



HAL
open science

Fonctionnement physique et biogéochimique des lacs : mesures et modélisation pour la surveillance et l'alerte

Bruno J. Lemaire

► **To cite this version:**

Bruno J. Lemaire. Fonctionnement physique et biogéochimique des lacs : mesures et modélisation pour la surveillance et l'alerte. Modélisation et simulation. Université Paris-Est (COMUE), 2020. tel-03740490

HAL Id: tel-03740490

<https://hal.science/tel-03740490v1>

Submitted on 29 Jul 2022

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.



UNIVERSITÉ
— PARIS-EST
Université Paris-Est

Mémoire présenté pour l'obtention du diplôme d'habilitation à
diriger les recherches
par
Bruno Lemaire

Directeur d'habilitation : Bruno Tassin

**Fonctionnement physique et biogéochimique des lacs :
mesures et modélisation pour la surveillance et l'alerte**

07/2020

Version pour la mise en ligne (sans projet ni notice)

Table des matières

REMERCIEMENTS.....	4
INTRODUCTION	5
1 CONTEXTE ET QUESTIONS SCIENTIFIQUES.....	7
1.1 FONCTIONNEMENT PHYSIQUE DES LACS ET SA MODELISATION	7
1.1.1 Fonctionnement physique des lacs peu profonds	7
1.1.2 Modèles hydrodynamiques de lacs.....	8
1.1.3 Apport des modèles hydrodynamiques pour compléter les mesures.....	9
1.2 FONCTIONNEMENT BIOGEOCHIMIQUE DES LACS	9
1.2.1 Le cas particulier des éléments-traces métalliques	9
1.2.2 Un autre cas particulier, les bactéries pathogènes.....	10
1.2.3 Les proliférations de cyanobactéries et leur modélisation.....	10
1.3 OUTILS DE SURVEILLANCE ET D'ALERTE	11
1.3.1 Surveillance en continu des milieux aquatiques.....	11
1.3.2 Systèmes d'alerte des proliférations de cyanobactéries et de la contamination bactérienne	12
1.3.3 Mesure de la charge interne en nutriments et polluants des plans d'eau.....	13
1.4 SYNTHÈSE DES QUESTIONS DE RECHERCHE ET PRÉSENTATION SITES D'ÉTUDE.....	14
1.4.1 Synthèse des questions scientifiques abordées.....	14
1.4.2 Sites d'étude.....	15
2 FONCTIONNEMENT PHYSIQUE DES LACS ET SA MODELISATION	17
2.1 LA RICHE DYNAMIQUE DES PETITS LACS PEU PROFONDS.....	17
2.2 CONDITIONS DE BONNE PERFORMANCE DES MODÈLES NUMÉRIQUES	19
2.2.1 Retour d'expérience de l'utilisation des modèles numériques	19
2.2.2 Reproduction des phénomènes observés sur un petit lac.....	26
2.2.3 Utilité de la télédétection pour la validation d'un modèle hydrodynamique tridimensionnel	28
2.3 UTILITÉ DU MODÈLE POUR COMPLÉTER LES MESURES : DEUX APPLICATIONS DIRECTES SUR UN LAC PROFOND	30
2.3.1 Effet du changement climatique	30
2.3.2 Reconstitution du profil de concentration des cyanobactéries.....	31
2.4 BILAN.....	34
3 FONCTIONNEMENT BIOGEOCHIMIQUE DES LACS.....	36
3.1 EFFET DES PLANS D'EAU SUR LA BIODISPONIBILITÉ DES ÉLÉMENTS-TRACES MÉTALLIQUES	36
3.2 VARIABILITÉ DE LA CONTAMINATION BACTÉRIENNE D'UN PLAN D'EAU.....	38
3.3 PROLIFÉRATIONS SAISONNIÈRES DE CYANOBACTÉRIES.....	39
3.3.1 Modèle biologique parcimonieux de la succession de deux cyanobactéries	42
3.3.2 Modélisation intégrée d'un plan d'eau et de son bassin versant.....	43
3.4 BILAN.....	45
4 OUTILS DE SURVEILLANCE ET SYSTÈMES D'ALERTE DES PROLIFÉRATIONS ALGALES ET DE LA CONTAMINATION BACTÉRIENNE	47
4.1 APPORT DES CAPTEURS OPTIQUES AU SUIVI DES MILIEUX AQUATIQUES.....	47
4.1.1 Mesure des matières en suspension par sonde turbidimétrique immergée	47
4.1.2 Mesure de la biomasse des cyanobactéries par sonde spectrofluorimétrique immergée	48
4.1.3 Apport du suivi en continu du phytoplancton	50

4.2	SYSTEMES D'ALERTE DES PROLIFERATIONS ALGALES ET DE LA CONTAMINATION BACTERIENNE	52
4.2.1	Indicateur empirique du risque d'arrivée d'une efflorescence à une prise d'eau 55	
4.2.2	Modèle hydrodynamique pour le transport de bactéries	56
4.2.3	Modélisation couplée physique et biologique de la croissance et du déplacement vertical d'efflorescences	57
4.3	FAISABILITE DE LA MESURE DES FLUX BENTHIQUES TURBULENTS PAR <i>RELAXED EDDY ACCUMULATION</i> 58	
4.4	BILAN	61
5	BIBLIOGRAPHIE	63
6	LISTE DES PUBLICATIONS	65
6.1	ARTICLES ET CHAPITRES D'OUVRAGE	65
6.1.1	Articles dans des revues internationales à comité de lecture	65
6.1.2	Articles dans des revues nationales à comité de lecture	68
6.1.3	Articles dans des revues internationales sans comité de lecture	68
6.1.4	Chapitre d'ouvrage	68
6.2	ACTES DE CONFERENCES	69
6.2.1	Actes de conférence internationale	69
6.2.2	Actes de conférence nationale	70

Remerciements

Mes remerciements pour le travail en commun et pour la rédaction de ce mémoire vont

- à Bruno Tassin, Brigitte Vinçon-Leite, Rodolfo Scarati Martins et Andreas Lorke pour ma formation, et en particulier à Bruno pour la direction de cette habilitation, et à Brigitte pour m'avoir poussé sur un grand nombre de sujets différents, notamment la biogéochimie,
- à Philippe Dubois pour la mise au point et la maintenance des dispositifs de mesure et des bases de données du matériel et des mesures, et pour la formation des doctorants aux mesures de terrain,
- à Mohamed Saad pour la formation des étudiants aux analyses de nutriments et pour les campagnes de terrain,
- à tous les autres membres de la cellule de technique qui ont pu m'aider à un moment ou un autre,
- au personnel administratif du laboratoire, de l'École des Ponts ParisTech et d'AgroParisTech pour sa gestion des contrats de recherche et du personnel, en particulier à Catherine Charleux, Annick Piazza et Agnès Dauvergne, Nathalie Corbalan, Sylviane Coulon, à Isabelle Thibault et au regretté Christian Levert,
- à Briac Le Vu, Ali Fadel, Talita Silva, Frédéric Soullignac, Viet Tran Khac, Marie-Laure de Boutray, Denis Plec, Najwa Sharaf, Guilherme Calabro, Francesco Piccioni, Yi Hong, pour leur persévérance dans leur travail de terrain, de laboratoire, de modélisation et de rédaction durant et après leur contrat post-doctoral ou leur doctorat,
- aux stagiaires de master 2 pour leur travail, Emna Sellami, Mathilde Lauzent, Tian Chen, Mathias Beley, mais aussi à tous les stagiaires de 1^{ère} et 2^e années de formation d'ingénieur et de 1^{ère} année de master,
- aux partenaires scientifiques qui nous ont invité à participer à des projets très stimulants,
- au ministère de l'agriculture et à AgroParisTech qui m'ont accordé du temps et des crédits de fonctionnement pour ces recherches, qui m'ont laissé une entière liberté scientifique, et qui m'ont incité ou permis de faire un séjour de recherche d'un an en Allemagne, en particulier à ma responsable Flavie Cernesson, et à Marine Godaux à la direction des relations internationales d'AgroParisTech,
- à la direction scientifique de l'École des Ponts ParisTech qui a largement soutenu ces recherches par des allocations doctorales et des crédits de fonctionnement,
- aux organismes financeurs de ces recherches, l'Agence nationale de la recherche, la région Île-de-France, le ministère des affaires étrangères, les financeurs du programme OPUR,
- à l'équipe d'Andreas Lorke qui m'a accueilli si chaleureusement pendant un an,
- à Jean-Claude Deutsch et Bernard de Gouvello pour leurs encouragements et leurs suggestions au début de la démarche de rédaction de ce mémoire,
- à Flavie Cernesson, Philippe Martin, aux collègues de la direction de la recherche et de la valorisation d'AgroParisTech, ainsi qu'à ma famille, en particulier à mon épouse Anne et à mes parents, pour leurs encouragements continus pour la rédaction de ce mémoire.

Introduction

Ce mémoire scientifique a pour objectif d'illustrer ma capacité à concevoir, à animer et à diriger des activités de recherche, et à encadrer des étudiants en master et en doctorat. Plutôt qu'un échantillon d'activités sur une thématique resserrée, il présente toutes mes activités ayant abouti à une publication, article ou acte de conférence, depuis mon arrivée au laboratoire eau, environnement et systèmes urbains (LEESU) en 2008.

Elles s'inscrivent dans les enjeux de société de protection de la qualité de la ressource en eau et de l'état écologique des milieux aquatiques, dans le contexte des changements globaux. Elles s'inscrivent aussi dans les axes « milieux récepteurs » puis « écosystèmes et ressources naturelles » du laboratoire, dont l'objectif général est d'évaluer l'impact du milieu urbain sur les écosystèmes aquatiques, avec une approche croisée entre dynamiques physique et écologique.

Mon positionnement scientifique est justement à l'interface entre la physique de l'environnement et la biogéochimie. Mes travaux ont trois objectifs principaux. Le premier est de comprendre le fonctionnement physique des lacs, principalement leur régime thermique (1^{er} thème de ce mémoire). Le second est de comprendre leur fonctionnement biogéochimique, en particulier l'influence qu'exerce sur lui le fonctionnement physique, que ce soit le fonctionnement hydrologique des plans d'eau, l'alternance entre stratification et mélange, ou les courants et la turbulence qui dispersent les contaminants (2^e thème). Les phénomènes, étudiés en collaboration avec des chimistes et des microbiologistes, sont les proliférations de cyanobactéries potentiellement toxiques, et la contamination des plans d'eau par les éléments-traces métalliques et par les bactéries pathogènes. Le dernier grand objectif (3^e thème) est la mise au point d'outils pour la surveillance des milieux aquatiques : des dispositifs de surveillance en continu du phytoplancton intégrant des capteurs de fluorescence ou de réflectance, des systèmes d'alerte prédictifs des proliférations de cyanobactéries et de la contamination bactérienne, ou encore un système de prélèvement pour la mesure des flux turbulents de solutés à l'interface eau-sédiment, nutriments, micropolluants ou gaz à effet de serre dissous.

Dans cette approche, la physique est omniprésente, que ce soit dans les phénomènes observés, ou encore dans le principe de fonctionnement des appareils de mesure en continu. L'approche « à la physicienne » se traduit par le choix de modèles à base physique de complexité limitée (nombre de dimensions, parcimonie des phénomènes représentés), pour limiter les besoins de capacité de calcul et pour faciliter leur calage et surtout l'interprétation de leurs résultats. Les échelles spatiale et temporelle sont très différentes, entre quelques années ou décennies pour l'étude du régime de mélange d'un lac entier et jusqu'à moins d'une heure pour la dynamique des flux benthiques de solutés sur quelques dizaines de mètres-carrés. L'approche peut être fondamentale pour l'étude du régime thermique, de la succession algale ou des flux benthiques, ou très appliquée, en lien avec les utilisateurs, pour élaborer un système d'alerte prédictif ou proposer une stratégie de restauration de la qualité de l'eau d'un lac, ce qui requiert du pragmatisme et une modélisation approchée. Les travaux combinent le développement de systèmes de mesure et l'acquisition de mesures (instrumentation des lacs de Créteil et de Champs-sur-Marne), leur interprétation, puis la modélisation des phénomènes observés. Celle-ci sert à la fois à vérifier qu'on a bien identifié les processus principaux du fonctionnement du lac et pour des applications comme les systèmes d'alerte prédictifs. Le caractère interdisciplinaire du laboratoire a permis de développer des collaborations internes qui ont été élargies à des partenariats externes. Je m'efforce de pratiquer une science ouverte, par l'utilisation de modèles ouverts plutôt que d'en redévelopper de nouveaux, la mutualisation des sites de mesures avec les collègues du laboratoire, la réanalyse de mesures déjà publiées ou encore par la mise en ligne des

publications sur une archive ouverte. Recherche et enseignement s'alimentent l'un l'autre, directement par des modules d'enseignement sur la modélisation des lacs, ou indirectement par la meilleure compréhension de disciplines comme l'hydrologie ou la modélisation hydraulique après les avoir enseignées.

Cette approche s'explique en partie par ma formation et par mon précédent poste. Mon doctorat avait une part d'interdisciplinarité : je synthétisais des cristaux liquides avec les chimistes et les étudiais avec les spécialistes des rayons X, des supraconducteurs et d'électronique ; j'y ai appris le développement de dispositifs expérimentaux. Le tiraillement entre recherche fondamentale et application directe date de cette époque : formé à la recherche fondamentale, j'aurais aimé voir une application industrielle de mon doctorat. Puis une part de mon poste au ministère chargé des transports a été consacrée à la promotion de la recherche européenne auprès du secteur portuaire et maritime et par l'étude des freins à l'industrialisation des prototypes issus de la recherche.

Les projets que j'ai animés au LEESU portent sur chacun des trois thèmes énoncés ci-dessus : le fonctionnement physique des petits lacs (projet régional « Petits lacs, mesures et modélisation multiéchelle »), le fonctionnement biogéochimique avec le suivi et la modélisation des cyanobactéries dans la plus grande retenue du Liban (deux projets du Partenariat Hubert Curien Cèdre) et l'étude de la biodisponibilité des métaux dans un bassin de rétention en eau (Observatoire des polluants urbains), et le développement d'outils avec l'étude de la faisabilité d'un système de prélèvement asservi à la vitesse du courant pour la mesure des flux benthiques turbulents (*Aquatic relaxed eddy accumulation*). Dans ces projets, j'ai aussi assuré une grande part de l'encadrement de quatre doctorants, Ali Fadel et Najwa Sharaf (codirections avec le CNRS libanais), Frédéric Soulignac et Guilherme Calabro-Souza, ainsi que de trois stagiaires de 2^e année de master, Emna Sellami, Mathias Beley et Mathilde Lauzent, étudiants issus de formations en hydrobiologie, mécanique des fluides, agronomie, écotoxicologie et génie civil.

J'ai aussi participé aux projets de recherche animés au laboratoire par Bruno Tassin puis Brigitte Vinçon-Leite, qui ont assuré successivement la direction des recherches sur les lacs, et ponctuellement à un projet en hydrologie urbaine animé par Ghassan Chebbo. Ces projets portent pour l'essentiel sur la surveillance et la modélisation pour l'alerte des proliférations de cyanobactéries dans différents types de lacs en France et à l'international (dont les projets Proliphyc, PULSE, OSS cyano et ANSWER financés par l'ANR), et sur le suivi et la modélisation des bactéries indicatrices de contamination fécale en lien avec la baignade (Observatoire des polluants urbains). A cette occasion, j'ai participé à l'encadrement de six autres doctorants, Ali Hannouche, Talita Silva, Marie-Laure de Boutray, Viet Tran Khac, Denis Plec et Francesco Piccioni, et de trois stagiaires de 2^e année de master.

Ce mémoire comporte cinq parties. La première resitue les questions scientifiques étudiées dans leur contexte. Les trois suivantes présentent ma contribution scientifique dans les thèmes déjà présentés : fonctionnement physique des lacs, fonctionnement biogéochimique, et développement d'outils pour la surveillance et l'alerte des proliférations algales et de la contamination bactérienne. La dernière partie (supprimée de cette version pour mise en ligne) constitue mon projet de recherche pour les années à venir. Chaque partie thématique comporte un bilan succinct des encadrements et des publications pour les différents sous-thèmes. Leurs références sont notées AICL et ANCL pour les articles dans des publications internationales et nationales à comité de lecture et ACTI pour les actes de conférences internationales. On trouvera leur liste en fin de document.

1 Contexte et questions scientifiques

Cette première partie du mémoire scientifique présente le contexte scientifique de mes travaux et les questions de recherche abordées, dans les trois thèmes des parties suivantes, le fonctionnement physique des lacs, leur biogéochimie et les outils de surveillance et d'alerte. Elle se termine par l'approche scientifique globale de mes travaux et par une présentation des sites d'études.

1.1 Fonctionnement physique des lacs et sa modélisation

1.1.1 *Fonctionnement physique des lacs peu profonds*

D'après Lemmin in Pourriot and Meybeck (1995), la limnologie physique concerne l'étude des réponses des lacs à des forçages physiques externes. Les flux dominants proviennent de l'énergie cinétique du vent et du rayonnement solaire, et ce sont eux qui expliquent les grands traits du fonctionnement physique des lacs. Le vent provoque une circulation des courants dans tout le lac et son mélange partiel ou complet. Le rayonnement solaire est à l'origine de la stratification thermique. Lorsqu'il est suffisamment fort, une couche d'eau chaude apparaît près de la surface, au-dessus d'eaux plus froides et plus denses, en raison de la faible conductivité thermique de l'eau. Le mélange turbulent vertical sous l'effet du vent, ainsi que le refroidissement convectif, lorsque l'eau de surface se refroidit et s'alourdit, homogénéisent de nouveau la température de l'eau sur tout ou partie de la profondeur. Dans un lac suffisamment profond, la stratification se maintient pendant plusieurs mois et on distingue l'épilimnion, la couche chaude de surface, et l'hypolimnion, la couche froide de fond, séparés par le métalimnion où se situe le gradient de température, la thermocline. L'été, le vent est insuffisant pour rompre la stratification, mais il provoque des ondes, progressives et des ondes permanentes, qui se manifestent principalement à la surface du lac (seiches) et à la thermocline (ondes internes). Les lacs profonds se mélangent complètement au plus deux fois dans l'année, avant et après la prise en glace éventuelle, ou lors de la période la plus froide, en fin d'hiver.

Une première question scientifique de notre travail a porté sur la dynamique des lacs peu profonds, de quelques mètres seulement, comme les étangs ou les anciennes gravières et sablières. Les petits lacs, qui forment l'immense majorité des plans d'eau, participent à la qualité du cadre de vie, particulièrement en ville : ils s'inscrivent dans la trame verte et bleue, participent à la rétention des eaux pluviales, invitent à la promenade, on y pratique la pêche, les sports nautiques voire la baignade. La qualité de leur eau et de leur écosystème devient un enjeu fort pour les collectivités locales, soumises à une forte demande de nature par leur population. Elles s'interrogent sur la durabilité d'usages parfois conflictuels et attendent des chercheurs des pistes pour les concilier au mieux. Deux questions en particulier sont d'actualité et influenceront sur une multiplication éventuelle des petits plans d'eau en ville : l'effet d'îlot de fraîcheur, alors que les canicules sont de plus en plus fréquentes et plus intenses en ville, ainsi que la quantification des émissions de gaz à effet de serre par les petits plans d'eau. Ces phénomènes dépendent en partie du régime de mélange des lacs.

Les petits plans d'eau sont moins étudiés que les grands lacs ou les retenues, souvent plus profonds, dont ils diffèrent par une dynamique plus intermittente, notamment à cause de mélanges fréquents par le vent (polymicticité). Peu d'études ont porté sur leur fonctionnement physique et sur ses relations avec le développement du phytoplancton. Dans les travaux d'écologie, qu'ils portent sur les flux biogéochimiques, comme la quantification des émissions de gaz à effet de serre, ou sur le réseau trophique, les petits lacs sont souvent considérés comme des réacteurs homogènes, les mesures étant souvent faites en un seul point. Or les hétérogénéités de la biomasse pélagique (de

pleine eau, par opposition à la biomasse benthique située sur le fond) dépendent des hétérogénéités des variables physiques, courants, température et lumière. Ces différences, aussi bien sur la verticale que sur l'horizontale, conditionnent le fonctionnement écologique, notamment par l'accès du phytoplancton à la lumière et aux nutriments.

Ainsi se posent les questions suivantes : les variables physiques présentent-elles dans les petits lacs peu profonds, comme dans les lacs profonds, des hétérogénéités marquées, tant dans un plan horizontal que dans un plan vertical ? En particulier, y observe-t-on des ondes internes permanentes, et sur quelle durée ? Quelle est l'alternance du mélange et de la stratification dans ces lacs ?

1.1.2 Modèles hydrodynamiques de lacs

Différents modèles hydrodynamiques permettent de représenter la dynamique des lacs. (Hamilton et al., 1997; Hodges, 2009). Ils décrivent non seulement l'écoulement de l'eau dans le lac, comme leur nom l'indique, mais aussi les échanges radiatifs, de masse (évaporation) et de quantité de mouvement (vent) avec l'atmosphère et avec les affluents et à l'exutoire du lac. Leur nombre de dimensions, d'une à trois, dépend à la fois de la morphologie du lac, du temps de séjour de l'eau, des capacités numériques disponibles, mais surtout des phénomènes que l'on souhaite décrire ou des questions scientifiques posées

On utilise les modèles unidimensionnels verticaux lorsque l'hétérogénéité est surtout verticale dans le lac, c'est-à-dire que les isothermes sont horizontales et que le vent, les débits entrants ou sortants n'agissent que de façon transitoire sur la stratification, ce qu'on vérifie avec des nombres adimensionnels, les nombres de lac (Imberger and Patterson, 1989). C'est par exemple le cas sur les lacs profonds à long temps de séjour. Ces modèles sont utilisés pour des durées de quelques semaines à des dizaines d'années.

Les modèles bidimensionnels horizontaux servent à comprendre la circulation des courants sous l'effet du vent dans les lacs peu profonds, au prix d'une moyenne sur la verticale. Les modèles bidimensionnels verticaux et longitudinaux, relativement peu utilisés, permettent d'étudier la stratification dans un plan d'eau en écoulement suivant une direction principale, par exemple dans une retenue.

Les modèles tridimensionnels représentent les hétérogénéités sur l'horizontale et sur la verticale. Ils sont les seuls à permettre d'étudier des phénomènes transitoires ou localisés, par exemple la diffusion d'un panache à l'échelle de quelques heures ou quelques jours. Ils sont de plus en plus utilisés, même pour des simulations de plusieurs dizaines d'années, avec l'augmentation des capacités de calcul qui permet de réduire le pas de temps de calcul et la diffusion numérique.

Plus le nombre de dimensions est élevé, plus le temps de calcul est long et, surtout, plus nombreuses sont les données nécessaires pour renseigner les conditions aux limites du modèle (affluents, prises d'eau et échanges avec les eaux souterraines, météorologie hétérogène sur les grands lacs). Les modèles unidimensionnels et bidimensionnels utilisent moins de conditions aux limites, mais davantage de calage pour des phénomènes physico-chimiques ou biophysiques qui sont mal représentés du fait de la moyenne sur une ou plusieurs dimensions (Hodges, 2009) : par exemple, pour un modèle unidimensionnel, la vitesse de sédimentation des particules dans le modèle ne sera pas la vitesse de Stokes qui correspond à la taille des particules, car la hauteur d'eau varie dans le plan horizontal. En raison de leur parcimonie, les modèles unidimensionnels restent très utilisés pour des simulations de long terme ou sur un ensemble de lacs, en particulier dans les modèles climatiques.

Nous nous sommes demandé si un modèle tridimensionnel pourrait reproduire les hétérogénéités de température observées dans un petit lac, et plus généralement quelles mesures des

variables d'entrée du modèle, hydrologiques et météorologiques, permettent d'obtenir de bons résultats de simulation unidimensionnelle et tridimensionnelle.

1.1.3 Apport des modèles hydrodynamiques pour compléter les mesures

Les modèles numériques ont différents rôles :

- reproduire les phénomènes observés, pour permettre de les interpréter (enjeu de connaissance),
- compléter les mesures, par l'interpolation entre les campagnes et les points de mesures, ou par l'extrapolation dans le temps et dans l'espace. L'application la plus fréquente, en recherche comme en ingénierie, est la simulation de scénarios météorologiques ou climatiques ou encore de scénarios d'occupation du bassin versant du lac.

Il est impossible de mesurer la dynamique en tout point d'un lac. Si un modèle hydrodynamique tridimensionnel représente correctement certains phénomènes d'intérêt, comme la structure thermique du lac, la stratification et le mélange, les ondes internes ou encore la circulation des courants, mesurés à des moments ou des points précis judicieusement choisis, on extrapole leur évolution dans l'ensemble du lac, à part aux bords du domaine de simulation, et dans le temps avec des chroniques météorologiques ou des scénarios climatiques. Cela ouvre la voie à une grande gamme d'applications.

Les modèles de lac à base physique peuvent être utilisés seuls pour différentes applications : l'étude de la stratification et du mélange, celle des ondes internes, celle de la diffusion de panaches par la modélisation de traceurs passifs (apports d'affluents, rejets), ou encore celle de la température d'une rivière en aval d'un lac ou d'une retenue, etc. Le modèle est alors utilisé pour interpréter des observations ou pour simuler le comportement futur du lac (propagation d'une pollution par ex.).

Nous avons jeté un nouveau regard sur la question : quel est l'apport d'un modèle en complément de mesures ? Ou encore, jusqu'où extrapoler les mesures avec un modèle ? Nous présenterons deux applications originales d'un modèle hydrodynamique de lac profond, pour compléter des mesures de température dans le temps et des mesures de fluorescence du phytoplancton dans l'espace.

1.2 Fonctionnement biogéochimique des lacs

Les travaux du LEESU portent sur l'eau en ville, notamment sur les contaminants des eaux usées, pluviales et de surface en ville. Parmi les différentes familles de polluants minéraux, organiques et de micro-organismes étudiées au laboratoire, nous nous sommes intéressés aux éléments-traces métalliques, aux bactéries pathogènes et aux cyanobactéries, toujours dans les plans d'eau.

1.2.1 Le cas particulier des éléments-traces métalliques

Le temps de séjour des eaux est plus élevé et les courants plus faibles dans un lac que dans un cours d'eau, de sorte que s'y déposent des matières, organiques et minérales. Parmi elles, on trouve la plupart des éléments-traces métalliques (ou métaux-traces), qui proviennent du fonds géochimique, mais aussi des rejets industriels, agricoles et domestiques et des dépôts atmosphériques dans le bassin versant.

La concentration totale d'un élément-trace métallique dans l'eau, qui agrège les fractions particulaire et dissoute, est un mauvais indicateur de sa toxicité. Il faut considérer la fraction biodisponible, c'est-à-dire susceptible d'entrer en contact ou de contaminer les organismes. Comme celle-ci dépend des organismes, on prend comme indicateur la fraction labile, qui rassemble les ions

métalliques libres, c'est - à - dire non complexés, et les complexes labiles qu'ils établissent avec différents ligands minéraux ou organiques, et qui se dissocient facilement.

