

Le site atelier du Grand Morin

Michel Poulin¹, Nicolas Flipo¹, Stéphanie Even¹, Marie-Hélène Tusseau², Virginie Alfandari², Marie Sainte-Laudy², Séverine Goulette², Gilles Billen³, Josette Garnier³, Nicolas Bleuse³, Julien Némery³, Pierre Servais⁴

¹*CIG, ENSMP, 35 Rue saint Honoré, 77305 Fontainebleau*

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

³*UMR Sisyphe 7619, Univ. P. Et M. Curie, Boîte 123, 4 Place Jussieu, 77005 Paris*

⁴*ESA, Univ. Libre de Bruxelles, 221 Bd. Du Triomphe, 1050 Bruxelles*

Sommaire

Introduction	2
1. Présentation du Grand Morin	3
2. Modélisation du comportement hydraulique de la rivière.....	4
3. Inventaire et caractérisation des apports domestiques.....	11
3.1. Estimation des apports ponctuels.....	11
3.1.1 Méthodologie de mesure (STEP ayant fait l'objet de prélèvements).....	12
3.1.2 Résultats, variabilité des flux spécifiques.....	13
3.1.3 Estimation des apports non mesurés.....	14
3.2. Estimation des apports diffus	14
4. Les apports d'origine agricole.....	16
4.1. Le phosphore	16
4.2. L'azote.....	18
4.2.1 Apports diffus.....	18
4.2.2 Apports ponctuels.....	26
4.2.3 Bilan d'azote.....	26
5. Modélisation du fonctionnement écologique du Grand Morin	27
5.1. Campagnes de terrain 2000-2001	27
5.1.1 Importance du compartiment périphytique.....	28
5.1.2 Protocole expérimental.....	29
5.1.3 Signification des variables chl _a , AFDM et AI	30
5.1.4 Résultats expérimentaux.....	30
5.2. Evolutions du modèle conceptuel.....	33
5.2.1 Modèle RIVE pour la colonne d'eau.....	33
5.2.2 Les compartiments benthiques	34
5.3. Applications de ProSe	37
5.3.1 Impact des STEP sur le Grand Morin.....	38
5.3.2 Contribution du périphyton au fonctionnement écologique de la rivière	41
5.4. Modélisation du réseau hydrographique du Grand Morin à l'aide de SENEQUE.....	46
Conclusion.....	52
Bibliographie.....	54

Introduction

Dans le cadre du programme de recherche PIREN Seine, le fonctionnement hydraulique et écologique de la Seine et de ses principaux affluents a 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, lesquelles couvrent plus de 80% de la surface totale du bassin versant de la Seine. L'objectif que nous nous étions fixé était d'appréhender les impacts des activités agricole et industrielle et de la pollution domestique sur les petites rivières et, partant, des têtes de bassin sur les secteurs aval des cours d'eau navigables. C'est donc bien dans le cadre de l'étude du fonctionnement global du réseau hydrographique de la Seine que se situe ce travail relatif au Grand Morin.

Le Grand Morin, affluent de la Marne, a été choisi comme site atelier. En effet cette rivière, qui se jette dans la Marne sur les marges de l'agglomération parisienne, non loin de nos différents laboratoires, permet d'aborder plusieurs thèmes de recherche spécifiques de ce type de milieu :

- présence de seuils et de mouilles naturels : impact d'ouvrages, seuils et moulins, sur les comportements hydraulique et écologique de la rivière,
- inventaire et caractérisation des apports domestiques ponctuels et diffus en milieu rural,
- apports et devenir de la matière organique d'origines allochtone et autochtone, minéralisation de cette matière organique et recyclage des éléments nutritifs,
- transport des matières en suspension suivant une succession de bassins versants depuis un bassin de tête, le bassin du Mélarchez, jusqu'à la confluence Marne-Seine,
- caractérisation et pré-inventaire des peuplements végétaux d'un affluent type d'ordre 4-5, hiérarchisation des compartiments biologiques, phytoplancton, périphyton, macrophytes.

D'autre part, une modélisation de la contamination nitrique du bassin versant du Grand Morin a été réalisée. Ce travail concernant un bassin versant d'une surface égale à 10% de celui de la Marne est à rapprocher avec les résultats décrits dans les rapports relatifs à l'ensemble du bassin de la Marne (Billen et al., 2002) et de la Seine (Gomez et al., 2002).

Les travaux relatifs aux matières en suspension ne sont pas décrits ici. Ils font l'objet d'un rapport spécifique (Mouchel et al., 2002)

1. Présentation du Grand Morin

Le Grand Morin est un affluent de la rive gauche de la Marne, dans laquelle il se jette en aval de Meaux, à 40 km à l'est de Paris. Il prend sa source au Nord de Sézanne et traverse successivement les agglomérations d'Esternay, de la Ferté Gaucher, Coulommiers, Crécy-la-Chapelle, Saint Germain sur Morin et Esbly. Sa longueur totale est de 113 km. Sa source est située à l'altitude 187 mNGF, l'exutoire dans la Marne étant à l'altitude 44 mNGF.

Son bassin versant s'étend sur 1193 km², soit environ 1/10ème du bassin de la Marne. Il appartient entièrement à la Brie française (qui est délimitée au nord par le Petit Morin et au sud par la Seine). Son affluent principal, l'Aubetin, est long de 62 km, et draine un bassin versant de 269 km². De nombreuses autres rivières de plus petite taille se jettent dans le Grand Morin, dont la plus importante est l'Orgeval (bassin de 104 km²). Le bassin est constitué d'un plateau incliné vers l'ouest (altitudes moyennes de 230 mNGF à l'Est et de 130 mNGF à l'ouest). Les pentes sont le plus souvent inférieures à 5%. Le Grand Morin s'encaisse d'une vingtaine de mètres dans sa partie amont, puis de 50 mètres à partir d'Esternay, et enfin de 70 mètres à partir de Meilleray. Cet encaissement ménage, tout au long de la vallée, des versants de plus forte pente (10 à 20%), fréquemment boisés (Penven et al., 1998). Ce plateau est utilisé en majeure partie pour la culture et l'élevage (Figure 1).

Le bassin du Grand Morin est affecté par un climat océanique dégradé, subissant l'influence semi-continentale de l'Est de la France. Les températures sont plutôt douces (moyenne 11°C, minimum 4°C, maximum 19°C), la pluviométrie moyenne calculée sur la période 1950-1990 est de 678 mm.

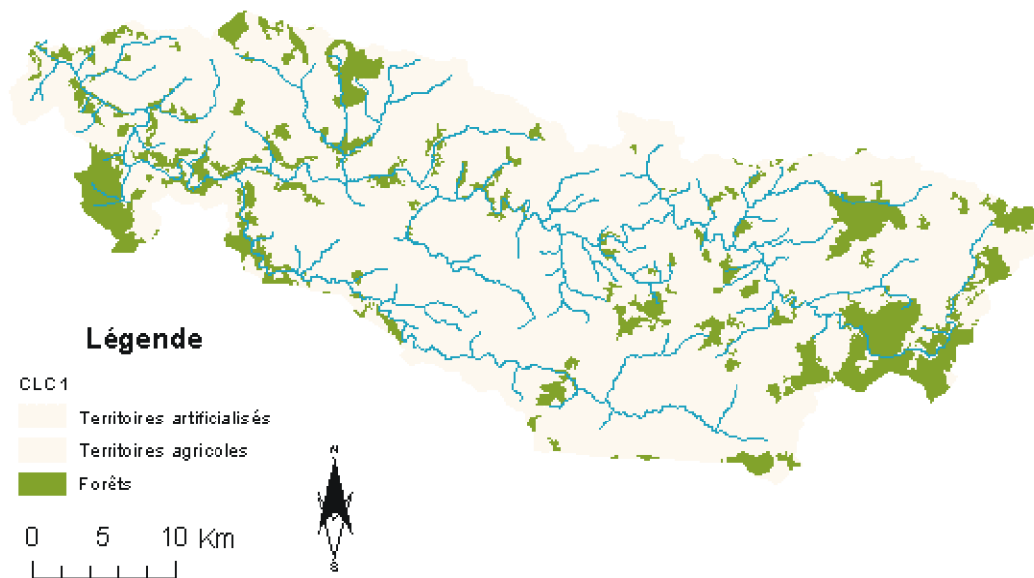


Figure 1: Le bassin versant du Grand Morin est essentiellement agricole

2. Modélisation du comportement hydraulique de la rivière

Le comportement hydraulique du Grand Morin a été étudié sur les cinquante derniers kilomètres de son linéaire (Figure 2) à l'aide du logiciel ProSe (Even S., 1995).

Domaine d'étude

Le secteur modélisé est représenté en bleu épais sur la Figure 2. Les principales singularités du domaine sont indiquées sur la Figure 3. 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 diffluentes 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, 2000), en état variable de conservation. La géométrie de la rivière et des barrages a été mise en place 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 $23 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Caractéristiques hydrologiques

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 $80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, ce qui représente une amplitude très large de variation du débit. Le débit annuel moyen (moyenne des 29 valeurs de débit annuel) est de $5,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (avec un écart type de $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); le débit minimum annuel moyen (moyenne des 29 débits minimums annuels) est de $2,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (écart type de $0,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Enfin, le débit de $23 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, au-delà duquel les vannes des différents ouvrages sont ouvertes, est dépassé en moyenne 9,5 jours par an.

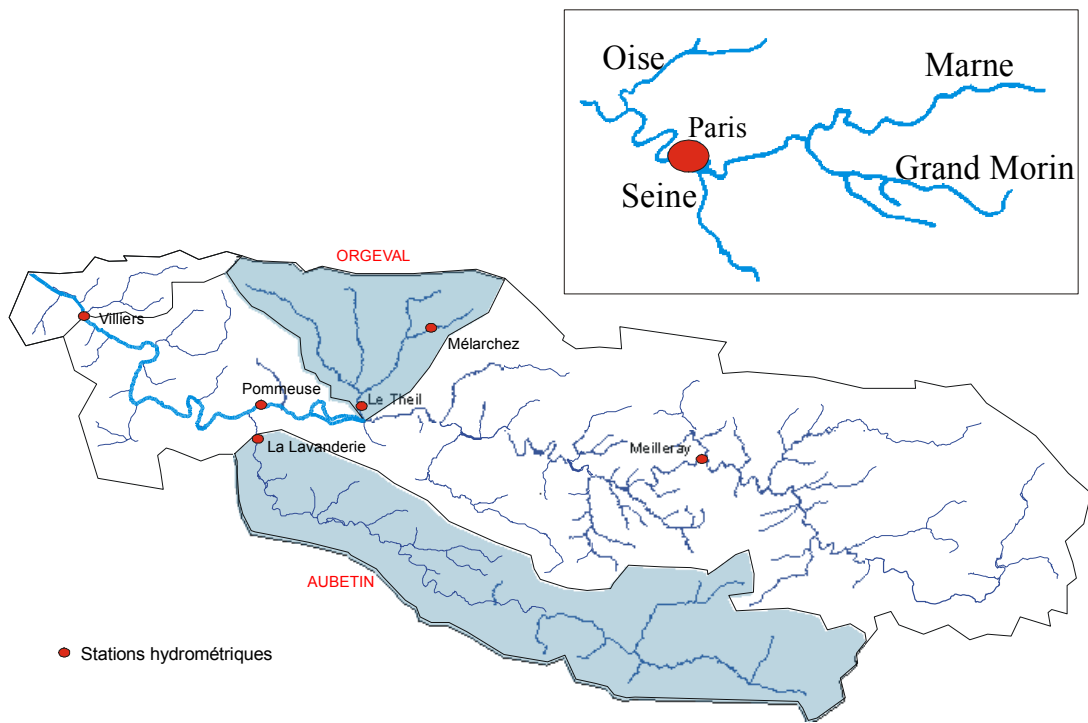


Figure 2 : Bassin versant du Grand Morin et réseau de drainage. Le secteur aval modélisé dans la présente étude est représenté en bleu plus épais. L'encart en haut à droite de la figure situe le Grand Morin dans le bassin parisien.

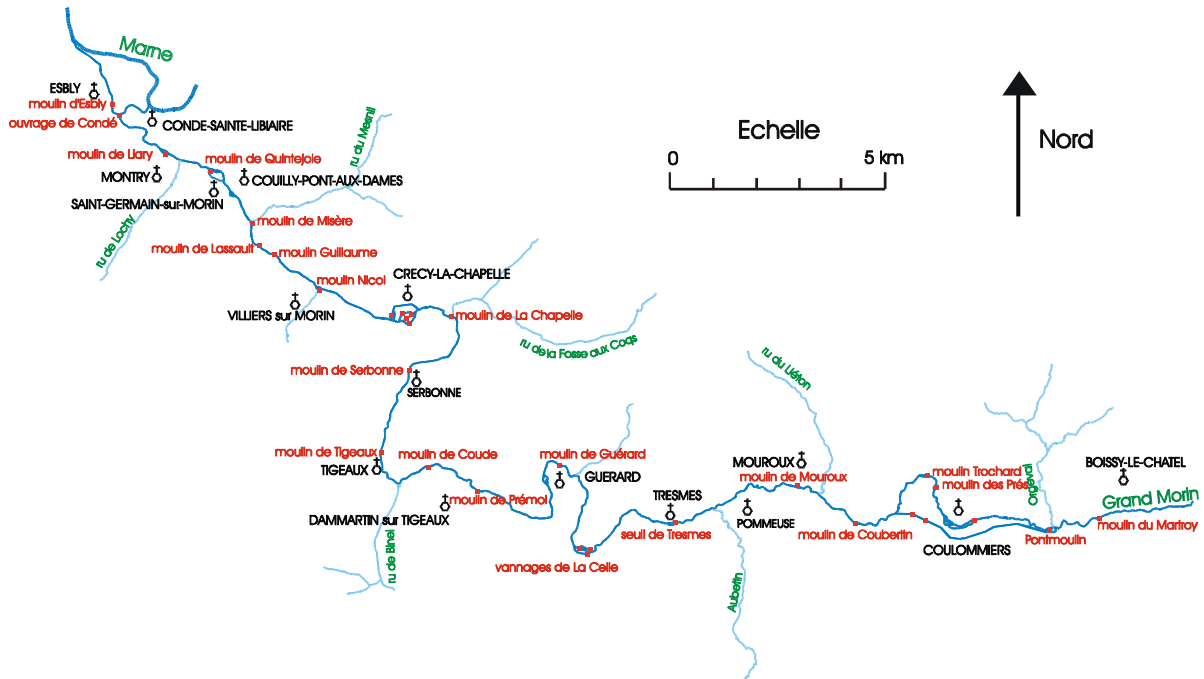


Figure 3 : Secteur du Grand Morin modélisé. Les ouvrages (barrages et seuils) sont indiqués en rouge, les affluents en vert, les noms de villes en noir.

Le modèle ProSe : schématisation du cours d'eau

Le cours d'eau est composé d'une succession de biefs où s'appliquent les équations de Saint Venant et de points singuliers où des conditions particulières contraignent l'écoulement (un barrage par exemple). Les biefs sont à leur tour divisés en mailles par l'utilisateur (Figure 4). La résolution numérique s'effectue sur ces mailles.

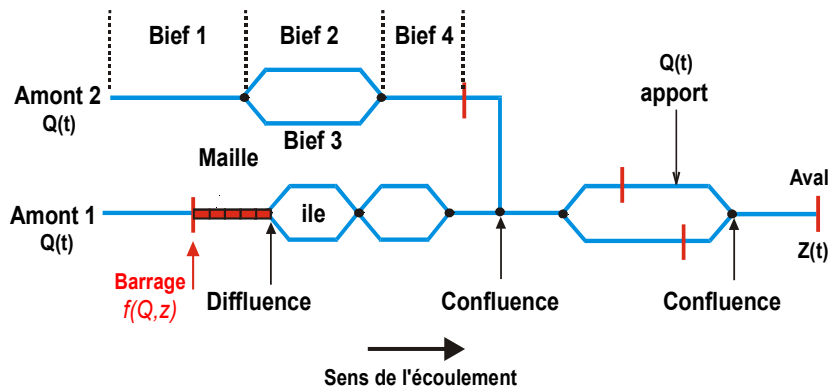


Figure 4 : Schématisation d'une rivière pour PROSE

Le long du domaine d'étude de la rivière, il est nécessaire de disposer de profils en travers décrivant la forme du lit mineur et de la description des ouvrages. L'utilisateur peut également caractériser les apports intermédiaires diffus (nappes) ou ponctuels (affluents, rejets,...).

Simulation du comportement hydraulique du Grand Morin

Pour effectuer une simulation hydraulique, il faut disposer des conditions aux limites de débit à l'amont du modèle et pour tous les affluents représentés. Tous ces débits ont été estimés par rapport au débit à Pommese grâce à une relation simple : $Q_{af} = \left(\frac{S_{af}}{S_{Po}} \right)^\alpha Q_{Po}$, où Q_{Po} est le débit à Pommese,

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.

Pour les simulations on adopte une valeur du coefficient de Strickler de 20, valeur courante (Cunge, 1986) pour une petite rivière de ce type. Seul le lit mineur est décrit, ce qui impose de réaliser des simulations pour des débits inférieurs ou égaux au débit de plein bord de la rivière.

Notons que tous les résultats représentés sur les figures qui suivent correspondent au parcours le plus long qui débute à Pontmoulin, 300 m en amont du confluent de l'Orgeval avec le Grand Morin, et s'achève au confluent avec la Marne à Condé, en passant par le bras de Coulommiers (bras droit).

Simulations tous barrages fermés

Pour des débits inférieurs à $23 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, les simulations sont réalisées avec les barrages fermés (Figure 5). La surface libre du Grand Morin suit un profil en long en escalier. Chaque marche de l'escalier correspond au passage d'un barrage, la chute d'eau pouvant dépasser 2 m. Ainsi, le régime hydraulique de la rivière est presque entièrement régi par la présence des ouvrages. Sur quelques secteurs de la rivière la cote de l'eau est déterminée par le fond. C'est le cas aux points kilométriques 959 et 966. Il s'agit de zones de rapides, présentes dans la rivière à des endroits où d'anciens ouvrages ont été détruits (moulins de Trochard et de Pommeuse). L'augmentation du débit imposé se traduit naturellement par une augmentation des cotes d'eau tout le long de la rivière. Les barrages n'ont cependant pas tous le même comportement : pour certains, l'augmentation du débit n'entraîne qu'une très faible augmentation de la lame d'eau au-dessus du barrage (c'est le cas du moulin de Prémol au Pk 977, qui possède un déversoir de 115 m de longueur, ce qui explique la très faible réponse de la lame d'eau aux variations de débit), alors que d'autres barrages présentent au contraire une importante augmentation de la lame d'eau avec le débit (La Celle sur Morin au Pk 971).

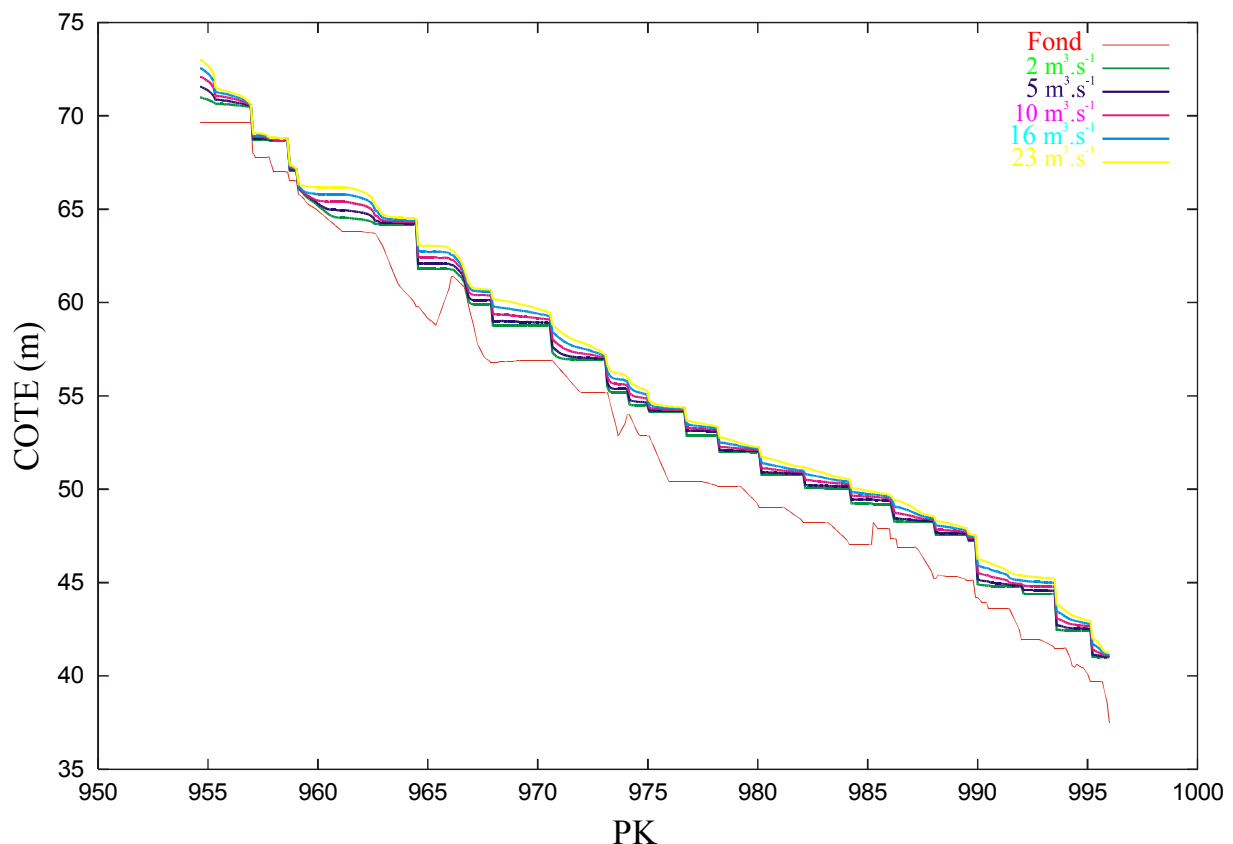


Figure 5 : Profils en long calculés du Grand Morin (Bourlange, 2000)

Ouverture des barrages

Lorsque la cote à Pommeuse dépasse 1,6 m (débit de $23 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), la consigne est donnée aux propriétaires de barrages d'ouvrir les vannes qui peuvent être manœuvrées afin de limiter les niveaux de crue. Nous avons réalisé deux simulations hydrauliques pour le débit de $23 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ barrages ouverts puis fermés (Figure 6). L'ouverture des barrages se traduit sans surprise par un abaissement de la cote de l'eau en amont des barrages ouverts. L'abaissement du niveau de l'eau en amont de Mouroux (Pk 964) est de 1,3 m. Cette valeur élevée s'explique par le fait que ce barrage est très récent et constitué d'une très grande porte à vérins qui peut se rabattre jusqu'au fond du lit. Au niveau de la ville de Crécy, l'ouverture des barrages se traduit par un abaissement de 0,4 m.

