

Impacts des piscicultures sur les peuplements macrophytiques en rivières à Salmonidés

Comparaisons éco-régionales et évolutions temporelles sur la période 1981-2002

Jacques Haury, Hervé Daniel, Benjamin Adam

UMR INRA-ENSAR, Écobiologie et Qualité des hydrosystèmes continentaux, 65 rue de Saint-Brieuc, CS 84215, 35042 Rennes cedex
haury@roazhon.inra.fr

Les trutticultures, par leur relation étroite avec le cours d'eau (prélèvement d'eau, rejet d'effluents) sont des facteurs importants (mais, bien sûr, non exclusifs) de pollution des rivières à salmonidés sur lesquelles elles sont installées (Baglinière, 1983 ; Oberdorff et Porcher, 1994 ; Trémolières *et al.*, 1994 ; Haury *et al.*, 1996a ; Loch *et al.*, 1996 ; Boaventura *et al.*, 1997 ; Bardonnnet *et al.*, cet ouvrage).

Les macrophytes sont les grands végétaux aquatiques visibles à l'œil nu, plantes à fleurs, fougères, lichens et bryophytes (mousses et hépatiques). On y adjoint les peuplements de champignons et bactéries hétérotrophes, les colonies de cyanobactéries et les algues filamenteuses, car ils sont bien visibles.

La pollution chronique est celle qui correspond aux charges normales des bassins. Elle présente des variations nyctémérales dues à l'activité des poissons et aux périodes de nourrissage. Il existe aussi des pics de pollution, parfois importants, lors des nettoyages et vidanges de bassins. Les facteurs de pollution par les piscicultures pouvant influencer sur les macrophytes sont un apport éventuellement important de matières organiques fines et aisément fermentescibles entraînant un colmatage des substrats (cependant en période de crue, les bassins de pisciculture jouent parfois un rôle de décantation), une élévation de la température (au moins au niveau des rejets), une augmentation de l'ammonium, des nitrites ainsi que des orthophosphates, un apport de toxiques (algicides, médicaments).

Dans ce travail, il s'agit de mettre en évidence ces impacts, à partir de quelques exemples, en croisant les approches et échelles d'étude. Diverses études ont porté sur différents types de piscicultures dans de nombreuses éco-régions (fig. 1a). Ainsi sur l'Elorn (Haury *et al.*, 1995 ; Haury 1996), le Trieux (Haury, 1988 ; 1990), l'Yères (Seine-Maritime), la Bresle (Haury, 1991), Le Tarnon et son affluent (Haury *et al.*, 2001), le Saison (Druart, 2002 ; Joubert, 2002), plusieurs rivières du Limousin (Chatenet *et al.*, 2000 ; 2002). Par ailleurs, Trémolières *et al.* (1994) sur les rivières du Ried alsacien, Muller (1990) puis Haury et Muller (1991) sur les Vosges du Nord, ont publié des données prenant en considération l'impact des piscicultures sur les peuplements macrophytiques.

L'objectif de ce travail est de montrer comment les macrophytes peuvent être utilisés comme bio-indicateurs (c'est-à-dire organismes de mise en évidence de perturbations chimiques ou physiques du milieu) ou bioaccumulateurs (organismes permettant de mesurer certains éléments accumulés dans les tissus), et permettent un repérage des zones de pollution aiguë et des gradients de récupération. Une méthode de bio-indication en cours de normalisation est appliquée, montrant comment les macrophytes peuvent être étudiées pour répondre à la Directive cadre sur l'eau. Les caractères généraux de ces réponses sont ensuite discutés, avec des propositions d'amélioration des systèmes de bio-indication fondés sur les macrophytes.

