



eau
seine
NORMANDIE

PROGRAMME PIREN-SEINE

Programme Interdisciplinaire de Recherche
sur l'Environnement de la Seine

Eutrophisation

des cours d'eau
du bassin de la Seine

Comprendre comment
l'activité de l'homme
entraîne la prolifération
des végétaux aquatiques

Sous la direction de Gilles Billen

ENSEMBLE
DONNONS
une réponse à l'eau
Science de l'eau

#6

L'Agence de l'eau Seine-Normandie a pour mission, conjointement avec les acteurs de l'eau, de conduire les eaux du bassin de la Seine vers le bon état écologique.

Depuis 1989, le Programme de Recherche Interdisciplinaire sur l'Environnement de la Seine (PIREN-Seine) nous aide à mieux comprendre le fonctionnement du bassin et contribue aux décisions de l'Agence.

Ce programme de recherche a apporté un éclairage décisif sur la manière dont les rivières et les zones humides participent à l'épuration de nos effluents, sur la nécessité de réduire nos rejets en phosphore pour limiter l'eutrophisation, sur l'impact attendu du changement de pratiques culturales afin de réduire la contamination des eaux par les nitrates, etc.

Partenaire du PIREN-Seine, l'Agence de l'eau souhaite valoriser l'important travail accompli et soutenir les recherches futures en contribuant à la publication de ces travaux.

C'est l'objet de cette collection que de faire partager au plus grand nombre ces connaissances longuement mûries.

Guy Fradin

Directeur de l'Agence de l'eau Seine-Normandie

Le programme de recherche PIREN-Seine est né en 1989 de la volonté du CNRS (Centre National de la Recherche Scientifique) de faire se rencontrer les chercheurs de diverses disciplines (une centaine de personnes appartenant à une vingtaine d'équipes) et les acteurs qui ont en charge la gestion des ressources en eau (une dizaine d'organismes publics et privés) dans cet espace de 75 000 km² constituant le bassin hydrographique de la Seine. En s'inscrivant dans la durée, tout en redéfinissant périodiquement ses objectifs et ses orientations, le programme, basé sur la confiance et le dialogue, a permis l'émergence d'une culture scientifique partagée entre gestionnaires et scientifiques. Les recherches à caractère appliqué sont menées dans un cadre coordonné privilégiant le développement de notre capacité à analyser, à comprendre et à prévoir le fonctionnement de cet ensemble régional d'écosystèmes qu'est le bassin de la Seine : comment ce territoire, avec sa géologie, son climat, sa végétation, mais aussi avec ses activités agricoles, domestiques et industrielles, fabrique-t-il à la fois le milieu aquatique lui-même et la qualité de l'eau de nos rivières et de nos nappes ?

Par un pilotage souple et participatif, le programme a su concilier, au sein d'une même démarche, les exigences d'une recherche fondamentale qui vise à fournir les clés pour comprendre, avec celles de la demande sociale qui attend des outils pour guider l'action.

Mais la demande sociale ne s'exprime pas seulement par le questionnement technique des gestionnaires. Elle passe aussi par le débat public avec les élus, les associations, les citoyens. L'état présent du milieu aquatique résulte de l'action millénaire de l'homme sur son environnement. Sa qualité future dépendra de ce que nous en ferons ; ce qui appelle un débat sur la manière dont nous voulons vivre sur le territoire qui produit l'eau que nous buvons, compte tenu des contraintes que nous imposent la nature et la société. L'ambition du PIREN-Seine, en tant que programme de recherche publique engagé, est aussi d'éclairer un tel débat. C'est dans cet esprit que nous avons entrepris la publication de cette collection de travaux. Elle veut offrir aux lecteurs, sur les sujets porteurs d'enjeux en matière de gestion de l'eau, les clés de la compréhension du fonctionnement de notre environnement.

Jean-Marie Mouchel et Gilles Billen

Direction du Programme PIREN-SEINE



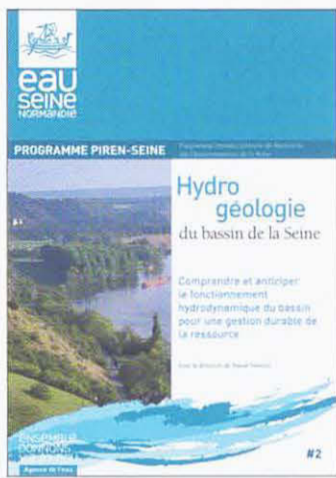
La collection du programme PIREN-SEINE

Cette collection analyse différents aspects du fonctionnement du bassin de la Seine et de ses grands affluents, soit 75 % du territoire d'intervention de l'Agence de l'eau Seine-Normandie. D'autres programmes, en liaison avec le PIREN-Seine, s'intéressent à des régions ou des problématiques différentes. Ainsi Seine-Aval se focalise sur l'estuaire de la Seine et édite une collection similaire depuis 1999.

DREAL NORMANDIE
SMCAP/BARDO
N° d'inventaire : **7393**



#1 - Le bassin de la Seine



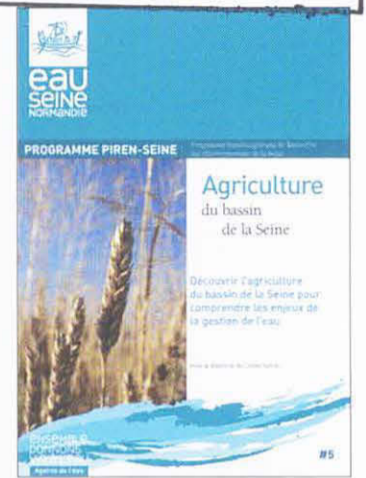
#2 - L'hydrogéologie



#3 - La pollution par les nitrates



#4 - Le peuplement de poissons



#5 - L'agriculture



#6 - L'eutrophisation des cours d'eau



#7 - Les métaux







#8 - La contamination microbienne



#9 - La micro pollution organique

D'autres fascicules sont à paraître dans les domaines suivants : les zones humides, les pesticides, l'histoire de Paris, les petites rivières urbaines et les risques écotoxicologiques.

La couleur de chaque fascicule renvoie à l'un des quatre objectifs principaux de l'Agence de l'eau :

-  Développer la gouvernance, informer et sensibiliser sur la thématique de l'eau
-  Satisfaire les besoins en eau, protéger les captages et notre santé
-  Reconquérir les milieux aquatiques et humides, favoriser la vie de la faune et de la flore
-  Dépolluer, lutter contre les pollutions de l'eau et des milieux aquatiques

Eutrophisation

des cours d'eau du bassin de la Seine

Auteurs :
Gilles BILLEN ⁽¹⁾, Josette GARNIER ⁽¹⁾

Numéro ISBN : 978-2-918251-05-7
Dépôt légal : janvier 2009

RÉSUMÉ

Classé en zone sensible selon la législation européenne, le bassin de la Seine est menacé d'eutrophisation, un terme qui désigne l'emballement d'un phénomène naturel, le développement de la végétation aquatique.

Tout à fait normale et souhaitable puisqu'elle est à la base de la chaîne alimentaire, la présence de végétation dans le réseau hydrographique et en zone côtière pose un vrai problème environnemental quand elle devient anarchique.

En l'absence d'un éclaircissement suffisant, la respiration des végétaux accumulés tend à épuiser l'oxygène de l'eau qui perd en qualité. En mer, la prolifération d'algues indésirables peut entraîner l'accumulation de mucus sur les plages ou le développement de toxines néfastes pour les coquillages. Les écosystèmes, comme la répartition des plantes et des animaux qui en dépendent, sont modifiés.

L'eutrophisation n'est donc pas sans conséquence sur la santé humaine. Devenue insalubre, l'eau doit être traitée de façon renforcée pour pouvoir être consommée. Certaines activités comme la baignade, la pêche à pied, la collecte de coquillages ne sont plus praticables. L'eutrophisation a donc évidemment un coût économique non négligeable.

Ses causes sont connues et ce fascicule les développe en détail. Le phénomène s'explique par la physiologie des plantes, les conditions d'éclaircissement et de température ambiante, les apports de nutriments, l'absence de prédateurs, les modifications du profil des voies d'eau. Le sens commun, comme la législation européenne et nationale, nous font obligation de la combattre. Beaucoup a déjà été fait en la matière, par exemple le traitement des eaux usées, pour contrôler les rejets de phosphore et d'azote dans le milieu naturel.

Les auteurs examinent les résultats des mesures prises, lesquelles s'avèrent efficaces, lesquelles n'ont pas eu les effets escomptés. Surtout, ils replacent l'histoire de l'eutrophisation du bassin de la Seine dans son contexte historique, le peuplement humain au cours du dernier millénaire de la région. Est-il réaliste d'espérer revenir aux conditions préalables à la présence humaine ou au début de l'industrialisation ?

La Commission Européenne nous enjoint de restaurer le « bon état écologique » d'ici à 2015. À la lumière des études menées sur l'eau, notamment sur les phénomènes d'eutrophisation, il appartient aux institutions publiques, acteurs économiques et citoyens, d'envisager les mesures à mettre en place. C'est en évaluant leur efficacité que les objectifs donnés par la Directive Cadre sur l'Eau pourront être atteints.

SOMMAIRE

7 Introduction

COMPRENDRE

10 Pourquoi les végétaux aquatiques prolifèrent-ils ?

11 LES VARIÉTÉS D'ALGUES

11 Besoins d'une plante pour croître

- > De la lumière, de la chaleur
- > Des nutriments en bonne proportion

14 QUAND LE PHOSPHORE FAIT DÉFAUT

14 Influence du régime de la rivière

15 Provenance et diffusion des nutriments

- > Silice, azote, phosphore

18 Les prédateurs des algues

19 LE MODÈLE RIVE ET LA POUSSÉE DES PLANTES AQUATIQUES

AGIR

20 Efficacement contre l'eutrophisation

21 LES DIFFÉRENTS SECTEURS D'UN RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE

22 En tête de bassin, la Haute-Marne et la Blaise

- > État des lieux
- > Forme des cours d'eau et développement des macrophytes
- > Effet de la charge en phosphore

25 Les petites rivières canalisées, la Vire

- > Effet de la morphologie

27 Les grandes rivières canalisées, la Marne, l'Oise et la Seine

- > Les blooms algaux
- > Le contrôle par la réduction des rejets de phosphore

31 Le panache de la Seine en baie de Seine

33 L'INDICATEUR DE POTENTIEL D'EUTROPHISATION CÔTIÈRE (ICEP)

PRENDRE DU REcul

34 Par l'étude historique du bassin

35 L'usage du sol et les apports diffus de nutriments

37 Apports ponctuels urbains

37 Morphologie du réseau hydrographique et paysage hydrologique

39 L'eutrophisation autrefois

41 Conclusion

INTRODUCTION

Le développement des végétaux dans les cours d'eau, les lacs ou les étangs est un phénomène normal, souhaitable même, puisque c'est de la production de matière organique par la photosynthèse* que dépend toute vie dans ces milieux. Algues planctoniques* en suspension, algues benthiques* recouvrant le fond des cours d'eau, végétaux supérieurs poussant les pieds dans l'eau, tous les « producteurs primaires » sont essentiels au fonctionnement écologique des milieux aquatiques. On parlera cependant d'eutrophisation lorsque ce développement est excessif, proliférant, déséquilibré.



Figure 1 : Eutrophisation.

L'eutrophisation entraîne une dégradation des milieux aquatiques et une réduction de la biodiversité. Cette détérioration n'est évidemment pas sans conséquence sur la santé humaine, l'eau étant de moindre qualité. L'eutrophisation peut rendre en outre impraticables certaines activités comme la baignade ou la pêche à pied.

Elle a bien sûr aussi un coût économique élevé. Il faut entretenir (faucarder) les cours d'eau pour éviter qu'ils ne soient encombrés par une végétation proliférante. La potabilisation de l'eau devient très onéreuse. Le tourisme, la conchyliculture, la mytiliculture, la pêche souffrent.

L'eutrophisation a des conséquences tout à fait directes. La respiration de la masse de végétaux, accumulée dans les cours d'eau, lorsque l'éclaircissement vient à être insuffisant, entraîne leur appauvrissement en oxygène, appauvrissement dont pâtissent par exemple les populations de poissons.

De même un développement excessif d'algues planctoniques en suspension dans l'eau des grandes rivières, notamment les grands axes canalisés comme la Marne, la Seine ou l'Oise, rend l'eau trouble. Les usines de traitement d'eau mettent alors en œuvre des traitements renforcés. En mer, le développement déséquilibré d'algues indésirables peut conduire soit à une accumulation de mucus sur les plages, soit à la production de toxines empoisonnant les coquillages.



Figure 2 : Une grande rivière eutrophisée, l'Oise et une usine d'eau potable, celle de Méry. Photo SEDIF.



Figure 3 : Accumulation de mucus sur la plage.

Qu'ont en commun des phénomènes aux manifestations si différentes ?

Quelles en sont les causes ?

Que peut-on faire pour les éviter ?

C'est ce que ce fascicule veut expliquer.

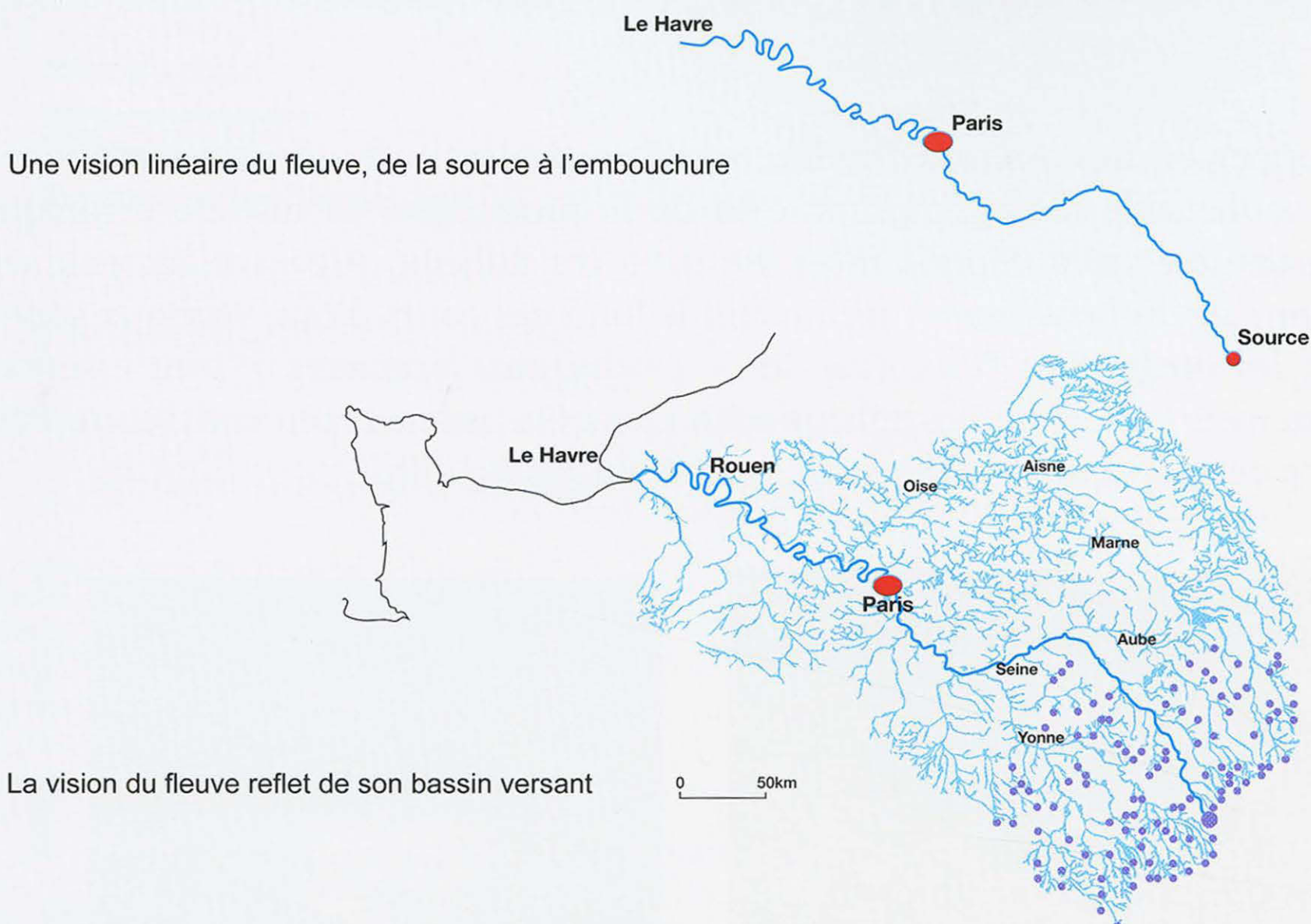


Figure 4 : Deux visions d'un fleuve : celle, linéaire, d'un ruban coulant de la source à l'embouchure et celle d'un réseau de tributaires drainant l'espace d'un bassin versant ayant une multitude de sources (points violets).

Comprendre l'eutrophisation des rivières n'est possible qu'en faisant un long détour par l'étude du fonctionnement des systèmes hydrographiques. Leur croissance végétale, normale ou exagérée, est révélatrice de l'ensemble de leurs caractéristiques.

Les végétaux sont en effet soumis au rythme saisonnier de la température et de l'ensoleillement ; au régime hydrologique qui en crue, arrache les plantes et évacue le plancton, et en étiage, transforme les rivières en milieux stagnants. Les plantes aquatiques comme les plantes terrestres ont besoin pour croître de sels nutritifs, azote et phosphore, silice pour certaines d'entre elles.

Ces nutriments* proviennent du lessivage des sols ou sont amenés avec les rejets d'eaux usées urbaines.

Ce sont tous ces facteurs qu'il nous faudra passer en revue pour percer les secrets du contrôle de la croissance végétale dans les réseaux hydrographiques.

Les rivières ne doivent pas se voir comme de longs chemins qui commenceraient à la source pour finir à l'embouchure comme nous les montraient nos vieux livres de géographie : « La Seine prend sa source sur le Plateau de Langres, et se jette dans la Manche au Havre, après un parcours de 776 Km ».

Les rivières sont organisées en réseaux de cours d'eau, drainant des paysages terrestres. Ceux-ci constituent ce qu'on appelle leur bassin versant.

L'eau qui coule sous les ponts de Paris est faite des myriades de gouttes d'eau qui ont ruisselé sur ces espaces, emportant avec elles un peu des paysages du Morvan, de la Champagne, de la Brie.

La qualité de l'eau, mais aussi les communautés vivantes, végétales et animales qui l'habitent, reflètent, en l'intégrant, toute la diversité des milieux terrestres et de l'usage du sol sur le bassin versant situé en amont.

C'est donc la manière dont nous vivons sur le bassin versant qui conditionne la qualité de l'eau de nos rivières. L'eutrophisation est ainsi un puissant révélateur de notre mode de vie et de la façon dont nous exploitons les ressources naturelles.

Construction d'un modèle

Pour faire le lien entre les activités humaines sur le bassin versant et le fonctionnement des rivières, il nous faudra faire appel à ces outils un peu particuliers que sont les modèles mathématiques de réseaux hydrographiques.

Ces modèles ne font rien d'autre que traduire en équations les processus à l'œuvre dans les systèmes naturels. Ils sont capables de calculer le débit de toutes les rivières, leur concentration en nutriment, l'importance du développement des algues et leur état de plus ou moins grande eutrophisation. Il suffit pour cela de leur fournir les quantités d'eau de pluie tombées sur le bassin, la forme du réseau de rivières, la nature des cultures, les rejets des stations d'épuration.

Ces modèles sont donc utiles pour **comprendre** ou plus exactement pour **confronter** ce que nous croyons avoir compris du fonctionnement de la nature avec ce que nous pouvons observer des manifestations de ce fonctionnement. Ils sont aussi utiles pour **agir**. Ils permettent en effet de tester l'efficacité de telle ou telle mesure en matière d'aménagement du territoire ou d'assainissement des eaux usées par exemple, et cela à l'échelle de tout un bassin versant.

Pour construire un modèle, on analyse d'abord les processus impliqués dans le phénomène que l'on veut représenter, ici l'eutrophisation. Nous commencerons donc par examiner la manière dont l'hydrologie, les apports d'éléments nutritifs et d'autres facteurs, influencent la croissance végétale en rivière.

Nous construirons de la sorte un schéma conceptuel qui nous permettra de comprendre la distribution de la production végétale dans l'ensemble d'un réseau hydrographique.

À l'aide du modèle ainsi construit, nous pourrions mieux comprendre où se situent aujourd'hui les risques d'eutrophisation dans les différents secteurs de la Seine. Ce modèle, comme une machine à explorer le temps, nous permettra aussi de remonter dans le passé pour répondre à des questions telles que : « Ces phénomènes sont-ils naturels ? » ; « En quoi dépendent-ils de la gestion de notre environnement ? » ; « À quelle situation de référence les comparer ? ».

Le recul historique est à cet égard essentiel.

Le modèle nous permettra enfin de nous projeter dans le futur, pour examiner ce que l'avenir nous réserve en matière d'eutrophisation.

Les modèles ne peuvent cependant pas tout. Ils ne font que traduire, en termes opérationnels, l'état de nos connaissances. Dans ce fascicule, et sauf en ce qui concerne les milieux marins côtiers, il sera peu question de la composition floristique des peuplements végétaux (c'est-à-dire de quelles espèces les communautés végétales sont constituées). L'eutrophisation se manifeste pourtant aussi par des modifications qualitatives des peuplements. La Directive-cadre européenne sur l'eau recommande ainsi de comparer la composition floristique d'un site avec celle de sites de référence pour établir l'écart au « bon état écologique ».

Il n'existe cependant pas aujourd'hui de modèle permettant d'établir un lien explicatif direct entre les facteurs de l'eutrophisation et la structure des peuplements. Nous avons donc privilégié ici l'exposé de ce que nous comprenons des processus naturels liés à l'eutrophisation.



Pourquoi les

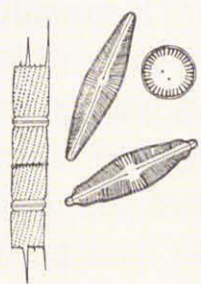
végétaux aquatiques

prolifèrent-ils ?

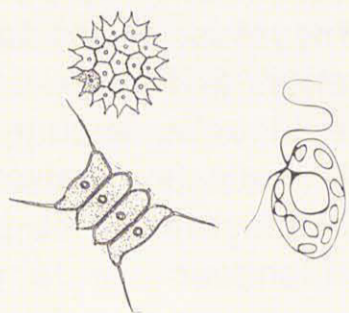
L'eutrophisation est le fruit de mécanismes de base connus. Elle s'explique par la physiologie des plantes, l'action conjuguée de la lumière et de la température, la disponibilité de nutriments en surabondance, l'absence de prédateurs.



Les variétés d'algues



diatomées *



chlorophycées et flagellées



macrophytes *

Figure 5 : Différents organismes.

Les « producteurs primaires », à la base de la chaîne alimentaire en milieu aquatique, sont surtout représentés par les algues planctoniques. Ce sont des organismes unicellulaires, vivant en suspension dans l'eau et se développant par photosynthèse.

Trois grands types d'algues planctoniques doivent être distingués :

- Les algues brunes ou « diatomées » sont caractérisées par une enveloppe de silice amorphe, appelée « frustule* ». Elles sont surtout adaptées aux eaux froides et turbulentes car leur densité assez importante tend à les faire sédimenter rapidement dans les eaux calmes.
- Les algues vertes ou « chlorophycées » et les flagellés ainsi que les algues bleues, ou « cyanobactéries » sont dépourvues de frustule et sont plutôt adaptées aux eaux plus chaudes.

D'autres algues vivent attachées sur le fond des cours d'eaux ou sur des supports fixes, formant, avec des bactéries et des protozoaires, ce qu'on appelle le « périphyton* ».

À côté de ces algues unicellulaires, existent des plantes supérieures aquatiques, les « macrophytes », qui s'enracinent et se développent dans les cours d'eau.

Pour croître, une plante demande...

DE LA LUMIÈRE ET DE LA CHALEUR

Comme tous les végétaux, les algues et les macrophytes dépendent avant tout de la lumière pour leur croissance. La photosynthèse est le mécanisme par lequel l'énergie lumineuse est utilisée pour transformer le CO_2 (présent dans l'air ou dissous dans l'eau) en matière organique constitutive de la biomasse végétale (sucres, protéines, lipides) (Autotrophie*). Le taux de croissance des végétaux aquatiques dépend donc avant tout de la lumière reçue.

