

# Eutrophisation et transferts de nutriments : mécanismes et évolution à long terme

G. Billen<sup>1</sup>, J. Garnier<sup>1</sup>, J. Némery<sup>1</sup>, M. Sebilo<sup>2</sup>, A. Sferratore<sup>1</sup>, S. Barles<sup>3</sup>, P. Benoit<sup>4</sup> et M. Benoit<sup>5</sup>

<sup>1</sup>UMR Sisyphe 7619, UPMC-CNRS, [billen@ccr.jussieu.fr](mailto:billen@ccr.jussieu.fr)

<sup>2</sup>UMR 7618, BIOEMCO, UPMC- INRA-CNRS

<sup>3</sup>LTMU, Champs s/Marne

<sup>4</sup>CDHT, Paris I Panthéon-Sorbonne

<sup>5</sup>INRA, SAD Mirecourt

2.1.	Bilan de l'azote.....	2
2.2.	Bilan du phosphore.....	3
2.3.	Bilan de la Silice.....	5
3.1.	Dans le réseau hydrographique .....	5
3.2.	En milieu marin côtier .....	7
4.1.	L'usage du sol et les apports diffus de nutriments .....	8
4.2.	Apports ponctuels urbains .....	9
4.3.	La morphologie du réseau hydrographique et le paysage hydrologique .....	10
5.1.	En amont de Paris.....	11
5.2.	En aval de Paris .....	11
6.1.	Développement algal dans les cours d'eau de différents ordres.....	13
6.2.	Apports à la mer et eutrophisation côtière.....	13

## 1. Introduction

L'eutrophisation se définit comme la manifestation, en terme de métabolisme général (production et respiration) d'un écosystème, des apports exogènes de nutriments qu'il reçoit. Ces manifestations peuvent revêtir des formes extrêmement diverses selon les secteurs concernés du réseau hydrographique : Dans les petits cours d'eau de tête de bassin, la production végétale est avant tout conditionnée par les contraintes hydrologiques (forte dilution hydraulique), de sorte que seules des végétaux attachés (diatomées benthiques et macrophytes) sont susceptibles de se développer. Leur prolifération excessive, rare dans le bassin de la Seine, peut dans certains cas poser de problèmes. C'est dans les grands cours d'eau (ordre 5 et au delà), souvent canalisés, que peut se développer le phytoplancton algal, qui, dans ces secteurs, domine complètement la production primaire. Les blooms diatomiques printaniers, souvent très intenses, peuvent être la cause de gêne pour la production d'eau potable et de dégradation sensible de la qualité de l'eau. Le matériel organique d'origine algale apporté d'amont, contribue aux déficits d'oxygénation observés dans l'estuaire. Enfin dans le panache de la Seine en Baie de Seine, l'eutrophisation se manifeste par le développement d'algues non diatomiques productrices de toxines diarrhéiques, conduisant à la contamination des coquillages.

Ces manifestations diverses résultent toutes d'un déséquilibre quantitatif ou qualitatif de l'approvisionnement du système en azote, phosphore ou silice. La compréhension de ces phénomènes nécessite donc un outil capable de représenter les apports, les transferts et les processus de transformation de nutriments à l'échelle du bassin versant, ainsi que la dynamique des processus de production primaire et d'hétérotrophie qui en résultent. Le modèle Riverstrahler constitue un tel outil. Il permet de relier le fonctionnement biogéochimique du réseau hydrographiques, et partant, la qualité de l'eau, aux contraintes que constituent le climat, la morphologie des cours d'eau, l'usage du sol et les apports ponctuels du bassin versant. Le modèle existe sous deux formes :

\* L'une basée sur une spatialisation assez sommaire du réseau hydrographique, distinguant les 4 grands bassins hydrographiques (Seine amont de Paris, Marne, Oise et Eure) et l'axe majeur de la Seine de Paris à Caudebec (limite de l'intrusion saline). Les bassins sont représentés par une

idéalisation par ordre de Strahler, tandis que l'axe principal est représenté avec une résolution kilométrique (Billen et al., 1994, 2000; Garnier et al., 1995, 2001).

\* L'autre intégrée à une interface SIG (SENEQUE/Riverstrahler) qui offre la possibilité d'une spatialisation beaucoup plus fine (Ruelland, 2004 ; Ruelland et Billen, 2005 ; soumis).

Les résultats présentés dans ce rapport ont tous été produits avec la première version du modèle Riverstrahler. Une spatialisation détaillée des processus discutés ici constitue encore aujourd'hui un enjeu de recherche.

## 2. Les transferts actuels de nutriments dans le bassin de la Seine

Une des fonctions du modèle Riverstrahler est de permettre de synthétiser le bilan des apports, des transferts et des processus de rétention de nutriments à l'échelle du bassin. La dépendance de ces processus vis à vis des conditions hydrologiques étant considérable, leurs variations interannuelles le sont aussi. Durant les 10 dernières années, on a connu une gamme de conditions hydrologiques assez étendue (Figure 1), 2001 étant parmi les années les plus humides des 50 dernières années, 1996 constituant au contraire une année parmi les plus sèches. L'année 1998 est parmi les années moyennes. Afin de déconvoluer l'influence de l'hydrologie des contraintes anthropiques directes, nous utiliserons systématiquement l'hydrologie de ces 3 années pour tester tous les scénarios relatifs aux activités humaines, dans des conditions humides, sèches et moyennes.

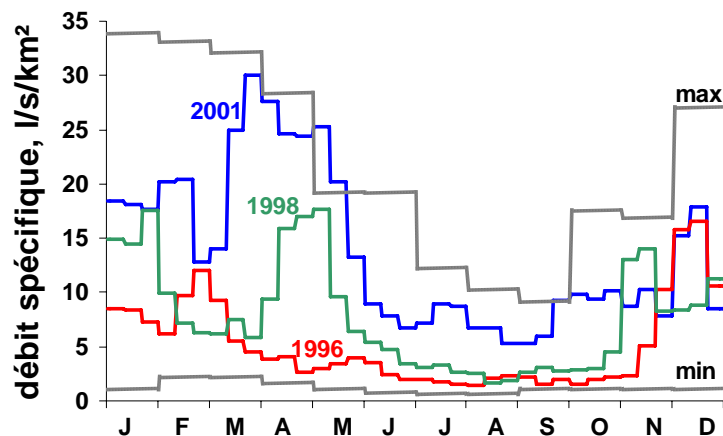


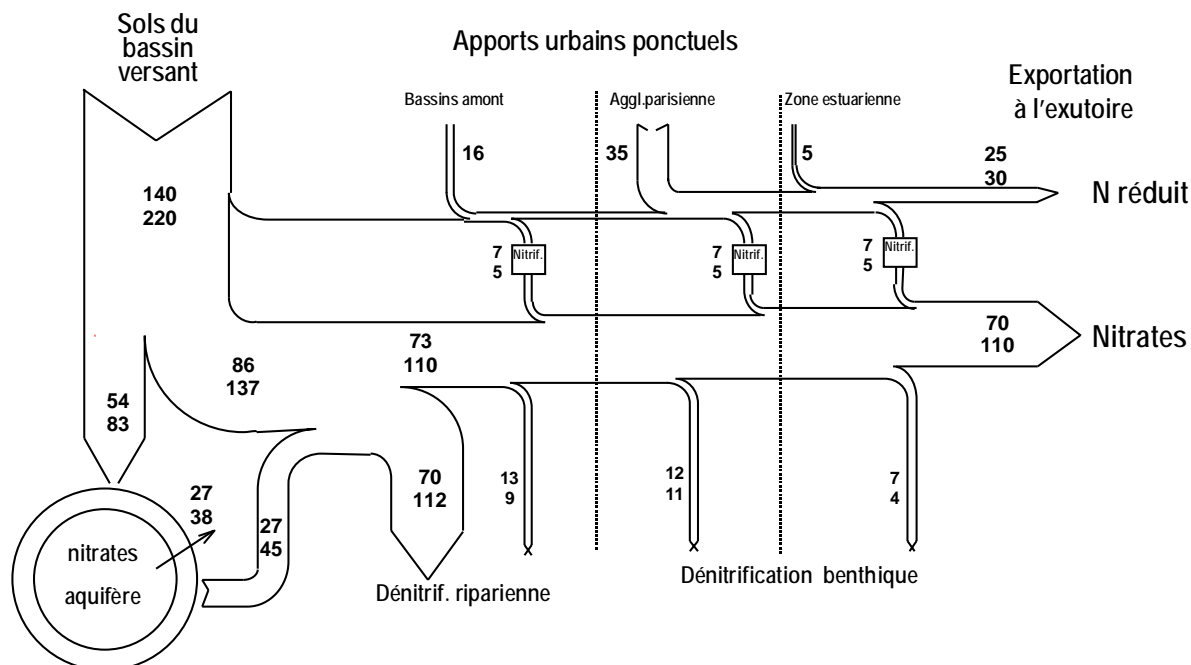
Figure 1: Ecoulement spécifique décadaire de la Seine à Poses, pour les années 1996, 1998, et 2001. Valeurs mensuelles maxi et mini des 50 dernières années.

