

Suivi de la qualité des eaux du lac d'Aiguebelette

Rapport 2018

Rédigé par :

Frédéric RIMET (coordination)
Viet TRAN KHAC (physico-chimie)
Philippe Quetin (météorologie)
Frédéric RIMET (phytoplancton)

Appui technique : Jean Christophe HUSTACHE & Pascal PERNEY (Prélèvements)
Pascal PERNEY & Laura CREPIN (Analyses physico-chimiques)
Denis Barbet (gestion des données et graphiques)



Référence à citer : RIMET F., TRAN KHAC V. & QUETIN P., 2019. Suivi de la qualité des eaux du lac d'Aiguebelette. *Rapport 2018*. UMR CARTELE - INRA- USMB – Observatoire OLA. 51 pages



Table des matières

CE QU'IL FAUT RETENIR POUR 2018	7
1. MATERIEL ET METHODE	8
1.1 <i>Objectif</i>	8
1.2 <i>Matériel</i>	9
1.3 <i>Protocole et méthodologie</i>	9
1.3.1 <i>Les paramètres de suivi</i>	9
1.3.1.1 <i>Nitrate (NO₃-) et Phosphore total (P_{tot})</i>	9
1.3.1.2 <i>Chlorure</i>	10
1.3.1.3. <i>Transparence</i>	10
1.3.1.4. <i>La Chlorophylle a</i>	10
1.3.1.5 <i>Oxygène dissous</i>	11
1.3.1.6 <i>Phytoplancton</i>	11
1.3.2. <i>Fréquence des campagnes de mesure</i>	12
1.3.3. <i>Expression des résultats</i>	12
1.3.3.1 <i>Teneurs moyennes en Nitrate et Phosphore total</i>	12
1.3.3.2 <i>Chlorure</i>	12
1.3.3.3 <i>Moyenne annuelle de la transparence</i>	12
1.3.3.4 <i>Moyenne annuelle en chlorophylle a dans la couche euphotique</i>	12
2. CONDITIONS CLIMATIQUES	13
2.1. <i>Températures</i>	13
2.1.1. <i>Moyennes Annuelles</i>	13
2.1.2. <i>Variations saisonnières</i>	14
2.2. <i>Précipitations</i>	15
2.2.1. <i>Cumul Annuel</i>	15
2.2.2. <i>Variations saisonnières</i>	16
2.2.3. <i>Relation entre pluviométrie et le niveau du lac</i>	17
2.3. <i>Insolation</i>	18
2.3.1. <i>Cumul annuel</i>	18
2.3.2. <i>Variation saisonnière</i>	18
2.4. <i>En conclusion</i>	19
3. CAMPAGNES DE TERRAIN	20
4. EVOLUTIONS SAISONNIERES DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES	20
4.1 <i>Température et oxygène dissous</i>	20
4.1.1 <i>Distributions verticales</i>	22
4.1.2 <i>Variation saisonnière</i>	24
4.1.2.1 <i>En surface</i>	24
4.1.2.2 <i>Dans le métalimnion</i>	26
4.1.2.3 <i>Dans l'hypolimnion</i>	26
4.2 <i>Conductivité</i>	27
4.3 <i>Transparence</i>	27
4.4 <i>Nutriments</i>	28
4.4.1 <i>Fin de période hivernale</i>	28
4.4.2 <i>Evolution saisonnière</i>	29
4.4.2.1 <i>Azote nitrique (nitrate)</i>	29
4.4.3 <i>Phosphore</i>	30
4.4.4 <i>Silice</i>	31
4.5 <i>Chlorure</i>	32
5. SUIVI LONG TERME PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES	34
5.1 <i>Nutriments</i>	34
5.1.1 <i>Azote nitrique</i>	34
5.1.2 <i>Phosphore total</i>	34
5.1.3 <i>Chlorure</i>	35
5.2 <i>Transparence</i>	36
5.3 <i>Température</i>	37
5.3.1 <i>Épilimnion</i>	37
5.3.2. <i>Couches profondes</i>	38
5.4 <i>Oxygène</i>	39
5.4.1 <i>Épilimnion</i>	39

5.4.2 Couches profondes.....	39
6. LE PHYTOPLANCTON	41
6.1 Evolution saisonnière de l'année 2018	41
6.1.1 Evolution des classes d'algues.....	41
6.1.2 Evolution des espèces dominantes.....	42
6.1.3 Evolution du micro et du nanophytoplancton.....	43
6.2 Evolution interannuelle	44
6.2.1 Evolution des classes d'algues.....	44
6.2.2 Evolution de la diversité.....	44
6.2.3 Evolution de l'indice de Brettum.....	45
6.2.4 La chlorophylle a	46
6.2.5 Etude des profils obtenus via la sonde fluorimétrique BBE	47
7. CONCLUSION	50
8. BIBLIOGRAPHIE.....	51

Liste des tableaux

Tableau 1 : Pigments caractéristiques des principales classes algales étudiées et longueur d'onde d'excitation (pics d'absorption maximaux) de ces pigments Moyennes	11
Tableau 2 : Moyennes annuelles des températures de l'air en °C.....	13
Tableau 3 : Nombre de jour où les températures moyennes journalières sont inférieures à 0 °C pour les stations du Bourget et d'Aiguebelette entre 2010 et 2018.	14
Tableau 4 : Température moyennes mensuelle de l'air (°C) en 2018. Station d'Aiguebelette et du Bourget et moyennes des années 1981 – 2010.....	14
Tableau 5 : Précipitations annuelles aux stations du Bourget et du lac d'Aiguebelette.....	15
Tableau 6 : Précipitations mensuelles en 2018 – station du Bourget et d'Aiguebelette et moyenne 1981- 2010 à la station du Bourget.....	16
Tableau 7 : Insolation annuelle à la station du Bourget et moyenne 1981-2010 et rayonnement global du lac d'Aiguebelette.....	18
Tableau 8 : Insolation mensuelle en 2018 – station du Bourget et Rayonnement Global d'Aiguebelette et normale 1981- 2010 à la station du Bourget.....	18
Tableau 9 : Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2018.....	20
Tableau 10 : Saturations maximales en oxygène dissous (%) à la fin de la période hivernale dans les couches profondes entre 2009 et 2018	26

Liste des figures

Figure 1 : Situation géographique et bassin versant du lac d'Aiguebelette	6
Figure 2 : Moyennes annuelles des températures de l'air (°C) - Stations d'Aiguebelette et du Bourget de 1981 à 2018.	14
Figure 3 : températures de l'air (°C) Station du Bourget.	15
Figure 4 : Précipitations annuelles stations du Bourget et d'Aiguebelette	16
Figure 5 : Précipitations mensuelles en 2018 – station du Bourget et d'Aiguebelette et moyenne 1981- 2010 à la station du Bourget.....	17
Figure 6 : Précipitations journalières, niveau du lac d'Aiguebelette et consigne de niveau en 2018.....	17
Figure 7 : Durée d'insolation (h) au Bourget et Rayonnement Global (kJ.cm ⁻²) à Aiguebelette.	18
Figure 8 : Comparaison des durées d'insolation mensuelle (h) de la normale 1981-2010 à la station du Bourget et du Rayonnement Global mensuel à Aiguebelette en 2018.	19
Figure 9 : Distributions des températures (°C), de la saturation en oxygène dissous (%) au point A, en 2018.....	21

Figure 10 : Distributions verticales des températures (°C) et de la saturation en oxygène dissous (%) au point A au moment du brassage hivernal et au début de la stratification en 2018.....	22
Figure 11 : Distributions verticales de la température (°C) et de la saturation en oxygène dissous (%) au point A : fin d'hiver, été et fin automne 2017 et 2018.....	23
Figure 12 : Évolution de la saturation en oxygène dissous (%) au point A, de 2016 à 2018...	24
Figure 13 : Évolution des températures (°C) à 2 m au point A du lac d'Aiguebelette - comparaison 2017 et 2018.....	25
Figure 14 : Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) à 2 m au point A en 2017 et 2018.....	25
Figure 15 : Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) à 60 m au point A en 2017 et 2018.....	26
Figure 16 : Distributions de la conductivité spécifique (mS.cm ⁻¹) au point A, en 2018.....	27
Figure 17 : Évolution de la transparence (m) au point A, en 2018.....	28
Figure 18 : Distributions verticales des concentrations en nitrate- (mgN.L ⁻¹) et en phosphore total (µgP.L ⁻¹) en fin d'hiver 2018.....	29
Figure 19 : Concentration en azote nitrique (N-NO ₃ ⁻) en 2018 dans l'eau des couches superficielles du lac (2, 10 et 20 m), Aiguebelette, Point A.....	30
Figure 20 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO ₄ ³⁻) en 2018 dans l'eau des couches superficielles du lac (2, 10 et 20 m), Aiguebelette, Point A.....	30
Figure 21 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO ₄ ³⁻) en 2018 dans les eaux du fond du lac à 65 m, Point A.....	31
Figure 22 : Concentration en silice en 2018 dans les couches superficielles (2, 10 et 20 m) et au fond, Aiguebelette, Point A.....	32
Figure 23 : Distribution verticale des concentrations en chlorure (mgCl.L ⁻¹) en fin d'hiver 2018.....	32
Figure 24 : Évolution des concentrations moyennes hivernales en nitrate (mgN.L ⁻¹) de 1975 à 2018.....	34
Figure 25 : Evolution de la classe de qualité en fonction des concentrations moyennes pondérées hivernales en phosphore total (mgP.L ⁻¹) de 1988 à 2018.....	35
Figure 26 : Evolution des concentrations moyennes hivernales en chlorure (mg.L ⁻¹) de 1988 à 2018.....	36
Figure 27 : Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction de la transparence moyenne annuelle (m) mesurée avec le disque de Secchi de 1988 à 2018.....	36
Figure 28 : Évolution de la classe de qualité de l'eau en fonction de la transparence minimale annuelle (m) mesurée avec le disque de Secchi au point A de 1988 à 2018.....	37
Figure 29 : Evolution des températures (°C) à 2 m de profondeur au point A de 1988 à 2017.....	38
Figure 30 : Évolution des températures en °C à 60 mètres de 1991 à 2018.....	38
Figure 31 : Évolution des températures moyennes annuelles en °C à 60 mètres de 1988 à 2018.....	39
Figure 32 : Évolution des saturations en oxygène dissous (%) à 2 m de profondeur au point A de 1988 à 2018.....	39
Figure 33 : Evolution de la saturation en oxygène dissous en % à 60 mètres de 1991 à 2018.	40
Figure 34 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algales en 2018.....	41
Figure 35 : Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton en 2018.....	42
Figure 36 : Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille en 2018.....	43

Figure 37 : Evolution interannuelle des principales classes algales (moyenne annuelle des moyennes mensuelles des biomasses).....	44
Figure 38 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon.	45
Figure 39 : Evolution de l'indice de Brettum.....	46
Figure 40 : Evolution de la Chlorophylle a dans le lac d'Aiguebelette. La moyenne annuelle, pondérée par le nombre d'échantillons par mois est calculée à partir des moyennes mensuelles	47
Figure 41 : Evolution de la concentration en Chlorophylle a représentée par les Chlorophycées entre 0 et 40 m entre 2003 et 2018 ($\mu\text{g/l}$).....	48
Figure 42 : Evolution de la concentration en Chlorophylle a représentée par les Cyanobactéries entre 0 et 40 m entre 2003 et 2018 ($\mu\text{g/l}$).	48
Figure 43 : Evolution de la concentration en Chlorophylle a représentée par les Diatomées entre 0 et 40 m entre 2003 et 2018 ($\mu\text{g/l}$).....	49
Figure 44 : Evolution de la concentration en Chlorophylle a représentée par les Cryptophycées entre 0 et 40 m entre 2003 et 2017 ($\mu\text{g/l}$).....	49

PRESENTATION ET CARACTERISTIQUES DU LAC D'AIGUEBELETTE

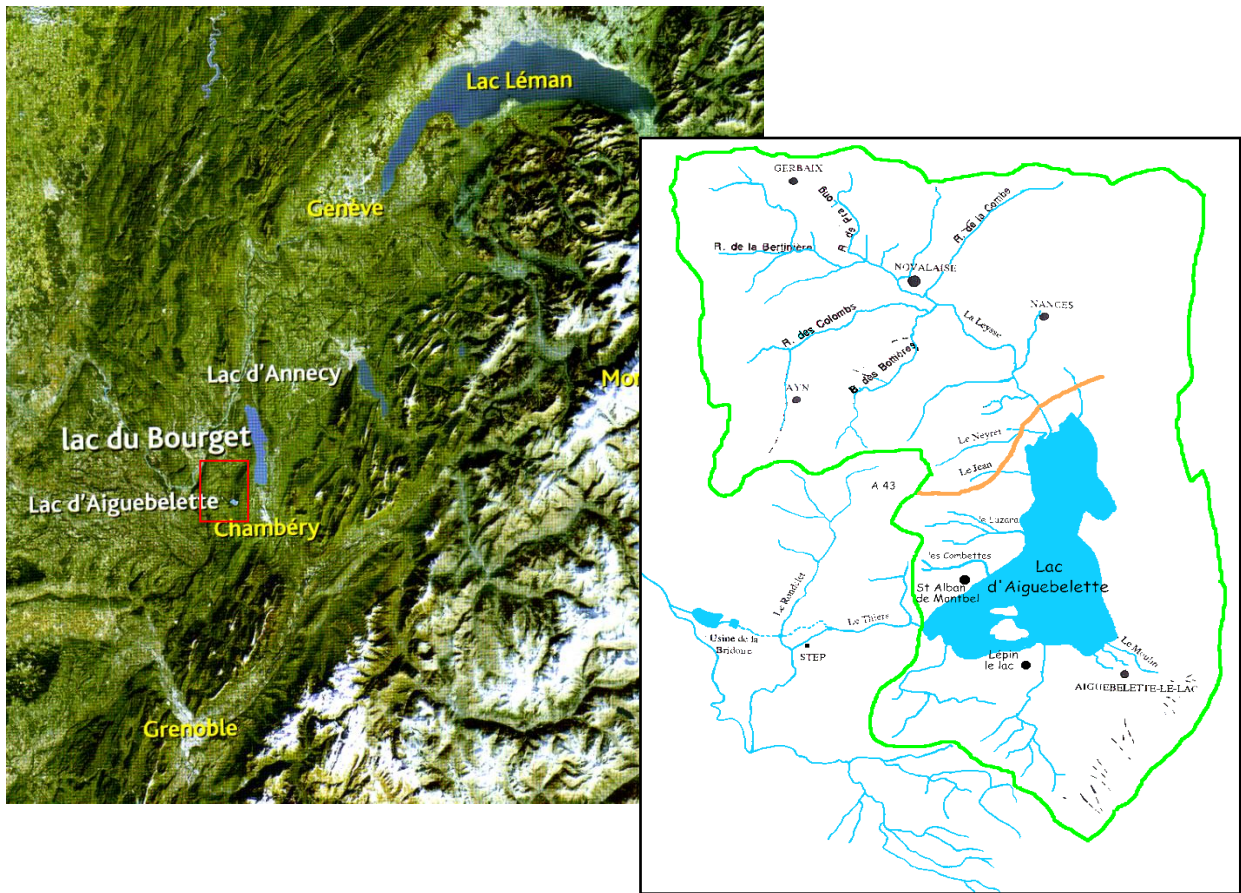


Figure 1 : Situation géographique et bassin versant du lac d'Aiguebelette

LAC

- Altitude : 374 m
- Longueur maximale : 4 km
- Largeur maximale : 3 km
- Surface : 540 ha
- Volume : 166 millions de m³
- Profondeur maximale : 70 m
- Profondeur moyenne : 30,7 m
- Longueur de côte : 14,2 km

BASSIN VERSANT

- Surface totale : 58,9 km²
- Altitude moyenne : 750 m
- Affluent principal : la Leysse de Novalaise
- Exutoire : canal du Thiers

CE QU'IL FAUT RETENIR POUR 2018

Le suivi 2018 de la qualité des eaux du lac d'Aiguebelette a été réalisé avec le bateau mis à disposition par la CCLA et a été composé de 8 campagnes de prélèvement. Toutes les analyses ont ensuite été réalisées au laboratoire de l'INRA (UMR Carrtel, Thonon). Les résultats présentés dans ce rapport s'inscrivent dans la continuité des campagnes précédentes sur l'état trophique de cet écosystème. Le lac d'Aiguebelette voit son niveau de Phosphore total diminuer depuis 1989, mais il est nécessaire de poursuivre les efforts visant à continuer à maîtriser les apports en phosphore, afin d'assurer la préservation d'un écosystème lacustre remarquable. Le suivi allégé joue pleinement son rôle d'outil de gestion en mesurant la tendance générale de l'évolution trophique.

Météorologie : 2018 est une année plus chaude que la normale ; tous les mois présentes des températures supérieures à la moyenne 1981-2010, sauf les mois de février et dans une moindre mesure le mois de mars. Les faibles températures de ces deux mois ont été déterminantes pour le fonctionnement du lac puisqu'elles ont permis un brassage complet (jusqu'à 65 m). La pluviométrie se situe dans la moyenne des relevés 2005-2015, l'insolation est légèrement excédentaire (+4%) et le rayonnement légèrement déficitaire (-3%).

Physico-chimie : L'année 2018 est marquée par un mois de mars frais par rapport à l'année 2017 qui a permis un brassage hivernal complet de la colonne d'eau. Ceci a été déterminant dans le fonctionnement du lac, car il a permis une bonne réoxygénation des eaux de fond et une redistribution des nutriments à la surface. Les eaux du lac se sont à nouveau stratifiées dès le mois d'avril ce qui a entraîné une désoxygénation des eaux du fond. Dû à un ensoleillement plus marqué et une température de l'air plus élevée, la stratification des eaux du lac en 2018 commence dès le mois d'avril. Cette stratification et désoxygénation des eaux du fond ont entraîné un relargage du phosphore des sédiments dès le mois de mai (de même que pour les autres nutriments), mais ce relargage a été plus faible qu'en 2017 grâce au brassage complet du lac qui a permis une meilleure ré-oxygénation des eaux du fond. Ces nutriments sont fortement consommés par le phytoplancton dans l'épilimnion. L'évolution interannuelle des concentrations en phosphore total sont plutôt dirigées vers la baisse. Depuis les années 2010 le lac d'Aiguebelette est classé en lac oligotrophe selon le phosphore total. La transparence des eaux est stable et globalement de bonne qualité (voire certaines années de très bonne qualité) depuis 1988.

Phytoplancton : L'année 2018 est marquée par la présence de taxons indicateurs de milieux oligotrophes du début de l'année jusqu'en juin. Ensuite, des taxons caractéristiques de milieux bien stratifiés s'installent à partir de juillet jusqu'à la fin de l'année. Parmi ces taxons, ce trouve une espèce filamenteuse qui trouve sa niche écologique vers 10-15 mètres à l'interface entre des eaux claires et pauvres en nutriment de surface et des eaux profondes riches en nutriments. Lorsqu'on considère l'évolution interannuelle, les biomasses phytoplanctoniques sont plus faibles et stables depuis 2009. L'indice de Brettum, qui mesure le niveau d'eutrophisation du lac en se basant sur la composition en microalgues, indique une amélioration continue de la qualité du lac d'Aiguebelette depuis 1999 : le lac est méso-oligotrophe.

1. MATERIEL ET METHODE

1.1 Objectif

La mise en place d'un suivi allégé sur le lac d'Aiguebelette date de 1988 (convention entre le SMALA, le SILB et la DDA de Savoie) avec une méthodologie identique à celle développée sur le lac du Bourget depuis 1981. Cette convention a été reprise depuis 1999 entre la CCLA et le CISALB. Depuis 2016, l'UMR CARTELE (INRA – USMB) a repris ce suivi allégé avec un rythme de prélèvements moins soutenu, lié principalement à des contraintes en personnel. Ce suivi permet d'intégrer le lac d'Aiguebelette dans l'Observatoire OLA qui regroupe ainsi les données historiques de suivi sur les grands lacs alpins français dans un système d'information (SI) : <https://si-ola.inra.fr/>

L'objectif du suivi allégé est de décrire l'évolution trophique du lac d'Aiguebelette tout en permettant de :

- Permettre aux collectivités locales, maîtres d'ouvrage des principaux travaux d'assainissement, de juger de leur efficacité vis-à-vis du maintien, voire de l'amélioration de la qualité des eaux du lac.
- Constituer un outil d'aide à la prise de décision permettant de réagir aux premiers signes de dégradation.
- Etre intégré dans une base de données utilisable dans le cadre d'études scientifiques plus lourdes. L'intégration du lac d'Aiguebelette dans l'Observatoire OLA et dans son SI est un élément important dans la possibilité d'aborder dans le futur des approches scientifiques intégratives et de comparaison.

Ce suivi est réalisé par l'UMR CARTELE, laboratoire INRA de Thonon-les-Bains en association avec l'Université de Savoie Mont Blanc, pour le compte de la Communauté de Commune du Lac d'Aiguebelette et répond aux termes de la convention signée entre la CCLA et le CARTELE.

Le lac d'Aiguebelette est un site qui a été relativement préservé vis-à-vis du processus d'eutrophisation, il convient de suivre son évolution compte tenu de l'augmentation des concentrations en phosphore total observée entre le milieu des années 1970 (mesures SRAE réalisées en 1975 et 1976), la fin des années 80 et la période contemporaine.

Le niveau trophique défini par les études antérieures, place le site dans une situation à surveiller. Une augmentation des apports en phosphore pourrait ramener le lac à un niveau méso-eutrophe, incompatible avec les objectifs du contrat. La maîtrise des sources de phosphore constitue donc l'élément déterminant du respect des objectifs de qualité des eaux.

Le suivi allégé a pour but, à travers des paramètres correctement choisis, de suivre qualitativement le sens d'évolution de l'état trophique d'un lac. Il permet en particulier d'apprécier l'impact des actions de protection et de restauration du milieu au regard de la qualité des eaux du lac.

1.2 Matériel

- ⇒ Disque de SECCHI (à quadrant noir et blanc de 20 cm de diamètre)
- ⇒ Une bouteille d'échantillonnage intégré, l'Integrated Water Sampler ou IWS, utilisé aussi sur les autres lacs de l'observatoire.
- ⇒ Une bouteille de prélèvement de type NISKIN
- ⇒ Une sonde multiparamètres possédant les capteurs suivants : pression, température, oxygène, pH et conductivité
- ⇒ Une sonde fluorimétrique immergeable BBE-Moldaenke

1.3 Protocole et méthodologie

La méthode consiste à collecter, à la verticale de la profondeur maximale du lac les données de descripteurs caractéristiques de son état trophique (Point A : N 45°33.040' – E 5°48.054' ; environ 65 mètres de profondeur).



Source : IGN

Les paramètres mesurés et les profondeurs d'échantillonnage ont été définis à partir d'études menées sur le lac du Bourget de 1972 à 1981 (CEMAGREF, 1982). Ce protocole est appliqué au lac d'Aiguebelette depuis 1988. En 2016, le suivi ayant été repris par l'INRA, les fréquences d'échantillonnages ont été modifiées.