Si la concentration de métaux biodisponibles dans les eaux est trop élevée, ils peuvent menacer la santé humaine et les organismes aquatiques. Le développement des activités industrielles et l'urbanisation font de la pollution par les métaux-traces un enjeu de santé publique, particulièrement dans les pays en développement.

En ville, une partie non négligeable des éléments-traces métalliques est transportée par les eaux pluviales (dépôts atmosphériques, ruissellement sur la voirie et les bâtiments, rejets non conformes au réseau d'assainissement pluvial...). Avant de parvenir à la rivière, les eaux pluviales transitent parfois par des plans d'eau urbains comme les bassins de rétention en eau. Peu d'études ont porté sur la contamination métallique de ces milieux ; elles se sont focalisées sur leurs sédiments, dans lesquels les éléments-traces métalliques s'accumulent. Or la plus grande part des métaux-traces des sédiments y reste confinée par les strates successives et est peu biodisponible, tandis que leur biodisponibilité dans la colonne d'eau reste mal connue.

Les questions auxquelles nous avons cherché à répondre sont les suivantes : quelle est la biodisponibilité des principaux métaux-traces dans la colonne d'eau d'un bassin de rétention des eaux pluviales ? Le passage des eaux pluviales par un bassin de rétention modifie-t-il la biodisponibilité des métaux qu'elles contiennent ? Si c'est le cas, le phytoplancton du plan d'eau joue-t-il un rôle ?

1.2.2 Un autre cas particulier, les bactéries pathogènes

Parmi les contaminants étudiés au laboratoire, on compte aussi les bactéries pathogènes, pour lesquelles l'intérêt connaît un regain avec la demande croissante de sites de baignade et de sports nautiques en eau libre dans les zones urbaines des pays développés. L'eau peut être contaminée par des rejets d'assainissement unitaire ou pluvial, en particulier lors des fortes pluies, ou par des animaux, à commencer par les oiseaux. La réglementation de la baignade impose de contrôler la qualité sanitaire par l'incubation et le comptage de bactéries indicatrices de contamination fécale régulier. La prévention de la contamination repose sur études elles aussi obligatoires, appelées profils de baignade, qui permettent d'identifier les sources et de dresser un plan d'actions pour réduire la contamination et gérer les alertes. Mais le comportement des bactéries pathogènes dans les eaux continentales lors d'une contamination reste mal connu.

Nous nous sommes donc demandé quelle est l'hétérogénéité spatiale et l'évolution temporelle de la contamination d'un plan d'eau en bactéries indicatrices de contamination fécale et pathogènes, et si un modèle numérique permet de les interpréter.

1.2.3 Les proliférations de cyanobactéries et leur modélisation

L'urbanisation et les pollutions industrielles, agricoles et domestiques provoquent l'eutrophisation des milieux aquatiques : les nutriments, en concentration excessive dans les affluents, s'accumulent dans les plans d'eau où ils provoquent la prolifération du phytoplancton et des plantes aquatiques, la dégradation de la qualité de l'eau, l'anoxie du fond et une perte de diversité de la flore et de la faune. En même temps, dans de nombreuses régions du monde, le réchauffement réduit le débit des affluents, augmente la température de l'eau et renforce la stratification des lacs, produisant, au sein du phytoplancton, des conditions favorables aux cyanobactéries. L'eutrophisation et le changement climatique déséquilibrent les écosystèmes aquatiques et favorisent les cyanobactéries,

potentiellement toxiques, dont les proliférations limitent les usages des lacs et des retenues du monde entier.

Les atouts des cyanobactéries sont connus : la faible appétence du zooplancton pour elles, leurs pigments annexes qui leur permettent de se développer à l'ombre d'autres espèces, la mobilité verticale de certaines espèces qui leur permet de plonger chercher des nutriments avant de remonter à la lumière, leurs capacités à stocker du phosphore, à fixer l'azote atmosphérique, à rester en latence dans le sédiment et à recoloniser le milieu à partir de zones littorales. Mais, sur un site donné, il est souvent nécessaire de passer par un modèle numérique biogéochimique, souvent couplé à un modèle hydrodynamique, pour identifier les conditions locales qui expliquent la prédominance des cyanobactéries. Elles peuvent être, dans le lac, des facteurs physiques (température, lumière, vent) et biologiques (compétition avec d'autres espèces de phytoplancton), mais aussi des facteurs dans le bassin versant (apport de nutriments, débits entrants).

En plus de cet enjeu de connaissance, comme pour les modèles hydrodynamiques, les modèles biogéochimiques sont souvent utilisés pour simuler des scénarios. Il s'agit d'évaluer l'impact sur un lac des changements globaux (notamment le changement climatique, l'urbanisation, le développement de l'assainissement) l'effet d'un aménagement (par exemple un nouveau rejet dans le lac), la durabilité des usages et des services écosystémiques que le lac fournit (pêche, fourniture d'eau potable, trame verte et bleue, protection contre les inondations, etc.), ou encore les résultats à attendre de mesures de protection ou de restauration de l'écosystème lacustre (par exemple la mise en place de zones humides tampons sur les affluents). Mais, l'utilisation des modèles n'est pas aisée, car ils représentent une grande variété de processus et utilisent une grande quantité de données de conditions initiales et de forçage. Cela, alors même que, au-delà d'un certain seuil, l'ajout de processus biogéochimiques à un modèle améliore sa performance sur la période de calage, mais réduit son pouvoir prédictif sur les autres périodes. Ainsi, les modèles biogéochimiques de lac restent moins utilisés en ingénierie que les modèles hydrologiques ou d'hydraulique marine ou fluviale.

Dans l'équipe, un objectif de long terme est la compréhension de la dynamique des cyanobactéries dans différents types de lacs. Dans chaque cas, quels sont les facteurs qui permettent aux cyanobactéries de dominer le phytoplancton ? Un modèle peut-il reproduire l'évolution de la communauté phytoplanctonique sur toute la saison ?

Plus précisément, quelle complexité du modèle biogéochimique est adaptée pour décrire les efflorescences de cyanobactéries à l'échelle saisonnière : combien de classes de phytoplancton et éventuellement de zooplancton ? Faut-il tenir compte du recyclage de la matière organique sur le fond et dans la colonne d'eau ? De manière plus radicale, est-il nécessaire de modéliser les nutriments dans un lac eutrophe ? Par ailleurs, est-il intéressant d'intégrer des modèles de bassin versant et de lac pour comprendre la dynamique des cyanobactéries et prévoir l'efficacité de mesures qui seraient prises dans le bassin versant pour réduire leurs proliférations ?

1.3 Outils de surveillance et d'alerte

1.3.1 Surveillance en continu des milieux aquatiques

Nous venons d'évoquer différents contaminants et organismes potentiellement toxiques qui mettent en péril les usages des plans d'eau ainsi que la santé des écosystèmes. Leur suivi dans un objectif de connaissance est souvent ponctuel, lors de campagnes de mesures, et il est difficile de savoir ce qui se passe entretemps. Les efforts actuels visent à établir des réseaux de surveillance en

continu et à les combiner avec des modèles couplés hydrodynamiques et biogéochimiques. Ils permettront de mieux comprendre la dynamique des écosystèmes, mais aussi de concevoir et d'évaluer des mesures de restauration des milieux aquatiques, ou encore d'évaluer la qualité de l'eau à l'échelle mondiale, entre autres applications. Ces dernières décennies ont vu un grand développement de capteurs, sur lesquels reposent ces réseaux de surveillance. Ils permettent des mesures en continu rapides et sensibles dans l'environnement. Pour la qualité de l'eau, citons en particulier des capteurs optiques pour la turbidité, l'oxygène dissous, la fluorescence des pigments de la photosynthèse, sans parler des appareils plus complexes comme les cytomètres en flux. Ils équipent différents systèmes de mesure innovants de surveillance du phytoplancton, des bouées et stations instrumentées, utilisés surtout en mer (Anderson et al., 2012) et dans les plus grands lacs. Le développement de nouveaux capteurs se poursuit, pour mesurer de nouvelles variables, mais aussi pour accroître leur autonomie, réduire leur coût et permettre une diffusion plus large.

Nous nous sommes posé les questions suivantes : Les capteurs optiques permettent-ils de suivre la biomasse du phytoplancton de façon fiable, en particulier celle des cyanobactéries ? Quelle opportunité les techniques innovantes présentent-elles pour les petits plans d'eau ? Comment faire évoluer les capteurs pour permettre une diffusion très large, économiquement acceptable ?

1.3.2 Systèmes d'alerte des proliférations de cyanobactéries et de la contamination bactérienne

Les outils de surveillance que nous venons d'évoquer permettent de mieux comprendre le fonctionnement biogéochimique des plans d'eau (cf § 1.2), mais aussi de bâtir de systèmes d'alerte pour protéger la population, notamment des proliférations de cyanobactéries et de la contamination des plans d'eau par des bactéries pathogènes.

Dans les pays industrialisés, les principaux usages mis à mal à court terme par les cyanobactéries potentiellement toxiques, déjà évoquées au § 1.2.3, sont la production d'eau potable et la baignade. Mais ailleurs dans le monde, les enjeux sont liés à l'irrigation et à l'abreuvement du bétail : il s'agit alors aussi de protéger les agriculteurs, le bétail et les consommateurs de produits agricoles. Les gestionnaires publics ou privés des plans d'eau ont besoin de systèmes d'alerte pour leur permettre de détecter et, si possible, de prévoir les efflorescences de cyanobactéries potentiellement toxiques et de prendre des mesures pour protéger les populations. En particulier, il est très utile de prévoir le développement d'efflorescences algales ou leur déplacement jusqu'au lieu des usages vulnérables, par exemple de savoir quand fermer les prises d'eau et les plages. La production d'eau potable impose l'horizon de prévision le plus long, quelques jours, pour pouvoir constituer des réserves d'eau potable ou préparer le renforcement du traitement de l'eau brute ou encore l'utilisation d'une autre ressource.

Les systèmes d'alerte reposent sur des mesures et des modèles pour prévoir le risque d'occurrence d'une efflorescence. Pour élaborer un système prédictif, il est nécessaire pour chaque plan d'eau d'y identifier les déterminants majeurs des efflorescences (cf § 1.2.3). Si l'on surveille régulièrement ou, de préférence, en continu, l'évolution de ces déterminants majeurs ou que l'on sait les relier d'une part aux prévisions météorologiques et d'autre part à la concentration en cyanobactéries par un modèle statistique ou déterministe, on peut prévoir cette dernière à l'horizon de quelques jours.

Comme nous l'avons vu au § 1.2.2, l'élaboration des profils de baignade permet d'identifier les sources de la contamination des zones de baignade par des eaux usées et d'élaborer un plan d'actions pour réduire son occurrence et pour gérer les alertes. La surveillance prévue par la réglementation est basée sur des campagnes ponctuelles d'échantillonnage et d'analyse en laboratoire, par exemple l'incubation et le comptage de bactéries indicatrices de contamination fécale, ou le dénombrement des cellules de cyanobactéries et le dosage de leurs toxines, ce qui peut prendre plusieurs jours. Certaines collectivités gestionnaires de baignade souhaitent disposer d'outils plus réactifs, avec la détection rapide de la contamination des eaux par des capteurs, ainsi que la prévision de la contamination à partir de mesures prises en amont de la baignade, dans les réseaux d'assainissement ou en rivière.

Les systèmes d'alerte prédictifs opérationnels restent peu nombreux sur les lacs : par exemple sur le lac Erié, le lac de Constance, des plans d'eau des Pays-Bas. Les systèmes prédictifs de la contamination fécale des baignades sur les côtes restent tout aussi rares. En effet, pour qu'un système d'alerte soit utilisé, il faut que l'incertitude sur les prévisions soit suffisamment faible pour limiter les fausses alertes et le relâchement de la vigilance du gestionnaire et de la population. Il faut aussi que le système soit transposable d'un site à un autre, et que son coût soit acceptable pour la collectivité gestionnaire du milieu aquatique. Il croît avec le nombre de grandeurs suivies et donc avec la complexité du modèle.

Les questions scientifiques qui ont orienté nos travaux sont :

- quels modèles permettent de prévoir les proliférations de cyanobactéries à l'échelle de quelques jours dans différents types de plans d'eau ? quels processus doit-on modéliser : seul le déplacement ou alors le démarrage ou encore le développement d'une efflorescence, incluant éventuellement la compétition avec d'autres espèces de phytoplancton ? quand est-il nécessaire de coupler physique et biologie ? les modèles sont-ils faciles à utiliser et transposables à d'autres sites ?
- quelles mesures sont nécessaires sur site en complément des prévisions météorologiques ?
- quelle est la performance des modèles, leur incertitude de prévision ? le recalage avec des mesures en continu permet-il d'améliorer les prévisions ?

1.3.3 Mesure de la charge interne en nutriments et polluants des plans d'eau

Nous avons déjà évoqué les problèmes posés par les proliférations de phytoplancton et par la contamination des plans d'eau par les micropolluants (§ 1.2). Les flux de nutriments produits par minéralisation de la matière organique dans le sédiment, la charge interne, peuvent entretenir les proliférations de phytoplancton pendant des décennies, même après réduction des apports du bassin versant. De même, le relargage de contaminants par les sédiments d'un plan d'eau peut s'étaler sur de longues années.

L'estimation de ces flux est difficile dans les lacs peu profonds car ils dépendent des courants, de la turbulence et, indirectement, du vent, qui varie rapidement. Or il a été observé que le flux d'oxygène dissous vers les sédiments d'un lac peu profond varie à l'échelle horaire, sous l'effet des courants, dans les mêmes proportions qu'entre les saisons sous l'effet de la modulation de l'activité bactérienne par la température des sédiments (Murniati et al., 2015). Ainsi se pose la question de la variabilité temporelle des différents flux benthiques : est-elle similaire à celle de l'oxygène ? Mais la technique employée pour mesurer les flux d'oxygène, la covariance turbulente (*eddy covariance*), ne permet pas de mesurer les nutriments ou les micropolluants faute de capteurs rapides. Les autres

techniques ont une résolution temporelle insuffisante (chambre à dialyse), ou ne permettent pas d'observer la dynamique des flux de nutriments en réponse au forçage hydrodynamique réel (chambre benthique, incubation en laboratoire), ou encore requièrent des conditions de stabilité de la turbulence trop restrictives pour les milieux aquatiques peu profonds (gradient de concentration) (Viollier et al., 2003).

A l'interface terre-atmosphère, la technique *relaxed eddy accumulation* remplace la covariance turbulente pour les substances pour lesquelles n'existe aucun capteur rapide, comme les composés organiques volatils. Au lieu de mesurer des fluctuations de concentration à une fréquence élevée, l'air est pompé séparément dans deux échantillons suivant le sens de la composante turbulente de la vitesse verticale du courant. Le flux turbulent est proportionnel à la différence de concentration entre les échantillons accumulés pendant 30 min.

Peut-on adapter cette technique pour mesurer directement la dynamique de court terme des flux de nutriments à l'interface sédiment-eau en réponse au forçage hydrodynamique ?

1.4 Synthèse des questions de recherche et présentation sites d'étude

1.4.1 Synthèse des questions scientifiques abordées

Les trois sous-parties précédentes ont présenté les questions scientifiques qui ont guidé mes travaux sur l'observation et la modélisation des lacs en les resituant rapidement dans leur contexte scientifique. Le tableau ci-dessous les résume pour mémoire avec un code couleur qui distingue les processus (en bleu), les outils (en rouge) et leurs applications (en vert). Elles s'inscrivent dans des questions plus larges :

- Quels sont les avantages respectifs de la mesure directe dans l'environnement et de l'analyse d'échantillons en laboratoire ? Quelles grandeurs peut-on mesurer en continu dans les milieux aquatiques ?
- Quel est l'apport des modèles numériques quand on dispose de mesures ? Quelles mesures sont nécessaires pour que les résultats des modèles soient fiables ? Peut-on alors faire plutôt confiance aux mesures ou au modèle ?
- Comment articuler les modélisations physique et biogéochimique ? Quel type et quelle complexité de modèles permettent de mieux comprendre les phénomènes physiques et biogéochimiques ? Le même type de modèles permet-il de comprendre les phénomènes et de les prévoir ?
- Comment les milieux aquatiques évoluent-ils avec les changements globaux ? Quelle efficacité attendre des mesures de restauration des milieux aquatiques ?

Fonctionnement physique des lacs

- Un petit lac a-t-il un fonctionnement physique spécifique ?
- Quelle performance des modèles hydrodynamiques, avec quelles mesures et quel calage ?
- En quoi un modèle complète-t-il les mesures ? Quelles nouvelles applications des modèles ?

Fonctionnement biogéochimique des lacs

- Les plans d'eau ont-ils un effet épuratoire sur les micropolluants métalliques des eaux pluviales ?
- Comment interpréter la variabilité de la contamination bactérienne d'un plan d'eau ?
- Comment expliquer les proliférations saisonnières de cyanobactéries ? Quelle prise en compte des nutriments ?

Outils de surveillance et d'alerte

- Quel apport des capteurs optiques pour la surveillance de la qualité de l'eau ?
- Quels modèles pour des systèmes d'alerte des proliférations de cyanobactéries et de contamination bactérienne ?
- Comment mesurer la variabilité horaire des flux benthiques de nutriments et de micropolluants dans les petits lacs ?

1.4.2 Sites d'étude

Nous avons travaillé sur des lacs de taille, de fonctionnement hydrologique et de climat contrastés, principalement des lacs profonds naturels, des lacs de barrage hydroélectrique et d'anciennes gravières.

Les sites d'études ont des fonctionnements hydrologiques différents : lac naturel au niveau fixé par une écluse (Bourget), lacs de barrage (Grangent, Pampulha, Karaoun), le premier restant plein durant l'été pour les activités de loisir, le second situé dans un bassin versant très urbanisé, le troisième recevant un très faible débit de son bassin versant l'été, étang sur un ruisseau urbain (Enghien-les-Bains), anciennes gravières (Créteil, Champs-sur-Marne), ancienne darse portuaire sur un canal (bassin de la Villette à Paris). Ils ont des tailles différentes et ont des climats variés (océanique, méditerranéen, tropical). La plupart accueillent des activités de loisirs nautiques.

Le temps de séjour de l'eau est très variable : d'un jour dans le bassin de la Villette à plusieurs années dans le lac du Bourget, et parfois difficile à estimer, comme pour les gravières alimentées par une nappe alluviale.

Le marnage de ces lacs est également variable. Très faible dans les grands lacs naturels, il peut être très grand dans les retenues, jusqu'à 25 m à Karaoun, qui était presque vide en fin d'automne ces dernières années. Dans les anciennes gravières de Créteil et Champs-sur-Marne, alimentées par la nappe d'accompagnement de rivières canalisées au niveau régulé, le marnage ne dépasse pas quelques dizaines de centimètres (hors crue exceptionnelle pour Champs-sur-Marne)

Tableau 1. Principales caractéristiques des sites d'étude

	Sites d'étude	Surface maxi	Profondeur moyenne	Usages principaux	Fonctionnement hydrologique
Lacs	Baie Missisquoi, Canada	77 km ²	3 m	Eau potable, loisirs nautiques, baignade	Baie du lac Champlain (1227 km ²), deux affluents
	Lac du Bourget	42 km ²	80 m	Pêche, loisirs nautiques	Niveau maintenu par une écluse
Lacs de barrage	Yuqiao, Chine	87 km ²	5 m	Energie, eau potable	Bassin versant 2000 km ² et alimentation par une autre retenue (1 km ³ /an)
	Karaoun, Liban	12 km ²	20 m	Energie, irrigation	Sur le Litani, plein vers avril, parfois presque vide en décembre
	Grangent	3,6 km ²	50 m	Energie, protection contre les inondations, irrigation, eau potable, baignade, sports nautiques	Sur la Loire, maintenu plein l'été
	Pampulha, Brésil	1,9 km ²	5 m	Promenade, protection contre les inondations	Sur huit ruisseaux dans la métropole de Belo Horizonte
Gravières	Lac de Créteil	40 ha	4,5 m	Sports nautiques, pêche	Ancienne sablière dans nappe alluviale entre Marne et Seine
	Lac de Champs-sur-Marne	10,3 ha	2,4 m	Sports nautiques, baignade	Ancienne gravière dans la nappe alluviale de la Marne
Etang	Lac d'Enghien-les-Bains	38 ha	1,3 m	Sports nautiques	Etang sur cours d'eau canalisés
Canal	Bassin de la Villette	5,2 ha	3 m	Sports nautiques, baignade	Plan d'eau sur canal de navigation, prise d'eau non potable, niveau régulé par écluse en amont

2 Fonctionnement physique des lacs et sa modélisation

Une partie de nos travaux a porté sur le fonctionnement physique des lacs, peu profonds et profonds, étudié pour lui-même. C'est ce que nous présentons dans cette première partie thématique. Nous commencerons par les résultats obtenus sur la dynamique d'un petit lac, le lac de Créteil, par des mesures à haute fréquence. Puis nous ferons une synthèse de nos travaux de modélisation thermique et hydrodynamique avec différents modèles sur différents sites. Nous les illustrerons par nos résultats de simulation tridimensionnelle de la stratification thermique et des ondes internes sur un petit lac, et des hétérogénéités spatiales de la température de surface dans une retenue. Nous finirons en présentant deux applications d'un modèle hydrodynamique pour compléter les mesures sur un lac profond, l'évaluation de son réchauffement sur trois décennies et la reconstitution du profil de fluorescence d'une cyanobactérie à partir de sa mesure en continu à une seule profondeur.

2.1 La riche dynamique des petits lacs peu profonds

Objectifs de recherche

Nos travaux de caractérisation du fonctionnement physique d'un lac peu profond ont eu pour objectif de répondre aux questions suivantes : quelles sont les hétérogénéités des variables physiques dans les plans vertical et horizontal, et comment dépendent-elles des conditions météorologiques ? Quelles sont leurs dynamiques de court et de long termes ? Plus particulièrement, quelle est l'alternance du mélange complet et de la stratification ?

Ces travaux ont eu pour cadre le doctorat de Frédéric Soullignac (thèse soutenue en 2017), le projet de recherche régional « Petits lacs urbains, mesures multiéchelles et modélisation » (PLUMMME, 2011-2014), que j'ai coordonné, et le projet ANR « Periurban lakes: society and environment » (PULSE, 2011-2014). Ils ont donné lieu à une publication (AICL10).

Méthode

Nous avons caractérisé la dynamique du lac de Créteil par des mesures en continu à haute fréquence (30 s). Le dispositif est schématisé sur la Figure 1. Une station centrale à télétransmission (Lake ESP, PME) mesure la température à cinq profondeurs à une précision de 0,01 °C, ainsi que la fluorescence à deux profondeurs et le rayonnement actif pour la photosynthèse à une profondeur. Elle est équipée d'une station météorologique (Vaisala) qui mesure la température et l'humidité de l'air, la pression atmosphérique, les précipitations humides, la vitesse et la direction du vent à 2 m au-dessus de l'eau, ainsi que d'un capteur de rayonnement net total (Kipp and Zonen). Deux autres bouées complétaient le dispositif, avec chacune une sonde multiparamétrique de température, d'oxygène dissous et de fluorescence (nke), et deux capteurs de température (nke) pour la mesurer à 0,05°C à trois profondeurs (Figure 1). Le système de mesure en continu sur le lac de Créteil est intégré à l'observatoire des sciences de l'univers « Enveloppes fluides de la ville aux exoplanètes » (OSU EFLUVE). La fréquence de la maintenance a dû être portée à une fois par quinzaine : la récupération des mesures doit être assez fréquente pour éviter d'en perdre trop en cas de défaillance des piles, de même que le nettoyage des capteurs optiques pour éviter une dérive de leurs mesures – les capteurs de fluorescence s'encrassent beaucoup plus vite qu'annoncé par le fournisseur qui ne travaille pas sur ce type de plans d'eau.

Dans le cadre du projet ANR PULSE, des campagnes mensuelles de mesure de profils de température, de lumière et de la fluorescence du phytoplancton dans la colonne d'eau ont permis de compléter le dispositif de 2011 à 2013.

Un courantomètre (Aquadopp, Nortek) a enregistré le profil vertical de la vitesse du courant, à 1 % près et 2,3 cm de résolution, de 1,5 à 4,5 m de profondeur, en continu pendant six semaines au centre du lac (septembre-octobre 2013). Nous avons mis au point un support rigide avec un bras mobile pour pouvoir changer sa profondeur depuis la surface. Nous avons ainsi caractérisé sur trois ans les hétérogénéités de température (dont les ondes internes) et les périodes de stratification et de mélange.

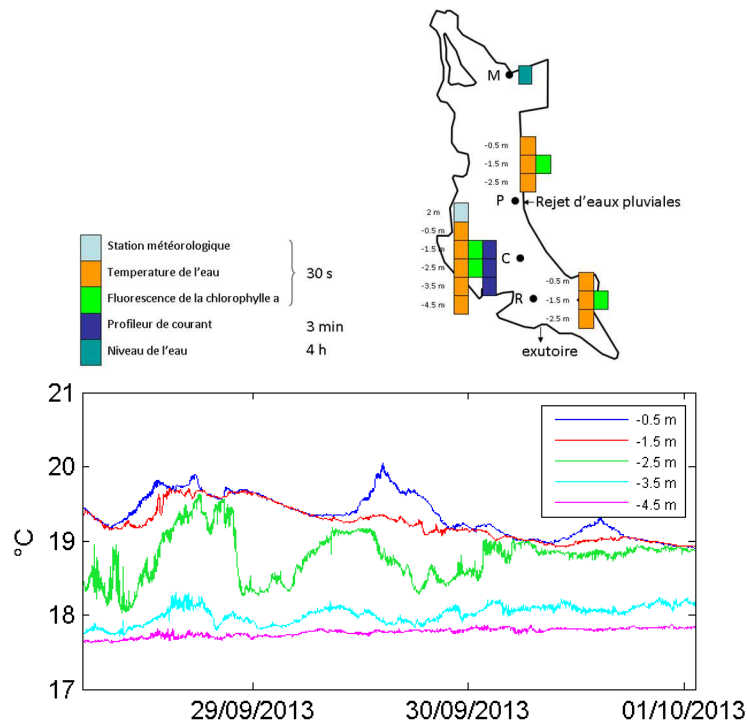


Figure 1. Equipement du système d'observation du lac de Créteil aux points P devant le rejet d'eaux pluviales, C au centre, R (pour roselière) proche de l'exutoire du lac ; température mesurée au point central C, à cinq profondeurs pendant trois jours : on observe des ondes internes de période environ 17 h et un mélange partiel jusqu'à au moins 2,5 m de profondeur vers 5 h du matin le 30/09/2013.

