Anticipation du développement algal dans la Seine, la Marne et l'Oise

Arnaud Blanchouin[1], Gilles Billen[1], Josette Garnier[1], Nils Fauchon[2]

[1]UPMC/CNRS, UMR Sisyphe/Metis, Paris
[2]Véolia/ SEDIF, Nanterre
[*]personne à contacter : arnaud.blanchouin@irstea.fr

1 Introduction

Le phénomène de bloom (ou floraison) algal consiste en une augmentation rapide de la concentration d'algues planctoniques au sein d'un système aquatique. Il se manifeste notamment par une coloration de l'eau liée à la présence de fortes biomasses algales, ainsi que par une modification des conditions chimiques de l'eau, notamment une augmentation du pH et des fluctuations importantes de la concentration en oxygène dissous. Ce phénomène est dû à la conjonction de conditions hydrologiques favorables au développement des algues et à l'absence de limitation par les nutriments assimilables par le phytoplancton. Les principaux nutriments concernés sont le phosphore (sous forme d'ortho-phosphate), l'azote (sous forme d'ammonium, nitrite et nitrate) et la silice dissoute (utilisée par les algues siliceuses).

Trois grands groupes d'algues se développent dans les milieux d'eau douce (Garnier *et al.*, 1995):
(i) Les diatomées sont des micro-algues unicellulaires planctoniques caractérisées par la présence d'une frustule externe siliceuse, Ces algues sont adaptées aux eaux turbulentes et froides.
(ii) Les chlorophycées sont des micro-algues unicellulaires ou coloniales. Ce sont des organismes eucaryotes flagellés. Ces algues sont adaptées aux eaux légèrement plus chaudes que les diatomées.
(ii) Les cyanobactéries sont des organismes procaryotes photosynthétiques. Elles se développent préférentiellement dans des eaux calmes, chaudes et riches en éléments nutritifs. Certaines espèces produisent des toxines.

Durant les dernières décennies, de plus en plus de blooms algaux se sont produits dans les rivières et les zones côtières françaises, mais également dans le monde entier. Ce phénomène compromet gravement la qualité de l'eau et l'utilisation des eaux de surface pour la production d'eau potable. La compréhension du développement algal en rivière est plus complexe que dans les eaux stagnantes, du fait de l'importance du contrôle hydraulique qui s'ajoute aux autres facteurs de contrôle de la croissance des algues. Ce facteur s'exprime principalement, de l'amont vers l'aval, par les apports latéraux de débit, qui constituent un facteur de dilution s'opposant à la croissance algale. Ce n'est que lorsque que ce facteur de dilution devient inférieur au taux de croissance des algues qu'une efflorescence algale peut avoir lieu, à condition que les éléments nutritifs ne soient pas limitants. Il faut donc prendre en compte à la fois les composantes hydrauliques et nutritives pour comprendre la dynamique de la croissance des algues.

Les apports des nutriments en rivière peuvent s'effectuer de manière diffuse, avec les eaux d'infiltration et de ruissellement sur le bassin versant, et de manière ponctuelle, avec les rejets d'eaux usées urbaines. L'apport des nutriments azotés, issus généralement des terres agricoles, s'effectue principalement de manière diffuse. Dès les têtes de bassin en milieu agricole, il est couramment observé que les nitrates atteignent des concentrations bien au-delà de la limitation (Billen *et al.* 2007). Les phosphates s'adsorbent sur les argiles et hydroxydes de fer, ce qui les rend peu sujets aux lessivage par les eaux de drainage agricole. Les apports diffus de phosphore ont donc lieu principalement sous forme de phosphore inorganique particulaire suite à l'érosion des sols. La teneur en ortho-phosphates (forme dissoute du phosphore) est en équilibre avec la teneur en phosphate des matières en suspension dans les têtes de bassin. Les rejets urbains, à l'aval des bassins, sont des sources importantes de phosphore pour les grands axes de rivière. Ce phosphore d'origine urbaine, essentiellement sous forme de phosphates, s'adsorbe sur les matières en suspension issue de l'érosion des sols, ce qui provoque une augmentation de leur teneur en phosphore (Billen *et al.* 2007).

En ce qui concerne la silice, ce nutriment rejoint les axes fluviaux suite à l'altération des roches du bassin versant, mais par à l'érosion et la dissolution des phytolithes, concrétion de silice amorphe issue de la décomposition de certains végétaux (pouvant contribuer jusqu'à 10% de l'apport de silice dissoute, Garnier *et al.* 2002 et Sferratore *et al.* 2006). Les apports ponctuels par les rejets urbains sont négligeables.

La présence d'un bloom d'algues dans un cours d'eau peut engendrer plusieurs problèmes. Au niveau de la biodiversité, les blooms algaux affectent la clarté de l'eau, le pH et l'oxygénation conduisent à des conditions hypoxiques voire anoxiques. La santé humaine et animale peut être menacée si les espèces dominant les blooms sont toxiques (comme les cyanobactéries productrices de toxines hémato-, neuro et dermatoxiques et les dinophycées à l'origine de neuro- et entérotoxines), mais cela est généralement limité aux eaux stagnantes (lacs, canaux etc.) et aux zones côtières. Enfin les blooms posent des problèmes considérables en termes de production d'eau potable. En effet, les blooms entrainent une coloration de l'eau, une odeur, un goût, un colmatage des filtres à sable, une augmentation du pH, un relargage de matières organiques, etc… Pour éviter la contamination par les algues et la matière organique qui les accompagne des eaux produites, un traitement renforcé de floculation en amont des filtres à sable est nécessaire ainsi qu'une augmentation de la chloration pour éviter le risque de prolifération bactérienne. Ces traitements supplémentaires occasionnent des coûts importants et leur mise en œuvre au moment adéquat nécessite des opérations assez délicates.

Les usines du SEDIF (Syndicat des Eaux D'Ile-de-France) gérées par Véolia Eau Ile-de-France (Neuilly-sur-Marne, Choisy-le-Roi et Méry-sur-Oise), sont fortement exposées aux blooms algaux survenant dans les rivières qu'elles exploitent (Marne, Seine, Oise) et c'est pourquoi les exploitants souhaitent pouvoir anticiper les épisodes de développements algaux afin d'adapter les filières de traitements.

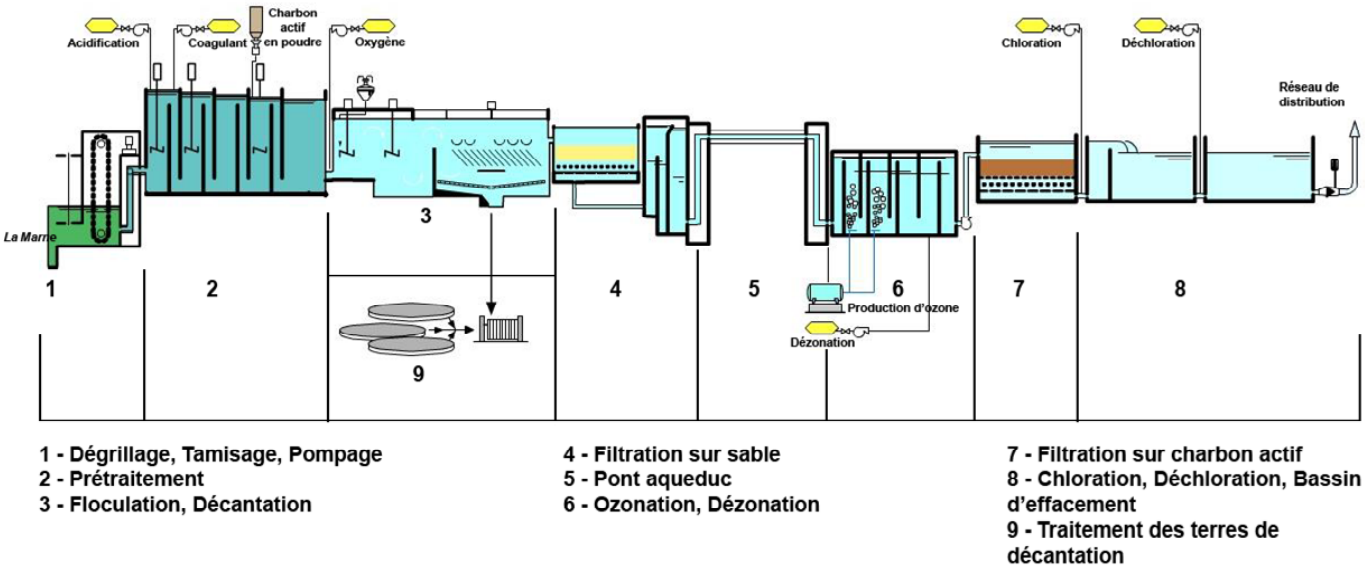
Le premier objectif de cette étude était donc de mettre au point un outil de prévision permettant d'anticiper les épisodes de blooms aux usines du SEDIF à partir d'observations qui pourraient être réalisées à une station d'alerte installée en amont. Partant de la description de la dynamique algale prise en compte dans le modèle Sénèque/Riverstrahler, nous réaliserons, sous forme de macro Excel codée en VBA, un modèle du développement phytoplanctonique dans les tronçons de rivière situés en amont des 3 usines du SEDIF. Ce modèle sera calibré et validé sur des mesures réalisées durant le stage sur divers profils longitudinaux des trois rivières, ainsi que sur des mesures acquises précédemment dans le cadre du programme PIREN-Seine.
De manière plus générale, et c'est là le second objectif du stage, il s'agit d'améliorer la connaissance et la compréhension des paramètres contrôlant le développement algal en rivière.