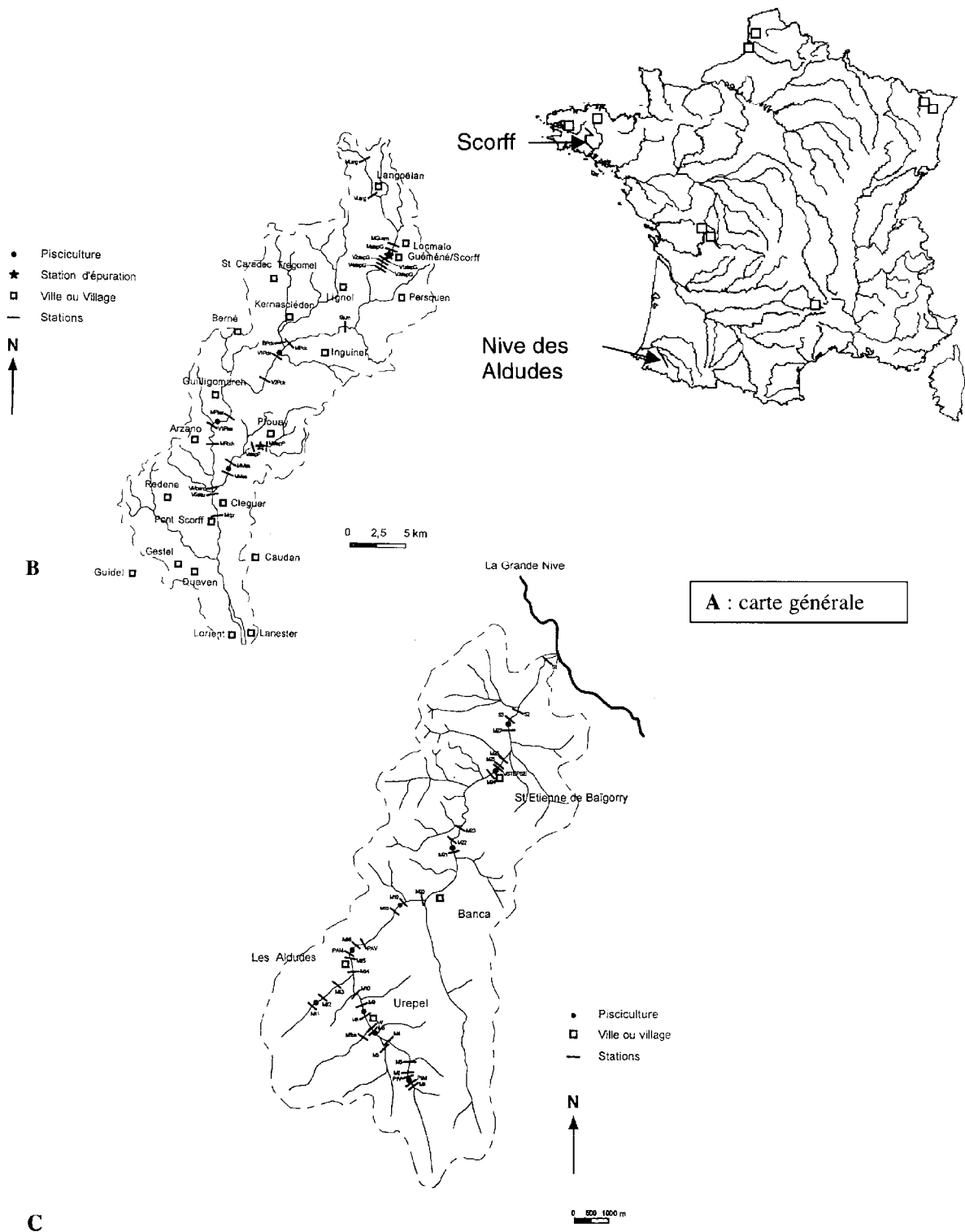


Figure 1. Localisation des sites d'étude

1A - Rivières étudiées et piscicultures (□) sur lesquelles des données sur les macrophytes ont été obtenues par l'auteur ou existant dans la bibliographie.

1B - Le Scorff et son affluent eutrophisé, le Saint-Sauveur.

1C - La Nive des Aldudes.

Milieus et méthodes d'étude

Outre les différentes études précitées, deux rivières ont fait l'objet d'investigations plus poussées sur les relations entre les peuplements macrophytiques et les rejets de piscicultures.

Le Scorff et son affluent eutrophisé, le ruisseau de Saint-Sauveur

Le Scorff est une rivière bretonne coulant sur schistes et granites et se jetant dans l'Atlantique à Lorient (Hauray, 1982 ; 1985 ; Daniel, 1998). Son cours principal a une longueur d'environ 75 km ; sa pente est relativement faible, hormis au seuil de Pontcalleck. La longueur du Saint-Sauveur, affluent de l'aval en rive gauche, est de 25 km. Leurs eaux sont naturellement acides à neutres, avec néanmoins de fortes teneurs en nitrates (aux alentours de 25 mg/l).

Sur le bassin versant, jusqu'en 2000, il y avait 3 importantes piscicultures :

- la pisciculture de Pontcalleck a fait l'objet de diverses présentations et analyses d'eau et de macrophytes (Daniel et Hauray, 1995). Située sur un seuil granitique, elle est alimentée par la confluence du Scorff et du Scanff (dont la qualité de l'eau n'est pas fondamentalement différente de celle du Scorff en ce qui concerne les nutriments). Sa production estimée était de l'ordre de 650 t/an ;
- la pisciculture de Pontkerlo située beaucoup plus en aval produisait (toujours en tonnage estimé) 300 à 400 t ;
- située sur le Saint-Sauveur, la pisciculture de Meslien produisait aux alentours de 100 t/an.

Comme sources de pollution connues sur le Scorff, il y avait, de l'amont vers l'aval, les rejets directs de l'agglomération de Langoëlan, ceux de Guéméné-sur-Scorff et surtout ceux de sa station d'épuration et de son lagunage, les rejets de Pontcalleck, puis de Pontkerlo et, enfin, la confluence avec le Saint-Sauveur, où les deux principaux rejets correspondaient à la station d'épuration de Plouy puis à la pisciculture de Meslien.

La végétation macrophytique du Scorff est caractérisée par de forts développements végétaux qui dépassent fréquemment 50% du lit en période de végétation. Parmi les espèces les plus caractéristiques, on trouve des bryophytes (*Scapania ondulée*, *Scapania undulata* ; Hypne des rivages, *Leptodictyum riparium*), des phanérogames (Renoncule en pinceau, *Ranunculus penicillatus* ; Callitriche en hameçons, *Callitriche hamulata* ; C. à angles obtus, *C. obtusangula* ; Potamot alpin, *Potamogeton alpinus*) et des algues filamenteuses (*Vauchérie*, *Vaucheria sp.*).

La Nive des Aldudes

La Nive des Aldudes est un affluent de la Grande Nive, elle-même affluent de l'Adour. Rivière de piémont du Pays basque, elle présente une pente importante. Elle coule sur des schistes calcaires, des poudingues et des grès alcalins, du flysch et des calcaires. Le long du cours principal, on trouve plusieurs résurgences et sources rhéocrènes (franches). Les eaux sont donc naturellement basiques ; les nitrates y sont en faible quantité (moins de 5 mg/l en moyenne). Sur les 35 km du cours principal, on trouve, d'amont en aval, 8 piscicultures dont les productions sont toutes inférieures à 100 t/an, certaines étant même inférieures à 10 t/an. Une démarche de qualité est entreprise au niveau de la vallée. Les autres sources de pollution identifiées sont la station d'épuration des Aldudes, celle de Banca, puis celle de Saint-Etienne-de-Baigorry dont les rejets se mêlent à ceux de la pisciculture. Une présentation détaillée de certaines de ces piscicultures est réalisée dans le travail de Bardonnnet *et al.* (cet ouvrage).

La végétation est caractérisée par de faibles recouvrements végétaux en général inférieurs à 10% du lit en eau. Les bryophytes dominent avec, notamment, Cinclidote aquatique, *Cinclidotus aquaticus* ; Fissidens à grande fronde, *Pachyfissidens grandifrons*. Tout à fait à l'aval, on trouve des phanérogames, notamment la Renoncule flottante, *Ranunculus fluitans*.

Méthodes d'étude

Les méthodes d'étude suivantes ont été appliquées de façon plus ou moins détaillée selon les milieux, les périodes, les objectifs.

Pour les analyses d'eau, les méthodes comparatives de terrain ou les méthodes normalisées ont été appliquées. De façon générale, au moins un point en amont et deux points en aval des rejets et de la zone de mélange ont été explorés. Les paramètres les plus discriminants pour les macrophytes, ammonium, nitrites et orthophosphates seront essentiellement présentés. Dans certains cas, des analyses positionnées à différentes distances des rejets ont permis d'avoir une idée de la dynamique d'autoépuration du cours d'eau.