1.3.1 Les paramètres de suivi

La caractéristique essentielle du suivi allégé est la continuité temporelle. Le nombre des descripteurs doit donc être réduit à ceux qui sont représentatifs du phénomène étudié afin de limiter le coût de l'étude. Les descripteurs retenus pour le suivi allégé du lac d'Aiguebelette sont :

- Le nitrate (NO_3^-) et le phosphore total (Ptot) en période hivernale,
- Le chlore
- La transparence,
- La chlorophylle a,
- L'oxygène dissous et la température,
- Le phytoplancton (analyse quantitative et taxonomique)

1.3.1.1 Nitrate (NO_3^-) et Phosphore total (Ptot)

Principe : L'azote et le phosphore sont considérés comme les aliments de base de l'eutrophisation dont ils sont la cause. Ces éléments existent sous diverses formes ; minérales ou organiques, dissoutes ou particulaires. Les nitrates (NO_3^-) et le phosphore total (Ptot) constituent les formes minérales solubles directement assimilables par les producteurs primaires.

Méthode : Les échantillons sont prélevés à 5 profondeurs (2, 15, 40, 60 et 65 m) pendant l'hiver à l'aide d'une bouteille de prélèvement type NISKIN. La partie analytique a été assurée depuis 1991 par SAVOIE labo selon les normes NFT 90-012 et NFT 90-023, puis par le LCME (Université de Savoie) pour le phosphore total depuis 2006 et enfin par l'INRA depuis 2016.

1.3.1.2 Chlorure

Principe : Bien que ne participant pas directement au processus d'eutrophisation, ce paramètre supplémentaire se justifie en raison de la proximité de l'Autoroute A43 (Chambéry - Lyon), qui traverse le bassin versant du lac d'Ouest en Est sur 3750 mètres. Son évolution est liée au stockage et à l'utilisation de sel de déneigement par les services d'entretien sur les secteurs de route et d'autoroute qui traversent le bassin versant.

Méthode : Les prélèvements sont effectués en période hivernale sur les mêmes profondeurs que les échantillonnages d'azote et de phosphore. Les analyses normalisées (NF EN ISO 10304-1) sont réalisées par l'INRA

1.3.1.3. Transparence

Principe : Elle est fonction de la quantité de matières en suspension dans l'eau, c'est-à-dire de la biomasse phytoplanctonique et également de matières minérales et organiques. Pour le grand public c'est le paramètre le plus représentatif de la qualité des eaux d'un plan d'eau.

Méthode : Elle s'exprime par la profondeur en mètres au-delà de laquelle un disque à quadrant noir et blanc de 20 cm de diamètre (disque de SECCHI), immergé dans le lac, n'est plus visible à l'œil nu.

1.3.1.4. La Chlorophylle a

Principe : Pour des raisons pratiques, il a été convenu de doser la concentration en chlorophylle pour mesurer la biomasse du phytoplancton. Ce dosage constitue le volet biologique du suivi allégé.

Méthode : On effectue un échantillon moyen sur toute l'épaisseur de la couche euphotique (18 m), à l'aide d'une bouteille à prélèvement intégré IWS. Les échantillons sont ensuite filtrés. Le dosage de la chlorophylle est réalisé par l'INRA de Thonon suivant la méthode normalisée NFT 90-117 (meth.Laurenzen).

Une autre approche de la biomasse phytoplanctonique est abordée par l'utilisation d'une sonde fluorimétrique BBE-Moldaenke. La sonde BBE spectrofluorimétrique est une sonde immergeable qui permet d'obtenir la concentration en μg équivalent de chlorophylle a.L^{-1} , des différentes classes algales en continu le long de la colonne d'eau. Le principe de mesure repose sur les capacités de fluorescence des algues phytoplanctoniques. La sonde est en effet capable de différencier les principaux groupes phytoplanctoniques (diatomées, dinoflagellés, algues vertes, cryptophycées, cyanobactéries riches en phycocyanine et un groupe mixte riche en phycoérythrine) sur la base de leurs caractéristiques pigmentaires propres (Moldaenke 2002).

Les algues d'un même groupe phytoplanctonique, contiennent une qualité et quantité de pigments photosynthétiques similaires. Ainsi, leur spectre d'excitation (avec une longueur d'onde d'émission fixée à 680 nm) est significatif pour chaque classe algale. Il est donc possible de différencier les différents groupes d'algues par leur fluorescence respective et d'obtenir leur concentration, en μg équivalent de chl a /L, en continu le long de la colonne d'eau. La sonde fluorimétrique BBE utilise 5 diodes émettant à différentes longueurs d'onde (450 nm, 525 nm, 570 nm, 590 nm et 610 nm) pour l'excitation de pigments accessoires propres à chaque groupe phytoplanctonique (Tableau 1). Chaque classe microalgale ayant une empreinte spécifique, la composition pigmentaire étant différente suivant le groupe algal considéré, il est alors possible de calculer la contribution relative de groupe d'algue (Chlorophycées, Cryptophycées, Cyanobactéries, diatomées) à la biomasse totale (Moldaenke 2002, Beutler et al., 2002, Leboulanger et al., 2002).

Tableau 1 : Pigments caractéristiques des principales classes algales étudiées et longueur d'onde d'excitation (pics d'absorption maximaux) de ces pigments Moyennes

Classes microalgales	Pigments	Longueur d'onde d'excitation (nm)
Chlorophycées	Chl <i>a</i> , <i>b</i> , caroténoïde	450 nm
Cyanobactéries	Chl <i>a</i> , phycocyanine	610 nm
Diatomées	Chl <i>a</i> , <i>c</i> , xanthophylle Fucoxanthépéridine	525 nm
Cryptophycées (+cyanobactéries riches en phycoérythrine comme <i>Planktothrix rubescens</i>)	Chl <i>a</i> , <i>c</i> , phycoérythrine	570-590 nm

Méthode : nous établissons les profils des concentrations des principales classes d'algues présentes dans le lac de 0 à 40 m de profondeur à partir desquels sont définies les variations saisonnières et verticales des concentrations.

1.3.1.5 Oxygène dissous

Principe : L'activité chlorophyllienne des végétaux enrichit les couches supérieures de l'eau en oxygène ; dans les couches inférieures où la lumière ne pénètre plus, la respiration des micro-organismes diminue le taux d'oxygène. Cette activité biologique entraîne ainsi, grâce à la photosynthèse, une sursaturation en oxygène dans les couches superficielles et, en raison notamment de la minéralisation de la matière organique, une sous-saturation en oxygène dans les couches profondes.

Méthode : un profil de concentration en oxygène dissous (en mg.l⁻¹ et en % de saturation) est réalisé à la verticale de la profondeur maximale du lac à l'aide d'une sonde multi-paramètres. Les indices annuels sont calculés aux trois niveaux de mesure prédéfinis. Ils représentent les moyennes pondérées des sursaturations à 2 m et au métalimnion et de la sous saturation à 60 m.

1.3.1.6 Phytoplancton

Le phytoplancton étudié a été récolté de janvier à décembre au cours des 10 campagnes de prélèvement dans la couche 0-18 m à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute (Cloche IWS). Après récolte, les échantillons d'eau ont été fixés avec du lugol, réactif iodo-ioduré qui assure la conservation du phytoplancton et alourdit les cellules, rendant ainsi leur sédimentation plus facile. Il colore également l'amidon des cellules ce qui rend leur identification plus aisée. Les échantillons d'eau brute fixés ont été préparés selon la technique d'Utermöhl, méthode normalisée au niveau français et européen (Norme NF EN 15204, Afnor 2006). Un sous-échantillon de 25 ml est versé dans un cylindre surmontant une chambre de sédimentation et laissé à sédimenter pendant 12 à 24 heures à l'abri de la lumière (le lugol se dégrade à la lumière et perd son effet conservateur) et de la chaleur. Ce laps de temps permet aux algues, même les plus légères, de sédimenter au fond de la cuvette. Puis on glisse la partie cylindrique sur le côté de la chambre pour la remplacer par une lamelle de couverture en verre. Enfin, la lame est déposée sur un microscope inversé afin de procéder à l'examen qualitatif et quantitatif du phytoplancton. Les protocoles d'analyses sont décrits avec plus de précision dans le document rassemblant les modes opératoires d'analyse du phytoplancton de l'INRA (Druart & Rimet 2008). L'identification microscopique des organismes phytoplanctoniques se fait sur plusieurs critères morphologiques dont la taille, la présence ou l'absence de flagelles et leur nombre, l'organisation cellulaire (filaments, colonies, individus) et le type de membrane externe (cellulosique, siliceuse, peptidoglycanique...). Les abondances sont exprimées en nombre de cellules algales ou de colonies par millilitre d'eau brute puis transformées en biomasse (µg/L) en considérant que la densité des algues est la même que celle de l'eau.

1.3.2. Fréquence des campagnes de mesure

Les rythmes d'évolution des phénomènes lacustres annuels justifient que les fréquences de campagnes soient réparties au cours des différentes saisons afin d'appréhender tous les états de l'écosystème.

1.3.3. Expression des résultats

Rappel des indices retenus pour suivre l'évolution trophique du lac d'Aiguebelette selon la méthode du suivi allégé (CEMAGREF 1981).

- ⇒ Teneur en fertilisants au moment du brassage hivernal : les nitrates en mgN.L^{-1} et le phosphore total en mgP.L^{-1} ,
- ⇒ Teneur en chlorures en mgCl.L^{-1} au moment du brassage hivernal,
- ⇒ Transparence moyenne annuelle en mètres,
- ⇒ Concentration moyenne annuelle en chlorophylle a (en $\text{mgchl}a.\text{m}^{-3}$),
- ⇒ Sursaturation en oxygène à 2 mètres (en $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$),
- ⇒ Sursaturation maximale en oxygène dans le métalimnion (en $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$),
- ⇒ Sous-saturation en oxygène à 60 mètres (en $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$).

1.3.3.1 Teneurs moyennes en Nitrate et Phosphore total

Ces indices calculés au moment du brassage hivernal représentent les réserves maximales du lac en nutriments lorsque la consommation est minimale et l'homothermie presque totale. Les moyennes retenues sont les moyennes arithmétiques des concentrations mesurées à 2, 15, 40, 60 et 65 mètres en hiver.

1.3.3.2 Chlorure

Comme pour les fertilisants, la concentration en chlorures est calculée au moment du brassage hivernal. L'indice annuel retenu est la moyenne arithmétique des concentrations mesurées à 2, 15, 40, 60 et 65 mètres en hiver.

1.3.3.3 Moyenne annuelle de la transparence

La valeur annuelle retenue est la moyenne des mesures pondérées par l'écart entre les campagnes.

1.3.3.4 Moyenne annuelle en chlorophylle a dans la couche euphotique

L'indice annuel est la moyenne des mesures pondérées par l'écart entre les campagnes.

2. CONDITIONS CLIMATIQUES

La météorologie est l'un des facteurs de contrôle des transferts du bassin versant au lac et de la biologie du lac. L'analyse des données météorologiques est utile pour situer les caractéristiques des années étudiées par rapport aux données historiques. Les données proviennent du site Météociel (<http://www.meteociel.fr>), station de Chambéry/Aix les Bains, située à proximité du lac du Bourget (45°38'0 N, 05°53'1 E, altitude 235 m) et de la station lac d'Aiguebelette (45°34'0 N, 5°47'8 E, altitude 375 m) appartenant à la CCLA et gérée par le centre départemental de Savoie de Météo France depuis 2004.

Compte tenu de la proximité des deux plans d'eau, nous utilisons les informations de la station de Chambéry car les chroniques de données sont plus longues et les tendances d'évolution générales sont semblables (Paolini, 2016). Conformément aux recommandations de l'Organisation Météorologique Mondiale, qui considère les moyennes sur trente ans comme étant les valeurs « Normales », les paramètres seront comparés à leurs moyennes sur la période 1981 - 2010.

2.1. Températures

2.1.1. Moyennes Annuelles

A la station météorologique du Bourget, en 2018 la température moyenne annuelle montre une fois de plus une valeur au-dessus de la normale 1981-2010 (13,3 °C vs 11,45 °C), soit +16%. La tendance depuis 1981 est toujours à la hausse. Depuis 1974 première année des relevés de Chambéry en notre possession, qu'il fait aussi chaud.

La température moyenne annuelle à la station d'Aiguebelette est inférieure à celle du Bourget (12,9 °C vs 13,3 °C), l'écart entre les deux stations (0,40°C cette année) se situe dans la moyenne de ces écarts (0,41 °C) depuis 2005.

Tableau 2 : Moyennes annuelles des températures de l'air en °C

	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010	Normale 1981-2010
Bourget	13,3	12.18	12,24	12,42	12,72	11,30	12,02	12,37	11,09	11,45
Aiguebelette	12,9	11.80	11,75	12,20	12,39	10,74	11,52	12,18	10,45	

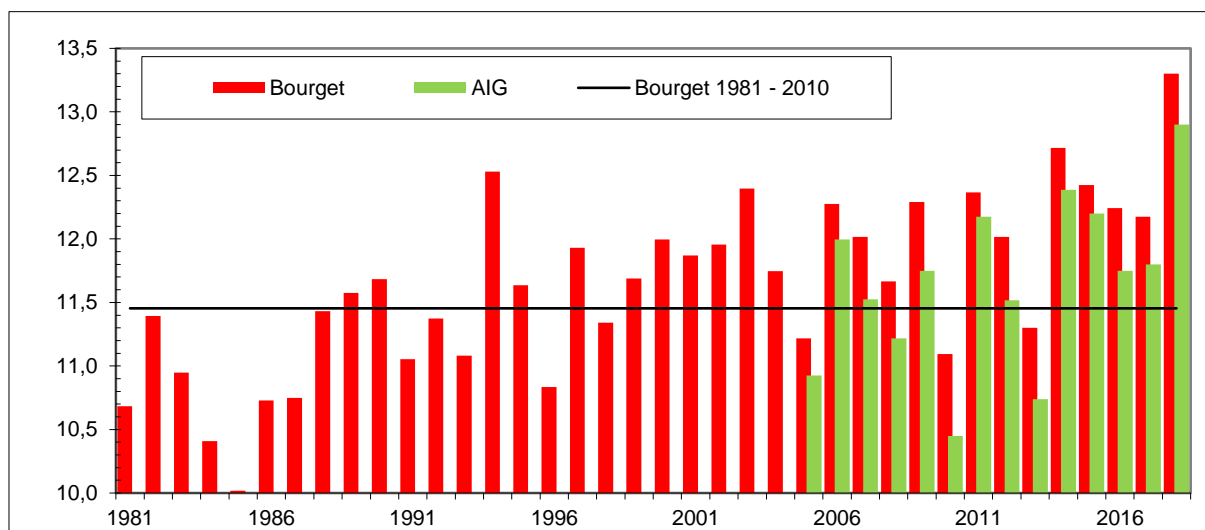


Figure 2 : Moyennes annuelles des températures de l'air (°C) - Stations d'Aiguebelette et du Bourget de 1981 à 2018.

2.1.2. Variations saisonnières

Les données relevées à la station du Bourget montrent que l'on a eu un hiver 2017-2018 doux malgré le mois de février (4 jours de gel sur les 7 dénombrés pendant l'hiver 2017-2018). Les températures furent supérieures aux normales pendant toute l'année, sauf en février et mars. Avec pendant la période estivale (juin, septembre) une température mensuelle moyenne de 2 °C par rapport à la normale.

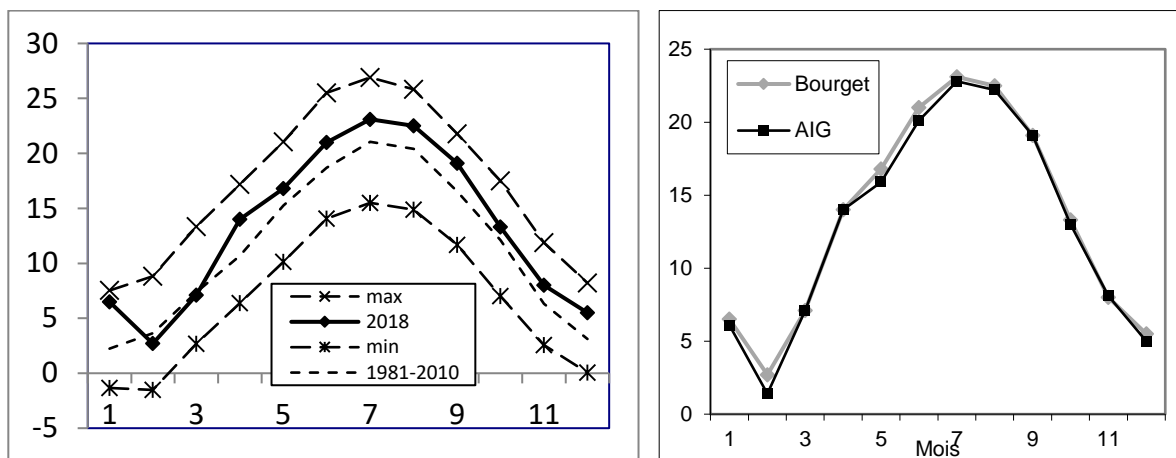
Tableau 3 : Nombre de jour où les températures moyennes journalières sont inférieures à 0 °C pour les stations du Bourget et d'Aiguebelette entre 2010 et 2018.

	Bourget	Aiguebelette
2009 - 2010	30	45
2010 - 2011	23	41
2011 - 2012	19	22
2012 - 2013	18	31
2013 - 2014	8	3
2014 - 2015	2	10
2015 - 2016	1	1
2016 - 2017	22	25
2017 - 2018	7	12

Tableau 4 : Température moyennes mensuelle de l'air (°C) en 2018. Station d'Aiguebelette et du Bourget et moyennes des années 1981 – 2010.

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
Aiguebelette	6,1	1,4	7,1	14,0	15,9	20,1	22,8	22,2	19,1	13,0	8,1	5,0
Bourget	6,5	2,7	7,1	14,0	16,8	21,0	23,1	22,5	19,1	13,3	8,0	5,5
Bourget 1981-2010	2,2	3,6	7,4	10,7	15,3	18,7	21,0	20,4	16,5	12,1	6,3	3,1

Les températures de l'air à la station d'Aiguebelette suivent logiquement les mêmes variations saisonnières que celles de la station du Bourget, présentant sauf au mois de septembre et octobre des moyennes légèrement plus basses.



a) Températures de l'air moyennes, mini, maxi en 2018

b) Températures de l'air : comparaison Bourget Aiguebelette

Figure 3 : températures de l'air (°C) Station du Bourget.

2.2. Précipitations

2.2.1. Cumul Annuel

Pour 2018, au Bourget le cumul pluviométrique est déficitaire par rapport à la normale 1991-2010 (-9 %). A Aiguebelette, la pluviométrie de 2018 est équivalente à la moyenne de la période 2005- 2015 (1311 mm).

Tableau 5 : Précipitations annuelles aux stations du Bourget et du lac d'Aiguebelette

		2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010	Normale 1981-2010
Bourget	mm	1106	1015	1179	1322	1231	1472	1172	1039	1020	1221,5
Aiguebelette	mm	1320	1291	1250	1334	1564	1669	1493	1142	1255	
Nombre de jour de pluie	jour	150	127	140	127	153	158	147	129	173	
Hauteur de pluie moyenne	mm/j	8,6	9.8	9,1	10,8	9,8	10,9	9,6	8,2	7,4	

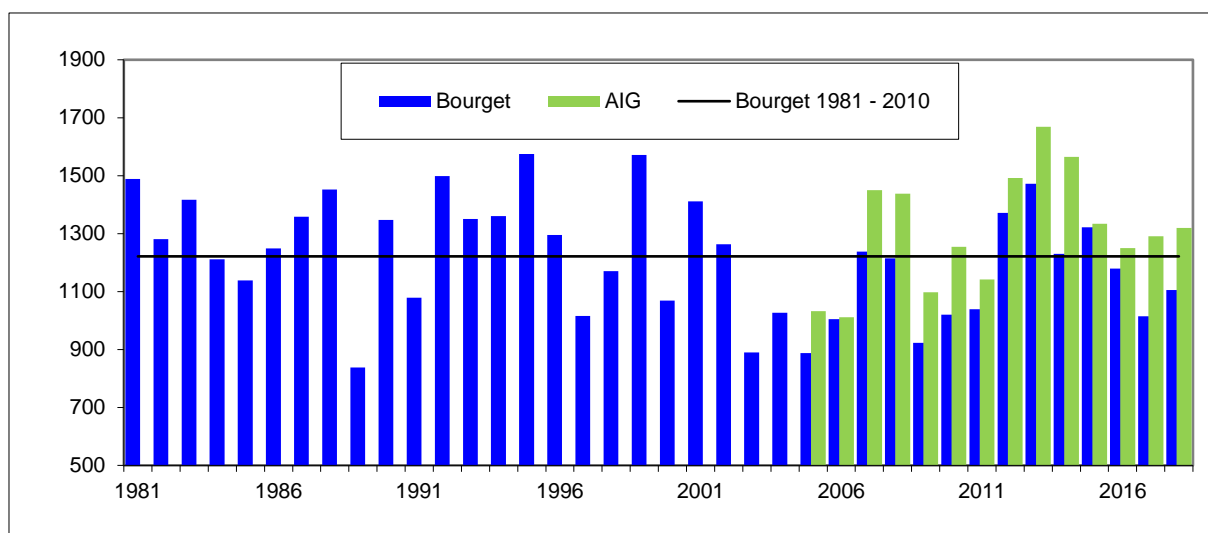


Figure 4 : Précipitations annuelles stations du Bourget et d'Aiguebelette

2.2.2. Variations saisonnières

Au Bourget par rapport à la pluviométrie Normale (1981-2010) seul le trimestre représenté par les mois de janvier, mars et décembre sont excédentaires, tout le reste de l'année est en déficit.

Tableau 6 : Précipitations mensuelles en 2018 – station du Bourget et d'Aiguebelette et moyenne 1981- 2010 à la station du Bourget.

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill.	Aout	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
Aiguebelette	203	82	235	35	131	93	1189	54	26	91	81	171
Bourget	257	54	169	42	97	55	40	54	37	76	62	165
Bourget 1981-2010	103	92	100	92	104	95	89	92	112	123	105	118

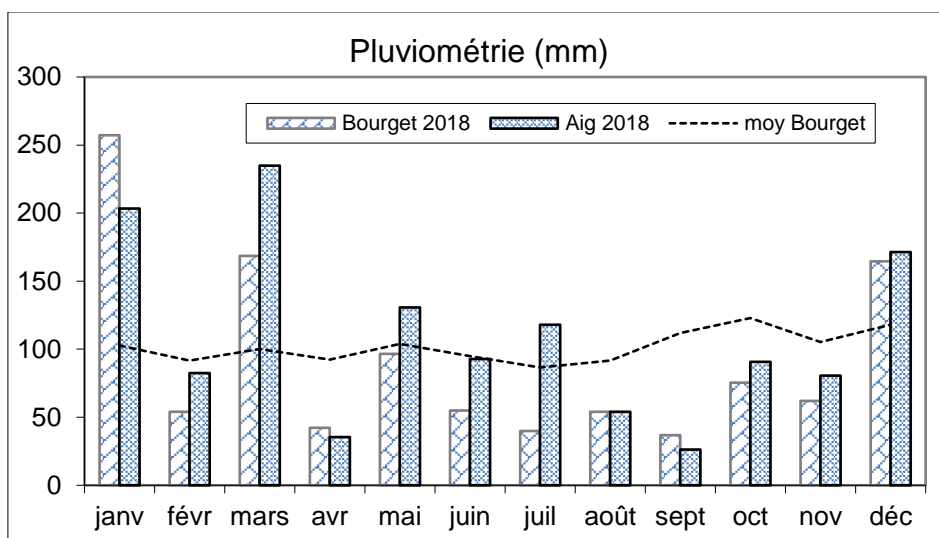


Figure 5 : Précipitations mensuelles en 2018 – station du Bourget et d’Aiguebelette et moyenne 1981-2010 à la station du Bourget.

