



HAL
open science

Suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy. Rapport 2010

Isabelle Domaizon, Daniel Gerdeaux, Leslie Lainé, Jérôme Lazzarotto,
Marie-Elodie Perga, Frédéric Rimet, Damien Zanella

► **To cite this version:**

Isabelle Domaizon, Daniel Gerdeaux, Leslie Lainé, Jérôme Lazzarotto, Marie-Elodie Perga, et al..
Suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy. Rapport 2010. [Rapport Technique] 2011. hal-02810679

HAL Id: hal-02810679

<https://hal.inrae.fr/hal-02810679v1>

Submitted on 6 Jun 2020

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

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

SYNDICAT MIXTE DU LAC D'ANNECY

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC D'ANNECY

Rapport 2010



**l'oxygène
à la source**



Institut National de la Recherche Agronomique

Syndicat Mixte du Lac d'Annecy
7 Rue des Terrasses BP 39
74962 CRAN-GEVRIER CEDEX
Tél : 04 50 66 77 77

Station d'Hydrobiologie Lacustre
75 Avenue de Corzent BP 511
74203 THONON-LES-BAINS CEDEX
Tél : 04 50 26 78 00

*Coup de vent sur le lac le 19 mai 2010
Photo : D. Zanella - SILA*

SYNDICAT MIXTE DU LAC D'ANNECY

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC D'ANNECY

RAPPORT 2010

Rédigé par :

Isabelle DOMAIZON (coordination et édition)
Daniel GERDEAUX (coordination)
Leslie LAINE (zooplancton)
Jérôme LAZZAROTTO (physico-chimie)
Marie-Elodie PERGA (zooplancton)
Frédéric RIMET (phytoplancton)

Compilation du rapport et édition :
Damien ZANELLA - SILA

Rapport validé par les conseillers « suivi de la qualité du lac » du collège scientifique du SILA à la date du 02 septembre 2011 :

<i>Gérard BALVAY – Chargé de recherche INRA en retraite</i>	<i>Christian DESVILLETES – Université Blaise Pascal</i>
<i>Janusz DOMINIK – Université de Genève</i>	<i>Daniel GERDEAUX – INRA</i>
<i>Michel MEYBECK – Université Pierre et Marie Curie</i>	<i>Emmanuel NAFFRECHOUX – Université de Savoie</i>
<i>Lionel NAVARRO – Agence de l'Eau RMC</i>	<i>Pascal NIREL – Service Cant. Ecologie Eau Genève</i>
<i>Gérard PAOLINI – Communauté Agglo. Lac du Bourget</i>	<i>François RAPIN – CIPEL</i>
<i>Michel TISSUT – Université Joseph Fourier</i>	<i>Brigitte VINCON-LEITE – CEREVE</i>

Référence à citer: DOMAIZON I., GERDEAUX D., LAINE L., LAZZAROTTO J., PERGA M.E. et RIMET F., 2011. Suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy. Rapport 2010. SILA (éd.) et INRA-Thonon. 61 pages et annexes.



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**



INRA Station d'Hydrobiologie Lacustre
75, avenue de Corzent B.P. 511
74203 THONON-LES-BAINS
CEDEX
Tél : 04 50 26 78 00

LES DIFFERENTES COLLECTIVITES ADHERENTES AU SILA POUR LA COMPETENCE « AMENAGEMENT ET PROTECTION DU LAC »



Carte d'identité du lac



Nom : Lac d'Annecy
Né il y a 18 000 ans
des fontes glaciaires

Mensuration :

Longueur : 14,6 km

Largeur : de 0,8 à 3,2 km

Surface : 27 km²

Altitude : 446,97 m

Profondeur moyenne : 41 m

Profondeur maximale : 65m

(Le Boubioz : 78,70 m)

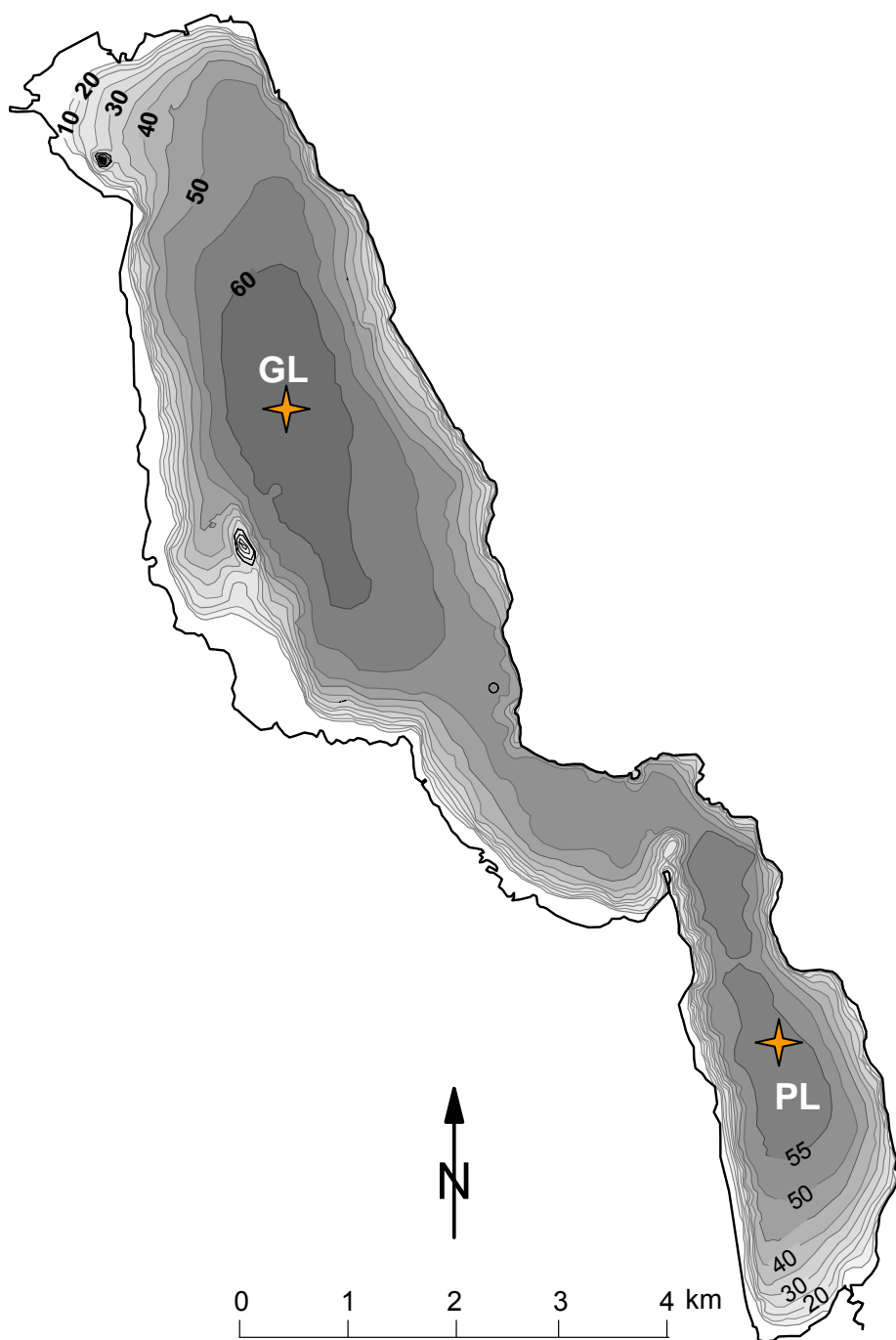
Volume d'eau douce :

1 124 500 000 m³

Signe particulier :

En bonne santé

CARTE BATHYMETRIQUE DU LAC D'ANNECY ET LOCALISATION DES POINTS DE PRELEVEMENT



Coordonnées des points de prélèvements

- « Grand Lac » : X=897009.793 ; Y=104060.45
- « Petit Lac » : X=901726.104 ; Y=98137.777

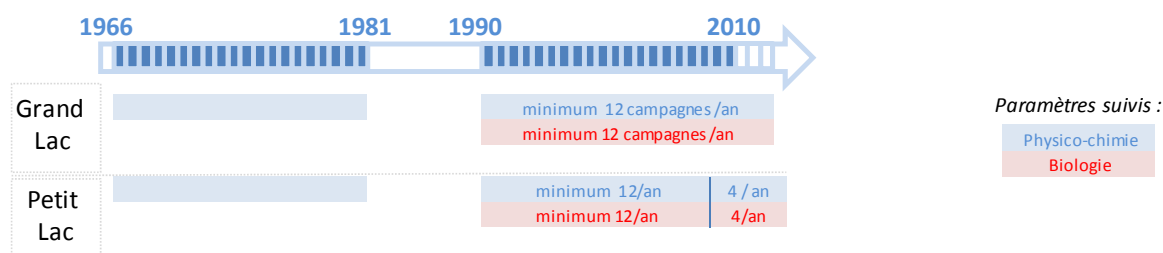
SOMMAIRE

Introduction	1
Chapitre I : Etudes physico-chimiques	3
I.1 Transparence	4
I.2 Température	7
I.3 Oxygène dissous	10
I.4 Conductivité	16
I.5 Turbidité	18
I.6 Azote	20
I.7 Phosphore	21
I.8 Rapport N/P	22
I.9 Evolution interannuelle de l'azote et du phosphore	23
I.10 Silice	26
I.11 Stocks en cations et anions	28
I.12 Conclusion	30
Chapitre III : Etudes Biologiques	31
II.1 Méthodes d'étude du plancton	31
II.1.1 Phytoplancton : aspects méthodologiques	
II.1.2 Zooplancton : aspects méthodologiques	
II.2 Phytoplancton	34
II.2.1 Evolution saisonnière de l'année 2010	
II.2.2 Evolution interannuelle	
II.2.3 Conclusions relatives au compartiment phytoplanctonique	
II.3 Zooplancton	47
II.3.1 Modifications des fréquences d'échantillonnage dans le Petit Lac et impact potentiel sur l'évaluation des tendances zooplanctoniques à long-terme	
II.3.2 Composition et évolution à long terme de la communauté zooplanctonique	
II.3.2.1 Composition de la communauté en 2010	
II.3.2.2 Evolution à long terme de la composition de la communauté	
II.3.3 Dynamique saisonnière en 2010	
II.3.3.1 Dynamique saisonnière des Cladocères	
II.3.3.2 Dynamique saisonnière des Copépodes	
II.3.3.3 Variation saisonnière des espèces non crustacéennes	
II.3.4 Conclusions relatives au compartiment zooplanctonique	
Conclusions générales	60
Bibliographie	
Annexes	
Dossiers	

INTRODUCTION

Le suivi du lac d'Annecy en 2010 poursuit l'auscultation sur le long terme de la physico-chimie et du compartiment planctonique de l'écosystème lacustre. Des données sont disponibles depuis 1966, période à laquelle le Syndicat Intercommunal des Communes Riveraines du lac d'Annecy (SICRLA) a d'abord entrepris la réalisation d'un suivi de la qualité physico-chimique des eaux du lac d'Annecy. Par la suite, le phytoplancton, puis le zooplancton ont été des paramètres ajoutés au suivi de qualité de l'eau. Le suivi interrompu de 1982 à 1986 a été repris par le Syndicat Intercommunal du lac d'Annecy (SILA) devenu actuellement le Syndicat Mixte du Lac d'Annecy. Le protocole de suivi est resté le même de 1990 à 2009. A partir de l'année 2010, un allègement des prélèvements effectués sur le Petit Lac a conduit à réduire l'échantillonnage à 4 dates (périodes qui correspondent à celles recommandées par la Directive Cadre sur l'Eau). Les modalités du suivi effectué sur le Grand Lac n'ont pas été modifiées et s'appuient au minimum sur des échantillonnages mensuels.

Chronogramme de l'auscultation du Lac d'Annecy :



Ce suivi à long terme permet de disposer d'une série de paramètres physico-chimiques et biologiques du plan d'eau. Des tendances et des anomalies par rapport à un fonctionnement «moyen» peuvent ainsi être mises en évidence et des hypothèses de compréhension des phénomènes observés peuvent être avancées.

Le lac d'Annecy est une grande masse d'eau profonde, thermiquement stratifiée en été et déstratifiée en hiver. La stabilité de la stratification thermique estivale, la durée du brassage hivernal et la réoxygénation des eaux qu'il entraîne, dépendent du climat. L'écosystème subit par ailleurs de nombreuses influences des activités

humaines plus locales. Certains des impacts locaux peuvent être contrôlés comme l'ont été les apports en eaux usées par la construction du grand collecteur. Mais globalement, le lac subit le réchauffement de la planète et les apports par l'air et l'eau qui ne sont pas ou peu maîtrisables par les collectivités locales.

Le suivi de l'année 2010 a été confié à la Station d'Hydrobiologie Lacustre de l'INRA à Thonon-les-Bains qui a bénéficié de l'appui du Syndicat Mixte du Lac d'Annecy pour toutes les interventions nécessaires à la bonne exécution des campagnes d'échantillonnages. Les résultats sont présentés dans ce rapport qui a été validé par les conseillers « suivi de la qualité du lac » du collège scientifique du SILA. Ces derniers orientent si besoin les études futures.

Quinze campagnes d'échantillonnages ont été réalisées dans la zone de profondeur maximale du Grand Lac, et, quatre campagnes dans le Petit Lac, pour les analyses physico-chimiques et biologiques. La réalisation et le contrôle des mesures et des prélèvements ont été effectués par les techniciens de la Station d'Hydrobiologie Lacustre INRA (Thonon), avec la collaboration du SILA. L'assistance technique (mise à disposition du bateau) a été assurée par le SILA.

Les données météorologiques locales sont reprises des bilans de Météo France que nous remercions et des données de pluviométrie du SILA (cf. dossier I). Les débits des principaux affluents (cf. dossier II) proviennent de la Banque HYDRO (<http://www.hydro.eaufrance.fr/>). Le début de l'année 2010 est marqué par un hiver rigoureux et long, la pluviométrie a globalement été plutôt déficitaire en comparaison des données historiques observées sur les 30 dernières années.

Les campagnes de prélèvement ont toutes eu lieu en période de débit stabilisé des affluents, à l'exception :

- du 2 juin 2010, où on observe 2 jours plus tôt une crue rapide sur les affluents (proche de la crue biennale pour l'Eau morte, moins importante pour le Laudon),
- du 17 novembre 2010, soit 4-5 jours après un coup d'eau « léger à moyen »,
- du 13 décembre 2010, certes 5-6 jours après un pic de crue, mais où l'Eau morte a atteint un fort débit situé entre la crue quinquennale et la crue décennale (pour le Laudon, débit un peu inférieur à la crue biennale).

CHAPITRE I

ETUDES PHYSICO-CHIMIQUES

L'année 2010 a fait l'objet d'un suivi physico-chimique au cours de 15 campagnes de prélèvements effectuées dans le Grand Lac. Le Petit Lac est suivi depuis 2010 de manière plus allégée avec 4 campagnes d'échantillonnage par an.

Les prélèvements sont effectués aux profondeurs de 3m, 10m, 15m, 30m, 45m et au niveau du fond (55 m pour le Petit Lac et 65 m pour le Grand Lac). Depuis 2008 des prélèvements complémentaires pour les dosages du phosphore total et dissous et de l'oxygène sont réalisés à 50 et 60 m dans le Grand Lac pour une meilleure observation des phénomènes de désoxygénation et des échanges de phosphore entre l'eau profonde et les sédiments. La profondeur de prélèvement est contrôlée par une sonde de pression couplée à la bouteille de prélèvement. L'étude des relevés de la sonde indique des écarts toujours inférieurs à 2 m par rapport à la profondeur théorique. Ces écarts sont considérés comme acceptables pour la présente étude.

A chaque campagne, les paramètres suivants sont analysés dans les échantillons prélevés : phosphore total, orthophosphate, azote nitrique, azote ammoniacal, azote total, silice réactive, les carbonates (le titre alcalimétrique complet) et le carbone organique total (COT). Durant deux campagnes dans l'année, les éléments majeurs (chlorure, sulfate, calcium, magnésium, sodium et potassium) sont dosés. Les méthodes utilisées pour ces analyses chimiques sont présentées dans les annexes.

Lors de chaque campagne de prélèvement, un profil de sonde physico-chimique est également effectué, indiquant l'évolution de la température, la saturation en oxygène dissous, la conductivité, la turbidité et la chlorophylle *a* tout au long de la colonne d'eau.

Ce chapitre présente les évolutions saisonnières des paramètres physico-chimiques mesurés, ainsi que les tendances interannuelles. Ces évolutions dépendent de l'hydrologie et des apports de rivières, de l'activité biologique du lac et des facteurs météorologiques (vents, température...).

I.1. TRANSPARENCE

La transparence est la mesure de la profondeur moyenne de disparition dans l'eau du disque de Secchi. La présence de particules (notamment les micro-algues et les matières minérales en suspension (MES) provenant des cours d'eau) influe sur la valeur de cette mesure.

La transparence est mesurée à chaque campagne de prélèvement. Elle donne une information globale sur l'évolution de la densité phytoplanctonique dans le milieu (bien que la relation entre transparence et biomasse phytoplanctonique ne soit pas strictement linéaire). En 2010, la mesure de transparence a été effectuée avec le disque de Secchi classiquement utilisé dans le suivi du lac d'Annecy (blanc de 30 cm de diamètre) et avec un disque de Secchi couramment utilisé dans les suivis DCE (disque de 20 cm de diamètre, constitué de 2 quarts blancs et 2 quarts noirs). L'analyse par régression linéaire montre que les valeurs obtenues pour les deux types de disques sont significativement corrélées ($R^2 = 0,85$, $p > 0,001$, $n = 19$), toutefois, le disque de petit diamètre donne une valeur de transparence plus faible de 0,5 m en moyenne. Une expérience similaire a déjà été réalisée dans le cadre du suivi du lac d'Annecy de 1992 à 1995, en utilisant deux disques de Secchi intégralement blancs mais de diamètre différent (20 et 30 cm). Les résultats étaient proches, avec une transparence plus faible en moyenne de 0,7 m avec le disque de petit diamètre.

Les mesures de transparence des campagnes de 2010 sont représentées sur le tableau 1 et sur la figure I.1.

En 2010, la moyenne (6,0 m) et le maximum (9,4 m) de transparence sont inférieurs aux valeurs des années précédentes (Grand Lac). La transparence est plus faible qu'habituellement, notamment après le brassage le 15 février. Nous n'avons pas observé cette année, d'augmentation de la transparence en fin d'hiver contrairement à ce qui est généralement observé sur la chronique. Cependant, après le brassage, la dynamique de la transparence du Grand Lac en 2010 est très semblable à celle observée en 2009 (figure I.1) : un pic apparaît le 15 juin correspondant au minimum de transparence (3,0 m) et, au maximum de biomasse phytoplanctonique dans la strate 0-20m. Une transparence plus importante est enregistrée ensuite, du 27 juillet au 21 septembre, puis une nouvelle réduction de

transparence (4,3 m de transparence) observée le 13 octobre peut être mise en lien avec une ré-augmentation de la biomasse phytoplanctonique automnale (voir chapitre II). A l'inverse, les variations de transparence ne permettent pas de repérer de phase d'eaux claires coïncidant avec une diminution de biomasse phytoplanctonique printanière.

Tableau I. 1 : Résultats des mesures de transparence en mètre en 2010

date	Secchi Blanc 30 cm		Secchi Noir/Blanc 20 cm	
	Grand Lac	Petit Lac	Grand Lac	Petit Lac
14 janvier 2010	8,6		7,6	
15 février 2010	9,4		7,3	
15 mars 2010	8,5	8,0	6,5	8,0
20 avril 2010	6,5		6,0	
18 mai 2010	5,8	5,0	6,0	5,0
2 juin 2010	4,7		4,0	
15 juin 2010	3,0		2,9	
1 juillet 2010	3,3	3,7	3,2	3,5
12 juillet 2010	3,9		3,5	
27 juillet 2010	7,0		6,4	
25 août 2010	5,8		5,2	
21 septembre 2010	6,5	6,3	6,1	5,6
13 octobre 2010	4,3		4,1	
17 novembre 2010	5,5		4,9	
13 décembre 2010	7,5		8	
Nombre de mesures	15	4,0	15	4,0
Moyenne	6,0	5,8	5,4	5,5
Minimum	3,0		2,9	
Maximum	9,4		8,0	

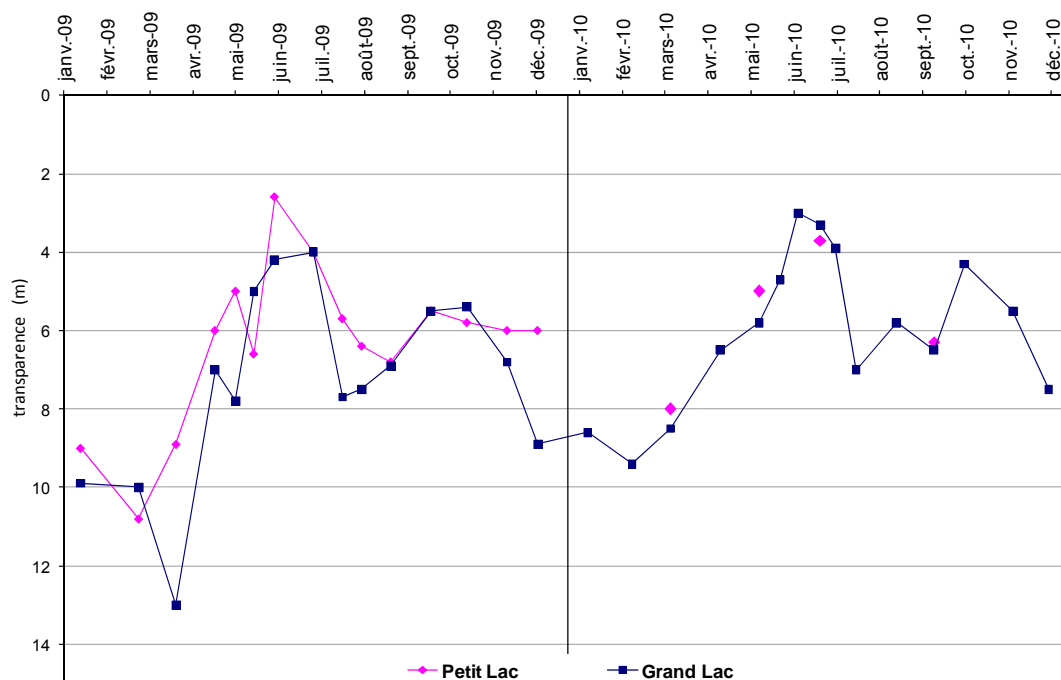


Figure I. 1 : Évolution de la transparence en mètres, de 2009 à 2010

Les valeurs de transparence mesurées lors des 4 campagnes d'échantillonnages sur le Petit Lac sont très comparables à celles mesurées dans le Grand Lac aux mêmes dates. La différence de transparence habituellement remarquée (1m environ en moins dans le petit Lac) n'est pas discernable cette année sur la base des 4 points de mesure.

La figure I.2 permet d'observer que, par rapport à la chronique 1996-2009, l'année 2010 est singulière (comme l'était l'année 2003) avec une transparence hivernale significativement faible, de fait les amplitudes de variation de la transparence en 2010 apparaissent moins importantes qu'elles ne le sont généralement.

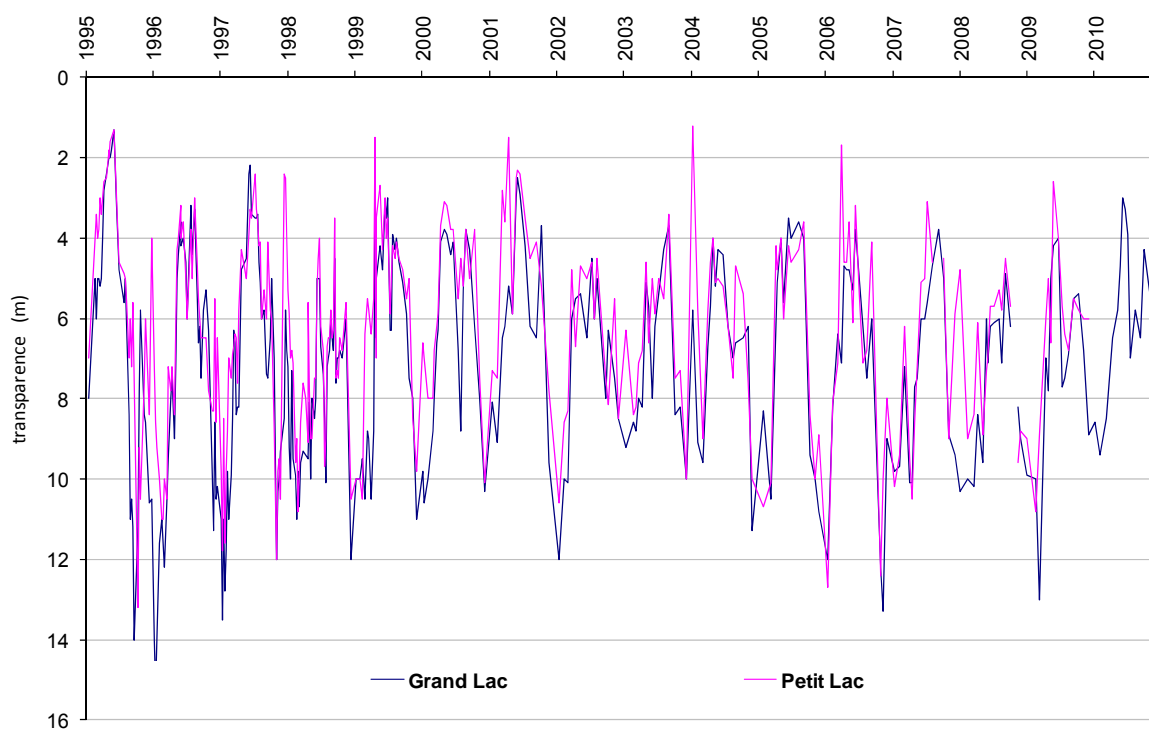


Figure I. 2 : Évolution de la transparence (m) de 1995 à 2010

I.2 TEMPERATURE

La température du lac est l'un des principaux paramètres explicatifs du comportement biologique de l'écosystème. La température de la colonne d'eau est mesurée par un profil de sonde lors de chaque campagne de prélèvement. Les figures I.3 et I.4 représentent l'évolution des profils de température.

En 2010, l'ensemble de la colonne d'eau était homogène en température lors de la campagne du 15 février avec une température de 4,7°C. La figure I.5 représente le profil de la sonde multiparamètres lors de cette campagne. L'homogénéité thermique est conservée jusqu'à la campagne du 15 mars, soit pendant un mois. L'homogénéisation a ainsi permis le brassage complet du lac entre le 15 février et le 15 mars.

La figure I.6 indique la température moyenne dans la colonne d'eau du Grand Lac lors de chaque brassage depuis 1996. Comme en 2009, la température de l'homogénéisation thermique est faible en 2010 par rapport à la chronique enregistrée depuis 1996 du fait de l'hiver assez rigoureux se prolongeant jusqu'à mi-mars.

La température en surface augmente ensuite progressivement à partir de la campagne du 20 avril avec 9,4°C en surface. La stratification se met en place et le maximum de température est atteint le 16 juillet avec 25°C sur les 5 premiers mètres. L'épaisseur de l'épilimnion continue ensuite de croître mais sa température diminue progressivement jusqu'à 10°C le 13 décembre dans la strate 0-20m.

La température de la colonne d'eau du Petit Lac est comparable à celle du Grand Lac lors des 4 campagnes de mesure.

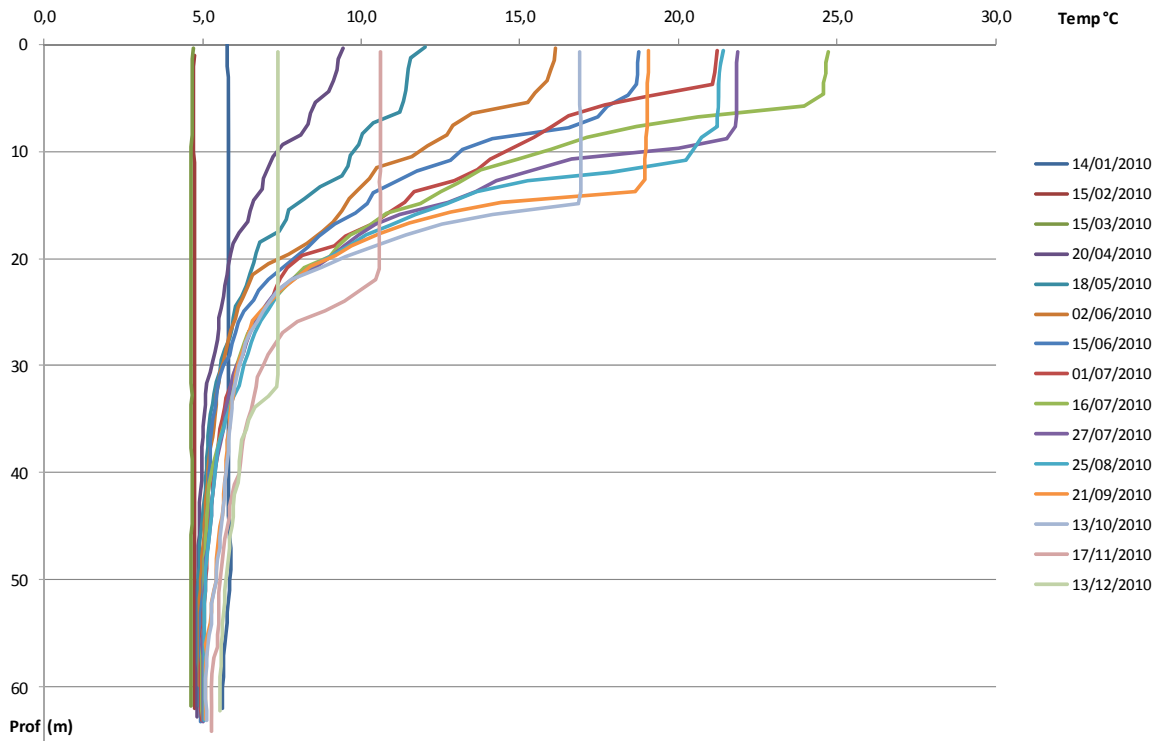


Figure I. 3 : Profils de température (°C) dans le Grand Lac en 2010

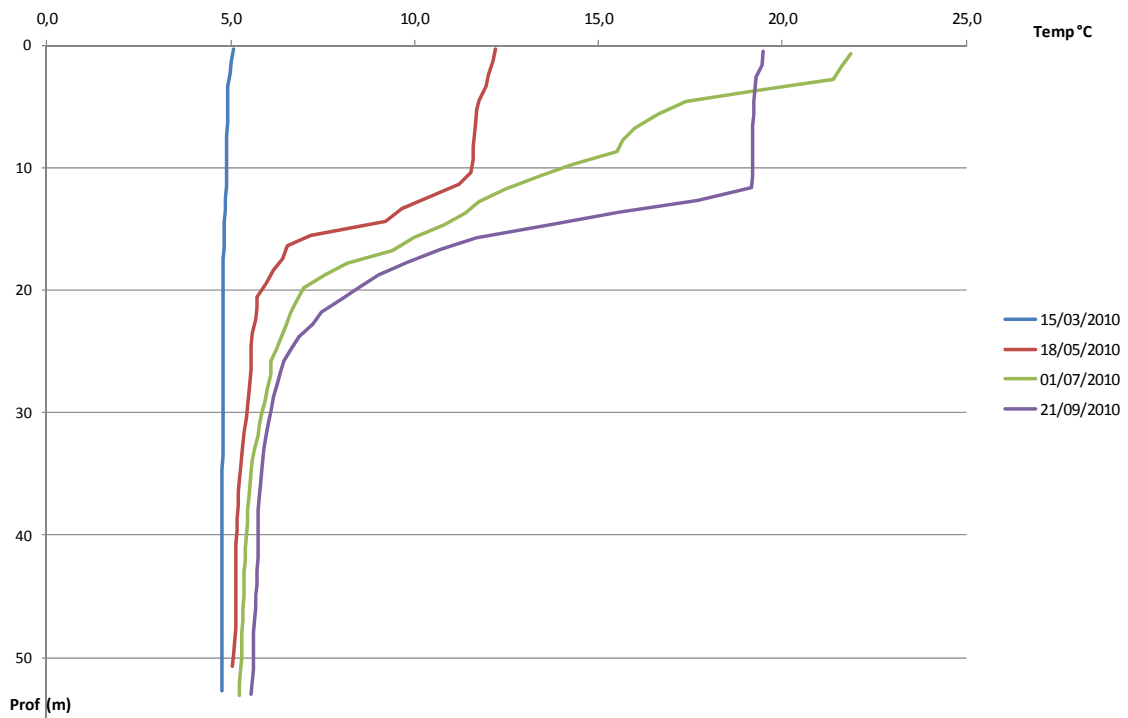


Figure I. 4 : Profils de température (°C) dans le Petit Lac en 2010

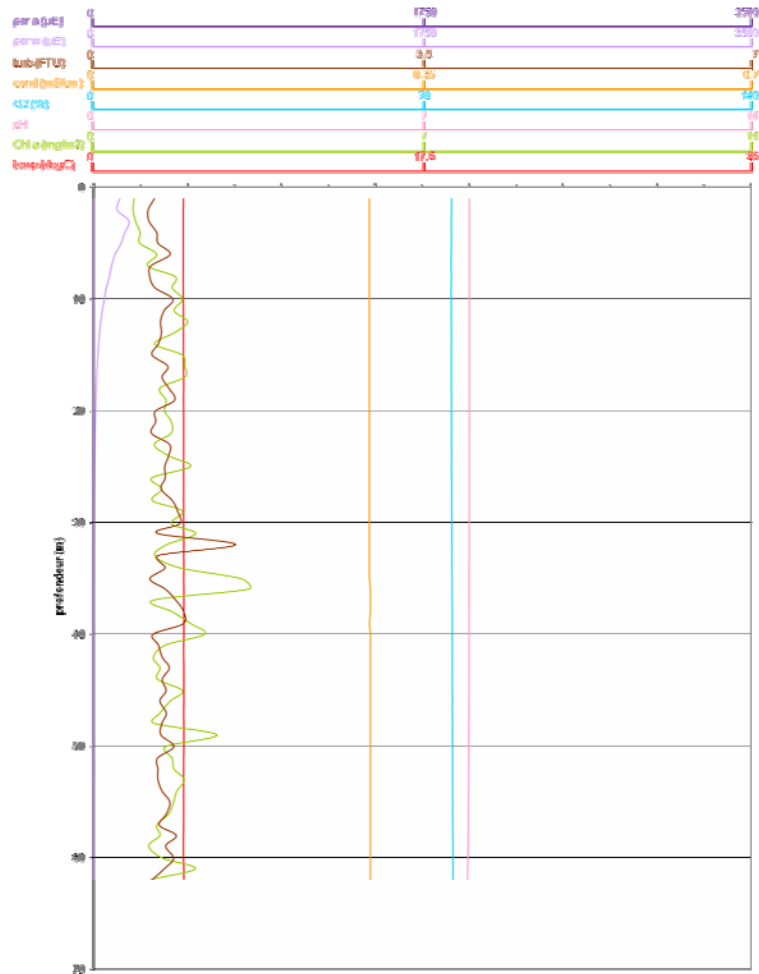


Figure I. 5 : Profil de sonde le 15 février 2010 lors de l'homogénéisation thermique



Figure I. 6 : Évolution de la température (°C) moyenne sur toute la hauteur d'eau au brassage du Grand Lac et du Petit Lac de 1996 à 2010

I.3. OXYGENE DISSOUS

L'oxygène dissous est mesuré à chaque profil de sonde de manière continue le long de la colonne d'eau. Il est également mesuré sur chaque échantillon prélevé à des profondeurs discrètes (3, 10, 15, 30, 45, 50, 60 m et fond du lac) par la méthode de titration de Winkler. Les dosages chimiques donnent une mesure fiable de la quantité d'oxygène dissous, les profils sonde permettent de visualiser la répartition relative de la saturation en oxygène mais ne peuvent être utilisés pour quantifier de manière absolue cette saturation, en particulier dans les zones de changement rapide de concentration compte tenu du délai de réponse du capteur.¹

Les figures I.7 et I.8 représentent les profils en oxygène dissous (% de saturation en O₂) dans le Grand Lac et le Petit Lac. La figure I.9 représente l'oxygénation du fond du Petit Lac et du Grand Lac en 2009 et 2010.

