

Le Grand Morin : contributions du benthos et du plancton aux bilans biogéochimiques.

Nicolas Flipo¹, Stéphanie Even¹, Michel Poulin¹, Marie-Hélène Tusseau-Vuillemin²

¹CIG, ENSMP, 35 Rue saint Honoré, 77305 Fontainebleau. flipo@cig.ensmp.fr

²U.R. QHAN, Cemagref, Parc de Tourvoie, BP 44, 92163 Antony cedex

Introduction	1
1. Présentation du Grand Morin	2
2. Modélisation.....	3
2.1. Le modèle ProSe	3
2.2. Simulations.....	4
3. Validation du modèle	5
3.1. Les producteurs primaires	5
3.2. La nitrification.....	6
4. Analyse des flux de carbone.....	7
5. Conclusion.....	10
6. Bibliographie.....	11

Introduction

Dans le cadre du programme de recherche PIREN Seine, les fonctionnements hydraulique et écologique de la Seine et de ses principaux affluents ont fait l'objet de nombreuses études visant à comprendre l'impact des fortes pressions anthropiques qui s'exercent sur le fleuve et sur son bassin versant. Au cours de la dernière phase de ce programme de recherche les cours d'eau des parties amont du bassin versant ont été l'objet d'une attention particulière. Les travaux réalisés constituent une première étape dans la compréhension du fonctionnement écologique des têtes de bassin (jusqu'à l'ordre 5), lesquelles couvrent, par exemple, plus de 70% de la surface totale du bassin versant de la Marne (Billen et al., 1994b).

Dans ces secteurs amont, les pollutions sont d'origine majoritairement diffuse (agricole, élevage, rejets domestiques non raccordés). La résultante du transfert et de la transformation de ces pollutions dans l'ensemble du chevelu hydrographique détermine la qualité de l'eau à l'amont des grandes agglomérations. Ces petits ordres jouent donc un rôle très important dans le transfert et la transformation des pollutions à l'échelle du bassin versant. Ce constat établi, il apparaît fondamental de comprendre les processus représentatifs de ces petits ordres si l'on veut simuler à l'aide d'un modèle numérique des flux de matières dissoutes et particulaires conformes aux observations dont nous disposons à leur exutoire. Il apparaît que le biofilm benthique fixé au fond de la rivière joue un rôle prédominant dans les processus de transformation et de transfert des polluants pour les cours d'eau à faible hauteur d'eau (Fischer et Pusch, 2001 ; Hamilton et al., 2001 ; Romaní et Sabater, 2000 ; Romaní et Sabater, 2001 ; Teissier et al., 1999 ; Williamson and Cooke, 1985). C'est dans cette optique que le périphyton du Grand Morin a été échantillonné (Flipo, 2001). Le périphyton est une communauté benthique attachée sur des substrats aussi bien inorganique qu'organique, vivant ou mort. Il est constitué d'algues, de bactéries, de champignons, d'animaux, de détritiques organiques ou inorganiques (Wetzel, 1983).

Non seulement le périphyton représente une forte biomasse fixée dans le système (Biggs and Stokseth, 1996 ; Améziante et al., 2002), mais les bactéries aussi bien hétérotrophes que nitrifiantes contenues dans le périphyton jouent un rôle majeur dans le cycle des éléments nutritifs. Il est donc crucial, dans un modèle de simulation du compartiment périphytique, de représenter à la fois les bactéries et les producteurs primaires. A cet effet, le modèle RIVE (Billen et al., 1994a ; Garnier et al., 1995), fondé sur une représentation fine des cycles du carbone, de l'oxygène et des éléments nutritifs,

a été adapté à un module de simulation du périphyton (Even et al., 2003 ; Flipo et al., 2003). L'intégration de ce module dans le logiciel ProSe (Even, 1995) a été réalisée. Le modèle est capable de représenter des régimes permanents ainsi que l'arrachage du périphyton lors d'événements transitoires extrêmes (Flipo et al., 2003).

Ce nouvel outil permet d'extrapoler les résultats expérimentaux obtenus localement à l'ensemble de la rivière et ainsi de déterminer des flux de carbone dans le système et à l'exutoire. La simulation des concentrations en éléments nutritifs dans la colonne d'eau est aussi nettement améliorée.

1. Présentation du Grand Morin

Le Grand Morin est un affluent de la Marne situé à 35 km à l'est de Paris. La superficie de son bassin versant est d'environ 1200 km² pour un linéaire d'environ 120 km. Son principal affluent est l'Aubetin. Le Grand Morin a fait l'objet d'une monographie (Poulin et al., 2002).

Le secteur modélisé correspond aux quarante kilomètres aval du Grand Morin (Figure 1)

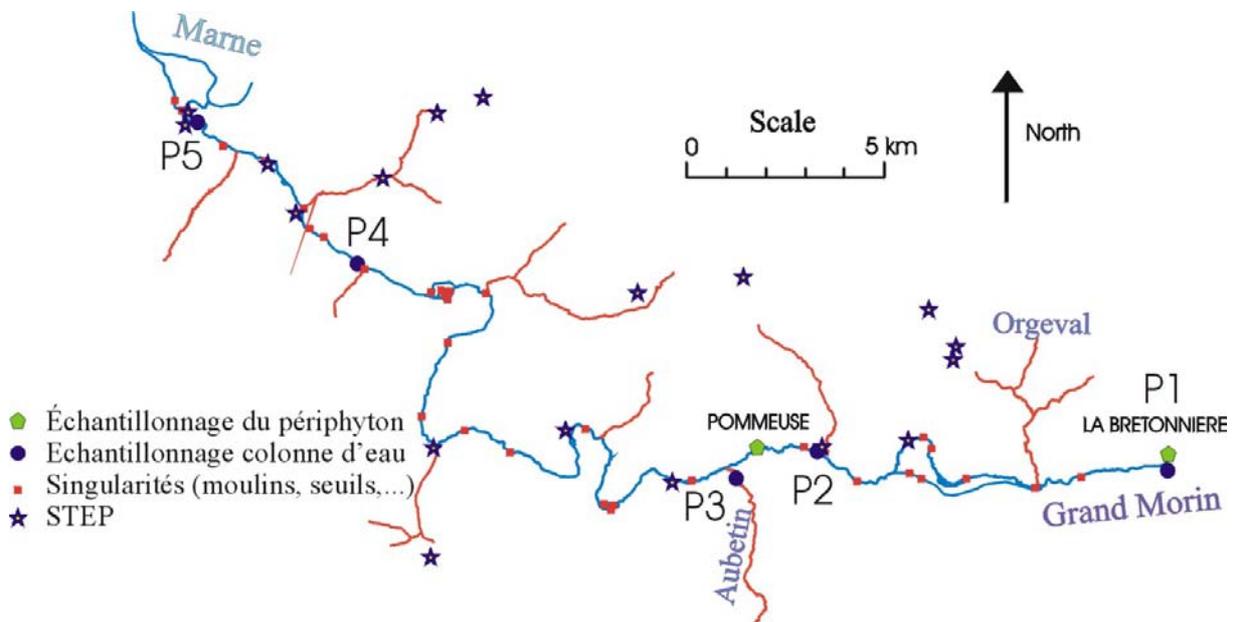


Figure 1 : Secteur du Grand Morin modélisé (40 km) avec ProSe. Les affluents du Grand Morin sont représentés en rouge. P1 à P5 correspondent aux points d'échantillonnage de la colonne d'eau.