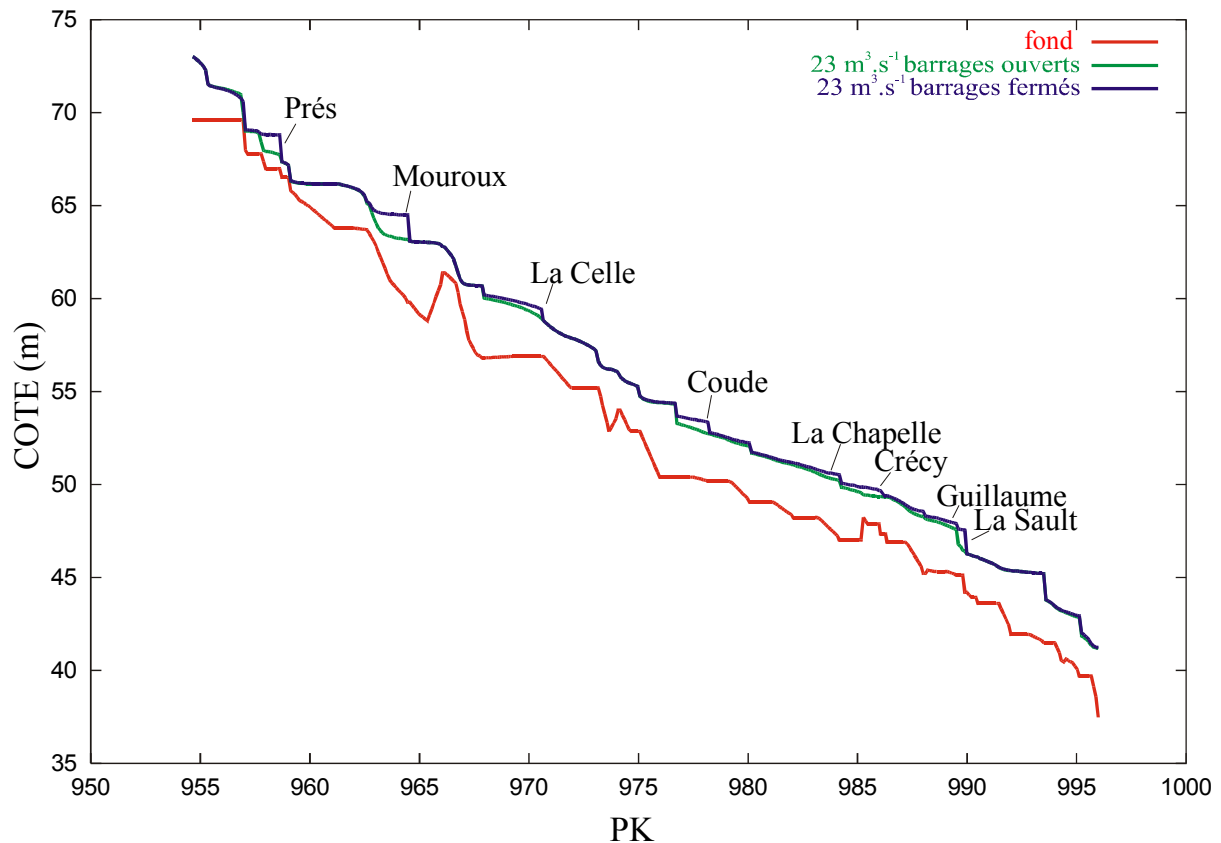


Figure 6 : Profils en long calculés du Grand Morin pour un débit de $23 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à Pommeuse (Bourlange, 2000)

Evolution du temps de séjour en fonction du débit

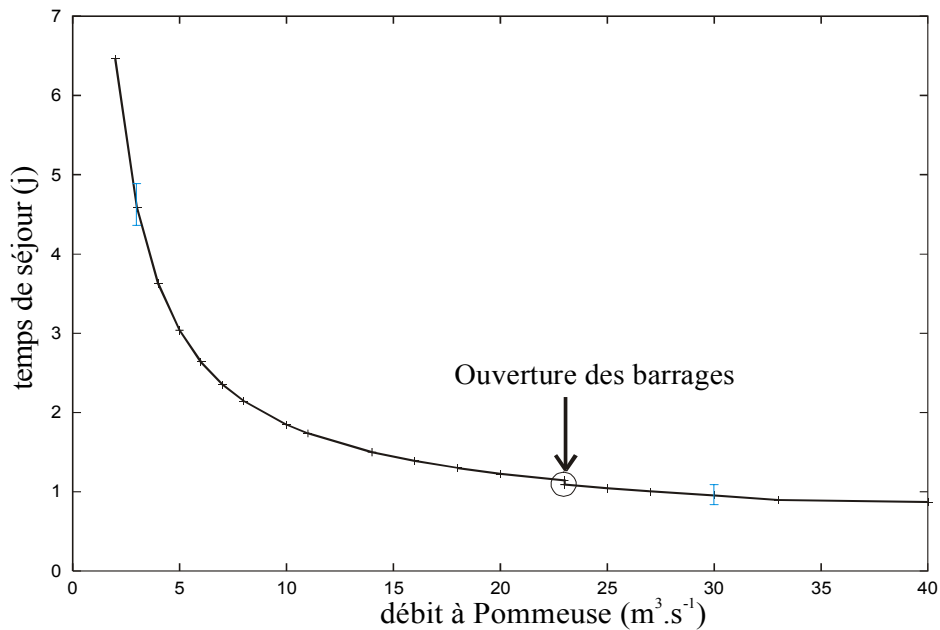


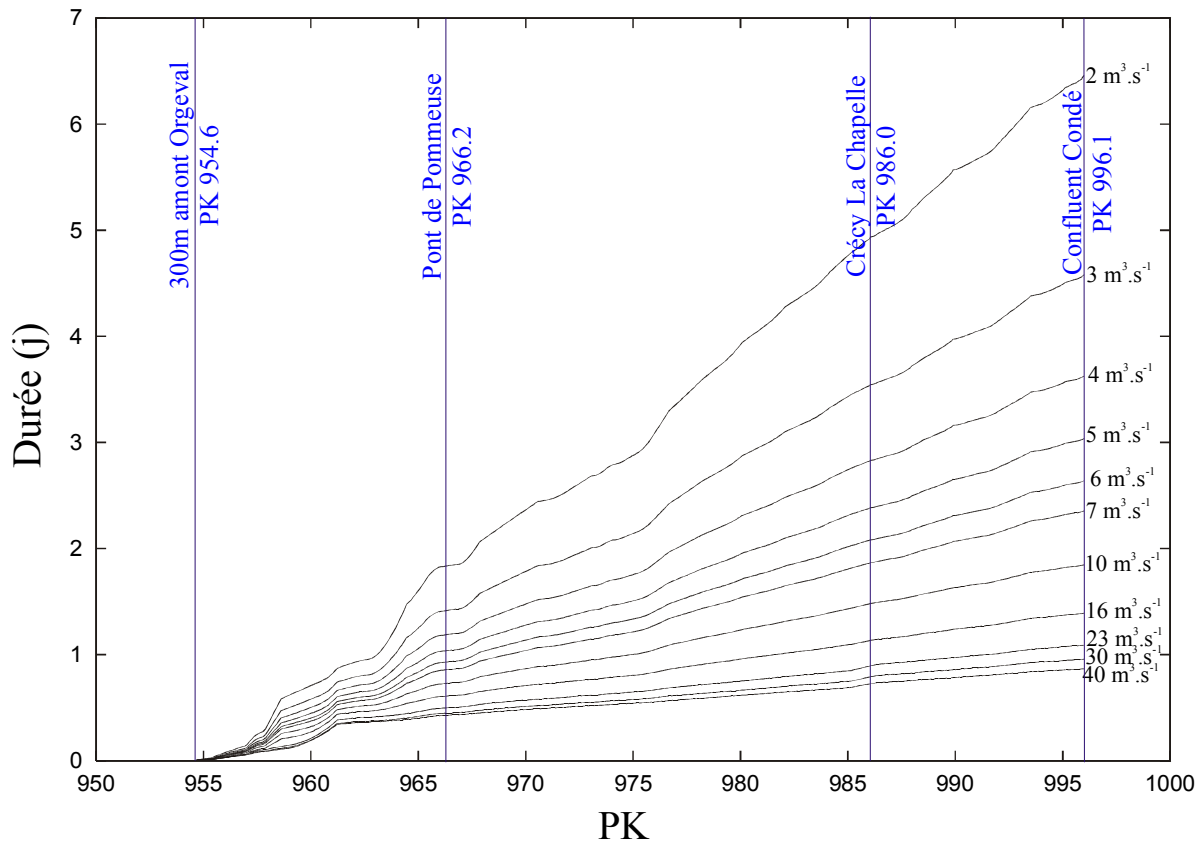
Figure 7 : Temps de séjour calculé de l'eau (en jours) de Pontmoulin à la confluence de Condé, sont représentés en bleu les temps de séjour obtenus pour des Strickler de 15 et de 25 (les valeurs de Strickler plus faibles correspondent à des temps de séjour plus élevés). (Bourlange, 2000)

Ces calculs hydrauliques étant effectués il est possible d'estimer les temps de séjour de l'eau dans le cours d'eau. La Figure 7 présente le temps de séjour dans le secteur modélisé en fonction du débit à Pommeuse. Les temps de séjour calculés pour des débits élevés correspondent à des valeurs par défaut, les débordements dans le lit majeur n'étant pas simulés ici. Le temps de séjour diminue quand le débit augmente, la courbe obtenue (Figure 7) ayant une allure classique. A faible débit, une augmentation du débit entraîne une diminution plus forte du temps de séjour qu'à fort débit. A $2m^3 \cdot s^{-1}$, le temps de séjour est de 6,46 j, mais il n'est plus que de 1,85 j à $10 m^3 \cdot s^{-1}$. L'ouverture des barrages, induit une diminution du temps de séjour de 5% (soit un peu plus d'une heure).

Afin d'avoir une idée de l'influence de l'incertitude que nous avons sur la valeur du coefficient de Strickler k , quant aux valeurs calculées des temps de séjour, quatre autres simulations, en faisant varier k , ont été effectuées. Les points correspondants à ce test de sensibilité sont représentés sur la Figure 7. L'influence du coefficient de Strickler n'est donc pas négligeable quant à la détermination des temps de séjour de l'eau. L'effet du coefficient de Strickler est plus sensible en situation de débit élevé, car l'influence du frottement sur le lit est alors prépondérante devant celle des barrages. Un calage plus précis des coefficients de Strickler sur le secteur pourrait être réalisé à partir de l'interprétation de traçages pour améliorer la précision du calcul des temps de séjour de l'eau.

Temps de transit de l'eau en rivière

Une façon un peu plus détaillée de regarder les résultats en terme de temps de séjour de l'eau consiste à représenter le temps mis par l'eau pour arriver d'un point à une autre du système. La Figure 8 permet d'estimer un tel temps de parcours pour toute valeur du débit par interpolation.



3.1.1 Méthodologie de mesure (STEP ayant fait l'objet de prélèvements)

Les prélèvements ont été effectués au moyen de préleveurs automatisés et réfrigérés, permettant la conservation des échantillons moyens pendant 24h, en entrée et en sortie des installations. Tous les échantillons ont été filtrés sur place, puis rapportés au laboratoire pour analyse ; Les mesures physico-chimiques classiques ont été effectuées, soit DBO₅, DCO, MES, NH₄, NO₂, NO₃, PO₄, COT, COD, COP, ainsi que le fractionnement biologique sur 45 jours en carbone organique biodégradable et réfractaire, dans les phases dissoute et particulaire (CODB, COPB, CODR, COPR). Sur quelques échantillons, des mesures de carbone organique rapidement biodégradable ont été réalisées. D'autre part, des comptages de bactéries hétérotrophes ont été effectués sur quelques points. Certaines mesures ont été doublés par le SATESE de Seine et Marne qui effectuait sa tournée annuelle. Nous avons également pu obtenir des informations sur le débit réel transitant le jour de la mesure.

Le Tableau 2 reprend la liste des stations d'épuration du secteur (symbolisées par des étoiles sur la Figure 9), en précisant celles qui ont fait l'objet de mesures.

Tableau 2 : Stations d'épuration sur le secteur du Grand Morin modélisé par ProSe.

* estimation des populations raccordées à l'aide de LAURIF (1996).

Commune	Capacité (e.h.)	Population Raccordée*	Traitement	Rejet	Réseau (km)	% unitaire	Nombre de Mesures
Pierre Levée	2 000	212	B.A. A.P.	Rognon	2,2	0	1
Aulnoy Fourchau	60	48	Lagunage naturel	Rognon	0,4	100	
Aulnoy Villers	12	60	Lagunage naturel	Rognon	0,6	0	1
Coulommiers I	12 500	4125	Lit Bactérien	Grand Morin	53,5	0	3
Coulommiers II	12 500	4125	B.A. A.P.	Grand Morin	53,5	0	3
Mouroux	1 500	750	B.A. A.P.	Grand Morin	13	65	1
Pommeuse	2 400	840	B.A. A.P.	Grand Morin	40	44	
Guérard	2 000	770	B.A. A.P.	Grand Morin	12,5	0	1
Mortcerf	1 300	663	B.A. A.P.	Grand Morin	6,7	8	
Dammartin	1 000	510	B.A. A.P.	Ru du Binel		0	
Maisoncelle	800	416	B.A. A.P.		5	0	
Vaucourtois	200	150	Lagunage naturel	Mesnil		100	
Coulommies	530	201	B.A. A.P.				
Bouleurs	1 000	600	B.A. A.P.		6,8	0	1
Villiers	1 500	2400	B.A. A.P.	Aubetin		100	
Couilly	15 000	7200	B.A. A.P.				1
Montry	2 350	1700	Lit bact. forte ch.				
Esbly	5 000		B.A. A.P.	Marne	23,2	10	4

3.1.2 Résultats, variabilité des flux spécifiques.

Les résultats bruts des mesures en sortie des stations d'épuration sont récapitulés dans le Tableau 3 qui indique les flux mesurés en sortie des stations pour chacun des paramètres.

Tableau 3 : Flux mesurés en sortie de station d'épuration et utilisés par le modèle.

	Débit (m ³ /jour)	CODB (gC/jour)	COPB (gC/jour)	COPR (gC/jour)	N-NH ₄ (gN/jour)	N-NO ₂ (gN/jour)	N-NO ₃ (gN/jour)	P-PO ₄ (gP/jour)
Aulnoy	10	78	403	110	320	7	10	8
PL	150	457	1 531	915	600	76	1 125	150
Couilly	2 433	8 419	163	3 820	14 598	73	1 216	4 258
Bouleurs	130	2 107	6 228	2 795	4 160	0	1 690	416
Guérard	136	627	137	218	150	23	136	422
Mouroux	500	3 006	675	1 550	15 000	15	250	2 500
Coul. BA.	1 370	11 201	0	5 069	60 280	1 370	4 110	7 535
Coul. BA.	1 370	9 993	0	3 503	35 620	2 740	4 110	4 795
Coul. BA.	1 370	8 821	0	2 970	34 250	4 110	4 110	4 384
Coul. LB	1 400	12 092	0	10 640	29 400	4 060	26 600	10 220
Coul. LB	1 400	11 051	2 353	4 367	8 400	1 456	30 800	6 580
Coul. LB	1 400	8 899	6 930	3 710	8 400	1 400	30 800	6 580
Esbly	1 007	5 136	1 611	4 431	31 217	181	1 007	1 007
Esbly	1 025	5 125	1 640	5 330	31 775	133	1 025	871
Esbly	1 008	4 435	1 814	4 738	30 240	81	1 008	958
Esbly	870	2 349	2 436	1 044	2 958	87	435	3 132

Les flux de matière parvenant à la rivière sont fournis essentiellement par les stations de Coulommiers et Couilly (respectivement 25 000 et 15 000 équivalents habitants).

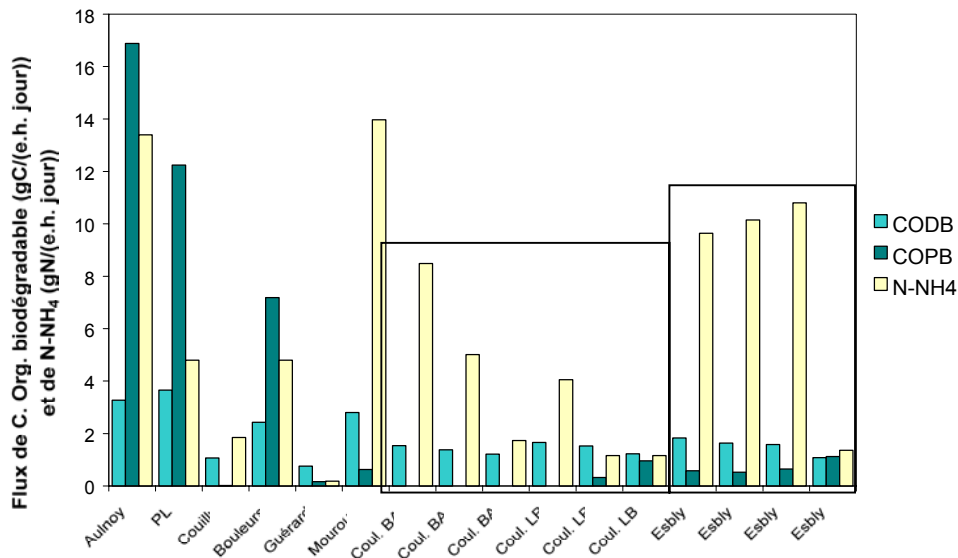


Figure 10 : Flux spécifiques de carbone organique biodégradable dissous et particulaire (en gC/(e.h. jour)) et d'ammoniaque (en gN-NH₄/(e.h. jour)). Les répliqués sur un même site sont encadrés.

La Figure 10 compare des flux spécifiques de carbone organique biodégradable et d'ammoniaque obtenus pour des installations différentes, ou pour différents prélèvements sur un même site. Les flux spécifiques d'azote sont les plus variables (moyenne = 4,8 gN-NH₄/(e.h. jour), écart-type = 4,6 gN-NH₄/(e.h. jour)). C'est en effet l'efficacité du traitement de l'azote qui est la première affectée en cas de dysfonctionnement des installations (limitant par exemple la puissance d'aération) ou de variation brutale de la qualité de l'effluent (par exemple, temps de pluie). A titre

d'exemple, on notera les fortes variations du flux spécifique d'ammoniaque observées à Esbly, du fait de la panne de l'une des brosses d'aération pendant les trois premières mesures.

Les flux spécifiques de carbone biodégradable sont normalement moins sensibles aux dysfonctionnements passagers, mais on voit que les flux spécifiques de COPB varient aussi fortement (moyenne = 2,3 gC/(e.h. jour); écart-type = 4,5 gC/(e.h. jour)). Les fortes valeurs observées proviennent du lagunage (prolifération phytoplanctonique) et de deux stations à la décantation approximative. En revanche, les flux spécifiques de CODB sont remarquablement stables (moyenne = 1,7 gC/(e.h. jour), écart-type = 0,8 gC/(e.h. jour)).

3.1.3 Estimation des apports non mesurés

C'est à partir des flux spécifiques estimés pour chaque paramètre qu'ont été estimés les apports par les stations d'épuration qui n'ont pu être échantillonnées lors des campagnes de mesure. Les valeurs élevées d'ammoniaque relevées sur la station d'Esbly lors de la panne du système d'aération n'ont pas été prise en compte. Il convient cependant de garder en mémoire la variabilité potentielle des rejets d'ammoniaque.

Tableau 4 : Flux spécifiques moyens estimés à partir des mesures, exprimés par e.h. et par jour.

(N=15)	Débit (m ³)	CODB (gC)	COPB (gC)	COPR (gC)	N-NH ₄ (gN)	N-NO ₂ (gN)	N-NO ₃ (gN)	P-PO ₄ (gP)
Moyenne	390	1,7	2,3	1,68	4,8	0,14	1,2	0,66
Ecart-type	260	0,8	4,5	1,9	4,6	0,17	2,2	0,55

Ces flux spécifiques sont ensuite multipliés par la capacité des stations d'épuration exprimée en e.h.

Tableau 2). L'écart-type permet éventuellement d'effectuer une analyse de la sensibilité du modèle à cette extrapolation.

La matière organique biodégradable particulière est répartie dans le modèle en deux phases à proportions égales : rapidement biodégradable et lentement biodégradable. Par contre, la matière organique biodégradable dissoute est considérée comme étant uniquement lentement biodégradable.

3.2. Estimation des apports diffus

L'estimation des flux domestiques non raccordés est sans doute celle qui pose le plus de problèmes car il est très difficile de les caractériser, la qualité de l'épuration individuelle présentant une variabilité extrême. Ces flux ont donc été regroupés et reportés vers les affluents ou au droit des agglomérations situées sur le cours de la rivière.

Pour estimer ces flux domestiques « non raccordés », la moyenne des concentrations des effluents d'entrée dans les STEP échantillonnées par le CEMAGREF durant la campagne 2000 a été utilisée (Flipo et al., 2000). Pour obtenir des flux, nous avons supposé qu'un habitant rejette 200 litres d'eaux usées par jour. Nous avons ensuite appliqué aux flux ainsi calculés les hypothèses suivantes :

- Toute la phase particulière du carbone ainsi que les matières en suspension (MES) sont éliminées par l'épuration individuelle ou par les fossés dans lesquels se déversent les rejets des habitations.
- La phase dissoute du carbone est abattue arbitrairement de 75%.
- Les nitrates d'origine essentiellement agricole sont apportés par les affluents.

Pour l'Orgeval, les phosphates et les nitrates ont été estimés à l'aide des chroniques du CEMAGREF au Theil (Ferry, 1996), puis traduites en valeurs par habitant et par jour après soustraction des apports des STEP d'Aulnoy et de Pierre-Levée. Ces flux ont ensuite été appliqués à tous les rejets domestiques soit finalement :

- Pour les phosphates caractéristiques des effluents domestiques : 1,08 gP-PO₄.hab⁻¹.j⁻¹
- Pour l'ammonium : 1,33 mgN-NH₄.hab⁻¹.j⁻¹

Remarque : pour l'ammonium, nous avons comparé les flux donnés par la moyenne des effluents de STEP en prenant $200 \text{ l. hab}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ et les mesures au Theil, à l'exutoire de l'Orgeval. Il ressort de cette comparaison un abattement d'un facteur 4 à 6 du flux d'ammonium à l'exutoire. Le temps de parcours de l'eau étant trop faible sur l'Orgeval pour permettre une nitrification de l'ammonium, il est possible qu'une biomasse importante de périphyton (observé sur le terrain) abatte cette pollution. La même démarche nous a également conduit à estimer un coefficient d'abattement pour le carbone organique dissous.

