

Notions d'hydro-écologie et de qualité biologique des eaux courantes

Romain Bonnard^a, Michel Lafont^a et Paul Le Pimpec^b

Cette synthèse sommaire est tirée d'un travail récent, le « *Guide pratique de l'agent préleveur* » (Le Pimpec *et al.*, 2002), auquel nous renvoyons les lecteurs qui souhaiteraient des informations complémentaires ou plus approfondies.

La connaissance du fonctionnement des écosystèmes d'eau douce est indispensable pour mieux détecter les pollutions et comprendre leurs conséquences écologiques. Avec une approche pédagogique, cet article rappelle quelques fondements en hydro-écologie et explique les principales conséquences écologiques des pollutions. Quelques moyens de détection rapide de certains types de pollution sont ensuite proposés ; enfin, les perspectives en matière de recherche sur la qualité écologique des hydrosystèmes sont évoquées.

Tout milieu aquatique est fondamentalement un écosystème ; c'est-à-dire un système unitaire — parce que formant un tout — et fonctionnel, intégrant une communauté d'organismes vivants (la biocénose) et leur environnement (le biotope).

L'écosystème d'eau douce : présentation générale

Les biocénoses

À quelques rares exceptions, l'ensemble des grands groupes végétaux et animaux est susceptible d'être rencontré dans les eaux douces (virus, bactéries, algues, végétaux supérieurs, protozoaires, invertébrés et vertébrés). Ces organismes peuvent être regroupés en grandes communautés : planctonique¹, périphytique², benthique³, nectonique⁴ ou neustonique⁵.

Les organismes ont entre eux des relations intra ou interspécifiques, de nature trophique (relation proie/prédateur), parasitaire (relation hôte/parasite)...

Le biotope

Le biotope est constitué par l'eau et le substrat (lit et berges des écosystèmes d'eau courante, cuvettes

des écosystèmes d'eau stagnante). Il dépend de facteurs climatiques, géologiques et topographiques ayant trait au bassin versant.

Il peut être caractérisé par un certain nombre de composantes qui interagissent de façon complexe rendant délicate l'analyse de l'état global d'un milieu en constante évolution : variation des débits, concentration en éléments chimiques...

L'habitat

Les différents facteurs de l'écosystème aquatique peuvent être rassemblés en trois catégories :

– les facteurs physico-chimiques (pH, sels dissous...), qui, dans leur ensemble, peuvent être considérés comme relativement stables à une grande échelle spatiale (tronçon de cours d'eau) ;

– les facteurs morphodynamiques (granulométrie, vitesse du courant, hauteur d'eau...) susceptibles de variations importantes à des échelles beaucoup plus petites et qui, de ce fait, vont contribuer à répartir, en fonction de leurs exigences écologiques, les organismes dans les milieux aquatiques ;

– les facteurs biotiques ou ensemble des relations intra et interspécifiques.

1. Planctonique : se dit des organismes vivant en pleine eau, mais sans autonomie de déplacement.

2. Périphytique : qui vit sur les supports végétaux.

3. Benthique : qui vit sur le fond ou dans le sédiment.

4. Nectonique : qui nage librement et se distribue au sein de la masse d'eau.

5. Neustonique : qui vit au contact de l'interface air-eau.

Contact

a. Cemagref,
UR Biologie des
systèmes aquatiques

b. Cemagref,
UR Qualité des eaux
et prévention des
pollutions,
3 bis, quai Chauveau,
CP 220,
69336 Lyon Cedex 09

L'interdépendance de tous ces facteurs et leurs variabilités spatiales et temporelles font du fonctionnement des écosystèmes aquatiques un équilibre dynamique en perpétuel ajustement.

Dans un contexte physico-chimique donné, les facteurs morphodynamiques mesurés à l'échelle des différents organismes vont déterminer, pour chacun d'entre eux, le cadre, essentiellement physique, l'habitat, dans lequel chaque individu va accomplir les fonctions biologiques permettant le maintien des populations.

La juxtaposition des différents habitats dont les limites sont susceptibles de variations dans le temps, conduit à une structure habitationnelle du type « mosaïque » dont la complexité apparaît, en l'absence de toute perturbation de nature physico-chimique, garante d'une biodiversité élevée.

Le rôle central que joue l'habitat fait que tous travaux (curage, endiguement, rescindement, reprofilage...) en perturbant les équilibres morphodynamiques, affaibliront les capacités du milieu à héberger, protéger et assurer le déroulement normal du cycle de développement des différents organismes.

L'édifice trophique

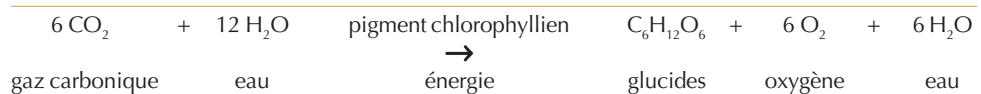
Les relations inter-organismes s'expriment entre autres, à travers la nécessité pour chacun de se nourrir.

