

# La bio-indication et les indices macrophytiques, outils d'évaluation et de diagnostic de la qualité des cours d'eau

Christian Chauvin <sup>a</sup>, Marie-Christine Peltre <sup>b</sup> et Jacques Haury <sup>c</sup>

La notion de qualité des rivières a significativement évolué au cours des deux dernières décennies, pendant lesquelles des moyens accrus de mesure et de surveillance ont été mis en place sur le réseau hydrographique national. Ceci a logiquement suivi l'évolution des connaissances, des besoins, et de la qualité des eaux elle-même. D'abord considérée comme une mesure de la pollution des cours d'eau, depuis la mise en place du premier réseau de portée nationale (l'inventaire national des pollutions – INP, en 1971), la qualité de l'eau a ensuite été abordée de façon plus complète avec le réseau national de bassin (RNB) mis en place en 1987. Avec la loi sur l'eau de 1992, c'est une réorientation qui a été entérinée, considérant la qualité des milieux aquatiques dans leur ensemble et non plus seulement celle de l'eau. Les dimensions biologique et écologique étaient désormais formellement intégrées dans les politiques publiques. Avec la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) promulguée en 2000, c'est l'ordre de priorité qui a été inversé dans la vue que l'on a de l'évaluation des hydrosystèmes : « l'état écologique » devient l'objet principal de l'évaluation, avec le « bon état » comme objectif impératif. La qualité physico-chimique, excepté pour les polluants toxiques ou particuliers, devient un élément qui « supporte » la qualité biologique. De même, les constituants biologiques qui doivent être évalués sont clairement identifiés : phytoplancton, macrophytes et phytobenthos, faune benthique invertébrée, ichtyofaune.

Dans ce contexte fortement évolutif, le besoin en méthodes permettant, pour chaque élément

biologique identifié, de fournir une évaluation de la qualité biologique a été largement amplifié et précisé. S'inscrivant dans ce cadre devenu incontournable pour l'application et le développement de ce type d'approche, les travaux réalisés sur les macrophytes se devaient d'être valorisés et adaptés, pour fournir une réponse adéquate à la nouvelle demande. L'objectif est donc ici de déterminer dans quelle mesure les macrophytes sont des bio-indicateurs de la qualité des cours d'eau et d'identifier les paramètres conditionnant leur réponse. Pour cela, une analyse générale du contexte de développement des macrophytes en cours d'eau ainsi qu'un bilan de la méthode française et de son opérationnalité s'imposait. De même, dans le contexte européen, il est nécessaire de comparer les concepts supportant les différentes méthodes nationales. Cette comparaison est d'ailleurs formellement requise dans l'application de la directive, sous la forme d'un inter-étalonnage généralisé à tous les États membres. Il s'agit donc maintenant d'évaluer la pertinence des méthodes existantes et de présenter des propositions d'amélioration, pour favoriser l'utilisation des macrophytes, à court et moyen termes, dans l'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau.

## Les macrophytes et la bio-indication en France

### Le contexte

La végétation aquatique a toujours été relativement délaissée par les botanistes, pour des raisons simples de difficulté d'accès aux milieux

### Les contacts

a. Cemagref, UR Réseaux, épuration et qualité des eaux, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas Cedex  
b. Université Paul Verlaine, Laboratoire des interactions écotoxicologie, biodiversité, écosystèmes, Campus Bridoux, rue du général Delestraint, 57070 Metz Cedex  
c. UMR INRA-Agro-campus Rennes 985, Écologie et santé des écosystèmes, 65 rue de Saint Briec, CS 84215, 35042 Rennes Cedex

## 1. Groupement d'intérêt scientifique.

où elle croît, de problèmes taxonomiques et de polymorphisme. De plus, plusieurs groupes majoritairement constitutifs du peuplement de certains types de cours d'eau, tels que les algues et les bryophytes, sont mal connus et d'une approche souvent délicate. Il en résulte que l'étude de ces végétaux se heurte à un manque flagrant de connaissances et d'outils, en particulier les ouvrages de détermination. Aucune des flores classiques, par exemple, ne permet de réaliser un relevé en rivière dans des conditions raisonnables d'exhaustivité et de justesse. Les travaux ayant été menés sur ce thème sont donc assez peu nombreux, et pour la plupart circonscrits à un groupe floristique ou à une région. Les approches plus globales, telles celles inventoriant et classifiant les groupes phytosociologiques depuis Braun-Blanquet au début du XX<sup>e</sup> siècle, proposent une précision bien moindre pour ces milieux que pour la plupart des habitats terrestres.

La démarche actuelle a été initiée par les gestionnaires dans les années quatre-vingt, en ce qui concerne les travaux français. Avec l'augmentation inquiétante des phénomènes liés à l'eutrophisation et la multiplication des nuisances qui s'ensuivaient, le besoin s'est fait sentir d'inventorier les problèmes, les mécanismes et les espèces qui en étaient responsables. Les agences de l'eau, en particulier, ont été à l'origine d'une demande importante d'études visant à mettre au point des méthodes et des protocoles d'évaluation et de suivi des peuplements végétaux aquatiques (Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, 1988). Ceci a permis de redynamiser la recherche dans l'optique d'asseoir ces méthodes sur des

▼ Photo 1 – Le *Ranunculum aquatilis*, alliance caractéristique des cours d'eau oligo-mésotrophes de moyennes dimensions (le Taurion, en Limousin) – Photo : Christian Chauvin.



bases scientifiques étayées, et de promouvoir leur emploi à une échelle plus large que le cas local, à l'instar de ce qui était déjà fait depuis plus de vingt ans avec les macro-invertébrés, ou qui commençait à être généralisé avec les diatomées. C'est dans ce cadre que le GIS<sup>1</sup> Macrophytes des eaux continentales, qui regroupe la majeure partie des forces vives disponibles en matière de phyto-écologie aquatique, s'est chargé du développement d'approches indicielles. Ces travaux ont d'abord abouti à la proposition de l'indice GIS (Haury *et al.*, 1996b), puis par la mise au point d'une méthode indicielle à vocation nationale, l'indice biologique macrophytique en rivière (Haury *et al.*, 2002, 2006).

En 2001, à la demande des agences de l'eau, un important travail de synthèse concernant la bio-indication basée sur les macrophytes aquatiques a été réalisé par le GIS (Haury *et al.*, 2001). Ce bilan complet a servi à replacer les travaux français dans le contexte de ceux effectués dans les autres pays européens. Deux voies y ont principalement été développées : l'approche phytosociologique et l'approche phyto-écologique.

### La démarche phytosociologique

La phytosociologie identifie des groupements d'espèces considérées comme vivant habituellement ensemble, en formant des communautés que l'on peut classifier, appelées phytocénoses. L'intérêt de cette approche est de fournir une base à la définition de phytocénoses non altérées et de leurs séquences de dégradation, en remplaçant ces éléments d'appréciation dans une zonation floristico-écologique tenant compte du gradient écologique longitudinal des cours d'eau et de la répartition biogéographique des entités (photo 1).

Plusieurs travaux s'inscrivant dans cette démarche ont formalisé des méthodes d'appréciation de la qualité de l'eau ou du milieu à partir de l'étude des groupements végétaux (Carbiener *et al.*, 1990 ; Chatenet *et al.*, 1999 ; Haury, 1985, 1996 ; Mériaux, 1984 ; Muller, 1990 ; Eglin et Robach, 1992 ; Thiébaud *et al.*, 1998 ; Trémolières *et al.*, 1994).

Précisant de nombreux travaux phytosociologiques mettant en évidence les relations entre trophie et distribution des phytocénoses dans les eaux courantes (Mériaux et Wattez, 1980 ; Carbiener et Ortscheit, 1987 ; Haury, 1985, 1994 ; Haury *et al.*, 1995), différentes quantifications

ont pu être réalisées et aboutir, d'une part à des échelles de bio-indication à caractère écorégional marqué, et d'autre part, à l'élaboration d'indices macrophytiques.

Dans les années quatre-vingt, Mériaux (1984) a développé une approche phytosociologique des groupements d'eaux courantes, dans laquelle il préconisait d'utiliser la zonation floristico-écologique des cours d'eau comme méthode de diagnose rapide de la qualité des eaux. Un test a été mené en 2006 sur le territoire de l'agence de l'eau Artois- Picardie, région où cette méthode a été particulièrement développée, pour aboutir à une évaluation de l'écart à la référence entre le niveau des groupements observés et celui qui devrait théoriquement être effectif selon la typologie régionale.

Il ressort de ces travaux que ces démarches phytosociologiques permettent une bonne caractérisation des habitats, mais aussi une comparaison inter-systèmes pour peu que les protocoles suivis assurent l'exhaustivité des relevés. Toutefois, dans l'optique d'une utilisation généralisée à l'échelle du territoire national, un écueil majeur réside encore dans la connaissance et l'inventaire de la syntaxonomie (taxonomie des groupements végétaux), qui reste encore à préciser, notamment pour ses variantes géographiques. De plus, pour fournir une évaluation fine de l'état écologique, l'identification des phytocénoses devra comprendre une estimation précise de leur intégrité, à replacer dans un gradient de dégradation continu prédéfini.

Une des synthèses de référence concernant l'utilisation de la phytosociologie aquatique dans l'identification et la classification des écosystèmes d'eau courante a été réalisée sous la forme d'un « cahier d'habitats » (Gaudillat et Haury, 2002), dans le cadre de l'application de la directive européenne « Habitats, faune et flore » de 1992.

