. Il y a alors plusieurs solutions : soit le système est restauré, et il retrouve l'état de départ (phénomène de résilience) ; soit il

est réhabilité et il devient un système intermédiaire en moins bon état ; soit il reste en mauvais état ou il est remplacé par un autre système, on aura alors des systèmes de substitution.

La résilience est la capacité de l'entité à faire face à une perturbation et à se réorganiser en gardant la même structure et les mêmes fonctions. Cependant un système vulnérable, c'est-à-dire affecté dans ses fonctions écologiques, sera moins résilient.

De plus, l'article premier de la directive Habitats a défini un ensemble de paramètres décrivent l'état de conservation favorable des habitats et des espèces. On se basera donc sur cette définition.

L'état de conservation d'un habitat naturel dans un domaine biogéographique donné est considéré comme favorable lorsque :

- son aire de répartition ainsi que les superficies qu'il couvre au sein de cette aire sont stables ou en extension, et ;
- la structure et les fonctions spécifiques nécessaires à son maintien à long terme existent et sont susceptibles de perdurer dans un avenir prévisible, et ;
- l'état de conservation des espèces qui lui sont typiques est favorable.

De même, l'état de conservation d'une espèce dans un domaine biogéographique donné est considéré comme favorable lorsque :

- les données relatives à la dynamique de la population de l'espèce en question indiquent que cette espèce continue et est susceptible de continuer à long terme à constituer un élément viable des habitats naturels auxquels elle appartient, et ;
- l'aire de répartition naturelle de l'espèce ne diminue ni ne risque de diminuer dans un avenir prévisible, et ;
- il existe et il continuera probablement d'exister un habitat suffisamment étendu pour que ses populations se maintiennent à long terme.

L'état de conservation d'un habitat peut donc être considéré comme la somme des états des paramètres qui le constituent. De plus, on recherchera à la fois à conserver des entités (gènes, individus, populations, paysages) mais également des fonctions (flux de régénération, production, etc.). La démarche d'évaluation devra prendre en compte cette double logique.

Il faut ensuite agréger les données obtenues pour différents domaines biogéographiques afin d'avoir une évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces au niveau national.

Il s'agit alors d'évaluer l'état de conservation de chaque habitat au moyen d'indicateurs mesurables et qualitatifs. On peut estimer l'écart avec l'état de référence et l'exprimer sous forme de classe d'état de conservation (par exemple, à l'aide des feux tricolores adoptés au niveau européen). Ces feux tricolores expriment de manière simplifiée le gradient qui existe depuis le bon état jusqu'à l'état de dégradation.

2.5 État de référence

L'état de référence est l'état d'un habitat qui voit tous ses besoins satisfaits (conditions écologiques, fonctionnement...).

Il existe différentes approches pour définir l'état de référence :

- On peut considérer l'état des habitats à la création de la réserve afin de pouvoir observer l'évolution des habitats, évaluer la dynamique naturelle et les effets de la gestion pratiquée sur le milieu. Cependant, les habitats ne sont pas forcément tous dans un bon état de conservation au moment de la création de la réserve. On ne retiendra donc pas cette approche.
- On peut également considérer l'état historique des habitats avant perturbation anthropique (par exemple, pour les milieux alluviaux, on peut définir l'état de référence comme l'état des habitats avant la construction de barrages). Ainsi, la RN du Lac du Luitel se base sur des inventaires anciens avec des listes d'espèces pour définir des références (il peut alors y avoir des biais

d'échantillonnage). Cependant, on ne possède pas forcément les données historiques décrivant ces habitats. Il est donc difficile d'établir un état de référence comparable à l'état actuel. De plus, si les perturbations ont été importantes, le retour à un état historique est impossible.

- On peut chercher l'état de référence dans les milieux faiblement perturbés par des actions anthropiques (forêts dites naturelles, milieux peu accessibles...). Mais la première difficulté en Europe occidentale est de trouver ces types de milieux de référence, puisque tous les milieux sont plus ou moins tous anthropisés. La seconde difficulté est la faisabilité écologique d'un retour vers des formations plus naturelles. Est-il possible de restaurer des formations originelles alors que des espèces ont disparu, d'autres ont été introduites ? Cette approche est donc écartée.
- Enfin, on peut définir un état de référence qui couvre l'ensemble des états possibles en évolution naturelle, sans perturbations anthropiques définis selon des modèles. Ces états sont dits « normaux ». La comparaison à ces modèles permet d'évaluer l'effet de la gestion. Si l'état résultant est hors des états prévus par le modèle, on considère qu'il s'agit d'un mauvais état de conservation. L'approche phytosociologique (voir annexe 4) paraît être un outil intéressant pour définir un état de référence théorique pour la flore. En effet, elle permet de définir des références sur le plan de la diversité végétale mais aussi sur le caractère intégrateur de la végétation à propos des conditions écologiques du milieu, et d'apporter directement des informations sur l'environnement abiotique de l'habitat. Elle permet donc d'établir un relevé de référence pour chaque type d'habitat qui pourra être comparé (Bouzillé, 2007). Les conservatoires botaniques nationaux travaillent à la définition de ces relevés types. Cependant la tâche est difficile car les habitats sont très variés et présentent de nombreuses variations régionales.

Remarque : à l'échelle nationale, il est important de prendre en considération le changement climatique. En effet, il semble difficile de définir des états de référence pour des habitats qui vont être soumis à des perturbations. On possède peu de renseignements sur les effets à long terme d'un changement climatique sur la végétation. La composition en espèces des milieux va-t-elle être modifiée ? Va-t-on assister à un déplacement des espèces en altitude et latitude ? Est-ce que les milieux dont la flore est proche de la végétation potentielle naturelle, seront moins sensibles à ces changements globaux ? La définition de l'état de référence devra donc s'adapter à ce contexte et peut-être devra-t-on changer de référence au fil du temps.

De plus, les conservatoires botaniques ont participé à l'élaboration des Cahiers d'habitats et ont fourni des listes d'espèces indicatrices. Celles-ci constituent donc des listes de références pour les habitats d'intérêt communautaire, facilement abordables pour les gestionnaires et comparables avec les listes d'espèces relevées sur le terrain. Elles permettent également aux gestionnaires de caractériser les habitats plus aisément. Les Cahiers d'habitats essaient aussi de définir l'« état à privilégier – état de conservation favorable » pour chaque habitat élémentaire. Cependant, il n'existe pas de réelle réflexion conceptuelle ni de cadrage méthodologique solide pour appuyer ces références, qui ont plutôt été données à dire d'experts. Cette démarche n'est pas vraiment satisfaisante sur le plan scientifique car elle est loin d'être fondée sur une connaissance maîtrisée de l'habitat.

Néanmoins cette partie des Cahiers d'habitats indique également la composition en espèces (exemple : *Saulaies blanches*, *Sapinières hêtraies*...) et il semble intéressant de s'y référer.

Toutefois dans certains cas, comme dans les Pyrénées, les Cahiers d'habitats décrivent très mal les habitats naturels car il existe de nombreuses influences climatiques qui créent des conditions particulières pour la végétation d'où une variabilité régionale. La bibliographie locale est alors plus précise dans ce cas (Tatiana Guionnet, communication personnelle).

Concernant les habitats forestiers, le Laboratoire d'Étude des Ressources Forêt-Bois va bientôt faire paraître un document intitulé « Les habitats forestiers de la France tempérée – typologie et caractérisation phytoécologique » qui donne pour chaque habitat, une liste d'espèces présentes définie à partir des bases de données EcoPlant et Sophy qui contiennent plus de 10 000 relevés sur toute la France. Ce document pourra constituer une référence pour les habitats forestiers. Cependant il ne mentionne pas d'état de référence pour les habitats mais seulement une liste d'espèces indicatrices, la répartition en France et les conditions écologiques.

Remarque : on peut noter que certaines espèces sont typiques d'un faible nombre d'associations alors que d'autres sont caractéristiques d'une alliance ou même d'une échelle plus grande (Bernard Pont, communication personnelle). La RN de la Platière a donc choisi de travailler avec les données fournies par Julve (1998, CATMINAT) qui indique pour chaque espèce son syntaxon caractéristique, ceci quelque soit le niveau phytosociologique. On peut ainsi retrouver les syntaxons définissant l'habitat étudié et faire correspondre les espèces. On aura ainsi une liste d'espèces caractéristiques de l'habitat.

Cette notion de référence est donc centrale et il est important de l'avoir continuellement à l'esprit quand on engage une démarche d'évaluation de l'état de conservation d'un habitat (Bouzillé, 2007).

Il s'agit cependant de bien discerner l'état de référence, qui constitue l'état « idéal » de l'habitat, de la valeur seuil qui correspond à la valeur minimum requise pour atteindre un état de conservation favorable (voir Fig. 2). Le risque de confusion existe car le document d'application de la Directive Habitats (Doc-Hab-04-03-03 rev3) a nommé cette valeur seuil « valeur de référence ».

De même, il faut différencier l'état de référence de l'état cible défini par un plan de gestion. En effet, les gestionnaires rédigent des objectifs et définissent implicitement ou non des états cibles c'est-à-dire des états à atteindre. Souvent les états cibles correspondent aux états de référence. Cependant ils peuvent parfois être différents : par exemple, les habitats alluviaux qui ne sont plus connectés à la nappe phréatique du fait d'un changement de fonctionnement hydrologique ne pourront plus retrouver leur état de référence, le gestionnaire définira alors des états cibles à atteindre.

2.6 Quels critères et quels indicateurs pour définir le « bon » (ou les « bons ») état(s) de conservation ?

Le CBN de Bailleul indique que pour sortir de la subjectivité, il est nécessaire de découper la notion de l'état de conservation pour la rendre objective.

La définition d'un état de référence fait donc appel à des *critères* (parfois appelés attributs) qui sont des caractéristiques de l'entité étudiée et à des *indicateurs* qui sont les grandeurs que l'on va mesurer pour évaluer une situation donnée, au regard de chaque critère retenu (Bouzillé, 2007). Le MNHN a rajouté les *paramètres* qui regroupent les critères qui décrivent les mêmes types de caractéristiques écologiques.

Les critères sont les éléments de référence qui permettent de porter une appréciation ou un jugement sur une situation. Par exemple, l'aptitude à la satisfaction de besoins économiques ou la plus ou moins grande diversité biologique sont des critères d'appréciation d'une situation forestière donnée (Badré, 2004). Les critères permettent une description directe ou indirecte de l'état de l'habitat ou de l'espèce.

Un bon critère est statistiquement valable, peut être utilisé pour plusieurs habitats ou espèces, est prouvé scientifiquement, rentable c'est-à-dire fournit des résultats pertinents pour un faible coût et ne détruit pas l'unité étudiée. L'objectivité scientifique se base sur des faits mesurés et reproductibles, ce qui est loin d'être évident à obtenir pour des objets complexes.

Cependant, il faut rester très vigilant dans le choix de ces critères car certains facteurs sont dépendants entre eux. Par exemple, la biodiversité est liée à la surface de l'habitat (plus la surface est grande et plus la biodiversité sera importante, dans une certaine limite). Il faut alors veiller à la pertinence de chaque critère pour avoir une évaluation compréhensive.

Bouzillé (2007) insiste sur le fait qu'il faut choisir des critères se rapportant à l'état de l'habitat et non pas sur les causes potentielles pouvant affecter l'état de conservation (exemple : piétinement, embroussaillage...) qui sont des critères biaisés et incomplets. « Ces propos ne veulent pas dire qu'il ne faut pas avoir à l'esprit les causes potentielles de dégradation, mais que celles-ci ne représentent que des hypothèses, sans doute parmi d'autres, dans le cadre d'une démarche interprétative des faits observés » (Jan-Bernard Bouzillé, communication personnelle). Il ne faut donc pas confondre état de conservation avec état de dégradation.

Les indicateurs traduisent les conditions et processus principaux du fonctionnement des écosystèmes. Les processus principaux sont les cycles biogéographiques (énergie, matières), la dynamique des populations végétales (régénération, mortalité, accroissement, exploitations) et animales (immigrations et émigrations), les interactions entre écosystèmes ou paysages voisins (échange de matière et d'énergie) ainsi que la qualité de l'air, du sol, ou de l'eau. Il s'agit ensuite de décider comment les mesurer, avec quelles unités et à quelles fréquences. Les mesures répétées dans le temps permettent de suivre l'évolution de l'état de conservation de l'écosystème ainsi que l'impact de la gestion sur celui-ci.

De plus, les indicateurs doivent être suffisamment sensibles pour détecter rapidement des changements, répartis spatialement, capables de donner une réponse pour une large gamme de changements.

Dans l'idéal un indicateur est pertinent, prévisible, facile à identifier et mesurer, suffisamment sensible, largement applicable, adapté à l'échelle. Mais on se doute qu'un tel indicateur est rare. Cependant les indicateurs auront toujours une fonction d'alerte pour informer des changements qui se produisent. Ils tentent à réduire l'incertitude, sans toutefois l'éliminer (Damien Marage, communication personnelle).

Remarque : Les indicateurs doivent prendre en compte des différences de lieux, de personnes, de cultures et d'institutions. De plus, les groupes d'indicateurs évoluent avec le temps, et sont rarement (voire jamais) complets.

Ensuite, il faudra déterminer, à l'aide d'une valeur seuil, la limite à partir de laquelle on estime que l'habitat pour l'indicateur considéré est en mauvais état. Cette estimation peut être réalisée grâce à des recherches scientifiques (lorsqu'elles existent) ou de manière arbitraire (à dire d'expert).

Dans l'idéal, il faudrait que cette échelle de valeur soit établie d'après des modèles expérimentaux mettant en avant les variables déterminantes du fonctionnement de l'écosystème. Cependant, les connaissances actuelles ne permettent pas toujours cette validation.

Cependant, on veillera à conserver cette valeur seuil d'une évaluation à l'autre afin de pouvoir effectuer des comparaisons. Le MNHN a essayé de donner des valeurs de références pour chaque paramètre mais certains seuils sont difficiles à fixer même à dire d'experts (comme par exemple la surface de répartition minimum acceptable pour un habitat ou l'effectif minimum d'une population d'espèce). C'est sans doute un des problèmes majeurs de cette méthode. Par contre, le MNHN a prévu que le rédacteur indique la qualité des données qu'il fournit, ce qui permet de ne pas interpréter des valeurs qui ne sont pas certaines.

Remarque : la définition d'un seuil est un choix « politique ». En effet, il s'agit de déterminer à partir de quel moment on considère que l'état est mauvais. Cependant, cela dépend des objectifs que l'on se fixe et du contexte social. Il faudra donc être vigilant lors de ce choix.

Il existe aussi les indicateurs de pression - état - réponse (PER) permettent d'évaluer les pressions que les activités humaines génèrent sur l'état de la biodiversité et d'identifier les réponses sociales qui permettront de compenser les effets négatifs des pressions (Fig. 3). Ces indicateurs ont été créés par l'Organisation de coopération et de développement économique au cours des années 90.

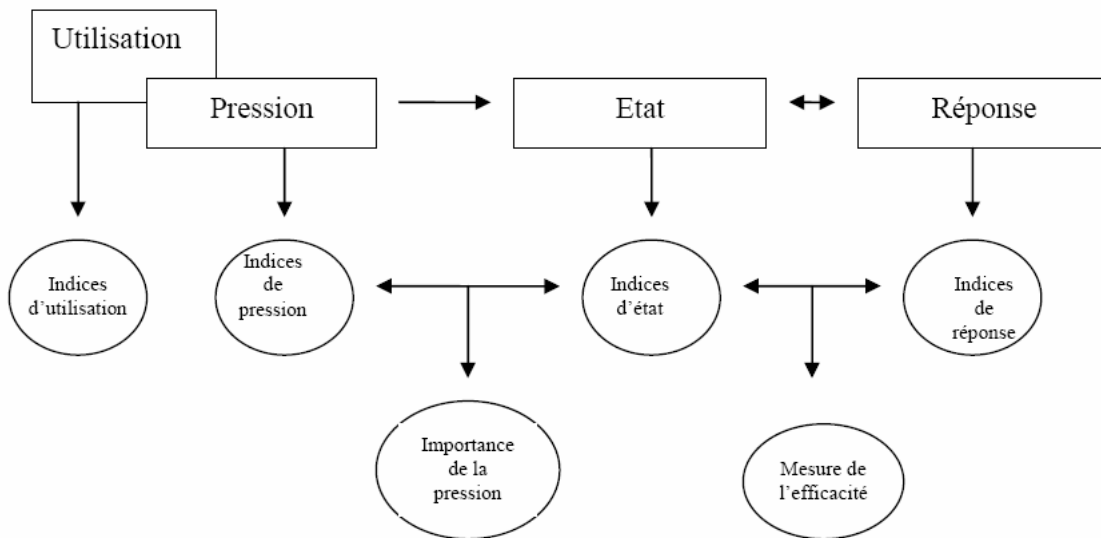


Fig. 3 : Les indicateurs Pression – État – Réponse

Le modèle PER établit sommairement que les activités humaines exercent des pressions (comme des émissions polluantes ou la modification de l'utilisation des terres) sur l'environnement, pouvant induire des changements de l'état de l'environnement (par exemple changement dans les niveaux de pollution ambiante, diversité des habitats, cours d'eau, etc.). La société réagit alors aux changements des pressions ou d'états par des programmes et des politiques environnementales et économiques destinées à prévenir, réduire ou corriger les pressions et/ou les dommages environnementaux (<http://www.virtualcentre.org/fr/dec/toolbox/Refer/EnvIndi.htm>). Cependant ces indicateurs sont trop généraux pour ce travail, ils ne sont pas retenus.

3 Evaluer l'état de conservation des habitats

3.1 Méthodologie générale

3.1.1 Principes

Cette étude vise à évaluer l'état de conservation des habitats. L'évaluation des espèces constitue un travail à part entière et on ne l'abordera pas ici.

Ce protocole consiste à évaluer chaque habitat défini par le plan de gestion, en le positionnant dans un gradient de l'état de conservation (du mauvais état à l'état optimal).

Il s'adresse aux gestionnaires de réserves naturelles mais peut être élargi à toute personne désirant connaître l'état de conservation d'un habitat.

La méthodologie de l'évaluation de l'état de conservation des habitats est basée sur les principes suivants :

- **Simplicité** : l'état de conservation est évalué en utilisant des critères quantitatifs, clairs et pertinents. Ainsi ce protocole pourra être reproduit dans différentes RN, dans le temps et par différentes personnes.
- **Rapidité** : sur le terrain, les relevés sont rapides et faciles à mesurer (sans matériel lourd). De plus, les données sont en nombre limité pour un traitement statistique et géographique aisé.

- **Rigueur scientifique** : les critères ont été choisis d'après la bibliographie et les travaux des gestionnaires. Ils se basent autant que possible sur des résultats scientifiques. La méthode s'appuiera donc sur des protocoles déjà existants et testés par des gestionnaires.

Il essaye de s'adapter aux caractéristiques et aux spécificités de l'application sur le terrain. Les coûts et la durée de mise en œuvre sont réduits pour permettre une utilisation aisée.

Une recherche bibliographique a permis de sélectionner les critères qui semblaient les plus pertinents pour évaluer l'état de conservation des habitats. Le protocole proposé s'est largement inspiré des études suivantes : le suivi de la dynamique des forêts alluviales réalisé par RNF (Pont, 2002), le protocole de suivi des espaces naturels protégés (Bruciamachie, 2005), le document « La naturalité des forêts alluviales : comment l'évaluer et la favoriser ? » réalisée par la DIREN Franche Comté (Belet et Auge, 2005), le protocole d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers du PNR des Ballons des Vosges (Michel, 2006), le protocole commun de description et de suivi des forêts alluviales du bassin de la Loire réalisé par le Plan Loire Nature (Dupieux, 2004) ainsi que le document « Élaboration de critères d'évaluation de l'état de conservation des habitats naturels du Parc National des Cévennes » (Kleszczewski et Lacoste, 2007).

Ce travail concerne les espaces français métropolitains. Il constitue une base de réflexion pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats naturels. Dans le chapitre 3.2, une mise en application sur les milieux alluviaux constituera un exemple de protocole. Pour l'utiliser sur d'autres types de milieux, il s'agira alors d'adapter les critères d'évaluation.

Nous allons donc voir comment mettre en œuvre ce protocole.

3.1.2 Échelle d'études

Plusieurs échelles d'études peuvent être envisagées pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats. Par exemple, le MNHN a dû évaluer l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle du territoire français alors que la méthode tchèque d'évaluation de l'état et de la gestion des zones protégées (Svatek et al, 2007) analyse l'état de toute une zone protégée sans rentrer dans le détail des habitats. Cependant, au cours de cette étude, il est apparu nécessaire de faire une évaluation **au niveau des habitats à l'échelle des RN**, pour avoir une vision précise de l'état de conservation de chaque habitat. L'évaluation peut aussi être effectuée au niveau de plusieurs sites (par exemple plusieurs réserves naturelles) afin d'effectuer des comparaisons.

De plus, pour évaluer les habitats, il s'agit de préciser à quel niveau de précision on souhaite travailler.

Selon le CBN de Bailleul (Thierry Cornier, communication personnelle), il est important d'évaluer les habitats au niveau de l'association végétale voire de l'alliance, ou au niveau des **habitats élémentaires**. Néanmoins, il paraît compliqué d'établir des grilles d'évaluation pour chaque habitat élémentaire. C'est une approche très détaillée et difficile à réaliser faute de temps.

Tout d'abord, il importe, via l'analyse des habitats ou complexes d'habitats et via la compréhension écologique que l'on a pu en avoir, de définir des entités qui soient cohérentes aussi bien en terme de liens dynamiques qu'en termes de processus fonctionnels (par exemple : pour les forêts alluviales, on peut faire une grille d'évaluation pour toutes les forêts de bois dur qui ont un fonctionnement écologique différent des forêts de bois tendre par exemple). Il s'agit ensuite de retenir toutes les composantes interreliées du système écologique concerné. Mais l'élaboration d'un système de référence se heurtera vraisemblablement à des difficultés sur le plan quantitatif. Dans la grande majorité des cas, les connaissances sont loin d'être acquises pour fournir des références sérieuses. En fait, si les processus et les mécanismes ont pu être mis en évidence et compris, ce sont plutôt eux qui peuvent servir de référence (Bouzillé, 2007).

On pourra ensuite préciser les seuils pour chaque indicateur en fonction de l'habitat élémentaire et du contexte local (fournis par des experts ou suivant la bibliographie).

De plus, certains critères pourront être intéressants à l'échelle de la réserve (exemple: évolution de la surface de l'habitat dans la RN). On pourra avoir les deux échelles d'évaluation. En outre, ce protocole suivra en priorité les habitats d'intérêt communautaire car on possède peu d'information sur les autres types d'habitats. Il sera d'autant plus intéressant de suivre les habitats les plus sensibles, ou les plus dégradés ainsi que les habitats en bon état de conservation afin de voir leur évolution.

Pour commencer l'analyse, une **cartographie** préalable des habitats à une échelle de 1/5 000^{ème} ou de 1/10 000^{ème} est nécessaire. Elle est la plupart du temps déjà disponible dans les plans de gestion des RN.

À défaut, les photographies aériennes peuvent donner une première information. De même, on pourra s'aider des aménagements ou de l'occupation du sol issus de travaux particuliers, ou des données phytosociologiques.

On pourra alors effectuer un prézonage des unités homogènes dont on veut considérer l'état de conservation. On pourra dès à présent évaluer la surface totale de l'habitat que l'on souhaite étudier dans la réserve.

Remarque : Certains habitats peuvent ne pas figurer sur la carte soit parce que leur superficie est trop faible, soit parce que plusieurs habitats correspondent à une entité de gestion. Il s'agit cependant de les repérer surtout s'il s'agit d'habitats d'espèces.

Une fois le prézonage réalisé, on peut établir un plan d'échantillonnage.

Plan d'échantillonnage

L'objectif de ce protocole est de connaître l'état de conservation des habitats au sein d'une réserve à un instant donné et d'observer son évolution dans le temps. Hormis pour les réserves à "petites" superficies (jusqu'à 30 ou 75 ha selon les auteurs), il est long de réaliser un suivi en plein ; il faut donc échantillonner, c'est-à-dire effectuer des relevés représentant l'ensemble de l'habitat. Pour cela, la méthode la plus courante pour échantillonner consiste à relever les informations au sein de placettes agencées selon un plan donné (Pont et Le Bot, 2002).

Remarque : Les habitats d'une RN peuvent constituer une seule unité ou être dispersés en plusieurs unités. Il faut alors utiliser un plan d'échantillonnage adapté pour avoir une image de l'ensemble de l'habitat.

Alors quel plan d'échantillonnage mettre en place ?

On veut obtenir des informations sur chaque habitat. On va donc stratifier l'échantillonnage : cela consiste en un découpage du site en unités homogènes sur des critères précis ici par type d'habitat élémentaire (d'où la cartographie préalable). Ensuite, la position des placettes au sein de chaque type d'unité est fixée de manière aléatoire ou systématique. Le nombre de placettes échantillonnées au sein des différents types d'unités est soit identique pour chaque type (au minimum de 3), soit proportionnel à la surface de chaque type. La première solution est moins compatible que la seconde avec l'échantillonnage systématique mais, en contrepartie, elle permet de disposer d'un nombre minimum de relevés par type ce qui facilite l'analyse des résultats.

La stratification produit un biais si les unités enregistrent des changements importants entre deux relevés et si les limites des unités homogènes évoluent rapidement dans le temps (Thompson, 2001 dans Dufour et al, 2004). Cependant elle assure un échantillonnage correct des petites unités pour le traitement statistique. L'échantillonnage stratifié est particulièrement adapté lorsque les unités de végétation s'individualisent nettement ; il permet alors une meilleure prise en compte de la variabilité des peuplements et une optimisation du nombre de placettes relevées par type (Dufour et al, 2004).

Pour le positionnement des placettes, la méthode des centroïdes des unités d'habitats élémentaires a été proposée lors de la réunion fin mai : à chaque unité, on estime le centroïde, qui définira le positionnement de la placette.

Si le nombre d'unités de l'habitat est inférieur à trois, on divise de nouveau le ou les polygones en deux avec l'outil SIG, pour obtenir trois polygones en tout. Au contraire, si le nombre d'unité est important, on effectue un tirage au sort afin de sélectionner les trois placettes de relevés.

Remarque : trois placettes par habitat élémentaire constitue un minimum, il est cependant plus précis et statistiquement plus correct d'en faire plus. Cela dépendra du temps disponible.

De plus, la nécessité de rendre permanent le dispositif a été discutée. L'installation de placettes permanentes ne semble pas nécessaire car on ne cherche pas à suivre des facteurs variant à un endroit donné (exemple : vitesse de décomposition du bois mort) mais on souhaite plutôt obtenir l'évaluation de l'état de conservation global d'un type d'habitat à intervalle de temps éloigné. La mise en place d'un système de placettes permanentes semble donc lourde à la vue des objectifs attendus. Cependant lorsqu'un réseau de placettes permanentes existe (comme par exemple, pour le suivi des forêts alluviales dans les RN), il peut être utilisé en veillant à ce que le plan d'échantillonnage soit statistiquement correct.

Il s'agira ensuite de tester cette méthode sur le terrain en vue d'optimiser le taux d'échantillonnage et de tester le temps nécessaire aux relevés de terrain.

Fréquence :

Une démarche d'évaluation menée à un instant donné permet d'avoir une vision de l'état de conservation initial. Cependant, il s'agit d'une vision statique qui est insuffisante pour guider la gestion conservatoire. Pour un suivi temporel de l'état de conservation, il semble qu'un pas de temps de 10 à 15 ans soit suffisant. Cependant, on pourra réaliser cette évaluation tous les 6 ans afin d'être en accord avec la directive habitats. De plus, si des actions de gestion modifiant le peuplement sont prévues, il est indispensable de disposer d'un état initial avant les travaux. Après la réalisation des travaux, il peut être envisagé de réaliser des relevés à un pas de temps plus court durant la première décennie et de reprendre ensuite le pas décennal ou plus (Dufour et al, 2004). Cependant certains critères demandent un suivi plus fin et pourront être relevés plus régulièrement.

Nous allons maintenant voir comment évaluer l'état de conservation.

3.1.3 Les outils de l'évaluation

3.1.3.1 Choix des paramètres

La plupart des RN n'ont pas de méthodologie scientifique rigoureuse pour définir l'état de conservation des habitats et des espèces.

Certaines personnes (Tatiana Guionnet, RN de Nohèdes, communication personnelle) utilisent le formulaire standard de données fourni du MNHN et évaluent de manière succincte grâce aux trois paramètres établis (structure, fonctions et possibilité de restauration). Mais cette évaluation est rapide et faite sans indicateur précis. Cependant certaines RN ont déjà réfléchi à la question et ont commencé à définir des critères et indicateurs d'évaluation. Cette étude s'est basée sur les critères et indicateurs les plus fréquemment retenus au sein des RN.

De plus, le MNHN, dans le cadre de l'évaluation nationale, a défini des paramètres pour évaluer l'état de conservation des habitats : l'aire de répartition naturelle, la surface recouverte par l'habitat, les structures et fonctionnalités ainsi que les perspectives futures. On se basera sur certains de ces paramètres pour établir le protocole d'évaluation au niveau des réserves naturelles.

Le paramètre « aire de répartition naturelle de l'habitat » ne peut être utilisé à l'échelle des RN car il s'agit d'une donnée nationale. Cependant, la répartition de l'habitat est une donnée à connaître pour la gestion, surtout si la réserve se trouve en limite d'aire de répartition de celui-ci.

Concernant la « surface recouverte » par l'habitat, le MNHN demande d'établir une carte de distribution de l'habitat, une estimation de la surface actuelle occupée par l'habitat, de la dynamique récente de l'habitat, des processus expliquant la dynamique observée, de la surface recouverte de référence favorable. On peut transposer ce paramètre à l'échelle des RN. On peut faire une estimation

de la surface de l'habitat dans les RN notamment grâce à l'outil SIG. Cependant, une faible surface d'un habitat dans une réserve ne signifie pas forcément que l'habitat est en mauvais état de conservation (il peut être bien présent ailleurs par exemple). Pour une évaluation satisfaisante, il faudra pouvoir observer si la surface de l'habitat est en extension, stable ou en régression. Cependant, ceci ne pourra être réalisé que si on connaît la surface occupée par l'habitat lors des précédents plans de gestion ou à la création de la RN par exemple.

Remarque : Il faut être attentif à la méthode utilisée pour recueillir cette information afin de pouvoir comparer les données (estimation, qualité des données).

De plus, le MNHN définit une diminution considérable équivalente à une perte de plus de 1 % par an pendant la période considérée, soit 10 % en 10 ans par exemple. On conservera ce seuil, car il permet d'être cohérent avec la méthode utilisée par le MNHN.

Cependant ce paramètre est à mettre à part de l'évaluation de l'état de conservation actuel : en effet, un habitat dégradé peut voir sa surface augmenter ou au contraire la surface d'un habitat actuellement en bon état de conservation peut diminuer. On voit donc que l'état de conservation actuel n'est pas forcément lié à l'évolution de la surface. Cependant un habitat en perte de surface indique quand même qu'il existe une perturbation qui entraîne cette régression. On analysera donc ce critère sous forme d'un paramètre d'évaluation du risque qui pèse sur l'habitat.

Il aurait aussi été intéressant d'analyser la structure spatiale de l'habitat (c'est-à-dire le nombre de polygones de l'habitat) car un habitat couvrant une grande surface est plus stable qu'un habitat dispersé en fragments (Valérie Fiers, communication personnelle). Cependant, cette notion est difficile à mettre en pratique pour évaluer l'état de l'habitat et les scientifiques ne sont pas tous d'accord quand à la valeur écologique de la fragmentation des habitats (qui est aussi source de diversité). Cet indicateur n'est donc pas retenu.

On peut également étudier la connectivité des habitats entre eux, par exemple, la connectivité des prairies au sein d'une forêt. En effet, un habitat d'une faible surface dans une matrice d'autres habitats peut être considéré comme une île et son état de conservation sera vulnérable (la connectivité permet des échanges génétiques entre les populations et permet la résilience des habitats en cas de perturbations). Cependant il est difficile de traduire cet indicateur en échelle de mesure. Une méthode a été proposée lors de la réunion de mai 2008. Elle concerne les connexions biologiques qui existent pour une RN fluviale (voir chapitre 3.2.3), elle peut être étendue à d'autres RN après adaptation.

De même, on peut se demander s'il existe une taille minimum en dessous duquel l'habitat ne peut plus fonctionner correctement. Peu de travaux ont été réalisés à ce sujet et cette notion dépend beaucoup de la surface requise par les espèces qui composent l'habitat selon leurs capacités de dispersion, leurs proies (un papillon n'a pas les mêmes besoins qu'un grand mammifère par exemple). Usher (1986) propose d'identifier les prédateurs du haut de la chaîne alimentaire et de voir s'ils ont une aire suffisante (ce qui pose problème sur les espèces à large territoire qui dépasse les limites de la réserve). Cet indicateur n'est donc pas retenu.

Enfin la forme de l'habitat peut être intéressante à prendre en compte grâce à l'influence de la lisière (les formes imbriquées offrent plus de zones de contact, par exemple les berges sinueuses des étangs, la mosaïque pelouses / fruticées), cependant, là encore cet indicateur est difficile à prendre en compte.

De plus, pour évaluer l'état de conservation des habitats, il est nécessaire d'évaluer les « structures et fonctionnalités » de l'habitat. Il s'agit de décrire l'état de l'habitat à l'aide de critères et indicateurs traduisant le fonctionnement écologique de l'habitat étudié. Il convient de rappeler que les habitats remplissent au moins deux grandes fonctions sur le plan écologique : une fonction de production de matière et d'énergie dans le cadre des relations trophiques et une fonction d'habitat d'espèces (Bouzillé, 2007). Ce paramètre reflète donc bien l'état de conservation actuel de l'habitat. Nous verrons quels sont les critères et indicateurs retenus plus loin.

Enfin, le MNHN utilise le paramètre « perspectives futures » en demandant à l'expert en charge de l'évaluation de projeter l'évolution de l'habitat à moyen terme en ne dépassant pas une période d'une trentaine d'année. Ce paramètre est ambigu car il ne donne pas l'état de conservation

actuel mais demande de faire une projection dans le futur en fonction des pressions et menaces qui pèsent sur l'habitat, ce qui paraît difficile. Dans ce travail, on préférera indiquer la vulnérabilité de l'habitat grâce aux altérations qui l'affectent déjà (présence d'espèces indiquant une dégradation, pollution...). Ainsi le paramètre « vulnérabilité » reflète le risque qui pèse sur l'habitat.

Nous sélectionnons donc les paramètres et critères suivants (critères entre parenthèses) : surface couverte (évolution de la surface), structure et fonctions (diversité, structure, fonctionnement écologique) ainsi que vulnérabilité (altérations).

Nous allons maintenant sélectionner les indicateurs qui semblent pertinents en vue de l'évaluation de l'état de conservation.

3.1.3.2 Sélection des critères et indicateurs d'évaluation

* Structure et fonctionnalité

- Diversité

Dans le cadre de la directive Habitats, l'objectif prioritaire est clairement de favoriser le maintien de la biodiversité (voir la définition en annexe 5).

Le nombre d'espèces (richesse spécifique) peut servir à estimer et à comparer la diversité des unités. Pour autoriser ces comparaisons, les méthodes de recensement et les plans d'échantillonnage doivent être homogènes, voire standardisés : relevés phytosociologiques, quadrats, indices ponctuels d'abondance (IPA) ou indices kilométriques d'abondance (IKA) pour les peuplements d'oiseaux ; Indice poissons rivière (IPR), indice de Shannon, etc. Ces indicateurs chiffrés seront comparés avec l'état initial si les méthodes étaient les mêmes ou à d'autres sites considérés comme en bon état.

À l'échelle d'une réserve, la richesse augmente avec le nombre d'habitats et leur degré d'imbrication (par exemple, une prairie occupée à 25 % par des fruticées dispersées est plus riche que tout autre stade de son évolution) (RNF, Chiffaut, 2006). Néanmoins, on voit ici apparaître le problème de la fragmentation des habitats.

Cependant la richesse spécifique est un critère trop limité pour évaluer la qualité écologique des milieux. Lebreton (1998 dans du Bus de Warnaffe et Devillez 2002), comparant un zoo, un arboretum, une monoculture, une forêt naturelle et un système aléatoire, montre que richesse spécifique et indice de Shannon ne sont pas adaptés à l'estimation de la valeur écologique d'un site.

Remarque : Usher (1986) montre que certains habitats sont naturellement pauvres en espèces (dunes, tourbières, etc.). Certaines tourbières peuvent être diversifiées, c'est-à-dire enrichies en espèces soit à cause de la zone tampon soit du fait des modifications présentes ou passées de l'habitat, il s'agit donc d'une perturbation de l'habitat. De même, dans certains habitats de bruyère, il est très difficile de trouver d'autres espèces. Dans ce cas, les seuils doivent être adaptés. Il serait illogique de chercher à obtenir plus d'espèces qu'il n'en existe naturellement. Si des seuils plus bas sont fixés, ils devront faire l'objet d'une discussion avec un scientifique avant d'accepter la décision. De plus, la biodiversité peut, à l'instant t, être très faible mais l'habitat peut être très rare. Il possède donc une diversité spécifique, ce qui est quand même bon pour sa participation à la diversité (Michel Bartoli, communication personnelle).

Il faut donc considérer la diversité pour chaque type d'habitat. Cependant il n'existe pas forcément de références précises et le gestionnaire devra s'aider des experts locaux et de la bibliographie pour fixer les seuils.