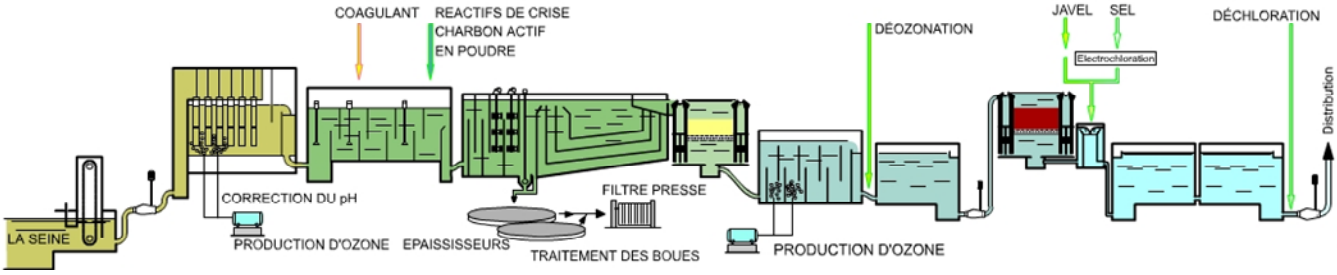
2 Sites et méthodes

2.1 Les usines du SEDIF

Les trois usines du SEDIF (Neuilly-sur-Marne, Choisy-le-Roi et Méry-sur-Oise) sont de grandes installations de production d'eau potable permettant d'alimenter l'ensemble de la région parisienne (Paris intra-muros exclue). Ces trois usines sont interconnectées pour palier toutes déficiences de l'une ou l'autre et peuvent assurer un débit journalier de plus d'un million et demi de mètres cubes d'eau.

Les usines du SEDIF sont toutes équipées d'une filière biologique utilisant le couplage « ozone-charbon actif en grains », celle de Méry-sur-Oise est en plus équipée d'une filière de nano-filtration, dite « membranes », assurant 70 % de sa production d'eau potable. L'usine de Choisy-le-Roi est la plus grande usine d'eau potable du monde et permet d'alimenter 1.85 million d'habitants du Sud de la banlieue parisienne et peut doubler sa capacité de production pour soutenir celle de Neuilly-sur-Marne (alimentant 1.6 million d'habitants et celle de Méry-sur-Oise 0.8 million d'habitants). Leur capacité de production d'eau potable est aux alentours de 300 000 m^3/j.





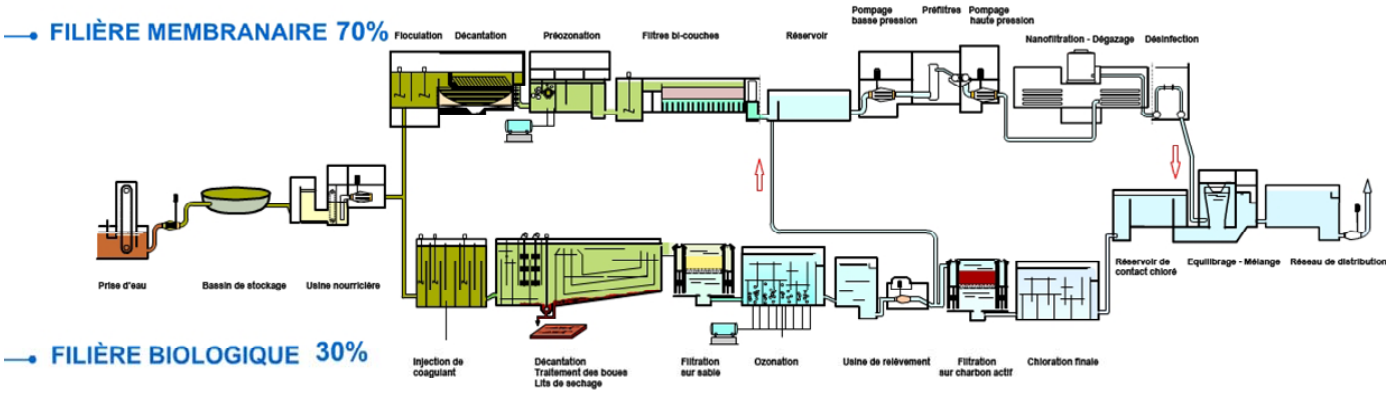


Figure 1 *: Fonctionnement des filières de traitement des usines de Neuilly sur Marne, de Choisy-le-Roi et de Méry sur Oise.*

2.2 Profils longitudinaux

Des prélèvements ont été effectués sur des profils longitudinaux sur un tronçon d'environ 100 km en amont des trois usines (Figure 2) au cours de 5 campagnes en 2013 (début et fin Avril, début Mai, mi-Juin et début Juillet). Les prélèvements ont été réalisés à partir d'un pont (ou d'un ponton) avec un seau. 5L sont stockés dans un bidon pour un conditionnement au retour au laboratoire (dans un délai de 1 et 6h). Les mesures de température, pH, oxygène dissous, turbidité, conductivité et chlorophylle *a* sont effectuées sur le terrain.
Les résultats de campagnes antérieures ont également été valorisés.

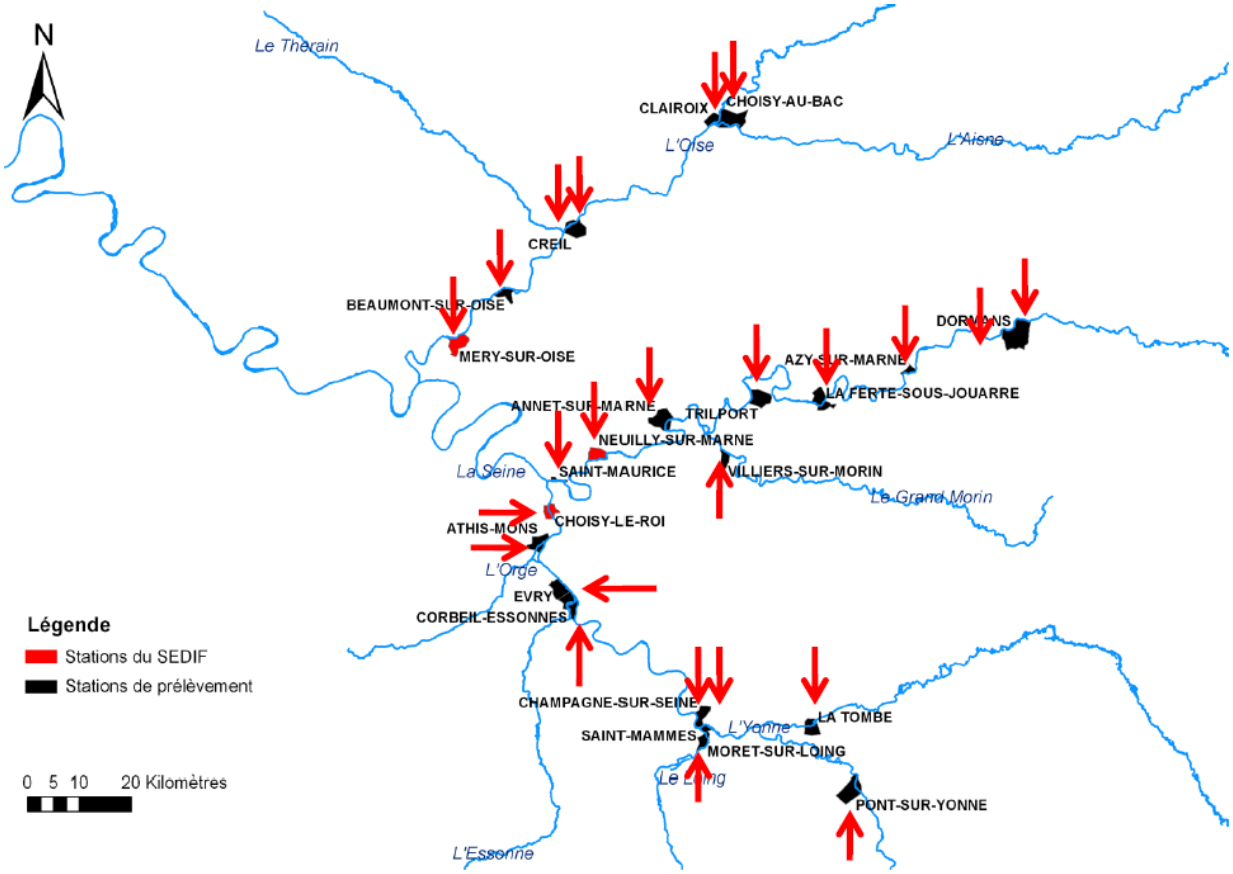


Figure 2 : *stations échantillonnées lors des campagnes de mesure.*

2.3 Mesure de la chlorophylle

Les campagnes de terrain ont offert la possibilité d'inter-calibrer les différentes mesures de la chlorophylle a en usage au laboratoire (méthode trichromatique (SCOR-UNESCO, 1984) et Lorenzen (1967) et sur le terrain (sonde fluorimétrique YSI 6600 v24 et AlgaeTorch BBE). Les deux sondes fonctionnent sur le principe de la fluorimétrie, qui consiste à exciter la chlorophylle par pulse lumineux à 5 (entre 650 et 700 nm pour la sonde YSI) ou 3 (entre 450 et 610 nm pour la sonde AlgaeTorch) longueurs d'ondes excitatrices des différents pigments chlorophylliens, les pulses étant produits par 1 (sonde YSI) ou 7 (sonde AlgaeTorch)

LED (diode électroluminescente). Le spectre de lumière réémis par fluorescence des pigments chlorophylliens est analysé par une photodiode et converti en concentration de chlorophylle. La sonde AlgaeTorch permet d'obtenir, en plus de la concentration en chlorophylle, la concentration en cyanobactéries. La calibration de telles sondes est très délicate dans la mesure où la réponse fluorescente à un pulse lumineux dépend grandement de l'état physiologique de la cellule.