Le secteur s'étend du confluent de l'Orgeval avec le Grand Morin, en amont de la ville de Coulommiers, jusqu'au confluent du Grand Morin avec la Marne entre Esbly et Condé Sainte Libiaire. Le cours est essentiellement constitué d'un seul lit sauf dans quelques secteurs urbanisés présentant des diffluences et confluences complexes à modéliser, notamment à Crécy la Chapelle où la rivière est divisée en cinq bras qui traversent la ville. Le long du secteur étudié, 33 ouvrages hydrauliques ont été recensés (Bourlange et al., 2000), en état variable de conservation. La géométrie de la rivière et des barrages a été schématisée à partir de relevés topographiques du lit et des ouvrages, et en s'appuyant sur des plans établis par les DDE et DDAF. Les barrages sont représentés dans leur état fermé à bas débit ou ouvert lorsque le débit dépasse 23 m³.s⁻¹.

La station de Pommeuse, pour laquelle existe la chronique de débit la plus longue et la plus fiable, est retenue comme station de référence pour le secteur étudié. Au cours de ces 29 années de mesure, le débit est toujours resté dans la fourchette 2 à 80 m³.s⁻¹, ce qui représente une amplitude très large de variation du débit. Le débit annuel moyen (moyenne des 29 valeurs de débit annuel) est de 5,5 m³.s⁻¹ (avec un écart type de 1,5 m³.s⁻¹); le débit minimum annuel moyen (moyenne des 29 débits minimums annuels) est de 2,3 m³.s⁻¹ (écart type de 0,4 m³.s⁻¹). Enfin, le débit de 23 m³.s⁻¹, au-delà duquel les vannes des différents ouvrages sont ouvertes, est dépassé en moyenne 9,5 jours par an.

2. Modélisation

2.1. Le modèle ProSe

Les 40 km aval (Figure 1) ont été modélisés à l'aide du logiciel ProSe implémenté d'un module de représentation du périphyton (Even et al., 2003 ; Flipo et al., 2003).

Le logiciel ProSe (Even, 1995) comprend trois modules (Figure 2) : un module hydraulique, un module de transport et un module biologique. Le modèle hydraulique est monodimensionnel et résout les équations classiques de Saint-Venant à l'aide d'un schéma numérique semi-implicite. Ce module est capable de traiter des régimes aussi bien permanents que transitoires. Le modèle de transport résout l'advection, la diffusion et la dispersion longitudinale. Le module biologique est une adaptation du modèle RIVE (Billen et al., 1994a ; Garnier et al., 1995). Ce modèle s'appuie sur une représentation physique des comportements du plancton et des bactéries aussi bien hétérotrophes que nitrifiantes (Lancelot et al., 1991 ; Billen et Servais, 1989).

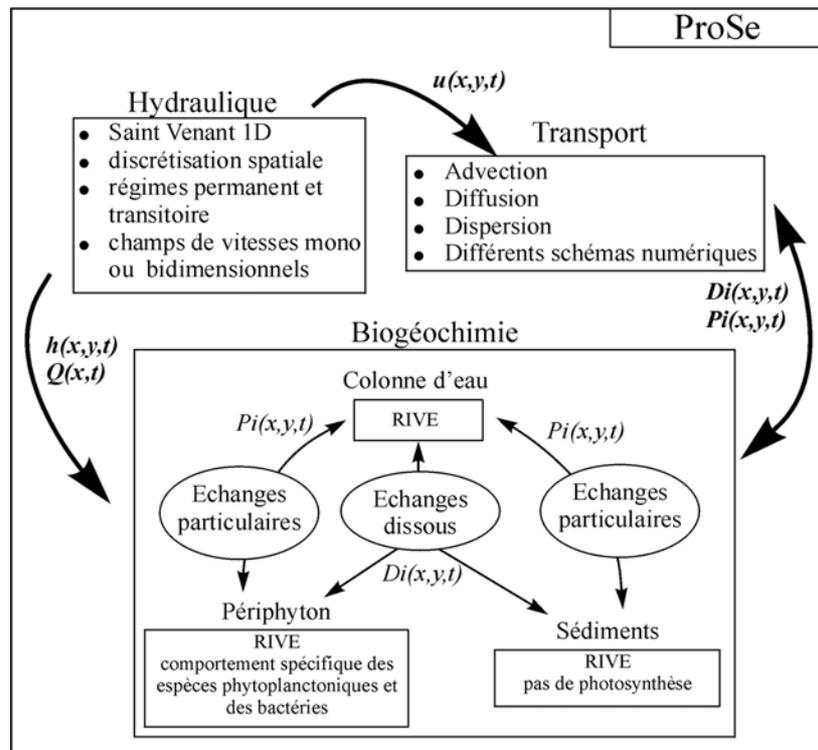


Figure 2 : Schéma conceptuel simplifié de ProSe ; h est la hauteur d'eau, u la vitesse, Q le débit, D_i et P_i représentent les phases dissoutes et particulaires de la variable i

Dans ProSe, RIVE a été adapté aux trois compartiments représentant une section de rivière : la colonne d'eau, la couche fluide de vase et le périphyton. A chaque compartiment de rivière, le modèle RIVE est appliqué aux variables biogéochimiques (Figure 2) afin d'avoir une cohérence des processus et des variables entre les différents compartiments.

Les échanges entre la colonne d'eau et le benthos sont complexes et diffèrent suivant le régime hydraulique. Les échanges particuliers entre la vase et la colonne d'eau sont toujours régis par l'érosion qui ne dépend que du régime hydraulique. Les échanges entre le périphyton et la colonne d'eau dépendent du régime hydraulique. En régime permanent, ces échanges se répartissent, suivant l'origine des variables (Flipo et al., 2003), entre des pertes permanentes de 0.01 j^{-1} (De Angelis et al., 1995 ; Dent et Henry, 1999) et des pertes dues à l'érosion. En régime transitoire les échanges sont régis par une loi d'arrachage (Even et al., 2003 ; Flipo et al., 2003) déterminée à l'aide de résultats expérimentaux de Biggs et Close (1989) et d'une analyse des hydrogrammes du Grand Morin durant les étiages 2000 et 2001 (Figure 3).