### La démarche phyto-écologique

D'autres études proposent des analyses fondées sur la phyto-écologie et les ensembles floristiques, où le relevé est réalisé dans un cadre abiotique à l'échelle de la station de cours d'eau. Il s'agit alors non plus d'analyser uniquement le peuplement, en répartition, en composition ou relations intra-syntaxonomiales, mais d'étudier les relations entre les espèces et les paramètres de leur environnement, conditionnant leur chorologie et leur comportement stationnel. Ce type d'approche a permis d'affiner l'écologie des espèces et de pré-

ciser leur caractère bio-indicateur. Elles ont abouti à la caractérisation de typologies floristiques en lien avec les paramètres lithologiques des bassins versants, qui imposent le fond géochimique des eaux, et la morphodynamique des cours d'eau (Balocco-Castella, 1998 ; Bernez *et al.*, 2000 ; Daniel et Haury, 1996 ; Haury, 1996). La dimension écorégionale est une donnée importante, et plusieurs travaux ont fourni des résultats précis sur des écorégions particulières, comme en région méditerranéenne (Abou-Hamdam, 2004 ; Abou-Hamdan *et al.*, 2005), en Limousin (Chatenet *et al.*, 1999, 2000), en Alsace (Carbiener *et al.*, 1990) et en Lorraine (Grasmück, 1994 ; Grasmück *et al.*, 1993, 1994).

Par ailleurs, des comparaisons écorégionales ont été établies au sein du GIS Macrophytes (Haury et Muller, 1991 ; Haury *et al.*, 1998...), en termes d'ensembles floristiques, d'associations végétales ou en comparant les systèmes typologiques existants, notamment en cours d'eau à dominante acidocline.

Ce type d'approche permet *a priori* une bonne précision, en individualisant la réponse de chaque espèce aux paramètres environnementaux. Elle suppose néanmoins de disposer de la connaissance nécessaire pour l'auto-écologie de l'ensemble des taxons susceptibles d'être rencontrés, de même que de leur chorologie fine. Si certaines régions bien délimitées, voire certains bassins versants, sont maintenant assez bien connus pour ces éléments, la généralisation à l'ensemble des unités hydrographiques et des écorégions du territoire national se heurte encore là aussi à de nombreuses lacunes dans les connaissances phyto-écologiques disponibles pour les habitats aquatiques.

### Les approches fonctionnelles

Les deux types d'approches précédentes ont pu être également combinés pour fournir une vision fonctionnelle de la répartition des communautés macrophytiques.

Par exemple, une méthode de diagnostic fonctionnel des annexes fluviales a été élaborée en croisant plusieurs types de critères (Amoros et Bornette, 1999 ; Amoros *et al.*, 2000) : la composition des communautés végétales, leur répartition selon un gradient trophique, la distribution des espèces en fonction de niveaux de perturbation et d'exigences mésologiques, des paramètres géomorphologiques simples de morphométrie et de granulométrie, la

fréquence et l'impact des crues. Cette méthode a été testée sur les zones humides de la Saône (Godreau *et al.*, 1999), puis sur les anciens chenaux de quatre hydrosystèmes (Bornette *et al.*, 2001). Ces résultats ont été utilisés dans le cadre d'opérations de restauration écologique des zones humides (Henry et Amoros, 1995, 1996).

C'est aussi ce qui a été proposé par Trémolières *et al.* (2007) pour définir un référentiel de l'état de conservation des annexes hydrauliques de l'hydrosystème du Rhin, à partir des classifications phytosociologiques connues pour ce système et d'une analyse statistique des relations entre communautés végétales et paramètres environnementaux fonctionnels. Le long de la bande rhénane, la répartition de ces communautés dépend fortement du degré de connexion avec le fleuve, de l'importance des perturbations par les inondations et de l'origine des eaux. La typologie proposée prend en compte huit paramètres : la richesse spécifique, la présence ou l'absence d'espèces polluo-tolérantes, rares, exotiques, le degré de connexion, l'abondance et le niveau trophique identifié par la communauté végétale. Les résultats montrent une bonne adéquation entre le fonctionnement hydrologique (connectivité), le niveau trophique et l'état de conservation. Cette relation entre connexion et trophie explique l'assez bonne correspondance entre un indice global orienté vers le niveau trophique comme l'IBMR<sup>2</sup> et l'indice de l'état de conservation élaboré pour le cas particulier du système rhénan.

Un dernier exemple de l'application de ces concepts est donné par le calage d'une échelle de l'acidification dans les cours d'eau faiblement minéralisés des collines des Vosges du Nord (Thiébaud, 1997). Dans ce travail, quatre niveaux de réponses à l'acidification des différentes espèces et groupements végétaux associant bryophytes et spermaphytes ont pu être distingués.

### Les phytocénoses de référence

Cette question des phytocénoses de référence est récurrente dans toute démarche de bio-indication, puisqu'elle renvoie à un concept d'équilibre entre milieu physique et végétation pour un contexte environnemental pas ou peu anthropisé. C'est d'ailleurs ce qui est présumé dans la loi sur l'eau<sup>3</sup>, où l'on parle formellement d'*équilibre des milieux aquatiques*, et maintenant dans la directive cadre européenne, où il est question d'*état écologique de très bonne qualité*. Rappelons que dans cette directive, la classe de

très bonne qualité est définie pour des cours d'eau où *la composition taxonomique correspond totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées*, et qu'il n'y a pas de modification détectable dans l'abondance moyenne [...]

Ces références, en valeur d'indice comme en composition floristique, varient selon de nombreux facteurs hiérarchisés, dont notamment la typologie physique et biogéographique à plusieurs échelles (régions climatiques, lithologie, altitude), le gradient naturel amont-aval des cours d'eau et le fonctionnement hydrologique.

Plusieurs approches peuvent répondre à la notion de peuplement de référence :

- l'utilisation de données historiques, lorsque l'information à propos des activités humaines sur la rivière et le bassin versant est disponible. Ces données existent très ponctuellement sur des sites étudiés parfois au début du XX<sup>e</sup> siècle. L'exploitation de ces données doit se faire avec circonspection, l'évolution de la taxonomie, la synonymie ou le manque de renseignements sur les méthodes de relevés obérant souvent la comparaison. Toutefois, ces données, là où elles existent, peuvent être précieuses dans une démarche phytocénotique ;

- la recherche de station dont le peuplement correspond à une phytocénose de référence, telle qu'elle doit être pré-établie à dire d'expert. Des mesures et relevés complémentaires sur ces sites permettent alors d'évaluer *in situ* les paramètres environnementaux. C'est de cette démarche dont relève la description de biocénoses correspondant à des « habitats aquatiques » au sens de la directive « Habitats, faune flore », formalisés dans les cahiers d'habitats rédigés pour l'application de ce règlement (Gaudillat et Hauray, *op. cit.*) ;

- la sélection de stations de référence, en recherchant des sites soumis à une très faible pression anthropique par une approche uniquement abiotique. On peut alors considérer que les sites sélectionnés sur ces critères sont des sites de référence pour leur type, et en déduire que les peuplements présents dans ces sites sont caractéristiques de références ;

- la modélisation de peuplements virtuels, en utilisant les profils écologiques de chaque espèce et leur réponse aux paramètres abiotiques (Grasmück, 1994 ; Hauray, 1989). Cette approche suppose que ces éléments soient connus avec suffisamment de complétude et de précision.

2. Indice biologique macrophytique en rivière.

3. Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques, directive cadre européenne 2000/60/CE du 23 octobre 2000.

On devine que la définition de telles références à l'échelle nationale se heurte encore à d'importants écueils, qu'il s'agisse du manque de données, des lacunes dans les connaissances auto-écologiques, de la validité régionale voire très locale des renseignements, d'une vision significativement différente selon les « experts » consultés, ou des variations biogéographiques du comportement des taxons.

Plusieurs travaux ont fourni des références régionales, principalement pour quelques régions du nord-est de la France. Des échelles de bio-indication, fondées sur des communautés de macrophytes liés à des types d'eau définis par leurs caractéristiques lithologiques et chimiques, dans des contextes physiques déterminés ont ainsi été proposées (Trémolières, 2008).

Actuellement, l'application d'une méthode de portée nationale dans les réseaux de mesures et la bancarisation des résultats qui est en cours devrait fournir les éléments nécessaires pour compléter ces approches et explorer une démarche statistique à large échelle.

### Vers une méthodologie opérationnelle

En l'état actuel des travaux concernant l'utilisation des macrophytes en bio-indication, et sur la base de la synthèse de 2001, on peut retenir que :

- il est tout à fait possible et pertinent d'analyser les relations milieu-végétation en considérant les peuplements de macrophytes ;
- plusieurs types d'approches ont été utilisés pour une telle analyse, privilégiant soit la comparaison avec une référence, soit l'évaluation d'un niveau trophique, soit le rapprochement avec une phytocénose typologique ;
- les résultats des différentes approches convergent assez nettement, mettant en évidence la prééminence du milieu physique dans le diagnostic et l'importance de la structure de la végétation (zonation longitudinale, morphologie des macrophytes) comme réaction au milieu physique ou à la qualité de l'eau ;
- la réponse des macrophytes à la qualité de l'eau s'effectue par une sélection des espèces ou une modification des recouvrements spécifiques, dans le contexte physique stationnel qu'il est toujours nécessaire de prendre en considération dans l'interprétation.