La lumière, reçue à la surface de la terre, varie tout au long du jour et des saisons. De ce fait, la croissance algale est bien plus forte en été qu'en hiver. Les variations saisonnières de la température renforcent encore ce contrôle saisonnier. Les différents types d'algues ne réagissent cependant pas de la même manière. Les diatomées sont adaptées à des températures plus basses que les algues vertes ou chlorophycées.

Les premières atteignent leur croissance optimale autour de 15-20 °C et poussent alors plus rapidement que les secondes qui atteignent, quant à elles, leur pic de croissance au dessus de 20 °C.

En milieu aquatique, les algues ne reçoivent pas directement la lumière de surface. L'éclairement s'atténue rapidement en dessous de la surface de l'eau, qui l'absorbe d'autant plus vite qu'elle est chargée en matière en suspension.

La lumière n'atteint jamais plus de 100 m de profondeur dans les eaux les plus claires de l'océan ouvert. Elle est parfois totalement absente en dessous de quelques centimètres dans les eaux les plus turbides et elle pénètre rarement le fond d'une rivière de plus d'un mètre de profondeur.

Ainsi, la lumière moyenne reçue par les algues planctoniques en une journée et leur taux de croissance journalier dépendent de la saison. La lumière diminue aussi avec la profondeur et la turbidité de la masse d'eau dans laquelle les algues se développent.

Comme les algues sont toujours soumises à des processus de pertes (respiration*, mortalité, prédation...), il existe une profondeur maximale au-delà de laquelle aucune croissance algale n'est possible pour une saison et une turbidité donnée. Les océanographes et les limnologues appellent cette profondeur : « la profondeur de compensation ». Le concept s'applique aussi en rivière où les profondeurs critiques sont toutefois nettement plus faibles à cause de la plus grande turbidité de ces milieux.

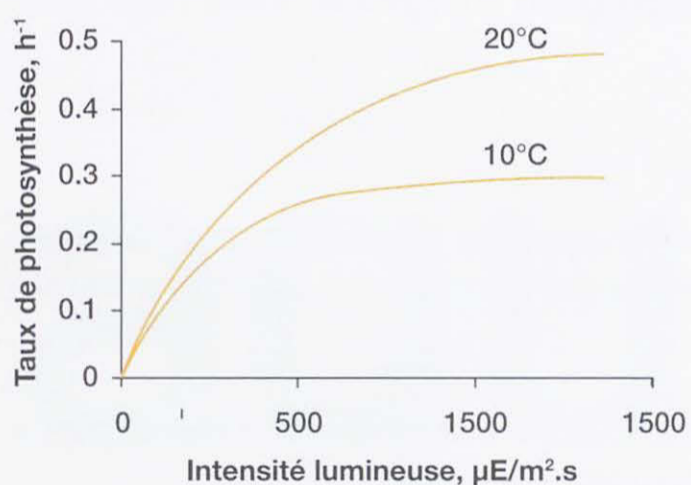


Figure 6 a : Relation entre la photosynthèse (et la croissance) algale et l'intensité lumineuse. Aux faibles intensités la relation est linéaire, mais pour des intensités plus fortes, la croissance cesse d'augmenter et atteint un plateau.

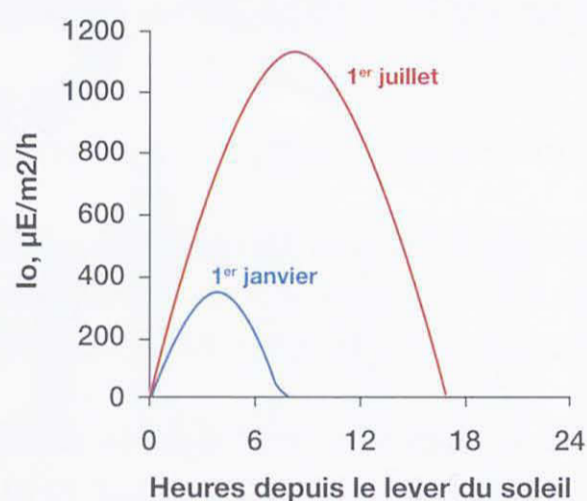


Figure 6 b : Variations journalières et saisonnières de l'éclairement.

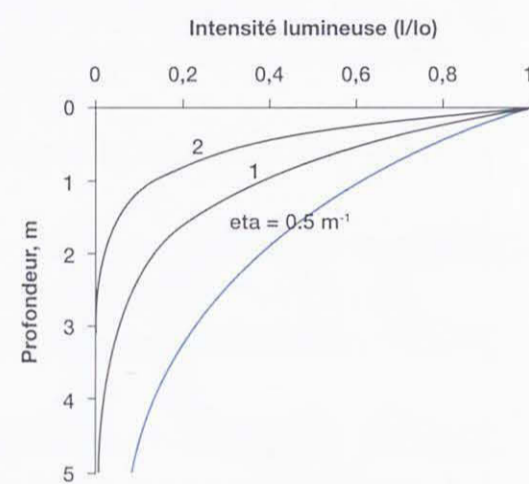


Figure 6 c : Atténuation de la lumière en fonction de la profondeur dans un milieu aquatique, pour diverses valeurs de sa turbidité (caractérisée par le coefficient d'extinction η).

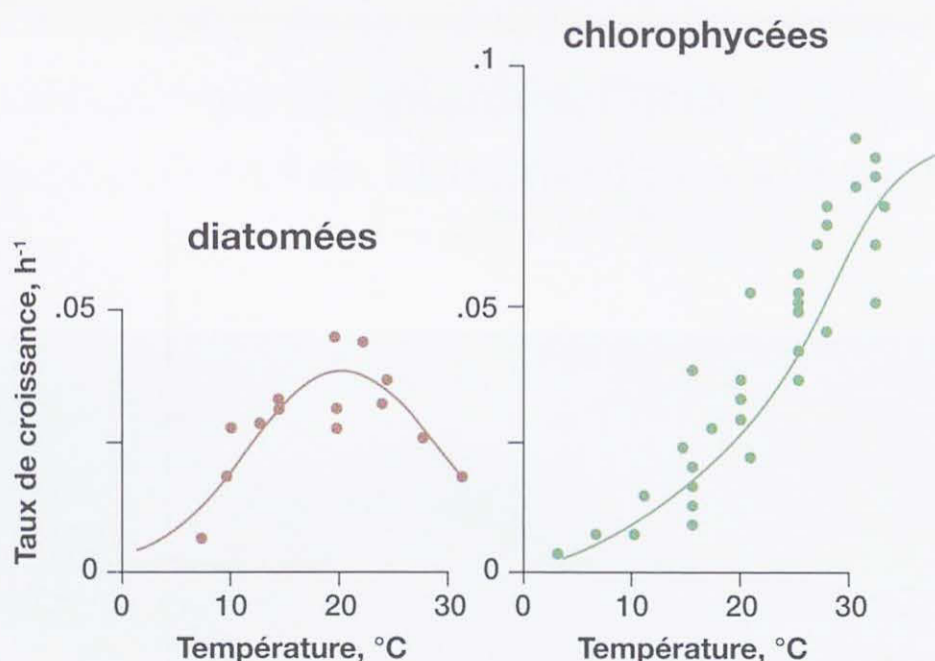


Figure 6 d : Relation entre croissance algale (à éclaircissement optimal) et température.

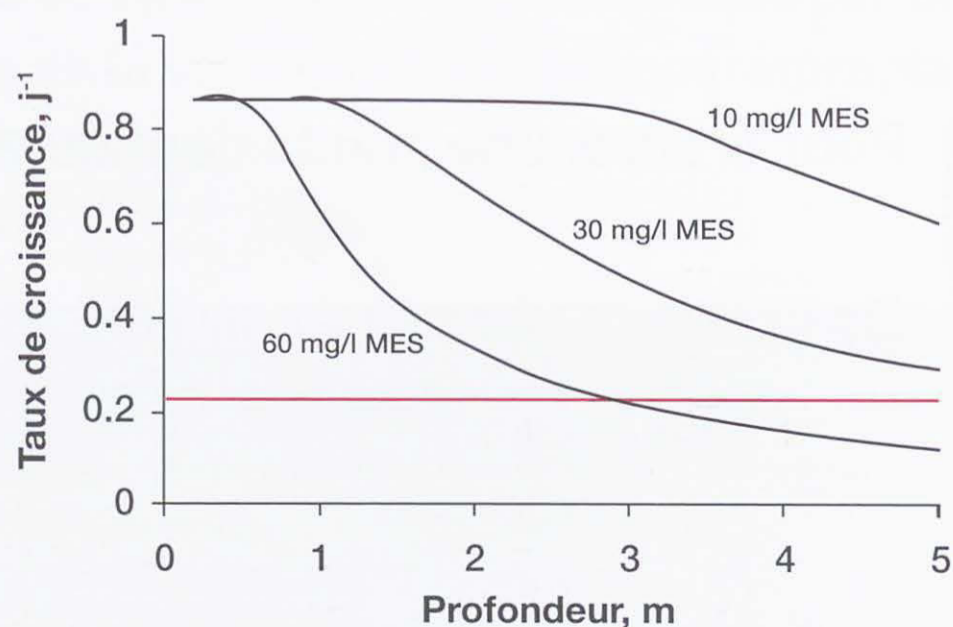


Figure 6 e : Relation entre le taux de croissance moyen journalier des populations algales planctoniques et la profondeur moyenne de la colonne d'eau pour différentes valeurs de turbidité.

DES NUTRIMENTS EN BONNE PROPORTION

La croissance des végétaux ne se limite pas au processus photosynthétique de conversion du CO_2 en carbone organique. Les algues ont besoin aussi de prélever, dans le milieu, de l'azote inorganique (sous forme d'ammonium ou de nitrate) et du phosphore (sous forme d'ortho-phosphate) pour constituer leurs protéines et leurs acides nucléiques. Les diatomées ont en outre besoin de s'approvisionner en silice dissoute pour constituer l'enveloppe rigide en verre d'opale (frustule) qui les entoure.

La composition moyenne des algues est décrite par les rapports de Redfield* qui donnent les rapports molaires entre le carbone, l'azote, le phosphore et la silice. Pour le phytoplancton* d'eau douce, ces rapports : carbone sur azote sur phosphore sur silice sont respectivement de 106 sur 16 sur 1 sur 40.

Pour le phytoplancton marin, les diatomées sont en général moins siliceuses et les rapports de Redfield* de carbone sur azote sur phosphore sur silice s'établissent plutôt à 106/16/1/20.

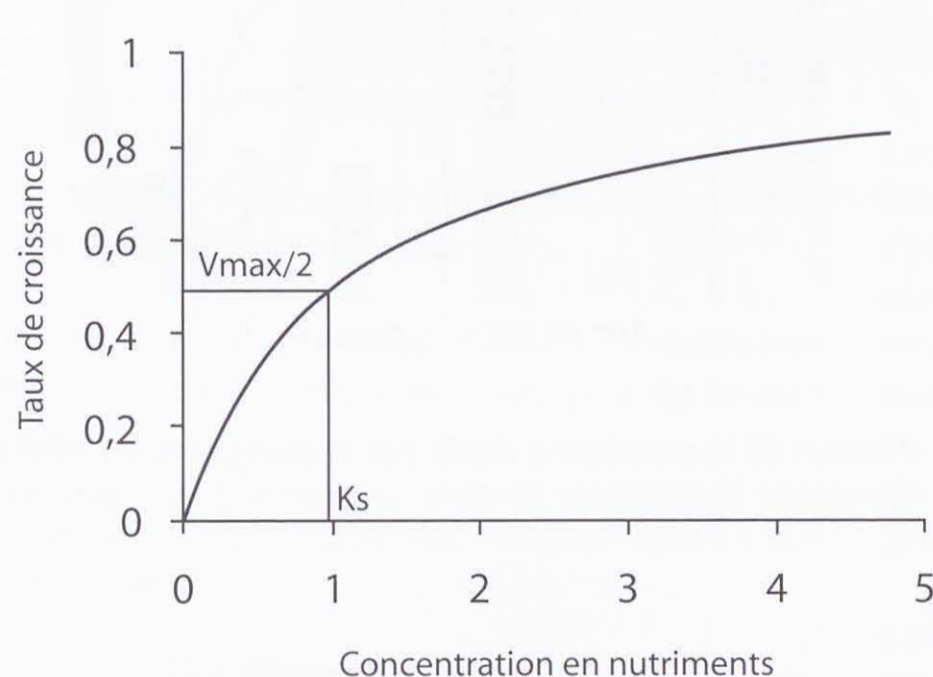
Il n'y a pas de développement d'algues sans prélèvement de nutriments. Si l'un vient à manquer ou si sa concentration est insuffisante, la croissance végétale peut être limitée.

Les concentrations ambiantes d'azote sont le plus souvent bien supérieures à l'affinité des enzymes de prélèvement de nutriments (appelée encore constante de demi saturation, K_p) des algues d'eau douce.

Il est donc exceptionnel que les concentrations d'azote puissent être limitantes.

Le phosphore par contre peut constituer un élément limitant de la croissance algale dans les eaux douces naturelles, particulièrement en tête de bassin forestier.

La silice, abondante au contraire en tête de bassin, atteint parfois des valeurs limitantes dans les grandes rivières où les diatomées peuvent en manquer.



Azote (NO_3^- , NH_4^+)
Phosphore (PO_4^{3-})
Silice (SiO_2)

16
1
40

Composition molaire du phytoplancton

Figure 7 : Relation entre le taux de croissance et la concentration en nutriments.

Nutriment	Constante de demi-saturation (mg/l)		Gamme de concentration dans le milieu
	diatomées	chlorophycées	
NH_4^+ (mgN/l)	0,015	0,015	0,01 – 5
NO_3^- (mgN/l)	0,015	0,015	0,5 – 10
PO_4^{3-} (mgP/l)	0,015	0,06	0,005 – 2
SiO_2 (mgSi/l)	0,2	-	0,05 – 6

Tableau 1 : Valeurs typiques des constantes de demi-saturation du prélèvement de nutriments par des algues planctoniques d'eau douce.



QUAND LE PHOSPHORE FAIT DÉFAUT

On peut mesurer directement le niveau de limitation de la croissance algale par un nutriment en mesurant le taux de production nette d'un échantillon d'eau de rivière, incubé à la lumière avec et sans ajout d'une quantité saturante de ce nutriment. Une telle expérience a été réalisée pour le phosphore en diverses stations du réseau hydrographique de la Marne (Garnier et al, 2003).

Les résultats montrent que la limitation par le phosphore est très marquée dans les petits cours d'eau de tête de bassin, ainsi que dans le Lac du Der, mais que les tronçons les plus à l'aval, à partir de Châlons-en-Champagne, sont déjà suffisamment enrichis en phosphore pour que la croissance algale ne soit plus limitée par cet élément.

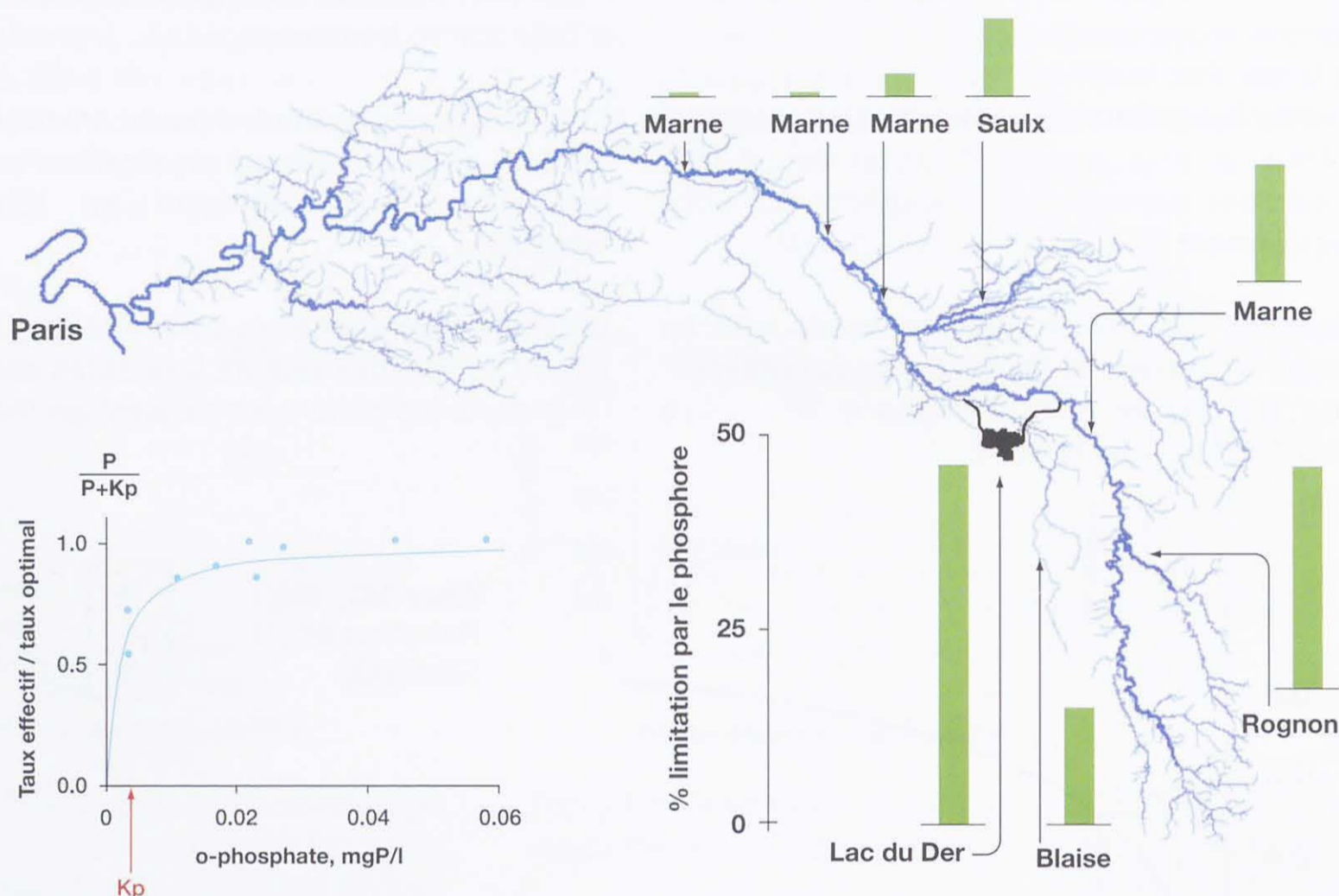


Figure 8 : Mise en évidence expérimentale de la limitation de la croissance algale par le phosphore en différents points du réseau hydrographique de la Seine. K_p représente la constante de demi-saturation du prélèvement de phosphore par les algues.

Influence du régime de la rivière

De la source à l'aval, les rivières gonflent en raison des apports latéraux de débit qu'elles reçoivent de leur bassin versant et de leurs affluents. Du point de vue des peuplements d'algues, ces apports sont un facteur de dilution qui s'oppose à leur accroissement et peut ainsi constituer une entrave forte au développement de la biomasse en rivière.

La dilution hydraulique est proportionnelle à l'accroissement du débit le long du cours de la rivière et inversement proportionnelle à sa « section mouillée »

soit le produit de la profondeur par la largeur moyenne. Plus importante en période de crue qu'en période d'étiage, cette dilution varie suivant les saisons surtout en tête de bassin. Les petits cours d'eau sont les plus sensibles à la dilution hydraulique.

Comparer le taux de dilution hydraulique avec le taux de croissance des algues permet donc d'établir si un plan d'eau est en condition de voir se développer ou non une biomasse algale planctonique importante : un « bloom ».

Seuls les cours d'eau importants peuvent cependant soutenir une communauté planctonique significative.

Le démarrage d'un bloom algal dans ces grands cours d'eau est souvent déterminé, au printemps, par la chute du débit en dessous d'un seuil critique après la période de crue hivernale.

Dans les cours d'eau amont, et en raison de l'importance de la dilution, la production primaire est limitée à celle des organismes fixés, lesquels sont représentés par des algues benthiques et macrophytes capables de se développer sur le fond grâce à la faible profondeur.

En crue, elles sont toutefois arrachées par les courants importants.

Provenance et diffusion des nutriments

Les ressources en nutriments (azote, phosphore, silice) sont essentielles au développement des communautés algales et en contrôlent bien souvent l'importance.

Dans un réseau hydrographique, les nutriments proviennent de deux types de sources :

- soit des sources diffuses, liées à l'interaction directe de l'eau de pluie avec les sols du bassin versant ;
- soit des sources ponctuelles, liées au rejet d'eaux usées urbaines.

Les sources diffuses dépendent de la nature des sols, de leur couverture végétale, des pratiques agricoles, mais aussi du régime climatique. Les sources ponctuelles sont essentiellement constituées par les rejets, plus facilement maîtrisables, de l'activité domestique et industrielle.

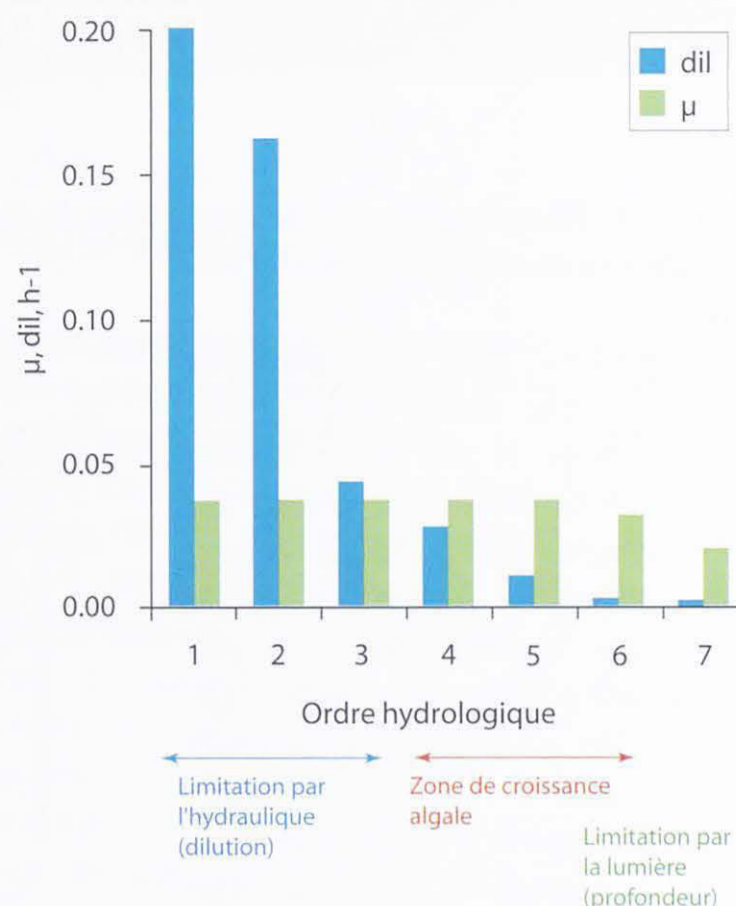


Figure 9 : Comparaison du taux de dilution hydraulique (en bleu) et du taux de croissance algale (en vert) en fonction de l'ordre hydrologique dans le réseau hydrographique de la Seine en conditions printanières.

LA SILICE

Le silicium, constituant majeur des roches, est un des éléments les plus abondants à la surface de la Terre. L'altération des roches par la végétation et l'activité microbienne des sols, libère ainsi de la silice dissoute.

Cette dernière rejoint le réseau hydrographique en concentration plus ou moins grande selon la nature lithologique du bassin versant. Les sols contiennent aussi de la silice biogénique particulaire sous forme de phytolithes, des concrétions de silice issues de la décomposition de certains végétaux, comme les graminées qui les utilisent dans leurs tissus.

Ces phytolithes amenés aux rivières par l'érosion, peuvent s'y dissoudre et contribuer à l'approvisionnement de l'eau en silice. Des apports ponctuels urbains s'ajoutent aussi, résultant du rejet dans les eaux usées domestiques de divers produits de lessive ainsi que de la décomposition de divers aliments contenant de la silice (légumes, céréales). Ces apports ponctuels restent cependant très faibles par rapport aux apports diffus.

