HAL
open science

LES PROLIFÉRATIONS DE CYANOBACTÉRIES DANS LES LACS ET RÉSERVOIRS : MODÉLISATION PRÉDICTIVE DANS UN SYSTÈME D'ALERTE

Brigitte Vinçon-Leite, Nicolas Zervos, Bruno Tassin

To cite this version:

Brigitte Vinçon-Leite, Nicolas Zervos, Bruno Tassin. LES PROLIFÉRATIONS DE CYANOBACTÉRIES DANS LES LACS ET RÉSERVOIRS : MODÉLISATION PRÉDICTIVE DANS UN SYSTÈME D'ALERTE. 16èmes Journées Scientifiques de l'Environnement - Eau: vivre sans risques, May 2005, Créteil, France. hal-00689968

HAL Id: hal-00689968

https://hal.science/hal-00689968v1

Submitted on 20 Apr 2012

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

LES PROLIFÉRATIONS DE CYANOBACTÉRIES DANS LES LACS ET RÉSERVOIRS : MODÉLISATION PRÉDICTIVE DANS UN SYSTÈME D'ALERTE

Brigitte VINÇON-LEITE, Nicolas ZERVOS, Bruno TASSIN

CEREVE (ENPC-ENGREF-UPVM),
Ecole des Ponts ParisTech, 6 et 8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes,
77455 Marne la Vallée Cedex 2.
Courriel : bvl@cereve.enpc.fr

Résumé

Les proliférations d'algues toxiques, notamment de cyanobactéries, dans les milieux aquatiques se rencontrent, en France, sur l'ensemble du territoire et constituent un risque réel pour la santé publique, principalement lorsque les plans d'eau sont utilisés pour l'alimentation en eau potable ou pour des activités de loisirs aquatiques. La prise en compte de ce risque pour la santé publique nécessite un renforcement de la surveillance des plans d'eau et justifie le développement de systèmes d'alerte automatisés permettant de se prémunir contre les situations de crise. Dans cet article, seront rappelées les principales caractéristiques des cyanobactéries et des toxines qu'elles produisent. Un prototype de système d'alerte développé dans le cadre du projet SACYTOX sur le site d'étude du lac du Bourget sera ensuite présenté. L'architecture du système d'alerte repose sur deux types de capteurs et sur un modèle unidimensionnel vertical. L'approche de modélisation prédictive sera illustrée par des résultats de prévision portant sur deux périodes de l'été 2002, durant lesquelles la dynamique des cyanobactéries est très différente.

Mots-Clés : *efflorescence ; phytoplancton ; surveillance ; modélisation déterministe*

1. Introduction

Les lacs et les réservoirs constituent des ressources en eau pour de nombreuses activités humaines (alimentation en eau potable, pêche, aquaculture, loisirs aquatiques,…) Mais, dans les régions densément peuplées, ces usages sont souvent contrariés par la dégradation de la qualité des eaux. Dans les pays occidentaux, depuis les années 60, l'eutrophisation demeure un problème majeur malgré la mise en œuvre de nombreux programmes destinés à limiter ses effets. En Europe, l'efficacité de la réduction des apports en nutriments se traduit par une diminution de l'ordre de 30 à 50% des concentrations en phosphore dans les milieux aquatiques (Tassin *et al.*, 2003). En revanche, la biomasse algale atteint toujours des valeurs élevées dans de nombreux plans d'eau. De plus, des proliférations d'algues toxiques, notamment de cyanobactéries susceptibles de présenter des dangers pour la santé des mammifères en général et de l'homme en particulier, conduisent de plus en plus fréquemment à l'interruption de captages d'eau ou à des interdictions de baignade. En France, une étude réalisée à l'échelle nationale (Efflocya) a établi que des espèces de cyanobactéries potentiellement toxiques, produisant parfois des biomasses considérables, se rencontrent sur

l'ensemble du territoire, et présentent un risque réel pour la santé publique (Sarazin *et al.*, 2001). Le problème se pose avec acuité lorsque l'alimentation en eau potable est assurée à partir de l'eau de surface, ce qui est le cas pour 37% de l'eau distribuée en France, et pour plus de 80% dans certaines régions comme la Bretagne (Villey-Desmeserets *et al.*, 2001). En ce qui concerne la baignade, les proliférations de cyanobactéries peuvent conduire à des interdictions dans de nombreux plans d'eau. Dans le Limousin, 50% des plans d'eau ont été interdits à la baignade durant l'été 2004 (J.-F. Briand, communication personnelle)

Dans ce contexte, le suivi et le contrôle des proliférations de cyanobactéries toxiques, principalement dans les plans d'eau utilisés pour la production d'eau potable et les activités de loisirs aquatiques, est un sujet d'importance croissante. Avant d'adapter les filières de traitement ou d'informer la population et éventuellement d'interdire la baignade, il est essentiel d'évaluer le risque et de prévoir la durée de la prolifération. La gestion de ces proliférations toxiques se base sur la connaissance scientifique des variables environnementales qui les contrôlent. Encore très récemment, connaissances et données de terrain faisaient défaut, limitant la mise en œuvre de procédures de décision efficaces. Durant la dernière décennie, deux éléments ont contribué à l'amélioration de la gestion des risques dans le domaine de la toxicité algale. D'une part, le développement des capteurs de terrain (température, pH, fluorescence due à la chlorophylle,...) permet des suivis de terrain à des fréquences élevées de mesure, ainsi que l'acquisition de longues séries temporelles sur lesquelles s'appuie l'étude de la dynamique algale. D'autre part, des modèles destinés à décrire et prévoir les proliférations algales dont l'ajustement des paramètres bénéficie des longues séries de données, ont été développés.

Dans cet article, nous rappellerons les principales caractéristiques des cyanobactéries et des toxines qu'elles produisent. Nous décrirons ensuite le prototype de système d'alerte développé dans le cadre du projet SACYTOX[1] sur le site d'étude du lac du Bourget. L'architecture du système d'alerte repose sur deux types de capteurs et sur un modèle unidimensionnel vertical. L'approche de modélisation prédictive sera présentée et illustrée par quelques résultats de prévision.

2. Les cyanobactéries

Les cyanobactéries sont des Procaryotes, elles font partie des Eubactéries. Ce sont des microorganismes dont les cellules ne contiennent pas de noyau individualisé par une membrane. Elles possèdent de la chlorophylle *a* ainsi que d'autres pigments accessoires tels que la phycocyanine et la phycoérythrine qui leur confèrent la capacité de réaliser la photosynthèse oxygénique.