Nous avons d'une part comparé les mesures des deux sondes entre elles afin d'évaluer d'éventuelles différences de mesure (Figure 3) et d'autre part vérifié la calibration des deux sondes (YSI et AlgaeTorch) par comparaison des valeurs obtenues avec la méthode de Lorenzen qui fait généralement référence et celles mesurées *in situ* par les sondes (Figure 3)

La comparaison des deux sondes indique qu'elles donnent des résultats tout à fait similaires (pente proche de 1 et $R^2 = 0.9$). La comparaison entre la méthode de Lorenzen et les sondes montre une bonne corrélation, mais avec une sous-estimation de la quantité de chlorophylle présente dans l'eau par les sondes, globalement de l'ordre d'un facteur 2 à 3.

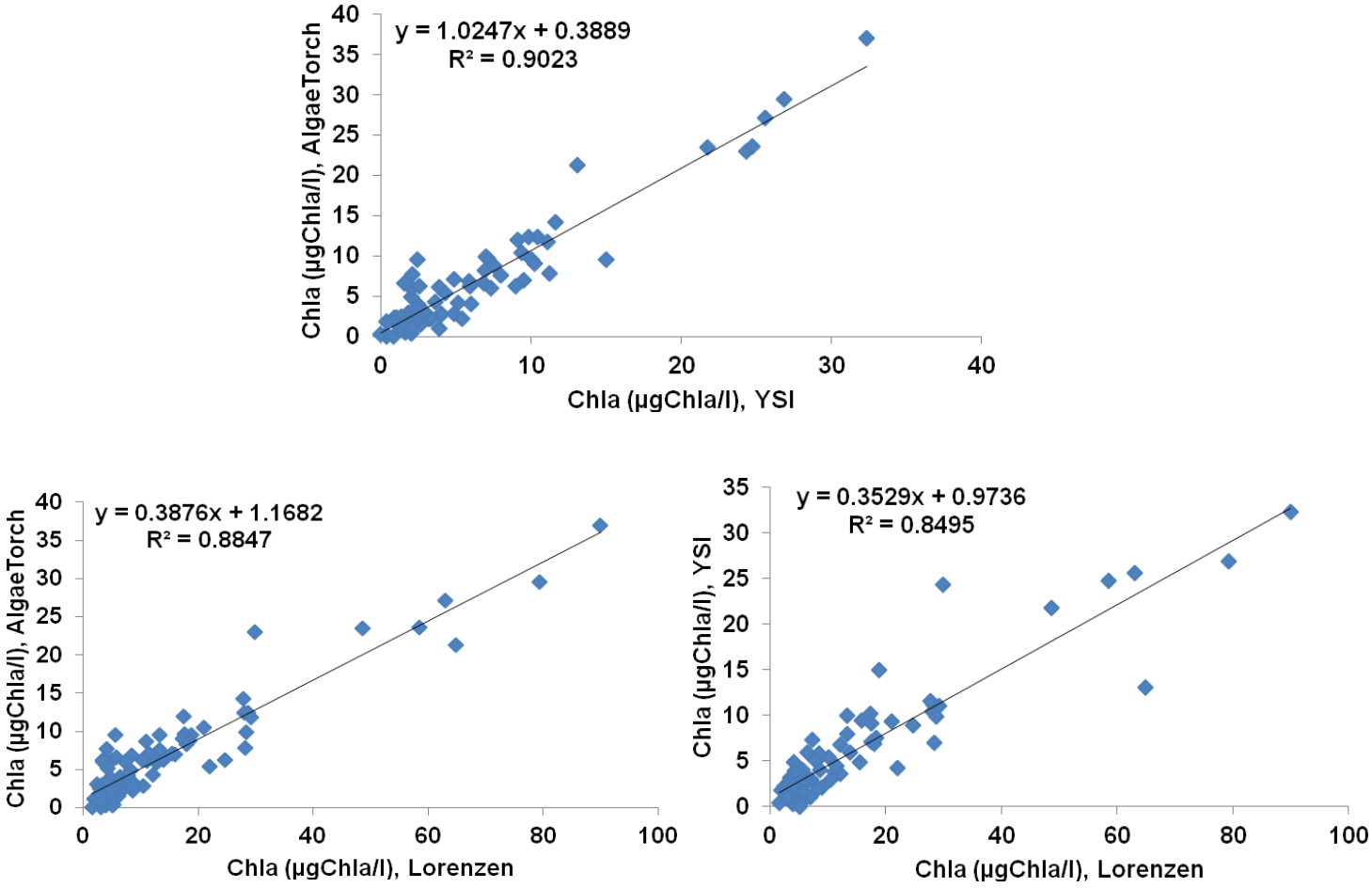


Figure 3 : *Comparaison des mesures de chlorophylle selon les deux sondes fluorimétriques utilisées et la méthode de Lorenzen.*

2.4 Mesure de la limitation en phosphore

Afin de vérifier, si dans les bassins étudiés, une limitation par le phosphore est effective, nous avons réalisé une expérience d'ajout d'ortho-phosphates à des échantillons naturels pour évaluer si cet ajout stimule l'activité photosynthétique des algues, telle qu'elle peut être mesurée à court terme par marquage au $H^{14}CO_3^-$ (Steeman-Nielsen, 1952).

L'effet des phosphates est généralement régit par une cinétique hyperbolique de Michaelis-Menten, caractérisée par une constante de demi-saturation du phosphore (Ks) qui correspond à la concentration pour laquelle la moitié du taux de croissance maximal est atteinte.

$$V = Vmax * \frac{[PO_4]}{[PO_4] + Ks}$$

L'expérience a été réalisée sur différentes stations (Saint-Maurice et Clairoix) avec des eaux prélevées respectivement en Mai et Juin 2013 (Figure 4).

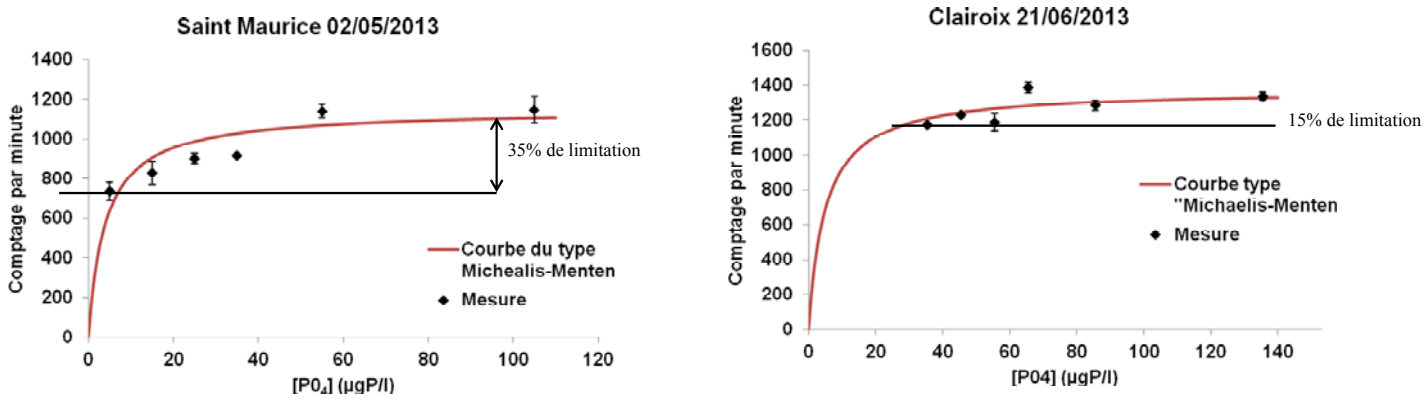


Figure 4 : *Expérience de limitation de la photosynthèse par les o-phopshates.*

Sur ces deux eaux, on remarque bien l'existence d'une limitation par le phosphore révélée par la stimulation de l'activité de fixation du bicarbonate radioactif par l'ajout d'ortho-phosphates. Cette limitation à Saint Maurice est proche de 35% alors qu'en amont de l'Oise, elle est près de 15%.

En ce qui concerne la constante de demi saturation, la valeur trouvée est très proche sur les deux rivières, pour l'Oise Ks = 4µgP/L et pour la Marne Ks = 5µgP/L. Ces résultats sont comparables à ceux trouvés dans la littérature qui varient de 1 à 16 µgP/l (Bothwell, 1985 ; Chen et al., 2002 ; Descy et al., 2012 ; Deus et al, 2013 ; Fisher et al, 1988; Garnier et al, 1995 ; Guillaud et al, 2000, Kilham et al, 1977, Smith et al, 2012).

D'autres essais de limitation par le phosphore ont été effectués sur des eaux de Juin et Juillet, mais n'ont pas permis de déceler une limitation à cause de concentrations de fond trop importantes.

