



L'Europe c'est ici.
L'Europe c'est maintenant.

Fonctionnement biogéochimique et hydro-sédimentaire du Lac de Grand-Lieu

Rapport final 2018-2020

Alexandrine Pannard Launay, Stéphanie Massé, Stéphanie Llopis, André-Jean Francez, Hector Rodriguez-Perez, Jean-Pierre Caudal, Abdelkader Azougui, Valérie Gouesbet, Frédérique Pallois

UMR ECOBIO Ecosystèmes, Biodiversité, Evolution (CNRS/Université Rennes 1)

Guillaume Bouger & Christophe Petton

Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes (CNRS)

Alain Crave

UMR Geosciences

Maria Leitao

Bi-Equ

Jean-Marc Gillier et Philippe Gallais

Société nationale de protection de la nature (SNPN) - Réserve naturelle nationale du Lac de Grand-Lieu



Sommaire :

RESUME	3
INTRODUCTION	4
CONTEXTE ET ENJEUX	4
OBJECTIFS	5
DEROULE DES OPERATIONS	6
1. MATERIEL ET METHODES	7
LOCALISATION ET CARACTERISATION DES STATIONS :	7
PROCOLE COMPLET DE L'ETUDE	10
PROCOLE DE SUIVI SIMPLIFIE	21
2. LE FONCTIONNEMENT BIOGEOCHIMIQUE DU LAC DE GRAND-LIEU	23
UN PLAN D'EAU PEU PROFOND EUTROPHE	23
CARACTERISATION DU FORÇAGE CLIMATIQUE SUR 12 ANS (DONNEES METEO FRANCE NANTES ATLANTIQUE):	27
FONCTIONNEMENT PHYSIQUE	30
FONCTIONNEMENT BIOGEOCHIMIQUE :	32
FONCTIONNEMENT BIOLOGIQUE : LE CONTROLE PAR LES MACROPHYTES	41
3. SUCCESSION SAISONNIERE DU PLANCTON	42
BIOMASSES DE PHYTOPLANCTON ET DE ZOOPLANCTON	42
DYNAMIQUE DES ESPECES DE PHYTOPLANCTON	47
DYNAMIQUE DES ESPECES DE ZOOPLANCTON (ROTIFERES)	52
DYNAMIQUE DES ESPECES DE ZOOPLANCTON (CLADOCERES ET COPEPODES)	55
LA DIVERSITE PLANCTONIQUE	61
RESUME DES PRINCIPAUX RESULTATS	64
4. SUIVI DES CONCENTRATIONS EN NUTRIMENTS EN ENTREES ET SORTIE DU LAC	66
5. QUALITE DE L'EAU : QUELS INDICATEURS POUR GRAND-LIEU ?	68
LES INDICATEURS SIMPLES	68
LES INDICATEURS COUPLES	69
6. LE LAC DE GRAND-LIEU PAR RAPPORTS AUX AUTRES PLANS D'EAU	71
LES PLANS D'EAU FRANÇAIS	71
UN GRAND PLAN D'EAU PEU PROFOND : LE KIS -BALATON (HONGRIE)	73

CONCLUSION GENERALE

75

ANNEXES

77

ANNEXE 1 : BIAIS D'ECHANTILLONNAGE LIE A L'HEURE DE PRELEVEMENT	77
ANNEXE 2 : DISTRIBUTION SPATIALE DU PHYTOPLANCTON EN FONCTION DU TEMPS	78
ANNEXE 3 : CALCUL DES INDICATEURS DE QUALITE DE L'EAU EN FONCTION DES DATES ET STATIONS.	79
ANNEXE 4 : LISTING DES ESPECES DE ZOOPLANCTON (ECOBIO) ET DE PHYTOPLANCTON (BI-EAU)	81