4. Les apports d'origine agricole

4.1. Le phosphore

Les apports de phosphore par l'agriculture empruntent des voies complexes desquelles il faut quantifier la fraction réellement apportée aux rivières. Dans les bassins agricoles, l'érosion des sols est évidemment une source importante des apports diffus en phosphore. Les apports de phosphore dans les bassins dominés par l'élevage doivent être aussi pris en compte. Cette étude sur le phosphore, présentée à l'échelle du grand Morin est issu d'un travail de thèse en cours qui appréhende cette problématique à l'échelle du bassin de la Seine (Némery, 2002, Garnier et al, 2002)

A l'exutoire du Grand Morin, le flux de phosphore est estimé à 43 tP an⁻¹ en 2001 avec une proportion de phosphore dissous plus importante que de phosphore particulaire. En comparaison le flux de phosphore à l'exutoire de la Marne (St Maurice) est d'environ 580 tP an⁻¹ pour cette même année avec une proportion phosphore particulaire (PP) équivalente au phosphore dissous (PD).

Tableau 5. Flux de Phosphore dans le Grand Morin . Les flux de phosphore à l'exutoire de la Marne sont donnés en comparaison. Flux spécifiques entre parenthèse

tP an ⁻¹ (kgP km ² an ⁻¹)	Flux dissous	Flux particulaire	Flux total
Grand Morin	26 (22)	17 (14)	43 (36)
Marne	315 (24)	264 (21)	579 (45)

Le bilan du phosphore agricole a d'abord été réalisé à l'échelle du bassin du Grand Morin, dominé par les grandes cultures. La SAU représente en effet plus de 70% de sa superficie totale (1202 km²).

Ces bilans du phosphore agricole ont été réalisés à partir des données départementales, dans un premier temps, du dernier Recensement Général Agricole dont l'analyse statistique concerne l'année 2000. Les chambres d'agriculture ont fourni les informations sur les conseils en fumure phosphatées que nous avons comparées avec les chiffres de livraisons d'engrais fournis par l'UNIFA (Union des Industries de la Fertilisation). Le bassin du Grand Morin se situe pour la majorité de sa superficie dans le département de la Seine-et-Marne (environ 80 %) et dans le bassin de la Marne (20 %).

Les différents flux de P agricole ont été estimés en considérant les apports (apports atmosphériques, apports par les engrais, apports par les restitutions -effluents d'élevage + résidus de culture-) et les exportations (industrie agro-alimentaire, nourriture du bétail, retour au champ sous forme de résidu de culture).

Les apports atmosphériques ont été déterminés à partir d'analyses hebdomadaires des orthophosphates des eaux pluviales en 2001, sur deux sites d'échantillonnage dans le bassin aval de la Marne (Coulommiers et Paris).

Les apports d'engrais phosphatés ont été évalués sur la base des superficies des différentes cultures du bassin, et des valeurs moyennes de rendement et de fertilisation issues des enquêtes RGA. Cette fertilisation, rapportée à la superficie en ha de SAU est maximale dans le département de la Marne (28.5 kgP ha⁻¹ an⁻¹).

Les restitutions du phosphore par les effluents d'élevage sont estimées sur la base des données de cheptel du RGA multipliées par un flux annuel de P généré par tête.

L'exportation de phosphore pour un type de culture est obtenue en multipliant le rendement de culture, la surface cultivée et l'exportation moyenne de phosphore (Morel, 1996 ; Soltner, 1985 ; note technique 2000 de la Chambre d'Agriculture de l'Oise). Les restitutions au sols par les résidus de certaines cultures sont prises en compte dans le bilan d'exportation. Les valeurs maximales sont obtenues dans les départements de la Marne et de l'Aisne (35 kgP ha⁻¹ an⁻¹).

Les calculs ne montrent pas de surplus sur le bassin du Grand Morin, ce qui tendrait à montrer une bonne pratique de fertilisation pour l'année 2000.

La proportion des apports ponctuels de phosphore, industriels et urbains, est relativement élevée dans le bassin du Grand Morin. L'apport de phosphore par les sols constitue 33 % du flux annuel à l'exutoire, avec une proportion importante de phosphore sous forme particulaire. Si l'on se réfère aux valeurs calculées dans le bassin de la Blaise dominé par l'élevage où la proportion de phosphore dissous est dominante (63 %), on peut penser que dans les bassins dominés par les cultures comme le Grand Morin, le phosphore provient plus de l'érosion des sols (Garnier et al., 2002). La remobilisation du phosphore particulaire par désorption peut aussi alimenter la phase dissoute.

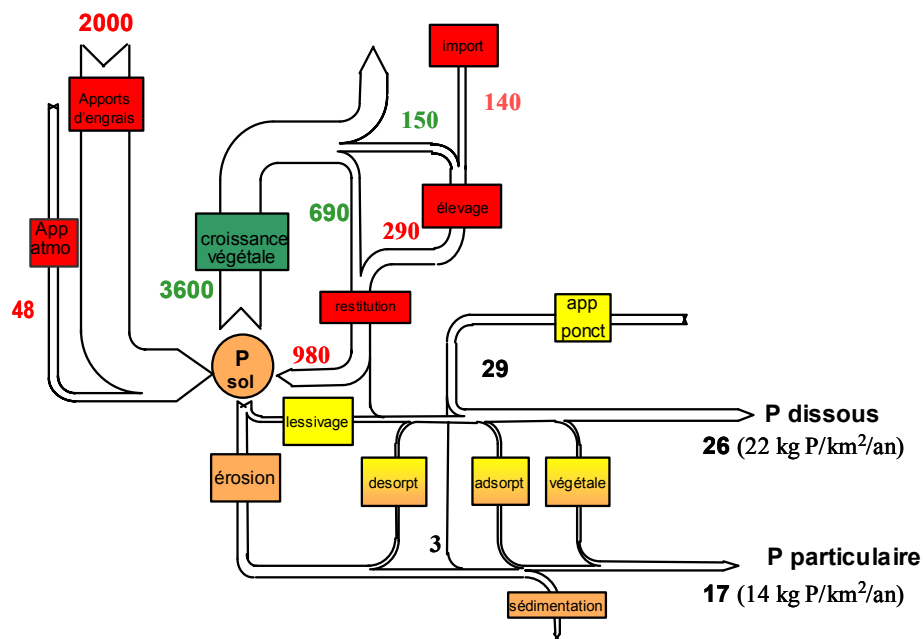


Figure 11 : Bilan du phosphore agricole dans le bassin du Grand Morin
 App atmo : apports atmosphériques ; app ponct : apports ponctuels ;
 désorpt : désorption ; adsorpt : adsorption ; végétale : incorporation par
 la végétation aquatique (phytoplancton par ex.)

Pour aborder le problème du relargage du phosphore nous avons étudié la mobilité avec la méthode de dilution isotopique à partir d'un traceur marqué au ^{32}P , méthode empruntée à l'agronomie (Fardeau & Jappe, 1982; Fardeau *et al.*, 1991; Fardeau, 1993). C'est tout d'abord sur la variabilité spatiale de la mobilité sur les 6 stations étudiées que nous avons focalisé notre étude dans le Grand Morin. La variabilité temporelle étudiée à Poses et à St Maurice n'ont pas montré de différence saisonnière importante.

Les quantités de phosphore isotopiquement échangé en 1 minute (E_1), correspondant à la quantité d'ions directement assimilables, ainsi que celles échangées en 1 semaine ($E_{1\text{ semaine}}$) sont présentées au Tableau 6.

Cette étude de la variabilité spatiale montre une certaine homogénéité des quantités E_1 échangées par les sédiments d'amont en aval de l'ordre de 10 et 15 mg P kg^{-1} (de 1 à 4 % du P_{total}),. Les quantités $E_{1\text{ semaine}}$ sont plus variables sur l'ensemble des points et varient de 95 à 344 mg P kg^{-1} (13.9 à 40.7 % du P_{total}).

En revanche les MES présentent des quantités E_1 décroissantes d'amont en aval avec une moyenne de 100 mg P kg^{-1} (7 à 8 % du P_{total}) dans le bassin de l'Orgeval contre 23 mg P kg^{-1} (1.9% du P_{total}) à l'exutoire de la Marne. La même tendance est observée pour les quantités $E_{1\text{ semaine}}$ qui passent de 639 mg P kg^{-1} en amont à 353 mg P kg^{-1} à l'exutoire de la Marne. Cette dernière observation montre une mobilité du phosphore plus forte dans les MES du petit bassin de l'Orgeval qui diminue au fur et à mesure du transport vers l'aval.

Tableau 6 . Variabilité spatiale de la quantité de phosphore isotopiquement échangé en 1 minute (E_1) et 1 semaine ($E_{1 \text{ semaine}}$) par les sédiments et les MES sur le bassin versant du Grand Morin Marne pour le mois de juin 2001. Les valeurs à l'exutoire de la Marne (St Maurice) sont montrées en comparaison.

	MES			Sédiments		
	E1 mg P kg-1	E 1 semaine mg P kg-1	P total mg P kg-1	E1 mg P kg-1	E 1 semaine mg P kg-1	P total mg P kg-1
Mélarchez	111 (8%)	639 (46.1%)	1386	14 (1.7%)	117 (13.9%)	842
Avenelles	87 (7.1%)	426 (34.8%)	1222	10 (4.1%)	99 (40.7%)	243
Theil	/	/	/	11 (1.9%)	95 (16.8%)	567
Martroy	45 (5.9%)	296 (38.8 %)	763	17 (1.8%)	195 (20.4%)	955
Quintejoie	22 (2.3%)	280 (28.8%)	971	12 (1.8%)	148 (22.2%)	667
St Maurice	23 (1.9%)	353 (28.8%)	1227	15 (0.9%)	344 (19.8%)	1739

Cette étude de la mobilité du phosphore dans le bassin du Grand Morin sera ultérieurement appréhendée dans son évolution temporelle par l'étude de situations types (crues, explosions algales...).

4.2. L'azote

4.2.1 Apports diffus

Une chaîne de modélisation complète de la relation entre pratiques agricoles et apports diffus d'azote au réseau hydrographique a été mise en place à l'échelle du bassin de la Marne. Elle prend en compte les transferts d'azote dans le système sol-eau-plante, ainsi que les transferts différés dans la zone non saturée et dans les aquifères. Cette démarche est exposée en détail dans le rapport de synthèse 'Dynamiques agricoles et transfert des nitrates' (Gomez et al., 2002).

L'estimation des apports diffus à l'échelle du bassin du Grand Morin présentée ici repose sur une vision plus simple de l'hydrologie du bassin qui considère le débit spécifique comme constitué de 2 composantes : ruissellement superficiel et écoulement de sub-surface, d'une part, écoulement phréatique de base, d'autre part. En attribuant une concentration constante en nitrates à chacune de ces 2 composantes, on peut rendre compte bien compte des variations saisonnières de concentrations nitriques observées.

- la teneur en nitrates des composantes les plus superficielles du débit représente la concentration dans l'eau du sol de la zone sous-racinaire, en relation directe avec les pratiques agricoles;
- la concentration associée au débit de base est la teneur moyenne des aquifères contributifs, qui intègre éventuellement l'effet des pratiques agricoles sur un grand nombre d'années, et ne sont donc pas en équilibre avec les pratiques actuelles.
- d'autre part, il faut tenir compte d'une certaine rétention des nitrates dans les zones riveraines des cours d'eau, avant même que les flux nitriques du bassin ne rejoignent les eaux de surface. Ce transfert riparien peut être mis en relation avec une typologie des formes de vallées alluviales, développée dans le programme PIREN-Seine (voir synthèse 'Typologie et fonctions des zones humides riveraines', Gaillard et al., 2002).

Concentrations en nitrates dans les aquifères

De nombreuses mesures ont été effectuées par la Générale des Eaux dans les nappes de Brie et de Champigny (Pacquareau, 1996). Les moyennes des valeurs, qui ne varient guère spatialement, sont les suivantes :

calcaires de Brie	58 mgNO ₃ /l ou 13 mgN/l
calcaires de Champigny	32 mgNO ₃ /l ou 7 mgN/l
moy pondérée ensemble GdMorin	50 mgNO ₃ /l ou 11 mgN/l

La nappe de Brie est plus contaminée que la nappe de Champigny à cause de sa position plus superficielle et de son temps de séjour plus court, qui lui confèrent une plus grande sensibilité aux pratiques agricoles.

Nous admettrons que les eaux constituant le débit de base des rivières sont issues des nappes de Brie et de Champigny. On néglige à cet égard la nappe alluviale dont l'extension est faible, et qui sera traitée comme constituant une zone humide riveraine (voir plus loin).

Pour déterminer la part des eaux provenant de l'une ou l'autre des deux nappes, on a utilisé la carte de Mégnien (1979) donnant l'extension des marnes supragypseuses sur le bassin. Ces marnes, qui constituent le toit de la nappe de Champigny, la séparent de la nappe de Brie. Si les marnes supragypseuses ont été érodées, il n'y a plus de séparation entre les deux aquifères et la nappe de Brie n'existe plus. On a donc considéré que là où on trouvait des marnes supragypseuses, les cours d'eau du bassin drainaient la nappe de Brie, et qu'au contraire en l'absence de marnes supragypseuses, les cours d'eau drainaient la nappe de Champigny.

La concentration moyenne des eaux phréatiques du bassin s'obtient alors en pondérant les concentrations moyennes respectives de chaque nappe, par la proportion de chacune d'elles qui est drainée par les cours d'eau du bassin.

Usage du sol et concentrations dans les eaux sous-racinaires

Les données d'occupation du sol proviennent des chiffres de la PAC de 1996, agrégés par communes. Moyennant quelques hypothèses, elles ont permis de calculer également les principales successions culturales pratiquées dans le bassin.

succession	% surf agricole
blé/blé	9.5
pois/blé	24
maïs/blé	18
jachère/blé	9
orge/blé	10
colza/blé	10
Jachère fixe	4.5
prairie	4
inconnu	11

Par enquête, l'évolution des itinéraires techniques les plus fréquents, sur les principales cultures a pu être établi comme suit (C. Bornerand, INRA Mirecourt, comm.pers) :

culture et précédent	période	dose totale (kgN/ha)	dates d'application
maïs	1978-1984	190	
	1985-1994	170	
	1995-2000	150-170	
blé de pois	1978-1984	80	50% fin fév., 50% fin mars
	1985-1994	150	30% mi févr., 55% mi-mars, 15% fin mars
	1995-2000	200	idem + 50 U sortie dernière feuille
blé de colza	1978-1984	100	50% fin fév., 50% fin mars
	1985-1994	180	30% mi févr., 55% mi-mars, 15% fin mars
	1995-2000	230	idem + 50 U sortie dernière feuille
blé de maïs	1978-1984	120	50% fin fév., 50% fin mars
	1985-1994	200	30% mi févr., 55% mi-mars, 15% fin mars
	1995-2000	250	idem + 50 U sortie dernière feuille
colza	1978-1984	200-220	50% début février, 50% fin février
	1985-1994	180-200	
	1995-2000	180	

Diverses démarches, plus ou moins empiriques, peuvent être mises en oeuvre pour définir les teneurs en nitrates moyennes des eaux sous-racinaires en fonction de l'usage du sol.

(1) La première méthode consiste à associer à chaque culture une concentration typique en NO₃, de l'eau sous-racinaire, à partir des mesures effectuées sur le terrain par des bougies poreuses (Gaury, 1992 ; Benoît et al., 2000) (Figure 12).

culture	Concentration sous-racinaire	
	mgNO ₃ /l	mgN/l
blé	53	12
pois	140	32
maïs	70	16
orge	35	8
escourgeon	65	15
avoine	35	8
colza	96	22
jachère	350	79
prairies	25	6

(2) Une formule empirique, basée sur des données du même type, a été proposée par Billen et Garnier (1999) :

$$N(NO_3)(mg / l) = 0.4Tf + 3Tp + Ta(15 + 0.01F + 0.1(F - 130))(F > 130)$$

Avec Tf = proportion de forêts sur le bassin,

Tp = proportion de prairies,

Ta = proportion de terres arables,

F = taux de fertilisation en kg/ha/an

($F > 130$) égal à 1 si $F > 130$, à 0 si $F < 130$

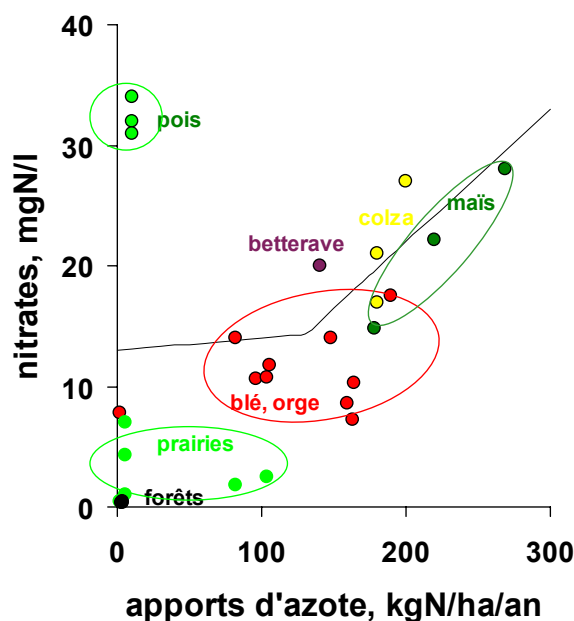


Figure 12 : Concentrations moyennes en nitrates dans l'eau sous-racinaire en fonction du type de culture et de fertilisation azotée (Gaury, 1992 ; Benoît et al., 2000)

(3) Une troisième manière de calculer ces concentrations a été employée par Paquereau (1996), et se fonde sur une logique de stock. Les stocks de nitrates présents dans les sols sont trouvés par la méthode du CORPEN : il s'agit de soldes théoriques calculés par soustraction entre les apports théoriques conseillés pour chaque culture, et les prélèvements théoriques effectués par la végétation. Les cultures prises en compte sont les céréales d'hiver, le colza et le maïs. Ces trois cultures ont des soldes de respectivement 40, 72 et 60 kg/ha/an. Nous avons multiplié ces chiffres par les surfaces respectives de ces cultures sur les bassins.

Ce stock de nitrates doit ensuite être mis en mouvement dans un flux d'eau, pour qu'on puisse finalement trouver des concentrations. Les flux d'eau ont été déterminés à partir des résultats d'une étude du BURGEAP de 1991. D'après cette étude basée sur les flux de l'année 1991, la lame drainant le sol était de 54 mm, et elle emportait 30% des nitrates présents dans le sol. Il était alors simple de calculer la concentration des eaux sous-racinaires.

(4) Une quatrième méthode est basée sur les mesures de reliquats entrée hiver (REH) réalisées par la Chambre d'Agriculture de Seine et Marne, dans le cadre de l'opération Ferti-Mieux, sur une soixantaine de parcelles de références situées sur le bassin du Grand Morin, pour l'année 1996. Le REH est la quantité de nitrates résiduelle au début de l'hiver hydrologique (1^{er} décembre), susceptible d'être emportée vers les eaux superficielles ou souterraines. Ces REH ont été classés par succession culturale. Les nitrates sont mesurés dans trois horizons de 0 à 30 cm, de 30 à 60 cm et de 60 à 90cm, en kg/ha.

Pour mettre en mouvement ce stock de nitrates, il est fait appel, pour chaque horizon du sol, à la fonction de Burns, décrivant les transferts verticaux d'azote dans le sol, et dont la formulation simplifiée est du type (Arlot, 1999):

$$\frac{N_{\text{essivé}}}{N_{\text{initial}}} = \left(\frac{Ed}{Ed + Vm/100} \right)^{h-0.5w}$$

Avec **Ed** (cm) = lame drainante calculée à partir des lames écoulées à l'exutoire du bassin.

Vm = capacité au champ en % volumique (24%)

h (cm) = profondeur du profil de sol (90 cm)

0.5w (cm) = profondeur du centre de gravité de la répartition des nitrates

Le tableau suivant présente les résultats de concentration moyenne obtenus pour l'ensemble du bassin du Grand Morin par les quatre méthodes. Quoique totalement indépendantes, ces 4 méthodes fournissent des résultats remarquablement concordants.

méthode	conc. moy. dans la zone sous-racinaire	
	mgNO ₃ /l	mgN/l
(1) Benoît et al.(2000)	51	11.5
(2) Billen et Garnier (1999)	69	15.6
(3) CORPEN	70	15.8
(4) REH	72 - 75	16.3 – 16.9

On retiendra donc une concentration pour les nitrates des eaux sous-racinaires de l'ordre de 16 mg N-NO₃/l.

Recharge de la nappe et évolution de sa contamination nitrique

Les estimations moyennes de teneur en nitrates que nous venons d'établir pour l'eau sous-racinaire et l'eau phréatique à l'échelle du bassin du Grand Morin conduisent à une évaluation du statut de contamination des aquifères. Elles indiquent que la nappe se recharge globalement avec une eau plus concentrées en nitrate d'environ 5 mgN/l que celle qui s'en écoule, ce qui implique un accroissement de concentration. Cet accroissement est bien visible sur les quelques suivis à long terme disponibles sur certains captages dans les calcaires de Champigny (IAURIF, 1997). La nappe des calcaires de Brie semble, quant à elle, avoir atteint un équilibre (Roberts & Marsh, 1987 + données CGE) (Figure 13).

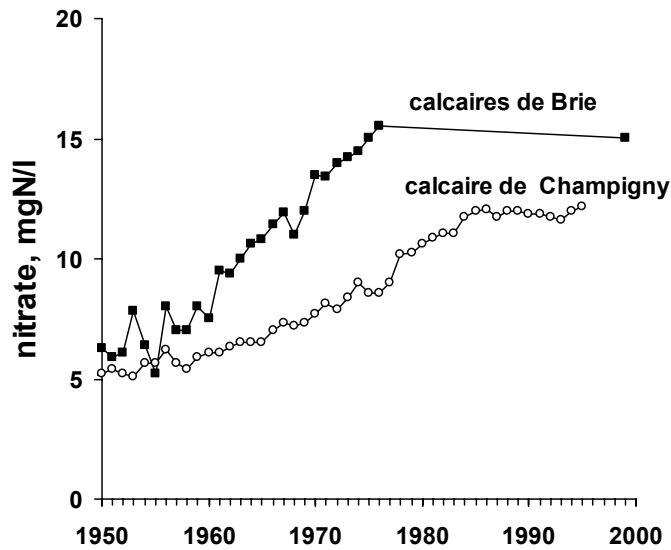


Figure 13 : Variations à long terme de la contamination nitrique des principaux aquifères du bassin du Grand Morin.

Le modèle hydrologique calé sur les débits à l'exutoire du Grand Morin (1200 km²) permet d'évaluer à 170 mm/an le flux moyen de recharge de la nappe. En multipliant le flux d'eau correspondant par la différence de concentration en nitrates entre la recharge et l'écoulement, on calcule un stockage de nitrate d'environ 1000 TN/an à l'échelle du Grand Morin.