Les cyanobactéries sont des micro-organismes très anciens, apparus il y a environ 3,4 milliards d'années, probablement à l'origine de l'oxygène dans l'atmosphère terrestre. Elles sont présentes dans pratiquement tous les milieux aquatiques : continentaux, marins, saumâtres, et sur tous les sols. De nombreuses espèces sont capables de fixer l'azote atmosphérique grâce à des cellules spécialisées, les hétérocytes. Certaines espèces peuvent former des cellules de résistance, les akinètes qui leur permettent de se maintenir dans des

[1] SACYTOX : Système d'Alerte pour les proliférations de CYanobactéries TOXiques dans les lacs : diagnostic et prévision, programme de recherche mené par le CEREVE (Ecole des Ponts ParisTech), l'INRA (Thonon les Bains), le Laboratoire de Géochimie des Eaux (Université Paris VII), la Cellule Technique du lac du Bourget et coordonné par SOGREAH. Financement assuré par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable dans le cadre du programme RITEAU (Réseau de Recherche et d'Innovation Technologique « Eau et Technologies de l'Environnement »).

conditions environnementales défavorables. Enfin, la possibilité de former des vésicules de gaz permet à certaines espèces de se déplacer dans le milieu.

Les différentes caractéristiques qui viennent d'être présentées confèrent aux cyanobactéries une très grande plasticité écologique. Certaines espèces planctoniques vivent dans la masse d'eau et se laissent transporter par ses mouvements. D'autres espèces, benthiques, sont fixées sur des supports immergés. Les cyanobactéries ont généralement des taux de croissance faibles et la plupart préfèrent des températures élevées, des conditions d'éclairement faible. Elles sont très performantes dans l'assimilation et le stockage des nutriments. Elles se présentent souvent sous forme coloniale ou filamenteuse, ce qui leur permet d'être faiblement soumises à la prédation par le zooplancton. Ainsi, lorsque les conditions environnementales leur sont favorables, elles peuvent se multiplier massivement. Enfin, de nombreuses espèces d'eau douce sont potentiellement toxiques.

2.1 Les cyanotoxines

Le classement des cyanotoxines en trois grandes catégories est basé sur leur mode d'action. Pour un même mode d'action, la nature chimique des molécules peut être très différente.

- Les hépatotoxines agissent sur les cellules du foie. Les principales molécules de ce type sont les microcystines et la cylindrospermopsine. Les microcystines sont des peptides qui présentent de nombreux variants à partir d'une structure générale commune (Figure 1 A.I). La cylindrospermopsine est un alcaloïde (Fig. 1 B), dont les effets sur les cellules hépatiques sont très voisins de ceux des microcystines.
- Les neurotoxines perturbent les transmissions nerveuses, elles ont souvent des effets très rapides. Il s'agit des saxitoxines et des anatoxines (Fig.1 C). Selon un article récent (Cox *et al.*, 2005), une même neurotoxine serait produite par pratiquement toutes les cyanobactéries. Il s'agit d'un acide aminé, le BMAA (beta-methylamino-alanine), qui serait impliqué dans des maladies neuro-dégénératives de type Alzheimer.
- Les dermatoxines sont constituées par des lipopolysaccharides divers (Fig.1 D).

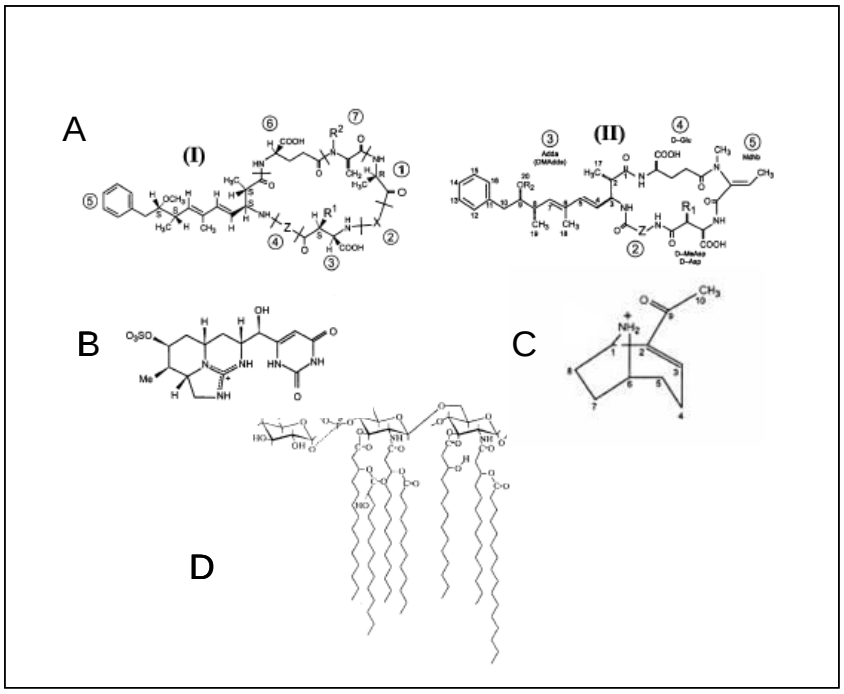


Figure 1 : Structure chimique des cyanotoxines. A: microcystines (I) et nodularines (II) (X et Z sont des acides aminés variables, R = H ou CH3), B: cylindrospermopsine, C: anatoxine-a, D: lipopolysaccharides. (d'après Briand et al., 2003)

Il est particulièrement difficile de prévoir la toxicité d'une efflorescence. Les cyanotoxines sont des endotoxines qui ne sont libérées dans le milieu qu'après lyse des cellules. Pour une espèce donnée, la production de toxine est discontinue dans le temps et, pour des plans d'eau différents, la production est variable d'un milieu à l'autre. De plus, dans un plan d'eau où des espèces toxiques coexistent, plusieurs toxines ou plusieurs variants d'une même toxine peuvent être produits en même temps. Les connaissances sur les facteurs environnementaux qui déterminent la production de toxines sont encore très lacunaires.

2.2 La réglementation et la surveillance des plans d'eau en France

De façon générale, la réglementation concernant les cyanobactéries est très récente, ce qui témoigne de l'émergence actuelle de la préoccupation vis-à-vis de ces microorganismes. Des valeurs guides et des recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) existent depuis 1999 (Chorus *et* Bartram, 1999) mais en France, des textes réglementaires très récents concernent l'eau potable et la baignade. Pour la baignade, une circulaire du Ministère de la santé datée de juin 2003 prévoit le suivi du milieu aquatique et la gestion des situations de risque des zones de baignade et de loisirs nautiques. Pour l'eau potable, le décret « Eau potable » de décembre 2001, entré en application en 2003, mentionne que l'eau distribuée doit avoir une concentration en équivalent microcystine-LR inférieure à 1µg.l^{-1}. Pour une exposition chronique, une valeur de 0.1 µg.l^{-1} a été proposée.

