



**HAL**  
open science

# Rôle de l'hydrologie sur la variabilité saisonnière hydro-biogéochimique d'un lac alpin : Cas des lacs alpins naturels ou équipés pour la production hydroélectrique

Yann Guenand

## ► To cite this version:

Yann Guenand. Rôle de l'hydrologie sur la variabilité saisonnière hydro-biogéochimique d'un lac alpin : Cas des lacs alpins naturels ou équipés pour la production hydroélectrique. Sciences agricoles. Université Savoie Mont Blanc, 2020. Français. NNT : 2020CHAMA010 . tel-03589946

**HAL Id: tel-03589946**

**<https://theses.hal.science/tel-03589946v1>**

Submitted on 26 Feb 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.

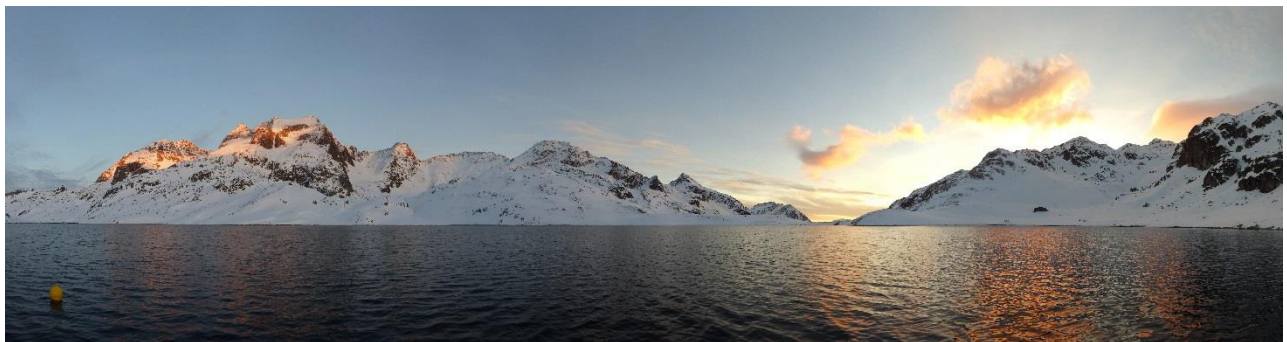
L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

# Thèse

Pour obtenir le grade de  
**DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE SAVOIE MONT-BLANC**  
Spécialité : Biodiversité, Écologie, Environnement

Présenté par  
**Yann Guénand**

## Rôle de l'hydrologie sur la variabilité saisonnière hydro-biogéochimique d'un lac alpin Cas des lacs alpins naturels ou équipés pour la production hydroélectrique



Thèse soutenue publiquement le

**10 Juin 2020**

Devant le jury composé de :

Prof Marie Elodie PERGA	Directrice de recherche, UNIL	Directrice de thèse
Dr. Damien BOUFFARD	Directeur de recherche, EAWAG	Co-directeur de thèse
Dr. Brigitte VINCON-LEITE	Directrice de recherche, LEESU	Rapporteuse
Prof. Stuart LANE	Professeur des Universités, UNIL	Rapporteur
Dr. Jean-Christophe CLEMENT	Professeur des Universités, USMB	Examineur, président de jury
Dr. Vincent CHANUDET	Ingénieur, EDF-CIH	Examineur



## Résumé

Dans un contexte de changement climatique, les lacs de haute altitude représentent un enjeu mondial majeur tant pour le développement de production hydroélectrique que pour la gestion future de la ressource en eau. Cependant, ces milieux extrêmes demeurent peu étudiés, d'autant moins lorsque leur hydrologie a été modifiée à des fins de production hydroélectrique. Ainsi, les connaissances actuelles ne permettent pas d'anticiper l'impact de l'exploitation hydro-électrique sur ces écosystèmes de tête de bassins.

L'objectif de ce travail doctoral vise à quantifier la sensibilité thermique et écologique des lacs et réservoirs de haute altitude aux facteurs environnementaux naturels et humains. L'acquisition des données nécessaires s'appuie sur la mise en place d'un suivi des paramètres météorologiques et biophysicochimiques du milieu pour un ensemble de trois lacs alpins (Sept-Laux, 2060-2260m, massif de Belledonne), dont deux sont exploités pour de la production hydro-électrique par du Pompage-stockage. Le choix de ces sites repose sur l'hypothèse que ces sites géographiquement proches ont des conditions météorologiques similaires, tandis que leur morphologie et usages différents permettent d'évaluer le rôle de ces facteurs naturels et humains sur leur dynamique interne. Ces données de terrain ont été dans un premier temps analysées puis intégrées dans des modèles en 3 dimensions de comportement thermique et de qualité d'eau. Les résultats de ce travail doctoral présenté en trois articles montrent que :

1. Contrairement à notre hypothèse initiale, les variations micro-météorologiques et géomorphologiques locales dictent en premier abord le comportement thermique et écologique de ces lacs. Le lac resté naturel ne peut donc être utilisé comme référence. Les impacts de l'exploitation hydroélectrique ne peuvent pas être extraits par une simple comparaison entre lac naturel et réservoirs exploités.
2. L'intégration des données de terrain dans des modèles 3D permet non seulement d'évaluer la sensibilité aux paramètres locaux naturels mais aussi de simuler un état de référence interne « naturel », sans exploitation hydroélectrique. L'analyse de sensibilité du modèle révèle que la thermie et la qualité d'eau en période d'eaux libres sont très sensibles aux épisodes orageux, aux dynamiques de nébulosité et de transparence de leurs eaux, tandis que les températures atmosphériques exercent un rôle moindre que pour les grands lacs de plaine. La gestion hydroélectrique estivale modifie essentiellement le comportement thermique de ces lacs avec des impacts plus limités sur la qualité d'eau.

3. Des ajustements dans les profondeurs de pompage conduisent à moduler les effets de la gestion hydro-électrique sur le comportement thermique et la qualité d'eau des réservoirs interconnectés.

## Summary

In a context of climate change, high-altitude lakes represent a major global issue both for the development of hydropower generation and for the future management of water resources. However, these extreme environments remain poorly studied, especially when their hydrology has been modified for hydroelectric production. Thus, current knowledge does not allow to anticipate how the hydro-electric use of lakes at high altitude changes the thermal behavior and water quality of these headwaters.

The aim of this doctoral work is to quantify the thermal and ecological sensitivity of high altitude lakes and reservoirs to natural and human environmental factors. The acquisition of the necessary data relied on the implementation of a monitoring of the meteorological and bio-physicochemical parameters of the environment for a set of three alpine lakes (Sept-Laux, 2060-2260m, Belledonne Massif), two of which are exploited for hydro-electric production by pumping-storage. Their close geographical location was expected to guarantee similar weather conditions, while their morphology and different uses would allow to evaluate the role of these natural and human factors on their internal dynamics. Data collected in the field were first analyzed and then integrated into 3-dimensional models of thermal behavior and water quality. The results of this doctoral work presented in three articles show that:

1. Contrary to our expectations, the micrometeorological and morphological variability in between lakes and catchments imprinted strong differences in the thermal and ecological behaviors of these lakes. The natural lake cannot be considered as a reference for the exploited reservoirs and a direct data analysis cannot address the impact of hydroelectric exploitation on these systems.
2. Integrating the field data within 3D models allows to hierarchize the external parameters according to their influence on the lake hydrodynamics and water quality, but also to simulate an internal, reference state of the lake under natural behavior. The thermal and water quality of these altitude lakes are very sensitive to stormy episodes, cloud dynamics and transparency of their waters, while atmospheric temperatures play a lesser role than for lowland lakes. Summer hydroelectric management essentially modifies the thermal behavior of these lakes with more limited impacts on water quality.
3. Adjustments in pumping depths lead to modulating the effects of hydro-electric power management on the thermal behavior and water quality of interconnected reservoirs.

## Remerciements

P\*\*\*\*\* Cakita, j'ai fini ! Bon je sais qu'en tapant ces mots il me reste une dernière(s ?) relecture avant quand même.

La thèse ? Un projet qui t'obsède. Un marathon intellectuel et physique.

J'ai mis plus de 3 ans à répondre à une question, et encore que partiellement. Mais j'ai eu l'impression de me construire mon meilleur cours, celui qui m'a le plus intéressé ! La mise en application de tes connaissances pour répondre à une question... Une aventure faite de rencontres, d'épreuves et de supers moments. Une véritable étape !

Alors merci un immense merci à toi ma Cakita, pour ton indéfectible soutien et tes petits plats qui ont le pouvoir de garder motivé. L'aventure ne fait que commencer. Encore désolé pour toutes ces nuits de travail où Tortilla m'a veillé. Au passage, merci à cette boule de poils, même si ça n'est pas évident d'écrire au clavier avec un chat dessus. A mes parents pour tout ce qu'ils ont fait pour moi, leur éducation et leur foi en moi. A mes frères Lucas et Yann, partager vos vies est un grand honneur ! Et à tous mes ami.e.s qui m'ont soutenu.e.s à base de soirées, pour s'assurer de ma survie, et de « toujours pas fini ? ». C'est bon maintenant.

BIG UP au 225 éternel, au BGSL et au P5 ! Un merci spécial à Florian, qui comprend le sens profond d'abnégation et de patience nécessaire au modélisateur.

A l'aventurière éternelle du 93 et à Michou !

Un grand merci à mes directeurs de thèse Marie-Elodie Perga et Damien Bouffard pour leur accompagnement dans cette expérience passionnante. Les contraintes géo-professionnelle n'ont pas rendu la tâche facile et j'apprécie d'autant plus leur investissement. Merci !

Merci au CIH-EDF, et plus particulièrement Vincent Chanudet, Agnès Bariller et Stéphane Descloux pour leurs soutiens scientifiques, amical et leurs confiances, et Segula Engineering (Sébastien Bréteche, Pierre Gervais, Florence Russo et Lionel Verrière) pour leurs soutiens dans le montage de ce projet.

Merci à Julien Hacquard et à tout le GU du Cheylas, ainsi que HDF, pour leurs disponibilités et leurs sympathies. Toujours dispo pour un vol en hélico ou pour aller voir ce qu'il se passe là-haut ! Début Juillet, au lever de soleil, c'est le must!

A ces heures à porter du matos en claies de portage, parfois en plein orage, à ce temps où tu te retrouves en kayak à 2000m en Août sous la neige, à cette Mike Giver académie qu'est une thèse terrain – Pensée spéciale au *Projet survie du bateau du lac Blanc* et à l'optimisation de la filtration *in situ* (merci aux inventeur.e.s du scotch orange), au projet centrifugation *in-situ* de sédiment (merci

Raph), au perçage de glace pour installer une bouée (merci à Damien, Marie et Samuel) et aux sessions ski de rando/hélico et fondues.

Un grand merci à Océane, ma comparse de terrain de l'extrême, à mes stagiaires (Antoine et Samuel) ainsi qu'aux aides du laboratoire de Chimie de l'INRA (Pascal, Guillaume et Philippe), qui m'ont également bien aidé sur la manipulation de cette sonde EXO. Un grand merci également aux farfelus qui se triment avec des entonnoirs en plastiques à barque en montagne, Jérémie et Jonathan.

Merci à tous ceux qui m'ont aidé autant sur le terrain que pour les analyses labo, et les discussions scientifiques (Etienne Dambrine, Emmanuel Malet, Yves Perette, Florent Arthaud, Jim Félix-Faure,...)

Je ne finirai pas un grand merci à cette belle invention humaine qu'est la musique et qui m'a permis de tenir toutes ces nuits.

Et à la beauté des Sept-Laux !



## Avant-propos

Ce projet de thèse a commencé il y a maintenant 5 ans. Déjà en poste au sein de Segula Engineering, j'ai voulu initier une progression de mon travail, autant sur les outils que sur les compétences générales. L'idée de reprendre mes études en parallèle de mon travail m'est alors apparu comme un bon axe pratique (malgré des avertissements contraire d'ami.e.s docteur.e.s, que je saisi bien mieux aujourd'hui). Une discussion s'est donc mis en place sur cette possibilité avec Segula et EDF qui m'ont soutenu et laisser de grande libertés dans la définition de mon sujet. J'ai par la suite monté le projet de thèse (coût, financement, planning et objectifs initiaux) avant de finaliser le tout avec mes directeurs de thèse rencontrés en cours de réflexion.

La qualité de l'encadrement scientifique m'a permis de venir à bout de ce projet, malgré des difficultés inhérentes à un éloignement géographique et une activité professionnelle continue (30% du temps). Enfin, ce travail de thèse s'est révélé fructueux dans la progression de mes compétences scientifiques et techniques et m'a ainsi permis de faire évoluer mes missions professionnelles, au travers de nombreuses collaborations scientifiques hors-thèse et liées à ma thèse, tel qu'espéré lors de la mise en place de ce projet.

### **Contributions scientifiques hors projet de thèse**

Contributions en co-auteur aux trois articles suivants:

Perga, Marie-Elodie, Rosalie Bruel, Laura Rodriguez, Yann Guénand, et Damien Bouffard. Storm Impacts on Alpine Lakes: Antecedent Weather Conditions Matter More than the Event Intensity. *Global Change Biology* 24, no 10 (2018): 5004-16. <https://doi.org/10.1111/gcb.14384>.

Soullignac, Frédéric, Orlane Anneville, Damien Bouffard, Vincent Chanudet, Etienne Dambrine, Yann Guénand, Tristan Harmel, et al. Contribution of 3D Coupled Hydrodynamic-Ecological Modeling to Assess the Representativeness of a Sampling Protocol for Lake Water Quality Assessment. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, no 420 (2019): 42. <https://doi.org/10.1051/kmae/2019034>.

Soullignac, Frédéric, Pierre-Alain Danis, Damien Bouffard, Vincent Chanudet, Etienne Dambrine, Yann Guénand, Tristan Harmel, et al. 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, no 4 (août 2018): 756-64. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.05.008>.

## Contributions scientifiques au projet de thèse

Ce sujet de recherche a mis à contribution les compétences multi-disciplinaires de l'UMR CARTEL (Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques des Ecosystèmes Limniques) et des équipes scientifiques d'EDF (CIH et R&D), dans la mise en œuvre de l'acquisition des données biogéochimiques et dans l'analyse des dynamiques en jeu (Tableau 1).

Tableau 1: Répartition des contributions particulières au projet de recherche

<i>Activité</i>	<i>Personne/Entité</i>
<i>Définition du sujet de thèse</i>	Yann Guénand, Vincent Chanudet, Agnès Bariller, Marie-Elodie Perga, Damien Bouffard
<i>Montage financier</i>	Yann Guénand
<i>Définition du suivi scientifique</i>	Yann Guénand, Marie-Elodie Perga, Damien Bouffard
<i>Réalisation du suivi scientifique</i>	Yann Guénand, Océane Thusy (+ aide Laboratoire Chimie des eaux de Thonon et collaborateurs Segula)
<i>Analyse chimique</i>	Laboratoire de Chimie des eaux de Thonon, INRA
<i>Détermination phytoplanctonique</i>	Aquascoop
<i>Détermination zooplanctonique</i>	Leslie Laine (INRA)
<i>Modélisation hydrodynamique</i>	Yann Guénand
<i>Modélisation biogéochimique</i>	Yann Guénand, Samuel Leguen (stagiaire)
<i>Traitement des données (Validation des données, Développement des programmes informatiques de traitement des données in situ et des résultats de modélisation)</i>	Yann Guénand, Samuel Leguen (stagiaire)
<i>Analyse des données et valorisation des résultats</i>	Yann Guénand, Marie Elodie Perga, Damien Bouffard

## Table des matières

Résumé.....	1
Summary .....	3
Remerciements .....	4
Avant-propos.....	6
Table des matières .....	8
Introduction .....	12
Problématique d'un développement de société durable .....	12
Les lacs d'altitude: un biotope sensible.....	13
... dans un contexte de changement climatique en cours .....	13
Modification du flux environnemental et contribution au flux mondial de GES.....	14
Multi-usage et gestion future des ressources en eau.....	14
Stratégie du projet de thèse .....	15
1    Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio- environnemental.....	18
1.1    Spécificités des lacs alpins.....	18
1.1.1    Répartition, genèse et caractéristiques des lacs alpins.....	18
1.1.2    Climat et environnement des biotopes alpins .....	19
1.1.3    Stratification thermique saisonnière.....	21
1.2    Le changement climatique .....	27
1.2.1    Un enjeu mondial .....	27
1.2.2    Sensibilité environnementale des milieux alpins .....	29
1.3    Potentiel et sensibilité des hydrosystèmes alpins : Production hydroélectrique et gestion de la ressource en eau.....	30

1.3.1	Modification écosystémique des lacs alpins par leur mise en exploitation hydroélectrique .....	30
1.3.2	EDF et les lacs d'altitude.....	32
1.3.3	Management des hydrosystèmes face au stress hydrique à venir .....	32
2	Observations et modélisations des lacs d'altitude.....	35
2.1	Site des Sept-Laux.....	35
2.1.1	Hydrologie des lacs des Sept Laux.....	35
2.2	Monitoring scientifique d'un lac alpin.....	39
2.2.1	Suivi scientifique à haute fréquence temporelle .....	41
2.2.2	Suivi scientifique ponctuel.....	49
2.3	Suivi d'un orage .....	56
2.4	Modèle tridimensionnel hydro-biogéochimique .....	57
2.4.1	Modèle hydro-biogéochimique.....	57
2.4.2	Mise en place du modèle hydro-biogéochimique de Corne-Sagne .....	59
2.4.3	Calibration et validation du modèle .....	62
3	Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district.....	65
3.1	Introduction.....	65
3.2	Conditions météorologiques .....	67
3.2.1	Conditions régionales .....	67
3.2.2	Variabilité locale .....	69
3.3	Comportement physique des trois lacs.....	72
3.4	Comparaison biochimique des trois lacs d'étude .....	75
3.4.1	Chimie des hydrosystèmes.....	75
3.4.2	Profils physico-chimiques verticaux .....	78
3.4.3	Dynamique planctonique et production primaire.....	81
3.5	Discussion .....	84

3.5.1	Variabilité météorologique à petite échelle.....	85
3.5.2	Dynamique spatialisée du bassin versant .....	86
3.5.3	Réponse physique .....	86
3.5.4	Dynamique bio-chimique résultante.....	88
3.5.5	Variabilité naturelle versus exploitation hydroélectrique .....	89
3.6	Conclusion .....	90
4	L'utilisation hydroélectrique d'un lac alpin module sa sensibilité hydrodynamique et de qualité de l'eau aux forçages météorologiques .....	92
	Résumé.....	92
	Abstract .....	94
4.1	Introduction.....	96
4.2	Material and Methods.....	98
4.2.1	Study site .....	98
4.2.2	In-situ observations .....	99
4.2.3	3D hydrodynamic and water quality model.....	101
4.2.4	Statistical analysis.....	101
4.3	Results .....	103
4.3.1	Meteorology.....	103
4.3.2	Observed and modelled temperatures .....	104
4.3.3	Water quality data and model .....	105
4.3.4	Effect of pump storage operation on the seasonal dynamics.....	108
4.3.5	Sensitivity analysis of the lake under the current and natural scenarios .....	111
4.4	Discussion .....	115
4.4.1	Models performance .....	115
4.4.2	Dominant external drivers of Lake Corne hydrodynamics .....	116
4.4.3	Water quality.....	117
4.4.4	Effect of pump storage operations.....	119

4.5	Conclusion .....	119
4.6	Supplementary information to “Hydropower operations modulate hydrodynamics and water quality sensitivity to meteorological forcings in a high altitude reservoir” .....	121
5	Effets du prélèvement sélectif sur la structure thermique et la qualité de l'eau dans les réservoirs d'altitude .....	131
5.1	Introduction.....	131
5.2	Matériel et Méthodes .....	133
5.2.1	Site d'étude .....	133
5.2.2	Modèle numérique et scénarios .....	135
5.2.3	Analyse statistique .....	136
5.3	Résultats .....	137
5.3.1	Sagne .....	137
5.3.2	Corne .....	139
5.3.3	Aval .....	141
5.4	Discussion .....	143
5.4.1	Spécificité des hydrosystèmes alpins .....	143
5.4.2	Sensibilité hydro-biochimique du réservoir .....	144
5.4.3	Sensibilité de l'hydrosystème.....	144
5.4.4	Contrainte climatique.....	145
5.5	Conclusion .....	145
6	Conclusion .....	147
	Références bibliographiques.....	150

## Introduction

### Problématique d'un développement de société durable

En 2017, la consommation énergétique mondiale a été 25 fois supérieure à celle de 1800 (Smil 2017), et les modèles de développement économiques mondiaux, pour un scénario de référence (cas reflétant les tendances actuelles et les relations entre l'offre, la demande et les prix futurs), prévoient une augmentation de près de 50% de la demande en énergie entre 2018 et 2050 (avec une contribution différenciée entre les pays de l'OCDE (~+15%) et les pays non-OCDE (~+70%), EIA 2019).

Cependant, cette évolution de la consommation d'énergie s'est accompagnée d'une augmentation des rejets de gaz à effet de serre participant à un changement climatique d'ordre mondial. Ainsi, si le réchauffement climatique se poursuit à son rythme actuel, la température annuelle moyenne devrait atteindre +1,5 °C par rapport aux niveaux préindustriels entre 2030 et 2052, entraînant des modifications durables de l'organisation des sociétés humaines et des services écosystémiques en réponse à une modification marquée des cycles biogéochimiques au niveau mondial (IPCC 2015). En conséquence, le GIEC appelle à décarboner (réduction des émissions de gaz à effet de serre) les activités humaines afin de limiter le changement climatique en cours, dont les conséquences pourraient être démultipliées au-delà d'un seuil de + 1,5°C, menaçant alors le développement durable de la société humaine (IPCC 2018).

La croissance de la demande en électricité devrait donc être satisfaite par une combinaison de sources renouvelables et non renouvelables, en fonction des ressources et des considérations économiques régionales. Les énergies renouvelables (y compris l'hydroélectricité) devraient connaître la croissance la plus rapide entre 2018 et 2050, avec une augmentation moyenne de +3,6% par an (EIA 2019). Les capacités de stockage dans le temps et l'espace du secteur hydroélectrique en font un outil appelé à jouer un rôle majeur autant pour la stabilité du futur mix énergétique (en raison de l'intermittence de l'énergie solaire et éolienne) que pour les possibilités de gestion de la variabilité naturelle des risques hydrométéorologiques (événements extrêmes) et/ou de répondre à des demandes de pointe (Marnezy 2008). Comptant pour environ 16% de l'approvisionnement en électricité dans le monde, l'hydroélectricité est la plus grande source d'énergie renouvelable aujourd'hui (REN21 2016). Les projections montrent que les sociétés humaines doivent presque doubler leur capacité hydroélectrique d'ici 2040, construisant autant de barrages hydroélectriques au cours des années 2015-2040 que ceux construits au siècle précédent (IEA 2012; WEC 2016). En Europe, l'hydroélectricité restera ainsi la principale source de production d'énergies renouvelables (~20%), avec l'énergie éolienne et solaire pour moins de 10%, du mix de production en 2050 (EIA 2019). Dans ce contexte, et en raison de leur potentiel hydroélectrique, les masses d'eaux de haute altitude sont

les cibles principales de programmes de construction de barrages dans le monde (Baron 2002; Dharmadhikary 2008; Finer and Jenkins 2012; Grumbine and Pandit 2013; Walker et al. 2016). Il est difficile d'obtenir des données précises pour l'ensemble du monde, mais à titre d'exemple, l'énergie hydraulique française de haute altitude (construction de réservoirs et de lacs modifiés) représente 10 à 15% de la production nationale annuelle (données EDF).

### Les lacs d'altitude: un biotope sensible...

Toutefois, ces systèmes alpins restent encore peu étudiés et, contrairement aux lacs naturels, les barrages hydroélectriques et autres systèmes de stockage ont fait l'objet de moins d'études scientifiques (Jacobsen and Dangles 2017). Les conditions climatiques extrêmes auxquelles les hydrosystèmes alpins sont soumis, à plus de 1500 mètres d'altitude, génèrent un fonctionnement spécifique encore peu connu et donnent des sites naturels bien préservés de l'activité humaine directe (Ohlendorf et al. 2000; Catalán et al. 2002). Sur les quelque 117 millions de lacs (> 0,002 km<sup>2</sup>) estimés en télédétection directe, couvrant 3,7% de la superficie terrestre non glaciaire de la Terre, les lacs de plus de 1 500 mètres d'altitude représentent 11% de l'abondance et 15% de la superficie cumulées (Verpoorter et al. 2014), et contribuent ainsi de manière importante au cycle global de l'eau. De plus, leurs présences en tête de réseau hydrologique en font des systèmes cruciaux vis-à-vis des écosystèmes en aval.

Leur qualité d'eau est fortement influencée par l'isolement, les variations de température de l'air, la morphométrie, la durée de prise en glace (Chacornac 1986), les dépôts atmosphériques (Psenner 1999; Rogora et al. 2004; Dolislager et al. 2012; Mladenov et al. 2012), le rayonnement UV (Vincent and Pienitz 1996; Sommaruga 2001) et la nature des bassins versants associée à une faible minéralisation (Marchetto et al. 1995; Koinig et al. 1998). Ces conditions extrêmes en font des sites de nature faiblement productive, ce qui se traduit par des réseaux trophiques plus simples et plus courts - flux d'énergie optimisé - que dans les lacs de plaine (Callieri et al. 1999; Parker and Schindler 2006). Ainsi, caractérisés par une faible résilience, ces biotopes sont extrêmement sensibles aux changements biotiques (Gliwicz and Boavida 1996; Knapp et al. 2001), ainsi qu'à la modification des apports en matière organique - en raison de leurs effets énergétiques mobilisateurs pour les ressources benthiques et biologiques (Striegl and Michmerhuizen 1998; Stets et al. 2009a; Ask et al. 2009).

### ... dans un contexte de changement climatique en cours

Le changement climatique en cours entraîne des modifications écologiques importantes pour les eaux continentales, autant d'origine naturelles (Kirillin 2010; Dokulil 2014), que des réservoirs (Snucins and Gunn 2000a; Wang et al. 2012), avec un effet amplifié pour les systèmes d'altitude en raison de leur plus grande sensibilités physiques et écologiques (Sommaruga-Wögrath et al. 1997;



Gerten and Adrian 2000; Parker et al. 2008a; Sommaruga 2015a). Les prévisions climatologiques prévoient une modification de température et des précipitations magnifiées pour ces zones, modifiant la quantité, la saisonnalité et éventuellement la qualité de l'eau provenant des montagnes et des hautes terres (Messerli et al. 2004; Adam et al. 2009; Beniston and Stoffel 2014). Le retrait des glaciers, entraîne une réorganisation complète de l'écosystème lacustre concerné, notamment via des modifications de la dynamique de transparence qui vont influencer à la fois la productivité primaire et la composition de la communauté planctonique (Vinebrooke et al. 2010) ainsi que la dynamique thermique (Peter and Sommaruga, 2017). Ces changements devraient ainsi modifier durablement la qualité et les services des écosystèmes en aval (Beniston 2003; Freeman and Marcinek 2006; Carlisle et al. 2011; Gabbud and Lane 2016).

### Modification du flux environnemental et contribution au flux mondial de GES

C'est dans ce contexte que la prise en compte du développement des ouvrages de gestion de l'eau doit être pensée. Cependant, le développement de ces ouvrages lui-même n'est pas dépourvu d'impacts sur le continuum aquatique. La modification de leur propre dynamique hydro-biophysicochimique entraîne d'importantes répercussions dans la zone d'impact du barrage (Preece and Jones 2002; Finger et al. 2007; García et al. 2011; De Baets 2016). Dans une revue de 165 articles, 92% ont signalé des changements écologiques négatifs en réponse à divers types d'altération du flux environnemental (Poff and Zimmerman 2010).

De plus, les réservoirs sont identifiés comme des contributeurs potentiels aux émissions de gaz à effet de serre (GES), avec une estimation à 176 Tg de CO<sub>2</sub> et 4 Tg de CH<sub>4</sub> par an, représentant jusqu'à 70% des émissions de CH<sub>4</sub> par l'ensemble des écosystèmes aquatiques continentaux (Barros et al. 2011). Toutefois, la contribution des systèmes d'altitude devrait rester limitée. Dans une étude mesurant les émissions de gaz à effet de serre étudiées (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O) provenant de 11 réservoirs situés sur un gradient d'altitude en Suisse, Diem et al. (2012) ont observé que les réservoirs des régions subalpines / alpines ne sont que des sources mineures de gaz à effet de serre dans l'atmosphère par rapport aux autres réservoirs. Les changements climatiques futurs devraient tout de même réduire l'efficacité du système terrestre à absorber la perturbation anthropique du carbone (Friedlingstein et al. 2006) en modifiant la contribution en GES de l'ensemble des systèmes. Les émissions de CO<sub>2</sub> provenant des écosystèmes aquatiques sont contrôlées par une multitude de processus écologiques et géochimiques, semblant être contrôlés par l'hydrologie (Stets et al. 2009a).

### Multi-usage et gestion future des ressources en eau

Aujourd'hui, avec une tendance au renforcement, les réservoirs d'eau hydroélectriques sont des installations de stockage fonctionnant dans un environnement de partage, avec des acteurs aux

objectifs et temporalités d'usage souvent antagonistes. Ces réservoirs sont ainsi utilisés non seulement pour la production d'énergie, mais également afin d'assurer des services économiques importants tels que l'approvisionnement en eau domestique et agricole, la protection de l'environnement, le tourisme, la régulation des débits et la gestion des réserves d'eau (Marnezy 2008; Rossel and de la Fuente 2015; Jacobsen and Dangles 2017).

Ainsi, l'identification des besoins futurs peut aujourd'hui jouer un rôle clé dans la capacité des systèmes hydroélectriques à faire face aux impacts du changement climatique de demain (Tilmant et al. 2008; Giuliani et al. 2014; Schaefli 2015). Dans ce contexte, les gestionnaires de l'eau ont un besoin d'appui à la prise de décision pour inclure à la fois la quantité et la qualité de l'eau dans la préservation des flux environnementaux (caractérisation de la saisonnalité et de la variabilité) permettant de concilier le multi-usage de la ressource en eau pour les sociétés humaine, avec des contraintes juridico-politiques et socio-économiques (Zhou and Guo 2013; Ramos et al. 2016) et la préservation des fonctions écosystémiques (Olden and Naiman 2010).

### Stratégie du projet de thèse

Dans le but de contribuer à cette réflexion générale, l'objet de ce projet de recherche vise à spécifier le rôle de l'hydrologie sur la sensibilité environnementale de ces milieux à enjeu croissant que sont les lacs et réservoirs alpins. L'hypothèse principale, dans notre cas, est que la dynamique interne du carbone et des nutriments est majoritairement contrôlée par la modification de l'hydrologie naturelle.

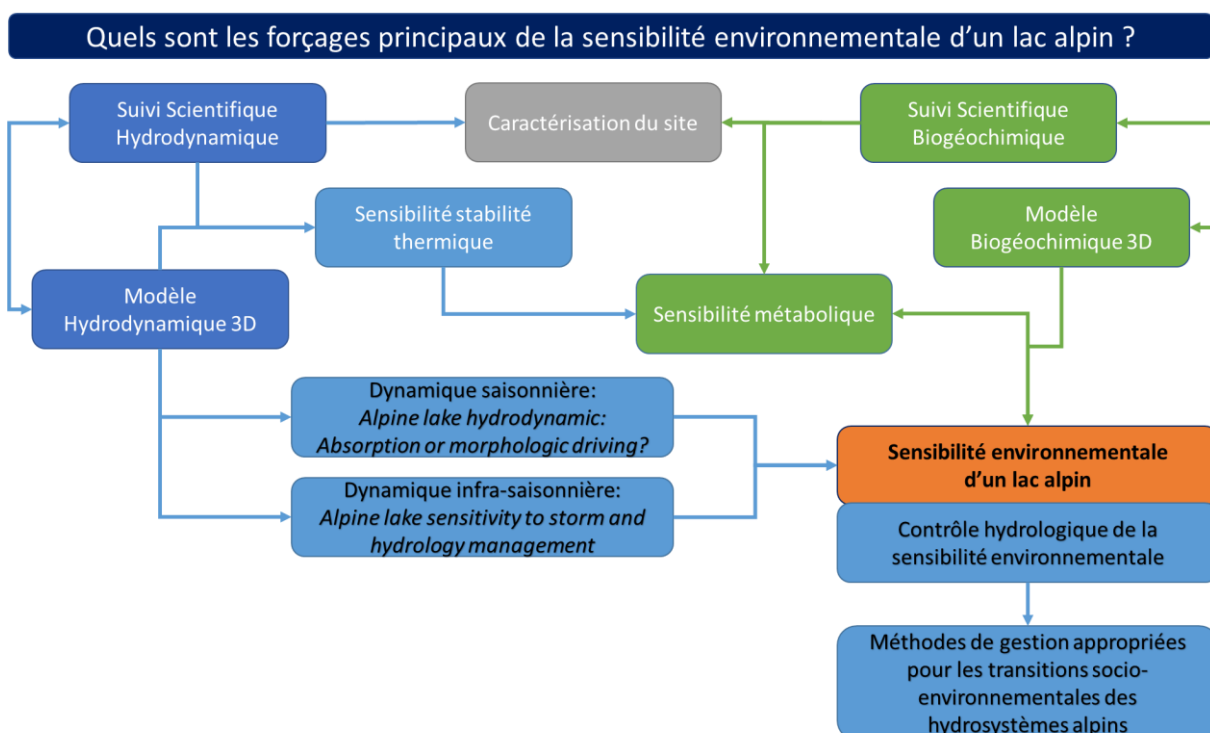
En tant que continuum de son biotope, les lacs agissent comme un intégrateur de la sensibilité du milieu (Williamson et al. 2008). Ainsi, l'étude des systèmes lacustres, se base sur la compréhension des flux énergétiques et de matières au travers du réseau trophique lacustre, permet de faire ressortir les pressions environnementale et anthropique s'exerçant sur l'ensemble du bassin versant. Cependant, les milieux alpins se définissent par leur isolement et des conditions environnementales extrêmes rendant difficile toute analyse systématique, autant sur le long terme que à haute fréquence temporelle. Il est ainsi compliqué de comprendre ces systèmes au niveau des processus biogéochimiques à partir des suivis environnementaux restreints (résolution spatio-temporelle souvent insuffisante). De plus, la réalisation de bilans hydrologiques y est souvent porteuse d'incertitudes très élevées, rendant complexe la discrimination des contributions des différents processus.

Pour pallier cette dernière difficulté, l'étude d'un système de lacs d'altitude mis en exploitation hydroélectrique présente l'intérêt additionnel de fournir un jeu de données hydrologiques sur les années de management hydroélectrique plus fiable (suivi des côtes des lacs et des transferts de masse

d'eau entre retenues). La première difficulté est abordée via l'utilisation d'outils de modélisation écologique, conçus pour représenter les flux biogéochimiques. Ces derniers peuvent servir au renforcement de la définition spatio-temporelle du jeu de donnée de suivi scientifique. Ainsi, des modèles surparamétrisés ont été développés dans le but de résumer les connaissances scientifiques et de proposer des modèles adaptatifs pour différents systèmes aquatiques et capables de conserver une bonne prédiction dans des conditions environnementale variables (Omlin et al. 2001). Une fois le modèle reproduisant suffisamment les dynamiques générales du système d'étude, à la fin d'une phase d'étalonnage complète reposant sur des connaissances expertes, l'outil numérique peut être considéré comme pertinent pour l'analyse de scénarios divers. Pour cette étude, nous avons opté pour une description en 3D des structures thermiques et biogéochimiques du lac afin de rendre compte des échanges entre le lac, son bassin versant et ses multiples affluents, exutoires et connexions artificielles (USBR 1993; Müller et al. 2018).

L'étude se définit ainsi par une approche scientifique combinant analyse de données et modélisation. Le suivi scientifique vise ainsi à caractériser le site tout en fournissant le jeu de données nécessaire à la calibration du modèle hydrodynamique et biogéochimique (Figure 1) et ainsi permettre :

- D'identifier les paramètres de contrôle principaux de fonctionnement du système d'étude;
- De prédire la réponse du système au changement (modification environnementale);
- D'évaluer les alternatives de gestion.



*Figure 1: Schéma méthodologique de l'étude des forçages principaux du carbone lacustre alpin*

Les chapitres de cette thèse sont construits sur le mode « publications scientifiques », même si deux d'entre eux sont encore en Français. Ce choix conduit à une redondance, dans la description des sites et des problématiques, inhérente à la structure choisie.

Dans un premier temps, un état de l'art permet de préciser la thématique générale et le fonctionnement spécifique des lacs alpins. Le second chapitre décrit le matériel et méthodes mis en place afin de répondre à notre problématique. Puis, le troisième chapitre se penche sur la comparaison hydro-biogéochimique des trois lacs choisis, afin de spécifier la variabilité spatiale de tels systèmes. Le quatrième chapitre s'intéresse à la question des modifications de sensibilité environnementale lacustre engendrées par l'altération anthropique de l'hydrologie. Enfin le cinquième chapitre aborde les possibilités apportées par le pompage sélectif afin de rechercher les leviers d'actions des schémas de connexions hydrologiques (profondeurs) entre retenues et l'aval.

# 1 Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental

## 1.1 Spécificités des lacs alpins

Les lacs alpins sont classés comme lacs ou réservoirs de hautes altitudes se définissant par un système lacustre localisé au-dessus de la limite alpine (altitude limite permettant le développement de la flore arborescente). Sous les latitudes européennes à climat tempéré, cette limite se situe entre 1500 et 2000 m (Ward et al. 1904). L'étage alpin a cependant tendance à remonter globalement sous l'effet du changement climatique (Livingstone et al. 2005), visible par une remontée de la limite des arbres (Harsch et al. 2009) et des zones d'espèces de plantes de montagne (Gottfried et al. 2012; Steinbauer et al. 2018).

### 1.1.1 Répartition, genèse et caractéristiques des lacs alpins

Les lacs de montagne sont généralement des écosystèmes jeunes, dont les bassins ont été creusés pour la plupart lors de la dernière glaciation. Pour le cas du massif des Alpes françaises, les lacs de montagnes se sont formés dans ces dépressions lithologiques pendant le retrait des derniers grands glaciers de l'ère quaternaire, au cours du Tardiglaciaire et du Dryas récent (12 000 à 10 000 ans). Plus récemment, on observe l'apparition de lacs proglaciaires liés au retrait glaciaire contemporain (depuis 1860). La présence de glaciers modèle la vallée en agissant de manière différentielle sur la lithologie, les zones de faiblesse de la roche se surcreusant donnant naissance à un ombilic glaciaire. Lors du retrait des glaciers, ces espaces vont se découvrir et des amas de débris rocheux, érodés et transportés par le glacier, peuvent également se mettre en place (moraine), pouvant dans certaines configurations constituer des sortes de digues naturelles. Ces dépressions vont par la suite se remplir, via les eaux de fonte et de précipitation, donnant lieu à la création de lacs de type « verrou », dans le premier cas, et de lac de type « moraine », pour le second (Figure 2).

Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental

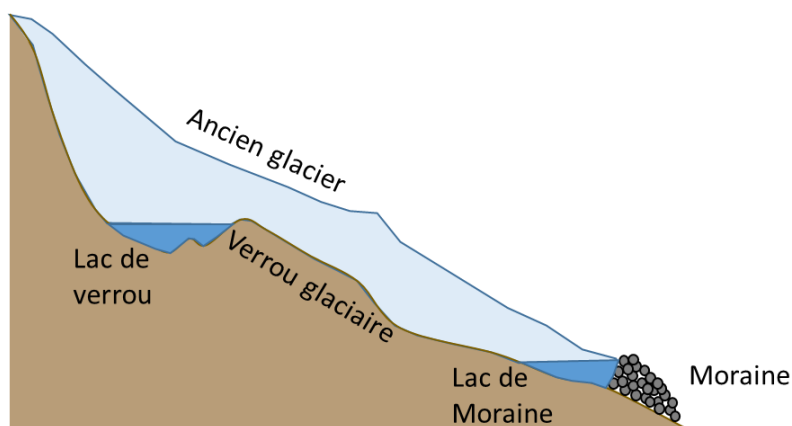


Figure 2: Schéma représentant la genèse des lacs de montagne sous l'action du glacier par surcreusement et dépôt de moraines

En haute montagne, ces surcreusements glaciaires forment ainsi de nombreux petits lacs qui sont souvent proches les uns des autres et situés en paliers successifs (Sesiano 1994). Aux échelles de temps géologiques, ces lacs de taille variable, généralement de forme allongée et orientée dans le sens de la vallée, vont peu à peu se combler par les apports d'alluvions fluvio-lacustres et glaciaires.

La distribution spatiale des lacs à la surface de la Terre est révélatrice des schémas de circulation atmosphérique à long terme, et le cycle annuel du climat sur les bassins lacustres se reflète dans les changements saisonniers de la taille et de la température des lacs. L'Europe compte ainsi plus de 50 000 lacs d'altitude (Kernan et al. 2009) tandis qu'au niveau de la France, on compte environ 3000 masses d'eau, dont 2150 d'origine naturelle, parmi lesquelles 1650 sont des lacs qui constituent le patrimoine lacustre des massifs montagneux (Chacornac 1986).

### 1.1.2 Climat et environnement des biotopes alpins

À la différence des lacs de vallées alluviales, les lacs d'altitude se distinguent par leur bassin versant de surface modeste et peu exploité par l'Homme. Les conditions climatiques extrêmes auxquelles ils sont soumis (température moyenne annuelle inférieure à 10°C, rayonnement solaires et ultraviolets (UV) élevés (l'atmosphère étant plus mince en altitude), couverture prolongée de glace et de neige (pendant 6 à 8 mois), engendrent un fonctionnement spécifique encore mal connu.

Les lacs sont alimentés par les eaux de précipitation (neige et pluie) et les eaux de ruissellement provenant de leur bassin versant. Ce dernier se définit comme la surface recevant les eaux qui ruissèleront jusqu'au système récepteur qu'est le lac. Cette surface est ainsi délimitée par une ligne de partage des eaux qui correspond le plus souvent aux lignes de crête. Le flux entrant dans le système lacustre, issu du bassin versant, est identifié par l'affluent et les eaux sortant du lac par débordement ou percolation forment l'exutoire (Figure 3).

Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental

L'hydrologie de ces systèmes d'altitude est fortement liée à la dynamique du manteau neigeux et des systèmes glaciaires potentiellement présents. Kattelman et Elder (1991), soulignent ainsi que, pour leur système d'étude dans la Sierra Nevada, la neige dominait le bilan hydrique au cours de la période étudiée, avec plus de 85% du débit annuel provoqué par la fonte printanière (représentant 95% des précipitations), suivies de longues récessions en été, en automne et en hiver. Cette fonte progressive fait des milieux d'altitude un contributeur majeur, surtout pendant l'été, au débit annuel des régions montagneuses (Weingartner et al. 2007). Hors des périodes de maximum de fonte (purge printanière), l'hydrologie est caractérisée par des événements d'orages sur des fortes pentes. Les analyses sédimentologiques et géochimiques montrent toutefois que la dynamique de ces orages dépend du climat en cours. Ainsi, les événements d'orages étaient plus fréquents pendant les périodes froides alors que les événements de haute intensité se produisaient de préférence pendant les périodes plus chaudes (Giguet-Covex et al. 2012).



Figure 3: Relation hydrologique d'un lac alpin au sein de son bassin versant (Lac Cornu - Asters - Réseau Lacs Sentinelles)

En raison de leur altitude élevée et de leurs conditions climatiques extrêmes, l'environnement des bassins versants des lacs d'altitude développe des sols minces et une végétation rare. La nature géologique du bassin joue un rôle important dans la détermination de la chimie des lacs, en tant que complexe ionique réagissant aux eaux de ruissellement chargés par le produit de l'altération des roches et des dépôts atmosphériques (Catalán et al. 2006). Les sols influencent également la chimie

Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental

de l'eau de par leur activité biologique. Ainsi, la nature de la couverture du sol (pourcentage de prairies), la pente, la profondeur de sol, les précipitations annuelles et l'altitude maximale du bassin jouent sur le contrôle de la dynamique d'apport en nitrates au système lacustre (Kopáček et al. 2005). La composition du sol va-elle être influencée par une flore herbacée spécialisée en fonction des caractéristiques du sol (pelouses alpines pour l'étage alpin et mousses/lichens pour l'étage nival).

Globalement, les dynamiques de flux de bassin versant sont dépendantes des conditions environnementales intégrant la dynamique des apports en eaux (fonte, précipitation), d'une combinaison des conditions antécédentes d'humidité du sol, de la quantité de pluie et de la topographie (Penna et al. 2016), de la température (Edwards et al. 2007) et des dépôts atmosphériques (Mladenov et al. 2008, 2012; Santolaria et al. 2014). Dans cet environnement qui demeure pauvre en matière organique et nutriments, et en absence de perturbation sur le bassin versant (pâturage, activité touristique, dépôts atmosphérique important), les eaux de ruissellement y sont peu chargées en sels minéraux dissous, en particulier en phosphore et en azote, ce qui confère un statut de milieu pauvre en éléments nutritifs, dit oligotrophe (Catalán et al. 2006).

### 1.1.3 Stratification thermique saisonnière

Les systèmes lacustres répondent continuellement aux conditions climatiques (Hostetler 1995), rendant leurs dynamiques physiques et biochimiques fortement dépendantes des dynamiques météorologiques. La taille du lac est ainsi déterminée par l'équilibre entre les entrées (précipitation, fonte) et les sorties d'eau (écoulement, évaporation). Contrairement aux rivières, les lacs sont des écosystèmes lenticques (eaux calmes). Ainsi, l'hydrodynamique y est beaucoup moins influencée par les débits qui transitent à travers du lac. En revanche, la dynamique des masses d'eau est beaucoup plus sensible aux facteurs météorologiques (température de l'air, rayonnement solaire, vent). Ces paramètres vont ainsi contribuer au maintien ou à l'évolution de l'état d'un lac, à savoir l'état de mélange ou l'état stratifié. Ainsi, les lacs passent successivement d'un état stratifié et un état de mélange au cours de l'année (Figure 4, Boehrer and Schultze 2008). Les lacs de hautes altitudes, connaissant une période hors glace suffisante, vont donc voir s'établir deux périodes de mélange (au printemps et en automne) et deux périodes de stratification (en hiver et en été). La durée et la stabilité de chaque état peuvent être plus ou moins importantes selon la morphologie du lac et les conditions climatiques, ces dernières pouvant varier d'une année sur l'autre (Kirillin et al. 2012).



Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental

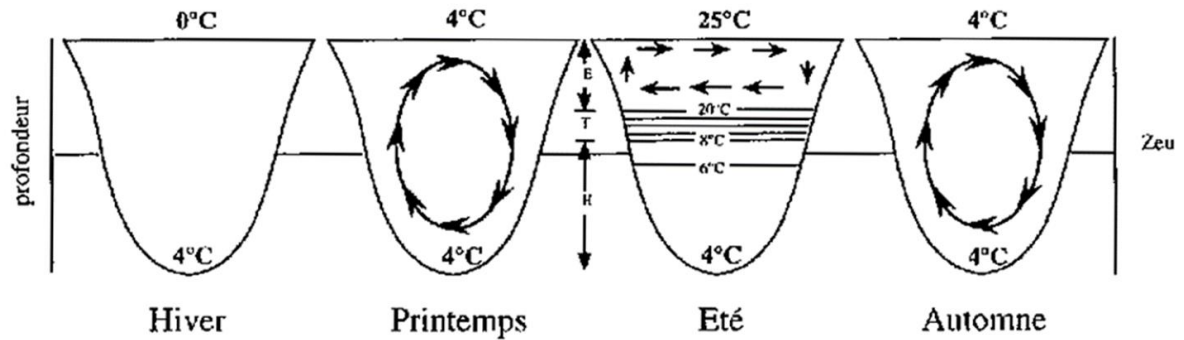


Figure 4: Représentation schématique de l'évolution hydrodynamique saisonnière (Salençon and Thébault 1997)

L'état physique du lac est primordial pour l'activité biologique. Il permet une zonation verticale de l'espace et contrôle fortement les principaux processus biogéochimiques ayant cours au sein d'un lac (Wetzel 2001). Le fonctionnement d'un écosystème aquatique est ainsi non seulement dépendant des interactions entre les constituants chimiques ou biologiques mais également une conséquence des processus hydrodynamiques.

#### 1.1.3.1 Phase hivernale

Lors de la phase hivernale, la température de surface va progressivement se refroidir jusqu'à former une couche de glace et de neige. Dans la plupart des lacs de haute montagne, cette phase peut durer plus de six mois en fonction de l'altitude. Le refroidissement de la surface par rapport au fond produit une stratification inverse (Catalán et al. 2002), en opposition à celle classique observée pendant la phase estivale, où l'eau de surface est alors plus chaude que celle en profondeur. Lorsque l'eau du lac gèle au début de l'hiver, la glace formée est très claire et la lumière peut encore pénétrer dans le lac, permettant l'activité d'organismes photosynthétiques juste sous la couche de glace. En raison de l'effet optique, cette glace est connue sous le nom de glace noire (Figure 5). Au-dessus, la neige va s'accumuler, en fonction des précipitations, favorisant l'enfoncement progressif de la surface glacée. Les eaux du lac inondent progressivement cette couche de neige jusqu'à atteindre un équilibre hydrostatique, résultant en une couche de neige fondue. Ces couches de neige fondue peuvent parfois geler, formant une glace opaque, appelée glace blanche (Figure 5). Les nouvelles chutes de neige fournissent de nouvelles couches, et le processus d'inondation, de formation de neige fondue et de gel peut se reproduire successivement en hiver, produisant une structure complexe de couches de nature distincte dans la couverture de glace (Catalan 1989, 1992).

Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental

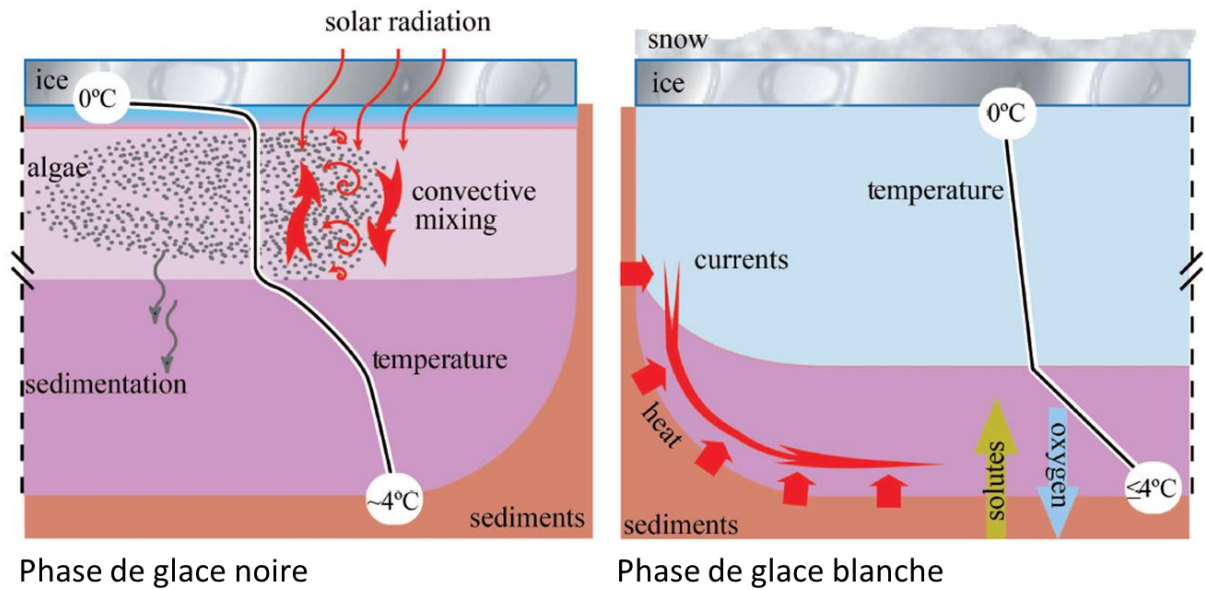


Figure 5: Structure physique des lacs recouverts de glace et processus importants pour les microorganismes (Kirillin et al. 2012)

La couverture de glace agit comme un bouclier à la surface du lac, empêchant les apports atmosphériques de particules et les échanges gazeux (oxygène, gaz à effets de serre). Cette structure limite également fortement la pénétration de la lumière ainsi que les phénomènes de brassage vertical d'origine météorologique (Kirillin et al. 2012). Les organismes photosynthétiques dépérissent alors et l'activité métabolique est uniquement respiratoire. Cette dynamique entraîne une diminution de la concentration en oxygène, et même parfois une anoxie dans les couches inférieures des lacs est observée accompagnée d'un relargage de nutriments du compartiment sédimentaire (Catalán et al. 2002; Pulkkanen and Salonen 2013). L'épaisseur maximale de la couverture de glace est atteinte au printemps (avril), puis une fusion progressive commence du haut vers le bas. De grandes flaques temporaires peu profondes peuvent se former sur la couverture, avant que de grandes fissures ne la divisent (Catalán et al. 2006). Finalement, la phase de débâcle (disparition de la couche de glace) va se produire à l'échelle d'une journée sur l'ensemble du lac (Leopold 2000).

### 1.1.3.2 Phase de débâcle et purge hydrologique de dégel

Une fois cette période transitoire terminée, l'eau en surface commence à se réchauffer sous l'effet du rayonnement solaire et de température de l'air. En parallèle à la fonte de la surface du lac, le manteau neigeux du bassin versant va également se mettre à fondre sous l'effet réchauffement printanier provoquant d'importants débits aux niveaux des différents affluents provoquant une "purge hydrologique de dégel".

Ces dynamiques d'apports importants du bassin versant et de réchauffement des eaux de surface combinées vont mettre en place une homogénéisation du lac à 4°C. Un brassage partiel à total sur la

Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental

colonne d'eau, en fonction de la morphologie du lac et de la durée d'homogénéisation thermique, est alors facilitée sous l'action du vent. Le remplacement et l'homogénéisation de la masse d'eau provoquent des modifications de ses caractéristiques physiques et chimiques.

Le déficit en oxygène et les accumulations benthiques (zone profonde et siège de la respiration anaérobie bactérienne au niveau du sédiment), issues de l'isolement de la masse d'eau de l'atmosphère pendant plus de huit mois, sont rapidement placés à des conditions aérobies et à une remobilisation des nutriments provoquant temporairement une fertilisation de la masse d'eau (Chacornac 1986).

### 1.1.3.3 Stratification estivale

Dans les lacs suffisamment profonds, lorsque l'écart de température entre les couches du fond et de surface devient important ( $>0.1 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{m}^{-1}$ ), il y a établissement d'une zone de transition thermique importante qui définit le métalimnion, marquant la mise en place d'une stratification thermique dans le lac. Cette zone sépare physiquement la couche supérieure (épilimnion) de la couche inférieure (hypolimnion) de la colonne d'eau (Figure 6). L'établissement de cette stratification met ainsi fin à la période de brassage printanier.

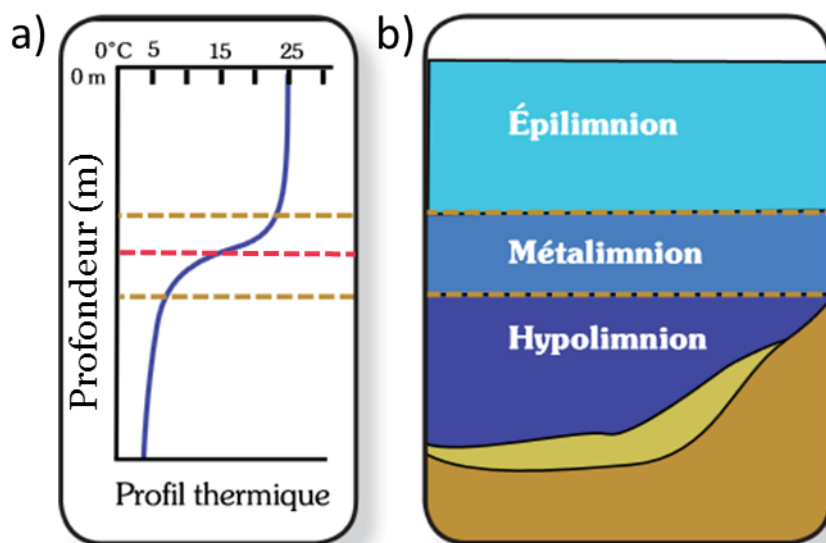


Figure 6 : a) Profil thermique, profondeur de la thermocline en rouge ; b) Schéma des couches thermiques avec les sédiments en brun clair et le substratum rocheux en marron.

Le transport de chaleur par diffusion au niveau moléculaire est très lent et nécessite une période de temps de l'ordre du mois pour le transport de chaleur sur une distance verticale de 1 m. Seule l'action du vent, par l'apport d'énergie cinétique, dû à la contrainte exercée à la surface du lac, peut faciliter des transferts de chaleur verticaux efficaces. La profondeur de mélange correspond donc au

Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental  
budget énergétique fourni par le vent s'opposant à la force de la stratification thermique, résultant du gradient de température verticale (Figure 7).

En raison de son rôle crucial dans le fonctionnement des écosystèmes lacustres, beaucoup d'efforts ont porté sur la recherche de caractéristiques pertinentes des lacs et de leurs environnements qui contrôlent la profondeur et la stabilité de la thermocline (Gorham and Boyce 1989; Stevens and Imberger 1996). Le régime de mélange et la structure thermique sont essentiellement déterminés par la morphologie du lac, comme la surface, la longueur moyenne et la profondeur maximale (Mazumder and Taylor 1994), ainsi que par les conditions météorologiques, les paysages et les conditions climatiques (Gorham and Boyce 1989). La température des couches d'eau supérieure est contrôlée par un échange de chaleur à travers l'interface air-eau, qui à son tour est déterminé principalement par le rayonnement solaire incident, la couverture nuageuse, la température de l'air, l'humidité relative et la vitesse du vent (Edinger et al. 1968; Gorham and Boyce 1989; Mazumder and Taylor 1994). La profondeur de cette zone de mélange de surface est également influencée par la transparence de l'eau (dépendant majoritairement de la charge en élément particulaire, carbone dissous et développement algale), contrôlant la pénétration lumineuse dans la colonne d'eau (Woolway et al. 2016). Consécutivement, en fonction des conditions externes et de la morphologie du lac, l'épilimnion peut être remis en circulation de manière épisodique. Cependant, l'épilimnion et l'hypolimnion se retrouvent pratiquement isolées (d'un point de vue chimique et biologique) l'un de l'autre. En effet, le transport de la matière dissoute au travers de la thermocline étant généralement faible, seules la précipitation chimique et la sédimentation de particules peuvent transporter de plus grandes quantités de matière à travers la thermocline.

Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental

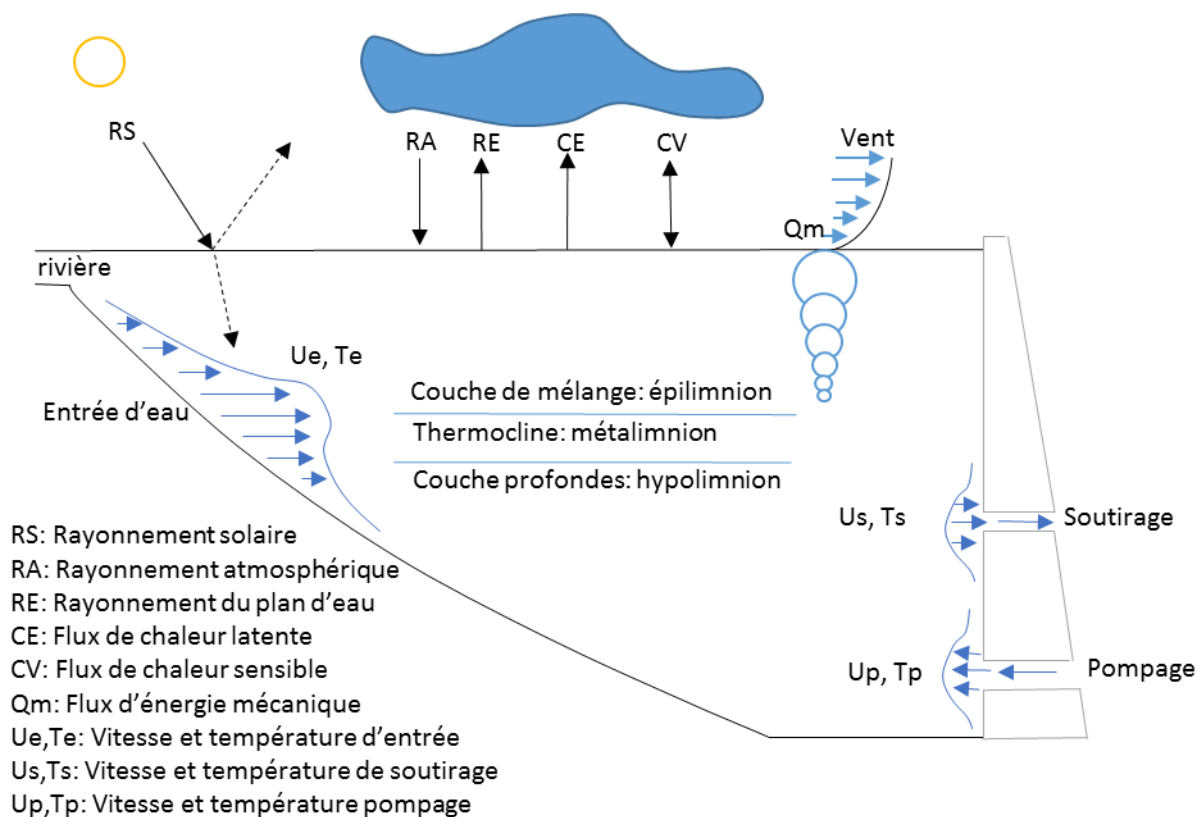


Figure 7: Echanges d'énergie à l'interface eau-atmosphère d'un réservoir (Salençon and Thébaud 1997)

#### 1.1.3.4 Déstratification et brassage automnale

En automne, la température de l'atmosphère et le rayonnement solaire disponible diminuent, entraînant une réduction progressive de la température de l'épilimnion qui va tendre vers celle de l'hypolimnion ( $\sim 4^{\circ}\text{C}$ ) entraînant une réduction du gradient de densité. Sous l'action du vent, le lac pourra donc se mélanger, permettant une recirculation des eaux sur la colonne d'eau. Tout comme pour le brassage printanier, le brassage automnal favorise un mélange de l'oxygène présent au niveau de l'épilimnion avec les eaux profondes et les nutriments, surtout localisés dans l'hypolimnion, sont redistribués (Catalán et al. 2002).

#### 1.1.3.5 Classe de lac et importance de la stratification thermique

La stratification thermique des lacs est considérée comme la caractéristique limnologique la plus importante des écosystèmes lacustres, affectant à la fois l'hétérogénéité chimique de la colonne d'eau et la composition du biota du lac (Birge 1904; Wetzel 2001). Cette dynamique thermique générale, décrite précédemment, va s'exprimer différemment en fonction de la morphologie, du climat et de l'environnement lacustre. Une classification des lacs en fonction de leur dynamique thermique (Lewis Jr 1983) a donc été proposée afin de faciliter l'étude de ces environnements. En milieu de haute montagne, on retrouve classiquement des lacs au fonctionnement :

Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental

- polymictique, où la profondeur est insuffisante pour former stratification thermique stable, favorisant des phénomènes de brassages de la colonne d'eau induit par des vents sporadiques ;
- dimictique, où 2 phases de stratification se mettent bien en place ;
- ou méromictique, lorsque la salinité plus élevée des eaux profondes empêche le lac de se renverser complètement.

Le régime thermique des lacs revêt une importance capitale pour les paramètres biotiques et abiotiques, car il divise spatialement le système hydrologique, ce qui affecte le cycle des nutriments, la composition des espèces planctoniques (Flöder and Sommer 1999a; Diehl 2002) et les taux de croissance des organismes (Goldman et al. 1996; Descamps-Julien and Gonzalez 2005). La zonation verticale entraîne un changement important de la biodiversité et de la fonction écosystémique des lacs de haute altitude (Sommaruga-Wögrath et al. 1997; Gerten and Adrian 2000; Parker et al. 2008b; Sommaruga 2015a), favorisant des dynamiques biogéochimiques particulières participant à la qualité de l'eau du système lacustre et à son influence sur les flux transitoires amont-aval.

## 1.2 Le changement climatique

### 1.2.1 Un enjeu mondial

Les niveaux atmosphériques moyens mondiaux de CO<sub>2</sub> ont augmenté de 45%, passant d'environ 280 ppm à l'époque préindustrielle (avant 1750, Etheridge et al. 1996), stable au cours des 800 000 dernières années, à 403,3 ± 0,1 ppm à la fin de 2016. Les niveaux de CH<sub>4</sub> et de N<sub>2</sub>O ont également vu leurs concentrations atmosphériques drastiquement augmenter avec respectivement, 1853 ± 2 ppb évalué en 2016 pour le CH<sub>4</sub>, soit plus de 2,5 fois leur valeur préindustrielle de 700 ppb, et 328,9 ± 0,1 ppb pour le N<sub>2</sub>O, représentant une augmentation de 22% (Tarasova et al. 2018). Les reconstructions à haute résolution les plus récentes à partir de carottes de glace démontrent que les changements dans le CO<sub>2</sub> n'ont jamais été aussi rapides qu'au cours des 150 dernières années. Les archives géologiques montrent que les niveaux actuels de CO<sub>2</sub> correspondent à un climat "d'équilibre" observé pour la dernière fois au Pliocène moyen (il y a 3 à 5 millions d'années), climat plus chaud de 2 à 3 °C, quand les glaces du Groenland et de l'Antarctique ainsi qu'une partie la glace de l'Antarctique oriental étaient fondues, avec un niveau de la mer de 10 à 20 m au-dessus du niveau actuel (Tarasova et al. 2018).

Or, les concentrations atmosphériques croissantes de dioxyde de carbone et d'autres gaz à effet de serre (GES) à l'état de traces entraînent un changement climatique ayant des implications importantes pour l'équilibre hydrologique. Ces GES participent en effet à la modification du bilan radiatif de l'atmosphère, entraînant une augmentation moyenne de la température de l'air et une modification du cycle de l'eau. Ces modifications climatiques se ressentent au niveau planétaire avec

Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental

une augmentation de la température dans les lacs du monde entier (Magnuson et al. 2000). Dans ce sens, O'Reilly et al. (2015) ont examiné les séries temporelles (1985 – 2009) des températures des eaux de surface estivales pour 235 lacs du monde entier et ont calculé un réchauffement moyen de 0,34°C/décennie ; l'environnement local imposant une variabilité dans la réponse thermique (Read et al. 2014). De même, Dokulil et al. (2006) ont montré que la température de l'eau hypolimnétique augmentait également, soulignant l'impact du réchauffement sur l'ensemble de la colonne d'eau. Cette augmentation de la température entraîne une augmentation générale de la période de stratification (Magee and Wu 2016), ainsi qu'une diminution de la période de prise en glace. Magnuson et al. (2000) ont ainsi souligné une dynamique des dates de gel ultérieures de 5,8 j/100 ans et des dates de débâcle antérieures de 6,5 j/100 ans pour 26 lacs et rivières de l'hémisphère nord. Plus spécifiquement, l'amplitude de la réponse thermique de chaque lac, au-delà de la prise en compte de son environnement, va être conditionné par sa morphologie (Magee and Wu 2017).

Conjointement, les prévisions des modèles climatiques prévoient des modifications de la dynamique écologiques des bassins versants lacustres (Beniston et al. 1997; Haeberli and Beniston 1998; Meixner and Bales 2003; Edwards et al. 2007) et leur hydrologie (Gleick 1989; Birsan et al. 2005; Bates et al. 2008; Addor et al. 2014). En effet, les modèles climatiques mondiaux prévoient également une modification de la fréquence et de l'intensité croissantes de fortes précipitations (IPCC 2013). Ce changement dans la distribution de la dynamique du cycle de l'eau modifiera le moment et l'ampleur du ruissellement, l'humidité du sol et, *in fine*, le niveau des lacs. L'écologie des systèmes aquatiques et de leurs bassins versants étant étroitement liée à leur hydrologie et température (Magilligan and Nislow 2005; Bieri et al. 2010), le changement climatique en cours augmente la pression sur la quantité et la qualité des eaux intérieures (Kirillin 2010; Dokulil 2014), ainsi que sur celles des réservoirs (Snucins and Gunn 2000a; Wang et al. 2012).

De plus, l'importance des écosystèmes aquatiques d'eau douce pour le cycle mondial et régional du carbone, et donc de la dynamique des gaz à effet de serre, est de plus en plus reconnue (Dean and Gorham 1998; Cole et al. 2007), suggérant que les lacs peuvent être des canaux potentiellement importants pour le carbone provenant de sources terrestres dans l'atmosphère (Cole et al. 1994). Bien que les écosystèmes aquatiques continentaux (rivières, lacs et retenues) ne représentent que 3% des surfaces continentales, ils émettraient entre 1 à 2.2 PgC an<sup>-1</sup> sous forme de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) et de méthane (CH<sub>4</sub>), ce qui est comparable au puits net de carbone terrestre ou au puits de carbone océanique (Ciais et al. 2013). Cependant, ces taux d'émission de CO<sub>2</sub> des lacs sont proportionnels aux apports et à la minéralisation de carbone organique allochtone par les lacs (Jonsson et al. 2003; Sobek et al. 2003; Duarte and Prairie 2005). L'équilibre entre respiration (R) et production primaire brute (PPM) est ainsi chroniquement favorisé à l'avantage de la première par une augmentation de la

Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental

température et des flux de carbone au sein des hydrosystèmes, entraînant une hétérotrophie nette de l'écosystème lacustre (Hanson et al. 2003). Les changements climatiques futurs devraient ainsi continuer à renforcer cette tendance, en contribuant à réduire l'efficacité du système terrestre à absorber la perturbation anthropique du carbone (Friedlingstein et al. 2006).

### 1.2.2 Sensibilité environnementale des milieux alpins

Le changement climatique a un effet particulièrement significatif dans les milieux de haute montagne, bien illustrés par la fonte des glaces et la réduction des superficies enneigées (Dahe et al. 2006; Beniston 2006; Bavay et al. 2013). Or, les montagnes et les hautes terres sont généralement des zones qui fournissent des quantités considérables d'eau, ces dernières constituant une ressource importante pour les basses terres. Couvrant 22% de la surface de la planète (FAO 2014; Körner et al. 2017), ces milieux fournissent 60~80% de l'eau douce mondiale, vitale pour près de la moitié de la population mondiale pour la consommation, l'utilisation domestique, l'irrigation, l'industrie et l'hydroélectricité. C'est environ un sixième de la population mondiale qui dépend ainsi directement des précipitations neigeuses, qui favorisent un étalement temporel des apports en eau (Barnett et al. 2005). Au vu de leur importance hydrologique, les hydrosystèmes de haute altitude sont ainsi qualifiés de «château d'eau» de la planète, désignant une aptitude à fournir un ruissellement majeur par rapport à la zone de basse altitude adjacente (Viviroli et al. 2007). Additionnement, en raison de leurs potentiels énergétique inhérent, les masses d'eau de haute altitude sont des cibles privilégiées pour le développement de programme de construction de barrages à travers le monde (Baron 2002; Dharmadhikary 2008; Finer and Jenkins 2012; Grumbine and Pandit 2013; Walker et al. 2016).

Or, les modifications écosystémiques devrait être davantage marquées pour ces systèmes de haute altitude en raison de leurs plus grande sensibilités physiques et écologiques (Sommaruga-Wögrath et al. 1997; Gerten and Adrian 2000; Parker et al. 2008a; Sommaruga 2015a), les processus chimiques et biologiques étant généralement plus sensibles à la température dans les environnements froids (Bell 2012). Les changements de température et de dynamique hydrique (pluie / neige / glace) en cours, au niveau local et régional dans de nombreuses régions de montagne, modifieront la quantité, la saisonnalité et éventuellement la qualité de l'eau provenant des montagnes et des hautes terres (Messerli et al. 2004; Adam et al. 2009; Beniston and Stoffel 2014). Par exemple, le niveau anoxique de nombreux lacs de montagne pourrait évoluer dans le futur, à la suite de périodes de stratification plus longues et plus nettes induites par le changement climatique mondial (Sánchez-España et al. 2017). Les changements attendus du climat dans l'apport de DOM (matières organiques dissoutes) aux lacs alpins affecteront la structure et l'activité de leur communauté bactérienne (Pérez and Sommaruga 2006), avec un intensification de la croissance et de la production phytoplanctonique



Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental (Pechlaner 1971). L'ensemble de ces modifications devrait avoir des conséquences sur la qualité et les services des écosystèmes en aval (Beniston 2003; Freeman and Marcinek 2006; Carlisle et al. 2011; Gabbud and Lane 2016). Les conséquences directes (physique des lacs) et indirectes (intensification de la dynamique écologique des bassins versants) de cette nette tendance à la hausse de la température de l'air sur les lacs d'altitude devraient alors être importantes, les classant comme «points chauds» du réchauffement climatique (Rose et al., 2009).

### 1.3 Potentiel et sensibilité des hydrosystèmes alpins : Production hydroélectrique et gestion de la ressource en eau

#### 1.3.1 Modification écosystémique des lacs alpins par leur mise en exploitation hydroélectrique

Contrairement aux lacs naturels, les réservoirs ont fait l'objet de moins d'études scientifiques (Jacobsen and Dangles 2017). Pourtant, les barrages ont déjà affecté 48% du volume fluvial mondial, avec un potentiel presque double compte tenu des barrages prévus (Grill et al. 2015), et agit clairement en tant que composante de stockage d'importance mondiale (Viglione et al. 2013). Néanmoins, les limnologues ont identifié des processus physiques uniques aux réservoirs qui influencent leur écologie et la qualité de leur eau, ainsi que des effets «cachés» à plus grande échelle spatiale et temporelle, en particulier dans le cadre de la gestion de la succession de barrages (Brylinsky and Mann 1973; Finger 2006; Straskraba et al. 2013) impliquant des impacts écologiques potentiels non négligeables (Pringle et al. 2000; Dudgeon et al. 2006; Freeman and Marcinek 2006; Carlisle et al. 2011).

L'exploitation des ressources en eaux pour la production d'hydroélectricité ou le stockage d'eau impose une modification importante de l'hydrologie des hydrosystèmes. La gestion de l'énergie hydroélectrique modifie ainsi fondamentalement, dans l'espace et dans le temps, le temps de séjour de l'eau dans des lacs endigués et, partant, le temps pendant lequel l'eau est directement exposée aux conditions environnementales (température atmosphérique, rayonnement solaire, débit des cours d'eau). Or, comme pour les lacs naturels, l'écologie des réservoirs est étroitement liée à leur hydrologie. La durée de séjour de l'eau dans les lacs et les réservoirs influence directement le bilan thermique, les concentrations, les accumulations et la réactivité des composants chimiques provenant du bassin versant (Ambrosetti et al. 2003; Evans et al. 2017) et la contribution relative des processus biogéochimiques autochtones à la qualité finale de l'eau (Hanson et al. 2011; Evans et al. 2017).

Au-delà du temps de séjours même, c'est la dynamique thermique elle-même qui est influencée par le fonctionnement d'un ouvrage hydroélectrique. Il a ainsi été démontré que le pompage des couches profonde diminuait fortement la force de la stratification estivale dans le réservoir (Figure 8), retardant, affaiblissant ou même éliminant la structure thermique (Bermúdez et al. 2015) et

Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental  
améliorant par conséquent la disponibilité en oxygène tout en réduisant l'accumulation de nutriments dans l'hypolimnion (Kobler et al. 2018).

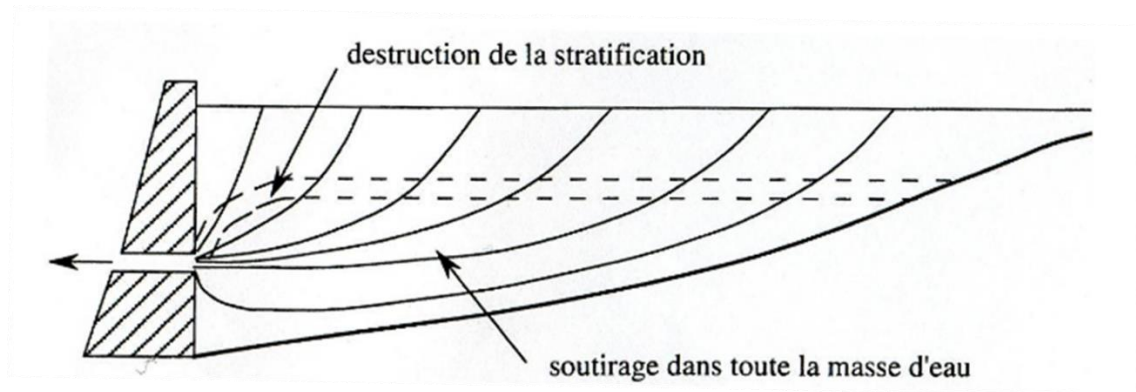


Figure 8: Schématisation de la destruction de la thermocline par un soutirage important (Salençon and Thébault 1997)

Les cycles annuels de stratification thermique, de stabilité et de teneur en chaleur ont une influence fondamentale sur l'écologie des lacs et des réservoirs, tels que le cycle des éléments nutritifs. (Flores and Barone 1994; Soranno et al. 1997; Friedl and Wüest 2002; Larsen et al. 2011) et la composition des espèces de plancton (Lindenschmidt and Chorus 1998; Simona et al. 1999; Sellami et al. 2016). Par conséquent, la gestion de l'eau peut faire en sorte qu'un réservoir diffère de manière significative de la tendance biogéochimique saisonnière naturelle, avec une sensibilité spécifique au site (Flöder and Sommer 1999a; Johnson et al. 2004; Seastedt et al. 2004; Nowlin et al. 2004; Mladenov et al. 2008; Stets et al. 2009b), qui fait écho en aval, même avec de petits ouvrages (Poff and Zimmerman 2010; Arthington et al. 2010; Poff et al. 2010; Lehner et al. 2011).

Ainsi, le développement des barrages n'est pas dépourvu d'impacts sur le continuum aquatique. À l'heure actuelle, la modification de leur propre dynamique hydro-biophysicochimique entraînera des répercussions importantes en amont et en aval du barrage (Preece and Jones 2002; Finger et al. 2007; García et al. 2011; De Baets 2016). Dans une synthèse de 165 articles, 92% ont signalé des changements écologiques négatifs en réponse à divers types d'altération du flux (Poff and Zimmerman 2010). En outre, aussi bien dans un contexte naturel que dans une connexion de lac hydrologique modifiée, tous les lacs dans une séquence ont retardé le flux de nutriments, ralentissant ainsi leur transport en aval. En conséquence, ce continuum montrera des différences dans leurs relations avec le cycle des nutriments (Epstein et al. 2012).

Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental

### 1.3.2 EDF et les lacs d'altitude

En France, c'est un ensemble de 77 lacs d'altitudes, répartis entre le massif des Alpes et des Pyrénées, qui est géré par EDF, pour une contribution à la production hydroélectrique totale de 10~15%. L'altitude moyenne de cet ensemble est de 2040m avec une médiane aux alentours de 2110 m. Dans cette sélection, on peut compter 51 lacs naturels aménagés et 26 retenues basé sur différents schémas d'aménagement en fonction des besoins et contraintes site-spécifiques (Figure 9).

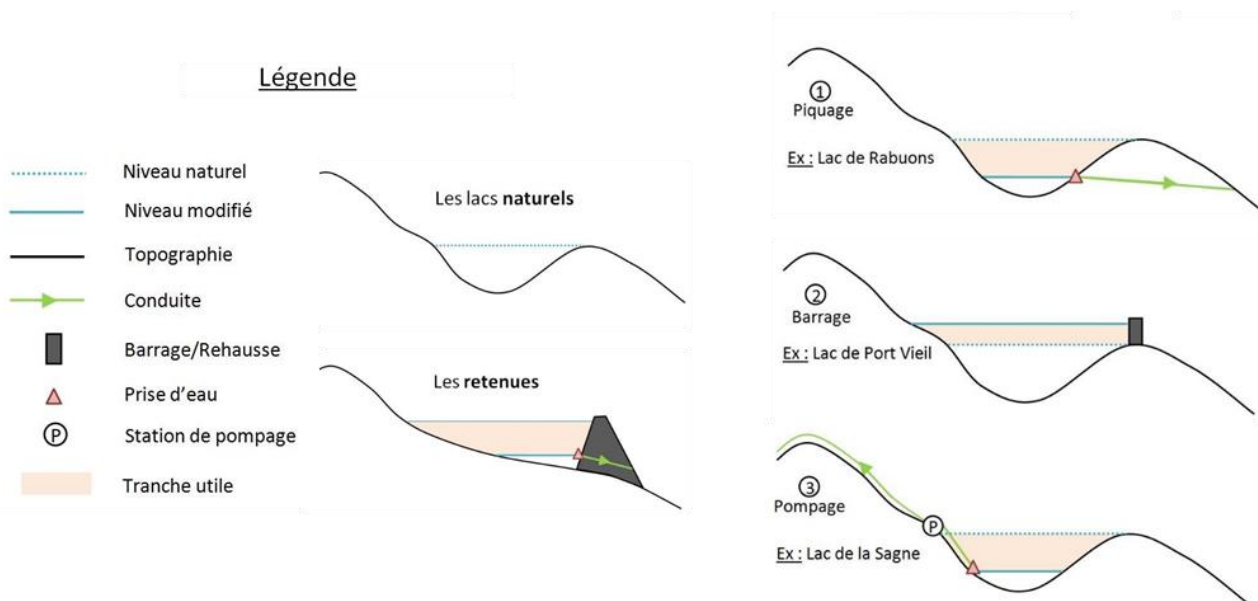


Figure 9: Schéma d'aménagement des réservoirs alpins (source EDF)

Les lacs naturels aménagés (qui sont exploités pour la production hydraulique) sont des lacs naturels qui ont pu :

- 1) être percés pour pouvoir soutirer leurs eaux,
- 2) et/ou surélevés par des barrages ou digues pour accroître le volume d'eau stocké,
- 3) et/ou pompés pour alimenter d'autres réservoirs.

Les aménagements qui ont été réalisés sont relativement récents au regard de la vie du lac (entre 80 et 100 ans). Leurs cuvettes lacustres présentent des caractéristiques qui sont similaires à celles des lacs naturels. Globalement, les retenues occupent une tranche altitudinale plus basse que celle des lacs naturels, d'en moyenne 400 m (source EDF).

### 1.3.3 Management des hydrosystèmes face au stress hydrique à venir

Face au stress prévisionnel sur la disponibilité de la ressource en eau, les réservoirs à multi-usage sont considérés comme un moyen potentiel de mitiger les effets du changement climatique sur les hydrosystèmes (stockage d'eau douce et régulation du débit) tout en augmentant le potentiel de

Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental

production d'énergie potentielle (Schaepli et al. 2007; Lehner et al. 2011; Berga 2016). Cependant, de tels changements soulèvent la possibilité de bouleversements environnementaux et socio-économiques, avec des implications importantes pour la planification et la gestion futures des ressources en eau. Plus que jamais, les gestionnaires ont besoin d'outils prévisionnels pour permettre une prise de décision efficace et transparente, afin de soutenir les politiques sur des sujets aux implications sociales et économiques importantes (Frassl et al. 2019). Pourtant, malgré leur importance socio-écologique croissante et leur forte exposition aux changements climatiques (Gurung et al. 2016a; Moser et al. 2019), les lacs alpins utilisés pour la production d'énergie hydroélectrique restent peu étudiés.

Les changements climatiques futurs devraient influencer considérablement le fonctionnement des barrages et lacs de hautes altitudes venant modifier leurs dynamiques. Dans un souci toujours plus important de préservation des services écosystémiques des hydrosystèmes, la gestion de l'eau doit aborder autant que possible les opérations avec des modèles de variabilité naturelle (Dunbar et al. 2004; Richter and Thomas 2007; Arthington et al. 2010) concernant la quantité et la qualité d'eau. Or, afin d'assurer un flux environnemental de qualité, il est de la plus haute importance de comprendre l'écologie du réservoir et ses dépendances hydrodynamiques. À ce sujet, plusieurs études ont été consacrées au concept de flux environnementaux et à sa dépendance entre le climat et les barrages pour l'environnement en aval et soulignent les conséquences physiques potentielles (King and Brown 2006; Olden and Naiman 2010). En outre, la compréhension des tendances écologiques dû au changement climatique sont à éclaircir, au risque de faire des recommandations de gestion reposant sur des dynamiques passées qui ne sont pas favorisées par les environnements actuels ou futurs (Olden and Naiman 2010). De manière locale, certains facteurs propres affecteront le réchauffement des lacs en réponse au changement climatique. Entre autres, leur transparence (Kirillin 2010; Heiskanen et al. 2015a; Williamson et al. 2015), les conditions météorologiques locales, leur stratification (Piccolroaz et al. 2015) et durée prise en glace (Ohlendorf et al. 2000; Meixner and Bales 2003; Brown and Duguay 2010; Magee et al. 2016) sont à prendre en compte. Autant de paramètres où les prévisions futures sont encore mal appréciées en raison d'un suivi encore lacunaire (Jacobsen and Dangles 2017).

Par conséquent, une meilleure compréhension des dynamiques biotiques et abiotiques des réservoirs est nécessaire afin d'identifier les composantes «gérables» du régime thermique et écologique. Et ce, dans le but de faire correspondre le développement énergétique et la préservation des fonctions écologiques en développant des modèles d'optimisation permettant d'évaluer les compromis de gestion. Cet axe de recherche devrait permettre de proposer une gamme de possibilités de mode de gestion multifonctionnelle des ressources en eau adaptative et plus équilibrée, avec des

Les lacs alpins : enjeu central de la ressource en eau dans un contexte de transition socio-environnemental  
directives visant à minimiser les impacts hydrologiques et écologiques en aval en fonction des projections climatiques (Olden and Naiman 2010).

## 2 Observations et modélisations des lacs d'altitude

### 2.1 Site des Sept-Laux

Le but de ce travail de thèse est d'évaluer la sensibilité écologique des systèmes alpins aux paramètres environnementaux. Le site des Sept-Laux (Figure 10) a été choisi car il offre une diversité de systèmes lacustre dans un environnement géographique restreint permettant de contraindre la variabilité météorologique inter-site. En outre, ce plateau des Sept-Laux contient également le lac Blanc, système lacustre non-aménagé, permettant de fournir un système témoin où l'hydrologie naturelle est préservée.

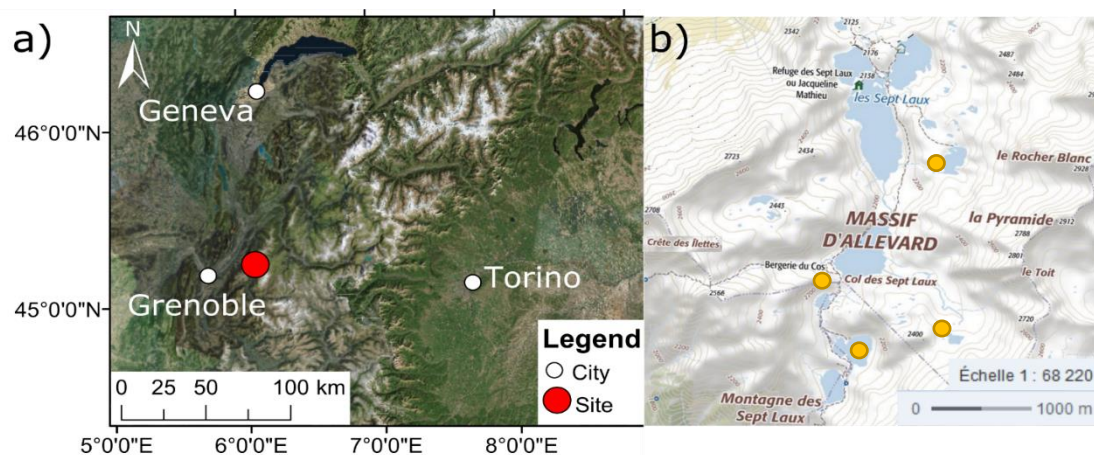


Figure 10: (a) Localisation du site d'étude dans l'arc alpin européen, (b) topographie locale et emplacements des stations météorologiques (ronds jaunes)

Le plateau des Sept-Laux est situé dans le massif d'Allevard, intégré dans le massif de Belledonne (Alpes Nord françaises) entre 2 060 et 2 260m d'altitude (Figure 10). L'ensemble du biotope des Sept-Laux représente un alpin proche des milieux boréaux (classe Dfc dans la classification climatique de Köppen, correspondant à un climat enneigé, sans saison sèche, avec un été frais, Peel et al. 2007) oligotrophe à mésotrophique pour le lac de Corne, d'après le calcul d'indice trophique de Carlson (Carlson 1977, 1991). Cette classification climatique caractérise des milieux où des étés durent de 1 à 3 mois, avec une température moyenne journalière d'au moins 10 °C, et un mois le plus froid inférieur à 0 °C (Peel et al. 2007). Le climat de la zone d'étude est influencé par l'environnement alpin qui canalise également les vents le long de l'axe N-S du plateau.

#### 2.1.1 Hydrologie des lacs des Sept Laux

Le plateau des Sept Laux est divisé en deux grands bassins versants : celui de la Bréda au nord et celui des Sept Laux au sud. Cette séparation se fait au niveau du Col des Sept Laux, à 2 184m d'altitude. Le site est occupé par une douzaine de lacs, dont sept d'entre eux (les lacs Noir, de la Motte, Carré,

Cottepens, du Cos, de Corne et enfin de la Sagne) ont été progressivement aménagés pour répondre à des besoins de production d'hydroélectrique via des constructions et réhausse de digues et des creusements de connexions (Figure 11). Ces lacs ont des cuvettes profondes, entre 16 et 70 m, aux rives abruptes, ils sont donc considérés comme des lacs « creux », c'est-à-dire que proportionnellement à la superficie, ils sont très profonds. Les lacs de Corne et de la Sagne sont reliés hydrologiquement au bassin Nord via deux stations de pompages. Les échanges inter-lacs se font par pompage en profondeur et déversements naturels de surface en fonction des périodes d'activités. C'est finalement le lac Carré qui reçoit les eaux de tous les autres lacs, constituant un réservoir de mise en charge naturelle pour alimenter la centrale hydroélectrique de Fond de France (commune de la Ferrière), située près de 1000 m plus bas. Cette centrale hydroélectrique, mise en service en 1918, produit chaque année l'équivalent de la consommation électrique de 20 000 habitants. La centrale a un fonctionnement de type éclusé et peut turbiner au maximum  $4,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  reversées ensuite dans le ruisseau du Pleyne. Ce système constitue une retenue d'eau principalement dédiée à la production saisonnière hivernale. Les réserves en eau sont gérées de façon à ce que les lacs soient pleins début octobre pour permettre une exploitation jusqu'au début du mois d'avril. Les niveaux des lacs sont donc au plus bas au mois d'avril et au plus haut de juillet à novembre, dans le but de préserver une naturalité apparente du site via le maintien d'une côte "touristique".

Les niveaux d'eau des lacs de Cos et Corne ont été artificiellement élevés de 7 m (1918) et de 2 m (1976) respectivement. Les stations de pompage à Corne et à Sagne sont situées à une profondeur de 13 m et l'eau pompée est libérée à la surface du lac de destination. Le lac Corne est naturellement alimenté principalement par les eaux du lac Jeplan du côté ouest et du côté Est, et artificiellement par les eaux du lac de Sagne (Figure 11). Une partie de ses eaux s'infiltré dans la digue afin de préserver le caractère naturel du bassin versant de Sept-Laux. Le lac Cos est naturellement alimenté par les eaux du lac Agnelin du côté est et par la crique du col de la Vache du côté Est, et artificiellement par les eaux du lac Corne. Ses eaux alimentent à leur tour le lac Cottepens en se déversant au niveau de la digue de Cos et via la prise d'eau en mode de fonctionnement forcé.

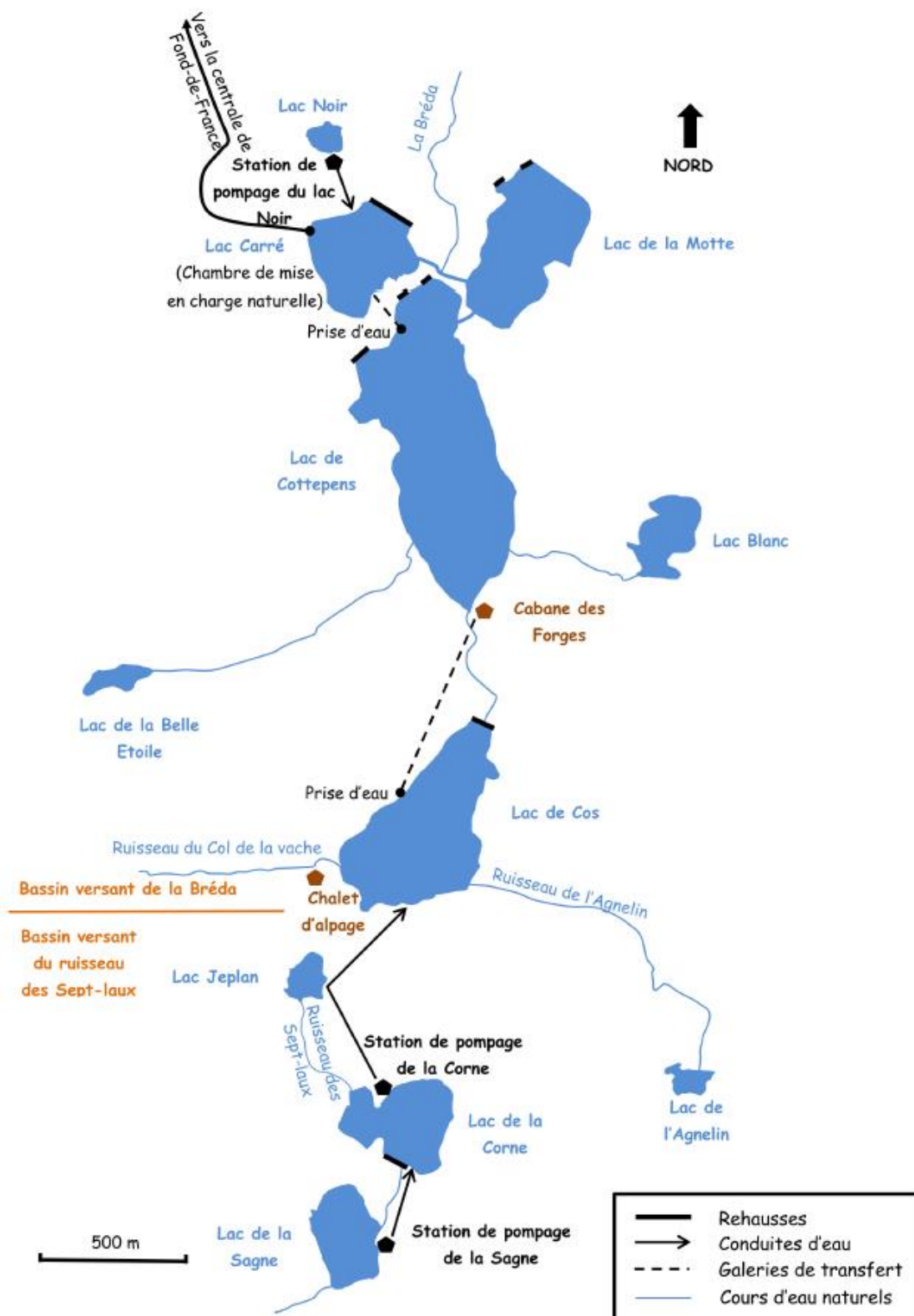


Figure 11: Hydrologie du plateau des Sept-Laux (issue de Cunillera et al. 2015)

À leur côte d'exploitation maximale, le lac Cos a un volume environ 2,4 fois supérieur à celui de Corne et 13 fois supérieur à celui de Blanc (Tableau 2). Cependant, les lacs de Cos et de Corne, dans le cadre de leur exploitation hydroélectrique, se voient imposer un régime de marnage important en



hiver, qui a pour effet direct de modifier leurs temps de résidence respectifs et favorise le renouvellement des masses d'eau correspondantes.

Tableau 2: Caractéristiques morpho-hydrodynamiques des lacs de Blanc, Corne et Cos

Lacs	Blanc	Corne	Cos
Altitude (m)	2256	2098	2181
Surface (ha)	4.5	8.7	20
Volume (hm <sup>3</sup> )	0.203	1.453	3.42
Marnage (m)	0	13	31
Bassin versant (ha)	135	96.2	293.5
BV / S <sub>Lac</sub> (%)	3	9	7
BV / V <sub>Lac</sub> (hm <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> )	2	15	12
Prof. Max. (m)	12	26	41
Prof. Moy. (m)	6	13	24
Zone littorale (%)	20	24	13
Glacé (mois)	Nov-Juil	Nov-Juin	Dec-Juin
Secchi (m)	7.5 (±2.4)	4.1 (±2.0)	8.9 (±2.9)

Le site des Sept Laux et plus généralement les Alpes du Nord sont caractérisées par un climat plus humide que le reste des Alpes avec des précipitations annuelles comprises entre 1 200 et 1 500 mm (Météo France, 2016). L'hydrologie du plateau des Sept Laux a été reconstituée à partir des données de la station hydrométrique en aval situé à 31 km linéaire (Code hydro : W1300010, altitude 271m, Tableau 3). Ce site est soumis à un régime hydrologique nival et reçoit en moyenne 1.88 m.an<sup>-1</sup> de précipitations. 75% des apports proviennent de la neige ; le manteau neigeux y est persistant sur environ 8 mois, avec une épaisseur pouvant atteindre 3 m (données du suivi 2016-2017). Cette contribution majoritairement nival s'exprime également dans la dynamique annuel des débits mensuels, où ~70% des apports en eau se concentrent 3 mois (d'Avril à Juillet), avec un pic de ~2m.s<sup>-1</sup> pour le mois de Juin et Juillet (~50% des débits annuels). Les débits sur le plateau sont au minimum pendant la période de couverture neigeuse sans dynamique de fonte importante (Novembre à Avril) ne représentant que 10% des flux annuel.

Tableau 3: Débits mensuels naturels reconstitués du plateau des Sept-Laix 1973-2000

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Débits (m <sup>3</sup> /s)	0.1	0.009	0.07	0.15	1.01	2.13	1.96	0.77	0.55	0.5	0.25	0.15

## 2.2 Monitoring scientifique d'un lac alpin

Notre approche combine analyse de données d'observations consolidées par les résultats de modélisation hydro-biogéochimique. Pour ceci, un programme de suivi des paramètres climatologiques et bio-physicochimiques du milieu pour les trois lacs alpins (Cos et Corne pour les lacs équipés et Blanc pour le témoin naturel) situé sur le site des Sept-Laux (2060-2260m, massif de Belledonne). Une fois calibré, le modèle numérique est utilisé pour tester différents scénarios de sensibilité environnementale selon le schéma décrit en Figure 12.

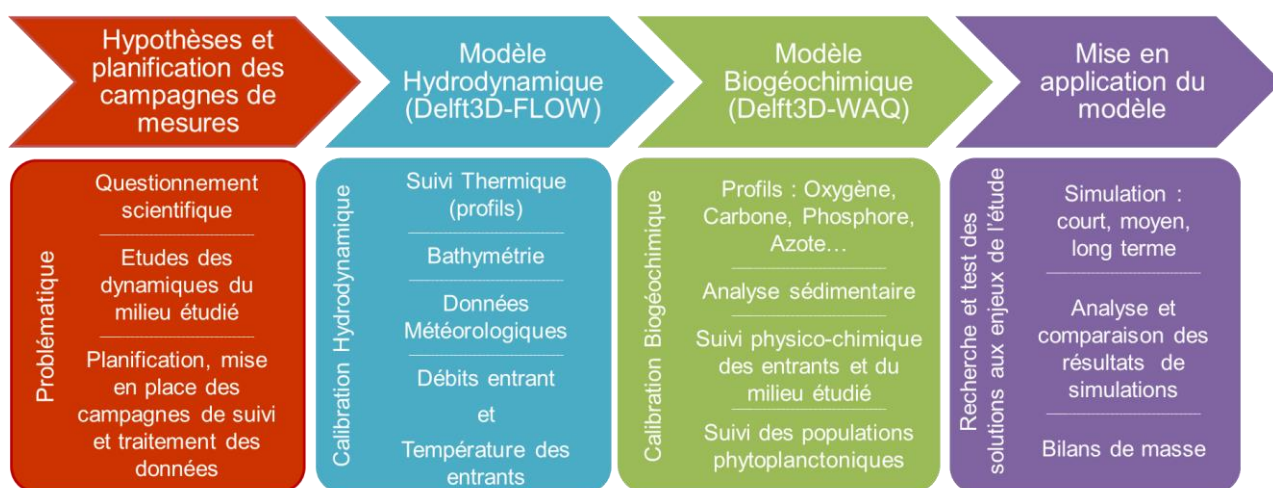


Figure 12: Schéma du processus de mise en place et utilisation du modèle hydro-biogéochimique

Les campagnes de mesures visent à étudier la dynamique du carbone, mais également celles de l'azote et du phosphore, et de fournir un jeu de données suffisant pour le paramétrage du modèle (

Tableau 4). L'étude se focalise sur 16 mois de suivi continu, deux phases estivales et une phase hivernale entre les deux. Afin de cibler les différents entrants et processus hydro-biogéochimiques, les prélèvements se concentrent sur la quantification des apports de fonte de couverture neigeuse, des concentrations C:N:P dans la colonne d'eau, des populations phytoplanctoniques, du métabolisme lacustre et du compartiment benthique.

Le protocole de suivi peut ainsi être divisé en deux catégories : la première utilise des instruments mesurant à haute fréquence (horaire) et la seconde utilise des mesures ponctuelles pour les paramètres nécessitant une manipulation *in situ*. Ces derniers ont cependant été suivis avec une fréquence mensuelle pendant la phase libre de glace et une fois pendant la période de prise en glace.

Tableau 4: Planning du suivi scientifique pour les lacs de Cos, Corne et Blanc (LG : Libre de glace, GP : Glace partielle, PG : Pris en glace, 1 : Cos, 2 : Corne, 3 : Blanc)

Prise en glace		GP	LG	LG	LG	GP	PG	GP	LG	LG	LG	
Actions\ Date		juin-16	juil-16	août-16	sept-16	nov-16	avr-17	juin-17	juil-17	août-17	sept-17	
Horaire	Relevé stations météo	1	1	1, 2	1, 2	1	1	1	1, 2	1, 2	1, 2	
	Relevé thermistors de la colonne d'eau et des affluents	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2	1, 2, 3	1, 2	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	
Mensuel	Profil EXO (Te, DO, Chla, pH, Cond.)	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	2	1, 2, 3	1, 2	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	
	Secchi	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	2	1, 2, 3	1, 2	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	
	Chlorophylle a	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	2	1, 2, 3	1, 2	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	
	Phytoplancton et Zooplancton	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3			1, 2	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	
	Production primaire	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3			1, 2	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	
	Sédiment (TC, TN, TP, Fe, porosité)			2								
	Chimie (TOC, DOC, TN, NO3, NH4, TP, PO4, MES)											
	- Affluent	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3
	- Zone euphotique	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3
	- Zone benthique	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3
- Exutoire	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	1, 2, 3	

## 2.2.1 Suivi scientifique à haute fréquence temporelle

### 2.2.1.1 Paramètres météorologiques

Les conditions météorologiques jouent un rôle important dans les paramètres abiotiques et biotiques lacustre. Pour définir les conditions climatiques des années 2016-2018, 3 stations météorologiques avec enregistrement horaire ont été installées :

- Station 1 : Lac de Cos. Station météorologique multiparamétrique Wireless Vantage Pro2 (position : 45.231, 6.075, 2200.66 m, 3m au-dessus du sol). Cette station est considérée comme représentative des conditions météorologiques du plateau Sept-Laux.
- Station 2 : Lac de Corne. Anémomètre et thermomètre Vortex LEWL-KIT1 (position : 45.225, 6.078, 2097 m, 1.5m au-dessus du lac).

- Station3 : Lac Blanc. Station météorologique multiparamétrique SkyeInstruments (en retrait de tous les lacs, position : 45.241, 6.089, 2257.42 m, 2m au-dessus du sol).

La précision de l'acquisition des paramètres météorologiques pour chaque station sont présentés dans le Tableau 5 suivant :

Tableau 5: Précisions des paramètres météorologiques mesurés pour les stations in situ

	Température de l'air (°C)	Vitesse du vent (m.s <sup>-1</sup> )	Direction du vent (°)	Humidité (%)	Précipitations (%)	Rayonnement solaire (W.m <sup>-2</sup> )	Pression (hPa)
<b>Station1</b>	0.1	0.5	3	1	4	5	0.1
<b>Station2</b>	0.1	0.5	-	-	-	-	-
<b>Station3</b>	0.2	0.1	2	-	2	5	0.1

A cet ensemble des stations de mesures s'ajoute la station météorologique EDF locale, située au niveau du lac de l'Agnelin (position : 45.231, 6.038, 2240 m), mesurant les vitesses de vent et températures de l'air. Ainsi les données météorologiques manquantes des stations temporaires sont reconstruites grâce aux données de stations météorologiques MétéoFrance permanentes (Col de l'Agnelin : 1,5 km à 2230 m d'altitude et Alpes d'Huez : 16 km à 1 860 m et en dernier recours Grenoble : 27km, 220 m) via des relations de corrélations établies entre les différentes stations pour les périodes de recouvrement disponibles.

Tableau 6: Pourcentage de données disponibles des stations météorologiques utilisées

SITE	RAYONNEMENT SOLAIRE			TEMPERATURE DE L'AIR			VENT		
	Cos	Alpes d'Huez	Grenoble	Agnelin	Cos	Corne	Agnelin	Cos	Corne
<b>1AN</b>	14%	11%	86%	100%	14%	6%	100%	14%	6%
<b>PERIODE DE SIMULATION</b>	33%	26%	67%	100%	33%	14%	100%	33%	14%

Une analyse des corrélations entre les stations permet également de déterminer les spécificités de chaque site et finalement d'établir des fonctions de transformations pour reconstruire les séries temporelles météorologiques propres à chaque lac suivi.

Afin de correctement modéliser la physique ainsi que la biogéochimie des lacs, il est important de pouvoir estimer les échanges entre le lac et l'atmosphère. Ces interactions gouvernent le bilan de chaleur, le transfert d'énergie cinétique et les échanges gazeux. Ils peuvent être généralement modélisés de façon satisfaisante avec les informations suivante : vitesse et intensité du vent, intensité du rayonnement solaire, température de l'air, nébulosité et humidité relative de l'atmosphère.

### 2.2.1.1.1.1 Le vent

L'intensité du vent est une information particulièrement importante pour comprendre et modéliser la dynamique d'un lac, c'est-à-dire, ici, l'évolution de la structure thermique. Les données de vitesse du vent ont été standardisé à la hauteur de référence de 10 m ( $U_{10}$  en  $m.s^{-1}$ ; Amorocho and DeVries, 1980):

$$U_{10} = U_z \left(1 - \frac{c_D^{0.5}}{k} \ln\left(\frac{10}{z}\right)\right)^{-1} \quad [1]$$

où  $\kappa$  est la constante de von Karman (0,41) et  $U_z$  la vitesse du vent ( $m.s^{-1}$ ) mesurée à la hauteur  $z$  (m) au-dessus de la surface de l'eau. Les valeurs utilisées pour le coefficient de transfert sur l'eau,  $C_D$  (-), sont de  $1,5 \times 10^{-3}$  pour des intensités de vents fortes ( $U_{10} > 5 m.s^{-1}$ ) principalement contrôlés par les ondes de gravité. Cependant, pour les vents faibles ( $U_{10} < 5 m.s^{-1}$ ), l'influence des ondes de gravité sur les contraintes de surface s'atténue et la tension de surface où les ondes capillaires à petite échelle deviennent de plus en plus importantes, générant ainsi une rugosité «virtuelle» (Wüest and Lorke 2003). C'est alors une formule de type puissance qui est appliqué pour déterminer le  $C_D$  correspondant (Figure 13).

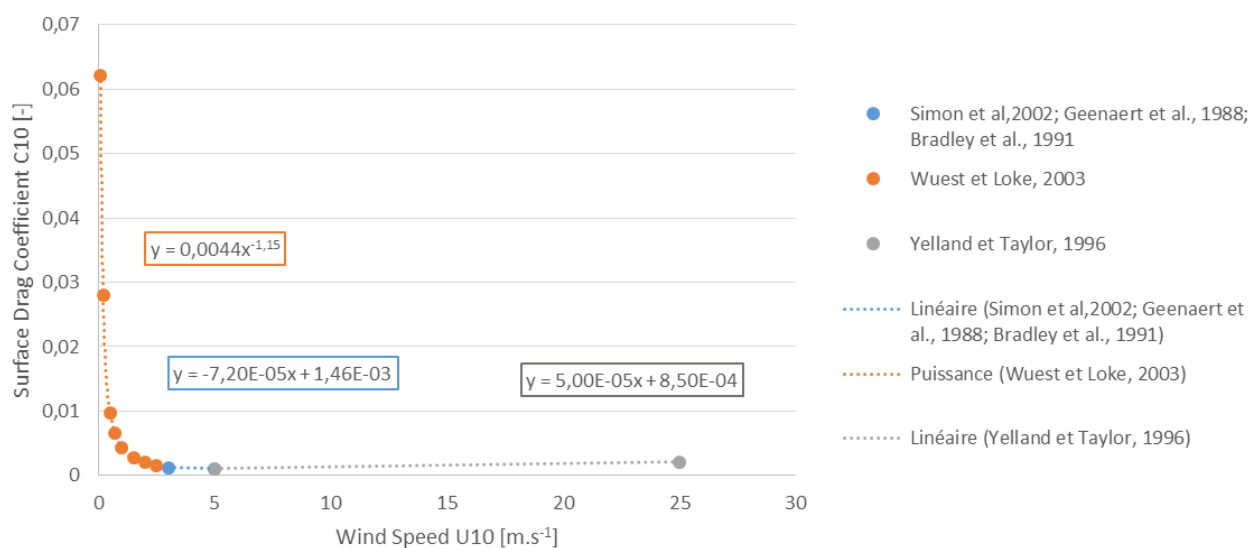


Figure 13: Coefficient de frottement de surface

### 2.2.1.1.1.2 Rayonnement solaire et nébulosité

Deux types de rayonnement doivent être pris en compte. Tout d'abord le rayonnement solaire direct incident dont les longueurs d'ondes situées dans le visible peuvent pénétrer dans la colonne d'eau et réchauffer le lac par absorption. Ensuite le rayonnement infrarouge absorbée puis réémis par l'atmosphère vers le sol contribue à réchauffer la surface du lac. Ce dernier dépend notamment de la

couverture nuageuse ou de la nébulosité. Ce paramètre est difficile à obtenir in situ et a été calculé en comparant le rayonnement solaire local au rayonnement théorique correspondant pour un ciel clair (Figure 14).

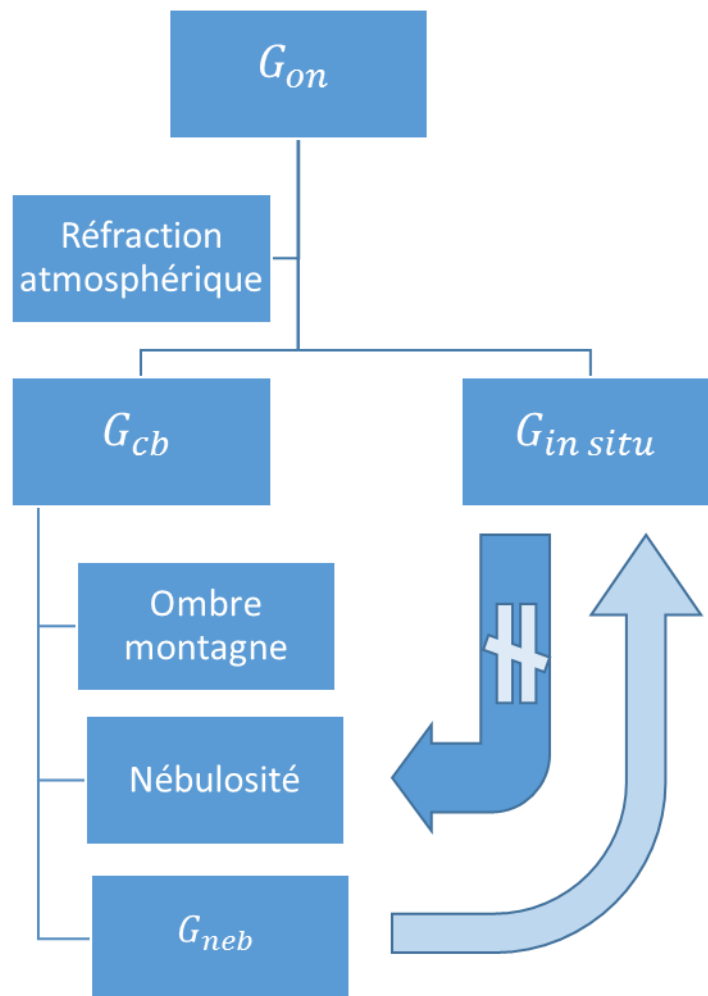


Figure 14: Schéma du processus de calcul du rayonnement théorique et de la nébulosité in situ.  $G_{on}$ : rayonnement extraterrestre,  $G_{cb}$ : rayonnement théorique pour un ciel clair pour la position géographique du site,  $G_{neb}$ : rayonnement théorique in situ pour un ciel clair en prenant en compte les paramètres locaux,  $G_{in situ}$ : rayonnement mesuré sur site.

Le rayonnement extraterrestre incident sur le plan normal pour le  $n^{ième}$  jour de l'année  $G_{on}$ , est donné par l'équation suivante (Spencer 1971):

$$G_{on} = G_{sc}(1.000110 + 0.034221\cos B + 0.001280\sin B + 0.000719\cos 2B + 0.000077\sin 2B) \quad [2]$$

où  $G_{sc}$  est la constante solaire de  $1367\text{W}\cdot\text{m}^{-2} \pm 1\%$  (World Radiation Center), et  $B$  est donné par:  $B = (n - 1) 360/365$ . Puis, pour obtenir le rayonnement horizontal du ciel  $G_{cb}$  perçu pour un lieu, une date et une heure donnés, l'angle zénithal  $\theta_z$  et les angles d'incidence doivent être calculés (Reda

and Andreas 2008; Myers 2013). Cela nous permet de calculer l'indice de netteté correspondant  $\tau_b$  (une indication de la transmittance brut de l'atmosphère).

L'équation 2 est ensuite corrigée afin de prendre en compte la variation de réfraction atmosphérique en fonction de l'altitude 3. Hottel (1976) a proposé une méthode, avec des valeurs de référence pour différents types de climat, qui sont données pour des altitudes inférieures à 2,5 km. Ainsi,  $G_{cb}$  est donné par l'équation suivante:

$$G_{cb} = G_{on}\tau_b\cos\theta_z \quad [3]$$

Par la suite, l'équation 3 est complétée, afin d'intégrer l'ombre topographique dans le rayonnement théorique local, ainsi que la nébulosité pour obtenir la fonction du rayonnement solaire réel 4.

$$G_{neb} = G_{cb}Shade(t)f(Fc) \quad [4]$$

Grâce à une analyse spatiale sous ArcGIS (v9.3.1, Spatial Analyst toolbar), le calcul de l'ombre des collines a été réalisé sur la période d'observation et définit la fonction  $Shade(t)$ , de valeur 0 lorsque le soleil est derrière l'horizon du lac et de 1 lorsque celui-ci est visible. La série de rayonnement solaire pour un ciel dégagé modélisée est alors comparé aux enregistrements disponibles des stations d'observations afin de reconstituer les séries chronologiques de nébulosité. Afin de maintenir une certaine intégrité du modèle, nous avons choisi la méthode de Deltares pour calculer  $Fc$  (Deltares 2013), la nébulosité.

Avec l'équation 4 donnant le pourcentage de transfert du rayonnement au travers de l'atmosphère en fonction de la nébulosité:

$$f(Fc) = 1 - 0.4Fc - 0.38Fc^2 \quad [5]$$

Pour finir, cette méthode ne permet pas de déterminer la nébulosité nocturne. Dans ce sens, une régression linéaire a été appliquée entre la dernière heure du jour  $d1$  sans ombre et la première heure du jour  $d2$  pour la nébulosité correspondante.

#### 2.2.1.2 Hydrologie du plateau des Sept-Laux

L'hydrologie agit sur fonctionnement métabolique du lac en gouvernant le temps de résidence. Ce dernier modifie les dynamiques sédimentaires et les processus biogéochimiques du carbone (Furey et al. 2004; Obertegger et al. 2007; Zohary and Ostrovsky 2011). L'influence de l'hydrologie est aussi importante en hiver et notamment les flux associés à la période de fonte, qui est parfois considéré comme le deuxième grand paramètre de forçage du métabolisme lacustre annuel (Sommaruga 2015a; Minella et al. 2016).



Cependant, la détermination des bilans hydrologiques dans les environnements de haute montagne est extrêmement difficile à réaliser et comporte souvent de grandes incertitudes. Ici, les niveaux d'eau, le fonctionnement des pompes et la bathymétrie sont enregistrés par EDF sur l'ensemble des lacs équipés. Des mesures complémentaires de bathymétrie ont été réalisées pour l'ensemble des trois lacs afin de consolider et valider les données disponibles pour les lacs de Cos et Corne, et pour déterminer celle du lac Blanc.

Les informations mensuelles sur le niveau d'eau et les opérations de pompage des sept réservoirs des Sept-Laux, obtenues de la société hydroélectrique EDF pour l'année, ont été utilisées pour estimer le débit du bassin versant dans le lac. Nous avons considéré que la fluctuation du niveau de l'eau de tous les lacs modifiés du plateau, la fonte des neiges intégrée, les précipitations, l'évaporation et l'infiltration étaient des variables homogènes sur le plateau des Sept Laux. Ainsi, la différence de niveau d'eau mensuel fournit des informations sur le bilan de masse du système de réservoirs de Sept-Laux.

Ce bilan mensuel a ensuite été raffiné, au niveau journalier, via l'utilisation des données fournies par la station météorologique locale d'EDF, nivomètre à rayonnement cosmique (NRC) capable d'estimer la qualité de l'enneigement (épaisseur et teneur en eau) et également équipée d'un pluviomètre, et des pluviomètres additionnels installés dans le cadre de cette étude. Ces données permettent d'estimer les fluctuations journalières du débit dues à la fonte ainsi qu'aux précipitations. Cette série chronologique des flux a été validée à l'aide d'une station de jaugeage hydrologique en aval (30 km). Enfin, l'hydrologie du plateau a été réparties par tributaire en fonction d'un rapport de surface du bassin versant en utilisant un modèle numérique de terrain (MNT, Figure 15). La température et l'oxygène dissous des principaux affluents ont été contrôlés avec un thermistor Vemco (résolution de la température de l'air de 0,01 °C, et temporelle d'1 heure) et une sonde miniDOT (résolution de 5% pour l'oxygène dissous, de 0,1 °C pour la température de l'air, et temporelle de 30min).

