

Rôle des annexes hydrauliques:

Vers une exploration de la biodiversité des hydrosystèmes

Josette Garnier & Gilles Billen

UMR Sisyphe 7619, CNRS/UPMC, Boite 123, Tour 26, étage 54 place Jussieu, 75005 Paris

Nous avons, en 1998, appréhendé la biodiversité en élargissant le modèle RIVE à des groupes planctoniques qui apparaissent surtout dans les milieux stagnants, pas encore pris en compte. Nous avons alors testé l'influence du temps de séjour et de la charge en phosphore sur l'occurrence de ces groupes et montré un phénomène de **convergence** entre les milieux stagnants et courants. Nous avons également montré à l'échelle du bassin de la Marne qu'une superficie d'étangs équivalente à celle du réservoir Marne (4800 ha) avait un effet important sur les équilibres phyto- & zooplancton à son exutoire.

En 1999, nous avons focalisés nos recherches sur les petits milieux (l'exploration de l'effet des réservoirs dans des conditions variées sera appréhendé dans le cadre d'un dialogue avec les "Grands Lacs de Seine". Pour mieux appréhender l'impact des petits milieux, nous avons exploré leur rôle dans le Bassin du Grand Morin, qui n'a pas d'étangs en communication, et pour lequel nous nous affranchissons de l'effet des mollusques invasifs.

Si d'un point de vue théorique, il s'agit d'appréhender la biodiversité du paysage, d'un point de vue appliqué, il faut mesurer les conséquences d'une possible modification du "paysage des annexes hydrauliques" sur la qualité d'eau de la Seine. C'est pourquoi nous continuerons de nous intéresser aux conditions passées des annexes hydrauliques et de la charge eutrophisante dans le bassin (cf les avancements des travaux rétrospectifs). Ces actions s'inscrivent dans le cadre du programme LITEAU (Ministère de l'Environnement) qui débute cette année avec le PIREN-Seine dont le but est de modéliser l'ensemble du continuum aquatique. rendra possible l'appréhension de l'impact de la Seine sur l'eutrophisation côtière du passé en complément des études au présent et constituera un élément clé).

1. Introduction

Les travaux réalisés sur les processus microscopiques dans le cadre des deux premières phases du PIREN-Seine nous ont conduit à la formulation du modèle RIVE du fonctionnement écologique. Il ne prenait en compte toutefois que les compartiments biologiques dominants dans les rivières; c'est ainsi qu'au tout début de la troisième phase, avec le support du programme "Biodiversité" du GIP Hydrosystème, les groupes caractéristiques des milieux stagnants ont été intégrés: ce sont notamment les microcrustacés -Cladocères ou Copépodes- à temps de génération long qui y développent d'importantes biomasses et les cyanobactéries qui forment des blooms spectaculaires dans les milieux eutrophes peu brassés.

Le concept d'unicité des processus sur lequel est basé ce modèle des processus est soumis à des contraintes diverses, selon les écosystèmes étudiés, d'ordre géomorphologiques, climatiques, et des apports diffus et ponctuels (Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995; Garnier et al., 1998). Le concept d'unicité des processus ne va donc pas à l'encontre du concept de biodiversité: les manifestations des processus à l'échelle de l'écosystème varient en effet suivant que l'on se trouve dans les rivières amont ou aval, dans des réservoirs ou étangs et sablières, ou encore dans les estuaires.

Si le modèle des processus sacrifie les détails des nombreuses interactions au sein de chacun des groupes (il existe en effet au sein de chacun des groupes considérés une multitude d'espèces -jusqu'à une centaine pour le phytoplancton par exemple-), il permet de coupler l'écologie écosystémique à l'écologie des communautés.

