



l'oxygène  
à la source

# Suivi scientifique du lac d'Annecy



## RAPPORT Année 2016



Réalisé avec le soutien financier de :



Yamick PERRIN ©, Bertmd CLAEYSSEN ©, Marie-Eve CHIRI ©



SYNDICAT MIXTE  
DU LAC D'ANNECY

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC D'ANNECY

RAPPORT 2016

Rédigé par :

**Victor FROSSARD** (coordination, édition & benthos, zooplancton)  
**Leslie LAINE** (zooplancton)  
**Frédéric RIMET & Stéphan JACQUET** (phytoplancton)  
**Christine BARBIER** (physico-chimie)  
**Jean GUILLARD, Emilien LASNE, Chloé GOULON, Valérie HAMELET** (poisson)

Edition :

**Damien ZANELLA** - SILA

Appui technique :

Jean Christophe HUSTACHE, Laurent ESPINAT, Pascal PERNEY,

*Référence à citer* : FROSSARD V., BARBIER C., GOULON C., GUILLARD J., HAMELET V., JACQUET S., LAINE L., LASNE E., RIMET F., 2017. Suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy. Rapport 2016. SILA (éd.) et INRA-Thonon. 122 pages et dossiers.



**l'oxygène  
à la source**

Syndicat Mixte du Lac d'Annecy  
7, rue des Terrasses B.P. 39  
74962 CRAN-GEVRIER CEDEX  
Tél : 04 50 66 77 77

Rapport téléchargeable en  
format PDF sur le site Internet du  
SILA : [www.sila.fr](http://www.sila.fr)



Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et Ecosystèmes Limniques

INRA

75, avenue de Corzent B.P. 511  
74203 THONON-LES-BAINS CEDEX  
Tél : 04 50 26 78 00

Université de Savoie Mont-Blanc  
Technolac  
73370 LE BOUREGET-DU-LAC  
Tél : 04 79 75 88 68



# SOMMAIRE

<b>RAPPORT</b>	<b>1</b>
<b>Année 2016</b>	<b>1</b>
<b>Suivi scientifique</b>	<b>1</b>
<b>du lac d'Annecy</b>	<b>1</b>
<b>I. INTRODUCTION</b>	<b>10</b>
<b>II. ETUDE PHYSICO-CHIMIQUE</b>	<b>12</b>
1. <b>Transparence</b>	<b>12</b>
2. <b>Température</b>	<b>15</b>
3. <b>Oxygène dissous</b>	<b>18</b>
4. <b>Conductivité</b>	<b>20</b>
5. <b>Turbidité</b>	<b>21</b>
6. <b>Nutriments</b>	<b>22</b>
6.1 Formes de l'azote	22
6.2 Formes du phosphore	25
6.3 Rapport N/P	27
6.4 Silice	28
6.5 Ions majeurs	30
7. <b>Conclusions relatives à la physico-chimie</b>	<b>31</b>
<b>III. ETUDES BIOLOGIQUES</b>	<b>32</b>
1. <b>LE PHYTOPLANCTON</b>	<b>32</b>
1.1 Méthodes d'étude du plancton	32
1.2 <b>Evolution saisonnière de l'année 2016</b>	<b>33</b>
1.3 Evolution interannuelle	35
1.4 Conclusions relatives au phytoplancton	39
2. <b>LES PICOCYANOBACTERIES</b>	<b>40</b>
2.1 Introduction	40
2.2 Méthodologies	40
2.3 Résultats pour l'année 2016	41
2.4 Evolution à long terme	43
2.5 Conclusions relatives aux picocyanobactéries	45
3. <b>LE ZOOPLANCTON</b>	<b>46</b>
3.1 Dynamique saisonnière	46
3.2 Composition et évolution à long terme de la communauté zooplanctonique	48
3.3 Conclusions relatives au compartiment zooplanctonique	49



<b>4. Etude du compartiment piscicole – Approche combinant hydroacoustique et filets maillants CEN</b>	<b>50</b>
4.1 Introduction	50
4.2 Méthodes utilisées	53
4.3 Résultats	57
4.4 Conclusions relatives au compartiment piscicole	75
<b>5. Etude du compartiment macrobenthique – Estimation des biomasses et productions</b>	<b>78</b>
5.1 Introduction	78
5.2 Méthodologies	78
5.3 Résultats	80
5.4 Conclusions relatives au compartiment macrobenthique	86



## LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Chronogramme de l'auscultation du lac d'Annecy.....	10
Figure 2 : Conditions météorologiques enregistrées à Meythet en 2016. Les courbes colorées représentent les moyennes mensuelles et les courbes noires représentent les valeurs moyennes sur la période 2000-2016. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance. A) Insolation, B) Précipitations et C) Température. Données CLIMATIK® INRA. ....	11
Figure 3 : Évolution de la transparence avec le disque de Secchi normalisé (noir et blanc, 20 cm) dans le Grand Lac en 2015 et 2016 .....	13
Figure 4 : Co-dynamique de la transparence de l'eau avec le disque de Secchi normalisé (noir et blanc, 20 cm) et la biomasse phytoplanctonique dans le Grand Lac en 2016 .....	14
Figure 5 : Évolution de la transparence avec le disque de Secchi normalisé (blanc et noir, 20 cm) dans le Grand Lac de 1995 à 2016. ....	15
Figure 6 : Profils de température en fonction de la profondeur dans le Grand Lac en 2016.....	16
Figure 7 : Évolution de la température moyenne sur toute la hauteur d'eau lors du brassage hivernal dans le Grand Lac de 1996 à 2016 .....	17
Figure 8 : Profondeur de la couche d'eau à 14 °C lors de la stratification maximale dans le Grand Lac de 1991 à 2016 .....	17
Figure 9 : Profils de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur dans le Grand Lac en 2016 .....	18
Figure 10 : Concentration en oxygène dissous au fond du Grand Lac de 1996 à 2016 .....	19
Figure 11 : Concentration en carbone organique total dans les couches d'eau superficielles (3, 10, 15 et 30 m) dans le Grand Lac en 2016 .....	19
Figure 12 : Profils de la conductivité en fonction de la profondeur dans le Grand Lac en 2016 .....	20
Figure 13 : Profils de turbidité en fonction de la profondeur dans le Grand Lac en 2016 .....	21
Figure 14 : Concentration en azote nitrique dans les couches d'eau superficielles (3, 10, 15 et 30 m) dans le Grand Lac en 2016.....	22
Figure 15 : Concentration moyenne en azote nitrique, azote ammoniacal et azote minéral dans la zone euphotique du Grand Lac en 2016.....	23
Figure 16 : Concentration en azote ammoniacal au fond du Grand Lac en 2016 .....	24
Figure 17 : Concentrations moyennes annuelles en azote nitrique et azote ammoniacal dans la couche euphotique du Grand Lac de 1996 à 2016.....	24
Figure 18 : Concentration en orthophosphate dans les couches d'eau superficielles (3, 10, 15 et 30 m) dans le Grand Lac en 2016.....	25
Figure 19 : Concentration en orthophosphate au fond du Grand Lac en 2016.....	26
Figure 20 : Concentration de l'azote ammoniacal et du phosphore total au fond du Grand Lac de 1996 à 2016 .....	27
Figure 21 : Concentration en silice dans les couches d'eau superficielles (3, 10, 15 et 30 m) dans le Grand Lac en 2016 .....	29



Figure 22 : Concentration en silice au fond du Grand Lac en 2016 .....	29
Figure 23 : Stock de chlorure dans le Grand Lac de 2003 à 2016.....	31
Figure 24 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algales dans le Grand Lac d’Annecy en 2016.....	33
Figure 25 : Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac d’Annecy en 2016. ....	34
Figure 26 : Evolution du nano et microphytoplancton dans le Grand Lac.....	35
Figure 27 : Evolution interannuelle des principales classes algales dans le Grand Lac d’Annecy.....	36
Figure 28 : Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) pour le Grand Lac. ....	37
Figure 29 : Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro et nanophytoplanctoniques pour le Grand Lac d’Annecy. ....	38
Figure 30 : Evolution de l’indice de qualité phytoplancton Brettum pour le Grand Lac. ....	39
Figure 31 : Relations entre les concentrations de picocyanobactéries moyennées entre 3 et 20 m (3-10-15-20) et celles obtenues dans l’échantillon intégré 0-18 m (INT) pour les années 2011 à 2016 inclus .....	41
Figure 32 : Distribution et dynamique des picocyanobactéries en 2016 entre 3 et 45 m de profondeur .....	42
Figure 33 : ACP effectuée avec quelques facteurs clefs.....	43
Figure 34 : Evolution des concentrations moyennées entre 3 et 20 m entre 2004 et 2016 inclus.....	44
Figure 35 : Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac d’Annecy depuis 2004.....	45
Figure 36 : Evolution saisonnière des abondances des espèces de cladocères (a) brouteurs et (b) prédateurs dans le Grand lac d’Annecy en 2016 .....	46
Figure 37 : Evolution saisonnière des abondances des espèces de copépodes cyclopoïdes (a) et (b) calanoïdes dans le Grand lac d’Annecy en 2016 .....	47
Figure 38 : Evolution saisonnière des abondances de quelques rotifères dans le Grand lac d’Annecy en 2016 .....	48
Figure 39 : Evolution de l’abondance des microcrustacés dans le Grand lac d’Annecy en 2016 .....	49
Figure 40 : Localisation des transects (2012 à 2016) .....	54
Figure 41 : Cartographies des filets campagne 2016 (Source ONEMA) (à gauche) et campagnes INRA (à droite).....	56
Figure 42 : Schéma de pose des filets pélagiques .....	56
Figure 43 : Exemple d’échogramme, 13 septembre 2016. R représente la profondeur en m.....	57
Figure 44 : Sa (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> ) des trois strates, pour les parcours de nuit (18 transects) des campagnes 2012, 2013, 2014, 2015 et 2016 .....	60
Figure 45 : Distribution en classes de tailles, des trois strates, pour les parcours de nuit (18 transects) des campagnes 2012, 2013, 2014, 2015 et 2016 .....	62



Figure 46 : Répartition des cibles dans la colonne d'eau (2012, 2013, 2014, 2015, 2016). .....	63
Figure 47 : Rendements numériques des filets benthiques pour la perche et le gardon (gris : 2010, blanc : 2012, gris clair : 2013, noir : 2014, hachuré : 2015, hachuré horizontal : 2016). .....	67
Figure 48 : Rendements numériques des filets benthiques pour les autres espèces (gris : 2010, blanc : 2012, gris clair : 2013, noir : 2014, hachuré : 2015, hachuré horizontal : 2016). .....	67
Figure 49 : Rendements pondéraux des filets benthiques pour la perche et le gardon (gris : 2010, blanc : 2012, gris clair : 2013, noir : 2014, hachuré : 2015, hachuré horizontal : 2016). .....	68
Figure 50 : Rendements numériques des filets pélagiques pour le corégone, l'omble, le gardon et la perche (blanc : 2012, gris clair : 2013, noir : 2014, hachurés : 2015, hachuré horizontal : 2016). .....	68
Figure 51 : Répartition verticale des corégones capturés aux filets (en blanc : 2012, en gris : 2013, en noir : 2014, en hachuré : 2015, hachuré horizontal : 2016) .....	69
Figure 52 : Structure en taille de la population de perches capturées (blanc : 2012, gris : 2013, noir : 2014, hachuré : 2015, hachuré horizontal : 2016) .....	70
Figure 53 : Relation taille – poids pour la perche. Cercle blanc : 2012 (pointillé = modèle exponentiel); cercle gris : 2013 (trait gris = modèle exponentiel), cercle noir : 2014 (trait noir = modèle exponentiel) ; cercle hachuré : 2015 (trait noir pointillé = modèle exponentiel) ; cercle hachuré horizontal : 2016 (trait noir = modèle exponentiel) ; en bleu : modèle issu de Giannetto et al. (2011). .....	71
Figure 54 : Structure en taille de la population de gardon (blanc : 2012, gris : 2013, noir : 2014, hachuré : 2015, hachuré horizontal : 2016). .....	72
Figure 55 : Relation taille – poids pour le gardon. Blanc : 2012 (point = données et courbe pointillé noir = modèle); gris : 2013 (trait gris = modèle) ; noir : 2014 (trait noir = modèle) ; hachuré : 2015 (trait noir pointillé = modèle) ; cercle hachuré horizontal : 2016 (trait noir = modèle).....	72
Figure 56 : Rendements numériques des filets benthiques et pélagiques pour le corégone (blanc : 2012, gris clair : 2013, noir : 2014, hachurés : 2015 ; hachuré horizontal : 2016).....	73
Figure 57 : Structure en taille des corégones capturés (blanc : 2012, gris : 2013, noir : 2014, hachurés : 2015 ; hachuré horizontal : 2016). .....	74
Figure 58 : Relation taille – poids pour le corégone. cercle blanc : 2012; cercle gris : 2013, cercle noir : 2014, cercle hachuré : 2015; hachuré horizontal : 2016) .....	74
Figure 59 : Localisation géographique des échantillonnages effectués suivant les trois transects définis. .	79
Figure 60 : Biomasses sèches individuelles des 8 principaux taxons au sein des différents habitats.....	81
Figure 61 : Contribution des 10 principaux taxons à la biomasse moyenne de chaque habitat. Les chiffres fournis au sein de chaque camembert représentent les pourcentages de contributions. ....	82
Figure 62 : Biomasses estimées par habitats pour les 8 principaux taxons .....	84
Figure 63 : Biomasses macrobenthiques estimées pour les différents habitats au cours des 3 campagnes d'échantillonnage. Les biomasses estimées en 2015 sont ajoutées à titre de comparaison. ....	85
Figure 64 : Productions estimées pour les 10 taxons dominants A) et pour les différents habitats B). ....	85



Figure 65 : Production standard estimée pour les différents habitats pour les Chironomidae. .... 86

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Transparence avec le disque de Secchi normalisé (noir et blanc, 20 cm) dans le Grand Lac.....	13
Tableau 2 : Limites de transparence des lasses d'état écologiques des plans d'eau. <i>Référence : Guide Technique 'Evaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole'</i> <a href="http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/GuidetechniqueREEE-ESC_30mars2009.pdf">http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/GuidetechniqueREEE-ESC_30mars2009.pdf</a> .....	15
Tableau 3 : Limites de transparence des classes d'état écologiques des plans d'eau. <i>Référence : Guide Technique 'Evaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole'</i> <a href="http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/GuidetechniqueREEE-ESC_30mars2009.pdf">http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/GuidetechniqueREEE-ESC_30mars2009.pdf</a> .....	23
Tableau 4 : Limites de concentrations en phosphore des classes d'état écologiques des plans d'eau. <i>Référence : Guide Technique 'Evaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole'</i> <a href="http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/GuidetechniqueREEE-ESC_30mars2009.pdf">http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/GuidetechniqueREEE-ESC_30mars2009.pdf</a> .....	25
Tableau 5 : Concentration moyenne en phosphore total et orthophosphate dans la colonne d'eau lors du brassage hivernal dans le Grand Lac de 1991 à 2016.....	26
Tableau 6 : Rapport azote minéral / orthophosphate dans la couche euphotique (3, 10 et 15 m) dans le Grand Lac en 2016.....	28
Tableau 7 : Stocks de cations et anions majeurs dans le Grand Lac de 2003 à 2016 .....	30
Tableau 8 : Classification de la trophie des lacs en fonction des concentrations en phosphore total (PT)..	38
Tableau 9 : Couplage des méthodes de Pêche CEN et des approches hydroacoustique.....	52
Tableau 10 : Répartition et distribution des filets posés en 2016 par strates .....	55
Tableau 11 : Tailles des mailles et disposition des mailles.....	55
Tableau 12 : Sa (m <sup>2</sup> . ha <sup>-1</sup> ) pour les 3 couches.....	57
Tableau 13 : Sa moyen (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> ) pour les 3 couches Grand Lac et Petit Lac.....	58
Tableau 14 : Nombre de cibles détectées et TS moyennes de nuit par couche (Le nombre de cibles détectées est donné à titre indicatif en 2016).....	61
Tableau 15 : Sa (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> ) moyen pour différents plans d'eau et années .....	65
Tableau 16 : Chiffres clés des campagnes de pêche 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 (les rendements surfaciques prennent en compte tous les types de filets posés benthiques et pélagiques .....	66
Tableau 17 : Chiffres clés de la campagne de pêche 2010 (les rendements surfaciques prennent en compte tous les types de filets tendus benthiques (2970 m <sup>2</sup> ) et pélagiques (3300 m <sup>2</sup> ) (Onema, 2010)..	66
Tableau 18 : Description des profondeurs d'échantillonnage et des substrats associés pour l'analyse des biomasses, productions et croissances .....	78



**Tableau 19 : Description des profondeurs d'échantillonnage et des substrats associés pour l'analyse des biomasses, productions. Les codes de chaque couple substrat / profondeur caractérisant l'habitat échantillonné sont indiqués entre parenthèses. ....79**

## **DOSSIERS**

DOSSIER I : Météorologie et Climatologie 2016 (Source Climatik / INRA)

DOSSIER II : Débits des principaux affluents 2016 (Source : Banque HYDRO/DREAL Rhône-Alpes)

DOSSIER III : Caractéristiques des sondes multi-paramétriques immergeables utilisées par le laboratoire CARTEL

DOSSIER IV : Utilisation des données du suivi scientifique dans le cadre de recherche ou expertise

## **ANNEXES**

<b>Annexe 1 : Méthodes analytiques.....</b>	<b>93</b>
<b>Annexe 2 : Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques.....</b>	<b>94</b>
<b>Annexe 3 : Définition des groupes fonctionnels selon (Reynolds et al., 2002). ....</b>	<b>95</b>
<b>Annexe 4 : Détail du calcul de l'indice Brettum .....</b>	<b>96</b>



# I. INTRODUCTION

Le suivi écologique à long terme du lac d'Annecy a été engagé depuis 1966, s'orientant alors principalement sur le compartiment physico-chimique. Ce suivi a été initié du fait de l'émergence des premiers signes d'eutrophisation du lac menant à la construction d'un collecteur d'eaux usées sur l'ensemble du pourtour du lac. Ce suivi a été interrompu entre 1981 à 1985 et depuis 1986, le suivi prend en compte le phytoplancton et le zooplancton (Fig. 1). Le suivi annuel de 2016 s'inscrit dans la continuité de l'auscultation à long terme de la qualité physico-chimique des eaux et du compartiment planctonique en considérant de façon complémentaires les compartiments piscicoles et benthiques. Les échantillonnages sont effectués uniquement dans le Grand Lac depuis 2014 à une fréquence mensuelle voir bi-mensuelle. Depuis 2012, un suivi des communautés de poissons du lac a été engagé, se basant sur des échantillonnages standardisés à l'aide de filets multimailles (norme DCE EN 14757) et sur une campagne hydroacoustique (norme DCE prEN 1591041). Depuis 2014, afin de renforcer l'étude du compartiment planctonique, un suivi de l'abondance par cytométrie en flux du compartiment picophytoplanctonique (i.e. espèces de petite taille <2-3 µm), est effectué. Le compartiment benthique a fait l'objet d'étude spécifique à trois reprises depuis 2002 par le biais d'Indices Biologiques Lacustres (IBL, Verneaux et al. 2004) permettant d'apprécier les caractéristiques fonctionnelles du lac (i.e. capacité à produire et à transférer la matière organique produite au sein de l'écosystème). En 2015 et en 2016, de façon complémentaire aux IBL, des investigations spécifiques ont été réalisées afin d'estimer les biomasses d'invertébrés benthiques présents dans les principaux habitats du lac. Ce suivi à long terme et multi-compartiments permet de qualifier l'état écologique du lac et d'étudier la dynamique de cet écosystème afin d'identifier les interactions entre les différents compartiments et les différentes espèces.

Le suivi de l'année 2016 a été commandité par le Syndicat Mixte du Lac d'Annecy (SILA) et confié pour sa réalisation au Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques des Écosystèmes Limniques (CARTEL) qui a bénéficié de l'assistance technique du SILA. Quinze campagnes d'échantillonnages ont été réalisées au point central du Grand Lac pour les analyses physico-chimiques et planctoniques. Le suivi est complété par une semaine d'étude spécifique du compartiment piscicole en fin d'été. Le suivi benthique a été réalisé au cours de trois campagnes dont le calendrier est calqué sur la dynamique saisonnière des macro-invertébrés benthiques (début de printemps, été et début d'automne).

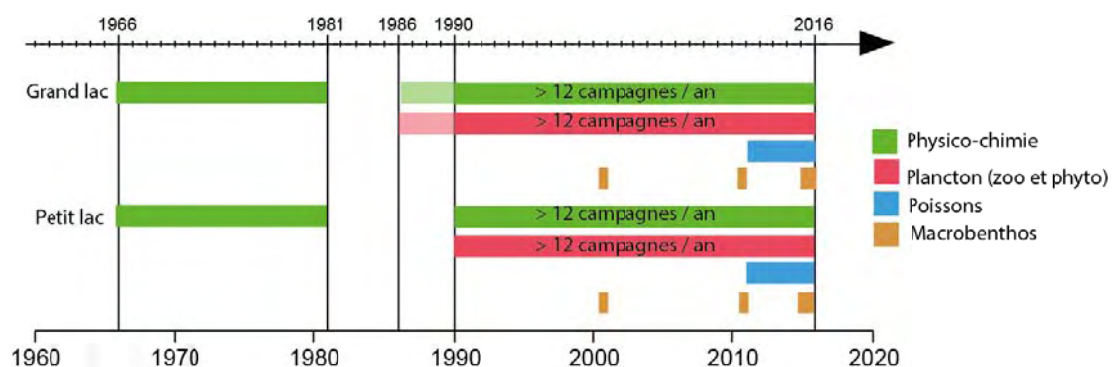
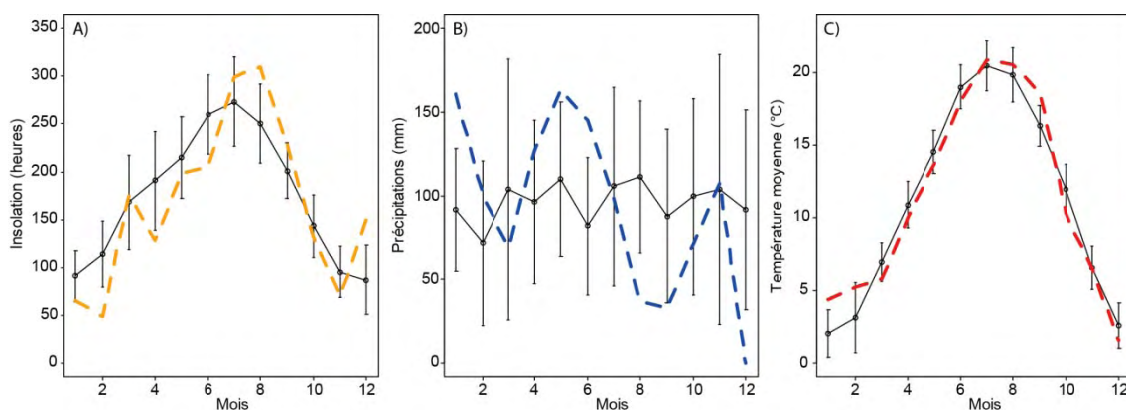


Figure 1 : Chronogramme de l'auscultation du lac d'Annecy.

Les 2 premières campagnes du macrobenthos ont été réalisées en dehors du partenariat SILA-INRA



Les données météorologiques locales utilisées pour caractériser la météorologie de l'année 2016 sont issues de la base de données CLIMATIK® (INRA) (cf. dossier I) et les débits des principaux affluents (cf. dossier II) proviennent de la Banque HYDRO (<http://www.hydro.eaufrance.fr>). Comparativement à la moyenne des descripteurs météorologiques mesurés depuis 2000, l'année 2016 a été caractérisée par un hiver particulièrement chaud et humide associé à une faible insolation. Le mois de Décembre est apparu particulièrement doux avec une forte insolation et de très faibles précipitations. Le contexte météorologique du printemps a correspondu aux températures moyennes de cette saison bien qu'il ait aussi été caractérisé par une faible insolation et de fortes précipitations. L'été a été particulièrement ensoleillé menant à des températures supérieures à la moyenne et un déficit de précipitations. L'automne a été marqué par une insolation et des températures correspondant aux valeurs moyennes annuelles. (Fig. 2). Les débits des 4 principaux affluents (i.e. le Laudon, l'Ire, L'Eau-Morte, la Bornette) ont été caractérisés par la présence de crues de faibles amplitudes de Janvier à Juin permettant de maintenir des débits légèrement supérieurs aux valeurs habituelles dans ces différents affluents (dossier II). La crue la plus importante induisant les débits maximaux des 4 affluents s'est produite le 16 Juin 2016. Suite à cette crue, les 4 affluents ont connu une période d'étiage prononcé qui s'est déroulée sur l'ensemble des mois de Juillet, Août et Septembre, Octobre. Ce n'est que fin Octobre que de nouvelles crues d'amplitude réduites ont été de nouveau enregistrées. En Novembre, plusieurs crues relativement importantes se sont produites puis en Décembre, l'absence « historique » de précipitations (0 mm) a induit un retour à des conditions d'étiage sévère.



**Figure 2 : Conditions météorologiques enregistrées à Meythet en 2016. Les courbes colorées représentent les moyennes mensuelles et les courbes noires représentent les valeurs moyennes sur la période 2000-2016. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance. A) Insolation, B) Précipitations et C) Température. Données CLIMATIK® INRA.**



## II. ETUDE PHYSICO-CHIMIQUE

Le suivi physico-chimique du Grand Lac en 2016 a consisté à la réalisation de 15 campagnes de prélèvements au cours desquelles les profondeurs de 0, 3, 10, 15, 30, 45 et 62 mètres (fond) ont été échantillonnées. Depuis 2008, des prélèvements complémentaires pour les dosages du phosphore total et dissous ainsi que de l'oxygène dissous sont réalisés à 50 et 60 m dans le Grand Lac pour une meilleure observation des phénomènes profonds de désoxygénation et des échanges de nutriments entre eau et sédiments. La profondeur d'échantillonnage est contrôlée par une sonde de pression couplée à la bouteille de prélèvement. L'étude des relevés de la sonde indique un écart moyen de 0,6 m par rapport à la profondeur théorique et une variabilité de 0 à 2,5 m. Ces écarts sont considérés comme acceptables pour la présente étude.

Lors de chaque campagne, les paramètres suivants sont analysés : oxygène dissous, orthophosphate, phosphore total, azote nitrique, azote ammoniacal, azote total, silice réactive, carbonate (titre alcalimétrique complet, TAC) et carbone organique total et dissous (COT et COD). Les éléments majeurs (chlorure, sulfate, calcium, magnésium, sodium et potassium) ont été dosés quatre fois par an en suivant des protocoles normalisés (annexe 1). Les méthodes utilisées pour ces analyses chimiques ainsi que les incertitudes relatives à l'ensemble de ces paramètres sont présentées en annexe 2. Des profils de sonde physico-chimique sont également effectués à chaque campagne afin d'apprécier l'évolution de la température, la saturation en oxygène dissous, la conductivité, la turbidité et la teneur en chlorophylle *a* tout au long de la colonne d'eau (annexe 2). Un descriptif des différents outils (sondes RBR XR-620 CTD+, SST CTD90M, YSI EXO1 et Moldaenke BBE Fluoroprobe) et du protocole mis en œuvre est fourni dans le dossier III.

Ce chapitre présente les résultats et les évolutions saisonnières des paramètres physico-chimiques mesurés en 2016, ainsi que les tendances interannuelles.

### 1. Transparence

La transparence de la colonne d'eau au point de prélèvement correspond à la profondeur moyenne de disparition dans l'eau du disque de Secchi et est directement liée à la présence de particules (principalement les micro-algues pélagiques mais aussi d'autres matières en suspension (MES)). La mesure de transparence a été effectuée avec un disque de Secchi normalisé classiquement utilisé dans le suivi des grands lacs périalpins (disque bicolore de 20 cm de diamètre, avec 2 quarts blancs et 2 quarts noirs). Les données de transparence préalables à 2016 étaient réalisées à partir d'un disque de Secchi de 30 cm et ont été corrigées afin qu'elles soient comparables à celles obtenues en 2016 d'après un modèle linéaire établi en 2015 liant les transparences estimées par les disques de 30cm et de 20cm ( $R^2 = 0,9828$  ;  $n=14$ , différence moyenne = 0,7m). L'ensemble des mesures de transparence relevées en 2016 est présenté dans le tableau 1. La transparence moyenne en 2016 est égale à 7,1 m ce qui est du même ordre que 2015 (6,9 m) (Fig. 3). Le minima de transparence en 2016, 2,7 m, est plus faible qu'en 2015 avec 3,7 m. Le maxima, de 11,0 m, est obtenu lors de la campagne du 9 mars 2016 (Tableau 1), ce qui correspond à la même valeur qu'en 2015 où il était de 11,2 m.



Transparence (m)	Disque de Secchi (noir et blanc, 20 cm)
<b>date</b>	<b>Grand Lac</b>
mardi 26 janvier 2016	10,1
lundi 15 février 2016	7,9
mercredi 9 mars 2016	11,0
mardi 5 avril 2016	7,9
mercredi 20 avril 2016	8,7
mardi 3 mai 2016	7,5
mardi 17 mai 2016	10,0
mercredi 8 juin 2016	5,6
mardi 28 juin 2016	2,7
mardi 19 juillet 2016	5,7
mercredi 3 août 2016	6,4
mardi 13 septembre 2016	5,0
mardi 4 octobre 2016	5,3
jeudi 3 novembre 2016	5,5
lundi 5 décembre 2016	7,5
Nombre de mesures	15
<b>Moyenne</b>	7,1
<b>Minimum</b>	2,7
<b>Maximum</b>	11,0

Tableau 1 : Transparence avec le disque de Secchi normalisé (noir et blanc, 20 cm) dans le Grand Lac

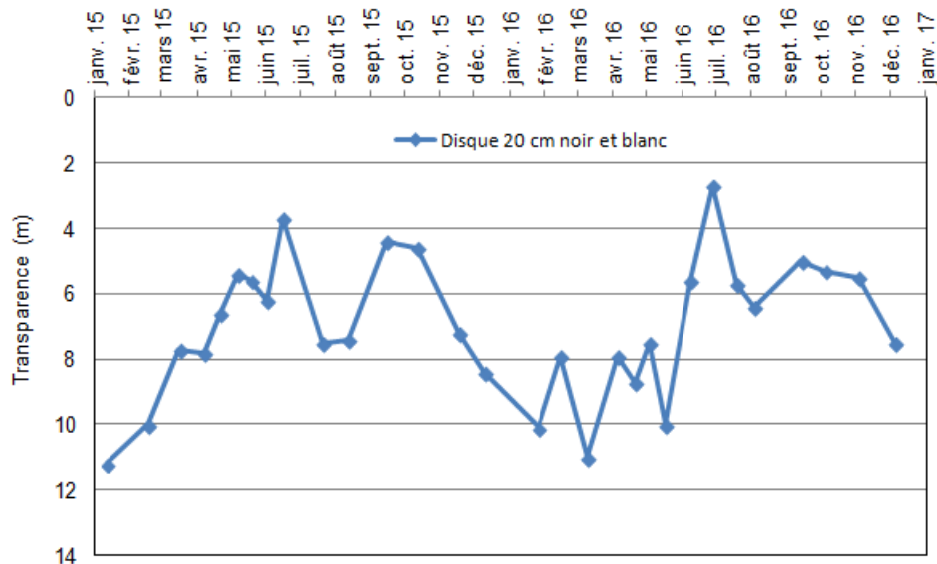
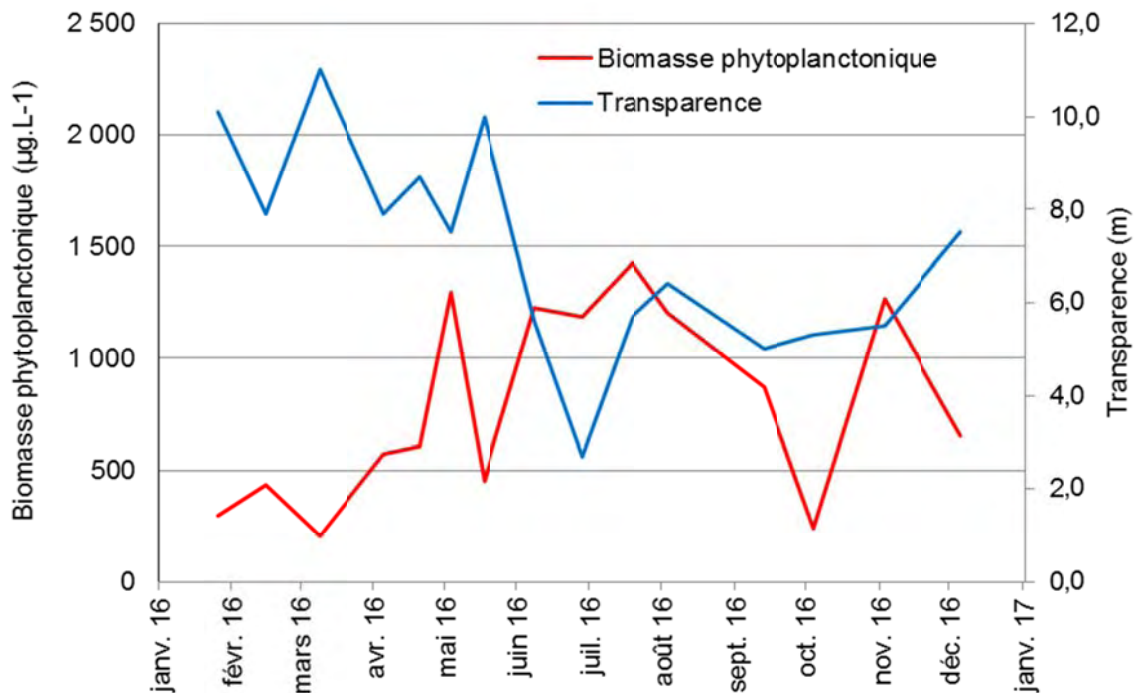


Figure 3 : Évolution de la transparence avec le disque de Secchi normalisé (noir et blanc, 20 cm) dans le Grand Lac en 2015 et 2016



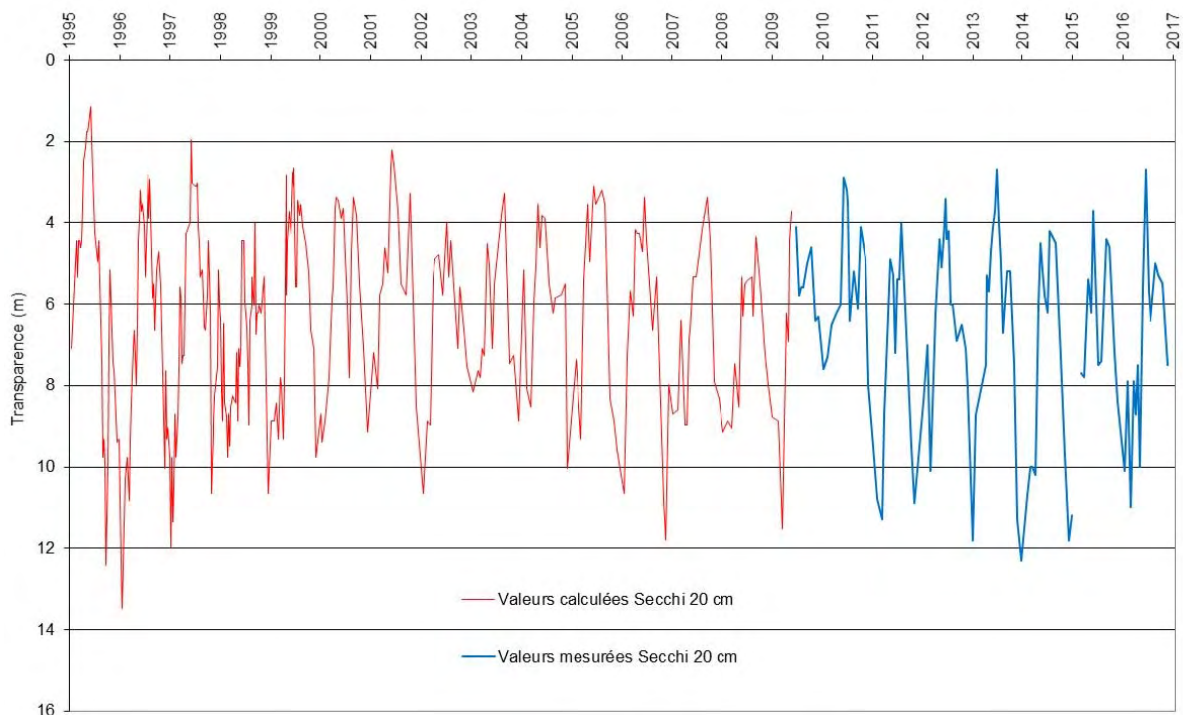
L'évolution de la transparence est liée avec la dynamique phytoplanctonique représentée par la biomasse totale de phytoplancton dans les couches d'eaux superficielles (Fig. 4). Il est ainsi possible d'observer une transparence plus forte en hiver et une diminution de transparence avec le développement phytoplanctonique printanier.

Les valeurs de transparence du début d'année 2016, jusqu'au mois de mai oscillent entre 7,5 et 11,0 m du fait de la présence d'une biomasse faible. Elles diminuent ensuite pour atteindre le 28 juin 2016 la valeur minimale de 2,7 m. Par la suite, la transparence demeure modérée jusqu'au mois de novembre avec la présence d'un regain automnal d'activité phytoplanctonique (Figure 4). En fin d'année la transparence augmente pour atteindre les 7,5 m le 5 décembre 2016.



**Figure 4 : Co-dynamique de la transparence de l'eau avec le disque de Secchi normalisé (noir et blanc, 20 cm) et la biomasse phytoplanctonique dans le Grand Lac en 2016**

La figure 5 permet d'observer l'historique de la transparence de 1995 à nos jours. L'année 2016 présente des valeurs de transparence du même ordre de grandeur que l'ensemble de la chronique. La transparence durant l'été est généralement celle qui est considérée dans le cadre des évaluations DCE. Les valeurs de transparence moyenne estivale mesurées entre mi-juin et mi-septembre varient, sur la chronique 1995-2016, entre 3,7 m et 7,5 m (4,95 m avec le disque de Secchi normalisé en 2016). Elles sont relativement stables ; il s'agit de valeurs de transparence correspondant à un 'très bon état' de qualité d'eau (Tableau 2).



\*De 1995 à 2015 les valeurs de transparence du disque de Secchi 20 cm ont été calculées avec un modèle à partir des transparences obtenues avec le disque non normalisé 30cm. Les valeurs 2016 ont été mesurées sur site.

**Figure 5 : Évolution de la transparence avec le disque de Secchi normalisé (blanc et noir, 20 cm) dans le Grand Lac de 1995 à 2016.**

	Très Bon	Bon	Moyen	Médiocre
Secchi (m)	3,39	2,46	1,8	1,31

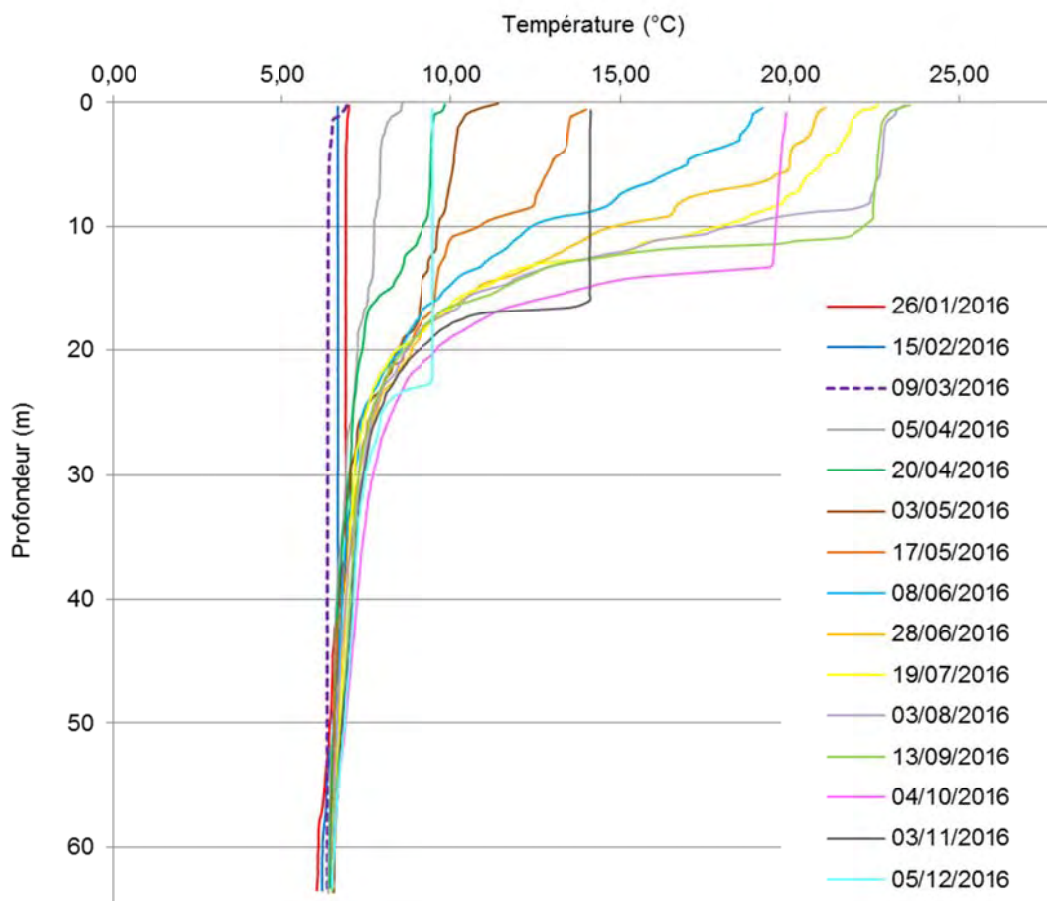
**Tableau 2 : Classes de qualité de la transparence d'après Secchi pour l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau. Référence : Guide Technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau) [http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/guide\\_reee-esc\\_mise\\_a\\_jour\\_2016\\_o.pdf](http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/guide_reee-esc_mise_a_jour_2016_o.pdf)**

## 2. Température

La température du lac est l'un des principaux paramètres qui permet d'expliquer l'évolution des facteurs biologiques. La figure 6 représente les profils de sonde de température mesurés sur toute la colonne d'eau lors des campagnes de prélèvements de l'année 2016. L'homothermie de la colonne d'eau du Grand Lac est quasi totale avec une température de 6,3 °C (à partir de 5 m de profondeur) du début de l'année jusqu'à la campagne du 9 mars 2016, date qui correspond probablement à la date du brassage annuel. Cette température d'homogénéisation thermique est plus élevée que celle de l'année précédente qui était de 5,8 °C. La stratification thermique se met progressivement en place par la suite avec une stratification maximale entre le 3 Août 2016 et le 13 septembre 2016.