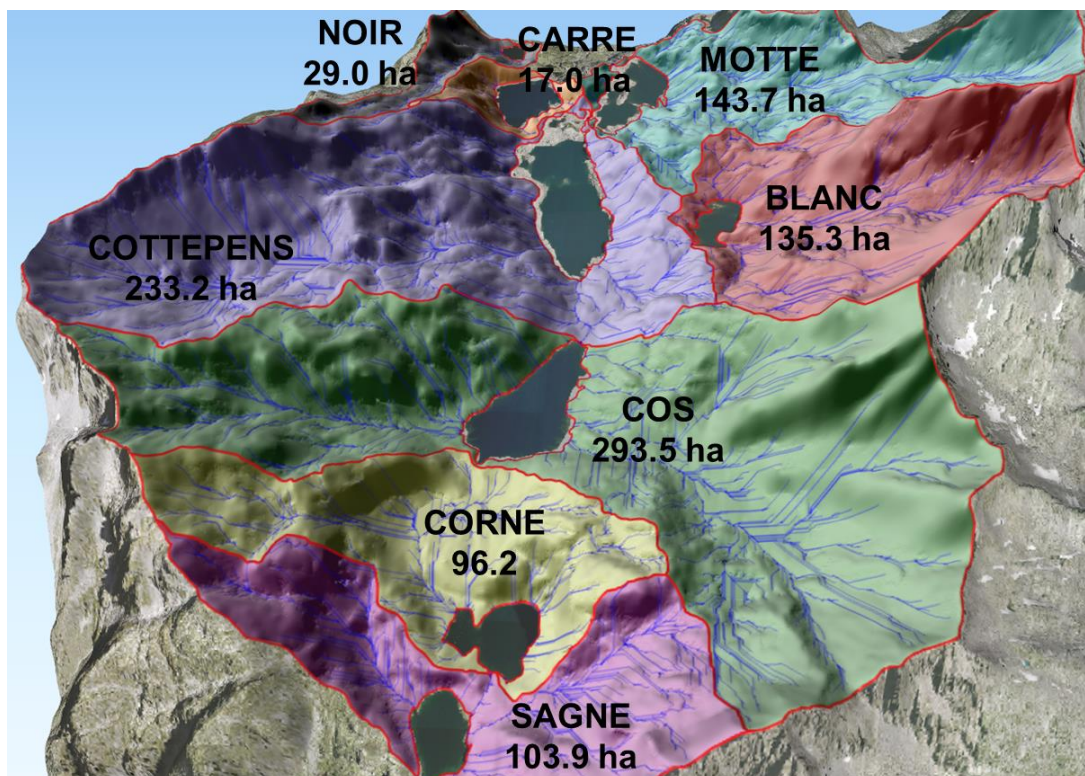


Figure 15: Calcul des bassins versants des lacs des Sept-Laux (limite des bassins versant en rouge)

### 2.2.1.3 Dynamiques thermique et de l'oxygène dissous lacustre

Pour chaque système lacustre de l'étude, une installation équipée d'une bouée, d'une corde pourvue de lests, d'une série de capteur a été placé à l'aplomb du point le plus profond, estimé être le plus représentatif du fonctionnement de l'ensemble de la colonne d'eau (Figure 16). Cette structure permet également de suivre le marnage tout en conservant la résolution verticale souhaitée près de la surface, grâce à un lest placé au niveau de la profondeur de marnage maximum. Les mesures près de la zone benthique sont garanties par la mise en place d'une combinaison de lest et d'une bouée immergé permettant une flottaison des capteurs 1m au-dessus du compartiment sédimentaire. Ces mouillages permettent un suivi haute fréquence de la structure thermique du lac et des concentrations en oxygène dissous. En ce qui concerne le suivi de la dynamique thermique, une résolution verticale plus fine est appliquée pour la zone estimée d'évolution de la thermocline, et diffère donc pour chaque lac. Les thermistors utilisés sont un ensemble de capteurs Tynitag et Vemco (résolution 0,01 ° C) et explicité dans le Tableau 7. La mesure de la température de la zone benthique est assurée à l'aide d'une sonde miniDOT PME (0.01°C, 30min), contrôlant également l'oxygène dissous (5% OD, 30 minutes), installée à un mètre du fond du lac.

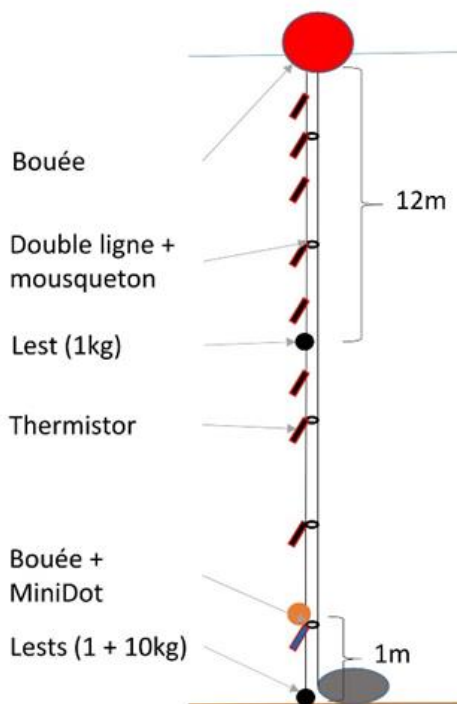


Figure 16 : Représentation schématique du suivi haute fréquence

Tableau 7: Résolution verticale des thermistances

LAC	COS	CORNE	BLANC
<b>PROF MAX</b>	41	27	12
<b>PROFONDEUR (M)</b>	0,5	0,5	0,5
	2	2	2
	4	4	4
	6	7	6
	8	10	8
	13	15	11
	18	22	
	25	26	
	32		
	38		
39			

#### 2.2.1.3.1 Indicateurs statistique de la stabilité thermique de la colonne d'eau

Plusieurs mesures ont été proposées pour mesurer la stabilité de la stratification des systèmes lacustres, tels que la stabilité de Schmidt (Schmidt 1928; Idso 1973). La stabilité, ou résistance au brassage, définit le travail nécessaire ( $J.m^{-2}$ ) pour totalement homogénéiser la densité verticale d'une masse d'eau, sans addition ou soustraction supplémentaire de chaleur.

$$S_t = \frac{1}{A_m} \int_0^{Z_m} (z - Z_g) * A_z * (1 - \rho_z) dz \quad [6]$$

Où :

- $S_t$  = Stabilité de Schmidt
- $A_m$  = Aire du lac ( $m^2$ )
- $z$  = Profondeur (m)
- $Z_m$  = Profondeur maximum du lac (m)
- $Z_g$  = Centre du volume (m) au-dessus du fond
- $A_z$  = Aire du lac à la profondeur  $z$  ( $m^2$ )
- $\rho_z$  = densité de l'eau à la profondeur  $z$  ( $g\ m^{-3}$ )

### 2.2.2 Suivi scientifique ponctuel

Les suivis ponctuels sont mis en application lors de chaque expédition terrain. En tout, il y a 9 campagnes classique durant les périodes hors-glace 2016-2017 (27/06/2016, 19/07/2016, 22/08/2016, 12/09/2016, 16/11/2016, 12/06/2017, 04/07/2017, 07/08/2017, 26/09/2017). Une campagne additionnelle visant à un suivi d'un évènement d'orage (voir 2.3) pour le lac de Corne a également été mise en place. L'ensemble des méthodologies décrites (Figure 17) dans cette partie ont été appliquées à chaque campagne terrain.

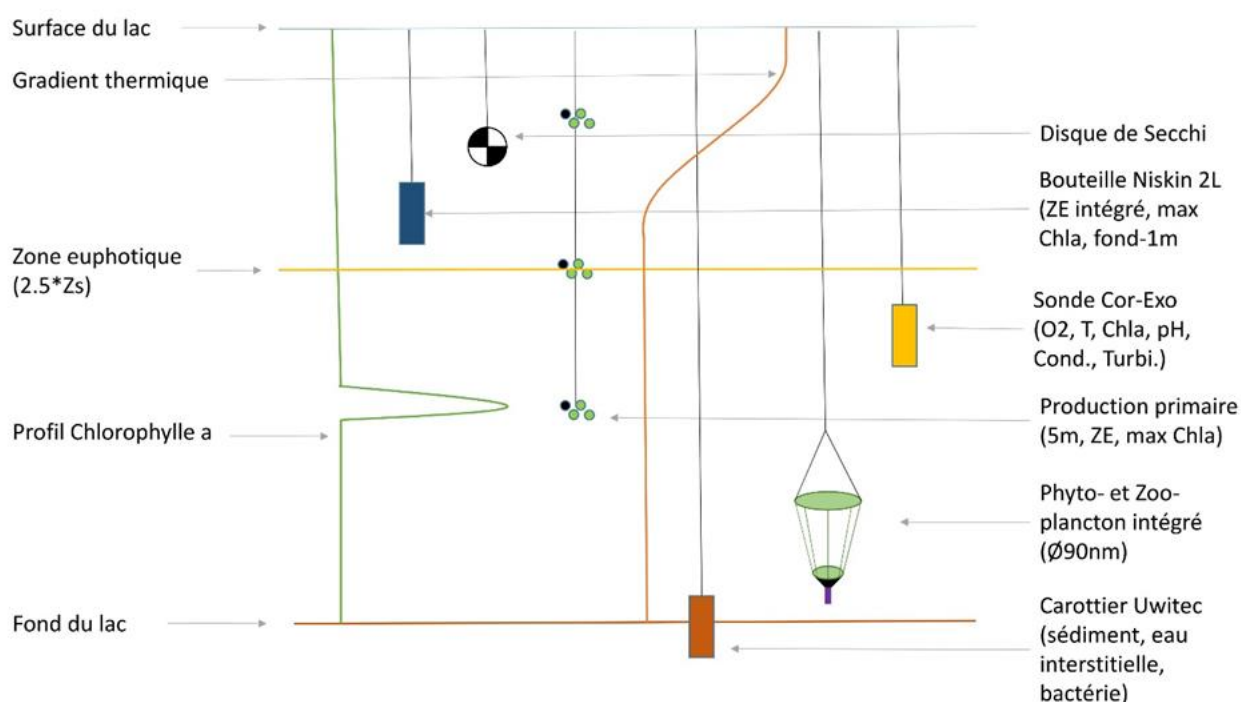


Figure 17 : Représentation schématique du suivi ponctuel

#### 2.2.2.1 Mesure des débits des tributaires

La mesure de débit dans les cours d'eau est compliquée dans les milieux de montagne. En effet ces derniers sont peu larges, avec de faibles hauteurs d'eau, et un lit qui varie beaucoup dans l'espace.

Ainsi les méthodes physiques classiquement utilisées (via la mesure de la vitesse avec micro-moulinet/capteur doppler ou la mesure de hauteur d'eau avec l'utilisation de courbe de tarage<sup>1</sup>) ne peuvent être appliquées ici. Afin de vérifier les estimations de débit via la méthode des bassins versants, une méthode de mesure chimique a été mise en place en utilisant le sel comme traceur. Le traceur, dont la masse est fixée (100g) et dilué de manière homogène dans un récipient, est injecté en amont du cours d'eau. Auparavant, la longueur de bon mélange  $L_{BM}$  (m) a été estimée via la formule suivante:

$$L_{BM} = 9.5h \frac{V}{\sqrt{gR_h P_{\%}}} \quad [7]$$

Avec :

- $h$ , hauteur d'eau moyenne (m)
- $V$ , vitesse moyenne de l'écoulement (m/s)
- $R_h$ , rayon hydraulique moyen (m) correspondant au rapport de surface sur le périmètre mouillé
- $P_{\%}$ , pente de la ligne d'énergie ou pente moyenne du cours d'eau (m/m).

Ainsi placé à une distance  $d > L_{BM}$ , réduite pour les torrents de montagne où l'eau tumultueuse (tourbillon, vitesse importante) permet un bon mélange du traceur, la concentration du traceur est mesurée au cours du temps via un conductimètre. La concentration de sel est ensuite déduite à l'aide de la relation suivante :

$$\Delta C(t) = C(t) - C_0 = \frac{\sigma(t) - \sigma_0}{\lambda_{Na^+} + \lambda_{Cl^-}} * (M_{Na} + M_{Cl}) \quad [8]$$

Avec :

- $C(t)$  Concentration relative au bruit de fond (g/m<sup>3</sup>)
- $\sigma(t)$  Conductivité de l'eau au cours du temps au point de mesure (S/m)
- $\sigma_0$  Conductivité de l'eau avant injection de traceur (S/m)
- $\lambda_{Na^+}$  Conductivité molaire de l'ion sodium (S/m<sup>2</sup>/mol)
- $\lambda_{Cl^-}$  Conductivité molaire de l'ion chlore (S/m<sup>2</sup>/mol)
- $M_{Na}$  Masse molaire du sodium (g/mol)
- $M_{Cl}$  Masse molaire du chlore (g/mol)

---

<sup>1</sup> Courbe représentant le débit en fonction la hauteur d'eau dans une section donnée

Enfin, l'aire sous la courbe de concentration en sel correspondant au passage de la solution saline au point de mesure aval est intégrée, permettant de calculer le débit moyen via la propriété de conservation de la masse :

$$M = Q \cdot A \rightarrow A = \int_{t_1}^{t_2} [C(t) - C_0] dt \quad [9]$$

Avec :

- $M$  , masse de sel injectée (g)
- $t_1$  , début du passage du traceur au niveau du point de mesure
- $t_2$  , fin du passage du traceur au niveau du point de mesure
- $C_{inj}$  , concentration en traceur de la solution (g/m<sup>3</sup>)
- $Q$  , débit du cours d'eau (m<sup>3</sup>/s)
- $C_0$  , concentration initiale en traceur du cours d'eau (g/m<sup>3</sup>)
- $C(t)$  , concentration en traceur du cours d'eau au point de mesure (g/m<sup>3</sup>)

Dans le cas où le traceur utilisé est déjà naturellement présent dans le cours d'eau étudié (le sel par exemple), même sans ajout anthropique la concentration en traceur n'est pas nulle, il s'agit du bruit de fond correspondant à  $C_0$ .

#### 2.2.2.2 *Transparence*

L'évaluation de la transparence des lacs a été réalisée par des mesures in situ avec un disque de Secchi. Ce disque lesté, d'un diamètre de 20 cm et partagé en quarts alternés noirs et blancs, est fixé au bout d'une corde non-élastique et graduée. On note alors les profondeurs de disparition et de réapparition du disque au droit du point le plus profond. La moyenne de ces relevés donne la profondeur de Secchi. Cette mesure manuelle permet d'estimer la profondeur de la zone euphotique, zone recevant assez d'énergie lumineuse (>1% du rayonnement PAR de surface) pour supporter la production primaire, correspondant à ~2.5 fois la profondeur mesurée (Wetzel, 2001).

#### 2.2.2.3 *Mesures physico-chimique in situ*

Afin d'avoir la meilleure représentation de la colonne d'eau et d'éviter les perturbations liées aux affluents, les échantillons et les profils de la colonne d'eau sont réalisés au point de la profondeur maximale, en intégrant l'ensemble des variations de l'axe vertical. La précision de la localisation est garantie par une localisation GPS.

Les profils biophysiques sont réalisés à l'aide d'une sonde multiparamètre Exo1-YSI (YSI, Yellow Springs USA, traité via le logiciel KOR-EXO) qui enregistre les données de température, d'oxygène dissous, de conductimétrie, de pH, de chlorophylle a et de turbidité.

#### 2.2.2.3.1 Le pH

Le pH intervient directement sur le métabolisme et la physiologie des organismes vivants, notamment en ce qui concerne leur reproduction et leur développement. Il conditionne indirectement les autres paramètres physicochimiques qui lui sont directement liés, notamment le pouvoir tampon, la dureté, la teneur en éléments nutritifs assimilables (azote, phosphore), la teneur en métaux et métalloïdes ainsi que la forme sous laquelle ils sont présents, et donc leur biodisponibilité. Les variations de pH lacustre peuvent en outre donner des informations sur les processus biologiques en cours. L'activité photosynthétique a tendance à réduire la teneur en CO<sub>2</sub> et à augmenter le pH, tandis que la génération respiratoire de CO<sub>2</sub> tend à diminuer le pH. Outre la dégradation hétérotrophe de la matière organique, la fermentation microbienne du méthane, la nitrification de l'ammoniac et l'oxydation des sulfures augmentent la production de CO<sub>2</sub> et la réduction du pH. En outre, la dénitrification du nitrate en azote moléculaire, la réduction du sulfate en sulfure et la réduction du fer et du manganèse peuvent entraîner une augmentation nette du pH et de l'alcalinité (Wetzel 2001). Le pH peut également varier via les apports atmosphérique (pluie acide, Winiarski 2000) et les apports de bassin versant (acidification géochimique des eaux).

#### 2.2.2.3.2 La conductivité

La conductivité est une mesure de la minéralisation, elle est proportionnelle à la quantité de sels ionisables dissous. La minéralisation est considérée comme très faible si la conductivité des eaux est inférieure à 50  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  et faible à modérée si elle se situe entre 50 et 200  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Les variations de ce paramètre renseignent également sur les composantes biologiques lacustres. Ainsi, la respiration bactérienne produit du HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> tandis que les diatomées modifient les concentrations en Si<sub>4</sub><sup>+</sup> pendant leur cycle de vie.

#### 2.2.2.3.3 La Chlorophylle a

Les communautés photosynthétiques participent à la production primaire en transformant l'énergie lumineuse en potentiel chimique via leurs pigment photorécepteurs, majoritairement représenté par la chlorophylle a (Chla). Ainsi, la concentration en chl a est un estimateur de la biomasse algale à une profondeur donnée. La sonde multi-paramètres évalue la quantité de Chla présente dans le milieu par mesure du spectre d'absorption aux longueurs d'ondes caractéristiques de la Chla. Cette estimation est ensuite complétée par des mesures chimiques de cette Chla pour des profondeurs intéressantes du profil mesuré (voir 2.2.2.4.1).

#### 2.2.2.4 Prélèvements et analyses

##### 2.2.2.4.1 Protocole de prélèvement

Pour chaque lac, les conditions chimiques du lac sont définies par l'analyse d'un échantillon intégré sur la zone euphotique (prélèvement tous les 2-3 m, zone définie par mesure de la profondeur de secchi) et la couche benthique (1 m au-dessus du fond) réalisée via une bouteille Niskin de 2L. Afin d'avoir la meilleure représentativité de la colonne d'eau et pour éviter les perturbations liées aux affluents, les prélèvements pour la colonne d'eau sont effectués au niveau du point de profondeur maximum.

La profondeur au point de prélèvement est contrôlée lors du profil réalisé avec la sonde multi-paramètres Exo, afin de prendre en compte le marnage du lac et de se prévenir de toute remobilisation du fond sédimentaire. Les affluents et les exutoires sont également échantillonnés avec des bouteilles de 2 litres afin de réaliser les bilans de masse de chaque lac. La Chlorophylle-a est prélevée à 2 profondeurs (5 m, pour l'estimation de surface, et au maximum du profil de Chla estimée par la sonde multi-paramètre), afin de corriger les données de la sonde Exo1-YSI, et conservée dans une bouteille sombre avant analyse. Les échantillons sont immédiatement transférés dans une glacière et rapportés en moins de 4 heures dans un réfrigérateur sur place (refuge de Corne) en attendant la fin de mission. Sur le terrain, chaque soir sont filtrés les solides en suspension (TSS), sur filtre Whatman GFF pré-pesé (NF EN 872), et la Chla sur filtre en fibre de verre Whatman GF/F. En fin de mission, les échantillons sont stockés dans une glacière jusqu'à leurs arrivés au laboratoire d'analyse.

##### 2.2.2.4.2 Méthode analytique

Les analyses élémentaires ont été effectuées au laboratoire de chimie de l'eau de l'INRA (Thonon-Les-Bains, France) dans la semaine suivant chaque campagne d'échantillonnage par les équipes en charge des analyses chimiques. Les échantillons sont stockés dans une chambre froide en attente de traitement.

Les cations  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  (ISO 7980: 86) et  $\text{K}^+$ , et  $\text{Na}^+$  (NF T90-020: 84) sont quantifiés à l'aide d'un spectrophotomètre à absorption atomique Varian AA240FS équipé d'un brûleur laminaire à flamme air / acétylène. , un échantillonneur automatique Varian SPS3 et un système de dilution en ligne Varian Sips. Les principaux anions ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) sont quantifiés à l'aide d'un équipement de chromatographie ionique Metrohm 861 équipé d'un émetteur 838 et d'un dégazeur à éluant 837. ISO 10304-1: 9). Le pH (NF T90-008: 01), la conductivité (corrigée à 25 ° C) et l'alcalinité totale (TAC, ISO 9963-1: 96) ont été analysés à l'aide d'un titreux Metrohm regroupant le titrino de base 794 pour le pH et les analyses de TAC, le conductimètre 712 et l'échantillonneur automatique 730. Ce dernier est également utilisé pour le titrage colorimétrique du phosphore total (TP, NF EN ISO 6878), des



orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ , NF EN ISO 6878) et des ions ammonium ( $\text{NH}_4^+$ , NF T 90-015-2: 00). L'azote total (TN, NF EN 12260) est mesuré par chimie de luminescence à l'aide de l'analyseur Elementar Vario COT / TNb Cube équipé d'un détecteur de chimiluminescence Horiba APNA-370. L'azote inorganique (IN) est calculé en faisant la somme de  $\text{N-NH}_4^+$  et de  $\text{N-NO}_3^-$  et l'azote organique (ON) en tant que différence entre TN et IN ( $\text{ON} = \text{TN} - \text{IN}$ ). Les déterminations du carbone organique dissous et total (COD et COT) sont effectuées à l'état humide en utilisant un équipement Bioritech équipé d'un analyseur Aurora 1030W et d'un émetteur 1088. Pour la détermination du COD, l'échantillon brut est filtré sur GF / F lavé, le tout conformément à la norme NF EN 1484: 1997. Les analyses de carbone et d'azote particulaire sont effectuées à l'aide des méthodes de DUMAS et PREGI (Dumas 1831) à l'aide d'un analyseur élémentaire CHN Thermoscientific Flash 2000 (ISO 9001: 2008). Les solides en suspension (TSS) sont mesurés par différence des masses du filtre en utilisant une échelle de précision Mettler Toledo XP2U. Les mesures de Chla sont analysées par extraction du filtre Chla avec une solution d'acétone 90%, suivi d'une mesure d'absorption de la lumière aux longueurs d'onde spécifiées (norme NF T90-117: 99), à l'aide d'un spectrophotomètre Varian Cary 50 UV-Visible.

#### 2.2.2.5 Communautés planctoniques

##### 2.2.2.5.1 Prélèvement et analyse

Le protocole de suivi des populations planctoniques est différencié en fonction du phytoplancton et zooplancton. Les organismes photo-autotrophes (phytoplanctons) ont été échantillonnés selon le même protocole que pour l'échantillonnage chimique de la zone euphotique. Les échantillons ont été fixés avec une solution de Lugol *in situ*. En laboratoire, l'identification et le comptage ont été effectués selon des méthodes normalisées (Lund et al. 1958; Utermöhl 1958). Le biovolume a été déterminé sur la base de volumes spécifiques, estimés à l'aide de formes géométriques appropriées pour chaque taxon (Hillebrand et al. 1999; Rimet and Druart 2018). Le zooplancton a été échantillonné à l'aide d'un filet à mailles de 90  $\mu\text{m}$  remonté afin d'effectuer une filtration de toute la profondeur du lac. Les échantillons ont été conservés dans une solution de formol à 50%. La détermination du zooplancton (niveau du genre dans la mesure du possible) et le comptage ont été effectués au microscope.

##### 2.2.2.5.2 Les indices de diversité

Dans le but de comparer les diversités planctoniques, le calcul d'indice de diversité permet d'obtenir une mesure quantitative reflétant de manière synthétique la structure d'une communauté (nombre d'espèces et distributions, ou proportion respective). Cet indice peut alors permettre des comparaisons infra-temporel et inter/intra-système. Dans cette étude, nous nous sommes basés sur l'indice de Shannon (Shannon 1948), prenant en compte le nombre d'espèces du milieu (richesse spécifique) et de la répartition des individus au sein de ces espèces (équité spécifique) à l'aide

d'une fonction d'information inversement proportionnelle à la probabilité d'occurrence d'une observation.

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i \quad [10]$$

Avec :

- $H'$  : indice de biodiversité de Shannon (-)
- $i$  : une espèce du milieu d'étude
- $p_i$  : Proportion d'une espèce  $i$  par rapport au nombre total d'espèces ( $S$ ) dans le milieu d'étude (ou richesse spécifique du milieu). Où  $p_i$  vaut :  $n_i/N$ , avec  $n_i$  le nombre d'individus pour l'espèce  $i$  et  $N$  l'effectif total.

#### 2.2.2.6 Compartiment sédimentaire

Les sédiments présents dans les lacs peuvent provenir de deux sources : allochtones ou autochtones et constitue une source de flux de nutriments via les processus physiques (remobilisation, diffusion), des transformations chimiques (précipitation, dissolution) et biologique (bioturbation et décomposition de la matière organique). En une seule occasion (22/08/2016), des carottes de sédiments de surface (0-25 cm) ont été recueillies, au plus profond du lac, en plus de la partie peu profonde du lac, à l'aide d'un échantillonneur à carottes UWITEC (Félix-Faure 2018).

Après description, les carottes de sédiment ont été échantillonnées tous les cm. La densité apparente des sédiments a été calculée à partir d'une aliquote de masse et de volume connus, puis séchée à l'étuve à 40 ° C jusqu'à masse constante. La composition minérale semi-quantitative des sédiments a été analysée à l'aide du scanner XRF Core Scanner (Avaatech Core Scanner) au pas de 2 mm sur chaque cœur (Si et Fe). Les teneurs en carbone total (TC) et en azote total (TN) ainsi que les valeurs de  $\delta^{13}C$  et  $\delta^{15}N$  ont été mesurées au pôle Isotopie-Biochimie de l'UMR SILVA à Nancy. Les niveaux de phosphore total (TP) et de phosphore Olsen (PolSen) des sédiments ont été mesurés dans le laboratoire CARTELE, conformément à la norme NF ISO 11263.

#### 2.2.2.7 Production primaire

Le monitoring du métabolisme lacustre impose de mesurer la dynamique entre la réduction du carbone par la photosynthèse (production primaire brute, GPP) et l'oxydation par la respiration (R). Cette balance donne la production nette d'écosystème (NEP). La méthode appliquée consiste à prélever des échantillons à des profondeurs définies, inoculer ces échantillons avec un volume précis d'une solution de traceur isotopique (ici un isotope stable, le carbone 13), et à mettre en incubation in situ ces échantillons pendant une certaine durée pour évaluer la vitesse de production du carbone par les micro-algues dans le lac. Cette mesure est ensuite corrigée pour obtenir une valeur journalière

tenant compte de la période d'incubation réelle. La production primaire a donc été mesurée, pour les profondeurs de prélèvement de Chla, en utilisant la méthode d'incubation au  $^{13}\text{C}$  (Lehmann et al. 2004; Pimenov et al. 2008). Des échantillons de 290 ml ont été enrichis avec  $1,9 \times 10^{-6}$  moles de bicarbonate de sodium à 99%  $^{13}\text{C}$  (Sigma-aldrich, DIC total ajouté <10% des valeurs dans les eaux naturelles) et incubés *in situ* pendant au moins 4 heures, avec un triplicat de bouteilles transparente et une unique bouteille opaque. La pré-incubation (mesurée en double) et les échantillons incubés ont été filtrés *in situ* sur des filtres GF/F 25 mm calcinés, avec rinçage à l'HCl 2%, puis stockés dans un dessiccateur (Hama et al. 1983). Les aliquots de 20 ml d'eau sont conservés dans des flacons de sérum et empoisonnés avec du  $\text{HgCl}_2$ , afin de stopper toute réaction biologique, permettant d'analyser la concentration initiale de DIC et de  $^{13}\text{C}$ . Dans les cas où la filtration ne peut avoir lieu immédiatement, 1 ml de lugol sans acétate est ajouté pour stopper l'activité photosynthétique.

Le  $\delta^{13}\text{C}$  et les teneurs en carbone des échantillons de pré-incubation et incubés (filtres GFF) tels que du DIC (flacons) ont été mesurées au Laboratoire de géochimie des isotopes stables, GEOTOP McGill, Canada. La somme de carbone fixé ( $^{13}\text{C}$ , en  $\mu\text{g L}^{-1} \text{h}^{-1}$ ) en tant que différence entre le carbone des flacons opaques et transparent est déterminé suivant l'équation suivante :

$$^{13}\text{C}_{\text{fixé}} = \frac{\text{POC}_{\text{final}} * F * (R^{13\text{C}}_{\text{POC}_{\text{final}}} - R^{13\text{C}}_{\text{POC}_{\text{initial}}})}{(R^{13\text{C}}_{\text{DIC}_{\text{certifié}}} - R^{13\text{C}}_{\text{DIC}_{\text{naturel}}}) * t * \text{Volume}} \quad [11]$$

Avec:

- $\text{POC}_{\text{final}}$  teneur en carbone organique particulaire (en  $\mu\text{g}$ ) à la fin de l'incubation,
- F, le rapport isotopique pendant la photosynthèse (1.025),
- $R^{13\text{C}}_{\text{POC}}$  le rapport isotopique ( $\%^{13}\text{C}$ ) en POC après (final) et avant (initial) l'incubation,
- $R^{13\text{C}}_{\text{DIC}}$  le rapport isotopique ( $\%^{13}\text{C}$ ) en DIC certifié et naturel,
- t, le temps d'incubation (h),
- Volume, le volume de l'échantillon,
- $R^{13\text{C}}_{\text{DIC}_{\text{naturel}}}$ , la concentration en DIC de l'eau naturelle,
- $R^{13\text{C}}_{\text{DIC}_{\text{labellé}}}$  est calculé sur la base de  $R^{13\text{C}}_{\text{DIC}_{\text{naturel}}}$ , avec ajout de DIC and  $^{13}\text{C}$ -DIC

Cette mesure est ensuite corrigée pour obtenir une valeur journalière prenant en compte l'intensité d'ensoleillement réelle de la période d'incubation par rapport à l'ensoleillement total de la journée.

### 2.3 Suivi d'un orage

Les orages peuvent modifier significativement les systèmes aquatiques avec des effets observables sur des périodes variant de quelques jours à une année entière en fonction des paramètres

d'observations (Jennings et al. 2012). De par leur définition, les événements épisodiques liés à la météo sont généralement imprévisibles, leur durée souvent courte ne permet pas d'observer les réponses abiotiques et biotique des systèmes lacustres dans le suivi de routine et un protocole spécial a été défini pour suivre les conséquences d'un orage sur les lacs des Sept-Laux.

Les épisodes de forts vents peuvent provoquer des phénomènes de mélanges partiels à total, se traduisant par un déplacement de la thermocline (Giling et al. 2017a), et favorisant des transferts biochimiques de la zone littorale à pélagique (Marti and Imberger 2004; Cossu et al. 2017). Les épisodes de fortes précipitations peuvent également entraîner des perturbations physiques de la colonne d'eau, pouvant être accompagné par une augmentation temporaire des apports du bassin versant en substances dissoutes et particulaires (Jennings et al. 2012). De tel apport en carbone biodisponible, accompagné par une diminution de la diffusion lumineuse et une diminution de la stabilité des masses d'eau, peuvent changer le système d'un fonctionnement autotrophe à hétérotrophe (Foreman et al. 2004; Hargeby et al. 2004) . Ces orages peuvent ainsi se traduire par un changement structurel des communautés planctoniques et bactériologiques et, *in fine*, du métabolisme lacustre (Flöder and Sommer 1999b; Drakare et al. 2002; Paidere et al. 2007; Jennings et al. 2012).

La fréquence et l'intensité des évènements extrêmes (vague de chaleur, forte précipitation, sécheresse et tempête) devraient se renforcer dans les années à venir (Beniston et al. 2007). Il est donc intéressant d'améliorer notre compréhension de ces milieux face à ces évènements extrêmes, notamment pendant la période de forte stratification, afin de mieux prévoir l'évolution future des milieux lacustres alpins de haute altitude. Dans ce but, nous avons suivi l'influence d'une tempête (08/08/2017) sur l'évolution temporelle des flux des bassins versants avec six mesures, en appliquant le même protocole que le mensuel, à l'exception des populations de plancton échantillonnées, au J-1, H+6, H+24, J + 3, J + 7, J + 10. L'idée étant pouvoir réaliser un bilan de la qualité physico-chimique d'un lac et de pouvoir suivre son évolution post-évènement extrême. De par sa plus grande facilité d'accès avec un refuge proche et de son métabolisme plus actif, le lac de la Corne est ciblé comme site d'étude principal.

## 2.4 Modèle tridimensionnel hydro-biogéochimique

### 2.4.1 Modèle hydro-biogéochimique

#### 2.4.1.1 *Delt3D-FLOW*

Le programme de simulation hydrodynamique Delft3D-FLOW résout les équations de Navier Stokes pour un fluide incompressible. La grille de calcul utilise des coordonnées cartésiennes curvilignes orthogonales ( $\xi$ ,  $\eta$ ). Dans l'équation advection-diffusion, les termes source et puits sont inclus pour

simuler les décharges, les retraits et les flux de chaleur à travers la surface libre. Les échanges thermiques à la surface libre sont modélisés en prenant en compte les effets distincts du rayonnement solaire (ondes courtes) et atmosphérique (ondes longues), ainsi que des pertes de chaleur dues au rayonnement de fond, à l'évaporation et à la convection. Chacun de ces flux de chaleur est calculé séparément, selon le modèle Deltares "Océan" (Deltares 2016).

#### 2.4.1.2 *Delt3D-WAQ*

Le module hydrodynamique est couplé au module de qualité de l'eau D-Water Quality (Deltares 2013). Il a été conçu pour et basé sur les mêmes principes mathématiques de base sous-jacents aux équations différentielles (Mooij et al. 2014). Delft3d-Waq est basé sur le cadre de modélisation de la qualité de l'eau open source D-Water Quality (DELWAQ), qui facilite la sélection de substances et de processus dans une bibliothèque de processus et offre de nombreuses options pour l'intégration numérique conservatrice de masse (Blauw et al. 2009; Deltares 2018).

Un modèle D-WAQ est défini au moyen d'un fichier d'entrée avec une définition du système (substances, processus et coefficients pertinents), une grille de calcul, une composition initiale, des champs d'écoulement (un bilan hydrique dynamique), des coefficients de dispersion, les apports des affluents et un forçage météorologique. Tous les paramètres d'entrée dans le modèle peuvent être spécifiés sous forme de constantes ou de paramètres variant spatio-temporellement (Smits and Beek 2013).

D-WAQ simule de manière dynamique un ensemble de substances et de processus sur une grille de calcul 3D composée d'un plan d'eau et d'un compartiment sédimentaire (Blauw et al., 2009; Deltares, 2018, voir Figure 18). La dynamique des sédiments est reproduite à travers le module SWITCH module (Deltares, 2014, voir Figure 19) qui simule les gradients de matière organique, d'oxygène, de nitrates et de nutriments (N, P, Si). Les processus benthiques tels que les flux de dénitrification, d'adsorption de phosphate et de précipitation sont pris en compte. Le sédiment est composé de 7 couches, avec des profondeurs croissantes de 0,1, 0,2, 0,3, 0,6, 1,8, 7 et 10 cm, représentant le sédiment supérieur bioactif. La compétition interspécifique d'algues est prise en compte dans le module BLOOM dans les taux de croissance et de mortalité variables selon la stœchiométrie, compte tenu des contraintes liées aux éléments nutritifs disponibles (N, P, Si) et à l'énergie disponible (lumière et température) (Los, 2009; Smits and Beek, 2013) et de plus en plus sous la fonction de contrôle top-down du zooplancton. Celles-ci permettent de décrire une chaîne alimentaire élémentaire: nutriments, phytoplancton et détritus.

## Observations et modélisations des lacs d'altitude

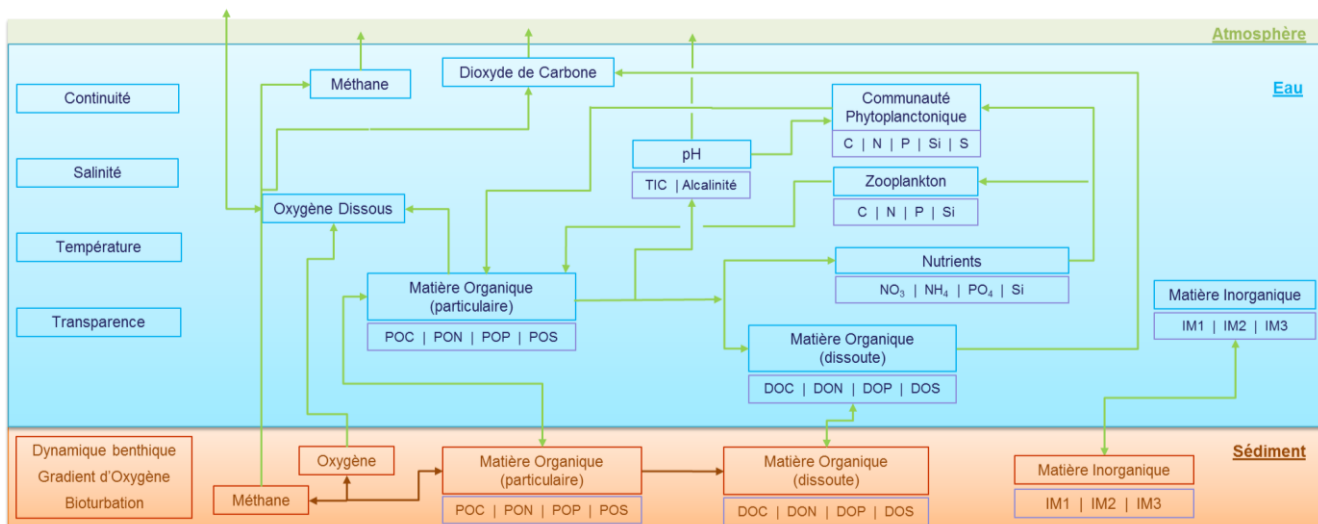


Figure 18: Schéma représentant les interactions des différents modules biogéochimiques du modèle Qualité d'eau (Delft3D-WAQ-SWITCH technical reference manual)

Couche	Détritus	Oxygène dissous	Ammonium nitrate	Silicate dissous	Phosphate
Colonne d'eau	Sédimentation Dégradation				Sédimentation Remise en suspension
Aérobies	Incorporation				
		Oxydation	Ammonification Nitrification		Minéralisation
			Dispersion		Adsorption Dissolution
		Dénitrification			
		Oxydation	Ammonification		Dispersion
		Réduction			Bioturbation
	Dégradation			Dissolution	Minéralisation Adsorption Précipitation
	Bioturbation		Dispersion		Dispersion Bioturbation
	Dégradation		Ammonification		Minéralisation Adsorption Précipitation
Sédiment inactif	Stockage		Transfert		Stockage

Figure 19 : Schéma des processus biogéochimique sédimentaire inclus dans le modèle Qualité d'eau (Delft3D-WAQ-SWITCH technical reference manual)

### 2.4.2 Mise en place du modèle hydro-biogéochimique de Corne-Sagne

La configuration du modèle nécessite des données géométriques, des conditions initiales et limites, des paramètres hydrauliques et cinétiques et des données validation. Les données géométriques incluent la grille bathymétrique, ainsi que les emplacements d'entrée et de sortie. Les conditions

initiales incluent, entre autres, l'heure de début et de fin, la température initiale et la distribution des concentrations de constituants, ainsi que l'élévation initiale de l'eau de surface. Le modèle reconnaît comme conditions aux limites les entrées et les sorties (pompes en amont, tributaires et entrées / sorties) et les conditions aux limites de la surface (conditions météorologiques). Les paramètres hydrauliques et cinétiques comprennent les coefficients de diffusion, le coefficient de Chézy, le coefficient d'extinction de la lumière, le nombre de Dalton et Stanton et le coefficient de résistance au vent.

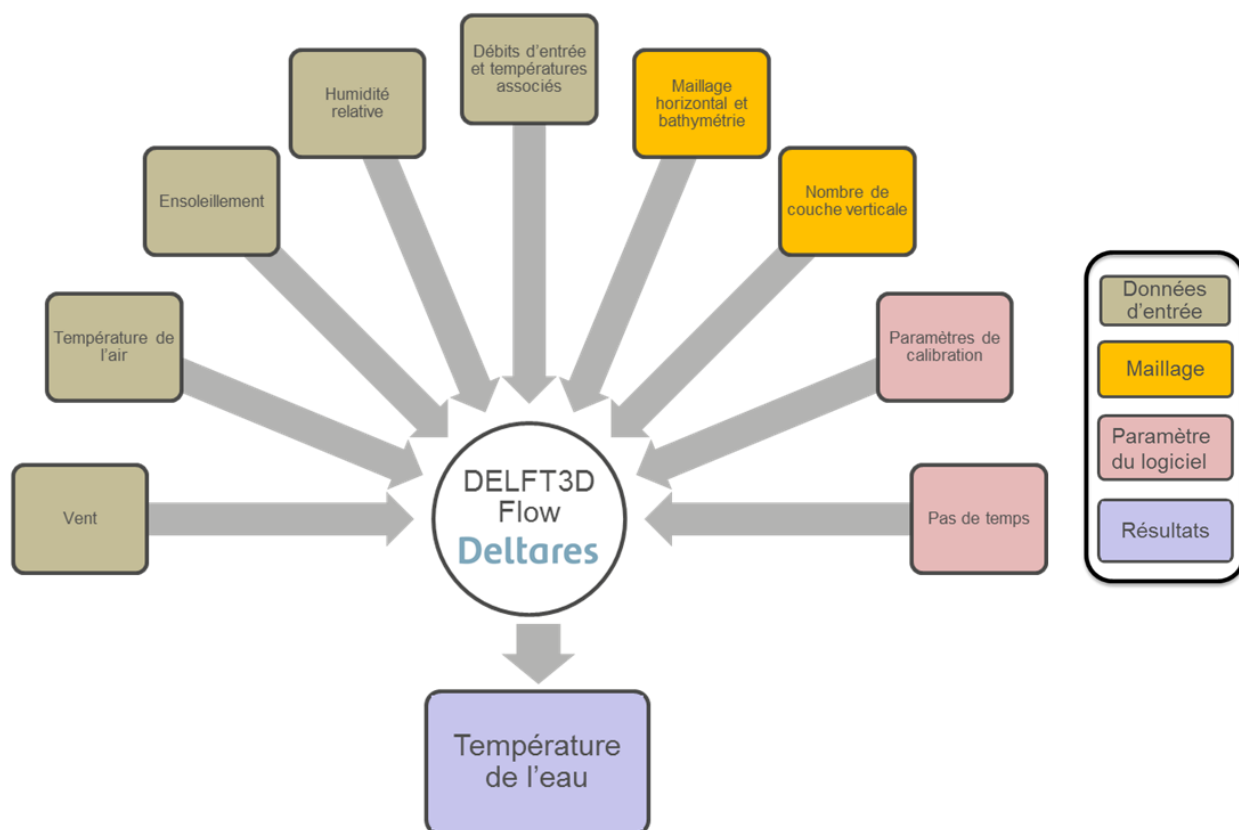


Figure 20 : Schéma explicatif de DELFT3D-Flow

#### 2.4.2.1 Grille de calcul hydrodynamique et qualité d'eau

La réalisation de la grille de calcul vise à optimiser le temps de calcul (nombre restreint de cellules) tout en préservant l'information 3D (bathymétrie). La grille de calcul utilise des coordonnées cartésiennes curvilignes orthogonales. La résolution horizontale est de 20 m, pour une résolution verticale de 1 m, hormis pour les couches supérieure et inférieure (0,5 m) afin d'améliorer la modélisation des échanges interfaces. Ce modèle comprend donc un ensemble de 28 couches, pour un total de 321 cellules de surface représentées via un modèle Z-layer (Figure 21). Dans ce dernier, les couches verticales sont parallèles les unes aux autres, favorisant la bonne représentation du gradient

de stratification thermique vertical. La même grille de calcul a été appliquée pour le modèle de qualité d'eau, avec une résolution temporelle respective de 1 heure et 12h. Les profondeurs de cellules sont déterminées via une interpolation d'un enregistrement bathymétrique des retenues représentées.

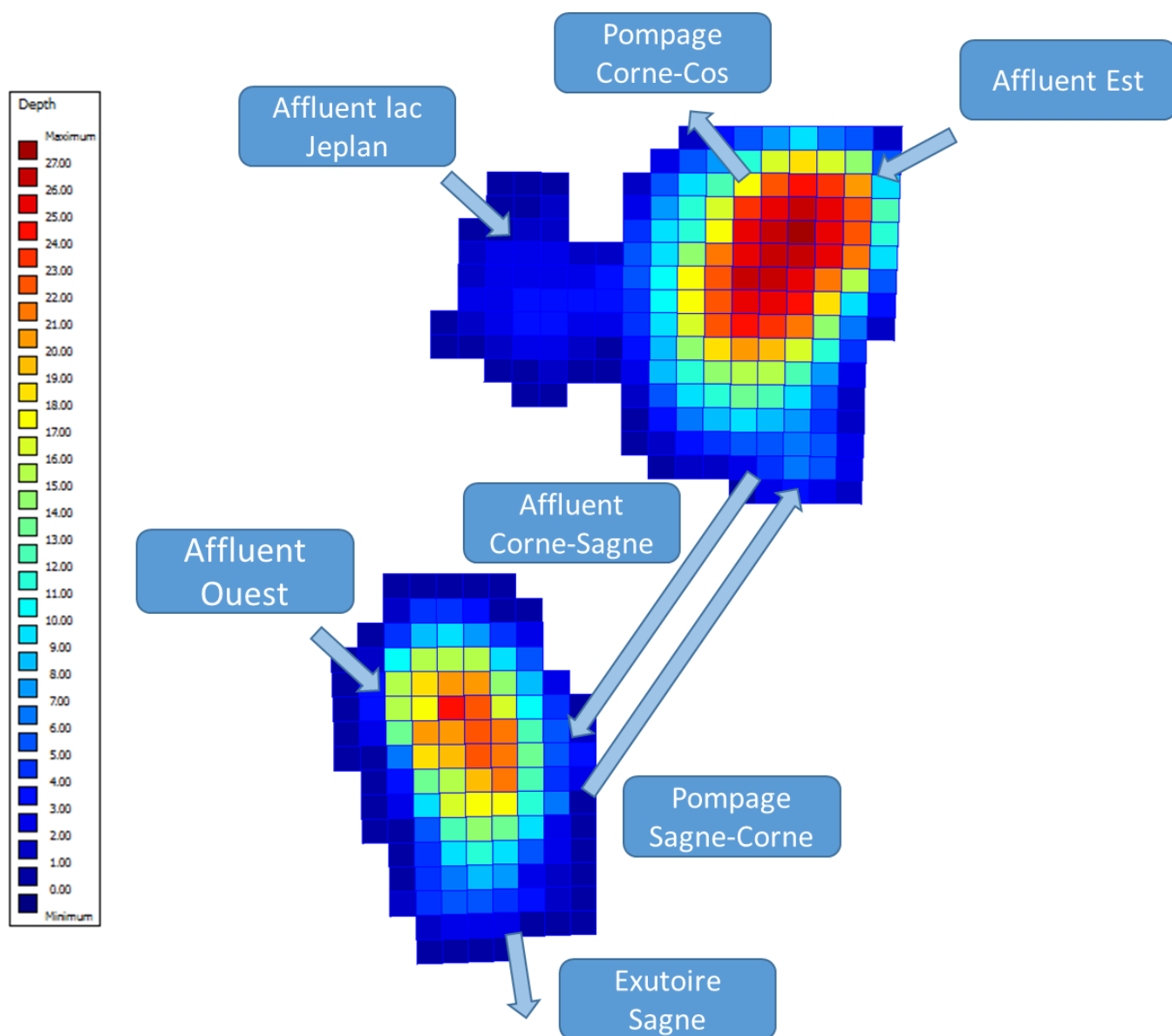


Figure 21: Grille de calcul hydrodynamique et qualité d'eau et profondeurs associées

#### 2.4.2.2 Conditions de forçage

Le modèle est alimenté par les données d'entrées (conditions météorologiques, flux de bassin versant, profondeur de Secchi, dynamique de pompage EDF, compartiment benthique) et par la bathymétrie. L'ensemble de ces composantes sont déterminées lors des phases d'acquisition de la donnée et de post-traitement comme décrit précédemment. Il convient de préciser que le paramètre de profondeur de Secchi est défini comme une variable temporelle.



### 2.4.2.3 Conditions initiales

Le modèle a été initialisé dans un état isotherme à 4 ° C le 19 juin 2016 (période estimée de sortie de débâcle et d'homogénéisation du système). La chimie de la colonne d'eau a été initialisée avec les conditions lors de la campagne de Juin 2017, qui a réussi à cibler la date de débâcle.

### 2.4.3 Calibration et validation du modèle

Le processus de calibration est synthétisé en Figure 22.

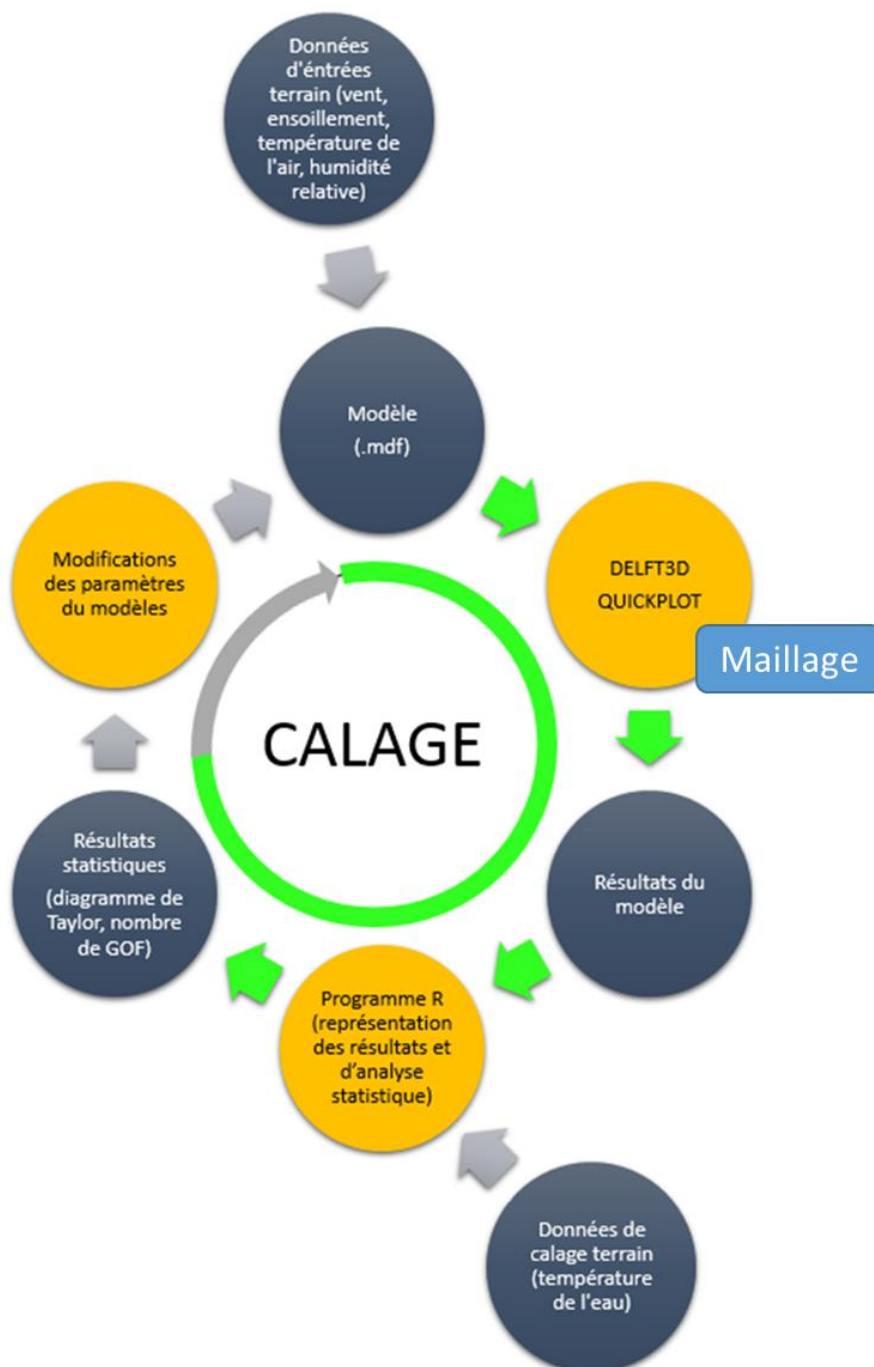


Figure 22 : Méthodologie de construction du modèle

Pour le modèle hydrodynamique, les simulations ont été validées statistiquement en divisant la colonne d'eau en trois couches variant dans le temps et écologiquement pertinentes: l'épilimnion, le métalimnion et l'hypolimnion. Chacune de ces zones apportent une information complémentaire. L'épilimnion étant en contact avec l'atmosphère, sa modélisation permet de vérifier la qualité d'estimation des dynamiques des écoulements externes (météorologie et hydrologie) avec une réponse infra-saisonnaire. La profondeur du métalimnion permet d'apprécier les processus en jeu dans sa dynamique (météorologie, pompage). Enfin l'hypolimnion, zone profonde, permet d'étudier les signaux avec une amplitude plus longue (dynamique saisonnière). Ces indicateurs de températures sont complétés par des indicateurs statistiques. La profondeur de la thermocline ( $Z_t$ ), l'épaisseur du métalimnion et d'autres paramètres physiques tels que la stabilité de Schmidt ( $S$ ) ont été calculés à l'aide du logiciel rLakeAnalyzer (Read et al. 2011). Enfin, l'énergie interne ( $IE$ ) de la colonne d'eau, nécessaire pour valider le bilan thermique modélisé, a été calculée à partir des profils de température et de l'hypsométrie de lac.

La validation du modèle se fait d'une part via le calcul de l'erreur quadratique, mesurant la moyenne quadratique des différences entre les valeurs prédites par un modèle et les valeurs observées pour chacun des paramètres de validations cités précédemment. D'autre part, pour les températures des trois zones de la colonne d'eau, la représentativité des simulations a été étudiée avec le diagramme de Taylor (Taylor 2001a). Ce diagramme exploite les relations géométriques entre des quantités statistiques connues afin de fournir des informations résumées sur des aspects particuliers de la performance des modèles (Taylor 2001b). Le diagramme de Taylor, comme c'est le cas pour de nombreux outils d'évaluation de qualité de modèles, n'est pas spécifique à une discipline. Le diagramme de Taylor permet d'inclure le coefficient de corrélation  $R$ , l'écart type normalisé et les différences entre les racines moyennes centrées entre les résultats du modèle et le champ de données, dans un graphique. La lisibilité des performances du modèle a été améliorée en ajoutant un gradient de compétences déterminé comme suit:

$$S = 4(1 + R) / \left( \left( \sigma^* + \frac{1}{\sigma^*} \right)^2 (1 + R_0) \right) \quad [12]$$

où  $R_0$  est la corrélation maximale pouvant être atteinte (égale à 1 dans notre cas d'étude) et  $\sigma^*$  les écarts-types normalisés par le champ observé correspondant.

Pour le cas du modèle biogéochimique, la «validation» statistique n'est pas possible avec des jeux de donnée restreint. Le processus de validation est ainsi appelé « confirmation » ou « corroboration » du modèle (Reckhow and Chapra 1983). Cette étape se définit par un nombre croissant de tests de validation réussis (comparaisons à un nombre de paramètre mesurés avec une cohérence générale dans la reproduction des dynamiques biogéochimiques), augmentant réciproquement le degré de

confiance dans l'utilité du modèle pour les types d'application couverts par les tests. La confirmation du modèle dépend ainsi du but de la modélisation et de la puissance de tests jugée adéquate (Rykiel 1996).

Dans le cas de l'application de notre modèle du lac de Corne, nous avons utilisé le paramétrage standard pour le module de qualité de l'eau. Cette paramétrisation a été validée avec les observations continues d'oxygène dissous ainsi que les mesures biogéochimiques mensuelles.

## 3 Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

### 3.1 Introduction

Les lacs de haute altitude, c'est à dire les lacs situés au-dessus de la ligne des arbres, sont en majeure partie le produit de l'action érosive des glaciers de l'Holocène sur les substrats rocheux cristallins durs rehaussés par des processus orogéniques (Catalán et al. 2002). De leur origine commune résultent non seulement une organisation régionale en districts, comprenant seulement une poignée de lacs dans les petits massifs montagneux jusqu'à plusieurs milliers dans les territoires sub-arctiques (Wetzel 2001), mais aussi des caractéristiques communes. Ils sont en général de petite taille, et situés dans des bassins versants restreints, à sol nu ou peu développés et à faible couvert végétal, et exposés à des conditions climatiques extrêmes (Catalán et al. 2002). La pauvreté de sols et la faible altération chimique du substrat rocheux cristallin dans ces conditions climatiques extrêmes limitent la minéralisation des eaux et les concentrations en nutriments, conduisant à des lacs typiquement oligotrophes et sensibles aux processus d'acidification (Catalán et al. 2002; Battarbee et al. 2002). Ainsi, Catalán (2002) classe ces lacs de haute montagne parmi les écosystèmes les plus similaires à l'échelle globale. Le programme Européen EMERGE (Catalán et al. 2009), conduit sur 350 lacs de haute altitude et latitude dans 12 districts européens, a effectivement confirmé que le climat et les conditions chimiques régionaux étaient les principaux éléments structurant la variabilité de fonctionnement des lacs de haute altitude en Europe (Catalán et al. 2009). La topographie est un modulateur majeur du climat régional (Thompson et al. 2009) tandis que la nature des sols peut varier d'un massif à l'autre sous l'influence de la géologie et du climat local (Hartman et al. 2007; Guzman et al. 2019).

Ainsi, puisque ces principaux facteurs structurants sont relativement homogènes à l'échelle du district, les résultats du programme EMERGE soulignent que les caractéristiques physico-chimiques et biologiques des lacs de montagne sont essentiellement dépendantes de leur district d'appartenance, tandis que les fonctionnements lacustres sont relativement homogènes au sein d'un même district. Catalán et al (2009) en tire le concept écologique de « Lake district », selon lequel la signature du district d'appartenance d'un lac d'altitude dirige non seulement les conditions environnementales locales (photopériode, climat régional et chimie des eaux) mais aussi les dynamiques méta-populationnelles des espèces qui peuplent ces lacs.

La motivation initiale de ce travail doctoral est d'évaluer les effets de l'utilisation des lacs de montagne à des fins de production hydroélectrique sur leur fonctionnement thermique et

Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

biogéochimique. Dans cet objectif, nous avons tout d'abord opté pour une approche relativement typique de la limnologie, basée sur l'observation phénoménologique et la comparaison de systèmes (i.e. Perga et al. 2015) fondée sur les mêmes préceptes que le concept de « lake District » de Catalán et al (2009). L'hypothèse à la base de cette approche est donc que pour des lacs proches géographiquement et appartenant au même district, les conditions environnementales devraient être suffisamment similaires pour engendrer des fonctionnements naturels comparables entre lacs. Ainsi, au sein d'un même district, les différences majeures de dynamique thermique et écologique de lacs ordonnés selon un gradient d'usage hydroélectrique seraient essentiellement attribuables à leur exploitation plutôt qu'à leurs caractéristiques naturelles.

