

SYNDICAT MIXTE DU LAC D'ANNECY

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC D'ANNECY

Rapport 2009



**l'oxygène
à la source**

Syndicat Mixte du Lac d'Annecy

7 Rue des Terrasses B.P. 39
74962 CRAN-GEVRIER CEDEX
Tél : 04 50 66 77 77



Institut National de la Recherche Agronomique

Station d'Hydrobiologie Lacustre

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

Réalisé avec le soutien financier de :



SYNDICAT MIXTE DU LAC D'ANNECY

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC D'ANNECY

RAPPORT 2009

Rédigé par :

Isabelle DOMAIZON (coordination et édition)
Daniel GERDEAUX (coordination et édition)
Jean-Claude DRUART (phytoplancton)
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 03 septembre 2010 :

<i>Gérard BALVAY – Chargé de recherche INRA en retraite</i>	<i>Christian DESVILETTES – 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., DRUART J.C., LAINE L., LAZZAROTTO J., PERGA M.E. et RIMET F., 2010. Suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy. Rapport 2009. SILA (éd.) et INRA-Thonon. 64 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

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

**Agence de l'eau Rhône-
Méditerranée & Corse**
2-4, allée de Lodz
69363 LYON CEDEX 07
Tél : 04 72 71 26 00

☞ **Rapport téléchargeable en
format PDF sur le site Internet du
SILA : www.sila.fr**

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)

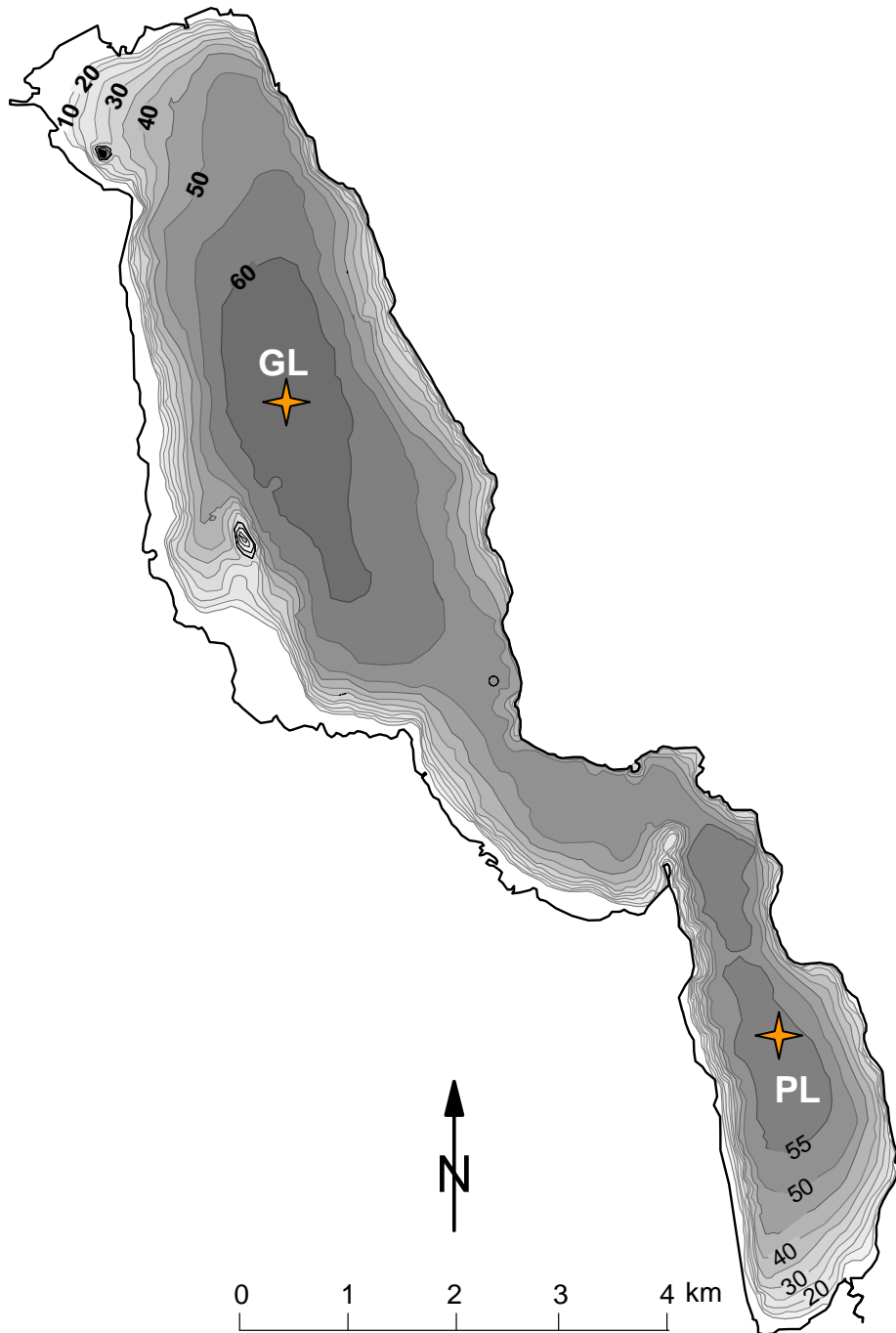
Volume d'eau douce :

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 1 : Etudes physico-chimiques	
I.1 Transparence.....	4
I.2 Température.....	7
I.3 Oxygène dissous.....	11
I.4 Conductivité.....	17
I.5 Turbidité.....	19
I.6 Azote.....	21
I.7 Phosphore.....	23
I.8 Rapport « N/P ».....	24
I.9 Evolution interannuelle de l'azote et du phosphore.....	25
I.10 Silice.....	29
I.11 Stocks du lac en cations et en anions.....	31
I.12 Conclusion.....	33
Chapitre 2 : Etudes biologiques	
II.1 Méthodes d'étude du plancton.....	34
II.1.1 Phytoplancton.....	34
II.1.2 Zooplancton.....	35
II.2 Le Phytoplancton.....	36
II.2.1 Evolution saisonnière de l'année 2009.....	36
II.2.2 Evolution interannuelle.....	43
II.2.3 Conclusions.....	48
II.3 Le Zooplancton.....	49
II.3.1 Composition et évolution à long terme de la communauté zooplanctonique.....	49
II.3.2 Dynamique saisonnière en 2009.....	52
Conclusion générale.....	62
Dossier I : Météorologie et climatologie	
Dossier II : Courbes des débits des principaux affluents	
Dossier III : Carte du bassin versant du lac d'Annecy	
Dossier IV : Articles de presse relatifs au lac d'Annecy en 2009	

INTRODUCTION

Le suivi du lac d'Annecy en 2009 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 quand 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. Ensuite le phytoplancton a été ajouté aux paramètres, puis le zooplancton. 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 le même depuis 1990.

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 2009 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 diverses campagnes. 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. Ce dernier oriente si besoin les études futures.

Quinze campagnes ont été réalisées dans la zone de profondeur maximale du Grand Lac et du 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 analyses chimiques ont été réalisées par l'équipe du laboratoire de chimie.

L'année 2009 est la dernière année d'un suivi de même fréquence pour le Petit et le Grand Lac. Pour alléger le coût du suivi, le Grand Lac sera suivi comme précédemment et le Petit Lac seulement à 4 périodes qui correspondent à celles recommandées par la Directive Cadre sur l'Eau. Une intervention ponctuelle reste toujours envisagée en cas d'événement exceptionnel.

Les données météorologiques locales sont reprises des bilans de Météo France que nous remercions et des données de pluviométrie du SILA (cf. dossier I) et débits des principaux affluents (cf. dossier II). Sur l'ensemble de l'année, les températures ont été d'environ 1°C plus chaudes que de coutume avec un ensoleillement d'une centaine d'heures de plus qu'à l'ordinaire. La pluviométrie a été nettement déficitaire.

CHAPITRE I

ETUDES PHYSICO-CHIMIQUES

L'année 2009 a fait l'objet d'un suivi physico-chimique au cours de 15 campagnes de prélèvements effectuées dans le Grand Lac et le Petit Lac.

Les prélèvements sont réalisés aux profondeurs de 3m, 10m, 15m, 30m, 45m et le fond (55 m pour le Petit Lac et 65 m pour le Grand Lac). Depuis 2008 des prélèvements complémentaires pour dosage 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 dosés sur les échantillons prélevés : phosphore total, orthophosphate, azote nitrique, azote ammoniacal, azote total, silice réactive et les carbonates (le titre alcalimétrique complet). Durant deux campagnes dans l'année, les éléments majeurs (chlorure, sulfate, calcium, magnésium, sodium et potassium) sont analysés. Les méthodes utilisées pour ces analyses chimiques sont présentées dans les annexes.

Lors de chaque campagne de prélèvement pour le Petit Lac et pour le Grand Lac, un profil de sonde physico-chimique est aussi 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.

Le présent chapitre présente les évolutions saisonnières des paramètres observés, 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 (disque lesté de couleur blanche de 30 cm de diamètre). La présence de particules (algues et MES provenant des cours d'eau) influe sur la valeur de cette mesure.

La transparence est mesurée à chaque campagne de prélèvement dans le Grand Lac et le Petit Lac et donne une information globale sur l'évolution de la densité phytoplanctonique dans le milieu (bien que la relation entre transparence et biomasse ne soit pas strictement linéaire). Les mesures de transparence des campagnes de 2009 sont représentées sur le Tableau 1 et sur la Figure 1.

Tableau I. 1 : Résultats des mesures de transparence en mètre en 2009

	Grand Lac	Petit Lac
mardi 13 janvier 2009	9.9	9.0
mardi 24 février 2009	10	10.8
lundi 23 mars 2009	13	8.9
lundi 20 avril 2009	7.0	6.0
mardi 5 mai 2009	7.8	5.0
lundi 18 mai 2009	5.0	6.6
mardi 2 juin 2009	4.2	2.6
mardi 30 juin 2009	4.0	4.0
mardi 21 juillet 2009	7.7	5.7
mardi 4 août 2009	7.5	6.4
mardi 25 août 2009	6.9	6.8
mercredi 23 septembre 2009	5.5	5.5
lundi 19 octobre 2009	5.4	5.8
mardi 17 novembre 2009	6.8	6.0
mercredi 9 décembre 2009	8.9	6.0
Nombre	15	15
Moyenne	7.3	6.3
Minimum	4.0	2.6
Maximum	13	10.8

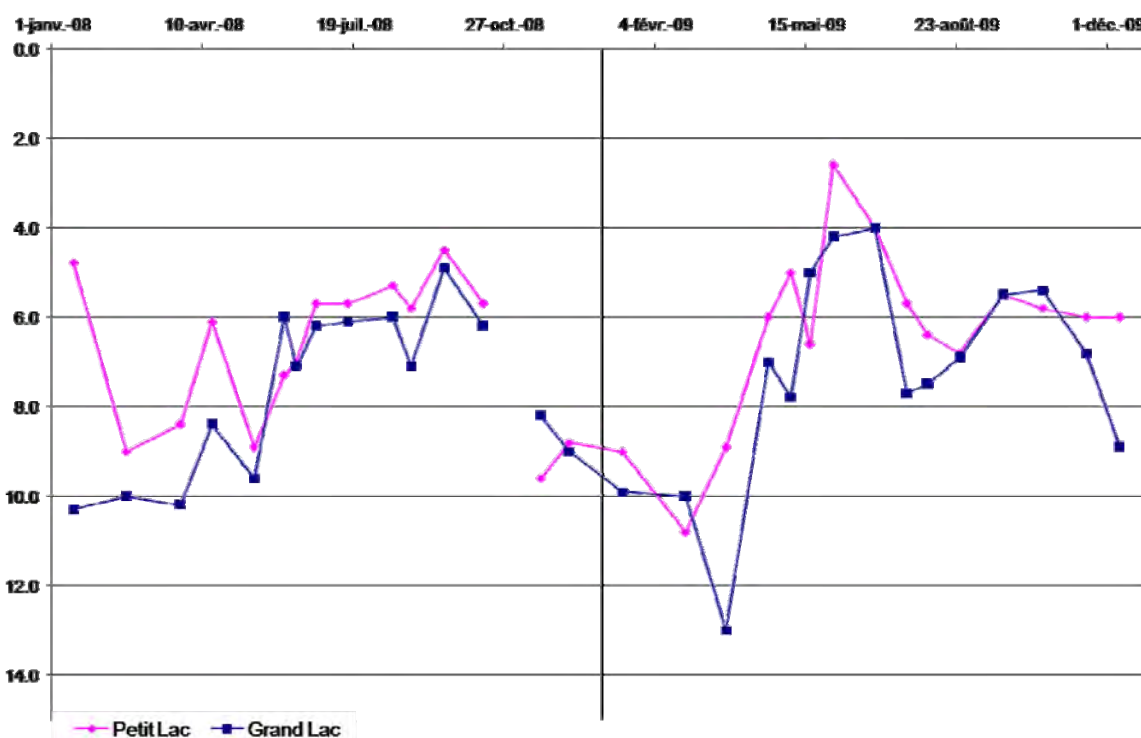


Figure I. 1 : Évolution de la transparence en mètres de 2008 à 2009

Les moyennes de transparence sont du même ordre de grandeur qu'en 2008. La transparence atteint 13 m dans le Grand Lac en mars après le brassage. Elle diminue à partir du mois d'avril avec le démarrage de l'activité phytoplanctonique dans l'épilimnion¹. Dans le Grand Lac, la transparence continue de diminuer pour atteindre un minimum de 4 m le 30 juin. Elle oscille ensuite entre 6 et 7 m jusqu'en novembre. En fin d'année, avec l'atténuation significative de l'activité phytoplanctonique, la transparence du Grand Lac est de 8.9 m. Dans le Petit Lac, la dynamique annuelle de la transparence est proche de celle du Grand Lac mais en moyenne plus faible de 1 m et présente le minimum de l'année avec 2,6 m le 2 juin. A cette période, la biomasse phytoplanctonique, bien qu'ayant doublé par rapport à la période hivernale, n'explique pas cette faible transparence des eaux. D'autant qu'à cette même date, une biomasse phytoplanctonique supérieure est mesurée dans le Grand Lac alors que la transparence est de 4.2 m.

¹ Epilimnion : couche supérieure du lac à température homogène très variable au cours de l'année

La figure I.2 présente l'évolution interannuelle (depuis 1995) de la transparence dans le Petit Lac et le Grand Lac. Depuis 2002, dans le Grand Lac, les minima de transparence ne sont pas descendus en deçà de 3,5m, alors que des valeurs plus basses de transparence étaient enregistrées dans les années 1995-96-97 (1,3m en 1995).

En ce qui concerne l'année 2009, dans le Grand Lac, les transparences les plus faibles (4,2m et 4m) sont observées en juin, ce qui est assez classique lorsque l'on observe les chroniques depuis 1995 (généralement plus faibles transparences fin du printemps et début d'été). Seules les années 1998, 2003, 2007 et 2008 se sont distinguées avec des minima enregistrés en septembre.

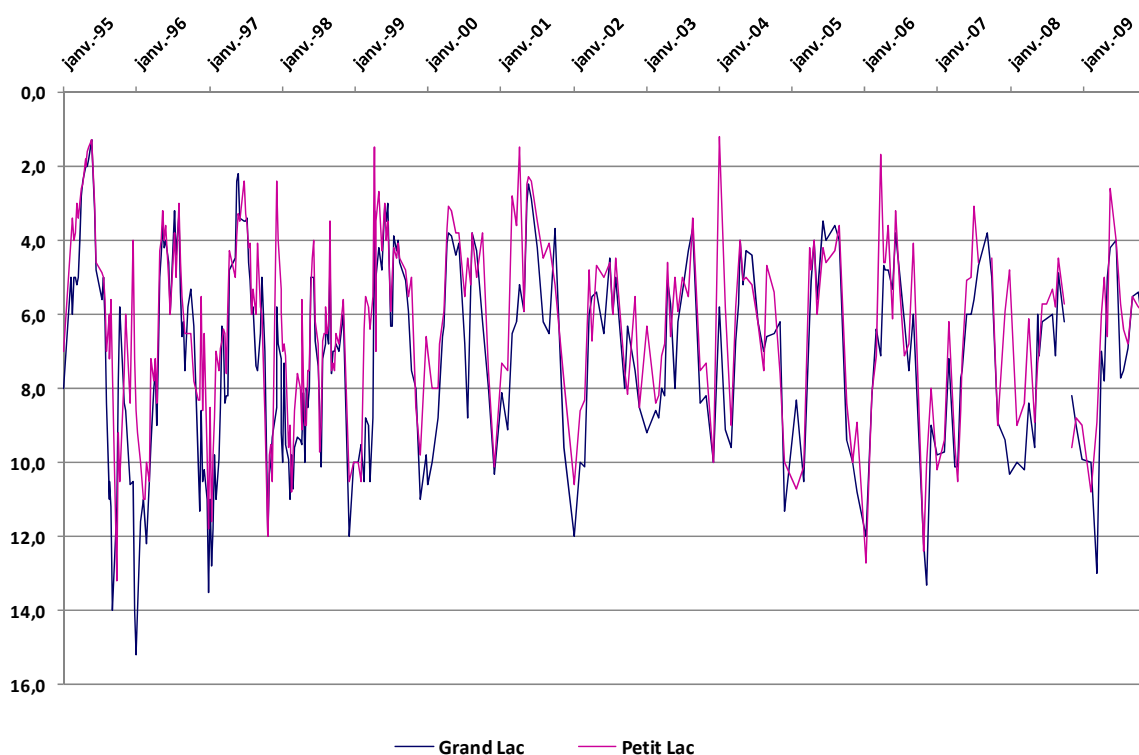


Figure I. 2 : Évolution de la transparence (m) de 1995 à 2009

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 à chaque profil de sonde lors de chaque campagne de prélèvement dans le Petit Lac et le Grand Lac. Les figures I.3 et I.4 représentent l'évolution des profils de température.

En 2009, l'ensemble de la colonne d'eau était homogène en température lors de la campagne du 24 février avec une température de 4.8 °C.

Cette homogénéisation thermique a permis un brassage complet. La figure I.5 représente le profil de la sonde multiparamètres lors de cette campagne. La figure I.6 indique la température moyenne dans la colonne d'eau du Grand Lac lors de chaque brassage depuis 1996. La température de l'homogénéisation thermique de 2009 est basse par rapport à la chronique depuis 1996 du fait de l'hiver froid.

Lors de la campagne du 23 mars, la température en surface a déjà légèrement augmenté jusqu'à 5,9 °C. La stratification continue ensuite pour atteindre une température maximum dans le Grand Lac de 23,7 °C le 25 août de 0 à 10 m. L'été a été chaud par rapport aux années précédentes. L'épilimnion refroidit ensuite mais continue de s'épaissir pour atteindre 20 m à 11,8 °C en novembre.

On enregistre dans le Petit Lac une dynamique saisonnière de la stratification thermique qui est semblable à celle décrite pour le Grand Lac, avec toutefois une thermocline qui se positionne légèrement moins en profondeur.

Suivi du lac d'Annecy 2009

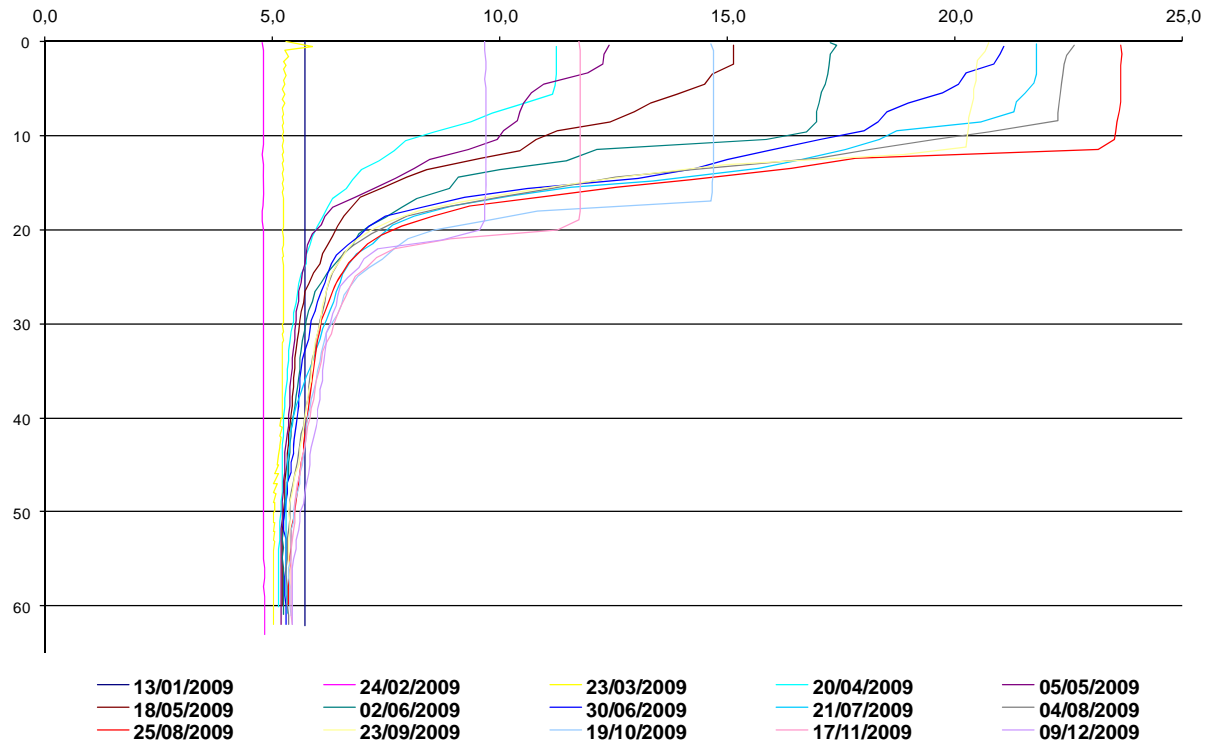


Figure I. 3 : Profils de température (°C) dans le Grand Lac en 2009

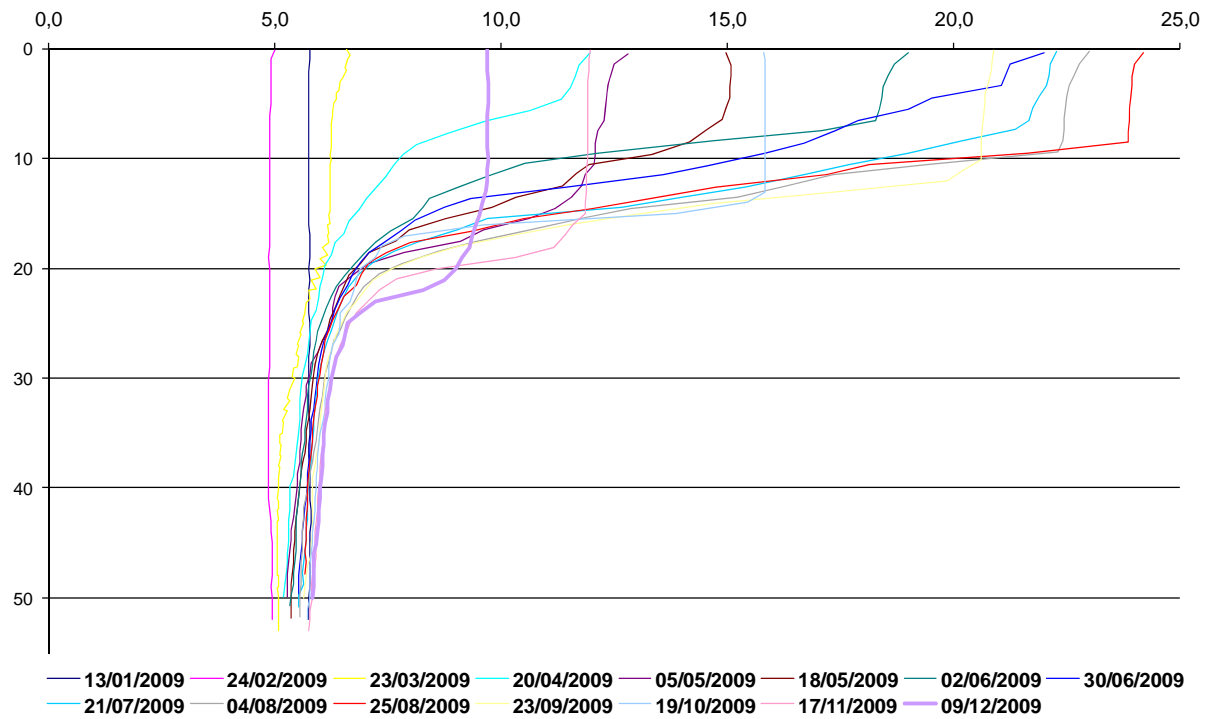


Figure I. 4 : Profils de température (°C) dans le Petit Lac en 2009

Suivi du lac d'Annecy 2009

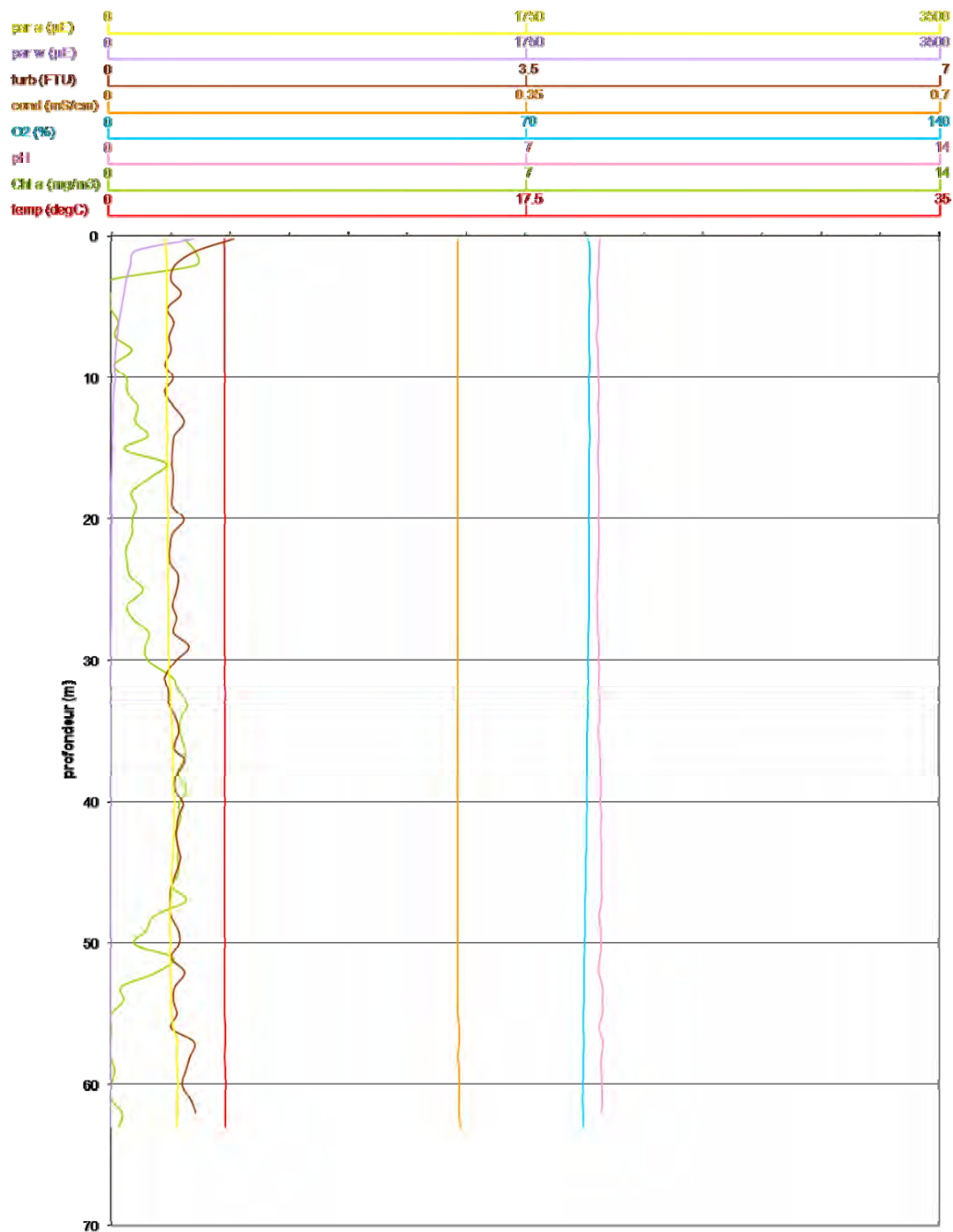


Figure I. 5 : Profil de sonde le 24 février 2009 lors de l'homogénéisation thermique (Grand Lac)

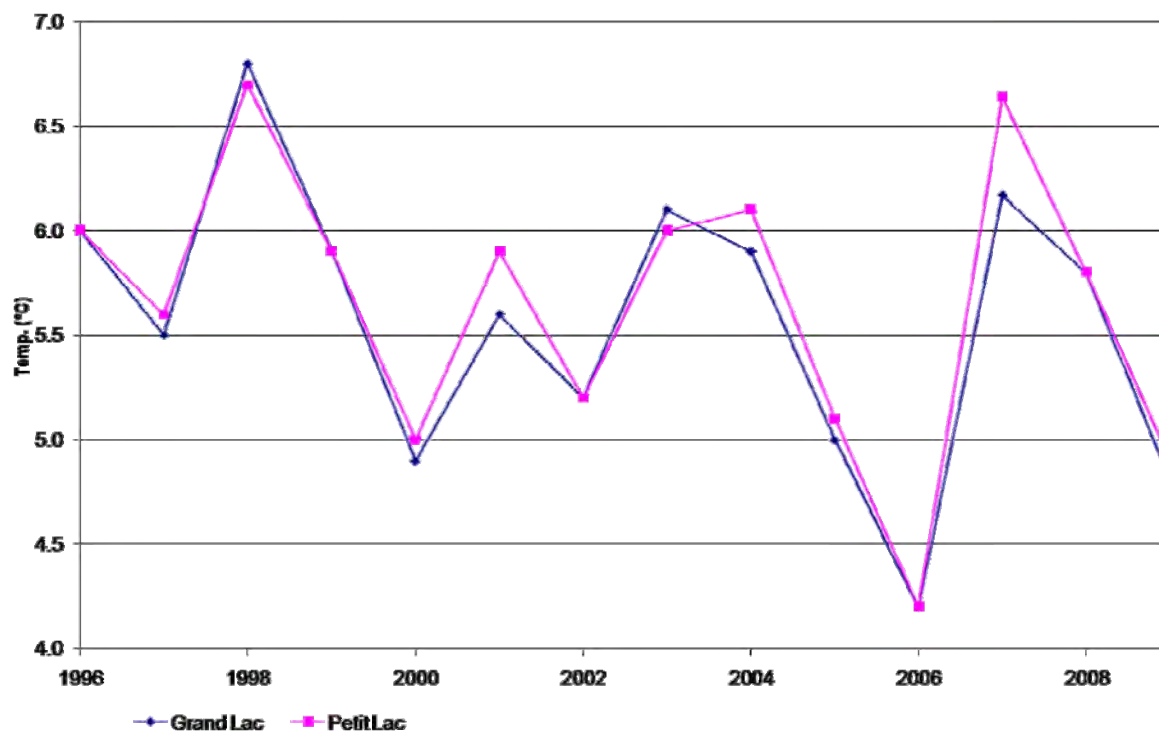


Figure I. 6 : Évolution de la température (°C) moyenne sur toute la hauteur d'eau au brassage du Grand Lac et du Petit Lac de 1996 à 2009

I.3. OXYGENE DISSOUS

L'oxygène dissous est mesuré à chaque profil de sonde de manière continue le long de la colonne d'eau du Grand Lac et Petit Lac. Il est aussi mesuré sur chaque échantillon prélevé à des profondeurs discrètes (3, 10, 15, 30, 45 m et fond du lac) dans le Grand Lac et le Petit 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 et fiable cette saturation, d'autant plus dans les zones de changement rapide de concentration compte tenu du délai de réponse du capteur.²

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 2008 et 2009. En début d'année 2009, la concentration au fond du lac en début d'année était de 8,7 mgO₂/L dans le Grand Lac et 8,9 mgO₂/L dans le Petit Lac. Au mois de février, le fond du Grand Lac atteint la concentration maximale de 10,1 mgO₂/L et 10,0 mgO₂/L dans le Petit Lac.