Résultats

Si on définit la stratification thermique comme une différence de température de l'eau de plus de 0,5°C entre 0,5 et 4,5 m de profondeur, on constate que les périodes de stratification ont des durées très variables, de quelques heures (stratification diurne) à quarante jours consécutifs, en juin et juillet 2012 et 2013. La répartition des périodes de stratification varie d'une année sur l'autre, beaucoup plus que dans un lac profond qui présente souvent une seule période de stratification.

Sous l'effet du vent, on observe des ondes internes de plus d'une semaine lors des périodes de stratification, particulièrement le premier mode de résonance sur la longueur du lac, le mode V1H1. Sa période varie avec le gradient thermique (17 h en 09/2013, 11 h en 06/2014, Figure 1). On la retrouve avec la formule de Merian qui donne les modes d'oscillation de la thermocline dans une représentation simplifiée avec deux couches parallélépipédiques de masse volumique homogène. Ces ondes se traduisent par de fortes hétérogénéités horizontales de température, par exemple 1,5°C entre les points P et R en octobre 2013.

Portée

Ces résultats viennent en conforter d'autres qui montrent que le comportement des petits lacs est tout aussi complexe que celui des lacs profonds, voire davantage car les mélanges complets y sont plus fréquents et moins réguliers d'une année sur l'autre. Comme nous le verrons au § 2.2, leur modélisation s'avère ainsi très sensible à la qualité et à la représentativité des mesures météorologiques.

Par ailleurs, ce travail a permis de faire du lac de Créteil un site d'observation de l'observatoire des sciences de l'univers EFLUVE et un site associé de l'Observatoire des lacs alpins, labellisé par l'Alliance National de Recherche pour l'Environnement. Ce cadre permet des observations de long terme et à haute fréquence qui sont rares sur les petits lacs : l'observatoire international GLEON comporte surtout des grands lacs.

2.2 Conditions de bonne performance des modèles numériques

Il nous a fallu un dispositif expérimental important pour caractériser l'hétérogénéité du fonctionnement physique d'un lac dans le plan horizontal. Nous verrons qu'un modèle hydrodynamique tridimensionnel représente très bien cette hétérogénéité. Mais avant cela, nous nous sommes demandé quel modèle est adapté à quel type de lac et avec quelles mesures.

2.2.1 Retour d'expérience de l'utilisation des modèles numériques

Nous n'avons pas poursuivi le développement de modèles numériques de lac, mais nous avons travaillé avec différents modèles existants, tous à base physique (Tableau 2). Nous les avons utilisés soit seuls pour étudier le fonctionnement thermique ou hydrodynamique des lacs, leur stratification ou leurs hétérogénéités sur l'horizontale, soit pour accompagner la modélisation biogéochimique du développement de cyanobactéries ou de la contamination bactérienne par des rejets d'eaux usées (§§ 3.2 et 4.2).

Nous nous sommes posé les questions suivantes : quel modèle utiliser, avec quel nombre de dimensions et quelle fermeture de la turbulence ? quel maillage adopter ? est-il nécessaire de représenter les débits entrant et sortant du lac ? avec quelles mesures météorologiques initialiser et forcer le modèle ? quel calage et quelle validation sont nécessaires ?

Choix des modèles

Nous sommes passés de modèles « propriétaires » (M1DV, DYRESM) à des modèles libres (GOTM, GLM, Delft3D et Telemac3D). Les modèles libres permettent de s'insérer dans une communauté d'utilisateurs plus grande, d'avoir un soutien technique grâce à un forum internet, au-delà du manuel qui laisse toujours sur sa faim, de comparer ses résultats avec un plus grand nombre de cas d'études, et de profiter de leur interfaçage avec différents modèles biogéochimiques. Nous sommes aussi passés de modèles unidimensionnels à des modèles tridimensionnels. Ces derniers permettent d'étudier les hétérogénéités horizontales du fonctionnement hydrodynamique et biogéochimique des lacs. Reprenant la classification de Hodges (2009), nous sommes passés d'un modèle avec une description empirique de la turbulence verticale (M1DV), à des modèles reposant sur la répartition de l'énergie dans le lac (DYRESM et GLM), puis au modèle $k-\epsilon$, qui repose sur la moyenne de Reynolds des équations de transport (GOTM, Delft3D et Telemac3D). Même si l'intercomparaison de modèles a montré que leurs performances sont comparables, les premiers ont des paramètres de turbulence à caler, spécifiques au site, contrairement au modèle $k-\epsilon$, ce qui rend ce dernier plus facile à utiliser.

Tableau 2. Modèles hydrodynamiques et thermiques utilisés

Modèle physique		Application	Principaux processus étudiés	Site d'étude (Tableau 1)	Variables de calage (nombre de paramètres)	Durée simulation	Pas de temps calcul	Pas de temps météo	Pas vertical / horizontal (m)	Co-encadrements	Publi.
1D	M1DV	Analyse réchauffement Alerte cyanobactéries	Stratification thermique	Bourget*	Paramètres des flux de chaleur latente et sensible, du mélange en surface, de la stratification du mélange (8)	33 ans	3 h		1	M2 Viet Tran Khac -	AICL16, AICL20
	DYRESM	Alerte cyanobactéries	Stratification thermique, bilan hydrique	Grangent	Transparence de l'eau pour modèle hydrodynamique seul (0 ou 1)	1-2 mois	1-3 h		0,13-6	M2 Emna Sellami,	ACTI9
				Enghien-les-Bains*		3,5 mois	30 min		0,16-0,32	M2 Talita Silva	ACTI10
		Evolution saisonnière cyanobactéries	Stratification thermique, bilan hydrique	Karaoun, Liban	Correction vent, turbulence dans l'hypolimnion et transparence de l'eau (3)	1 an	1 j		0,25-1,7	Doctorat Ali Fadel	AICL7
		Evolution saisonnière cyanobactéries, scénarios b. versant	Stratification thermique	Pampulha, Brésil*	Pas de participation à l'élaboration du modèle, travail dans la continuité de celui sur Enghien.					Doctorat Talita Silva	AICL2, ANCL1
	GOTM	Evolution saisonnière phytoplancton	Stratification thermique	Bourget	Transparence de l'eau (choix d'un jeu de 3 paramètres)	9 mois	5 min	1 h	1	Doctorat Frédéric Soullignac	AICL6
GLM	Alerte cyanobactéries	Stratification thermique	Yuqiao, Chine*	2 pour turbulence dans l'hypolimnion, transparence de l'eau, correction du vent mesuré à 100 km (4)	7 j	1 h		0,2-0,4	Doctorat Ali Fadel	AICL9	
3D	Delft3D-FLOW	Analyse hétérogénéités horizontales Dispersion bactéries	Bilan hydrique, stratification et gradients horizontaux de température	Créteil	Traînée du vent et transparence de l'eau (2)	1 mois	30 s	30 s	0,33 / 20x20 (carré)	Doctorat Frédéric Soullignac	AICL10, ACTI2, ACTI5
		Alerte cyanobactéries		Champs-sur-Marne	Correction vent à 22 km et transparence de l'eau (2)	15 j	30 s	1 h	0,25 / 10x10 (carré)	Doctorat Denis Plec	ACTI4
		Apport télédétection à validation modèle		Karaoun, Liban	Transparence de l'eau (1)	2,5 - 4 mois	1 min	1-24 h	0,2 et 1,4 / 50x50	Doctorat Najwa Sharaf	soumis
	Telemac 3D	Déplacement bactéries (baignade)	Bilan hydrique, stratification, vitesse de surface	Bassin de la Villette	Rugosité du fond (1)	7 j	30 s	1 h	0,3 / 2 ou 4 (triangle)	M1 Fernando Bezerra	ACTI1

*Implication dans l'analyse et la valorisation des résultats, mais pas dans le calage du modèle. M1 et 2 : 1^{ère} et 2^e années de master

Plus en détail, nous avons tout d'abord utilisé un modèle unidimensionnel, M1DV (AICL16), comportant une formulation empirique de la diffusion turbulente verticale adaptée à la stratification thermique, dans le cadre du projet Proliphyc, portant sur les systèmes d'alerte des proliférations de cyanobactéries. Développé au laboratoire, il était déjà calé sur le lac du Bourget.

Nous avons ensuite utilisé le logiciel payant Dyresm, the Dynamic Reservoir Simulation Model, puis sa copie libre GLM, the General Lake Model, pour simuler les proliférations de cyanobactéries dans les retenues hydroélectriques (Grangent en France, Karaoun au Liban, Yuqiao en Chine, Pampulha au Brésil). Nous souhaitons une simulation fiable de la variation de leur niveau d'eau, ce que permettent ces modèles, dont l'épaisseur des couches s'adapte pour avoir un pas vertical de densité constant (coordonnées isopycnales).

Exceptionnellement, lors du projet Phycl, nous avons utilisé le modèle unidimensionnel libre de colonne d'eau GOTM, the General Ocean Turbulence Model. C'était à l'époque, en 2012-2013, le seul modèle hydrodynamique interfacé dans la plateforme Framework for Aquatic Biogeochemical Models (FABM, (Bruggeman and Bolding, 2014)), dans laquelle Onur Kerimoglu, alors en post-doc à l'INRA à Thonon-les-Bains, développait son propre modèle biogéochimique sur le lac du Bourget. La représentation de la turbulence dans GOTM est le modèle k- ϵ . Par contre, ce modèle prévu pour l'océan ne représente ni la variation de niveau, ni surtout la variation de l'aire du lac avec la profondeur (bathymétrie, parfois appelée hypsographie). Il est indispensable d'en tenir compte pour bien simuler la température et la concentration de nutriments lors du mélange complet du lac à la fin de l'hiver, de sorte qu'il était nécessaire de réinitialiser le modèle chaque année.

Pour étudier les hétérogénéités horizontales et plus seulement verticales du fonctionnement physique, nous avons utilisé le modèle tridimensionnel libre Delft3D, dans le cadre d'une collaboration avec l'Université de Delft lors du projet Blue Green Dream (KIC Climat) dont le lac de Créteil était un des sites pilotes. Parmi les différentes fermetures de la turbulence qui y sont programmées, la plus utilisée pour les lacs est le modèle k- ϵ . Dans le cadre d'une collaboration avec un autre laboratoire de l'École des Ponts ParisTech, le Laboratoire d'hydraulique Saint-Venant dont une des tutelles, EDF, est à l'origine du code Telemac, nous avons utilisé un autre modèle tridimensionnel libre, Telemac3D, toujours avec le modèle de turbulence k- ϵ . La proximité de l'équipe nous permet de profiter de ses derniers développements.

Nous n'avons jamais utilisé de modèles bidimensionnels horizontal et vertical comme CE-QUAL, qui auraient pu être utiles pour représenter à la fois la stratification thermique et l'écoulement longitudinal dans une retenue. Mais notre période d'étude était toujours l'été, et, lorsqu'on peut les définir, les courants longitudinaux restent faibles, à part dans le bassin de la Villette. Sur ce dernier site, le modèle tridimensionnel s'est imposé car il s'agissait de simuler le transport de bactéries jusqu'à une baignade en eau libre située sur le bord du bassin.

Bathymétrie

Une bonne bathymétrie ou une courbe hauteur-volume est indispensable pour de bonnes simulations interannuelles comme au Bourget, pour que la température soit correcte après mélange complet, comme nous l'avons déjà mentionné. C'est aussi le cas lorsque le niveau d'eau varie beaucoup, car la surface d'échange d'énergie entre l'atmosphère et l'eau varie (Karaoun), ou encore pour les simulations tridimensionnelles, car la forme du fond du plan d'eau joue sur la circulation générale (gyres à Karaoun) et sur les modes d'ondes internes (Créteil). Notre équipe a fait les relevés à Créteil et à Champs-sur-Marne. A Karaoun, les données de l'exploitant, que nous avons utilisées pour le modèle unidimensionnel, étaient anciennes, alors que le volume de la retenue se réduit par

alluvionnement et nous avons dû les corriger. Pour le modèle tridimensionnel, les images satellitaires ont permis de reconstituer une bathymétrie, en y relevant le contour de la retenue à différents niveaux d'eau, que l'opérateur relève chaque jour sur une échelle limnimétrique.

Maillage

Nous nous sommes avant tout intéressés à la stratification thermique des plans d'eau, et pas aux courants sur le fond. Ainsi nous avons choisi pour les modèles tridimensionnels (Delft3D et Telemac3D) des couches horizontales, plutôt qu'un maillage à nombre fixe de couches (coordonnées σ) et nous avons veillé à la « convergence du maillage » (Hodges, 2009) en réduisant l'épaisseur des couches jusqu'à ce que le résultat ne varie plus : 33 cm à Créteil (profondeur moyenne de 4,5 m), 30 cm à la Villette (profondeur de 3 m). A Karaoun, le modèle a dû être raffiné près de la surface (cellules de 20 cm d'épaisseur) pour pouvoir comparer la température simulée dans la couche de surface avec les mesures et les images satellitaires à différents moments de la vidange de la retenue. Dans les modèles à couches adaptatives (Dyresm et GLM), on peut préciser la gamme de variation de l'épaisseur des couches.

Dans Delft3D, nous utilisons un maillage carré : 20 m par 20 m à Créteil (981 mailles), 10 m par 10 m à Champs-sur-Marne (801 mailles). A Karaoun, la maille a 50 m de côté, pour limiter le temps de calcul quand le modèle est couplé à la biogéochimie. C'est une taille cohérente avec la résolution spatiale de 100 m des images satellitaires en infrarouge (Landsat 8). A la Villette, le maillage non structuré est constitué de triangles de 4 m de côté, et raffiné avec des triangles de 2 m de côté à la jonction du canal et du bassin de la Villette.

Durée de simulation et pas de temps

La durée de simulation n'est pas limitée, sous réserve de disposer des données de forçage et de capacités de calcul suffisantes, surtout pour les modèles tridimensionnels. Les simulations les plus longues ont été celles du Bourget avec M1DV (33 ans) et de Karaoun avec DYRESM (un an), pour lesquelles les simulations ont été comparées à des mesures de température et de niveau d'eau respectivement. Souvent, les simulations avaient une durée plus courte, au gré des données biogéochimiques disponibles, par ex. 9 mois avec GOTM au Bourget ou 2 mois à Grangent, ou alors pour pouvoir faire varier la transparence de l'eau tous les mois à Créteil, ce que la version de l'époque de Delft3D ne permettait pas encore sans interrompre les simulations.

Les données météorologiques ont un pas de temps de 1 h, 3 h ou, plus rarement, 1 j quand elles proviennent d'une station météorologique institutionnelle. A Créteil, nous disposons de mesures météorologiques à 30 s sur la bouée de mesure. Dans les modèles unidimensionnels, le pas de temps de calcul est généralement pris égal à celui des données météorologiques, alors que dans les modèles tridimensionnels, le pas de temps de calcul est beaucoup plus court, pour respecter la condition de Courant, Friedrichs et Léwy et limiter la diffusion numérique : 30 s à Créteil, Champs et la Villette, 1 min à Karaoun.

Variation de niveau et prise en compte des débits des affluents et des prélèvements

Dans les retenues, la variation de niveau peut être importante (25 m par an à Karaoun) et doit être prise en compte dans les simulations. Nous avons déjà évoqué l'importance de la surface d'échange entre l'eau et l'atmosphère pour un bon bilan énergétique du lac. Ainsi les débits entrants et sortants fournis par l'exploitant de la retenue ont été pris en compte dans les simulations de Karaoun et Yuqiao.

Mais souvent, même sur des retenues comme Grangent l'été, la variation du niveau d'eau est faible en comparaison de la profondeur moyenne du plan d'eau. Le niveau est souvent limité par un déversoir (Bourget, Enghien, Pampulha, Grangent, Créteil) et sa baisse éventuelle en été est due à la faiblesse des apports et à l'évaporation alors que la production d'électricité est interrompue pour faciliter les activités nautiques à Grangent. Dans le bassin de la Villette, une voie de navigation, le niveau est maintenu constant par la première écluse du canal de Saint-Denis. C'est à Créteil et à Champs, d'anciennes gravières dans la nappe alluviale, que la variation de niveau, d'environ 50 cm sur une année, est relativement la plus importante, environ 10 % de la profondeur moyenne à Créteil, 20 % à Champs. Mais une étude de sensibilité a montré qu'elle peut toujours être négligée pour des simulations de moins d'un mois.

Même sans variation de niveau, les débits qui traversent un plan d'eau peuvent influencer sur la stratification thermique, d'autant plus si le temps de séjour de l'eau est court. Ainsi, dans les modèles Dyresm d'Enghien et de Grangent, Delft3D de Créteil (dispersion du panache d'un rejet) et Telemac3D de la Villette, le même débit a été injecté et soutiré du modèle et la pluie négligée, pour maintenir le niveau constant durant les simulations. Les valeurs de débit provenaient d'une station hydrométrique permanente (Grangent), de la collectivité en charge de l'assainissement (Enghien, Créteil) ou de la navigation (la Villette). Pour connaître la profondeur d'insertion des apports par le bassin versant ou par le réseau d'assainissement pluvial (Enghien, Créteil), il faut connaître leur densité, ou au moins leur température, qui est rarement disponible. Nous avons pris comme valeur de la température de l'apport celle de l'air (Grangent, Karaoun, eaux pluviales à Créteil pour les simulations de contamination bactérienne), la moyenne verticale de la température du lac (Enghien) ou, en l'absence de mesures, d'un lac de la même zone géographique (Champs pour la Villette). Il nous aurait fallu une série de mesures dans les affluents pour caler un modèle de leur température en fonction de la température de l'air ou de leur débit.

Pour les études du fonctionnement physique des lacs, sans biogéochimie, au Bourget et à Créteil (§§ 0 et 2.3), les débits ont même été négligés car le temps de séjour de l'eau est très grand (plusieurs années au Bourget, alimentation principalement par la nappe à Créteil). Les débits ne perturbent pas la stratification thermique. Dans les ébauches de système d'alerte des cyanobactéries d'Enghien, Grangent et Yuqiao, les débits sont pris en compte pour le calage et la validation, puis négligés pour les prévisions, faute de prévision fiable.

Forçage météorologique : importance de la météo locale

Dans les modèles, la température de l'air joue sur les flux de chaleurs latente et sensible à la surface du lac et sur la perte de masse par évaporation, la couverture nuageuse sur le rayonnement infrarouge provenant de l'atmosphère et sur le rayonnement visible qui illumine et chauffe le lac, l'humidité de l'air sur le flux de chaleur latente, la vitesse du vent sur les flux de chaleur et l'apport d'énergie cinétique au lac, et la direction du vent sur la direction des courants dans les modèles tridimensionnels.

Nous avons toujours travaillé avec un forçage météorologique uniforme, même avec les modèles tridimensionnels. C'est surtout pour le vent que la question se pose. Mais un vent uniforme sur le lac n'empêche pas le modèle de produire dans le plan horizontal une circulation (gyres), comme à Karaoun, ou des hétérogénéités de température sous l'effet des ondes internes comme à Créteil.

Par contre, nous avons observé l'importance de la mesure des variables météorologiques sur le lac pour obtenir une bonne représentation des échanges d'énergie à sa surface, en particulier pour le vent. Nous disposons de bouées de mesure au centre du lac à Enghien et à Créteil (celle de Grangent

a eu des problèmes de transmission des mesures). Nous avons pu voir sur d'autres lacs pour lesquels nous ne disposions que des mesures d'une station météorologique éloignée que c'est vraiment un point critique car les simulations n'y ont jamais été aussi bonnes (stations de l'aéroport de Chambéry pour le lac du Bourget, de celui de Saint-Etienne à plus de 10 km de la retenue de Grangent, de celui d'Orly à 22 km de Champs-sur-Marne, de Tal Amara à 40 km de la retenue de Karaoun, et à 100 km pour Yuqiao).

Démarche de calage

Pour le calage et la validation des modèles, nous avons utilisé différents types de mesures. Le plus souvent, ce sont des mesures en continu de la température à différentes profondeurs, acquises par des bouées à télétransmission (bouée du projet Proliphyc à Enghien-les-Bains, plateforme de mesure ESP de la société PME à Créteil) et par des lignes de thermistances installées par notre équipe à Créteil, par le CNRS libanais à Karaoun, ou par l'exploitant à Grangent. Dans le cas particulier du Bourget, il s'agit de profils verticaux effectués par l'INRA depuis un bateau. Nous disposons souvent de mesures en un seul point, au plus profond du lac, mais aussi en deux autres points à Créteil, à Champs et à Karaoun. S'y ajoutent les mesures quotidiennes de niveau d'eau par l'exploitant à Karaoun, des mesures de profils de vitesse au courantomètre à haute résolution à 30 s durant un mois et demi à Créteil, et la mesure de vitesse de surface par lâcher d'une balise GPS flottante dans le bassin de la Villette.

La démarche de calage est rarement explicitée dans les publications, qui souvent indiquent seulement si le calage est manuel ou automatique. Si le niveau d'eau varie beaucoup, nous commençons par un bilan hydrique pour lequel aucun calage ne doit être nécessaire, en comparant les variations du niveau de l'eau mesuré et simulé, sur plusieurs années à Karaoun, et sur quelques mois à Créteil. A Créteil, les résultats de simulation de la température avec Delft3D étaient très bons au point central, même si la variation du niveau d'eau et les échanges avec la nappe étaient négligés. A Karaoun, pour obtenir de bons résultats avec le modèle Dyresm, il s'est avéré nécessaire de corriger de quelques pourcents la courbe du volume de la retenue en fonction de la hauteur d'eau fournie par l'exploitant, en l'absence d'une bathymétrie récente et fiable.

Puis, le plus souvent avec des mesures en continu de température à différentes profondeurs dans le lac, nous vérifions le bilan énergétique global du lac grâce à l'évolution de la température du lac entre deux périodes de mélange, car elle est alors uniforme sur la verticale (par exemple avant et après la stratification estivale pour un lac profond).

Puis nous calons la transparence de l'eau pour répartir la chaleur dans la zone euphotique (c'est-à-dire l'écart de température entre deux profondeurs de mesure dans la zone éclairée), sans que cela modifie la température moyenne du lac. La plupart du temps, nous ajustons la valeur d'un coefficient d'atténuation de la lumière dans la gamme des mesures au disque de Secchi faites sur le lac. Pour cela, on fait deux hypothèses simplificatrices : que l'atténuation de la lumière est homogène sur la profondeur dans la zone euphotique et pour les différentes longueurs d'onde de la lumière qui pénètre dans l'eau, le rayonnement actif pour la photosynthèse (PAR). Dans le modèle GOTM, la description est un peu plus raffinée, avec deux coefficients d'atténuation distincts pour le rayonnement actif pour la photosynthèse, bleu-vert, et pour le reste du rayonnement visible (rouge) et un coefficient sur la répartition entre ces deux rayonnements.

Si cela ne suffit pas, comme préconisé par Hodges (2009), nous corrigeons les données météorologiques de forçage du modèle insuffisamment représentatives, et plus précisément le vent,

plutôt que les paramètres du modèle qui ont une signification physique directe comme les coefficients de transfert d'énergie cinétique et de chaleurs latente et sensible en surface du lac, ou encore les paramètres du modèle de turbulence k- ϵ , dont la valeur n'a aucune raison de varier d'un site à l'autre. Nous avons aussi souvent dû corriger la vitesse du vent de la station météorologique la plus proche par un facteur multiplicatif, avec par exemple une réduction de 40 % pour Yuqiao dont la station météorologique est à 100 km. Nous devons reconnaître que nous avons parfois modifié des paramètres physiques comme le coefficient de traînée à Créteil, plutôt que de corriger le vent, mesuré à 2 m de hauteur et non à 10 m comme habituellement. Depuis, le coefficient de correction du vent est devenu standard dans un modèle comme GLM.

Dans les modèles dont la représentation de la turbulence est empirique (M1DV, Dyresm ou GLM), il est nécessaire de caler un coefficient pour ajouter du mélange dans l'hypolimnion. Dans nos travaux, cela ne s'est avéré indispensable que pour calculer la température moyenne du lac du Bourget, ce qui supposait de bien décrire son profil jusqu'au fond. Dans le modèle M1DV, le coefficient de diffusion verticale présente une discontinuité au métalimnion, à caler avec un paramètre. Dans la version d'origine du modèle DYRESM, aucun terme du bilan d'énergie n'alimente le mélange de l'hypolimnion, ce qui n'est pas très gênant dans les retenues. C'est lorsque le modèle a été utilisé pour des lacs naturels qu'il est devenu nécessaire d'ajouter un terme de mélange dans l'hypolimnion, à caler lui aussi.

Dans les modèles tridimensionnels, on peut aussi jouer sur la turbulence sous maille qui joue sur les différences horizontales de température dans le lac. Comme nous le verrons sur l'exemple du lac de Créteil, Delft3D permet de faire tourner d'abord un modèle bidimensionnel horizontal (*large eddy simulation*) pour calculer la diffusion turbulente horizontale, puis de réinjecter ses résultats comme terme de fond sous maille dans Delft3D. Ainsi, aucun calage supplémentaire n'est nécessaire.

A la Villette, nous avons calé le coefficient de rugosité du fond, qui joue beaucoup sur la hauteur d'eau dans le plan d'eau, de temps de séjour d'une journée, et dans son canal d'alimentation. Les vitesses y sont bien supérieures (environ 10 cm/s au maximum) et plus uniformes sur la hauteur que dans les autres plans d'eau. Ainsi, à Créteil, à Champs et à Karaoun, un tel calage n'a pas été nécessaire.

En résumé, si les mesures météorologiques sont représentatives, les courants faibles et le modèle de turbulence la fermeture k- ϵ , le calage d'un modèle se réduit à l'ajustement de la transparence de l'eau dans la gamme des valeurs mesurées ; au contraire, pour un modèle plus empirique, ou si les données de vent ne sont pas représentatives de celui qui souffle sur le lac (topographie, rideau d'arbres pour les petits lacs, etc.), ou encore si les courants sur le fond sont importants, davantage de calage est nécessaire.

Pour la validation des modèles, nous avons surtout utilisé des mesures de niveau d'eau ou de température similaires à celles utilisées pour le calage, mais sur d'autres périodes. A Créteil, nous avons essayé d'utiliser des mesures de courant mais la validation n'a pu être que qualitative. De même, à Karaoun, nous avons testé l'intérêt des images satellitaires de température de surface pour valider les résultats de simulation. Nous reviendrons dans les paragraphes suivants sur les simulations tridimensionnelles sur ces deux lacs.

2.2.2 Reproduction des phénomènes observés sur un petit lac

Questions de recherche

Notre objectif de recherche était d'évaluer la qualité des simulations hydrodynamiques d'un modèle tridimensionnel sur un lac peu profond. Nous voulions en particulier voir si le modèle arrivait à bien reproduire :

- sur le long terme, par exemple un an, l'alternance entre périodes de stratification et de mélange,
- sur le court terme, sur quelques jours, les hétérogénéités horizontales de température et les ondes internes.