Nos recherches ont par ailleurs débuté sur le réseau hydrographique de la Seine en s'appuyant sur le concept du RCC (Vannote et al., 1981). Nous avons toutefois très tôt élargi cette étude aux plaines alluviales sur la base des concepts d'écotone et de corridor fluvial (Amoros et al., 1987; Descamps et al., 1988; Junk et al., 1989). Ces concepts évoquent tous les milieux souvent considérés comme marginaux: ce sont les surfaces en eau (les lacs de gravière, bras morts, réservoirs) ou semi-aquatiques ou terrestres (zones humides et ripariennes, forêts alluviales). C'est aux surfaces en eau en communication avec la rivière que nous nous intéressons et plus particulièrement au rôle des étangs. Les étangs, connus pour

border les rivières depuis bien longtemps, qu'ils soient utilisés comme étangs à pisciculture ou pour actionner les moulins, ont disparus pour $\frac{3}{4}$ d'entre eux entre le Moyen Age et le XVIII^e siècle, disparition qui s'est poursuivie jusqu'à récemment avec la généralisation du drainage agricole.

2. Démarche de modélisation

Les outils que nous avons développés (modèle de rivières et modèle d'étangs) permettent ainsi d'appréhender un autre niveau de la biodiversité: la diversité des écosystèmes au sein du continuum aquatique et leurs interactions par le couplage des deux types d'outils de modélisation (Figure 1), un modèle de rivière et un modèle de "lac", tous deux intégrant le modèle RIVE, tel que décrit en introduction.

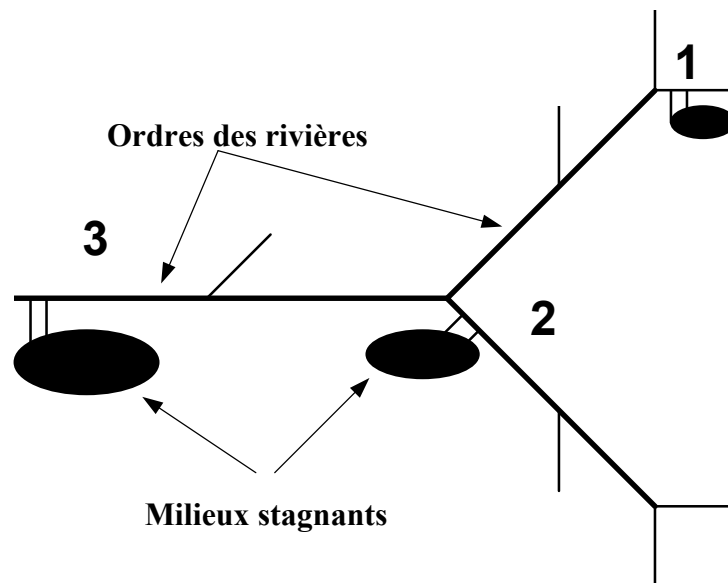


Figure 1. Représentation schématique d'un modèle couplé système lotiques-lentiques.

Afin de réduire la complexité de la réponse du modèle couplé et de s'affanchir dans un premier temps de l'effet des mollusques invasifs dans les secteurs canalisés, nous avons considéré un des sous-bassin de la Marne comme site exemplatif du couplage des annexes hydrauliques et des rivières. Les contraintes sont donc celle du bassin du Grand Morin (dans la région de la Brie, Figure 2) pour lequel les annexes hydrauliques ont actuellement totalement disparues avec le drainage agricole.