Le brassage du lac a eu lieu entre le mois de février et le mois de mars. Il a permis de redistribuer les nutriments dans toute la colonne d'eau à partir de l'hypolimnion. Au mois de mars, les concentrations des nutriments en surface sont de 3,6 mg/L en silice réactive, 0,25 mgN/L en azote nitrique. La concentration en orthophosphate est de 2 µgP/L dans toute la colonne d'eau en février et oscille entre 0 et 1 µgP/L en mars.

Avec la reprise printanière de l'activité phytoplanctonique, la concentration en oxygène dissous dans l'épilimnion augmente. Cette augmentation est significative à partir du mois d'avril. 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 de 13,6 mgO₂/L à 15 m le 4 août dans le Grand Lac. Avec cette activité, la concentration en carbone organique total augmente

² Toutes les valeurs citées dans ce rapport, hors données de profils, sont issues des analyses chimiques Winkler et non des données de la sonde.

jusqu'à la profondeur de 15 m, avec un maximum de 2,1 mgC/L en septembre à 10 m, puis diminue pour atteindre en fin d'année 1,7 mgC/L. Les nutriments sont consommés durant toute cette période.

L'activité biologique de dégradation de la matière organique entraîne la désoxygénation dans l'hypolimnion. Cette désoxygénation est visible après le brassage au mois d'avril. Elle se poursuit toute l'année pour atteindre un minimum de 0,1 mgO₂/L au fond du Grand Lac au mois d'octobre, cette concentration reste inférieure à 1 mgO₂/L jusqu'à la fin de l'année. Le Petit Lac, moins profond, subit moins la désoxygénation et le minimum est de 2,8 mgO₂/L le 25 août.

Dans ces conditions 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, forme réduite de l'azote, présente des concentrations de plus en plus importantes dans l'hypolimnion au cours de l'année. L'évolution interannuelle de l'effet de la désoxygénation du fond sur la charge interne, soit le relargage du phosphore total, et sur la réduction de l'azote est représentée sur la figure I.11. Le relargage de phosphore total et la formation de l'azote ammoniacal sont légèrement supérieurs aux deux années précédentes mais moins importants que les années antérieures à 2008. Les maxima sont observés le 19 octobre avec 288 µgN/L en azote ammoniacal et 51 µgP/L en phosphore total. Dans le Petit Lac, la désoxygénation étant limitée, ces phénomènes le sont aussi. Les maxima sont de 20 µgP/L en phosphore total et 38 µgN/L en azote ammoniacal le 19 octobre.

Suivi du lac d'Annecy 2009

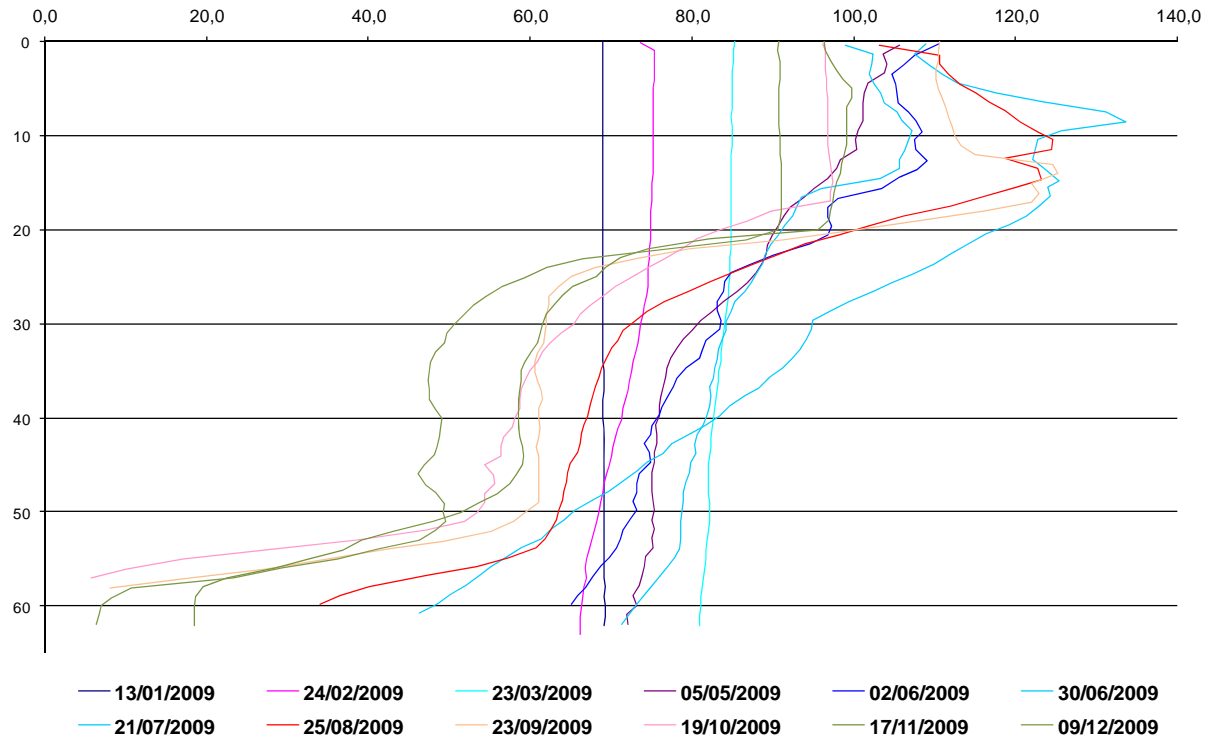


Figure I. 7 : Profil d'oxygène dissous (% de saturation en O_2) dans le Grand Lac en 2009

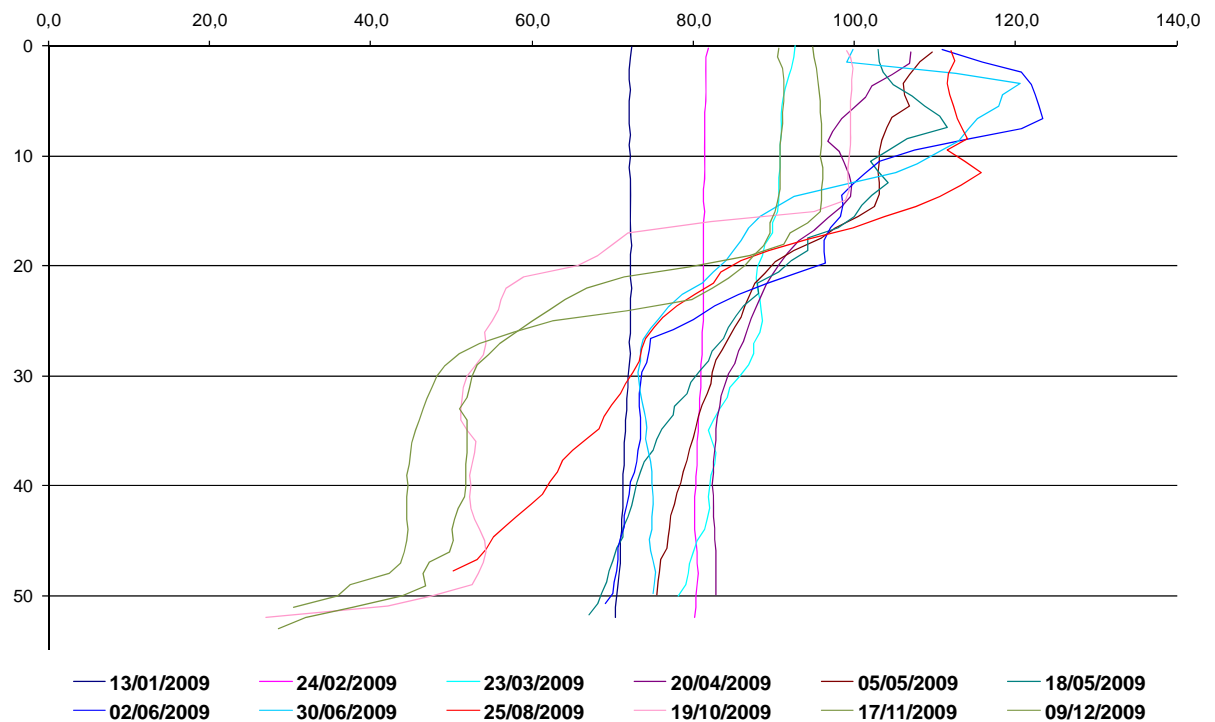


Figure I. 8 : Profils en oxygène dissous (% de saturation en O_2) dans le Petit Lac en 2009

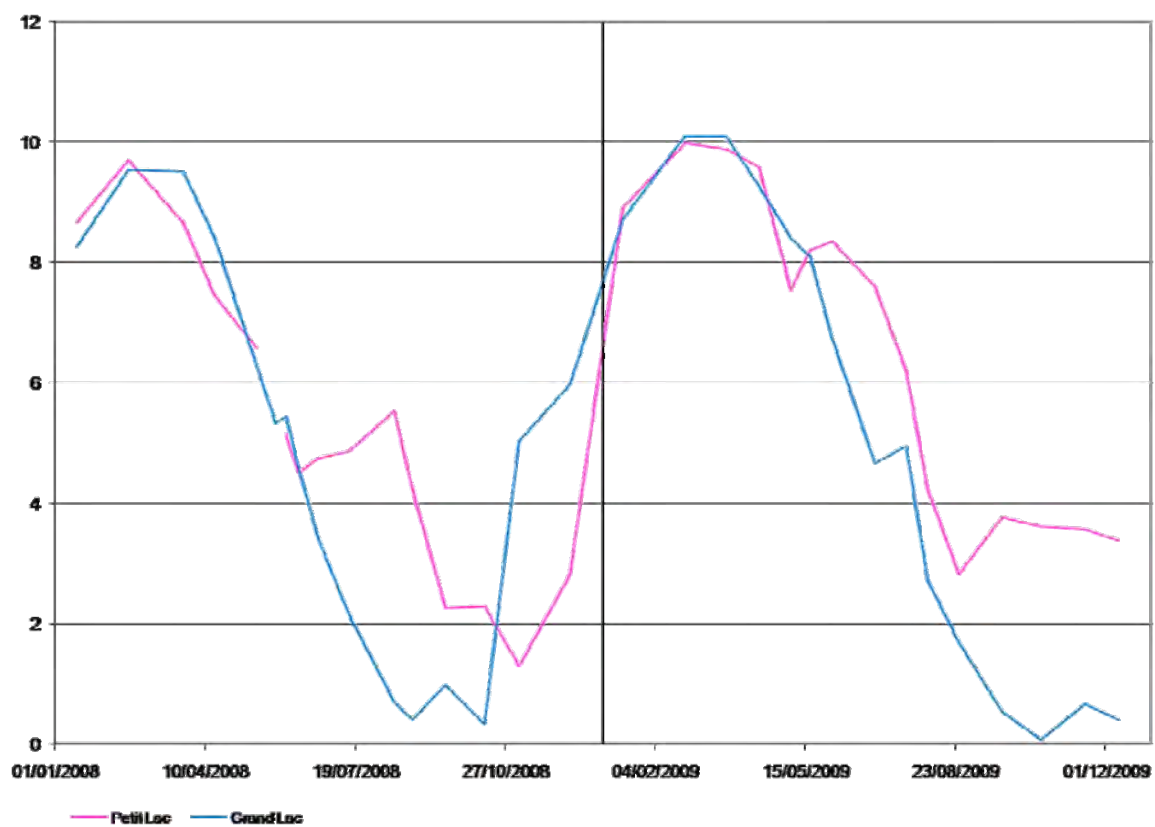


Figure I. 9 : Évolution de la concentration en oxygène dissous (mgO₂/L) au fond du Grand Lac et du Petit Lac en 2008 et 2009

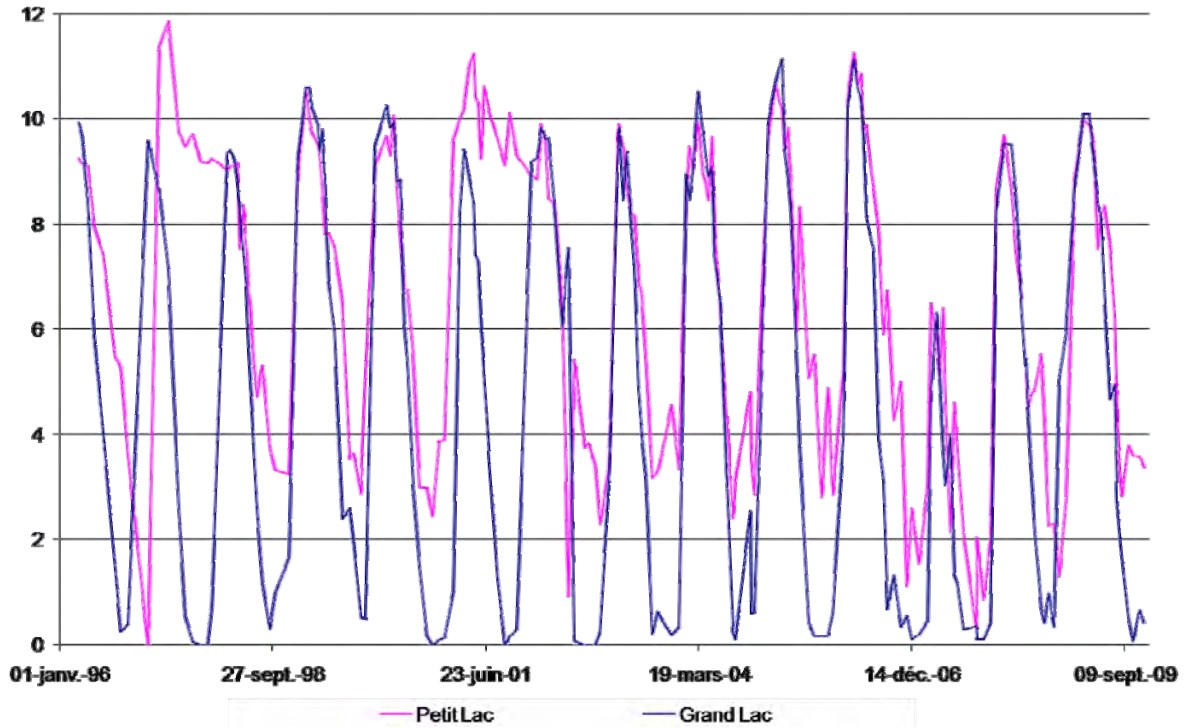


Figure I. 10 : Évolution de la concentration en oxygène dissous (mgO₂/L) au fond du Grand Lac et du Petit Lac de 1996 à 2009

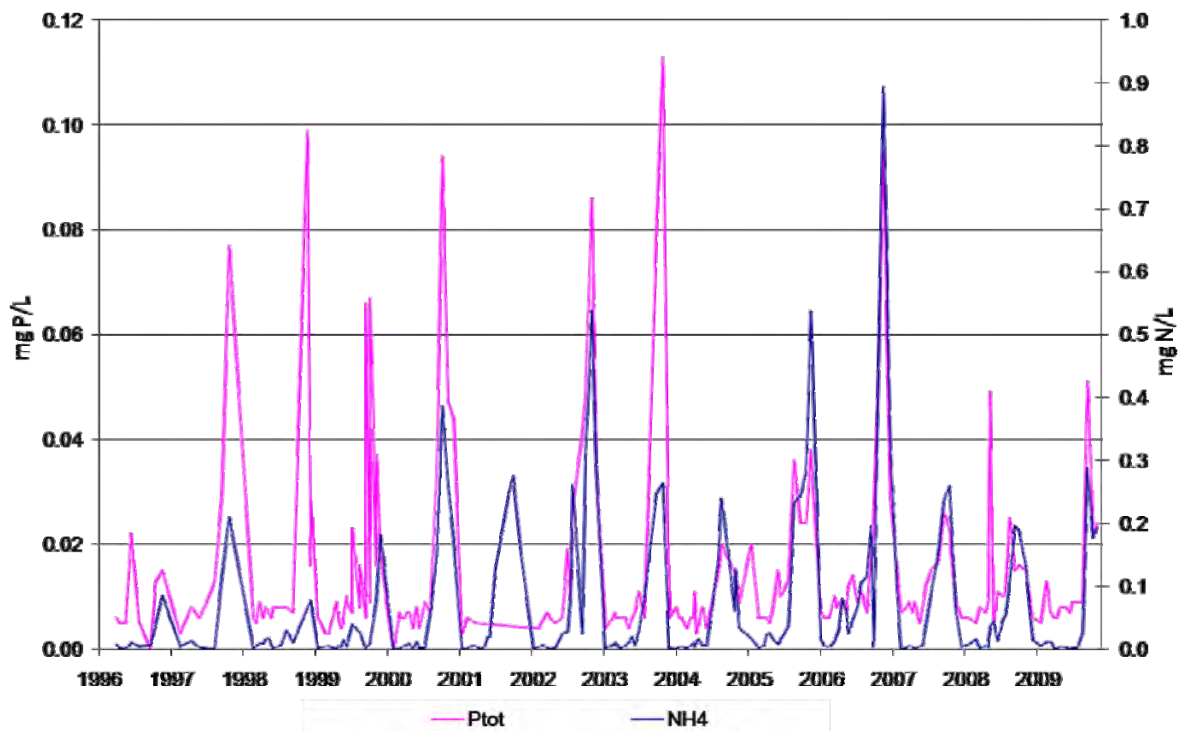


Figure I. 11 : Évolution de l'azote ammoniacal et du phosphore total au fond du Grand Lac de 1996 à 2009

Suivi du lac d'Annecy 2009

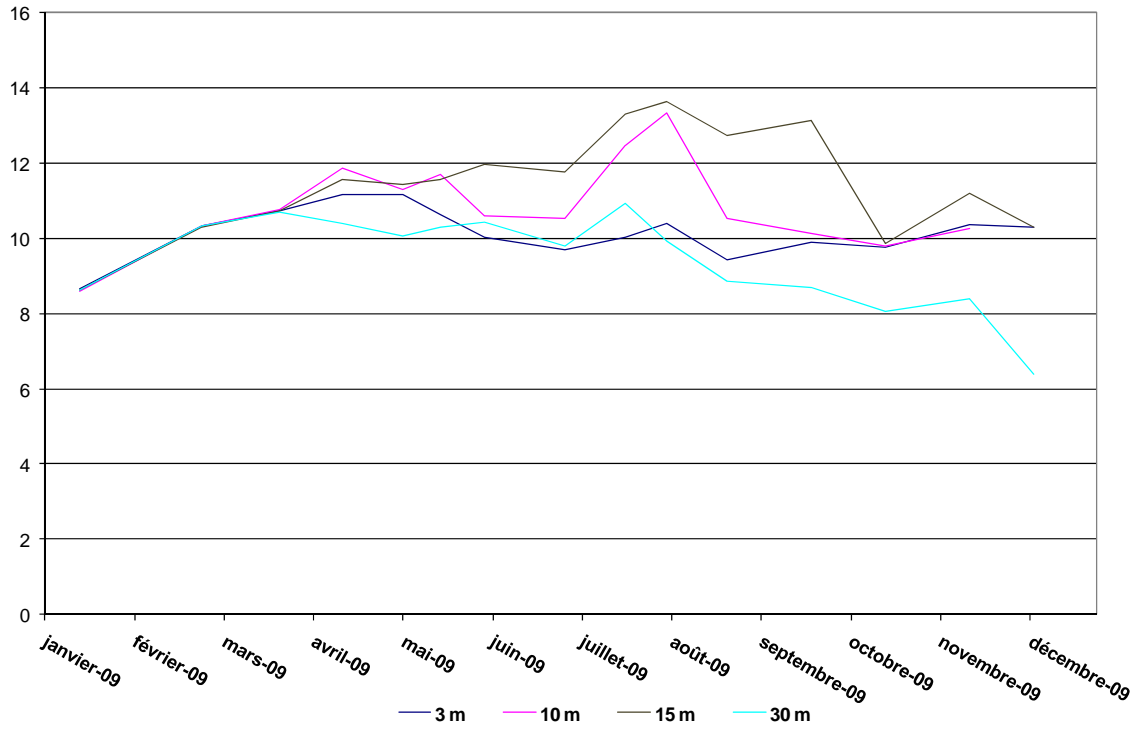


Figure I. 12 : Évolution de la concentration en oxygène dissous en mgO₂/L aux profondeurs 3 m, 10 m, 15 m et 30 m dans le Grand Lac en 2009

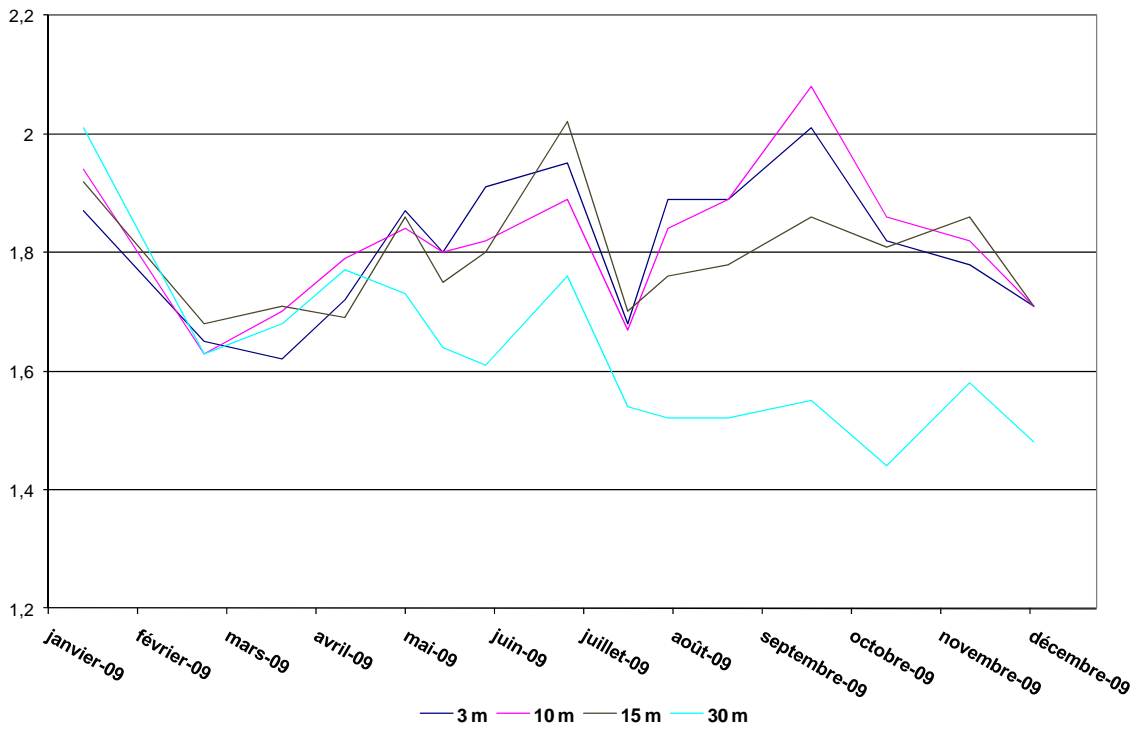


Figure I. 13 : Évolution de la concentration en carbone organique total en mgC/L aux profondeurs 3 m, 10 m, 15 m et 30 m dans le Grand Lac en 2009

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 2009.

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. La conductivité reste relativement stable jusqu'au mois de mai. A partir du mois de juin, elle diminue de manière significative dans l'épilimnion 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 0,24 mS/cm à 3 m le 23 septembre, en même temps que le maximum de carbone organique total.

En novembre et décembre, la conductivité augmente dans l'hypolimnion. La minéralisation de la matière organique par l'activité bactérienne et induit une désoxygénation, qui entraîne le relargage de plusieurs sels dont des sels de fer. Le maximum est observé au mois de novembre avec 0,33 mS/cm au fond du Grand Lac. Le maximum de conductivité est moindre dans le Petit Lac qui est moins touché par la désoxygénation.

Suivi du lac d'Annecy 2009

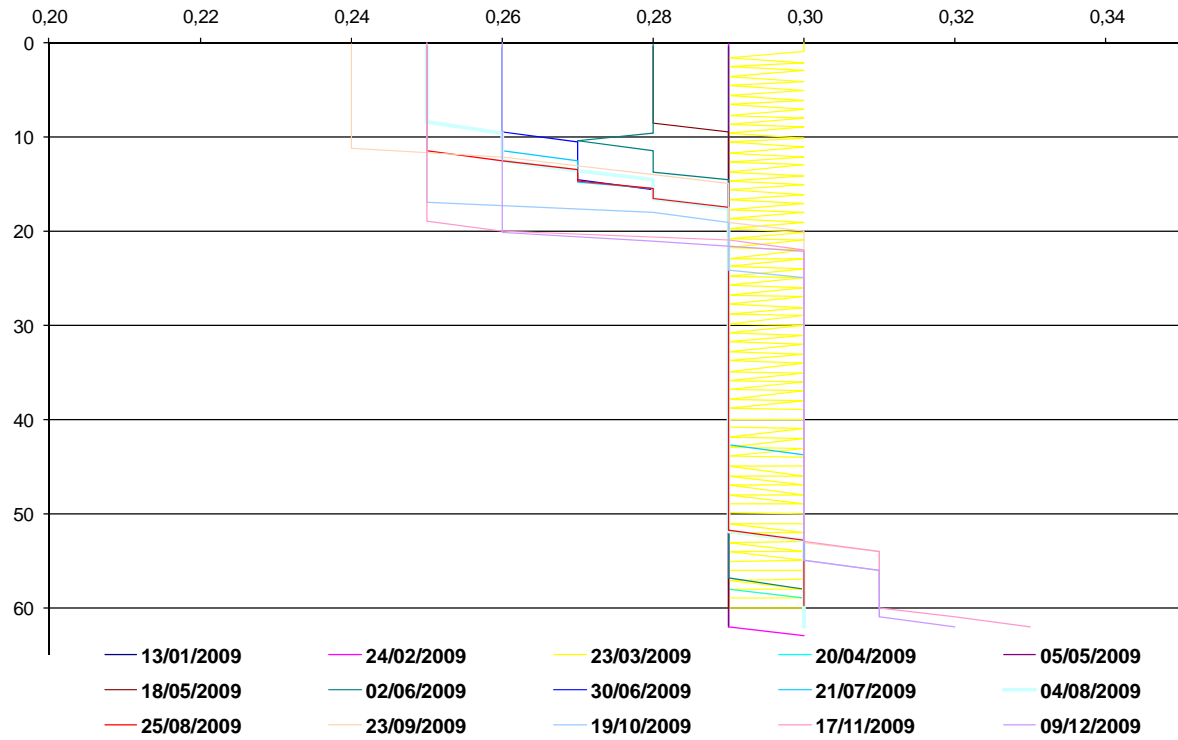


Figure I. 14 : Profils de conductivité (mS/cm) dans le Grand Lac en 2009

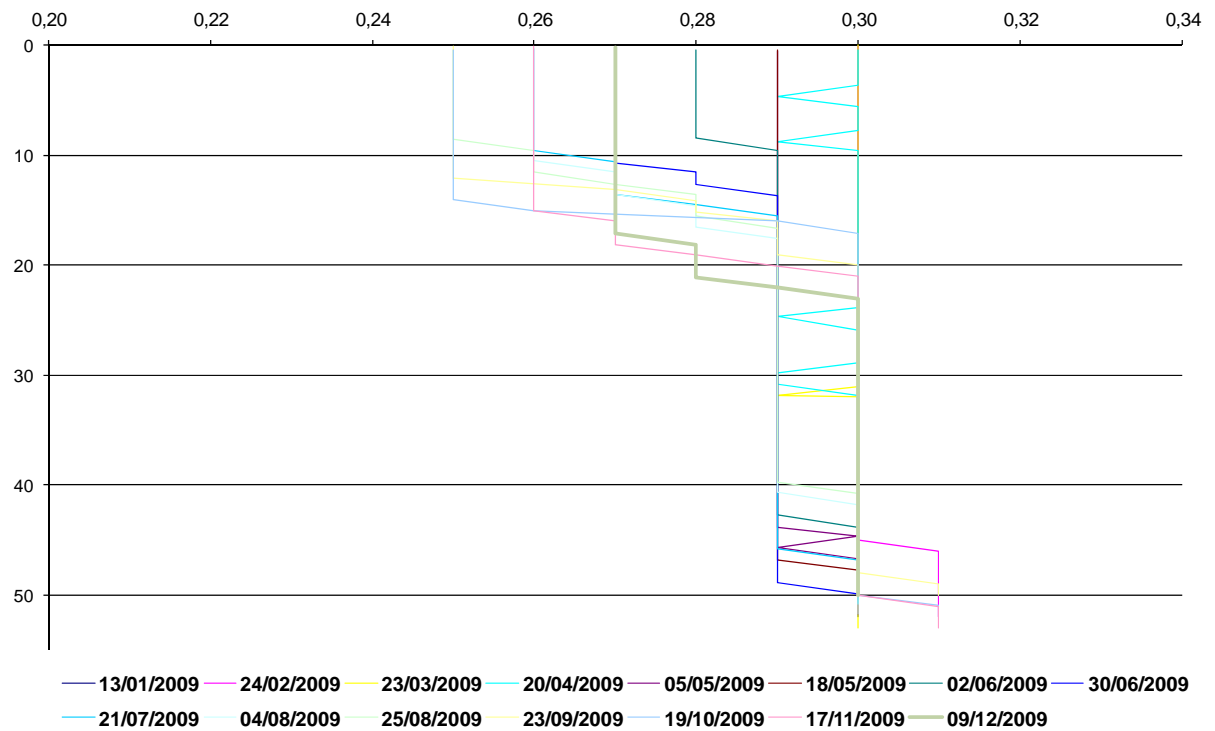


Figure I. 15 : Profil de conductivité (mS/cm) dans le Petit Lac en 2009

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 provoquée par 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 2009.