L'organisation de l'écosystème en réseau trophique apparaît donc fondamentale et conduit au recyclage permanent de la matière organique et minérale.

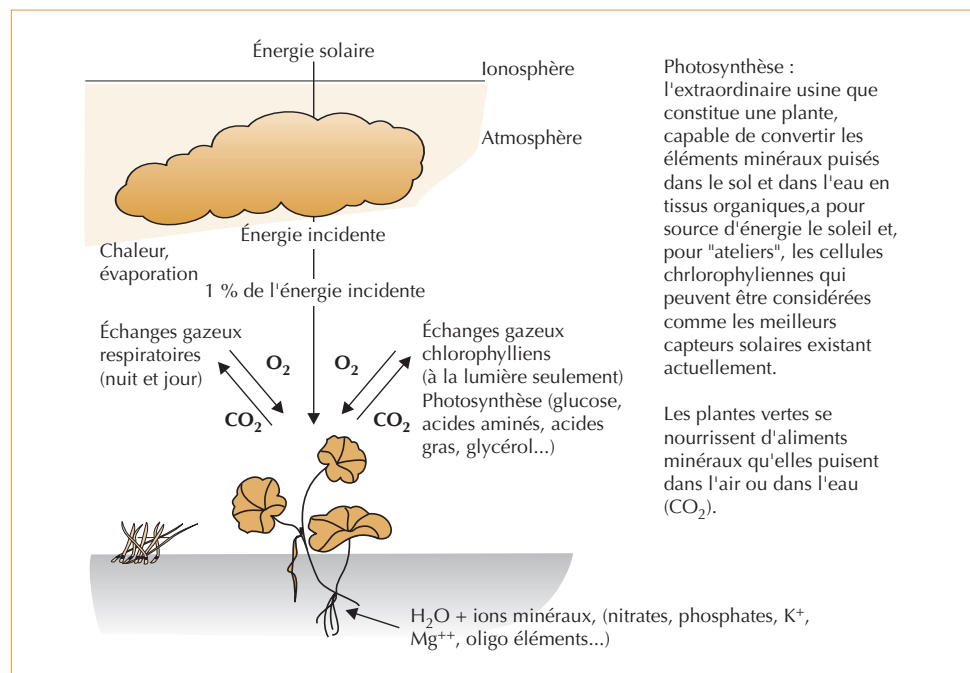
Le recyclage passe par deux étapes essentielles : l'assimilation par les organismes et la décomposition de ces organismes après leur mort.

Les végétaux aquatiques chlorophylliens, appelés autotrophes, ont la propriété de synthétiser leur propre matière organique carbonée à partir du gaz carbonique dissous dans l'eau (figure 1). Cette réaction nécessite une source d'énergie externe apportée par le rayonnement solaire et aboutit à la synthèse de molécules complexes (glucides, protides, lipides...).

La réaction globale qui nécessite la présence de lumière et de pigments dans les cellules végétales peut s'écrire :

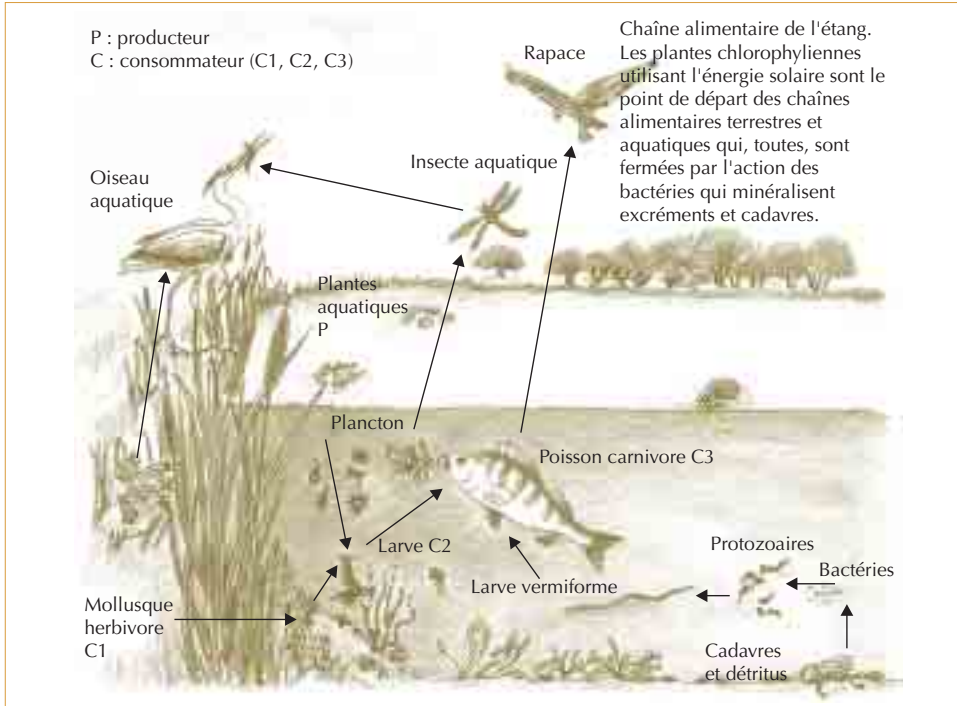


► Figure 1 – Schéma de la photosynthèse d'après Friedel H.