Dans le contexte actuel conditionné par l'application de la DCE, les acquis méthodologiques et

cognitifs sur les peuplements macrophytiques et leur écologie permettent l'utilisation de méthodes d'évaluation de la qualité des rivières par cet élément biologique. Il apparaît toutefois que la redéfinition, voire la réorientation imposée par la DCE, rend inadaptés certains concepts ou démarches retenus jusqu'ici pour le développement de ces méthodes. Par exemple, l'évaluation d'un niveau trophique absolu, tel qu'il était utile pour la problématique des années quatre-vingt et quatre-vingt-dix, sort maintenant du champ imposé, puisqu'il n'informe qu'indirectement sur l'état de conservation du milieu. Il s'agit donc à présent d'utiliser ce qui a déjà été mis au point selon trois axes principaux :

- l'adaptation et l'affinage des critères de bio-indication des taxons, en poursuivant le travail sur l'autoécologie à l'échelle nationale ;
- la transformation des concepts indiciaires par intégration de nouvelles métriques dans l'indice existant (IBMR), dans le but de le rendre à la fois plus sensible et plus discriminant de pressions anthropiques mieux identifiées ;
- la définition de peuplements de référence en fonction de la typologie des cours d'eau, ce qui autorisera l'expression de résultats en termes d'écart à la référence, c'est-à-dire d'évaluer l'état de qualité biologique relatif des cours d'eau.

Il est probable que l'utilisation conjointe de plusieurs types d'approches soit nécessaire à l'atteinte de ces objectifs, en combinant les concepts phytosociologiques avec la démarche phyto-écologique, par exemple. De plus, les données qui manquaient jusqu'à présent, tant du point de vue de leur quantité que de leur répartition à l'échelle typologique nationale ou de leur cohérence méthodologique, devraient dès 2008 être suffisantes pour initier des approches statistiques, puisque le relevé des macrophytes commence maintenant à être intégré aux analyses réalisées sur une partie des 1 500 stations du réseau national de surveillance de la qualité des rivières (ministère de l'Écologie et du Développement durable, circulaire « surveillance », 2006).

### L'IBMR, indice biologique macrophytique en rivière

#### Quelques rappels : intérêts et signification des indices biologiques

Le recours à des indices hydrobiologiques pour évaluer la qualité d'un milieu aquatique se justifie par une nécessaire vision synthétique et

exhaustive, à travers un compartiment intégrateur du système (Lemoalle *et al.*, 2001 ; Génin *et al.*, 2003). On peut considérer que les performances d'un indice dépendent principalement (Haury *et al.*, 2001) :

- de la sensibilité du compartiment biologique choisi, qui doit être assez sensible pour montrer des variations, mais pas trop pour se maintenir dans toutes les conditions ;
- de sa réaction aux facteurs environnementaux qu'il subit et de la nature des relations entre pressions et réponses ;
- de sa représentativité dans un hydroécosystème ;
- des modalités méthodologiques et interprétatives de son étude.

Tous les niveaux biologiques peuvent *a priori* être utilisés, du plus spécifique au plus global. Les premiers fournissent généralement une information précise mais partielle, les seconds une vision plus large mais moins détaillée.

Deux ensembles de paramètres conditionnent la réaction d'un compartiment biologique aquatique, à des degrés différents selon le type d'organismes considéré : la qualité de l'eau, matrice du milieu aquatique, et celle de l'habitat physique. Dans ces facteurs abiotiques se rangent les métriques hydrodynamiques (vitesse d'eau, profondeur, stabilité du lit et des berges...), physiques (type de substrat, qualité et quantité de sédiments...), la nature et l'occupation des berges, l'éclaircissement, etc.

Dans le choix des méthodes comme dans l'exploitation des résultats qu'elles fournissent, il ne faut également pas oublier qu'elles traduisent une facette d'un système complexe, dans lequel tous les éléments, quels que soient leur niveau et leur fonction, sont liés par les flux de matières et d'énergie qui régissent la structure et le fonctionnement du système. En d'autres termes, pour ce qui nous intéresse ici, les compartiments biologiques dépendent les uns des autres selon des processus multiples plus ou moins directs. Ceci implique que les résultats de leur étude ne peuvent pas être indépendants. Par exemple, les végétaux servent d'habitat et de nourriture aux invertébrés, qui servent aussi de nourriture aux poissons, qui ont eux-mêmes besoin de végétaux pour se reproduire. Si nous pouvons espérer que des indices basés sur différents compartiments

permettent de collecter des informations complémentaires, il serait conceptuellement faux de vouloir considérer que les méthodes peuvent être déconnectées et utilisables de façon totalement autonome dans une évaluation globale.

Dans ce schéma, les végétaux, producteurs primaires, occupent plusieurs fonctions. Comme dans tous les écosystèmes de surface, ils sont « chargés » de la production de biomasse, donc à la base du réseau trophique. Ils reflètent donc directement l'intensité de fonctionnement du système. De plus, ils jouent un rôle morphologiquement structurant, car ils constituent un élément de substrat majeur pour d'autres compartiments (invertébrés, poissons) dans de nombreux types de cours d'eau, voire un élément de morphogénèse (modification des écoulements, rôle dans la dynamique sédimentaire). À ces différents titres, on peut attendre du compartiment végétal des informations sur l'état du système que d'autres éléments biologiques ne peuvent fournir que moins directement.

### L'histoire de l'IBMR

Une demande récurrente des gestionnaires concernait l'intégration des végétaux dans l'élaboration d'outils multiparamétriques d'évaluation de la qualité des rivières (les SEQ, systèmes d'évaluation de la qualité). Parmi les différentes démarches qui peuvent conduire à proposer des indices intégrateurs au niveau européen, le choix s'est porté sur la mise au point d'un indice spécifique<sup>4</sup>, assez proche de l'indice anglo-saxon MTR (*Mean Trophic Rank*, Holmes *et al.*, 1999). Le résultat reflète principalement un niveau trophique, tous paramètres confondus, et s'exprime sur une échelle allant de 0, hypereutrophe ou dystrophe, à 20, très oligotrophe.

Plusieurs indices ont d'abord été testés (Haury et Peltre, 1993), puis un indice modulaire formalisé et publié (Haury *et al.*, 1996b). Ce protocole, dénommé indice GIS, comprenait le calcul de plusieurs métriques, prenant ou non en considération le recouvrement, les espèces supra-aquatiques, les espèces euryèces<sup>5</sup>. Ces premiers indices ont fait l'objet de différentes applications expérimentales (Haury *et al.*, 1998).

La rédaction de la revue bibliographique de 2001 (*op. cit.*) ainsi qu'un travail de synthèse sur les données du GIS ont abouti à la proposition d'un nouvel indice, l'IBMR, indice biologique macrophytique en rivière (Haury *et al.*, 2002, 2006).

4. Un indice spécifique est un indice basé sur la composition en espèces des peuplements.

5. Espèces qui s'adaptent à une large gamme de conditions écologiques.

Cette nouvelle méthode prenait en considération le recouvrement et l'amplitude écologique des espèces aquatiques. L'officialisation de cet indice par la publication d'une norme française (Afnor<sup>6</sup> NF T90-395, octobre 2003) permet maintenant de disposer d'une base normative pour l'application de l'IBMR<sup>7</sup> dans les réseaux de mesure nationaux.

### La méthode

L'indice biologique macrophytique en rivière est un indice biocénotique floristique basé sur un inventaire exhaustif de tous les taxons constitutifs des peuplements macrophytiques. On cherche donc à décrire le peuplement des végétaux visibles à l'œil nu, qui prennent une part physique notable dans l'écosystème, par une approche biocénotique (prise en compte de tout le peuplement et des interrelations entre espèces), où l'on ne s'intéresse qu'à une partie du compartiment végétal, les algues planctoniques et benthiques (à l'exception des algues filamenteuses ou coloniales) n'étant pas considérées dans cet indice.

Actuellement, la méthode, sous sa forme normalisée, comprend :

- un protocole de relevé, précisant la notion de « station »,
- les critères du relevé, et en particulier le type de végétation qui doit être noté,
- la formule de calcul de l'indice,
- la liste de référence des taxons contributifs et de leurs coefficients à utiliser dans le calcul.

Le domaine d'application de l'IBMR est principalement constitué par les cours d'eau de petites et moyennes dimensions. Dans la plupart des cas, les cours d'eau très petits (moins de un mètre de largeur) peuvent également être analysés. Pour les grands et très grands cours d'eau, une annexe méthodologique est proposée dans la norme, afin de fournir un cadre applicable à ces rivières et fleuves dans lesquels le substrat n'est pas directement accessible au relevé visuel.

On notera que la phase d'acquisition de l'information suit un protocole de relevé, et non pas d'échantillonnage comme c'est le cas dans d'autres approches hydrobiologiques (invertébrés, diatomées). Ceci est lié à l'objet d'étude et à son modèle de répartition spatiale dans le milieu, potentiellement très hétérogène. À ce titre, le relevé en milieu aquatique s'apparente aux

méthodes homologues utilisées en milieux prairiaux ou forestiers, c'est-à-dire qu'il s'agit de noter sur le terrain, par observation directe, la totalité des taxons constitutifs. Cet aspect implique que les opérateurs de terrain possèdent à la fois des compétences en interprétation de la structure des cours d'eau, pour assurer un positionnement de station et une recherche d'information pertinente, mais également les compétences nécessaires en identification *in situ* des taxons, pour les différents groupes considérés. Ces conditions de mise en œuvre confèrent à l'IBMR des avantages (le travail est en grande partie fait pendant la phase de terrain), mais aussi des aspects plus contraignants (déconnexion des phases d'étude impossible dans une application en routine). Ces caractéristiques doivent être prises en compte dans la mise en œuvre de l'IBMR, comme du reste pour toute méthode d'approche hydrobiologique.

### La station et le relevé

#### PETITS ET MOYENS COURS D'EAU

Dans la norme, la station est définie actuellement comme un tronçon de 50 ou 100 mètres selon l'importance du recouvrement. Cette disposition sera très probablement modifiée selon les préconisations techniques actuelles<sup>8</sup>, pour fixer par exemple une longueur toujours égale à 100 mètres, ce qui devrait permettre de mieux intégrer la notion de séquence morphodynamique.