La surveillance des plans d'eau permet de déclencher une alerte lors d'une éventuelle prolifération. En cas d'alerte, la toxicité doit être mesurée puisqu'elle est très variable. Actuellement, la surveillance inclut la détermination des espèces présentes et la mesure de deux indicateurs de biomasse, la chlorophylle *a* et le nombre de cellules/ml. A partir de ces paramètres, des niveaux de recommandation pour les eaux de baignade et pour l'alimentation en eau potable ont été établis par l'OMS (Figure 2). Les correspondances indiquées sur le schéma se basent sur l'hypothèse que la quantité de chlorophylle *a* dans une cellule est

proportionnelle à sa taille et que les quantités de toxines sont proportionnelles à la chlorophylle *a*. On peut donc estimer la quantité de toxines en fonction de la densité cellulaire ou de la concentration en chlorophylle *a*. Ce schéma, très général, ne fournit que des valeurs indicatives qu'il faut adapter à chaque plan d'eau en fonction des connaissances spécifiques au site.

Dans les eaux de baignade, les incidences sur la santé peuvent également être dues aux effets allergiques et irritants d'autres composés produits par les cyanobactéries. Les mesures préconisées par l'OMS sont résumées dans le Tableau 1.

En ce qui concerne la production d'eau potable, la vigilance est accrue dès que des cyanobactéries sont détectées dans l'eau brute. Le seuil de vigilance doit être adapté en fonction des connaissances sur le plan d'eau. Quand ce seuil est dépassé, la fréquence d'échantillonnage devient hebdomadaire. La surveillance du plan d'eau doit également permettre de déterminer le déclin de la prolifération et la possibilité d'utiliser à nouveau le réservoir.

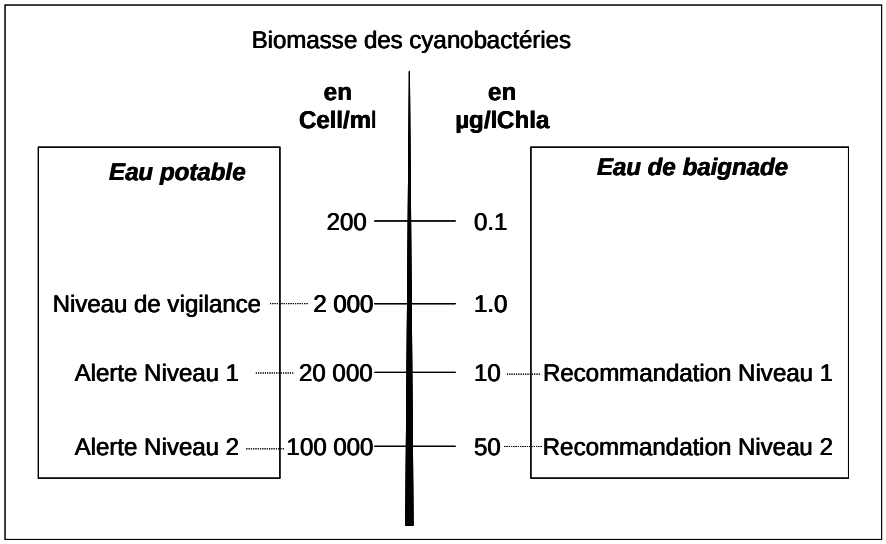


Figure 2 : Seuils d'alerte définis par l'OMS (d'après Chorus et Bartram, 1999)

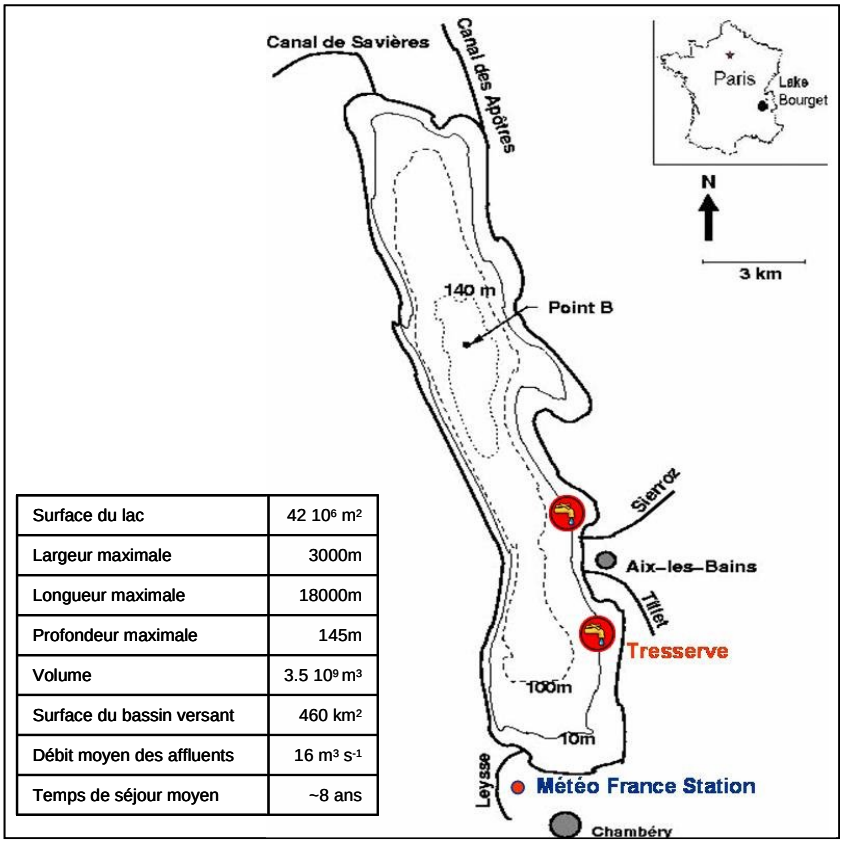
Biomasse de cyanobactéries	Recommandation	Mesures à prendre
20 000 cellules / ml Ou 10 µg / l chl*a*	Niveau 1	Information du public et des autorités compétentes
100 000 cellules / ml ou 50 µg / l chl*a*	Niveau 2	Information du public et des autorités compétentes Surveillance des cyanobactéries Restriction de la baignade
Écume		Information des autorités compétentes Interdiction stricte de baignade

Tableau 1: Mesures à prendre pour les eaux de baignade selon l'OMS (d'après Chorus et Bartram, 1999)

3. Développement d'un système d'alerte pour les lacs et réservoirs

3.1 Le site d'étude

Le site d'étude est un lac profond, le lac du Bourget, situé en Savoie. Le temps de séjour moyen de l'eau est élevé, environ 8-9 ans. Le lac du Bourget présente un très grand intérêt écologique et a une importance économique régionale, notamment pour le tourisme et les loisirs. Il alimente en eau potable les villes d'Aix-les-Bains et Tresserve (Figure 3).