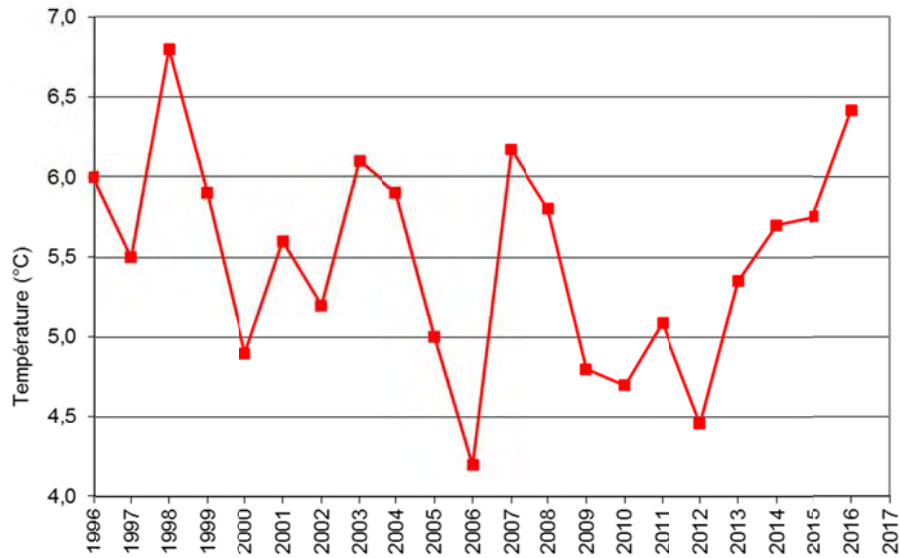


La température maximale de l'eau en surface est atteinte le 13 septembre 2016 avec 23,6°C (Fig. 6). Dès la campagne suivante, le 13 septembre 2016, la température des eaux superficielles décroît pour atteindre progressivement 9,6°C, alors que l'épilimnion s'épaissit pour atteindre 23 m le 5 décembre 2016.



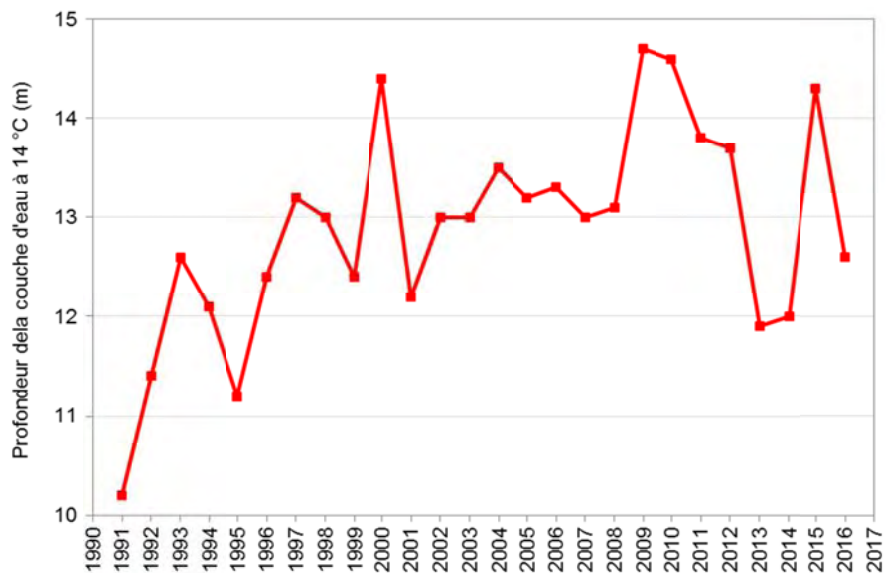
**Figure 6 : Profils de température en fonction de la profondeur dans le Grand Lac en 2016**

La figure 7 indique la température moyenne dans la colonne d'eau du Grand Lac lors du brassage hivernal maximal de 1996 à nos jours. Il n'apparaît pas de tendance particulière concernant ce paramètre, bien que la température augmente depuis quatre ans.



**Figure 7 : Évolution de la température moyenne sur toute la hauteur d'eau lors du brassage hivernal dans le Grand Lac de 1996 à 2016**

La figure 8 présente l'évolution de la profondeur à laquelle se situe la thermocline (estimée à partir de celle de la couche d'eau à 14°C) lorsque la stratification estivale est la plus marquée de 1991 à 2016. En 2016, l'épaisseur de l'épilimnion est inférieure à celle de 2015 (12,6 m). La profondeur maximale de la thermocline est un paramètre qui reflète clairement la réponse du lac au climat. Au cours des vingt dernières années, on peut constater un enfoncement général de la thermocline.



**Figure 8 : Profondeur de la couche d'eau à 14 °C lors de la stratification maximale dans le Grand Lac de 1991 à 2016**



### 3. Oxygène dissous

Les profils de sonde permettent de visualiser la variabilité verticale de la saturation en oxygène. Les profils d'oxygène sont complétés par des mesures chimiques à des profondeurs discrètes (0, 3, 10, 15, 30, 45, 50, 60 m et au fond du lac) par la méthode de titration de Winkler qui donne une mesure plus fiable de la quantité d'oxygène dissous. La figure 9 représente l'ensemble des profils de saturation en oxygène dissous corrigé selon les dosages par la méthode de Winkler dans le Grand Lac en 2016. D'après ce paramètre, le brassage hivernal sur le Grand Lac est complet à la date du 9 mars 2016. Ce brassage complet permet la redistribution des nutriments de manière homogène sur la totalité de la colonne d'eau.

Avec le réchauffement de l'eau en surface (Fig. 6), le développement phytoplanctonique est observable au mois d'avril à travers l'augmentation de la concentration en oxygène dissous dans l'épilimnion (Figure 9). La sursaturation en oxygène est la plus élevée (120-130%) juste en dessous de la thermocline de juin à septembre, pendant les phases où la biomasse phytoplanctonique est la plus importante, avec un maximum à 12,12 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> à 10 m le 19 juillet 2016. L'activité biologique de dégradation de la matière organique entraîne la désoxygénation hypolimnionique dès la mise en place de la stratification des eaux à partir du mois d'avril 2016 (Figs 6 et 9). Dès lors, la diminution de la teneur en oxygène dissous au fond du Grand Lac se poursuit pour atteindre 0,04 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> le 3 novembre 2016.

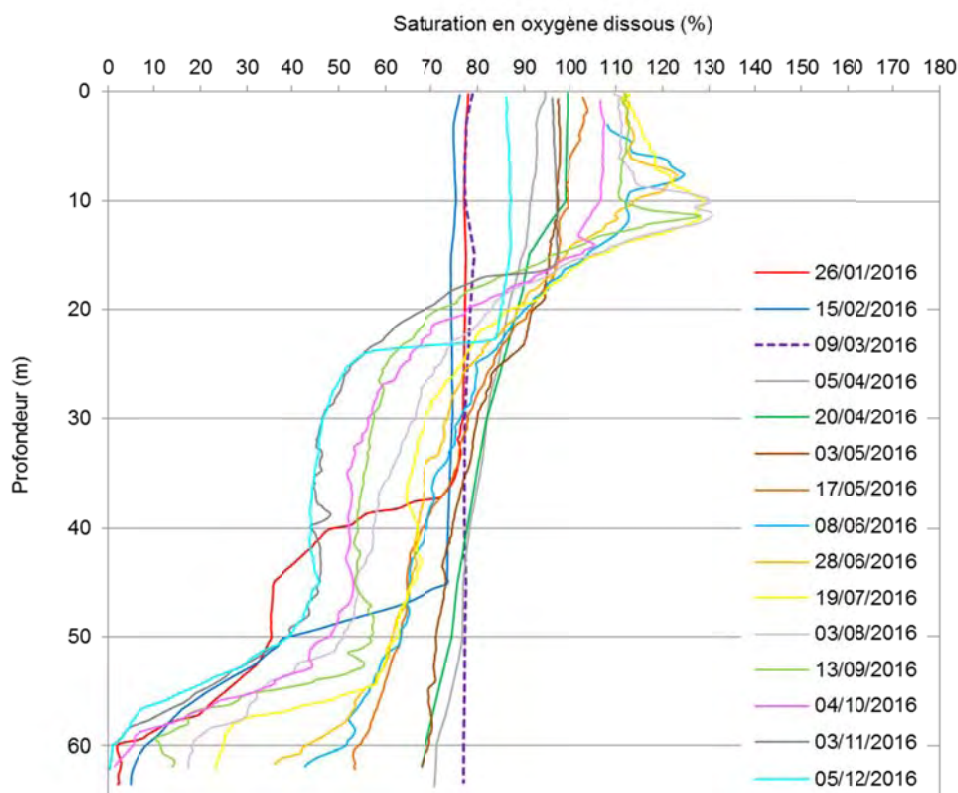


Figure 9 : Profils de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur dans le Grand Lac en 2016

La ré-oxygénation au fond du Grand Lac est un peu moins importante en 2016 qu'en 2015 et permet d'atteindre la valeur de 9,20 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> en mars 2016 (Fig. 10). Cette concentration en oxygène dissous est du même ordre que ce qui a été enregistré depuis 1996 (à l'exception de l'année 2007) (Fig. 10).



Exceptée pour l'année 2007 et dans une moindre mesure 2014, les valeurs d'oxygène dissous lors de l'homogénéisation ne sont jamais inférieures à  $9,20 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  au fond du Grand Lac (variant de  $9,20$  à  $11,10 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ).

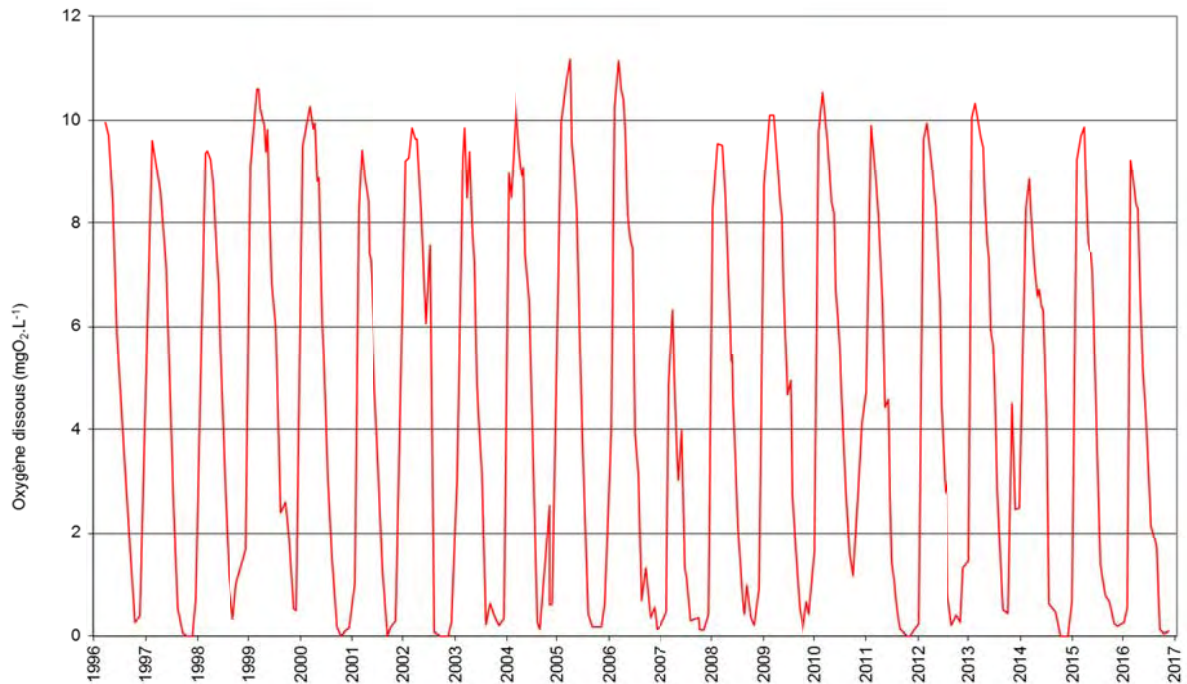


Figure 10 : Concentration en oxygène dissous au fond du Grand Lac de 1996 à 2016

La croissance phytoplanctonique conduit à la consommation des nutriments dans les couches de production et l'exsudation des cellules phytoplanctoniques relargue des quantités significatives de carbone organique total dans les zones épilimniques et métalimniques pendant la période estivale (Fig. 11). L'augmentation de la teneur en carbone organique total en corrélation avec le développement phytoplanctonique est visible dans les couches inférieures à 15 m. La concentration maximale est atteinte le 13 septembre 2016 avec  $1,75 \text{ mgC} \cdot \text{L}^{-1}$  à 3 m.

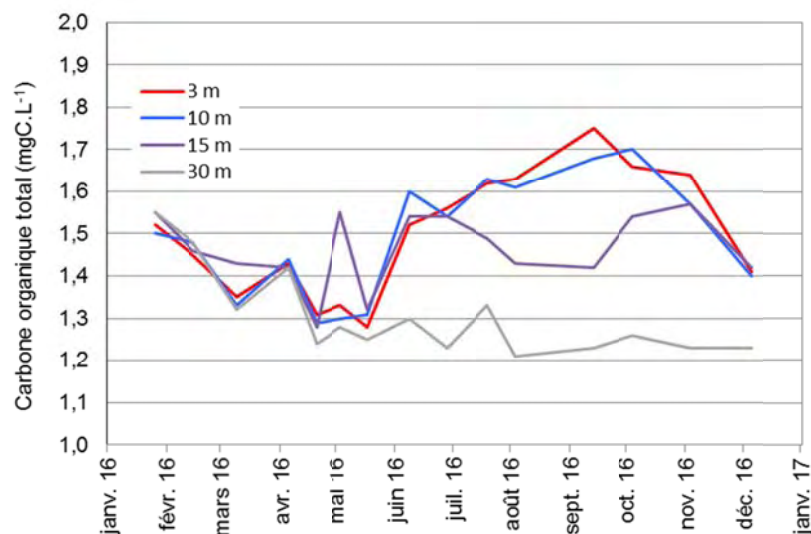


Figure 11 : Concentration en carbone organique total dans les couches d'eau superficielles (3, 10, 15 et 30 m) dans le Grand Lac en 2016



## 4. Conductivité

La conductivité est mesurée lors de chaque profil de sonde. Ce paramètre quantifie la somme des sels dissous présents dans l'eau, et dans le cas des grands lacs carbonatés, essentiellement la concentration des sels calciques. Cette mesure est dépendante de la température et est exprimée par convention à 25 °C. La figure 12 représente les profils de conductivité dans le Grand Lac en 2016. Du fait d'un brassage total, la conductivité est homogène dans toute la colonne d'eau du Grand Lac le 9 mars 2016 avec une valeur moyenne de 0,283 mS.cm<sup>-1</sup>. Par la suite, cette variable reste relativement stable jusqu'au mois de juin 2016 où la conductivité commence à diminuer de manière significative dans l'épilimnion avec l'intensification de l'activité phytoplanctonique. La consommation de CO<sub>2</sub> par le phytoplancton induit des modifications des équilibres acido-basiques du milieu. L'exportation des sels calciques de la surface vers les couches profondes est responsable de la diminution de la conductivité observée en surface le 28 juin 2016. La conductivité minimale dans l'épilimnion est observée le 3 novembre 2016 avec des valeurs aux alentours 0,236 mS.cm<sup>-1</sup> de 0 à 16 m. L'augmentation progressive de la conductivité dans l'hypolimnion au-delà de 50 m (Fig. 12) s'explique à la fois par la redissolution du carbonate de calcium et par le relargage de plusieurs sels dissous tel que des ions ferrique (Fe<sup>3+</sup>) et ferreux (Fe<sup>2+</sup>) dans les conditions hypoxiques de l'hypolimnion.

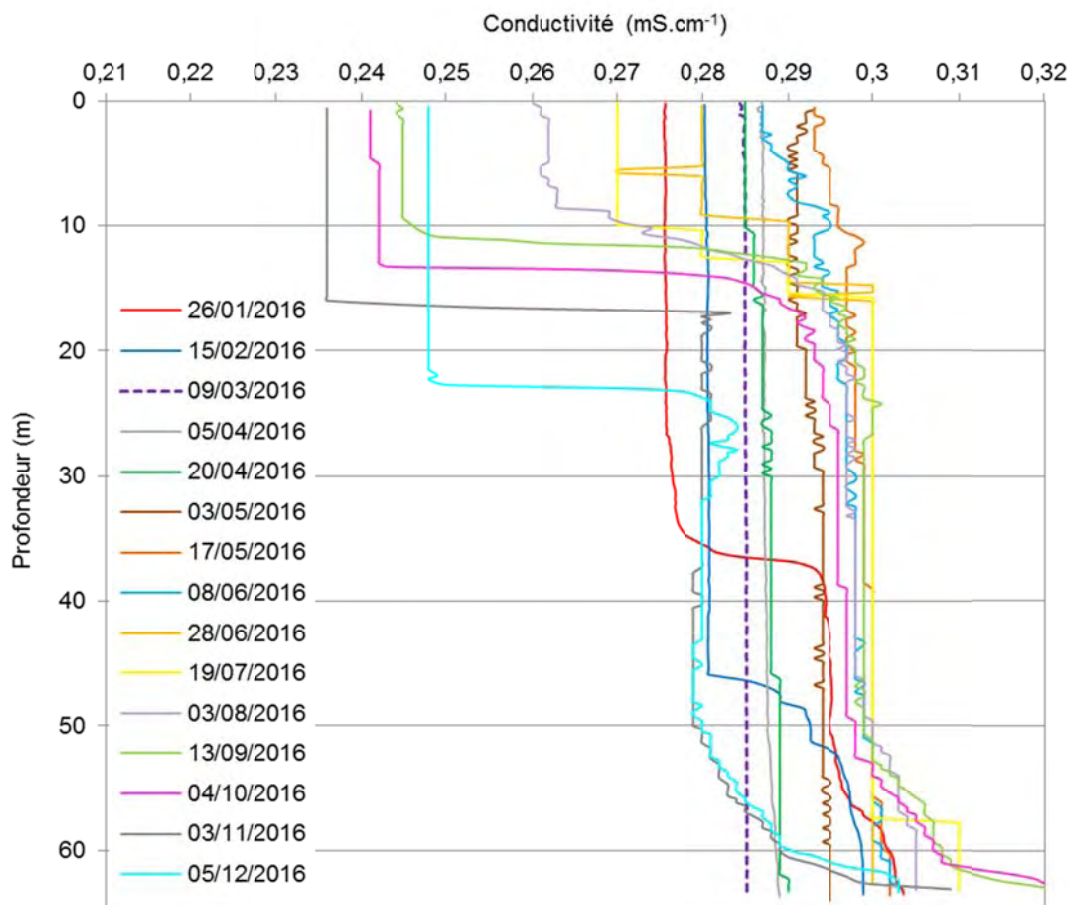


Figure 12 : Profils de la conductivité en fonction de la profondeur dans le Grand Lac en 2016



## 5. Turbidité

La turbidité est la mesure de la transmission de la lumière à 90° d'un rayon incident. La turbidité de l'eau est provoquée par la présence de particules (micro-algues ou autres matières en suspension). Elle est exprimée en FTU (Formazine Turbidity Unit). A la différence de la transparence, la mesure de la turbidité n'intègre pas l'épaisseur de la couche d'eau mais donne une valeur à chaque profondeur. La figure 13 représente les profils de turbidité dans le Grand Lac en 2016. Les pics de turbidité dans l'épilimnion indiquent notamment la présence de phytoplancton. Cependant, il y a d'autres facteurs, tels que la resuspension sédimentaire lors d'évènements d'orage, qui peuvent entraîner des pics de turbidité, et il n'existe pas de relation systématique entre ces pics de turbidité et la biomasse phytoplanctonique. La turbidité maximale est observée le 8 juin 2016 avec 5,23 FTU à 7,6 m ce qui est similaire à 2015 avec 4,66 FTU à 8,9 m. En parallèle, la turbidité au fond du Grand Lac augmente tout au long de l'année (Figure II.13). Ces fortes valeurs de turbidité mettent en évidence la précipitation d'hydroxydes, ainsi que la pluie de particules détritiques.

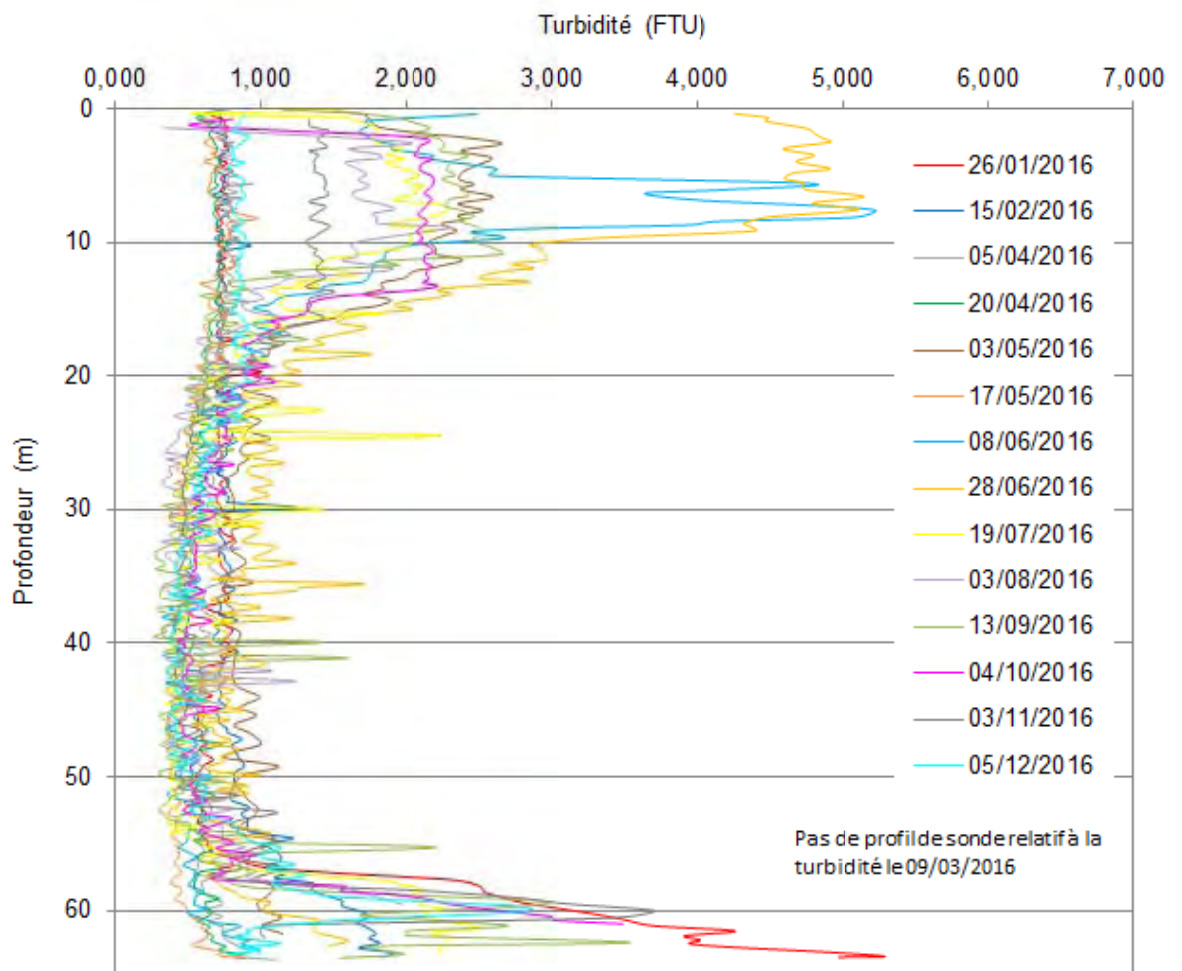


Figure 13 : Profils de turbidité en fonction de la profondeur dans le Grand Lac en 2016



## 6. Nutriments

### 6.1 Formes de l'azote

L'azote est présent dans le lac sous plusieurs formes minérales à différents degrés d'oxydation (azote nitrique, azote ammoniacal et azote nitreux) et dans diverses molécules organiques. L'azote nitreux ( $\text{NO}_2^-$ ) est négligeable par rapport à l'azote ammoniacal et l'azote nitrique. Les nitrites sont en général immédiatement métabolisés dans les écosystèmes naturels. Ils sont par conséquent observables qu'à des concentrations faibles et relativement stables à notre échelle d'étude. L'azote total (minéral + organique), l'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) et l'azote nitrique ( $\text{NO}_3^-$ ) sont analysés ; la concentration en azote organique est estimée par différence entre celles de l'azote total et l'azote minéral ( $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ ). Le brassage hivernal induit une remise à disposition du stock de nutriments sur l'ensemble de la colonne d'eau. La concentration en azote nitrique, qui représente un nutriment azoté essentiel, est homogène dans la colonne d'eau le 9 mars 2016 avec une concentration moyenne de  $0,22 \text{ mgN.L}^{-1}$ . La concentration en azote nitrique diminue dans les strates supérieures (3, 10, 15 m) dès mi-mai 2016 jusqu'au mois de septembre 2016 pour n'être plus détectable à 3 m le 13 septembre 2016. L'abattement de cet élément est cohérent avec la production phytoplanctonique qui l'utilise en tant que ressource nutritive, et dont la biomasse maximale est atteinte le 19 juillet 2016 (Fig. 16).

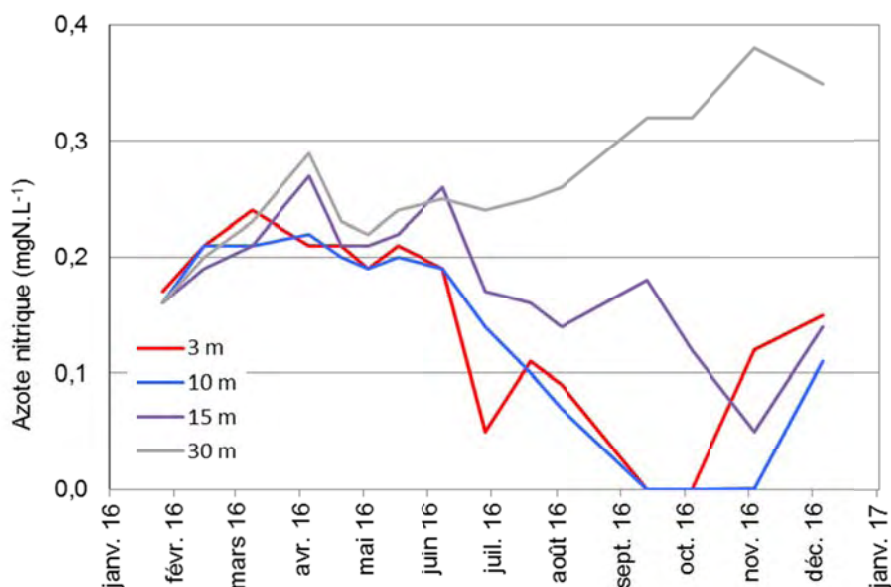


Figure 14 : Concentration en azote nitrique dans les couches d'eau superficielles (3, 10, 15 et 30 m) dans le Grand Lac en 2016

L'azote ammoniacal, présente une concentration moyenne faible de  $0,002 \text{ mgN.L}^{-1}$  le 5 avril 2016 dans l'épilimnion avant la reprise de l'activité biologique (Fig. 15). L'activité zooplanctonique entraîne, dès le printemps, une augmentation de la concentration en azote ammoniacal dans l'épilimnion du fait des excréments de ces organismes mais aussi de ceux des poissons et de la dégradation de la matière organique juste sous la zone euphotique. La teneur maximale en azote ammoniacal mesurée dans les couches d'eau superficielles au cours de l'année 2016 est de  $0,016 \text{ mgN.L}^{-1}$  à 15 m le 28 juin 2016 dans le Grand lac (Fig.15). Les concentrations moyennes en azote



ammoniacal dans la couche euphotique (3, 10 et 15 m) oscillent entre 0,001 et 0,016 mgN.L<sup>-1</sup> en 2016 : ces valeurs ne sont pas significativement différentes de celles des années antérieures.

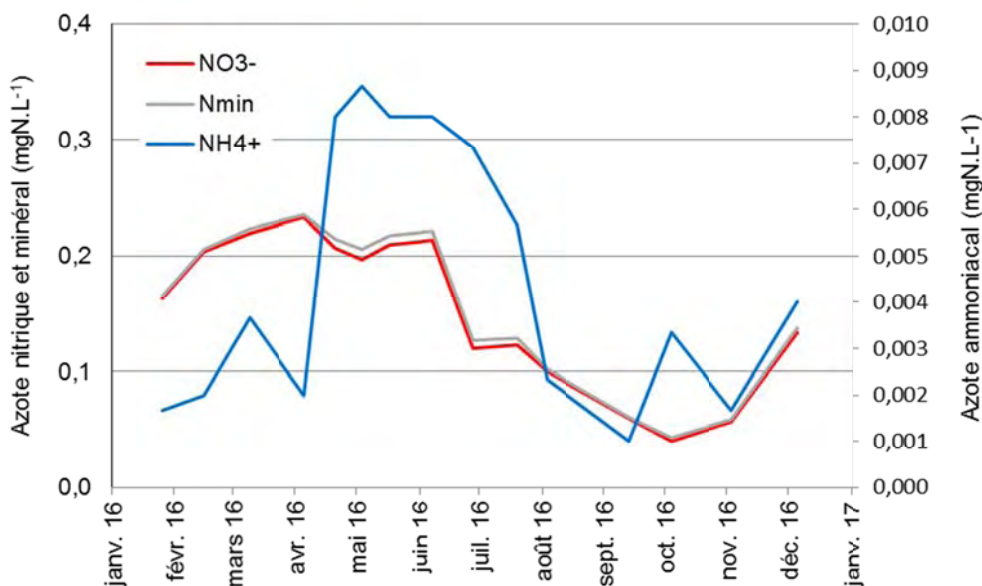


Figure 15 : Concentration moyenne en azote nitrique, azote ammoniacal et azote minéral dans la zone euphotique du Grand Lac en 2016

Les teneurs modérées en ammonium dans le Lac d'Annecy (Fig. 15), correspondent à des eaux de 'très bonne' qualité selon les normes de qualité de l'eau (Tableau. 3).

	Très Bon	Bon	Moyen	Médiocre
Ammonium ( $\mu\text{gNH}_4^{+ \text{ l}^{-1}}$ )	86,1	116,8	154,1	203

Tableau 3 : Classes de qualité pour l'ammonium pour l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau. Référence : Guide Technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau) [http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/guide\\_reee\\_esc\\_mise\\_a\\_jour\\_2016\\_o.pdf](http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/guide_reee_esc_mise_a_jour_2016_o.pdf)

Dans l'hypolimnion, les conditions réductrices induites par l'anoxie de ces eaux profondes engendre la formation d'azote ammoniacal. Par conséquent, sa concentration augmente significativement à partir du mois d'août 2016 pour atteindre une valeur maximale de 0,461 mgN.L<sup>-1</sup> le 5 décembre 2016 dans le fond du Grand Lac (Fig. 16). Cette valeur est plus élevée qu'en 2015 où elle atteignait 0,203 mgN.L<sup>-1</sup> certainement du fait d'une désoxygénation profonde plus prononcée qu'en 2015.

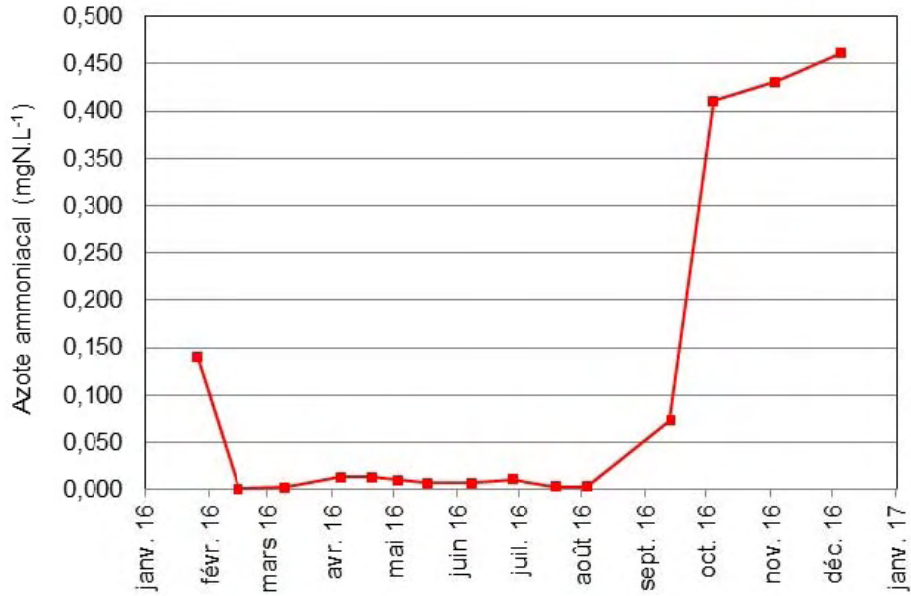


Figure 16 : Concentration en azote ammoniacal au fond du Grand Lac en 2016

Les teneurs en composés azotés ( $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4^+$ ) dans la couche euphotique sont stables sur la période d'observation, de 1996 à 2016 bien que présentant de fortes variations intra-annuelles du fait de la saisonnalité prononcée des conditions environnementales (e.g. température, oxygène ; Fig. 17).

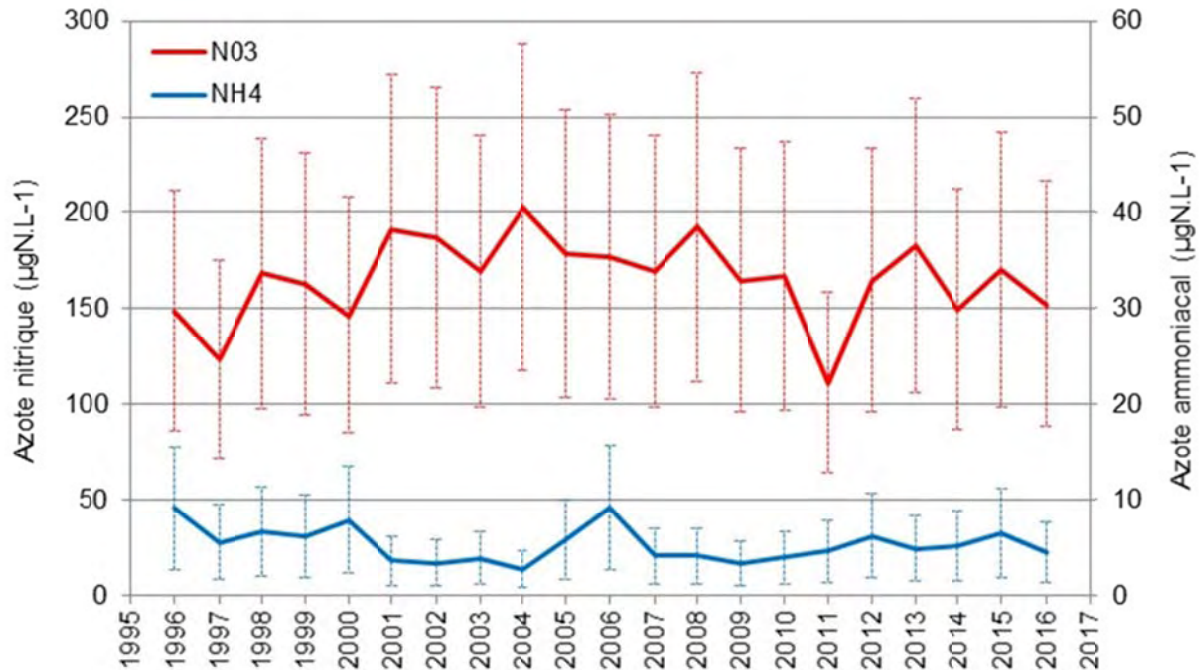
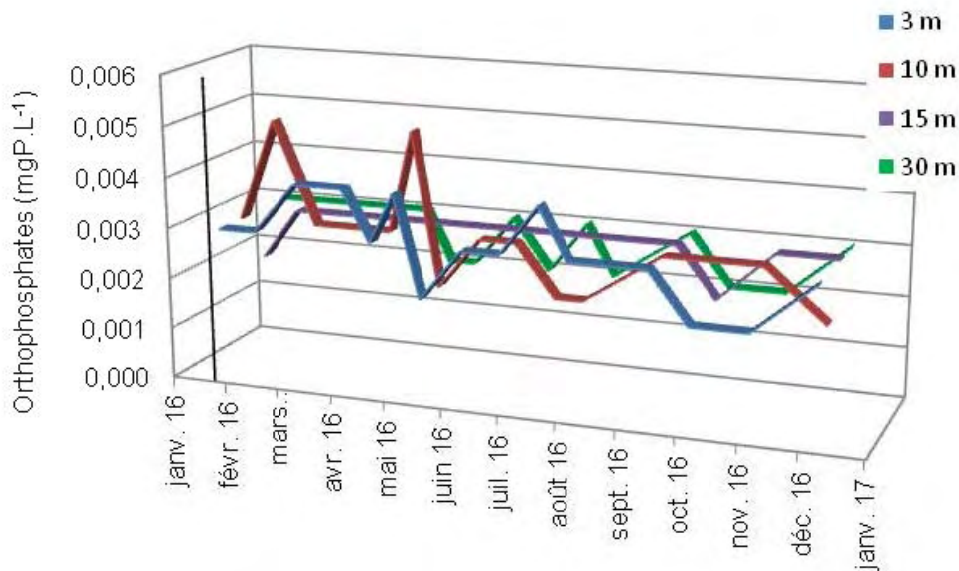


Figure 17 : Concentrations moyennes annuelles en azote nitrique et azote ammoniacal dans la couche euphotique du Grand Lac de 1996 à 2016



## 6.2 Formes du phosphore

Le phosphore est présent sous différentes formes dans le lac. Le phosphore réactif soluble (orthophosphate), ainsi que le phosphore total, comprenant le phosphore dissous et particulaire, sont analysés. Le Lac d'Annecy est caractérisé par des concentrations faibles en phosphore total et très faibles en orthophosphate. A l'issue du brassage hivernal de 2016, le stock de phosphore remis à disposition dans l'ensemble de la colonne d'eau conduit à une concentration égale à 0,006 mgP.L<sup>-1</sup> pour le phosphore total et de 0,003 mgP.L<sup>-1</sup> d'orthophosphate. Par la suite, la teneur en orthophosphate dans l'épilimnion oscille entre 0,001 et 0,005 mgP.L<sup>-1</sup> (Fig. 18).



**Figure 18 : Concentration en orthophosphate dans les couches d'eau superficielles (3, 10, 15 et 30 m) dans le Grand Lac en 2016**

Avec des concentrations moyennes respectives de 3 µgP.L<sup>-1</sup> d'orthophosphate et 7 µgP.L<sup>-1</sup> de phosphore total, le Lac d'Annecy se situe clairement dans des eaux de 'très bon' état écologique d'après les grilles d'évaluation de l'état des eaux douces de surfaces (Tableau 4).

	Très Bon	Bon	Moyen	Médocre
Phosphore total (µg Phosphore l <sup>-1</sup> )	13,6	19,4	27,5	39,1

**Tableau 4 : Classes de qualité pour le phosphore total pour l'évaluation de l'état écologique des plans d'eau. Référence : Guide Technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau) [http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/guide\\_reee-esc\\_mise\\_a\\_jour\\_2016\\_o.pdf](http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/guide_reee-esc_mise_a_jour_2016_o.pdf)**

Dans les conditions réductrices caractéristiques de l'hypolimnion au niveau de laquelle l'anoxie s'installe à partir du réchauffement de la masse d'eau, la teneur en orthophosphate augmente à partir du mois de septembre 2016 pour atteindre 0,052 mgP.L<sup>-1</sup> le 5 décembre 2016 (Fig. 19). Ce phénomène de relargage du phosphore par les sédiments est plus marqué qu'en 2014 (0,028 mgP.L<sup>-1</sup>) et 2015 (0,009 mgP.L<sup>-1</sup>).

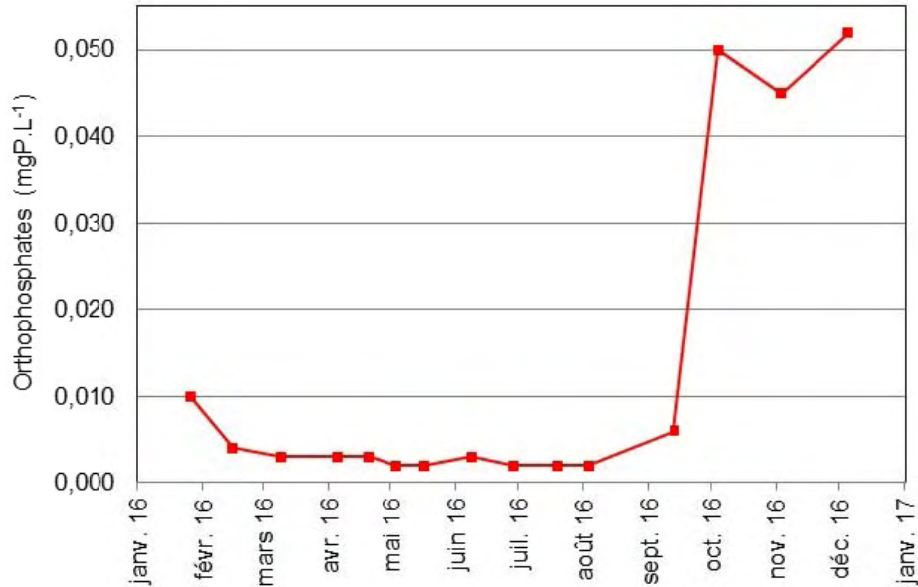


Figure 19 : Concentration en orthophosphate au fond du Grand Lac en 2016

Le tableau 5 présente l'évolution du stock de phosphore total et d'orthophosphate de 1991 à 2016, estimée grâce aux concentrations mesurées à l'issue de l'homogénéisation complète ou partielle de la colonne d'eau lors du brassage hivernal. Si le stock en phosphore total varie selon les années dans cette chronique, la concentration moyenne en orthophosphate se maintient à l'état de trace depuis les années 90.

Date	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (µgP.L <sup>-1</sup> )	Ptot (µgP.L <sup>-1</sup> )	Date	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (µgP.L <sup>-1</sup> )	Ptot (µgP.L <sup>-1</sup> )
févr-91	2,8	6,0	mars-05	1,0	5,3
févr-92	< 0,1	7,2	mars-06	1,7	5,7
mars-93	5,2	10,5	mars-07	2,5	6,9
mars-94	1,2	7,0	févr-08	0,3	5,7
févr-95	2,8	8,0	févr-09	2,1	5,5
févr-96	2,5	6,0	févr-10	3,3	6,5
févr-97	1,0	2,7	mars-11	3,0	6,0
mars-98	4,0	4,0	févr-12	4,4	7,9
févr-99	3,0	6,0	mars-13	2,8	7,3
mars-00	1,7	6,8	févr-14	4,8	7,4
mars-01	4,0	8,2	févr-15	4,4	5,3
févr-02	1,3	3,3	mars-16	3,4	6,1
janv-03	1,2	4,0	<b>Moyenne</b>	<b>2,7</b>	<b>6,2</b>
janv-04	2,5	6,3	<b>Ecart-type</b>	<b>± 1,31</b>	<b>± 1,64</b>

Tableau 5 : Concentration moyenne en phosphore total et orthophosphate dans la colonne d'eau lors du brassage hivernal dans le Grand Lac de 1991 à 2016



## 6.3 Rapport N/P

Dans les conditions désoxygénées et donc réductrices, les sels de fer et de manganèse sont réduits et libèrent le phosphore retenu dans les sédiments. De la même manière, l'azote nitrique est réduit en azote ammoniacal. Ces phénomènes de relargage sont aussi marqués qu'en 2014 puisque la désoxygénation a été importante, malgré le brassage total de la colonne d'eau. Ils sont tout de même observables, puisque l'on constate des concentrations de  $65 \mu\text{gP.L}^{-1}$  en phosphore total le 4 octobre 2016 et  $461 \mu\text{gN.L}^{-1}$  en azote ammoniacal à la date du 5 décembre 2016 (Fig. 20). Ce relargage participe aux variations des rapports N/P au cours du temps dans le lac.