### 2.1. Bilan de l'azote

Le bilan de l'azote est dominé par les apports diffus issus du lessivage des sols agricoles, les apports ponctuels urbains ne représentant au maximum qu'un tiers des apports diffus totaux (figure 2). L'accumulation temporaire dans les aquifères et la zone non saturée du sol, et plus encore la dénitrification dans les zones riveraines, absorbent toutefois près de la moitié des flux d'azote issus des sols agricoles avant même qu'ils ne rejoignent le réseau hydrographique (Sénilo et al., 2003). D'autre part, la dénitrification benthique représente aussi un processus significatif de rétention d'azote, surtout efficace dans les cours d'eau d'ordres supérieurs et leurs annexes hydrauliques. Au total, les flux d'azote transférés au milieu marin ne représente que la moitié des apports totaux, diffus et ponctuels, du bassin versant.

## Azote bilan actuel en 10<sup>3</sup> tonnes N par an

1996-2001



**Figure 2.** Bilan des apports, des transferts et des transformations de l'azote dans le réseau hydrographique de la Seine en année sèche (1996) et humide (2001).

### 2.2. Bilan du phosphore

En ce qui concerne le phosphore, les apports diffus proviennent essentiellement de l'érosion des sols agricoles, et comme tels dépendent aussi très largement de l'hydrologie. Les apports urbains, cependant, sont nettement dominants, quoique en décroissance rapide depuis une dizaine d'années comme on le verra plus loin (Figure 3).

L'adsorption du phosphore dissous sur les particules joue un rôle clé dans les mécanismes de rétention du phosphore. Les teneurs en phosphore du matériel en suspension en tête de bassin ressemblent fort à celles des sols agricoles qui en constituent l'origine (Fig. 4a). Au fur et à mesure que l'on se dirige vers l'aval, ces teneurs augmentent, par adsorption du phosphore dissous issus des eaux usées urbaines. Dans l'estuaire, ce phosphore adsorbé se désorbe à nouveau avant d'atteindre le milieu marin. Au total, un équilibre d'adsorption-désorption existe à l'échelle du réseau hydrographique (Fig. 4 b). Le dépôt de phosphore particulaire dans les plaines alluviales, les annexes hydrauliques et les sédiments de fond de rivière (dont une partie est draguée) représente une rétention de l'ordre de 20-40% des apports totaux de phosphore en provenance du bassin.

# Phosphore bilan en $10^3$ tonnes P par an 1996- 2001

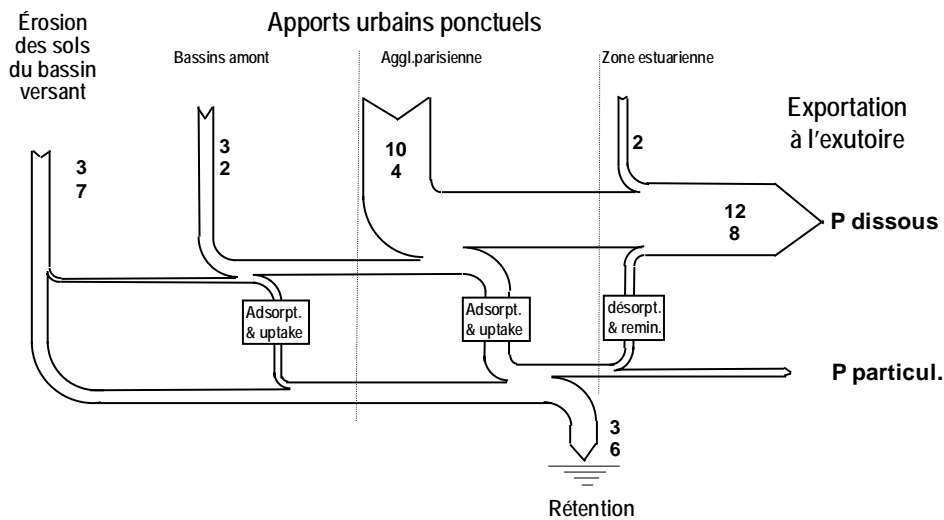


Figure 3. Bilan des apports, des transferts et des rétentions du phosphore dans le réseau hydrographique de la Seine en année sèche (1996) et humide (2001).

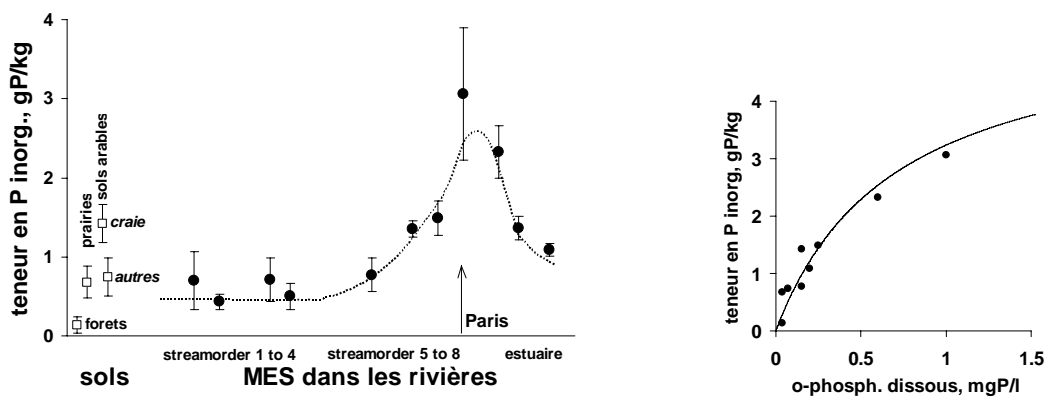
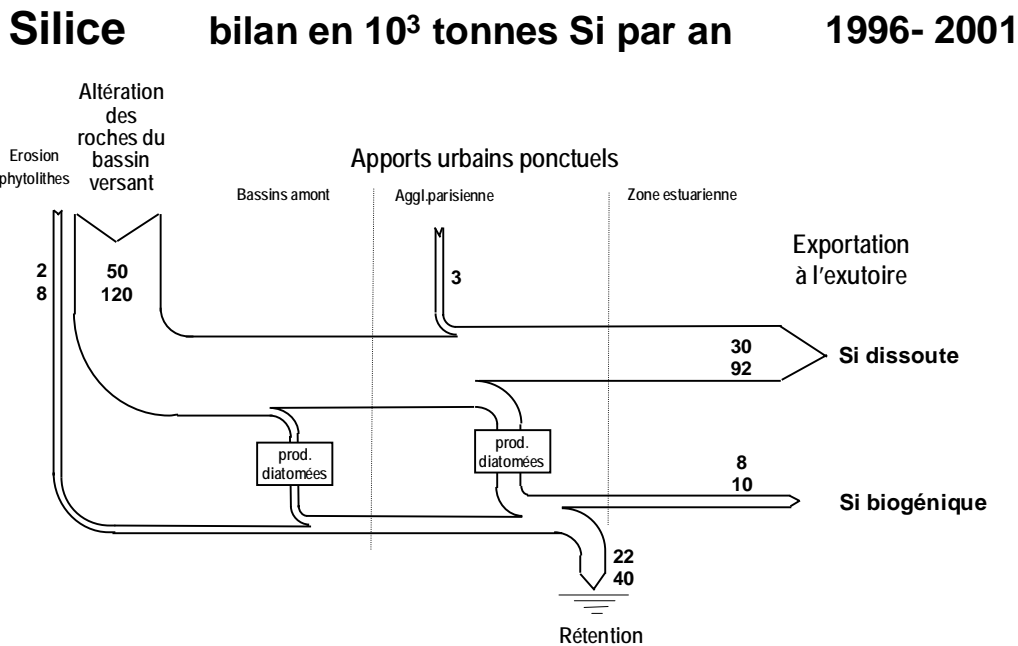


Figure 4. a. Variations amont-aval de la teneur en phosphore inorganique des matières en suspensions dans le réseau hydrographique de la Seine. b. Relation entre la teneur moyenne en phosphore inorganique des particules et la concentration moyenne en ortho-phosphates de l'eau dans les secteurs correspondants.