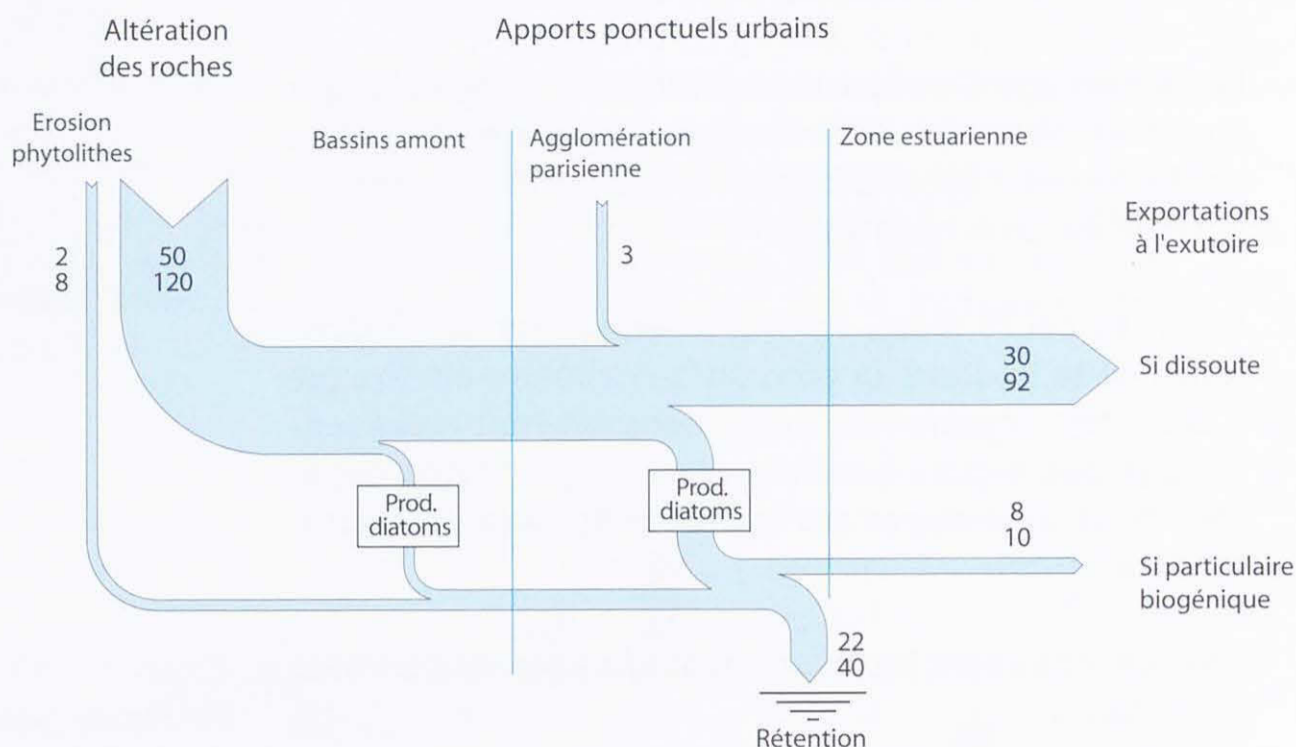
Une fois dans le réseau hydrographique, la silice dissoute est prélevée par les diatomées et reconvertie en silice biogénique particulaire. La sédimentation de ce matériel peut alors conduire à une rétention de silice, temporaire ou définitive, dans le réseau hydrographique, ses annexes hydrauliques ou ses plaines alluviales.

Figures 10 a : Bilan des transferts de silice pour la Seine en année sèche (1996) et humide (2001).

La figure présente, pour deux situations hydrologiques, une année sèche (1996, chiffres au-dessus) et une année humide (2001, chiffres en dessous), le devenir des flux de nutriments issus du bassin versant, soit par lessivage ou érosion des sols du bassin versant (apports diffus), soit par rejets ponctuels d'eaux usées urbaines. Les transformations qui se déroulent au cours du transfert dans le réseau hydrographique, et qui aboutissent à la rétention d'une partie de ces nutriments avant leur rejet en mer, sont quantifiées.

Bilan de silice de la Seine 10³ tonnes Si par an

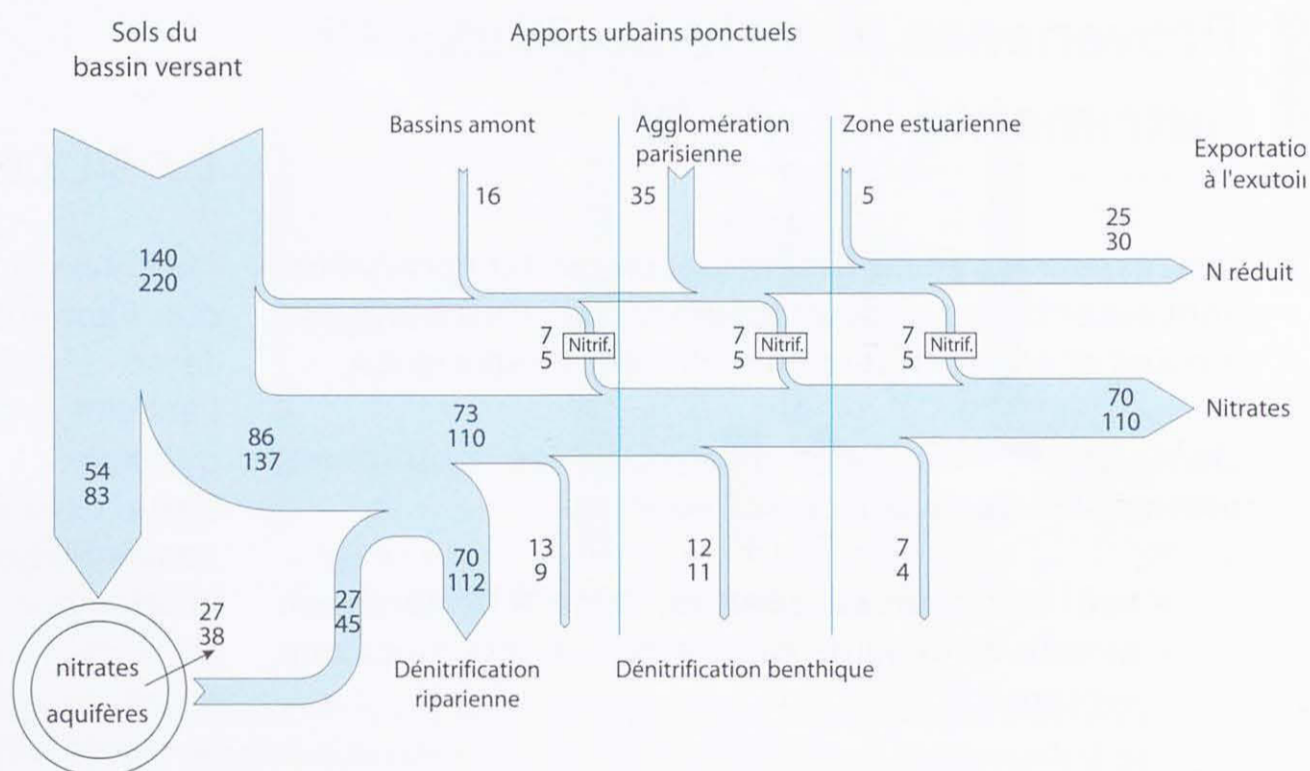
1996 - 2001



Figures 10 b : Bilan des transferts d'azote pour la Seine en année sèche (1996, chiffres au-dessus) et humide (2001, chiffres en dessous).

Bilan d'azote de la Seine 10³ tonnes N par an

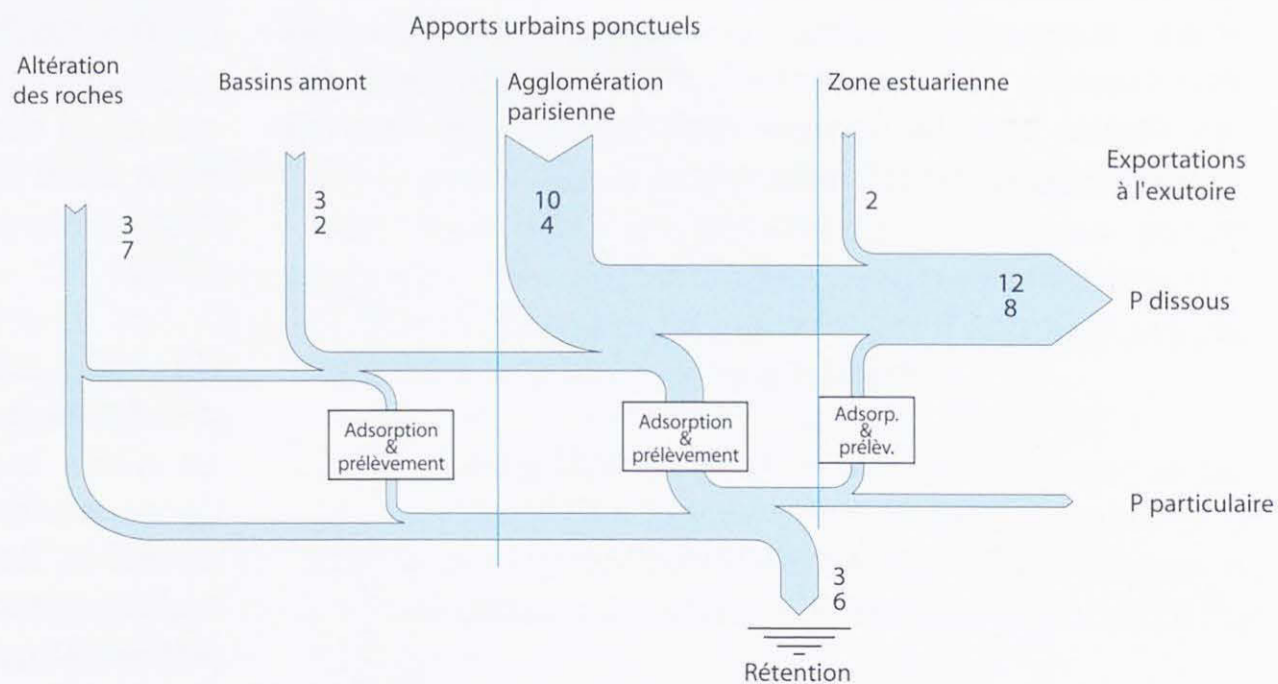
1996 - 2001



Figures 10 c : Bilan des transferts de phosphore pour la Seine en année sèche (1996, chiffres au-dessus) et humide (2001, chiffres en dessous).

Bilan de phosphore de la Seine 10³ tonnes P par an

1996 - 2001



L'AZOTE

Ce sont des processus biologiques complexes, se déroulant dans la partie supérieure des sols qui conditionnent la teneur en azote des eaux sous-racinaires et donc les pertes en azote des systèmes terrestres. Les nitrates sont de très loin la forme dominante de l'azote dans ces eaux. L'ammonium est très bien retenu sur les colloïdes argileux et il est rapidement converti en nitrates par les bactéries nitrifiantes du sol.

Les systèmes terrestres à couverture permanente (forêts et prairies) sont beaucoup moins susceptibles de pertes d'azote par lessivage que les terres agricoles. Dans ces dernières, c'est pendant la période où le sol est laissé nu après la récolte que se produisent les fuites d'azote les plus importantes.

Une interculture de CIPAN (culture intermédiaire piège à nitrates) après les moissons peut ainsi réduire significativement les pertes azotées en zone céréalière. À sol et pratiques culturales identiques, des doses croissantes d'engrais appliqués augmentent aussi les pertes. Avant de rejoindre les eaux de surface, les nitrates lessivés peuvent traverser une zone humide riveraine. Les zones humides sont le siège d'un important processus de dénitrification, susceptible d'éliminer une part significative de la charge azotée diffuse avant même qu'elle n'atteigne la rivière.

Bien qu'elle soit très variable localement, on estime la rétention par ces milieux à près de 40% en ce qui concerne le bassin de la Seine. Les apports ponctuels d'azote sont, pour leur part, principalement liés aux rejets des eaux usées domestiques.

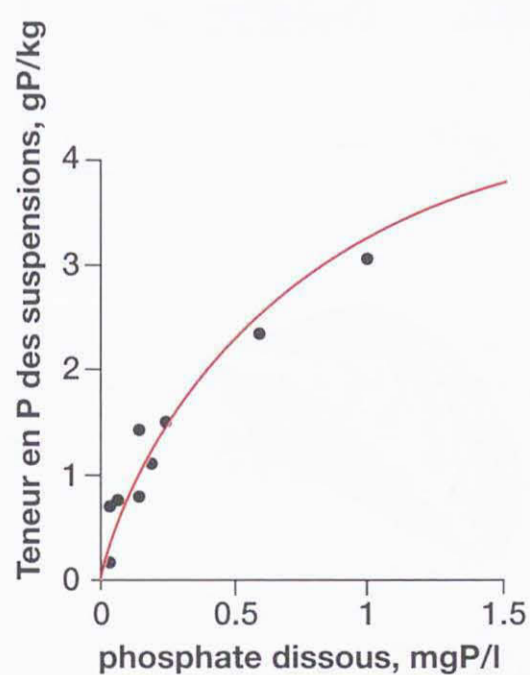


Figure 11 a : Équilibre d'adsorption/désorption des ortho-phosphates sur la matière en suspension minérale dans le bassin de la Seine.

LE PHOSPHORE

À cause de leur capacité à s'adsorber sur les argiles et les hydroxydes de fer ainsi qu'à former des composés insolubles avec les carbonates, les phosphates sont peu sujets au lessivage par les eaux de drainage.

Ce sont plutôt les processus d'érosion du sol qui, en entraînant des particules chargées en phosphore, sont responsables de l'exportation de celui-ci depuis les sols du bassin vers les eaux de surface. Le phosphore peut alors s'y désorber*. Ainsi la teneur en phosphore total des sols forestiers dans le bassin de la Seine est-elle voisine de 0,1 gramme de phosphore par kilo de sol, tandis que celle des sols cultivés, fertilisés depuis des décennies, atteint des valeurs 10 à 15 fois plus fortes. Les teneurs en phosphore des matières en suspensions dans les têtes de bassins sont typiquement de l'ordre de 0,5 gramme par kilo, en équilibre avec des concentrations en ortho-phosphates dissous d'environ 0,015 milligramme par litre (soit 0,05 d'ortho-phosphate par litre).

Plus à l'aval, dans les grands axes de rivière, les rejets urbains apportent une charge en phosphore considérable. Celle-ci a cependant beaucoup diminué ces dernières années sous l'effet combiné de la substitution des poly-phosphates des poudres à lessiver et de l'équipement en dispositifs de déphosphatation des stations d'épuration urbaines. Les ortho-phosphates d'origine urbaine s'adsorbent à leur tour sur la matière en suspension issue de l'érosion des sols dont ils accroissent la teneur en phosphore. Ce n'est que dans l'estuaire, lors du mélange avec l'eau de mer très appauvrie que le phosphore se désorbe à nouveau.

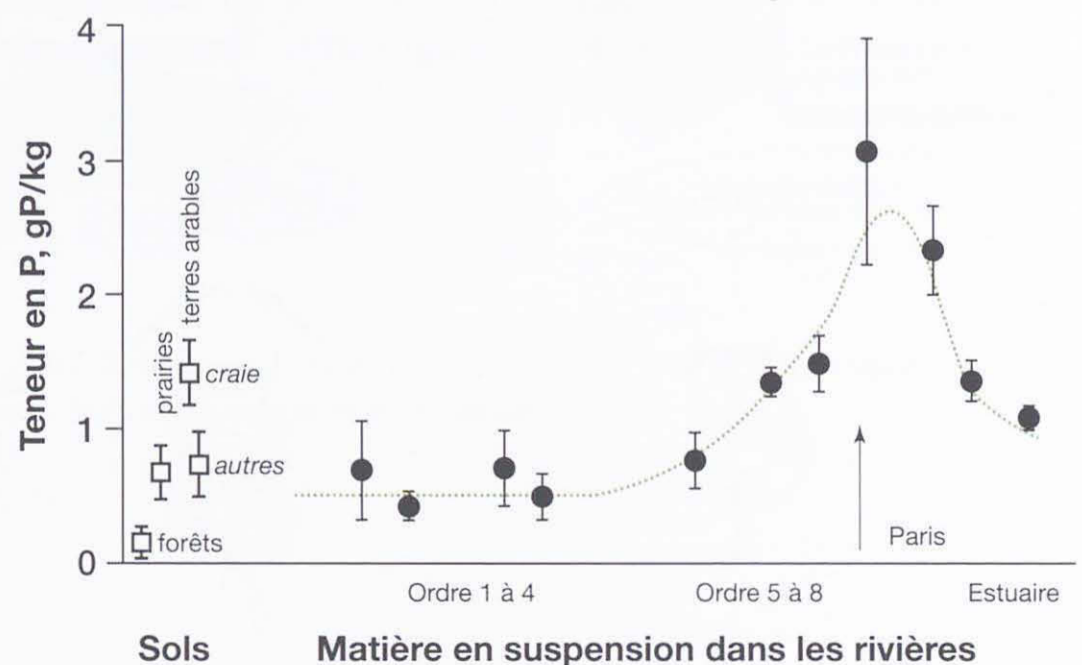


Figure 11 b : Teneur en phosphore des sols et de la matière minérale en suspension dans le bassin de la Seine : l'accroissement observé au voisinage de l'agglomération parisienne résulte de l'adsorption par la matière en suspension des phosphates rejetés avec les eaux usées urbaines. Ces phosphates se re-désorbent lorsque les particules atteignent la zone estuarienne.

On le voit, les apports d'azote, de phosphore et de silice sont très variables suivant les différents secteurs du réseau hydrographique. L'azote et la silice, principalement d'origine diffuse, sont apportés dès les têtes de bassin tandis que le phosphore, d'origine plus largement ponctuelle, est amené plus en aval. Dans tous les cas, les processus qui se déroulent dans le réseau hydrographique concourent à transformer, retenir ou éliminer une partie significative des nutriments issus du bassin versant au cours de leur transfert d'amont en aval.

Ce sont ces processus complexes qui déterminent la disponibilité des nutriments laquelle conditionne le développement des végétaux aquatiques.

Notons toutefois que si les apports ponctuels d'azote ne représentent qu'une faible part dans les apports totaux, ils peuvent occasionner des impacts locaux importants, particulièrement en tête de bassin. Ils sont un facteur important de toxicité et de désoxygénation.



Micro-crustacé

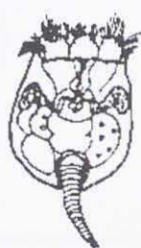
Les prédateurs des algues

La croissance des algues aquatiques produit une matière alimentaire très appréciée par bon nombre d'organismes animaux qui s'en nourrissent.

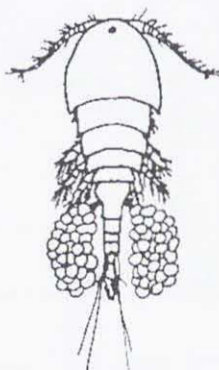
Le zooplancton, représenté par des micro-crustacés comme les daphnies ou les rotifères, au cycle de reproduction plus rapide, se développe dans la masse d'eau courante. Il est soumis aux mêmes contraintes de dilution et de temps de séjour que ses proies végétales. On ne le voit se développer que dans les secteurs aval du réseau hydrographique ou dans les annexes hydrauliques, plutôt stagnantes.

Les mollusques benthiques par contre se développent en s'attachant sur les supports solides du fond ou des berges des cours d'eau et filtrent efficacement les masses d'eau courantes.

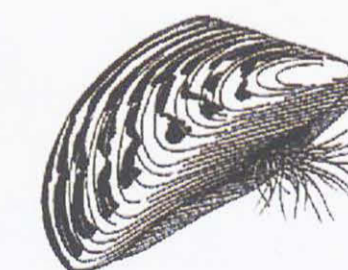
Une moule zébrée (dreissène) de 15 mm peut ainsi filtrer jusqu'à 3 litres d'eau par jour. Les colonies de mollusques benthiques qui se développent dans les secteurs canalisés de la Seine et de ses affluents sont donc en mesure de clarifier, en été, une partie tout à fait significative de leur débit total.



Rotifères



Micro-crustacés



Mollusques benthiques

Figure 12 : Principaux organismes prédateurs d'algues en eaux douces.

LE MODÈLE RIVE ET LA POUSSÉE DES PLANTES AQUATIQUES

L'ensemble des processus rapidement décrits ci-dessus, impliqués dans la dynamique des organismes végétaux et des nutriments, est représenté en détail par le modèle RIVE.

Ce modèle résume les connaissances acquises sur les mécanismes du fonctionnement biogéochimique des milieux aquatiques.

Couplé à une représentation de la morphologie et de l'hydrologie du réseau hydrographique, il permet de calculer les variations saisonnières et géographiques du développement végétal à condition de tenir compte des principales contraintes liées au climat, à l'usage du sol du bassin versant et à la gestion des rejets urbains.

Dans la suite de ce fascicule, c'est ce modèle couplé, appelé SENEQUE/Riverstrahler qui nous aidera à comprendre les particularités de chaque secteur du réseau hydrographique en matière d'eutrophisation. Il nous permettra aussi de reconstituer l'histoire de l'eutrophisation du système Seine et d'explorer divers scénarios de son évolution future.

En ce qui concerne la baie de Seine, terme ultime du continuum aquatique du système Seine, nous utiliserons un autre modèle (SIAM3D/ELISE), mis au point par l'IFREMER Brest. Il calcule le développement algal dans le panache de la Seine.

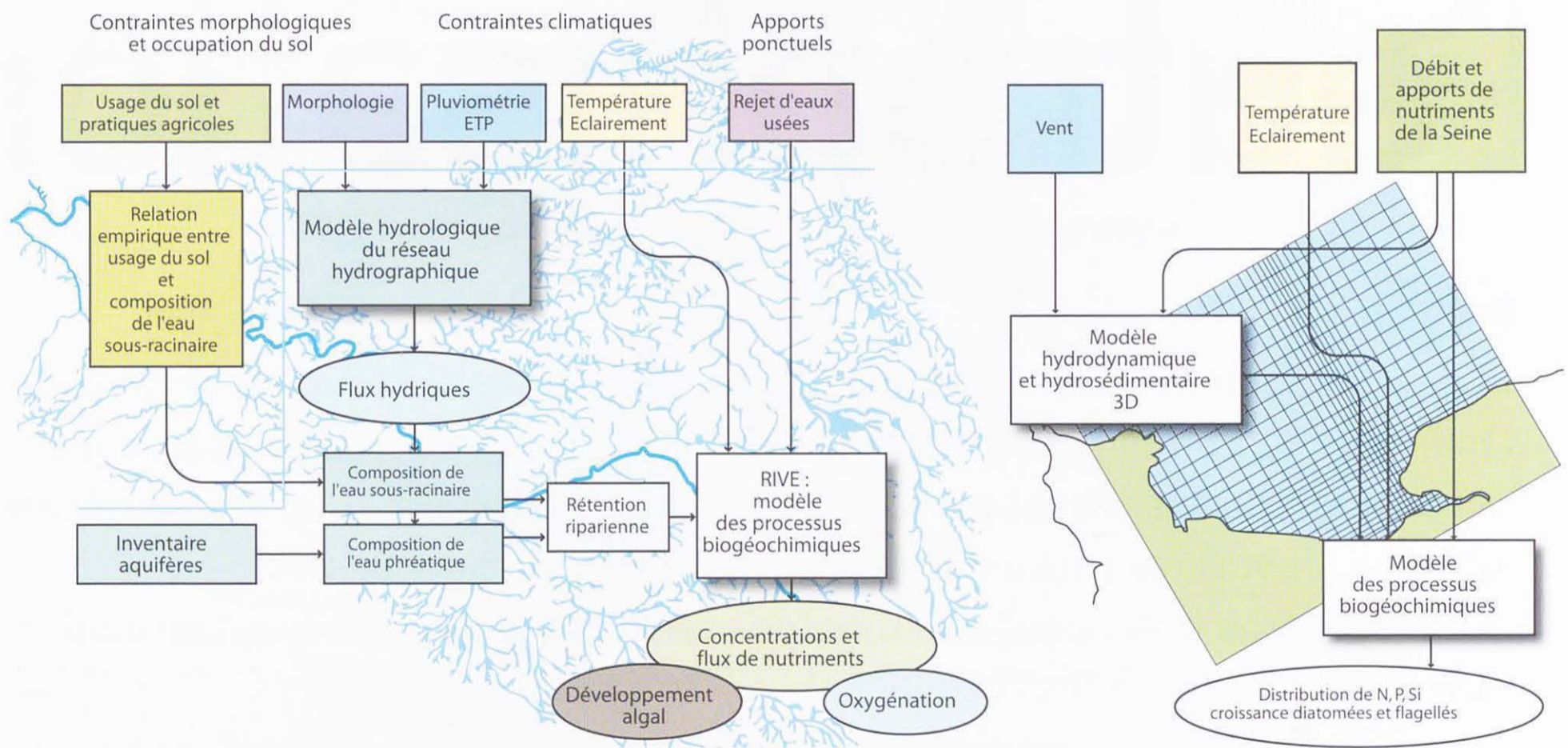


Figure 13 : Représentation schématique des modèles SENEQUE/Riverstrahler et SIAM3/ELISE sur la dynamique des nutriments et le développement algal dans le réseau hydrographique et en baie de Seine.



