

ÉVOLUTION DE L'ÉTAT DES LACS DE LA MUNICIPALITÉ DE
SAINT-HIPPOLYTE ENTRE 1998 ET 2007

Richard Carignan
Université de Montréal
Station de biologie des Laurentides

Décembre 2008

SOMMAIRE

Les concentrations moyennes ($n=3$) en phosphore total (PT), azote total (NT), carbone organique dissous (COD) et nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$) ont été dosées en mai, juin, juillet, août et octobre 2007 dans quatorze lacs de la municipalité de Saint-Hippolyte dans le but de mettre en évidence de possibles changements dans la qualité des eaux depuis 1998 à 2001 selon les lacs. Les profils de température et d'oxygène dissous ont été acquis aux mêmes occasions. La variabilité intrinsèque du PT dosé sur des échantillons (triplicata) de petit volume (50 mL) ne permet pas de détecter des changements temporels supérieurs à 1-3 $\mu\text{g/L}$ (environ 20% du PT moyen) dans ces lacs. Pour cette raison, aucune tendance significative ne peut être détectée dans les lacs de la municipalité. Les concentrations en PT dans les lacs dépendent surtout de l'importance des milieux humides dans leurs bassins versants, mais le degré d'occupation de la ceinture riveraine par l'homme joue un rôle particulièrement important dans les lacs Maillé, Écho, Bleu, Connelly et Cornu. En raison du caractère limitant du phosphore dans les eaux douces, la biomasse phytoplanctonique est significativement reliée à la concentration en PT. La concentration en COD et la transparence des eaux sont principalement associées à l'importance des milieux humides. Certains lacs (Cornu, Tracy) montrent une anoxie hypolimnétique prononcée dont les causes sont essentiellement morphométriques (naturelles). Dans les autres lacs suffisamment profonds, le déficit hypolimnétique en oxygène est significativement relié à la quantité (mg/m^2) de PT ou de chlorophylle-*a* présente dans l'épilimnion. Bien que présentes en faibles quantités dans tous les lacs, les cyanobactéries comptent pour une fraction importante (10% à 50%) du phytoplancton total seulement dans l'épilimnion des lacs Bleu, Connelly, à l'Ours et du Pin Rouge.

CONTENU

Liste des tableaux	4
Liste des figures	4
Introduction	7
Méthodes	8
Résultats et discussion	10
Évolution temporelle des variables chimiques	10
Facteurs reliés à la concentration en du COD et du PT	11
Facteurs reliés à l'abondance du phytoplancton	13
Facteurs reliés à la transparence des eaux et au coefficient d'atténuation lumineuse	13
Évolution de la température et de l'oxygène dissous en 2007	14
Composition du phytoplancton et importance des cyanobactéries	16
Conclusions	17
Références	17
Figures	18-58

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Localisation des stations de prélèvement et principales propriétés des lacs visités en 2007.	10
Tableau 2. Résumé des propriétés chimiques et optiques moyennes des lacs de Saint-Hippolyte en 2007.	12
Tableau 3. Concentrations moyennes en ions majeurs mesurées dans les lacs de Saint-Hippolyte en 2001 et 2002.	13
Tableau 4. Déficients hypolimnétiques en oxygène de certains lacs de Saint-Hippolyte et intervalles de temps et de profondeur considérés.	15

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac de l'Achigan entre 2000 et 2007.	18
Figure 2. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Bleu entre 2001 et 2007.	19
Figure 3. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac en Coeur entre 2001 et 2007.	20
Figure 4. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Connelly entre 2001 et 2007.	21
Figure 5. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Cornu entre 2001 et 2007.	22
Figure 6. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Croche entre 1998 et 2007.	23
Figure 7. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Écho (des Quatorze Îles) entre 1998 et 2007.	24
Figure 8. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Fournelle entre 2001 et 2007.	25
Figure 9. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Gordon entre 2001 et 2002.	26
Figure 10. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Maillé en 2007.	27
Figure 11. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Montaubois entre 1998 et 2007.	28
Figure 12. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Morency entre 1998 et 2007.	29
Figure 13. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac à l'Ours entre 1998 et 2007.	30
Figure 14. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac du Pin Rouge entre 2000 et 2007.	31
Figure 15. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Tracy entre 1998 et 2007.	32
Figure 16. Distribution du PT mesuré dans 20 répliqués de 50 mL tamisés ou non tamisés et recueillis au même endroit au lac Croche. La figure montre que la concentration en PT mesurée dans des échantillons de 50 mL n'est pas homogène et est influencée par la présence de particules de grosse taille (zooplancton) dont l'abondance varie d'un échantillon à l'autre.	33

Figure 17. Classement des lacs en 2007 selon leur concentration moyenne en PT (a) et leur rapport PT/COD (b). Le rapport PT/COD ordonne les lacs selon l'importance décroissante de l'impact humain.	33
Figure 18. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac de l'Achigan en 2007.	34
Figure 19. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Bleu en 2007.	35
Figure 20. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac en Coeur en 2007.	36
Figure 21. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Connelly en 2007.	37
Figure 22. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Cornu en 2007.	38
Figure 23. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Croche en 2007.	39
Figure 24. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Écho en 2007.	40
Figure 25. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Fournelle en 2007.	41
Figure 26. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Maillé en 2007.	42
Figure 27. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Montaubois en 2007.	43
Figure 28. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Morency en 2007.	44
Figure 29. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac à l'Ours en 2007.	45
Figure 30. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac du Pin Rouge en 2007.	46
Figure 31. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au Tracy en 2007.	47
Figure 32. Évolution de la quantité d'oxygène dissous résiduel dans l'hypolimnion du lac de l'Achigan durant l'été 2007. La pente de cette droite correspond au déficit hypolimnétique en oxygène.	48
Figure 33. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle- <i>a</i> et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophyées et les cyanobactéries le 24 septembre 2007 au lac de l'Achigan.	49
Figure 34. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle- <i>a</i> et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophyées et les cyanobactéries le 24 septembre 2007 au lac Bleu.	50
Figure 35. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle- <i>a</i> et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophyées et les cyanobactéries le 24 septembre 2007 au lac Connelly.	51
Figure 36. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle- <i>a</i> et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophyées et les cyanobactéries le 24 septembre 2007 au lac Croche.	52
Figure 37. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle- <i>a</i> et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophyées et les cyanobactéries le 25 septembre 2007 au lac Écho.	53
Figure 38. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle- <i>a</i> et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophyées et les cyanobactéries le 24 septembre 2007 au lac Maillé.	54
Figure 39. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle- <i>a</i> et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophyées et les cyanobactéries le 25 septembre 2007 au lac Montaubois.	55
Figure 40. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle- <i>a</i> et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophyées et les cyanobactéries le 25 septembre 2007 au lac Morency.	56
Figure 41. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle- <i>a</i> et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophyées et les cyanobactéries le 26 septembre 2007 au lac à l'Ours.	57
Figure 42. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle- <i>a</i> et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophyées et les cyanobactéries le 26 septembre 2007 au lac du Pin Rouge.	58

Figure 43. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle-*a* et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophyées et les cyanobactéries le 25 septembre 2007 au lac Tracy.

INTRODUCTION

Entre mai 2001 et août 2002, la Station de biologie de l'Université de Montréal a mesuré la qualité des eaux dans 12 lacs de la municipalité de Saint-Hippolyte. Les travaux avaient pour objectifs 1) d'établir un carnet de bord des lacs servant de référence aux observations futures, 2) d'identifier et de comprendre les sources de phosphore, de carbone organique et de sédiments dans un bassin versant, 3) d'établir le budget en phosphore des principaux lacs, et 4) d'émettre des recommandations visant la saine gestion des lacs et de leurs bassins versants. Cet exercice fut suivi d'un rapport exhaustif décrivant la situation des lacs telle qu'elle était à ce moment (Carignan et al. 2003 : État des lacs de la Municipalité de Saint-Hippolyte et de deux lacs de la Municipalité de Prévost en 2001 et 2002).

Le but du présent rapport est de reprendre cet exercice pour l'année 2007, soit six années plus tard afin d'établir la tendance (amélioration, détérioration) de la qualité des eaux dans les lacs de la municipalité. Une attention particulière est portée à la variabilité intra-lac et à l'évolution des concentrations en phosphore total au cours des dernières années. La lecture du présent rapport présuppose une connaissance préalable de celui soumis à la municipalité en 2003, où les termes et les concepts relatifs à la santé et à l'eutrophisation des lacs sont définis.

Le phosphore est un élément nutritif essentiel au développement et à la santé des lacs. Cependant, un apport excessif de phosphore cause une dégradation de la qualité du milieu. Appelée « *eutrophisation* », cette dégradation se manifeste par un développement excessif d'algues et de plantes aquatiques, une diminution de la transparence des eaux, une augmentation de la consommation en oxygène dans les eaux profondes et la perte de certaines espèces sensibles de poissons (salmonidés). De plus, un excès en phosphore peut causer l'apparition de microorganismes nuisibles (cyanobactéries) souvent appelées algues bleu-vert ou algues bleues. Ces effets compromettent certains usages des plans d'eau, tels leur utilisation comme source d'eau potable, la pêche sportive et dégradent aussi la qualité esthétique du milieu.

Généralement, le phosphore est l'élément nutritif *limitant* dans les lacs; ceci signifie que de toutes les substances dont ont besoin les algues et les plantes, le phosphore est celui qui est le moins abondant par rapport à la demande. C'est donc l'élément qui contrôlera les quantités d'algues et de plantes qui pourront se développer. Bien que l'azote soit également un élément nutritif requis en grande quantité par les algues et les plantes, ces dernières ont accès, par l'entremise de bactéries fixatrices d'azote atmosphérique, à une source illimitée d'azote. Pour cette raison, les efforts de contrôle de l'eutrophisation des lacs doivent particulièrement viser la réduction des sources de phosphore parvenant aux lacs.

Le phosphore trouvé dans les lacs peut provenir de plusieurs sources **naturelles** et **humaines**. Les principales sources naturelles sont :

Les bassins versants¹. Les terres boisées perdent relativement peu de phosphore tandis que les milieux marécageux et les retenues de castor peuvent en exporter des quantités plus importantes vers les lacs.

L'atmosphère. Une partie des apports naturels tombe directement sur le lac et provient l'atmosphère sous forme de poussières, de pollen et d'autres sources. Dans les villes et les

¹ Le bassin versant d'un lac correspond à la superficie des terres entourantes qui capte l'eau de la pluie et de la neige et qui s'écoule vers le lac.

milieux agricoles, une fraction importante des retombées atmosphériques peut cependant avoir une origine humaine.

Les principales sources humaines de phosphore sont :

Les installations septiques. Même lorsqu'elles sont conformes, les installations septiques non-scellées peuvent perdre des quantités importantes de phosphore dans l'eau souterraine. Le phosphore issu des installations septiques peut migrer vers les eaux de surface lorsque les champs d'épuration sont situés sur des terrains pouvant devenir saturés en eau lors de la fonte printanière et lors de pluies abondantes, ou encore lorsque la capacité de rétention pour le phosphore des dépôts meubles est faible.

Les détergents à lave-vaisselle. De nos jours, la majorité des savons solides, liquides et détergents à lessive ne contient pas de phosphore et leur utilisation ne présente aucun risque d'eutrophisation. Par contre, les détergents à lave-vaisselle contiennent jusqu'à 7% de phosphore et peuvent devenir une source majeure de pollution par le phosphore dans les lacs. Cependant, le Québec, le Canada et les États-Unis prévoient des lois qui interdiront le P dans les détergents à lave-vaisselle et qui entreront en vigueur entre juin 2009 et juin 2010.

Les fertilisants domestiques. L'épandage de fertilisants sur les pelouses est incompatible avec la santé des lacs. L'épandage annuel de seulement quelques sacs de fertilisants sur les pelouses ceinturant un petit lac peut augmenter considérablement les apports humains en phosphore. Les fertilisants organiques, liquides, « écologiques » ou « biodégradables » ainsi que les composts sont également nuisibles car ils ont exactement le même effet que les fertilisants chimiques. Les riverains doivent choisir entre une pelouse verte et fournie ou un lac en santé.

Le déboisement et l'érosion. Les terres déboisées exportent environ deux fois plus de phosphore vers les ruisseaux et les lacs que les forêts. L'effet du déboisement peut être encore plus important s'il est accompagné d'érosion du sol.

L'agriculture. L'agriculture est très limitée sur le territoire de la municipalité. Cependant, les terres agricoles exportent environ dix fois plus de phosphore vers les ruisseaux et les lacs que les forêts. Les petites exploitations agricoles peuvent donc influencer les apports en phosphore vers certains lacs.

L'enneigement des terres. La décomposition de la couche organique du sol suite à l'élévation artificielle du niveau de l'eau de certains lacs (Gordon), ou encore suite à la création de lacs artificiels (des Sources) peut causer un apport important en phosphore si cette couche n'a pas été enlevée avant l'enneigement du terrain. La décomposition de cette matière organique peut continuer à contribuer aux apports en phosphore et en azote pendant des décennies. Pour cette raison, les terres inondées par les castors peuvent aussi contribuer à augmenter substantiellement les apports en phosphore dans les petits lacs.

MÉTHODES

Les échantillons d'eau destinés au dosage du phosphore total (PT), de l'azote total (NT), du nitrate (NO_3^-), du carbone organique dissous (COD) et de la chlorophylle-*a* furent prélevés à cinq dates entre mai et octobre 2007 au point de profondeur maximale (Tableau 1),

à un mètre de profondeur et en triplicata au moyen d'une bouteille Van Dorn. Les échantillons furent maintenus à une température voisine de 4 °C pendant quelques heures jusqu'à leur filtration (membrane Gelman Supor 0,45µm pour le COD). Les dosages chimiques furent effectués dans un délai de 12 heures (chlorophylle-*a*), 24 à 48 heures (NO₃-N) ou 5 jours au laboratoire de qualité des eaux de l'Université de Montréal. La chlorophylle-*a* fut mesurée par spectrophotométrie après extraction à l'éthanol froid (Sartory et Grobelaar 1984; Nusch 1980). Le phosphore total fut mesuré par auto-analyseur (Astoria2, limite de détection : 0,2 µg/L) après digestion à 120 °C en présence de persulfate de potassium. Un contrôle de qualité particulier fut appliqué aux mesures du PT et du PTD; les lots d'échantillons destinés au dosage du PT étaient systématiquement accompagnés de contrôles certifiés dont la concentration nominale se situait entre 7 et 20 µg/litre fournis par le centre canadien des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington, Ont.). Les différences entre les valeurs observées et les valeurs certifiées n'ont jamais dépassé 5%. Le NT fut mesuré après digestion alcaline au persulfate de potassium et mesuré sous forme de nitrate. Le nitrate fut mesuré par auto-analyse (Lachat, FIA, méthode #10-107-06-1-F) avec une limite de détection de 1 µg/L. Le carbone organique dissous a été mesuré (Shimadzu TOC-5000) par combustion infrarouge après acidification et dégazage des échantillons par bullage à l'hélium, suivi d'une oxydation à 700°C catalysée au platine (Pt). Les ions majeurs Na⁺, K⁺, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺ et Cl⁻ ont été dosés en 2001 et 2002 par chromatographie ionique.

Les profils d'oxygène dissous, de température, de pH et de conductivité furent acquis aux mêmes dates au moyen d'une multi-sonde Hydrolab MS-5 munie d'un capteur d'oxygène dissous à fluorescence Hach LDO calibré dans de l'air saturé de vapeur d'eau sous pression barométrique ambiante ou dans des solutions-étalon appropriées.

La transparence fut mesurée au moyen d'un disque de Secchi de 20 cm de diamètre. Le coefficient d'atténuation lumineuse quantifie plus exactement que le disque de Secchi l'absorption de la lumière par l'eau; ce coefficient fut mesuré pour la lumière visible et disponible à la photosynthèse (400-700 nm) au moyen de sondes de surface et submersible Li-Cor LI-190 et LI-192SA.

Du 23 au 25 septembre 2007 la chlorophylle-*a*, l'abondance des principaux groupes d'algues (cyanobactéries, diatomées, algues vertes et cryptophycées) fut estimée au moyen d'une sonde Fluoroprobe BBE. Les résultats furent corrigés pour la fluorescence due au carbone organique dissous (COD) de chaque lac en mesurant la signature fluorométrique du COD d'échantillons filtrés (GF/C). Les lectures de chlorophylle-*a* totale furent calibrées pour 11 lacs en prenant simultanément des échantillons destinés à la mesure spectrophotométrique. Notons que parmi les capteurs commercialement disponibles, seule la sonde Fluoroprobe BBE peut correctement estimer l'abondance des cyanobactéries en corrigeant les résultats pour la fluorescence due au COD et à la phycocyanine présente non seulement dans les cyanobactéries, mais aussi dans les algues cryptophycées communes dans les lacs des Laurentides.

L'importance des milieux humides et la superficie des lacs furent quantifiées d'après la cartographie numérique du MRNQ à l'échelle 1 :20 000. Les bâtiments présents dans les bassins versants et dans un rayon de 100 mètres du lac furent dénombrés par examen des photographies aériennes orthorectifiées à l'échelle 1 :10 000 acquises par la municipalité en 2002 et 2003 dans le cadre du premier suivi de la qualité des lacs (Carignan et al. 2003).

Les données bathymétriques furent acquises (environ 5 000 points par lac) entre septembre 2000 et octobre 2002 au moyen d'un échosondeur Datamarine relié à un DGPS Trimble AGPS130 ayant une précision de positionnement généralement supérieure à un mètre. Les logiciels MapInfo/VerticalMapper ont été utilisés pour produire un modèle d'élévation numérique, après maillage triangulaire et interpolation linéaire des profondeurs. Le volume des lacs, nécessaire à l'estimation du temps de séjour de l'eau, a été calculé au moyen du logiciel Surfer V.7.

Tableau 1. Localisation des stations de prélèvement et principales propriétés des lacs visités en 2007. « Zmax » et « Zmoy » dénotent respectivement les profondeurs maximale et moyenne ; le nombre de bâtiments répertoriés dans le bassin versant et dans un rayon de 100 mètres de la rive sont indiqués par « constructions » et « constructions 100m ».

Lac	Latitude (degré.décimal)	Longitude	Zmax (m)	Zmoy (m)	Superficie (km ²)	Aire drainée (km ²)	Volume (m ³)	Temps séjour (année)	Constructions	Constructions 100m
de l'Achigan	45.92864	-73.96815	26.6	12.5	5.305	88.05	66,059,845	1.07	2,402	449
Bleu	45.88605	-73.98219	10.7	4.2	0.235	2.91	989,449	0.44	188	88
Connelly	45.89449	-73.96677	20.7	7.7	1.240	22.68	9,513,064	0.62	1,107	361
Cornu	45.88051	-73.99961	15.3	6.0	0.224	0.87	1,353,316	1.92	24	19
Croche	45.99200	-74.00511	12.9	4.8	0.179	0.89	863,590	1.28	1	1
Écho	45.89181	-74.02860	9.1	1.6	1.62	9.84	2,667,000	0.36	840	198
en Cœur	45.96864	-74.01182	8.6	3.3	0.448	1.19	1,471,910	1.42	93	86
Fournelle	45.91449	-74.04329	8.3	2.8	0.196	3.66	541,788	0.22	87	32
Maillé	45.86919	-74.00310		(2.0)*	0.058	2.56	(116,760)*	(0.15)*	262	71
Montaubois	45.92213	-74.07323	32.8	13.5	0.166	0.30	2,247,438	6.97	25	22
Morency	45.92725	-74.03676	20.3	8.7	0.259	2.07	2,244,758	1.53	114	45
à l'Ours	45.95914	-74.05631	17.0	6.8	0.146	2.93	989,693	0.50	83	28
du Pin Rouge	45.96143	-74.04035	14.0	4.7	0.154	6.60	726,636	0.16	143	41
Tracy	45.92654	-74.06587	22.9	8.1	0.083	0.59	673,925	1.21	47	23

* Une profondeur moyenne de 2 m a été supposée pour le lac Maillé

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Évolution temporelle des variables chimiques

Les figures 1 à 15 illustrent l'évolution des concentrations en PT, NT, COD et NO₃-N dans les principaux lacs de la municipalité non seulement durant l'année 2007, mais aussi depuis que ces variables sont mesurées par le laboratoire de qualité des eaux de l'Université de Montréal.

Avant de décrire l'allure de ces figures, il importe de commenter la variabilité de certaines des propriétés qui y sont représentées. La variabilité du PT provient du fait que les concentrations ne sont pas homogènes lorsque mesurées dans des échantillons de 50 mL. En effet, la distribution variable de gros organismes peu abondants du zooplancton cause une variabilité prononcée du PT puisque ces organismes peuvent représenter plus de 50% du PT d'un échantillon de 50 mL. La variabilité intrinsèque du PT est illustrée à la figure 16 pour le lac Croche le 5 octobre 2007, où 20 répliquats bruts et 20 répliquats tamisés sur maille de 270 µm (0,27 mm) furent dosés. Ces résultats montrent que la distribution des concentrations en PT non-tamisé n'est pas statistiquement normale, mais plutôt log-normale. En conséquence, les écarts-types à la moyenne illustrés aux figures 1 à 15 ne sont pas rigoureusement exacts pour le PT puisqu'ils supposent une distribution normale; ils sont quand même rapportés par souci de simplicité et parce que les erreurs statistiques issues de la supposition de normalité sont négligeables (inférieures à 0,3 µg/L). La variabilité intrinsèque des mesures de PT

signifie que la concentration en PT d'une masse d'eau à une date particulière ne peut être établie avec grande précision, surtout si un seul échantillon est dosé, comme c'est actuellement le cas pour le programme RSV du MDDEP.

La variabilité saisonnière des concentrations en PT, NT et COD est plus ou moins prononcée selon les lacs. De façon générale, les concentrations en PT tendent à être maximales au printemps et en automne (ex : lacs de l'Achigan, Connelly, Croche, Montaubois, Tracy) alors que dans d'autres lacs, les concentrations tendent à augmenter ou à diminuer durant toute la période libre de glace (Fournelle, Maillé, du Pin Rouge). Ces différentes tendances saisonnières reflètent plusieurs facteurs dont la sédimentation du PT au cours de l'été, l'importance relative des milieux humides dans le bassin versant et leur contribution à la charge en PT, NT et COD, l'influence humaine sur la charge en P et l'accumulation hypolimnétique estivale en P, elle-même très variable selon les lacs. La majorité des lacs montre une forte variabilité saisonnière en NO₃-N caractérisée par des concentrations maximales au printemps (100-200 µg/L), non détectables (< 1 µg/L) en été, et suivies par une hausse en automne. Ce patron est normal et reflète la demande accrue en azote disponible par les microorganismes planctoniques durant la saison chaude.

De façon générale, l'évolution des concentrations en PT, NT et COD dans les différents lacs ne montre aucune tendance claire depuis 1998 sauf durant les années 2005 et 2006 caractérisées par un ruissellement printanier et estival supérieur à la moyenne et où ces variables furent exceptionnellement mesurées aux lacs de l'Achigan (2005 et 2006, figure 1) et Connelly (2005, figure 4).

Bien que les lacs de Saint-Hippolyte ne semblent pas avoir changé au cours des dernières années, la qualité de leurs eaux varie considérablement d'un lac à l'autre (Tableau 2). Les quatorze lacs échantillonnés en 2007 sont classés par ordre décroissant de leur concentration en PT à la figure 17a. Semblable à celui présenté en 2003, ce classement montre que les lacs à l'Ours, Maillé, Écho, du Pin Rouge et Connelly sont particulièrement riches en PT, alors que les lacs Croche, Montaubois, Tracy et de l'Achigan sont particulièrement pauvres. Il sera vu plus bas que les causes expliquant les valeurs relativement élevées en PT de certains lacs peuvent être naturelles ou humaines.