Ces travaux ont eu pour cadre le doctorat de Frédéric Soullignac (thèse soutenue en 2017) et ont fait l'objet d'une publication (AICL10).

Méthode

Nous avons utilisé le modèle tridimensionnel Delft3D-FLOW, largement utilisé en mer, mais moins dans les eaux intérieures. Il nous semble que sa performance n'avait jamais été vérifiée sur un si petit plan d'eau. Le maillage est basé sur un levé bathymétrique effectué par l'équipe. Le modèle comporte différentes formulations possibles des conditions aux limites (rayonnement, chaleur, quantité de mouvement) et de la turbulence. Parmi les choix s'offrant au modélisateur, nous avons utilisé le modèle de turbulence k- ϵ , qui a donné de bons résultats en mer comme dans les lacs profonds, et un modèle de bilan radiatif et de chaleur de surface reconnu en océanographie, et négligé les hétérogénéités de rugosité du fond et les variations de niveau du lac. Nous avons cherché à limiter au minimum les paramètres à caler, suivant en cela les recommandations selon lequel un modèle hydrodynamique n'a pas besoin d'être calé si ses conditions aux limites sont bien décrites (Hodges, 2009).

Résultats

Une étude de sensibilité du bilan radiatif de surface et du profil de température aux coefficients de diffusion turbulente a montré :

- que le maillage convergeait vers 15 couches, c'est-à-dire que l'augmentation du nombre de couches n'améliorait pas les résultats (Hodges, 2009),
- que l'utilisation des coefficients turbulents isotropes du k- ϵ sur la verticale et l'ajout d'un terme constant sur l'horizontale, issu d'une simulation bidimensionnelle, permettaient une description correcte de la turbulence tant sur la verticale que sur l'horizontale. Il s'est avéré inutile de caler la diffusion turbulente horizontale sous maille et d'ajouter de la diffusion turbulente tant à la thermocline qu'uniformément sur la colonne d'eau avec des paramètres supplémentaires disponibles dans le modèle.

Nous avons donc finalement calé deux paramètres seulement. Il a fallu accroître le coefficient de traînée du vent pour boucler le bilan radiatif à la surface du lac, car nous mesurons le vent à 2 m au-dessus de l'eau et non à 10 m comme dans les stations météorologiques et comme prévu dans le modèle. La transparence de l'eau varie rapidement au gré de la biomasse du phytoplancton et régule le profil de température vertical dans l'eau : une faible transparence s'accompagne d'un réchauffement privilégié en surface et du renforcement de la stratification. Nous avons ajusté légèrement la valeur mesurée en début de période de simulation.

Les hétérogénéités verticales et horizontales de température, les ondes internes comme celles de la Figure 1, et les périodes de stratification et de mélange ont alors été correctement reproduites pour

des périodes de l'année contrastées. Le modèle donne de très bons résultats pour reproduire l'alternance de la stratification et du mélange, même sur un an, alors que la diffusion numérique est réputée importante pour ce type de modèles (Figure 2).

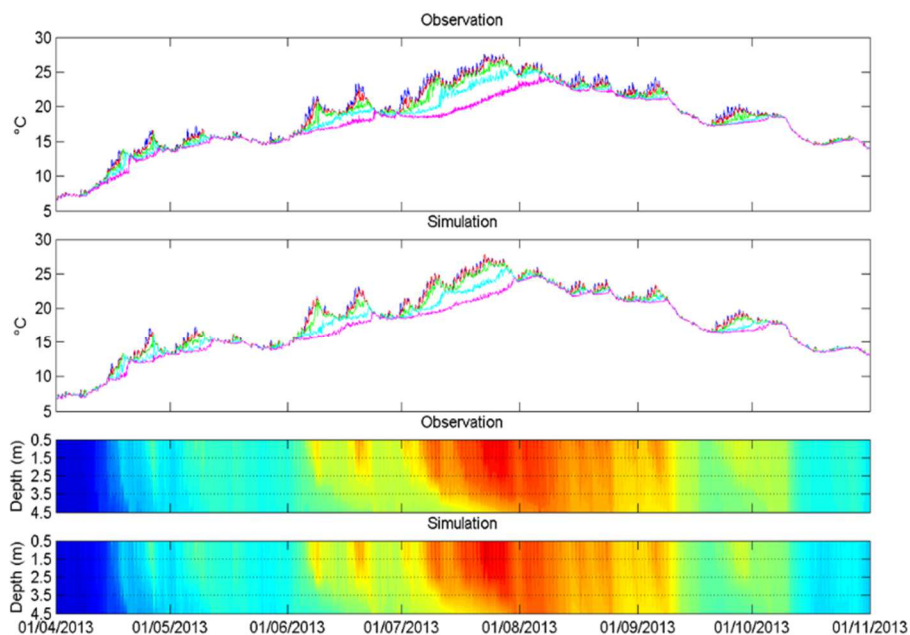


Figure 2. Température de l'eau dans le lac de Créteil d'avril à novembre 2013 : température mesurée à cinq profondeurs, interpolation des résultats de simulation aux mêmes profondeurs, et évolution temporelle des profils de température mesurés et simulés, interpolés aux mêmes profondeurs.

Portée

Les modèles numériques sont validés sur des cas tests simples avant diffusion, puis sont utilisés sur des cas réels dans le monde entier, sans confrontation systématique à des mesures. Ce travail est la première validation du modèle Delft3D dans un petit lac et constitue donc un « cas test » supplémentaire pour le modèle et notre contribution à la communauté d'utilisateurs. D'autres modèles comme Telemac3D n'ont pas encore été validés sur ce type de milieux aquatiques. Le modèle de Créteil est disponible pour des applications variées, dont nous verrons un exemple avec la contamination bactérienne par un rejet d'eaux usées dans le lac de Créteil (§ 3.2).

Mais surtout, ce travail montre qu'on peut obtenir d'excellents résultats de simulation avec un forçage uniforme par le vent, même dans un lac aussi peu profond entouré par des bâtiments et des arbres de hauteurs différentes. En particulier, pour les ondes internes, le vent excite les modes propres d'oscillation de la thermocline. C'est davantage l'énergie cinétique totale qu'il fournit au lac sur quelques heures qui compte, que sa répartition spatiale de court terme sur le lac.

Ce travail montre aussi l'importance d'utiliser des observations météorologiques sur le lac plutôt qu'à plusieurs kilomètres si l'on veut représenter finement la stratification ou des ondes internes, dont les moteurs principaux sont le rayonnement solaire et le vent. Nous allons voir sur un deuxième cas d'étude qu'il en est de même pour bien reproduire les hétérogénéités de température de surface dans une retenue, observées par télédétection cette fois.

2.2.3 Utilité de la télédétection pour la validation d'un modèle hydrodynamique tridimensionnel

La télédétection spatiale est de plus en plus utilisée pour des observations environnementales. La résolution toujours plus fine des capteurs (100 m en infrarouge pour la température avec une période de retour de 16 jours pour la température avec Landsat 8) permet d'envisager sur des lacs de taille moyenne (quelques km², voire moins) des applications auparavant réservées à l'océan ou aux plus grands lacs.

Un modèle permet en théorie d'interpoler le fonctionnement du lac entre les observations satellitaires en surface et les mesures de température en continu sur des profils verticaux, et d'interpréter l'hétérogénéité spatiale des phénomènes observés par satellite. Mais les comparaisons entre simulations numériques de température et mesures satellitaires sur les lacs sont très rares. Allan et al. (2016) ont comparé de façon qualitative les cartes de température de surface tirées des images de Landsat 7 et de simulations avec le modèle ELCOM sur le lac Rotoehu en Nouvelle-Zélande (8 km², 7 m de profondeur moyenne). Les écarts de température ne dépassent pas 3°C sur les images satellitaires et sont dus principalement à une source géothermale. Li et al. (2017) firent de même avec le modèle hydrodynamique bidimensionnel Mike21 et toujours Landsat 7 sur le lac de Poyang en Chine (surface variant de 1000 à 3000 km², profondeur moyenne variant de 8 à 22 m), un lac alimenté lors des crues du fleuve Yangtze. Ils obtinrent de bons résultats, avec des différences de température de surface beaucoup plus marquées à la surface du lac, de 5 à 20°C, dues principalement aux différences de comportement entre le chenal et les zones profondes du lac d'une part, et les plaines d'inondation d'autre part.

Questions de recherche

- En quoi un modèle hydrodynamique complète-t-il les mesures satellitaires pour la surveillance des plans d'eau ?
- Comment utiliser les images satellitaires pour initialiser ou valider un modèle hydrodynamique tridimensionnel de lac ? les images satellitaires permettent-elles une 2^e validation du modèle hydrodynamique, après les mesures en continu de la température à différentes profondeurs ? La surface trahit-elle ce qui se passe en profondeur, ou alors uniquement l'influence de l'hétérogénéité du vent sur les courants de surface ?

Ces travaux font l'objet du doctorat de Najwa Sharaf (2016-), en codirection avec le CNRS libanais et dans le cadre d'un projet du Programme Hubert Curien Cèdre (AICL1 et article soumis sur le modèle hydrodynamique). Le site d'étude est la retenue de Karaoun au Liban, où le CNRS libanais effectue des campagnes de mesures régulières et a installé des thermistances en plusieurs points pour le suivi en continu de la température.

Méthode

Nous avons adopté une méthode comparable à celle des deux travaux cités précédemment, en Nouvelle-Zélande et en Chine. Le climat semi-aride de Karaoun se prête bien à la télédétection satellitaire puisque le ciel est souvent clair. Dans un premier temps, nous avons confronté aux mesures de température en continu sous la surface de la retenue différents algorithmes de correction atmosphérique pour la bande 10 de Landsat 8 (infrarouge) :

- l'équation de transfert du transfert radiatif atmosphérique, qui intègre les contributions des différentes longueurs d'onde dans l'infrarouge ; elle permet de calculer la température de

surface à partir de celle mesurée par le capteur du satellite, des radiances montante et descendante et de la transmissivité de l'atmosphère, et de l'émissivité de la surface

- un algorithme qui requiert les mêmes données d'entrée ainsi que la température moyenne de l'atmosphère sur la verticale, calculée à partir de la température au sol,
- les algorithmes beaucoup plus faciles à utiliser de Jiménez-Muñoz et al. (2014), qui ont fourni pour les différents satellites Landsat des jeux de coefficients pour calculer les radiances montante et descendante et la transmissivité de l'atmosphère en fonction de sa seule teneur en eau, ou, dans une version plus récente, en ajoutant la température de l'air près du sol

Un calculateur en ligne de la National Oceanic and Atmospheric Administration (E.U.) fournit les caractéristiques de l'atmosphère pour les premiers algorithmes, tandis que la teneur en eau quotidienne est issue des réanalyses d'ERA Interim de l'European Centre for Medium-Range Weather Forecasts. Nous avons supposé l'émissivité de la surface du lac constante. Après avoir déterminé que le meilleur algorithme pour la retenue de Karaoun était celui de Jimenez-Muñoz et al. (2014) avec la seule teneur en eau de l'atmosphère, nous avons étudié l'évolution de la température de surface du lac mesurée par les satellites Landsat successifs de 1984 à 2018 et établi des cartes de température de surface pour l'été 2017.

Pour le modèle tridimensionnel du lac, la bathymétrie a dû être reconstituée à partir du contour du lac sur des photos satellitaires à différents niveaux de remplissage du lac. Le maillage est constitué de couches horizontales et de carrés de 50 m de côté. L'épaisseur des couches traversées par la surface du lac lors de sa vidange durant la période de simulation est limitée à 0,2 m, pour pouvoir comparer la température simulée dans la couche de surface avec les mesures et les images satellitaires. Dans la partie inférieure de la retenue qui ne nous intéresse pas directement, leur épaisseur passe à 1,4 m. Le modèle est alimenté par les débits prélevés en profondeur au barrage ainsi que par le débit du fleuve Litani, très faible du printemps à l'automne. Le modèle est initialisé au début de la vidange de la retenue, quand les thermistances ont pu être remises à l'eau après hivernage, à quatre à six profondeurs en chacun de trois points de mesure de l'embouchure du Litani au barrage. Les simulations portent sur trois mois en 2012, 4,5 mois en 2017. La transparence de l'eau, prise uniforme dans le lac, est calée dans la gamme des mesures mensuelles (de l'ordre de 2 m, contre 1 m à Créteil).

Résultats

Le modèle reproduit très bien les variations de niveau d'eau (de l'ordre de 5 m durant les périodes de simulation) ainsi que la stratification de la retenue.

Aux trois points de mesure, la température de surface mesurée par satellite, les mesures en continu à 20 cm sous la surface et les températures simulées dans la couche de surface sont très proches. L'hétérogénéité de température à la surface du lac mesurée par le satellite ne dépasse jamais 2°C. Elle est moindre dans les simulations, et la répartition des températures est plus ou moins bien représentée par le modèle suivant les dates.

Portée

La comparaison des algorithmes de correction atmosphérique montre que le plus simple d'entre eux donne les meilleurs résultats en climat semi-aride, sans calage, ce qui est très encourageant pour utiliser les observations satellitaires pour déterminer la température de surface des lacs ou des plus grands cours d'eau de par le monde.

Ce travail est aussi une des rares comparaisons entre modèle, mesures satellitaires et mesures en eau douce. La comparaison entre cartes de température satellitaires et issues du modèle est moins convaincant que dans les autres travaux comparables, mais ces derniers avaient des différences de température plus marquées et un forçage plus localisé (source géothermique dans un coin du lac en Nouvelle-Zélande, alimentation par un chenal en Chine). Ici, le moteur principal des hétérogénéités de surface est le vent, assez mal connu puisque la station météorologique est à 40 km au nord de la retenue.

2.3 Utilité du modèle pour compléter les mesures : deux applications directes sur un lac profond

Nous venons de voir que les modèles de lac à base physique permettent de reproduire les phénomènes observés. Nous avons présenté en introduction la diversité des applications des modèles numériques de lac (§ 1.1). Nous présentons ici deux nouvelles applications directes du modèle unidimensionnel vertical du laboratoire (M1DV), appliqué au lac du Bourget. La première porte sur l'étude de la tendance au réchauffement du lac, la seconde sur celle du profil vertical de fluorescence du phytoplancton, partiellement reconstitué en combinant le modèle et des mesures à une profondeur fixe.

2.3.1 Effet du changement climatique

Objectifs de recherche

Les grands lacs naturels sont ceux pour lesquels on dispose de mesures de plusieurs décennies (Léman, Constance, Zurich, etc. pour les lacs alpins). De nombreux travaux ont porté sur l'effet du changement climatique sur les lacs périalpins, mais pas sur ceux de France, dans l'Ouest de l'arc alpin : Bourget, Annecy, Aiguebelette, Nantua, etc. Peut-on transposer directement aux lacs de France les projections faites pour les lacs du Nord de l'arc alpin, comme le lac de Constance, ou du Sud, comme les grands lacs italiens ? L'objectif du travail était ainsi de déterminer l'évolution, sous l'effet du changement climatique des dernières décennies, de la température et de l'alternance du mélange et de la stratification dans le lac du Bourget.

Il avait pour cadre le stage de master 2 de Viet Tran Khac (2010), en collaboration avec l'INRA de Thonon-les-Bains dans le cadre de l'observatoire des lacs alpins.

Méthode

Nous avons analysé les profils de température recueillis entre 1976 et 2008 pour calculer la température moyenne du lac du Bourget et les dates de début et de fin de stratification. Seules ont été retenues les années comportant au moins un profil vertical par mois. Nous avons modélisé l'évolution de la température du lac sur la même période avec le modèle unidimensionnel vertical développé au laboratoire (M1DV), basé sur une description empirique de la diffusion turbulente verticale et forcé par les observations météorologiques. Puis nous avons calculé les mêmes indicateurs avec les sorties du modèle qu'avec les mesures, la moyenne des températures entre la surface et 5 m, 5 et 25 m, et jusqu'au fond.

Résultats

Le modèle donne d'excellents résultats (erreur quadratique moyenne inférieure à 1,5°C pour les trois classes de température), ce qui permet de l'utiliser pour interpoler les mesures manquantes. Alors qu'aucune tendance significative ne se détache des 20 températures moyennes annuelles

mesurées entre 1976 et 2008, le modèle en distingue une sur les 33 valeurs calculées à partir des simulations. C'est dû à l'apport par le modèle d'information pour les années intermédiaires. La température moyenne s'est accrue de 0,1°C par décennie et la durée de stratification de 6 jours par décennie (Figure 3). Ce réchauffement est moindre que dans d'autres lacs périalpins comme les lacs de Constance et de Zurich, et traduit la diversité des influences climatiques dans l'arc alpin, entre Atlantique, Méditerranée et Europe centrale.

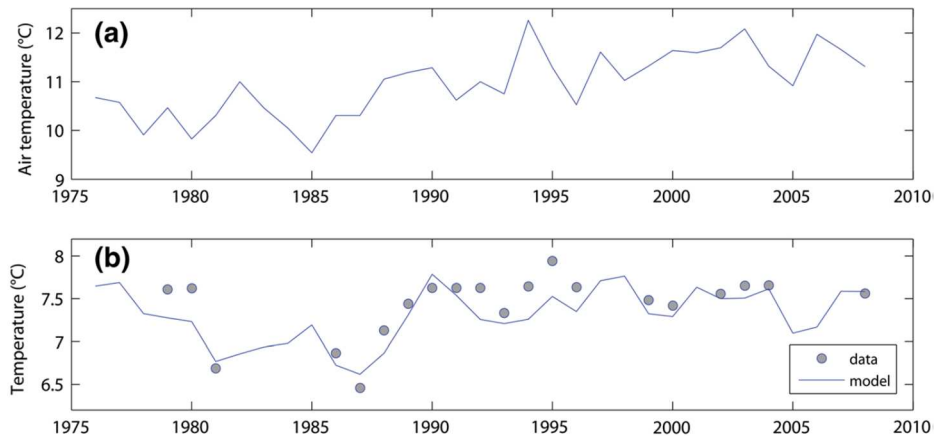


Figure 3. Evolution de la température moyenne annuelle de l'air mesurée à la station météo de Voglans (a) et des températures moyennes de l'eau du lac du Bourget mesurée et simulée (b).

Portée

Il est important d'utiliser des prévisions de température de l'eau adaptées pour prévoir l'évolution des écosystèmes et des usages comme la production d'eau potable, la pêche ou encore l'énergie thermique tirée de certains lacs. Les séries de mesures sont lacunaires sur la plupart des lacs, à part quelques exceptions comme le lac Léman, et biaisées par la difficulté de sortir par mauvais temps. Les résultats obtenus montrent que, sous réserve de disposer de la chronique des conditions météorologiques locales, un modèle unidimensionnel vertical permet de tirer davantage d'informations que les seules séries de mesures.

2.3.2 Reconstitution du profil de concentration des cyanobactéries

Objectif

Le coût de la surveillance en continu est élevé, notamment celui des bouées profileuses, dont la structure doit résister aux vagues, même sur un lac. La surveillance en continu à une profondeur peut se faire avec une structure fixe plus robuste que les bouées profileuses, même si elle ne dispense pas d'opérations de maintenance régulière.

La cyanobactérie potentiellement toxique *Planktothrix rubescens* se développe dans le métalimnion de lacs périalpins, où elle profite des nutriments qui diffusent depuis l'hypolimnion et de certaines longueurs d'onde de la lumière inutilisées par le phytoplancton situé au-dessus. Au Bourget, le métalimnion se positionne autour de 15 m de profondeur l'été. A l'automne, les mélanges partiels du lac depuis la surface lors du refroidissement de l'air et des coups de vent entraînent la cyanobactérie. Elle atteint la surface et perturbe les activités de loisir (« sang des Bourguignons »), mais elle aussi arrive aussi aux prises d'eau à 25 et 30 m de profondeur et perturbe la production d'eau potable. Il est donc important de surveiller sa biomasse pour prévoir quelle concentration pourra être observée à ces profondeurs particulières en fonction de la profondeur de mélange.

Cadre

Ce travail s'est inscrit dans le projet de recherche ANR-PRECODD Proliphyc (2006-2011). Notre objectif était de configurer des modèles pour prévoir le développement et la localisation sur la verticale des cyanobactéries à un horizon de 3 jours sur différents types de lacs à partir des mesures de bouées autonomes de surveillance développées lors du projet.

Méthode

Nous avons utilisé les mesures en continu de la bouée développée pour le lac du Bourget, à 15 m, profondeur habituelle du métalimnion en été. Les mesures de fluorescence $F(t)$ et de température $T(t)$ varient fortement en raison des ondes internes, d'une période d'environ 24 h l'été : l'eau oscille devant les sondes, ce qui est équivalent à un profileur qui balayerait l'amplitude crête à crête des ondes. Or le modèle numérique M1DV évoqué précédemment fournit les profils de température depuis la surface. Ces profils sont monotones et établissent donc pour chaque jour une relation bijective entre la profondeur et température de l'eau, $z(T)$ (Figure 4). On peut ainsi associer aux mesures d'une journée les profondeurs équivalentes auxquelles elles auraient été mesurées en l'absence d'ondes internes. En reportant la fluorescence mesurée en fonction de la profondeur équivalente, on reconstitue chaque jour une partie du profil de fluorescence $F(z)$ à partir de l'ensemble des points mesurés.

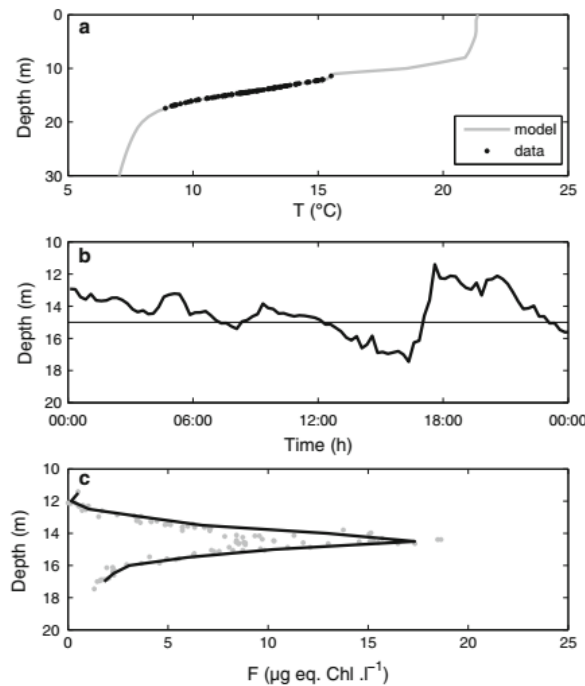


Figure 4. **a** mesures de température du 2 août 2007 (en noir) reportées sur le profil simulé pour ce jour-là avec le modèle M1DV (en gris) ; **b** profondeur équivalente des mesures de température durant la journée du 2 août ; **c** profil de chlorophylle reconstitué en traçant la fluorescence en fonction de la profondeur équivalente pour tous les points du 2 août 2007 (points gris), et profil lissé avec une moyenne sur des couches de 0,5 m (ligne noire)

Résultats

On peut ainsi suivre l'évolution du pic de de la fluorescence du phytoplancton (ou d'une classe en particulier si l'on utilise un spectrophotomètre), même si les capteurs ne sont pas situés à sa

profondeur, qui varie durant la saison. Bien sûr, c'est sous réserve que l'écart à la profondeur du pic soit inférieur à l'amplitude des ondes internes.

Portée des résultats (commune aux deux applications)

Ce travail a montré que le modèle unidimensionnel du laboratoire, basé sur une formulation empirique de la turbulence sur la verticale, décrit aussi bien la dynamique d'un lac comme le lac du Bourget que d'autres modèles basés sur d'autres descriptions de la turbulence (k-ε par ex.). Depuis ces travaux, le lac du Bourget est devenu un site des travaux d'évaluation et de comparaison de modèles du réseau international Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON).

La reconstitution de l'évolution de la température d'un lac à partir d'observations météorologiques passées est transposable à d'autres lacs profonds. Dans le cas où le temps de séjour de l'eau est plus faible (plusieurs années dans les lacs périalpins), il est nécessaire de reconstituer les débits des affluents et de sortie du lac, ainsi que la température des affluents.

La reconstitution partielle du profil de fluorescence du phytoplancton, grâce à un modèle hydrodynamique et thermique et à des mesures à une profondeur, est, elle aussi, transposable aux sites présentant de fortes ondes internes produites par le vent ou par la marée (baies et fjords). Elle pourrait permettre de limiter le coût de la surveillance dans ces milieux en comparaison d'une bouée profileuse.

2.4 Bilan

Nos travaux sur le fonctionnement physique des lacs s'inscrivent dans des questions générales sur la différence de comportement entre lacs profonds ou non, et sur l'apport des modèles numériques par rapport aux mesures, sans oublier les bonnes conditions pour la mise en œuvre des modèles, en particulier les mesures nécessaires et le processus de calage.

Nous avons observé que les hétérogénéités horizontales de température sont considérables dans un lac peu profond, et très variables sous l'effet du vent qui crée des ondes internes. Le comportement des petits lacs est ainsi tout aussi complexe que celui des lacs profonds, voire davantage, car les mélanges complets y sont plus fréquents (polymicticité) et moins réguliers d'une année sur l'autre.

Un modèle numérique tridimensionnel nous a permis de reproduire les hétérogénéités horizontales observées à la thermocline dans le lac de Créteil, sans tenir compte de l'hétérogénéité du vent sur le lac et presque sans calage. La comparaison des températures de surface observées par satellite et simulées par le modèle à Karaoun est très bonne et celle de leur répartition à la surface du lac encourageante ; elle devrait pouvoir s'améliorer avec des mesures de vent plus fiables, pour permettre une validation supplémentaire du modèle. Cela montre de nouveau l'importance d'avoir des mesures de vent locales, plutôt qu'un champ de vent variable sur le lac.

La modélisation unidimensionnelle garde toute sa pertinence pour étudier l'évolution de long terme de la température d'un lac profond, notamment pour estimer la profondeur de l'épilimnion et la durée des périodes de stratification et de mélange qui jouent un rôle important pour son fonctionnement biogéochimique. Le modèle unidimensionnel du lac du Bourget est complémentaire du suivi bimensuel : l'interpolation des mesures a permis d'établir qu'il se réchauffait et que son comportement différait de celui d'autres lacs de l'Arc alpin. Le modèle a permis aussi de reconstituer l'évolution du pic de chlorophylle associé à la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* à partir de mesures de température et de fluorescence à une seule profondeur, une approche transposable à d'autres lacs où prolifère ce type de cyanobactéries.

Nous avons aussi présenté un rapide retour d'expérience de l'utilisation de modèles physiques sur différents sites d'étude, ainsi que notre approche de calage progressive privilégiant la correction des données météorologiques plutôt que celle des paramètres des modèles, dont les processus physiques sont bien décrits et paramétrés dans la plupart des modèles numériques. Nous verrons, dans les parties suivantes, que nous avons utilisé ces modèles unidimensionnels et tridimensionnels pour différentes études, principalement sur les proliférations de cyanobactéries toxiques, allant de la compréhension de la succession algale au système d'alerte. Nous reviendrons sur les modèles tridimensionnels dans le projet également.