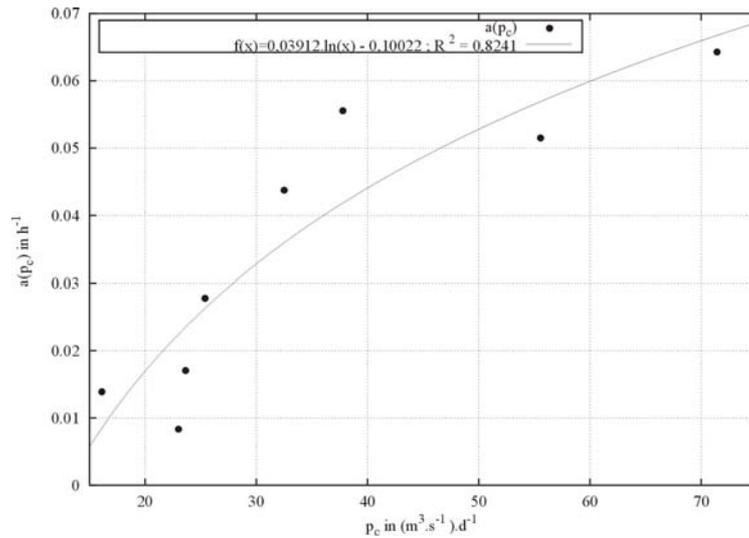


Figure 3 : loi d'arrachage du périphyton lors de crue. $a(p_c)$ est le taux d'arrachage horaire de périphyton fonction de la pente instantanée du débit (p_c). D'après Flipo et al. (2003).

2.2. Simulations

Les simulations correspondent à la période du 1^{er} mai 2001 au 31 août 2001. Durant cette période, une situation d'étiage d'une quarantaine de jours (du 23 mai au 5 juillet) a été observée ainsi qu'une succession de petites crues (Figure 4).

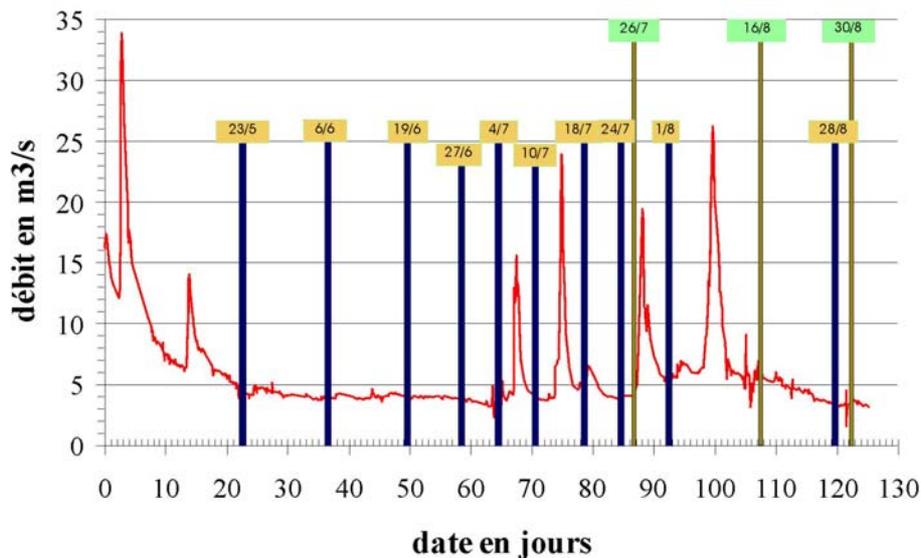


Figure 4 : Hydrogramme à Pommeuse à partir du 1^{er} mai 2001 (jour 0). Les échantillonnages de la colonne d'eau figurent en jaune, ceux du périphyton en vert.

Les conditions hydrauliques amont et des affluents sont calculées à partir de l'hydrogramme de référence à Pommeuse en utilisant la relation simple : $Q_{af} = \left(\frac{S_{af}}{S_{Po}} \right)^\alpha Q_{Po}$, où Q_{Po} est le débit à Pommeuse, Q_{af} est le débit recherché et S représente la surface du bassin versant drainée par l'affluent ou par le Grand Morin à Pommeuse. α vaut 1,4.

Les conditions limites biogéochimiques correspondent aux mesures effectuées (Figure 4) en amont du domaine pour la condition amont et en aval de l'Aubetin pour les affluents (respectivement aux points P1 et P3 de la Figure 1).

En ce qui concerne les STEP, la campagne d'échantillonnage 2000 a été utilisée pour définir les concentrations des effluents (Tusseau-Vuillemin et al., 2001 ; Poulin et al., 2002). Pour la définition des apports domestique non raccordés à des STEP, des flux représentatifs ont été déterminés dans des études antérieures (Flipo et al., 2001 ; Poulin et al., 2002) et valent :

- Pour les phosphates caractéristiques des effluents domestiques : $1,08 \text{ gP-PO}_4 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$
- Pour l'ammonium : $1,33 \text{ gN-NH}_4 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$

Afin de quantifier l'impact du périphyton sur le système, trois simulations ont été réalisées dont les caractéristiques sont données dans le Tableau 1. En l'absence de précisions supplémentaires, nous désignerons, dans la suite de ce rapport, par simulation la simulation de référence.

Tableau 1 : descriptif des trois simulations effectuées.

Nom	Description du benthos	Repartition chla amont (algues en dérive/chlorophycées/ diatomées)	Modifications des paramètres des producteurs primaires
REF	Toutes variables	(50%/30%/20%)	non
NB	Pas de bactéries nitrifiantes dans le périphyton	(50%/30%/20%)	non
NP	Pas de périphyton	(0%/60%/40%)	oui

Les paramètres utilisés sont ceux de Garnier et al. (1995). Cependant, les variables ont un comportement adaptatif selon le compartiment dans lequel elles se situent. Les paramètres d'une variable ne sont donc pas intrinsèques à la variable mais dépendent aussi du compartiment dans lequel elle se situe (Flipo et al., 2003). Ces adaptations permettent par exemple de représenter l'auto ombrage dans le compartiment périphytique ou encore le stress des algues benthiques détachées.

3. Validation du modèle

3.1. Les producteurs primaires

La fréquence d'échantillonnage ne permet pas de valider des variations rapides de la teneur en chlorophylle a (chla). Les données ont donc été utilisées pour valider les évolutions longitudinales des teneurs en chla ainsi que les ordres de grandeur de chla dans la colonne d'eau qui sont bien représentés par le modèle (Figure 5).

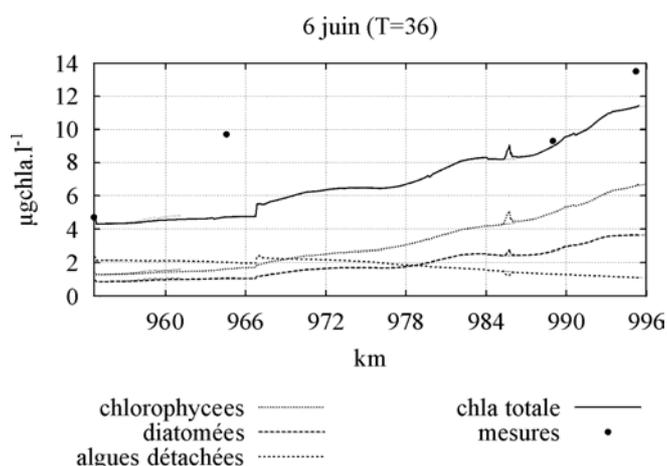


Figure 5 : Exemple de profil en long de la chla dans la colonne d'eau. Le modèle représente bien la tendance de croissance amont aval ainsi que les ordres de grandeur.