La ré-oxygénation du fond est maximale lors de la campagne du 13 mars avec 10,5 mgO₂/L. Toute la colonne d'eau est alors homogène et ré-oxygénée. La ré-oxygénation ainsi réalisée est importante par rapport aux 3 années antérieures et du même ordre que la plupart des années de la chronique (figure 10).

Le brassage entre le mois de février et le mois de mars a aussi permis de redistribuer les nutriments dans les couches superficielles. Les concentrations en nutriments sont alors homogènes dans la colonne d'eau avec : 3,4 µgP/L en orthophosphate, 3,9 mg/L de silice réactive et 0,25 mgN/L en azote nitrique.

Dés la campagne d'échantillonnage suivante en avril, avec le réchauffement de la surface, l'activité phytoplanctonique est observable : la concentration en oxygène dissous augmente. Le graphique I.12 représente l'évolution dans les couches superficielles (3 m, 10 m, 15 m et 30 m) de la concentration en oxygène dissous (dosage Winkler). Le maximum est observé dès le 20 avril avec 12,1 mgO₂/L à 10 m (figure I.12). Conjointement à cette activité, les nutriments sont consommés et la transparence diminue, la concentration en carbone organique total augmente, en lien

¹ Toutes les valeurs citées dans ce rapport, hors données de profils, sont issues des analyses chimiques Winkler et non des données de la sonde.

avec l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique observée également en avril. Les valeurs d'oxygène dissous sont également élevées en juin-juillet à 10m, de manière relativement concomitante avec le pic de biomasse phytoplanctonique observé à la mi-juin ; à cette même période les valeurs de carbone organique total (COT) remontent (après une chute en mai cohérente avec la dynamique algale). Les plus fortes valeurs en COT atteignent 2,4 mgC/L à 10 m le 13 octobre (figure I.13), ce maximum est significativement élevé par rapport aux années précédentes, simultanément un pic automnal de biomasse phytoplanctonique est observé.

Durant le même temps (à partir d'avril), l'activité biologique de dégradation de la matière organique entraîne la désoxygénation de l'hypolimnion. Cette désoxygénation est visible après le brassage au mois d'avril. Elle se poursuit toute l'année pour atteindre une valeur minimum en oxygène de 1,2 mgO₂/L au fond du Grand Lac en octobre. Ce minimum annuel représente une valeur relativement élevée d'oxygénation au regard des valeurs mesurées tout au long de la chronique (figure I.10). Parmi les hypothèses susceptibles d'expliquer cette moindre désoxygénation, on peut évoquer la biomasse phytoplanctonique annuelle qui décroît depuis 2008 et conduit certainement à des taux de matière organique sédimentée qui sont moindres et induisent, par conséquent, une plus faible désoxygénation. L'effet d'une bonne ré-oxygénation en février/mars 2010 est également un facteur qui vient potentiellement agir de manière positive. L'explication est probablement multifactorielle, puisque certaines années comme 2005-2006 ont également été marquées par de bonnes ré-oxygénations hivernales qui n'ont pas freiné, pour autant, la désoxygénation de fond en automne.

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 ammoniacal est réduit à partir de l'azote nitrique. Ces phénomènes sont faiblement observés en 2010 (figure I.11). Les maxima observés sont les plus faibles de la chronique avec 14 µgP/L de phosphore total le 13 octobre et 33 µgN/L d'azote ammoniacal le 27 juillet. Ceci est cohérent avec la situation d'anoxie modérée qui est rapportée en 2010.

La dynamique de l'oxygène dans le Petit Lac lors des quatre campagnes de suivi est comparable à celle du Grand Lac, toutefois, le fond est moins désoxygéné en raison d'une moindre profondeur qui caractérise le petit bassin.

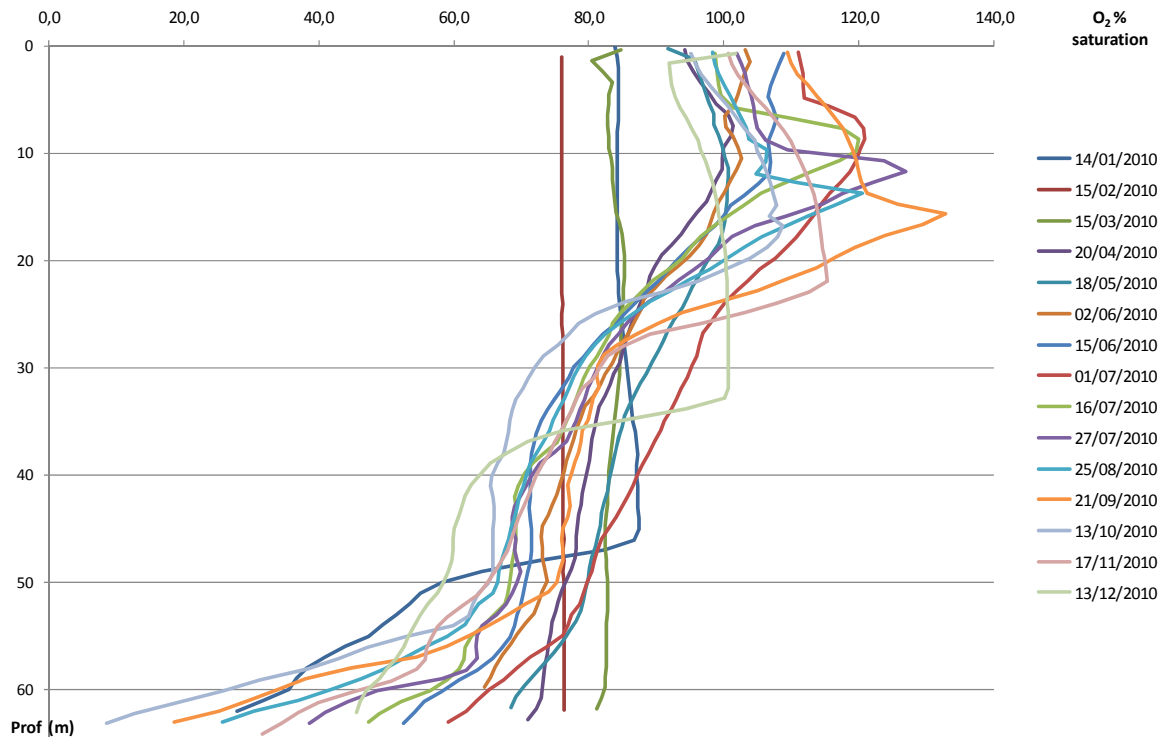


Figure I. 7 : Profils d'oxygène dissous (% de saturation en O₂) dans le Grand Lac en 2010

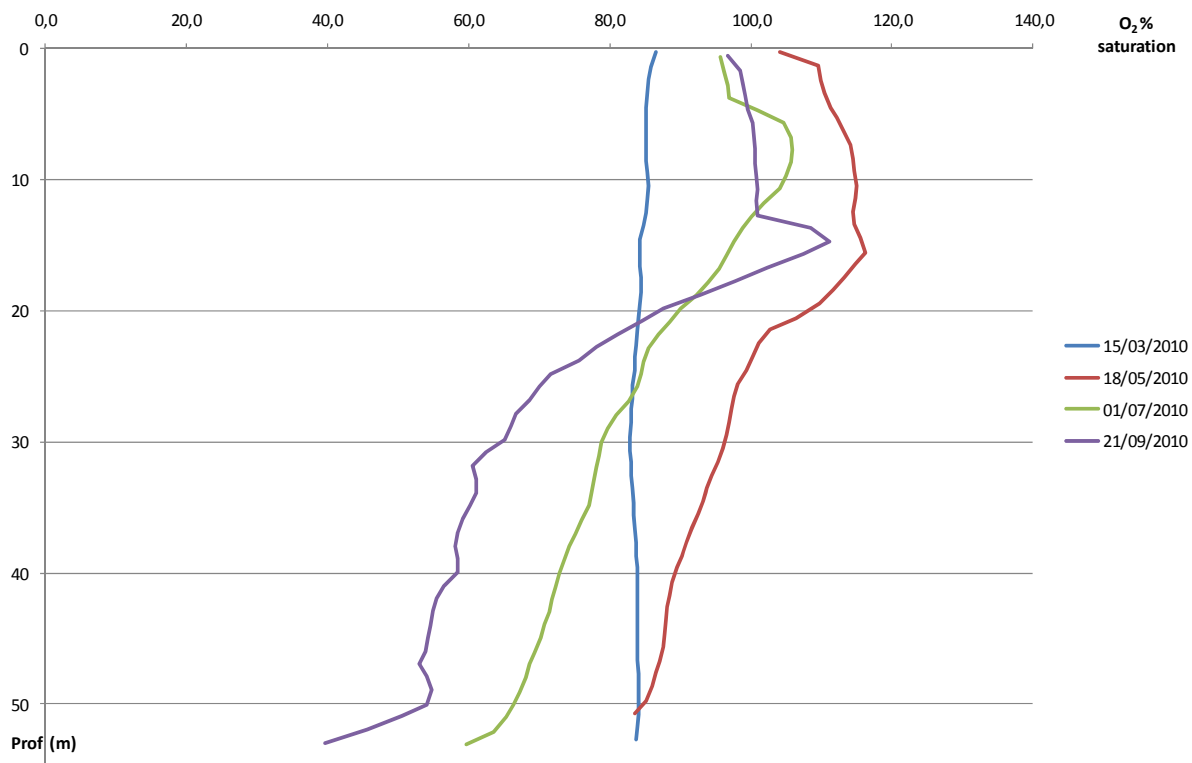


Figure I. 8 : Profils en oxygène dissous (% de saturation en O₂) dans le Petit Lac en 2010

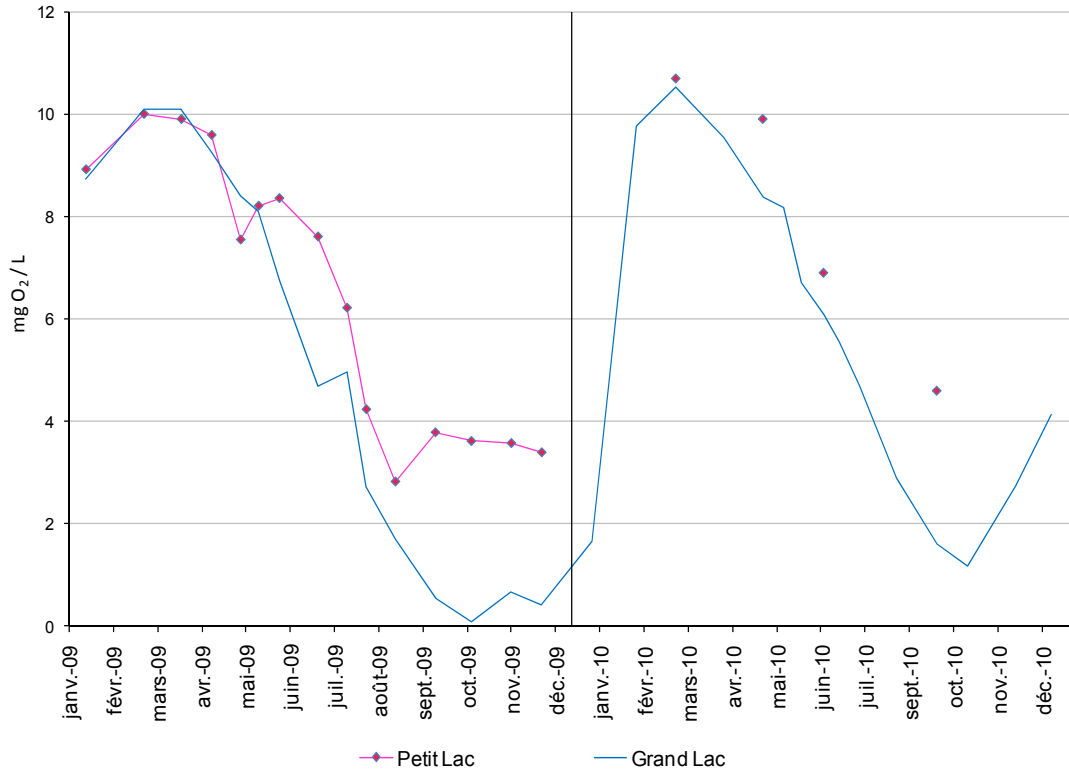


Figure I. 9 : Évolution de la concentration en oxygène dissous (mgO₂/L) au fond du Grand Lac et du Petit Lac en 2009 et 2010

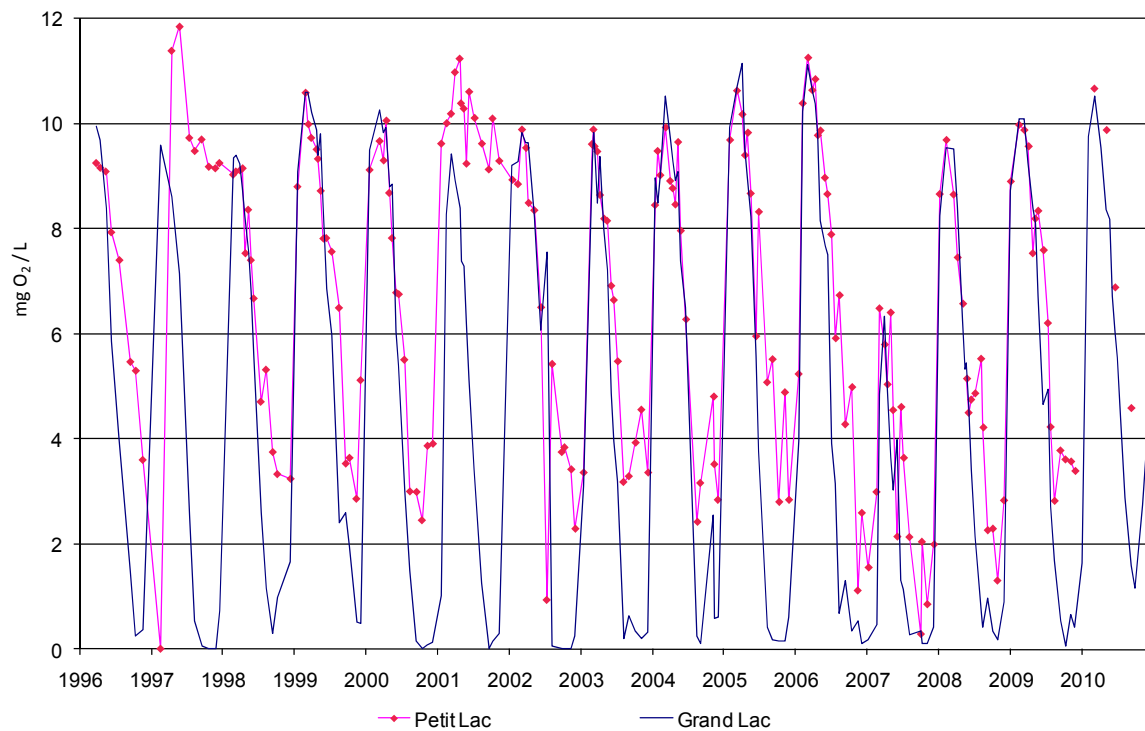


Figure I. 10 : Évolution de la concentration en oxygène dissous (mgO₂/L) au fond du Grand Lac et du Petit Lac de 1996 à 2010

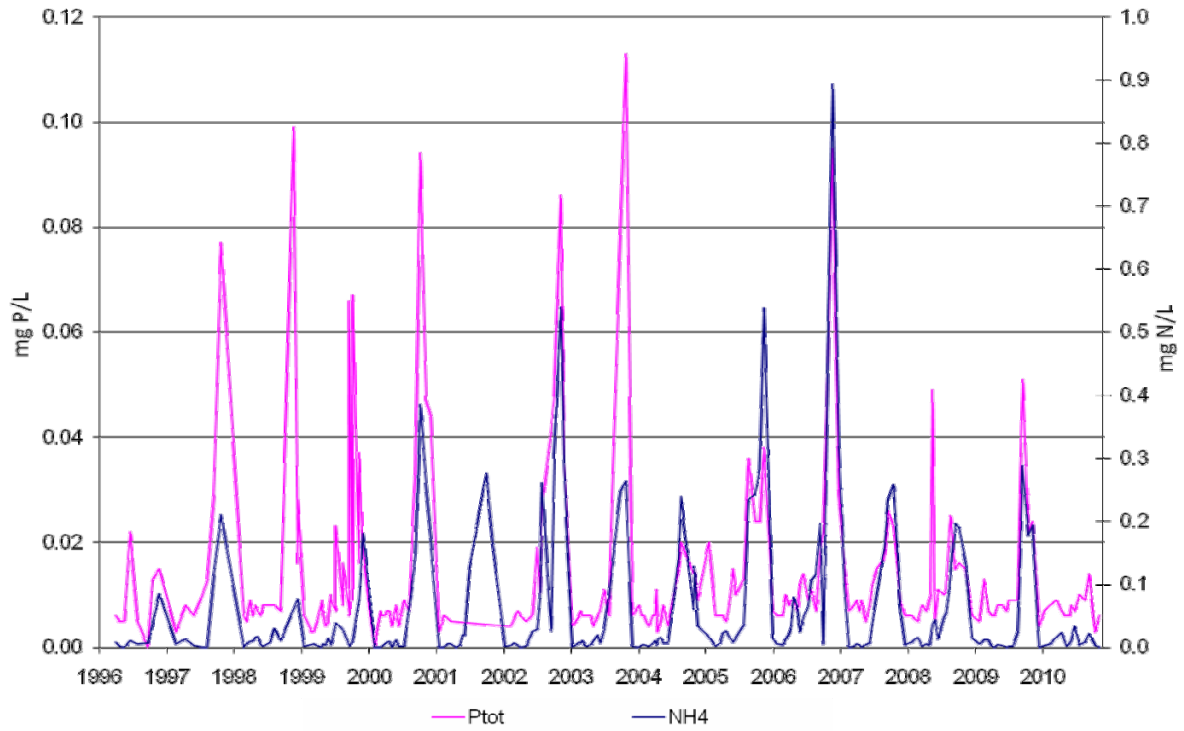


Figure I. 11 : Évolution de l'azote ammoniacal et du phosphore total au fond du Grand Lac de 1996 à 2010

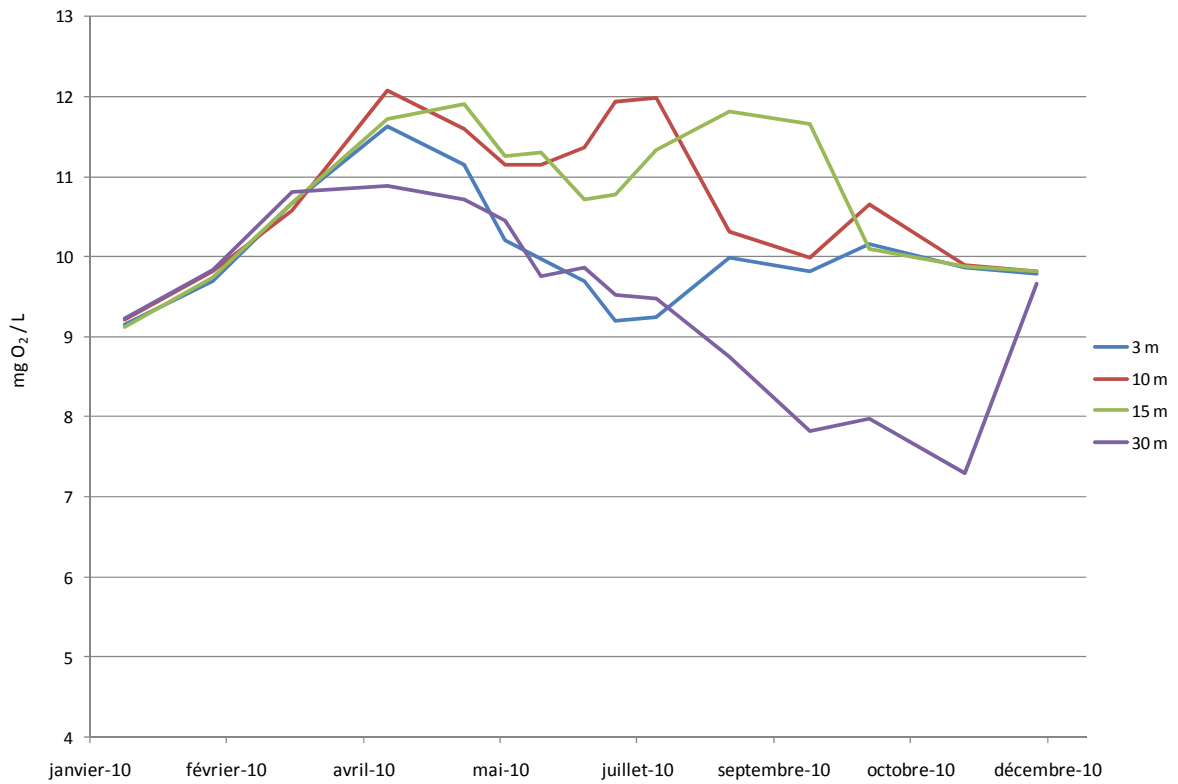


Figure I. 12 : Évolution de la concentration en oxygène dissous en mgO_2/L aux profondeurs 3 m, 10 m, 15 m et 30 m dans le Grand Lac en 2010

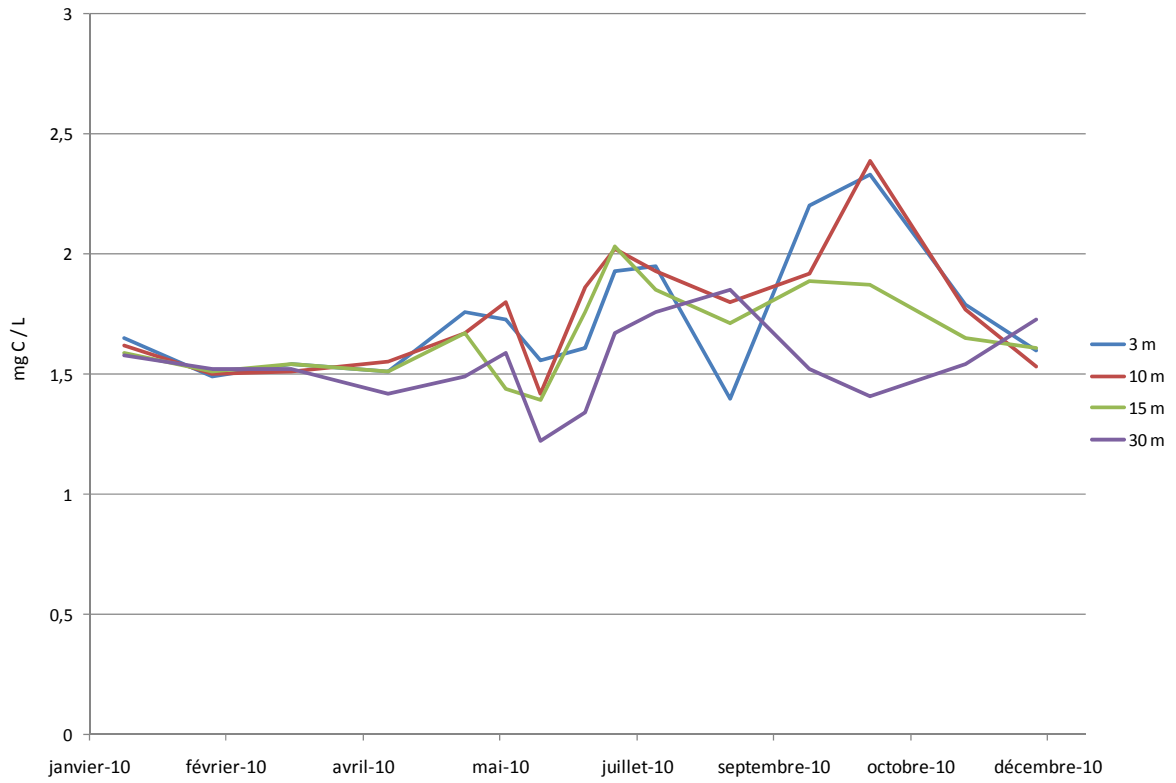


Figure I. 13 : Évolution de la concentration en carbone organique total en mgC/L aux profondeurs 3 m, 10 m, 15 m et 30 m dans le Grand Lac en 2010

I.4. CONDUCTIVITE

La conductivité est mesurée à chaque profil de sonde. Ce paramètre quantifie la somme des sels dissous présents dans l'eau. Cette mesure est dépendante de la température et, est exprimée par convention à 25 °C.

Les figures I.14 et I.15 représentent les profils de conductivité dans le Grand Lac et le Petit Lac en 2010.

Au mois de mars, après le brassage et la redistribution des sels à partir du fond, la conductivité est homogène dans toute la colonne d'eau avec une moyenne de 0,28 mS/cm comme l'année précédente. La conductivité diminue sensiblement dans l'épilimnion à partir de fin juin, avec l'intensification de l'activité phytoplanctonique.

Cette diminution de la conductivité en surface est due à l'activité photosynthétique. Cette diminution est provoquée par la consommation de CO₂ par la photosynthèse. Le CO₂ étant consommé, l'équilibre acido-basique du milieu est modifié et le pH augmente. En augmentant il modifie à son tour l'équilibre calco-carbonique et favorise la précipitation et la sédimentation de carbonate de calcium. Le calcium influençant significativement la conductivité, sa précipitation entraîne une diminution de cette dernière. Le minimum observé de conductivité est de 0,21 mS/cm à 3 m le 17 novembre.

A partir du mois de juin, la conductivité augmente dans l'hypolimnion. La minéralisation de la matière organique par l'activité bactérienne induit une désoxygénation qui entraîne le relargage de plusieurs sels dont des sels de fer. Le maximum est observé mi-juin avec 0,31 mS/cm au fond du Grand Lac.

Lors des quatre campagnes de suivi du Petit Lac, la conductivité mesurée est semblable à celle du Grand Lac. Des différences de conductivité (au niveau du fond) ont pu être relevées au cours de la chronique (année 2009 par exemple) entre Petit Lac et Grand Lac, mais il s'agissait généralement d'années pour lesquelles une forte désoxygénation des eaux du fond était enregistrée dans le Grand Lac, ce qui n'est pas le cas cette année.

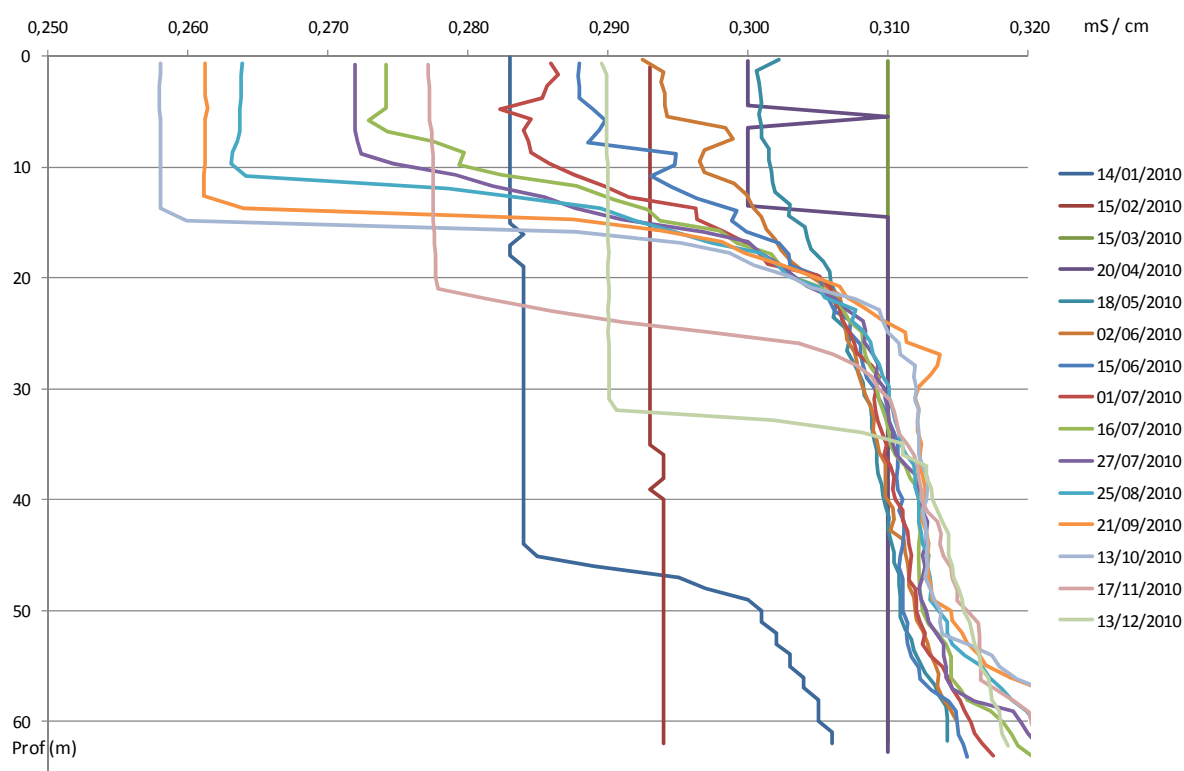


Figure I. 14 : Profils de conductivité (mS/cm) dans le Grand Lac en 2010

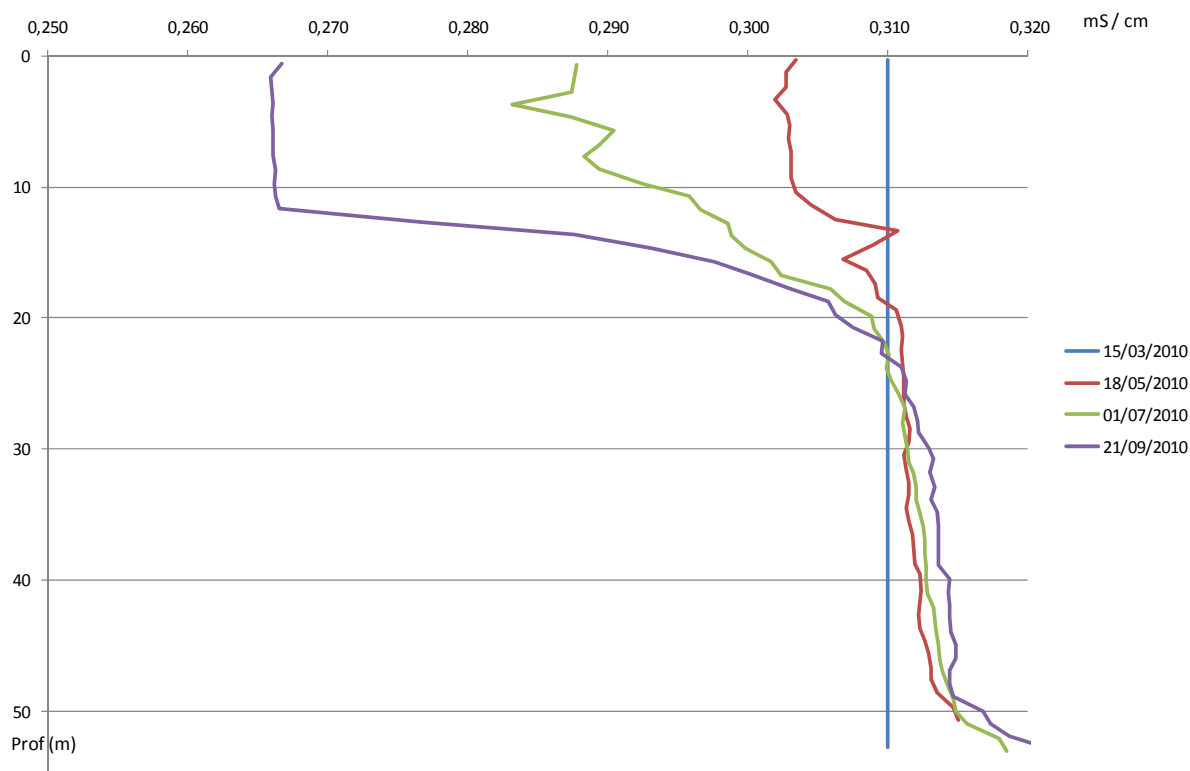


Figure I. 15 : Profils de conductivité (mS/cm) dans le Petit Lac en 2010

I.5. TURBIDITE

La turbidité est la mesure de la transmission de la lumière à 90° d'un rayon incident. Un profil de turbidité est effectué sur le Grand Lac et le Petit Lac lors de chaque campagne à l'aide de la sonde multiparamètre. La turbidité de l'eau est due à la présence de particules : des micro-algues ou des matières en suspension apportées par les cours d'eau. La turbidité 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.

Les figures I.16 et I.17 représentent les profils de turbidité dans le Grand Lac et dans le Petit Lac en 2010.

Les pics de turbidité dans l'épilimnion indiquent notamment la présence de phytoplancton. A titre d'exemple, le maximum de turbidité est observé lors de la campagne du 2 juin avec 8,9 FTU à 7 m, ce pic (Grand Lac) est concomitant avec le maximum de biomasse phytoplanctonique observé début juin. On peut noter par ailleurs, qu'à cette période la fraction nanoplanctonique est importante (env. 80% de la biomasse phytoplanctonique totale dénombrée, cf chapitre II), or le nanoplancton influence plus significativement la turbidité (et la transparence) que ne le fait le microplancton. Il n'est toutefois pas systématiquement possible d'établir de relation directe entre ces deux paramètres (biomasse phytoplanctonique et turbidité) dans la partie épilimnique du lac.

Au mois de décembre, une turbidité importante est observée à 34 m avec 4,8 FTU. Cette turbidité peut être liée à des précipitations enregistrées au début du mois de décembre (cf. partie météo), en effet, une crue importante est enregistrée 5 à 6 jours avant la campagne d'échantillonnage (débit situé entre la crue quinquennale et la crue décennale pour l'Eau Morte). Généralement ces augmentations de turbidité liées aux événements pluvieux sont très visibles dans le Petit Lac, mais l'échantillonnage allégé (4 dates sur l'année : mars, mai, juillet, septembre) ne permet pas de vérifier cette observation au niveau du Petit Lac en Décembre).

Au fond du grand lac, la turbidité reste faible toute l'année, le maximum observé est de 2,6 FTU à 62 m le 21 septembre. Cela est très faible par rapport aux maxima des années précédentes aux alentours de 7 à 10 FTU. Cela tend à corroborer le fait qu'il y a moins de particules détritiques qui sédimentent et une moindre précipitation

d'hydroxydes (comme les oxy-hydroxydes de manganèse) suite à la réduction du manganèse contenu dans les sédiments.