Photosynthèse : l'extraordinaire usine que constitue une plante, capable de convertir les éléments minéraux puisés dans le sol et dans l'eau en tissus organiques, a pour source d'énergie le soleil et, pour "ateliers", les cellules chlorophylliennes qui peuvent être considérées comme les meilleurs capteurs solaires existant actuellement.

Les plantes vertes se nourrissent d'aliments minéraux qu'elles puisent dans l'air ou dans l'eau (CO₂).



◀ Figure 2 – Chaîne alimentaire de l'étang. Les plantes chlorophylliennes utilisant l'énergie solaire sont le point de départ des chaînes alimentaires terrestres et aquatiques qui, toutes, sont fermées par l'action des bactéries qui minéralisent excréments et cadavres (d'après Le Pimpec et al., 2002).

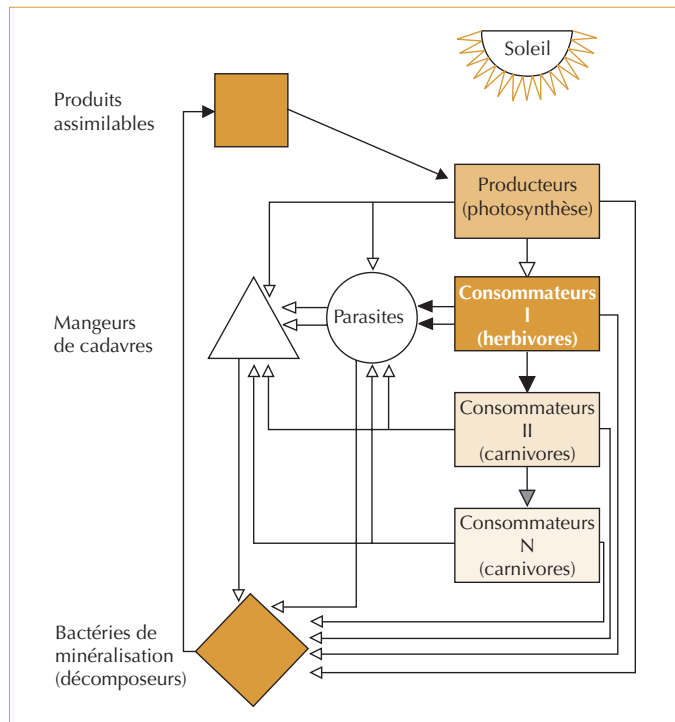
▼ Figure 3 – Représentation schématique des principales étapes du cycle alimentaire dans un écosystème (d'après Le Pimpec et al., 2002).

Ces végétaux, autotrophes pour le carbone, puisent dans le sol ou dans l'eau les autres éléments nutritifs (azote, phosphore...) indispensables à leur développement.

Ils constituent le premier niveau du réseau trophique, celui des producteurs ; ils seront alors consommés par des organismes phytophages ou herbivores, encore appelés consommateurs primaires. Ces derniers vont être à leur tour l'objet d'une prédation par des organismes dits consommateurs secondaires... Ainsi les algues microscopiques benthiques et planctoniques mais également la matière organique en cours de décomposition constitueront-elles les deux principales sources de nourriture des invertébrés aquatiques qui entreront eux-mêmes largement dans le régime alimentaire de la plupart des poissons.

En général, pour un écosystème donné, le nombre de niveaux est limité (4 à 5). Un même organisme au cours de son développement peut changer de régime alimentaire et passer d'un stade consommateur C1 à C2 ou C3 (figure 2).

Les déchets produits par ces organismes, ainsi que leurs cadavres seront transformés par des organismes (bactéries et champignons) qui dégraderont



6. Mésologique: relatif au milieu environnant.

7. Taxon ou unité systématique : désigne un ensemble d'organismes appartenant à une classe, un ordre, une famille, un genre ou une espèce.

► **Tableau 1 – Typologie de l'incidence des pollutions (modèle TYPOL) ; S0 à S7 : situations écologiques ; d'après Lafont *et al.* (2001a). Un modèle similaire au modèle TYPOL est utilisé opérationnellement en Grande-Bretagne (Environmental Agency 1997).**

la matière organique (ce qui entraîne une consommation d'oxygène) et restitueront au milieu des éléments simples minéralisés susceptibles d'être réutilisés par les végétaux chlorophylliens.