Résumé

Le lac de Grand-Lieu est une zone humide d'importance internationale localisée sur la voie atlantique de migration des oiseaux et est soumis aux protections des Directives Oiseaux, Habitats, Nitrates et DERU. Le lac constitue un vaste plan d'eau hétérogène, associant de grandes zones d'eau libre, des zones d'herbiers plus ou moins denses, des zones de roselières et des prairies humides. Le lac de Grand-Lieu a surtout fait l'objet d'études écologiques liées à la diversité des peuplements d'oiseaux, des poissons et des macrophytes flottants, mais le fonctionnement écologique de ses masses d'eau reste peu connu. C'est ainsi tout le fonctionnement biogéochimique et hydro sédimentaire du lac de Grand-Lieu qui reste méconnu, or une bonne compréhension de ce fonctionnement est essentielle pour sa gestion. La dynamique spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques et du plancton (phytoplancton, rotifères, copépodes, cladocères) a été caractérisées sur 10 à 15 stations toutes les 3 semaines pendant deux années hydrologiques. Le projet montre que la diversité planctonique du lac reste exceptionnelle, avec près de 400 taxons de phytoplancton, 61 de rotifères et 50 de cladocères et copépodes. La richesse spécifique exceptionnelle du lac, malgré les fortes charges en phosphore et des efflorescences de cyanobactéries, est probablement la conséquence de la grande taille du plan d'eau et de la diversité de ses habitats herbiers / eau libre. Le projet met également en évidence une hétérogénéité horizontale forte des paramètres biologiques et physico-chimiques, associée aux différents habitats. Ainsi, des variations spatiales de température (3°C en moyenne, et jusqu'à 9°C) ont été observées en été, avec des températures plus chaudes en eau libre. Les gradients horizontaux de nutriments en été sont équivalents aux variations saisonnières, avec de fortes concentrations dans la zone d'eau libre et de faibles concentrations dans les macrophytes. La biomasse de phytoplancton et de cyanobactéries varie d'un facteur 5 entre la zone d'eau libre et les herbiers, avec de fortes biomasses en eau libre. Les euglènes en juillet et août sont uniquement présentes dans la zone de macrophytes, indiquant une plus grande quantité de matière organique dans ces zones (espèces mixotrophes) et un fonctionnement plus hétérotrophe comparé à la zone d'eau libre. Le zooplancton est plus abondant dans les macrophytes, en accord avec la zone refuge. Il est également plus diversifié. La diversité spécifique des rotifères augmente avec le développement des nénuphars, et reste élevée dans les macrophytes tandis qu'elle diminue de moitié dans l'eau libre. Les patches de nénuphars sont donc un des principaux drivers de la spatialisation des masses d'eau dans le lac de Grand-Lieu, avec des effets non seulement sur la chimie, mais également sur les structures des communautés de plancton. Aux vues de la forte hétérogénéité spatiale observée sur le lac, l'utilisation d'une seule station de suivi ne semble pas adaptée à sa caractérisation.

Introduction

Contexte et enjeux

L'eutrophisation anthropique est une des plus grandes menaces pour les écosystèmes aquatiques, avec une perte de diversité fonctionnelle et spécifique à tous les niveaux trophiques (Le Moal et al. 2019). Il s'agit du syndrome d'un écosystème aquatique induit principalement par des apports de phosphore et d'azote, ou parfois par des altérations anthropiques des caractéristiques morphodynamiques (Pinay et al. 2017). Les symptômes les plus visibles de l'eutrophisation anthropique avancée sont les proliférations de producteurs primaires toxiques et l'anoxie qui en résulte. Dans les plans d'eau, une forte augmentation des biomasses de cyanobactéries potentiellement toxiques est observée en été stimulée à la fois par l'eutrophisation du milieu et l'augmentation de température (Johnk et al. 2008; Paerl and Otten 2013).

Les plans d'eau peu profonds (profondeur moyenne inférieure à 3 m) sont particulièrement touchés par l'eutrophisation et les changements climatiques. Or, la plupart des plans d'eau sont peu profonds avec des superficies très variables, allant du petit étang (<0.1 Km²) aux grands lacs de plaine (>10 km²). La faible profondeur, et donc le faible volume d'eau, entraînent une inertie thermique très faible : l'eau du lac suit la température de l'air. La colonne d'eau se mélange fréquemment, entraînant des relargages de nutriments provenant de l'eau interstitielle du sédiment. La production primaire est forte, stimulée par les apports de nutriments et les températures élevées en journée. La lumière devient le facteur limitant pour la photosynthèse et on observe, comme dans les écosystèmes forestiers, une course à la surface. Ainsi, les cyanobactéries flottantes s'accumulent en surface, sur quelques dizaines de cm. Bien que les échanges gazeux avec l'atmosphère soient facilités par la faible hauteur d'eau et le mélange fréquent, de forts gradients verticaux sont souvent observés avec des concentrations très faibles en oxygène à proximité des sédiments.