### 2.3. Bilan de la Silice

La silice, enfin, provient essentiellement de l'altération des roches du bassin versant, et dans une bien moindre mesure, de l'érosion des phytolithes, silice biogénique issues des plantes terrestres du bassin (Figure 5). Les apports ponctuels urbains, s'ils existent, sont tout à fait mineurs. C'est le prélèvement par les diatomées, benthiques dans les bassins amont, planctoniques dans les axes aval, qui est responsable du passage de la silice de la forme dissoute à la forme particulaire, et donc à sa rétention dans les corridors fluviaux, à raison de 30 à 40% des apports totaux.



**Figure 5.** Bilan des apports, des transferts et des rétentions de la silice dans le réseau hydrographique de la Seine en année sèche (1996) et humide (2001).

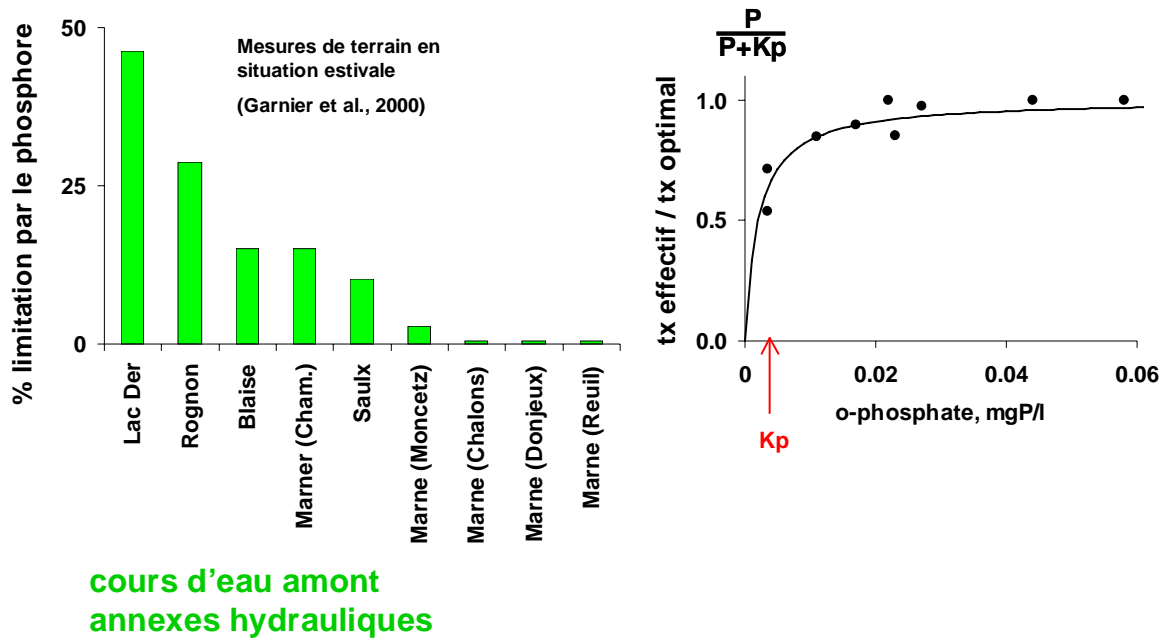
On le voit, les apports d'azote, de phosphore et de silice sont distribués de façon très différente dans les différents secteurs du réseau hydrographique, l'azote et la silice étant apportés dès les têtes de bassin, alors que le phosphore est apporté plus en aval.

## 3. Les conditions actuelles du développement algal

### 3.1. Dans le réseau hydrographique

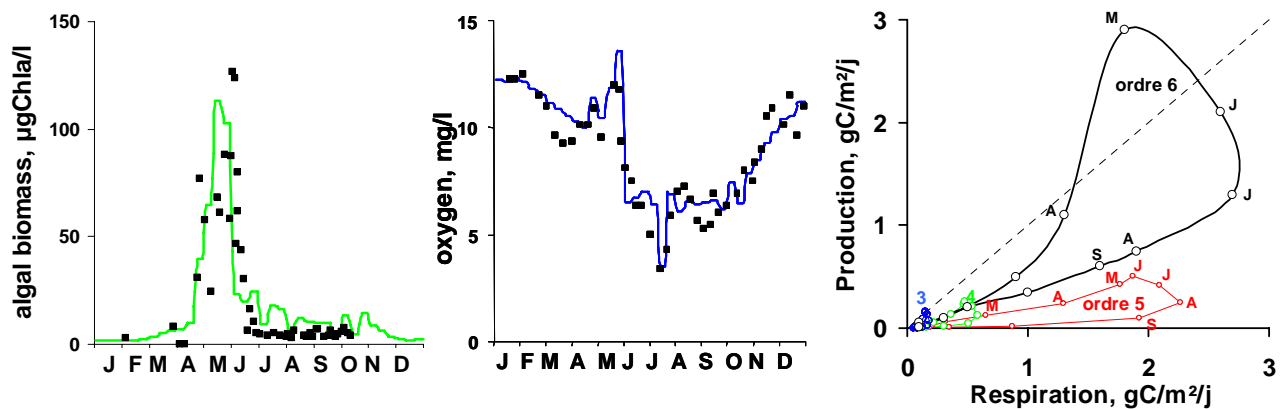
On comprend dès lors que ce soit le phosphore qui constitue en rivière l'élément limitant principal de la croissance algale, particulièrement dans les têtes de bassin (Figure 6). Dès l'ordre 5, cependant, azote, phosphore et silice sont présents en concentrations largement suffisantes pour ne plus limiter la croissance algale.

Dans les grands axes canalisés, cette croissance aboutit au printemps des floraisons très accentuées, que le modèle Riverstrahler permet de simuler parfaitement, et qui s'accompagnent d'une surproduction d'oxygène témoignant du caractère autotrophe de l'écosystème à cette saison. Un peu plus tard, le développement des prédateurs, ou l'occurrence d'autres mécanismes de mortalité, aboutit à un basculement du système vers l'hétérotrophie, avec, au contraire, un déficit d'oxygénation (Figure 7). C'est ce basculement qui fait la vulnérabilité à l'eutrophisation des grands axes de rivière.



### cours d'eau amont annexes hydrauliques

**Figure 6.** Mise en évidence expérimentale de la limitation par le phosphore de la production primaire algale. La figure de gauche montre le degré de stimulation par un ajout de phosphore de la production primaire algale d'échantillons incubés à lumière saturante. La figure de droite montre le taux effectif de production primaire rapporté au taux optimal (mesuré après ajout de P) à la concentration ambiante en ortho-phosphates.