Surface du lac	42 10^6 m²
Largeur maximale	3000m
Longueur maximale	18000m
Profondeur maximale	145m
Volume	3.5 10^9 m³
Surface du bassin versant	460 km²
Débit moyen des affluents	16 m³ s⁻¹
Temps de séjour moyen	~8 ans

Figure 3: Situation géographique et caractéristiques hydrologiques et morphologiques du lac du Bourget

Depuis 1996, la présence de cyanobactéries a été régulièrement observée dans le lac du Bourget (CEREVE *et al.*, 1998; Oberhaus *et al.*, 2003 ; Humbert *et al.*, 2001). L'espèce dominante, *Planktothrix rubescens*, apparaît au cours de l'été, s'installe entre 10 et 15 mètres de profondeur et peut atteindre des concentrations très élevées en fin d'automne et en début d'hiver. Durant l'hiver 1999-2000, les captages d'eau potables ont dû être interrompus. Des concentrations de biomasse et de toxine élevées ont également été atteintes durant l'été et l'hiver 2001.

Planktothrix rubescens, cyanobactérie filamenteuse dont certains clones produisent des toxines, se développe dans les lacs profonds des régions tempérées, notamment les lacs de l'arc alpin, *e.g.* Nantua, Léman, Zürich, Lugano,… (Feuillade, 1994 ; Anneville *et al.*, 2002 ; Walsby *et al.*, 2001 ; Salmaso, 2005) Elle possède, parmi les pigments photosynthétiques, un pigment particulier la phycoérythrine, qui confère une couleur rouge aux proliférations. Par ailleurs, ce pigment lui permet d'utiliser une partie des rayonnements lumineux que les autres espèces ne peuvent pas utiliser et de se développer à de faibles intensités lumineuses.

Depuis 1999, un système d'alerte basé sur un suivi régulier bi-mensuel, au centre du lac, est réalisé par la Cellule technique du lac du Bourget. L'alerte est déclenchée si la concentration en cyanobactéries atteint 5000 cell/ml, ce qui correspond à une concentration en microcystine-LR supérieure à 1µg/l (Rapport Sacytox, 2004). Dans ce cas, les producteurs d'eau potable et la DDASS[2] sont informés, les prises d'eau sont arrêtées et la filière de traitement est modifiée. La fin de l'alerte est décidée si deux mesures consécutives restent inférieures à une concentration de 1000 cell/ml. Le système actuel n'inclut pas de module de prévision qui permettrait aux exploitants d'anticiper l'alerte et donc de mieux préparer le changement de filière de traitement ou le basculement sur une autre ressource. Le projet de recherche SACYTOX a été mené en 2002-2003, dans le cadre du programme RITEAU. Financé par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, ce projet avait pour objectif d'améliorer le système d'alerte existant au niveau du diagnostic et de la prévision.

3.2 L'architecture du système d'alerte

Le système d'alerte proposé est composé de deux modules (Figure 4). Le module diagnostic est basé sur l'utilisation de capteurs *in situ*. Le premier capteur, une sonde fluorimétrique, permet, à une fréquence bi-mensuelle de mesurer les principaux groupes phytoplanctoniques, notamment les cyanobactéries (Leboulanger *et al*., 2002). Le deuxième capteur, une optode à oxygène, donne une estimation indirecte, mais en continu de la dynamique de production algale, en se basant sur la corrélation entre la production algale et la production d'oxygène par la photosynthèse. Sur la base de ces mesures, l'alerte peut être déclenchée et entraîner des mesures complémentaires et des analyses de toxines. Ces données sont archivées dans une base de connaissances. Elles sont analysées pour améliorer les connaissances sur les facteurs qui contrôlent le développement de *P. rubescens* et la production de toxines. En parallèle, le module de prédiction peut permettre une vigilance accrue ou une alerte anticipée. Il est basé sur un modèle unidimensionnel vertical, qui simule l'évolution prévisible de la prolifération.

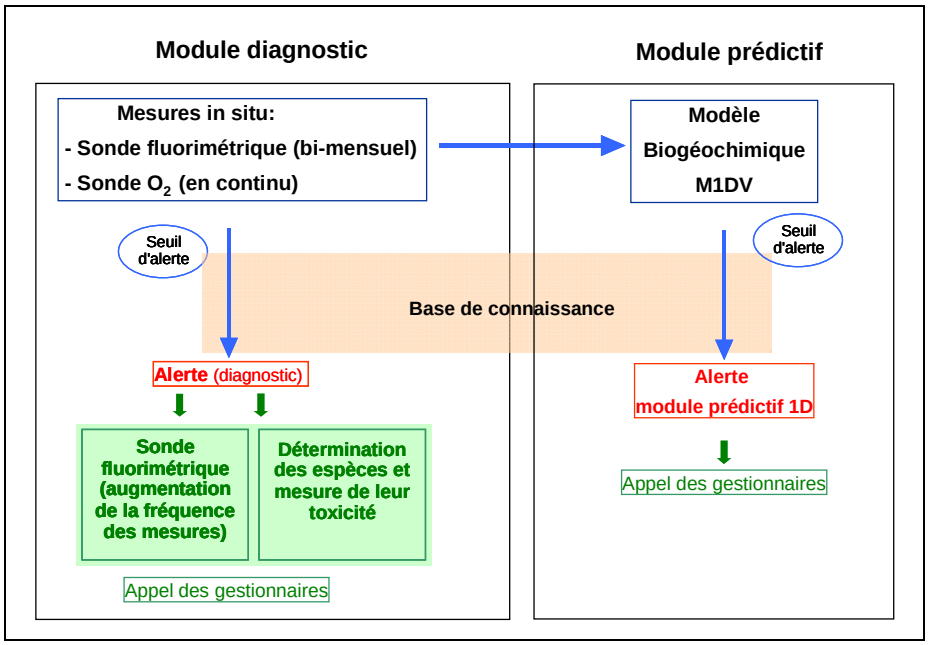


Figure 4 : Architecture du système d'alerte (d'après rapport Sacytox, 2004)

[2] DDASS Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales

3.2.1 Le modèle unidimensionnel vertical : M1DV

L'objectif du modèle est de prédire le développement de *P. rubescens* et non de décrire de façon détaillée l'évolution de toutes les espèces phytoplanctoniques présentes ni tous les processus biogéochimiques associés. Le modèle prédictif utilise le forçage météorologique sur des périodes de l'ordre de trois semaines pour simuler l'évolution de la biomasse de *Planktothrix rubescens* pendant ces courtes périodes.