Facteurs reliés à la concentration en du COD et du PT

L'analyse en régression multiple révèle que les concentrations en COD et en PT sont fortement reliées à certaines propriétés des lacs et de leurs bassins versants. Ainsi, la concentration en COD (et la couleur brune des eaux) est significativement reliée à une variable définie comme le rapport de la superficie en milieux humides sur le volume du lac récepteur :

$$\text{COD} = 3,4 \pm 0,2 + 1,36 \cdot 10^7 \pm 0,21 \cdot 10^7 \text{ mhum/vol}; \quad r^2 = 0,77, \text{ SE} = 0,6 \quad (\text{Éq. 1})$$

Cette relation indique que 77% de la variance des observations est expliquée par le rapport entre la superficie en milieux humides sur le volume du lac récepteur. Il convient de remarquer que dans les Laurentides, la concentration en COD d'un lac dépend surtout de facteurs naturels tels l'importance des milieux humides ou des retenues de castor (Carignan et al. 2007). Cependant, l'ajout de l'abondance du phytoplancton (concentration en chlorophylle-*a*) comme variable indépendante produit une relation un peu plus serrée, ce qui suggère qu'une faible proportion du COD proviendrait aussi du phytoplancton :

$$\text{COD} = 2,9 \pm 0,2 + 8,9 \cdot 10^6 \pm 2,4 \cdot 10^6 \text{ mhum/vol} + 0,22 \pm 0,08 \text{ Chla}; \quad r^2 = 0,84, \text{ SE} = 0,5 \quad (\text{Éq. 2})$$

Quant à elle, la moyenne (mai-octobre) en PT est significativement reliée aux variables responsables du COD, à la profondeur moyenne du lac et à une autre variable représentant l'impact humain défini comme le rapport entre le nombre de constructions répertoriées dans un périmètre de 100 mètres du lac sur le volume du lac :

$$\text{PT} = 9,4 \pm 1,2 + 139 \pm 25 \text{ mhum/ad} + 9724 \pm 3544 \text{ bâtiments/vol} - 0,48 \pm 0,15 \text{ zm} \\ r^2 = 0,80, \text{ SE} = 1,7 \quad (\text{Éq. 3})$$

Dans cette relation, qui explique 80% de la variabilité de la concentration moyenne en PT et dont l'écart-type des prédictions (SE) correspond à 1,7 µg/L, le rapport mhum/ad et la profondeur moyenne expliquent respectivement 29% et 40% de la variabilité des observations alors que l'introduction de la variable « bâtiments/volume » ajoute un autre 12%.

Une relation plus simple mais un peu moins précise lie le PT au COD et à la variable humaine « bâtiments/volume »

$$\text{PT} = 2,28 \pm 0,49 \text{ COD} + 11342 \pm 3894 \text{ bâtiments/volume} \quad r^2 = 0,69, \text{ SE} = 2,2 \quad (\text{Éq. 4})$$

Cette dernière relation explique 69% de la variabilité des observations et son écart-type des prédictions (SE) correspond à 2,2 µg/L; le COD contribue la majeure partie (50%) de la variabilité alors que l'introduction de la variable « bâtiments/volume » ajoute un autre 19%. La présence du COD dans cette relation signifie simplement qu'une proportion importante du PT provient des mêmes sources naturelles que le COD.

Tableau 2. Résumé des propriétés chimiques et optiques moyennes des lacs de Saint-Hippolyte en 2007.

Résumé des propriétés chimiques et optiques moyennes des lacs de Saint-Hippolyte en 2007

Lac	Phosphore total* (µg/L)	Azote total* (µg/L)	Nitrate* (µg/L)	Carbone organique dissous* (mg/L)	Chlorophylle a* (µg/L)	Conductivité** (µmho)	pH**	Transparence*** (m)	Atténu.lumineuse*** (m ⁻¹)
de l'Achigan	5,3±1,1	248±46	44±43	3,3±0,2	2,9±1,2	45,2±0,3	7,72±0,32	5,07±0,99	0,62±0,06
Bleu	10,3±2,2	304±18	15±21	3,9±0,4	3,4±1,2	97,3±1,3	8,09±0,22	2,89±0,27	0,78±0,15
Connelly	8,2±2,2	313±37	44±55	3,7±0,4	3,8±1,8	102,9±2,3	8,04±0,20	3,89±0,76	0,67±0,03
Cornu	8,4±2,6	244±14	1±2	3,0±0,2	1,4±0,7	142,6±10,9	7,85±0,10	5,44±1,30	0,52±0,06
Croche	3,8±1,1	213±17	8±15	4,1±0,3	1,7±0,6	14,6±0,4	7,20±0,28	4,48±0,20	0,71±0,01
Écho	12,9±3,2	439±84	16±28	4,2±1,0	4,1±1,7	121,9±10,2	8,81±0,30	3,73±0,25	0,61±0,04
En Cœur	8,0±0,8	305±24	7±14	4,3±0,6	3,0±0,8	41,2±0,3	7,63±0,23	3,51±0,65	0,66±0,05
Fournelle	7,9±1,9	241±19	2±4	3,5±0,6	2,6±0,7	50,1±1,7	7,85±0,19	4,41±0,96	0,61±0,05
Maillé	14,3±2,4	415±28	59±91	4,0±0,6	2,9±2,5	304,0±11,8	8,83±0,39	2,86±0,97	0,83±0,11
Montaubois	4,2±1,0	182±14	2±3	2,9±0,6	1,3±0,4	44,9±1,2	7,74±0,15	6,94±1,11	0,42±0,04
Morency	6,1±1,1	219±15	6±10	3,0±0,3	1,8±0,5	106,5±1,3	8,29±0,21	5,46±0,95	0,48±0,05
à l'Ours	16,4±4,4	426±34	0±0	6,9±0,9	10,9±7,1	46,0±1,1	8,09±0,26	2,03±0,37	1,31±0,08
du Pin Rouge	12,1±3,6	350±21	10±7	6,2±1,3	4,0±1,5	34,8±2,3	7,57±0,25	2,65±0,37	1,15±0,11
Tracy	5,2±1,2	184±15	1±1	2,6±0,4	1,5±0,7	54,2±0,5	7,69±0,15	6,15±0,47	0,44±0,02

* Moyennes ± un écart-type de 18 échantillons prélevés en triplicata à une profondeur de un mètre en mai, juin, juillet, août, septembre et octobre 2007

** Moyenne ± un écart-type de 5 lectures acquises à un mètre de profondeur en mai, juin, juillet, août et septembre 2007

*** Moyenne ± un écart-type de 5 mesures acquises dans l'épilimnion en mai, juin, juillet et août 2007

Les relations 3 et 4 suggèrent que pour l'ensemble des lacs, l'abondance des milieux humides, la profondeur moyenne ou le COD expliquent la majeure portion du PT alors que la variable « bâtiments/volume » ne joue qu'un rôle secondaire. Cependant, l'importance relative de ces facteurs varie considérablement d'un lac à l'autre. Par exemple, la relation 4 suggère qu'environ 50% du PT mesuré au lac Maillé provient de sources humaines, cette proportion baisse à 2% au lac à l'Ours et à 1% au lac de l'Achigan. Puisque une partie importante du PT des lacs provient des milieux humides et que ces milieux humides sont eux-mêmes la

principale source de COD, les lacs peuvent être classés selon l'importance relative des sources humaines de P en normalisant leur concentration en PT selon leur concentration en COD. Ainsi, la figure 17b montre que l'impact humain est le plus prononcé aux lacs Maillé et Écho, intermédiaire aux lacs Connelly et Morency et le plus faible aux lacs Montaubois et Croche.

Facteurs reliés à l'abondance du phytoplancton

La concentration en chlorophylle-*a* estivale (Chla, 21 juin au 21 septembre) est fortement reliée à l'azote total (NT) ou au phosphore total (PT) :

$$\text{Chla} = 0,0127 \pm 0,0022 \text{ NT}; \quad r^2 = 0,74, \text{ SE} = 0,7 \quad (\text{Éq. 5})$$

$$\text{Chla} = 0,272 \pm 0,050 \text{ PT}; \quad r^2 = 0,71, \text{ SE} = 0,7 \quad (\text{Éq. 6})$$

Ces relations sont attendues et témoignent non seulement du rôle limitant du phosphore dans les milieux d'eau douce, mais aussi du fait qu'une fraction importante du P et du N est associée à la biomasse phytoplanctonique. Pour des raisons mal comprises, l'ajout aux régressions de la conductivité ou des ions majeurs (Tableau 3) et particulièrement du magnésium augmente significativement la variance expliquée de la chlorophylle-*a* (Eqs. 7 et 8). Curieusement, l'effet du magnésium ou de la conductivité est négatif et les concentrations en chlorure et en sodium issues du sel routier n'y jouent aucun rôle particulier.

$$\text{Chla} = -1,14 \pm 0,47 + 0,0167 \pm 0,0018 \text{ NT} - 0,36 \pm 0,11 \text{ Mg}; \quad r^2 = 0,87, \text{ SE} = 0,5 \quad (\text{Éq. 7})$$

$$\text{Chla} = 0,37 \pm 0,04 \text{ PT} - 0,35 \pm 0,12 \text{ Mg}; \quad r^2 = 0,85, \text{ SE} = 0,5 \quad (\text{Éq. 8})$$

Tableau 3. Concentrations moyennes en ions majeurs mesurées dans les lacs de Saint-Hippolyte en 2001 et 2002. Noter les concentrations élevées de sodium et de chlorure dues au sel routier appliqué sur les routes des bassins versants des lacs Bleu, Connelly, Cornu et Morency.

Lac	Sodium (mg/L)	Potassium (mg/L)	Magnésium (mg/L)	Calcium (mg/L)	Chlorure (mg/L)	Sulfate-S (mg/L)
de l'Achigan	3.57	0.29	1.21	5.83	5.24	1.60
Bleu	10.80	0.61	2.52	10.82	17.85	2.24
Connelly	14.04	0.61	2.17	11.21	21.50	2.27
Cornu	21.29	0.75	3.16	13.20	39.17	2.33
Croche	0.79	0.08	0.40	2.74	0.28	1.23
Écho	6.29	0.45	5.71	15.32	13.37	2.60
En Cœur	3.82	0.42	0.98	5.09	6.35	1.45
Fournelle	3.11	0.20	1.66	7.38	4.38	1.95
Maillé						
Montaubois	2.22	0.25	1.29	6.34	3.98	1.67
Morency	12.47	0.62	3.54	14.85	19.78	2.85
à l'Ours	3.51	0.30	1.59	6.20	4.00	1.64
du Pin Rouge	2.82	0.31	1.09	5.15	3.68	1.48
Tracy	3.65	0.27	1.60	7.12	7.04	1.58

Facteurs reliés à la transparence des eaux et au coefficient d'atténuation lumineuse

Tel qu'attendu, la transparence de l'eau mesurée au disque de Secchi et le coefficient d'atténuation lumineuse (K_d) sont fortement reliés entre eux et dépendent essentiellement de la concentration en carbone organique dissous (COD):

$$K_d = -1,52 \pm 0,20 \log_{10}(\text{Secchi}) + 1,61 \pm 0,12 \quad r^2 = 0,83 \quad (\text{Éq. 9})$$

$$\log_{10}(\text{Secchi}) = 1,04 \pm 0,07 - 0,110 \pm 0,018 \text{ COD} \quad r^2 = 0,77 \quad (\text{Éq. 10})$$

$$K_d = 0,201 \pm 0,017 \text{ COD} \quad r^2 = 0,92 \quad (\text{Éq. 11})$$

Les relations 10 et 11 illustrent la contribution très importante du carbone organique coloré d'origine naturelle et issu des milieux humides dans le contrôle de la transparence des lacs des Laurentides. Bien que l'abondance du phytoplancton (chlorophylle-*a*) contribue généralement à diminuer la transparence de l'eau, son absence dans les relations 10 et 11 provient simplement du fait que les concentrations sont trop faibles (1 à 4 $\mu\text{g/L}$) pour influencer significativement la transparence des lacs de la municipalité.

Évolution de la température et de l'oxygène dissous en 2007

Une concentration élevée en oxygène dissous dans les eaux profondes constitue une propriété désirable car elle permet la présence des salmonidés, prisés par les pêcheurs, mais intolérants aux faibles concentrations en oxygène. Une faible concentration en oxygène dans les eaux profondes (hypolimnion) peut résulter de causes naturelles (anoxie morphométrique, Carignan et al. 2003) mais peut aussi être associée à la pollution par le phosphore et à la croissance excessive des algues dans les eaux de surface; la décomposition de ces algues dans les eaux profondes créant alors une demande importante en oxygène.

Les lacs de la municipalité montrent des conditions d'oxygénation très variées selon la forme de leur cuvette, selon la présence d'un brassage printanier des eaux et selon la fertilité (concentration en phosphore et productivité biologique) de leurs eaux de surface. Les profils verticaux de température et d'oxygène dissous acquis au cours des visites sont illustrés aux figures 18 à 31. Brièvement, on y retrouve six types de lacs dans la municipalité:

- a) Grands lacs profonds assez bien oxygénés en profondeur. Cette catégorie n'est représentée que par le lac de l'Achigan, dont toute la colonne d'eau se sature en oxygène dissous au printemps et dont la teneur en oxygène décroît progressivement durant l'été mais reste supérieure à 5 mg/L jusqu'au brassage automnal.
- b) Petits lacs profonds, peu productifs mais totalement anoxiques en profondeur. Représentée par les lacs Cornu, Montaubois et Tracy, cette catégorie comprend les petits lacs profonds où l'emprise du vent est insuffisante à provoquer un brassage au printemps et parfois même en automne. L'hypolimnion de certains lacs peu productifs tels les lacs Cornu et Tracy sont restés anoxiques durant tout l'été 2007 alors que le lac Montaubois n'a connu qu'un brassage printanier incomplet et a débuté sa période de stratification thermique avec un déficit prononcé en oxygène dissous. Il est important de réaliser que les piètres conditions d'oxygénation des lacs Montaubois et Tracy sont naturelles n'ont rien à voir avec une quelconque pollution d'origine humaine.

- c) Petits lacs de profondeur intermédiaire développant une anoxie prononcée mais naturelle.
Les lacs Croche et Morency appartiennent à cette catégorie où, en raison du faible volume hypolimnétique, la quantité d'oxygène injecté dans l'hypolimnion après le brassage printanier est totalement épuisée au cours de l'été malgré une faible production biologique en surface. De plus, en raison de leur petite taille, le brassage printanier est souvent incomplet dans de tels lacs.
- d) Lacs développant une anoxie prononcée en profondeur en raison de leur productivité biologique élevée en surface. Les lacs Connelly, à l'Ours et du Pin Rouge appartiennent à cette catégorie.
- e) Lacs peu profonds sans hypolimnion bien défini. Enfin, les lacs Echo, en Cœur, Fournelle et Maillé sont trop peu profonds pour emmagasiner une réserve d'oxygène appréciable en profondeur suite au brassage printanier. L'oxygène initialement contenu dans le métalimnion y est donc très rapidement épuisé.

Afin d'atténuer les effets confondants de la morphométrie et de la productivité biologique sur l'évolution de la *concentration* en oxygène dissous dans les eaux profondes durant la stratification estivale, il est commun de représenter la respiration hypolimnétique en termes de *déficit spécifique* en oxygène exprimé en $\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{jour}$ (Figure 32). On estime qu'un déficit inférieur à $200 \text{ mgO}_2/\text{m}^2/\text{jour}$ caractérise un lac oligotrophe, alors qu'un déficit supérieur à $500 \text{ mgO}_2/\text{m}^2/\text{j}$ caractérise un lac eutrophe. Les déficits hypolimnétiques des lacs suffisamment profonds pour avoir un hypolimnion bien défini et suffisamment exposés au vent pour connaître un brassage printanier, même incomplets, sont rapportés au Tableau 4.

Tableau 4. Déficits hypolimnétiques en oxygène de certains lacs de Saint-Hippolyte et intervalles de temps et de profondeur considérés.

Lac	Hypolimnion (m)	Dates	Déficit en OD ($\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{jour}$)
de l'Achigan	8 à 22	29 mai au 24 septembre	323
Connelly	7 à 18	28 mai au 24 septembre	357
Croche	6 à 12	31 mai au 30 juillet	116
Montaubois	12 à 28	30 mai au 25 septembre	212
à l'Ours	4 à 14	31 mai au 31 juillet	282
du Pin Rouge	4 à 14	30 mai au 26 juillet	260

Le Tableau 4 confirme que les lacs Croche et Montaubois sont peu productifs, tel qu'attendu selon leurs faibles concentrations en PT et en chlorophylle *a* (Tableau 2). Cependant, l'analyse en régression multiple suggère que pour les six lacs où un tel calcul est possible, le déficit hypolimnétique en oxygène dépend encore de certaines propriétés optiques et morphométriques :

$$\text{Déficit} = 15,8 \pm 4,5 (\text{chla estivale} \times \text{Zépi}); \quad r^2 = 0,69, \text{ SE} = 47 \quad (\text{Éq. 12})$$

$$\text{Déficit} = 6,6 \pm 1,8 (\text{PT} \times \text{Zépi}); \quad r^2 = 0,70; \text{ SE} = 47 \quad (\text{Éq. 13})$$

$$\text{Déficit} = 80 \pm 27 + 9,0 \pm 0,95 \text{ PT} \times \text{Zépi} - 139 \pm 21 \text{ Kd}; \quad r^2 = 0,95, \text{ SE} = 20 \quad (\text{Éq. 14})$$

Où la variable composée « chla estivale x Zépi » correspond au produit de la concentration en chlorophylle-a et de l'épaisseur de l'épilimnion au milieu de l'été (mgChla/m^2). Ainsi, le

déficit hypolimnétique en oxygène serait relié positivement non pas à la *concentration* (mg/m^3) en chlorophylle ou en phosphore, mais à la *quantité* (mg/m^2) de plancton ou de phosphore contenue dans l'épilimnion (Équations 12 et 13). De plus, le déficit serait négativement relié à la transparence de l'eau (Équation 14) qui, pour une concentration donnée en phytoplancton, limite le taux de production de matière organique susceptible de sédimenter en profondeur et d'y causer une consommation d'oxygène.

Les relations 12-14 montrent que le déficit hypolimnétique en oxygène ne permet pas de comparer simplement les lacs entre eux puisque ce dernier dépend aussi de facteurs physiques. Cependant le déficit hypolimnétique d'un lac donné dépend fortement de la quantité de matière organique produite par le phytoplancton dans la strate éclairée. Pour cette raison, à l'instar d'autres variables telles la concentration en PT et en chlorophylle-*a*, le déficit hypolimnétique en oxygène permet le suivi temporel de l'eutrophisation de certains lacs au fil des ans.

Composition du phytoplancton et importance des cyanobactéries

La concentration en chlorophylle-*a* totale et sa répartition entre les grands groupes d'algues et les cyanobactéries est illustrée en fonction de la profondeur dans 11 lacs (figures 33 à 43). Les concentrations en chlorophylle-*a* totale mesurée in situ par la sonde Fluoroprobe sont étroitement reliées aux concentrations mesurées par spectrophotométrie :

$$\text{Chla Fluoroprobe} = 1,18 \pm 0,11 \text{ Chla Spec}; \quad r^2 = 0,92 \quad (\text{Éq. 15})$$

La concentration en chlorophylle-*a* totale et sa répartition entre les grands groupes d'algues et les cyanobactéries est illustrée en fonction de la profondeur dans 11 lacs (figures 33 à 43). En surface, les concentrations en chlorophylle-*a* totale mesurées in situ par la sonde Fluoroprobe sont étroitement reliées à celles mesurées par spectrophotométrie :

$$\text{Chla Fluoroprobe} = 1,18 \pm 0,11 \text{ Chla Spec}; \quad r^2 = 0,92 \quad (\text{Éq. 15})$$

Dans la strate épilimnétique, les algues diatomées, vertes et cryptophycées se partagent la dominance du phytoplancton. Presque tous les lacs montrent des pics métalimnétiques prononcés en chlorophylle-*a* totale, souvent dominée par les algues cryptophycées, se développant à des profondeurs où la lumière n'atteint plus que 0,1% à 2% de la lumière incidente. Malgré les concentrations élevées (5-25 μL) en chlorophylle-*a* observées à ces niveaux, les algues s'y trouvant ne jouent probablement qu'un rôle secondaire en raison des très faibles intensités lumineuses atteignant généralement le métalimnion. Les fortes concentrations en chlorophylle-*a* totale observées dans les hypolimnions sombres et anoxiques (lacs Croche et Bleu, figures 34 et 35) résultent probablement de l'accumulation de matériel algal produit dans la zone éclairée.

Bien que présentes en faibles quantités dans tous les lacs, les cyanobactéries comptent pour une fraction importante (10% à 50%) du phytoplancton total seulement dans l'épilimnion des lacs Bleu, Connelly, à l'Ours et du Pin Rouge (figures 34, 35, 41 et 42), où les concentrations en chlorophylle-*a* attribuables aux cyanobactéries excèdent généralement 1 $\mu\text{g}/\text{L}$. Ces lacs montrent tous des concentrations relativement élevées en phosphore total (figure 17a). Selon les rapports du MDDEP, trois de ces lacs ont connu des fleurs d'eau

récurrentes au cours des dernières années. La faible importance des cyanobactéries dans le lac Maillé, riche en phosphore total, pourrait être attribuable à la grande disponibilité d'azote disponible sous forme de nitrate au printemps et au début de l'été (figure 10).

CONCLUSIONS

La majorité des lacs de Saint-Hippolyte sont oligotrophes et montrent de faibles concentrations en nutriments et en phytoplancton. Cependant, certains affichent des conditions mésotrophes principalement dues à des causes naturelles (à l'Ours, du Pin Rouge), mais parfois attribuables au degré d'occupation humaine de leurs bassins versants et à des pratiques d'aménagement qui ne sont pas suffisamment respectueuses de la qualité des eaux de surface (Bleu, Maillé, Écho et Connelly). Cependant, le processus d'eutrophisation de ces lacs est lent puisqu'il est impossible de le mettre en évidence sur la base de quelques années d'observation seulement. Ces lacs devraient pourtant recevoir une attention prioritaire des autorités. Dans certains cas (lacs Bleu, Connelly) la disponibilité accrue du phosphore semble avoir causé une augmentation de l'importance des cyanobactéries et la formation de fleurs d'eau près du rivage.

RÉFÉRENCES

- Carignan, R., Van Leeuwen, H., et C. Crago. 2003. État des lacs de la Municipalité de Saint-Hippolyte et de deux lacs de la Municipalité de Prévost en 2001 et 2002. Rapport soumis à la municipalité de Saint-Hippolyte. 123 p.
- Carignan, R., Perceval, O., Prairie, Y.T., et A. Parkes. 2007. Développement d'un outil de prévention de l'eutrophisation des lacs des Laurentides et de l'Estrie. Rapport final de recherche remis au MDDEP dans le cadre du programme PARDE du Ministère de l'Environnement du Québec. 116 p.
- Sartory, D.P. et J.U. Grobelaar. 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114: 177-187.
- Nusch, E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 14: 14-36.

Figure 1. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac de l'Achigan entre 2000 et 2007. Les barres d'erreur verticales indiquent \pm un écart type à la moyenne de trois déterminations. La ligne verticale rouge indique la moyenne de toutes les valeurs.