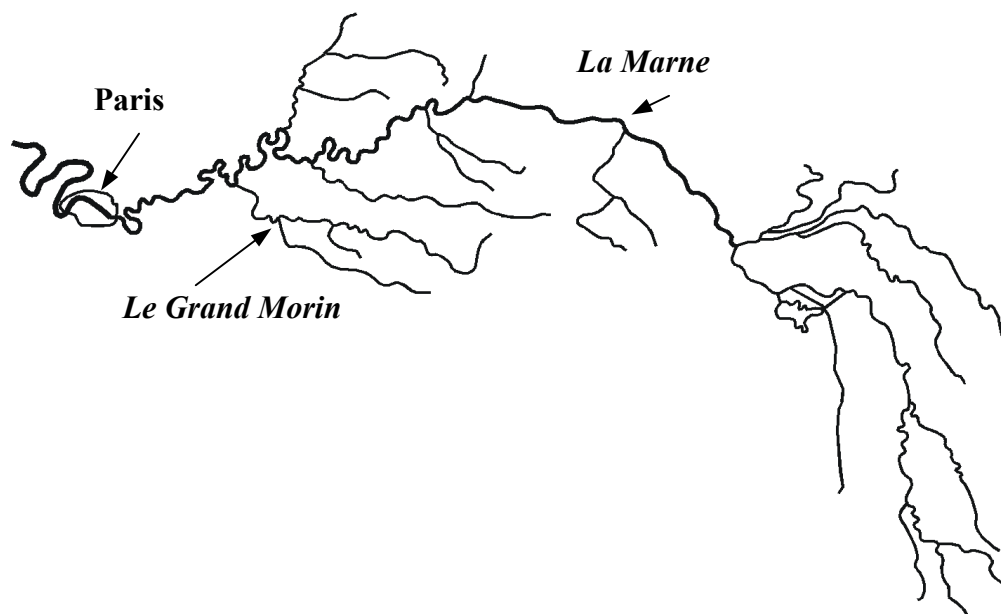


Figure 2. Situation du Grand Morin dans le bassin de la Marne

3. Le couplage des milieux stagnants et courants : impact sur le développement algal.

Nous avons testé l'effet d'une réhabilitation d'étangs sur toutes les rivières en se basant sur un inventaire réalisé pour le XVIII sur un petit bassin belge (Garnier et al., 1992). Nous avons considéré des profondeurs moyennes de 1 m pour chacun des étangs, une connectivité variable selon les ordres (sur les petites rivières, les étangs sont au fil de l'eau, avec un transit de tout le débit de la rivière, sur les grands rivières seule une fraction du débit est détournée dans l'étang). Les surfaces ont été calculées en fonction de l'ordre pour maintenir un temps de séjour équivalent dans tous les étangs du bassin (Tableau 1).

Tableau 1. Répartition et superficie des étangs dans le bassin du Grand Morin (surface du bassin versant: 1100 km²; Profondeur moyenne des étangs: 1 m

Ordres	1	2	3	4	5
Nombre de tributaires	206	53	12	3	1
fraction de débit *	1	1	1	0.25	0.06
Surface totale**	35	46	41	13	3

* fraction de débit de chaque tributaire, détourné à travers les étangs.

** surface totale des étangs dans l'hypothèse réalisant un temps de séjour moyen de l'eau de 1 jour au printemps.

Cette distribution des étangs a été explorée avec le modèle couplé pour des surfaces variant de 100 à 4000 ha, de manière à réaliser des temps de séjour moyen de l'eau dans les étangs de 1 à 30 jours au printemps.

La situation actuelle sans étangs est montrée à la figure 3 pour le phytoplancton et les phosphates, variables pour lesquelles les simulations peuvent être confrontées aux observations.