Ainsi l'existence de relations alimentaires étroites entre les organismes aquatiques fait que toute altération de l'édifice trophique se traduira par une réduction de la capacité de l'écosystème aquatique à produire, à nourrir et à transformer. L'ensemble de ces relations complexes peut être résumé par les schémas des figures 2 et 3 (p. 5).

Dynamisme et notion d'eutrophisation

L'écosystème évolue dans l'espace mais également dans le temps sous le contrôle de facteurs s'exprimant, pour certains d'entre eux, à l'échelle du bassin versant : la nature géologique, le climat, la pente globale de la vallée mais également les débits, la végétation rivulaire...

À court terme, l'écosystème sera le siège d'ajustements permanents. À long terme, des processus souvent imperceptibles à l'échelle humaine se caractérisant entre autres, par une augmentation des ressources minérales et organiques, conduiront le milieu aquatique d'un stade oligotrophe (qui nourrit peu) à un stade eutrophe (qui nourrit bien). Ce phénomène est nommé eutrophisation.

Ce processus va se traduire au niveau de la biocénose par une augmentation de la biomasse vivante et à terme conduire à l'élaboration d'un édifice trophique le plus complet et le plus diversifié possible.

Conséquences écologiques liées à la pollution des eaux

Les agressions des milieux aquatiques peuvent prendre des aspects très variés : déversements de toutes natures, localisés ou diffus (domestiques, agricoles, industriels), pompage d'eau, recalibrage des cours d'eau, échauffement de l'eau...

Sous l'action des rejets, l'évolution du milieu va occasionner des changements plus ou moins rapides, qualitatifs et quantitatifs, de la structure de l'édifice biologique en place afin d'utiliser au mieux les conditions nouvelles offertes par le milieu. Un certain nombre de phénomènes vont se dérouler en fonction de la nature, de la quantité, du rythme des apports et de la structure du milieu récepteur (tableau 1).

Le milieu modifié devient inhospitalier à un nombre de plus en plus grand d'espèces disparaissant dans un ordre bien précis, en fonction de leur plus ou moins grande tolérance aux variations de certaines composantes mésologiques⁶.

TYPOL	Situations écologiques	Couleurs	Commentaires
S0	Haute (« pristine »)	Bleu	Écosystèmes « naturels » ; la richesse taxonomique ⁷ globale est variable.
S1	Très bonne	Bleu	La richesse taxonomique globale est forte, charge organique « fertilisante ».
S2	Bonne	Vert	La richesse taxonomique globale peut rester encore élevée, mais les traits écologiques des espèces, en particulier la colonisation des sédiments fins ou sableux, sont perturbés ; altération légère mais significative du milieu.
S3	Moyenne	Jaune	La richesse taxonomique et l'abondance des taxons sensibles à la pollution décroissent significativement ; les taxons résistants à la pollution prédominent et tendent à proliférer.
S4	Médiocre, situation toxique	Orange	Prolifération des taxons résistants à la pollution ; très faible richesse taxonomique.
S5	Mauvaise, forte toxicité	Rouge	Les taxons résistants à la pollution ne sont plus rencontrés qu'avec de faibles effectifs.
S6	Très mauvaise, très forte toxicité	Noir	Invertébrés absents.
S7	Toxicité maximale	Noir	Organismes vivants absents.
Les situations S1 ou au moins S2 doivent être conservées ou restaurées dans un site donné ; les situations S3 à S7 sont considérées comme moyennement à fortement altérées.			

En revanche, dans le cas des pollutions organiques, un nombre limité d'espèces particulièrement adaptées aux nouvelles conditions de milieu prolifère. Globalement, l'édifice trophique apparaît de plus en plus simplifié entraînant en retour une chute du pouvoir auto-épurateur de l'écosystème. Le processus évolue de façon accélérée.

Quant aux apports n'ayant que des effets toxiques ou inhibiteurs vis-à-vis des peuplements, ils entraînent d'emblée une raréfaction des organismes pouvant conduire dans le cas le plus extrême à un système abiotique.

Ainsi, quelle que soit la nature des rejets et du milieu considéré, les effets des pollutions sur la structure des biocénoses aquatiques se traduisent dans tous les cas par une simplification de l'édifice biologique en place.

Appréciation de l'effet des pollutions

Détection rapide de certains types de pollution

La prolifération de certains organismes, souvent à cycles de développement courts, constitue un excellent outil de détection d'une pollution importante de nature organique ou minérale (tableau 2). En présence de ces types de contamination, leur développement spectaculaire les rend facilement observables.

Ces organismes sont pour la plupart des bactéries (photo 1, p. 8), des champignons et des plantes vertes (algues et phanérogames) et ne sont à considérer dans ce cas, que comme éléments d'appréciation pour l'étude de ces pollutions.