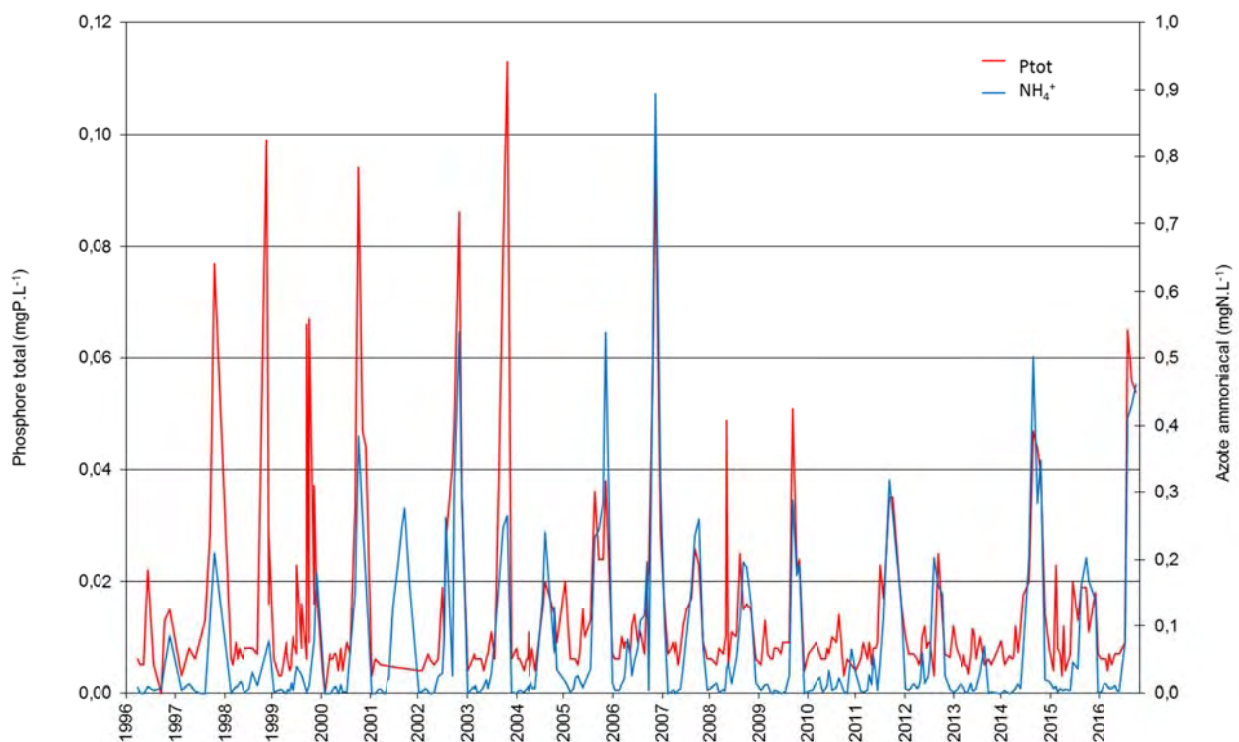


Figure 20 : Concentration de l'azote ammoniacal et du phosphore total au fond du Grand Lac de 1996 à 2016

La valeur du rapport entre l'azote et le phosphore (N/P) dans l'eau permet de distinguer l'élément nutritif limitant la production photosynthétique (Redfield, 1985). Le rapport optimal moyen N/P requis pour la croissance de la plupart des espèces phytoplanctoniques est estimé à 16 atomes d'azote pour 1 atome de phosphore, soit un rapport en masse de 7/1. Le tableau 6 présente le rapport azote minéral / orthophosphate ( $([\text{NH}_4^+] + [\text{NO}_3^-]) / [\text{PO}_4^{3-}]$ ) calculé avec la moyenne des concentrations mesurées dans la couche euphotique (3, 10 et 15 m) dans le Grand Lac en 2016. Ce rapport concerne donc les formes nutritives directement biodisponibles. Ce tableau montre que le rapport  $[\text{Nmin}] / [\text{PO}_4^{3-}]$  est supérieur à 7 tout au long de l'année 2016. Le phosphore est globalement le facteur limitant de la production photosynthétique. L'orthophosphate est présent à l'état de traces sur l'ensemble de l'année 2016 alors que l'azote minéral présente des concentrations supérieures à  $0,10 \text{ mgN/L}$  jusqu'au mois d'août 2016, puis diminue jusqu'en octobre tout en conservant des valeurs non négligeables.



Date	Nmin / PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
mardi 26 janvier 2016	64
lundi 15 février 2016	59
mercredi 9 mars 2016	68
mardi 5 avril 2016	73
mercredi 20 avril 2016	72
mardi 3 mai 2016	54
mardi 17 mai 2016	96
mercredi 8 juin 2016	74
mardi 28 juin 2016	42
mardi 19 juillet 2016	46
mercredi 3 août 2016	38
mardi 13 septembre 2016	20
mardi 4 octobre 2016	22
jeudi 3 novembre 2016	26
lundi 5 décembre 2016	52

Tableau 6 : Rapport azote minéral / orthophosphate dans la couche euphotique (3, 10 et 15 m) dans le Grand Lac en 2016

## 6.4 Silice

La silice est un nutriment essentiel pour les diatomées qui l'utilisent pour la construction de leurs frustules. Le brassage hivernal de 2016 a remis à disposition le stock de silice réactive dans l'ensemble de la colonne d'eau à partir de l'hypolimnion. En 2016, la concentration en silice réactive dans les eaux de surface (0-30 m) est, lors de l'homogénéisation maximale, égale à 3,69 mgSiO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> dans le Grand Lac à la date du 9 mars 2016 (Fig. 21). Cette valeur est comparable à celle mesurée l'année précédente. La concentration en silice commence à diminuer dans la couche euphotique à partir du 5 avril 2016 avec le développement des diatomées qui vont dominer la biomasse phytoplanctonique jusqu'à fin septembre 2016. En corrélation avec ce phénomène, la valeur minimale en silice réactive dans les eaux superficielles est observée le 13 septembre 2016 avec 0,94 mgSiO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> à 10 m.

Dans l'hypolimnion, en période de stratification, la dissolution des frustules de diatomées sédimentées régénère le stock de silice dissoute (Fig. 21). La teneur maximale en silice au fond du Grand Lac est mesurée le 5 décembre 2016 avec 13,72 mgSiO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> (Fig.22).

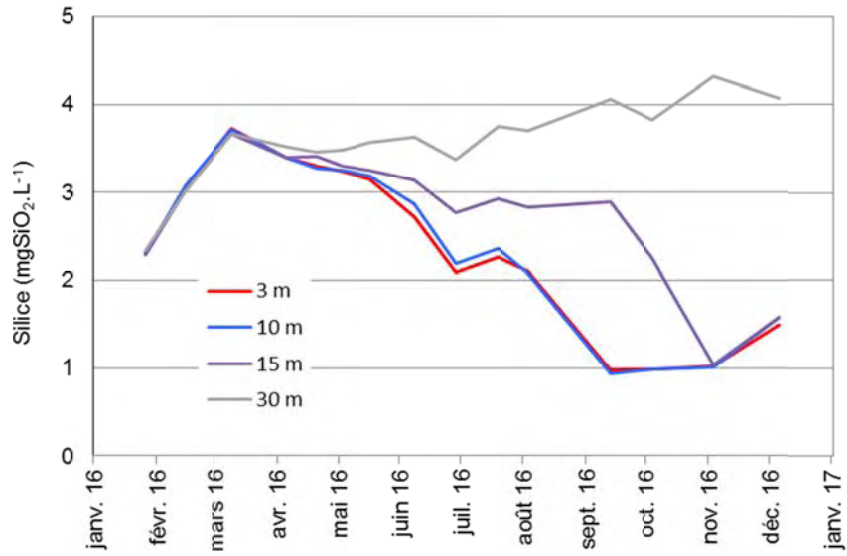


Figure 21 : Concentration en silice dans les couches d'eau superficielles (3, 10, 15 et 30 m) dans le Grand Lac en 2016

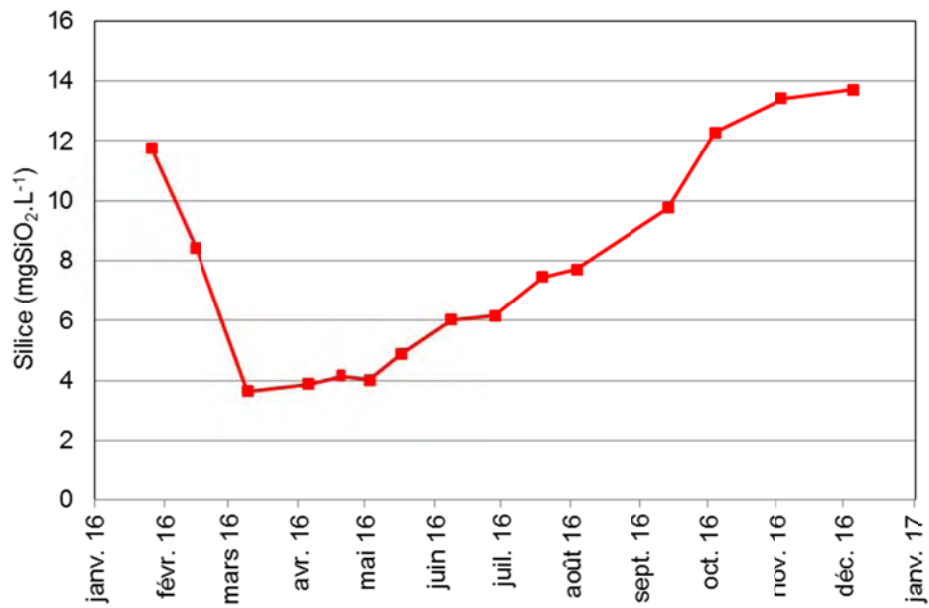


Figure 22 : Concentration en silice au fond du Grand Lac en 2016



## 6.5 Ions majeurs

L'évolution des stocks en ions majeurs (calcium, magnésium, sodium, potassium, chlorure et sulfate) de 2003 à 2016 est présentée dans le tableau 7. Ces ions sont répartis de façon homogène le long de la colonne d'eau, mis à part le calcium, qui est en plus faible concentration à la surface durant les périodes d'activité photosynthétique car il précipite sous forme de calcite.

	Stock	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
2003	<b>Tonnes</b>	<b>53065</b>	<b>4624</b>	<b>2881</b>	<b>730</b>	<b>4288</b>	<b>7882</b>
	mg.L <sup>-1</sup>	47,07	4,01	2,56	0,65	3,80	6,99
2004	<b>Tonnes</b>	<b>53453</b>	<b>4509</b>	<b>2841</b>	<b>850</b>	<b>4466</b>	<b>8050</b>
	mg.L <sup>-1</sup>	47,41	4,00	2,52	0,75	3,96	7,14
2005	<b>Tonnes</b>	<b>51619</b>	<b>4637</b>	<b>2985</b>	<b>806</b>	<b>4975</b>	<b>8276</b>
	mg.L <sup>-1</sup>	45,78	4,11	2,65	0,72	4,41	7,34
2006	<b>Tonnes</b>	<b>53467</b>	<b>4618</b>	<b>3289</b>	<b>891</b>	<b>5192</b>	<b>8218</b>
	mg.L <sup>-1</sup>	47,42	4,10	2,92	0,79	4,60	7,29
2007	<b>Tonnes</b>	<b>56021</b>	<b>3976</b>	<b>3208</b>	<b>818</b>	<b>5081</b>	<b>8090</b>
	mg.L <sup>-1</sup>	49,69	3,53	2,85	0,73	4,51	7,18
2008	<b>Tonnes</b>	<b>58933</b>	<b>4506</b>	<b>3383</b>	<b>846</b>	<b>5235</b>	<b>8685</b>
	mg.L <sup>-1</sup>	52,27	4,00	3,00	0,75	4,64	7,70
2009	<b>Tonnes</b>	<b>55353</b>	<b>4279</b>	<b>3494</b>	<b>950</b>	<b>5234</b>	<b>8466</b>
	mg.L <sup>-1</sup>	49,10	3,80	3,10	0,84	4,64	7,51
2010	<b>Tonnes</b>	<b>57065</b>	<b>4449</b>	<b>3700</b>	<b>872</b>	<b>5796</b>	<b>8429</b>
	mg.L <sup>-1</sup>	50,60	3,95	3,28	0,77	5,14	7,47
2011	<b>Tonnes</b>	<b>52391</b>	<b>4382</b>	<b>3553</b>	<b>853</b>	<b>5771</b>	<b>8072</b>
	mg.L <sup>-1</sup>	46,45	3,89	3,15	0,76	5,12	7,16
2012	<b>Tonnes</b>	<b>55086</b>	<b>4455</b>	<b>3830</b>	<b>869</b>	<b>5800</b>	<b>7394</b>
	mg.L <sup>-1</sup>	48,88	3,95	3,40	0,77	5,15	6,56
2013	<b>Tonnes</b>	<b>55595</b>	<b>4395</b>	<b>3809</b>	<b>879</b>	<b>6266</b>	<b>7844</b>
	mg.L <sup>-1</sup>	49,33	3,9	3,38	0,78	5,56	6,96
2014	<b>Tonnes</b>	<b>57714</b>	<b>4294</b>	<b>3651</b>	<b>913</b>	<b>5579</b>	<b>7100</b>
	mg.L <sup>-1</sup>	51,21	3,81	3,24	0,81	4,95	6,30
2015	<b>Tonnes</b>	<b>60847</b>	<b>4429</b>	<b>3809</b>	<b>868</b>	<b>6244</b>	<b>8622</b>
	mg.L <sup>-1</sup>	53,99	3,93	3,38	0,77	5,54	7,65
2016	<b>Tonnes</b>	<b>60418</b>	<b>4519</b>	<b>3697</b>	<b>868</b>	<b>5939</b>	<b>8464</b>
	mg.L <sup>-1</sup>	53,61	4,01	3,28	0,77	5,27	7,51

**Tableau 7 : Stocks de cations et anions majeurs dans le Grand Lac de Annecy de 2003 à 2016**

Les stocks d'ions magnésium, potassium et sulfate n'évoluent pas de manière significative sur cette chronique. On constate une stabilisation du stock en calcium en 2016 par rapport à 2015, et une concentration en chlorure de sodium légèrement plus faible qu'en 2015. La concentration en chlorure est passée de 3,80 mgCl<sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> en 2003 à 5,27 mgCl<sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> en 2016 (Fig.23). Une augmentation globale des teneurs en chlorure est aussi constatée dans le Lac Léman, passant de 2,73 mgCl<sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> en 1971 à 10,48 mgCl<sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> en 2016. Les travaux de Gumy et De Alencastro (2001) ont démontré que les deux principales sources de chlorure dans le Léman sont l'industrie qui représente environ 50 % des apports globaux et les sels de déneigement (20 %). Néanmoins, cette étude indique que la concentration de chlorure dans le Lac Léman, qui était alors égale à 7,42 mgCl<sup>-</sup>.L<sup>-1</sup> en 2001, n'induisait pas d'effets toxiques sur les espèces aquatiques. En ce qui concerne le Lac d'Annecy, les concentrations en chlorure sont moindres et donc en deçà des seuils de toxicité. Le stock de chlorures est de 5939 tonnes en 2016, en baisse par rapport à 2015. Les dernières valeurs obtenues laissent penser à une stabilisation du stock aux



alentours de 6000 tonnes. L'usage des sels de déneigement reste une source importante d'apports qui conduit à des stocks de chlorures et de sodium variables en fonction des chutes de neiges à basse altitude de l'année écoulée.

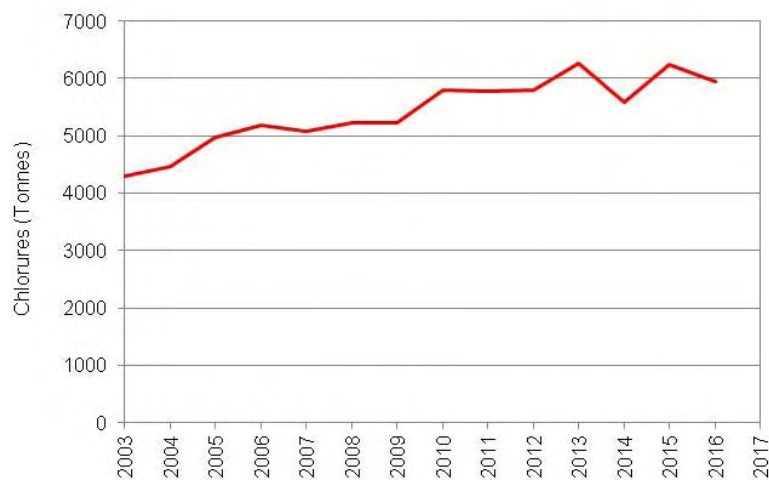


Figure 23 : Stock de chlorure dans le Grand Lac de 2003 à 2016

## 7. Conclusions relatives à la physico-chimie

L'hiver 2016 a donné lieu comme en 2015 à un brassage complet de la colonne d'eau dans le Grand Lac, suffisamment efficace pour que le fond du lac soit ré-oxygéné et pour permettre la redistribution des nutriments disponibles dans les eaux profondes sur l'ensemble de la masse d'eau. Le stock en phosphore remis à disposition a été plus important que les années précédentes mais demeure néanmoins le facteur limitant majeur du développement du phytoplancton. Par la suite, le réchauffement des eaux superficielles dès le mois d'avril 2016 a permis la mise en place de la stratification selon un calendrier assez typique. La stratification thermique estivale s'est avérée moins prononcée qu'en 2015, du fait d'un été moins chaud. En parallèle, la reprise de l'activité phytoplanctonique s'opère rapidement dans l'épilimnion. L'azote nitrique, ainsi que l'orthophosphate, sont consommés à partir de ce moment jusqu'à atteindre des concentrations très faibles dans la zone épilimnique. La désoxygénation au fond du lac débute à partir du mois d'avril 2016. La période anoxique au fond du lac a conduit cette année à la libération de quantités de phosphore supérieures aux années précédentes.

Les valeurs de transparence ainsi que les teneurs en éléments nutritifs (nitrate, orthophosphate) permettent de souligner le maintien du caractère oligotrophe du Grand Lac en 2016. Par conséquent, il est possible de classer le Lac d'Annecy comme une masse d'eau en bon état écologique au regard des critères d'évaluation selon la norme DCE, à partir des paramètres physico-chimiques soutenant la biologie. Les stocks en ions majeurs du lac restent globalement du même ordre que ceux de 2015, en lien avec la stabilité géochimique des apports du bassin versant. On constate des concentrations en chlorure et sodium qui ont légèrement baissé cette année, avec un stock de chlorures qui ne présente pas de risque écologique et tend à se stabiliser vers les 6000 tonnes.



# III. ETUDES BIOLOGIQUES

## 1. LE PHYTOPLANCTON

### 1.1 Méthodes d'étude du plancton

En 2016, 15 campagnes de prélèvements ont été effectuées dans le Grand Lac d'Annecy. Les échantillons d'eau brute ont été prélevés dans la couche 0-18 m avec un appareil intégrateur (Cloche IWS) (photo 1). Après la récolte, les échantillons sont immédiatement fixés au lugol, réactif iodo-ioduré qui assure la conservation du phytoplancton et colore l'amidon des cellules, ce qui rend leur identification plus aisée.



Photo 1 : Appareil intégrateur

Les échantillons d'eau brute fixés au lugol sont 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 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 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 délicatement sur un microscope inversé ZEISS Observer D1 afin de procéder à l'examen qualitatif et quantitatif du phytoplancton.

Les abondances sont exprimées en nombre de cellules algales ou de colonies par millilitre d'eau brute, puis transformées en biomasse (poids frais en  $\mu\text{g/L}$ ). Les moyennes annuelles présentées dans les



divers tableaux correspondent à des moyennes arithmétiques de tous les prélèvements effectués dans l'année. Le détail des modes opératoires est donné dans Druart & Rimet (2008).

## 1.2 Evolution saisonnière de l'année 2016

### ○ Evolution des classes d'algues

La figure 24 présente l'évolution saisonnière des principales classes algales *sensu* Bourrelly (Bourrelly, 1972; 1981; 1985) pour l'année 2016 dans le Grand Lac d'Annecy. Plusieurs phases peuvent être individualisées :

- Une phase hivernale (26 janvier au 9 mars) : la biomasse est faible. Elle est dominée par les Diatomées et les Cryptophycées.
- Une phase de printemps (du 5 avril au 17 mai) : La biomasse algale augmente. Elle est toujours dominée par les diatomées et les Dinophycées. Pendant cette période, la proportion de la biomasse représentée par les Cryptophycées diminue.
- Une phase d'été (du 8 juin au 19 juillet) : la biomasse est dominée par les Chrysophycées et les Diatomées. La biomasse maximale est atteinte le 19 juillet avec 1424 µg/l (la biomasse maximale de 2015 était nettement supérieure avec 2509 µg/l le 15 septembre).
- Une phase de fin d'été et d'automne (du 3 août au 4 octobre) : la biomasse phytoplanktonique reste stable et va chuter fortement le 4 octobre. Pendant cette période, ce sont les Diatomées et dans une moindre mesure les Dinophycées qui dominent le compartiment.
- Une phase hivernale (3 novembre au 5 décembre) : pendant cette phase, la biomasse augmente fortement et est largement dominée par les diatomées.

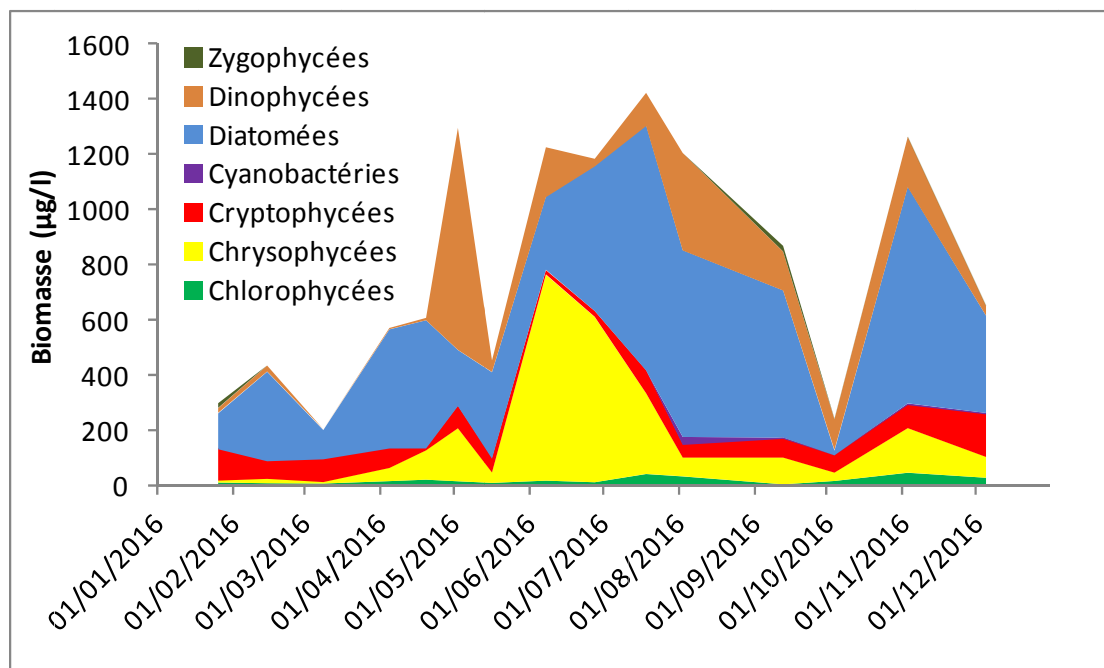


Figure 24 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algales dans le Grand Lac d'Annecy en 2016.



## ○ Evolution des espèces dominantes

La figure 25 illustre la dynamique des taxons dominants la biomasse du phytoplancton pour l'année 2016 pour le Grand Lac. Pendant la phase hivernale, ce sont les diatomées centriques (*Cyclotella costei* et *C. bodanica* var. *lemanensis*) qui dominent le compartiment. Ces taxons sont adaptés à des milieux brassés et riches en silice. Pendant cette période la biomasse phytoplanctonique est faible.

Pendant la phase printanière la biomasse augmente fortement. Cette augmentation est d'abord le fait d'une diatomées pennée (*Ulnaria acus*) indicatrice de milieux de faibles profondeur (Reynolds et al. 2002) ; sa présence peut être reliée à de fortes pluies dans le bassin versant du lac qui ont entraîné des crues dans les rivières se déversant dans le lac. Ces crues peuvent amener jusqu'en zone pélagique des taxons benthiques littoraux tels que *Ulnaria acus*. En fin de phase printanière, des Dinophycées (*Ceratium hirundinella* et *Peridinium willei*) indicateurs d'épilimnions bien stratifiés (Padisak et al. 2009) vont dominer la biomasse.

Ensuite, en phase estivale, la biomasse est dominée par plusieurs espèces de *Dinobryon* (classe des Chrysophycées), dont *Dinobryon divergens*. Ces espèces sont mixotrophes (c'est à dire capables de se nourrir par autotrophie et/ou par hétérotrophie) et sont indicatrices de milieux appauvris en nutriments (Padisak et al. 2009). On note également des biomasses importantes de *Cyclotella costei*, petite diatomée centrique, adaptée aux milieux brassés et pauvres en nutriments (Rimet et al. 2009). Pendant la phase de fin d'été et d'automne, ce sont les diatomées centriques qui dominent la biomasse algale (*Cyclotella costei*, *C. meduanae*, *C. bodanica* var. *lemanensis*). Ces taxons sont habituellement considérés comme sensibles à la stratification et préfèrent les milieux brassés (Padisak et al. 2009). Ils sont accompagnés de *Ceratium hirundinella* (Dinophycée).

La phase hivernale est largement dominée par une diatomée pennée formant des rubans, *Fragilaria crotonensis*. Ce taxon est considéré comme indicateur des épilimnions eutrophes (Reynolds et al. 2002) et se retrouve habituellement pendant les périodes de stratification des eaux en été des lacs grands lacs alpins (Rimet et al. 2009, Berthon et al. 2013).

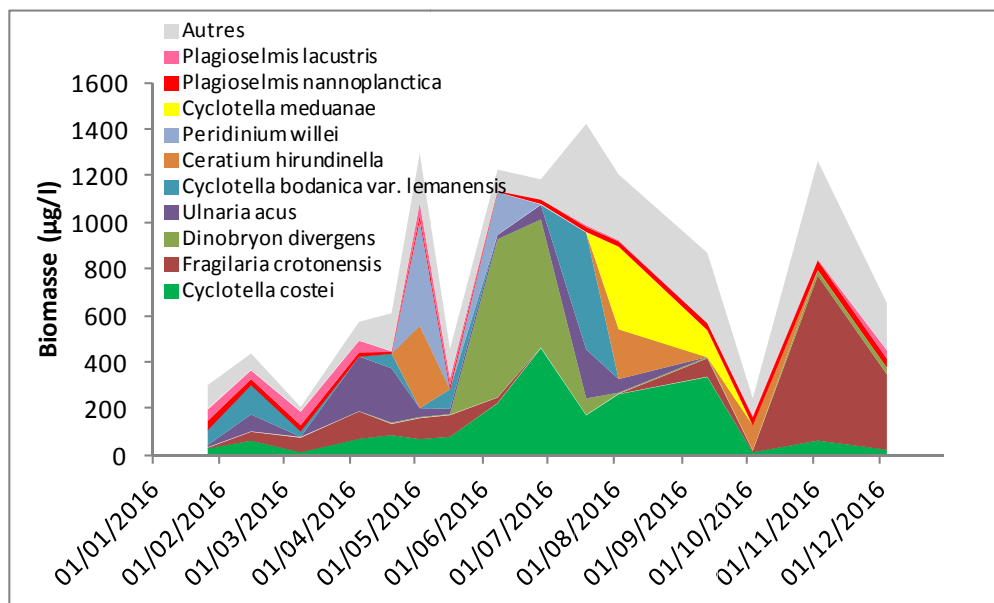


Figure 25 : Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac d'Annecy en 2016.



## ○ Evolution du micro et nanophytoplancton

L'évolution du nano et microphytoplancton sont présentées sur la figure 26 pour le Grand Lac. Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20  $\mu\text{m}$  et un biovolume inférieur à 10 000  $\mu\text{m}^3$ , ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20  $\mu\text{m}$  et/ou un biovolume supérieur à 10 000  $\mu\text{m}^3$ . Le microphytoplancton est dominant toute l'année sauf le 9 mars 2015 (47.8% de la biomasse).

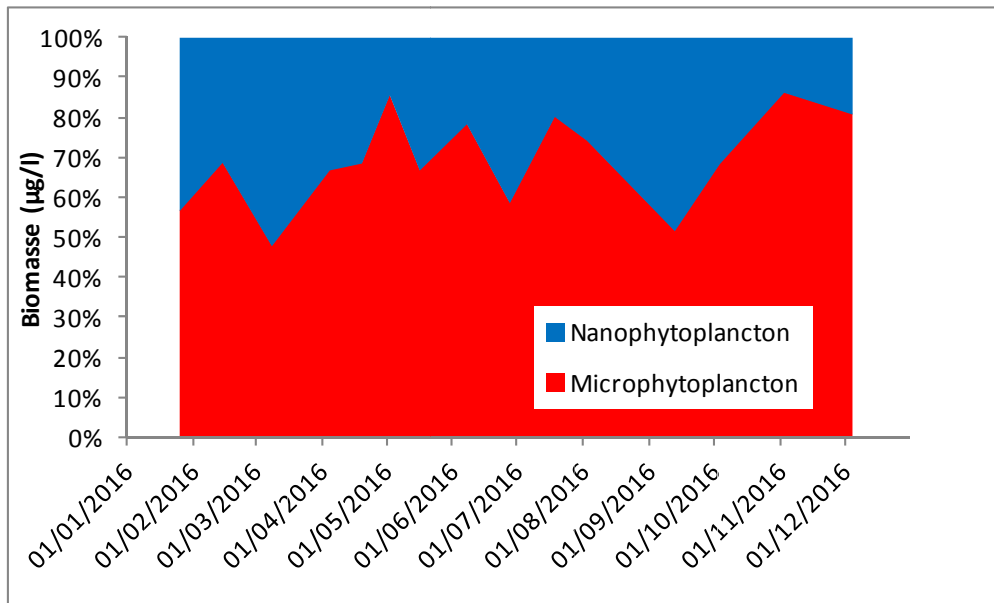


Figure 26 : Evolution du nano et microphytoplancton dans le Grand Lac.

## 1.3 Evolution interannuelle

### ○ Evolution des classes d'algues

La figure 27 présente la dynamique des principales classes algales (sensu Bourrelly) pour le Grand Lac. L'année 2016 présente une biomasse proche des années 2008-2015, légèrement inférieure à 1  $\text{mg l}^{-1}$ . L'année 2012 avait présenté une biomasse supérieure en raison d'un brassage intense du mois de février qui a amené une quantité importante de nutriments dans la zone euphotique : ceci avait entraîné l'apparition de taxons eutrophes (comme les *Scenedesmus*, Chlorophycées) et des biomasses supérieures aux années précédentes. Les Diatomées et les Chrysophycées sont les classes algales qui dominent la biomasse de l'année 2016.

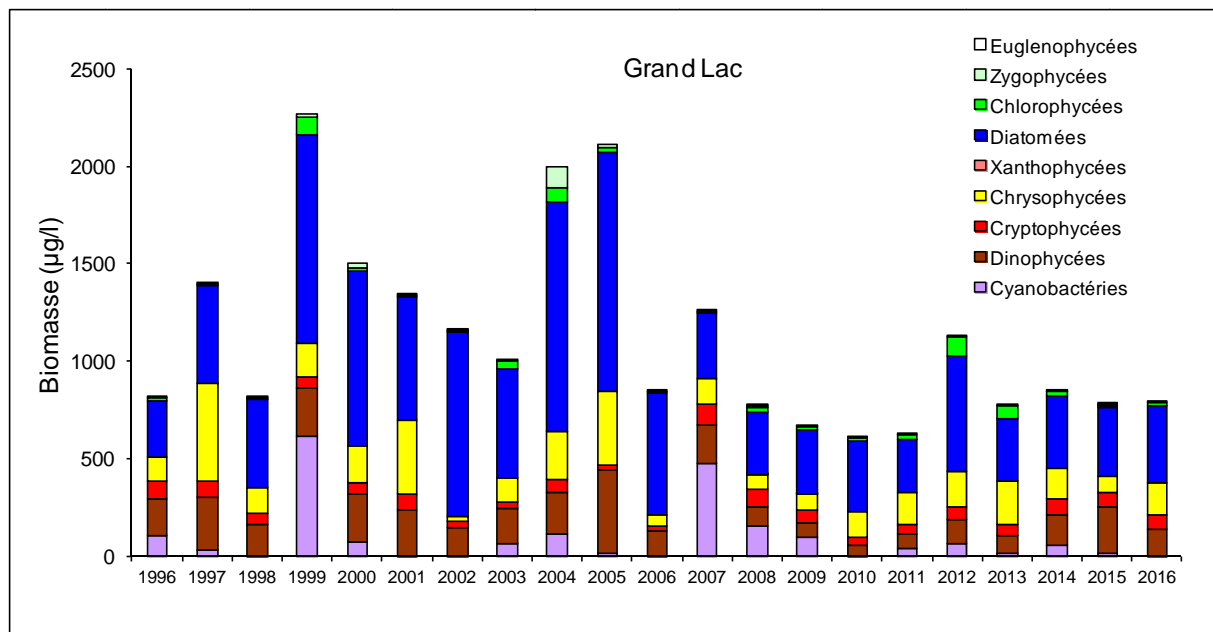


Figure 27 : Evolution interannuelle des principales classes algales dans le Grand Lac d'Annecy.

### ○ Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) est donnée à la figure 28 pour le Grand Lac. Il s'agit des groupes présentant les cinétiques les plus intéressantes sur la chronique. Depuis l'année 2014, une proportion de biomasse importante de taxons appartenant au groupe Lo est observée. Il s'agit de taxons préférant les épilimnions bien stratifiés des lacs eutrophes (Reynolds et al. 2002) : ceci est probablement à relier aux températures clémentes de cette année et au faible brassage des eaux. Le groupe X1 rassemble les taxons sensibles au broutage par le zooplancton (ex. *Chlorella*, *Choricystis*, *Monoraphidium*). Ce groupe présente une cinétique de raréfaction depuis 1996. Enfin le groupe D rassemble les taxons caractéristiques des milieux de faibles profondeurs, turbides et résistant aux crues. Ce groupe présente des biomasses relatives importantes depuis 2012 et l'année 2016 représente la proportion de biomasse la plus importante de toute la chronique. Ce groupe a été relié aux pluies et crues de rivières arrivant dans le lac en 2013 et 2014 apportant des taxons benthiques dans la colonne d'eau en milieu pélagique. En 2012, cette proportion importante est plutôt à mettre en relation avec le brassage important de la masse d'eau qui a pu amener en zone pélagique des taxons benthiques littoraux. On peut rapprocher l'année 2016 à celles de 2013 et 2014, puisque des pluies relativement intenses ont été observées pendant l'année 2016.

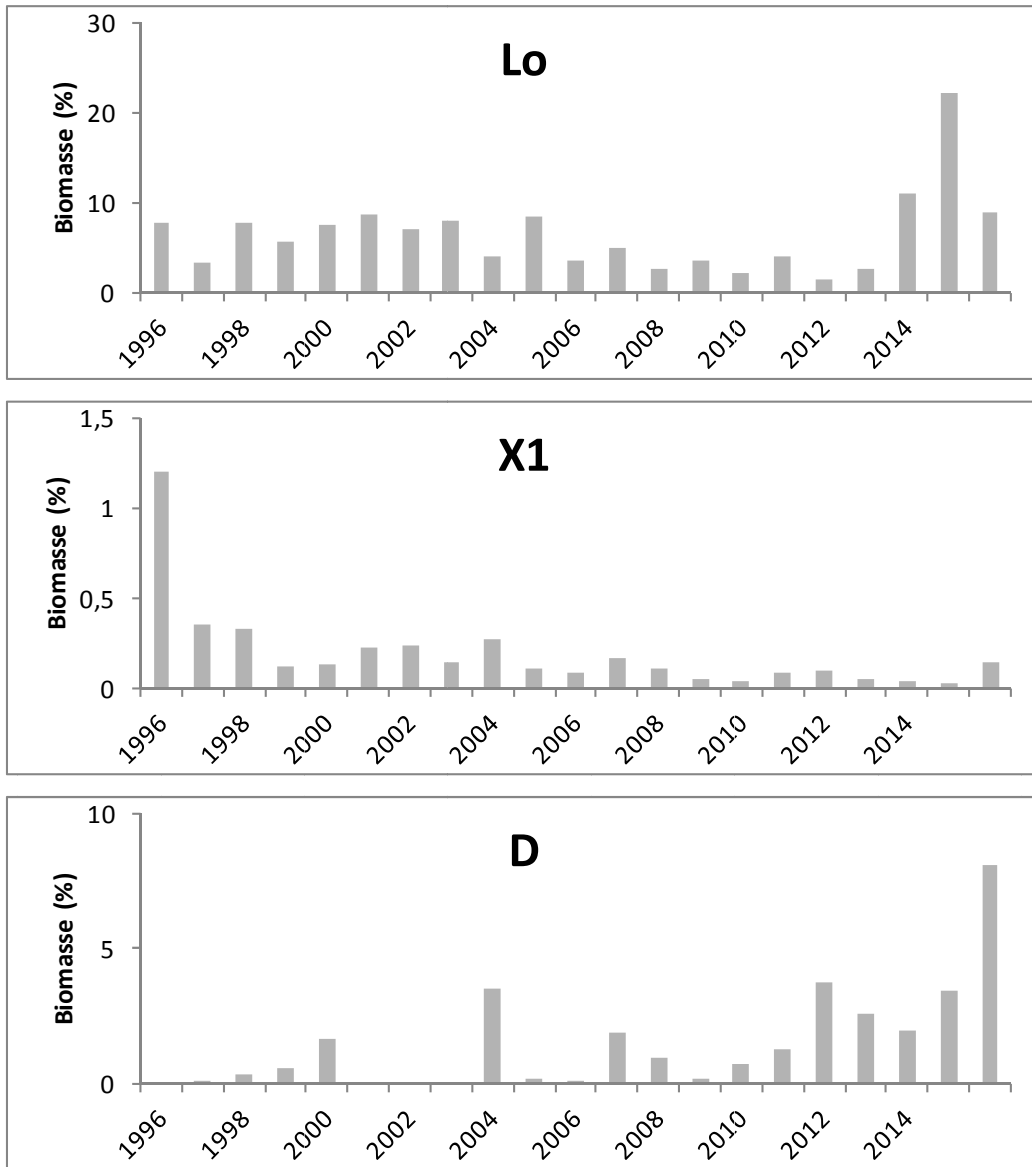


Figure 28 : Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) pour le Grand Lac.

### ○ Evolution du micro et nanophytoplancton

La figure 29 présente l'évolution du micro et du nanophytoplancton dans le Grand Lac d'Annecy. Pour toute la période 1996-2007, le nanophytoplancton est dominant. A partir de 2008, la tendance semble s'inverser avec une augmentation de la part de la biomasse représentée par le microphytoplancton. 2016 confirme cette tendance et présente la proportion de biomasse la plus faible pour le nanophytoplancton (27%).

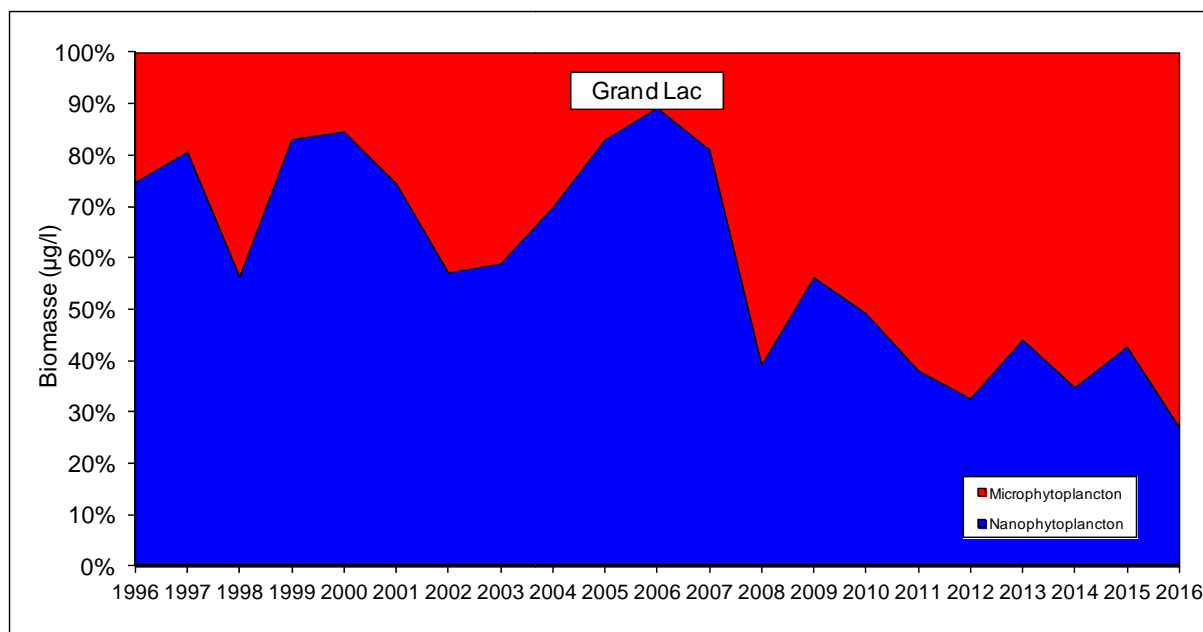


Figure 29: Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro et nanophytoplanktoniques pour le Grand Lac d'Annecy.