Rétention riparienne

En tenant compte des compositions des eaux sous-racinaires (16 mgN/l) et des eaux souterraines (11 mgN/l), le modèle SENEQUE surestime largement les teneurs en nitrates des eaux superficielles (Figure 14)

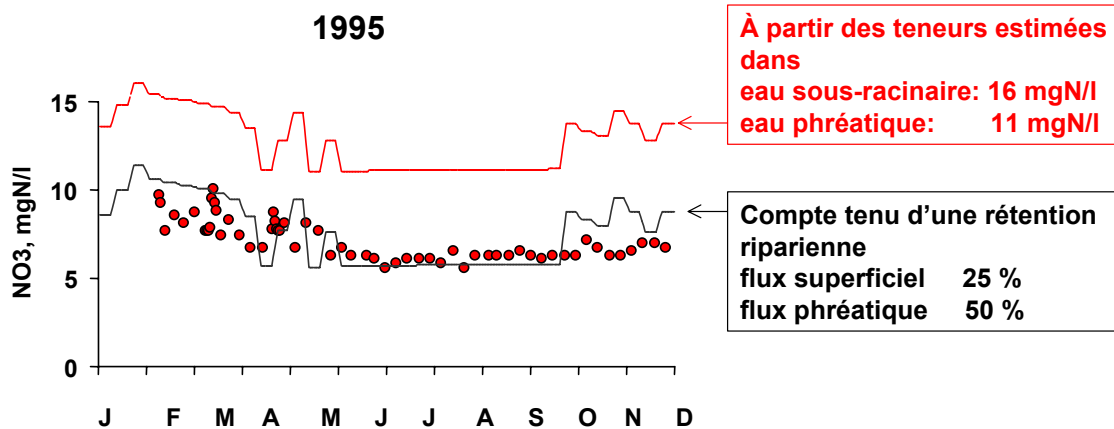


Figure 14 : Calcul par le modèle SENEQUE de la composition en nitrates dans le Grand Morin, en tenant compte ou non d'une rétention riparienne.

Par ajustement du coefficient de rétention riparienne, on peut obtenir une bonne simulation, ce qui permet d'estimer que sur l'ensemble du bassin 30 % des apports diffus de nitrates sont éliminés par le processus de dénitrification au niveau des zones humides ripariennes. Ce pourcentage de rétention est égal à 50 % en période d'été.

La même démarche de comparaison des teneurs observées et simulées sur des données relatives à certains sous-bassins du Grand Morin conduisent aux estimations suivantes des taux de rétention riparienne pour les composantes superficielles et phréatiques du débit.

Sous Bassin	eaux superficielles			eaux phréatiques		
	ss rac, mgN/l	surf, mgN/l	rétention, %	aquif, mgN/l	surf., mgN/l	rétention, %
Gd Morin entier	16	14	25	11	6	45
GdMorin amont	16	13.6	15	10.5	6	40
Aubetin	18.5	16.8	10	11	8	30
Orgeval	17	20	0	13	10	20

Les plus faibles valeurs de rétention riparienne obtenues pour les eaux superficielles s'expliquent facilement par l'importance du drainage agricole dans le bassin du Grand Morin. Par contre, l'importance de la rétention riparienne dans les flux d'eau correspondant au débit de base est impressionnante.

L'analyse de la composition isotopique des nitrates des eaux de surface en période estivale permet de confirmer l'existence de ce processus. On sait en effet que le processus de dénitrification riparienne s'accompagne d'un enrichissement isotopique des nitrates résiduels (Gaillard, Sébilo et al., 2002). Systématiquement, les nitrates mesurés dans les cours d'eau du bassin du Grand Morin présentent une anomalie positive en ^{15}N , par rapport aux eaux de drains ou aux eaux de captages souterrains.

La réalité de la rétention riparienne est également attestée par les très faibles valeurs de concentrations en nitrates mesurées dans les captages situés dans les zones alluviales du Grand Morin (captages de Coulommiers et de Dammartin sur Tigeaux : 0.2 – 0.5 mgN/l, CGE).

L'estimation de la dénitrification riparienne obtenue par ajustement peut être mise en liaison avec la nature géomorphologique des zones riveraines (Figure 15) (Gaillard, Sebilo et al, 2002). On montre ainsi que les flux de nitrates issus des cultures de haut de plateau, drainées de manière rapide par des rus incisés dans la roche en place et souvent recalibrés, subissent moins l'effet de la dénitrification riparienne que ceux issus des cultures situées dans le bassin versant propre des vallées principales, dotées d'un pouvoir de rétention riparienne beaucoup plus efficace.

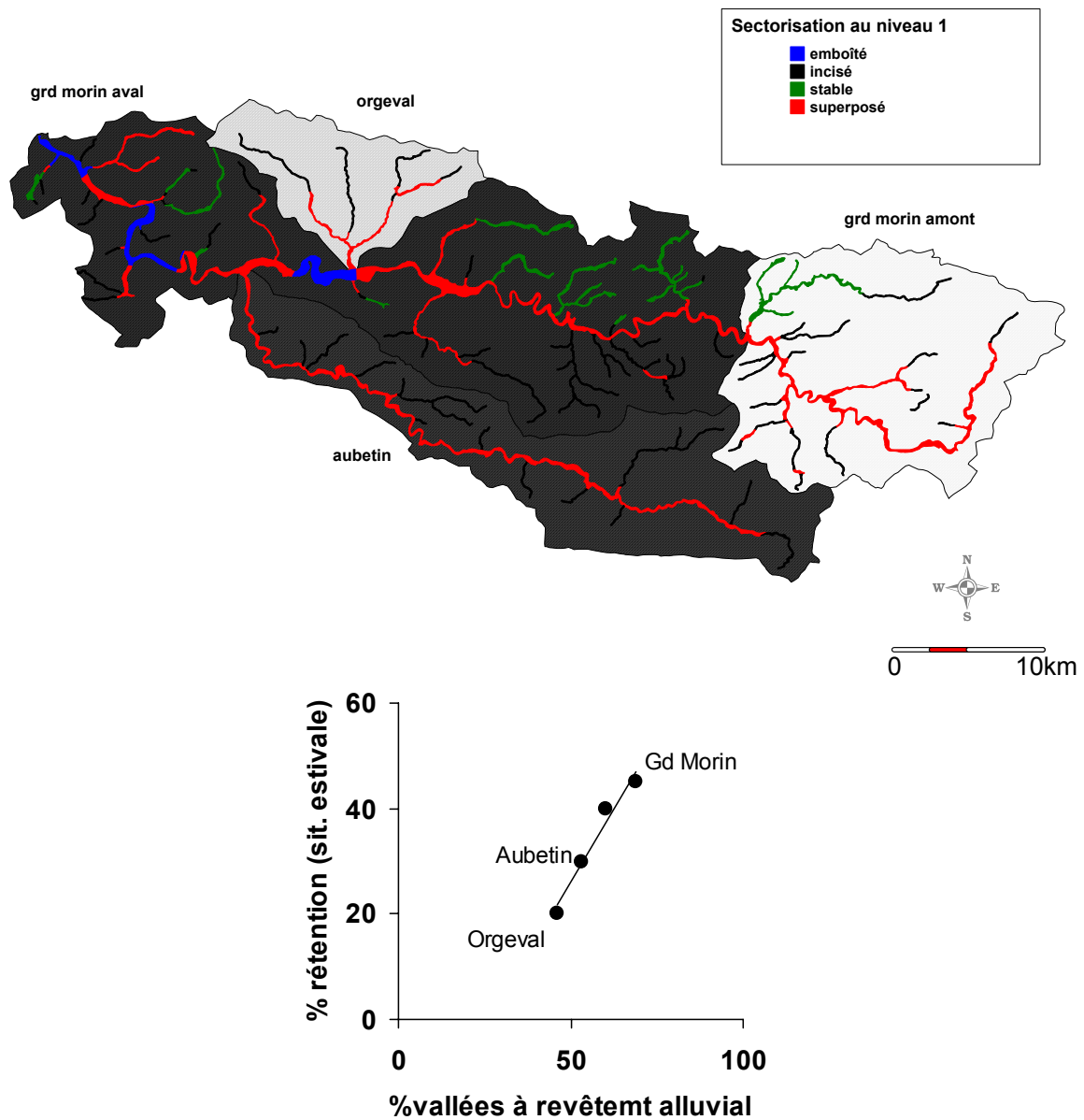


Figure 15 : Distribution des types géomorphologiques de vallées alluviales dans le bassin du Grand Morin, et relation avec l'intensité de la dénitrification riparienne. Si l'on admet que les secteurs à vallées emboîtées ou superposées, présentant un remplissage alluvionnaire significatif, sont les plus propices à la dénitrification riparienne, il doit exister une relation entre le taux de rétention riparienne estimé par bilan pour chaque sous-bassin et la part du linéaire de cours d'eau représentée par ce type de vallée dans l'ensemble du chevelu hydrographique. C'est effectivement ce qu'on observe sur les 4 sous-bassins où ces estimations ont pu être réalisées.

4.2.2 Apports ponctuels

L'estimation la plus récente des rejets domestiques et industriels d'azote total au réseau hydrographique du Grand Morin (données AESN, 2000) est de 570 kgN/jour, soit 210 tN/an.. Ces chiffres sont à rapprocher des estimations des flux de nitrates à l'exutoire du Grand Morin (Tableau 7).

Tableau 7. Débits et flux de nitrates à l'exutoire du Grand Morin.

	1992	1993	1994	1995
débit moyen, m ³ /s	3.7	5.1	12.2	12.3
Flux de nitrates, tonnes de N/j	2.6	3.6	9.7	9.7

Les apports ponctuels, industriels et urbains, représentent donc, selon les années humides ou sèches, entre 5 et 20 % du flux total d'azote exporté annuellement par le Grand Morin. Cependant, en situation d'étiage estival, les apports domestiques ne sont pas négligeables dans la contamination azotée de la rivière.

4.2.3 Bilan d'azote

Le bilan d'azote de la Figure 16 résume l'état actuel de nos connaissances sur ce point. La dénitrification riparienne reste considérable à l'échelle du bassin puisqu'elle concerne environ 30% des apports de nitrates agricoles. Il est clair que l'extension du drainage agricole des terres de plateau a conduit à une diminution de l'effet potentiel de la dénitrification riparienne, mais nous ne sommes pas aujourd'hui en mesure de quantifier cette diminution, pas plus que de nous prononcer sur les aménagements susceptibles d'accroître cette dénitrification de manière significative à l'échelle du bassin.

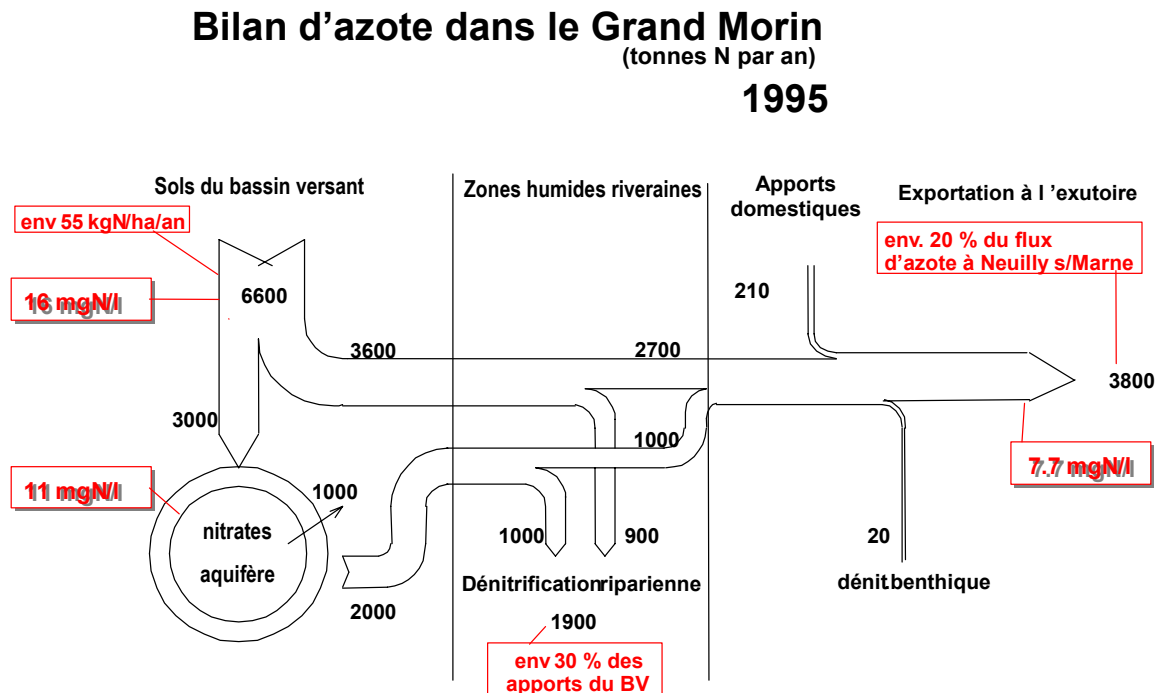


Figure 16 : Bilan approché de la circulation de l'azote dans le bassin du Grand Morin pour les conditions hydrauliques de l'année 1995

5. Modélisation du fonctionnement écologique du Grand Morin

5.1. Campagnes de terrain 2000-2001

Dans le but d'approfondir nos connaissances des processus biologiques majeurs qui déterminent le comportement écologique du Grand Morin dans sa partie aval, des campagnes de terrain ont été organisées en 2000 et 2001 afin d'étudier conjointement les conditions hydrauliques, climatiques et géochimiques et les principaux compartiments biologiques.

Nous nous limiterons ici à présenter les expériences et prélèvements réalisés en 2001, les données précédentes étant cependant utilisées et évoquées lors de la présentation des résultats de simulation.

Des campagnes de terrain concernant la colonne d'eau et les compartiments biologiques ont été réalisées durant l'été 2001 (Figure 17). La colonne d'eau du Grand Morin a été échantillonnée en quatre points de prélèvements : La Bretonnière (condition limite amont), Mouroux, Villiers et Condé Sainte Libiaire. L'Aubetin a aussi été échantillonné à la Lavanderie pour fournir des concentrations limite au modèle (Alfandari, 2001). Des campagnes portant spécifiquement sur le périphyton ont été menées à bien à la Bretonnière et à Pommeuse (Flipo, 2001)

Le périphyton a été introduit dans le schéma conceptuel de ProSe comme nous le verrons au paragraphe 5.2.2.

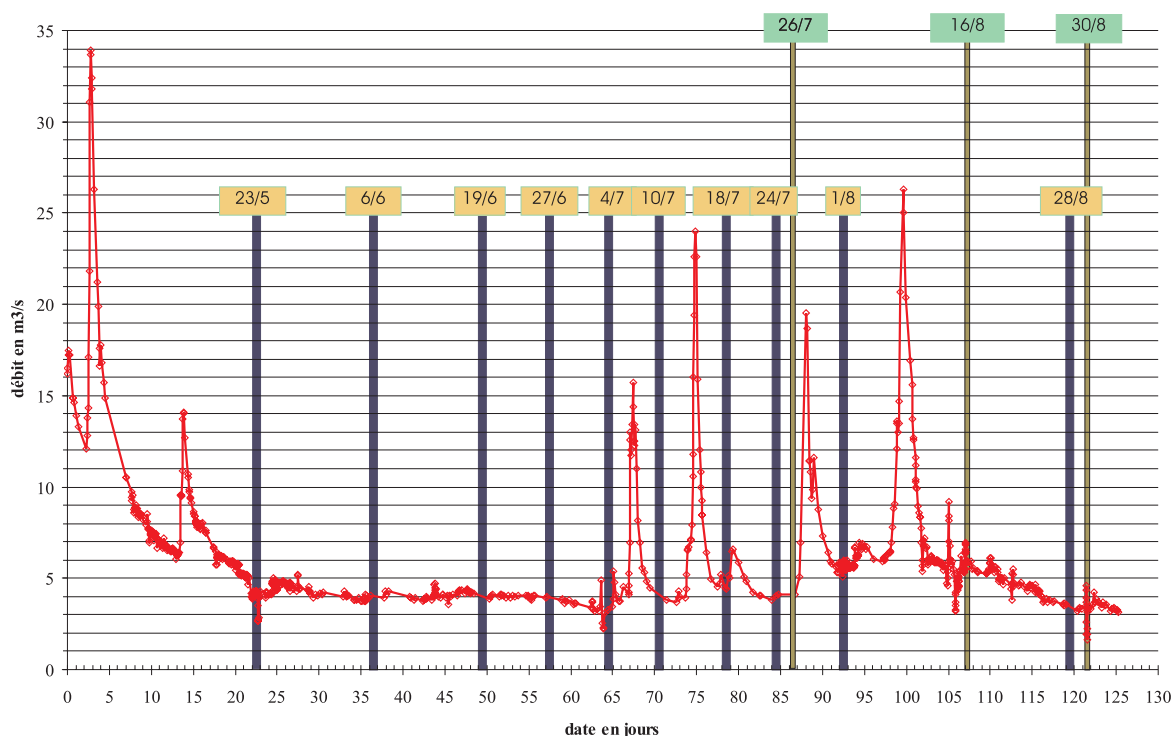


Figure 17 : Hydrogramme à Pommeuse à partir du 1^{er} mai 2001 (jour 0). Les échantillonnages de la colonne d'eau figurent en jaune, ceux du périphyton en vert.

Ramade (1998) définit le périphyton comme étant un ensemble « d'organismes aquatiques tant autotrophes (diatomées, par exemple) qu'hétérotrophes (protistes, petits invertébrés) vivant fixés à la surface des substrats immergés, qu'ils soient minéraux (roches lisses) ou biologiques (plantes aquatiques ou amphibies) ».

Wetzel (1983) va plus loin dans sa définition puisqu'il intègre dans cet ensemble la matière détritique et sédimentaire. Pour lui, le périphyton est « une communauté complexe de microbiota

(algues, bactéries, champignons, animaux, détritiques organiques et inorganiques) qui est attachée au substrat qu'il soit organique ou inorganique, vivant ou inerte ».



Figure 18 : Deux vues différentes du même échantillon de périphyton prélevé à Pommeuse le 16/07/2001. Fort taux de recouvrement de ce caillou de 170 cm² (Flipo, 2001).

Différentes terminologies désignent ces communautés (biofilms, biodermes et périphyton au sens large) en fonction du substrat qu'elles colonisent. On distingue ainsi principalement :

- le périphyton au sens strict qui se développe sur les plantes (macrophytes),
- l'épilithon sur substrat dur,
- l'épipélon sur substrat meuble.

Nous confondrons ici périphyton et épilithon, auquel nous nous sommes principalement intéressés (Figure 18). Ce choix est motivé par le fait que le biofilm épilithique semble beaucoup plus répandu sur le Grand Morin que les biofilms épipélique et épiphytique (périphyton au sens premier), que l'on observe certes à Pommeuse (très forte biomasse macrophytique, Figure 19), mais qui semble absent dans les autres sections à l'étiage.



Figure 19 : Section de Pommeuse le 30 Août 2001. Très forte biomasse macrophytique qui piège les sédiments. Le panache brun correspond aux sédiments relargués par le tapis de macrophytes (Flipo, 2001).

5.1.1 Importance du compartiment périphytique

Ce compartiment biologique présent dans les cours d'eau de faible profondeur constitue un maillon fondamental de l'écosystème envisagé à l'échelle du bassin versant. En effet, le développement du périphyton n'est pas lié à la vitesse de l'eau contrairement au phytoplancton, puisqu'il est fixé au fond de la rivière. Il est en relation avec les masses d'eau sus-jacentes par divers processus bio-physico-chimiques (photosynthèse, support de biofilm bactérien, piège à sédiments, respiration, croissance). Teissier et al. (1999) ont montré que ce compartiment biologique à l'interface

eau-sédiment est dominant pour ce qui concerne les processus biogéochimiques intervenant dans la Garonne.

D'autre part le périphyton peut avoir un impact sur les ordres de Strahler supérieurs qui reçoivent un flux de matière organique morte (périphyton arraché ou détaché) non négligeable comme nous le verrons par la suite. Pour illustrer ce second point, prenons l'exemple de la Marne (Tableau 8) pour laquelle les petits ordres de Strahler (inférieurs à 4) représentent, en terme de linéaire 3598 km contre seulement 507 pour les ordres supérieurs (5 et 6). En superficie ils drainent plus de la moitié du bassin de la Marne.

Tableau 8 : Caractéristiques géomorphologiques du bassin hydrographique de la Marne (Billen et al., 1994b)

Ordre	6	5	4	3	2	1
Nombre	1	3	10	50	223	928
Pente (m.km ⁻¹)	.23	.8	1.3	3.7	6.4	13
Longueur (km)	300	69	32	11.2	4.7	1.8
Σ (longueurs)	300	207	320	560	1048	1670
Surface* (km ²)	12654	2503	660	132	32	5.5
Σ (surfaces)	12654	7509	6600	6600	7136	5104

* Moyenne des superficies des bassins versants

5.1.2 Protocole expérimental

Tous les auteurs s'accordent sur la difficulté d'échantillonner le périphyton en raison des hétérogénéités spatiales et temporelles observées et des nombreuses variables d'état bio-géochimiques qui en contrôlent le développement. De nombreuses études, menées depuis plus de dix ans sur des substrats naturels (cailloux, galets, argiles, limons et macrophytes), permettent de constater que, du fait de sa très grande sensibilité, le périphyton réagit rapidement aux perturbations, ce qui se traduit par une très forte hétérogénéité de colonisation.



Figure 20 : Mesure de la vitesse à La Bretonnière (12m) au micromoulinet (à gauche) et prélèvement à Pommeuse d'une largeur de 20m (à droite). (Flipo, 2001)

Les deux sections échantillonnées du Grand Morin, lors des campagnes de l'été 2002, sont : La Bretonnière (point amont du modèle au pK 954,645) et Pommeuse (pK 966,16), qui ont respectivement une largeur de 12 et 20 mètres. Un pas d'échantillonnage transversal de deux mètres a été retenu. Ces deux sites sont proches d'un point de prélèvement des campagnes relatives à la colonne d'eau (Alfandari, 2001). Ils sont assez facilement accessibles et ne présentent pas les mêmes caractéristiques. Ils sont représentatifs de la partie amont du Grand Morin où le périphyton épilithique est susceptible de se développer du fait de la forte couverture caillouteuse du fond et des faibles profondeurs. En effet, le périphyton semble avoir une croissance significative jusqu'à 1,40 m de profondeur et des populations périphytiques ont été observées jusqu'à 2 m de profondeur (Améziane et al., 2001).

Les prélèvements ont été effectués en respectant les cycles de croissance du périphyton. Un échantillonnage hebdomadaire est souvent adopté. Au cours de l'été 2001 nous avons dû tenir compte des conditions de débit assez variables en raison de pluies (Figure 17). Ces variations de débit nous ont

été très utile pour étudier le processus d'arrachage. Une fréquence d'échantillonnage bi-mensuelle a finalement été adoptée sauf en cas d'intempéries. Dans le cas de fortes pluies, les prélèvements sont impossibles à réaliser du fait de la profondeur de l'eau. A Pommeuse, le 9 août 2001, le niveau a monté de 90 cm par rapport au niveau d'étiage. De plus la turbidité empêchait toute visibilité.