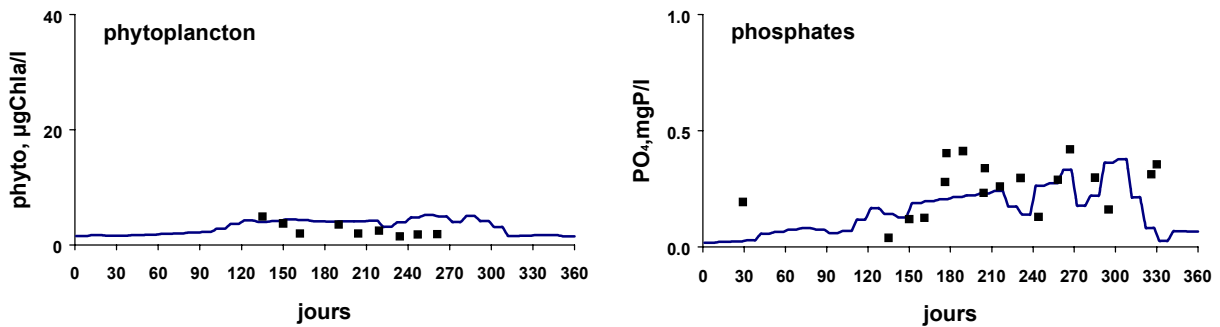


Figure 3. Simulations, à l'exutoire du Grand Morin des variations saisonnières de la biomasse phytoplanctonique (exprimée en $\mu\text{gChla/l}$) et des phosphates ($\mu\text{gP/l}$). Les observations disponibles sont montrées en comparaison.

La présence d'étangs dans le réseau du Grand Morin constitue *une diversification de la structure spatiale*.

Notons que si les blooms algaux sont essentiellement régis par un contrôle bottom-up (temps de séjour et nutriments) dans les rivières amont non canalisées d'ordre 5-6, le contrôle du fonctionnement des systèmes lacustres est à la fois de type bottom-up (temps de séjour et nutriments) et top-down (consommateurs).

Effet de la surface des étangs dans le réseau du Grand Morin

La présence d'étangs a pour effet *d'accroître la production primaire* tant au printemps qu'en été (Figure 4). Il apparaît toutefois une situation de surface d'étangs (ou de temps de séjour) pour laquelle la production primaire est optimale. En effet *au delà de 1000 ha* d'étangs dans le bassin, la production primaire diminue. Les niveaux faibles du zooplancton au printemps indiquent une *limitation de type "bottom up"*, les phosphates étant rapidement épuisés contribuent à une limitation de la biomasse algale. En été, les temps de séjours plus longs permettent au zooplancton de contrôler le phytoplancton, tant par un effet "top-down" qu'un effet "bottom-up" indirect par recyclage des éléments nutritifs. Pour les plus longs temps de séjour estivaux (plus grandes surfaces), le zooplancton est à son tour limité par la nourriture.

Cette diversification spatiale a également pour effet *d'accroître la production secondaire* dans certaines conditions.

Au total, l'accroissement de la structure spatiale, et l'allongement du temps de séjour dans le réseau agit de toute évidence sur les processus fonctionnels, productions primaire et secondaire. Il semble en outre possible d'intervenir sur cette structure pour favoriser l'un ou l'autre des processus.