Organismes	Aspects macroscopiques	Nature de la pollution
<i>Sphaerotilus sp.</i>	Bactéries formant des touffes en « queues d'agneau » blanchâtres, gélatineuses au toucher et retenues par différents supports immergés.	Pollution organique (essentiellement glucidique).
<i>Beggiatoa alba et Thiothrix sp</i>	Bactéries constituant un voile blanc plus ou moins épais, au fond de l'eau.	Eaux privées d'oxygène dissous et concentration importante en hydrogène sulfuré.
<i>Chromatium sp</i>	Bactéries formant des nuages rouges dans l'eau.	
<i>Leptomitus lacteus</i>	Champignons présentant le même aspect que <i>Sphaerotilus</i> .	Pollution organique.
<i>Fusarium aquaeductum</i>	Champignons constituant des croûtes de couleur rouge en présence de fortes vitesses d'écoulement des eaux.	Pollution organique très importante.
Cyanophycées	Bactéries agglomérées dans une substance mucilagineuse recouvrant les différents substrats d'un enduit gluant de couleur vert-bleu ou vert-brun.	Pollution par matières organiques plus ou moins minéralisées.
<i>Aphanizomenon sp.</i>	Bactéries teintant les eaux stagnantes (étangs, lacs, canaux) en vert bleuté.	Éléments minéraux (sels de phosphore).
<i>Spirogyra sp.</i>	Algues pluricellulaires formant des filaments vert-brun, non ramifiés, visqueux au toucher.	Matière organique fortement minéralisée (sels d'azote et de phosphore).
<i>Cladophora sp</i>	Algues pluricellulaires constituées de filaments vert sombre, ramifiés et rugueux au toucher.	
Phanérogames (<i>Nymphéacée, Potamogeton sp. Ranunculus sp. Polygonum sp.</i>)	Plantes immergées ou flottantes envahissant les milieux aquatiques.	Éléments minéraux (sels d'azote et de phosphore).

◀ Tableau 2 – Éléments d'appréciation pour l'étude de certains types de pollution à partir de bactéries, champignons, plantes vertes (d'après R. Bonnard, Cemagref).

► Tableau 3 – Éléments simples d'appréciation rapide de cas de pollutions à partir d'invertébrés (d'après M. Lafont, Cemagref).

Invertébrés	Observations	Habitats	Causes suspectées
Seuls présents : <i>Dendrocoelidae</i> <i>Oligochètes</i> <i>Sangsues</i>	Prolifération d'un ou de plusieurs de ces organismes ⁸ .	Blocs ou pierres de bordures (cours d'eaux ou lacs) et dans le lit du cours d'eau.	– pollution organique si plusieurs groupes sont présents ; – pollution mixte (organique + toxique) si un ou deux groupes sont présents.
<i>Asellidae</i> <i>Chironomidae</i>	Absence ou rareté de ces organismes ⁹ .	Blocs ou pierres de bordures (cours d'eaux ou lacs). Blocs ou pierres dans le lit du cours d'eau.	Effet de substances toxiques ou effet physique (batillage...).
			Effet de substances toxiques.

8. En outre, si un ou plusieurs groupes de ces organismes sont englués dans un biofilm d'algues et/ou de micro-organismes, la pollution organique est sûre ; l'absence ou une faible épaisseur du biofilm peut être la résultante d'une contamination par des toxiques.

9. Ces organismes peuvent être absents lorsque des algues bleues sont présentes : ce sont alors les algues bleues qui constituent la cause principale de disparition de ces organismes.

10. Milieu potamique : cours d'eau de plaine, rivière large à courant lent.

Remarque : Dans des têtes de réseau en bassin hydrographique cristallin, les *Heptageniidae* et beaucoup d'invertébrés sont absents en raison d'une acidification du milieu, en l'absence de toute forme de rejet.

Certaines observations simples et rapides sur les poissons et les invertébrés apportent des éléments précieux de diagnostic :

– sur les poissons, on rappellera l'observation classique de mortalités massives ou limitées, dues à des déficits en oxygène ou à la présence de toxiques ; les mortalités limitées peuvent être la conséquence de relargages de substances toxiques piégées dans les sédiments ;

– dans le cas des invertébrés, quelques observations simples se révèlent intéressantes (tableau 3).

Méthodes de détermination de la qualité biologique des eaux

La méthode de détermination de la qualité biologique des eaux repose sur la pollusensibilité des organismes qui les peuplent. Différentes méthodes sont de nos jours utilisées : celles qui recherchent la présence d'organismes considérés comme indicateurs d'un certain type de pollution

(analyses bactériologiques...) et celles, plus globales, qui sont fondées sur l'étude d'une large partie des peuplements aquatiques : les analyses biocénologiques.