Pour les peuplements macrophytiques, les relevés sont réalisés sur des tronçons de 50 m de longueur, lorsque la végétation est particulièrement développée (rivières de plaine), et sur 100 m, lorsque les peuplements macrophytiques sont épars (< 5% de la surface du lit, en rivière de montagne, notamment). Dans certains cas, des tronçons consécutifs ont été étudiés pour déterminer la longueur affectée par l'effluent.

Pour la mise en œuvre de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR - Haury *et al.*, 2002), un temps minimal d'observation est préconisé. Une première estimation des recouvrements des macrophytes est réalisée. Des prélèvements, des algues et bryophytes essentiellement, permettent de vérifier au laboratoire les déterminations des échantillons douteux pour arriver à un relevé floristique complet.

Le calcul de l'IBMR prend en considération 3 valeurs pour chaque espèce indicatrice (207 sont retenues dans la liste de la méthode) :

- sa cote spécifique (**CSi**) qui varie de 0 (bactéries filamenteuses témoins de fortes pollutions organiques) à 20 (très bonne qualité d'eau assimilée à un très faible niveau trophique) ; par exemple, la Scapanie ondulée a une cote de 17, et l'Hypne des rivages, espèce ammoniacophile, a une cote de 5 ;

- son amplitude écologique (**Ei** – qui varie de 1 à 3) traduisant sa plus ou moins grande inféodation à une classe d'un facteur de trophie, ammonium ou orthophosphates ; par exemple, *S. undulata*, très indicatrice d'une bonne qualité d'eau (faible trophie), a une cote de 3, alors que la Fontinelle antipyrétique (*Fontinalis antipyretica*), presque indifférente, a une cote de 1 ;

- sa classe de recouvrement, pour prendre en compte que plus une espèce est adaptée aux conditions particulière d'un milieu, plus elle y est abondante ; les 5 classes de recouvrement (**Ki**) retenues pour le recouvrement du lit sont les suivantes :

- recouvrement de niveau 1 : recouvrement < 0,1% ;
- recouvrement de niveau 2 : 0,1% ≤ recouvrement < 1% ;
- recouvrement de niveau 3 : 1% ≤ recouvrement < 10% ;
- recouvrement de niveau 4 : 10% ≤ recouvrement < 50% ;
- recouvrement de niveau 5 : recouvrement ≥ 50% du lit.

La formule de l'IBMR s'écrit ainsi :

$$I . B . M . R . = \frac{\sum_i E_i * K_i * C_{Si}}{\sum_i E_i * K_i}$$

Les récoltes de biomasses ont été réalisées sur des quadrats d'un demi-mètre carré échantillonnés selon les recouvrements (Hauray et Gouesse-Aïdara, 1990 ; 1999).

Résultats

Les études les plus détaillées de distributions spécifiques et de biomasses ont concerné le Scorff, mais l'essai d'application de l'IBMR a été réalisé sur deux rivières.

Modification de la qualité de l'eau et présentation d'espèces indicatrices

À l'aval de la pisciculture de Pontcalleck (fig. 2, ci-après), on observe un pic d'ammonium relayé en aval par un pic de nitrites. Les concentrations en nitrates diminuent légèrement à l'aval immédiat de la pisciculture. Les orthophosphates augmentent également. Il est par ailleurs à signaler que les analyses amont ont permis de mettre en évidence l'impact d'une décharge « sauvage ».

Les peuplements de macrophytes sont modifiés par les effluents des piscicultures (fig. 2, ci-après). On observe (depuis plus de 20 ans) des recouvrements importants des algues (favorisées par des augmentations de température), notamment de la Vauchérie (très développée à l'aval de la plupart des piscicultures, en France), des callitriches en hameçons et à angles obtus (ammoniacophiles, c'est-à-dire favorisées par l'ammonium, et, pour la seconde, indicatrice de pollution organique), des mousses ammoniacophiles *L. riparium* et *F. antipyretica* (également polluo-résistante), l'extension de deux hydrophytes plutôt ammoniacophiles et polluo-résistants, le Potamot alpin et le Myriophylle à fleurs alternes (*Myriophyllum alterniflorum*), dont la présence à l'amont du réseau témoigne d'une dégradation de la qualité de l'eau par rapport aux premières études menées au début des années 1980 (Hauray, 1985). À l'inverse, on note une diminution des recouvrements de la Renoncule en pinceau, espèce moins ammoniacophile que les callitriches avec lesquelles elle forme des communautés, et de la Scapanie ondulée, hépatique caractéristique d'une bonne qualité de l'eau en milieu acide.

Application de l'IBMR à deux rivières (fig. 3, ci-après)

Sur le Scorff et son affluent le Saint-Sauveur, l'effet des piscicultures est démontré par des chutes localisées de l'IBMR, sachant que d'autres pollutions (urbaines) affectent aussi les communautés végétales, notamment les rejets de l'agglomération de Guéméné-sur-Scorff qui s'effectuent dans une zone lente où la matière organique semble s'accumuler. On observe également l'influence de la confluence avec le ruisseau de Saint-Sauveur, ainsi que l'effet important de la station d'épuration de Plouay. Globalement, il existe un gradient amont-aval de dégradation de la qualité de l'eau, montrant que la somme des pollutions ponctuelles, mais aussi les pollutions diffuses entraînent une dégradation durable des phytocénoses et des paramètres de la qualité de l'eau dont elles témoignent.