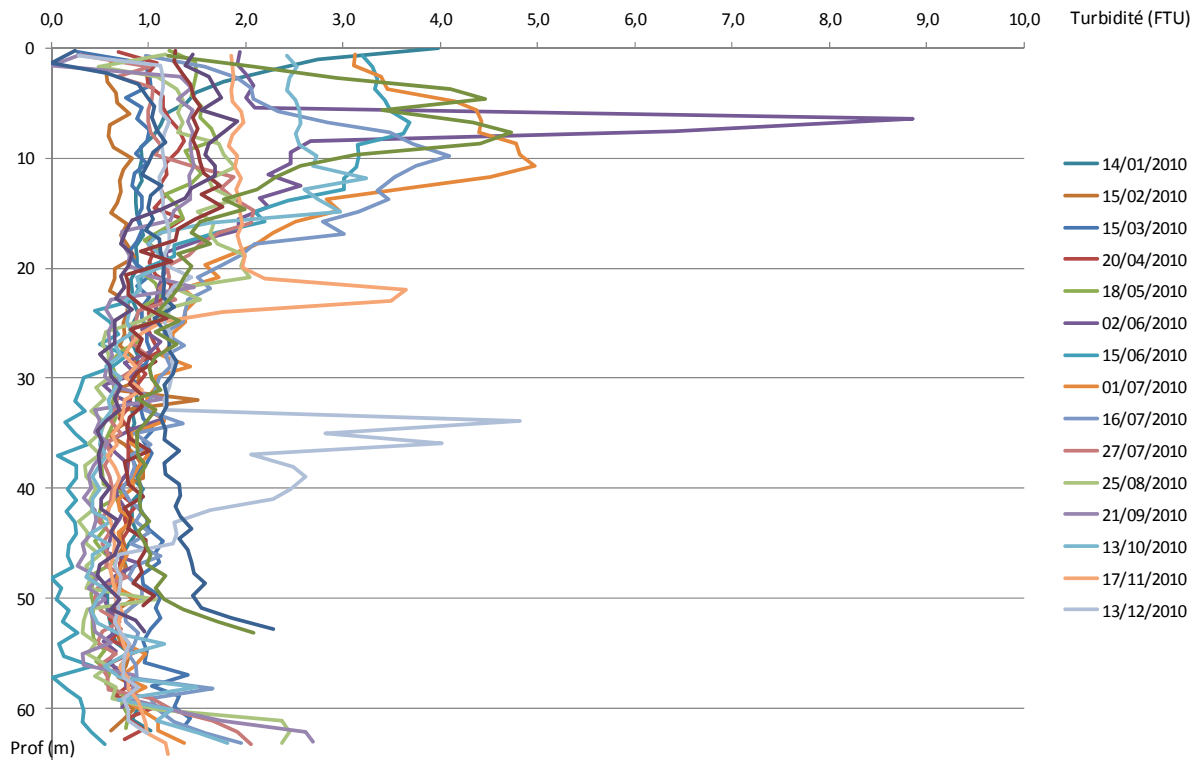


Figure I. 16 : Profils de turbidité (FTU) dans le Grand Lac en 2010

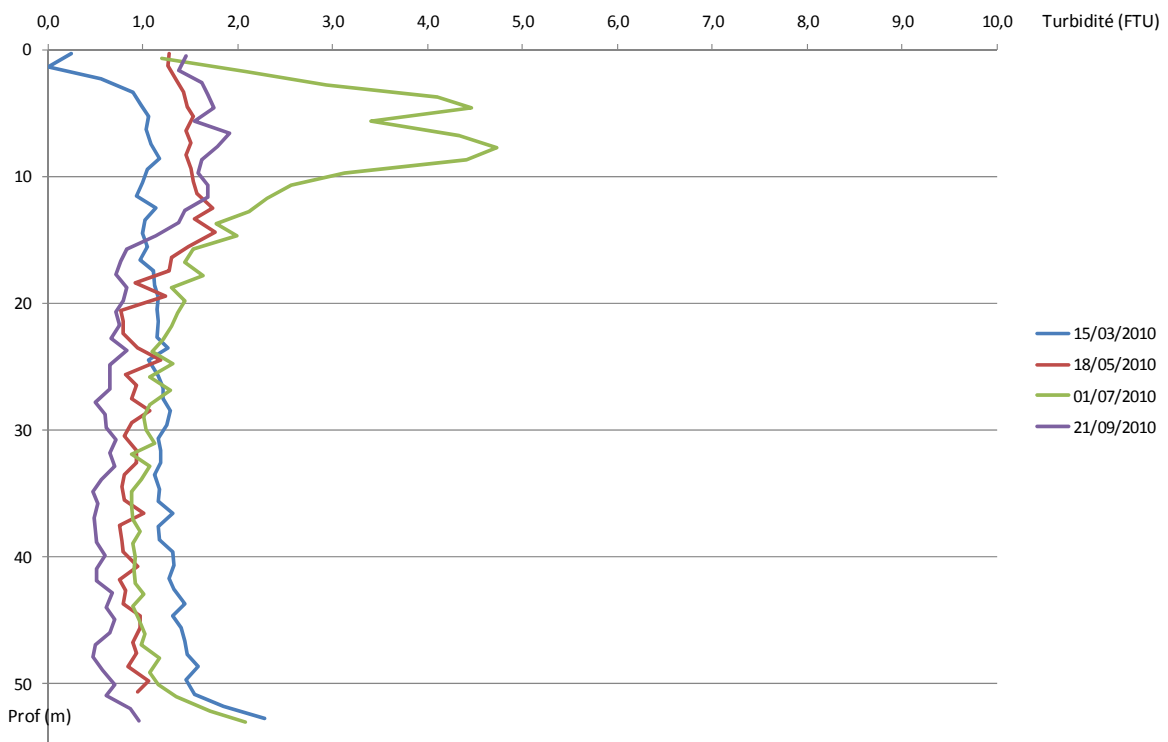


Figure I. 17 : Profils de turbidité (FTU) dans le Petit Lac en 2010

I.6. AZOTE

L'azote est présent dans le lac sous différentes formes minérales à différents degrés d'oxydation (azote nitrique, azote ammoniacal, azote nitreux) et organique. L'azote nitreux étant négligeable par rapport aux autres formes. L'azote total (minéral + organique), l'azote ammoniacal (NH_4^+) et l'azote nitrique (NO_3^-) sont analysés. L'azote organique est évalué par différence entre l'azote total et l'azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$).

Durant l'hiver, le stock de nutriments a été remis à disposition sur l'ensemble de la colonne d'eau. La concentration en azote nitrique, nutriment azoté principal, est homogène dans la colonne d'eau le 15 février avec une concentration de 0,25 mgN/L dans le Grand Lac. Ce stock initial est du même ordre que les années précédentes. La diminution de l'azote nitrique est visible et significative à partir du 2 juin dans les couches de 0 à 15 m et continue jusqu'à la fin de l'année (figure I.18). Cette consommation est du même ordre qu'en 2008 et globalement moins importante que les années précédentes. Cette consommation correspond à l'activité phytoplanctonique et continue toute l'année. Le minimum de concentration en azote nitrique est observé le 13 octobre de 3 à 15 m avec 0,05 mgN/L. Ensuite la concentration augmente légèrement en novembre et décembre. La consommation printano-estivale de cet élément n'est pas observée à 30 m, bien que l'on enregistre, à cette même profondeur, une diminution des teneurs en azote nitrique en décembre.

L'homogénéité des teneurs en azote ammoniacal (et des teneurs en phosphates) sur la strate 0-30m est cohérente avec les conditions d'homogénéité globale observée à cette date (conductivité, pH, oxygénation et température).

Comme c'était le cas au cours des deux années précédentes, l'azote ammoniacal ne présente pas de concentration importante dans l'épilimnion (durant toute l'année). Le maximum observé est de 18 $\mu\text{gN/L}$ le 20 avril à 15 m.

Par ailleurs, les conditions très faiblement réductrices au fond du lac en 2010 ont été évoquées dans le chapitre I.3. Ceci a fortement limité la présence d'azote ammoniacal en zone profonde. Le maximum observé à 30m est de 33 $\mu\text{gN/L}$ le 27 juillet, incomparable aux années précédentes, par exemple aux 288 $\mu\text{gN/L}$ mesurés le 19 octobre 2009.

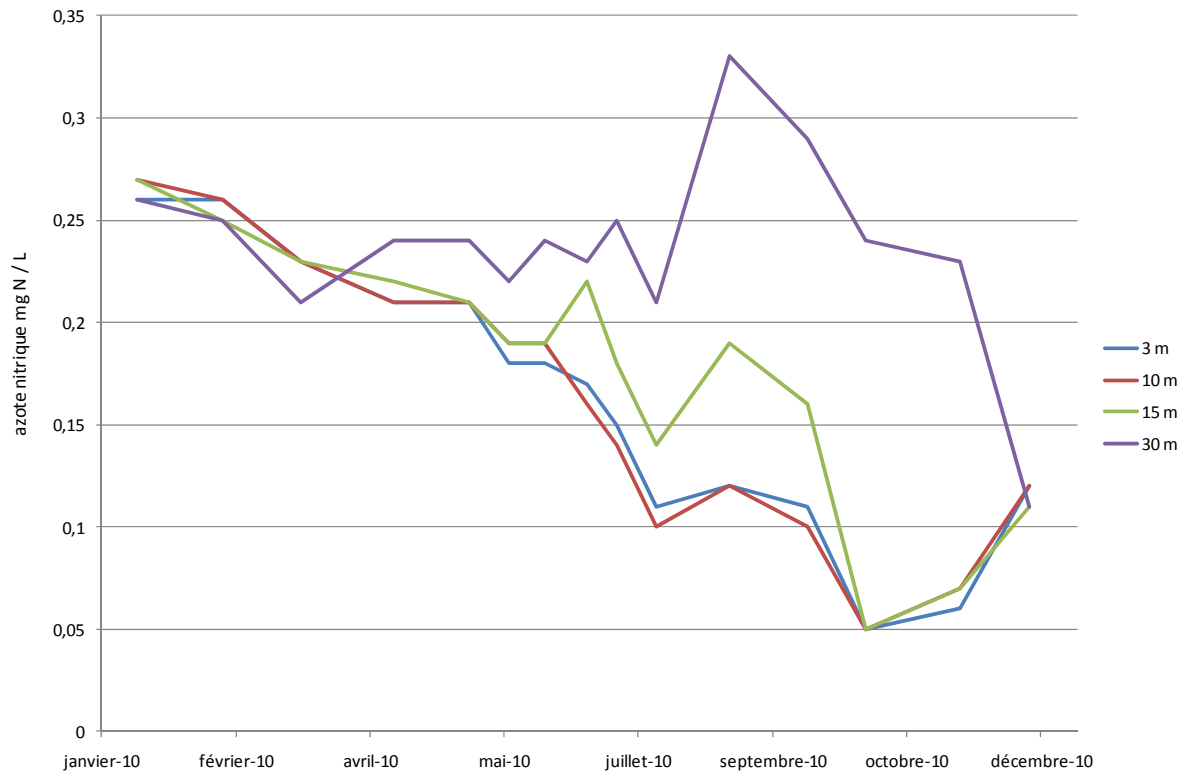


Figure I. 18 : Évolution de la concentration en azote nitrique en mgN/L aux profondeurs 3 m, 10 m, 15 m et 30 m dans le Grand Lac en 2010

I.7. PHOSPHORE

Comme l'azote, le phosphore est présent sous différentes formes dans le lac. Nous analysons la forme soluble réactive, considérée comme orthophosphate, et le phosphore total, comportant le phosphore dissous et le phosphore particulaire. Le lac d'Annecy présente des concentrations faibles en phosphore total et, très faibles en orthophosphate, de telle sorte que les dynamiques de l'orthophosphate, forme directement biodisponible du phosphore, sont difficiles à étudier.

Lors de l'homogénéisation de la colonne d'eau, le stock de phosphore remis à disposition correspond à une concentration moyenne de 6,5 $\mu\text{gP/L}$ de phosphore total et 3,4 $\mu\text{gP/L}$ d'orthophosphate dans le Grand Lac. Ensuite, la concentration en orthophosphate de l'épilimnion reste à des niveaux très faibles tout le reste de l'année comme nous pouvons le constater sur la figure I.19. Ces valeurs sont

semblables à celle mesurées au cours des années précédentes (toujours inférieures à 10 µgP/L).

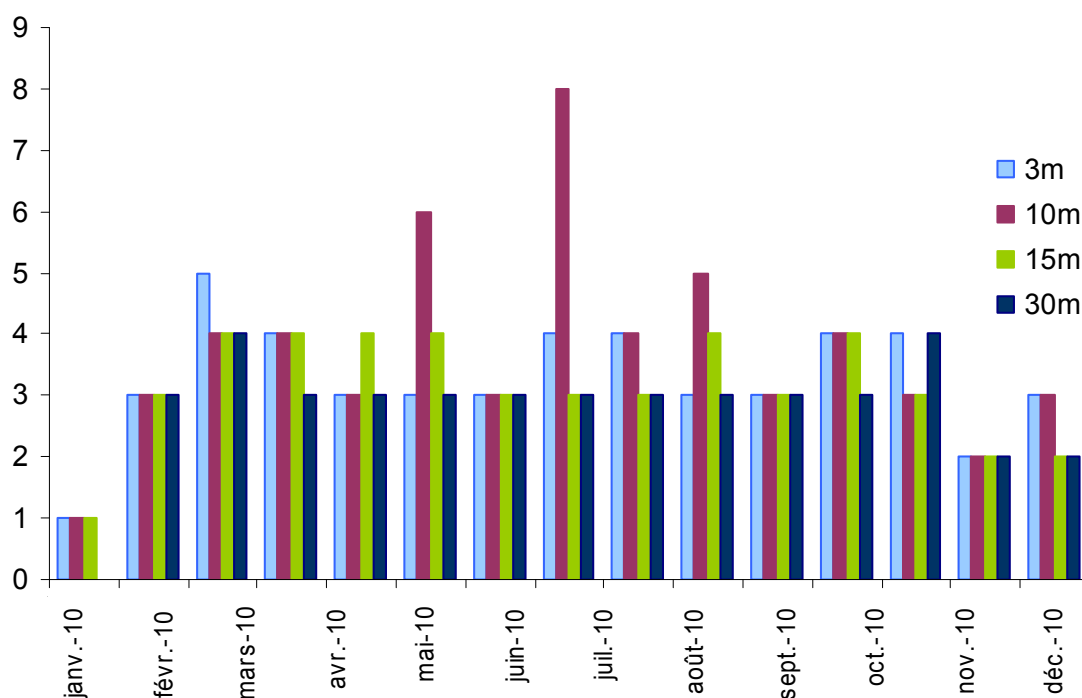


Figure I. 19 : Évolution de la concentration en orthophosphate en µgP/L aux profondeurs 3 m, 10 m, 15 m et 30 m dans le Grand Lac en 2010

I.8. RAPPORT 'N/P'

La valeur du rapport azote/phosphore (N/P) dans l'eau permet de distinguer l'élément nutritif limitant la production photosynthétique. 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 (Redfield, 1958).

Le tableau I.2 présente le rapport azote minéral/orthophosphate ($([\text{NH}_4^+] + [\text{NO}_3^-]) / [\text{PO}_4^{3-}]$) calculé sur la moyenne des concentrations mesurées dans la couche euphotique (3 m, 10 m et 15 m) dans le Grand Lac et le Petit Lac en 2010. Ce rapport concerne donc les formes nutritives directement biodisponibles.

Tableau I. 2 : Rapport azote minéral/orthophosphate dans la couche euphotique (moyenne 3 m, 10 m et 15 m) aux différentes dates de prélèvement (2010)

Dates	Grand Lac	Petit Lac
14 janvier 2010	267	
15 février 2010	86	
15 mars 2010	54	53
20 avril 2010	55	
18 mai 2010	64	63
2 juin 2010	44	
15 juin 2010	64	
1 juillet 2010	37	60
12 juillet 2010	44	
27 juillet 2010	30	
25 août 2010	48	
21 septembre 2010	32	44
13 octobre 2010	17	
17 novembre 2010	36	
13 décembre 2010	45	

Ce tableau indique que le rapport $[N_{min}]/[PO_4]$ est toujours très largement supérieur à 7 pour le Grand Lac et le Petit Lac. Le phosphore représente toujours le facteur limitant pour la production photosynthétique. Les orthophosphates sont, à partir du brassage jusqu'à la fin de l'année, à l'état de trace alors que l'azote nitrique reste à des concentrations significatives et au minimum de 50 $\mu gN/L$ toute l'année.

I.9. EVOLUTION INTERANNUELLE DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE

Après le brassage, lorsque la colonne d'eau est homogène, le stock de nutriments disponibles remis à disposition par le brassage peut être estimé.

Le tableau I.3 présente l'évolution des concentrations de phosphore total et orthophosphate depuis 1991. Le stock en phosphore total varie selon les années mais la concentration moyenne en orthophosphate se maintient à l'état de trace depuis les années 1990.

Les évolutions de 1993 à 2010 des concentrations moyennes des formes de l'azote et du phosphore dans la couche euphotique du Grand Lac (3m, 10 m et 15 m) et des rapports $[N_{min}]/[PO_4^{3-}]$ et $[N_{tot}]/[P_{tot}]$ sont représentées dans les figures I.20, I.21 et I.22.

Les stocks au brassage en azote nitrique dans l'épilimnion sont du même ordre de grandeur depuis le début de la chronique. Ils suivent également une dynamique saisonnière comparable.

Les stocks au brassage de phosphore sont aussi du même ordre dans toute la chronique mais leur dynamique de consommation a changé : en 2010, la concentration moyenne en zone euphotique est restée supérieure ou égale à 2 µgP/L toute l'année, alors qu'elle descendait en dessous de 2 µgP/L pour toutes les autres années.

Tableau I. 3 : Évolution de la concentration moyenne du Grand Lac en phosphore total et orthophosphate au brassage de 1991 à 2010

Mois (brassage)-Année	Portho µP/L	Ptotal µgP/L
févr-91	2,8	6,0
févr-92	0,0	7,2
mars-93	5,2	10,5
mars-94	1,2	7,0
févr-95	2,8	8,0
févr-96	2,5	6,0
févr-97	1,0	2,7
mars-98	4,0	4,0
févr-99	3,0	6,0
mars-00	1,7	6,8
mars-01	4,0	8,2
févr-02	1,3	3,3
janv-03	1,2	4,0
janv-04	2,5	6,3
mars-05	1,0	5,3
mars-06	1,7	5,7
mars-07	1,7	2,5
févr-08	0,3	5,7
févr-09	2,1	5,5
févr-10	3,3	6,5
Moyenne 1991 – 2010 (± écart type)	2.2 (± 1,3)	5.9 (± 1,9)

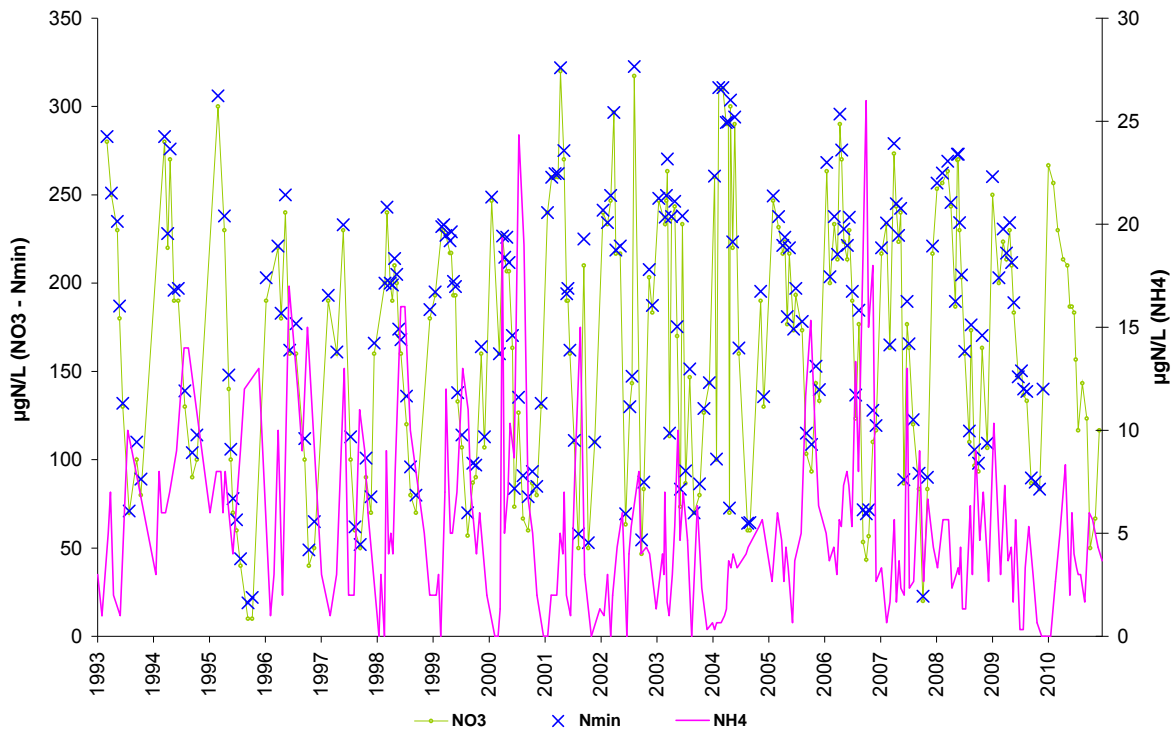


Figure I. 20 : Évolution des formes de l'azote ($\mu\text{gN/L}$) de 1993 à 2010 en moyenne dans la couche euphotique du Grand Lac

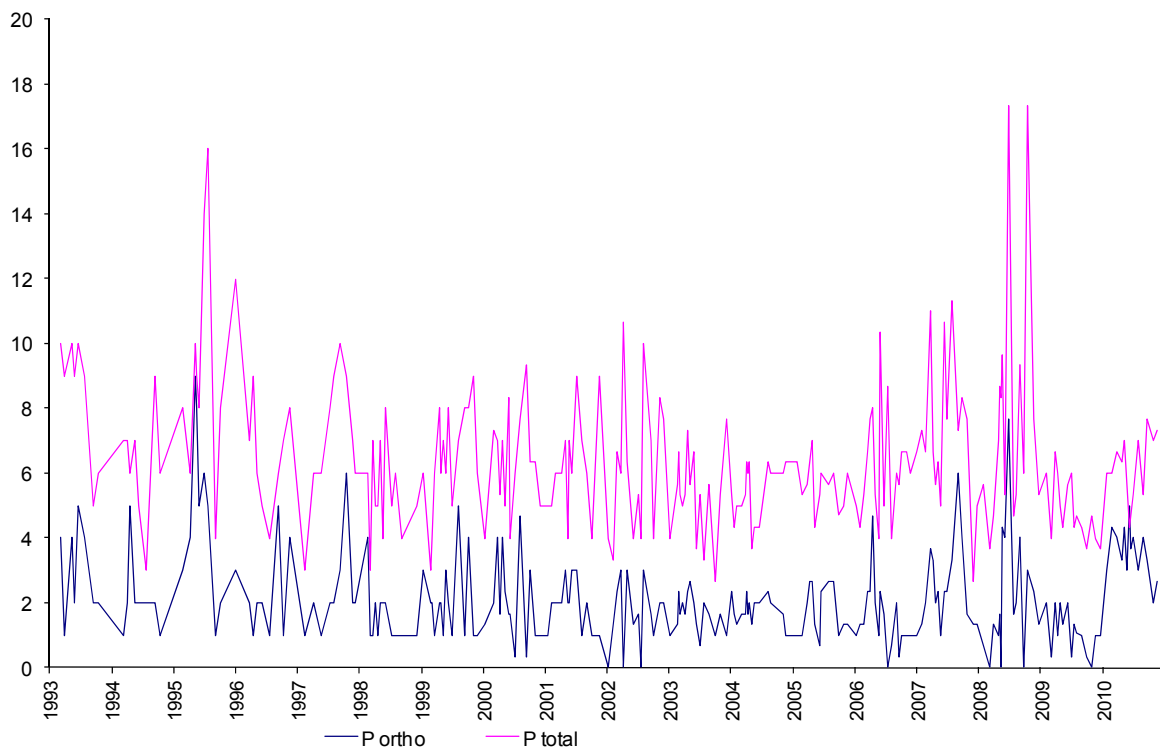


Figure I. 21 : Évolution des formes du phosphore ($\mu\text{gP/L}$) de 1993 à 2010 en moyenne dans la couche euphotique du Grand Lac

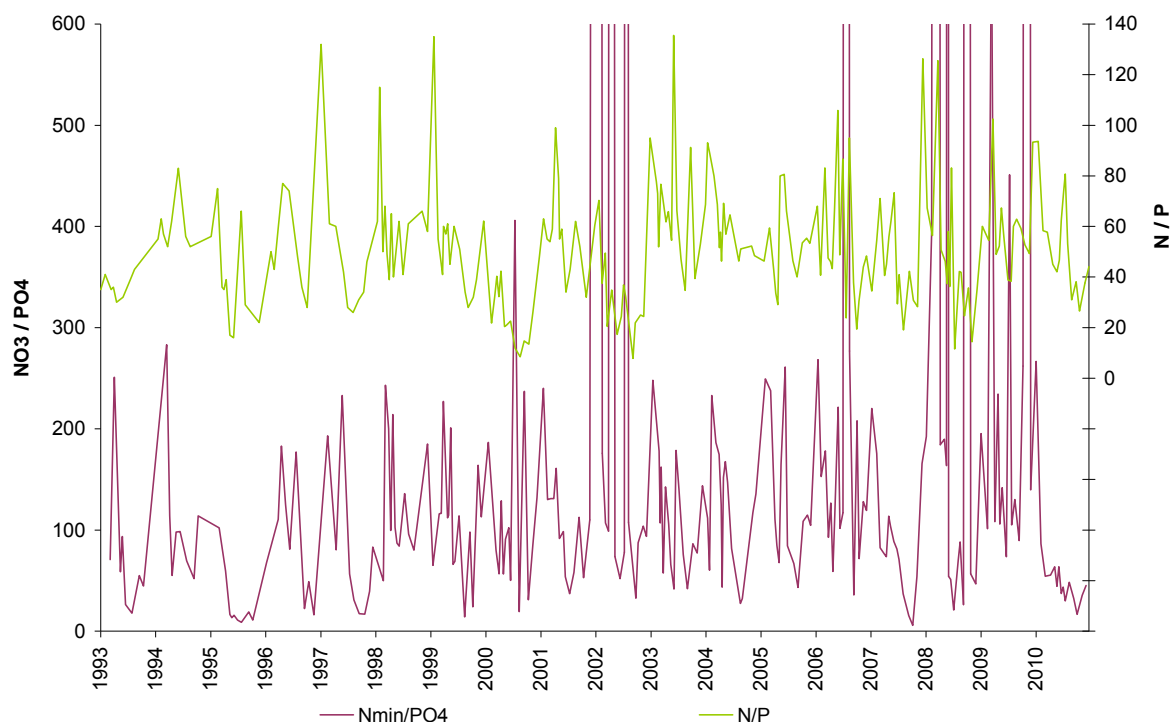


Figure I. 22 : Évolution du rapport azote/phosphore de 1993 à 2010 en moyenne dans la couche euphotique du Grand Lac

I.10. SILICE

La silice est un nutriment essentiel des diatomées qui l'utilisent pour la construction de leurs frustules.

De la même manière que pour les autres nutriments, le brassage a remis à disposition le stock de silice réactive à partir de l'hypolimnion pour l'année 2010. La concentration moyenne est alors de 3,9 mg/L dans le Grand Lac le 15 février. Dès la campagne suivante au mois de mars, la concentration en silice dissoute diminue en surface de 0 à 15 m avec l'augmentation de l'activité phytoplanctonique, plus particulièrement avec celle des diatomées (figure I.23). Les valeurs minimales sont observées en fin d'année avec un minimum de 1,1 mg/L au mois d'octobre, ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles des années précédentes.

Dans l'hypolimnion, les frustules des diatomées sédimentées se dissolvent sous l'effet des conditions chimiques et biologiques du fond du lac. On peut alors observer une augmentation de la concentration en silice réactive dans le fond du Grand Lac comme on le constate sur la figure I.24. La concentration maximale observée cette

année est plus faible que les années précédentes : 9,6 mg/L le 13 octobre 2010 contre 14,5 mg/L e 19 octobre 2009.

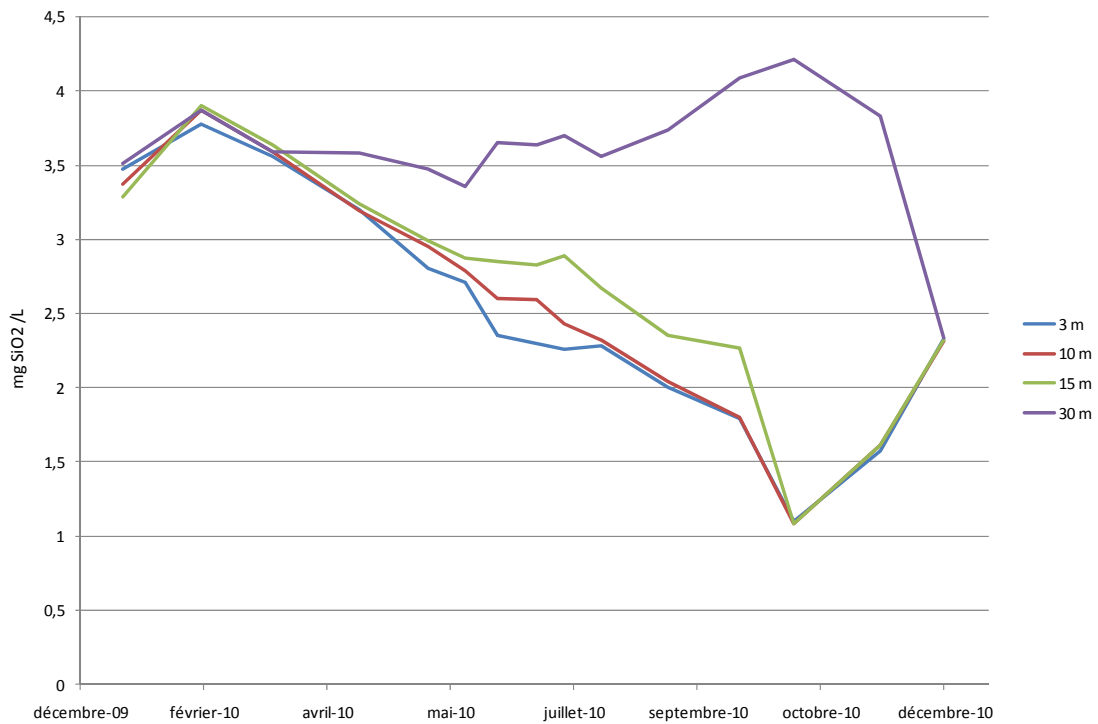


Figure I. 23 : Évolution de la concentration en silice réactive en mgSiO₂/L aux profondeurs 3 m, 10 m, 15 m et 30 m dans le Grand Lac en 2010

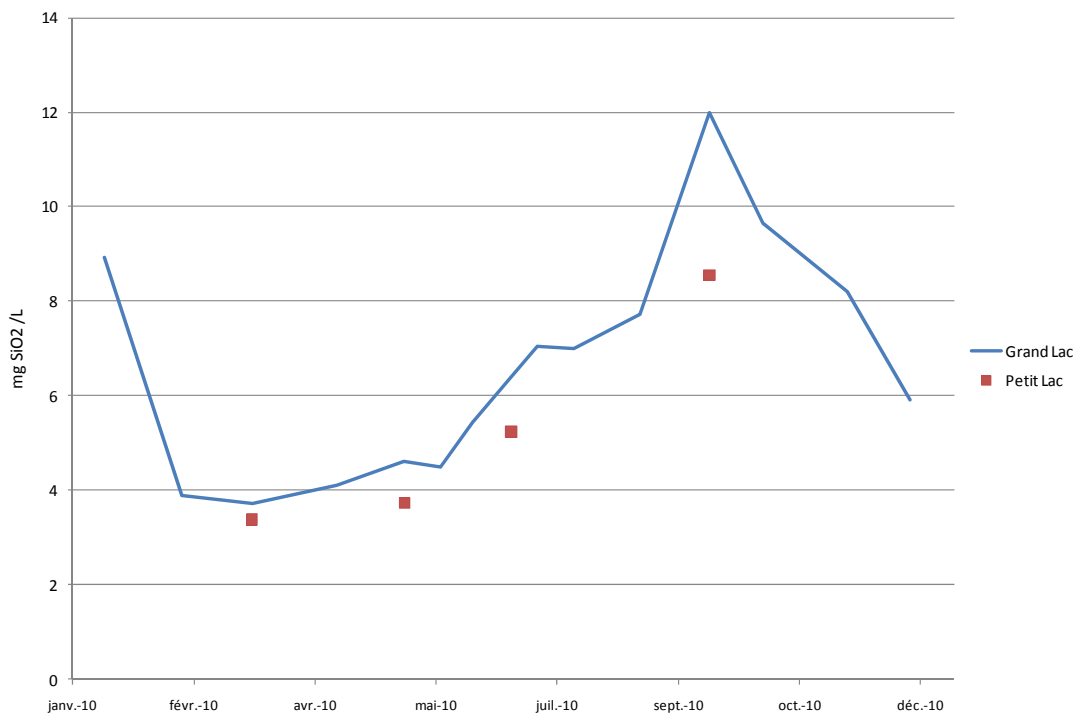


Figure I. 24 : Évolution de la concentration en silice réactive (mgSiO₂/L) au fond du Grand Lac et du Petit Lac en 2010

Les valeurs mesurées au fond du Petit Lac sont légèrement inférieures à celles dosées dans le Grand Lac, ce qui a déjà été observé au cours des campagnes mensuelles des années précédentes

I.11. STOCKS DU LAC EN CATIONS (Ca, Mg, Na, K) ET EN ANIONS (Cl, SO₄)

A partir de l'année 2003, les stocks des ions majeurs (cations : calcium, magnésium, sodium, potassium et anions : chlorure, sulfate) sont calculés à partir de campagnes d'analyses complètes. Les résultats pour les années 2003 à 2010 sont représentés sur le tableau I.4.

Ces six ions sont répartis de façon homogène le long de la colonne d'eau, mis à part le calcium durant les phases de photosynthèse : ce dernier est en effet en plus faible concentration en surface car il précipite sous forme de calcaire lors des processus de photosynthèse (cf. I.4.).

Depuis le début des mesures de ces ions majeurs, la concentration de ces ions n'évolue pas de manière significative mis à part le chlorure (Figure I.25). La concentration en chlorure a en effet augmenté, passant de 3,8 mg/L en 2003 à 5,1 mg/L en 2010.

A titre de comparaison, on peut noter qu'une augmentation du stock de chlorure a été précédemment constatée dans le lac Léman (2mg/L en 1965, 7,5mg/l en 2000, 8,7mg/L en 2008). La teneur en Chlorure était en augmentation quasi linéaire de 2% par an, cependant depuis 2006, le stock est quasi constant (Lazzaroto & Rapin, rapport CIPEL 2009).

Les analyses menées sur le lac Léman, afin de déterminer les origines de cette pollution par le chlorure, ont montré (en 2001) que les deux sources principales étaient l'industrie (50% des apports) et les sels de déneigement (environ 20% des apports). Cette étude menée par Gumy & DeAlencastro (2001) indiquait également que les valeurs observées dans le Léman sont très inférieures aux valeurs toxiques citées dans la littérature. Les valeurs de concentration en chlorure actuellement mesurées sur le Lac d'Annecy ne présentent donc pas de risque de toxicité pour les différentes espèces aquatiques.