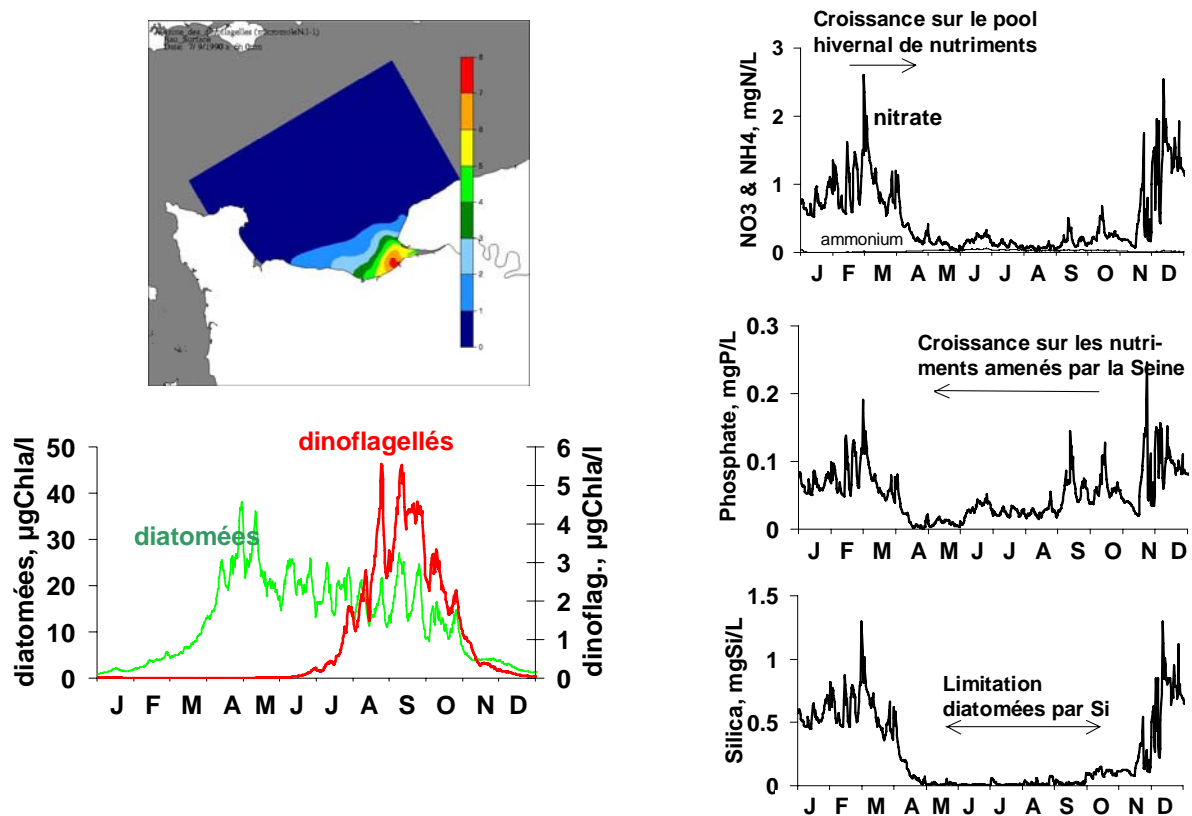


**Figure 7.** Bloom algal printannier dans l'Oise (1991). Effet en termes d'oxygénation. Représentation en terme d'Autotrophie et d'Hétérotrophie.

### 3.2. En milieu marin côtier

Le milieu marin côtier est aussi le siège, au printemps, d'une rapide croissance diatomique, qui prélève azote, phosphore et silice présents dans les masses d'eau de mer hivernales enrichies par les apports fluviaux. Cette croissance est bénéfique puisqu'elle constitue la base de la chaîne alimentaire menant aux poissons. Une fois épuisé le stock de nutriments hivernal, la croissance algale ne se poursuit qu'aux rythmes des apports fluviaux estivaux de nutriments. Or ceux-ci sont carencés en silice par rapport aux énormes quantités d'azote et de phosphore résultants des apports diffus et ponctuels anthropogènes du bassin versant. Ce sont alors des algues non siliceuses qui sont favorisées dans la compétition vis à vis des diatomées fortement limitées par la silice (Figure 8).

Même si en Baie de Seine (contrairement à ce qui se passe dans le Pas de Calais et en Mer du Nord) les dinoflagellés restent minoritaires par rapport aux diatomées, la présence parmi elles d'espèces toxiques (dinophysis) constitue néanmoins un grave problème. Le couplage du modèle Riverstrahler avec le modèle SiAM3D/Elise qui simule les floraisons algales en Baie de Seine permet de montrer que ces proliférations d'algues non siliceuses potentiellement toxiques sont particulièrement problématiques lors des étés secs (Cugier et al., 2005).

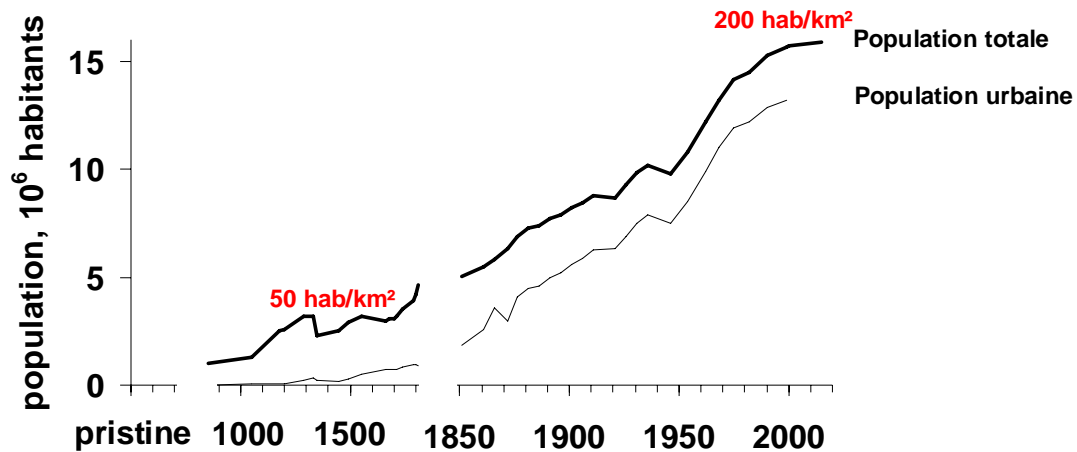


**Figure 9.** Simulation par le modèle SiAM3D/Elise de la croissance algale et des concentrations en nutriments dans le panache de la Seine en année sèche (1996) (Cugier et al., 2005).

## 4. Reconstitution des conditions historiques d'eutrophisation

La question qui se pose lorsqu'on a compris les mécanismes actuels de l'eutrophisation du réseau hydrographique de la Seine est de savoir en quoi ils dépendent de l'activité humaine dans le bassin versant. Ces phénomènes sont-ils 'normaux' ('naturels') ? En quoi dépendent-ils du mode de gestion de notre environnement ? A quelles situations de référence les comparer ?

L'approche du PIREN-Seine à cet égard est de prendre du recul historique. Au cours du dernier millénaire, le bassin versant de la Seine est passé d'une longue période de près de 7 siècles de relative stabilité démographique, avec (si l'on excepte la période de crise du XIV<sup>e</sup> siècle) une densité de population assez constante de l'ordre de 50 hab/km<sup>2</sup>, à sa densité de population actuelle de 200 hab/km<sup>2</sup>, probablement elle aussi stabilisée (Figure 10).



*Figure 10. Evolution de la population totale et de la population urbaine du bassin de la Seine au cours du dernier millénaire.*

C'est sur cette échelle de temps que nous allons essayer, avec les modèles établis sur la situation actuelle, de reconstituer la trajectoire passée du système Seine, en mobilisant toutes les informations historiques disponibles (heureusement extraordinairement riches sur l'espace du bassin de la Seine) pour définir l'évolution sur mille ans des contraintes anthropiques liées à l'usage du sol et aux pratiques agricoles, aux rejets ponctuels urbains et aux aménagements qui ont façonné la morphologie du réseau hydrographique.

### 4.1. L'usage du sol et les apports diffus de nutriments

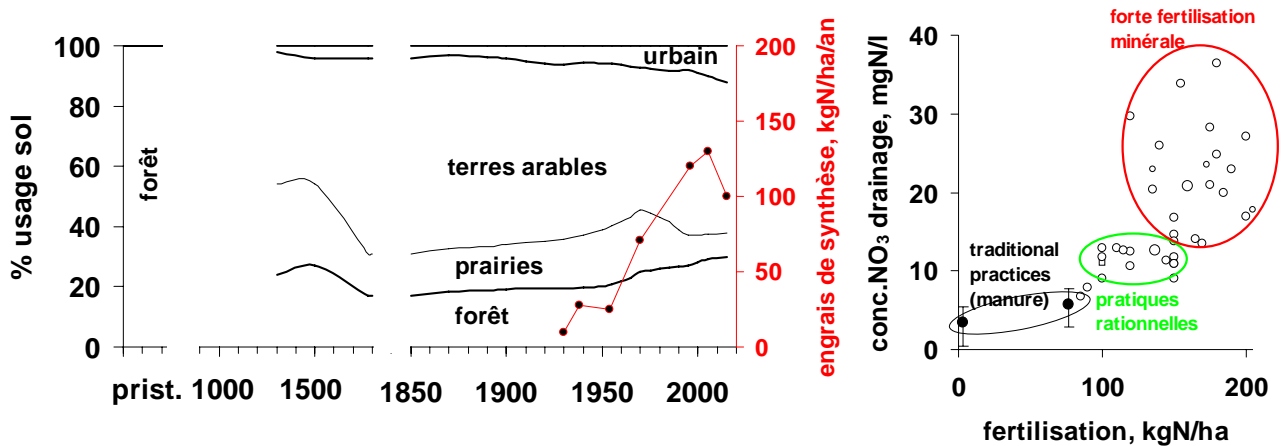
La création du paysage traditionnel du bassin, partagé en parts sensiblement égales entre forêt, terres arables et prairies, date du XI-XII<sup>e</sup> siècle et a perduré tout au long du millénaire (Figure 11a). La spécialisation du paysage en terres de cultures au centre du bassin et zones d'élevage en périphérie est beaucoup plus récente, de même que la régression de la surface totale des prairies.