Jusqu'à présent, les administrations et leurs services d'application étaient à la recherche de la méthode idéale (simple, fiable, précise) susceptible d'être largement appliquée. Les hydrobiologistes travaillent depuis de nombreuses années à l'élaboration de méthodes basées sur des analyses biocénologiques et se heurtent à un certain nombre de difficultés d'ordre pratique ou fondamental :

– si l'échantillonnage des zones amont des cours d'eau pose peu de problèmes, celui des milieux potamiques¹⁰ apparaît particulièrement délicat du fait de l'importance des hauteurs d'eau ;

– des méthodes biocénologiques spécialisées, particulièrement adaptées à la mise en évidence de certains types de pollution, requièrent la détermination à l'espèce, et parfois à des limites plus fines que l'espèce, de certains groupes taxonomiques. Or, les services d'applications souhaitent des méthodes pratiques, pouvant être mises en œuvre par des agents généralistes ;

– la diversité et la variabilité des systèmes aquatiques impliquent, dans les méthodes d'applications générales, la prise en compte d'organismes largement représentés dans les systèmes aquatiques, afin de s'affranchir des phénomènes de remplacement des espèces les unes par les autres le long des cours d'eau ;

► Photo 1 – Exemple de pollution organique révélée par le développement de *Sphaerotilus* (bactéries filamenteuses). Photo Jacques Barbe.



– s'il est de nos jours possible de rencontrer des cours d'eau à truites encore peu touchés par la pollution, les zones de référence parmi les milieux potamiques ont disparu depuis longtemps des cours d'eau européens. Il apparaît donc délicat de nos jours de définir des critères biologiques relatifs à certains types de milieu.

Compte tenu d'une part du faible niveau de connaissances, voire de l'ignorance dans laquelle on se trouve quant à la nature et l'ampleur des atteintes portées au milieu et, si l'on considère d'autre part le caractère intégrateur des espèces, il apparaît réaliste d'établir un diagnostic à partir de l'étude des peuplements du site ; ces derniers apparaissant comme l'effet résultant de l'ensemble des contraintes. L'évaluation des changements au niveau des communautés est particulièrement intéressante lorsqu'il s'agit de comparer l'amont et l'aval d'une source de dégradation, afin de faire ressortir l'ampleur des nuisances provoquées au sein de l'édfice biologique et, par contre coup, la baisse de qualité biologique qui en résulte.

Cette approche présente par ailleurs l'intérêt d'évaluer la qualité ou l'évolution des milieux soumis le cas échéant aux nouvelles substances chimiques que l'industrie met quotidiennement sur le marché. Il y a en effet de grands risques de retrouver ces substances un jour ou l'autre dans les milieux aquatiques. Ces nouveaux composés présents parfois à l'état de traces, sont difficiles à identifier et à doser par les méthodes chimiques actuelles alors que les modifications biologiques induites permettent de déceler (analyses biocénologiques) l'altération des eaux, même en dehors des phases aiguës de la pollution.

L'indice biologique global normalisé (IBGN)

Les services d'applications CSP¹¹, SEMA¹²... après avoir utilisé au cours des trente dernières années différentes méthodes dont l'indice biotique (Verneaux et Tufféry, 1967) disposent aujourd'hui d'un outil homologué (AFNOR) : l'indice biologique global normalisé (IBGN, AFNOR 1992).

Les limites d'application de l'IBGN concernent les canaux et les grandes rivières ou les fleuves et tous les écosystèmes où l'habitat aquatique se révèle homogène, que ce soit en raison de causes naturelles ou de causes humaines. Nous recommandons au lecteur le « Guide technique NFT 90-350 » de l'indice biologique global normalisé

(Cabinet GAY, 1995) pour le conduire à une application optimisée de la méthode IBGN et le guider quant à l'interprétation des résultats. Il convient toutefois de signaler qu'une version de l'IBGN adaptée aux grands cours d'eau est aujourd'hui en cours d'élaboration et devrait permettre à terme de mieux caractériser l'état de ces hydrosystèmes.

Perspectives

L'IBGN normalisé est aujourd'hui largement utilisé et permet d'apprécier rapidement à l'aide d'une valeur indicielle, soit par comparaison avec des situations réputées de référence dans le bassin étudié ou dans des bassins comparables l'état de santé général d'un système d'eau courante, soit par comparaison amont/aval, l'importance d'une perturbation bien localisée.

Au cours des dix dernières années, les pouvoirs publics ainsi que les gestionnaires de la ressource en eau ont pris conscience d'une part de situations de plus en plus complexes du fait de la multiplicité et de la synergie des facteurs de perturbation, et d'autre part de la perte de référentiels suite à l'intégration puis à l'officialisation des modifications successives des complexes paramétriques et corrélativement des communautés, induites par l'action anthropique.