Tableau I. 4 : Stocks des cations et anions majeurs de 2003 à 2010

		Ca	Mg	Na	K	Cl	SO4
2003	Stock GL en tonnes	53065	4624	2881	730	4288	7882
	Stock GL en mg/L	47.07	4.01	2.56	0.65	3.80	6.99
2004	Stock GL en tonnes	53453	4509	2841	850	4466	8050
	Stock GL en mg/L	47.41	4.00	2.52	0.75	3.96	7.14
2005	Stock GL en tonnes	51619	4637	2985	806	4975	8276
	Stock GL en mg/L	45.78	4.11	2.65	0.72	4.41	7.34
2006	Stock GL en tonnes	53467	4618	3289	891	5192	8218
	Stock GL en mg/L	47.42	4.10	2.92	0.79	4.60	7.29
2007	Stock GL en tonnes	56021	3976	3208	818	5081	8090
	Stock GL en mg/L	49.69	3.53	2.85	0.73	4.51	7.18
2008	Stock GL en tonnes	58933	4506	3383	846	5235	8685
	Stock GL en mg/L	52.27	4.00	3.00	0.75	4.64	7.70
2009	Stock GL en tonnes	55353	4279	3494	950	5234	8466
	Stock GL en mg/L	49.10	3.80	3.10	0.84	4.64	7.51
2010	Stock GL en tonnes	57065	4449	3700	872	5796	8429
	Stock GL en mg/L	50.60	3.95	3.28	0.77	5.14	7.47

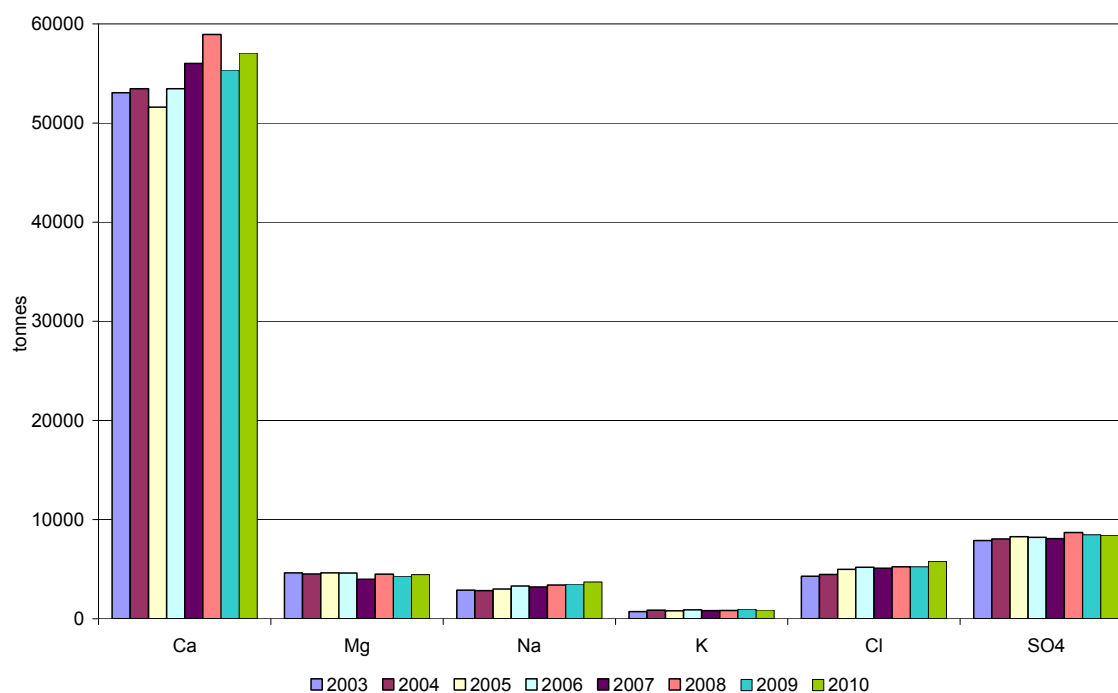


Figure I. 25 : Évolution interannuelle des stocks de calcium, magnésium, sodium, potassium, chlorure et sulfate de 2003 à 2010

I.12. CONCLUSION

L'hiver 2009-2010 a permis une homogénéisation thermique longue (1 mois) et un brassage complet. La réoxygénation du fond du lac a ainsi été importante.

L'activité phytoplanctonique est visible dès le mois d'avril et se traduit par une consommation des nutriments. Le phosphore est toujours le facteur limitant et consommé jusqu'à des valeurs très faibles. Cependant, la couche euphotique est moins appauvrie en phosphate que les années précédentes.

Le fond du lac est moins désoxygéné que les années précédentes, ce qui peut être mis en lien avec une moindre biomasse détritique arrivant sur le fond du lac, et des conditions de ré-oxygénation qui ont été très bonnes en début d'année. Le relargage du phosphore et la réduction de l'azote ont, en conséquence, été limités.

Les stocks en éléments majeurs évoluent peu, traduisant globalement la stabilité des apports du bassin versant. Toutefois, le stock de chlorure tend à augmenter (environ 4 % par an), ce qui peut être mis en lien avec des apports anthropiques (salage hivernal des routes ...).

CHAPITRE II

ETUDES BIOLOGIQUES

II.1. METHODES D'ETUDE DU PLANCTON

II.1.1. PHYTOPLANCTON : ASPECTS METHODOLOGIQUES

En 2010, 15 campagnes de prélèvements ont été effectuées dans le Grand Lac d'Annecy et 4 campagnes dans le Petit Lac. Les échantillons d'eau brute ont été prélevés dans la couche 0-18 m avec un appareil intégrateur (Brevet INRA, Pelletier & Orand (1978)) (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 50 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 AXIOVERT 135 afin de procéder à l'examen qualitatif et quantitatif du phytoplancton.



Photo 2 : *Cuve Uthermöhl*

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).

II.1.2. ZOOPLANCTON : ASPECTS METHODOLOGIQUES

L'échantillonnage s'effectue à l'aide d'un filet de maille de 200 μm lors de trait verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. La stratégie d'échantillonnage du Lac d'Annecy a été réduite depuis début 2010. La fréquence de suivi du Grand Lac n'a pas été affectée, avec un échantillonnage mensuel, puis bihebdomadaire de Mai à Juillet. Le suivi sur le Petit Lac a été restreint à 4 échantillons par an (Mars, Mai, Juillet et Septembre). Les résultats des comptages de 2010 pour le Petit Lac ne seront par conséquent pas présentés en termes de dynamique saisonnière et la pertinence de cette nouvelle stratégie d'échantillonnage pour le suivi à long-terme du zooplancton sera discutée dans ce rapport. En effet, le choix de 4 dates d'échantillonnages a été discuté/testé dans le cadre des suivis de qualité DCE pour les paramètres physico-chimiques, et le phytoplancton (Laplace-

Treyture et al, 2009), mais aucune démarche comparable n'a été effectuée concernant le compartiment zooplanctonique ; aussi la représentativité de ces données allégées doit être plus particulièrement estimée en regard des suivis mensuels.

Les échantillons sont fixés au formol à 5% puis mis à décanter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. Le volume du phytoplancton déposé au dessus du zooplancton n'est pas pris en compte. Par la suite, les microcrustacés sont dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement des crustacés est réalisé sous microscope standard à partir d'un sous-échantillon. Les Cladocères *Bythotrephes longimanus* et *Leptodora kindtii* sont quant à eux, dénombrés dans l'intégralité du prélèvement.

L'abondance de chaque catégorie taxonomique (nombre d'individus par unité de surface) est calculée selon la formule suivante :

$$\text{Abondance} = N_{ind.ss.ech} \times \frac{V_{ech.total}}{V_{ss.ech}} \times \frac{H_{filtrée}}{V_{filtré}}$$

Où: $N_{ind.ss.ech}$ est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon, $Vol_{ech.total}$ est le volume de l'échantillon total ajusté (en ml), $Vol_{ss.ech}$ est le volume du sous-échantillon (en ml), $H_{filtrée}$ est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou profondeur du prélèvement (50 m) et $V_{filtré}$ le volume filtré par le filet (4.81 m³).

II.2. PHYTOPLANCTON

II.2.1. EVOLUTION SAISONNIERE DE L'ANNEE 2010

Evolution des classes d'algues

Les figures II. 1 et 2 présentent les évolutions saisonnières des principales classes algales (*sensu* Bourrelly ,1972; Bourrelly, 1981 ; Bourrelly ,1985) pour l'année 2010, dans le Grand Lac et le Petit Lac.

Dans le Grand Lac, plusieurs phases peuvent être repérées pour l'année 2010 :

- Une phase hivernale et printanière : la biomasse algale augmente du début de l'année jusqu'au 20 avril. Ce sont essentiellement les diatomées centriques puis les Chrysophycées qui participent à cette augmentation de biomasse.
- Une phase de diminution d'abondance évoquant une phase des eaux claires : la biomasse algale est en effet réduite quasiment de moitié (notamment à cause de la baisse de la biomasse en Chrysophycées) à la date du 18 mai . Toutefois il faut noter que cette phase n'engendre pas d'augmentation de transparence de l'eau (mesurée par le disque de Secchi) et par conséquent n'est pas vraiment identifiable comme une phase des eaux claires.
- Une phase estivale : la biomasse algale augmente à nouveau et, présente un pic le 15 juin, principalement du fait de diatomées. On observe ensuite une augmentation de la proportion en Dinophycées au mois de juillet.
- Une phase automnale et hivernale : à partir du 21 septembre jusqu'à la fin de l'année, la proportion en diatomées diminue progressivement, ceci au bénéfice des Chrysophycées.

Pour le Petit lac, on observe que la biomasse algale est très largement dominée par les diatomées en début d'année. Les Chrysophycées voient leur biomasse augmenter d'avril à juillet, puis diminuer en septembre au profit des chlorophycées.

De 2007 à 2009, des proportions non négligeables de cyanobactéries coloniales (non toxiques) *Aphanocapsa spp.* et *Aphanothece spp.* avaient été recensées, il est

intéressant de noter que, a contrario, en 2010, les cyanobactéries représentent une biomasse très peu importante.

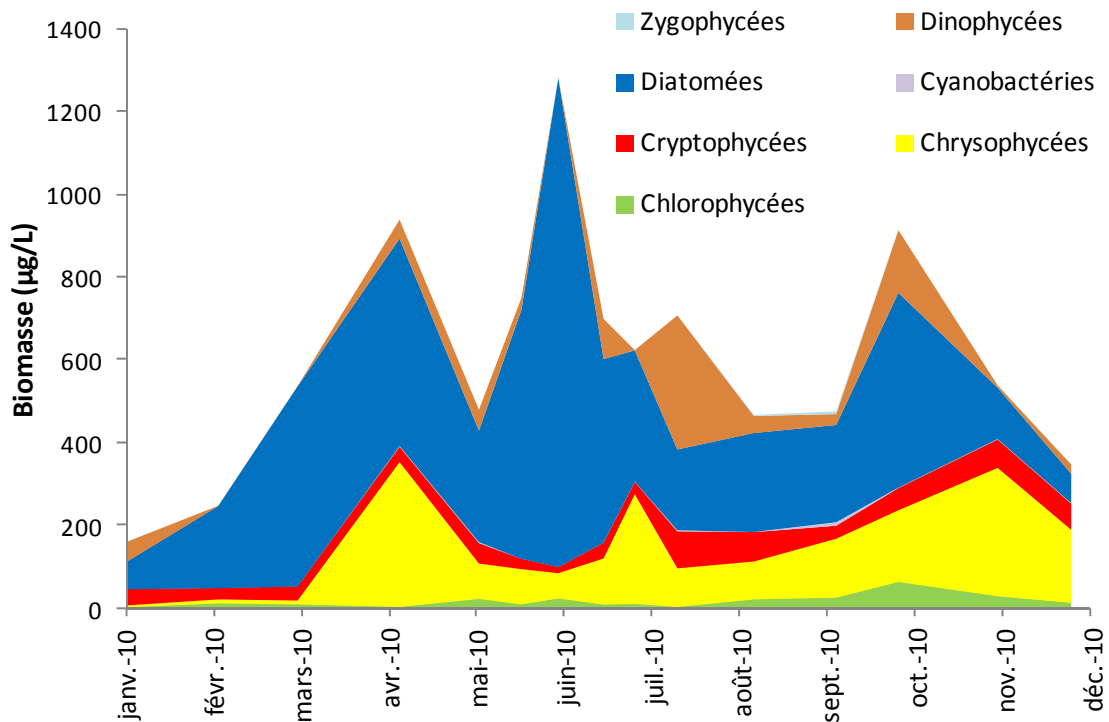


Figure II.1 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algales dans le Grand Lac d'Annecy en 2010.

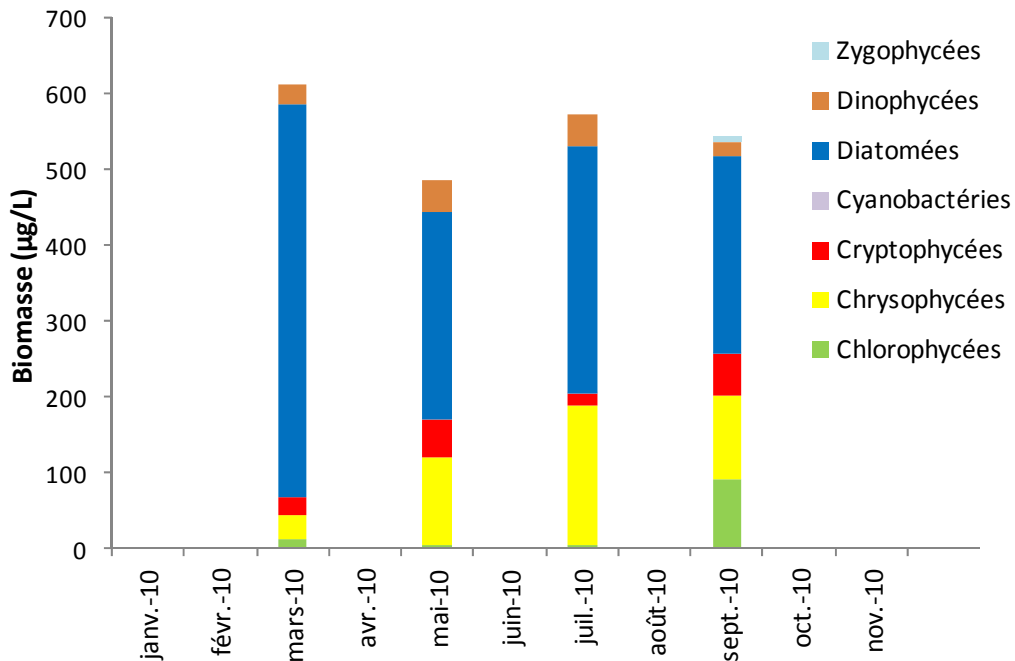


Figure II.2 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algales dans le Petit Lac d'Annecy en 2010.

Evolution des espèces dominantes

Les figures II. 3 et 4 illustrent la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2010 pour le Grand et le Petit Lac (les taxons dominants correspondent aux taxons dont la somme de la biomasse annuelle représente au moins 80% de la biomasse totale annuelle).

Pour le Grand Lac, c'est essentiellement *Fragilaria crotonensis* (diatomée pennée) qui représente l'essentiel de la biomasse algale pendant les phases hivernale et printanières. Juste après la phase de eaux claires (mois de juin), elle est remplacée par *Cyclotella costei* et *C. bodanica* var. *bodanica*. Ensuite, on observe une diversification du peuplement, avec l'arrivée de Chrysophycées (*Dinobryon* spp.) et Dinophycées (*Ceratium hirundinella*, *Peridinium inconspicuum*). Après l'été et à partir de septembre, on observe l'augmentation de la biomasse de *Chrysolykos planktonicus*, il s'agit d'une petite Chrysophycée vivant en cellules isolées et caractéristique de milieux de très bonne qualité.

Les Cyanobactéries coloniales non toxiques *Aphanocapsa delicatissima* qui avaient été recensées comme le deuxième groupe d'importance en termes de biomasse en 2009, présentent des biomasses très faibles cette année. Ceci permet de souligner que ce taxon n'est pas installé de manière pérenne parmi les taxa phytoplanctoniques dominants.

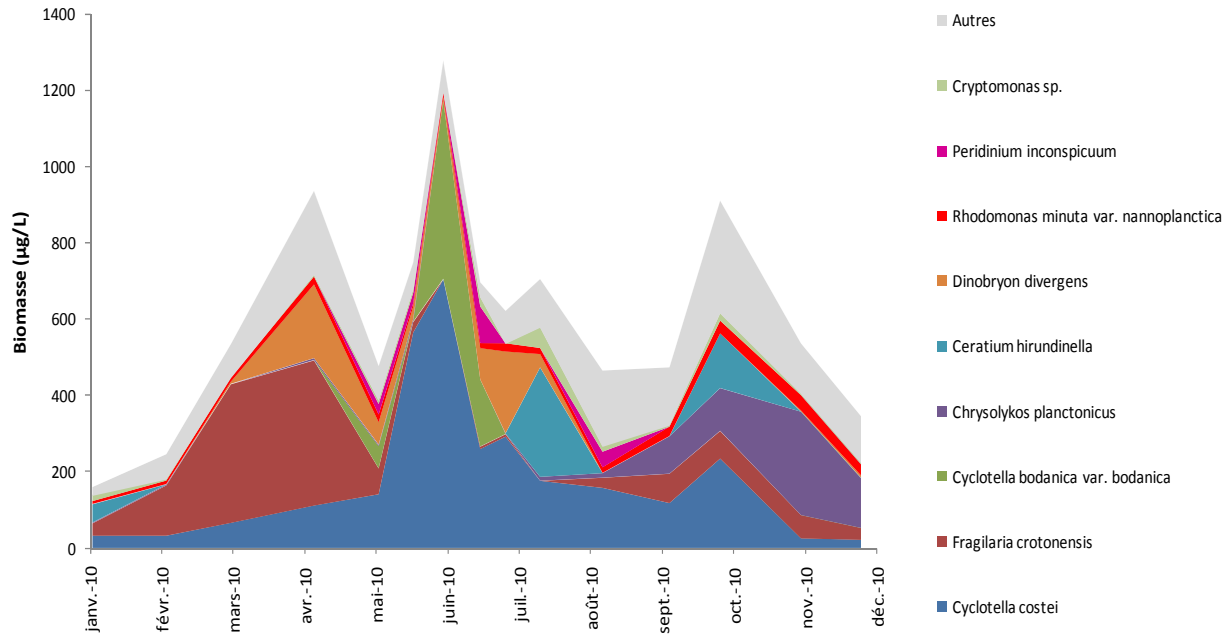


Figure II. 3 : Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac d'Annecy en 2010.

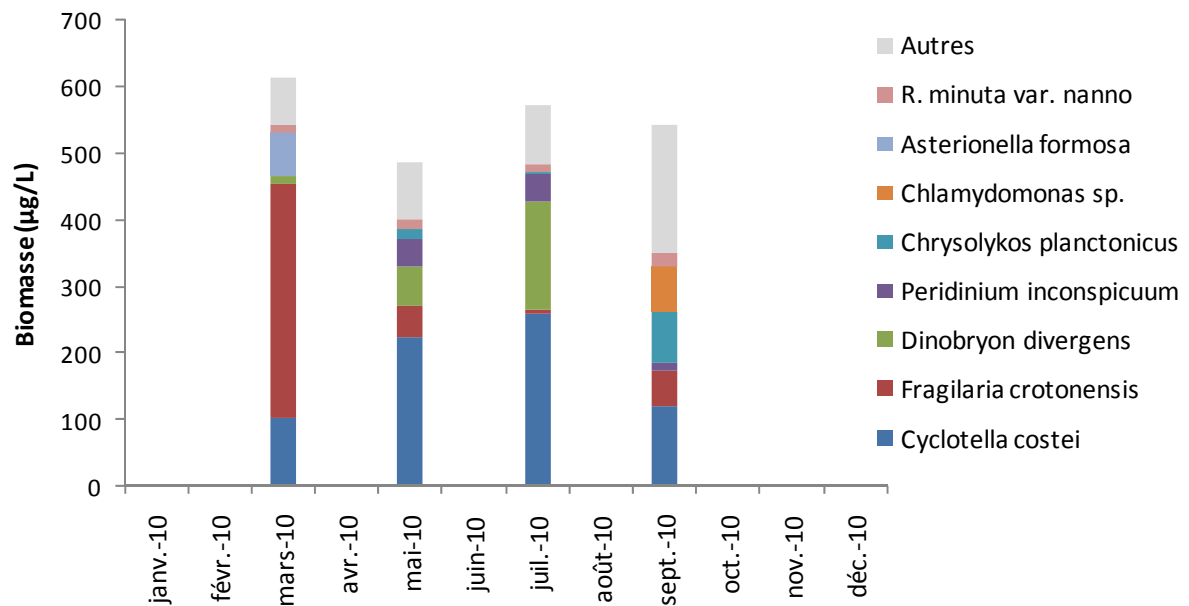


Figure II. 4 : Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Petit Lac d'Annecy en 2010.

Pour le Petit Lac, on observe les mêmes espèces dominantes : *Fragilaria crotonensis* domine en début d'année le compartiment algal, puis est remplacé par *Cyclotella costei*. La Chrysofycées coloniale *Dinobryon divergens* présente une

biomasse importante en juillet et on voit apparaître *Chrysolykos planktonicus* en septembre.

Evolution du micro et nanophytoplancton

L'évolution du nano et microphytoplancton est présentée sur les figures II . 5 et 6 respectivement pour le Grand Lac et le Petit Lac.

Pour le Grand Lac, les phases hivernale et printanière sont largement dominées par le microphytoplancton. La tendance s'inverse à la fin du mois de mai, et le nanophytoplancton va dominer. Les proportions entre les deux compartiments sont équilibrées pendant l'été, puis c'est le nanophytoplancton qui va progressivement dominer le compartiment algal en automne et en fin d'année.

Pour le Petit Lac, il apparaît, que le microphytoplancton domine en début d'année, puis voit sa part se réduire en été et en septembre.

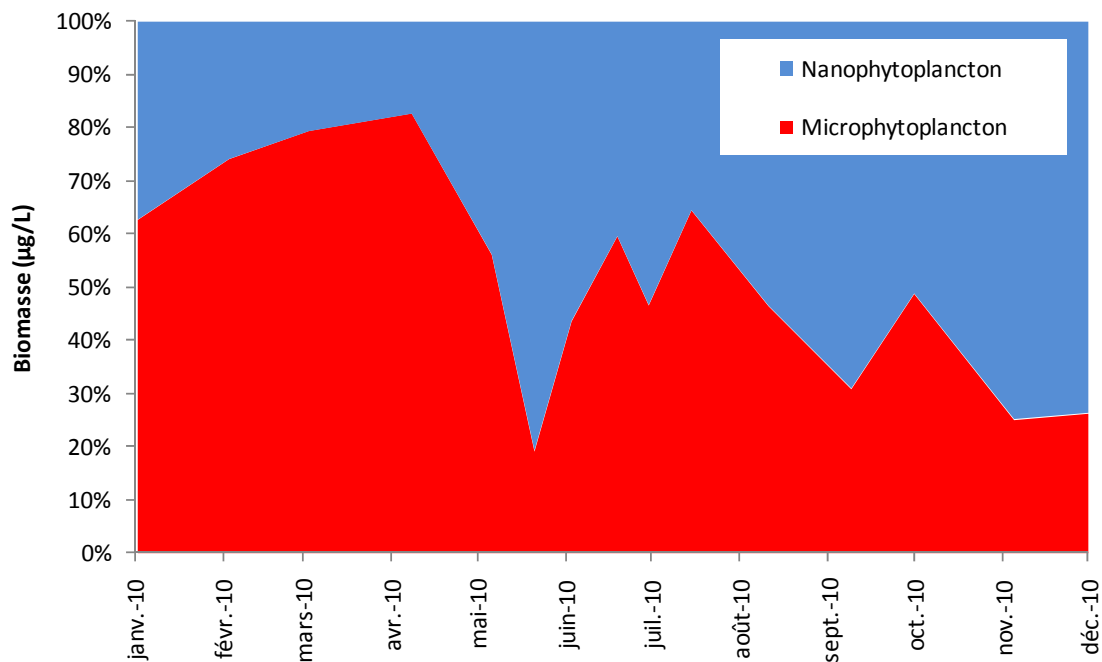


Figure II. 5 : Evolution du nano et microphytoplancton dans le Grand Lac.

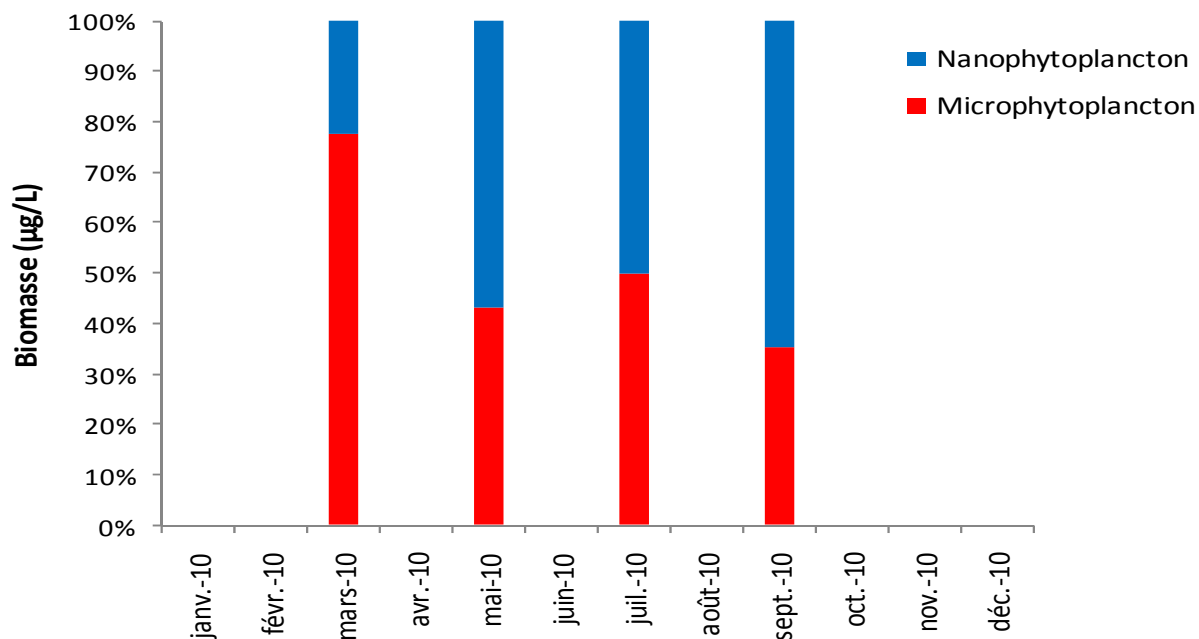


Figure II. 6 : Evolution du nano et microphytoplankton dans le Petit Lac.

Evolution des groupes fonctionnels

A partir de la structure des assemblages de phytoplancton d'eau douce, Reynolds et al. (2002) ont regroupé les différentes espèces selon leurs caractéristiques écologiques propres. Ainsi, un groupe fonctionnel correspond à un ensemble d'espèces ayant la même écologie. Ces groupes rassemblent des taxons vivant par exemple dans les mêmes niveaux trophiques, les mêmes turbulences ou les mêmes étages limniques et permettent de mieux apprécier les facteurs influençant le phytoplancton et la qualité d'un lac.

Les figures II.7 et 8 présentent la dynamique saisonnière des groupes fonctionnels de Reynolds (Reynolds et al.,2002). L'annexe 1 reprend les définitions de chaque groupe fonctionnel données dans l'article de Reynolds et al. (2002).

Pour le Grand Lac, les phases hivernale et printanière sont dominées par des diatomées essentiellement pennées (ex. *Fragilaria crotonensis*) sensibles à la stratification et aux faibles concentrations en silice mais tolérant les faibles luminosités (groupe P). On observe également pendant cette période une

augmentation des taxons du groupe E (Chrysophycées), caractéristiques de milieux oligotrophes. A parti de la fin mai, la majorité des taxons ne sont pas repris dans les groupes de Reynolds (notés « autres » sur la figure II.7), on y retrouve *Cyclotella costei*, petite diatomée centrique caractéristique de la phase de re-oligotrophisation du Léman (Rimet et al. (2009)). Pendant la phase estivale, on observe également une augmentation de la biomasse du groupe Lm caractéristique des épilimnions de lacs mésotrophes (*Ceratium hirundinella*). La fin de l'année est marquée par le retour de diatomées pennées (groupe P).

Le Petit Lac présente sensiblement les mêmes groupes fonctionnels dominants : le groupe P est observé surtout en début d'année. Il est ensuite remplacé par le groupe E pendant l'été.

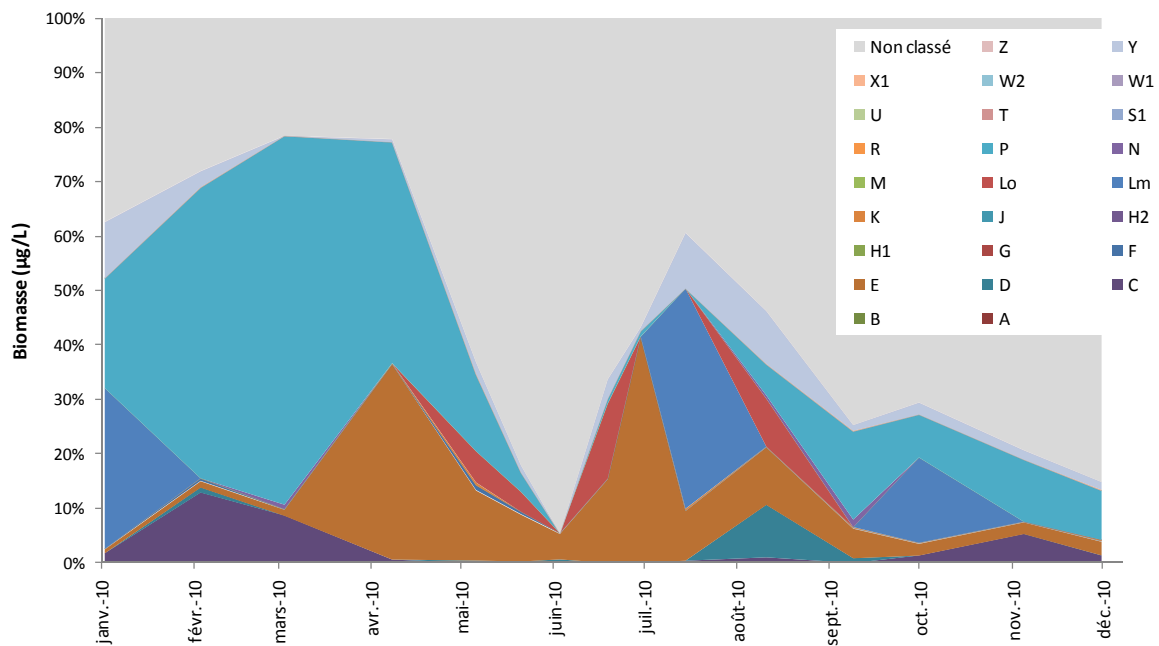


Figure II. 7 : Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres A à Z, « autres » correspond aux taxons non classés par Reynolds et al. (2002)) dans le Grand Lac d'Annecy en 2010. La définition de chaque groupe fonctionnel est donnée dans l'annexe 1.

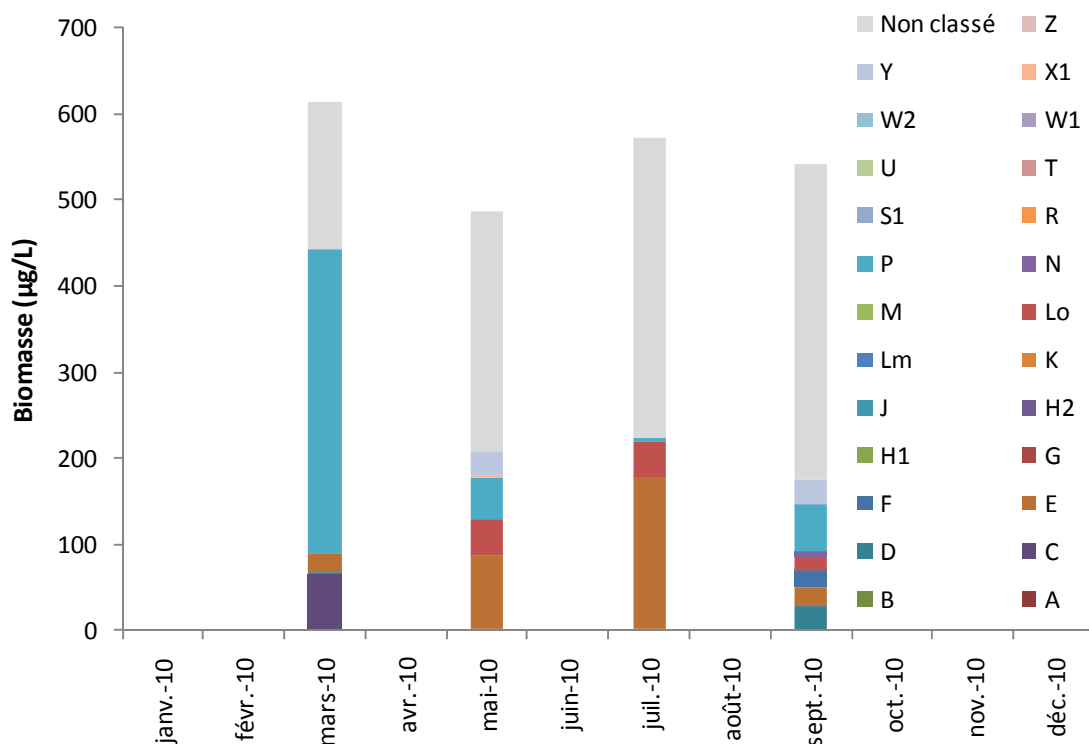


Figure II. 8 : Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres A à Z, « autres » correspond aux taxons non classés par Reynolds et al. (2002)) dans le Petit Lac d'Anney en 2010. La définition de chaque groupe fonctionnel est donnée dans l'annexe 1.

II.2.2. EVOLUTION INTERANNUELLE

N.B. : La dynamique interannuelle pour le Petit Lac n'est pas représentée car l'année 2010 est basée sur 4 prélèvements contre 15 prélèvements pour les années précédentes : la comparaison n'est pas faisable puisque l'effort d'échantillonnage n'est pas le même. D'autre part, lors des rapports précédents, il est apparu que l'évolution interannuelle du compartiment phytoplanctonique du Petit Lac suivait sensiblement celle du Grand Lac, notamment en termes de diversité, composition taxonomique et indice de Brettum.

Evolution des classes d'algues

La figure II.9 présente la dynamique des principales classes algales (*sensu* Bourrelly) pour le Grand Lac.

Pour la 3^{ème} année consécutive, le record de la biomasse annuelle la plus faible est atteint sur la chronique 1996-2010 pour le Grand Lac. Depuis 2007, la proportion relative des diatomées augmente progressivement.

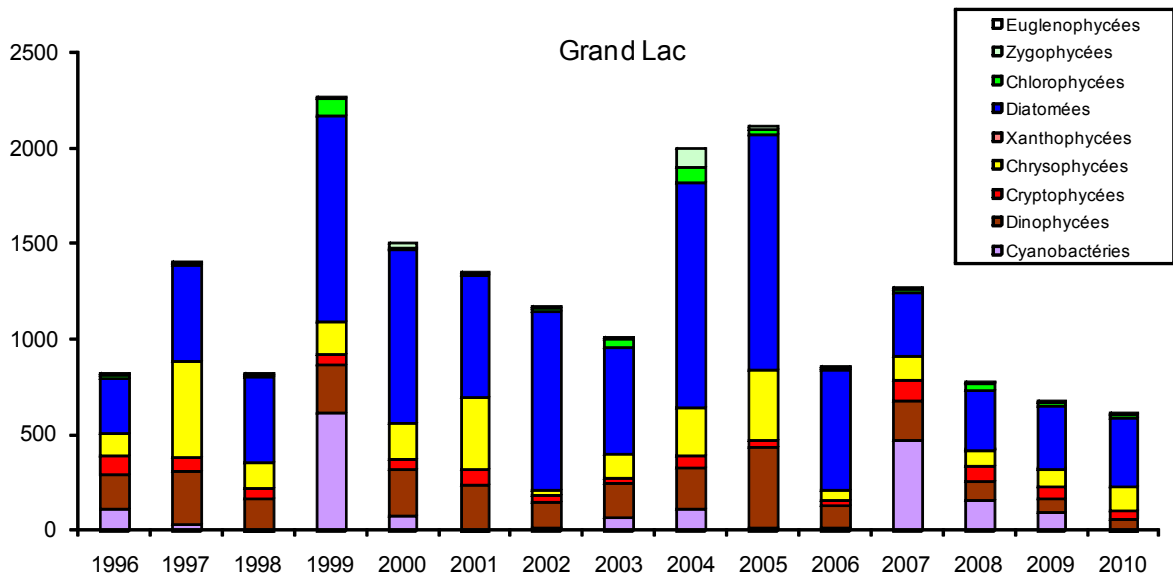


Figure II. 9 : Evolution interannuelle des principales classes algales dans le Grand Lac d'Annecy (axe des ordonnées : biomasse en µg/L).