Ces travaux ont été principalement réalisés par des étudiants que j'ai co-encadrés, ont donné lieu à des publications et se sont inscrits dans des collaborations scientifiques, comme le résume le tableau ci-dessous.

Thème	Période	Publi.	Co-encadrement	Collaborations	Projet (financeur)
Fonctionnement physique des petits lacs et sa modélisation	2012-	AICL10	Doctorat de Frédéric Soullignac (2011-2017)	U. Delft et Deltares U. Sao Paulo Axe HM&Co (LEESU) OSU EFLUVE	PLUMMME (région) Blue Green Dream (KIC Climat)
		AICL1 Article soumis	Doctorat de Najwa Sharaf (2016-)	CNRS libanais	PHC CEDRE (MAE et Liban)
Apport d'un modèle pour compléter les mesures	2008-2013	AICL16	Master 2 de Viet Tran Khac (2010)	SOERE OLA et INRA Thonon	SOERE OLA (CNRS)
		AICL20	-	Artelia, Nke instruments, Institut de physique du globe, Muséum national d'histoire naturelle, DT INSU (CNRS)	Proliphyc (ANR)

3 Fonctionnement biogéochimique des lacs

La première partie thématique a porté sur les mesures et la modélisation du fonctionnement physique des plans d'eau. Cette deuxième partie porte sur les mesures et la modélisation de leur fonctionnement biogéochimique, pour répondre à l'enjeu de reconquête de la qualité des milieux aquatiques après leur dégradation par l'eutrophisation et le rejet de contaminants. Parmi les différentes familles de polluants minéraux, organiques et de micro-organismes étudiées au laboratoire, nous nous sommes intéressés aux éléments-traces métalliques, aux bactéries pathogènes et aux cyanobactéries, et dans chaque cas au rôle du fonctionnement physique du lac, hydrologique, thermique et hydrodynamique. Nous commencerons par la biodisponibilité des éléments-traces métalliques des eaux pluviales dans un plan d'eau urbain. Puis nous nous intéresserons à la contamination bactérienne d'un lac et évaluerons l'intérêt d'un modèle numérique intégrant bassin versant et lac pour en reproduire la variabilité spatiale et temporelle. Enfin nous nous demanderons quel modèle est le mieux à même de simuler les proliférations de cyanobactéries, entre modèle simplifié sans nutriments et modèle intégré avec le bassin versant pour tester des mesures pour réduire l'eutrophisation du lac.

3.1 Effet des plans d'eau sur la biodisponibilité des éléments-traces métalliques

Objectif

La question principale à laquelle nous avons cherché à répondre est la suivante : le passage des eaux pluviales par un lac modifie-t-il la biodisponibilité des ions métalliques qu'elles contiennent ? Et une question subsidiaire : le phytoplancton du lac influence-t-il la biodisponibilité des métaux ? En effet, les exsudats du phytoplancton, des polymères, peuvent former des complexes stables avec les ions métalliques, de sorte qu'on s'attend à ce que sa présence réduise leur fraction labile et potentiellement biodisponible.

Cadre

Ce travail a fait l'objet du stage de master 2 de Mathilde Lauzent (2013) dont j'étais l'encadrant principal, dans le cadre d'une action de l'Observatoire des polluants urbains sur les effets des bassins de rétention en eau sur les micropolluants des eaux pluviales (AICL13), et d'une partie du doctorat de Viet Tran Khac (2011-2016), portant sur les interactions entre matière organique autochtone et spéciation des métaux-traces dans les lacs (ACTI6).

Méthode

Le travail a porté sur deux sites. Le premier est le bassin de rétention de Savigny à Aulnay-sous-Bois (Seine-Saint-Denis), situé en dérivation du ru du Sausset, une rivière canalisée et enterrée qui l'alimente par surverse uniquement lors des fortes pluies. Le second est la retenue de Pampulha, dans la métropole de Belo Horizonte au Brésil, à la confluence de plusieurs cours d'eau. Tous deux restituent les eaux par surverse. Tous deux sont partiellement alimentés par des eaux pluviales urbaines ainsi que par des eaux usées, issues de mauvais branchements d'assainissement à Aulnay-sous-Bois, ou par rejet direct aux affluents dans le bassin versant en cours d'urbanisation, à Belo Horizonte.

Nous avons cherché à caractériser la spéciation des métaux traces dans la colonne d'eau de lacs urbains, ainsi que son évolution saisonnière. L'indicateur retenu est le rapport entre les concentrations des ions labiles et dissous. L'échantillonnage mensuel à deux profondeurs a duré 10 mois à Pampulha alors que nous avons échantillonné deux fois en temps sec et quatre fois en temps de pluie en six mois

à Savigny. La méthode de préparation et d'analyse était la même : la concentration totale était obtenue par acidification, la fraction dissoute par filtration à 0,45 µm et la fraction inerte par une seconde filtration sur un disque chélatant constitué de polymères qui retiennent les métaux libres, labiles. La fraction labile est la différence entre les fractions dissoute et inerte. Les différentes fractions ont été analysées par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif sur une plateforme du CNRS. Les résultats exploitables portent sur le nickel, le cuivre, le zinc et le plomb pour les deux sites, et aussi le cobalt à Pampulha. L'indicateur de la biodisponibilité des métaux présents est le rapport de concentration entre les fractions labile et dissoute. Les paramètres globaux (nutriments, chlorophylle a, température, conductivité) ont également été mesurés, pour rechercher une interprétation à la variabilité du rapport labile sur dissous.

Résultats

A Savigny, nous cherchions à voir si le séjour de l'eau dans le bassin de rétention réduisait la biodisponibilité des métaux, pour en diminuer la toxicité avant leur rejet à la rivière. Par temps sec, les métaux dissous sont peu biodisponibles dans le bassin de rétention (rapport labile/dissous inférieur à 50 %), alors qu'ils sont surtout biodisponibles dans la rivière (autour de 70 %). Ces résultats vont dans le sens attendu, mais sont à prendre avec prudence, car on ne compare pas les mêmes eaux. Des mesures dans la rivière lors des remplissages du bassin, puis dans le bassin après plusieurs jours de rétention, et peut-être dans les eaux souterraines, seraient nécessaires pour faire un bilan précis des ions métalliques et de leur fraction labile dans le bassin de rétention. Toujours en temps sec, la concentration en chlorophylle a et donc en phytoplancton est bien plus élevée dans le bassin (90 à 140 µg/L) que dans la rivière (30 µg/L) : cette corrélation négative entre fraction labile des métaux et phytoplancton pourrait être le signe que ce dernier favorise la complexation des métaux dissous dans le bassin et réduit leur biodisponibilité.

A Pampulha, l'indicateur de biodisponibilité, c'est-à-dire le rapport labile sur dissous, est plus faible en surface qu'au fond de la retenue, mais ce résultat n'est significatif que pour le seul cobalt (environ 30 % en surface et 70 % au fond). Cela laisse penser, comme à Savigny, que le phytoplancton, ici de plus grande concentration en surface, réduit la biodisponibilité du cobalt, et ce d'autant plus que c'est lors d'une efflorescence algale (220 µg/L de chlorophylle a), que la plus faible valeur du rapport labile sur dissous y a été mesurée (16%). Le résultat attendu a été observé seulement pour le cobalt, parmi les cinq métaux étudiés. Il est possible que le phytoplancton agisse de manière différenciée sur les différents ions métalliques. Mais, comme pour le bassin de rétention de Savigny, le faible nombre de mesures limite la significativité des résultats. Des mesures complémentaires dans les affluents principaux et peut-être au déversoir permettraient d'évaluer l'évolution de la biodisponibilité des métaux-traces durant leur séjour dans la retenue.

Portée

Ces travaux ont apporté des informations sur des milieux dont la contamination par les métaux-traces était peut étudiée, comme les bassins de rétention, et sur la colonne d'eau, alors que la plupart des études se concentrent sur les sédiments lacustres ou la bioaccumulation. Mais surtout, si la réduction de la biodisponibilité des métaux et donc de l'écotoxicité des eaux pluviales par leur mise en contact avec le phytoplancton se vérifie, cela donnerait un intérêt supplémentaire à faire passer les eaux pluviales urbaines dans des bassins de rétention en eau, qui servent déjà à réduire leur charge polluante par décantation avant rejet en rivière.

3.2 Variabilité de la contamination bactérienne d'un plan d'eau

Objectif

Revenons à la modélisation et passons à une autre forme de contamination des lacs, par les rejets d'eaux usées souvent mêlées aux eaux pluviales. Notre objectif était d'évaluer l'apport des modèles numériques pour interpréter la variabilité spatiale et temporelle de la contamination bactérienne d'un plan d'eau.

Ces travaux ont eu pour cadre les doctorats de Frédéric Soullignac, que j'ai co-encadré, et d'Adélaïde Roguet, lors du projet ANR PULSE, ainsi que le post-doc de Yi Hong qui a permis de conforter les résultats obtenus sur le lac de Créteil (ACTI2, ACTI5).

Méthode

Nous avons utilisé le modèle tridimensionnel du lac de Créteil décrit au § 2.2. Les sources anthropiques principales de contamination bactérienne sont les mauvais branchements d'eaux usées sur le réseau pluvial dans le bassin versant. L'apport des autres sources de contamination, comme les oiseaux, est plus difficile à évaluer et nous l'avons négligé.

Notre laboratoire a mesuré, sur des échantillons moyens pondérés par le débit, prélevés dans le collecteur pluvial, le flux de bactéries rejetées au lac durant six pluies sur trois mois et, quelques heures plus tard, leur concentration dans le lac sur un transect horizontal passant par le déversoir du collecteur pluvial (P), le milieu du lac (C) et l'exutoire du lac (R), aux mêmes points que pour les mesures physiques évoquées au § 2.1. Leur concentration a aussi été mesurée tous les mois pendant trois ans sur un échantillon moyen en ces trois points et en trois profondeurs.

Nous avons utilisé les modèles de bassin versant SWMM et de lac Delft3D pour réaliser la modélisation intégrée des apports de bactéries par le bassin versant et leur concentration dans le lac. Accumulées sur les surfaces urbaines, lessivées par la pluie puis transportées comme un traceur passif dans le réseau d'assainissement pluvial dans le modèle SWMM, elles sont transportées et diffusées dans le lac par le modèle Delft3D, en tenant compte de leur mortalité sous l'effet de la lumière et de la température de l'eau, avec les paramètres par défaut du modèle (Tableau 3). Autant un traceur passif suffit pour la simulation sur quelques heures de l'effet d'un rejet particulier dans un système d'alerte (cf § 4.2.2), autant les termes de mortalité sont utiles pour les simulations de long terme.

Résultats

A Créteil, le modèle de bassin versant reproduit très bien les débits et les concentrations en bactéries indicatrices de contamination fécale dans le rejet, et le modèle de lac reproduit qualitativement le gradient de leur concentration sur le transect quelques heures après la pluie (Figure 5). De tels résultats nous semblent inédits pour les eaux continentales. Un échantillonnage automatique dans le lac, asservi au rejet pluvial, permettrait de réduire le retard l'échantillonnage dans le lac sur la pluie et de saisir des gradients de concentration plus marqués, mais il nécessiterait un grand effort d'instrumentation.

Les mesures dans le collecteur pluvial lors des rejets et dans le lac quelques heures après ont permis d'établir d'autres résultats sur d'autres bactéries, les mycobactéries, dans le cadre du doctorat d'Adélaïde Roguet (AICL5). L'impact du rejet pluvial semble faible : bien que le nombre moyen de mycobactéries rejetées par les pluies échantillonnées en octobre 2013 soit comparable à leur nombre moyen dans le lac observé lors du suivi mensuel, on n'observe pas d'augmentation très forte de leur concentration dans le lac après la pluie. Les concentrations augmentent significativement seulement près du déversoir pluvial. Il semblerait donc qu'une grande partie des mycobactéries, attachées à un

biofilm, sédimentent rapidement après leur rejet au lac et que seule la faible fraction attachée aux plus petites particules contribue à la biomasse dans l'eau du lac, sans l'accroître significativement.

Portée

Ces résultats montrent l'intérêt d'un modèle tridimensionnel pour simuler la propagation d'une contamination bactérienne dans un lac. La prise en compte lors des mesures et dans le modèle, de la répartition des bactéries entre fractions colloïdale et particulaire, cette dernière étant la seule qui sédimente, devrait permettre d'améliorer encore les résultats et de prévoir la concentration de bactéries en un point donné du lac. Ce type d'approche de modélisation, parfois utilisé pour les stations balnéaires côtières, pourrait permettre de prévoir la contamination de baignades dans les plans d'eau, comme nous l'aborderons avec le cas du bassin de la Villette au § 4.2.2.

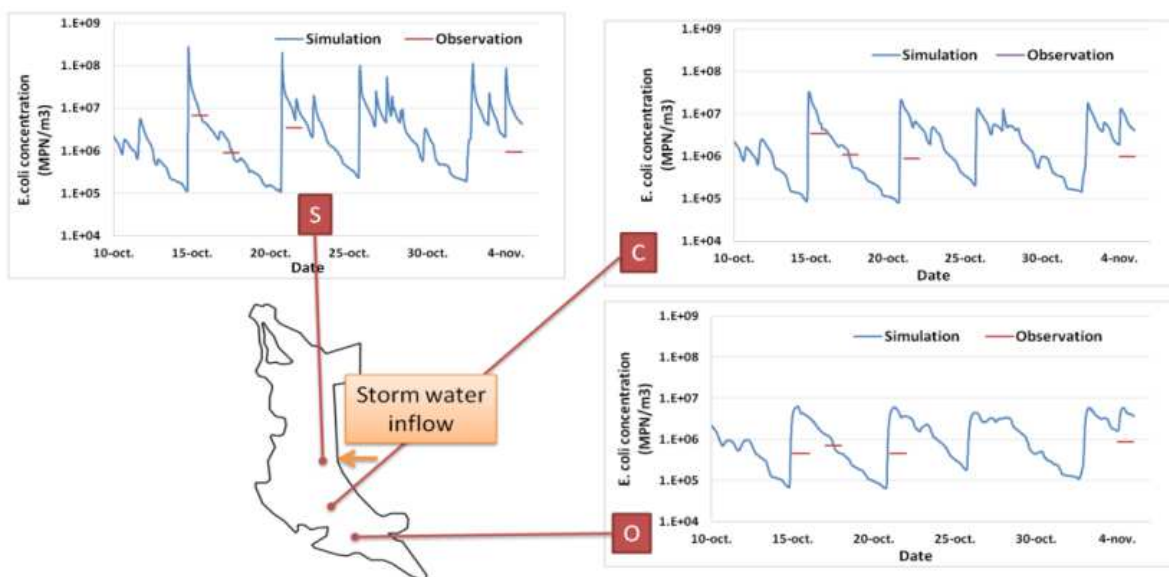


Figure 5. Concentrations en *Escherichia coli* mesurées après la pluie et simulées en continu (ACT11) Les points P (pluvial), C (centre) et R (roselière) de la Figure 1 sont devenus en anglais S (storm water outfall), C et O (overflow).

3.3 Proliférations saisonnières de cyanobactéries

Cadre et approche générale

Après les éléments-traces métalliques et les bactéries, passons aux cyanobactéries. Les travaux de l'équipe ont porté sur la compréhension des efflorescences de cyanobactéries, en combinant mesures et modélisation numérique. Ces travaux ont eu pour cadre les doctorats d'Ali Fadel (retenue de Karaoun) et de Talita Silva (retenue de Pampulha), que j'ai co-encadrés, ainsi que le doctorat de Frédéric Soullignac et le post-doc d'Onur Kerimoglu à l'INRA de Thonon (lac du Bourget).

Les objectifs étaient légèrement distincts : comprendre la succession entre deux cyanobactéries à Karaoun, relier les proliférations de cyanobactéries aux apports du bassin versant pour tester des mesures de restauration de la qualité de l'eau à Karaoun, comprendre la succession algale au Bourget, en particulier la disparition soudaine d'une cyanobactérie du métalimnion, *Planktothrix rubescens*.

Avant de configurer les modèles, il s'est d'abord agi de caractériser la dynamique du phytoplancton. Des laboratoires partenaires (INRA pour le Bourget, Université fédérale de Minais

Gerais pour Pampulha, CNRS libanais pour Karaoun) ont réalisé les mesures, des profils réguliers sur une partie ou toute la profondeur du lac. Pour le phytoplancton, il s'agit de profils de la fluorescence de la phycocyanine à Karaoun et de la chlorophylle a à Pampulha, et de comptages de phytoplancton sur les trois sites. Pour les nutriments, les données les plus complètes ont été acquises au Bourget et à Pampulha (concentration dans le lac et dans les affluents), mais elles sont plus éparées à Karaoun, pour des raisons de disponibilité du personnel. Ces mesures sont détaillées dans le Tableau 3 qui présente aussi la configuration des modèles.

La complexité des modèles biologiques a varié dans une large gamme, entre un modèle complexe de succession algale sur le Bourget et un modèle simplifié de succession entre deux cyanobactéries à Karaoun. La complexité des modèles est principalement liée à la disponibilité des données, c'est-à-dire au nombre de variables mesurées et aux fréquences spatiale et temporelle de mesure.

Elle se traduit par le nombre de paramètres calés : une vingtaine de paramètres à Pampulha et au Bourget, avec des configurations complexes incluant le recyclage de la matière organique et, pour le Bourget, un raffinement de la description du plancton (quatre classes de phytoplancton, dont la cyanobactérie dominante, *Planktothrix rubescens*, déjà évoquée au § 2.3.2 et des mixotrophes, et deux classes de zooplancton). Une des originalités du travail au Bourget est l'utilisation de l'allométrie pour déterminer la valeur de nombreux paramètres du phytoplancton, c'est-à-dire de les faire varier comme la taille moyenne des espèces de plancton considérées dans chaque classe. Cela permet de limiter le nombre de paramètres de calage. Le modèle de Karaoun comporte lui aussi une vingtaine de paramètres, dont la valeur est tirée de la littérature ou calée, mais avec une structure de modèle simplifiée, puisque la croissance des deux espèces de cyanobactéries n'est pas limitée par les nutriments.

Cette approche est aux antipodes des modèles conceptuels d'eutrophisation, très simples, qui reposent uniquement sur des bilans de phosphore, comme celui de Vollenweider (entrée, sortie, taux de sédimentation du phytoplancton fonction du temps de séjour, voir la revue de Vinçon-Leite et Casenave (2019)). Nous avons ainsi travaillé avec des approches opposées sur deux retenues pourtant toutes deux hypereutrophes : l'influence des nutriments est capitale à Pampulha, où nous souhaitions déterminer si des mesures de réduction des apports par le bassin versant permettraient de recouvrer une bonne qualité dans la retenue ; au contraire, ces mêmes nutriments sont supposés surabondants et négligés à Karaoun où l'objectif était d'expliquer la succession entre deux cyanobactéries.

Au Bourget comme à Karaoun s'est posée la question de l'importance de la concentration initiale d'une cyanobactérie pour expliquer sa prédominance durant l'été, *Planktothrix rubescens* au Bourget, *Aphanizomenon ovalisporum* à Karaoun. Dans les deux cas, la concentration en fin d'hiver n'explique pas seule la prolifération ou la disparition du lac (*P. rubescens* au Bourget en 2010, *A. ovalisporum* à Karaoun en 2013), mais la compétition avec les autres espèces joue un rôle prépondérant.

Présentons maintenant plus en détail deux de ces études, sur la succession des cyanobactéries à Karaoun et sur l'effet des mesures de restauration dans le bassin versant de la retenue de Pampulha.

Tableau 3. Modèles biogéochimiques utilisés (proliférations phytoplanctoniques et contamination bactérienne), classés par complexité croissante.

Classes de phytoplancton ou de bactéries modélisées	Modèle biologique	Durée de simulation	Processus calés (nombre de paramètres calés)	Données pour conditions initiales, calage et validation	Site (Tableau 1)	Co-encadrements	Publication.
1 : <i>Escherichia Coli</i> , indicatrice de contamination fécale	Delft3D – Delwaq	1 mois	Aucun (taux de perte fonction de la température et de la lumière)	Comptage mensuel des bactéries pendant deux ans (échantillon moyen), et en surface sur un transect après six pluies	Créteil	Doctorat Frédéric Soullignac	ACT12, ACT15
2 cyanobactéries : <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Aphanizomenon ovalisporum</i>	Caedym	6 et 3 mois (validation) sur années successives	Taux de croissance et de perte, non limités par les nutriments, vitesse fonction de la lumière pour <i>Microcystis</i> , constante pour <i>Aphanizomenon</i> , atténuation de la lumière par cyanobactéries (19)	Profils semi-mensuels de fluorescence de la phycocyanine tous les 0,5 m jusqu'au fond durant deux étés, attribuée aux deux cyanobactéries en fonction de leur abondance relative déterminée par comptage (AICL12)	Karaoun, Liban	Doctorat Ali Fadel	AICL7
2 : cyanobactéries et reste du phytoplancton		13 mois et 9 mois	Taux de croissance limité par température, lumière et nutriments, taux de perte, demande en oxygène du sédiment (18)	Concentration mensuelle de chlorophylle a totale à 0,5 m de profondeur ; autres données utilisées : concentrations de nutriments dans l'affluent principal, au moins mensuelles et à 10 min sur 4 h durant quelques pluies ; chlorophylle a totale à 1,5, 3,5 et 7 m pour l'année de validation, 23 comptages pour l'abondance relative des cyanobactéries	Pampulha, Brésil	Doctorat Talita Silva	AICL2, ANCL1
4 : grandes et petites algues, cyanobactérie <i>Planktothrix rubescens</i> , mixotrophes (et deux classes de zooplancton)	M1DV	5 fois 9 mois	Vitesse de chute, préférence de broutage, part du coefficient de mortalité proportionnelle à la concentration (21)	Profils semi-mensuels de température et de nutriments à 10 profondeurs, comptages du phytoplancton et du zooplancton sur échantillons intégrés sur 20 et 50 premiers mètres respectivement.	Bourget	Doctorat Frédéric Soullignac	AICL6

3.3.1 Modèle biologique parcimonieux de la succession de deux cyanobactéries

Objectif et cadre

L'objectif général du projet était de comprendre la dynamique de la prolifération des cyanobactéries dans la retenue de Karaoun au Liban, car elles ont mis fin à certains usages (tourisme et pêche professionnelle), perturbent les usages actuels (hydro-électricité et irrigation) et limitent les perspectives pour les usages envisagés (production d'eau potable pour Beyrouth). Ce travail a eu pour cadre le doctorat d'Ali Fadel, en codirection avec le Centre national de la recherche scientifique du Liban, que j'ai co-encadré, et un projet du Partenariat Hubert Curien que j'ai piloté.

Méthode

Après avoir utilisé des modèles simplifiés sans nutriments pour des simulations à l'horizon de quelques jours dans des systèmes d'alerte (§ 4.2), nous avons utilisé la même approche à l'échelle saisonnière à Karaoun. La première raison est que l'acquisition d'un jeu de données comparable à celui du Bourget y était inenvisageable pour des questions de coût et de disponibilité du personnel. La seconde est que le pouvoir prédictif d'un modèle diminue avec le nombre de paramètres, d'où notre attente qu'une configuration parcimonieuse représentant les seuls phénomènes principaux arrive à capturer les grandes lignes de la dynamique des cyanobactéries et permette de réduire l'incertitude de prévision du modèle.

Nous avons commencé par synthétiser les connaissances acquises par différentes équipes sur la retenue pour présenter son état écologique et le comparer à des plans d'eau situés autour de la Méditerranée (AICL17) : la faible diversité du phytoplancton et l'alternance d'efflorescences de deux cyanobactéries, *Microcystis aeruginosa* et *Aphanizomenon ovalisporum*, sont des points communs avec la retenue d'El Gergal près de Séville en Espagne qui subit elle aussi un fort marnage annuel.

Puis nous avons mis au point un suivi physique (chaîne de thermistances) et biologique (profils de sonde réguliers, échantillonnage pour identification et dénombrement du phytoplancton et mesure des toxines). Nous avons caractérisé l'alternance d'efflorescences de deux cyanobactéries, *Microcystis aeruginosa* et *Aphanizomenon ovalisporum* par un suivi mensuel sur deux saisons (AICL14). Chaque année, le suivi démarre lorsque le niveau de la retenue commence à baisser, et qu'il devient possible de s'approcher du déversoir. Nous avons modélisé les efflorescences de cyanobactéries avec le modèle unidimensionnel vertical Dyresm-Caedym. Les nutriments, considérés comme non limitants dans cette retenue hypereutrophe, n'ont pas été pris en compte (AICL7).

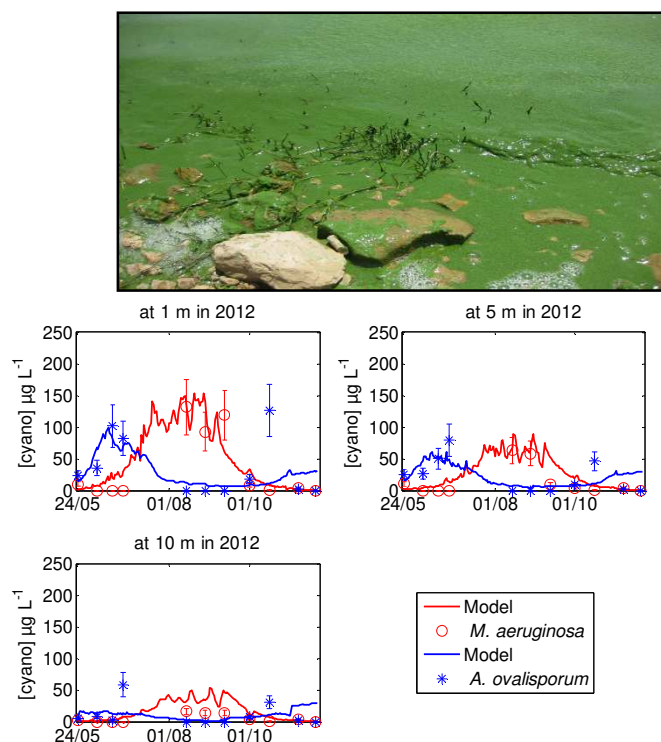


Figure 6. Prolifération de *Microcystis aeruginosa* sur le bord de la retenue de Karaoun (photo d'Ali Fadel) ; concentrations mesurées et simulées des deux cyanobactéries principales en 2012 (AICL7).