Dès que la diversité morphologique le permet, la station est constituée par deux entités hydromorphologiques, que l'on distingue pour le relevé floristique (photo 2) :

- un faciès dit « rapide », composé de tous les faciès d'écoulement les plus lotiques de la station, que l'on recherche en priorité ;
- un faciès dit « lent », composé des faciès d'écoulement les plus lentiques.

Les végétaux qui doivent être notés sont tous ceux répondant à la définition de « macrophytes » dans le cadre de l'IBMR, c'est-à-dire tous les végétaux qui ont une taille (ou dont la colonie a une taille) visible à l'œil nu. Cette définition se veut très fonctionnelle et opérationnelle et ne coïncide pas avec une classification botanique. Elle inclut les phanérogames immergés, flottants ou émergents, les bryophytes (hépatiques et mousses), des algues en colonies filamenteuses, thalloïdes ou globuleuses, des macro-algues (characées), des lichens, des ptéridophytes, ainsi que des colonies fongiques ou bactériennes caractérisées.

6. Association française de normalisation.

7. Des pages web du GIS Macrophytes relatives à l'application de l'IBMR sont accessibles en cliquant sur le logo IBMR sur le site <http://www.bordeaux.cemagref.fr/>

8. Cette évolution, comme un certain nombre d'autres considérations techniques, est motivée d'une part par un objectif de standardisation, qui doit permettre d'améliorer la cohérence des résultats obtenus dans le cadre de réseaux de mesures, d'autre part par une nécessaire harmonisation avec les autres méthodes européennes. À terme, il est également possible que la définition des sites de prélèvements, comme leur protocole de description, soit harmonisée pour l'ensemble des éléments biologiques, au moins dans le cadre des réseaux nationaux de surveillance.



▲ Photo 2 – Station présentant une succession de deux unités de relevé : faciès « lent » en amont du seuil (plat lent et chenal lentique), et « rapide » en aval (radier, chenal lotique, plat courant). Photo : Christian Chauvin, Cemagref.

Un des intérêts de considérer dans la même méthode des groupes qui peuvent paraître hétéroclites et écologiquement très différents est de conférer à l'indice un plus grand domaine d'application. En effet, son spectre de réponse peut ainsi être étendu à des cours d'eau typologiquement éloignés : têtes de bassins (peuplements de bryophytes et algues), rivières morphologiquement dégradées (algues), cours d'eau à phanérogames immergés, types à hélrophytes. La comparaison à large échelle, telle qu'elle est nécessaire dans un réseau national de mesures, est alors possible via la même approche thématique. Ce principe est aussi



▲ Photo 3 – Sondage sur un point-contact lors d'un relevé en grand cours d'eau, sur la Garonne. Ici, un coefficient d'abondance maximum (5) pour *Ranunculus fluitans* – Photo : Alain Dutartre.

celui suivi dans d'autres indices généralistes, tels que l'indice biologique global normalisé (IBGN), basé sur les macro-invertébrés benthiques.

L'aire de relevé est définie, quant à elle, comme toute la surface en eau dans des conditions normales d'étiage. Cette notion d'étiage peut être traduite par des valeurs hydrologiques caractéristiques comme le QMNA5<sup>9</sup>.

Chaque taxon inventorié doit être affecté de l'estimation du recouvrement qu'il occupe sur chaque faciès, ce qui apporte l'information quantitative indispensable.

#### GRANDS COURS D'EAU

Pour les stations profondes, c'est-à-dire généralement celles où la profondeur ne permet pas la prospection directe à pied, un protocole par sondage statistique a montré son efficacité (photo 3). Ce type de méthode peut s'appliquer aux grands et très grands cours d'eau calmes (Dubernet *et al.*, 1999 ; Dutartre et Moreau, 2000 ; Chauvin, 2002), aussi bien qu'aux stations vastes où profondeur et vitesse du courant interdisent le déplacement à pied (Breugnot *et al.*, 2004 ; Laplace-Treytoure *et al.*, 2005). Dans le protocole adapté à ces grands hydrosystèmes, décrit en annexe de la norme (Afnor *op. cit.* ; Chauvin *et al.*, 2006), le mode de relevé par parcours complet de la surface d'inventaire est alors remplacé par un protocole statistique, basé sur un sondage par points-contact.

Les recouvrements spécifiques sont reconstitués par intégration de l'abondance notée sur chaque point-contact selon cinq classes.

De même, sur des cours d'eau dont la profondeur permet une prospection à pied, mais dont la turbidité interdit l'observation directe du fond, l'utilisation de ce protocole statistique par points-contact peut être judicieux.

Sur les grands et très grands cours d'eau navigués ou dont la profondeur du chenal ne permet le développement d'un peuplement macrophytique que sur les zones rivulaires, le relevé peut être réduit aux seules zones végétalisables. C'est donc uniquement les zones de bordure qui font alors l'objet de l'analyse.

#### L'indice

L'indice considère une liste de référence de 208 taxons, dont 51 % de phanérogames, 25 %

9. Débit moyen mensuel minimum de fréquence quinquennale.

de bryophytes et 20 % d'algues. Cette liste comprend des espèces polluo-résistantes ou polluo-sensibles (taxons indicateurs) ou banales (« fond » de peuplement). Le niveau taxonomique considéré est l'espèce pour les phanérogames, les bryophytes et les ptéridophytes, et le genre (à quelques exceptions près) pour les algues et les hétérotrophes. Chacun de ces taxons est affecté de deux coefficients :

– une **cote spécifique CS**, traduisant l'affinité pour les conditions trophiques du milieu, de 0 (dystrophe/hypereutrophe et pollution organique forte) à 20 (très oligotrophe) ;

– un **coefficient de sténoécie E**, reflétant le degré de bio-indication, c'est-à-dire la représentativité par rapport à des conditions mésologiques précises (1 : taxon euryèce ; 3 : taxon sténoèce<sup>10</sup>).

Les recouvrements spécifiques notés sur le terrain sont traduits en cinq **classes K**, de progression logarithmique puis arithmétique (atténuation de l'effet de sur ou sous-représentation, partiellement lié à la phénologie des espèces).

Ces deux aspects qualitatif (liste floristique et coefficients spécifiques) et quantitatif (recouvrement de chaque taxon) sont intégrés sous la forme d'une note indicielle, de 0 à 20.

$$IBMR = \frac{\sum_i^n E_i \cdot K_i \cdot CS_i}{\sum_i^n E_i \cdot K_i}$$

Avec :

**i** = taxon contributif, **n** = nombre total de taxons contributifs,

**CS<sub>i</sub>** = cote spécifique (de 0 à 20), **E<sub>i</sub>** = coefficient de sténoécie (de 1 à 3),

**K<sub>i</sub>** = coefficient d'abondance (1 à 5).

On dispose donc ainsi d'une évaluation basée sur l'intégration pour tout le peuplement de la signification écologique de chaque espèce, pondérée par sa capacité bio-indicatrice et son développement.

## La signification et l'exploitation des résultats de l'IBMR

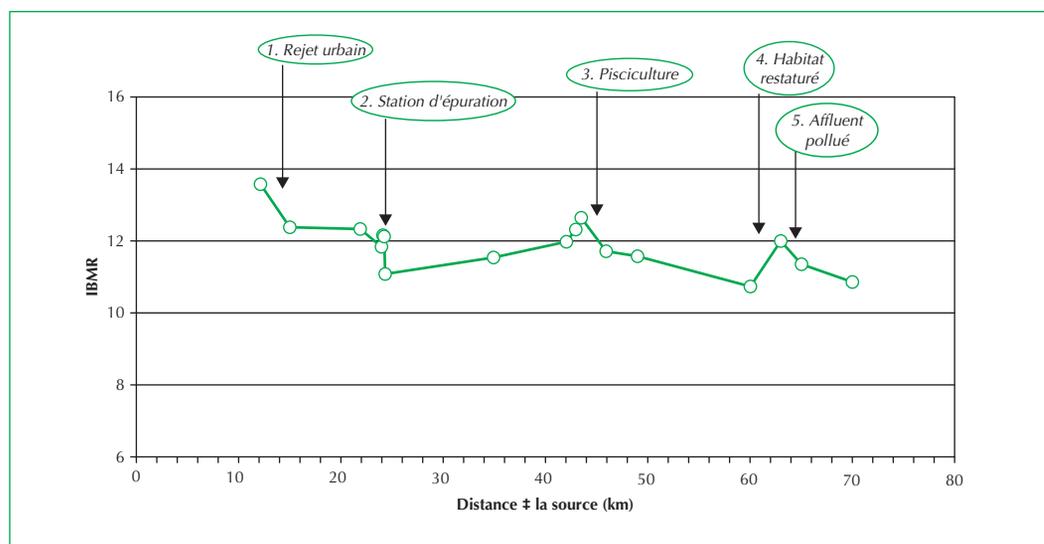
### QUELLES INFORMATIONS L'IBMR APORTE-IL ?

L'interprétation des résultats issus de l'application de l'IBMR peut s'appuyer sur plusieurs métriques.

**La valeur de l'indice** lui-même, bien sûr, traduit un niveau trophique global. La lecture peut se faire en valeur absolue, mais aussi par comparaison entre différents cours d'eau similaires sur un bassin versant, entre des stations réparties sur le profil longitudinal d'un cours d'eau (mesures amont/aval d'un rejet, secteur aménagé/non aménagé, évolution saisonnière...), pour détecter des points « anormaux » dans un réseau de mesure, etc. (figure 1).