Les pics de turbidité dans l'épilimnion indiquent notamment la présence de phytoplancton. Il n'est toutefois pas possible d'établir une relation directe entre ces pics de turbidité et la biomasse phytoplanctonique. Les maxima sont observés à 10 m avec 4,0 FTU le 2 juin et le 30 juin dans le Grand Lac et le 30 juin dans le Petit Lac. Ces maxima sont plus élevés que celles mesurées en 2008 mais restent du même ordre que les années précédentes.

Le Petit Lac subit aussi l'influence des apports de matières en suspension issues du bassin versant, comme lors de la campagne du 9 décembre avec un important pic de 18 FTU à 20 m.

Les fortes valeurs de turbidité au fond du Grand Lac en début d'année et en fin d'année mettent en évidence la chute des particules détritiques ainsi que la précipitation d'hydroxydes, comme les oxy-hydroxydes de manganèse, suite à la réduction du manganèse contenu dans les sédiments. Le maximum est observé en fin d'année en décembre dans le Grand Lac avec 7,8 FTU et en novembre dans le Petit Lac avec 8,9 FTU.

Suivi du lac d'Annecy 2009

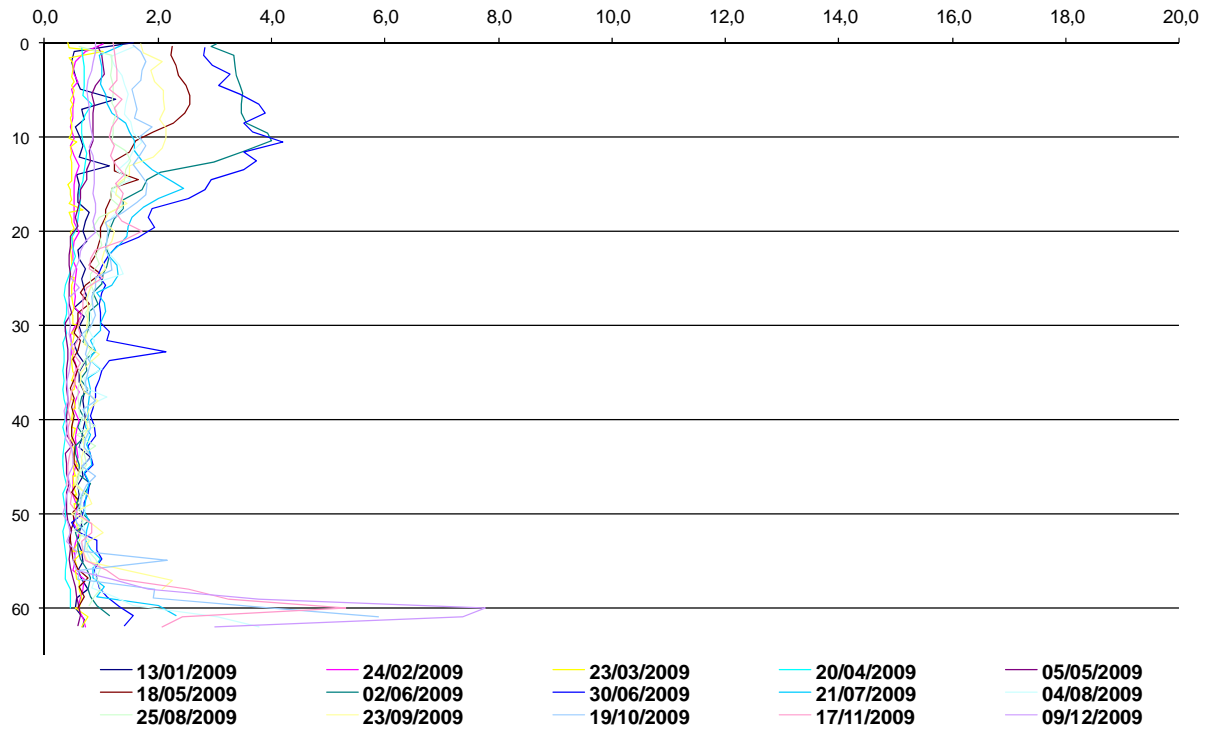


Figure I. 16 : Profils de turbidité (FTU) dans le Grand Lac en 2009

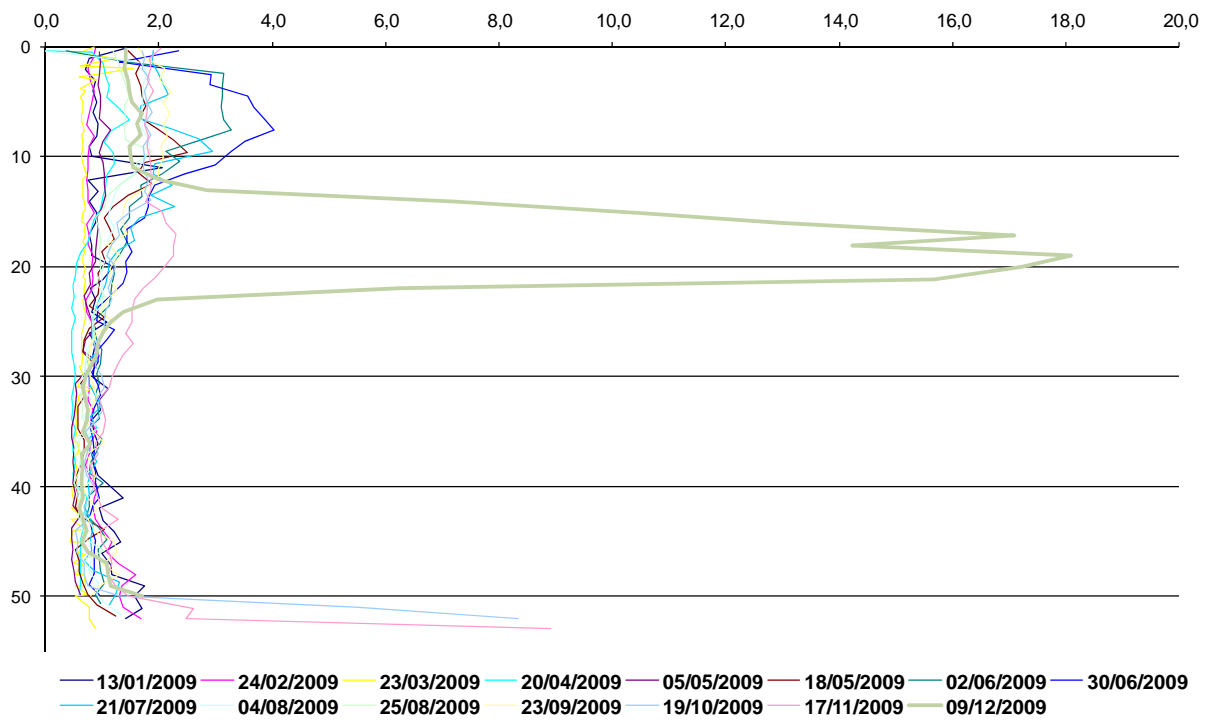


Figure I. 17 : Profils de turbidité (FTU) dans le Petit Lac en 2009

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 23 mars avec une concentration de 0,24 mgN/L dans le Petit Lac et entre 0,23 mgN/L dans le Grand Lac, soit du même ordre que l'an dernier. La diminution de l'azote nitrique est visible et significative à partir du 2 juin et continue jusqu'à la fin de l'année jusqu'à 15 m (Figure I.18). La consommation de cet élément n'atteint pas 30 m. La concentration minimale est observée à 15 m le 17 novembre avec 0,06 mgN/L. Cette consommation est du même ordre qu'en 2008 et globalement moins importante que les années précédentes.

L'azote ammoniacal ne présente pas de valeurs importantes dans l'épilimnion après l'homogénéisation. Au maximum, on observe 8 $\mu\text{gN/L}$ à 10 m le 14 avril et 15 m le 23 septembre. Ce maximum est légèrement plus faible qu'en 2008 et nettement plus faible que les années précédentes.

Dans l'hypolimnion, l'azote ammoniacal est formé par les conditions réductrices, ainsi de manière continue à partir du mois de juin, la concentration en azote ammoniacal augmente au fond du Grand Lac pour atteindre un maximum de 288 $\mu\text{gN/L}$ le 19 octobre (cf §. I.3).

Suivi du lac d'Annecy 2009

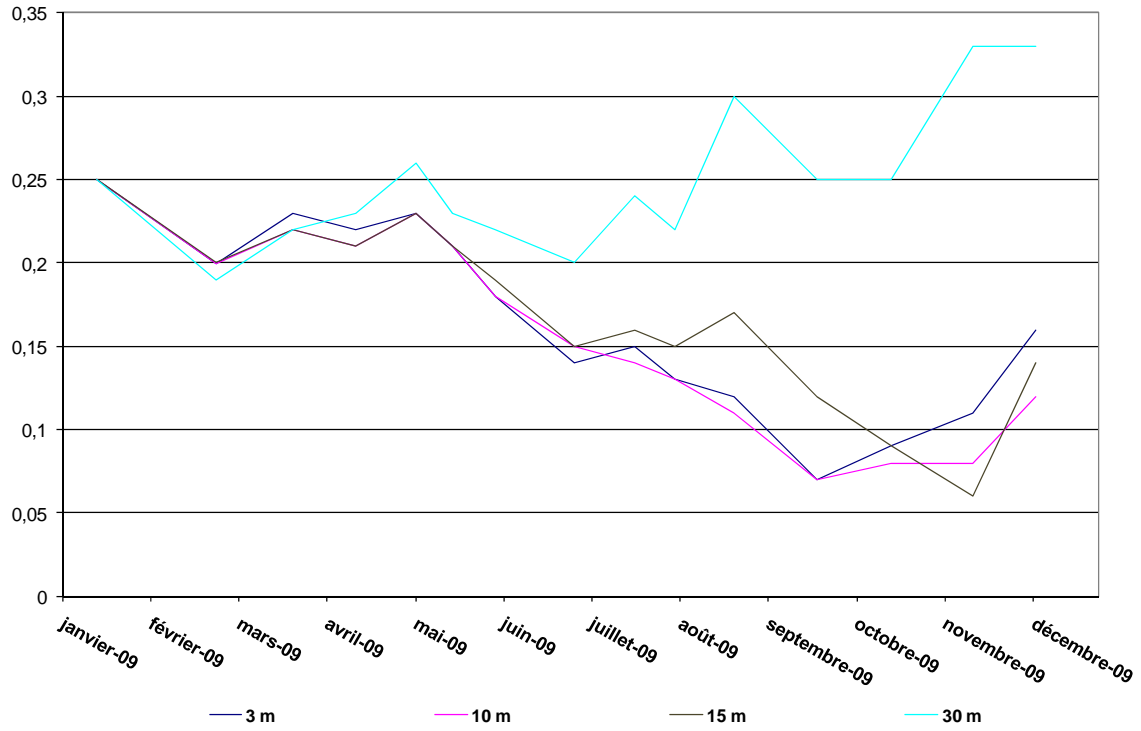


Figure I. 18 : Évolution de la concentration en azote nitrique en mgN/L aux profondeurs 3 m, 10 m, 15 m et 30 m dans le Grand Lac en 2009

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 5,5 $\mu\text{gP/L}$ de phosphore total et 2,1 $\mu\text{gP/L}$ d'orthophosphate dans le Grand Lac. Durant tout le reste de l'année, la concentration en orthophosphate dans l'épilimnion reste à cet état de trace et oscille entre 0 et 3 $\mu\text{gP/L}$ (Figure I.19).

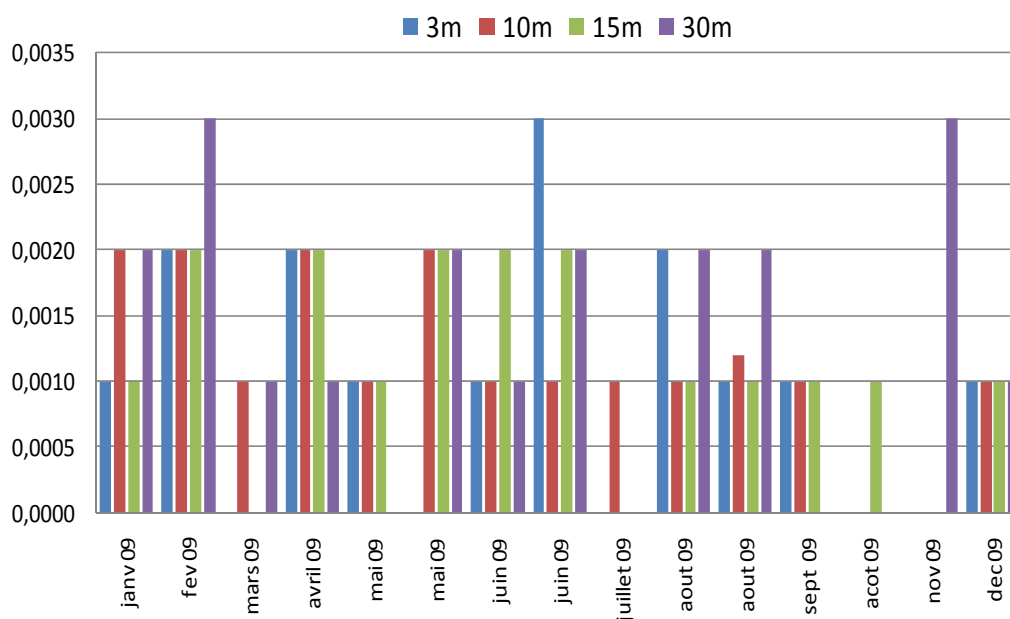


Figure I. 19 : Évolution de la concentration en orthophosphate en mgP/L aux profondeurs 3 m, 10 m, 15 m et 30 m dans le Grand Lac en 2009

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.

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 2009. 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)

Date	Grand Lac	Petit Lac
mardi 13 janvier 2009	195	168
mardi 24 février 2009	102	112
lundi 23 mars 2009	692	760
lundi 20 avril 2009	109	113
mardi 5 mai 2009	234	192
lundi 18 mai 2009	106	91
mardi 2 juin 2009	142	159
mardi 30 juin 2009	74	92
mardi 21 juillet 2009	451	79
mardi 4 août 2009	105	125
mardi 25 août 2009	130	145
mercredi 23 septembre 2009	90	104
lundi 19 octobre 2009	262	-
mardi 17 novembre 2009	-	122
mercredi 9 décembre 2009	140	73

Ce tableau indique que le rapport $[N_{min}]/[PO_4]$ est très largement supérieur à 7. Le phosphore est toujours le facteur limitant de la production photosynthétique. L'orthophosphate est 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 supérieures à 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 pour les algues et remis à disposition par le brassage peut être estimé.

Le tableau I.3 présente l'évolution du stock 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 2009 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. La dynamique annuelle de l'azote nitrique dans la couche euphotique indique une consommation plus faible par l'activité biologique en 2009 comme en 2008. Les concentrations en orthophosphate dans la couche euphotique évoluent peu en moyenne depuis 1993, cependant les amplitudes de variations sont plus faibles.

Du fait des valeurs très faibles ou nulles en orthophosphate dans la couche euphotique, les rapports azote / phosphore sont souvent élevés en 2009 et 2008 par rapport à la chronique.

Tableau I. 3 : Évolution de la concentration moyenne de la surface au fond du Grand Lac et du Petit Lac en phosphore total et orthophosphate en µgP/L au brassage de 1991 à 2009

		Portho	Ptotal
févr-91	Petit Lac	3.0	6.3
	Grand Lac	2.8	6.0
févr-92	Petit Lac	0.5	8.2
	Grand Lac	0.0	7.2
mars-93	Petit Lac	4.5	10.7
	Grand Lac	5.2	10.5
mars-94	Petit Lac	2.7	7.7
	Grand Lac	1.2	7.0
févr-95	Petit Lac	4.0	9.5
	Grand Lac	2.8	8.0
févr-96	Petit Lac	2.8	8.0
	Grand Lac	2.5	6.0
févr-97	Petit Lac	1.8	4.7
	Grand Lac	1.0	2.7
mars-98	Petit Lac	1.0	4.0
	Grand Lac	4.0	4.0
févr-99	Petit Lac	2.0	6.0
	Grand Lac	3.0	6.0
mars-00	Petit Lac	2.0	6.5
	Grand Lac	1.7	6.8
mars-01	Petit Lac	1.8	6.0
	Grand Lac	4.0	8.2
févr-02	Petit Lac	1.7	4.0
	Grand Lac	1.3	3.3
janv-03	Petit Lac	2.2	4.2
	Grand Lac	1.2	4.0
janv-04	Petit Lac	8.2	11.3
	Grand Lac	2.5	6.3
mars-05	Petit Lac	1.0	4.8
	Grand Lac	1.0	5.3
mars-06	Petit Lac	3.0	8.3
	Grand Lac	1.7	5.7
mars-07	Petit Lac	3.7	11.5
	Grand Lac	2.5	6.9
févr-08	Petit Lac	1	7.8
	Grand Lac	0.3	5.7
févr-09	Petit Lac	2.0	6.2
	Grand Lac	2.5	6.9
Moyenne 1991 - 2009	Petit Lac	2.6	7.1
	Grand Lac	2.1	5.8

Suivi du lac d'Annecy 2009

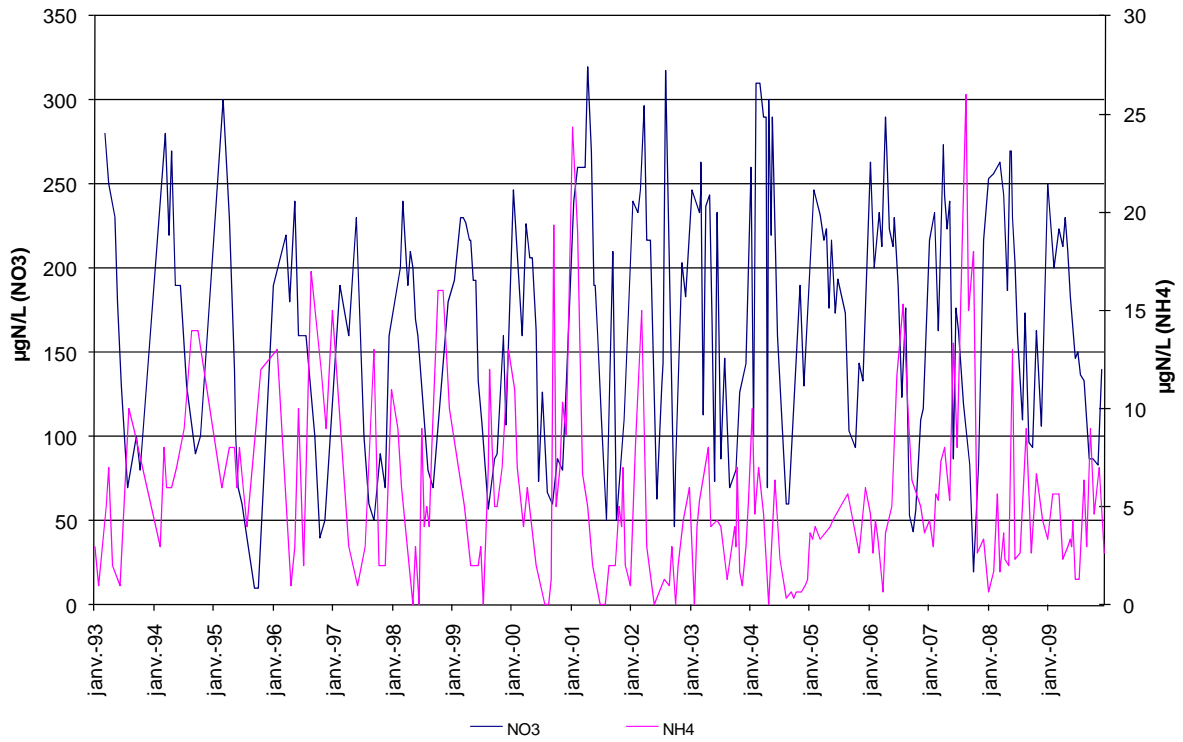


Figure I. 20 : Évolution des formes de l'azote ($\mu\text{gN/L}$) de 1993 à 2009 en moyenne dans la couche euphotique du Grand Lac

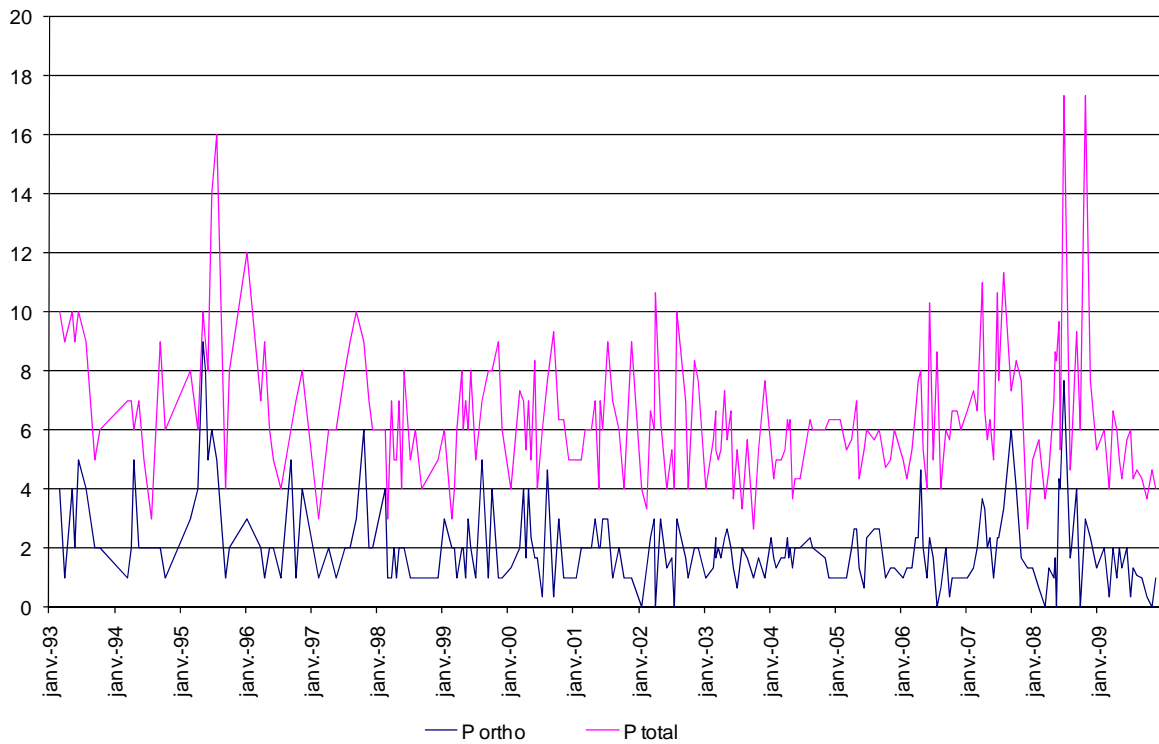


Figure I. 21 : Évolution des formes du phosphore ($\mu\text{gP/L}$) de 1993 à 2009 en moyenne dans la couche euphotique du Grand Lac

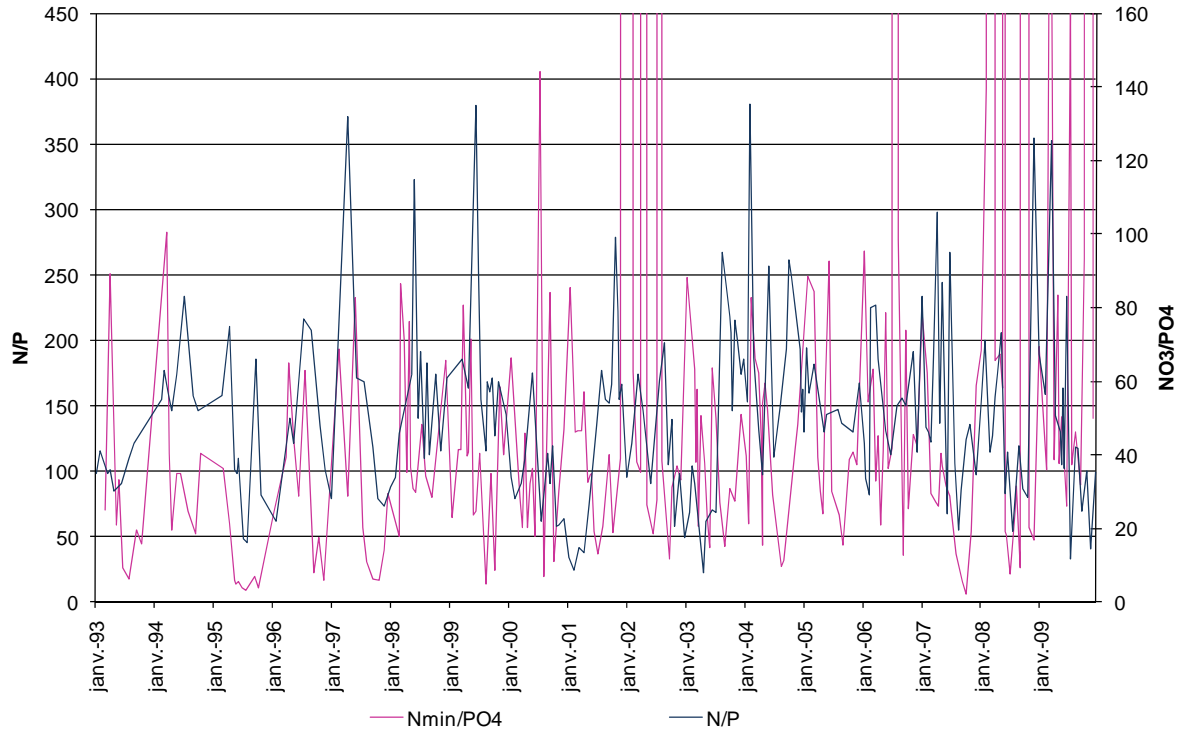


Figure I. 22 : Évolution du rapport azote/phosphore de 1993 à 2009 en moyenne dans la couche euphotique du Grand Lac

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 2009. La concentration moyenne est alors de 3,6 mg/L dans le Petit Lac et le Grand Lac le 23 mars.

La concentration jusqu'à 15 m diminue ensuite avec l'activité phytoplanctonique, et plus particulièrement la dynamique des diatomées, alors qu'elle augmente légèrement à 30 m (Figure I.23). La diminution des concentrations en silice s'opère dans les strates 0-20 m de manière concomitante avec le développement des diatomées ayant atteint des maxima d'abondance en avril, mai et juin. Les valeurs minimales observées en fin d'année avec un minimum de 1,5 mg/L au mois d'octobre, et sont du même ordre de grandeur que celles mesurées en 2008.

Dans l'hypolimnion, les frustules des diatomées sédimentées se dissolvent dans les 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. Cette augmentation du fond affecte les couches supérieures jusqu'à 30m. Les maxima sont observés à la fin de l'année avec 14,5 mg/L dans le Grand Lac le 19 octobre et 7,9 mg/L dans le Petit Lac le 25 août. Ces maxima sont du même ordre qu'en 2008.

Suivi du lac d'Annecy 2009

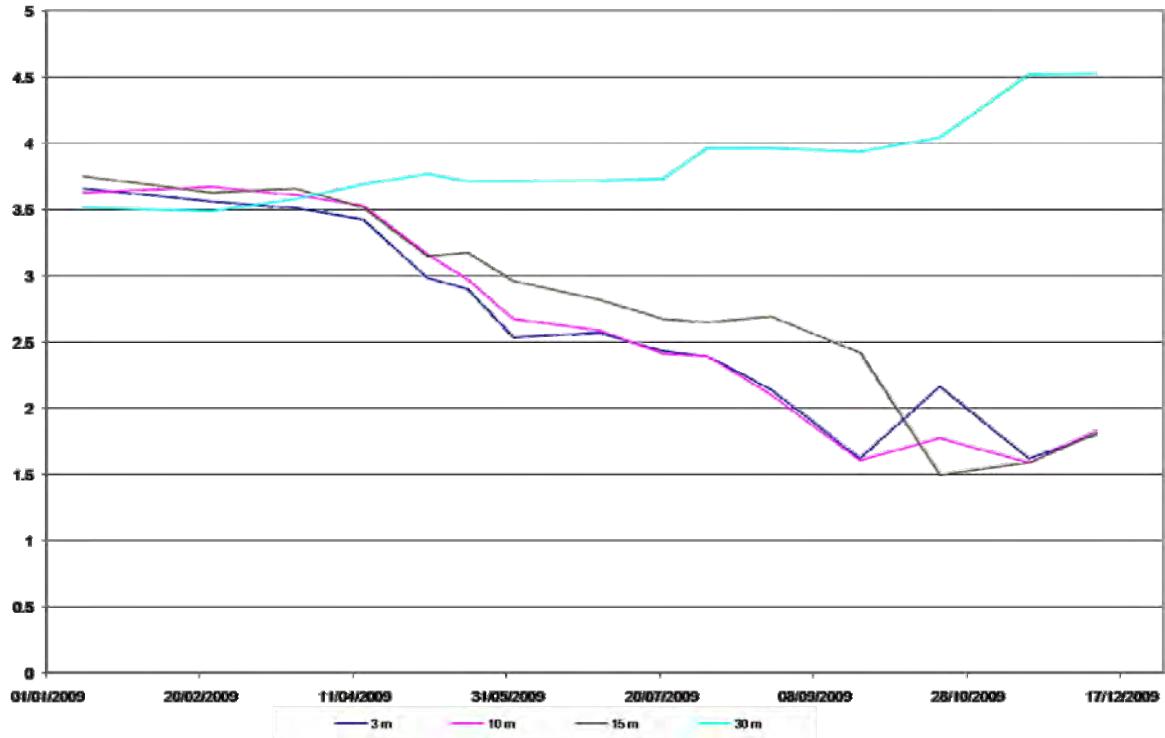


Figure I. 23 : Évolution de la concentration en silice réactive en mgSiO_2/L aux profondeurs 3 m, 10 m, 15 m et 30 m dans le Grand Lac en 2009

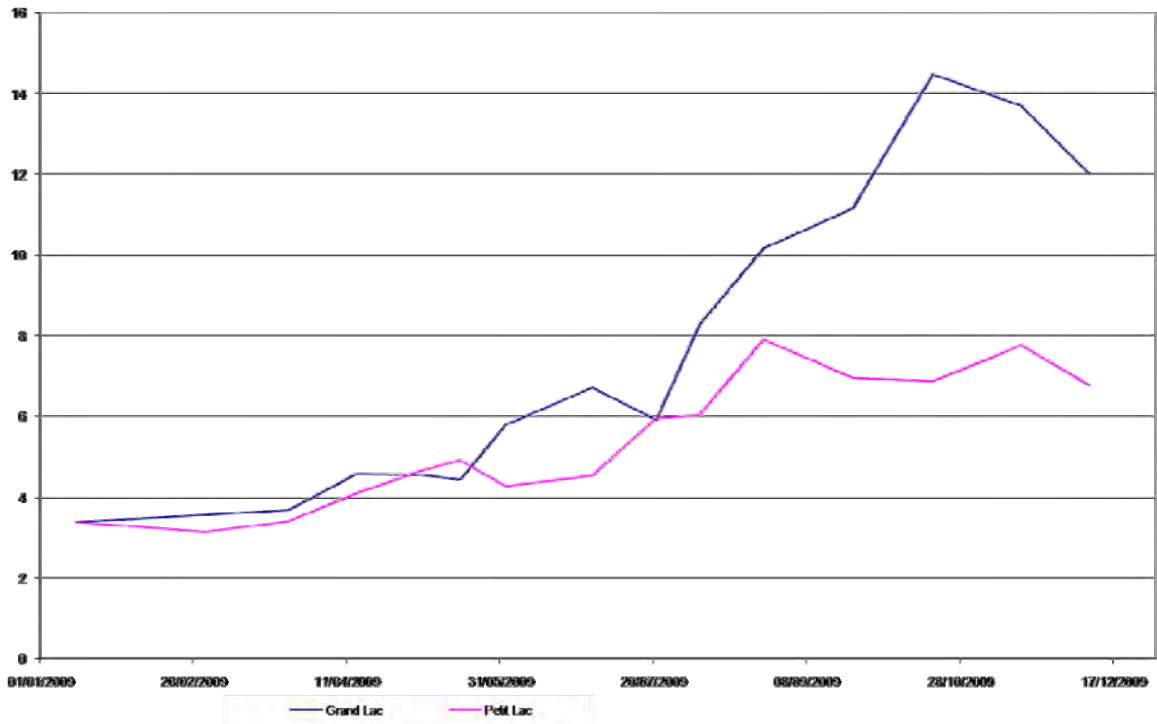


Figure I. 24 : Évolution de la concentration en silice réactive (mgSiO_2/L) au fond du Grand Lac et du Petit Lac en 2009

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 2009 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 la photosynthèse : ce dernier est en effet en plus faible concentration en surface car il précipite sous forme de calcaire (cf. I.4.).