2.2.3. Relation entre pluviométrie et le niveau du lac

La cote du lac est déterminée par la pluviométrie, les apports des affluents et les consignes de niveau gérées par EDF au niveau du canal de Thiers. Sur la figure 6 nous constatons que les consignes sont globalement respectées, en relativisant l’évolution de la cote pendant la période pluvieuse hivernale. Le lac atteint sa cote maximale de 374,18 m, le 22 et 23 janvier. Conformément à la consigne la cote minimale (373,22 m) est atteinte pendant la période septembre, novembre. L’amplitude maximale relevée en 2018 entre les deux extrêmes est de 96 cm.

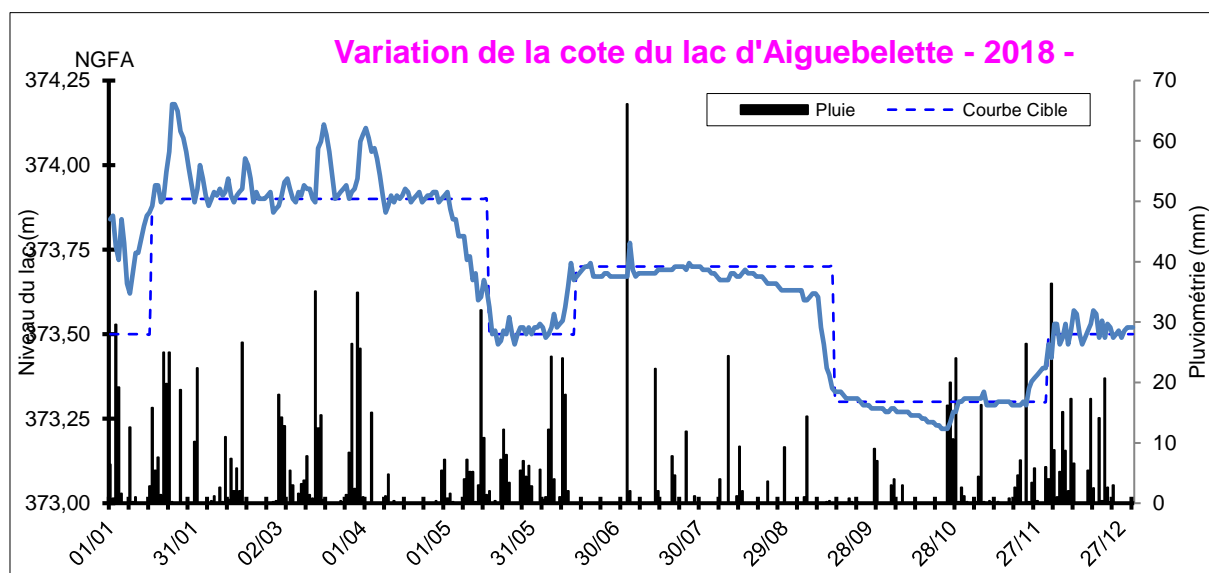


Figure 6 : Précipitations journalières, niveau du lac d’Aiguebelette et consigne de niveau en 2018

2.3. Insolation

Les deux stations météorologiques mesurent deux paramètres différents pour l'insolation : durée d'insolation journalière (heure) pour la station du Bourget et Rayonnement Global (J.cm^{-2}) à Aiguebelette.

2.3.1. Cumul annuel

A la station du Bourget, l'année 2018 affiche un excédent (4 %) par rapport à la moyenne 1981-2010. A Aiguebelette, par contre on est en déficit de 3 % par rapport à la moyenne 2005-2015.

Tableau 7 : Insolation annuelle à la station du Bourget et moyenne 1981-2010 et rayonnement global du lac d'Aiguebelette

		2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010	Moyenne 1981-2010
Bourget	(h)	1976	2010	1816	2005	1796	1736		2089	1831	1900
Aiguebelette	(kJ.cm^{-2})	416	444	379	423	424	407	423	455	411	

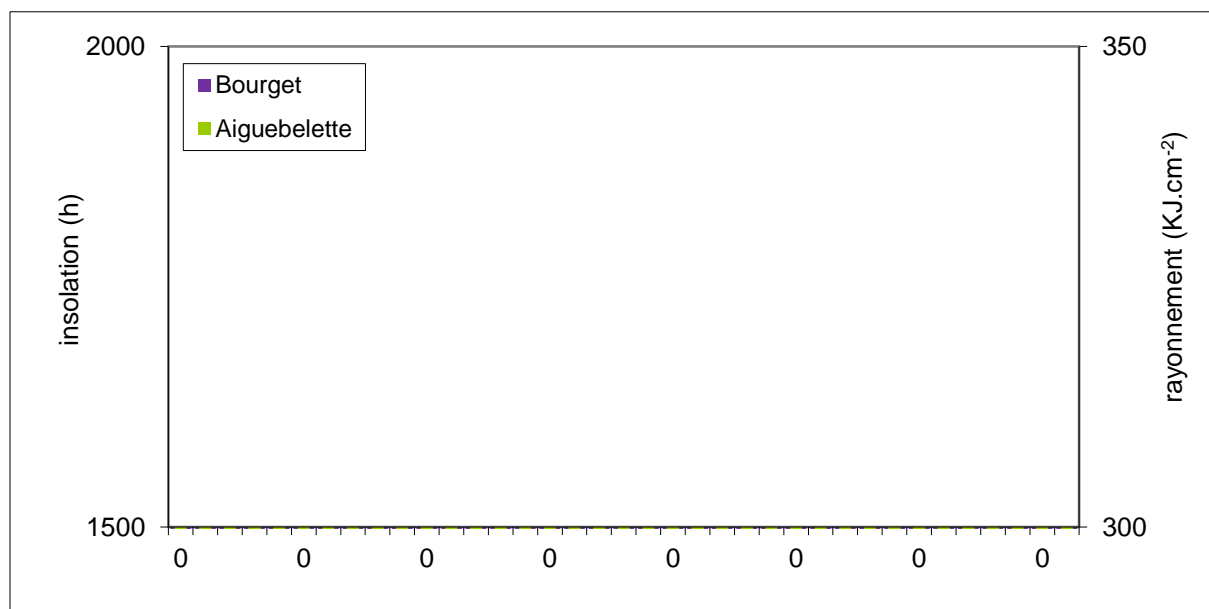


Figure 7 : Durée d'insolation (h) au Bourget et Rayonnement Global (kJ.cm^{-2}) à Aiguebelette.

2.3.2. Variation saisonnière

Au Bourget, la somme de l'insolation du premier semestre est inférieure (880h) à celle de la somme de la Normale du premier semestre (939 h). A contrario la période estivale (juillet-septembre) fut elle très ensoleillée (+119 h/normale).

Tableau 8 : Insolation mensuelle en 2018 – station du Bourget et Rayonnement Global d'Aiguebelette et normale 1981- 2010 à la station du Bourget

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill.	Aout	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
Aig (kJ.cm^{-2})	9,2	12,2	27,0	49,9	44,5	49,9	71,9	57,8	45,5	28,2	11,2	8,1
Bourget (h)	57	63	101	193	190	276	317	257	240	164	61	57

Bourget 1981-2010	78	101	151	171	199	239	271	240	183	125	78	63
------------------------------	----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	----	----

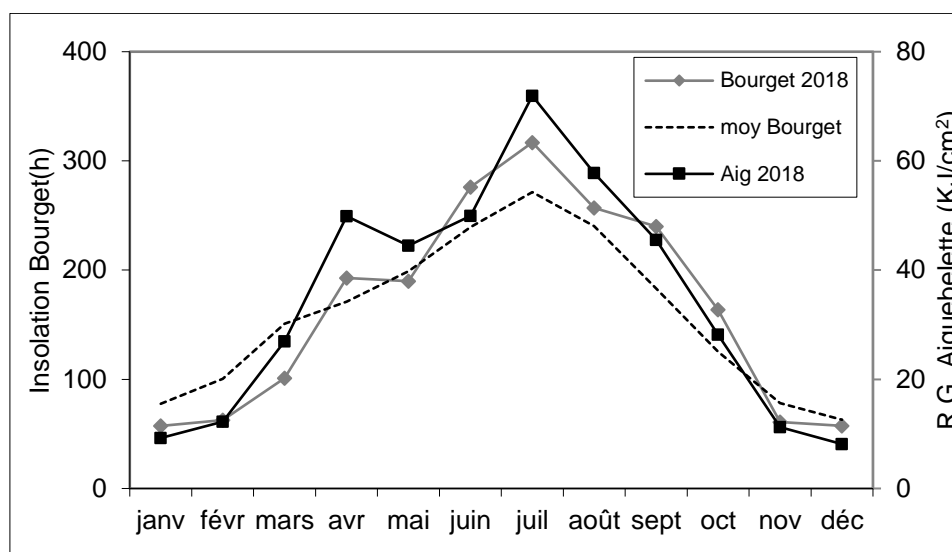


Figure 8 : Comparaison des durées d'insolation mensuelle (h) de la normale 1981-2010 à la station du Bourget et du Rayonnement Global mensuel à Aiguebelette en 2018.

2.4. En conclusion

Pour Aiguebelette l'année fut globalement plus chaude (de même qu'à Chambéry, +16% par rapport à la normale) : tous les mois de l'année présentent des températures supérieures à la normale, sauf le mois de février, et dans un moindre mesure le mois de mars.

Pour la pluviométrie, l'année se situe dans la moyenne (2005-2015) des relevés effectués.

Pour l'insolation à Chambéry, l'année 2018 affiche un excédent (4 %) par rapport à la moyenne 1981-2010, par contre le rayonnement est lui déficitaire de 3%.

3. CAMPAGNES DE TERRAIN

La répartition des dates des 8 campagnes effectuées au cours de l'année 2018 est précisée dans le tableau ci-dessous.

Tableau 9 : Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2018.

No de campagne	Date de prélèvement	Sonde multiparamètre
1	13-Feb-2018	ctm1079
2	19-Mar-2018	ctm1079
3	24-Apr-2018	ctm1079
4	16-May-2018	ctm1079
5	25-Jun-2018	ctm1079
6	24-Jul-2018	ctm1079
7	25-Sep-2018	ctm1079
8	5-Dec-2018	ctm1079

4. EVOLUTIONS SAISONNIERES DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

4.1 *Température et oxygène dissous*

La température est un des facteurs de forçage principaux de l'évolution des écosystèmes aquatiques au cours d'une année. L'oxygène dissous dans l'eau résulte d'un ensemble de réactions d'oxydoréduction et de processus de diffusion et de mélange. En ce qui concerne les réactions d'oxydo-réduction une situation de déséquilibre est entretenue par deux types d'activité : d'une part, l'activité photosynthétique dans la zone euphotique qui, en piégeant l'énergie lumineuse pour la convertir en énergie chimique, produit de la matière organique et libère de l'oxygène ; d'autre part l'activité respiratoire et minéralisatrice qui consomme de l'oxygène.

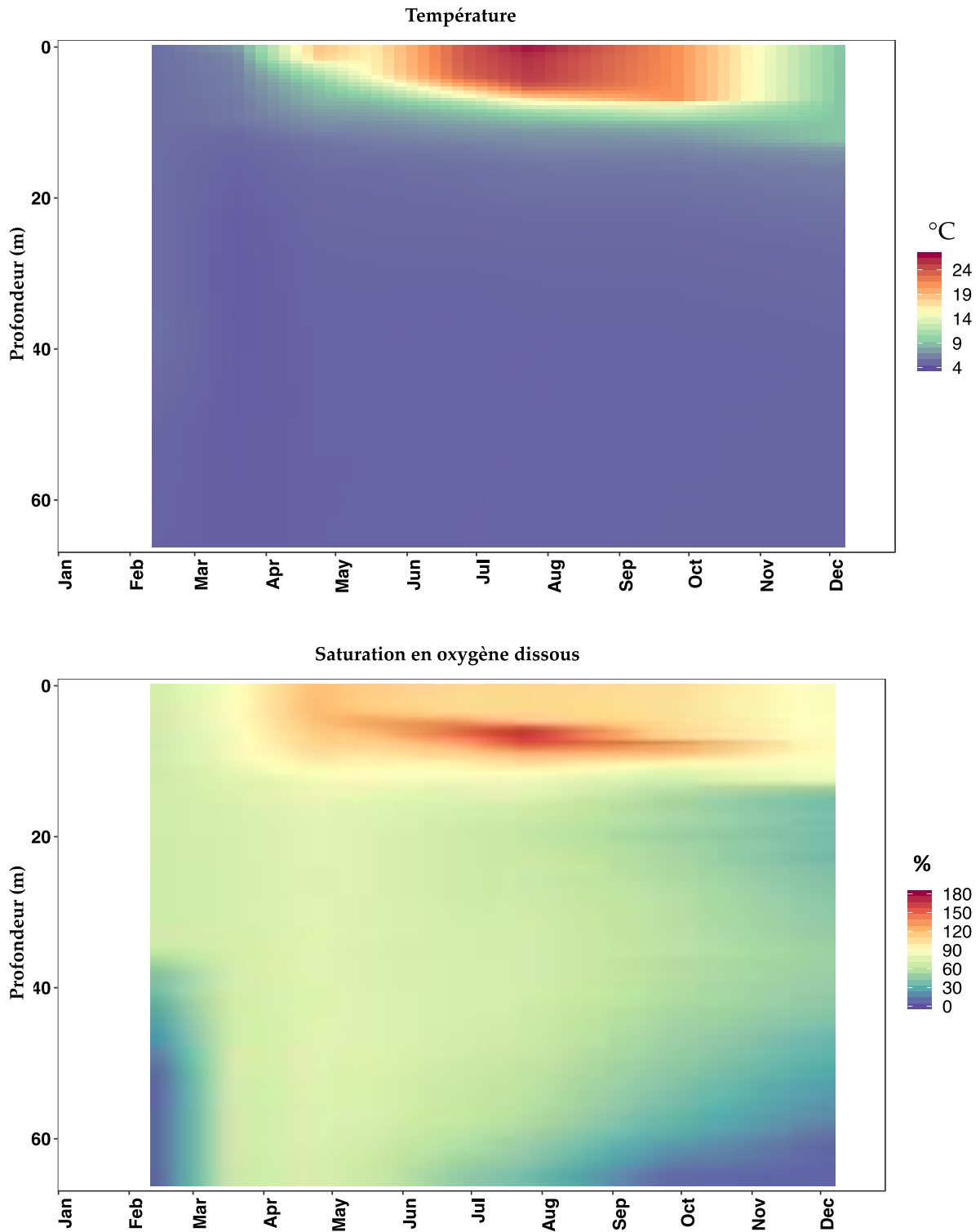


Figure 9 : Distributions des températures (°C), de la saturation en oxygène dissous (%) au point A, en 2018

Les évolutions saisonnières des principaux paramètres physico-chimiques température et oxygène dissous mesurés *in situ* sont représentées sur les graphiques ci-dessus.

Ils permettent de mettre en évidence :

- La mise en place progressive de la stratification thermique dans les couches supérieures d'avril à novembre et une température homogène froide dans les couches profondes ;

- Le brassage hivernal complet de la colonne d'eau jusqu'à 65 m au mois de mars 2018, l'activité photosynthétique dans les couches supérieures d'avril à octobre avec la production d'oxygène et la consommation des éléments dissous, l'activité microbienne dans la zone profonde d'août à décembre avec la consommation d'oxygène dissous et le relargage dans la zone anoxique.

4.1.1 Distributions verticales

L'hiver 2018 a permis une homogénéisation complète de la colonne d'eau jusqu'à 65 mètres. Le brassage hivernal complet qui permet une redistribution des nutriments à la surface et une réoxygénation au fond a été observé le 19 mars 2018. Dû à un ensoleillement durant le 19/03/2018, une stratification journalière a été observée jusqu'à environ 12 mètres. Au-delà de la thermocline diurne, la différence de température entre 12m et le fond (5,21 – 4,75 °C) est faible (Figure 10). La concentration en oxygène dissous est également homogène à partir de 12m de profondeur qui correspond à la thermocline diurne. A l'issue du brassage hivernal, la stratification thermique commence à se mettre en place compte tenu des conditions climatiques (notamment le réchauffement de l'air et l'augmentation de l'insolation) favorables au démarrage de la production phytoplanctonique. La différence de température entre la surface et le fond est de 13,74 °C (18,62 – 4,88 °C). L'oxygène dissous augmente pour atteindre une valeur de 13,27 mgO₂/L à 4 m de profondeur. Cette barrière thermique va progressivement bloquer les échanges verticaux et isoler l'hypolimnion. Le 19 mars, la concentration en oxygène dissous à 65 m de profondeur est à 7,82 mgO₂/L, ce qui est plus élevé que l'année 2017 avec 4 mgO₂/L. Le brassage hivernal jusqu'à 65m a permis de redistribuer de l'oxygène jusqu'au fond du lac.

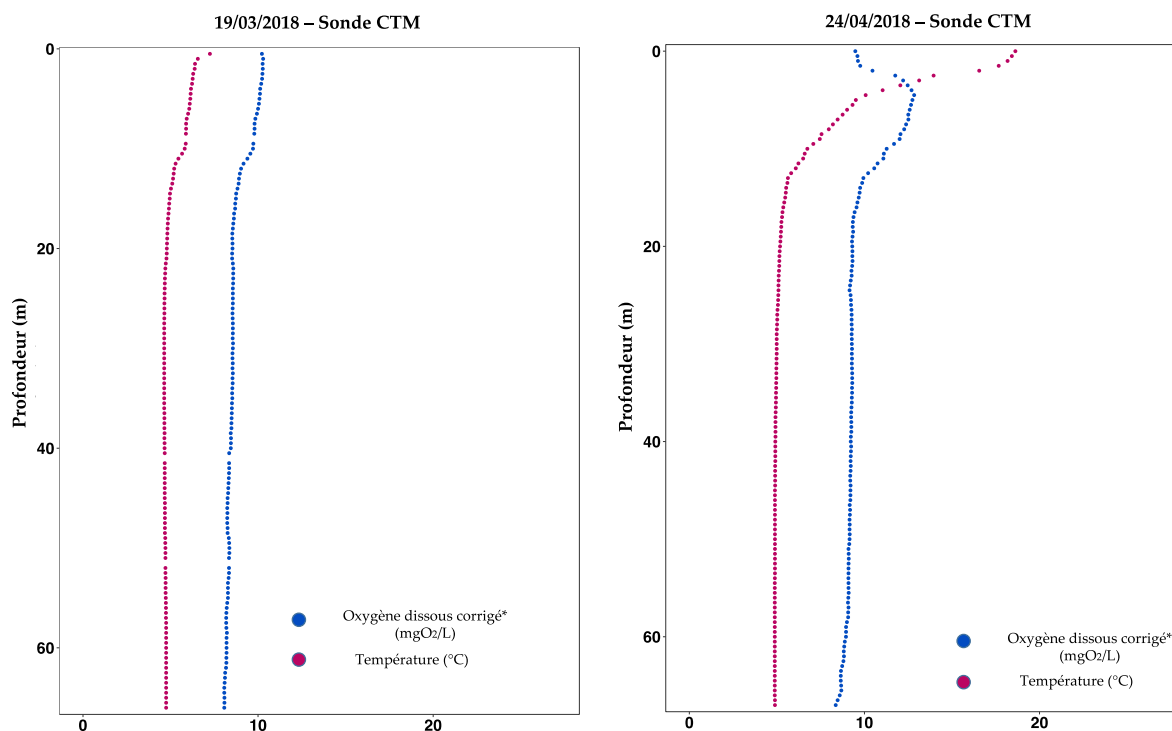


Figure 10 : Distributions verticales des températures (°C) et de la saturation en oxygène dissous (%) au point A au moment du brassage hivernal et au début de la stratification en 2018

D'avril à septembre, la distribution verticale de la température entraîne une stratification de l'oxygène dissous en 3 couches superposées qui présentent des concentrations différentes (Figure 11) :

- L'épilimnion entre 0 et 5 m.
- Le métalimnion entre 5 et 15 m : la distribution verticale de l'oxygène passe par un maximum de 158 % de la saturation le 24 juillet 2018.

- L'hypolimnion entre 20 m et le fond : les concentrations en oxygène diminuent progressivement avec la profondeur.

Le refroidissement autumnal entraîne un enfoncement de la thermocline et la disparition du maximum d'oxygène associé à une homogénéisation progressive de l'épilimnion à partir de la surface pour atteindre 12 mètres d'épaisseur au mois de décembre 2018. Dans l'hypolimnion, la concentration en oxygène reste faible avec $0,40 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, supérieur à l'année 2017 avec $0,28 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. Ces faibles concentrations se situent en dessous de 60 m en décembre 2018 alors qu'elles se situaient dès 55m en 2017 (Figure 11).