3 Résultats des observations

3.1 Mesures sur les profils réalisés en 2013

Les mesures réalisées sur les cinq profils longitudinaux sur les trois rivières (début et fin avril, début mai, mi-Juin et début Juillet) n'ont révélé aucun bloom algal. Ce résultat négatif n'en est pas moins intéresant dans la mesure où le modèle à construire doit être capable de simuler également le non-développement du phytoplancton quand les conditions de floraison ne sont pas réunies, ce qui semble avoir été le cas durant la majeure partie du printemps 2013. Les observations enrichissement en outre une base de données collectées par le PIREN-Seine depuis 1991 sur les occurrences de blooms algaux.

3.2 Chronique à long terme du développement algal dans la Marne

La figure 5 rassemble les observations de concentrations en chlorophylle et les débits relevées sur la Marne à Neuilly ou Saint Maurice depuis le milieu des années 1990.

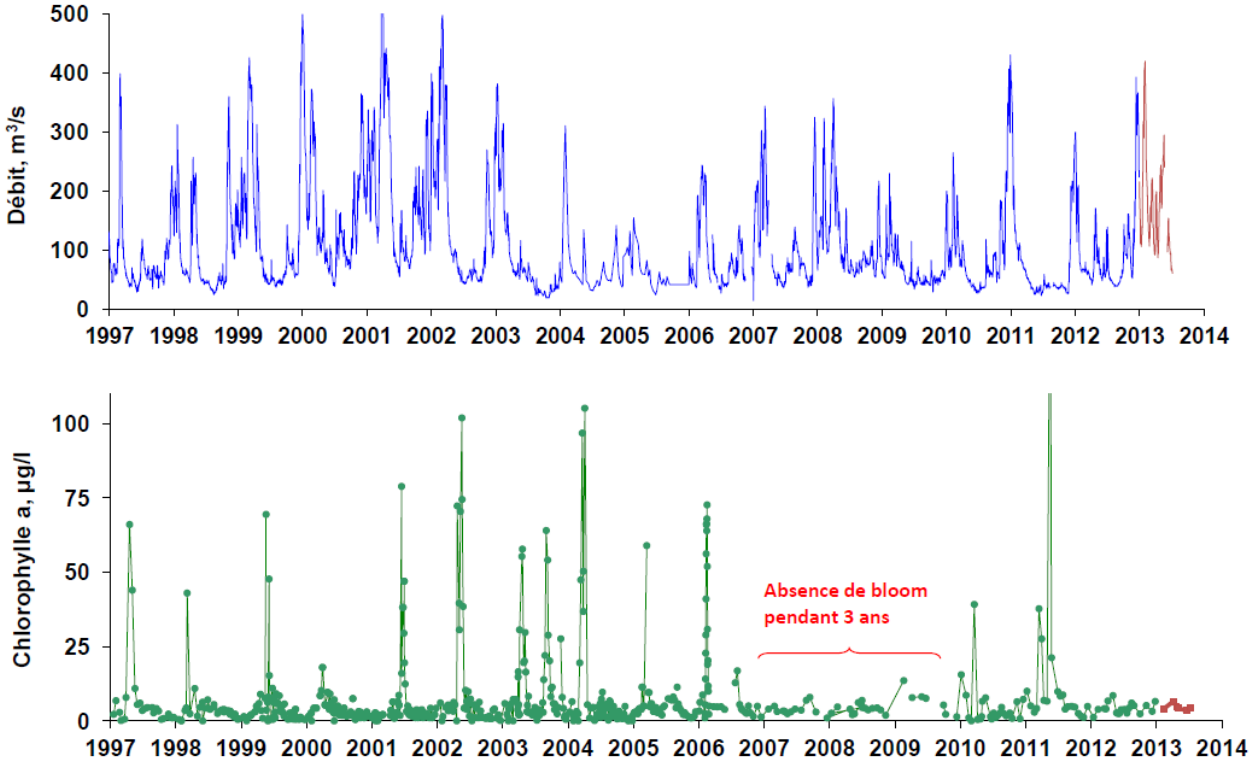


***Figure 5** : Variations du débits et de la concentration en chlorophylle observée à Neuilly et Saint Maurice depuis 1997.*

Pour les débits, on peut observer des alternances d'années sèches et humides (avec une périodicité de 6 à 7 ans). Depuis 2004, il semblerait que les maxima de débits soient plus faibles que ceux des années antérieures.

En ce qui concerne les blooms algaux, ils apparaissent généralement au printemps lors de la baisse des débits. Leur occurrence était, il y a quelques années, récurrente, mais semble devenir de plus en plus aléatoire. De 1997 à 2006, il y a eu des floraisons algales chaque année (sauf en 2000) jusqu'à une période sans bloom, de 2007 à 2009. En 2003, deux blooms dans l'année ont été observés (un printanier et l'autre automnal) ; le second est tout à fait exceptionnel et il fait suite à une année de canicule et à une vidange décennale des barrages conduisant à des débits extrêmement faibles. Deux blooms en 2010 et 2011 ont pu être observés.

Sur la même chronique, il apparaît une baisse tendancielle des concentrations en ortho-phosphates liée à la réduction de la pollution domestique de la Marne. Dans les années récentes, des concentrations assez basses sont atteintes pouvant engendrer des limitations par le phosphore pour la croissance phytoplanctonique (Fig 6). Les données d'ammonium montrent, de même, une diminution des niveaux, actuellement le plus souvent en dessous de 0.5 mgN/l. Les nitrates, par contre, au-delà de variations saisonnières qui traduisent l'importance des processus de dénitrification plus actifs en été, montrent une tendance générale croissante à long terme. La silice dissoute, qui joue un rôle important dans le développement des diatomées, montre des variations saisonnières avec des diminutions au printemps lors des blooms et une augmentation en automne.

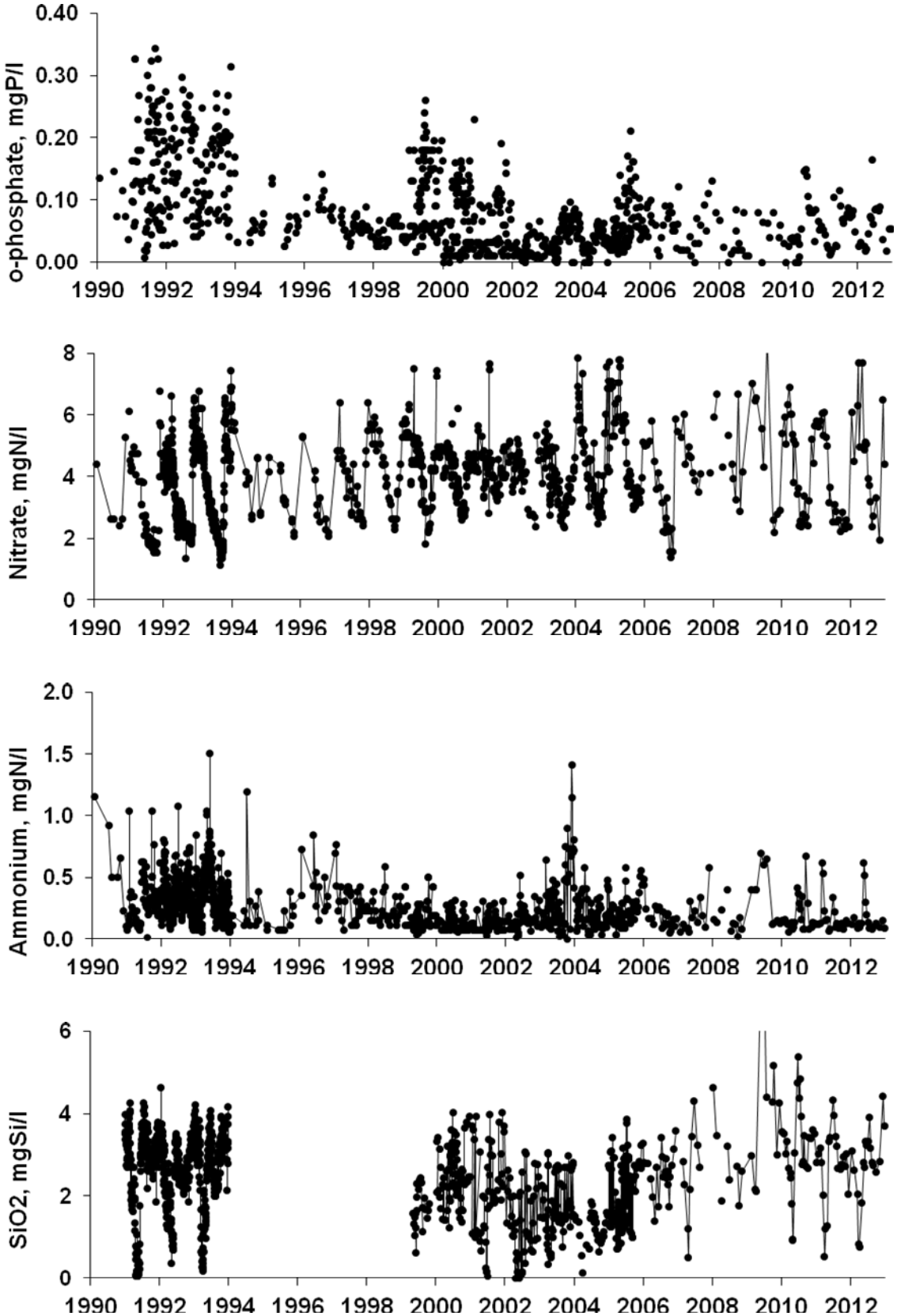


Figure 6 *: Variations des concentrations en nutriments observées à Neuilly et Saint Maurice depuis 1991.*

4 Modélisation de la dynamique algale

Le principe du modèle élaboré est de représenter la dynamique du développement algal durant le déplacement d'une masse d'eau sur un tronçon de rivière d'environ 100 km en amont des usines du SEDIF, à partir d'un état initial donné, mesuré à la station d'alerte.