Si les apports diffus liés aux pratiques agricoles ont été bien étudiés en ce qui concerne l'époque actuelle, il n'en est évidemment pas de même pour les pratiques agricoles traditionnelles d'assolement triennal avec fertilisation exclusivement animale. Toutefois, les données présentées par

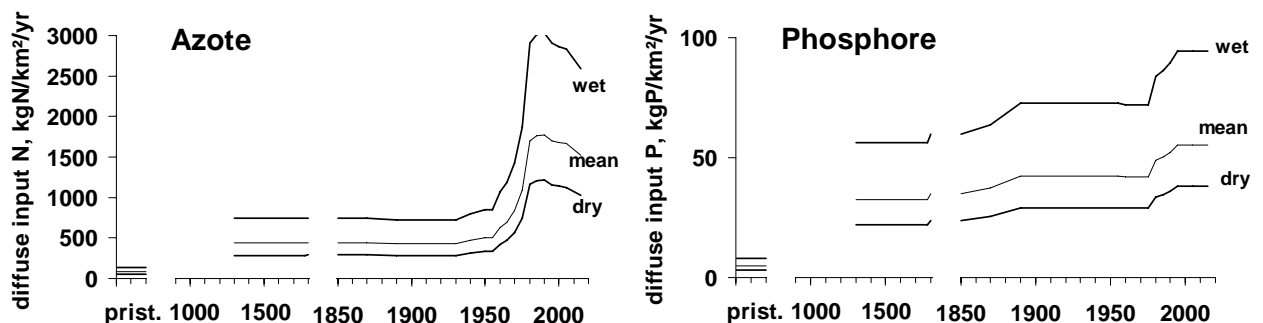


P. Sabatier dès 1890, dont beaucoup proviennent de mesures réalisées sur des sols de Beauce, permettent de fixer l'ordre de grandeur des fuites d'azote auxquelles ces pratiques donnaient lieu (Figure 11b), avant la généralisation du recours aux engrais de synthèse, au cours de la deuxième moitié du XX<sup>ème</sup> siècle.

C'est sur base de ces éléments que les apports diffus d'azote et de phosphore ont été reconstitués (Figure 12).



**Figure 11.** Evolution de l'usage du sol du bassin de la Seine au cours du dernier millénaire. Relation entre la concentration nitrique des eaux de drainage et les pratiques agricoles.

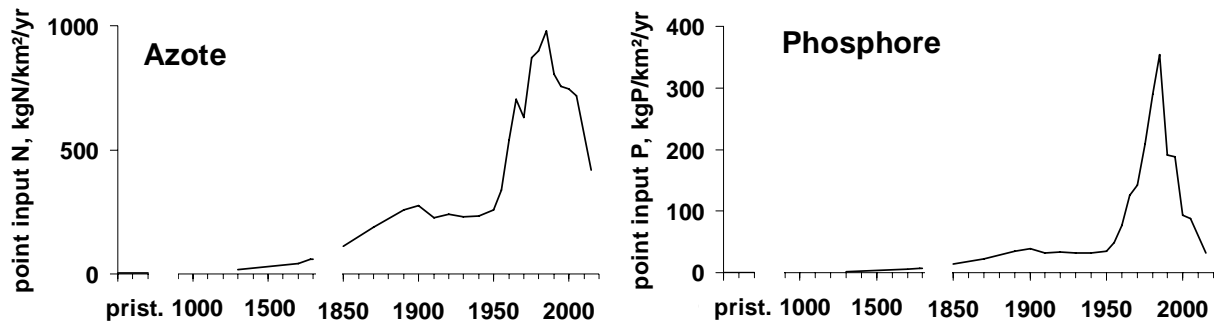


**Figure 12.** Reconstitution des apports diffus d'azote et de phosphore au cours du dernier millénaire, pour des conditions hydrologiques humides, moyennes et sèches.

#### 4.2. Apports ponctuels urbains

Les apports ponctuels urbains, connus avec précision seulement depuis les années 1970 grâce aux inventaires réalisés par l'Agence de l'Eau, ont été, pour les période antérieures, reconstitués à partir des données disponibles sur la charge des égouts de Paris (Barles, 2005), sur l'importance de la population urbaine (Figure 10) et sur le poids des activités industrielles et artisanales (Billen et al., 1998) (Figure 13). Les activités industrielles contribuent environ pour moitié aux rejets ponctuels urbains de nutriments au milieu du XIX<sup>ème</sup> siècle. Le passage à des procédés plus 'propres', ainsi que la mise en place de l'épandage agricole, puis de l'épuration en stations, permet de stabiliser les rejets

urbains au début du XXe siècle. Après 1950 cependant, l'explosion démographique et la consommation de masse aboutit à tripler les rejets d'azote, que l'épuration ne parvient pas à contenir, et à quadrupler les rejets de phosphore, à cause aussi de l'introduction sur le marché des lessives synthétiques contenant des poly-phosphates. Depuis 1990, une baisse tout aussi rapide se manifeste dans les rejets de phosphore, liée à la fois à la suppression des polyphosphates des poudres à lessiver, et aux progrès de l'épuration qui généralisera le traitement du phosphore à l'horizon 2015. Les rejets d'azote ne diminuent que dans une proportion bien moindre.



*Figure 13. Reconstitution des apports ponctuels urbains d'azote et de phosphore au cours du dernier millénaire.*

#### **4.3. La morphologie du réseau hydrographique et le paysage hydrologique**

Dans le chevelu amont, le fait marquant de l'aménagement humain du paysage hydrologique consiste dans la création dès le XI-XIIe siècle d'une multitude de petits étangs représentant, à l'échelle du bassin de la Seine, quelque 300 millions de m<sup>3</sup> de capacité de stockage hydrologique installée en tête de bassin. Avec la gestion très particulière des zones humides riveraines (plantation d'arbres exploités pour l'osier, irrigation des prairies de fond de vallées,...) ceci conférait au paysage hydrologique traditionnel un potentiel de rétention important vis à vis des flux de nutriments issus des terres agricoles. L'abandon et l'assèchement des étangs à partir de la fin du XVIIIe siècle, le drainage des zones humides et le recalibrage des rus au XXe siècle, aboutissent à la suppression de ce pouvoir de rétention amont.

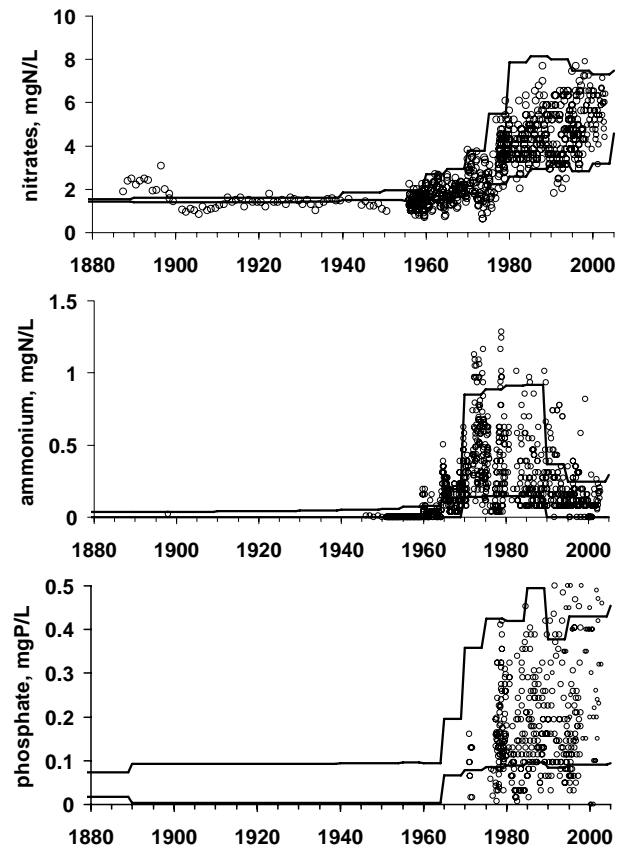
Au contraire en ce qui concerne les grands cours d'eau aval, les aménagements pour la navigation au cours du XIXe siècle, puis au XXe siècle, l'implantation des grands réservoirs de régulation du débit (totalisant 725 millions de m<sup>3</sup>) aboutissent à accroître les temps de résidence dans les secteurs aval et à y reporter les capacités de rétention hydraulique perdus à l'amont.