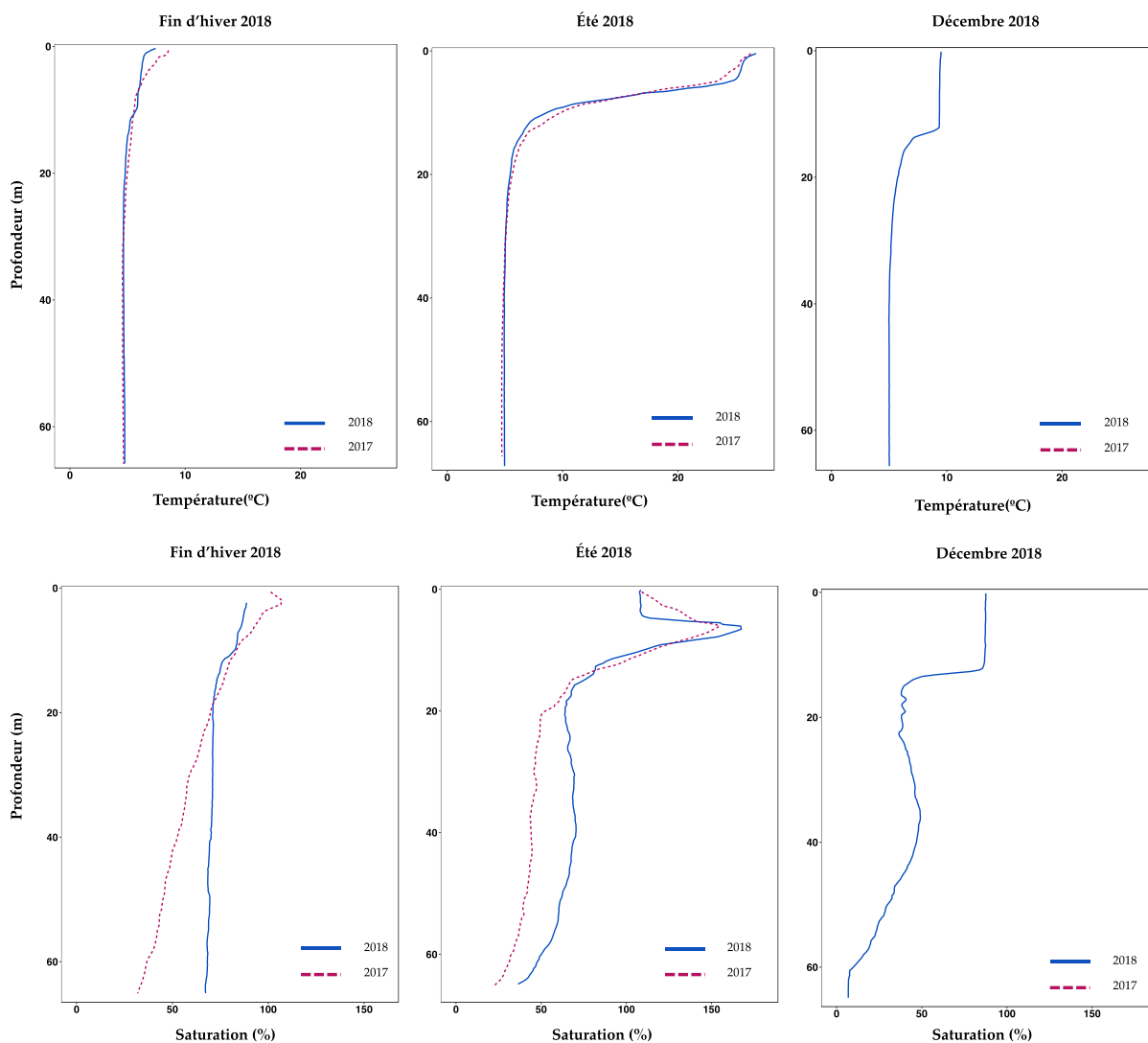


Figure 11 : Distributions verticales de la température (°C) et de la saturation en oxygène dissous (%) au point A : fin d'hiver et été 2017 et 2018 ainsi qu'en décembre 2018 (pas de campagne en décembre 2017).

La comparaison des distributions verticales de l'oxygène dissous avec les années précédentes est illustrée à la figure 12.

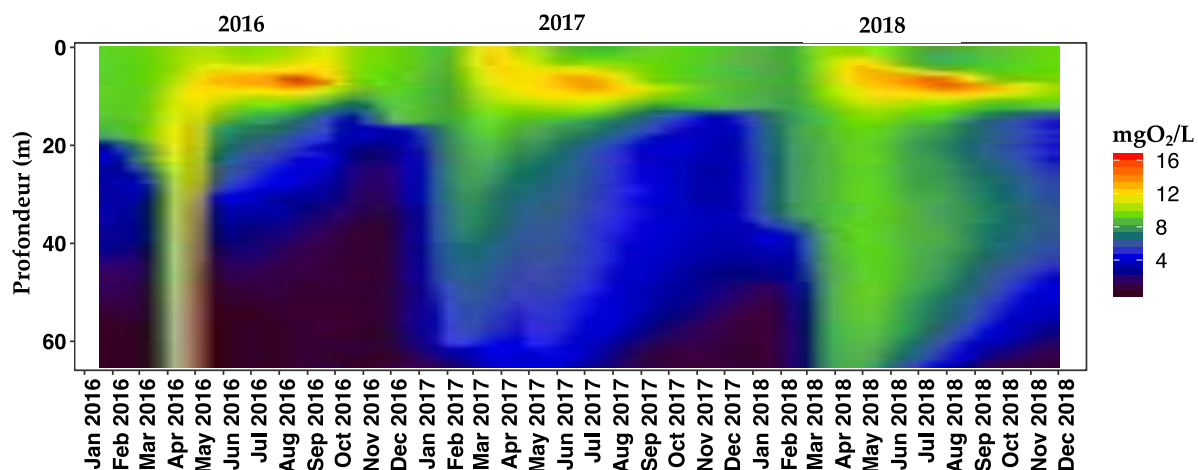


Figure 12 : Évolution de la saturation en oxygène dissous (%) au point A, de 2016 à 2018

L'oxygène dissous a été redistribué jusqu'à 65m à l'issue du brassage hivernal en 2018. L'épaisseur d'eau sursaturée en oxygène est plus importante en 2018 par rapport à l'année 2017, ceci jusqu'au mois de juin. Après le mois de juin, la zone sursaturée en oxygène diminue progressivement tout en restant supérieure à l'année 2017.

Les températures du mois de décembre maintiennent une stratification avec des températures de surface relativement élevées de 9,5 °C, en relation avec la douceur de la période automnale. L'épaisseur de l'épilimnion est de 12 m.

4.1.2 Variation saisonnière

4.1.2.1 En surface

- **Température**

Les conditions météorologiques, et plus particulièrement la température de l'air, influencent fortement la température de la couche supérieure d'eau du lac. La température à 2m de l'année 2018 est supérieure à celle de l'année 2017 pour tous les mois à l'exception du mois de mars (Figure 13). Le mois de mars 2018 plus froid que l'année 2017 a permis le brassage hivernal complet. La température maximale à 2 mètres de profondeur est mesurée lors de la campagne du 24 juillet 2018 avec 25,58 °C, soit supérieur de 0,5°C par rapport à la même période en 2017. Cette valeur est supérieure à 2016 avec 24,3°C le 26 juillet 2016.

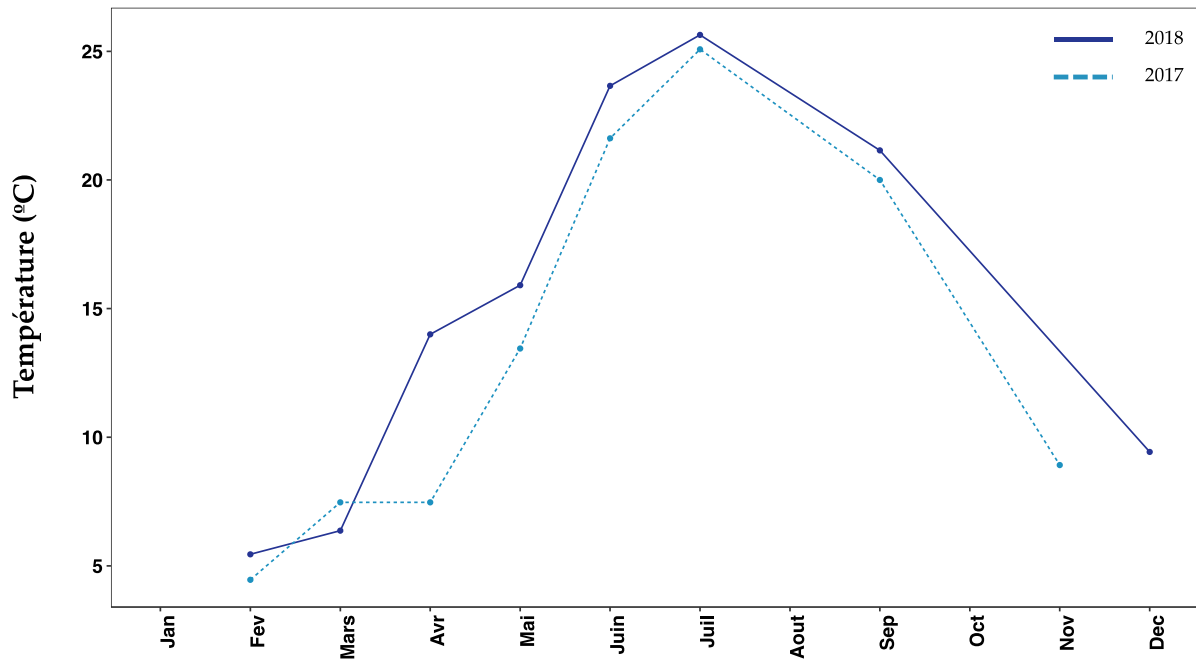


Figure 13 : Évolution des températures (°C) à 2 m au point A du lac d'Aiguebelette - comparaison 2017 et 2018

- Oxygène dissous

Les sursaturations en oxygène (>100%) dans les couches de surface débutent entre le 24 avril et le 16 mai 2018 et reviennent en dessous de la sursaturation dès le mois de juin 2018. En 2018, l'activité phytoplanctonique entraîne une sursaturation en oxygène à 2m plus importante que l'année 2017 avec le maximum à 11,84 mgO₂/L. La distribution saisonnière est similaire à celle observée certaines années précédentes (Figure 14).

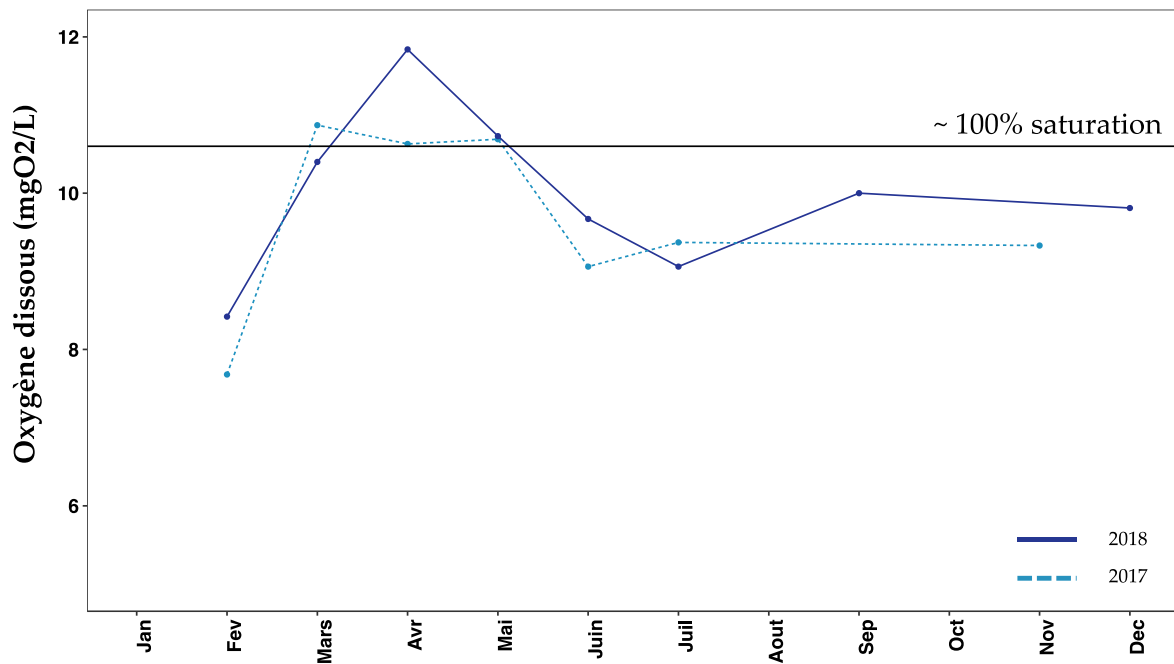


Figure 14 : Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) à 2 m au point A en 2017 et 2018

4.1.2.2 Dans le métalimnion

Pendant la période estivale, la sursaturation en oxygène est maximale à 158 % de saturation en oxygène dissous (14.6 mgO₂/L).

L'évolution de la profondeur du maximum d'oxygène entre avril et octobre suit, en partie, l'hydrodynamique de la colonne d'eau. En 2018 le pic se positionne entre 5 et 10 mètres de profondeur du mois de mai à septembre 2018 puis disparaît avec le refroidissement et l'homogénéisation de la couche supérieure.

4.1.2.3 Dans l'hypolimnion

Pendant l'hiver 2018, la réoxygénation des couches profondes est complète. Les valeurs de saturations en oxygène mesurées *in situ* dans la zone 30 – 65 m sont enrichies par rapport à l'année 2017 (Tableau 10). La réoxygénation de la colonne d'eau est comparable aux années 2013-2014 et 2015.

Tableau 10 : Saturations maximales en oxygène dissous (%) à la fin de la période hivernale dans les couches profondes entre 2009 et 2018

Profondeur (m)	Saturation maximale %									
	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
30	68	69	53	58	64	66	65	28	51	65
40	66	68	37	42	61	64	61	17	45	63
50	66	39	26	36	53	62	60	7	39	63
60	63	36	14	30	49	58	59	0,8	32	62
65	62	34	9	22	46	45	58	0,6	27	60

La désoxygénation des zones profondes traduit une consommation de l'oxygène dissous qui découle des processus de respiration des organismes et de minéralisation de la matière organique en cours de sédimentation. Le brassage hivernal complet a pris place jusqu'à environ 65 m. Les concentrations en oxygène dissous à 60 m sont maximales avec 8,3 mgO₂.L⁻¹ au mois d'avril 2018. Cette concentration diminue progressivement au cours de l'année pour atteindre 0.72 mgO₂/L le 05-12-2018 (Figure 15).

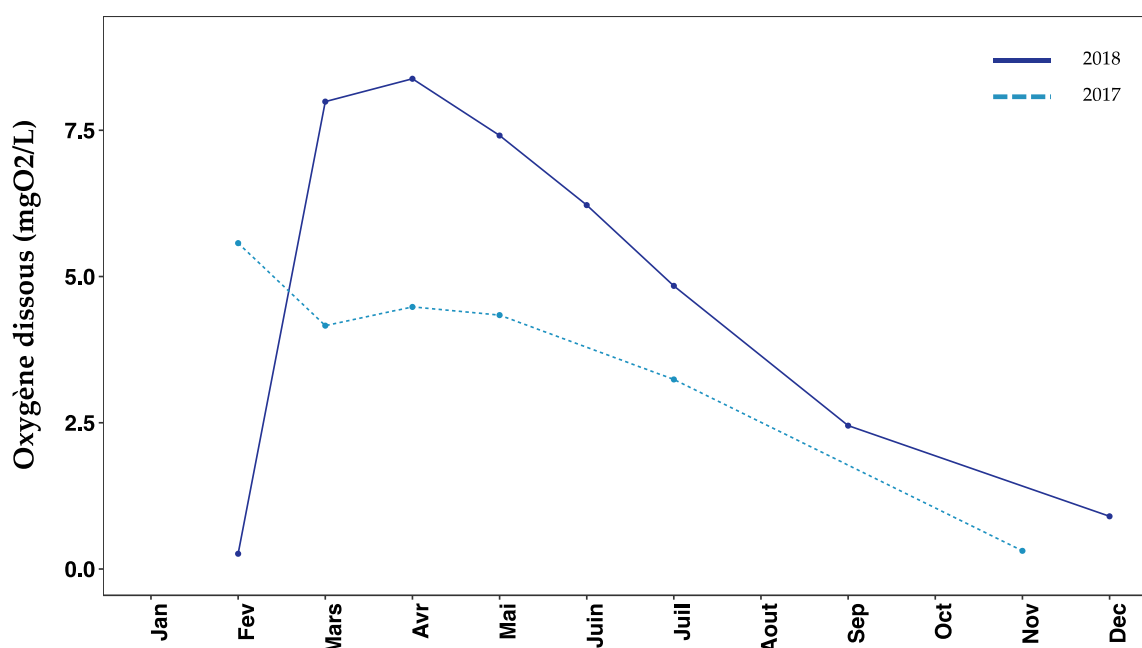


Figure 15 : Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) à 60 m au point A en 2017 et 2018

4.2 Conductivité

La conductivité est mesurée *in situ* lors de chaque campagne de prélèvement avec une sonde multi-paramètres et à certaines profondeurs discrètes au laboratoire. La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm² de surface et séparées l'une de l'autre de 1 cm. Elle est directement proportionnelle à la quantité de sels minéraux dissous dans l'eau. Elle traduit la minéralisation totale de l'eau. Sa valeur varie en fonction de la température. Elle est donnée par convention à 25°C. La conductivité est mesurée en micro-Siemens par cm ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

En 2018, le brassage hivernal est complet. On note une différence de conductivité de 12 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ entre la surface et le fond le 19 mars 2018 (295 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ à la surface et 307 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ à 65 mètres) (Figure 16). Dans l'épilimnion, la conductivité diminue à mesure que la stratification thermique se met en place et que l'activité photosynthétique s'intensifie à partir du mois d'avril. La conductivité passe ainsi de 284 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en avril 2018 à 222 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en septembre, du fait de la consommation des nutriments et de la précipitation du carbonate de calcium suite à la diminution du CO₂ par la photosynthèse qui modifie l'équilibre acido-basique du milieu. Ensuite, la diminution de l'activité photosynthétique permet à la conductivité d'augmenter de nouveau jusqu'en novembre pour atteindre une valeur de 252 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ à 2 mètres. Dans le fond du lac, la conductivité reste stable tout au long de l'année avec des valeurs comprises entre 307 et 320 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Cette augmentation est la conséquence de la désoxygénation qui entraîne le relargage des sels dissous à partir des sédiments.

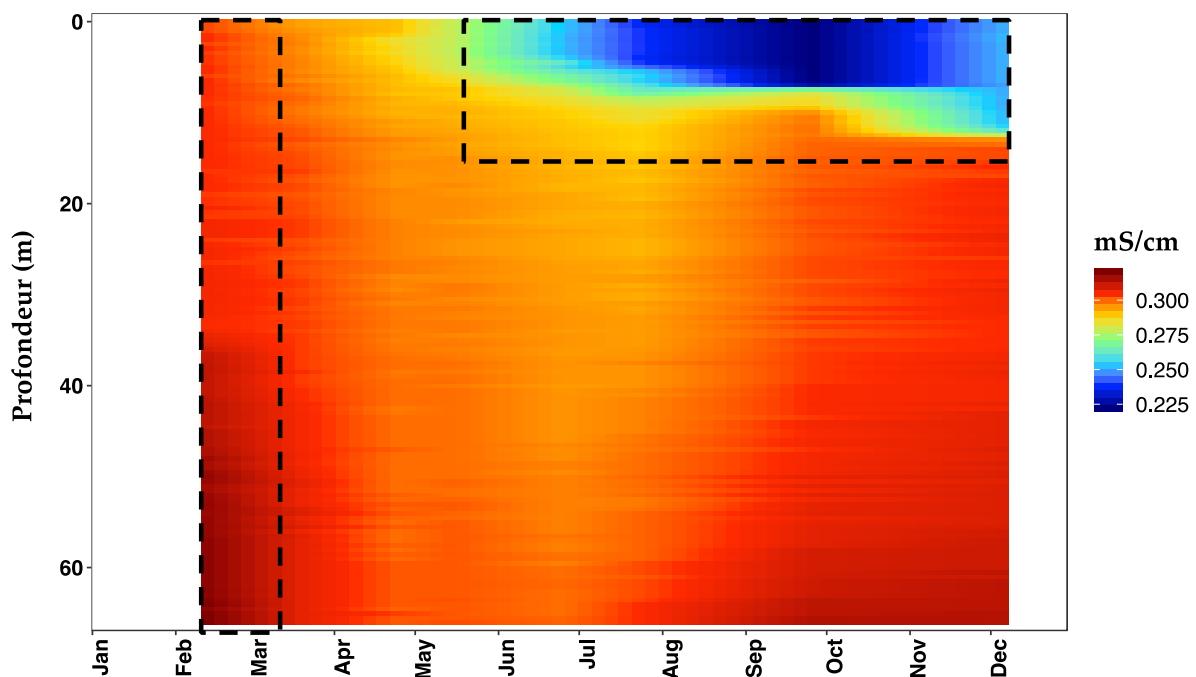


Figure 16 : Distributions de la conductivité spécifique ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) au point A, en 2018

4.3 Transparence

La transparence dépend de la coloration de l'eau et des quantités de matières en suspension qu'elles soient d'origine allochtones (lessivage des sols) ou autochtones (calcite authigène et phytoplancton). Au milieu du lac, éloigné des sources d'eaux turbides ou de remise en suspension des sédiments qui peuvent occasionnellement se produire dans les zones côtières ou être amené par les affluents, les matières en suspension rencontrées sont très couramment d'origine autochtone et la transparence est généralement déterminée par l'abondance du phytoplancton (Figure 17).

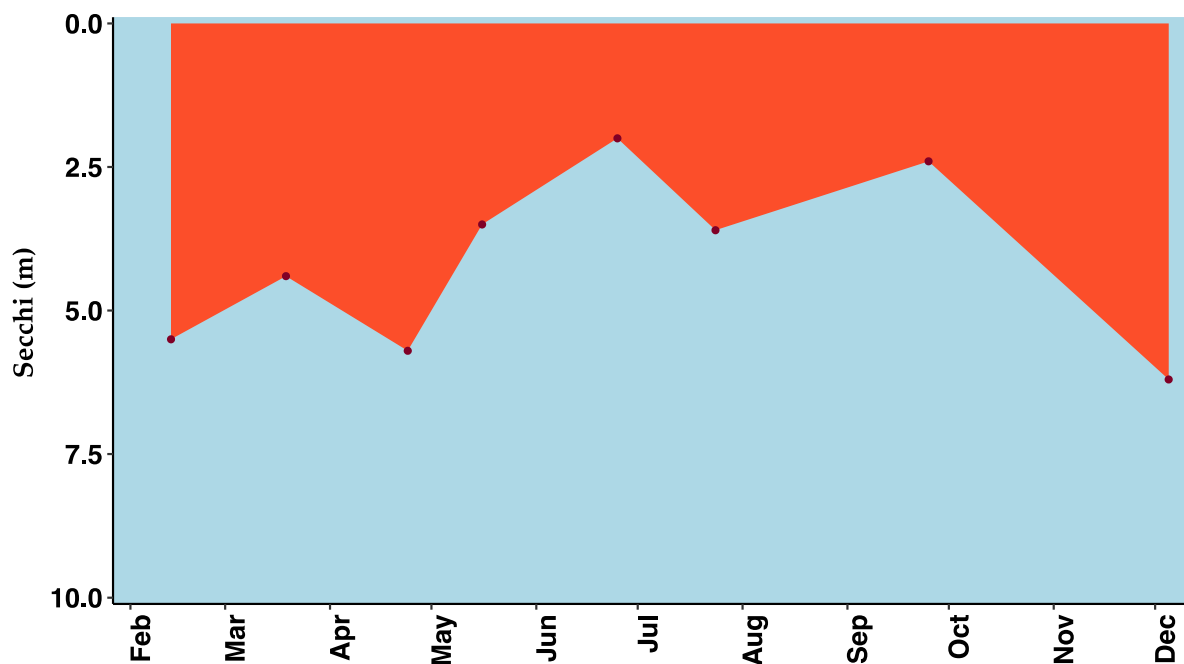


Figure 17 : Évolution de la transparence (m) au point A, en 2018

En début de l'année 2018, la transparence est maximale au mois d'avril et diminue progressivement jusqu'au mois de juin pour atteindre la première valeur minimale à 2.0m le 25 juin 2018 (second pic de la biomasse) puis la deuxième valeur minimale à 2,4m le 25 septembre 2018 (pic automnal). À partir du mois de septembre, avec la diminution de la biomasse dans les eaux de surface (baisse des températures de l'air, de la lumière), la transparence augmente pour atteindre une valeur de presque 6,2 m en novembre (Figure 17).