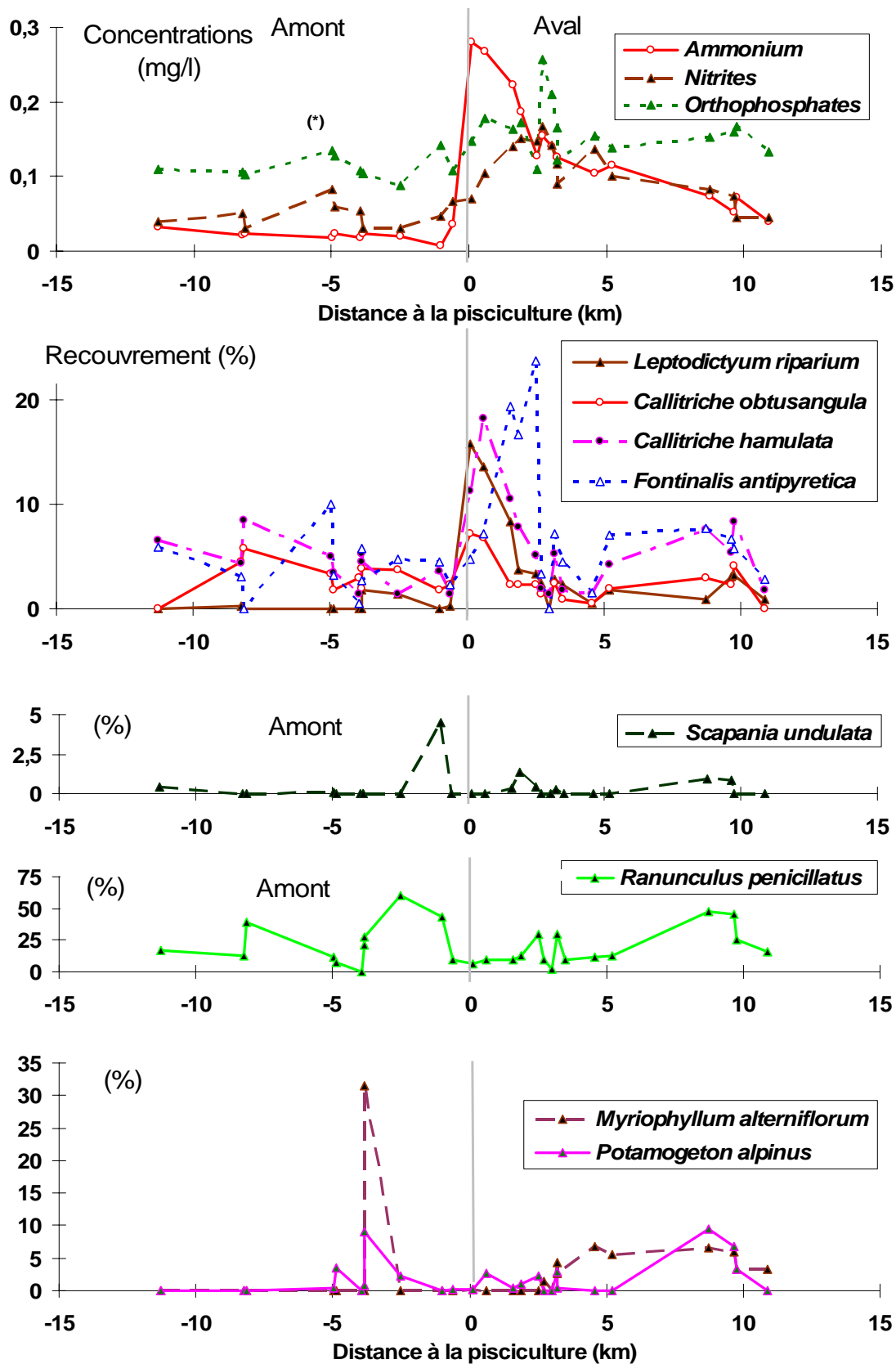


Figure 2. Évolution des polluants et des recouvrements macrophytiques autour de la pisciculture de Pontcalleck

Données Daniel et Haury ; Daniel et Haury, 1995, modifié.

(*) : décharge. NB : les échelles des recouvrements, en ordonnées, varient selon les espèces considérées.

Sur la Nive des Aldudes, chaque rejet se traduit par une diminution localisée de l'IBMR, mais il y a une récupération assez rapide des phytocénoses. La conjonction des rejets de pisciculture et de stations d'épuration entraîne une chute plus importante de l'IBMR. Globalement, les effluents n'ont qu'un effet localisé, et on n'observe pas d'eutrophisation importante vers l'aval.

La comparaison de ces deux rivières amènerait alors à poser l'hypothèse d'une capacité de récupération de l'écosystème dépassée dans le fleuve breton contrairement à la rivière basque.

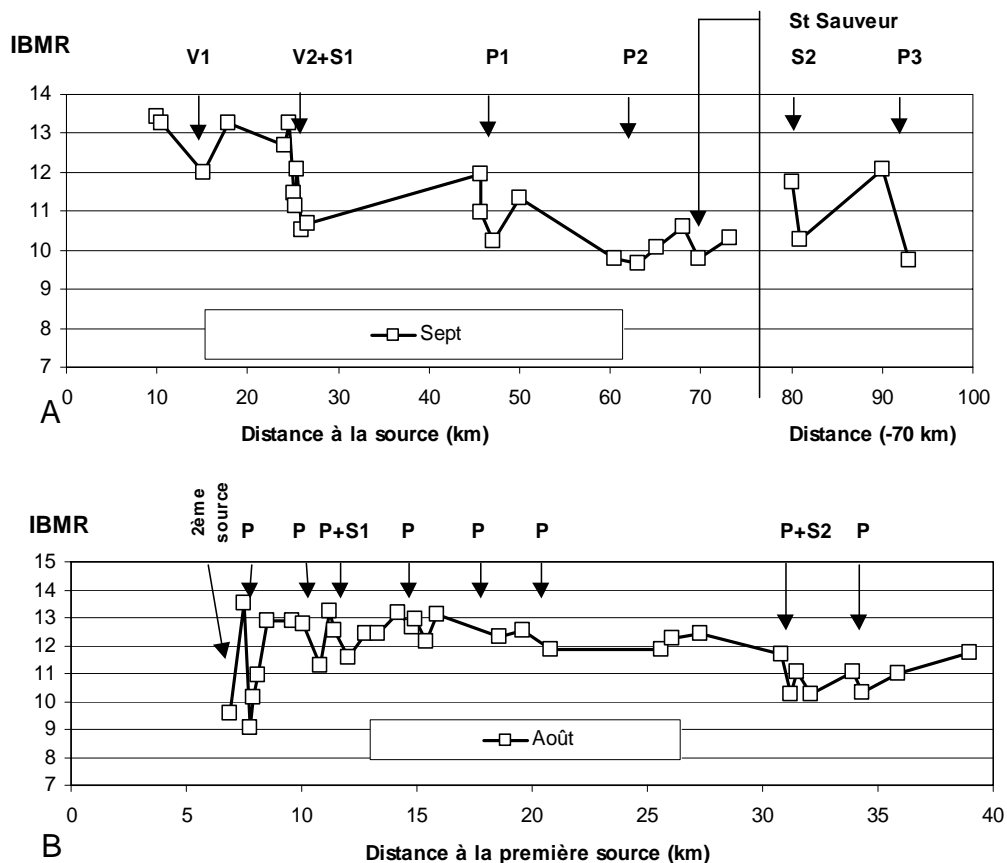


Figure 3. Estimation de la dégradation de la qualité de l'eau (augmentation de la trophie) avec l'IBMR
(indice biologique macrophytique en rivière)

P : pisciculture ; S : station d'épuration ; V : village

3A - Sur le Scorff et son affluent, le Saint-Sauveur : V1 : Langoëlan ; V2+S1 : Guéméné-sur-Scorff ; P1 : pisciculture de Pontcallec ; P2 : pisciculture de Pontkerlo ; S2 : station d'épuration de Plouay ; P3 : pisciculture de Meslien.