Depuis le début des mesures de ces ions majeurs, leur concentration n'évolue pas de manière significative (Figure I.25).

Tableau I. 4 : Stocks des cations et anions majeurs de 2003 à 2009

		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

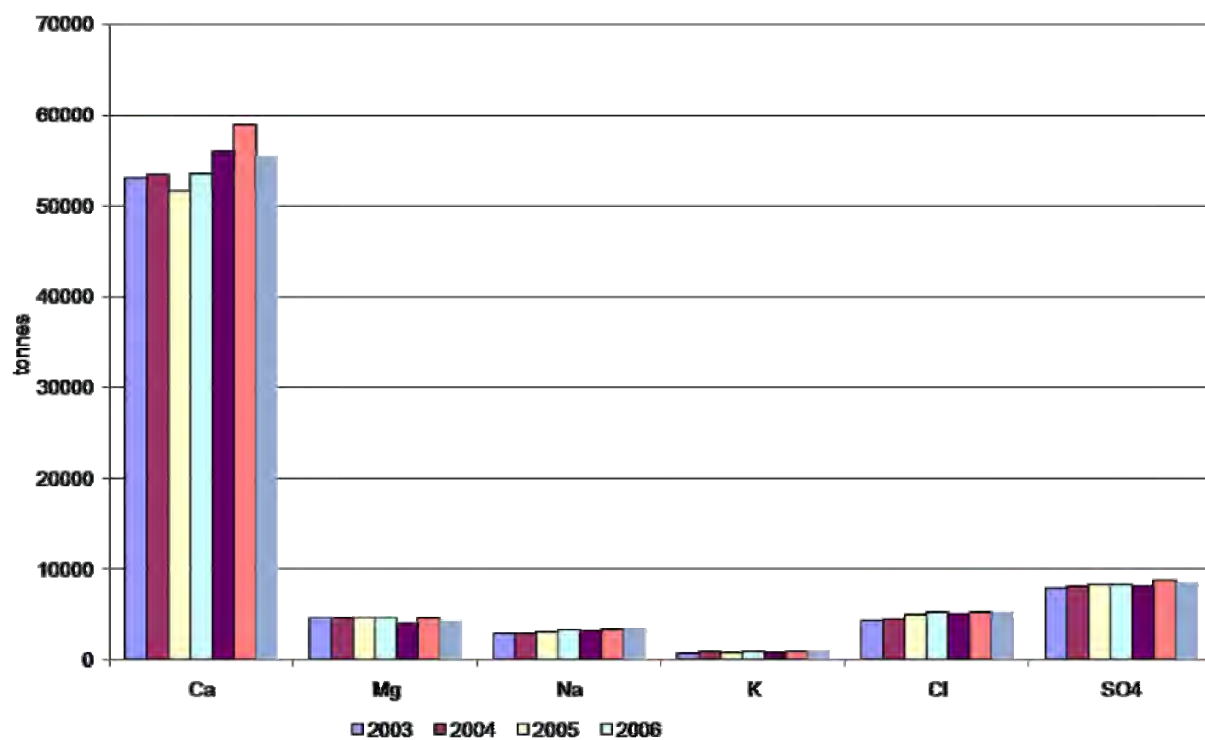


Figure I. 25 : Évolution interannuelle des stocks de calcium, magnésium, sodium, potassium, chlorure et sulfate de 2003 à 2009

I.12. CONCLUSION

L'hiver 2008-2009 a entraîné une homogénéisation thermique de la colonne d'eau en février et le brassage complet de la colonne d'eau entre février et mars. Le fond du lac a été bien réoxygéné et les nutriments ont été redistribués à partir de l'hypolimnion, cependant le stock en phosphore remis à disposition est faible et il limite durant toute l'année l'activité phytoplanctonique.

La reprise de l'activité biologique commence à se faire ressentir en avril au niveau chimique. Au fond du lac, la désoxygénation débute après le brassage, elle devient significative à partir du mois d'août, avec des valeurs inférieures à $1\text{mgO}_2/\text{L}$ (Grand Lac). Malgré cette désoxygénation, le relargage de phosphore observé s'est révélé relativement modéré cette année en comparaison des relargages estimés au cours de la chronique des suivis.

Les valeurs de transparence des eaux et de teneurs en phosphore soulignent le caractère oligotrophe marqué du lac d'Annecy.

Les stocks en ions majeurs du lac restent constants et traduisent la stabilité géochimique des apports du bassin versant.

BIBLIOGRAPHIE Chapitre I

- ANNEVILLE O., GINOT V., DRUART J.-C. et ANGELI N., 2002. Long-term study (1974-1998) of seasonal changes in the phytoplankton in Lake Geneva: a multi-table approach. *Journal of Plankton Research*, 24, 993-1007.
- BALVAY, G. et DRUART, J.C., 1992. Le plancton du lac d'Annecy : Historique et inventaire. *Archs. Sci. Genève* 45 (2) : 135 -169.
- BALVAY, G; BLANC, P. et DRUART, J.C. 1998. Suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy. Syndicat intercommunal du lac d'Annecy: 1-64 +2 annexes.
- DRUART, J.C. & PELLETIER J.P., 1998. Variation de l'état trophique du lac d'Annecy (Haute savoie, France) d'après l'analyse des diatomées et des pigments algaux dans quelques carottages. *Arch. Sci. Genève*, 51(3): 325-333.
- ESCOUFIER Y., 1973. Le traitement des variables vectorielles. *Biometrics*, 29, 750-760.
- LAVIT C., ESCOUFIER Y., SABATIER R. et TRAISSAC P., 1994. The ACT (STATIS method). *Comput. Stat. Data Anal.*, 18, 97-119.

CHAPITRE II

ETUDES BIOLOGIQUES

II.1. METHODES D'ETUDE DU PLANCTON

II.1.1. PHYTOPLANCTON

En 2009, 15 campagnes de prélèvements ont été effectuées dans chacune des deux zones du lac d'Annecy (Grand Lac et Petit Lac). Les échantillons d'eau brute ont été prélevés dans la couche 0-18 m avec un appareil intégrateur (Brevet INRA, Pelletier et Orand, 1978) (photo 1). Après la récolte, les échantillons sont immédiatement fixés au lugol (iodure de potassium iodé) 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.

Les abondances sont exprimées en nombre de cellules algales ou de colonies par millilitre d'eau brute, puis transformées en biomasse (poids frais en µg/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

L'échantillonnage, mensuel et bi-mensuel d'avril à août, s'effectue à deux stations pélagiques (GL : Grand Lac et PL : Petit Lac) à l'aide d'un filet de maille de 200 µm lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface.

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 kindti* sont quant à eux, dénombrés dans l'intégrité 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. LE PHYTOPLANCTON

II.2.1. EVOLUTION SAISONNIERE DE L'ANNEE 2009

Evolution des classes d'algues

Les figures II.2.1 et II.2.2 présentent les évolutions saisonnières des principales classes algales (sensu Bourrelly (1972);Bourrelly (1981);Bourrelly (1985)) pour l'année 2009 dans le Grand et le Petit Lac d'Annecy.

Dans le Grand Lac, on observe une dominance du compartiment par les Diatomées et les Cryptophycées jusqu'au 2 juin. Celles-ci sont ensuite remplacées par des Chrysophycées pendant l'été (30/06 au 21/07). Les Cyanobactéries voient leur biomasse augmenter progressivement au mois d'août (4 et 25 août) avec les Dinophycées. La biomasse algale va ensuite diminuer jusqu'en novembre. Le dernier prélèvement de l'année (9/12) est caractérisé par une augmentation de la biomasse liée à des Cyanobactéries.

Dans le Petit Lac, on observe également une dominance du compartiment par les Diatomées et les Cryptophycées jusqu'au mois de mai (18/05). Les Chrysophycées vont voir leur biomasse augmenter en été avec un pic le 30 juin. Tout comme dans le Grand Lac la biomasse en Cyanobactéries va augmenter en milieu d'été (21/07). Puis la biomasse algale totale diminue de fin août à novembre (25/08 au 17/11). De manière similaire au Grand Lac, le dernier prélèvement (9/12) est caractérisé par une forte augmentation de la biomasse en Cyanobactéries.

Suivi du lac d'Annecy 2009

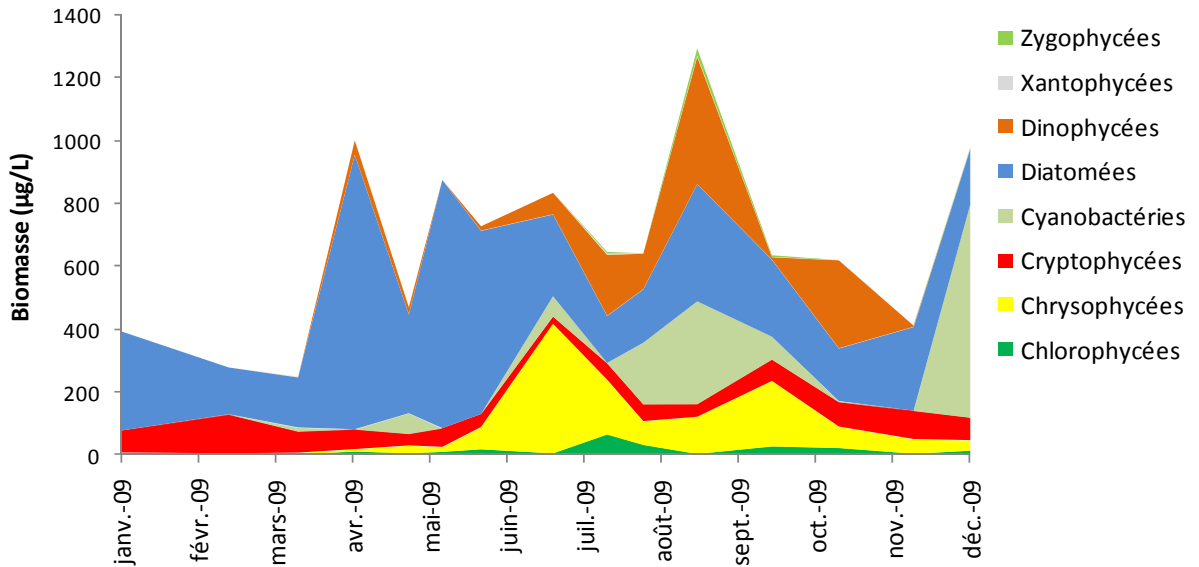


Figure II.2.1 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algues dans le Grand Lac d'Annecy en 2009.

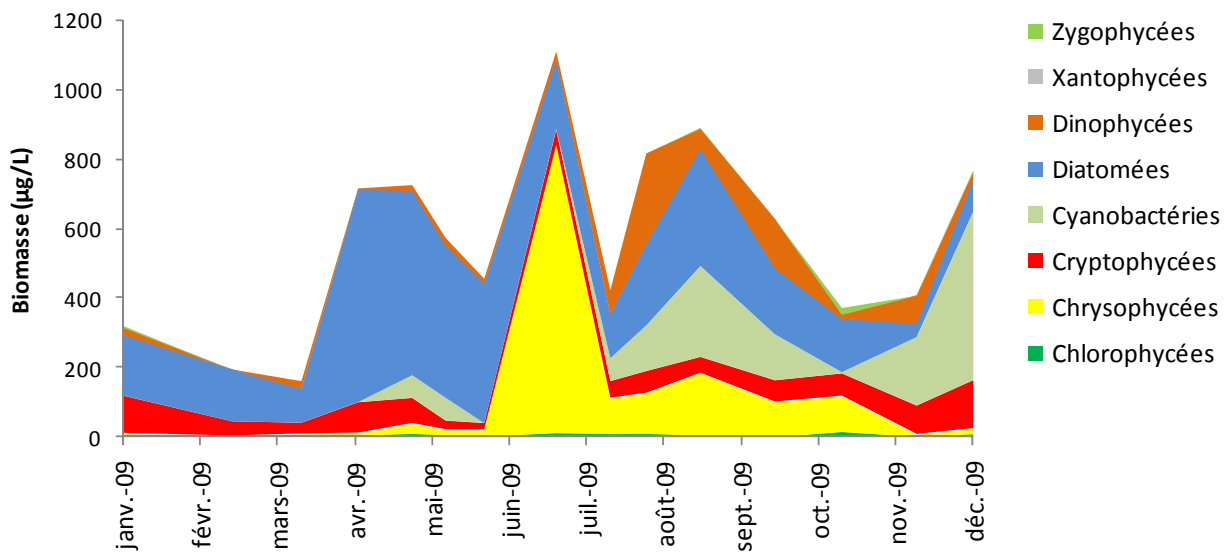


Figure II.2.2 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algues dans le Petit Lac d'Annecy en 2009.

Evolution des espèces dominantes

Les figures II.2.3 et II.2.4 illustrent la dynamique des taxa dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2009 pour le Grand et le Petit Lac (les taxa dominants correspondent aux taxa dont la somme de la biomasse annuelle fait au moins 80% de la biomasse totale annuelle).

Pour les deux lacs, le taxon présentant la biomasse annuelle la plus importante est *Cyclotella costei*. Cette diatomée centrique unicellulaire est présente toute l'année. Elle voit sa biomasse augmenter surtout à partir du 23/03, et rester importante jusqu'au 30/06. Une autre diatomée présentant des biomasses importantes dans les deux lacs est *Fragilaria crotonensis*. Contrairement à *Cyclotella costei*, *Fragilaria crotonensis* est une diatomée pennée coloniale. Elle a été observée lors des mois de janvier et février de l'année 2009, puis de façon très sporadique le restant de l'année.

Le deuxième taxon présentant la biomasse la plus élevée est *Aphanocapsa delicatissima*. Il s'agit d'une cyanobactérie coloniale non toxique. Sa biomasse est importante surtout en août et lors du dernier prélèvement de l'année (9/12).

On observe également des biomasses significativement importantes de *Dinobryon pediforme* et *D. sociale* var. *americanum* au cours de l'été.

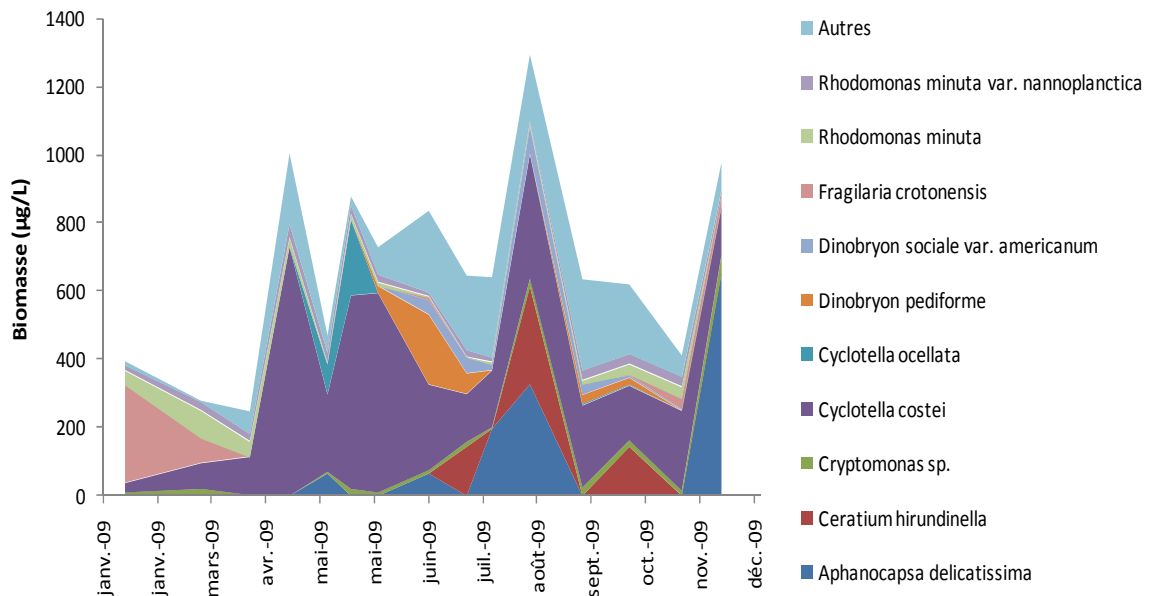


Figure II.2.3 : Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxa du phytoplancton dans le Grand Lac d'Annecy en 2009.

Suivi du lac d'Annecy 2009

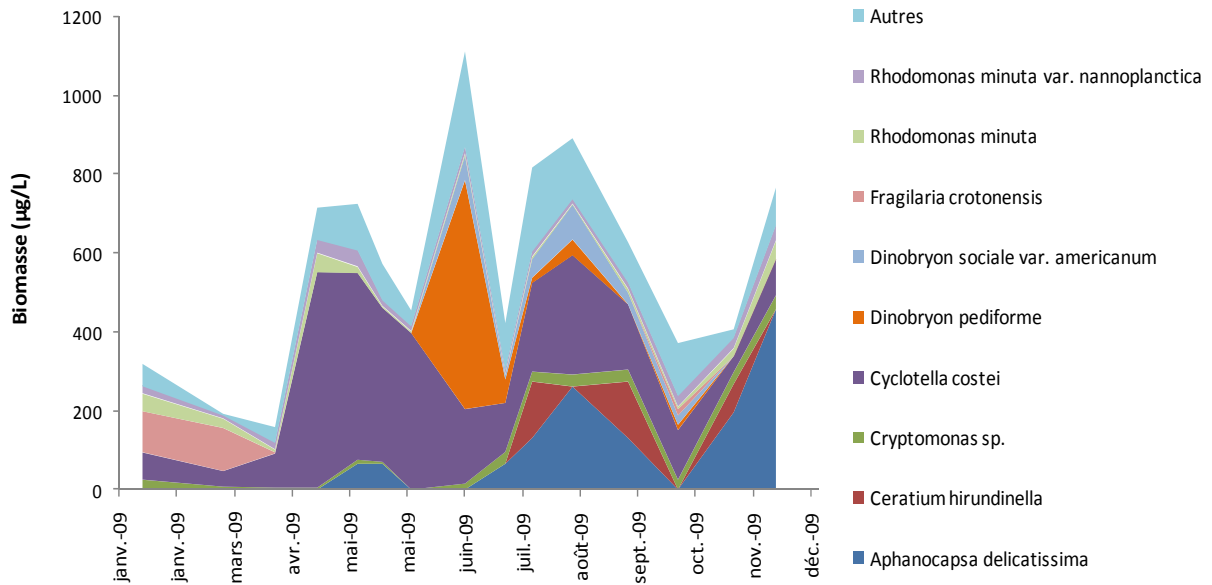


Figure II.2.4 : Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxa du phytoplancton dans le Petit Lac d'Annecy en 2009.

Evolution du micro et nanophytoplancton

Les deux lacs (figures II.2.5, II.2.6), présentent des évolutions du nano et microphytoplancton similaires. Une phase de début d'année où le microphytoplancton est dominant (13/01 et 24/02), puis une phase où la tendance est inverse (23/03 au 2/06) et pendant laquelle le microphytoplancton est très peu abondant. C'est à partir du début de l'été (30/06) que le microphytoplancton redevient dominant, jusqu'à la fin de l'année.

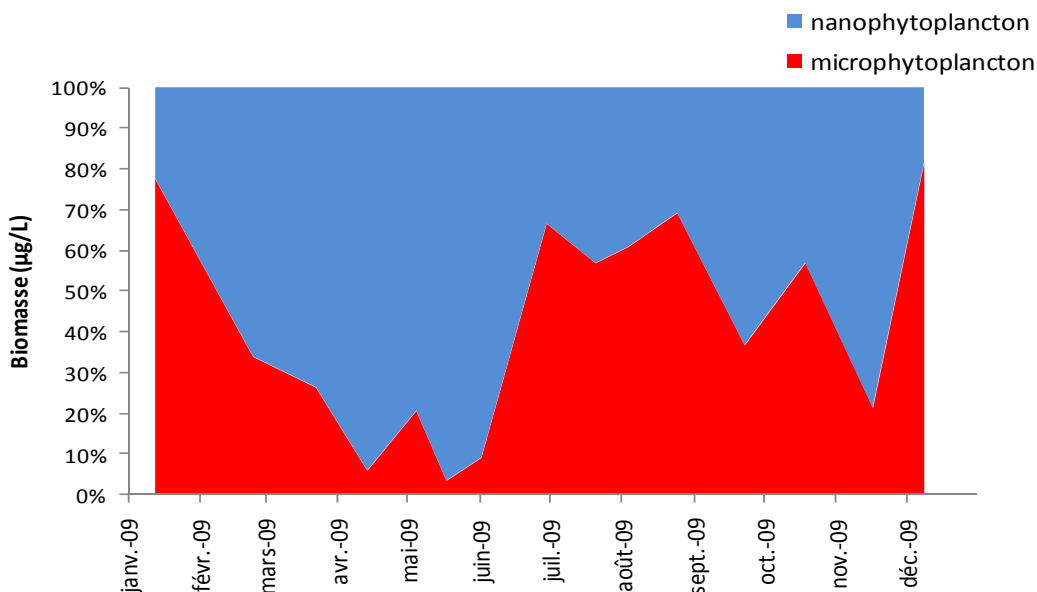


Figure II.2.5 : Evolution du nano et microphytoplancton dans le Grand Lac.

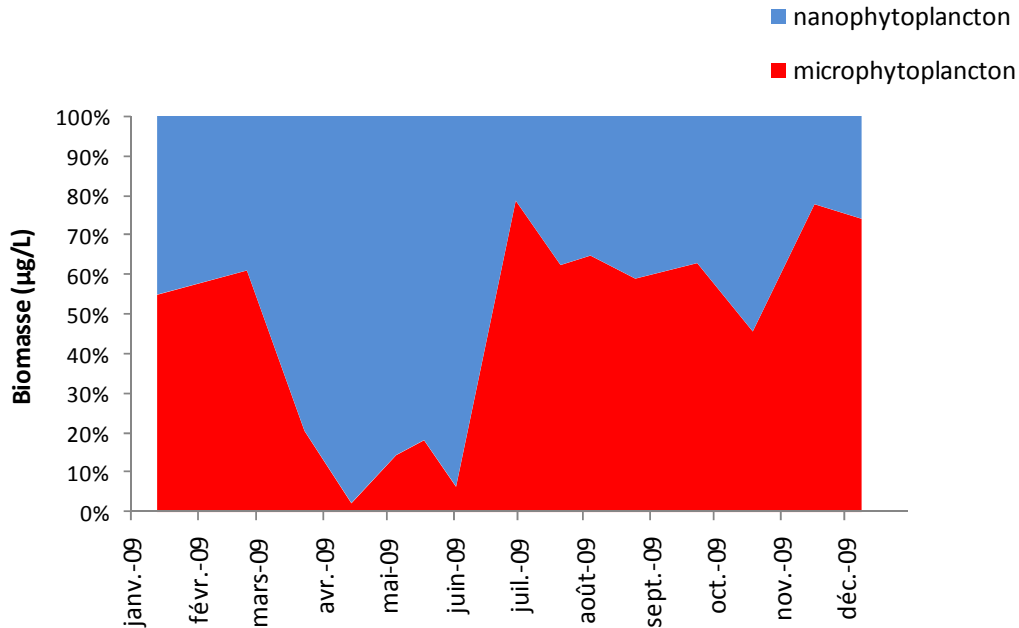


Figure II.2.6 : Evolution du nano et microphytoplankton dans le Petit Lac.

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 taxa 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.2.7 et II.2.8 présentent la dynamique saisonnière des groupes fonctionnels de 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, le début de l'année (13/01 et 24/02) est dominé 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) ; ces taxa vont disparaître le restant de l'année. A partir du 23/03 jusqu'au 30/06 la part prise par *Cyclotella costei* (non classée par les groupes fonctionnels de Reynolds et al. 2002) va être très importante (entre 30 et 80% de la biomasse algale). Ce taxon va rester abondant jusqu'en fin d'année. *Cyclotella costei* caractérise la phase de ré-

oligotrophisation du Léman d'après Rimet *et al.* (2009) ; il peut également être considéré pour le lac d'Annecy comme un taxon indicateur de bonne qualité des eaux.

Ensuite, le groupe E va apparaître pendant l'été (30/06 au 21/07), il rassemble des taxa mixotrophes (*Dinobryon* spp., *Mallomonas* spp.) tolérants aux faibles concentrations en nutriments et souvent observés dans les lacs oligotrophes.

Au mois d'août (4 et 25 août), le groupe K, correspondant à des Cyanobactéries coloniales non toxiques (*Aphanocapsa* spp., *Aphanothece* spp.) va présenter une biomasse importante. Ce groupe rassemble des taxa sensibles au brassage des eaux. Après le mois d'août la biomasse algale diminue jusqu'en novembre. Le dernier prélèvement est caractérisé par une nouvelle augmentation de la biomasse liée au groupe K.

Pour le Petit Lac, la dynamique est très proche de celle du Grand Lac. On observe également un début d'année (janvier et février) dominé par la biomasse de taxa du groupe P, puis on observe ensuite une forte augmentation de la biomasse de *Cyclotella costei*. Ensuite le groupe E va voir sa biomasse augmenter et atteindre un pic le 30 juin (*Dinobryon* spp., *Mallomonas* spp.). Tout comme dans le Grand Lac, la biomasse du groupe E va graduellement réduire et être remplacé par des Cyanobactéries coloniales non toxiques appartenant au groupe K. La biomasse algale va décroître à partir de fin août jusqu'à la mi-novembre (25/08 au 17/11). Le dernier prélèvement de l'année (9/12) va voir sa biomasse augmenter essentiellement par le fait de taxa du groupe K.

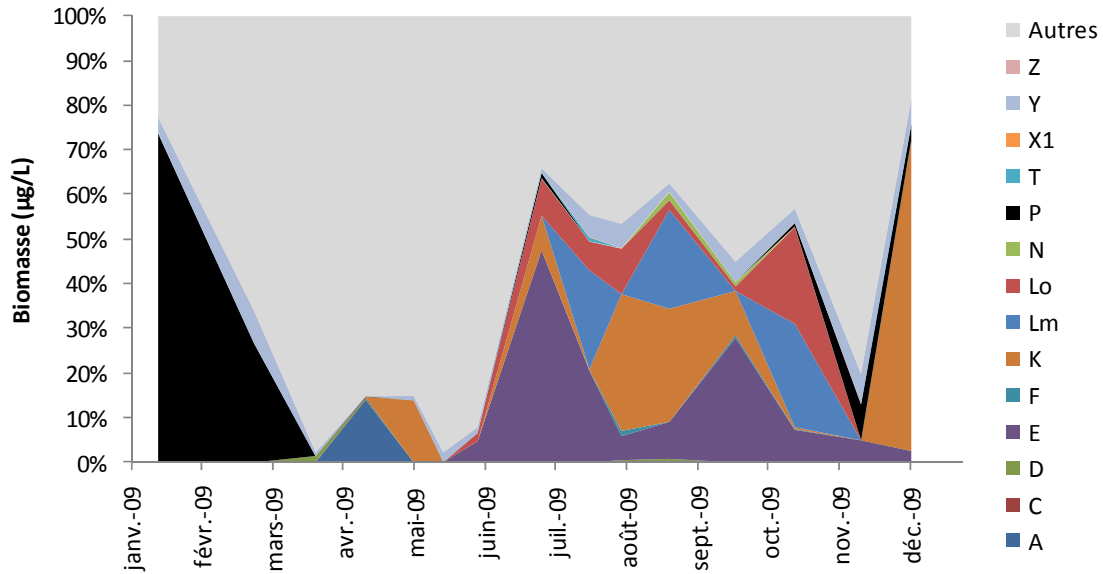


Figure II.2.7 : Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres A à Z, « autres » correspond aux taxa non classés par Reynolds et al. (2002)) dans le Grand Lac d'Annecy en 2009. La définition de chaque groupe fonctionnel est donnée dans l'annexe 1.

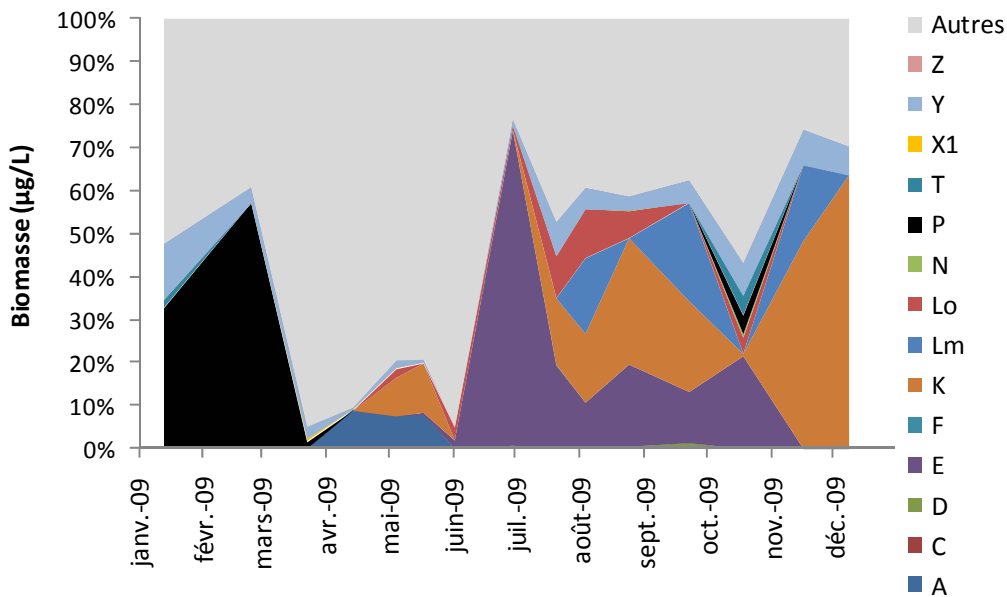


Figure II.2.8 : Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres A à Z, « autres » correspond aux taxa non classés par Reynolds et al. (2002)) dans le Petit Lac d'Annecy en 2009. La définition de chaque groupe fonctionnel est donnée dans l'annexe 1.