Résultats

Le modèle reproduit la succession entre les deux cyanobactéries durant deux étés contrastés et permet de l'interpréter. Le taux de croissance plus élevé de *M. aeruginosa* dans les conditions de lumière et de température de la retenue lui permet de devenir l'espèce dominante à une date qui dépend des concentrations relatives des deux espèces à la fin des crues de printemps. A la mi-mai 2012, la concentration initiale d'*A. ovalisporum* était déjà importante ($35 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ équivalent chlorophylle a), environ sept fois supérieure à celle de *M. aeruginosa* qui a dû attendre juillet pour dominer (Figure 6). En 2013, cette dernière a dominé dès le printemps car les concentrations initiales des deux cyanobactéries étaient très faibles.

Portée

Cette configuration de modèle simplifiée requiert peu de données (profil initial de température, profil initial de concentration et traits fonctionnels principaux des espèces phytoplanctoniques principales). Le modèle tourne très vite, ce qui permet d'analyser facilement les facteurs limitant la croissance de ces espèces au cours du temps (température, lumière, sédimentation), alors que les modèles biogéochimiques de la littérature sont généralement très complexes et difficiles à interpréter. Ce modèle simplifié pourrait ainsi servir pour des applications opérationnelles dans des retenues hypereutrophes : système d'alerte des proliférations de cyanobactéries, scénarios de gestion hydraulique de la retenue.

3.3.2 Modélisation intégrée d'un plan d'eau et de son bassin versant

Objectif

Nous venons de voir un modèle simplifié pour comprendre la succession de deux cyanobactéries dans une retenue hypereutrophe. Pour tester l'effet de différents scénarios dans le

bassin versant sur la qualité d'une rivière ou d'un lac en aval, un modèle intégré s'impose. Or la modélisation intégrée d'un bassin versant et de son milieu aquatique récepteur reste très peu développée. Couture et al. (2014) ou Moe et al. (2019) ont intégré un modèle de bassin versant et un modèle hydrodynamique et biogéochimique de lac pour comparer l'influence du changement climatique et de changements d'occupation du sol dans le bassin versant sur le phytoplancton du lac Vansjø en Norvège (36 km²), où surviennent des efflorescences de cyanobactéries. Mais un tel effort de modélisation est lourd, comme le montre, dans un domaine proche, le retard de l'intégration des modèles du système d'assainissement de l'agglomération parisienne (MAGES) et de la Seine (ProSe), envisagée de longue date (Tabuchi et al., 2012), mais toujours pas opérationnelle.

L'objectif de ce travail, au-delà de la compréhension des efflorescences de cyanobactéries comme dans le travail précédent sur Karaoun, était de modéliser la réponse des cyanobactéries à l'évolution future du bassin versant de la retenue de Pampulha. Celle-ci servait à la production d'eau potable pour la ville de Belo Horizonte au Brésil à sa construction, mais est devenue hypereutrophe à cause de l'insuffisance de la collecte et du traitement des eaux usées de son bassin versant. La ville souhaitant recouvrer une eau de bonne qualité, les scénarios ont porté principalement sur l'urbanisation et l'amélioration de l'assainissement du bassin versant.

Ce travail a eu pour cadre le doctorat de Talita Silva, en cotutelle avec l'Université fédérale de Minas Gerais au Brésil, que j'ai co-encadrée (AICL2, AICL11, ANCL1, ACTI7, ACTI8).

Méthode

Nous avons eu recours à la modélisation couplée hydrologique pour le bassin versant et physique-biogéochimique pour la retenue. Cette fois-ci, les nutriments (nitrates, ammonium, phosphore total) et les matières en suspension sont modélisés, pour tester des scénarios d'évolution du bassin versant (réduction du phosphore, de l'azote, des matières en suspension seuls ou ensemble, et imperméabilisation). Le débit à l'exutoire principal du bassin versant et sa charge en nutriments ont été modélisés avec le modèle hydrologique SWMM et calés par un algorithme génétique sur les débits mesurés en continu et sur des mesures de nutriments mensuelles. Dans le modèle, le flux de nutriments et de matières en suspension est constitué d'un flux constant de temps sec, la moyenne des mesures en temps sec, et d'une contribution spécifique au temps de pluie, le lessivage des dépôts accumulés en temps sec dans chaque sous-bassin versant. C'est le même modèle, SWMM, que pour la production de bactéries sur le bassin versant dans la bassin versant de Créteil (§ 3.2). Pour limiter le nombre de paramètres de calage, les paramètres d'accumulation sont uniformes dans les sous-bassins versants, et seul un des deux paramètres du lessivage, l'exposant du débit de ruissellement, laissé variable. Le modèle unidimensionnel Dyresm-Cadym simule deux classes de phytoplancton : les cyanobactéries et les autres espèces.

Résultats

Le modèle de bassin versant reproduit bien les mesures d'ammonium à l'entrée du lac, car il provient principalement des eaux usées rejetées en rivière et car le modèle de bassin versant gère bien leur dilution par les eaux pluviales. Par contre, le modèle peine à reproduire les concentrations de phosphore total et de nitrates, dont les processus sur le bassin versant sont plus complexes. Le modèle du lac reproduit globalement la variation du phytoplancton total à l'échelle annuelle, mais n'arrive pas à faire croître d'autre phytoplancton que les cyanobactéries, toujours dominantes dans les simulations, alors que ce n'est pas toujours le cas au printemps et à l'automne, les deux périodes pendant lesquelles la simulation de la biomasse totale est la moins bonne. La réduction des apports en phosphore est le

scénario le plus efficace pour réduire la biomasse de cyanobactéries. L'imperméabilisation du bassin versant a un effet contraire, car elle accroît le ruissellement et l'apport de nutriments au lac. Pour éviter d'accroître les proliférations de cyanobactéries, il est donc nécessaire de retenir les eaux pluviales et de réduire leur volume par infiltration ou par évapotranspiration dans le bassin versant.

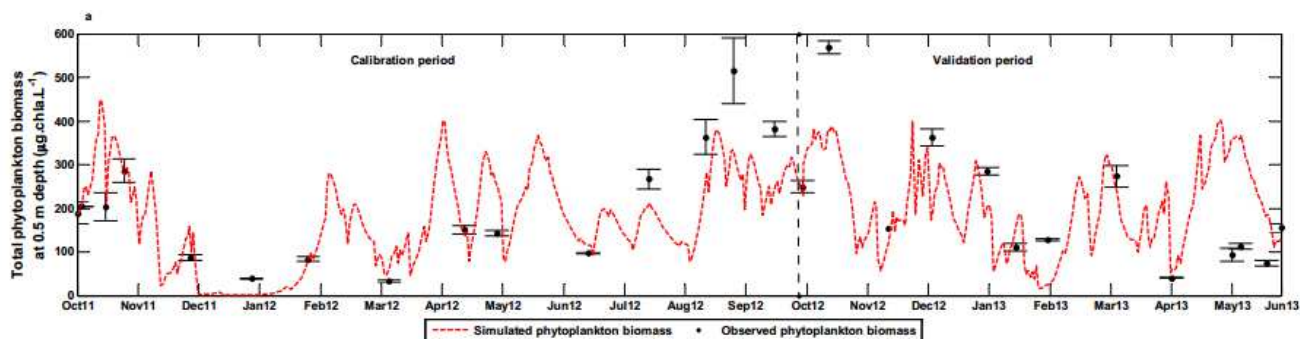


Figure 7. Evolution de la concentration totale de phytoplancton à 0,5 m sous la surface : mesures en noir avec des barres d'erreurs indiquant la variabilité des répliqués d'analyse de chlorophylle a, simulation en rouge. Les pointillés séparent la période de calage de celle de validation (AICL2).

Portée

Ce travail est une des rares études intégrant des modèles de qualité de l'eau de bassin versant et de lac. Elle permet de valider l'outil et en montre l'intérêt pour un schéma directeur d'assainissement d'agglomération : déterminer les mesures prioritaires à prendre et les relier à des conséquences tangibles pour le lac et pour ses usagers.

3.4 Bilan

Nos travaux sur le fonctionnement biogéochimique des lacs s'inscrivent dans l'enjeu de reconquête de la qualité des milieux aquatiques après leur dégradation par l'eutrophisation et le rejet de contaminants. Nous nous sommes intéressés aux efflorescences de phytoplancton potentiellement toxiques comme les cyanobactéries, à la contamination bactérienne, et à la biodisponibilité des micropolluants qui portent atteinte aux usages et plus largement à l'écosystème formé par les plans d'eau.

Nous avons adopté des approches complémentaires : le suivi régulier ou lors des pluies, la modélisation à base physique détaillée ou simplifiée, intégrant ou non le bassin versant et ses apports en nutriments et en bactéries.

L'utilisation de modèles complexes de lac suppose de disposer d'une grande quantité de données, ce qui est cher et long, et ne peut s'envisager que sur un petit nombre d'écosystèmes pilotes, sans compter que ces modèles sont difficiles à caler et à interpréter. Nous avons ainsi montré sur l'exemple de Karaoun l'utilité des modèles simples pour comprendre la succession algale et interpréter des situations contrastées, ce qui permet d'envisager de les utiliser sur un grand nombre d'écosystèmes pour comprendre les grandes lignes de leur fonctionnement.

Nous avons intégré des modèles de bassin versant et de lac, pour modéliser soit les cyanobactéries, soit les bactéries indicatrices de contamination fécale. Ces outils sont appelés à être de plus en plus utilisés pour l'établissement de schémas directeurs d'assainissement et d'autres documents stratégiques pour hiérarchiser les mesures de préservation ou de restauration des milieux aquatiques. Par contre, il pourrait être intéressant d'avoir une modélisation du bassin versant plus simple qu'un

modèle distribué qui décrit aussi les écoulements dans le réseau hydrographique pour estimer l'apport en nutriments au lac, ce dont nous reparlerons dans le projet.

Ces travaux ont été principalement réalisés par des étudiants que j'ai co-encadrés, ont donné lieu à des publications et se sont inscrits dans des collaborations scientifiques, comme le résume le tableau ci-dessous.

Thème	Période	Publications	Co-encadrement	Collaborations	Projet
Contamination des plans d'eau	2011- (bactéries)	AICL5, ACTI2, ACTI5	Doctorat de Frédéric Soullignac (2011-2014)	LEESU, MNHN, ESE, iEES...	PULSE (ANR) OPUR 5 (AESN, Paris, départements 92, 93, 94, SIAAP)
	2011-2016 (métaux)	AICL13	Master 2 de Mathilde Lauzent (2013)	LEESU	OPUR 4 (AESN, Paris, 92, 93, 94, SIAAP)
		ACTI6	Doctorat de Viet Tran Khac (2011-2016)	UFMG	MAPLU (Brésil)
Succession algale et des proliférations de cyanobactéries	2011-2014	AICL7, AICL12, AICL14, AICL17, AICL18	Doctorat d'Ali Fadel (2011-2014)	CNRS libanais	PHC Cèdre (MAE et Liban)
		AICL2, ANCL1, ACTI7, ACTI8, ACTI10	Doctorat de Talita Silva (2010-2013)	UFMG	MAPLU (Brésil)
		AICL6	Doctorat de Frédéric Soullignac (2011-2014)	SOERE OLA et INRA Thonon	Phycl (U. pays de Savoie)

4 Outils de surveillance et systèmes d'alerte des proliférations algales et de la contamination bactérienne

La partie précédente a porté sur la compréhension de la contamination chimique et bactérienne et des proliférations de cyanobactéries dans les plans d'eau. En lien avec la précédente, cette partie porte sur la validation ou le développement d'outils de surveillance et d'alerte des proliférations de cyanobactéries et de bactéries indicatrices de contamination fécale. Elle commence par l'évaluation de la précision des capteurs optiques et par leur apport pour la surveillance en continu du phytoplancton dans les plans d'eau. Ces capteurs forment aussi la base sur laquelle bâtir des systèmes d'alerte prédictifs, qui font l'objet d'une deuxième sous-partie. Le mélange complet fréquent des lacs peu profonds remet à disposition du phytoplancton les nutriments relargués par les sédiments du fond lors des périodes de stratification (charge interne), ce qui nous a poussé à nous intéresser aux flux benthiques, par ailleurs souvent mal représentés dans les modèles. Nous terminerons donc cette partie par la faisabilité théorique d'une technique innovante pour la mesure des flux turbulents à l'interface eau-sédiment, la *relaxed eddy accumulation*. Dans toute cette partie, l'échelle de temps est plus courte que dans la partie précédente, de moins d'une heure à quelques jours.

4.1 Apport des capteurs optiques au suivi des milieux aquatiques

Objectif

Ces dernières décennies sont apparus un grand nombre de capteurs optiques pour des mesures en continu dans l'environnement, rapides et sensibles : oxygène dissous (optodes), fluorescence des pigments de la photosynthèse, température (distribuée le long d'une fibre optique) ... Notre objectif était de déterminer leur apport à la surveillance des milieux aquatiques, et plus précisément leur fiabilité et leur précision si on les compare aux analyses en laboratoire, et quel type de mise en œuvre pourrait permettre de les diffuser plus largement, au-delà des sites-pilotes très étudiés comme les grands lacs naturels.

Nous aborderons d'abord nos travaux sur la mesure en continu de la turbidité en réseau d'assainissement et de la fluorescence du phytoplancton dans les lacs, puis sur l'apport des mesures en continu pour la compréhension du fonctionnement des lacs et pour leur surveillance.

4.1.1 Mesure des matières en suspension par sonde turbidimétrique immergée

Objectif

Quittons un moment les lacs pour les réseaux d'assainissement. L'objectif de ce travail était d'évaluer l'incertitude de l'estimation de la concentration en matières en suspension à partir de la mesure en continu de la turbidité en réseau d'assainissement unitaire, et de voir si cette mesure permet d'évaluer les flux de matières en suspension rejetées au milieu naturel lors des déversements d'orage.

Ce travail a eu pour cadre le doctorat d'Ali Hannouche, que j'ai co-encadré, au sein de l'Observatoire des polluants urbains, un programme animé par le laboratoire et financé par l'agence de l'eau, des collectivités locales et un syndicat d'assainissement.

Méthode

L'observatoire de l'assainissement urbain de Nantes avait réalisé de nombreuses échantillonnages à pas de temps fixe en temps sec ou durant des écoulements de temps de pluie, sur deux bassins versants urbains de 100 ha et 5000 ha (environ 30 séries de mesures sur chaque site). Au

Laboratoire eau et environnement de l'IFSTTAR à Nantes, la turbidité était mesurée par atténuation à 880 nm, puis les matières en suspension par pesée après filtration.

L'analyse statistique a d'abord porté sur la variabilité avec la pluie des coefficients d'ajustement linéaire de la relation entre la concentration en matières en suspension et la turbidité. Puis l'incertitude de l'évaluation de la concentration en matières en suspension à partir de la turbidité a été calculée, en comparant les valeurs obtenues par calage de la relation sur différents sous-échantillons de pluies obtenues par tirage aléatoire.

Résultats

Ce travail a confirmé que la relation entre la concentration en matières en suspension et la turbidité est linéaire. Sa pente varie avec la taille et la nature des particules charriées, et donc avec la pluie. L'étalonnage sur cinq pluies seulement permet de limiter l'incertitude de la concentration en MES à 20 % dans une grande partie de la gamme. Ce nombre de pluies à échantillonner est compatible avec la durée des études de diagnostic de réseaux d'assainissement.

Portée

Ce travail a démontré que la mesure en continu de turbidité permet d'évaluer de façon fiable les flux de matières en suspension dans les collecteurs d'assainissement. C'est ce type de mesures que la réglementation française sur l'auto-surveillance des réseaux d'assainissement impose depuis 2015 à chaque gestionnaire de système d'assainissement pour qu'il évalue les flux de matière organique rejetée au milieu naturel lors des déversements d'orage. Le suivi en continu de la turbidité sert également au pilotage des grandes stations d'épuration, car il permet d'orienter les eaux unitaires vers la filière la plus adaptée pour limiter la charge polluante des rejets et les débordements sans traitement.

4.1.2 Mesure de la biomasse des cyanobactéries par sonde spectrofluorimétrique immergée

Nous venons de voir que la mesure en continu de la turbidité permettait de suivre la dynamique des matières en suspension beaucoup plus facilement que par pesée d'échantillons filtrés au laboratoire, même si la relation entre turbidité et matières en suspension d'une eau varie avec les caractéristiques de taille et optiques des particules. De même, la mesure *in vivo* de la fluorescence des pigments de la photosynthèse du phytoplancton est d'utilisation beaucoup plus aisée que les comptages sous microscope ou que la mesure par spectrophotométrie de la concentration en pigments, principalement la chlorophylle a pour l'ensemble du phytoplancton et la phycocyanine, pigment accessoire très présent chez les cyanobactéries.

Mais là encore, la relation entre la fluorescence *in vivo* de la chlorophylle a, que les sondes excitent souvent à une seule longueur d'onde, et la concentration du pigment mesurée au laboratoire varie beaucoup. L'auto-ombrage des pigments entre cellules, notamment dans les colonies (c'était le cas à Grangent avec la cyanobactérie *Microcystis aeruginosa*, § 4.2.3), ou l'extinction de la fluorescence sous une forte intensité lumineuse font sous-estimer la concentration en chlorophylle a. Si on ajoute que le contenu en pigment varie entre espèces et aux différents stades de la vie du phytoplancton, tout concourt à ce que la relation entre la fluorescence *in vivo* de la chlorophylle a et la concentration du phytoplancton varie d'un site à l'autre et dans le temps.

La sonde Fluoroprobe de BBE-Moldaenke permet d'aller plus loin que les sondes à une longueur d'onde en mesurant la fluorescence de la chlorophylle a dans la bande 685-700 nm, obtenue

par excitation des différents pigments de la photosynthèse à différentes longueurs d'onde (370, 470, 525, 570, 590 et 610 nm). Par décomposition du spectre d'excitation de la fluorescence sur des spectres moyens par classe de phytoplancton, la sonde estime la concentration de quatre classes : i) les algues vertes (chlorophycées), ii) les cyanobactéries, iii) les bacillariophycées, chrysophycées et dinophycées, et iv) les cryptophycées. Mais la sonde ne supprime pas toutes les difficultés : elle confond souvent les cyanobactéries et les cryptophycées qui ont la phycoérythrine comme pigment commun. Par ailleurs, l'homogénéité optique de la cellule de mesure n'est pas respectée en présence de colonies, et la sonde donne alors un signal très intermittent.

L'objectif de ce travail était d'évaluer le potentiel de cette sonde pour les plans d'eau tropicaux. La sonde répondrait-elle linéairement ? Serait-il nécessaire de modifier l'étalonnage des spectres d'excitation des différents groupes de phytoplancton ?

Cadre

Ce travail s'est inscrit dans le doctorat de Talita Silva, en cotutelle avec l'université fédérale de Minas Gerais au Brésil. J'y ai été associé dans la continuité du projet Proliphyc lors duquel la même sonde fluorimétrique équipait les bouées de mesure pour suivre les cyanobactéries (§ 4.2.3).

Méthode

Le site d'étude est la retenue de Pampulha au Brésil (Tableau 1 et § 3.3.2), où la concentration de cyanobactéries est couramment de plusieurs centaines de $\mu\text{g/L}$ de chlorophylle a. Une gamme de dilution de deux échantillons très chargés d'eau du lac a permis de comparer les mesures de la fluorescence à la sonde spectrofluorimétrique et de concentration en chlorophylle a au spectrophotomètre.

Résultats

La sonde spectrofluorimétrique donne une concentration environ trois fois plus faible que le spectrophotomètre au-dessous de $50 \mu\text{g/L}$ de chlorophylle a mesurée au spectrophotomètre (Figure 8). Mais surtout, sa réponse est non linéaire au-delà, alors que la réponse du spectrophotomètre est linéaire dans toute la gamme de dilution. C'est dû à la densité optique trop importante des eaux brutes dans la cellule de mesure du spectrofluorimètre (diffusion et absorption multiples).

Il a aussi fallu étalonner le spectre d'excitation de la fluorescence des cyanobactéries de la sonde avec les cyanobactéries principales de la retenue de Pampulha, car leur spectre d'excitation de la fluorescence différait trop de celui des espèces utilisées pour l'étalonnage en usine.

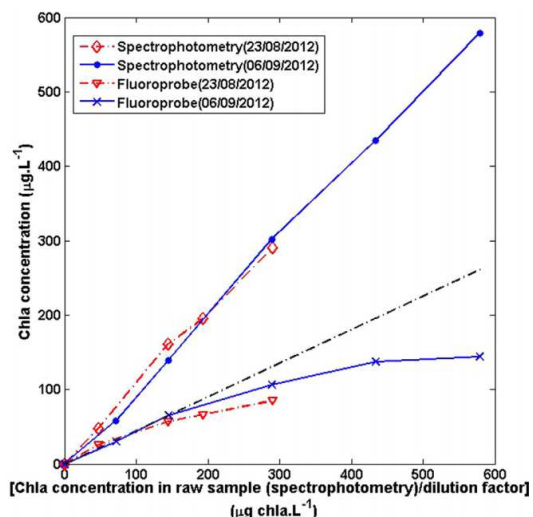


Figure 8. Spectrofluorimètre de terrain Fluoroprobe (photo BBE Moldaenke). Gamme de dilution de deux échantillons du lac de Pampulha : analyse de chlorophylle par spectrophotométrie et mesure au spectrofluorimètre de terrain

Portée

Ce résultat démontre l'intérêt du suivi spectrofluorimétrique des cyanobactéries dans les lacs tropicaux, alors que la sonde Fluoroprobe était surtout utilisée auparavant dans des lacs tempérés. Il rappelle aussi que son utilisation pour la surveillance des cyanobactéries suppose qu'on l'étalonne avec les espèces locales, car les pigments varient entre les espèces. C'est particulièrement vrai dans une retenue tropicale dont les espèces sont très différentes de celles qui servent à l'étalonnage en usine de la sonde, mais aussi dans des milieux particuliers comme le lac du Bourget, où le spectre d'excitation des cyanobactéries avait dû être étalonné pour la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* qui forme un pic de concentration au métalimnion (§§ 2.3.2 et 4.2.3).

4.1.3 Apport du suivi en continu du phytoplancton

Objectif

Nous venons d'évoquer la fiabilité de la mesure de fluorescence pour suivre la biomasse des cyanobactéries. Dans ce même objectif, nous avons participé à un projet de recherche qui a permis l'acquisition de mesures à haute fréquence de différentes variables sur des plans d'eau de différentes tailles, puis instrumenté nous-mêmes un autre petit lac. Quelles nouvelles connaissances ces mesures à haute fréquence permettent-elles d'acquérir et quelles nouvelles applications permettent-elles de développer ?

Méthode

Dans le projet Proliphyc (ANR), déjà abordé pour la reconstitution des profils verticaux de fluorescence au § 2.3.2, l'objectif du laboratoire était de sélectionner ou de concevoir des modèles pour prévoir le développement des cyanobactéries à un horizon de trois jours sur différents types de lacs à partir des mesures de bouées autonomes de surveillance développées lors du projet. Ces bouées mesuraient en continu la température de l'eau, sa conductivité, son pH, sa concentration en oxygène dissous et la fluorescence du phytoplancton en quatre classes (ACT19). La bouée de surveillance en continu du projet Proliphyc présente l'avantage insigne que les capteurs sont nettoyés automatiquement chaque jour, ce qui a évité de fréquents déplacements sur les sites de Grangent et

d'Enghien pour nettoyer les sondes, comme l'équipe a dû le faire plus tard sur les sites de Créteil et de Champs, jusqu'à toutes les deux semaines à Créteil. La salissure des fenêtres optiques est l'inconvénient majeur de ces capteurs, si on les compare par exemple à des thermistances.

Mais le coût d'une telle bouée profileuse reste élevé, en partie en raison du coût des sondes qui y ont été assemblées, de sorte que nous avons participé à un autre projet de recherche, OSS cyano (ANR), qui portait sur la mise au point d'un capteur de réflectance à bas coût pour détecter les proliférations de cyanobactéries (AICL3). Alors que la mesure de la fluorescence est active, celle de la réflectance est passive. Pour valider le capteur en conditions réelles, nous avons mis en place un dispositif de suivi en continu du lac de Champs, une ancienne gravière de 10,3 ha et de profondeur moyenne 2,3 m, devenue base de loisirs pour la voile et la baignade (Tableau 1). Les proliférations de cyanobactéries y sont fréquentes depuis de nombreuses années. Le dispositif de mesure en trois points et à trois profondeurs, inspiré de celui de Créteil présenté en Figure 1 au § 2.1, repose principalement de trois sondes multiparamétriques, dont une à télétransmission au point central, qui alimente automatiquement une base de données et permet la surveillance du lac (AICL4). A part les mesures de température, de conductivité et de pH, toutes les autres mesures en continu sont des mesures optiques, celle de la fluorescence de la chlorophylle a et de la phycocyanine par des sondes à une longueur d'onde, celle de l'oxygène dissous par optode.

Résultats

L'avancement du projet OSS cyano a permis de valider le nouveau capteur de réflectance en mésocosme (Figure 9), mais pas en conditions réelles, ni d'intégrer ses mesures au modèle de prévision de distribution spatiale de cyanobactéries. Finalement, le modèle repose sur les mesures en continu de la sonde multiparamétrique à télétransmission (ACTI4).

Le dispositif expérimental nous a permis d'acquérir des séries de mesures en continu. On observe un grand nombre de pics de phytoplancton (fluorescence de la chlorophylle a), dont on peut distinguer les cyanobactéries grâce à la fluorescence de la phycocyanine. On observe des effets variables des pics de phytoplancton sur la concentration en oxygène : la sursaturation est plus faible avec les diatomées en automne qu'avec les autres espèces en été. On observe également que la stratification thermique et une eau à plus de 20°C ne suffisent pas à expliquer les proliférations de cyanobactéries à Champs-sur-Marne (AICL4).

Portée

De telles bases de données devraient permettre de mieux comprendre le rôle des différents facteurs dans les efflorescences de cyanobactéries dans les petits lacs (température, lumière, nutriments, compétition avec d'autres espèces). Remarquons que les nutriments restent plus difficiles à mesurer en continu, à part les nitrates pour lesquels nous avons installé ensuite un spectromètre à ultraviolets.

Par ailleurs, les mesures en continu pourraient compléter utilement le protocole actuel de surveillance de la qualité des eaux de baignades par l'échantillonnage régulier, le comptage des cyanobactéries et le dosage de leurs toxines. Elles permettraient de rendre la surveillance plus réactive qu'actuellement : si l'on connaît les espèces toxiques d'un site, on peut déterminer un seuil d'alerte de fluorescence de la phycocyanine ; si la fluorescence du phytoplancton total est forte alors que celle des cyanobactéries reste sous le seuil, on peut conclure à l'absence de risque ; au contraire, dans la situation actuelle, on limite préventivement les usages en attendant les analyses en laboratoire.

Les mesures en continu peuvent aussi alimenter des modèles numériques prédictifs, comme nous le verrons au § 4.2.



Figure 9. Bouée de mesures développée lors du projet Proliphyc sur la retenue de Grangent, capteur de réflectance du projet OSS cyano lors de sa validation sur mésocosme à l'écotron de Foljuif.