3B - Sur la Nive des Aldudes (seconde source : résurgence, entre la station amont et la première pisciculture) : S1 : station d'épuration des Aldudes ; S2 : station d'épuration de Saint-Etienne-de-Baïgorry.

Évolutions temporelles des peuplements

Depuis les premières études des années 1980 (Haury, 1982), différentes modifications ont été observées (Daniel et Haury, 1995 ; Daniel, 1998 ; Adam, 2000 ; Touranchet, 2002 ; Gabriel, 2002) :

- sur la partie amont du Scorff et les affluents, notamment le Bras de Pontcalleck, on trouve désormais plus d'indicatrices d'eutrophisation : *C. obtusangula*, *P. alpinus* (qui est désormais présent en amont de Guémené), *Vaucheria sp.* ;

- à l'aval proche de la pisciculture de Pontcalleck, en 1981-1982, pendant la période d'étiage, un fort développement de bactéries et champignons filamenteux (favorisé par les matières organiques fermentescibles) marquait l'influence de la pisciculture ; en 1985 et 1994-1995, une progression des indicatrices d'eutrophisation, *L. riparium* et *F. antipyretica*, était notable ; toutefois, entre 1998 et 2002, *L. riparium* a plutôt régressé ;

- à l'aval lointain de la pisciculture de Pontcalleck, en 1981-1982 et 1985, il y avait beaucoup de callitriches (Haury et Muller, 1991), mais qui apparaissaient assez tardivement ; ultérieurement, en 1998-2000, on y trouvait assez peu de callitriches en juillet, mais beaucoup plus en septembre, les populations de *P. alpinus* étant alors très conséquentes ; en 2002, le peuplement de callitriches était un peu plus développé que les années précédentes, et *P. alpinus* toujours très abondant.

En conclusion, l'eutrophisation généralisée s'est traduite par une augmentation des indicatrices de trophie sur tout l'amont du réseau hydrographique. En revanche, à l'aval lointain de la pisciculture, les recouvrements de callitriches étaient devenus moindres par rapport au milieu des années 1980.

Premiers éléments de quantification des biomasses

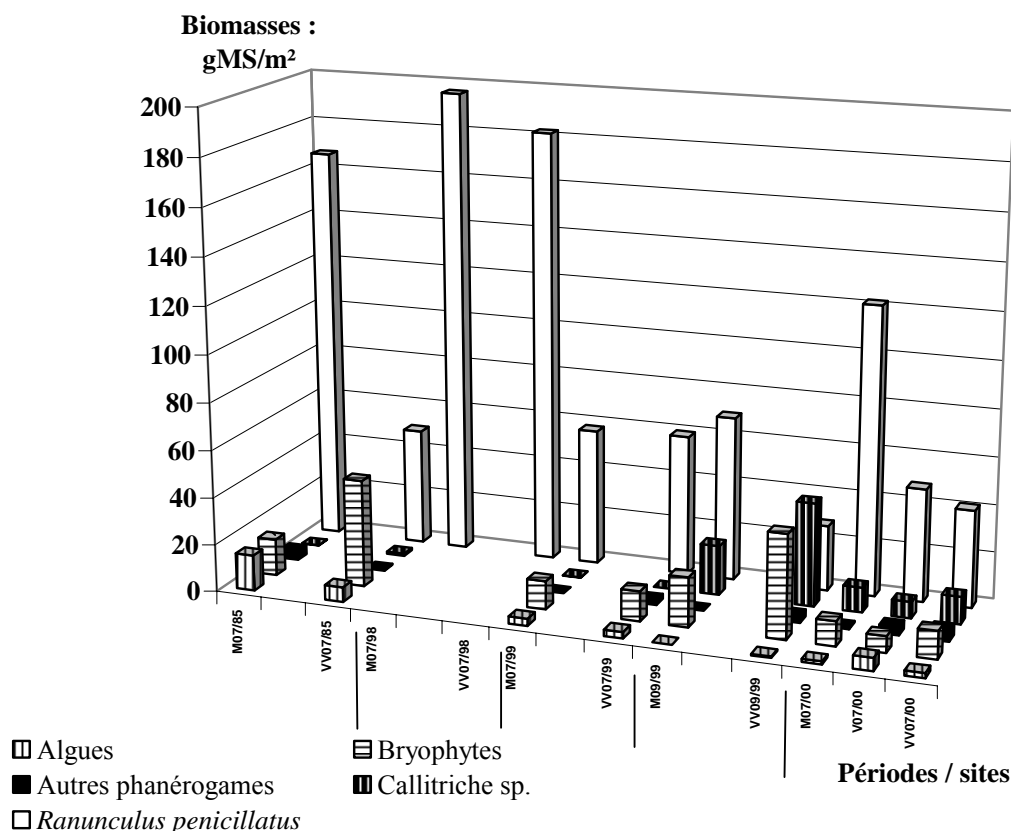


Figure 4. Biomasses macrophytiques autour de la pisciculture de Pontcalleck

Sites : M : amont ; V : aval immédiat pisciculture (200 m) ; VV : aval lointain (2 km).

Récoltes de juillet 1985, 1998, 1999 et septembre 1999 et juillet 2000 ; en 1998, seules les renoucles ont été récoltées.

Les biomasses des macrophytes sont bien sûr en relation avec les rejets des piscicultures (fig. 4, ci-dessous).

À l'aval de la pisciculture de Pontcalleck, sur la période 1985-2000, les renoncules sont moins développées au contraire des callitriches qui sont surtout présentes en 1985 dans la station la plus aval. Toutefois, les biomasses de callitriches sont très restreintes par rapport à celles des renoncules.