4.4 Nutriments

4.4.1 Fin de période hivernale

En fin de période hivernale (période de circulation des eaux), mars 2018, les concentrations en nitrate et en phosphore total ne montrent pas la même homogénéité sur toute la colonne (Figure 18). Les concentrations se situent respectivement entre 0,45 et 0,49 mgN.L⁻¹ pour les nitrates et entre 6 et 10 µgP.L⁻¹ pour le phosphore total.

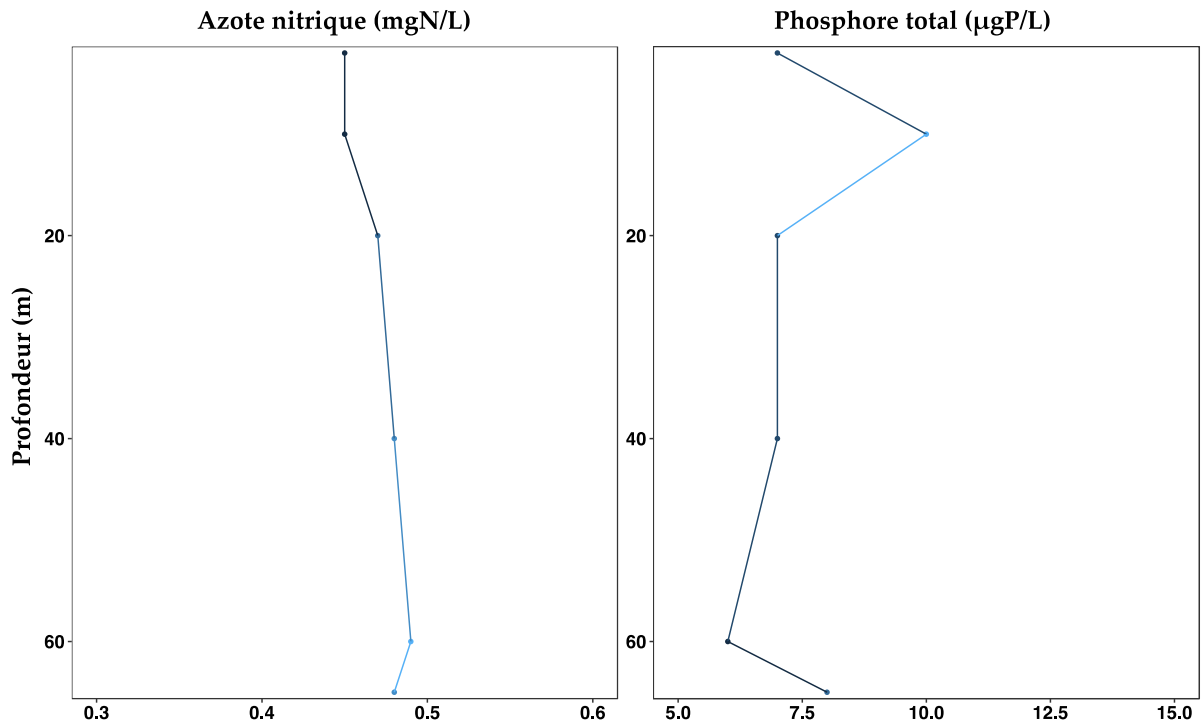


Figure 18 : Distributions verticales des concentrations en nitrate- (mgN.L^{-1}) et en phosphore total ($\mu\text{gP.L}^{-1}$) en fin d'hiver 2018

4.4.2 Evolution saisonnière

4.4.2.1 Azote nitrique (nitrate)

La concentration en azote nitrique des couches superficielles diminue significativement à partir du 19 mars 2018 consécutivement à l'apparition du pic de biomasse phytoplanctonique annuel. La consommation est significative dans les couches 0-10 m. Elle se poursuit jusqu'à atteindre 0,19 mgN/L à 2 mètres de profondeur le 25 septembre 2018 puis augmente légèrement à 0,25 mgN/L en azote nitrique le 05 décembre 2018 (Figure 19).

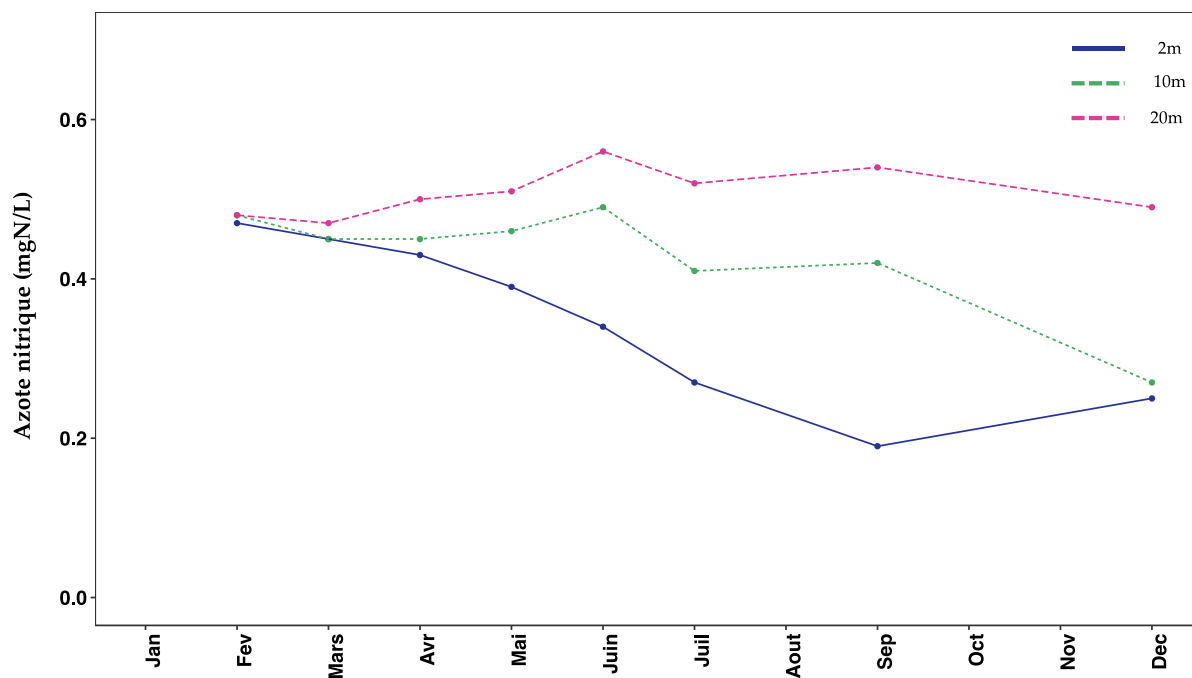


Figure 19 : Concentration en azote nitrique (N-NO₃-) en 2018 dans l'eau des couches superficielles du lac (2, 10 et 20 m), Aiguebelette, Point A.

4.4.3 Phosphore

Le phosphore est présent sous différentes formes dans le lac. Le phosphore réactif soluble (orthophosphate) sous forme dissoute, ainsi que le phosphore total, comprenant le phosphore dissous et particulaire, sont analysés. Le lac d'Aiguebelette est caractérisé par des concentrations faibles en orthophosphate (Figure 20).

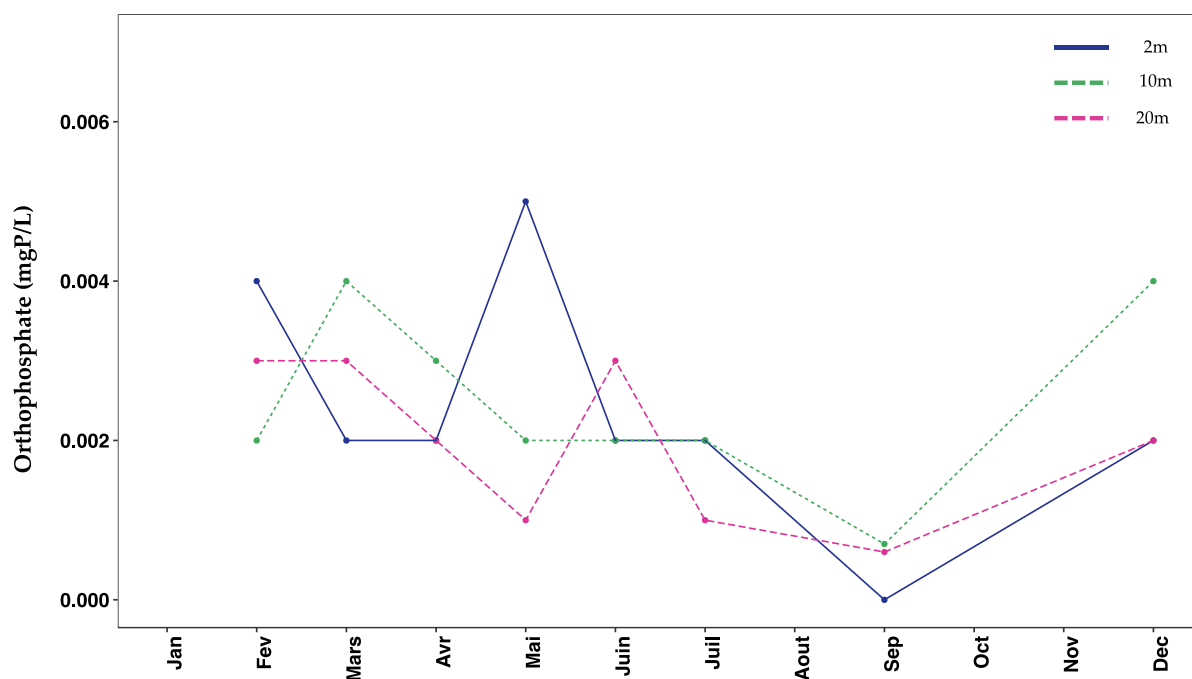


Figure 20 : Concentration en phosphore réactif soluble (P-PO₄³⁻) en 2018 dans l'eau des couches superficielles du lac (2, 10 et 20 m), Aiguebelette, Point A.

Dans les conditions réductrices caractéristiques d'un hypolimnion en anoxie, la re-minéralisation de la matière organique et le relargage du phosphore par les sédiments s'opèrent. Dans cette zone profonde, la teneur en orthophosphate augmente à partir du mois de mai 2018 pour atteindre 0,007 mgP/L le 05 décembre 2018 (Figure 21).

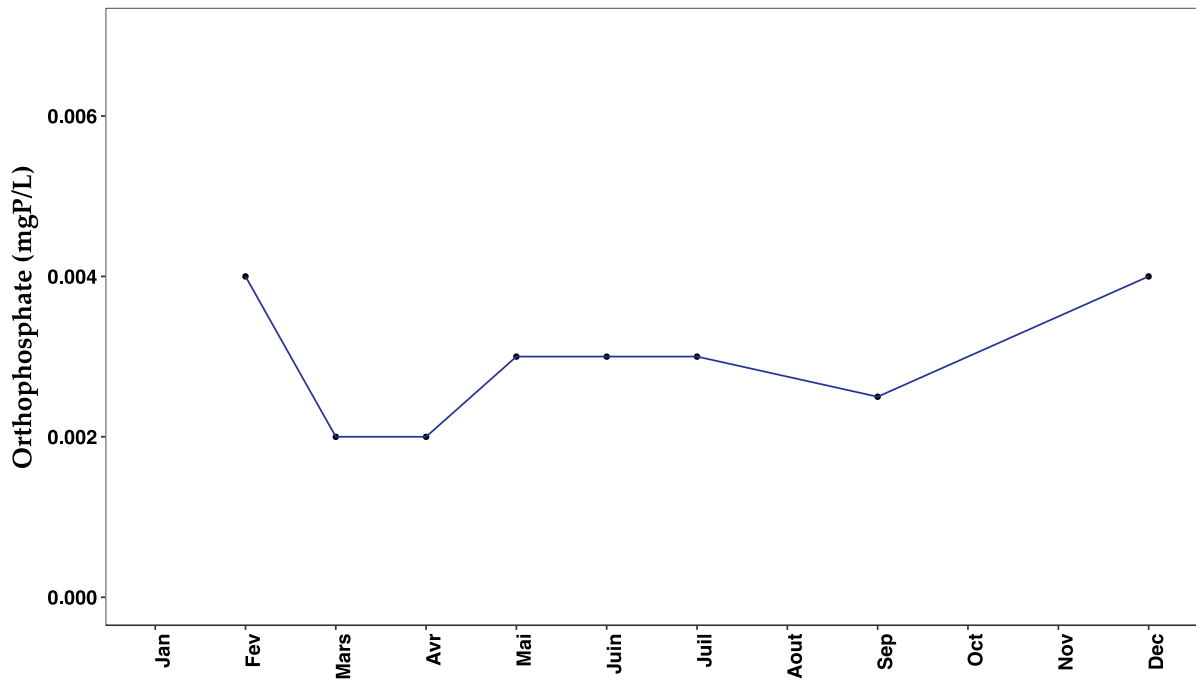


Figure 21 : Concentration en phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) en 2018 dans les eaux du fond du lac à 65 m, Point A.

4.4.4 Silice

La silice est un nutriment essentiel pour les diatomées qui l'utilisent pour la construction de leurs squelette extracellulaire (frustule). Le brassage complet hivernal de l'année 2018 a permis la remise à disposition du stock de silice réactive dans la colonne d'eau à partir de l'hypolimnion.

En 2018, la concentration en silice dans les eaux de surface est de 3,73 mg/L au moment du maximum du brassage hivernal (Figure 22). Ensuite, la concentration en silice commence à diminuer dans la couche euphotique avec le développement des diatomées qui vont dominer la biomasse phytoplanctonique au printemps, pour atteindre 0,07 mg/L à 2m le 25 juin 2018. Les concentrations en silice restent ensuite faibles jusqu'au mois de septembre où la consommation décroissante et l'enfoncement de la thermocline s'accompagnent d'une remobilisation des concentrations de silice du métalimnion.

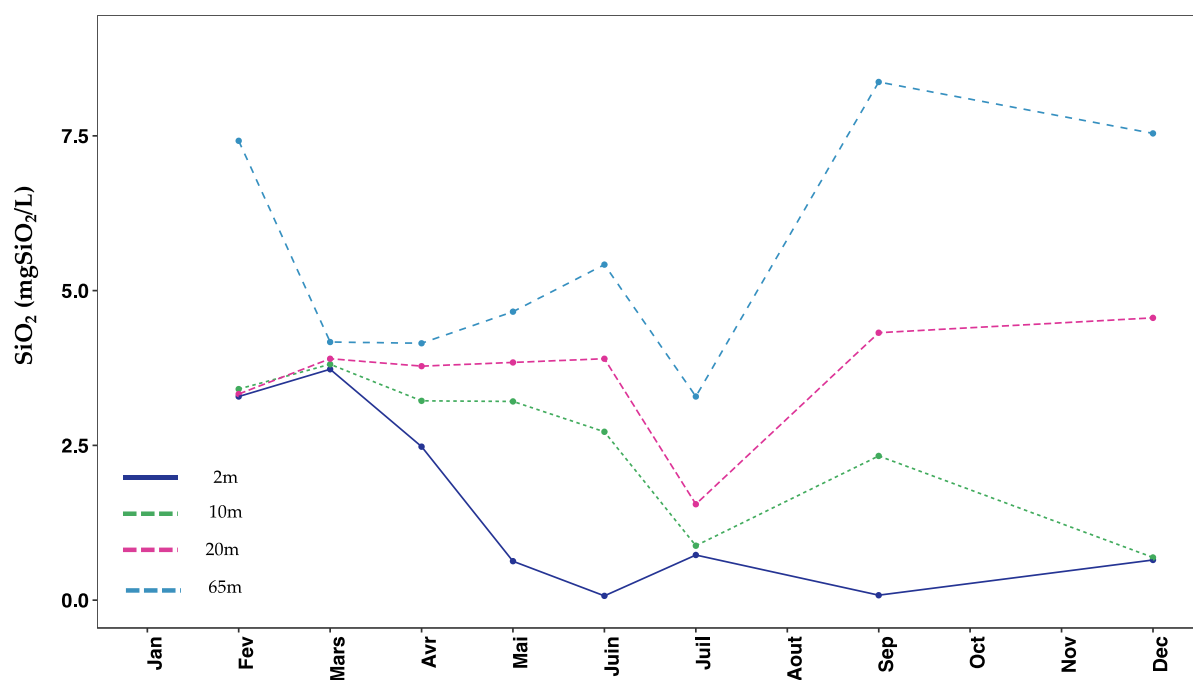


Figure 22 : Concentration en silice en 2018 dans les couches superficielles (2, 10 et 20 m) et au fond, Aiguebelette, Point A.

4.5 Chlorure

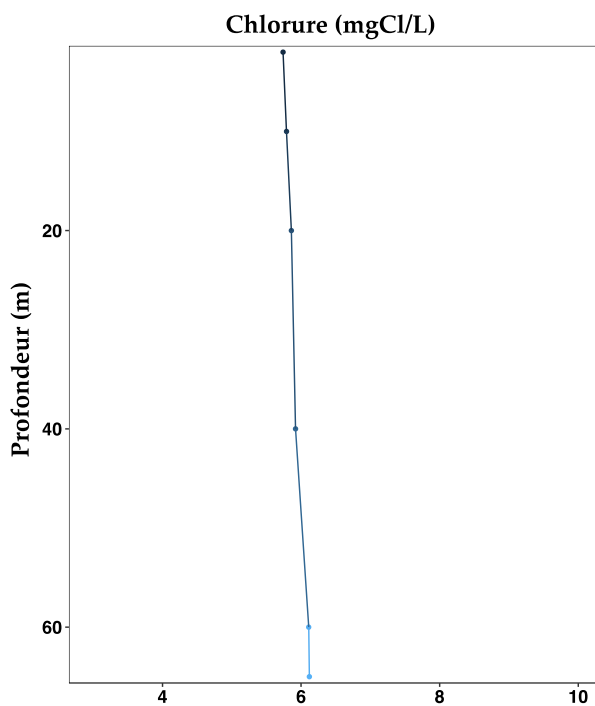


Figure 23 : Distribution verticale des concentrations en chlorure (mgCl.L⁻¹) en fin d'hiver 2018.

Le suivi hivernal du chlorure est intégré au suivi du lac d'Aiguebelette bien que celui-ci ne soit pas directement impliqué dans le processus d'eutrophisation. La prise en compte de ce paramètre s'explique par la proximité des axes routiers et autoroutiers passant dans le bassin versant du lac d'Aiguebelette (utilisation des sels de déneigement) et des unités de stockage de chlorures. A la fin de la période hivernale les concentrations en chlorure présentent des concentrations sur l'ensemble de la colonne d'eau comprises entre 5,74 et 6,12 mg.L⁻¹ (Figure 23).

5. SUIVI LONG TERME PARAMETRES PHYSICO-CIMIQUES

5.1 Nutriments

Dans le principe, les concentrations moyennes annuelles hivernales pondérées par la profondeur en nitrate et en phosphore total constituent un indicateur de l'évolution du stock en fertilisants disponibles pour le développement algal.

5.1.1 Azote nitrique

La concentration moyenne annuelle pondérée de nitrate calculée pour 2018 est de 0,45 mgN.L⁻¹. Malgré une tendance qui semble indiquer une augmentation interannuelle de la concentration en nitrate, il faut surtout retenir que les concentrations observées pour Aiguebelette sont très faibles (Figure 24).

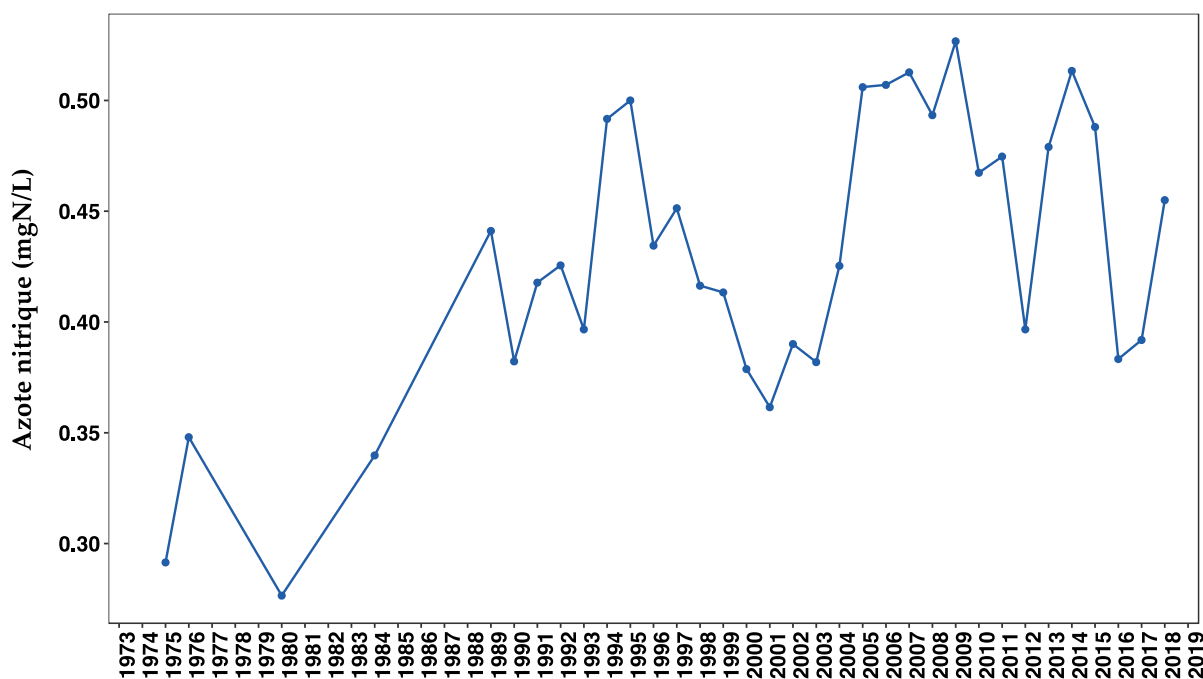


Figure 24 : Évolution des concentrations moyennes hivernales en nitrate (mgN.L⁻¹) de 1975 à 2018

5.1.2 Phosphore total

La concentration moyenne pour l'année 2018 est à 7,8 µgP.L⁻¹, soit plus faible que celle de l'année 2017 qui est à 11,4 µgP.L⁻¹. L'historique des concentrations depuis 1989 révèle des variations interannuelles, dû à des mécanismes internes qui régule le phosphore dans les eaux du lac, notamment ceux relatifs aux phénomènes d'élimination - sédimentation et de relargage par les sédiments mais aussi aux limites de détection, les valeurs relativement basses étant proches des seuils de quantification des méthodes analytiques.