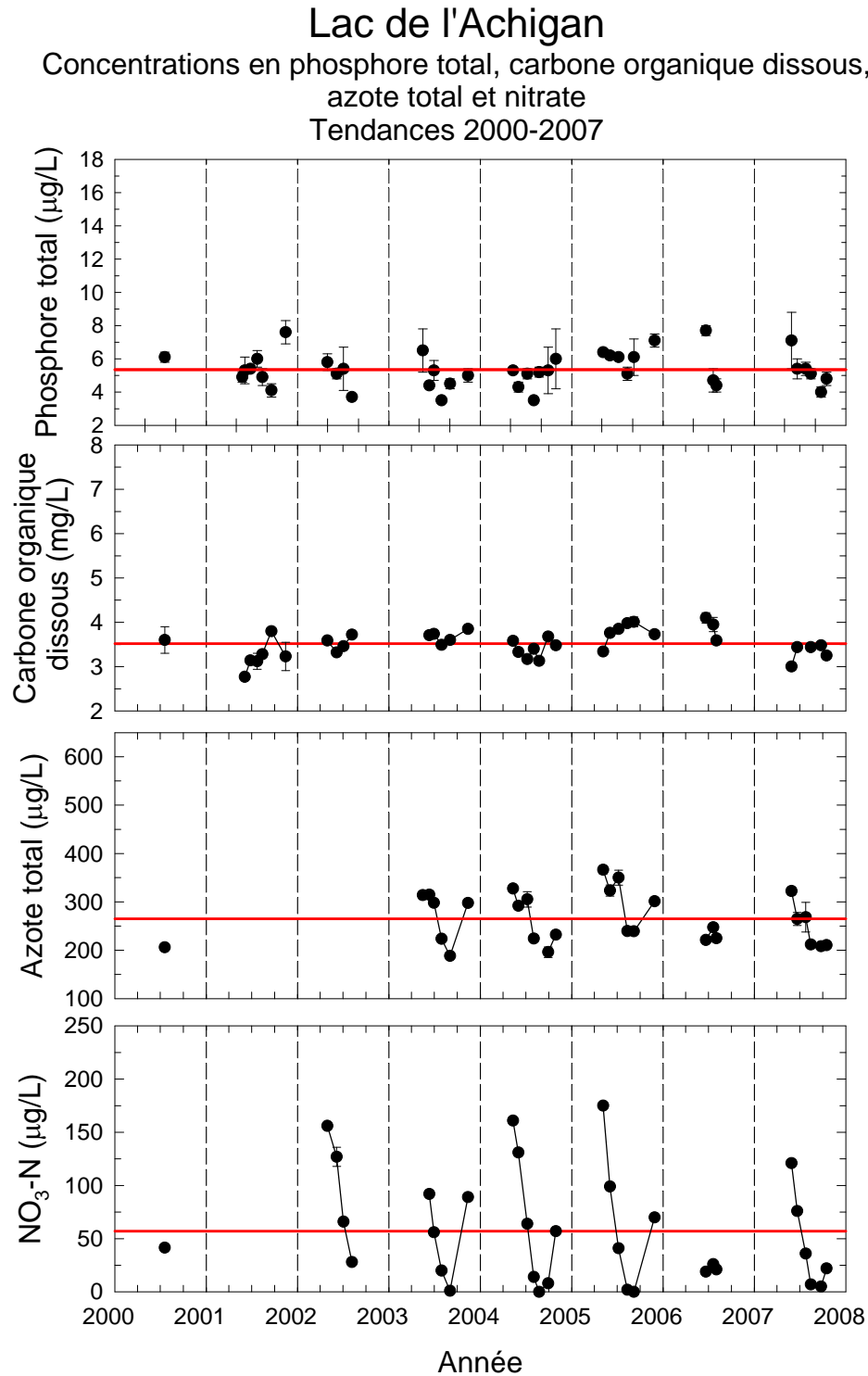


Figure 2. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Bleu entre 2001 et 2007. Les barres d'erreur indiquent \pm un écart type à la moyenne de trois déterminations. La ligne rouge représente la moyenne de toutes les valeurs.

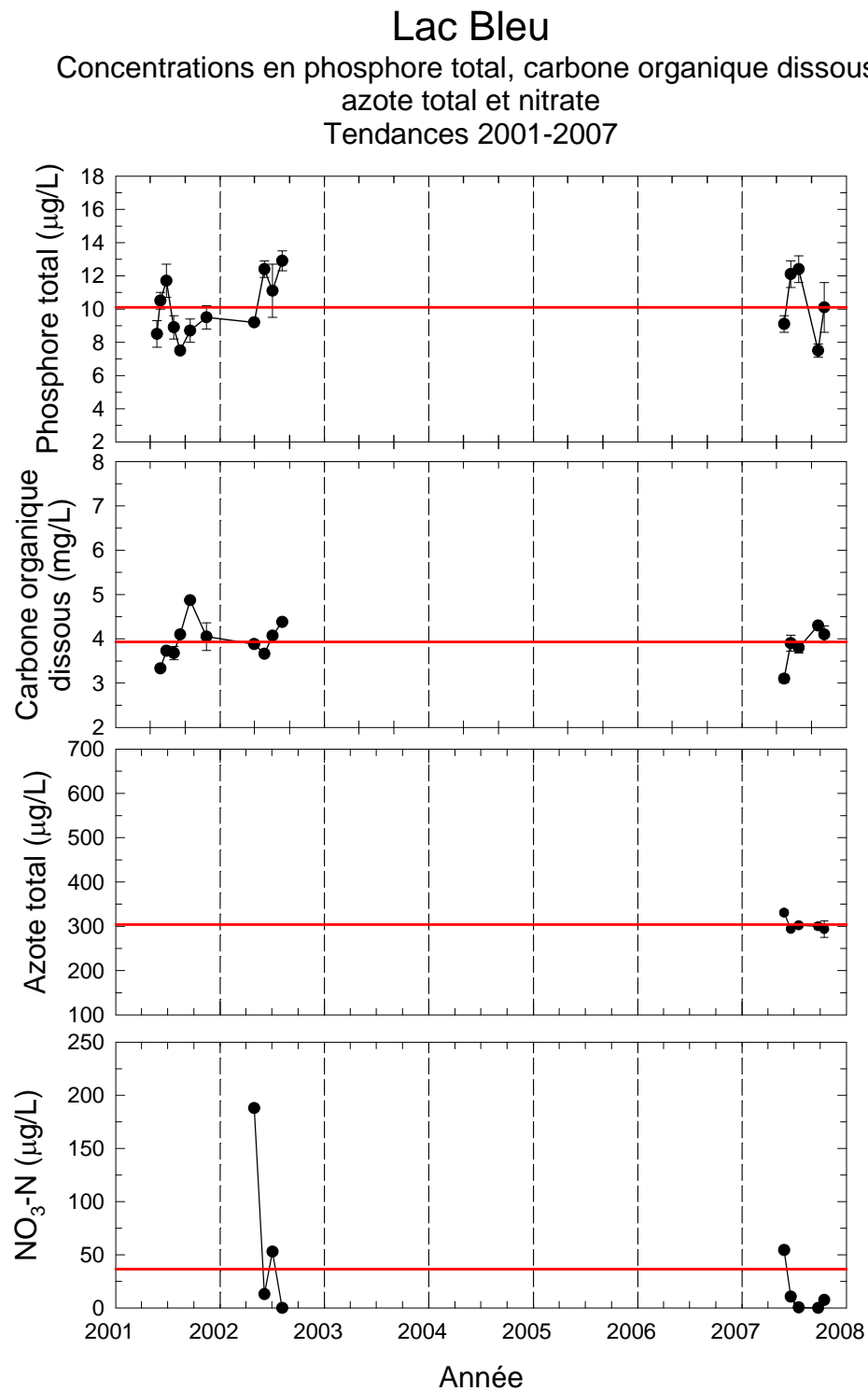


Figure 3. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac en Coeur entre 2001 et 2007. Les barres d'erreur indiquent \pm un écart type à la moyenne de trois déterminations. La ligne rouge représente la moyenne de toutes les valeurs.

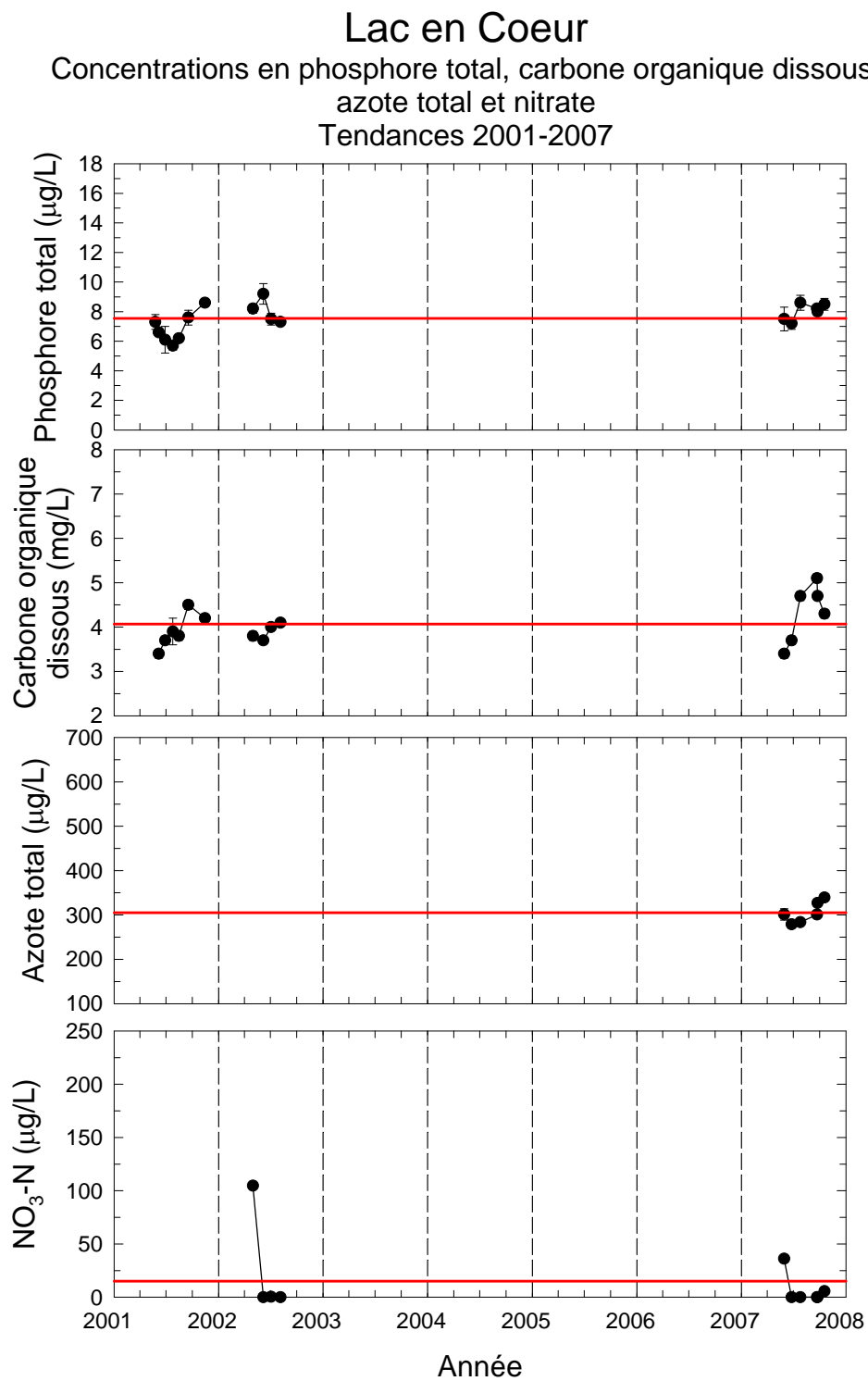


Figure 4. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Connelly entre 2001 et 2007. Les barres d'erreur indiquent \pm un écart type à la moyenne de trois déterminations. La ligne rouge représente la moyenne de toutes les valeurs.

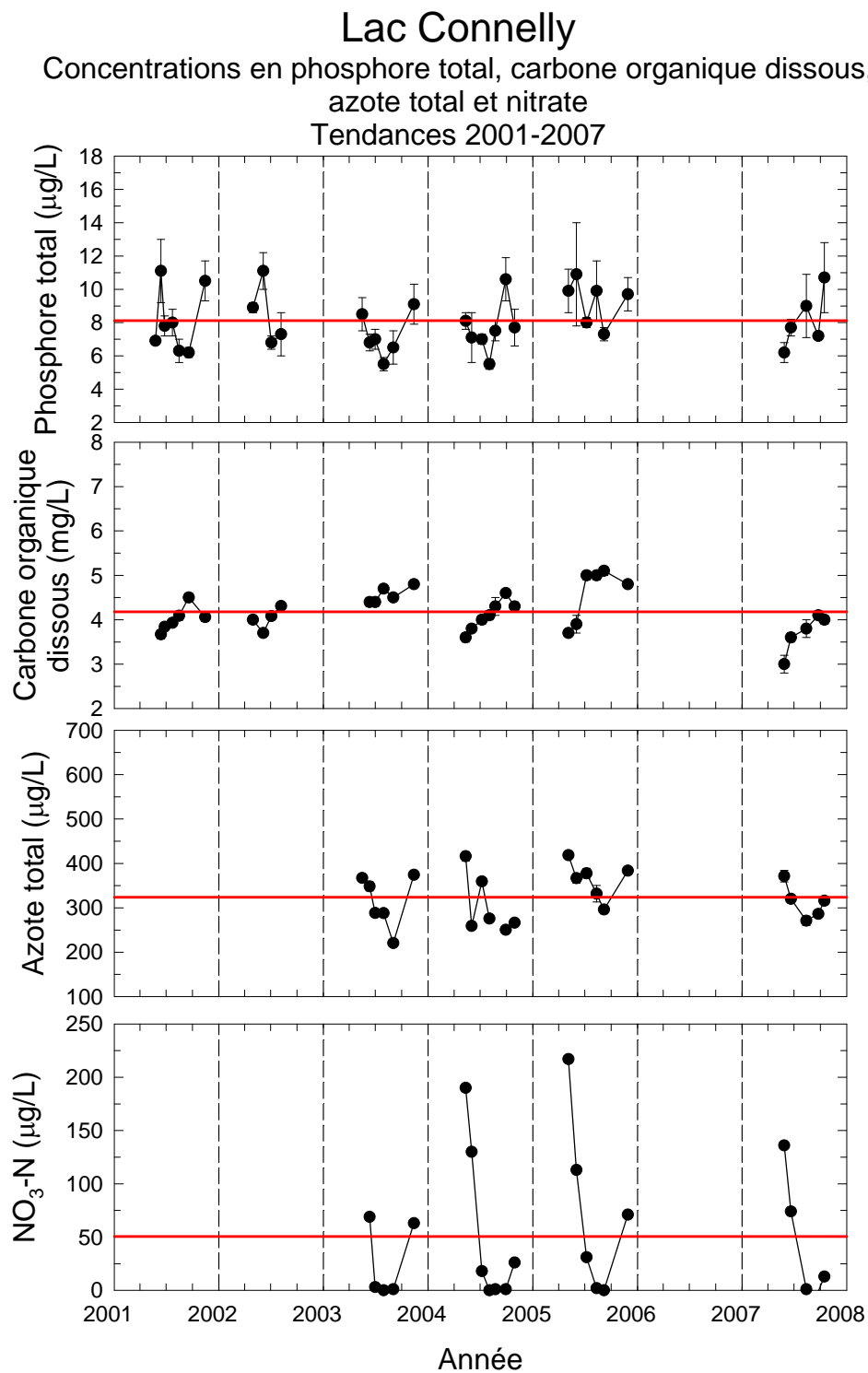


Figure 5. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Cornu entre 2001 et 2007. Les barres d'erreur indiquent \pm un écart type à la moyenne de trois déterminations. La ligne rouge représente la moyenne de toutes les valeurs.

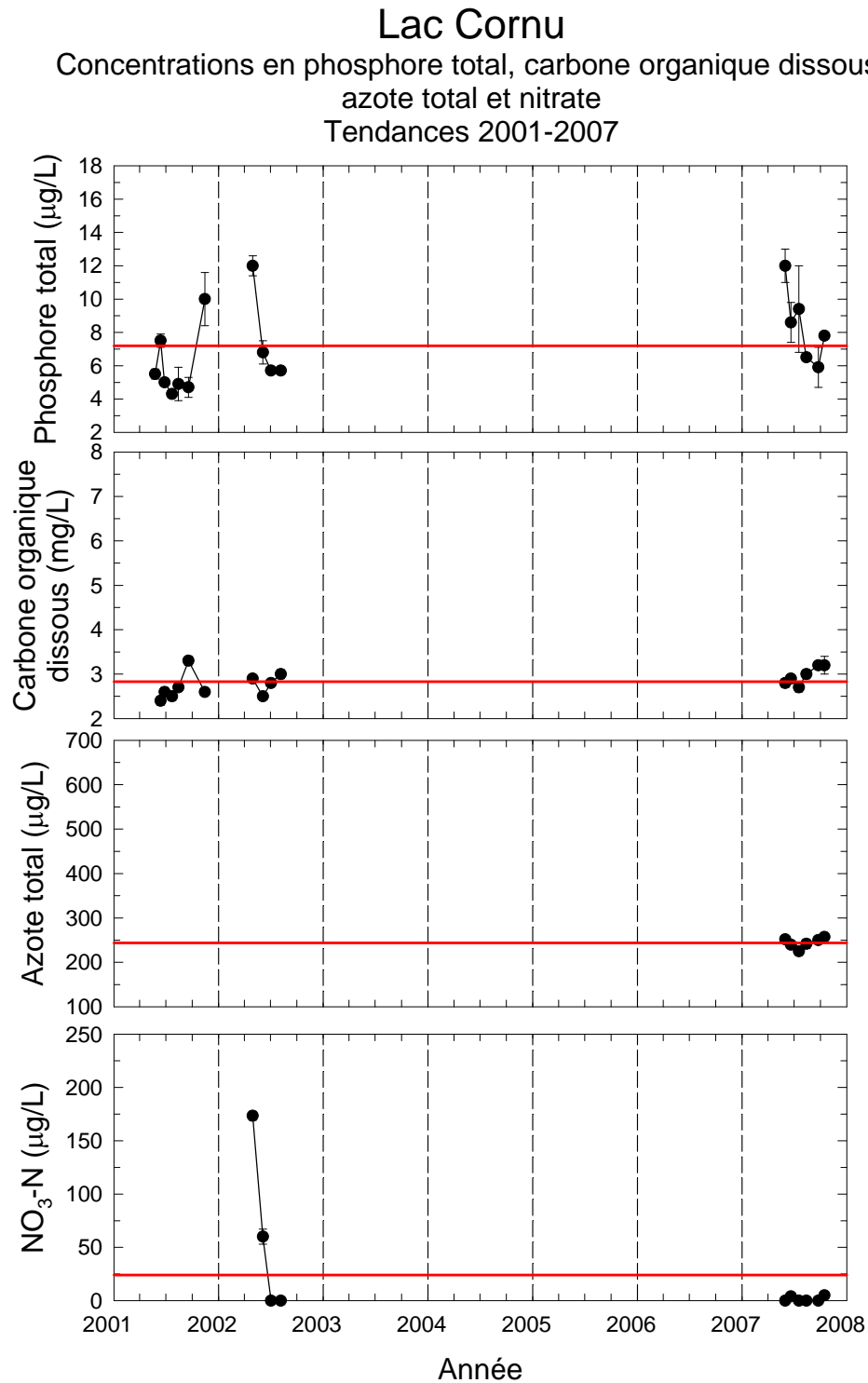


Figure 6. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Croche entre 1998 et 2007. Les barres d'erreur indiquent \pm un écart type à la moyenne de trois déterminations. La ligne rouge représente la moyenne de toutes les valeurs.

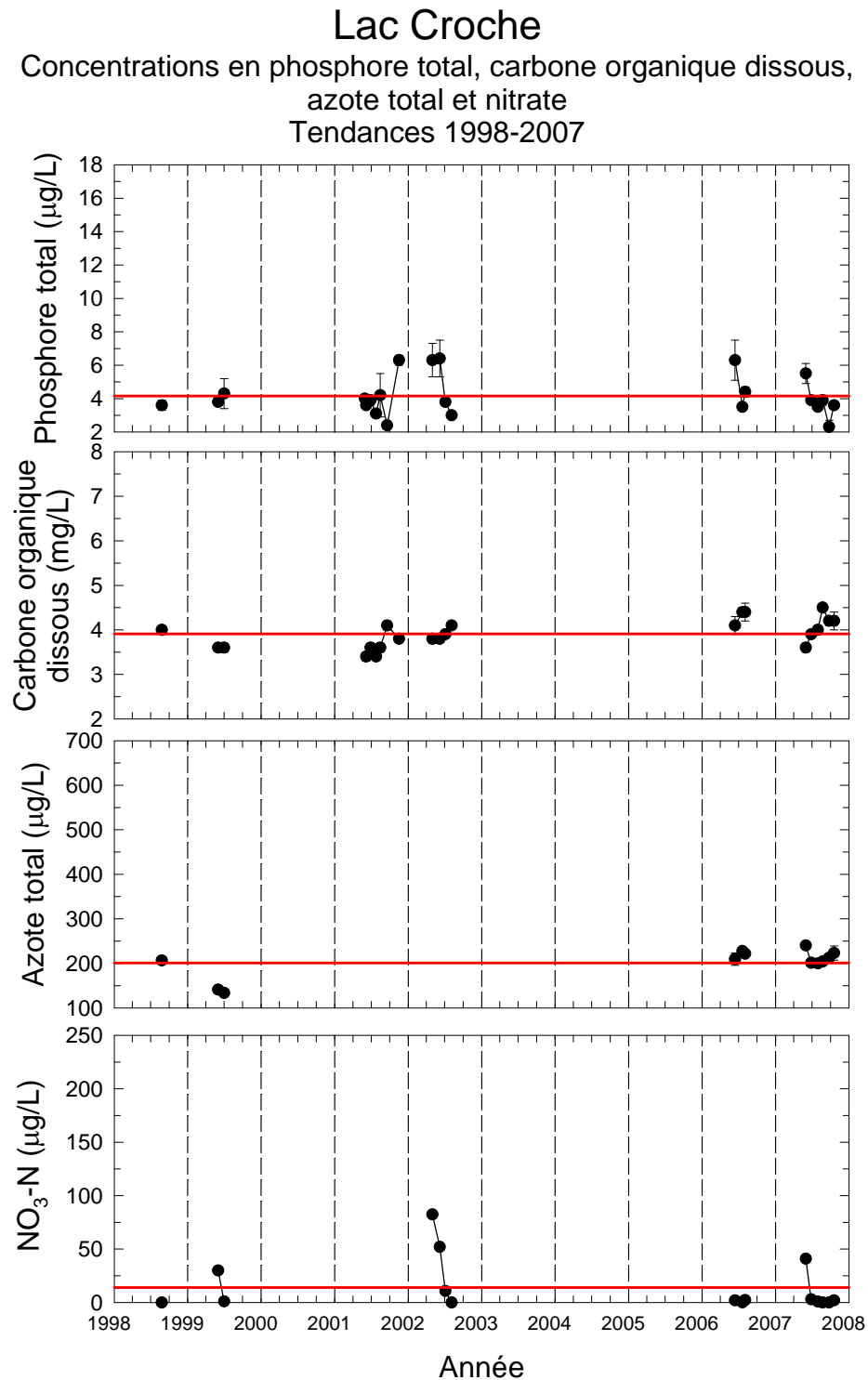


Figure 7. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Écho (des Quatorze Îles) entre 1998 et 2007. Les barres d'erreur indiquent \pm un écart type à la moyenne de trois déterminations. La ligne rouge représente la moyenne de toutes les valeurs.