Evolution de la diversité

La figure II.10 présente l'évolution de la diversité (Indice de Shannon) pour le Grand lac. On observe une baisse graduelle de la diversité depuis 1996. L'année 2010 fait partie des années présentant la plus faible diversité (3^{ème} plus faible).

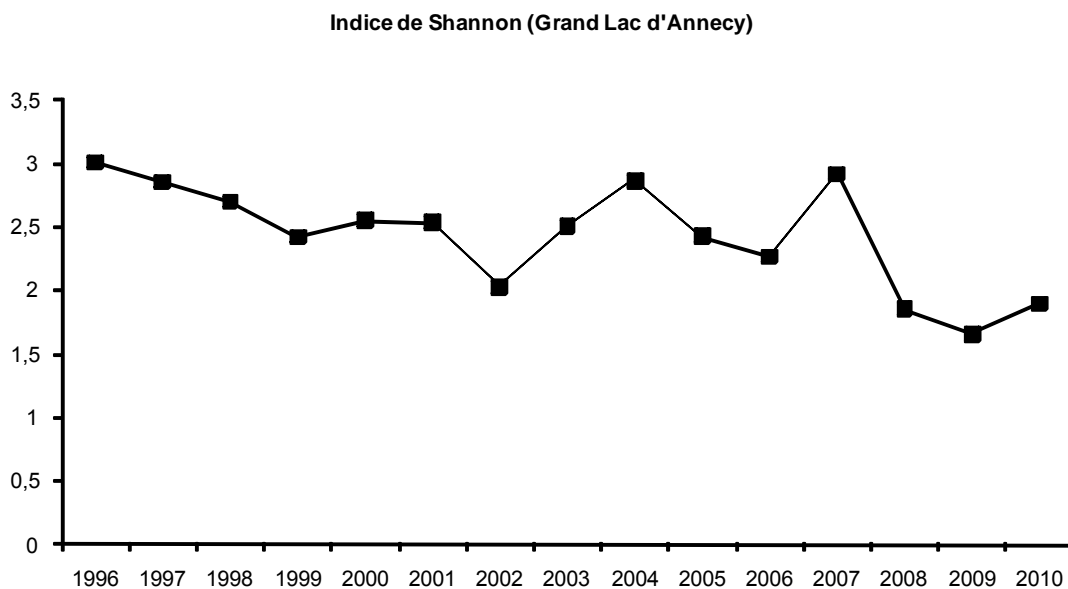


Figure II. 10 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon dans le Grand Lac d'Annecy.

Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) est donnée à la figure II. 11 pour le Grand Lac.

L'essentiel de la biomasse n'est classée dans aucun groupe fonctionnel : de nombreux taxons ne sont pas recensés dans le travail de Reynolds *et al.* (2002).

Pour le Grand Lac, c'est le groupe E, rassemblant des taxons mixotrophes tolérant les faibles concentrations en nutriments (*Dinobryon* spp., *Mallomonas* spp.) qui présente la proportion de biomasse la plus importante pour 2010 et qui a conservé une biomasse interannuelle stable.

De façon similaire aux années précédentes, le groupe X1 (*Chlorella* spp., *Ankyra* spp., *Monoraphidium* spp.) se raréfie graduellement : l'année 2010 présente les biomasses les plus faibles de toute la chronique pour ce groupe. Il rassemble des Chlorophycées sensibles au broutage et préférant les eaux stratifiées.

De la même façon, le groupe Lo (caractéristique des épilimnion de lacs mésotrophes) présente une courbe de raréfaction de sa biomasse.

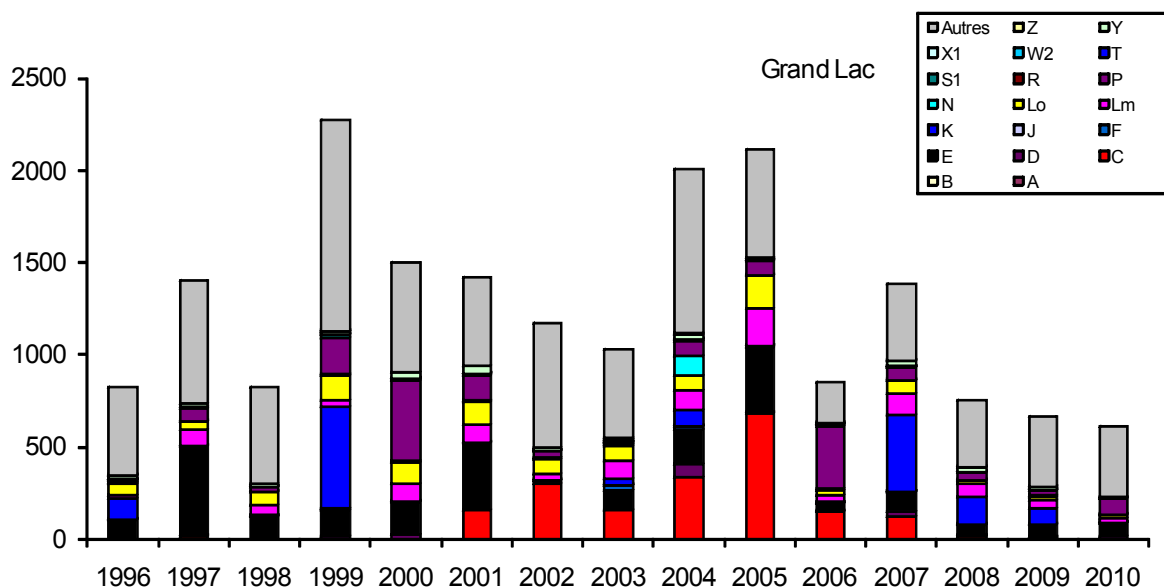


Figure II. 11 : Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) pour le Grand Lac.
(axe des ordonnées : biomasse en µg/L)

Evolution du micro et nanophytoplancton

La figure II. 12 présente l'évolution du micro et du nanophytoplancton dans le Grand Lac. Pour toute la période 1996-2007, le nanophytoplancton est dominant. A partir de 2008, une augmentation de la part de la biomasse représentée par le microphytoplancton semble s'amorcer.

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 and Kaiblinger (2009)), et c'est l'indice de Brettum (1989) modifié par Wolfram et al. (2007), Wolfram and 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 suivantes sont données par les auteurs :

Classe	Concentrations en PT	Niveau trophique
6	$\leq 5 \mu\text{g.L}^{-1}$	ultra-oligotrophe
5	$5-8 \mu\text{g.L}^{-1}$	oligotrophe
4	$8-15 \mu\text{g.L}^{-1}$	oligo-mesotrophe
3	$15-30 \mu\text{g.L}^{-1}$	méso/faiblement eutrophe
2	$30-60 \mu\text{g.L}^{-1}$	eutrophe
1	$>60 \mu\text{g.L}^{-1}$	hypertrophe

La figure II. 13 donne l'évolution pour le Grand Lac. L'indice classe le Grand Lac dans la classe oligo-mésotrophe. Globalement, l'évolution de l'indice de Brettum semble indiquer une baisse du niveau trophique du lac entre la fin des années 90 et les années 2009-2010.

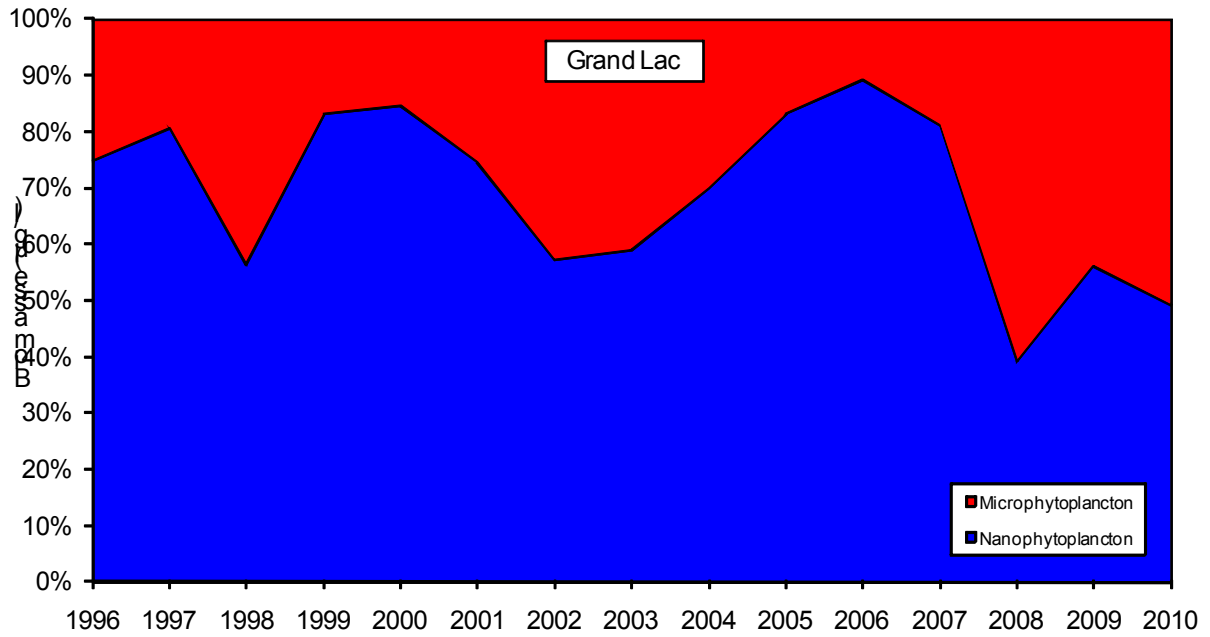


Figure II.12 : Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro et nanophytoplanktoniques pour le Grand Lac d'Annecy.
(axe des ordonnées : répartition en %)

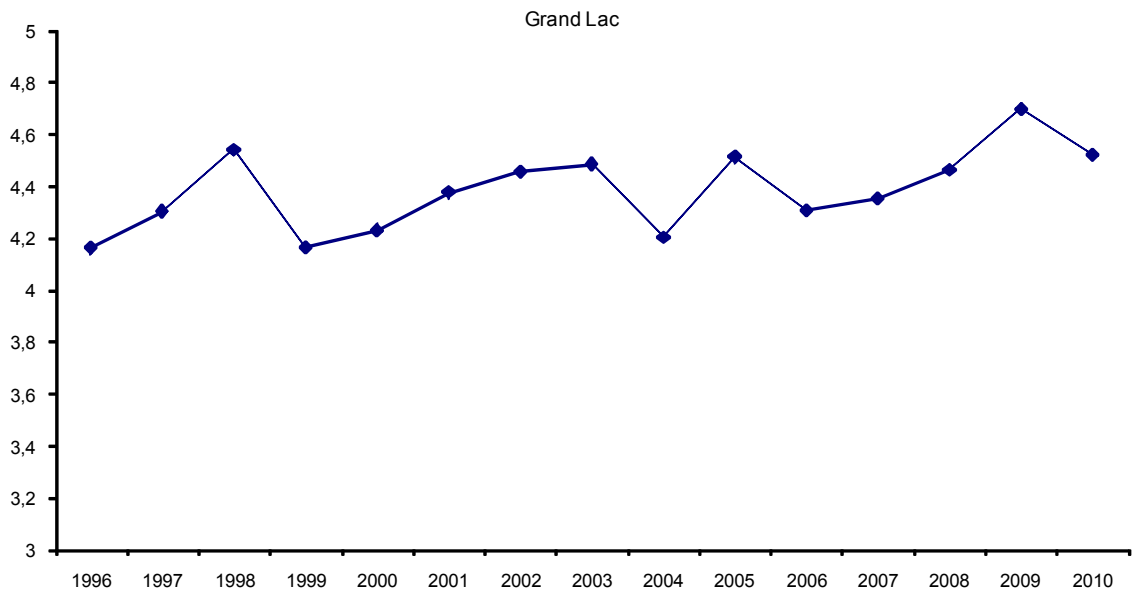


Figure II.13 : Evolution de l'indice de qualité phytoplankton Brettum pour le Grand Lac.

II.2.3. Conclusions relatives au compartiment phytoplanctonique

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2010

Pour le Grand Lac, la dynamique saisonnière peut être résumée de cette façon :

- Une phase hivernale et printanière du début de l'année jusqu'au 20 avril, qui est dominée par des diatomées, et notamment des diatomées pennées (*Fragilaria crotonensis*) qui sont sensibles à la stratification et aux faibles concentrations en silice.
- Une phase de diminution de biomasse à la mi-mai, essentiellement liée à la réduction d'abondance des Chrysophycées (*Dinobryon* spp.).
- Une phase estivale, qui est caractérisée par une diversification en espèces, avec l'arrivée de nombreuses diatomées centriques caractéristiques de milieux oligotrophes. On observe également l'augmentation de la biomasse en Dinophycées en juillet, il s'agit principalement de taxons électifs d'épilimnion bien stratifié de lacs mésotrophes.
- Une phase automnale et hivernale à partir du 21 septembre. La proportion en diatomées va diminuer pour laisser la place à des Chrysophycées et notamment des Chrysophycées vivant en cellules isolées (*Chrysolykos planktonicus*), caractéristiques de milieux de très bonne qualité.

Le Petit Lac a été prélevé 4 fois dans l'année, même si la dynamique phytoplanctonique est difficile à suivre avec un nombre restreint d'échantillonnages, il semble que le Petit lac ait suivi une dynamique saisonnière comparable à celle du Grand Lac.

L'évolution interannuelle

L'évolution interannuelle du Petit Lac n'a pas été présentée graphiquement, suite à la réduction des prélèvements au nombre de 4 (contre 15 les années précédentes). Toutefois, la dynamique de 2010 observée dans le Petit Lac est semblable à celle du Grand Lac. Par ailleurs, les rapports des années précédentes ont montré que l'évolution interannuelle du Petit Lac était également semblable à celle du Grand Lac,

nous pouvons émettre l'hypothèse que les cinétiques d'évolution sont généralement comparables sur les 2 Lacs.

Pour le Grand Lac, pour la 3ème année consécutive (2008-2010), le record de la biomasse annuelle la plus faible est atteint sur la chronique 1996-2010. La diversité algale diminue également graduellement et 2010 fait partie des années présentant une diversité spécifique algale parmi les plus faibles.

Ce sont les taxons mixotrophes, caractéristiques de milieux pauvres en nutriments qui présentent les biomasses les plus élevées ces dernières années. A contrario, les taxons sensibles au broutage, telles que les Chlorophycées présentent une cinétique de raréfaction de leur biomasse.

Enfin, l'évolution de l'indice de Brettum indique une baisse graduelle du niveau trophique du lac entre la fin des années 90 et les années 2009-2010.

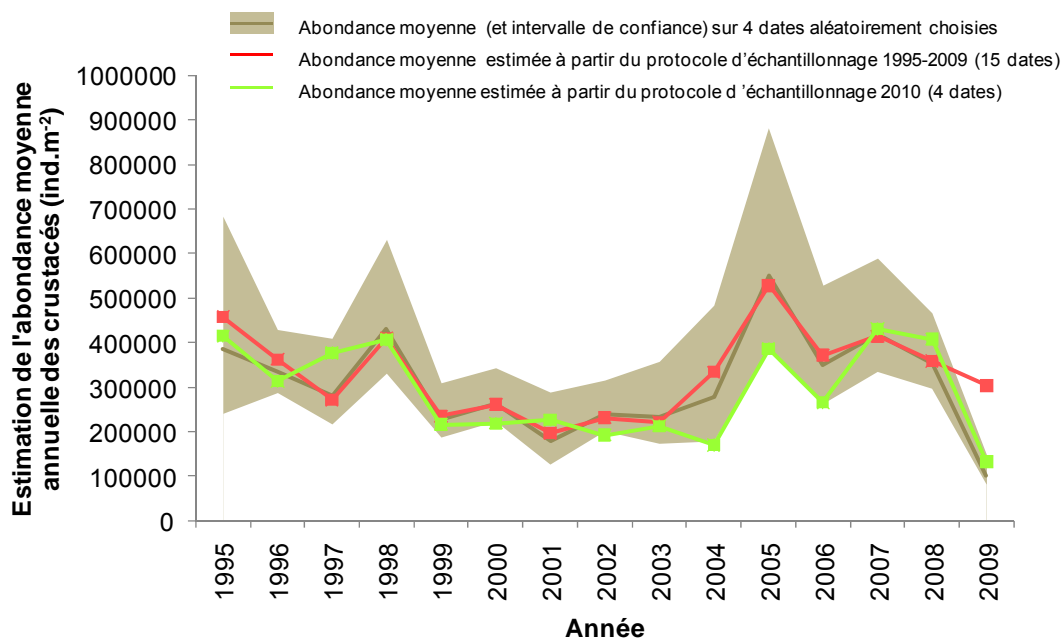
II.3 ZOOPLANCTON

II.3.1 MODIFICATION DES FREQUENCES D'ECHANTILLONNAGE DANS LE PETIT LAC ET IMPACT POTENTIEL SUR L'EVALUATION DES TENDANCES ZOOPLANCTONIQUES A LONG-TERME

La fréquence d'échantillonnage dans le Petit Lac a été réduite, en 2010, de 15 à 4 dates de prélèvements. Les rapports de suivi des années précédentes ont montré une similarité et un certain synchronisme des dynamiques zooplanctoniques entre Petit et Grand Lacs. Ainsi, le maintien d'une fréquence d'échantillonnage élevée dans le Grand Lac suffit pour obtenir des informations pertinentes sur la dynamique zooplanctonique à l'échelle des deux bassins du lac d'Annecy. Par contre, les abondances et compositions taxonomiques du zooplancton présentent des différences entre les deux bassins, avec, notamment, une plus forte abondance des Bosmines et de *C. prealpinus* dans le Petit Lac (SILA, 2010). L'enjeu de la nouvelle stratégie d'échantillonnage est donc de réduire les coûts associés au suivi sans pour autant compromettre la qualité des données pour estimer les tendances à long-terme de la communauté zooplanctonique dans le Petit Lac.

La représentativité de 4 dates d'échantillonnage par an a été testée dans le cadre de la démarche DCE en particulier pour les valeurs chimiques et les biomasses phytoplanctoniques, ces échantillonnages minimum permettent de qualifier l'état global du système (bien qu'ils ne permettent pas d'obtenir d'information sur le fonctionnement et la dynamique saisonnière du lac). La représentativité de ces 4 échantillonnages par an n'a à l'inverse pas été étudiée pour le compartiment zooplanctonique. Bien que le présent rapport n'aie pas vocation à investiguer cette question, une rapide analyse comparative a été réalisée (pour le compartiment zooplanctonique) afin de vérifier la représentativité des 4 dates d'échantillonnage adoptées à partir de 2010, en ce qui concerne la biomasse zooplanctonique totale, et les biomasses des grands groupes zooplanctoniques.

La figure II.3. 1 compare les abondances crustacéennes moyennes annuelles sur la série 1996-2009, (i) estimées selon l'échantillonnage mensuel/bihebdomadaire réalisé jusqu'en 2009 avec (ii) celles ré-estimées uniquement par les échantillons correspondant à la nouvelle stratégie d'échantillonnage (Mars, Mai, Juillet et Septembre). Pour évaluer dans quelle mesure l'estimation de la biomasse annuelle à partir de 4 dates est sensible aux mois choisis, l'abondance annuelle moyenne a été calculée, pour 100 simulations, sur un choix aléatoire de 4 dates/ an. La répétition sur 100 simulations permet de fournir une moyenne de l'estimation de l'abondance annuelle sur 4 dates aléatoires ainsi que son intervalle de confiance.



Figure

II.3 .1. Evaluation de la pertinence de la nouvelle stratégie d'échantillonnage du zooplancton dans le Petit Lac d'Annecy.

L'adéquation entre l'abondance moyenne estimée à partir des 15 dates d'échantillonnage et celle estimée sur 4 dates aléatoirement choisies indique que l'estimation de la moyenne annuelle est globalement peu sensible aux 4 dates choisies pour l'échantillonnage. Les dates choisies pour la stratégie d'échantillonnage 2010 conduisent toutefois à une sous-estimation systématique par rapport à la moyenne estimée sur 15 dates de l'ordre de 10%.

La figure II.3. 2 présente les estimations d'abondances moyennes annuelles issues des stratégies d'échantillonnage réalisées en 1995-2009 (15 dates) et 2010 (Mars-Mai-Juillet-Septembre) avec celles issues d'autres calendriers possibles d'échantillonnage à 4 dates/an.

Les scénarii 1 et 3 (Mai-Juin-Août-Novembre ; Février-Juin-Août-Novembre) conduisent à une surestimation systématique de l'estimation de l'abondance annuelle de l'ordre de 10%. Les scénarii 2 et 4 (Mars-Juin-Août-Novembre et Février-Mai-Août-Novembre) sont ceux qui conduisent aux biais les plus réduits (<5%). Aucun des scénarii toutefois ne conduit à des résultats satisfaisants quant à l'année 2009.

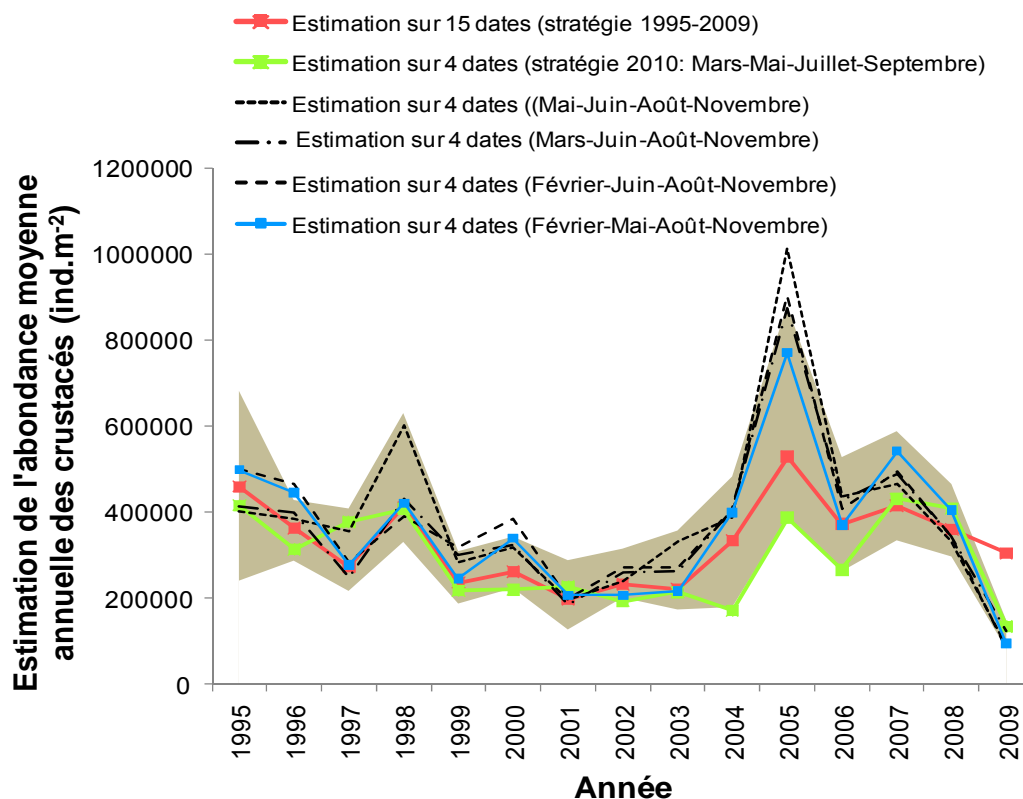


Figure II.3 .2. Comparaison de la pertinence de différents calendriers d'échantillonnage sur 4 dates pour le Petit Lac d'Annecy.

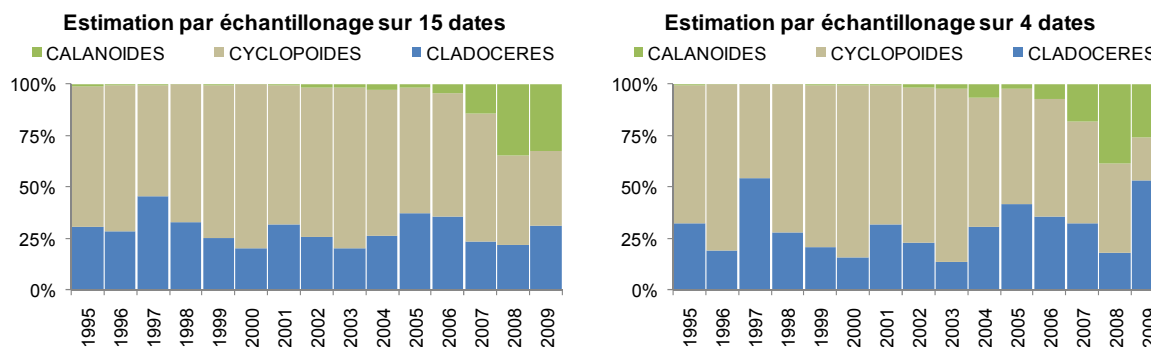


Figure II.3 .3. Comparaison des estimations de la composition de la communauté crustacéenne du Petit Lac d'Annecy par (a) un échantillonnage à 15 dates et par (b) un échantillonnage à 4 dates (Mars-Mai-Juillet-Septembre).

De même, les biais potentiels de la nouvelle stratégie d'échantillonnage sur les estimations de la structure de la communauté zooplanctonique ont été évalués (Figure II.3.3). Les images de la communauté zooplanctonique fournies par l'échantillonnage à 15 dates et à 4 dates sont très similaires. La stratégie d'échantillonnage 2010 conduit à une sur-estimation légère, mais non significative (Test de Student sur échantillons appariés, $p = 0.24$), de la proportion des cladocères dans la communauté zooplanctonique (aux dépens des cyclopoïdes).

En définitive, la réduction de l'échantillonnage à 4 dates permet d'estimer avec assez peu de biais l'abondance moyenne annuelle et la composition taxonomique des crustacés dans le Petit Lac. Cette estimation est relativement insensible aux choix des dates, avec une erreur sur l'estimation qui ne dépasse pas 10%.

II.3.2 COMPOSITION ET EVOLUTION A LONG TERME DE LA COMMUNAUTE ZOOPLANCTONIQUE

II.3.2.1 COMPOSITION DE LA COMMUNAUTE EN 2010

Comme mentionné précédemment, les deux bassins d'Annecy présentent des différences dans la structure globale de la communauté zooplanctonique. Dans le Grand Lac, la communauté zooplanctonique crustacéenne est dominée par les Cyclopoïdes qui contribuent à 56% de l'abondance totale annuelle, tandis que dans le Petit Lac, les cladocères sont majoritaires (45%).

La méthode d'échantillonnage permet également de capturer les larves véligères de *Dreissena polymorpha* et les grosses espèces de rotifères. En 2010, trois espèces de rotifères (*Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina* et *Conochilus unicornis*) ont été dénombrées dans les échantillons. *Chaoborus* a été observé sporadiquement.

II.3.1.2. EVOLUTION A LONG TERME DE COMPOSITION DE LA COMMUNAUTE

L'abondance moyenne annuelle des crustacés en 2010 a atteint 330 000 et 306 000 ind.m⁻² dans les Grand et Petit Lacs respectivement, valeurs relativement moyennes sur la série 1995-2008 (figure II.3.4). Les abondances moyennes annuelles des crustacés (ou du biovolume sédimenté), ainsi que des deux groupes majoritaires (Cladocères et Cyclopoïdes), fluctuent sur la série 1995-2010, sans tendance évidente. Pour ces deux groupes, les abondances au cours de l'année 2009 augmentent par rapport à 2008 et 2009, mais demeurent dans une gamme de variation d'amplitude légère par rapport à la chronique.

Au contraire, les calanoïdes représentent le seul taxon pour lequel une tendance temporelle nette avait été observée depuis la reprise du suivi. Entre 1995-2001 et 2008-2009, les abondances de Calanoïdes avaient été multipliées par 50-60 (figure II.3. 4). L'année 2010 est la 1^{ère} année (depuis le début du suivi) pour laquelle une diminution significative des abondances des calanoïdes est observée (-40% par rapport à 2009), et ce, dans les deux bassins.

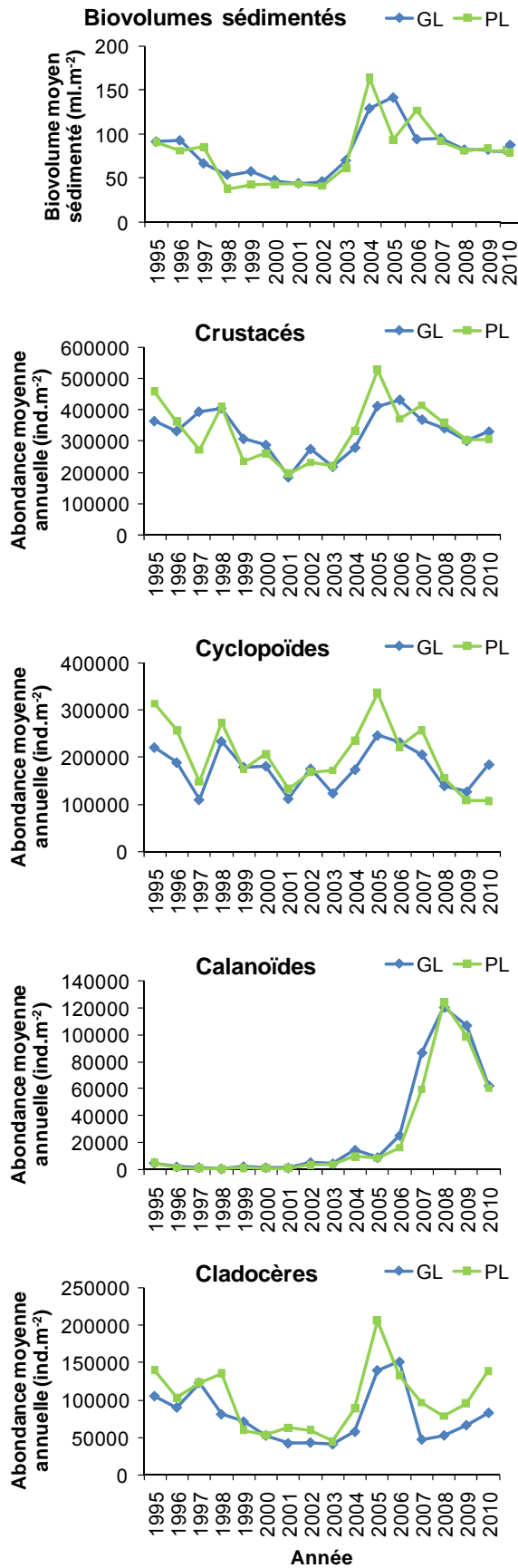


Figure II.3 .4. Evolution de l'abondance des microcrustacés et du biovolume sédimenté dans le Lac d'Annecy entre 1995 et 2010.

Ces fluctuations d'abondances ou de biovolumes sédimentés moyens s'accompagnent de changement dans la composition relative de la communauté crustacéenne (figure II.3. 5).

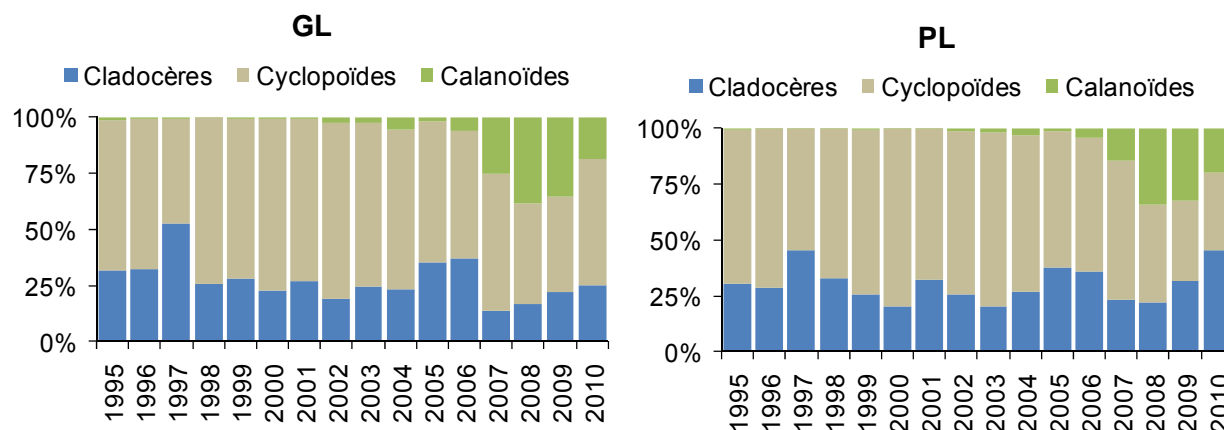


Figure II.3.5. Evolution de la composition de la communauté crustacéenne du Lac d'Annecy entre 1995 et 2010 (GL : Grand Lac, PL : Petit Lac).

Entre 1995 et 2001, la communauté zooplanctonique était largement dominée par les cyclopoïdes, représentant plus de 70% des crustacés tandis que les calanoïdes représentaient moins de 1% de l'abondance crustacéenne totale. Depuis 2001, la contribution des calanoïdes à la communauté zooplanctonique augmente jusqu'en 2009 (l'année 2010 est cependant marquée par une proportion plus faible de ce groupe par rapport aux années 2008 et 2009).

Afin d'évaluer dans quelle mesure les modifications de composition taxonomique de la communauté crustacéenne résultent de contrôles dits ascendants (par la ressource alimentaire, notamment le compartiment phytoplanctonique), une analyse canonique des corrélations (ACC) a été conduite sur les moyennes annuelles d'abondances phyto- et zooplanctoniques sur la série 1995-2010 sur le Grand Lac (figure II.3.6).

L'ACC réalisée sur la série 1996-2010 montrent des interactions significatives entre les compositions taxonomiques du phytoplancton et du zooplancton crustacéen du lac d'Annecy (coefficient de corrélation multiple, $R=0,97$ pour la première et $R=0,90$ sur la seconde composante canonique). La première composante canonique explique un pourcentage non négligeable de la variabilité interannuelle du phytoplancton et du zooplancton (22% et 18% respectivement). Ces pourcentages

diminuent largement sur la seconde composante canonique (10% et 14 % respectivement). Ainsi, seul le premier axe canonique représente des relations pertinentes entre les variations interannuelles du phytoplancton et du zooplancton. La première composante canonique est négativement corrélée avec la variation interannuelle en Cryptophycées et positivement avec la variation en diatomées, Chrysophycées et Dinophycées. L'abondance des Calanoïdes est négativement corrélée avec la première composante. Ce résultat suggère une relation entre l'abondance annuelle de cryptophycées et celle des Calanoïdes. En effet, la tendance à l'augmentation des Calanoïdes dans le zooplancton crustacéen du Lac d'Annecy depuis 2001 correspond à une période pour laquelle la contribution des cryptophytes dans le phytoplancton augmente (figure II.3. 7).