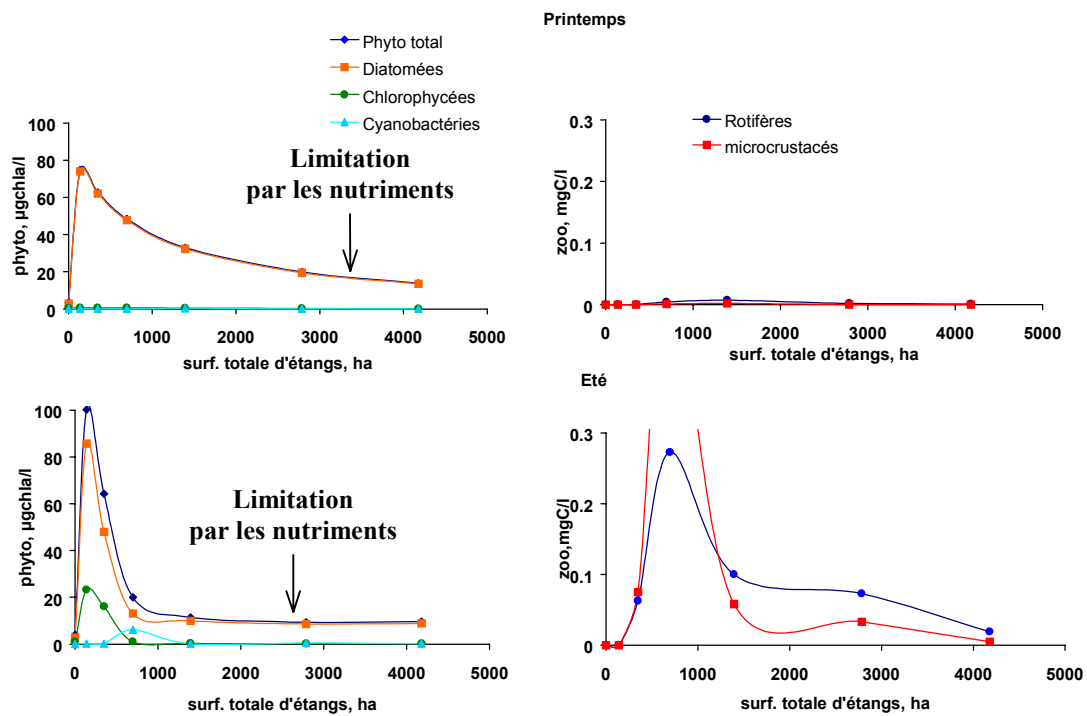


Figure 4. Variations des biomasses phytoplanctoniques (totales et différents groupes) et des biomasses zooplanctoniques (Rotifères et microcrustacés) en fonction de la surface des étangs dans le bassin, répartis selon le tableau 1. Réponse à l'exutoire du Grand Morin.

Effet de la charge en phosphore pour une surface d'étangs optimale

L'augmentation de la charge en phosphore se traduit, quelque soit la réponse des processus fonctionnels, par une augmentation de sa concentration dans l'eau, c'est-à-dire par une augmentation des flux sortants (Figure 5).

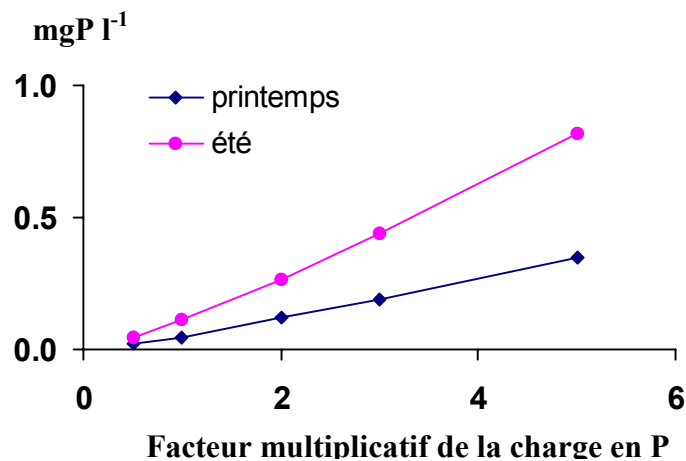


Figure 5. Variations des concentrations du phosphore dans l'eau en fonction de la charge en phosphore testée dans le bassin.

Par des effets complexes "bottom up" et/ou "top down", l'augmentation de la charge en phosphore accentue l'augmentation de la production primaire au printemps, mais aussi la production secondaire surtout celle des rotifères, organismes qui ont un temps de génération plus courts (Figure 6). En revanche, en été l'augmentation de la charge en phosphore favorise surtout la production secondaire, le zooplancton (les microcrustacés surtout contrôlant sévèrement la biomasse algale (Figure 6).