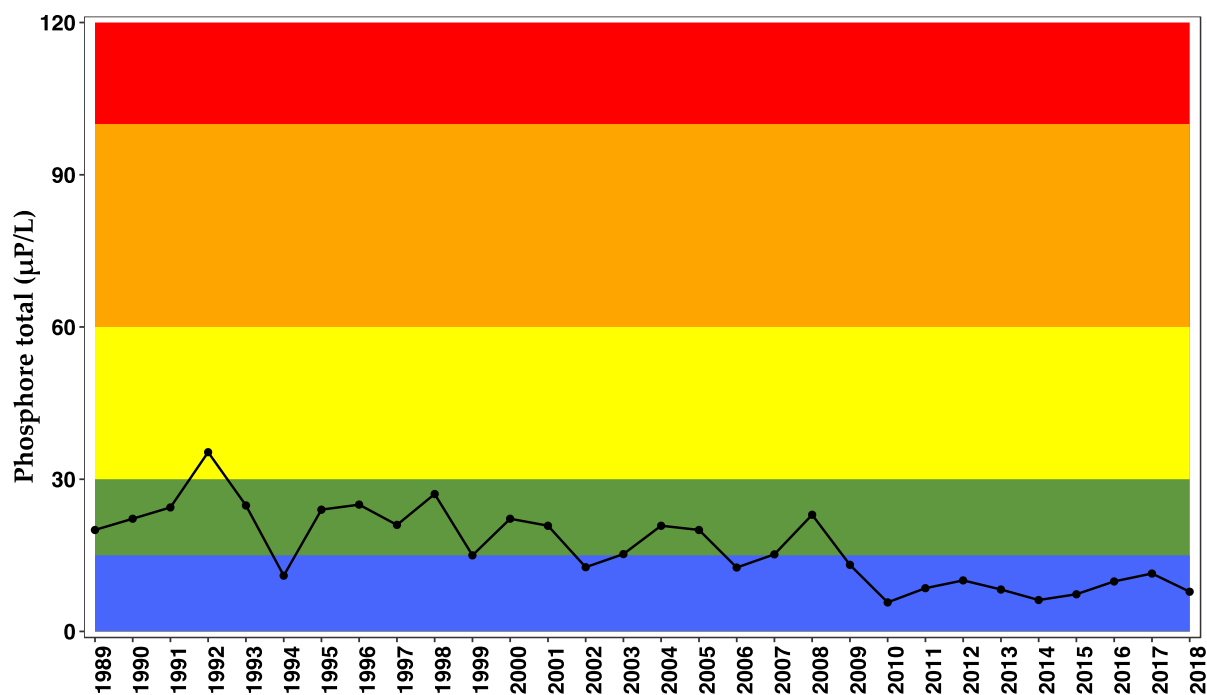


Figure 25 : Evolution de la classe de qualité en fonction des concentrations moyennes pondérées hivernales en phosphore total (mgP.L^{-1}) de 1988 à 2018

Le suivi des concentrations en phosphore total laisse apparaître des valeurs inférieures à $10 \mu\text{gP/L}$ depuis 2010 à l'exception de l'année 2017 ($11,4 \mu\text{gP/L}$). Il faut néanmoins rester prudent puisque la maîtrise des sources de phosphore est un élément fondamental dans le contrôle du niveau trophique du lac d'Aiguebelette. En comparant les moyennes hivernales avec les classes de qualité, nous observons que, depuis 1992, l'ensemble des valeurs se situe entre les classes "bonne" et "très bonne" (vert et bleu) (Figure 25).

5.1.3 Chlorure

La moyenne hivernale pour l'année 2018 avec $6,0 \text{ mgCl.L}^{-1}$ présente une valeur légèrement plus élevée que celle de 2017 qui est de $5,6 \text{ mgCl.L}^{-1}$. Les concentrations moyennes hivernales restent à des niveaux faibles, très inférieurs aux valeurs toxiques citées dans la littérature et sont globalement stables depuis le début du suivi (Figure 26).

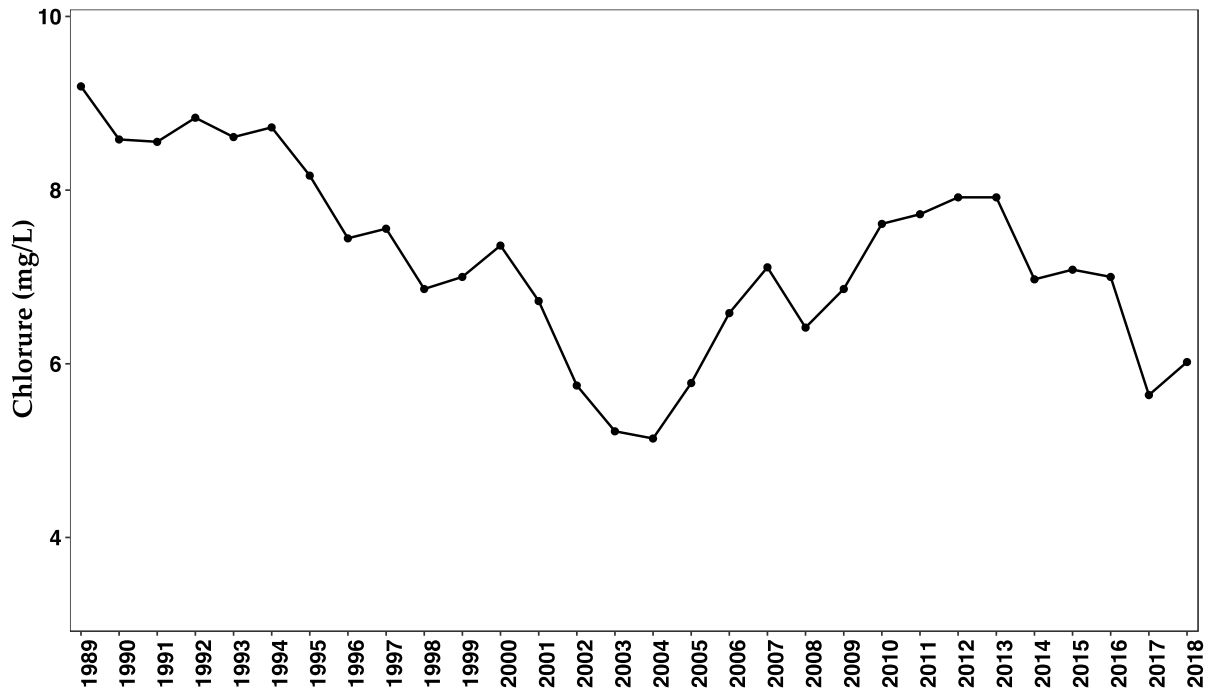


Figure 26 : Evolution des concentrations moyennes hivernales en chlorure ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) de 1988 à 2018

5.2 Transparence

Avec 4,16 mètres, la transparence de 2018 reste cohérente avec les valeurs des années précédentes, plus faible que celle de 2017. La faible valeur maximale de l'année impacte ce calcul, mais permet de rester dans la même gamme de valeur (vert) (Figure 27).

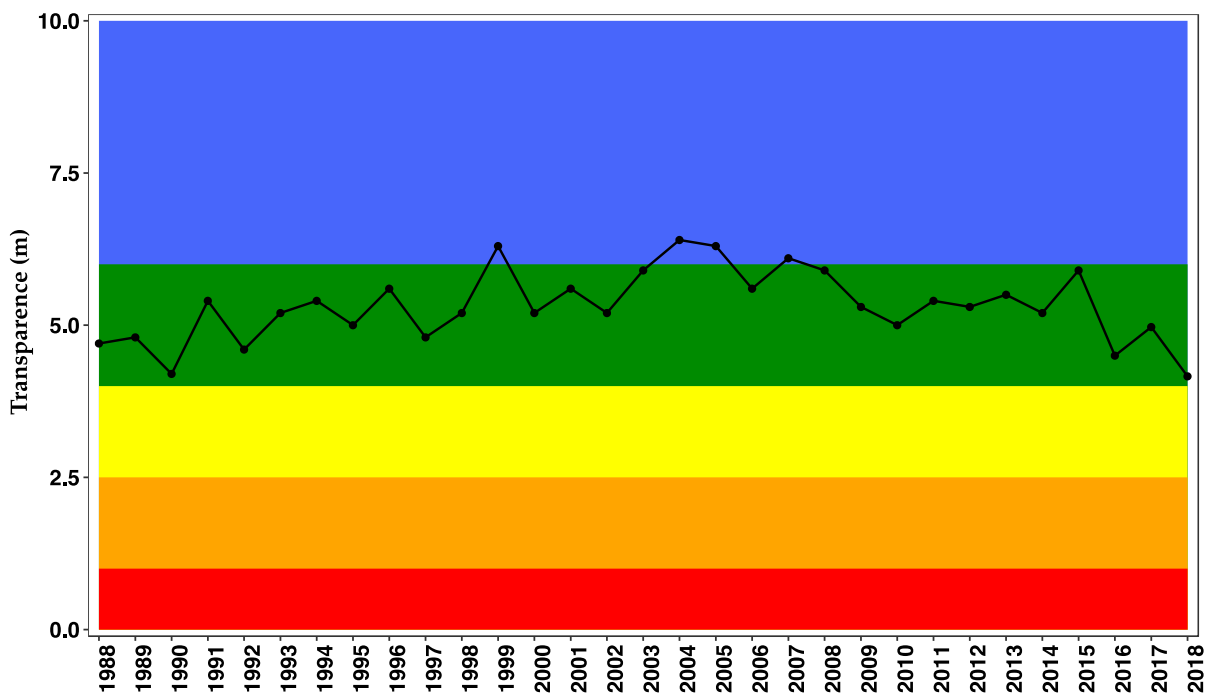


Figure 27 : Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction de la transparence moyenne annuelle (m) mesurée avec le disque de Secchi de 1988 à 2018.

La comparaison avec la grille de qualité montre que depuis quelques années les valeurs moyennes annuelles se situent au niveau de la classe de qualité "bonne" (vert). Quant à la valeur minimale avec 2,0m mesurée au septembre 2018, elle revient dans la classe verte (Figure 28).

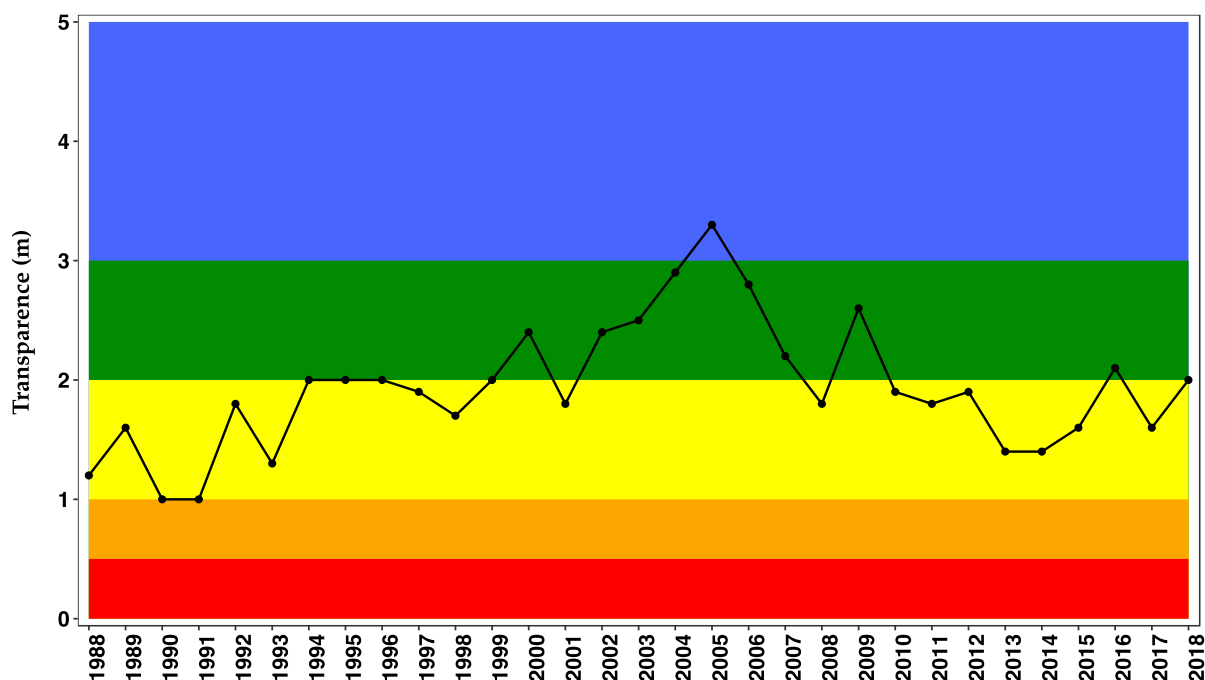


Figure 28 : Évolution de la classe de qualité de l'eau en fonction de la transparence minimale annuelle (m) mesurée avec le disque de Secchi au point A de 1988 à 2018.

Les deux paramètres indiquent bien la stabilité de l'écosystème, mais sont soumis à la variabilité due aux dates des campagnes de mesures.

5.3 Température

5.3.1 Épilimnion

L'évolution pluriannuelle des températures à deux mètres de profondeur montre des variations saisonnières régulières. Nous pouvons noter dans cette chronique que les températures maximales en été 2018 sont similaires que celles de 2017. Elles restent dans la moyenne de celles observées depuis 1988 (Figure 29).

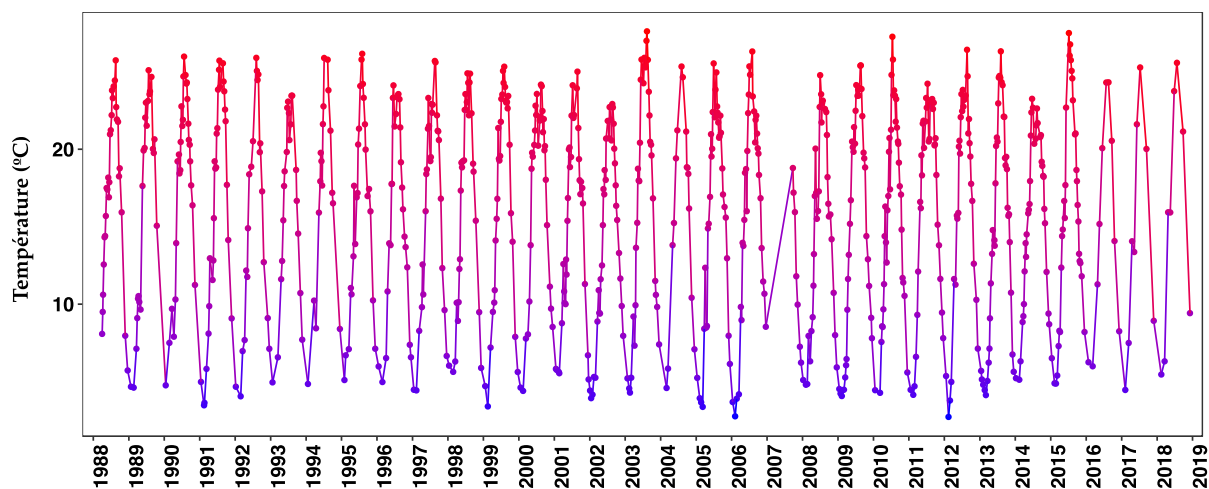


Figure 29 : Evolution des températures (°C) à 2 m de profondeur au point A de 1988 à 2017.

5.3.2. Couches profondes

A 60 mètres, nous observons une succession de réchauffements et de refroidissements rythmée par les saisons. Les refroidissements sont plus ou moins importants selon la rigueur de l'hiver (intensité et durée) et ont une influence sur la réoxygénation des couches profondes. En effet, un hiver assez rigoureux (2008-2009) a permis un refroidissement de la zone profonde (Figure 30), a ramené les températures à des valeurs identiques à celles rencontrées à la fin de l'hiver 2001-2002 (4,23°C) et s'est accompagné d'une réoxygénation de plus de 60 % de la saturation. Les conditions climatiques de l'hiver 2018 ont conduit à un brassage complet de la colonne d'eau jusqu'à 65m, ce qui a permis un refroidissement de la couche profonde (Figure 30). En 2018, la température annuelle moyenne à 60 m de profondeur est de 4,9 °C soit plus faible que la valeur la plus élevée de la chronique 1988-2015 avec 5,26 °C en 2016 (Figure 31).

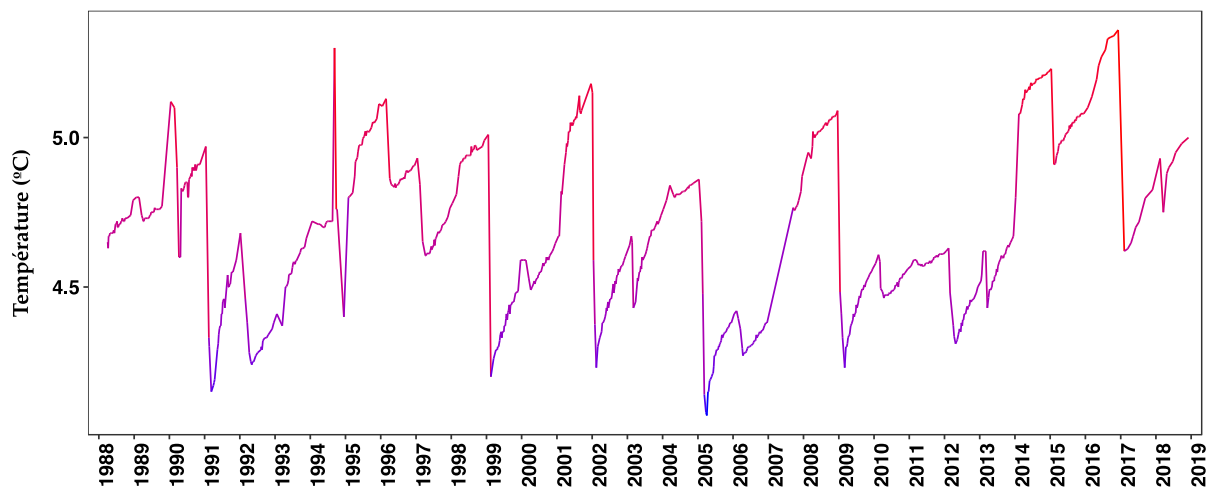


Figure 30 : Evolution des températures en °C à 60 mètres de 1991 à 2018.

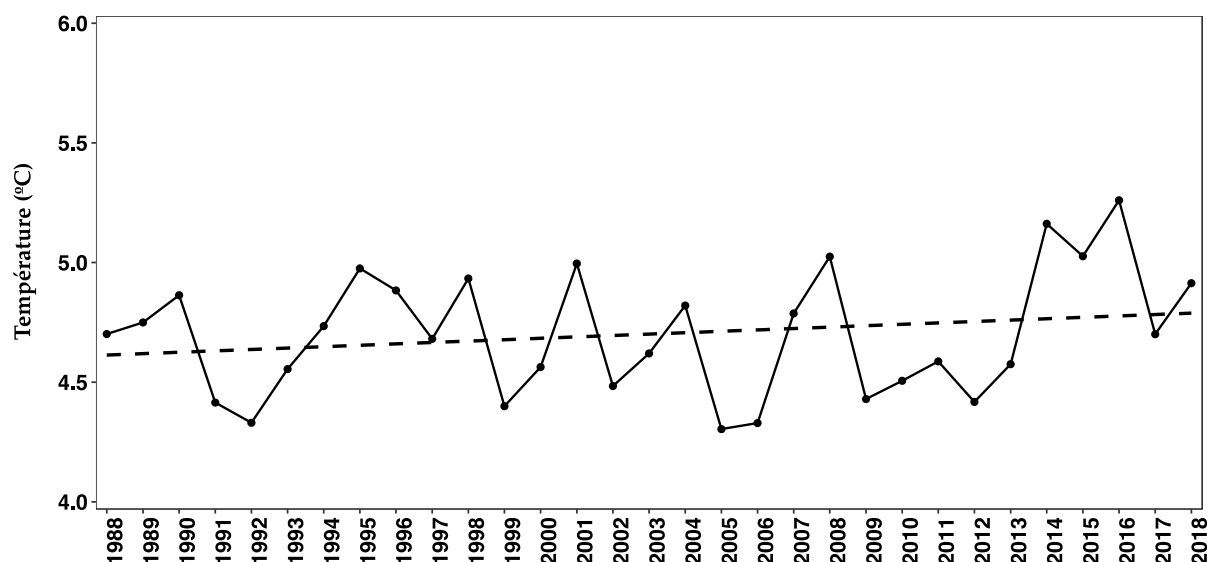


Figure 31 : Évolution des températures moyennes annuelles en °C à 60 mètres de 1988 à 2018.

5.4 Oxygène

5.4.1 Épilimnion

L'évolution pluriannuelle des valeurs de saturation en oxygène dissous à deux mètres de profondeur montre des variations saisonnières régulières sur la chronique 1988-2018 (Figure 32). Nous pouvons noter que le profil des variations pour l'année 2018 est similaire à ceux des années précédentes, avec des valeurs estivales moins élevées qu'en 2017 avec 108 % le 24 juillet 2018 et 114 % le 10 juillet 2017. Elles restent dans la moyenne de celles observées depuis 1988.

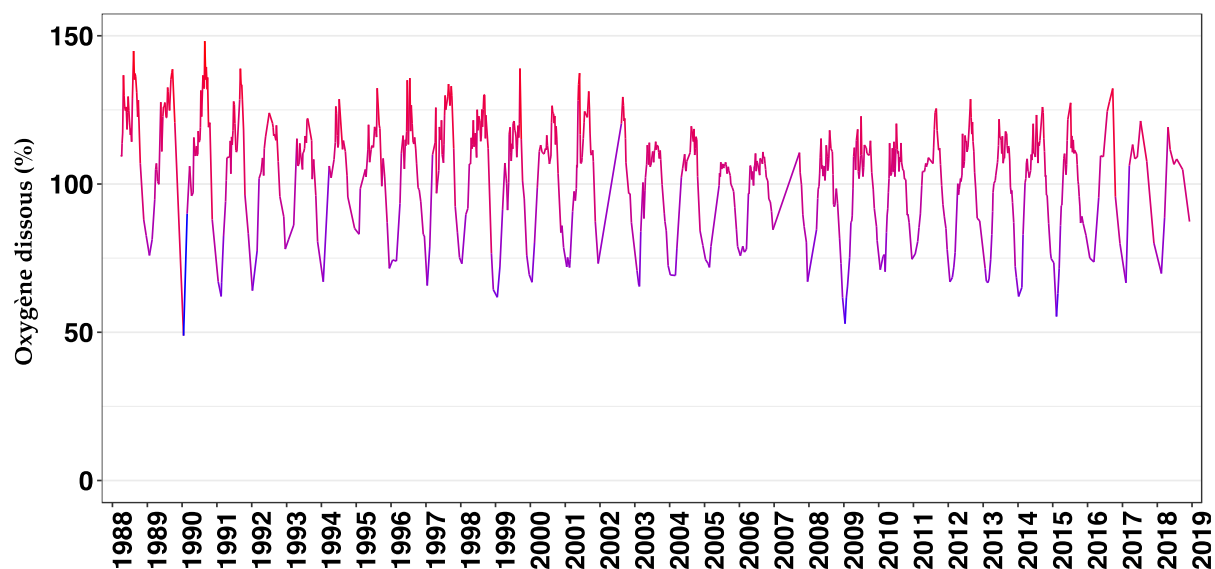


Figure 32 : Évolution des saturations en oxygène dissous (%) à 2 m de profondeur au point A de 1988 à 2018.