4.2 Systèmes d'alerte des proliférations algales et de la contamination bactérienne

Nous avons abordé au § 4.1 l'apport de la mesure en continu pour la surveillance des milieux aquatiques, en particulier celle du phytoplancton par la mesure de sa fluorescence. Il s'agit de détecter systématiquement les proliférations, que l'on peut manquer avec un échantillonnage régulier mais relativement peu fréquent. Ici, nous passons à l'anticipation, à la prévision de court terme des proliférations phytoplanctoniques et, dans une moindre mesure, à celle de la contamination des sites de baignade par les bactéries indicatrices de contamination fécale.

Questions de recherche

Les questions scientifiques de ces travaux étaient :

- quels modèles choisir pour prévoir les proliférations de cyanobactéries ? quels processus doit-on modéliser : le déplacement d'une efflorescence, son développement et son déclin, la compétition avec d'autres espèces phytoplanctoniques ?
- quelles mesures sur site sont nécessaires en complément des prévisions météorologiques, en lien avec ce qui vient d'être présenté sur les mesures en continu ?
- quelles sont la performance des modèles, leur incertitude de prévision, leur caractère transposable ?

Méthode

Nous présentons nos travaux sur les systèmes d'alerte des proliférations algales et de la contamination bactérienne en trois sous-parties correspondant à une complexité de modèles croissante, adaptée au système à modéliser, en suivant une classification développée pour les systèmes d'alerte des efflorescences de cyanobactéries en mer (Anderson et al., 2012) :

- modèle statistique ou empirique lorsque l'efflorescence peut être reliée à un phénomène local dominant : les auteurs citent la vitesse du vent prévue sur cinq jours dans deux directions successives qui, lors de la stratification estivale, permet de prédire le remplacement des eaux

d'une baie d'Irlande par des eaux du plateau continental qui apportent avec elles des dinoflagellés toxiques ;

- modèle hydrodynamique pour prévoir le déplacement et l'extension d'une prolifération d'algues au cours du temps après sa détection (par ex. par satellite pour les efflorescences en mer) : nous avons appliqué cette approche à la contamination bactérienne des baignades dans les plans d'eau ;
- modèle couplé hydrodynamique et biologique simplifié pour prévoir l'évolution de la biomasse et le déplacement vertical des cyanobactéries. Cette approche reste marginale car les modèles biologiques sont complexes, comme nous l'avons évoqué au § 3.3.

Cette même classification est appliquée à nos travaux dans le Tableau 4. Ils sont expliqués en détail par la suite.

Tableau 4. Caractéristiques principales des modèles utilisés pour les systèmes d’alerte

Modèle	Cyanobactérie / bactérie modélisée	Durée de simulation	Processus et paramètres calés (nombre de paramètres calés)	Données biologiques pour conditions initiales, calage et validation	Site (Tableau 1)	Co-encadrements	Publication
Empirique	Cyanobactéries totales (<i>Microcystis</i> et <i>Anabaena spp.</i> surtout)	2 ans calage, 3 ans validation	Probabilité d’efflorescence à l’usine d’eau potable en fonction de la température de l’eau (4), de la vitesse du vent (4) et de sa direction (4)	Pas de conditions initiales. Fluorescence des cyanobactéries à la prise d’eau de l’usine pour calage et validation.	Lac Champlain, Canada	Doctorat Marie-Laure de Boutray (2010-2017)	AICL15
Hydrodynamique : Telemac3D	<i>Escherichia Coli</i>	10 j	Concentration à la baignade. Aucun calage (traceur passif).	Comptages en amont (rond-point des canaux) pour initialisation. Ni calage, ni validation.	Bassin de la Villette, Paris	M1 Fernando Bezerra (2018)	ACTI1
Physique et biologique Dyresm-Caedym (1D)	<i>Microcystis aeruginosa</i> , coloniale	82 j calage, 3 j prévision	Taux de croissance maximal (1).	Profils de fluorescence des cyanobactéries, métriques sur 18 m et au moins journaliers	Retenue de Grangent	M2 Emna Sellami (2009)	ACTI9
	<i>Planktothrix aghardii</i> , individuelle	15 j calage, 15 j validation	Limitation croissance par température et lumière (4).*	Fluorescence des cyanobactéries à 0,75 m (mi-profondeur) à 30 min durant un été.	Lac d’Enghien-les-Bains	M2 Talita Silva (2009)	ACTI10
Idem : GLM-AED (1D)	<i>Microcystis sp.</i>	7 j calage, 11 j validation	*	Profils manuels journaliers de fluorescence du phytoplancton en un point.	Retenue de Yuqiao, Chine	Doctorat Ali Fadel (2010-2014)	AICL9
Idem : Delft3D-BLOOM	Cyanobactéries totales	15 j calage, pas de validation	*	Fluorescence de la chlorophylle a et de la phycocyanine à 1,5 m (mi-profondeur), à 10 min et au centre.	Lac de Champs-sur-Marne	Doctorat de Denis Plec (2015-)	ACTI4

* Implication dans l’analyse et la valorisation des résultats, mais pas dans le calage du modèle.

4.2.1 Indicateur empirique du risque d'arrivée d'une efflorescence à une prise d'eau

Lorsque la prolifération de phytoplancton potentiellement toxique se produit dans un lieu vulnérable dans une situation bien identifiable, on peut construire un indicateur simple portant sur ses caractéristiques principales et reposant sur des variables faciles à acquérir comme les prévisions météorologiques (Anderson et al., 2012).

Objectif

Dans cette première application, il s'agissait de prévoir l'accroissement des concentrations de cyanobactéries en un point d'intérêt à partir de seules variables faciles à acquérir comme les prévisions météorologiques. Dans le cadre du doctorat de Marie-Laure de Boutray en cotutelle avec Polytechnique Montréal, que j'ai co-encadrée, et de celui de Mouhamed Ndong dans la même université, il s'agissait de trouver un modèle capable de prévoir que la concentration de cyanobactéries dépasse un seuil d'alerte à une prise d'eau pour la production d'eau potable (AICL15). Ce modèle serait ensuite inclus dans un système d'alerte pour que la société en charge de l'eau potable puisse adapter son traitement ou éviter la distribution d'eau rendue impropre à la consommation par la présence de toxines, les microcystines.

Méthode

Le site d'étude était la baie de Missisquoi sur le lac Champlain au Canada (3 m de profondeur moyenne, 77 km², cyanobactéries *Microcystis sp.* et *Anabaena sp.*). Sous l'hypothèse que les nutriments ne limitent pas la croissance du phytoplancton dans ce lac eutrophe, l'indicateur de probabilité d'occurrence d'efflorescence est basé sur la température de l'eau à la prise d'eau et la direction et la vitesse du vent à la station météorologique la plus proche, mesures faciles à acquérir (Tableau 4). Il prend la forme d'un produit de distributions de probabilité normales centrées sur les valeurs optimales de température de l'eau, de vitesse et de direction du vent. La température de l'eau indique si elle est assez chaude pour permettre une efflorescence, et la direction et la vitesse du vent si l'efflorescence est poussée vers la prise d'eau.

Résultats

L'indicateur donne des résultats encourageants : il explique 68 % des jours d'efflorescences et en manque 26 %. La mesure régulière du rapport entre azote inorganique dissous et phosphore total à la prise d'eau permettrait d'améliorer les résultats en éliminant les faux positifs, mais ces mesures ne sont pas immédiates.

Portée

Ce travail montre l'intérêt d'un indicateur empirique simple pour la gestion d'un captage d'eau potable ou d'autres usages des lacs. Pour aller jusqu'à un système d'alerte prédictif, il faudrait qu'il ne repose que sur des variables prévisibles, par exemple la direction et la vitesse du vent et la température de l'air, et pas sur la température de l'eau, à moins de modéliser cette dernière avec un modèle statistique ou hydrodynamique.

4.2.2 Modèle hydrodynamique pour le transport de bactéries

Nous venons de présenter un indicateur empirique. Dans la plupart de nos travaux, nous avons utilisé la modélisation à base physique, avec ou sans couplage du modèle hydrodynamique avec un modèle biologique. Commençons par l'utilisation d'un modèle hydrodynamique et d'un traceur passif pour prévoir la concentration en bactéries indicatrices de contamination fécale à une baignade (ACT11).

Objectif

L'objectif final de ce travail est d'élaborer un système d'alerte pour la baignade ouverte en 2017 dans le bassin de la Villette à Paris, et pour préparer les jeux olympiques de 2024 dont le bassin sera un des sites d'épreuves en eau libre. Ce système pourrait reposer sur un analyseur automatique de la concentration en bactéries indicatrices de contamination fécale, situé à environ 1 km en amont de la baignade. Le prélèvement, l'incubation et l'analyse automatiques le soir devraient permettre d'estimer le risque sanitaire à la baignade le lendemain à l'ouverture, ce qu'un prélèvement sur place à l'ouverture ne permet pas. Pour cela, dans une première phase de modélisation, l'objectif était de déterminer l'influence des conditions météorologiques sur le temps de transport des bactéries, de l'analyseur à la baignade.

Méthode

Nous disposions de mesures semi-hebdomadaires de la concentration en bactéries au laboratoire, effectuées en parallèle de celles de l'analyseur automatique, pour permettre son évaluation. Fernando Bezerra, stagiaire de master 1 que j'ai co-encadré dans le cadre du programme Observatoire des polluants urbains, a configuré le modèle tridimensionnel Telemac3D (§ 2.2.1 et Tableau 4) sur le canal et le bassin de la Villette. Contrairement aux travaux sur le lac de Créteil (§ 3.2), nous n'avions aucune donnée à la baignade pour le calage du taux de décroissance des bactéries entre le point de contrôle et la baignade. Par ailleurs, les sources anthropiques principales sont situées en amont de l'analyseur automatique (rejets d'eaux pluviales imparfaitement séparées, déversements d'orage de réseaux unitaires) et les apports entre ce point de contrôle et la baignade sont négligeables. Pour ces deux raisons, nous avons représenté les bactéries comme un traceur passif en première approche.

Résultats

Quand on compare des simulations avec et sans échanges radiatifs en surface, la vitesse de transfert de surface s'avère très sensible à la stratification thermique. L'amplitude de variation journalière des vitesses double quand on tient compte des échanges en surface, qui font apparaître une différence de température de 0,5°C entre la surface et le fond du bassin. La dynamique de l'écoulement dans un bassin stratifié s'avère complexe, avec des recirculations, des inversions de sens du courant au fond, etc.

Portée

Ces résultats, même préliminaires, justifient d'utiliser un modèle tridimensionnel plutôt qu'unidimensionnel filaire pour ce système d'alerte, car ce dernier serait incapable de rendre compte de l'effet de la stratification thermique de l'écoulement sur le transport et la diffusion des bactéries.

4.2.3 Modélisation couplée physique et biologique de la croissance et du déplacement vertical d'efflorescences

Objectif

Après les modèles hydrodynamiques seuls, passons aux systèmes d'alerte basés sur des modèles couplés hydrodynamiques et biogéochimiques. Lors du projet de recherche ANR Proliphyc (2006-2011), déjà évoqué au § 2.3.2 pour la reconstruction des profils verticaux de fluorescence dans le lac de Bourget, l'objectif était d'élaborer des systèmes d'alerte prédictifs des cyanobactéries potentiellement toxiques basés sur des bouées de mesure en continu, sur trois sites contrastés et représentatifs de la diversité des plans d'eau français, le lac naturel du Bourget, la retenue de Grangent et le lac d'Enghien-les-Bains (Tableau 1).

Le système d'alerte de Grangent (ACTI9) a fait l'objet des stages de master 2 d'Emna Sellami et de master 1 de Sophie Potin et de Dimitri Couturier, et le modèle d'Enghien-les-Bains celui du stage de master 2 de Talita Silva (ACTI10), stages que j'ai tous co-encadrés. Dans la continuité de ce travail et avec une approche de modélisation comparable, j'ai été associé au développement d'un système d'alerte sur la retenue de Yuqiao en Chine (AICL9).

Méthode

Les systèmes d'alerte du projet Proliphyc reposent sur les prévisions météorologiques, sur les mesures des bouées autonomes de surveillance développées lors du projet et sur des modèles hydrodynamiques et biogéochimiques. Pour la retenue de Grangent et le lac d'Enghien, nous avons utilisé le même modèle unidimensionnel Dyresm-Caedym (§ 2.2.1 et Tableau 4). Une bouée à télétransmission fournissait les conditions initiales de température et de concentration en cyanobactéries. Il s'agissait à Grangent de *Microcystis aeruginosa*, qui forme des colonies qui oscillent dans la colonne d'eau en fonction de la lumière disponible grâce à des vacuoles de gaz, et, à Enghien, de *Planktothrix aghardii*, dont le mouvement des cellules est indépendant. Les profils étaient mesurés de 1 à 18 m de profondeur à Grangent, et la bouée mesurait à 75 cm de profondeur à Enghien. A Yuqiao, le modèle était GLM-AED, une version libre adaptée de Dyresm-Caedym. Des profils verticaux manuels de sonde constituaient les conditions initiales.

Dans le modèle biologique, dans les trois cas d'étude, seules les cyanobactéries sont représentées. Leur croissance est limitée par la lumière, la température, ainsi que par les nutriments à Enghien et Yuqiao seulement. A Grangent, durant l'été, la Loire entre dans la retenue à la thermocline et n'alimente pas la zone euphotique en nutriments. A Enghien, les conditions initiales de nutriments dans le lac provenaient de mesures de l'année précédente et les apports en nutriments, principalement dus à des mauvais branchements d'assainissement, ont été supposés constants. Seuls les paramètres les plus sensibles ont été calés, à commencer par le taux de croissance maximal (Grangent, un paramètre calé) et les limitations par la lumière et la température (Enghien, quatre paramètres). On a supposé que les nutriments varient peu à l'échelle de quelques jours et qu'il est inutile de caler leur limitation de la croissance, de même que les taux de perte. La vitesse de sédimentation ou de migration de certaines cyanobactéries vers la surface est également très importante, mais les paramètres de déplacement vertical des cyanobactéries n'ont été modifiés sur aucun des trois sites.

Résultats

Le modèle permet de calculer un profil de concentration en cyanobactéries au cours du temps sur les trois sites, et de construire des indicateurs comme la concentration moyenne sur la colonne

d'eau (Enghien) ou sur la zone euphotique (Grangent). Les années de mesure à Grangent, il y avait très peu de cyanobactéries (fluorescence correspondant à moins de 5 µg/L de chlorophylle a, contre plusieurs centaines à Enghien), ce qui y a rendu une validation approfondie du modèle impossible. Les résultats de validation sont très bons à Enghien. A Yuqiao, ils sont acceptables, et leur qualité est probablement liée à l'éloignement de 100 km de la station météorologique comme discuté au § 2.2.1.

Portée

Ces travaux ont démontré la faisabilité de systèmes d'alerte pour les eaux continentales, après ceux qui avaient été faits en mer, avec un horizon de prévision correspondant à celui des prévisions météorologiques, trois à cinq jours. Pour fournir des conditions initiales, on peut utiliser une bouée instrumentée, mais ce système reste trop cher pour bon nombre de gestionnaires de plans d'eau, ou alors le personnel du site peut effectuer des profils réguliers à la sonde pour alimenter la base de données dans laquelle le modèle vient chercher ses conditions initiales de concentration en cyanobactéries.

4.3 Faisabilité de la mesure des flux benthiques turbulents par *relaxed eddy accumulation*

Objectif

Dans les travaux de modélisation décrits précédemment (§§ 3.3 et 4.2), nous avons négligé les échanges entre les sédiments et la colonne d'eau. Les proliférations de phytoplancton se produisent certes quand les conditions de lumière et de température sont adéquates, mais aussi quand il dispose de nutriments en quantité. Ceux-ci proviennent soit des affluents (charge externe), soit des sédiments (charge interne). C'est ainsi que nous nous sommes intéressés à la dynamique des flux de nutriments à l'interface eau-sédiment, et plus largement à tous les flux de solutés à cette interface.

A l'interface terre-atmosphère, deux techniques principales permettent de mesurer en continu la dynamique des échanges gazeux. Avec la covariance turbulente, les fluctuations turbulentes de vitesse du vent et de concentration gazeuse sont mesurées à une fréquence élevée (10 Hz) et leur covariance calculée sur une période de l'ordre de 30 min. La technique *relaxed eddy accumulation* remplace la covariance turbulente pour les substances pour lesquelles n'existe aucun capteur rapide, comme les composés organiques volatils. L'air est pompé séparément dans deux échantillons suivant le sens de la vitesse verticale du vent, plus précisément de sa composante turbulente. Le flux turbulent est le produit d'un coefficient empirique, de l'écart-type de la vitesse verticale et de la différence de concentration entre les échantillons accumulés pendant 30 min.

Est-il possible d'adapter cette technique au milieu aquatique, pour mesurer directement la dynamique de court terme des flux de nutriments à l'interface sédiment-eau en réponse au forçage hydrodynamique ?

Ce travail a fait l'objet de ma mobilité d'un an comme *fellow* d'AgreenSkills dans l'équipe de limnologie physique de l'université de Coblence-Landau, ainsi que le stage de master 1 de Tingting Ji, que j'y ai encadrée.

Méthode

Nous disposons de mesures de flux d'oxygène par covariance turbulente au fond du Langersee, un lac sur la rivière Havel en Allemagne. Nous avons simulé l'échantillonnage séparé des flux montants et descendants par *relaxed eddy accumulation* sur ces mesures à haute fréquence de vitesse du courant et de concentration à oxygène. Cela consiste à faire séparément la moyenne des concentrations mesurées lorsque la vitesse verticale (notée w sur la Figure 10) dépasse un seuil (w_0) vers le haut ou vers le bas.

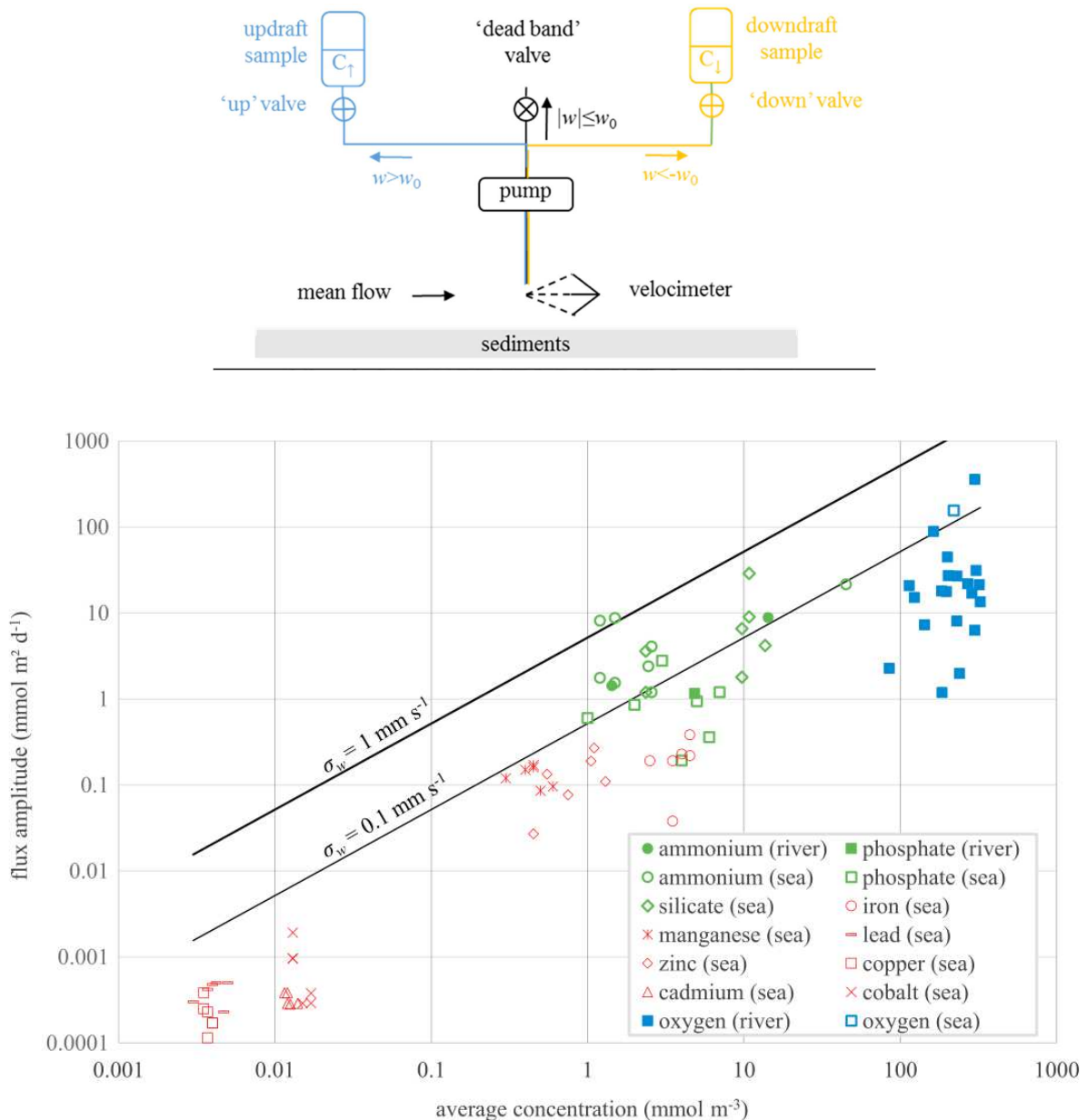


Figure 10. Schéma de principe de la technique de *relaxed eddy accumulation* et limite de quantification théorique (ligne noire fonction du niveau de turbulence indiqué par l'écart-type de la vitesse verticale σ_w), comparée aux flux mesurés en mer, en lac et en rivière, en chambre benthique, à l'exception de l'oxygène en rivière (carrés bleus pleins), mesuré par covariance turbulente.

Résultats

Le coefficient empirique qui apparaît dans l'expression du flux calculé par *relaxed eddy accumulation* décroît avec le seuil de vitesse de la même façon que lorsqu'on utilise la technique dans l'atmosphère. Nous avons déterminé la valeur du seuil de vitesse qui minimise les différences entre les flux calculés par covariance turbulente et simulés par *relaxed eddy accumulation* (3/4 de l'écart-type de la vitesse verticale), et proposé un prétraitement des vitesses faisable sur le terrain, sur lequel baser l'échantillonnage sélectif de l'eau. La limite de quantification attendue pour la technique laisse espérer qu'elle permettra de mesurer les plus fortes valeurs de flux de nutriments et de métaux mesurées par chambre benthique et rapportées dans la littérature (Figure 10). Mais nous attendons une variabilité et des valeurs maximales de flux beaucoup plus élevées sur des périodes plus courtes, qui seraient donc mesurables par la nouvelle technique.

Portée

Ce travail a démontré la faisabilité théorique de l'adaptation de la technique dans le milieu aquatique. Il a permis d'en identifier les défis : rapidité de traitement de la vitesse avant prélèvement, régularité du débit de prélèvement, séparation des échantillons montants et descendants, maîtrise de la perturbation de la mesure de courant par le prélèvement et du colmatage éventuel de la tuyauterie, conservation des échantillons avant analyse, et surtout une résolution analytique suffisante des différences de concentration. Quand ces défis seront relevés, cette technique devrait permettre de mesurer la dynamique des flux d'une grande gamme de substances, nutriments, polluants, gaz à effet de serre dissous. Ce sera un des objets du projet (§ **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

4.4 Bilan

Cette partie porte sur la qualité de la mesure en continu de la qualité de l'eau par capteurs optiques, sur sa mise en œuvre et son apport pour la compréhension des efflorescences de cyanobactéries, sur les systèmes d'alerte de ces efflorescences et des contaminations bactériennes et sur la mesure en continu des flux de solutés à l'interface eau-sédiment, en particulier des nutriments.

Nos travaux ont permis de montrer que la mesure en continu de variables optiques comme la turbidité ou la fluorescence, sous réserve d'étalonnage et de respect de la gamme de réponse linéaire des capteurs, permet de suivre en continu la qualité de l'eau, que ce soit le flux de matière en suspension dans un collecteur d'assainissement ou la concentration en cyanobactéries dans un lac tropical. Ces mesures en continu s'intègrent progressivement à la surveillance réglementaire de la qualité des eaux car elles permettent une plus grande réactivité que les mesures en laboratoire sur des échantillons.

Puis nous avons vu que la diffusion de ces techniques pose la question du coût des capteurs optiques, de leur maintenance car ils se salissent rapidement dans les milieux chargés en matière organique, ou encore de leur intégration dans des systèmes de mesure comme des bouées automatiques à télétransmission. Ces équipements, qui permettent d'acquérir en parallèle des séries en continu de différentes variables, devraient permettre de mieux comprendre la dynamique du phytoplancton, notamment dans les petits lacs où elle est très rapide en raison des mélanges fréquents.

Les bouées de mesure autonomes forment aussi la base de systèmes d'alerte prédictifs dont nous avons abordé trois types : empirique, hydrodynamique, et couplé hydrodynamique et biologique. Il est recommandé de privilégier les modèles simples et peu gourmands en données d'entrée. Si l'évolution propre des cyanobactéries des efflorescences est lente par rapport au mélange et aux courants, un modèle hydrodynamique suffit car il permet de simuler le transport de l'efflorescence. Si la dynamique des cyanobactéries est rapide (croissance, décroissance, migration verticale), un modèle couplé s'impose, d'une dimension adaptée au fonctionnement physique du lac, comme abordé au § 2.2.1. Mais plus la dimension du modèle est élevée, plus il est difficile à mettre en œuvre, car il requiert davantage de données pour les conditions aux limites.

Les modèles biogéochimiques sont relativement facilement transposables d'un site à un autre, comme nous avons pu l'expérimenter en adoptant des approches proches pour des sites très différents comme Enghien, Grangent ou Yuqiao. Ils requièrent davantage de calage que les modèles hydrodynamiques, ce qui suppose de disposer d'un jeu de données important pour avoir un modèle fiable.

Une des questions récurrentes a été celle de la concentration des nutriments, déjà abordée pour les simulations saisonnières au § 3.3. Ils sont difficile à suivre en continu et vite consommés par le phytoplancton. Les nutriments proviennent des affluents ou des airs (apports atmosphériques, oiseaux, chute des feuilles, etc.) et sont recyclés dans la colonne d'eau et dans les sédiments au fond du lac. Nous avons généralement négligé leur effet pour les simulations de court terme des systèmes d'alerte. Or, dans des lacs peu profonds, le mélange fréquent remet souvent à disposition du phytoplancton les nutriments relargués dans l'hypolimnion durant les périodes de stratification. Nous en sommes ainsi venus à la question de la mesure de la dynamique de ces flux à une échelle de temps inférieure à la journée. Nous avons montré que la technique de *relaxed eddy accumulation* utilisée à l'interface terre-atmosphère peut théoriquement être adaptée au milieu aquatique pour mesurer la charge interne en nutriments et, sous réserve de résolution analytique suffisante, d'autres substances. Nous reviendrons sur sa mise au point dans le projet.

