

Evolution de la qualité chimique et biologique des eaux du lac de Joux

Etat 2014 et tendances 1985 - 2014



Photo de couverture : J.-M. Zellweger

Brigitte Lods-Crozet, Pierre-Alain Chevalley et Andrés Strawczynski
Département du territoire et de l'environnement
Direction générale de l'environnement
Division Protection des eaux
Chemin des Boveresses 155 – CH 1066 EPALINGES
Tél. +41 (21) 316 71 81 – Fax +41 (21) 316 71 82 - www.vd.ch/eau

Octobre 2015

1. Introduction

Le suivi physico-chimique et biologique (phytoplancton, zoobenthos profond) du lac de Joux a été initié par les services concernés du Canton de Vaud à partir des années 1980 hors période de gel. Le suivi du phytoplancton concerne essentiellement l'espèce *Planktothrix.rubescens/agardhii* ou « sang des Bourguignons », qui prolifère dans le lac depuis les années 1970, suite à une forte augmentation du phosphore dans le lac. Malgré la forte diminution du phosphore depuis, la biomasse de cette cyanobactérie reste élevée (Lods-Crozet & Reymond 2006) et déséquilibre de manière durable les communautés du phytoplancton. Ce rapport réexamine l'évolution du lac sur une période de 30 ans (1985-2014). Un suivi du zooplancton crustacéen a été intégré en 2013 afin d'évaluer sa composition et biomasse en tant que ressource nutritive pour les corégones (palées).

2. Stations et méthodes

2.1. Physico-chimie

Le lac est ausculté au minimum dix fois par année à la station SP1 par la DGE-PRE du canton de Vaud. Les prélèvements physico-chimiques et phyto-zooplanctoniques se déroulent entre mars/avril et décembre. Cette station établie en 1984 se situe à la verticale de la profondeur maximale (33 m) du lac (coordonnées CH : 511760/166070) (Figures 1 et 5).

La colonne d'eau est échantillonnée aux profondeurs : 0.0 m – 2.5 m – 5.0 m – 7.5 m – 10 m – 15 m – 20 m – 25 m – 30 m – et un mètre au-dessus du fond à l'aide d'une bouteille de prélèvement d'eau – type AFA (Figure 2) pour les analyses physico-chimiques (Tableaux 1 et 2).

La température de l'eau et la concentration en oxygène dissous sont mesurées à l'aide d'une sonde multiparamètres Ysi aux 10 mêmes profondeurs. La transparence de l'eau est évaluée par la profondeur de disparition d'un disque blanc de 30 cm de diamètre (disque de Secchi). Un suivi de la température à 1 mètre de profondeur en continu a été initié en 2011 au point SP1 (datalogger Hobo)(données non traitées dans ce rapport).

Les données de gel/dégel sont enregistrées par Jean-Daniel Meylan (pêcheur professionnel et responsable communal de l'accès du public au lac gelé).

La teneur en matière organique, le carbone organique et le phosphore total des cinq premiers centimètres de sédiments profonds (25 m) sont mesurés depuis 2006. Les méthodes d'analyses sont données dans le tableau 1.



Figure 1 : Station du suivi physico-chimique et planctonique (SP1), située à la verticale de la profondeur maximale et au droit du lieu-dit « la Roche fendue ».



Figure 2 : Bouteille de prélèvement d'eau



Figure 3 : Filet à zooplancton de maille de 200 μm

Tableau 1 : Méthodes d'analyses physico-chimique

	Paramètre(s)	Méthode
Eau	pH	Potentiométrie (électrode de verre)
	Conductivité à 25°C	Cellule conductimétrique (pont de Wheatstone)
	Calcium, magnésium, sodium, potassium	Chromatographie ionique
	Chlorure, nitrate, sulfate	Chromatographie ionique
	Alcalinité	Titration à l'acide chlorhydrique (point final pH = 4.5)
	Ammonium	Spectrophotométrie (salicylate)
	Nitrite	Spectrophotométrie (sulfanilamide, N-(naphtyl-1)-éthylènediamine)
	Phosphore réactif soluble	Spectrophotométrie (heptamolybdate d'ammonium + acide ascorbique)
	Phosphore total	Digestion (peroxodisulfate d'ammonium, acide sulfurique) + spectrophotométrie
	Silice	Spectrophotométrie (molybdate d'ammonium + acide ascorbique)
	Carbone organique total	Combustion catalytique, détection IR
Sédiment	Perte au feu	Calcination à 550 °C, gravimétrie
	Phosphore total	Spectrophotométrie et spéciation du phosphore particulaire
	Carbone organique total	Combustion catalytique, détection IR

2.2. Phytoplancton

Le phytoplancton est récolté séparément dans deux stations. Au point SP1, il est recueilli au minimum dix fois par année entre mars/avril et décembre dans les 10 et 20 premiers mètres de la colonne d'eau, au moyen d'une bouteille de prélèvement d'eau intégré (IWS, Hydrobios) (Figure 4). L'eau recueillie sert à l'analyse de la biomasse algale et à mesurer la concentration en chlorophylle *a* contenue dans le phytoplancton (0 – 10 m) de l'échantillon (méthode au spectrophotomètre).

Une autre mesure de la chlorophylle *a* est réalisée *in situ* (sonde spectrofluorimétrique Wetlabs) depuis 2013. Elle permet de détecter les diverses classes d'algues le long de la colonne d'eau entre 0 et 20 mètres de profondeur.

Au deuxième point de prélèvement, situé à environ 50 m du rivage, en face du Pont (SP2) (coordonnées CH : 514780/169000)(Figure 5), les échantillons sont récoltés depuis 1983 par Jean-Daniel Meylan, deux fois par mois, pendant toute l'année et dans les 10 premiers mètres de la colonne d'eau au moyen d'un tuyau lesté, descendu verticalement depuis la surface jusqu'à 10 m de profondeur (Figure 4).

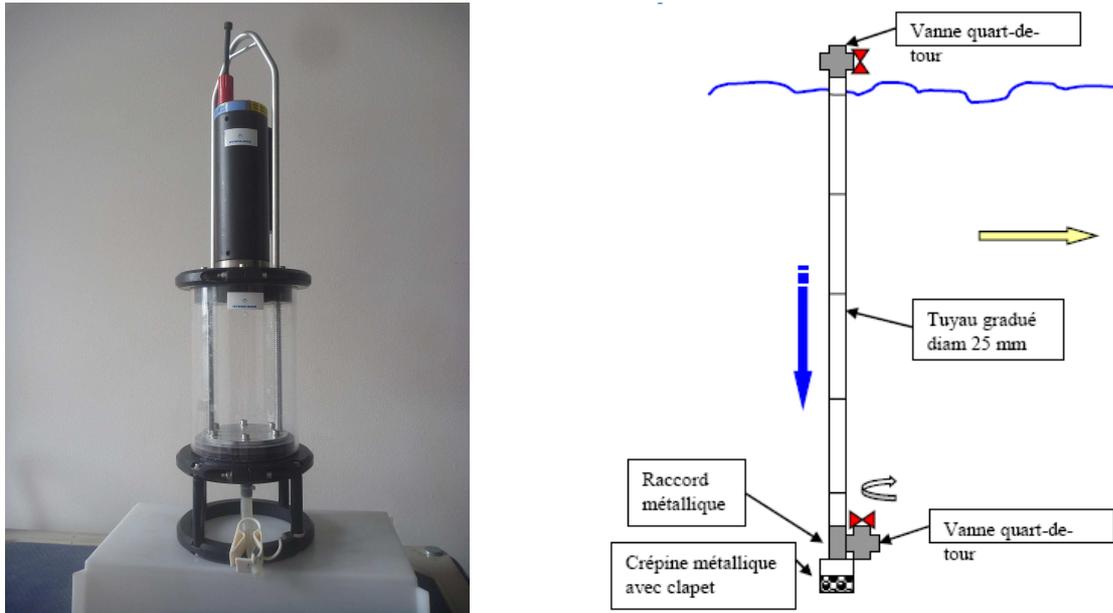


Figure 4 : Bouteille de prélèvement d'eau intégrée et tuyau lesté

Tous les échantillons d'eau contenant du phytoplancton sont fixés au lugol et ramenés au laboratoire. Des sous-échantillons de 10 à 50 ml sont examinés au microscope inversé dans une chambre à sédimentation de Utermöhl (Utermöhl 1958) afin de déterminer les différents groupes phytoplanctoniques présents, mais essentiellement afin d'établir le poids de matière fraîche par mètre cube d'eau de la cyanobactérie *Planktothrix*.

2.3. Zooplancton

Le prélèvement est également fait à la station centrale SP1 au moyen d'un filet à plancton de type Apstein No. 438 030, de 100 cm de long, 40 cm de diamètre et d'une maille de 200 μm (Figures 3 et 5). La méthode employée est celle du trait vertical. Le filet est descendu à vitesse constante ($\sim 1\text{m/s}$), jusqu'à la profondeur de 20 m. Ainsi la surface filtrée est de 0,1256 m^2 et le volume filtré de 2,512 m^3 . Arrivé à cette profondeur, il est immédiatement remonté à la même vitesse.

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 groupe taxonomique et stade de développement. Le dénombrement est réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon. Pour plus de détails, voir Chevalley & Lods-Crozet (2015).

2.4. Zoobenthos

Le zoobenthos profond est échantillonné au niveau du limnimètre au Pont (SB1) (coordonnées CH 514720/168800)(Figure 5) par 25 m de profondeur. Dix à douze prélèvements sont effectués à l'aide d'un tube carottier (20 cm de long, 16 cm²) par un plongeur en scaphandre autonome en avril, juin et octobre de chaque année depuis 1985 (Lang et Reymond 1993). Depuis 2002, cette station n'est suivie plus que tous les 2 ans et à partir de 2010, le suivi est effectué en avril et octobre.