Concernant la biomasse fixée au fond de la rivière, les valeurs simulées sont cohérentes avec les observations (Figure 6). Seul le 30 août la biomasse est légèrement sous-estimée par le modèle. Ce résultat reste acceptable du fait de l'incertitude sur les mesures. Une éventuelle succession d'espèce pourrait aussi être mise en avant pour expliquer ces écarts (les paramètres des espèces devraient alors être modifiés).

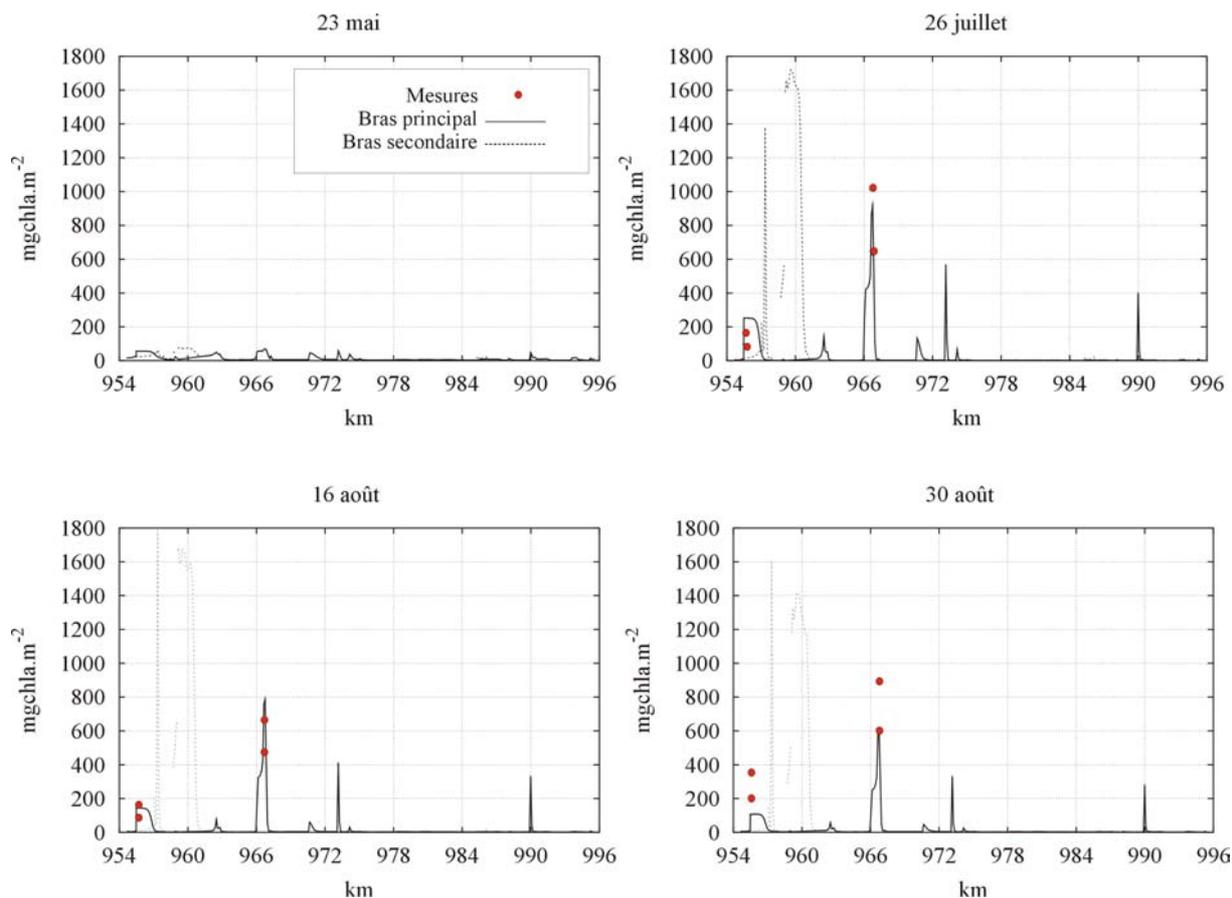


Figure 6 : Validation spatio-temporelle de la croissance et de l'arrachage des producteurs primaires benthiques fixés au fond de la rivière

L'échantillonnage a été réalisé durant une succession d'augmentations de débit, ce qui permet de valider conjointement un jeu de paramètres d'arrachage et de croissance des producteurs primaires. Par ailleurs, la longue période d'étiage du 23 mai au 4 juillet permet de valider la croissance des producteurs primaires ainsi que le taux d'arrachage de 0.01 j^{-1} . En effet, durant cette période, les concentrations en chl.a dans la colonne d'eau sont correctement simulées. De plus, si la croissance était mal estimée, les valeurs en chl.a fixée simulée aux jours d'observation ne devrait pas être cohérentes avec les valeurs observées à moins de modifier les paramètres relatifs à l'arrachage. Or pour l'arrachage, nous adoptons les valeurs de paramètres déterminées par Biggs et Close (1989). Cet arrachage (Figure 3) se produit après des périodes de croissance de durée extrêmement variable. Ces différences entre les durées des périodes de croissance à débit stable nous renseignent sur la validité du calage des paramètres de croissance, mais aussi, a posteriori, valide la loi d'arrachage (Figure 3) déterminée par Flipo et al. (2003).

3.2. La nitrification

La simulation de référence rend bien compte (Figure 7) des importantes chutes amont aval d'ammonium dans le système observées les 19 juin (jour 49) et 4 juillet (jour 64). Ces chutes d'ammonium ont été observées dans 50% des cas et elles peuvent atteindre $1,4 \text{ mgN.l}^{-1}$ sur les dix premiers kilomètres du secteur modélisé. Il ne s'agit pas d'un effet de dilution puisque, le 19 juin par exemple, le débit est parfaitement stable. Cette chute est explicable, d'une part, par la croissance des producteurs primaires fixés, et d'autre part par l'action des bactéries nitrifiantes piégées dans la matrice périphytique. Il est important de noter que la croissance du phytoplancton et de bactéries dans la colonne d'eau ne permet pas d'expliquer ces chutes (résultats de la simulation NP du Tableau 1), le prélèvement d'éléments nutritifs pour la seule croissance des producteurs primaires benthiques (résultats de la simulation NB du Tableau 1) non plus (Figure 7).