Remarque : De nombreux chercheurs se servent de la flore herbacée comme indicateur de réponse aux différentes pratiques de gestion (Lalanne, 2006). Le suivi de la composition floristique et de la structure de la végétation à l'aide de la phytosociologie permet d'avoir une bonne image de l'état de conservation d'un habitat. De plus la végétation offre un support ou la source de nourriture de nombreuses espèces animales. Les relevés permettent donc d'obtenir une vision globale. De nombreuses RN comme celle de Grand-Pierre et Vitain s'en servent pour mieux comprendre les

impacts des différents modes de gestion et pour les adapter. Cependant, il sera également intéressant d'analyser la faune car elle fait aussi partie de l'habitat.

- Espèces bio-indicatrices

Les espèces bio-indicatrices (plantes phanérogames, oiseaux, insectes) sont choisies parmi les espèces dont le spectre écologique est étroit vis-à-vis des conditions écologiques (températures, humidité, acidité, densité du couvert, salinité...). Aux moindres changements de ces conditions, leurs populations subiront des modifications.

En règle général, ces espèces ou groupes d'espèces ont été choisis car ils correspondent à l'une des catégories suivantes :

- espèces clé de voûte, c'est-à-dire des espèces dont les interactions avec les autres espèces génèrent des effets considérables par rapport à leur densité ;
 - espèces "parapluie" à aire de répartition limitée ;
 - des espèces à dispersion limitée, fortement tributaires de l'habitat dans lequel elles se trouvent ;
 - espèces nécessitant une ressource spécifique (micro habitats humides pour les amphibiens) ;
 - espèces caractéristiques d'un processus écologique (incendie, crues, érosion de berges, etc.).
- Il s'agit parfois d'espèces indicatrices de perturbation, en cas de dégradation significative (exemple : plantes des lieux piétinés, des milieux rudéraux, espèces envahissantes ou exotiques...).



Le rédacteur doit effectuer le choix le plus pertinent en fonction de l'habitat, de l'échelle visée, de la facilité d'accès aux variables et de la bonne connaissance de l'autécologie des espèces (RNF, Chiffaut, 2006).

Remarque : les syrphes semblent être des espèces bio-indicatrices, qui permettent d'obtenir des résultats intéressants. Leur piégeage est facile et ils constituent un indicateur de naturalité. Le réseau syrph-the-net permet d'obtenir des listes de références en fonction du type de milieux (<http://www.iol.ie/~millweb/syrph/syrphid.htm>).

Cependant, comme indiqué précédemment, il faut rester vigilant quant à l'interprétation des résultats : par exemple, la diminution des effectifs d'oiseaux migrateurs stationnant sur une réserve n'est pas forcément liée à un mauvais état de la réserve, mais peut être à une chute des effectifs globaux de population ou à une diminution de la capacité d'accueil sur l'unité fonctionnelle à l'intérieur de laquelle est située la réserve. Dans ce cas, le critère d'évaluation des résultats pour la réserve sera peut-être l'évolution du pourcentage de population accueillie par la réserve par rapport à

la population totale de l'espèce ou par rapport à la population de l'unité fonctionnelle, plutôt que l'évaluation des effectifs bruts accueillis par la réserve.

Le CBN de Bailleul indique qu'il ne faut pas que les espèces indicatrices soient trop rares, car elles ne seront pas forcément présentes même si de bonnes conditions écologiques sont réunies.

- **Typicité**

Ce paramètre se réfère au cortège floristique et faunistique optimal pour un habitat donné. Il s'agit d'un critère intéressant, à condition que les connaissances sur l'état optimal de l'habitat dans la région soient suffisantes (Kluszczewski et Lacoste, 2007).

Un certain nombre de documents indiquent des listes d'espèces végétales typiques (Corine Biotope, les habitats forestiers de la France tempérée, les Cahiers d'habitats naturels de Natura 2000, etc.). Ces listes peuvent donc servir de références en termes d'état de conservation. On peut alors comparer les listes d'espèces théoriques de référence avec les listes d'espèces réellement observées. Bien sûr, le résultat dépend de la liste choisie et de sa qualité. Cependant si toutes les évaluations s'effectuent en référence à une même liste, les résultats seront alors comparables. On choisit donc les Cahiers d'habitats naturels de Natura 2000 qui présentent une liste d'espèces végétales indicatrices pour chaque habitat d'intérêt communautaire. Ce document a été établi par des spécialistes et semble être un des plus utilisés.

Le CBN de Bailleul (Thierry Cornier, communication personnelle) indique qu'il faudrait aussi disposer de listes au niveau régional afin de prendre en compte la variabilité écologique et naturelle des habitats.

Ainsi certaines RN comme Combe Lavaux ou le Val de Loire rédigent leurs propres fiches habitats en fonction des Cahiers d'habitats et de la bibliographie locale (voir en annexe 6).

De plus, le PNR des Bauges a développé une méthode simple d'évaluation de la qualité écologique des prairies grâce à la présence de quatre plantes indicatrices sur les 28 que comprend la liste régionale (plantes à fleur facilement reconnaissables). La présence de quatre plantes indicatrices, si elles sont choisies de façon pertinente, garantit que les prairies sont en bon état de conservation au sens de Natura 2000. Il s'agit d'une approche rapide d'évaluation et facilement utilisable, qui mérite d'être soulignée.

Enfin, en complément des suivis de la végétation, des suivis faunistiques peuvent être réalisés. Cependant, les Cahiers d'habitats donnent peu d'information sur la faune. Il faudra donc se baser sur les avis d'experts ou sur la bibliographie locale si elle existe.

- **Rareté**

Les habitats ou espèces rares sont soit stressés par l'environnement changeant, soit repartis mais localement peu fréquents, soit présents dans peu de localité mais nombreux dans chaque site.

Le guide méthodologique des plans de gestion (RNF, Chiffaut, 2006) préconise d'aborder ce critère en se basant sur de nombreuses listes de protection (protections européennes comme la Directive habitats avec l'annexe I pour les espèces et l'annexe II pour les habitats, la convention de Berne, la convention de Bonn, la convention de Washington, l'inventaire de la faune menacée en France, la liste rouge mondiale de l'IUCN, les listes rouges nationales voire régionales lorsqu'elles existent...). Les espèces endémiques sont en général présentes dans ces listes. Cependant les listes rouges régionales sont créées d'après initiative locale et il n'existe pas de cohérence entre les listes d'une région à l'autre (Florian Kirchner, UICN France, communication personnelle).

La notion d'espèce ou habitat rare est difficile à appréhender. Par exemple, une espèce peut être rare au niveau d'une réserve et abondante au niveau national ou inversement.

Pour les espèces en limites d'aire de répartition, en déclin en France, en déclin dans la RN, il est plus difficile d'avoir des informations précises sur la rareté effective.

De plus la présence d'espèces rares peut être liée à des paramètres stationnels souvent indépendants de l'état de conservation (Kleszczewski et Lacoste, 2007).

On considère qu'un habitat ou une espèce rares sont importants en terme de conservation de la nature et beaucoup de protocoles d'évaluation de l'état de conservation prennent en compte leur présence. Cependant la présence d'espèces rares n'indique pas forcément un bon état de conservation de l'habitat : en effet, une espèce rare peut être présente dans des habitats en mauvais état de conservation (exemple : présence importante de libellules à la sortie des bouches d'égout (Jean-Michel Faton, RN Ramières du Val de Drôme, communication personnelle) ou présence de pics dans des plantations de hêtres (Frédéric Longchamp, RN du Rohrschollen, communication personnelle).

De plus les espèces rares sont souvent difficilement observables et limitées à certaines portions du territoire, ce qui est en contradiction avec les caractéristiques demandées à un indicateur.

On ne retiendra donc pas ce critère.

- Structure

La structure de l'habitat reflète son état : il peut s'agir de la **structure verticale** ou stratification (par exemple, les différentes hauteurs et diversité des strates pour les forêts) mais aussi la **structure horizontale** ou zonation c'est-à-dire l'organisation aléatoire, agrégée, en mosaïque des individus de la communauté, enfin on note aussi la **structure en âge**. Pour certains auteurs, la structure quantitative est l'abondance de chaque espèce dans la communauté c'est-à-dire la composition floristique. Mais ce critère a déjà été abordé dans le paragraphe sur la biodiversité. La mesure de la structure d'une forêt est un critère important.

De plus, la structure d'une prairie ou d'un habitat aquatique peut être évaluée grâce au recouvrement de la végétation par exemple.

- Fonctionnement écologique

Un habitat présente des fonctions écologiques comme la productivité, la capacité de régénération, les processus de transformation notamment pour le bois mort, qui indiquent la dynamique de l'écosystème. On peut donc sélectionner un certain nombre d'indicateurs.

- Caractère « naturel » - degré de naturalité (surtout pour les forêts)

Il s'agit de définir un état naturel, c'est-à-dire exempt d'intervention humaine. Ce concept reste délicat à manier et s'applique surtout aux stades en équilibre comme les vieilles forêts (RNF, Chiffaut, 2006).

Estimer la valeur naturelle demande donc de disposer de modèles temporels (cycles sylvigénétiques) et spatiaux (métaclimax) décrivant la composition, la structure et le fonctionnement des écosystèmes forestiers inexploités et situés dans des conditions écologiques, biogéographiques et biohistoriques comparables à celles de la forêt étudiée. Or, de telles références sont rares en Europe (Du Bus de Warnaffe et Devillez, 2002). Alors pour indiquer la dégradation, on relève la présence d'espèces caractéristiques des milieux anthropisés (rudérales) ou des espèces exogènes (RNF, Gilg, 2004).

De même, on peut s'assurer que les peuplements contiennent beaucoup de bois mort (vieux peuplement, soumis à une dynamique naturelle) et soient en nombre et en surface suffisantes.

Le bois mort, surtout pour les essences commercialisables, est un indice de naturalité qui prouve que la forêt n'a pas été exploitée depuis longtemps. De plus, les arbres dépérissants, morts (debout ou couchés) sont considérés comme des supports de biodiversité. Cette nécromasse est en effet le siège de la conservation de nombreuses espèces. Elle joue également un rôle en ce qui concerne le renouvellement de l'écosystème forestier (microclimat favorable à la régénération naturelle par exemple).

- Régénération

De plus, un habitat est en bon état de conservation s'il est capable de se régénérer. En forêt, il est important de noter si la régénération est suffisante, si elle reflète la composition attendue ou si elle n'est pas dégradée par la faune sauvage par exemple.

De plus, certains milieux nécessitent une régénération due à un facteur extérieur (régénération par les crues pour les grèves, par les lapins dans certaines pelouses...)

- Autres aspects dynamiques de l'habitat

D'autres critères de dynamiques, propres à chaque habitat, peuvent être établis et analysés.

*** Vulnérabilité**

Une perturbation est un événement localisé et imprévisible qui endommage, déplace ou tue un ou plusieurs organismes (ou communautés), créant ainsi une opportunité de colonisation par de nouveaux organismes (ouverture d'un espace, libération de ressources nutritives). Elle peut être d'origine naturelle (incendie, tempête, glissement de terrain...) ou anthropique (coupes et travaux sylvicoles, chasse...). On utilisera le terme d'altérations pour définir les facteurs qui dégradent l'état de conservation d'un habitat. Elles peuvent être nombreuses telles que le piétinement, le dérangement, le labour, la plantation, le drainage, les dépôts divers, l'extraction, l'érosion, le changement climatique, les espèces envahissantes, etc.

Le CBN de Bailleul (Thierry Cornier, communication personnelle) préconise un seuil de 20 % au delà duquel une altération est considérée comme importante.

Remarque : Il faut rester vigilant quand à l'interprétation des menaces qui pèsent sur les habitats : par exemple, dans la tourbière de la réserve du Luitel, les lycopodes ont disparu du fait de l'arrêt du piétinement par les pêcheurs. Ce qu'on aurait pu croire être une menace (le piétinement) était en fait un facteur intéressant pour les lycopodes. (Carole Desplanque, communication personnelle).

De plus, certaines méthodes d'évaluation prennent en compte le fait qu'une restauration est possible ou non lors de l'évaluation (retour à un bon état de conservation possible grâce à des travaux ou coûts de restauration accessibles...). Cependant, on n'utilisera pas ce critère car il dépend de l'organisme gestionnaire et des moyens financiers disponibles.

Le paramètre « vulnérabilité » reflète le risque que court l'habitat actuellement mais aussi à l'avenir.

Il conviendra donc de sélectionner les critères et indicateurs adaptés à chaque type de milieux afin de le caractériser au mieux. Pour cela, on crée les grilles d'évaluation par groupe d'habitats écologiquement proches.

3.1.3.3 Grilles d'évaluation

Comme nous l'avons vu précédemment, l'évaluation de l'état de conservation se fera à deux niveaux :

- évaluation de l'état actuel à l'instant t (avec le paramètre « structures et fonctionnalité »)
- risques qui pèsent sur l'habitat à moyen terme (grâce aux paramètres « évolution de la surface » et « vulnérabilité »)

Remarque : Dans le cas de l'évaluation des habitats alluviaux, on peut préciser l'état actuel ou le risque en intégrant les indicateurs issus du diagnostic du fonctionnement de l'hydrosystème. En effet, une perturbation de ce fonctionnement entraîne une modification des habitats alluviaux. On verra donc au paragraphe 3.2.3 comment intégrer ces renseignements.

Les grilles d'évaluation sont organisées de la façon suivante :

- L'évolution de la surface de l'habitat dans la réserve (donnée grâce à une analyse SIG ou photos aériennes)

- Structure et fonctionnalité qui regroupe plusieurs critères selon les habitats (diversité spécifique, structure, dynamique)
- Vulnérabilité (altérations)

Il s'agit ensuite d'évaluer chaque critère, c'est-à-dire de lui donner une note.

3.1.3.4 Notation

Chaque indicateur va alors être évalué selon une échelle de valeur. Puis l'agrégation des valeurs va permettre d'obtenir une note pour les deux niveaux d'évaluation.

Ainsi il existe différents systèmes de notation :

- le MNHN a adopté une notation selon les feux tricolores (défini par la Commission européenne) donc avec trois échelles de valeurs, plus la possibilité de noter « inconnu » en cas de manque de connaissance.

Au cours de la réunion organisée en mai, il s'est avéré qu'il serait intéressant de rajouter une échelle pour dégager l'état optimal par rapport au bon état.

De plus, le Ministère de l'écologie préconise de ne pas reprendre la symbolique des feux tricolores pour l'évaluation à l'échelle des sites car elle représenterait alors des résultats différents (du fait du choix d'indicateurs différents) selon la même symbolique. Nous utiliserons donc les lettres A+, A, B, et C pour indiquer l'état optimal à l'état dégradé.

Nous avons également réfléchi à rajouter une cinquième échelle pour prendre en compte le très mauvais état. Cependant, comme tenu de la difficulté de fixer des seuils pertinents pour chaque indicateur, cette proposition a été abandonnée.

En outre, le MNHN considère que si un des paramètres (surface recouverte, structure et fonctionnalités, perspectives futures, aire de répartition naturelle) est évalué en mauvais état, alors l'état de conservation est « défavorable mauvais ».

Cette approche est intéressante car elle synthétise les grandes fonctions de l'habitat. Cependant, elle paraît assez stricte car par exemple un habitat peut avoir une faible surface mais être en bon état de conservation. Cette règle n'a donc pas été retenue.

- Certaines méthodes, plus numériques, pondèrent les indicateurs en fonction de leur importance (exemple : méthode tchèque (Svatek, 2005), évaluation de la naturalité par la DIREN Franche Comté (Belet et Auge, 2005)) puis calcule une note globale (addition des notes intermédiaires), ramenée à 100.

Cette démarche permet d'avoir une vision globale de l'état de conservation et permet aussi de comparer les habitats entre eux. Cependant, il s'avère assez difficile de déterminer des poids aux critères afin de bien refléter le fonctionnement de l'écosystème, car chaque poids est discutable. Cette méthode a donc été abandonnée.

- Le PNR des Ballons des Vosges (Michel, 2006) a adopté le système de note intermédiaire pour chaque critère, mais ensuite calcule des indices « structure », « fonction », « biodiversité » et « myrtille » à l'aide de racines carrées ou moyennes en fonction de l'indépendant et de l'aspect limitant des facteurs. Cette méthode semble plus compliquée et a également été abandonnée. Cependant, on maintient le système de notes intermédiaires par paramètre.

On aurait pu également avoir une approche plus formaliste en évaluant la conservation des entités et également des flux. Pour cela, on pourrait également analyser les différents indicateurs grâce à des analyses statistiques de type Analyse en composantes principales ou analyse des correspondances multiples.

On propose donc une méthode, qui permet d'évaluer chaque indicateur selon quatre classes plus « inconnu » :

A+ : état de conservation optimal

A : état de conservation bon
B : état de conservation moyen
C : état de conservation mauvais
Inconnu : on ne dispose pas de l'information pour cet indicateur

Les grilles d'évaluation sont remplies grâce aux données issues des relevés effectués sur les placettes représentatifs d'un habitat. Dans ce cas, on obtiendra l'état de l'habitat dans la réserve, mais on perd l'information de la variabilité des états de conservation au sein de la RN. Cependant, il est difficile d'effectuer une analyse pour chaque placette de relevé pour une question de temps et de validité statistique. On pourra alors effectuer une première évaluation sommaire au moment de la cartographie, pour ensuite stratifier l'échantillonnage grâce à cette information. Néanmoins, ce dernier point n'est pas encore fixé et reste à tester.

On peut donc obtenir la proportion d'habitats en état de conservation optimal, bon, moyen ou mauvais et la proportion d'habitats dont les risques de dégradation sont importants. On pourra éventuellement représenter ces résultats sous forme cartographique.

3.1.3.5 Évaluation totale de l'état de conservation

On peut ensuite évaluer globalement chaque paramètre. On agrège alors les différentes notes obtenues pour chaque indicateur selon la règle suivante :

- si tous les indicateurs sont notés A+, l'état de conservation de l'habitat est optimal (A+), sinon A+ devient A
- on applique ensuite le principe de majorité plus une voix : si une majorité de notes A apparaissent, l'état de conservation est bon (A), de notes B, l'état de conservation est moyen (B) ou de notes C, l'état de conservation est mauvais (C)
- il existe certainement des cas ambigus avec cette méthode de notation, mais définir des règles théoriques est parfois loin de la réalité. On préférera donc tester d'abord la méthode et ajuster le protocole ensuite.

Remarque : pour le paramètre « surface », on a retenu qu'un seul indicateur, l'« évolution de la surface », qui comprend uniquement trois échelles de valeur (A, B ou C).

Cette méthode de notation empirique est forcément discutable, mais l'avantage est de pouvoir bâtir une grille d'évaluation assez détaillée. Cela permet entre autre d'obtenir une amplitude qui permette de discriminer les valeurs entre les sites et de les classer.

Remarque : État de conservation des habitats anthropisés (code CORINE commençant par 8)
Les zones de plantation, de prairies enrichies ou irriguées, de terres labourées, les zones mises en eau artificiellement ainsi que les zones fortement anthropisés du type zone urbaine ou semi-urbaine, les parkings et les jardins ne seront pas évaluées.

3.1.4 Flexibilité et limites du protocole

3.1.4.1 Mosaïques

Les habitats sont liés entre eux sur les plans structuraux et fonctionnels. Ainsi, l'organisation en mosaïque des associations végétales ou de leurs variations est souvent à relier aux régimes de perturbation. Ceux-ci peuvent affecter les éléments de la mosaïque selon des intensités différentes. Il importe donc d'adopter une vision plus large que celle qui resterait ciblée sur un seul élément de la mosaïque.

Il est alors plus délicat d'utiliser le protocole d'évaluation. Dans la mesure du possible, on évalue chaque habitat à part : dans le cas d'une « vraie » mosaïque, on peut distinguer sur le terrain les entités de chaque composante de la mosaïque (même s'il est difficile de les cartographier pour des raisons d'échelle). On applique alors deux grilles d'évaluation différentes. Cependant, dans certaines forme de transition, ceci n'est pas vraiment possible, ou donnerait des résultats faux. En effet, parfois

toute la végétation présente un caractère intermédiaire. Il est alors possible que le protocole d'évaluation pour les types d'habitats « classiques » utilise des critères et indicateurs inappropriés. Prenons l'exemple d'une station de transition entre une lande à bruyère et de pelouse acide. Une application stricte du protocole d'évaluation pour soit la lande à bruyère ou soit la pelouse acide va entraîner une évaluation de l'état de conservation défavorable alors qu'il est en réalité favorable. Dans de telles circonstances, il est recommandé d'adapter les critères et seuils à partir des deux protocoles et de prendre en considération les caractéristiques remarquables de la végétation. Les conseils d'un scientifique seront nécessaires pour le choix de critères et seuils appropriés.

3.1.4.2 Comment évaluer une dynamique ?

Le protocole d'évaluation doit prendre en compte les dynamiques de l'écosystème, c'est-à-dire les changements dus à la succession naturelle (par exemple, le mouvement des dunes de sable, les pertes de forêt alluviales dues à la dynamique fluviale...). De même, les changements globaux entraînent une certaine dérive des états de conservation des habitats.

La dynamique naturelle peut influencer l'habitat de manière importante. Par exemple, une tempête ou un incendie peuvent modifier fortement la physionomie et la structure d'un habitat (exemple : une forêt). Cependant, il s'agit d'un phénomène naturel. L'habitat n'est pas dans un bon état de conservation selon les critères établis dans le protocole. Mais il serait illogique d'affirmer qu'il est en mauvais état de conservation.

On touche ici aux limites de l'exercice : si une perturbation majeure vient rajeunir l'ensemble d'une RN, le protocole ne sera alors pas applicable.

3.2 *Application aux habitats alluviaux*

3.2.1 Pourquoi avoir choisi les habitats alluviaux ?

Le réseau RNF regroupe 44 réserves (voir liste en annexe 7) protégeant les milieux aquatiques ou humides, des forêts ou des prairies naturellement liés à un cours d'eau ou à un fleuve.

L'étude de ce groupe d'habitat en particulier semble intéressante pour plusieurs raisons :

- les habitats alluviaux sont bien représentés au sein du réseau RNF, le réseau a donc une forte responsabilité dans la protection de ces milieux fragiles.
- Dans le réseau RNF, les forêts alluviales sont bien suivies (grâce au protocole de suivi des forêts alluviales) et de ce fait, des données sont disponibles. En effet, le groupe « RN fluviales », créé en 1990, a permis d'obtenir une connaissance de ces milieux et une expérience pour leur gestion importante, du fait du travail des gestionnaires en réseau.
- Les habitats présents dans les RN fluviales sont variés (forêts, prairies et pelouses, milieux aquatiques). La définition de grilles d'évaluation pour ces types de milieux constitue un premier pas important pour l'évaluation des autres types de milieux.
- Les réserves alluviales du Rhin par exemple, sont assez proches les unes des autres. Il sera donc intéressant de pouvoir comparer l'état de conservation des habitats notamment en fonction de la gestion entreprise dans ces réserves.
- Les habitats alluviaux notamment les forêts alluviales posent parfois des problèmes de caractérisation du fait de leur complexité.

De plus, un projet Life + nommé « RhoMéo » a été créé pour établir « la définition et l'application de méthodes de suivis du bon état pour la création d'un Observatoire des zones humides dans le bassin Rhône Méditerranée ». Cette présente étude permettra d'enrichir cette réflexion si le projet est accepté au niveau européen (l'État a accepté ce projet au niveau national).

3.2.2 Présentation des habitats alluviaux, des écosystèmes complexes

Les milieux alluviaux sont composés des cours d'eau et des milieux associés tels que les grèves, les forêts et prairies alluviales ainsi que les annexes hydriques (milieux aquatiques à l'écart du cours d'eau) (voir la liste des habitats alluviaux en annexe 8)

Deux éléments hydrologiques sont d'une importance majeure pour les milieux qui bordent le cours d'eau (d'après Traub et al, 2001) :

- les inondations régulières du lit majeur sont à l'origine des dépôts d'alluvions qui enrichissent les sols de la plaine et d'autre part, elles constituent une contrainte forte, responsable de l'originalité des peuplements animaux et végétaux de la plaine alluviale ;
- la nappe phréatique : il s'agit de l'eau souterraine circulant dans les interstices qui existent entre les alluvions. La profondeur du toit de la nappe (son niveau supérieur dans le sol), l'épaisseur d'alluvions fines et leurs textures (limons ou sable) sont à l'origine des conditions favorables ou non au développement de la végétation (accessibilité de la ressource en eau par les racines, humidité du sol par remontées capillaires...).

En outre, les milieux fluviaux sont des espaces convoités par l'homme : terrains plats et fertiles, possibilités de navigation, énergie hydraulique, présence de matériaux sédimentaires. Les cours d'eau ont donc subi depuis des siècles des aménagements importants : endiguement de protection contre l'érosion ou les inondations, enrochement, curage, barrages hydroélectriques, extractions de sédiments, prises d'eau d'irrigation, drainages...

Ces modifications ont un impact très fort sur la dynamique fluvial et le fonctionnement écologique des milieux.

L'analyse de l'Observatoire du patrimoine naturel des réserves naturelles de France en 2007 a fait ressortir les lacunes en matière de caractérisation et cartographie des habitats alluviaux. En effet, par exemple seules 64 % des surfaces de forêts riveraines ont à ce jour été caractérisées. En annexe 8 se trouve la description plus complète des habitats alluviaux.

L'évaluation de l'état de conservation des habitats alluviaux au sein des réserves naturelles va donc se dérouler en deux temps :

- un diagnostic de la fonctionnalité hydrique sur la réserve afin de comprendre le fonctionnement hydrologique ;
- une évaluation de l'état de conservation par grands types d'habitats selon des grilles d'évaluation.

3.2.3 Protocole d'évaluation du fonctionnement de l'hydrosystème

Le degré de fonctionnalité correspond au niveau d'expression des processus naturels en référence à un système théorique fonctionnant sans intervention anthropique. Sur le plan pratique, cette notion est parfois difficile à appréhender.

Au sein de l'hydrosystème, ce sont principalement les processus hydrologiques (inondation, battement de nappe, transport de propagules) et sédimentaires (érosion des berges et construction de surface de régénération, incision ou exhaussement) qui retranscrivent le plus fidèlement la fonctionnalité globale d'un site. Une bonne fonctionnalité est en effet le meilleur garant de la conservation de la forte spécificité des milieux fluviaux : caractère alluvial, mosaïque d'habitats, zone d'écotones entre milieux aquatiques et terrestres. Au contraire, l'arrêt de toute dynamique fluviale suite à des travaux de correction, régularisation et canalisation signe l'arrêt des processus sylvigénétiques originaux des forêts riveraines (exemple des grands travaux des XIX^e et XX^e siècle sur le Rhin).

Nous allons donc diagnostiquer le fonctionnement de l'hydrosystème à l'échelle de la réserve en incluant des considérations relatives au bassin versant, afin de compléter notre analyse. Cette étude nous permettra ensuite de mieux évaluer l'état des habitats alluviaux.

Nous nous sommes donc basés sur le document « Gestion fonctionnelle des milieux fluviaux : analyse critique de l'expérience des Réserves naturelles fluviales » Forum des gestionnaires « la gestion de

l'eau pour les zones humides » rédigé en 1996 par J.L. Michelot, J.P. Bravard et B. Pont que nous avons complété.

Les flux circulants sont le moteur des processus de régénération des écosystèmes dans les réserves fluviales. C'est la raison pour laquelle il a été retenu cinq paramètres concernant les flux liquides (action morphogène des crues, inondation, profondeur de la nappe, battement de la nappe, étiage), deux paramètres concernant le transit de la charge grossière (charge de fond, charge en suspension), deux paramètres concernant la charge dissoute (qualité physico-chimique d'origine organique ou micropolluants), un la matière organique allogène et deux concernant les échanges dans le domaine vivant.

La définition d'un état de référence est difficile si on intègre la notion de métamorphose fluviale, c'est-à-dire l'adaptation permanente du système aux variations de flux avec oscillations entre les différents styles géomorphologique (tressage ou méandrage – voir annexe 9). Il semble donc préférable d'utiliser le terme « état initial » tout en ayant conscience que cet état est transitoire. Pour certains auteurs, cet état initial correspond à l'état des cours d'eau avant les travaux d'aménagement hydraulique, souvent au début du XX^e siècle. Cet état « idéal » s'oppose à l'état actuel qui reflète la situation présente de dégradation des systèmes fluviaux (Trémolières et al, 2002). On pourra alors pour chaque critère de diagnostic, évaluer l'état actuel par rapport à la plus ancienne référence disponible. Il sera de la sorte plus difficile de comparer les sites entre eux, car ils n'auront pas le même norme de référence.

La grille d'évaluation du fonctionnement de l'hydrosystème se trouve en annexe 10. Un exemple de diagnostic du fonctionnement de l'hydrosystème dans la RN du Val de Loire permet de bien comprendre son application (annexe 11).

Cette grille d'évaluation est valable sur les grands cours d'eau, c'est-à-dire plus larges que 35 mètres.

Chaque critère peut être affecté d'une valeur A+ (situation optimale), A (bon = dérive modérée par rapport à l'état initial, sans perte d'habitat), B (moyen = dérive suffisamment forte pour remettre en cause, à court ou moyen terme la présence de certains habitats) et C (mauvais = dérive importante remettant en cause à court ou moyen terme la plupart des habitats typiquement alluviaux). Chaque critère mesure son importance relative dans le fonctionnement de l'écosystème. On pourra alors rapidement repérer les paramètres d'évaluation qui posent problème et les mettre en relation avec l'évaluation des habitats.

Suivi des flux liquides

Les flux d'eau conditionnent le fonctionnement de l'hydrosystème de manière importante. À l'état liquide, l'eau circule dans les ripisylves de l'amont vers l'aval, et des bords de fleuve vers les marges et transporte des ressources minérales, des sédiments, et toute forme organique morte et vivante. Dans le sous-sol, elle traduit les pulsations du fleuve (pompe aspirante ascendante et descendante). À l'état gazeux, elle est éliminée dans l'air par l'évapotranspiration des ligneux, fortement stimulée surtout durant le retrait des eaux. Elle permet aussi la croissance des plantes, la sélection des espèces les mieux adaptées, l'apport régulier des propagules des bassins versants montagnards, l'entretien des phases jeunes de la sylvigénèse, l'accélération du cycle sylvigénétique des forêts à bois dur (Conservatoire des sites alsaciens, ONF, 2004). De plus, si le régime hydrologique est modifié dans le sens d'une diminution des pics et de la fréquence des crues, les habitats pionniers, inféodés à la création d'espaces nouveaux par le remaniement des sédiments, vont régresser.

La première information nécessaire est donc la mesure des quantités d'eau qui s'écoulent au sein du tronçon fluvial concerné, c'est-à-dire les débits. Il est indispensable de connaître la variabilité temporelle de ces débits : différences intra-annuelles et interannuelles. Des données concernant l'ensemble des stations de mesure du réseau hydrographique français sont disponibles sur le site Internet de la banque nationale des données pour l'hydrométrie et l'hydrologie (<http://www.hydro.eaufrance.fr/>). L'accès à ces données est en grande partie gratuit (débits moyens journaliers, écoulements mensuels, niveaux de crue, débits classés...). Lorsqu'il n'existe pas de station de mesure sur le site proprement dit, le choix d'une autre station doit être judicieux. Il faut s'assurer

qu'aucun apport ou prélèvement d'eau important n'est effectué entre la station et le site (dérivation dans un canal, confluence) (Dufour et al, 2004).

Le gestionnaire pourra aussi se baser sur des atlas des zones inondables. Les services producteurs de ces informations sont les DIREN, les DDE, DDAF, RTM (Restauration des terrains en montagne). De plus un serveur national Cartorisque <http://cartorisque.prim.net/>, réalisé par le Ministère de l'Écologie a été mis en place. Il permet d'avoir des informations sur les aléas d'inondations et les crues décennales.

Il est aussi possible de caractériser la variabilité spatiale des écoulements en crue par une carte des fréquences d'inondation. Pour cela, il faut prospecter l'ensemble du site après (voire pendant) chaque événement de crue débordante, en indiquant les zones inondées pour le débit correspondant à la crue. Le relevé se fait soit manuellement sur un plan détaillé soit au GPS. Cela permet, en superposant l'extension du champ d'inondation de plusieurs événements, d'établir une carte de synthèse de la fréquence d'inondation des différentes unités topographiques du site. Evidemment pour les sites vastes, cette information sera plus délicate à obtenir. (Dufour et al, 2004). Il s'agit de mettre en évidence les grandes tendances, non pas de calculer finement l'évolution des fréquences d'inondations pour chaque type de végétation.

Action morphogénique des crues

Les crues se caractérisent par une vitesse d'écoulement et une durée. Leur action morphogénique permet la régénération de la végétation. Les crues morphogènes efficaces sont des crues peu importantes et fréquentes (généralement crue annuelle à bisannuelle) et non les crues exceptionnelles. Elles peuvent être facilement évaluées en mesurant l'évolution de la surface d'alluvions non végétalisées par rapport à la plus ancienne référence disponible. Le suivi de l'évolution de cette surface tous les 10 ans d'après photos aériennes permet une bonne estimation.

On s'efforcera donc d'identifier les facteurs susceptibles d'avoir provoquer une modification du régime de mise en eau : digue partiellement submersible, dérivation d'une partie du débit, ouvrage de rétention situé en amont, surcreusement du lit, etc.

L'état optimal (A+) correspond à une stabilité de la surface d'alluvions non végétalisées par rapport à la plus ancienne référence disponible. Ainsi la capacité morphogénique est maintenue intacte. Le mauvais état (C) correspond à la disparition d'alluvions non végétalisées qui indique un dysfonctionnement due notamment à la construction de digues. En effet, les digues, en limitant la dynamique fluviale, facilitent le déroulement des successions, limitent la régénération, diminuent l'hétérogénéité spatiale et engendrent des peuplements homogènes d'essences auparavant situées hors de la plaine alluviale. (Dufour et al, 2004). Les ouvrages rapprochés du lit (exemple des retenues du Rhône à la RN de la Platière) et continus ou se succédant de manière régulière altèrent fortement le fonctionnement. De même, le contrôle des débits par les barrages peut aussi affecter l'action morphogénique (si les débits sont trop faibles ou trop réguliers).

Inondation

Comme nous l'avons déjà vu, l'eau, donc les inondations ont un rôle essentiel tant sur le plan écologique (régénération des milieux spécifique et leur biodiversité comme les milieux pionniers par mobilisation des alluvions, maintien des milieux ouverts, apports en éléments nutritifs et semences, compétition entre les espèces tolérant plus ou moins les inondations, productivité) que sur le plan hydrologique (connexion du fleuve avec les zones humides du lit majeur, recharge de la nappe phréatique, abaissement des lignes d'eau des crues par élargissement du lit, épuration des eaux superficielles et souterraines, etc.).

L'inondation régulière est indispensable pour le maintien du caractère alluvial des milieux. Il convient donc au gestionnaire de diagnostiquer une éventuelle modification de la fréquence et de la durée d'inondation des différentes unités présentes sur le site par rapport à la plus ancienne référence disponible. Dans les cas extrêmes, l'inondabilité d'un site a pu être supprimée par la création d'une digue submersible (par exemple sur l'Isère ou les retenues du Rhône et du Rhin).

Il s'agit donc de suivre l'évolution décennale du régime des crues : fréquence, durée, rapidité du pic de crue, période d'occurrence, grâce à une cartographie comme indiqué précédemment.

Les critères vont de A+ (aucune perturbation du régime des crues) jusqu'à C (pas d'inondation des milieux possible).

Étiage

L'étiage est un phénomène naturel correspondant statistiquement (sur plusieurs années) à la période de l'année où le débit d'un cours d'eau atteint son point le plus bas (basses eaux). Cette valeur est annuelle. Il peut être aggravé par pompage d'eau dans le cours d'eau ou dans la nappe phréatique ou soutenu par la présence d'un barrage. On mesure donc l'évolution décennale du débit d'étiage par rapport à la plus ancienne référence disponible.

L'état optimal (A+) correspond à un étiage non perturbé alors que le mauvais état (C) fait référence à un débit très perturbé (écart supérieur à 50 %) par des aménagements (soutien d'étiage, dérivation, pompages...).

Nappe d'accompagnement du cours d'eau

De par son rôle dans le déterminisme stationnel et l'alimentation en eau des arbres, l'accessibilité à la nappe phréatique est un facteur écologique essentiel pour les boisements alluviaux (les racines des arbres sont en contact permanent avec l'eau souterraine). De plus, les nappes peuvent s'écouler vers les milieux aquatiques de la réserve. L'alimentation de cette nappe se fait par infiltration des précipitations, par des entrées d'eaux phréatiques qui proviennent des terrasses et des versants bordant la plaine et par des échanges avec l'eau du chenal (infiltration dans le lit mineur et débordement dans le lit majeur) (Dufour et al, 2004). Localement la direction et la quantité des flux d'eau dans les matériaux alluvionnaires de la plaine dépendent des caractéristiques, de la distribution et des discontinuités des dépôts alluvionnaires (granulométrie, porosité, perméabilité, transmissivité) au sein du chenal et dans la plaine (Dufour et al, 2004). Son abaissement entraîne fréquemment le tarissement d'anciens bras ou le dépérissement des espèces ligneuses les plus hygrophiles. De plus, la pollution de la nappe peut entraîner celle des bras, par exemple par les nitrates ou des phytosanitaires issus des activités agricoles (Michelot et al, 2005). A l'inverse, la végétation a un effet d'épuration sur l'eau qui rejoint la nappe, par absorption des minéraux.