En laboratoire, le sédiment est tamisé (vide de maille 0.2 mm) et le refus du tamis est conservé au formol 5%. La macrofaune récoltée en zone profonde est constituée principalement de vers oligochètes (lumbriculidés et tubificidés) et de larves et pupes d'insectes chironomidés et chaoboridés. Après coloration au Rose Bengal, mettant en évidence les oligochètes, les organismes sont triés et comptés sous une loupe binoculaire à faible grossissement (6x). Les oligochètes, chironomidés et chaoboridés sont ensuite pesés après passage sur du papier absorbant (biomasse, poids frais). Pour l'analyse spécifique des vers oligochètes, un sous-échantillonnage d'un maximum 100 individus de diamètre > 0.3 mm contenus dans la moitié des prélèvements de chaque campagne est réalisé. Les oligochètes et les chironomidés sont ensuite montés entre lame et lamelle (Reymond, 1994) puis identifiés à l'espèce ou au groupe d'espèces.

Une carotte de sédiment est également prélevée à chaque campagne. Les cinq premiers cm de sédiments servent pour l'analyse de la matière organique par perte au feu depuis 2006, ainsi que pour mesurer la teneur en phosphore total et en carbone organique depuis 2012 (Tableaux 1 et 2).

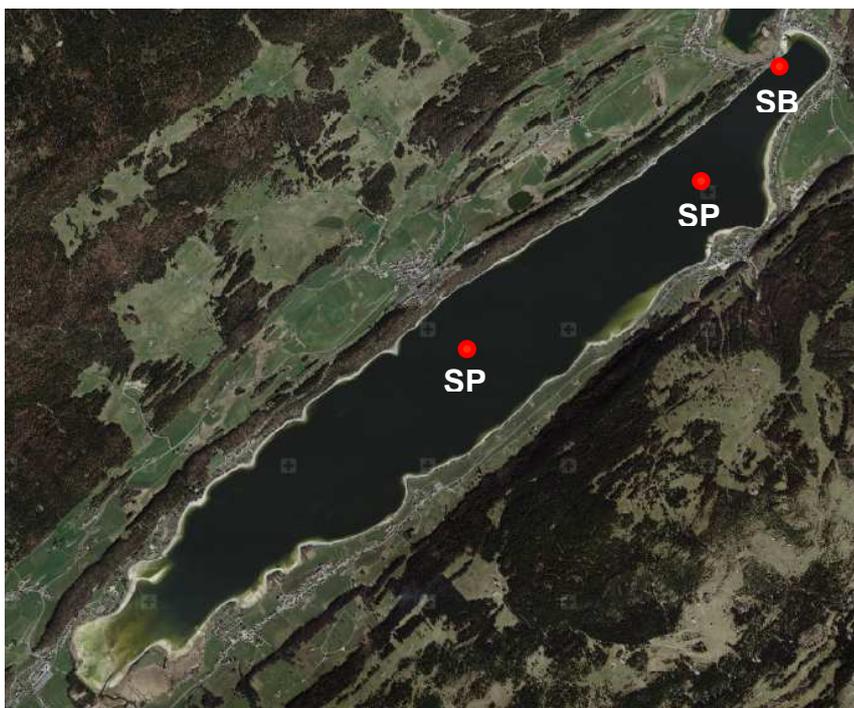


Figure 5 : Emplacement des différentes stations de prélèvements sur le lac de Joux ; SP1 : station physico-chimie et plancton ; SP2 : station de suivi du phytoplancton par JD Meylan ; SB1 : station de suivi du macrozoobenthos

Tableau 2 : Récapitulatif du nombre d'échantillons et de profils réalisés en 2014

Méthode	Paramètres		Nombre
Prélèvement bouteille type Niskin Profondeurs discrètes	Chimie	Nutriments pH, conductivité Alcalinité Silice, anions, cations	110
Prélèvement intégré 0 - 10 m	Chlorophylle a	Abondance <i>Planktothrix</i> , diversité autres groupes	11
0 - 20 m	Phytoplancton	Abondance <i>Planktothrix</i> , diversité autres groupes	30
Filet 200 µm . 0 - 20 m	Phytoplancton	abondance, diversité	11
	Zooplancton	abondance, diversité	11
Profils sonde	Sonde ProdO (Ysi)	T°C, O ₂	110
	Sonde fluorimétrique	Chlorophylle a	210
Tubes carottiers	Sédiments	perte au feu, phosphore total, carbone organique	2
	Vers et larves d'insectes	abondance, diversité	24

3. Résultats

3.1. Données météorologiques

L'année 2014 dans le Jura à 1'000 m d'altitude, se caractérise comme une année chaude, année la plus chaude depuis 1994, avec une moyenne annuelle de 8.0 °C (Figure 6). Les précipitations annuelles en 2014 (1403.7 mm) sont inférieures à la moyenne des précipitations 1993-2014, malgré un été pluvieux (Figure 7).

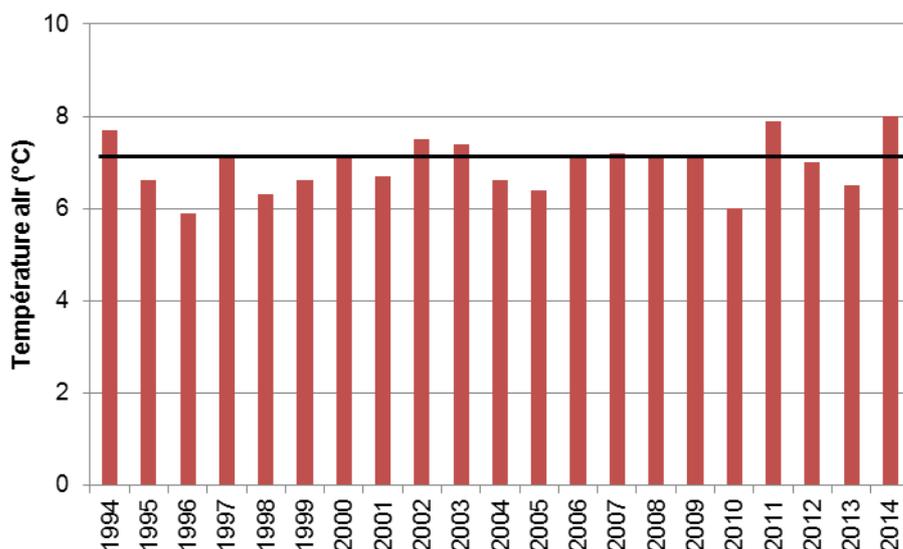


Figure 6 : Température moyenne annuelle de l'air à La Chaux de Fonds (1018 m) avec moyenne inter-annuelle (en noir). Données Météosuisse

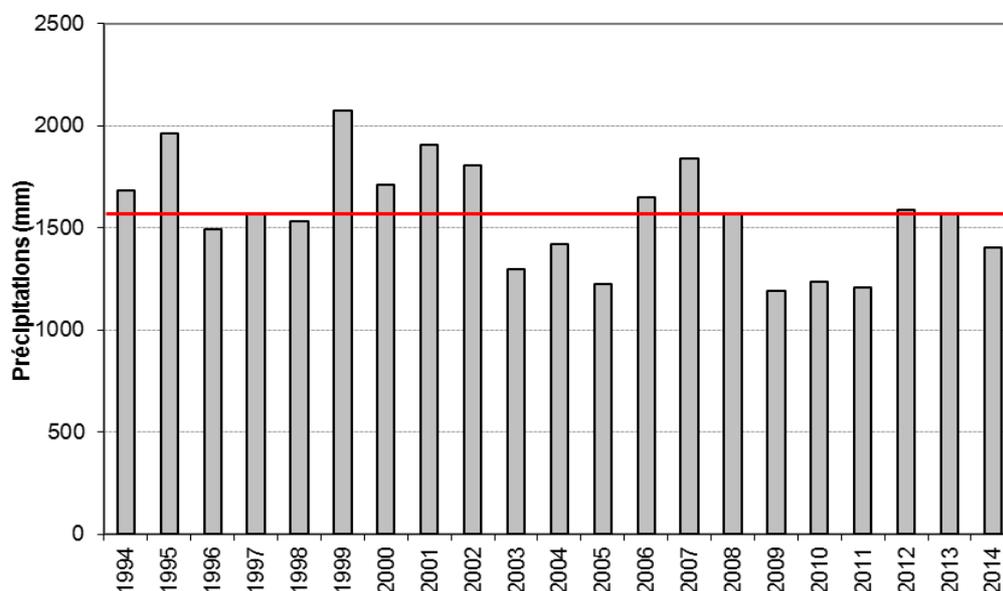


Figure 7 : Précipitations moyennes annuelles au Sentier avec moyenne inter-annuelle 1993-2014 (en rouge). Données DGE, EAU

Dates de gel/dégel du lac

Les données enregistrées depuis 1979 (Figure 8) montrent que le nombre de jours de gel a tendance à diminuer avec le temps ($R^2 = 0.32$) et que depuis le début des années 2000, trois hivers n'ont pas connu de gel complet du lac (2001, 2007, 2014).