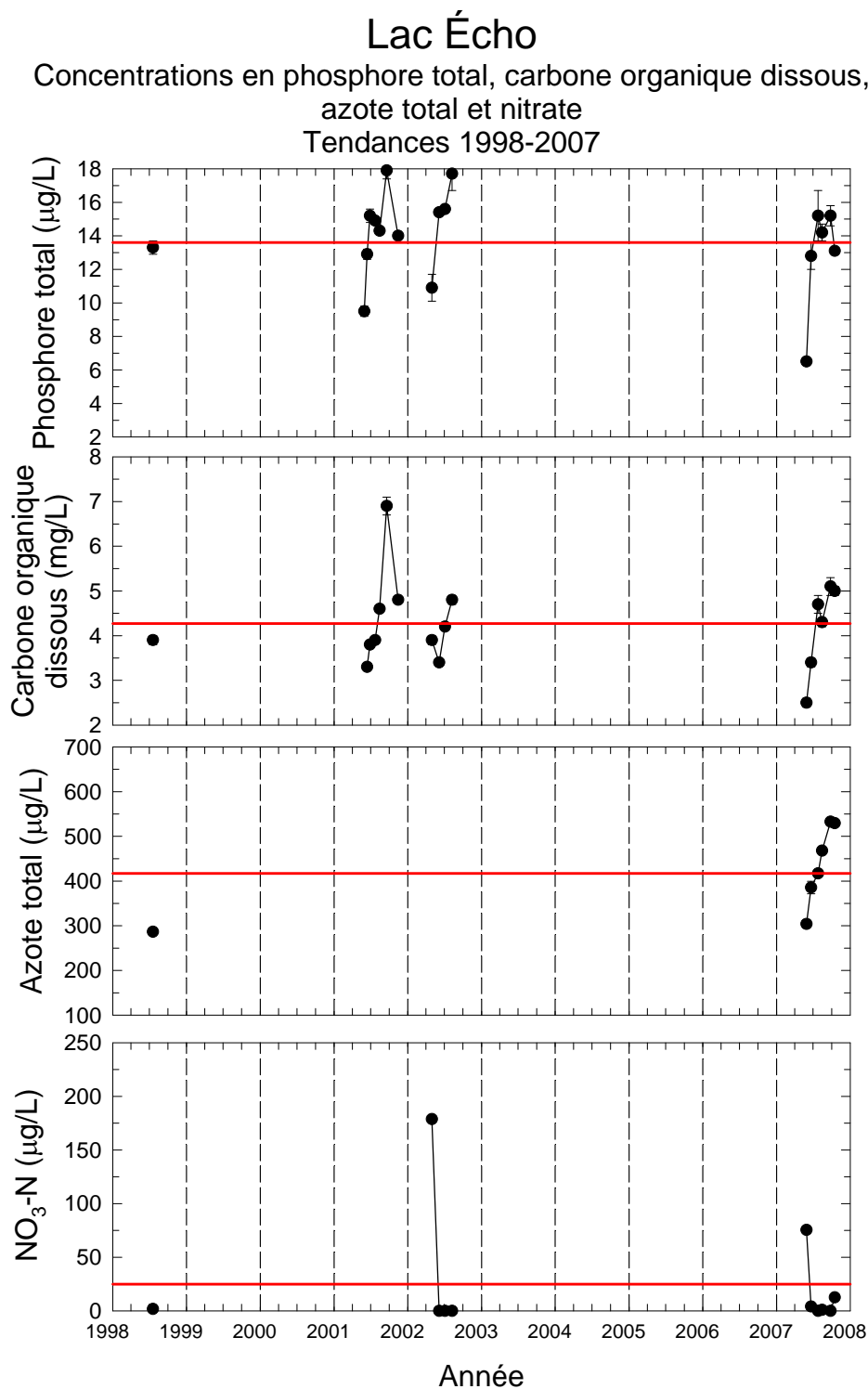


Figure 8. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Fournelle entre 2001 et 2007. Les barres d'erreur indiquent \pm un écart type à la moyenne de trois déterminations. La ligne rouge représente la moyenne de toutes les valeurs.

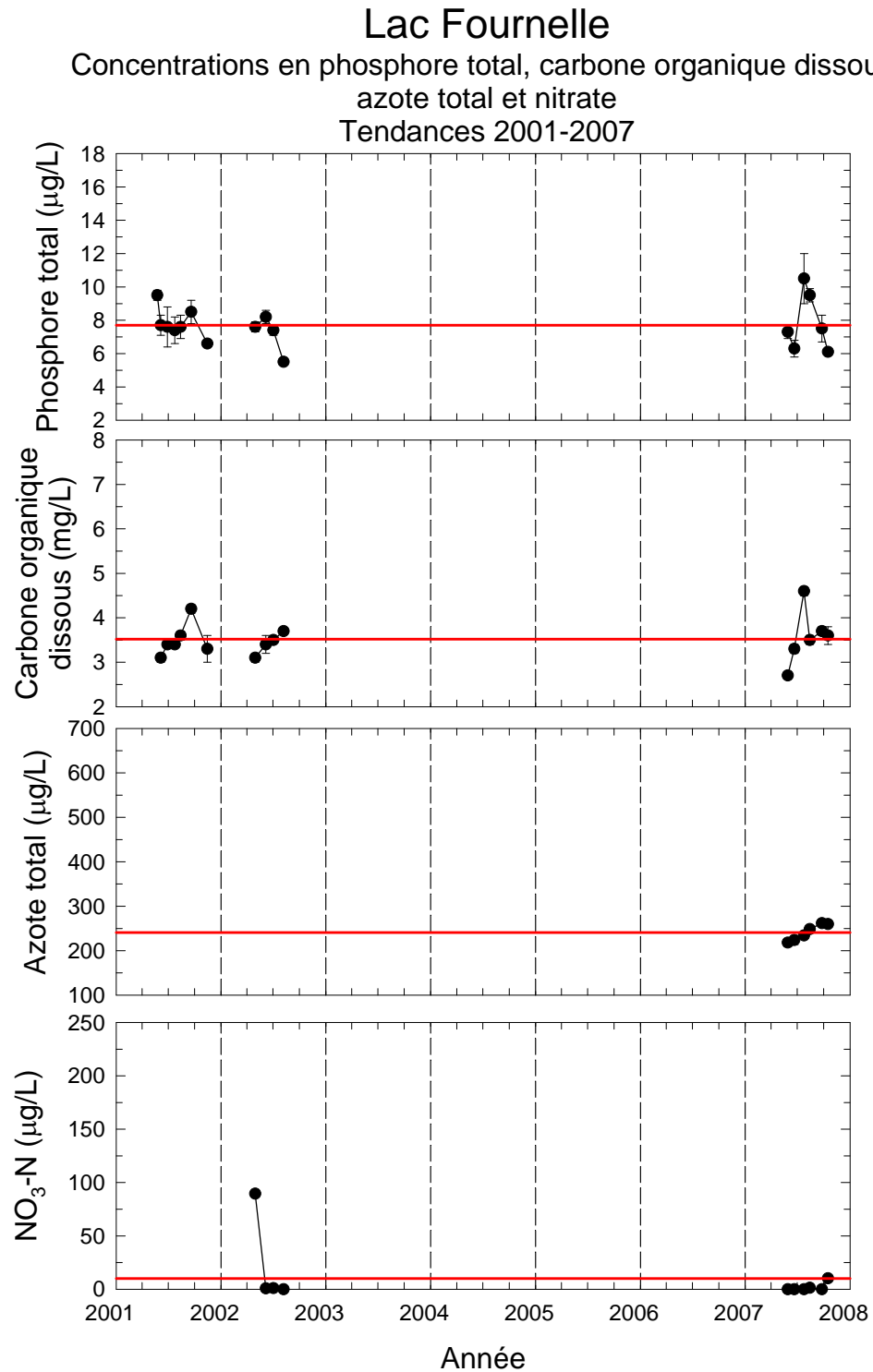


Figure 9. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Gordon entre 2001 et 2002. Les barres d'erreur indiquent \pm un écart type à la moyenne de trois déterminations. La ligne rouge représente la moyenne de toutes les valeurs.

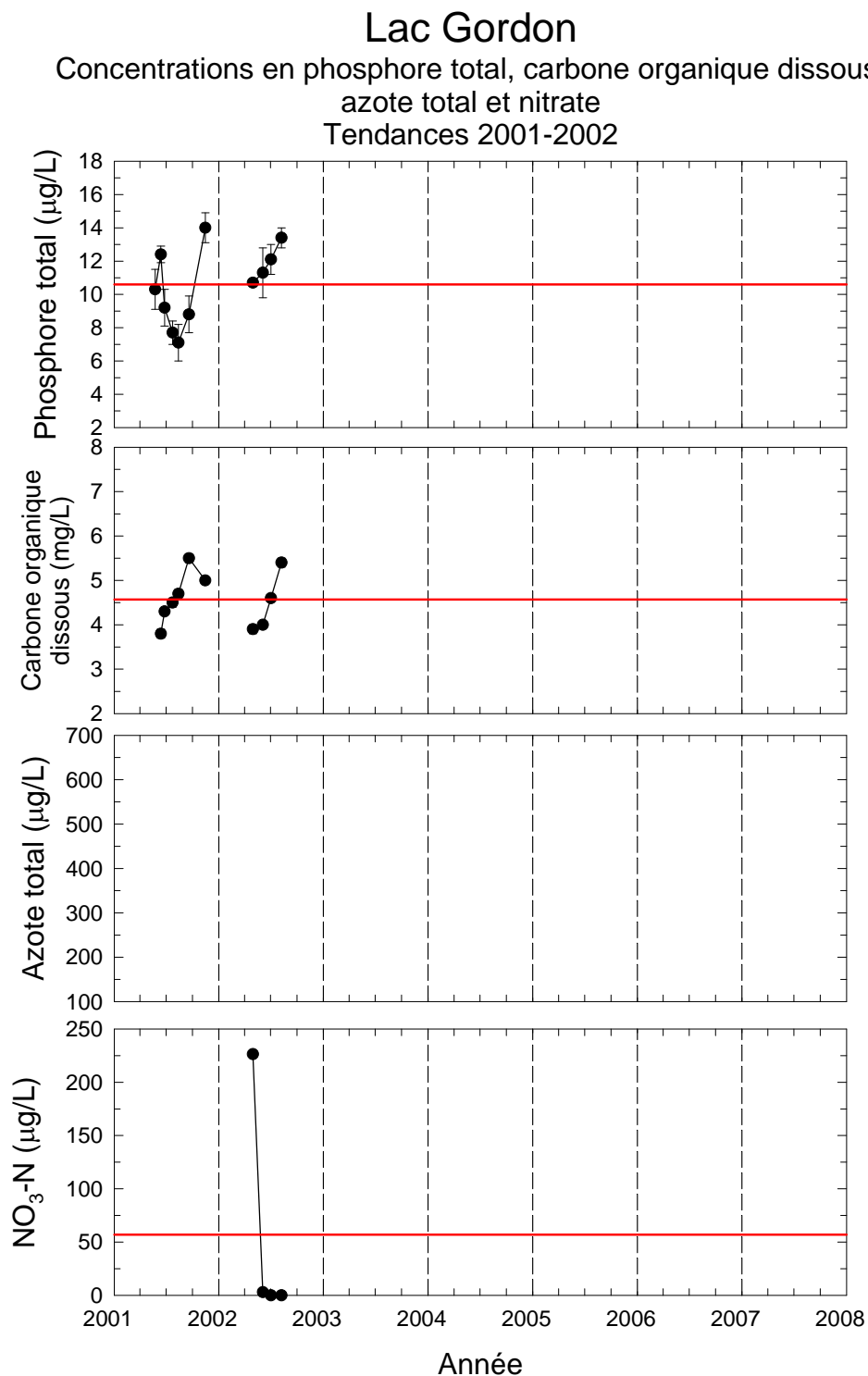


Figure 10. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Maillé en 2007. Les barres d'erreur indiquent \pm un écart type à la moyenne de trois déterminations. La ligne rouge représente la moyenne de toutes les valeurs.

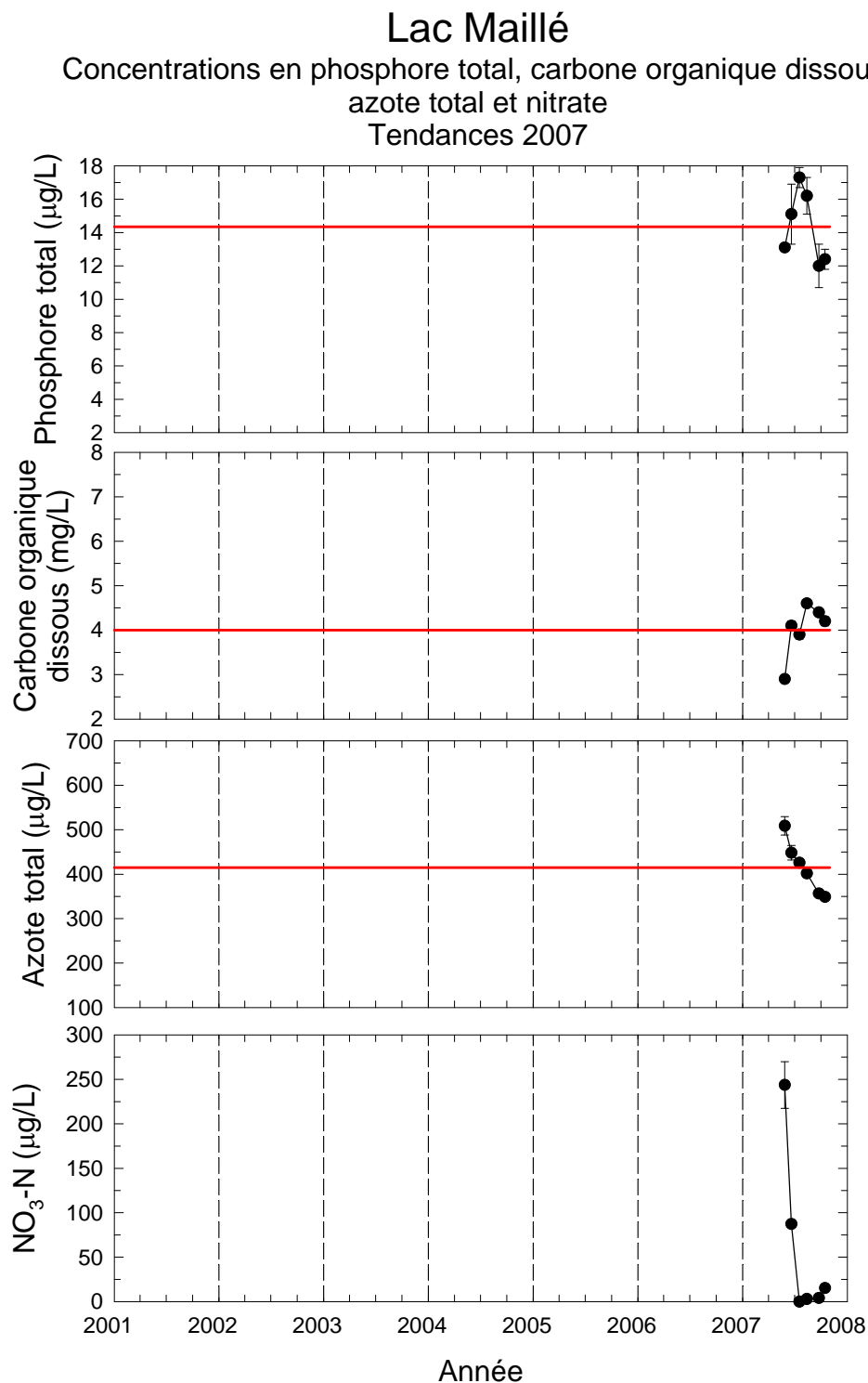


Figure 11. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Montaubois entre 1998 et 2007. Les barres d'erreur indiquent \pm un écart type à la moyenne de trois déterminations. La ligne rouge représente la moyenne de toutes les valeurs.

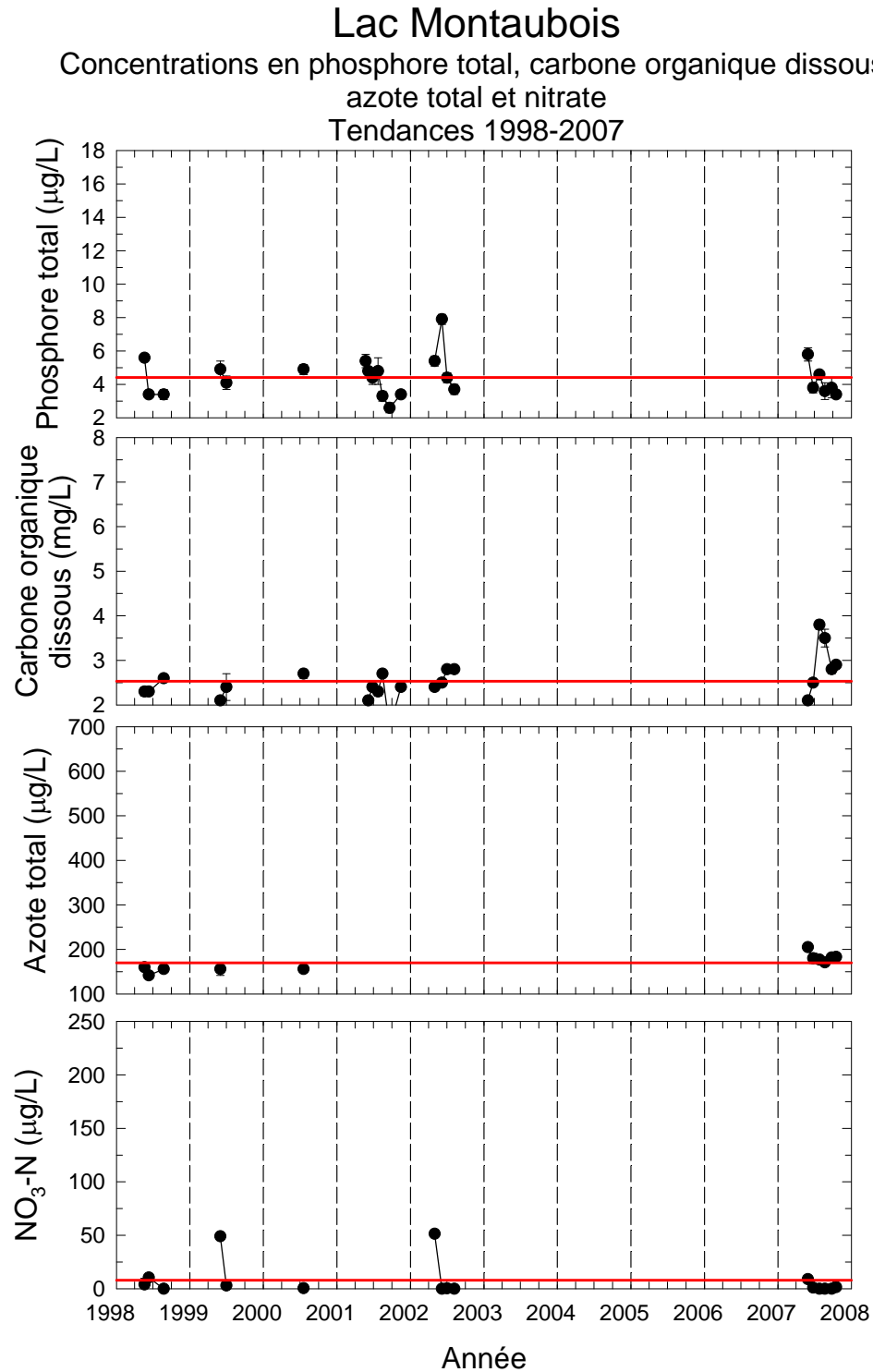


Figure 12. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Morency entre 1998 et 2007. Les barres d'erreur indiquent \pm un écart type à la moyenne de trois déterminations. La ligne rouge représente la moyenne de toutes les valeurs.

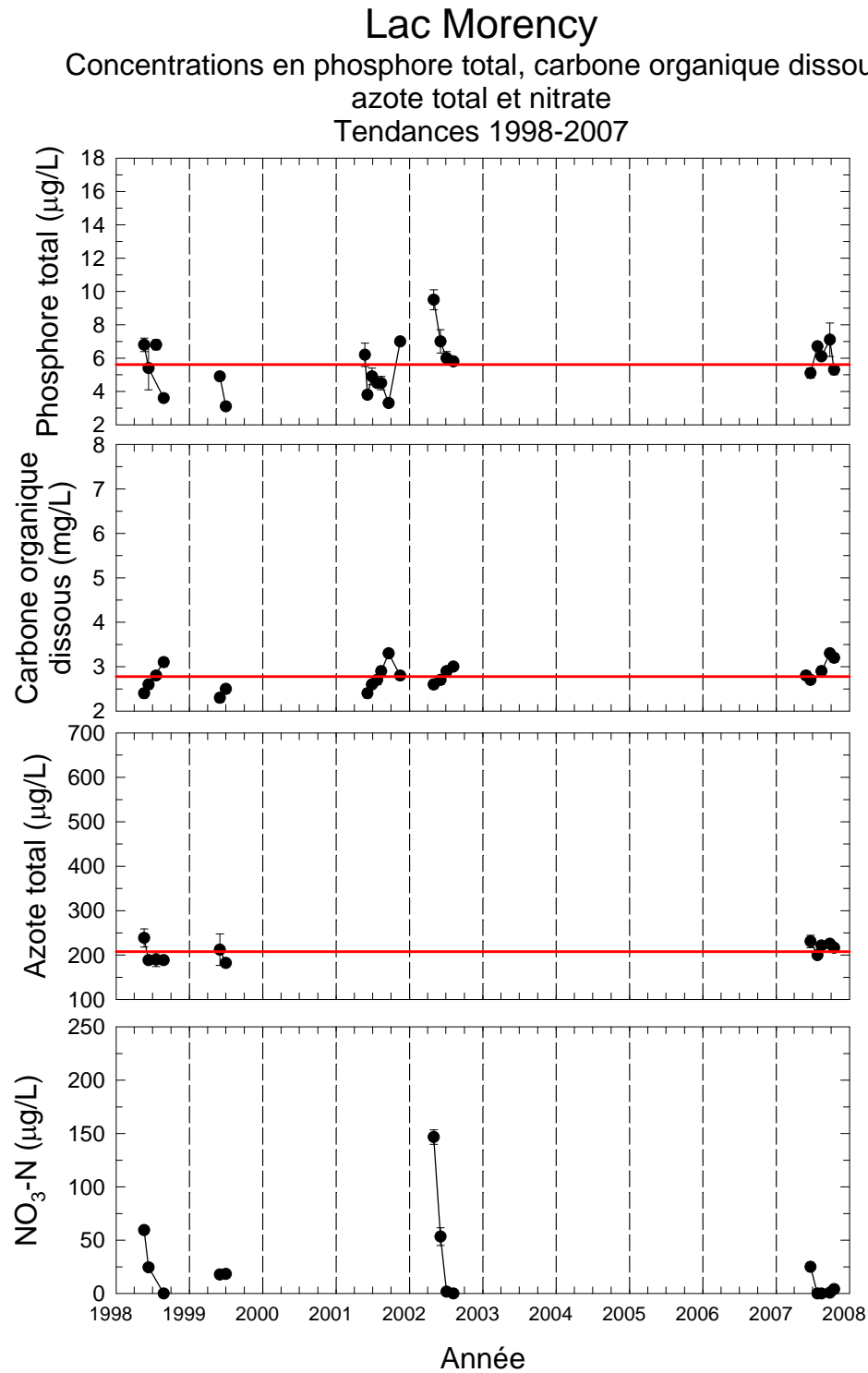


Figure 13. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac à l'Ours entre 1998 et 2007. Les barres d'erreur indiquent \pm un écart type à la moyenne de trois déterminations. La ligne rouge représente la moyenne de toutes les valeurs.