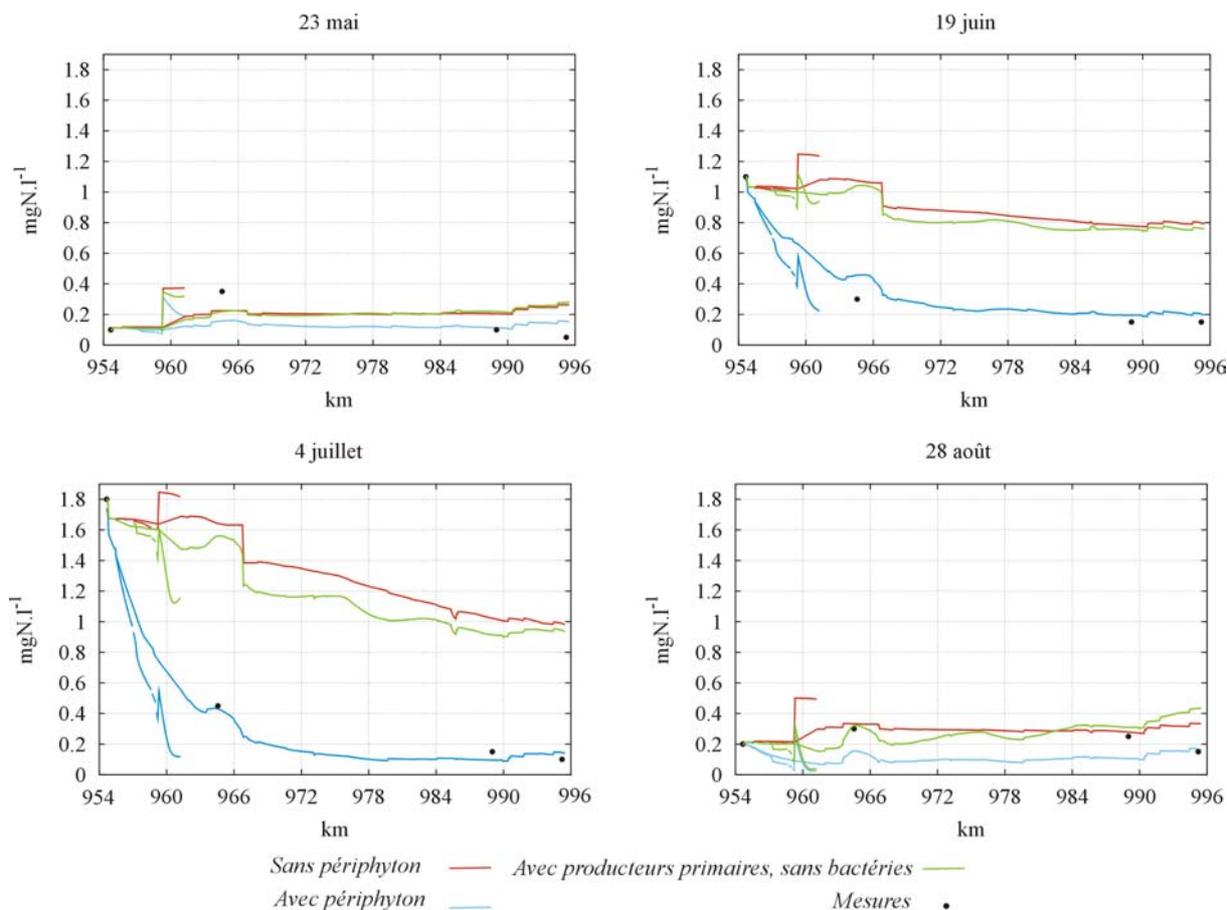


Figure 7 : Validation de la nitrification dans la colonne d'eau. Mise en valeur de la prépondérance de la nitrification benthique. Simulation de référence : « avec périphyton » ; NP : « sans périphyton » ; NB : « avec producteurs primaires, sans bactéries ».

Le modèle est donc capable de représenter les fortes nitrifications qui apparaissent à l'amont du système. Par contre, lorsque la condition limite amont en ammonium est relativement faible, autour de $0,2 \text{ mgN.l}^{-1}$ les 6 juin (jour 36) et 28 août (jour 119), les bactéries nitrifiantes sont limitées par les faibles concentrations en ammonium, ce qui explique les faibles variations du profil en long. Les écarts entre simulations et observations au niveau de la STEP de Coulommiers (PK 964,56), pourraient éventuellement être expliqués, dans le cas de faibles variations du profil simulé, par la non prise en compte de la variabilité temporelle des rejets de STEP (Tusseau-Vuillemin et al, 2001).

4. Analyse des flux de carbone

Durant la période de débit stable, du 23 mai au 4 juillet, la biomasse fixée ne cesse de croître (Figure 6). La biomasse fixée sur le fond de l'ensemble du domaine modélisé peut alors varier de $0,5 \text{ tC}$ à $3,3 \text{ tC}$ (Figure 8a). Le périphyton représente donc un stock de carbone important à l'échelle du secteur modélisé. En cas d'arrachage total de ce stock lors d'une crue, où le temps de transit de l'eau devient inférieur à 24 h (Bourlange et al., 2000), le flux de carbone lié au périphyton varierait donc entre $0,5 \text{ tC.j}^{-1}$ et $3,3 \text{ tC.j}^{-1}$ selon le stade de développement du périphyton. Ce flux est largement prédominant devant les apports anthropiques au système (rejets de STEP, rejets domestiques non raccordés...) qui représentent un flux de 130 kgC.j^{-1} .

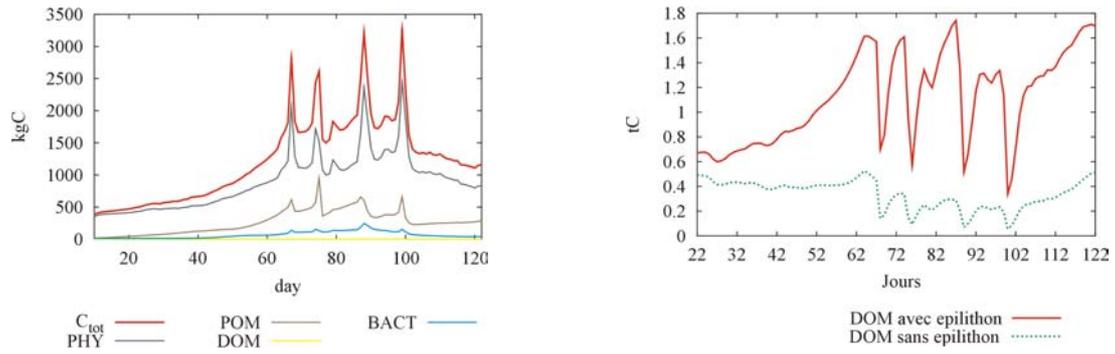


Figure 8 : a) Evolution temporelle de la biomasse totale fixée sur l'ensemble du fond du secteur modélisé. C_{tot} correspond au carbone total composé de PHY (producteurs primaires), POM (matière organique particulaire morte), DOM (matière organique dissoute morte) et de BACT (bactéries hétérotrophes et nitrifiantes). b) Evolution temporelle du carbone organique dissous dans la colonne d'eau de tout le secteur modélisé.