Les lacs du plateau des Sept-Laux constituent un district restreint, comprenant 6 lacs exploités à des fins de pompage turbinage, et un lac maintenu en conditions naturelles (Figure 23). Les lacs de Cos et Corne ont été sélectionnés parmi les lacs exploités, l'un étant le réceptacle de l'eau de l'autre (par pompage, permettant le transvasement de bassin versant pour alimenter in fine l'usine hydroélectrique à l'aval nord du plateau), tandis que le lac Blanc constituerait la référence naturelle. Un suivi environnemental a été mis en place sur ces trois lacs au cours des années 2016-2017 (voir chapitre 1). Nous présentons ici les observations issues de ce suivi avec les trois perspectives suivantes :

1. Ces trois lacs sont-ils exposés à des conditions environnementales similaires ?
2. Les fonctionnements thermiques et biogéochimiques de ces lacs sont-ils comparables ?
3. L'homogénéité naturelle régionale est-elle suffisante pour détecter l'impact de l'usage hydroélectrique sur les lacs exploités ?

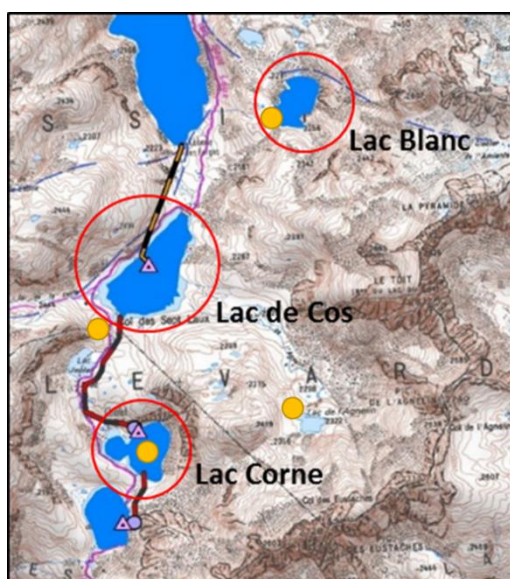


Figure 23: Localisation des lacs d'étude sur le plateau des Sept-Laux. (Système de pompage en trait rouge-noir, conduite forcée en trait jaune-noir et stations météorologiques en rond jaune)

## 3.2 Conditions météorologiques

### 3.2.1 Conditions régionales

L'emplacement de la station météorologique du lac de Cos, située au niveau du col du plateau des Sept-Laux, lui confère une position représentative des conditions météorologiques moyenne du plateau des Sept-Laux. C'est donc cette station qui possède le suivi le plus exhaustif des paramètres météorologiques (Tableau 5) et nous permet ainsi de caractériser le climat et la variabilité météorologie annuelle du site pendant le suivi scientifique mis en place.

Le climat de la région est globalement influencé par l'environnement alpin, avec des forçages météorologiques enregistrés typiques d'un milieu alpin de haute altitude se caractérisant par une saisonnalité marquée (Thompson et al. 2009). Pour l'année Juillet 2016 – Juin 2017, la température moyenne de l'air est égale à 4,0°C avec des températures moyennes mensuelles négatives en janvier et février et des températures moyennes mensuelles supérieures à 10°C (10,4-11,0°C) entre juin et août. La période estival (Juin-Octobre) 2017 a été plus chaude de 0,6°C, avec notamment un mois de Juin plus chaud de 3,7°C (2016: 6,7°C; 2017: 10,4°C) et un mois de Novembre plus froid de 3,8°C (2016: 8,6°C; 2017: 4,8°C). L'hiver 2016-2017 a également été plus chaud de 0,7°C par rapport à celui de 2015-2016, avec une moyenne mensuelle supérieur à 0°C dès Mars. La différence nycthémérale de température de l'air est comprise, en moyenne mensuelle, entre 4,1 et 5,7°C, avec des maximums journaliers à 11°C en hiver et 9°C sur la phase estivale (Figure 24a). L'année 2017 a également été moins nuageuse que 2016, avec un rayonnement solaire moyen supérieur de 11% (Figure 24a).

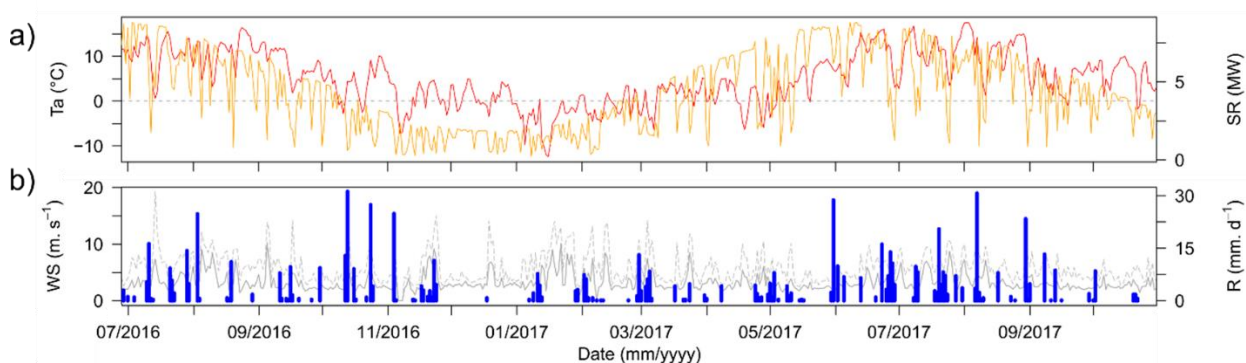


Figure 24: Séries temporelles de l'intensité journalière (ligne grise) et maximum (pointillé gris) du vent (a), de la précipitation journalière (bleu, a), de la température de l'air (rouge, b) et du rayonnement solaire journalier intégré (jaune, b). Données issues de la station de Cos.

La vitesse des vents moyens, pour 2016 comme pour 2017, est de 3,3 m.s<sup>-1</sup> pour le lac de Cos (maximum de 19,3 m. s<sup>-1</sup>, Figure 24b), avec essentiellement des vents NE et un écart-type inter-mensuel de 0,6 m. s<sup>-1</sup> et un écart-type moyen journalier de 1,33 m. s<sup>-1</sup>. La chaîne du Rocher Blanc (Est,

Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

2928m) et celle du Pic de la Belle Etoile (Ouest, 2708m) canalisent les vents le long de l'axe N-S du plateau (Figure 25).

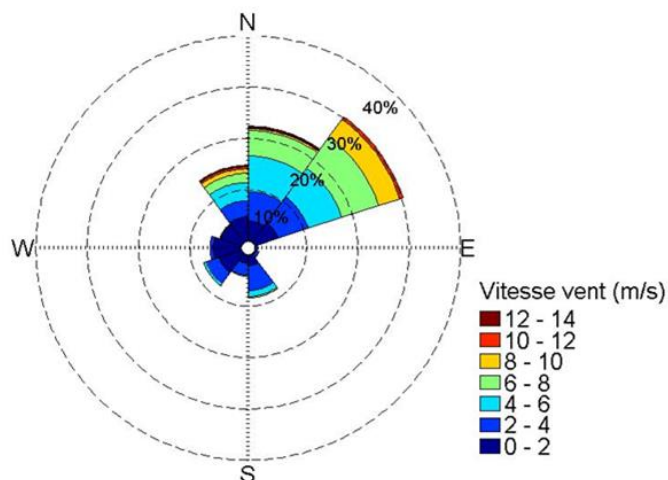


Figure 25: Direction et intensité du vent (Données horaires, station météorologique de Cos, 2016-2017)

Les précipitations abondantes (environ  $1800 \text{ mm.an}^{-1}$  – Station du Rivier d'Allemont) et la persistance d'un manteau neigeux environ  $8 \text{ mois.an}^{-1}$  (de mi-novembre à début juin, Figure 26) font du plateau des Sept-Laux un site soumis à un régime hydrologique de type nival de montagne ( $\sim 75\%$  des précipitations sous forme de neige). Les précipitations occurred majoritairement lors d'évènements d'orages (Figure 24b), pouvant être eux même caractérisés par une chute rapide de la température moyenne de l'air quotidienne ( $6 \text{ }^\circ\text{C}$  en moins de 3 jours, de fortes précipitations quotidiennes (supérieure à  $10 \text{ mm.j}^{-1}$ ) ou une vitesse moyenne du vent journalière élevée (supérieure à  $3 \text{ m.s}^{-1}$ ). En moyenne, les précipitations mensuelles pendant la période estivale sont de  $60 \text{ mm.mois}^{-1}$  (avec un écart type mensuel de  $30 \text{ mm.mois}^{-1}$ ). La période d'enneigement, définie par une épaisseur de neige mesurée par le nivomètre à rayonnement cosmique (EDF, station de l'Agnelin) supérieure à 20cm, est similaire pour les hivers 2015-2016 et 2016-2017 ( $\sim 214\text{j}$ ). La mise en place des conditions hivernales est cependant plus tardive d'environ 2 semaines pour l'hiver 2015-2016 (20/11/2015). Le maximum d'enneigement est atteint sensiblement à la même date (07/03) pour les années 2016 et 2017 avec un cumul respectif de 3.14m et 2.56m. Pendant le printemps, la fonte progressive du manteau neigeux s'accroît sous l'influence de réchauffement de la température de l'air, entraînant également une humidification de la qualité de neige (Figure 26).

Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

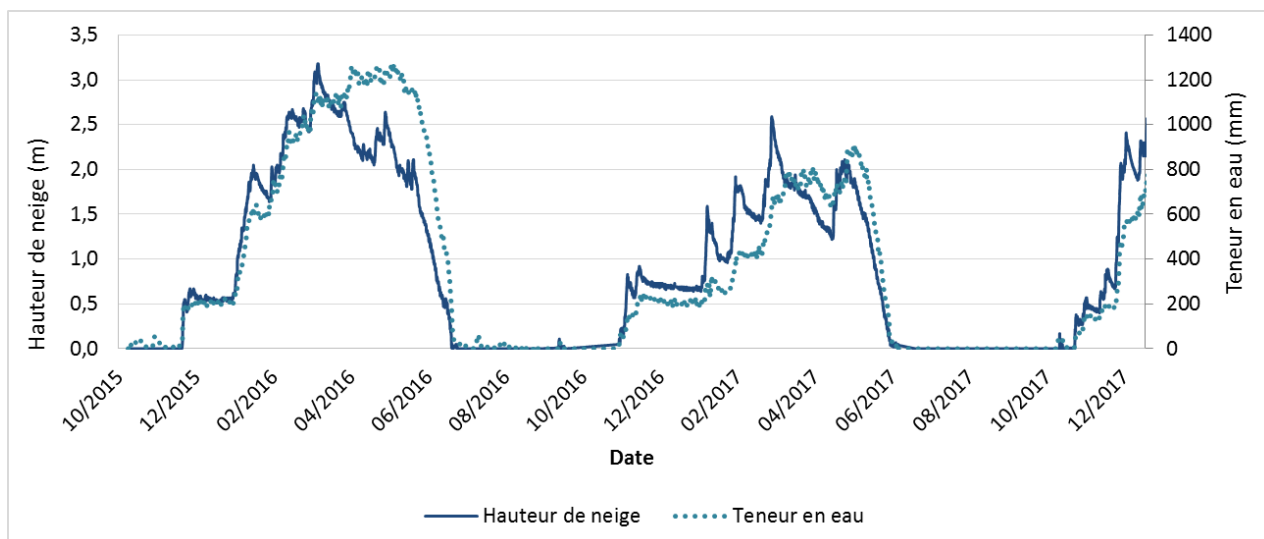


Figure 26: Dynamique du manteau neigeux (Station d'Agnelin-Aigleton, EDF)

### 3.2.2 Variabilité locale

Les températures atmosphériques entre les lacs de Cos et Corne sont significativement corrélées ( $R^2=0,65$ ), attestant d'une première influence de la température régionale sur les conditions locales. Toutefois, en dépit de leur proximité géographique (moins de 5 km pour 100 m de dénivelé), les températures moyennes atmosphériques mesurées sur le site de Corne (moyenne=7,8 ° C, gamme=-8,2 à 24,8 ° C) sont 4°C supérieures à celles du lacs Cos (moyenne=3,7 ° C, gamme= -14,4 à 19,9 ° C). Ces différences d'exposition entre les lacs de Cos et Corne se manifestent aussi à l'échelle journalière, avec une variabilité journalière plus marquée pour le lac Corne. (Figure 27).

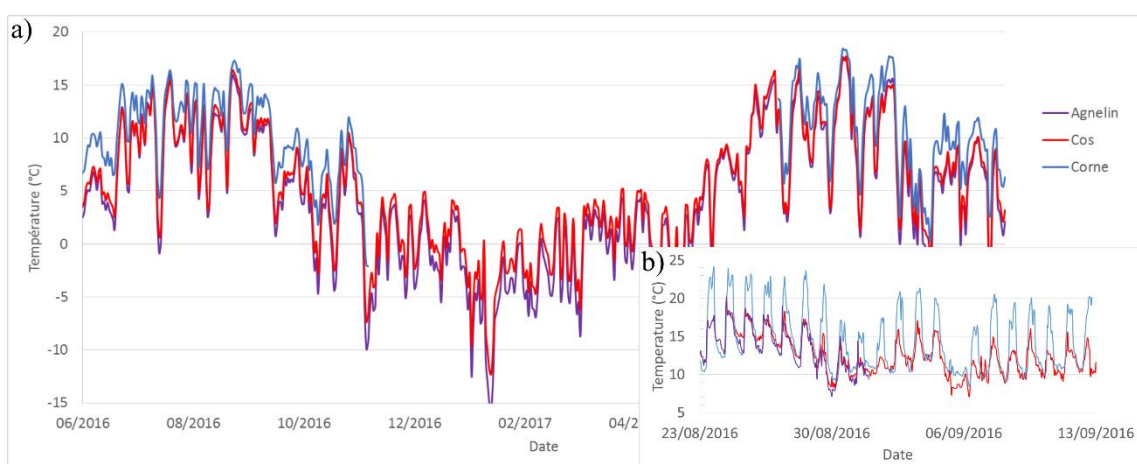


Figure 27: Série temporelle de la température moyenne journalière (a) et variabilité journalière (b) de la température de l'air pour les stations météorologiques in-situ. Suite à la dégradation de la station du lac Blanc par les conditions hivernales, la station située à Agnelin a été utilisée comme substitut.

La pente de régression entre les températures atmosphériques de Cos et de Corne se trouve être dépendante des vitesses de vents. Pour des vents de faible intensité ( $<2 \text{ m.s}^{-1}$ ), les températures de



Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

l'air ( $T_a$ ) au niveau des lacs de Cos et Corne sont relativement similaires, avec une pente de régression proche de 1. Par contre, la pente de régression augmente avec le champ de vitesse du vent, et pour des vitesses de vent comprises en 2 et 10  $m.s^{-1}$ , la température à Corne est en moyenne 30% supérieure à celle de Cos (Figure 28). Peu de données sont disponibles pour la gamme de vent la plus importantes ( $>10 m.s^{-1}$ ,  $R^2=0$ ), mais il est probable que pour une intensité de vent suffisante, l'ensemble de la masse d'air du plateau des Sept-Laux est mobilisé, homogénéisant les températures de l'air sur le plateau, et contribuant à une nouvelle diminution de la pente de régression de la température de l'air Cos-Corne observée, tendant vers 1.

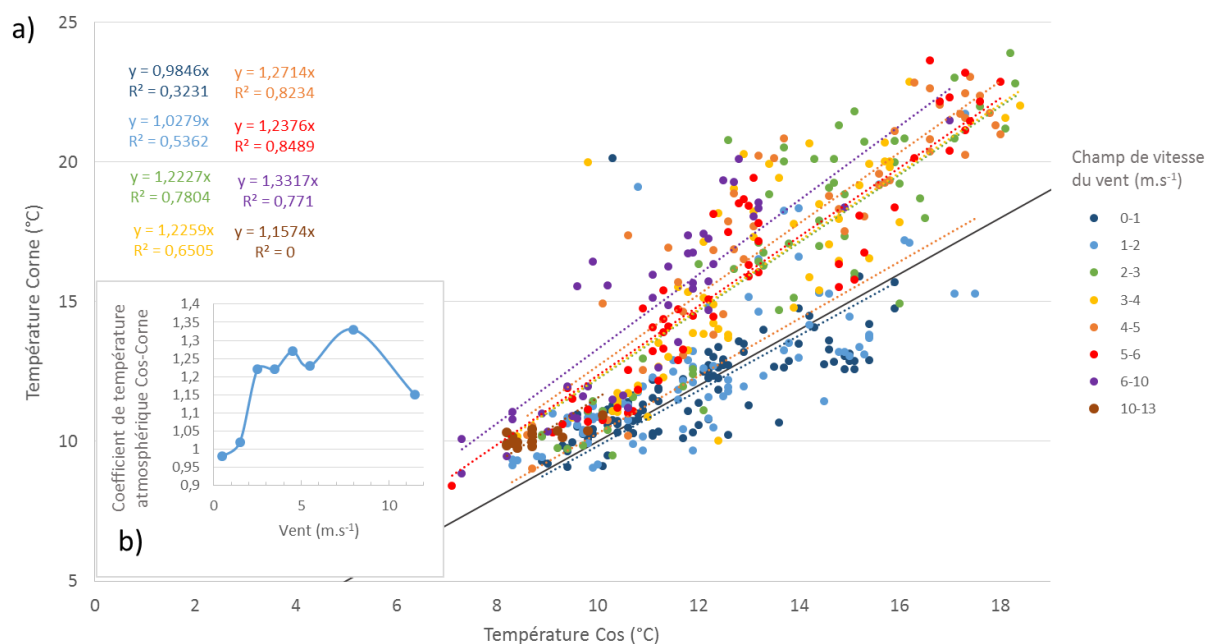


Figure 28: Corrélation de la température de l'air entre Cos et Corne en fonction du champ de vitesse de Cos (a). Coefficients de corrélation de température atmosphérique Cos-Corne (b) avec la droite continue 1 :1 en gris

Le lac de Corne est protégé du champ de vitesse du vent principal par un surplomb de 150m de hauteur, sur son côté Nord, avec une pente moyenne de 73%. Il en résulte localement un champ de vitesse de vent plus faible que Cos, avec une vitesse moyenne de 1,22  $m.s^{-1}$  (maximum de 9,6  $m.s^{-1}$ ). La corrélation des vitesses horaires de vent entre les stations météorologiques de Cos et Corne est maximale pour des événements NE et minimale pour des événements SW, avec un coefficient de corrélation moyen est de 0,29.

Tableau 8: Corrélation directionnelle du vent Cos-Corne

DIRECTION	DIRECTION (°)	COEFFICIENT DE CORRELATION COS-CORNE
N	0	0,237
NNE	22,5	0,272
NE	45	0,320
ENE	67,5	0,408
E	90	0,138
ESE	112,5	0,068
SE	135	0,356
SSE	157,5	0,192

La topographie environnante des lacs alpins ne joue pas seulement un rôle sur les champs de vitesse du vent et la température atmosphérique près du sol, mais aussi sur l'ensoleillement en bloquant la lumière incidente du soleil à certains moments du jour. La position solaire apparente depuis les lacs au cours de l'année solaire (équinoxes et solstices) est ainsi représentée en comparaison aux lignes d'horizons apparentes pour chacun des lacs étudiés (Figure 29). Les lignes d'horizons permettent également de figurer la position encaissée de Corne avec une ligne d'horizon possédant une moyenne d'angle zénithal importante ( $18.5 \pm 8.7^\circ$ ) comparativement aux lac Blanc ( $15.5 \pm 8.5^\circ$ ) et Cos ( $12.4 \pm 7.8^\circ$ ).

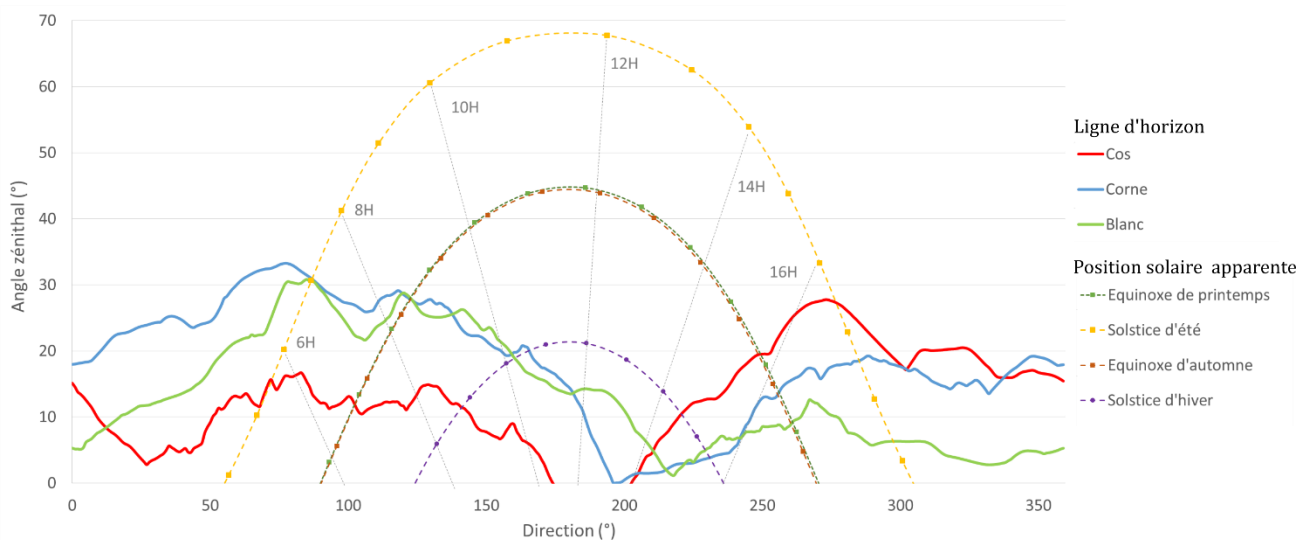


Figure 29: Topographie locale, angle zénithal du soleil au cours de l'année et heure journalière. (Direction 0°=Nord)

Cette différence topographique locale s'exprime par une durée d'ensoleillement journalier réelle variable entre les lacs au cours d'une année solaire, et participe, en sus de la nébulosité, au bilan énergétique de chaque lac (Tableau 9). Par exemple, on observe au solstice d'été que le soleil apparaît pour le lac de Cos vers 5h30, tandis qu'il n'apparaît pour les lacs de Corne et Blanc qu'à partir de 7h.

Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

Pour cette même journée solaire, le rayonnement direct journalier se termine vers 16h30 pour le lac de Cos, 17h20 pour le lac de Corne et 18h40 pour le lac Blanc. L'intégration déca-minute du rayonnement solaire permet alors de comparer le flux solaire théorique cumulé sur la journée pour un ciel clair au rayonnement théoriquement disponible en l'absence de relief environnant. Au solstice d'été, le lac Blanc est celui qui connaît le moins d'effet d'ombre dû au relief (~96.4% du flux journalier perçu), suivi du lac de Corne (~89.6%) et Cos (~87.0%). Ces différences évoluent cependant au cours de l'année solaire, ainsi à l'équinoxe d'automne les lacs de Blanc et Corne connaissent tous deux un même pourcentage du flux journalier théorique (~89.0%), tandis qu'il est de ~85,6% pour le lac Cos.

Tableau 9: Durée d'ensoleillement et énergie solaire journalière par lac (DET= Durée d'Ensoleillement Théorique; Gtot= Rayonnement total pour un ciel clair)

	DET (h)	DE Cos (h)	DE Corne (h)	DE Blanc (h)	Gtot théorique (MJ.m <sup>-2</sup> .j <sup>-1</sup> )	Gtot Cos (MJ.m <sup>-2</sup> .j <sup>-1</sup> )	Gtot Corne (MJ.m <sup>-2</sup> .j <sup>-1</sup> )	Gtot Blanc (MJ.m <sup>-2</sup> .j <sup>-1</sup> )
<b>Solstice d'été</b>	15,5	11	10,3	11,8	348,2	321,5	313,6	324,4
<b>Equinoxe d'Automne</b>	12	9	7,8	8,3	208,8	194,2	181,4	185,2
<b>Solstice d'Hiver</b>	8,7	5,8	4,8	5	73,8	65,7	52	55,5
<b>Equinoxe de Printemps</b>	12	9	8	8,3	217,2	203,1	191,5	192,2

### 3.3 Comportement physique des trois lacs

L'enregistrement continu des températures dans les 3 lacs (Figure 30abc), y compris pendant l'hiver, permet de décrire finement leur dynamique thermique, notamment au cours des saisons charnières (prise en glace, dégel et fonte). Le lac de Corne est celui qui atteint les températures de surface les plus élevées en été (>15°C), tandis que dans le lac Blanc, les températures estivales de surface restent près de 5°C inférieures, avec 10°C. De même, la reprise de stratification estivale après dégel est plus rapide pour le lac Corne que pour Cos et Blanc, avec des valeurs de stabilité des masses d'eau plus élevées dès le début de saison (Figure 30). Si la reprise est plus tardive pour le lac de Cos, ses masses d'eau se stabilisent plus rapidement, pour atteindre un maximum fin août (Figure 30e), comme pour les deux autres lacs de l'étude. En raison de son volume et de sa profondeur plus importante, le lac de Cos possède une valeur de Schmidt globalement supérieure à celle des autres lacs, tout comme sa teneur en énergie interne, expliquant une période de prise en glace plus courte que pour les lacs de Corne et Blanc. La mise en place d'une thermocline profonde (fin juillet à début août pour 2016 et 2017, à ~9 m pour Cos et ~11m pour Corne) et des valeurs de stabilité > 200 J.m<sup>-2</sup> dans les lacs Cos et Corne conduisent à une stratification estivale stable, définissant ainsi un régime

Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

dimictique pour ces deux réservoirs. Au contraire, la thermocline estivale est transitoire dans le cas du lac Blanc et la stabilité des masses d'eau est 10 fois inférieure à celles des deux réservoirs adjacents. Ainsi la structuration thermique verticale du lac Blanc est instable en été, avec une thermocline mal définie avant août pour l'été 2016, et deux épisodes de brassage pour l'été 2017, conduisant à lui attribuer un régime polymictique. La période de stratification (stable ou transitoire) estivale n'excède pas 3 mois et le refroidissement s'opère, pour les deux étés de suivi, dès la fin du mois d'août. L'érosion de la stabilité conduit à un enfoncement de la thermocline jusqu'à un brassage profond automnal (de durée légèrement inférieur à 1 mois dans le cas du lac blanc, 1.5 mois pour Cos). Le lac de Cos ne semble pas présenter de modifications significatives de sa structure thermique moyenne, pendant la période libre de glace entre les étés 2016 et 2017, tant au niveau de son énergie interne ( $IE \sim 505 \text{ MJ}$ ) que de sa stabilité thermique ( $S \sim 182 \text{ J.m}^{-2}$ ). On observe cependant un enfoncement moyen de la thermocline plus important pour l'année 2017 ( $Z_t = 7,9 \text{ m}$  en 2016 et  $9,4 \text{ m}$  en 2017). En revanche, les lacs Corne ( $IE = 466-518 \text{ MJ}$ ,  $Z_t = 7,4-10 \text{ m}$  et  $S = 157-162 \text{ J.m}^{-2}$ ) et Blanc ( $IE = 127-140 \text{ MJ}$ ,  $Z_t = 2,3-2,8 \text{ m}$  et  $S = 4-6 \text{ J.m}^{-2}$ ) présentent des modifications sensibles de leurs dynamiques thermiques entre les deux années. Le suivi, même s'il est (2 ans), met toutefois en évidence les différentes sensibilités de ces trois lacs voisins aux variations interannuelles de conditions météorologiques (Tableau 10).

Tableau 10: Moyenne et maximum () des indicateurs de structure thermique ( $IE$  : Energie interne,  $Z_t$  : Profondeur de la thermocline,  $S$  : Stabilité de Schmidt) des lacs d'étude pour la période estivale (Juillet à Septembre 2016-2017)

	IE (MJ)			Zt (m)			S (J.M-2)		
	Blanc	Corne	Cos	Blanc	Corne	Cos	Blanc	Corne	Cos
2016	127 (173)	466 (581)	506 (614)	2,3 (6,8)	7,4 (10,9)	7,9 (13,9)	4 (14)	157 (255)	182 (331)
2017	140 (186)	518 (608)	505 (611)	2,8 (10,4)	10,5 (10,9)	9,4 (13,9)	6 (14)	162 (260)	183 (347)

Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

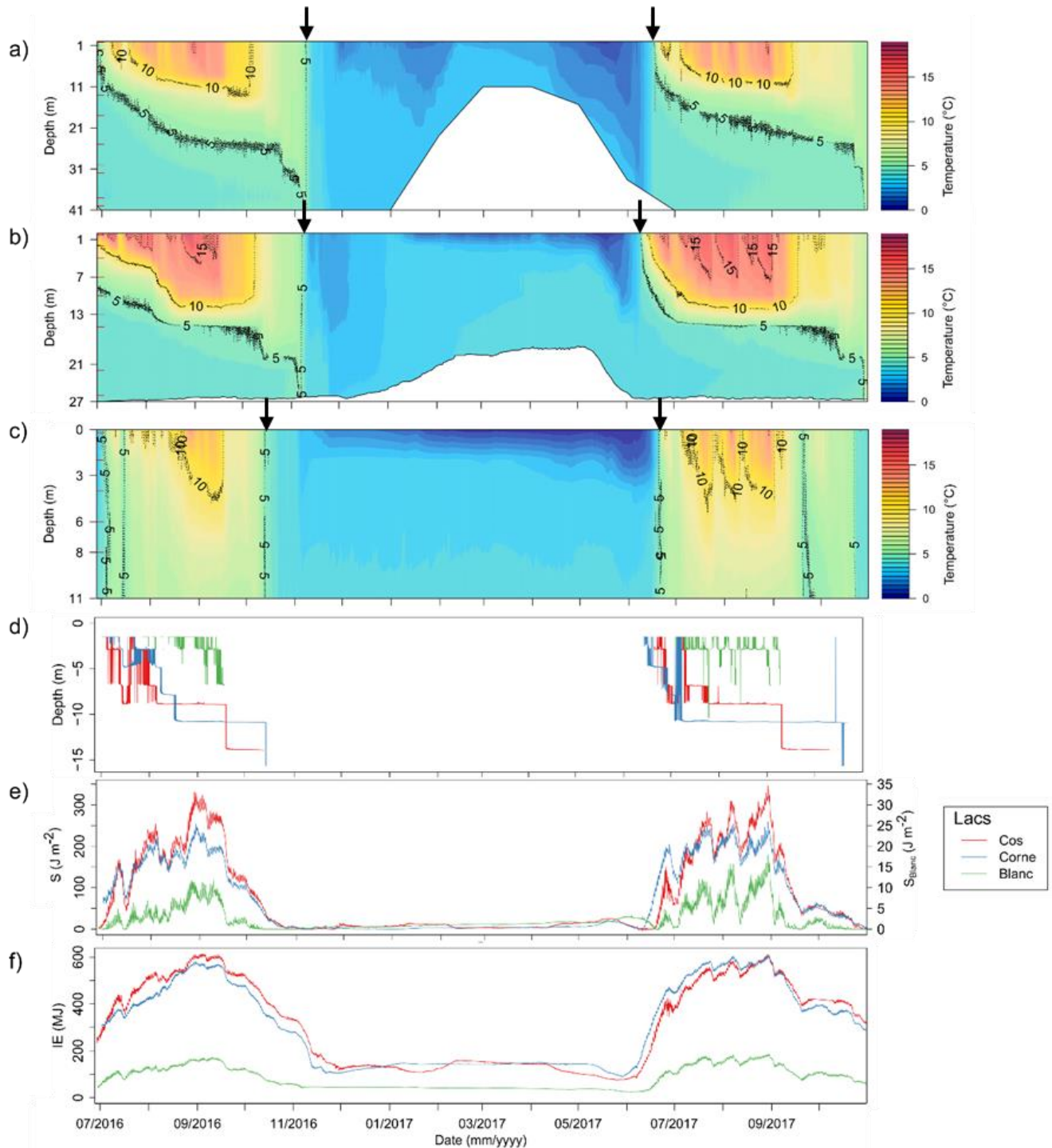


Figure 30: Thermie des trois lacs (2016-2017). Profil thermique du lac de Cos (a), Corne (b) et Blanc (c) et périodes de brassage (flèches noires). Profondeurs des thermistors indiqués par un trait rouge sur l'axe vertical de gauche. Dynamique de la thermocline (d), de la stabilité de Schmidt (e) et de l'énergie interne (f) pour les lacs de Cos (rouge), Corne (bleu) et Blanc (vert).

La période de stratification s'achève lorsque la stabilité de Schmidt  $< 1 J.m^{-2}$  (le 01/10/2016 pour Blanc, 04/11/2016 pour Cos et 05/11/2016 pour Corne). Il s'ensuit une homogénéisation des températures sur la colonne d'eau lorsque la température de surface égale celle du fond (le 08/10/2016 pour Blanc, 06/11/2016 pour Cos et Corne, Figure 30). Cette phase de brassage automnale

Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

prend fin lors de la prise en glace. Ce changement physique de la surface, concordant à la mise en place d'une stratification inverse, peut être définie thermiquement par une stabilité de Schmidt  $>1 \text{ J.m}^{-2}$ , pour les lacs assez profonds tels que Cos et Corne, à laquelle s'ajoute une différence de température moyenne journalière entre le fond et la surface  $>0.5^\circ\text{C}$  (Blanc le 03/11/2016, Corne le 11/11/2016 et Cos le 15/11/2016). La durée effective de mélange de la colonne d'eau est ainsi variable entre les lacs (26 jours pour Blanc, 9 jours pour Cos et 5 jours pour Corne). La période englacée pour l'hiver 2016-2017 s'étend de  $\sim 7$  (Cos) à  $\sim 8$  mois (Blanc), avec une stratification thermique inverse plus marquée pour le lac non exploité (Blanc). La phase hivernale correspond à la période d'exploitation maximale des réservoirs, conduisant à des modifications drastiques de la hauteur d'eau sous glace ( $\sim 9\text{m}$  pour Corne et  $\sim 30\text{m}$  pour Cos). Le pompage des masses d'eau des réservoirs impliquerait des modifications nettes du gradient thermique vertical par rapport à un comportement naturel. La dynamique thermique des réservoirs est notamment marquée par des phases de températures de fond plus froides  $\sim 3^\circ\text{C}$  (durant  $\sim 1$  mois pour Corne et toute la phase de prise en glace pour Cos) que pour un lac naturel ( $\sim 4^\circ\text{C}$ ) et des phases de mélange de la colonne d'eau (24/11/2016 pour Cos et 26/12/2016 pour Corne). La phase de débâcle est marquée par une homogénéisation thermique de la colonne d'eau (Corne le 08/06/2017, Cos le 11/06/2017 et Blanc le 21/06/2017). La transition entre la stratification inverse sous glace et la mise en place de la stratification estivale en 2017 est ainsi de même durée que la période de brassage automnale pour les lacs de Cos (9 jours) et Corne (5 jours), et jusqu'à environ 17 jours dans le cas du lac Blanc, définissant ainsi la durée du brassage printanier.

### 3.4 Comparaison biochimique des trois lacs d'étude

#### 3.4.1 Chimie des hydrosystèmes

Les paramètres chimiques des affluents des lacs sont sensiblement proches pour chaque bassin versant (

Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

Tableau 11), avec des concentrations en nutriments (N et P) et carbone organique proches des limites de détection. Les eaux sont légèrement acides, claires et à faible conductivité. La composition chimique des eaux des tributaires est donc cohérente avec les sols peu développés qui couvrent le bassin versant, et l'absence d'activité humaine significative. Les concentrations relevées lors du suivi d'un évènement d'orage ne sont pas intégré dans ces valeurs.

Tableau 11: Caractéristiques chimiques des affluents des trois lacs (2016). ( $\pm$ ) : Variabilité annuelle

	<b>Blanc</b>	<b>Corne</b>	<b>Cos</b>
<i>COT</i>	0,11	0,73	0,27
( <i>mgC.L<sup>-1</sup></i> )	( $\pm 0,04$ )	( $\pm 0,27$ )	( $\pm 0,11$ )
<i>COD</i>	0,21	0,75	0,30
( <i>mgC.L<sup>-1</sup></i> )	( $\pm 0,10$ )	( $\pm 0,24$ )	( $\pm 0,07$ )
<i>N tot</i>	0,224	0,086	0,177
( <i>mgN.L<sup>-1</sup></i> )	( $\pm 0,122$ )	( $\pm 0,038$ )	( $\pm 0,052$ )
<i>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></i>	0,009	0,004	0,006
( <i>mgN.L<sup>-1</sup></i> )	( $\pm 0,015$ )	( $\pm 0,003$ )	( $\pm 0,004$ )
<i>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></i>	0,200	0,066	0,127
( <i>mgN.L<sup>-1</sup></i> )	( $\pm 0,085$ )	( $\pm 0,028$ )	( $\pm 0,043$ )
<i>P tot</i>	0,0030	0,0048	0,0050
( <i>mgP.L<sup>-1</sup></i> )	( $\pm 0,0007$ )	( $\pm 0,0021$ )	( $\pm 0,0023$ )
<i>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></i>	0,0020	0,0029	0,0020
( <i>mgP.L<sup>-1</sup></i> )	( $\pm 0$ )	( $\pm 0,0021$ )	( $\pm 0$ )
<i>MEST</i>	0,76	0,50	0,33
( <i>mg.L<sup>-1</sup></i> )	( $\pm 0,35$ )	( $\pm 0,07$ )	( $\pm 0,23$ )
<i>pH</i>	6,75	6,73	6,88
(-)	( $\pm 0,15$ )	( $\pm 0,17$ )	( $\pm 0,26$ )
<i>Conductivité</i>	12,6	10,63	13,67
( <i><math>\mu S.cm^{-1}</math></i> )	( $\pm 3,44$ )	( $\pm 3,34$ )	( $\pm 6,12$ )

Les lacs de Cos et Blanc sont caractéristiques de milieux pauvres en éléments nutritifs (Tableau 12). En revanche, le lac Corne présente une transparence moyenne relativement basse, une concentration plus importante en phosphore et en chlorophylle *a* comparativement à d'autres lacs d'altitude (pers.com, réseau Lacs Sentinelles), ce qui le caractérise comme un lac oligo-mesotrophe (OECD 1982). Le lac Corne se différencie également chimiquement des deux autres par sa teneur plus élevée en COD.



Tableau 12: Caractéristiques biogéochimiques des lacs de Blanc, Corne et Cos

Lacs	Blanc	Corne	Cos	
Max Chla ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	6,79	14,66	3,6	
TOC_EUP ( $\text{mgC L}^{-1}$ )	0,24 ( $\pm 0,12$ )	0,78 ( $\pm 0,31$ )	0,35 ( $\pm 0,07$ )	Chla : Chlorophylle a
TOC_BEN ( $\text{mgC L}^{-1}$ )	0,35 ( $\pm 0,13$ )	0,59 ( $\pm 0,3$ )	0,32 ( $\pm 0,08$ )	EUP : Zone euphotique
TN_EUP ( $\text{mgN L}^{-1}$ )	0,218 ( $\pm 0,033$ )	0,139 ( $\pm 0,052$ )	0,154 ( $\pm 0,036$ )	BEN : Zone benthique
TN_BEN ( $\text{mgN L}^{-1}$ )	0,205 ( $\pm 0,042$ )	0,183 ( $\pm 0,042$ )	0,157 ( $\pm 0,035$ )	TOC : Carbone Organique Total
TP_EUP ( $\text{mgP L}^{-1}$ )	0,007 ( $\pm 0,002$ )	0,0078 ( $\pm 0,0028$ )	0,007 ( $\pm 0,0042$ )	TON : Azote Organique Total
TP_BEN ( $\text{mgP L}^{-1}$ )	0,0118 ( $\pm 0,0022$ )	0,0214 ( $\pm 0,0378$ )	0,0087 ( $\pm 0,0093$ )	TOP : Phosphore Organique Total
MEST_EUP ( $\text{mg L}^{-1}$ )	1,21 ( $\pm 0,74$ )	1,34 ( $\pm 0,16$ )	1,85 ( $\pm 1,28$ )	MEST : Matières en Suspension Total
MEST_BEN ( $\text{mg L}^{-1}$ )	1,34 ( $\pm 0,33$ )	2,19 ( $\pm 2,05$ )	0,94 ( $\pm 0,3$ )	( $\pm$ ) : Variabilité annuelle
pH_EUP	7,46 ( $\pm 0,54$ )	7,2 ( $\pm 0,29$ )	6,95 ( $\pm 0,2$ )	
pH_BEN	8,23 ( $\pm 0,94$ )	6,74 ( $\pm 0,15$ )	6,83 ( $\pm 0,33$ )	

### 3.4.2 Profils physico-chimiques verticaux

Sur l'ensemble de la période d'eaux libres de 2016, le lac de Corne est celui qui a la plus faible transparence des eaux, mesurée par la profondeur de Secchi entre 7 et 3m. Pour le lac Blanc et le lac de Cos, la transparence s'échelonne entre 4 et 10m. La transparence des eaux est élevée dans les trois lacs (entre 7 et 10m) en début d'été (juin-juillet 2016), mais réduite de moitié en fin d'été (août et septembre) et automne (cf partie 3.3, avec  $Z_{\text{euph}} = 2.5 \times Z_{\text{secchi}}$ ).

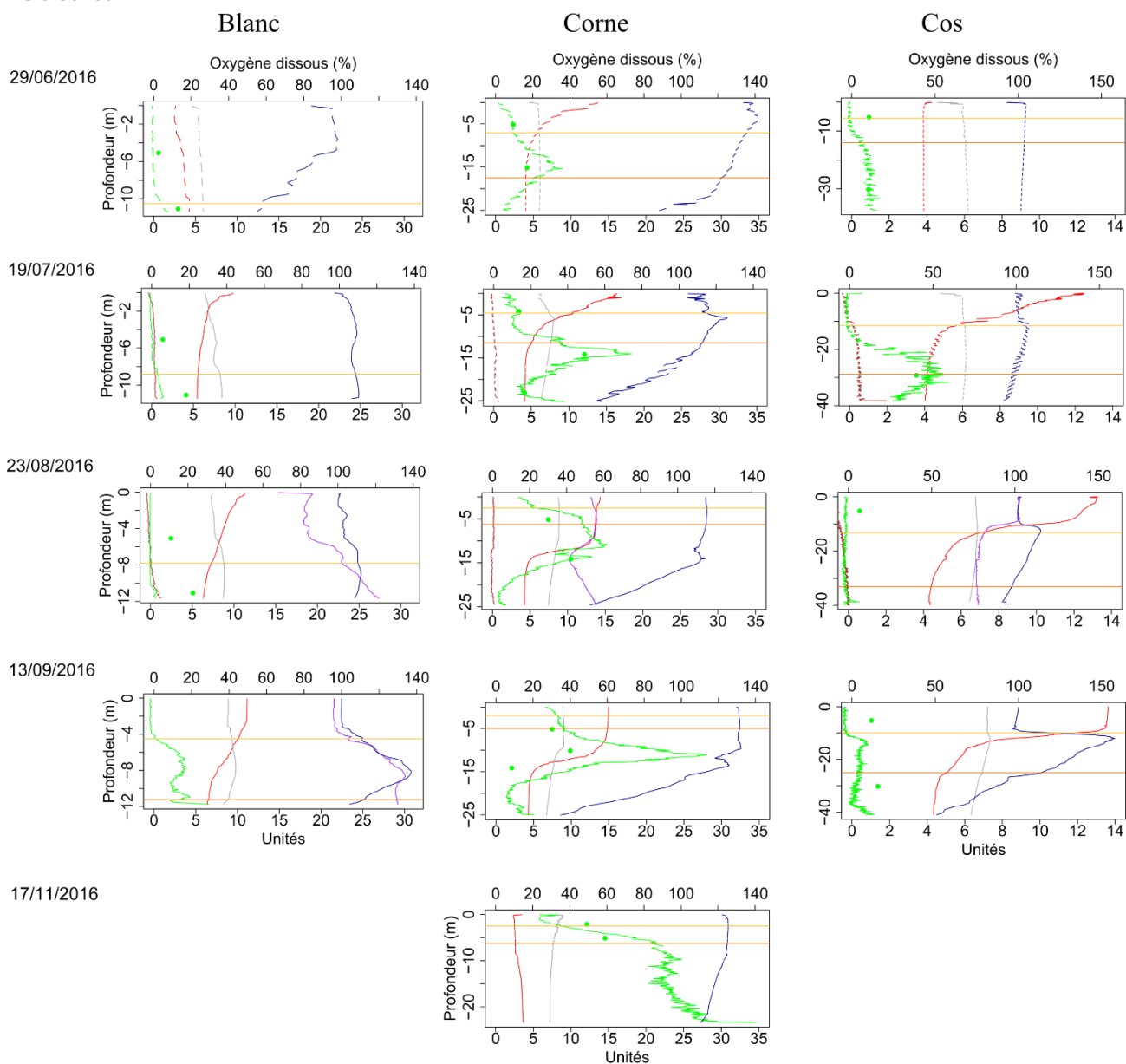
La transparence élevée des eaux, combinées à la relativement faible profondeur du lac Blanc, conduisent à une extension de la zone euphotique sur l'ensemble de la colonne d'eau pour toute la période de mesure. Dans le cas du lac de Cos, la zone euphotique couvre jusque 50% de la profondeur de la colonne d'eau, avec une zone euphotique toujours supérieure à l'épaisseur de la couche brassée (epilimnion). Pour ces deux lacs, la pénétration de la lumière en deçà de la thermocline justifie des maxima de chlorophylle a et de concentrations en oxygène dissous (proche de 140-150%) dans l'hypolimnion (Giling et al. 2017b). Au contraire, dans le cas du lac de Corne, la transparence moindre des eaux génère une zone euphotique de profondeur inférieure à celle de la thermocline à partir du mois d'août. Les plus fortes concentrations en oxygène (140%) sont en surface, dans l'épilimnion et ne correspondent pas aux profondeurs des pics de chlorophylle (plutôt métalimnétique). Ainsi, dans le lac

Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

de Corne, la production primaire est plus certainement épilimnétique en fin d'été et les maxima de chlorophylle à la thermocline pourraient essentiellement correspondre à des accumulations de biomasse créée plus en surface aux niveaux des zones de changement de densité (métalimnion)

Les biomasses algales sont plus élevées pour le lac de Corne ( $\sim 14 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) comparativement à des concentrations en Chla  $< 5 \mu\text{g.L}^{-1}$  pour les deux autres lacs. Les zones benthiques des lacs de Corne et Blanc montrent des signes de déplétion en oxygène dissous (DO) en sortie de phase hivernale. Le lac de Corne voit cette déplétion s'intensifier progressivement au cours de l'année ( $\text{DO}_{\text{benthique}} \sim 80-30\%$ ) tandis que Blanc s'oxygène rapidement sur l'ensemble de sa colonne. Le lac de Cos connaît également une consommation benthique de son oxygène dissous avec des concentrations atteignant 50% de saturation en fin de phase estivale.

Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district



Legende

- Température (°C)
- pH
- Turbidité (FNU)
- Conductivité (uScm<sup>-1</sup>)
- Chlorophylle a (ugL<sup>-1</sup>)
- Oxygène dissous (%)
- Secchi (m)
- Zone euphotique (m)

Figure 31: Profils physico chimiques verticaux, réalisé à la sonde YSI-Exo 2016 pour 2019 (température, pH, turbidité, conductivité, concentrations en chlorophylle a, abscisse inférieure, et oxygène dissous, abscisse supérieure). Les profondeurs de Secchi et de la zone euphotique sont figurées par des lignes verticales. La concentration en chlorophylle mesurée au laboratoire à partir d'échantillons discrets est indiquée par les points verts.

### 3.4.3 Dynamique planctonique et production primaire

Les profils sur la colonne d'eau (Figure 31), combinés aux mesures de production primaire par incubation, permettent d'affiner la compréhension de la contribution spatio-temporelle du compartiment planctonique au métabolisme lacustre (Figure 32).

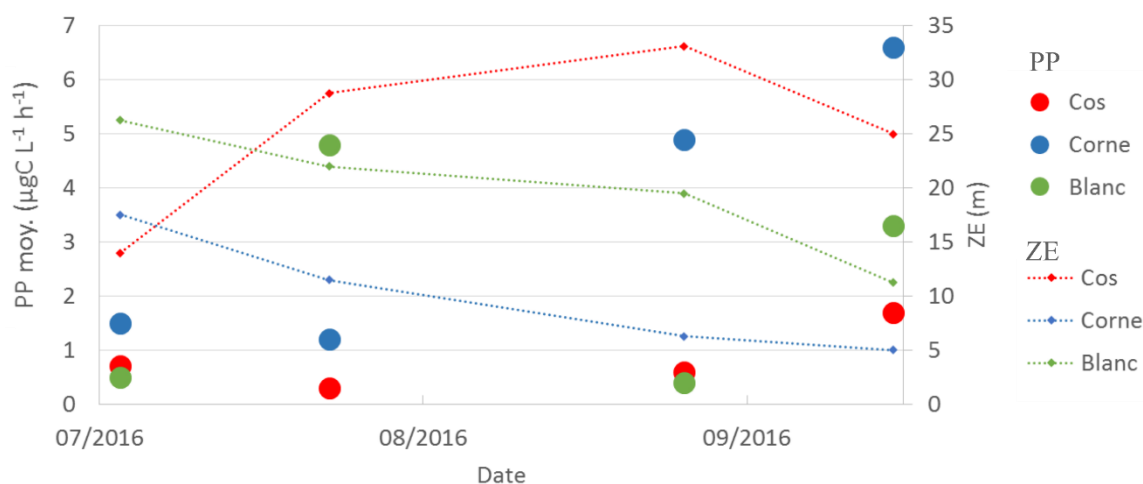


Figure 32: Production primaire moyenne (PP, figuré rond) de la zone euphotique (ZE, trait en pointillé) in-situ des lacs Cos (rouge), Corne (bleu) et Blanc (vert) pour l'année 2016

La transparence du lac Blanc permet à la zone euphotique de demeurer sur l'ensemble de la colonne d'eau tout au long de l'année (>12m). Le lac Blanc connaît une production primaire moyenne relativement importante suite à la période de purge hivernale à  $\sim 4.8 \mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$  sur l'ensemble de la colonne fin Juillet. La période de stratification et de température maximum favorise un nouveau pic de production moyen de  $\sim 3.3 \mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$ , avec cependant une production un peu plus importante au contact de la zone benthique ( $\sim 4.2 \mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$ ). Le lac Cos connaît une faible production primaire moyenne ( $< 2 \mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$ ) malgré une forte transparence du système (15-35m). Cette production primaire est localisée en profondeur ( $\sim 15\text{m}$ ) en début de saison avant d'être plus homogène sur la colonne. Un développement semble se retrouver favorisé en surface en période de stratification maximale avec un maximum de production mesuré de  $\sim 2.6 \mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$ , à 5m de profondeur mi-septembre. Enfin, le lac de Corne présente les taux de production primaire les plus importants avec une production plutôt favorisée en profondeur en sortie de période hivernale, suivi d'une rapide remontée dans la colonne accompagnant la réduction de la transparence du système (la ZE passant progressivement de 17 à 5m de profondeur). L'effet cumulé de la stratification importante, de la réduction de la zone euphotique à l'épilimnion, plus riche, semble ainsi favoriser la mise en place d'une production primaire  $> 5 \mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$  (in août et mi-septembre).

Le lac Blanc présente les biomasses intégrées sur la colonne d'eau les plus faibles des trois lacs étudiés, avec un pic relatif de biomasse de fin d'été ( $\sim 5\text{mgC m}^{-3}$ ), tandis que Cos connaît son maximum

Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

de biomasse ( $\sim 16 \text{ mgC m}^{-3}$ ) en sortie de phase de purge hivernale (mi-juillet). En revanche Corne présente une biomasse bien plus importante avec une teneur  $\sim 10$  fois supérieure aux autres, et ce dès le début de saison (Figure 33). La dynamique de la biomasse intégrée évolue, en concordance avec la production primaire moyenne, avec un pic estimé à  $\sim 180 \text{ mgC m}^{-3}$  pour fin août.

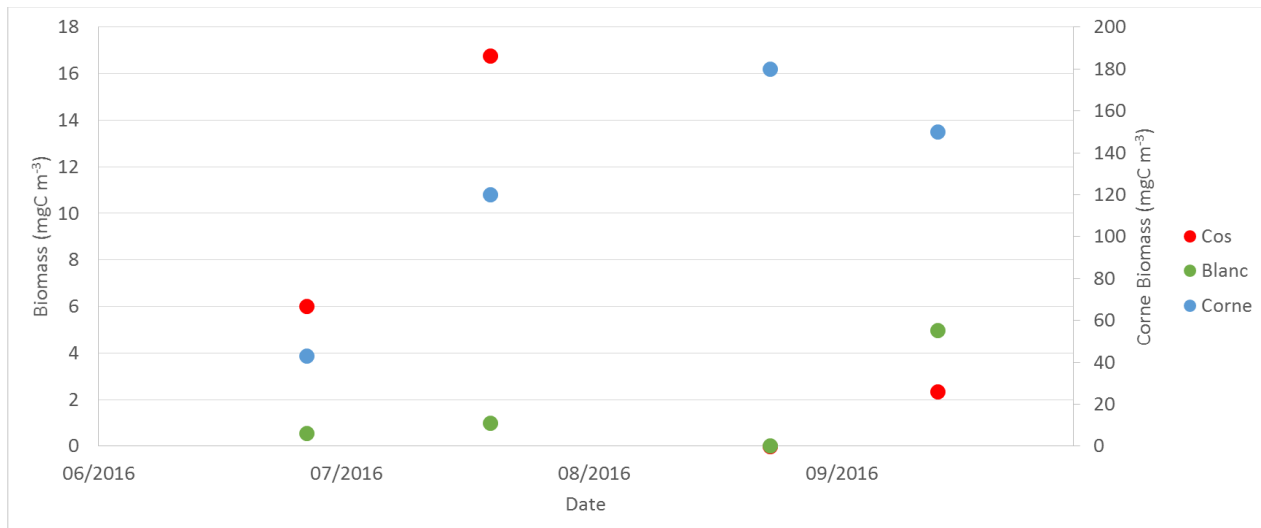


Figure 33: Biomasse estimée pour les lacs de Cos, Blanc (points rouges et verts, axe principal) et Corne (points bleu, axe secondaire) pour l'année 2016

Les assemblages et transitions phytoplanctoniques sont aussi largement différentes entre les trois lacs pour la période d'observation (Figure 34). Les assemblages phytoplanctoniques du lac Blanc sont largement dominés par les cyanobactéries (*pseudoanabaena limnetica* sp) pour les trois dates de prélèvements, tandis que la classe indéterminée correspond à des formes flagellées. Les assemblages sont plus diversifiés dans les lacs de Cos et Corne. Les abondances phytoplanctoniques les plus importantes sont observées en début d'été, avec une dominance claire des chrysophycées (*Dinobryon* et *heterotokontophycea* indéterminés). Les assemblages se diversifient à partir du mois d'août avec une transition vers les chlorophycées (Cos essentiellement avec l'espèce *Raphidocelis danubiana*) et les bacillariophycées essentiellement de type diatomées coloniales (*Tabellaria* et *Fragillaria*).

Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

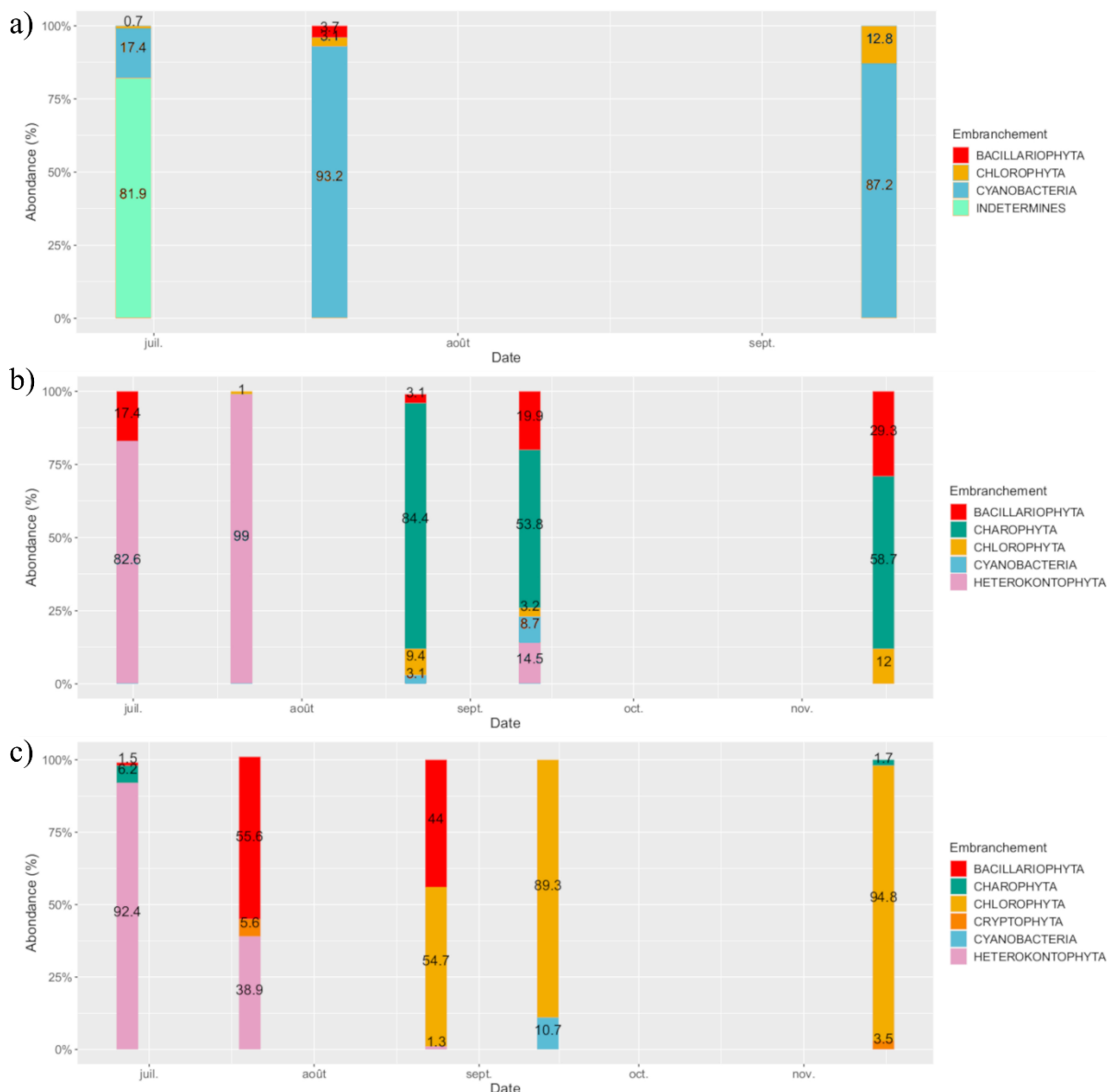


Figure 34: Dynamique en abondance de biovolume phytoplanctonique des lacs Blanc (a), Corne (b) et Cos (c)

Les rotifères constituent entre 50 et 100% de la communauté zooplanctonique, et leur densité varie au cours du temps en fonction de l'abondance phytoplanctonique (Figure 35). Dans le lac Blanc, ils représentent la quasi-totalité du zooplancton à toutes les dates d'échantillonnage avec des abondances spectaculaires de 27 000 ind. m<sup>3</sup> fin août (*Polyarthra sp.*). L'assemblage est plus diversifiée aux lacs de Cos et Corne dans lesquels les copépodes (*Nauplii calanoides* et *Acanthodiptomus denticornis*) dominent parfois les abondances zooplanctoniques (début d'été pour Cos, fin sept pour Corne).

## Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

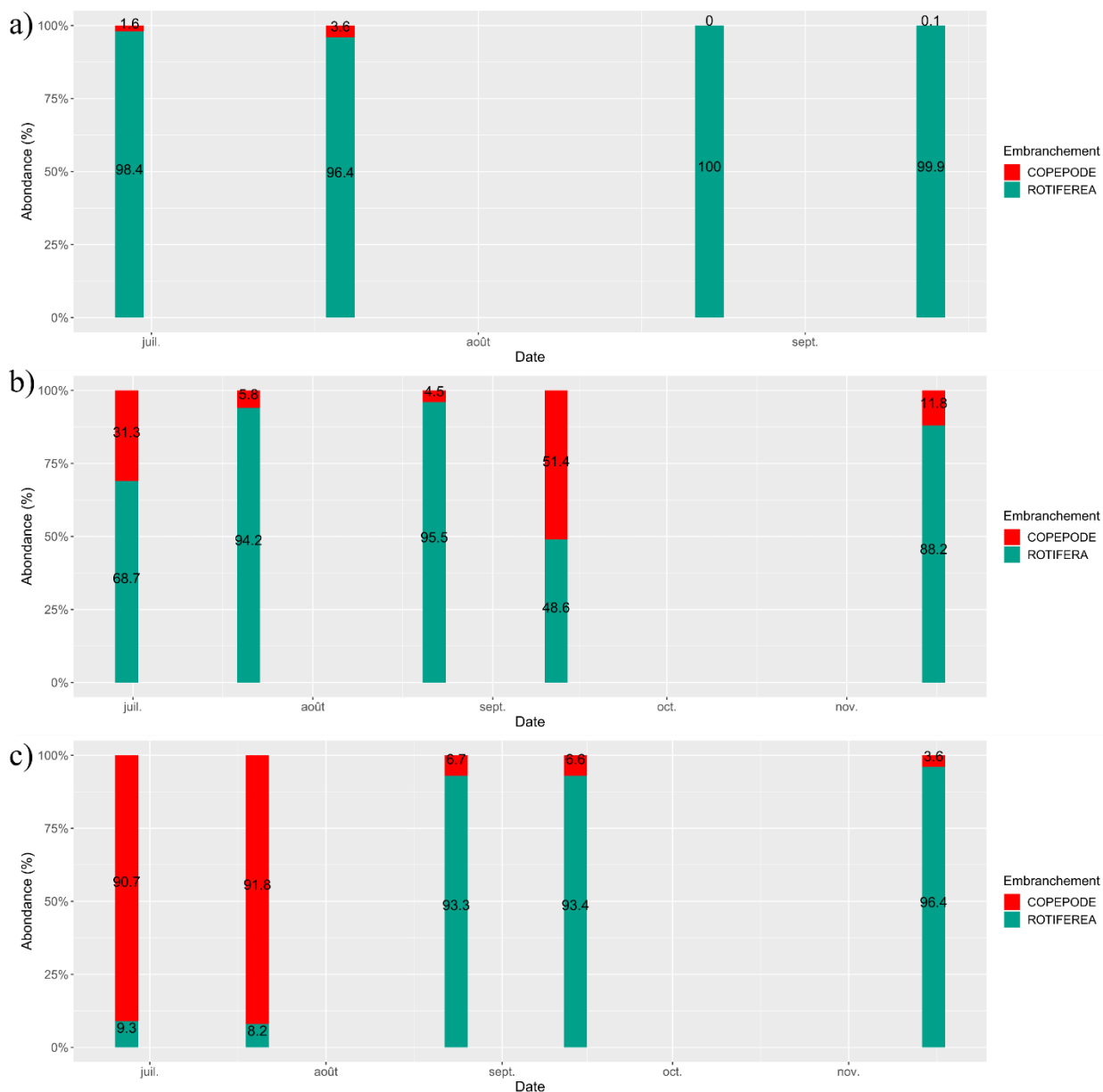


Figure 35: Dynamique en abondance de biovolume zooplanctonique des lacs Blanc (a), Corne (b) et Cos (c)

### 3.5 Discussion

La motivation primaire de ce travail doctoral est de quantifier et d'évaluer l'impact de l'utilisation hydroélectrique sur les lacs de haute altitude. Dans cet objectif, le choix des sites d'étude a été fondé sur une vision inductive de la démarche, c'est-à-dire la comparaison du fonctionnement de lacs proches géographiquement, qui se distingueraient essentiellement selon un gradient d'usage hydroélectrique (non exploité, système receveur, système émetteur). Le postulat initial est donc que la proximité géographique permettrait une certaine homogénéité des contraintes environnementales naturelles (lake district concept, Catalán et al. 2009) tandis que les différences de comportements thermiques et de qualité d'eau seraient essentiellement attribuables à l'usage anthropique. S'il s'agit

Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

effectivement d'une démarche qui a pu être efficace dans le cas de lacs de plaine (Kratz and Frost 2000; Carpenter et al. 2007; Perga et al. 2015), cependant l'analyse des données de la première année d'observation contredit largement la potentielle efficacité d'une telle stratégie dans un contexte de montagne.

### 3.5.1 Variabilité météorologique à petite échelle

Les trois lacs d'étude sont situés à moins de 5 km les uns des autres, pour un gradient d'altitude assez modeste (100 m), dans un contexte climatique régional de type Dfc (Peel et al. 2007). Pourtant, les conditions météorologiques locales montrent des variations thermiques de l'ordre de 5°C entre Cos et Corne, ainsi que des différences nettes dans les vitesses moyennes et la direction des vents. Si le contexte orographique propre à chacun de ces lacs modifie l'ensoleillement reçu sur chacun des sites, ce paramètre ne semble pas être le facteur majeur des différences locales météorologiques. En effet, le site de Corne, bien que le moins ensoleillé, est celui qui montre les températures atmosphériques les plus élevées. Les différences de températures entre Cos et Corne sont exacerbées en conditions des vents moyens, suggérant un rôle important du vent dans l'homogénéisation des masses d'air, notamment pour le site de Cos qui est le plus ouvert. Ainsi, les températures atmosphériques seraient relativement plus basses au lac de Cos, tant à l'échelle journalières que saisonnières, puisque le vent plus important conduirait à une perte plus importante de la chaleur accumulée localement. En quantifiant les aires de vie thermique en domaine montagneux, Scherrer and Körner (2010) ont par la même occasion souligné cette forte variabilité spatio-temporelle de la température de l'air, inhérent à la topographie prononcée. De même, ces caractéristiques morphologiques conduisent à une forte variabilité spatiale du régime des vents locaux et des contraintes associées à la surface (Valerio et al. 2017). Les vallées de montagne sont généralement à l'abri des systèmes synoptiques de plaines, leur écoulement est ainsi principalement déterminé par le chauffage et le refroidissement différentiels de terrains accidentés et est donc très sensible aux détails de la topographie locale (Whiteman 2000).

Les données recueillies ne permettent pas d'évaluer les différences des régimes de précipitations mais permettent tout de même de souligner la contrainte topographique de l'expression des conditions météorologiques locales pour chaque lac. Pourtant, des variabilités spatiales importantes sont également soulignées pour le paramètre d'accumulation de neige (Helfricht et al. 2012). Or cette dernière affecte considérablement le cours saisonnier du stock d'eau contenu dans le manteau neigeux et la génération de ruissellement dans les bassins versants de haute montagne. Le rôle de cette variabilité météorologique à micro-échelle est généralement sous-estimé dans les initiatives de comparaisons de dynamique des lacs de montagne, une station météorologique régionale étant



Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

considérée comme référence pour l'ensemble du district (Catalán et al. 2009; Peter and Sommaruga 2016a).

### 3.5.2 Dynamique spatialisée du bassin versant

Les variations des conditions climatiques à l'échelle du paysage, en particulier la disponibilité en humidité, entraînent une part importante de la variabilité des processus biogéochimiques dans les paysages de haute altitude, dans des zones pourtant adjacentes du paysage alpin et même au sein d'un régime d'humidité donné (Bowman et al. 2003). Le développement des sols dans les régions alpines est dicté par un ensemble complexe de processus de transport, associés à une médiation biotique des flux biogéochimiques, entraînant effectivement des variations substantielles à de petites échelles spatiales dans le paysage (Seastedt et al. 2004).

La définition de la nature des sols est donc primordiale dans la compréhension des dynamiques de flux élémentaires du bassin versant vers son hydrosystème. Dans ce sens, des analyses multivariées ont systématiquement identifié le pourcentage de zones humides dans le bassin versant comme un facteur prédictif de la variation du COD du lac associé (Gergel et al. 1999; Catalán et al. 2009). Les zones humides exportent beaucoup plus de COD, par unité de surface, que les écosystèmes de montagne (Aitkenhead and McDowell 2000), et pourrait être des contributeurs nets d'autant plus importants dans un contexte alpin de sols pauvres et de végétations à production réduite. La dynamique de flux de COD est ainsi fonction du type de couverture, ainsi que des précipitations annuelles totales (Canham et al. 2004). Par ailleurs, la concentration en COD serait un des facteurs majeurs de la variabilité de fonctionnement des lacs d'altitude (Camarero et al. 2009).

Ainsi, la richesse relative du système lacustre de Corne en COD, et potentiellement en phosphore, peut s'expliquer par la présence de tourbe sur la rive ouest du lac de la Corne, provenant d'une zone humide partiellement ennoyé lors de la rehausse du lac de Corne, et dont l'action de marnage répété dans le temps a potentiellement mis à contribution dans l'alimentation de la zone benthique, ainsi que par la présence d'autres zones humides sur l'ensemble de son bassin versant (plan d'eau amont de Jeplan, lac aval pompé de Sagne).

### 3.5.3 Réponse physique

Les principaux facteurs affectant la dynamique de la température de l'eau des lacs comprennent l'irradiance solaire absorbée et les échanges thermiques avec l'atmosphère, contrôlés par la température de l'air, le rayonnement solaire, la transparence de la colonne d'eau, l'humidité, la couverture de glace et le vent (Chacornac 1986; Catalan and Camarero 1991; Heiskanen et al. 2015b).

La définition des conditions météorologiques est donc primordiale pour la compréhension physique d'un lac. La nature du bassin versant détermine les flux entrants de carbone organique dissous et nutriments avec des conséquences potentielles sur la transparence des eaux et l'absorption lumineuse (Camarero et al. 2009). Ainsi, les variations locales de météorologie et de bassin versant observées au niveaux des sites des sept Laux génèrent des différences de comportements thermiques des lacs, qui sont toutefois médiées par le filtre supplémentaire que constitue leur géomorphologie (Schmid et al. 2014).

Ces facteurs morphométriques tels que la surface, l'orientation et la profondeur varient suffisamment entre les trois lacs d'étude pour moduler leur sensibilité lac-bassin versant aux évolutions temporelles météorologiques, tant d'un point de vue saisonnier et qu'infra-saisonnier (Stets et al. 2009b; Staehr et al. 2012; Jennings et al. 2012; Read et al. 2012). En dépit de leur proximité et de leurs origines communes, les trois lacs ne suivent pas même régime thermique : les lacs Cos et Corne sont dimictiques tandis que le lac Blanc est polymictique. Ces différences sont imputables autant aux variations météorologiques locales qu'à leur morphologie propre (Catalán et al. 2009). Ainsi, le lac Blanc, dont le bassin versant est particulièrement restreint et minéral, a une transparence toujours supérieure à 7m mais une profondeur relativement faible. La pénétration de l'énergie lumineuse jusqu'au fond du lac ne permet pas la mise en place d'une stratification estivale suffisamment forte pour résister aux événements orageux (vents ou pluie). En dépit de températures atmosphériques plus faibles, la plus grande longueur de Cos favorise l'efficacité du transfert d'énergie cinétique par le vent qui, en relation avec à la transparence de ces eaux, induit une profondeur de thermocline rapidement plus importante que pour le lac de Corne, pour des températures de surface toutefois nettement plus faibles. Le plus grand volume de Cos lui confère ainsi une stabilité thermique importante comparativement aux deux autres systèmes, se retrouvant dans l'évolution interannuelle des indicateurs de structure thermique (Tableau 10). Là où les lacs de Corne et Blanc voient leurs dynamiques thermiques modifiées par la variabilité météorologique, le lac de Cos apparaît moins sensible. Par exemple, l'enneigement de l'hiver 2017 a été moins important que l'hiver précédent (Figure 26). Il en résulte une purge hydraulique printanière moins durable et un début de stratification rapidement plus intense en 2017 qu'en 2016. Cependant, la moyenne des indicateurs de stratification thermique des lacs Blanc et Corne est contrebalancée par un mois de Septembre plus froid et pluvieux en 2017, favorisant une fin de forte stratification plus précoce. Ces deux périodes, correspondant à la mise en place de la stratification et la fin de stratification apparaissent comme les plus sensibles aux perturbations météorologiques. Néanmoins, la dynamique générale demeurant identique entre les deux années souligne l'importance des caractéristiques morphologiques et topographiques dans la

Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

réponse des systèmes lacustres aux conditions environnementales (période de prise en glace, flux solaire, météorologie locale).

#### 3.5.4 Dynamique bio-chimique résultante

Températures, concentrations en nutriments et lumière sont les trois facteurs principaux de contrôle de la diversité et de la dynamique algal (Reynolds 2006). L'ensemble de ces paramètres de contrôle de la dynamique planctonique sont, *in fine*, eux même modérés par les dynamiques de bassin versant, résultant en une définition de la richesse fonctionnelle des communautés de phytoplancton en fonction des caractéristiques du bassin versant (Jacquemin et al. 2019). Ces différences sont également observées entre les trois lacs, où les différences de régime thermique, de transparence et de concentrations en nutriments génèrent des différences nettes des dynamiques spatio-temporelles des assemblages phytoplanctoniques.

Dans les colonnes d'eau stratifiées, le gradient de lumière (décroissant du sommet à la base de la colonne d'eau) est à l'opposé du gradient de concentrations en nutriments. Dans le cas où la zone euphotique dépasse la couche de mélange, typiquement dans les lacs clairs oligotrophes, le métalimnion présente une zone optimum pour les communautés phytoplanctoniques de biodisponibilité des nutriments et de lumière, favorisant ainsi un Deep Chlorophyll maximum (DCM, i.e. un maximum de biomasse algale sous la thermocline), comme observé dans le cas des trois lacs. Leach et al. (2018) ont ainsi montré que l'atténuation de la lumière était un facteur de prédiction plus important de la profondeur du DCM que la stratification thermique, alors que l'épaisseur du DCM était mieux prédite par la taille du lac, le lac de Cos ayant une DCM plus épaisse. Cette corrélation avec la profondeur maximale et la morphologie du lac semble exprimer un lien entre la productivité et la disponibilité des flux de sédiments. Fee (1979) et Carpenter (1983) soulignent tout deux ce rapport de contrôle de morphométrie de la surface de sédiment sur la zone de production pendant la saison sans glace en exprimant la relation linéaire entre le taux de production primaire par unité de volume d'épilimnion et le rapport entre la surface de sédiment d'épilimnion et le volume d'épilimnion. D'autres hypothèses présentent la DCM comme une réponse comportementale visant à éviter le rôle inhibiteur des UV, plus important en altitude pour des milieux aquatiques à forte profondeur euphotique, sur la production primaire. Ces effets délétères ont été mis en évidence en particulier sur les taux de croissance et la composition spécifique des communautés (Halac et al. 1997; Carrillo et al. 2002). Cependant, certaines études ont mis en évidence la réponse adaptative du phytoplancton dans de telles combinaisons relativement variables de conditions de nutriments et de régimes de lumière (Cabrera et al. 1997; Felip and Catalan 2000; Sommaruga 2001; Buchaca et al. 2005), tendant à contrebalancer l'importance de ce facteur. Dans le lac de Corne, moins transparent, les conditions

nécessaires à un DCM ne sont plus présentes dès le milieu de l'été, et la production primaire est plus en surface.

Les trois lacs étant particulièrement limités en nutriments, et notamment en phosphore, leurs communautés phytoplanctoniques sont essentiellement dominées par des espèces de petite taille, avec des ratio surface : volume élevés leur conférant une meilleure efficacité de capture des nutriments (i.e., *pseudoanabaena limnetica*, Callieri et al. 2006), ainsi que par des espèces flagellés mixotrophes (*Dinobryon*, Reynolds 2006). Si toutefois certaines études précédentes ont pu montrer une dynamique saisonnière assez claire dans d'autres lacs d'altitude, avec un pic de développement à la fonte, suivi d'un minimum estival de production et une reprise automnale (Catalán et al. 2002; Winder et al. 2003; Tiberti et al. 2013) ces transitions ne sont ni aussi marquées ni communes entre les trois lacs de cette étude. Dans le lac Blanc, la communauté phytoplanctonique est très largement dominée par *Pseudianaebana limnetica* tout au long de la période de suivi, avec des biomasses qui augmentent tout au long de l'été. Ce lac sans stratification pérenne ne montre pas de structuration verticale marquée des éléments chimiques, limitant ainsi la diversité des niches pour le phytoplancton (Hutchinson 1961), et seule la température de l'eau semble contrôler la production. Dans ces lacs polymictique d'altitude tels que le lac Blanc, les rotifères constituent le plus souvent la grande majorité des espèces zooplanctoniques (Larson et al. 2009) avec une large dominance d'une poignée d'espèces particulièrement adaptées à survivre dans des températures froides, et des conditions nutritionnelles à la fois limitée en quantité et qualité nutritionnelle (Virro et al. 2009).

Dans les lacs Cos et Corne, la succession taxonomique est plus comparable avec des populations abondances de flagellés mixotrophes (chrysophytes) en sortie de fonte. Les flagellés, parce qu'ils sont capables de survivre sous la glace, forment un inoculum capable de croissance rapide dès la débâcle (Reynolds 2006). La mise en place de la stratification de la colonne permet le développement d'espèces coloniales et de plus grande taille, résistantes à la sédimentation et au broutage par le zooplancton (diatomées de type *fragillaria* et chlorophycées) dont les biomasses restent toutefois fortement contrôlées par les faibles concentrations en nutriments (Tiberti et al. 2013). De même, la communauté zooplanctonique est plus diversifiée.

### 3.5.5 Variabilité naturelle versus exploitation hydroélectrique

A l'issue de ce suivi, les trois lacs d'étude montrent des différences marquées de comportement thermique et conditions trophiques avec des répercussions fortes sur leurs processus écologiques et biogéochimiques, qui semblent essentiellement dictées par les conditions environnementales naturelles locales. Les dynamiques thermiques et écologiques de ces trois lacs présentent toutefois de fortes similitudes avec celles déjà observées sur d'autres lacs d'altitude naturels (Catalán et al. 2002;

Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

Tiberti et al. 2013). En prime abord, l'exploitation hydroélectrique des lacs de Cos et de Corne n'engendrent pas de modifications suffisantes pour écarter ces lacs de la gamme de fonctionnements attendus pour des lacs de haute altitude. Les dates de prise en glace diffèrent de plus de 4 semaines entre le lac naturel et les deux lacs exploités, mais tant l'exposition météorologique que la taille plus restreinte du lac Blanc (naturel) peuvent justifier cette prise en glace plus précoce. Le dégel des lacs exploités se produit aussi 10 jours plus tôt que le lac naturel, un décalage qui peut toutefois résulter autant du pompage important sous glace en fin d'hiver que par l'exposition météorologique locale. De même, la stabilité des masses d'eau est nettement plus faible dans le lac Blanc, mais est cohérente avec sa profondeur plus restreinte (Catalán et al. 2009), permettant la pénétration de la lumière jusqu'à la base de sa colonne d'eau. Les deux lacs exploités en début et fin de chaîne de pompage montrent aussi des différences marquées dans la stabilité de leur masse d'eau mais ces différences peuvent être tout autant le produit de leur géomorphologie, l'exposition climatique locale, de leur teneur variable en COD que du pompage de leurs eaux à des fins hydroélectriques. La teneur en COD est un paramètre majeur du fonctionnement des lacs d'altitude, et la concentration supérieure observée au lac de Corne résulte de la présence d'une zone humide en amont, dont l'export de COD vers le lac pourrait être en partie lié à l'enneigement saisonnier des rives. De même, les variations écologiques entre ces lacs suivent les variations attendues entre pour des lacs de montagne peu à très stratifiés (Camarero et al. 2009) sans que ces différences ne puissent être imputables à l'exploitation hydro-électrique.

### 3.6 Conclusion

Les lacs de haute montagne font partie des écosystèmes présentant les plus grandes similitudes sur toute la planète (Catalán et al. 2006). Cependant, les conditions environnementales et géomorphologiques montrent une variabilité forte, même à micro-échelle, sur un ensemble de facteurs qui déterminent le fonctionnement thermique (irradiance, températures atmosphériques, hydrologie locale, vent, profondeur) et trophique (nutriments, DOC) de ces lacs. En dépit du concept de Lake district prônant une certaine homogénéité régionale dans les fonctionnements des lacs de haute altitude, il semble au contraire que ces systèmes présentent une très forte singularité, même à des échelles géographiques limitées.

Les modes d'exploitation hydro-électriques appliquées au système des Sept-Laux ne génèrent pas d'impacts suffisamment forts pour les faire sortir de la gamme des fonctionnements thermiques et biogéochimiques typiques des lacs de montagne (Catalán et al. 2002, 2009; Tiberti et al. 2013). Si les deux lacs exploités montrent un régime thermique différent du lac naturel, ce régime est cohérent avec leur taille plus importante, paramètre qui a dû par ailleurs les qualifier comme plus rentables pour

Homogénéité ou Singularité des lacs de haute altitude : Etude comparative de trois lacs alpins d'un même district

une mise en exploitation. Reste néanmoins que cette singularité forte de ces lacs de montagne ne permet pas d'utiliser un lac naturel comme « contrôle négatif » d'un fonctionnement sans exploitation : ainsi, une approche comparative ne pourrait, au mieux, que détecter les conséquences drastiques et potentiellement triviales de l'exploitation hydro-électrique. Une réelle évaluation et quantification de l'impact de l'exploitation hydroélectrique sur un lac d'altitude sera donc nécessairement individuelle, mais aussi orientée sur les processus. A ce titre, les approches de modélisation déterministe peuvent permettre de tester la sensibilité des caractéristiques internes du lac à l'ensemble des paramètres de forçage, naturels et anthropiques. Ainsi, en jouant sur un certain nombre de scénarios, il devient possible de hiérarchiser le rôle des processus naturels et anthropiques sur le fonctionnement thermique et écologique de ces systèmes.

L'utilisation hydroélectrique d'un lac alpin module sa sensibilité hydrodynamique et de qualité de l'eau aux forçages météorologiques

## 4 L'utilisation hydroélectrique d'un lac alpin module sa sensibilité hydrodynamique et de qualité de l'eau aux forçages météorologiques

**Article en révision pour Aquatic Science**

### Résumé

Les régions de montagne sont considérées comme des cibles privilégiées pour développer l'énergie hydroélectrique tout en garantissant une disponibilité en eau dans le temps. Cependant, malgré leur importance socio-écologique croissante et leur forte exposition aux changements climatiques, la dynamique de l'écosystème des lacs alpins, dans le contexte de production d'énergie hydroélectrique, reste largement méconnue. Grâce à la manipulation artificielle du temps de résidence hydrologique, les centrales hydroélectriques alpines devraient non seulement modifier les caractéristiques hydrobiogéochimiques des réservoirs, mais également moduler leur degré de sensibilité au forçage météorologique. Ces hypothèses sont traitées au moyen d'observations in situ combinées à un modèle tridimensionnel de l'hydrodynamique et de la qualité de l'eau d'un réservoir de pompage à haute altitude, le lac Corne, pendant la période libre de glace. La réaction du lac aux conditions météorologiques directes ou médiés par le bassin versant (telles que les changements dans les flux de nutriments et la transparence des flux entrants pendant les tempêtes) a été étudiée via une analyse de sensibilité des paramètres de forçage. Lors de la phase libre de glace, l'hydrodynamique des lacs était très sensible aux conditions météorologiques estivales et était plus sensible aux changements réalistes (écart type mensuel moyen) de la nébulosité et de la transparence de l'eau, qu'aux changements réalistes d'un écart type des températures de l'air. La qualité de l'eau du lac était moins sensible aux conditions météorologiques estivales et aux effets ultérieurs sur l'hydrodynamique. Néanmoins, la biomasse du phytoplancton a été influencée par les événements d'orage par la recrudescence sporadique d'éléments nutritifs. Le pompage a contribué à diminuer la sensibilité hydrodynamique du lac aux changements de transparence de l'eau et à limiter la stabilité de la masse

Les centrales hydroélectriques modulent la sensibilité de l'hydrodynamique et de la qualité de l'eau aux forçages météorologiques dans un réservoir d'altitude

d'eau en été. Dans l'ensemble, l'exploitation hydroélectrique modélisée pour le lac Corne n'a eu qu'une incidence marginale sur la qualité de l'eau du lac, l'effet dominant étant l'exportation de substances nutritives et de la biomasse de phytoplancton. Nous avons enfin montré que la qualité de l'eau simulée était très sensible aux conditions d'initialisation du modèle, soulignant que les conditions hivernales tardives peuvent revêtir une importance primordiale pour l'état écologique estival des lacs de montagne.



**Hydropower operations modulate hydrodynamics and water quality sensitivity to meteorological forcings in a high altitude reservoir**

Yann Guénand<sup>1,2</sup>, Marie-Elodie Perga<sup>3</sup>, Vincent Chanudet<sup>4</sup>, Damien Bouffard<sup>5</sup>.

1 French National Institute for Agricultural Research (INRA), CARRTEL, Université Savoie Mont Blanc, 75bis avenue de Corzent, 74200 Thonon les Bains, France

2 SEGULA Technologies, Savoie Technolac, 73375 Le Bourget du Lac, France

3 Faculty of Geoscience and Environment, University of Lausanne, Lausanne, Switzerland.

4 Hydraulic Engineering Center (CIH), Electricité de France (EDF), Savoie Technolac, 73370 Le Bourget-du-Lac, France

5 Surface Waters Research and Management, Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Sciences and Technology, Kastanienbaum, Switzerland

## Abstract

Mountain regions are seen as prime targets for developing hydropower energy while securing water availability. Yet, despite their increasing socio-ecological importance and strong exposure to climatic changes, the ecosystem dynamics of alpine lakes used for hydropower generation remain largely unknown. Through the artificial manipulation of hydrological residence time, hydropower operations on alpine lakes should not only alter their hydro-biogeochemical characteristics, but also modulate their degree of sensitivity to weather forcing. These hypotheses are addressed by means of in-situ observations combined with a three-dimensional model for lake hydrodynamics and water quality on a high altitude pump-storage reservoir, Lake Corne, during the ice-free period. The lake response to direct or catchment-mediated meteorological conditions (e.g. changes in nutrient fluxes and transparency of inflows during storms) was investigated with a sensitivity analysis of the forcing parameters. The lake hydrodynamics during open waters was highly responsive to summer weather conditions, and was more sensitive to realistic (e.g. one standard deviation) changes in cloudiness and water transparency, than to realistic one standard deviation changes in air temperatures. The lake water quality was less responsive to summer weather conditions. Notwithstanding, the phytoplankton biomass was influenced by storms as sporadic nutrient upsurge. Pump-storage decreased the sensitivity of the lake hydrodynamics to changes in water transparency and limited water mass stability during summer. Overall, the modeled hydropower operation, for Lake Corne, only marginally affected the lake water quality in summer, the dominant effect being through exports of nutrients and

Les centrales hydroélectriques modulent la sensibilité de l'hydrodynamique et de la qualité de l'eau aux forçages météorologiques dans un réservoir d'altitude

phytoplankton biomass. We finally showed that the simulated water quality was highly sensitive to the initialization conditions of the model, reinforcing that late winter conditions can be of prime importance for the summer ecological status of mountain lakes.

Keywords: high altitude reservoir, sensitivity analysis, pump storage operation, water quality and hydrodynamic models

## 4.1 Introduction

Hydropower development and management are at the heart of the water-energy-food nexus in the current context of climate change (WCD 2000). As the current cheapest renewable energy source, hydropower is seen as one key lever to successfully operate the society's transition to renewable, low carbon footprint energies (Berga 2016; Gaudard et al. 2018). This is reflected by a major upsurge in hydropower programs over the World, with an average growth rate of hydropower production of nearly 4% per year over the last decade (WEC 2016). As infrastructures for the physical storage of waters are being created or reinforced worldwide, a more balanced multifunction utilization of these reservoirs beyond the sole energy production (i.e. ecosystem resilience support, water supply for irrigation, human consumption and recreational activity, as well as flood management) is considered as a way to secure water availability for human needs (Schaefli et al. 2007; Lehner et al. 2011; Berga 2016) and improve security facing more frequent and intense floods in a context of climate change (IWMI 2009; McCartney and Smakhtin 2010). In both cases, glacier- and snowmelt-fed rivers, i.e. mountain headwaters, are prime targets for the development of dam-building program through the World (IEA 2012; Finer and Jenkins 2012; Grumbine and Pandit 2013).

Part of this ongoing development includes pumped-storage operations, still regarded as the most efficient way to store electric energy (REN21 2017). Pumped-storage involves back and forth movements of water in between two water bodies of different elevations, water being pumped in and stored in the reservoir of the highest elevation at low electricity demand, and out to the downstream reservoir to supply higher energetic demands. Pumped-storage basically alters the water residence time in dammed lakes, and thereby the time during which the lake water is directly exposed to environmental conditions (atmospheric temperature, sun radiation, river flows) (USBR 1993; Spitale et al. 2015; Kobler et al. 2018). Yet, only few studies (USBR 1993) have investigated how the hydropower operations impact the water quality of the reservoir itself for a high altitude system, despite the increasing socio-ecological importance of these ecosystems (IWMI 2009; López-Moreno et al. 2014; Ehsani et al. 2017). Besides, substantial changes in the quality of these headwaters might cascade down to both downstream ecosystems and the services mountain waters provide (drinking water being on the top of the list, see Liniger and Weingartner, 1998).

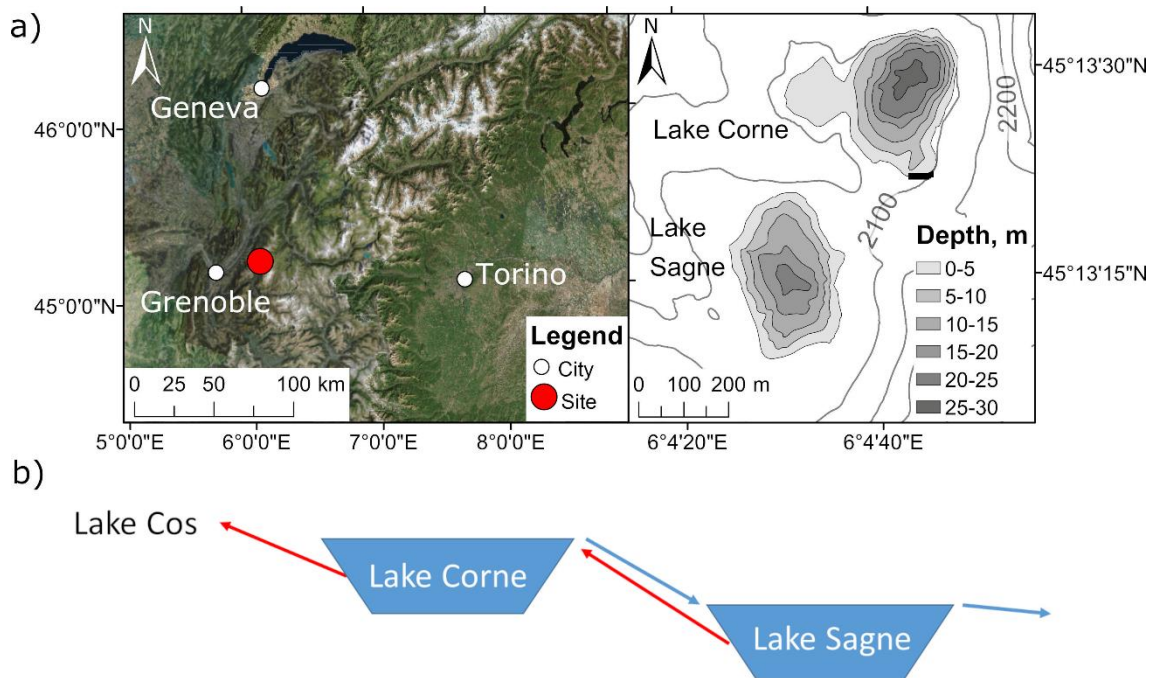
Alpine lakes have long been regarded as pristine and poorly reactive ecosystems, due to their small watershed, limited anthropogenic activities, cold climate limiting biological development, and supposedly simple food webs (Callieri et al. 1999; Catalán et al. 2006; Parker and Schindler 2006; Tiberti et al. 2013). Nonetheless, their complexity, high responsivity (Catalán et al. 2002; Parker et al. 2008; Williamson et al. 2009) and low environmental resilience (Knapp et al. 2001; Seastedt et al. 2004) are

just being unveiled (Sommaruga 2015; Niedrist et al. 2018). Despite their often reduced watershed, the physical dynamics of these lakes during open waters mostly depends on the timing of snow melt on their watershed (Sadro et al. 2018), rather than from atmospheric temperatures, and both their physical dynamics and water quality could be particularly sensitive to summer extreme events (Perga et al. 2018). Besides, alpine lakes are particularly exposed to current climate changes, involving both exacerbated atmospheric warming, serious modifications in both precipitations patterns and seasonality with cascading changes of hydrological flows (Beniston and Stoffel 2014). Thereby, artificial manipulation of the hydrological residence time in alpine reservoirs could not only significantly alter the physical, chemical and ecological characteristics of their waters (i.e. water quality), but also modulate how sensitive they might be to ongoing climate change.

Herein, we aimed at evaluating the role of hydropower management on the thermal behavior and water quality of a high-altitude hydroelectrical reservoir (pumped-storage reservoir), as compared to meteorological drivers. The emphasis of this study was placed on the open water conditions, due to the technical difficulty and security issue of sampling during winter and early spring from the ice surface, while pumping activities result in 10m-height changes in the water level. The remote locations and extreme environmental conditions of these alpine reservoirs make any systematic analysis challenging both over long term and at high frequency, therefore limiting the understanding of these systems at a process level. We hereby implemented a three-dimensional (3D) hydro-biogeochemical model calibrated with *in-situ* observations, from this high-altitude reservoirs, serving as an integrating tool of harvested data. Finally, we conducted a sensitivity analyses on both meteorological parameters and hydropower management measures to assess the relative role of these drivers on the water quality of this reservoir during the open water season.

## 4.2 Material and Methods

### 4.2.1 Study site



*Fig. 1 Study site. a) Geographical situation and local topography around Lake Corne. The black rectangle on the right-hand side panel represents the 2m high dike of Lake Corne. b) Schematic representation of natural (blue arrow) and pump storage operation (red arrow; water extraction at 13 m (Lake Corne) and water extraction at 13 m (Lake Sagne)) water flows.*

This study focuses on the Sept-Laux plateau (45°13'23.5"N 6°04'36.7"E, Fig. 1), in the French Northern Alps in a remote area at 3-hour walk (+1200 m height) from the closest road access. The Plateau has seven natural lakes which were modified for hydropower use. We specifically investigated the oligo-mesotrophic Lake Corne (2098 m asl, with a surface area of 8.7 ha and max depth of 27 m), on which a 2 m high dyke was built for pumped-storage purposes in 1976, along with a connection to the two neighbor lakes (lakes Cos and Sagne, Fig. 1). Most hydroelectricity production takes place in winter, the water of Lake Corne being pumped out, leading to a 10m decrease in the water level by the end of March. The lake is then refilled by snow melt from April-June. Frequent and significant pumping also occurs during the open water season (equivalent to ~25% of the winter pumping hours). Water is withdrawn at a 13m depth (active pumping of  $0.288 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) to Lake Cos, while Lake Corne is fed at the surface by another pump storage operation withdrawing deep (13 m depth) water from Lake Sagne (pumping of  $0.144 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

## 4.2.2 In-situ observations

### 4.2.2.1 Meteorological data

A meteorological station (Wireless Vantage Pro2), installed on the shore of Lake Corne (5 m above the lake surface), recorded hourly-averaged pressure, solar irradiance, atmospheric temperature, relative humidity, wind speed and direction and precipitation. Gaps in the meteorological time series were filled using corrected data from two nearby permanent meteorological stations (1.5 km, 2230 m asl. and 16 km, 1860 m asl). Cloudiness, which is often difficult to measure directly *in-situ*, was calculated by comparing theoretical clear-sky horizontal beam radiation, for Lake Corne (based on the latitude, longitude, altitude and time), to corresponding measured downwelling solar radiation, also accounting for the shading from surrounding mountains. Complete methods are detailed in Supplementary Information.

### 4.2.2.2 Hydrological data

Monthly information of the seven Sept-Laux reservoirs water level and pumping operations, obtained from the hydropower company for the year 2016, were used to estimate the watershed flow into the lake. We considered that the fluctuations of the water level of all modified lakes of the Plateau (monitored for management purposes) integrated snowmelt, precipitation, evaporation and infiltration as homogeneous variables on the Sept Laux plateau. Hence, the difference in monthly water levels provided information on the mass balance of the Sept-Laux reservoirs system. Thereby, the plateau hydrology was scaled down to the lake-watershed level by area surface ratio, using an elevation model. In addition, a nearby snowpack water content station (1.5 km and 2230 m asl.) equipped with a rain gauge allowed to estimate the daily flow fluctuations due to meltdown as well as precipitation. Finally, the flow time series was validated using a downstream hydrological gauging station (30 km downstream). Temperature of the main tributary was monitored with a Vemco temperature logger (resolution 0.01°C, hourly frequency).

### 4.2.2.3 Lake data, monitoring and sampling

*In-situ* observations involved both high frequency monitoring, from data loggers over the open-water season, and four sampling campaigns conducted between June and November 2016 (06/30, 07/21, 08/22 and 09/12).

The thermal structure of the lake was measured with a moored set of 11 thermistors (at 0.5, 2, 4, 5, 7, 9, 10, 12, 15, 22, 26 m depths ; Tynitag and Vemco thermistors, resolution 0.01 °C, hourly frequency) at the lake deepest point. Dissolved oxygen (DO) was monitored with a miniDOT PME logger (resolution 5% DO, 30 min time step), installed on the mooring one meter above lake bottom.

During the 4 sampling sessions, temperature, oxygen, conductivity, pH, chlorophyll-*a* (Chl *a*) and turbidity along depths were measured using vertical profiles at the lake deepest point with an EXO1 multiparameter probe (YSI, Yellow Springs USA). The Secchi depth was measured using a 20 cm black-white disk. Surface (averaged over the euphotic depth) and deep waters (1m above the sediment) were sampled using a 2 L Niskin bottle, as for tributary and outlet waters. Water samples dedicated to the measurements of Chl *a* concentrations and phytoplankton countings were collected at two depths (at a fixed 5m depth and at the location of the fluorescence maximum as determined from EXO vertical profile) and preserved in dark bottles. Suspended solids (TSS) and Chl *a* samples were filtered immediately on site on pre-weighed Whatman GFF filters. Phytoplankton samples were preserved in lugol's solution. An additional monitoring has been set up the following year to capture the consequences of storm events on the watershed fluxes and lake processes. The same sampling protocol as described above was applied at 6 times (the day preceding the storm, 6h and 24h after the storm; 3, 7, and 14 days after the storm) over a 2-week monitoring period (storm of the 08/08/2017). At a single occasion (08/22/2016), surface sediment cores (0-25 cm) were collected, at the lake deepest point in addition to the shallow part of the lake (Table SI6), using a UWITEC core sampler (Félix-Faure 2018).

Phytoplankton identification and counting were performed following standardized methods (Lund et al. 1958; Utermöhl 1958). Biovolume was determined based on specific volumes, estimated by appropriate geometric forms for each taxon (Rimet and Druart 2018). For ecological modelling purposes, identified species are aggregated by Division belonging in 4 phytoplankton types: diatoms (Bacillariophyceae and Fragilariophyceae), Flagellates-type (Chrysophyceae and Cryptophyceae), Cyanobacteria-type (Cyanophyceae) and Green-algae type (Chlorophyceae, Conjugatophyceae and Eustigmatophyceae). Zooplankton determination (genus level whenever possible) and counting were performed under microscope.

Chemical analyses of waters samples were carried out at the water chemistry laboratory of National Institute of Research in Agronomy (INRA) the week following each sampling campaign, using standardized methods (ISO 7980: 86 for Ca<sup>2+</sup> and Mg<sup>2+</sup>; NF T90-020: 84 for K<sup>+</sup>, and Na<sup>+</sup>; ISO 10304-1: 9 for Cl<sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>; NF T90-008: 01 for pH and conductivity ; TAC, ISO 9963-1: 96 for total alkalinity; F EN ISO 6878 for orthophosphates and total phosphorous (TP) and NF T 90-015-2: 00 and NF EN 12260 for ammonium, nitrates and total nitrogen (TN). Inorganic nitrogen (IN) was calculated as the sum of N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, and organic nitrogen (ON) as the difference between TN and IN (ON = TN - IN). Determinations of dissolved and total organic carbon (DOC and TOC) were carried out according to

standard NF EN 1484: 1997 and Chl *a* was measured by extraction of filters with 90% acetone, and measurement of light absorption at the wavelengths specified in the standard NF T90-117: 99.

#### 4.2.3 3D hydrodynamic and water quality model

We opted for a 3D description of the thermal and biogeochemical structures of the lake to account for the exchanges between the lake, its watershed and multiple inlets and outlets (USBR 1993; Müller et al. 2018). We used an open source software (Delft3D) that has already been used in various lakes worldwide for hydrodynamic (Chanudet et al. 2012; Soullignac et al. 2017) and water quality studies (Los 2009; Kaçikoç and Beyhan 2014; Chanudet et al. 2016).

Our simulations ran with the software Delft3d-Flow v.4.02.03 and Delft3d-Waq v.5.05.00.5413. The hydrodynamic model solves the Navier-Stokes equations for an incompressible fluid under the shallow water assumptions. The computational grid uses orthogonal curvilinear Cartesian coordinates. The horizontal grid was 20 m and the vertical resolution, 1 m (27 layers) with a temporal resolution of 1 hour. We used a k- $\epsilon$  turbulence closure model to parametrize sub-grid processes. Heat exchange at the free surface was modelled by taking into account the separate effects of solar (short wave) and atmospheric (long wave) radiations, together with heat loss due to back radiation, evaporation and convection (Deltares 2016). The Secchi depth input was set to be time variable. The model was initialized in an isothermal 4°C state on June 19<sup>th</sup> 2016, with a setting parameter described in Table S11 and ecological variables described in Table S12.

The hydrodynamic module was coupled with the water quality module D-WAQ (Deltares 2013) including both water column and sediments. Sediment dynamics were reproduced via the SWITCH module (Deltares 2014) which simulated the vertical dynamic of organic matter, oxygen and nutrients (TN, TP) gradients. Algae interspecific competition were taken into account in the BLOOM module within variable stoichiometry growth and mortality rate under the constraints of available nutrients (TN, TP) and available energy (light and temperature) (Los 2009). We used the standard parameterization for the water quality module. This parameterization was validated with the continuous dissolved oxygen observations as well as the monthly biogeochemical measurements.

#### 4.2.4 Statistical analysis

Simulations were statistically validated by dividing the water column into three ecologically relevant time varying layers, i.e. epi-, meta- and hypolimnion. The thermocline depth, metalimnion thickness, and the Schmidt stability (S) were computed using the rLakeAnalyzer package (Winslow et al, 2019). Finally, the water column internal energy (IE), needed to validate the modeled heat budget, was computed based on temperature profiles and lake hypsometry. The representativeness of



simulations were investigated with the Taylor diagram (Taylor 2001). The model performance readability was improved by adding a skill gradient (continuous pink line) determined as follows:

$S = 4(1 + R) / \left( \left( \sigma^* + \frac{1}{\sigma^*} \right)^2 (1 + R_0) \right)$ , where  $R_0$  is the maximum attainable correlation (equal to 1 in our study case) and  $\sigma^*$  the normalized standard deviations by the corresponding observed field.

Finally, the main external (hydrological and meteorological) parameters driving the lake thermal and biogeochemical dynamics were assessed through a sensitivity analysis. Thus, each parameter was changed individually, by alternatively adding-subtracting their respective standard deviation, in order to take into account the observed variability of the parameter and its influence on the results of the model (see Table SI3; Hamby 1994).

This sensitivity test was first applied to the following forcing parameters: cloudiness, air temperature, tributary water temperature, flow rate, wind speed and water transparency. Note that the change in cloudiness did not only directly impact the incoming longwave radiation but also, and more importantly, the incoming solar radiation. Cloudiness was thereby mostly used as a physical way of modifying incoming solar radiation in this study. For each parameter, standard deviation was determined from a 2010-2018 corrected dataset of local permanent meteorological stations (the same as used for filling time series gaps). When such time series did not exist (as for river temperature and lake transparency), the corresponding standard deviation was calculated from the 2016-2017 monitoring. Furthermore, in order to account for the seasonal trend, the standard deviation was calculated as a mean of monthly standard deviation over the years and over the simulation period (June to mid-November). Note that the cloudiness standard deviation was calculated from daylight during no-hillshading time. In addition, we tested the role of storms events (defined in section 3.1), as a sensitivity analysis input factor, by removing the flow and nutrient surge during the identified events. Subsequently, the specific role of pump-storage operation was investigated in another set of scenario (*Natural* scenario), by removing pumping operation from the *Current* scenario

The output change of the standard deviation sensitivity test from a reference state was then expressed by the model prediction function, defined herein by a series of limnological physical metrics (the means of the epilimnion, metalimnion and hypolimnion temperatures, thermocline depth, Schmidt stability and total energy of the water column) and water quality parameters (average concentrations of total nitrogen, phosphorus and carbon in the water column, epilimnetic and hypolimnetic oxygen concentrations, Chl *a* concentrations and max depth). Each average absolute values of standard deviation sensitivity analysis ( $\pm 1SD$ ) were given according to their respective reference standard deviations (Table SI4) and provided the 95<sup>th</sup> quantile of Standard Deviation

Sensitivity values (SDS). The readability of the figure was further simplified by applying a hierarchical clustering (e.g. parameters statistical grouping by indicators responses similarities) by the least squares method using the NbClust R package (Charrad et al. 2015) and numerically ordered by decreasing SDS mean of the clusters. Finally, these physical indicators were ranked from left to right according to their average sensitivities to environmental parameters, and a +/- sign was applied to each tile to inform about the sign of the correlation.

## 4.3 Results

### 4.3.1 Meteorology

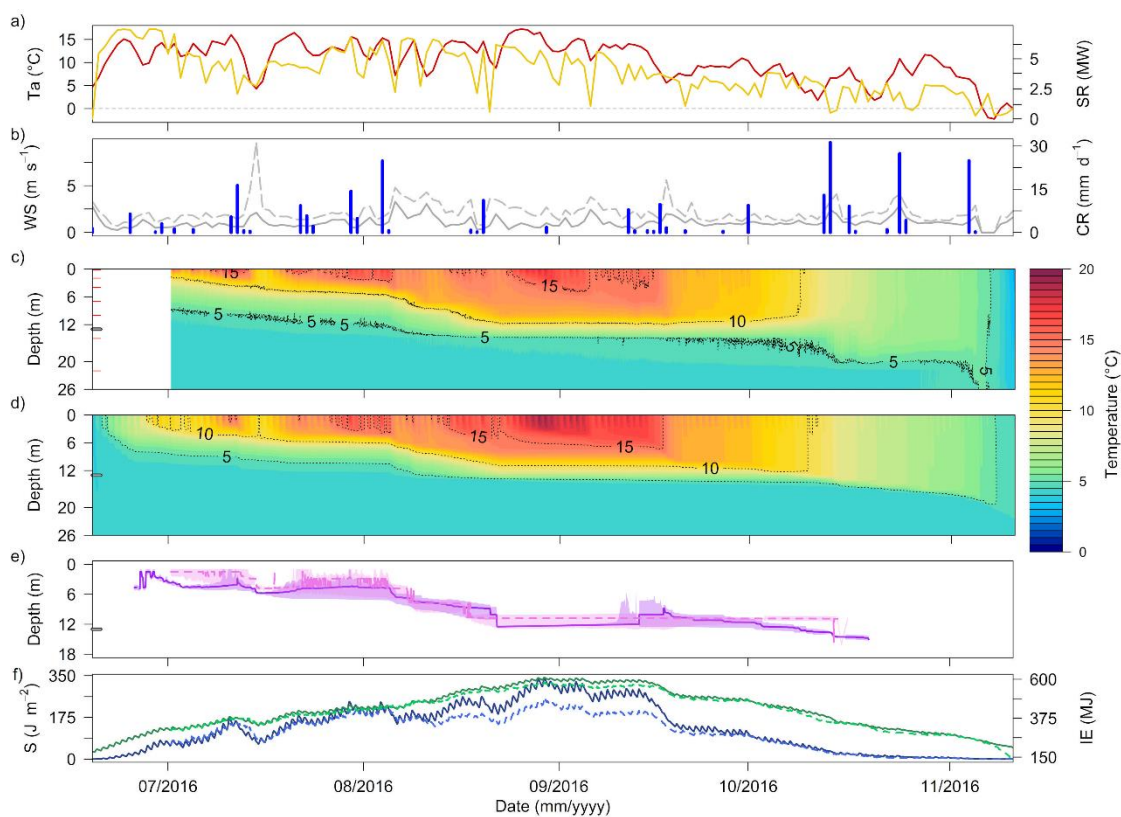


Fig.2 a) Daily mean air temperature ( $T_a$ ) in red and cumulative solar radiation (SR) in yellow. b) Mean and maximum daily wind speed (WS) in grey and daily precipitation (CR) in blue. Time series of the thermal structure over the water column for c) in situ observations and d) the hydrodynamic model. The black lines represent the isotherms 5, 10 and 15 °C. Red horizontal ticks on the y-axis represent position of thermistors at maximum water level. The grey horizontal tick indicates the depth of water extraction for pump-storage operation. e) Time series of the thermocline depth (line) and the extent of the metalimnion (shading plot). The dashed pink line is for in situ observations and the purple line for the model results. f) Time series of the Schmidt stability (S) in blue and internal energy (IE) in green. The light dashed lines are for in situ observations and the dark colored lines for the model results.

Over the 2016 ice-free period (June 16th to November 11th), the air temperature ranged from  $\sim 7$  °C to  $\sim 16$  °C, with an average value of  $\sim 8$  °C (Fig. 2a). The warming period lasted until the end of August. The daily cumulative shortwave solar radiation varied from 0.3 to 7.5 MW over the lake area

(Fig. 2a) with a seasonal trend modified at daily time scale by cloudiness variability (mean of 52% with a daily standard deviation mean of 23%) and hillshading. During the 2016 ice-free measurements period, a few rain events were observed (24 out of 146 days) with a maximum precipitation rate  $> 30$  mm day<sup>-1</sup> on October 14<sup>th</sup> (Fig. 2b). The wind was generally low (mean 1.0 m s<sup>-1</sup>) despite a storm reaching up to 9.6 m s<sup>-1</sup> of hourly mean on July 7<sup>th</sup>. In total, we identified eleven meteorological events (starting on days 06/26, 07/12, 07/30, 08/04, 08/10, 08/20, 09/17, 10/14, 10/20, 10/25 and 11/05) characterized either by a rapid drop in air temperature (6°C in less than 3 days), large daily precipitation (larger than 10 mm day<sup>-1</sup>) or elevated daily averaged wind speed (larger than 3 m s<sup>-1</sup>).

#### 4.3.2 Observed and modelled temperatures

The whole lake ice was thawed by June 19<sup>th</sup> 2016, while the lake was nearly isothermal. The lake was then persistently stratified from June 25<sup>th</sup> to mid-November (Fig. 2c-f). The thermocline deepened progressively from 2 m down to the depth of 13 m until mid-August, with episodic drops linked to pumping activity and storm events. The lake surface water temperature reached its maximum of  $\sim 19^\circ\text{C}$  at the end of August while the bottom temperature remained stable around 4.1-4.3°C during the stratification period. The maximum stability (254 J m<sup>-2</sup>) and internal energy (580 MJ) were observed at the end of August (Fig. 2f). The transparency was maximum just after ice-off (7 m) and decreased progressively to 2 m.

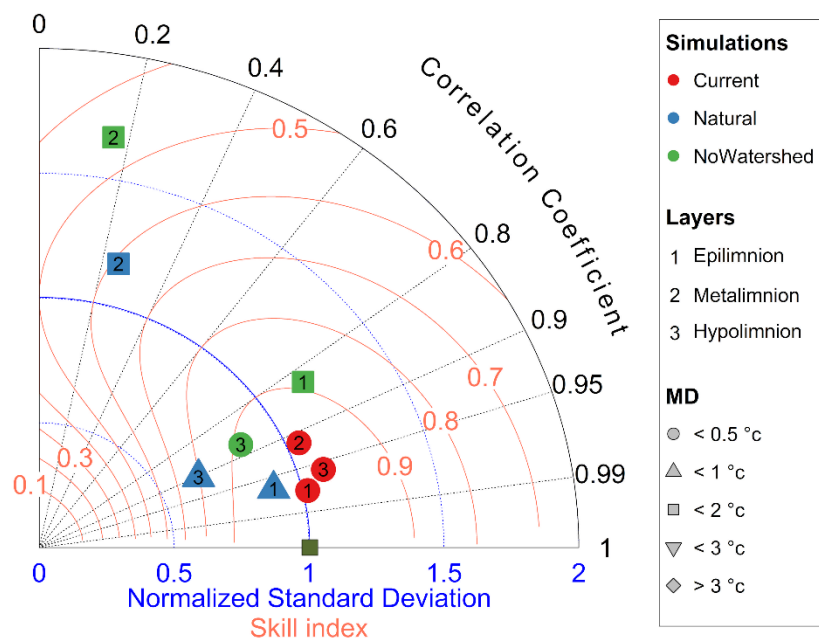


Fig.36 Taylor diagram: Correlation coefficient R (black dotted line), normalized standard deviation (blue dotted line), mean difference (MD) between the model results and the in situ data (symbols) and Skill gradient (continuous pink line).

The model was calibrated for the period covering June 2016 to mid-November 2016. The three vertical thermal layers were well reproduced by the model with a skill index  $> 0.9$  and a mean error  $< 0.5^{\circ}\text{C}$  ("Current" model on Fig. 3). The modelled surface temperature deviated from observed values at the end of August when cooling processes became dominant. The temporal evolution of the thermocline was well reproduced by the model, with a root-mean-squared deviation (RMSD) of 1.5 and a coefficient of determination ( $R^2$ ) of 0.48, even though the lack of data for the inflow during snowmelt led to a simulated thermocline slightly deeper (4 m) than the observed one (2 m). The increase in the thermal stability (RMSD = 49,  $R^2 = 0.84$ ) and total energy (RMSD = 25,  $R^2 = 0.93$ ) were also well reproduced, until the very end of the simulation when lake surface temperatures were overestimated in the model. As a proof of concept, a model without pumping ("natural lake") along with a model without any inflow-outflows were tested in order to assess the role of natural and artificial hydrological changes on the model performance (Fig.3). Discarding the hydrological forcings significantly decreased the model skill index and correlation coefficient, especially for the metalimnetic and hypolimnetic compartments. We concluded that the hydrodynamic model was accurate enough to allow a sensitivity analysis.

#### 4.3.3 Water quality data and model

Lake Corne is a rather diluted system, with low concentrations of TOC ( $0.90 \pm 0.33 \text{ mgC L}^{-1}$ ), TN ( $110 \pm 30 \text{ }\mu\text{gN L}^{-1}$ ) and TSS ( $1.23 \pm 0.07 \text{ mg L}^{-1}$ ), along with TP ( $9 \pm 3 \text{ }\mu\text{gP L}^{-1}$ ) and maximum Chl *a* concentration ( $9.8 \pm 4.0 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ ), that qualify for an oligo-mesotrophic status (OECD, 1982) (Table SI5). Spring mixing did not fully restore the DO stocks at the lake bottom (50%), which decreased continuously down to 27% over the summer. Background nutrients (TN= $90 \text{ }\mu\text{gN L}^{-1}$ , TP= $3 \text{ }\mu\text{gP L}^{-1}$ ) and TOC ( $0.58 \text{ mgC L}^{-1}$ ) concentrations in the lake inflow were low but increased by a factor of 2.5-4 during the closely monitored storm event of August 8<sup>th</sup> 2017.

Table 1: Statistical validation of the biogeochemical model (RMSE)

Parameters	Current	
	Euphotic	Benthic
TOC (mgC L <sup>-1</sup> )	0.187	0.25
DOC (mgC L <sup>-1</sup> )	0.33	0.109
TON (mgN L <sup>-1</sup> )	0.026	0.044
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mgN L <sup>-1</sup> )	0.004	0.067
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mgN L <sup>-1</sup> )	0.023	0.042
TP (mgP L <sup>-1</sup> )	0.003	0.028
PO <sub>4</sub> (mgP L <sup>-1</sup> )	0.004	0.028
Chl (mgChl L <sup>-1</sup> )	2.347	3.314
DO (%)	9.729	22.986

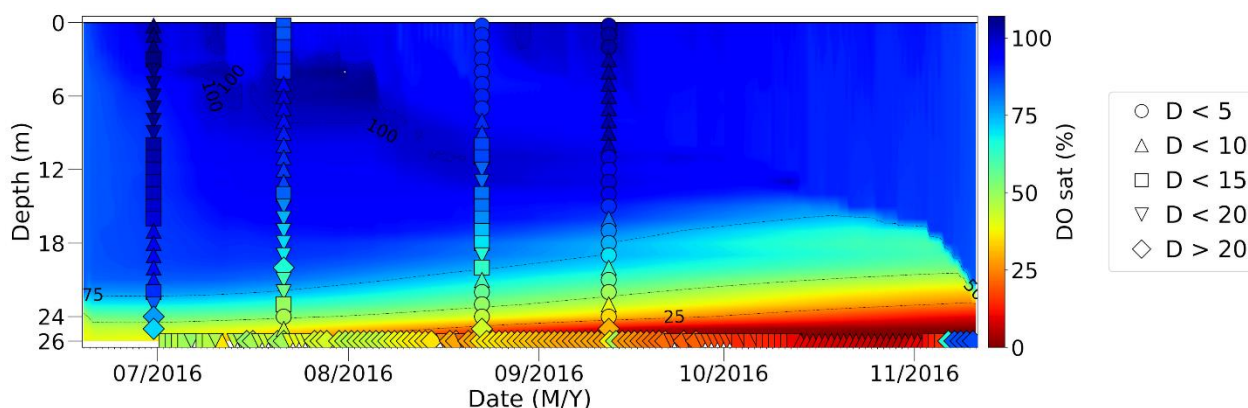


Fig.4 Temporal evolution of dissolved oxygen relative to the saturation concentration over the water column. The location of the symbols represents the depth of the in situ measurements. The color of the symbols represents the observed value (same color range as for contour plots) and the shape represents the difference between the model results and the in situ data (D).

Most biogeochemical observations were less frequent than the physical observations but still allowed to test the confidence of the water quality model output (Table 1). DO measurements included autonomous high-frequency measurements with a sensor close to the lake bottom, along with monthly vertical profiling (Fig. 4). Absolute errors in the vertical distribution of DO were 15-20% during early summer, and decreased down to <10% along summer suggesting that the model realistically captured the DO dynamics in the water column.