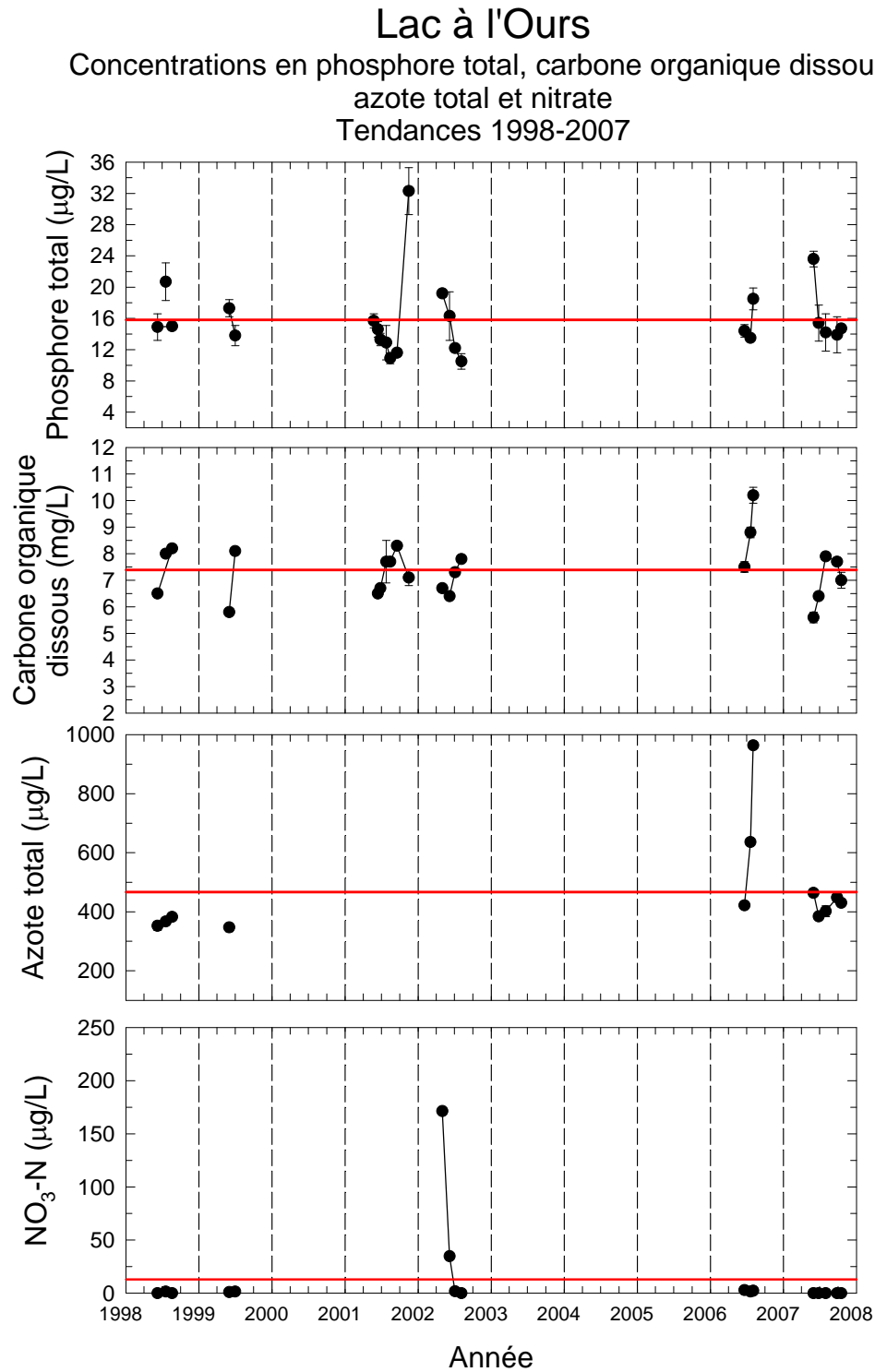


Figure 14. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac du Pin Rouge entre 2000 et 2007. Les barres d'erreur indiquent \pm un écart type à la moyenne de trois déterminations. La ligne rouge représente la moyenne de toutes les valeurs.

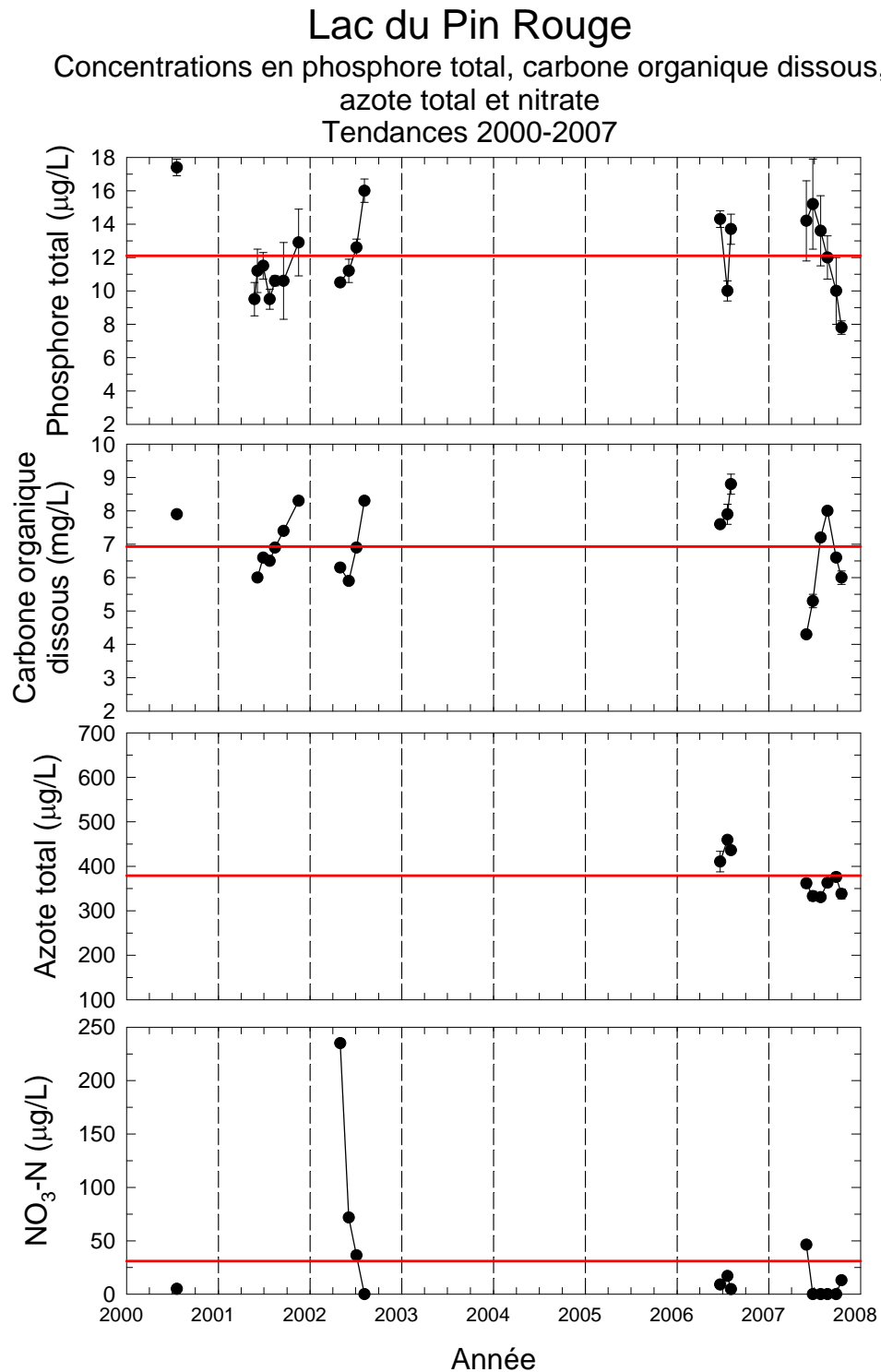


Figure 15. Évolution des concentrations épilimnétiques moyennes en phosphore total, carbone organique dissous, azote total et nitrate au lac Tracy entre 1998 et 2007. Les barres d'erreur indiquent \pm un écart type à la moyenne de trois déterminations. La ligne rouge représente la moyenne de toutes les valeurs.

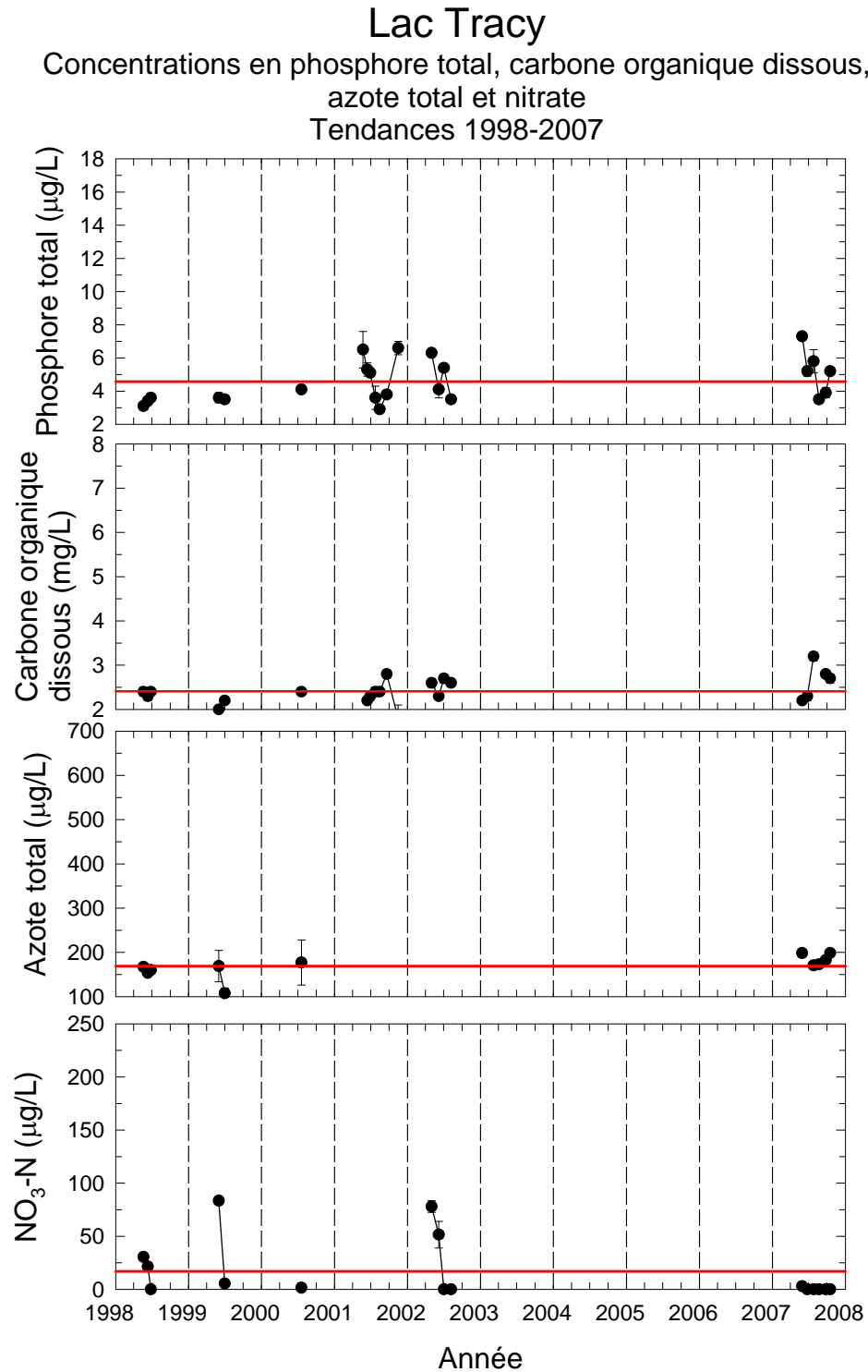


Figure 16. Distribution du PT mesuré dans 20 réplicats de 50 mL tamisés ou non tamisés et recueillis au même endroit au lac Croche. La figure montre que la concentration en PT mesurée dans des échantillons de 50 mL n'est pas homogène et est influencée par la présence de particules de grosse taille (zooplancton) dont l'abondance varie d'un échantillon à l'autre.

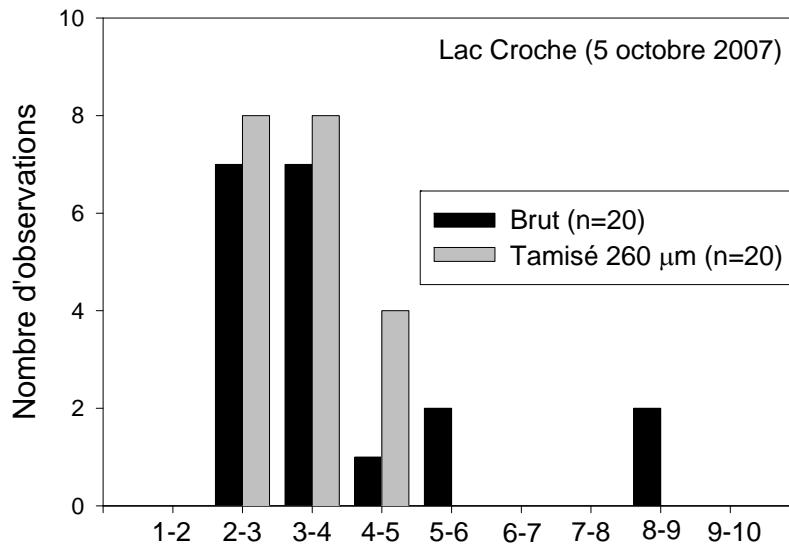


Figure 17. Classement des lacs en 2007 selon leur concentration moyenne en PT (a) et leur rapport PT/COD (b). Le rapport PT/COD ordonne les lacs selon l'importance décroissante de l'impact humain.

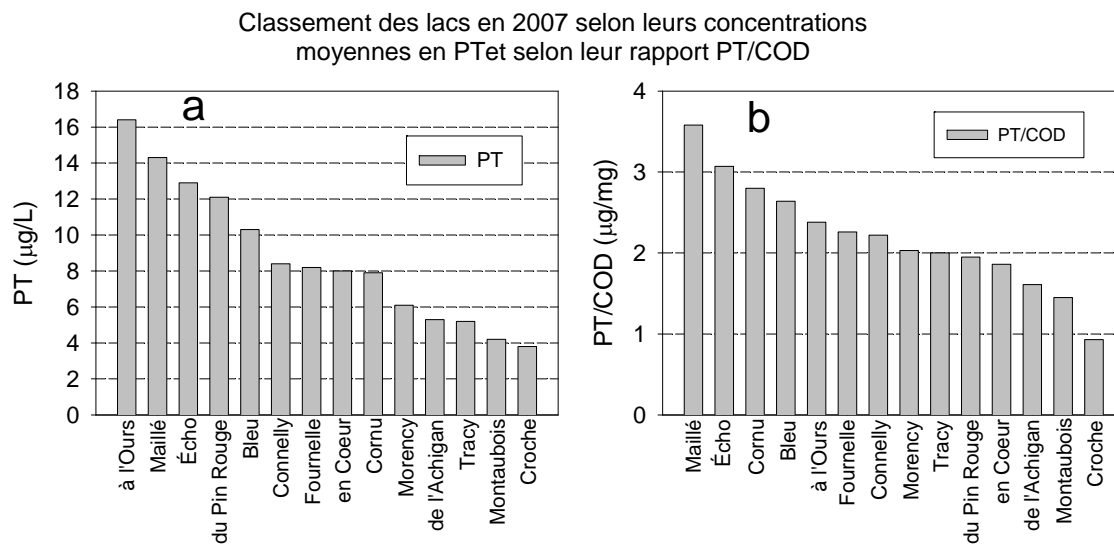


Figure 18. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac de l'Achigan en 2007.

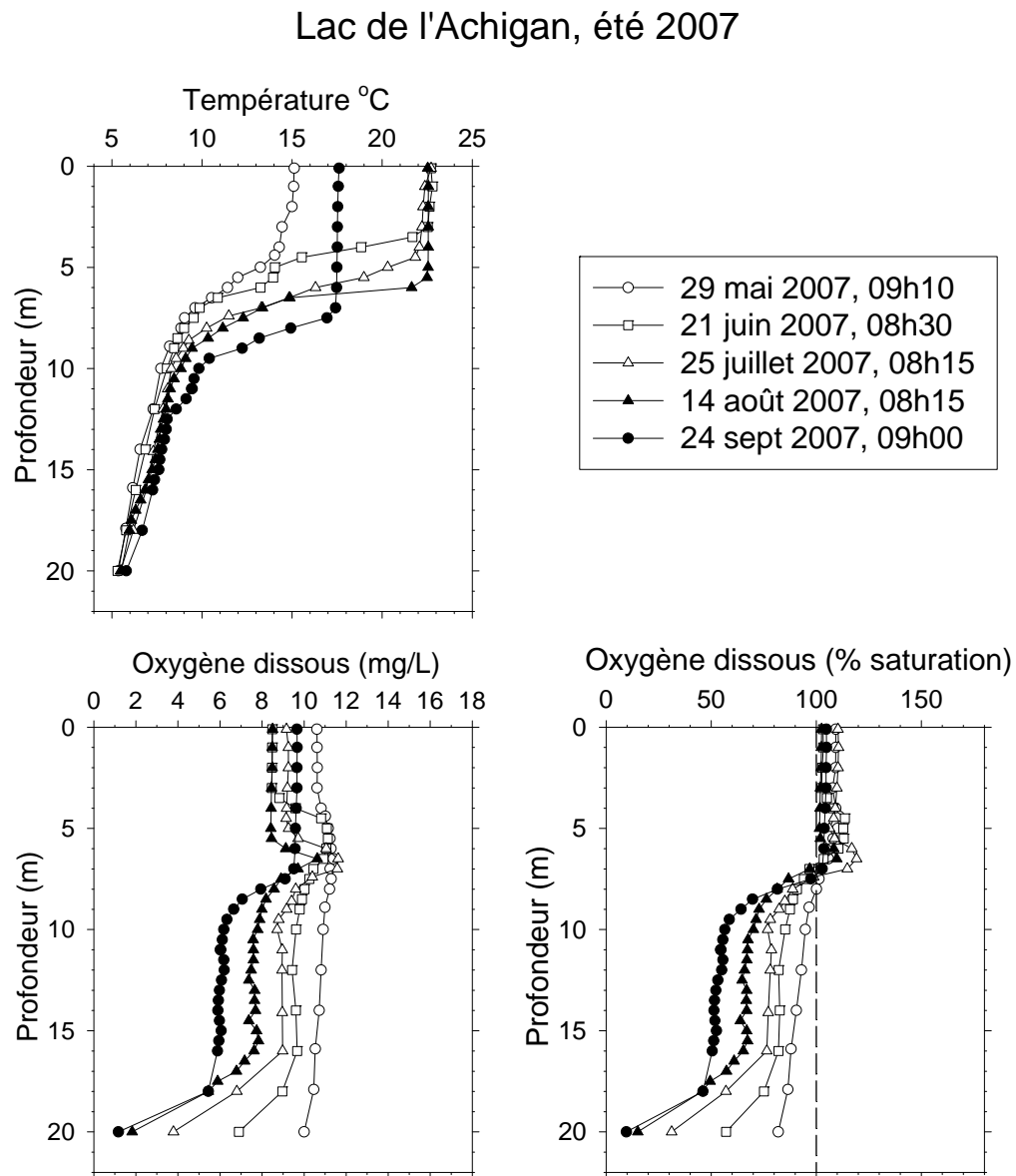


Figure 19. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Bleu en 2007.

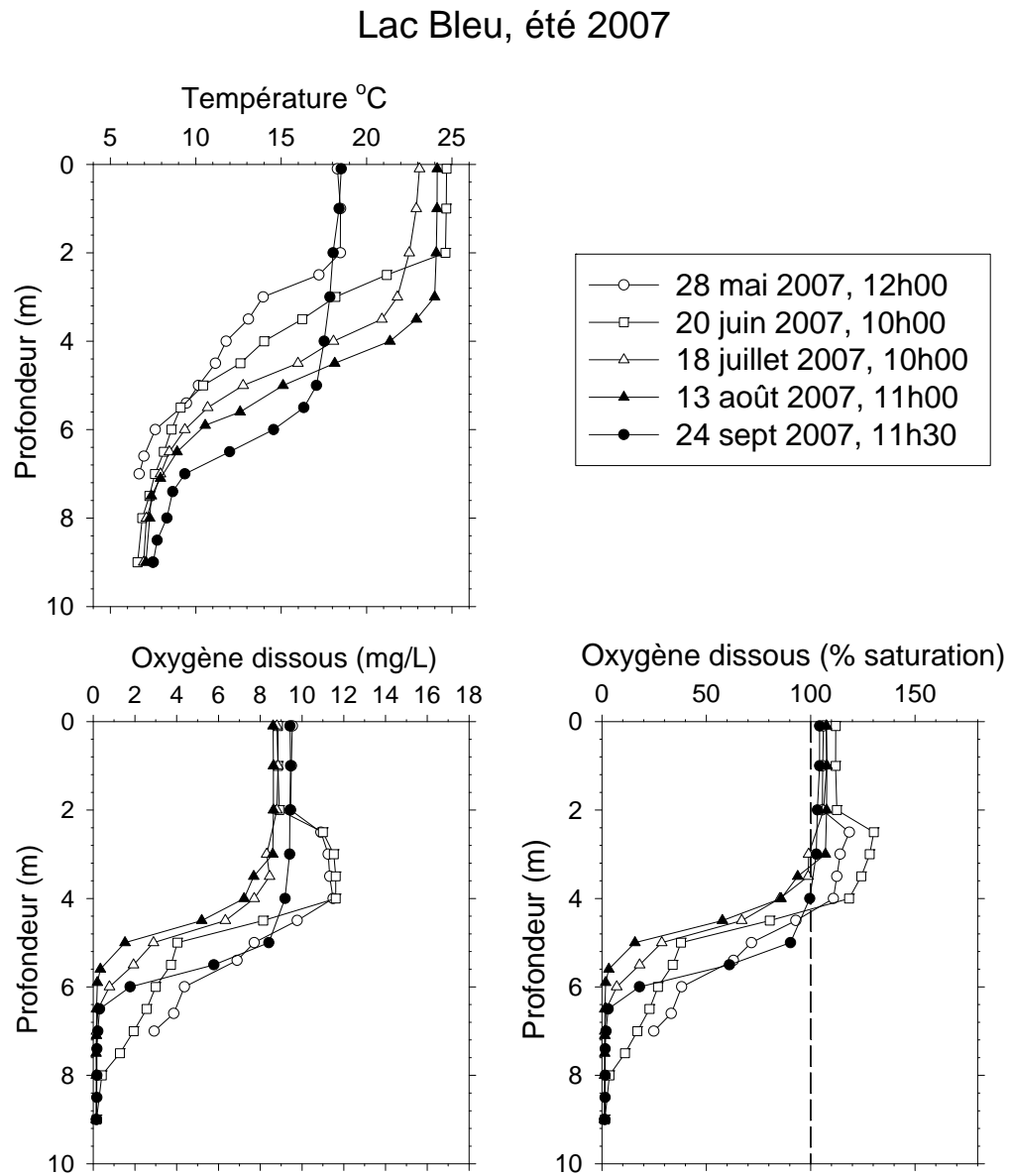


Figure 20. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac en Coeur en 2007.

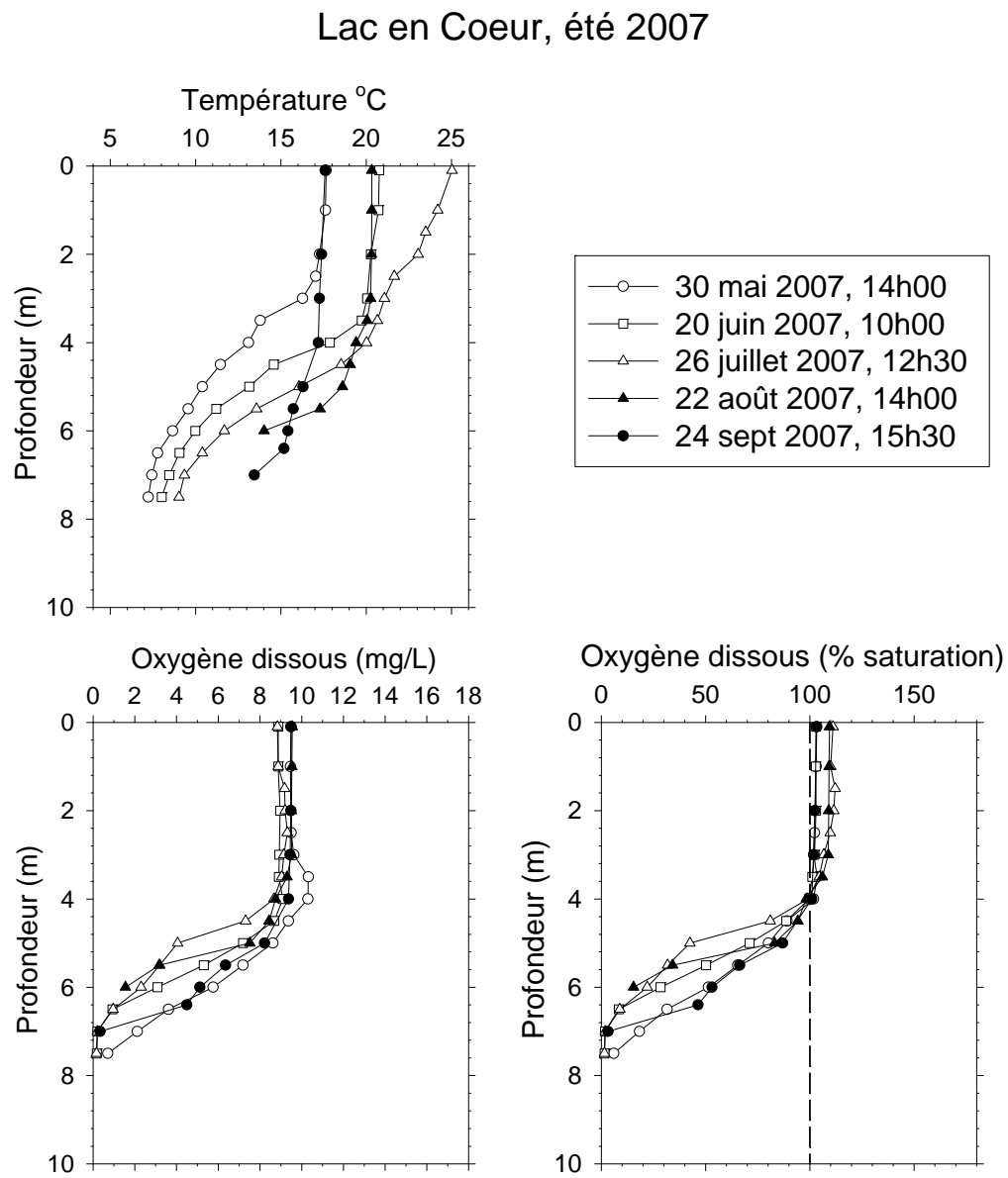


Figure 21. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Connelly en 2007.