4.1 Modèle hydraulique : débit, temps de séjour, dilution

Le débit en un certain nombre de stations de jaugeage est communiqué par le Service de Prévisions des Crues et la Banque Hydro. On calcule alors le débit en chaque kilomètre en considérant que la variation de débit est proportionnelle à la variation de la surface du bassin versant suivant la formule :

$$Q_t = \frac{Q_{t-1} \times S_{BVt}}{S_{BVt-1}}$$

Aux points de confluences, le débit de l'affluent est ajouté. (Fig 7)

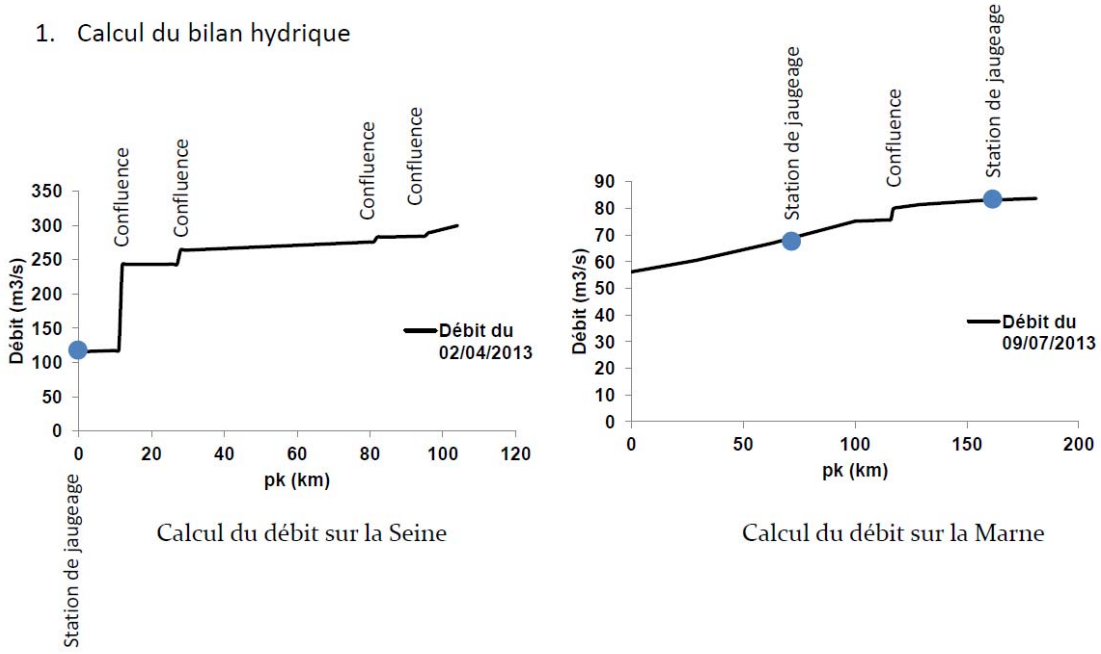


Figure 7. *Exemple de calcul du débit sur la Marne*

La largeur de la rivière est considérée constante par tronçon de rivière et a été mesurée à partir d'images Google Earth. Des données de traçage, réalisées par le SEDIF, fournissant les temps de séjour dans les tronçons successifs des rivières, ont permis de reconstituer la profondeur de ces tronçons. À partir de ces données, une loi polynomiale profondeur = f (débit) a été calée pour chaque tronçon (Figure 8)

Le débit en tout point permet alors le calcul de la vitesse de la masse d'eau et du taux de dilution par les apports latéraux de débit.

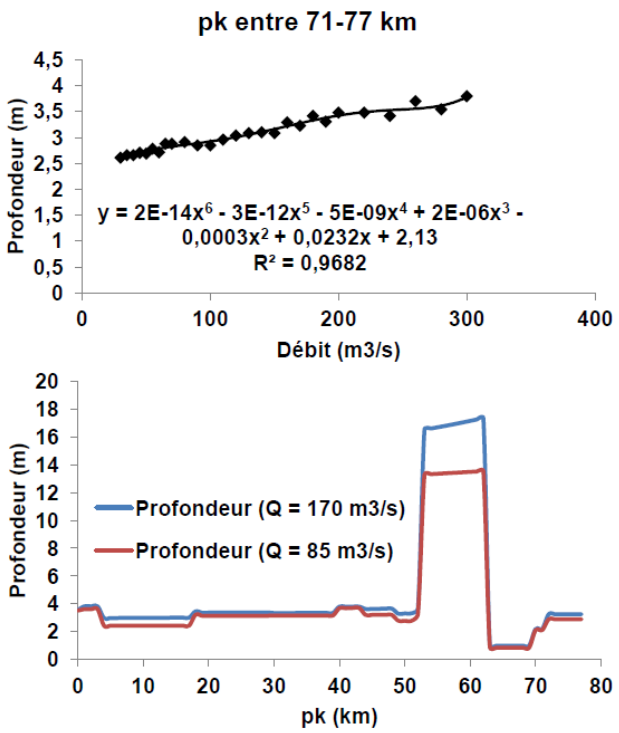


Figure 8. *Exemple de résultats du calcul de la profondeur dans la Marne*

4.2 Modèle physiologique : photosynthèse, croissance, mortalité algale

Le modèle de la dynamique algale est conforme à la représentation des processus du modèle Sénèque/Riverstrahler développé dans le cadre du programme Piren-Seine (Billen *et al*., 1994 ; Ruelland *et al*., 2007). Il s'appuie sur une représentation de la physiologie algale issue des travaux de Lancelot et al 1989.

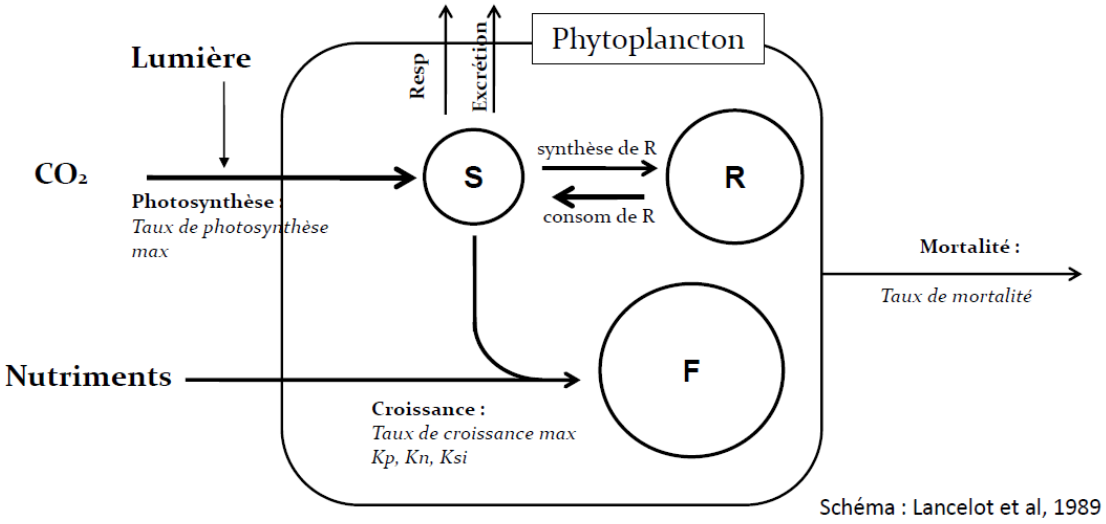


Figure 9. *Représentation schématique du modèle de la dynamique algale de Lancelot et al., 1989.*

En présence de lumière et de dioxyde de carbone, le phytoplancton peut réaliser de la photosynthèse, lui permettant de synthétiser des petits substrats carbonés (« S » dans le schéma) précurseurs de la synthèse de macromolécules constitutives de la biomasse algale. En utilisant les nutriments (azote, phosphore et silice) présents dans l'eau et ce stock de petits substrats S, le phytoplancton peut alors croître en formant de la biomasse fonctionnelle (« F »). Le stock S sert également à la respiration et à synthétiser des réserves (« R »). Ces réserves peuvent alors être hydrolysées pour reconstituer le stock S afin de poursuivre la croissance en absence de lumière. Ce schéma permet donc de dissocier la croissance du phytoplancton (qui peut se poursuivre à l'obscurité) de son activité de photosynthèse (qui nécessite la présence de lumière).

La forme cinétique et la valeur des paramètres sont rassemblées dans le Tableau 2.