Thème	Période	Publications	Co-encadrement	Collaborations	Projet (financeur)
Mesures en continu – capteurs optiques	2008-2010	AICL19	Doctorat Ali Hannouche	IFSTTAR/LEE, Sépia conseils	OPUR 4 (agence de l'eau, Paris, départements 92, 93 et 94)
	2010-2013	AICL11	Doctorat de Talita Silva (2010-2013)	UFMG (Brésil)	MAPLU (Brésil)
	2016-2019	AICL3, AICL4, ACTI3, ACTI4, ActN1	Doctorat de Denis Plec (2015-)	Artelia, Muséum national d'histoire naturelle, iEES	OSS cyano (ANR)
Mesure des flux benthiques	2015-	AICL8	master 1 de Tingting Ji (2016)	U. Coblence-Landau (Allemagne)	Mobilité AgreenSkills (CoFund, UE)
Systèmes d'alerte	2009-2013	ACTI9, ACTI10	Master 2 d'Emna Sellami et de Talita Silva (2010)	Artelia, Nke instruments, Institut de physique du globe, Muséum national d'histoire naturelle, DT INSU (CNRS)	Proliphyc (ANR)
	2011-2014	AICL15	Doctorat de Marie-Laure de Boutray (2010-2017)	Polytechnique Montréal (Canada)	Chaire eau potable (Canada)
	2014-2015	AICL9	Doctorat d'Ali Fadel (2010-2014)	-	Commission de la rivière Hai (Chine)
	2018-	ACTI1	M1 de Fernando Bezerra	Mairie de Paris	OPUR 5 (cf plus haut)

5 Bibliographie

- Allan, M.G., Hamilton, D.P., Trolle, D., Muraoka, K., and McBride, C. (2016). Spatial heterogeneity in geothermally-influenced lakes derived from atmospherically corrected Landsat thermal imagery and three-dimensional hydrodynamic modelling. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 50, 106–116.
- Anderson, D.M., Cembella, A.D., and Hallegraef, G.M. (2012). Progress in Understanding Harmful Algal Blooms: Paradigm Shifts and New Technologies for Research, Monitoring, and Management. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 4, 143–176.
- Bruggeman, J., and Bolding, K. (2014). A general framework for aquatic biogeochemical models. *Environmental Modelling & Software* 61, 249–265.
- Couture, R.-M., Tominaga, K., Starrfelt, J., Moe, S.J., Kaste, Ø., and Wright, R.F. (2014). Modelling phosphorus loading and algal blooms in a Nordic agricultural catchment-lake system under changing land-use and climate. *Environ. Sci.: Processes Impacts* 16, 1588–1599.
- Durand, P., Breuer, L., Johnes, P.J., Billen, G., Butturini, A., Pinay, G., Grinsven, H. van, Garnier, J., Rivett, M., Reay, D.S., et al. (2011). Nitrogen processes in aquatic ecosystems. In *European Nitrogen Assessment*, (Cambridge, UK ; New York: Cambridge University Press), pp. 126–146.
- Eek, E., Cornelissen, G., and Breedveld, G.D. (2010). Field Measurement of Diffusional Mass Transfer of HOCs at the Sediment-Water Interface. *Environmental Science & Technology* 44, 6752–6759.
- Hamilton, D.P., Hocking, G.C., and Patterson, J.C. (1997). Criteria for selection of spatial dimension in the application of one- and two-dimensional water quality models. *Mathematics and Computers in Simulation* 43, 387–393.
- Hodges, B.R. (2009). Hydrodynamical Modeling. In *Encyclopedia of Inland Waters*, G.E. Likens, ed. (Oxford: Academic Press), pp. 613–627.
- Imberger, J., and Patterson, J.C. (1989). Physical Limnology. In *Advances in Applied Mechanics*, J.W. Hutchinson, and T.Y. Wu, eds. (Elsevier), pp. 303–475.
- Jiménez-Muñoz, J.C., Sobrino, J.A., Skoković, D., Mattar, C., and Cristóbal, J. (2014). Land Surface Temperature Retrieval Methods From Landsat-8 Thermal Infrared Sensor Data. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 11, 1840–1843.
- Li, Y., Zhang, Q., Zhang, L., Tan, Z., and Yao, J. (2017). Investigation of Water Temperature Variations and Sensitivities in a Large Floodplain Lake System (Poyang Lake, China) Using a Hydrodynamic Model. *Remote Sensing* 9, 1231.
- Lorke, A., and Peeters, F. (2006). Toward a Unified Scaling Relation for Interfacial Fluxes. *J. Phys. Oceanogr.* 36, 955–961.
- Moe, S.J., Couture, R.-M., Haande, S., Lyche Solheim, A., and Jackson-Blake, L. (2019). Predicting Lake Quality for the Next Generation: Impacts of Catchment Management and Climatic Factors in a Probabilistic Model Framework. *Water* 11, 1767.
- Morales, G.M. (1995). Modélisation des transferts de nitrates, confrontation des concepts, des données et des informations : application au bassin de la Charente. phdthesis. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.

Murniati, E., Geissler, S., and Lorke, A. (2015). Short-term and seasonal variability of oxygen fluxes at the sediment–water interface in a riverine lake. *Aquatic Sciences* 77, 183–196.

Pourriot, R., and Meybeck, M. (1995). *Limnologie générale* (Masson).

Soullignac, F., Danis, P.-A., Bouffard, D., Chanudet, V., Dambrine, E., Guénand, Y., Harmel, T., Ibelings, B.W., Trevisan, D., Uittenbogaard, R., et al. (2018). Using 3D modeling and remote sensing capabilities for a better understanding of spatio-temporal heterogeneities of phytoplankton abundance in large lakes. *Journal of Great Lakes Research* 44, 756–764.

Tabuchi, J.-P., Benard, L., Legruel, S., Nedelec, R., Blanchet, B., and Poulin, M. (2012). Apports de la modélisation de la qualité de la Seine à la définition des projets de stations d'épuration et à la gestion en temps réel du système d'assainissement. In *Actes de la conférence ISRivers*, (Lyon), p. 3.

Vinçon-Leite, B., and Casenave, C. (2019). Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review. *Science of The Total Environment* 651, 2985–3001.

Viollier, E., Rabouille, C., Apitz, S.E., Breuer, E., Chaillou, G., Dedieu, K., Furukawa, Y., Grenz, C., Hall, P., Janssen, F., et al. (2003). Benthic biogeochemistry: state of the art technologies and guidelines for the future of in situ survey. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 285–286, 5–31.

6 Liste des publications

6.1 Articles et chapitres d'ouvrage

Les noms de doctorants et de stagiaires de master 2 co-encadrés sont en gras et sont soulignés. Les publications et communications sont notées en noir pour les travaux au LEESU, [en bleu pour les travaux de doctorat](#), [en vert pour les autres travaux](#), au CETMEF et à AgroParisTech.

Les articles et actes de conférence sont, à quelques exceptions près, en accès libre sur l'archive ouverte HAL et accessibles par <https://cv.archives-ouvertes.fr/bruno-jlemaire>

6.1.1 Articles dans des revues internationales à comité de lecture

Au LEESU :

- AICL1. **Najwa Sharaf**, Ali Fadel, Mariano Bresciani, Claudia Giardino, **Bruno J. Lemaire**, Kamal Slim and Brigitte Vinçon-Leite. Lake surface temperature retrieval from Landsat-8 and retrospective analysis in Karaoun Reservoir, Lebanon. *Journal of applied remote sensing*, 2019, 13 (04), 044505. DOI: 10.1117/1.JRS.13.044505.
- AICL2. **Talita Silva**, Brigitte Vinçon-Leite, **Bruno J. Lemaire**, Guido Petrucci, Alessandra Giani, Cléber C. Figueredo and Nilo de Oliveira Nascimento. Impact of Urban Stormwater Runoff on Cyanobacteria Dynamics in a Tropical Urban Lake. *Water*, 2019, Water Quality and Ecosystems in Times of Climate Change, 11, DOI: 10.3390/w11050946.
- AICL3. Gabriel Hmimina, Florence D. Hulot, Jean-François Humbert, Catherine Quiblier, Kevin Tambosco, **Bruno J. Lemaire**, Brigitte Vinçon-Leite, Louise Audebert, Kamel Soudani. Linking phytoplankton pigment composition and optical properties: A framework for developing remote-sensing metrics for monitoring cyanobacteria. *Water Research*, 148 (2019), 504 - 514. DOI: 10.1016/j.watres.2018.09.055.
- AICL4. Viet Tran Khac, Yi Hong, **Denis Plec**, **Bruno J. Lemaire**, Philippe Dubois, Mohamed Saad, Brigitte Vinçon-Leite. An Automatic Monitoring System for High-Frequency Measuring and Real-Time Management of Cyanobacterial Blooms in Urban Water Bodies. *Processes*, 6 (2018), 11 DOI: 10.3390/pr6020011.
- AICL5. Adélaïde Roguet, Claire Thériat, Arnaud Catherine, Adèle Bressy, Gilles Varrault, Lila Bouhdamane, **Viet Tran Khac**, **Bruno J. Lemaire**, Brigitte Vinçon-Leite, Mohamed Saad, Laurent Moulin, Françoise S Lucas. Importance of Local and Regional Scales in Shaping Mycobacterial Abundance in Freshwater Lakes. *Microbial Ecology*, 75 (2018), 834-846, DOI: 10.1007/s00248-017-1088-6.
- AICL6. Onur Kerimoglu, Stéphan Jacquet, Brigitte Vinçon-Leite, **Bruno J. Lemaire**, Frédéric Rimet, **Frédéric Soullignac**, Dominique Trévisan, Orlane Anneville. Modelling the plankton groups of the deep, peri-alpine Lake Bourget. *Ecological Modelling*, 359 (2017), 415 - 433. DOI:10.1016/j.ecolmodel.2017.06.005.
- AICL7. **Ali Fadel**, **Bruno J. Lemaire**, Brigitte Vinçon-Leite, Ali Atoui, Kamal Slim, et Bruno Tassin. On the successful use of a simplified model to simulate the succession of toxic cyanobacteria in a hypereutrophic reservoir with a highly fluctuating water level. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (2017), 20934 - 20948. DOI: 10.1007/s11356-017-9723-9.

- AICL8. **Bruno J. Lemaire**, Christian Noss, Andreas Lorke. Toward relaxed eddy accumulation measurements of sediment-water exchange in aquatic ecosystems. *Geophysical Research Letters*, 44 (2017), 8901-8909. DOI: 10.1002/2017GL074625.
- AICL9. Brigitte Vinçon-Leite, **Ali Fadel**, **Bruno J. Lemaire**, Céline Bonhomme, Yinghao Li, Gwendal Le Divechen, Jun Zhang and Yang Luo. Short-term forecasting of cyanobacteria blooms in Yuqiao reservoir, China. *La Houille Blanche - Revue internationale de l'eau*, 2 (2017), 35 - 44. DOI: 10.1051/lhb/2017015.
- AICL10. **Frédéric Soullignac**, Brigitte Vinçon-Leite, **Bruno J. Lemaire**, José R. Scarati Martins, Céline Bonhomme, Philippe Dubois, Yacine Mezemate, Ioulia Tchiguirinskaia, Daniel Schertzer, Bruno Tassin. Performance Assessment of a 3D Hydrodynamic Model Using High Temporal Resolution Measurements in a Shallow Urban Lake. *Environmental Modeling & Assessment*, 22 (2017), 309 - 322. DOI: 10.1007/s10666-017-9548-4.
- AICL11. **Talita Silva**, Alessandra Giani, Cléber Figueredo, Priscilla Viana, **Viet Tran Khac**, **Bruno J. Lemaire**, Bruno Tassin, Nilo Nascimento, Brigitte Vinçon-Leite. Comparison of cyanobacteria monitoring methods in a tropical reservoir by in vivo and in situ spectrofluorometry. *Ecological Engineering*, 94 (2016), 79–87, DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.06.037.
- AICL12. **Ali Fadel**, Ali Atoui, **Bruno J. Lemaire**, Brigitte Vinçon-Leite, Kamal Slim. Environmental factors associated with phytoplankton succession in a Mediterranean reservoir with a highly fluctuating water level. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (2015), 633, DOI: 10.1007/s10661-015-4852-4.
- AICL13. **Bruno J. Lemaire**, **Mathilde Lauzent**, **Viet Tran Khac**, Gilles Varrault, Martin Seidl, Brigitte Vinçon-Leite. Impact of the organic matter produced in stormwater retention ponds on trace metal speciation (in French). *La Houille Blanche*, 3 (2015), 37-43, DOI: 10.1051/lhb/20150031.
- AICL14. **Ali Fadel**, Ali Atoui, **Bruno J. Lemaire**, Brigitte Vinçon-Leite, Kamal Slim. Dynamics of the Toxin Cylindrospermopsin and the Cyanobacterium *Chrysochloris (Aphanizomenon) ovalisporum* in a Mediterranean Eutrophic Reservoir. *Toxins*, 6 (2014), 3041-3057, DOI: 10.3390/toxins6113041.
- AICL15. Mouhamed Ndong, David Bird, Tri Nguyen-Quang, **Marie-Laure De Boutray**, Arash Zamyadi, Brigitte Vinçon-Leite, **Bruno J. Lemaire**, Michèle Prevost, Sarah Dorner. Estimating the risk of cyanobacterial occurrence using an index integrating meteorological factors: Application to drinking water production. *Water Research*, 56 (2014), 98-108, DOI: 10.1016/j.watres.2014.02.023.
- AICL16. Brigitte Vinçon-Leite, **Bruno J. Lemaire**, **Viet Tran Khac**, Bruno Tassin. Long-term temperature evolution in a deep sub-alpine lake, Lake Bourget, France: how a one-dimensional model improves its trend assessment. *Hydrobiologia*, 731 (2014), 49-64, DOI: 10.1007/s10750-014-1818-4.
- AICL17. **Ali Fadel**, **Bruno J. Lemaire**, Ali Atoui, Brigitte Vinçon-Leite, Nabil Amacha, Kamal Slim, Bruno Tassin. First assessment of the ecological status of Karaoun reservoir, Lebanon. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 19 (2014), 142–157, DOI: 10.1111/lre.12058.
- AICL18. Kamal Slim, **Ali Fadel**, Ali Atoui, **Bruno J. Lemaire**, Brigitte Vinçon-Leite, Bruno Tassin. Global warming as a driving factor for cyanobacterial blooms in Lake Karaoun, Lebanon. *Desalination and Water Treatment*, 52 (2014), 2094-2101. DOI: 10.1080/19443994.2013.822328.
- AICL19. **Ali Hannouche**, Chebbo Ghassan, Gwenaël Ruban, Bruno Tassin, **Bruno J. Lemaire**, Claude Joannis. Relationship between turbidity and total suspended solids concentration within a

combined sewer system. *Water Science and Technology*, 64 (2011), 2445-52, DOI: 10.2166/wst.2011.779.

AICL20. Briac Le Vu, Brigitte Vinçon-Leite, **Bruno J. Lemaire**, Nathaniel Bensoussan, Michel Calzas, Christine Drezen, José-Frédéric Deroubaix, Nicolas Escoffier, Yves Degrés, Catherine Freissinet, Alexis Groleau, Jean-François Humbert, Gérard Paolini, François Prévot, Catherine Quiblier, Emilie Rioust, Bruno Tassin. High-frequency monitoring of phytoplankton dynamics within the European water framework directive: application to metalimnetic cyanobacteria. *Biogeochemistry*, 106 (2011), 229-242, DOI: 10.1007/s10533-010-9446-1.

Articles sur les travaux de doctorat :

AICL21. Gert-Jan Vroege, D.M.E. Thies-Weesie, A.V. Petukhov, **Bruno J. Lemaire** and P. Davidson. Smectic Liquid-Crystalline Order in Suspensions of Highly Polydisperse Goethite Nanorods, *Advanced Materials*, 18 (2006), 2565-2568; DOI: 10.1002/adma.200601112.

AICL22. **Bruno J. Lemaire**, Patrick Davidson, Jacques Ferré, Jean-Pierre Jamet, Denis Petermann, Pierre Panine, Ivan Dozov, Daniel Stoenescu, Jean-Pierre Jolivet. The complex phase behaviour of suspensions of goethite (α -FeOOH) nanorods in a magnetic field. *Faraday Discussions*, 128 (2005), 271-283, DOI: 10.1039/b403074e.

AICL23. **Bruno J. Lemaire**, Patrick Davidson, Pierre Panine, Jean-Pierre Jolivet. Magnetic-Field-Induced Nematic-Columnar Phase Transition in Aqueous Suspensions of Goethite (α -FeOOH) Nanorods, *Physical Review Letters*, 93 (2004), 267801, DOI: 10.1103/PhysRevLett.93.267801.

AICL24. **Bruno J. Lemaire**, Patrick Davidson, Jacques Ferré, Jean-Pierre Jamet, Denis Petermann, Pierre Panine, Ivan Dozov, Jean-Pierre Jolivet. Physical Properties of Aqueous Suspensions of Goethite (α -FeOOH) Nanorods Part I: In the isotropic phase, *The European physical journal. E, Soft matter*, 13 (2004), 291-308, DOI: 10.1140/epje/i2003-10078-6.

AICL25. **Bruno J. Lemaire**, Patrick Davidson, Denis Petermann, Pierre Panine, Ivan Dozov, Daniel Stoenescu, Jean-Pierre Jolivet. Physical Properties of Aqueous Suspensions of Goethite (α -FeOOH) Nanorods Part II: In the nematic phase, *The European physical journal. E, Soft matter*, 13 (2004), 309-319, DOI: 10.1140/epje/i2003-10079-5.

AICL26. **Bruno J. Lemaire**, Pierre Panine, Jean-Christophe P. Gabriel, Patrick Davidson. The measurement by SAXS of the nematic order parameter of laponite gels, *Europhysics Letters*, 59 (2002), 55-61, DOI: 10.1209/epl/i2002-00159-8.

AICL27. Franck Camerel, Jean-Christophe P. Gabriel, Patrick Batail, Patrick Davidson, **Bruno J. Lemaire**, Marc Schmutz, Thaddée Gulik-Krzywicki, Claudie Bourgaux. Original single walled nanotubes based on weakly interacting covalent mineral polymers, $[\text{Nb}_2\text{PS}_{10}^-]$ in N-Methylformamide, *Nano Letters*, 2 (2002), 403-407, DOI: 10.1021/nl010090l.

AICL28. **Bruno J. Lemaire**, Patrick Davidson, Jacques Ferré, Jean-Pierre Jamet, Pierre Panine, Ivan Dozov, Jean-Pierre Jolivet. Outstanding Magnetic Properties of Nematic Suspensions of Goethite (α -FeOOH) Nanorods, *Physical Review Letters*, 88 (2002), 125507. DOI: 10.1103/PhysRevLett.88.125507.

AICL29. Jean-Christophe P. Gabriel, Franck Camerel, **Bruno J. Lemaire**, H. Desvaux, Patrick Davidson, P. Batail. Swollen liquid-crystalline lamellar phase based on extended solid-like sheets, *Nature*, 413 (2001), 504-508, DOI: 10.1038/35097046.

6.1.2 Articles dans des revues nationales à comité de lecture

Au LEESU :

ANCL1. **Talita Silva**, B. Vinçon-Leite, A. Giani, C. Figueredo, G. Petrucci, **B. J. Lemaire**, E. v. Sperling, B. Tassin, M. Seidl, **V. T. Khac**, P. Viana, V. F. L. Viana, R. A. Toscano, B. H. M. Rodrigues, N. O. Nascimento, Modelagem da Lagoa da Pampulha: uma ferramenta para avaliar o impacto da bacia hidrográfica na dinâmica do fitoplâncton na lagoa. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, 12 (2016), 95-108, DOI: 10.1590/S1413-41520201600100125692.

6.1.3 Articles dans des revues internationales sans comité de lecture

Au CETMEF :

AT1. B. Deleu, **Bruno J. Lemaire**, E. Waffelaert, P.-Y. Guarini, V. Wilkin. Canal Seine-Nord Europe: canal alignment and longitudinal profile. *On Course PIANC Magazine – International Navigation Association* (ISSN 0374-1001), 132 (2008), 13.

AT2. **Bruno J. Lemaire**, G. Lagache, A. Chambreuil, L. Kaniewski, A. Pourplanche. Practical capacity and transit times on the Seine-Scheldt waterway. *On Course PIANC Magazine – International Navigation Association* (ISSN 0374-1001), 132 (2008), 67.

6.1.4 Chapitre d'ouvrage

A AgroParisTech :

OS1. Gilian Cadic, Flavie Cernesson, Jean-Pierre Chéry, **Bruno J. Lemaire**, Sébastien Treyer. Small periurban catchments at the heart of town planning (in French), in « L'eau urbaine. Ateliers de Création Urbaine, Ile-de-France 2030 ». Dominique Carré Ed., 2009, Région Ile-de-France, 102-119.

6.2 Actes de conférences

6.2.1 Actes de conférence internationale

Au LEESU :

- ACTI1. Fernando Bezerra, Nathalie Leroux, Yi Hong, **Francesco Piccioni**, **Bruno J. Lemaire**, R. Tramoy, Igor Paz, Françoise Lucas, Ghassan Chebbo, Brigitte Vinçon-Leite. Open-water swimming in urban areas: How a three-dimensional hydrodynamic model can help in the microbiological contamination monitoring? *Proceedings of the 10th International conference Novatech*, Jul 2019, Lyon, France. <http://www.novatech.graie.org/documents/auteurs/2B4P-273VIN.pdf>
- ACTI2. Yi Hong, **Frédéric Soullignac**, Adélaïde Roguet, **Francesco Piccioni**, Philippe Dubois, **Bruno J. Lemaire**, Françoise Lucas, Brigitte Vinçon-Leite. An automatic warning system for faecal contamination in urban recreational lake. *Proceedings of the 10th International conference Novatech 2019*, Jul 2019, Lyon, France. <http://www.novatech.graie.org/documents/auteurs/3B82-274HON.pdf>
- ACTI3. Jean-François Humbert, Kamel Soudani, Gabriel Hmimina, Louise Audebert, Stéphane Buttigieg, Patrice Chatellier, Simon Chollet, Beatriz Decencièrre, François Derkx, Catherine Freissinet, Yi Hong, Florence D. Hulot, **Bruno J. Lemaire**, Alexis Millot, Aurélien Perrin, Catherine Quiblier, Gonzague Six, Jean-Luc Sorin, Kevin Tambosco, Viet Tran Khac, Brigitte Vinçon-Leite. Development of a low cost optical sensor and of a drone system for the monitoring of cyanobacteria in freshwater ecosystems. *18th International Conference on Harmful Algae (ICHA 2018)*, Oct 2018, Nantes, France. A paraître.
- ACTI4. Brigitte Vinçon-Leite, Yi Hong, Viet Tran Khac, **Denis Plec**, Chenlu Li, Philippe Dubois, Mohamed Saad, **Bruno J. Lemaire**, Gabriel Hmimina, Kamel Soudani, Catherine Quiblier, Kevin Tambosco, Gonzague Six, Catherine Freissinet, Beatriz Decencièrre, Jean-François Humbert. Coupling high-frequency measurements and predictive modelling in a monitoring and early warning system of cyanobacteria blooms. *18th International Conference on Harmful Algae (ICHA 2018)*, Oct 2018, Nantes, France. A paraître.
- ACTI5. Yi Hong, Chenlu Li, **Bruno J. Lemaire**, **Frédéric Soullignac**, José R. Scarati Martins, Adélaïde Roguet, Françoise Lucas, Brigitte Vinçon-Leite. An integrated approach for assessing the impact of urban stormwater discharge on the fecal contamination in a recreational lake near Paris. *11th International Conference on Urban Drainage Modelling*, Sep 2018, Palermo, Italy. DOI : 10.1007/978-3-319-99867-1
- ACTI6. **Viet Tran Khac**, Brigitte Vinçon-Leite, Talita Silva, **Bruno J. Lemaire**, Martin Seidl et Nilo Nascimento. Speciation of trace metals in an urban tropical lake, Lake Pampulha, Brazil. Viet Tran Khac, Actes de Novatech 2016, Jun 2016, Lyon, France. ISBN électronique : 978-2-917199-07-7. <http://hdl.handle.net/2042/60446>
- ACTI7. **Talita Silva**, Brigitte Vinçon-Leite, **Bruno J. Lemaire**, K. Poague, Nilo O. Nascimento. Urban stormwater runoff impacts on the ecosystem of a tropical lake. *36th IAHR World Congress Proceedings*. June 2015, The Hague, NL. ISBN: 978-1-5108-2434-8.
- ACTI8. **Talita Silva**, Guido Petrucci, Brigitte Vinçon-Leite, **Bruno J. Lemaire**, Robin Garnier, **Viet Tran Khac**, Martin Seidl, Bruno Tassin, Nilo Nascimento. Coupling cyanobacteria dynamics and urban runoff modelling: an integrated approach for a tropical lake in Brazil. *Proceedings of the 8th International conference Novatech*, Juin 2013, Lyon, France. <http://hdl.handle.net/2042/51368>

ACTI9. Catherine Freissinet, Agnès Cabal, Aurélien Perrin, Stéphane Duflo, Jean-François Humbert, Bruno Tassin, Brigitte Vinçon-Leite, **Bruno J. Lemaire**, Briac Le Vu, Catherine Quiblier, Marie-José Salençon. First real-time monitoring system of fresh-water phytoplanktonic microorganisms: the PROLIPHYC system - Application to Grangent reservoir on the Loire river (France). *Proceedings of the International Symposium on Dams for A Changing World (ICOLD 2012)*, Kyoto, Japon, p 249-271, article Q. 92 - R. 18. OCLC: 814059689.

ACTI10. **Talita Silva**, B. Vinçon-Leite, **B. J. Lemaire**, B. Le Vu, C. Quiblier, F. Prévot, M. Seidl, B. Tassin, O. Nascimento. Water quality continuous monitoring and modelling in urban lakes: Applying new approaches in Lake Enghien (France) and Lake Pampulha (Brazil). *Proceedings of the 2nd IWA symposium on Lake and Reservoir Management*. 2011, Granada, Spain. OCLC 801958874.

6.2.2 Actes de conférence nationale

Au LEESU :

ActN1. François DERKX, Brigitte VINÇON-LEITE, **Bruno J. LEMAIRE**, Kamel SOUDANI, Catherine QUIBLIER, Catherine FREISSINET, Simon CHOLLET, Béatrice DERENCIERE, Laurent SEGUY, Stéphane BUTTIGIEG, Bruno TASSIN, Jean-Luc SORIN, Jean-François HUMBERT. Un drone pour la surveillance des proliférations phytoplanktoniques dans les milieux aquatiques lenticques. *Drones et hydraulique*, Société hydrotechnique de France, Avril 2015, Cachan, France.