II.2.2. Evolution interannuelle

Evolution des classes d'algues

Les figures II.2.9 et II.2.10 présentent les dynamiques des principales classes algales (sensu Bourrelly) respectivement pour le Grand et le Petit Lac.

Pour le Grand Lac, on remarque que l'année 2009 présente la plus faible valeur de biomasse sur toute la chronique 1996-2009. Il est intéressant de souligner que de l'année 2007 à 2009 avec également l'année 1999 les proportions en Cyanobactéries sont les plus élevées de la chronique. Il s'agit essentiellement de taxa coloniaux non toxiques du genre *Aphanocapsa*.

Pour le Petit Lac, l'année 2009 présentent la 2^{ème} biomasse la plus faible de toute la chronique (après 2002). Les proportions des différentes classes algales sont proches de celles des 3 années précédentes.

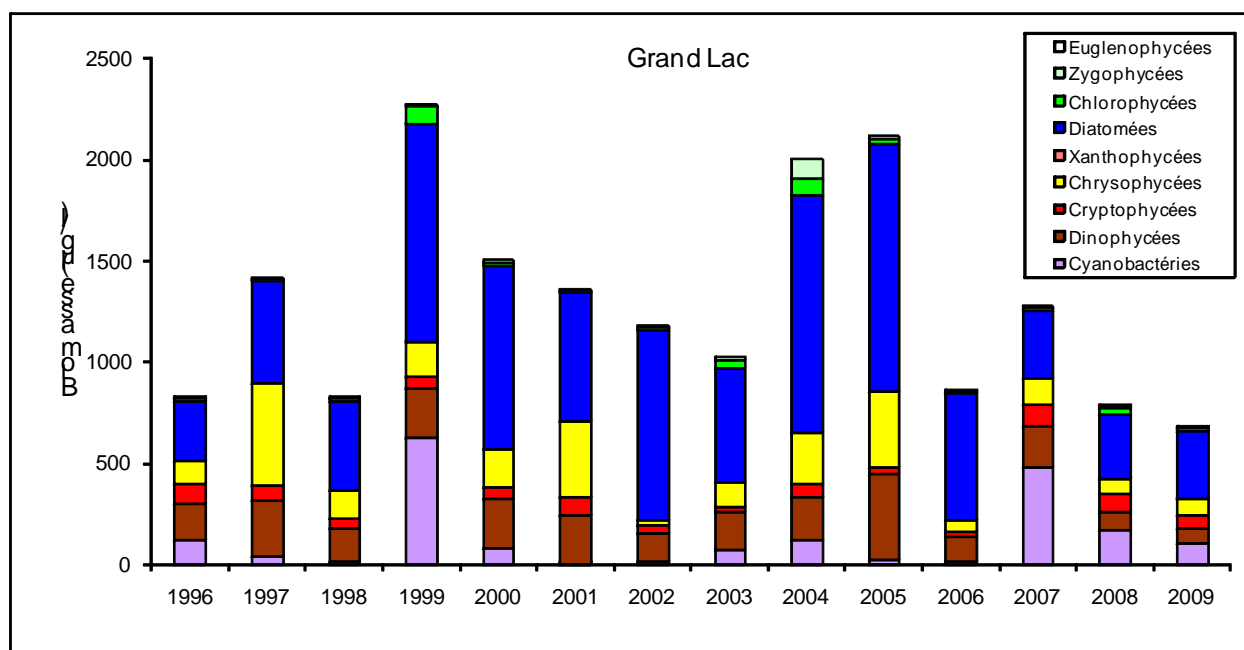


Figure II.2.9 : Evolution interannuelle des principales classes algales dans le Grand Lac d'Annecy.

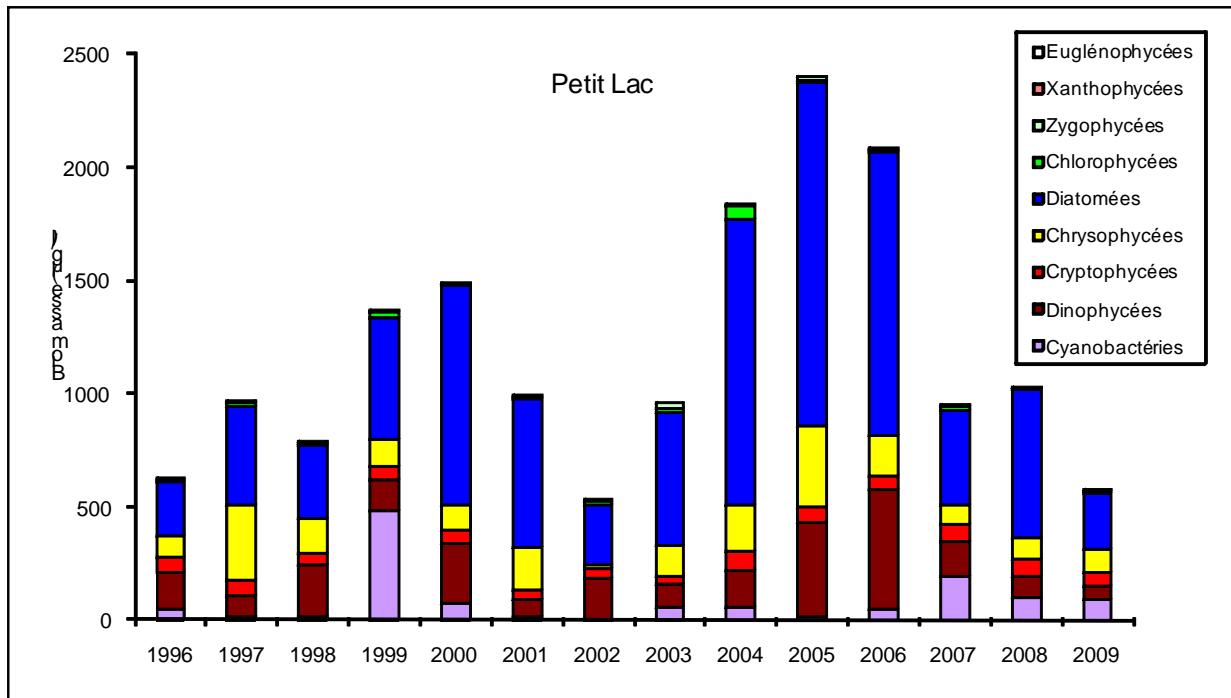


Figure II.2.10 : Evolution interannuelle des principales classes algales dans le Petit Lac d'Annecy.

Evolution de la diversité

Les figures II.2.11 et II.2.12 présentent l'évolution de l'indice de diversité (Indice de Shannon) respectivement pour le Grand et le Petit lac.

L'évolution de la diversité entre les deux lacs est similaire, on observe une diminution graduelle de la diversité depuis 1996. L'année 2009 présente la diversité la plus faible de toute la chronique pour les deux lacs.

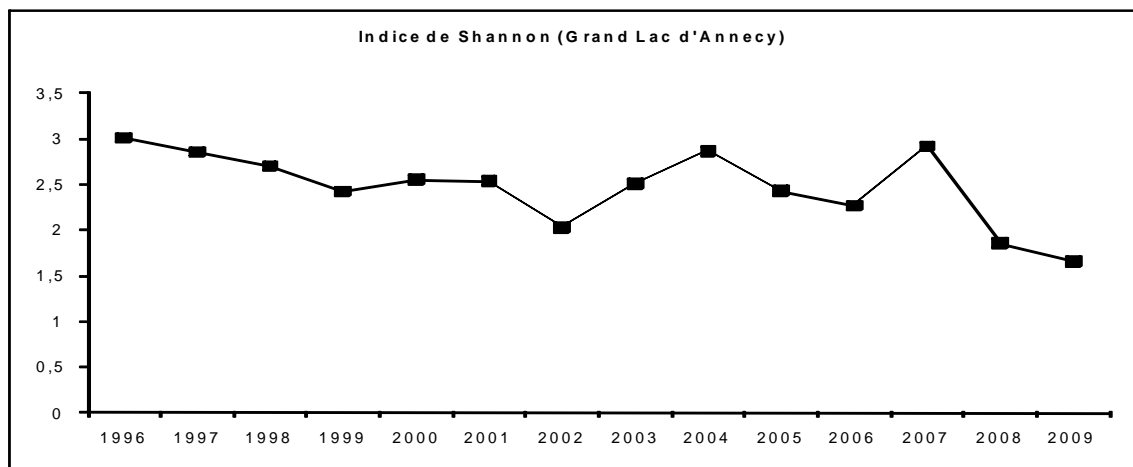


Figure II.2.11 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon dans le Grand Lac d'Annecy.

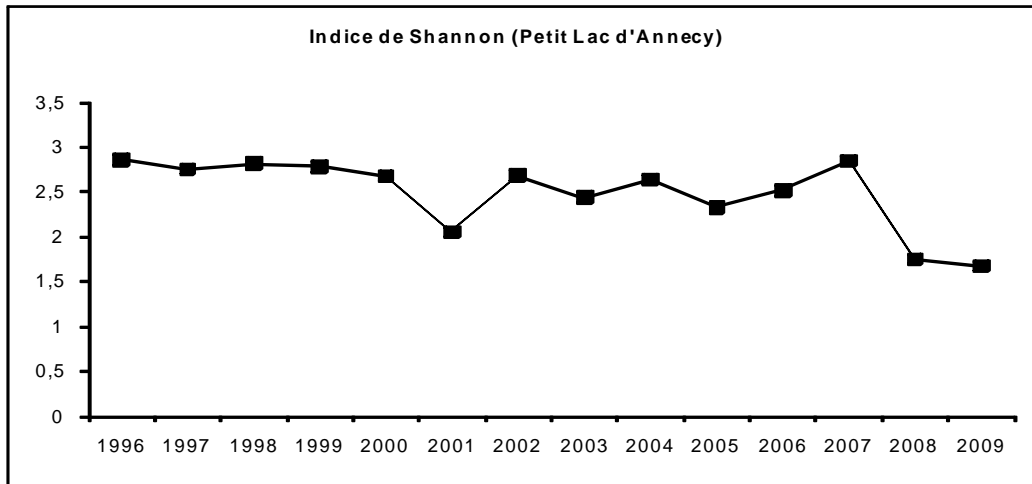


Figure II.2.12 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon dans le Petit Lac d'Annecy.

Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) est présentée dans les figures II.2.13 et II.2.14 respectivement pour le Grand et le Petit Lac. Pour le Petit et le Grand Lac, une forte proportion de la biomasse n'est classée dans aucun groupe fonctionnel : de nombreux taxa ne sont pas recensés dans le travail de Reynolds *et al.* (2002).

Pour le Grand et le Petit Lac, on observe la présence récurrente du groupe E de 1996 à 2009, regroupant des taxa mixotrophes tolérant les faibles concentrations en nutriments (*Dinobryon* spp., *Mallomonas* spp.).

La tendance observée l'an dernier pour le groupe C se confirme en 2009. En effet ce groupe rassemble les taxa caractéristiques de lacs eutrophes brassés, sensibles aux faibles concentrations en silice. Dans les deux lacs, ce groupe voit sa biomasse augmenter de 2001 à 2005, puis réduire jusqu'à 2009 (on note toutefois un pic de biomasse pour ce groupe en 2008).

Pour les deux lacs, le groupe X1 (*Chlorella* spp., *Ankyra* spp., *Monoraphidium* spp.) se raréfie graduellement : l'année 2009 présente les biomasses les plus faibles de toute la chronique. Il regroupe des taxa sensibles au broutage et préférant les eaux stratifiées.

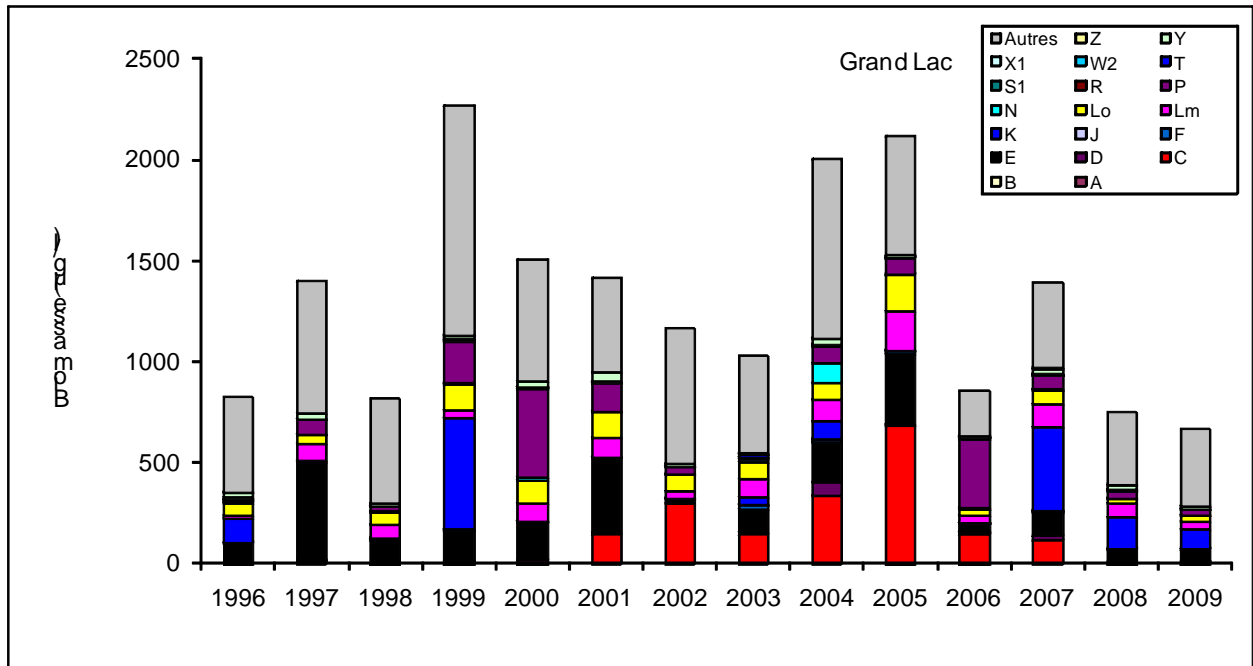


Figure II.2.13 : Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) pour le Grand Lac.

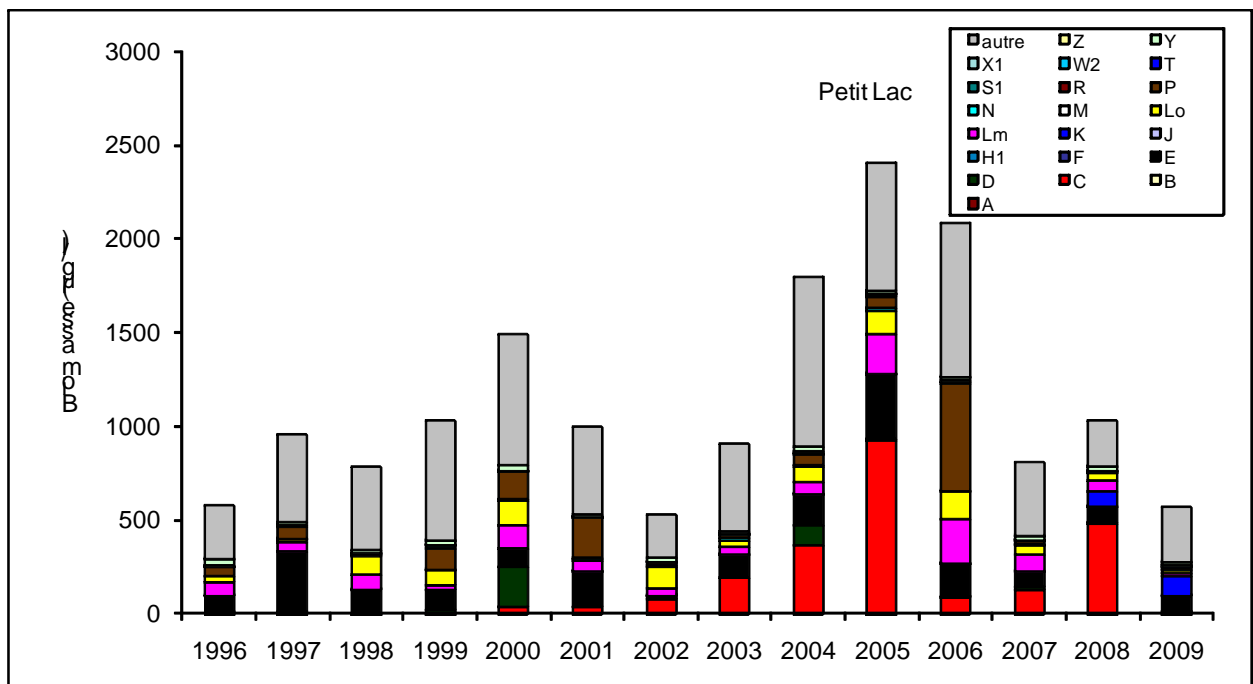


Figure II.2.14 : Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) pour le Petit Lac.

Evolution du micro et nanophytoplancton

Les figures II.2.15 et II.2.16 présentent l'évolution du micro et du nanophytoplancton dans le Grand et le Petit Lac d'Annecy respectivement.

La dynamique inter-annuelle de ce paramètre est similaire dans les deux lacs. Pour toute la chronique 1996-2009, le nanophytoplancton est dominant. Seule pour l'année 2008 le microphytoplancton domine le compartiment.

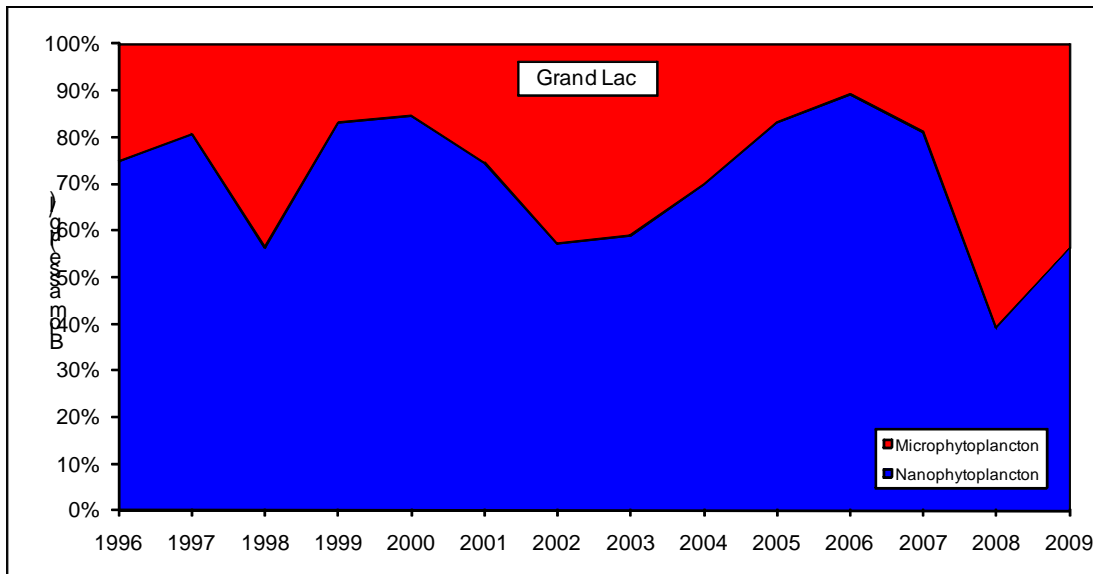


Figure II.2. 15 : Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro et nanophytoplanctoniques pour le Grand Lac d'Annecy.

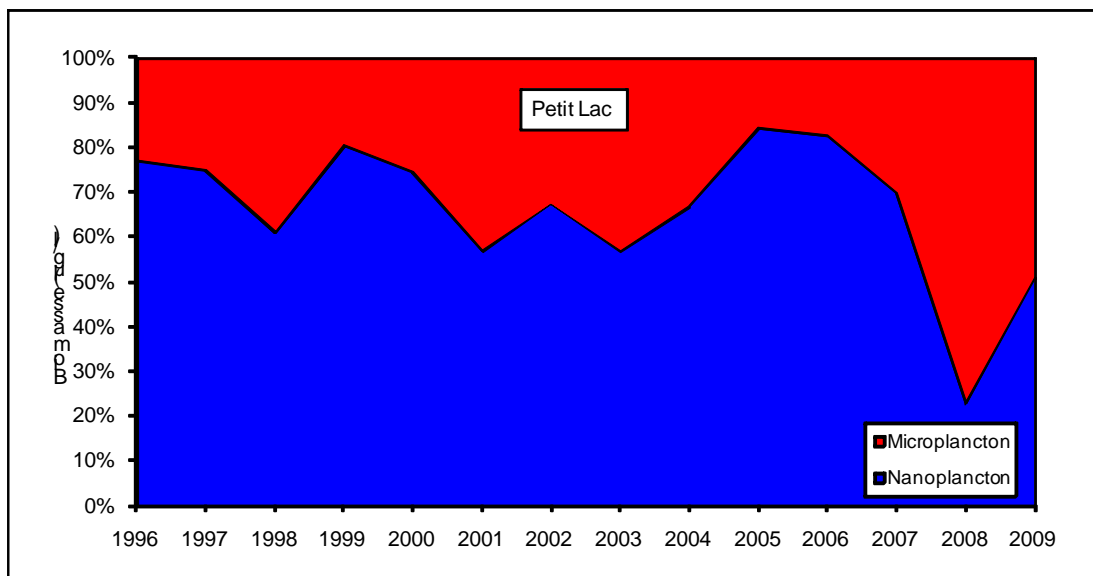


Figure II.2.16 : Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro et nanophytoplanctoniques pour le Petit Lac d'Annecy.

II.2.3. Conclusions

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2009

Pour les deux lacs, la dynamique saisonnière est très semblable et peut-être résumée de façon commune :

- Une phase hivernale et printanière du 13/01 au 2/06, essentiellement dominée par des diatomées. Des diatomées pennées, sensibles à la stratification et aux faibles concentrations en silice vont d'abord dominer le peuplement en janvier et février. La biomasse phytoplanctonique va ensuite augmenter (du 23/03 au 2/06) et ce sont des diatomées centriques (essentiellement *Cyclotella costei*) qui vont alors former l'essentiel de la biomasse ; c'est également la seule période de l'année où le nanophytoplancton est largement dominant par rapport au microphytoplancton.
- Une phase estivale, pendant laquelle des Chrysophycées, tolérant les faibles concentrations en nutriments vont dominer la biomasse algale (30/06 au 21/07). Des Cyanobactéries coloniales non toxiques vont ensuite se développer en fin d'été (4 au 25/08). Il s'agit de Cyanobactéries sensibles au brassage des eaux (*Aphanocapsa* spp., *Aphanothece* spp.).
- Une phase automnale (23/09 au 17/11) pendant laquelle la biomasse algale diminue. L'espèce dominante est alors *Cyclotella costei*. Le dernier prélèvement est caractérisé par une augmentation de la biomasse essentiellement par le fait de Cyanobactéries coloniales (*Aphanocapsa* spp., *Aphanothece* spp.).

L'évolution interannuelle

Pour les deux lacs, l'année 2009 présente des biomasses parmi les plus faibles de la chronique 1996-2009. On remarque également que pour les deux lacs, la diversité algale diminue graduellement, les années 2008 et 2009 sont les années qui présentent les indices de diversité les plus faibles.

L'année 2009 confirme les tendances observées l'année précédente : les taxa présentant les biomasses les plus élevées et recensés de manière récurrente sur la chronique 1996-2009 dans les deux lacs sont des taxa mixotrophes, adaptés aux eaux caractérisées par de faibles concentrations en nutriments (*Dinobryon* spp., *Mallomonas* spp.).

Pour les deux lacs, les taxa sensibles au broutage, présentent une cinétique de raréfaction : les années 2008 et 2009 sont les années qui présentent les biomasses les plus faibles de ces taxa qui appartiennent essentiellement aux Chlorophycées. Le caractère oligotrophe du lac d'Annecy est donc confirmé par la présence des espèces mixotrophes (*Dinobryon* spp., *Mallomonas* spp.) ainsi que celle d'espèce telle que *Cyclotella costei* considérée comme indicateur de bonne qualité des eaux.

II.3. ZOOPLANCTON

II.3.1 COMPOSITION ET EVOLUTION A LONG TERME DE LA COMMUNAUTE ZOOPLANCTONIQUE

II.3.1.1 Composition de la communauté en 2009

La communauté zooplanctonique crustacéenne est dominée par les Copépodes, qui représentent respectivement 78% et 68% de l'abondance crustacéenne totale dans le Grand et le Petit Lac respectivement. Les deux ordres de copépodes, Cyclopoïdes et Calanoïdes, représentent en 2009 des proportions quasiment égales de l'abondance crustacéenne (42% et 36% dans le Grand Lac et 36 % et 32 % dans le Petit Lac, respectivement). Les cladocères ne représentent ainsi que 22% et 32% de l'abondance crustacéenne totale.

La méthode d'échantillonnage permet également de capturer les larves véligères de *Dreissena polymorpha* et les grosses espèces de rotifères. En 2009, trois espèces de rotifères (*Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina* et *Conochilus unicornis*) ont été dénombrées dans les échantillons. *Chaoborus* a été observé sporadiquement dans les deux bassins.

II.3.1.2. Evolution à long terme de composition de la communauté

L'abondance moyenne annuelle des crustacés dans le Grand lac d'Annecy en 2009 a atteint 300 000 ind.m⁻², valeur légèrement inférieure à la moyenne des abondances totales observées sur la série 1995-2009 (figure II.3.1). Tant dans le Grand

que dans le Petit Lac, s'esquisse une tendance générale à la diminution de l'abondance des crustacés, amorcée en 2005-2006. Cette tendance résulte essentiellement d'une diminution des effectifs des Cyclopoïdes et des cladocères depuis 2005-2006, et ce, en dépit d'une augmentation générale de l'abondance des Calanoïdes depuis 2001.

Les abondances des Cyclopoïdes sont très fluctuantes d'une année à l'autre et aucune tendance à long-terme n'apparaît. En 2009, les Cyclopoïdes sont présents avec de faibles abondances pour une 2^{ème} année consécutive, sans toutefois paraître comme une année atypique pour cet ordre.

Les abondances des Cladocères ont été relativement faibles en 2009, confirmant la tendance à la diminution des effectifs observées depuis 2005.

Les abondances de Calanoïdes atteignent, en 2009, des valeurs proches des valeurs records de 2008, autour de 110 000 ind.m⁻² pour les deux bassins, c'est-à-dire 50 fois supérieures à celles observées entre 1995 et 2001 (figure II.3.1).

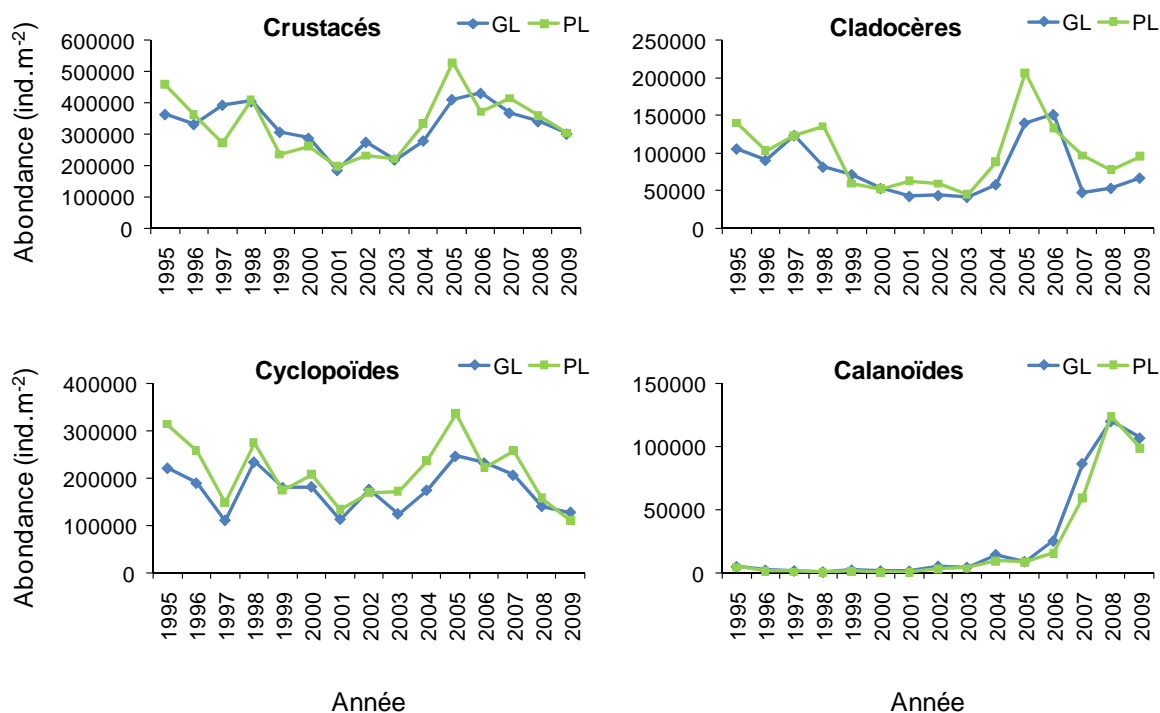


Figure II.3.1. Evolution de l'abondance des microcrustacés 1995-2009.

Bien que les abondances de crustacés soient à présent comparables à celles de 1995, la communauté zooplanctonique présente toutefois de profonds changements de structure entre 1995 et 2009 (Figure 2).