L'influence de la nappe phréatique peut parfois subsister, mais ses niveaux de stabilisation sont tels que son effet de pompe aspirante et refoulante a presque disparu, dans les zones externes aux digues, et dans les secteurs où son enfoncement est le plus important (conservatoire des sites alsaciens et ONF, 2004).

La plupart des réserves fluviales connaissent un phénomène plus ou moins marqué d'enfoncement de la nappe phréatique. Cet abaissement trouve son origine dans des activités humaines variées : pompage en nappe ou en rivière (usages agricoles, domestiques ou industriels), endiguement, enrochement, extraction de granulats qui provoque une incision du lit mineur, donc un plus fort drainage de la nappe, diminution ou disparition de l'inondabilité par canalisation, ce qui limite les possibilités de recharge de l'aquifère. (Pont et Le Bot, 1992)

Le gestionnaire de milieux alluviaux a donc besoin de connaître la profondeur à laquelle se trouve la nappe phréatique, notamment à l'étiage. Il en est de même de son évolution à long terme qui met en évidence les éventuelles modifications du fonctionnement de l'aquifère donc de l'alimentation en eaux des plantes. On cherchera à obtenir la chronique la plus longue possible, afin d'analyser les modifications intervenues dans les décennies précédentes dont l'impact sur la végétation ne peut parfois être mesuré qu'après une période de latence assez longue – de quelques années à quelques décennies (Pont, 2007).

Le niveau de la nappe d'accompagnement peut être suivi par l'intermédiaire d'un réseau de piézomètres. Le moins coûteux est évidemment l'exploitation des données issues de piézomètres préexistants. En effet, la mise en place de tels dispositifs nécessite un investissement lourd pour l'installation de puits, surtout lorsque le niveau de la nappe se situe au-dessous du niveau des galets, et pour l'achat des sondes de mesure. Il est possible de réaliser la mesure manuellement, mais cela oblige à un passage régulier. Les mesures manuelles donnent une vision spatiale de la position de la nappe, mais l'appréhension de la dynamique temporelle de cette position nécessite des mesures automatisées. Lorsque le réseau de piézomètres est suffisamment représentatif de l'ensemble du site, une interpolation permet de produire une carte de la profondeur du toit de la nappe. En couplant cette information avec un modèle numérique de terrain (c'est-à-dire l'altitude), il est possible d'estimer pour un point donné la position relative de la nappe (Dufour et Pont, 2006) (voir annexe 12).

Par exemple, dans la RN de l'Ile du Rohrschollen, la nappe est à 1 mètre environ avec un battement de 15 à 40 cm, ce qui est peu. On assiste donc à un assèchement du milieu qui entraîne la disparition des habitats.

Profondeur de la nappe

Dans les systèmes peu altérés, on observe un gradient complet depuis les espaces aquatiques jusqu'aux espaces terrestres, créant la mosaïque complète de milieux observés dans nombres de sites alluviaux. L'enfoncement a diverses origines : incision du chenal (RN de la Dranse, Ramières de la Drôme, Ile du Girard, Saint-Pryvé, etc.), pompage en nappe (RN de la Platière), dérivation d'une partie du débit (RN de la Platière, Rhinau, Lavours). On analysera donc l'évolution décennale du niveau piézométrique semi-permanent en la croisant avec des données pédologiques si elles existent pour évaluer la connexion ou déconnexion des habitats. On peut obtenir des informations à l'aide du serveur ADES qui permet également d'avoir des données quantitatives et qualitatives relatives aux eaux souterraines (voir annexe 13).

Un abaissement de la nappe n'a pas un effet univoque. Les espèces aux besoins en eau élevés mais possédant un système racinaire à développement vertical sont peu affectées dans la mesure où les racines exploitent des remontées capillaires de la nappe. En revanche, les espèces à racines traçantes sont brutalement en situation de pénurie. Dans un premier temps, l'écosystème peut ne pas être affecté mais la xéricité des horizons superficiels peut constituer un obstacle à la régénération.

De plus les forêts de bois tendre sont beaucoup plus sensibles que les forêts de bois dur. Un abaissement brutal de la nappe (due à la construction d'un barrage par exemple) explique une forte mortalité chez les populations de saules, aulnes et peupliers noirs.

Chalemont (1989) a montré qu'à partir d'un enfoncement de 1,8 m, toutes les classes d'âge de ces espèces étaient touchées. Si l'enfoncement ne dépasse pas 1,2 m, seuls les plus jeunes individus présentent des troubles physiologiques pouvant conduire à la mort. Cependant ces valeurs sont à moduler selon le contexte pédologique sédimentaire (épaisseur et nature des alluvions fines).

On évalue l'état optimal s'il n'apparaît aucune perturbation et si la nappe est facilement accessible sur toute la réserve (gradient des espaces aquatiques aux milieux terrestres) ; et en mauvais état si la nappe n'est plus du tout accessible à la végétation sur l'ensemble de la réserve et si on observe une perte totale d'alimentation phréatique des annexes hydrauliques.

Battement de la nappe

Au cours de l'année, les échanges nappe-chenal varient en fonction de la situation hydrologique. À l'étiage, le chenal constitue une ligne de points bas drainant les flux, la nappe se vidange et soutient le débit des cours d'eau. L'écoulement se fait de manière oblique en direction du chenal et vers l'aval. En crue, la montée des eaux se manifeste dans un premier temps dans le chenal où les écoulements libres se font plus rapidement que dans les sédiments. Dans ce cas, le cours d'eau n'est pas en position drainante, mais il alimente la nappe d'accompagnement. On parle alors de recharge de la nappe. L'élévation du niveau d'eau dans les sédiments est plus marquée et plus rapide aux abords immédiats du chenal. Lorsque la crue est débordante, il y a également entrée d'eau par infiltration verticale (Dufour et al, 2004) (voir schéma en annexe 12).

Les battements de la nappe jouent un rôle déterminant pour certains compartiments de l'hydrosystème :

- L'effet « piston » de ces mouvements permet un renouvellement accéléré de l'atmosphère des sols alluviaux.
- Les périodes de nappe haute permettent la saturation en eau d'horizons du sol se trouvant largement au dessus du niveau d'étiage, améliorant ainsi la disponibilité en eau pour la végétation. Ce phénomène est particulièrement efficace si la saison de nappe haute coïncide avec la saison de végétation (cas des cours d'eau à régime nival ou glaciaire).
- Ces battements permettent l'inversion périodique des sens d'échange entre eau de surface et eau souterraine. Ceci assure la pérennité des possibilités d'échanges et conditionne la composition de la faune interstitielle.

On mesure donc l'évolution décennale de l'amplitude du battement piézométrique.

Lorsque le régime n'est pas altéré et que le battement naturel est conservé, la note atteint A+.

L'altération de cette « respiration » est principalement due à la modification de l'hydrologie du cours d'eau. En effet, ces battements dépendent étroitement des périodes de recharge (crues, hautes eaux) et de drainage (étiage), et la régulation du régime hydrologique amoindrit l'ampleur du battement. La construction de canaux de dérivation ou de lacs de retenue à niveau constant ou totalement déconnectés à l'aquifère produit une stabilisation permanente (Erstein, Offendorf...) et la note tombe à C : le battement est très amoindri (écart supérieur à 50 %) ou on n'observe aucun battement de la nappe.

Flux de matière

Les flux de sédiments sont contrôlés par leur vecteur, c'est-à-dire les flux d'eau de surface. Il s'agit d'érosion lorsque, pour une taille et une densité de sédiments données, la vitesse des écoulements est supérieure aux conditions critiques de mise en mouvement des sédiments ; et de dépôt lorsque ces vitesses dites critiques ne sont plus atteintes.

La dynamique sédimentaire dans le chenal agit sur les milieux alluviaux; par exemple, un déficit de la charge grossière, qui se manifeste par une incision du chenal, provoque un abaissement de la nappe d'accompagnement et donc une déconnexion des unités de la plaine.

Les mouvements de sédiments se produisent préférentiellement en période de hautes eaux et surtout de crue. (Dufour et al, 2004).

Charge de fond

Il s'agit d'un paramètre essentiel dans le cas de réserves établies sur des cours d'eau à dynamique active. La charge de fond doit être considérée comme simple support des fonctionnements physique et biologique des milieux (habitats aquatiques) et en tant que flux en transit, ce qui est essentiel : en équilibre avec les capacités de transport, le flux de charge de fond assure la pérennité de la géométrie des fonds du lit et de leur granulométrie. De nombreuses réserves sont établies sur des cours d'eau où les flux sont altérés (RN des Ramières de la Drôme, Ardèche...) ou sont aujourd'hui en marge de cours d'eau endigués : le flux de charge de fond persiste (lorsqu'il n'est pas altéré ou supprimé) mais sans qu'il joue un rôle dans le fonctionnement des biotopes de la réserve. On pourra mesurer son évolution décennale et séculaire (études locales, experts) ou à défaut l'évolution décennale et séculaire du profil en long. Des données bibliographiques sont disponibles dans les agences de l'eau, les différents programmes existants sur les fleuves (contrat de rivière, SAGE) ou les recherches universitaires. On pourra aussi se référer à des organismes tels que la Direction départementale de l'équipement ou le Centre d'études techniques de l'équipement et du Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM).

La note A+ indique une stabilité de la charge de fond ou du profil en long par rapport à la plus ancienne référence disponible. La note C correspond à une charge de fond quasi disparue ou à un profil en long qui présente une forte incision par rapport aux références historiques et à une incision ou à une stabilité au cours de la dernière décennie.

Charge en suspension

Les matières en suspension (MES) correspondent à la fraction la plus fine de la charge alluvionnaire (sable fin, limon, argile) provenant généralement des effets de l'érosion naturelle, des débris d'origine organiques (débris végétaux...) et du plancton. L'apport de l'homme devient de plus en plus important (déboisement augmentant l'érosion, eaux d'irrigation souvent très chargées, eaux résiduelles des zones industrielles et urbaines). L'abondance de matières en suspension dans l'eau réduit la luminosité et donc la productivité d'un cours d'eau. Elle a pour conséquence une chute de la teneur en oxygène dissous, en freinant les phénomènes de photosynthèse. Certaines activités (gravières en particulier) entraînent des rejets de MES dans le milieu naturel ; ce rejet ne doit pas être supérieur à 30 mg/litre (installations classées). Les MES peuvent aussi être le vecteur de polluants vers le milieu naturel (polluants adsorbés sur les MES qui peuvent décanter dans le milieu et relarguer la pollution ultérieurement) (Michelot et al, 2005).

Il est possible de mesurer facilement la charge en suspension en posant des tuiles creuses qui piègent les alluvions et ensuite faire une conversion en charge en suspension (avec l'aide de géomorphologues). Le Plan Rhône par exemple a entamé un bilan sédimentaire. De même, le programme Plan Loire a permis le lancement de deux séries de campagnes d'acquisitions de données sur la dynamique sédimentaire et le milieu vivant. Ces données sont recueillies en période d'étiage et en période de crue. La RN du Val d'Allier veut aussi faire analyser les sédiments fins afin de connaître la richesse en nutriments. On analysera donc l'évolution décennale de la charge en suspension.

L'état optimal A+ correspond à une stabilité de la charge en suspension par rapport à la plus ancienne référence disponible tandis que le mauvais état C correspond à une quasi-disparition de la charge en suspension ou au contraire à une forte augmentation du fait d'impacts anthropiques.

Flux de matière organique

Le transport des troncs, branches, feuilles et de la matière organique particulaire fait partie des flux qui jouent un rôle écologique reconnu. L'abandon de certains fonds de vallée par les activités humains a conduit à une croissance et à un vieillissement des ripisylves et à un accroissement de ce flux. Présents sous forme d'embâcles ou de dépôts plus diffus, la matière organique joue un rôle dans la fourniture de nutriments, pour la protection d'espèces aquatiques ou terrestres, et a donc un effet positif sur la biodiversité.

On considérera la quantité de macro-restes naturels (embâcles) dans un état optimal lors que les embâcles sont abondants et de tailles variées et en mauvais état lorsqu'il n'existe aucun d'embâcle.

Ce critère est à pondérer en fonction des enjeux économique industriel (centrale hydroélectrique ou nucléaire).

Qualité de l'eau

La qualité 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). Les propriétés physico-chimiques des eaux constituent un facteur de première importance pour la structuration des communautés vivantes aquatiques et lui confèrent une certaine qualité la rendant plus ou moins apte à assurer certaines fonctions naturelles (potentialités biologiques) et usages humains (eau potable, irrigation, abreuvement...). Les données des communautés biotiques, en particulier celles concernant les espèces aquatiques, devront dès que possible être corrélées à la qualité des eaux, comme à d'autres paramètres tels que la nature du substrat. Il est tout de même important de rappeler que les analyses physico-chimiques ne révéleront l'état de la situation qu'à un instant donné ; les mesures sont ponctuelles, elles pourront révéler une pollution chronique mais passer à côté de certains dysfonctionnements ponctuels pouvant avoir une influence sur les biocénoses. L'étude de ces biocénoses intégratives des conditions du milieu permettra de compléter la caractérisation de la qualité des eaux.

Par ailleurs, les propriétés physico-chimiques de l'eau varient sensiblement selon les compartiments de l'hydrosystème étudiés : chenal actif, nappe d'accompagnement du cours d'eau, éventuelle nappe adjacente, éventuel cours d'eau ou source alimentant l'annexe fluviale, l'annexe fluviale elle-même.

De nombreux paramètres permettent de caractériser les propriétés et la qualité physico-chimique des eaux de surface. En France, le système national d'évaluation de la qualité des eaux (SEQ-Eau) utilisé par les agences dans le cadre de la Loi sur l'eau pour suivre la qualité des eaux courantes utilise ainsi jusqu'à 156 paramètres. Ces paramètres sont regroupés selon leur nature ou leurs effets comparables sur le milieu en 15 indicateurs appelés « altérations ». La qualité de l'eau est décrite pour chacune de ces « altérations », grâce à 5 classes de qualité.

On se base donc sur les données du SEQ-Eau fournies par les agences de l'eau pour évaluer la qualité des eaux. On analyse les paramètres relatifs à la pollution organique eutrophisante et aux micropolluants. On reprend les classes définies par le SEQ-Eau en agrégeant les deux dernières : très bonne (A+), bonne (A), passable (B) et mauvaise à très mauvaise (C).

Connexions biologiques

Le cours d'eau est un vecteur de déplacement de nombreuses espèces. Toutes les graines et fragments végétaux bordant le cours d'eau sont susceptibles d'être déplacés lors d'une crue et de se développer où ils auront été déplacés. Cela assure une certaine continuité longitudinale du cortège floristique que, par exemple, l'installation d'un barrage est susceptible d'interrompre (Dufour et al, 2004).

De la même manière, la continuité du cours d'eau et le gradient amont/aval des conditions physiques structurent la répartition des communautés biologiques c'est-à-dire permet le déplacement des poissons et autres animaux (macro invertébrés, mammifères).

Nous pouvons donc évaluer l'évolution des possibilités d'accès pour poissons migrateurs dans la RN. Pour cela, on analyse la présence des barrages et leur effet sur les poissons migrateurs. On définit l'état optimal s'il n'y a pas de barrage en aval du cours d'eau et en mauvais état si un ou des barrages empêchent la remontée des poissons migrateurs jusqu'à la RN.

De plus, il est intéressant de connaître la fonctionnalité de la réserve du point de vue des connexions biologiques locales, c'est-à-dire si la migration des espèces est possible dans la réserve mais aussi en dehors. Pour cela, on a choisi quatre critères :

- La taille de la RN est supérieure à 1000 ha : une telle réserve permet déjà un fonctionnement biologique interne important.
- L'importance relative de la RN par rapport au secteur fonctionnel est supérieure à 50 % : ainsi, si la réserve n'est qu'une petite partie d'un grand ensemble (le secteur fonctionnel), les connexions biologiques avec l'extérieur de la RN sont favorisées.
- La connexion s'effectue sur plus de deux côtés de la réserve : si la réserve est connectée sur les deux bords ou à plus de 50 % avec les habitats hors réserves, alors les connexions sont possibles.
- Le secteur fonctionnel est connecté au reste du cours d'eau.

Le nombre de réponses affirmatives indique la note obtenue.

On pourra donc obtenir une note générale grâce à la règle de la majorité et conclure de manière littérale pour bien cerner les problèmes.

Ce diagnostic nous permet de mieux comprendre les risques qui pèsent sur les habitats : pour chaque habitat alluvial, on peut caractériser quels sont les facteurs de l'hydrosystème influant et ainsi analyser si l'habitat risque d'être perturbé par un dysfonctionnement de l'hydrosystème. Voici une première proposition :

- forêts de bois tendre : influencées par l'action morphogénique des crues et la charge en suspension ;
- forêts de bois dur : soumises aux inondations et au fonctionnement de la nappe phréatique ;
- annexes hydrauliques : tributaires de la qualité de l'eau, du régime de perturbations par les crues et du niveau de la nappe ;
- prairies et pelouses : influencées par les inondations ;
- grèves : soumise à l'étiage, les crues morphogéniques et la quantité d'alluvion.



Les Ramières en amont, zone endiguée d'Allex-Grâne en fond. (Jean-Michel Faton)

3.2.4 Protocole d'évaluation des habitats alluviaux

La méthode est destinée à évaluer les différents milieux composant les habitats alluviaux : lit et berges, prairies, forêts et milieux humides annexes. Elle s'adresse aux RN situées sur des rivières ou fleuves déjà importants (d'une largeur supérieure à 35 m).

La zone méditerranéenne est à mettre à part du fait d'un fonctionnement parfois différent.

Le Plan Loire Nature a mis en place un programme de diagnostic de la qualité des zones humides (forêts alluviales et annexes hydrauliques) (Dupieux, 2004). Mais ce protocole est lourd et est rarement mis en place dans les réserves naturelles.

Cartographie

Comme indiqué précédemment, on souhaite évaluer l'état de conservation au niveau des habitats élémentaires, on doit donc, avant de commencer, établir une carte des habitats.

La cartographie des habitats alluviaux pose parfois problème : la physionomie des habitats est très variée et peut parfois conduire à des interprétations différentes. Valérie Fiers, chargée de mission scientifique à RNF, note que certains habitats sont mal identifiés par les gestionnaires (données Observatoire du patrimoine).

Dans ce protocole, on distingue les forêts de bois tendre qui ont un fonctionnement très différent des forêts de bois dur. On se heurte alors au problème de caractérisation entre les deux types de forêts car la transition s'effectue de manière graduelle. On devra alors avoir une cartographie précise avant de commencer le travail d'évaluation.

3.2.4.1 Évaluation des forêts de bois tendre

Grâce à la cartographie, on évalue l'évolution de la surface des forêts de bois tendre à l'échelle de la RN. Une augmentation de la surface ou une stabilité correspond à un bon état de conservation alors qu'une diminution importante de la surface à un mauvais état. Ici aussi, on se heurte au problème de la définition de la limite entre forêt de bois tendre et forêt de bois dur.

Les forêts de bois tendre sont entièrement liées à la dynamique alluviale qui régénère des zones et permet ainsi l'installation des semis de saules ou de peupliers. Ces taches de régénération constituées d'arbres de même âge (et donc de même hauteur) forment des cohortes. Contrairement aux forêts de bois dur, la richesse en espèce ligneuse est faible dans les forêts de bois tendres (5-6 essences) du fait de la forte contrainte exercée sur ce milieu (inondations, crues, etc.). Par exemple ne rencontrer que des saules blancs dans une saulaie arborescente ne témoigne pas d'une altération. Il n'est donc pas pertinent d'utiliser des critères de diversité ou des données dendrologiques pour analyser ces peuplements. De plus, la menace principale est la disparition de la dynamique fluviale et donc le vieillissement puis la disparition des peuplements de bois tendre. Il est donc important de suivre la régénération et sa succession dans le temps afin d'observer si tous les stades du peuplement sont représentés dans la réserve.

Echantillonnage

Pour avoir une idée de la répartition des différentes cohortes, on applique la méthode « Point-Centered Quarter Method » (Mitchell, 2005). Il s'agit d'une protocole rapide pour obtenir une information statistique sur l'ensemble de la forêt (par exemple, ici, la répartition de la hauteur des arbres). On plante des transects perpendiculairement au chenal de manière à recouper au maximum l'organisation des taches des différentes cohortes. Le plus souvent, ces taches sont de forme allongée et plus ou moins parallèle à l'axe d'écoulement. On divise alors chaque transect en 20 segments de même longueur. Chaque limite de section constitue un point de relevé. Les transects peuvent être plus ou moins longs selon la zone étudiée. Le transect devra se terminer à la limite entre le bois dur et le bois tendre.

À partir de chaque point, on trace une ligne virtuelle perpendiculaire au transect. Cette ligne délimite alors 4 quarts. Dans chaque quart, on note la hauteur, l'essence et la distance au point de l'arbre le plus proche du point central (voir figure 4).

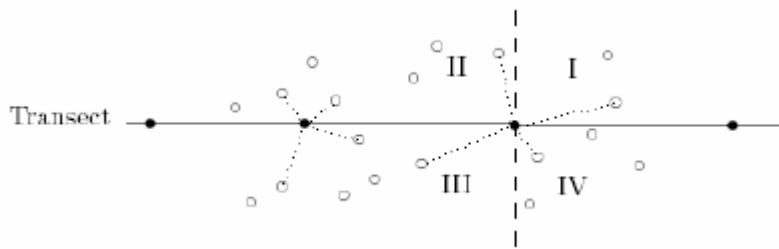


Fig. 4 : Méthode des quarts centrés sur un point

On peut censurer la distance de mesure à 30 mètres à partir du point central pour ne pas avoir de risque de double comptage.

On obtient ainsi des données de hauteurs et d'essences pour 80 arbres. Une estimation de la densité est possible en exploitant les données de distance entre point et arbre.

On peut renouveler les transects plusieurs fois ou effectuer plusieurs transects avec moins de points si la ripisylve n'est pas très large.

A partir de ces données, on construit 2 indicateurs :

* On répartit les classes de hauteur de la façon suivante : inférieur à 2m, de 2 à 5 m, de 5 à 10 m, de 10 à 20 m, supérieur à 20 m et on réalise un graphique de répartition des classes de hauteurs. On évalue alors ce critère comme suit :

- A+ : toutes les classes de hauteurs sont présentes, des semis inférieurs à 50 cm aux arbres de grandes tailles et répartis de manière homogène. Chaque classe fournit 15-25 % des tiges.
- A : toutes les classes de hauteurs sont présentes, des semis inférieurs à 50 cm aux arbres de grandes tailles et répartis de manière hétérogène : une ou quelques classes sont déficitaires (possède que 5-10 % des tiges). En fait les stades jeunes sont probablement naturellement moins représentés.
- B : les classes de hauteur inférieure à 10 m fournissent chacune moins de 5 % des tiges (ce qui indique une régénération insuffisante)
- C : les classes inférieures à 10 m fournissent chacune moins de 1 % des tiges (c'est-à-dire régénération quasi absente)

* L'autre menace qui pèse sur les forêts de bois tendre est la colonisation par les espèces exogènes. Pour les espèces ligneuses, l'information collectée permet d'estimer la proportion des tiges d'espèces exogènes.

On obtient la notation suivante :

A+ : aucune espèce exogène

A : présence faible (inférieure à 5 %)

B : entre 5 et 20 %

C : présence importante d'espèces exogènes (supérieure à 20 % de recouvrement)

Pour les herbacées, on pourra estimer lors du transect le pourcentage de recouvrement en espèces exogènes sur chaque point sur une surface de 100 m². On sera moins exigeant que pour les espèces arborées dans la mesure où les herbacées impactent moins la dynamique du peuplement et où de nombreuses espèces exogènes sont présentes dans cet habitat. On proposera donc en première approche un seuil deux fois plus élevé :

A+ : absence d'espèce exogène

A : présence inférieure à 10 %

B : présence entre 10 à 40 %

C : présence entre 40 %

On évalue la régénération des espèces ligneuses exogènes de la même manière (présence de semis).

Évaluation globale

L'obtention de la note finale pourra s'effectuer selon le principe de majorité (voir paragraphe 3.1.3.5).

3.2.4.2 Évaluation des forêts de bois dur

Les protocoles de suivi des forêts alluviales RNF et le protocole de suivi des espaces naturels protégés (la RN Saint-Pryvé l'a mis en place) fournissent des données précises sur l'évolution des forêts. Il est intéressant d'utiliser les résultats déjà existants pour évaluer l'état de conservation des forêts alluviales de bois dur dans les RN.

Établir le plan d'échantillonnage

Si la RN a déjà mis en place le protocole de suivi des forêts alluviales de RNF, on peut utiliser le réseau de placettes permanentes existant, et éventuellement le compléter avec d'autres placettes temporaires au besoin.

Si la RN n'utilise pas ce protocole, on pourra mettre en place un réseau de placettes temporaires selon un plan d'échantillonnage stratifié systématique.

Dans tous les cas, on veillera à obtenir un minimum de 3 placettes par habitat élémentaire. (Voir paragraphe 3.1.2)

La prospection sur le terrain, le trajet et parfois la difficulté avec laquelle on pénètre dans une forêt alluviale (sous-étage très développé ou champ d'orties) constituent les étapes les plus longues mais elles sont obligatoires. On devra le prendre en compte pour l'organisation du travail.

Sur chaque placette (surface de 6 ares), tous les arbres vivants et morts de diamètre supérieur à 7,5 cm sont inventoriés avec leur classe de diamètre et leur essence. Des paramètres synthétiques (surface terrière, répartition des classes de diamètre, proportion d'espèces exotiques, etc.) sont calculés sur la base de cet inventaire. De plus, on effectue un relevé phytosociologique.

Remarque : Sont considérés comme arbres les espèces ligneuses atteignant fréquemment une hauteur totale minimale de 10 mètres (par exemple, l'aubépine n'est pas considérée comme un arbre).

État de référence

Les habitats forestiers peuvent être évalués d'après un principe de naturalité : en effet, un écosystème forestier est en général d'autant mieux conservé lorsque les processus naturels s'expriment librement sans influence humaine ou lorsque la sylviculture reproduit les différentes phases sylvogénétiques des habitats et selon des rythmes similaires.

« Le degré de naturalité d'un écosystème correspond à son degré de similitude avec l'écosystème originel », celui qui se trouverait à sa place si aucune perturbation anthropique n'avait modifié la dynamique, la structure et la composition forestière. Augmenter la naturalité forestière consiste à augmenter cette similitude, à réduire l'écart virtuel entre l'état actuel des forêts et leur état originel. « La naturalité se mesure ainsi le long d'un gradient et non de façon binaire ». Malheureusement, les forêts naturelles de référence, indispensables pour ce type de comparaison, sont rares, voire inexistantes pour les forêts de plaine (Gilg, 2004).

On retiendra quand même des critères de mesure de la naturalité : la présence de très gros arbres qui indique la continuité historique forestière et offre des biotopes variés, les structures horizontales et verticales du peuplement, le mode de renouvellement, la nécromasse, la biodiversité importante (nombreuses espèces végétales et animales).

Le choix des critères est inévitablement plus complexe pour les forêts alluviales que pour d'autres types forestiers, du fait de ces caractéristiques de fonctionnement propres. En effet, l'atteinte à leur naturalité ne se limite pas aux actes directs de gestion. L'influence de l'Homme est aussi perceptible

par des indices indirects, tels que la colonisation d'essences allochtones ou l'enrichissement chimique des sols par les eaux circulantes chargées de substances diverses (nitrates et autres engrais, détergents, métaux lourds, produits agropharmaceutiques...) ou les actions sur l'hydrologie des cours d'eau. Ces influences ont donc été prises en compte lors du diagnostic du fonctionnement de l'hydrosystème vu précédemment (paragraphe 3.2.3).

Réalisation du relevé

Le centre de la placette est identifié pour la durée du relevé par un jalon.

Les opérateurs relèveront :

* le diamètre à 1,30m et l'essence de chaque arbre de la placette en indiquant s'il est vivant ou mort.

Le diamètre de précomptage pour les arbres est de 7,5 cm.

* le recouvrement global des différentes strates en dizaine de %. Les strates suivantes seront prises en compte

- herbacée basse (plantes herbacées < 50 cm)

- herbacée haute (plantes herbacées > 50 cm)

- buissonnante et arbustives (ligneux < 10m)

- arborée (> 10m)

* le relevé phytosociologique complet, pour chaque strate (les deux strates herbacées seront confondues), en employant le classique coefficient d'abondance-dominance :

+ : recouvrement < 1 %

1 : 1 à 5 %

2 : 5 à 25 %

3 : 25 à 50 %

4 : 50 à 75 %

5 : supérieur à 75 %

La grille d'évaluation des forêts de bois dur se trouve en annexe 14. Un exemple d'évaluation de la forêt dans la RN du Val de Loire est décrit en annexe 15 et dans la RN de la Platière en annexe 22.

Critères retenus pour l'évaluation de l'état de conservation actuel

Paramètre 1 : Evolution de la surface couverte par l'habitat

Au niveau de la RN, on considère l'évolution de la surface des habitats forestiers selon le même principe que présenter précédemment. On obtient donc une notation à 3 niveaux.

Paramètre 2 : Structure et fonctions

- critère 1 : Diversité

Les forêts alluviales de bois dur sont caractérisées par une grande diversité d'espèces ligneuses et herbacées du fait des conditions de nutrition et d'alimentation en eau propices à leur développement. De plus, la diversité dans les strates élevées est garante d'un fort degré de biodiversité, car à chaque espèce ligneuse correspond une zoocénose et phytocénose spécifiques associées : mycorhizes, insectes, types d'humus, micro-organismes liés à la litière, écorce, caractéristiques du bois (dureté), spécificité du port ou du couvert (Office national des forêts, 2006). Cette diversité naturelle a tendance à augmenter le long des cours d'eau lorsque l'on se déplace des sources à l'embouchure : aulne, frêne, érable sycomores vers les sources et les petits cours d'eau, saule blanc et peuplier noir dans les contextes de grandes rivières, frêne oxyphylle, voire chêne pédonculé pour les forêts des grands fleuves. En revanche, une faible diversité peut traduire une intervention anthropique ou une baisse de vitalité des espèces dominées.

On analyse la diversité sur l'ensemble des placettes pour obtenir la richesse totale

Indicateur 1 : essences ligneuses

La composition en essence des peuplements forestiers dépend pour beaucoup de 4 facteurs déterminants :

- la disponibilité en eau dans le sol pour les arbres (en quantité et en répartition au cours de l'année)

- la maturité de la forêt, ou l'âge de la forêt à partir du moment où elle s'est substituée à un milieu ouvert ;
- la nature du milieu ouvert que la forêt a colonisé : surface libérée récemment par la rivière (substrat uniquement minéral) ou anciens pâturages (substrat organo-minéral)
- les interventions de l'Homme : coupes de bois, plantations ou non intervention (ONF, 2006)

Il est donc difficile de donner un seuil théorique du bon état de conservation car ce nombre d'espèces ligneuses varie selon les conditions hydriques et nutritives. De plus, le simple nombre d'espèces et leur courbe de répartition ne sont pas suffisants (Belet et Auge, 2005).

« Mesurer » la diversité en essence doit donc se faire en référence avec la diversité potentielle naturelle. Pour les habitats d'intérêt communautaire, on peut baser notre réflexion d'après les Cahiers d'habitats qui fournissent une liste des espèces indicatrices. On pourrait alors établir le rapport entre le nombre d'espèces caractéristiques (d'après les listes définies précédemment) et le nombre d'espèces total.

On utilisera alors le pourcentage de surface terrière cumulée des différentes espèces.

Indicateur 2 : espèces arbustives

Les forêts alluviales sont également caractérisées par une densité importante d'arbustes divers, ce qui est favorable, entre autre, à la diversité des oiseaux forestiers. Pour les espèces arbustives, on effectuera le cumul des coefficients d'abondance-dominance notés lors du relevé phytosociologique puis on analysera la proportion d'espèces caractéristiques présentes.

Indicateur 3 : espèces herbacées

De même, la strate herbacée est typique des forêts alluviales. On étudie donc la présence d'espèces herbacées caractéristiques en sommant les coefficients d'abondance-dominance et en analysant la proportion d'espèces caractéristiques présentes.

Indicateur 4 : lianes

Enfin, les lianes présentent un intérêt écologique important : elles sont le gîte de nombreuses espèces (oiseaux, insectes...). Il existe une diversité de lianes importantes qu'il est intéressant de prendre en compte (vigne, houblon, tamier commun, lierre, clématite...). De plus, l'importance des lianes est un bon critère de naturalité des forêts alluviales. L'étude sur les forêts alluviales du réseau des Réserves Naturelles en France montre bien leur importance dans la majorité des sites. Sur le réseau de placettes a été synthétisée la proportion d'arbres vivants porteurs de lianes dans le houppier. De plus, 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). On évaluera donc la proportion d'espèces potentielles en présence-absence.

Remarque : L'envahissement par les lianes peut apparaître lorsque la strate arborée est endommagée (après un chablis, une coupe à blanc, mort des ormes). Cependant, d'autres critères vont alors être dans un mauvais état de conservation.

Pour ces quatre indicateurs, on définit l'état optimal si le rapport entre végétation typique présente et végétation typique potentielle est supérieur à 75 %, en bon état s'il est entre 50 et 75 %, en état moyen s'il est entre 25 et 50 % et en mauvais état si ce rapport est inférieur à 25 %.

Remarque : Pour le lecteur non familiarisé avec la notion de surface terrière, nous en rappelons la définition : il s'agit de la somme des superficie de la section orthogonale de chaque tronc à 1,30 m du sol pour un peuplement. Afin de faciliter les comparaisons cette valeur est ramenée à l'hectare. Elle est exprimée en m²/ha. Son abréviation est G. (Pont, 2002) (voir annexe 16)

- *critère 2 : Structure*

Les structures irrégulières sont caractéristiques des forêts alluviales de bois dur car elles sont des mosaïques sylvatiques constituées d'unités d'âge et de tailles différentes. La complexité structurale correspond à l'organisation verticale et horizontale du peuplement forestier. Cette complexité structurale peut être traduite en un complexe de niches écologiques, générant ainsi la biodiversité d'un écosystème forestier. Elle joue d'ailleurs un rôle fondamental dans la dynamique forestière, notamment au niveau de la régénération ou du climat stationnel (Norman et Campbell, 1989 dans Lalanne, 2006).

Indicateur 1 : structure horizontale du peuplement

Une structure horizontale de peuplement correspond en une juxtaposition de bouquets ou parquets de tailles différentes. En sylviculture, on parle de futaie irrégulière par pied d'arbres, bouquets et parquets. On considérera donc le diagramme de distribution des classes de diamètre pour évaluer l'irrégularité du peuplement : une répartition des classes de diamètre équilibrée entre petit bois, bois moyen et gros bois indique une structure irrégulière. A l'inverse, un gros déséquilibre des classes de diamètre montre la régularité du peuplement.

Rappel : classes de diamètre

Petit bois (PB) : 10 - 15 - 20 – 25 cm

Bois moyen (BM) : 30 – 35 - 40 cm

Gros bois (GB) : 45 – 50 – 55 - 60 cm

Très gros bois : 65cm et plus

Si on observe une présence de très gros bois supérieure à 1 % en nombre de tiges ainsi que toutes les autres classes, on pourra alors évaluer l'état de conservation comme optimal (noté A+). En effet, du point de vue structural, les très gros bois représentent un stade de développement des espèces arborescentes rares dans les forêts gérées. Leur présence structure fortement les habitats forestiers par le développement des houppiers volumineux aux branches maîtresses fortes. Les très gros bois de saules et de peupliers fournissent un stade particulièrement surplombant sur toutes les autres strates arborées. Du point de vue écologique, ils offrent des niches écologiques particulièrement intéressantes notamment pour l'entomofaune (insectes saproxyliques), l'avifaune (pics, chouettes, sitelle, mésanges) et les mammifères (écureuils, chiroptères) (ONF, 2006). Le protocole de suivi des forêts alluviales effectue une mesure des cavités mais cela semble difficile par manque de visibilité. On peut aussi considérer que la présence de très gros bois d'essences commercialisables indique que la forêt n'a pas été exploitée de manière intensive.

De plus, si la présence de GB est supérieure à 5 % en nombre de tiges avec une contribution importante des petits bois et bois moyen, l'état est bon. Si la proportion de GB est inférieure à 5 % mais la courbe de répartition est décroissante des PB au GB, l'état est médiocre. Enfin, si on observe une dominance de BM ou GB (coure de Gauss), l'état est mauvais.

Si on veut éteindre ce protocole à d'autres habitats, il est possible que l'on se retrouve dans le même cas de figure, mais cette fois pour des raisons de très faible productivité ne permettant pas aux arbres d'atteindre des diamètres importants (forêts très sèches ou forêts marécageuses), ou parce que, comme pour les ripisylves, le bois est remobilisé (forêts de pente sur éboulis). Nous proposons donc d'utiliser ou non cet indicateur selon l'habitat.

Indicateur 2 : recouvrement total de la strate arborée et arbustive

Habituellement, on caractérise la structure verticale grâce au nombre de strates présentes dans le peuplement. Cependant, dans les forêts alluviales, la mosaïque est telle que les strates ne se différencient pas. De même, les valeurs de hauteur moyenne et de hauteur dominante n'ont guère de signification dans ce genre de peuplement. La structuration verticale est donc difficile à analyser. Pour cela, on a choisi d'évaluer le recouvrement total des strates arborée et arbustive afin de contourner ce problème. On obtient l'évaluation suivante d'après Munné et al, 2003:

A+ : couverture arborée supérieure à 75 % ;

A : couverture arborée entre 50 et 75 % ou entre 25 et 50 % avec 25 % de couverture arbustive ;

B : couverture arborée inférieure à 50 % mais couverture arbustive entre 10 et 25 % ;

C : moins de 10 % de couverture arborée ou arbustive.