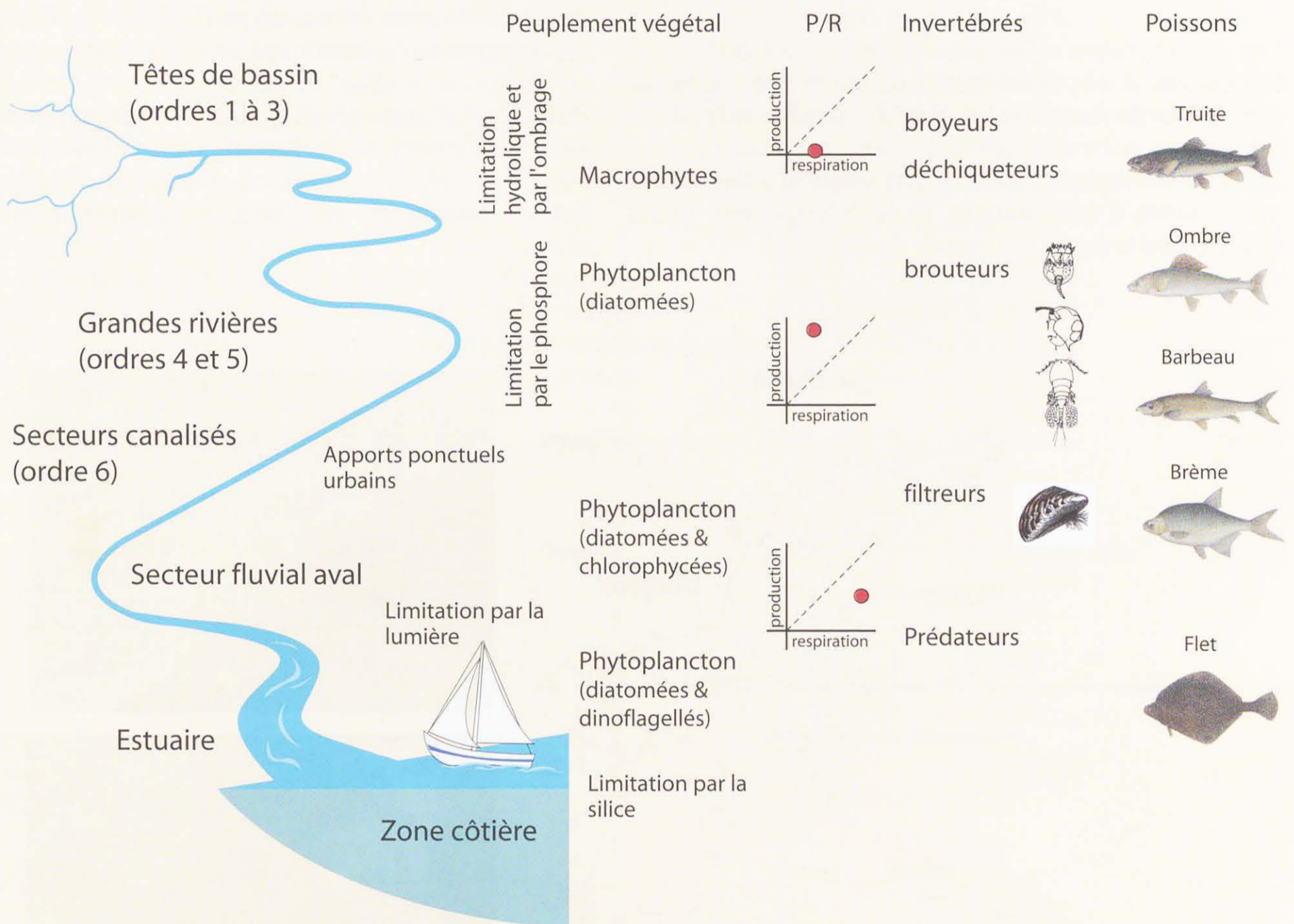
efficacement contre l'eutrophisation

Le développement de la végétation aquatique, dans chaque secteur de la Seine, dépend de la combinaison de différents facteurs. Le climat, l'hydrologie et la morphologie du bassin, l'apport de nutriments déterminent l'état des peuplements végétaux, depuis les ruisseaux de tête de bassin, jusqu'à la mer.

Là où il y a problème, nous examinerons quelles mesures peuvent être mises en œuvre pour tenter de les résoudre.



Les différents secteurs d'un réseau hydrographique



Un réseau hydrographique représente un continuum d'écosystèmes aquatiques allant des petits ruisseaux de tête de bassin aux grands secteurs fluviaux, à l'estuaire et aux zones marines côtières.

Les conditions naturelles de développement des peuplements végétaux dans ces différents secteurs diffèrent considérablement, de même que diffèrent les perturbations que l'activité humaine y exerce.

En tête de bassin, la Haute-Marne et la Blaise

Les cours d'eau de tête de bassin, la Haute Marne et la Blaise par exemple, sont soumis en permanence à une telle dilution hydraulique que les populations d'algues planctoniques ne peuvent y croître.

Les macrophytes et les algues benthiques sont donc les seules à s'y développer, d'autant que la faible profondeur permet à la lumière d'atteindre le fond.

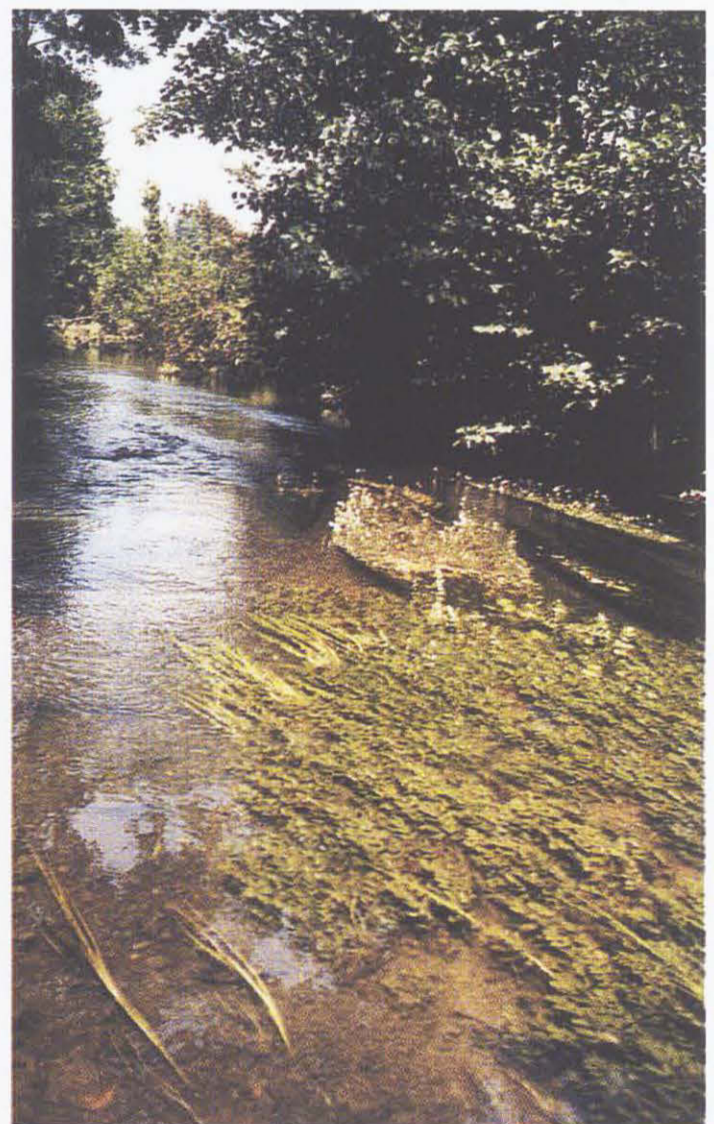
Les peuplements de macrophytes sont d'ailleurs une composante à part entière de la biologie des petits cours d'eau amont.

Ils représentent un habitat indispensable et une source de nourriture significative pour de nombreuses espèces animales et concourent ainsi au maintien de la biodiversité aquatique. Exceptionnellement toutefois, leur prolifération excessive peut aboutir à des gênes esthétiques ou hydrauliques.

Plus grave, l'augmentation des fluctuations (jour/nuit et été/automne) de la teneur en oxygène du milieu aquatique, photosynthèse et respiration aidant, peut parfois provoquer des déficits préjudiciables à la faune.



Figure 14 : La Haute Marne et la Blaise.



ÉTAT DES LIEUX

Peu de données systématiques existent quant aux proliférations végétales dans les petits cours d'eau. Un inventaire a été toutefois réalisé en 1999-2000 par photographie aérienne lors d'un survol en ULM de la Blaise et de la Haute Marne. Les photographies permettent d'estimer la surface du cours d'eau recouverte par les végétaux.

Par comparaison avec les mesures réalisées au sol, on peut calibrer l'estimation du taux de recouvrement en biomasse végétale présente. Environ 1% de surface de rivière recouverte correspond à une biomasse végétale évaluée à 1 gramme de carbone par m² (1 gC/m²), soit environ 3 grammes de matière sèche par m².

Le taux de couverture moyen, estimé par tronçon de 1 km, sur l'ensemble du cours de la Haute Marne ne dépasse pas 2,5 % de recouvrement. La croissance des plantes aquatiques n'a pratiquement lieu qu'au niveau des ponts, en aval de petits barrages ou aux points de confluences, zones généralement plus larges et moins profondes.

Dans les secteurs plus profonds, les macrophytes sont pratiquement absentes du cours principal de la rivière.

Dans la Blaise, les résultats montrent la même tendance. Seuls les secteurs les plus en amont, caractérisés par un très faible écoulement, montrent un recouvrement de plus de 15%.

Pour l'ensemble du bassin de la Haute-Marne (Haute Marne, Blaise, Rognon), on peut ainsi estimer la biomasse de macrophytes, présente en été à une centaine de tonnes de matière sèche.

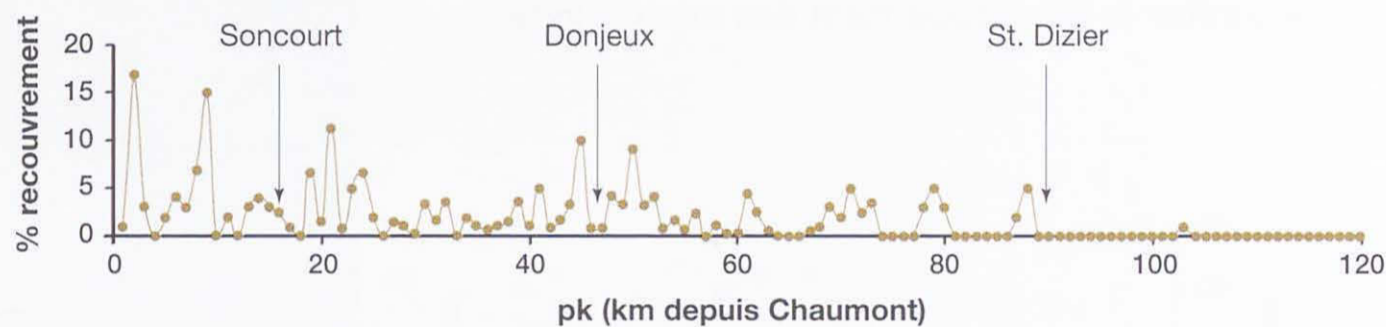


Figure 15 : Recouvrement de la Blaise et de la Marne par les macrophytes, été 2000, inventaire aérien.

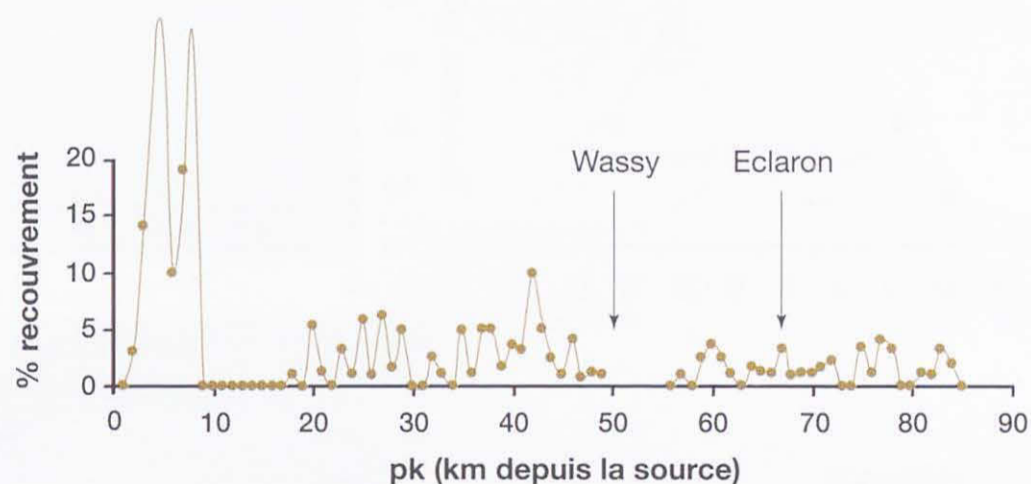


Figure 16 : Exemple de photographie aérienne montrant le recouvrement de la rivière par les macrophytes dans un secteur élargi, à proximité d'un pont.



FORME DES COURS D'EAU ET DÉVELOPPEMENT DES MACROPHYTES

La morphologie locale d'un cours d'eau affecte considérablement le potentiel de développement des macrophytes. Sa largeur et sa pente conditionnent en effet sa vitesse d'écoulement et sa profondeur. Sa forme détermine également l'effet d'ombrage par la végétation des berges.

L'ombrage du cours d'eau, engendré par le feuillage des arbres, constitue le facteur principal de régulation de la quantité de lumière disponible pour la photosynthèse dans la rivière.

La figure 17 b montre comment la largeur des petits cours d'eau influence le développement de la biomasse macrophytique quand les berges sont plantées d'arbres. Ainsi à proximité des ponts, l'accroissement de la largeur des cours d'eau induit souvent une prolifération de biomasse bien plus importante que dans les secteurs plus étroits.

Le reboisement des berges est donc un moyen efficace de limiter le développement des macrophytes.

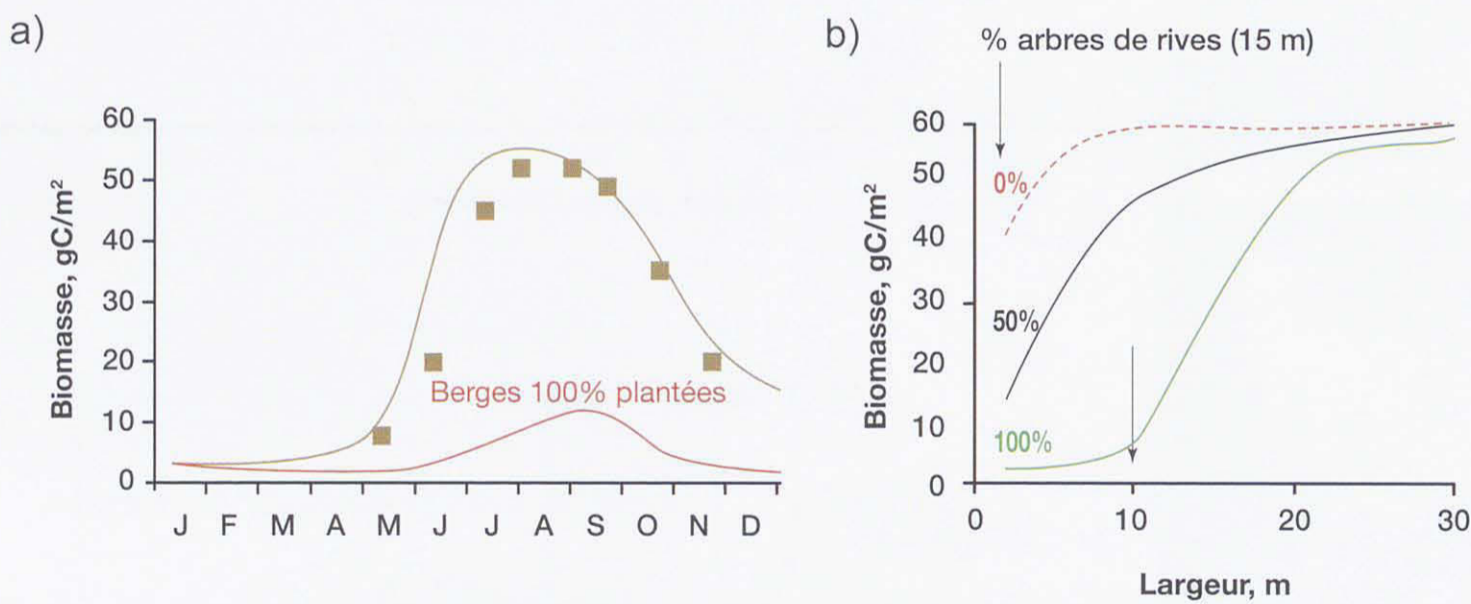


Figure 17 a : Variation saisonnière du développement des macrophytes dans une petite rivière d'ordre 3 (largeur 10 m), avec et sans arbres de berges.

Figure 17 b : Effet de la largeur du cours d'eau sur le maximum de développement végétal atteint.

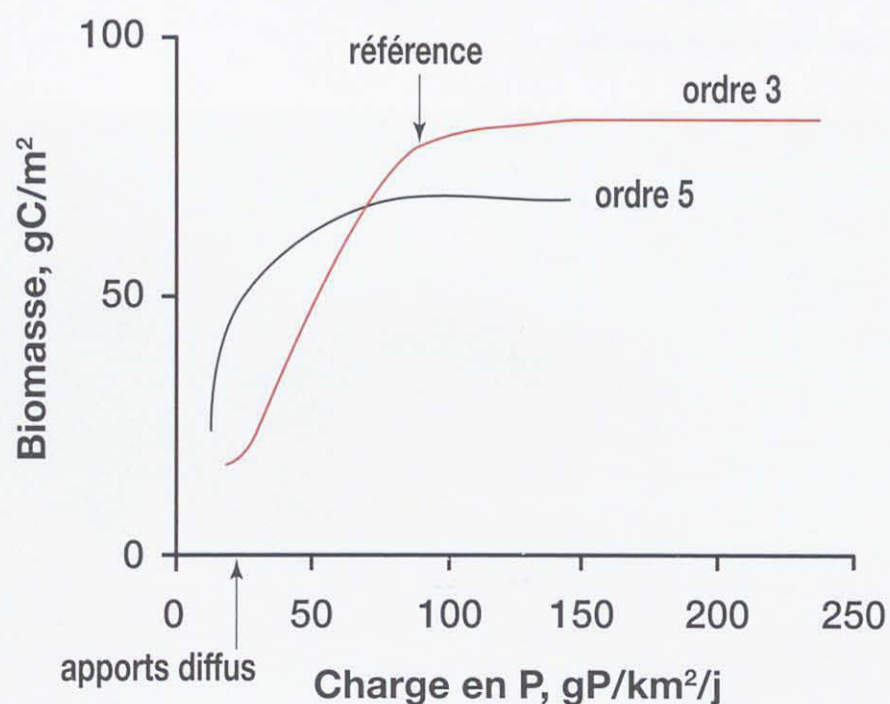


Figure 18 : Effet de la charge en phosphore sur les macrophytes dans les cours d'eau d'ordre 3 et 5 du bassin de la Marne.

EFFET DE LA CHARGE EN PHOSPHORE

La teneur en phosphore disponible peut représenter un frein important à la croissance des plantes. La figure 18 illustre les conséquences d'une variation de la charge en phosphore suivant différents scénarios de traitement des eaux usées urbaines.

Ces résultats démontrent l'efficacité potentielle d'une politique de réduction des apports ponctuels, dans les petits bassins. Il faut pour cela que la charge en phosphore descende en dessous de 50 grammes par km² et par jour.

Cette charge est équivalente aux rejets non épurés d'une population de 25 habitants par km².

Rappelons à ce propos que la densité de population du bassin de la Seine en amont de l'agglomération parisienne est à peine de 100 hab/km² et que beaucoup de régions rurales ont des densités de population inférieures à 20 hab/km².

Les petites rivières canalisées, la Vire

Petite rivière d'ordre 5, la Vire draine un bassin versant de 1 235 km² en plein bocage normand. Pour les besoins de la navigation, cette rivière a été profondément aménagée au cours du XIX^e siècle. De nombreux seuils et barrages éclusés ont été alors réalisés.

Ils maintiennent en permanence un tirant d'eau de 1,5 m, suffisant pour permettre le passage de petites barges, dans tout le cours en aval de la ville de Vire.



Figure 19 : La Vire.



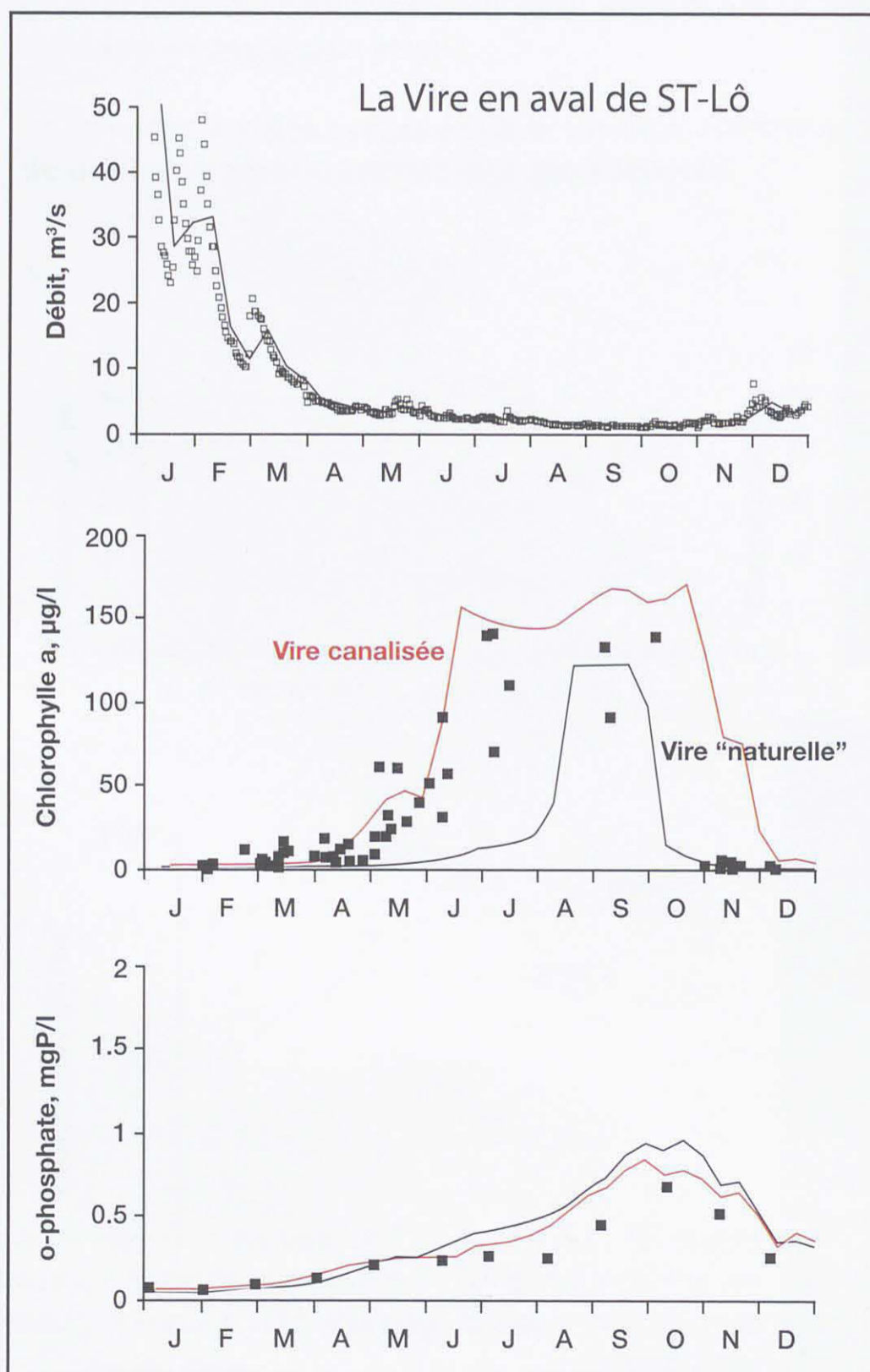
Figure 20 : Les Claies de Vire, seuil éclusé le plus en aval sur la Vire. Aujourd'hui, l'aménagement de passes à poissons permet l'observation de la remontée des poissons migrateurs amphihalins*.