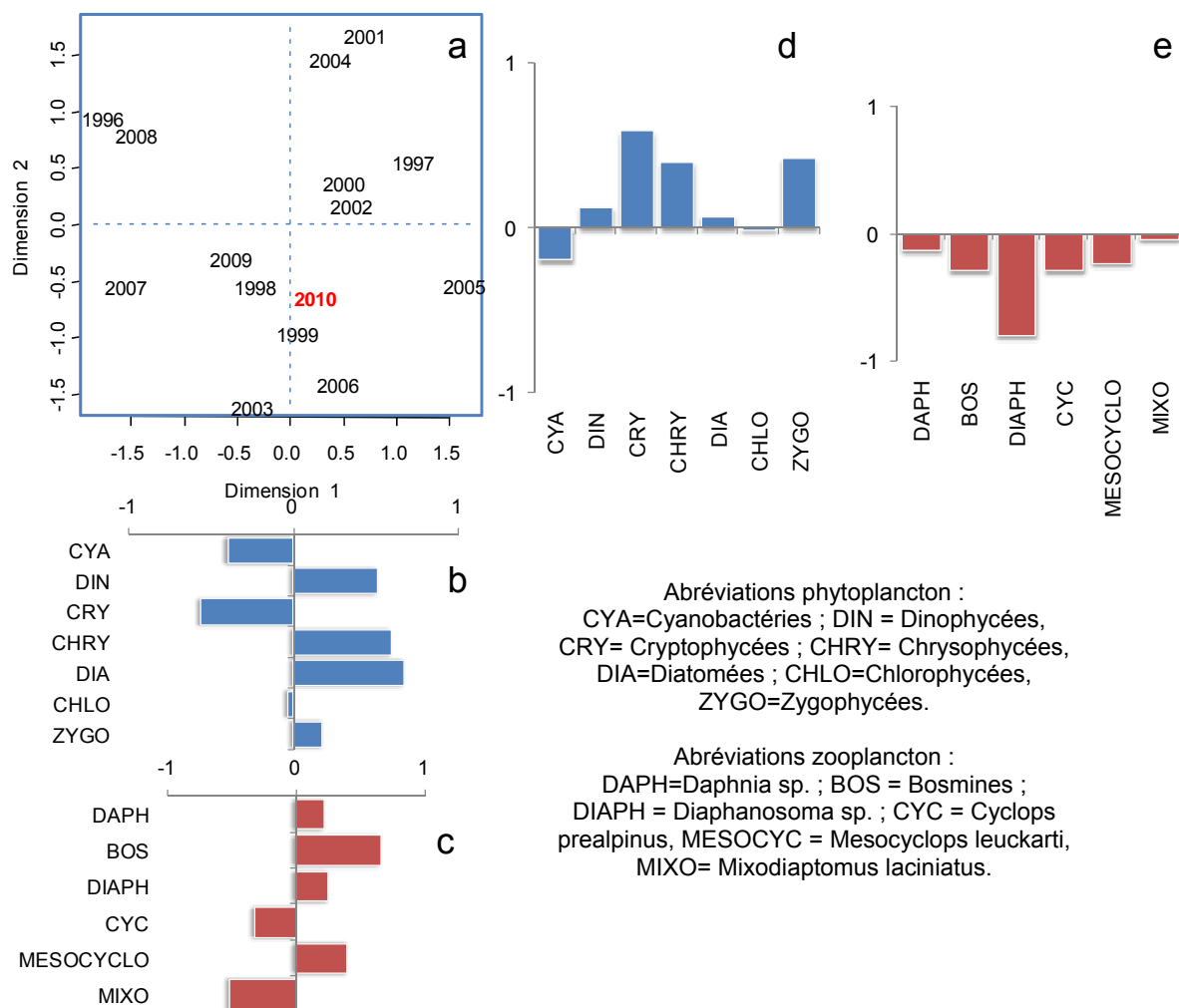


Figure II.3.6. Analyse Canonique des Corrélations entre les compositions taxonomiques moyennes annuelles du phytoplancton et des crustacés zooplanctoniques sur la série 1996-2010. (a) Représentation des années sur les 2 premiers axes de l'ACC ; corrélations des variables de composition taxonomique du (b) phytoplancton et (c) du zooplancton crustacéen avec la première

composante canonique ; corrélations des variables de composition taxonomique du (d) phytoplancton et (e) du zooplancton crustacéen avec la seconde composante canonique.

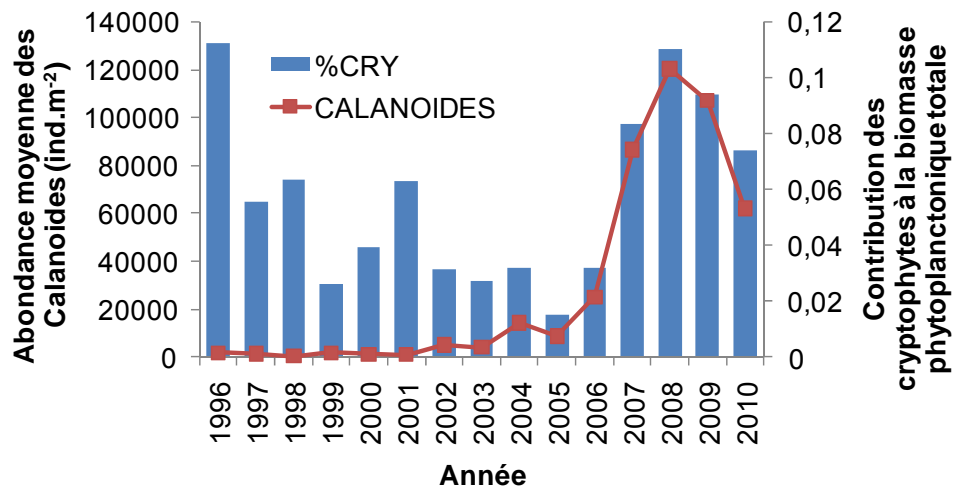


Figure II.3.7. Relations entre abondance des calanoïdes et contribution des cryptophytes au phytoplancton dans le lac d'Annecy entre 1996-2010.

Les calanoïdes sont des herbivores à spectre réduit de taille de particules, et particulièrement sélectifs sur la qualité des algues ingérées (Kerfoot & Kirk, 1991) tandis que les cryptophytes sont des algues de petite taille avec une excellente qualité nutritionnelle. L'augmentation de l'abondance des calanoïdes depuis 2001 pourrait résulter d'une amélioration de la qualité nutritionnelle du phytoplancton du Lac d'Annecy. Cette relation n'apparaît pas pour la période 1996-2001, ce qui suggère que d'autres facteurs contrôlent la dynamique de population des calanoïdes sur cette période.

Aucune des composantes principales ne prend en compte un pourcentage significatif de la variabilité interannuelle des taxons principaux du zooplancton, tels que *Daphnia* sp, *Cyclops prealpinus* ou *Mesocyclops leuckarti*. Ce résultat suggère que les variations interannuelles de l'abondance de ces taxons crustacéens majoritaires, et donc de l'abondance totale des crustacés, ne dépendent pas seulement des variations interannuelles du phytoplancton. Ainsi, le compartiment crustacéen du Lac d'Annecy répondrait essentiellement à d'autres variables environnementales. L'apport de matière organique d'origine terrestre est un autre facteur de contrôle ascendant (par la ressource alimentaire) à envisager puisque plusieurs études ont montré que la voie détritique pouvait constituer un apport significatif pour le zooplancton du lac d'Annecy (Janjua & Gerdeaux, 2009 ; Perga et al, 2009). Les variations de la prédation zooplanctonophage par

les espèces piscicoles pourraient influencer les variations temporelles d'abondance du zooplancton dans le lac d'Annecy (Perga et al, 2010). Les variations climatiques inter-annuelles n'auraient par contre, dans le cas du Lac d'Annecy, que peu d'incidence sur la dynamique du zooplancton crustacéen, et des Cladocères notamment (Anneville et al. 2010).

II.3.2. DYNAMIQUE SAISONNIERE EN 2010

II.3.2.1. DYNAMIQUE SAISONNIERE DES CLADOCERES

La dynamique saisonnière des Cladocères se caractérise par la présence de deux pics en 2010 : le premier au printemps et le second, plus important, en début d'automne (figure II.3. 8). Les abondances maximales printanières sont atteintes le 2 juin, avec des effectifs de 140 000 ind.m⁻². Le second pic a lieu le 13 octobre, avec des abondances de 340 000 ind.m⁻².

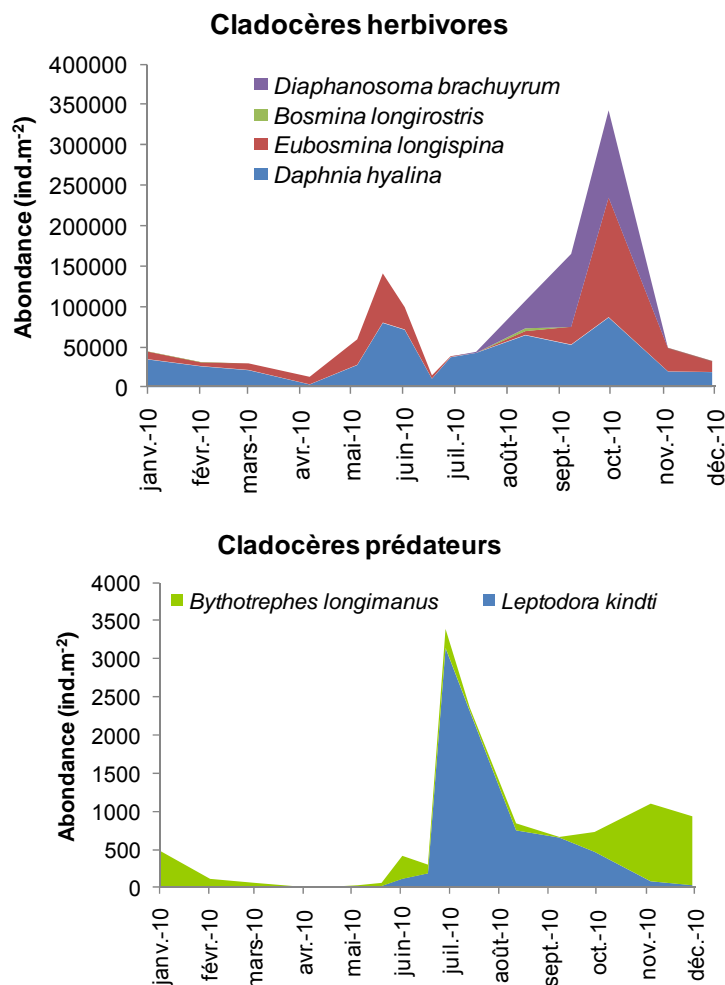


Figure II.3 .8. Evolution saisonnière des abondances des différentes espèces de Cladocères identifiées dans le Grand Lac d'Annecy en 2010

D. hyalina domine la communauté des cladocères herbivores tout le premier semestre de l'année 2010. Le pic printanier d'abondance des cladocères est dû à l'accroissement de la population de *D. hyalina*, qui atteint des effectifs de 100 000 ind.m⁻², ainsi que d'*E. longispina* avec 50 000 ind.m⁻². Les effectifs de *D. hyalina* et surtout *E. longispina* décroissent ensuite rapidement pour être minimaux en début d'été. Une deuxième phase de croissance s'initie au milieu de l'été, au cours duquel *D. brachyurum* apparaît en abondances significatives dans la population de cladocères. Le pic d'abondance de début d'automne (13/10) est dominé par *D. brachyurum* et *E. longispina*.

Bythotrephes longimanus, espèce pérenne à développement en période de stratification thermique (Balvay et al., 2004), présente un pic d'abondance peu marqué au cours de l'été 2010 et reste présente dans la communauté zooplanctonique jusqu'à la fin de l'année. *L. kindti* atteint ses maxima au milieu de l'été 2010 (12/7) avec des effectifs de 3000 ind.m⁻², avant de décroître au cours de l'automne.

II.3.2.2. DYNAMIQUE SAISONNIERE DES COPEPODES

La communauté des cyclopoïdes est représentée par deux espèces : *Cyclops prealpinus* et *Mesocyclops leuckarti*. (figure II.3. 9). En 2010, *M. leuckarti* a été plus abondant que *C. prealpinus*. Les deux espèces montrent des dynamiques opposées en 2010 : *M. leuckarti* domine pendant l'hiver et l'automne à des abondances entre 100 000 et 200 000 ind.m⁻², tandis que *C. alpinus* domine pendant les périodes de stratification, lors de pics d'abondance printanier et estival de l'ordre de 110 000 et 170 000 ind.m⁻² respectivement.

L'abondance de *M. laciniatus* fluctue sur l'année 2010 entre 40 000 et 80 000 ind.m⁻² sans montrer de saisonnalité très claire.

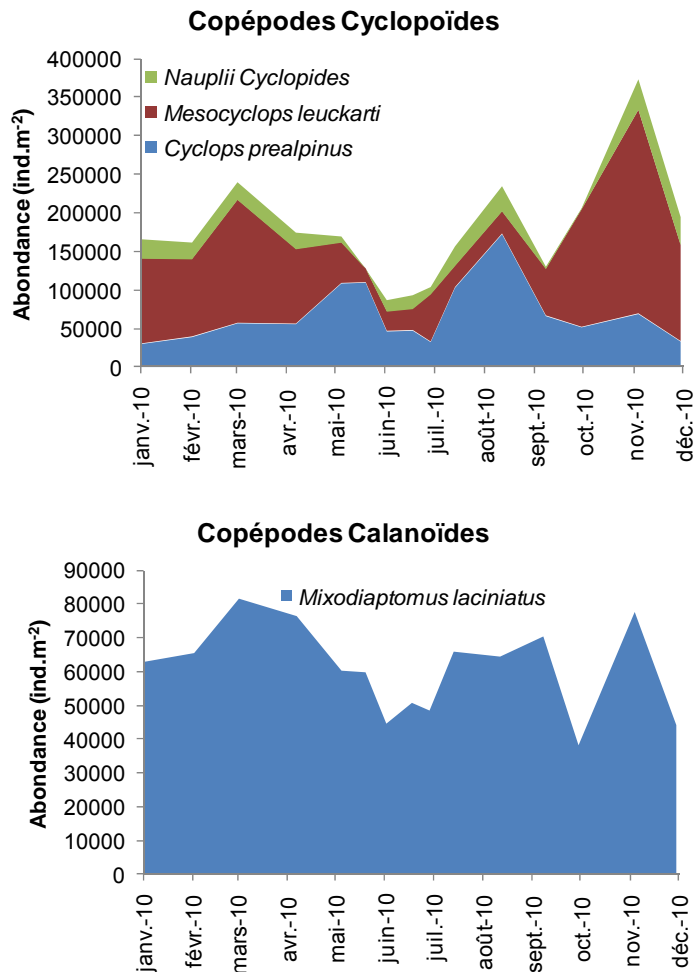


Figure II.3. 9. Evolution saisonnière des abondances des différentes espèces de copépodes identifiées dans le Grand Lac d'Annecy en 2010

II.3.2.3. VARIATION SAISONNIERE DES ESPECES NON CRUSTACEENNES

Conochilus a été très faiblement représenté dans la communauté rotiférienne en 2010, avec des effectifs inférieurs à 4000 ind.m⁻². Comme au cours des années précédentes, la dynamique de *Kellicotia* est caractérisée par un maximum d'abondance hivernal (84 000 ind.m⁻² le 14/03) tandis que *Asplanchna* montre des pics d'abondance printanier (150 000 ind.m⁻² le 18/5) et automnal (181 000 ind.m⁻² le 13/10) (figure II.3.10).

La larve véligère de la moule zébrée d'eau douce *Dreissena polymorpha* n'a été observée dans le Grand Lac qu'à une unique occasion en 2010 (le 27 juillet), avec des effectifs faibles (688 ind.m⁻²).

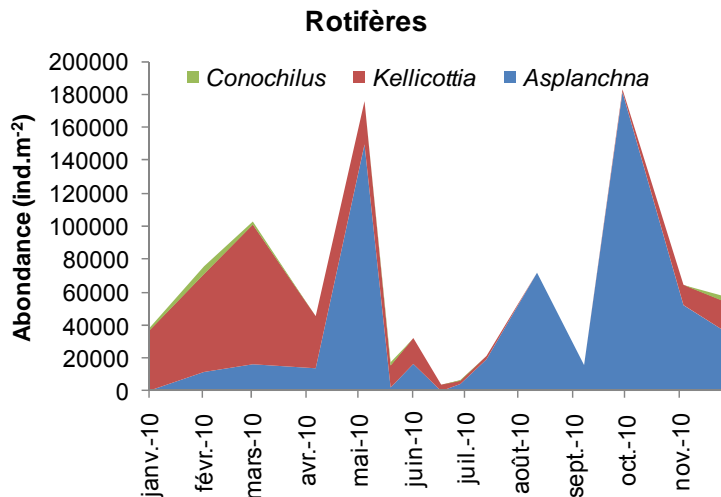


Figure II.3. 10. Evolution saisonnière des abondances de quelques rotifères dans le Grand Lac d'Annecy en 2010.

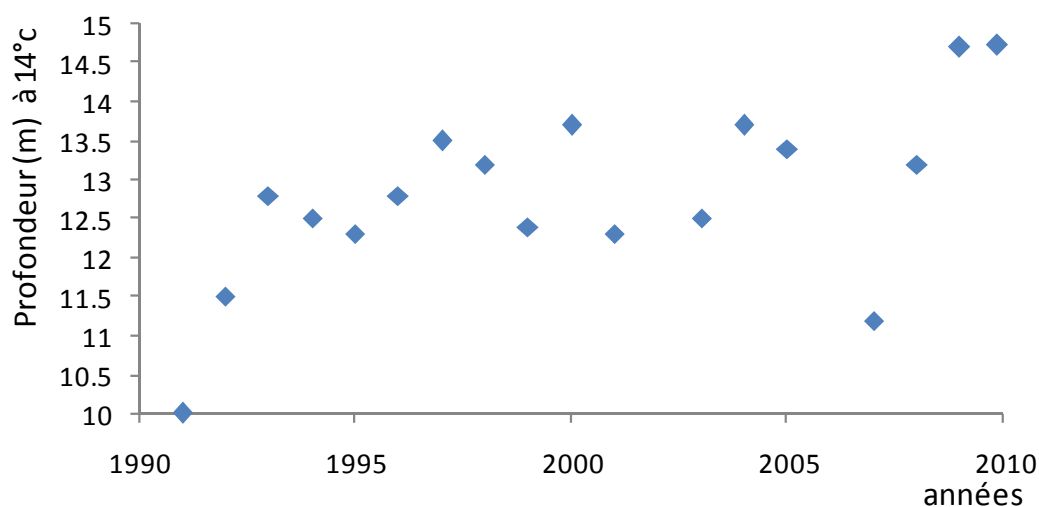
II.3.3 CONCLUSIONS RELATIVES AU COMPARTIMENT ZOOPLANCTONIQUE

L'abondance moyenne annuelle des crustacés en 2010 se trouve dans des valeurs relativement moyennes par rapport à la chronique 1995-2008. On enregistre pour les calanoïdes dont les abondances augmentaient entre 2001 et 2008, une diminution significative 2010, cette diminution semble profiter aux 2 autres groupes dominants (calanoïdes et cladocères qui représentent plus de 75% de l'abondance crustacéenne).

CONCLUSION GENERALE

L'hiver 2009-2010 a été rigoureux et a permis un brassage des eaux du lac relativement long entraînant une bonne ré-oxygénation de toute la colonne d'eau. Ce brassage hivernal, qui a permis de refroidir efficacement la colonne d'eau (après une année 2009 chaude), illustre le fait que Lac d'Annecy a une faible inertie thermique, ce qui est un facteur important pour expliquer l'absence de tendance au réchauffement des eaux du lac.

Comme en 2009, la couche d'eau réchauffée superficielle (épilimnion) a été, en 2010, une des plus épaisses observées depuis 1996. Cette observation ne s'inscrit toutefois pas dans une tendance marquée à relier au changement climatique. La profondeur de la thermocline, paramètre qui indique l'intensité du réchauffement du lac, ne présente en effet pas de tendance nette mais souligne bien que, comme l'année 2009, 2010 a été une année assez chaude (Figure ci dessous).



Profondeur de la couche d'eau à 14°C au moment de la stratification maximale (juillet-août) au lac d'Annecy de 1991 à 2009.

La remise en circulation de nutriments depuis les sédiments est restée relativement faible en 2010, et, pour la 3^{ème} année consécutive (2008-2010), les valeurs de biomasses phytoplanctoniques sont les plus basses de la chronique. En effet, en 2010, le record de la biomasse phytoplanctonique annuelle la plus faible est atteint. Les indices de diversité algale et de Brettum (indicateur de niveau trophique) sont également bas, suggérant que cette biomasse faible caractéristique de milieux

oligotrophes s'accompagne d'une réduction de diversité taxonomique. Les valeurs de faible diversité phytoplanctonique en milieu oligotrophe sont classiques, diverses études montrent que les lacs oligotrophes et eutrophes ont des diversités phytoplanctoniques plus faibles que les lacs mésotrophes (la taille des systèmes étant comparable par ailleurs) (Horner-Devine et al. 2003; Dodson et al. 2000).

Ce sont les taxons mixotrophes, caractéristiques de milieux pauvres en nutriments qui présentent les biomasses les plus élevées en 2010, comme c'est le cas depuis de nombreuses années. Les espèces mixotrophes (*Dinobryon* spp., *Mallomonas* spp.) adaptées aux eaux oligotrophes sont présentes constamment sur la chronique 1996-2008.

Les faibles biomasses phytoplanctoniques peuvent être un facteur explicatif d'une moindre biomasse détritique arrivant sur le fond du lac, et, en conséquence elles peuvent contribuer à expliquer la relativement faible désoxygénation du fond observée en 2010 (en comparaison de la chronique). Toutefois cette moindre désoxygénation est très certainement multifactorielle : les bonnes conditions de ré-oxygénation en début d'année ont été un facteur positif. Le relargage du phosphore et la réduction de l'azote ont, en conséquence de cette moindre désoxygénation des eaux du fond, été limités.

Comme soulignée en 2008 et 2009, la tendance à la raréfaction des taxa phytoplanctoniques sensibles au broutage par le zooplancton est confirmée en 2010. Les biovolumes zooplanctoniques totaux restent globalement élevés, et la biomasse totale zooplanctonique est semblable à celle des années récentes. On note toutefois cette année une diminution de l'abondance des calanoïdes qui avaient été caractérisés par une augmentation importante depuis 2001. L'un des facteurs de régulation de la dynamique de ces herbivores, entre 2001 et 2010, pourrait être la disponibilité de ressources alimentaires telles que les cryptophytes.

La diminution d'abondance de ces calanoïdes profite de manière égale aux groupes des cyclopïdes et cladocères. Par ailleurs, la présence non négligeable de cladocères du genre *Eubosmina* (cladocères filtreurs généralement bien adaptés aux milieux présentant des limitations en phosphore minéral) est confirmée en 2010.

Le caractère oligotrophe du lac d'Annecy s'est donc affirmé (au cours des trois dernières années notamment), les indicateurs chimiques et phytoplanctoniques permettent de caractériser clairement cet état trophique.

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., Molinero J.C., Souissi S., & Gerdeaux D. (2010) Seasonal and interannual variability of cladoceran communities in two peri-alpine lakes: uncoupled response to the 2003 heat wave. *Journal of Plankton Research*, 32, 913-925.

Anneville O. and Kaiblinger K. (2009) Proposal for a phytoplankton lake index applicable to lakes of the Rhône-Alpes basin for the implementation of the European Water Framework Directive. Final report. Agence de l'Eau Rhone Méditerranée et Corse, 1-54. INRA Thonon, France.

Balvay G., Lainé L., Anneville O. (2004) Evolution du zooplancton du Léman. rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2003, 81-92.

Bourrelly P. (1972) Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes. pp. 1-572.

Bourrelly P. (1981) Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. pp. 1-517.

Bourrelly P. (1985) Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. pp. 1-606.

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

Dodson SI, Arnott SE, Cottingham KL. (2000) The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology* 81, 2662-2679.

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

Gumy D. & Alencastro L.F. (2001) Origine de la pollution du léman par le Chlorure. Rap. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut. Campagne 2000, 2001, 261-278.

Horner-Devine MC, Leibold MA, Smith VH, Bohannon BJM. (2003). Bacterial diversity patterns along a gradient of primary productivity. *Ecol Letters* 6, 613-622.

Janjua M.Y. & Gerdeaux D. (2009) Preliminary trophic network analysis of subalpine Lake Annecy (France) using an Ecopath model. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* 392. DOI: 10.1051/kmae/2009008

Kerfoot W.C. & Kirk K.L. (1991) Degree of Taste Discrimination among Suspension-Feeding Cladocerans and Copepods - Implications for Detritivory and Herbivory. *Limnology and Oceanography*, 36, 1107-1123.

Kaiblinger, K. (2008) Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08;DEC0470, 1-45. INRA Thonon.

Laplace-Treyture C., Barbe J., Dutartre A. Druart J. C., Rimet F., Anneville O. (2009) Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en œuvre de la DCE, Version 3.3.1

Lazzaroto J, Rapin F (2009) Evolution physico-chimique des eaux du Léman, Rapport Comm. int. prot. eaux Léman contre Pollut. Campagne 2008, 33-58.

Pelletier J.P. and Orand A. (1978) Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.

Perga M.E., Bec A., & Anneville O. (2009) Origins of carbon sustaining the growth of whitefish *Coregonus lavaretus* early larval stages in Lake Annecy: insights from fatty-acid biomarkers. *Journal of Fish Biology*, 74, 2-17.

Perga, M.-E. Desmet, M. Enters D., & Reyss J.-L. (2010) A century of bottom-up and top-down driven changes on a lake planktonic food web : A paleo-ecological and paleo-isotopic study of Lake Annecy, France. *Limnology and Oceanography*, 55, 803-816.

Redfield A.C., (1958) The biological control of chemical factors in the environment, *American Scientist*, 46, 205-211

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

Rimet F., Druart J.C., and 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.

SILA (2010) Domaizon I., Gerdeaux D., Druart J.C., Lainé L., Lazzaroto J., Perga M.E., et Rimet F. Suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy. Rapport 2009. SILA (Ed.) et INRA-Thonon. 64 pages et annexes. Fascicule zooplancton p 49-52.

Wolfram G. and Dokulil M. (2007) Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. p 1-50. Lebensministerium, Austria.

Wolfram, G., Dokulil, M., Pall, K., Reichmann, M., Schulz, L., Argillier, C., de Bortoli, J., Martinez, J. P., Rioury, C., Hoehn, E., Riedmuller, U., Schaumburg, J., Stelzer, D., Buzzi, F., Dalmiglio, A., Morabito, G., Marchetto, A., Remec-Rekar, S., and Urbanic, G. (2007) Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.

ANNEXES

Annexe 1 : Définition des groupes fonctionnels selon Reynolds *et al.* (2002).

Table I: 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 spp</i> <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	<i>Tabellaria</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>Staurastrum 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>Limnithrix redekei</i> <i>Pseudanabaena</i>	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	<i>Spirulina</i> <i>Arthrospira</i> <i>Raphidiopsis</i>	light deficient conditions	flushing
SN	warm mixed layers	<i>Cylindrospemopsis</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>Koliella</i> <i>Chrysococcus</i> eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	<i>Plagioselmis</i> <i>Chrysochromulina</i>	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	<i>Chlorella</i> , <i>Ankyra</i> <i>Monoraphidium</i>	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	<i>Cryptomonas</i>	low light	phagotrophs!
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 ₂ deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. <i>Botryococcus</i> <i>Pseudosphaerocystis</i> <i>Coenochloris</i> <i>Oocystis lacustris</i>	low nutrients high turbidity	?CO ₂ deficiency

Table I: 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>Golenkinia</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>Aphanothece</i> <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocaleans	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocaleans of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena lemmermanni</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low nitrogen	mixing, poor light,
U	summer epilimnia	<i>Uroglena</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L₀	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Peridinium</i> <i>Woronichinia</i> <i>Merismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L_M	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C,	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerocavum</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 2 : Détail du calcul de l'indice Brettum

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 :

	Classes de trophie					
	1	2	3	4	5	6
Taxon	<=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</i> f <i>dinobryonis</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanothece clathrata</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Aphanothece clathrata</i> var. <i>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 , ($T_1 = 6$, $T_2=5$, $T_3=4$, $T_4=3$, $T_5=2$, $T_6=1$)

DOSSIER I

METEOROLOGIE
ET
CLIMATOLOGIE 2010

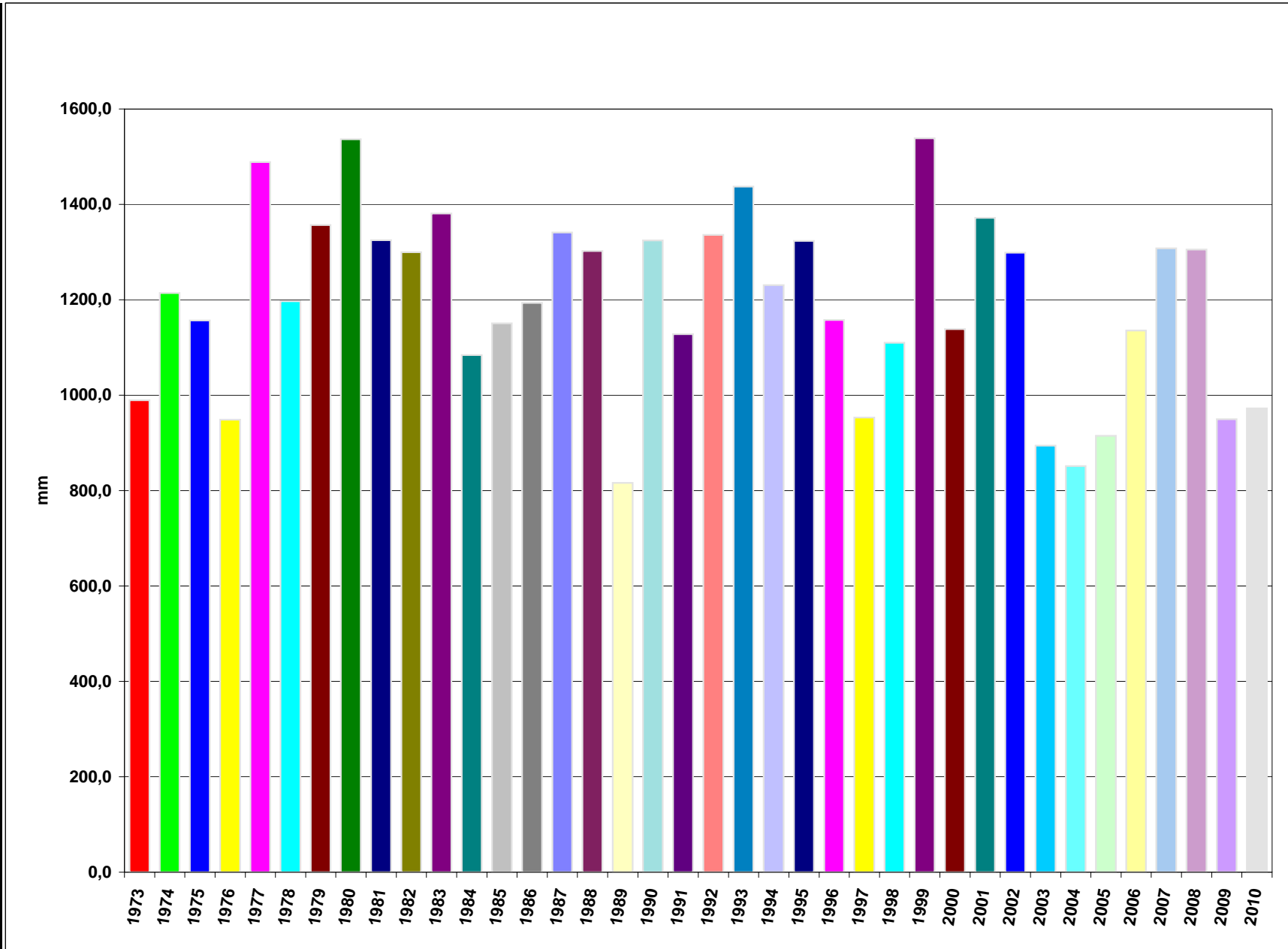
**SYNDICAT MIXTE DU LAC D'ANNECY
DIRECTION GENERALE DES SERVICES TECHNIQUES**

**METEO
HAUTEURS DE PLUIE (mm)**

ANNEE	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	TOTAL
1973	45,6	64,0	7,8	59,8	76,6	92,7	218,8	86,1	106,6	104,0	63,6	63,6	989,2
1974	70,6	75,1	59,8	42,4	104,2	199,4	55,1	40,1	196,1	163,7	146,3	61,2	1214,0
1975	110,1	11,1	104,4	68,4	110,3	138,0	50,6	80,3	190,9	64,1	170,1	58,2	1156,5
1976	19,9	71,9	32,8	64,5	38,4	10,7	99,2	88,1	188,7	94,0	103,0	137,5	948,7
1977	91,9	197,0	104,2	195,6	128,1	128,9	178,9	137,4	14,6	99,0	113,4	99,5	1488,5
1978	137,7	137,4	168,1	72,5	136,2	70,1	76,6	143,3	45,9	25,4	12,4	171,6	1197,2
1979	195,1	113,5	181,4	99,5	99,5	90,1	51,0	109,6	56,9	103,1	105,1	152,1	1356,9
1980	135,6	80,0	145,6	18,9	127,5	248,8	178,5	86,6	103,9	231,1	88,7	91,2	1536,4
1981	152,7	45,2	161,0	18,8	163,2	50,1	168,6	19,3	133,4	147,2	35,1	230,5	1325,1
1982	96,6	22,6	130,3	11,1	68,2	172,4	87,1	113,7	96,6	195,8	95,4	209,9	1299,7
1983	77,3	82,0	80,5	190,5	282,0	54,7	34,3	78,3	188,2	99,7	113,2	100,3	1381,0
1984	156,5	113,4	75,7	43,8	119,7	73,1	18,7	41,9	161,9	134,6	74,9	69,7	1083,9
1985	121,1	79,4	106,3	125,0	181,1	211,2	47,8	105,4	16,6	6,3	78,6	71,6	1150,4
1986	159,8	69,1	84,2	132,7	113,7	59,8	86,4	152,5	62,5	94,2	81,9	96,6	1193,4
1987	75,3	76,7	91,4	87,3	114,7	258,7	160,4	101,5	84,0	134,5	90,7	65,9	1341,1
1988	131,5	128,7	161,4	66,8	126,0	53,3	119,0	63,5	134,9	209,6	57,9	49,8	1302,4
1989	19,8	60,9	97,5	178,3	73,3	34,5	59,3	39,0	50,7	60,4	60,5	81,8	816,0
1990	49,8	211,0	21,4	80,7	83,5	251,0	90,7	35,6	107,2	157,5	148,0	88,0	1324,4
1991	50,3	63,0	99,2	50,1	50,3	169,8	68,0	8,6	172,7	130,9	143,6	121,6	1128,1
1992	22,3	54,0	99,2	103,7	96,6	154,7	119,8	71,5	77,2	236,5	184,8	115,5	1335,8
1993	29,7	9,5	20,4	100,2	112,6	197,7	174,1	54,7	281,5	160,3	47,7	248,8	1437,2
1994	112,0	38,1	42,3	149,3	143,2	57,3	68,9	57,2	228,7	125,2	101,3	107,3	1230,8
1995	190,1	205,5	100,0	53,9	185,3	42,9	112,1	29,0	180,8	48,4	70,6	104,7	1323,3
1996	52,2	76,1	33,1	38,2	107,6	98,6	141,5	168,8	46,0	83,3	199,5	112,6	1157,5
1997	70,2	21,5	21,5	68,5	88,4	165,0	116,9	53,7	59,5	65,0	110,6	112,1	952,9
1998	112,1	18,3	45,6	106,0	27,9	105,2	90,9	106,0	236,8	106,2	111,4	43,6	1110,0
1999	86,8	122,2	101,2	157,6	75,5	151,5	70,7	156,7	236,9	112,6	100,6	166,4	1538,7
2000	15,0	123,0	76,6	109,4	82,2	29,6	133,4	50,0	85,8	170,8	195,4	67,2	1138,4
2001	151,2	40,2	295,8	155,6	76,6	136,6	109,0	128,2	99,6	93,8	46,8	38,4	1371,8
2002	46,0	90,8	52,8	34,6	125,1	91,3	102,3	156,4	60,0	153,6	255,6	130,4	1298,9
2003	101,0	39,6	31,0	94,4	43,0	29,8	64,2	90,5	68,5	211,4	80,8	40,2	894,4
2004	112,6	25,2	73,4	53,2	50,2	37,6	72,8	148,6	38,2	159,8	21,5	58,4	851,5
2005	49,4	48,8	67,1	152,6	65,8	49,2	59,6	96,6	69,6	91,2	54,0	110,8	914,7
2006	29,6	84,0	206,2	95,2	119,4	46,4	41,4	186,8	97,4	86,6	65,8	76,6	1135,4
2007	88,8	120,8	115,8	5,4	170,6	174,6	170,4	164,0	83,4	30,2	65,2	118,8	1308,0
2008	101,8	44,4	108,8	141,0	85,4	117,4	148,0	116,8	187,2	103,0	59,0	92,6	1305,4
2009	66,3	52,4	76,4	44,2	44,8	101,2	73,0	106,2	19,6	33,6	187,0	145,0	949,7
2010	54,4	121,8	98,0	34,0	150,6	58,0	43,0	120,2	59,0	52,6	136,5	44,2	972,3
VAL MAX	195,1	211,0	295,8	195,6	282,0	258,7	218,8	186,8	281,5	236,5	255,6	248,8	1538,7
VAL MINI	15,0	9,5	7,8	5,4	27,9	10,7	18,7	8,6	14,6	6,3	12,4	38,4	816,0
MOYENNE	89,2	80,0	94,2	86,9	106,5	110,8	99,0	94,5	113,9	115,2	102,0	104,1	1196,3