### **5. Validation de la reconstitution historique par le modèle**

Il n'existe évidemment aucun moyen de valider les réponses du modèle au jeu de contraintes reconstituées sur un millénaire. La Seine est cependant un des rares systèmes fluviaux au monde pour lequel des mesures de qualité d'eau existent depuis plus d'un siècle. Elles permettent de tester la vraisemblance de notre reconstitution historique sur cette période.

### 5.1. En amont de Paris

Les mesures réalisées à la prise d'eau d'Ivry destinée à l'alimentation de Paris en eau potable (Cun et al., 1997a,b, 1998) permet de valider les résultats du modèle depuis la fin du XIXe siècle (Figure 14).



*Figure 14. Minimum et maximum des concentrations en nitrates, ammonium et phosphates calculées par le modèle, et valeurs mesurées à la prise d'eau d'Ivry depuis 1880.*

### 5.2. En aval de Paris

Les profils estivaux de concentrations en oxygène, en nitrates et en ammonium en aval de Paris ont été mesurés depuis 1874 (Gérardin, 1875). Ce type de données permet de valider les résultats du modèle, qui rend en effet bien compte des situations d'anoxie, voire de dénitrification rencontrées à certaines époques dans les secteurs les plus altérés par les rejets urbains (Figure 15).

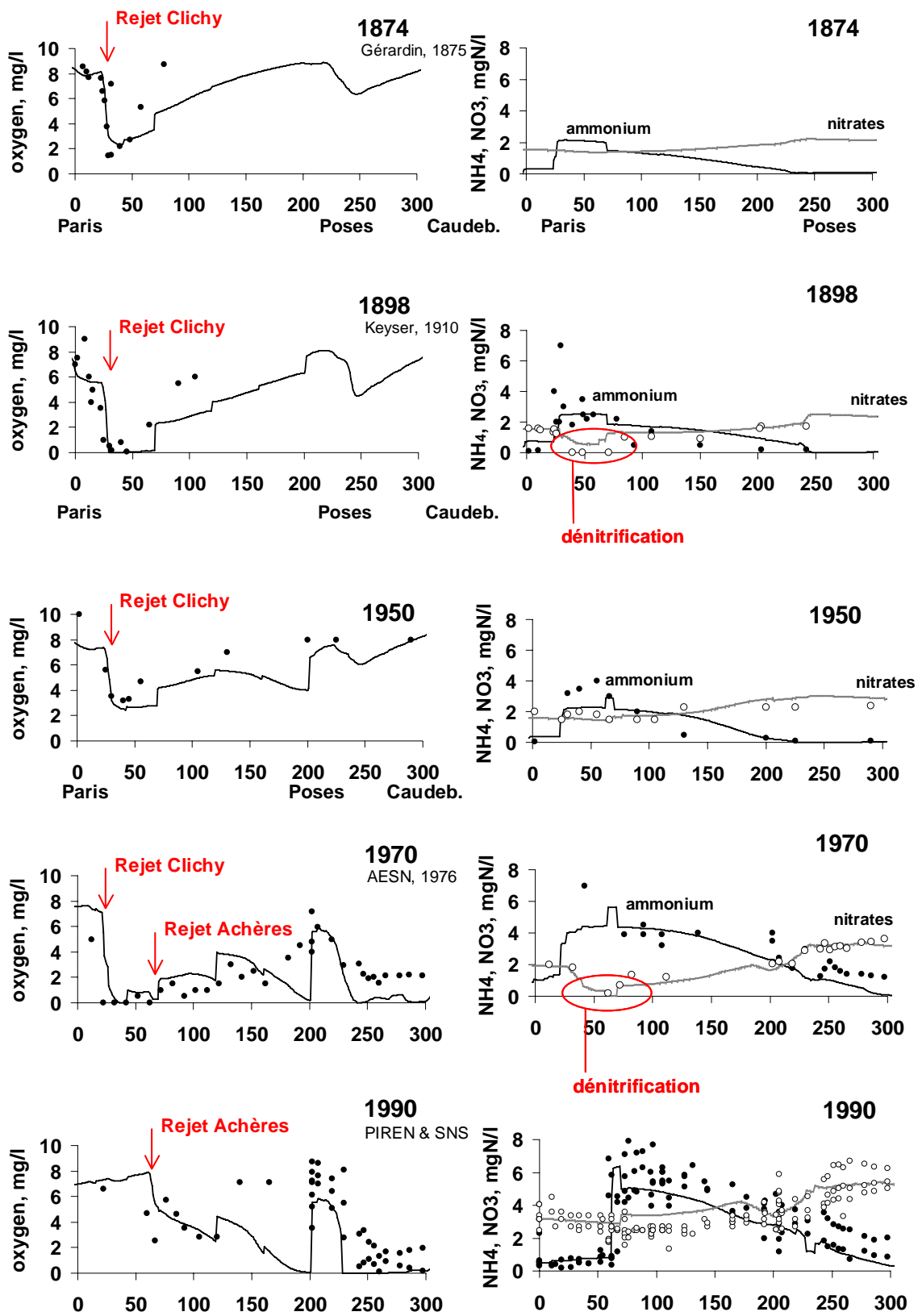


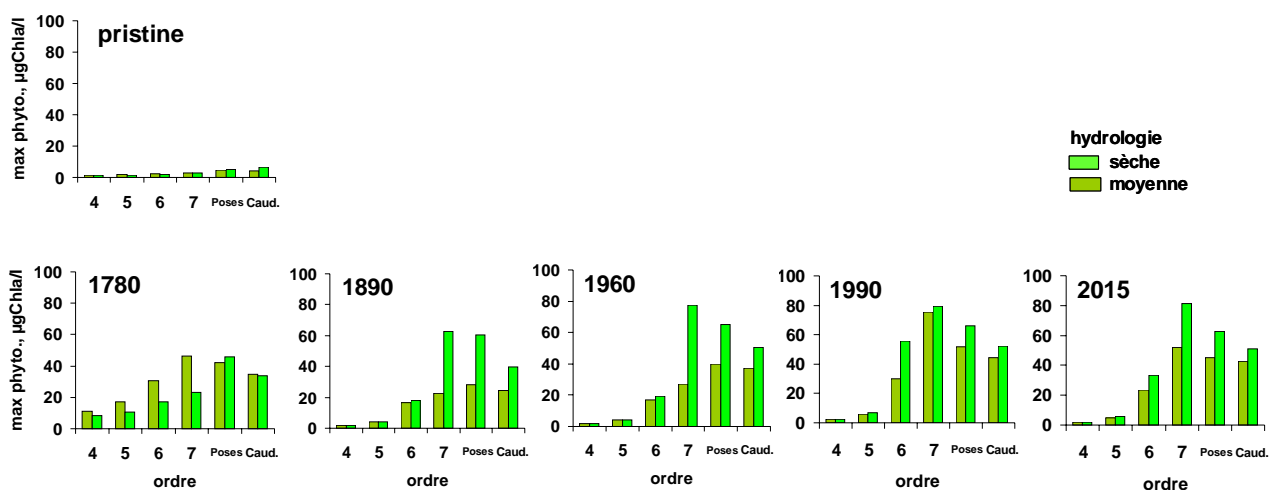
Figure 15. Profils de concentration estivale en oxygène, ammonium et nitrates en aval de Paris, mesurés depuis la fin du XIXe siècle et simulés par le modèle avec la reconstitution historique de l'évolution de la charge urbaine et de la morphologie fluviale.

## 6. Les conditions passées de l'eutrophisation

La reconstitution des contraintes historiques qui vient d'être présentée permet d'utiliser le modèle pour évaluer les conditions passées de l'eutrophisation dans les différents secteurs du continuum aquatique et ainsi d'évaluer l' 'actualité' des conditions présentes discutées au début de ce travail.