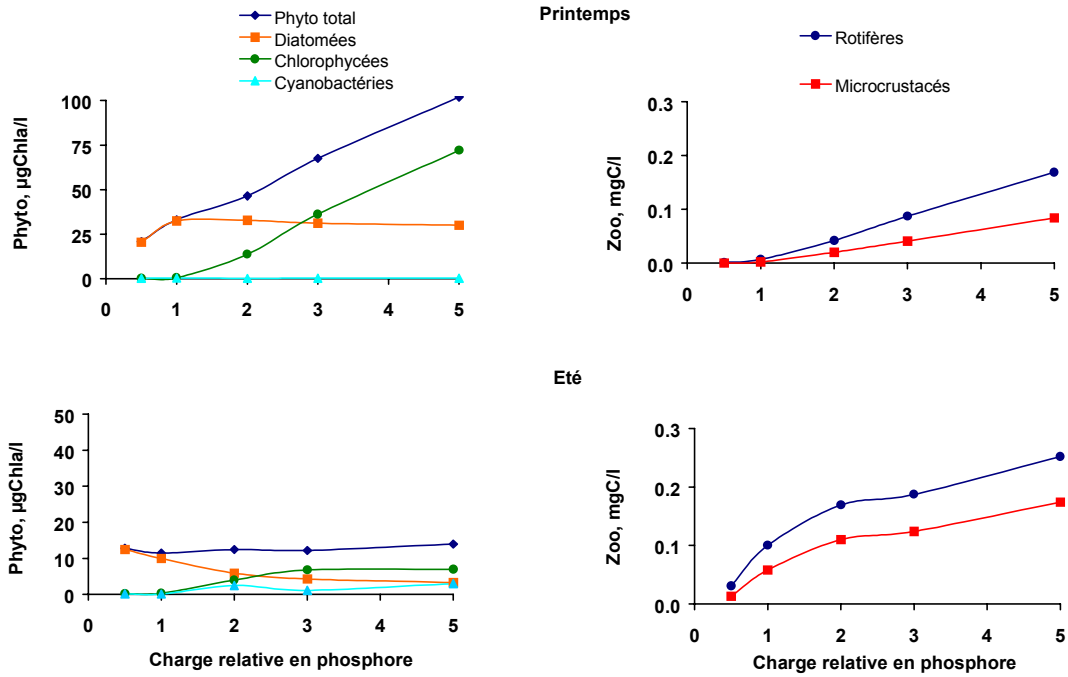


Figure 6. Variations des biomasses phytoplanctoniques (totales et différents groupes) et des biomasses zooplanctoniques (rotifères et microcrustacés) en fonction de la charge relative en phosphore dans le bassin. Le facteur 1 est la situation de référence pour une surface optimale d'étangs (cf. Figure 4). Réponse à l'exutoire du Grand Morin.

Ces résultats pourront évidemment être affinés quand nous saurons inclure la prédation par les poissons, dans certains cas peut-être suffisante pour annuler cet "effet zooplancton".

4. Conclusions et perspectives

Le modèle permet de tester une multitude de situations, en fonctions des besoins. Il est en effet possible d'étudier, grâce à cet outil, les *interactions entre la biodiversité des paysages* du bassin hydrographique et la *biodiversité des organismes*.

Nous pouvons ainsi *d'explorer* la biodiversité, tant à l'échelle d'un écosystème, qu'à celle d'un ensemble d'écosystèmes: le modèle permet de quantifier leurs réponses écologiques à des contraintes variées. Une telle approche, théorique, devient réaliste dans une perspective d'aménagement.

D'un point de vue théorique, il est possible à ce stade, de définir des critères de stabilité de l'écosystème modélisé, et tester des hypothèses pour appréhender la réponse (résistance, résilience) du fonctionnement écologique à diverses perturbations qu'elles soient biotiques ou abiotiques (Johnson et al. 1996; Loreau & Behera 1999).

Sur le plan des aménagements, cette approche doit alors tenir compte de critères adaptés pour définir l'état de fonctionnement de l'écosystème à aménager, de la pression anthropique ainsi que de la demande sociale (Turner & Flamm, 1996; Lamont, 1995). Ainsi, il est par exemple nécessaire de définir le service attendu par la réhabilitation des étangs (pêche, nautisme, ...), et de connaître la pression anthropique qu'ils pourraient pour mieux appréhender le nombre, la surface, la profondeur, le degré de connectivité des milieux à aménager.

Au cours de cette année 1999 nous avons choisi de restreindre nos investigations au Grand Morin qui représente une situation de référence, sans étangs en communication.