- critère 3 : fonctionnement écologique

Indicateur 1 : bois mort

Les formations ligneuses proches du cours d'eau récoltent le bois mort transporté et déposé par les crues. Ces forêts présentent également une densité de bois mort sur pied supérieure à celle des forêts inondées plus rarement. Tout dépend donc de la dynamique du cours d'eau et de la position topographique et géographique de l'unité décrite par rapport au lit mineur. Le cas du bois mort transporté lors des crues ne semble pas utilisable en tant que critère, mais il ne concerne finalement qu'une bande relativement étroite au bord des cours d'eau et bras morts. Ce biais devra être connu des futurs opérateurs mettant en œuvre ce protocole (Belet et Auge, 2005)

Par ailleurs, les flux entrant (mort de l'arbre) et sortant (décomposition du bois mort) sont différents selon l'essence et le milieu. Il serait intéressant de proposer des valeurs de densité de bois mort différentes selon la distance de la forêt au lit mineur et selon le type de milieu. La difficulté est le manque cruel de références pour proposer de tels seuils.

On relève donc le diamètre à 1,30 m des arbres morts de plus de 7,5 cm de diamètre afin de pouvoir calculer le rapport entre la surface terrière des arbres morts et la surface terrière totale du peuplement (arbres vivants et morts). D'après le protocole de suivi des forêts alluviales RNF, on a pu démontrer que les forêts alluviales en état optimal présentaient un rapport entre 15 et 25 %. Dans ce cas, on attribuera donc la note A+.

De plus, les cahiers des charges de Natura 2000 préconise de conserver au moins 3 arbres morts à l'hectare d'un minimum de 50 cm de diamètre (55 cm s'il s'agit d'un chêne). On considère donc que si le ratio bois mort sur bois total est supérieur à 2 %, l'état est bon. En cas d'absence totale de bois mort, l'état est mauvais (C).

Le nombre et la densité d'espèces saproxyliques est un critère pertinent puisque ces espèces sont liées à la présence de bois mort, qui n'existe quasiment plus dans les forêts exploitées. Malheureusement, sauf à demander l'appui de rares spécialistes et à mettre en œuvre des études lourdes, ce critère ne semble pas utilisable. Par simplification, on peut penser que le critère « ratio bois mort sur bois total » prend en compte indirectement les espèces saproxyliques, même si, du fait de la gestion passée, des forêts actuellement proches de la naturalité optimale peuvent ne plus héberger ces espèces, par leur disparition dans un premier temps du fait de l'exploitation et d'une élimination du bois mort, puis faute de stock d'espèces à proximité pour la recolonisation (Belet et Auge, 2005). Cet indicateur a donc été abandonné.

Indicateur 2 : régénération

Si pour la plupart des forêts, le mode de renouvellement peut être assimilé à de la régénération naturelle (c'est-à-dire par semis issus de graines), il ne faut pas oublier que certains habitats forestiers à très fortes contraintes ont des fonctionnements plus complexes. Ainsi, les forêts de ravins et les forêts alluviales sont caractérisées par des perturbations violentes et destructrices, qui, appliquées sur des essences telles que l'aulne, les érables ou le frêne conduisent à de nombreux rejets de souches naturels. Ce mode de renouvellement peut donc conduire naturellement à des structures de mélange de taillis et de futaie. (Belet et Auge, 2005)

Le relevé phytosociologique permet de noter la présence de semis (individu de franc-pied, appartenant à une espèce d'arbre, de diamètre à 1,3 m inférieur à 7,5 cm) par essence et par classe de hauteur (3 classes : 0,5 à 2 m, 2 à 4 m et plus de 4 m). Les brins de diamètre supérieur à 7,5 cm d'une cépée recensée comme arbre (dont certains brins dépassent le diamètre de précomptage de 7,5 cm) ne sont pas des semis. A l'inverse, si aucun brin de la cépée n'atteint 7,5 cm, l'ensemble de la cépée est considérée comme un semis (on prend alors en compte la hauteur du plus grand brin). Les semis de moins de 50 cm de haut sont pris en compte à travers le relevé phytosociologique.

Cette variable a été collectée afin d'apprécier le flux de régénération ainsi le risque de modification de la composition de l'habitat, inhérentes à la présence d'espèces non autochtones ou liées à des problèmes de pression des grands herbivores pouvant induire une modification de la composition (changement d'essence, appauvrissement etc. ...).

D'après les données du suivi des ripisylves du réseau RNF, il apparaît que le flux de régénération est continu en forêt alluviale et non « cyclique » comme cela se produit dans les chênaies ou hêtraie. Cela

semble donc être un indicateur de fonctionnement intéressant, même si l'absence momentanée n'est pas forcément grave. Cet indicateur reste à tester.

La présence de la régénération permet également d'apprécier la résilience des peuplements forestiers en place ou les potentialités de restauration à court terme des habitats, dans le cas de plantations anciennes par exemple (Michel, 2006).

On considère donc la présence de semis des espèces caractéristiques dans les deux strates (herbacées et arborées). Si ces espèces sont présentes, l'état est bon. Si les espèces caractéristiques ne se régénèrent pas, l'état est mauvais.

On a volontairement écarté une approche quantitative de la régénération du fait du temps nécessaire et du caractère partiel des données provenant de sous placettes (bonne quantification des espèces à régénération abondante, détection aléatoire des espèces à petit nombre de semis). L'approche en présence absence par strate nous semble suffisante, mais reste à tester.

Paramètre 3 : vulnérabilité

- *critère* : altérations

Indicateur 1 : espèces exogènes

Comme indiqué dans le paragraphe 3.2.4.2, les espèces exogènes sont également présentes dans les forêts de bois dur. On distingue donc les espèces exogènes ligneuses, que dont on mesure la proportion de surface terrière par rapport à la surface terrière totale et les espèces exogènes herbacées, évaluées grâce au pourcentage du cumul des coefficients d'abondance-dominance.

On évalue ensuite selon la notation suivante :

A+ : aucune espèce exogène

A : présence faible (inférieur à 5 %)

B : entre 5 et 20 %

C : recouvrement supérieur à 20 %

Indicateur 2 : régénération des espèces exogènes

On considère la proportion de relevés dans lesquels on observe la présence de semis d'espèces exogènes. Si aucune espèce exogène ne se régénère, l'état est optimal. Si des semis sont présents dans moins de 10 % des relevés, l'état est bon. Si cette proportion varie de 10 à 40 %, l'état est médiocre. Au-delà, l'état est mauvais.

Indicateur 3 : impact des sangliers

L'impact des sangliers peut être très important dans certaines RN. Par exemple, la RN du Val d'Allier, entourée de champs de maïs, constitue une zone refuge pour les sangliers. Certaines RN d'Alsace sont aussi très touchées par les populations de sangliers.

On considérera donc que si la surface de retournement par les sangliers est supérieure à 20 %, cet indicateur est en mauvais état de conservation. Aucun impact ne caractérise l'état optimal.

Critères abandonnés

- biomasse – productivité

En raison de conditions de croissance favorable et du fait de la présence de très gros bois, les forêts alluviales naturelles présentent souvent une biomasse (volume sur pied d'arbres vivant) plus élevée que celles des autres forêts. Ce critère est difficile à retenir car les références manquent pour définir et comparer des seuils. Par ailleurs, selon le type de forêt alluviale, la biomasse naturelle potentielle ne doit pas être la même, du fait des longévités différentes et de l'écologie des essences. Les forêts alluviales, composées essentiellement d'essences héliophiles, ne devraient pas pouvoir atteindre des biomasses aussi élevées que d'autres types de forêts, tels que les hêtraies sapinières (Belet et Auge, 2005). Elles se caractérisent le plus souvent par une surface terrière entre 20 et 30 m²/ha (du fait de sa structure irrégulière) et une densité de tiges importante (500 tiges/ha ou plus).

Cependant, la productivité des forêts alluviales est variable selon le contexte géographique, le type d'unité et le degré de connexion avec la nappe. Elle est donc difficile à caractériser, ce critère n'a donc pas été retenu

- espèces végétales caractéristiques d'un assèchement du milieu et évolution vers la forêt collinéenne

Il aurait été intéressant de chercher à définir l'arrivée d'un cortège d'espèces synonymes d'assèchement du milieu pour faire apparaître les problèmes de fonctionnement hydrique (absence d'inondation, baisse de la nappe) mais les scientifiques ne sont pas d'accord pour définir la liste d'espèces caractéristiques d'un assèchement (cortège d'espèces appartenant à la chênaie pubescente ou à la charmaie comme *Mercurialis perennis*, *Salvia glutinosa*, *Campanula trachelium*, *Carex sylvatica*...). On ne retiendra donc pas cet indicateur.

- Impact des cervidés sur la régénération

Le protocole de suivi des forêts alluviales relève des indices de l'impact de la faune sauvage. Mis à part l'impact des sangliers, il est difficile d'analyser l'impact des cervidés et on a préféré évaluer la régénération directement.

- Intensité des actions sylvicoles

Certains types de travaux tels que les cloisonnements et les plantations sont lourds. On pourra facilement percevoir la dégradation grâce à d'autres critères, leur prise en compte n'est donc pas essentielle (Belet et Auge, 2005)

- Ancienneté des forêts

L'ancienneté de l'état boisé serait un facteur à retenir en terme d'enjeux patrimoniaux. La naturalité des forêts est également liée à l'ancienneté de l'arrêt des interventions anthropiques (forêt subnaturelle), voire à l'absence totale d'intervention (forêt naturelle, forêt primaire). Le critère d'ancienneté des forêts n'est donc pas si simple à déterminer.

Il pourrait être défini sur la base d'éléments cartographiques anciens en particulier le cadastre « napoléonien ». Dressé peu de temps après la révolution française et antérieur à la politique forestière, il permettrait d'apprécier la couverture des vieilles forêts par extrapolation avec les espaces ouverts à vocation pastorale. En outre, un autre moyen de « mesurer » l'ancienneté d'une forêt peut être obtenu en analysant la végétation. En effet, des études récentes ont montré que certaines espèces, du fait de leur mode de dissémination des graines, pouvaient caractériser l'ancienneté des forêts. Mais peu d'informations sont disponibles pour le moment, notamment pour les forêts alluviales. De plus, cet indicateur peut être faussé en forêt alluviale du fait des mouvements du cours d'eau qui peuvent faire disparaître des zones forestières lors des crues.

Il n'a pas finalement pas été retenu dans cette phase d'évaluation du statut de conservation de l'habitat, mais ce paramètre mériterait d'être étudié afin de préciser les enjeux conservatoires de certains secteurs forestiers.

Évaluation globale

L'obtention de la note finale pourra s'effectuer selon le principe de majorité (voir paragraphe 3.1.3.5).

3.2.4.3 Milieux aquatiques

Les habitats aquatiques situés dans les milieux alluviaux sont très variés : ils peuvent aller des habitats présents dans le chenal du cours d'eau aux annexes fluviales alimentées uniquement par la nappe phréatique. Ils sont bien sûr très dépendants du fonctionnement de l'hydrosystème d'où l'importance de notre analyse effectuée précédemment. L'eau y est stagnante ou courante en fonction du milieu et la mise en eau temporaire ou permanente. Les conditions trophiques de ses milieux sont également très diverses : de l'oligotrophie à l'eutrophie naturelle ou anthropique. On pourra alors estimer sur la base des connaissances géomorphologiques et naturalistes les types fonctionnels présents sur le site à une date donnée (état initial) et mesurer la variation du nombre de types fonctionnels de la manière suivante :

A : le nombre de types fonctionnels est stable ou en augmentation

B : toute autre combinaison

C : perte importante de certains types fonctionnels (perte supérieure à 10 %)

Les zones humides, en intégrant rapidement les changements dans la fonctionnalité de l'hydrosystème fluvial, peuvent apporter un retour d'information sur l'état de celui-ci.

Le réseau RNF a mis en place un suivi des annexes hydrauliques depuis 1997-98. Cette veille s'appuie sur la description régulière (annuelle à quinquennale) des annexes fluviales sur des points de suivi permanents. Cette description porte sur la taille du chenal, la vitesse d'écoulement, la nature des alluvions, l'importance de la ripisylve et sur le relevé semi-quantitatif de la végétation aquatique et de berges (Pont et al, 2004).

De plus, le réseau RNF a également mis en place un « protocole de suivi à long terme des peuplements de macrophytes aquatiques et d'odonates comme descripteur du fonctionnement des hydrosystèmes » (Pont et al, 1999).

Nous nous baserons donc sur ces protocoles pour mettre en place l'évaluation de l'état de conservation des habitats aquatiques.

Les seuils définis pour chaque indicateur peuvent être modulés par grands bassins versants.

État de référence :

Pour déterminer l'état de conservation des habitats aquatiques, il est nécessaire de caractériser un état de référence, difficile à déterminer pour les habitats aquatiques du fait des changements spatio-temporels de la qualité des milieux aquatiques (échanges amont-aval, apports externes naturels ou anthropiques), changements qui peuvent être rapides. C'est pourquoi nous avons défini l'état de conservation comme un état écologique correspondant à un état en équilibre dynamique entre le milieu physique (l'eau et le sédiment) et la composante biotique, ici le végétal mais aussi la faune invertébrés, les poissons ... Il est mesuré sur la base de la végétation des hydrophytes (Conservatoire des sites alsaciens et ONF, 2004).

La grille d'évaluation des habitats aquatiques se trouve en annexe 17, elle est suivie par une mise en application dans la RN de la Platière (annexe 21).

Critères retenus pour l'évaluation de l'état de conservation actuel

A l'échelle de l'habitat élémentaire

Paramètre 1 : Structure et fonction

- Critère 1 : Diversité

Les annexes fluviales présentent une diversité spécifique caractéristique de chaque type d'habitat. On établira donc des listes d'espèces végétales potentielles d'après les Cahiers d'habitats et la bibliographie locale. De plus, certains groupes faunistiques sont de très bons indicateurs du fonctionnement des milieux : ils intègrent les conditions stationnelles et réagissent finement à leurs variations. L'étude de ces groupes permettra de connaître les éventuels changements intervenant dans le fonctionnement des annexes fluviales en tant que bio-indicateurs du fonctionnement des milieux.

Nous allons donc suivre plus particulièrement la végétation, les odonates et le peuplement piscicole.

Indicateur 1 : Typicité floristique

La végétation constitue un compartiment biologique essentiel, et ce à plusieurs titres:

- les végétaux, producteurs primaires à la base des chaînes trophiques, constituent un maillon essentiel de l'écosystème. Associés aux conditions stationnelles locales, ils structurent les habitats dont dépendent les biocénoses associées ;
- en intégrant de multiples facteurs stationnels et en réagissant finement aux conditions du milieu et à leurs variations, les espèces et les communautés végétales constituent d'excellents descripteurs biologiques du fonctionnement des hydrosystèmes : ils complètent ainsi parfaitement les descripteurs du milieu physique ;
- enfin, la flore compte un certain nombre d'espèces d'intérêt patrimonial, et certains groupements végétaux constituent des habitats d'intérêt communautaire.

Il est ainsi proposé de décrire, de suivre et d'évaluer la végétation des annexes fluviales, tant pour son rôle de descripteur du fonctionnement des milieux – les variations enregistrées dans le peuplement végétal traduisant des modifications dans le fonctionnement du milieu – que pour l'intérêt patrimonial des espèces et des habitats.

Nous prenons en compte les macrophytes immergés et flottants ainsi que le recouvrement total de la végétation aquatique immergée ou flottante. Comme indiqué précédemment, nous allons étudier la proportion d'espèces typiques présentes dans l'habitat afin de dégager la typicité floristique dans chaque habitat.

L'état optimal correspond à un recouvrement cumulé des espèces typiques supérieur à 75 % alors que pour le mauvais état, ce recouvrement est inférieur à 25 %.

Indicateur 2 : Richesse floristique

Il est intéressant de connaître la richesse en espèce pour chaque habitat. Cependant on peut considérer soit la richesse totale (nombre d'espèces cumulées présentes sur chaque relevé), soit la richesse moyenne qui correspond à la moyenne du nombre d'espèces présentes sur chaque placette. Dans la RN de la Platière, les deux richesses varient de la même manière.

Ce paramètre se mesure grâce à un transect en travers du cours d'eau sur toute la largeur.

En l'état actuel des connaissances, nous ne sommes pas en mesure de donner des seuils de bon ou mauvais état. La RN de la Platière propose cependant les seuils suivants :

Si la richesse totale est supérieure à 14 espèces, l'état est bon ; si elle est inférieure à 10, l'état est mauvais. De même, si la richesse moyenne est supérieure à 6 espèces, l'état est bon alors que si elle est inférieure à 3 espèces, l'état est mauvais.

Ces seuils sont une première proposition et devront être validés pour pouvoir être utilisés. De plus, il manque des références pour l'état optimal.

Indicateur 3 : Typicité du cortège d'odonates

Les Odonates constituent d'excellents indicateurs biologiques du fonctionnement des hydrosystèmes. Un protocole de suivi des Macrophytes et des Odonates comme indicateurs du fonctionnement des hydrosystèmes (Pont et al, 1999) est actuellement en cours d'expérimentation, ces deux groupes étant considérés comme particulièrement pertinents pour enregistrer et suivre les modifications intervenant dans les hydrosystèmes : bonne réponse aux variations de conditions stationnelles, identification spécifique relativement simple en plus de la patrimonialité de certaines espèces.

Il est proposé de suivre les populations d'Odonates à l'aide d'inventaires semi-quantitatifs, par échantillonnages des imagos couplés à des prélèvements d'exuvies. Il est intéressant d'ajouter un descripteur faunistique, notamment par rapport à la problématique « pollution toxique ». L'analyse des différents groupes d'invertébrés aquatiques envisageable met en évidence que seuls les imagos d'odonates offre une possibilité de détermination rapide sur le terrain sans nécessiter de prélèvements et de tri au laboratoire (Dommaget et Jolivet, 2002 dans Pont et al, 2004).

Comme indiqué précédemment, nous allons étudier la proportion d'espèces typiques présentes dans l'habitat afin de dégager la typicité du cortège d'odonates dans chaque habitat.

L'état optimal correspond à une proportion des espèces potentielles supérieure à 75 % alors que pour le mauvais état, ce ratio est inférieur à 25 %.

Indicateur 4 : Typicité du peuplement piscicole

Depuis peu, la connaissance de la structure des peuplements de poissons permet de déterminer la qualité biologique générale des cours d'eau au travers d'un indice normalisé (norme AFNOR NF T 90-344 de mai 2004), l'Indice Poissons Rivière ou IPR. Cet indice est applicable aux parties continentales des cours d'eau naturels ou anthropisés. Il n'est pas applicable aux canaux.

L'IPR fournit une évaluation globale du niveau de dégradation des cours d'eau. Il se fonde sur des modèles permettant de prédire les populations de poissons présentes dans la rivière en l'absence de toute perturbation anthropique. Il devient alors possible d'évaluer le niveau de perturbation d'un tronçon de cours d'eau en comparant le peuplement prédit par les modèles avec le peuplement observé à l'occasion d'une campagne de pêche.

Les déséquilibres écologiques constatés peuvent être dus soit à la pollution de l'eau, à la dégradation de l'habitat (zones de reproduction, etc.), soit à l'impossibilité pour certains poissons d'accéder à une partie du cours d'eau (par exemple, présence d'un barrage à l'aval qui interdirait les migrations). Est également mise en cause, l'intervention humaine dans le cas de ré-empoissonnement, de pêche excessive.

La plupart des espèces prioritaires peuvent être affectées par l'introduction de poissons, à cause de la prédation, la compétition et introgression génétique et le transfert de maladie.

Pour plus de précision, se référer au document disponible sur Internet : (http://www.onema.fr/IMG/pdf/IPR_Onema.pdf).

Remarque : ce protocole est peut être difficilement utilisable par les gestionnaires qui devront demander l'appui d'un organisme compétent.

On se basera donc sur ce protocole pour définir une notation (celle de l'ONEMA comprend 5 niveaux) :

A+ : note inférieure à 7

A : note entre 7 et 16

B : note entre 16 et 25

C : note supérieure à 25

Compte tenu du coût de l'acquisition des données poissons, ce critère est optionnel et ne sera utilisé que si des données sont disponibles.

- Critère 2 : Structure

Indicateur 1 : Intégralité des structures typiques de l'habitat

Un recouvrement excessif en algues filamenteuses et épiphytiques est souvent un indicateur d'enrichissement en nutriments, exacerbé par un faible débit et des températures d'été importantes. Cela risque d'avoir des effets défavorables sur les habitats aquatiques et les biotopes. On considère donc qu'un recouvrement supérieur à 30 % caractérise un milieu en mauvais état, entre 10 et 30 % en état moyen, le bon état se trouve entre 10 et 5 % et moins de 5 % de recouvrement constitue l'état optimal.

Les seuils sont à moduler en fonction de l'habitat considéré.

Indicateur 2 : Végétation aquatique immergées

Les recouvrements de végétation aquatique (hydrophytes) dépendent de la vitesse du courant. Une proportion suffisante de macrophytes aquatiques doit être autorisés à se reproduire dans un habitat correct, pas affecté par la gestion des rivières

Cet indicateur est critiquable : en effet, pour les habitats à eau courante (exemple *ranunculion*), les Cahiers d'habitats indiquent que la végétation immergée est très variable. Ce n'est donc pas un indicateur adapté. Cependant pour les habitats d'eau stagnante, il pourrait être pertinent. Il s'agit donc de préciser cet indicateur.

Indicateur 3 : Végétation aquatique flottante

De la même manière, la végétation flottante dans les habitats à courant rapide est faible. Elle ne constitue donc pas un indicateur pertinent. Néanmoins on pourrait le conserver pour l'analyse des habitats d'eau stagnante.

Ces deux indicateurs restent à préciser grâce à des tests.

Paramètre 2 : Vulnérabilité

- Critère : Altérations

Indicateur : Espèces exogènes

Comme dans les autres habitats alluviaux, les espèces exogènes sont présentes dans les milieux aquatiques.

Pour les espèces végétales, il peut s'agir de *Ludwigia peploides*, *L. grandiflora*, *Egeria densa*, *Elodea canadensis*, *E. nuttallii*, *E. callitrichoides*, *Myriophyllum aquaticum* (du Brésil), *Lemna minuta*, *L. turionifera*, ou *Azolla filiculoides*.

Un recouvrement de plus de 20 % est considéré comme défavorable, et ne doit pas avoir augmenté significativement depuis l'étude initiale.

La faune non native constitue également une menace majeure pour beaucoup de rivières. Par exemple, les écrevisses de Louisiane introduites sont responsables du déclin des écrevisses natives à cause de la compétition de la destruction d'habitat et de l'introduction de maladies. Cependant, la difficulté est l'échantillonnage, qui est plus ou moins lourd selon le type d'espèce. D'autre part, dans les cas les plus alarmants (écrevisse de Louisiane, carpe du Japon, etc.), on observe une modification voire une disparition des herbiers aquatiques.

Critères abandonnés

Amphibiens

Les annexes fluviales peuvent constituer des sites importants pour les Amphibiens qui se reproduisent rarement dans les eaux courantes mais trouvent dans certaines zones humides périfluviales, et en particulier dans les annexes hydrauliques (en plus des mares, gravières, et prairies inondables de la plaine inondable), des conditions propices à leur reproduction.

Cependant les amphibiens présentent deux types d'exigences : l'habitat pour leur phase terrestre et l'habitat de reproduction. Ils réagissent donc beaucoup à l'écocomplexe et ne sont peut être pas de très bons indicateurs pour l'entrée « habitat ». Pour la phase aquatique nécessaire à la reproduction, la plupart ne supportent pas la présence de poissons dans les sites de ponte (prédation) : on les trouve donc en contexte alluvial dans des mares temporaires typiques des stades ultimes de l'évolution des annexes fluviales (par exemple les mares de l'ancien chenal de Val de Loire). Seules quelques espèces tolèrent le poisson : crapaud commun, grenouille verte, triton palmé. On ne retient donc pas cet indicateur ou seulement pour les annexes temporaires.

Les Macro-invertébrés benthiques

La qualité biologique des cours d'eau peut également être déterminée en fonction de la valeur de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN).

L'IBGN est calculé sur la base de l'identification des invertébrés aquatiques prélevés au niveau de chaque station hydrobiologique (insectes, mollusques, crustacés, vers...). La présence ou non de certaines espèces et leur abondance dépend de la qualité de l'eau, de l'état du lit et des berges, et du régime des eaux. Elle détermine par conséquent la capacité du milieu à satisfaire leurs besoins vitaux. Cependant, cet indice favorise les milieux oligotrophes par rapport aux autres types de milieux. Or, certains milieux sont naturellement mésotrophes ou eutrophes et si on les évaluait avec cet indice, ils apparaîtraient en moins bon état de conservation, ce qui ne reflète pas la réalité.

De même, l'indice biologique macrophitique en rivière (IBMR) utilise les macrophytes aquatiques pour estimer la trophie de l'eau (orthophosphates et ammonium) et le degré de pollution organique. De la même manière, cet indice favorise les milieux oligotrophes.

Plan d'échantillonnage

Le suivi est basé sur un réseau de « points de suivi » représentatifs de chaque annexe hydraulique. Ces points sont répartis sur l'ensemble du linéaire de l'annexe de manière à disposer d'un nombre de relevés suffisant pour des traitements statistiques (3 relevés par habitat élémentaire, 10 ou plus si possible) et d'avoir une représentation suffisante des différents faciès.

On effectuera un échantillonnage systématique régulier tous les 50m, 100m, 200m selon la taille de l'unité considérée. Afin de prendre en compte les faciès particuliers de petites tailles, on peut rajouter des points à cet échantillonnage (certains radiers sont de petites tailles et on risque de passer à côté avec l'échantillonnage classique). Selon ce que l'on souhaite observer (végétation, odonates...), il faudra modifier la taille du relevé.

Végétation

Un relevé phytosociologique permet d'étudier la végétation. Il sera effectué en été (juillet-août) au moment du plein développement des herbiers, ou une campagne de relevé se fera en mai ou juin, selon les conditions, puis une campagne en septembre afin de prendre en compte les groupements thermophiles tardifs spécifiques à l'été. Ces dates devront demeurer constantes (avec d'éventuelles adaptations en fonction des conditions hydrologiques) au cours du temps entre les différentes campagnes de suivi. On peut en effet observer dans certaines conditions des successions dans le temps des différentes communautés végétales en un même point de l'annexe.

Plusieurs transects phytosociologiques seront réalisés sur chaque annexe hydraulique.

Odonates

Le recensement des odonates s'effectue sur un parcours compris entre 25 et 50 m de linéaire d'observation, à adapter au contexte local. L'observateur parcourt lentement (en 5 minutes environ) cette bande et recense tous les imagos d'odonates présents. Deux ou trois campagnes de relevés (à définir en fonction de la phénologie locale : parfois trois relevés sont nécessaires si le cortège d'espèces de fin d'été est important) sont effectués chaque année. L'indice d'abondance retenu pour une espèce est l'effectif maximum recensé sur les deux ou trois campagnes annuelles.

Pour plus d'informations sur le plan d'échantillonnage à adopter, veuillez vous reporter au document : « PONT B., FATON J.-M., PISSAVIN S., 1999 – Protocole de suivi à long terme des peuplements de macrophytes aquatiques et d'odonates comme descripteurs de fonctionnement des hydrosystèmes – Réserves Naturelles de France, Quétigny – 33 p. »

Poissons

L'IPR s'applique aux cours d'eau de France métropolitaine.

L'IPR est calculé à partir d'échantillons de peuplements de poissons obtenus par pêche à l'électricité. Pour une application satisfaisante de l'indice, il est recommandé de se conformer aux préconisations européennes en matière d'estimation de la composition et de l'abondance des espèces piscicoles (NF EN 14011). Lorsque des pêches à plusieurs passages successifs sont mises en oeuvre (méthode de de Lury, par exemple), seuls les résultats du premier passage sont utilisés pour le calcul de l'indice (Belliard et Roset, 2006).

Évaluation globale

L'obtention de la note finale pourra s'effectuer selon le principe de majorité (voir paragraphe 3.1.3.5).

3.2.4.4 Milieux ouverts

Dans les plaines alluviales, on retrouve les prairies humides sur les terrains périodiquement inondés ; les prairies mésophiles à xérophiles, entretenues par la dynamique naturelle liée aux crues ou par l'action humaine ; ainsi que les pelouses sableuses, formations herbacées basses plus ou moins clairsemées. Ces milieux peuvent être entretenus par fauche ou pâturage.

La grille d'évaluation des milieux ouverts se trouve en annexe 18, suivie deux exemples d'utilisation dans la RN de la Platière (annexe 20).

Plan d'échantillonnage

On étudie la végétation des prairies et pelouses à l'aide de relevés phytosociologiques sur des placettes de quelques m² à quelques dizaines de m² (surface à adapter à l'habitat élémentaire, aux données déjà disponibles sur la RN et aux habitudes de travail du gestionnaire), disposées au centre des polygones cartographiés.

- Pour le suivi des Rhopalocères, on utilisera le protocole d'itinéraire échantillon (adaptation du Butterfly monitoring) se reporter au document : « LANGLOIS D., GILG O., 2007 - Proposition de mise en place d'une méthode de suivi des milieux ouverts par les Rhopalocères et Zygaenidae dans les Réserves Naturelles de France, révision de la proposition de protocole de 2002 – Réserves Naturelles de France – 14 p. ». Ce relevé s'effectue sur un linéaire de 100 m de long.

Etat de référence :

Pour chaque habitat, on se basera sur les relevés phytosociologiques de référence afin de les comparer avec l'état actuel.

Critères retenus pour l'évaluation de l'état de conservation actuel

Paramètre 1 : structure et fonctionnalité

- Critère 1 : diversité

Indicateur 1 : richesse floristique moyenne dans l'aire homogène du relevé

Les prairies alluviales présentent en général une richesse floristique moyenne élevée. Comme la richesse floristique dépend de la surface de relevé, on devra fixer des seuils de nombre d'espèces adaptés en fonction de chaque habitat. Les seuils proposés en annexe 18 sont valides pour le *mesobromion* sur 100 m². Pour déterminer les seuils par habitat élémentaire, le mieux serait de se référer aux tableaux phytosociologiques disponibles au niveau national ou si possible au niveau régional. Ainsi le gestionnaire émettra une première proposition de seuils pour un habitat donné, qu'il fera validé par des scientifiques du CSRPN ou CBN de la région.

De plus, pour un même habitat sur une même surface de relevé, le nombre d'espèces peut varier en fonction des conditions locales. Les scientifiques devront alors le prendre en compte.

Indicateur 2 : diversité floristique

La diversité mesure la façon dont les espèces sont assemblées. Elle dépend à la fois de la richesse et de la contribution des différentes espèces au peuplement. Il semble donc préférable d'utiliser l'indice d'équirépartition qui est indépendant de la richesse.

L'indice d'équirépartition ou d'équitabilité informe sur le profil de distribution des abondances des espèces. Il se calcule de la façon suivante :

$$E = H' / \ln S$$

H' étant l'indice de Shannon-Weaver et S le nombre total d'espèces

Ce rapport varie de 0 (ou tend vers 0 quand la quasi-totalité des individus concerne une seule espèce) à 1 lorsque toutes les espèces présentent la même abondance.

On calcule l'indice de Shannon de la manière suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

i : une espèce du milieu d'étude

p_i : Proportion d'une espèce i par rapport au nombre total d'espèces (S) dans le milieu d'étude (ou richesse spécifique du milieu), qui se calcule de la façon suivante:

$p(i) = n_i / N$ où n_i est le nombre d'individus pour l'espèce i et N est l'effectif total (les individus de toutes les espèces).

Cet indice varie de 0 (lorsqu'il y a une seule espèce) à $\ln S$, lorsque toutes les espèces ont la même abondance. La diversité maximale est donc égale à $\ln S$.

Ces indices d'équirépartition et de Shannon présente l'avantage d'être indépendant de la surface.

En toute rigueur, l'indice de Shannon nécessite donc un dénombrement des individus de chacune des espèces. Or quand il s'agit de communautés végétales, il est souvent calculé à partir des relevés phytosociologiques.

Les coefficients d'abondance-dominance sont donc convertis en pourcentage moyen de recouvrement (Bouzillé, 2007).

Coefficient d'abondance-dominance	% moyen de recouvrement
5	87,5
4	62,5
3	37,5
2	15
1	3
+	0,5

L'indice d'équirépartition permet de savoir s'il existe un déséquilibre floristique, c'est-à-dire si quelques espèces dominent ou si les espèces sont réparties de manière homogène (indice de diversité maximale). On considère en état optimal, les relevés dont l'indice d'équirépartition se rapproche de 1 et en mauvais état ceux qui tendent vers 0.

Indicateur 3 : structure phytosociologique de la végétation

Pour mesurer ce critère, il s'agit d'observer la présence des espèces caractéristiques de l'habitat étudié. Pour cela, on peut prendre en compte la proportion des espèces indicatrices définies par les Cahiers d'habitats par rapport à la totalité des espèces. Pour cela, on somme les coefficients d'abondance-dominance, ou mieux les moyennes de recouvrement, et on calcule le ratio.

On obtient les échelles d'évaluation suivantes :

- état optimal : ratio supérieur à 70 %
- bon état : ratio compris entre 50 et 70 %
- état médiocre : ratio compris entre 30 et 50 %
- mauvais état : ratio inférieur à 30 %

On peut donc utiliser les listes fournies par les Cahiers d'habitat, les listes définies par analyse des données de Julve (voir paragraphe 2.5, remarque) ou les listes définies d'après les indices d'Ellenberg (voir remarque plus bas). Cependant, il faudra toujours veiller à faire valider les listes par le CSRPN ou le CBN de la région et les conserver d'une évaluation à l'autre au sein de la RN.

Remarque : À partir des données floristiques, on peut calculer des valeurs indicatrices d'Ellenberg pour chaque placette : chaque espèce végétale est affectée d'une série de coefficients définis par Ellenberg et reflétant ses préférences en termes de conditions d'humidité (notée F), de nutrition azotée (notée N) et d'acidité du milieu (notée R, valeur reliée au pH). Une moyenne pour chacun des paramètres humidité, azote et acidité est ensuite calculée pour chaque relevé à partir des coefficients de chaque espèce, ce qui permet de définir les indices d'Ellenberg notés respectivement mF, mN, mR. Le système d'Ellenberg permet, sur un site donné, de quantifier les conditions environnementales en utilisant la valeur indicatrice de la flore : une augmentation de l'indice indique une valeur plus élevée de la variable du milieu considérée (ici humidité, azote ou pH). Ce système a été utilisé avec succès par de nombreux auteurs et dans différentes régions d'Europe pour estimer les conditions de lumière, de climats, de sols, dans des communautés végétales variées et aussi pour

connaître les changements du milieu suite à une modification de la végétation ou de l'usage du sol (Prévosto, Dambrine et Zeller, 2006).

Indicateur 4 : typicité du cortège de Rhopalocères

L'étude des populations de rhopalocères et zygènes sont de bons indicateurs du maintien de l'ouverture des milieux, mais aussi de leur conservation. Le réseau RNF a initié un suivi à long terme (10 ans) des milieux ouverts en suivant les Rhopalocères comme groupe indicateur. Chaque RN impliquée doit alors avoir un inventaire « initial » des rhopalocères présents dans la RN afin d'établir la liste d'espèces à suivre. Après établissement d'une liste, on veillera à la faire valider par le CSRPN ou l'OPIE.

Ces groupes sont pertinents pour une description de l'état de conservation des habitats liés à la présence de "pelouses mésophiles, mésoxérophiles ou xérophiles". Pour établir un "état de conservation d'un habitat pour la faune des Rhopalocères et Zygènes", on calcule le pourcentage des espèces caractéristiques de l'habitat avec 4 classes (du très mauvais état de conservation - proportion inférieure à 25 % - à l'état de conservation exceptionnel –supérieur à 75 %).

Il est important de préciser que le groupe des rhopalocères et des zygènes donne moins d'information sur l'état de conservation que si l'on prend l'ensemble des macro-lépidoptères (on estime la perte d'information d'à peu près 40 %). Cependant il est plus facile d'échantillonner les rhopalocères (de jour par itinéraire échantillon) que les hétérocères (de nuit par chasse à la lampe).

En ce qui concerne les milieux ouverts hygrophiles comme les prairies à molinies ou les bas marais le groupe des rhopalocères et des Zygènes donne extrêmement peu d'information sur l'état de conservation comparé aux macro-hétérocères par exemple. Par contre il existe quelques espèces prioritaires pour la conservation liées à ce type de milieux.

Il sera donc difficile de réaliser des états de conservation pertinents si l'on est pas dans un contexte "pelouses mésophiles, mésoxérophiles ou xérophiles", si un inventaire précis n'a pas été réalisé au départ dans la réserve et enfin si l'influence de (ou des) l'écocomplexe autour de la réserve n'a pas été estimée (Pascal Dupont, communication personnelle).

On conserve ce critère car il est très pertinent en pelouse et pas totalement dénué d'intérêt en prairie hygrophyles : le cortège est naturellement pauvre mais une absence totale de rhopalocère signe une altération forte (eutrophisation, intensification).