Despite the challenging low nutrient and Chl *a* concentrations in the lake, the model also captured correctly the relative vertical and temporal changes in nutrients and Chl *a* in the epi- and metalimnion

(Fig. 5). The fit was even better when storms were considered to provide a nutrient surge as observed for the 2017 event. Although the TOC concentrations were slightly overestimated by the model in early June ( $0.75 \text{ mg L}^{-1}$  instead of the observed  $0.50 \text{ mg L}^{-1}$ ), the model predicted the epilimnetic increase in TOC over summer with high accuracy (Fig. 5a). Similarly, the epilimnetic depletion in TP and TN over summer was fairly well reproduced, with a relative error  $<15\%$  despite the absolute low concentrations (Fig. 5 b,c). The building and evolution of the deep chlorophyll maximum was also correctly reproduced by the model, although absolute concentrations were slightly overestimated (Fig. 5d). Based on samplings (Table SI7), 4 competing phytoplankton species were defined in the model (Diatoms-, Flagellates-, Cyanobacteria- and Green-algae type). We closed the food web at the phytoplankton level with a mortality rate depending on biomass and temperature. If the model roughly captured the algal group dominance dynamic (Fig SI1), i.e. the transition from flagellate- to green-type algae in between July and August, it tended to over-estimate the contribution of green-type algae at all dates. The water quality model was less accurate for the nutrient concentrations at the sediment water interface and phytoplankton composition. Thereby the hypolimnetic nutrient concentrations and biovolumes of algal groups were not included in the further sensitivity analysis.

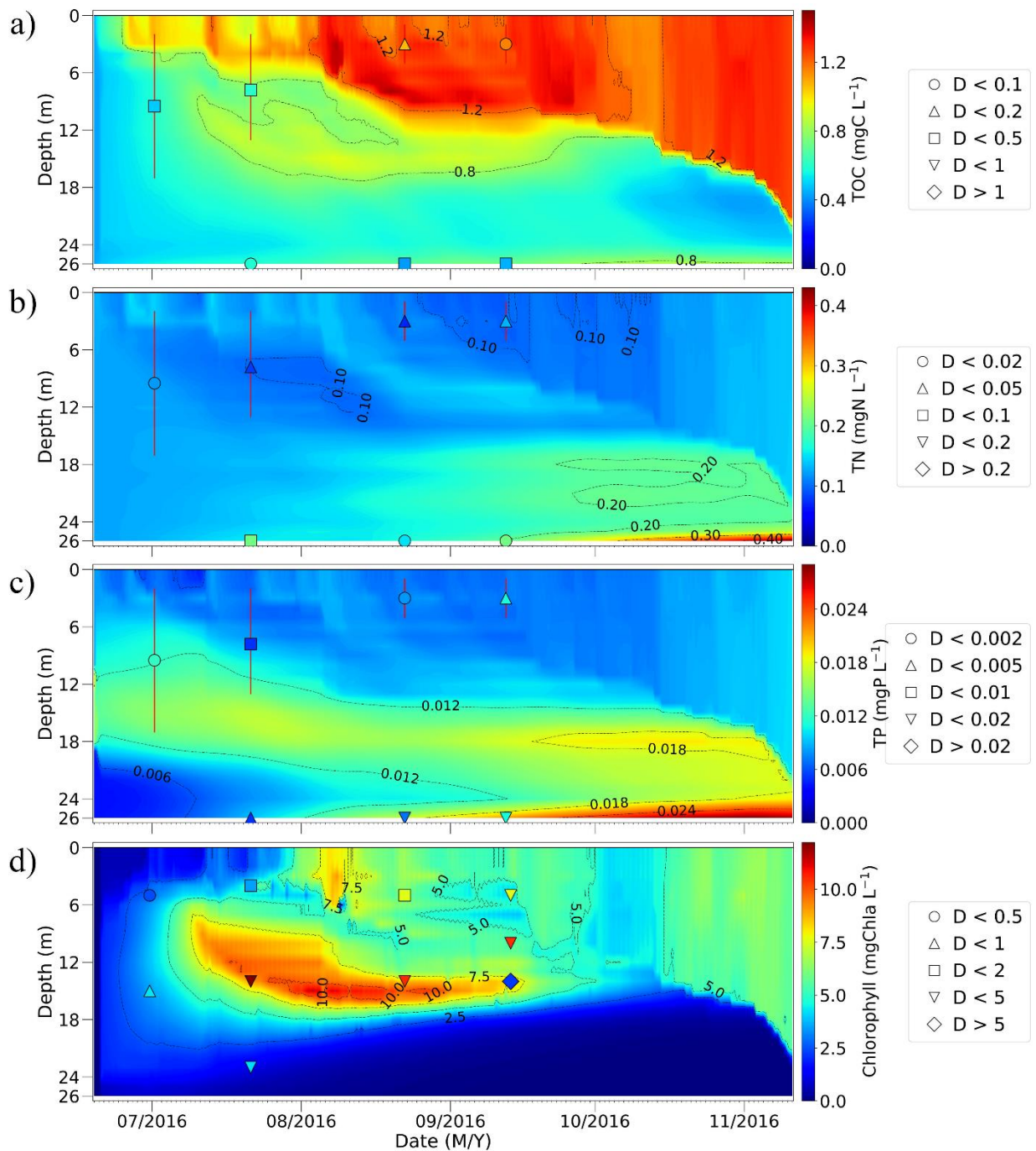


Fig.5 Time series of the modelled Total Organic Carbon (a), Total Nitrogen (b), Total Phosphorus (c) and Chlorophyll-a (d) over the water column. The location of the symbols represents the depth of the in situ measurements. The color of the symbols represents the observed value (same color range as for contour plots) and the shape represents the difference between the model results and the in situ data (D). Red vertical lines represents the integrative sampling depth.

#### 4.3.4 Effect of pump storage operation on the seasonal dynamics

The influence of pumped storage operation was assessed through a modeling set of experiments divided into two categories. The *Current* scenario refers to the current conditions with pump storage

operation while the *Natural* scenario refers to the lake without any artificial hydrological modification, i.e. deep water withdraw and forced inflow from another lake.

#### 4.3.4.1 Hydrodynamic reference state

Under the *Natural* scenario (removing Pumped-storage operations), the model simulated a warmer average surface temperature of  $16.3 \pm 1.1^\circ\text{C}$ , during the period of strong stratification (07/21-09/07) as compared to the previously validated *Current* scenario ( $15.8 \pm 1.3^\circ\text{C}$ ) (Table SI4, Fig. 6). However, the hypolimnion of the *Natural* scenario remained colder and more stable over time during the open-water period ( $4.2 \pm 0.2^\circ\text{C}$ ) as compared to the validated *Current* scenario ( $4.8 \pm 0.8^\circ\text{C}$ ). The thermocline also equilibrated at a shallower depth (mean thermocline depth of  $5.8 \pm 1.6$  m) in the absence of pumping operation (e.g *Natural* scenario), comparatively to a mean depth of  $8.9 \pm 3.7$  m (e.g *Current* scenario), with an average  $2.4^\circ\text{C}$  colder metalimnion ( $8.4 \pm 2.0^\circ\text{C}$  for *Current*,  $6.0 \pm 2.0^\circ\text{C}$  for *Natural*). Due to its greater thermal gradient, the simulated *Natural* system was more stable ( $136 \pm 106 \text{ J m}^{-2}$  compared to  $128 \pm 98 \text{ J m}^{-2}$  in the *Current* scenario) but less heat energy was stored in the system ( $375 \pm 92 \text{ MJ}$  compared to  $419 \pm 116 \text{ MJ}$  in the *Current* scenario). Nevertheless, the pumping did not significantly modify the duration of the stratification period and overall, the lake was colder after destratification had started in the *Natural* scenario.



Les centrales hydroélectriques modulent la sensibilité de l'hydrodynamique et de la qualité de l'eau aux forçages météorologiques dans un réservoir d'altitude

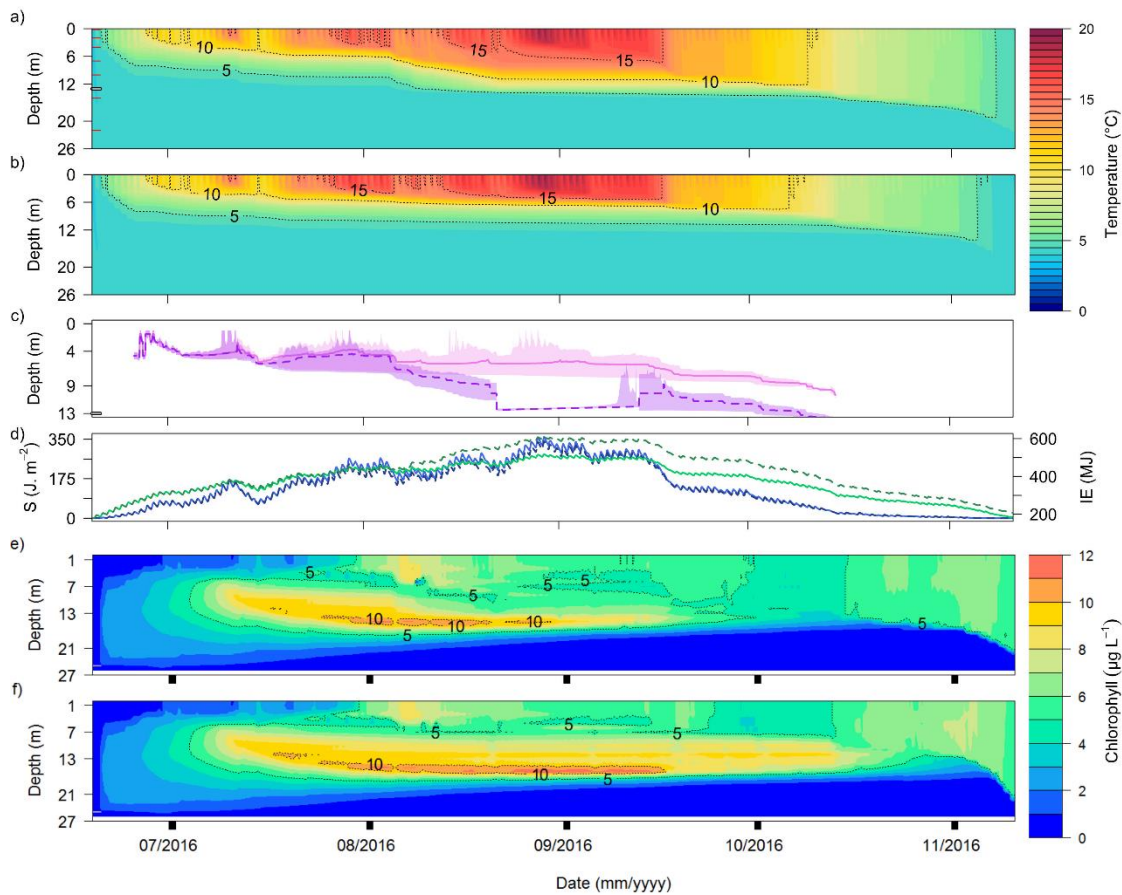


Fig.6 Time series of the thermal structure over the water column for a) the Current scenario and b) the Natural scenario. The black lines represent the 5, 10 and 15 °C isotherms. The red horizontal ticks on the y-axis represent the position of thermistors at the maximum water level. The grey horizontal tick indicates the depth of water extraction for pumping operation. c) Time series of the thermocline depth (line) and the extent of the metalimnion (shading plot). The dashed purple line is for the Current scenario and the pink line for the Natural scenario. d) Time series of the Schmidt stability (S) in blue and internal energy (IE) in green. Dark dashed lines are for the Current scenario and the light colored lines for the Natural scenario. Time series of Chlorophyll a vertical distribution at maximum depth for e) the Current scenario and f) the Natural scenario model results. The black lines represent the isochlorophylls of 5 and 10  $\mu\text{g L}^{-1}$ .

#### 4.3.4.2 Water quality reference state

There were no significant changes in the average nutrient concentrations over the open water period ( $0.845 \text{ mgC L}^{-1}$ ,  $0.014 \text{ mgP L}^{-1}$  and  $0.139 \text{ mgN L}^{-1}$ ) in between the *Current* and *Natural* scenarios. The oxygen gradient remained fairly unchanged as well, apart for a slightly less oxygenated hypolimnion by the end of summer in the natural state. The algal biovolume was slightly higher in the *Natural* scenario ( $4.1$  for the *Current* scenario to  $4.4 \text{ mgC L}^{-1}$  for the *Natural* scenario) without any significant change in the Chl *a* max depth ( $12.2 \pm 4.5 \text{ m}$ ; Fig. 6 e,f).

#### 4.3.5 Sensitivity analysis of the lake under the current and natural scenarios

The effect of the pumping activity on the lake sensitivity to environmental drivers was considered as the difference, in SDS, between the *Current* and *Natural* scenarios. In all cases, the meteorological parameters were sequentially modified by  $\pm 1$  SD. The *Stormless* scenario was also built to model the absence of storms and their resulting effects (flow and nutrients surge). Note also that, in absence of any robust estimation, the temporal dynamics of the Secchi depth was kept similar in between the *Natural* and *Current* scenarios (i.e. the potential retro-active effect of the algal biomass on water transparency could not be accounted for).

4.3.5.1 Hydrodynamics sensitivity

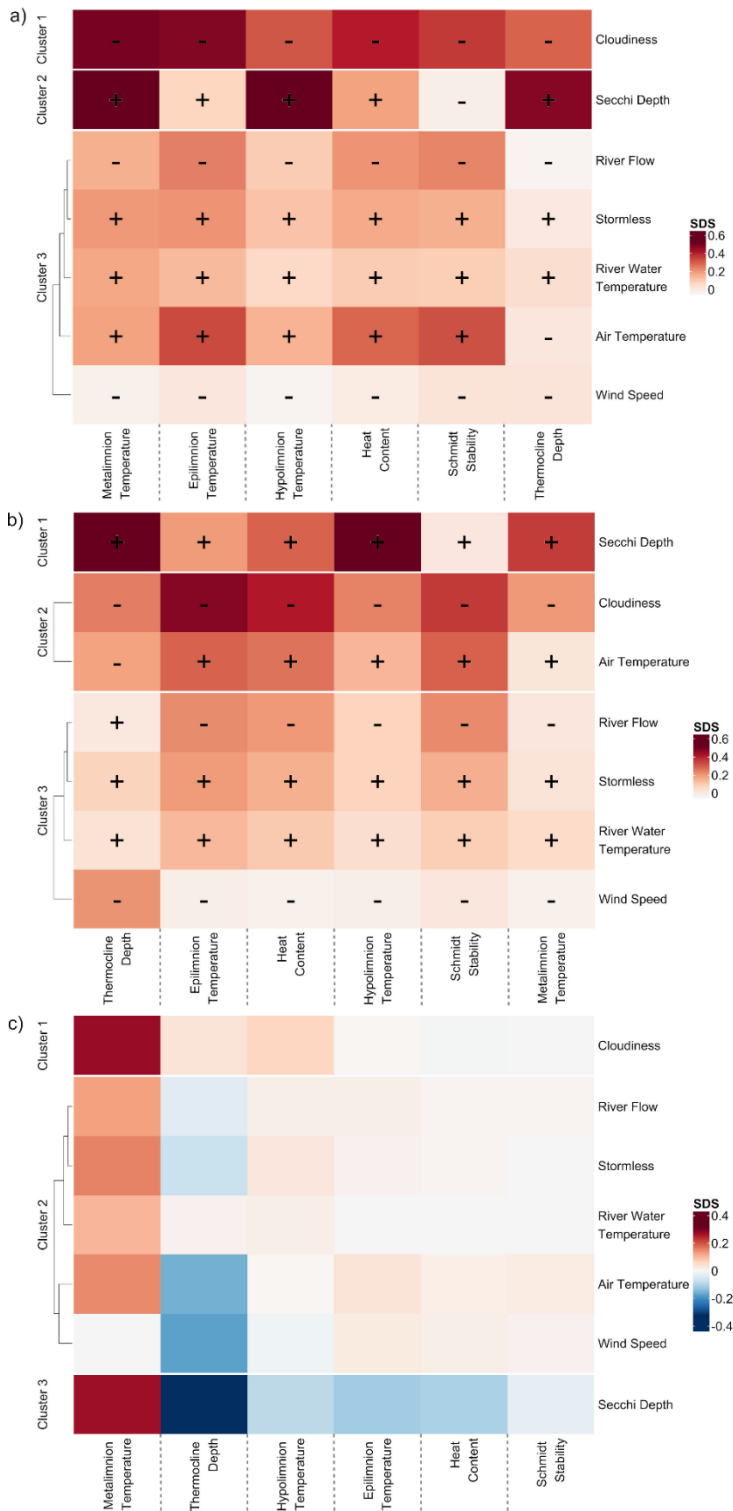


Fig. 7 Hydrodynamic Standard Deviation Sensitivity (SDS) analysis for a) Current scenario, b) Natural scenario, and c) pumping storage activities shown as SDS difference between the Current and Natural scenarios. See Tables S18 for detailed values of the SDS

The forcing variables clustered in a similar way in the *Natural* and *Current* scenarios, except for air temperature (Fig. 7a-b, see corresponding SDS values in Table SI8). For both scenarios, change in transparency and cloudiness had the largest impact on the lake physical metrics. In both the *Natural* and *Current* scenarios, an increase by one standard deviation of Secchi depth affected essentially the deeper thermal parameters (e.g. higher metalimnetic and hypolimnetic temperatures and a deeper thermocline), yet with reduced effects on the total heat content and the water stability. In contrast, an increase by one standard deviation of cloud coverage reduced temperatures at all depths, such as the thermocline depth, Schmidt stability and total heat content. The third cluster included all other processes to which the lake thermal dynamics was less sensitive. In the *Current* scenario, the sensitivity to air temperature was included in the last cluster and an increase in air temperature led to an increase of all physical parameters and a decrease of the thermocline depth. Increasing the river temperature and removing storms both tended to reinforce the overall lake heat content and water stability, but the magnitude of effects were much lower than those triggered by a decreased cloudiness or an increased light penetration. Increased wind and river flow generated the opposite effects, but, as seen by the magnitude of SDS, the scale of effects were minor, attesting for a low lake sensitivity to these parameters. The effect of pumped storage operation was assessed by running simulations without pumped storage. In the *Natural* conditions, the contribution and ranking of the different forcing parameters were slightly modified (Fig. 7b-c) and the lake was more sensitive to changes in water transparency. The pumped storage operation mostly affected the thermocline depth and the metalimnetic temperatures (Fig. 7c).

4.3.5.2 Water quality Sensitivity

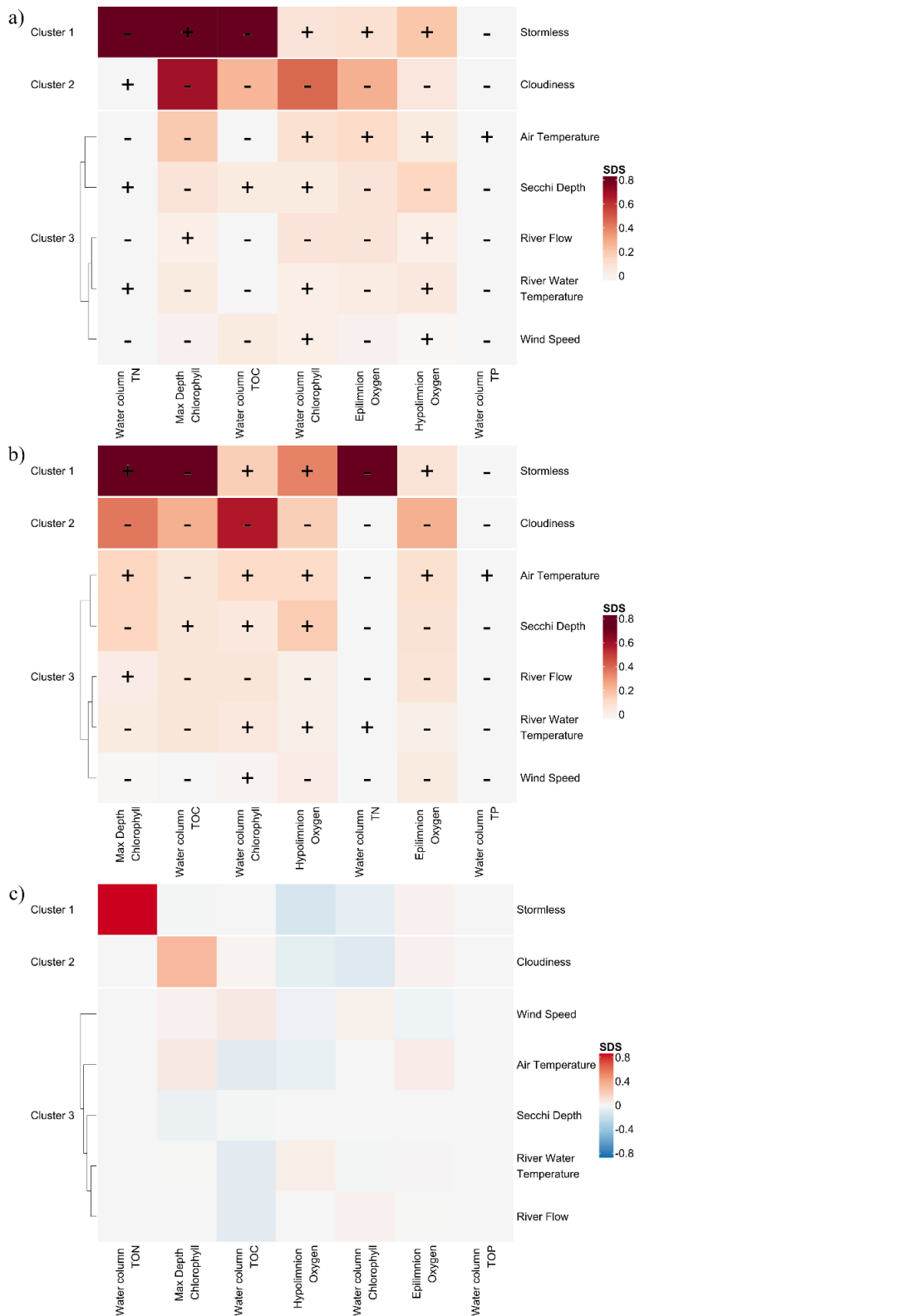


Fig.8 Water quality SDS analysis for a) Current scenario, b) Natural scenario, and c) pumping storage activities shown as SDS difference between the Current and Natural scenarios. See Tables S19 for detailed values of the SDS

As for hydrodynamics, the forcing variables clustered in a similar way in between the *Natural* and *Current* scenarios for the water quality sensitivity (Fig. 8a-b, see corresponding SDS values in Table S19). Overall, sensitivity patterns were highly similar between both scenarios, with the highest sensitivity observed towards the presence/absence of storms (as sporadic nutrient upsurge) and changes in cloudiness. The other meteorological forcings drove very limited changes in the water quality parameters. Removing storms in both cases decreased the water concentrations in TN and TOC and led to the deepening of the Chl *a* maximum, highlighting the watershed contribution to primary production of the lake upper zone. The natural lake was slightly more sensitive to storms effects than the current, pumped storage situation, with slightly higher effects on epi and hypolimnetic oxygen concentrations along with the Chl *a* concentrations in the water column. Sensitivity to changes in cloudiness were highly similar between both scenarios.

## 4.4 Discussion

### 4.4.1 Models performance

The remoteness of alpine lakes (no road access), hamper frequent, routine samplings of ecological compartments, thereby limiting the possibility to study these systems by means of direct observations solely. The hydrodynamic model showed a good agreement with the observations and adequately simulated water temperatures at all depths over time. Although the thermocline depth was slightly over-estimated, the deepening of the thermocline as summer progressed was well captured, with however a significant overestimate of the stratification strength from September. The water quality model was less accurate than the hydrodynamical one, with indeed some divergence in the absolute values of water quality parameters between the observed and simulated data. It should be noted though that in this diluted system, absolute values were low, challenging this model that has been originally developed for low-altitude, more productive lakes. However, the modelled concentrations remained within the range of what can be expected for a lake of oligo-mesotrophic status (Catalán et al. 2006). Besides, the model captured the seasonal and vertical dynamics of the chemical parameters of the water column, shall they be monitored at high (DO) or low frequencies (TP, TN, DOC, Chl *a*), suggesting that the main biogeochemical cycles were properly resolved. Those parameters that were simulated with the lowest accuracies (nutrient concentrations of deep waters and phytoplankton composition) were not included in the sensitivity analysis.

For the water column the combination of *in-situ* and 3D hydrodynamic and biogeochemical models allowed to circumvent the problem of sparse observations and proved to be a successful method to access a thorough understanding of the pelagic processes in play in Alpine lakes. At such a remote site,

with extreme environmental conditions and interannual variation, the full validation of the water quality model would require long and extensive data series that are very difficult to obtain. Thus the model cannot robustly be validated from a statistical point of view (and thereby cannot be used for projections of interannual variability), but still provides a valuable analytical tool. Hence, the present calibration (also involving expert knowledge) phase aimed at reproducing the overall biogeochemical dynamics, given the data availability. Herein, the coupled and calibrated models were thereafter used to simulate the lake state without pump storage operations and to assess the lake sensitivity to both external and human forcings (e.g. direct and catchment mediated change in meteorological forcings and in hydropower operation).

#### 4.4.2 Dominant external drivers of Lake Corne hydrodynamics

Change in Secchi depth (water transparency) and cloudiness by one standard deviation were the factors that exerted the strongest alteration on the lake thermal structure. This result highlights the need of monitoring these environmental parameters *in situ*, along with atmospheric temperatures for a further understanding of mountain lakes hydrodynamics. Although both factors are related to the light energy, their effects on the thermal structure were different, supporting two distinct clusters in both scenarios. Water transparency essentially affected the depth of light penetration (and thereby the vertical relative distribution of light along depth). Thermal responses to changes in water transparency were more pronounced in terms of thermocline depth, metalimnetic and hypolimnetic temperatures (higher water transparency leading to a deeper warming and thereby a decrease in the stratification strength). If indeed water clarity has long been recognized as a dominant driver of lake thermal structure (Mazumder and Taylor 1994; Snucins and Gunn 2000; Heiskanen et al. 2015), it is not often assumed that the impact of its change on the lake thermal dynamics shall equal that of changes in air temperature, as we observed here (that only ranked third in the *Current* scenario). Water transparency is naturally highly variable between alpine lakes, ranging from deep-blue transparent waters to milky turbid waters in glacier-fed lakes (Rose et al. 2014, 2009) or within a given lake as a consequence of storm runoff (Perga et al. 2018). Water transparency will also be affected by changes in DOC and run-off that should also experience drastic changes in alpine regions due to indirect, watershed-mediated effect of climate change (Parker et al. 2008). The direction of the modifications will depend on the lake-watershed context (rising treeline, see Livingstone et al., 2005; Theurillat and Guisan, 2001), extreme event intensification (Beniston et al. 2007), permafrost melting and disconnection to glacier (Haeberli and Beniston 1998; Harris et al. 2003; Weyhenmeyer et al. 2016). Rather than the hydrological inputs themselves (river flow, river water temperature) to which lake Corne hydrodynamics was poorly sensitive, the inputs in dissolved or particulate matters are the most

likely to affect the lake transparency and thereby hydrodynamics. From this sensitivity analysis, we confirmed that predicting the thermal behavior of alpine lakes requires accounting for potential changes in water transparency due to watershed-mediated effects (Parker et al. 2008; Leavitt et al. 2009), along with the direct effect of atmospheric temperatures (Parker et al. 2008; Rose et al. 2016). However, despite the importance of water transparency or light penetration in understanding the lakes hydrodynamics and their evolution over time, these parameters remains difficult to measure at high frequency, especially in mountains lakes.

With regard to cloudiness, an increase of this parameter diminishes the total incoming solar energy, but the concurrent increase of long-wave radiation enhances the surface warming (Wielicki et al. 1996; Kiehl and Trenberth 1997). Consistently, in the model, an increase in cloudiness reduced the heat energy input and thereby led to a shallower thermocline, reduced the Schmidt stability, cooled the lake at all depths, and finally limited the heat content. The hydrodynamical sensitivity to changes in cloudiness was, at least under the *Natural* scenario, of similar magnitude than the sensitivity to changes air temperatures but the effects were opposite (except for the thermocline depth). A rise in air temperature increased the vertical heat flux (e.g. heat transfer through conduction at the air-water interface), with the epilimnion heating much more than the hypolimnion. With a more contrasted thermal gradient along depth, the Schmidt stability was strengthened and the thermocline depth shallower, for a final gain in the total heat content. In mountain environments, the topographic context affects the cloud system at relatively short spatial and temporal scales (Rauber 1992). However, our sensitivity model shows, that for lake Corne, concurrent changes in air temperature and cloudiness could counteract, therefore limiting the robustness of conclusions that could be drawn by atmospheric temperatures only. Note that the sensitivity analysis also suggested that the lake thermal structure is largely resilient to changes in wind speed as well as to the effect of wind storms (Fig. 7ab). This weak sensitivity to wind can be explained by the averaged low wind speed ( $1.1 \text{ m s}^{-1}$ ) typically observed in small sheltered alpine lakes; yet, this result may be different in windier area.

#### 4.4.3 Water quality

In contrast to the hydrodynamics, the water quality model for Lake Corne was relatively poorly sensitive to external forcings during the open-water season, except for the presence/absence of storms. In our simulations, changes in storms were the prominent feature driving nutrient (TN and TOC concentrations) and depth of the Chl *a* maximum. Because the lake hydrodynamics itself was only weakly sensitive to changes in the river inflow, to the wind and to the presence of storms, the large sensitivity of the water quality to changes in storms is attributed to their accompanying large nutrient inputs. Those model results are also consistent with our in situ monitoring of a storm in 2017. In this



model, wind and rain storm events represented about 20% of the time period, and contributed approximately 38% (TN), 31% (TP) and 26% (TOC) of total watershed flux over simulated period. These estimates were based on the assumption that the storm-driven nutrient inputs that we observed for the event monitored in 2017 were representative of any storm events of the summer 2016. Yet, the better fit of the water quality model obtained by including such storm inputs (and an associated increase in nutrient load) in 2016 also confirmed the role of these storm events. Nutrient concentrations were the limiting factor for primary production for most of the simulated time-period and was responsible for the deep chlorophyll maximum. During the stratified time-period, storms run-off penetrated the lake at the metalimnion, the depth at which river water density equaled the lake water density. Storms thereby contributed at reinjecting nutrients at the depth of phytoplankton growth, through run-off instead than by vertical mixing of the water column. The disproportionate contribution of pulsed discharge events on the annual nutrient load to lakes has been clearly demonstrated from agricultural and urban watersheds (Carpenter et al. 2018) but also for lakes in colder and more pristine watersheds, such as an arctic lake of similar morphology (MacIntyre et al. 2006) for which a storm event resulted in a stream discharge reaching up to 30 times the base flow and a loading of inorganic nitrogen 10 times the daily needs of phytoplankton. In the current scenario, storms presence/absence had a larger influence on the vertical position of primary production rather than on the average phytoplankton biomass. The depth of the Chl *a* maximum was higher in the *Stormless* scenario, suggesting that deep chlorophyll maximum was partly controlled by nutrient vertical distribution and TOC. In the natural scenario, the effect of storms on the average Chl *a* concentrations was more distinct, likely because pumping after storms in the current scenario might flush down the nutrients brought by the storms or the additional phytoplankton production.

Further attempts to predict changes in mountain lake productivity with climate change shall account for the indirect effect on the watershed nutrient retention capacities (Sickman et al. 2003), which, as for the hydrodynamics, raises some challenges on the methodologies to be deployed on site. If indeed, monitoring of the inflow discharge is hampered by the complex morphology of mountain streams (Wohl and Merritt 2005), recent developments on sensors technologies now allow measuring nutrient concentrations within typical ranges for nutrient-poor waters (nanomolar detection; see Islam et al. 2016).

Altogether, the water quality model was very sensitive to the initial conditions at the beginning of the ice free period. Such a feature, which was not so pronounced for the hydrodynamics model, confirms that the winter phase might exert a long-lasting and prominent effect on the water quality during open water season. Indeed, the snowpack from the preceding winter can affect both the

thermal and nutrient dynamics for the open-waters for several mountain lakes. A smaller snowpack leads to an earlier lake thaw, and thereby warmer lake temperatures during summer (Preston et al. 2016; Roberts et al. 2017). A bigger winter snowpack might either increase nutrient dilution in spring or constitute a further inputs of nutrient depending on the intensity of atmospheric deposition in this area (Kuhn 2001). In lake Emerald, in the Californian Sierra Nevada, dry winters result in a higher phytoplankton biomass for the following summer, as the earlier but slower snow melt favors higher nitrates concentrations and warmer waters at the beginning of the open water seasons (Sadro et al. 2018). In the case of Lake Corne, the model sensitivity to initialization conditions points to the need for a year-round approach to fully account for the open-water quality sensitivity to meteorological drivers.

#### 4.4.4 Effect of pump storage operations

Although the hydroelectrical production was limited in summer in Lake Corne, the pumping activity was sufficient to affect the lake thermal structure. Deep water withdrawal from the water body led to the deepening of the thermocline up to 7 m, consistently to conclusions made on reservoirs of lower elevations (Johnson et al. 2004; Bonalumi et al. 2011; Kobler et al. 2018), along with a decrease in water column stability, and a total energy gain. The pumped storage operations favors the export of deep water (13 m), resulting in a warmer surface temperature, compared to a natural surface flow. At the accuracy level of the water quality model, the pumping operations did not result into significant alterations of the lake water quality, as the nutrient inputs, rather than hydrodynamics, were the dominant drivers of both the chemical concentrations in the lake, such as of the total Chl *a* concentrations in this nutrient-poor system during the open-water season. Yet, the pumping activity modified Lake Corne's sensitivity to meteorological parameters over the simulated period. Under pumping operations, the physical metrics were less sensitive to changes in Secchi depth, as a result of the thermocline deepening by deep cold water withdrawal. Kobler et al. (2018) underlined that pump storage led to such weaker and shorter stratification with subsequent effects on dissolved oxygen and nutrients in a low-altitude lake. Pumping operations, by exporting both nutrients and plankton of the metalimnetic zone also strengthen the ecological effects of storms and light-related parameters (cloudiness).

#### 4.5 Conclusion

Except for emblematic sites (Lake Cadagno in Switzerland, Lake Redo in Spain, Lake Emerald in the US), very few mountain lakes have benefited from long-term, in depth monitoring. While autonomous sensor technologies spread, there is a crucial need to identify which parameters have to be targeted

to reach a process-based understanding of their hydrodynamics and ecology. We proposed here a synthetic heatmap visualization of a modified local sensitivity analysis (i.e. Standard Deviation Sensitivity Analysis). Our study confirms that predicting lake dynamic based on air temperature and lake surface temperature solely may be insufficient. Indeed, the correlation between air temperature and lake temperature largely depends on the stability of other parameters, such as the amount and distribution of short wave radiation into the water column and the watershed dynamic. In the case of alpine catchments, their very strong sensitivity to climatic modifications challenges this assumption so much that indirect watershed-mediated responses might be of equal if not higher importance than direct responses to climate warming (see Leavitt et al., 2009). In the investigated alpine lake, the 3.7 °C (e.g. one standard deviation summer variations over 8 years) air temperature increase would be less affecting the lake thermal structure than an increase by one standard deviation of cloudiness or Secchi depth. Similarly, the biogeochemical response of the lake will be strongest to a standard deviation change in the watershed dynamics and especially to storm events. Altogether, our results shall engage to reinforce and diversify the parameters that are monitored in mountain lakes, amongst which those related to the watershed dynamics and light inputs and penetration within the water column.

Hydrological change through pump-storage operations modified the hydrodynamics and ecological parameters essentially by acting on the metalimnetic depths. Our study was indeed limited to the role of the summer pumping activity, while most of the pumping occurs in winter. Although the winter pumping might affect the lake's conditions under-ice, one might expect that the effect of the hydropower operations intervene essentially during the filling phase. In natural lakes, the thermal structure and nitrate concentrations in the early open-season depends on the balance between the flushing and the nitrate inputs during snowmelt. In the current scenario, snowmelt waters are essentially retained in the lake to restore the "touristic" water level, potentially dampening the role of the winter snowpack on the following open-season.

#### **Compliance with Ethical Standards**

Conflict of Interest: YG works for EDF under Segula Technologies employment. VC works for EDF.

**Acknowledgments:** We want to thank the employees at INRA Thonon for the assistance with fieldwork and lab analysis. We additionally thank EDF (Hydro Engineering Center and Breda-Cheylas powerplant) for their cooperation and data supply. This study was funded by Segula Technologies and Electricité de France.

Les centrales hydroélectriques modulent la sensibilité de l'hydrodynamique et de la qualité de l'eau aux forçages météorologiques dans un réservoir d'altitude

#### 4.6 Supplementary information to “Hydropower operations modulate hydrodynamics and water quality sensitivity to meteorological forcings in a high altitude reservoir”

Yann Guénand<sup>1,2</sup>, Marie-Elodie Perga<sup>3</sup>, Vincent Chanudet<sup>4</sup>, Damien Bouffard<sup>5</sup>.

1 French National Institute for Agricultural Research (INRA), CARRTEL, Université Savoie Mont Blanc, 75bis avenue de Corzent, 74200 Thonon les Bains, France

2 SEGULA Technologies, Savoie Technolac, 73375 Le Bourget du Lac, France

3 Faculty of Geoscience and Environment, University of Lausanne, Lausanne, Switzerland.

4 Hydraulic Engineering Center (CIH), Electricité de France (EDF), Savoie Technolac, 73370 Le Bourget-du-Lac, France

5 Surface Waters Research and Management, Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Sciences and Technology, Kastanienbaum, Switzerland

*Correspondence to:* Yann Guénand, e-mail: [yann.guenand@segula.fr](mailto:yann.guenand@segula.fr)

### Cloudiness determination

While cloudiness is an important parameters for modelling the temporal evolution of a lake, primarily increasing the longwave incoming radiation, this parameter is difficult to obtain in situ and was calculated by comparing theoretical day of the year local downwelling solar radiation to measured downwelling solar radiation.

The extraterrestrial radiation  $G_{on}$ , incident on the plane normal to the radiation on the  $n^{\text{th}}$  day of the year, is given by the following equation (Spencer 1971):  $G_{on} = G_{sc}(1.000110 + 0.034221\cos B + 0.001280\sin B + 0.000719\cos 2B + 0.000077\sin 2B)$ , where  $G_{sc}$  is the solar constant of  $1367\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$ , and  $B$  is given by:  $B = (n - 1) 360/365$ . Then, in order to obtain the clear-sky horizontal beam radiation  $G_{cb}$  for a given location, date, and time, the zenith angle  $\theta_z$  and incidence angle have to be calculated (Reda and Andreas 2008; Myers 2013). This allow us to calculate the corresponding clearness index  $\tau_b$  (an indication of the bulk transmittance of the atmosphere). Hottel (1976) proposed a method, with different climate types reference values, which are given for altitudes less than 2.5km. Thus,  $G_{cb}$  is given by the following equation:  $G_{cb} = G_{on}\tau_b\cos\theta_z$ .

Subsequently, the hill shade calculation was computed, with ArcGIS (9.3.1.) Spatial Analyst toolbar, over the year to reproduce the local effective solar radiation. The solar radiation series for a modeled clear sky is then compared to the available recordings of the observation stations in order to reconstruct the cloudiness time series. In order to maintain a certain integrity, we choose the Deltares method to calculate  $F_c$  (Deltares 2013), the cloudiness, given by:

$$G_{neb} = G_{cb}f(F_c)$$

With:

$$f(F_c) = 1 - 0.4F_c - 0.38F_c^2$$

Finally, this method does not make it possible to determine night cloudiness. In this sense, corresponding night period cloudiness were calculated through linear regression applied between the last shadow-free hour of previous day to the first of the following one.

Les centrales hydroélectriques modulent la sensibilité de l'hydrodynamique et de la qualité de l'eau aux forçages météorologiques dans un réservoir d'altitude

*Table SI1: Calibration parameters for hydrodynamic model*

Parameters	Value
Calculation time step (min)	0.1
Output time step (min)	60
Dalton number for evaporative heat flux (-)	0.0013
Stanton number for heat convection (-)	0.0013
Horizontal eddy viscosity ( $\text{m}^2 \text{s}^{-3}$ )	1
Horizontal eddy diffusivity ( $\text{m}^2 \text{s}^{-3}$ )	10

*Table SI2: Calibrated coefficients used in Delft3D-ECO*

Variable	Description	Value	Unit
<b>COXDEN</b>	Critical oxygen concentration for denitrification	1	$\text{g m}^{-3}$
<b>ExtVIBak</b>	Background extinction visible light	0.08	$\text{m}^{-1}$
<b>ExtVIDOC</b>	VL-specific extinction coefficient DOC	0.3	$\text{m}^2 \text{gC}^{-1}$
<b>ExtVIGreen</b>	VL-specific extinction coefficient greens	0.19	$\text{m}^2 \text{gC}^{-1}$
<b>ExtVIFFL</b>	VL-specific extinction coefficient flagelattes	0.25	$\text{m}^2 \text{gC}^{-1}$
<b>ExtVIBLU</b>	VL-specific extinction coefficient cyanobacterias	0.29	$\text{m}^2 \text{gC}^{-1}$
<b>ExtVIIM1</b>	VL-specific extinction coefficient IM1	0.02	$\text{m}^2 \text{gDM}^{-1}$
<b>ChlaCGRE</b>	Chla/C ratio in greens	25	$\text{mgChla g}^{-1}$
<b>ChlaCFFL</b>	Chla/C ratio in flagellates	33	$\text{mgChla g}^{-1}$
<b>GrtoCBLU</b>	Chla/C ratio in cyanobacterias	20	$\text{mgChla g}^{-1}$
<b>Mort0Green</b>	Mortality rate constant greens	0.45	$\text{day}^{-1}$
<b>Mort0FFL</b>	Mortality rate constant flagellates	0.35	$\text{day}^{-1}$
<b>Mort0BLU</b>	Mortality rate constant cyanobacterias	0.45	$\text{day}^{-1}$
<b>VSedPOC</b>	Sedimentation velocity POC	0.5	$\text{m day}^{-1}$

Les centrales hydroélectriques modulent la sensibilité de l'hydrodynamique et de la qualité de l'eau aux forçages météorologiques dans un réservoir d'altitude

*Table SI3: Summer Mean and SD of parameters studied in the sensitivity analysis. Summer Mean and SD include 8 years of data except for river temperature and secchi depth*

Parameter	Mean	SD
Air Temperature (°C)	8.0	3.7
Cloudiness (%)	49	31
River Flow (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	0.18	0.07
River Temperature (°C)	5.6	1.7
Secchi depth (m)	2.6	0.86
Wind Speed (m.s <sup>-1</sup> )	1.1	0.8

*Table SI4: Statistical results of hydrodynamic and water quality parameters for Actual and Natural scenario*

Limnological index	<i>Current</i>	<i>Current</i>	<i>Natural</i>	<i>Natural</i>
Epilimnion Temperature (°C)	11.4	3.3	10.3	2.9
Metalimnion Temperature (°C)	8.4	2.0	6.0	2.0
Hypolimnion Temperature (°C)	4.8	0.8	4.2	0.2
Thermocline Depth (m)	8.9	3.7	5.8	1.6
Schmidt Stability (J.m <sup>-2</sup> )	128	98	136	106
Heat Content (MJ)	419	116	375	92
Chlorophylle (µgC L <sup>-1</sup> )	4.3	1.2	4.9	1.2
Chlorophylle Max Depth (m)	11.1	4.6	12.1	4.0
Epilimnion DO (%)	87.7	11.2	86.3	10.9
Hypolimnion DO (%)	78.7	9.5	82.3	5.9
TOC (mgC L <sup>-1</sup> )	0.897	0.148	0.854	0.119
TOP (mgP L <sup>-1</sup> )	0.0108	0.0005	0.0112	0.0006
TON (mgN L <sup>-1</sup> )	0.133	0.010	0.134	0.011

Les centrales hydroélectriques modulent la sensibilité de l'hydrodynamique et de la qualité de l'eau aux forçages météorologiques dans un réservoir d'altitude

Table S15: In-situ measurements of biogeochemical parameters in the euphotic zone, benthic zone and for inflow

Date	Depth	COT	COD	Ctot	Corg	Ntot	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ntot	Norg	Ptot	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	MEST	pH	Cond.	TAC
	m	mgC	mgC	mgC	mgC	mgC	mgC L <sup>-1</sup>	mgC	mgC L <sup>-1</sup>	mgC L <sup>-1</sup>	mgC L <sup>-1</sup>	mgC L <sup>-1</sup>	mgC L <sup>-1</sup>	-	μS cm <sup>-1</sup>	meq
30/06/2016	2/5/8m	0.49	0.82	0.16	-	0.12	0.004	0.08	0.007	-	0.012	0.004	-	6.95	15	0.15
21/07/2016	2/5/8/	0.60	0.46	0.22	-	0.08	0.005	0.05	0.025	-	0.005	0.002	-	7.21	15	0.14
22/08/2016	2/4/6m	1.07	1.17	0.91	0.09	0.07	0.008	-	0.073	0.008	0.008	0.007	1.28	7.68	17	0.15
12/09/2016	1/3/5m	1.16	1.11	1.46	0.54	0.13	0.012	0.05	0.121	0.042	0.011	0.009	1.18	7.43	18	0.18
16/11/2016	1/3/5m	1.19	0.92	0.28	0.17	0.13	0.008	0.03	0.026	0.015	0.007	0.007	-	7.35	22	0.17
21/07/2016	25m	0.59	0.57	0.21	-	0.21	0.056	0.06	0.024	-	0.005	0.003	-	6.67	22	0.18
22/08/2016	24m	0.42	0.58	0.21	0.07	0.15	0.054	0.07	0.026	0.008	0.007	0.003	0.95	6.60	22	0.18
12/09/2016	25m	0.45	0.47	0.35	0.41	0.21	0.063	0.10	0.054	0.043	0.011	0.004	1.22	6.55	23	0.19
16/11/2017	25m	1.20	0.99	0.47	0.40	0.10	0.005	0.03	0.059	0.030	0.007	0.007	-	7.01	19	0.10
30/06/2016	(-)	1.05	1.06	0.21	-	0.09	0.002	0.04	0.039	-	0.007	0.003	-	6.64	7	0.08
21/07/2016	(-)	0.62	0.54	0.09	-	0.05	0.003	0.06	0.051	-	0.006	0.002	-	6.83	10	0.09
22/08/2016	(-)	1.25	1.14	0.11	0.05	0.05	0.005	0.05	0.035	0.004	0.003	0.002	0.57	6.77	13	0.09
12/09/2016	(-)	0.52	0.73	0.47	0.40	0.07	0.010	0.05	0.023	0.040	-	0.008	0.40	7.03	12	0.10
16/11/2017	(-)	0.59	0.69	0.14	0.12	0.09	0.004	0.07	0.007	-	0.003	0.002	-	6.78	13	0.14



Table S16: Upper 20 cm sediment set up (Félix-Faure 2018)

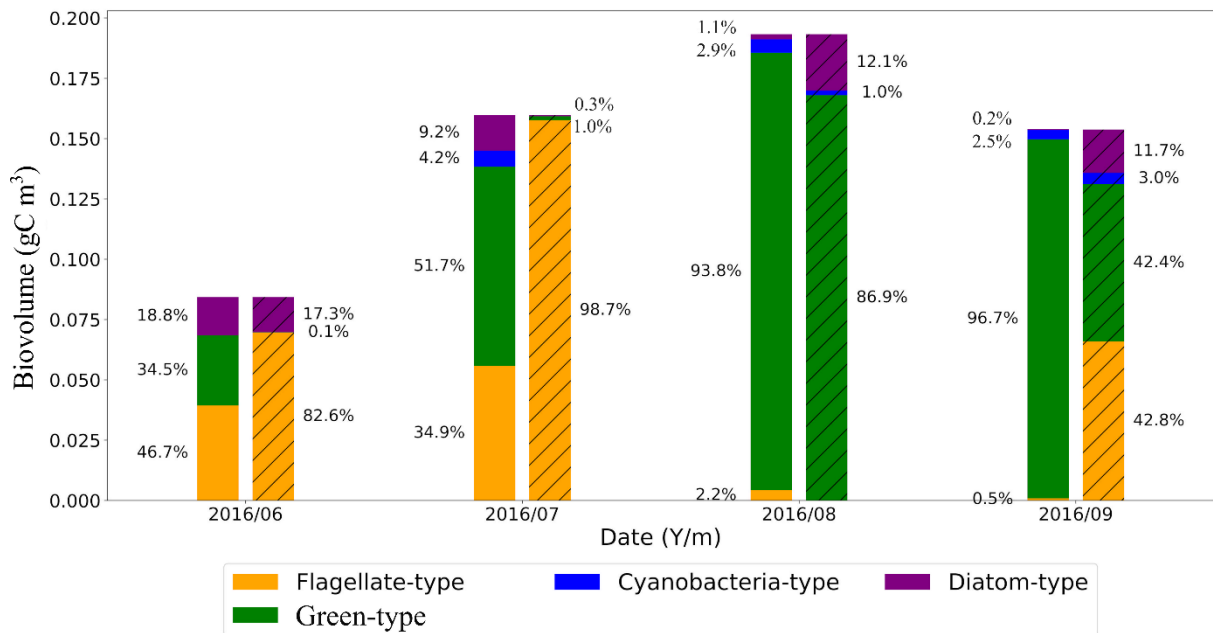
	Layer thickness (cm)	Density (kg m <sup>-3</sup> )	Porosity (-)	Ctot (%)	Ntot (%)	Ptot (%)	SiO2 (%)	Fe (%)
Center	0.1	452.27	0.89	5.13	0.50	0.11	56.08	4.63
	0.2	474.91	0.88	4.83	0.47	0.11	56.72	4.60
	0.3	508.87	0.87	4.33	0.42	0.11	57.77	4.54
	0.6	576.79	0.85	3.42	0.33	0.10	59.54	4.45
	1.8	614.43	0.76	1.43	0.14	0.10	66.10	3.91
	7	425.83	0.83	2.03	0.23	0.10	72.87	3.49
	10	176.39	0.93	5.37	0.57	0.11	83.27	2.17
	Core Mean	324.48	0.88	3.77	0.40	0.11	76.59	2.93
	Core SD	161.75	0.06	1.74	0.18	0.01	7.76	0.82
Cove	0.1	475.50	0.84	8.68	0.86	0.15	79.85	1.67
	0.2	489.30	0.84	8.60	0.85	0.14	79.97	1.70
	0.3	510.01	0.83	8.48	0.85	0.14	80.14	1.75
	0.6	551.42	0.82	8.25	0.85	0.14	80.43	1.82
	1.8	424.49	0.82	7.74	0.81	0.13	81.03	1.90
	7	394.88	0.83	9.42	0.91	0.13	81.96	2.47
	10	354.03	0.85	9.50	0.94	0.11	84.02	2.28
	Core Mean	384.89	0.84	9.25	0.91	0.12	82.80	2.28
	Core SD	44.36	0.01	0.55	0.04	0.01	1.33	0.21

Les centrales hydroélectriques modulent la sensibilité de l'hydrodynamique et de la qualité de l'eau aux forçages météorologiques dans un réservoir d'altitude

Table S17: Phytoplankton sampling analysis

Month	Group	Species	Dominance
June	FRAGILARIOPHYCEAE	<i>Fragilaria</i>	12%
June	CHRYSOPTHYCEAE	<i>Dinobryon cylindricum var. alpinum</i>	82%
July	CHRYSOPTHYCEAE	<i>Dinobryon cylindricum var. alpinum</i>	97%
August	FRAGILARIOPHYCEAE	<i>Fragilaria</i>	11%
August	CONJUGATOPHYCEAE	<i>Gonatozygon brebissonii</i>	18%
August	CONJUGATOPHYCEAE	<i>Cosmarium tinctum Cf.</i>	64%
September	CONJUGATOPHYCEAE	<i>Cosmarium tinctum Cf.</i>	27%
September	CHRYSOPTHYCEA	<i>Dinobryon cylindricum var. alpinum</i>	41%
November	CONJUGATOPHYCEAE	<i>Cosmarium tinctum Cf.</i>	77%

Figure SI1: Comparison between modelled (left) and observed (right hatched) seasonal variation in planktonic communities.



Based on samplings, the green- and flagellates-types dominated the phytoplankton assemblage during the whole survey. The flagellates-type (>99% of the biovolume was represented by the chrysophyceae *Dinobryon cylindricum var. alpinum*) largely dominated at the beginning of the summer season (June and July) and got substituted by the green-algae type (the conjugatophyceae *Cosmarium tinctum* and *Gonatozygon brebissonii*) in August. The green-type and flagellate-type algae thereafter codominated in fall. For the whole survey, the proportions of diatom- (<17% of total biovolume) and cyanobacteria-type (< 3%) algae were low. The model roughly captured the algal group dominance, along with the switch from the flagellate- to the green-algae types in mid-summer, but, it overestimated the contribution of the green-algae type during the studied time-period. As *in situ* sampling indicated that the zooplankton biomass was dominated by rotifers (*Conochilus unicornis*), we closed the food web at the phytoplankton level with a mortality rate depending on biomass and temperature.

Table S18: Hydrodynamic SDS

	Forcing parameters	Epilimnion	Metalimnion	Hypolimnion	Thermocline Depth	Schmidt	Heat
<i>Current</i>	Air Temperature (°C)	0.33	0.20	0.33	0.06	0.32	0.29
	Cloudiness (%)	0.46	0.47	0.44	0.29	0.36	0.40
	River Flow (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	0.25	0.18	0.32	0.01	0.25	0.22
	River Temperature (°C)	0.16	0.19	0.32	0.08	0.12	0.13
	Secchi depth (m)	0.06	0.02	0.30	0.06	0.07	0.04
	Wind Speed (m s <sup>-1</sup> )	0.11	0.61	0.28	0.46	0.03	0.20
	Stormless (-)	0.22	0.21	0.25	0.05	0.18	0.19
<i>Natural</i>	Air Temperature (°C)	0.29	0.06	0.17	0.20	0.30	0.27
	Cloudiness (%)	0.46	0.22	0.25	0.26	0.36	0.4
	River Flow (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	0.24	0.06	0.11	0.05	0.24	0.22
	River Temperature (°C)	0.16	0.09	0.08	0.07	0.12	0.13
	Secchi depth (m)	0.03	0.03	0.03	0.23	0.06	0.03
	Wind Speed (m s <sup>-1</sup> )	0.21	0.35	0.72	0.8	0.05	0.29
	Stormless (-)	0.21	0.07	0.11	0.11	0.18	0.18
<i>Difference</i>	Air Temperature (°C)	0.04	0.14	0.17	-0.14	0.02	0.02
	Cloudiness (%)	0.01	0.26	0.19	0.04	0.00	-0.01
	River Flow (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	0.02	0.12	0.20	-0.03	0.01	0.01
	River Temperature (°C)	0.00	0.10	0.23	0.01	0.00	0.00
	Secchi depth (m)	0.03	0.00	0.28	-0.16	0.01	0.02
	Wind Speed (m s <sup>-1</sup> )	-0.10	0.25	-0.44	-0.34	-0.03	-0.09
	Stormless (-)	0.00	0.14	0.14	-0.07	0.00	0.01

Table S19: Water quality SDS

	Forcing parameters	Chla	Max Depth Chla	Epilimnion	Hypolimnion	TOC	TOP	TON
<i>Current</i>	Air Temperature (°C)	0.12	0.21	0.15	0.07	0.00	0.00	0.00
	Cloudiness (%)	0.46	0.67	0.28	0.09	0.27	0.00	0.00
	River Flow (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	0.10	0.05	0.10	0.05	0.00	0.00	0.00
	River Temperature (°C)	0.05	0.07	0.06	0.08	0.00	0.00	0.00
	Secchi depth (m)	0.05	0.03	0.03	0.01	0.07	0.00	0.00
	Wind Speed (m s <sup>-1</sup> )	0.07	0.10	0.10	0.17	0.07	0.00	0.00
	Stormless (-)	0.10	0.83	0.12	0.22	1.01	0.00	2.08
<i>Natural</i>	Air Temperature (°C)	0.13	0.15	0.11	0.13	0.08	0.00	0.00
	Cloudiness (%)	0.56	0.37	0.25	0.17	0.25	0.00	0.00
	River Flow (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	0.08	0.05	0.09	0.04	0.08	0.00	0.00
	River Temperature (°C)	0.07	0.06	0.04	0.04	0.08	0.00	0.00
	Secchi depth (m)	0.02	0.01	0.06	0.05	0.00	0.00	0.00
	Wind Speed (m s <sup>-1</sup> )	0.07	0.15	0.10	0.18	0.08	0.00	0.00
	Stormless (-)	0.17	0.84	0.09	0.35	1.01	0.00	0.92
<i>Difference</i>	Air Temperature (°C)	-0.01	0.07	0.05	-0.06	-0.08	0.00	0.00
	Cloudiness (%)	-0.10	0.30	0.03	-0.07	0.02	0.00	0.00
	River Flow (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	0.03	-0.01	0.01	0.01	-0.08	0.00	0.00
	River Temperature (°C)	-0.02	0.01	0.01	0.05	-0.08	0.00	0.00
	Secchi depth (m)	0.03	0.02	-0.03	-0.04	0.07	0.00	0.00
	Wind Speed (m s <sup>-1</sup> )	0.00	-0.05	0.00	-0.01	-0.02	0.00	0.00
	Stormless (-)	-0.07	-0.01	0.03	-0.13	0.00	0.00	1.17

## 5 Effets du prélèvement sélectif sur la structure thermique et la qualité de l'eau dans les réservoirs d'altitude

Yann Guénand<sup>1,2</sup>, Marie-Elodie Perga<sup>3</sup>, Vincent Chanudet<sup>4</sup>, Agnès Bariller<sup>4</sup>, Damien Bouffard<sup>5</sup>.

1 French National Institute for Agricultural Research (INRA), CARRTEL, Université Savoie Mont Blanc, 75bis avenue de Corzent, 74200 Thonon les Bains, France

2 SEGULA Technologies, Savoie Technolac, 73375 Le Bourget du Lac, France

3 Faculty of Geoscience and Environment, University of Lausanne, Lausanne, Switzerland.

4 Hydraulic Engineering Center (CIH), Electricité de France (EDF), Savoie Technolac, 73370 Le Bourget-du-Lac, France

5 Surface Waters Research and Management, Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Sciences and Technology, Kastanienbaum, Switzerland

### 5.1 Introduction

Les énergies hydroélectriques, de par leur flexibilité, sont appelées à se développer pour un mix énergétique durable. Remplir les objectifs énergétiques à l'horizon 2040 impose toutefois de doubler la capacité hydroélectrique mondiale, et donc de créer autant d'infrastructures hydroélectriques sur la période 2015-2040 qu'au cours du siècle précédent (IEA 2012; WEC 2016). A ce jour, 48% du volume fluvial mondial est affecté par des infrastructures de barrage (Grill et al. 2015), avec des conséquences notables sur les dynamiques hydrologiques (saisonnalité et intensité), sédimentaires et écologiques des rivières et fleuves (Lehner et al. 2011; Grill et al. 2015; Gabbud and Lane 2016) mais aussi des lacs et réservoirs (Bonalumi 2012; Bermúdez et al. 2015; Kobler et al. 2018). Avec le doublement des capacités hydroélectriques, la quasi-totalité des eaux de surface seraient sous influence des infrastructures de barrages (Grill et al. 2015), avec des conséquences mondiales sur l'hydrologie et la qualité des eaux de surfaces.