Tableau 2 *Cinétique des processus liés à la dynamique des algues dans le modèle*

Processus	Expression cinétique	Paramètres	Signification	Valeurs	Unités
Photosynthèse	kmax (1- exp(-αI/kmax)) Phy	kmaxopt α	taux maximal de photosynthèse pente initiale de la relation P/I	0.2 0.0012	h-1 h-1(µE.m2.s-1)-1
Réserves cataboliques	kcr R	kcropt	taux du catabolisme de R	0.2	h-1
Croissance	mufmax * M(S/Phy,Ks)	mufmaxopt	taux de croissance maximale	0.07	h-1
Elément limitant	min([NO3+NH4+NO2]/([NO3+NH4+NO2]+Kn)) ou min([PO4]/([PO4]+Kp)) ou min([SiO2]/([SiO2]+Ksio)	Kn Kp Ksio	constante de demi-saturation (pour N, P, Si)	0.015 0.005 0.25	mgN/l mgP/l mgSi/l
Respiration	maint + cesp * croissance	maint cesp	coefficient de maintenance cout de biosynthèse	0.002 0.5	h-1 -
Excrétion	texcrS * S + texcrR * R	texcrS texcrS	taux excrétion de S taux d'excrétion de R	0.01 0.01	h-1 h-1
Incorporation du N Incorporation du P Incorporation du Si	Phy*croissance*nc Phy*croissance*pc Phy*croissance*sic	nc pc sic	rapport N/C, P/C, Si/C pour les algues	0.88 0.18 0.02	gN/gC gP/gC gSi/gC
Minéralisation des nutriments	ki * [i]	ki	taux de minéralisation de l'élément i (i étant N, P, Si)	0.01 0.1 0.0001	h-1
Dépendance à la température	p(T)=p(Topt) * exp (- (T - Topt)² / dti²)	Topt dti	température optimale croissance gamme de température	20 14	°C °C

Les variations saisonnières de la lumière sont fournies par les relations suivantes, paramétrées sur les valeurs moyennes observées en Seine.

$$I_0 = 471 * \left[1 - 0.53 * \cos\left(\frac{2 * \pi}{365} * j\right)\right]$$

avec I_0 : rayonnement lumineux actif moyen journalier au jour julien j

$$\lambda = 12 * \left[1 - 0.375 * \cos\left(\frac{2 * \pi}{365} * j\right)\right]$$

avec λ: photopériode

$$J_0 = \frac{\pi}{2} * I_0 * \sin\frac{\pi}{\lambda} * h$$

avec J_0 : rayonnement lumineux actif à l'heure h

Pour initialiser le modèle, il est nécessaire de déterminer l'état physiologique des cellules algales, c'est à dire la valeur des stocks internes de métabolites algaux (S et R) à la station amont. On choisit pour cela, un peu arbitrairement et faute de pouvoir décrire toute la dynamique algale dans les secteurs amont de la rivière, de considérer qu'un équilibre est atteint par rapport aux conditions observées à la station. Le modèle calcule

donc les pools internes de S et de R au cours d'une boucle de calcul de 5 jours en maintenant constantes les conditions morphologiques (profondeur), physiques (température, lumière, turbidité) et chimiques (concentrations en nutriments) de la station amont. Les pools internes de S et de R convergent alors vers une valeur d'équilibre indépendante des conditions initiales qui leur ont été affectées, mais qui varient selon l'heure de la journée (Figure 10).

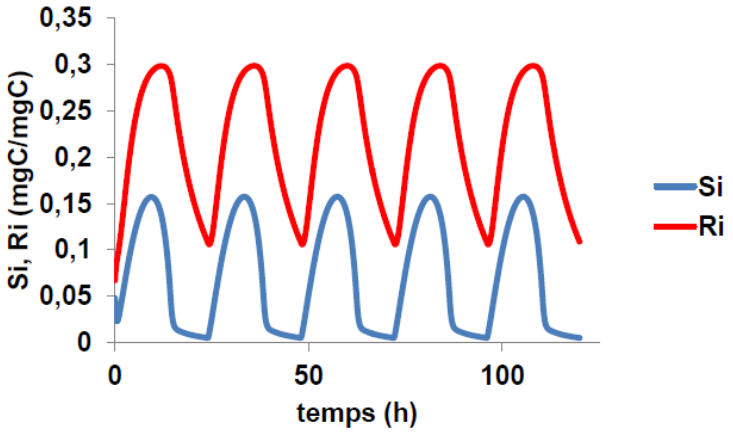


Figure 10. *Initialisation des pools internes de métabolites du phytoplancton.*

Les calculs s'effectuent ensuite à chaque kilomètre entre l'amont et l'aval du tronçon sur chaque rivière en considérant les processus suivants dans chaque masse d'eau :
(i) La croissance, qui est déterminée par la température, la lumière incidente et la concentration en nutriments
(ii) La mortalité, résultant de la lyse spontanée des cellules et du broutage par les prédateurs zooplanctoniques et benthiques
(iii) La dilution hydraulique due aux apports latéraux

Le principe est alors de suivre une masse d'eau « lâchée » de la station amont à un moment donné de la journée au cours de son trajet dans le tronçon de rivière qui l'amènera jusqu'à la station aval. La connaissance du débit et de la morphologie du tronçon permet de définir la position de la masse d'eau suivie à chaque instant. La simulation est répétée toutes les quatre heures et l'ensemble des trajectoires décrites est calculé, permettant soit, de définir un profil moyen tout au long du tronçon, soit de renseigner les variations horaires en une station donnée.

4.3 Modèle de la dynamique du phosphore

Le phosphore étant l'élément le plus à risque d'être limitant, il est souhaitable d'adjoindre au modèle de dynamique algale un modèle de la dynamique du phosphore. Ceci implique de fournir en entrée de modèle les données d'apports ponctuels d'eaux usées le long des cours d'eau. Ces rejets ponctuels regroupent à la fois les rejets de stations d'épurations et les rejets industriels. Ces données ont été fournies par de l'Agence de l'Eau Seine Normandie.

Outre les apports ponctuels urbains, on tient compte de la consommation de phosphore associée à la croissance du phytoplancton, considérant un rapport stœchiométrique C/P de 40gC/gP.

On considère également la minéralisation selon une cinétique d'ordre 1 (kp =0.1 h^{-1}) d'un stock de phosphore organique rapidement biodégradable alimenté par la mortalité du phytoplancton et initialisé à la station amont en considérant qu'un sixième des MES est composé de matière organique :

$$P_{org} = \frac{MES \times 0.4}{6 \times 40}$$

où 0.4 représente la proportion de carbone dans la matière organique et 40 le rapport C/P permettant la conversion mgC/l en mgP/l. Cette initialisation, bien qu'arbitraire, donne néanmoins un ordre de grandeur permettant d'obtenir une bonne dynamique du phosphore. La dynamique du phosphore est très sensible au phosphore organique présent.

La dynamique décrite ainsi concerne le phosphore inorganique total (PIT) dont seule la fraction ortho-phosphate (non adsorbée) est utilisable par le phytoplancton. Pour rendre compte de l'adsorption des ortho-phosphates sur les matières en suspension, on considère une isotherme d'adsorption hyperbolique caractérisée par une constante de demi-saturation d'adsorption (notée Kads, en mgP/l) et une capacité maximale d'adsorption des MES (notée Pac), en mgP/mgMES suivant la relation :

$$\frac{PIP}{MES} = Pac \times \frac{PO4}{PO4 + Kads}$$

où PIP est la concentration en phosphore adsorbé

Considérant que $PIP = PIT - PO4$, on peut déduire :

$$[\,[PO]\;{}_{,}4] = ([PIT] - Pac \times MES - Kads + \sqrt{((-[PIT] + Pac \times MES + Kads)^{1}2 + 4 \times [PIT] \times Kads)})/2$$

avec $[PO_4]$: concentration en ortho-phosphate dans la rivière (mgP/l) ; [PIT] : concentration en PIT dans la rivière (mgP/l) ; MES : concentration en MES dans la rivière (mg/l) ; Kads : constante de demi-saturation d'adsorption des ortho-phosphates sur les MES (mgP/l) ; Pac : capacité maximale d'adsorption des MES (mgP/mgMES)

4.4 Calage de la mortalité

Le coefficient de mortalité des algues est un paramètre auquel la dynamique algale est très sensible, et sur lequel peu d'informations quantitatives sont disponibles. Ce coefficient traduit en effet plusieurs types de processus, de la lyse spontanée à la prédation par des micro- ou macro-prédateurs zooplanctoniques ou benthiques. Une partie des données observées de profils longitudinaux, ont été utilisées pour caler manuellement le coefficient de mortalité.

Un exemple d'un tel calage est fourni dans la figure 11.

Six situations ont été retenues pour un tel calage, couvrant une large gamme de conditions de température et de saisons.

Une relation à la température a ainsi pu être proposée pour déterminer a priori le coefficient de mortalité. La relation trouvée est une relation gaussienne avec un topt de 22.6°C et un dti de 8.8°C. (Fig 12).