5.4.2 Couches profondes

Le suivi des saturations en oxygène dissous à 60 mètres permet d'apprécier la variabilité interannuelle ainsi que la relation entre l'intensité des concentrations hivernales et les teneurs mesurées en fin de stratification. Grâce au brassage hivernal complet en 2018, les concentrations en oxygène dissous à 60m pour l'année 2018 sont relativement élevées sur une bonne partie de l'année (Figure 33).

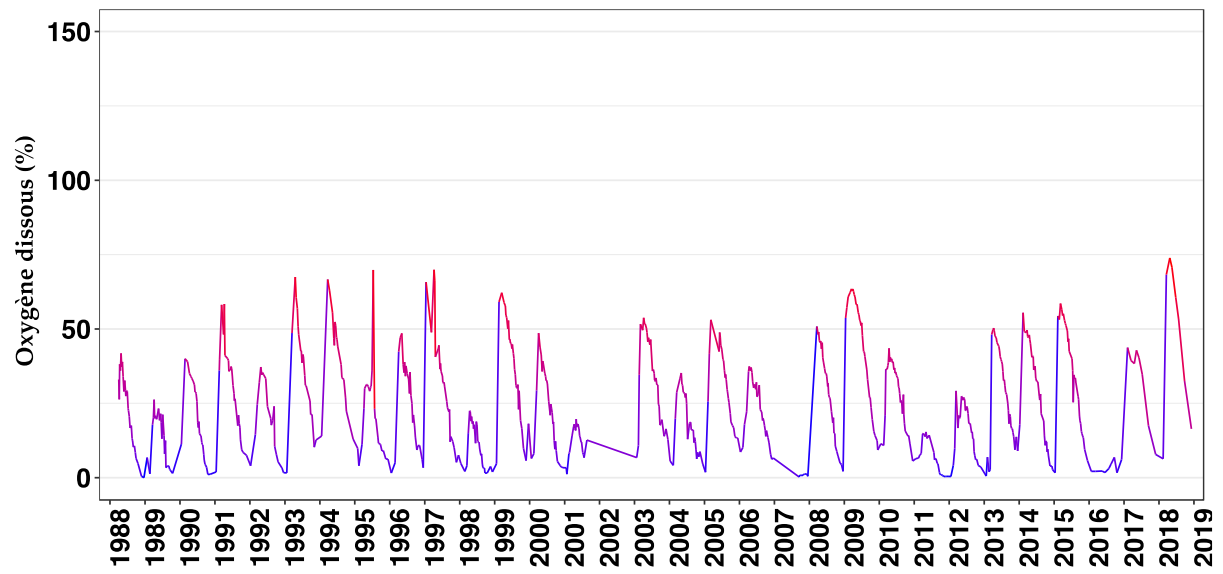


Figure 33 : Evolution de la saturation en oxygène dissous en % à 60 mètres de 1991 à 2018.

6. LE PHYTOPLANCTON

Le compartiment phytoplanctonique du lac d'Aiguebelette a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2018 à la station « Point A ». Cette étude comporte l'analyse de l'évolution quantitative des populations phytoplanctoniques à l'échelle annuelle ainsi que l'évolution interannuelle depuis le début des suivis (1999). Différentes métriques, telles que la diversité (indice de Shannon), ainsi que l'indice de trophie de Brettum (Brettum 1989), modifié par Wolfram (Wolfram *et al.* 2007; Wolfram & Dokulil 2007) sont présentés.

6.1 Evolution saisonnière de l'année 2018

6.1.1 Evolution des classes d'algues

La figure 34 présente la dynamique saisonnière des principales classes d'algues *sensu* Bourrelly (Bourrelly 1972; Bourrelly 1981; Bourrelly 1985) pour l'année 2018.

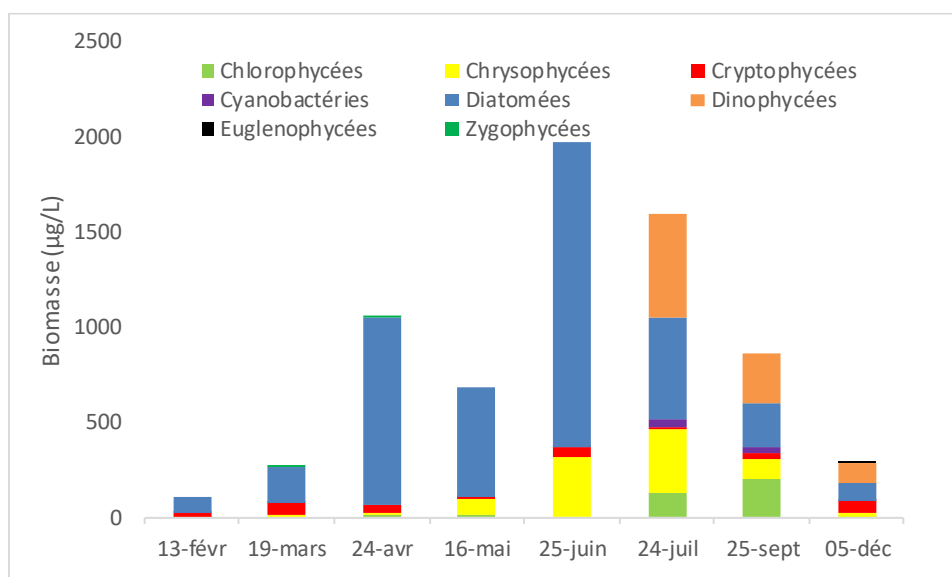


Figure 34 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algales en 2018.

Pour l'année 2018, 5 phases peuvent-être décrites:

- Une phase hivernale (du 13/02 au 19/3), présentant une biomasse faible et largement dominée par les diatomées.
- Une période printanière (24/4 au 25/06) pendant cette période la biomasse augmente très fortement et atteint sa biomasse annuelle maximale. Les diatomées dominent la biomasse. A la fin de cette phase, les Chrysophycées commencent à présenter des biomasses non négligeables.
- Une phase estivale (24/07), avec une biomasse assez élevée, où les Diatomées dominent le compartiment algal avec les Dinophycées et les Chrysophycées.
- Une fin de phase estivale au (25/09), où la biomasse diminue et où les Diatomées dominent toujours le phytoplancton avec les Dinophycées et les Chlorophycées.
- Une phase hivernale (5/12), la biomasse diminue fortement.

6.1.2 Evolution des espèces dominantes

La figure 35 présente la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2018.

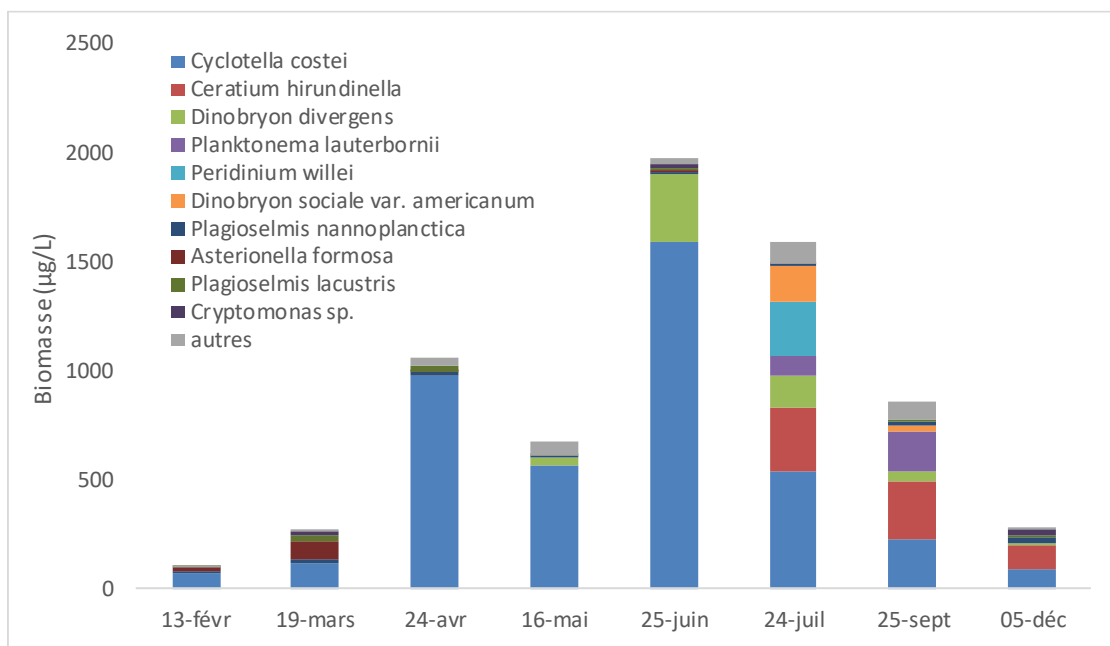


Figure 35 : Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton en 2018.

Les taxons dominants présentés sur la figure 35 constituent plus de 97% de la biomasse annuelle totale. Les successions d'espèces sont décrites ci-dessous :

- Pendant la phase hivernale, les biomasses sont faibles. Elles sont dominées principalement par une diatomée centrique (*Cyclotella costei*) caractéristique des grands lacs en cours de ré-oligotrophisation (Rimet *et al.* 2009). Elle est adaptée aux eaux brassées et froides typiquement rencontrées en début d'année.
- Pendant la période printanière, tout comme les années précédentes, la biomasse augmente fortement et c'est toujours *Cyclotella costei* qui domine largement le compartiment algal. A la fin de la cette période, *Cyclotella costei* est accompagnée d'une Chrysophycée, *Dinobryon divergens*. Cette espèce de Chrysophycée est mixotrophe, c'est à dire capable de photosynthétiser et d'utiliser les nutriments dissous dans l'eau, mais également d'utiliser la matière organique comme source d'énergie lorsque les nutriments viennent à manquer. Elle est considérée comme électives des milieux oligotrophes (Padisak *et al.* 2009).
- Pendant la période estivale la biomasse reste élevée. *Cyclotella costei* domine toujours le peuplement algal. Elle est accompagnée de *Ceratium hirundinella*, une espèce appartenant à la classe des Dinophycée. Elle caractérise les épilimnions estivaux bien stratifiés et riches en nutriments. On note la présence d'autres espèces telles que *Dinobryon sociale var. americanum* qui est une espèce élective de milieux oligotrophes. Enfin, on remarque l'apparition de *Planktonema lauterbornii*, une Chlorophycée filamenteuse qui appartient au même groupe fonctionnel que *Mougeotia gracillima* (Reynolds *et al.* 2002), espèce commune dans le Léman. *Planktonema lauterbornii* apparait toujours à la même période dans le lac d'Aiguebelette (fin d'été, automne). Sa niche écologique se situe dans la zone du métalimnion. Ces espèces sont adaptées aux eaux relativement bien stratifiées et se développent dans des profondeurs de 10-15 mètres. A ces profondeurs, on se trouve à l'interface de couches riches en nutriments (en zone plus profonde) ; la luminosité y est faible mais suffisante pour ces espèces d'algues filamenteuses (Tapolczai *et al.* 2015). Ces taxons vont donc pouvoir se développer lorsque les eaux du lac

d'Aiguebelette présentent cette conjugaison de facteurs : des eaux stratifiées et un métalimnion riche en nutriments.

- A la fin de la période estivale, la biomasse diminue. *Planktonema lauterbornii* présente des biomasses relativement importantes. On observe également une proportion importante de *Ceratium hirundinella*. Ces deux espèces indiquent que le milieu est bien stratifié. Cette période présente une diversité en espèces importante par rapport au reste de l'année, ces espèces ont des écologies qui sont antagonistes (ex : *Ceratium hirundinella* caractérise les milieux eutrophes bien ensoleillés, *Cyclotella costei* caractérise les eaux oligotrophes) : ceci s'explique par les eaux qui sont stratifiées et qui présentent des niveaux en nutriments ainsi que des luminosités différentes et donc présentent des milieux empilés avec la profondeur et qui sont peuplés de taxons très différents (le prélèvement analysé est sur la couche 0-18 m)
- En fin d'année, la biomasse du compartiment phytoplanctonique diminue fortement.

6.1.3 Evolution du micro et du nanophytoplancton

Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 μm et un biovolume inférieur à 10 000 μm^3 . Ceux du microphytoplancton, une longueur supérieure à 20 μm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 μm^3 . La figure 36 présente la dynamique de ces deux catégories pour l'année 2018. Le nanophytoplancton est plus facilement ingérable par le zooplancton et permet d'expliquer la cinétique de la biomasse de ce dernier.

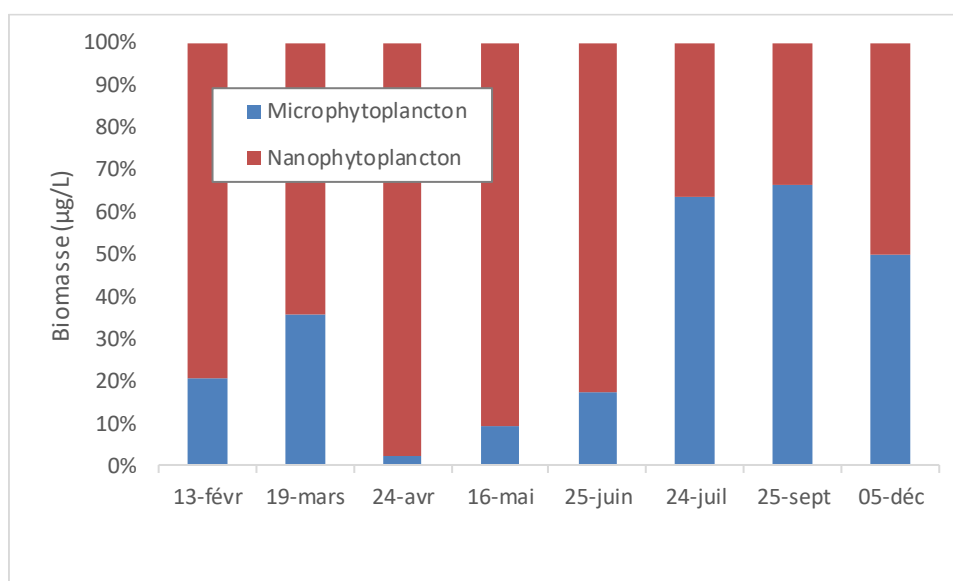


Figure 36 : Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille en 2018.

Le nanophytoplancton domine le compartiment du 13 février au 25 juin, ensuite, c'est le microphytoplancton qui domine.

6.2 Evolution interannuelle

6.2.1 Evolution des classes d'algues

La figure 37 présente l'évolution interannuelle des principales classes d'algues *sensu* Bourrelly (Bourrelly 1972; Bourrelly 1981; Bourrelly 1985). Pour chaque mois, une moyenne est calculée par classe algale, puis pour chaque année, une moyenne est calculée à partir de ces moyennes mensuelles.

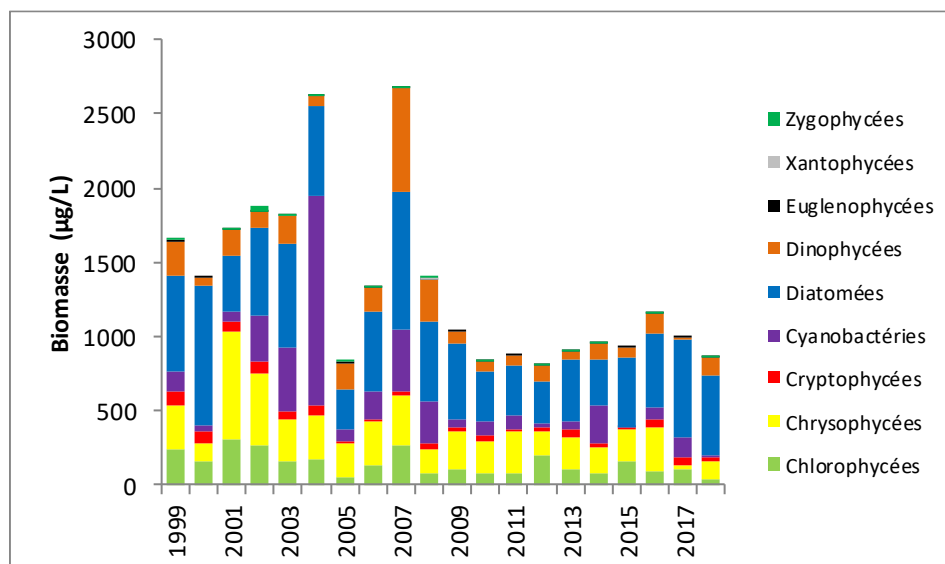


Figure 37 : Evolution interannuelle des principales classes algales (moyenne annuelle des moyennes mensuelles des biomasses).

L'année 2018 permet de confirmer les observations depuis 2008 : la biomasse algale est globalement plus faible que dans les années 1999-2004. La biomasse de 2018 est l'une des 3 plus faible biomasse observée depuis 1998 (les biomasses de 2010 et 2012 étaient légèrement plus faibles mais comparables).

Ces biomasses sont proches de celles observées sur le Grand Lac d'Annecy (biomasses comprises entre 500 et 1000 µg/L) qui est un lac oligotrophe. Les biomasses du lac d'Aiguebelette sont inférieures à celles du Léman qui est encore un lac méso à faiblement eutrophe (cf. rapport CIPEL campagne 2018). La classes algale dominante est celle des Diatomées. Elles sont indicatrices de milieux oligotrophes.

6.2.2 Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1999-2018. Pour chaque prélèvement, l'indice de Shannon (Weaver & Shannon 1949) est calculé, puis une moyenne mensuelle est calculée, enfin la moyenne annuelle de ces moyennes mensuelles est calculée pour les années 1999 à 2015. Cet indice moyen est reporté à la figure 38 pour chaque année.

Détail du calcul de l'indice de diversité de Shannon :

$$H = - \sum \frac{n_i}{n} \ln \left(\frac{n_i}{n} \right)$$

H : indice de Shannon

Ni : biomasse de l'espèce algale i

N : somme de la biomasse des espèces algales

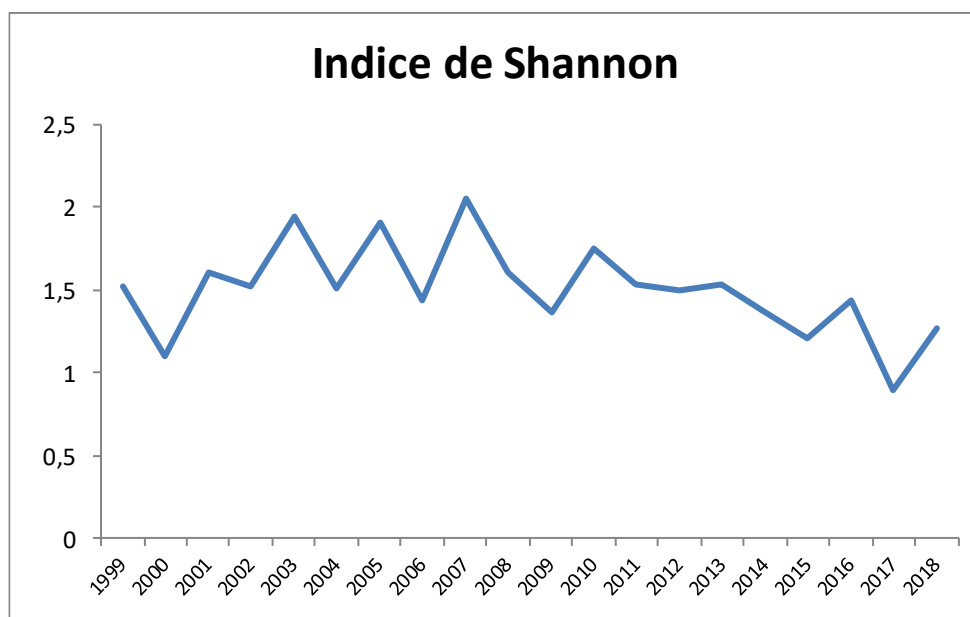


Figure 38 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon.

L'indice de diversité de lac d'Aiguebelette est stable, oscillant entre 1.2 et 1,5 depuis 2011. La diversité du Lac d'Aiguebelette est plus faible que celles du Léman (environ 2) mais comparable à celles d'Annecy et du Bourget. Pour l'année 2018, la diversité est comparable à celle des autres années.

6.2.3 Evolution de l'indice de Brettum

Le niveau trophique des lacs peut être évalué à partir d'indices basés sur la composition taxonomique et la biomasse phytoplanctonique. Une étude menée à l'INRA (Anneville & Kaiblinger 2009; Kaiblinger *et al.* 2009; Kaiblinger 2008) a montré que c'est l'indice de Brettum (modifié par (Kaiblinger *et al.* 2009)) qui était le plus adapté à évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins. Cet indice donne pour 133 taxons leur préférence par rapport à une concentration en phosphore. Plus cet indice est élevé, plus le niveau trophique sera faible. Les valeurs suivantes sont données par les auteurs :

Classe	Concentrations en TP	Niveau trophique
6	≤5 µg.L ⁻¹	ultra-oligotrophe
5	5–8 µg.L ⁻¹	oligotrophe
4	8–15 µg.L ⁻¹	oligo-mesotrophe
3	15–30 µg.L ⁻¹	méso/faiblement eutrophe
2	30–60 µg.L ⁻¹	eutrophe
1	>60 µg.L ⁻¹	hypertrophe

Pour chaque prélèvement, un indice est calculé, puis une moyenne mensuelle est calculée. Enfin un indice annuel est calculé sur les moyennes mensuelles. La figure 39 présente l'évolution de ces indices annuels de Brettum.