**Le cortège floristique** apporte des informations qualitatives. On y recherche des espèces particulières pour leur aspect patrimonial, en position atypique susceptible d'indiquer des particularités de fonctionnement du milieu,

**10. Sténoèce :** cantonné à des conditions mésologiques particulières.



◀ Figure 1 – Un exemple de variation de l'IBMR sur le profil longitudinal d'une rivière du massif armoricain, le Scorff. L'indice traduit très nettement l'impact de rejets domestiques (1, 2) et de ceux d'une pisciculture (3), ainsi que l'affluence d'un tributaire pollué (5). On notera aussi la réponse à la restauration morphologique d'un tronçon du cours d'eau (4) (Haury et al., 2007).

provenant d'influences biologiques amont ou latérales, traduisant un début de colonisation par des exogènes.

**Le recouvrement végétal**, total ou cumulé, peut être mis en relation avec la structure du lit (mobilité, diversité, artificialisation). Il peut montrer l'impact de la gestion ou de l'aménagement des berges (ombrage) ou de la ligne d'eau (régulation du débit, accentuation des étiages).

**La composition par groupes floristiques** met en relief la typologie de peuplement ou la présence d'habitats ou de régimes particuliers. On y voit aussi très nettement les problèmes de prolifération algale, à relier, selon les cas, avec la charge en nutriments ou la déstructuration de l'habitat (lit et berges).

**Les paramètres de structure** du peuplement, tels que, classiquement, la richesse spécifique ou la diversité, renseignent sur la capacité biogène du milieu. On y cherche également une corrélation avec la structure physique des habitats et leur diversité. La problématique des proliférations est également souvent assez bien illustrée par ces métriques, que ces proliférations soient le fait d'espèces autochtones pour des raisons de déséquilibres induits par la pression anthropique ou celui d'exogènes envahissantes.

**Les profils écologiques** des stations peuvent être tracés à partir des coefficients de sténocécie des taxons présents ou de leur cote spécifique. Ils mettent en évidence une typologie cénotique, en permettant d'identifier la part et la répartition numérique des indicateurs de différents niveaux trophiques, ou celles des différentes valeurs bio-indicatrices. On peut aussi suivre un éventuel glissement dans le niveau trophique à partir de ces profils, avec une sensibilité plus fine que celle donnée par la valeur de l'indice globale.

**Le rapprochement avec une valeur de référence**, c'est-à-dire le calcul d'un écart à cette référence<sup>11</sup>, constituera un outil important. Pour l'heure, cette évaluation n'est possible que dans quelques cas où les références sont connues. Les travaux actuels, alimentés par l'acquisition de données dans les réseaux de mesures, en particulier le réseau national de référence, devront fournir une base généralisable au territoire national en 2008.

#### L'APPROCHE MULTI-COMPARTIMENTALE

Nous avons vu en introduction que l'évaluation à partir de différents compartiments biologiques

apporte des informations complémentaires. Il est donc toujours très instructif de combiner ces informations, ou tout au moins de les rapprocher, pour affiner et augmenter la portée du diagnostic.

Plusieurs études comparatives multi-compartimentales ont montré la richesse d'une telle approche, basée sur les communautés de diatomées, de macrophytes, d'invertébrés ou de poissons, et appliquée dans un cadre normatif national (Chauvin *et al.*, 2004 ; Haury *et al.*, 2007 ; Thiébaud *et al.*, 2006).

La comparaison de métriques biocénologiques différentes (macrophytes et invertébrés), notamment en aval de piscicultures, a amené à préconiser ce type d'études pour mieux mettre en évidence les différents effets des perturbations (Haury, 1996a). Dans ce type de cas, les invertébrés traduisent plutôt les problèmes liés à l'oxygénation et à l'éventuelle présence de toxiques, et les macrophytes plutôt l'augmentation du niveau trophique lié à l'enrichissement en nutriments.

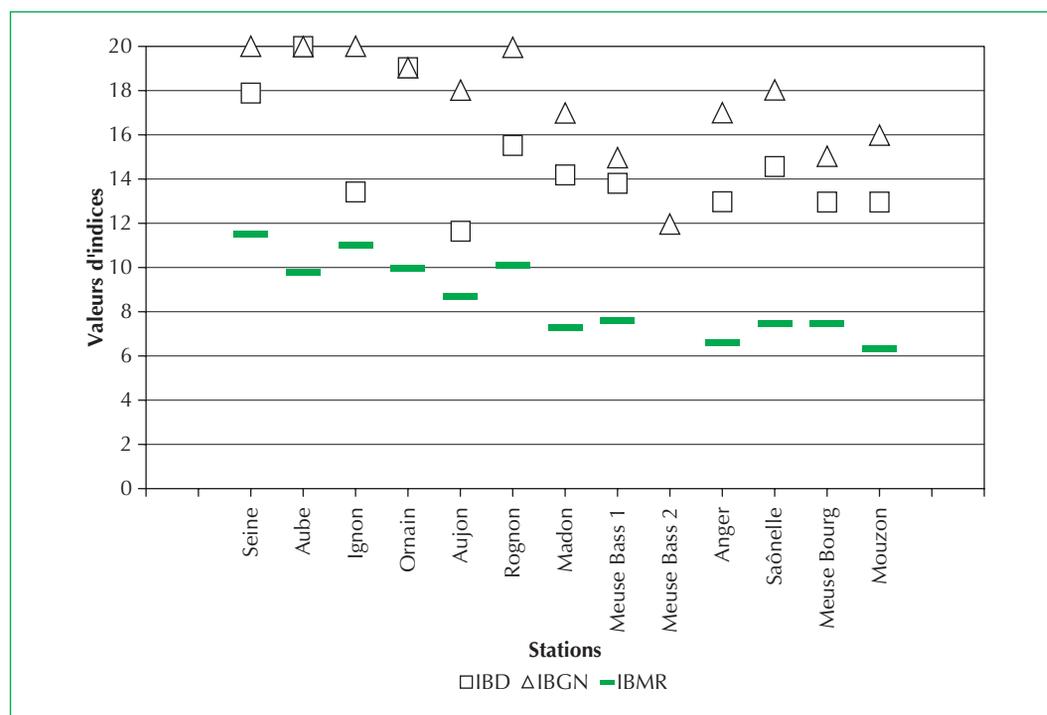
En rapprochant les résultats issus de différentes méthodes indiciaires appliquées sur les mêmes stations, des tendances apparaissent : dans les zones amonts des cours d'eau, là où les conditions de vitesse d'eau, de température, d'oxygénation sont plutôt bonnes, les peuplements d'invertébrés montrent une très bonne qualité, alors que les végétaux, particulièrement les macrophytes, peuvent rendre compte de faibles perturbations trophiques ou morphologiques. Les diatomées, elles, réagissent principalement à la qualité de l'eau elle-même, et affichent donc une évaluation souvent intermédiaire entre les deux autres compartiments.

À une plus large échelle, ce type de comparaison a également été testé dans le cadre de programmes européens, tel que le programme STAR<sup>12</sup> (Johnson *et al.*, 2006).

Dans le contexte de l'application de la DCE, cette approche constitue d'ailleurs maintenant une obligation. En effet, l'évaluation de l'état écologique des eaux en un point du réseau doit se traduire *in fine* par une valeur et une seule. Il est donc indispensable de définir des méthodes et des règles d'agrégation des résultats fournis par l'évaluation de plusieurs éléments biologiques. Cet objectif remet à plat quelques concepts, et oblige à une réflexion sur le poids de chaque élément, en considérant également la signification des méthodes. En France, un travail, piloté par le

11. EQR : *equivalent quality ratio*, selon les préconisations de la directive cadre sur l'eau.

12. *Standardisation of River Classifications*.



◀ Figure 2 – Comparaison d'indices IBD<sup>13</sup>, IBGN et IBMR (Chauvin *et al.*, 2005).

13. Indice biologique diatomées.

MEEDDAT<sup>14</sup> et l'ONEMA<sup>15</sup> doit aboutir en 2009 à la mise à disposition d'une application informatique, qui permettra d'obtenir une évaluation de la qualité écologique de n'importe quelle station du réseau hydrologique à partir des informations stockées dans les bases de données alimentées par les réseaux de mesure. Cet outil devrait comprendre un ensemble de protocoles calculant des métriques et des indices, et les agrégeant selon les règles définies, pour présenter une information synthétique et disponible avec différents niveaux de précision et d'éléments d'interprétation.

#### DES AIDES À L'APPLICATION

Dans l'optique de l'application de l'IBMR dans les réseaux de mesures nationaux, il était nécessaire d'accompagner la mise en œuvre de ce protocole par un encadrement méthodologique. En effet, un document normatif tel qu'une norme

Afnor a pour vocation de définir une référence d'identification et de description d'une méthode, mais ne fournit pas de prescription précise permettant l'application pertinente sur le terrain. Plusieurs actions ont été entreprises par le GIS Macrophytes dans cet objectif d'accompagnement. Il s'agit principalement de la formation des opérateurs et des gestionnaires sous la forme de stages spécifiques<sup>16</sup>, d'assistance aux donneurs d'ordres (agences de l'eau et DIREN<sup>17</sup>) pour l'accompagnement des prestataires sur le terrain et l'exploitation des résultats ou la constitution de cahiers des charges, de la mise en place d'un réseau de personnes référentes pour la validation taxonomique, et enfin de la mise à disposition d'outils de standardisation et d'aide à l'application de la méthode<sup>18</sup>. Par ailleurs, la réalisation ou la mise à jour de clés de détermination taxonomiques adaptées à un usage pratique dans le

14. Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire.

15. Office national de l'eau et des milieux aquatiques.

16. Depuis 2001, un stage est proposé par Agrocampus Rennes, encadré par les membres du GIS directement impliqués dans le développement de l'IBMR. En 2008, ce stage est également prévu dans les cycles de formation professionnelle de l'ONEMA.