De plus, il faut rester vigilant sur l'interprétation des résultats. Ces espèces peuvent être potentiellement observées dans un milieu ouvert. Ceci ne veut pas dire que le milieu ouvert en question soit indispensable pour la reproduction d'une espèce observée. En d'autre termes il n'existe pas obligatoirement une adéquation entre l'observation d'une espèce sur un milieu ouvert et l'état de conservation du milieu ouvert en question (Pascal Dupont, communication personnelle). Cependant si on calcule l'abondance ou la fréquence, on ne rencontrera plus ce problème : les espèces non liées à l'habitat pour la reproduction sont accidentelles.

En outre, les habitats de petites tailles (inférieur à 1 ha) ne peuvent contenir la totalité du peuplement potentiel. Ce critère permet de dévaloriser les habitats de petite taille qui sont plus vulnérables.

Pour plus d'informations, on pourra se reporter au document « LANGLOIS D., GILG O., 2007 - Proposition de mise en place d'une méthode de suivi des milieux ouverts par les Rhopalocères et Zygaenidae dans les Réserves Naturelles de France, révision de la proposition de protocole de 2002 – Réserves Naturelles de France – 14 p. »

- Critère 2 : Structure

Indicateur : recouvrement de la strate herbacée

Les recouvrements de la strate herbacée varient en fonction de l'habitat concerné. Les prairies ont en général de très forts recouvrements alors que les pelouses présentent parfois des taches de sol

nu, naturelles et nécessaires à certaines espèces (par exemple, le guêpier d'Europe creuse son nid dans les pelouses sableuses, de plus ces zones sont nécessaires à la germination d'espèces pionnières, à certains insectes etc.).

Il s'agira donc d'adapter les seuils de recouvrement en fonction de chaque habitat.

Pour une pelouse, on pourra indiquer une échelle optimale puis des échelles intermédiaires maximum et minimum (voir la grille en annexe 18). Pour le *mesobromion*, on évalue de la façon suivante :

- A+ : entre 40 et 70 % de recouvrement
- A : entre 20 et 40 % et entre 70 et 80 %
- B : entre 10 et 20 % et entre 80 et 90 %
- C : inférieur à 10 % ou supérieur à 90 %

Paramètre 2 : vulnérabilité

- Critère : altérations

Indicateur 1 : abandon

L'abandon est une des principales sources de régression due au déclin de l'élevage ou du fauchage. Ces prairies ou pelouses évoluent alors rapidement vers des boisements.

On le mesure au pourcentage de recouvrement des espèces sociales telles que *Arrhenatherum elatius*, *Holcus sp.*, *Brachypodium distachyon* ou des espèces d'ourlets correspondant à l'habitat concerné ou encore des espèces de mégaphorbiaie en prairie hygrophile. On peut définir d'autres espèces grâce au document CATMINAT de Julve (1998) (Cf RN de la Platière).

Indicateur 2 : embuissonnement

Dans la dynamique naturelle, en absence d'intervention humaine, une prairie tend à l'embuissonnement. Cependant, pour se maintenir, cet embuissonnement doit être limité sous peine de voir disparaître la prairie à plus ou moins long terme.

Nous avons donc pris en compte le pourcentage d'espèces ligneuses de plus de 50 cm de haut présentes dans le relevé. L'état optimal correspond à un recouvrement inférieur à 5 % et le mauvais état à un recouvrement supérieur à 50 %. Ces seuils sont à adapter en fonction du type d'habitat et de l'objectif (par exemple, pour la pie grièche écorcheur, il faut suffisamment de buissons). Il faut cependant noter que les relevés peuvent sous-estimer la proportion d'espèces réellement présentes au niveau du polygone.

Ce critère n'est pas redondant avec le critère abandon (alors que l'embuissonnement est aussi due à un abandon) car cela décrit deux stades différents : l'ourlification pour les graminées sociales, puis le développement du manteau pour les ligneux. Ils sont donc plutôt complémentaires.

Indicateur 3 : envahissement par les espèces exogènes

De nouveau, dans les milieux ouverts alluviaux, des espèces exogènes peuvent apparaître telles que les renouées (*Reynoutia sp.*), l'ailanthe glanduleux (*Ailanthus altissima*), le robinier (*Robinia pseudoacacia*) et les solidages (*Solidago sp.*) exotiques qui peuvent former des peuplements monospécifiques sur des surfaces parfois très étendues. On retrouve également *Bidens frondosa*, *Lindernie dubia*, l'ambroisie (*Ambrosia artemisiifolia*) ou l'armoise annuelle (*Artemisia annua*) pour le *nanocyperion*.

On évaluera leur présence en effectuant le cumul des coefficients d'abondance-dominance et en calculant le ratio par rapport aux espèces totales. On obtiendra l'état optimal lorsque les espèces exogènes sont totalement absentes et le mauvais état si le ratio dépasse 10 %.

Indicateur 4 : eutrophisation

L'eutrophisation est un indicateur lié aux amendements agricoles. On pourra définir les espèces indicatrices de l'eutrophisation selon l'outil développé par Julve (1998) ou en utilisant l'indice d'Ellenberg. On prendra en compte la proportion d'espèces caractérisant les milieux eutrophes. Les seuils sont à définir selon l'habitat. Les seuils proposés en annexe 18 correspondent au *mesobromion*.

Évaluation globale

L'obtention de la note finale pourra s'effectuer selon le principe de majorité (voir paragraphe 3.1.3.5).

4 Réunion et test du protocole proposé

La commission scientifique du réseau RNF a désiré organiser une réunion d'un groupe de travail sur le terrain afin de discuter et de fixer les bases du protocole. Cette réunion s'est déroulée du 27 au 29 mai 2008, dans les RN du Val de Loire et de St-Pryvé et a regroupé 13 personnes.

La première demi-journée a permis de poser les bases théoriques de l'évaluation des habitats et des espèces avec la présentation de Damien Marage. Puis une introduction au protocole a fait découvrir aux participants les premières propositions, ce qui a permis de comprendre les idées directrices de la méthode en vue de les appliquer les jours suivants.

Le deuxième jour, nous sommes allés dans la RN du Val de Loire, accompagnés par Nicolas Pointecouteau, le conservateur. Nous avons alors testé et amélioré le diagnostic du fonctionnement de l'hydrosystème ainsi que la grille d'évaluation des habitats forestiers (forêts de bois dur et bois tendre) (voir en annexe 15 pour l'évaluation de la forêt de bois dur).

Nous avons visité la RN de St-Pryvé avec Michel Chantereau le troisième jour afin d'aborder l'évaluation des annexes hydrauliques (sur le Loiret) et des milieux ouverts. La journée s'est terminée par une conclusion sur l'agrégation des résultats et la suite à donner à ce protocole.

Cette rencontre a permis d'échanger au sujet du principe global de la méthode d'évaluation. Le test réel sur le terrain a mis en évidence les imperfections de certains critères ou des méthodes d'échantillonnage. Ils ont donc été modifiés ou supprimés en fonction des commentaires. La quantité d'information était importante, il n'a pas été possible de tout tester faute de temps.

Ce document a présenté les conclusions issues de cette réunion.

Un deuxième test a été réalisé dans la RN de la Platière grâce aux nombreuses données disponibles.

L'exemple qui va suivre présente l'évaluation de la forêt de bois dur dans la RN de la Platière. L'évaluation du fonctionnement de l'hydrosystème est disponible en annexe 19, de l'état de conservation des habitats mesobromion et ranunculion en annexe 20 et 21, et l'état de l'habitat forêt de bois tendre est disponible en annexe 22

Evaluation de la forêt de bois dur dans la RN de la Platière

Habitat : Chênaie-Frênaie-Ormaie

Code Natura 2000 : 91F0 – Code CORINE : 44.41

On analyse deux peuplements que nous appellerons l'île des Gravières (30 ha, cartographiée en 44.41) et autre (100 ha, cartographié en 44.42 = forme dégradée). Ce second type agrège des types de peuplement hétérogène qui auraient justifié des analyses distinctes qui n'ont pu être conduites faute de temps.

Pour définir la liste des espèces typiques, on se base sur deux fiches (haut Rhône et Saône) du guide « gestion forestière et diversité biologique – domaine continental » (Rameau et al, 2000) et sur l'expertise du gestionnaire car les forêts alluviales du Rhône à l'aval de la Saône ne font pas l'objet d'une fiche.

Paramètre 1 : structure et fonctionnalité

diversité spécifique	Arbres : % d'espèces potentielles selon les Cahiers d'Habitats (en G)	A l'île des Graviers, on retrouve 76% d'espèces typiques donc A ; dans l'autre peuplement, on en a 50,4% d'où limite A - B
	Arbustes : % d'espèces potentielles selon les Cahiers d'habitats	A l'île des Graviers, on retrouve 4 espèces typiques sur 9 donc B ; dans l'autre peuplement, on en a 5 sur 9 d'où A
	Espèces herbacées : % d'espèces potentielles selon les Cahiers d'habitats	Manque d'information (voir plus remarque 1)
	Lianes : % d'espèces potentielles selon les Cahiers d'habitats	Dans les deux peuplements, on a les quatre lianes présentes (lierre, clématite, vigne, houblon) donc A+
Structure	Structure horizontale du peuplement	Dans les deux peuplements, on a une majorité de PB – BM, une proportion de GB inférieure à 5% et un ratio de TGB inférieur à 1% d'où B
	Recouvrement total de la strate arborée et arbustive	Recouvrement arborée varie de 39% à 54% avec un recouvrement arbustif de 52 à 71% donc A
fonctionnement écologique	Indice de naturalité - Bois mort : ratio G (bois mort) / [G (bois mort) + G (bois vivant)]	A l'île des Graviers, on note entre 21 et 26% de bois mort soit A+ ; dans l'autre peuplement, on obtient 8% de bois mort donc A
	Flux de régénération	Pour le peuplement de l'île des Graviers, on observe des semis dans les deux strates donc A ; pour l'autre peuplement, on note que 2 espèces ne sont représentées qu'en strate arbustives donc A

	Composition de la régénération	Pour le peuplement de l'île des Graviers, on note 9 espèces sur 12 qui se régénèrent d'où A+; pour l'autre peuplement, on observe 8 espèces sur 12 donc A
--	--------------------------------	---

Remarque 1 : l'évaluation des espèces herbacées est difficile car beaucoup d'espèces sont présentes (74). Or la liste des espèces potentielles est assez limitée (14 espèces ici). La contribution des espèces typiques est donc faible. Il faudrait peut être revoir les seuils afin de prendre en compte ce paramètre.

Évaluation du paramètre « structure et fonctionnalité » : pour les deux peuplements, l'évaluation est A.

Évaluation de l'état de conservation actuel : A

Paramètre 3 : Vulnérabilité

altérations	Présences d'espèces ligneuses exogènes : <i>Acacia</i> , <i>Acer negundo</i> , <i>Budléia</i> , <i>Ailanthus glandulosa</i> , <i>Amorpha fruticosa</i> , peupliers hybrides	Dans l'île des Graviers, aucune espèce exotique n'est notée (A+), Dans l'autre peuplement, les espèces exotiques sont présentes en faible recouvrement (A)
	Présence d'espèces herbacées et arbustives exotiques (Renouées asiatiques, Impatiens glanduleuse, Solidages, Aster lancéolé)...	Dans l'île des Graviers, la régénération dépend des placettes, elle est faible (8%) en station mésophile soit A ou élevée (40%) en station mésohygrophile soit C ; dans l'autre peuplement, on ne possède pas de données mais une estimation montre que la régénération est importante soit C
	Régénération des espèces ligneuses exogènes	Dans les deux peuplements, on observe peu d'espèces herbacées exogènes (traces de solidage et de renouées) donc A
	Impact des sangliers	Sur les 56 placettes de relevés, on observe 3 placettes où les boutis sont inférieurs à 5%, 1 où ils sont supérieurs à 50% et les autres placettes ne sont pas affectées donc A

Évaluation du paramètre « vulnérabilité » : il est difficile de donner une note car on observe une égalité entre le nombre de A et de C. Cependant on voit clairement que le risque provient des espèces ligneuses exogènes (érable negundo, acacia, peupliers hybrides)

Paramètre 3 : Evolution de la surface

La surface de forêt de bois dur est passée de 49 ha en 1978 à 66 ha en 1995. La donnée de 107 ha en 2003 n'est pas comparable car est apparu un changement de méthode mais elle donne un ordre d'idées. On observe donc une nette progression ; d'où la note A

Paramètre 4 : Diagnostic du fonctionnement de l'hydrosystème

La perturbation du fonctionnement de l'hydrosystème est importante à plusieurs niveaux :

- la baisse du niveau de la nappe entraîne une déconnexion progressive des arbres et peut favoriser un remplacement par des espèces collinéennes ;
- la baisse de la fréquence et de la durée d'inondation limite la dynamique ;
- la perte de charge de fond risque de provoquer une incision du lit du Rhône ;
- le risque d'isolement de la RN et donc des habitats est néfaste.

Évaluation du risque qui pèse sur l'habitat : ?

Les peuplements de forêt de bois dur sont en bon état actuellement mais ils sont vulnérables à cause de la progression des espèces exogènes ligneuses et également du dysfonctionnement de l'hydrosystème qui risque d'altérer durablement cet habitat.

Remarque 2 : le gestionnaire de la RN avait cartographié l'autre peuplement comme une forme dégradée de l'habitat (d'après la structure, les espèces exogènes). Or avec cette évaluation, la différence entre les 2 peuplements est ténue (même classe A). On note toutefois que le peuplement de l'île des Gravieres compte 3 A+, alors que l'autre n'en compte qu'un seul. De plus l'agrégation de nombreux relevés dans le second type « améliore » le score, qui serait probablement différent si l'analyse avait été conduite par polygone élémentaire. Il faudrait peut être rajouter d'autres critères pour discriminer le peuplement dégradé.

RN de la Platière (photo AL Pecheur)



5 Discussion et critiques

On peut d'ores et déjà présenter certaines limites dans les propositions faites :

- Certains habitats de faible superficie ne pourront faire l'objet d'une analyse : le minimum statistique recherché de 3 relevés par unité homogène n'est pas toujours possible à atteindre si la surface est faible. Dans ce cas, l'évaluation de l'état de conservation se fera d'après un ou deux relevés. Il faudra alors l'indiquer en commentaire.
- Il peut être parfois difficile de définir les seuils de référence, surtout si l'habitat est peu étudié ou si les experts locaux sont peu nombreux. Souvent la définition de l'état de référence demande une connaissance approfondie. Dans tous les cas, cependant, il faut une validation scientifique des seuils pour mener à bien l'évaluation.
- Le protocole n'a pas encore été testé sur le long terme, il faudra donc sans doute l'adapter.
- De plus, pour le moment, il manque une validation scientifique du protocole
- Pour mener à bien cette évaluation, il faut une base de données importante que toutes les RN n'ont pas (exemple : les RN récemment créées). Il faudra donc mettre en place la collecte des données.
- Une estimation de l'efficacité (temps passé) et de l'efficience (coût) n'a pas encore été réalisée.
- Bien que ce protocole essaie d'être objectif, le choix des critères et la règle de notation sont subjectifs.
- Comme on l'a vu lors de l'évaluation de l'état des forêts de bois dur dans la RN de la Platière, un peuplement perçu comme dégradé ne sera pas forcément évalué en mauvais état. Il s'agit sans doute d'un problème de seuils qui ne sont pas assez discriminants pour écarter le mauvais état.
- De même, comme on a choisi de ne pas pondérer les critères, on peut parfois faire apparaître des résultats non représentatifs de la réalité. Cependant, la pondération est difficile du fait de l'amplification de certains critères qui peut omettre des informations importantes. De plus, pour être objectif et proche de la réalité, on pourrait réunir un comité de scientifiques afin que chacun essaie de pondérer les critères. On analysera ensuite les résultats pour engager une discussion. Cette méthode a au moins l'avantage de s'accorder sur le poids des critères. Cette pondération pourra être testée sur un échantillon de données issu des premières évaluations.
- De même, parfois le nombre de critères est trop faible pour avoir une évaluation correcte (par exemple, la vulnérabilité des habitats aquatiques est évaluée uniquement par analyse des espèces exogènes). Il faudrait peut être rajouter des critères afin d'enrichir l'analyse.
-

Synthèse

Nous avons présenté des éléments susceptibles de fournir une base à l'évaluation de l'état de conservation des habitats. Nous insistons sur l'intérêt d'assurer une base commune à l'ensemble des RN. En effet, si à moyen terme les résultats sont principalement exploités à l'échelle locale, seule une certaine homogénéité de mise en place du protocole permettra, à long terme, des comparaisons fructueuses entre les sites. S'engager dans une évaluation telle qu'elle est proposée, représente un investissement à l'échelle de plusieurs décennies. Le projet peut paraître ambitieux pour des structures gestionnaires aux moyens financiers et humains parfois limités surtout lorsque les surfaces en jeu sont importantes. Mais les retours attendus

d'un tel protocole sont nombreux. Ils concernent la connaissance de l'état de conservation des milieux, permettant par la suite de cibler les actions de gestion. Assurer la réussite du protocole à moyen terme nécessite la mobilisation de moyens adéquats par la structure porteuse. Un souci particulier doit être apporté à la continuité d'un programme où le gestionnaire est mobilisé tous les 10 à 15 ans. Pour cela, il faut identifier à l'avance les années d'inventaire pour mobiliser le personnel nécessaire à la réalisation des mesures. Si aucun membre de l'équipe n'a participé aux autres campagnes d'évaluation, un temps d'apprentissage est indispensable afin que les opérateurs se familiarisent avec le protocole. De plus, les résultats issus de chaque évaluation doivent être stockés dans un lieu sûr et identifié ; les fichiers informatiques doivent faire l'objet de plusieurs sauvegardes sur des supports différents. Enfin, tous les problèmes rencontrés, que ce soit lors des relevés de terrain ou de la saisie et de l'analyse des données doivent être consignés. De plus, il serait sans doute intéressant de mettre en commun les résultats sur la base de données SERENA (Système de gestion et d'échange de données des réseaux d'espaces naturels) afin que chacun puisse consulter ou utiliser les résultats obtenus dans les autres RN.



par des organismes comme RNF.

Remarque : ce stage a fait apparaître le problème de l'échange d'informations au niveau du secteur professionnel « environnement – conservation de la nature ». En effet, la recherche bibliographique sur Internet s'est avérée peu fructueuse alors qu'il existe un nombre assez important de documents au sujet de l'évaluation de l'état de conservation. Ces documents ont été découverts au fur et à mesure des discussions et rencontres, et sont parfois arrivés un peu tard. Certains ont sans doute été omis. C'est pourquoi la constitution d'un portail Internet regroupant toutes les études et travaux effectués pourrait constituer une évolution importante pour la gestion des espaces naturels et éviterait que les gestionnaires recréent ce qui existe déjà. L'ATEN pourrait porter ce projet (une telle documentation existe déjà mais sans réelle organisation dans les documents), aidé

Forêt alluviale de bois dur de la RN du Val de Loire (AL Pecheur)

CONCLUSION

L'évaluation de l'état de conservation s'avère être un exercice difficile mais néanmoins indispensable pour la conservation et la gestion des espaces naturels. Comme dans nombreux domaines, le « feed-back » est nécessaire aux gestionnaires pour pouvoir analyser les succès et les échecs de la gestion pour ensuite l'améliorer. C'est donc avec un grand intérêt que la commission scientifique de RNF a souhaité s'y engager.

Après avoir dressé un bilan de la réflexion en cours, ce travail a permis de s'approprier la notion d'évaluation de l'état de conservation et d'établir un protocole ajustable en fonction du contexte. De plus, l'étude des habitats alluviaux a servi de point de départ et d'exemple. La réunion d'un groupe de travail a engagé la discussion et posé les bases du protocole.

Cependant, la méthode proposée dans ce rapport n'est pas définitive aujourd'hui, elle devra encore être testée par plusieurs gestionnaires afin d'en faire ressortir les lacunes. En fin d'année 2008, les gestionnaires devraient de nouveau se réunir pour commenter et analyser leurs résultats. Le protocole pourra ensuite être étendu à d'autres types d'habitats.

À l'avenir, la continuité de la démarche dépend de la capacité du réseau à tester et améliorer ce protocole mais aussi des moyens financiers disponibles. De plus, plusieurs structures telles que l'Office national des forêts, les Conservatoires botaniques nationaux, certains Parcs nationaux ou Parcs naturels régionaux commencent à engager une réflexion. Une coordination nationale de l'évaluation à l'échelle des sites permettrait un échange d'expérience fort enrichissant.

BIBLIOGRAPHIE

- AGENCES DE L'EAU – SEQ milieu physique ; typologie physique simplifiée des cours d'eau français – AQUASCOP, 1997 – 64 p.
- BADRÉ M., 2004 – Critères et indicateurs de gestion durable des forêts : comment s'en servir ? – Revue forestière française – p 369-378
- BARDAT J., BENSETTITI F., XINDERMEYER X., 1997 – Approche méthodologique de l'évaluation d'espaces naturels, exemple de l'application de la directive Habitats en France – Écologie, t.28 p 45-59
- BARDAT J., BIORET F., BOTINEAU M., BOULLET V., DELPECH R., GEHU J-M, HAURY J., LACOSTE A., RAMEAU J-C, ROYER J-M, ROUX G., TOUFFET J., 2004 - Prodrôme des végétations de France, Publications scientifiques du MNHN, Paris (Patrimoines naturels, 61) – 171 p.
- BELET C., AUGÉ V., 2005 - La naturalité des forêts alluviales : comment l'évaluer et la favoriser ? – DIREN Franche-Comté – 144 p.
- BELLARD J., ROSET N., 2006 – Indice poissons rivière, notice de présentation et d'utilisation – ONEMA – 24 p.
- BENSETTITI F., COMBROUX I., DASZKIEWICZ P., 2006 – Évaluation de l'état de conservation des habitats et espèces d'intérêt communautaire 2006-2007 Document 2 Guide méthodologique – Muséum national d'histoire naturelle – 56 p.
- BISSARDIN M. et GUIBAL L., 1997 - CORINE Biotopes, Types d'habitats français – École nationale du génie rural des eaux et des forêts, 217 p.
- BOUDIN L., CORDIER J., MORET J., 2007 - Atlas de la flore remarquable du Val de Loire entre le bec d'Allier et le bec de Vienne – Paris, Muséum national d'histoire naturelle (Patrimoines naturels, 66)- 464 p.
- BOUZILLE J.B., 2007– Gestion des habitats naturels et biodiversité, concepts, méthodes et démarches – Lassay-les-Châteaux, Éditions Tec&doc Lavoisier – 331 p.
- BRUCIAMACCHIE M., 2005 - Protocole de suivi d'espaces naturels protégés – Ministère de l'Écologie et du Développement Durable – 26 p.
- CHALEMONT J., 1989 – Deux indices prévisionnels de l'évolution démographiques des populations de bois tendres (Salix) après abaissement de la nappe phréatique (exemple de l'aménagement de Chautagne – Rapport de l'université Joseph Fournier, , Grenoble (Laboratoire d'Ecologie et Laboratoire TIM 3), 76 p.
- COLLECTIF, 2004, Critères et indicateurs de gestion durable des forêts : Où en est-on ?, Revue forestière française, ENGREF - 141 p.
- COLLECTIF, 2005. - Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. « Cahiers d'habitats » Natura 2000, Ed. La Documentation française - Paris, 6 tomes.
- COMMISSION EUROPÉENNE, 2003. *Interpretation Manual of European Union, Habitats*. Version EUR 27. DG Environnement, 127 p.
- CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL ALPIN, 2006 – Atlas communal des milieux ou habitats naturels ou semi-naturels du département de l'Isère : première synthèse 2006 – CBN Gap, 47 p.
- CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL PYRÉNÉEN – CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL DE MIDI-PYRÉNÉES, 2001 – Inventaire et cartographie des habitats naturels et des habitats d'espèces végétales dans les sites d'intérêt communautaire de la région Midi-Pyrénées – DIREN Midi-Pyrénées – 32 p.
- CONSERVATOIRE DES SITES ALSACIENS, OFFICE NATIONAL DES FORÊTS, 2004.- Référentiel des habitats reconnus d'intérêt communautaire de la bande rhénane : Description, états de conservation & mesures de gestion. Programme LIFE Nature de conservation et restauration des habitats de la bande rhénane. 158 p.
- DECONCHAT M., BALENT G. 2004 – Critères et indicateurs de gestion durable des forêts : la biodiversité ? – Revue forestière française – p 419 - 430

- DU BUS DE WARNAFFE G., DEVILLEZ F., 2002 – Quantifier la valeur écologique des milieux pour intégrer la conservation de la nature dans l'aménagement des forêts : une démarche multicritères – *Annals of forest science* 59 – p 369-387
- DUFOUR S., PIÉGAY H., 2004 - Guide de gestion des forêts riveraines des cours d'eau. ONF, Agence Rhône Méditerranée Corse, CNRS, Université Lyon 3 – 132 p.
- DUFOUR S., PONT B., 2006 - Protocole de suivi des forêts alluviales : l'expérience des réserves naturelles de France. *Revue forestière française* 58(1) - p 45-60
- DUFRÊNE M., DELESCAILLE L-M, 2003 – Guide méthodologique pour l'inventaire et la cartographie des habitats et habitats d'espèces dans le cadre de la réalisation des arrêtés de désignation en région Wallonne – Centre de recherche de la nature, des forêts et du bois – 83 p.
- DUPIEUX, N., 2004 – Une proposition de protocole commun pour la description et le suivi des forêts alluviales du bassin de la Loire. Programme Loire nature, mission scientifique, 41 p.
- DUPIEUX, N., 2004 – Une proposition de protocole commun pour la description et le suivi des annexes hydrauliques du bassin de la Loire. Programme Loire nature, mission scientifique, 52 p.
- GÉGOUT J.C., RAMEAU J.C., RENAUX B., JABIOL B., BAR M., 2007 – Les habitats forestiers de la France tempérée ; typologie et caractérisation phytoécologique – AgroParisTech-ENGREF, Nancy – 716 p., 6 annexes
- GOSSELIN M., LAROUSSINIE O., 2004 – Biodiversité et gestion forestière, connaître pour préserver – CEMAGREF – 320 p.
- JOINT NATURE CONSERVATION COMMITTEE, 2005 – Common standards monitoring guidance for rivers – 60 p.
- KLESCZEWSKI M., LACOSTE C., 2007 - Elaboration de critères d'évaluation de l'état de conservation des habitats naturels du Parc National des Cévennes - Conservatoire des Espaces Naturels du Languedoc-Roussillon et le Conservatoire des Sites Lozériens – 62 p.
- LALANNE A., PONGE J-F, 2006 – Système sylvicole , exploitation forestière : impacts respectifs sur l'état de conservation des habitats forestiers planitaires atlantiques – Thèse de doctorat – Muséum national d'histoire naturelle, Ecologie forestière – 183 p.
- LANGLOIS D., GILG O., 2007 - Proposition de mise en place d'une méthode de suivi des milieux ouverts par les Rhopalocères et Zygaenidae dans les Réserves Naturelles de France, révision de la proposition de protocole de 2002 – Réserves Naturelles de France – 14 p.
- LEROY C., 2006 – Le degré de naturalité des forêts de la réserve naturelle des rochers et tourbières du Pays de Bitche – Mémoire de fin d'études FIF-ENGREF – 120 p.
- LEVREL H., 2007 – Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité ? – Institut français de la biodiversité – 94 p.
- MARAGE D., LEMPERIERE G., 2005 – The management of snags : a comparison in managed and unmanaged ancient forests of the Southern French Alps – *Annals of Forest Science* 62 – p. 135-142
- MICHEL C., 2006 – Protocole d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers, Application aux sites Natura 2000 des Hautes Vosges – Parc Naturel Régional des Ballons des Vosges, 26 p.
- MICHELOT J.L., 1994 – Gestion et suivi des milieux fluviaux, l'expérience des réserves naturelles – Quétigny, Réserves Naturelles de France – 440 p.
- MICHELOT J.L., 1996 – Gestion patrimoniale des milieux naturels fluviaux – Réserves naturelles de France, Dijon – 67 p.
- MICHELOT J.L., BRAVARD P.J., PONT B., 1996 - Gestion fonctionnelle des milieux fluviaux : analyse critique de l'expérience des réserves naturelles fluviales – Forum des gestionnaires - mars 1996, Réserves Naturels de France – MEDAD – Espaces Naturels de France, p. 65-79
- MICHELOT J.L., BOUCHESSEICHE C., FRUGET J.F., BOUDIN G., 2005 - Données sur l'eau dans les milieux naturels – Réserves naturelles de France, Quétigny – 84 p.
- MITCHELL K., 2005 – Quantitative analysis by the Point-Centered Quarter Method - Hobart and William Smith Colleges, Geneva – 17 p.
- MORET J., 2004 – Cartographie des habitats naturels d'intérêt communautaire, note n°3 – Muséum national d'histoire naturelle – 13 p.

- MUNNÉ, A., PRAT N., SOLÀ C., BONADA N., RIERADEVALL M., 2003 – A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams : QBR index – Aquatic conservation : Marine and freshwater ecosystems 13 – 2003 – p. 147 - 163
- OFFICE NATIONAL DES FORETS, 2006 - Le suivi de la forêt alluviale de la Basse Vallée de l'Ain – syndicat Basse vallée de l'Ain – 66 p.
- OFFICE NATIONAL DES FORETS, CONSERVATOIRE DES SITES NATURELS BOURGUIGNONS, SERVIÈRE L., 2007 - Réserve naturelle de la Combe Lavaux – Jean Roland, plan de gestion 2008-2012 – 353 p.
- PIÉGAY H., PAUTOU G., RUFFIONI C., 2003 - Les forêts riveraines des cours d'eau – Dijon, Institut pour le développement forestier – 264 p.
- PONT B., 2002 – Suivi à long terme de la dynamique spontanée des forêts alluviales ; protocole – Réserves naturelles de France – 7 p.
- PONT B., 2007 - Les forêts alluviales des grands cours d'eau – Lyon, Les cahiers thématiques – 23 p.
- PONT B., BERANGER A., HERODET B., 2004 – Résultats de quinze ans de veille sur les annexes hydrauliques fluviales – Réserve naturelle nationale de l'île de la Platière – 79 p.
- PONT B., FATON J.M., KLEIN J.P., PONSERO A., KNIBIELY P., 1992– Le réseau des réserves naturelles fluviales – Acte du séminaire « gestion et restauration des milieux fluviaux » Conférence permanente des réserves naturelles – Mulhouse, – 76 p.
- PONT B., FATON J.-M., PISSAVIN S., 1999 – Protocole de suivi à long terme des peuplements de macrophytes aquatiques et d'odonates comme descripteurs de fonctionnement des hydrosystèmes – Réserves Naturelles de France, Quétigny – 33 p.
- PONT B., LE BOT N., 2002 – Suivi à long terme de la dynamique spontanée de la forêt alluviale de l'île des Gravieres ; résultats de la seconde campagne de relevés – Association des amis de la réserve naturelle de l'île de la Platière – 25 p.
- PREVOSTO B., DAMBRINE E., ZELLER B., 2006 - Impact de l'abandon et de la colonisation par le genêt (*Cytisus scoparius* L.) sur le sol et la végétation d'une pâture de la Chaîne des Puys (Massif Central) - Étude et Gestion des Sols, Volume 13, 2 – p. 103 à 112
- SCHERRER B., 1984 – Biostatistiques - éd. Gaetan Morin, Chicoutimi - 850 p.
- SMELKO S., FABRIKA M., 2007 – Evaluation of qualitative attributes of forest ecosystems by means of numerical quantifiers – Journal of Forest science, 53 – p. 529-537
- RAMEAU J.C., GAUBERVILLE C., DRAPIER N., 2000 – Gestion forestière et diversité biologique ; identification et gestion intégrée des habitats et espèces d'intérêt communautaire, domaine atlantique – ENGREF, IDF, ONF
- RÉSERVES NATURELLES DE FRANCE, CHIFFAUT A., 2006 - Guide méthodologique des plans de gestion de réserves naturelles. MEDD/ATEN, Cahiers techniques n°79 – 72 p.
- RÉSERVES NATURELLES DE FRANCE, GILG O., 2004 – Forêts à caractère naturel ; caractéristiques, conservation, suivi – MEDD/ATEN, Cahiers techniques n°74 – 96 p.
- RÉSERVES NATURELLES DE FRANCE, 2007 – Milieux forestiers – Quétigny, Observatoire du patrimoine naturel des réserves naturelles de France 2007- 16 p.
- RÉSERVES NATURELLES DE FRANCE, 2007 – Milieux humides – Quétigny, Observatoire du patrimoine naturel des réserves naturelles de France 2008 – document de travail – 33 p.
- SVATEK M, BUCEK A., 2005 – Méthodologie d'évaluation de l'état et de la gestion des zones protégées de petite taille en République tchèque – Université Mendel de l'agriculture et de la forêt, Brno – 28 p.
- TRAUB N., TABOURET P., PISSAVIN S., PONT B. – 2001 – Guide pour la gestion des forêts alluviales de la moyenne vallée du Rhône – CRPF Rhône-Alpes et Association des Amis de la Réserve Naturelle de l'île de la Platière – 32 p.
- TRÉMOLIÈRES M., SCHNITZLER A., CARBIENER D., 2002 – Quel système de référence pour la restauration des systèmes alluviaux rhénans ? - Revue d'écologie supplément 9 – p. 131 - 145
- USHER M.B., 1986 – Wildlife Conservation Evaluation – Capman and Hall Ltd, 393 p.