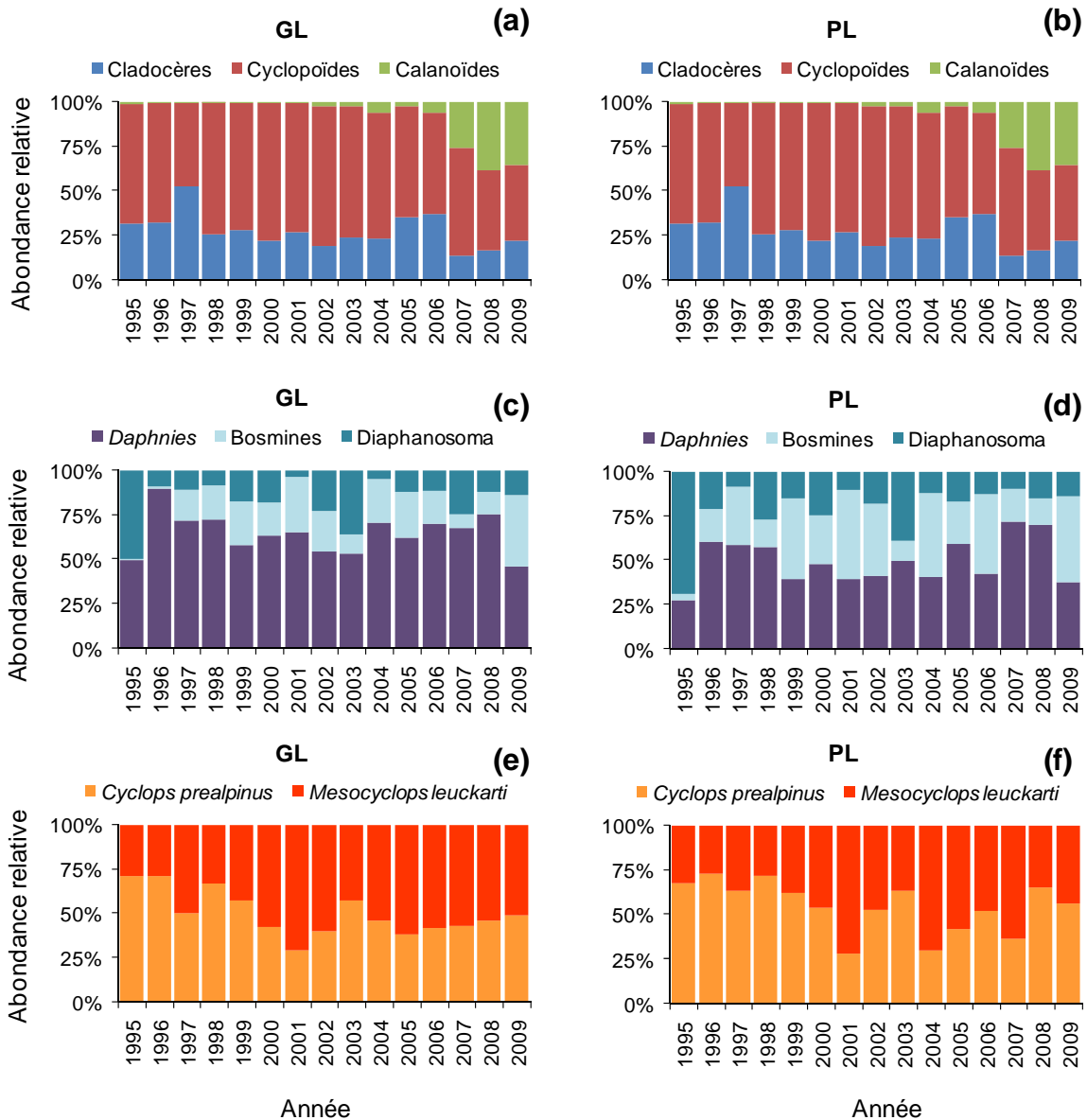


Figure II.3.2. Evolution de la composition de la communauté crustacéenne totale (a,b), de la communauté des cladocères herbivores (c,d) et des Cyclopoïdes (e,f) entre 1995 et 2009 dans le GL (a,c,e) et PL (b,d,f).

Entre 1995 et 2004, la communauté zooplanctonique était largement dominée par les Cyclopoïdes, représentant plus de 70% des crustacés tandis que les Calanoïdes représentaient moins de 10% de l'abondance crustacéenne totale. Depuis 2001, la contribution des Calanoïdes à la communauté zooplanctonique augmente. Depuis 2008, la contribution des Calanoïdes à l'abondance crustacéenne totale surpasse celle des cladocères dans les deux bassins, et, en 2009, elle représente une proportion comparable à celles des Cyclopoïdes. Les Calanoïdes sont une espèce à

développement de fin d'été (Anneville et Laine, 2004). Cette tendance à l'augmentation des abondances de Calanoïdes pourrait, par conséquent, résulter de conditions thermiques et/ou nutritionnelles plus favorables en fin d'été et en automne depuis 2001.

Les changements inter-annuels de la communauté des cladocères herbivores ne suivent aucune tendance nette. En 2009 toutefois, les Bosmines dominent la communauté des cladocères herbivores.

Par contre, la communauté des Cyclopoïdes est passée d'une dominance de *Cyclops prealpinus* entre 1995-2000 à une dominance par *Mesocyclops leuckartii* depuis 2001. Cette tendance est plus nette pour le Grand Lac que pour le Petit Lac.

II.3.1.3. Evolution à long terme des biovolumes sédimentés

Les deux bassins présentent des évolutions inter-annuelles qui reflètent celles observées pour la communauté crustacéenne totale (figure II.3.3).

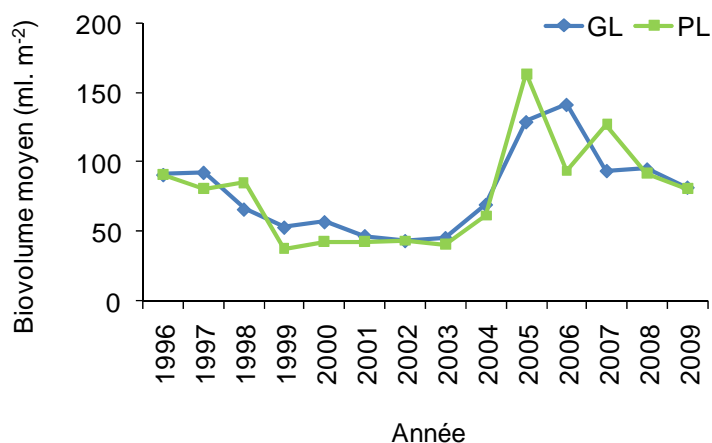


Figure II.3.3. Evolution des moyennes annuelles de l'abondance du zooplancton sédimenté (1996-2009).

II.3.2. DYNAMIQUE SAISONNIERE EN 2009

II.3.2.1. Dynamique saisonnière des Cladocères

Alors qu'au cours des années précédentes, la dynamique saisonnière des Cladocères était essentiellement le fait de celles des Daphnies, celle observée en 2009 est, du fait des effectifs abondants des Bosmines, plus complexe. Dans les deux bassins du lac d'Annecy, la dynamique saisonnière des Daphnies en 2009 suit la dynamique typique observée depuis 1995, caractérisée par la présence de deux pics : le premier en fin de printemps et le second en début d'automne (figure II.3.4). Les

abondances maximales printanières sont atteintes le 2 juin, avec des effectifs de 93 000 ind.m⁻² dans le Grand Lac, et près de 3 fois supérieurs dans le Petit Lac, avec 260 000 ind.m⁻². Les abondances estivales de Daphnies sont faibles (<40 000 ind.m⁻²) dans les deux bassins, avant un second pic d'abondance en fin d'été (25/08), avec des abondances de 150 000 et 50 000 ind.m⁻² dans le Grand et Petit Lac respectivement. Les abondances de *D. brachyurum* montrent un pic estival synchrone avec celui des Daphnies, à des valeurs proches de 100 000 ind.m⁻². Les abondances des Daphnies et de *D. brachyurum* décroissent ensuite rapidement durant l'automne.

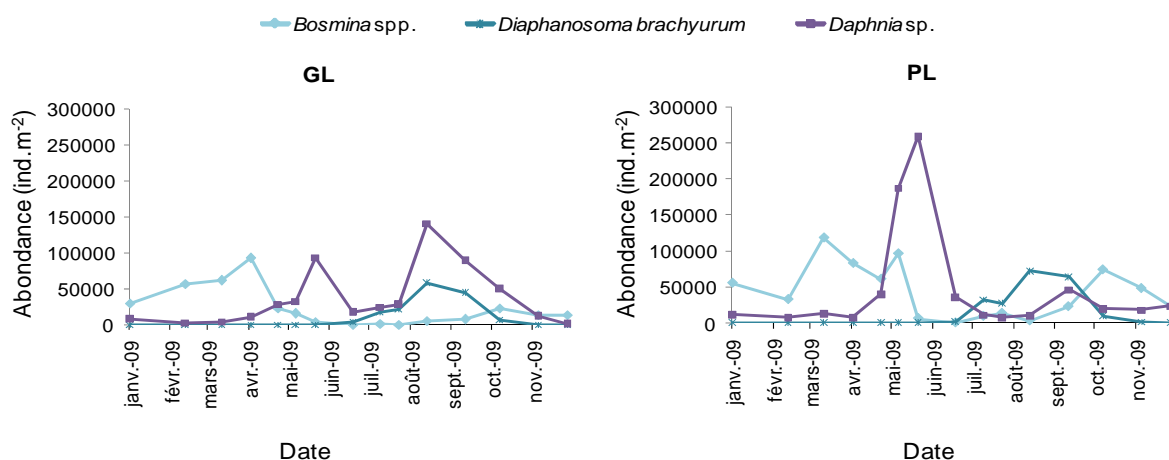


Figure II.3.4. Evolution saisonnière des abondances des différentes espèces de Cladocères herbivores identifiées en 2009

Dans les deux bassins, la dynamique saisonnière des Bosmines est en parfaite anti-phase par rapport à celle des Daphnies, avec un pic précoce au printemps (23/3-14/4) à des valeurs proches de 100 000 ind.m⁻², des abondances quasi-nulles en fin de printemps et en été, et un second pic, plus modeste, en fin d'automne.

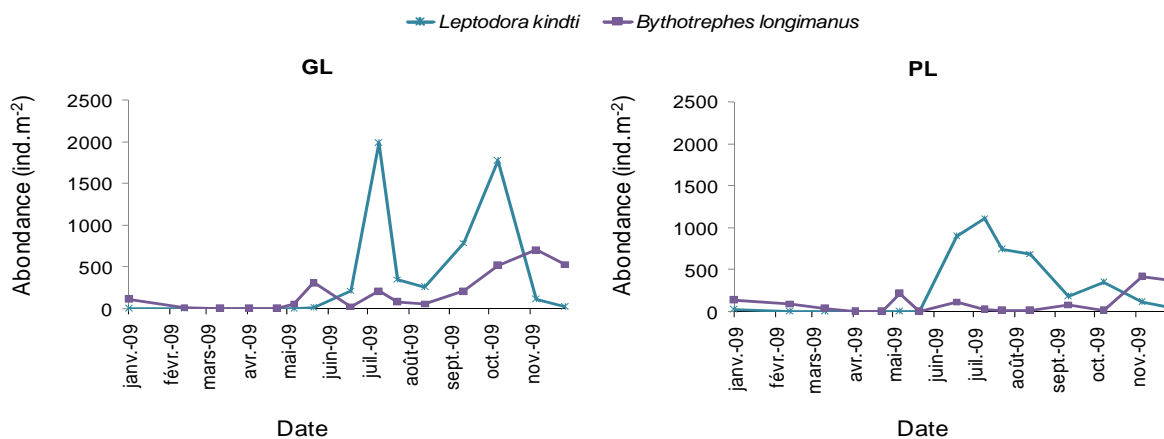


Figure II.3.5. Evolution saisonnière des abondances des différentes espèces de Cladocères carnivores identifiées en 2009

Les Cladocères carnivores (*Leptodora kindti* et *Bythotrephes longimanus*) présentent une évolution relativement similaire dans les deux bassins (figure II.3.5). *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 2009. *L. kindti* atteint ses maxima en début d'été avec des effectifs de 2000 et 1500 ind.m⁻² dans le Grand Lac et le Petit Lac respectivement, et se maintiennent à des abondances relativement élevées jusqu'en fin d'automne 2009.

II.3.2.2. Dynamique saisonnière des copépodes

Les deux espèces de copépodes Cyclopoïdes suivent des dynamiques similaires dans les deux bassins en 2009 (Figure II.3.6). *Cyclops prealpinus* montre des abondances hivernales faibles, un pic d'abondance printanier à des valeurs proches de 150 000 ind.m⁻² dans les deux bassins, puis une décroissance des effectifs tout au long de l'été et de l'automne. La dynamique de *Mesocyclops leuckarti* est, quant à elle, inverse, avec des effectifs hivernaux relativement élevés (~100 000 ind.m⁻²), de faibles abondances printanières et des forts effectifs de fin d'été et/ou d'automne (entre 100 000 et 150 000 ind.m⁻²).

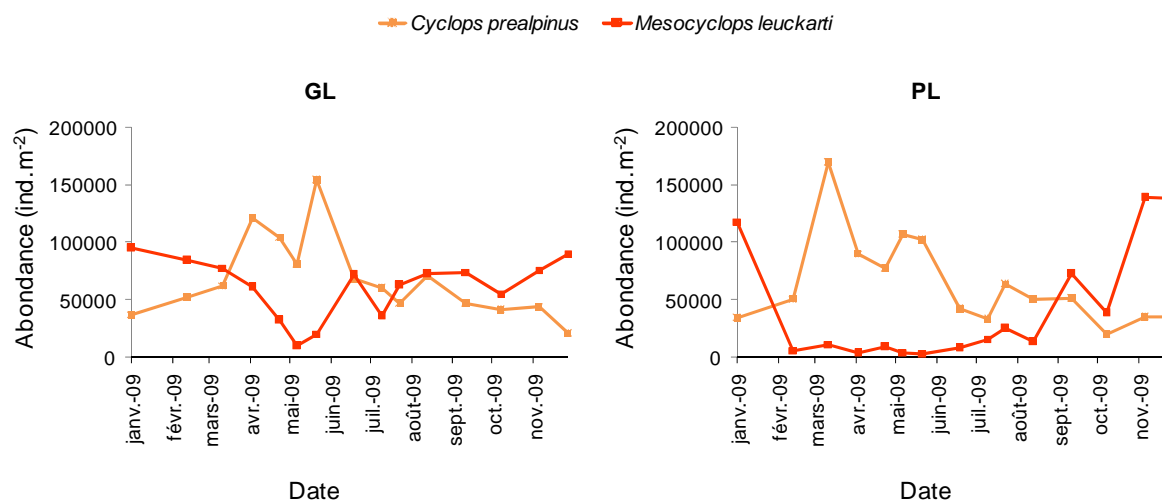


Figure II.3.6. Evolution saisonnière des abondances des différentes espèces de copépodes cyclopoïdes en 2009

La dynamique saisonnière de *Mixodiaptomus laciniatus* est plus marquée dans le Petit Lac que dans le Grand Lac en 2009 (Figure II.3.7). Dans le Grand Lac, *M. laciniatus* est abondant tout au long de l'année avec des effectifs généralement > 100

000 ind.m⁻², sans variations saisonnières très nettes. Dans le Petit Lac, la dynamique de *M. laciniatus* est très similaire à celle de *C. prealpinus*, avec un pic d'abondance précoce au printemps (250 000 ind.m⁻²) puis une décroissance des effectifs tout au long de l'été de l'automne.

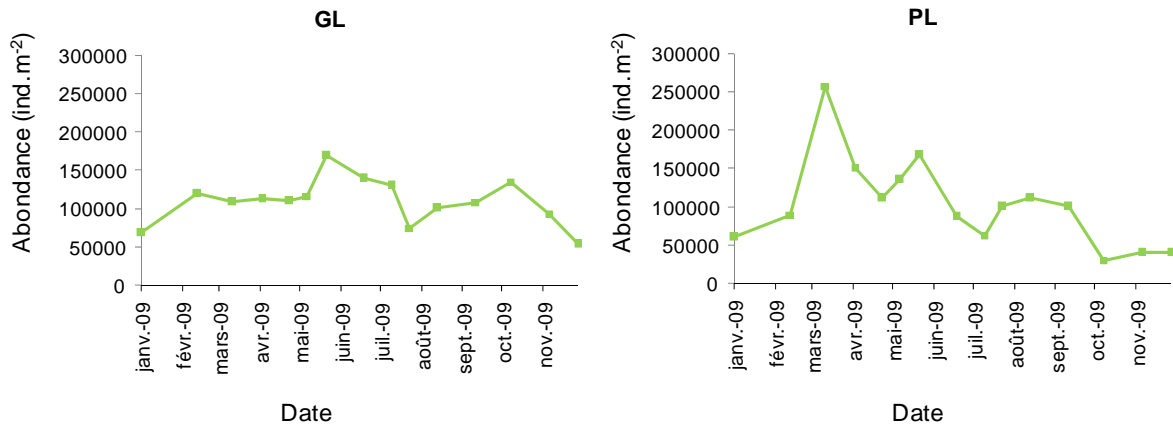


Figure II.3.7. Evolution saisonnière des abondances de l'unique espèce de Calanoïde du Lac d'Annecy (*Mixodiaptomus laciniatus*) en 2009

II.3.2.3. Variation saisonnière des biovolumes sédimentés

Si les maxima de biovolumes sédimentés atteignent dans les deux bassins des valeurs similaires (200 ml.m⁻²), leurs dynamiques sont totalement décalées en 2009.

Dans le Grand Lac, la dynamique saisonnière du biovolume sédimenté reflète essentiellement les pics d'abondances automnaux des crustacés, tandis que dans le Petit Lac, le biovolume sédimenté reflète les pics d'abondance de fin de printemps.

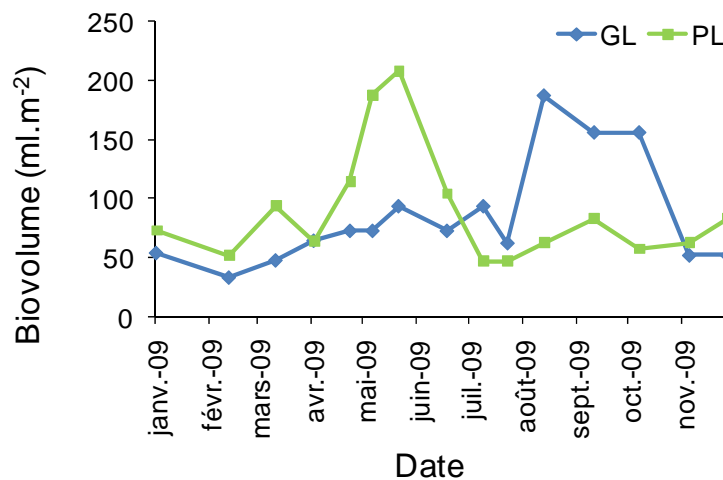


Figure II.3.8. Evolution annuelle du biovolume sédimenté en 2009

II.3.2.4. Variation saisonnière des espèces non crustacéennes

Kellicottia longispina (Figure II.3.9) et *Conochilus unicornis* (Figure II.3.10) présentent toutes deux en 2009 des maxima d'abondance estivaux dans les deux bassins, tandis que *Asplanchna priodonta* suit essentiellement une dynamique, quoique plus marquée dans le Grand Lac, à plus fortes abondances printanières, avec des maxima de 200 000 ind.m⁻² dans le Grand Lac contre 50 000 ind. m⁻² seulement dans le Petit Lac (Figure II.3.9).

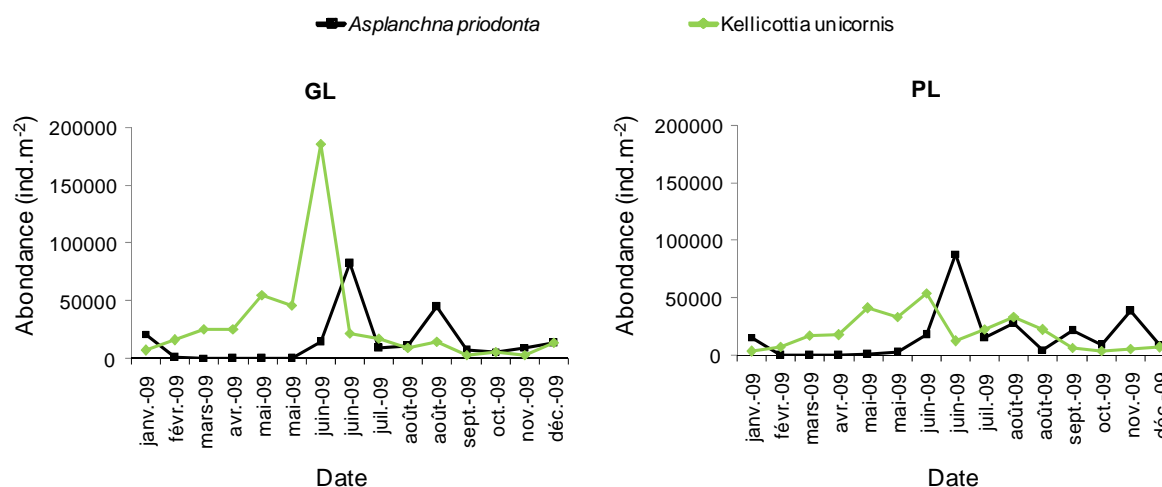


Figure II.3.9. Evolution saisonnière des abondances de *Kellicottia longispina* et *Asplanchna priodonta* en 2009.

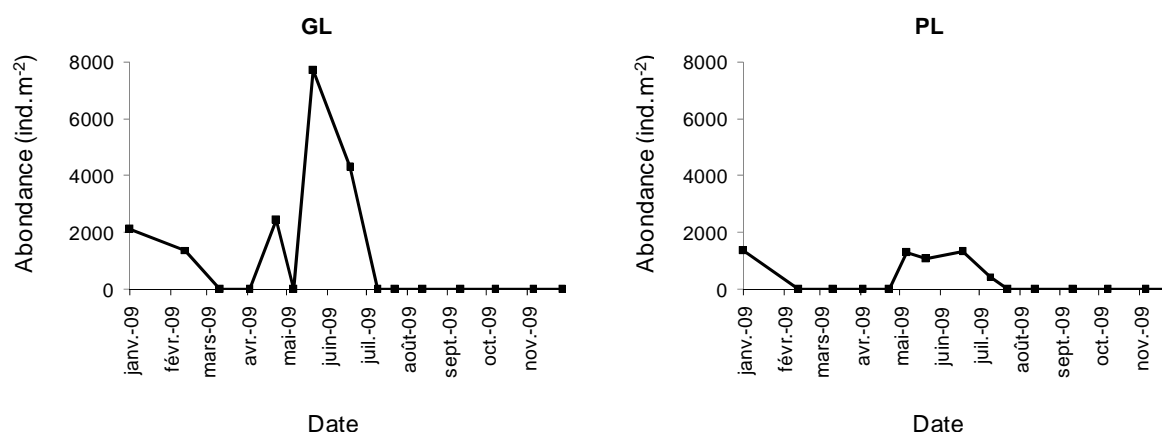


Figure II.3.10. Evolution saisonnière des abondances de *Conochilus unicornis* en 2009.

La larve véligère de la moule zébrée d'eau douce *Dreissena polymorpha* n'a été observée qu'à une unique occasion (le 21/7) dans les deux bassins, avec des effectifs faibles (1800 et 500 ind.m⁻² dans le Grand et Petit Lac respectivement).

II.3.3. Conclusion

Le caractère oligotrophe marqué du lac d'Annecy peut être mis en lien avec (1) une tendance générale à la diminution de l'abondance des crustacés, amorcée en 2005-2006 résultant d'une diminution des effectifs de Cyclopoïdes et de cladocères (2) l'augmentation de la contribution des Calanoïdes à l'abondance crustacéenne totale (3) l'abondance du genre *Bosmina* adapté aux milieux présentant des limitations en phosphore minéral.

Bibliographie chapitre II

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. and Kaiblinger, K. 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 Rhône Méditerranée et Corse, 1-54. 2009. INRA Thonon, France.
Ref Type: Report

Anneville, O. et Lainé, L. 2004. Le Zooplancton du lac d'Annecy, SILA.

Balvay G., Laine L, Anneville O. 2004 Evolution du zooplancton du Léman, campagne 2003. 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. 1-572pp.

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

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

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

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

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

Pelletier, J. P. et Orand, A. 1978 Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579

Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., and Melo, S. 2002 Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. J. Plankton Res. 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.

Wolfram, G. and Dokulil, M. Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. 1-50. 2007. Lebensministerium, Austria. Ref Type: Report

Wolfram, G., Dokulil, M., Pall, K. et al. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). 2007. Vienna - Ispra. Ref Type: Report

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

JOURNAL OF PLANKTON RESEARCH | VOLUME 24 | NUMBER 5 | PAGES 417-428 | 2002

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

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor, lakes	<i>Urosolenia</i> , <i>Cyclotella comensis</i>	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	<i>Aulacoseira subarctica</i> <i>Aulacoseira islandica</i>	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	<i>Asterionella formosa</i> <i>Aulacoseira ambigua</i> <i>Stephanodiscus rotula</i>	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	<i>Synedra acus</i> <i>Nitzschia 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>Limnothrix 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
S _N	warm mixed layers	<i>Cylindrospermopsis</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 _i	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 taxa 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 taxa dans le tableau suivant :

Taxon	Classes de trophie					
	1	2	3	4	5	6
	<=5	5-8	8-15	15-30	30-60	>60
<i>Aphanizomenon flos aquae</i>	0	0	0	1	4	5
<i>Aphanocapsa musicola</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanocapsa parasitica</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 , ($T_1 = 6$, $T_2=5$, $T_3=4$, $T_4=3$, $T_5=2$, $T_6=1$)

CONCLUSION GENERALE

L'hiver 2008-2009 a été assez froid et long pour permettre un brassage des eaux du lac entraînant une bonne réoxygénation de toute la colonne d'eau. La remise en circulation de nutriments depuis les sédiments est toutefois restée assez faible. Ensuite l'année 2009 a été une année chaude ensoleillée à pluviométrie déficitaire. La couche d'eau réchauffée superficielle (épilimnion) a été une des plus épaisses observées depuis le suivi. Cette observation ne s'inscrit pas dans une tendance marquée à relier au changement climatique. Dans les précédents rapports, la faible inertie thermique du lac avait été soulignée en relation avec l'absence de tendance au réchauffement des eaux du lac au moment du brassage hivernal. Un hiver froid suffit à refroidir l'eau à un niveau proche des niveaux les plus profonds observés dans la chronique.

Le réchauffement climatique a d'autres conséquences potentielles sur les lacs comme un réchauffement plus rapide au printemps et une mise en place de la stratification plus précoce qui se maintient plus longtemps. La période propice à la production d'un lac est plus longue. La série de données disponibles au lac d'Annecy ne permet pas de mettre en évidence de tendance. Comme pour la température hivernale, la dynamique thermique du lac d'Annecy est beaucoup plus influencée par les variations à court terme du lac que par une tendance globale au réchauffement. Cela est sans doute à mettre en relation avec l'absence de tendance hivernale.

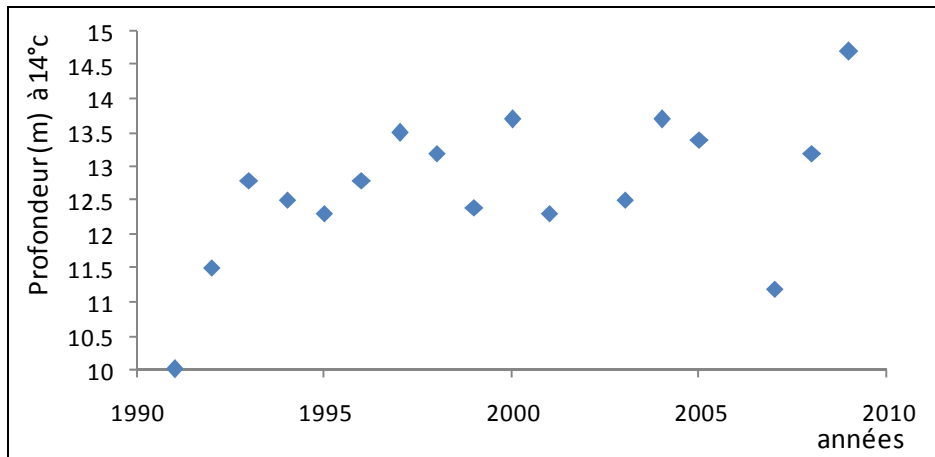


Figure A : Profondeur de la couche d'eau à 14°C au moment de la stratification maximale (juillet-août) au lac d'Annecy de 1991 à 2009.

La profondeur de la thermocline, paramètre qui indique l'intensité du réchauffement du lac, ne présente pas de tendance nette mais souligne bien que l'année 2009 a été une année chaude (Figure A).

On enregistre en 2009 des biomasses phytoplanctoniques qui sont parmi les plus faibles mesurées sur la chronique 1996-2009. Il faut toutefois noter que des biomasses phytoplanctoniques du même ordre de grandeur (biomasse moyenne 2009 dans le Grand Lac : 670 µg/L) ont été enregistrées en 1996, 1998 et 2008. Cette diminution de biomasse phytoplanctonique est également observée dans le Petit Lac (moyenne de l'année 2009 : 570 µg/L).

Ces biomasses modérées s'accompagnent d'une diminution de la valeur des indices de diversité, on enregistre en effet les valeurs les plus faibles pour l'indice de Shanon depuis 1996.

Les espèces phytoplanctoniques mixotrophes sont des taxa présentant les biomasses les plus élevées. Ces espèces sont capables de s'affranchir des limitations en nutriments inorganiques grâce à une flexibilité trophique leur permettant de fonctionner en hétérotrophie. Il s'agit d'espèces (*Dinobryon* spp., *Mallomonas* spp.) adaptées aux eaux oligotrophes, elles sont présentes constamment sur la chronique 1996-2008.

La tendance à la raréfaction des taxa phytoplanctoniques sensibles au broutage par le zooplancton est confirmée en 2009 (dans la continuité des observations rapportées en 2008). Cette tendance est mise en relation avec l'augmentation des densités de copépodes calanoïdes qui atteignent au cours des 3 dernières années des valeurs record et peuvent impacter par leur effet de broutage l'abondance et la composition taxonomique du phytoplancton. Toutefois les biovolumes zooplanctoniques totaux restent globalement élevés, et d'autres espèces zooplanctoniques (cladocères notamment) sont impliquées dans la régulation des espèces phytoplanctoniques facilement consommables. On note en 2009 la présence non négligeable de cladocères du genre *Bosmina*. Ces cladocères filtreurs (caractérisés par un contenu en phosphore moindre par rapport aux Daphnies) sont généralement bien adaptés aux milieux présentant des limitations en phosphore minéral.