5. Références bibliographiques

- Akopian M., Garnier J. & Pourriot R. (sous presse). A large reservoir as a source of zooplankton for the river. structure of the populations and influence of fish predation. *J. Plankton Res.* 21: 285-297
- Amoros C. Roux A.L., Reygrobellet J.L., Bravard P. & Pauton G. (1987). A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regul. Rivers Res. Manage.* 1: 17-38.
- Billen G., Garnier J. et Hanset Ph. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, 289:119-137.
- Berthe T., Garnier J., Petit F. (1999) Quantification de bactéries nitrifiantes du genre *Nitrobacter* en milieu aquatique (l'estuaire de la Seine, France). *C.R. Acad. Sci. Paris*, Sous presse.
- Brion N. & Billen G. (1998). Une réévaluation de la méthode d'incorporation de $^{14}\text{HCO}_3$ pour mesurer la nitrification autotrophe et son application pour estimer des biomasses de bactéries nitrifiantes. *Rev. Sci. Eau*, 11: 283-302.
- Codispodi L.A. & Cristensen J.P.(1985). Nitrification, denitrification and nitrous oxide cycling in the eastern tropical south pacific ocean. *Marine Chemistry*, 16: 277-300.
- Degrange V., Bardin (1995) Detection and counting of *Nitrobacter* Populations in soil by PCR. *Appl. Environm. Microbiol.* 61, 2093-2098.
- Descamps H., Fortuné M., Gazelle F. Patou G. (1988). Historical influence of man on the riparian dynamics of the fluvial landscape. *Landscape Ecol.* 1:163-173.
- Garnier J., Billen G. & Billen C. (1992). Modélisation des modifications du paysage écologique des rivières. Application à la Seine. Rapport Univ. Libre Bruxelles., Action "Research in Brussels, 69 p + annexes.
- Garnier J., Billen G. & Coste M. (1995). Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the river Seine: Observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.* 40: 750-765.
- Garnier J., Leporcq B. Sanchez N. & Philippon (1999 a)- Biogeochemical budgets in three large reservoirs of the Seine basin (Marne, Seine & Aube reservoirs). *Biogeochemistry*, 47: 119-146.
- Garnier J., Billen G., Sanchez N., & Leporcq B (in press). Ecological functioning of a large reservoir in the upstream basin of the river Seine (Marne reservoir, France). *Regulated Rivers*.
- Gosselain V. (1998). Phytoplankton de la Meuse et de la Moselle et impact du broutage par le zooplancton. Doctorat es Sci. Presse Universitaire de Namur, 459p.
- Johson K.H., Vogt K.A., Clark H.J., Schmitz O.J. & Vogt D.J. (1996). Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution.* 11: 372-377.
- Lamont B.B. (1995). Testing the effect of ecosystem composition structure on its functioning. *Oikos*, 74: 283-295.
- Loreau M; & Behera N. (1999). Phenotypic diversity and stability of ecosystem processes. *Theoretical Population Biology*, 56: 29-47.
- Petit F., Craquelin S., Guespin-Michel J. & Buffet-Janvresse C. (1999). Nucleic acid extraction from polluted estuarine water for detection of viruses and bacteria by PCR and RT-PCR analysis. *Res. Microbiol.* 150: 143-151.
- Pourriot R., Capblancq J., Champs P. & Meyer J.-A. (1982). *Ecologie du plankton des eaux continentales*. Masson, Paris, 198 p
- Rotthauwe J.H., Witzel K.P., Liesack W. (1997) The ammonia monooxygenase structural gene *amoA* as a functional marker: molecular fine-scale analysis of natural ammonia-oxidizing populations. *Appl Environ Microbiol* 63,4704-4712.

Schlapfer F. Expert estimates about effects of biodiversity on ecosystems processes and services. *Oikos*, 84: 346-352.

Stephen JR, Chang YJ, Macnaughton SJ, Kowalchuk GA, Leung KT, Flemming CA, White DC (1999). Effect of toxic metals on indigenous soil beta-subgroup proteobacterium ammonia oxidizer community structure and protection against toxicity by inoculated metal-resistant bacteria. *Appl Environ Microbiol.* 65(1):95-101.

Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E. (1980). The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37:130-137.