Nous avons choisi de prélever sur des supports de type cailloux avec un pas d'échantillonnage transversal de l'ordre de 2 m. et de gratter sa face supérieure. Pour un échantillon donné, la face supérieure est grattée à l'aide d'un couteau et d'une brosse pour récupérer toute la matière présente. Cette matière périphytique est dilacérée puis diluée dans un volume d'eau à définir sur place pour que la solution ne soit pas trop concentrée. Ensuite, un échantillon de 100 ml est prélevé pour analyser la chlorophylle a (chl_a) et la matière sèche sans cendre (AFDM : Ash-free Dry Mass). Tous les échantillons prélevés sur le terrain sont aussitôt placés dans une glacière avant traitement en laboratoire le lendemain, afin de limiter les processus biologiques qui peuvent perdurer après prélèvement (broutage...).

En chaque point de prélèvement sont également mesurés la température, l'oxygène dissous, le pH, la conductivité, les vitesses au fond, à la surface et dans la colonne d'eau. Un taux de recouvrement du fond de la rivière par le périphyton est aussi estimé.

5.1.3 Signification des variables chl_a, AFDM et AI

L'AFDM caractérise la matière organique carbonée. Il s'agit donc aussi bien des autotrophes (diatomées, chlorophycées, algues filamenteuses,...), que des hétérotrophes (détritivores, brouteurs,...) ou encore de la matière organique morte sédimentée. La chl_a caractérise les autotrophes uniquement.

Pour avoir une idée de la part de chacun, un index d'autotrophie (AI) est défini comme suit :

$$AI = \frac{AFDM}{chl_a} \quad \text{où AFDM est exprimée en g.m}^{-2} \text{ et chl}_a \text{ en mg.m}^{-2}.$$

Fayolle donne une interprétation de ce ratio (Améziane et al., 2001):

- Si AI < 100 alors les autotrophes dominent
- Si 100 < AI < 400 il y a équilibre entre autotrophes et hétérotrophes
- Si AI > 400 alors les hétérotrophes dominent

5.1.4 Résultats expérimentaux

Les valeurs moyennes des observations sur substrats naturels en conditions naturelles sont : AFDM < 70g.m⁻² et chl_a < 300mg.m⁻² (Améziane et al., 2001 ; Biggs & Stokseth, 1996). Une valeur maximale de 330 gAFDM.m⁻² a cependant été observée sur la Garonne. En aval de Toulouse, la moyenne des observations est de 120 gAFDM.m⁻². Ces valeurs se rapprochent des valeurs observées en laboratoire où les teneurs en chlorophylle peuvent atteindre 400 mg.m⁻² et AFDM 200 g.m⁻² (Améziane, 2001).

Les valeurs d'AFDM obtenues sur le Grand Morin (Tableau 9) sans prendre en compte le taux de recouvrement réel du lit sont cohérentes avec ces observations en terme d'AFDM. Par contre les valeurs de chl_a sont beaucoup plus élevées avec une moyenne de 1333,78 mgchl_a.m⁻². L'index d'autotrophie (AI) moyen de 141,96 montre que le périphyton du Grand Morin est plutôt dominé par les organismes autotrophes.

La connaissance du taux de recouvrement est fondamentale pour estimer correctement les biomasses en place sur une section entière de rivière.

Tableau 9 : Synthèse des résultats des campagnes de terrain, n=44. AFDM en $g.m^{-2}$ (dans la colonne AFDM sont indiqués AFDM observée sur son substrat puis l'intervalle de variation prenant en compte le recouvrement), chla en $mg.m^{-2}$, Vf la vitesse au fond en $m.s^{-1}$, qs le débit par unité de largeur au droit des points de prélèvement en $m^2.s^{-1}$, Vmoy la vitesse moyenne sur la hauteur d'eau en $m.s^{-1}$, h la hauteur d'eau en cm, AI l'indice autotrophe et S la surface du caillou en m^{-2} (d'après Flipo, 2001).

	AFDM [inf ; sup]	Chla	Vf	qs	Vmoy	h	AI	S
moyenne	144,77 [44,77 ; 69,82]	1333,78	0,50	0,24	0,67	37,02	141,96	0,0072
ecart-type	90,05 [39,52 ; 54,36]	1140,82	0,26	0,13	0,28	18,03	72,53	0,0054
min	31,79 [2,75 ; 7,37]	265,28	0,14	0,04	0,25	12,00	31,46	0,0018
max	373,78 [146,37 ; 204,92]	5082,06	1,21	0,52	1,39	75,00	406,67	0,0269

Tableau 10 : Moyennes pondérées par la largeur représentative de chaque point de prélèvement, en bleu à La Bretonnière (B), en vert à Pommeuse (P) (d'après Flipo, 2001).

	B 26/7/1	B 16/8/1	B 30/8/1	P 26/7/1	P 16/8/1	P 30/8/1
recouvrement min en %	22,323	17,480	25,372	29,879	38,406	26,135
recouvrement max en %	37,047	30,827	44,215	43,961	54,227	38,925
AFDM en g/m^2	105,579	67,340	67,668	207,528	141,168	157,639
AFDM inf en g/m^2	20,158	12,846	16,335	48,915	57,130	55,536
AFDM sup en g/m^2	35,766	21,369	28,093	85,883	82,405	82,552
chla en mg/m^2	460,245	487,718	578,182	2141,765	1078,176	1891,533
chla inf en mg/m^2	89,376	92,724	201,759	680,456	473,831	609,608
chla sup en mg/m^2	161,902	152,561	359,848	1017,686	665,570	896,470
AI	261,667	139,004	132,595	112,310	123,227	77,928

Par ailleurs, les données obtenues sur le site de La Bretonnière (Figure 21) ont permis d'estimer un taux de croissance moyen pour la chla à l'aide des valeurs moyennes, en prenant en compte le taux de recouvrement. La biomasse de périphyton variait entre 90 et 150 $mgchla.m^{-2}$ le 16/08/01 et entre 200 et 360 $mgchla.m^{-2}$ le 30/08/01. On trouve pour l'estimation inférieure 0,32 $mgchla.m^{-2}.h^{-1}$ et environ le double soit 0,62 $mgchla.m^{-2}.h^{-1}$ pour l'estimation supérieure. De même pour l'AFDM, un taux d'accumulation variant entre 10 et 20 $mgAFDM.m^{-2}.h^{-1}$ a été estimé.

Les résultats des mesures (Figure 21) à La Bretonnière montrent très clairement l'impact d'une perturbation hydrologique sur le périphyton. Il y a tout d'abord arrachage lors de la crue, entre le 26/07/01 et le 16/08/01, immédiatement suivi par une croissance globale du périphyton, du 16/08/01 au 30/08/01, mais surtout par une croissance très forte des organismes autotrophes. Cette observation est parfaitement en accord avec la régénération forte observée pour la seule chla par Biggs et al. (1999).

L'analyse des observations à Pommeuse a été beaucoup plus délicate car les macrophytes ont peu à peu colonisé une grande partie de la section (Figure 19) Les perturbations hydrologiques ayant eu lieu entre le 26/07/01 et le 30/08/01 n'ont pas réduit le développement des macrophytes. Elles se fixent sur un substrat plus meuble comme des graviers et des sables. Le 30/08/01, la section est entièrement recouverte de macrophytes sur les six premiers mètres situés en rive gauche et à 50% sur 3 m de largeur. La colonisation a commencé dès le 26/07/01.

Ainsi, entre 2 et 8m, là où les valeurs d'AFDM et de chla étaient maximum transversalement le 26/07/01, on observe peu à peu une réduction de la biomasse périphytique jusqu'à leur disparition totale le 30/08/01. L'échantillon prélevé le 16/08/01 a été prélevé sous le tapis de macrophytes. Ce prélèvement et celui du 30/08/01 permettent de calculer un taux de mortalité du périphyton en cas d'ombrage total. Un taux de mortalité calculé directement à partir du prélèvement à 4m est de 0,78g $AFDM.m^{-2}.h^{-1}$ et de 4,12 $mgchla.m^{-2}.h^{-1}$. Dans ce cas précis, le recouvrement n'est pas pris en compte. Pour appliquer ce taux à une population de périphyton à l'échelle d'une section de rivière, il faudra le pondérer par le taux de recouvrement.

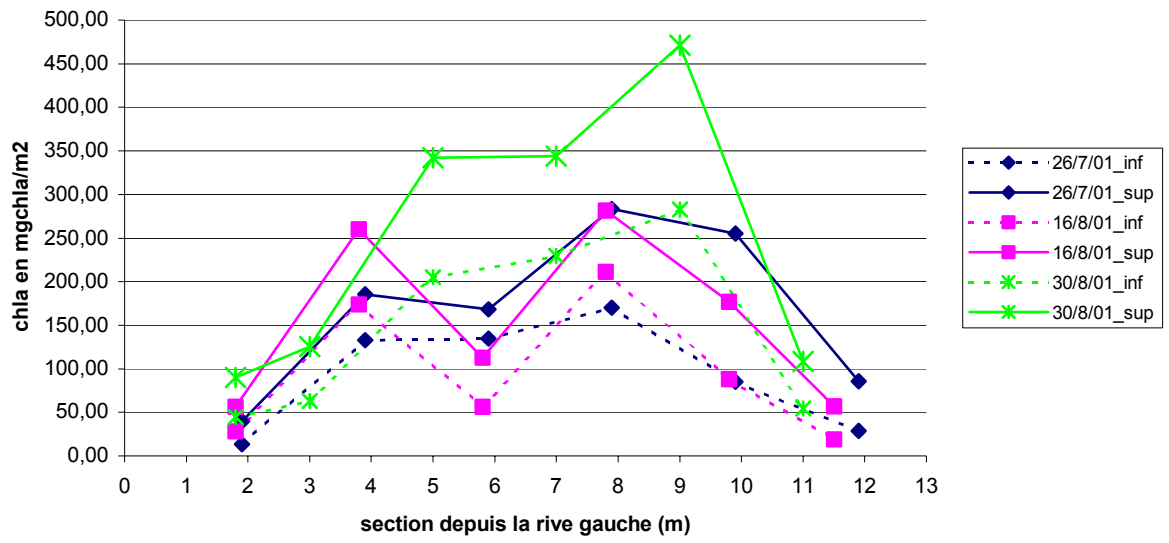


Figure 21 : Evolution des biomasses réelles, en terme de chl a, à La Bretonnière, en prenant en compte les taux de recouvrement (Flipo, 2001).

5.2. Evolutions du modèle conceptuel

Le modèle biologique utilisé dans ProSe est une adaptation du modèle RIVE (Billen et al, 1994). Il s'agit de la formulation mathématique des processus de transformation du carbone, de l'azote, du phosphore, de la silice et de leur circulation entre les différents compartiments du système (Figure 23) : le phytoplancton, les bactéries hétérotrophes et nitrifiantes, le zooplancton, les échanges à l'interface eau-sédiment, l'adsorption des phosphates. Les échanges d'oxygène sont également représentés. La plupart des paramètres des fonctions mathématiques introduites dans le modèle biologique sont déterminés de façon expérimentale. Ces paramètres étant mesurés, il n'y a pas lieu de les caler. Néanmoins, tous les paramètres n'étant pas accessibles à la mesure, une phase de calage reste nécessaire. Diverses études ont permis de valider la description proposée (Even et al, 1998 par exemple). Ce paragraphe présente les grandes lignes du modèle et l'introduction d'un nouveau compartiment benthique, le périphyton.

5.2.1 Modèle RIVE pour la colonne d'eau

Dynamique des populations de phytoplancton

L'évolution des populations de phytoplancton est décrite par un modèle des processus biochimiques à l'échelle intracellulaire, nommé AQUAPHY (Lancelot et al, 1986). Le compartiment phytoplancton est caractérisé à l'aide de trois variables d'état, correspondant à la quantité de carbone incorporé dans trois types de molécules cellulaires: les métabolites, les molécules de réserve, et les constituants cellulaires. Les processus pris en compte sont : la photosynthèse, la synthèse ou le catabolisme de molécules de réserve, la croissance, la mortalité, l'excrétion et la respiration.

Dégradation de la matière organique et les bactéries hétérotrophes

Le modèle HSB décrit l'évolution de la matière organique en relation avec les bactéries hétérotrophes (Billen et al, 1989). Les variables principales sont la biomasse bactérienne (B) et la matière organique sous trois formes : particulaire (MOP), dissoute (MOD) et substrats de faibles poids moléculaires (S). Chacun des compartiments de la matière organique (particulaire ou dissoute) est divisé en trois sous compartiments caractérisés par des cinétiques de biodégradabilité différentes. La mise en équation des processus affectant ce système (hydrolyse, prélèvement, croissance, respiration, mortalité, sédimentation) est réalisée selon une démarche analogue à celle adoptée pour le phytoplancton (Even, 1995).

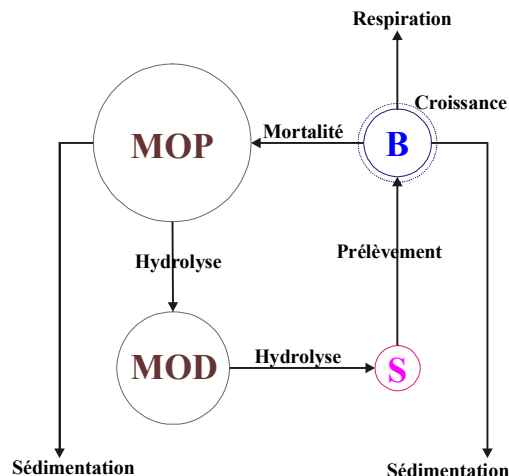


Figure 22 : Processus de dégradation de la matière organique et activité bactérienne hétérotrophe

Cycle des éléments nutritifs et rôle de l'oxygène

Les éléments nutritifs (ammonium, nitrates et phosphates) participent à la dynamique du système : ils sont assimilés directement par le phytoplancton et consommés par les bactéries. Pour chaque espèce minérale, les processus modélisés sont les suivants :

- Pour l'ammonium : production par dégradation bactérienne de matière organique, consommation par oxydation en nitrates (par les bactéries nitrifiantes et nitratantes), prélèvement par le phytoplancton.
- Pour les nitrates : production par les bactéries nitrifiantes, prélèvement par le phytoplancton (en cas d'épuisement des ions ammonium), élimination par dénitrification en situation d'anoxie (réduction en azote gazeux)
- Pour les phosphates : production lors de l'hydrolyse bactérienne de la matière organique, consommation par le phytoplancton.

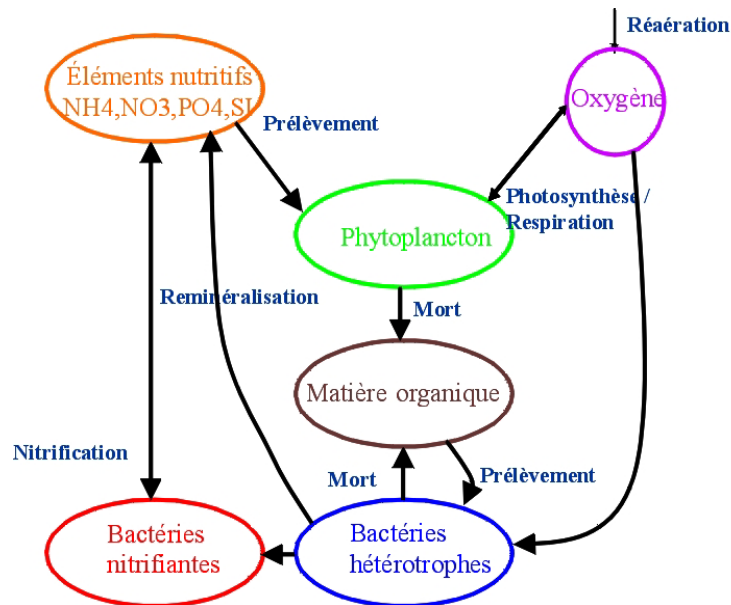


Figure 23 : Représentation simplifiée du modèle RIVE dans la colonne d'eau.

5.2.2 Les compartiments benthiques

Un nouveau compartiment benthique, le périphyton, a été introduit dans le schéma conceptuel biologique de ProSe (Flipo., 2001). A cet effet, la rivière, au sens biologique, est divisée, en trois compartiments : la colonne d'eau, la vase et le périphyton (Figure 24). Des échanges particuliers et dissous entre la colonne d'eau et les deux compartiments benthiques sont représentés.

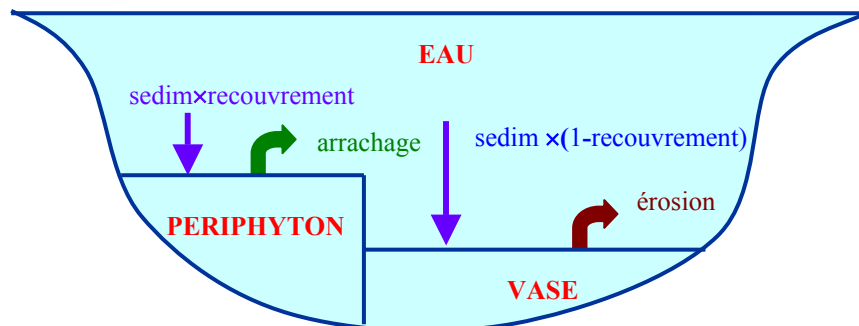


Figure 24 : représentation conceptuelle de la rivière

Chaque compartiment benthique est constitué par une communauté d'espèces. Toutes les variables de la colonne d'eau sont représentées dans chaque compartiment benthique. Le modèle

RIVE est appliqué (Figure 23), tout comme dans la colonne d'eau, à chaque communauté benthique : vase et périphyton.

Le temps de séjour

Le paramètre discriminant des différents compartiments biologiques est le temps de séjour dans la rivière. En effet, entre ces trois compartiments, les échelles temporelles sont différentes, ce qui modifie fondamentalement l'évolution des variables biologiques au sein de chaque compartiment. Pour la colonne d'eau, le temps de séjour est le temps de transit de l'eau (environ 3,5 jours pour les 50 km de rivière modélisée pour un débit d'étiage à Pommeuse de $4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Pour les vases, le temps de séjour est plus long du fait de l'alternance des processus d'érosion et de sédimentation. Quant au périphyton, qui est attaché au fond de la rivière, son temps de résidence est au plus égal à la durée de la saison de végétation et au moins égal à l'intervalle entre deux crues. Le périphyton a un temps de séjour supérieur à celui des vases et de l'eau.

Les producteurs primaires

Les producteurs primaires ont des caractéristiques différentes dans chaque compartiment. Dans ce schéma conceptuel, deux types de producteurs primaires, phytoplanctoniques et benthiques sont représentés. Pour chaque type de producteurs primaires, on peut distinguer autant d'espèces qu'il est souhaité. Les producteurs primaires phytoplanctoniques représentent les producteurs caractéristiques de la colonne d'eau. Ils photosynthétisent donc lorsqu'ils sont dans le compartiment eau. Par contre leur activité de photosynthèse est supposée nulle dans les deux compartiments benthiques. Quant aux producteurs benthiques, qui représentent les espèces fixées au fond de la rivière, ils photosynthétisent à la fois dans les compartiments eau et périphyton. Toutefois, lorsqu'ils sont présents dans l'eau, ils subissent une forte inhibition lumineuse.

Pour le compartiment périphyton, les paramètres sont les mêmes que ceux utilisés dans la colonne d'eau, sauf pour l'espèce représentative des producteurs primaires fixés. Pour cette espèce, les paramètres sont les mêmes que ceux des diatomées, sauf pour le coefficient de photosynthèse P_{\max} qui vaut 0.043 h^{-1} (Hill et Boston., 1991). Les constantes de demi saturation en phosphore et azote sont aussi propres à l'espèce fixée et valent respectivement $8 \mu\text{gP} \cdot \text{l}^{-1}$ (Horner et al., 1990) et $114 \text{ mgN} \cdot \text{l}^{-1}$ (McIntire., 1973).

Tableau 11 : Représentation de la photosynthèse pour les producteurs primaires dans les trois compartiments

	EAU	VASE	PERIPHYTON
Phytoplancton	photosynthèse	nulle	nulle
Producteurs benthiques	Photosynthèse + forte inhibition	nulle	photosynthèse

Echanges colonne d'eau-benthos

Les modes d'échanges particuliers entre les compartiments benthiques et l'eau sont spécifiques à chaque compartiment (Figure 24). Pour l'alimentation du benthos, le flux sédimentaire provenant de la colonne d'eau est réparti entre les deux compartiments vase et périphyton en fonction du taux de recouvrement. Les apports du benthos à la colonne sont représentés par l'érosion pour les vases et par l'arrachage pour le périphyton. Par contre, pour les phases dissoutes, les échanges se font toujours par diffusion turbulente entre les deux compartiments benthiques et la colonne d'eau.

L'érosion

Le couplage du modèle sédiment avec le modèle de la colonne d'eau est effectué par le biais du flux de matière organique de la colonne d'eau échangé par sédimentation et érosion avec le compartiment benthique. Ce flux est calculé à chaque pas de temps du calcul.

Le modèle de transport sédimentaire est basé sur la notion de « capacité de transport ». Elle se traduit par la représentation d'une concentration d'équilibre dans le milieu. Cette concentration, qui est la quantité de MES transportable par l'écoulement, est fonction des caractéristiques hydrauliques du

milieu (plus le débit est élevé, plus la puissance de l'écoulement permet de transporter une quantité importante de MES). Ainsi, à chaque débit correspond une concentration d'équilibre. L'effet de la navigation dans les biefs navigables est également pris en compte dans le calcul de la concentration d'équilibre.

La situation d'équilibre est définie par une égalité des flux de dépôt et d'érosion : $V_{sed}C_{eq} = \text{Erosion}$ où l'érosion n'est fonction que des caractéristiques de l'écoulement. Les flux d'érosion et de sédimentation régissent alors le comportement du système :

- Si $C > C_{eq}$ alors $V_{sed}C > \text{Erosion}$. Un flux de sédimentation tend à rétablir l'équilibre.
- Si $C < C_{eq}$ alors $V_{sed}C < \text{Erosion}$. Il y a érosion des vases.

L'arrachage

Les pertes du périphyton sont constituées, à la fois de pertes permanentes, qui sont exprimées par un pourcentage journalier de la biomasse en place, et d'un arrachage lié aux événements hydrologiques exceptionnels.

On se propose, dans un premier temps d'utiliser la notion d'intensité relative du pic de crue pour modéliser l'arrachage. L'intensité relative est définie par le rapport $\frac{Q_{max}}{Q_{base}}$. Q_{base} est le débit caractéristique de l'étiage l'année de la modélisation.

Pour chaque compartiment, on définit une relation « intensité-taux d'arrachage maximal ». On considérera ces taux égaux pour BACT, MOP et MOD. Par contre, lors d'une augmentation de débit, les organismes hétérotrophes et la matière organique particulaire sont arrachés préférentiellement. On introduit un paramètre k_i égal au rapport des taux d'arrachage respectifs de l'espèce E_i au taux d'arrachage maximal.

$$(\text{taux d'arrachage de } E_i) = k_i (\text{taux d'arrachage maximal}).$$

Le modèle doit être capable de calculer à chaque instant les taux d'arrachage, sans connaître a priori l'intensité maximale de l'événement en cours. Pour ce faire, nous cherchons à exprimer le taux d'arrachage en valeur instantanée en réponse à une évolution ponctuelle des vitesses (ou débits). Nous ne retiendrons donc pas l'intensité de l'événement hydrologique comme paramètre mais la pente d'évolution instantanée des débits : $p_q = \frac{Q_{i+1} - Q_i}{\Delta T}$. Cette pente sera comparée aux évolutions moyennes caractéristiques d'évènements hydrologiques. Ces évolutions sont quantifiées à partir d'hydrogrammes types.