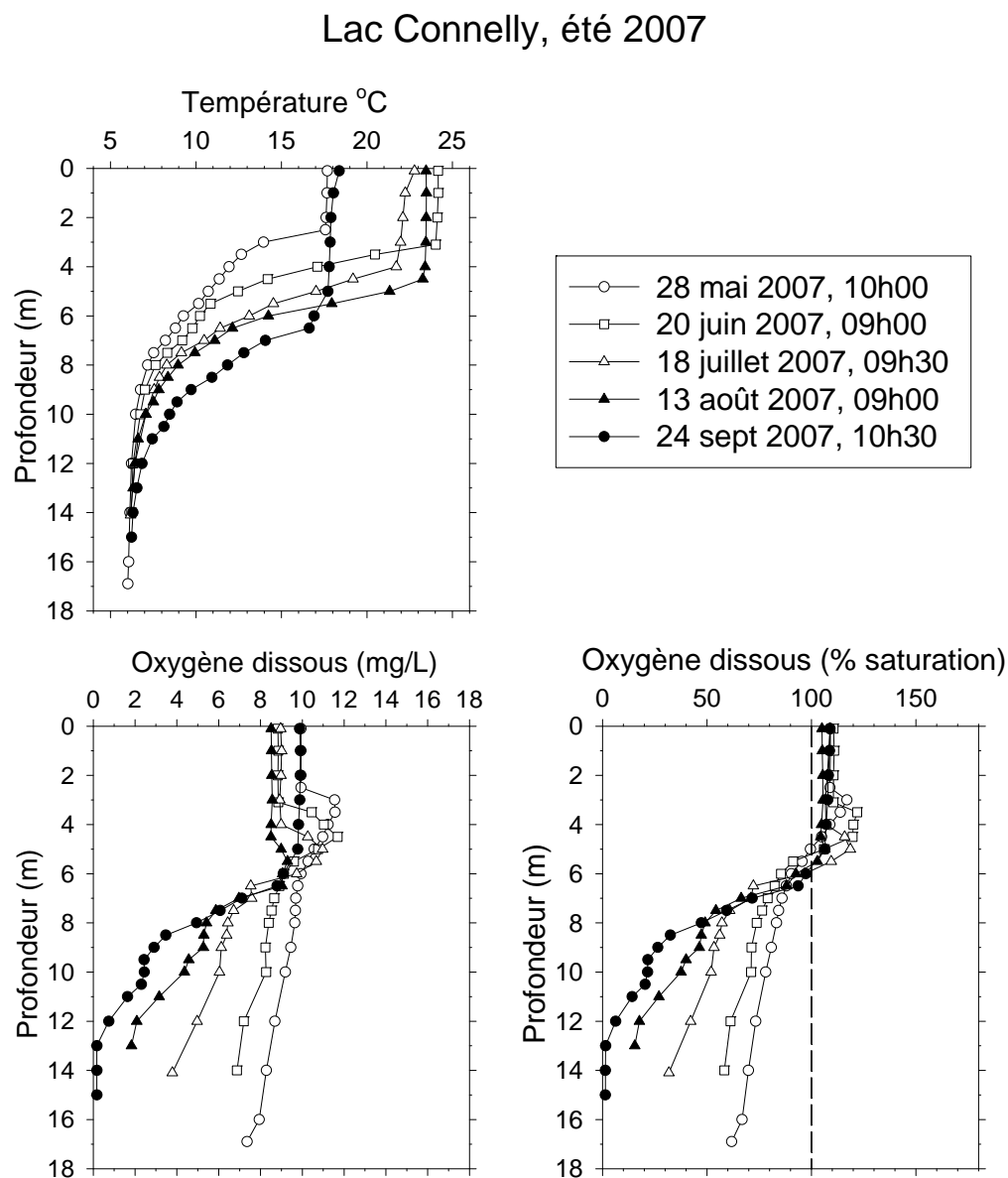


Figure 22. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Cornu en 2007.

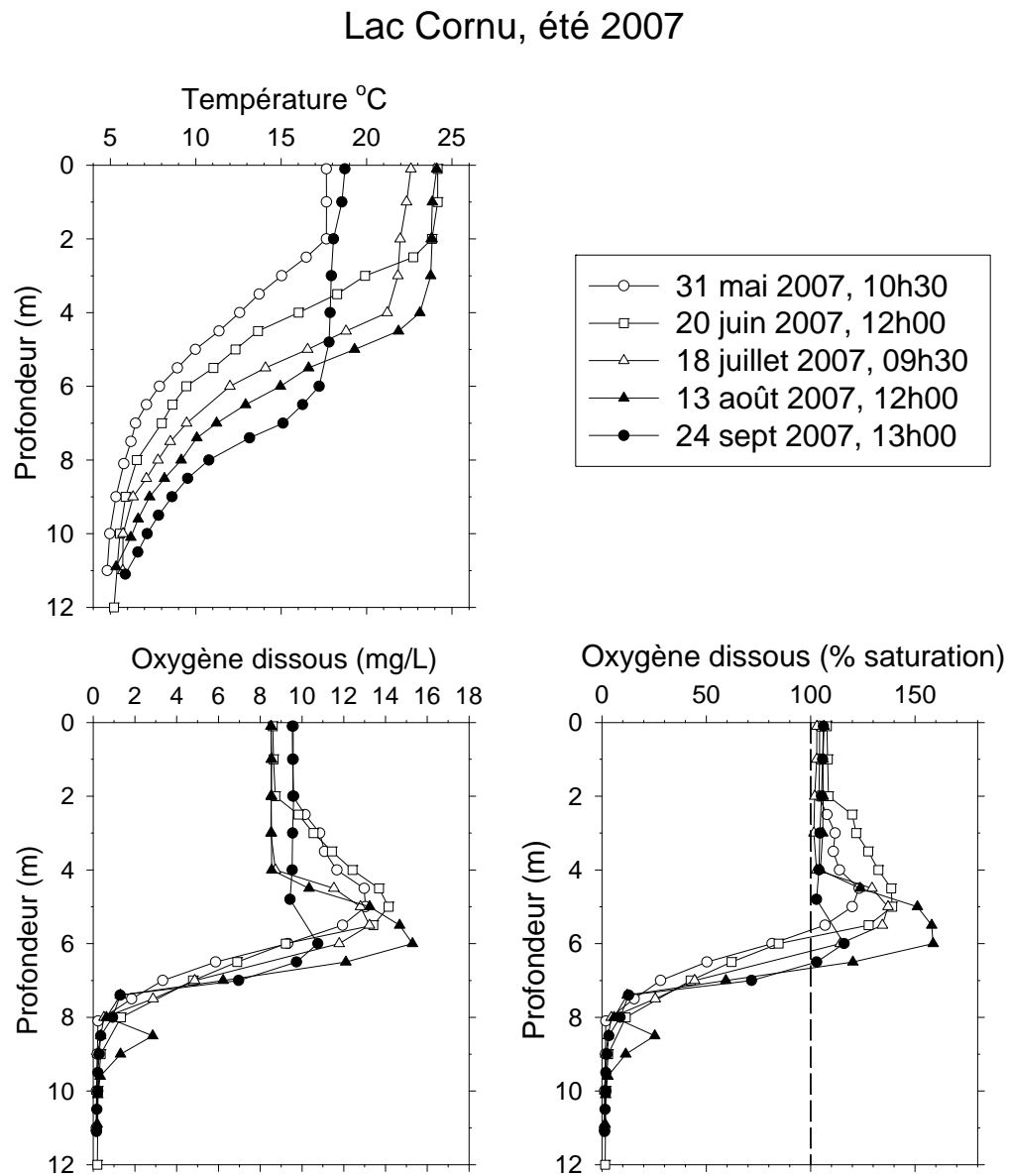


Figure 23. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Croche en 2007.

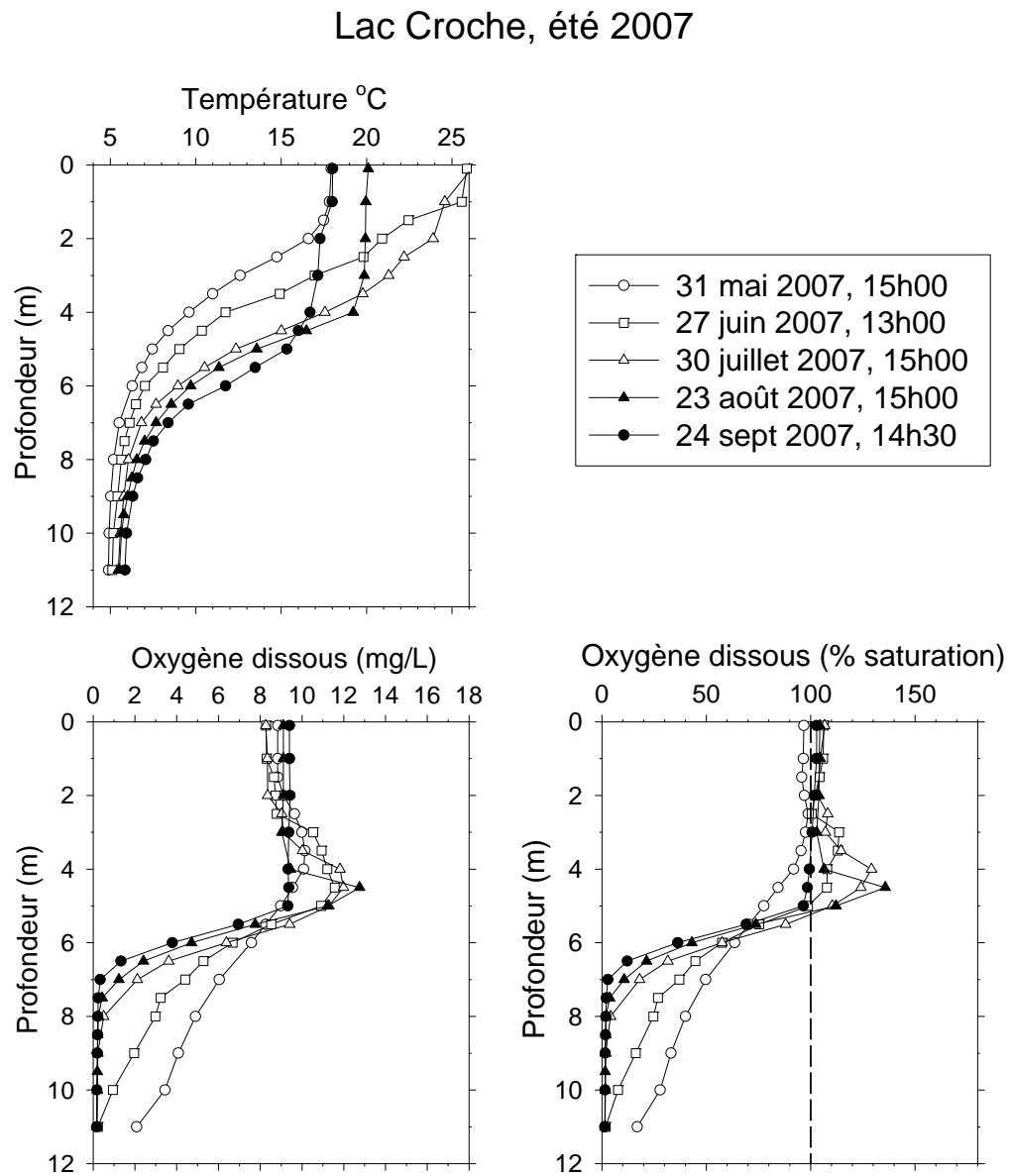


Figure 24. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Écho en 2007.

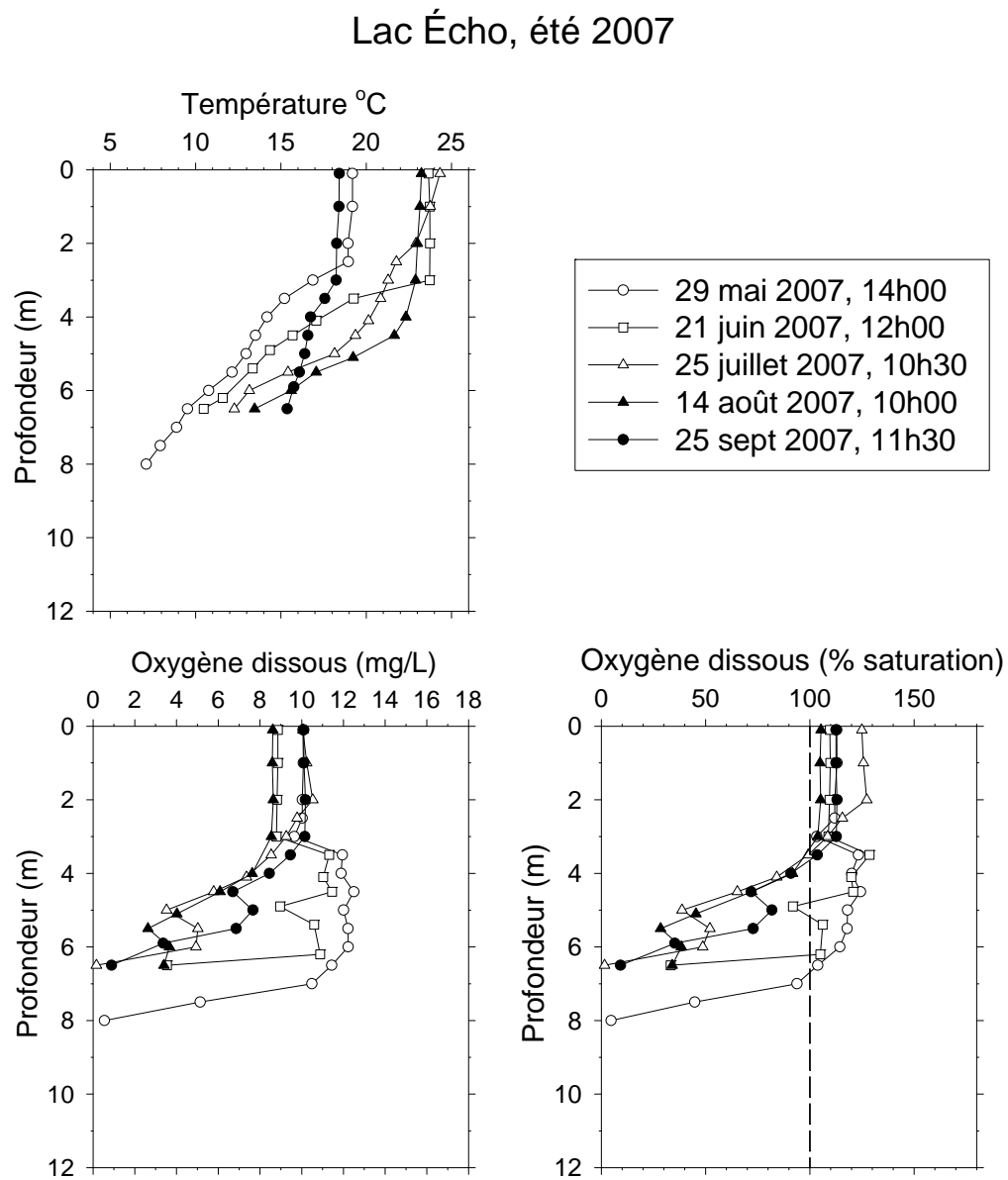


Figure 25. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Fournelle en 2007.

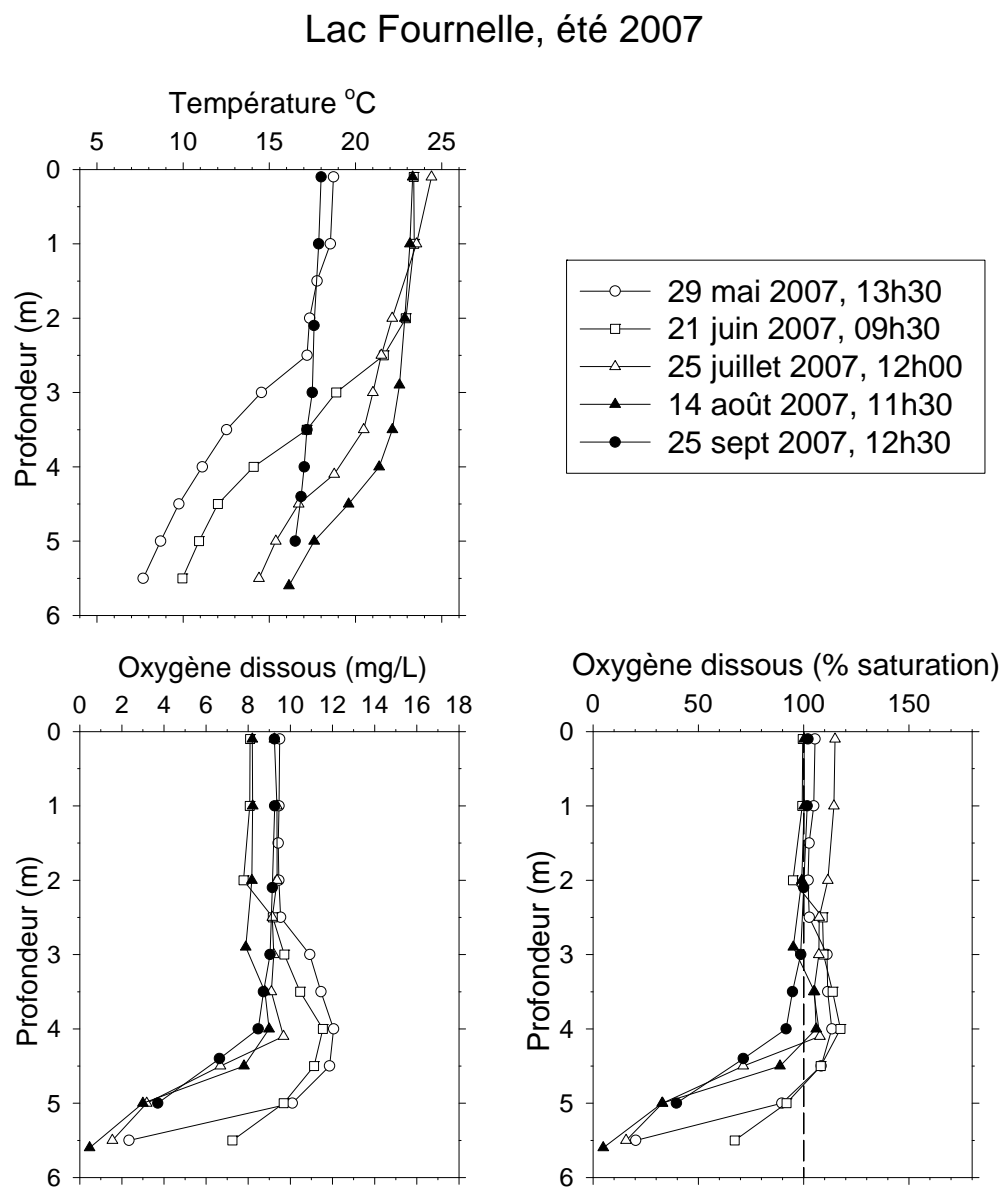


Figure 26. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Maillé en 2007.

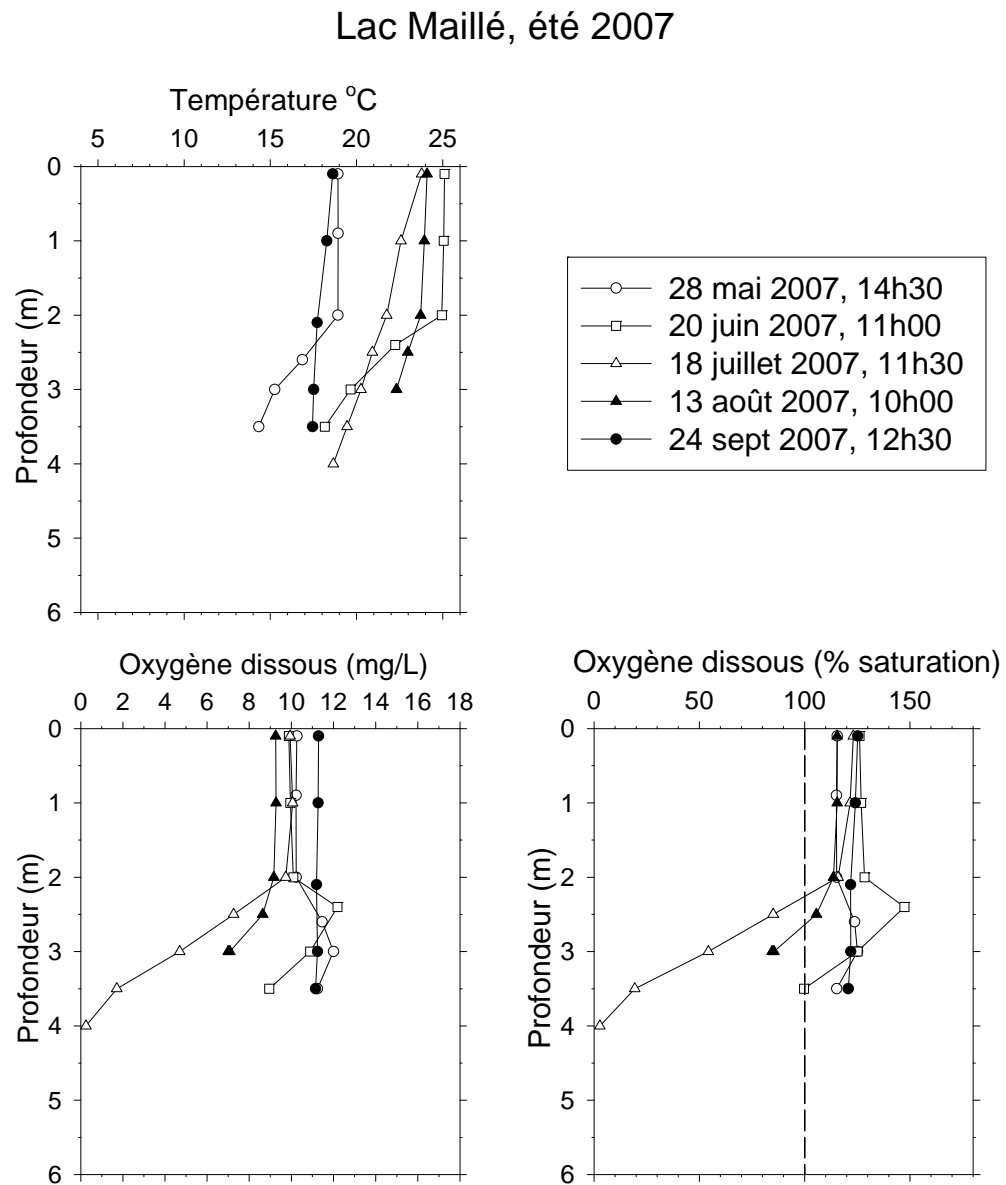


Figure 27. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Montaubois en 2007.