CONTACTS

Bernard PONT
Conservateur
Association des amis de l'île de la Platière
Rue César Geoffroy - 38550 SABLONS
Tél : 04 74 84 35 01
bernard.pont@espaces-naturels.fr

Valérie FIERS
Chargée de mission scientifique
6 bis rue de la Gouge - BP 100 - 21803 QUETIGNY Cedex
Tél : 03 80 48 91 00
valerie.fiers-mnf@espaces-naturels.fr

Farid BENSETTITI
USM 308 - Service du Patrimoine Naturel
Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité
Muséum National d'Histoire Naturelle
36, rue Geoffroy St. Hilaire - Maison Buffon - CP 41
75231 PARIS Cedex 05
Tél : 01 40 79 48 14
bensetti@mnhn.fr

Colin NIEL
Chef du bureau des parcs nationaux et des réserves
Sous-Direction des Espaces Naturels
Direction de la Nature et des Paysages
Ministère de l'Écologie, de l'Energie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire
20, av. Ségur 75302 PARIS
Tél : 01 42 19 19 71
colin.niel@ecologie.gouv.fr

Maëlle RAMBAUD
Muséum National d'Histoire Naturelle
Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité
61 rue Buffon 6 75005 PARIS
Tél : 01 40 79 34 53
rambaud@mnhn.fr

Emmanuele GAUTIER
Université Paris 8 Département de Géographie
CNRS UMR 8591 Laboratoire de Géographie Physique
1 Place Aristide Briand - F92195 MEUDON Cedex
Tél : 01 45 07 55 85
emmanuele.gautier@cnrs-bellevue.fr

Pascal DUPONT
OPIE
21 Impasse des Tuileries
38920 CROLLES
Tél : 04 76 08 75 65
pascal.dupont5@gmail.com

Martin SVATEK
University Mendel – Brno – République tchèque
msvatek@centrum.cz

GESTIONNAIRES

Laurent SERVIERE
Réserve Naturelle Combe Lavaux - Jean Roland Communauté de communes de Gevrey-
Chambertin
25 avenue de la Gare - BP 34 - 21220 GEVREY CHAMBERTIN
Tél : 03 80 51 01 70
combe.lavaux@espaces-naturels.fr

Michel CHANTEREAU
Réserve naturelle nationale de Saint-Mesmin
Loiret Nature Environnement (Association des Naturalistes Orléanais)
64 route d'Olivet
45100 OLIVET
Tél : 02 38 56 69 84
michel.chantereau@espaces-naturels.fr

Nicolas POINTECOUTEAU
Réserve naturelle nationale du Val de Loire
11 bis, rue Ferdinand Gambon
58 150 POUILLY-SUR-LOIRE
Tél : 03.86.39.05.10
reservenaturelle-valdeloire@wanadoo.fr

Jean-Michel FATON
Maison de la réserve naturelle nationale des Ramières
Communauté de communes du Val de Drôme
Gare des Ramières, route de Grâne
26400 ALLEX
Tél : 04 75 41 01 51
ramieres@espaces-naturels.fr

Yannick DESPERT
1, cour de l'abbaye
68140 MUNSTER
Tél : 03 89 77 90 34
y.despert@parc-ballons-vosges.fr

Anne DOUARD
anne.douard-rnf@espaces-naturels.fr

Emmanuelle CHAMPION
Responsable de programmes Natura 2000 & Plans de gestion
Secrétaire du Comité d'Entreprise de la LPO
LPO - La Corderie Royale - BP 90263 - 17 305 ROCHEFORT cedex
Tél : 05 46 82 12 34
emmanuelle.champion@lpo.fr

David BECU
Réserve naturelle nationale de Chalmessin
db.cpnca@wanadoo.fr

Pierre André DEJAIFVE
Réserve naturelle nationale du Val d'Allier
Les Portes d'Auvergne
B.P. 1722
03017 MOULINS Cedex
Tél : 04 70 46 82 00
sd.moulins@onf.fr

Véronique PETIT UZAC
Atelier technique des espaces naturels
2 place Viala
34060 MONTPELLIER cedex
Tél : 04 67 04 30 30
veronique.petituzac@aten.espaces-naturels.fr

TABLE DES ANNEXES

- Annexe 1 : Nombre de réserves naturelles en France au 13 mars 2008
- Annexe 2 : Premiers résultats du Muséum national d'histoire naturelle
- Annexe 3 : Où trouver des référentiels sur les habitats ?
- Annexe 4 : Définition de la phytosociologie
- Annexe 5 : Définition de la biodiversité
- Annexe 6 : Fiche habitat de la RN du Val de Loire
- Annexe 7 : Les réserves naturelles fluviales
- Annexe 8 : Les habitats alluviaux
- Annexe 9 : Les styles géomorphologiques
- Annexe 10 : Diagnostic du fonctionnement de l'hydrosystème
- Annexe 11 : Diagnostic du fonctionnement de l'hydrosystème dans la RN du Val de Loire
- Annexe 12 : Échange nappe – cours d'eau
- Annexe 13 : Exemple de données ADES (Accès aux données sur les eaux souterraines)
- Annexe 14 : Grille d'évaluation de la forêt de bois dur
- Annexe 15 : Évaluation de la forêt de bois dur dans la RN du Val de Loire
- Annexe 16 : La surface terrière
- Annexe 17 : Grille d'évaluation des annexes hydrauliques
- Annexe 18 : Grille d'évaluation des milieux ouverts
- Annexe 19 : Diagnostic du fonctionnement de l'hydrosystème dans la RN de la Platière
- Annexe 20 : Évaluation d'un milieu ouvert dans la RN de la Platière
- Annexe 21 : Évaluation d'un milieu aquatique dans la RN de la Platière
- Annexe 22 : Évaluation de la forêt de bois tendre dans la RN de la Platière

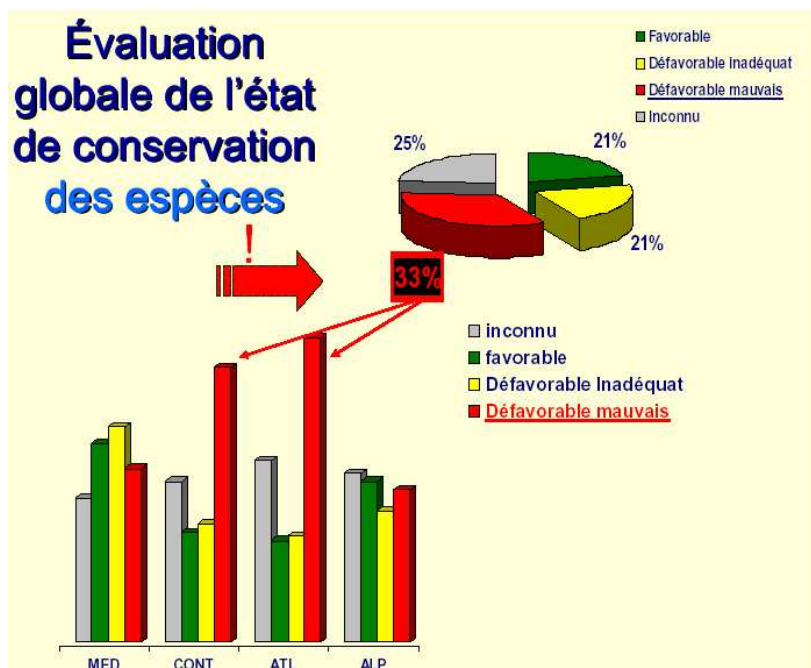
Annexe n°1 : Nombre de réserves naturelles en France au 13 mars 2008

	RNN		RNR		RNC		TOTAL	
	Nombre	Superficie (ha)	Nombre	Superficie (ha)	Nombre	Superficie (ha)	Nombre RN	Superficie RN (ha)
Métropole	142	161 842	155	18 464	6	83 426	303	263 732
Outre-Mer	18	2 582 655	3	2 515			21	2 585 171
TOTAL	160	2 744 497	158	20 979	6	83 426	324	2 848 902

Source : RNF

Annexe n° 2 : Premiers résultats MNHN (20 décembre 2007)
(source : Farid Bensettiti)

290 espèces des annexes II, IV et V ont été évaluées



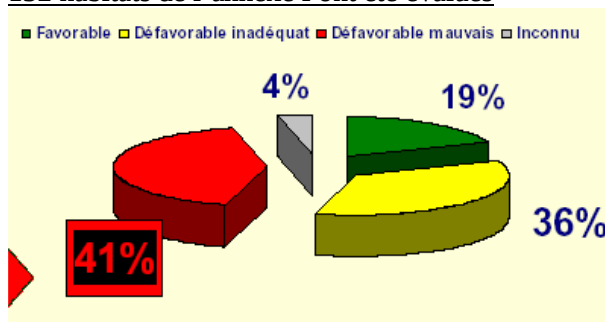
Il subsiste beaucoup d'inconnus pour les populations et habitats d'espèces

L'évaluation n'est pas bonne pour la faune et la flore continentales et atlantiques

Les tendances sont négatives pour les reptiles, les amphibiens, les ptéridophytes.

Les altérations sont souvent dues à l'influence de l'homme (agriculture, urbanisation, changements des conditions du milieu)

132 habitats de l'annexe I ont été évalués



La tendance est à la réduction des surfaces pour 69% des habitats (influences humaines et processus naturels)

Les eaux marines et milieux à marées, plus les milieux humides en général et les forêts méditerranéennes à feuilles caduques sont en mauvais état.

Annexe n° 3 : Où trouver des référentiels sur les habitats ?

(Source : Guide méthodologique des plans de gestion des réserves naturelles, ATEN 2006)

- COLLECTIF, 2001-2005. « Cahiers d'habitats » Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Ed. La Documentation française, Paris, 6 tomes.
<http://natura2000.environnement.gouv.fr/habitats/cahiers.html>
- BARDAT J., BIORET F., BOTINEAU M., BOULLET V., DELPECH R., GEHU J-M, HAURY J., LACOSTE A., RAMEAU J-C, ROYER J-M, ROUX G., TOUFFET J., 2004, *Prodrome des végétations de France*, Publications scientifiques du MNHN, Paris, 171p. (Patrimoines naturels, 61)
- Commission européenne, 2003. *Interpretation Manual of European Union, Habitats*. Version EUR 27. Commission européenne, DG Environnement, 127p
http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf
- BISSARDIN M. et GUIBAL L., 1997. CORINE Biotopes – Types d'habitats français. ENGREF, 217 p.
http://www.espaces-naturels.fr/natura_2000/outils_et_methodes/corine_biotope
- Référentiel EUNIS
<http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp> (en anglais)
- Catalogues des associations végétales réalisés par certains conservatoires botaniques
- Système d'information sur la nature et les paysages

Analyse des documents existants pour la caractérisation des habitats (Lalanne, 2006)

Définitions des habitats selon Corine biotope

La liste typologique « CORINE Biotopes » a été élaborée dans le contexte du projet sur les biotopes de la Commission des Communautés Européennes « CORINE », système de cartographie et d'information, en tant qu'outil pour la description de sites d'importance pour la conservation de la nature en Europe.

L'objectif premier de cette liste est d'identifier tous les groupements majeurs dont la présence contribue à l'évaluation de l'importance d'un site en matière de conservation. Chaque groupement ou unité est présenté par une description physionomique, le plus souvent brève, parfois accompagnée de liste de végétaux ou de données phytosociologiques. Ces dernières sont indicatrices et « destinées à faciliter l'identification phytosociologique ».

Lors de sa création, ce référentiel a été un outil de communication important pour tous les acteurs œuvrant pour la connaissance, la gestion et la conservation du patrimoine naturel.

Cependant, on peut noter la non-concordance entre les niveaux physionomiques de description et le niveau synsystématique usité.

Par exemple, pour le niveau « 3 » de la typologie CORINE :

41.1 Forêts de hêtres (absence de position phytosociologique)

41.2 Chânaies-Charmaies *Carpinion betuli* (niveau alliance)

Niveau « 4 »

41.12 Hêtraies atlantiques acidiphiles *Illici-Fagenio* (niveau sous-alliance)

41.21 Chênaies atlantiques mixtes à Jacinthe des bois *Endymio-Carpinetum*, *Corylo-Fraxinetum pro parte* (niveau association)

En terme de méthodologie, cela souligne une incohérence puisque lors de travaux de cartographie ou d'évaluation de la valeur patrimoniale ou l'état de conservation des habitats, on ne désigne pas le même niveau typologique des objets de même nature.

De plus les descriptions des habitats sont trop succinctes, il est difficile de reconnaître un habitat d'après ce document.

On s'aperçoit que cet « outil » est loin de satisfaire aux demandes des gestionnaires , voire il peut les induire en erreur.

Définitions selon EUR 27

Devant les difficultés méthodologiques générées par la typologie CORINE Biotopes mais également les approches différentes de l'étude de la végétation dans les différents pays, l'Union Européenne a édité un « Manuel d'interprétation des habitats de l'Union Européenne » versions EUR 12, EUR 15, EUR 25 puis EUR 27 en 2007.

Pour chacun des habitats, on trouve une description détaillée, avec parfois des variantes stationnelles ou géographiques, une liste d'espèces caractérisant l'habitat, des éléments phytosociologiques, qui sont les mêmes que ceux du manuel « CORINE Biotopes ».

On voit donc qu'il n'y a aucune clarification, du moins quant au déterminisme phytosociologique des habitats, par rapport à la version du manuel « CORINE Biotopes ».

Définitions selon les cahiers d'habitats

Les « Cahiers d'habitats » sont un outil destiné à fournir des connaissances actuelles sur les espèces et les espaces qui constituent la base du réseau Natura 2000 français. Cet état de connaissance concerne aussi bien les aspects scientifiques que les aspects techniques de gestion. C'est une base d'information solide et homogène.

Dans ces cahiers, chaque habitat a fait l'objet de fiches de synthèses. On trouve une fiche « habitat générique » et des fiches « habitat élémentaire ».

Ce guide peut sembler facile à utiliser et pragmatique pour bon nombre de gestionnaire de terrain, cependant, il présente encore certaines lacunes :

- D'une part, au niveau de la description phytosociologique des habitats élémentaires, il n'y a aucune justification du choix du syntaxon (sans oublier les problèmes de nomenclature). Il est donc difficile d'évaluer si le relevé que l'on effectue correspond ou non au taxon sus-nommé et si l'état de conservation est satisfaisant ou non, car l'état à privilégier mentionné dans la fiche reste d'une précision insuffisante.

- D'autre part, on ignore sur quelles bases la carte de répartition de l'habitat élémentaire a été conçue. On peut penser qu'elle a été réalisée à partir de travaux phytosociologiques et des catalogues de stations forestières. Cependant toutes les régions forestières ne possèdent pas de catalogue ou certains catalogues ne sont pas basés sur une approche phytosociologique

Il n'existe pas d'outil adapté pour la caractérisation des habitats qui ne sont pas d'intérêt communautaire.

Annexe n° 4 : Définition de la phytosociologie :

Méthodologie

Les relevés sont effectués, suivant la méthode mise au point par BRAUNBLANQUET (1964) et complétés par des fiches de descriptions abiotiques. Cette méthode est basée sur la liste floristique et la détermination du pourcentage de recouvrement par espèce à l'aide d'un coefficient d'abondance-dominance.

Coefficient d'abondance-dominance :

+ un seul individu ou individus très peu nombreux avec un recouvrement insignifiant ;

1 individus peu nombreux à nombreux avec un recouvrement < 5 % ;

2 individus nombreux à très nombreux avec un recouvrement de 5 % à 25 % ;

3 nombre d'individus quelconque, recouvrement de 25 % à 50 % ;

4 nombre d'individus quelconque, recouvrement de 50 % à 75 % ;

5 nombre d'individus quelconque, recouvrement de plus de 75 %.

Les classes de valeurs de la richesse spécifique et du recouvrement ont été définies sur la base des médianes et quartiles de ces variables.

Chaque relevé est caractérisé par une association qui prend en compte les espèces dominantes sur le site de prélèvement

La végétation est un bon intégrateur des caractéristiques du milieu (abiotique et biotique) (Bouzillé, 2007). Chaque habitat peut recouvrir plusieurs variantes de communautés végétales ou stades évolutifs d'une même série

La flore est un indicateur de l'état de l'habitat, mais la définition du bon état de conservation d'un habitat n'est pas seulement du au maintien de bonnes conditions de la flore.

De plus, les relevés phytosociologiques permettent de rechercher les éventuelles modifications enregistrées par la flore herbacée. Pour exprimer la structure phytosociologique des relevés, on peut caractériser chaque espèce d'après les documents fournis par Julve (1998). Cette information permet de mesurer une éventuelle dérive de la structure phytosociologique de chaque type (Pont 2002).

Annexe n°5 : Définition de la biodiversité

	Composition	Structure	Fonction	Exemple d'outil de mesure
Régional-Paysage	Nature des taches dans le paysage	Hétérogénéité, connectivité	Régime de perturbation, flux hydrochimiques, changement global, changement d'utilisation du territoire	Photographie aérienne, satellite, SIG
Communauté écosystème	Diversité des communautés, types biologiques	Stratification, répartition spatiale, présence de micro-habitats	Biomasse, stabilité, dispersion	Catalogue des stations, inventaires dendrométriques
Population	Abondance	Sex-ratio, densité	Démographie, dispersion, phénologie	Radio-tracking, modèle d'habitat
Génétique	Diversité allélique	Polymorphisme, hérédité	Intensité de sélection, flux de gènes	Méthodes génétiques

Source : Deconchat, Balent, 2004 , Revue forestière française

Caractéristique	Description	Exemple
Espèce limitée par la surface	Espèce qui nécessite des grandes surfaces d'habitat pour avoir une population viable	Grands mammifères carnivores
Espèce limitée par la dispersion	Espèce qui ne peut pas circuler facilement entre des portions de son habitat	Batraciens, petits mammifères, plantes barochores
Espèces limitée par les ressources	Espèce qui nécessite des ressources peu fréquentes ou peu abondantes ou transitoires	Chauve-souris nécessitant des cavités comme abris
Espèces limitée par des processus	Espèce liée à un processus particulier comme les inondations, les incendies, les symbioses	Plantes pyrophiles
Espèce clef de voûte	Espèce qui influence le reste de la communauté d'espèces disproportionnellement à son abondance	Castor (création de milieux), pollinisateur
Espèce endémique	Espèce répartie sur une faible surface (< 50 000 Km ²)	Nombreux exemples de plantes
Espèce porte-drapeau	Espèce bien connue et appréciée du public	Grand Tétras
Espèce parapluie	Espèce ayant de si grandes exigences que sa présence implique celle d'autres espèces moins exigeante	Ours brun

Gosselin et Laroussinie donnent alors la définition suivante : « La biodiversité représente la variété qui existe entre les différentes catégories (ou même à l'intérieur des catégories) d'organismes vivants, de communautés, ou de processus biotiques présents sur une surface donnée. La notion de biodiversité s'applique aux éléments biotiques d'espaces naturels aussi bien que d'espaces modifiés par l'homme. Elle n'a de sens que précisée par rapport à une surface donnée. Elle peut être appréhendée à toutes les échelles, de celle du microhabitat à celle de la biosphère. A l'intérieur de la surface considérée, la diversité des catégories biotiques (individus, populations, communautés ou processus) peut être mesurée, en fonction de la nature, du nombre et de l'abondance des catégories. On peut donc distinguer la **diversité génétique**, à l'échelle d'une population ou d'un ensemble de population pour une espèce donnée ; la **diversité taxonomique**, aux niveaux supérieurs de la classification ; et la **diversité écosystémique**, pour laquelle les catégories considérées sont les écosystèmes .

Elle fait appel à la fois aux notions de richesse, de répartition, et de composition.

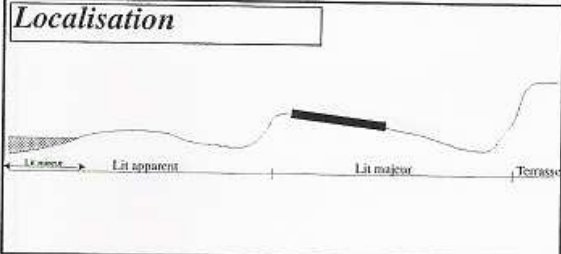
Quels que soient les taxons considérés, on sent bien intuitivement que pour appréhender la diversité, on a recours à trois notions :

- « Plus il y a de taxons présents, plus la diversité est grande ». C'est la notion de **richesse taxonomique**, ou nombre de taxons distincts d'une communauté (richesse spécifique, richesse générique, richesse en famille...)

- « A nombre d'individus égal et à nombre de taxons égal, plus un taxon domine les autres (en abondance), moins la diversité est élevée ». Il s'agit de la notion de **répartition**, qui quantifie quelle proportion de l'abondance est détenue par quelle proportion des espèces dominantes présentes.

- « Considérons deux ensembles, identiques par le nombre d'individus, le nombre de taxons et la répartition de l'abondance. A l'échelle de chaque ensemble, la diversité est la même, mais à une échelle plus vaste, qui englobe les deux ensembles, la diversité sera supérieure si les deux ensembles diffèrent par la nature des taxons qui les composent ». C'est la notion de **composition**, qui influence la biodiversité par l'intermédiaire des emboîtements d'échelle.

Toutes ces notions n'ont de sens que rapportées à une échelle spatiale».

Les pelouses à <i>Festuca longifolia</i> 7				
Phytosociologie Alliance : <i>Koelerio-Phleion</i>	Code Habitat : 34.31 à 34.34 Habitat prioritaire : non Code natura 2000 : 6210 Code Corine 91 : 34.34			
Localisation 	Localisée sur les parties hautes d'alluvions sableuses très sec en été. La formation a son optimum dans les secteurs qui ne sont recouverts qu'au moment des grandes crues.			
Espèces caractéristiques : <table style="width: 100%; border: none;"> <tr> <td style="width: 33%; vertical-align: top;"> <i>Festuca longifolia</i> <i>Helianthemum nummularium</i> <i>Euphorbia cyparissias</i> <i>Potentilla neumanniana</i> <i>Artemisia campestris</i> <i>Armeria arenaria</i> <i>Corynephorus canescens</i> <i>Jasione montana</i> <i>Sanguisorba minor</i> </td> <td style="width: 33%; vertical-align: top;"> <i>Koeleria macrantha</i> <i>Luzula campestris</i> <i>Saxifraga granulata</i> <i>Agrostis capillaris</i> <i>Eryngium campestre</i> <i>Scabiosa columbaria</i> <i>Poa angustifolia</i> <i>Hieracium pilosella</i> <i>Thymus pulegioides</i> </td> <td style="width: 33%; vertical-align: top;"> <i>Hypochaeris radicata</i> <i>Carex caryophylla</i> <i>Asperula cynanchica</i> <i>Festuca rubra</i> <i>Avenula pubescens</i> </td> </tr> </table>		<i>Festuca longifolia</i> <i>Helianthemum nummularium</i> <i>Euphorbia cyparissias</i> <i>Potentilla neumanniana</i> <i>Artemisia campestris</i> <i>Armeria arenaria</i> <i>Corynephorus canescens</i> <i>Jasione montana</i> <i>Sanguisorba minor</i>	<i>Koeleria macrantha</i> <i>Luzula campestris</i> <i>Saxifraga granulata</i> <i>Agrostis capillaris</i> <i>Eryngium campestre</i> <i>Scabiosa columbaria</i> <i>Poa angustifolia</i> <i>Hieracium pilosella</i> <i>Thymus pulegioides</i>	<i>Hypochaeris radicata</i> <i>Carex caryophylla</i> <i>Asperula cynanchica</i> <i>Festuca rubra</i> <i>Avenula pubescens</i>
<i>Festuca longifolia</i> <i>Helianthemum nummularium</i> <i>Euphorbia cyparissias</i> <i>Potentilla neumanniana</i> <i>Artemisia campestris</i> <i>Armeria arenaria</i> <i>Corynephorus canescens</i> <i>Jasione montana</i> <i>Sanguisorba minor</i>	<i>Koeleria macrantha</i> <i>Luzula campestris</i> <i>Saxifraga granulata</i> <i>Agrostis capillaris</i> <i>Eryngium campestre</i> <i>Scabiosa columbaria</i> <i>Poa angustifolia</i> <i>Hieracium pilosella</i> <i>Thymus pulegioides</i>	<i>Hypochaeris radicata</i> <i>Carex caryophylla</i> <i>Asperula cynanchica</i> <i>Festuca rubra</i> <i>Avenula pubescens</i>		
Commentaires La pelouse à <i>Festuca longifolia</i> est une des formations qui participent à la qualité patrimoniale du Val de Loire. La grande richesse floristique résulte de la juxtaposition de plusieurs cortèges socio-écologiques dont celui des pelouses des <i>Festuco-Brometea</i>. Il faut signaler au sein de cette pelouse, un groupement à <i>Artemisia campestris</i> devenu très rare aujourd'hui, qui existe encore à l'état relictuel sur Mesves et Couargues. D'une façon générale, la pelouse à <i>Festuca longifolia</i> est très faiblement représentée dans la zone d'étude. Elle apparaît çà et là à l'état de fragments au sein de la prairie sèche. Il est donc délicat de préciser davantage les différents groupements de ces pelouses sableuses, qui sont présents sur le Val de Loire et qui sont fortement liés aux facteurs édaphiques.	Dynamique Succédant à la pelouse à <i>Corynephorus canescens</i>, elle évolue soit vers une lande à Genêt, soit vers une prairie méso-xérophile. Localités : Mesves-sur-Loire : -L'Ile du Bas -(La Chaume) Couargues : Les Vallées			



Réserves importantes pour les cours d'eau :

Gorges

41. Gorges de l'Ardèche (1570 ha) : 150 ha soit 9,5 % de la RN

Tressage-méandrage actif

43. Delta de la Dranse (53 ha) : 13 ha soit 25 % de la RN

89. Ramières du Val de Drôme (346 ha) : 131 ha soit 38 % de la RN

119. Val d'Allier : (1 450 ha) 100 %

127. Val de Loire (1 900 ha) : 1500 ha, 19 km

Tressage bloqué par les aménagements

60. Petite Camargue Alsacienne (120 ha)

61. Île du Girard (125 ha) : 12 ha

79. Île de la Platière (484 ha) : 151 ha soit 31 % de la RN

97. Forêt d'Offendorf (60 ha)

98. Forêt d'Erstein (180 ha)

106. Île de Rhinau (311 ha) 100 ha soit 32 % de la RN

133. Ile du Rohrschollen (310 ha)

135. Delta de la Sauer (486 ha)

155. La Bassée (854 ha)

Méandres, lit unique

26. Saint-Mesmin (@ ha) 30 ha soit 60 % de la RN

52. Frayères d'Alose (48 ha, 2,3 km): 45 ha soit 100 % de la RN;

Rivières et marais des plaines tourbeuses

40. Étang Saint-Ladre

58. Marais d'Isle (48 ha)

Embouchures

22. Camargue (13117 ha)

70. Mas Larrieu (145 ha)

57. Courant d'Huchet (617 ha)

137. Estuaire de la Seine ?

Baie de l'Aiguillon ? (DPF)

Marais latéraux, anciens méandres

21. Bout du lac d'Annecy (84 ha)

64. Marais de Bruges

68. Marais de Lavours

76. Étang de la Mazière

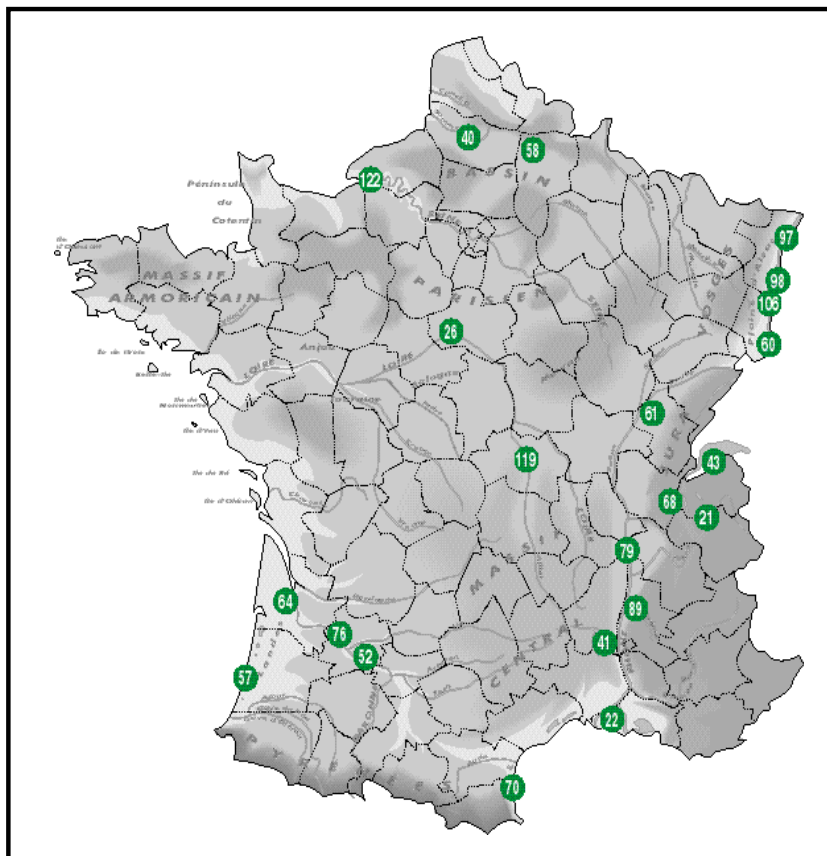
122. Manneville

11. Haute Vallée de la Séveraisse (20 ha)

12. du Torent de St-Pierre (53 ha)

13. du Vénéon (155 ha)

Annexe n°7 : Réserves naturelles fluviales



Annexe n°8 : Les habitats alluviaux et leur nombre dans les réserves naturelles

Une plaine alluviale se caractérise par une mosaïque de milieux :

- **les grèves** accueillent les stades initiaux des boisements, ils constituent également des habitats originaux abritant des espèces tant animales que végétales très particulières car adaptées aux contraintes très fortes imposées par la dynamique fluviale (remaniement à chaque crue) et de longues périodes de submersion (code Corine 24.52 ou 22.33 ou 22.32).

Certains bancs de gravier, sable ou vase végétalisée constituent les phases pionnières des formations alluviales de saules ou peupliers. La présence simultanée de ces deux types d'habitats met en évidence la dynamique fluviale encore active, comme sur les RNN des Ramières du Val de Drôme, du Val d'Allier et du Val de Loire. Sur la plupart des autres RNN, les formations riveraines de saules témoignent d'une dynamique fluviale ancienne, mais ne se renouvellent plus faute de grèves aptes à accueillir des stades pionniers. (Observatoire du Patrimoine naturel des Réserves Naturelles de France 2007)

Ces tronçons présentent souvent un intérêt ornithologique important : les oiseaux d'eau (ardéidés, anatidés, limicoles, ...) exploitent ces milieux en période de migration et d'hivernage. En période de nidification, les espaces ouverts constitués par les bancs de galets accueillent des espèces très spécialisées : petit gravelot (*Charadrius dubius*), sterne pierregarin (*Sterna hirundo*), etc. Les bancs de graviers sont colonisés par des plantes annuelles (alliances du *Bidention*, du *Nanocyperion*).

- **les forêts alluviales** (D'après le cahier technique les forêts alluviales des grands cours d'eau)

Les forêts alluviales correspondent aux formations boisées incluses dans le lit majeur des cours d'eau. Il ne faut pas les confondre avec les forêts dites « riveraines » qui comprennent les forêts alluviales, les végétations arborescentes et arbustives des marais, marécages et tourbières. (Observatoire du Patrimoine naturel des Réserves Naturelles de France 2007). Par contre, les termes « forêt alluviale », « boisement riverain » et « ripisylves » sont identiques bien qu'une ripisylve est souvent associé à des formations linéaires étroites en bord de chenal.

Les surfaces couvertes sont souvent très faibles.

Une forêt alluviale peut se caractériser par la conjonction de trois conditions :

- être installée spontanément sur des alluvions fluviales ou lacustres modernes (les alluvions sont à l'origine de la richesse minérale du sol qui permet une alimentation minérale sans limite de la végétation).
- être en relation avec la nappe phréatique sous-jacente (l'accessibilité à la nappe phréatique garantit une alimentation en eau indépendante de la pluviométrie au moins pour les arbres et autres végétaux capables de l'atteindre. De ce fait, les boisements alluviaux sont capables d'une vitesse de croissance particulièrement forte et les arbres y atteignent souvent des dimensions exceptionnelles).
- être soumise à l'influence des crues du cours d'eau (inondations, érosion). Ce qui permet une sélection des espèces adaptées (bloque le développement du chêne, du hêtre, et du charme par exemple) à la contrainte d'inondation et un ralentissement de l'évolution vers des stades matures, permettant à des stades pionniers de se maintenir en proportion beaucoup plus forte que dans la plupart des autres boisements.

Ces relations se concrétisent par des flux (eau, sédiments, matière organique, nutriments, matériel biologique) qui créent de conditions de milieux et de croissance qui sont particulières pour la végétation : forte humidité de l'air et du sol, températures favorables, entrée régulière de nutriments lors des crues, etc. (Dufour et al, 2004)

Ces particularités fonctionnelles conditionnent la structure des forêts alluviales : ce sont des forêts organisées en mosaïques complexes ; en effet trois types de mosaïques se superposent : celle due à l'hétérogénéité des conditions d'humidité héritées de la dynamique fluviale, celle due à des stades de maturation différents, eux aussi hérités du régime de perturbation lié aux crues et enfin la mosaïque de renouvellement interne pour les peuplements suffisamment âgés.

Les forêts alluviales se caractérisent par une croissance en hauteur, une forte consommation d'énergie, un bon rendement énergétiques et des flux intenses, un stockage important de la biomasse, une capacité à s'imposer, une bonne longévité, une relative fragilité et une capacité de régénération (Otto, 1998 dans Dufour et al, 2004)

On peut se rendre compte de la diversité des forêts en espèces ligneuses car la plupart des massifs atteignent ou dépassent la cinquantaine d'espèces ligneuses spontanées : 45 à Offendorf et à l'Ile de la Platière, 48 à Erstein, 54 à Rhinau et 75 dans les Ramières du Val de Drôme.

Sur l'ensemble du réseau des réserves fluviales, les boisements totalisent environ 1 300 ha. Trois grands types de boisement peuvent être distingués en fonction de leur stade d'évolution, auxquels s'ajoutent les formations artificialisées par des pratiques sylvicoles.

Les forêts alluviales permettent la nidifications de certaines espèces d'oiseaux inscrites à l'annexe I de la directive CEE sur la conservation des oiseaux sauvages : héron bihoreau (*Nycticorax nycticorax*), aigrette garzette (*Egretta garzetta*), milan noir (*Milvus migrans*). (Pont et al, 1992)

Les Ramières du Val de Drôme, l'Ile de la platière, le Marais de Lavours, le Val d'Allier, le Val de Loire, La Bassée, l'Ile de Rhinau, la Forêt d'Erstein, l'Ile du Rohrschollen, le Delta de la Sauer protègent plus de 100 ha de forêts (d'après Observatoire du patrimoine naturel des réserves naturelles de France, 2007).

Les différents types de forêts alluviales

Les forêts alluviales s'organisent d'abord selon le stade successional (âge de succession, régime de perturbation). On a donc une série de végétation des stades de bois tendre vers les forêts à bois dur. Il est parfois difficile de définir clairement le stade car il s'agit souvent d'une mosaïque. Certaines études ont essayé de définir la succession des séries de végétation de la berge vers le milieu terrestre (Belet et Auge, 2005). Ainsi, on distingue les forêts pionniers de bois tendre (saule, peuplier, aulne) âgées de quelques décennies au plus et les forêts de bois dur (frêne, orme, chêne, ...), plus anciennes et soumises à un régime de perturbation moins intense. Entre ces deux extrêmes, on peut définir un stade intermédiaire de transition. La structuration des peuplements végétaux en milieux riverains dépend essentiellement de trois facteurs interdépendants qui s'expriment le long de gradients plus ou moins continus : la topographie (qui détermine le rythme d'inondation et la profondeur de la nappe phréatique), l'hydrologie (qui influe sur l'amplitude et la saisonnalité du battement de la nappe) et la pédologie (la granulométrie et nature des alluvions déterminent la possibilité de pénétration des racines et des remontées capillaires). La conjonction de ces trois gradients et d'un gradient temporel de succession végétale se traduit par un patron complexe de biotopes avec des potentialités (ressources) et des contraintes (stress et perturbations) différentes et donc par une mosaïque végétale diversifiée.

Les forêts alluviales pionnières à bois tendre

Les alluvions récemment déposées par la dynamique fluviale (banc de sable, de graviers ou de galets) sont rapidement colonisés par la végétation : la première année, cette végétation des grèves récentes est dominées par des espèces annuelles parmi lesquels on observe les semis de salicacées. Quelques années plus tard, la croissance des salicacées réduit la place des grands herbacées et conduit au stade des fourrés arbustifs. Une ou deux décennies plus tard, ces fourrés sont alors devenus des futaies ou la plupart des arbres ont le même âge et la même taille (il s'agit d'une cohorte). La dynamique fluviale, en érodant régulièrement certaines berges et se déposant ailleurs, renouvelle perpétuellement ce processus conduisant à une mosaïque d'unités d'âge varié. Les peuplements de bois tendre fonctionnels sont constitués de multiples petites unités homogènes en âge en leur sein, mais hétérogène entre elles. Ces peuplement ont en commun une structure simple, un faible nombre d'espèces ligneuses (<5), de longues durées d'inondation et un régime de perturbation élevé. On retrouve les habitats 24.223 et 44.11, 24.224 et 44.12, 44.92 pour les fourrés arbustifs à saules ainsi que 44.13 et 44.91 pour les stades arborés de bois tendre. Ce type de forêt occupe environ 350 ha dans les réserves fluviales. Il est particulièrement bien représenté dans les réserves présentant encore une dynamique fluviale active : les Ramières de la Drôme constituent le massif le plus important. Dans les réserves où la dynamique est amoindrie, ces boisements se trouvent limités à d'étroites franges en bordure du chenal principal ou des bras latéraux. Seules 4 réserves abritent plus de 30 ha de formations riveraines de saules : 32 ha de la RNN de l'Ile de Rhinau et de l'Ile de Rohrschollen, 37 ha sur la RNN des Ramières du Val de Drôme et 81 ha sur la RNN du Val d'Allier. (Observatoire du patrimoine des réserves naturelles, 2007).

Le saule blanc (*Salix alba*) et le peuplier noir (*Populus nigra*) sont les deux arbres les plus courants dans ce type de boisement . Si les alluvions ne sont pas carbonatées, le saule blanc est mélangé avec le saule fragile (*S. fragilis*), ou l'hybride entre les deux (*Salix x rubens*) (par exemple à Offendorf). Des saules arbustifs participent également à la formation : le saule des vanniers (*S. viminalis*) et le saule pourpre (*S. purpurea*) sont communs sur la plupart des cours d'eau de plaine. Sur les rivières à fort dynamisme (Dranse, Drôme) des saules « montagnards » (*Salix eleagnos*) jouent un rôle important dans les premiers

stades de la dynamique forestière. Ils sont accompagnés de deux autres arbustes des sols fréquemment remaniés : *Myricaria germanica* et *Hypophae rhamnoides* (l'argousier). (Pont et al, 1992)

Les saulaies basses, dominées par des saules, n'atteignent pas plus de 3 à 4 m de haut. Les saulaies-peupleraies arborescentes peuvent atteindre des hauteurs plus importantes (jusqu'à 25 à 30 m). La répartition des différents faciès est directement liée aux conditions hydriques. En raison de la plus grande souplesse écologique du Peuplier noir, qui supporte des périodes de sécheresse plus forte, les peupleraies noires occupent des terrains moins fréquemment inondés que ceux des saulaies blanches. (Boudin et al, 2007)

Les forêts alluviales post pionnières de transition

La poursuite de la maturation du boisement conduit, vers une cinquantaine d'année, au dépérissement et au remplacement progressif des espèces pionnières par des espèces capables de s'installer sous le couvert. Il s'agit le plus souvent des espèces de la forêt alluviale de bois dur mais dans quelques cas un stade intermédiaire existe comme par exemple l'aulnaie blanche (44.22), la peupleraie blanche (44.61) ou la peupleraie noire « sèche » (44.13). Cette zone de transition rend parfois la limite bois tendre/bois dur difficile à identifier.

Les forêts alluviales à *Alnus glutinosa* et *Fraxinus excelsior* (91E0*) sont présentes dans 31 réserves naturelles et couvrent 384 ha de manière connue. On retrouve également *Fraxinus excelsior*, *F. angustifolia*, *Ulmus minor*, *U. laevis*, *Prunus padus*

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. (Trémolières 2002)

Les forêts alluviales matures (de bois dur)

Sous le couvert des saulaies et saulaies-peupleraies s'installent des essences post-pionnières telles que les frênes (*Fraxinus excelsior*, *F. angustifolia*), chêne pédonculé (*Quercus robur*), ormes (*Ulmus campestris*, *U. montana*, *U. laevis*), peuplier blanc ou grisard (*Populus alba*, *P. canescens*), etc. La dynamique sylvigénétique se traduit d'abord par un stade mixte, où subsistent de grands peupliers noirs, derniers témoins du stade initial. Le stade suivant est la forêt à bois dur, où le frêne joue toujours un rôle important. Des espèces arbustives nombreuses viennent encore l'enrichir : aubépine, cornouiller sanguin, cerisier à grappe, noisetier... La strate herbacée comporte des espèces typiques des sols riches, bien alimentés en eau et des nitrophiles. Les codes Corine BIOTOPE sont 44.41, 44.42 et 44.33.