### ○ Evolution de l'indice de qualité phytoplancton : Brettum

Plusieurs indices basés sur la composition phytoplanctonique ont été développés par différents auteurs ces dernières années pour évaluer le niveau trophique des lacs. Ces différents indices ont fait l'objet de tests sur les trois grands lacs péri-alpins suivis par l'INRA (Kaiblinger, 2008, Anneville & Kaiblinger, 2009), et c'est l'indice de Brettum (1989) modifié par Wolfram et al. (2007 et Wolfram & Dokulil (2007) qui a présenté les meilleurs résultats (meilleure discrimination du niveau trophique des différents lacs testés). L'annexe 2 donne le détail du calcul de l'indice Brettum.

Cet indice donne pour 133 taxons leurs préférences par rapport à une concentration en phosphore total (PT). Plus cet indice est élevé plus le niveau trophique sera faible. Les valeurs données par les auteurs précédemment cités sont fournies dans le tableau 8.

Classes	Concentrations en PT	Niveau trophique
6	< 5 µg l <sup>-1</sup>	Ultra-oligotrophe
5	5-8 µg l <sup>-1</sup>	Oligotrophe
4	8-15 µg l <sup>-1</sup>	Oligo-mésotrophe
3	15-30 µg l <sup>-1</sup>	Méso/ faiblement eutrophe
2	30-60 µg l <sup>-1</sup>	Eutrophe
1	> 60 µg l <sup>-1</sup>	Hypertrophe

Tableau 8 : Classification de la trophie des lacs en fonction des concentrations en phosphore total (PT).



La figure 30 donne l'évolution pour le Grand Lac. On observe que sur la chronique 1996-2016 les valeurs de l'indice sont stables et oscillent entre l'oligo-mésotrophie et l'oligotrophie. La faible valeur de 2012 est liée à une biomasse de Chlorophycées relativement importante.

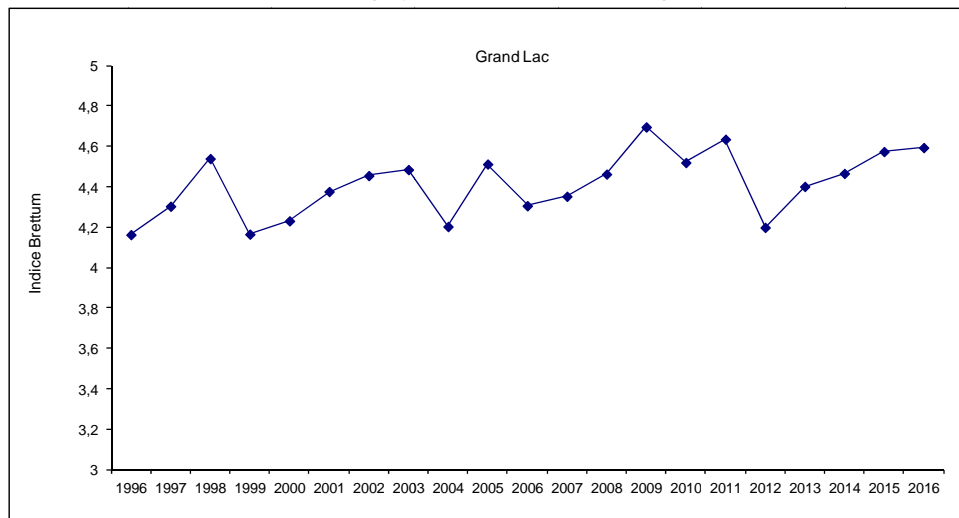


Figure 30 : Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum pour le Grand Lac.

## 1.4 Conclusions relatives au phytoplancton

### ○ Evolution saisonnière du phytoplancton

Pour le Grand Lac d'Annecy, l'évolution saisonnière en 2016 peut être résumée de la manière suivante :  
- une phase hivernale (26 janvier au 9 mars) qui présente des faibles biomasses algales, dominées par plusieurs espèces indicatrices de masses brassées (*Cyclotella* spp.). Une phase printanière (5 avril au 17 mai), où la biomasse algale augmente fortement, en premier lieu à cause de taxons indicateurs de milieux littoraux de faibles profondeurs (*Ulnaria acus*) qui ont pu être apportés en zone pélagique à cause de crues. En deuxième lieu cette augmentation de biomasse est liée à la présence de Dinophycées indicatrices d'épilimnion estivaux bien stratifiés. Une phase d'été et d'automne (3 août au 4 octobre), où la biomasse algale est d'abord dominée des espèces de *Dinobryon*, indicateurs de milieux oligotrophes, puis par des espèces de Diatomées centriques, adaptées aux milieux brassés et pauvres en nutriments. Une phase hivernale (3 novembre au 5 décembre), pendant laquelle la biomasse est largement dominée par une diatomée indicatrice de milieux stratifiés estivaux (*Fragilaria crotonensis*).

### ○ Evolution interannuelle

L'année 2016 présente une biomasse proche de celles des années précédentes (2008-2013), à l'exception de 2012 (en 2012 la biomasse avait été supérieure en raison d'un brassage intense en février qui avait amené une quantité importante de nutriments dans la zone euphotique et qui avait entraîné l'apparition de taxons eutrophes). De 2012 à 2016, on remarque que la proportion de taxons indicateurs de milieux de faibles profondeurs augmente. Plusieurs hypothèses pour expliquer leur présence ont été données, le brassage des eaux (année 2012), les pluies et les crues amenant vers la zone pélagique des taxons benthiques littoraux (années 2013 à 2016). Enfin, on note aussi une



diminution continue de la biomasse relative des taxons sensibles au broutage depuis 1996. Le niveau trophique du lac, évalué par l'indice de Brettum, oscille entre un état oligo-mésotrophe et un état oligotrophe.

## 2. LES PICOCYANOBACTERIES

### 2.1 Introduction

Il est proposé au sein de ce rapport l'évolution (i) des abondances de la communauté picocyanobactérienne dans le lac d'Annecy, considérées à différentes profondeurs et mises en relation avec le principaux facteurs environnementaux pour l'année 2016, (ii) des abondances moyennes des picocyanobactéries au sein du lac d'Annecy (entre la surface et 20 m de profondeur) permettant de révéler leur importance quantitative et leur dynamique depuis 2003 et (iii) la proportion en terme de biomasse du pico-, nano- et microphytoplancton, et ce, comparativement au lac du Bourget permettant de révéler l'importance du compartiment picophytoplanctonique au sein de ces lacs.

### 2.2 Méthodologies

Depuis 2003 inclus, les abondances picocyanobactériennes dans le lac d'Annecy sont mesurées aux profondeurs suivantes (3, 10, 15, 20, 30, 45 m, et au-dessus du fond depuis plus récemment) au moyen de la cytométrie en flux.

Depuis 2011, la mesure de leur concentration est également effectuée sur l'échantillon d'eau intégrée 0-18 m utilisée pour l'analyse du phytoplancton et de manière plus occasionnelle sur le prélèvement de fond. Les années précédant 2011, aucune mesure n'a été obtenue sur échantillon intégré mais une très bonne corrélation ( $r=0,87$ ;  $n=90$ ) a été obtenue entre l'échantillon intégré et la moyenne des abondances à 3, 10, 15 et 20 m (Fig. 31) pour les six années examinées (2011-2016) suggérant que cette valeur moyenne puisse être utilisée pour l'ensemble de la série de données (Jacquet non publié), notamment pour déterminer l'évolution de la contribution des picocyanobactéries à la biomasse phytoplanctonique totale tout au long de la chronique disponible.

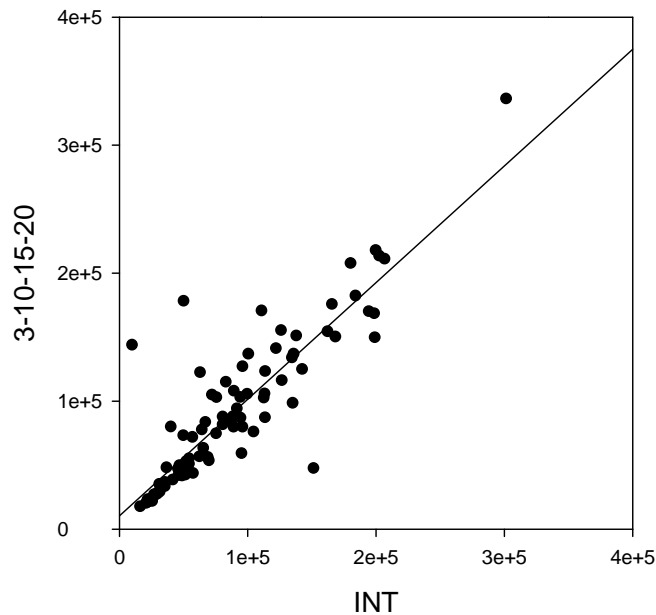
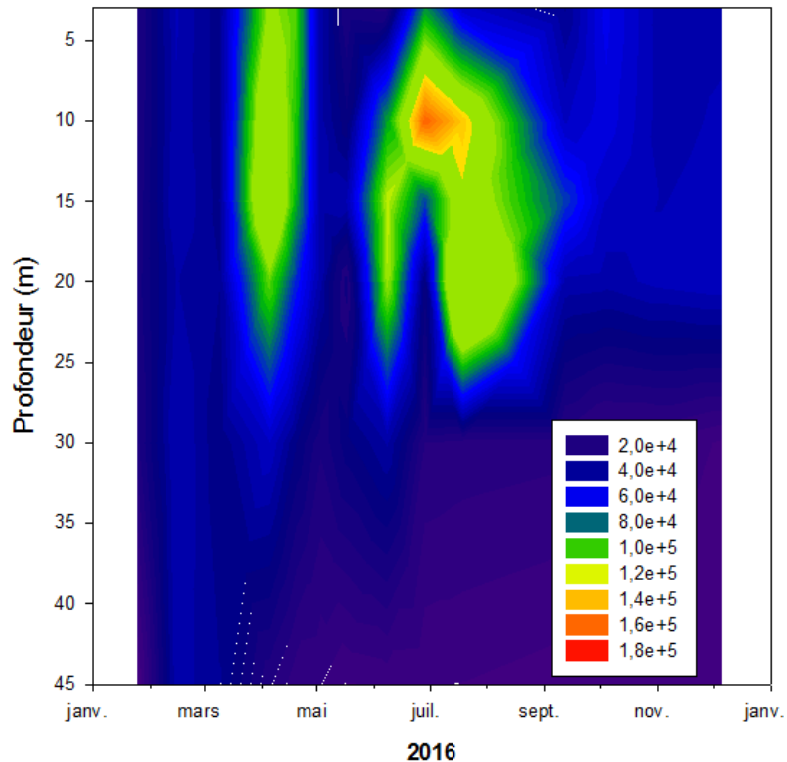


Figure 31 : Relations entre les concentrations de picocyanobactéries moyennées entre 3 et 20 m (3-10-15-20) et celles obtenues dans l'échantillon intégré 0-18 m (INT) pour les années 2011 à 2016 inclus

## 2.3 Résultats pour l'année 2016

La dynamique de la communauté picocyanobactérienne révèle une saisonnalité marquée avec des concentrations cellulaires augmentant pendant le printemps et l'été, entrecoupées par une période d'abondances plus faibles (en mai) et avant de diminuer plus tard à l'automne et en hiver. En 2016, les concentrations cellulaires les plus élevées (i.e.  $>10^5$  cellules/mL) ont d'abord été enregistrées à 3, 10, 15 et 20 m au printemps (début avril) puis entre 10 et 20 m au cours de l'été (à la mi-juillet). Les valeurs maximales ont été observées le 6 avril à 15 m avec  $1,47 \times 10^5$  cellules/mL, le 28 juin à 10 m (avec  $1,6 \times 10^5$  cellules/mL) et le 19 juillet à 20 m (avec  $1,81 \times 10^5$  cellules/mL) (Fig. 32).



**Figure 32 : Distribution et dynamique des picocyanobactéries en 2016 entre 3 et 45 m de profondeur**

Pour l'année 2016, la proportion du picophytoplancton en termes de biomasse (soit 12,5%) est en baisse par rapport aux 3 années précédentes, enregistrées entre 16 et 18%.

Au cours de l'année 2016, la biomasse du picophytoplancton représenté par les picocyanobactéries a occasionnellement été plus élevée que celle du nanophytoplancton (début avril comme en 2015, et début octobre seulement, alors que cela pouvait être observé à d'autres périodes, notamment l'été, les années précédentes). La biomasse picophytoplanctonique n'a jamais été supérieure ou équivalente à celle du microphytoplancton tout au long de l'année.

Une analyse en composantes principales pour établir les liens préférentiels entre variables dont la communauté des picocyanobactéries a été conduite pour l'année 2016 (Fig. 33). L'analyse révèle des corrélations positives ( $n=35$ ,  $p<0,01$ ) entre les picocyanobactéries et (i) la température ( $r=0,59$ ), et (ii) l'ammonium ( $r=0,57$ ). Aucune relation significative n'est observée entre les picocyanobactéries et la ressource phosphorée alors qu'une corrélation négative significative est enregistrée avec les nitrates ( $r=0,70$ ).

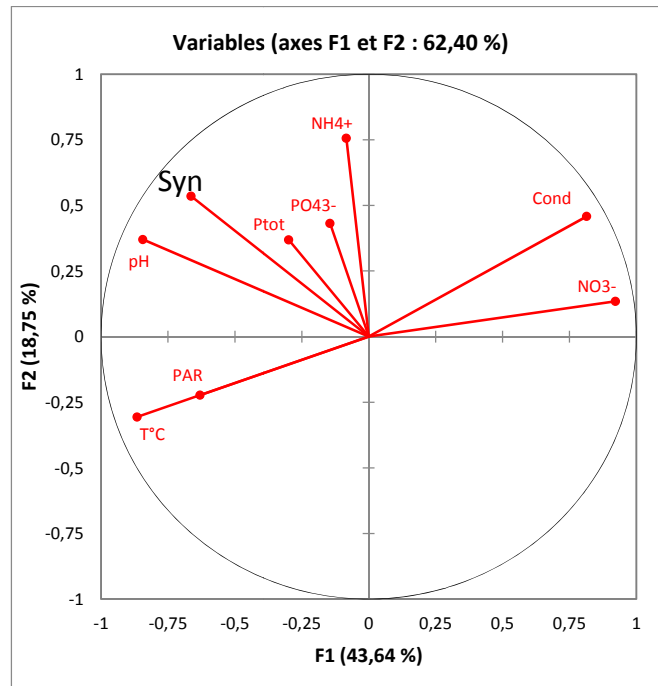
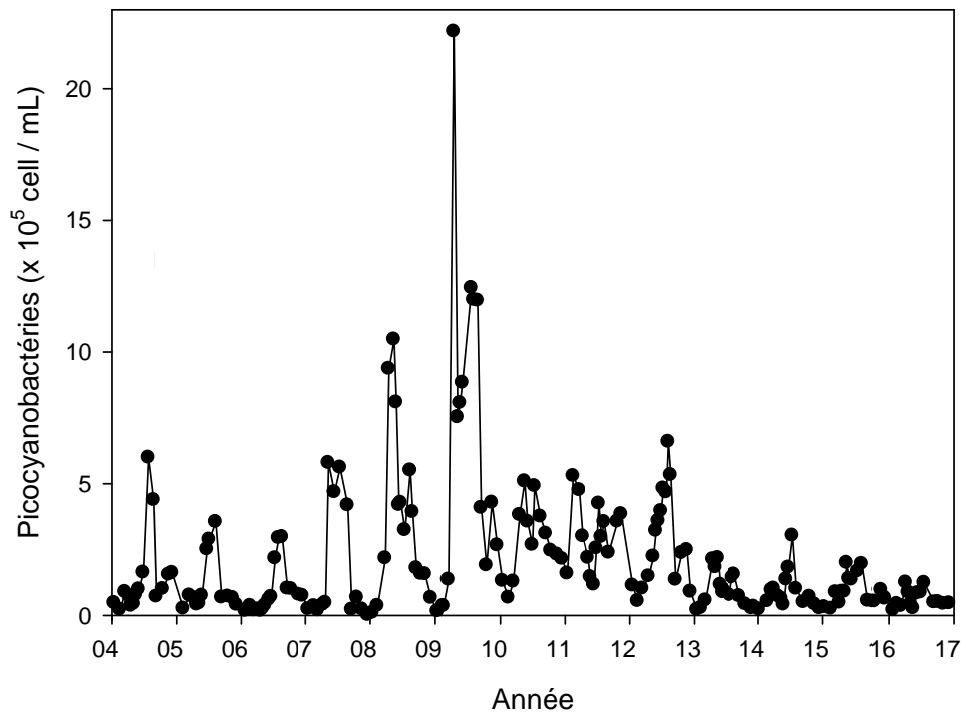


Figure 33 : ACP effectuée avec quelques facteurs clefs

Il est toutefois utile de rappeler ici que plusieurs compartiments clefs ne sont pas pris en compte dans l'analyse et pourtant susceptibles d'être importants dans la dynamique et la distribution observées de la communauté des picocyanobactéries. C'est le cas de l'action des UV, des interactions biotiques avec les virus par exemple ou la prédation par le zooplancton unicellulaire (flagellés, ciliés) et métazoaires (rotifères, copépodes, calanides, cladocères) que l'on sait pouvoir avoir des liens trophiques étroits avec les picocyanobactéries.

## 2.4 Evolution à long terme

Les concentrations annuelles moyennées des picocyanobactéries sur la zone 3-20 m dépassent régulièrement les  $10^5$  cellules/mL. Ces fortes valeurs sont toujours enregistrées sur la période printemps-été, les concentrations maximales étant généralement observées en juillet-août. Une concentration exceptionnellement élevée a été mesurée en avril 2009 (Fig. 34). On constate que ces valeurs moyennes montrent une tendance nette à la diminution depuis 2009.



**Figure 34 : Evolution des concentrations moyennées entre 3 et 20 m entre 2004 et 2016 inclus**

Sur la période de 2004 à 2016, la proportion (en termes de biomasse) du picophytoplancton (représenté ici par les picocyanobactéries) fluctue entre 2,9 (en 2005) et 37,5% (en 2009) révélant de fortes disparités entre année mais également l'importance quantitative des picocyanobactéries dans le lac d'Annecy par rapport aux autres formes phytoplanctoniques (Fig. 35). Cette proportion peut occasionnellement être équivalente, voire dépasser celle des formes nano- et microphytoplanctoniques à certaines périodes de l'année, typiquement au début du printemps et au milieu de l'été.

Depuis le début du suivi de cette communauté et de la comparaison avec les autres formes phytoplanctoniques, il ressort que la moyenne des proportions pour les formes pico-, nano- et microphytoplanctoniques du lac d'Annecy, entre 2004 et 2016, sont respectivement de 15,2%, 45,8% et 39%.

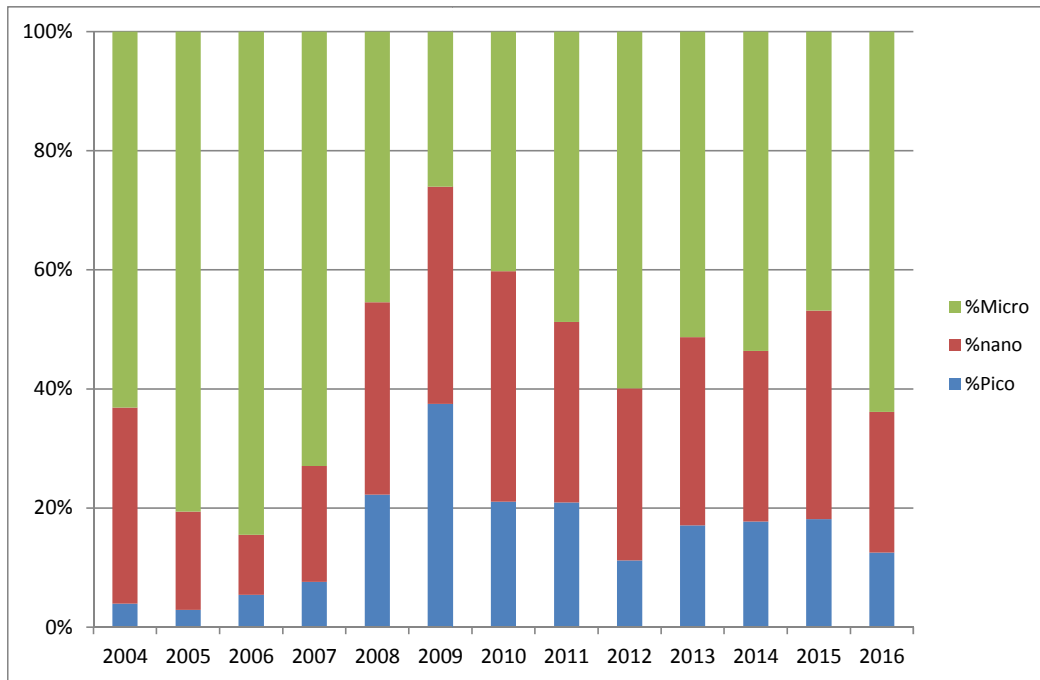


Figure 35: Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac d'Annecy depuis 2004

## 2.5 Conclusions relatives aux picocyanobactéries

Les picocyanobactéries constituent un compartiment biologique clef dans le fonctionnement des écosystèmes (marins et d'eau douce), et ce d'autant plus que l'état de ces derniers est oligotrophe à ultra-oligotrophe. Pour statuer sur le rôle fonctionnel de ce compartiment mais également comme bio-indicateur des changements s'opérant au sein du lac, diverses expériences pourraient être conduites pour

- déterminer la part de ce compartiment dans la production phytoplanctonique globale ;
- évaluer sa participation en tant que proie pour les maillons trophiques supérieurs (flagellés, cillés, métazooplancton) et donc des flux de matière et d'énergie au sein du réseau trophique pélagique ;
- établir les types de relations entre picoplancton et nutriments ou encore la réponse au réchauffement des eaux.



## 3. LE ZOOPLANCTON

### 3.1 Dynamique saisonnière

#### o Les Cladocères

En 2016, la dynamique saisonnière des cladocères est caractérisée par une distribution bimodale pour les brouteurs et unimodale pour les prédateurs (Fig. 36). La bimodalité des cladocères brouteurs est principalement due aux variations d'abondance de l'espèce abondante : *D. longispina*. Cette espèce présente un premier pic d'abondance au cours du mois de Mai avec des densités atteignant  $100 \cdot 10^3 \text{ ind m}^3$  puis un second en Septembre avec des densités près de deux fois plus importantes. Deux autres espèces présentent aussi un pic d'abondance en Septembre avec des densités faibles pour *Eubosmina* sp. et des densités fortes pour *D. brachyurum*. Le reste de l'année, les densités de ces deux espèces restent faibles voir très faibles. En 2016, les densités de *B. longirostris* sont restées faibles voir très faibles. Concernant les deux cladocères prédateurs, *B. longimanus* est resté à de très faibles densités en hiver et au printemps et à des densités faibles a moyennes en été et en automne. Différemment, *L. kindtii* présentait toujours des densités très faibles excepté au mois d'Août durant lequel cette espèce a connu un pic de densité avec une densité maximale de  $40 \cdot 10^3 \text{ ind m}^3$ .

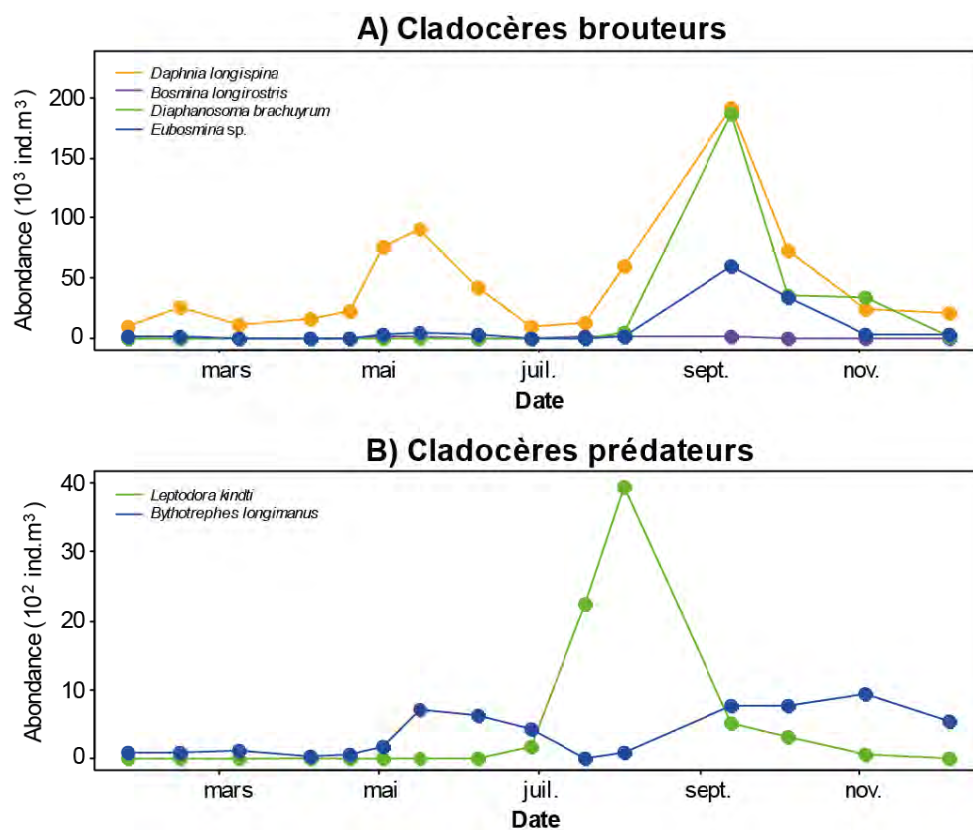


Figure 36 : Evolution saisonnière des abondances des espèces de cladocères (a) brouteurs et (b) prédateurs dans le Grand lac d'Annecy en 2016



## ○ Les Copépodes

Trois espèces dominent très largement la communauté de copépodes (Fig. 37). Les deux copépodes cyclopoïdes, *C. prealpinus* et *M. leuckartii* présentent généralement des tendances opposées mais en 2016 leur dynamique n'apparaissent pas directement corrélées ( $R^2 = -0.04$ ,  $p = 0.53$ ). Celles-ci présentent des densités maximales équivalentes proches de  $250 \cdot 10^3 \text{ ind m}^3$ . Les densités maximales de *M. leuckartii* sont mesurées durant le mois d'Avril alors que celles de *C. prealpinus* sont mesurées en Mai puis en Septembre (Fig. 36A). Comme en 2015, *Acanthocyclops robustus* n'a pas été observé au cours du suivi scientifique en 2016. La seule espèce de copépode calanoïde, *M. laciniatus* présentent des densités variables dans le temps sans pic d'abondance véritablement marqué (Fig. 36B). Les densités maximales de cette espèce sont toutefois observées en début d'année (i.e. Février) avec plus de  $100 \cdot 10^3 \text{ ind m}^3$  et les plus faibles sont observés à différents moments de l'année (i.e. fin Avril, début Juillet et Décembre) avec des densités de  $20 \cdot 10^3 \text{ ind m}^3$ .

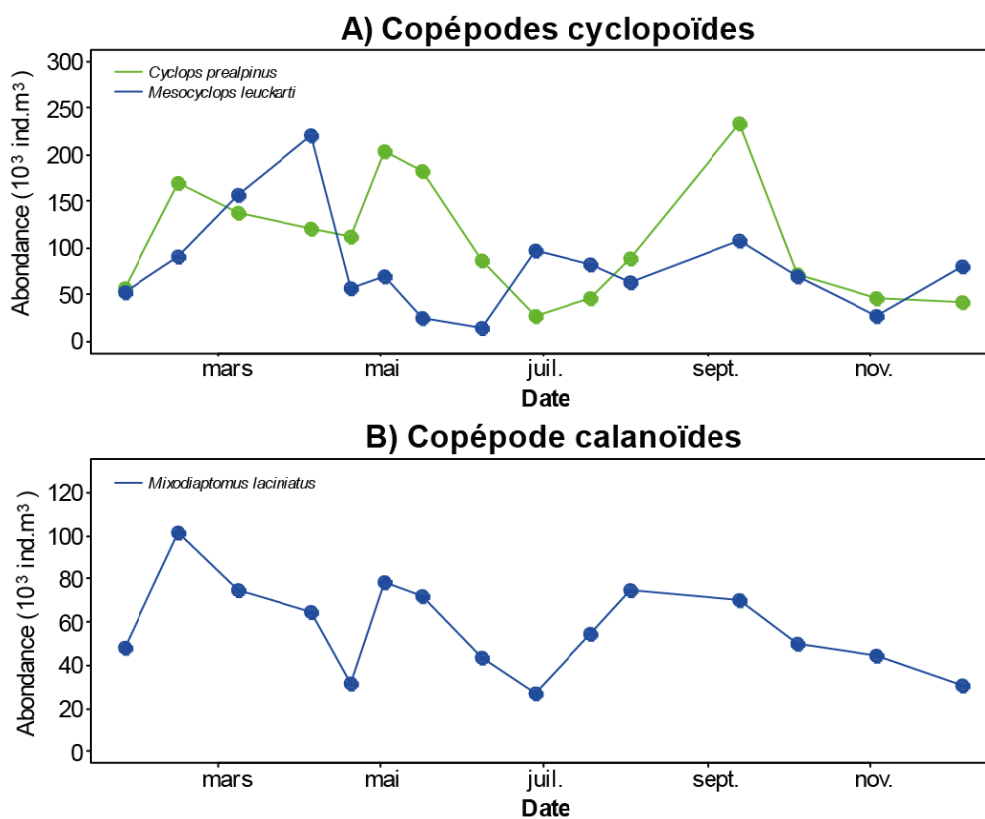


Figure 37: Evolution saisonnière des abondances des espèces de copépodes cyclopoïdes (a) et (b) calanoïdes dans le Grand lac d'Annecy en 2016

## ○ Variations saisonnières des espèces non crustacéennes

Parmi les trois principales espèces de rotifères suivies en 2016, *A. priodonta* a présenté un pic d'abondance marqué en Février avec des densités de  $500 \cdot 10^3 \text{ ind m}^3$  alors que cette espèce n'était pas associée à une dynamique saisonnière particulière les années précédentes (Fig. 38). *K. longispina* est une espèce printanière est présente ainsi les densités les plus fortes entre Mars et Juin avec un pic d'abondance début Mai avec des densités proches de  $350 \cdot 10^3 \text{ ind m}^3$ . Les densités de *C. unicornis* sont restées très faibles durant l'ensemble de l'année 2016.

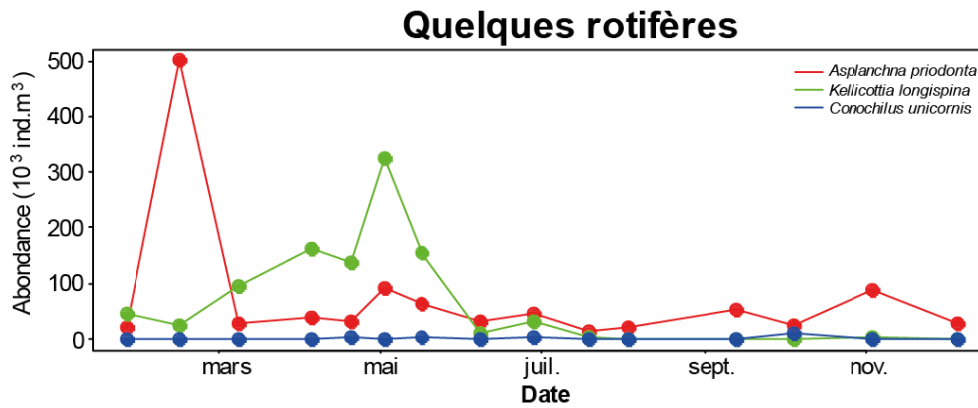


Figure 38 : Evolution saisonnière des abondances de quelques rotifères dans le Grand lac d'Annecy en 2016

## 3.2 Composition et évolution à long terme de la communauté zooplanctonique

La densité moyenne des crustacés en 2016 est proche de  $350 \cdot 10^3 \text{ ind m}^{-3}$ . Cette densité est légèrement supérieure à celle de 2015 et semble indiquer une stabilisation des densités de crustacés totaux suite à la diminution observée de 2006 à 2013 (Fig. 39A). Ces densités sont toutefois inférieures à celles mesurées lors du début du suivi scientifique (i.e. période 1995-1998). Les densités annuelles de cladocères sont particulièrement stables depuis 2010 après le pic important observé en 2005-2006 (Fig. 39B). Les cladocères prédateurs présentent des variations d'abondance inter-annuelles plus importantes que celles des cladocères totaux avec *L. kindtii* plus abondant que *B. longimanus*. Malgré ces fluctuations, aucune tendance marquée n'est observable pour ces deux espèces sur l'ensemble de la série bien que depuis 2013, les densités de *B. longimanus* semblent augmenter (Fig. 39C).

La dynamique inter-annuelle des copépodes est caractérisée par une tendance plus nette avec une stabilisation des densités proches à des valeurs proches de  $150 \cdot 10^3 \text{ ind m}^{-3}$  depuis 2009 suite à la diminution observée entre 2006 et 2009 (Fig. 39D). Les densités de 2016 sont légèrement supérieures à celles de 2015, mais la tendance à l'augmentation progressive des densités de copépodes reste difficile à prédire pour les années futures. La diminution des copépodes depuis 2009 est principalement imputable à la raréfaction de *C. prealpinus* ainsi qu'à celle de *M. laciniatus* suite à son développement massif de 2006 à 2009 (Fig. 39E).

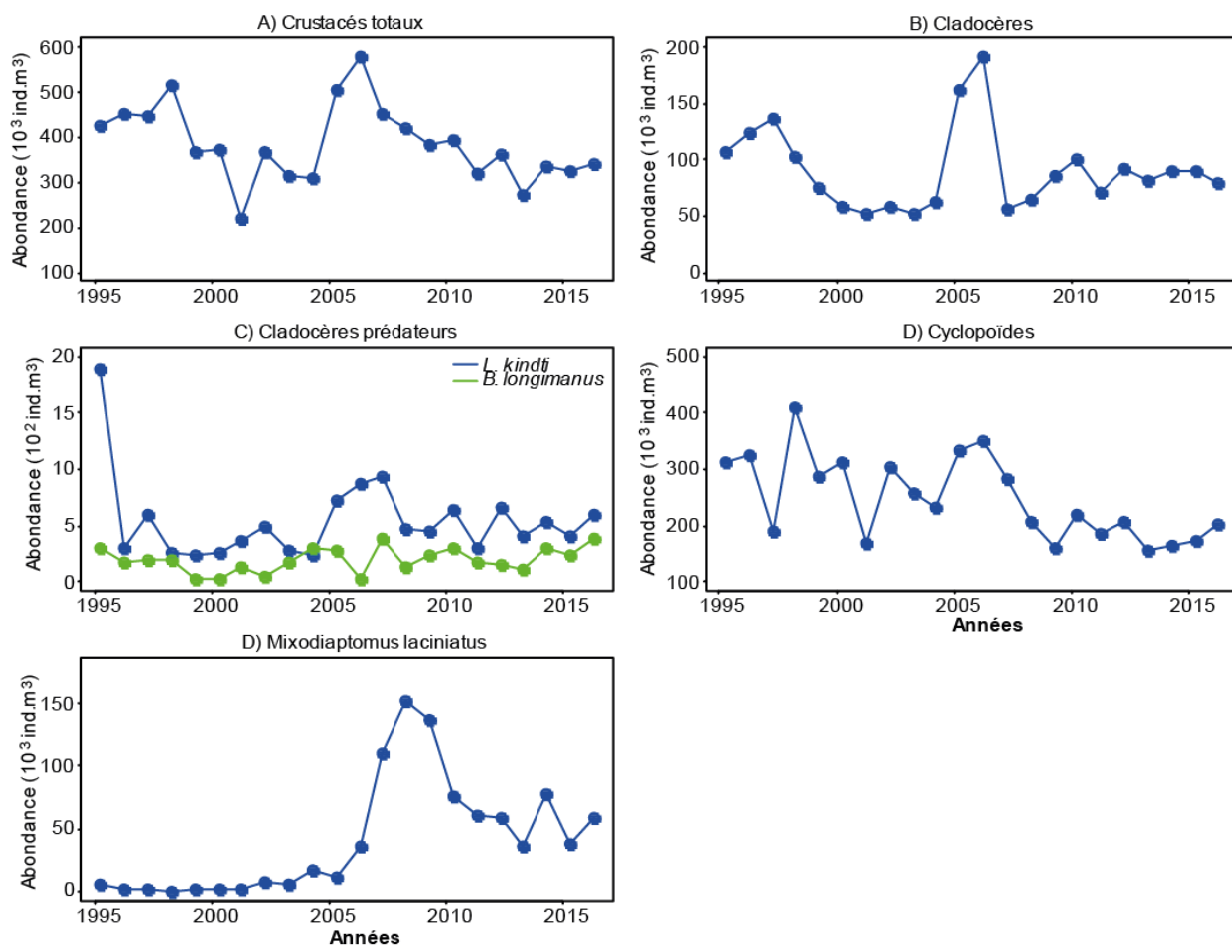


Figure 39 : Evolution de l'abondance des microcrustacés dans le Grand lac d'Annecy en 2016

### 3.3 Conclusions relatives au compartiment zooplanctonique

L'année 2016 s'inscrit dans la tendance générale observée depuis 2010 avec des abondances moyennes annuelles relativement stables. A l'échelle saisonnière, des dynamiques récurrentes sont observées comme la bimodalité du développement de *D. longispina* ou le développement printanier de *K. longispina*. Toutefois certaines particularités ont été observées en 2016 comme l'absence de pic d'abondance pour *B. longimanus* et l'absence de corrélation des densités pour les copépodes cyclopoïdes. Ces résultats suggèrent que si la dynamique interannuelle semble relativement stable, le déterminisme de la dynamique mensuelle du zooplancton reste difficile à appréhender du fait des multiples interactions écologiques liant le zooplancton au reste du réseau trophique du lac.



## 4. Etude du compartiment piscicole – Approche combinant hydroacoustique et filets maillants CEN

### 4.1 Introduction

Les poissons dans les écosystèmes lacustres présentent une grande diversité, tant sur le plan de leur niveau trophique (carnivore, planctonophage et/ou détritivore) que de leurs exigences de vie, mais aussi de leur comportement et mode de reproduction (Gillet, 2001). Les poissons situés au niveau trophiques supérieurs sont notamment des modèles biologiques d'intérêt (Karr, 1981) : d'une part, ils agissent en tant que régulateur de la chaîne alimentaire (effet « top-down » ; Mehner 2010) ; d'autre part, ils intègrent les changements qui ont lieu à des niveaux trophiques inférieurs et leur développement et leur maintien dans un milieu donné dépendent fortement des échelons inférieurs dans le réseau trophique (effet « bottom-up » ; Lazzaro 2009). Enfin, la durée de vie relativement longue des poissons par rapport à d'autres organismes aquatiques leur permet de pouvoir intégrer les changements d'états des écosystèmes dans le temps (Karr, 1981). Dans les grands lacs péri-alpins comme le lac d'Annecy, les poissons présentent également un intérêt sociétal, puisque plusieurs espèces sont exploitées par la pêche amateur mais aussi professionnelle.

Ce suivi ichtyologique s'inscrit dans une démarche à long terme, ayant pour objectif de mesurer l'évolution du peuplement de poissons et établir des relations avec l'état écologique du lac et la dynamique du réseau trophique. Il couple deux méthodes indépendantes de suivis des espèces et du peuplement, à savoir les pêches aux filets et l'hydro-acoustique dont la convergence (Emmrich et al. 2012) et la complémentarité (Yule et al. 2013) ont été montrées (Tableau 9). L'objectif est de prendre en compte le compartiment poisson dans une approche de type 'bio-indicateur' (Argillier et al. 2012) et d'obtenir des indicateurs complémentaires de ceux issus des autres compartiments classiquement suivis. Ce document décrira succinctement les différentes techniques utilisées qui visent des échelles différentes : le peuplement, à l'aide de l'hydroacoustique d'une part, et les populations, à travers les méthodes de pêches utilisant les filets normalisés par le Comité Européen de Normalisation (CEN) d'autre part. L'évolution des communautés ichtyaires sera abordée à partir des données de pêches antérieures effectuées en 2010 selon le même protocole (Onema, 2007) et en 2012-2013-2014-2015 (Perga et al. 2016)



## Couplage des méthodes de Pêche CEN et des approches hydroacoustiques :

### Intérêts et objectifs

L'ichtyofaune est un bon intégrateur de l'état des écosystèmes lacustres. La compréhension des évolutions de l'écosystème nécessite d'obtenir des informations sur le compartiment piscicole dans sa globalité. Pour ces raisons, des informations complémentaires sont acquises via le couplage Pêche CEN – hydroacoustique.

#### Pêches CEN

- Produire des données sur l'ensemble du peuplement de poissons et pas uniquement sur les espèces d'intérêt halieutique. Certaines populations non ciblées par la pêche peuvent représenter une forte biomasse et avoir un rôle majeur dans l'écosystème.
- Etudier l'évolution des rendements des pêches CEN (numérique et pondéral) pour chaque espèce et analyser les variations interannuelles d'une population donnée.
- Comparer les rendements obtenus avec ceux provenant d'autres lacs (méthode standardisée).
- Acquérir des informations sur les populations cibles via l'étude des relations tailles-poids des structures en tailles, couplées à une approche par sclérochronologie (structures en âge) en particulier pour les espèces à 'forts rendements' (par exemple perche) (pour les espèces à rendements 'plus faibles' (omble, corégone), la précision de ces informations est moindre voire non significative lorsque le nombre d'individus capturés est < 100).

#### Acoustique

- ● Estimation des biomasses de poissons (en  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ), avec différentiation des communautés piscicoles qui se répartissent dans les deux couches d'eau séparées par le gradient thermique. Cette estimation est sujette à caution dans sa valeur absolue (facteur de conversion entre unités acoustiques et kg), mais permet de mesurer l'évolution interannuelle du stock global.
- ● Répartition des poissons dans la colonne d'eau : occupation ou non de l'ensemble du volume d'eau en relation avec les niveaux d'oxygène et la température/thermocline.

### Intérêts du couplage Pêche/Acoustique

- Pour certaines espèces, *a priori* plutôt présentes en zone littorale mais qui peuvent être très abondantes dans la zone pélagique et qui sont donc mal estimées par les seuls filets benthiques, l'approche acoustique permet de corriger les estimations. C'est le cas de la perche juvénile qui peut présenter des rendements stables dans les filets benthiques, alors que beaucoup d'individus sont présents dans la zone pélagique, avec des densités parfois très élevées, mettant en évidence des fluctuations fortes du recrutement selon les années. Les filets pélagiques corroborent ces informations, mais l'échantillonnage des couches de surface reste parcellaire.
- L'acoustique permet d'estimer la densité des communautés de poissons principalement pélagiques (comme le corégone) et leur évolution dans le cadre d'un suivi, ces espèces étant insuffisamment échantillonnées par les filets pélagiques CEN.
- Les données de pêche, contrairement aux méthodes acoustiques, donnent accès de façon détaillée à la composition spécifique du peuplement, et aussi aux traits d'histoires de vie des poissons (âge, taille, poids,...).