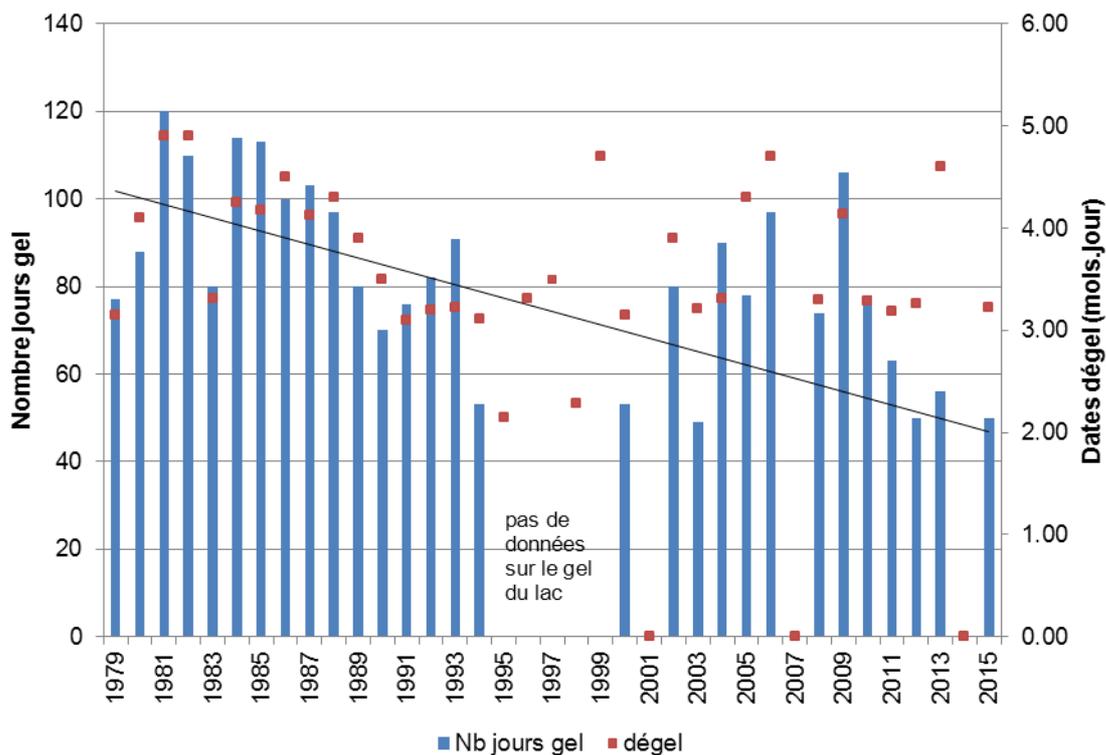


Figure 8 : Nombre de jours de gel hivernal et tendance linéaire (histogrammes bleus) et dates de dégel en rouge (échelle en mois.jour)

3.2. Physico-chimie des eaux : évolution saisonnière 2014

La température des eaux au mois de mars est proche de 4°C et similaire en surface et au fond (Figure 9). Les eaux se réchauffent ensuite pour atteindre un maximum de 18.4°C en surface le 18 juillet 2014 et un maximum de 12°C au fond le 30 octobre, puis les températures se ré-homogénéisent (Figure 10). Cela initie le brassage des eaux automnal et permet la réoxygénation des couches d'eau profondes.

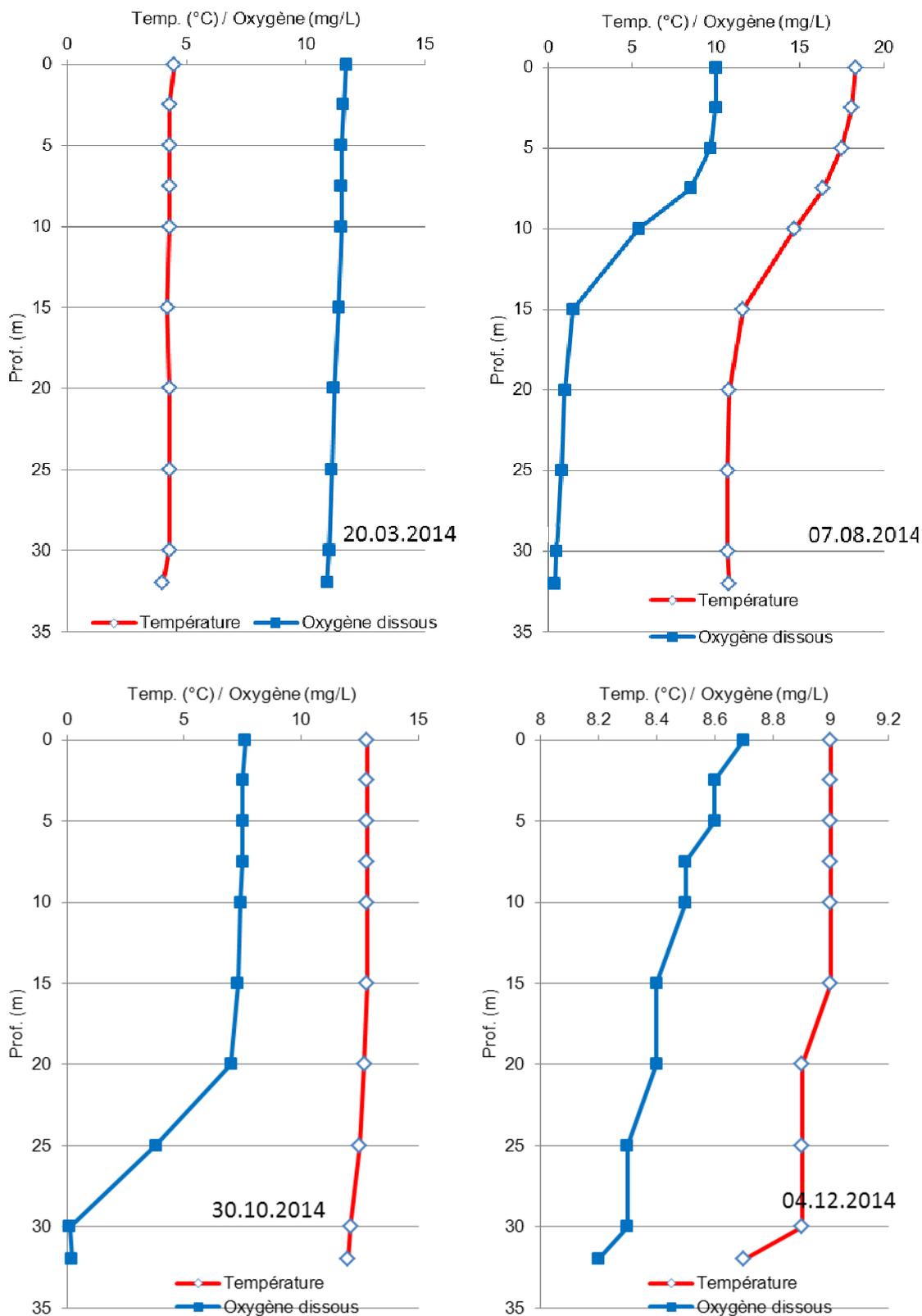


Figure 9 : Profils de température et oxygène dissous à 4 saisons

La transparence moyenne annuelle des eaux en 2014 est de 3.12 ± 0.68 m. Elle augmente graduellement à partir du mois de mai, suite à la diminution de la biomasse des algues planctoniques par broutage par le zooplancton et à l'approfondissement des cyanobactéries *Planktothrix*. La transparence maximum est observée le 17 juillet (5.7 mètres).

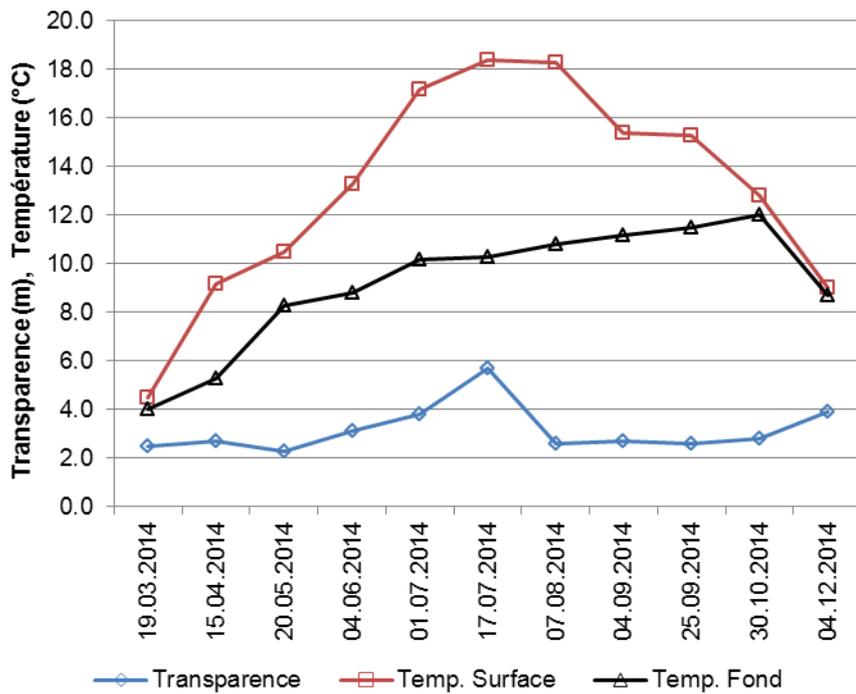


Figure 10 : Variations saisonnières de la transparence et de la température de surface et fond en 2014

Les teneurs en oxygène dissous varient fortement au cours de l'année avec des eaux bien oxygénées en mars et décembre, signe d'un double brassage complet de la masse d'eau (Figure 11). Malgré cette double circulation annuelle, l'oxygène manque dès début juillet dans les couches profondes (30 m) où les valeurs sont inférieures à 4 mg/L (objectif légal OEaux – annexe 2) jusqu'à fin octobre au minimum.

Le déficit d'oxygène dissous au fond pendant la période estivale permet de qualifier l'état trophique comme mauvais (eutrophe).

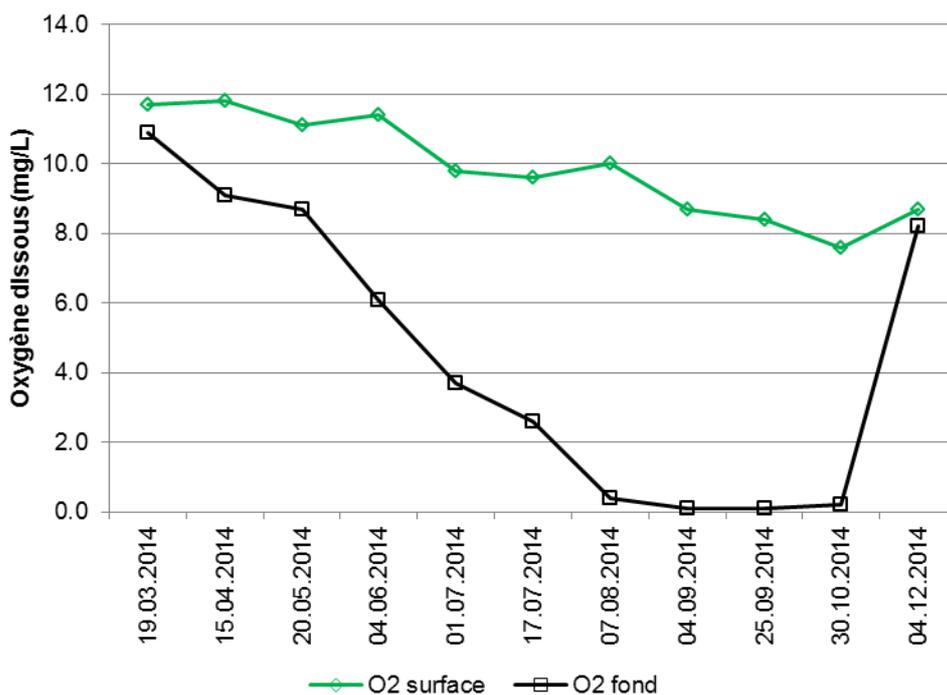


Figure 11 : Variations saisonnières de l'oxygène dissous en surface et au fond en 2014.