17. Directions régionales de l'environnement.

18. Un outil de saisie/contrôle et de calcul, les modèles de fiches de description stationnelle ainsi que des notices d'explication sont mis à disposition en téléchargement sur le site web du Cemagref de Bordeaux.

cadre des indices macrophytiques est en cours ou effective, selon les groupes. Un guide méthodologique s'appuyant sur l'expérience acquise en quelques années d'utilisation de l'IBMR est aussi en cours d'édition.

Cet encadrement est également rendu nécessaire par le contexte européen de la DCE et ses déclinaisons nationales. En effet, les nouveaux impératifs de bancarisation des données, d'inter-étalonnage des méthodes et de leur développement en vue de l'adéquation avec les prescriptions de la DCE, imposent d'assurer à la phase d'acquisition des données à la fois une cohérence accrue et une bonne maîtrise de la fiabilité des protocoles, par les concepts de performance de méthodes, de maîtrise des incertitudes et de démarche qualité. Ceci est d'autant plus vrai pour des méthodes récentes comme l'IBMR, qui nécessitent encore des ajustements et dont la réponse demande à être validée à l'échelle nationale.

### Conclusions-perspectives

Les différentes approches ayant conditionné en Europe les travaux de bio-indication végétale aquatique durant les dernières décennies se voient maintenant confrontés à une demande très pressante issue de la mise en application de la directive cadre sur l'eau. Le planning imposé par ce règlement européen ne permet pas la mise en place de programmes classiques permettant d'acquérir les données complémentaires selon une démarche scientifiquement acceptable. Il s'agit donc d'utiliser l'existant pour en tirer des informations d'un type nouveau, ou d'utiliser les connaissances actuelles de façon extrêmement pragmatique. Il faut également prévoir que les systèmes mis en place intègrent des possibilités de modification et de validation futures, en fonction de l'avancement des connaissances. Il faudra donc que les travaux se poursuivent, voire reprennent et se renouvellent en fonction de ce besoin fort pour la gestion. Le défi actuel est donc d'organiser dans une nouvelle urgence la mise en œuvre de méthodes, dans le même temps que leur évolution et le déroulement de travaux scientifiques destinés à les améliorer. Pour l'heure, les travaux portant sur la bio-indication sont donc principalement orientés vers les concepts de traitement de données et de combinaison de résultats. Ce dernier thème comprend d'ailleurs une dimension politique non négligeable, puisque le résultat de l'évaluation de la qualité des masses d'eau impliquera un engagement fort des

États membres pour respecter les objectifs de bonne qualité visés pour 2015.

De même, les concepts scientifiques développés historiquement par les différentes écoles régionales ou nationales se trouvent maintenant confrontés aux impératifs d'inter-étalonnage, qui doit aboutir à l'utilisation exclusive de méthodes dont les résultats doivent pouvoir être comparés sur une même échelle à travers toute la diversité des écosystèmes européens. Il est alors à prévoir que seules certaines approches puissent garder une audience auprès des décideurs (et financeurs), sélectionnées plus en fonction de leur adéquation aux règlements que selon leur pertinence scientifique.

Pour les macrophytes en rivières, les travaux de la première phase de comparaison s'orientent vers des méthodes mettant en avant le niveau trophique dans une approche biocénotique, plutôt dans l'axe des principes ayant prévalu dans la conception de l'IBMR (Birk *et al.*, 2006, 2007).

Reste le problème des phytocénoses et valeurs de référence, qui ne pourra pas se traiter par une approche phyto-écologique dans les délais imposés. Il est donc probable que l'on devra se contenter, dans un premier temps, de références statistiques extrapolées des mesures dont on dispose sur les stations du réseau national mis en place en 2005. Ces données seront conceptuellement insuffisantes et leur pertinence devra être validée. Les travaux plus formels devront donc impérativement être poursuivis pour fournir les éléments de correction indispensables à moyen terme.

Un autre facteur contraignant l'évolution de ces concepts est la forte montée en puissance de la normalisation européenne dans tous les domaines d'application, allant de la conception de guides d'identification taxonomique à l'encadrement des démarches qualité, en passant bien sûr par les protocoles d'échantillonnage et la signification des indices. Ces normes s'appliquant obligatoirement aux États membres pour toute utilisation officielle, les travaux de recherche appliquée dans les domaines de la bio-indication ne peuvent pas ne pas en tenir compte très en amont de la démarche, sous peine de non-compatibilité avec les prescriptions d'application. Ceci peut être vu comme une limitation sérieuse aux possibilités d'innovation dans les approches, mais également comme une obligation d'innovation pour y répondre. En retour, l'intégration et la

densification des mesures des éléments biologiques à l'échelle nationale fourniront une base de données homogène à large échelle, ce qui n'avait encore jamais été le cas.

Dans ce contexte, les évolutions prévisibles des méthodes développées en France pourront s'articuler autour de quelques axes principaux :

- la recherche de références, par de nouvelles approches et une biotypologie affinée tenant compte de la morphodynamique des cours d'eau et de l'écorégionalisation ;
- l'amélioration de la réponse des indices en sensibilité et en domaine d'application, passant par une meilleure connaissance du caractère bio-indicateur des taxons (les cotes spécifiques de l'IBMR) ;
- l'identification de métriques permettant de préciser la réponse des indices au regard de pressions

anthropiques mieux cernées, et la relation entre pressions et impact biologique ;

- l'adaptation des protocoles en vue de leur application routinière à grande échelle par des opérateurs variés, qui inclut la standardisation de la mise en œuvre et des outils taxonomiques, ainsi que les modules d'application aux types morphologiques particuliers (grands cours d'eau).

Le champ d'investigation est donc redéfini, mais reste très large quant aux connaissances scientifiques à acquérir. Pour être efficace dans le nouveau contexte, ces travaux devront s'organiser pour être en phase avec la mise en place de solutions d'attente très pragmatiques, afin de garantir *in fine* à la fois la validité scientifique et la cohérence de gestion imposée à l'échelle européenne. □

## Résumé

La notion de bio-indication appliquée au compartiment végétal aquatique couvre différentes approches, issues de celles classiquement développées en phytosociologie ou en phyto-écologie. Ces démarches sont respectivement fondées sur l'analyse des relations entre espèces qui constituent des unités identifiables appelés syntaxons, ou sur celle des relations entre chaque espèce et les facteurs de son environnement, qui conditionnent sa présence et son comportement stationnel.

Dans les années quatre-vingt, les besoins se sont précisés en s'orientant vers le développement d'indices synthétiques permettant de quantifier les phénomènes d'eutrophisation. En France, cette problématique a permis de relancer l'étude des macrophytes, en considérant leur évaluation comme un élément nécessaire à la gestion des milieux aquatiques. Des voies plus opérationnelles ont alors été suivies, telles que les approches fonctionnelles, analysant le fonctionnement du milieu par le comportement des communautés, ou le travail sur les phytocénoses de référence, qui permet de disposer d'étalons auxquels comparer les peuplements observés localement. En 2001, une étude de synthèse menée par le GIS Macrophytes a permis de faire le point sur toutes ces démarches, testées ou développées en France.

Les travaux de phyto-écologie aquatique ont débouché sur la publication d'un indice biocénotique, l'IBMR (indice biologique macrophytes en rivière). Cet indice est normalisé en France depuis 2003 et constitue actuellement le protocole officiellement adopté pour l'échantillonnage des macrophytes dans les réseaux de surveillance des cours d'eau. En effet, ces travaux ont été rattrapés, à l'instar des autres approches hydrobiologiques, par la mise en œuvre de la directive européenne sur l'eau de 2000. Pour répondre aux nouvelles prescriptions découlant de l'application de ce règlement communautaire, les travaux d'adaptation et de développement reprennent intensivement, à la fois en utilisant le capital acquis en phyto-écologie et en générant de nouvelles questions très concrètes auxquelles doivent répondre les scientifiques de façon pragmatique. Pour cela, la réorientation et la densification des réseaux de mesure nationaux permettront, en retour, de disposer de données homogènes à une large échelle, ce qui n'avait encore jamais été effectif et ouvre de nouvelles perspectives.

## Abstract

The bioindication concept, applied to the aquatic vegetation compartment, is covering different approaches, coming from those usually developed through phytosociological and phytoecological methods. They are based on studies about relationships between species forming recognizable units, called syntaxons, or between each species and its environmental factors, linked to its presence and behaviour in the site.

In the eighties, needs were precisely oriented to the development of synthetic indices, allowing to quantify eutrophication phenomena. In France, this topic had allowed to boost macrophytes studies, considering their evaluation as a necessary tool for managing aquatic habitats. Some more operational approaches were then pushed up, as functional approaches, in order to analyze the environmental functioning through the populations behaviour, or the study about reference phytocenosis, which are giving standards for comparison to local floristic surveys. In 2001, a synthesis realised by the GIS Macrophytes has allowed to get a view-point about all these approaches, tested or developed in France.

Aquatic phytoecological studies led to the publication of a biocenotic index, the IBMR (Biological Macrophytes Index in Rivers). This index is normalised in France from 2003, and is now officially adopted for rivers macrophytes sampling through monitoring networks. These methods have been indeed overtaken, as well as others hydrobiological approaches, by implementation of the European Water Framework Directive in 2000. To meet the new requirements proceeding from the application of this European regulation, works for adaptation and development are intensely set up, as well in using acquired knowledge in phytoecology, than in generating new actual questions, at which the world of science must give pragmatic responses. For that, the new trend and the densification of national monitoring networks, will allow in return to get homogeneous data on a large scale, what have not be done already, in opening new prospects.