Or, si l'appréciation de la qualité générale des hydrosystèmes peut être conduite de façon satisfaisante à partir d'une analyse simplifiée reposant sur une détermination des organismes benthiques à la famille ou à la classe, la perte d'information liée à une détermination supra-spécifique interdit tout objectif plus ambitieux quant à la précision des réponses face aux situations complexes.

D'autres méthodes plus spécialisées sont aujourd'hui proposées et peuvent être retenues dans la mesure où pour chacune, d'une part, l'objectif visé et le domaine d'application sont parfaitement définis et d'autre part, du fait de leur spécificité et de leur mise en œuvre basée sur des identifications au genre ou à l'espèce, la signification des résultats est dénuée d'ambiguïté.

D'une manière générale, on s'oriente actuellement vers l'utilisation d'une palette de méthodes (Lafont *et al.*, 2001a, 2001b, 2003), en particulier sous l'impulsion de la Directive-cadre Eau (DC-CE 2000) et des Agences de l'eau (Inter-Agences de l'eau, 1999, 2000).

11. Conseil supérieur de la Pêche.

12. Service de l'eau et des milieux aquatiques (des directions régionales de l'Environnement).

13. Milieu reconstitué en laboratoire.

On rappellera ici que l'espèce, voire la souche, constitue l'unité biologique de base en écotoxicologie. De même, le développement de techniques, telles que les mésocosmes¹³ ou les canaux expérimentaux, fait appel à des identifications à l'espèce, qui permettent de comprendre de façon plus approfondie l'incidence des substances toxiques (Bassères *et al.*, sous presse).

Dans le cadre de la mise en application du SEQ biologique « cours d'eau » (Inter-Agences de l'eau 2000), la stratégie est de mettre en réseau les indices biologiques normalisés disponibles (IBGN, AFNOR 1992, indice biologique diatomées IBD, AFNOR 2000, indice oligochètes de bioindication des sédiments IOBS, AFNOR 2002), ou en cours de normalisation (indice biologique macrophytes en rivière IBMR, indice poissons...). Les indices IBD, IOBS, IBMR et poissons requièrent une identification des organismes à l'espèce.

Un SEQ « plans d'eau » est également en cours d'étude, et il devrait suivre une approche très similaire à celle qui est développée dans les cours d'eau.

La nécessité de donner un cadre conceptuel, un « mode d'emploi » en quelque sorte, apparaît très nettement pour utiliser de façon simultanée les indices biologiques normalisés, ce qui constitue également un enjeu européen crucial et moteur. Parmi les pistes possibles, le Cemagref a proposé un système d'harmonisation de bioindicateurs, où les informations de chaque bioindicateur sont conservées (Lafont *et al.*, 2001a, 2001b).

On peut considérer que la bioindication d'état ou qualitative permet actuellement, par les approches multi-indices et les systèmes d'harmonisation, de dresser un diagnostic complet et fiable, et de disposer d'une procédure d'estimation des dommages subis par le milieu récepteur (procédure de calcul d'écart à une situation de référence (Lafont *et al.*, 2001a, 2003).

Il convient ici de ne pas oublier que ces développements opérationnels et appliqués, stimulant la recherche cognitive dans le domaine de la biosurveillance, ne peuvent naître que d'acquis fondamentaux issus d'une recherche résolument orientée vers l'approfondissement des connaissances de base en systématique et en écologie des espèces appartenant aux communautés aquatiques végétales et animales. C'est dans cet esprit que des recherches sont aujourd'hui conduites par la communauté scientifique (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000, Gayraud et Philippe, 2001), afin de préciser un certain nombre de « traits » chez les invertébrés benthiques.

Enfin, il existe tout un domaine à explorer, celui de la « bioindication du fonctionnement » des écosystèmes, qui donnera les bioindicateurs de l'avenir. L'étude du fonctionnement des écosystèmes devient en particulier indispensable pour proposer des règles de gestion pertinentes et durables, notamment dans l'optique de conserver ou de restaurer un « bon état écologique » dans les écosystèmes, enjeu européen de taille (DC-CE 2000). Le Cemagref s'est d'ailleurs engagé dans cette voie depuis quelques années (Lafont, 2001 ; Lafont *et al.*, 2002). □

Résumé

Après le rappel de quelques fondements en écologie des eaux douces, (paramètres physico-chimiques, notion de trophie, expression biologique synthétique des milieux), les principales conséquences écologiques de la pollution ont été abordées. Quelques moyens de détection rapide de certains types de pollution sont ensuite proposés. Au niveau français (SEQ des Agences de l'eau) et au niveau européen (DC-CE 2000), c'est une approche intégrée utilisant simultanément divers indices normalisés qui est retenue. En France, les indices normalisés sont actuellement au nombre de 3 : IBGN (invertébrés), IBD (diatomées) et IOBS (oligochètes). Deux autres méthodes sont en cours de normalisation, l'IBMR (macrophytes) et un indice poissons. Les perspectives en matière de recherche fondamentale et appliquée sur la qualité écologique des hydrosystèmes sont aussi évoquées.