Les eaux du lac sont originellement alcalines et bien minéralisées (Tableau 3). Les teneurs des composés azotés (ammonium, nitrite, nitrate) sont relativement faibles. Les valeurs en carbone organique total relativement élevées, sont similaires à celles de l'Orbe au Sentier et sont à mettre en relation avec la présence de tourbières en amont (acides humiques). Le chlorure (d'origine anthropique, comme par exemple les sels de déneigement) est stable comparé aux résultats de 2004 (Lods-Crozet et al. 2006).

Tableau 3 : Caractérisation chimique des eaux du lac de Joux en 2014 basée les concentrations moyennes pondérées par le volume des couches d'eau

Paramètre	<i>n = 11</i>	Moy	Min	Max
pH		8.12	7.97	8.28
Conductivité	µS/cm à 25°	296	286	312
Alcalinité	méq/L	2.89	2.82	2.99
Carbone organique total	mg C/L	3.21	3.02	3.47
Ammonium	mg N/L	0.040	0.007	0.107
Nitrite	mg N/L	0.004	0.001	0.017
Nitrate	mg N/L	0.075	0.016	0.302
Phosphore réactif soluble	mg P/L	0.002	0.001	0.002
Phosphore total	mg P/L	0.015	0.012	0.021
Sodium	mg/L	5.31	5.06	5.61
Potassium	mg/L	0.77	0.63	0.94
Magnésium	mg/L	2.37	2.25	2.57
Calcium	mg/L	53.28	50.68	56.03
Chlorure	mg/L	7.94	7.23	8.72
Sulfate	mg/L	1.89	1.48	2.68
Silice	mg SiO ₂ /L	1.48	1.09	2.14

3.3. Evolution inter-annuelle et évaluation physico-chimique de la qualité des eaux 1985-2014

Le lac de Joux est un lac classé comme dimictique froid. Le mélange des eaux a lieu deux fois par année, en mars/avril et octobre et la présence de gel hivernal peut aller jusqu'à trois mois.

Température des eaux

La température moyenne annuelle en surface et au fond augmente significativement ces 35 dernières années, avec une tendance plus marquée pour les eaux en surface (Figure 12).

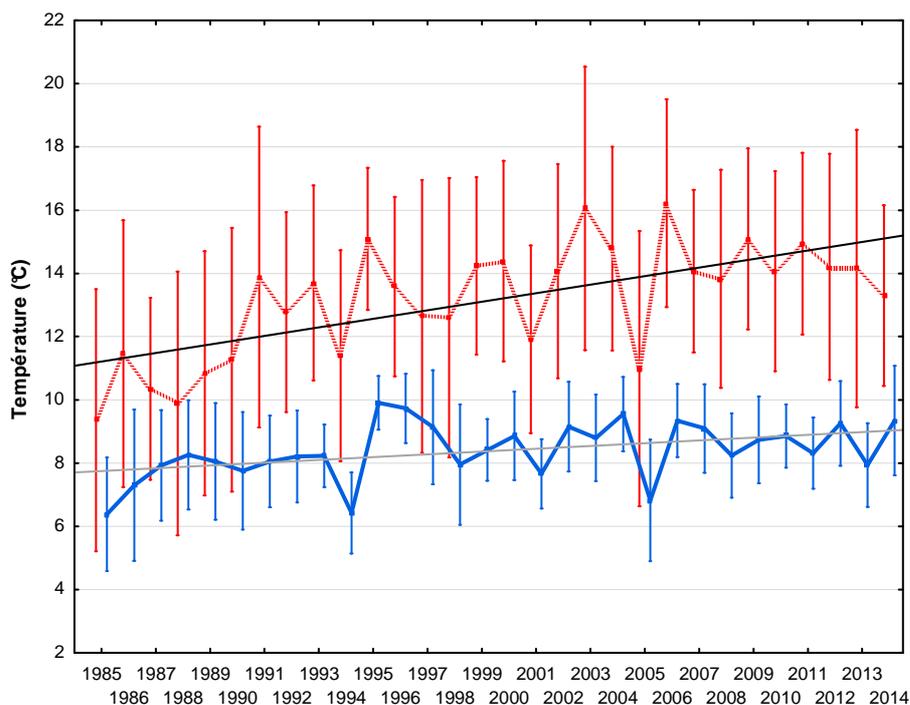


Figure 12 : Evolution de la température de l'eau (moyenne annuelle \pm LC) en surface (courbe rouge) et au fond (courbe bleue). Tendence linéaire de la température de surface et du fond 1985 - 2014 (noire et grise), ($R^2 = 0.019$, $R^2 = 0.031$)

Oxygène dissous

Malgré une circulation des eaux deux fois par an, l'oxygène manque en fin d'été et début d'automne dans les couches profondes (> 15 m) du lac (Figure 13). Le réservoir potentiel d'oxygène dissous présent après chaque brassage dans l'hypolimnion (couche inférieure du lac, toujours froide et à température peu variable) n'est pas suffisant pour permettre la dégradation de toute la matière organique produite lors de la décomposition planctonique. Une tendance temporaire à l'amélioration a été constatée dans les années 1994-98 et 2007-08, années correspondant à une forte régression de la biomasse du phytoplancton (cyanobactéries).

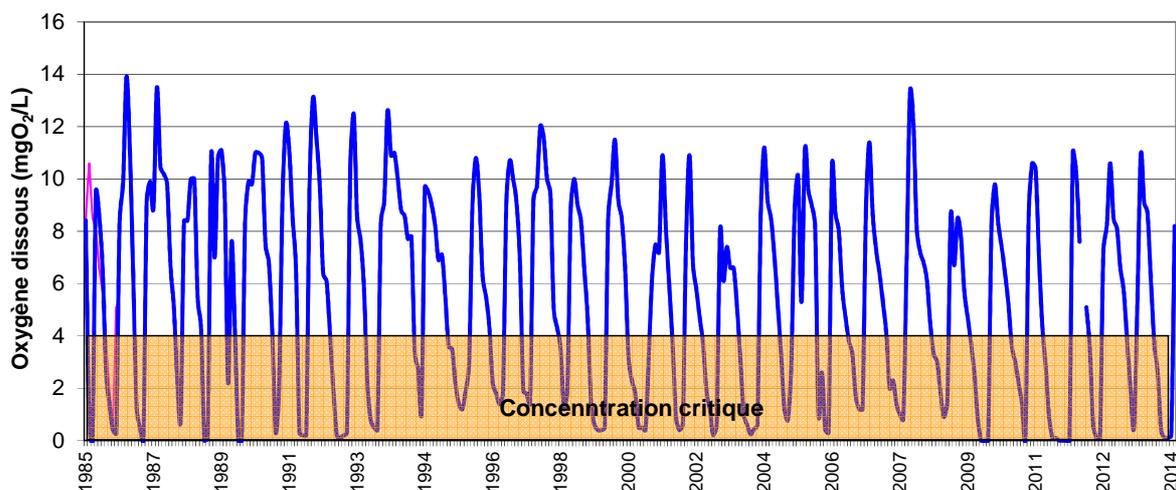


Figure 13 : Evolution de la concentration en oxygène dissous à 30 m de profondeur dans le lac de Joux

Transparence

Sur le long terme, la transparence des eaux s'améliore significativement en passant d'une qualité médiocre à moyenne (Figure 14). Les deux périodes d'observation de très faible biomasse du phytoplancton (cyanobactéries) en 1993-98 et 2007-08 se répercutent sur la transparence de l'eau. L'augmentation est bien visible sur la figure 14.

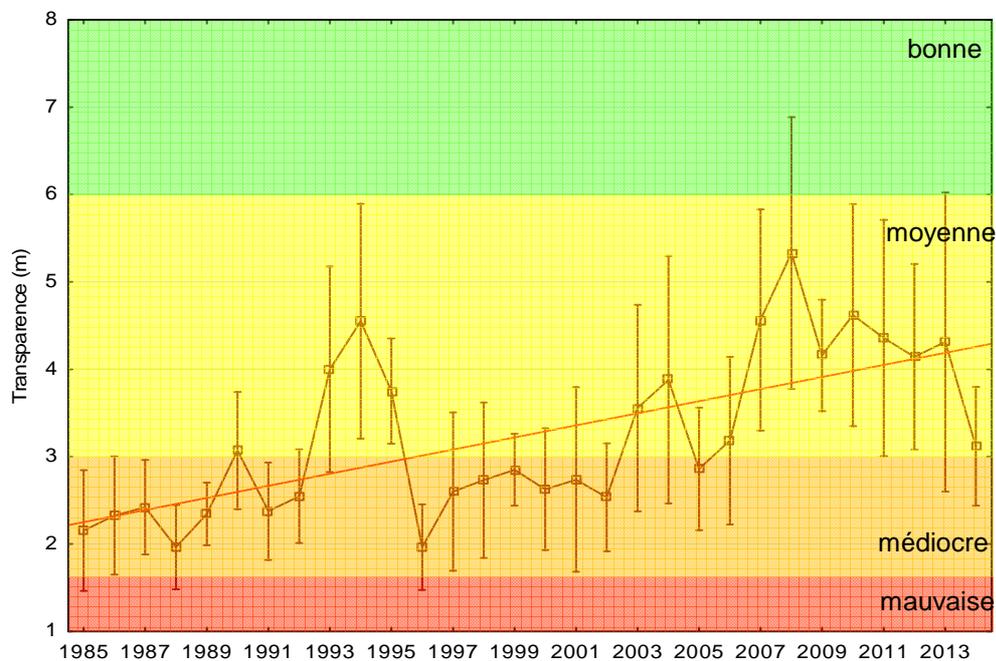


Figure 14 : Evolution de la transparence des eaux (moyenne annuelle \pm LC). Classification de la qualité des eaux selon l'OCDE. Tendance linéaire de la transparence 1985 -2014 ($R^2 = 0.129$)

Phosphore total

Les teneurs en phosphore total décroissent de manière significative depuis 35 ans (Figure 15) et la qualité trophique est passée de médiocre (eutrophe) en 1985 à moyenne à bonne (mésotrophe) en 2014 (Ptot moyen de 15 $\mu\text{g/L}$). Cependant, les concentrations lors du brassage des eaux en fin d'hiver sont encore de 0.021 mg/L en 2014 (état méso-eutrophe) et lors des périodes d'anoxie chaque fin d'été et automne, le phosphore accumulé dans le sédiment est remis en circulation, provoquant de fait une eutrophisation secondaire.