Le modèle biogéochimique, de type déterministe, unidimensionnel vertical, décrit l'évolution des variables d'état dans la colonne d'eau au point de profondeur maximale (point B, voir Figure 3). Il est basé sur le couplage d'un sous-modèle thermique et d'un sous-modèle biogéochimique (Vinçon-Leite *et al.*, 1989; Vinçon-Leite *et al.*, 1995). L'équation ci-dessous (écrite pour la température), basée sur l'équation d'advection-dispersion moyennée dans le plan horizontal, décrit l'évolution de chaque variable d'état dans la colonne d'eau. Les coefficients de dispersion calculés par le modèle, dont la précision est jugée satisfaisante s'ils permettent de modéliser correctement l'évolution de la température de la colonne d'eau, sont ensuite utilisés pour prendre en compte la dispersion verticale des autres variables.

$$\frac{\partial T(z,t)}{\partial t} = \frac{1}{A(z)}\frac{\partial}{\partial z}\left[A(z)K(z,t)\frac{\partial T(z,t)}{\partial z}\right] - \frac{1}{A(z)}\frac{\partial}{\partial z}\left[A(z)W(z,t)T(z,t)\right] + SS(z,t) \quad \textbf{Équation 1}$$

Transport par dispersion Transport par advection Sources et puits

T(z,t) température de l'eau (°C)

A(z) aire du lac à la profondeur z (m^2)

K(z,t) coefficient de dispersion verticale ($m^2.s^{-1}$)

W(z,t) vitesse verticale de l'eau ($m.s^{-1}$)

SS(z,t) sources et puits des variables d'état à la profondeur z et au temps t ($°C.s^{-1}$)

3.2.2 Le sous-modèle biogéochimique

Le modèle biogéochimique de départ (Figure 5) représente 2 groupes d'algues dont l'un correspond aux cyanobactéries, il inclut la prédation par le zooplancton, la sédimentation, l'absorption d'un seul nutriment : le phosphore. Le compartiment détritique est alimenté par la mortalité de la biomasse algale et le sédiment du fond du lac. En présence d'une prolifération cyanobactérienne, certaines hypothèses peuvent être émises: (1) les cyanobactéries dominent totalement la communauté phytoplanctonique, (2) elles ne sont pas soumises à une prédation par le zooplancton, (3) leurs vésicules à gaz leur permettent de ne pas sédimenter. La structure du modèle de prédiction peut donc être simplifiée (cadre blanc sur la Figure 5) en supprimant le groupe correspondant aux espèces autres que les cyanobactéries, le zooplancton et en prenant pas en considération la sédimentation des cyanobactéries.

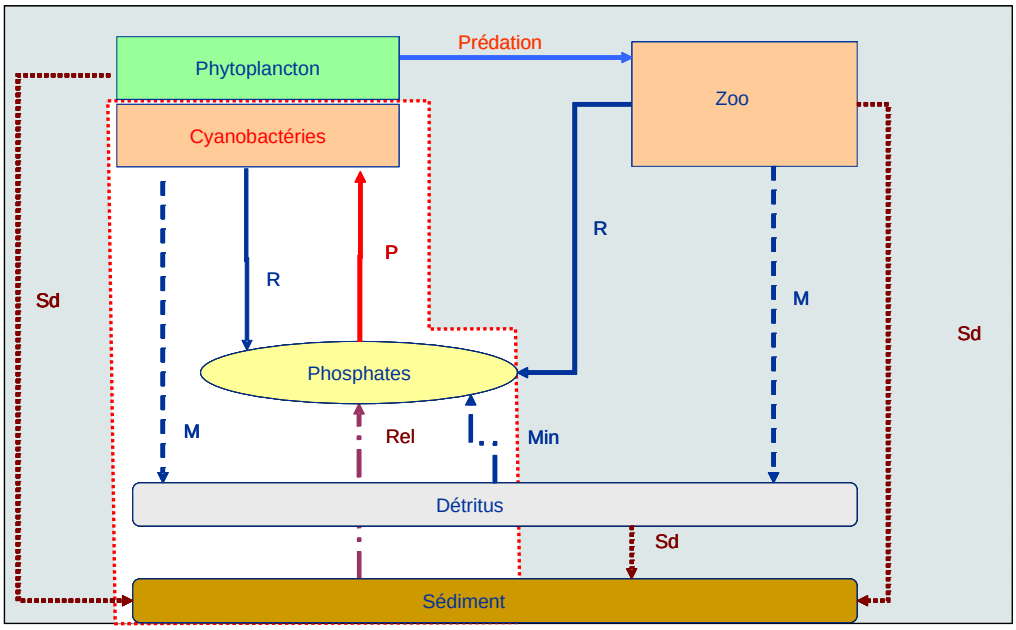


Figure 5: Structure du modèle biogéochimique simplifié (cadre blanc délimité par des pointillés rouges) à partir du modèle initial. Les abréviations signifient : Sd : sédimentation ; R : excrétion de phosphates ; M : mortalité ; P : absorption de phosphates ; Rel : relargage ; Min : minéralisation

3.3 L'approche de prédiction

L'horizon des prévisions est de l'ordre de 15 jours à 3 semaines. A court terme, les conditions météorologiques constituent le facteur primordial contrôlant les proliférations de cyanobactéries. Mais, leur évolution est impossible à prévoir de façon fiable à un horizon supérieur à quelques jours. L'utilisation de scénarios météorologiques extraits des séries de données réellement mesurées, mise en œuvre dans un travail antérieur (Tassin *et* Vinçon-Leite, 1998), s'est avérée une alternative satisfaisante de génération des épisodes météorologiques. Dans l'approche présentée ici, des scénarios météorologiques ont été construits, selon le schéma de la Figure 6, à partir des données réelles mesurées à la station Météo-France située au sud du lac du Bourget.