EFFET DE LA MORPHOLOGIE

La modélisation permet de montrer le rôle important que jouent ces aménagements hydrauliques sur le développement du phytoplancton. Il est facile en effet dans le modèle d'effacer virtuellement les seuils et barrages. On peut alors prévoir le comportement de la rivière si sa profondeur n'était pas maintenue à un niveau aussi élevé et si le courant était plus rapide.

Aujourd'hui, la biomasse algale atteint, dès le printemps, un niveau important dans l'ensemble du cours canalisé de la rivière. La simulation par le modèle permet de montrer que ce ne serait pas le cas si la Vire avait gardé ses conditions naturelles d'écoulement.

On voit donc ici à quel point l'aménagement de la morphologie d'une rivière peut modifier son fonctionnement écologique et la qualité de son eau.



EFFETS DES APPORTS URBAINS DE PHOSPHORE

Comme dans la plupart des cours d'eau, le phosphore est le principal facteur de limitation éventuelle de la croissance des algues dans la Vire.

Quel effet peut-on attendre d'une politique de réduction des apports urbains de phosphore par les stations d'épuration ?

La simulation montre que la réduction de 90% de la charge ponctuelle des effluents permettrait de contenir les poussées phytoplanctoniques sans toutefois les abolir complètement.

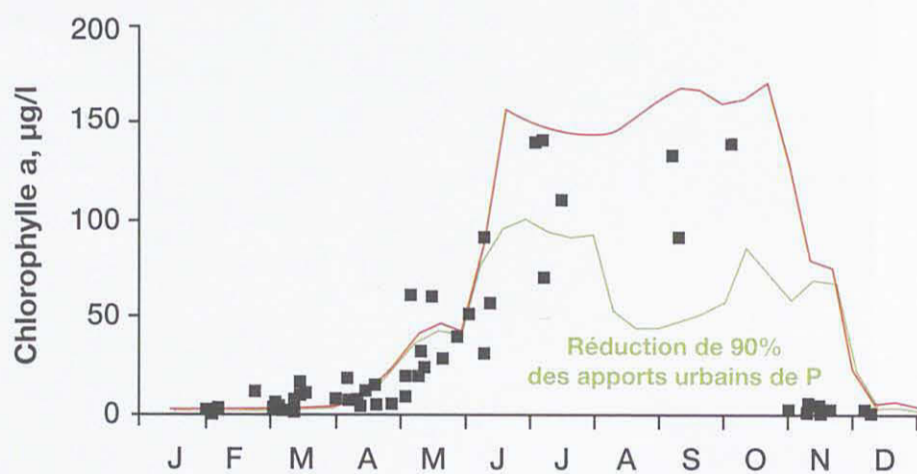


Figure 22 : Simulation de la réduction des apports de phosphore.

Figure 21 : Variations saisonnières du débit, de la biomasse algale et de la concentration en phosphates dans la Vire à l'aval de Saint Lô en 2003. La simulation dans les conditions actuelles (courbe rouge) sont confrontées à des observations (représentées par des points). La simulation de ce qu'aurait été la Vire sans canalisation est également calculée (courbe noire).

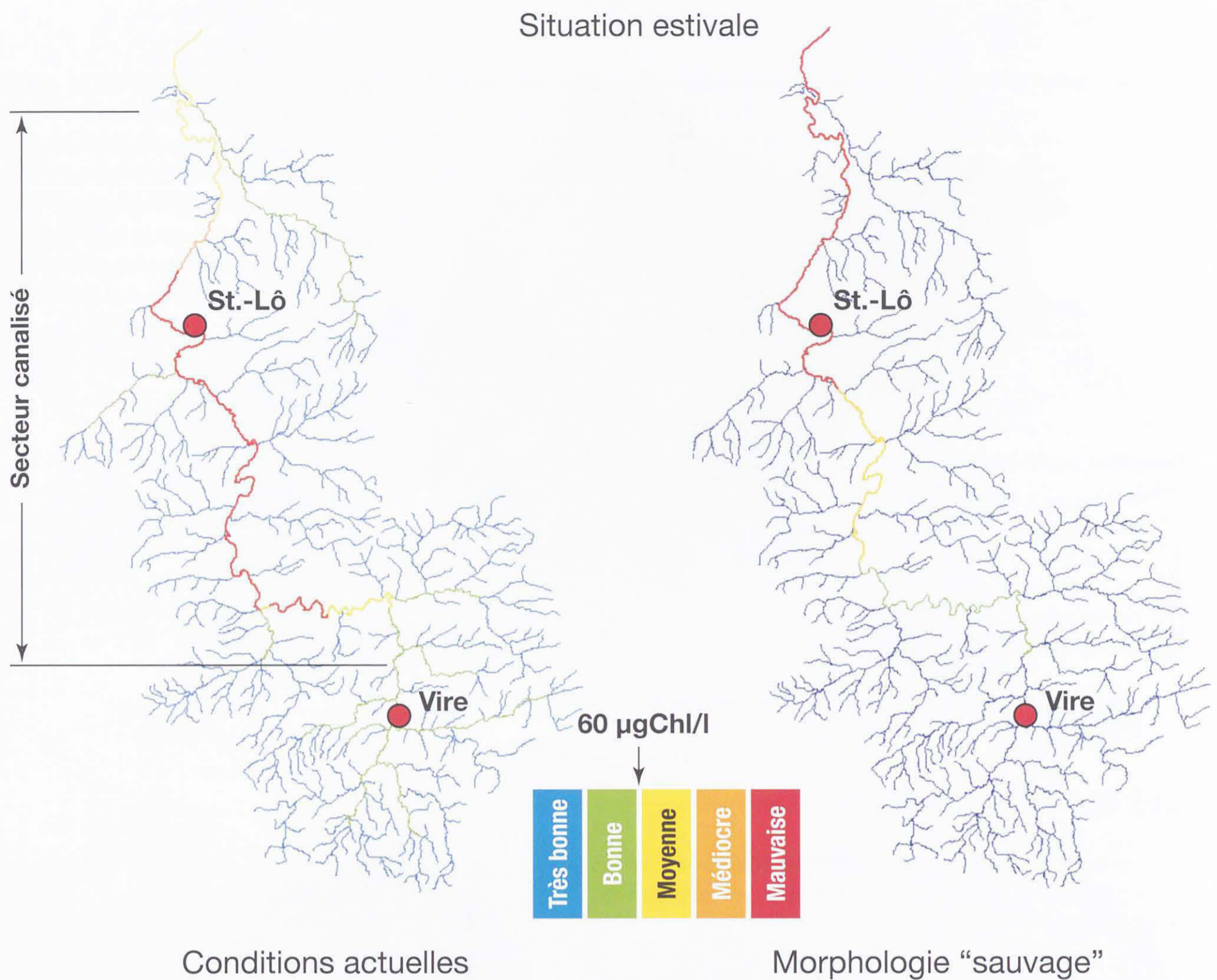


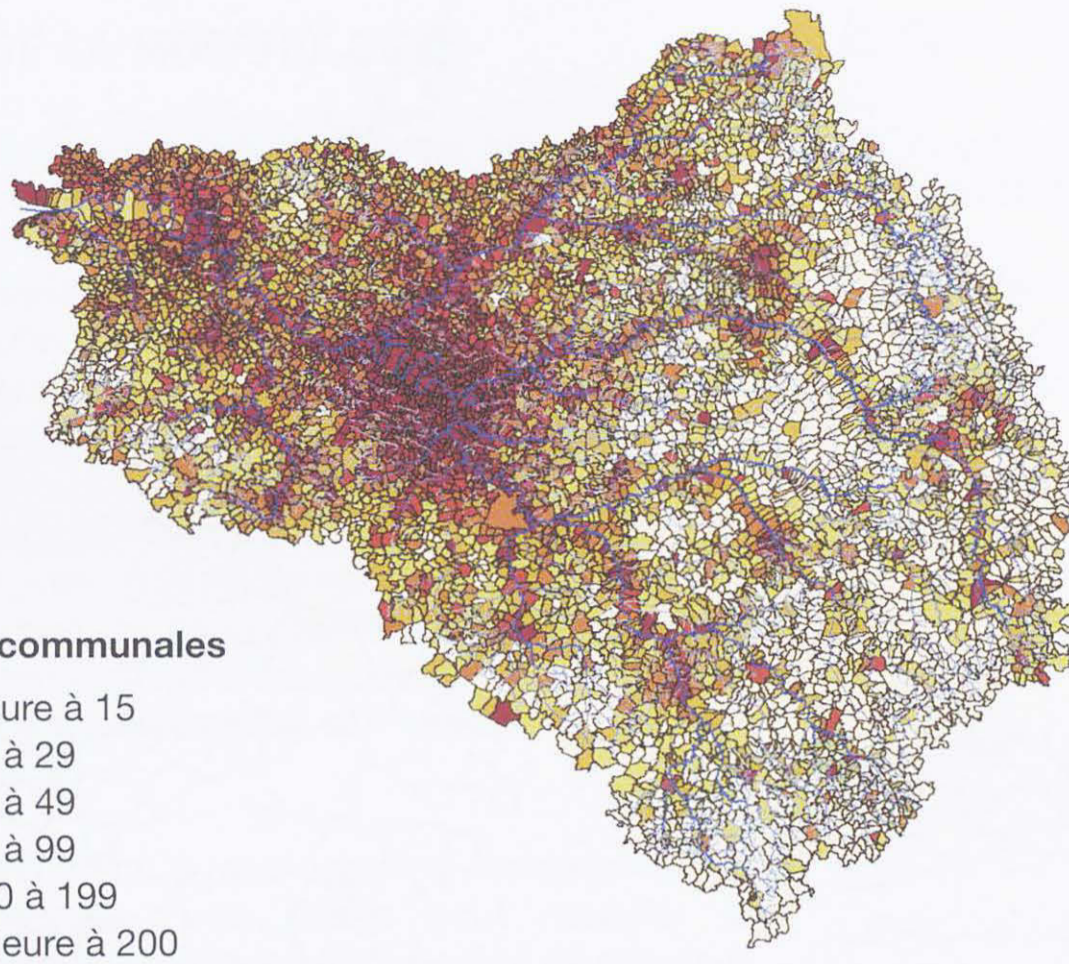
Figure 23 : Distribution de la biomasse algale dans le réseau hydrographique de la Vire en été 2003, dans les conditions actuelles (à gauche) et en l'absence de canalisation (morphologie «sauvage», à droite)

Les grandes rivières canalisées, La Marne, l'Oise et la Seine

La Seine en amont et en aval de Paris et ses grands affluents, la Marne et l'Oise, sont aménagés depuis le XIX^e siècle pour la navigation.

Ces cours d'eau ont joué un rôle majeur dans le développement urbain, et la plus grande partie de la population du bassin se concentre le long de leurs vallées.

C'est aussi l'eau de ces rivières qui, après traitement, sert à la production d'eau potable pour la plus grande partie des habitants de l'agglomération parisienne.



Densités communales

inférieure à 15
de 15 à 29
de 30 à 49
de 50 à 99
de 100 à 199
supérieure à 200

Figure 24 : Distribution de la population dans le bassin de la Seine.

La carte des densités communales de population montre le rôle structurant qu'a exercé la présence du réseau hydrographique sur l'implantation des villes qui se trouvent en majorité le long du cours des plus grandes rivières, tandis que les interfluves sont déserts.

LES BLOOMS ALGAUX

Ces grands axes canalisés sont caractérisés par un développement intermittent mais souvent explosif du phytoplancton.

Ces floraisons algales ou « blooms » sont particulièrement prononcées au printemps et concernent principalement les grands axes canalisés de la Seine, de la Marne et de l'Oise.

Ils constituent une gêne considérable pour la production d'eau potable car ils peuvent colmater les filtres équipant les prises d'eau ou accroître le pH de l'eau.

Au mois de juin, la mort des algues, consommées par le zooplancton et les moules d'eau douce ou infestées par des virus, conduit à libérer de la matière organique dissoute.

Celle-ci entraîne une baisse sensible de la teneur en oxygène, et perturbe également le traitement et la distribution de l'eau potable.

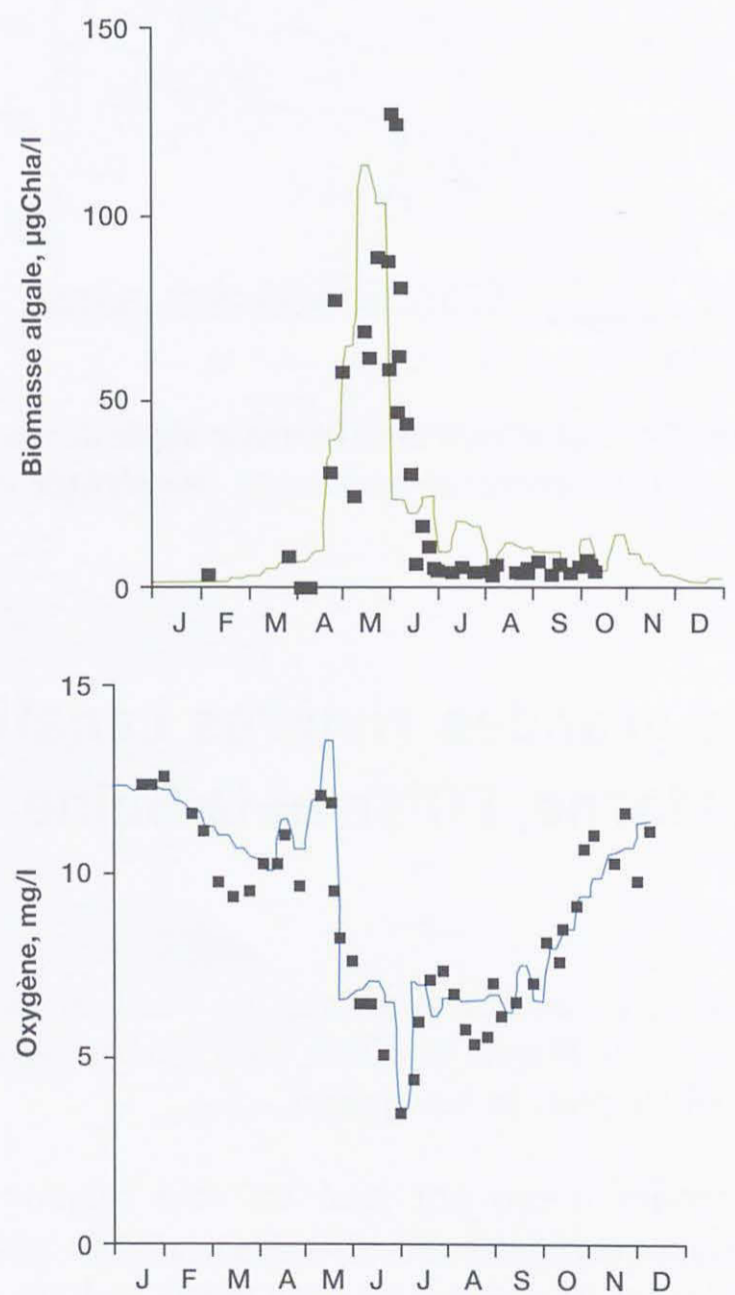
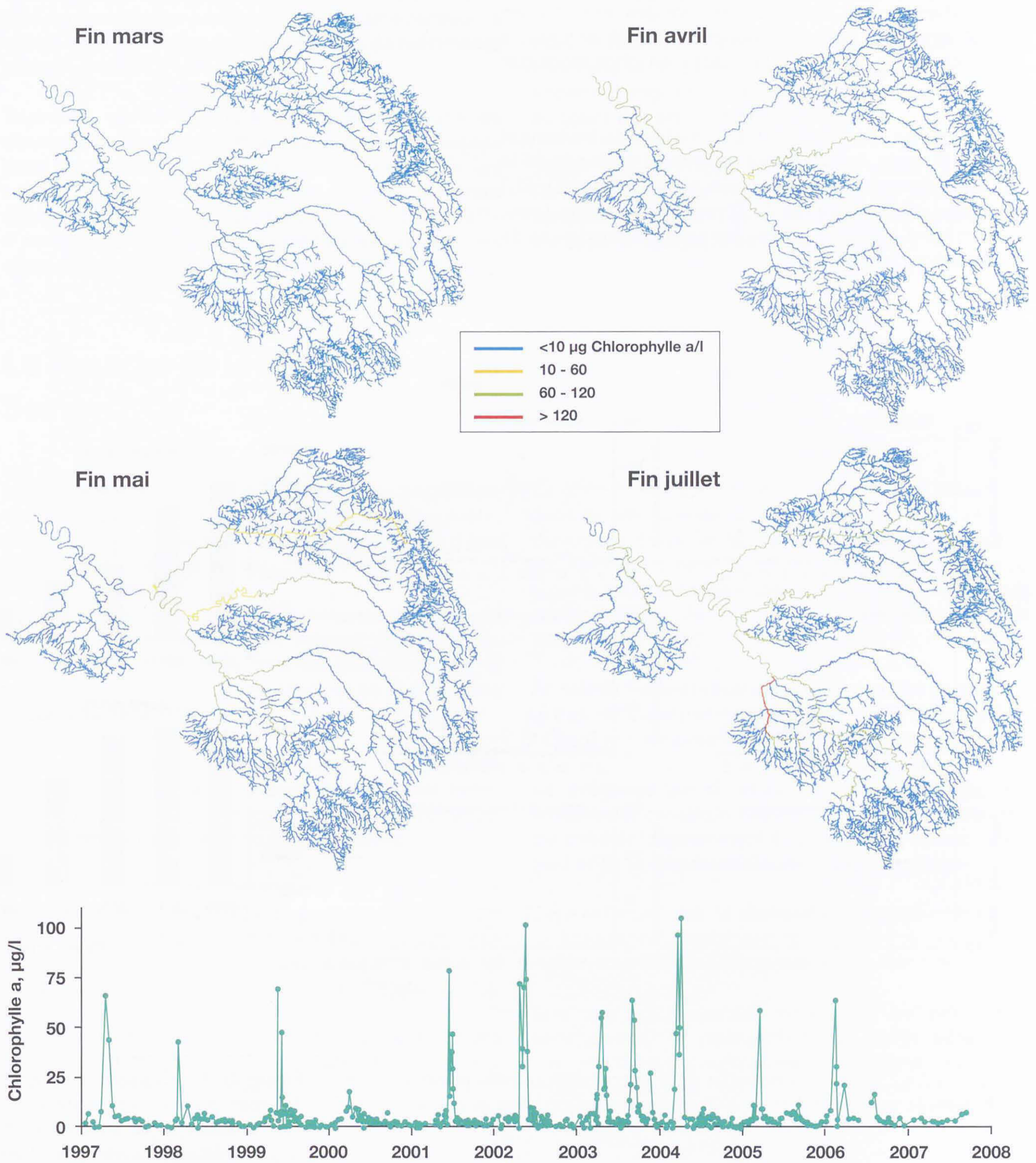


Figure 25 : Le bloom printanier à Méry-sur-Oise, en 1991. Le pic de biomasse se situe en mai. En juin, son effondrement brutal entraîne une réduction de la concentration en oxygène de la rivière.

Figure 26 : Simulation par le modèle Sénèque de la distribution spatiale du phytoplancton dans le réseau hydrographique de la Seine. Les grands axes canalisés sont les plus touchés par les blooms algaux et le plus précocement. On peut noter des explosions algales dans la Marne à l'entrée de l'agglomération parisienne depuis 1996. Un bloom d'une à deux semaines est observé pratiquement chaque année et débute plus ou moins précocement (entre février et juin) selon l'importance du débit de la rivière. En 2000, 2007 et 2008 les conditions de débit n'ont pas permis le développement du bloom.



LE CONTRÔLE PAR LA RÉDUCTION DES REJETS DE PHOSPHORE

Des changements extrêmement rapides sont en train de se produire en matière de rejets urbains. Tout d'abord, la substitution des poly-phosphates par les zéolithes comme agent séquestrant des ions calcium et magnésium responsables de la dureté de l'eau, a fait diminuer de moitié la charge en phosphore par habitant.

Ensuite, les efforts consentis en matière de traitement des effluents, dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive européenne eaux résiduaires urbaines (DERU) et plus récemment de la Directive-cadre sur l'eau, aboutiront à réduire encore les rejets domestiques de phosphore et d'azote.

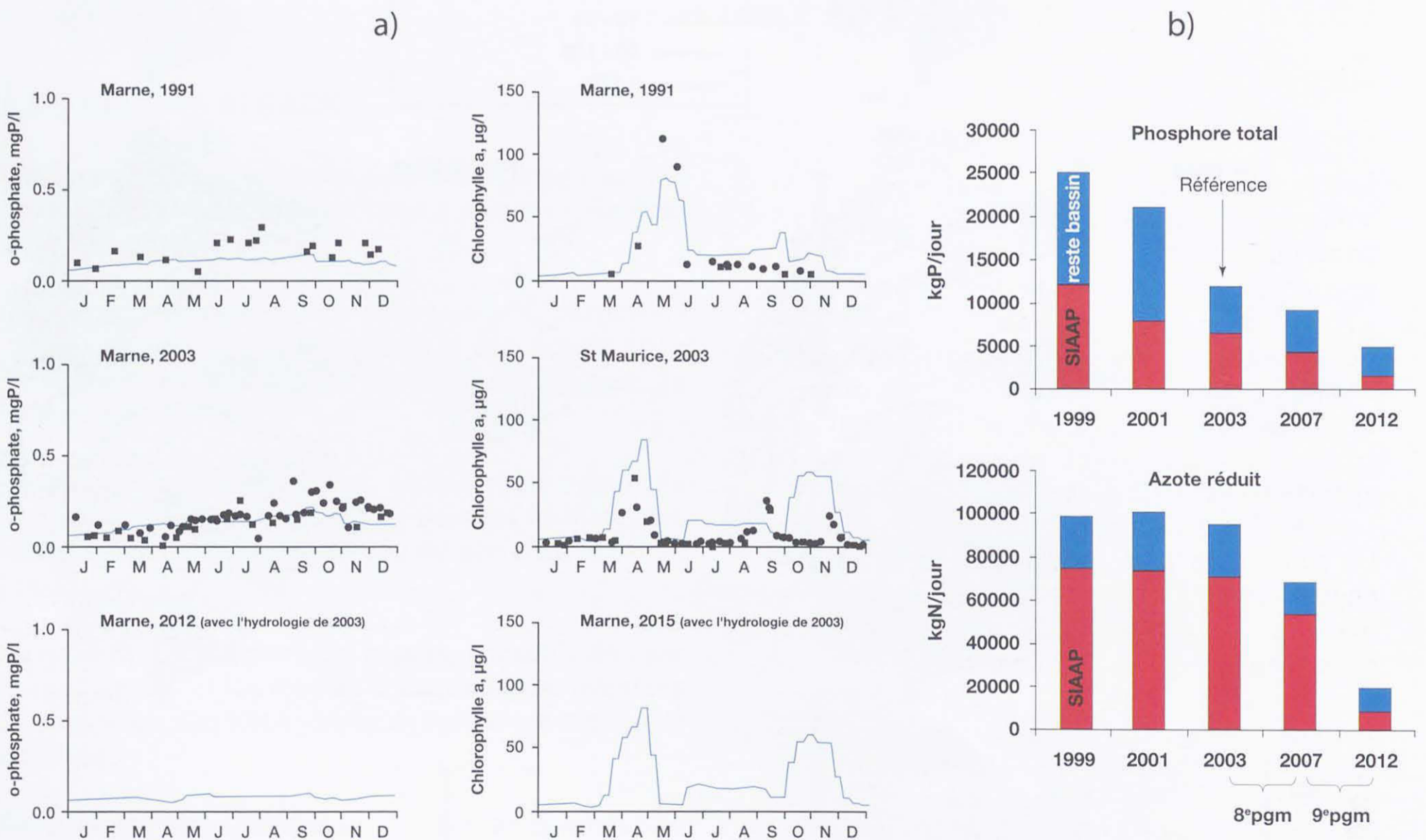


Figure 27 a : Variations saisonnières de la concentration en ortho-phosphate et en chlorophylle, simulées en 1991 et 2003 (deux années sèches) ainsi qu'en 2012.

Figure 27 b : Évolution observée et prévue des rejets ponctuels de phosphore et d'azote dans le bassin de la Seine (la partie liée à l'agglomération parisienne (zone SIAAP) est en rouge, le reste du bassin en bleu)

EFFICACITÉ RELATIVE DES TRAITEMENTS URBAINS SUR LE FLEUVE

L'amélioration des traitements urbains a déjà contribué à réduire sensiblement le niveau de contamination en phosphore tant à l'amont qu'à l'aval de l'agglomération parisienne. Cette amélioration a abouti à une réduction sensible des flux de nutriments amenés en mer.