## Bibliographie

- ABOU-HAMDAN, H., 2004, *Réponse des macrophytes de six cours d'eau méditerranéens (Sud-Est de la France) à des perturbations naturelles et anthropiques*, thèse de doctorat Écologie-Hydrobiologie, Université Paul Cézanne, Aix-Marseille III, p. 244.
- ABOU-HAMDAN, H., HAURY, J., HEBRARD, J.-P., DANDELLOT, S., CAZAUBON, A., 2005, Macrophytic communities inhabiting the Huveaune (South-East France), a river subject to natural and anthropic disturbances, *Hydrobiologia*, vol. 551, n° 1, p. 161-170.
- AFNOR, 2003, *Qualité de l'eau – Détermination de l'indice biologique macrophyte en rivière (IBMR)*, NF T90-395, octobre 2003, AFNOR, Saint-Denis, La Plaine, 28 p.
- AGENCE DE L'EAU RMC, 1988, *L'eutrophisation dans le bassin Rhône Méditerranée Corse*, Agence de l'Eau RMC éd., avril 1988. 146 p. + annexes.
- AMOROS, C., BORNETTE, G., 1999, Antagonist and cumulative effects of connectivity : a predictive model based on aquatic vegetation in riverine wetlands, *Archiv für Hydrobiologie*, vol. 115, n° 3, p. 311-327.
- AMOROS, C., BORNETTE, G., HENRY, C.-P., 2000, A vegetation-based method for the ecological diagnosis of riverine wetlands, *Environmental Management*, vol. 25, p. 211-227.
- BALOCCO-CASTELLA, C., 1988, *Les macrophytes aquatiques des milieux abandonnés par le Haut-Rhône et l'Ain : diagnostic phyto-écologique sur l'évolution et le fonctionnement de ces écosystèmes*, thèse de doctorat, Université de Lyon I, 150 p + annexes.
- BERNEZ, I, DANIEL, H., HAURY, J., 2000, Étude des variations des communautés végétales aquatiques sous l'effet des perturbations anthropiques en rivière régulée, *Bull. fr. pêche piscic.*, vol. 357/358, n° 2-3, p. 169-190.
- BIRK, S., KORTE, T., HERING, D., 2006, Intercalibration of assessment methods for macrophytes in lowland streams : direct comparison and analysis of common metrics, *Hydrobiologia*, vol. 566, p. 417-430.
- BIRK, S., WILLB, N., CHAUVIN, C., COOPS, H., DENYS, L., GALOUX, D., KOLADA, A., PALL, K., PARDO, I., POT, R., STELZER, D., 2007, *Report on the central baltique rivers GIG macrophytes intercalibration exercise*, European Commission, June 2007.
- BORNETTE, G., PIEGAY, H., CITTERIO, A., AMOROS, C., GODREAU, V., 2001, Aquatic plant diversity in 4 river floodplains : a comparison at two hierarchical levels, *Biodiversity and Conservation*, vol. 10, p. 1683-1701.
- BREUGNOT, E., DUTARTRE, A., LAPLACE-TREYTURE, C., HAURY, J., 2004, Variabilité des peuplements de macrophytes en grands cours d'eau – Premiers résultats sur l'hydrosystème Adour-Garonne, *Ingénieries-EAT*, vol. 37, p. 37-50.
- CARBIENER, R., ORTSCHIEIT, A., 1987, Wasserpflanzengesellschaften als Hilfe zur Qualitätsüberwachung eines des größten Grundwasservorkommen Europas (Oberrheinebene), *Proceed. Intern. Sym., Tokyo*, p. 283-312.
- CARBIENER, R., TREMOLIÈRES, M., MERCIER, J.-L., ORTSCHIEIT, A., 1990, Aquatic macrophytes communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace), *Vegetatio*, vol. 86, p. 71-88.
- CHAUVIN, C., BOUSBASSI, D., 2002, Aquatic vegetation profile of the river Saône (France) and relationship with the submerged banks types, in : *11<sup>e</sup> international EWRS symposium, Maâ-et-Moliets, France*.
- CHAUVIN, C., COUDREUSE, J., COURT, E., GENIN, B., GERMEUR, G., HAURY, J., MIGNON, A., PELTRE, M.-C., VANDEWALLE, C., 2005b, Comparaison des réponses de l'indice biologique macrophytique en rivière et d'autres indices hydrobiologiques, in : *Annales 6<sup>e</sup> Conférence Internationale de Limnologie et d'Océanographie, Vaulx en Velin, juillet 2005*.
- CHAUVIN, C. HAURY, J., BOSCH, N., 2004, Utilisation de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR AFNOR T 90-395) en grand cours d'eau. Comparaison avec une approche typologique et mise en évidence des perturbations du profil longitudinal, in : *47<sup>e</sup> congrès de l'Association Française de Limnologie, Besançon 5-8 juillet 2004*.
- CHAUVIN, C., HAURY J., PELTRE M.-C., LAPLACE-TREYTURE C., 2005a, Les macrophytes pour estimer l'état écologique des cours d'eau : l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière et la Directive Cadre sur l'Eau, in : *Annales 6<sup>e</sup> Conférence Internationale de Limnologie et d'Océanographie, Vaulx en Velin, juillet 2005*.

- CHAUVIN, C., HAURY, J., PELTRE, M.-C., LAPLACE-TREYTURE, C., BREUGNOT, E., DUTARTRE, A., 2006, Évaluer la qualité de l'hydrosystème par la végétation aquatique. De l'approche fonctionnelle à l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière et son application en grand cours d'eau, *in : Journée Thématique CETMEF-MEDD suivi environnemental des aménagements et travaux maritimes et fluviaux*, Paris, p. 12.
- CHATENET, P., BOTINEAU, M., HAURY, J., GHESTEM, A., 1999, Les associations macrophytiques des cours d'eau limousins en tant que descripteurs de cours d'eau, *J. Bot. Soc. bot. France*, vol. 12, p. 57-72.
- CHATENET, P., BOTINEAU, M., HAURY, J., GHESTEM, A., 2000, Typologie de la végétation des rivières et affluents de la Vienne et de la Gartempe (Limousin, France), *Acta bot.gallica*, vol. 147, n° 2, p. 151-164.
- DANIEL, H., HAURY, J., 1996, Écologie des macrophytes aquatiques d'une rivière armoricaine (le Scorff, Bretagne sud, France), application à la bioindication, *Ecologie*, vol. 27, n° 4, p. 245-256.
- DUBERNET, J.-F., DUTARTRE, A., VERNIER, F., DELMAS, F., LAPLACE-TREYTURE, C., TOUZOT, O., LAPLANA, R., UNY, D. 1999, *Recherche sur le bassin versant de la Charente et la baie associée de Marennes Oléron. Volet continental. Rapport technique final de la tranche 1998*, Cemagref Bordeaux, Étude n° 47, rapport, 52 p.
- DUTARTRE, A. ; MOREAU, A., 2000. *Réseau de suivi des développements végétaux en cours d'eau dans le bassin Adour-Garonne – Proposition de mise en œuvre*, Cemagref, Div. Qualité des Eaux, Bordeaux-Cestas, 52 p.
- EGLIN, I., ROBACH, F., 1992, *Typologie et végétation de l'hydrosystème rhénan dans le secteur central de la plaine d'Alsace : interprétation et fonctionnement écologique*, thèse de doctorat Écol. vég., Université L. Pasteur, Strasbourg 1, 143 p.
- GAUDILLAT, V., HAURY, J. (coord), BARBIER, B., PESCHADOUR, F. (eds.), 2002, *Cahiers d'habitats Natura 2000 – Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. 3 : Habitats humides*, La Documentation Française, Paris, 457 p.
- GENIN, B., CHAUVIN, C., MÉNARD, F., 2003, *Cours d'eau : pollutions – méthodes - IBGN, et indices biologiques*, 2<sup>e</sup> édition, Educagri éd., Dijon, 221 p. + CDRom.
- GODREAU, V., BORNETTE, G., FROCHOT, B., AMOROS, C., CASTELLA, E., OERTLI, B., CHAMBAUD, F., OBERTI, B., CRANEY, E., 1999, Biodiversity in the floodplain of Saône : a global approach, *Biodiversity and Conservation*, vol. 8, p. 839-864.
- GRASMÜCK, N., 1994, *La végétation des cours d'eau de Lorraine : typologie floristique et écologique. Contribution à l'étude de l'autécologie des espèces de la flore aquatique Lorraine*, thèse de doctorat, Université de Metz, 248 p.
- GRASMUCK, N., HAURY, J., LEGLIZE, L., MULLER, S., 1993, Analyse de la végétation aquatique fixée des cours d'eau lorrains en relation avec les paramètres d'environnement, *Ann. Limnol*, vol. 29, n° 3-4, p. 223-237.
- GRASMUCK, N., HAURY, J., LEGLIZE, L., MULLER, S., 1994, Assessment of the bio-indicator capacity of aquatic macrophytes using multivariate analysis, *Hydrobiologia*, vol. 300-301, p. 115-122.
- HAURY, J., 1985, *Étude écologique des macrophytes du Scorff (Bretagne-Sud)*, thèse Doct.-Ing., spécialité Écologie, Rennes I, 243 p.
- HAURY, J., 1989, Macrophytes du Trieux (Bretagne-Nord) : II – Analyses des relations espèces-milieu physique par la méthode des profils écologiques, *Bull. Soc. Nat. Ouest France*, vol. 11, n° 4, p. 193-207.
- HAURY, J., 1994, Les associations macrophytiques vasculaires en tant que descripteurs des caractéristiques d'habitat des cours d'eau à saumons : exemple du Scorff, *in : La syntaxonomie et la synsystème européenne, comme base typologique des habitats*, Bailleul, 1993, *Coll. Phytos.*, XXII, p. 31-54.
- HAURY, J. 1996, Assessing functional typology involving water quality, physical features and macrophytes in a Normandy river, *Hydrobiologia*, vol. 340, n° 1-3, p. 43-49.
- HAURY, J., 1997, Les macrophytes, estimateurs de la qualité des cours d'eau, *in : État de santé des écosystèmes aquatiques – Les variables biologiques comme indicateurs*, CHARTIER-TOUZE N., GALVIN, Y., LEVEQUE, C., SOUCHON, Y. (Coord.), G.I.P. Hydrosystèmes, Cemagref Éditions, Paris, p. 195-213.