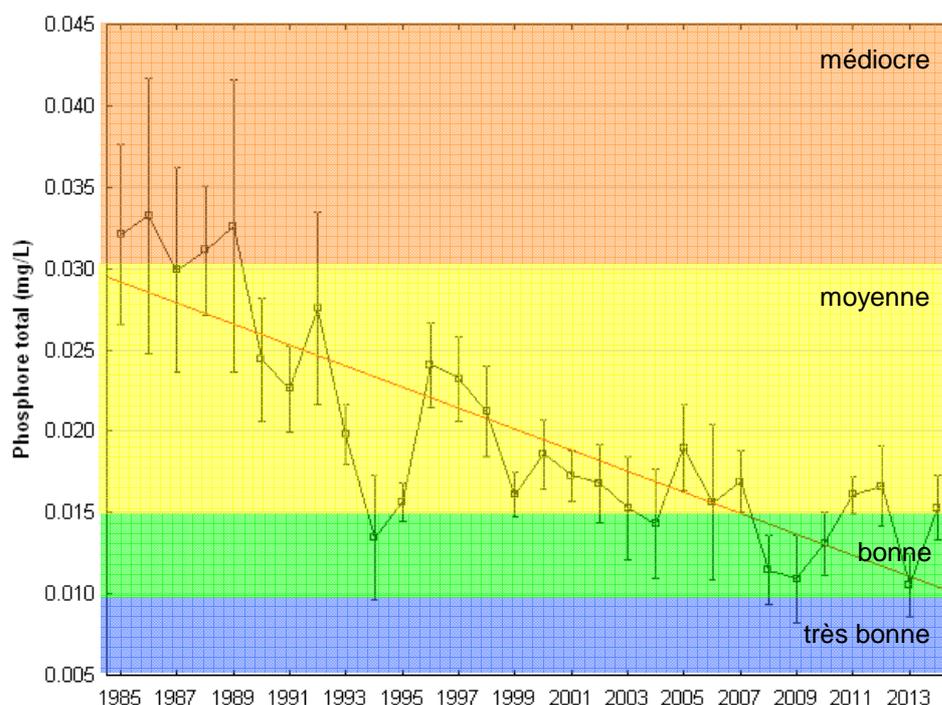


Figure 15 : Evolution des concentrations en phosphore total (moyenne annuelle pondérée \pm LC). Classification de la qualité des eaux d'après l'OCDE, modifié selon DGE-PRE pour les lacs vaudois. Tendence linéaire de la transparence en rouge 1985 -2014 ($R^2 = 0.412$)

3.4. Chimie des sédiments 2006-2014

Les teneurs en matière organique des sédiments profonds oscillent faiblement entre 9.5 et 11% depuis 2006 mais indiquent une forte charge en matière organique liée à l'anoxie récurrente de fin d'été et automne (Tableau 4). Les concentrations en phosphore total (Ptot) et carbone organique du sédiment en 2012 et 2014 sont relativement élevées. D'après Barbe et al. (2003), l'indice de stockage des minéraux du sédiment, basé sur le Ptot montre une forte charge interne (phosphore accumulé dans le sédiment), liée également à la désoxygénation de l'hypolimnion (couches d'eaux inférieures à 10 m de profondeur).

Tableau 4 : Evolution des concentrations en nutriments dans les sédiments profonds

Année	Mat. organique (%)	Phosphore total (mg/kg MS)	Carbone organique (g/kg MS)
2006	10.1		
2008	11		
2010	9.5		
2012	9.7	780.0	39.2
2014	10.1	799.5	40.3

3.5. Biologie

3.5.1. Evolution saisonnière du phytoplancton

La figure 16 présente l'évolution saisonnière de la biomasse des deux espèces de cyanobactéries filamenteuses indiscernables par examen microscopique routinier (*Planktothrix rubescens*, *P. agardhii*) entre 2000 et 2014 entre 0 et 10 m de profondeur. Elle montre de fortes fluctuations avec

des maxima printaniers et automnaux et des minima en été. Cette diminution estivale est liée à la stratégie fonctionnelle de cette cyanobactérie qui a la capacité de migrer plus en profondeur, entre 10 et 20 m lors de l'épuisement du phosphore dans les couches superficielles.

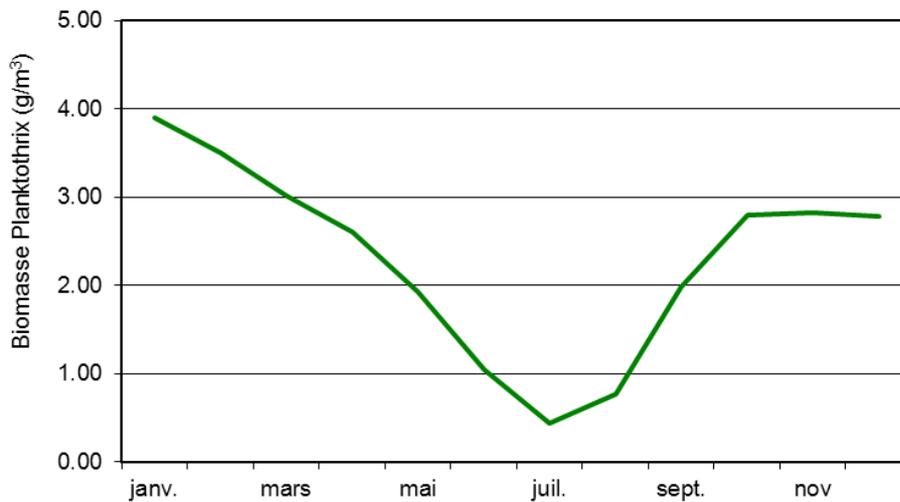


Figure 16 : Evolution saisonnière de la biomasse de *Planktothrix rubescens/agardhii* intégrée entre 0 et 10 m de profondeur (moyennes annuelles 2000-2014)

Le profil de concentration en chlorophylle *a* entre 0 et 20 m (Figure 17) montre des pics en avril et septembre, puis un pic plus profond estival en juillet en-dessous de 10 m de profondeur lié à la capacité de *Planktothrix rubescens* de rechercher des zones optimales pour sa croissance .

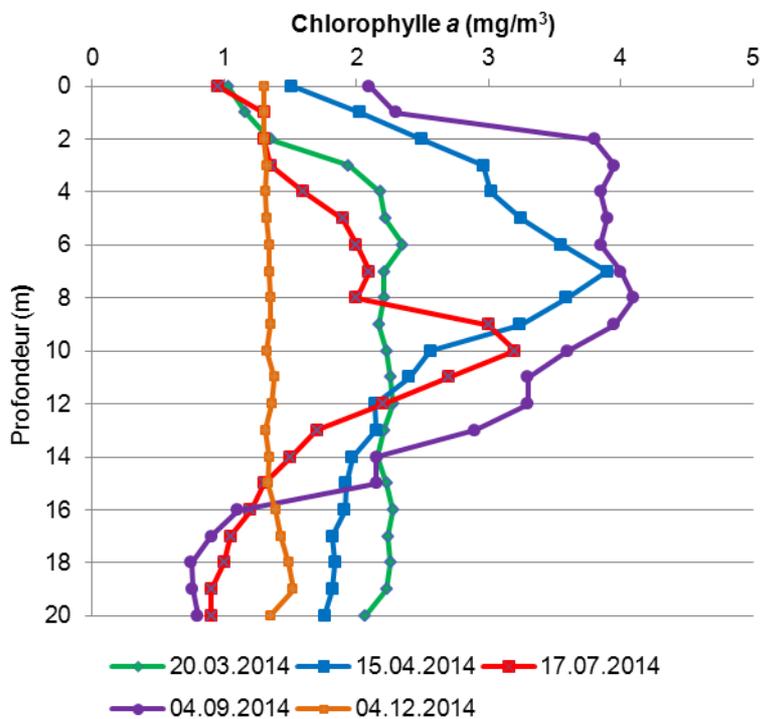


Figure 17 : Profils de chlorophylle *a* (sonde spectrofluorimétrique) à 5 dates en 2014.

3.5.2. Evolution inter-annuelle du phytoplancton et évaluation de la qualité des eaux

Les premières observations de *Planktothrix rubescens/agardhii* datent des années 1970, et les premières proliférations sont signalés en 1979 (Bosset 1981), parallèlement à l'augmentation des teneurs en phosphore. Depuis le début du suivi de sa biomasse, la figure 18 montre les très fortes fluctuations au cours du temps. La tendance générale est à la décroissance significative avec des amplitudes de moins en moins marquées. Deux périodes de grande réduction ont été observées en 1993-94 (17 mois) et 2007-09 (28 mois). Sur la base des critères de la Directive Cadre Européenne sur l'eau (DCE), la qualité trophique du lac peut être qualifiée de moyenne (état mésotrophe).