Dans cette recherche d'optimisation de la mise en exploitation des ressources en eau disponibles, et en raison de leur potentiel hydroélectrique important, les masses d'eaux de haute altitude sont les cibles principales des programmes hydroélectriques (Baron 2002; Dharmadhikary 2008; Finer and Jenkins 2012; Grumbine and Pandit 2013; Walker et al. 2016). Les programmes hydroélectriques en milieu de montagne incluent la construction de nouvelles infrastructures et l'expansion des réservoirs actuels et le développement des stations de transfert d'énergie par pompage (Gurung et al. 2016b).

## Effets du prélèvement sélectif sur la structure thermique et la qualité de l'eau dans les réservoirs d'altitude

Or, ces zones de montagne, qui couvrent 22% de la surface de la planète (FAO 2014), jouent aussi un rôle crucial d'approvisionnement en eau pour les sociétés humaines, puisque près de la moitié de la population mondiale dépend des ressources en eau de montagne pour la consommation, l'irrigation, l'industrie et l'hydroélectricité (Barnett et al. 2005). La transformation de lacs naturels en réservoirs hydro-électriques modifie le temps de résidence hydrologique mais perturbe aussi le flux naturel, gravitaire des masses d'eaux. Par exemple, l'exutoire naturel des lacs de montagne consiste essentiellement en un trop-plein de surface tandis que l'eau turbinée est soustraite à des profondeurs fixes et plus basses dans les réservoirs de barrage. L'eau soustraite d'un barrage a donc des caractéristiques physiques (température) et chimiques différentes des eaux d'exutoire de trop plein. Leur renvoi dans des rivières aval ou dans un second réservoir conduit ainsi à rompre le continuum naturel des eaux, avec des impacts écologiques potentiels non négligeables pour l'aval (Pringle et al. 2000; Dudgeon et al. 2006; Freeman and Marcinek 2006; Carlisle et al. 2011), ainsi que pour les réservoirs mêmes (Weber et al. 2017; Kobler et al. 2018 ; chapitre 3). Si la profondeur de soustraction ou de renvoi des eaux exploitées pour l'hydroélectricité est un paramètre crucial pour la qualité de l'eau des réservoirs (Weber et al. 2017; Kobler et al. 2018 ; chapitre 3), la mise en exploitation et l'extension des réservoirs de montagne existants devraient donc explicitement inclure ce paramètre pour ne pas compromettre la qualité des eaux de montagne.

Face à ces problématiques, le développement de techniques dites de pompage sélectif (Smet et al. 2002), a été implémenté dans de nombreux ouvrages, rendant possible la prise d'eau de manière sélective à une profondeur offrant la qualité d'eau requise (température, oxygène, sédiment) pour minimiser les impacts environnementaux sur l'hydrosystème (Gelda and Effler 2007; Çalıřkan and Elçi 2009; Shammaa and Zhu 2010) ou afin d'optimiser les solutions de traitement de l'eau dans le cas de problématiques de distribution d'eau potable (Bertone et al. 2016). Différentes solutions de pompage sélectif existent et peuvent être résumées en 2 types de systèmes. Le premier intègre la mise en place de plusieurs prises d'eau à différente hauteur sur le barrage. L'ouverture sélective des prises d'eau permet alors de contrôler les profondeurs, potentiellement multiple, d'abduction d'eau. Le deuxième, nécessitant moins de travaux d'infrastructures, consiste à rajouter une extension au niveau de la prise d'eau initiale, souvent en profondeur, avec un coude flexible. La profondeur de l'extrémité de l'extension peut alors être contrôlée par un système de câble (Smet et al. 2002), permettant ainsi un contrôle fin de la profondeur d'abduction.

Malgré leur importance socio-écologique croissante (Viviroli et al. 2007) et leur forte exposition aux changements climatiques (Moser et al. 2019), les lacs alpins dans un contexte de modification de leurs hydrologie demeurent peu étudiés. Pourtant, la gestion multifonctionnelle future des ressources en eau est appelée à un développement adaptatif et plus équilibré, visant à minimiser les impacts

Effets du prélèvement sélectif sur la structure thermique et la qualité de l'eau dans les réservoirs d'altitude hydrologiques et écologiques en aval, en fonction des projections climatiques locales. Des recommandations dans le management de ces ressources doivent donc être déterminés afin d'aider les gestionnaires d'eau à adapter leurs modes de fonctionnement. Nous visons ici à étudier la sensibilité des modalités de gestion de l'énergie hydroélectrique (profondeurs de raccordement et de soutirage ainsi que la temporalité des rejets) et leur contrôle sur la qualité de l'eau d'un réservoir hydroélectrique de haute altitude pendant la saison des eaux libres. Nous avons émis l'hypothèse que les impacts des opérations de pompage-stockage (PS), dans un contexte de système très sensible aux conditions environnementales, sont principalement dus (1) à la profondeur de réaffectation entre les deux masses d'eau, (2) à la dynamique temporelle des opérations de pompage-stockage (i.e. « temporalité »). Sur la base d'un modèle hydro-biogéochimique tridimensionnel (3D) développé pour un triplet de réservoirs exploités en pompage turbinage (chapitre 4), nous avons simulé la structure thermique et la qualité de l'eau du réservoir soustrait et du réservoir récepteur pour un ensemble de scénarios, croisant différentes profondeurs d'admission et d'absorption. Les résultats de simulations ont été comparés à un scénario de référence sans opération de pompage (i.e. un contrôle interne de conditions Naturelles) afin d'évaluer quels seraient les scénarios de gestion qui induiraient le moins de perturbations par rapport aux conditions naturelles (« scénarios de gestion optimale »).

## 5.2 Matériel et Méthodes

### 5.2.1 Site d'étude

Cette étude se concentre sur le plateau de Sept-Laux (45 ° 13'23.5 "N 6 ° 04'36.7" E, Fig. 1), dans les Alpes du Nord françaises. Nous avons spécifiquement étudié le lac Corne oligo-mésotrophe (2098 m d'altitude, Figure 37,



Effets du prélèvement sélectif sur la structure thermique et la qualité de l'eau dans les réservoirs d'altitude

Tableau 8). Une digue de 2 m de haut a été construite pour les besoins du PS en 1976, avec une connexion aux deux lacs voisins (les lacs Cos et Sagne). L'opération de stockage par pompage est principalement réalisée en hiver avec un prélèvement d'eau profonde (à 13 m de profondeur) du lac Corne dans le lac Cos (pompage actif de  $0,30 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). Pendant ce temps, le lac Corne est alimenté à la surface par une autre opération de stockage par pompage qui prélève de l'eau profonde (13 m de profondeur) du lac Sagne (pompage de  $0,15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). Les lacs Corne et Sagne connaissent une nette diminution du niveau de l'eau pendant l'hiver et atteignent leurs niveaux les plus bas en mars avant d'être remplis par la fonte des neiges. Tout au long de la période d'eau libre, un pompage temporaire se produit en réponse à l'hydrologie (activation automatique de la condition du niveau d'eau).

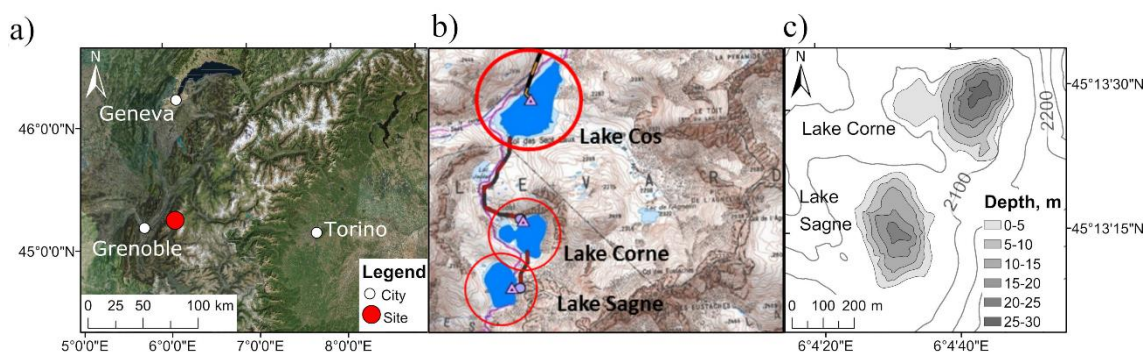


Figure 37: Localisation du site d'étude (a), topographie et position des réservoirs sur le site (b) et bathymétries et topographie locale des 2 lacs d'étude (c)

Tableau 13: Caractéristiques physiques des lacs

Lacs	Cos	Corne	Sagne
Altitude (m)	2181	2098	2065
Surface du BV (ha)	294	96	104
Surface du lac (ha)	20	8.7	6.5
Volume ( $\text{hm}^3$ )	3.42	1.45	0.62
Prof. max. (m)	41	26	21
Prof. moy. (m)	24	13	9
Surface littorale (%)	13	24	16
Marnage (m)	30	13	13
Prise en glace (mois)	6-7	7-8	7-8

## 5.2.2 Modèle numérique et scénarios

### Profondeurs de pompage

Notre travail sur les scénarios d'exploitations porte sur l'effet de la profondeur de la connexion et du retrait de pompage et amenée d'eau. Un ensemble de scénarios avec des profondeurs d'admission et d'absorption croisées a été simulé et comparé à un scénario de référence sans opération (naturel). Ainsi, les scénarios de fonctionnement hydrologique SCx-y décrivent une connexion entre le lac Sagne, avec une prise d'eau à x m de profondeur et le lac de Corne, avec une profondeur d'amenée à Corne est à y mètres de profondeur), auxquels s'ajoute le scénario codifié CCz spécifiant la prise de Corne à z mètre de profondeur débouchant sur le lac amont de Cos. Le nom générique des scénarios est donc SCx-y\_CCz (Figure 38a). Pour exemple, le scénario de gestion actuel est codifié SC13-1\_CC13, avec les eaux du lac Sagne pompées à 13m de profondeur pour être injectées en surface du lac Corne (SC13-1), ces dernières étant également prélevées à une profondeur de 13m pour être transférées en surface du lac Cos (CC13).

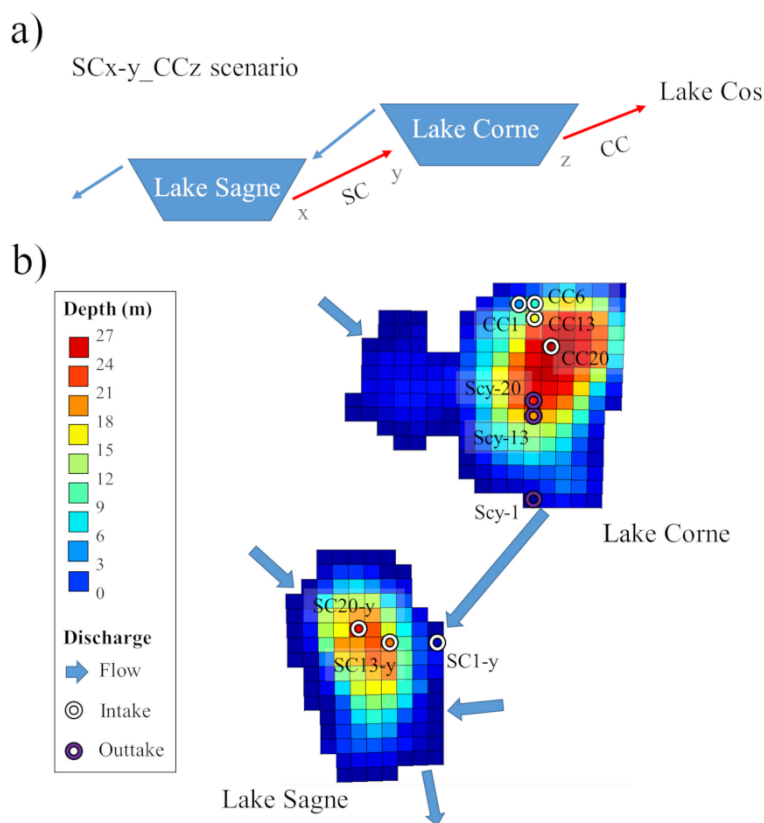


Figure 38: Schéma des scénarios de mise en exploitation des lacs de Corne et Sagne. Les connexions naturelles (flèches bleues) et anthropiques par pompage (flèches rouges) sont représentées (a). La grille de calcul numérique (hydrodynamique et qualité d'eau), intégrant la bathymétrie des 2 lacs, est figurée (b). La localisation des affluents naturels (flèches bleues) ainsi que les positions des connexions

Effets du prélèvement sélectif sur la structure thermique et la qualité de l'eau dans les réservoirs d'altitude artificielles (cercle blanc pour les prises d'eau, cercle violet pour les sorties) en fonction des scénarios d'exploitation sont indiqués.

Nous avons choisi d'étudier l'effet des prises d'eau de profondeur (1 m), moyennes (13 m) et profondes (20 m) à Sagne, avec les mêmes profondeurs pour la connexion de sortie avec Corne, ainsi que pour les profondeurs de retrait du réservoir Corne. Nous testons également une profondeur de retrait égale à la moyenne de la profondeur de la thermocline naturelle, estimée à 6 m (chapitres 3 et 4), ce qui nous donne un ensemble total de 36 scénarios. La localisation des connexions hydrauliques (*Intake* et *Outtake*) correspond aux possibilités induites par la morphologie du point de vue de la gestion réelle (Figure 38b).

Tous les scénarios sont exécutés avec des données de forçage comme les conditions environnementales de l'année 2016 pour la période d'observation en eaux libres observée (chapitre 3).

### 5.2.3 Analyse statistique

Les simulations sont comparées statistiquement sur la base de leurs paramètres thermiques (températures épi- et hypolimnétiques, températures de sortie potentielles, profondeur de la thermocline, stabilité des masses d'eau et énergie interne) et de leurs paramètres biochimiques (concentrations moyennes d'oxygène dissous, d'azote total, de phosphore et de carbone dans la colonne d'eau, ainsi que des concentrations de Chl a). La profondeur de la thermocline ( $Z_t$ ) et la stabilité de Schmidt ( $S$ ) sont calculées à l'aide du package *rLakeAnalyzer* (Read et al. 2011). L'énergie interne (IE) est calculée en fonction des profils de température et de l'hypsométrie du lac. Le modèle de base (chapitre 4) montrait de bonnes performances dans la simulation de l'ensemble des paramètres thermiques et pour la plupart des paramètres chimiques, les performances étaient moindres pour les paramètres phytoplanctoniques (et notamment la composition des cortèges algaux) et sont donc limités aux caractéristiques de la dynamique en Chl a.

L'effet d'un scénario SCxy-CCz est compilé pour chaque paramètre en tant que variation de la sortie moyenne par rapport à l'état de référence naturel, pour chaque localisation simulée (lac de Corne, de Sagne et aval de l'ensemble du système), permettant ainsi l'analyse de comparaisons de scénarios (SCA). Une analyse de similarité et une classification hiérarchique sont appliquées afin de regrouper les scénarios générant des effets similaires sur la thermique et la qualité de l'eau, par la méthode des moindres carrés à l'aide du logiciel *NbClust R* (Charrad et al. 2015), sur des valeurs SCA limitées à leur 85<sup>ème</sup> quantile. La lisibilité de la figure est encore simplifiée en ordonnant les groupes en fonction de la diminution des valeurs absolues des valeurs SCA.

## 5.3 Résultats

### 5.3.1 Sagne

Les valeurs de référence du scénario *Naturel* pour le lac de Sagne sont données dans le Tableau 14.

	Moyenne	ET
<b>Te (°C)</b>	9,6	3
<b>Th (°C)</b>	4,4	0,5
<b>Zt (m)</b>	6,8	1,4
<b>S (J.m<sup>-2</sup>)</b>	107	90
<b>EI (MJ)</b>	356	94
<b>Chla (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	2,3	0,8
<b>Prof. Chla (m)</b>	9,3	2
<b>OD (%)</b>	81	7
<b>TOC (mgC.L<sup>-1</sup>)</b>	0,77	0,1
<b>TP (mgP.L<sup>-1</sup>)</b>	0,136	0,01
<b>TN (mgN.L<sup>-1</sup>)</b>	0,011	0,0006

Tableau 14: Moyennes et écarts-type (ET) des paramètres physico-chimiques du scénario naturel pour le lac Sagne. Te (température de l'épilimnion), Th (température de l'hypolimnion), Zt (profondeur de la thermocline), S (stabilité de Schmidt), EI (Energie interne), Chla (Chlorophylle a), OD (oxygène dissous)

L'assemblage statistique des scénarios de modifications de hydrologique résulte en un regroupement de 3 clusters, correspondant chacun à une profondeur de pompage dans Sagne (Figure 39, Tableau 15).

Le Cluster 1 (SC20-y\_CCz) présente les modifications les plus fortes des paramètres d'observation bio-physicochimiques. La thermocline subit un enfoncement de ~4,6m, accompagné d'un réchauffement moyen de 1,6°C la zone hypolimnétique, d'une augmentation de 16% de l'énergie accumulée dans le système lacustre et une diminution de 25% de la stabilité thermique du système. La concentration en Chla connaît une augmentation importante pour le milieu (+1.5µg.L<sup>-1</sup>, soit +65%) accompagnée par un enfoncement du pic de Chla (+1,4m). Le système enregistre un enrichissement relatif en TOC (+26%) et une diminution importante du phosphore total (-33%).

Le Cluster 2 (SC20-y\_CCz) exprime des modifications moins importantes que le cluster précédent. La thermocline connaît tout de même un enfoncement de ~4m, avec un réchauffement modéré de sa colonne d'eau (+0,6°C) et une augmentation de son énergie interne (+12%). En contrepartie, la stabilité thermique moyenne du système est diminuée (-17%). Le cluster 2 connaît également une

Effets du prélèvement sélectif sur la structure thermique et la qualité de l'eau dans les réservoirs d'altitude

augmentation importante pour le milieu (+1,3µg.L<sup>-1</sup>) accompagné par un enfoncement du pic de Chla (+1,7m), un enrichissement en TOC (+22%) et une diminution du TP (-16%).

Enfin le cluster 3 intègre les scénarios où le pompage dans Sagne s'opère en surface (SC1-y\_CCz). Ce cluster se définit par des impacts limités pour la composante physique avec cependant une augmentation de la Chla (+1.7µg.L<sup>-1</sup>) et un enfoncement de ~3m de la profondeur de maximum de Chla. L'augmentation en TOC est plus modéré (+13%), tout comme la diminution en TP (-16%).

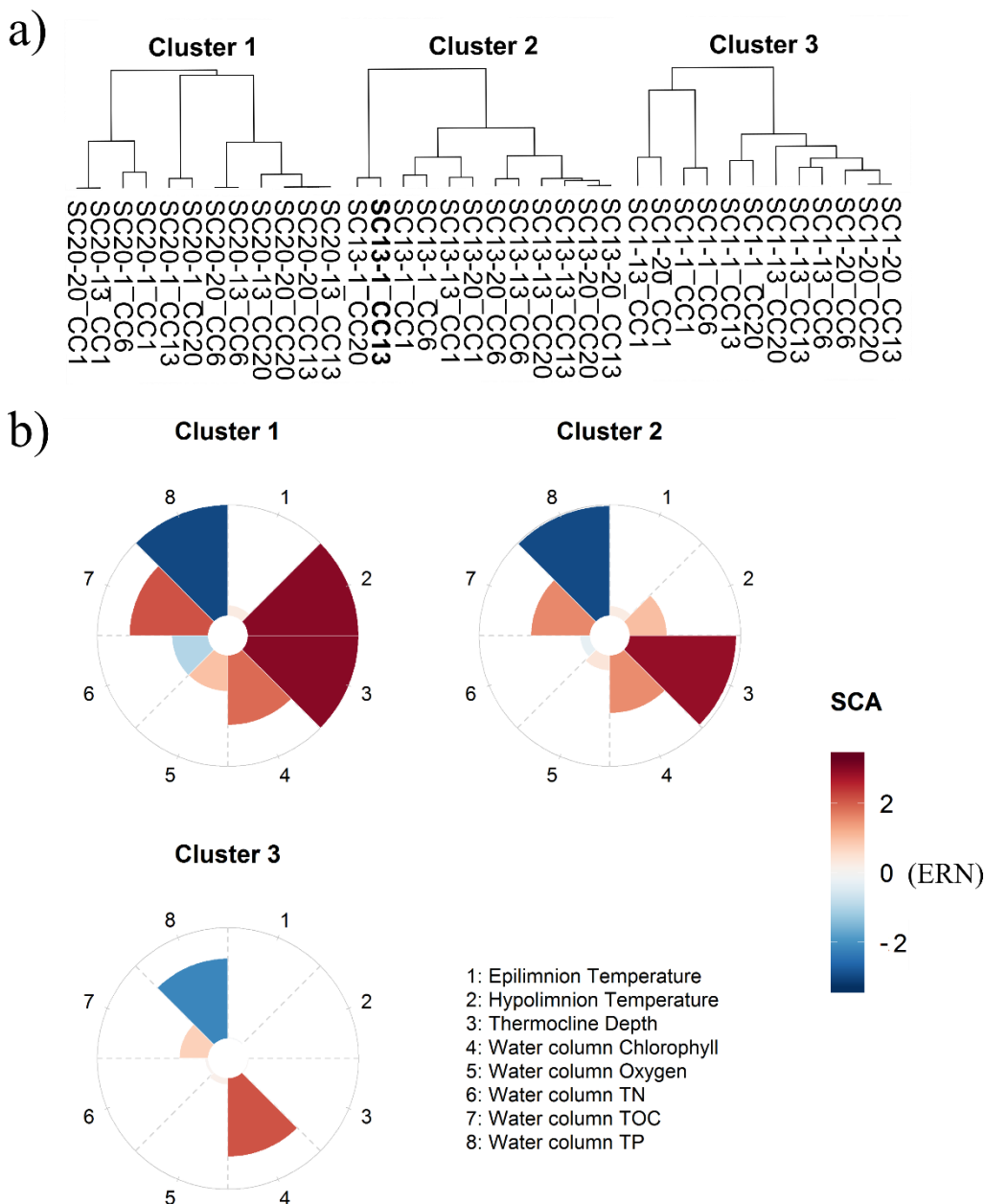


Figure 39: Regroupement hiérarchique (a) et Snail plot (b) des scénarios de management SCx\_y-CCz pour le lac Sagne en fonction des modifications des paramètres physico-chimiques par rapport à un état de référence Naturel (ERN, SCA=0)

Effets du prélèvement sélectif sur la structure thermique et la qualité de l'eau dans les réservoirs d'altitude

CLUSTER	Te	Th	Zt	S	EI	Chla	Prof Chla	OD	TOC	TP	TN
1	0.29	3.23	3.30	-0.30	0.61	1.89	0.69	0.98	2.13	-4.50	-0.98
2	0.27	1.01	2.89	-0.20	0.45	1.57	0.85	0.42	1.60	-2.97	-0.27
3	-0.04	0.02	0.03	-0.10	-0.06	2.12	1.70	0.18	0.78	-2.17	0.08

Tableau 15: Modifications moyenne des paramètres physicochimiques des clusters pour le lac Sagne en pourcentage de la moyenne du scénario de référence (Naturel)

### 5.3.2 Corne

Les valeurs de référence du scénario *Naturel* pour le lac de Corne sont données dans le Tableau 16.

	Moyenne	ET
Te (°C)	10,4	2,8
Th (°C)	4,5	0,5
Zt (m)	5,8	1,6
S (J.m <sup>-2</sup> )	136	106
EI (MJ)	375	92
Chla (µg.L <sup>-1</sup> )	4,9	1,2
Prof. Chla (m)	12,1	4
OD (%)	86	5,7
TOC (mgC.L <sup>-1</sup> )	0,85	0,12
TP (mgP.L <sup>-1</sup> )	0,0112	0,0006
TN (mgN.L <sup>-1</sup> )	0,134	0,011

Tableau 16: Moyennes et écarts-type (ET) des paramètres physico-chimiques du scénario naturel pour le lac Corne.

Le traitement statistique permet de regrouper l'ensemble des scénarios appliqués en 4 clusters (Figure 40, Tableau 17). Dans l'ensemble des simulations, la température de l'hypolimnion, la position de la thermocline et la teneur en phosphore total (TP) sont les paramètres les plus affectés, par rapport à leurs variabilités naturelles, par les profondeurs de pompage/injection.

Effets du prélèvement sélectif sur la structure thermique et la qualité de l'eau dans les réservoirs d'altitude

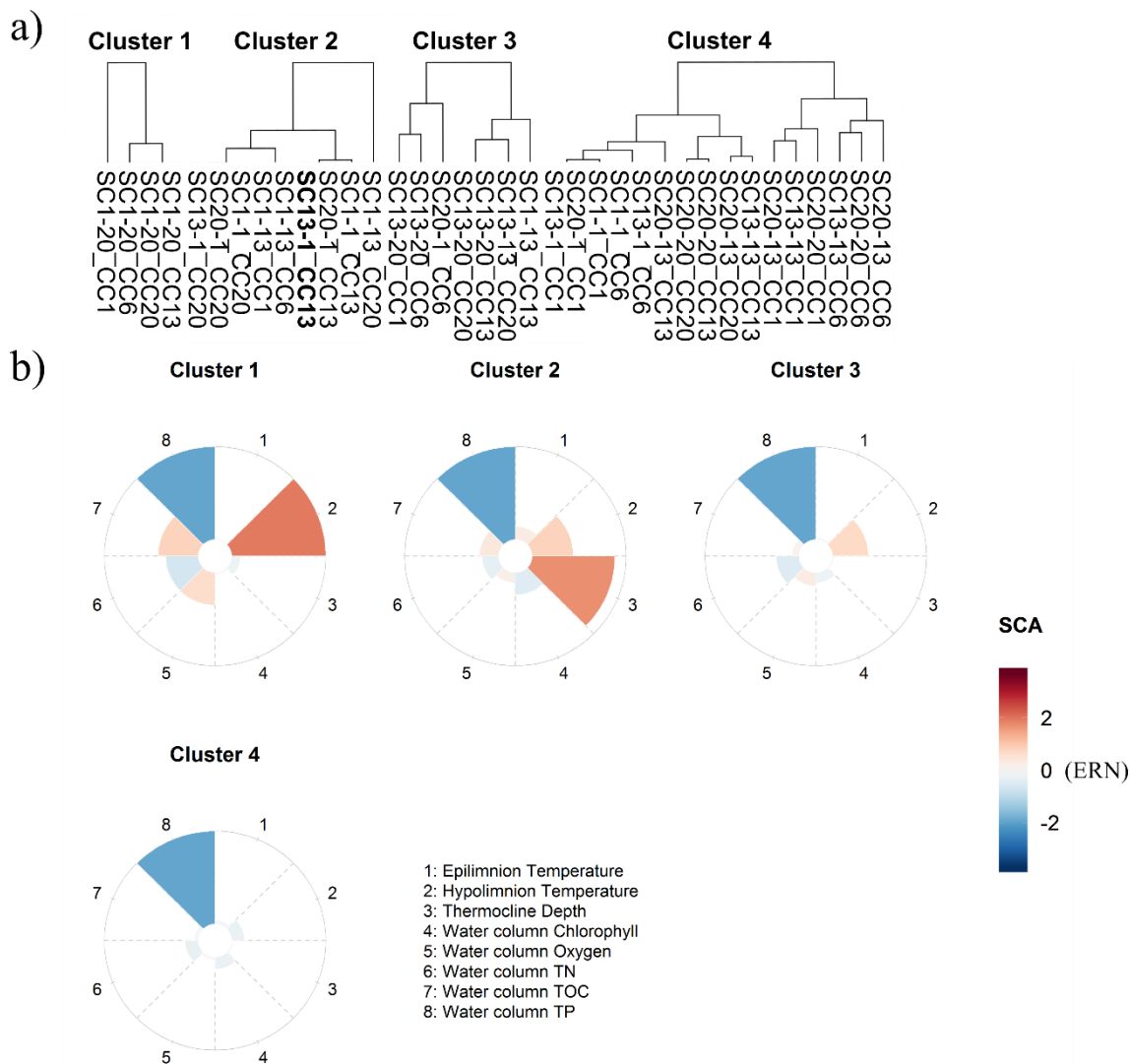


Figure 40: Regroupement hiérarchique (a) et Snail plot (b) des scénarios de management SC<sub>x</sub>\_y-CC<sub>z</sub> pour le lac Corne en fonction des modifications des paramètres physico-chimiques par rapport à un état de référence Naturel (ERN, SCA=0)

CLUSTER	Te	Th	Zt	S	EI	Chla	Prof Chla	OD	TOC	TP	TN
1	0,03	3,94	-0,19	-0,17	0,35	0,04	-0,89	0,68	0,84	-4,17	-0,67
2	0,28	0,85	1,72	-0,10	0,47	-0,47	-0,59	0,22	0,40	-3,56	-0,34
3	-0,04	0,75	0,03	-0,05	0,09	-0,21	-0,68	0,28	0,15	-3,69	-0,47
4	-0,09	-0,27	-0,03	-0,04	-0,04	-0,26	-0,24	0,06	-0,09	-3,33	-0,28

Tableau 17: Moyenne des SCA des paramètres physicochimiques des clusters pour le lac Corne. Te (température de l'épilimnion), Th (température de l'hypolimnion), Zt (profondeur de la thermocline), S (stabilité de Schmidt), EI (Energie interne), Chla (Chlorophylle a), OD (oxygène dissous)

Le cluster 1, comprenant les scénarios de type SC1-20\_CCz, représente les effets de transfert de masse d'eau provenant de l'épilimnion d'un lac vers l'hypolimnion d'un second. Il en résulte une augmentation moyenne de la température de l'hypolimnion (~2°C) et d'une diminution de la

Effets du prélèvement sélectif sur la structure thermique et la qualité de l'eau dans les réservoirs d'altitude

stratification moyenne de 13%, favorisant une fin de stratification plus précoce de ~5 jours. Ces modifications physiques s'accompagnent d'une remontée de ~3,6m de la profondeur du maximum de Chla, complétée d'une réduction de 22% de la concentration moyenne en TP ( $2,5\mu\text{g.L}^{-1}$ ) (Tableau 17).

Le cluster 2 regroupe plutôt les schémas de connexion hydrologique impactant la zone métalimnétique via une combinaison de pompage de la zone benthique de Sagne réinjecté dans l'épilimnion ou la zone métalimnétique de Corne, soit par un pompage de la zone métalimnétique de Corne. Ce groupement se caractérise par une remontée moyenne de la thermocline de 2,8m avec un refroidissement de ~9% de la température sur l'ensemble de la colonne d'eau, provoquent tout de même une prolongation de la période de stratification de ~4 jours. Ces modifications physiques s'accompagnent d'une remontée de la profondeur de maximum de Chla (~2,4m), ainsi que d'une diminution de 19% du TP sur la colonne d'eau et de 12% de la moyenne de Chla.

Le Cluster 3 associe les scénarios avec transfert d'origine métalimnétique (Sagne) dans l'hypolimnion (Corne). Les composantes sont peu modifiées (<10%) tandis que le TP est réduit de ~20%, tout comme la profondeur du maximum de Chla.

Enfin les scénarios classés dans le Cluster 4 représentent les configurations d'échanges entre même zone thermique. Ce Cluster ne montre pas de modifications importantes en dehors d'une réduction de ~18% du TP sur la colonne d'eau.

### 5.3.3 Aval

Les valeurs de référence du scénario *Naturel* pour l'exutoire du système Corne-Sagne sont données dans le Tableau 18.

	Moyenne	ET
<b>T (°C)</b>	12	4,4
<b>Chla (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	4,7	2,1
<b>OD (%)</b>	97,9	5,5
<b>TOC (<math>\text{mgC.L}^{-1}</math>)</b>	1,18	0,18
<b>TP (<math>\text{mgP.L}^{-1}</math>)</b>	0,0074	0,0009
<b>TN (<math>\text{mgN.L}^{-1}</math>)</b>	0,118	0,014

Tableau 18: Moyennes et écarts-type (ET) des paramètres physico-chimiques du scénario naturel pour l'aval de l'ensemble Corne-Sagne. T (température), Chla (Chlorophylle a)



Effets du prélèvement sélectif sur la structure thermique et la qualité de l'eau dans les réservoirs d'altitude

L'assemblage statistique des scénarios de modifications de hydrologique résulte en un regroupement de 4 clusters, correspondant chacun à une profondeur de pompage dans Corne (Figure 41, Tableau 19).

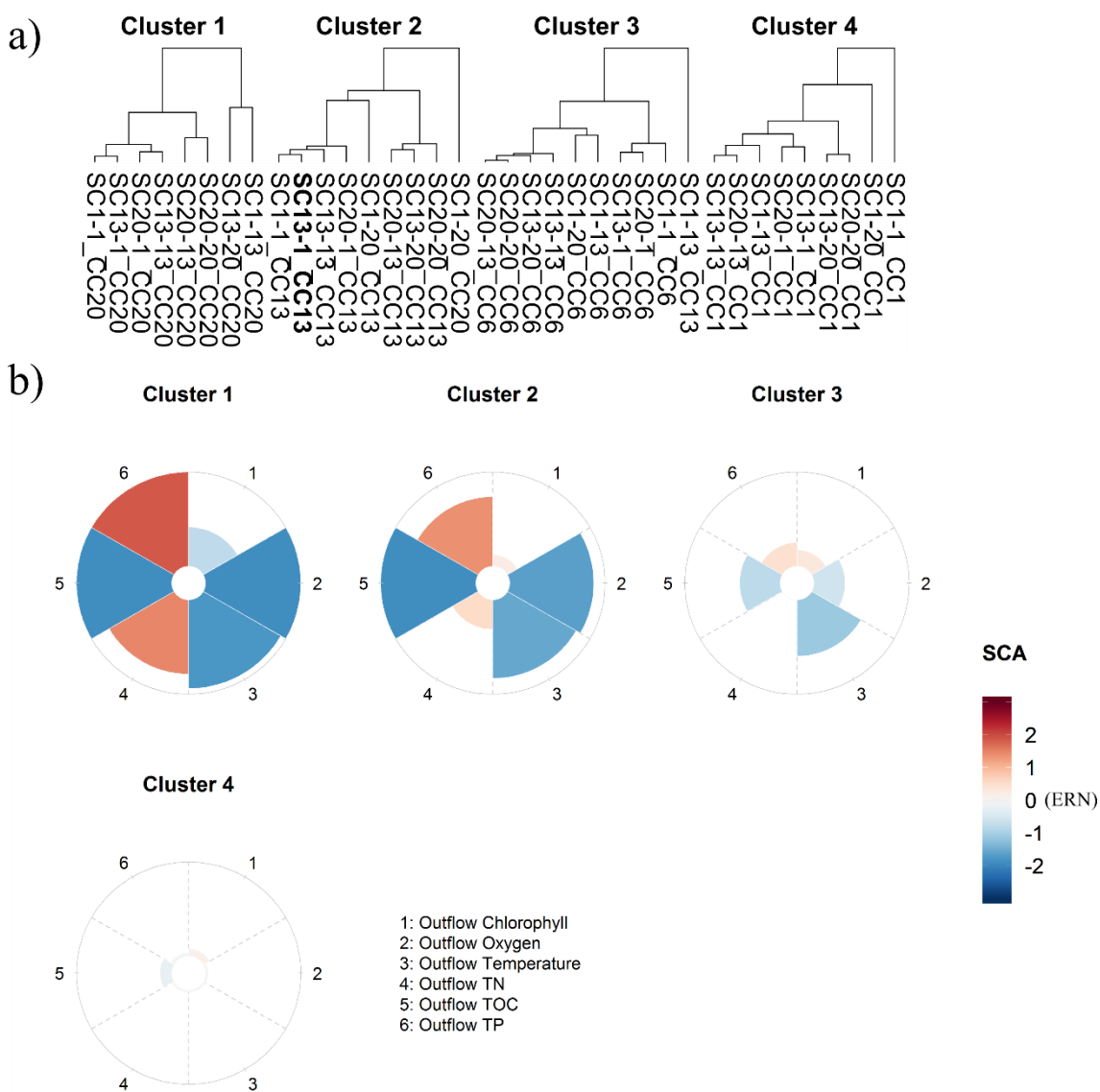


Figure 41: Regroupement hiérarchique (a) et Snail plot (b) des scénarios de management SC<sub>x</sub>\_y-CC<sub>z</sub> pour l'aval de l'ensemble Corne-Sagne en fonction des modifications des paramètres physico-chimiques par rapport à un état de référence Naturel (ERN, SCA=0)

CLUSTER	T	Chla	OD	TOC	TP	TN
1	-1,76	-0,78	-2,94	-2,88	2,69	1,47
2	-1,56	0,23	-1,65	-1,95	1,38	0,59
3	-1,12	0,33	-0,61	-0,80	0,48	0,02
4	-0,05	0,15	-0,06	-0,23	-0,07	0,05

Tableau 19: Moyenne des SCA des paramètres physicochimiques des clusters pour l'aval de l'ensemble Corne-Sagne

Effets du prélèvement sélectif sur la structure thermique et la qualité de l'eau dans les réservoirs d'altitude

Le Cluster 1 (SCx-y\_CC20) exprime une modification forte de la température potentielle de sortie ( $\sim -8^{\circ}\text{C}$ ) avec une baisse importante en oxygène de  $\sim 16\%$ , une diminution de la charge organique ( $-0,5\text{mg.L}^{-1}$ ) ainsi que de la teneur en Chla ( $-0,8\mu\text{g.L}^{-1}$ ) et une augmentation de la charge en nutriments ( $+32\%$  de TP et  $+17\%$  de TN).

Le Cluster 2 (SCx-y\_CC13) montre également une modification importante de la température potentielle de sortie ( $\sim -7^{\circ}\text{C}$ ) avec une baisse modérée en oxygène de  $\sim 9\%$ , une diminution de la charge organique ( $-0,4\text{mg.L}^{-1}$ ) et une augmentation de la teneur en Chla ( $-0,5\mu\text{g.L}^{-1}$ ) ainsi que de la charge en nutriments moins ( $+16\%$  de TP et  $+7\%$  de TN).

Le Cluster 3 (SCx-y\_CC6) exprime également une modification importante de la température potentielle de sortie ( $\sim -5^{\circ}\text{C}$ ) avec une baisse modérée de la charge organique ( $-0,1\text{mg.L}^{-1}$ ) ainsi que d'une faible augmentation de la teneur en Chla ( $+0,7\mu\text{g.L}^{-1}$ ). Les modifications de l'oxygène dissous et de la charge en nutriments sont négligeables ( $<5\%$ ).

Enfin, le Cluster 4 (SCx-y\_CC1) regroupe les scénarios où les eaux de surface sont préférentiellement mobilisées, résultant à des modifications moyennes très faibles ( $<6\%$ ).

## 5.4 Discussion

### 5.4.1 Spécificité des hydrosystèmes alpins

Les lacs de haute montagne font partie des écosystèmes présentant les plus grandes similitudes sur toute la planète (Catalán et al. 2006). Ils sont en général de petite taille, et situés dans des bassins versants restreints, à sol nu ou peu développés, exposés à des conditions climatiques extrêmes et, jusqu'à récemment, qualifiés d'oligotrophes (Catalán et al. 2002; Moser et al. 2019). Cependant, les conditions environnementales et géomorphologiques montrent une variabilité forte, même à micro-échelle, sur un ensemble de facteurs qui déterminent le fonctionnement thermique (irradiance, températures atmosphériques, hydrologie locale, vent, profondeur) et trophique (nutriments, DOC) de ces lacs (Camarero et al. 2009; Valerio et al. 2017, Chapitre 4). La mise en exploitation des lacs alpins présente ainsi un contexte environnemental particulier par rapport aux systèmes aquatiques de plaines (Moser et al. 2019) et sont un cas spécifique dans l'étude des impacts de modification de l'hydrologie. Les études se concentrant sur l'évaluation de la sensibilité hydro-biochimiques des hydrosystèmes alpins, naturels ou artificialisés, sont donc par définition site-spécifique. Toutefois, les paramètres de forçages sont potentiellement proches pour des contextes similaires (hydrologie, morphologie, nature et rapport surfacique de bassin versant ...). C'est alors l'intensité de la sensibilité environnementale et de la résilience du système lacustre qui est contrôlée par la variabilité de ces paramètres. Ainsi les résultats de notre étude sont à considérer dans le cas de lacs alpins typiques et à faible anthropisation estivale de leur hydrologie.

#### 5.4.2 Sensibilité hydro-biochimique du réservoir

Bien que le modèle soit initialisé au moment de la sortie de glace, les tests des scénarios permettent de souligner que l'ensemble des modifications de l'hydrologie naturelle présentent une modification de la date de fin de stratification. De plus, malgré une mobilisation des masses d'eau modérée pendant la période estivale, la plupart des scénarios d'exploitation présentent un potentiel marqué d'altération de la qualité des eaux. Plus précisément, il ressort que la structure physique d'un lac d'altitude est plus sensible que sa composante qualité d'eau. Néanmoins, le modèle qualité d'eau manque d'un jeu de données plus complet (pluriannuel, temporalité de mesure moindre que dans le cas de la thermie) afin de s'assurer de la réponse de ce dernier.

Du point de vue de la gestion de la qualité des eaux, l'étude permet de souligner que les scénarios d'exploitations sont à impact limité, par rapport à un fonctionnement naturel, lorsque les échanges inter-lacs se font entre couches similaires par rapport à la thermocline (Cluster 4 pour Corne), avec des effets encore plus limités dans le cas d'échanges de surface. Les scénarios où il y a croisement de couches inter-lacs par rapport à leurs profondeurs respectives sont les plus dégradants d'un point de vue qualité d'eau générale (Clusters 1, 2 et 3 de Corne). La configuration spatiale semble donc bien en capacité de moduler le contrôle hydrologique sur la sensibilité environnementale du système lacustre modifié. Ainsi, pour une même temporalité de mobilisation des masses d'eau, le système lacustre va répondre de façon différenciée. L'intensité des modifications semble en effet dépendre du différentiel de profondeur de mélange de couches. Or, les cycles annuels de stratification thermique, de stabilité et de teneur en chaleur ont une influence fondamentale sur l'écologie des lacs et des réservoirs, tels que le cycle des éléments nutritifs (Flores and Barone 1994; Soranno et al. 1997; Friedl and Wüest 2002; Larsen et al. 2011) et la composition des espèces de plancton (Lindenschmidt and Chorus 1998; Simona et al. 1999; Sellami et al. 2016).

#### 5.4.3 Sensibilité de l'hydrosystème

Le flux environnemental (qualité d'eau) issu du barrage, résultant des schémas d'exploitations, dépend principalement de la profondeur de la prise d'eau de dernier réservoir. Toutefois, cette qualité d'eau est également fonction de l'altération propre des masses d'eau du réservoir par les différents scénarios de management. Ces conclusions sont toutefois à nuancer dans le cas d'un ouvrage où une mobilisation (débit de pompage) plus importante serait mise en place. Néanmoins, cette étude souligne les limites des analyses uniquement basée sur un suivi aval de l'hydrosystème qui, au final, ne permet pas de prendre réellement en compte les modifications de l'hydrosystème dans son ensemble.

Effets du prélèvement sélectif sur la structure thermique et la qualité de l'eau dans les réservoirs d'altitude

La gestion de l'eau peut ainsi faire en sorte qu'un réservoir diffère de manière significative de la tendance biogéochimique saisonnière naturelle, avec une sensibilité spécifique au site (Flöder and Sommer 1999a; Johnson et al. 2004; Seastedt et al. 2004; Nowlin et al. 2004; Mladenov et al. 2008; Stets et al. 2009b), qui fait écho en aval, même dans le cas de petits ouvrages (Poff and Zimmerman 2010; Arthington et al. 2010; Poff et al. 2010; Lehner et al. 2011).

#### 5.4.4 Contrainte climatique

Dans le contexte de changement climatique en cours, une altération du fonctionnement des hydrosystèmes continentaux (Kirillin 2010; Dokulil 2014), dont les réservoirs (Snucins and Gunn 2000a; Wang et al. 2012) est pronostiqué, avec un effet amplifié pour les systèmes de haute altitude en raison de leurs sensibilités physiques et écologiques plus élevées (Sommaruga-Wögrath et al. 1997; Gerten and Adrian 2000; Parker et al. 2008a; Sommaruga 2015a). Les futurs changements de température et de précipitations au niveau local et régional, modifieront la quantité, la saisonnalité et éventuellement la qualité de l'eau provenant des montagnes et des hautes terres (Messerli et al. 2004; Adam et al. 2009; Beniston and Stoffel 2014), avec des implications sur la qualité des masses d'eau d'altitude (Vinebrooke et al. 2010; Peter and Sommaruga 2017) ainsi que des services écosystémiques des hydrosystèmes aval (Beniston 2003; Freeman and Marcinek 2006; Carlisle et al. 2011; Gabbud and Lane 2016). Face à cette pression future sur la disponibilité en eau, le stockage en eau douce et la régulation du débit par des réservoirs polyvalents est un moyen de mitiger les changements dans la disponibilité des ressources en eau déclenchés par le changement climatique (Lehner et al. 2011; Berga 2016; Brunner et al. 2019).

Les possibilités de modifications des schémas de connexions hydrologiques devraient ainsi permettre de fournir des pistes de réflexions afin de consolider la recherche de compromis dans l'exploitation future des ressources en eau.

## 5.5 Conclusion

L'étude portant sur la sensibilité schémas d'exploitation hydrologique souligne que la spatialisation des interconnexions entre retenues a la possibilité de moduler fortement le contrôle hydrologique appliqué au système lacustre. Le contrôle spatial est de forte importance sur la structure thermique, et dans une moindre mesure pour la bio-chimie du réservoir. Une mobilisation des couches de surface (épilimnion) est à favoriser si l'objectif consiste à limiter les modifications d'un fonctionnement naturel. Un pompage au niveau du métalimnion supérieur naturel semble même fournir des possibilités en termes de contrôle thermique face à un réchauffement attendu des hydrosystèmes sans modification trop importantes du fonctionnement lacustre. Toutefois, ces remarques demeurent pertinentes dans le cas d'une mobilisation modéré des ressources en eau lors de la phase estivale,

Effets du prélèvement sélectif sur la structure thermique et la qualité de l'eau dans les réservoirs d'altitude

fonctionnement potentiellement privilégié en raison des intérêts touristiques importants de ces milieux de montagnes, visant au maintien d'une côte d'exploitation haute et de faible variabilité temporelle.

Il faut néanmoins considérer que ces recommandations sont à prendre en compte dans le contexte locale du système d'étude (aménagement projeté ou déjà existant) en fonction de la sensibilité propre du milieu, modulé par un grand nombre de paramètres : bathymétrie, topographie, charge en nutriments, transparence, dynamique BV (Camarero et al. 2009; Stets et al. 2009b; Staehr et al. 2012; Read et al. 2012). Ces derniers paramètres, souvent déjà liés entre eux, ont une évolution des dynamiques en cours sous l'effet du changement climatique dont les composantes sont encore mal appréhendé par les connaissances scientifiques actuelles (retrait glacier (Oerlemans 2005), augmentation charge en DOC (de Wit et al. 2016)...). L'hydrologie et la météorologie des bassins versants contrôle les flux d'énergie et de matières des systèmes lacustres dont la réponse biophysicochimique est médiée par la morphologie. La prédiction de l'évolution des dynamiques de l'hydrosystème est donc indispensable pour comprendre pleinement l'évolution de la sensibilité propre du site d'étude. Dans ce contexte, la singularité de ces lacs/réservoirs alpins (cf Chapitre 3) impose, pour tout projet de modification hydrologique, de considérer le lac alpin en tant qu'entité hydro-systémique, composé d'un bassin versant et de son milieu récepteur (lac/réservoir).

Dans le but d'améliorer cette compréhension de la sensibilité générale et particulière de ces systèmes alpins, une double approche doit être soutenue en se reposant sur :

- une consolidation des réseaux de suivis à travers le monde afin d'enrichir les jeux de données permettant de mieux définir les processus intégrant les systèmes lacustres dans leur continuum environnemental
- des outils de modélisation dans le but de pallier à la difficulté d'acquisition de données spatio-temporellement suffisante en appui des nouvelles connaissances acquises (paléolimnologie, dynamique de flux de bassin versant, réponse métabolique lacustre, innovation et coût du matériel haute fréquence, climatologie)

La modification d'hydrosystèmes alpins impose donc de mettre en place une étude exhaustive, appuyé par la mise en application de modèle hydro-biogéochimique, afin de permettre le choix de scénario d'exploitation optimisant le management hydrologique, en prenant en compte la sensibilité de l'hydrosystème, et de garantir une qualité dans la gestion du flux environnemental. La méthodologie ici appliqué peut aider les décideurs de projet dans le travail d'évaluation de ces scénarios d'exploitation rendu possible par les moyens techniques de prélèvement sélectifs.

## 6 Conclusion

Malgré l'importance socio-écologique croissante et leur forte exposition aux changements climatiques, la dynamique de l'écosystème des lacs alpins utilisés pour la production d'énergie hydroélectrique et l'approvisionnement en eau reste largement méconnue. Dans le but de mieux comprendre les dynamiques lacustres alpines, notamment sous contrainte hydrologique anthropique, le travail de thèse a permis de valider une approche combinant suivi scientifique et modélisation comme un axe méthodologique intéressant pour l'étude de système lacustre difficile d'accès.

Le projet de thèse, au travers d'une collaboration public-privé, s'est ainsi traduit par la mise en œuvre d'un suivi hydro-biogéochimique sur 3 lacs alpins. La valorisation de ce jeu de données a toutefois souligné la singularité des systèmes lacustres alpins, même à faible échelle spatiale (au sein d'un même bassin versant). Cette spécificité des milieux alpins rend difficile d'utiliser un lac naturel comme « contrôle négatif » d'un fonctionnement sans exploitation. Il en résulte qu'une approche comparative ne peut pas suffire pour déterminer et quantifier la modification de sensibilité de tels plans d'eau. Par conséquent, les études reposant sur une approche globale demeurent intéressantes mais comprennent un risque structurel dans la détermination des paramètres de forçages des systèmes lacustres de haute altitude. Une réelle évaluation et quantification de l'impact de l'exploitation hydroélectrique sur un lac d'altitude est donc nécessairement individuelle, mais aussi orientée sur les processus.

Chaque lac est finalement à comprendre en tant qu'entité hydrosystémique, composé d'un bassin versant et de son milieu récepteur. L'hydrologie et la météorologie des bassins versants contrôle les flux d'énergie et de matières des systèmes lacustres dont la réponse bio-physicochimique est médiée par la morphologie. La prédiction de ces évolutions est donc indispensable pour comprendre pleinement l'évolution de leurs sensibilités. A ce sujet, nombre de processus intégrant le lac dans son environnement demeurent toujours sous étudiés (Hanson et al. 2015; Lapierre et al. 2015) et la recherche de modèle conceptuel reposant sur des bases de données à grande échelle spatiale montrent leurs limites pour les systèmes à forte variabilité que sont les milieux de hautes altitudes. Le nombre de paramètres à renseigner requière un nombre d'information qui reste inconnu pour la grande majorité des systèmes alpins.

A ce titre, les approches de modélisation déterministe peuvent permettre de tester la sensibilité des caractéristiques internes du lac à l'ensemble des paramètres de forçage, naturels et anthropiques. Ainsi, en jouant sur un certain nombre de scénarios, il devient possible de hiérarchiser le rôle des processus naturels et anthropiques sur le fonctionnement thermique et écologique de ces systèmes.

## Conclusion

Ce travail de valorisation des données au travers de la mise en œuvre d'un modèle 3D hydro-biogéochimique a ainsi permis de faire ressortir les modifications de la sensibilité environnementale d'un lac alpin dont l'hydrologie est modifiée dans un contexte de production hydroélectrique.

Cependant, le processus de calibration/validation a également mis en avant des points de recherche ultérieurs afin d'améliorer l'étude de tels systèmes alpins. La phase hivernale demeure encore méconnue bien que majeure pour l'état écologique estival des lacs de montagne. La phase de calibration du modèle de qualité d'eau a également permis de souligner la forte sensibilité aux événements orageux. Une meilleure compréhension des dynamiques de flux de bassin versant devient alors primordiale pour l'amélioration de notre compréhension des dynamiques en jeu, notamment dans un processus de changement climatique. Enfin, la transparence de l'eau se retrouve également confirmé en tant que paramètre de forte importance tant pour la composante physique que biologique. En effet, de nombreuses études soulignent son importance dans la réponse thermique (Mazumder and Taylor 1994; Snucins and Gunn 2000b; Rose et al. 2014, 2016; Heiskanen et al. 2015b, b; Williamson et al. 2015; Peter and Sommaruga 2016b) le contrôle de processus importants, y compris l'efficacité de la régénération des nutriments (Fee 1979; Fee et al. 1996), ainsi que sa variabilité temporelle potentiellement importante.

Deux problèmes actuels se posent à ce sujet. D'une part, la détermination de la zone euphotique par mesure de la profondeur de Secchi ne semble pas fonctionner pour les lacs d'altitudes, où le développement en profondeur sort parfois de cette zone théorique. Ce phénomène souligne une différence importante avec la plupart des lacs de plaine où la production primaire se développe plutôt en surface, entraînant une certaine homogénéité dans la mesure de transparence de surface. Les lacs d'altitude présentent plutôt un profil de transparence structurel hétérogène et hautement sensible aux dynamiques du bassin versant. Une mesure au disque de Secchi semble donc entraîner une sous-estimation de la profondeur de la zone euphotique réelle, ce qui est source d'incertitude pour la compréhension des dynamiques physiques et biologiques par modélisation. D'autre part, la dynamique de la transparence d'un système lacustre relie directement ce dernier à son bassin versant, et particulièrement à son hydrologie, notamment la dynamique des événements extrêmes pouvant modifier brusquement la trajectoire thermique du lac via une modification de sa transparence (Perga et al. 2018), et nécessitant donc une temporalité de mesure importante.

Cependant, l'estimation à haute fréquence de ce paramètre demeure difficile à mettre en place, contribuant à une source d'incertitude dans le travail de modélisation numérique de ces systèmes tout comme à la prédiction de l'évolution de ces derniers, puisque partiellement intégré, dans le cadre de scénarios climatiques ou d'étude d'impacts de modification anthropique. Avec le réchauffement des zones de montagne, on peut en effet s'attendre à une augmentation future de l'apport de COD pour

## Conclusion

un lac situé à l'altitude du pergélisol, avec les conséquences potentielles de la brownification observées dans les lacs boréaux (Walvoord and Striegl 2007; Larsen et al. 2011; Harden et al. 2012; Phoenix and Bjerke 2016; de Wit et al. 2016).

Enfin, le modèle calibré et validé a également été sollicité afin de quantifier l'importance des schémas de connexions hydrologiques entre lacs, à des fins d'amélioration de la qualité de l'eau dans un contexte de production hydroélectrique et de changement climatique. Le pompage sélectif se révèle être un levier d'action important sur le contrôle hydrologique appliqué au système lacustre et la qualité environnementale résultante de l'hydrosystème général.

En conséquence, le travail présent souligne les contributions possibles de cette méthodologie qui peut fournir une aide précieuse à la définition de politique de gestion de l'eau (conception de programmes de surveillance, accord de gestion pour multi-usage...) afin de garantir un développement durable, dans le cas échéant de l'exploitation de ces ressources en eau, face à un avenir encore mal appréhendé.