Ces hydrogrammes sont classés par ordre d'intensité. On définit alors un temps caractéristique T_c qui correspond au temps pour lequel toute la crue s'est écoulée. On réduit l'information contenue dans l'hydrogramme (Figure 25) en une pente critique au dessus de laquelle il y a arrachage : $p_c = \frac{Q_{max} - Q_{base}}{(T_c/2)}$. Si $p_q > p_c$ alors il y a arrachage.

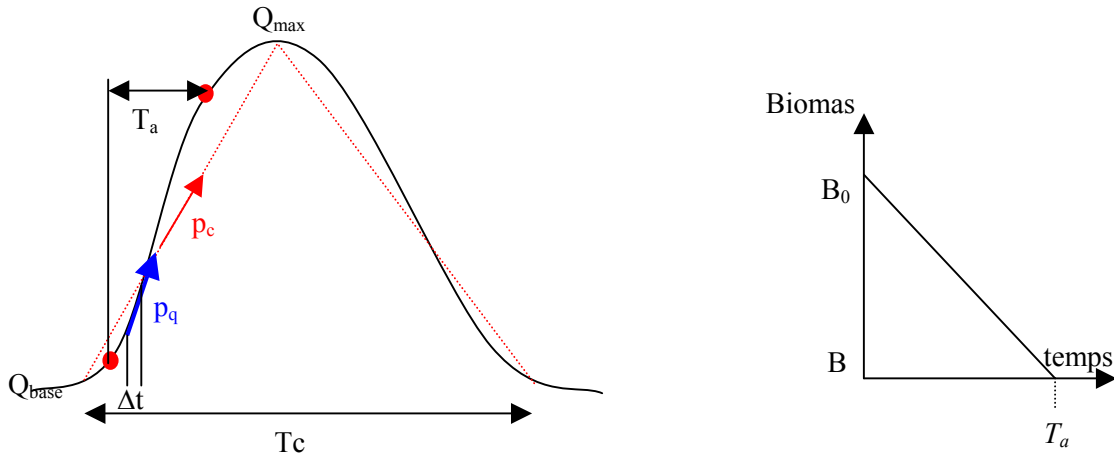


Figure 25 : Utilisation d'un hydrogramme pour caractériser l'arrachage. A gauche, réduction de l'hydrogramme réel (noir) en un hydrogramme idéalisé (pointillés rouges). A droite, schéma idéalisé de réduction de la biomasse lors d'une crue. T_c est le temps caractéristique, T_a le temps d'arrachage, p_c la pente critique au dessus de laquelle il y a effectivement arrachage, p_q la pente réelle sur un pas de temps ΔT (Flipo, 2001).

L'analyse de l'hydrogramme montre que le temps d'arrachage réel (T_a) est inférieur à $T_c/2$ (la pente p_q est faible en montée de crue et au pic de crue). Le temps caractéristique utilisé ne sera pas $T_c/2$ mais T_a qui correspond à une réduction de la biomasse de A %. L'article de Biggs et al. (1999) fournit des indications sur les taux d'arrachage correspondant à une intensité relative Q_{max}/Q_{base} donnée. Cependant, l'arrachage est aléatoire pour des intensités inférieures à 7. Dans un premier temps ; on considère arbitrairement l'arrachage maximal pour une intensité inférieure à trois. Entre 3 et 7 on considère qu'il croît linéairement de 0 à 50%. De 7 à 25, il croît linéairement de 50 à 90%. Pour une intensité relative supérieure à 25, l'arrachage est de 90%.

On en déduit l'arrachage maximal en un pas de temps en fonction de p_c :

$$Arrachage(p_c) = \frac{A(p_c) \times B_0}{T_a(p_c)} \Delta T, \quad (\text{masse arrachée})$$

où B_0 est la biomasse initiale, ΔT le pas de temps, $A(p_c)$ et $T_a(p_c)$ sont tabulés.

On en déduit donc le taux d'arrachage maximal $a(p_c)$ utilisé comme paramètre du modèle (exprimé en %/jour). Il est fonction de la pente critique d'arrachage p_c :

$$a(p_c) = \frac{A(p_c)}{T_a(p_c)}, \quad \text{où } A(p_c) \text{ et } T_a(p_c) \text{ sont tabulés.}$$

$a(p_c)$ est pondéré par k_i si on considère la variable i . On pourra envisager de faire varier k en fonction de p_c pour atteindre un arrachage de 90% de la variable i pour une intensité supérieure ou égale à 25.

Pour le Grand Morin, cette description de l'arrachage en fonction de la pente critique de l'hydrogramme fonctionne car le temps de réaction du bassin versant est très rapide (Figure 17), ce qui suggère une pente croissante en fonction de l'intensité relative de la crue.

5.3. Applications de ProSe

Des simulations concernant la partie aval du Grand Morin ont été effectuées à l'aide du logiciel ProSe auquel a été intégré un module périphyton dont nous avons décrit le schéma conceptuel. Les simulations ont porté sur le devenir de la matière organique d'origine autochtone et allochtone et sur les rejets ponctuels de STEP ainsi que sur le rôle du périphyton dans les processus biogéochimiques intervenant en rivière.

5.3.1 Impact des STEP sur le Grand Morin

Ces simulations ont été effectuées sans tenir compte du périphyton et correspondent aux données collectées au cours de l'été 2000. Elles concernent spécifiquement l'influence des rejets domestiques traités ou non.

Scénarios

L'analyse de l'impact des STEP sur le Grand Morin a fait l'objet de campagnes de terrain pendant l'été 2000. Les rejets pris en considération sont permanents. Ils ont été décrits au paragraphe 3.1 Nous avons adopté une valeur de débit de $3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à Pommeuse, valeur qui correspond aux débits de l'été 2000 au moment des campagnes de terrain (Tusseau et al., 2000)

Les simulations sont effectuées sur une durée de quinze jours. Le régime thermique est déterminé à partir d'un modèle thermique sinusoïdal simplifié : la température de l'eau passe de 21 à 23°C sur les 15 jours de simulations. L'ensoleillement suit également une évolution sinusoïdale avec un coefficient d'atténuation de 0,8 compatible avec l'ensoleillement lors des campagnes de terrain.

Nous avons défini plusieurs scénarios afin d'évaluer la part de chaque type de rejet sur le milieu naturel. Entre les scénarios, seuls les rejets diffèrent :

- Etat actuel : raccordés traités et non raccordés
- Impact des rejets de STEP : non raccordés seuls
- Impact des rejets domestiques non raccordés par rapport aux raccordés traités seuls
- Amélioration apportée par les STEP : raccordés non traités et non raccordés

Etude des différents scénarios

La Figure 26 présente les résultats des quatre scénarios présentés au paragraphe précédent. Nous commentons ci-dessous les résultats obtenus :

- Il est possible de quantifier l'amélioration sensible apportée par les traitements réalisés dans les stations d'épuration. Pour cela on comparera les courbes rouges et bleues. Des écarts importants peuvent être observés entre la courbe rouge (rejets parvenant aux STEP non traités + non raccordés) et les trois autres qui sont très proches.
- Si on compare l'évolution du carbone organique dissous entre la simulation raccordés traités + non raccordés (bleu) et les simulations raccordés traités seuls (rose) et non raccordés seuls (vert), en un point donné, on constate que la variable COD issue du premier calcul n'est pas égale à la somme des deux variables issues des deux autres simulations. Cette constatation résume bien la complexité de la modélisation de la qualité des eaux en rivière.
- Pour toutes les variables, exceptés les nutriments ammonium et orthophosphates, les simulations raccordés traités + non raccordés (bleu), raccordés traités seuls (rose) et non raccordés seuls (vert) sont très proches. Ceci implique, tout d'abord, que les STEP ont un très faible impact sur le milieu naturel (comparer les courbes bleue et verte) et ensuite que les nutriments sont largement en excès dans le milieu quel que soit le scénario envisagé. En effet, si on augmente les apports en nutriments, le système n'évolue pas d'une simulation à l'autre pour certaines variables telle que le phytoplancton.

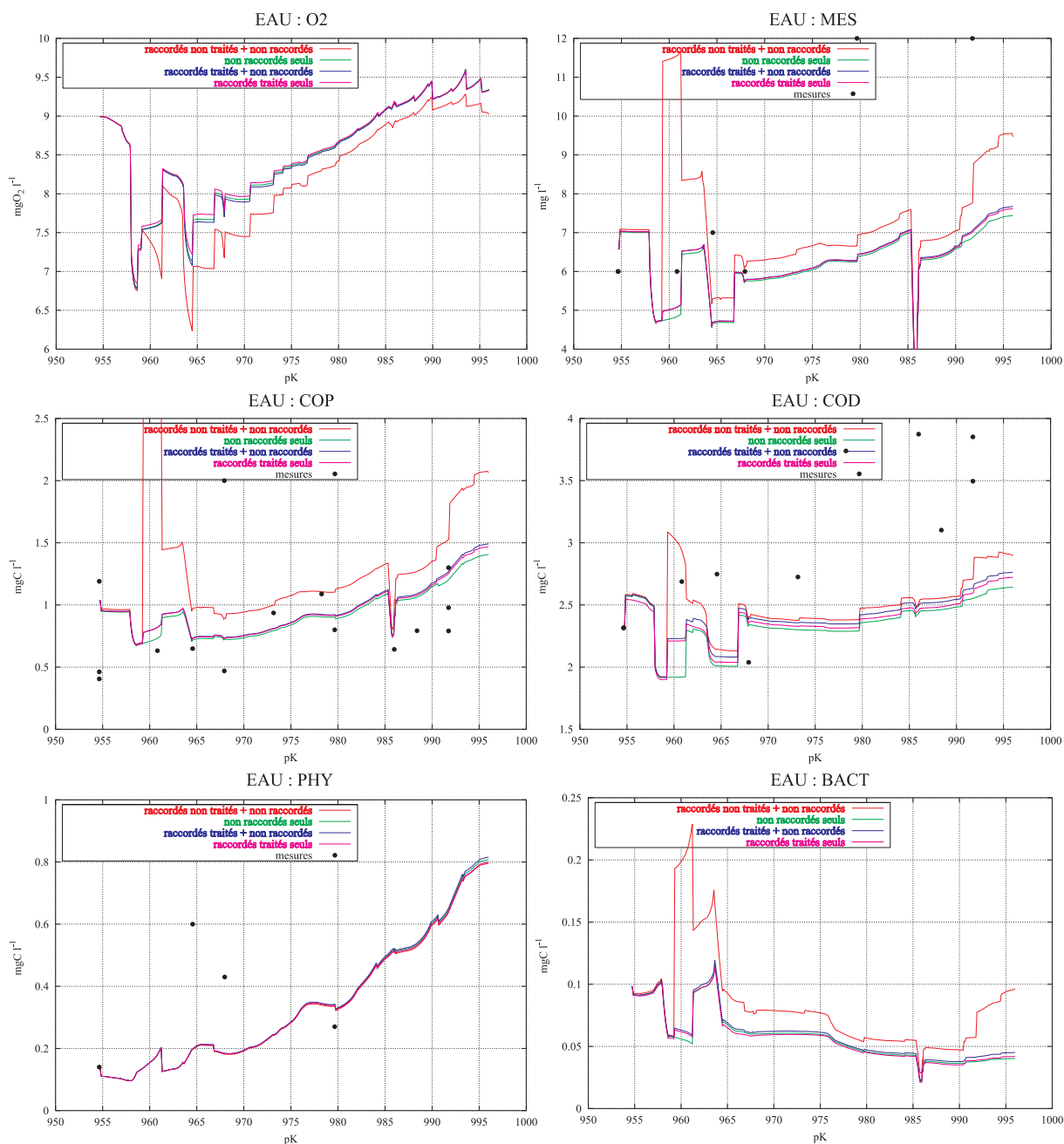


Figure 26 : Résultats des différents scénarios pour différentes variables de la colonne d'eau. (Flipo et al., 2000)

Après avoir comparé les différents scénarios, nous allons maintenant nous intéresser uniquement à la courbe bleue (raccordés traités + non raccordés) afin de la comparer aux mesures réalisées en rivière (Figure 26).

Les désoxygénations simulées en amont des barrages ont fait l'objet de mesures en 2001. De plus il est nécessaire de prendre en compte un schéma conceptuel incluant le périphyton, ce dernier compartiment constituant une source majeure de matière organique qui est susceptible de contribuer à la consommation d'oxygène.

La forme générale du profil en long d'oxygène dissous est liée au développement de la biomasse phytoplanctonique et à l'oxygénation par surverse au franchissement des barrages.

Le phytoplancton n'est pas limité par les nutriments, ni par le broutage du zooplancton, dont la biomasse simulée diminue d'amont en aval.

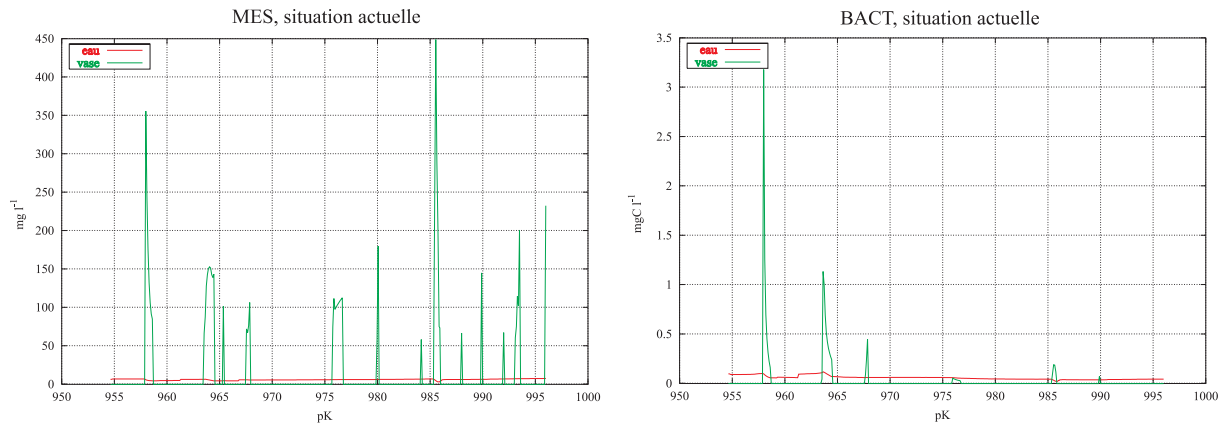


Figure 27 : Comparaison des résultats dans la colonne d'eau et dans les sédiments pour le scénario prenant en compte les rejets raccordés traités et la population non raccordée (Flipo et al., 2000).

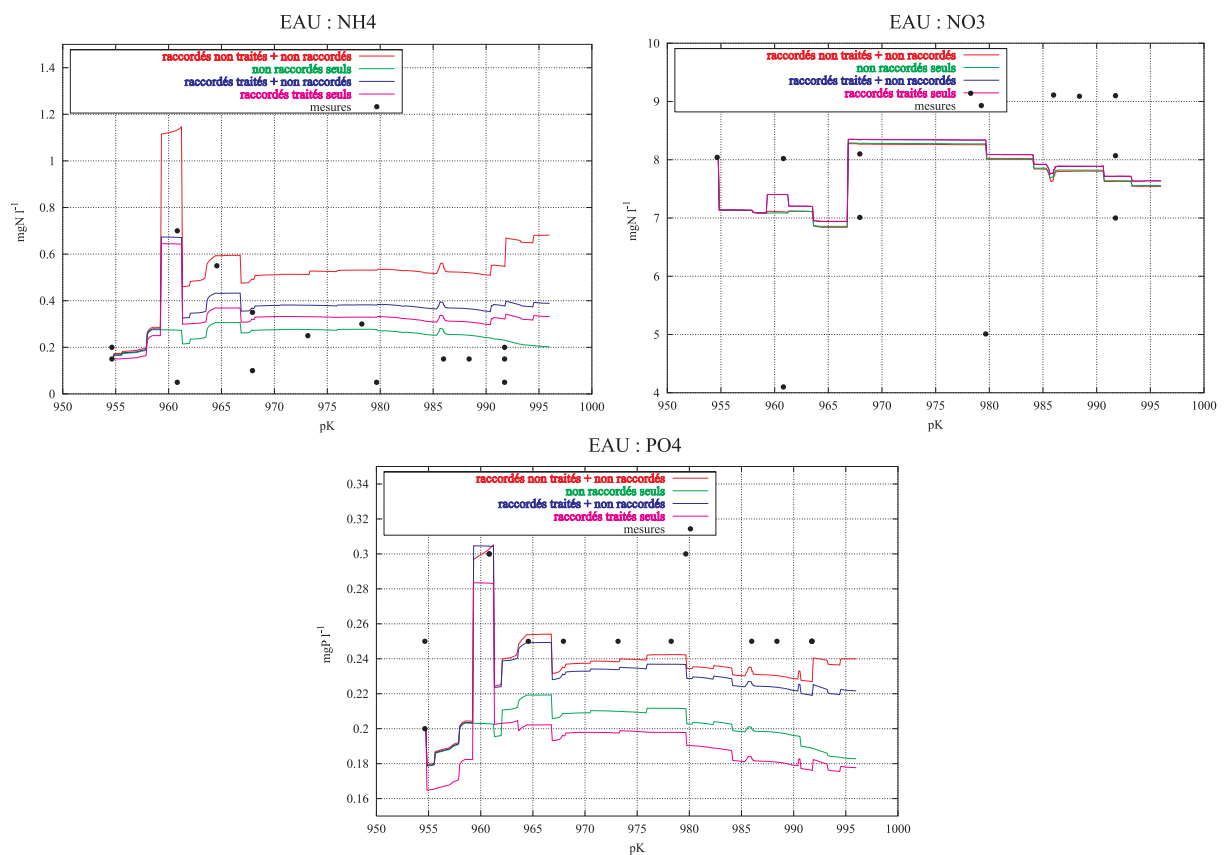


Figure 28 : Résultats des différents scénarios pour les nutriments dans la colonne d'eau (Flipo et al., 2000).

Le carbone organique dissous calculé est inférieur au COD observé. Il serait nécessaire d'améliorer la simulation du recyclage de la matière organique autochtone. Cependant, il faut noter que les mesures disponibles en rivière à l'aval ne correspondent pas exactement à notre simulation puisqu'elles ont été réalisées le lendemain d'un épisode pluvieux. Par contre, le carbone organique particulaire simulé est en bon accord avec les mesures. De plus, il est intéressant de constater que le carbone organique dissous est très peu consommé par les bactéries hétérotrophes. Les concentrations en COD augmentent le long du profil.

En outre, en comparant les profils BACT et O_2 , il apparaît très clairement (sauf dans le cas des rejets non traités, courbe rouge) que la croissance bactérienne dans la colonne d'eau n'est pas à l'origine des désoxygénations de la colonne d'eau en amont des barrages. Lorsque des creux d'oxygène sont observés (par exemple au Près, Pk 958,72, immédiatement en aval du barrage de

Coulommiers), la croissance bactérienne dans la colonne d'eau est quasiment inexistante ainsi d'ailleurs que la consommation de COD. En revanche, dans les vases (Figure 27), au droit des accumulations, les bactéries consomment l'oxygène de la colonne d'eau.

5.3.2 Contribution du périphyton au fonctionnement écologique de la rivière

Pour réaliser ces simulations un module décrivant le comportement du périphyton a été introduit dans le modèle ProSe. Il est alors possible de décrire correctement le comportement d'ensemble des producteurs primaires (Figure 29). Nous nous intéresserons à la matière organique, à la fois en terme de flux et de stock dans le système, mais aussi au comportement de l'ammonium sur le tronçon.

Pour ces simulations, le régime hydraulique est quasiment permanent car la période de simulation s'étend du 23 mai au 4 juillet 2001 (Figure 17). Pour ce qui est des apports, la situation est permanente pour les rejets de STEP et les apports domestiques non raccordés tels que nous les avons décrits précédemment. Par contre les conditions limites sont transitoires. Elles sont données par les campagnes de terrain de 2001 (Alfandari et al., 2001).

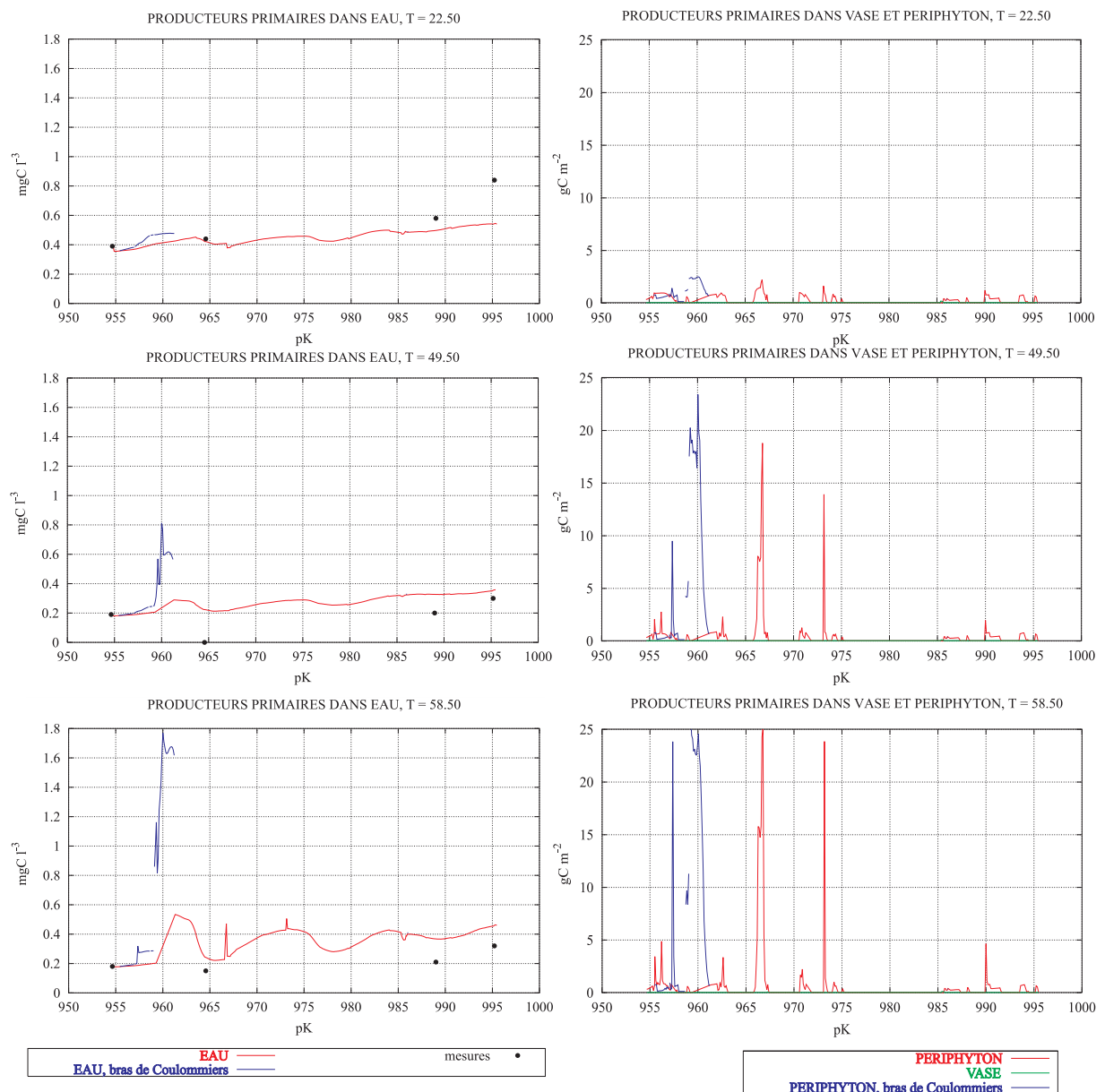


Figure 29 : Producteurs primaires simulés par ProSe dans la colonne d'eau (à gauche) et dans le benthos (à droite).