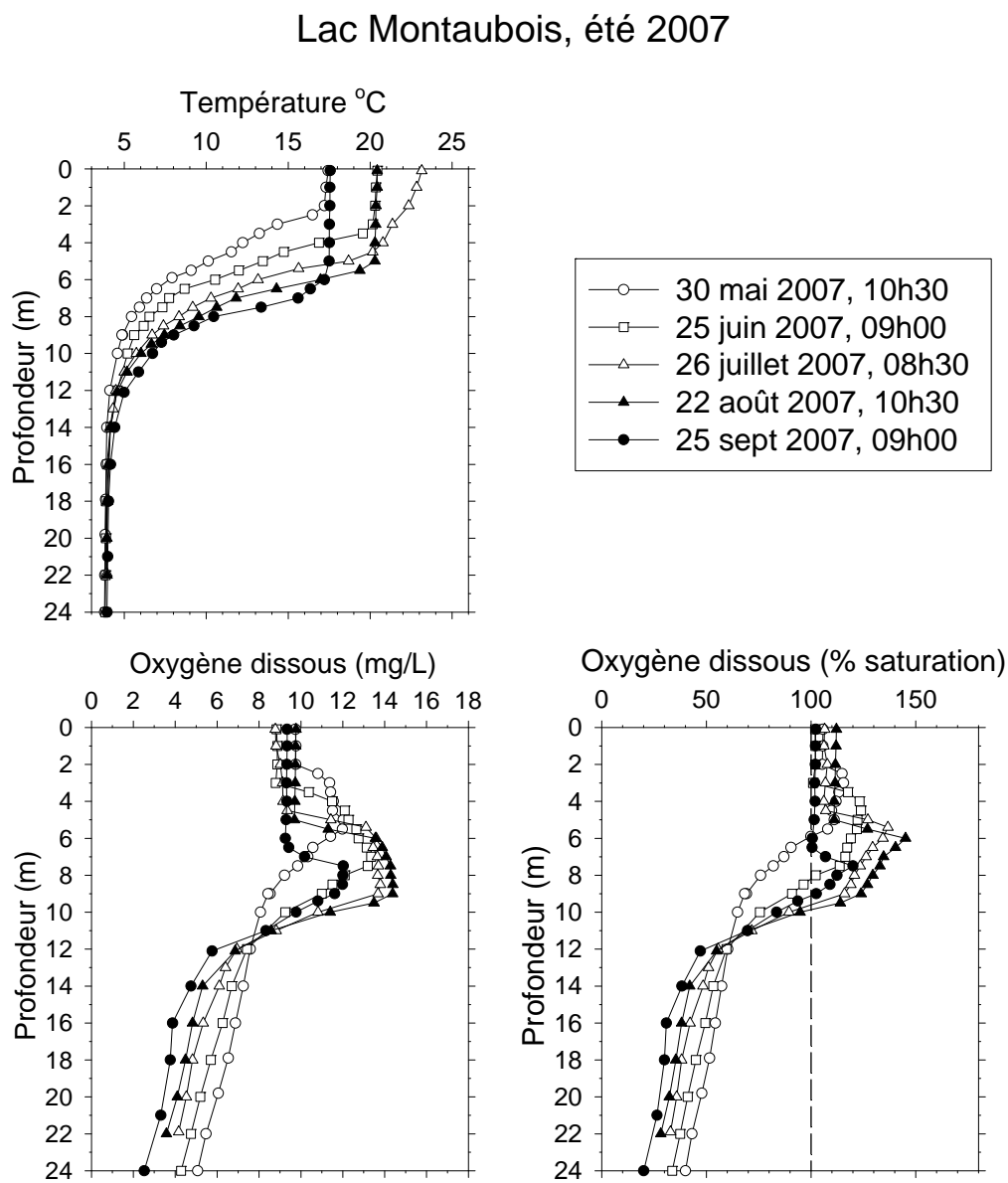


Figure 28. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac Morency en 2007.

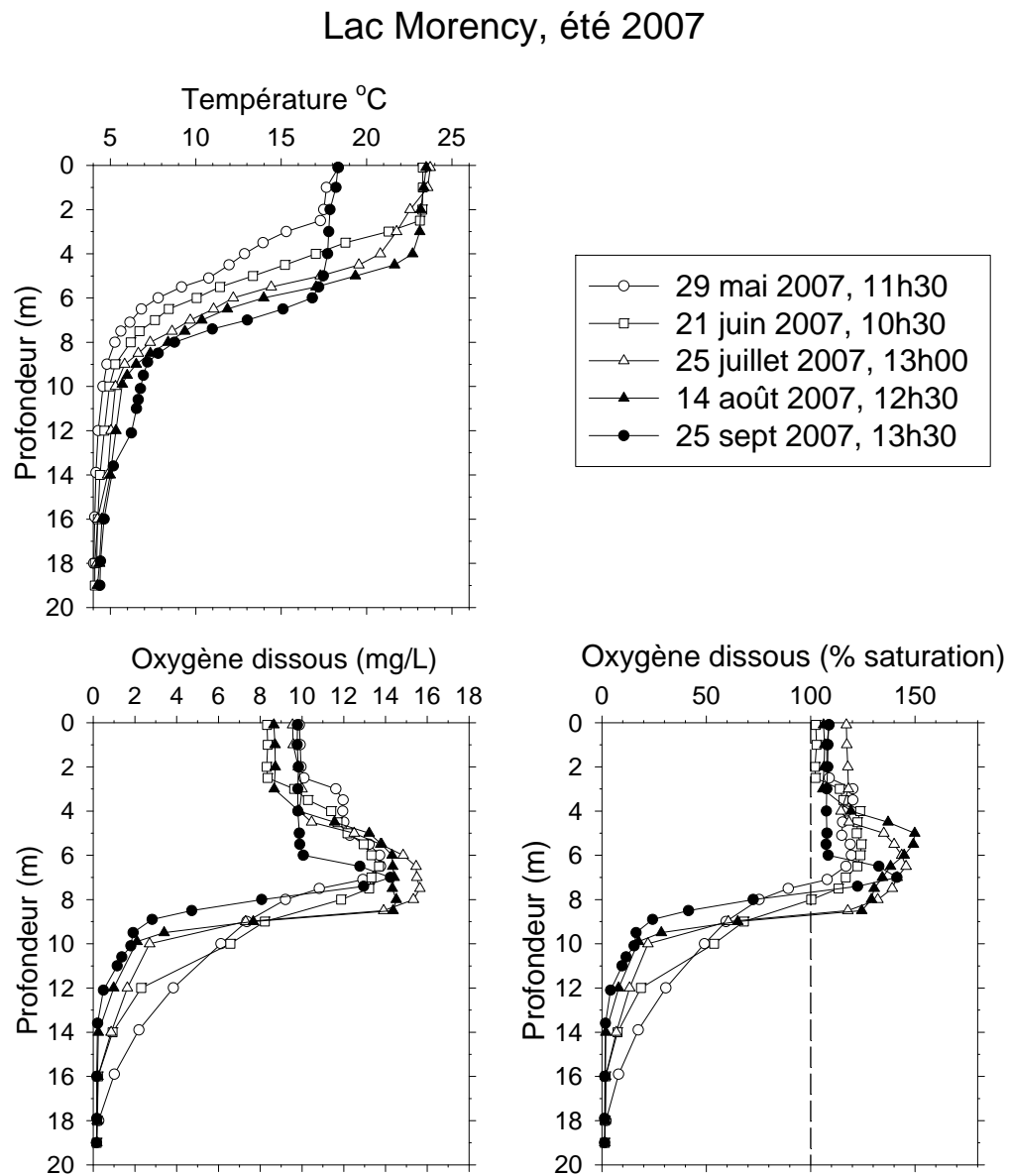


Figure 29. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac à l'Ours en 2007.

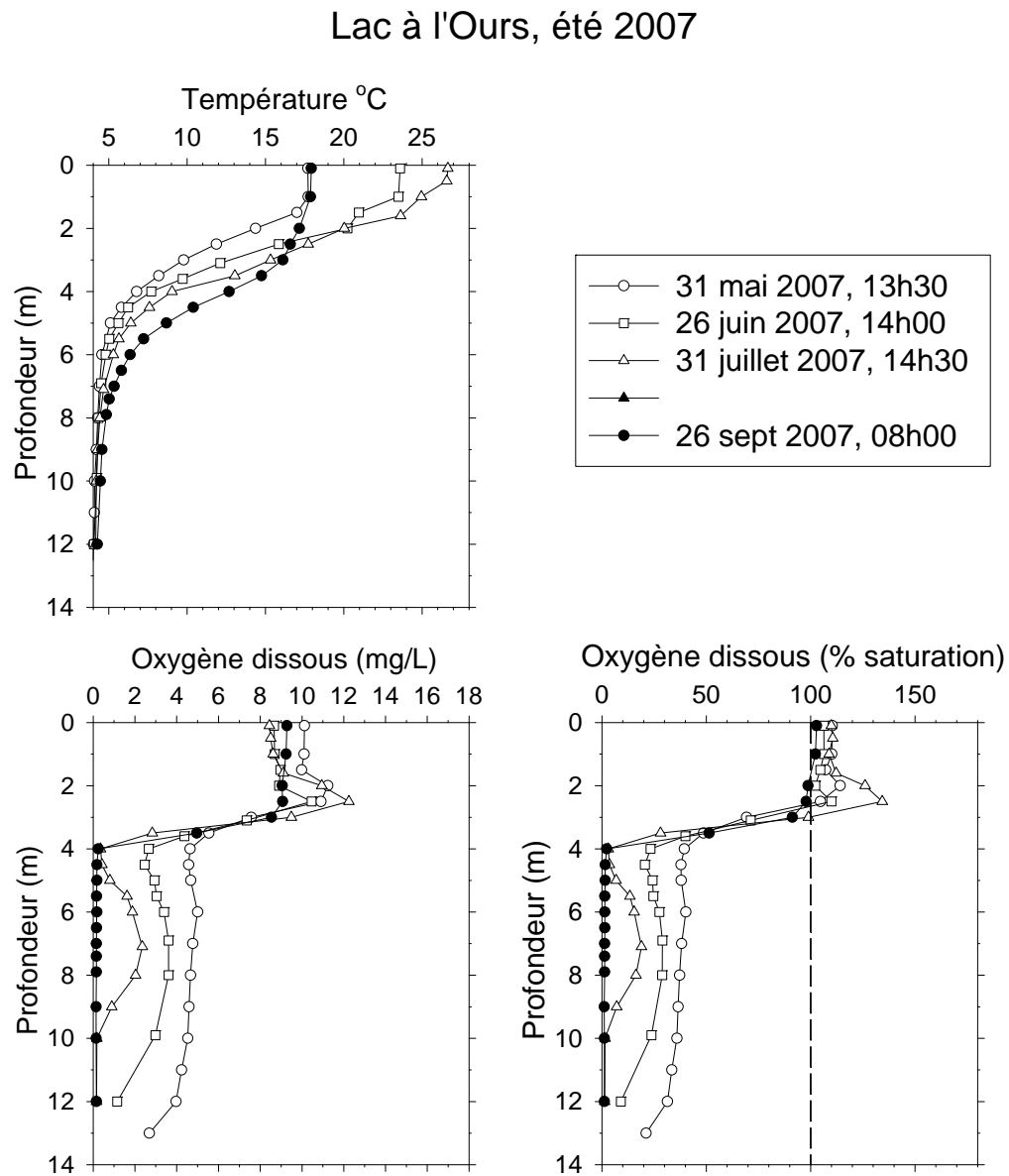


Figure 30. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au lac du Pin Rouge en 2007.

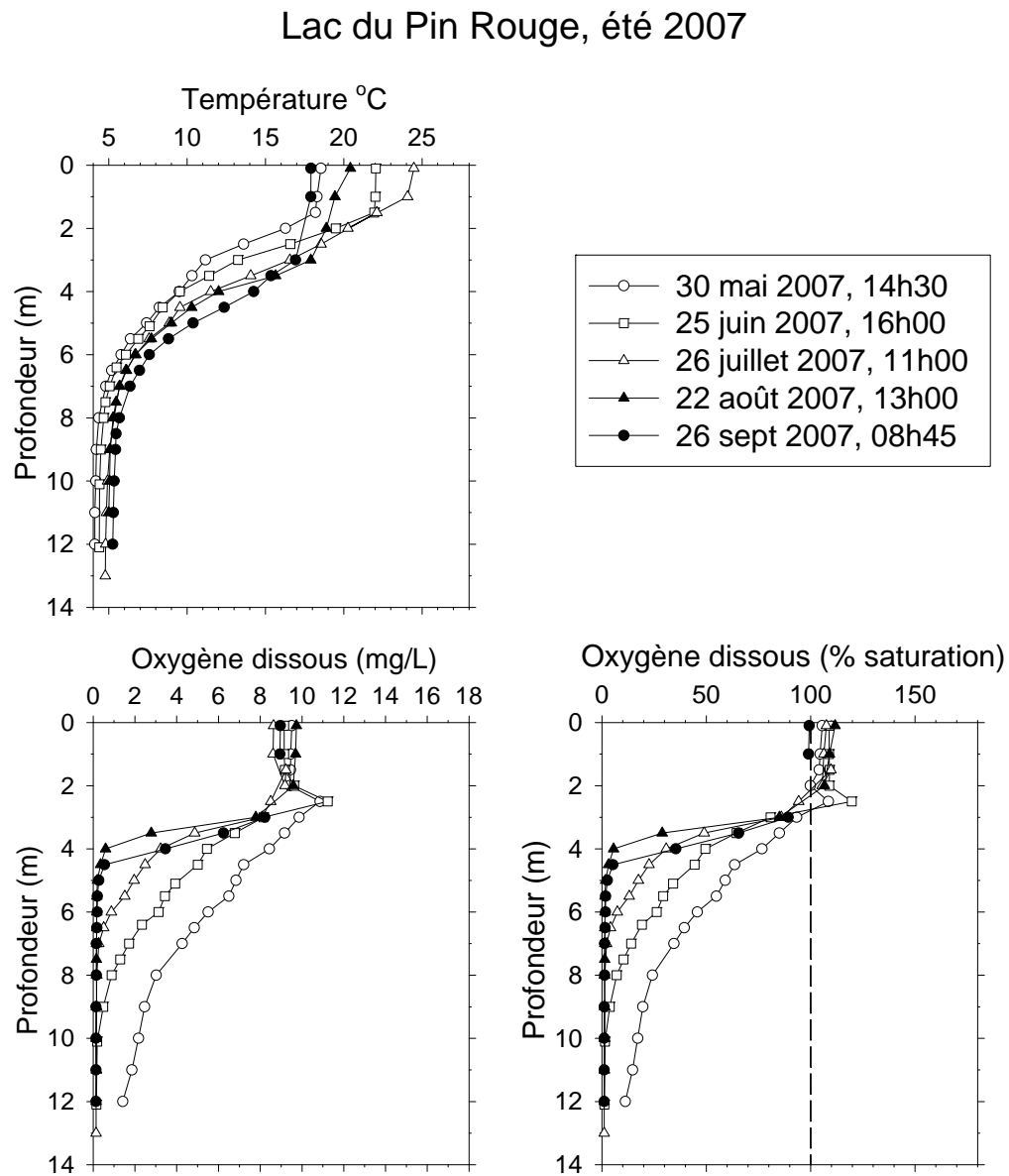


Figure 31. Évolution de la température et de l'oxygène dissous au Tracy en 2007.

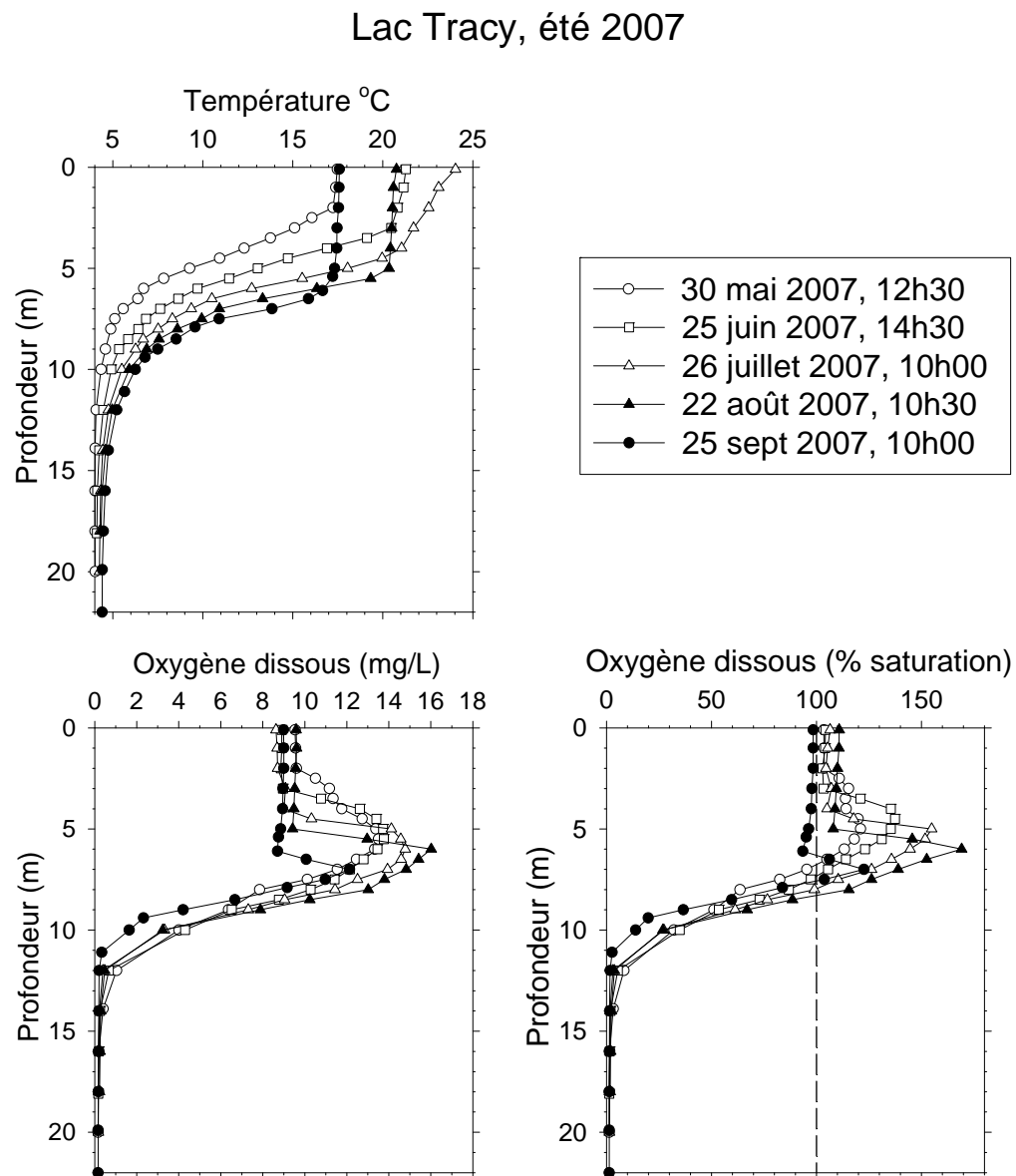


Figure 32. Évolution de la quantité d'oxygène dissous résiduel dans l'hypolimnion du lac de l'Achigan durant l'été 2007. La pente de cette droite correspond au déficit hypolimnétique en oxygène.

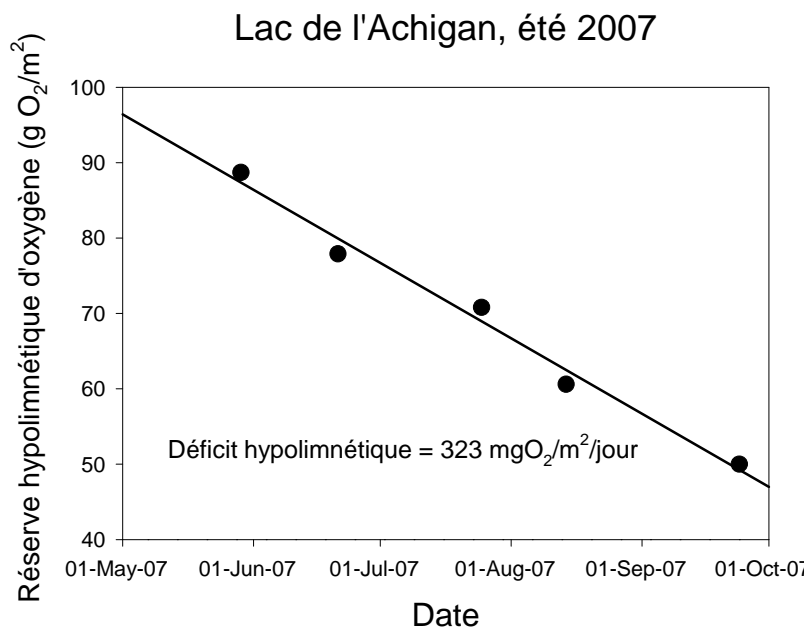


Figure 33. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle-*a* et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophycées et les cyanobactéries le 24 septembre 2007 au lac de l'Achigan.

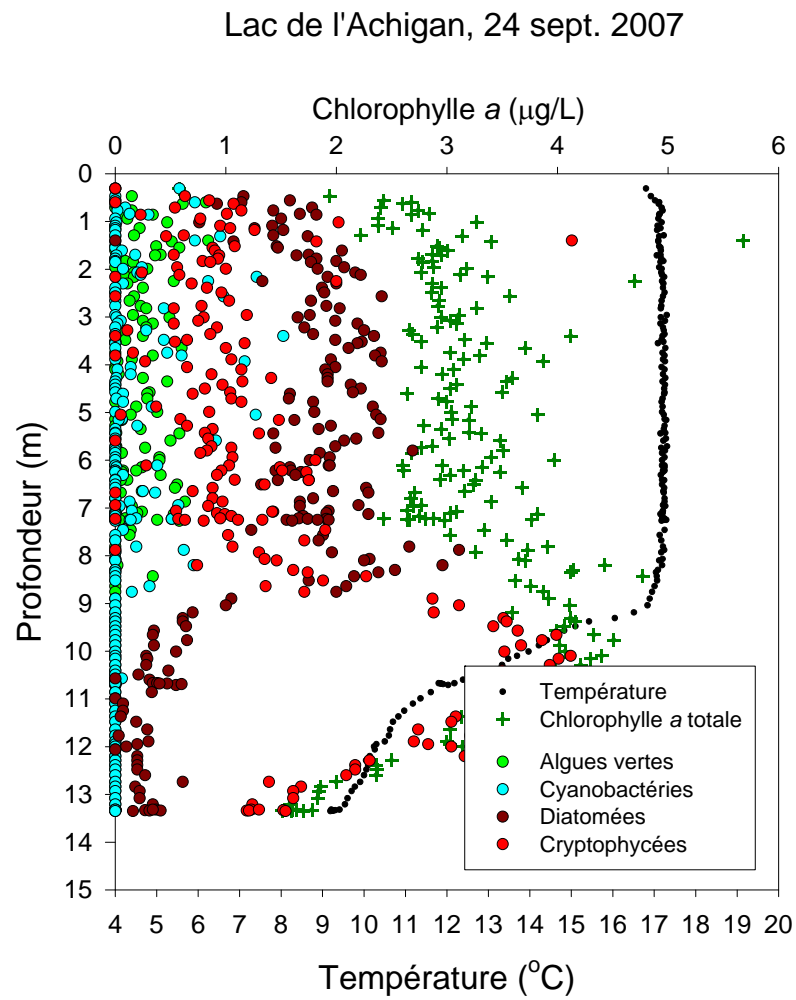


Figure 34. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle-*a* et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophycées et les cyanobactéries le 24 septembre 2007 au lac Bleu.