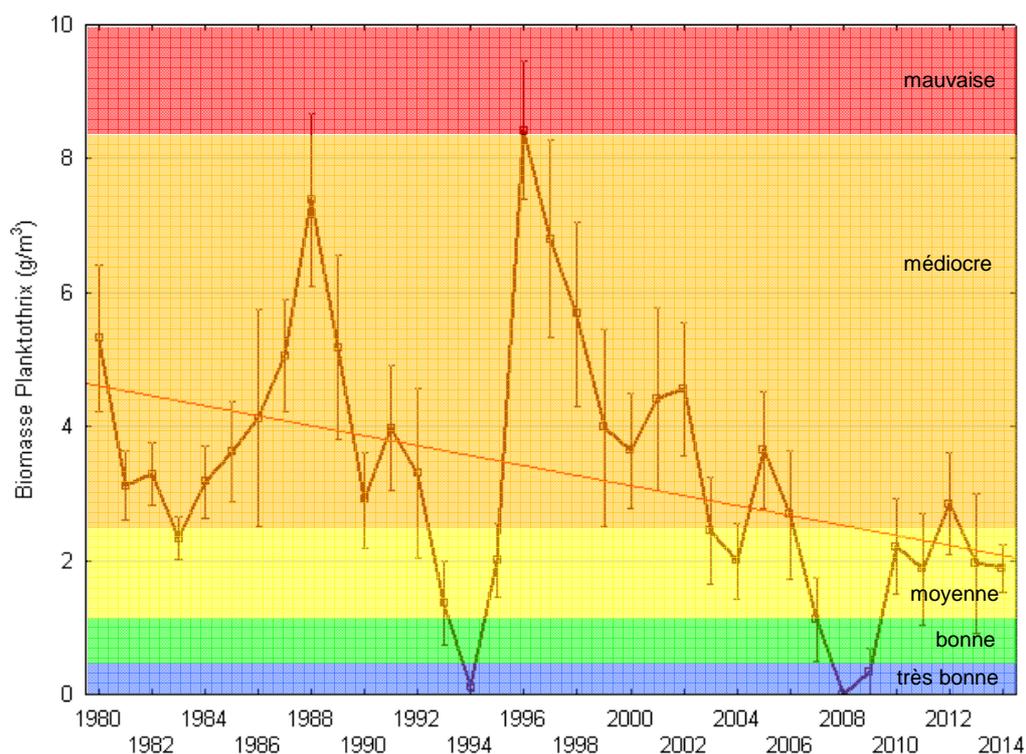


Figure 18 : Evolution de la biomasse de *Planktothrix* (moyenne annuelle \pm LC). Classification de la qualité des eaux selon la DCE. Tendence linéaire de la biomasse de *Planktothrix* en rouge ($R^2 = 0.221$)

Les variations de biomasse des cyanobactéries sont corrélées positivement à celles des concentrations en phosphore total ($R^2 = 0.418$) et les réponses au niveau de la biomasse du phytoplancton et de la transparence sont très rapides (Figure 19).

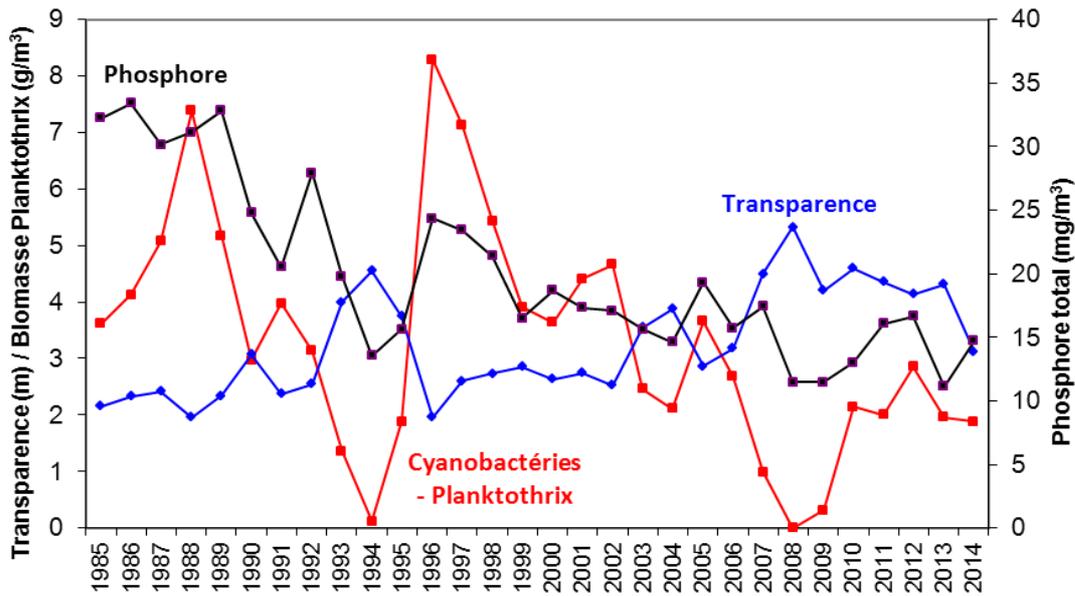


Figure 19 : Evolution comparée de la biomasse de *Planktothrix*, du phosphore total et de la transparence des eaux depuis 1985.

3.5.3. Evolution saisonnière du zooplancton en 2013-2014

Biovolume sédimenté

En 2013 et 2014, le pic de biovolume du zooplancton correspond bien avec la phase des eaux claires (Figure 20). La fin de l'été 2013 a été marquée par une prolifération de *Planktothrix*, une mauvaise visibilité et une faible abondance des microcrustacés. contrairement à la fin de l'été 2014. Les peuplements de microcrustacés comprennent beaucoup d'individus appartenant à des taxons de petite taille. Ces peuplements restent élevés jusqu'au mois de décembre, sans doute en lien avec une météo clémente.

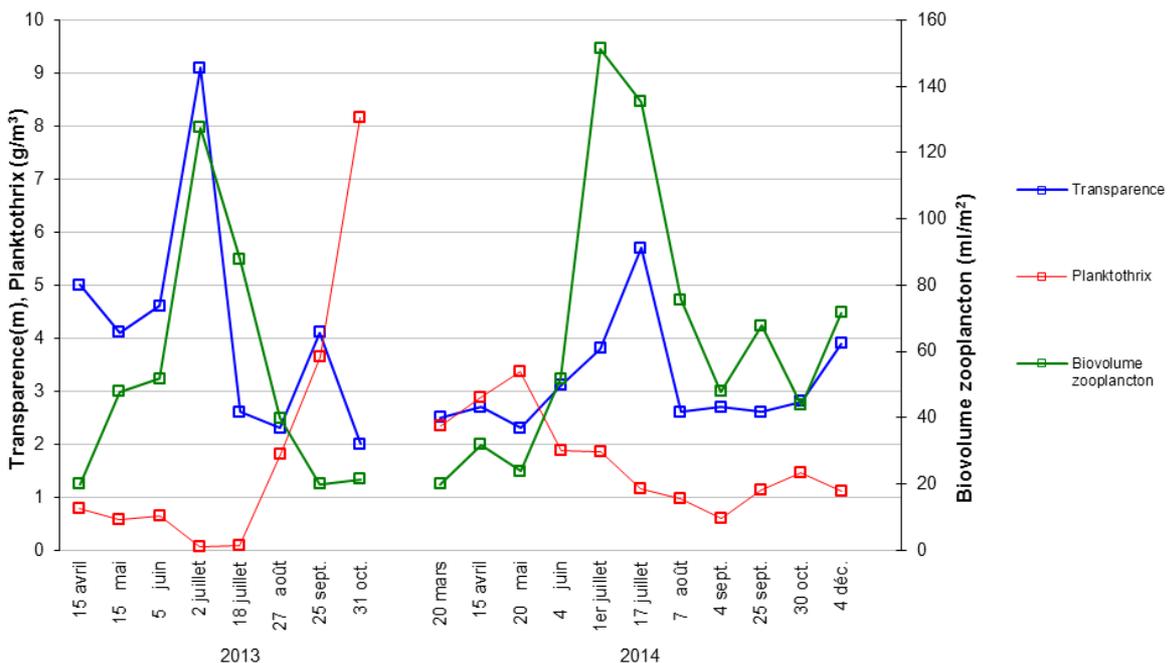


Figure 20 : Evolution saisonnière du biovolume zooplanctonique, de *Planktothrix* et de la transparence des eaux mesurée au disque de Secchi.

Evolution des groupes taxonomiques

Sur les deux années de suivi, le zooplancton crustacéen est deux fois plus abondant en 2014. Il est dominé par les cladocères en juillet et notamment par les daphnies (Figure 21). En 2014, de fortes populations de cladocères de petites tailles marquent toute la période automnale.

Les copépodes dominent de mars à mai, puis après la période estivale en 2013-14. Cependant, en 2014, les copépodes sont prépondérants en août avec plus de 80% d'individus.