Au début de la période de prévision, les paramètres les plus sensibles pour la croissance de *P. rubescens* : taux maximal de croissance et intensité lumineuse optimale, sont optimisés en minimisant les écarts entre résultats du modèle et concentrations en chlorophylle mesurées pendant le mois antérieur. Le forçage météorologique utilisé pour la période durant laquelle est réalisée la prévision, fait appel successivement aux données mesurées pendant cette même période pour toutes les années, de 1976 à 2002. 27 simulations sont donc réalisées et les prévisions sont ensuite exprimées par les valeurs moyennes des résultats de simulation encadrées par un écart-type. Cette approche a été mise en œuvre et testée sur une période de deux mois, de mi-juin à mi-août 2002.

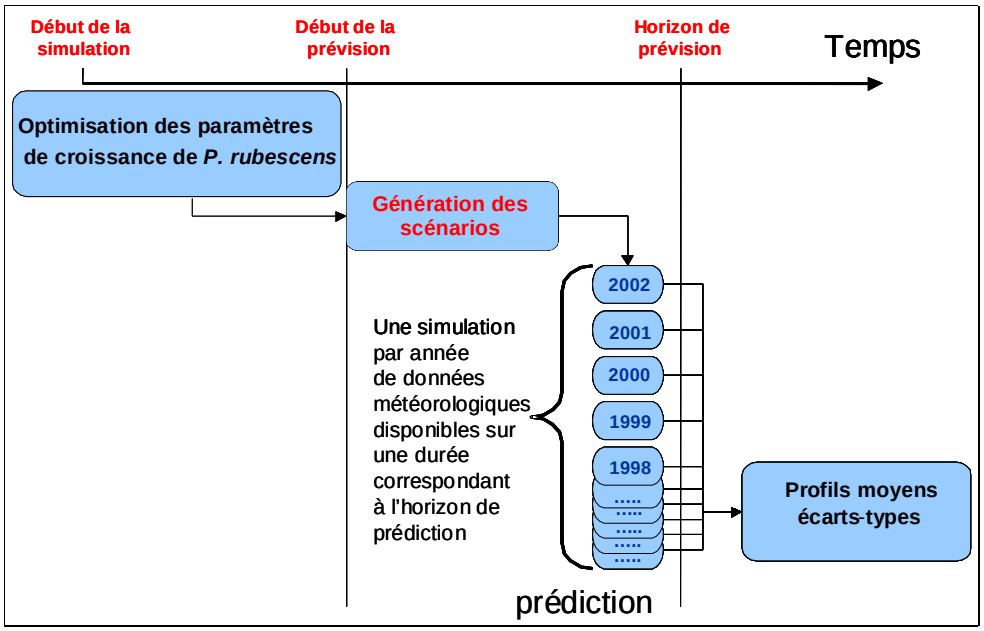


Figure 6 : Approche de prédiction basée sur des scénarios météorologiques

3.4 Les prévisions

3.4.1 *Planktothrix rubescens* en 2002-2003

La démarche de prédiction a été appliquée et vérifiée en utilisant les mesures recueillies dans le cadre du projet SACYTOX durant l'été 2002. Mais, alors que les biomasses de *P .rubescens* étaient très élevées durant les années antérieures, principalement pendant les étés 1999 et 2001, elles sont restées à des niveaux très modestes en 2002-2003. Ce n'est qu'à la fin de l'été 2002 qu'une biomasse plus élevée de *P .rubescens* (concentration en chlorophylle d'environ 7µg/l) apparaît dans le métalimnion, se répartit ensuite sur toute la colonne d'eau et disparaît sans donner de prolifération (Figure 7).

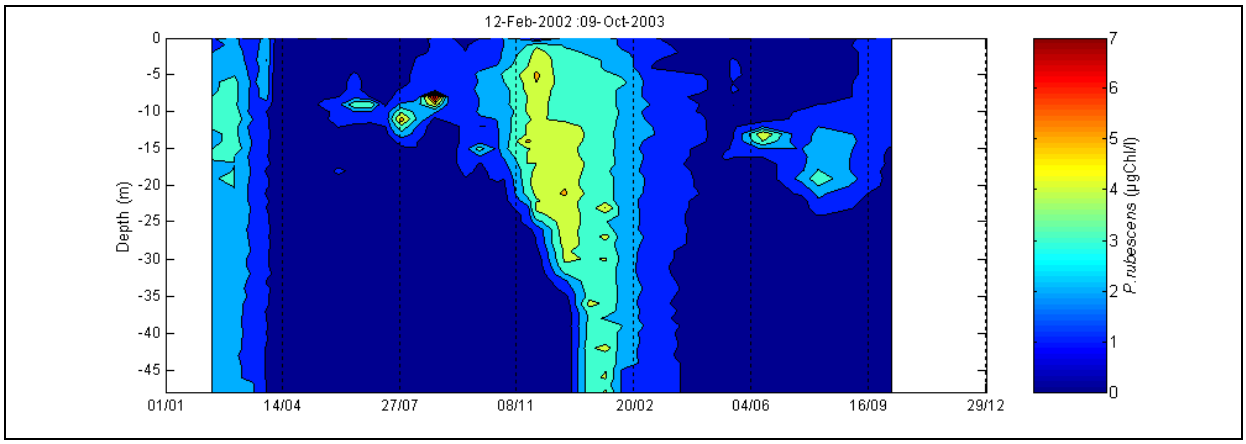


Figure 7: Biomasse de P.rubescens en 2002 - 2003 (données Sacytox, 2004)

3.4.2 Résultats des prévision pour l'été 2002

Les résultats des prévisions sont illustrés pour deux périodes de l'été 2002, la première période s'étend du 3 au 23 juillet et la seconde du 30 juillet au 19 août. La Figure 8 et la Figure 9 présentent les profils moyens des concentrations calculées (exprimées en µg/l de chlorophylle) encadrés par ± 1 écart-type, en 4 dates caractéristiques de la période simulée. Pour la première période de simulation, les valeurs de deux paramètres de croissance de *P.rubescens* (taux maximal de croissance et intensité lumineuse optimale) ont été optimisées d'après les valeurs mesurées le 19 juin et le 3 juillet. Pour la deuxième période, l'optimisation des paramètres a été réalisée d'après les données mesurées le 16 et le 30 juillet.

Entre le 3 et le 23 juillet, *P.rubescens* dont la biomasse initiale était très faible, disparaît pratiquement de la colonne d'eau. Le modèle retrouve correctement l'ordre de grandeur de la diminution de la biomasse de *P.rubescens* durant cette période. Quel que soit le scénario météorologique, le modèle ne prévoit aucune prolifération et n'aurait donné aucune alerte anticipée (Figure 8).