### Périodicité des mesures et impact sur le peuplement de poissons ?

- Nécessité d'avoir des données sur un rythme annuel, car certaines populations peuvent fluctuer fortement d'une année sur l'autre, en fonction des conditions climatiques (les populations de perche par exemple).
- L'évolution des communautés piscicoles se mesure sur des pas de temps longs et il est nécessaire d'obtenir des chroniques d'au moins une dizaine d'années pour voir des tendances se dégager (Gerdeaux, 1985 ; Tupper de Kerckhove et al., 2016).
- L'acoustique est sans impact connu pour le peuplement, la pêche DCE a un impact faible (biomasse pêchée : maximum une cinquantaine de kg)



#### Quelles limites ?

- Certaines espèces sont mal échantillonnées à cause de leur mode de vie très benthique (blennie, lotte, ..) ou très littoral, ou en raison de leur rareté : la diversité réelle est donc imparfaitement estimée. Des méthodes spécifiques pourraient être utilisées pour cibler ces espèces (nasses, pêches électriques), si besoin. De plus, certaines espèces ont une capturabilité plus faible que d'autres (comme le brochet), les données de rendement obtenues sur ces espèces sont donc à relativiser mais elles permettent néanmoins d'estimer l'évolution interannuelle des populations. L'évitement, l'échappement, la relation taille réelle – taille acoustique, la calibration de la chaîne d'acquisition, ect. sont des points qui dans une certaine mesure biaise les données obtenues par l'hydro-acoustique.

Le nombre d'individus capturés pour les espèces d'intérêt halieutique (corégone, omble) est faible, il est donc difficile de déduire les structures en tailles (et en âges) significatives, d'avoir des informations sur les régimes alimentaires (d'autant plus que les poissons sont capturés aux filets et ont donc une digestion souvent avancée), et donc d'étudier la dynamique de ces populations. Un suivi à vocation halieutique nécessiterait une mise en place de méthodes complémentaires (pêches professionnelles, amateurs, ...).

**Tableau 9 : Couplage des méthodes de Pêche CEN et des approches hydroacoustique**



## 4.2 Méthodes utilisées

### ○ Hydroacoustique

L'hydroacoustique est une méthode non destructive qui permet d'obtenir une image quantitative du peuplement de poissons, sa distribution spatiale (toutes espèces confondues), ainsi que les répartitions en classes de taille. Cette approche est maintenant largement utilisée et est reconnue comme pertinente pour l'évaluation des stocks et l'étude des distributions spatio-temporelles, en particulier dans les lacs (Guillard *et al.* 2006b; Sotton *et al.* 2011; Winfield *et al.* 2009). Les lecteurs pourront se référer en particulier à l'ouvrage de Simmonds et MacLennan (2005) qui fait référence et à deux chapitres d'ouvrages (Guillard & Marchal 2001; Rudstam *et al.* 2013) plus précisément consacrés à l'utilisation de l'hydroacoustique en milieu lacustre. Le protocole employé sur le lac d'Annecy est le protocole standard déjà utilisé dans d'autres lacs et retenues (Guillard *et al.* 2006), conformément aux principes de normalisation européenne (CEN, 2009) et américaine (Parker-Stetter *et al.* 2009).

Des parcours de nuit sont réalisés afin d'échantillonner les poissons lorsque la répartition de ceux-ci est la plus dispersée possible, selon un parcours en transect, effectué à environ 8 km.h<sup>-1</sup>. Le matériel est constitué d'un sondeur SIMRAD ES70-7C, fréquence 70 kHz, transducteur circulaire split-beam (faisceaux partagés) de 7° à -3 dB, fixé à environ 70 cm en dessous de la surface de l'eau. Il est à noter que ce transducteur est différent de celui utilisé les années précédentes, l'ouverture étant plus petite, cette campagne ayant été faite dans le cadre d'un projet plus large de comparaison de fréquences. La longueur d'impulsion du sondeur est fixée à 0,256 ms (Godlewska *et al.* 2011). Un ordinateur gère et stocke les données, qui sont géo-référencées à l'aide d'un GPS. L'échantillonnage acoustique est effectué la même semaine que les pêches scientifiques avec 18 transects distants d'environ 500 mètres (le 17/09 en 2012, 16/09 en 2013, 15/09 en 2014, 14/09 en 2015, 13/09 en 2016) effectués de nuit (Fig 40). Les transects permettent d'échantillonner avec le même effort les différents biotopes (zones pélagique et littorale) (Guillard et Vergés 2007). Les données acoustiques ont été analysées avec le logiciel Sonar5-Pro (Balk *et al.*, 2014). Les séquences d'échointégration, l'unité élémentaire d'échantillonnage, correspondent à une distance d'environ 200 mètres, et permettent d'obtenir une valeur de la « densité moyenne acoustique », exprimée en  $S_a$  (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>) (MacLennan *et al.* 2002), proportionnelle à la quantité de poissons détectée dans le volume échantillonné : on considère cette valeur comme un estimateur de la densité de poissons (Simmonds et MacLennan 2005).

Pour des raisons techniques, le volume d'eau situé entre la surface et les premiers mètres (environ 2 à 3 m) n'est pas échantillonné, ainsi que les zones littorales d'une profondeur inférieure à 3-5 m. Pour les calculs des estimateurs de densité réalisés à partir des valeurs de  $S_a$  (MacLennan *et al.* 2002), la moyenne arithmétique des valeurs (Guillard et Vergés 2007) est calculée, celle-ci étant considérée comme un estimateur sans biais de la moyenne sur la zone, si l'effort est réparti de façon homogène sans hypothèse statistique *a priori* (Smith 1990) et si l'effort d'échantillonnage est suffisant (Aglen 1989).



Figure 40 : Localisation des transects (2012 à 2016)

Les sondeurs de type split-beam permettent d'accéder à la position de chaque cible dans le cône acoustique et donc de calculer leur index de réflexion (Target Strength : TS) compensé, exprimé en dB (MacLennan *et al.* 2002). Cet index de réflexion est, pour une espèce donnée, proportionnel à la taille de chaque individu (Simmonds & MacLennan 2005). Nous ne disposons pas d'équations issues de la littérature pour les espèces présentes dans le lac d'Annecy, mais l'utilisation de l'équation classique de Love (1971) permet d'approcher les répartitions en taille des poissons des lacs Européens (Emmrich *et al.* 2012). Les données sont analysées en mode 'tracking' (Balk *et al.*, 2014) qui permet d'associer plusieurs cibles individuelles définissant un même individu (Godlewska *et al.* 2009) (2 cibles minimum pour les couches supérieures à la thermocline, 3 pour les couches inférieures). Cette approche permet de lisser la variabilité des réponses des valeurs de TS. C'est à partir de ces valeurs moyennes qu'on définit la densité de poissons ( $\rho_a$ , nbre de poisson.  $ha^{-1}$ ) basée sur la 'Sv/TS scaling method' (Balk *et al.*, 2014) à partir de l'équation:  $\rho_a = Sa/\sigma$  ( $\sigma$  étant défini par  $TS = 10 \log (\sigma / 4\pi)$  (Diner & Marchand 1995)).

Les seuils d'acquisitions ont été fixés à -60 dB pour les SED (Single Echo Detection, les échos simples) ( $40 \log R$ ) et -66 dB pour les énergies (AmpSa ( $20 \log R$ ; Lindem 2011) conformément aux recommandations des normes internationales (CEN 2009; Parker-Stetter *et al.* 2009). A titre indicatif les poissons ayant une TS inférieure à -42 dB, correspondent à des poissons mesurant au maximum 15 cm, et les poissons ayant une TS supérieure à -36 dB à des poissons mesurant plus de 30 cm, selon l'équation de Love (1971). Pour l'analyse des données, la masse d'eau est divisée en deux couches (surface – 13 m, et 13 m -Fond), dont les limites sont fonction de la structure thermique du lac au moment où s'effectuent les campagnes (Figure IV.2). Les poissons, selon les espèces, se répartissent en effet préférentiellement dans les couches superficielles chaudes ou profondes froides (Guillard *et al.* 2006a; Mehner *et al.* 2010). Dans le cas du lac d'Annecy, une attention particulière a été portée sur la couche profonde afin d'examiner aussi les densités près du fond. Cette couche a donc elle-même été divisée en 2 (14 m – 35 m, et 35 m - Fond).



## ○ Pêches aux filets CEN

Le protocole d'échantillonnage choisi pour réaliser le suivi annuel du peuplement de poissons correspond au protocole de la norme EN 14757 (Appelberg 2000; AFNOR 2005) mis en œuvre dans les plans d'eau européens dans le cadre de la DCE<sup>1</sup>. Cette norme prévoit l'utilisation de filets benthiques posés de façon aléatoire, dans des strates préalablement définies (Tableau 10), avec un effort proportionnel à la surface et la profondeur du plan d'eau (Figure 41). De plus, la norme prévoit que des filets pélagiques soient posés dans la zone de plus grande profondeur du lac. En 2016, les filets ont été posés et relevés par l'ONEMA.

Strates	Nombre de filets
< 3 m	10
3 à 5,9 m	10
6 à 11,9 m	10
12 à 19,9 m	10
20 à 34,9 m	10
35 à 49,9 m	10
>50 m	4
Total	64
Surface total de filets posés	$64 * 30 * 1.5 = 2880 \text{ m}^2$

**Tableau 10 : Répartition et distribution des filets posés en 2016 par strates**

Chaque filet benthique mesure 30 mètres de long par 1,5 mètres de haut. Il est composé de 12 nappes, de 2,5 mètres de long chacune. Chaque nappe a une maille différente, couvrant en progression géométrique la gamme de mailles de 5 mm à 55 mm (Tableau 11).

N° de nappe	Taille de maille (mm)
1	43
2	19,5
3	6,25
4	10
5	55
6	8
7	12,5
8	24
9	15,5
10	5
11	35
12	29

**Tableau 11 : Tailles des mailles et disposition des mailles**

<sup>1</sup> Directive Cadre Eau

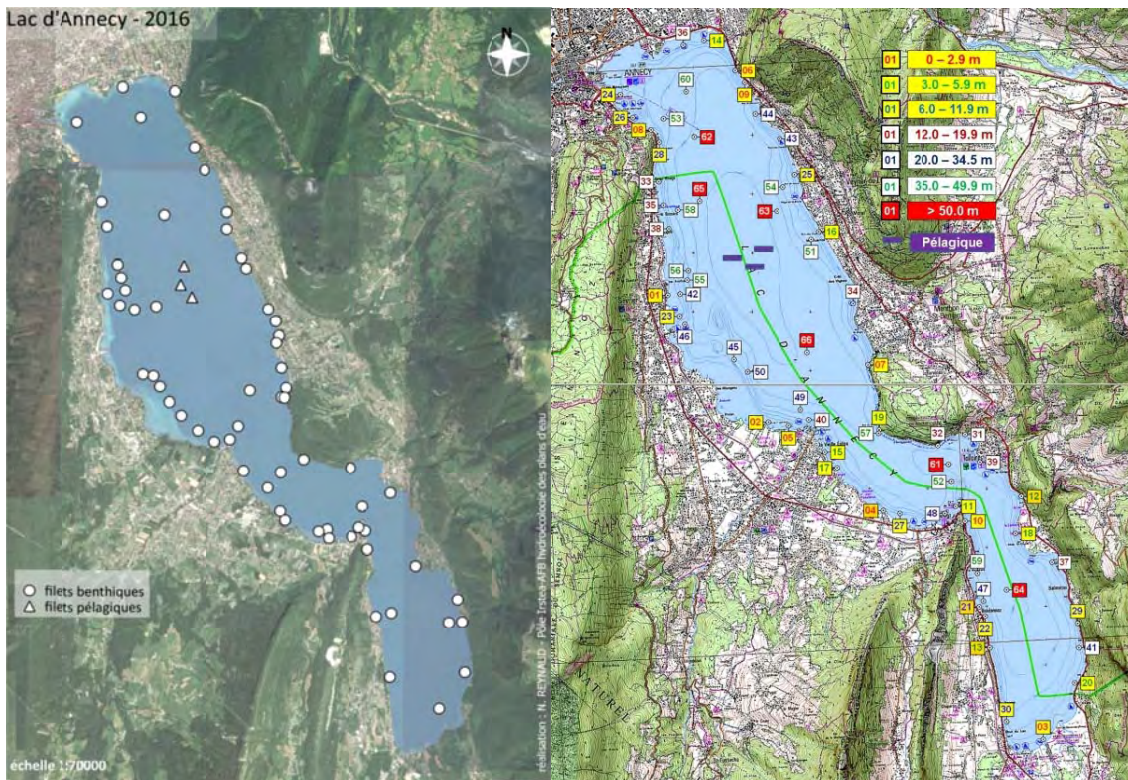


Figure 41 : Cartographies des filets campagne 2016 (Source ONEMA) (à gauche) et campagnes précédentes INRA (à droite)

Les filets pélagiques, longs de 27,5 mètres et hauts de 6 mètres, sont similaires dans leur composition aux filets benthiques. Seule la nappe de maille 5 mm est absente, du fait de l'impossibilité technique actuelle de réaliser à cette dimension de maille des nappes de 6 mètres de haut. Couplés par deux, ils sont ancrés au point le plus profond du lac (Fig. 42). Par l'intermédiaire de suspentes, ils sont descendus quotidiennement d'une profondeur de 6 mètres, afin d'explorer toute la tranche d'eau. La norme précise que les données issues des filets pélagiques sont uniquement qualitatives.

Afin de pouvoir effectuer les pêches au cours d'une seule semaine, plusieurs batteries de filets pélagiques ont été posées afin d'obtenir chaque jour plusieurs strates de 6 m. La surface totale échantillonnée par les filets pélagiques est de 3300 m<sup>2</sup>. Dans les analyses, la surface pêchée a été ramenée à 2970 m<sup>2</sup> pour être similaire aux années précédentes, où la strate 54-60 m n'a pas été pêchée. Il est à noter qu'aucun poisson n'a été capturé dans cette strate profonde ;

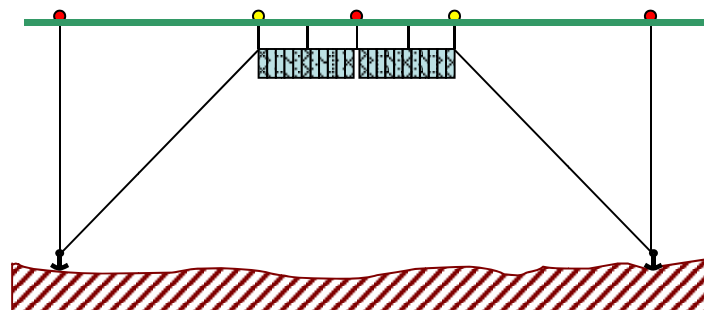


Figure 42 : Schéma de pose des filets pélagiques



Les filets sont posés avant le coucher du soleil, qui correspond au pic d'activité de la faune piscicole, et sont relevés au lever du jour. Le temps de pose pour tous les filets est donc d'environ 12 heures. Le démaillage des filets et le traitement des échantillons de poissons s'effectuent à terre. Chaque filet est démaillé nappe par nappe, afin d'identifier et dénombrer les espèces capturées, par filet et par taille de maille. Des mesures biométriques (taille, poids...) sont réalisées sur les individus capturés et des prélèvements (écailles, opercules, ...) sont effectués sur les espèces dominantes ou d'intérêt halieutique. Il est à noter que l'ONEMA procède à des relevés par lots pour les populations les plus abondantes, en particulier les perchettes de l'année. Ce traitement diffère légèrement de celui de l'INRA qui mesure tous les poissons mais ne devrait pas en théorie entraîner de différences dans les estimations des tailles moyennes individuelles.

## 4.3 Résultats

### ○ Hydroacoustique

Les résultats hydroacoustiques peuvent être visualisés directement afin d'avoir une estimation de la densité de cibles et de leur distribution bathymétrique (Fig. 43).

*Densités acoustiques*

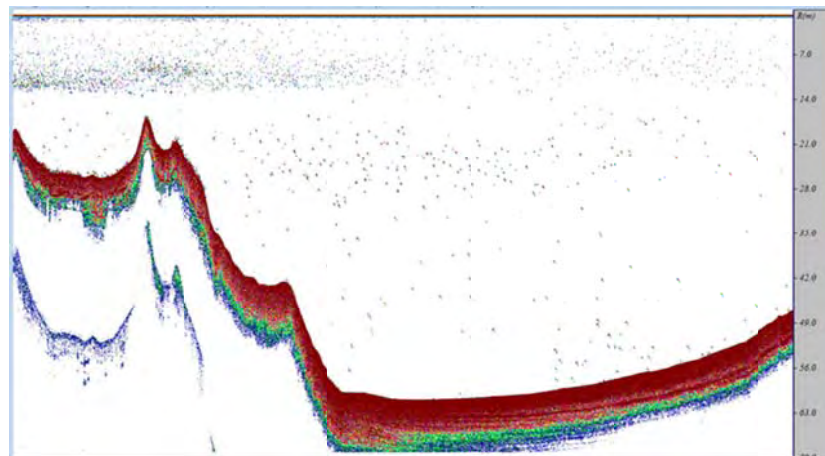


Figure 43 : Exemple d'échogramme, 13 septembre 2016. R représente la profondeur en m.

Les résultats des Sa moyens, exprimés en unité d'échointégration ( $m^2 \cdot ha^{-1}$ ) (MacLennan et al. 2002), sont résumés dans le Tableau 12, pour les trois strates définies en fonction de la thermocline (supérieure, intermédiaire et inférieure) et visualisées par un cercle dont la surface est proportionnelle à la densité détectée (Figure 44).

	Supérieure					Intermédiaire					Inférieure				
	2012	2013	2014	2015	2016	2012	2013	2014	2015	2016	2012	2013	2014	2015	2016
<b>Maximum</b>	4,89	6,50	1,87	10,4	7,76	2,04	5,38	2,83	7,77	3,37	0,71	0,37	0,41	0,89	0,62
Moyenne	<b>0,75</b>	<b>0,96</b>	<b>0,25</b>	<b>2,41</b>	<b>1,09</b>	<b>0,97</b>	<b>0,99</b>	<b>0,94</b>	<b>1,72</b>	<b>0,99</b>	<b>0,14</b>	<b>0,07</b>	<b>0,09</b>	<b>0,15</b>	<b>0,10</b>
<b>Minimum</b>	0,04	0,01	0,04	0,23	0,03	0,08	0,02	0,04	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau 12 : Sa ( $m^2 \cdot ha^{-1}$ ) pour les 3 couches



En 2016, la valeur moyenne de la densité acoustique dans la couche supérieure (1,09) est la deuxième valeur la plus élevée depuis le début du suivi. Elle est 4 fois supérieure à celle de 2014 (0,25) mais deux fois moindre qu'en 2015. Dans la strate intermédiaire, les densités acoustiques sont similaires à celles obtenues sur l'ensemble de la série, 2015 faisant exception. Enfin, dans la strate profonde, la densité (0,10) est proche de celles des années précédentes (tableau 12).

Comme pour les années antérieures, les densités dans les strates inférieures sont réparties relativement uniformément sur l'ensemble du lac. Cependant, ce constat ne s'effectue pas pour la strate de surface, avec des densités plus importantes dans le grand lac et une différence assez marquée entre la rive ouest et est. (Tableau 13 ; Fig. 44).

	Supérieure					Intermédiaire					Inférieure				
	2012	2013	2014	2015	2016	2012	2013	2014	2015	2016	2012	2013	2014	2015	2016
Grand lac Transects 1 à 10	1,04	1,30	0,25	2.87	<b>1,51</b>	1,00	1,11	1,02	1.95	<b>1.18</b>	0,14	0,07	0,09	0,15	<b>0.10</b>
Petit lac Transects 11 à 18	0,17	0,26	0,25	1.44	<b>0.41</b>	0,92	0,75	0,76	1.26	<b>0.87</b>	0,15	0,07	0,09	0,14	<b>0.12</b>

Tableau 13 : Sa moyen (m<sup>2</sup>.ha-1) pour les 3 couches Grand Lac et Petit Lac



	Supérieure	Intermédiaire	Inférieure
2012			
2013			
2014			

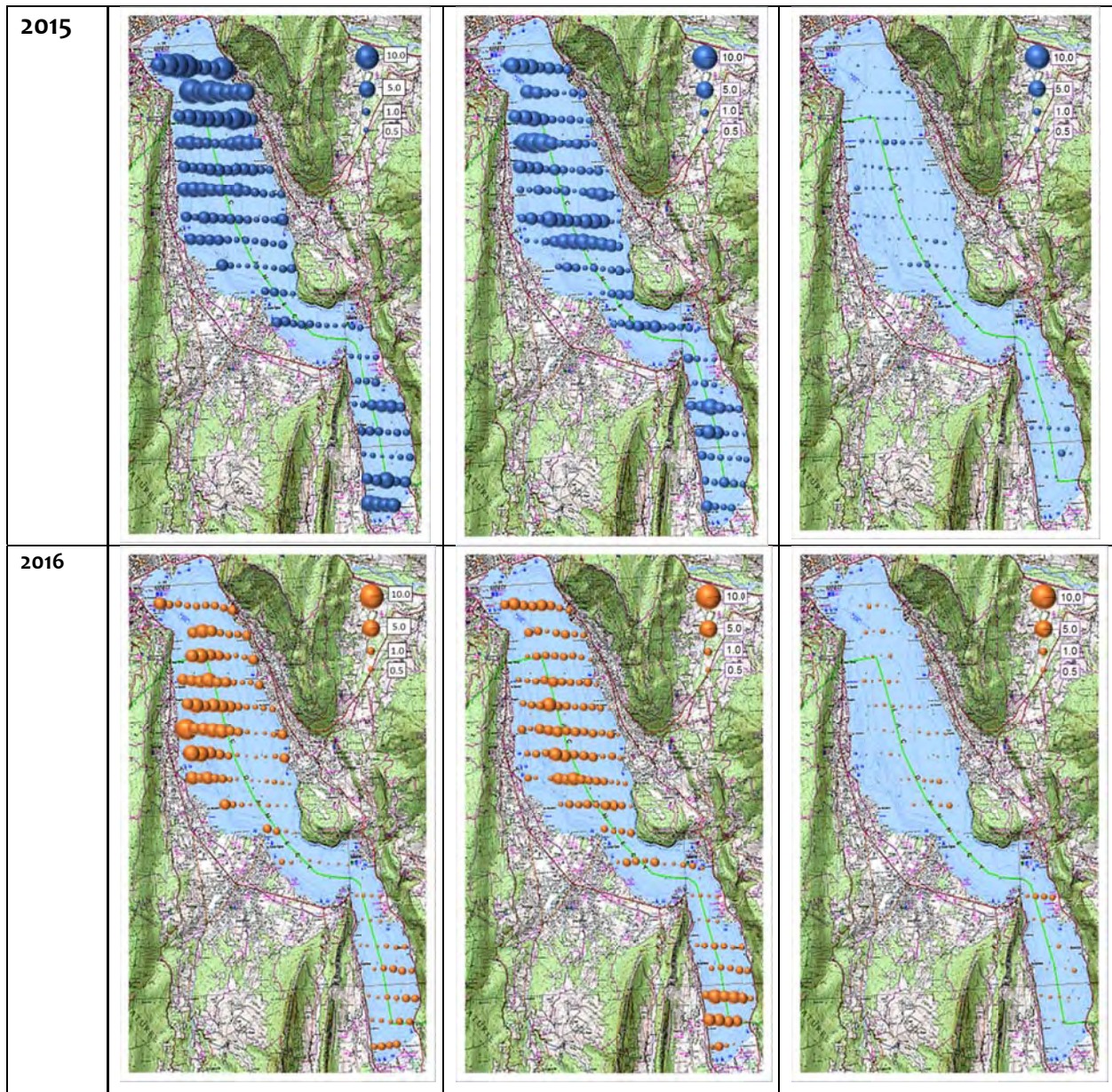


Figure 44 : Sa (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>) des trois strates, pour les parcours de nuit (18 transects) des campagnes 2012, 2013, 2014, 2015 et 2016

### *Abondance et structure en taille*

Le nombre de cibles utilisées pour le calcul des TS moyennes dans les trois couches analysées est résumé dans le Tableau 14. En 2016, le nombre de cibles est donné à titre indicatif, en effet, l'angle d'ouverture du sondeur utilisé lors de la campagne 2016 est différent des campagnes précédentes (7° contre 11° sur la période 2012-2015) le volume échantillonné est donc différent.

La valeur moyenne de la TS de la couche supérieure (-47,4 dB) pour la campagne 2015 est équivalente à celles des années 2012 et 2013. Pour les couches intermédiaire et inférieure, les TS moyennes (-34,6 dB et -37,0 dB) sont similaires à celles des années antérieures, excepté pour 2015 où des TS moyennes élevées avaient été constatées.



	Supérieure					Intermédiaire					Inférieure				
	2012	2013	2014	2015	2016	2012	2013	2014	2015	2016	2012	2013	2014	2015	2016
Nombre de cibles détectées	12332	11849	1313	12877	<b>2284*</b>	2820	2594	2292	2494	<b>1009*</b>	1256	710	748	705	<b>499*</b>
TS moyenne en dB	-47,1	-47,3	-43,0	-44,8	<b>-47,5</b>	-35	-34,7	-34,6	-31,5	<b>-34,6</b>	-36,4	-36,6	-36,8	-33,8	<b>-37</b>

**Tableau 14 : Nombre de cibles détectées et TS moyennes de nuit par couche (Le nombre de cibles détectées est donné à titre indicatif en 2016)**

En 2016, comme pour les années antérieures, la distribution est de type unimodale en couche supérieure (Fig. 45). Les distributions sont de types bimodales en couches intermédiaire et inférieure avec un second mode plus atténué correspondant à des poissons de petites tailles (-52 dB en intermédiaire, -48 dB en inférieur).

Dans la couche supérieure, ce sont principalement des petites cibles qui sont présentes, d'une taille moyenne d'environ 7,0 cm en 2016 en utilisant l'équation de Love (1971). La distribution obtenue est similaire à celle des années précédentes exceptées pour 2014 où une distribution bimodale avait été constatée. En 2016, on observe cependant un léger décalage du mode vers des poissons de plus petite taille. En ce qui concerne la couche intermédiaire, le mode est situé à -32 dB comme les années précédentes excepté 2015 (-30 dB). Dans la strate la plus profonde, le mode principal comme pour 2016 vers des poissons de plus grande taille -32 dB.

La représentation des cibles détectées dans la colonne d'eau (Fig. 46) confirme en 2016, (i) un nombre plus élevé de cibles en surface par rapport aux autres couches, (ii) une faible proportion de poissons de taille inférieure -40 dB pour la couche intermédiaire, (iii) la présence de poissons dans toute la colonne d'eau. En 2016, moins de cibles sont détectées, l'angle d'ouverture étant plus faible.

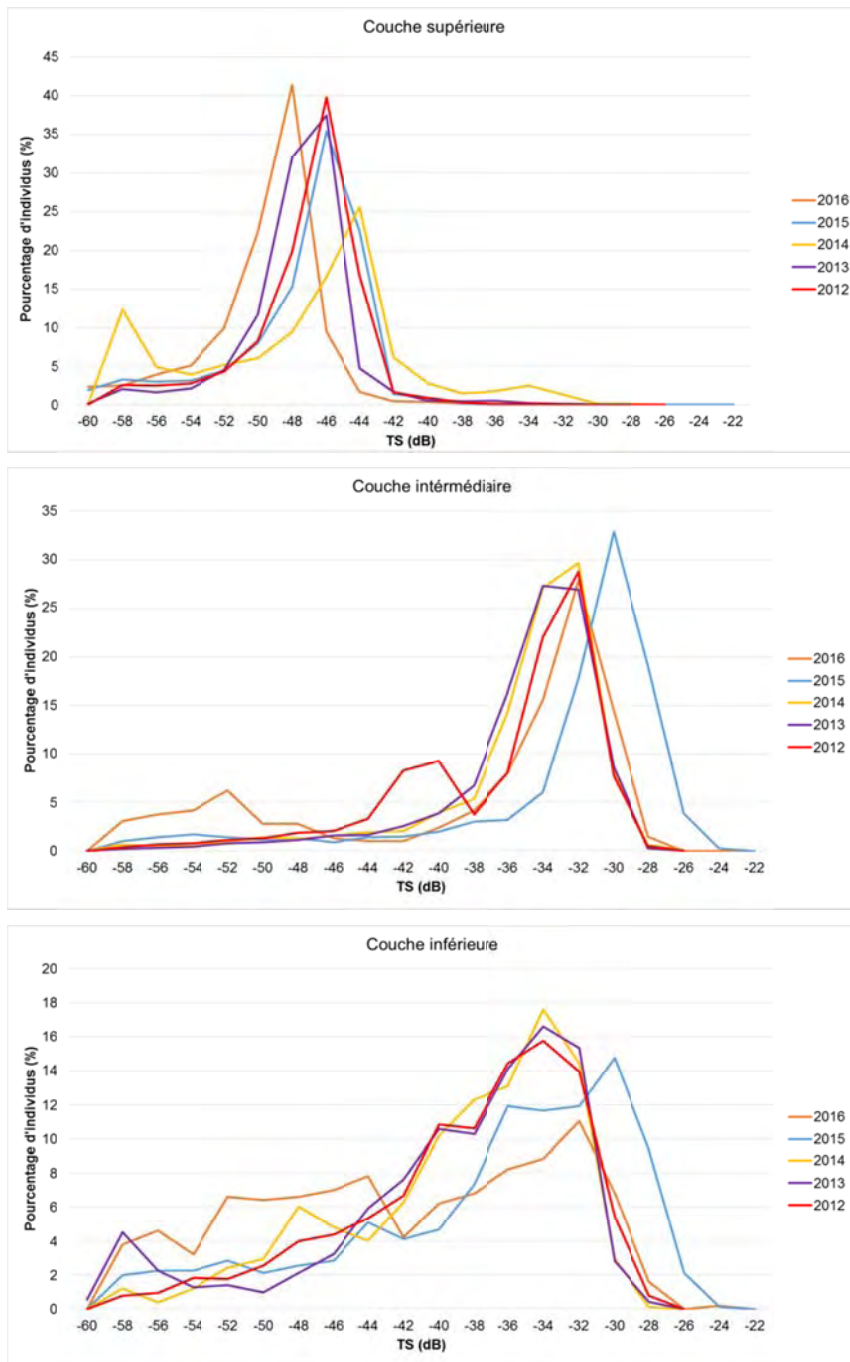


Figure 45 : Distribution en classes de tailles, des trois strates, pour les parcours de nuit (18 transects) des campagnes 2012, 2013, 2014, 2015 et 2016

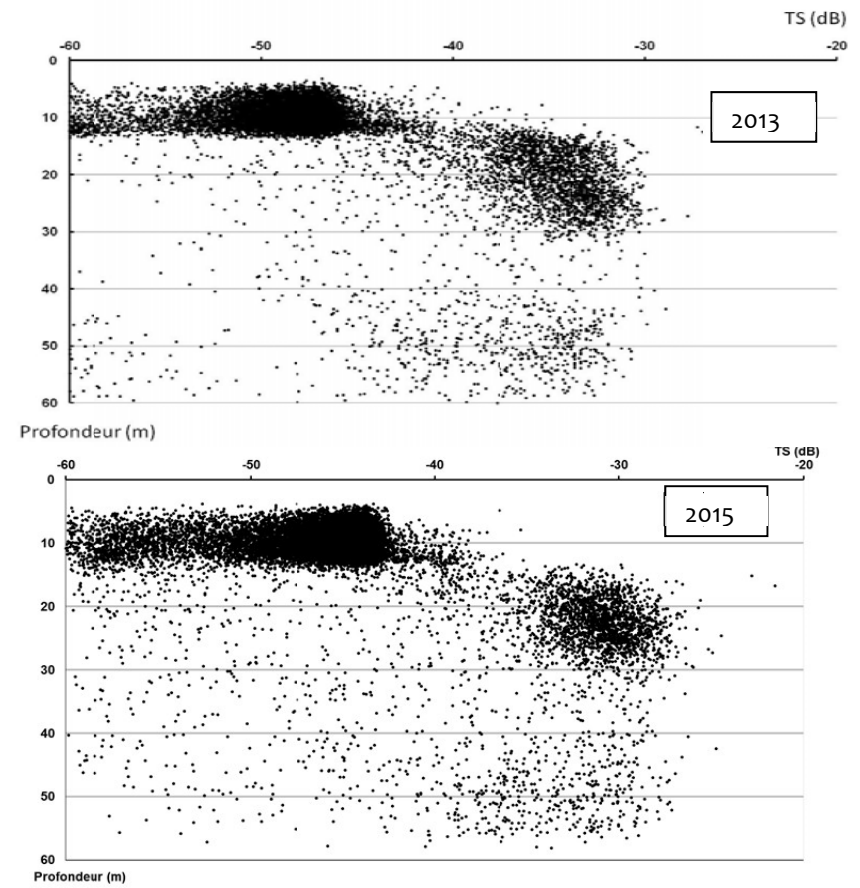
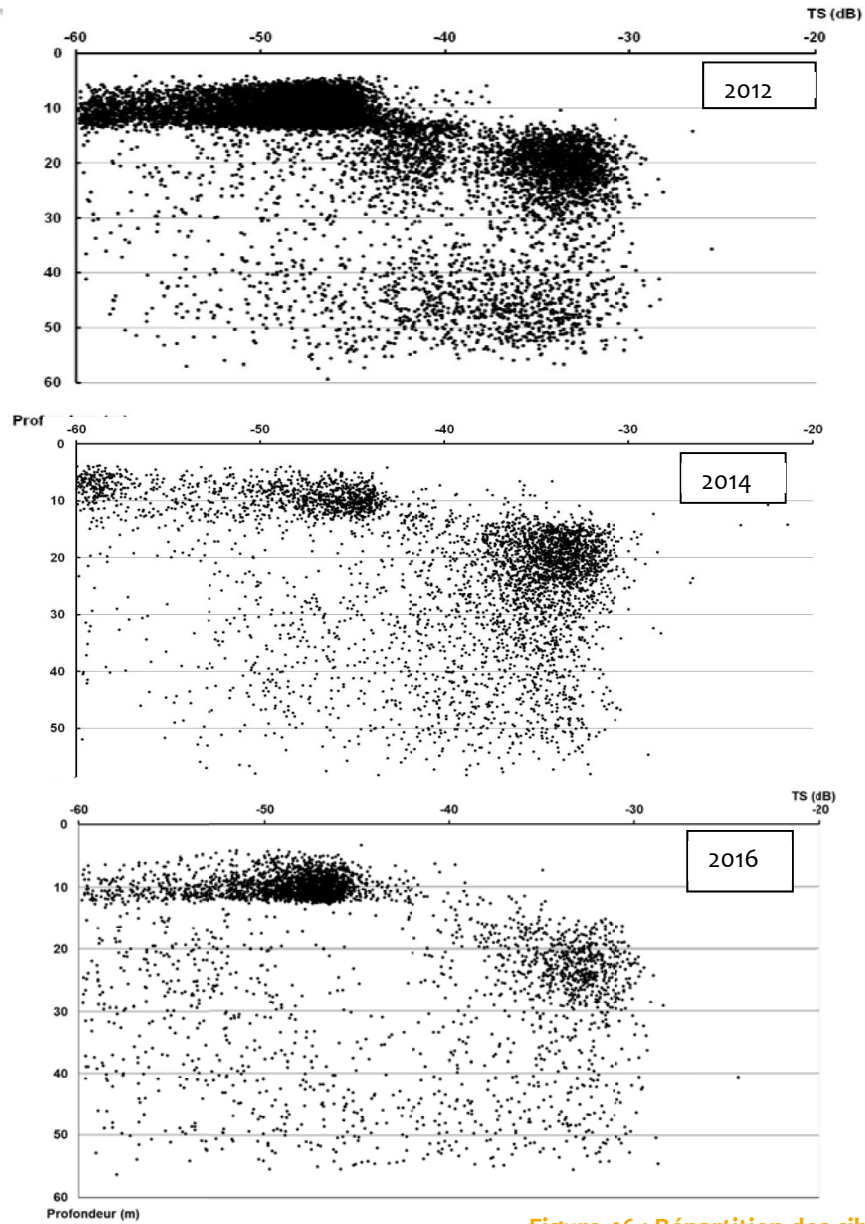


Figure 46 : Répartition des cibles dans la colonne d'eau (2012, 2013, 2014, 2015, 2016).



Les estimations calculées en biomasse par hectare, à partir des tailles moyennes des cibles estimées par acoustique, sont d'environ 18.5 kg.ha<sup>-1</sup> (contre 14 en 2012, 20 en 2013, 14 kg.ha<sup>-1</sup> en 2014 et 59 kg.ha<sup>-1</sup> en 2015) pour la couche superficielle. Les estimations seraient de plus de 98 kg.ha<sup>-1</sup> pour la couche intermédiaire (contre 86 en 2012, 86 en 2013, 83 en 2014, 200 en 2015) et de 8.9 kg.ha<sup>-1</sup> pour la couche la plus profonde (11 en 2012, 5 en 2013, 6 en 2014, 16 en 2015).

La valeur de densité acoustique observée en 2016 dans la couche située au-dessus de la thermocline (3 m – 13 m) est la deuxième valeur la plus élevée depuis la mise en place du suivi. Ces densités correspondent presque exclusivement à des jeunes poissons de l'année, comme l'atteste la distribution en tailles des cibles détectées et se composent principalement de perche (*Perca fluviatilis*) et de gardon (*Rutilus rutilus*), d'une taille moyenne d'environ 7,0 cm en 2016 en utilisant la loi de Love (1971). Cette taille moyenne est la plus faible depuis le début du suivi mais reste proche de celle de 2012 et 2013. Les densités acoustiques élevées obtenues en 2016 sont probablement à mettre en lien avec la forte variabilité du succès de la reproduction de ces deux espèces : cette année, le recrutement aurait été bon comme l'année précédente, de même ordre de grandeur que celui observés au début des années 2000 (Guillard et al., 2011). La qualité du recrutement de ces deux espèces dépend de plusieurs facteurs, en particulier des conditions climatiques avant, pendant et surtout après la période de reproduction (émergence des larves) et pas uniquement de la qualité du milieu (Gillet 2001).

Les deux couches sous la thermocline ont été regroupées sous la même appellation «sub-thermocline» dans le tableau IV.7 afin de pouvoir comparer les valeurs obtenues avec celle acquises sur d'autres lacs. Pour ces deux couches, les densités acoustiques obtenues sont les plus élevées depuis le début du suivi. Pour la couche supérieure, les niveaux sont équivalents à ceux obtenus sur le lac du Bourget pendant la campagne de 2010. Sous la thermocline, les densités sont mêmes parmi les plus élevées sur l'ensemble des lacs investigués, toutes années confondues. Comparé aux autres lacs, les valeurs de Sa sont particulièrement hautes dans la couche «sub-thermocline». Cette couche d'eau est occupée majoritairement par les corégones (*Coregonus lavaretus*).

Pour résumer, dans la couche supérieure on observe en 2016 de fortes biomasses, indicatrices d'un recrutement assez fort de juvéniles de perches et de gardons. De tels niveaux de recrutement avaient été observés par le passé (2002, 2012, 2013). Sous la thermocline, le peuplement serait similaire aux années antérieures exception faite pour 2015, année particulière.

Les calculs d'écart-types et d'incertitude ont été longtemps sources de nombreux débats lors de la présentation des valeurs d'estimation de stock par hydro-acoustique. Il a été montré que la valeur de l'estimateur dépendait principalement de l'effort d'échantillonnage le "cover ratio" sensu (Aglen 1989) et non des méthodes de calculs statistiques qui, selon la méthode utilisée, produisent des valeurs d'incertitudes associées plus ou moins fortes (Guillard & Vergès 2007). Certains travaux s'affranchissent d'ailleurs de ces valeurs en utilisant une valeur moyenne obtenue en fusionnant toutes les séquences en une seule (Emmrich et al. 2012), dans une démarche analogue à l'utilisation des valeurs par transect (Jolly & Hampton 1990). L'intérêt de ces valeurs réside dans les évolutions dans le temps et dans l'espace, sachant que les méthodes et paramètres utilisées sont les mêmes, les efforts d'échantillonnages identiques, avec un "cover ratio" toujours supérieur à 6 (Aglen 1989). Les chiffres indiqués pour les estimations de biomasses peuvent être discutés dans leur valeur précise, soumise à des incertitudes liées à la méthode, comme pour toute méthode d'échantillonnage (pêches aux filets, chaluts, statistique de pêches) et de mesure, et ce d'autant plus que l'équation utilisée pour les relations tailles-poids est une équation généraliste (Love, 1971), mais l'intérêt de ce chiffre ne réside pas dans sa valeur absolue, mais dans son évolution dans le temps et dans l'espace. Il est confronté



aux valeurs obtenues lors des campagnes précédentes qui utilisent la même méthodologie et qui permettent ainsi de mesurer son évolution. Les densités acoustiques observées sous la thermocline sont significatives d'une population stable en lien avec la stabilité des CPUE obtenues auprès des pêcheurs amateurs et professionnels constatées pour le corégone (Goulon et Guillard, 2017).

Le tableau 15 compare les résultats obtenus à Annecy en 2016 avec le suivi effectué les années précédentes ainsi que pour d'autres lacs.

	Couche supérieure	Couche Sub-thermocline
	Sa (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	Sa (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )
Aiguebelette (2005)	0.35	0.24
Annecy (2002)	1.25	0.40
Annecy (2012)	0.75	0.56
Annecy (2013)	0.97	1.05
Annecy (2014)	0.25	1.03
Annecy (2015)	2.41	1.84
Annecy (2016)	<b>1.09</b>	<b>1.09</b>
Bourget (2005)	1.63	0.09
Bourget (2010)	0.90	0.62
Bourget (2011)	0.20	0.58
Bourget (2012)	2.62	0.91
Bourget (2013)	1.75	0.67
Bourget (2014)	0.30	0.51
Bourget (2015)	<b>0.35</b>	<b>0.54</b>
Brienz (2011)	0.28	0.23
Joux (2011)	1.42	0.36
Leman (2012)	1.42	0.57
Morat (2010)	0.28	0.03
Neufchatel (2011)	2.20	0.98
Lugano (2011)	0.10	0.05
Poschiavo (2012)	0.03	0.13
Hallwill (2012)	0.80	0.06
Sils 2012		0.086
Saint Point (2012)	0.29	0.56

Tableau 15 : Sa (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>) moyen pour différents plans d'eau et années

## ○ Pêches CEN

### *Cartographie des filets*

Conformément au plan d'échantillonnage des années précédentes, 64 filets benthiques ont été posés en 2016 et des filets pélagiques dans la zone centrale (Figure 41). Les captures dans les filets permettent d'identifier les espèces présentes et d'obtenir les rendements par espèce (effectif ou poids ramenés à une surface unitaire de filet et une durée de pose) (Tableaux 16 et 17).