### 6.1. Développement algal dans les cours d'eau de différents ordres

Dès le Moyen-Age, et jusqu'à la fin du XVIIIe siècle, la productivité des cours d'eau est considérablement accrue par rapport à l'état pristine, et ceci dès les ordres 4-5 (Figure 16). La suppression des étangs à la fin du XVIIIe siècle les rend ces cours d'eau moins productifs. L'accroissement de l'enrichissement en nutriments au milieu du XXe s. se fait surtout sentir dans les ordres 7 et au delà, et culmine vers 1990. Mais la réduction récente, pourtant très sensible, de la contamination en phosphore n'a que pu d'effet sur le développement algal en conditions sèches.



*Figure 16. Développement algal dans le réseau hydrographique (dans les cours d'eau de différents ordres) calculé par le modèle pour les périodes historiques successives, pour des conditions hydrologiques sèches ou moyennes.*

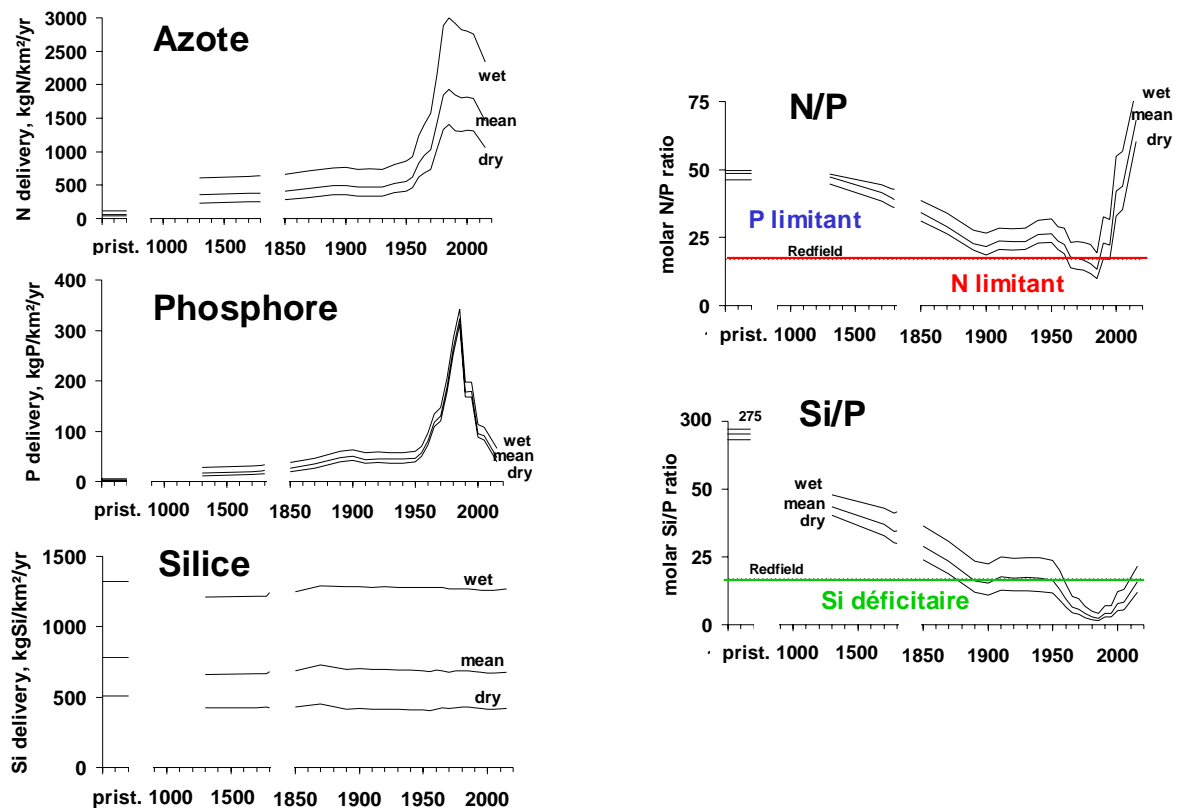
### 6.2. Apports à la mer et eutrophisation côtière

Aux processus de rétention près, les apports de nutriments à la mer montrent une évolution semblable à celle des apports diffus et ponctuels du bassin versant (Figure 17), avec une augmentation déjà considérable des apports d'azote et de phosphore lors du passage de l'état pristine à la situation rurale traditionnelle, un accroissement des apports de phosphore au début de la période industrielle, qui s'emballe, en même temps que les apports d'azote, à partir des années 1950, avant de rediminuer très rapidement depuis les années 1990, alors que les apports d'azote restent élevés.

Les rapports élémentaires N/P, comparés au rapport de Redfield qui représente les besoins relatifs de ces deux nutriments pour la croissance algale, montrent une diminution sensible et continue jusqu'aux années 1990. Le début du XXe siècle marque le passage du rapport N:P en dessous du rapport de Redfield, indiquant une transition de conditions de limitation potentielle par le phosphore à une limitation par l'azote. Le dogme de la limitation de la production primaire marine par l'azote

pourrait ainsi n'être vérifié qu'à une période bien particulière de l'histoire. Depuis 1990, il semble que la situation s'inverse à nouveau pour revenir à une limitation par le phosphore (Figure 17).

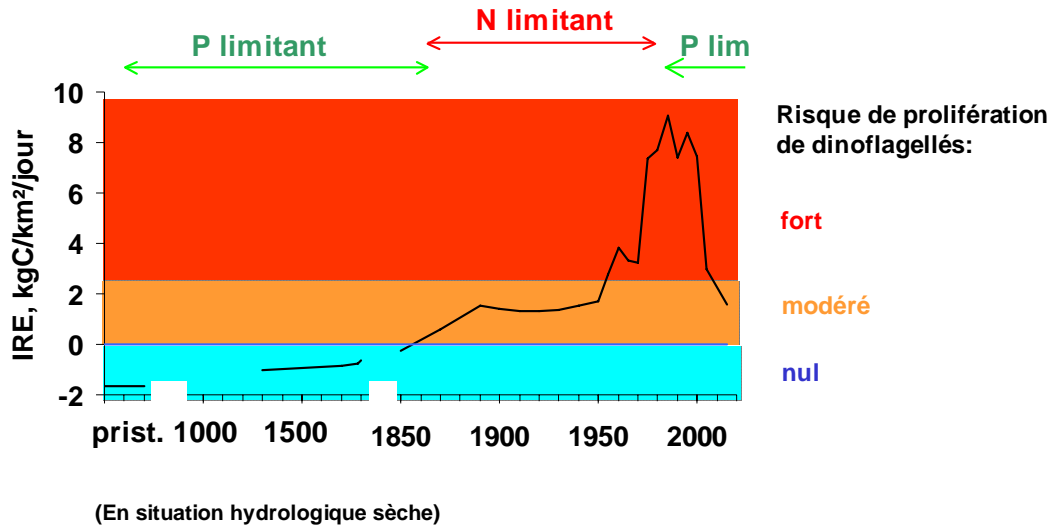
Dans le même temps, la silice, d'abord tout à fait excédentaire par rapport à l'azote et au phosphore, devient déficitaire à partir de la fin du XIXe siècle, au regard des besoins de la croissance diatomique. Cette situation tend à nouveau à s'inverser dans les années récentes, en tout cas en ce qui concerne le rapport Si:P (Figure 17).



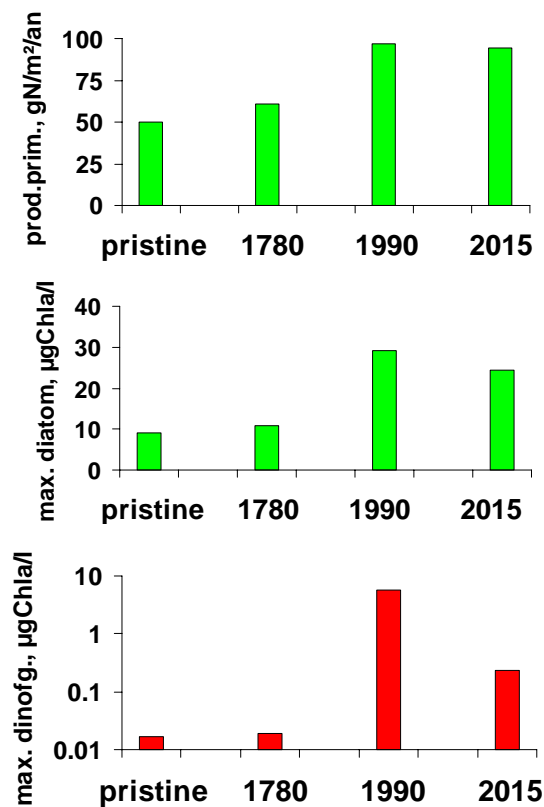
**Figure 17.** Evolution à long terme des apports à la mer d'azote, de phosphore et de silice, au cours du dernier millénaire, sous conditions hydrologiques humides, moyennes ou sèches. Rappports molaires N:P et Si:P de ces apports, comparés au rapports de Redfield qui caractérisent les besoins de la croissance diatomique.