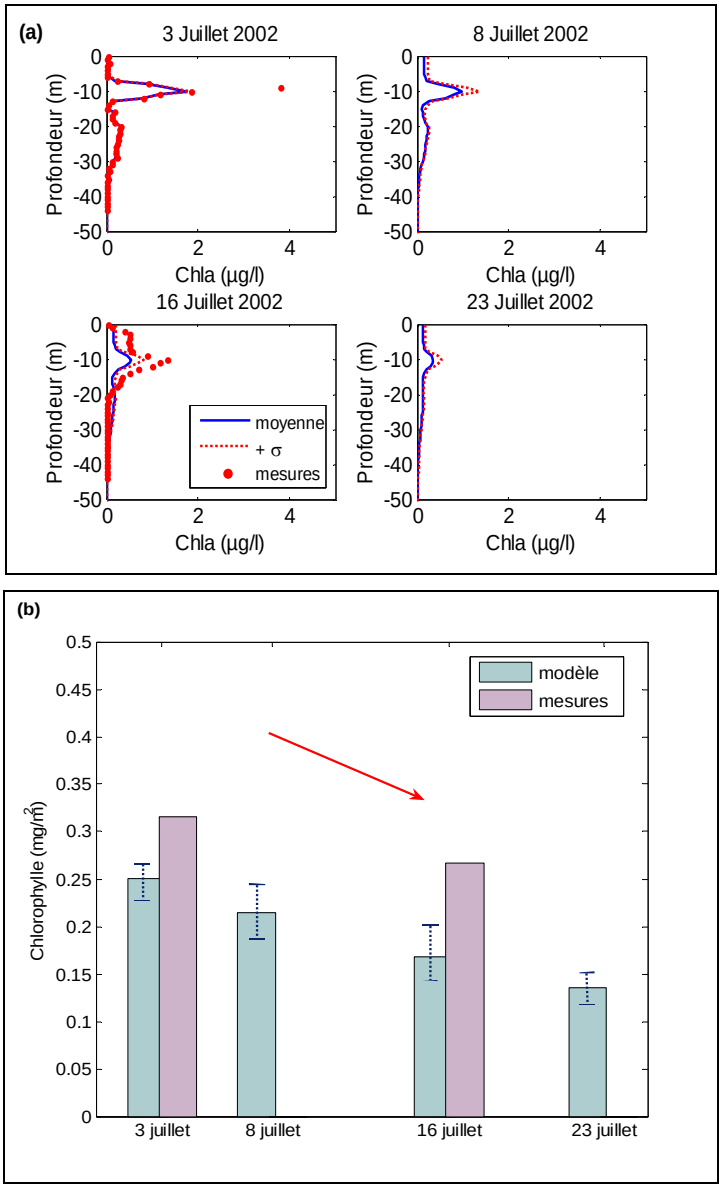


Figure 8: Prévisions du 3 au 23 Juillet 2002 (a) Profils de P.rubescens (µgChl/l) et (b) Concentrations intégrées sur 40m (mgChl/m²)

Entre le 30 juillet et le 19 août, le modèle prévoit la possibilité d'une forte augmentation de la biomasse de *P.rubescens* pour certains scénarios météorologiques. Les résultats des simulations pour cette période auraient donc incité à la prudence, qui se serait traduite par une vigilance accrue pour surveiller l'évolution des conditions météorologiques et des cyanobactéries. Les données de *P.rubescens* réellement mesurées dans le lac du Bourget, non le 19 août où il n'y a pas de mesures mais le 29 août (points violets sur la Figure 9) confirment la possibilité d'une forte augmentation de la biomasse de *P.rubescens* durant cette période. Le 29 août 2002, la concentration maximale de *P.rubescens* atteint 7.8 µgChl/l à 9m de profondeur. Le modèle prévoit que des concentrations de *P.rubescens* de cet ordre de grandeur auraient pu apparaître dès le 19 août en fonction des configurations météorologiques.

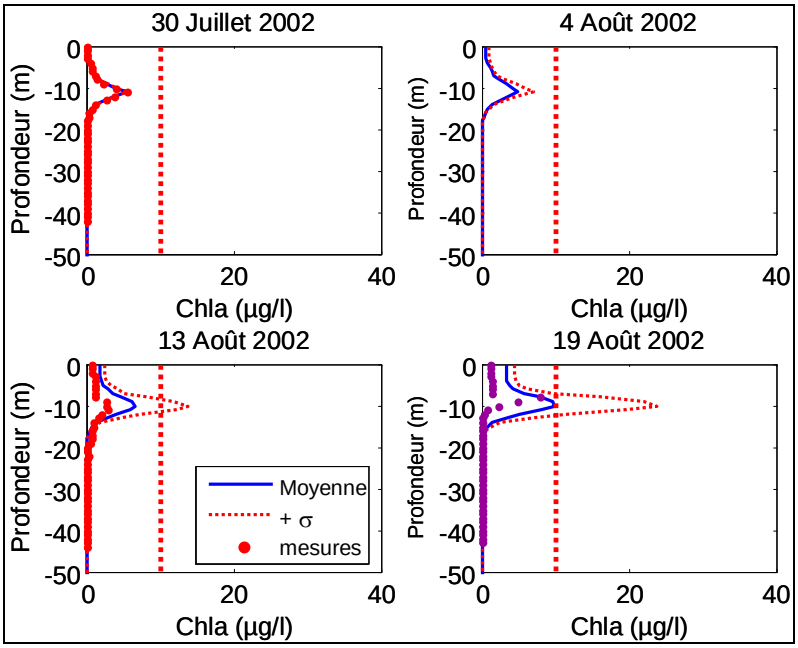


Figure 9: Prévisions du 30 Juillet au 19 Août 2002

4. Conclusions

La prise en compte des risques pour la santé publique dus aux proliférations de cyanobactéries potentiellement toxiques nécessite un renforcement de la surveillance des plans d'eau et justifie le développement de systèmes d'alerte automatisés permettant de se prémunir contre les situations de crise. Un prototype de système d'alerte, a été développé sur le site d'étude du lac du Bourget, dans le cadre d'un projet de recherche multidisciplinaire, SACYTOX. Le système d'alerte proposé est composé de deux modules, un module de diagnostic basé sur l'utilisation de capteurs *in situ* (sonde fluorimétrique et optode à oxygène) et un module de prédiction, basé sur un modèle unidimensionnel vertical, qui simule l'évolution prévisible de la prolifération à un horizon de 15 jours à 3 semaines. La variabilité des conditions météorologiques, facteur primordial contrôlant les proliférations de cyanobactéries, est prise en compte grâce à des scénarios météorologiques construits à partir de données réelles. Les résultats correspondant à deux périodes de l'été 2002, durant lesquelles la dynamique des cyanobactéries est opposée, sont présentés. La période de juillet correspond à une diminution très forte de la biomasse des cyanobactéries, allant pratiquement jusqu'à leur disparition. Cette diminution de biomasse est décrite par le modèle, qui ne