HAURY, J., MULLER, S., 1991, Variations écologiques et chronologiques de la végétation macrophytique des rivières acides du Massif Armoricaïn et des Vosges du Nord (France), *Rev. Sci. Eau*, vol. 4, p. 463-482.

HAURY, J., PELTRE, M.-C., 1993, Intérêts et limites des « indices macrophytes » pour qualifier la mésologie et la physico-chimie des cours d'eau : exemples armoricains, picards et lorrains, *Ann. Limnol.*, vol. 29, n° 3-4, p. 239-253.

HAURY, J., DANIEL, H., VOOGDEN, K., FAURE, A., LE DARD, M., 1996a, Comparaison des métriques de l'environnement pour estimer la pollution par deux piscicultures en système truiticole breton : physico-chimie et bio-indicateurs végétaux et animaux, in : *La Qualité de l'Eau*, AMIARD-TRIQUET, C., MAHON T. (eds.), Coll. pluridisciplinaire, Université de Nantes, 26-28 oct. 1995, p. 75-78.

HAURY, H., PELTRE, M.-C., MULLER, S., TREMOLIERES, M., BARBE, J., DUTARTRE, A., GUERLESQUIN, M., 1996b, Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français : premières propositions, *Écologie*, vol. 27, n° 4, p. 79-90.

HAURY, J., THIÉBAUT, G., MULLER, S., 1995, Les associations rhéophiles des rivières acides du Massif armoricaïn, de Lozère et des Vosges du Nord dans le contexte ouest-européen, in : *Actes du 37<sup>e</sup> Symposium de l'International Association of Vegetation Science (IAVS)*, « Large area vegetation surveys », Bailleul, 1994, Coll. *Phytosociol.* XXIII, p. 145-168.

HAURY, J., JAFFRE, M., DUTARTRE, A., PELTRE, M.-C., BARBE, J., TREMOLIERES, M., GUERLESQUIN, M., MULLER, S., 1998, Application de la méthode « milieux et végétaux aquatiques fixés » à 12 rivières françaises – Typologie floristique préliminaire, *Ann. Limnol.*, vol. 34, n° 2, p. 129-138.

HAURY, J., PELTRE, M.-C., MULLER, S., THIEBAUT, G., TREMOLIERES, M., DEMARS, B., BARBE, J., DUTARTRE, A., GUERLESQUIN, M., LAMBERT, E., 2001, *Les macrophytes aquatiques bioindicateurs des systèmes lotiques – Intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique des principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau*, Études sur l'Eau en France, n° 87, Min. Ecologie & Dév. Durable, 101 p. + ann.

HAURY, J., PELTRE, M.-C., TREMOLIERES, M., BARBE, J., THIEBAUT, G., BERNEZ, I., DANIEL, H., CHATENET, P., MULLER, S., DUTARTRE, A., LAPLACE-TREYTURE, C., CAZAUBON, A., LAMBERT-SERVIEN, E., 2002, *Une méthode pour mettre en évidence la trophie de l'eau et la pollution organique avec les macrophytes : l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR) – Application à différents types de rivières et de pollutions*, 11<sup>e</sup> Symposium EWRS, Moliets et Maa (France), sept. 2002.

HAURY, J., PELTRE, M.-C., TREMOLIERES, M., BARBE, J., THIEBAUT, G., BERNEZ, I., DANIEL, H., CHATENET, P., HAAN-ARCHIPOF, G., MULLER, S., DUTARTRE, A., LAPLACE-TREYTURE, C., CAZAUBON, A., LAMBERT-SERVIEN, E., 2006, A new method to assess water trophic and organic pollution - the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR) : its application to different types of river and pollution, *Hydrobiologia*, vol. 1, p. 153-158.

HAURY, J., COUDREUSE, J., ROUCAUTE, M., CAQUET, T., DRUART, J.-C., HUTEAU, D., OLLITRAULT, M., PRÉVOST, E., ROUSSEL, J.-M., coll. GABRIEL, G., TOURANCHET, C., TRÉGUIER, M., BATAILLE, F., BRILLET, M., CARON, M., GADET, A., PRIGENT, M., GURIEC, M., POUZET, F., PLANCHET, L., CABINET HYDROBIO, 2007, *Évaluation de l'impact des piscicultures et autres activités humaines sur le Scorff : années 2004 et 2005, comparaison avec les années antérieures 2002 et 2003*, Rapport de synthèse, UMR INRA-ENSAR Écobiologie et qualité des hydrosystèmes continentaux, Agence de l'eau Loire-Bretagne, Direction régionale de l'environnement, Conseil général du Morbihan et Syndicat du Scorff, Rennes, 166 p.

HENRY, C.-P., AMOROS, C., 1995, Restoration ecology of riverine wetlands : I. A scientific base, *Environmental Management*, vol. 19, n° 6, p. 891-902.

HENRY, C.-P., AMOROS, C., 1996, Restoration ecology of riverine wetlands : III. Vegetation survey and monitoring optimization, *Ecological Engineering*, vol. 7, p. 35-38.

HOLMES, N.-T.-H., NEWMAN, J.-R., CHADD, J.-R., ROUEN, K.-J., SAINT, L., DAWSON, F.-H., 1999, *Mean Trophic Rank : A User's Manual*, Research & Development, Technical Report E38. Environment Agency, Bristol, 134 p.

JOHNSON, R.-K., HERING, D., FURSE, M.-T., VERDONSCHOT, P.-F.-M., 2006, Indicators of ecological change : comparison of the early response of four organism groups to stress gradients, *Hydrobiologia*, vol. 566, n° 139-152.

LAPLACE-TREYTURE, C., BREUGNOT, E., DUTARTRE, A., HAURY, J., 2005, *Application de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR) : cas des grands cours d'eau rapides – Premiers résultats sur la Dordogne et la Garonne 2000-2005*, 6<sup>e</sup> CILO « Écologie aquatique et Directive Cadre Européenne sur l'Eau », Vaulx en Velin, 04-07 juillet 2005.

LEMOALLE, J., BERGOT, F., ROBERT, M., (coordonnateurs), 2001, *État de santé des écosystèmes aquatiques. De nouveaux indicateurs biologiques. Synthèse du programme de recherche 1996-1999*, Rapport GIP Hydrosystème – Ministère de l'Environnement, Cemagref Éditions, 75 p.

MÉRIAUX, J.-L., 1984, *Contribution à l'étude sociologique et écologique des végétations aquatiques et subaquatiques du nord-ouest de la France. (floristique, phytocoenologie, synécologie aquatique, hiérarchisation et cartographie des biotopes)*, thèse de doctorat, Université de Metz, 459 p.

MÉRIAUX, J.-L., WATTEZ, J.-R., 1980, Les végétaux aquatiques et subaquatiques : relations avec la qualité des eaux, in : *La pollution des eaux continentales – Incidences sur les biocénoses aquatiques* (2<sup>e</sup> éd.), PESSON, P. (ed.), Gauthier-Villars, Paris, p. 225-242.

MULLER, S., 1990, Une séquence de groupements végétaux bio-indicateurs d'eutrophisation croissante des cours d'eau faiblement minéralisés des Basses Vosges gréseuses du Nord, *C. R. Acad. Sci. Paris*, vol. 310, n° 3, p. 509-514.

THIÉBAUT, G., 1997, *Effet des perturbations liées à l'eutrophisation et l'acidification des cours d'eau des Vosges du Nord sur les phytocénoses aquatiques. Approche spatio-temporelle et expérimentale*, thèse de doctorat, Université de Metz, U.F.R. SciFa, CREUM, Labo de Phytoécologie. 2 tomes, 205 p.

THIÉBAUT, G., MULLER, S., 1998, The impact of eutrophication on aquatic macrophyte diversity in weakly mineralised streams in the Northern Vosges mountains (N-E, France), *Biodiversity and Conservation*, vol. 7, p. 1051-1068.

THIÉBAUT, G., TIXIER, G., GUÉROLD, F., MULLER, S., 2006, Comparison of different biological indices for the assessment of river quality : application to the upper river Moselle (France), *Hydrobiologia*, vol. 1, p. 159-164.

TREMOLIERES, M., CARBIENER, R., ORTSCHAIT, A., KLEIN, J.-P., 1994, Changes in aquatic vegetation in Rhine floodplain streams in Alsace in relation to disturbance, *J. Veg. Sci.*, vol. 5, p. 169-178.

TREMOLIERES, M., COMBROUX, I., HERMANN, A., NOBELIS, P., 2007, Conservation status assessment of aquatic habitats within the Rhine floodplain using an index based on macrophytes, *Ann. Limnol., Int. J. Lim.*, vol. 43, n° 4, p. 233-244.

TREMOLIERES, M., COMBROUX, I., THIEBAUT, G., HAURY, J., 2008, Réponse des communautés végétales aux conditions environnementales : perturbations ou contraintes, *Ingénieries-EAT*, numéro spécial Plantes aquatiques d'eau douce : biologie, écologie et gestion, p. 63-77.