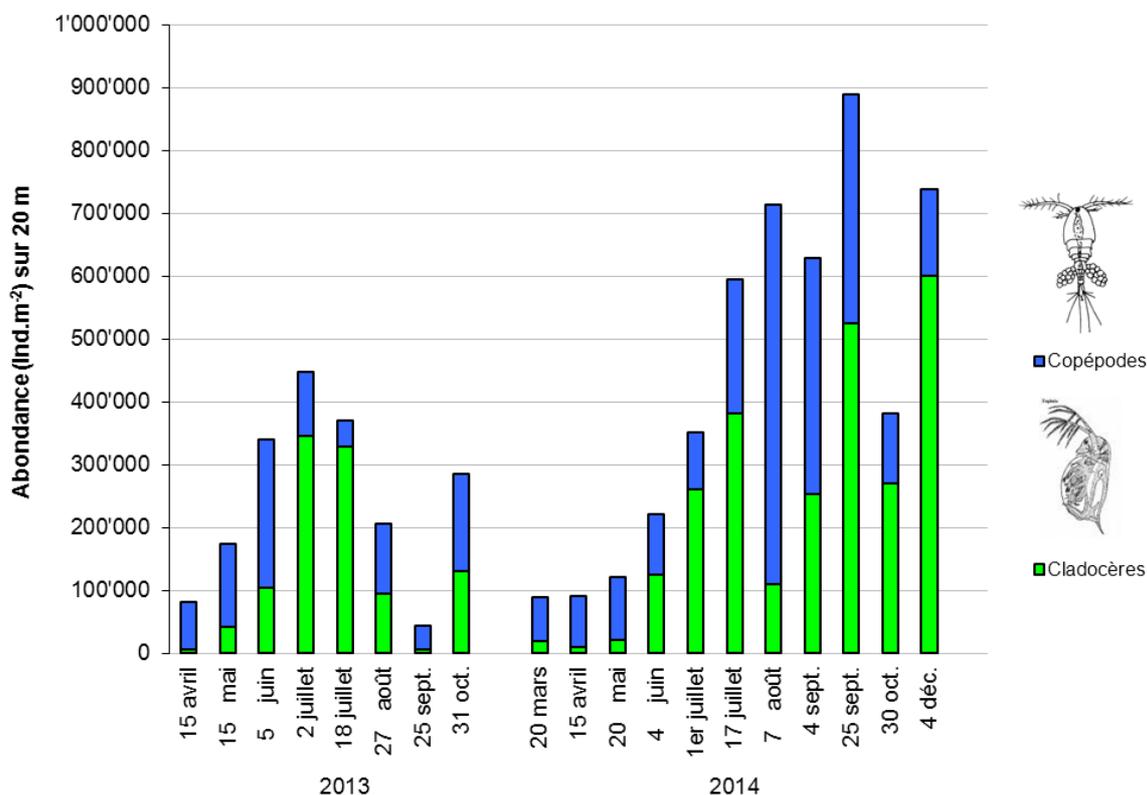


Figure 21 : Evolution saisonnière du zooplancton crustacéen en 2013-14

L'importante biomasse de cladocères observée à l'automne 2014 peut être mise en relation avec plusieurs facteurs comme l'absence de bloom automnal de *Plankthotrix*. En effet, les blooms de *Plankthotrix* semblent être limitants pour les consommateurs en inhibant le développement d'autres algues phytoplanctoniques.

L'abondance des cladocères peut être aussi reliée à un contrôle plus faible des poissons planctonophages comme le corégone dont les effectifs sont au plus bas ces deux dernières années, ce qui limite une part de la prédation sur les microcrustacés. Enfin, les températures clémentes printanières et automnales pourraient également être un facteur d'abondance des microcrustacés.

3.5.4. Le zoobenthos profond 1994-2014

Evolution inter-annuelle

Le zoobenthos des sédiments profonds (25 m) est principalement constitué de vers oligochètes et de larves d'insectes de moucheron (chironomidés et chaoboridés) (Tableau 5). Trois espèces d'oligochètes tubificidés colonisent la zone profonde du lac: *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Potamothrix hammoniensis*, recensé seulement dès les années 2000 et *Tubifex tubifex*, souvent trouvé au stade

immature et indéterminable au niveau spécifique. Ces 2 dernières espèces sont regroupées sous le terme "tubificidés avec soies capillaires et soies pectinées". Elles constituent plus de 90 % de l'abondance totale des vers oligochètes depuis 1994. Un lumbriculidé, *Stylodrilus heringianus*, caractéristique de sédiments de bonne qualité, a été observé en octobre 2008.

Parmi les larves de chironomidés, *Chironomus* (Chironominae) est prédominant (plus de 80 % de l'abondance totale), suivi par *Procladius* (Tanypodinae); ces 2 genres se retrouvent dans les prélèvements chaque année. *Paratanytarsus*, *Tanytarsus*, *Psectrocladius* et *Paracladopelma camptolabis* gr. sont peu abondants et leur fréquence au cours du temps est faible voir très faible. Ce dernier taxon (*P. camptolabis* gr.), caractéristique de sédiments de bonne qualité, est seulement observé en juin 2008.

Des larves de chaoboridés transparentes, vivent au-dessus du fond pendant la journée et peuvent se déplacer dans la colonne d'eau la nuit. Une espèce, *Chaoborus flavicans*, colonise le lac en abondance : 600 à 5'000 ind./m² (min-max) entre 1994 et 2014.

Tableau 5 : Composition faunistique et classes d'abondance des oligochètes et larves de chironomidés à la station SB1 (25 m de profondeur) entre 1994 et 2004.

1 : peu abondant (1 - 3 individus/carotte); 2 : abondant (4 - 10 individus/carotte); 3 : très abondant (>10 individus/carotte); nd : donnée non disponible.

	1994	1995	1997	2000	2001	2002	2004	2006	2008	2010	2012	2014
OLIGOCHAETA												
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	1	1	1	1	nd	1	1	1	1			
<i>Limnodrilus</i> spp.(immatures)	2	2	2	2	nd	2	1	1	1	1		1
<i>Potamothrix hammoniensis</i>				1	nd	2	2	2	1	2	1	1
<i>Tubifex tubifex</i>	2	2	2	2	nd	1	2		1	1		
Tubificidae+soies capillaires+soies pectinées (immat.)	3	3	3	3	nd	3	3	3	3	3	3	3
<i>Stylodrilus heringianus</i>									1			
<i>Dero</i> sp.												1
CHIRONOMIDAE												
<i>Procladius (Holotanypus)</i> spp.	1	1	3	1	2	1	1	1	1	1	1	1
<i>Psectrocladius</i> spp.												1
<i>Chironomus commutatus/ bernensis</i>	3	3	3	3	3	3	3	2	1	1	1	2
<i>Paracladopelma camptolabis</i> gr.									1			
<i>Paratanytarsus</i> spp.					1							
<i>Tanytarsus lugens</i> gr.	1	1	2		1		1			1		
CHAOBORIDAE												
<i>Chaoborus flavicans</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1

Les densités moyennes annuelles des vers oligochètes varient entre 62'083 en 1986 et 17'552 ind./m² en 2008 (Figure 22) et décroissent significativement depuis le début des années 1990 (r_s de Spearman = - 0.411, $p < 0.05$). L'abondance moyenne des larves de chironomidés varie cycliquement et oscille entre 125 en 1992 et 5'486 ind./m² en 1994 (Figure 23).

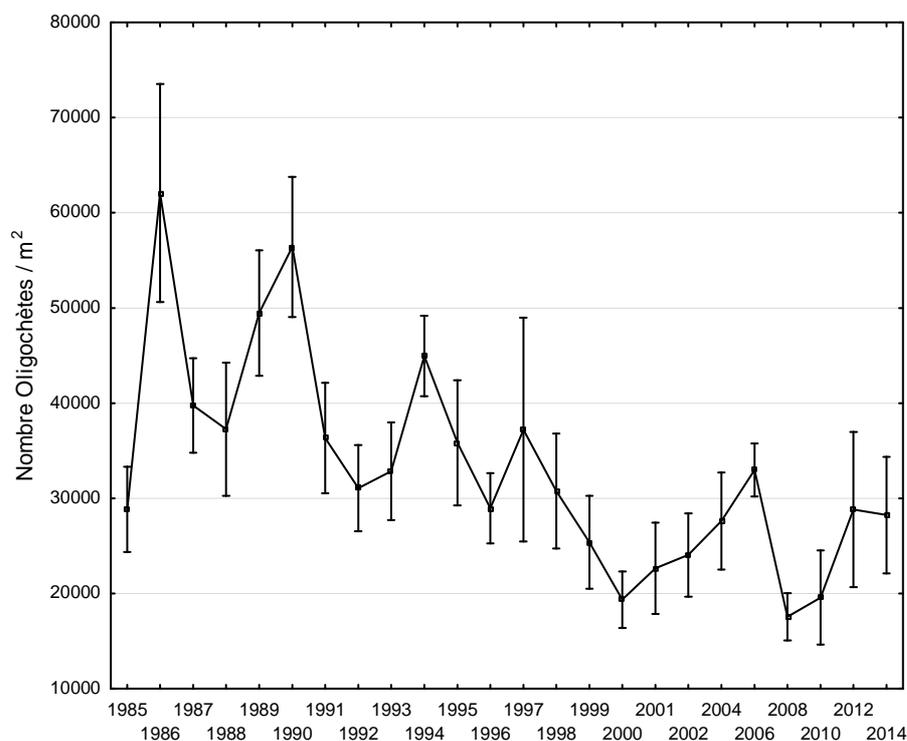


Figure 22 : Evolution de l'abondance des vers oligochètes entre 1985 et 2014 dans les sédiments profonds du lac de Joux (moyenne annuelle \pm LC).

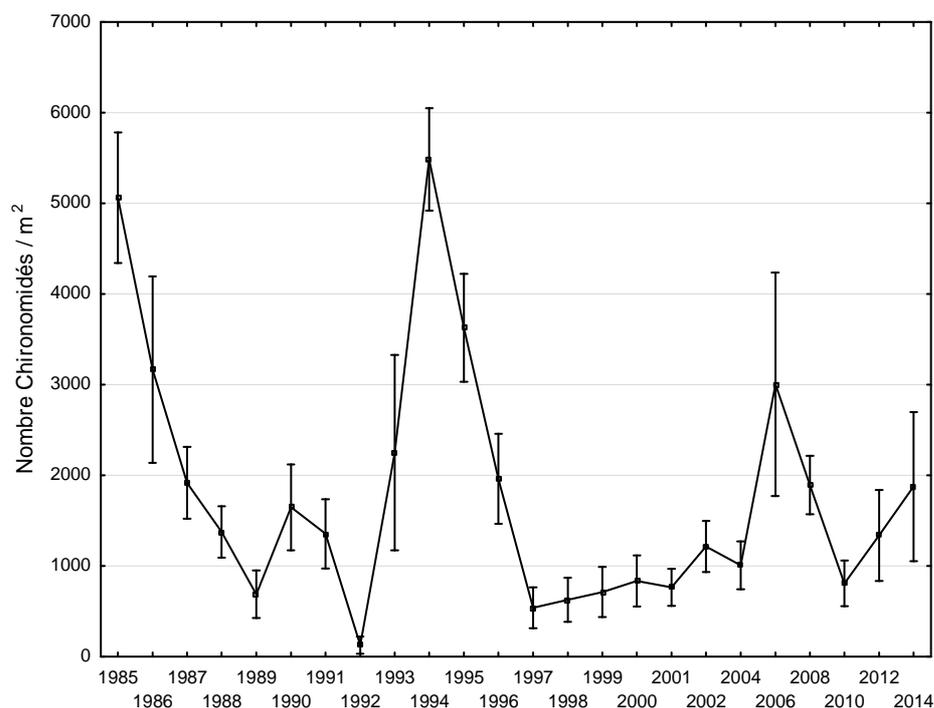


Figure 23 : Evolution de l'abondance des larves de chironomidés entre 1985 et 2014 dans les sédiments profonds du lac de Joux (moyenne annuelle \pm LC).