DOSSIER I

METEOROLOGIE
ET
CLIMATOLOGIE 2009

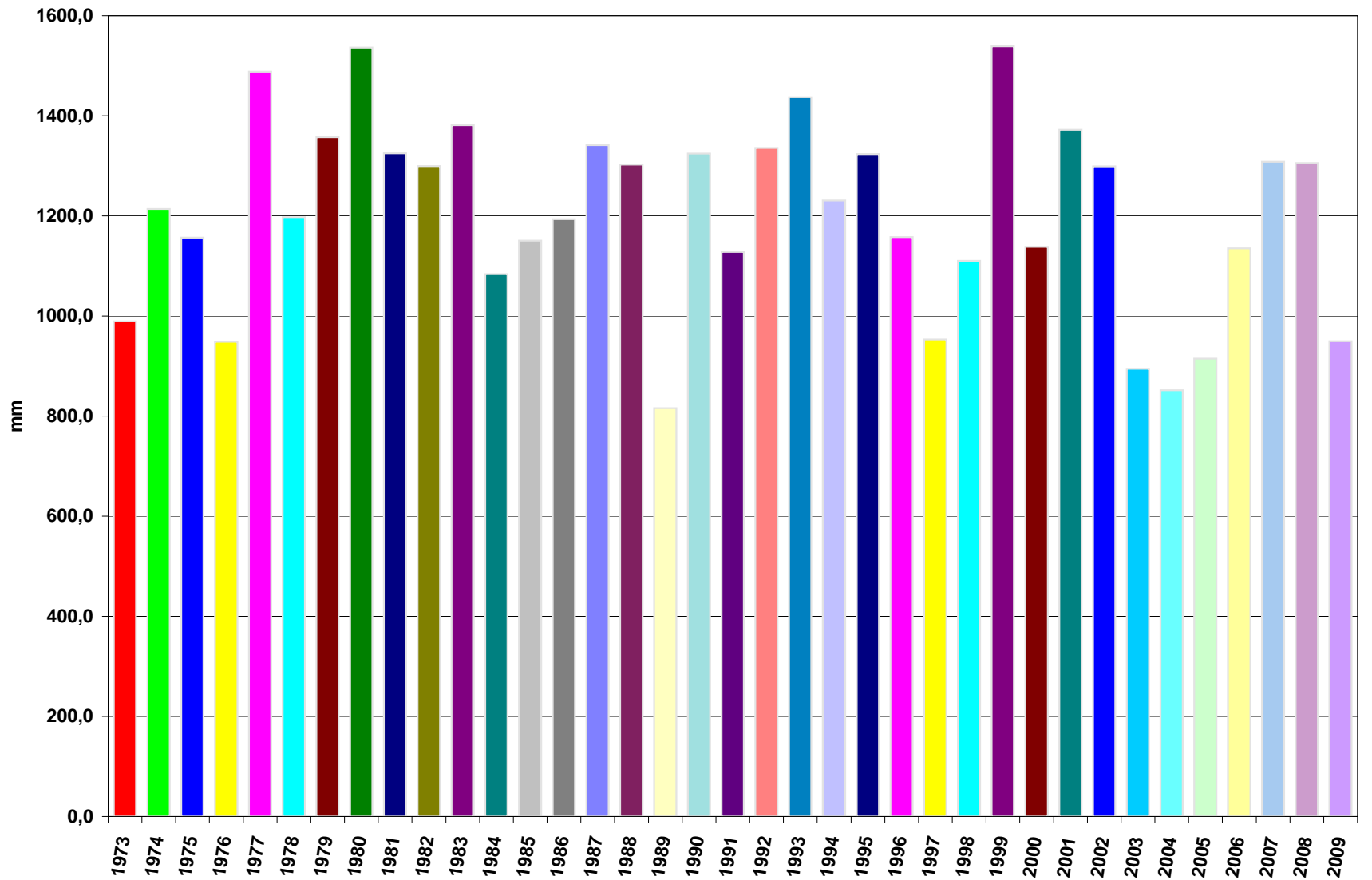
SYNDICAT MIXTE DU LAC D'ANNECY
DIRECTION GENERALE DES SERVICES TECHNIQUES

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
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

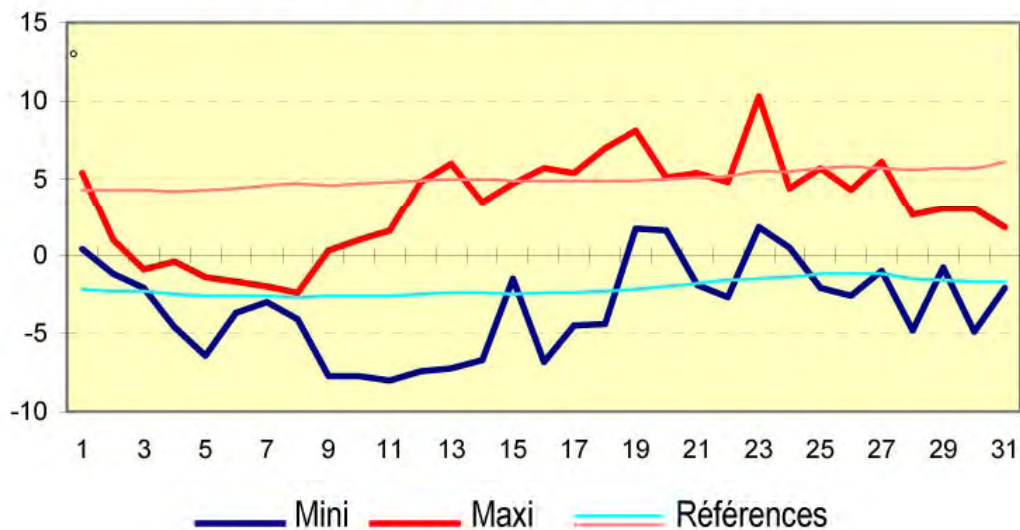
Syndicat mixte du lac d'Annecy
 Direction générale des services techniques
 METEO
 HAUTEUR DE PLUIE