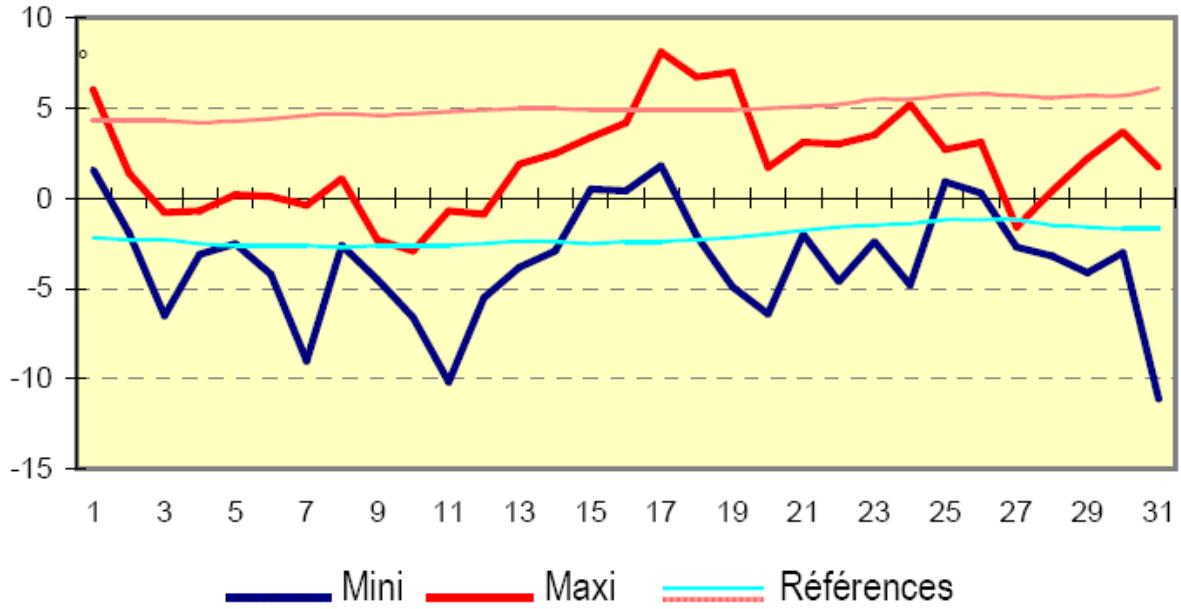
Syndicat mixte du lac d'Annecy
 Service Général de Gestion des Eaux
 METEO
 HAUTEUR DE PLUIE

ANNEES	mm
1973	989,2
1974	1214,0
1975	1156,5
1976	948,7
1977	1488,5
1978	1197,2
1979	1356,9
1980	1536,4
1981	1325,1
1982	1299,7
1983	1381,0
1984	1083,9
1985	1150,4
1986	1193,4
1987	1341,1
1988	1302,4
1989	816,0
1990	1324,4
1991	1128,1
1992	1335,8
1993	1437,2
1994	1230,8
1995	1323,3
1996	1157,5
1997	952,9
1998	1110,0
1999	1538,7
2000	1138,4
2001	1371,8
2002	1298,9
2003	894,4
2004	851,5
2005	914,7
2006	1135,4
2007	1308,0
2008	1305,4
2009	949,7
2010	972,3
<i>Moyenne</i>	<i>1196,3</i>