2016			Rendements de pêche		Rendements de pêche	
Espèce	Nombre (Ind)	Biomasse (gr)	Numériques (%)	Pondéraux (%)	Numériques (ind/1000 m <sup>2</sup> )	Pondéraux (gr/1000 m <sup>2</sup> )
Perche	2789	22309	84,0%	41,5%	476,75	3813,50
Gardon	493	13707	14,8%	25,5%	84,27	2343,08
Corégone	11	1290	0,3%	2,4%	1,88	220,51
Brochet	9	3024	0,3%	5,6%	1,54	516,92
Tanche	7	11182	0,2%	20,8%	1,20	1911,45
Lotte	3	558	0,1%	1,0%	0,51	95,38
Rotengle	5	1413	0,2%	2,6%	0,85	241,54
Omble	2	276	0,1%	0,5%	0,34	47,18
Goujon	3	12	0,1%	0,0%	0,51	2,05
<b>Total</b>	<b>3322</b>	<b>53771,00</b>	<b>100,00%</b>	<b>100,00%</b>	<b>567,86</b>	<b>9191,62</b>

**Tableau 16 : Chiffres clés des campagnes de pêche 2016 (les rendements surfaciques prennent en compte tous les types de filets posés benthiques et pélagiques)**

2010			Rendements de pêche		Rendements de pêche	
Espèce	Nombre (Ind)	Biomasse (gr)	Numériques (%)	Pondéraux (%)	Numériques (ind/1000 m <sup>2</sup> )	Pondéraux (gr/1000 m <sup>2</sup> )
Perche	1402	14833,1	83,65	33,77	223,6	2365,73
Gardon	141	5610,7	8,41	12,77	22,49	894,85
Corégone	24	2641	1,43	6,01	3,83	421,21
Brochet	11	3816	0,66	8,69	1,75	608,61
Tanche	3	4810	0,18	10,95	0,48	767,15
Lotte	1	366	0,06	0,83	0,16	58,37
Rotengle	1	248	0,06	0,56	0,16	39,55
Omble	7	590	0,42	1,34	1,12	94,10
Goujon	11	89,9	0,66	0,20	1,75	14,34
Carpe	0	0	0	0	0	0
Chabot	1	2,2	0,06	0,01	0,16	0,35
Truite	1	4,7	0,06	0,01	0,16	0,75
Chevaine	11	7626	0,66	17,36	1,75	1216,27
Blennie	3	8,2	0,18	0,02	0,48	1,31
<b>Total</b>	<b>1676</b>	<b>43928,9</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>267,3</b>	<b>7006,2</b>

**Tableau 17 : Chiffres clés de la campagne de pêche 2010 (les rendements surfaciques prennent en compte tous les types de filets tendus benthiques (2970 m<sup>2</sup>) et pélagiques (3300 m<sup>2</sup>) (Onema, 2010)**

La campagne de pêche 2016 a permis la capture de 9 espèces de poissons. Comparativement aux pêches précédentes (2010, 2012, 2013, 2014, 2015), certaines espèces comme la Blennie (*Salaria fluviatilis*), la carpe (*Cyprinus carpio*), le Chabot (*Cottus gobio*), la Truite fario (*Salmo trutta*) n'ont pas été capturées. Il est à noter que la vandoise (*Leuciscus leuciscus*) et l'ablette (*Alburnus alburnus*) n'ont pas été capturées depuis les pêches Onema de 2007, au cours desquelles elles étaient déjà numériquement faibles. Les deux espèces d'écrevisses, la californienne (*Pacifastacus leniusculus*) et l'américaine (*Orconectes limosus*) ont été capturées mais ne sont pas prises en compte dans ce rapport.

Le rendement de pêche numérique global en 2016 est de 568 ind./1000 m<sup>2</sup>, un niveau élevé, même si il est toujours inférieur au record de 2012 (833 ind./1000 m<sup>2</sup>), mais très supérieur à 2007 et 2015 (133 et 140 ind./1000 m<sup>2</sup>) et à ceux de 2014, 2013, 2010 (respectivement 381, 349, 267). De même, le rendement de



pêche pondéral d'environ 9,2 kg.1000 m<sup>2</sup> est supérieur à toute la série, excepté 2012 (13,7 kg.1000 m<sup>2</sup>). En 2014, comme pour les années précédentes, le peuplement est largement dominé par la perche et ensuite le gardon, tant en effectif qu'en biomasse.

### Rendements des filets benthiques 2010 à 2016

Les rendements numériques (Fig. 47) des deux espèces majoritaires, la perche (PER) et le gardon (GAR), sont variables annuellement en fonction du recrutement et de l'abondance des 0+ (Gillet 2001), ainsi que, pour la perche, de l'importance quantitative et la survie des cohortes précédentes. En 2016, les captures de perche sont à un niveau élevé, comme la plupart des années, 2015 exceptée. Le rendement du gardon est toujours plus faible que celui de la perche (environ 4 fois moindre), mais est particulièrement élevé en 2016, le plus fort de la série. Le reste des captures des filets benthiques (Fig.48) est principalement constitué de brochets et de corégones, avec des rendements du même ordre de grandeur que les années précédentes.

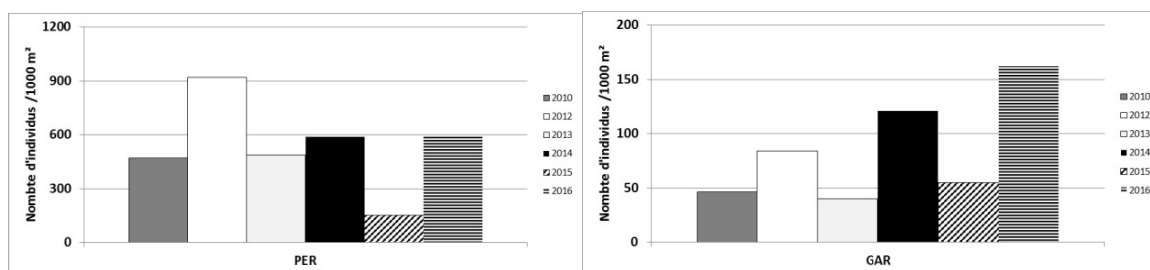


Figure 47 : Rendements numériques des filets benthiques pour la perche et le gardon (gris : 2010, blanc : 2012, gris clair : 2013, noir : 2014, hachuré : 2015, hachuré horizontal : 2016).

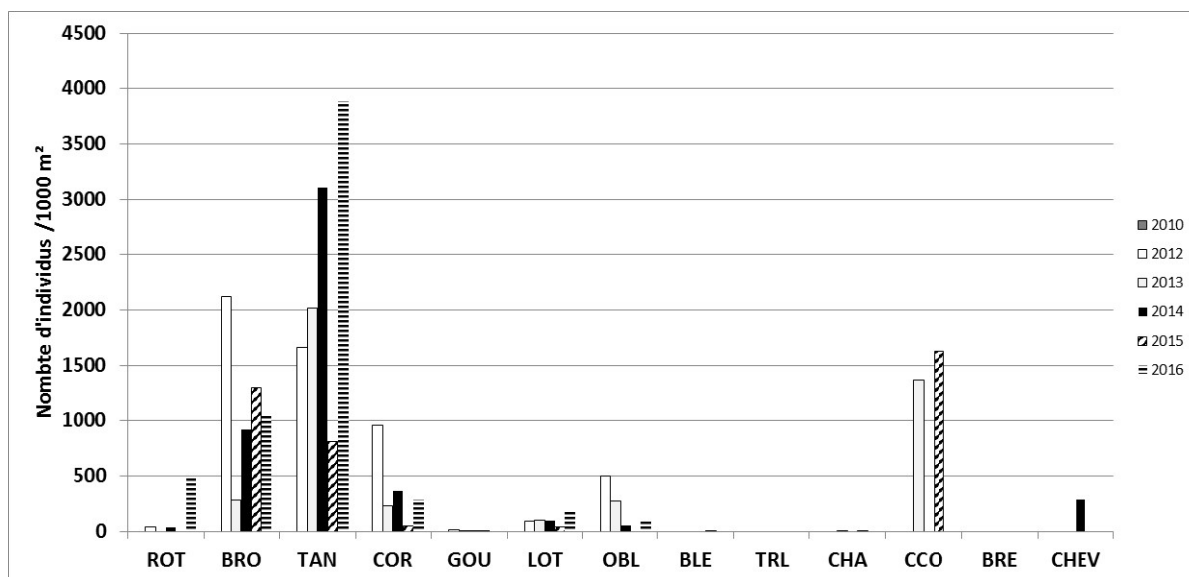


Figure 48 : Rendements numériques des filets benthiques pour les autres espèces (gris : 2010, blanc : 2012, gris clair : 2013, noir : 2014, hachuré : 2015, hachuré horizontal : 2016).

On notera que le rendement de pêche concernant la lotte (*Lotta lotta*) est stable ; le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*) et la tanche (*Tinca tinca*) ont été capturés en nombre cette année ; l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) a été peu capturé, et les effectifs observés pour le corégonne (*Coregonus lavaretus*) sont parmi les plus faibles. Les rendements pondéraux (Fig. 49) confirment la dominance de la



perche et du gardon en termes de biomasse, le brochet et la tanche avec un faible nombre d'individus capturés mais de grande taille apparaissant en position suivante.

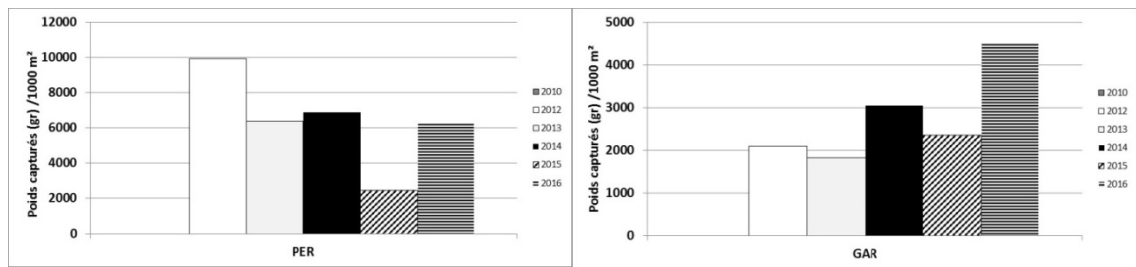


Figure 49 : Rendements pondéraux des filets benthiques pour la perche et le gardon (gris : 2010, blanc : 2012, gris clair : 2013, noir : 2014, hachuré : 2015, hachuré horizontal : 2016).

### Rendements des filets pélagiques de 2010 à 2014

Les filets pélagiques sont posés pour obtenir des informations qualitatives (CEN 2009), mais les rendements sont néanmoins calculés afin d'aborder la dynamique des populations de poissons pélagiques, en particulier celle du corégone. En 2016, les captures des filets pélagiques sont composées comme les autres années de corégones, perches, gardons. Les rendements (Fig. 50) sont largement dominés par la perche ; on notera que le haut niveau de captures de gardons dans les filets benthiques ne se retrouve pas particulièrement dans les pélagiques et que cette année aucun omble n'a été pêché dans ces filets. Les rendements pondéraux reflètent ces chiffres.

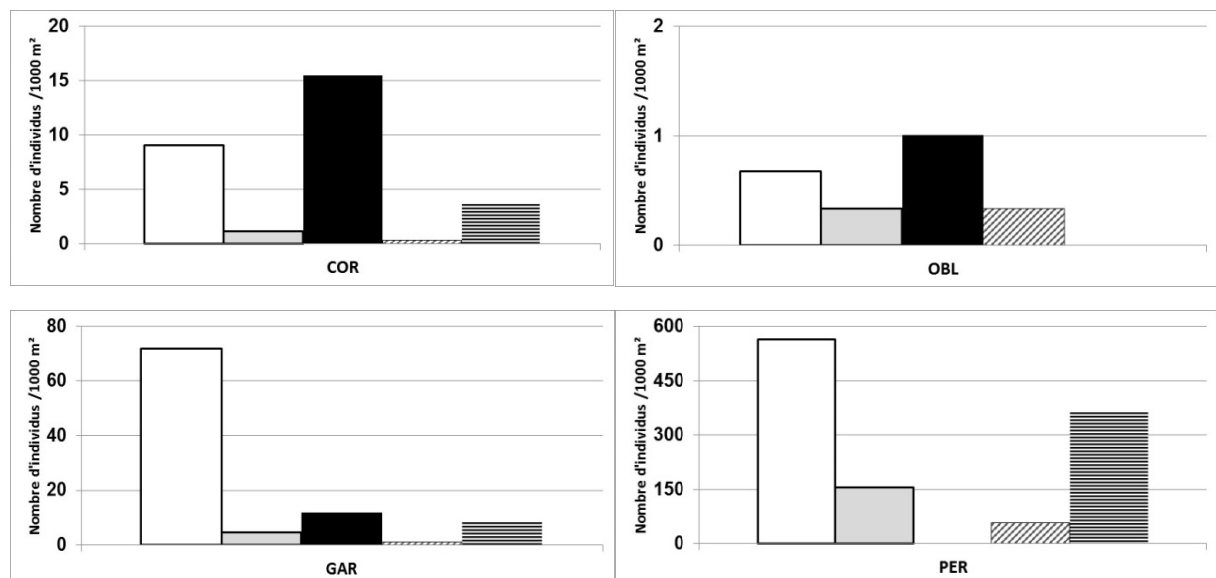


Figure 50 : Rendements numériques des filets pélagiques pour le corégone, l'omble, le gardon et la perche (blanc : 2012, gris clair : 2013, noir : 2014, hachurés : 2015, hachuré horizontal : 2016).

La répartition spatiale verticale des prises issues des filets benthiques, sur les deux principales espèces, perche et gardon, confirme la stratification spatiale stricte des poissons déjà montrée par ailleurs (Mehner *et al.* 2010; Yule *et al.* 2013): percidés et cyprinidés sont capturés au-dessus de la thermocline, même si cette année plusieurs dizaines de perchettes ont été identifiées comme provenant de filets profonds (moins de 4 % : poissons capturés à la remontée ?). Les autres espèces, hors salmonidés et corégonidés, sont aussi capturées majoritairement au-dessus de la thermocline. En ce qui concerne les



corégones, 90 % des poissons ont été pris dans les couches inférieures à la thermocline (Fig. 51), captures cumulées des filets benthiques et pélagiques. L'individu capturé dans la couche de surface est un 0+.

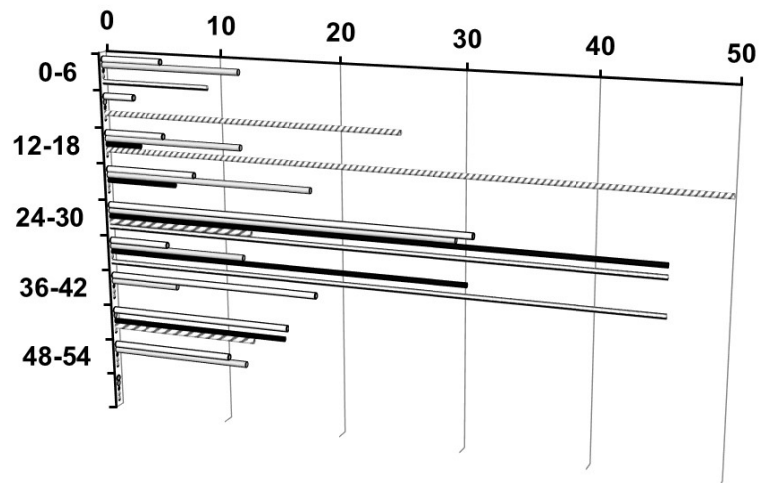


Figure 51 : Répartition verticale des pourcentages de corégones capturés aux filets (en blanc : 2012, en gris : 2013, en noir : 2014, en hachuré : 2015, hachuré horizontal : 2016)

### Analyse populationnelle des espèces majoritaires

#### La perche



La perche est un poisson peu exploité sur le lac d'Annecy, et cela malgré une population de juvéniles parfois très abondante (Guillard et al 2006). En 2016, ce poisson a été beaucoup capturé dans les filets benthiques, l'année 2014 faisant exception sur la série avec de très faibles valeurs et l'année 2012, étant toujours l'année record. Comme pour les années précédentes, la majorité (~ 70 %) des poissons capturés sont des poissons de petite taille, inférieure à 13 cm mais la proportion de poissons dans la gamme supérieure à 10 cm est majoritaire, contrairement aux autres années (Fig. 52). Les poissons sont porteurs à 82 % du parasite *Triaenophorus crassus*. Environ 50 % des individus infectés hébergent plus de 2 individus de ce parasite, 8 % en contenant 4 ou plus. L'occurrence de ce parasite chez les perches d'Annecy est plus forte que dans les autres lacs alpins suivis, mais il n'a pas été mis en évidence de différences de morphologie et de trajectoires trophiques entre les poissons parasités et ceux non parasités (Frantz, 2016). Les poissons adultes sont proportionnellement moins parasités, mais le faible nombre de poissons adultes échantillonnés ne permet pas une analyse robuste. Les rendements de pêches (Fig. 52) obtenus par les filets benthiques, sont à des niveaux élevés allant dans le même sens que le proxy de densité obtenue avec les données par acoustique.

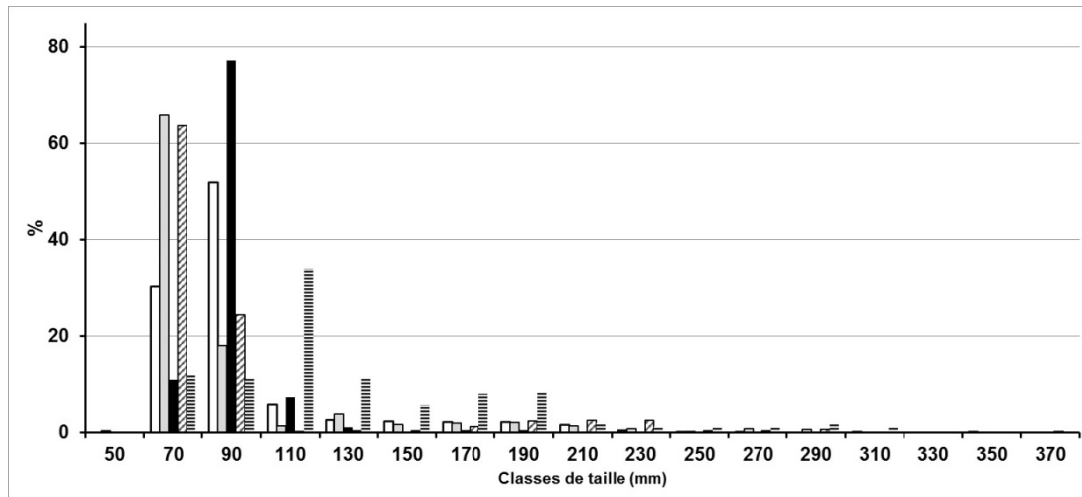


Figure 52 : Structure en taille de la population de perches capturées (blanc : 2012, gris : 2013, noir : 2014, hachuré : 2015, hachuré horizontal : 2016)

Les juvéniles de l'année, dont l'âge a été vérifié par lecture des opercules, sont majoritairement dans la classe 6-9 cm, alors qu'au Bourget ils sont distribués dans les classes 9 -11 cm pour des dates similaires (Jacquet et al. 2015, 2016). Les poissons de taille supérieure à 10 cm sont majoritairement analysés comme des 1+. Cette proportion forte de 1+ dans les filets benthiques n'était pas apparue dans les échantillonnages précédents. Le traitement par lots a peut-être induit un biais dans la distribution réelle de ces jeunes poissons en sous estimant la proportion des plus petits poissons ou un hiver particulièrement doux aurait favorisé la survie de la cohorte de l'année 2015. En effet l'hiver 2015-2016 a été le plus chaud depuis 1900 en France (Météo France) et doit sa première place à un mois de décembre inédit, avec une température moyenne mensuelle supérieure de 4.8°C à la normale (Observatoire Savoyard du Changement Climatique dans les Alpes du Nord). Il est à noter que la population pélagique détectée par acoustique ne recoupe pas ces informations sur la taille et la survie de 1+, car la taille moyenne observée est inférieure, ce qui n'a pas été notée les années précédentes. On peut émettre l'hypothèse qu'en pélagique on observe principalement des 0+ et que dans les zones littorales, les 2 générations cohabitent. Le reste de la population est représenté par des perches plus grandes (taille maximale observée 38 cm proche de celle de 2014, 2015 -36 cm- contre 39 cm en 2013 et 34,5 cm en 2012) correspondant à des poissons 2+, 3+, voire 4+ mais en faibles proportions. Pour cette année 2016, la relation taille-poids (Fig. 53) est proche de la relation établie par Giannetto et al. (2011) sur 64913 spécimens provenant de 762 populations différentes de perches Européennes, et donc différente de celles trouvées pour 2012, 2013, 2014, 2015.

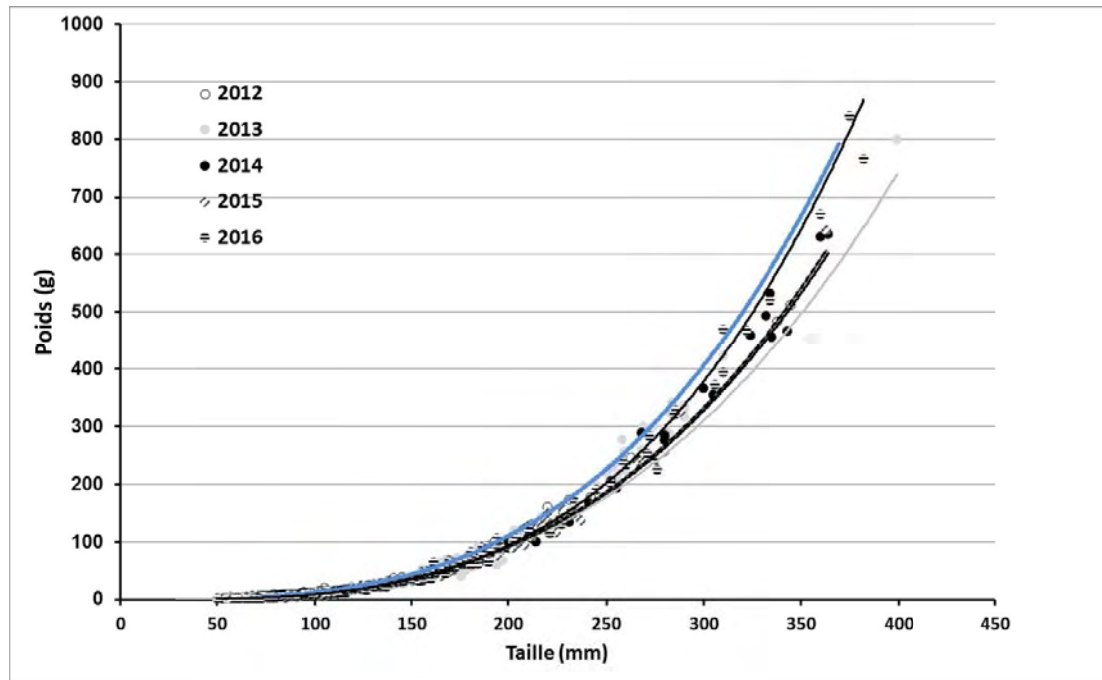


Figure 53 : Relation taille – poids pour la perche. Cercle blanc : 2012 (pointillé = modèle exponentiel); cercle gris : 2013 (trait gris = modèle exponentiel), cercle noir : 2014 (trait noir = modèle exponentiel); cercle hachuré : 2015 (trait noir pointillé = modèle exponentiel); cercle hachuré horizontal : 2016 (trait noir = modèle exponentiel); en bleu : modèle issu de Giannetto et al. (2011).

### Le gardon



Le gardon est la seconde espèce en termes d'abondance après la perche, mais avec des rendements de pêche beaucoup plus faibles (environ 3 à 10 fois selon les années). Capturés majoritairement dans les filets benthiques (sauf en 2012, où les captures ont été similaires dans les deux types de filets), en 2016, seule 5% des individus l'ont été dans les filets pélagiques. Le rendement total est à un niveau similaire à celui de 2012, record de la série. Comme pour la perche, ce poisson a un comportement grégaire quand il est juvénile (Guillard *et al.*, 2011). La taille des individus de l'année est du même ordre de grandeur que celle des juvéniles de perches, inférieure à 10 cm (Fig. 54), mais la proportion de poissons dans la gamme supérieure (10-13) est plus importante que les années précédentes, comme pour la perche. Ces poissons 1+, âges estimés par les lectures d'écaillés, sont plus nombreux. Dans la population les poissons 1+, 2+ sont majoritaires, mais quelques individus plus âgés (4+,5+) sont aussi présents (taille maximale capturée 31,2 cm, âge estimé 5+).

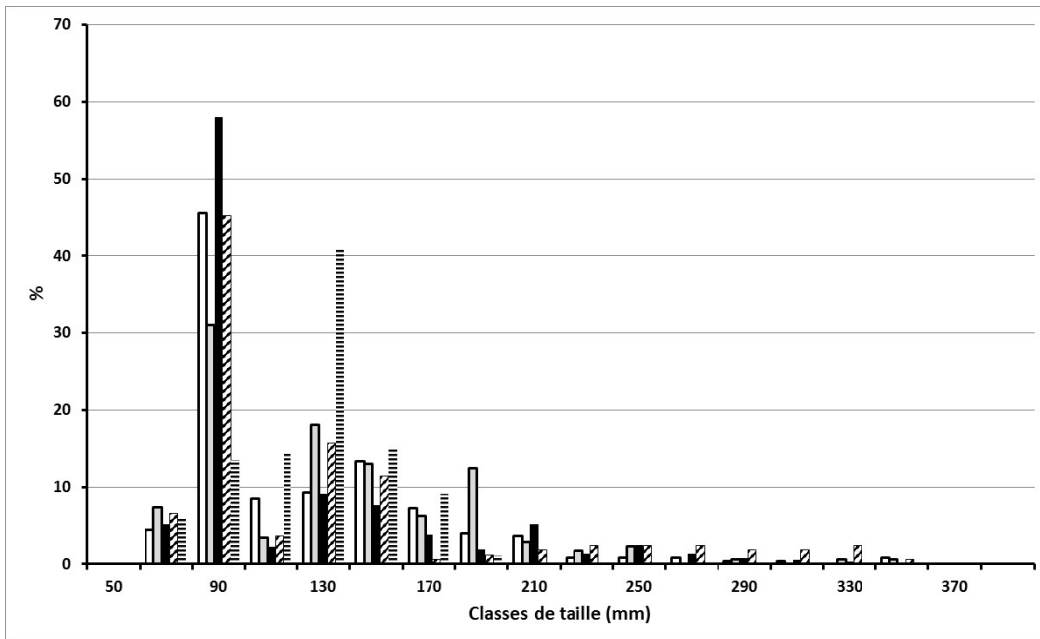


Figure 54 : Structure en taille de la population de gardon (blanc : 2012, gris : 2013, noir : 2014, hachuré : 2015, hachuré horizontal : 2016).

Les relations taille-poids (Fig. 55) obtenues en 2012, 2013, 2014, 2015 et 2016 sont identiques.

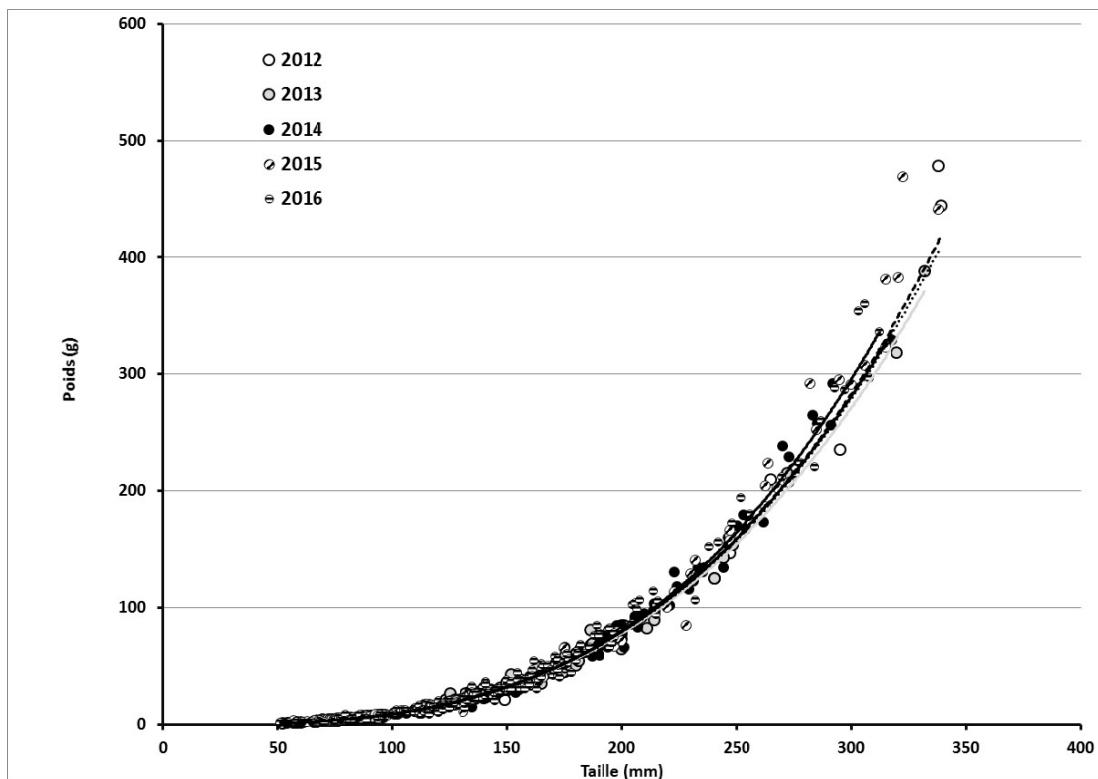


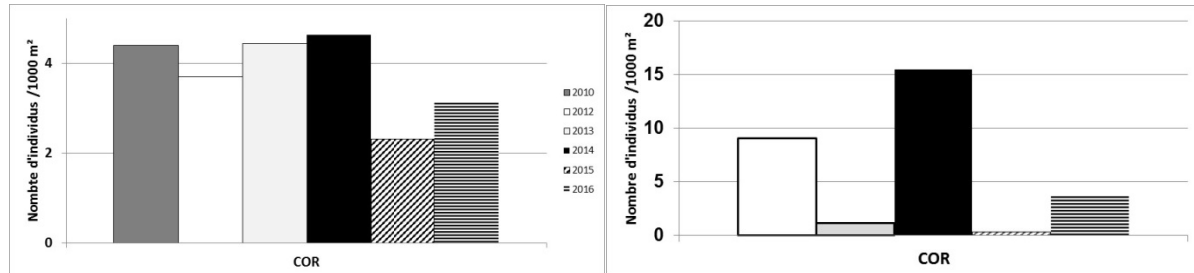
Figure 55 : Relation taille – poids pour le gardon. Blanc : 2012 (point = données et courbe pointillé noir = modèle); gris : 2013 (trait gris = modèle); noir : 2014 (trait noir = modèle); hachuré : 2015 (trait noir pointillé = modèle); cercle hachuré horizontal : 2016 (trait noir = modèle)



## Le corégone



Le rendement numérique et pondéral de cette espèce est bas pour l'année 2016, mais légèrement supérieur à 2015, année la plus basse. (Fig. 56).



**Figure 56 : Rendements numériques des filets benthiques et pélagiques pour le corégone (blanc : 2012, gris clair : 2013, noir : 2014, hachurés : 2015 ; hachuré horizontal : 2016).**

Ces données sont complétées par l'image obtenue par acoustique : les densités détectées dans les couches inférieures à la thermocline, et correspondant majoritairement à cette espèce, sont stables depuis le début du suivi excepté pour 2015, où une augmentation de la biomasse avait été constaté et mise en relation avec une augmentation de la taille. En 2016, dans le cadre du suivi halieutique du lac d'Annecy il a été constaté que la part des individus de taille supérieure ou égale à la taille légale capturés par les pêcheurs amateurs volontaires est en hausse (Goulon et Guillard 2017). Cette hausse n'est pas retrouvée dans la structure en taille obtenue par hydroacoustique. Le nombre de cohortes présentes dans l'échantillon est faible puisque les poissons sont au maximum des 3+ (Fig. 57), mais ceci est lié au faible nombre de poissons capturés. Les relations tailles poids (Fig. 58) semblent identiques sur les 5 années de suivi.

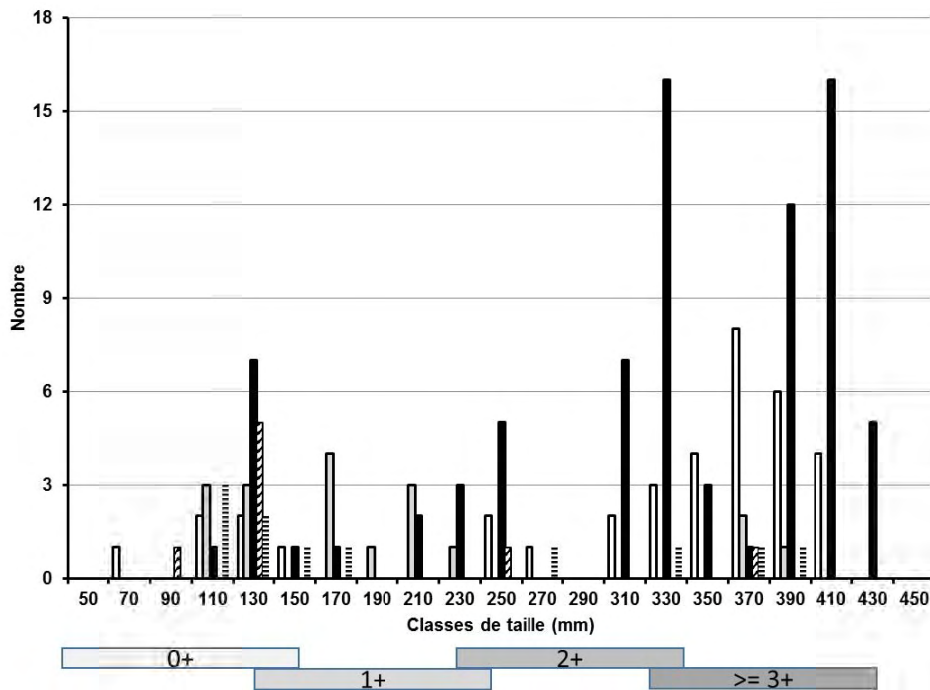


Figure 57 : Structure en taille des corégones capturés (blanc : 2012, gris : 2013, noir : 2014, hachurés : 2015 ; hachuré horizontal : 2016).

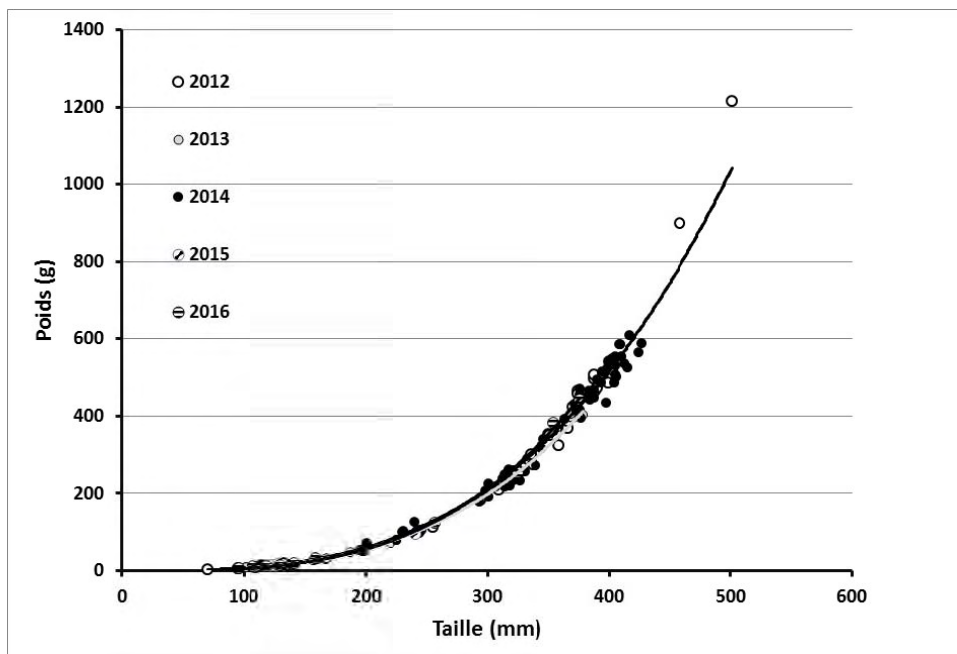


Figure 58 : Relation taille – poids pour le corégone. cercle blanc : 2012; cercle gris : 2013, cercle noir : 2014 , cercle hachuré : 2015; hachuré horizontal : 2016)



### L'Ombre chevalier



Les rendements sont les plus faibles de la série, avec 2015, avec 2 individus capturés. Le faible nombre de poissons capturés ne permet pas de dégager de tendance, contrairement aux données acoustiques des couches les plus profondes. En effet ces zones, majoritairement occupées par les ombles, montrent des densités stables, la densité observée en 2016 étant proche de la moyenne sur la période 2012-2016 (0.11).

## 4.4 Conclusions relatives au compartiment piscicole

La diversité piscicole du lac est stable par rapport aux années précédentes. Les espèces difficilement capturables par les filets comme la blennie fluviatile ou peu abondante comme par exemple le chabot, le chevaîne et la truite fario, ne sont pas capturées chaque année, ou alors en faible quantité. La pêche de type CEN n'est pas la technique la mieux adaptée pour décrire l'ichtyodiversité, du fait de son approche globale, mais elle permet par contre, grâce à sa standardisation, de pouvoir comparer les données dans le temps en particulier pour les espèces les plus représentées. Le rendement de pêche numérique global en 2016, plus de 568 ind.1000 m<sup>2</sup> est à un niveau élevé dans la série et est proche de celui de 2012. Le rendement de pêche pondéral est aussi un des plus élevés de la série. Cette année 2016, les données obtenues par la pêche vont dans le même sens que celles obtenues par acoustique pour la tranche d'eau supérieure. Alors que des densités élevées par hydroacoustique ont été constatées, la capturabilité des poissons inféodés aux couches inférieures semble avoir été moindre. Pour les couches d'eau en dessous de la thermocline, les fluctuations inter-annuelles des populations semblent relativement marquées lorsqu'on observe les rendements des pêches scientifiques aux filets, mais les données acoustiques pondèrent cette observation et donc ces fluctuations des rendements. En effet, les résultats obtenus sur la partie pélagique intermédiaire montrent des densités très stables entre 2012, 2013, 2014 et 2016. Une augmentation avait été constatée en 2015, avec un nombre d'individus similaires mais de plus grandes tailles, et avec un niveau toujours assez élevé par rapport à d'autres lacs de même nature. Par ailleurs, la structure des communautés est stable, toujours largement dominée par la perche et ensuite le gardon, tant en effectifs qu'en biomasse, pour les couches les plus chaudes, et par le corégone pour les couches inférieures à la thermocline. Les poissons occupent tout le volume d'eau jusqu'à plus de 50 m, les données d'acoustiques et de pêche allant dans le même sens.

Le faible nombre de corégones capturés au cours de cette étude n'a pas permis d'obtenir des informations sur les distributions en classes d'âges, et ce malgré l'augmentation de l'effort de pêche réalisé sur les couches qu'occupent préférentiellement les corégones dans la zone pélagique, notamment sous-échantillonnée par la norme DCE (Decelière-Vergès & Guillard 2008). Cette population de poissons, caractéristique des milieux oligo-mésotrophes, a un optimum de production dans la gamme 10-40 µg l<sup>-1</sup> de phosphore (Gerdeaux & Anneville 2006), elle est donc indicatrice d'une bonne qualité des eaux du lac. Les tailles des 0+ et 1+, à partir des échantillons obtenus, apparaissent inférieures à la taille des poissons des mêmes cohortes sur le lac du Bourget (Jacquet *et al.* 2015), mais sont similaires aux années précédentes, reflétant probablement les niveaux trophiques contrastés de ces lacs. Le



comportement préférentiellement capturés sur la beine des jeunes poissons (0+) observé à travers la pêche scientifique aux filets serait intéressant à préciser, mais les données acoustiques n'ont pas permis de mettre en évidence de répartition spatiale privilégiée de ces cibles. Les 0+ pourraient avoir un comportement diurne plus sur la beine, favorisant leur capture dans les filets benthiques lors de la migration crépusculaire, car ils sont pélagiques la nuit lors des acquisitions acoustiques. La population de corégone apparaît donc comme en bon état, puisque les densités pondérales estimées par acoustique sont stables, depuis 2012, en s'affranchissant de la variabilité intrinsèque des méthodes de captures par pêches.

Pour les autres espèces, les analyses permettent les remarques suivantes :

- une population de perche qui domine toujours en terme numérique, et dont le recrutement apparaît fort en 2016. Les tailles moyennes obtenues par les deux méthodes d'échantillonnage sont en contradiction, élevées selon les pêches aux filets et plus faibles selon l'hydroacoustique. En pélagique, les poissons seraient principalement des 0+ alors que dans les zones littorales, les générations 0+ et 1+ cohabiteraient.
- selon les pêches aux filets la population de gardon serait élevée, mais à un niveau beaucoup plus faible que celui de la perche. Par contre, contrairement à la perche, toutes les classes d'âges sont présentes. La survie des 0+ ne serait pas liée comme pour la perche à des taux élevés de mortalité et à du cannibalisme.
- en 2016, le nombre de brochets capturés est similaire aux années précédentes avec un niveau assez élevé de juvéniles.

Concernant l'omble chevalier, comme en 2015 les rendements de pêches sont faibles en 2016 si on compare aux années précédentes. Cependant, les données acoustiques montrent une stabilité nette des densités des couches profondes. En effet, les poissons proches du fond détectés dans l'analyse acoustique pourraient être principalement des ombles, avec des densités observées de l'ordre d'une dizaine de  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , même si le corégone est décrit par ailleurs dans ce lac comme pouvant utiliser les couches les plus profondes. Les lottes quant à elles étant posées sur le fond sont mal détectées par l'hydroacoustique.

L'image du peuplement de poisson du lac d'Annecy est cohérente avec la qualité des eaux observée aux travers des autres indicateurs. Néanmoins, les augmentations de températures attendues dans le contexte de réchauffement climatique (Béniston 2006) pourraient moduler les effets d'autres facteurs de forçage tel que la pression de pêche, la disponibilité trophique ou d'autres paramètres environnementaux (Millenium Assessment 2005), ce qui rend nécessaire l'acquisition des données sur du long terme.

L'évolution des communautés de poissons se mesure sur des pas de temps longs et il est nécessaire d'obtenir des chroniques d'au moins une dizaine d'années pour voir des tendances se dégager (Gerdeaux, 1985; Tupper de Kerckhove et al., 2016). Les méthodes utilisées dans le cadre de ce suivi scientifique (acoustique et pêche CEN), déconnectées des suivis de la pêche amateur et professionnelle, permettent de s'affranchir de paramètres parfois difficilement quantifiables (CPUE, rejet en fonction de la taille, espèces uniquement halieutiques) et donc d'obtenir une image répétable du peuplement de poisson du lac d'Annecy. Les pêches scientifiques, effectuées selon un protocole standardisé, sont reproductibles et donc comparables, mais restent soumises à la capturabilité du poisson. La double approche permet justement d'avoir une vision plus globale des populations.