Toutefois, on ne constate pas depuis 15 ans de diminution sensible de l'intensité des blooms algaux dans les secteurs fluviaux par comparaison avec les années de même hydraulicité. Les modèles montrent que les efforts de déphosphatation, prévus d'ici à 2015, n'auront pas un effet très important sur les blooms algaux dans les grandes rivières en amont de Paris.

Le panache de la Seine en baie de Seine

Le milieu marin côtier est aussi le siège, au printemps, d'une rapide croissance diatomique qui prélève azote, phosphore et silice dans les masses hivernales d'eau de mer, 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 hivernal de nutriments, la croissance algale ne se poursuit qu'au rythme des apports fluviaux estivaux.

Ce sont ces apports fluviaux qui sont responsables depuis toujours de la richesse halieutique des zones marines côtières par rapport aux zones du large, généralement beaucoup moins productives.

Toutefois, les apports des fleuves qui drainent les régions industrialisées de l'Europe du nord-ouest sont carencés en silice par rapport aux énormes quantités d'azote et de phosphore issues d'apports diffus et ponctuels d'origine humaine.

La croissance des algues non siliceuses est alors favorisée par rapport à celle des diatomées fortement limitée par la carence en silice.

Il faudrait pour contrôler efficacement l'eutrophisation fluviale, réduire également les apports diffus de phosphore liés à l'érosion des sols agricoles.

Mais le contenu en phosphore des sols agricoles est très élevé et le restera encore longtemps même si les apports d'engrais phosphatés ont largement diminué au cours des dix dernières années.

Seule une politique paysagère, visant à limiter l'érosion (cultures intermédiaires de couverture ; bandes enherbées...) permettra peut être de diminuer les apports résiduels diffus de phosphore.

Ce phénomène culmine dans le nord de la Manche et dans la baie sud de la mer du Nord, où les apports conjugués de la Seine, de la Somme, de l'Escaut et du Rhin entraînent la prolifération de *Phaeocystis*, algues coloniales mucilagineuses qui génèrent des accumulations de mousses nauséabondes sur le littoral.

En baie de Seine et 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, les dinophysis, constitue néanmoins un grave problème qui conduit fréquemment à l'interdiction de la pêche à pied et de la commercialisation des coquillages.

Ce n'est donc pas la stimulation, en elle-même, de la croissance algale par les apports fluviaux de nutriments qui est préjudiciable en milieu côtier.

Tant que les diatomées en restent les principales bénéficiaires, le phénomène est plutôt bénéfique. Les problèmes d'eutrophisation n'interviennent que lorsque les algues non siliceuses prennent le pas sur les diatomées.



L'INDICATEUR DE POTENTIEL D'EUTROPHISATION CÔTIÈRE (ICEP)

Les problèmes d'eutrophisation côtière proviennent en réalité moins de l'apport massif d'azote et de phosphore par les rivières que du déséquilibre entre ces apports et ceux de silice.

Carencées en silice, les diatomées ne peuvent utiliser l'azote et le phosphore excédentaires qui profitent alors à des algues non-siliceuses souvent toxiques. Le risque d'eutrophisation en zone côtière peut donc être évalué à partir d'un indicateur (ICEP, « Indicator of Coastal Eutrophication Potential » Billen & Garnier, 2007) basé sur les valeurs de flux de nutriments (azote, phosphore, silice) d'origine fluviale. Cet indicateur représente le potentiel de croissance d'algues non siliceuses, sur les nutriments azotés et phosphorés apportés en excès par rapport à la silice dont ont besoin les seules diatomées. On l'évalue à partir des flux de nutriments apportés par la rivière dont on définit le déséquilibre par référence aux rapports molaires de Redfield* [proportion de carbone/azote/phosphore/silice de 106 sur 16 sur 1 sur 20, Redfield et al., 1963 ; Conley et al., 1989].

Le risque d'eutrophisation s'exprime donc en termes de production nouvelle de biomasse d'algues non siliceuses, susceptible d'être alimentée en zone marine côtière par les apports fluviaux.

Afin de permettre une comparaison entre bassins fluviaux, il est commode d'exprimer cet indicateur par « unité de surface du bassin versant fluvial » soit ICEP [en kg de carbone/km²/jour] = $12 \times 106 \times [\text{Flux d'azote (en kg d'azote/km}^2\text{/jour)} / (14 \times 16) - \text{Flux de Silice (en kg de silice/km}^2\text{/jour)} / 28]$ ou (si le phosphore est l'élément limitant) = $12 \times 106 \times [\text{Flux de Phosphore (en kg de phosphore/km}^2\text{/jour)} / 31 - \text{Flux de Silice (en kg de silice/km}^2\text{/jour)} / (28 \times 20)]$

L'indicateur ne prend pas en compte les particularités physiographiques, hydrologiques ou climatiques de la zone côtière concernée. En cela, il n'évalue que les apports fluviaux et ne s'intéresse pas aux conditions locales susceptibles d'influencer également la production primaire marine.

La période, journalière, mensuelle ou annuelle de calcul de l'indicateur est une question importante. Dans un certain nombre de situations, comme celle de la baie sud de la mer du Nord, le temps de séjour des masses d'eau douces peut être de plusieurs mois, dans les zones côtières concernées. Les nutriments, apportés en période hivernale par les fleuves, contribuent alors directement aux processus d'eutrophisation souvent printaniers.

En baie de Seine, les phénomènes d'efflorescence de dinoflagellés toxiques apparaissent le plus souvent en fin d'été. Ils sont restreints au panache immédiat de la Seine, à l'aval du bouchon vaseux estuarien. Ce sont alors principalement les flux estivaux de nutriments terrigènes qui doivent être pris en compte.

Une valeur négative de l'ICEP indique théoriquement l'absence de risque de prolifération d'algues non siliceuses indésirables. Des tests réalisés grâce au couplage des modèles Riverstrahler et SiAM3D/Elise (Cugier et al, 2005) ont montré que le risque d'eutrophisation en baie de Seine est significatif pour des valeurs d'ICEP comprises entre 0 et 2.5 kgC/km²/jour, et important au dessus de 2.5 kgC/km²/jour.

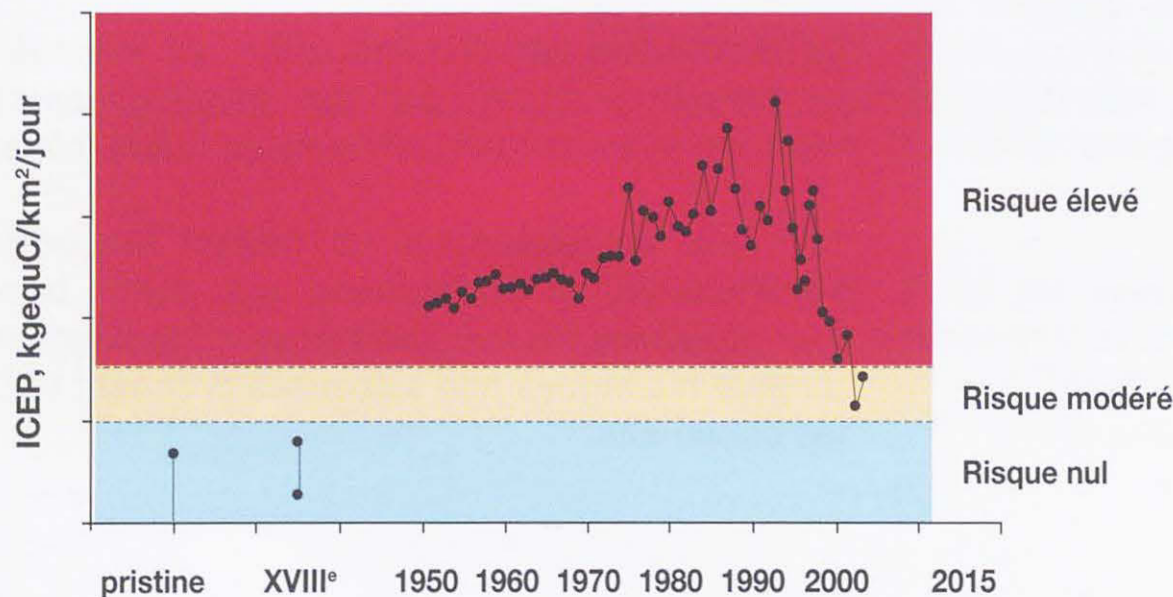


Figure 30 : Valeur de l'ICEP calculée à Poses et sur les résultats de simulations rétrospectives correspondant à l'état pristine* et traditionnel (XVIII^e siècle) du bassin de la Seine (Billen et al. 2007).

La pêche aux coquillages toujours interdite sur le littoral

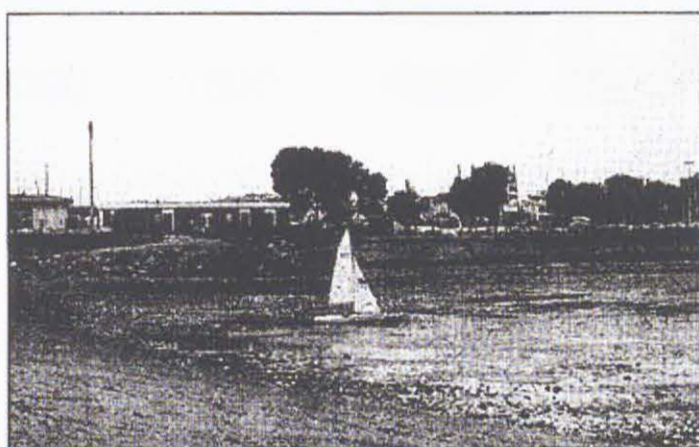
Page 7

Calvados 7

Une toxine de phytoplancton contamine les coquillages sur le littoral

Pêche interdite jusqu'à nouvel ordre

Malgré la perspective des grandes marées, les pêcheurs peuvent ranger cannes et autres paires de bottes, du moins jusqu'à nouvel ordre. Un arrêté préfectoral vient en effet d'interdire la pêche sur les plages du Calvados, dans les eaux littorales entre l'estuaire de la Seine et la pointe Tracy-sur-Mer et dans la plupart des cours d'eau du département. L'objet de cet arrêté : la contamination des coquillages par le dinophysis, une toxine du phytoplancton.



Scène inédite sur la plage de Oustreham où les pêcheurs de coquillages brillent par leur absence.

Un arrêté rédigé par la préfecture de la région de Basse-Normandie, interdit, jusqu'à nouvel ordre, le ramassage, la pêche, le transport et la commercialisation des coquillages filtreurs et fouisseurs (coques, tellines, filons...), sur les plages du Calvados, dans les eaux littorales entre l'estuaire de la Seine et la pointe de Tracy-sur-Mer, et dans la plupart des cours d'eau du département. L'interdiction de ramassage, de commercialisation et de consommation des huîtres est quant à elle levée depuis hier, jeudi, suite aux nouveaux résultats des analyses chimiques et biologiques.

Cette interdiction est le fruit d'une contamination de ces coquillages par une toxine du phytoplancton « Dinophysis ». Plusieurs de ces espèces de Dinophysis sont présentes dans les eaux du littoral français.

Mise en relief par le réseau de surveillance phytoplanctonique de la station Ifremer de Port-en-Bessin, cette toxine a des effets sérieux. La consom-

mation de coquillage provenant de la zone interdite entraîne des effets indésirables sur la santé du consommateur notamment des troubles de type « gastro-entérite » apparaissant dans les heures qui suivent l'ingestion, et pouvant perdurer entre 24 et 48 heures. Les coquillages peuvent devenir toxiques même si le Dinophysis n'est présent qu'en très faible quantité dans l'eau.

Une situation exceptionnelle

« C'est une situation exceptionnelle, confie Ronan Le Goff, responsable du laboratoire « environnement du littoral de Normandie » de la sta-

tion Ifremer. Ces micro-algues se développent chaque été par la chaleur et se déplacent vers l'ouest, mais c'est la première fois que l'on observe une telle quantité sur les côtes bas-normandes. » Il semblerait que la canicule soit à l'origine de cette situation pour le moins préoccupante.

Afin d'observer l'évolution de cette espèce, le réseau de surveillance phytoplanctonique poursuit des prélèvements réguliers, d'autant qu'il est « très difficile de comprendre le déterminisme du développement de cette algue », explique Ronan Le Goff.

La cellule de sécurité sanitaire mise en place à cet effet devait se réunir, hier, jeudi, afin de décider des me-

sures à prendre. En attendant les prochaines décisions préfectorales, la pêche est interdite jusqu'à nouvel ordre.

Pour les plus téméraires, Ronan Le Goff rappelle que « la toxine de Dinophysis ne peut être éliminée par la cuisson du coquillage ». En cas d'intoxication, il est recommandé de consulter un médecin ou un pharmacien.

La pêche est interdite sur les cours d'eau suivants : les cours d'eau du bassin de la Touques, à l'exception de la Touques elle-même, la Calonne et l'Orbiquet. Les cours d'eau du bassin de la Dives sauf la Dives elle-même, la Divette, la Vie et les canaux. Les cours d'eau du bassin de l'Orne sauf elle-même. Les cours d'eau du bassin de la Seulles pour leur partie classée en 1^{re} catégorie. Les cours d'eau du bassin de la Vire pour leur partie classée en 1^{re} catégorie. Les cours d'eau du bassin de l'Aure pour leur partie classée en 1^{re} catégorie.

Cet arrêté est applicable jusqu'au dimanche 21 septembre inclus. Les contrevenants s'exposent à des contraventions de 3^e classe (450 € au plus).

Amaud BARBÉ.

Pratique. Interdiction de pêcher, de ramasser, de transporter et de commercialiser des coquillages sur les plages du Calvados et dans les eaux littorales entre l'estuaire de la Seine et la pointe de Tracy-sur-Mer, et ce jusqu'à nouvel ordre.

Figure 28 : « Ouest France » du 9 septembre 2003.

D'ICI À 2015, LA BAIE DE SEINE SERA PRÉSERVÉE

A Poses et selon les chroniques de nutriments de la Seine, l'Indicateur de Potentiel d'Eutrophisation Côtière (ICEP) montre que le risque d'eutrophisation de la baie de Seine a atteint son maximum au cours des années 1980 et 1990.

Il décroît très rapidement depuis une dizaine d'années. Il devrait même atteindre des valeurs proches de zéro en 2015, compte tenu des perspectives de réduction des flux de phosphore.



Figure 29 : Accumulation sur les plages du Nord des Pays-Bas de mousses produites par le mucus de l'algue Phaeocystis.



par l' étude historique du bassin

Nous venons de décrire les phénomènes d'eutrophisation tels qu'ils se manifestent aujourd'hui. Nous avons envisagé quelle pourrait être leur évolution en réponse à diverses mesures que l'on s'apprête à prendre. Nous avons vu ainsi que certains de ces phénomènes répondent bien aux mesures prévues tandis que d'autres résistent et ne semblent pas facilement pouvoir être maîtrisés.

Ces phénomènes sont-ils « naturels » ? À quelle situation de référence les comparer ? Ces questions renvoient à celle de la définition du « bon état écologique » et peuvent utilement bénéficier d'un certain recul historique.



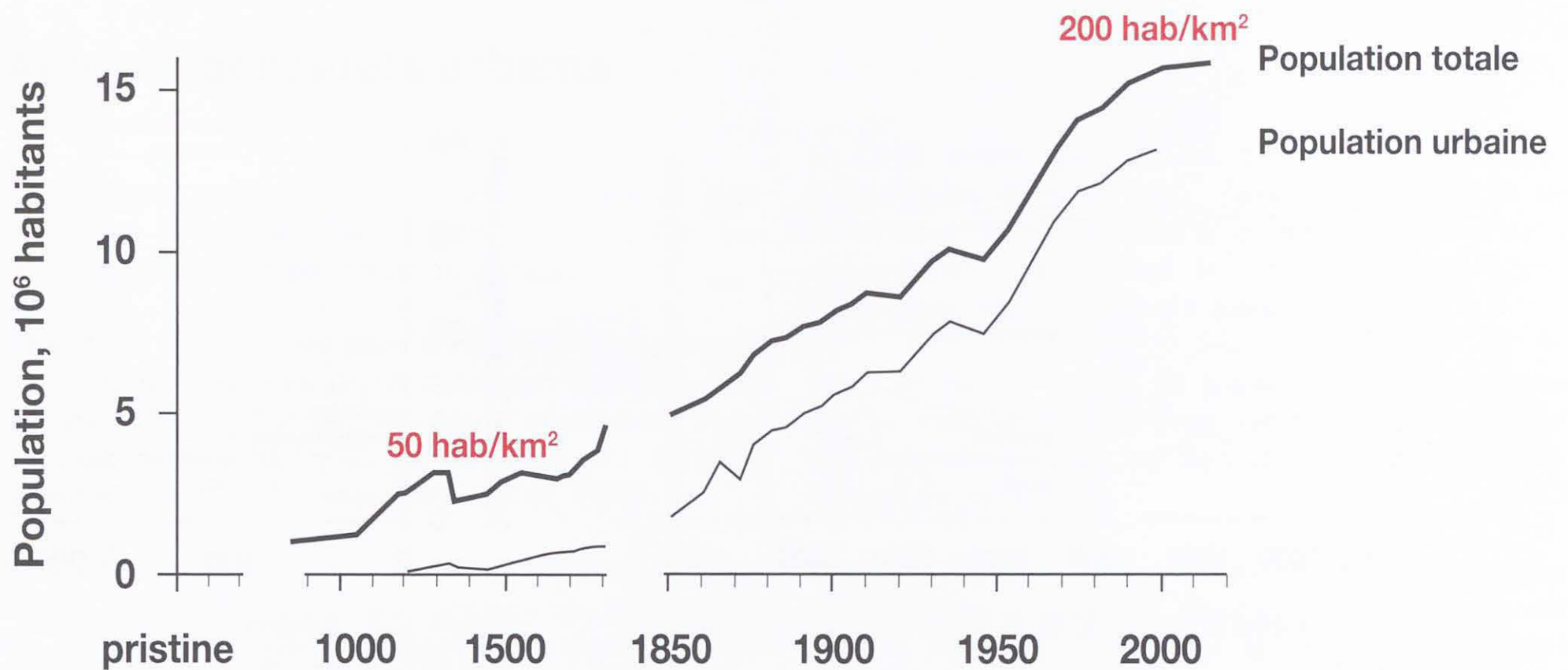


Figure 31 : Évolution de la population totale et de la population urbaine du bassin de la Seine au cours du dernier millénaire.

Depuis mille ans, le bassin versant de la Seine a connu une longue période de près de sept siècles de relative stabilité démographique avec (si l'on excepte la période de crise du XIV^e siècle) une densité de population assez constante de l'ordre de 50 hab/km². Aujourd'hui, sa densité de population a atteint 200 hab/km² et est maintenant probablement stabilisée.

C'est sur cette échelle de temps que nous allons essayer, avec les modèles établis sur la situation actuelle, de reconstituer l'histoire du système Seine. Nous allons mobiliser toutes les informations disponibles, extraordinairement riches sur l'espace du bassin de la Seine, pour définir l'évolution millénaire des contraintes humaines. Celles-ci sont 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.

L'usage du sol et les apports diffus de nutriments

La création du paysage traditionnel du bassin, partagé de façon sensiblement égale entre forêt, terres arables et prairies, date des XI^e et XII^e siècles et a perduré tout au long du millénaire.

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.

Les données présentées dès 1890 par P. Sabatier permettent toutefois de fixer l'ordre de grandeur des fuites d'azote auxquelles ces pratiques donnaient lieu. Beaucoup proviennent de mesures réalisées sur des sols de Beauce.

C'est sur la base de ces éléments que les apports diffus d'azote et de phosphore ont pu être reconstitués. L'emploi des engrais de synthèse ne s'est généralisé que bien plus tard, au cours de la deuxième moitié du XX^e siècle.

PRENDRE DU RECUL

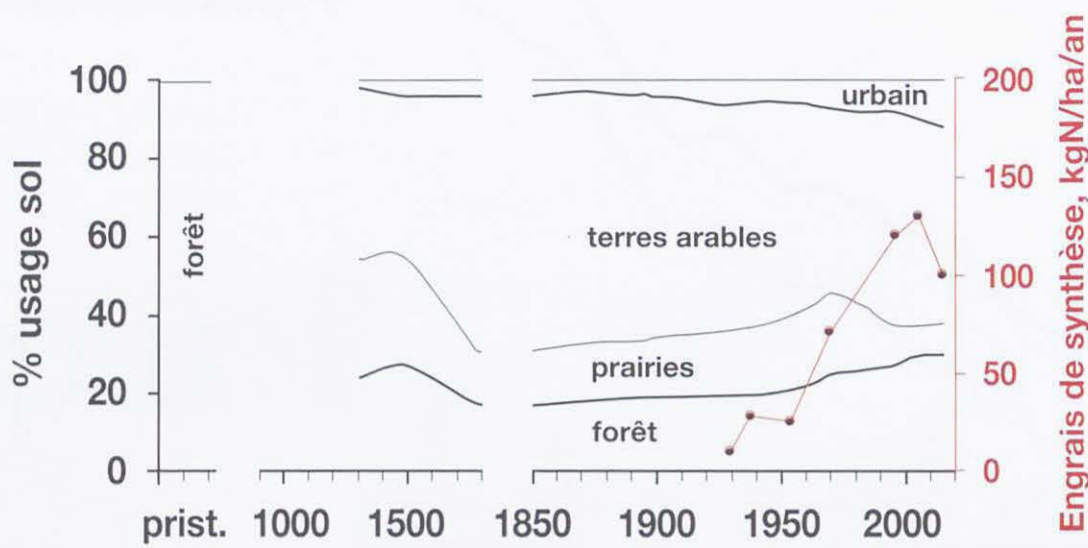


Figure 32 a : Évolution de l'usage du sol du bassin de la Seine au cours du dernier millénaire.

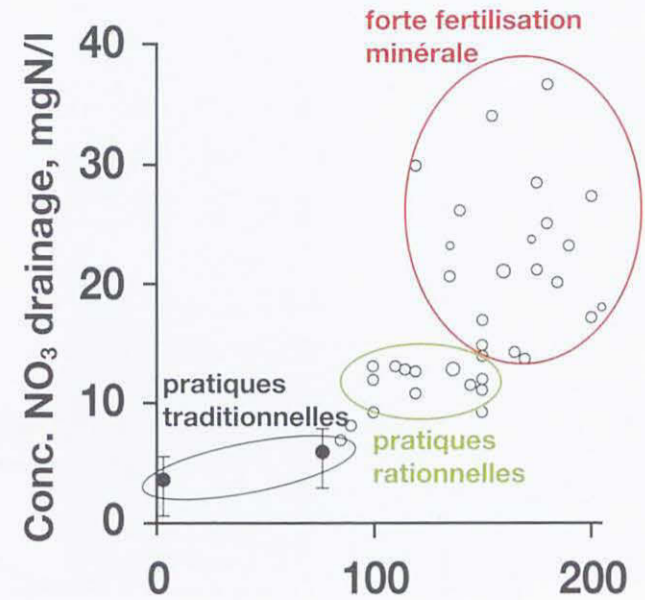


Figure 32 b : Relation entre la concentration nitrique des eaux de drainage et les pratiques agricoles.