## Références bibliographiques

## Références bibliographiques

- Adam JC, Hamlet AF, Lettenmaier DP (2009) Implications of global climate change for snowmelt hydrology in the twenty-first century. *Hydrological Processes: An International Journal* 23:962–972
- Addor N, Rössler O, Köplin N, et al (2014) Robust changes and sources of uncertainty in the projected hydrological regimes of Swiss catchments. *Water Resour Res* 50:7541–7562. <https://doi.org/10.1002/2014WR015549>
- Aitkenhead JA, McDowell WH (2000) Soil C: N ratio as a predictor of annual riverine DOC flux at local and global scales. *Global Biogeochemical Cycles* 14:127–138
- Ambrosetti W, Barbanti L, Sala N (2003) Residence time and physical processes in lakes. 1 1–15. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2003.s1.1>
- Amorocho J, DeVries JJ (1980) A new evaluation of the wind stress coefficient over water surfaces. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 85:433–442
- Arthington AH, Naiman RJ, McClain ME, Nilsson C (2010) Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities: Preserving the biodiversity and ecological services of rivers. *Freshwater Biology* 55:1–16. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02340.x>
- Ask J, Karlsson J, Persson L, et al (2009) Whole-lake estimates of carbon flux through algae and bacteria in benthic and pelagic habitats of clear-water lakes. *Ecology* 90:1923–1932. <https://doi.org/10.1890/07-1855.1>
- Barnett TP, Adam JC, Lettenmaier DP (2005) Potential impacts of a warming climate on water availability in snow-dominated regions. *Nature* 438:303
- Baron J (2002) *Rocky Mountain Futures: An Ecological Perspective*. Island Press
- Barros N, Cole JJ, Tranvik LJ, et al (2011) Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geoscience* 4:593–596. <https://doi.org/10.1038/ngeo1211>
- Bates BC, Kundzewicz ZW, Wu S, Palutikof JP (2008) Linking climate change and water resources: impacts and responses. In: *Technical Paper VI. IPCC Secretariat, Geneva*, p 210
- Battarbee RW, Thompson R, Catalan J, et al (2002) Climate variability and ecosystem dynamics of remote alpine and arctic lakes: the MOLAR project. *Journal of Paleolimnology* 28:1–6. <https://doi.org/10.1023/A:1020342316326>
- Bavay M, Grünwald T, Lehning M (2013) Response of snow cover and runoff to climate change in high Alpine catchments of Eastern Switzerland. *Advances in water resources* 55:4–16
- Bell E (2012) *Life at Extremes: Environments, Organisms, and Strategies for Survival*. CABI
- Beniston M (2003) Climatic Change in Mountain Regions: A Review of Possible Impacts. *Climatic Change* 59:5–31. <https://doi.org/10.1023/A:1024458411589>
- Beniston M (2006) Mountain Weather and Climate: A General Overview and a Focus on Climatic Change in the Alps. *Hydrobiologia* 562:3–16. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1802-0>

## Références bibliographiques

- Beniston M, Diaz HF, Bradley RS (1997) Climatic change at high elevation sites: an overview. In: Climatic change at high elevation sites. Springer, pp 1–19
- Beniston M, Stephenson DB, Christensen OB, et al (2007) Future extreme events in European climate: an exploration of regional climate model projections. *Climatic Change* 81:71–95. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9226-z>
- Beniston M, Stoffel M (2014) Assessing the impacts of climatic change on mountain water resources. *Science of The Total Environment* 493:1129–1137. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.122>
- Berga L (2016) The Role of Hydropower in Climate Change Mitigation and Adaptation: A Review. *Engineering* 2:313–318. <https://doi.org/10.1016/J.ENG.2016.03.004>
- Bermúdez M, Cea L, Puertas J, et al (2015) Influence of the operation of a pumped-storage hydroelectric power plant on the reservoirs' thermal structure. E-proceedings of the 36 th IAHR World Congress
- Bertone E, O'Halloran K, de Oliveira GF (2016) Data-driven dam water level forecasting and intake optimisation models for proactive water treatment management. *International Environmental Modelling and Software Society*, p 8
- Bieri M, Schleiss A, Frankhauser A (2010) Modelling and simulation of floods in alpine catchments equipped with complex hydropower schemes. *River Flow 2010* 142–1428
- Birge EA (1904) The Annual Address of the President: The Thermocline and Its Biological Significance. *Transactions of the American Microscopical Society* 25:5–33. <https://doi.org/10.2307/3220866>
- Birsan M-V, Molnar P, Burlando P, Pfaundler M (2005) Streamflow trends in Switzerland. *Journal of hydrology* 314:312–329
- Blauw AN, Los HFJ, Bokhorst M, Erftemeijer PLA (2009) GEM: a generic ecological model for estuaries and coastal waters. *Hydrobiologia* 618:175–198. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9575-x>
- Boehrer B, Schultze M (2008) Stratification of lakes. *Rev Geophys* 46:RG2005. <https://doi.org/10.1029/2006RG000210>
- Bonalumi M (2012) Effect of pumped-storage operations on temperature, turbidity and sedimentation in reservoirs and possible mitigation measures. Diss., Eidgenössische Technische Hochschule ETH Zürich, Nr. 20018, 2012
- Bonalumi M, Anselmetti FS, Kaegi R, Wüest A (2011) Particle dynamics in high-Alpine proglacial reservoirs modified by pumped-storage operation. *Water Resources Research* 47:. <https://doi.org/10.1029/2010WR010262>
- Bowman WD, Bahn L, Damm M (2003) Alpine Landscape Variation in Foliar Nitrogen and Phosphorus Concentrations and the Relation to Soil Nitrogen and Phosphorus Availability. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 35:144–149. [https://doi.org/10.1657/1523-0430\(2003\)035\[0144:ALVIFN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2003)035[0144:ALVIFN]2.0.CO;2)
- Brown LC, Duguay CR (2010) The response and role of ice cover in lake-climate interactions. *Progress in Physical Geography* 34:671–704. <https://doi.org/10.1177/0309133310375653>

## Références bibliographiques

- Brunner MI, Björnsen Gurung A, Zappa M, et al (2019) Present and future water scarcity in Switzerland: Potential for alleviation through reservoirs and lakes. *Science of The Total Environment* 666:1033–1047. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.169>
- Brylinsky M, Mann K (1973) An analysis of factors governing productivity in reservoirs and lakes. *Limnology and Oceanography* 18:1–14
- Buchaca T, Felip M, Catalan J (2005) A comparison of HPLC pigment analyses and biovolume estimates of phytoplankton groups in an oligotrophic lake. *J Plankton Res* 27:91–101. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbh154pap>
- Cabrera S, López M, Tartarotti B (1997) Phytoplankton and zooplankton response to ultraviolet radiation in a high-altitude Andean lake: short- versus long-term effects. *J Plankton Res* 19:1565–1582. <https://doi.org/10.1093/plankt/19.11.1565>
- Çalışkan A, Elçi Ş (2009) Effects of Selective Withdrawal on Hydrodynamics of a Stratified Reservoir. *Water Resour Manage* 23:1257–1273. <https://doi.org/10.1007/s11269-008-9325-x>
- Callieri C, Caravati E, Morabito G, Oggioni A (2006) The unicellular freshwater cyanobacterium *Synechococcus* and mixotrophic flagellates: evidence for a functional association in an oligotrophic, subalpine lake. *Freshwater Biology* 51:263–273. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01489.x>
- Callieri C, Pugnetti A, Manca M (1999) Carbon partitioning in the food web of a high mountain lake: from bacteria to zooplankton. *Journal of Limnology* 58:144–151. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.1999.144>
- Camarero L, Rogora M, Mosello R, et al (2009) Regionalisation of chemical variability in European mountain lakes. *Freshwater Biology* 54:2452–2469
- Canham CD, Pace ML, Papaik MJ, et al (2004) A spatially explicit watershed-scale analysis of dissolved organic carbon in Adirondack lakes. *Ecological Applications* 14:839–854. <https://doi.org/10.1890/02-5271>
- Carlisle DM, Wolock DM, Meador MR (2011) Alteration of streamflow magnitudes and potential ecological consequences: a multiregional assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:264–270. <https://doi.org/10.1890/100053>
- Carlson R (1991) Expanding the trophic state concept to identify non-nutrient limited lakes and reservoirs
- Carlson RE (1977) A trophic state index for lakes. *Limnol Oceanogr* 22:361–369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Carpenter SR (1983) Lake geometry: Implications for production and sediment accretion rates. *Journal of Theoretical Biology* 105:273–286. [https://doi.org/10.1016/S0022-5193\(83\)80008-3](https://doi.org/10.1016/S0022-5193(83)80008-3)
- Carpenter SR, Benson BJ, Biggs R, et al (2007) Understanding Regional Change: A Comparison of Two Lake Districts. *BioScience* 57:323–335. <https://doi.org/10.1641/B570407>
- Carpenter SR, Booth EG, Kucharik CJ (2018) Extreme precipitation and phosphorus loads from two agricultural watersheds. *Limnology and Oceanography* 63:1221–1233. <https://doi.org/10.1002/lno.10767>

## Références bibliographiques

- Carrillo P, Medina-Sánchez JM, Villar-Argaiz M (2002) The interaction of phytoplankton and bacteria in a high mountain lake: Importance of the spectral composition of solar radiation. *Limnol Oceanogr* 47:1294–1306. <https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.5.1294>
- Catalan J (1992) Evolution of Dissolved and Particulate Matter during the Ice-Covered Period in a Deep, High-Mountain Lake. *Can J Fish Aquat Sci* 49:945–955. <https://doi.org/10.1139/f92-105>
- Catalan J (1989) The winter cover of a high-mountain Mediterranean lake (Estany Redó, Pyrenees). *Water Resour Res* 25:519–527. <https://doi.org/10.1029/WR025i003p00519>
- Catalan J, Camarero L (1991) Ergoclines and biological processes in high mountain lakes: Similarities between summer stratification and the ice-forming periods in Lake Redó (Pyrenees). *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 24:1011–1015
- Catalán J, Camarero L, Felip M, et al (2006) High mountain lakes: extreme habitats and witnesses of environmental changes. *Limnetica* 25:551–584
- Catalán J, Curtis CJ, Kernan M (2009) Remote European mountain lake ecosystems: regionalisation and ecological status. *Freshwater Biology* 54:2419–2432
- Catalán J, Ventura M, Brancelj A, et al (2002) Seasonal ecosystem variability in remote mountain lakes: implications for detecting climatic signals in sediment records. *Journal of Paleolimnology* 28:25–46. <https://doi.org/10.1023/A:1020315817235>
- Chacornac J-M (1986) Lacs d'altitude : métabolisme oligotrophe et approche typologique des écosystèmes = Altitude lakes : oligotrophic metabolism and typological approach of ecosystems. Text
- Chanudet V, Fabre V, van der Kaaij T (2012) Application of a three-dimensional hydrodynamic model to the Nam Theun 2 Reservoir (Lao PDR). *Journal of Great Lakes Research* 38:260–269. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2012.01.008>
- Chanudet V, Smits J, Van Beek J, et al (2016) Hydrodynamic and water quality 3D modelling of the Nam Theun 2 Reservoir (Lao PDR): predictions and results of scenarios related to reservoir management, hydrometeorology and nutrient input. *Hydroécologie Appliquée* 19:87–118. <https://doi.org/10.1051/hydro/2014009>
- Charrad M, Ghazzali N, Boiteau V, Niknafs A (2015) NbClust: An R Package for Determining the Relevant Number of Clusters in a Data Set. *Journal of Statistical Software* 61:1–36
- Ciais P, Dolman AJ, Bombelli A, et al (2013) Current systematic carbon cycle observations and needs for implementing a policy-relevant carbon observing system. *Biogeosciences Discussions* 10:11447–11581. <https://doi.org/10.3929/ethz-b-000078720>
- Cole JJ, Caraco NF, Kling GW, Kratz TK (1994) Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science* 265:1568–1570
- Cole JJ, Prairie YT, Caraco NF, et al (2007) Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget. *Ecosystems* 10:172–185. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8>

## Références bibliographiques

- Cossu R, Ridgway MS, Li JZ, et al (2017) Wash-zone dynamics of the thermocline in Lake Simcoe, Ontario. *Journal of Great Lakes Research*. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2017.05.002>
- Cunillera G, Gaillard J, Lacordaire L, Mazet T (2015) Etude d'impact du refuge du Lac de la Corne. USMB
- Dahe Q, Shiyin L, Peiji L (2006) Snow cover distribution, variability, and response to climate change in western China. *Journal of climate* 19:1820–1833
- De Baets BJ (2016) Effects of Hydroelectric Dams on Downstream Oxygen and Nitrogen in the Grand River and Conestogo River. University of Waterloo
- de Wit HA, Valinia S, Weyhenmeyer GA, et al (2016) Current Browning of Surface Waters Will Be Further Promoted by Wetter Climate. *Environmental Science & Technology Letters* 3:430–435. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00396>
- Dean WE, Gorham E (1998) Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands. *Geology* 26:535–538. [https://doi.org/10.1130/0091-7613\(1998\)026<0535:MASOCB>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1130/0091-7613(1998)026<0535:MASOCB>2.3.CO;2)
- Deltares (2013) Delft3D-FLOW Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments – User Manual
- Deltares (2016) Delft3D-FLOW User Manual - 3.15
- Deltares (2018) D-Water Quality, Water quality and aquatic ecology modelling suite. User Manual - Water Quality and Aquatic Ecology, and Technical Reference Manual
- Deltares (2014) D-Water Quality - Sediment Water Interaction
- Descamps-Julien B, Gonzalez A (2005) Stable Coexistence in a Fluctuating Environment: An Experimental Demonstration. *Ecology* 86:2815–2824. <https://doi.org/10.1890/04-1700>
- Dharmadhikary S (2008) Mountains of Concrete: Dam Building in the Himalayas. *International Rivers*
- Diehl S (2002) Phytoplankton, Light, and Nutrients in a Gradient of Mixing Depths: Theory. *Ecology* 83:386–398. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0386:PLANIA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0386:PLANIA]2.0.CO;2)
- Diem T, Koch S, Schwarzenbach S, et al (2012) Greenhouse gas emissions (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O) from several perialpine and alpine hydropower reservoirs by diffusion and loss in turbines. *Aquat Sci* 74:619–635. <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0256-5>
- Dokulil M (2014) Impact of climate warming on European inland waters. *Inland Waters* 4:27–40. <https://doi.org/10.5268/IW-4.1.705>
- Dokulil MT, Jagsch A, George GD, et al (2006) Twenty years of spatially coherent deepwater warming in lakes across Europe related to the North Atlantic Oscillation. *Limnology and Oceanography* 51:2787–2793
- Dolislager LJ, VanCuren R, Pederson JR, et al (2012) A summary of the Lake Tahoe Atmospheric Deposition Study (LTADS). *Atmospheric Environment* 46:618–630. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.09.020>

## Références bibliographiques

- Drakare S, Blomqvist P, Bergström A-K, Jansson M (2002) Primary production and phytoplankton composition in relation to DOC input and bacterioplankton production in humic Lake Örträsket. *Freshwater Biology* 47:41–52. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00779.x>
- Duarte CM, Prairie YT (2005) Prevalence of heterotrophy and atmospheric CO<sub>2</sub> emissions from aquatic ecosystems. *Ecosystems* 8:862–870
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, et al (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81:163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Dumas J-B (1831) *Procédés de l'analyse organique*. 2:198–213
- Dunbar MJ, Acreman M, Kirk S (2004) Environmental flow setting in England and Wales: strategies for managing abstraction in catchments. *Water and Environment Journal* 18:5–10
- Edinger JE, Duttweiler DW, Geyer JC (1968) The Response of Water Temperatures to Meteorological Conditions. *Water Resour Res* 4:1137–1143. <https://doi.org/10.1029/WR004i005p01137>
- Edwards AC, Scalenghe R, Freppaz M (2007) Changes in the seasonal snow cover of alpine regions and its effect on soil processes: A review. *Quaternary International* 162–163:172–181. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2006.10.027>
- Ehsani N, Vörösmarty CJ, Fekete BM, Stakhiv EZ (2017) Reservoir operations under climate change: Storage capacity options to mitigate risk. *Journal of Hydrology* 555:435–446. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.008>
- EIA (2019) *International Energy Outlook 2019 with projections to 2050*. U.S. Energy Information Administration
- Epstein DM, Neilson BT, Goodman KJ, et al (2012) A modeling approach for assessing the effect of multiple alpine lakes in sequence on nutrient transport. *Aquat Sci* 75:199–212. <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0267-2>
- Etheridge DM, Steele LP, Langenfelds RL, et al (1996) Natural and anthropogenic changes in atmospheric CO<sub>2</sub> over the last 1000 years from air in Antarctic ice and firn. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 101:4115–4128
- Evans CD, Futter MN, Moldan F, et al (2017) Variability in organic carbon reactivity across lake residence time and trophic gradients. *Nature Geoscience* 10:832–835. <https://doi.org/10.1038/ngeo3051>
- FAO (2014) *Building resilience to climate change in mountain areas*. 7th Session of the Open Working Group Sustainable Developments Goals.
- Fee EJ (1979) A relation between lake morphometry and primary productivity and its use in interpreting whole-lake eutrophication experiments. *Limnology and Oceanography* 24:401–416
- Fee EJ, Hecky RE, Kasian SEM, Cruikshank DR (1996) Effects of lake size, water clarity, and climatic variability on mixing depths in Canadian Shield lakes. *Limnol Oceanogr* 41:912–920. <https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.5.0912>

## Références bibliographiques

- Felip M, Catalan J (2000) The relationship between phytoplankton biovolume and chlorophyll in a deep oligotrophic lake: decoupling in their spatial and temporal maxima. *J Plankton Res* 22:91–106. <https://doi.org/10.1093/plankt/22.1.91>
- Félix-Faure J (2018) Devenir des sols ennoyés sous les réservoirs de barrage. Effet sur la sédimentation et l'écologie des plans d'eau. Thèse Universitaire, Université Savoie Mont-Blanc
- Finer M, Jenkins CN (2012) Proliferation of Hydroelectric Dams in the Andean Amazon and Implications for Andes-Amazon Connectivity. *PLOS ONE* 7:e35126. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035126>
- Finger D, Bossard P, Schmid M, et al (2007) Effects of alpine hydropower operations on primary production in a downstream lake. *Aquatic Sciences* 69:240–256. <https://doi.org/10.1007/s00027-007-0873-6>
- Finger DC (2006) Effects of hydropower operation and oligotrophication on internal processes in Lake Brienz. PhD Thesis, ETH Zurich
- Flöder S, Sommer U (1999a) Diversity in planktonic communities: An experimental test of the intermediate disturbance hypothesis. *Limnol Oceanogr* 44:1114–1119. <https://doi.org/10.4319/lo.1999.44.4.1114>
- Flöder S, Sommer U (1999b) Diversity in planktonic communities: An experimental test of the intermediate disturbance hypothesis. *Limnol Oceanogr* 44:1114–1119. <https://doi.org/10.4319/lo.1999.44.4.1114>
- Flores LN, Barone R (1994) Relationship between trophic state and plankton community structure in 21 Sicilian dam reservoirs. In: *Nutrient Dynamics and Biological Structure in Shallow Freshwater and Brackish Lakes*. Springer, Dordrecht, pp 197–205
- Foreman CM, Wolf CF, Priscu JC (2004) Impact of episodic warming events. *Aquatic Geochemistry* 10:239–268
- Frassl MA, Abell JM, Botelho DA, et al (2019) A short review of contemporary developments in aquatic ecosystem modelling of lakes and reservoirs. *Environmental Modelling & Software* 117:181–187. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.03.024>
- Freeman MC, Marcinek PA (2006) Fish Assemblage Responses to Water Withdrawals and Water Supply Reservoirs in Piedmont Streams. *Environmental Management* 38:435–450. <https://doi.org/10.1007/s00267-005-0169-3>
- Friedl G, Wüest A (2002) Disrupting biogeochemical cycles-Consequences of damming. *Aquatic Sciences* 64:55–65
- Friedlingstein P, Cox P, Betts R, et al (2006) Climate–Carbon Cycle Feedback Analysis: Results from the C4MIP Model Intercomparison. *J Climate* 19:3337–3353. <https://doi.org/10.1175/JCLI3800.1>
- Furey PC, Nordin RN, Mazumder A (2004) Water Level Drawdown Affects Physical and Biogeochemical Properties of Littoral Sediments of a Reservoir and a Natural Lake. *Lake and Reservoir Management - LAKE RESERV MANAG* 20:280–295. <https://doi.org/10.1080/07438140409354158>



## Références bibliographiques

- Gabbud C, Lane SN (2016) Ecosystem impacts of Alpine water intakes for hydropower: the challenge of sediment management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 3:41–61. <https://doi.org/10.1002/wat2.1124>
- García A, Jorde K, Habit E, et al (2011) Downstream environmental effects of dam operations: Changes in habitat quality for native fish species. *River Res Applic* 27:312–327. <https://doi.org/10.1002/rra.1358>
- Gaudard L, Avanzi F, De Michele C (2018) Seasonal aspects of the energy-water nexus: The case of a run-of-the-river hydropower plant. *Applied Energy* 210:604–612
- Gelda RK, Effler SW (2007) Simulation of Operations and Water Quality Performance of Reservoir Multilevel Intake Configurations. *J Water Resour Plann Manage* 133:78–86. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2007\)133:1\(78\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2007)133:1(78))
- Gergel SE, Turner MG, Kratz TK (1999) Dissolved organic carbon as an indicator of the scale of watershed influence on lakes and rivers. *Ecological Applications* 9:1377–1390
- Gerten D, Adrian R (2000) Climate-driven changes in spring plankton dynamics and the sensitivity of shallow polymictic lakes to the North Atlantic Oscillation. *Limnol Oceanogr* 45:1058–1066. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.5.1058>
- Giguet-Covex C, Arnaud F, Enters D, et al (2012) Frequency and intensity of high-altitude floods over the last 3.5ka in northwestern French Alps (Lake Anterne). *Quaternary Research* 77:12–22. <https://doi.org/10.1016/j.yqres.2011.11.003>
- Giling DP, Nejtgaard JC, Berger SA, et al (2017a) Thermocline deepening boosts ecosystem metabolism: evidence from a large-scale lake enclosure experiment simulating a summer storm. *Glob Chang Biol* 23:1448–1462. <https://doi.org/10.1111/gcb.13512>
- Giling DP, Staehr PA, Grossart HP, et al (2017b) Delving deeper: Metabolic processes in the metalimnion of stratified lakes: Metalimnetic metabolism in lakes. *Limnology and Oceanography* 62:1288–1306. <https://doi.org/10.1002/lno.10504>
- Giuliani M, Castelletti A, Amigoni F, Cai X (2014) Multiagent systems and distributed constraint reasoning for regulatory mechanism design in water management. *Journal of Water Resources Planning and Management* 141:04014068
- Gleick PH (1989) Climate change, hydrology, and water resources. *Rev Geophys* 27:329–344. <https://doi.org/10.1029/RG027i003p00329>
- Gliwicz ZM, Boavida MJ (1996) Clutch size and body size at first reproduction in *Daphnia pulicaria* at different levels of food and predation. *Journal of Plankton Research* 18:863–880
- Goldman CR, Elser JJ, Richards RC, et al (1996) Thermal stratification, nutrient dynamics, and phytoplankton productivity during the onset of spring phytoplankton growth in Lake Baikal, Russia. *Hydrobiologia* 331:9–24. <https://doi.org/10.1007/BF00025403>
- Gorham E, Boyce FM (1989) Influence of Lake Surface Area and Depth Upon Thermal Stratification and the Depth of the Summer Thermocline. *Journal of Great Lakes Research* 15:233–245. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(89\)71479-9](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(89)71479-9)

## Références bibliographiques

- Gottfried M, Pauli H, Futschik A, et al (2012) Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature climate change* 2:111
- Grill G, Lehner B, Lumsdon AE, et al (2015) An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Environ Res Lett* 10:015001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/1/015001>
- Grumbine RE, Pandit MK (2013) Threats from India's Himalaya Dams. *Science* 339:36–37. <https://doi.org/10.1126/science.1227211>
- Gurung AB, Borsdorf A, Füreder L, et al (2016a) Rethinking Pumped Storage Hydropower in the European Alps: A Call for New Integrated Assessment Tools to Support the Energy Transition. *Mountain Research and Development* 36:222–232. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-15-00069.1>
- Gurung AB, Borsdorf A, Füreder L, et al (2016b) Rethinking Pumped Storage Hydropower in the European Alps: A Call for New Integrated Assessment Tools to Support the Energy Transition. *Mountain Research and Development* 36:222–232. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-15-00069.1>
- Guzman CD, Hoyos-Villada F, Da Silva M, et al (2019) Variability of soil surface characteristics in a mountainous watershed in Valle del Cauca, Colombia: Implications for runoff, erosion, and conservation. *Journal of Hydrology* 576:273–286. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.06.002>
- Haeberli W, Beniston M (1998) Climate Change and Its Impacts on Glaciers and Permafrost in the Alps. *Ambio* 27:258–265
- Halac S, Felip M, Camarero L, et al (1997) An in situ enclosure experiment to test the solar UVB impact on plankton in a high-altitude mountain lake. I. Lack of effect on phytoplankton species composition and growth. *Journal of Plankton Research* 19:1671–1686
- Hama T, Miyazaki T, Ogawa Y, et al (1983) Measurement of photosynthetic production of a marine phytoplankton population using a stable <sup>13</sup>C isotope. *Mar Biol* 73:31–36. <https://doi.org/10.1007/BF00396282>
- Hamby DM (1994) A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environmental monitoring and assessment* 32:135–154
- Hanson PC, Bade DL, Carpenter SR, Kratz TK (2003) Lake metabolism: Relationships with dissolved organic carbon and phosphorus. *Limnol Oceanogr* 48:1112–1119. <https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.3.1112>
- Hanson PC, Hamilton DP, Stanley EH, et al (2011) Fate of Allochthonous Dissolved Organic Carbon in Lakes: A Quantitative Approach. *PLoS ONE* 6:e21884. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021884>
- Hanson PC, Pace ML, Carpenter SR, et al (2015) Integrating Landscape Carbon Cycling: Research Needs for Resolving Organic Carbon Budgets of Lakes. *Ecosystems* 18:363–375. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9826-9>

## Références bibliographiques

- Harden JW, Koven CD, Ping C-L, et al (2012) Field information links permafrost carbon to physical vulnerabilities of thawing. *Geophysical Research Letters* 39:. <https://doi.org/10.1029/2012GL051958>
- Hargeby A, Blindow I, Hansson L-A (2004) Shifts between clear and turbid states in a shallow lake: multi-causal stress from climate, nutrients and biotic interactions. *Archiv für Hydrobiologie* 161:433–454
- Harris C, Vonder Mühll D, Isaksen K, et al (2003) Warming permafrost in European mountains. *Global and Planetary Change* 39:215–225. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2003.04.001>
- Harsch MA, Hulme PE, McGlone MS, Duncan RP (2009) Are treelines advancing? A global meta-analysis of treeline response to climate warming. *Ecology Letters* 12:1040–1049. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01355.x>
- Hartman MD, Baron JS, Ojima DS (2007) Application of a coupled ecosystem-chemical equilibrium model, DayCent-Chem, to stream and soil chemistry in a Rocky Mountain watershed. *Ecological Modelling* 200:493–510. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.09.001>
- Heiskanen JJ, Mammarella I, Ojala A, et al (2015a) Effects of water clarity on lake stratification and lake-atmosphere heat exchange. *J Geophys Res Atmos* 120:2014JD022938. <https://doi.org/10.1002/2014JD022938>
- Heiskanen JJ, Mammarella I, Ojala A, et al (2015b) Effects of water clarity on lake stratification and lake-atmosphere heat exchange. *Journal of Geophysical Research* 120:7412–7428. <https://doi.org/10.1002/2014JD022938>
- Hillebrand H, Dürselen C-D, Kirschtel D, et al (1999) Biovolume Calculation for Pelagic and Benthic Microalgae. *Journal of Phycology* 35:403–424. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.1999.3520403.x>
- Hostetler SW (1995) Hydrological and Thermal Response of Lakes to Climate: Description and Modeling. In: *Physics and Chemistry of Lakes*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp 63–82
- Hottel HC (1976) A simple model for estimating the transmittance of direct solar radiation through clear atmospheres. *Solar Energy* 18:129–134. [https://doi.org/10.1016/0038-092X\(76\)90045-1](https://doi.org/10.1016/0038-092X(76)90045-1)
- Hutchinson GE (1961) The paradox of the plankton. *The American Naturalist* 95:137–145
- Idso SB (1973) On the concept of lake stability. *Limnol Oceanogr* 18:681–683. <https://doi.org/10.4319/lo.1973.18.4.0681>
- IEA (2012) *Technology roadmap: Hydropower*. International Energy Agency
- IPCC (2015) *Climate change 2014: synthesis report*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland
- IPCC (2018) *IPCC special report on global warming of 1.5°C*. IPCC, Korea
- IPCC (2013) *Climate change 2013: The physical science basis*. Working group I contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. IPCC, Cambridge University Press

## Références bibliographiques

- Islam S, Reza MN, Jeong J-T, Lee K-H (2016) Sensing Technology for Rapid Detection of Phosphorus in Water: A Review. *J of Biosystems Eng* 41:138–144. <https://doi.org/10.5307/JBE.2016.41.2.138>
- IWMI (2009) Flexible water storage options and adaptation to climate change. International Water Management Institute
- Jacobsen D, Dangles O (2017) *Ecology of High Altitude Waters*. Oxford University Press
- Jacquemin C, Bertrand C, Franquet E, et al (2019) Effects of catchment area and nutrient deposition regime on phytoplankton functionality in alpine lakes. *Science of The Total Environment* 674:114–127. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.117>
- Jennings E, Jones S, Arvola L, et al (2012) Effects of weather-related episodic events in lakes: an analysis based on high-frequency data: Episodic events in lakes. *Freshwater Biology* 57:589–601. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02729.x>
- Johnson BM, Saito L, Anderson MA, et al (2004) Effects of climate and dam operations on reservoir thermal structure. *Journal of Water Resources Planning and Management* 130:112–122
- Jonsson A, Karlsson J, Jansson M (2003) Sources of carbon dioxide supersaturation in clearwater and humic lakes in northern Sweden. *Ecosystems* 6:224–235
- Kaçıkoç M, Beyhan M (2014) Hydrodynamic and Water Quality Modeling of Lake Eğirdir: Hydrodynamic and Water Quality Modeling of Lake Eğirdir. *CLEAN - Soil, Air, Water* 42:1573–1582. <https://doi.org/10.1002/clen.201300455>
- Kattelmann R, Elder K (1991) Hydrologic characteristics and water balance of an alpine basin in the Sierra Nevada. *Water Resources Research* 27:1553–1562
- Kernan M, Ventura M, Bitušík P, et al (2009) Regionalisation of remote European mountain lake ecosystems according to their biota: environmental versus geographical patterns: *Environmental versus geographical drivers in mountain lakes*. *Freshwater Biology* 54:2470–2493. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02284.x>
- Kiehl JT, Trenberth KE (1997) Earth's Annual Global Mean Energy Budget. *Bull Amer Meteor Soc* 78:197–208. [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(1997\)078<0197:EAGMEB>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(1997)078<0197:EAGMEB>2.0.CO;2)
- King J, Brown C (2006) *Environmental Flows: Striking the Balance between Development and Resource Protection*. *Ecology and Society* 11:
- Kirillin G (2010) Modeling the impact of global warming on water temperature and seasonal mixing regimes in small temperate lakes. *Boreal Environ Res* 15:279–293
- Kirillin G, Leppäranta M, Terzhevik A, et al (2012) Physics of seasonally ice-covered lakes: a review. *Aquat Sci* 74:659–682. <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0279-y>
- Knapp RA, Matthews KR, Sarnelle O (2001) Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. *Ecological monographs* 71:401–421
- Kobler U, Wüest A, Schmid M (2018) Effects of Lake–Reservoir Pumped-Storage Operations on Temperature and Water Quality. *Sustainability* 10:1968. <https://doi.org/10.3390/su10061968>

## Références bibliographiques

- Koinig KA, Schmidt R, Sommaruga-Wögrath S, et al (1998) Climate Change as the Primary Cause for pH Shifts in a High Alpine Lake. *Water, Air, & Soil Pollution* 104:167–180. <https://doi.org/10.1023/A:1004941013924>
- Kopáček J, Stuchlík E, Wright RF (2005) Long-term trends and spatial variability in nitrate leaching from alpine catchment–lake ecosystems in the Tatra Mountains (Slovakia–Poland). *Environmental Pollution* 136:89–101. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.12.012>
- Körner C, Jetz W, Paulsen J, et al (2017) A global inventory of mountains for bio-geographical applications. *Alp Botany* 127:1–15. <https://doi.org/10.1007/s00035-016-0182-6>
- Kratz TK, Frost TM (2000) The ecological organisation of lake districts: general introduction. *Freshwater Biology* 43:297–299. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00568.x>
- Kuhn M (2001) The nutrient cycle through snow and ice, a review. *Aquat sci* 63:150–167. <https://doi.org/10.1007/PL00001348>
- Lapierre JF, Seekell DA, Giorgio PA del (2015) Climate and landscape influence on indicators of lake carbon cycling through spatial patterns in dissolved organic carbon. *Global Change Biology* 21:4425–4435. <https://doi.org/10.1111/gcb.13031>
- Larsen S, Andersen T, Hessen DO (2011) Predicting organic carbon in lakes from climate drivers and catchment properties: TOC EXPORT FROM BOREAL ECOSYSTEMS. *Global Biogeochemical Cycles* 25:n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2010GB003908>
- Larson GL, Hoffman R, McIntire CD, et al (2009) Zooplankton assemblages in montane lakes and ponds of Mount Rainier National Park, Washington State, USA. *J Plankton Res* 31:273–285. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbn125>
- Leach TH, Beisner BE, Carey CC, et al (2018) Patterns and drivers of deep chlorophyll maxima structure in 100 lakes: The relative importance of light and thermal stratification. *Limnology and Oceanography* 63:628–646. <https://doi.org/10.1002/lno.10656>
- Leavitt PR, Fritz SC, Anderson NJ, et al (2009) Paleolimnological evidence of the effects on lakes of energy and mass transfer from climate and humans. *Limnology and Oceanography* 54:2330–2348. [https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6\\_part\\_2.2330](https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2330)
- Lehmann MF, Bernasconi SM, McKenzie JA, et al (2004) Seasonal variation of the  $\delta\text{C}$  and  $\delta\text{N}$  of particulate and dissolved carbon and nitrogen in Lake Lugano: Constraints on biogeochemical cycling in a eutrophic lake. *Limnology and Oceanography* 49:415–429. <https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.2.0415>
- Lehner B, Liermann CR, Revenga C, et al (2011) High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:494–502. <https://doi.org/10.1890/100125>
- Leopold LB (2000) Temperature profiles and bathymetry of some high mountain lakes. *Proc Natl Acad Sci U S A* 97:6267–6270
- Lewis Jr WM (1983) A revised classification of lakes based on mixing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40:1779–1787

## Références bibliographiques

- Lindenschmidt K-E, Chorus I (1998) The effect of water column mixing on phytoplankton succession, diversity and similarity. *J Plankton Res* 20:1927–1951. <https://doi.org/10.1093/plankt/20.10.1927>
- Liniger H, Weingartner R (1998) Mountains and freshwater supply. Unasylva (FAO)
- Livingstone DM, Lotter AF, Kettle H (2005) Altitude-dependent differences in the primary physical response of mountain lakes to climatic forcing. *Limnol Oceanogr* 50:1313–1325. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.4.1313>
- López-Moreno JI, Zabalza J, Vicente-Serrano SM, et al (2014) Impact of climate and land use change on water availability and reservoir management: Scenarios in the Upper Aragón River, Spanish Pyrenees. *Science of The Total Environment* 493:1222–1231. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.031>
- Los FH (2009) Eco-Hydrodynamic Modelling of Primary Production in Coastal Waters and Lakes Using BLOOM - Volume 1 Deltares Select Series. IOS Press, Amsterdam ; Fairfax, VA
- Lund JWG, Kipling C, Le Cren ED (1958) The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11:143–170
- MacIntyre S, Sickman JO, Goldthwait SA, Kling GW (2006) Physical pathways of nutrient supply in a small, ultraoligotrophic arctic lake during summer stratification. *Limnology and Oceanography* 51:1107–1124. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.2.1107>
- Magee MR, Wu CH (2016) Response of water temperatures and stratification to changing climate in three lakes with different morphometry. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 1–40. <https://doi.org/10.5194/hess-2016-262>
- Magee MR, Wu CH (2017) Effects of changing climate on ice cover in three morphometrically different lakes. *Hydrological Processes* 31:308–323
- Magee MR, Wu CH, Robertson DM, et al (2016) Trends and abrupt changes in 104 years of ice cover and water temperature in a dimictic lake in response to air temperature, wind speed, and water clarity drivers. *Hydrol Earth Syst Sci* 20:1681–1702. <https://doi.org/10.5194/hess-20-1681-2016>
- Magilligan FJ, Nislow KH (2005) Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology* 71:61–78. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.08.017>
- Magnuson JJ, Robertson DM, Benson BJ, et al (2000) Historical trends in lake and river ice cover in the Northern Hemisphere. *Science* 289:1743–1746
- Marchetto A, Mosello R, Psenner R, et al (1995) Factors affecting water chemistry of alpine lakes. *Aquatic Science* 57:81–89. <https://doi.org/10.1007/BF00878028>
- Marnezy A (2008) Alpine dams. From hydroelectric power to artificial snow. *Journal of Alpine Research | Revue de géographie alpine* 103–112
- Marti CL, Imberger J (2004) Exchange processes between littoral and pelagic waters in a stratified lake. *Mecánica Computacional* 23:1261–1274

## Références bibliographiques

- Mazumder A, Taylor WD (1994) Thermal structure of lakes varying in size and water clarity. *Limnol Oceanogr* 39:968–976. <https://doi.org/10.4319/lo.1994.39.4.0968>
- McCartney MP, Smakhtin VU (2010) Water storage in an era of climate change: addressing the challenge of increasing rainfall variability. Blue paper. International Water Management Institute (IWMI).
- Meixner T, Bales RC (2003) Hydrochemical modeling of coupled C and N cycling in high-elevation catchments: Importance of snow cover. *Biogeochemistry* 62:289–308
- Messerli B, Viviroli D, Weingartner R (2004) Mountains of the world: vulnerable water towers for the 21st century. <https://doi.org/10.5167/uzh-110516>
- Minella M, Leoni B, Salmaso N, et al (2016) Long-term trends of chemical and modelled photochemical parameters in four Alpine lakes. *Science of The Total Environment* 541:247–256. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.149>
- Mladenov N, Pulido-Villena E, Morales-Baquero R, et al (2008) Spatiotemporal drivers of dissolved organic matter in high alpine lakes: Role of Saharan dust inputs and bacterial activity. *Journal of Geophysical Research* 113:. <https://doi.org/10.1029/2008JG000699>
- Mladenov N, Williams MW, Schmidt SK, Cawley K (2012) Atmospheric deposition as a source of carbon and nutrients to an alpine catchment of the Colorado Rocky Mountains. *Biogeosciences* 9:3337–3355. <https://doi.org/10.5194/bg-9-3337-2012>
- Mooij WM, Brederveld RJ, de Klein JJM, et al (2014) Serving many at once: How a database approach can create unity in dynamical ecosystem modelling. *Environmental Modelling & Software* 61:266–273. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.04.004>
- Moser KA, Baron JS, Brahney J, et al (2019) Mountain lakes: Eyes on global environmental change. *Global and Planetary Change* 178:77–95. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2019.04.001>
- Müller M, De Cesare G, Schleiss AJ (2018) Flow field in a reservoir subject to pumped-storage operation – *in situ* measurement and numerical modeling. *Journal of Applied Water Engineering and Research* 6:109–124. <https://doi.org/10.1080/23249676.2016.1224692>
- Myers D (2013) *Solar Radiation: Practical Modeling for Renewable Energy Applications*. CRC Press
- Niedrist GH, Psenner R, Sommaruga R (2018) Climate warming increases vertical and seasonal water temperature differences and inter-annual variability in a mountain lake. *Climatic Change*. <https://doi.org/10.1007/s10584-018-2328-6>
- Nowlin WH, Davies J-M, Nordin RN, Mazumder A (2004) Effects of Water Level Fluctuation and Short-Term Climate Variation on Thermal and Stratification Regimes of a British Columbia Reservoir and Lake. *Lake and Reservoir Management* 20:91–109. <https://doi.org/10.1080/07438140409354354>
- Obertegger U, Flaim G, Braioni MG, et al (2007) Water residence time as a driving force of zooplankton structure and succession. *Aquat Sci* 69:575–583. <https://doi.org/10.1007/s00027-007-0924-z>
- OECD (1982) *Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control*. *Hydrobiology* 69:154. <https://doi.org/10.1002/iroh.19840690206>

## Références bibliographiques

- Oerlemans J (2005) Extracting a climate signal from 169 glacier records. *science* 308:675–677
- Ohlendorf C, Bigler C, Goudsmit G-H, et al (2000) Causes and effects of long periods of ice cover on a remote high Alpine lake. *Journal of Limnology* 59:65–80
- Olden JD, Naiman RJ (2010) Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity: Incorporating thermal regimes in environmental flows assessments. *Freshwater Biology* 55:86–107. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x>
- Omlin M, Brun R, Reichert P (2001) Biogeochemical model of Lake Zürich: sensitivity, identifiability and uncertainty analysis. *Ecological Modelling* 141:105–123
- O'Reilly CM, Sharma S, Gray DK, et al (2015) Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters* 42:10,773–10,781. <https://doi.org/10.1002/2015GL066235>
- Paidere J, Gruberts D, Škute A, Druvietis I (2007) Impact of two different flood pulses on planktonic communities of the largest floodplain lakes of the Daugava River (Latvia). *Hydrobiologia* 592:303–314. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0770-y>
- Parker BR, Schindler DW (2006) Cascading Trophic Interactions in an Oligotrophic Species-poor Alpine Lake. *Ecosystems* 9:157–166. <https://doi.org/10.1007/s10021-004-0016-z>
- Parker BR, Vinebrooke RD, Schindler DW (2008a) Recent climate extremes alter alpine lake ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:12927–12931
- Parker BR, Vinebrooke RD, Schindler DW (2008b) Recent climate extremes alter alpine lake ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:12927–12931
- Pechlaner R (1971) Factors that control the production rate and biomass of phytoplankton in high-mountain lakes. *SIL Communications*, 1953-1996 19:125–145. <https://doi.org/10.1080/05384680.1971.11903926>
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 4:439–473
- Penna D, van Meerveld HJ, Zuecco G, et al (2016) Hydrological response of an Alpine catchment to rainfall and snowmelt events. *Journal of Hydrology* 537:382–397. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.03.040>
- Pérez MT, Sommaruga R (2006) Differential effect of algal- and soil-derived dissolved organic matter on alpine lake bacterial community composition and activity. *Limnol Oceanogr* 51:2527–2537. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.6.2527>
- Perga M-E, Bruel R, Rodriguez L, et al (2018) Storm impacts on alpine lakes: Antecedent weather conditions matter more than the event intensity. *Glob Chang Biol* 24:5004–5016. <https://doi.org/10.1111/gcb.14384>
- Perga M-E, Frossard V, Jenny J-P, et al (2015) High-resolution paleolimnology opens new management perspectives for lakes adaptation to climate warming. *Front Ecol Evol* 3:. <https://doi.org/10.3389/fevo.2015.00072>



## Références bibliographiques

- Peter H, Sommaruga R (2016a) Shifts in diversity and function of lake bacterial communities upon glacier retreat. *The ISME Journal* 10:1545–1554. <https://doi.org/10.1038/ismej.2015.245>
- Peter H, Sommaruga R (2017) Alpine glacier-fed turbid lakes are discontinuous cold polymictic rather than dimictic. *Inland Waters* 7:45–54. <https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1294346>
- Peter H, Sommaruga R (2016b) Alpine glacier-fed turbid lakes are polymictic rather than dimictic. In review
- Phoenix GK, Bjerke JW (2016) Arctic browning: extreme events and trends reversing arctic greening. *Glob Change Biol* 22:2960–2962. <https://doi.org/10.1111/gcb.13261>
- Piccolroaz S, Toffolon M, Majone B (2015) The role of stratification on lakes' thermal response: The case of Lake Superior. *Water Resources Research* 51:7878–7894. <https://doi.org/10.1002/2014WR016555>
- Pimenov NV, Zyakun AM, Prusakova TS, et al (2008) Application of <sup>13</sup>C mineral carbon for assessment of the primary production of organic matter in aquatic environments. *Microbiology* 77:224–227. <https://doi.org/10.1134/S0026261708020161>
- Poff NL, Richter BD, Arthington AH, et al (2010) The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards: Ecological limits of hydrologic alteration. *Freshwater Biology* 55:147–170. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x>
- Poff NL, Zimmerman JK (2010) Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* 55:194–205
- Preece RM, Jones HA (2002) The effect of Keepit Dam on the temperature regime of the Namoi River, Australia. *River Res Applic* 18:397–414. <https://doi.org/10.1002/rra.686>
- Preston DL, Caine N, McKnight DM, et al (2016) Climate regulates alpine lake ice cover phenology and aquatic ecosystem structure. *Geophysical Research Letters* 43:5353–5360
- Pringle CM, Freeman MC, Freeman BJ (2000) Regional Effects of Hydrologic Alterations on Riverine Macrobiota in the New World: Tropical-Temperate Comparisons The massive scope of large dams and other hydrologic modifications in the temperate New World has resulted in distinct regional trends of biotic impoverishment. While neotropical rivers have fewer dams and limited data upon which to make regional generalizations, they are ecologically vulnerable to increasing hydropower development and biotic patterns are emerging. *BioScience* 50:807–823. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0807:REOHAO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0807:REOHAO]2.0.CO;2)
- Psenner R (1999) Living in a Dusty World: Airborne Dust as a Key Factor for Alpine Lakes. *Water, Air, & Soil Pollution* 112:217–227. <https://doi.org/10.1023/A:1005082832499>
- Pulkkanen M, Salonen K (2013) Accumulation of low oxygen water in deep waters of ice-covered lakes cooled below 4 °C. *Inland Waters* 3:15–24. <https://doi.org/10.5268/IW-3.1.514>
- Ramos MH, Castelletti A, Pulido-Velazquez M, Gustafsson D (2016) Weather and climate services for hydropower management. 6

## Références bibliographiques

- Rauber RM (1992) Microphysical Structure and Evolution of a Central Sierra Nevada Orographic Cloud System. *J Appl Meteor* 31:3–24. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1992\)031<0003:MSAEOA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1992)031<0003:MSAEOA>2.0.CO;2)
- Read JS, Hamilton DP, Desai AR, et al (2012) Lake-size dependency of wind shear and convection as controls on gas exchange. *Geophys Res Lett* 39:L09405. <https://doi.org/10.1029/2012GL051886>
- Read JS, Hamilton DP, Jones ID, et al (2011) Derivation of lake mixing and stratification indices from high-resolution lake buoy data. *Environmental Modelling & Software* 26:1325–1336. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.05.006>
- Read JS, Winslow LA, Hansen GJA, et al (2014) Simulating 2368 temperate lakes reveals weak coherence in stratification phenology. *Ecological Modelling* 291:142–150. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.07.029>
- Reckhow KH, Chapra SC (1983) Confirmation of water quality models. *Ecological Modelling* 20:113–133. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(83\)90002-9](https://doi.org/10.1016/0304-3800(83)90002-9)
- Reda I, Andreas A (2008) Solar Position Algorithm for Solar Radiation Applications. National Renewable Energy Laboratory, 1617 Cole Boulevard Golden, Colorado 80401-3393 NREL is a U.S. Department of Energy Laboratory Operated by Midwest Research Institute • Battelle • Bechtel
- REN21 (2016) Renewables 2016 global status report.
- REN21 (2017) Renewables 2017: Global Status Report. REN21 Secretariat, Paris
- Reynolds CS (2006) The ecology of phytoplankton. Cambridge University Press
- Richter B, Thomas G (2007) Restoring Environmental Flows by Modifying Dam Operations. *Ecology and Society* 12:. <https://doi.org/10.5751/ES-02014-120112>
- Rimet F, Druart J-C (2018) A trait database for Phytoplankton of temperate lakes. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 54:18. <https://doi.org/10.1051/limn/2018009>
- Roberts JJ, Fausch KD, Schmidt TS, Walters DM (2017) Thermal regimes of Rocky Mountain lakes warm with climate change. *PLOS ONE* 12:e0179498. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179498>
- Rogora M, Mosello R, Marchetto A (2004) Long-term trends in the chemistry of atmospheric deposition in Northwestern Italy: the role of increasing Saharan dust deposition. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology* 56:426–434. <https://doi.org/10.3402/tellusb.v56i5.16456>
- Rose KC, Hamilton DP, Williamson CE, et al (2014) Light attenuation characteristics of glacially-fed lakes: transparency of glacially-fed lakes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 119:1446–1457. <https://doi.org/10.1002/2014JG002674>
- Rose KC, Winslow LA, Read JS, Hansen GJA (2016) Climate-induced warming of lakes can be either amplified or suppressed by trends in water clarity: Clarity-climate warming of lakes. *Limnology and Oceanography Letters* 1:44–53. <https://doi.org/10.1002/lol2.10027>

## Références bibliographiques

- Rossel V, de la Fuente A (2015) Assessing the link between environmental flow, hydropeaking operation and water quality of reservoirs. *Ecological Engineering* 85:26–38. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.074>
- Rykiel EJ (1996) Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling* 90:229–244. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(95\)00152-2](https://doi.org/10.1016/0304-3800(95)00152-2)
- Sadro S, Sickman JO, Melack JM, Skeen K (2018) Effects of Climate Variability on Snowmelt and Implications for Organic Matter in a High-Elevation Lake. *Water Resources Research* 54:4563–4578. <https://doi.org/10.1029/2017WR022163>
- Salençon M-J, Thébault J-M (1997) *Modélisation d'écosystème lacustre: application à la retenue de Pareloup (Aveyron)*. Masson, Paris
- Sánchez-España J, Mata MP, Vegas J, et al (2017) Anthropogenic and climatic factors enhancing hypolimnetic anoxia in a temperate mountain lake. *Journal of Hydrology*. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.10.049>
- Santolaria Z, Arruebo T, Urieta JS, et al (2014) Hydrochemistry dynamics in remote mountain lakes and its relation to catchment and atmospheric features: the case study of Sabocos Tarn, Pyrenees. *Environ Sci Pollut Res* 22:231–247. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3310-0>
- Schaefli B (2015) *Projecting hydropower production under future climates: a guide for decision-makers and modelers to interpret and design climate change impact assessments*. Wiley Interdisciplinary Reviews: Water 2:271–289
- Schaefli B, Hingray B, Musy A (2007) Climate change and hydropower production in the Swiss Alps: quantification of potential impacts and related modelling uncertainties. *Hydrology and Earth System Sciences* 11:1191–1205. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1191-2007>
- Scherrer D, Körner C (2010) Infra-red thermometry of alpine landscapes challenges climatic warming projections. *Global Change Biology* 16:2602–2613. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02122.x>
- Schmid M, Hunziker S, Wüest A (2014) Lake surface temperatures in a changing climate: A global sensitivity analysis. *Climatic change* 124:301–315
- Schmidt W (1928) Über die Temperatur- und Stabilitätsverhältnisse von Seen. *Geografiska Annaler* 10:145–177. <https://doi.org/10.2307/519789>
- Seastedt TR, Bowman WD, Caine TN, et al (2004) The landscape continuum: a model for high-elevation ecosystems. *Bioscience* 54:111–121
- Sellami I, Hamza A, El Bour M, et al (2016) Succession of Phytoplankton and Zooplankton Communities Coupled to Environmental Factors in the Oligo-mesotrophic Nabhana Reservoir (Semi Arid Mediterranean Area, Central Tunisia). *Zoological Studies* 55:
- Sesiano J (1994) Morphometry and bathymetry of alpine lakes of the Vieux-Emosson and Barberine valleys (Valais, Switzerland). *Archives des Sciences* 47:127–136
- Shammaa Y, Zhu DZ (2010) Experimental Study on Selective Withdrawal in a Two-Layer Reservoir Using a Temperature-Control Curtain. *Journal of Hydraulic Engineering* 136:234–246. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000165](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000165)

## Références bibliographiques

- Shannon CE (1948) A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27:379–463
- Sickman JO, Melack JM, Clow DW (2003) Evidence for nutrient enrichment of high-elevation lakes in the Sierra Nevada, California. *Limnology and Oceanography* 48:1885–1892. <https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.5.1885>
- Simona M, BARBIERI A, VERONESI M, et al (1999) Seasonal dynamics of plankton in a mountain lake in the southern Alps (Laghetto Inferiore, Switzerland). *Journal of Limnology* 58:169–178
- Smet J, van Wijk C, Masanganise N (2002) *Small Community Water Supplies: Surface water intake and small dams* (Chap11). IRC
- Smil V (2017) *Energy Transitions: Global and National Perspectives, 2ème*. Praeger Publishers Inc
- Smits JGC, Beek JKL van (2013) ECO: A Generic Eutrophication Model Including Comprehensive Sediment-Water Interaction. *PLOS ONE* 8:e68104. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0068104>
- Snucins E, Gunn J (2000a) Interannual variation in the thermal structure of clear and colored lakes. *Limnol Oceanogr* 45:1639–1646. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.7.1639>
- Snucins E, Gunn J (2000b) Interannual variation in the thermal structure of clear and colored lakes. *Limnology and Oceanography* 45:1639–1646
- Sobek S, Algesten G, BERGSTRÖM A-K, et al (2003) The catchment and climate regulation of pCO<sub>2</sub> in boreal lakes. *Global Change Biology* 9:630–641
- Sommaruga R (2001) The role of solar UV radiation in the ecology of alpine lakes. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* 62:35–42. [https://doi.org/10.1016/S1011-1344\(01\)00154-3](https://doi.org/10.1016/S1011-1344(01)00154-3)
- Sommaruga R (2015a) When glaciers and ice sheets melt: consequences for planktonic organisms. *J Plankton Res* 37:509–518. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbv027>
- Sommaruga R (2015b) When glaciers and ice sheets melt: consequences for planktonic organisms. *J Plankton Res* 37:509–518. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbv027>
- Sommaruga-Wögerath S, Koinig KA, Schmidt R, et al (1997) Temperature effects on the acidity of remote alpine lakes. *Nature* 387:64–67. <https://doi.org/10.1038/387064a0>
- Soranno PA, Carpenter SR, Lathrop RC (1997) Internal phosphorus loading in Lake Mendota: response to external loads and weather. In: *Phosphorus cycling in the Lake Mendota ecosystem: internal versus external nutrient supply*. pp 1883–1893
- Soullignac F, Vinçon-Leite B, Lemaire BJ, et al (2017) Performance Assessment of a 3D Hydrodynamic Model Using High Temporal Resolution Measurements in a Shallow Urban Lake. *Environmental Modeling & Assessment* 22:309–322
- Spencer J (1971) Fourier Series Representation of the Position of the Sun. *Search* 2:172–172

## Références bibliographiques

- Spitale D, Angeli N, Lencioni V, et al (2015) Comparison between natural and impacted Alpine lakes six years after hydropower exploitation has ceased. *BIOLOGIA* 70:1597–1605. <https://doi.org/10.1515/biolog-2015-0185>
- Staeher PA, Baastrup-Spohr L, Sand-Jensen K, Stedmon C (2012) Lake metabolism scales with lake morphometry and catchment conditions. *Aquatic Sciences* 74:155–169. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0207-6>
- Steinbauer MJ, Grytnes J-A, Jurasinski G, et al (2018) Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. *Nature* 556:231
- Stets EG, Striegl RG, Aiken GR, et al (2009a) Hydrologic support of carbon dioxide flux revealed by whole-lake carbon budgets. *J Geophys Res* 114:G01008. <https://doi.org/10.1029/2008JG000783>
- Stets EG, Striegl RG, Aiken GR, et al (2009b) Hydrologic support of carbon dioxide flux revealed by whole-lake carbon budgets. *J Geophys Res* 114:G01008. <https://doi.org/10.1029/2008JG000783>
- Stevens C, Imberger J (1996) The initial response of a stratified lake to a surface shear stress. *Journal of Fluid Mechanics* 312:39. <https://doi.org/10.1017/S0022112096001917>
- Straskraba M, Tundisi JG, Duncan A (2013) *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*. Springer Science & Business Media
- Striegl RG, Michmerhuizen CM (1998) Hydrologic influence on methane and carbon dioxide dynamics at two north-central Minnesota lakes. *Limnol Oceanogr* 43:1519–1529. <https://doi.org/10.4319/lo.1998.43.7.1519>
- Tarasova O, Vermeulen A, Ueno M, et al (2018) The state of greenhouse gases in the atmosphere using global observations through 2016. p 4733
- Taylor KE (2001a) Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram. *J Geophys Res* 106:7183–7192. <https://doi.org/10.1029/2000JD900719>
- Taylor KE (2001b) Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram. *J Geophys Res* 106:7183–7192. <https://doi.org/10.1029/2000JD900719>
- Theurillat J-P, Guisan A (2001) Potential Impact of Climate Change on Vegetation in the European Alps: A Review. *Climatic Change* 50:77–109. <https://doi.org/10.1023/A:1010632015572>
- Thompson R, Ventura M, Camarero L (2009) On the climate and weather of mountain and sub-arctic lakes in Europe and their susceptibility to future climate change. *Freshwater Biology* 54:2433–2451. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02236.x>
- Tiberti R, Metta S, Austoni M, et al (2013) Ecological dynamics of two remote Alpine lakes during ice-free season. *Journal of Limnology* 72:401–416. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2013.e33>
- Tilmant A, Pinte D, Goor Q (2008) Assessing marginal water values in multipurpose multireservoir systems via stochastic programming. *Water Resources Research* 44:

## Références bibliographiques

- USBR (1993) Aquatic ecology studies of Twin Lakes, Colorado 1971-1986. Effects of a pumped-storage hydroelectric project on a pair of Montane lakes. Bureau of Reclamation, Denver, CO (United States). Environmental Sciences Section
- Utermöhl H (1958) Methods of collecting plankton for various purposes are discussed. *SIL Communications*, 1953-1996 9:1–38. <https://doi.org/10.1080/05384680.1958.11904091>
- Valerio G, Cantelli A, Monti P, Leuzzi G (2017) A modeling approach to identify the effective forcing exerted by wind on a prealpine lake surrounded by a complex topography. *Water Resources Research* 53:4036–4052
- Verpoorter C, Kutser T, Seekell DA, Tranvik LJ (2014) A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery. *Geophysical Research Letters* 41:6396–6402. <https://doi.org/10.1002/2014GL060641>
- Viglione A, Montanari A, Blöschl G (2013) Challenges of reservoir planning and management in a changing world. In: *Considering Hydrological Change in Reservoir Planning and Management*. IAHS Press, pp 1–10
- Vincent WF, Pienitz R (1996) Sensitivity of High-latitude Freshwater Ecosystems to Global Change: Temperature and Solar Ultraviolet Radiation. *Geoscience Canada* 23:
- Vinebrooke RD, Thompson PL, Hobbs W, et al (2010) Glacially mediated impacts of climate warming on alpine lakes of the Canadian Rocky Mountains. *SIL Proceedings*, 1922-2010 30:1449–1452. <https://doi.org/10.1080/03680770.2009.11902351>
- Virro T, Haberman J, Haldna M, Blank K (2009) Diversity and structure of the winter rotifer assemblage in a shallow eutrophic northern temperate Lake Vörtsjärv. *Aquat Ecol* 43:755–764. <https://doi.org/10.1007/s10452-009-9276-1>
- Viviroli D, Dürr HH, Messerli B, et al (2007) Mountains of the world, water towers for humanity: Typology, mapping, and global significance. *Water Resources Research* 43:. <https://doi.org/10.1029/2006WR005653>
- Walker B, March 21, 2016 (2016) China plans more dams and mega infrastructure in Tibet. In: *The Third Pole*. <https://www.thethirdpole.net/2016/03/21/china-plans-more-hydro-projects-and-mega-infrastructure-in-tibet/>. Accessed 18 Feb 2018
- Walvoord MA, Striegl RG (2007) Increased groundwater to stream discharge from permafrost thawing in the Yukon River basin: Potential impacts on lateral export of carbon and nitrogen. *Geophysical Research Letters* 34:. <https://doi.org/10.1029/2007GL030216>
- Wang S, Qian X, Han B-P, et al (2012) Effects of local climate and hydrological conditions on the thermal regime of a reservoir at Tropic of Cancer, in southern China. *Water Research* 46:2591–2604. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.014>
- Ward HB, Marsh CD, Birge EA (1904) A Biological Reconnaissance of Some Elevated Lakes in the Sierras and the Rockies, with Reports on the Copepoda and on the Cladocera. *Transactions of the American Microscopical Society* 25:127–154. <https://doi.org/10.2307/3220874>
- WCD (2000) Dams and development: A new framework for decision-making. World Commission on Dams, London: Earthscan

## Références bibliographiques

- Weber M, Rinke K, Hipsey MR, Boehrer B (2017) Optimizing withdrawal from drinking water reservoirs to reduce downstream temperature pollution and reservoir hypoxia. *Journal of Environmental Management* 197:96–105. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.020>
- WEC (2016) World Energy Resources - Hydropower. World Energy Council
- Weingartner R, Viviroli D, Schädler B (2007) Water resources in mountain regions: a methodological approach to assess the water balance in a highland-lowland-system. *Hydrological Processes: An International Journal* 21:578–585
- Wetzel RG (2001) *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press
- Weyhenmeyer GA, Müller RA, Norman M, Tranvik LJ (2016) Sensitivity of freshwaters to browning in response to future climate change. *Climatic Change* 134:225–239. <https://doi.org/10.1007/s10584-015-1514-z>
- Whiteman CD (2000) *Mountain Meteorology: Fundamentals and Applications*. Oxford University Press
- Wielicki BA, Barkstrom BR, Harrison EF, et al (1996) Clouds and the Earth's Radiant Energy System (CERES): An Earth Observing System Experiment. *Bull Amer Meteor Soc* 77:853–868. [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(1996\)077<0853:CATERE>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(1996)077<0853:CATERE>2.0.CO;2)
- Williamson CE, Dodds W, Kratz TK, Palmer MA (2008) Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6:247–254. <https://doi.org/10.1890/070140>
- Williamson CE, Overholt EP, Pilla RM, et al (2015) Ecological consequences of long-term browning in lakes. *Scientific Reports* 5:18666. <https://doi.org/10.1038/srep18666>
- Williamson CE, Saros JE, Vincent WF, Smol JP (2009) Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnol Oceanogr* 54:2273–2282. [https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6\\_part\\_2.2273](https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2273)
- Winder M, Bürgi HR, Spaak P (2003) Mechanisms regulating zooplankton populations in a high-mountain lake. *Freshwater Biology* 48:795–809. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01054.x>
- Winiarski T (2000) Les lacs montagnards: indicateurs de la qualité du milieu. Application aux lacs d'altitude des réserves de Haute-Savoie. *Revue de géographie alpine* 88:9–22
- Winslow L, Read JS, Woolway RI, et al (2019) rLakeAnalyzer
- Wohl E, Merritt D (2005) Prediction of mountain stream morphology. *Water Resources Research* 41:. <https://doi.org/10.1029/2004WR003779>
- Woolway RI, Jones ID, Maberly SC, et al (2016) Diel Surface Temperature Range Scales with Lake Size. *PLOS ONE* 11:e0152466. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0152466>
- Wüest A, Lorke A (2003) Small-Scale Hydrodynamics in Lakes. *Annual Review of Fluid Mechanics* 35:373–412. <https://doi.org/10.1146/annurev.fluid.35.101101.161220>

## Références bibliographiques

Zhou Y, Guo S (2013) Incorporating ecological requirement into multipurpose reservoir operating rule curves for adaptation to climate change. *Journal of Hydrology* 498:153–164. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.028>

Zohary T, Ostrovsky I (2011) Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. *Inland Waters* 1:47–59. <https://doi.org/10.5268/IW-1.1.406>