Un premier ajustement du modèle prenant en compte le périphyton (Figure 29) permet de représenter les producteurs primaires. Dans la colonne d'eau, les niveaux de chlorophylle simulés sont cohérents avec les niveaux observés. Pour ce qui est du 23 mai 2001 ($T=22,5$), le modèle sous estime largement le niveau observé en aval du domaine. Cependant, à cette période, nous avons observé un fort décrochage de périphyton printanier, qui n'est pas représenté par le modèle. Pour représenter ce processus, il faudrait tenir compte de l'âge du périphyton. Nous abordons ici le problème des successions d'espèces, qu'il est très délicat de traiter avec des modèles numériques. Pour ce qui est des 19 et 27 juin (respectivement $t = 49,5$ et $58,5$), la tendance de croissance amont-aval de la chlorophylle de la colonne d'eau est correctement représentée par le modèle, même si la chlorophylle est un peu surestimée à l'aval du domaine.

Ces simulations ont permis d'obtenir une première approche du compartiment benthique, et notamment du périphyton. Elles permettent d'estimer la répartition des producteurs primaires benthiques sur l'ensemble du linéaire du Grand Morin (Figure 29). Les valeurs maximales de biomasse fixée simulée sont de 35 gC.m^{-2} à Pommeuse (PK 966,16), ce qui est parfaitement cohérent avec les campagnes de terrain où la biomasse maximale observée était de $35,5 \text{ gC.m}^{-2}$ (Tableau 10) à Pommeuse. Dans les zones où la hauteur d'eau est de l'ordre de 60 cm, les pics de biomasse restent dans des valeurs comparables à celles observées à la Bretonnière, de l'ordre de 10 mgC.m^{-2} (Tableau 10). La modélisation des producteurs primaires est donc cohérente avec les observations, à la fois dans la colonne d'eau et dans le périphyton.

On observe une répartition hétérogène du périphyton tout au long du linéaire du Grand Morin, qui est en accord avec la limitation de la croissance liée à la hauteur d'eau. En effet, le système hydraulique du Grand Morin est une succession de mouilles et de seuils naturels ou artificiels. On observe une bonne corrélation entre les faibles hauteurs d'eau et les pics de biomasse périphytique (Figure 5, Figure 29). Cette remarque illustre le fait que les ouvrages hydrauliques ont un impact direct sur l'hydraulique du Grand Morin mais aussi un impact sur la biologie du cours d'eau. Cet impact biologique s'exprime de façon différente pour les trois compartiments représentés par ProSe. L'impact des ouvrages sur les processus de la colonne d'eau est lié au temps de transit de l'eau. La sédimentation a lieu en amont des seuils dans les secteurs profonds où la vitesse est la plus faible. Pour ce qui concerne la croissance du périphyton, la profondeur de l'eau est une variable déterminante (avec la turbidité) car elle contrôle la pénétration de la lumière.

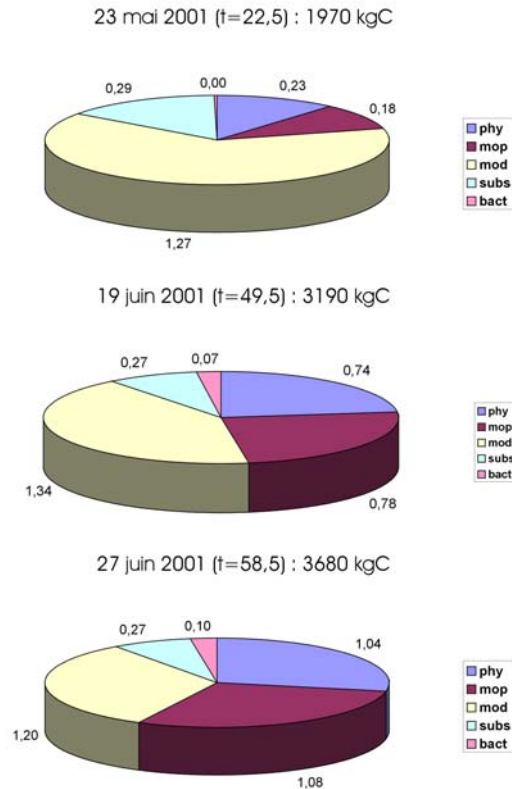


Figure 30 : Biomasse fixée dans le compartiment périphtyque sur l'ensemble du linéaire du Grand Morin. Les répartitions sont observées aux jours de simulation de la Figure 29. phy représente tous les producteurs primaires présents dans le périphtyton, bact toutes les bactéries aussi bien hétérotrophes que nitrifiantes, mop et mod respectivement la matière organique morte particulaire et dissoute, et subs le substrat consommable par les bactéries.

Le modèle simule une augmentation progressive de la biomasse périphtyque sur l'ensemble du cours d'eau sur la période de simulations sans crue (Figure 30). Il apparaît aussi que la croissance des producteurs primaires benthiques est limitée par l'échange turbulent en éléments dissous à l'interface eau-périphtyton. Quoiqu'il en soit, le périphtyton représente un stock très important de matière organique. Ce stock croît en permanence passant de 2 tC à 3,6 tC en 36 jours de simulation.

Il apparaît alors que pour les petits ordres de Strahler (inférieur à 4), le système n'est jamais à l'équilibre à l'étiage puisque le compartiment benthique ne cesse de croître. Ceci est fondamentalement différent d'une vision d'un système où seul le phytoplancton (c'est à dire les producteurs primaires de la colonne d'eau) est considéré. Dans cette vision, on peut atteindre un régime permanent biologique en cas d'apport stable. Par régime permanent, nous entendons, par exemple, un profil en long du phytoplancton identique pour tous les jours de simulation.

Comme nous venons de le voir, le périphtyton constitue un stock de matière organique au fond de la rivière. Ce stock est en perpétuelle évolution. En cas de crue capable d'arracher tout le périphtyton fixé au fond de la rivière, le temps de transit de l'eau est de moins d'une journée (Figure 7), et le flux de matière organique produit par l'arrachage du compartiment benthique peut atteindre 3.6 tC.j^{-1} (Figure 30). Ce flux, produit par 40 km de rivière, est considérable comparé au flux des apports anthropiques de matière organique (rejets de STEP et rejets domestiques non raccordés) qui sont de 130 kgC.j^{-1} . Un tel flux de matière organique est susceptible d'engendrer de graves désoxygénations dans le système aval du fait de la dégradation de la matière organique par les bactéries.

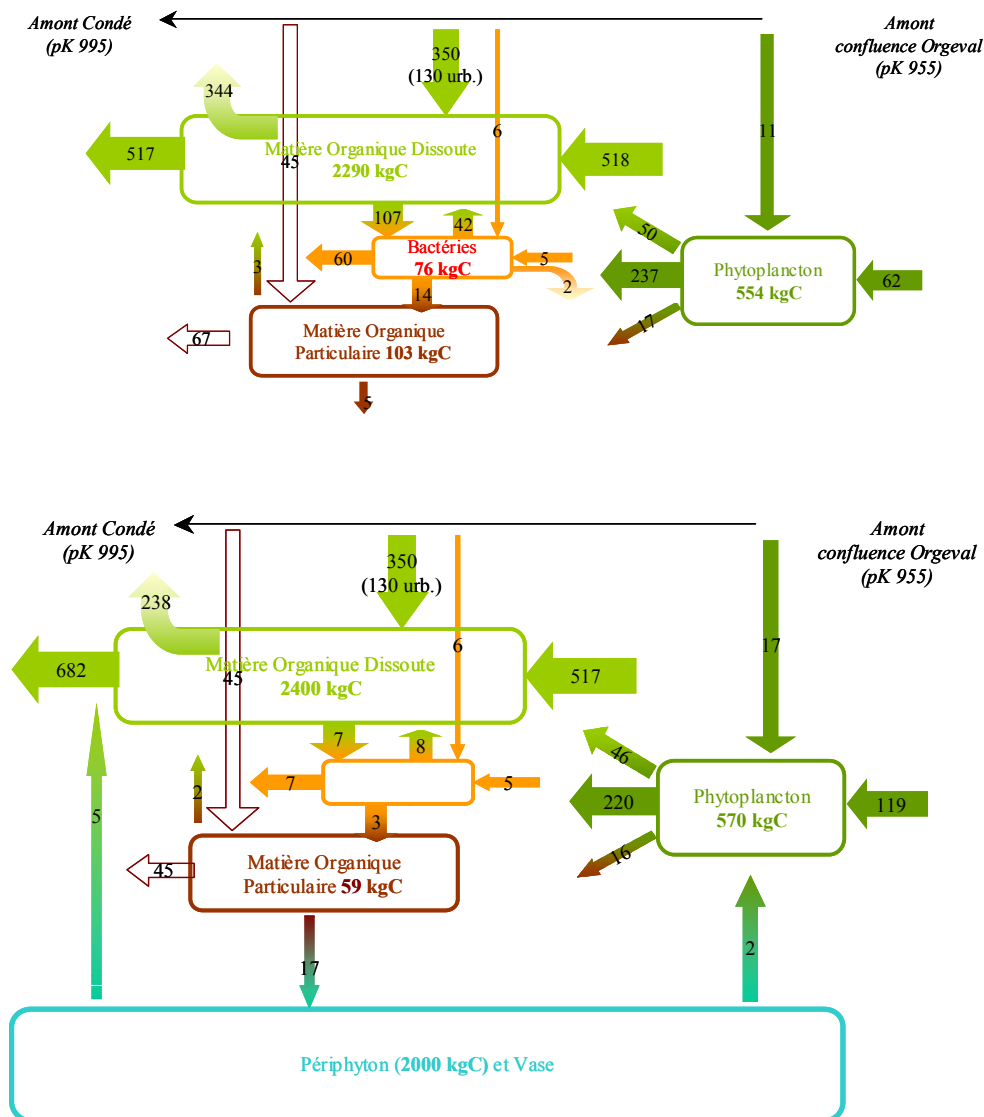


Figure 31 : Stock et flux de carbone dans les 40 km du Grand Morin modélisés le 23 mai 2001. En haut figure la vision du système sans périphyton e,t en bas, la vision du système avec périphyton.

Il est intéressant de comparer la perception que nous pouvons obtenir du système Grand Morin par des modélisations prenant ou non en compte le périphyton. A cet effet, nous comparons les résultats, au jour 22 (le 23 mai 2001), des simulations avec et sans périphyton (Figure 31). Cependant, la vision du système au 22^{ème} jour, n'est pas représentative de la vision du système les jours suivants. Ceci découle directement du fait, qu'avec le périphyton, la notion de régime permanent biologique n'existe pas.

Pour le 23 juin, le carbone présent dans la colonne d'eau augmente. En effet, le compartiment périphyton produit des quantités importantes de matière organique, et notamment de matière organique dissoute (Figure 30) qui a un impact très rapide sur la teneur en oxygène du milieu. Il modifie aussi le système en terme de flux de sortie. Ainsi, pour le 23 mai, le périphyton génère un flux de matière organique dissoute de 165 kgC.j^{-1} à l'aval du Grand Morin. Ce flux résiduel est obtenu en soustrayant les flux de sortie de MOD avec et sans périphyton. Cette remarque est importante car si le périphyton n'est pas représenté, le flux des apports anthropiques (essentiellement de la MOD), qui est de 130 kgC.j^{-1} , est totalement absorbé par le système modélisé (les flux d'entrée et de sortie de MOD sont égaux). Par contre, en tenant compte du périphyton, le système injecte à l'aval 165 kgC.j^{-1} , laquelle matière est très réactive en terme d'oxygène dissous dans la colonne d'eau. Ce flux généré par

le périphyton est lié totalement à la dégradation de la matière organique dans la matrice périphytique. Il conviendrait donc, pour valider ces premiers résultats, d'analyser plus profondément la structure des biofilms bactériens contenus dans le périphyton, ainsi que leur activité.

En ce qui concerne le cycle des éléments nutritifs, des campagnes de terrain ainsi que des expérimentations seront encore nécessaires en vue d'affiner notre compréhension du fonctionnement du périphyton, et notamment, des biofilms bactériens qui participent activement à la nitrification. Néanmoins, les premières simulations ont fait apparaître très clairement que le prélèvement en nutriments lié à la croissance des producteurs primaires, benthiques ou non, ne peut pas expliquer les décroissances en nutriments observées sur le Grand Morin. Ces décroissances peuvent être considérables. Par exemple, pour l'ammonium (Figure 32), le 4 juillet 2001, la concentration chute de $1,8 \text{ mgN.l}^{-1}$ à l'amont du système pour atteindre seulement $0,15 \text{ mgN.l}^{-1}$ à l'aval du domaine. En revanche, toujours pour l'ammonium, il est apparu que les bactéries nitrifiantes jouaient un rôle majeur. Elles participent, d'une part, à une nitrification permanente dans le compartiment benthique. D'autre part, il semblerait qu'elles participent aussi activement à la dénitrification dans la colonne d'eau par l'intermédiaire de l'arrachage du périphyton sénescant. La modélisation numérique a permis de mettre en valeur cet aspect. En effet, à partir d'un certain seuil de biomasse (les maxima observés à Pommeuse en chl_a et AFDM) nous avons augmenté l'arrachage permanent du périphyton de $0,5\%.\text{j}^{-1}$ à $20\%.\text{j}^{-1}$. Les teneurs en bactéries nitrifiantes augmentent alors fortement dans la colonne d'eau. Seul ce phénomène permet d'expliquer la chute du profil en ammonium à l'aval du domaine où le périphyton est quasiment absent (Figure 30).

Pour améliorer la représentation de la nitrification, il serait nécessaire d'effectuer des expérimentations en laboratoire afin de mieux cerner la dynamique des bactéries nitrifiantes au sein même de la matrice périphytique. Ceci devrait permettre d'améliorer la modélisation de la nitrification en amont du domaine, là où est présente une forte biomasse périphytique. Des manipulations concernant l'arrachage du périphyton (seuil critique de sénescence,...) sont aussi nécessaires afin d'améliorer la modélisation de l'alimentation de la colonne d'eau par le benthos. De même les mécanismes d'extension spatiale du périphyton doivent être cernés. En effet, ils permettraient, en s'affranchissant du taux de recouvrement (paragraphe 5.2.2) de mieux évaluer la surface où le biofilm benthique est actif. Enfin, des campagnes d'échantillonnage des bactéries nitrifiantes dans la colonne d'eau seraient aussi nécessaires pour comprendre et valider les mécanismes de re largage benthique.

Quoiqu'il en soit, la prise en compte du périphyton en tant que support d'un biofilm bactérien permet d'ores et déjà d'améliorer notablement la représentation de la chute du profil en ammonium le 4 juillet 2001 (Figure 32).

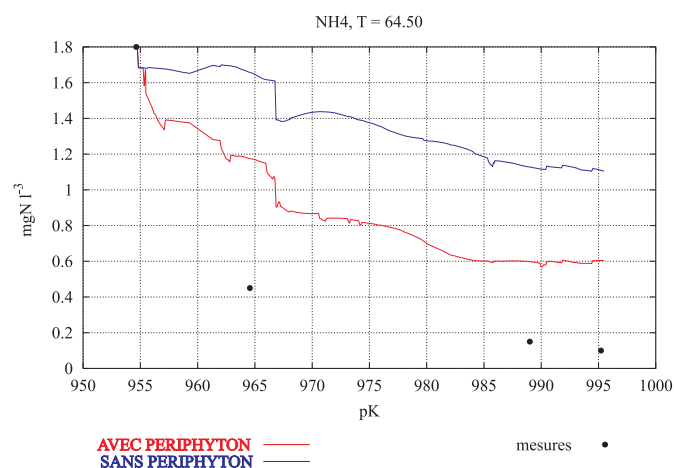


Figure 32 : Profil en long de l'ammonium le 4 juillet 2001.

Finalement, les premiers résultats de modélisation du périphyton permettent d'évaluer un stock de matière organique non considéré auparavant. Ce stock de matière organique présent dans les têtes de bassin pourrait éventuellement expliquer de fortes désoxygénations à l'aval et sur les grands cours d'eau navigués. De plus, ce compartiment benthique, souvent considéré comme dominant (Teissier et al., 1999) transforme notablement les flux de matière organique à l'aval du système.

Par ailleurs, une étude approfondie des biofilms pourraient aboutir à une meilleure compréhension des décroissances amont-aval en nutriments observées sur le Grand Morin et qui ne sont pas correctement simulées par les modèles ne tenant compte que des processus de la colonne d'eau.

5.4. Modélisation du réseau hydrographique du Grand Morin à l'aide de SENEQUE

Le découpage Eustache du modèle Sénèque (voir synthèse « Développement des végétaux », Garnier et al., 2002 et « Boite à Outil de modélisation », Billen et al. , 2002) décrit le réseau hydrographique du Grand Morin selon un schéma idéalisé de confluences de tributaires d'ordre croissant. Le Grand Morin, est d'ordre 5 après sa confluence avec l'Aubetin. Il possède trois sous-bassins d'ordre 4 (l'Aubetin, l'Orgeval et le Grand Morin). La représentation géomorphologique selon Strahler (1957) ne distingue pas explicitement tels ou tels affluents, ceux-ci étant traités de manière similaire selon leur ordre. Les apports sont aussi répartis par ordre, et la pluviométrie est celle mesurée à différentes stations du bassin et moyennée par décade, prise identique sur l'ensemble du bassin.

A l'échelle d'un bassin comme le Grand Morin, cette représentation est utile pour un premier dégrossissage géographique des caractéristiques de qualité et de fonctionnement de l'ensemble du réseau hydrographique. Elle permet aussi d'en étudier efficacement les variations saisonnières et interannuelles.

A l'échelle inter annuelle, les données de validations (débit et qualité) sont surtout disponibles à l'exutoire du bassin. Le modèle a été appliqué systématiquement aux années 1997, 1998, 1999 et 2001. L'année 1991, caractéristique d'une situation de faible hydraulicité est présentée en comparaison (Figure 33 et suivantes).

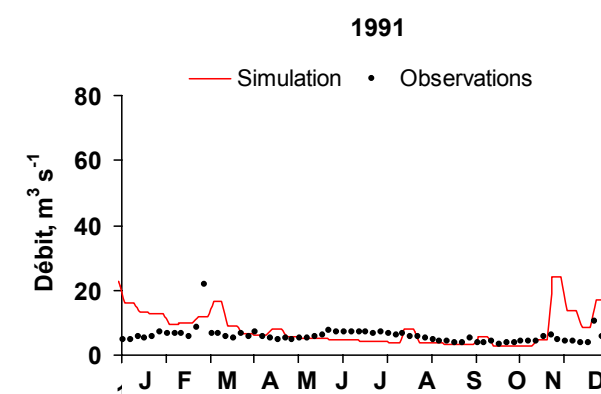
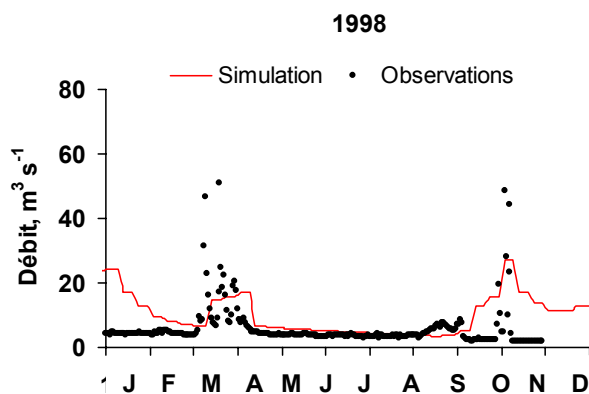
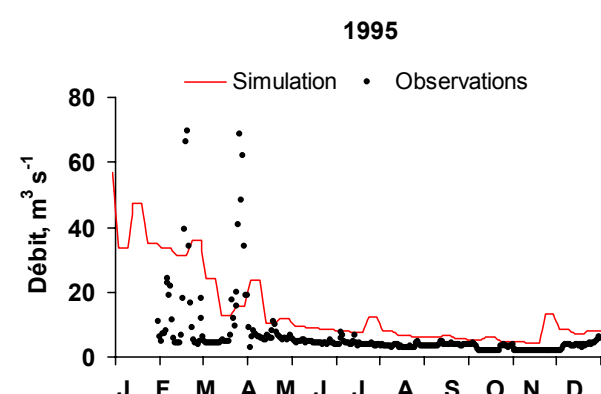
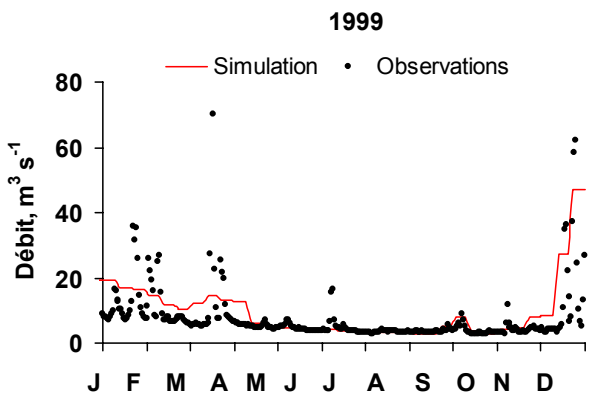
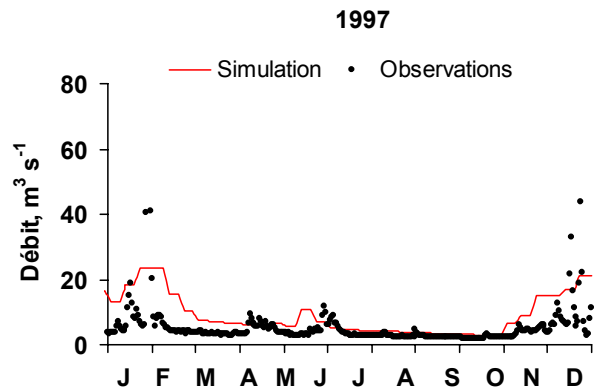
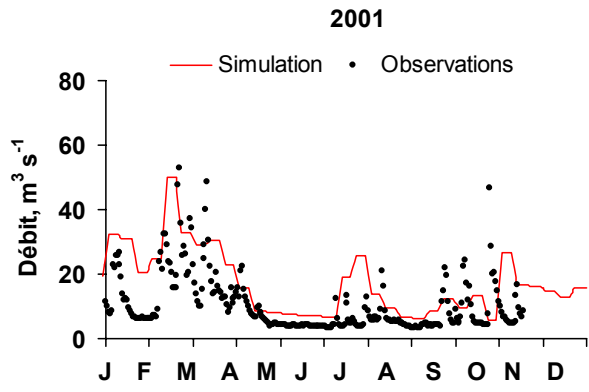