D'après les premiers résultats (Adam, 2000), les immobilisations d'azote et de phosphore dans les phanérogames sont assez restreintes à l'aval des piscicultures par rapport à l'amont : les plus grandes richesses tissulaires des callitriches ne compensent pas la perte importante de biomasse des renoncules, moins riches. La participation directe des macrophytes à l'auto-épuration, qui correspondrait à une immobilisation temporaire de nutriments pendant la période de croissance, serait alors marginale par rapport aux flux polluants.

Discussion

Les macrophytes comme bioindicateurs des pollutions dues aux piscicultures : complémentarité des niveaux d'approche et nécessité d'approfondir les recherches

Ainsi que nous l'avons montré, les macrophytes sont des témoins de l'eutrophisation due aux piscicultures. Ils constituent donc des organismes sentinelles qui, par leur développement, mettront en évidence les perturbations trophiques engendrées.

La morphologie des individus peut se trouver profondément modifiée soit par d'éventuels phénomènes de toxicité, soit parce que les conditions de développement deviennent sous-optimales : ainsi, bien des pieds de renoncules ont des feuilles anormalement courtes, probablement en raison des forts développements de Diptères Simulidés qui semblent bloquer la croissance des segments capillaires des feuilles.

La composition chimique des végétaux peut être également modifiée, moins par l'azote (hormis peut-être les nitrates) que par le phosphore, puisqu'à l'aval des piscicultures, une augmentation des teneurs tissulaires peut être observée tant dans les renoncules que les callitriches, correspondant à une consommation de luxe décrite dans la littérature depuis des années (Gerloff et Krombholz, 1966).

À l'évidence, pour un diagnostic environnemental de l'impact des piscicultures sur les macrophytes, il ne faut pas se contenter de la recherche de quelques espèces bio-indicatrices, mais il est nécessaire d'analyser la communauté dans son ensemble, et à des périodes favorables aux développements macrophytiques. Toutefois, les peuplements végétaux dépendent largement du milieu physique. Ainsi, en systèmes de rivières phréatiques où l'habitat physique est plus homogène, les modifications des peuplements en fonction de l'eutrophisation apparaissent plus nettement que sur les rivières à forte diversité de faciès d'écoulement et variabilité de débit.

Il reste néanmoins de nombreuses inconnues pour l'élaboration de ce diagnostic : quant à la variabilité saisonnière de ces communautés, sur les interrelations entre la période (thermique et hydrologique), les concentrations en polluants et la réponse des différentes espèces constituant la communauté, sur l'existence d'éventuels effets de seuils modifiant les relations de compétitions interspécifiques, sur l'influence de toxiques potentiels provenant de la pisciculture (cuivre, médicaments...), sur le rôle des matières en suspension, de la turbidité induite et du colmatage qu'elles entraînent lors de leur dépôt.

Vers une écologie fonctionnelle du rôle des macrophytes en systèmes perturbés par les piscicultures

Évaluer justement les perturbations engendrées par les piscicultures

L'impact écologique des pollutions ponctuelles peut être juste évalué qualitativement (on a une modification ou non des biocénoses entre l'amont et l'aval des rejets) ou bien il peut être quantifié, et les zones où l'impact est mesurable peuvent être définies (Prévost, 1999). Avec les développements visibles des macrophytes, il est possible d'effectuer une telle délimitation (préliminaire) des zones perturbées, et donc d'estimer les dommages pour envisager des mesures compensatoires, par exemple. Ainsi, pour la pisciculture de Pontcalleck, on peut considérer que, pour les macrophytes, on observe une récupération dans les 3,5 km de l'aval (ce qui est l'ordre de grandeur donnée par Boaventura *et al.*, 1997, au Portugal en terme de chimie : entre 3,5 et 5 km) et par Prévost (1999) pour les juvéniles de Saumon pour cette même pisciculture (5 km) et la pisciculture de Pont Kerlo (4 km).

Une telle zonation, associant la chimie et le milieu physique, peut alors constituer une base de travail pour suivre l'impact d'un établissement et des changements de pratiques qui peuvent être réalisées. Ainsi, certains indices semblent indiquer un moindre développement des callitriches ammoniacophiles par rapport aux années 1980 à l'aval de la pisciculture de Pontcalleck, ce qui pourrait être mis en relation avec un éventuel changement des pratiques de nourrissage, des coefficients de perte des aliments par non-consommation ou digestion et des types d'aliments utilisés. Toutefois, faute de données fiables et de partenariat avec le producteur, ces constatations ne peuvent rester qu'au stade d'hypothèses de changement des systèmes de production.

Évaluer les rôles fonctionnels des macrophytes dans les processus d'auto-épuration se produisant à l'aval des établissements

Si les bilans préliminaires croisant biomasses et composition chimique des macrophytes semblent indiquer leur faible participation au stockage des macro-éléments, azote et phosphore, ce stockage reste à quantifier par rapport aux flux circulants, et les analyses instantanées réalisées jusqu'à présent ne sont guère satisfaisantes.

Sur un autre plan, les macrophytes présentent une surface développée très importante par rapport à la projection verticale des touffes sur le fond du lit. Des chiffres très importants (plus d'un décuplement par rapport à la surface du lit) sont avancés par divers auteurs. Cette surface correspond à une possibilité de colonisation par les biofilms et les algues du périphyton. Ces biofilms contribuent à la dégradation de la matière organique.

Par ailleurs, les macrophytes piègent les débris organiques et les sédiments (Baatrup-Pedersen et Riis, 1999 ; Schulz *et al.*, 2003) pouvant provenir des piscicultures. On peut alors se demander si leur immobilisation à la surface ou dans les touffes de macrophytes ne favorise pas la dégradation des fractions organiques : ainsi les macrophytes joueraient un rôle indirect dans l'auto-épuration en favorisant un temps de contact entre les matières organiques et les organismes (bactéries, champignons, invertébrés) qui les dégradent.

Au sens large, les macrophytes, modifiant les conditions de vie des autres organismes jouent un rôle d'espèces ingénieurs, rôle éminemment dépendant de la saison et des interrelations modifications hydrologiques - cycles de développement des macrophytes.

Intégration des piscicultures dans le fonctionnement des hydrosystèmes ?