prévoit aucune possibilité de prolifération, quel que soit le scénario météorologique. Durant la période d'août, une augmentation de la biomasse des cyanobactéries survient qui pourrait, selon le modèle, constituer une prolifération dans certaines conditions météorologiques. Ces résultats valident la pertinence de l'approche de modélisation prédictive, notamment de l'utilisation des scénarios météorologiques. Cependant, ils correspondent à des épisodes durant lesquels les biomasses de cyanobactéries sont restées à des concentrations très modestes. Les capteurs ainsi que la modélisation prédictive devront être testés pendant des périodes de forte prolifération de cyanobactéries. Par ailleurs, afin de valider la transposabilité du système d'alerte, il devra être appliqué sur d'autres plans d'eau, pouvant être affectés par la présence d'autres espèces de cyanobactéries.

Remerciements

Ce projet a été réalisé en collaboration avec l'INRA (Thonon-les-Bains), le LGE (Paris VII), SOGREAH et la cellule technique du lac du Bourget grâce à un financement du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.

Références bibliographiques

Anneville O., Souissi S., Ibanez F., Ginot V., Druart J.-C., Angeli N., 2002, Temporal mapping of phytoplankton assemblages in Lake Geneva: Annual and interannual changes in their patterns of succession, *Limnol. Oceanogr.*, 47(5), 2002, 1355–1366

Briand J.F., Jacquet S., Bernard C., Humbert J.F., 2003, Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems, *Vet. Res.* 34, 361–377

CEREVE, GRETI, INRA, 1998, Analyse de l'évolution de la qualité des eaux du lac du Bourget, Rapport de recherche, ENPC Champs/Marne, France

Chorus I., Bartram J., 1999, *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*, WHO, F & FN Spon Ed., London

Cox P.A., Banack S.A., Murch S.J., Rasmussen U., Tien G., Bidigare R.R., Metcalf J.S., Morrison L.F., Codd G.A., Bergman B., 2005, Diverse taxa of cyanobacteria produce beta-N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid, *PNAS* 102(14): 5074-8.

Falconer I.R., Humpage A.R., 2005, Health risk assessment of cynaobacterial (Blue-green algal) toxins in drinking water, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 2(1), 43-50

Feuillade J., 1994, The cyanobacterium (blue-green algae) *Oscillatoria rubescens* D.C., in "*Studies on lake Nantua (France) a eutrophic lake on the way to rehabilitation*", Feuillade J. Ed., Ergebn. Limnol., 41, p. 77-93.

Humbert J.F., Paolini G., Le Berre B., 2001, Monitoring a toxic cyanobacteria bloom in Lake Bourget (France) and its consequences for water quality, in "*Harmful Algal Bloom 2000*", Eds. G. Hallegraeff *et al*., pp 496-499

Leboulanger C., Dorigo U., Jacquet S., Le Berre B., Paolini G., Humbert J.-F., 2002, Application of a submersible spectrofluorometer for rapid monitoring of freshwater cyanobacterial blooms: a case study, *AME* 30:83-89

Ministère de la santé de la France, 1998, *Qualité des eaux d'alimentation en France (1993 – 1995)* (http://www.sante.gouv.fr)

Oberhaus L., Vinçon-Leite B., Tassin B., Quiblier-Lloberas C., Groleau A., 2003, Influence of physical factors on cyanobacteria development in a deep sub-alpine lake (Lake Bourget), *Journal de Recherche Océanographique*, 28 : 1 - 2

Omlin, M., Brun, R., Reichert, P., 2001, Biogeochemical model of lake Zürich: Sensitivity, Identifiability and Uncertainty Analysis, *Ecological Modelling* 141(1-3), 105-123.

Sarazin G., Quiblier-Llobéras C., Bertru G., Brient L., Vezie C., Bernard C., Couté A., Hennion M.C., Robillot, C., Tandeau De Marsac N., 2001, Première évaluation du risque toxique lié aux cyanobactéries d'eau douce en France : le programme " EFFLOCYA ". *Rev. Sci. Eau* 15 (1) : 315-326

SACYTOX, 2004, *Prototype de Système d'alerte pour les proliférations de cyanobactéries toxiques*

dans les lacs : Diagnostic et prévision, Rapport final Sogreah, CEREVE, LGE, INRA, Réseau RITEAU, Ministère de l'Environnement et du Développement Durable

Salmaso N., 2005, Effects of climatic fluctuations and vertical mixing on the interannual trophic variability of Lake Garda, Italy. *Limnol. Oceanogr.*, 50(2), 553–565

Tassin B., Vinçon-Leite B., Forecasting of water quality in lakes: a predictive use of a one-dimensional model. Application to Lake Bourget, 1998, *Hydrobiologia*, 373/374

Tassin B., Vinçon-Leite B., Oberhaus L., 2003, Eutrophication and restoration of lakes and reservoirs - France and the European Union, *Actes du Séminaire « Ecotechnological reservoir construction and environmental conservation*, Daejon, Corée

Villey-Desmeserets F., Ballay D., Tricard D., Henry De Villeneuve C., 2001, *La politique de préservation de la ressource en eau destinée à la consommation humaine*: *rapport d'évaluation*. Commissariat général du plan, Paris; La Documentation française

Vinçon-Leite B., Mouchel J.M., Tassin B., 1989, Modélisation de l'évolution thermique saisonnière du lac du Bourget (Savoie, France). *Rev. Sci. Eau*, 2:483-510

Vinçon-Leite B., Tassin B., Jaquet J.-M., 1995, Contribution of mathematical modeling to lake ecosystem understanding : Lake Bourget (Savoy France), *Hydrobiologia*, 300/301, 433-442

Walsby AE, Dubinsky Z, Kromkamp JC, Lehmann C, Schanz F., 2001, The effects of diel changes in photosynthetic coefficients and depth of *Planktothrix rubescens* on the daily integral of photosynthesis in Lake Zürich. *Aquat. Sci.* 63 (3), 326-349

06-JSE-2005-Vincon-Leite-Manuscrit-2012-04-20.doc