Les forêts mixtes à *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* ou *Fraxinus angustifolia*, riveraines des grands fleuves se trouvent dans 14 réserves naturelles et couvrent 1100 ha de manière connue. Avec une couverture de 31%, les forêts mixtes de chênes, d'ormes et de frênes des grands fleuves forment l'habitat le mieux représenté des forêts riveraines. A elles seules, 3 réserves naturelles abritent 78% de ce type de forêts : 511, 191 et 160 ha respectivement sur les RNN de la Bassée, de l'île de Rhinau et du Val d'Allier.

(Observatoire du patrimoine des réserves naturelles).

Ce type de forêt est le mieux représenté dans les réserves où la dynamique fluviale est amoindrie, soit du fait d'endiguements, soit du fait de la contraction de la bande active du cours d'eau due à la diminution de la charge grossière depuis la fin du 19^e siècle. L'alluvionnement plus fin a particulièrement favorisé le développement du frêne. Ceci a permis l'extension des forêts mixtes et à bois dur à la place des forêts à bois tendre qui occupaient les lieux un siècle plus tôt. Une partie de ces forêts s'est développée spontanément, à l'insu du forestier, et constitue des forêts sub-naturelles en cours de maturation. Ces massifs les plus naturels forment de petits îlots, de quelques dizaines d'hectares chacun, répartis sur les réserves rhénanes d'Offendorf, Erstein et Rhinau et sur les réserves rhodaniennes de l'île de la Platière et des Ramières de la Drôme. On peut estimer qu'ils couvrent environ 200 ha sur les 600 ha de forêts de bois dur que totalisent le réseau.

Les forêts mixtes et les forêts à bois dur connaissent des variations biogéographiques importantes :

- dans le domaine médio-européen, le frêne commun (*F. excelsior*), le chêne pédonculé et l'orme champêtre (*U. campestris*) sont les essences dominantes (*Quercus-Ulmetum*). Souvent le cerisier à grappe (*Prunus padus*) est bien représenté dans les sous bois, notamment dans les forêts rhénanes, qui se

distinguent également par la présence de l'orme diffus (*Ulmus laevis*). Les réserves forestières rhénanes de Rhinau, Erstein et Offendorf et la ripisylve du Séran au marais de Lavours représentent cette tendance. Les forêts de frêne et d'aulnes des rivières médio-européennes sont présentes sur 19 sites (90 ha) mais seules 3 réserves en compte plus de 10 ha (RNN de la forêt domaniale de Cérisy, de l'Ile du Girard et des Marais de Bruges). (Observatoire du patrimoine des réserves naturelles).

- Sur le bas Rhône, on observe une forêt de transition vers la ripisylve méditerranéenne à peuplier blanc (*Populetum albae*). Le chêne pédonculé disparaît, le frêne commun est remplacé par le frêne à feuille étroite (*Fraxinus angustifolia*), le peuplier blanc devient plus abondant. On note même l'apparition du chêne pubescent (*Q. pubescens*), souvent associé au tilleul à grandes feuilles (*Tilia platyphyllos*). L'influence méditerranéenne est également signée par la présence de la cucubale (*Cucubalus baccifer*) et de l'Iris fétide (*Iris foetidissima*). Ce groupement est représenté à l'Ile de la Platière et dans les Ramières de la Drôme. La RNN de l'Ile de la Platière compte 62% (35ha) des forêts méditerranéennes de peupliers, ormes et frênes des réserves. Cet habitat se rencontre également dans les RNN de Camargue, des Gorges de l'Ardèche et de l'Etang de l'Estagnol. (Observatoire du patrimoine naturel des réserves naturelles de France, 2007)

- sur la Loire, les forêts de bois dur sont peu représentées : on observe localement des boisements où le frêne à feuille étroite et l'orme champêtre sont associés au chêne pédonculé. (Pont et al, 1992)

- Des hêtraies -chênaies-charmaies apparaissent sur les terrasses les plus élevées où l'influence du cours d'eau ne se fait quasiment plus sentir. Il ne s'agit plus de forêt alluviale.

Les forêts marécageuses

On parle de forêts marécageuses lorsque la nappe est quasi-permanente tout au long de l'année avec une mauvaise aération du sol quasi-constante.

Elles sont dominées par l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa*) souvent associés au saule cendré (*S. cinerea*), et à la bourdaine (*Frangula alnus*). Elles se développent sur des matériaux alluviaux gorgés d'eau. Les interventions humaines (endiguement et canalisation des cours d'eau) favorisent dans certains cas l'extension de l'aulne glutineux, en diminuant les battements de la nappe phréatique.

Ces boisements totalisent une centaine d'hectares, principalement situés dans les marais de Lavours et d'Isle. Ailleurs, ces forêts apparaissent en bordure de marais au Bout du Lac d'Annecy, à l'Etang de St Ladre, ou le long de certains bras latéraux. (Pont et al, 1992)

Les galeries d'aulne blanc ne couvrent que 40 ha sur 7 réserves et les galeries méridionales d'aulnes et bouleaux ne sont connues que de la RNN de la Massane (3,5 ha). (Observatoire du patrimoine naturel des réserves naturelles de France, 2007).

Les forêts anthropisées

Il s'agit surtout de peupleraies (hybrides euraméricaines la plupart du temps, code corine 83.32), et dans certains cas des pessières (Offendorf) substituées à des forêts spontanées (souvent à bois tendre), ou à d'anciennes prairies abandonnées. Ces forêts artificielles totalisent environ 200 ha. Pour les gestionnaires des réserves naturelles, ce sont des milieux à « renaturer » (retour des espèces indigènes). (Pont et al, 1992)

Il existe également des faciès de dégradation due à la présence d'espèces envahissantes (Robinier, érable negundo...).

- **Les milieux aquatiques**

Sur 44 des 57 réserves naturelles concernées, la surface connue en eaux courantes représente plus de 2150 ha, dont près d'un tiers se situe dans la RNN du Val de Loire. 38 % de ces réserves préservent au moins 5 ha de cours d'eau.

Les réserves naturelles préservent des ensembles représentatifs des mosaïques d'habitats liées à la dynamique fluviale.

Pour onze réserves naturelles localisées le long des principaux cours d'eau, les eaux courantes (Cor. 24) représentent au moins 10 % de la réserve : Frayère d'Alose (100 % de la réserve), St-Mesmin (85 %), Ile de la Platière (46 %), Val de Loire (38 %), Ramières du Val de Drôme (38 %) Delta de la Dranse (34 %), Val d'Allier, Ile de Rhinau (33 %), Ile du Rohrschollen (28 %), Girard (17 %), Gorges de l'Ardèche (10 %).

Pour douze réserves naturelles, les boisements humides (Cor. 44) sont importants : Ile de Rhinau (66 % de la réserve), Forêt d'Erstein (95 %), Ramières du Val de Drôme (60 %), Marais de Lavours (40 %), Marais de Vesle et Caumont (37 %), Ile de la Platière (28 %), La Bassée (60 %), Ile du Rohrschollen (41 %), Val de Loire (24 %), Girard (17 %), Delta de la Sauer (30 %), Val d'Allier (20 %).

3 nouvelles réserves protègent des eaux courantes dont la surface cumulée représente 5,5 % du total. Le bassin de la Seine a récemment compensé son absence du réseau par la création de la RNN de la Bassée (855 ha dont 7 ha d'eaux courantes et 516 ha de boisements alluviaux). Il faut également signaler la récente extension de la RNN de St-Mesmin, qui couvre aujourd'hui 253 ha sur la Loire contre 6,5 ha début 2007.

Les zones humides des vallées alluviales d'intérêt national couvrent en France plus de 372 000 ha (IFEN, 1997). Les 13 réserves naturelles réparties le long de ces vallées alluviales couvrent quant à elles 7128 ha, soit environ 2 % de la surface des principales zones alluviales françaises.

Les réserves préservent des ensembles représentatifs de forêts galeries. Sur le Rhin, la plus forte proportion de réserves naturelles, les RNN de la Forêt d'Offendorf, de la Forêt d'Erstein, et de l'Ile de Rhinau, sont les reliques d'une des principales ripisylves de France (vallée très aménagée).

Dans le bassin du Rhône : les RNN de l'Ile de la Platière et des Ramières du Val de Drôme représentent également des zones relictuelles. L'Ile de la Platière, d'une superficie de 485 ha constitue l'un des derniers grands ensembles de milieux naturels bordant le Rhône à l'aval de Lyon.

Les autres grands bassins hydrographiques apparaissent comme déficitaires en réserves : le bassin de la Loire comporte trois RNN concernant des tronçons à dynamique fluviale active.

Les milieux aquatiques concernent des plans d'eau - anciennes gravières ou bras déconnectés du fleuve - d'anciens bras plus ou moins encore connectés au fleuve, et des cours d'eau issus des bassins versant (dans leur partie aval).

Les annexes hydrauliques sont des espaces aquatiques correspondant à d'anciens chenaux abandonnés du fait de la mobilité latérale du cours d'eau et des zones humides riveraines des cours d'eau. Il peut s'agir des bras secondaires, des bras morts, des mares, des marais inondés. Même s'ils occupent souvent une proportion réduite de la plaine alluviale, ils comportent de nombreux enjeux patrimoniaux et fonctionnels. (code Corine 24.4, 22.4). Amoros montre que la végétation aquatique des anciens bras fluviaux est indicatrice du milieu.

Elle trouve leur origine dans la dynamique fluviale qui se traduit sur les cours d'eau libres par une mobilité du chenal, à l'échelle de la décennie ou du siècle selon le style géomorphologique.

Les annexes hydrauliques sont également sous l'influence du fonctionnement de l'hydrosystème fluvial : incision ou exhaussement du lit, enfouissement ou exhaussement de la nappe phréatique, modification du régime hydraulique ou du régime de perturbation par les crues, modification de la qualité de l'eau, etc. On verra comment analyser le fonctionnement hydrologique dans le chapitre ?

Les milieux aquatiques d'eaux courantes ou stagnantes présentent souvent de fortes variations des paramètres physiques (profondeur, vitesse du courant, granulométrie du substrat...) et chimiques (teneur en matière organique, en nutriments...). La végétation aquatique se révèle un bon intégrateur de ces variations. De ce fait elle peut être utilisée comme indicateur, mais aussi comme descripteur du fonctionnement hydrologique et hydrochimique de ces milieux. Dans les hydrosystèmes fluviaux, le degré de connexion et d'échanges entre le fleuve et sa nappe, entre le fleuve et ses annexes hydrauliques modifie fortement le tapis végétal par des apports d'eau de crue, de fréquence, intensité et durée variables. La connexion peut ainsi être permanente ou temporaire (intermittente) *via* les eaux de débordement ou les eaux souterraines. On définit le degré de connexion comme la relation plus ou moins directe au fleuve. Dans la bande rhénane, la connexion des annexes hydrauliques au fleuve varie fortement du fait des aménagements et notamment de la canalisation. On définit un secteur déconnecté comme un secteur totalement coupé du fleuve par la canalisation. Il s'établit toutefois des relations indirectes *via* les infiltrations d'eau du Rhin dans la nappe qui alimente alors les cours d'eau déconnectés et influence la chimie des eaux. Celle-ci sera visualisée par un niveau trophique plus ou moins proche de celui du fleuve, et sera d'autant plus marquée que les cours d'eau et/ou plans d'eau sont situés à proximité du fleuve. Un secteur connecté a encore une liaison directe avec le fleuve et est donc alimenté par les eaux du fleuve. Cette situation n'existe que sur les îles artificielles du Rhin. Un secteur est connecté temporairement par crues débordantes en période de hautes eaux, en période de basses eaux, l'alimentation est phréatique ; le niveau trophique des eaux dépend alors de la fréquence des apports d'eau du fleuve et du degré de contamination de la nappe. Dans la plaine du Rhin en Alsace, le degré de connexion se traduit le plus souvent par une variation du niveau trophique (Trémolières et al., 1993 ; Klein et al., 1995 dans conservatoire des sites alsaciens, 2004), qui est fonction des différentes modalités d'alimentation des milieux aquatiques. Les milieux aquatiques de la bande rhénane sont qualifiés de mésotrophes à eutrophes, voire hypereutrophes, ce qui conditionne fortement le tapis végétal. (conservatoire des sites alsaciens, 2004)

Les annexes fluviales constituent des compartiments de l'hydrosystème particulièrement importants pour un certain nombre d'espèces qui trouvent dans ces milieux lenticques des conditions stationnelles propices à leur développement. Les eaux calmes des bras morts, plus ou moins déconnectées des chenaux actifs, généralement en liens étroits avec la nappe d'accompagnement du cours d'eau, où dominent souvent des processus autogènes,... sont en effet propices au développement de communautés animales et végétales particulières, souvent peu développées dans la bande active du cours d'eau en raison des contraintes stationnelles liées principalement aux courants, aux variations de débits et à l'instabilité du lit. Les bras morts constituent ainsi des milieux particulièrement appréciés pour un certain nombre de groupes d'espèces : développement de végétations hélophytiques et hydrophytiques, sites de reproduction pour les amphibiens et les odonates, zones de frai et de refuge pour certains poissons, sites de nidification et de pêche de certains oiseaux... A ce titre, les bras morts contribuent de manière significative à la biodiversité de l'hydrosystème et à sa valeur patrimoniale : non seulement la diversité spécifique augmente, mais en plus certaines espèces rares ou menacées, ainsi que certains habitats, possèdent une valeur patrimoniale.

Les peuplements piscicoles dépendant de la vitesse du courant, suivant la zonation piscicole classique : zone à ombre, à barbeau, ou à brème. Il faut signaler, dans certaines réserves naturelles dans le bassin du Rhône la présence d'un poisson endémique, menacé de disparition : l'apron du Rhône (*Zingel asper*, figurant à l'annexe II de la directive « habitats »). Trois de ces réserves abritent une proportion importante de la population mondiale : gorges de l'Ardèche, Ramières de la Drôme, Ile du Girard. L'apron semble avoir disparu d'une autre réserve : l'Ile de la platière.

La flore est très peu abondante dans le chenal principal.

Les bras latéraux, issus de la dynamique fluviale (actuelle ou passée), jouent un rôle extrêmement important dans les parties de cours d'eau tressés et à méandres. Ils sont représentés dans 9 réserves, pour une surface d'environ 100 hectares. Us constituent des milieux extrêmement diversifiés, en fonction de leur connexion avec le fleuve, et du mode d'alimentation en eau. On peut distinguer les types suivants :

- certains bras latéraux sont connectés aux deux extrémités avec le fleuve ; ils sont donc alimentés par l'amont, à partir du fleuve, ou parfois d'un affluent. La qualité de l'eau est alors proche de celle du fleuve (eutrophe, et/ou polluée). Toutefois les processus d'auto-épuration améliorent considérablement la qualité de l'eau après une certaine distance (exemple du Schaftheu à Rhinau et de la Lône de la Platière).
- d'autres bras latéraux ne sont connectés au fleuve que par l'aval, et reçoivent une alimentation amont par l'intermédiaire de la nappe phréatique, ou de sous écoulements fluviaux. L'eau y est généralement d'excellente qualité (oligotrophe à mésotrophe) ; on y observe alors des communautés végétales ou animales très originales. En période de crue, une contamination par de l'eau eutrophe et/ou polluée en provenance du fleuve se produit par refoulement à partir de l'aval, ou par déversement amont lors des grandes inondations.
- enfin le processus ultime d'évolution de ces bras est une obturation des deux extrémités par des bouchons alluviaux ; ils évoluent alors comme tout plan d'eau stagnant : colonisation par différentes ceintures de végétaux aquatiques et amphibies qui conduisent petit à petit à leur comblement. On peut ici distinguer deux cas : celui où le colmatage du fond du bras se produit rapidement : la connexion avec le fleuve est alors quasi inexistante, sauf à l'occasion des crues inondantes, l'eau y est généralement eutrophe, et l'évolution vers l'atterrissement rapide. A l'inverse, si le colmatage ne se produit pas, les échanges avec la nappe phréatique persistent, l'eau demeure oligotrophe ou mésotrophe, et l'évolution est beaucoup plus lente.

Les bras latéraux abritent de nombreuses espèces d'un grand Intérêt patrimonial : de nombreux macrophytes aquatiques s'y développent. Parmi les plus intéressants citons *Hydrocharis morsus-ranae*, *Najas minor* dans les eaux eutrophes, *Hottonia palustris*, *Hippuris vulgaris*, *Potamogeton friesii*, *P. trichoides* dans les eaux mésotrophes, et *Potamogeton coloratus* dans les eaux oligotrophes, les *Chara* indicateurs d'apport d'eau souterraine. Ce sont également des milieux de choix pour les odonates (citons notamment *Coenagrion mercuriale*, caractéristique des bras alimentés par une eau d'origine phréatique), les batraciens, et certains mammifères : le castor (*Castor fiber*) présent Hans le bassin du Rhône et sur la Loire, et la loutre (*Lutra lutra*) lorsqu'elle est encore présente sur le cours d'eau (par exemple à l'île du Girard). Pour les poissons, ils jouent un rôle important de frayère, et de refuge lors des crues.

Les bras latéraux envahis par des roselières présentent un grand intérêt ornithologique, notamment en période de reproduction (héron pourpré (*Ardea purpurea*), blongios nain (*Ixobrychus minutus*), fauvettes paludicoles,...). (Pont et al, 1992)

▪ Milieux ouverts

Les prairies humides (code Corine 37) et pelouses alluviales sèches (code Corine 34.3) forment le dernier élément de la mosaïque. Il s'agit le plus souvent de groupements originaux du fait de la nature alluviale du sol et des inondations régulières. Ce bilan hydrique extrême rend difficile la colonisation par la forêt (stations très humides à nappe affleurantes et stations très sèches, sur sol filtrant, quasiment déconnectées de la nappe). Le caractère marginal des lits d'inondation pour les exploitations agricoles a souvent maintenu ces prairies à l'écart de l'intensification agricole, renforçant encore leur valeur patrimoniale. Témoins des pratiques agro-pastorales, leur importance dans la plaine dépend de la vitalité de cette filière : le plus souvent, il s'agit de vestiges d'une activité aujourd'hui révolue mais certaines vallées alluviales conservent une tradition d'élevage qui permet à ces systèmes ouverts de reléguer la forêt au second rang (val de Saône, Loire).

Certaines prairies inondables jouent aussi un rôle important comme zone de frayère.

Les prairies humides

Les formations végétales des prairies humides dépendent de l'hydromorphie, de la nature des sols ainsi que de la gestion pratiquée. On peut noter des phragmitaies semi-aquatiques dans les zones les plus inondées, ou des phragmitaies denses à laîches sur des sols moins hydromorphes. Mais les formations végétales les plus importantes sont les cariçaies pouvant se développer sur tourbe ou sur argile. Elles comprennent de nombreuses espèces de laîches (26 dans le marais de Lavours) et abritent le peucedan des marais (*Peucedanum palustre*), l'euphorbe des marais (*Euphorbia palustris*), la gratioline officinale (*Gratiola officinalis*).

Sur les sols fortement hydrophiles et à forte teneur en matière organique, se développe le groupement prairial à schoin (*Schoenus nigricans*), joncs (*Juncus spp.*) et molinie (*Molinia spp.*). Ces prairies ont une flore très diversifiée : on peut retrouver en particulier la gentiane pneumonanthe (*Gentiana pneumonanthe*), de nombreuses orchidées (dont *Spitanthes aestivalis* et *Liparis loeselii*), la parnassie des marais (*Parnassia palustris*), et des plantes carnivores comme *Drosera spp.* et *Pinguicula spp.* Les espèces des prairies humides sont pour la plupart des plantes vivaces capables de supporter des inondations répétées de plus ou moins longue durée.

Les prairies humides oligotrophes (*Molinion*) sont particulièrement menacées (drainage, abandon, plantations de peupliers), leur préservation est importante car elles recèlent des taxons des grandes vallées fluviales (ex : *Viola elatior* à Offendorf), en régression sur l'ensemble de l'aire de répartition.

Les prairies humides hébergent en période de nidification une avifaune caractéristique : courlis cendré (*Numenius arquata*), vanneau huppé (*Vanellus vanellus*) et râle des genêts (*Crex crex*).

Les prairies sèches

Elles se situent sur des sols très filtrants (graviers, sables), souvent en position haute, donc peu ou non inondables (elles peuvent cependant être rajeunies par les crues) et déconnectées de la nappe. Elles sont entretenues par une action humaine plus ou moins marquée (fauchage, pâturage). Les fétuques (*Festuca rubra*, *F. ovina*), le brome dressé (*Bromus erectus*), et parfois les chiendents (*Agropyrum repens*, *A. campestre*) et l'avoine (*Arrhenatherum elatior*) sont les graminées dominantes. Ces prairies sont souvent riches en orchidées (par exemple dans les réserves naturelles du Delta de la Dranse, de Petite Camargue Alsacienne, des Ramières, de la Platière). Elles abritent parfois des espèces des adrets montagnards ou collinéennes, trouvant sur ces sols filtrants un habitat de substitution : *Pulsatilla vulgaris* en Petite Camargue Alsacienne, *Thalictrum minus* et *Astragalus cicer* à l'Île de la Platière, *Koeleria vallesiaca* dans les Ramières.

Les principales menaces sont la mise en culture (maïs, blé, colza), l'abandon et les espèces envahissantes : les Renouées (*Reynoutria*), l'Ailanth glanduleux (*Ailanthus altissima*), les Solidages (*Solidago*) exotiques qui peuvent former des peuplements monospécifiques.

(Pont et al, 1992)

Les pelouses sableuses

Ce sont des formations herbacées relativement basses et plus ou moins clairsemées qui se développent sur des sables fixes ou mobiles très secs. Principalement situées dans le lit endigué, elles sont beaucoup plus rares dans les valls inondables. Leur maintien est lié à l'action de l'homme, en particulier au pâturage, et dans une moindre mesure, à celle de la dynamique fluviale. Les espèces des pelouses sableuses sont capables de supporter des conditions particulièrement difficiles : extrême sécheresse, fortes températures estivales, pauvreté en nutriments. On retrouve l'Espargoute à cinq étamines (*Spergula pentandra*), les Orpins (*Sedum*), l'Arménie faux-Plantain (*Armeria arenaria*), le Serpolet (*Thymus pulegioides*).

Les causes principales de régression sont l'abandon avec l'arrêt du pâturage (évolution vers des boisements), le développement des espèces envahissantes et l'altération de la dynamique fluviale. La plupart des pelouses sableuses sont considérées d'intérêt communautaire.
(Boudin et al, 2007)

Les menaces les plus importantes qui pèsent sur ces milieux alluviaux sont les travaux directs sur le cours d'eau (endiguement, barrage, extraction de granulats ...), l'agriculture intensive (conversion en culture, drainage, pâturage intensif...), le développement des activités récréatives ainsi que la propagation des espèces exotiques.

Habitats alluviaux dans les RN

		Code Natura 2000	Code CORINE Biotope		nombre dans les réserve	Surface dans les RN
<u>Milieux aquatiques</u>	Communauté aquatiques des eaux courantes	3260	24.4	Rivières des étangs planitiaire à montagnard avec végétation du <i>Ranunculion fluitantis</i> et du <i>Callitricho- Bratrachion</i>	16	128 ha (8 RN)
		3240	24.224 et 44.112	Rivières alpines avec végétation ripicole ligneuse à <i>Salix elaeagnos</i>	3	169 ha (1 RN)
	Communauté aquatiques des eaux stagnantes ou peu courantes	3150	22.13 x 22.41 x 22.421	Lacs eutrophes naturels avec végétation du <i>Magnopotamion</i> ou <i>Hydrocharition</i>	3	nc
			22.43	Communautés flottantes fixées à Potamots, nénuphars ou Renoncules amphibies (<i>Nymphaeion albae</i>)	9	1 ha (2 RN)
		3130	22.12 x 22.31 x 22.32	Eaux stagnantes, oligotrophes à mésotrophes avec végétation du <i>Littorelletea uniflorae</i> et/ou du <i>Isoeto- Nanojuncetea</i>	2	nc
	Communautés immergées des eaux stagnantes ou peu courantes	3140	22.12 x 22.44	Eaux oligotrophes-mésotrophes calcaires avec végétation benthique à <i>Chara</i> spp	4	nc
			22.42	Communautés immergées fixées à Potamots ou myriophilles (<i>Potamion pectinati</i>)	7	nc
<u>Communautés d'hélophytes</u>	Communautés de grands hélophytes		53.11	Phragmitaies et roselières (<i>Phragmition communis</i>)	20	881 ha (13 RN)
			53.12	Scirpaies lacustres (<i>Phragmition communis</i>)	5	10 ha (1 RN)
			53.13	Typhaies (<i>Phragmition communis</i>)	7	4,5 ha (2 RN)
			53.15	Grandes glycéraies (<i>Phragmition communis</i>)	1	qq 10m ²
			53.16	Phalaridaies (<i>Phalaridion arundinaceae</i>)	6	15 ha (4 RN)

			53.21	Magnocariçaies (<i>Magnocaricetaliaelatae</i>)	20	34,5 ha (11 RN)
			53.55	Jonchaies hautes	4	77,5 ha (1 RN)
	Communautés de petits hélophytes		53.4	Petites glycériaies (<i>Glycerio fluitantis</i> – <i>Sparganion neglecti</i>)	6	1 ha (3 RN)
			53.143	Communautés à Rubanier rameux (<i>Phragmition communis</i>)	0	
			53.145	Communautés à Butome en ombelle (<i>Oenanthion aquaticae</i>)	2	1,5 ha (2 RN)
			53.14A	Scirpaies palustres (<i>Oenanthion aquaticae</i>)	4	1 ha (2 RN)
			53.4	Communautés à Cresson de fontaine et Ache faux-cresson (<i>Apion nodiflori</i>)	??	
<u>Mégaphorbiaies et ourlets hydroclines</u>			37.7 et 37.8	Mégaphorbiaies hygrophiles d'ourlets planitiaires et des étages montagnard à alpin	22	300 ha (13 RN)
	6430	37.1		Mégaphorbiaies mésotrophes (<i>Thalictro flavi</i> – <i>Filipendulion ulmariae</i>)	9	585 ha (5 RN)
<u>Végétation pionnières des grèves et rives exondées</u>	Communautés pionnières à dominance d'espèces annuelles	3131	22.3232	Communautés pionnières à petits souchets (<i>Helochloion schoenoidis</i> auparavant <i>Nanocyperion flavescens</i>)	0	
		3270	22.33 et 24.52	Rivières avec berges vaseuses avec végétation du <i>Chenopodium rubri</i> p.p. et du <i>Bidention</i> p.p.	4	1ha (1 RN)
		3110	22.313	Gazons à Littorelle (<i>Elodo palustris</i> – <i>Sparganion</i>), à Scirpe épingle (<i>Eleocharition acicularis</i>), Communautés à Hydrocotyle et Baldellie (<i>Elodo palustris</i> – <i>Sparganion</i>)	2	1ha (1 RN)
			24.22	Bancs de graviers végétalisés (<i>Epilobietalia fleischeri</i>)	12	30,5 ha (5 RN)

<u>Prairies humides</u>	Prairies humides de fauche		37.21	Prairies de fauche hygrophiles (<i>Oenanthion fistulosae</i>), mésohygrophiles (<i>Bromion racemosi</i>)	6	4 ha (5 RN)
		6410	37.31	Prairies à Molinie sur sols calcaires, tourbeux ou argilo-limoneux (<i>Molinion caeruleae</i>) (et bas marais calcaires résiduels du <i>Caridion davallianae</i>)	16	229 ha (11 RN)
	Prairies humides pâturées		37.242	Prairies pâturées mésohygrophiles à Potentille des oies (<i>Potentillion anserinae</i>)	1	nc
			37.241	Prairies pâturées mésohygrophiles à grands joncs (<i>Mentho longifoliae</i> – <i>Juncion inflexi</i>)	1	nc
		7210*	53.3	Marais calcaires à <i>Cladium mariscus</i> et espèces du <i>Caricion davalianae</i>	12	308 ha (10 RN)
<u>Prairies mésophiles à xérophiles</u>	Prairies mésophiles		38.1	Prairies mésophiles pâturées (<i>Cynosurion cristati</i>)	26	398 ha (15 RN)
		6510	38.2	Prairies maigres de fauche de basse altitude (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	14	180 ha (11 RN)
	Prairies mésophiles à xérophiles à Chiendents		38.21	Prairies mésophiles à Chiendents (<i>Convolvulo arvensis</i> – <i>Agropyron repentis</i>), Prairies mésophiles à xérophiles à Chiendents (<i>Convolvulo arvensis</i> – <i>Agropyron repentis</i>)	0	
<u>Pelouses sableuses</u>	Pelouses alluviales sableuses acidiphiles		35.21	Pelouses alluviales acidiphiles ouvertes à annuelles (<i>Thero-Airion</i>)	1	nc
		2330	35.23	Pelouses alluviales acidiphiles fermées à Corynéphore blanchâtre (<i>Corynephorion canescentis</i>)	1	nc
	Pelouses alluviales sablo-calcaires	6120	34.12	Pelouses pionnières et post pionnières à <i>Corynephorus</i> (<i>Sileno-Cerastion semidecandri</i>)	2 RN	1 ha (1 RN)
		6210*	34.31 à 34.34	Pelouses sèches semi-naturelles et faciès d'embuissonnement sur calcaires (<i>Festuco Brometalia</i>) - Sites d'orchidées remarquables	32	157 ha (23 RN)

Milieux forestiers	Forêts alluviales à bois tendre	91E0*	44.3, 44.2 et 44.13	Forêts alluviales à <i>Alnus glutinosa</i> et <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	31	384 ha (23 RN)
			44.12	Saulaies arbustives (<i>Salicion triandrae</i>)	2	4,5 ha (2 RN)
	Forêts alluviales à bois dur	91F0	44.4	Forêts mixtes à <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> ou <i>Fraxinus angustifolia</i> , riveraines des grands fleuves (<i>Ulmion minoris</i>)	14	1100 ha (9 RN)
			24.224	Saulaies pionnières	4	177 ha (2 RN)
			44.2	Forêts galeries d'Aulnes blancs (<i>Alnion incanae</i>)	4	10 ha (2 RN)

Annexe n°9 : Différents styles géomorphologiques

Un cours d'eau présente théoriquement une succession de styles géomorphologiques dépendants de la pente et de la charge grossière, de sa source à sa confluence ou à son embouchure : tête de bassin (sources), gorges, tressage et anastomose, méandrage, delta ou estuaire. Dans la réalité, cette succession est souvent perturbée par le cadre géographique : niveau de base intermédiaire constitué par des affleurements rocheux dans le lit, lac bloquant la charge grossière, affluent modifiant brusquement l'importance de la charge de sédiments grossiers.

Les styles suivants sont représentés dans le réseau des réserves naturelles :

- tressage et anastomose : c'est le plus représenté, il correspond à l'épanouissement du lit majeur des cours d'eau au niveau de leur sortie de la zone montagneuse. La pente, encore forte conjuguée à une forte charge grossière caractérise ce style. Le lit a tendance à s'exhausser au fil des crues en raison du dépôt d'une partie de cette charge. Il en résulte une grande mobilité latérale du lit mineur.
- Méandrage : la pente faible et la diminution de la charge grossière déterminent l'apparition de ce style. Il est souvent associé à des zones marécageuses, dans les dépressions latérales du lit majeur.

Les autres styles géomorphologiques sont les gorges et les delta ou estuaire.

Annexe n°10 : Diagnostic du fonctionnement de l'hydrosystème

Critères	Indicateurs	Paramètres à mesurer	A+	A	B	C
Flux liquides	Action morphogénique des crues	évolution décennale de la surface d'alluvion non végétalisée (suivre les variations à partir de photos aériennes)	stabilité de la surface d'alluvion non végétalisée par rapport à la plus ancienne référence disponible (1945), la capacité morphogénique est maintenue intacte	stabilité décennale (écart < 10%) de la surface d'alluvion non végétalisée, mais régression par rapport à la plus ancienne référence disponible	régression décennale (écart > 10%) de la surface d'alluvion non végétalisée	disparition de la présence d'alluvions non végétalisées, présence d'ouvrage rapprochés et +/- continus qui bloquent ou réduisent très fortement la dynamique
	Inondations	évolution décennale du régime des crues : fréquence, durée, rapidité du pic de crue, période d'occurrence (d'après Internet, connaissances terrain, experts)	Aucune perturbation du régime des crues par rapport à la plus ancienne référence disponible	perturbation faible (conservation du régime globale avec altération modérée d'une partie des paramètres) du régime des crues par rapport à la plus ancienne référence disponible	régime des crues fortement perturbé par rapport à la plus ancienne référence disponible	pas d'inondation des milieux possible
	Étiage	évolution décennale du débit d'étiage (banque hydro, experts) par rapport à la plus ancienne référence disponible	Etiage non perturbé	Etiage faiblement perturbé, sans impact identifié sur les communautés riveraines	étiage moyennement perturbé (écart < 50%) par des aménagements (soutien d'étiage, dérivation, pompages...) ou perturbations ponctuelles	débit très perturbé (écart > 50%) par des aménagements (soutien d'étiage, dérivation, pompages...)

	Profondeur de la nappe	évolution décennale du niveau piézométrique semi-permanent et croisement avec des données pédologiques si elles existent pour évaluer la connexion/déconnexion des habitats (suivi gestionnaire)	aucune perturbation, nappe facilement accessible sur toute la réserve, gradient des espaces aquatiques aux milieux terrestres	nappe ayant enregistrée un enfouissement modérée mais nappe > graviers et alimentant les annexes hydrauliques historiquement phréatiques	enfouissement supérieur au plancher de gravier sur une grande partie de la réserve ou perte d'alimentation phréatique sur certaines annexes hydrauliques	la nappe n'est plus du tout accessible à la végétation sur l'ensemble de la réserve et perte totale d'alimentation phréatique des annexes hydrauliques
	Battement de la nappe	évolution décennale de l'amplitude du battement piézométrique (suivi gestionnaire)	aucune perturbation, battement naturel conservé	battement naturel faiblement perturbé (écart sur l'amplitude < 20%)	battement perturbé (écart < 50%), plus faible que le battement naturel	canaux de dérivation, lacs de retenue à niveau constant, battement très amoindri (écart > 50%) ou aucun battement de la nappe

Flux de matière	Charge de fond	évolution décennale et séculaire de la charge de fond (études locales, experts) ou à défaut évolution décennale et séculaire du profil en long	stabilité de la charge de fond par rapport à la plus ancienne référence disponible (< 1950), idem profil en long	charge de fond stable au pas de temps décennal, et modérément réduite par rapport à la plus ancienne référence disponible, profil en long : faible incision par rapport à la référence historique (< 1950), stabilité ou exhaussement au cours de la décennie	charge de fond en forte diminution au pas de temps décennal, ou fortement réduite par rapport à la plus ancienne référence disponible : profil en long : stabilité ou exhaussement décennal succédant à incision forte, ou incision modérée se poursuivant	charge de fond quasi disparue. Profil en long : forte incision par rapport à la référence historique, incision ou stabilité au cours de la dernière décennie
	Charge en suspension (MES)	évolution décennale de la charge en suspension (études locales, experts)	stabilité de la charge en suspension par rapport à la plus ancienne référence disponible	charge en suspension stable au pas de temps décennal, et modérément réduite par rapport à la plus ancienne référence disponible	charge en suspension en forte diminution au pas de temps décennal, ou fortement réduite par rapport à la plus ancienne référence disponible	charge en suspension quasi disparue ou en très grande augmentation du aux apports anthropiques
	Flux de matière organique	quantité de macro-restes naturels (embâcles)	présence d'embâcles importante et de tailles variées	présence d'embâcles importante mais tous de la même taille	présence d'embâcles faible	aucun embâcle visible
Qualité physico-chimique de l'eau	Pollution organique et eutrophisante	SEQ eau (banque de données RNDE)	très bonne	bonne	passable	mauvaise à très mauvaise

Qualité physico-chimique de l'eau	Pollution par micropolluants toxiques	SEQ eau (banque de données RNDE)	très bonne	bonne	passable	mauvaise à très mauvaise
Connexions biologiques	Grands migrateurs piscicoles à l'échelle du bassin versant	évolution des possibilités d'accès pour poissons migrateurs (à dire d'expert).	pas de barrage en aval	barrage avec passe à poisson fonctionnelle	barrage avec passe à poisson partiellement fonctionnelle	barrage en aval empêchant la remontée du poisson
	Connexions biologiques locales	Surface RN > 1000 ha	4 oui	3 oui	2 oui	1 oui ou que des non
		RN représente moins de 50% du secteur fonctionnel				
		RN connectée secteur fonctionnel par au - 2 côtés				
		secteur fonctionnel connecté au reste du cours d'eau				

Annexe n°11 : Diagnostic du fonctionnement de l'hydrosystème dans la RN du Val de Loire

- Action morphogénique des crues : A ; la surface d'alluvions non boisées est encore importante sur cette RN bien que le nombre d'îles fixées boisées soit passé de 4 en 1900 à 91 en 1960 et 123 en 2002.
- Inondations : A ; le barrage de Villerest a un rôle écrêteur des crues. Cependant les crues inondantes existent encore.
- Etiage : A ; le barrage de Villerest soutient l'étiage à un minimum de 60 m³/seconde mais l'étiage ne s'en trouve pas trop perturbé.
- Profondeur de la nappe : entre A et B ; l'incision due aux prélèvements de granulats qui ont eu lieu par le passé implique un enfoncement de la nappe d'accompagnement. De plus la ville de Bourges a installé dix captages d'eau potable. Cependant, on n'a pas suffisamment d'informations sur l'impact sur le fonctionnement de l'hydrosystème.
- Battement de la nappe : A ; le battement est conservé.
- Charge de fond : B ; le blocage par le barrage de Villerest de la charge de fond et l'extraction de granulats dans le lit mineur dans le passé entraînent une réduction de la charge de fond à l'origine d'une incision marquée du lit (de l'ordre de 1,5 m).
- Charge en suspension : A ou A+ ; la charge en suspension (sables, limons et vases) n'est pas arrêtée par le barrage de Villerest. On possède peu d'informations sur cette charge mais elle apparaît moins altérée que la charge de fond. Le CNRS effectue une étude pour préciser ce paramètre.
- Flux de matière organique : A+ ; les embâcles sont abondants et de diverses tailles. Ceci s'explique par le fait que le fleuve ne soit pas entretenu pour la navigation.
- Qualité de l'eau : B ; la qualité de l'eau est moyenne du fait des rejets viticoles qui entraînent une pollution organique et eutrophisante.