Les analyses et indices issus de la chimie des eaux, des teneurs en C/N des sédiments, des

macrophytes, des invertébrés et des poissons donnent des diagnostics complémentaires et convergents quant aux perturbations engendrées par les piscicultures (Haury *et al.*, 1996a) ; ainsi, ils permettent d'adapter la méthode des dommages. Leur signification fonctionnelle est bien sûr différente, de même que leur précision et leur temps de réaction à des modifications des perturbations. Néanmoins, cette approche multiparamétrique qui s'apparente à une analyse multicompartiment peut donner une vision simplifiée du fonctionnement de l'hydrosystème, les différences entre métriques permettant de mettre en évidence certaines particularités de fonctionnement du cours d'eau.

La caractérisation de ces états « métastables perturbés », sous contrainte de pollution ponctuelle mais chronique, et des nouveaux réseaux trophiques qui s'établissent permettrait d'élaborer des métriques écosystémiques et de donner des grilles de qualité correspondant plus précisément à l'esprit de la Directive cadre européenne sur l'eau.

Alors apparaît une question d'écologie fonctionnelle : celle de l'acceptabilité du rejet par le milieu (la « capacité d'assimilation du milieu »). On peut alors se demander s'il est possible de considérer la pisciculture comme une variable de forçage de l'hydrosystème, pour laquelle une approche patrimoniale permettrait d'envisager des mesures compensatoires de la pollution engendrée, sans que les politiques du « zéro pollution acceptable » ne condamnent toute activité économique à terme.

En conclusion

Les macrophytes sont donc des témoins visibles des perturbations trophiques. Considérés comme l'un des éléments biologiques à analyser pour évaluer l'état écologique des cours d'eau, ils deviennent assez incontournables. Cette métrique de l'environnement doit être croisée avec les autres estimateurs de perturbation (chimie de l'eau, rapport C/N des sédiments (notamment), diatomées, invertébrés, poissons...) pour élaborer un diagnostic fonctionnel de l'écosystème. Mais alors, et c'est un point en débat actuellement, comment (ou faut-il) pondérer les métriques pour arriver à une métrique « de synthèse » ?

Compte tenu d'une demande sociale qui, au moins sur certains espaces à forte valeur patrimoniale « naturelle », n'accepte plus aucune manifestation visible de telles perturbations trophiques, l'analyse du milieu récepteur et de sa sensibilité quant à l'expression des symptômes de déséquilibre devient incontournable : il ne faut plus se contenter d'un effluent aux normes de rejet, si la capacité d'assimilation du milieu récepteur est tellement faible que tout apport de nutriment déclenche des changements importants de structure des peuplements. De fortes ambiguïtés sur le concept d'aquaculture durable, ne considérant que le système de production, même avec son approche éco-énergétique, mais omettant d'analyser la sensibilité du milieu récepteur ne peuvent qu'amener un rejet de la production par « effet social retour ». C'est dans cette hypothèse de régulation de l'activité de production par l'impact sur l'environnement qu'il semble raisonnable de se situer pour essayer d'atteindre une réelle durabilité de l'aquaculture. Cela implique :

- une poursuite des recherches pour une amélioration des éco-bilans, en limitant les rejets et leur nocivité, ce qui pourrait passer par l'utilisation d'autres sources protéiques et lipidiques que les poissons et/ou les végétaux (par exemple, en développant la lombriculture, les élevages de Tubificidés...);
- une association entre écologues et praticiens de la production aquacole pour analyser les interrelations rejets-impacts en fonction des caractéristiques sitologiques ;
- un travail en commun entre l'ensemble des usagers de l'espace pour envisager ce qui est socialement acceptable en terme de production versus la production de richesses et d'emplois réalisée par la production aquacole, avec les outils de négociation sociale et de débat participatif qui sont le fondement de la Loi sur l'Eau et des SAGE qui en découlent ■