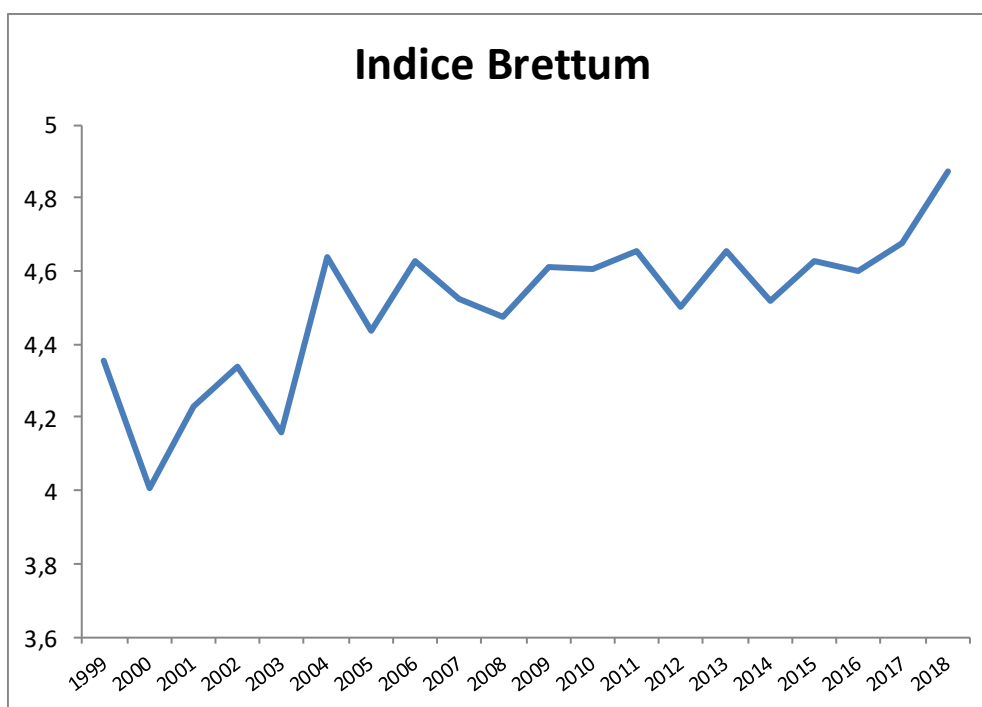


Figure 39 : Evolution de l'indice de Brettum

Lorsque l'on considère la chronique dans sa globalité, on observe une nette évolution de l'indice, indicateur d'une nette amélioration du niveau trophique du lac. Entre 2009 et 2016, l'indice de Brettum oscille autour de 4.5 et classe le lac d'Aiguebelette en méso-oligotrophe, ce qui est proche de ce qui est observé dans le lac d'Annecy. Le Léman et le Bourget présentent actuellement des valeurs d'indices plus faibles (autour de 3-3,5) ce qui classe ces lacs en méso-faiblement eutrophe. Depuis l'année 2017, l'indice de Brettum présente des valeurs élevées proches de l'oligotrophie.

6.2.4 La chlorophylle a

La 'chlorophylle a' (ChloA) renseigne sur la quantité de biomasse phytoplanctonique. C'est un paramètre proche de la biomasse phytoplanctonique. Les prélèvements qui ont permis les mesures de Chlorophylle (méthode Scor-Unesco, mesure effectuée à partir des absorbances mesurées aux longueurs d'ondes suivantes 410, 750, 665 ; 645 et 630 nm, NF T90-117 AFNOR 1999) ont été réalisés différemment au cours de la chronique 1989-2016 :

- entre le 23/01/1989 et 4/10/2005 : prélèvements intégrés entre la surface et 2.5 x le Secchi
- entre le 20/10/2005 et 28/02/2012 : prélèvements intégrés entre 0 et 20 m
- entre le 13/03/2012 et le 6/02/2016 : prélèvements intégrés entre 0 et 18 m.

De plus, le nombre de prélèvement par an a également évolué entre 1989 et 2017 :

- de 1989 à 1997 : il oscille entre 14 et 25 prélèvements par an
- de 1999 à 2015 : il oscille entre 30 et 36 prélèvements par an (sauf en 2000 avec 29 prélèvements, en 2003 avec 28 prélèvements, 2007 avec 19 prélèvements, 2009 avec 25 prélèvements et 2010 avec 27 prélèvements)
- 2016 : 9 prélèvements.
- 2017, 2018 : 8 prélèvements

Ces différences de protocole, dues à différents facteurs, rendent la comparaison des moyennes annuelles délicates (cf. Figure 40). On note cependant une diminution de la concentration de la Chlo A de 1989 à 2005. A partir de 2005 cette concentration augmente pour atteindre un niveau équivalent à la fin des années 2000. Cette augmentation, qui double de 2005 à 2018 n'est pas corroborée par les mesures de biomasses (comptages microscopiques).

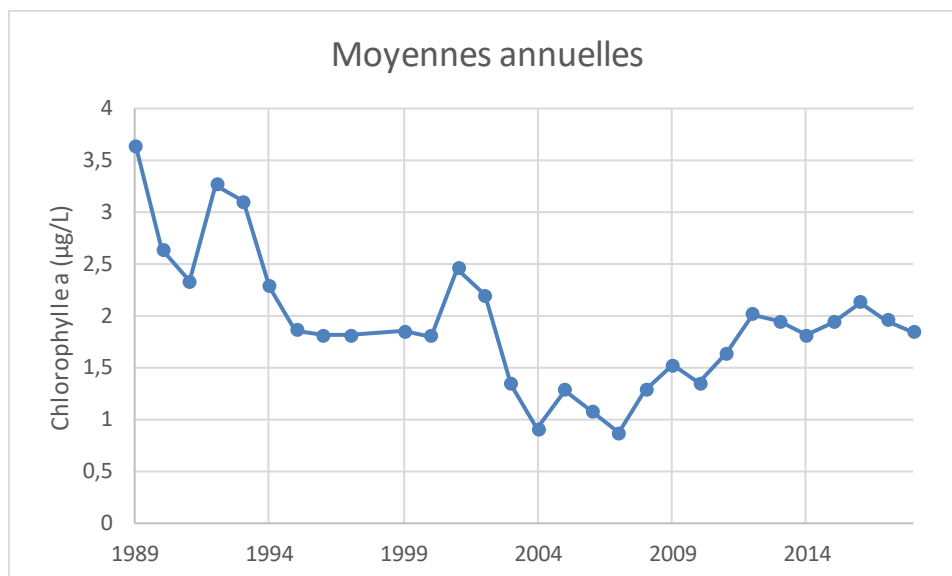


Figure 40 : Evolution de la Chlorophylle a dans le lac d'Aiguebelette. La moyenne annuelle, pondérée par le nombre d'échantillons par mois est calculée à partir des moyennes mensuelles

6.2.5 Etude des profils obtenus via la sonde fluorimétrique BBE

Les figures 41 à 44 présentent l'évolution de la concentration en ChloA pour les différentes classes algales entre 2003 et 2018 entre 0 et 40 m de profondeur. On observe bien pour chacune des classes algales des schémas cycliques correspondant à ceux présentés dans l'évolution de la biomasse des classes algales phytoplanctoniques. L'information supplémentaire apportée par ces profils est la répartition en profondeur de ces différentes classes algales :

- Les Diatomées se développent dans des eaux allant de 0 à 15 m de profondeur (mais surtout entre 7 et 15 m), principalement au printemps. Par rapport aux autres classes algales, leurs biomasses sont élevées dans le lac d'Aiguebelette. Cette classe algale peut être observée jusqu'à 30-40 mètres de profondeur chaque année, au moment du brassage des eaux pendant l'hiver. Les cellules trouvées à 30-40 m sont très probablement non actives.
- Les Chlorophycées sont surtout présentes en surface (entre 0-10 m) et se développent plutôt en été.
- Les Cryptophycées se développent entre 5 et 15 m de profondeur à différentes saisons selon les années. Tout comme les diatomées, elles sont également retrouvées jusqu'au fond du lac pendant le brassage hivernal.
- Les Cyanobactéries représentent des biomasses faibles en comparaison des autres classes algales. Les profils que nous observons sur Aiguebelette sont atypiques : c'est surtout dans les couches d'eau profondes qu'elles semblent être présentes. Une analyse approfondie de ce signal de fluorescence serait nécessaire pour connaître réellement son origine.

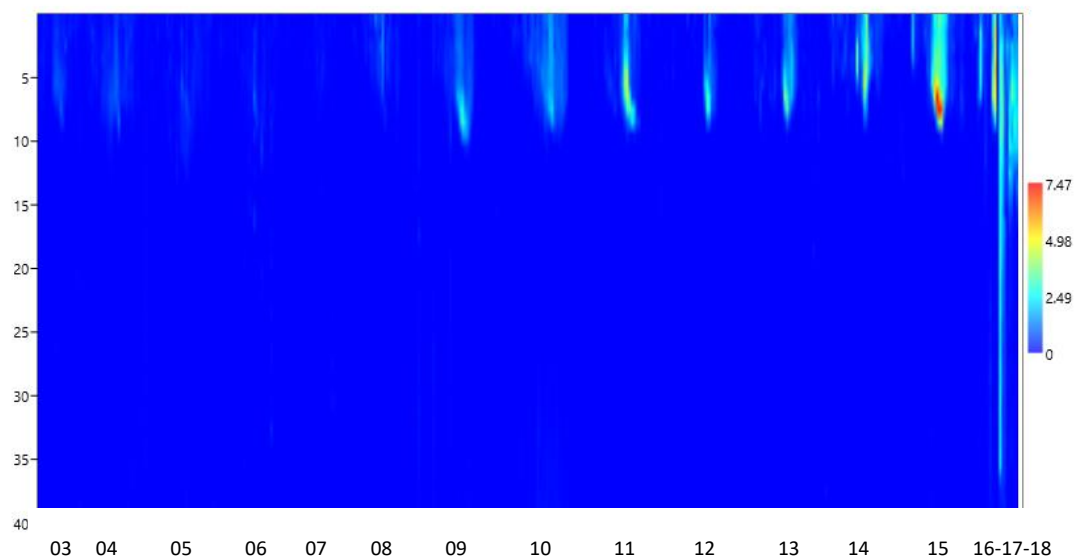


Figure 41 : Evolution de la concentration en Chlorophylle a représentée par les Chlorophycées entre 0 et 40 m entre 2003 et 2018 ($\mu\text{g/l}$).

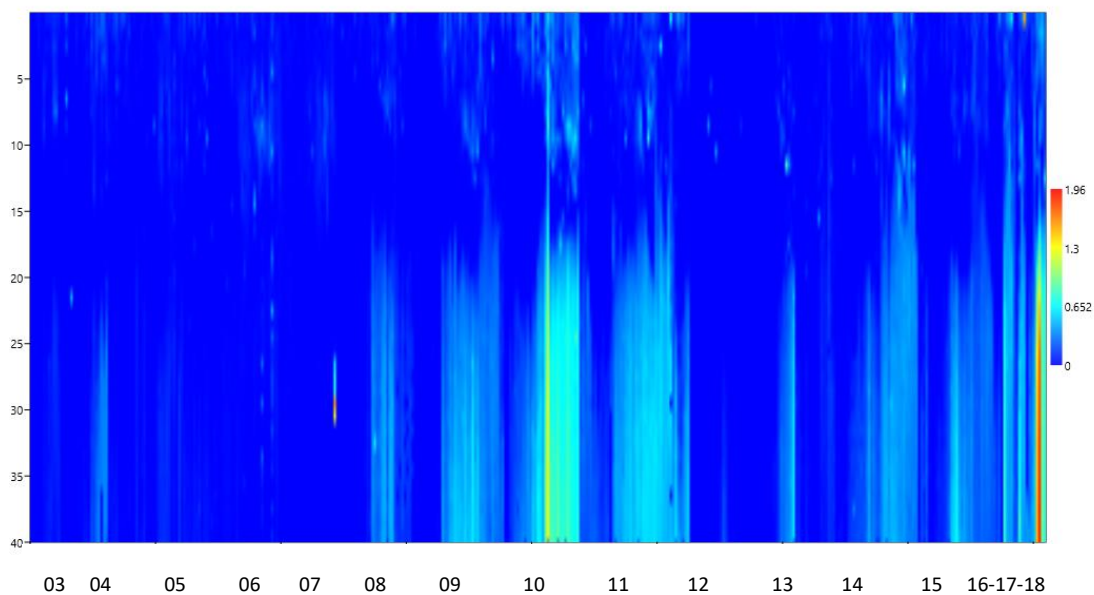


Figure 42 : Evolution de la concentration en Chlorophylle a représentée par les Cyanobactéries entre 0 et 40 m entre 2003 et 2018 ($\mu\text{g/l}$).

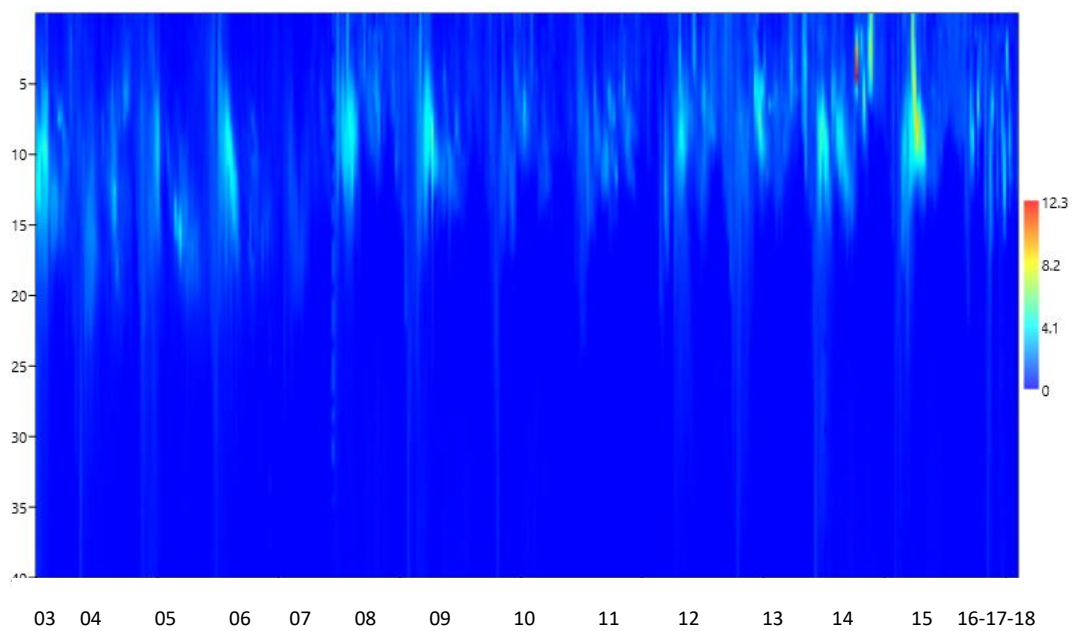


Figure 43 : Evolution de la concentration en Chlorophyll a représentée par les Diatomées entre 0 et 40 m entre 2003 et 2018 ($\mu\text{g/l}$).

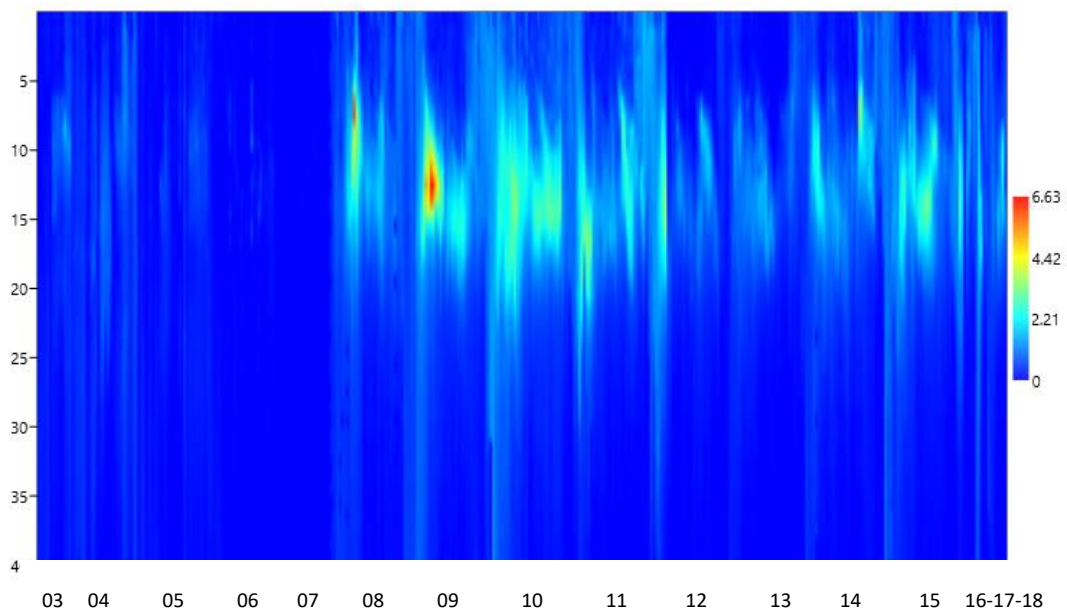


Figure 44 : Evolution de la concentration en Chlorophyll a représentée par les Cryptophycées entre 0 et 40 m entre 2003 et 2017 ($\mu\text{g/l}$).

7. CONCLUSION

D'un point de vue climatique, l'année 2018 présente une pluviométrie qui se situe dans la moyenne des relevés 2005-2015, ainsi qu'une insolation légèrement excédentaire (+4%) et un rayonnement légèrement déficitaire (-3%).

Mais le plus important, c'est que l'année 2018 est marquée par des températures globalement plus chaudes que la normale : tous les mois de l'année présentent des températures supérieures à la moyenne 1981-2010, sauf le mois de février et dans une moindre mesure le mois de mars. Ces mois plus froids sont déterminants pour le fonctionnement du lac : en effet, ceci a permis un brassage complet du lac (jusqu'à 65 m). Ce brassage permet d'enrichir la zone profonde du lac pendant la majeure partie de l'année (jusqu'en juillet/aout), malgré une stratification des eaux dès le mois d'avril. Cet enrichissement en oxygène de la zone profonde est beaucoup plus important que celui des années précédentes (2016, 2017). Ceci a pour effet de limiter la période de désoxygénation du fond du lac et donc de limiter le relargage du phosphore des sédiments qui est par conséquent plus limité qu'en 2017.

L'évolution interannuelle des concentrations en phosphore total sont globalement dirigées à la baisse. Depuis les années 2010 le lac d'Aiguebelette est classé parmi les lacs oligotrophes selon le phosphore total. La concentration de 2018 est légèrement inférieure à celle de 2017. Pour le nitrate, on observe une évolution interannuelle en augmentation régulière, même si les concentrations sont faibles. La transparence des eaux est stable et globalement de bonne qualité (voire certaines années de très bonne qualité) depuis 1988.

Pour le phytoplancton, tout comme les années précédentes, 2018 est marquée par la présence d'espèces indicatrices de milieux oligotrophes comme *Cyclotella costei* et *Dinobryon* spp., ceci dès le début de l'année jusqu'au mois de juin. A partir de juillet, des microalgues caractéristiques de milieux stratifiés, s'installent (*Peridinium*, *Ceratium*, *Planktonema*) jusqu'à la fin de l'année. Parmi elles, *Planktonema lauterbornii* est une espèce filamenteuse qui se développe vers 10-15 mètres à l'interface entre des eaux claires en surface et des eaux profondes riches en nutriments. La dynamique interannuelle indique que les biomasses phytoplanctoniques sont globalement plus faibles et stables depuis 2009. L'indice de Brettum, qui mesure le niveau d'eutrophisation du lac en se basant sur la composition en microalgues, indique une amélioration continue de la qualité du lac d'Aiguebelette depuis 1999 : le lac est méso-oligotrophe.

8. BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR, 1999.** NF T90-117. Qualité de l'eau - Dosage de la chlorophylle a et d'un indice phéopigments - Méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire. Afnor
- Afnor, 2006.** NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Afnor 1-41.
- ANNEVILLE O., KAIBLINGER K., 2009.** Proposal for a phytoplankton lake index applicable to lakes of the Rhône-Alpes basin for the implementation of the European Water Framework Directive. Final report. Agence de l'Eau Rhone Méditerranée et Corse, 1-54. 2009. INRA Thonon, France.
- AREA, 1990.** Autoroute A 43 - Protection du lac d'Aiguebelette (Savoie);
- BLAKE G., 1985.** Contamination métallique du lac d'Aiguebelette - Campagne 1984 - 12 p.; Université de Savoie - Département d'écologie; Chambéry
- BLAKE G., LASCOMBE C., 1978.** Le lac d'Aiguebelette : Etat de la qualité des eaux et évolution ; Ann. C.U.S., III, 95-119.
- BOURRELLY P., 1972.** Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes, N. Boubée & Cie edn.
- BOURRELLY P., 1981.** Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes, N. Boubée & Cie edn.
- BOURRELLY P., 1985.** Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges, N. Boubée & Cie edn.
- BRETTUM P., 1989.** Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. 1-102. Norsk Institutt for vannforskning NIVA.
- CT lac du Bourget, 2015.** Lac d'Aiguebelette - Suivi 2014 ; 53 p.; CCLA, CALB, CISALB ; Aix-Les-Bains.
- DRUART J. C., RIMET F. 2008.** Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA. 1-200. 2008. Thonon les Bains.
- GIREL C., 1999.** Rapport de stage 1998/1999 - Suivi allégé de deux lacs alpins ; 45 p.; Université Paris 7 UF Environnement, Génie de l'Environnement.
- HYDROLAC, TERE0, SAFEGE ENVIRONNEMENT, 2007.**; Bilan et perspectives du contrat de bassin versant du lac d'Aiguebelette ; Etude de la qualité des cours d'eau et quantification des apports de phosphore, 130 p. CCLA.
- KAIBLINGER C., ANNEVILLE O., TADONLEKE R., RIMET F., DRUART J. C., GUILLARD J., DOKULIL M. T., 2009.** Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiologia* 633: 67-74.
- KAIBLINGER K., 2008.** Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08;DEC0470, 1-45. 2008. INRA Thonon.
- PADISAK J., CROSSETTI L. O., NASELLI-FLORES L., 2009.** Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- REYNOLDS C. S., HUSZAR V., KRUK C., NASELLI-FLORES L., MELO S. 2002.** Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417-428.
- RIMET F., 2015.** Le phytoplancton du lac d'Aiguebelette (Savoie), année 2014. INRA-Thonon, 14 p + annexe.
- RIMET F., DRUART J. C., ANNEVILLE O., 2009.** Exploring the dynamics of plankton diatom communities in Lake Geneva using emergent self-organizing maps (1974-2007). *Ecological Informatics* 4: 99-110.
- SILENE, 1994.** Contrat de Bassin Versant pour le lac d'Aiguebelette ; Etude Générale des Cours d'Eau Affluents du lac - Qualités physicochimiques et hydrobiologiques des eaux des affluents du lac ; Rapport d'Etude ; 78 p.; Prefecture de la Savoie ; DDAF ; DR de L'Environnement ; SMALA.
- SRAE Rhône-Alpes, 1985.** Etat de la qualité des eaux du lac d'Aiguebelette (Savoie) - Campagne 1984.
- TAPOLCZAI K., ANNEVILLE O., PADISAK J., SALMASO N., MORABITO G., ZOHARY T., TADONLEKE R. D., RIMET F., 2015.** Occurrence and mass development of *Mougeotia* spp. (Zygnemataceae) in large, deep lakes. *Hydrobiologia* 745: 17-29.
- WEAVER W., SHANNON C. E., 1949.** The Mathematical Theory of Communication. Urbana, Illinois University of Illinois Press.
- WOLFRAM G., DOKULIL M., 2007.** Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. 1-50. 2007. Lebensministerium, Austria.
- WOLFRAM G., DOKULIL M., PALL K., REICHMANN M., SCHULZ L., ARGILLIER C., DE BORTOLI J., MARTINEZ J. P., RIOURY C., HOEHN E., RIEDMULLER U., SCHAUMBURG J., STELZER D., BUZZI F., DALMIGLIO A., MORABITO G., MARCHETTO A., REMEC-REKAR S., URBANIC G., 2007.** Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). 2007. Vienna - Ispra.