Evaluation biologique de la qualité des sédiments profonds

Avec une abondance de vers oligochètes $> 20'000$ individus/m², la présence d'espèces résistantes aux pollutions (*Potamothrix hammoniensis*, *Limnodrilus hoffmeisteri*) ainsi que la présence de larves de chironomidés tolérantes aux pollutions (*Chironomus*, *Procladius*), la qualité biologique des

sédiments profonds reste de mauvaise qualité. Toutefois, il faut noter en 2008, année de forte réduction de la biomasse de la cyanobactérie *Planktothrix*, la présence d'espèces typiques de sédiments de bonne qualité (*Stylodrilus heringianus*, *Paracladopelma camptolabis* gr.). Un réservoir potentiel d'espèces indiquant une meilleure qualité pourrait être disponible si la régression de la biomasse des cyanobactéries se poursuit dans l'avenir.

4. Discussion

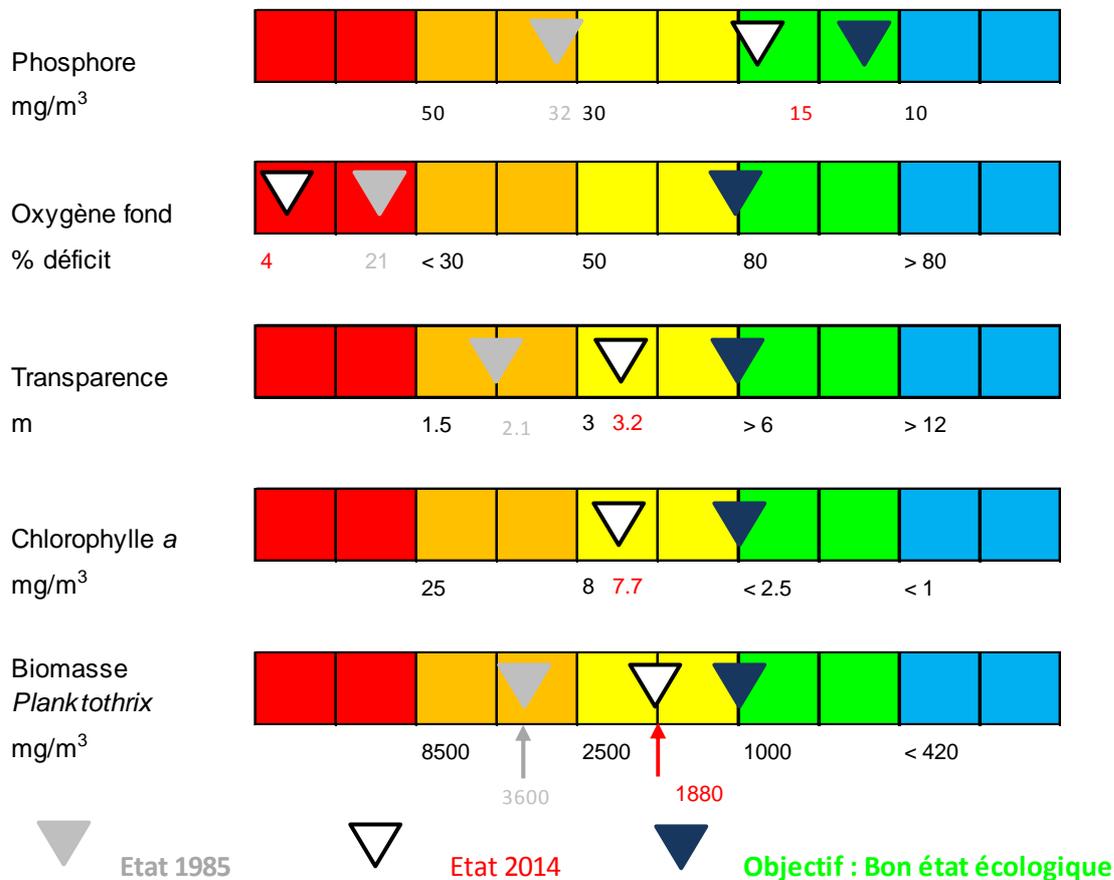
Les faibles teneurs en phosphore total des années 1993-94 et 2006-2008 ont entraîné simultanément une baisse de la biomasse algale et une amélioration de la transparence des eaux (Figure 19) qui ont été suivies d'une meilleure oxygénation de la zone profonde du lac (Figure 13). Ceci a permis un meilleur succès du développement des larves de *Chironomus* dans des sédiments mieux oxygénés pendant ces deux périodes. Ces éléments positifs ont fait penser que la restauration de la qualité des eaux du lac de Joux était bien amorcée (Strawczynski *et al.* 1995). Pourtant en 1996 et dans une moindre mesure en 2010, les concentrations en phosphore total sont remontées à des valeurs enregistrées en 1990, entraînant une explosion de la biomasse des cyanobactéries. Depuis 1996, la lente décroissance du phosphore et conjointement des cyanobactéries filamenteuses constituent des signes encourageants pour le fonctionnement du lac (Figure 19).

Le succès de la persistance et de la dominance de ces 2 espèces de cyanobactéries filamenteuses, s'explique par leurs stratégies physiologiques et écologiques de développement. Par leur capacité d'ajuster leur flottabilité grâce à leurs vésicules gazeuses, et par conséquent leur position dans la colonne d'eau, elles se maintiennent dans un environnement préférentiel de faible intensité lumineuse. Ce sont également des espèces qui préfèrent les eaux calcaires. *Planktothrix rubescens* (espèce typique de lac bien stratifié) se maintiendra, en période estivale dans le métalimnion, où elle trouve des conditions lumineuses favorables à son développement et une concentration en phosphore plus grande. En effet, ses cellules sont généralement caractérisées par la présence d'un pigment rouge, la phycoérythrine, qui lui permet d'absorber la lumière verte dominante dans cette zone de la colonne d'eau. *Planktothrix agardhii* supporte des températures relativement faibles, ce qui lui permet de survivre dans des eaux froides pendant l'hiver, même sous la glace, et représente ainsi l'inoculum pour une croissance très printanière avant les autres groupes d'algues. De plus, d'autres conditions favorisent leur croissance comme leur relative grande taille et l'émission de toxines de type microcystine qui limitent l'intensité du broutage par le zooplancton.

La restauration de la qualité des eaux et des sédiments profonds passera donc par une limitation pérennisée des teneurs en phosphore total entre 10-15 µg/L dans ce lac à temps moyen de renouvellement rapide de ses eaux (0.85 ans). En effet, la réaction est rapide au niveau biologique par réduction de la prolifération des cyanobactéries qui elle-même diminue la demande en oxygène des eaux interstitielles du sédiment, réduisant de ce fait le relargage du phosphore et augmente la présence d'espèces caractéristiques de milieux oxygénés dans les sédiments.

Objectifs de bon état écologique

Tableau de bord des indicateurs du lac de Joux 1985 - 2014 selon les critères DCE et OCDE



Données supplémentaires

- Etude du peuplement pisciaire des lacs de Joux et Brenet en 2011 (Périerat & Vonlanthen 2013)
<http://www.vd.ch/themes/environnement/faune-et-nature/peche/publications/>
- Suivi des populations de corégones (Nusslé et al. 2014)
<http://www.vd.ch/themes/environnement/faune-et-nature/peche/publications/>
- Inventaire de la végétation aquatique du lac de Joux en 2014 (Sandoz et al. 2014)

Références

- Barbe J, Lafont M, Mouthon J, Philippe M. 2003. Protocole actualisé de la diagnose rapide des plans d'eau. Ed. CEMAGREF, Agence de l'eau RMC, 24 p.
- Bosset E. 1981. Evolution de l'état sanitaire du lac de Joux de 1953/57 à 1978/79. Bulletin ARPEA 109 : 41-64.
- Chevalley P.A. & Lods-Crozet B. 2015. Zooplancton du lac de Joux, campagnes 2013-14. Rapport DGE-PRE, Etat de Vaud. pages
- Lang, C. & Reymond O. 1993. Trends in phytoplanktonic and zoobenthic communities after the decrease of phosphorus concentrations in Lake Joux. Rev. suisse Zool. 100(4): 907-912.
- Lods-Crozet B, Reymond O. & Strawczynski A. 2006. Evaluation de la qualité chimique et biologique du lac de Joux (Jura suisse) entre 1985 et 2004. Bull. Soc. Neuch. Sc. Nat. 129 : 29-47.
- Nusslé S, Bornand C, Hofmann F, Rubin J.F. 2014. Bilan de trois décennies de suivi des palées du lac de Joux (*Coregonus palaea*). Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat. 94: 51-72.
- Périerat G, Vonlanthen. 2013. Etude du peuplement pisciaire des lacs de Joux et Brenet. Rapport EAWAG, Direction générale de l'environnement, Canton de Vaud. 46 p.
- Reymond, O. 1994. Préparations microscopiques permanentes d'oligochètes: une méthode simple. Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat. 83: 1-3.
- Sandoz E, Meylan S, Durand P. 2014. Végétation aquatique du lac de Joux. Diversité et qualité biologique. Rapport ECOTEC, Direction générale de l'environnement, Canton de Vaud. 36 p.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommung des quantativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Int. Verein. Limnol. 9: 1-38 .