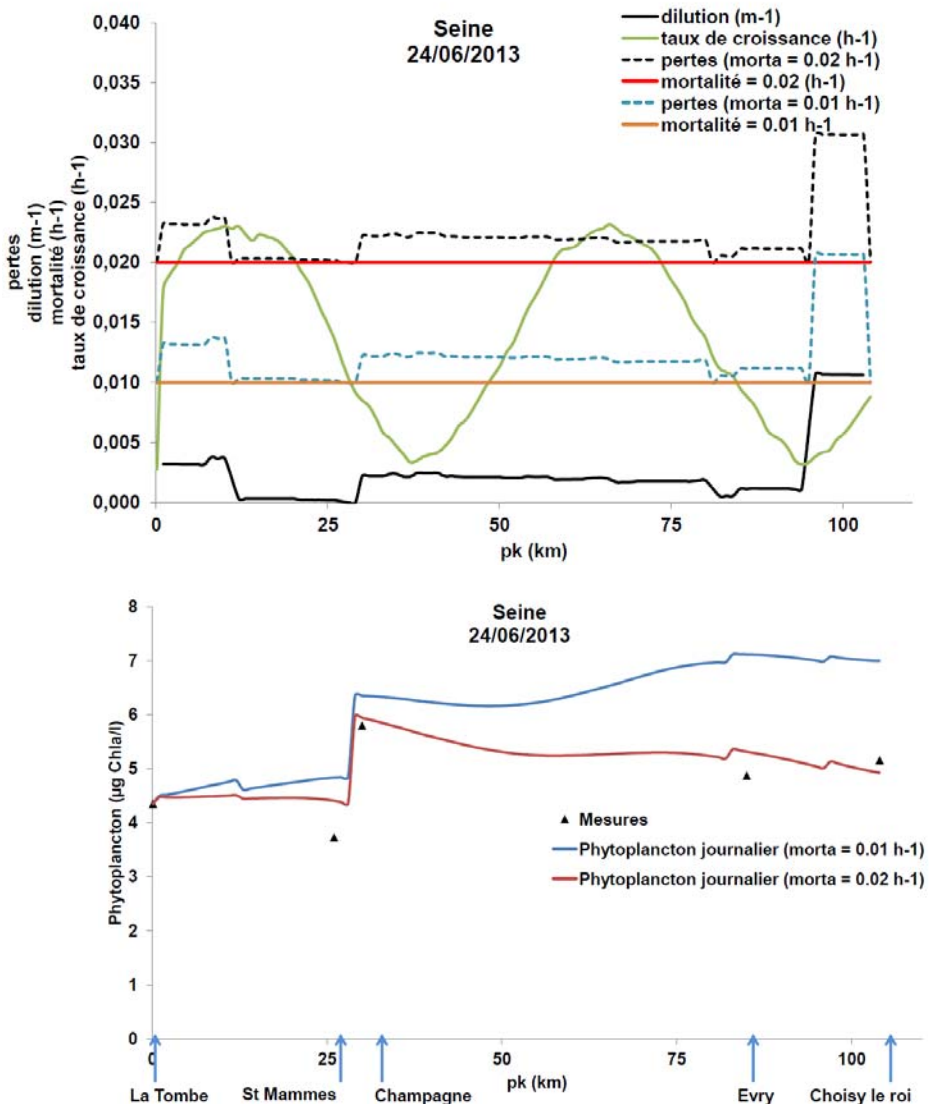


Figure 11. *Exemple de calage du coefficient de mortalité pour simuler la dynamique longitudinale observée du phytoplancton dans un tronçon de 100 km dans la Seine en juin 2013 : la valeur de 0.01 h-1 a été retenue pour la simulation de ce profil.*

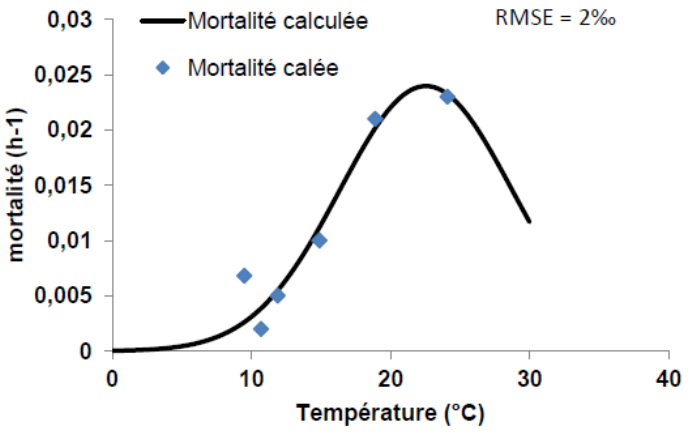


Figure 12*. Relation de la mortalité à la température déterminée par calage sur 6 situations*

4.5 Evaluation du modèle

Les 25 autres situations disponibles ont été utilisées pour évaluer la capacité du modèle à prédire la dynamique algale et le niveau de chlorophylle atteint à l'usine à partir de celui mesuré à la station d'alerte amont, en utilisant le taux de mortalité déduit de la relation établie à la température. Le critère de Nash trouvé sur ces 25 situations est de 0.7. (Figure 13).

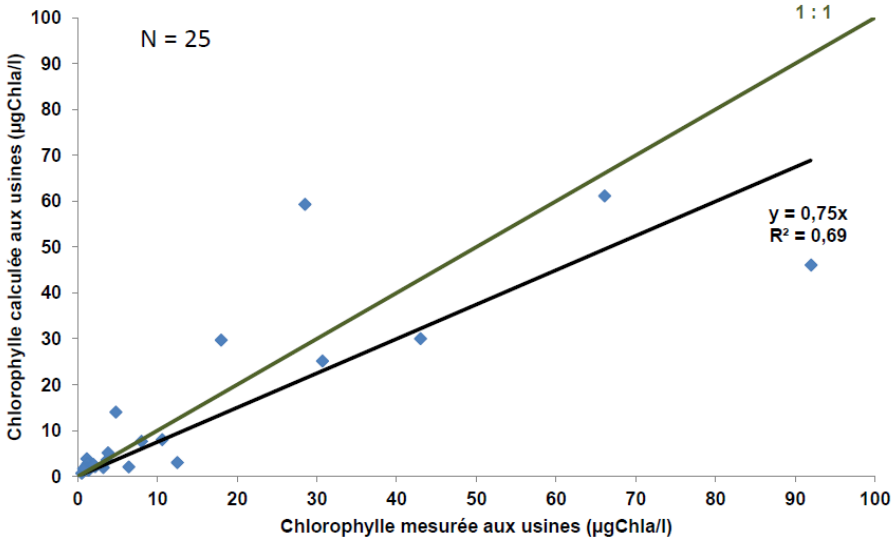


Figure 13. *Comparaison des niveaux de chlorophylle calculés par le modèle avec ceux mesurés au point exutoire (usines).*

4.6 Exploration des conditions d'apparition des blooms

Le débit joue un rôle important dans le développement des micro-algues en rivière par un effet de dilution et de temps de séjour. En observant l'évolution de la dynamique algale calculée par le modèle en faisant varier le débit (toute chose égale par ailleurs), nous avons cherché à définir un débit dit « critique », c'est-à-dire le débit en dessous duquel la croissance algale est possible, c'est-à-dire lorsque la quantité de phytoplancton à l'aval devient supérieur à celle de l'amont. (Figure 14).

L'augmentation du débit diminue toujours la biomasse atteinte à l'exutoire, tant par l'effet de l'effet de dilution accrue , que par la diminution du temps de séjour entre l'amont et l'aval. L'effet inverse se produit lors d'une diminution de débit pouvant aller jusqu'à doubler la quantité d'algues par rapport aux conditions initiales.

La combinaison de la température et du débit influence de manière subtile la dynamique algale et la valeur du débit critique, à cause de l'effet sur la mortalité, qui peut contrecarrer l'effet de la dilution. La sensibilité de la dynamique algale à la température est donc considérable.

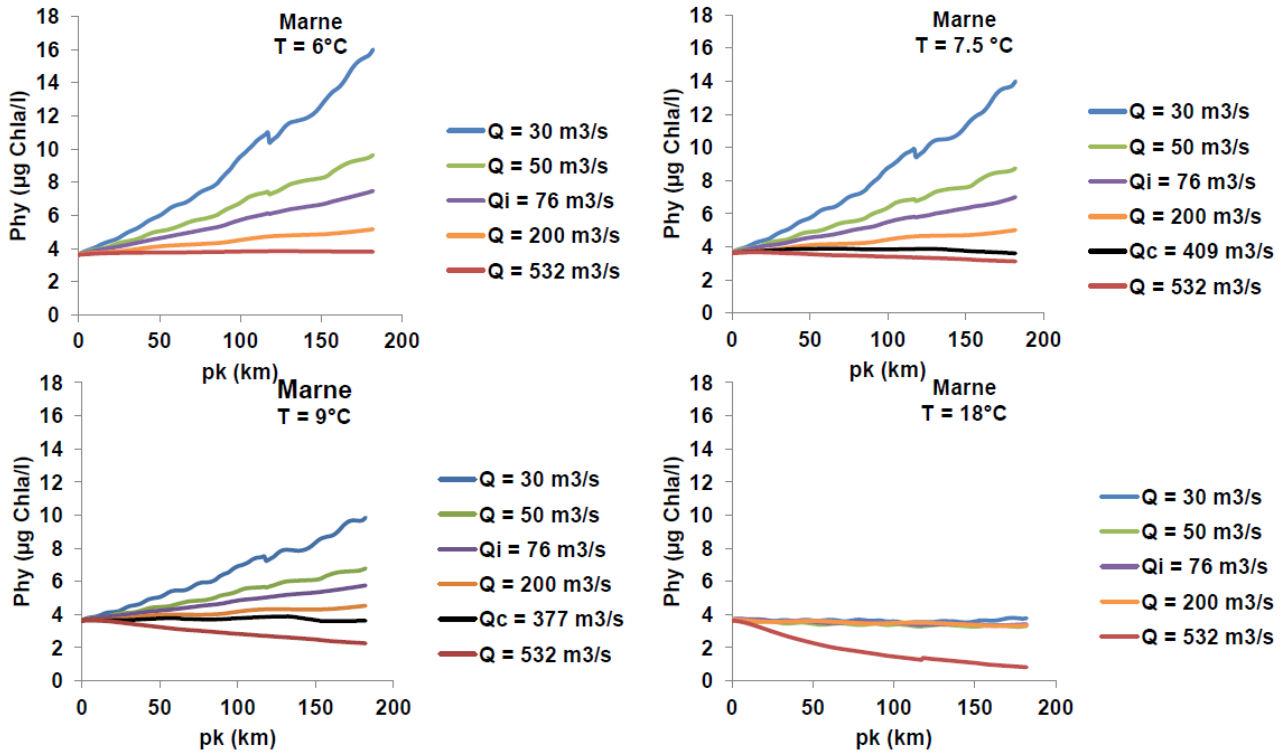


Figure 14. *Exploration des conditions propices à l'apparition d'un bloom : effet du débit et de la température*

La lumière est un facteur important de croissance pour le phytoplancton. Nous avons donc cherché à étudier l'impact de la lumière sur la dynamique des micro-algues en faisant varier cette variable de contrôle. Dans le modèle, l'intensité de la lumière (et la durée de la photopériode) sont définies à partir de la date suivant des courbes sinusoïdales basées sur les moyennes saisonnières observées. En ce qui concerne l'intensité lumineuse, la variabilité journalière autour de ces moyennes est considérable : entre un jour clair et jour nuageux, l'intensité lumineuse peut varier du simple au quadruple.