La vision du système, en terme de flux de carbone, varie suivant la période dans laquelle on se trouve : étiage ou crue. La Figure 9 présente ces différences en deux jours particuliers (les 3 et 7 juillet). D'ores et déjà, il est important de noter que, du fait de la croissance permanente du périphyton, il n'existe pas de régime permanent biologique dans un tel système. La Figure 9 ne représente donc pas une « référence » pour le système, mais illustre le comportement du système à un instant donné, ici en l'occurrence à la fin d'une longue période d'étiage de 40 jours (Figure 9a) et durant la première crue qui a suivi (Figure 9b).

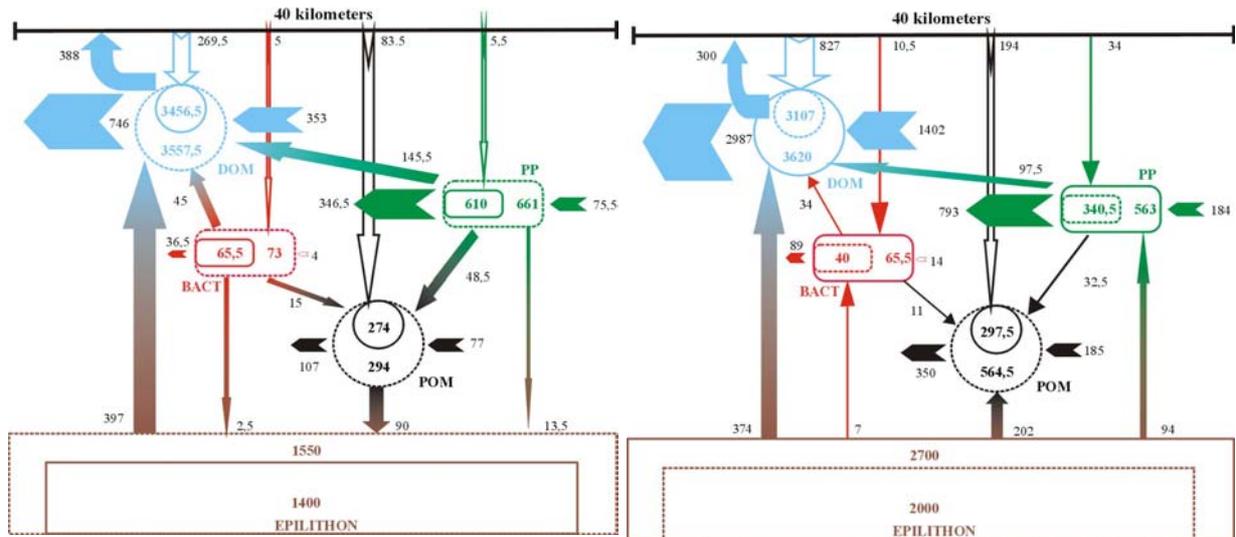


Figure 9 : Bilans journaliers de carbone sur l'ensemble du secteur modélisé. Quantification des échanges entre les variables et entre les compartiments : a) pendant l'étiage en régime permanent (le 3 juillet, jour 63) ; b) en période de crue (le 7 juillet, jour 67). Dans les cases sont représentés, en traits pleins, les stocks initiaux et en pointillés les stocks finaux exprimés en kgC. Les flèches représentent les flux en kgC.j⁻¹. Les flèches pleines représentent les flux amont et aval, les creuses, les apports anthropiques et des affluents, les bicolores, les flux échangés entre les variables. PP représentent les producteurs primaires.

Concernant la période d'étiage (Figure 9a), il apparaît que l'épilithon (biofilm fixé sur un substrat dur) piège une partie de la matière organique particulaire. Ces pertes sont très importantes du point de vue de la matière organique particulaire morte (MOP) de la colonne d'eau. En effet, le piégeage de cette matière par le périphyton peut atteindre jusqu'à 90 kgC.j⁻¹ alors que les apports ne représentent que 160 kgC.j⁻¹. Cependant, le périphyton est la principale source de matière organique dissoute morte (MOD) pour la colonne d'eau. Ainsi le flux diffusif calculé de MOD du périphyton vers la colonne d'eau est de 400 kgC.j⁻¹ alors que le flux amont et les apports latéraux (affluents et STEP) ne sont respectivement que de 350 et 270 kgC.j⁻¹.

Par contre, en période de crue, la contribution du périphyton aux apports à la colonne d'eau est sensiblement différente (Figure 9b). Les flux de la phase particulaire arrachée sont assez importants et peuvent même, pour la MOP, représenter un flux équivalent (202 kgC.j^{-1}) aux apports amont (185 kgC.j^{-1}) et latéraux (194 kgC.j^{-1}). Par contre, en ce qui concerne la phase dissoute, la contribution du périphyton reste sensiblement la même qu'à l'étiage, soit 375 kgC.j^{-1} , ce qui est faible par rapport aux apports amont et latéraux. Lors de la crue, le flux de MOD exporté peut atteindre 3 tC.j^{-1} , ce qui est supérieur aux apports. Pour comprendre cet effet de chasse de la MOD du système, il est dès lors intéressant de regarder, non plus des situations instantanées du système mais les évolutions temporelles des stocks.

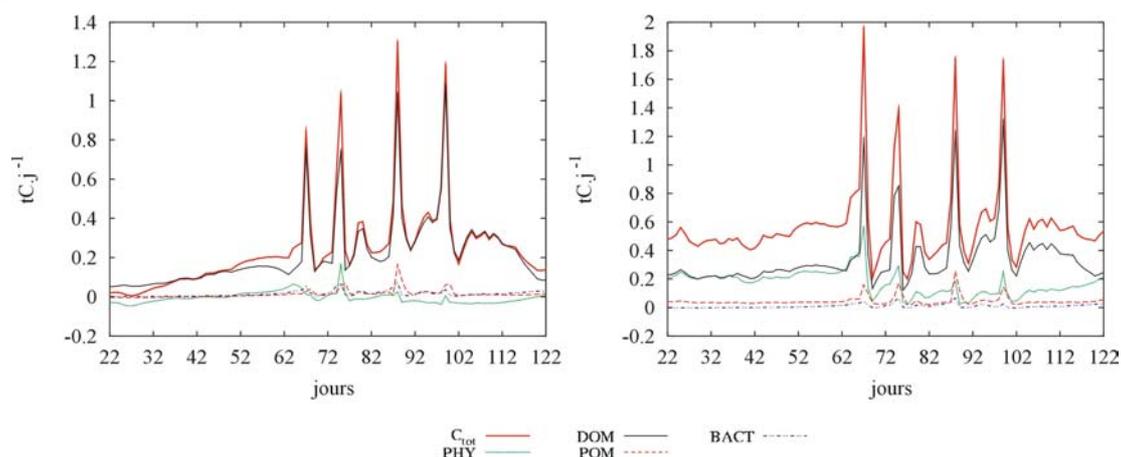


Figure 10 : Evolution temporelle des bilans de carbone, dans la colonne d'eau, à l'échelle du secteur modélisé : a) Différence entre les flux de carbone sortant du secteur, modélisé avec le compartiment périphytique (simulation de référence), et les flux de carbone sortant du secteur, modélisé sans périphyton (simulation NP). Ce graphe représente le carbone lié à la production périphytique ; b) Différence entre les flux exportés à l'exutoire du secteur modélisé avec périphyton moins les flux entrants. Ce graphe représente la production de carbone due à l'ensemble du secteur modélisé. C_{tot} correspond au carbone total composé de PHY (producteurs primaires), POM (matière organique particulaire morte), DOM (matière organique dissoute morte) et de BACT (bactéries hétérotrophes et nitrifiantes). b) Evolution temporelle du carbone organique dissous dans la colonne d'eau de tout le secteur modélisé.