Déjà constaté sur les compartiments eau et plancton dans le cadre du suivi annuel du lac, l'analyse du statut trophique du lac d'Annecy est renforcée à présent par la réponse du compartiment biologique supérieur, le poisson. Les populations de corégone et d'omble sont relativement abondantes au regard du statut trophique du lac et sont stables sur les cinq années de suivi. Il est nécessaire de



continuer à échantillonner à un rythme annuel pour pouvoir identifier les tendances d'évolution des populations, en se démarquant des fluctuations annuelles dues à un recrutement plus ou moins bon et des processus stochastiques, en particulier pour des espèces comme la perche et le gardon, et *in fine* pour pouvoir comparer les données sur une échelle temporelle suffisante. L'année 2016 confirme bien la nécessité de coupler les deux méthodes d'échantillonnage pour obtenir une information plus complète, plus précise. En effet, les seules données de pêches, soumises à des capturabilités variables et à l'efficacité des poses, sont ainsi complétées et pondérées par une vision plus globale du peuplement, qui est globalement stable entre 2012 et 2016.



## 5. Etude du compartiment macrobenthique – Estimation des biomasses et productions

### 5.1 Introduction

Les macro-invertébrés benthiques regroupent l'ensemble des organismes aquatiques qui vivent en contact des substrats aquatiques durant l'ensemble de leur cycle de vie ou durant leur cycle de vie larvaire. Ils contribuent de façon importante au recyclage de la matière organique produite au sein de la zone littorale, pélagique ou transférée depuis le bassin versant. De plus, ceux-ci constituent des proies privilégiées pour les poissons et constituent ainsi un soutien non négligeable à la production piscicole (Vander Zanden et al. 2006 ; Vander Zanden et al. 2011). Le compartiment benthique a fait l'objet d'étude orientée sur l'évaluation des capacités biogènes du lac à plusieurs reprises depuis 2000 par l'application de l'Indice biologique Lacustre (IBL, Verneaux et al. 2004). En 2015 et en complément de l'IBL, des échantillonnages ont été spécifiquement réalisés afin de quantifier les biomasses macrobenthiques présentes au sein des principaux habitats aquatiques du lac. L'année 2016 a vu la reconduction de l'évaluation des biomasses macrobenthique afin d'évaluer leur variabilité interannuelle et fournir un diagnostic sur les biomasses présentes en vue d'évaluer leur contribution à la production piscicole.

### 5.2 Méthodologies

#### o Protocole d'échantillonnage

Les biomasses macrobenthiques ont été quantifiées au cours de trois campagnes d'échantillonnage couvrant trois saisons différentes (Tableau 18). Pour chaque campagne d'échantillonnage, sept habitats différents ont été échantillonnés (Tableau 19) au niveau de trois transects (Fig. 59). Les prélèvements ont été effectués grâce à une benne Eckman (2 bennes par point d'échantillonnage). Les échantillons sont conditionnés pour conservation en vue du traitement en laboratoire par ajout d'alcool à 90%.

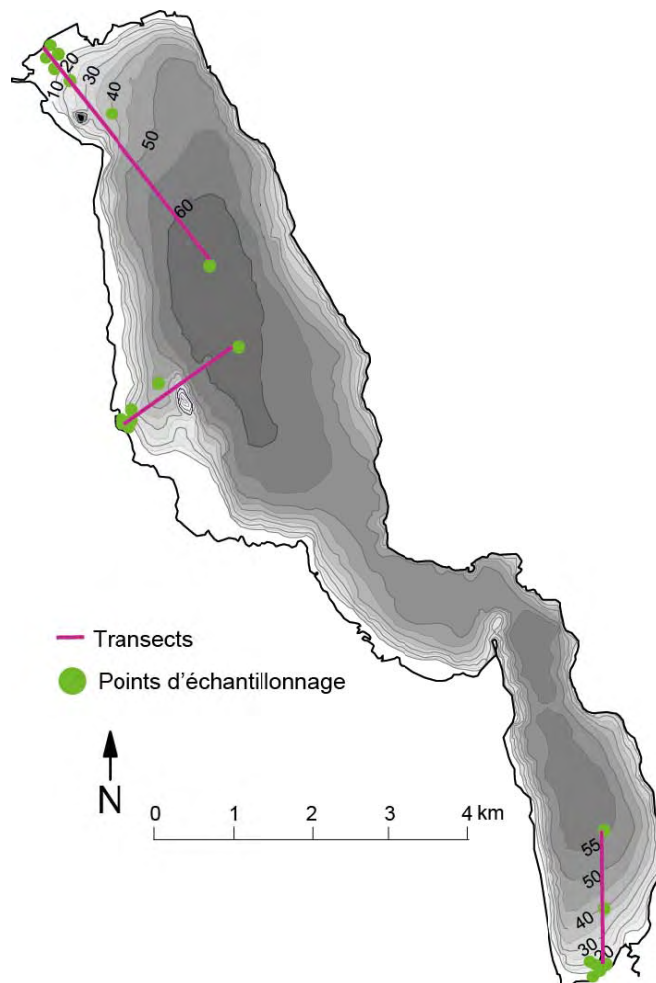
Printemps	Eté	Automne
13/04/2016	22/07/2016	13/10/2016

Tableau 18 : Description des profondeurs d'échantillonnage et des substrats associés pour l'analyse des biomasses, productions et croissances



Profondeur	Substrats
Zone littorale supérieure (0-3m) : échantillonnage à 1-2 m, filet de Surber	Substrats minéraux fins +/- organiques (limons à graviers) (Sed2)
	Substrats minéraux grossiers (galets, roches, dalles) (Graviers2)
	Characeae (Chara2)
Zone littorale inférieure (2m-10m) : échantillonnage à 7m	Characeae (Chara7)
Zone de talus (10-30m) : échantillonnage à 20 m	Substrats minéraux fins (Sed20)
Zone hypolimnique (30-50 m) : échantillonnage à 40 m	Substrats minéraux fins (Sed40)
Zone de profondeur maximale : échantillonnage entre 55 m et 63 m	Substrats minéraux fins (Sed55)

**Tableau 19 : Description des profondeurs d'échantillonnage et des substrats associés pour l'analyse des biomasses, productions. Les codes de chaque couple substrat / profondeur caractérisant l'habitat échantillonné sont indiqués entre parenthèses.**



**Figure 59 : Localisation géographique des échantillonnages effectués suivant les trois transects définis.**



### ○ **Traitement des échantillons**

Les échantillons ont été filtrés dans un tamis de 250 µm de vide de maille. Le refus du tamis est ensuite trié sous loupe binoculaire afin d'extraire l'ensemble des macroinvertébrés présents. Les identifications sont réalisées d'après Tachet et al. (2010). Parmi les différents taxons présents au sein des échantillons, 19 d'entre eux représentant numériquement plus de 95% des macro-invertébrés ont été conservés afin d'être mesurés.

### ○ **Relations taille / masse**

La longueur individuelle de chaque invertébré a été estimée de manière semi-automatique par photographie des spécimens et mesure des longueurs associées dans un système d'information géographique (QGis). Les longueurs individuelles sont converties en masses sèches individuelles d'après les relations taille / masse pour les différents taxons proposées par Benke et al. (1998), Méthot et al. (2012) et Mährlein et al. (2016). Les biomasses individuelles obtenues ont permis de calculer les biomasses par taxons pour chaque habitat.

### ○ **Estimations des productions**

Différentes métriques caractérisant les macroinvertébrés ont été calculées à partir des masses sèches individuelles. La production standard pour les Chironomidae est calculée d'après Stephenson et al. (2007) et Morin et Dumont (1994). La production pour chaque taxon est estimée à partir la biomasse moyenne annuelle, de la biomasse maximale individuelle, de la température moyenne de la saison de la campagne d'échantillonnage et de la profondeur d'échantillonnage d'après Tumbiolo et Downing (1994).

## 5.3 Résultats

### ○ **Biomasses macrobenthiques**

Les biomasses individuelles des huit principaux taxons sont rapportées dans la Figure 60. Au sein de chaque habitat, les biomasses sont très variables et mettent en exergue la présence d'individus d'âge différent. Pour les Chironomidae, les biomasses individuelles plus importantes dans les sédiments à 20m, 40m et 50m que dans les habitats à 2m mettent en évidence un changement taxonomique avec la présence de grandes larves de Chironomini (e.g. *C. plumosus*, *Sergentia* sp.) dans les zones profondes du lac alors que les petits Orthoclaadiinae et Tanytarsinii dominent la communauté de Chironomidae dans les habitats à 2m de profondeur. Pour les Dreissenidae (i.e moule zébrée), les plus gros individus sont échantillonnés dans les graviers à 2m de profondeur alors que les Chara à 2m et 7m et dans une moins mesure les sédiments à 2m n'hébergent que de jeunes (petits) individus mais présents en grand nombre. Les Sphaeridae, majoritairement *Pisidium* sp., sont les seuls mollusques présents à la fois dans la zone littorale et dans la zone profonde du lac. Comme pour les Chironomidae, il est possible d'identifier les présences de plus gros individus dans la zone profonde comparativement à la zone littorale. Les mollusques dominent largement les biomasses macrobenthiques dans la zone littorales avec les Bithyniidae dominant la biomasse présente dans les Chara suivis des Dreissenidae et les Hydrobiidae dans les graviers (Fig. 60). La biomasse présente dans les sédiments à 2m est la plus diversifiée puisque bien que dominée par les Hydrobiidae, des biomasses non négligeables de Bythiniidae, Sphaeridae et Corbiculidae ont été mesurées en association avec d'autres taxons comme les Ephemeridae. En zone profonde, les Chironomidae et les Sphaeridae sont les deux taxons



contribuant majoritairement à la biomasse macrobenthique en place à 20m et 40m de profondeur suivis d'une contribution non négligeable par les oligochètes. La répartition de la biomasse entre les taxons change à 55m avec une très faible contribution des Sphaeriidae et une dominance du couple Chironomidae / oligochètes (Fig. 61).

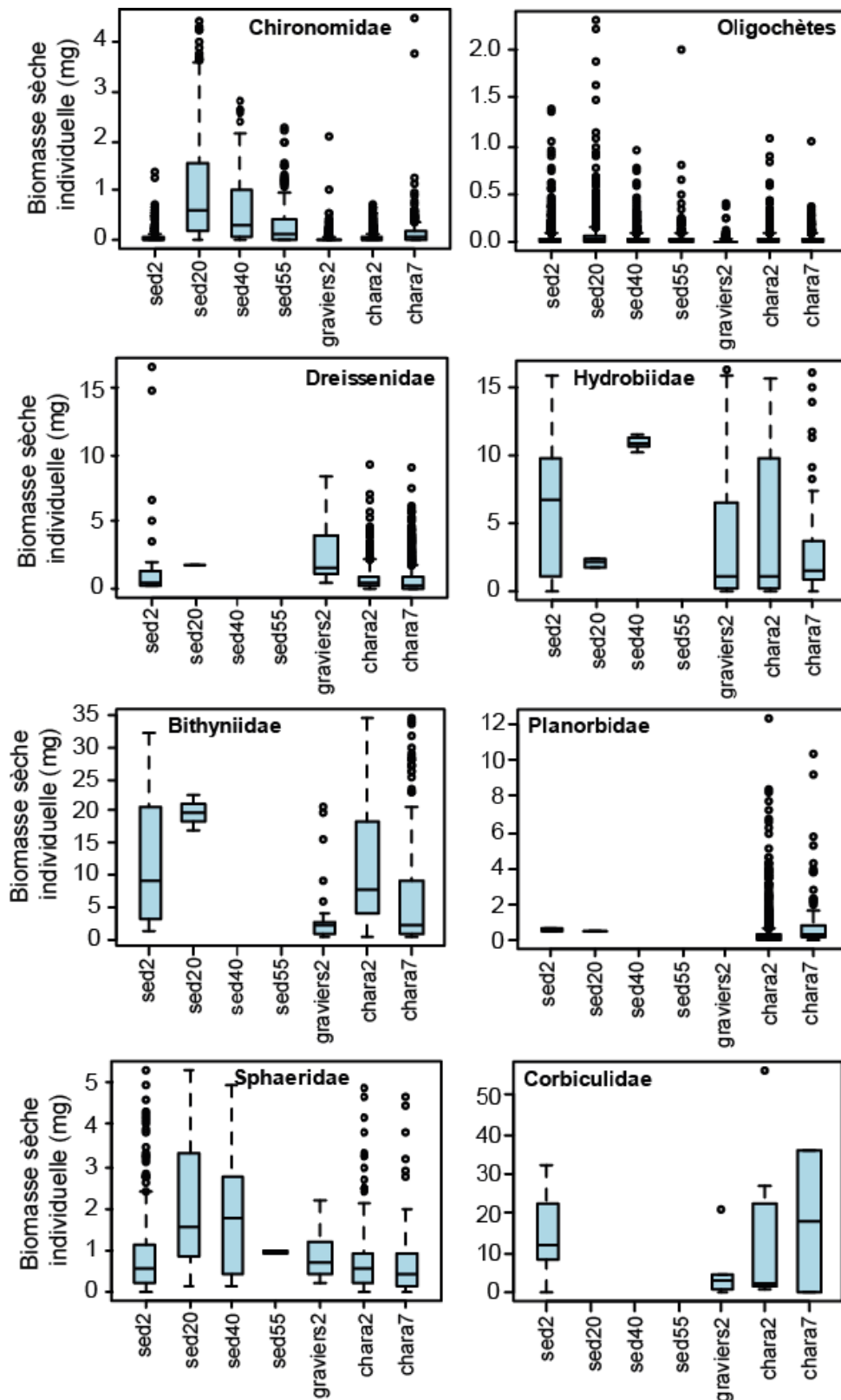


Figure 60 : Biomasses sèches individuelles des 8 principaux taxons au sein des différents habitats

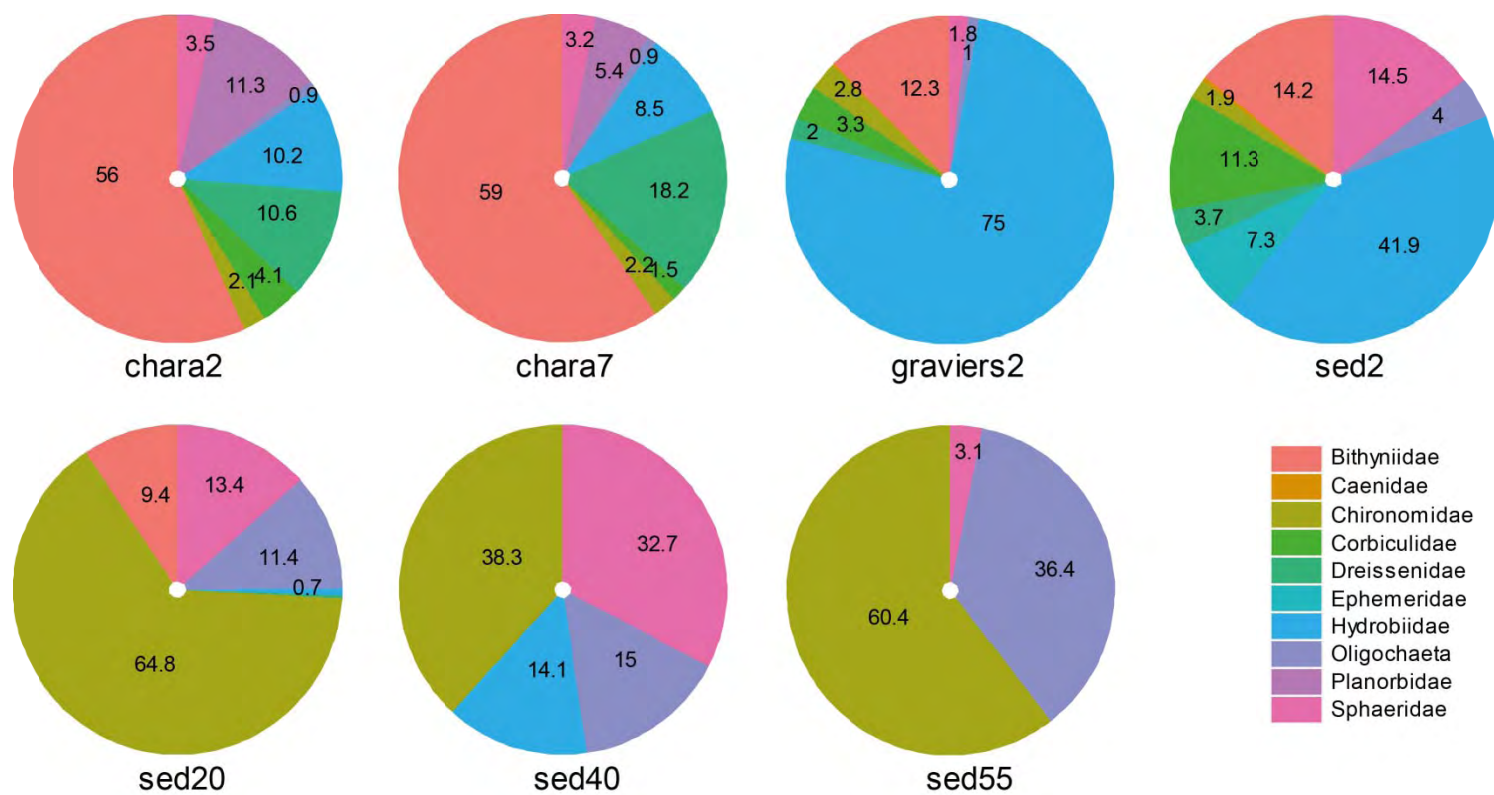


Figure 61 : Contribution des 10 principaux taxons à la biomasse moyenne de chaque habitat. Les chiffres fournis au sein de chaque camembert représentent les pourcentages de contributions.



L'addition de l'ensemble des biomasses individuelles de chaque taxon a permis d'obtenir les biomasses taxonomiques pour les différents habitats étudiés mettant d'importantes différences inter-habitats (Fig. 62). Pour les Chironomidae, les biomasses sont très variables et sont les plus importantes à 20m de profondeur suivies de biomasses équivalentes à 40m de profondeur et dans les Chara à 2m. Les biomasses de Chironomidae sont faibles dans les sédiments à 2m et 55m de profondeur ainsi que dans les graviers et les Chara à 7m. Les biomasses d'oligochètes sont les plus importantes à dans les sédiments à 20m puis à 2m. Dans l'ensemble des autres habitats, les biomasses d'oligochètes sont comparables. Les biomasses de Dreissenidae sont principalement présentes dans les Chara alors qu'elles sont négligeables dans les autres habitats. Les biomasses d'Hydrobiidae sont non négligeables à 2m de profondeur dans deux habitats (i.e. sédiments et graviers) et sont très faibles dans l'ensemble des autres habitats. Différemment, les biomasses de Bithyniidae tout comme les Planorbidae sont principalement concentrées dans les Chara et dans une moindre mesure dans les sédiments à 2m. Les Sphaeriidae présentent des biomasses non négligeables dans des habitats variés, dans les sédiments à 2m et 20m ainsi que dans les Chara à 2m. Dans les autres habitats, les biomasses de Sphaeriidae sont faibles. Les biomasses de Corbiculidae sont dans leur très grande majorité confinées à 2m de profondeur dans le sédiment et les Chara.

La somme des biomasses de l'ensemble des taxons a permis de calculer les biomasses macrobenthiques au niveau des différents habitats pour les différentes campagnes d'échantillonnage (Fig. 63). Dans l'ensemble, les biomasses macrobenthiques sont relativement variables entre transects comme en témoigne la longueur des « moustaches » dépassant de chaque « boîte ». Cependant, les différences de biomasses entre habitats présentent des tendances très similaires pour les trois campagnes. Les Chara à 2m et 7m présentent les biomasses macrobenthiques les plus fortes (dépassant régulièrement les 5 g m<sup>2</sup>) suivis par les sédiments et les graviers à 2m. Ces fortes biomasses sont principalement dues aux différentes espèces de mollusques soit de grande taille (e.g. corbicules, Bithyniidae) ou particulièrement abondants (i.e. moules zébrées). Dans la zone profonde, les biomasses sont bien plus faibles et diminuent avec la profondeur passant de environ 1g m<sup>2</sup> à 20m à une biomasse presque nulle à 55 m. comparativement à l'année 2015, les biomasses macrobenthiques étaient généralement inférieures en 2016 d'environ 1 g m<sup>2</sup> mais présentaient les même tendances inter-habitats (Fig. 63).

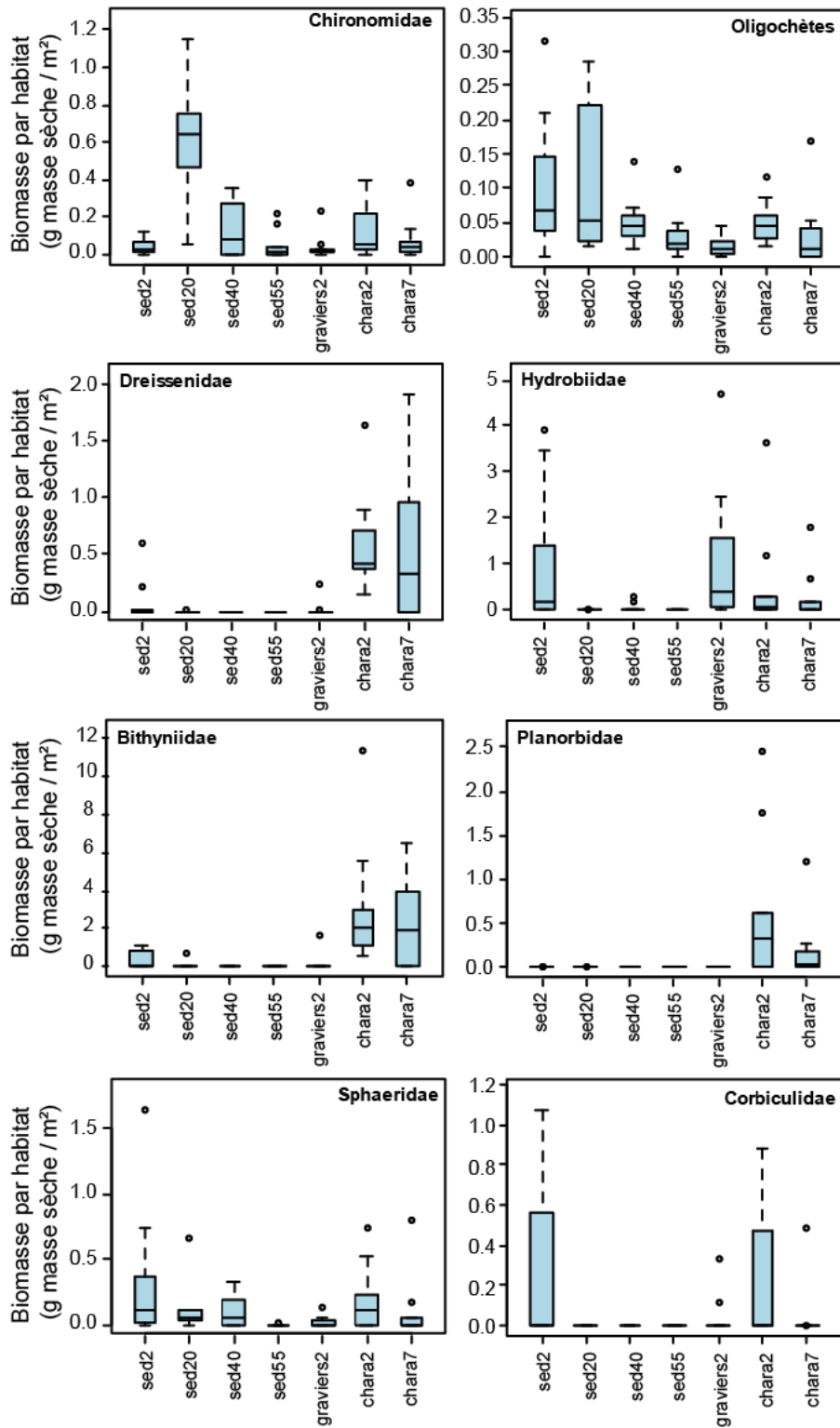


Figure 62 : Biomasses estimées par habitats pour les 8 principaux taxons

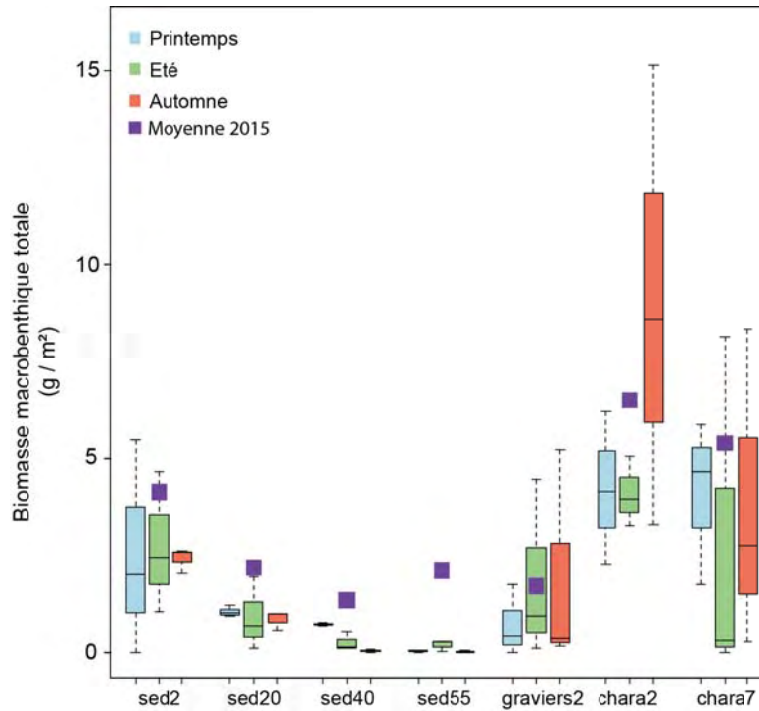


Figure 63 : Biomasses macrobenthiques estimées pour les différents habitats au cours des 3 campagnes d'échantillonnage. Les biomasses estimées en 2015 sont ajoutées à titre de comparaison.

### ○ Production

Les mesures de biomasses associées à la connaissance des températures de l'eau ont permis de calculer la production pour les différents invertébrés échantillonnés. Les mollusques dominent très largement la production macrobenthique du lac (Fig. 64A). Les Bithyniidae sont particulièrement productifs qui fait de leur taille importante et du grand nombre d'individus présents. La famille des Chironomidae est la famille d'invertébrés non mollusques ayant la plus forte production. Ces résultats se retranscrivent au sein des différents habitats (Fig. 64B) avec les plus fortes productions calculées au sein de Chara puis des sédiments et des graviers à 2m de profondeur. Les productions en zone profonde sont faible à 20m et très faible à 40m et 55m.

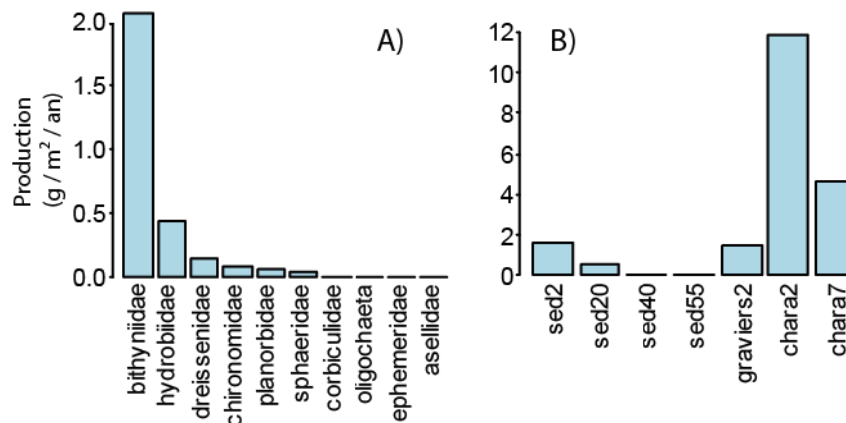


Figure 64 : Productions estimées pour les 10 taxons dominants A) et pour les différents habitats B).



La production standard journalière a été calculée pour les Chironomidae pour les différents habitats étudiés. La variabilité inter-habitat de production spécifique présente une tendance similaire à celle de la biomasse en place. Cependant, du fait des différences de températures entre les profondeurs et de la différence de taille des individus, les productions standards diffèrent des biomasses des différents habitats. La plus forte production est calculée au sein des sédiments à 20m et atteint une valeur proche de 10 mg m<sup>2</sup> jour. Les Chara à 2m est le deuxième habitat le plus productif avec une production standard pouvant dépasser 5 mg m<sup>2</sup> jour. Les sédiments à 2m et 40m présentent des productions standards similaires proches des 2 mg m<sup>2</sup> jour. Enfin, les sédiments à 55m et les graviers présentent les plus faibles productions standards avoisinant 1 mg m<sup>2</sup> an.

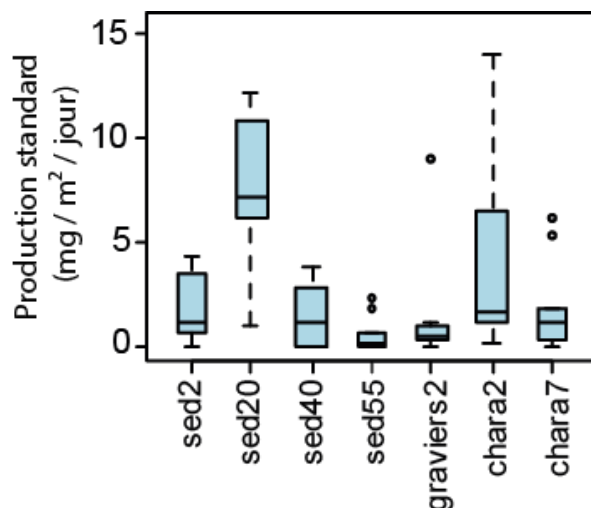


Figure 65 : Production standard estimée pour les différents habitats pour les Chironomidae.

## 5.4 Conclusions relatives au compartiment macrobenthique

L'analyse du compartiment macrobenthique a mise en évidence la forte contribution des mollusques à la fois au niveau de la biomasse et de la production de macroinvertébrés dans la zone littorale du lac. Ces derniers sont principalement présents au niveau des Chara induisant une forte implication de cet habitat dans la caractérisation du compartiment macrobenthique. Spécifiquement les Bithyniidae sont la famille la plus représentée et leur présence dans les Chara est due au fait que ces mollusques les consomment. De façon complémentaire, les Chara hébergent aussi d'importantes quantités de petites moules zébrés qui utilisent les Chara non pas comme ressource alimentaire mais comme support, ces dernières étant filtreuses.

Comparativement à d'autres lacs, les biomasses littorales sont relativement importantes. Par exemple, Palomaki et al. (1997) rapportent des biomasses en moyenne de 0,5 g m<sup>2</sup> dans les zones littorales de lacs finlandais contre 2 à 10 g m<sup>2</sup> pour les zones littorales d'Annecy. Toutefois, les données de biomasses sont généralement très variables dans les études publiées en accord avec celles obtenues au niveau des différents transects probablement en lien avec la distribution agrégative des organismes. De plus, la comparaison de la biomasse totale d'invertébrés avec d'autres systèmes est



rendue difficile du fait de la présence de mollusques qui présentent de fortes biomasses et qui ne sont pas toujours présents dans d'autres écosystèmes.

Les biomasses totales diminuent fortement avec la profondeur ce qui est un résultat cohérent du fait de l'augmentation des contraintes environnementales (e.g. température, oxygène) et de la diminution de ressources directement utilisables par les invertébrés. Il est donc cohérent d'observer un changement d'espèces dominantes avec la profondeur. En effet, à partir de 20m de profondeur, les Chironomidae deviennent le taxon dominant. Le fait que les biomasses soient inférieures à 0,5 g m<sup>2</sup> à partir de 40m de profondeur, suggère que de fortes contraintes environnementales ou trophiques puissent limiter le développement des invertébrés à partir de cette profondeur. Bien que l'oxygène présente une sous oxygénation notable à partir de 40 m avec 40% de saturation, ce seul paramètre ne semble pas à même d'être exclusivement la cause de ces faibles biomasses. La faible température associée à des apports de ressources nutritives (e.g. phytoplancton) plus faibles qu'en zone littoral sont complémentaires responsables de ce résultat.. En effet, plus de 50% de la superficie du lac se trouve à une profondeur supérieure à 40m.

La plus forte production de Chironomidae est mesurée au niveau les sédiments à 20m et représente environ 3 g m<sup>2</sup> an. Il est intéressant de remarquer que la plus forte production n'est pas obtenue dans les zones littorales. Ce résultat peut être dû à la faible taille des Chironomidae en zone littorale ainsi qu'à leur densité parfois réduite (i.e. quelques centaines d'individus contre plusieurs milliers mesurés dans certains lacs). Ce résultat peut être dû à l'agrégation des Chironomidae ainsi qu'à l'oligotrophie du lac puisque les plus fortes abondances de Chironomidae en zone littorale sont généralement observées dans des milieux eutrophes. La production de 3 g m<sup>2</sup> an de Chironomidae à 20m correspond aux productions estimées dans de nombreux lacs américains (Stites, 1989, Gratton et Vander Zanden 2009, Butkas et al. 2011). Toutefois, des productions bien plus importantes ont été calculées (e.g. Benke 1998). Par exemple, Drake et Arias (1995) rapportent des productions moyennes de 16,8 g m<sup>2</sup> an mais dans des habitats non comparables au sédiment à 20m dans le lac d'Annecy puisqu'il s'agissait de zones littorales. Dans des zones profondes de lacs, Dinsmore et Prepas (1997) rapportent des biomasses en moyenne 1 g m<sup>2</sup> dans des lacs canadiens alors que celles mesurées à 40m et 55m sont inférieures à 0,5 g m<sup>2</sup>. Du fait de la présence de matière organique en grande quantité dans les premiers centimètres des sédiments de la zone profonde du lac, il semble que ce soit principalement le manque d'oxygène dissous en zone profonde qui limiterait la production de Chironomidae en zone profonde.

La comparaison des biomasses totales inter-habitats entre 2015 et 2016 a montré que, bien qu'en 2015 les biomasses étaient plus importantes, les tendances générales semblent relativement stables. Dès lors, les résultats obtenus pourraient être utilisés afin de mieux prendre en compte le compartiment macrobenthique dans le fonctionnement global du lac lors de modèles de réseaux trophiques par exemple (e.g. EcoSim / EcoPath). Enfin, la cartographie des habitats pris en compte dans cette étude sur l'ensemble du lac permettrait d'extrapoler les résultats à l'échelle du lac et de quantifier la contribution relative de chaque habitat à la production macrobenthique.



## Conclusion générale

L'année 2016 a été caractérisée par un hiver chaud particulièrement pour le mois de Décembre, un printemps relativement pluvieux et un été dont la température était supérieure aux moyennes pluriannuelles. Ce contexte météorologique a permis la mise en place de la stratification thermique dès le mois d'avril bien que celle-ci ait été moins prononcée en été comparativement à 2015. La transparence ainsi que les concentrations en nutriments dans la masse d'eau confirment le caractère oligotrophe du lac.

La dynamique annuelle du phytoplancton s'est conformée aux tendances habituellement rencontrées dans le lac avec une phase hivernale caractérisée par de faibles biomasses algales principalement *Cyclotella* spp. suivie d'une phase printanière associée à une forte augmentation des biomasses algales principalement due à des Dinophycées puis à des diatomées centriques indiquant la mise en place de la stratification thermique. La phase automnale était caractérisée par *Fragilaria crotonensis*. La plupart des taxons dominant ainsi que l'indice de Brettum confirment le statut oligotrophe du lac indiqué par les faibles concentrations en nutriments. Les biomasses algales observées en 2016 sont équivalentes aux années antérieures et sont légèrement inférieures à 1 mg l<sup>-1</sup>. Au niveau du zooplancton, l'année 2016 confirme la stabilisation des abondances moyennes annuelles depuis 2010 avec environ 350 crustacés par litre. *D. longispina* présente d'une dynamique typiquement bimodale en début de printemps et fin d'été. L'année 2016 a cependant été caractérisée par l'absence d'un pic de développement du zooplancton prédateur *B. longimanus*.

L'étude du compartiment piscicole met en évidence une diversité et une structure piscicole stable au cours du temps largement dominée par la perche et le gardon, tant en effectifs qu'en biomasse, pour les couches supérieures les plus chaudes, et par le corégone pour les couches inférieures à la thermocline. En 2016, le rendement de pêche numérique (568 ind. 1000 m<sup>-2</sup>) et pondéral correspond aux valeurs parmi les plus élevées obtenues depuis le début du suivi. Toutefois, le faible nombre de corégones capturés en 2016 n'a pas permis d'obtenir des informations sur les distributions en classes d'âges. Les tailles des 0+ et 1+, à partir des échantillons obtenus, apparaissent inférieures à la taille des poissons des mêmes cohortes sur le lac du Bourget. Toutefois, la population de corégone apparaît en bon état, puisque les densités pondérales estimées par acoustique sont stables depuis 2012. Concernant l'omble chevalier, les rendements de pêches sont plus faibles en 2016 que lors des années précédentes. Cependant, les données acoustiques montrent une stabilité nette des densités des couches profondes avec des densités observées de l'ordre d'une dizaine de kg.ha<sup>-1</sup>.

L'analyse du compartiment macrobenthique a été conduite en 2015 et 2016. Les résultats obtenus au cours de ces deux années sont concordants et suggèrent que les données obtenues sont robustes. La composition de la communauté macrobenthique est caractérisée par une forte contribution des mollusques à la fois au niveau de la biomasse et de la production de macroinvertébrés dans la zone littorale du lac. Ces derniers sont aussi fortement présents au niveau des Chara induisant une forte implication de cet habitat dans la production macrobenthique littoral. Les biomasses littorales sont relativement importantes variant entre 2 à 10 g m<sup>-2</sup> mais principalement caractérisées par des mollusques peu consommés par les poissons. Aux profondeurs supérieures à 15 m, le substrat majoritaire est le sédiment principalement colonisé par les oligochètes et les Chironomidae. La plus forte production de Chironomidae est mesurée au niveau les sédiments à 20m et représente environ 3 g m<sup>-2</sup> an ce qui est relativement important par rapport à d'autres données quantitatives sur cette famille. Toutefois, on observe une forte diminution des biomasses de Chironomidae avec la



profondeur menant à des biomasses inférieures à  $0,5 \text{ g m}^{-3}$  à partir de 40m de profondeur. Ces faibles biomasses sont probablement la conséquence d'apports de matière organique pélagique limitée du fait de l'oligotrophie du lac, de la faible température ainsi du déficit en oxygène dissous significatif en dessous de 40 m (40% de saturation) présent en été et en automne.



# Bibliographie

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. & K. Kaiblinger, 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. INRA Thonon, France: 1-54.

Benke, A., Huryn, A., Smock, L.A. and Wallace, B. (1999) Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. I. S. Am Benthol. Soc. 18(308-343).

Berthon V., Marchetto A., Rimet F., Dormia, E., Jenny J.P., Perga M.E., 2013. Trophic history of French sub-Alpine lakes over the last ~150 years: phosphorus reconstruction and assessment of taphonomic biases. *Journal of Limnology*, 72: 417-429.

Bourrelly, P., 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes.

Bourrelly, P., 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes.

Bourrelly, P., 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges.

Brettum, P., 1989. Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. Norsk Institutt for vannforskning NIVA, 1-102.

Druart, J. C. & F. Rimet, 2008. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. In INRA (ed), Thonon les Bains: 1-200.

Kaiblinger, K., 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). INRA Thonon, 1-45.

Mährlein, M., Pätzig, M., Brauns, M. and Dolman, A. (2016) Length-mass relationships for lake macroinvertebrates corrected for back-transformation and preservation effects. *Hydrobiologia* 768, 37-50.

Méhot, G., Hudon, C., Gagnon, P., Pinel-Alloul, B., Armellin, A. and Poirier, A.-M.T. (2012) Macroinvertebrate size-mass relationships: how specific should they be? *Freshwater Science* 31(3), 750-764.

Morin, A. and Dumont, P. (1994) Simple Model to Estimate Growth Rate of Lotic Insect Larvae and Its Value for Estimating Population and Community Production. *Journal of the North American Benthological Society* 13, 357-367.

Padisak, J., L. O. Crossetti & L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.

Reynolds, C. S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo, 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417-428.

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.