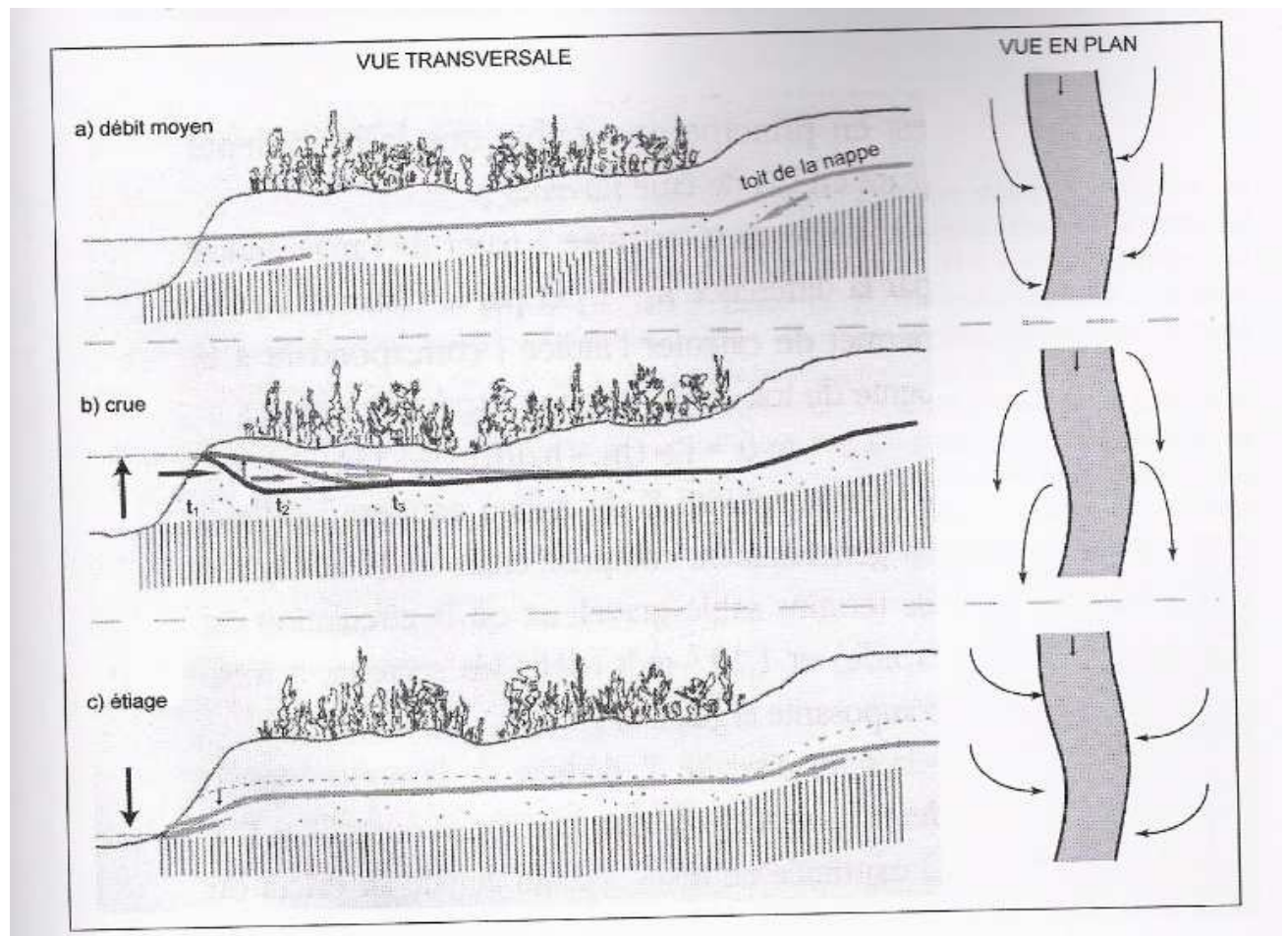
Remarque : on n'a pas fait ici la distinction entre pollution d'origine organique et par micropolluants.

- Connectivités biologiques
 - accès pour les poissons migrateurs : A ; le barrage situé en aval présente une passe à poissons fonctionnelle
 - connectivité locale : A+ ; la RN correspond aux quatre critères choisis.

Évaluation finale : A

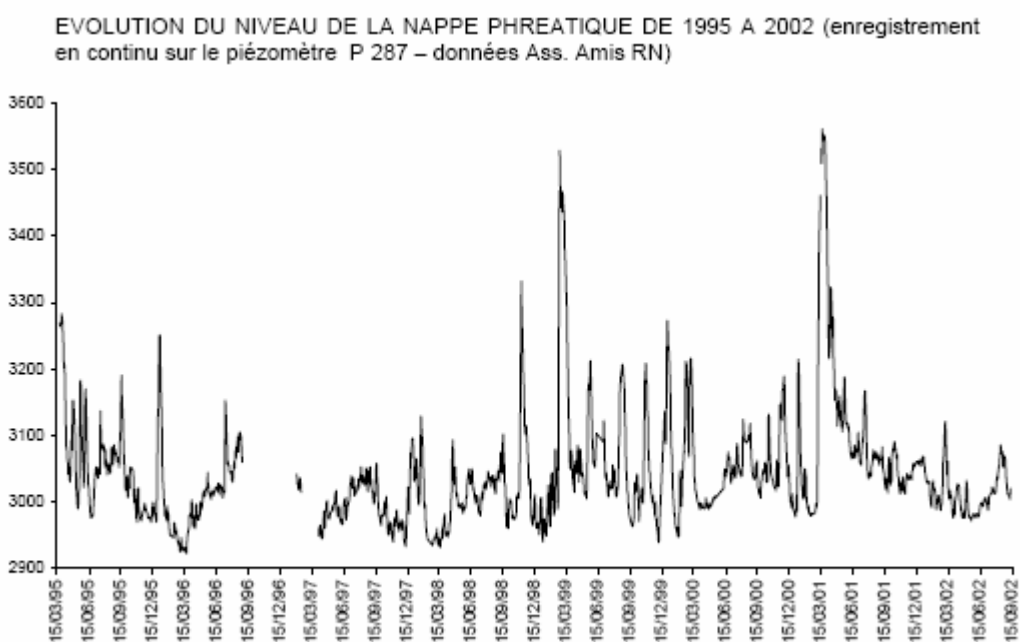
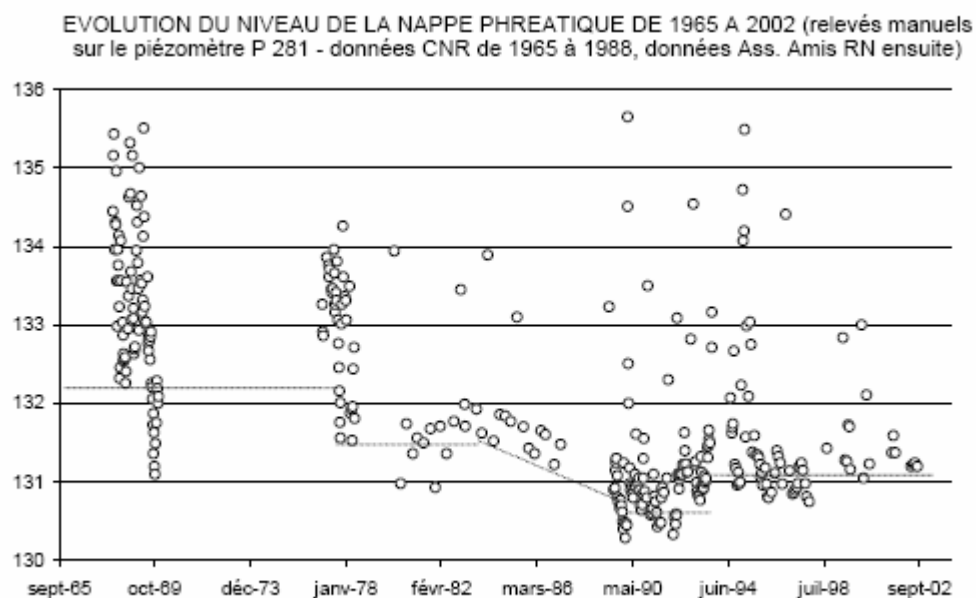
Le fleuve Loire est reconnu comme étant un fleuve encore « naturel », cette évaluation renforce donc cet argument. Le fonctionnement de l'hydrosystème permet donc l'expression du caractère alluvial notamment à travers les habitats qui le composent.

Annexe n°12 : Echange nappe – cours d'eau

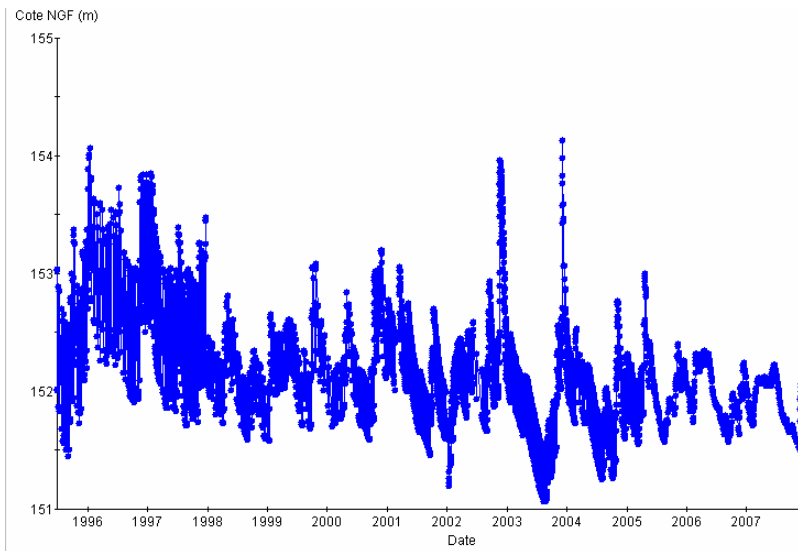


Dufour et al, 2004

Annexe n°13 : Exemple de données ADES



(source : RN Platière)



Exemple : Niveau de la nappe à Alex (Ramières du Val de Drôme) d'après le site <http://www.adeseaufrance.fr/>

Forêt alluviale de bois dur										
Paramètres	Critères	Indicateurs	Recueil données	Paramètres à mesurer	A+	A	B	C		Remarques
Surface couverte		Evolution de la surface	SIG	surface de l'habitat	augmentation ou stabilité (perte et extension en équilibre)	augmentation ou stabilité (perte et extension en équilibre)	Toute autre combinaison	diminution considérable : équivalente à une perte de plus de 1% par an pendant la période considérée	inconnu	
Structure et fonctionnalité	diversité spécifique	Arbres : % d'espèces potentielles selon les Cahiers d'Habitats (en G)	relevé dendrométrique	% du cumul des surfaces terrières	> 75%	entre 50 et 75%	entre 25 et 50%	< 25%	inconnu	liste à préciser selon la région et bassin versant
		Arbustes : % d'espèces potentielles selon les Cahiers d'habitats	relevé phytosociologique	% du cumul des indices d'abondance-dominance	> 75%	entre 50 et 75%	entre 25 et 50%	< 25%	inconnu	liste à préciser selon la région et bassin versant
		Espèces herbacées : % d'espèces potentielles selon les Cahiers d'habitats	relevé phytosociologique	% du cumul des indices d'abondance-dominance	> 75%	entre 50 et 75%	entre 25 et 50%	< 25%	inconnu	liste à préciser selon la région et bassin versant
		Lianes : % d'espèces potentielles selon les Cahiers d'habitats	relevé phytosociologique	présence - absence	> 75%	entre 50 et 75%	entre 25 et 50%	< 25%	inconnu	liste à préciser selon la région et bassin versant

	Structure	Structure horizontale du peuplement	relevé dendrométrique	graphe de répartition des classes de diamètre (PB, BM, GB, voire TGB) en nombre de tiges	toutes les classes de diamètres sont présentes jusqu'au très gros bois (TGB > 1%)	toutes les classes de diamètres sont présentes jusqu'au gros bois (GB > 5%)	GB < 5% et la courbe PB – BM – GB est décroissante	une seule classe de diamètre (GB ou BM) est largement représentée (courbe de Gauss)	inconnu	
		Recouvrement total de la strate arborée et arbustive	relevé phytosociologique	% de recouvrement de la strate arborée et arbustive	couverture arborée supérieure à 75%	couverture arborée entre 50 et 75% ou entre 25 et 50% avec plus de 25% de couverture arbustive	couverture arborée inférieure à 50% mais couverture arbustive entre 10 et 25%	moins de 10% de couverture arborée ou arbustive	inconnu	
	fonctionnement écologique	Indice de naturalité - Bois mort : $\text{ratio } G(\text{bois mort}) / [G(\text{bois mort}) + G(\text{bois vivant})]$	relevé dendrométrique	G du bois vivant et G du bois mort calculés d'après les diamètres (méthode intersect)	ratio compris entre 15 et 25%	ratio supérieur à 2%	ratio inférieur à 2%	absence de bois mort	inconnu	à voir : si on adopte ces seuils, seul les forêts à haut degré de naturalité seront en bon état.

Annexe n°15 : Évaluation de la forêt de bois dur dans la RN du Val de Loire

Habitat : Chênaie-Frênaie-Ormaie

Code Natura 2000 : 91F0 – Code CORINE : 44.41

Cette évaluation se base sur les fiches habitats du plan de gestion (voir annexe 6) et les données du suivi des ripisylves.

Paramètre 1 : structure et fonctionnalité

diversité spécifique	Arbres : % d'espèces potentielles selon les Cahiers d'Habitats (en G)	On retrouve 7 des 9 espèces indiquées dans les Cahiers d'habitats → A+
	Arbustes : % d'espèces potentielles selon les Cahiers d'habitats	Présence de 2 arbustes sur 6 espèces indiquées dans les Cahiers d'habitat → B
	Espèces herbacées : % d'espèces potentielles selon les Cahiers d'habitats	On retrouve 10 des 16 espèces indiquées → A
	Lianes : % d'espèces potentielles selon les Cahiers d'habitats	Présence du lierre uniquement → C
Structure	Structure horizontale du peuplement	Présence de toutes les classes de diamètre jusqu'aux gros bois et de quelques très gros bois → A+
	Recouvrement total de la strate arborée et arbustive	Recouvrement arborée de 79% → A+
fonctionnement écologique	Indice de naturalité - Bois mort : ratio G (bois mort) / [G (bois mort) + G (bois vivant)]	% G bois mort/G totale = 11% → A

	Flux de régénération	Présence de semis dans les 2 strates et dans les 3 classes de hauteur du protocole suivi forêt alluviale Soit A ou A+
	Composition de la régénération	6 espèces se régénèrent : <i>Acer negundo</i> , <i>A pseudoplatanus</i> , <i>A platanoides</i> , <i>Fraxinus spp</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Robinia pseudoaccacia</i> soit 5 autochtones sur 7 soit A

Évaluation du paramètre « structure et fonctionnalité » : A

Évaluation de l'état de conservation actuel : A

Paramètre 2 : vulnérabilité

altérations	Présences d'espèces ligneuses exogènes : <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Acer negundo</i> , <i>Budléia</i> , <i>Ailanthus glandulosa</i> , <i>Amorpha fruticosa</i> , peupliers hybrides	Présence de 3% de G totale de <i>Acer negundo</i> et 4% de <i>Robinia pseudo acacia</i> donc B
	Présence d'espèces herbacées et arbustives exotiques (Renouées asiatiques, Impatiens glanduleuse, Solidages, Aster lancéolé)...	Une lecture rapide des relevés conduirait à dire présence faible donc A
	Régénération des espèces ligneuses exogènes	Non renseigné
	Impact des sangliers	4 placettes sur 22 avec moins de 5% de boutis donc A (voir A+)

Évaluation du paramètre « vulnérabilité » : A

Paramètre 3 : Evolution de la surface

Non renseigné, les premiers relevés ont été effectués en 2004 – 2005.

Paramètre 4 : Diagnostic du fonctionnement de l'hydrosystème : la fonctionnalité hydrique est globalement en bon état (voir annexe 11). Toutefois, l'incision du lit est susceptible de

diminuer la fréquence de submersion des forêts de bois dur (risque de dérive vers des groupements collinéens à moyen ou long terme).

Évaluation du risque qui pèse sur l'habitat : ?

Risque de développement des espèces invasives et de dérive vers des groupements collinéens.

Annexe n°16 : relevé de la surface terrière G

On relève à la chaînette relascopique la surface terrière des essences arborescentes et arbustives sur le tour d'horizon.

La surface terrière résulte de la multiplication du nombre de bois interceptés par le facteur de la surface terrière correspondant à l'encoche choisie. Un arbre est intercepté en fonction de la position relative du tronc visé à hauteur d'homme.

La surface terrière d'un arbre (notée g) est la surface de la section transversale, supposée circulaire, de cet arbre à 1,30 m du sol. Elle peut se calculer aisément à partir du diamètre d ou de la circonférence c de l'arbre :

$$g = p \cdot d^2 / 4 \quad \text{ou} \quad g = c^2 / 4 \cdot p$$

La surface terrière du peuplement (notée G) est la somme des surfaces terrières de tous les arbres qui le composent. Elle s'exprime en m². Ramenée à l'hectare, elle fournit une bonne indication de la densité du peuplement à un âge donné.

Annexe n°17 : Grille d'évaluation des annexes hydrauliques

Milieux aquatiques										
Eaux courante et stagnante										
Paramètres	Critères	Indicateurs	Recueil des données	Paramètres à mesurer	A+	A	B	C		Remarques
Surface couverte		Evolution de la surface au pas de temps décennal	SIG	surface	augmentation ou stabilité (perte et extension en équilibre)	augmentation ou stabilité (perte et extension en équilibre)	Toute autre combinaison	diminution considérable : équivalente à une perte de plus de 1% par an pendant la période considérée	inconnu	
Structure et fonctionnalité	Diversité	Typicité floristique	relevé phytosociologique	recouvrement cumulé des espèces typiques	> 75%	entre 50 et 75%	entre 25 et 50%	< 25%	inconnu	liste à préciser selon l'habitat élémentaire, la région et le bassin versant
		Typicité du cortège d'odonates	protocole RNF	% d'espèces typiques (en présence - absence)	> 75%	entre 50 et 75%	entre 25 et 50%	< 25%	inconnu	liste à préciser selon la région et bassin versant
		Typicité du peuplement piscicole	protocole ONEMA	indice poissons rivière	< 7	7-16	16-25	> 25	inconnu	voir ONEMA

	Structure	Intégralité des structures typiques de l'habitat	relevé phytosociologique	recouvrement d'algues filamenteuses	recouvrement nul ou < 5%	recouvrement d'algues filamenteuses < 10%	recouvrement entre 10% et 30%	recouvrement > 30%	inconnu	à adapter à l'habitat élémentaire
		Végétation aquatique immergée	relevé phytosociologique	pourcentage de recouvrement total	> 75%	entre 50 et 75%	entre 25 et 50%	< 25%	inconnu	seuils à adapter en fonction du contexte local et selon la vitesse de l'eau (seuils présentés valides pour les courants rapides)
		Végétation aquatique flottante	relevé phytosociologique	pourcentage de recouvrement total	> 75%	entre 50 et 75%	entre 25 et 50%	< 25%	inconnu	à prévoir pour les habitats d'eau stagnantes
Vulnérabilité	Altérations	Espèces exogènes (hydrophytes)	relevé phytosociologique	recouvrement d'espèces exogènes	aucune espèce exogène	recouvrement espèces exogènes <10%	recouvrement espèces exogènes 10 à 20%	recouvrement espèces exogènes > 20%	inconnu	Liste d'après Muller 2004

Annexe n°18 : Grille d'évaluation des milieux ouverts

Milieux ouverts										
Paramètres	Critères	Indicateurs	Recueil des données	Paramètres à mesurer	A+	A	B	C		Remarques
Surface couverte		Evolution de la surface au pas de temps décennal	SIG	surface totale de l'habitat	augmentation ou stabilité (perte et extension en équilibre)	Toute autre combinaison	diminution considérable : équivalente à une perte de plus de 1% par an pendant la période considérée	inconnu		
Structure et fonctionnalité	Diversité	richesse floristique (richesse moyenne) dans l'aire homogène du relevé (10m²)	relevé phytosociologique	nombre d'espèces présentes	présence de plus de 30 espèces sur 100 m²	entre 20 et 30 espèces présentes	entre 10 à 20 espèces présentes	moins de 10 espèces présentes	inconnu	seuils différents selon l'habitat considéré
		diversité floristique	relevé phytosociologique	indice d'équirépartition ou graphique rang fréquence	1 – 0,75	0,75 – 0,5	0,5 – 0,25	0,25 - 0	inconnu	seuils différents selon l'habitat considéré

		structure phytosociologique de la végétation ou niveau trophique/hydrique etc....	relevé phytosociologique	proportion des sommés d'Indice d'abondance par alliance selon Julve ou indice d'Ellenberg	> 70%	50-70%	30-50%	<30%	inconnu	seuils différents selon l'habitat considéré
		Typicité du cortège de rhopalocères	protocole RNF	% d'espèces typiques (en présence - absence)	> 75%	entre 50 et 75%	entre 25 et 50%	< 25%	inconnu	liste à préciser selon la région et bassin versant
	Structure	Recouvrement de la strate herbacée	relevé phytosociologique	% de recouvrement	entre 40-70	entre 20- 40 ou 70- 80	entre 10-20 ou 80-90	entre 0 et 10 ou 90-100	inconnu	seuils différents selon l'habitat considéré

Vulnérabilité	Altérations	Abandon	relevé phytosociologique	% d'espèces sociales (<i>Arrhenatherum</i> , <i>Holcus</i> , <i>Brachipodium</i>)	<10%	entre 10 et 20%	entre 20 et 50%	>50%	inconnu	seuils différents selon l'habitat considéré, à dire d'experts
		Embussonnement	relevé phytosociologique	% d'espèces ligneuses	recouvrement des espèces ligneuses spontanées (> 50 cm) < 10%	éparses (entre 10 et 20%)	importantes >20%	très importantes (> 50%)	inconnu	à l'échelle du polygone - seuils à moduler selon l'habitat et selon l'objectif de gestion
		Envahissement par les espèces exogènes	relevé phytosociologique	cumul des coefficients d'abondance-dominance	aucune espèce exogène	<5%	entre 5 et 10%	> 10%	inconnu	liste à définir selon l'habitat (Jussie, <i>Bidens frondosa</i> , <i>Lindernie dubia</i> , Ambroisie, armoise annuelle pour <i>nanocyperion</i>)
		Eutrophisation	relevé phytosociologique	% d'espèces nitrophiles	< 5%	5-10%	10-20%	> 20%	inconnu	

Annexe n° 19 : Diagnostic du fonctionnement de l'hydrosystème dans la RN de la Platière

- Action morphogénique des crues : C

La surface en gravier nu paraît plutôt stable (à l'exception de 1978 du fait des travaux CNR) depuis 1860 (autour de 5-10 ha). Ceci s'explique par le maintien d'un faible transit de graviers qui, couplé à l'entretien mécanique ou pastoral des grèves, fait illusion. La référence 1860 est biaisée (des digues existent à l'amont et impactent déjà la mobilité du chenal dans l'actuelle RN. Aujourd'hui la situation est la suivante : diminution des occurrences des débits morphogènes, lit corseté par les endiguements rapprochés et continus du XIX^e siècle qui empêchent tout renouvellement des formes fluviales. La note C est donc justifiée, malgré l'apparente stabilité de la surface des graviers non végétalisés.

Evolution des surfaces (en ha) de graviers nus

	1860	1942	1965	1978	1993	2006
gravier nu	4,31	8,94	7,24	82,33	4,8	7,55

- Inondations : B, la fréquence et la durée d'inondation ont diminué depuis l'aménagement CNR (en 1977). Avant l'aménagement, la plaine était en moyenne complètement inondées 5 jours par an alors que maintenant, elle est inondée moins d'un jour par an. Il subsiste néanmoins des zones basses qui sont inondées régulièrement et longtemps. Il y a donc eu un changement important.
- Étiage : C, l'aménagement CNR a provoqué un étiage exacerbé : avant l'aménagement, l'étiage était de 250 m³/s pendant 2 mois alors que maintenant il est de 10-20 m³/s pendant 10 mois. L'étiage est donc très perturbé.
- Profondeur de la nappe : C, après 1977, on a observé un enfoncement de la nappe de 1,5 m sur la rive droite, et un peu plus sur la rive gauche du fait des pompages industriels. Peu de paléo-chenaux sont maintenant connectés et peu de secteurs voient le niveau de la nappe passé au-dessus du plancher de gravier. La perturbation est donc importante.
- Battement de la nappe : A, le battement est continue, voire même amplifié par le débit réservé. Il avoisine les 4 m.
- Charge de fond : C, l'étude globale pour une stratégie de réduction des risques de crues – étude du transport solide de 2000 – réalisée par le bureau d'études SOGREAH, a montré que le fleuve, au niveau de la RN, est passé de la classe 25 000 – 50 000 m³/an (secteur de charriage faible) avant 1977 à 5 000 – 10 000 m³/an. Il y a donc une forte diminution de la charge de fond.
- Charge en suspension : B, au niveau de la RN, on observe une faible altération. Cependant à l'échelle du fleuve, on est passé de 30 Mt/an au début du XX^e siècle à 20 Mt/an en 1950 puis 10 Mt/an maintenant. Ceci est dû aux aménagements RTM et CNR et à la création de barrages réservoir. On considère donc ce critère comme médiocre.
- Flux de matière organique : B, le taux de boisement en progression explique une augmentation du flux de bois mort. Cependant, il s'agit souvent d'embâcles issu de

l'entretien plutôt que de la dynamique naturelle. De plus, ce sont des embâcles de taille petite à moyenne et ils ne se retrouvent pas dans le lit du fleuve.

- Qualité de l'eau - pollution organique et eutrophisante : A, la RN a une qualité d'eau bonne à très bonne.
Remarque : la RN se trouve entre deux stations de mesure, situées à 20 km en amont et en aval.
- Qualité de l'eau - micropolluants : B, la qualité de l'eau en matière de micropolluants est passable.
- Connexions biologiques :
 - accès pour les poissons migrateurs : C, il n'existe plus de migrateurs dans la RN (alose, lamproie). L'anguille subsiste mais le rôle des alevinages ne peut être exclu.
 - connectivité locale : C, la RN fait moins de 1000 ha, environ 50 % du secteur fonctionnel. Elle se trouve à une extrémité du secteur fonctionnel et celui-ci n'est plus connecté au reste du cours d'eau (interruption du continuum de ripisylve à l'amont et l'aval).

Évaluation finale : C

On obtient 6 C, 4 B et 2 A.

On voit bien que le fleuve Rhône au niveau de la RN de la Platière ne fonctionne plus correctement. Tout ce qui concerne les flux d'eau est fortement perturbé, notamment à cause des aménagements CNR. De la même manière, comme le fleuve est perturbé tout au long de son cours, on observe des altérations en ce qui concerne le transport de matière. Enfin, les barrages nombreux en amont et aval et la forte artificialisation de certaine partie du corridor alluvial rhodanien limitent fortement les connexions biologiques.

Les habitats alluviaux présents à la Platière risquent donc de souffrir de cette perte de fonctionnalité de l'hydrosystème et d'évoluer vers d'autres habitats, indépendants de ce fonctionnement.

Annexe n°20 : Évaluation d'un milieu ouvert dans la RN de la Platière
Habitat : *Mesobromion*
Code Natura 2000 : 6210 – Code CORINE : 34.3

L'analyse suivante se base sur des relevés phytosociologiques de 100 m² effectués dans la RN. Les relevés sont analysés selon CATMINAT (Julve, 1998).

Cet habitat est présent à plusieurs endroits dans la RN :

- polygone Nord (N) : 4 ha
- polygone Sud (S) : 0,8 ha
- polygone Sud Ouest (SO) : 0,3 ha
- polygone 4 : 0,3 ha

On effectue au minimum trois relevés par polygone.

Paramètre 1 : structure et fonctionnalité

diversité spécifique	Richesse floristique	Les polygones N, S et SO possèdent entre 20 et 30 espèces différentes, le polygone 4 que 16 espèces. En majorité, l'état est bon → A (sur 94% de la surface)
	Diversité floristique	Indice de répartition : N = 0,76 (A+) ; S = 0,73 (A) ; SO = 0,76 (A+) et 4 = 0,4 (B) d'où en majorité A (sur 94% de la surface)
	Structure phytosociologique	Les espèces de pelouses sèches apparaissent dans 20-35% dans le polygone N (B), 39-54% dans S (A-B), 83% dans SO (A+) et 17% dans 4 (C) d'où en majorité B (sur 94% de la surface)
	Rhopalocères	La liste d'espèces définie est ambitieuse, de plus l'effet surface joue sur les polygones SO et 4. Les polygones N et S sont évalués B alors que les polygones SO et 4 sont notés C d'où majoritairement B
Structure	Recouvrement total de la strate herbacée	Les recouvrements de la strate herbacées sont de l'ordre de 80% pour les polygones N, S et SO (A). Le polygone 4 présente un recouvrement de près de 100% d'où (B) Note majoritaire : A

Synthèse

	polygone N	polygone S	polygone SO	polygone 4		Synthèse par critères
surface	4 ha	0,8 ha	0,3 ha	0,3 ha		
richesse	A	A	A	B		94% de A
diversité	A+	A	A+	B		94% de A
structure	B	A (B)	A	C		74% de B
Rhopalocères	B	B	C	C		88% de B
recouvrement	A	A	A	C		94% de A
synthèse	A	A	A	C		A

Évaluation du paramètre « structure et fonctionnalité » : on obtient 94% de A et 6 % de C

Évaluation de l'état de conservation actuel : A

Paramètre 2 : Vulnérabilité

altérations	embuissonnement	À l'échelle des relevés, les arbustes sont partout inférieurs à 10% donc A+
	abandon	Selon la proportion d'espèces d'ourilification, on obtient N = B ; S = A-B ; SO = A et 4 = C
	espèces exogènes	Les espèces exogènes sont rares (solidages en faible quantité) donc A
	eutrophisation	Les espèces indicatrices sont celles de mégaphorbiaie (<i>Filipendulo ulmariae</i> - <i>Calystegietea sepium</i>), prairie grasse (<i>Agrostio stoloniferae</i> - <i>Arrhenatheretea elatioris</i>) et friches (<i>Onopordion acanthii</i> , <i>Elytrigietalia intermedio – repentis</i> , <i>Sisymbrietea officinalis</i>). Elles représentent 50% dans les polygones N et S (50%) d'où B ailleurs A

Synthèse

	polygone N	polygone S	polygone SO	polygone 4		Synthèse par critères
embuissonnement	A+	A+	A+	A+		A+
abandon	B	A-B	A	C		74% de B
espèces exogènes	A	A	A	A		A
eutrophisation	B	A	A	A		74% de B
synthèse	A-B	A	A	A		74% de B et 1,4 ha de A

Évaluation du paramètre « vulnérabilité » : on obtient 4 ha noté B (à cause de l'ourlification et de l'eutrophisation) et 1,4 ha en bon état (A).

Paramètre 3 : Evolution de la surface

En 10 ans, l'évolution est stable ou en légère augmentation grâce à des actions de restauration ; l'évolution de la surface est donc positive : A

Paramètre 4 : Fonctionnement de l'hydrosystème

Il n'existe pas de risque ajouté à cause de l'hydrosystème car cet habitat est peu dépendant de ce fonctionnement. Par contre l'isolement de la RN fait peser un risque à long terme.

Évaluation du risque qui pèse sur l'habitat : A

Annexe 21 : Évaluation d'un habitat aquatique dans la RN de la Platière

Habitat : *Ranunculion*

Code Natura 2000 : 3260.5 – Code CORINE : 24.44

On observe 4,5 ha de *Ranunculion* à faciès rapide (vitesse de l'ordre de quelques dizaine de centimètres par seconde) et 30 ha à faciès lent (vitesse de l'ordre de quelques centimètres par seconde).

Paramètre 1 : structure et fonctionnalité

Diversité	Typicité floristique	Selon la liste des Cahiers d'habitats, on retrouve 90% des espèces indicatrices d'où A+
	Richesse moyenne	Non renseigné
	Typicité du cortège d'odonates	La liste d'espèces de libellules est ambitieuse. Cependant, on retrouve 39% des espèces potentielles donc B
	Typicité du peuplement piscicole	Non renseigné
Structure	Intégralité des structures typiques de l'habitat	Les algues filamenteuses sont très peu présentes (<5%) donc A+
	Végétation aquatique immergée	On obtient entre 37 et 60% de recouvrement avec un écart-type de 20-25% et une médiane à 40-45% donc A+
	Végétation aquatique flottante	Recouvrement moyen entre 1 et 8% avec un écart type de 13% et une moyenne de 1% donc A+

Évaluation du paramètre « structure et fonctionnalité » : on obtient 4 A+ et 1 B et 2 critères ne sont pas renseignés.

Évaluation de l'état de conservation actuel : A

Paramètre 2 : Vulnérabilité

Altérations	Espèces exogènes (hydrophytes)	Pas d'espèces exogènes donc A+
-------------	--------------------------------	--------------------------------

Évaluation du paramètre « vulnérabilité » : A+

Paramètre 3 : Evolution de la surface

En 10 ans, l'évolution est stable : A

Paramètre 4 : Fonctionnement de l'hydrosystème

Les risques pour l'habitat *Ranunculion* sont la baisse du niveau de la nappe liée à la perte d'alimentation phréatique. Ainsi, déjà, les cortèges d'odonates reflètent cette modification. De plus, l'étiage exacerbé a entraîné un assèchement d'un certain nombre d'annexe. La qualité de l'eau peut amener à une eutrophisation et à une pollution de ce milieu. Enfin le risque d'isolement est présent comme dans toute la RN.

Évaluation du risque qui pèse sur l'habitat : A

Il n'existe pas de risque identifié pour le moment du point de vue de l'habitat, cependant la modification du fonctionnement de l'hydrosystème peut entraîner une perturbation importante.

Annexe 22 : Évaluation de la forêt de bois tendre dans la RN de l'île de la Platière

Habitat : Saulaie blanche et peupleraie blanche

Code Natura 2000 : 91E0 et 92A0 – Code CORINE : 44.3 et 44.6

Répartition des classes de hauteur

98% des arbres font plus de 20 m, la répartition est donc très mauvaise, il n'y a plus de régénération donc C

Espèces exogènes

Dans la saulaie blanche, les arbres (érable negundo) représentent 2% des espèces en surface terrière donc A. Par contre, la régénération est constituée à 100% d'érable negundo donc C.

Dans la peupleraie blanche, l'érable negundo représente 10% des espèces en G donc B. Par contre, la régénération est constituée là aussi, de 100% d'érable negundo donc C.

Il y a un gros risque de substitution par cette essence.

Concernant les espèces exogènes herbacées, les renouées ou l'aster à feuille de saule sont très envahissantes (plus de 50% de recouvrement). La note est donc C.

Surface

Il y a eu une forte diminution des surfaces de forêt de bois tendre car celle-ci ne se régénère plus. La note est C.

Risque lié au fonctionnement de l'hydrosystème

Le risque principal est la disparition des crues morphogènes qui régénèrent le milieu. De plus, la baisse du niveau de la nappe, l'étiage exacerbé et la charge de fond déficitaire sont autant de facteurs défavorables à la forêt de bois tendre. Enfin l'isolement dégrade encore le pronostic.

Cependant un certain nombre de questions restent en suspens et mériteraient d'être validées grâce à la mise en œuvre concrète du protocole sur plusieurs réserves. Il devra donc être testé sur le terrain l'été 2008 et le réseau RNF organisera une nouvelle réunion en octobre 2008, pour analyser les premiers résultats.

RÉSUMÉ

L'évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces est un des objectifs importants pour les gestionnaires. En effet, peu d'outils existent et pourtant une telle évaluation permettrait d'analyser l'état actuel des entités et de mieux comprendre les risques en jeu. Ceci pourrait donc améliorer la gestion.

Une recherche bibliographique a permis de sélectionner les paramètres les plus pertinents pour mettre au point un protocole d'évaluation de l'état de conservation des habitats. Il a été discuté lors d'une réunion d'un groupe de travail de Réserves Naturelles de France et testé sur le terrain dans trois réserves. L'exemple de l'évaluation des habitats alluviaux pourra être étendu aux autres types d'habitats.