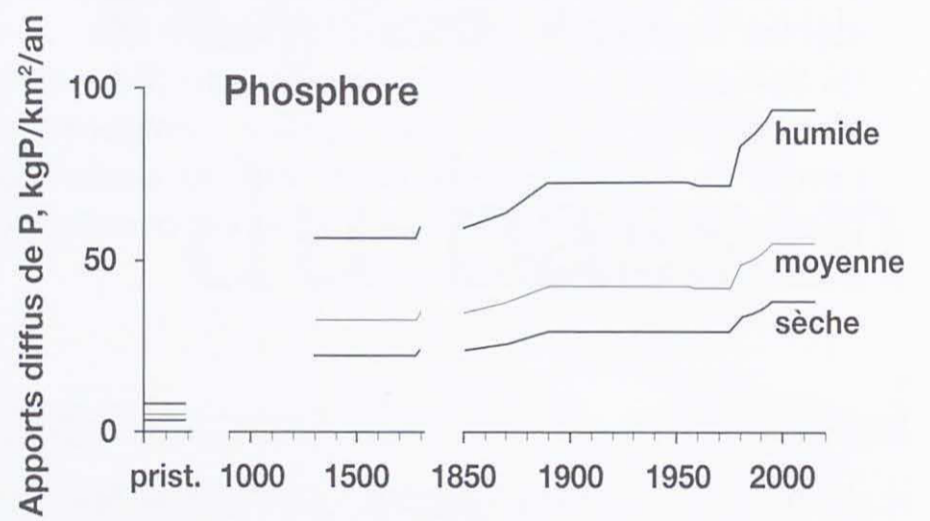
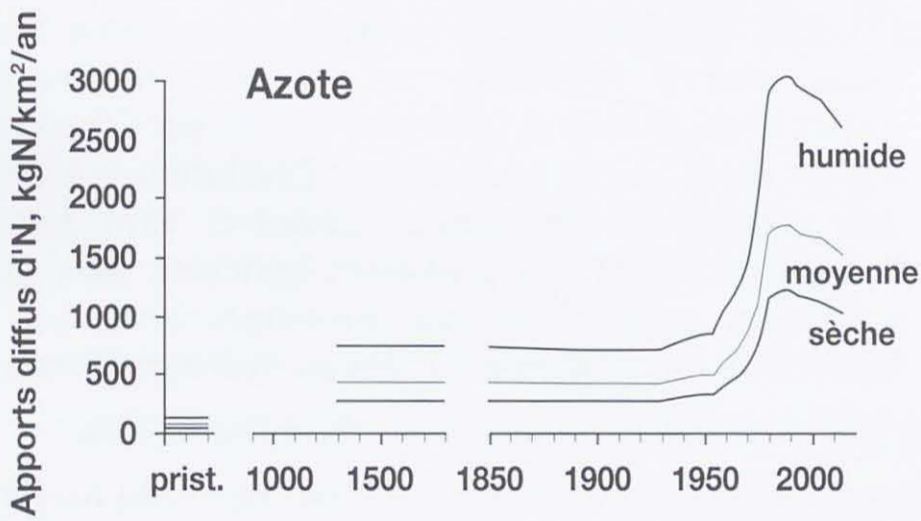


Figure 33 : Reconstitution des apports diffus d'azote et de phosphore au cours du dernier millénaire pour des conditions hydrologiques humides, moyennes et sèches.

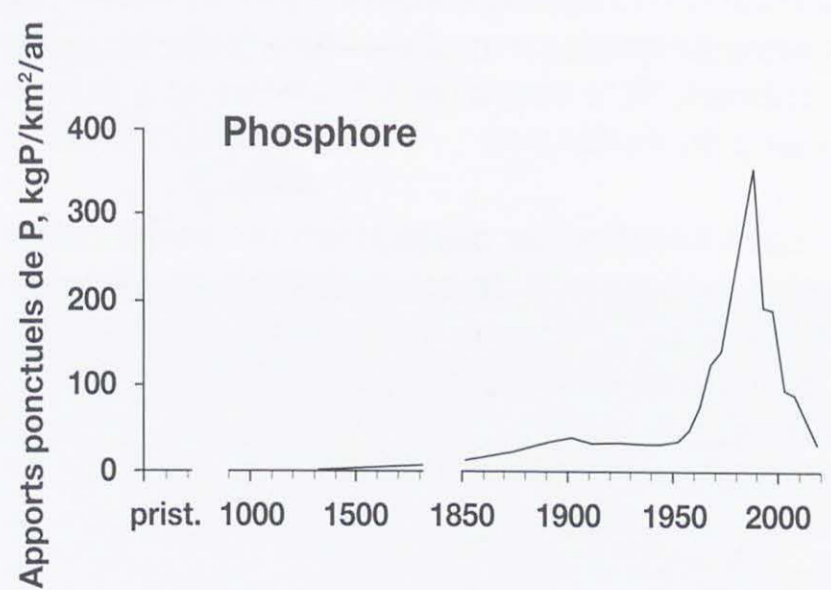
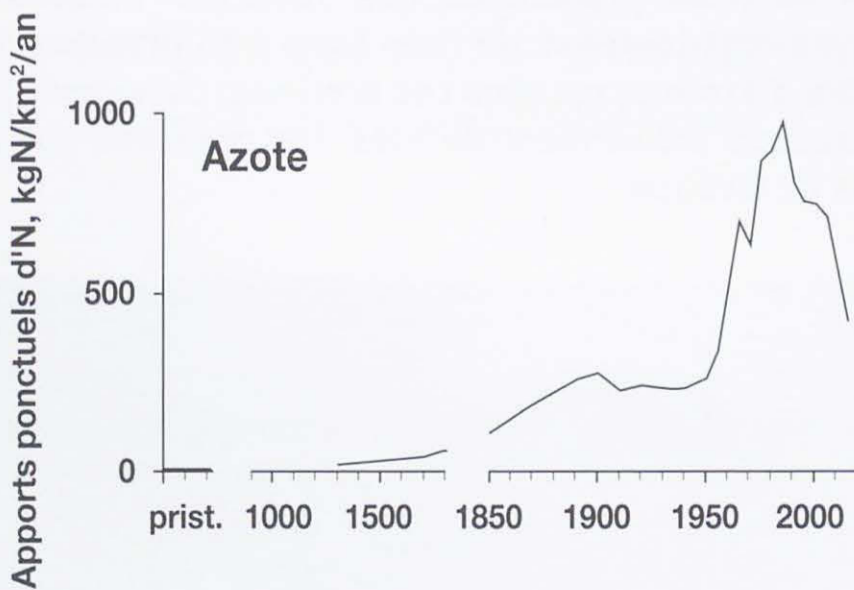


Figure 34 : Reconstitution des apports ponctuels urbains d'azote et de phosphore au cours du dernier millénaire.

36

Apports ponctuels urbains

Les apports ponctuels urbains ne sont connus avec précision que depuis les années 1970, grâce aux inventaires réalisés par l'Agence de l'Eau.

Ils ont été reconstitués pour les périodes antérieures à partir des données disponibles sur la charge des égouts de Paris (Barles 2005), sur l'importance de la population industrielle et sur le poids des activités industrielles et artisanales (Billen et al, 1998).

Les activités industrielles contribuaient environ pour moitié aux rejets ponctuels urbains de nutriments au milieu du XIX^e siècle. L'adoption de procédés plus propres, la mise en place de l'épandage agricole et enfin l'épuration en stations ont permis de stabiliser les rejets urbains au début du XX^e siècle.

A cette époque, la collecte des eaux usées urbaines et leur traitement répondent à une préoccupation d'abord sanitaire.

Morphologie du réseau hydrographique et paysage hydrologique

Dans le chevelu amont, le fait marquant de l'aménagement humain du paysage hydrologique consiste en la création, dès les XI^e et XII^e siècles, d'une multitude de petits étangs. Situés en tête de bassin, ils représentaient quelque 300 millions de m³ de capacité de stockage hydrologique.

Avec la gestion très particulière des zones humides riveraines (plantation d'arbres exploités pour l'osier, irrigation des prairies de fond de vallées...), le paysage hydrologique traditionnel disposait d'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 XVIII^e siècle, le drainage des zones humides et le recalibrage des rus au XX^e siècle, aboutissent à la suppression de ce pouvoir de rétention amont.

Il s'agit avant tout de se prémunir des risques d'épidémies liées à l'eau. Après 1950, du fait de l'explosion démographique et du développement de la consommation de masse, les rejets d'azote triplent. L'épuration est impuissante à les contenir.

Dans le même temps, et à cause de l'introduction sur le marché des lessives synthétiques contenant des poly-phosphates, les apports de phosphate sont multipliés par quatre.

Depuis 1990 et la suppression des poly-phosphates des poudres à lessiver, ceux-ci ont cependant été réduits très rapidement. Ils le seront encore plus avec la généralisation du traitement du phosphore à l'horizon 2015.

Les rejets d'azote en revanche ne diminuent que dans une proportion bien moindre.

Les aménagements réalisés, à la fin du XIX^e et au début du XX^e siècle, sur les grands cours d'eau accroissent au contraire les temps de résidence dans les secteurs aval. Les capacités de rétention hydraulique perdues à l'amont y sont reportées.

Ces aménagements ont d'abord pour but de faciliter la navigation puis consistent en l'implantation récente de grands réservoirs de régulation du débit qui totalisent aujourd'hui 725 millions de m³.

PRENDRE DU RECUL

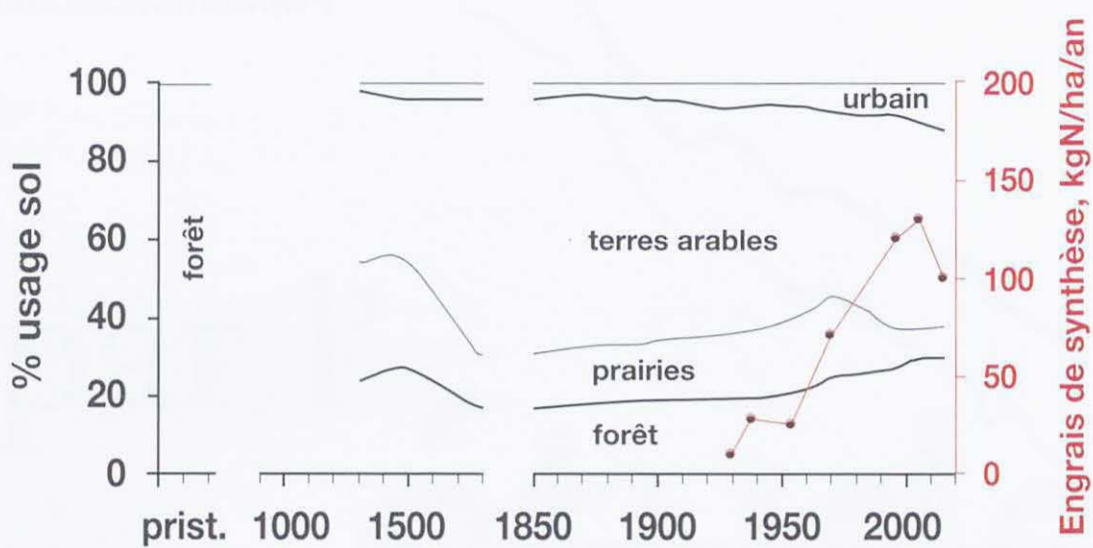


Figure 32 a : Évolution de l'usage du sol du bassin de la Seine au cours du dernier millénaire.

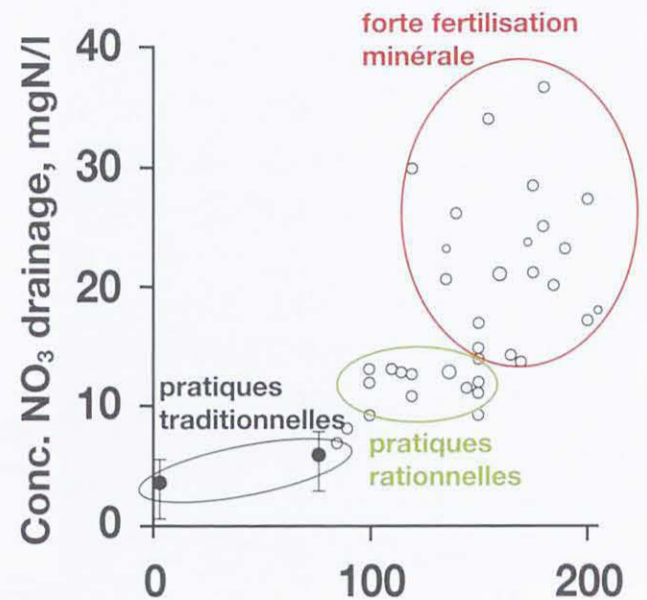


Figure 32 b : Relation entre la concentration nitrique des eaux de drainage et les pratiques agricoles.

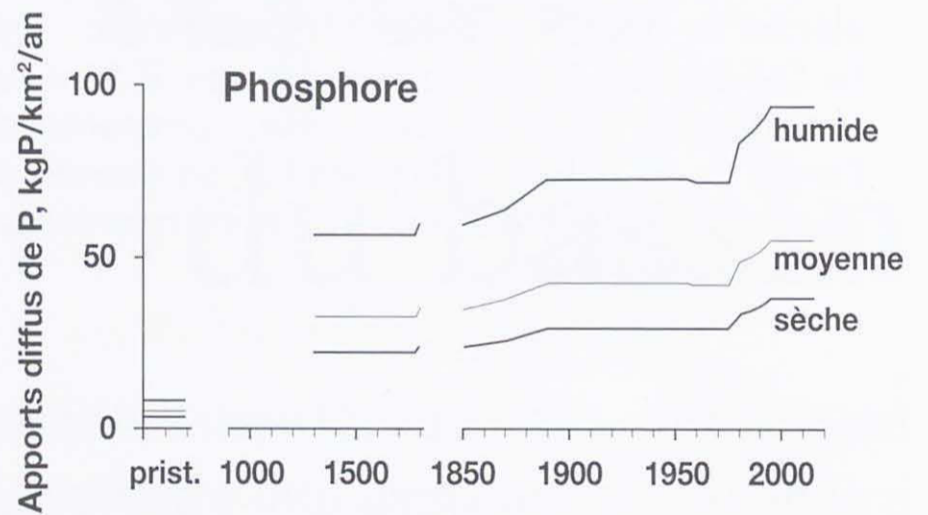
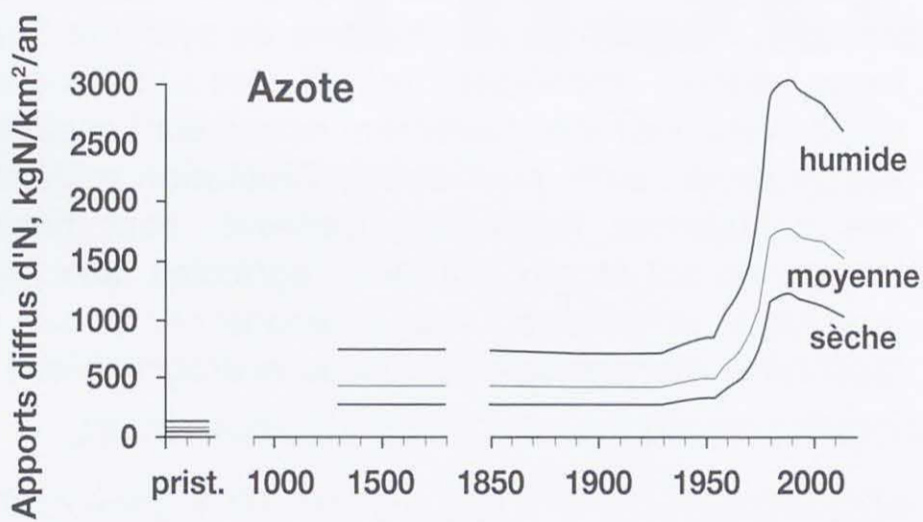


Figure 33 : Reconstitution des apports diffus d'azote et de phosphore au cours du dernier millénaire pour des conditions hydrologiques humides, moyennes et sèches.

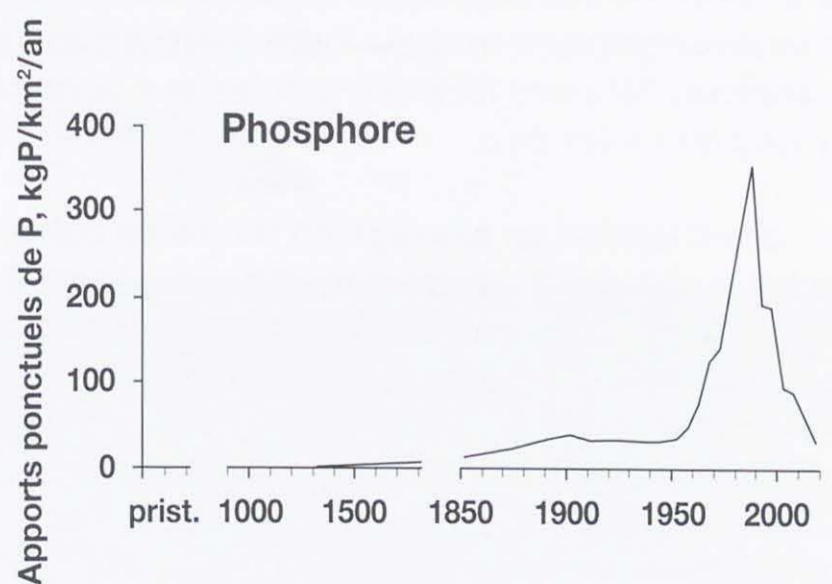
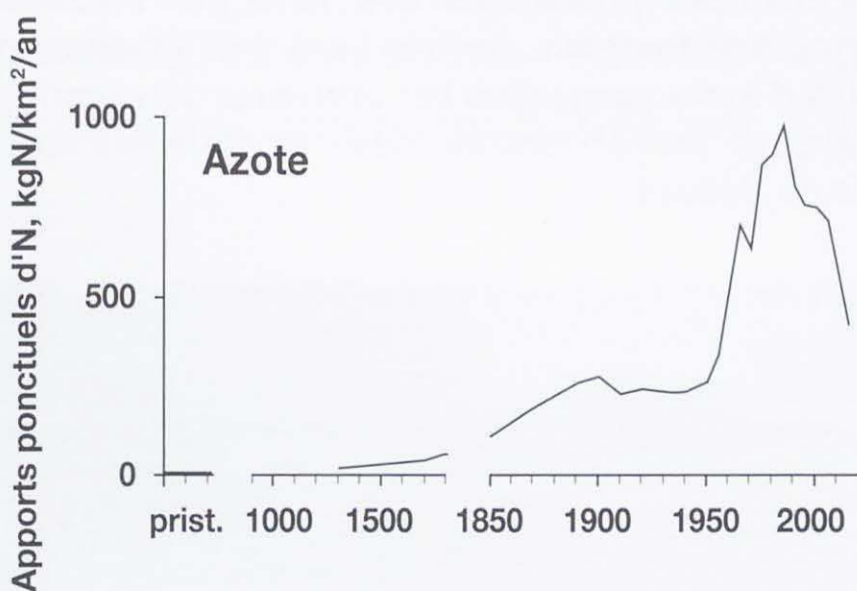


Figure 34 : Reconstitution des apports ponctuels urbains d'azote et de phosphore au cours du dernier millénaire.

Apports ponctuels urbains

Les apports ponctuels urbains ne sont connus avec précision que depuis les années 1970, grâce aux inventaires réalisés par l'Agence de l'Eau.

Ils ont été reconstitués pour les périodes antérieures à partir des données disponibles sur la charge des égouts de Paris (Barles 2005), sur l'importance de la population industrielle et sur le poids des activités industrielles et artisanales (Billen et al, 1998).

Les activités industrielles contribuaient environ pour moitié aux rejets ponctuels urbains de nutriments au milieu du XIX^e siècle. L'adoption de procédés plus propres, la mise en place de l'épandage agricole et enfin l'épuration en stations ont permis de stabiliser les rejets urbains au début du XX^e siècle.

A cette époque, la collecte des eaux usées urbaines et leur traitement répondent à une préoccupation d'abord sanitaire.

Morphologie du réseau hydrographique et paysage hydrologique

Dans le chevelu amont, le fait marquant de l'aménagement humain du paysage hydrologique consiste en la création, dès les XI^e et XII^e siècles, d'une multitude de petits étangs. Situés en tête de bassin, ils représentaient quelque 300 millions de m³ de capacité de stockage hydrologique.

Avec la gestion très particulière des zones humides riveraines (plantation d'arbres exploités pour l'osier, irrigation des prairies de fond de vallées...), le paysage hydrologique traditionnel disposait d'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 XVIII^e siècle, le drainage des zones humides et le recalibrage des rus au XX^e siècle, aboutissent à la suppression de ce pouvoir de rétention amont.

Il s'agit avant tout de se prémunir des risques d'épidémies liées à l'eau. Après 1950, du fait de l'explosion démographique et du développement de la consommation de masse, les rejets d'azote triplent. L'épuration est impuissante à les contenir.

Dans le même temps, et à cause de l'introduction sur le marché des lessives synthétiques contenant des poly-phosphates, les apports de phosphate sont multipliés par quatre.

Depuis 1990 et la suppression des poly-phosphates des poudres à lessiver, ceux-ci ont cependant été réduits très rapidement. Ils le seront encore plus avec la généralisation du traitement du phosphore à l'horizon 2015.

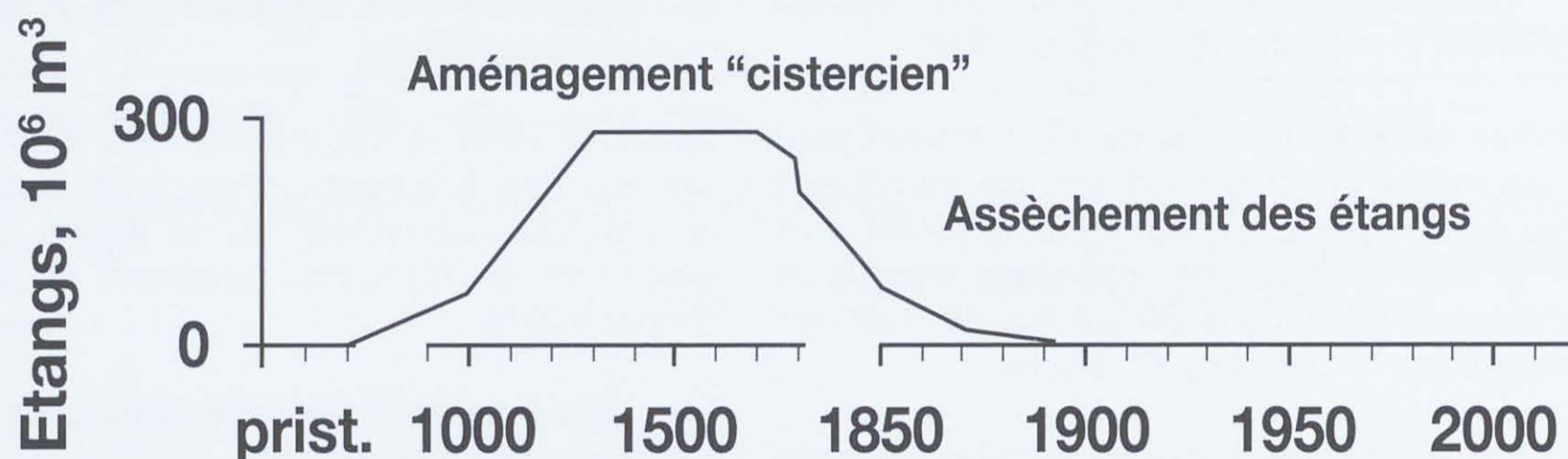
Les rejets d'azote en revanche ne diminuent que dans une proportion bien moindre.

Les aménagements réalisés, à la fin du XIX^e et au début du XX^e siècle, sur les grands cours d'eau accroissent au contraire les temps de résidence dans les secteurs aval. Les capacités de rétention hydraulique perdues à l'amont y sont reportées.

Ces aménagements ont d'abord pour but de faciliter la navigation puis consistent en l'implantation récente de grands réservoirs de régulation du débit qui totalisent aujourd'hui 725 millions de m³.

I. CHEVELU AMONT (D'ORDRE 1 À 3)

- Création d'étangs.
- Drainage et recallibrage des rus.
- Perte du pouvoir de rétention à l'amont.



II. RIVIÈRES AVAL (D'ORDRE 5 À 7)

- Aménagement pour la navigation.
- Report à l'aval du pouvoir de rétention perdu à l'amont.
- Soutien d'étiage : Barrages-réservoirs (1966 : lac de la forêt d'Orient ; 1974 : lac du Der ; 1994 : lac Aube).

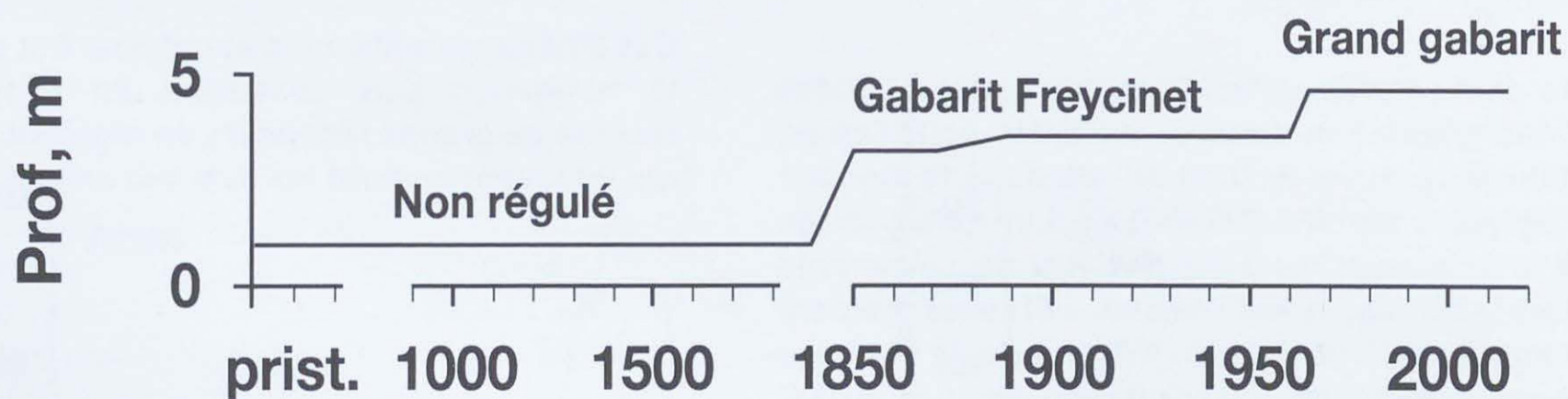


Figure 35 : Traits majeurs de l'évolution de la gestion du paysage hydraulique du bassin de la Seine au cours du dernier millénaire.