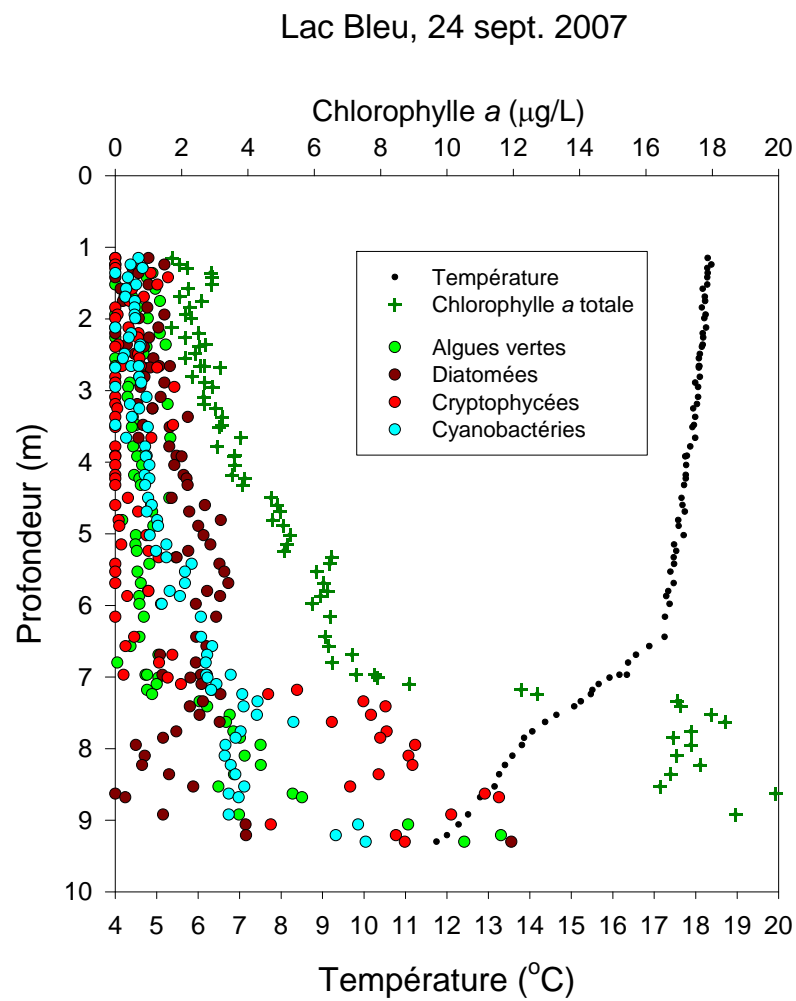


Figure 35. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle-*a* et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophycées et les cyanobactéries le 24 septembre 2007 au lac Connelly.

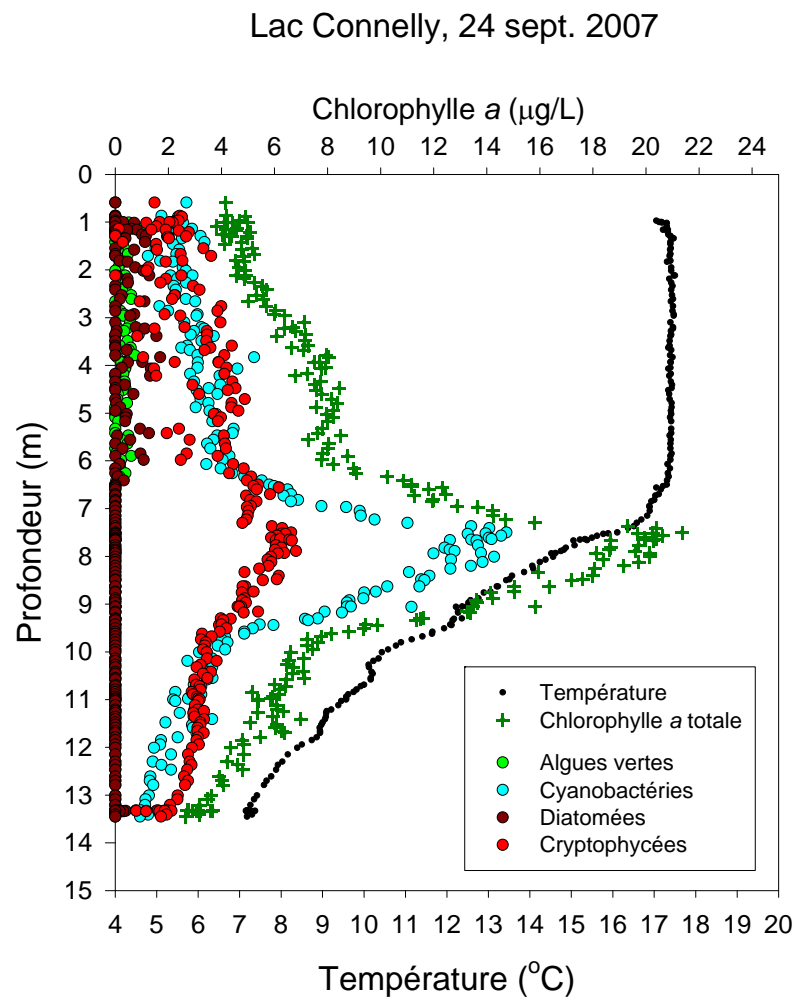


Figure 36. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle-*a* et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophycées et les cyanobactéries le 24 septembre 2007 au lac Croche.

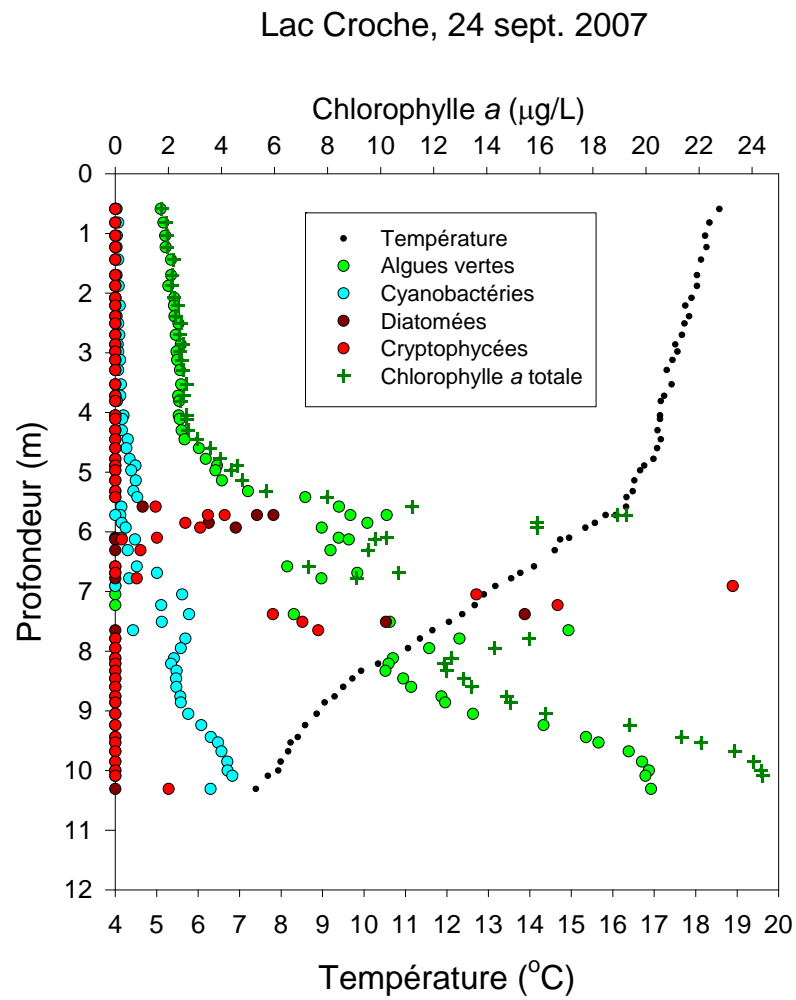


Figure 37. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle-*a* et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophycées et les cyanobactéries le 25 septembre 2007 au lac Écho.

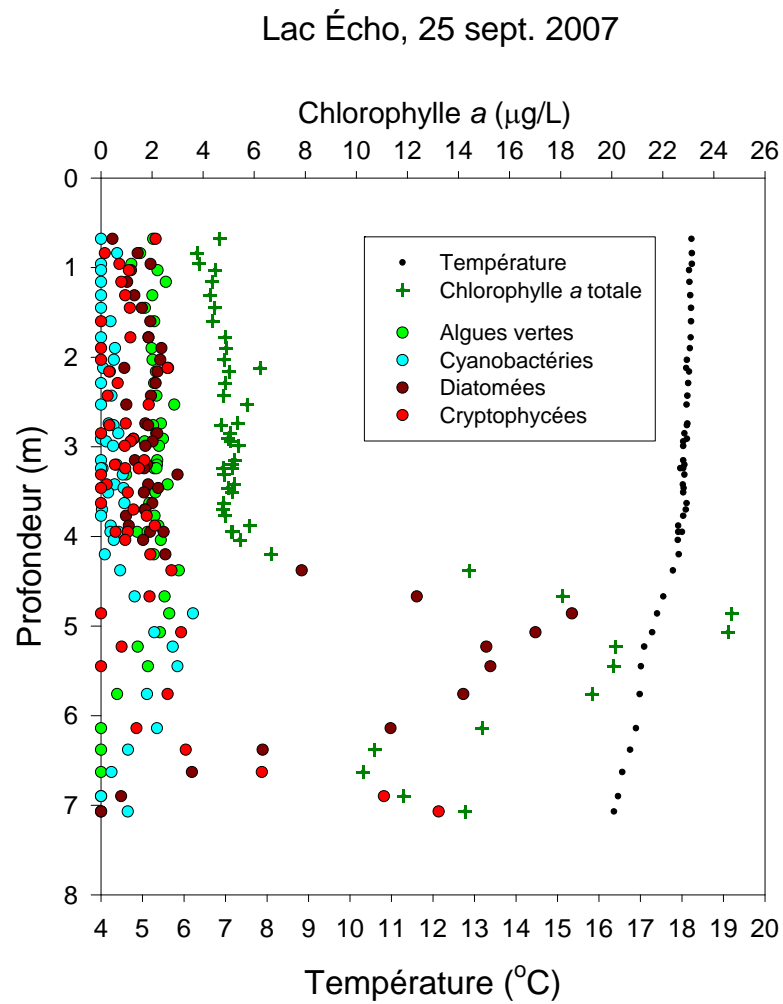


Figure 38. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle-*a* et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophycées et les cyanobactéries le 24 septembre 2007 au lac Maillé.

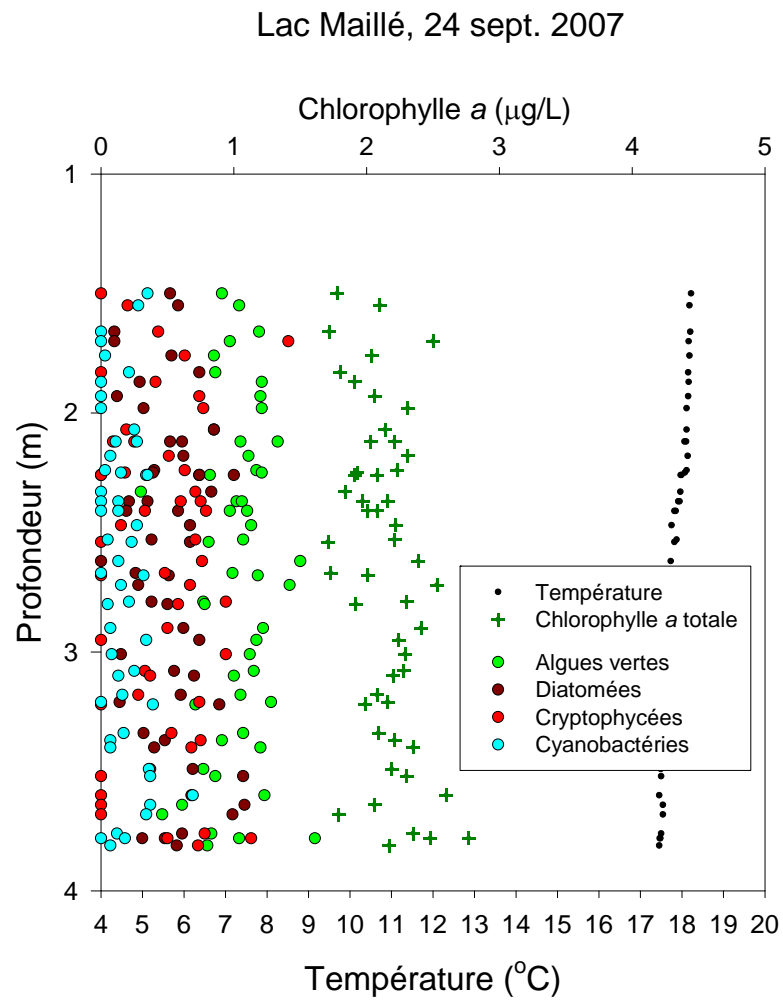


Figure 39. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle-*a* et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophycées et les cyanobactéries le 25 septembre 2007 au lac Montaubois.

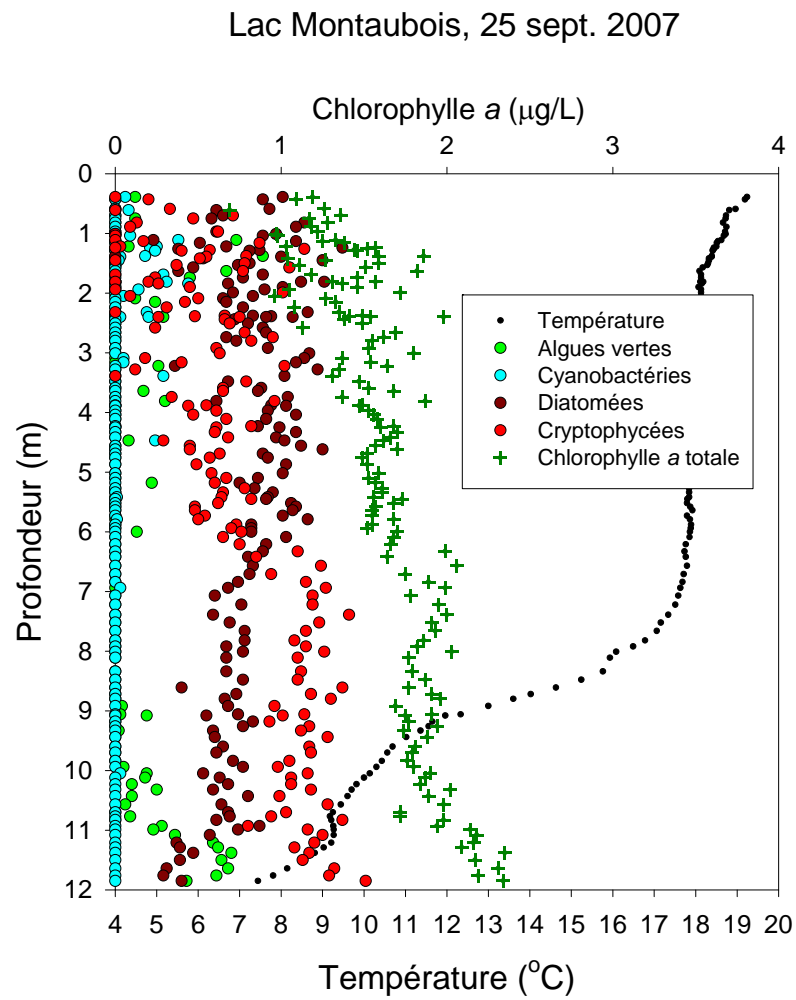


Figure 40. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle-*a* et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophycées et les cyanobactéries le 25 septembre 2007 au lac Morency.

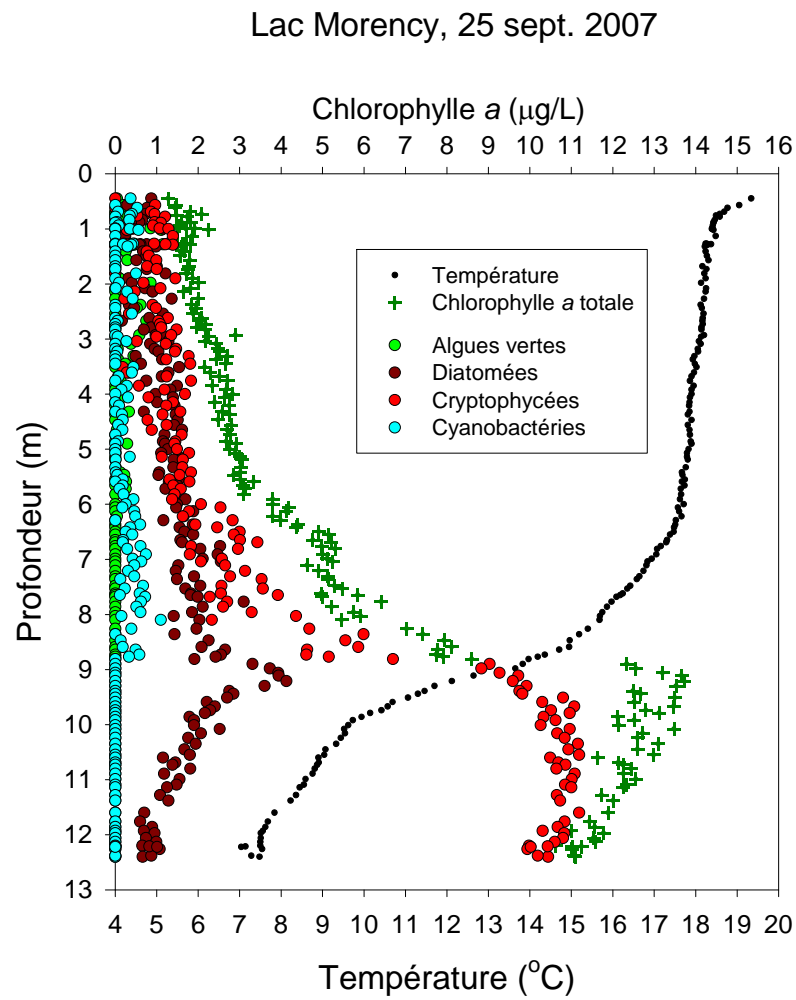


Figure 41. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle-*a* et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophycées et les cyanobactéries le 26 septembre 2007 au lac à l'Ours.

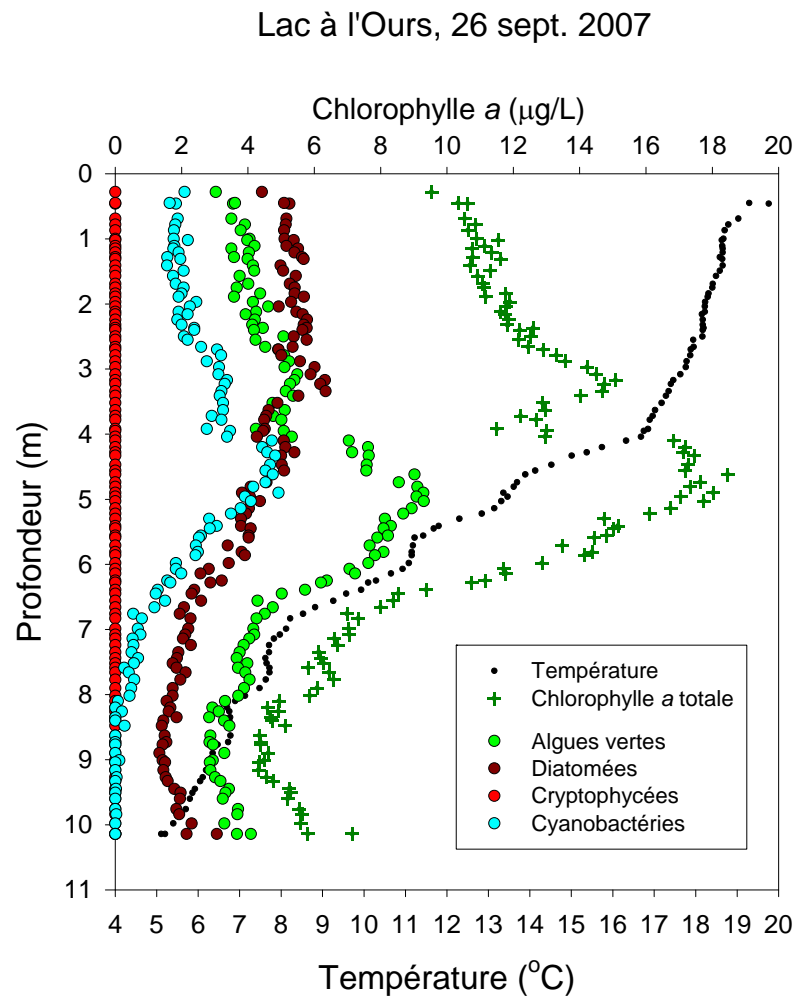


Figure 42. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle-*a* et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophycées et les cyanobactéries le 26 septembre 2007 au lac du Pin Rouge.

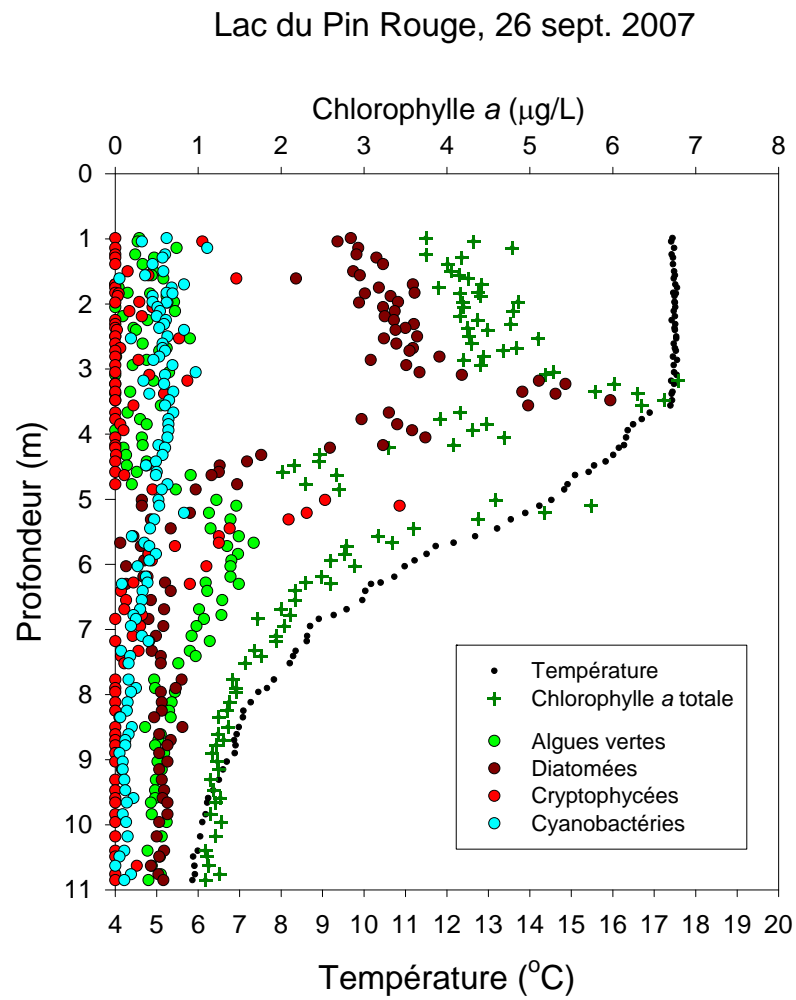


Figure 43. Profils verticaux de la concentration totale en chlorophylle-*a* et de sa distribution parmi les algues vertes, les diatomées, les cryptophycées et les cyanobactéries le 25 septembre 2007 au lac Tracy.