Références bibliographiques

- ADAM B., 2000. *Macrophytes et piscicultures – Comparaison de méthodes de mise en évidence de pollutions ponctuelles : biomasses, composition chimique des végétaux, indices français et anglais*. Mém. DESS Ingénierie des hydrosystèmes continentaux en Europe, université de Tours, 80 p. + ann.
- BAATTRUP-PEDERSEN A., RIIS T., 1999. Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. *Freshwater Biology*, 42, 375-385.
- BAGLINIÈRE J.L., 1983. *Impact des piscicultures sur les rivières à salmonidés*. Rapp. fin. contr. Min. Urbanisme Logement n° 1382, conv. 81.403, Inst. Nat. Rech. Agron., Lab. Ecol. Hydrobiol., Rennes, 12 p.
- BOAVENTURA R., PEDRO A.M., COIMBRA J., LENCASTRE E., 1997. Trout farm effluents: characterization and impact on the receiving streams. *Environmental Pollution*, 95, 379-387.
- CHATENET P., BOTINEAU M., HAURY J., GHESTEM A., 2000. Zonation longitudinale et influence des pollutions ponctuelles sur les phytocénoses des cours d'eau acides à neutres du Limousin et de Bretagne. In J.M. Géhu : *Les données de la phytosociologie sigmatiste – Structure, gestion, utilisation*. Colloq. Phytosociol., 17, 1097-1110. Cramer Ed., Berlin.
- CHATENET P., HAURY J., BOTINEAU M., PICAUD F., 2002. Impact de pollutions ponctuelles sur les phytocénoses des rivières acides à neutres du Limousin (Massif central, France). *Rev. Sci. Eau*, 15, 397-410.
- DANIEL H., 1998. *Évaluation de la qualité des cours d'eau par la végétation macrophytique - Travail in situ et expérimental dans le Massif armoricain sur les pollutions par les macronutriments*. Thèse doct. Sciences de l'environnement ENSA, Rennes, 150 p. + ann.
- DANIEL H., HAURY J., 1995. Effects of fish farms on phytocénoses in acidic rivers. *Acta Botanica Gallica*, 142, 639-650.
- DRUART C., 2002. *Macrophytes et bio-indication en cours d'eau calcaire du piémont pyrénéen. Établissement des phytocénoses et potentialités d'évaluation de l'état des hydrosystèmes à travers l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière*. Mém. DAA ENSAR Génie de l'environnement, UMR INRA-ENSAR EQHC, Rennes, 39 p. + ann.
- GABRIEL G., 2002. *Effets des piscicultures sur les macrophytes du Scorff et test d'un indice en cours de normalisation*. Mém. maîtrise Biologie des populations et des écosystèmes, univ. Rennes I, UMR INRA-ENSAR EQHC, 16 p. + ann.
- GERLOFF G.E., KROMBOLZ P.H., 1966. Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. *Limnol. Oceanogr.*, 11, 529-537.
- HAURY J., 1982. Quelques méthodes d'étude de la végétation macrophytique en écosystème dulçaquicole courant - Application au réseau hydrographique du Scorff-Bretagne. *Sciences Agronomiques Rennes*, 1982-2, 17-33.
- HAURY J., 1985. *Étude écologique des macrophytes du Scorff (Bretagne-Sud)*. Thèse doct.-ing. Écologie, univ. Rennes I, 243 p.
- HAURY J., 1988. Macrophytes du Trieux (Bretagne-Nord) : les ensembles floristiques. *Bull. Soc. Sc. nat. Ouest de la France*, NS 10, 135-150.
- HAURY J., 1990. Macrophytes du Trieux (Bretagne-Nord), III : Relations macrophytes-qualité des eaux. *Bull. Soc. Sc. nat. Ouest de la France*, NS 12, 141-154.
- Haury J., 1991. *Diagnostic de deux cours d'eau picards à l'aide des macrophytes : l'Avre (80) et la Bresle (80-76)*. ENSA Botanique & INRA Écologie hydrobiologique, Rennes, 23 p.
- HAURY J., 1996. *Les macrophytes : un outil de diagnostic de la qualité du cours principal de l'Elorn*. INRA lab. Ecol. hydrobiol. & ENSA DEERN Écol. Sci. phytosan., Rennes, Syndicat mixte d'Aménagement de l'Elorn et du Daoulas, 21 p. + ann.
- 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 C. AMIARD-TRIQUET & T. MAHON : *La qualité de l'eau*. Coll. pluridisciplinaire univ. Nantes, 26-28 oct. 1995, 75-78.
- HAURY J., DUTARTRE A., BINESSE F., CODHANT H., VALKMAN G., 2001. Macrophyte biotypologies of rivers in Lozère, France. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, Dublin, 1998 (Stuttgart, sept. 2001), 27, 3510-3517.
- HAURY J., GOUESSE-AIDARA L., 1990. Étude méthodologique préliminaire de la biomasse des macrophytes en rivière. *XXIV^e Int. COLUMA*, Versailles 23-24 janvier 1990, 247-255.
- HAURY J., GOUESSE AIDARA L., 1999. Quantifying macrophyte cover and standing crops in a river and its tributaries (Brittany, Northwestern France). *Hydrobiologia*, 415, 109-115.
- HAURY J., MULLER S., 1991. Variations écologiques et chorologiques de la végétation macrophytique des rivières acides du Massif Armoricain et des Vosges du Nord (France). *Rev. Sci. Eau*, 4, 463-482.
- HAURY J., PELTRE M.C., TRÉMOLIERES M., BARBE J., THIEBAUT G., BERNEZ I., DANIEL H., CHATENET P., MULLER S., DUTARTRE A., LAPLACE-TREYTURE C., CAZAUBON A., LAMBERT-SERVIEN E., 2002. A method involving macrophytes to assess water trophy and organic pollution : the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR) - Application to different types of rivers and pollutions. In A. DUTARTRE & M.H.N MONTEL : *Gestion des plantes aquatiques*. 11th International Symposium on Aquatic Weeds – EWRS, CEMAGREF, conseil général des Landes, INRA, ENSAR, 3-7 septembre 2002, Moliets et Maâ (Landes), 247-250.
- HAURY J., THIEBAUT G., MULLER S., 1995. Les associations rhéophiles des rivières acides du Massif armoricain, de Lozère et des Vosges du Nord, dans un contexte Ouest-Européen. 37th Int. Coll. Internat. Ass. Veg. Sc., *Colloq. Phytosociol.*, 23, 145-168.
- JOUBERT B., 2002. *La végétation macrophytique d'une rivière du piémont pyrénéen : Indice Biologique Macrophytique en Rivière et typologie du cours d'eau*. Mém. maîtrise Biologie des populations et des écosystèmes, UCO, IEA, Angers, UMR INRA-ENSAR EQHC, 37 p. + ann.

- LOCH D.D., WEST J.L., PERLMUTTER D.G., 1996. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates. *Aquaculture*, 147, 37-55.
- 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*, 310 (série III), 509-514.
- OBERDORFF T., PORCHER J.P., 1994. An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. *Aquaculture*, 119, 219-235.
- PRÉVOST E., 1999. Utilisation d'un test de randomisation pour détecter l'effet de rejets polluants dans un cours d'eau : application à l'impact d'effluents de piscicultures sur la production de juvéniles de Saumon atlantique. *Bull. fr. Pêche Piscic.*, 355, 369-386.
- SCHULZ M., KOZERSKI H., PLUNTKE T., RINKE K., 2003. The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient retention in the lower River Spree (Germany). *Water Research*, 37, 569-578.
- TOURANCHET C., 2002. *Effets des stations d'épuration sur les macrophytes du Scorff et test d'un indice en cours de normalisation*. Mém. maîtrise Biologie des populations et des écosystèmes, univ. Rennes I, UMR INRA-ENSAR EQHC, 16 p. + ann.
- TRÉMOLIERES M., CARBIENER R., ORTSCHIT A., KLEIN J.P., 1994. Changes in aquatic vegetation in Rhine floodplain streams in Alsace in relation to disturbance. *J. Veg. Sci.*, 5, 169-178.

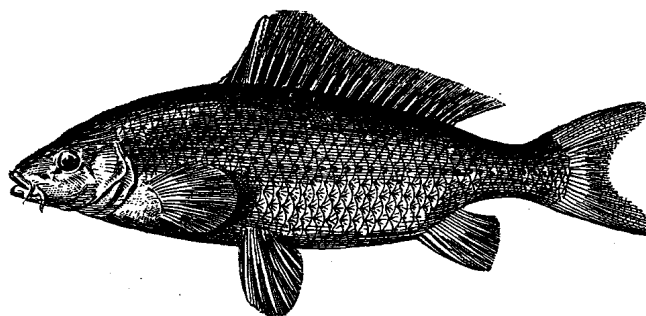


FIG. 834. — Carpe commune.