Figure 33 : Simulation des débits à l'exutoire du bassin du Grand Morin à l'aide du modèle Sénèque

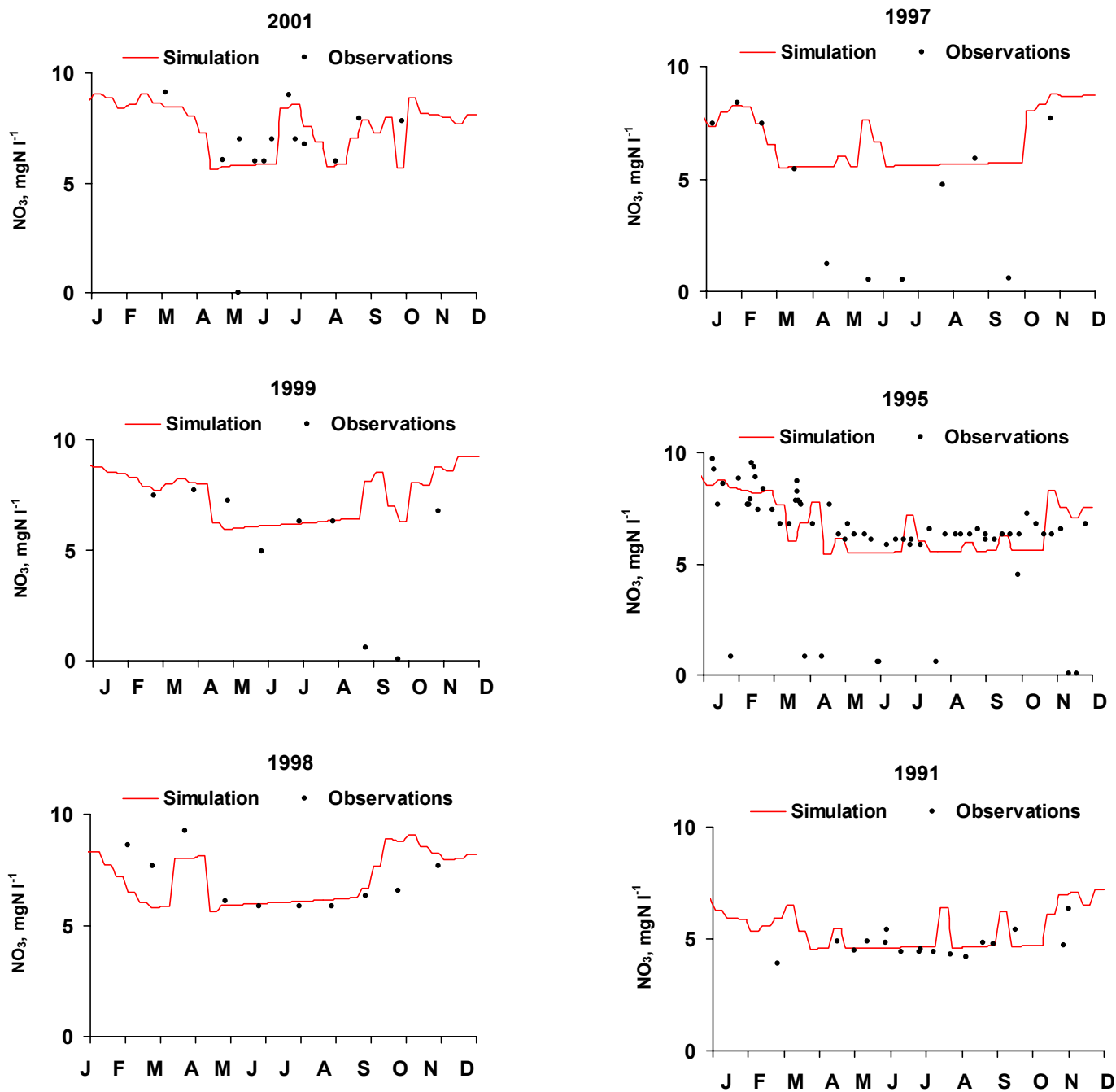


Figure 34 : Simulation des nitrates à l'exutoire du bassin du Grand Morin à l'aide du modèle Sénèque

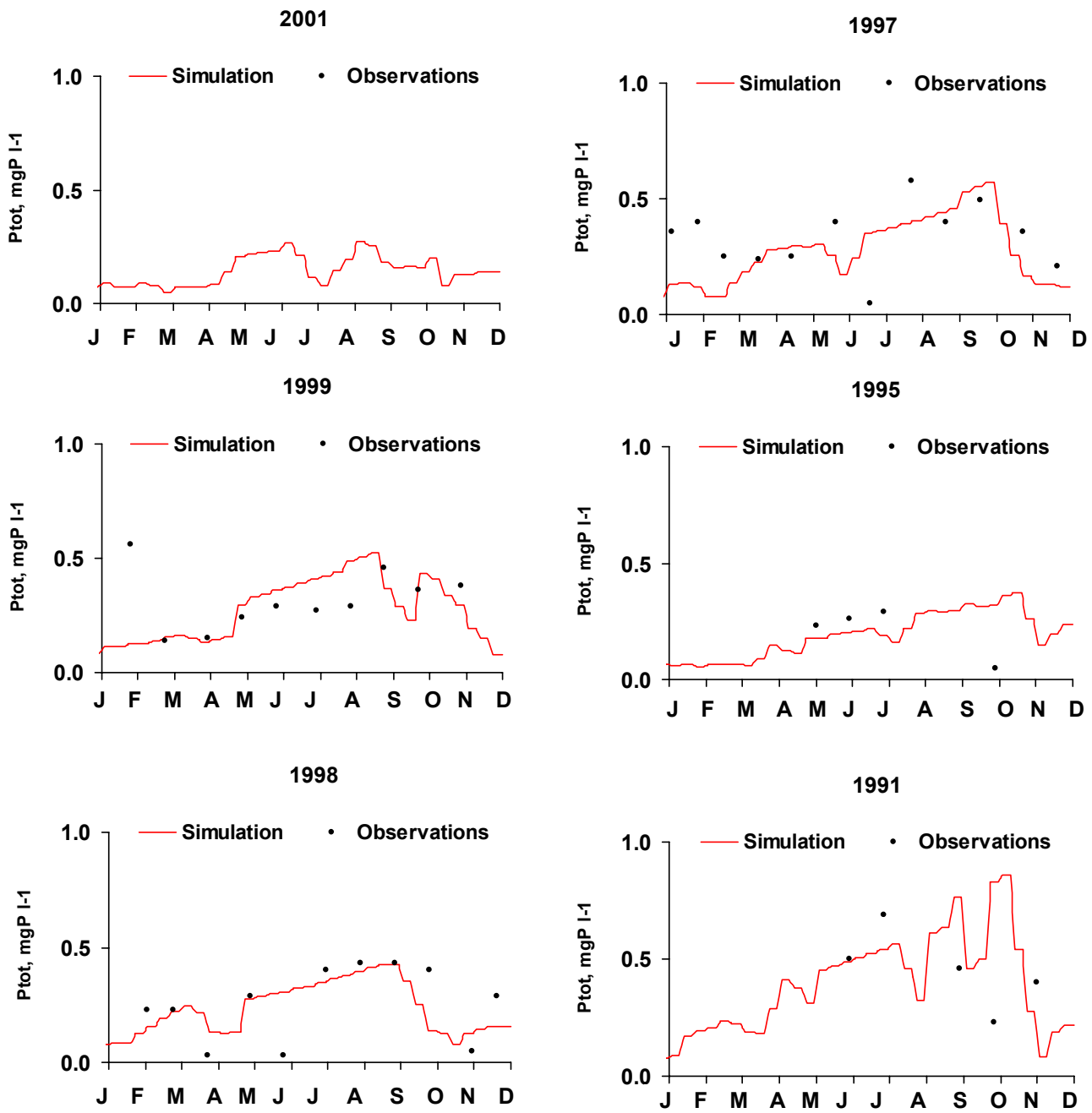


Figure 35 : Simulation du phosphore total à l'exutoire du bassin du Grand Morin à l'aide du modèle

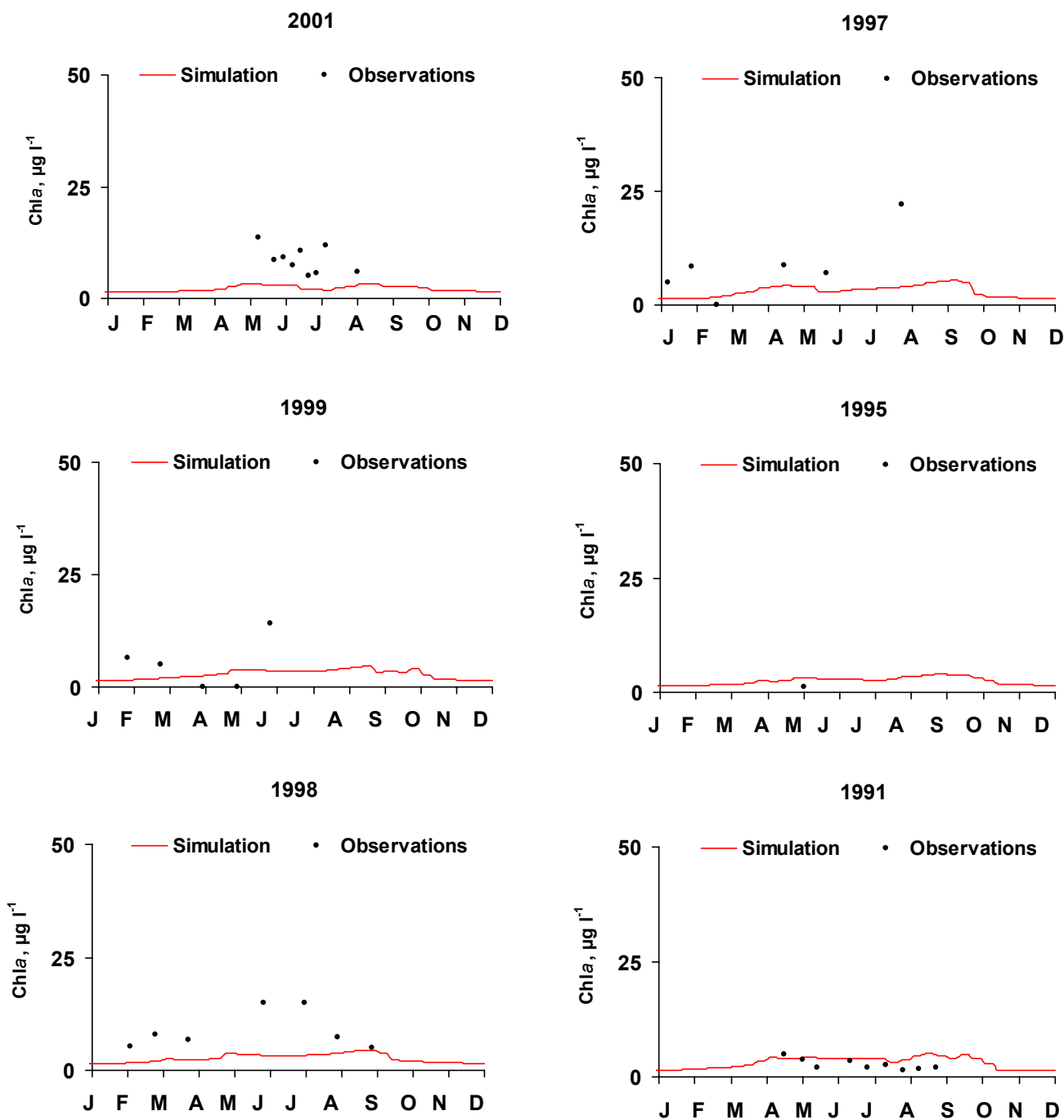


Figure 36 : Simulation de la biomasse phytoplanctonique (Chlorophylle a) à l'exutoire du bassin du Grand Morin à l'aide du modèle Sénèque.

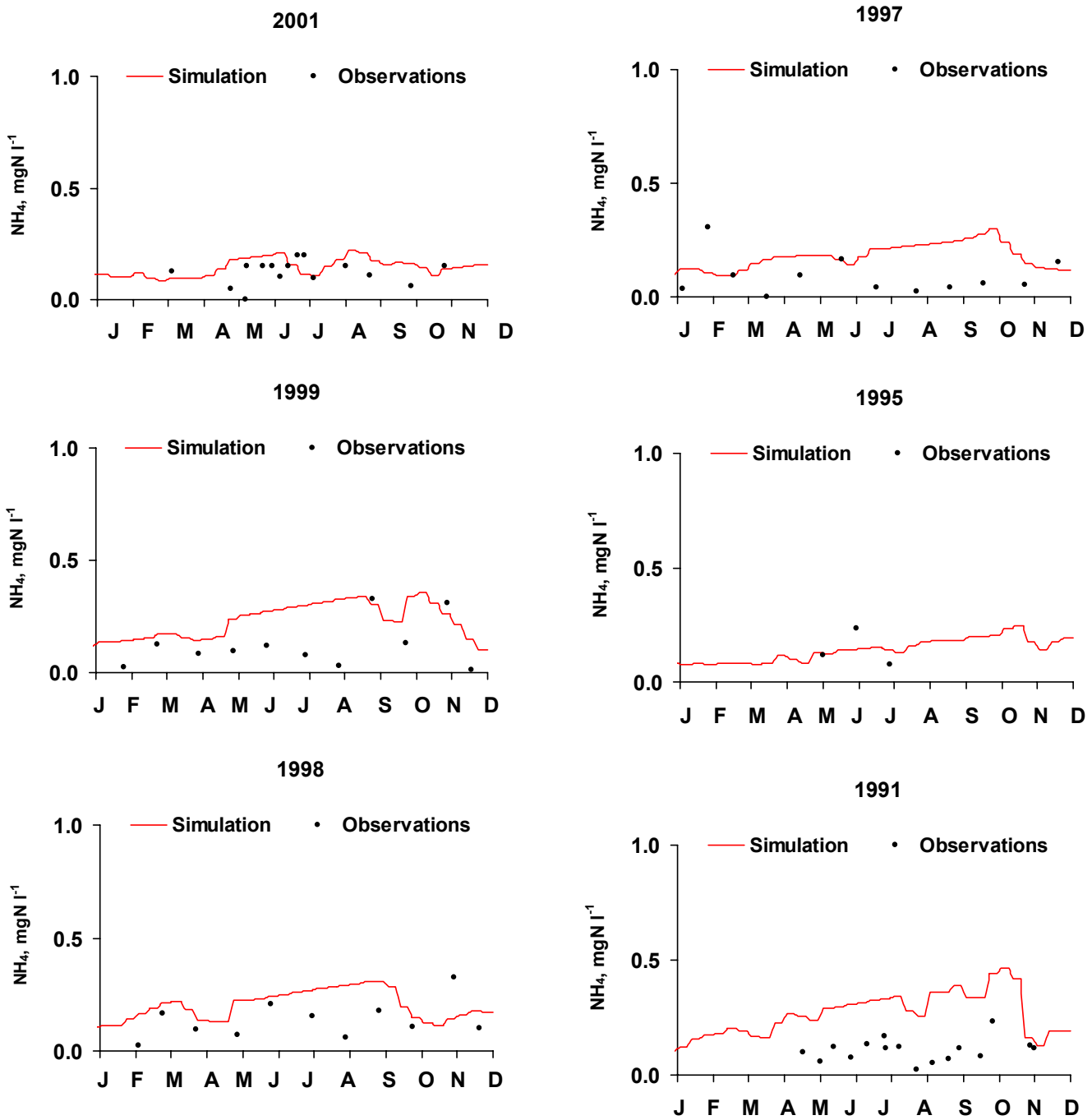


Figure 37 : Simulation de la concentration en ammonium à l'exutoire du bassin du Grand Morin à l'aide du modèle Sénèque.

Conclusion

Le site atelier de l'aval du Grand Morin a permis de faire le point sur un grand nombre de problématiques scientifiques rappelées en introduction : comportement hydraulique d'une rivière équipée de moulins et de seuils, impact sur le bassin versant et la rivière des apports domestiques et agricoles d'une région à caractère rural dominant, transport des matières en suspension vecteurs potentiels de pollution, production de biomasses d'une rivière au caractère eutrophe marqué, production de matière organique autochtone dans le lit du cours d'eau.

La réalisation coordonnée des campagnes relatives aux différentes problématiques scientifiques abordées sur le site atelier du Grand Morin, la synergie qui en a résulté, ont permis de donner de la profondeur de champ à chacune des tâches accomplies et d'aboutir à une modélisation du fonctionnement écologique spécifique à ce type de cours d'eau.

Les principales évolutions du schéma conceptuel portent sur l'amélioration des compartiments benthiques, vases et périphyton, particulièrement actifs dans les rivières peu profondes. Ce modèle de fonctionnement écologique a été implanté dans le modèle ProSe. Ces travaux complètent ceux qui avaient été réalisés par ailleurs sur les macrophytes avec SENEQUE. Il a finalement été possible de jeter les bases d'un modèle généralisable à l'ensemble des cours d'eau amont, modèle cohérent avec le modèle déjà validé pour les secteurs navigables.

Bibliographie

- Alfandari, V. (2001).** Prélèvements sur terrain, en rivière, logistique de campagnes, participation à la préparation des échantillons sur le Grand Morin, rapport de stage Cemagref, 41 pages plus annexes.
- Améziane, T. (2001).** Response of benthic algal communities to hydraulic disturbances in a large river : the Garonne, France. Submitted.
- Améziane, T., Garabetian, F., Dalger, D., Sauvage, S., Dauta, A., Capblancq, J. (2001).** Epilithic biomass in a large gravel bed river (La Garonne, France) : A manifestation of eutrophication ? *Regul. River.*, In Press.
- Biggs, B.J.F, Stokseth, S. (1996).** Hydraulic habitat suitability for periphyton in rivers. *Regul. River.*, 12, 251-261.
- Biggs, B.J.F., Tuchman, N.C., Lowe, R.L., Stevenson, R.J. (1999).** Resources stress alters hydrological effects in stream periphyton community. *OIKOS*, 85, 95-108.
- 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.
- 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., Sebilo, M., Bleuse, N. & Gaillard, S (2001).** Modélisation de la contamination nitrique des eaux de surface dans le bassin du Grand Morin. Note PIREN-Seine au comité de suivi de l'action préventive nitrates des Morin à la Marne. Mars 2001.
- Billen, G. et al. (2002).** La zone atelier Marne, Rapport de synthèse du PIREN Seine 1998-2001.
- Benoît, M. et al., (1999).** Rapport scientifique d'étape. Contrat de recherche INRA/CNRS. Programme PIREN-Seine 1998-2001, INRA SAD, Mirecourt
- Bourlange, S., Poulin, M., Even, S., Flipo, N. (2000).** Modélisation du fonctionnement hydraulique et écologique du Grand Morin. Rapport technique, CIG-ENSMP.
- Cunge, J. A. (1986).** Simulation des écoulements non permanents dans les rivières et les canaux. Rapport technique, ENSHMG - Institut National Polytechnique de Grenoble.
- Even, S. (1995).** Modélisation d'un écosystème fluvial : la Seine. Thèse de doctorat, CIG-ENSMP.
- Even, S., Poulin, M., Garnier, J., Billen, G., Servais, P., Chesterikoff, A., Coste, M. (1998).** River ecosystem modelling. Applications of the PROSE model to the Seine river (France). *Hydrobiologia*, 373/374, 27-45.
- Ferry, M. (1996).** Vingt ans de mesures de qualité des eaux sur le bassin versant de l'Orgeval. Rapport technique, CEMAGREF.
- Flipo, N., Poulin, M., Even, S., Bourlange, S. (2000).** Modélisation du fonctionnement hydraulique et écologique du Grand Morin. Rapport technique, PIREN Seine.
- 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.
- Hill, W.R., Boston, H.L. (1991).** Community development alters photosynthesis-irradiance relations in stream periphyton. *Limnol. Oceanogr.*, 36, 1375-1389.
- Horner, R.R., Welch, E.B., Seeley, M.R., Jacoby, J.M. (1990).** Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorous concentration. *Freshwater Biology*, 24, 215-232.

- Gaillard, S., Fustec, E., Bravard, JP., Brunstein, D., (2000).** Genetic and dynamical typology for riverine wetlands assessment in the whole Seine River basin (France). Millennium wetland event. Session 106 : riverine-floodplain wetlands. SWS / Int. Assoc. Ecol. August 6-12, 2000.
- Garnier et al. (2002).** Développement des peuplements végétaux dans le bassin de la Seine, Rapport de synthèse du PIREN Seine 1998-2001.
- Gaury, F. (1992).** Systèmes de culture et teneurs en nitrates des eaux souterraines, thèse de Doctorat, INRA Mirecourt, 229 p. + annexes
- Gomez, E., Ledoux, E., Benoît, M. et al. (2002).** Dynamiques agricoles et pollution nitrique diffuse : modélisation intégrée du transfert des nitrates sur le bassin de la Seine, Rapport de synthèse du PIREN Seine 1998-2001.
- IAURIF (2000).** La dépollution domestique en Ile-de-France. Rapport technique, IAURIF.
- 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.
- Mouchel, J.-M., Dispan, J., Tusseau-Vuillemin, M.-H., Le Réveillé, G., Servais, P., Frébutte, M., (1999).** Encore un effort du côté de la matière organique, rapport PIREN-Seine IV, 21 pages.
- Mouchel, J.M. et al. (2002).** Dynamique des matières en suspension. Rapport de synthèse du PIREN Seine 1998-2001.
- McIntire, C.D. (1973).** Periphyton dynamics in laboratory streams : A simulation model and its applications. *Ecol. Monogr.*, 43, 399-420.
- Némery, J., (2002).** Note d'avancement. Travail de thèse en cours.
- Penven, M. J., Muxart, T., Guerrini, M. C., Jannot, P., Brunstein, D., Mussot, R., (1998).** Chapitre «Un bassin versant agricole et ses pratiques : le Grand Morin », dans : « La Seine en son bassin : Fonctionnement écologique et activité humaine, MEYBECK M. Editeur, ELSEVIER, pages 127-157.
- Ramade, F. (1998).** Dictionnaire Encyclopédique des sciences de l'eau - Biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales. Ediscience International.
- Sebilo M., Billen G., Grably M. & Mariotti A. (2002)** Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system. Biogeochemistry (soumis).
- 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. (2000).** 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.