- Stephenson, J.M., Carr, G., Gruenert, U. and Morin, A. (2007) Evaluation of two timesaving techniques for processing benthic invertebrate samples for estimating secondary production. *Journal of the North American Benthological Society* 26(4), 611-619.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M. and Ussegli-Polatera, P. (2010) *Invertébrés d'eau douce - Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, 588
- Tumbiolo, M. and Downing, J. (1994) An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate populations *Marine Ecology Progress Series* 114, 165-174.
- Vadeboncoeur, Y., McIntyre, P. and Vander Zanden, J. (2011) Borders of Biodiversity: Life at the Edge of the World's Large Lakes. *BioScience* 61(7), 526-537.
- Vander Zanden, M., Chandra, S., Park, S.-K., Vadeboncoeur, Y. and Goldman, C. (2006) Efficiencies of benthic and pelagic trophic pathways in a subalpine lake *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63, 2608-2620.
- Vander Zanden, J., Vadeboncoeur, Y. and Chandra, S. (2011) Fish Reliance on Littoral-Benthic Resources and the Distribution of Primary Production in Lakes. *Ecosystems* 14, 894-903.
- Wolfram, G. & M. Dokulil, 2007. Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. Lebensministerium, Austria: 1-50.
- Wolfram, G., M. Dokulil, K. Pall, M. Reichmann, L. Schulz, C. Argillier, J. de Bortoli, J. P. Martinez, C. Rioury, E. Hoehn, U. Riedmuller, J. Schaumburg, D. Stelzer, F. Buzzzi, A. Dalmiglio, G. Morabito, A. Marchetto, S. Remec-Rekar & G. Urbanic, 2007. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.
- Gumy, D. et de Alencastro, L.F. (2001) : Origine de la pollution du Léman par le chlorure. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000*, 261-278
- Redfield, A.C. (1985) : The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, Vol. 46, N°3, pp. 205-221



# Annexes



Paramètres	Méthodes	Normes
<b>pH</b>	Méthode électrométrique	NF T 90-008
<b>Conductivité à 25°C</b>	Correction de la température automatique	ISO 7888 NF EN 27888 T 90-031
<b>Azote ammoniacal</b>	Spectrométrie avec réaction au bleu d'indophénol	NF T 90-015-2
<b>Azote nitrique</b>	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1 T 90-042-1
<b>Azote total</b>	Chimiluminescence	NF EN 12260 T 90-060
<b>Orthophosphate</b>	Colorimétrie selon Murphy et Riley	NF EN ISO 6878 T 90-023
<b>Phosphore total</b>	Minéralisation au peroxydisulfate en milieu acide + Colorimétrie selon Murphy et Riley	NF EN ISO 6878 T 90-023
<b>Carbone organique total</b>	Minéralisation au persulfate à 80°C + Détection infrarouge	ISO 8245 NF EN 1484 T 90-102
<b>Silice réactive</b>	Colorimétrie en analyse séquentielle	NF T 90-007
<b>Calcium</b>	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme	NF EN ISO 7980 T 90-005
<b>Magnésium</b>		
<b>Sodium</b>		NF T 90-020
<b>Potassium</b>		
<b>Chlorure</b> <b>Sulfate</b>	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1 T 90-042-1
<b>Oxygène dissous</b>	Iodométrie	NF EN 25813 T 90-141
<b>Chlorophylle a</b> <b>et</b> <b>phéopigments</b>	Extraction à acétone + Spéctrométrie d'absorption moléculaire	NF T 90-117

**Annexe 1 : Méthodes analytiques**



Paramètres	Unités	Incertitudes élargies * U (%)
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	mgN.L <sup>-1</sup>	8
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	mgN.L <sup>-1</sup>	8
<b>Ntot</b>	mgN.L <sup>-1</sup>	9
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	mgP.L <sup>-1</sup>	9
<b>Ptot</b>	mgP.L <sup>-1</sup>	8
<b>COT</b>	mgC.L <sup>-1</sup>	4
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	mgCa <sup>2+</sup> .L <sup>-1</sup>	6
<b>K<sup>+</sup></b>	mgK <sup>+</sup> .L <sup>-1</sup>	4
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	mgMg <sup>2+</sup> .L <sup>-1</sup>	4
<b>Na<sup>+</sup></b>	mgNa <sup>+</sup> .L <sup>-1</sup>	4
<b>Cl<sup>-</sup></b>	mgCl <sup>-</sup> .L <sup>-1</sup>	5
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	mgSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> .L <sup>-1</sup>	8
<b>SiO<sub>2</sub></b>	mgSiO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	6

\*

Incertitudes calculées avec la validation des méthodes pour des valeurs proches de celles observées sur les échantillons d'Annecy avec un facteur d'élargissement de 2

**Annexe 2 : Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques**



Table 1: Trait-separated functional groups of phytoplankton (updated from Reynolds, 1997)

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor, lakes	<i>Urosolenia</i> , <i>Cyclotella comensis</i>	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	<i>Aulacoseira subarctica</i> , <i>Aulacoseira islandica</i>	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	<i>Asterionella formosa</i> , <i>Aulacoseira ambigua</i> , <i>Stephanodiscus rotula</i>	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	<i>Synedra acus</i> , <i>Nitzschia</i> spp, <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	<i>Tabea</i> , <i>Cosmarium</i> , <i>Staurodesmus</i>	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	<i>Fragilaria crotonensis</i> , <i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Closterium aciculare</i> , <i>Saurastrum pingue</i>	Mild light and C deficiency	stratification Si depletion
T	deep, well-mixed epilimnia	<i>Geminella</i> , <i>Mougeotia</i> , <i>Tribonema</i>	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	<i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Limnothrix redikeli</i> , <i>Pseudanabaena</i>	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	<i>Spirulina</i> , <i>Arthrospira</i> , <i>Raphidopsis</i>	light deficient conditions	flushing
S <sub>h</sub>	warm mixed layers	<i>Cylindrocapsa</i> , <i>Anabaena minutissima</i>	light, nitrogen-deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	<i>Synechococcus</i> prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	<i>Koilella</i> , <i>Chrysooccus</i> eukaryote picoplankton	low base status	mixing, prolonged or deep mixing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	<i>Flagellonema</i> , <i>Chrysochromulina</i>	stratification	filter feeding nutrient deficiency
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	<i>Chlorella</i> , <i>Ankistrodesmus</i> , <i>Monoraphidium</i>	stratification	filter feeding phagotrophs
Y	usually, small, enriched lakes	<i>Cryptomonas</i>	low light	CO <sub>2</sub> deficiency
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	<i>Dinobryon</i> , <i>Mallomonas</i> ( <i>Synura</i> )	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO <sub>2</sub> deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. <i>Betryococcus</i> , <i>Pseudosphærocystis</i> , <i>Coenochloris</i> , <i>Oocystis lacustris</i>	low nutrients high turbidity	?CO <sub>2</sub> deficiency

Table 1: continued

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	<i>Eudorina</i> , <i>Volvox</i>	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> , <i>Scenedesmus</i> , <i>Golenkia</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>Aphanothece</i> , <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocales	<i>Anabaena flos-aquae</i>	low nitrogen	mixing, poor light,
H2	dinitrogen-fixing Nostocales of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena lemmermanni</i> , <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low carbon, low nitrogen	low phosphorus mixing, poor light,
U	summer epilimnia	<i>Uroglia</i>	low nutrients	CO <sub>2</sub> deficiency
L <sub>0</sub>	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Peridinium</i> , <i>Woronichinia</i> , <i>Merismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L <sub>M</sub>	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> , <i>Microcystis</i>	very low C <sub>i</sub>	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> , <i>Sphaerocystum</i>	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	<i>P. rubescens</i> , <i>P. mougeotii</i>	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	<i>Chromatium</i> , <i>Chlorobium</i>	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, <i>Synura</i> , <i>Gonium</i>	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling <i>Trachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

Annexe 3 : Définition des groupes fonctionnels selon (Reynolds et al., 2002).



L'indice Brettum est basé sur la probabilité d'occurrence de taxons phytoplanctoniques le long d'un gradient de phosphore total. Ce gradient est divisé en 6 classes de trophies (de 1 à 6). Quelques exemples de scores sont donnés pour des taxons dans le tableau suivant :

Taxons	Classes de trophie					
	1	2	3	4	5	6
	<5	5-8	8-15	15-30	30-60	>60
<i>Aphanizomenon flos aquae</i>	0	0	0	1	4	5
<i>Aphanocapsa musicola</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanocapsa parasitica f dinobryonis</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanothece clathrata</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Aphanothece clathrata var. rosea</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Aphanothece saxicola</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Chroococcus limneticus</i>	1	3	3	2	1	0
<i>Chroococcus minutus</i>	1	1	6	1	1	0

Pour chacune des 6 classes de trophie, un indice  $I_j$  est calculé :

$$I_j = \frac{\sum_{i=1}^n v_i x_{ij}}{\sum_{i=1}^n v_i}$$

Avec : -  $v_i$  : biovolume de du taxon  $i$

-  $x_{ij}$  : score du taxon  $i$  dans la classe de trophie  $j$

Finalement l'indice Brettum  $BI$  est calculé :

$$BI = \frac{\sum_{j=1}^6 I_j T_j}{\sum_{j=1}^6 I_j}$$

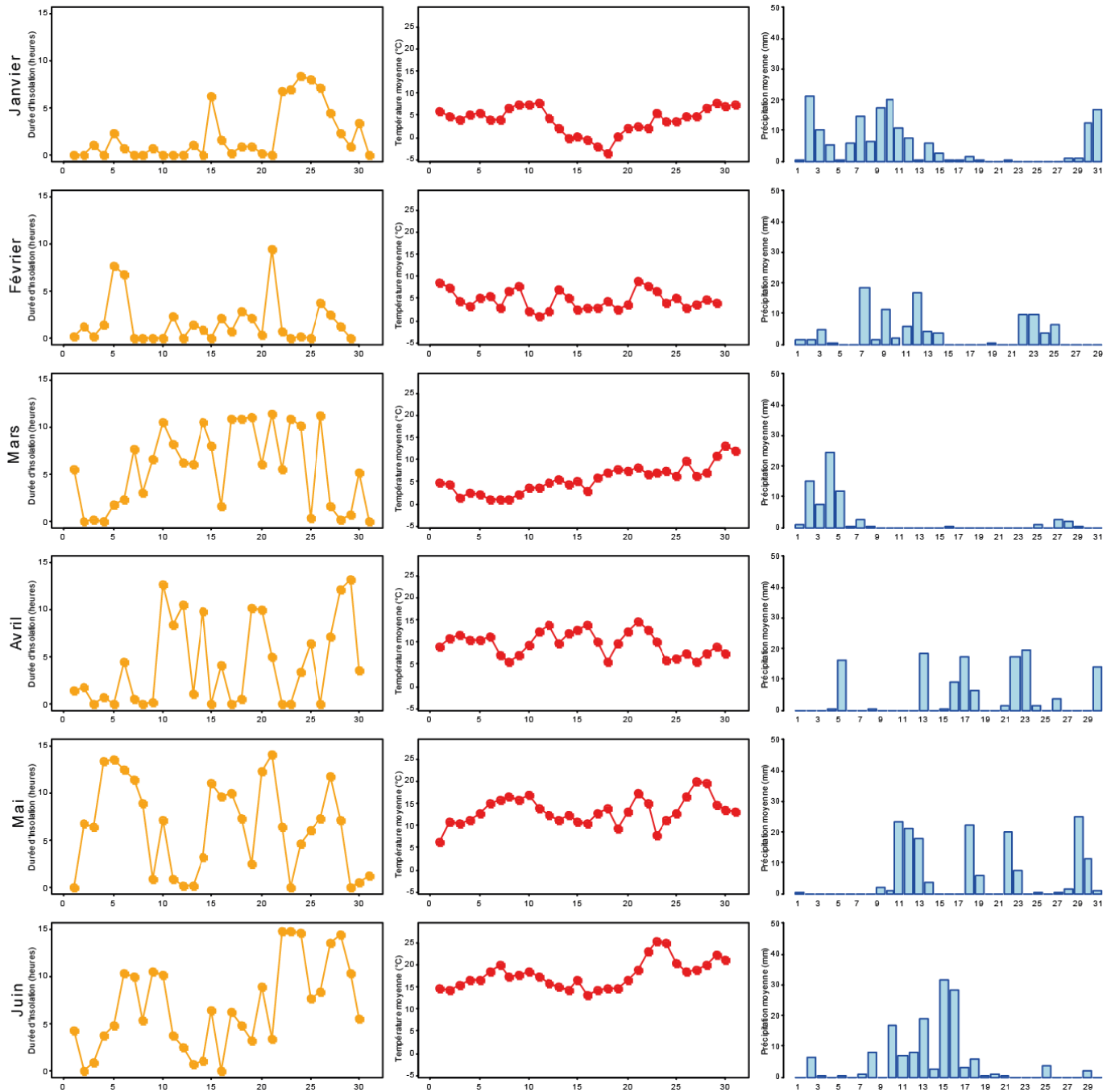
Avec : -  $T_j$  : poids de chaque indice  $I$ , ( $T_1 = 6, T_2=5, T_3=4, T_4=3, T_5=2, T_6=1$ )

#### Annexe 4 : Détail du calcul de l'indice Brettum

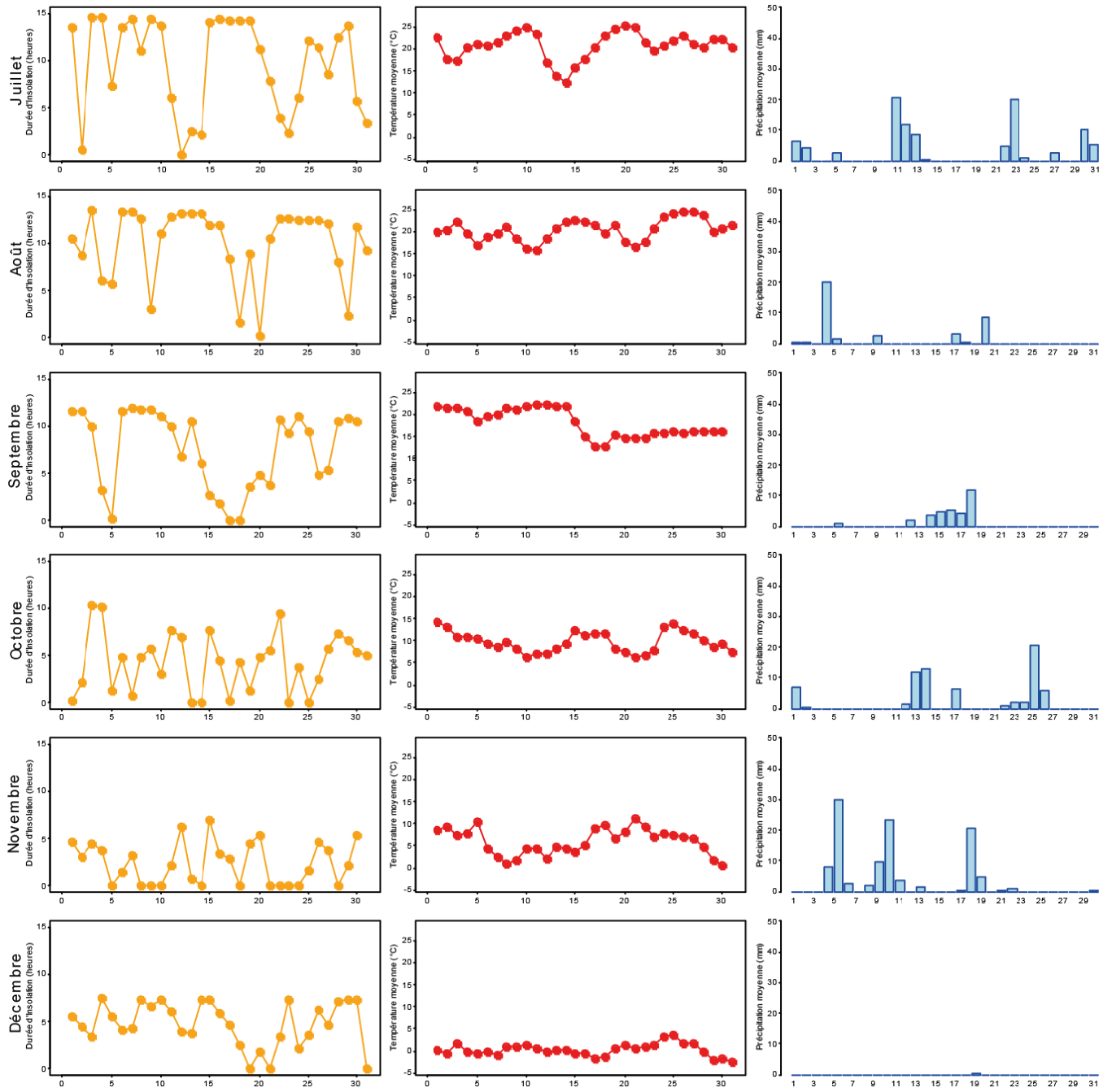


**Dossier I**  
**Météorologie**  
**et Climatologie**  
**2016**

**Source : Climatik / INRA**



Evolution journalière de la durée d'insolation, de la température moyenne et des précipitations pour chaque mois.



Evolution journalière de la durée d'insolation, de la température moyenne et des précipitations pour chaque mois.

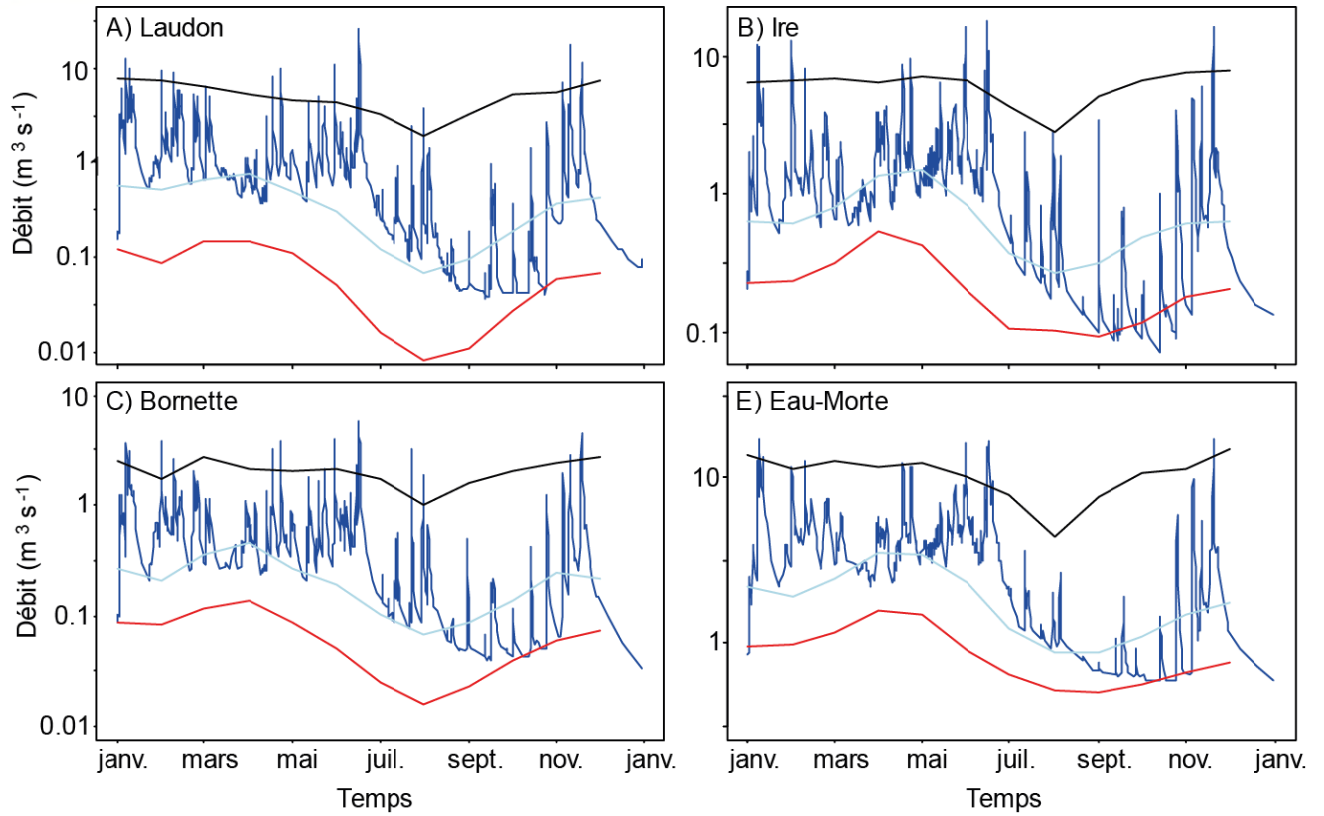


## **DOSSIER II**

### **Débits des principaux affluents 2016**

**Source : Banque HYDRO/DREAL**

**Rhône-Alpes**



Evolution des débits journaliers pour les 4 principaux affluents du lac d'Annecy. Les lignes rouges et noires représentent les débits quinquennaux secs et humides respectivement et les lignes bleues claires représentent les débits médians.



## **DOSSIER III**

# **Caractéristiques des sondes multi- paramétriques immergeables utilisées par le laboratoire CARRTEL**



## SONDE RBR XR-620 CTD+

Marque : RBR  
Modèle : XRX-620 CTD+  
Sonde n°: 18061

### Paramètres mesurables :

La sonde possède des capteurs pour la mesure de :

- pression (profondeur)
- température
- conductivité électrique
- pH
- oxygène dissous
- transmission de la lumière
- turbidité

### Description de la procédure et des organes de commande :

La sonde RBR est une sonde portable submersible autonome.  
Les étapes de mises en oeuvre sur le terrain sont les suivantes :

- Activation et paramétrisation de la sonde

Avant la mise à l'eau, la sonde est activée et les informations de configuration lui sont transmises à l'aide d'un ordinateur portable (liaison de type RS232), à partir du logiciel RUSKIN qui permet de définir quels sont les paramètres mesurés.

Lors de la mesure *in situ*, la sonde est autonome, elle enregistre et stocke directement les mesures des différents paramètres *dans* une mémoire interne à la sonde. Le pas de temps d'acquisition des données (pression, température, conductivité, pH, oxygène, transmission de la lumière, turbidité) est de 3 secondes à partir de l'activation de la sonde.

- Réalisation du profil

La sonde est maintenue 10 minutes à l'air libre afin de réaliser la calibration à 100 % de saturation en oxygène. Par la suite, elle est fixée à un câble (sur treuil) et est immergée à la surface de l'eau où un temps d'équilibration de 10 minutes environ est respecté avant sa descente le long de la colonne d'eau (descente lente d'environ 0,1 m par seconde permettant une mesure fiable des divers paramètres).

- Récupération des données

A sa sortie de l'eau, la sonde est reconnectée à l'ordinateur portable afin d'exporter les données à l'aide du logiciel RUSKIN.

L'ordinateur permet de visualiser les données *a posteriori* et leur représentation graphique sous forme de profils en fonction de la profondeur.

Le logiciel RUSKIN permet de récupérer les données sous forme de fichiers excel, txt ou matlab.

### Procédures d'étalonnage :

#### ➤ **Profondeur**

La sonde de pression piézoélectrique est étalonnée par le fabricant (certificat de calibration RBR juin 2013). Une comparaison de la profondeur est effectuée à l'aide d'une sonde bathymétrique Mini Troll Win-situ attachée à la sonde RBR.

#### ➤ **Température**

Le capteur de température RBR (résistance platine) a été étalonné par le fabricant (certificat de calibration RBR juin 2013). Sa gamme de mesure est de -5 °C à + 35 °C avec une incertitude de  $\pm 0,002$  °C.



➤ **pH**

La sonde de pH est une électrode de verre combinée à une électrode de référence. Elle est étalonnée par le fabricant (certificat de calibration RBR juin 2013). L'incertitude sur la mesure est de  $\pm 0,1$ . Un comparatif est systématiquement effectué en laboratoire pour des échantillons d'eau prélevés à des profondeurs discrètes.

➤ **Oxygène dissous**

Le capteur d'oxygène dissous Oxyguard Ocean (détails techniques consultables sur : <http://www.oxyguard.dk/images/stories/pdf/d05%20ocean%20probe%20brochure%20gb%200111.pdf> ) est étalonné par le fabricant (certificat de calibration RBR juin 2013). La gamme de mesure de la sonde est de 0 à 200 % de saturation en oxygène et son incertitude est de  $\pm 2$  %.. Des vérifications sont systématiquement effectuées par la méthode chimique de Winkler pour des échantillons d'eau pris à des profondeurs discrètes et, si nécessaire, des corrections sont appliquées.

➤ **Conductivité électrique**

Le capteur est une électrode AMT 3 dont la gamme de mesure est de 0 à 2 mS/cm (en eau douce) et l'incertitude de  $\pm 0,003$  mS/cm. Il est étalonné par le fabricant (certificat de calibration RBR juin 2013).

➤ **Transmission de la lumière**

Le capteur est un LiCor PAR (PAR = Photosynthetically Active Radiations) dont la gamme de mesure est de 0 à 10 000  $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  avec une incertitude de  $\pm 2$  %. Le capteur est étalonné par le fabricant (certificat de calibration RBR juin 2013).

➤ **Turbidité**

Le capteur est un capteur SeaPoint Auto-ranging dont la gamme de mesure est de 0 à 2500 FTU (NTU) avec une incertitude de  $\pm 2$  % (valeur d'incertitude pour des mesures jusqu'à 750 FTU). Le capteur est étalonné par le fabricant (certificat de calibration RBR juin 2013).



## SONDE SST CTD90M

Marque : Sea & Sun Technology  
Modèle : CTD90M  
Sonde n°: 214 et 1079

### Paramètres mesurables :

La sonde possède des capteurs pour la mesure de :

- pression (profondeur)
- température
- conductivité électrique
- pH
- oxygène dissous
- transmission de la lumière
- turbidité

### Description de la procédure et des organes de commande :

La sonde SST CTD90M est une sonde portable submersible autonome.  
Les étapes de mises en oeuvre sur le terrain sont les suivantes :

- Activation et paramétrisation de la sonde

Avant la mise à l'eau, la sonde est activée et les informations de configuration lui sont transmises à l'aide d'un ordinateur portable (liaison de type RS232), à partir du logiciel SST-SDA qui permet de définir quels sont les paramètres mesurés.

Lors de la mesure *in situ*, la sonde est autonome, elle enregistre et stocke directement les mesures des différents paramètres *dans* une mémoire interne à la sonde.

- Réalisation du profil

La sonde est maintenue 10 minutes à l'air libre afin de réaliser la calibration à 100 % de saturation en oxygène. Par la suite, elle est fixée à un câble (sur treuil) et est immergée à la surface de l'eau où un temps d'équilibration de 10 minutes environ est respecté avant sa descente le long de la colonne d'eau (descente lente d'environ 0,1 m par seconde permettant une mesure fiable des divers paramètres).

- Récupération des données

A sa sortie de l'eau, la sonde est reconnectée à l'ordinateur portable afin d'exporter les données à l'aide du logiciel SST-SDA.

L'ordinateur permet de visualiser les données *a posteriori* et leur représentation graphique sous forme de profils en fonction de la profondeur.

Le logiciel SST-SDA permet de récupérer les données sous forme de fichiers .TOB qui sont convertis par la suite au format excel.

### Procédures d'étalonnage :

#### ➤ **Profondeur**

Le capteur de pression piézoélectrique Keller PA7-50 Progress est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST avril 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure couvre de 0 à 500 dbar et l'incertitude est égale à 0,1 %.

Une comparaison de la profondeur est effectuée à l'aide d'une sonde bathymétrique Mini Troll Win-situ attachée à la sonde CTD90M.

#### ➤ **Température**

Le capteur de température SST Merz Pt100/1509 (résistance platine) a été étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST mai 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). Sa gamme de mesure est de - 2 °C à + 36 °C avec une incertitude de  $\pm 0,005$  °C.



➤ **pH**

La sonde de pH Hamilton PolyLite PRO 120 XP est une électrode de verre combinée à une électrode de référence. Elle est étalonnée par le fabricant (certificat de calibration SST mai 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure s'étend de 4 à 10 avec une incertitude de  $\pm 0,02$ .

Un comparatif est systématiquement effectué en laboratoire pour des échantillons d'eau prélevés à des profondeurs discrètes.

➤ **Oxygène dissous**

Le capteur d'oxygène dissous SST fast Optical DO Sensor est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST avril 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure de la sonde est de 0 à 240 % de saturation en oxygène et son incertitude est de  $\pm 2$  %.

Des vérifications sont systématiquement effectuées par la méthode chimique de Winkler pour des échantillons d'eau pris à des profondeurs discrètes et, si nécessaire, des corrections sont appliquées.

➤ **Conductivité électrique**

Le capteur de conductivité ADM 7-pole platinum electrode cell est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST mai 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure est de 0 à 1 mS/cm (en eau douce) et l'incertitude de  $\pm 0,003$  mS/cm.

➤ **Transmission de la lumière**

Le capteur PAR (PAR = Photosynthetically Active Radiations) est un Li-Cor 193 SA dont la gamme de mesure est de 0 à 50  $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  avec une incertitude de  $\pm 5$  %. Le capteur est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST décembre 2007 (septembre 2016 pour la 1079)).

➤ **Turbidité**

Le capteur de turbidité Seapoint Standard est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST octobre 2007 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure est de 0 à 2500 FTU (NTU).



## SONDE SST CTD90

Marque : Sea & Sun Technology  
Modèle : CTD90  
Sonde n°: 009

### Paramètres mesurables :

La sonde possède des capteurs pour la mesure de :

- pression (profondeur)
- température
- conductivité électrique
- pH
- oxygène dissous
- transmission de la lumière
- turbidité

### Description de la procédure et des organes de commande :

La sonde SST CTD90 est une sonde portable submersible qui n'est pas autonome, c'est-à-dire que le câble est aussi bien porteur de la sonde que du signal électrique. Les étapes de mises en oeuvre sur le terrain sont les suivantes :

- Activation et paramétrisation de la sonde

Avant la mise à l'eau, la sonde est activée et les informations de configuration lui sont transmises à l'aide d'un ordinateur portable (liaison de type RS232), à partir du logiciel SST-SDA qui permet de définir quels sont les paramètres mesurés.

Lors de la mesure *in situ*, la sonde enregistre et stocke directement les mesures des différents paramètres dans une mémoire interne à la sonde.

- Réalisation du profil

La sonde est maintenue 10 minutes à l'air libre afin de réaliser la calibration à 100 % de saturation en oxygène. Par la suite, elle est fixée à un câble (sur treuil) et est immergée à la surface de l'eau où un temps d'équilibration de 10 minutes environ est respecté avant sa descente le long de la colonne d'eau (descente lente d'environ 0,1 m par seconde permettant une mesure fiable des divers paramètres).

- Récupération des données

A sa sortie de l'eau, la sonde est reconnectée à l'ordinateur portable afin d'exporter les données à l'aide du logiciel SST-SDA.

L'ordinateur permet de visualiser les données *a posteriori* et leur représentation graphique sous forme de profils en fonction de la profondeur.

Le logiciel SST-SDA permet de récupérer les données sous forme de fichiers .TOB qui sont convertis par la suite au format excel.

### Procédures d'étalonnage :

#### ➤ **Profondeur**

Le capteur de pression piézoélectrique Keller PA7-50 Progress est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST février 2013). La gamme de mesure couvre de 0 à 360 dbar et l'incertitude est égale à 0,1 %.

Une comparaison de la profondeur est effectuée à l'aide d'une sonde bathymétrique Mini Troll Win-situ attachée à la sonde SST CTD90.

#### ➤ **Température**

La sonde de température SST Pt100 (résistance platine) a été étalonnée par le fabricant (certificat de calibration SST février 2013). Sa gamme de mesure est de -2 °C à + 36 °C avec une incertitude de ± 0,005 °C.



➤ **pH**

La sonde de pH Hamilton Polylite PRO 120 XP est une électrode de verre combinée à une électrode de référence. Elle est étalonnée par le fabricant (certificat de calibration SST février 2013). La gamme de mesure est de 4 à 10 avec une incertitude de mesure égal à  $\pm 0,02$ .

Un comparatif est systématiquement effectué en laboratoire pour des échantillons d'eau prélevés à des profondeurs discrètes.

➤ **Oxygène dissous**

Le capteur d'oxygène dissous SST oxyguard DO522M18 est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST février 2013). La gamme de mesure de la sonde est de 0 à 150 % de saturation en oxygène et son incertitude est de  $\pm 3$  %.

Des vérifications sont systématiquement effectuées par la méthode chimique de Winkler pour des échantillons d'eau pris à des profondeurs discrètes et, si nécessaire, des corrections sont appliquées.

➤ **Conductivité électrique**

Le capteur de conductivité AMT 7-pole platinum electrode cell est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST février 2013). La gamme de mesure est de 0 à 1 mS/cm (en eau douce) et l'incertitude de  $\pm 0,003$  mS/cm.

➤ **Transmission de la lumière**

Le capteur PAR (PAR = Photosynthetically Active Radiations) est un LiCor PAR 193 SA dont la gamme de mesure est de 0 à 50  $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  avec une incertitude de  $\pm 5$  %. Le capteur est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST février 2013).

➤ **Turbidité**

Le capteur de turbidité Seapoint Bulkhead couvre une gamme de mesure entre 0 à 2500 FTU (NTU). Il est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST février 2013).



## SONDE YSI EXO1

Marque : YSI  
Modèle : EXO1  
Sonde n°: 13G100215

### Paramètres mesurables :

La sonde possède des capteurs pour la mesure de :

- pression (profondeur)
- température
- conductivité électrique
- pH
- oxygène dissous

### Description de la procédure et des organes de commande :

La sonde YSI EXO1 est une sonde portable submersible autonome.  
Les étapes de mises en œuvre sur le terrain sont les suivantes :

- Activation et paramétrisation de la sonde

Avant la mise à l'eau, la sonde est activée et les informations de configuration lui sont transmises à l'aide d'un ordinateur portable (liaison de type USB), à partir du logiciel KOR qui permet de définir quels sont les paramètres mesurés.

Lors de la mesure *in situ*, la sonde enregistre et stocke directement les mesures des différents paramètres dans une mémoire interne à la sonde.

- Réalisation du profil

La sonde est maintenue 10 minutes à l'air libre afin de réaliser la calibration à 100 % de saturation en oxygène. Par la suite, elle est fixée à un câble (sur treuil) et est immergée à la surface de l'eau où un temps d'équilibration de 10 minutes environ est respecté avant sa descente le long de la colonne d'eau (descente lente d'environ 0,1 m par seconde permettant une mesure fiable des divers paramètres).

- Récupération des données

A sa sortie de l'eau, la sonde est reconnectée à l'ordinateur portable afin d'exporter les données à l'aide du logiciel KOR.

L'ordinateur permet de visualiser les données *a posteriori* et leur représentation graphique sous forme de profils en fonction de la profondeur.

Le logiciel KOR permet de récupérer les données sous forme de fichiers .BIN qui sont convertis par la suite au format EXCEL.

### Procédures d'étalonnage :

#### ➤ **Profondeur**

Le capteur de pression à jauge extensométrique en acier inoxydable est étalonné par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). La gamme de mesure couvre de 0 à 250m et l'incertitude est égale à +/- 0.10 m.

Une comparaison de la profondeur est effectuée à l'aide d'une sonde bathymétrique Mini Troll Win-situ attachée à la sonde YSI EXO1.

#### ➤ **Température**

La sonde de température à thermistance a été étalonnée par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). Sa gamme de mesure est de -5 °C à + 50 °C avec une incertitude de  $\pm 0,01$  °C de -5 à + 35 °C.



➤ **pH**

La sonde de pH est une électrode de verre combinée à une électrode de référence. Elle est étalonnée par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). La gamme de mesure est de 4 à 10 avec une incertitude de mesure égal à  $\pm 0,02$  sur toute la plage de température.

Un comparatif est systématiquement effectué en laboratoire pour des échantillons d'eau prélevés à des profondeurs discrètes.

➤ **Oxygène dissous**

Le capteur optique d'oxygène dissous est étalonné par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). La gamme de mesure de la sonde est de 0 à 200 % de saturation en oxygène et son incertitude est de  $\pm 1$  %.

Des vérifications sont systématiquement effectuées par la méthode chimique de Winkler pour des échantillons d'eau pris à des profondeurs discrètes et, si nécessaire, des corrections sont appliquées.

➤ **Conductivité électrique**

La cellule de conductivité à 4 électrodes en nickel étalonné par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). La gamme de mesure est de 0 à 100 mS/cm (en eau douce) et l'incertitude de  $\pm 0,001$  mS/cm.



## SONDE MOLDAENKE BBE FLUOROPROBE

Marque : Moldaenke BBE  
Modèle : Fluoroprobe  
Sonde n°: /

### Paramètres mesurables :

La sonde possède des capteurs pour la mesure de :  
- Chlorophylle A (fluorimètre)

### Description de la procédure et des organes de commande :

La sonde BBE est une sonde portable submersible autonome.  
Les étapes de mises en oeuvre sur le terrain sont les suivantes :

- Activation et paramétrisation de la sonde

Avant la mise à l'eau, la sonde est activée et les informations de configuration lui sont transmises à l'aide d'un ordinateur portable (liaison de type RS232), à partir du logiciel BBE Fluoroprobe qui permet de définir quels sont les paramètres mesurés.

Lors de la mesure *in situ*, la sonde est autonome, elle enregistre et stocke directement les résultats relatifs aux mesures de fluorescence dû à la chlorophylle A des différentes classes algales dans une mémoire interne à la sonde.

- Réalisation du profil

La sonde est fixée à un câble (sur treuil), elle est immergée à 1 mètre en dessous de la surface de l'eau et un temps d'équilibration de 10 minutes environ est respecté avant sa descente le long de la colonne d'eau (descente lente d'environ 0,1 m par seconde permettant une mesure fiable des divers paramètres).

- Récupération des données

A sa sortie de l'eau, la sonde est reconnectée à l'ordinateur portable afin d'exporter les données à l'aide du logiciel BBE Fluoroprobe. L'ordinateur permet de visualiser les données *a posteriori* et leur représentation graphique sous forme de profils en fonction de la profondeur.

Le logiciel BBE Fluoroprobe permet de récupérer les données sous forme de fichiers .FLP qui sont convertis par la suite au format text.

### Procédures d'étalonnage :

#### ➤ **Profondeur**

Le capteur de pression piézoélectrique est étalonné par le fabricant (certificat de calibration BBE décembre 2012). La gamme de mesure s'étend de 0 à 100 m.

Une comparaison de la profondeur est effectuée à l'aide d'une sonde bathymétrique Mini Troll Win-situ attachée à la sonde BBE.

#### ➤ **Chlorophylle a**

Le capteur de Chlorophylle A total est étalonné par le fabricant (certificat de calibration BBE décembre 2013). La gamme de mesure de la chlorophylle a total s'étend de 0 à 200 µg chloro a.L<sup>-1</sup>.

Un comparatif est systématiquement effectué en laboratoire selon la méthode SCOR-UNESCO pour des échantillons d'eau prélevés à des profondeurs discrètes de 3 à 2 n0 m.



## **DOSSIER IV**

# **Utilisation des données du suivi scientifique dans le cadre de recherche ou expertise**



### **Articles scientifiques soumis à comité de lecture publiés en 2016 et utilisant les données du suivi scientifique :**

Alric, B., M. Möst, I. Domaizon, C. Pignol, P. Spaak, and M. E. Perga. 2016. Local human pressures influence gene flow in a hybridizing *Daphnia* species complex. *Journal of Evolutionary Biology* **29**:720-735.

Kraemer, B. M., S. Chandra, A. I. Dell, M. Dix, E. Kuusisto, D. M. Livingstone, S. G. Schladow, E. Silow, L. M. Sitoki, R. Tamatamah, and P. B. McIntyre. 2017. Global patterns in lake ecosystem responses to warming based on the temperature dependence of metabolism. *Global Change Biology* **23**:1881-1890.

Lepère, C., I. Domaizon, M. Hugoni, A. Vellet, and D. Debroas. 2016. Diversity and Dynamics of Active Small Microbial Eukaryotes in the Anoxic Zone of a Freshwater Meromictic Lake (Pavin, France). *Frontiers in Microbiology* **7**: doi: 10.3389/fmicb.2016.00130

O'Reilly, C. M., S. Sharma, D. K. Gray, S. E. Hampton, J. S. Read, R. J. Rowley, P. Schneider, J. D. Lenters, P. B. McIntyre, B. M. Kraemer, G. A. Weyhenmeyer, D. Straile, B. Dong, R. Adrian, M. G. Allan, O. Anneville, L. Arvola, J. Austin, J. L. Bailey, J. S. Baron, J. D. Brookes, E. de Eyto, M. T. Dokulil, D. P. Hamilton, K. Havens, A. L. Hetherington, S. N. Higgins, S. Hook, L. R. Izmet'eva, K. D. Joehnk, K. Kangur, P. Kasprzak, M. Kumagai, E. Kuusisto, G. Leshkevich, D. M. Livingstone, S. MacIntyre, L. May, J. M. Melack, D. C. Mueller-Navarra, M. Naumenko, P. Noges, T. Noges, R. P. North, P.-D. Plisnier, A. Rigosi, A. Rimmer, M. Rogora, L. G. Rudstam, J. A. Rusak, N. Salmaso, N. R. Samal, D. E. Schindler, S. G. Schladow, M. Schmid, S. R. Schmidt, E. Silow, M. E. Soylu, K. Teubner, P. Verburg, A. Voutilainen, A. Watkinson, C. E. Williamson, and G. Zhang. 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters* **42**:10,773-710,781.

Perga, M.-E., S. C. Maberly, J.-P. Jenny, B. Alric, C. Pignol, and E. Naffrechoux. 2016. A century of human-driven changes in the carbon dioxide concentration of lakes. *Global Biogeochemical Cycles* **30**:93-104.

Woolway, R. I., M. T. Dokulil, W. Marszelewski, M. Schmid, D. Bouffard, and C. J. Merchant. 2017. Warming of Central European lakes and their response to the 1980s climate regime shift. *Climatic Change* **142**:505-520.

### **Rapport d'étude publié en 2016 et utilisant les données du suivi scientifique :**

LPO. 2016. Suivi des oiseaux d'eau hivernants en Rhône-Alpes. Programme Wetlands International Rapport d'exécution 2015 Programme d'actions en faveur de la Biodiversité en Rhône-Alpes. 58p.



**Demandes des données du suivi scientifique faites en 2016 auprès du SOERE OLA pour l'utilisation des données du suivi scientifique :**

Nom du demandeur	date de la demande	organisme	pays	e-mail	paramètres demandés	site	années	objectifs
Kévin Matthieu	03/03/2016	LPO		<a href="mailto:kevin.mathieu@lpo.fr">kevin.mathieu@lpo.fr</a>	Les concentrations en phosphates (avec les droits qui me sont actuellement ouverts, j'ai accès aux concentrations de : Phosphore Total (Ptot) / Phosphore Particulaire (Ppart) / Phosphore Ortho (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ). Je ne sais pas si les concentrations en phosphates sont saisies dans votre SI. Ces données nous intéressaient car visiblement, dans les publications, il semble que ce soit les concentrations moyennes hivernales des phosphates qui sont utilisées pour rendre compte de l'évolution du phosphore dans les lacs).	Leman, annecy, bourget	1965-2015	
Sophie Palenzuela	06/06/2016	cartel	France	<a href="mailto:sophie.palenzuela@thonon.inra.fr">sophie.palenzuela@thonon.inra.fr</a>	condition de prélèvements: transparences avec disque INRA et avec disque secchi	annecy, le man, bourget	1950 - 2016	étude de la transparence des lacs
Frossard Victor	07/06/2016	CARTE L USMB	France		ChlA, production primaire	Annecy, Bourget, Lemman	toutes dispo	Evolution à long terme du contexte trophique d'Annecy, Bourget et Léman
Frederic Soullignac	18/07/2016	cartel / ONEMA	France	<a href="mailto:frederic.soullignac@thonon.inra.fr">frederic.soullignac@thonon.inra.fr</a>	phosphore total, ammonium, nitrates, chloro a, transparence	Bourget, annecy, Lemman	2010-2015	calcul de la phénologie pour la CIPEL
Frederic Soullignac	13/09/2016	cartel / ONEMA	France	<a href="mailto:frederic.soullignac@thonon.inra.fr">frederic.soullignac@thonon.inra.fr</a>	température	Bourget, annecy, Lemman	2010-2015	Projet Model : variations de la zone euphotique
Domaizon Isa	14/10/2016	cartel			nutriments (P, N)	Léman, Bourget, Annecy	toutes dispo	



orlane anneville	20/10/2016	carrtel	France	<a href="mailto:orlane.anneville@inra.fr">orlane.anneville@inra.fr</a>	secchi, chla, T, do, pH, cond, po4, TP, TN, NH4, siO2, Phyto, meteo	leman, bourget, annecy	tout dispo	Il s'agit d'un projet GLEON qui est encore ouvert (pastille verte sur le site: <a href="http://gleon.org/research/projects">http://gleon.org/research/projects</a> ), par conséquent, tous les scientifiques membres du GLEON peuvent participer. Toutefois, à ce jour, seuls Isabelle Domaizon et Stéphan Jacquet m'ont communiqué leur intérêt à participer à ce projet.
Ben Kraemer	01/11/2016	GLEON avec Rita Adrian		<a href="mailto:ben.m.kraemer@gmail.com">ben.m.kraemer@gmail.com</a>	Température	annecy, leman, bourget	-2014	I would like to access the data for use in a research project for publication on the thermal niches of organisms in lakes.projet GLEON du working group "Climate Sentinels".



**l'oxygène  
à la source**

**Syndicat Mixte du Lac d'Annecy**

7, rue des Terrasses

B.P. 39

74 962 CRAN-GEVRIER cedex

Tél. : 04 50 66 77 77

Fax : 04 50 66 77 88

Courriel : [sila@sila.fr](mailto:sila@sila.fr)

Site internet : [www.sila.fr](http://www.sila.fr)