Le lac de Grand-Lieu est le plus grand lac peu profond de France (en hiver) et comme toute zone humide, il constitue un habitat privilégié pour beaucoup d'espèces, notamment les oiseaux. Il y est recensé 550 espèces végétales, 270 espèces d'oiseaux et 50 espèces de mammifères. Le lac de Grand-Lieu est une réserve nationale et régionale avec une grande diversité d'oiseaux et fait l'objet d'une protection forte, tant à l'échelle nationale qu'europpéenne, avec les Directives Oiseaux, Habitats, Nitrates et Eaux Résiduaires Urbaines. Le lac représente donc un hotspots de diversité, malgré son statut hypereutrophe et plusieurs épisodes d'invasions biologiques (ragondins, l'écrevisse de Louisiane, corbicules).

Bien que de très grande taille par rapport aux plans d'eau en général, le fonctionnement écologique du lac de Grand-Lieu et de ses masses d'eau reste peu connu. Le lac est classé dans le cadre de la DCE dans un état 'mauvais' depuis 2007 et son objectif d'atteinte du bon état global a été repoussé à 2027. Les Réseaux de contrôle de référence (RCR) et de surveillance (RCS) de la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE) ont permis de montrer que l'élément le plus souvent déclassant la qualité écologique des plans d'eau (en 2013) était la physico-chimie pour 35 % et le phytoplancton pour 24% d'entre eux. Les plans d'eau peu profonds sont plus exposés à ce moins bon état écologique et chimique que les plans d'eau profonds (> 3 m de profondeur moyenne). Le lac de Grand-Lieu est considéré par les Réseaux de contrôle de référence (RCR) et de surveillance (RCS) comme une seule masse d'eau. Le classement par seuils des masses d'eau avec un point unique de référence peut ne pas être adapté au lac de Grand-Lieu, qui présente une hétérogénéité spatiale de ses masses d'eau (transparence de l'eau, biomasses de phytoplancton et de cyanobactéries). Le lac de Grand-Lieu constitue en effet un vaste plan d'eau hétérogène, avec de nombreux chenaux, associant de grandes zones d'eau libre, des zones d'herbiers plus ou moins denses, des zones de roselières et des prairies humides, avec des fonctionnements biogéochimiques distincts. Le lac est ainsi largement colonisé par des nénuphars blancs et jaunes (6.6 km²) et par de la châtaigne d'eau (0.2 km²). La zone centrale d'eau libre représente environ 8 km² et présente des blooms récurrents de cyanobactéries. Nous pouvons considérer que le lac de Grand-Lieu constitue un meta-plan d'eau en été, un ensemble de masses d'eau, plus ou moins connectées par des flux d'énergie, de matières et d'organismes, dont les échanges sont contrôlés par le forçage climatique (vent, radiations solaires, hydrologie) et le forçage biologique (herbiers). La complexité de son bassin hydrographique, avec la présence de douves, chenaux et canaux, rendent la caractérisation des flux d'eau et de nutriments dans le lac de Grand-Lieu très délicate. Or, la bonne compréhension de la circulation des masses d'eau est essentielle pour

caractériser l'état du lac et sa trajectoire à long terme. Le principe de gestion équilibrée et durable de l'Eau, qui vise à concilier usages et préservation des milieux, nécessite une bonne compréhension du fonctionnement du plan d'eau et d'un programme de mesures adapté à son échelle et à sa dynamique saisonnière.

Le fonctionnement du lac a fait l'objet de deux études d'un an financées par l'Agence de l'Eau Loire Bretagne. La première année, cofinancée par l'Agence de l'Eau Loire Bretagne et par le Plan Loire (FEDER), a permis de caractériser la dynamique spatio-temporelle du lac sur une année hydrologique (01/02/2018 jusqu'au 31/03/2019). A partir d'un suivi toutes les 3 semaines à 15 stations dans le lac, le projet a montré une forte hétérogénéité de ses masses d'eau, en termes de concentrations en nutriments, en chlorophylle et en biomasse de zooplancton, avec une variabilité spatiale équivalente à la variabilité saisonnière. Le présent rapport fait la synthèse globale du fonctionnement du lac sur les deux années de projets (résultats obtenus de 2017 à 2020).

Objectifs

L'objectif de ce rapport est de faire le point sur l'état des masses d'eau du lac de Grand-Lieu sur deux années hydrologiques et plus particulièrement :