La comparaison entre la simulation de référence et une simulation ne tenant pas compte du périphyton (NP dans Tableau 1), montre une augmentation du flux de MOD exporté à l'aval du système pour une simulation tenant compte du périphyton (Figure 10a). Autrement dit, le périphyton contribue à l'enrichissement de la colonne d'eau en MOD, qui est composée à 37% de matière organique rapidement biodégradable (en moins de 5 jours). Pour expliquer la dynamique de la MOD, il faut considérer l'évolution de la MOD dans la colonne d'eau (Figure 8b). Pour calculer l'évolution du stock de MOD dans la colonne d'eau, nous avons posé comme hypothèse de base que le flux de MOD amont est nul. L'estimation du stock de carbone dans la colonne d'eau n'est donc pas biaisé par les variations temporelles de la condition limite amont. Il apparaît qu'en période de débit stable (jusqu'au jour 67) les producteurs primaires attachés contribuent, à travers la lyse cellulaire, à générer un stock de MOD dans le périphyton. Ensuite, une partie de ce stock contribue à augmenter la concentration en MOD dans la colonne d'eau par diffusion turbulente du périphyton vers la colonne d'eau. Ainsi, le stock de MOD contenu dans la colonne d'eau peut atteindre au jour 66 (6 juillet) $1,7 \text{ tC}$ (Figure 8b) alors que ce stock n'est estimé qu'à $0,5 \text{ tC}$ pour la simulation sans périphyton (NP) qui ne prend en compte que la mortalité du plancton. Le périphyton contribue donc, en régime permanent, à enrichir le système de $1,2 \text{ tC}$ en 40 jours, soit environ de 30 kgC.j^{-1} . Il contribue aussi à accroître considérablement le flux de MOD exporté lors de crues (Figure 10a). En effet, toute la MOD, libérée dans la colonne d'eau par diffusion du périphyton vers la colonne d'eau, va être chassée du système lors des crues où le temps de transit de l'eau passe de 3 à 4 jours à l'étiage à une vingtaine d'heures lors de crues (Bourlange et al., 2000). Ainsi lors des crues, par exemple le 7 juillet (jour 67), on observe une chute brutale du stock de MOD contenu dans la colonne d'eau (Figure 8b) mais aussi un

très fort flux exporté de 1,1 tC lié au périphyton (Figure 10a). Ce flux de 1,1 tC.j⁻¹ est constitué de 440 kgC.j⁻¹ de MOD très rapidement biodégradable, ce qui est largement prédominant devant les apports anthropiques qui ne sont que de 130 kgC.j⁻¹ (MOP et MOD). Lors des crues, on observe donc un effet de chasse de la MOD apportée à la colonne d'eau, en période de débit stable, par diffusion turbulente du périphyton vers la colonne d'eau. Ces exportations de grandes quantités de MOD rapidement biodégradable pourraient expliquer de fortes désoxygénations à l'aval du système.

Pour ce qui est des bilans de carbone à l'échelle du secteur modélisé (Figure 10b), il apparaît qu'en période de débit stable le flux de carbone exporté est relativement constant et voisin de 500 kgC.j⁻¹. Lors des crues, on observe des pics de carbone exporté qui s'expliquent par l'arrachage du périphyton et par l'augmentation des concentrations amont. Le flux d'exportation de producteurs primaires arrachés lors des crues ne dépasse pas 200 kgC.j⁻¹, alors que le flux total de chla exportée peut atteindre 500 kgC.j⁻¹. Le différentiel entre ces deux valeurs s'explique par l'ensemble des processus de croissance dans la colonne d'eau.

5. Conclusion

Un modèle de périphyton a été implémenté dans le logiciel ProSe, qui, dans ses versions initiales, était dédié à l'étude des grands cours d'eau. ProSe peut maintenant être utilisé pour traiter de la biogéochimie d'un continuum fluvial, voire d'un réseau de rivières où les processus sont très hétérogènes : prédominance du benthos dans les cours d'eau à faible hauteur d'eau (secteurs amont ou bras morts non navigués de grands fleuves), prédominance des processus de la colonne d'eau dans les biefs avals.

L'introduction du périphyton dans le schéma conceptuel d'un modèle de simulation du comportement écologique de rivière permet d'aborder l'influence de la morphologie du cours d'eau sur l'anthropisation d'un système. Les ouvrages hydrauliques comme les barrages ou les seuils, ont une influence sur les trois compartiments représentant la rivière (Figure 2) : colonne d'eau, sédiments, périphyton. Au niveau de la colonne d'eau, ces ouvrages vont modifier les temps de séjour de l'eau dans les biefs, et, par conséquent, l'évolution de la croissance phytoplanctonique dans la colonne d'eau. Les barrages créent aussi des zones de ralentissement de l'écoulement favorisant ainsi la sédimentation et l'apparition de couche de vase fluide où la dégradation de la matière organique consomme l'oxygène de la colonne d'eau. Dans la mesure où les ouvrages hydrauliques influencent notablement la hauteur d'eau, ils ont aussi un fort impact sur la croissance périphytique, très sensible à la lumière.