Afin d'évaluer la sensibilité de la réponse du modèle à l'intensité lumineuse, nous avons donc considéré trois cas sur deux situations, une lumière dite initiale (471 µE/m²/s), cette même lumière doublée puis réduite de moitié (Figure 15).

Les résultats montrent une faible sensibilité de la réponse du modèle : la biomasse atteinte varie de moins de 5% pour une différence de lumière d'un facteur 2 !

Ceci justifie a posteriori de ne pas prendre en compte dans le modèle les variations de couverture nuageuse d'une date à l'autre pour le calcul du développement algal dans le cours amont-aval d'une rivière.

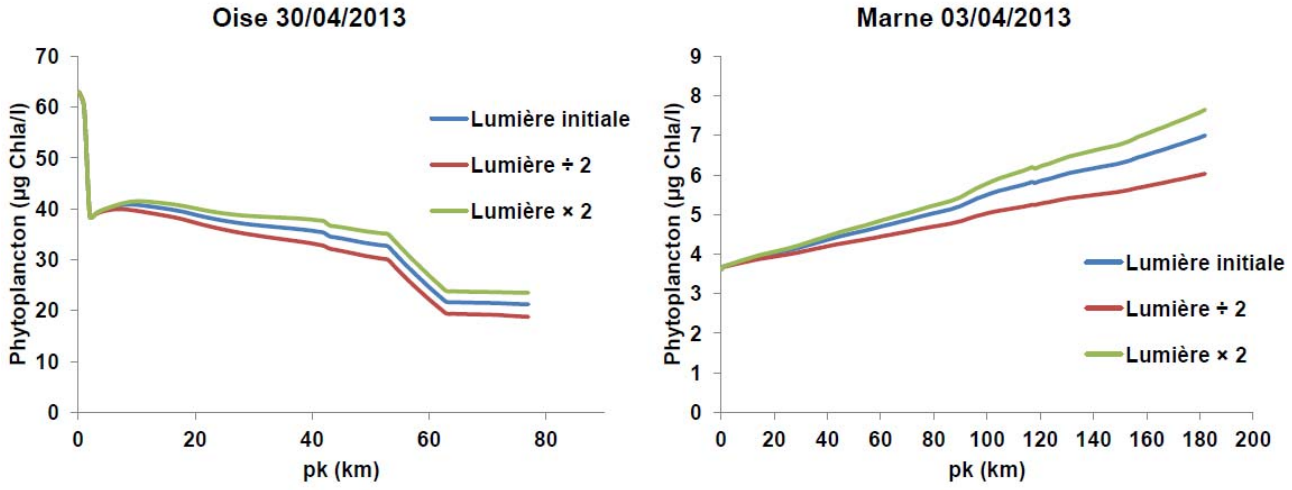


***Figure 15**. Exploration de l'effet de la lumière sur la dynamique algale*

5 Conclusion

Le modèle mis au point dans ce travail rempli l'objectif que nous nous étions assigné de prévoir le développement des algues en amont des usines de production d'au potable afin d'anticiper la mise en place de procédures de traitement adaptées pour gérer en cas de blooms les biomasses importantes d'algues dans les eaux à traiter.

Pour réaliser ce modèle, il a fallu renseigner de manière précise la morphologie des rivières dans les tronçons concernés, mettre au point une fonction température propre à la mortalité (paramètre important dans le calcul de la dynamique algale), modéliser la dynamique du phosphore et collecter un ensemble de données afin de tester la robustesse du modèle.

Le modèle est présenté sous la forme d'un tableur excel opérationnel utilisable sans avoir à rentrer dans les détails du code en Visual Basic. Les données d'entrées nécessaires au modèle ont été regroupées sur une feuille et les graphiques utiles aux exploitants (évolution du phytoplancton sur le tronçon de rivière et dynamique du phosphore) sur une autre.

Une version utilisable sur chacune des trois rivières étudiées, à n'importe quelle période de l'année, a été réalisée. Sans autre moyen pour le moment de prévoir les blooms, l'utilisation de cet outil modèle, encore simple, peut être avantageux lors des périodes à risque (de mars à juillet principalement) à une fréquence hebdomadaire.

6 Références

Billen, G., Garnier, J., Hanset, P., Modelling phytoplankton development in whole drainage networks : the RIVERSTRAHLER Model applied to the Seine river system. Hydrobiologia 289, pp 119-137, 1994.

Billen, G., Garnier, J., Nemery, J., Sebillo, M., Sferratore, A., Barles, S., Benoit, P., and Benoît, M., A long-term view of nutrients transfers through the Seine river continuum. Sci. Total Environ., 375, pp 80–97, 2007.

Billen, G. Garnier, J., Eutrophisation des cours d'eau du bassin de la Seine. Programme Piren-Seine 6, 44p, 2009

Bothwell, L., Phosphorus limitation of lotic periphyton growth rates : An intersite comparison using continuous-flow throughs (Thompson River system, British Columbia). Limnology and Oceanography, pp 527-542, 1985

Chen C. *et al.,* A model study of the coupled biological and physical dynamics in lake Michigan. Ecological Modelling, pp 145-168, 2002

Descy J-P., *et al.,* Phytoplankton of the River Loire, France : a biodiversity and modeling study. Journal of phytoplankton research, vol 34, n°32, pp 120-135. 2012

Deus R., *et al.,* Impact evaluation of a pisciculture in the Tucuri reservoir (Para, Brazil) using a two dimensional water quality model. Journal of hydrology, pp 1-12, 2013

Dortch Q. & Withledg TE., Does nitrogen or silicon limit phytoplankton procution in the Mississippi River plume and nearby regions ? Continental shelf research, pp 1293-1309, 1992

Eberlein K. & Katter G., Automatic method for the determination of orthophosphate and dissolved orthophosphorus in the marine environment. Fresenius Z. Anal. Chem, 326, pp 354-357, 1984.

Fisher TR. *et al.,* Phytoplankton, nutrients, and turbidity in the Chesapeake, Delaware, and Hudson Estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf science, pp 61-93, 1988

Garnier, J., Billen, G., and Coste, M., Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the rainage network of the river Seine: Observations and modeling. Limnology & Oceanography, 40, pp 750–765, 1995

Garnier, J., Billen, G., Hannon, E., Fonbonne, S., Videnina, Y., and Soulie, M., Modeling transfer and retention of nutrients in the drainage network of the Danube River. Estuarine, Coastal and Shelf science, 54, pp 285–308, 2002.

Guillaud J-F., *et al.,* Biogeochemical modeling in the Bay of Seine (France) : an improvement by introducing phosphorus in nutrient cycles. Journal of Marine Systems 25, pp 369-386, 2000

Jones, M. N., Nitrate reduction by shaking with cadmium: alternative to cadmium columns. Water research (Oxford), 18, pp 643–646, 1984

Kilham S., Phosphate and silicate kinetics for the lake Michgan diatom. International association for Great lakes research, pp 93-99, 1977

Lancelot, C., Veth, C. & Mathot, S.. Modelling ice edge phytoplankton bloom in the Scotia Weddell Sea sector of the Southern Ocean during spring 1988. Journal of Marine Systems, 2, pp 333-346, 1991

Lorenzen, C.J., Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equations. Limnology & Oceanography, 12, pp 343-346, 1967.

Rodier J., L'analyse de l'eau. 7ème édition. Dunot (ed). 1365 p, 1984.

Ruelland, D., G. Billen , D. Brustein and J. Garnier, A GIS interface to the RIVERSTRAHLER model of the biogeochimical functionning of river systems. The Science of the Total Environment, 375, pp 257-270, 2007

Sferratore, A., J. Garnier, G. Billen, D.J. Conley & S. Pinaulte., Diffuse and point sources of silica in the seine river watershed. Environment, Science & Technology, 40, pp 6630-6635 2006

Steeman-Neilsen E., The use of radioactive carbon (14C) for measuring organic production in the sea Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer, 18, pp 117–140, 1952

Slawyk G. & Macisaac J.J., The specificity of an automated phenolhypochlorite ammonium method in a region of coastal upwelling. Deep-Sea Research, 19, pp 521-524, 1972.

Smith L., *et al.,* Modelling the hydrodynamics and water quality of the Lower Minnesota river using CE-Qual-W2. US Army Corps of Engineers, 196p, 2012