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

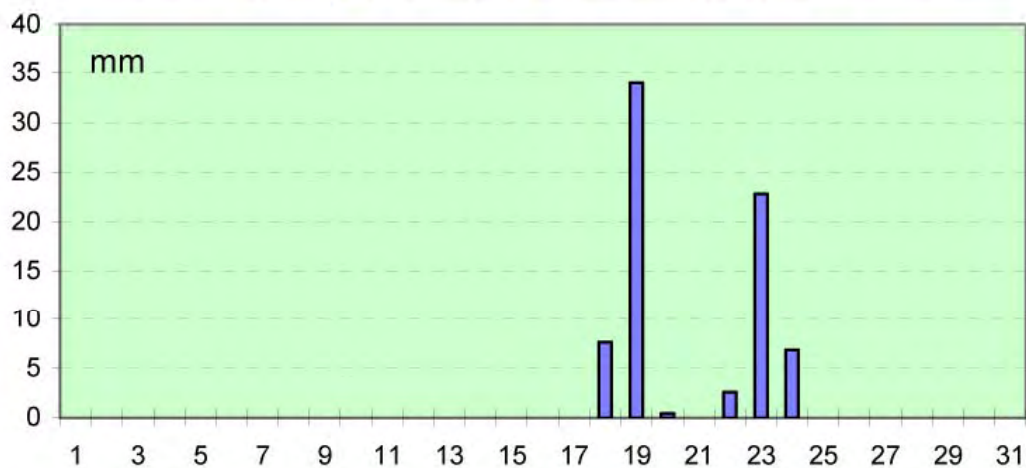


Janvier 2009

Températures extrêmes



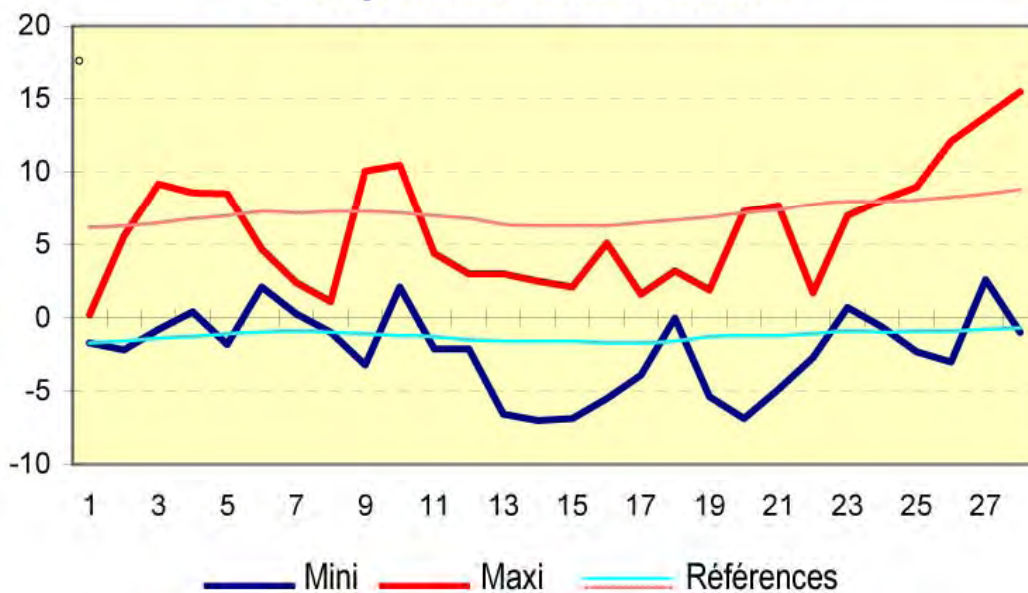
Précipitations Quotidiennes



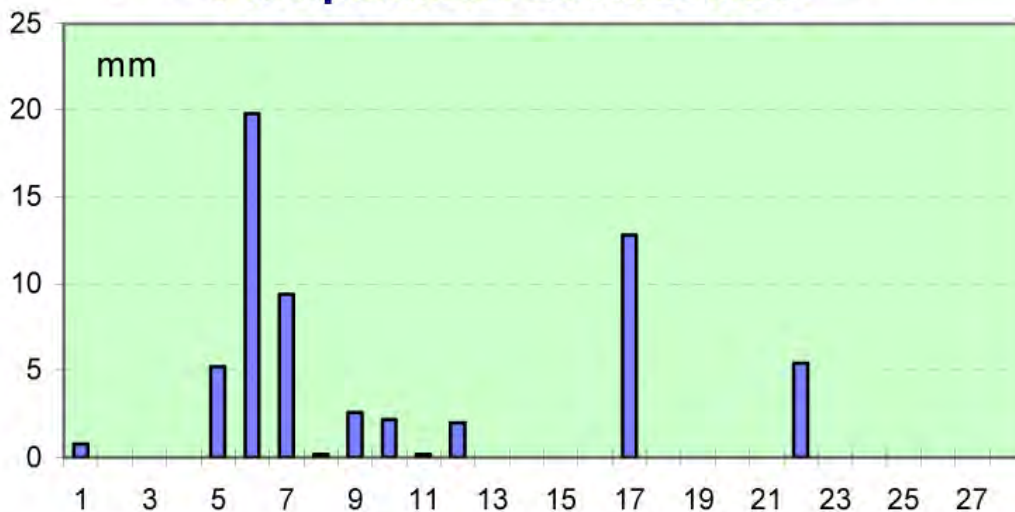
Données METEO FRANCE

Février 2009

Températures extrêmes



Précipitations Quotidiennes

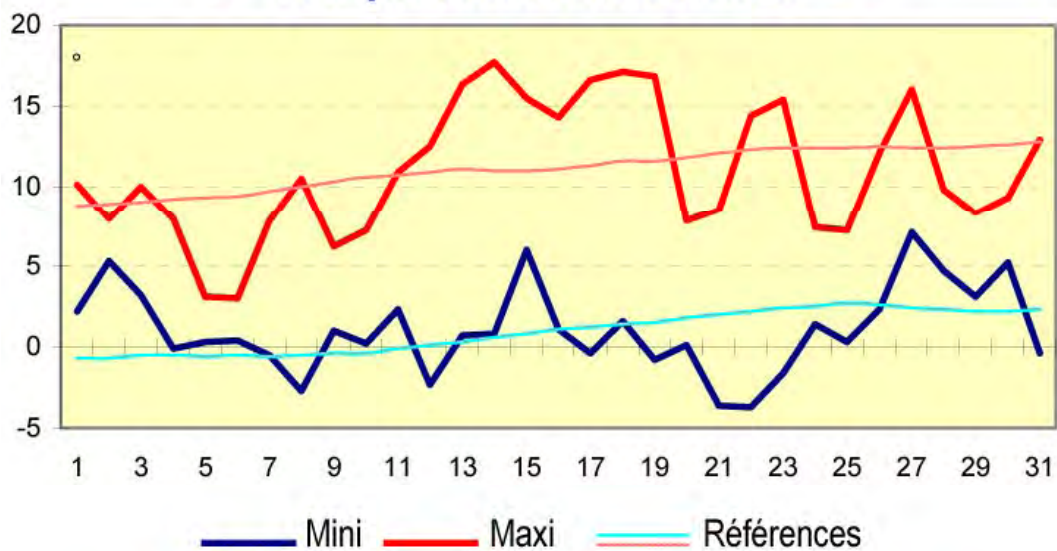


Données METEO FRANCE

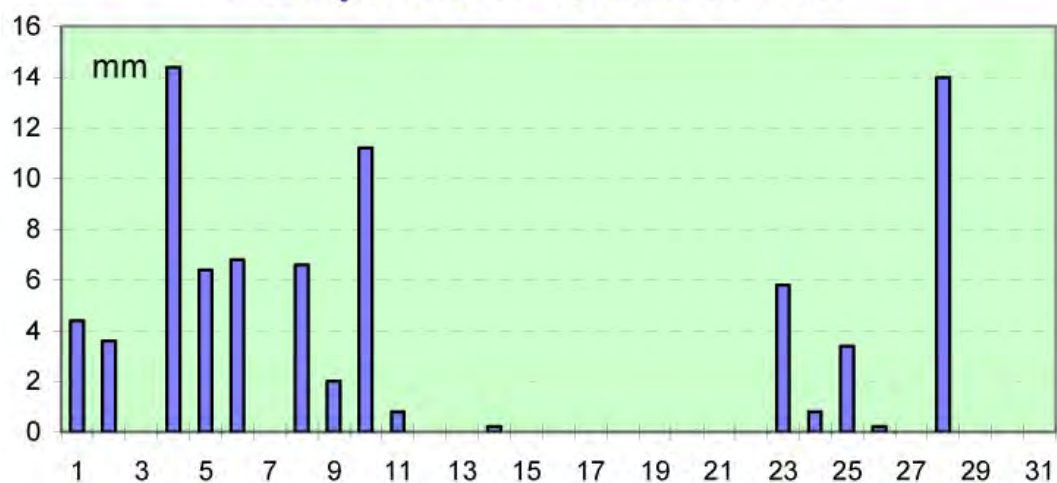
Mars 2009



Températures extrêmes



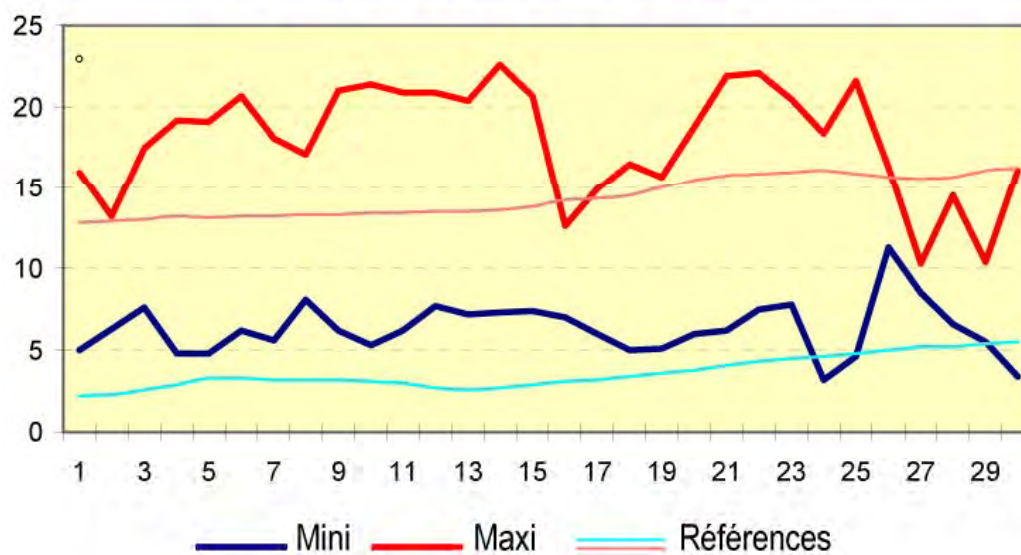
Précipitations Quotidiennes



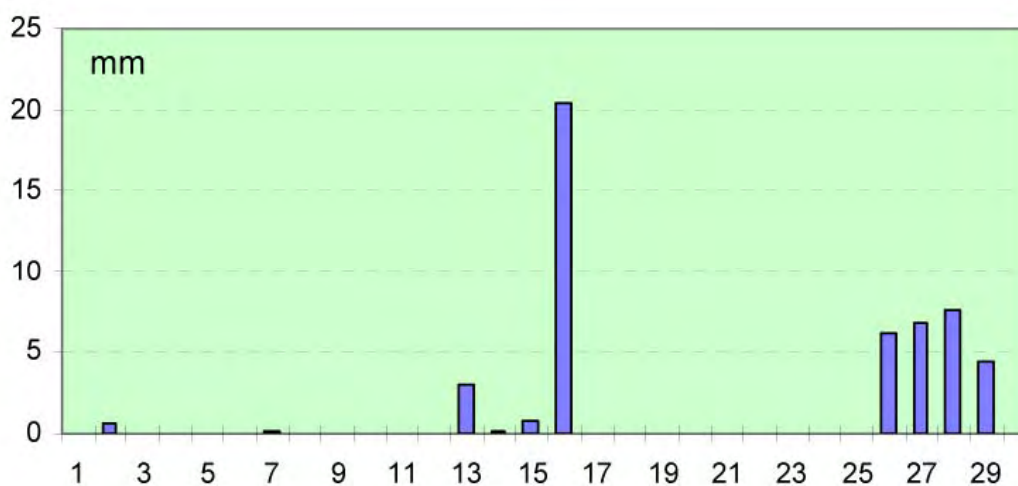
Données METEO FRANCE

Avril 2009

Températures extrêmes



Précipitations Quotidiennes

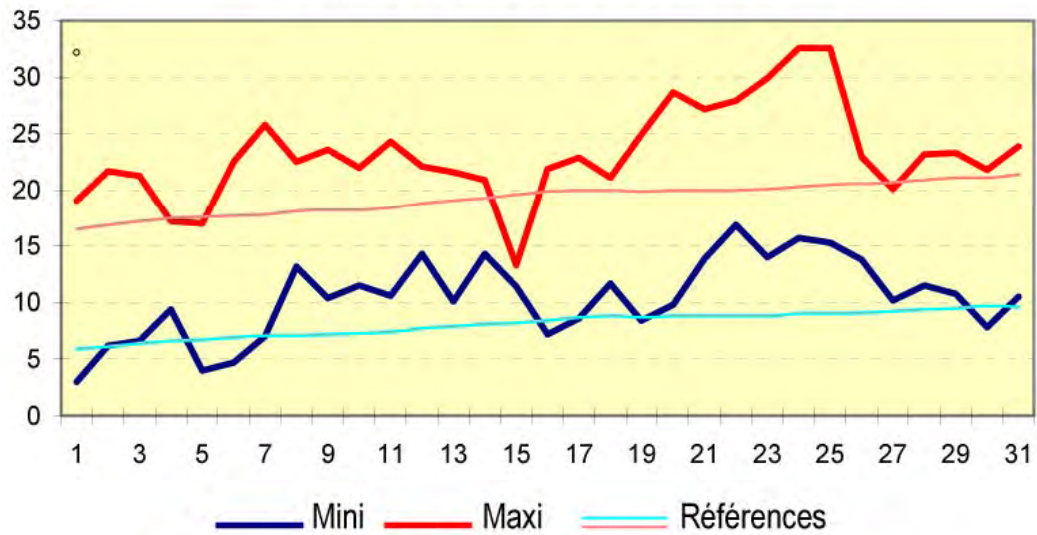


Données METEO FRANCE

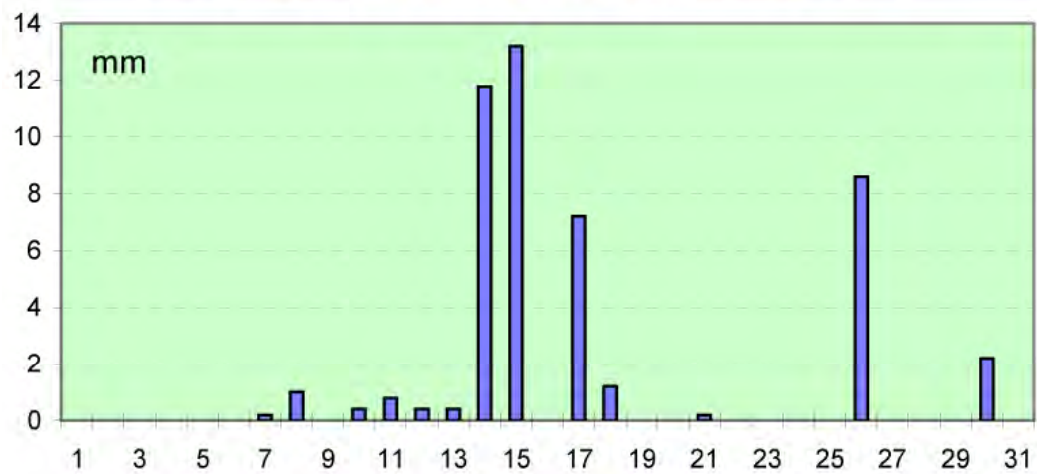
Mai 2009



Températures extrêmes



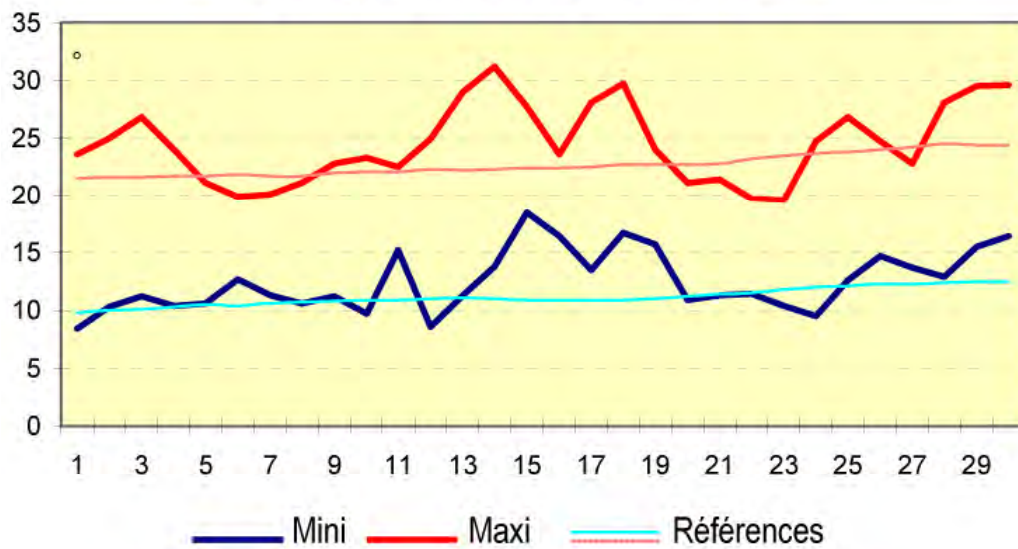
Précipitations Quotidiennes



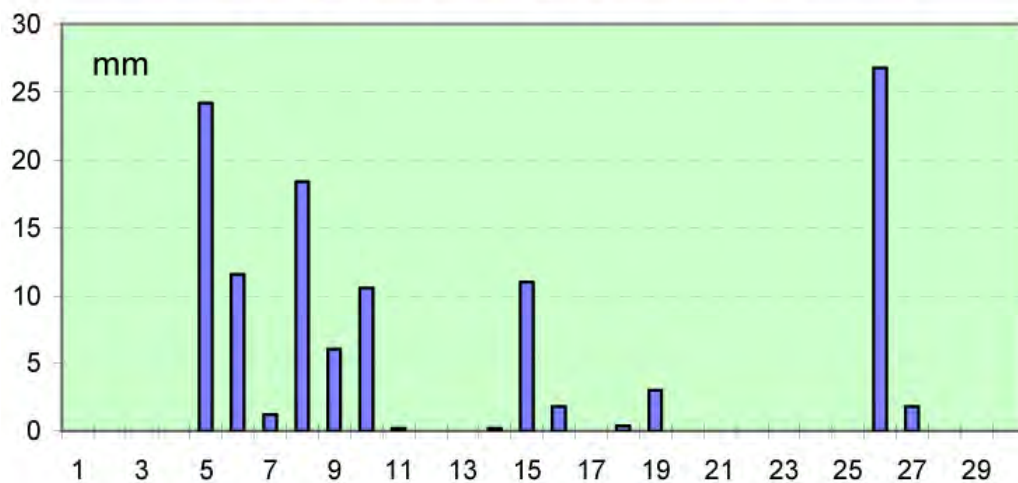
Données METEO FRANCE

Junin 2009

Températures extrêmes



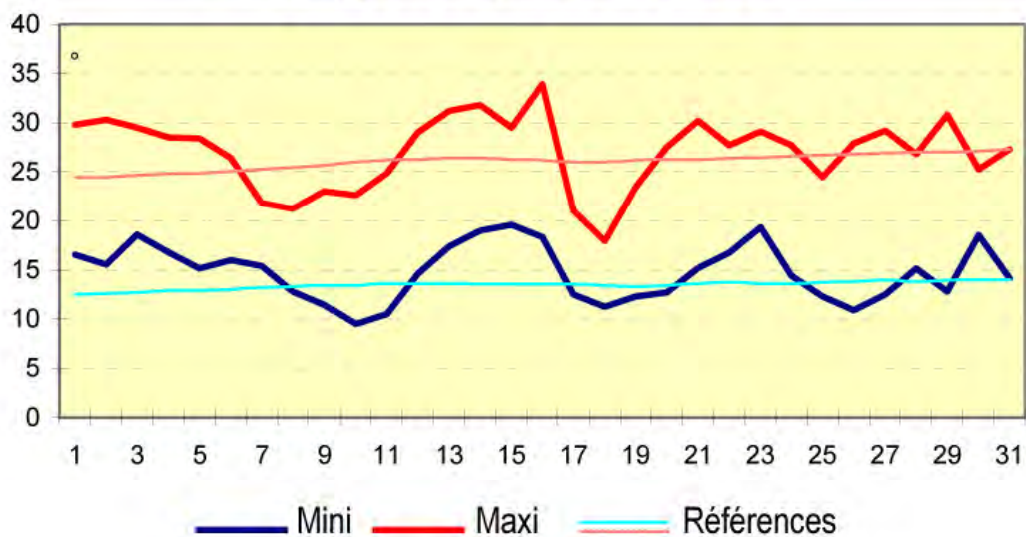
Précipitations Quotidiennes



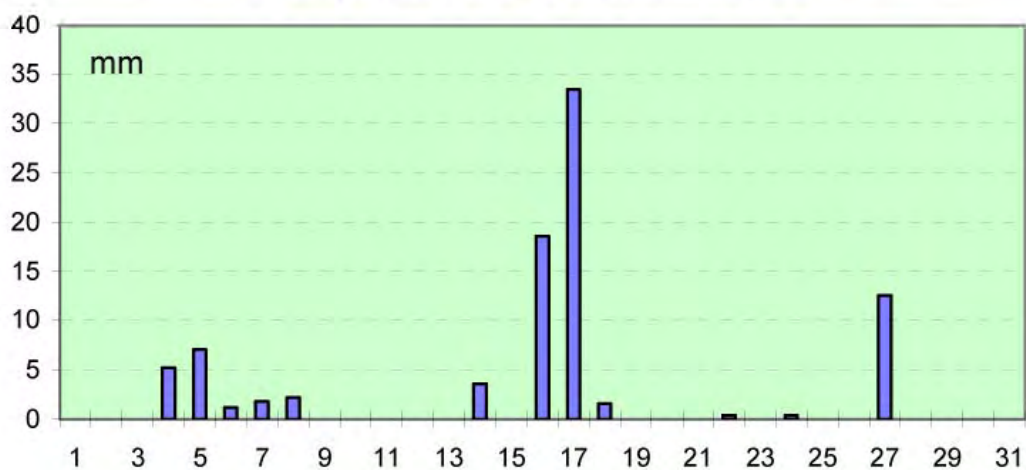
Données METEO FRANCE

Juillet 2009

Températures extrêmes



Précipitations Quotidiennes

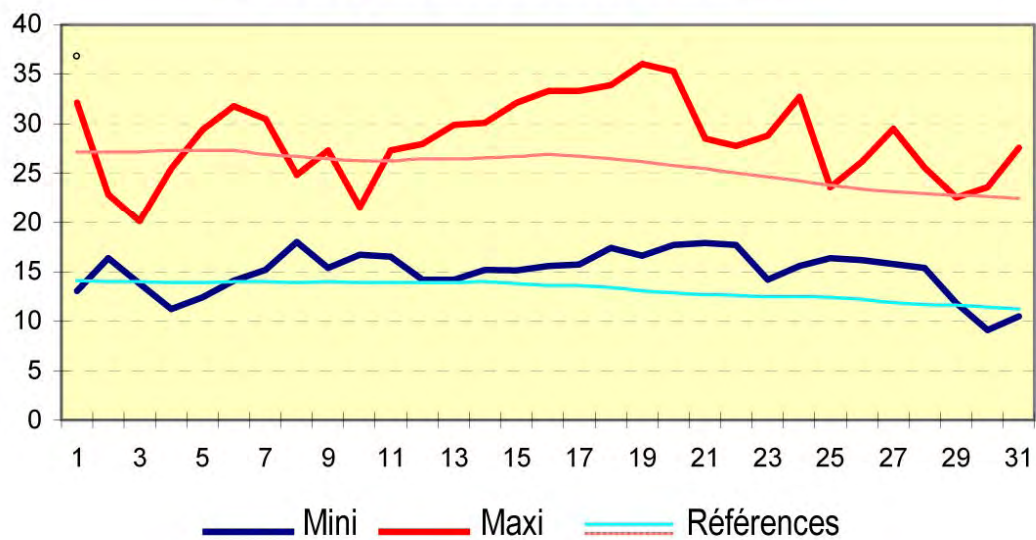


Données METEO FRANCE

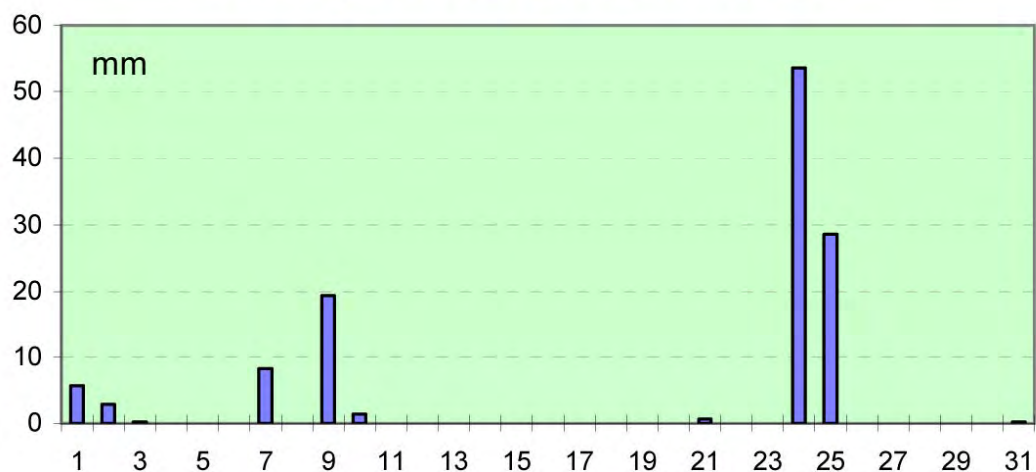
Août 2009



Températures extrêmes



Précipitations Quotidiennes

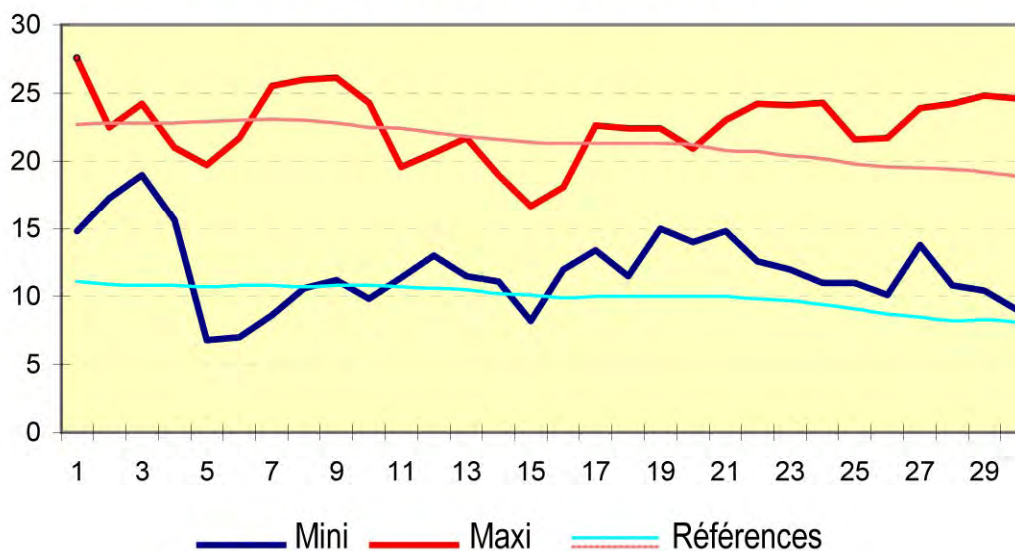


Données METEO FRANCE

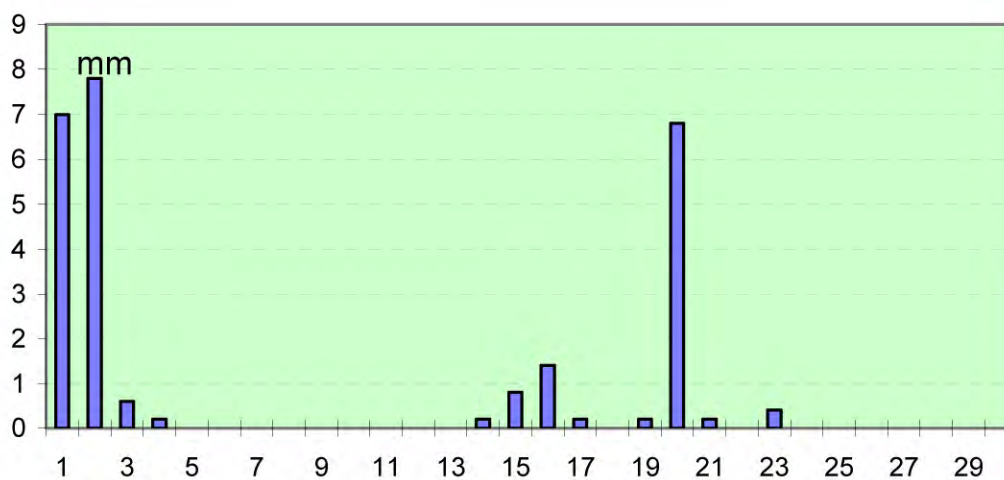
Septembre 2009



Températures extrêmes



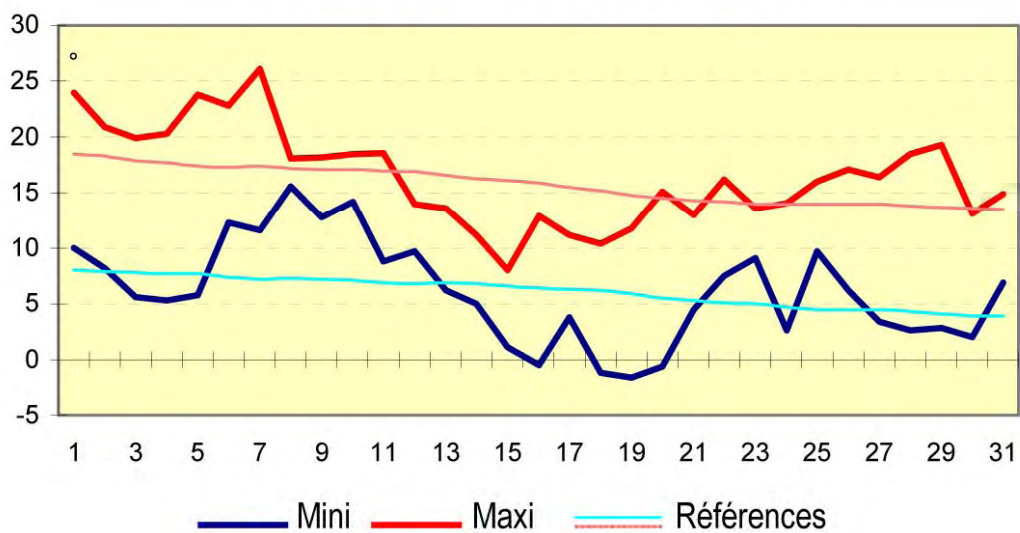
Précipitations Quotidiennes



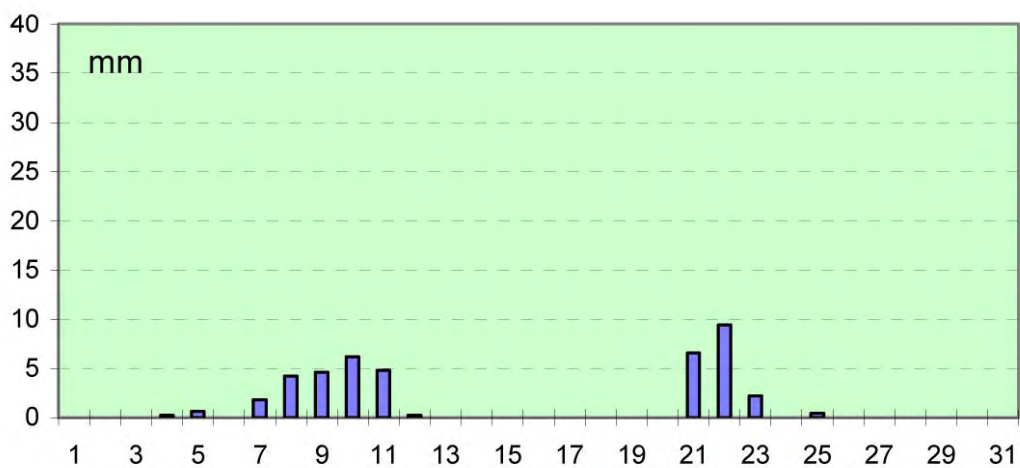
Données METEO FRANCE

Octobre 2009

Températures extrêmes



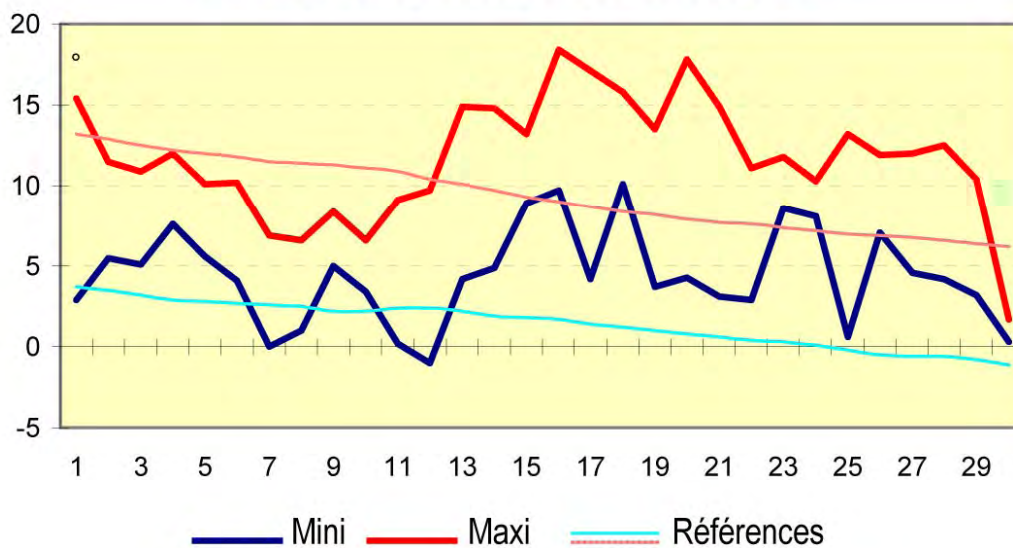
Précipitations Quotidiennes



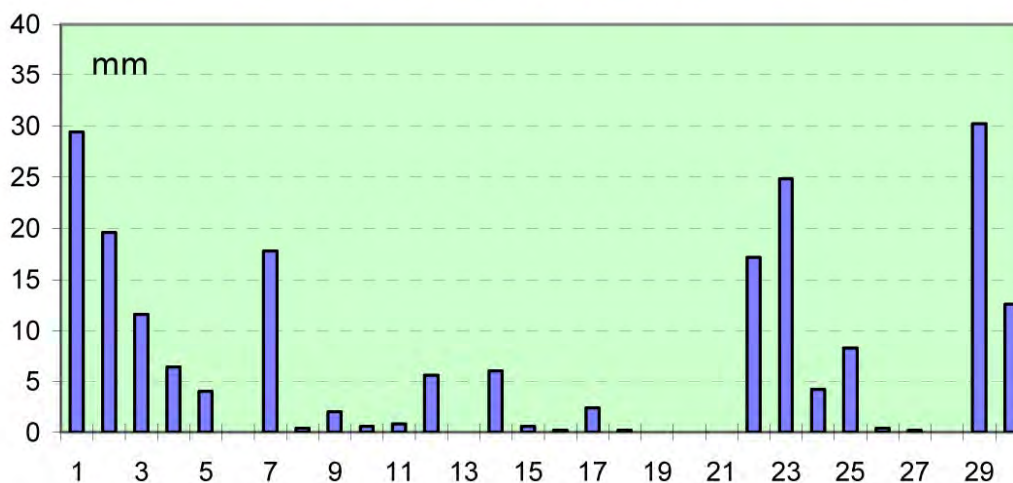
Données METEO FRANCE

Novembre 2009

Températures extrêmes



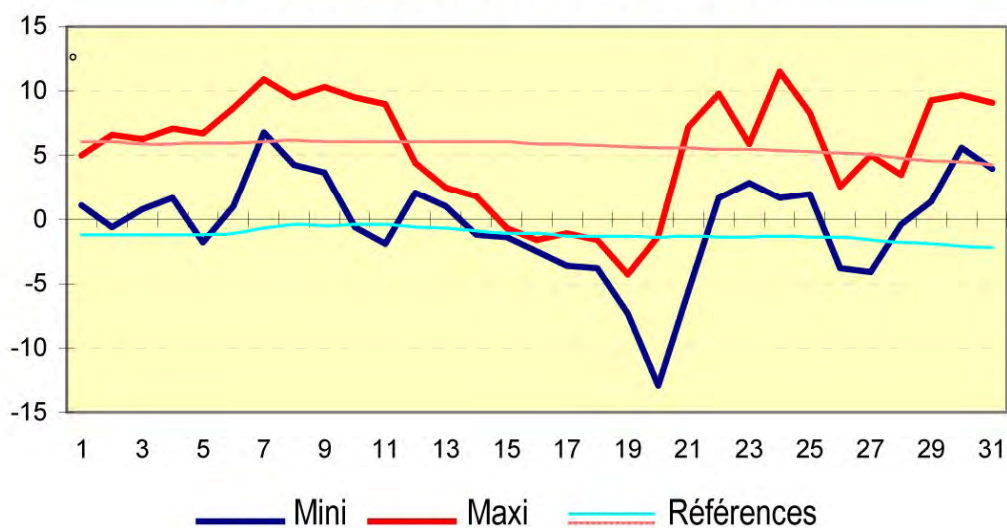
Précipitations Quotidiennes



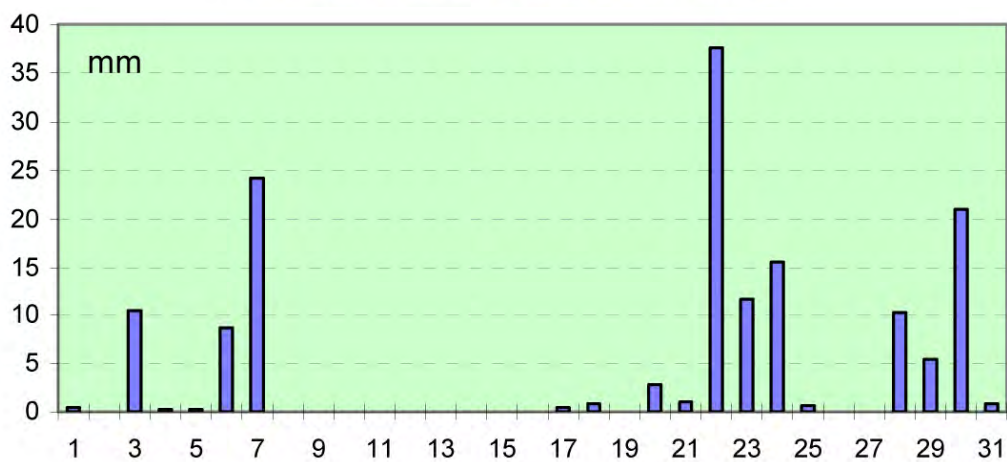
Données METEO FRANCE

Décembre 2009

Températures extrêmes



Précipitations Quotidiennes



Données METEO FRANCE

DOSSIER II

<p>DEBITS DES PRINCIPAUX AFFLUENTS EN 2009</p>

Source : Banque HYDRO/ DREAL Rhône-Alpes



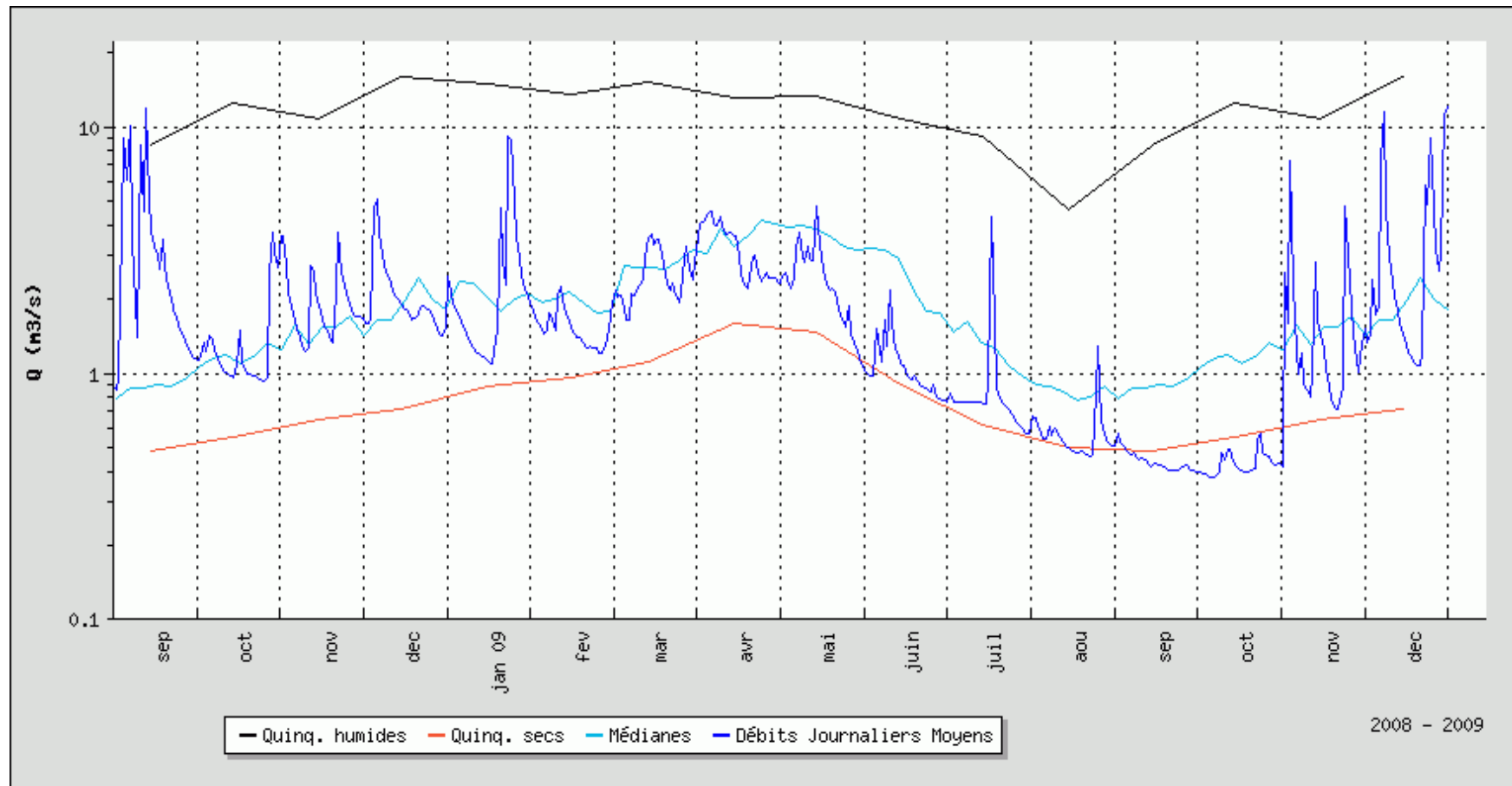
L'EAU MORTE à DOUSSARD

Code station : V1235610 Bassin versant : 92.5 km²

Producteur : DREAL Rhône-Alpes

E-mail : marie-helene.fabry@developpement-durable.gouv.fr

ENTRE2 : PERIODE DU 01/09/2008 AU 31/12/2009 COMPAREE A L'ENSEMBLE DE LA PERIODE CONNUE





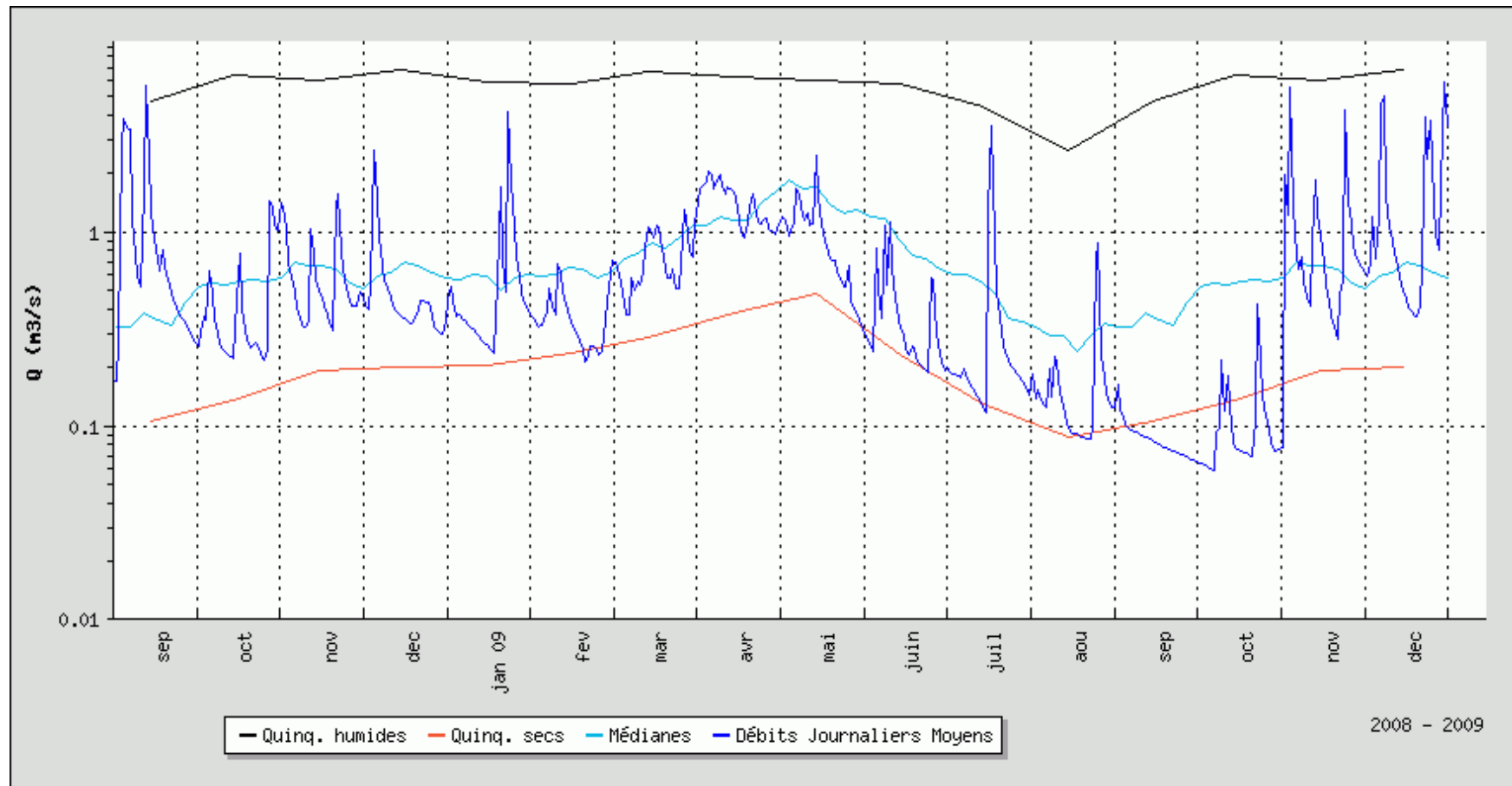
L'IRE à DOUSSARD

Code station : V1235210 Bassin versant : 27.1 km²

Producteur : DREAL Rhône-Alpes

E-mail : marie-helene.fabry@developpement-durable.gouv.fr

ENTRE2 : PERIODE DU 01/09/2008 AU 31/12/2009 COMPAREE A L'ENSEMBLE DE LA PERIODE CONNUE





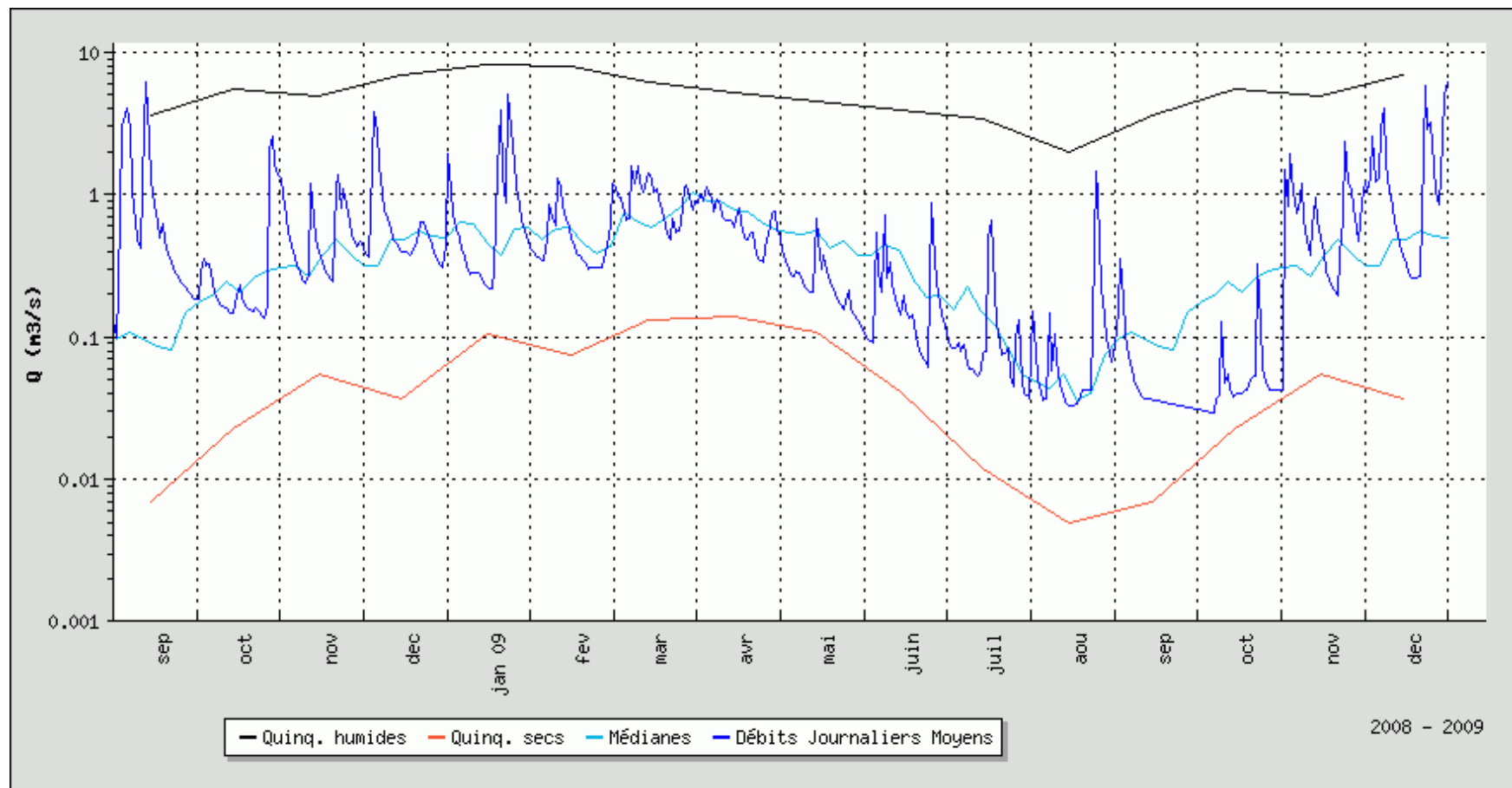
LE LAUDON à SAINT-JORIOZ

Code station : V1237410 Bassin versant : 29.2 km²

Producteur : DREAL Rhône-Alpes

E-mail : marie-helene.fabry@developpement-durable.gouv.fr

ENTRE2 : PERIODE DU 01/09/2008 AU 31/12/2009 COMPAREE A L'ENSEMBLE DE LA PERIODE CONNUE





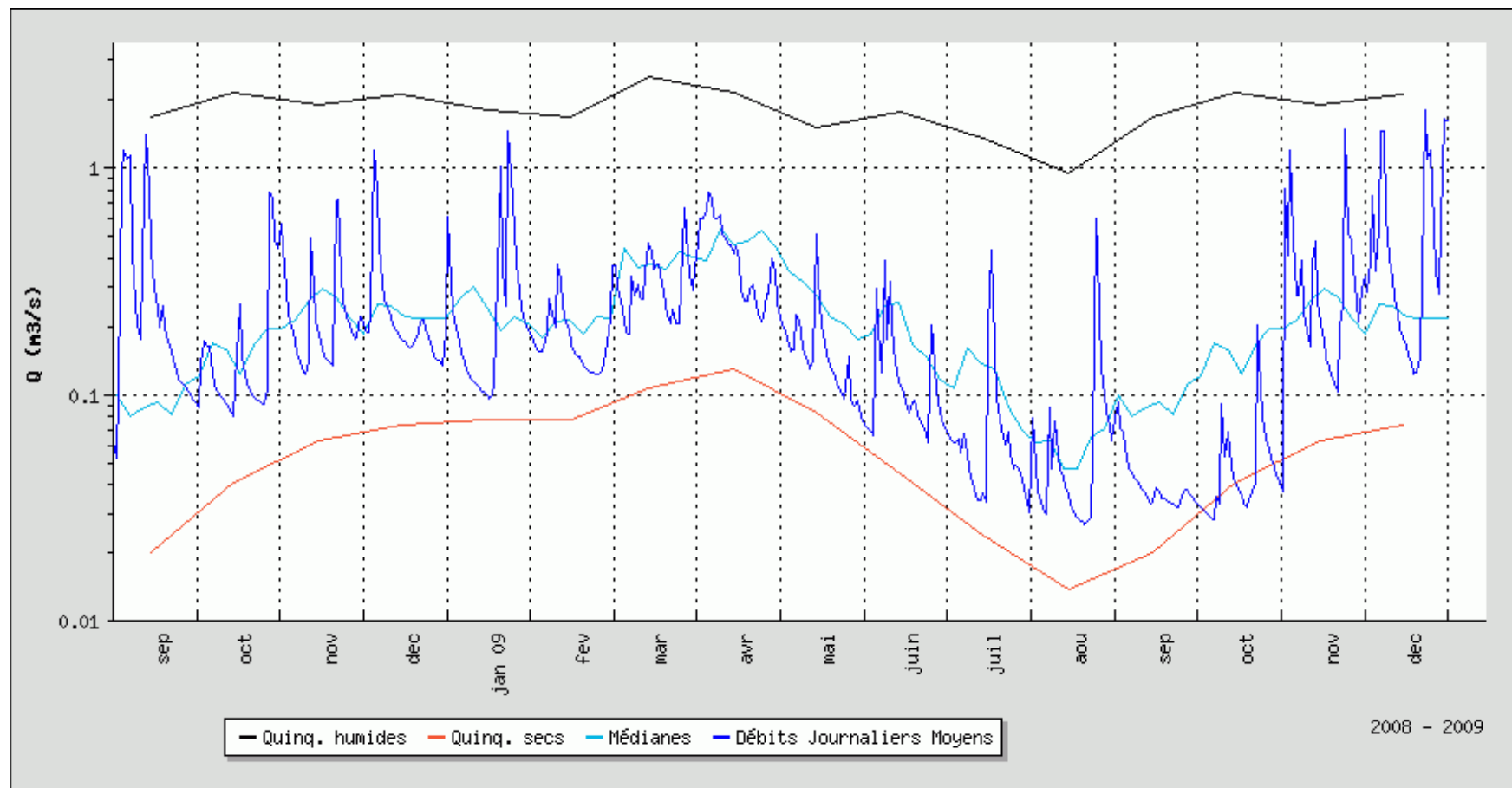
LA BORNETTE à LATHUILE

Code station : V1235420 Bassin versant : 11.6 km²

Producteur : DREAL Rhône-Alpes

E-mail : marie-helene.fabry@developpement-durable.gouv.fr

ENTRE2 : PERIODE DU 01/09/2008 AU 31/12/2009 COMPAREE A L'ENSEMBLE DE LA PERIODE CONNUE



DOSSIER III

CARTE DU BASSIN VERSANT
DU LAC D'ANNECY