L'extrapolation des campagnes expérimentales réalisées en deux sites sur le compartiment périphytique du Grand Morin a permis de quantifier le rôle joué par le périphyton à l'échelle de quarante kilomètres de rivière très hétérogènes. Une amélioration potentielle du modèle pourrait être la représentation de l'arrachage du biofilm prenant en compte la croissance de la longueur des filaments (Asaeda et Son, 2000). Une meilleure connaissance des bactéries du biofilm renforcerait la validité du modèle. Cependant, nous avons d'ores et déjà clairement montré que le périphyton jouait un rôle majeur dans la biogéochimie des petits cours d'eau amont, à la fois dans le cycle des éléments nutritifs, mais aussi dans le bilan de carbone. En ce qui concerne le cycle des éléments nutritifs et plus particulièrement de l'ammonium, le périphyton est, à la fois un puits puisque les producteurs primaires, support du périphyton, prélèvent de l'ammonium pour leur croissance, mais aussi un lieu de transformation, puisque la plus grande part de la nitrification dans le Grand Morin semble avoir lieu dans la matrice périphytique. En ce qui concerne le bilan de carbone, non seulement le périphyton constitue un stock important de carbone fixé au fond de la rivière, mais il participe aussi à l'enrichissement de la colonne d'eau en matière organique dissoute. Le stock de carbone représentatif du périphyton peut varier sur l'ensemble des 40 kilomètres de rivières entre 0,5 et 3,5 tC. Pour ce qui est de la MOD, la diffusion turbulente entre le périphyton et la colonne d'eau enrichit cette dernière de l'ordre de 30 kgC.j⁻¹ en régime de débit stabilisé. Par contre lors des crues, les flux de carbone exporté en raison de la production périphytique peuvent atteindre, sur la période étudiée, 1,3 tC.j⁻¹ (Figure 10a). Ce flux correspond à la fois à l'arrachage du carbone particulaire du périphyton, mais aussi à la MOD de la colonne d'eau qui est chassée du système par accélération de l'écoulement, MOD qui provient essentiellement de la mortalité des producteurs primaires du périphyton.

6. Bibliographie

- Améziane, T., Garabetian, F., Dalger, D., Sauvage, S., Dauta, A., Capblancq, J. (2002). Epilithic biomass in a large gravel bed river (La Garonne, France) : A manifestation of eutrophication ? *River. Res. Applic.*, 18, 343-354.
- Asaeda, T., Son, D. (2000). Spatial structure and populations of a periphyton community : a model and verification. *Ecological Modelling*, 133, 195-207.
- Biggs, B.J.F, Stokseth, S. (1996). Hydraulic habitat suitability for periphyton in rivers. *Regul. River.*, 12, 251-261.
- Biggs, B.J.F, Close, M. (1989). Periphyton biomass in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater Biology*, 22, 209-231.
- Billen, G., Garnier, J., Hanset, P. (1994a). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks : the Riverstrahler model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, 289, 119-137.
- Billen, G., Garnier, J., Hanset, P. (1994b). Modèle mathématique du développement phytoplanctonique et de la qualité de l'eau dans le réseau hydrographique de la Marne. Rapport technique, Université Libre de Bruxelles, Groupe de Microbiologie des Milieux Aquatiques – Université de Paris VI, Laboratoire de Géologie Appliquée.
- Billen, G., Servais, P. (1989). Modélisation des processus de dégradation bactérienne de la matière organique en milieu aquatique. In *Microorganismes dans les écosystèmes océaniques* (Bianchi et al). Masson Paris. pp 219-245.
- Bourlange, S., Poulin, M., Even, S., Flipo, N. (2000). Modélisation du fonctionnement hydraulique et écologique du Grand Morin. Rapport technique, CIG-ENSMP.
- DeAngelis, D., Moreau, M., Neergaard, D., Mulholland, P., Marzolf, E. (1995). Modelling nutrient-periphyton dynamics in stream: the importance of transient zone storage. *Ecological Modelling*, 80, 149-160.
- Dent, C., Henry, J. (1999). Modelling nutrient-periphyton dynamics in stream with surface-subsurface exchange. *Ecological Modelling*, 122, 97-116.
- Even, S. (1995). Modélisation d'un écosystème fluvial : la Seine. Thèse de doctorat, CIG-ENSMP.
- Even, S, Flipo, N., Poulin, M., Bonniez, S., Keryell, R. (2003). Développements opérationnels des outils de modélisation de la qualité de l'eau dans le bassin de la Seine : ProSe à tubes de courant, version3. Rapport technique, PIREN Seine.
- Even, S., Mouchel, J-M., Servais, P., Le Hir, P., Thouvenin, B., Poulin, M., Garnier, J. (2000). Suspended matter and ecological behaviour of rivers and estuaries. Conceptuel and numerical modelling. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27, 238-241.
- Fischer, H., Pusch, M. (2001). Comparison of bacterial pollution in sediments and epiphyton and the pelagic zone of a lowland river. *Freshwater Biology*, 46, 1335-1348.
- Flipo, N. (2001). Site atelier du Grand Morin : modélisation biogéochimique et étude d'un compartiment benthique, Mémoire du DEA Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatistique et Géochimie, Ecole des Mines de Paris.
- Flipo, N., Even, S., Poulin, M., Vuillemin-Tusseau, M-H., Améziane, T., Dauta, A. (2003). A distributed biofilm model : dynamical biogeochemical fluxes at the river scale. *Ecological Modelling*, submitted.
- Flipo, N., Poulin, M., Even, S., Bourlange, S. (2001). Modélisation du fonctionnement hydraulique et écologique du Grand Morin. Rapport technique, PIREN Seine.
- Garnier, J, Billen, G., Coste, M. (1995). Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in the drainage network of the Seine river : observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.*, 40(4), 750-765.
- Hamilton, S., Tank, J., Raikow, W., Wollheim, B., Peterson, P., Webster, J. (2001). Nitrogen uptake and transformation in a midwestern us stream: A stable isotope enrichment study. *Biogeochemistry*, 54, 297-340.
- Lancelot, C., Veth, C., et Mathot, S. (1991). Modelling ice-edge phytoplankton bloom in the Scotia-Weddell sea sector of the southern ocean during spring 1988. *J. mar. System*, 2, 333-346.

- Poulin, M., Flipo, N., Even, S., Tusseau, M-H., Alfandari, V., Sainte-Laudy, M., Goulette, S., Billen, G., Garnier, J., Bleuse, N., Némery, J., Servais, P. (2002). Le site atelier du Grand Morin. Rapport technique, PIREN Seine.
- Romani, A., Sabater, S. (2000). Influence of algal biomass on extracellular enzyme activity in river biofilms. *Microb. Ecol.*, 41, 16-24.
- Romani, A., Sabater, S. (1999). Epilithic ectoenzyme activity in a nutrient-rich mediterranean river. *Aquat. Sci.*, 61, 122-132.
- Teissier, S., Delmas, F., Améziane, T., Beuffe, H., Dalger, D., Dauta, A., Garabétian, F., Sauvage, S., Torre, M., Vervier, P. (1999). Evaluation de la capacité d'assimilation de l'hydrosystème Garonne à l'étiage – Contribution à sa modélisation hydroécologique. Rapport technique, GIS ECOBAG. 88p.
- Tusseau-Vuillemin, M-H., Sainte-Laudy, M., Goulette, S., Servais, P., Mouchel, J-M. (2001). Diversité des rejets de station d'épuration. Leçons d'un petit bassin versant rural. Rapport technique, PIREN Seine.
- Wetzel R.G. (1983). Opening Remarks. In R.G. Wetzel (eds). *Periphyton of Freshwater Ecosystems*. Dr W.Junk Publishers, 3-4.
- Williamson, R., Cooke, J. (1985). The effect of storms on nitrification rates in a small stream. *Wat. Res.*, 19(4), 435-440.