Abstract

This paper focuses on a brief review of some general principles in freshwater ecology (nutrient cycling, trophic nets). The main effects of human pollution are listed and several simple field methods of pollution effect assessment proposed. The European and French contexts (European framework, SEQ of Water Agencies) stimulate integrated approaches by simultaneously using several standardized biomonitoring indices. Three standardized indices are commonly used in French biomonitoring nets : IBGN (invertebrates), IBD (diatoms) and IOBS (oligochaetes). Two other methods are on the course of standardization (IBMR, macrophytes, and a fish index). Prospects for fundamental and applied researches on the biomonitoring of running waters are also mentioned.

Bibliographie

- AFNOR, 1992, *Essai des eaux : détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN)*, Norme française NFT 90-350.
- AFNOR, 2000, *Détermination de l'indice biologique diatomées (IBD)*, Norme française NFT 90-354.
- AFNOR, 2002, *Qualité de l'eau - Détermination de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS)*, Norme Française NFT 90-390.
- BASSÈRES, A., SIMONET, F., LAFONT, M., COSTE, M., NARBONNE, J.-F., 2003, *Validation of biomarkers for impact evaluation of aqueous industrial waste in mesocosms*, Wat. Sci. Tech., sous presse.
- CABINET GAY, 1995, *Indice biologique global normalisé IBGN*, NFT 90-350, *Guide technique*, Cabinet Gay Environnement, ministère de l'Environnement, Agences de l'eau, Conseil supérieur de la Pêche, 69 p.
- DCCE 2000, Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, adoptée le 22 décembre 2000.
- ENVIRONMENTAL AGENCY, 1997, *Assessing water quality - General Quality Assessment (GQA) scheme for biology*, Fact sheet: 2 p.
- GAYRAUD, S., PHILIPPE, M., 2001, *Does subsurface interstitial space Influence general features and morphological traits of benthic macroinvertebrate community in streams?* Arch. Hydrobiol., 151, p.667-686.
- INTER-AGENCES DE L'EAU, 1999, *Les outils d'évaluation de la qualité des cours d'eau (SEQ)*. Principes généraux, Les études des agences de l'eau, n°72.
- INTER-AGENCES DE L'EAU, 2000, *Système d'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau (SEQ-Bio version 0)*. Rapport de présentation, Les études des agences de l'eau, n°77.
- LAFONT, M., 2001, *A conceptual approach to the biomonitoring of freshwater: the Ecological Ambience System. In Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater*, RAVERA O. (ed.), Journal of Limnology, 60 (Suppl. 1), p.17-24.
- LAFONT, M., VIGNERON, S., FOURNIER, A., 2001a, *Évaluation de l'effet des rejets polluants sur les milieux aquatiques situés en paysages imperméabilisés : proposition d'une approche intégrée*, Cemagref-BELY, 22 p.
- LAFONT, M., CAMUS J.-C., FOURNIER, A., SOURP, E., 2001b, *A practical concept for the ecological assessment of aquatic ecosystems: application on the River Dore in France*, Aquat. Ecol., 35, p.195-205.
- LAFONT, M., BREIL, P., NAMOUR, Ph., FOURNIER, T., CAMUS, J.-C., MALARD, F., LE PIMPEC, P., GORINI, D., RUYSSCHAERT, F., 2002, département Gestion des milieux aquatiques du Cemagref (thème de recherche ALTERMIL), *Recherches sur le « Concept d'ambiance écologique dans les systèmes aquatiques continentaux » (concept EASY) : résultats acquis et perspectives 2002-2005*, Cemagref-GMA, 22 p.
- LAFONT, M., BERNOUD, S., ROSSO-DARMET, A., 2003, *La biosurveillance des sédiments dans les écosystèmes d'eau courante basée sur la structure des peuplements d'oligochètes. In Qualité et gestion des sédiments d'eau douce*. Eléments physico-chimiques et biologiques, B. MONTUELLE éd., Cemagref, collection Études, série Gestion des milieux aquatiques, n° 17, p.259-290.
- LE PIMPEC, P., LIÉNARD, A., BONNARD, R., LAFONT, M., CAZIN, B., BOSSARD, PH., HUBERT, B., BRAY, M., 2002, *Guide pratique de l'agent préleveur chargé de la police des milieux aquatiques*, Cemagref Éditions, 159 p.
- USSEGLIO-POLATERA, P., BOURNAUD, M., RICHOUX, P., TACHET, H., 2000, *Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?* Hydrobiologia, 422/423, p.153-162.
- VERNEAUX, J., TUFFÉRY, G., 1967, *Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes - Indices biotiques*, Ann Sci Univ Besançon, Zool., 3, p.79-90.