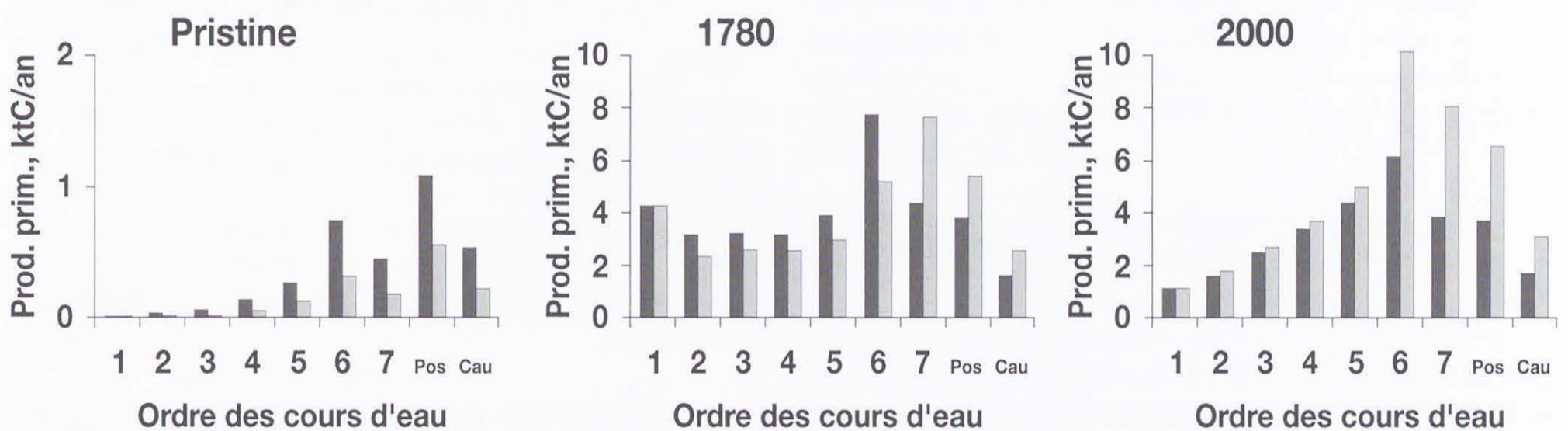
L'eutrophisation autrefois

La reconstitution des contraintes historiques permet d'évaluer par modélisation comment se présentait l'eutrophisation autrefois dans les différents secteurs du bassin fluvial et ainsi de prendre du recul par rapport aux conditions actuelles présentées au début de ce fascicule.

Dès le Moyen Âge et jusqu'à la fin du XVIII^e siècle, la productivité algale des cours d'eau s'est considérablement accrue par rapport à l'état pristine (antérieur à la présence humaine) à partir des cours d'eau d'ordres 4 et 5.

La suppression des étangs à la fin du XVIII^e siècle a fait perdre à ces cours d'eau une partie de leur pouvoir productif, tandis que l'enrichissement en nutriments au milieu du XX^e s'est fait surtout sentir en aval et a culminé vers 1990. La réduction récente, pourtant très sensible, de la contamination en phosphore n'a eu que peu d'effet sur le développement algal.

Figure 36 : Production primaire annuelle dans l'ensemble du réseau hydrographique, calculée par modélisation, à trois périodes successives pour des conditions hydrologiques sèches (gris clair) ou humides (gris foncé).



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. Les apports d'azote et de phosphore avaient déjà considérablement augmenté quand le bassin entièrement forestier a été aménagé par les cultivateurs traditionnels.

Au début de la période industrielle, la production de phosphore s'est emballée, ensuite celle d'azote à partir de 1950. Depuis, les rejets d'azote sont restés élevés tandis que ceux de phosphore ont rapidement diminué.

Les rapports élémentaires azote sur phosphore, 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.

Au début du XX^e siècle, le rapport azote sur phosphore devient inférieur au rapport de Redfield. La croissance algale n'est plus potentiellement limitée par un manque de phosphore mais d'azote. Il semble ainsi que la production primaire marine soit alors contrôlée par un manque d'azote. Depuis 1990, cette situation paraît à nouveau s'inverser pour revenir à une limitation par le phosphore.

Dans le même temps, la silice, d'abord tout à fait excédentaire par rapport à l'azote et au phosphore, est devenue déficitaire à partir de la fin du XIX^e siècle, au regard des besoins de la croissance diatomique.

Cette situation tend à nouveau à s'inverser récemment, en tout cas en ce qui concerne le rapport silice sur phosphore.

PRENDRE DU RECUL

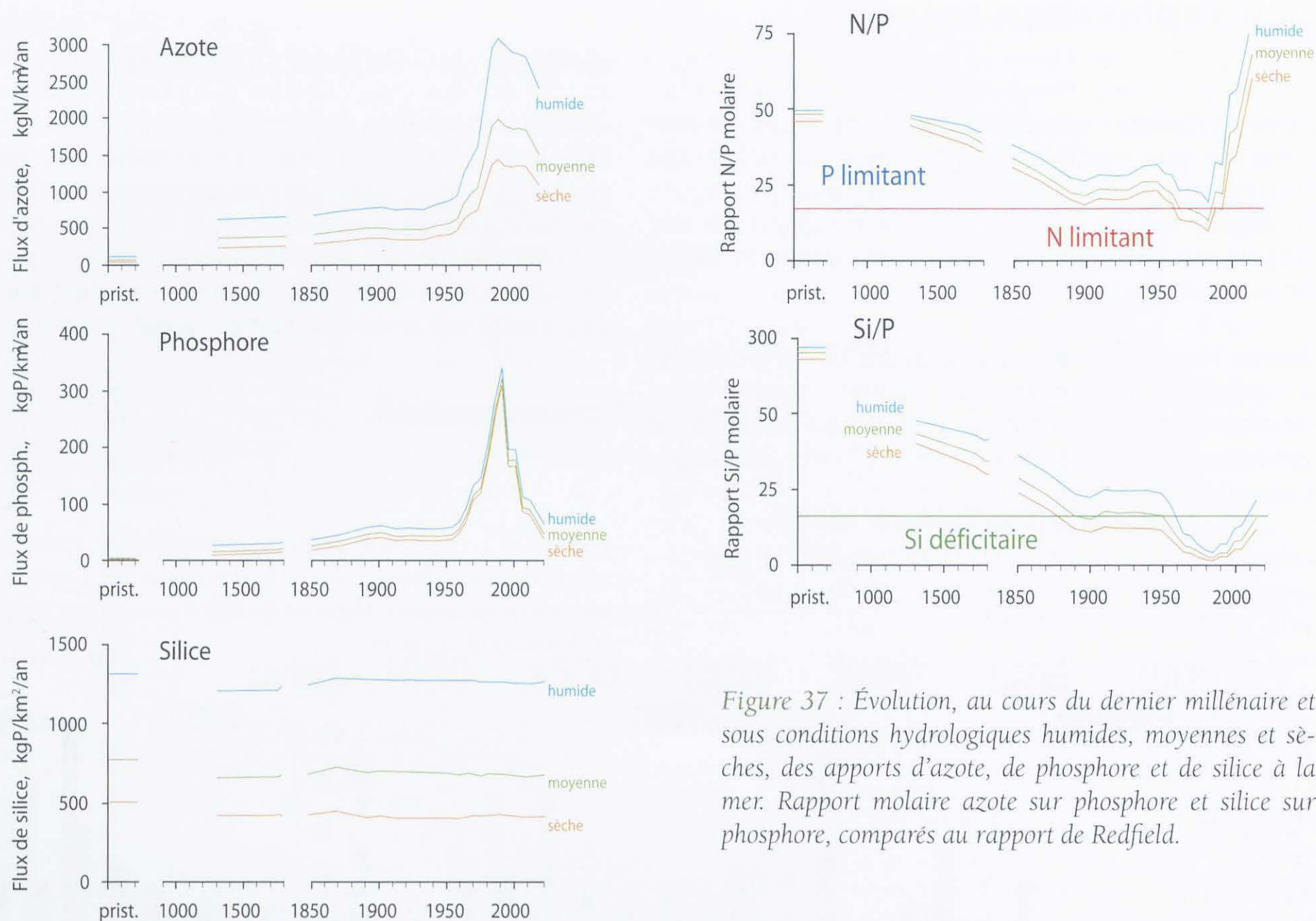
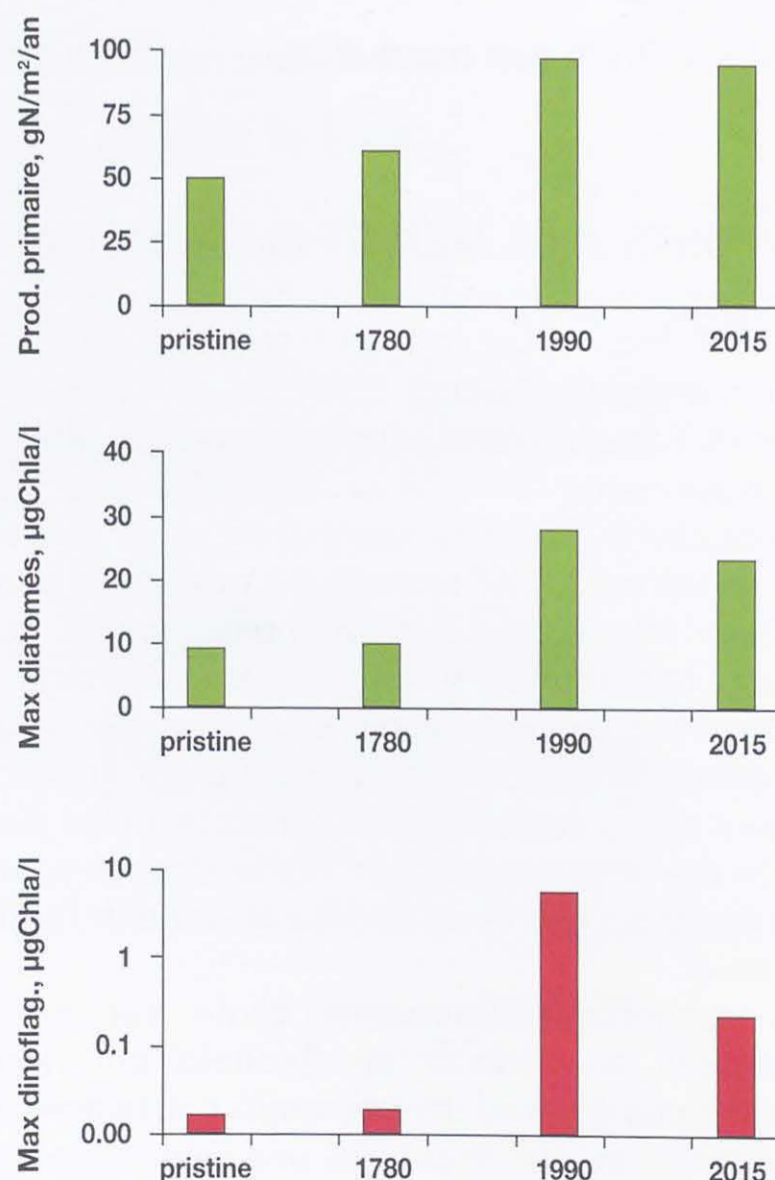


Figure 37 : Évolution, au cours du dernier millénaire et sous conditions hydrologiques humides, moyennes et sèches, des apports d'azote, de phosphore et de silice à la mer. Rapport molaire azote sur phosphore et silice sur phosphore, comparés au rapport de Redfield.

Le calcul de l'indicateur de risque de prolifération estivale d'algues non siliceuses (ICEP) montre que le risque de prolifération était nul jusqu'au milieu du XVIII^e siècle. Il est ensuite devenu modéré, puis sévère à partir des années 1950. Il serait à nouveau et depuis peu sous contrôle.

Le couplage du modèle SiAM3D/Elise avec les sorties du modèle Riverstrahler pour des diverses situations rétrospectives et prospectives a déjà montré – dans le cadre du scénario tendanciel 2015 – une diminution d'un ordre de grandeur de la biomasse de dinoflagellés, dans le panache de la Seine, par rapport à la situation actuelle. Elle ne reviendra cependant pas au niveau pristine et rural traditionnel (Cugier et al, 2005).

Figure 38 : Simulation par SIAM3D/Elise et pour divers scénarios de la production primaire annuelle moyenne, de la biomasse maximale des diatomées et des dinoflagellés dans le panache de la Seine, par hydrologie sèche.



CONCLUSION

En dissociant les variations de l'hydrologie de celles, à plus long terme, des contraintes d'origine humaine, il est ainsi possible par la modélisation de replacer l'état actuel du bassin de la Seine dans son histoire et de définir de grandes périodes biogéochimiques.

L'état pré-anthropique que nous avons défini comme celui d'un bassin entièrement occupé par la forêt, n'a sans doute jamais existé sous les conditions climatiques représentées ici. Il ne constitue qu'une référence théorique et il ne faudrait certainement pas le considérer comme le « bon état écologique ». La période rurale traditionnelle, du XII^e à la fin du XVIII^e siècle, montre déjà un enrichissement considérable du réseau hydrographique. La première industrialisation, du début du XIX^e au milieu du XX^e siècle, voit surtout l'accroissement des apports urbains. Cet accroissement combiné avec la disparition des étangs dans le chevelu amont et la canalisation des grands axes des rivières, entraîne une inversion, de l'amont vers l'aval, des temps de résidence, dans le réseau hydrographique.

À partir de 1950, la consommation urbaine de masse d'une part, le passage rapide à l'agriculture industrielle d'autre part, conduisent à un accroissement des apports ponctuels et diffus d'azote et de phosphore. Ceux-ci entraînent un enrichissement extrême du réseau hydrographique et des zones marines côtières.

Depuis 1990, il semble que nous entrions dans une nouvelle période. Celle-ci se caractérise par une stabilisation démographique, la maîtrise des flux urbains ponctuels et la réduction considérable des apports de phosphore. En revanche, les flux diffus d'azote se maintiennent à un niveau élevé. C'est une situation inédite sur le plan biogéochimique, de forte contamination nitrique et de faible contamination phosphorée. Les conséquences en restent largement à évaluer.

Les modèles sont capables de montrer que ce que l'on peut attendre d'une politique de réduction de la contamination en phosphore des eaux de surface. Les petits cours d'eau en ont bénéficié là où la modification de leur morphologie n'en n'a pas contrecarré les effets.

Les grandes rivières du bassin de la Seine y ont aussi gagné alors même que leur potentiel de croissance algale a montré, depuis des siècles, un accroissement considérable par rapport à celui des bassins versants moins peuplés. Cet heureux effet atteindra bientôt ses limites. Le « bon état écologique » de la Seine de demain ne sera jamais celui de la Seine du Néolithique !

On a vu aussi que les changements marqués dans les charges en nutriments apportés à la mer permettront de contenir les proliférations d'algues non siliceuses indésirables en Baie de Seine.

Peut-on en conclure que les problèmes d'eutrophisation marine côtière sont maîtrisés ?

La prudence en la matière semble indiquée. Un phénomène nouveau de prolifération marine d'algues siliceuses, indésirables (Pseudo-Nitzschia), à mettre en liaison avec la forte contamination nitrique du continuum aquatique, se développe en effet. D'autre part, les épisodes de prolifération de Phaeocystis en baie sud de la mer du Nord résistent à une diminution très significative des apports de phosphore par toutes les rivières européennes.

En tout état de cause, la contamination nitrique généralisée du continuum aquatique est aujourd'hui assurément un problème environnemental majeur. Outre les problèmes de santé publique que cette pollution occasionne en compromettant l'approvisionnement en eau potable, elle est à l'origine d'émissions accrues d'oxyde nitreux, N₂O.

Qui plus est, les modèles actuels sont limités. Ils ne peuvent notamment prévoir l'impact de l'eutrophisation sur la nature des peuplements végétaux et des espèces qui les dominent. Même si le phosphore en est l'élément limitant majeur, la contamination azotée des eaux n'est certainement pas neutre à cet égard. À la différence de milieux moins enrichis, elle favorise les espèces opportunistes.

L'état écologique d'un réseau hydrographique résulte bien de la manière dont l'homme occupe, aménage et exploite le bassin. Il n'existe pas à cet égard de référence absolue. Il serait vain de vouloir retrouver pour la Seine et ses affluents l'état originel d'une rivière entièrement naturelle. Définir le « bon état écologique » restera toujours une question difficile.

Les contraintes imposées par l'existence d'une population dense et la faisabilité technique et économique des actions à mettre en œuvre, ne peuvent être ignorées. Les modèles actuels permettent d'éclairer nos choix, mais ne peuvent se substituer à une décision citoyenne sur la manière dont nous voulons vivre dans l'espace du bassin versant.

Glossaire

Adsorption : mécanisme physicochimique consistant en la fixation réversible de substances dissoutes (ou gazeuses) à la surface d'une particule solide. Le phénomène inverse, la désorption, se produit lorsque la concentration de la substance dans la phase libre repasse en dessous d'une certaine valeur d'équilibre.

Amphihalín : désigne un poisson vivant alternativement en eau douce et en eau de mer.

Autotrophie : capacité qu'ont certains organismes (dont la plupart des végétaux) à former leur matière organique constitutive à partir d'éléments inorganiques présents dans leur environnement. Pour un écosystème, l'autotrophie désigne cette fonction de production de matière organique à partir d'éléments minéraux.

Benthique : se dit des communautés vivantes qui se développent sur le fond des milieux aquatiques, soit attachés aux supports solides du fond, soit à la surface ou en profondeur dans les sédiments.

Désorber : phénomène par lequel des molécules se détachent des surfaces solides sur lesquelles elles étaient fixées.

Diatomée : groupe d'algues unicellulaires caractérisées par la présence d'une enveloppe siliceuse.

Dinoflagellés : groupe d'algues unicellulaires non siliceuses, dotées d'un double flagelle, parmi lesquelles on rencontre plusieurs espèces susceptibles de produire diverses toxines.

Frustule : enveloppe rigide entourant la cellule des algues diatomiques. Elle est constituée d'opale, une forme de verre riche en silice.

Hétérotrophie : ensemble des réactions métaboliques par lesquels certains organismes produisent leur matière organique constitutive et se fournissent en énergie à partir d'une source exogène de matière organique déjà constituée. Pour un écosystème, l'hétérotrophie désigne la fonction de dégradation et de reminéralisation de la matière organique.

Macrophytes : plantes aquatiques de grande taille vivant attachées au fond des cours d'eau ou des milieux lacustres peu profonds.

Nutriments : sels minéraux indispensables à la croissance des végétaux et présents dans l'eau à l'état dissous. Il s'agit essentiellement des formes minérales de l'azote (nitrates, NO_3^- ammonium, NH_4^+), du phosphore (ortho-phosphate, PO_4^{3-}) et de la silice (SiO_2).

Périphyton : se dit des communautés de microorganismes aquatiques vivant attachées à des supports solides immergés.

Photosynthèse : processus métabolique par lequel les végétaux élaborent leur matière organique constitutive à partir du gaz carbonique atmosphérique ou dissous dans l'eau, en utilisant l'énergie fournie par la lumière. De l'oxygène est rejeté comme sous produit de cette opération.

Phytoplancton : Ensemble des algues unicellulaires vivant en suspension dans l'eau.

Phytolithes : Concrétions de silice déposées dans ou autour des cellules de certaines plantes terrestres dont elles rigidifie les tissus. Après la mort des plantes et la décomposition de leur matière organique, les phytolithes subsistent dans les sols ou sont érodées vers les rivières, et sont lentement dissoutes.

Planctonique : se dit des communautés d'organismes aquatiques qui vivent en suspension dans la colonne d'eau, en se laissant emporter par les courants.

Pristine : primordial, antérieur aux modifications imposées par l'action de l'homme.

Redfield (rapports de) : les rapports de Redfield représentent la proportion, à peu près constante, de carbone, d'azote, de phosphore et de silice présente dans la biomasse du phytoplancton. Exprimés en moles, ces rapports sont proches de 107 : 16, 1, 20, c'est-à-dire que pour 107 moles de carbone (= 1284 gC), la biomasse algale diatomique compte 16 moles d'azote (= 224 gN), 1 mole de phosphore (=31 gP) et 20 moles de Silicium (=560 gSi).

Respiration : processus métabolique par lequel les organismes (végétaux ou animaux) génère l'énergie chimique dont ils ont besoin pour leur métabolisme en oxydant de la matière organique en gaz carbonique aux dépens de l'oxygène.



**eau
seine**
NORMANDIE

L'Agence de l'eau Seine-Normandie

est un établissement public du ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire. Sa mission est de financer les ouvrages et les actions qui contribuent à préserver les ressources en eau et lutter contre les pollutions, en respectant le développement des activités économiques. Pour ce faire, elle perçoit des redevances auprès de l'ensemble des usagers qu'elle redistribue sous forme d'aides financières aux collectivités locales, aux industriels, aux artisans, aux agriculteurs et aux associations qui entreprennent des actions de protection du milieu naturel. Ses actions s'expriment à travers un programme pluriannuel. Les études et recherches pilotées par l'Agence contribuent à la gestion équilibrée de la ressource en eau et de tous les milieux aquatiques.

Siège

51, rue Salvador Allende
92027 Nanterre Cedex
Tél. 01 41 20 16 00
Fax 01 41 20 16 09

www.eau-seine-normandie.fr

Programme PIREN-Seine

Direction et secrétariat :
UMR CNRS 7619 Sisyphe
Université Pierre et Marie Curie (Paris VI)
4, place Jussieu 75005 Paris
Tél. 01 44 27 74 24
Fax 01 44 27 45 88

www.piren-seine.fr

ENSEMBLE
DONNONS
VIE À L'EAU

Agence de l'eau



Les PARTENAIRES du PIREN-Seine

AGENCE DE L'EAU SEINE-
NORMANDIE (AESN)
www.eau-seine-normandie.fr

CENTRE NATIONAL DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE (CNRS)
www.cnrs.fr

DIRECTION RÉGIONALE DE
L'ENVIRONNEMENT
(DIREN ÎLE-DE-FRANCE)
www.ile-de-france.ecologie.gouv.fr

EAU DE PARIS
www.eaudeparis.fr

INTERNATIONAL ZINC ASSOCIATION
(IZA)
www.iza.com

LYONNAISE DES EAUX
www.lyonnaise-des-eaux.fr

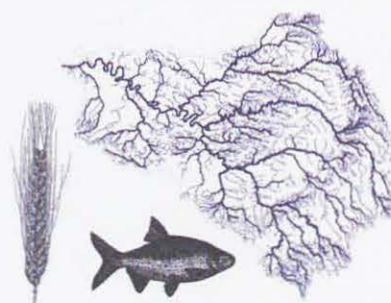
LES GRANDS LACS DE SEINE :
INSTITUTION INTERDÉPARTEMENTALE
DES BARRAGES-RÉSERVOIRS DU
BASSIN DE LA SEINE (IIBRBS)
www.iibrbs.fr

SYNDICAT DES EAUX
D'ÎLE-DE-FRANCE (SEDIF)
www.sedif.com

SYNDICAT INTERDÉPARTEMENTAL
POUR L'ASSAINISSEMENT DE
L'AGGLOMÉRATION PARISIENNE
(SIAAP)
www.siaap.fr

UNION NATIONALE DES PRODUCTEURS
DE GRANULATS (UNPG)
www.unicem.fr

VOIES NAVIGABLES DE FRANCE
(VNF)
www.vnf.fr



Programme PIREN-Seine

Numéro ISBN : 978-2-918251-05-7
Dépôt légal : janvier 2009