Le calcul d'un indicateur de risque de prolifération estivale d'algues non siliceuses, défini comme le flux d'apport par la rivière du nutriment limitant (N ou P) en excès sur le flux de silice par rapport aux besoins des diatomées, montre que ce risque est nul jusqu'au milieu de XVIIIe siècle, puis devient modéré, puis sévère à partir des années 1950, pour redevenir modéré dans les années récentes (Figure 18).

Le couplage du modèle SiAM3D/Elise avec les sorties du modèle Riverstrahler pour des diverses situations rétrospectives et prospectives avait déjà montré que la biomasse de dinoflagellés dans le panache de la Seine était diminuée d'un ordre de grandeur par rapport à la situation actuelle dans le scénario tendanciel 2015, sans toutefois descendre aux niveaux calculés pour le scénario pristine et rural traditionnel (Figure 19) (Cugier et al., 2005).



**Figure 18.** Indicateur de Risque d'Eutrophisation (défini comme la production de biomasse algale non siliceuse, supportée par le flux estival d'élément limitant (N ou P) apporté par la rivière en excès du flux de silice) calculé pour les situations historiques du dernier millénaire.



**Figure 19.** Simulation par SiAM3D/Elise de la production primaire annuelle moyenne, de la biomasse maximale des diatomées et des dinoflagellés, pour divers scénarios, dans le panache de la Seine en Baie de Seine, en conditions hydrologiques sèches.

## 7. Conclusion

La démarche adoptée permet, en dissociant les variations de l'hydrologie de celles, à plus long terme, des contraintes anthropiques, de replacer l'état actuel du bassin de la Seine dans son histoire anthropique longue, et de définir de grandes périodes biogéochimiques.

L'état pristine, caractérisé par un bassin entièrement occupé par le forêt, n'a sans doute jamais existé sous les conditions climatiques représentées ici, et ne constitue qu'une référence théorique.

La période rurale traditionnelle, du XII à la fin du XVIIIe siècle, montre déjà, par rapport à cette référence pristine, un enrichissement considérable du réseau hydrographique.

La période de la première industrialisation, du début du XIXe au milieu du XXe siècle, voit surtout l'accroissement des apports urbains et l'inversion amont-aval des temps de résidence dans le réseau hydrographique.

A partir de 1950, la consommation urbaine de masse d'une part, le passage rapide à l'agriculture industrielle d'autre part conduisent à un enrichissement extrême, tant en azote qu'en phosphore, du réseau hydrographique et des zones marines côtières.

Depuis 1990, il semble que nous entrons dans une nouvelle période, caractérisée par une stabilisation démographique et par la maîtrise des flux urbains ponctuels, et la réduction considérable des apports de phosphore, alors que les flux diffus d'azote se maintiennent à un niveau élevé. Nous sommes donc entrés dans une situation inédite sur le plan biogéochimique, de forte contamination nitrique et de faible contamination phosphorée. Les conséquences de cette situation nouvelle restent largement à évaluer. On a vu que cette situation n'empêche pas l'eutrophisation des grands cours d'eau, mais permet de contenir les proliférations d'algues non siliceuse indésirables en Baie de Seine. Le phénomène nouveau de prolifération marine d'algues siliceuses indésirable (Pseudo-Nitzschia) n'est il pas à mettre en liaison avec la forte contamination nitrique du continuum aquatique ? En tout cas, il est avéré que cette contamination donne lieu à des émissions accrues de  $N_2O$  (voir Garnier et al, ce rapport).

## 8. Bibliographie

- Benoit P., Berthier K, Billen G, Garnier J. Agriculture et aménagement du paysage hydrologique dans le bassin de la Seine au XIV-XVe siècle. Les fleuves aussi ont une histoire. 8-9 avril 2002, Aix en Provence, France.
- Billen G, Garnier J, Hanset P. Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: The RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia* 1994; 289:119-137.
- Billen G, Garnier J. The Phison River Plume: coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. *Aqu Microb Ecol* 1997; 13:3-17.
- Billen G, Garnier J, Deligne C, Billen C. Estimates of early industrial inputs of nutrients to river systems : implication for coastal eutrophication. *The Sciences of the Total Environment* 1999a; 243/244:43-52.
- Billen G, Garnier J. Nitrogen transfer through the Seine drainage network: a budget based on the application of the RIVERSTRAHLER Model. *Hydrobiologia* 1999b; 410:139-150.
- Billen G, Garnier J, Ficht A, Cun C. Modelling the response of water quality in the Seine Estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. *Estuaries* 2001; 24:977-993.



- Conley DJ, Schelske CL, Stoermer EF. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Mar Ecol Prog Ser* 1993; 81:121-128.
- Conley DJ. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia* 1999; 289:87-96.
- Cugier P, Billen G, Guillaud JF, Garnier J, Ménesguen A. Modelling eutrophication of the Seine Bight under present, historical and future Seine river nutrient loads. *Journal of Hydrology* 2005; 304:381-396.
- Cun C, Bousquet G, Vilaginès R. A 90 years record of water quality data of Paris Seine and Marne rivers. *Aqua J Water SRT-Aqua* 1997a; 46:150-164.
- Cun C, Vilaginès R. Time series analysis on chlorides, nitrates, ammoniac and dissolved oxygen concentrations of the Seine river near Paris. *Sci Tot Environ* 1997b ; 208:59-69.
- Cun C, Vilaginès R. Etude statistique de séries chronologiques de données concernant certains polluants de la Marne. *Journal Européen d'Hydrologie* 1998 ; 29:65-78.
- Dereux JM. Le décret du 14 frimaire an II sur l'assèchement des étangs : Folles espérances et piètres résultats. L'application du décret en Brie. *Annales historiques de la Révolution Française*. 2001, 77-97.
- Garnier J, Billen G, Coste M. Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in the drainage network of the River Seine : Observations and modelling. *Limnol Oceanogr* 1995; 40:750-765.
- Garnier J, Leporcq B, Sanchez N, Philippon, X. Biogeochemical budgets in three large reservoirs of the Seine basin (Marne, Seine & Aube reservoirs). *Biogeochemistry*, 1999; 47:119-146.
- Garnier J., d'Ayguesvives A., Billen G., Conley D. & Sferratore A. Silica dynamics in the hydrographic network of the Seine River. *Oceanis*, 2002; 28 : 487-508
- Garnier J, Némery J, Billen G, Théry S. Nutrient dynamics and control of eutrophication in the Marne River system: modelling the role of exchangeable phosphorus. *Journal of Hydrology* 2005; 304:397-412.
- Garnier J, Sferratore A., Meybeck M., Billen G., Dürr H. Modelling silica transfer processes in river catchments. Chapter in SCOPE book series (in press).
- Mouchel JM, Boët P, Hubert G, Guerrini MC. Un bassin et des hommes: une histoire toutmentée. In Meybeck M, de Marsily G, Fustec E, La Seine en son Bassin, fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. Elsevier, Paris, 1998, pp 77-125.
- Némery J. Origine et devenir du phosphore dans le continuum aquatique de la Seine des petits bassins amont à l'estuaire : rôle du phosphore échangeable sur l'eutrophication. Thèse de l'Université P & M Curie (Paris VI) 2003; 259 pp.
- Officer CB, Ryther JH. The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Mar Ecol Prog Ser* 1980; 3:83-91.
- Sabatier P. Leçons élémentaires de Chimie agricole. Masson ed., Paris. 1890 339 pp.
- Sebilo M, Billen G, Grably M, Mariotti A. Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system. *Biogeochemistry* 2003; 63: 35-51.
- Vincey P. Les gadoues de Paris et l'agriculture du département de la Seine. Paris, 1896. 65 pp.