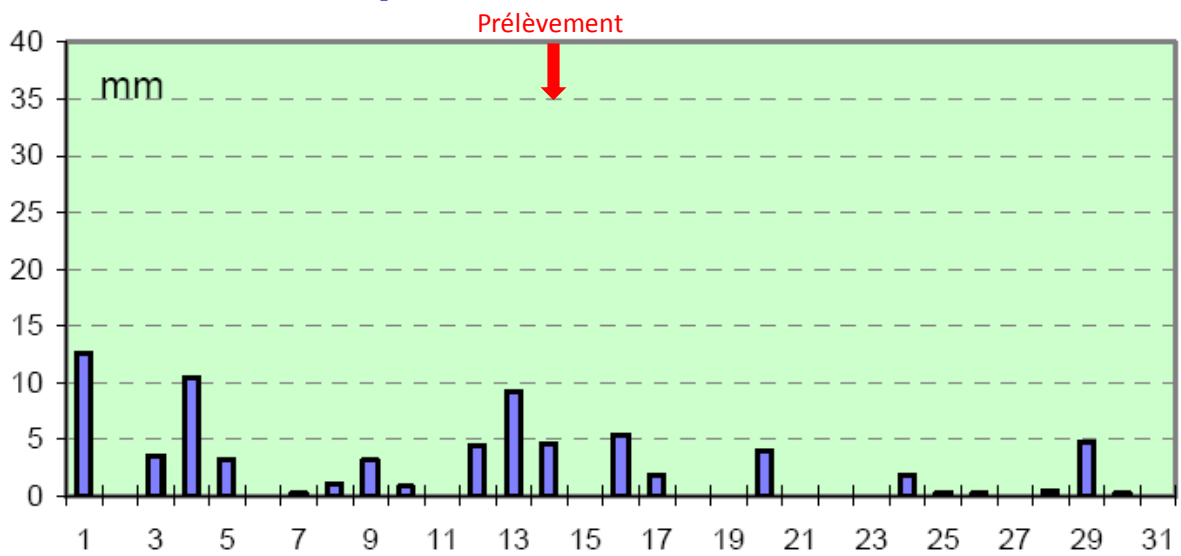


Janvier 2010

Températures extrêmes



Précipitations Quotidiennes

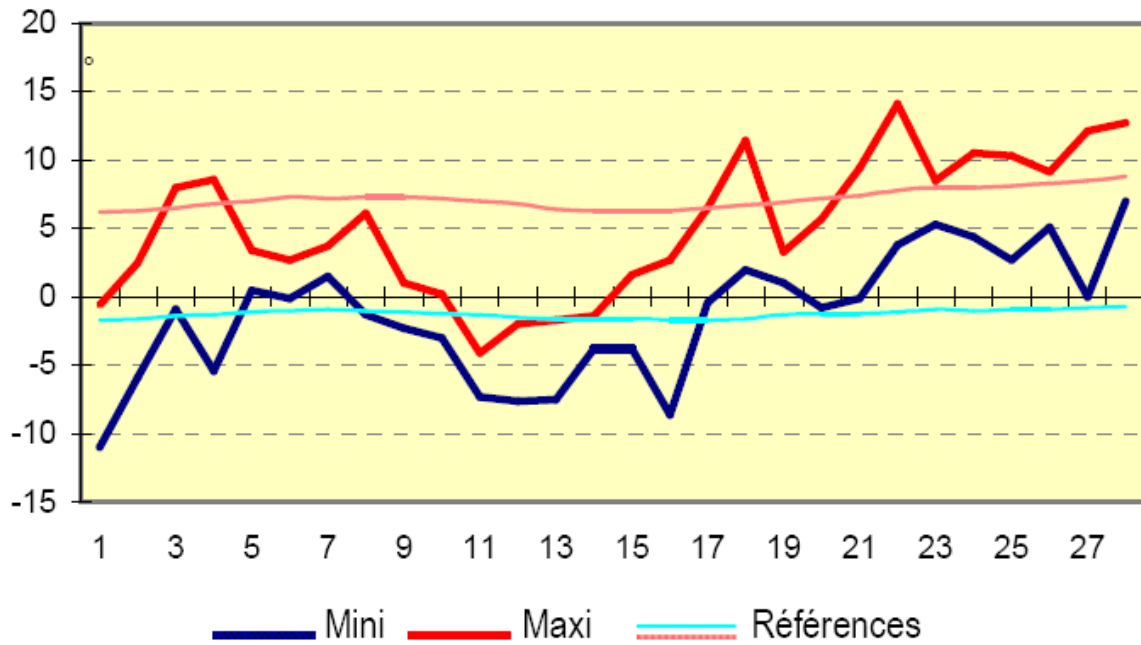


Données Météo France

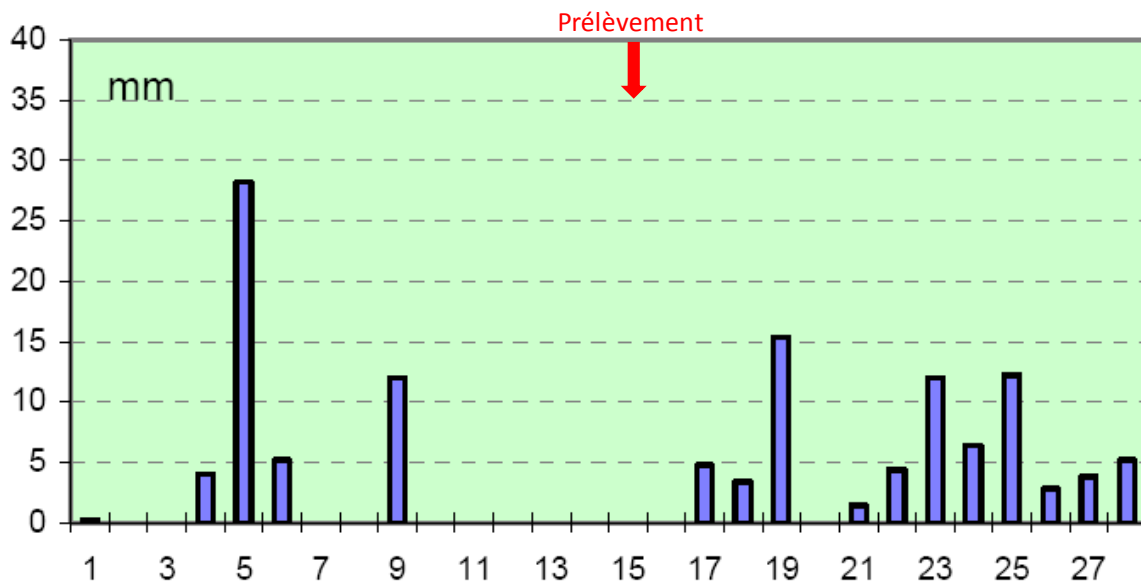
Fevrier 2010



Températures extrêmes



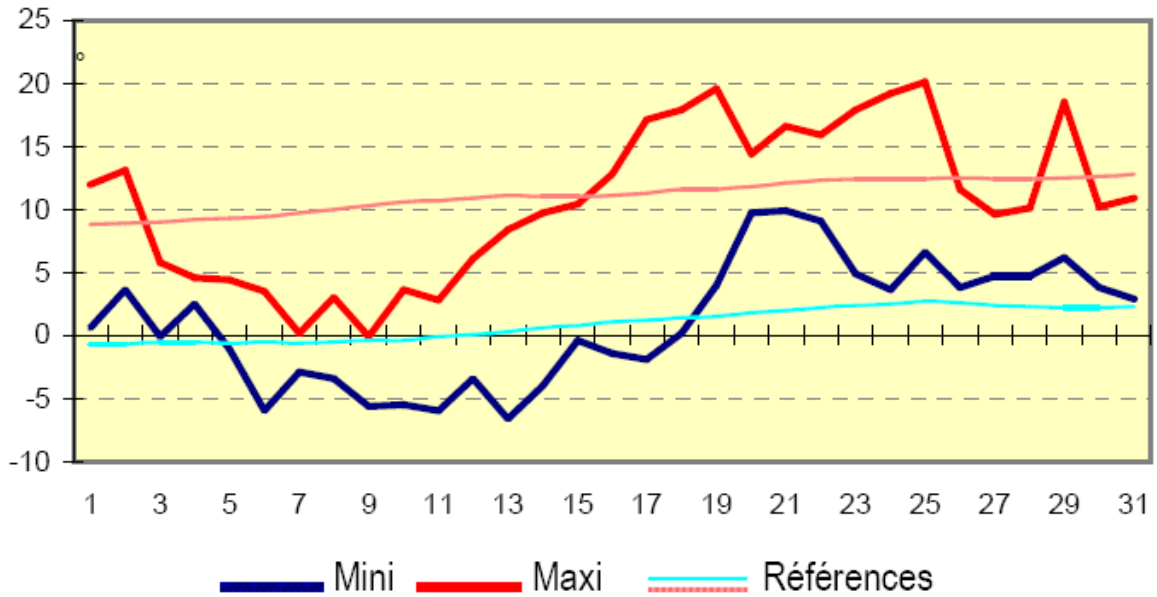
Précipitations Quotidiennes



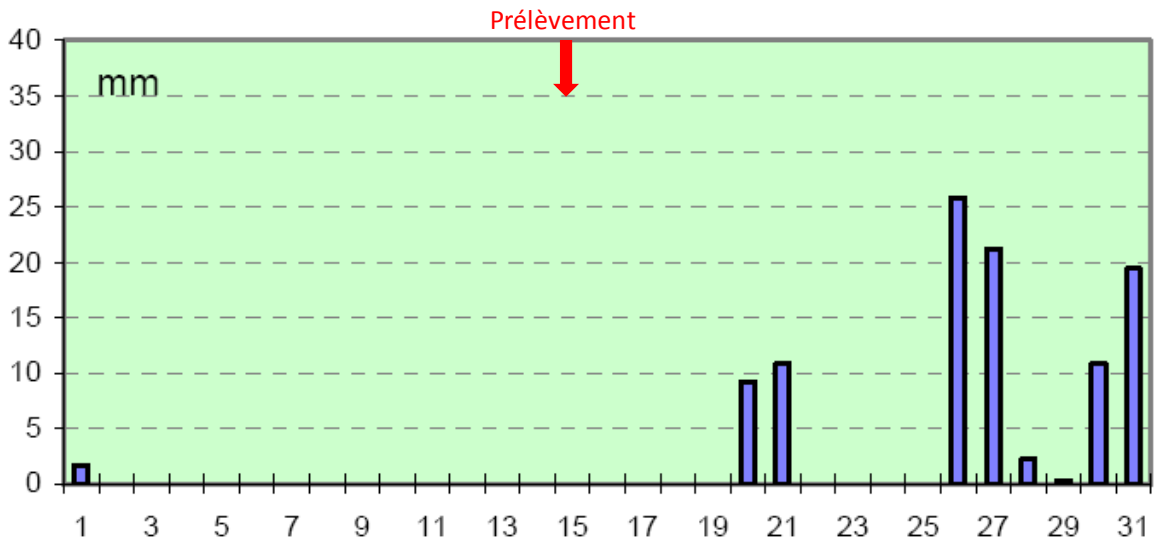
Données Météo France

Mars 2010

Températures extrêmes



Précipitations Quotidiennes

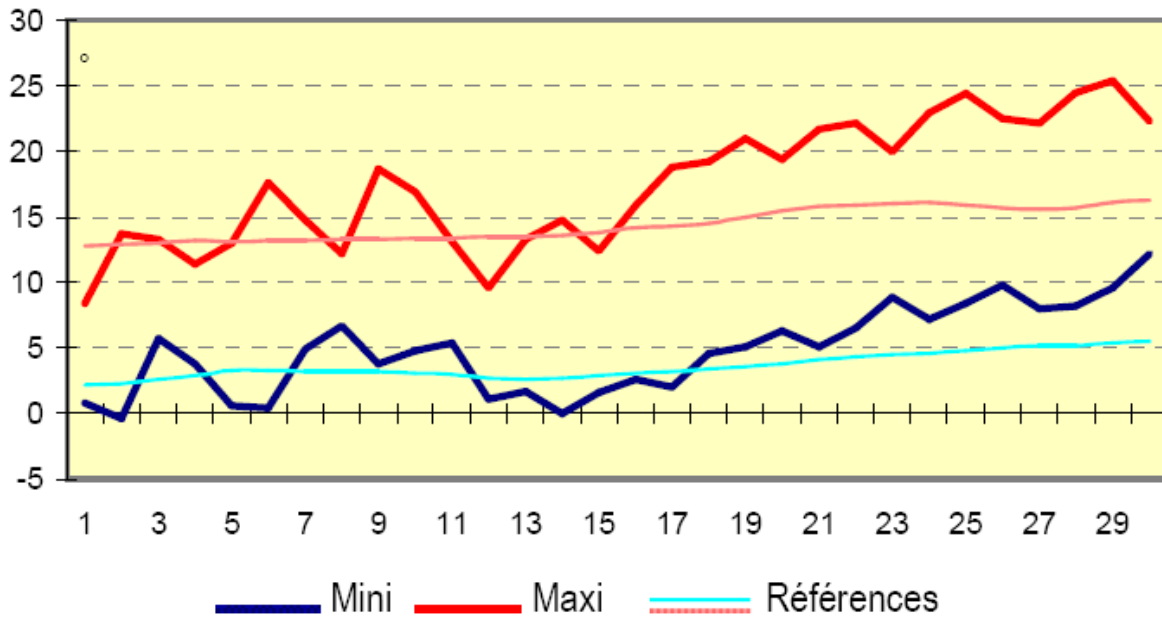


Données Météo France

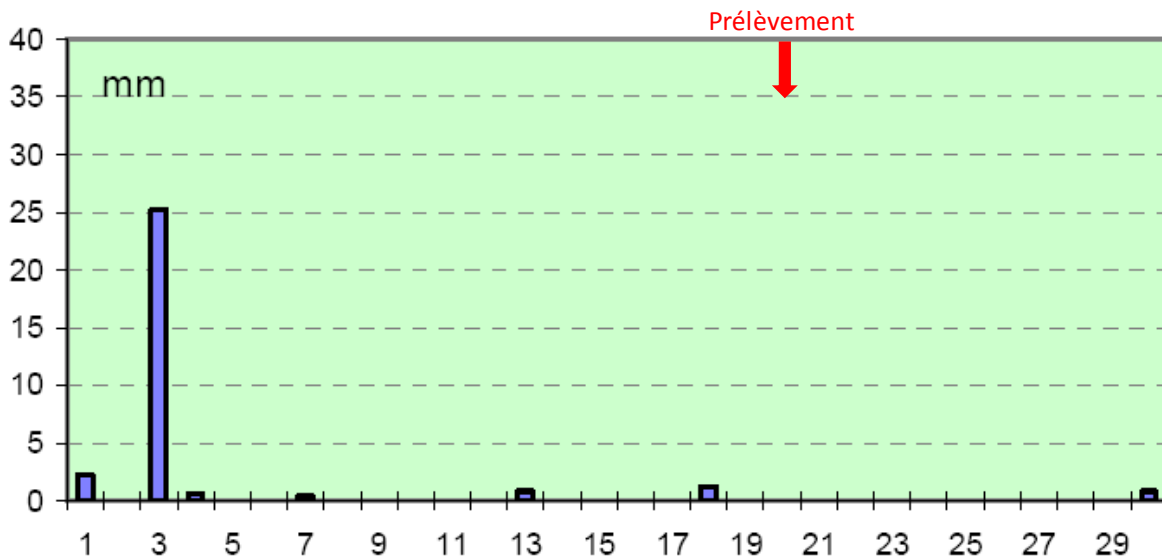
Avril 2010



Températures extrêmes



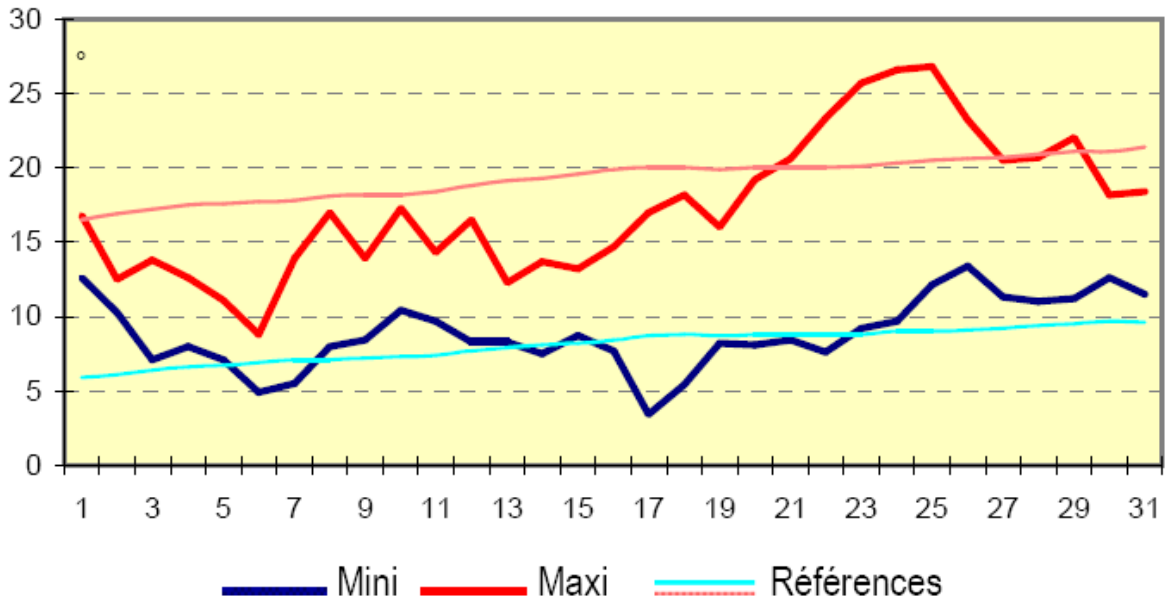
Précipitations Quotidiennes



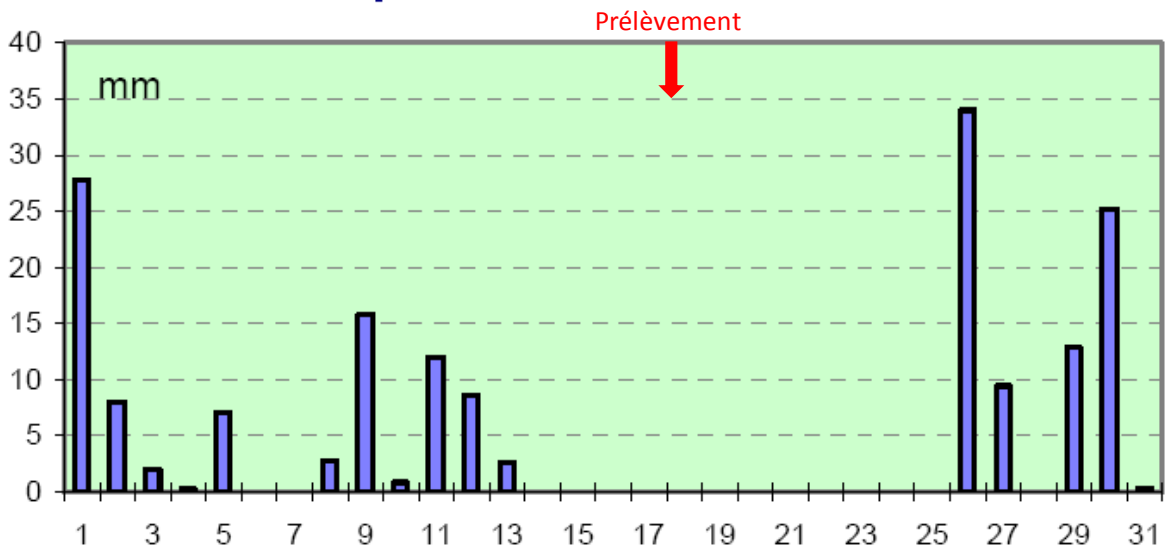
Données Météo France

Mai 2010

Températures extrêmes



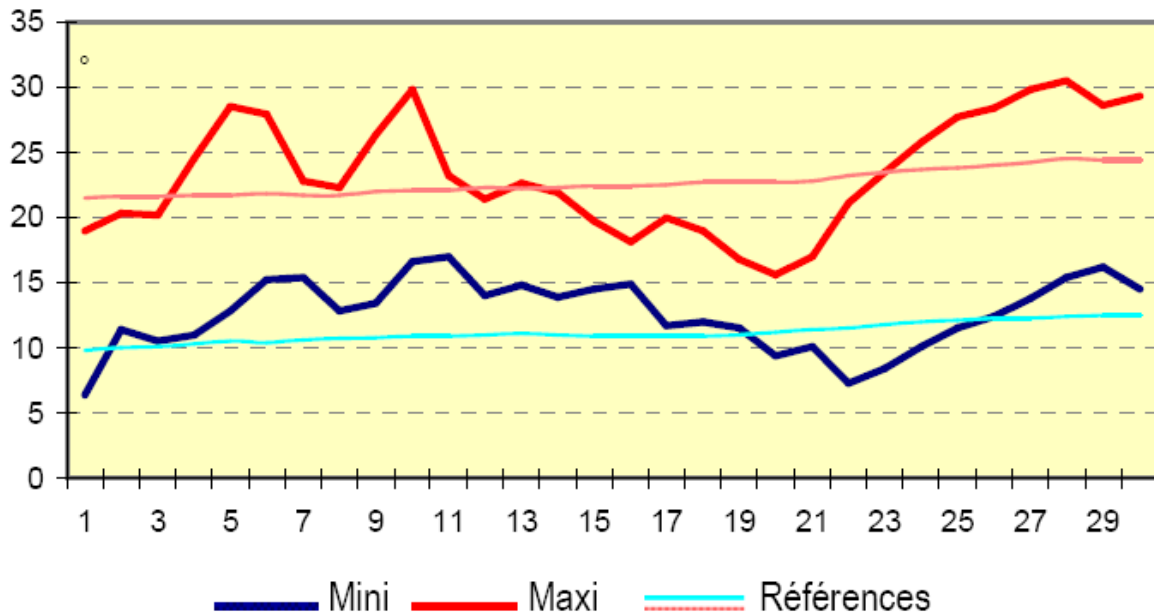
Précipitations Quotidiennes



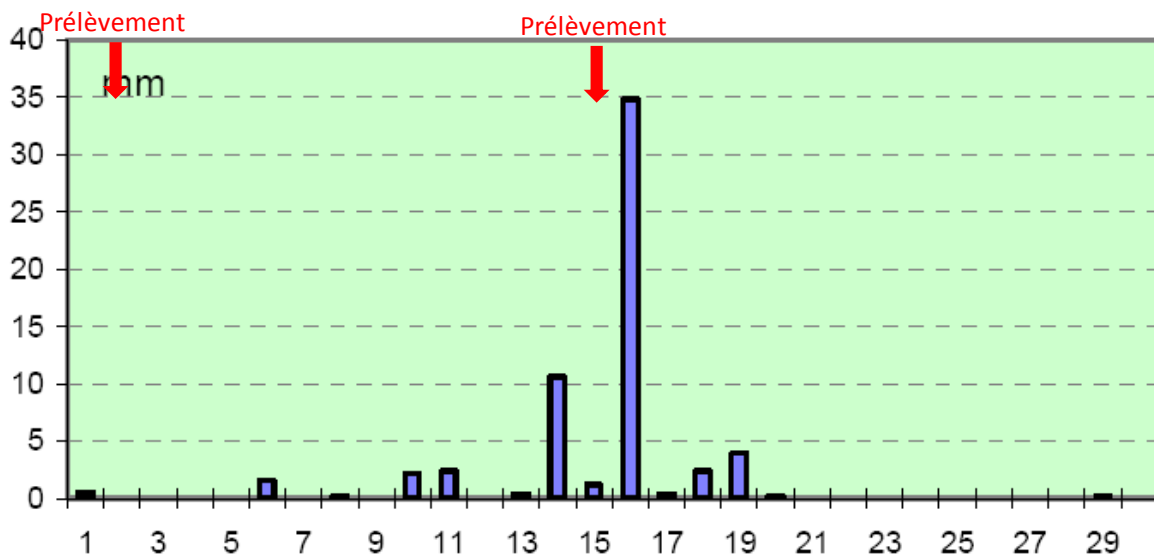
Données Météo France

Juin 2010

Températures extrêmes



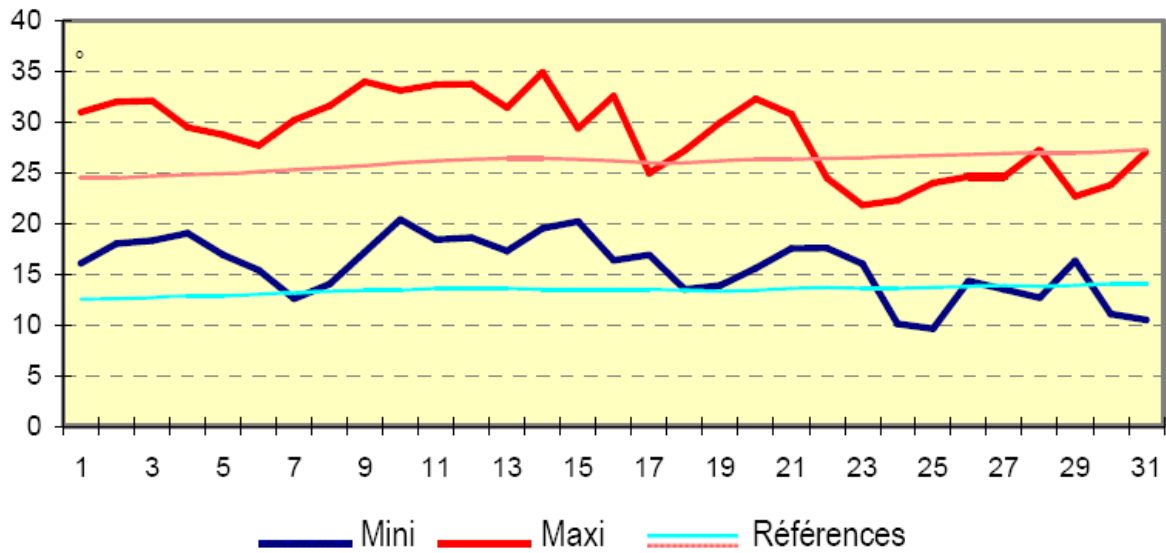
Précipitations Quotidiennes



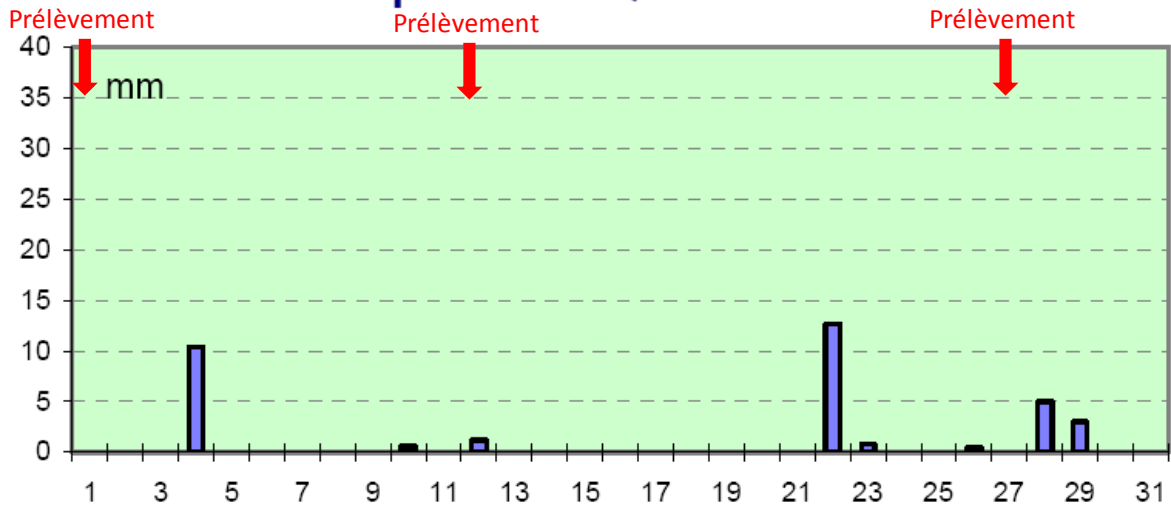
Données Météo France

Juillet 2010

Températures extrêmes



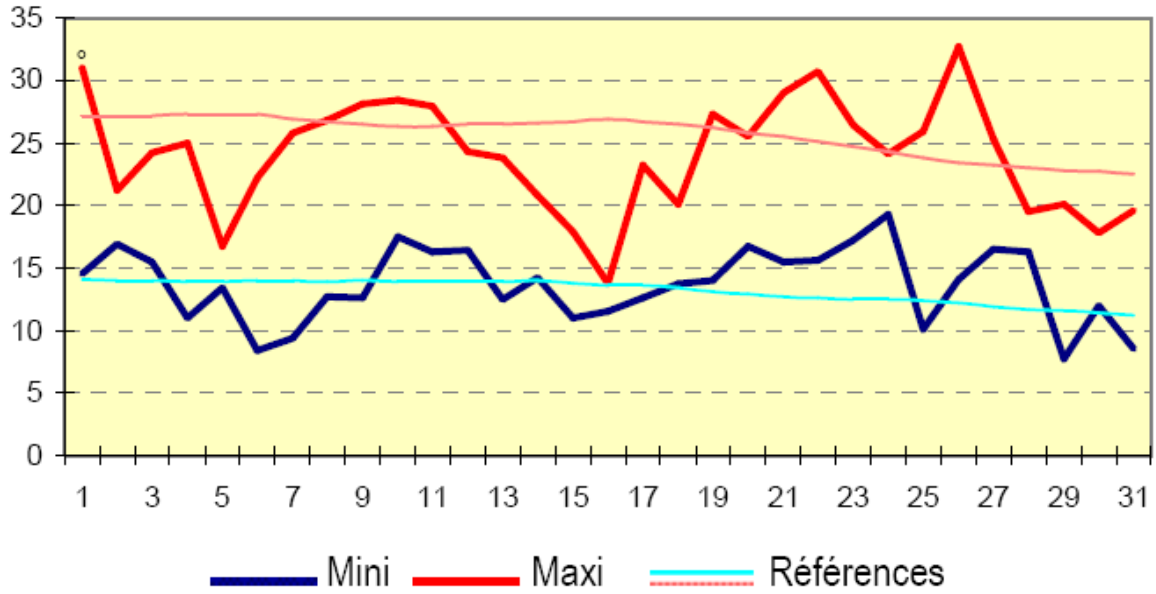
Précipitations Quotidiennes



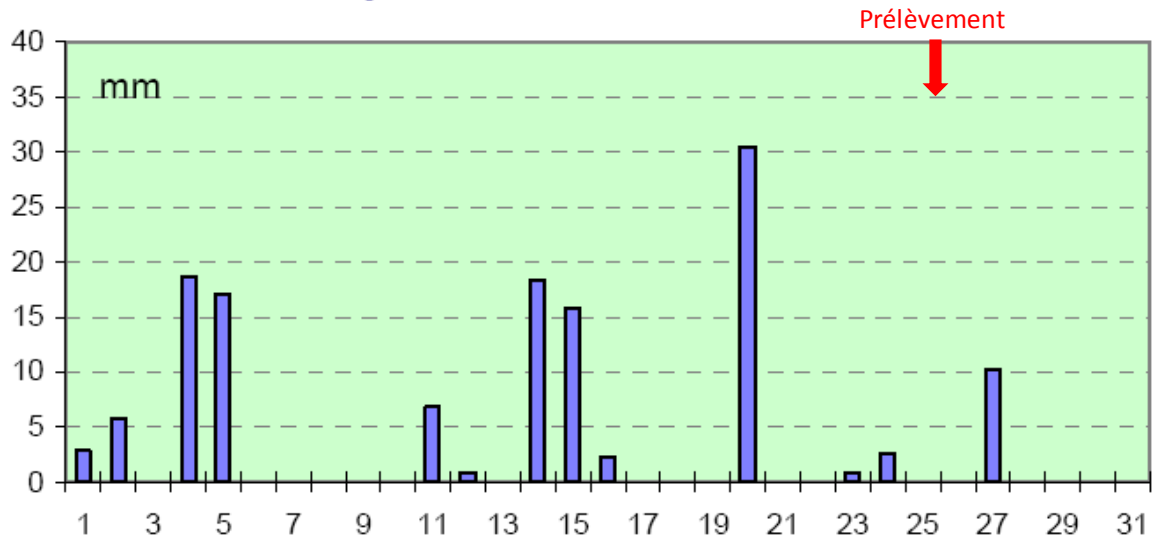
Données Météo France

Aout 2010

Températures extrêmes



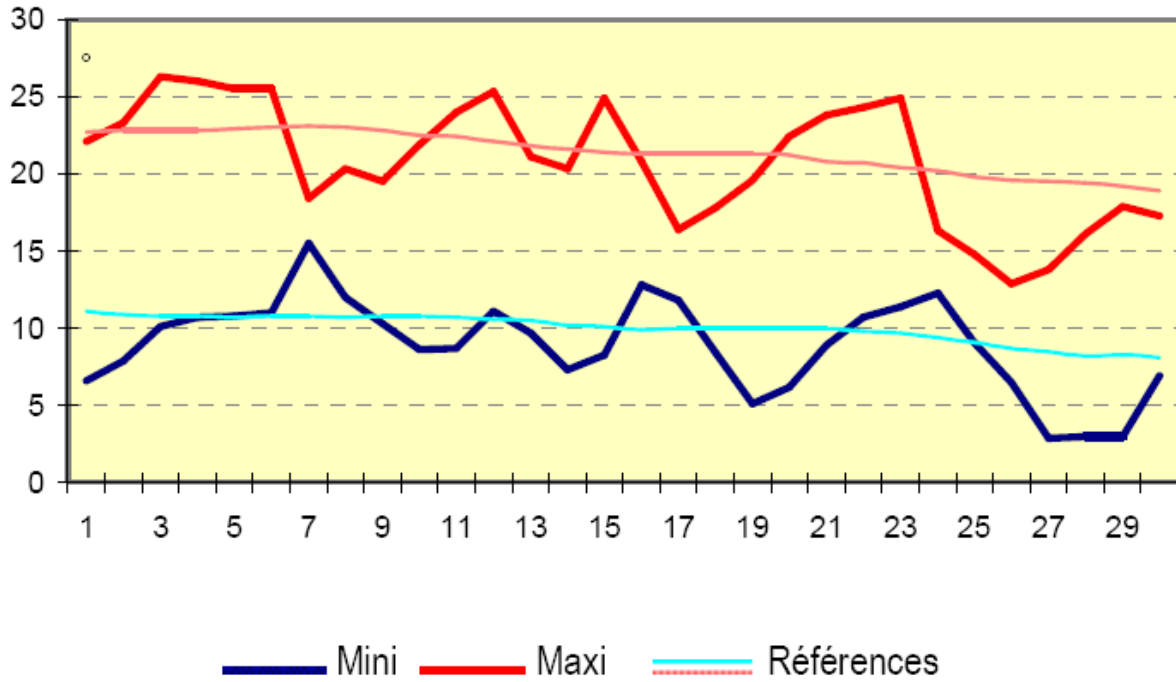
Précipitations Quotidiennes



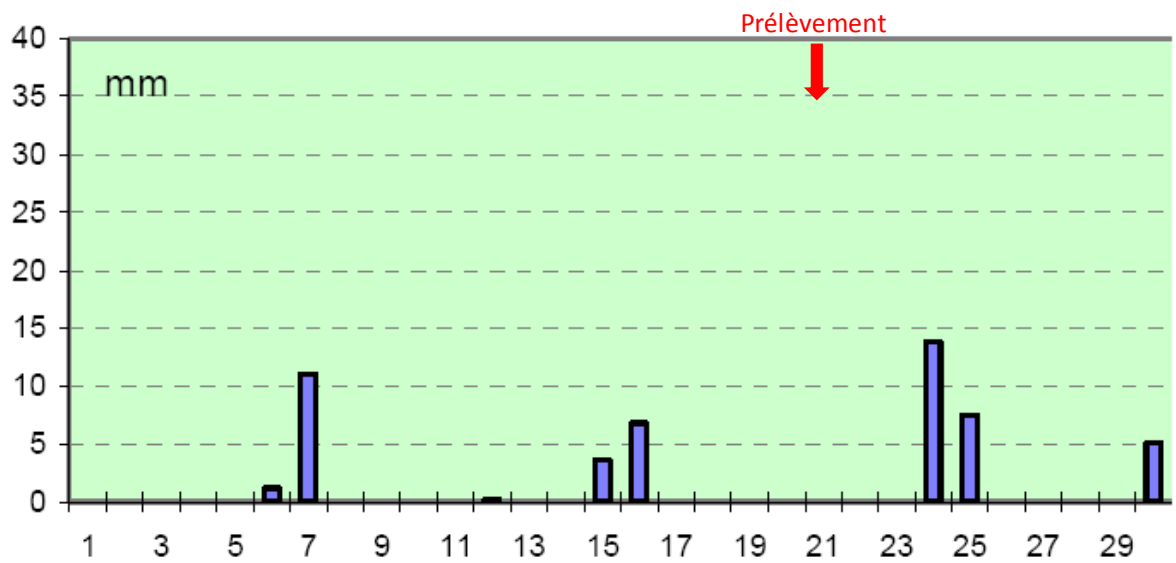
Données Météo France

Septembre 2010

Températures extrêmes



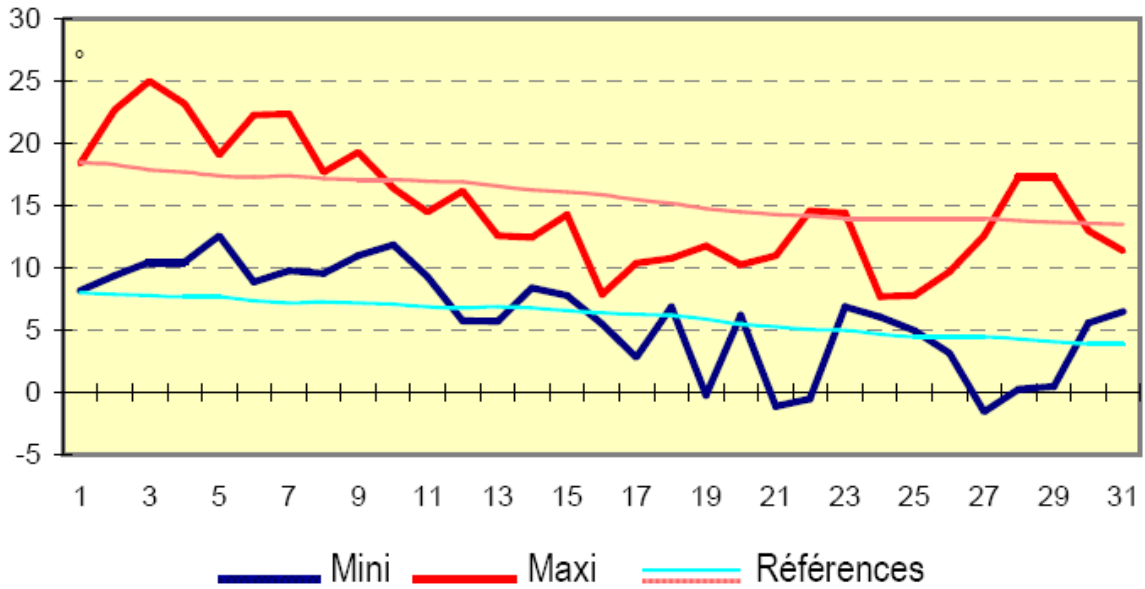
Précipitations Quotidiennes



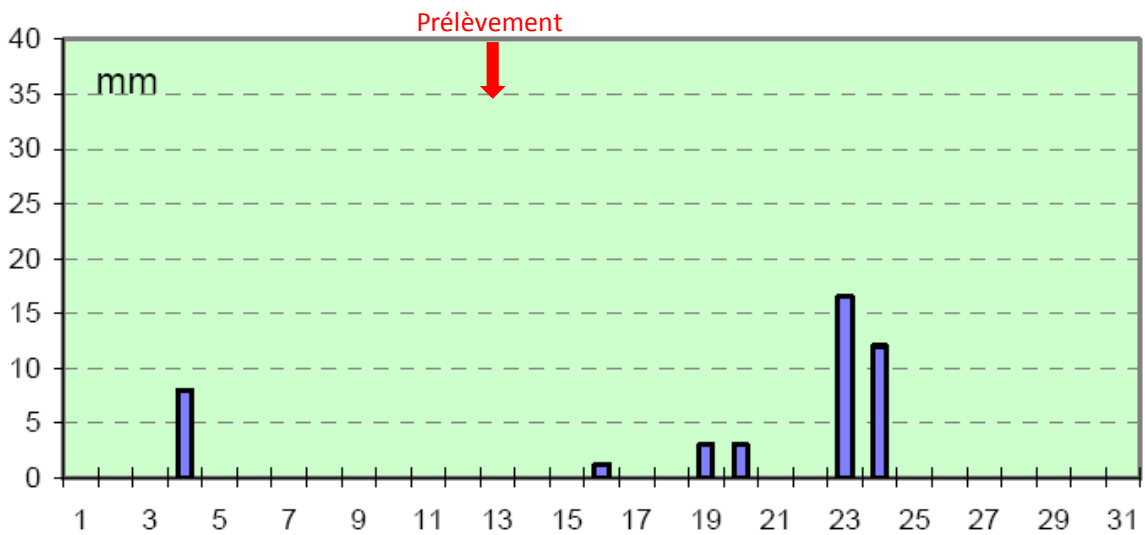
Données Météo France

Octobre 2010

Températures extrêmes



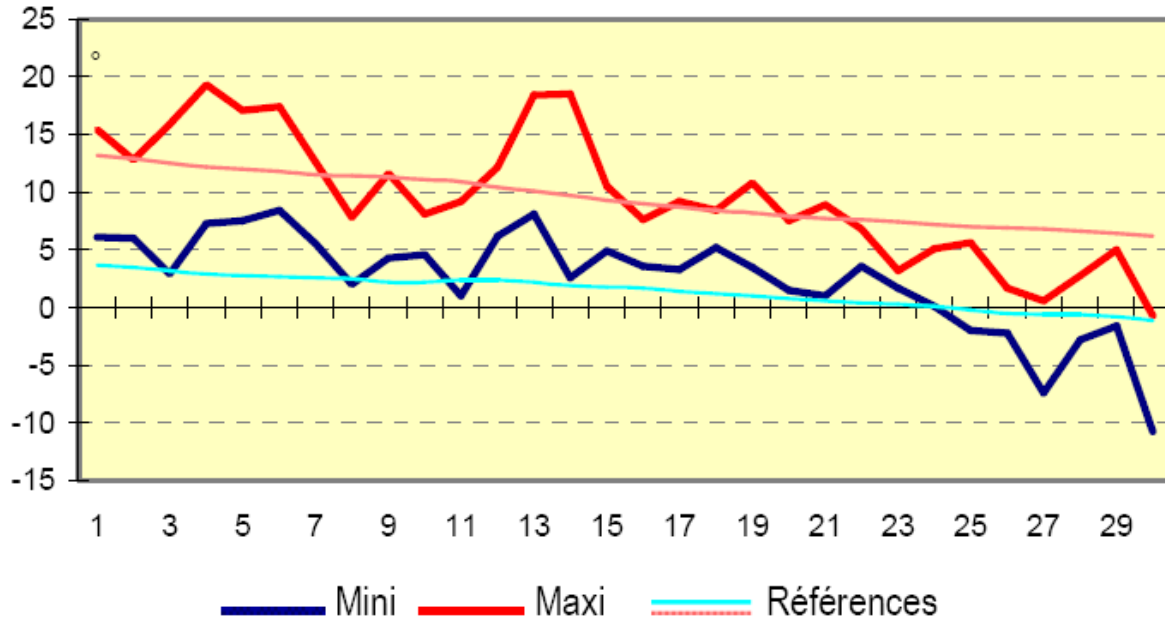
Précipitations Quotidiennes



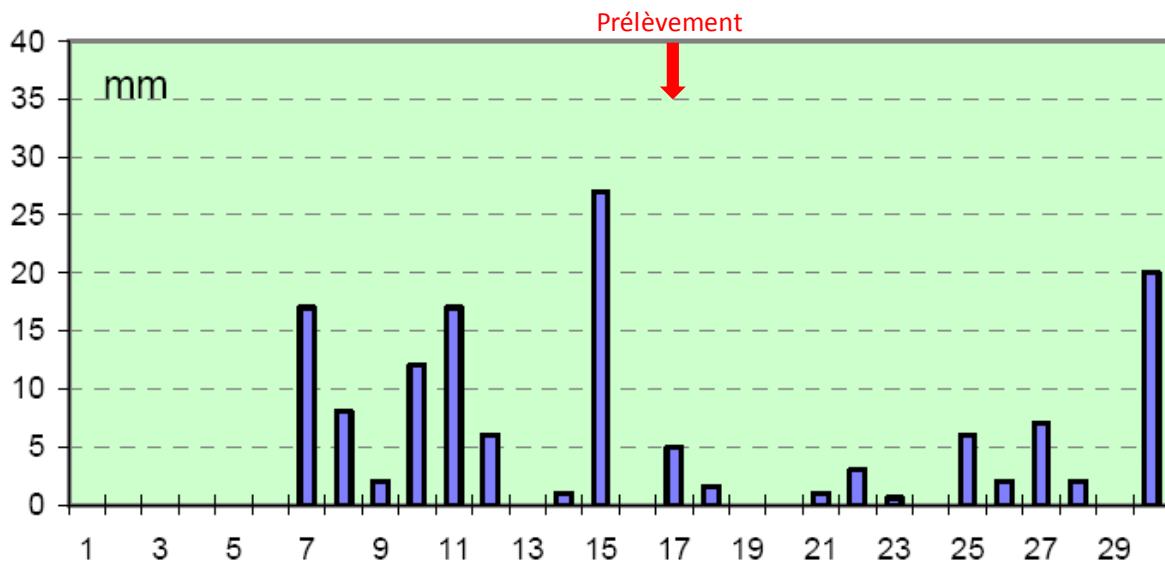
Données Météo France

Novembre 2010

Températures extrêmes



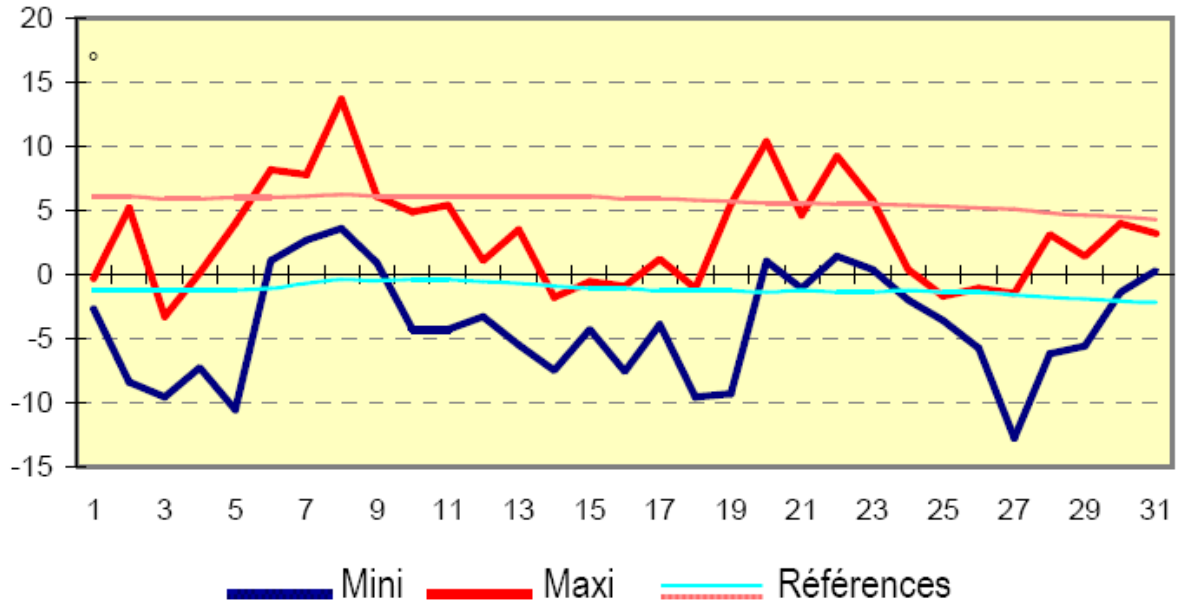
Précipitations Quotidiennes



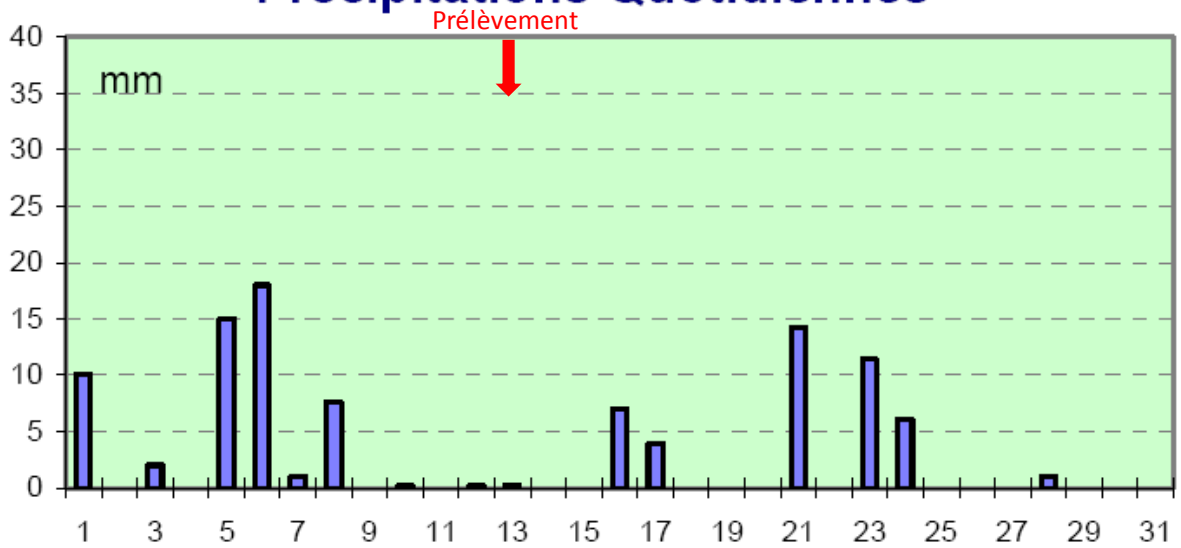
Données Météo France

Décembre 2010

Températures extrêmes



Précipitations Quotidiennes



Données Météo France

DOSSIER II

<p>DEBITS DES PRINCIPAUX AFFLUENTS EN 2010</p>

Source : Banque HYDRO/ DREAL Rhône-Alpes

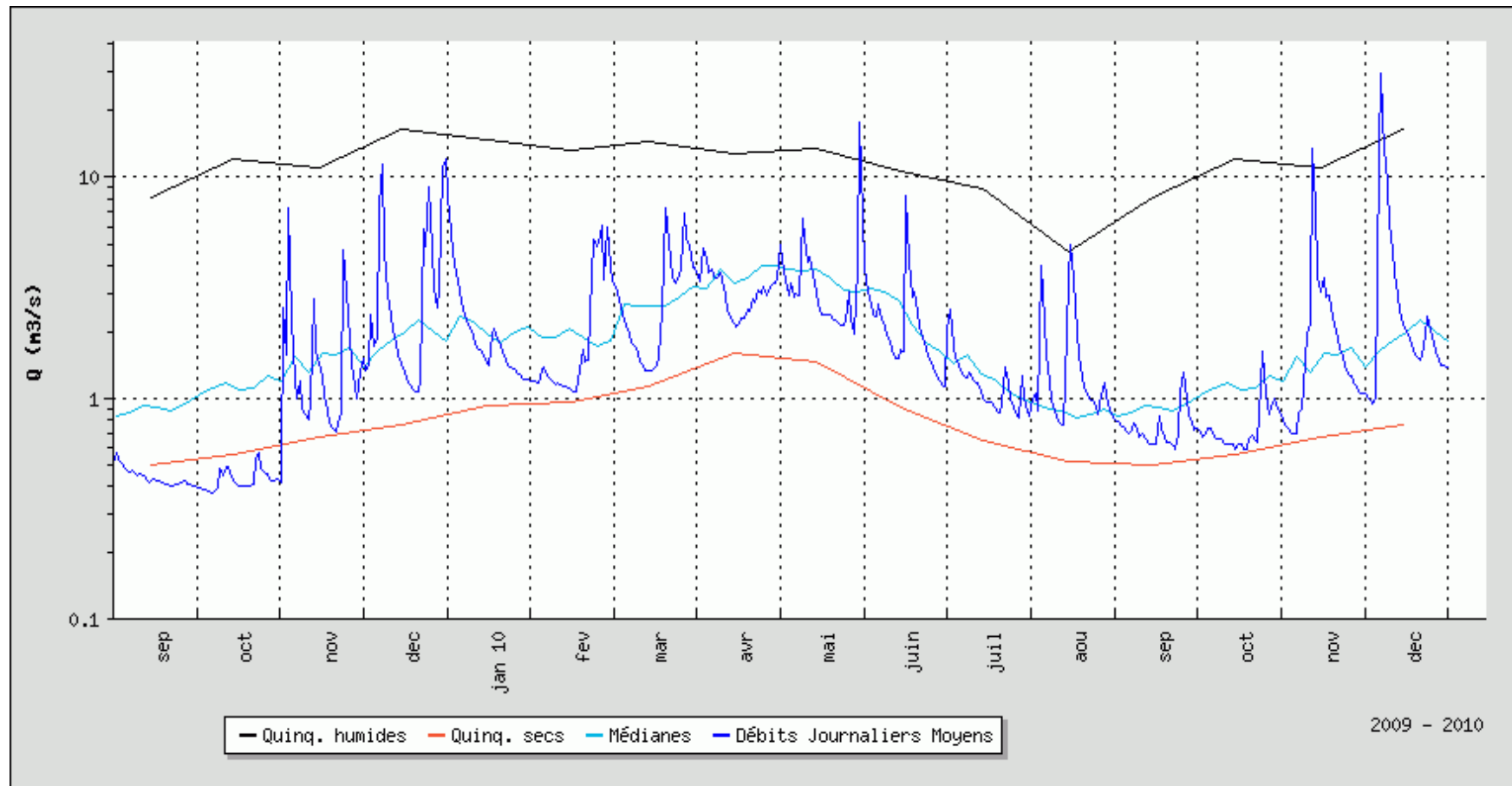


L'EAU MORTE à DOUSSARD

Code station : V1235610 Bassin versant : 92.5 km²

Producteur : DREAL Rhône-Alpes E-mail : hydrometrie.dreal-ra@developpement-durable.gouv.fr

ENTRE2 : PERIODE DU 01/09/2009 AU 31/12/2010 COMPAREE A L'ENSEMBLE DE LA PERIODE CONNUE



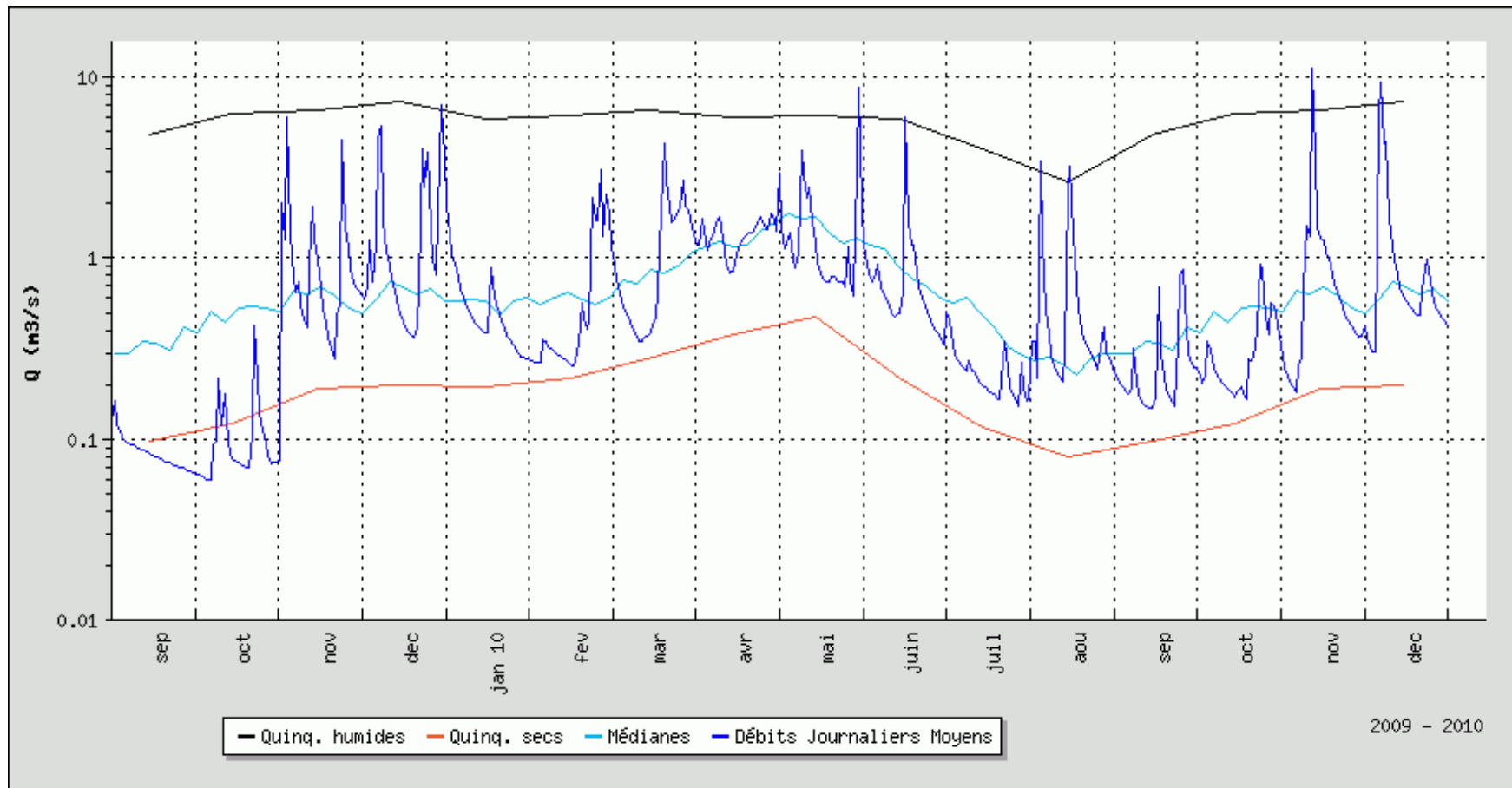


L'IRE à DOUSSARD

Code station : V1235210 Bassin versant : 27.1 km²

Producteur : DREAL Rhône-Alpes E-mail : hydrometrie.dreal-ra@developpement-durable.gouv.fr

ENTRE2 : PERIODE DU 01/09/2009 AU 31/12/2010 COMPAREE A L'ENSEMBLE DE LA PERIODE CONNUE



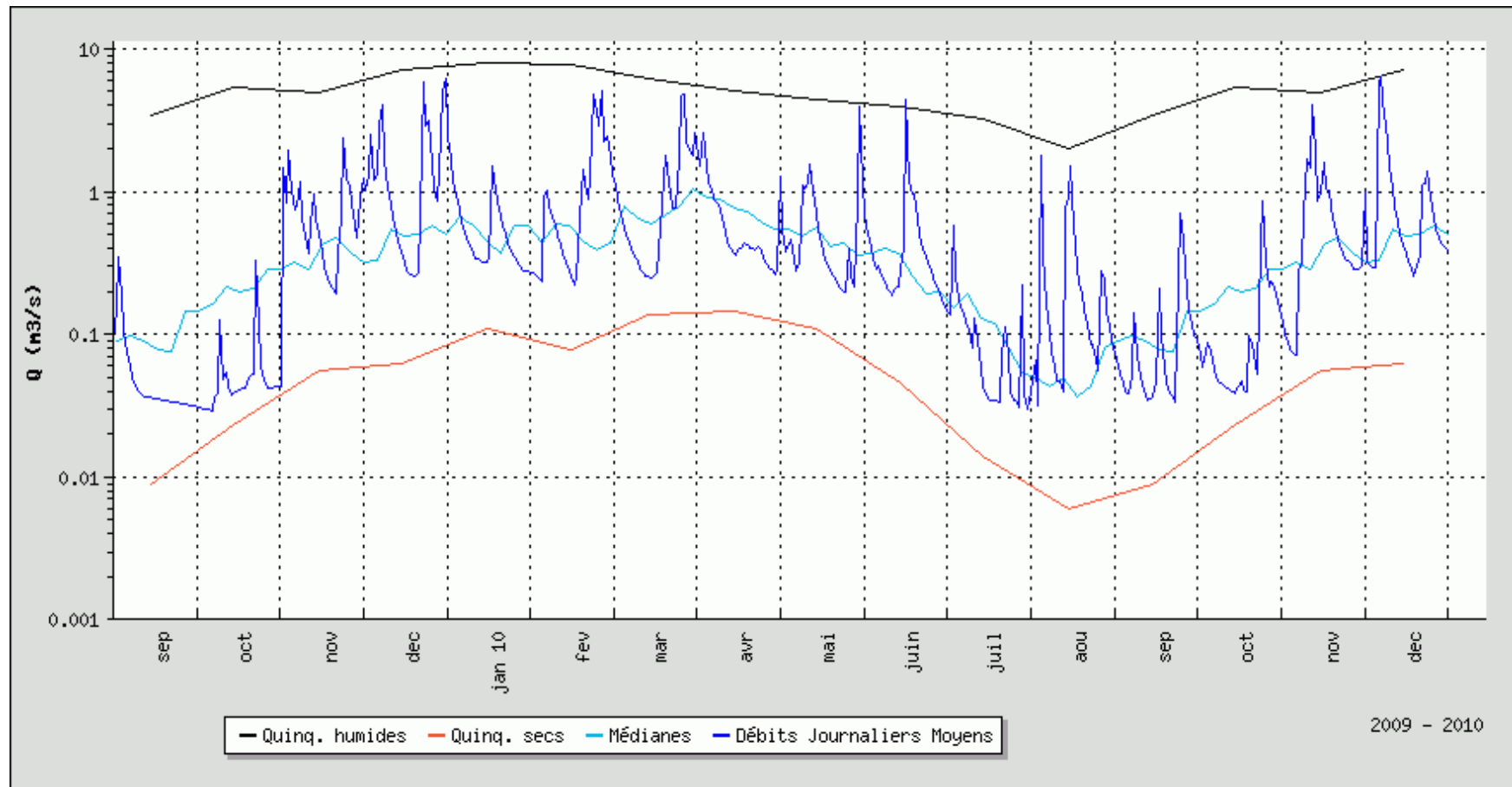


LE LAUDON à SAINT-JORIOZ

Code station : V1237410 Bassin versant : 29.2 km²

Producteur : DREAL Rhône-Alpes E-mail : hydrometrie.dreal-ra@developpement-durable.gouv.fr

ENTRE2 : PERIODE DU 01/09/2009 AU 31/12/2010 COMPAREE A L'ENSEMBLE DE LA PERIODE CONNUE



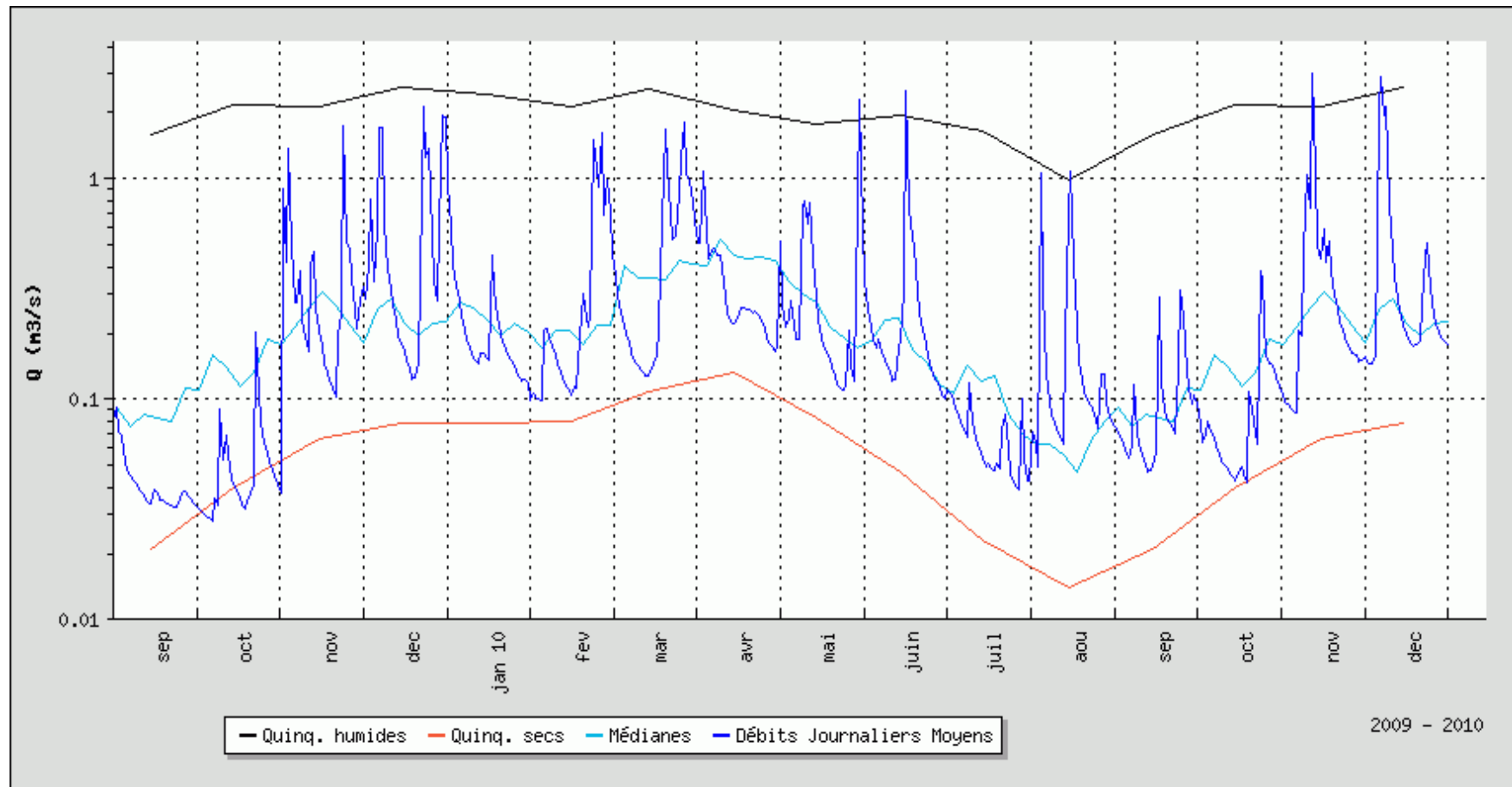


LA BORNETTE à LATHUILE

Code station : V1235420 Bassin versant : 11.6 km²

Producteur : DREAL Rhône-Alpes E-mail : hydrometrie.dreal-ra@developpement-durable.gouv.fr

ENTRE2 : PERIODE DU 01/09/2009 AU 31/12/2010 COMPAREE A L'ENSEMBLE DE LA PERIODE CONNUE



DOSSIER III

CARTE DU BASSIN VERSANT
DU LAC D'ANNECY

DOSSIER IV

ARTICLES DE PRESSE RELATIFS AU
LAC D'ANNECY EN 2010