- De disposer d'éléments de connaissance et de mesures précises, pour mieux comprendre l'état actuel des masses d'eau du lac de Grand-Lieu (paramètres physico-chimiques, nutriments, biomasse et diversité du phytoplancton et du zooplancton, localisation des blooms) en fonction des habitats.
- De mettre en évidence la zonation du plan d'eau et les mettre en lien avec le forçage climatique et biologique. L'objectif à terme sera d'aboutir à une cartographie des 'zones de fonctionnement physique et chimique homogène', véritable outil de gestion, il permettra de définir spatialement les masses d'eau réactives à suivre, mais nécessite une étape préalable de modélisation.
- De caractériser sa succession saisonnière du phyto et du zooplancton sur deux années hydrologiques et d'identifier les facteurs de contrôle et de la positionner par rapport aux autres plans d'eau.
- La représentativité du lac de Grand-Lieu par rapport aux autres petits plans d'eau est analysée, en lien avec la morphométrie des plans d'eau et la dynamique du plancton. Le Lac de Grand-Lieu pourrait constituer à terme un site modèle d'étude pour le fonctionnement des plans d'eau peu profonds en général, avec les différents états écologiques réunis au sein d'un même contexte hydrologique et géo-climatique. Son statut de réserve fait qu'il n'a subi aucune action curative contre les blooms de cyanobactéries et en fait un site de référence.

Déroulé des opérations

Tableau I. Dates des prélèvements et liste des échantillons collectés en fonction de la date et de la station. Les X bleus en gras indiquent les échantillons avec une analyse complète de la structure des communautés de phytoplancton et de macrozooplancton. Les listings faunistiques complètes sont donnés en annexe.

	date	stations															canal	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15		
suivi année 1	07/04/2017	X			X	X		X	X	X	X			X	X			
	17/05/2017	X			X	X		X	X	X	X			X	X			
	27/07/2017	X			X	X		X	X	X	X			X	X			
	13/09/2017	X			X	X		X	X	X	X			X	X			
	13/02/2018	X			X	X		X	X	X	X			X	X			
	13/03/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	06/04/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	12/04/2018		X	X	IN	X	X	X		X		X	X	X			X	
	23/04/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	14/05/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	12/06/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	04/07/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	18/07/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	22/08/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	20/09/2018	X	X	X	X	X	X	IN	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	09/10/2018	X	X	X	X	IN	X	IN	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	05/11/2018	X	X	X	X	IN	X	IN	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	27/11/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	17/12/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	08/01/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
06/02/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
07/03/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
28/03/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
suivi année 2	23/04/2019		X	X		X		X	X		X	X	X			X	X	
	13/05/2019		X	X		X		X	X		X	X	X			X	X	
	11/06/2019		X	X		X		IN	X		X	X	X			X	X	
	04/07/2019		X	X		X		IN	X		X	X	X			X	X	
	23/07/2019		X	X		IN		IN	X		X	X	X			X	X	
	20/08/2019		X	X		IN		IN	X		X	X	X			X	X	
	03/09/2021		X	X		IN		IN	X		X	X	X			X	X	
	25/09/2021		X	X		IN		IN	X		X	X	X			X	X	
	16/10/2019		X	X		IN		IN	X		X	X	X			X	X	
	05/11/2019		X	X		X		IN	X		X	X	X			X	X	
suivi SNPN/DREAL	2020-02-03		X	X					X			X						
	2020-03-20		X	X					X			X						
	2020-05-18		X	X					X			X						
	2020-06-10		X	X					X			X						
	03/07/2020		X	X					X			X						
	31/07/2020		X	X					X			X						
	16/09/2020		X	X					X			X						
	09/10/2020		X	X					X			X						
12/11/2020		X	X					X			X							
		IN = Inaccessible à cause des niveaux d'eau trop bas																
		X comptages du phytoplancton par Bi-Eau																

1. Matériel et Méthodes

Localisation et caractérisation des stations :

L'échantillonnage du lac de Grand-Lieu a été réalisé en moyenne toutes les 3 semaines en 2018 et 2019 avec 10-15 stations de suivi réparties sur l'ensemble du lac incluant l'embouchure des deux affluents du lac, c'est-à-dire L'Ognon et La Boulogne (Tableau I ; Fig. 1). La Table II décrit les caractéristiques de chaque station ainsi que leur géo-référencement. Les stations ont été sélectionnées afin de couvrir la forte hétérogénéité spatiale du point de vue de la végétation et de la profondeur du lac, ainsi que l'exposition au vent. En effet, les stations sont réparties dans la zone d'eau libre ainsi que dans différentes régions de l'herbier flottant (Fig. 1). Les stations ouest, qui correspondent également aux stations 'macrophytes', sont protégées de l'action du vent, par rapport au secteur Est et Nord-Est. Le niveau d'eau varie saisonnièrement avec des profondeurs inférieures à 3 m en hiver et inférieures à 1.2 m en été. Pour cette raison, certaines stations peuvent être difficiles d'accès à la fin de l'été. C'est le cas de la station 7 et parfois des stations 5 et 9.

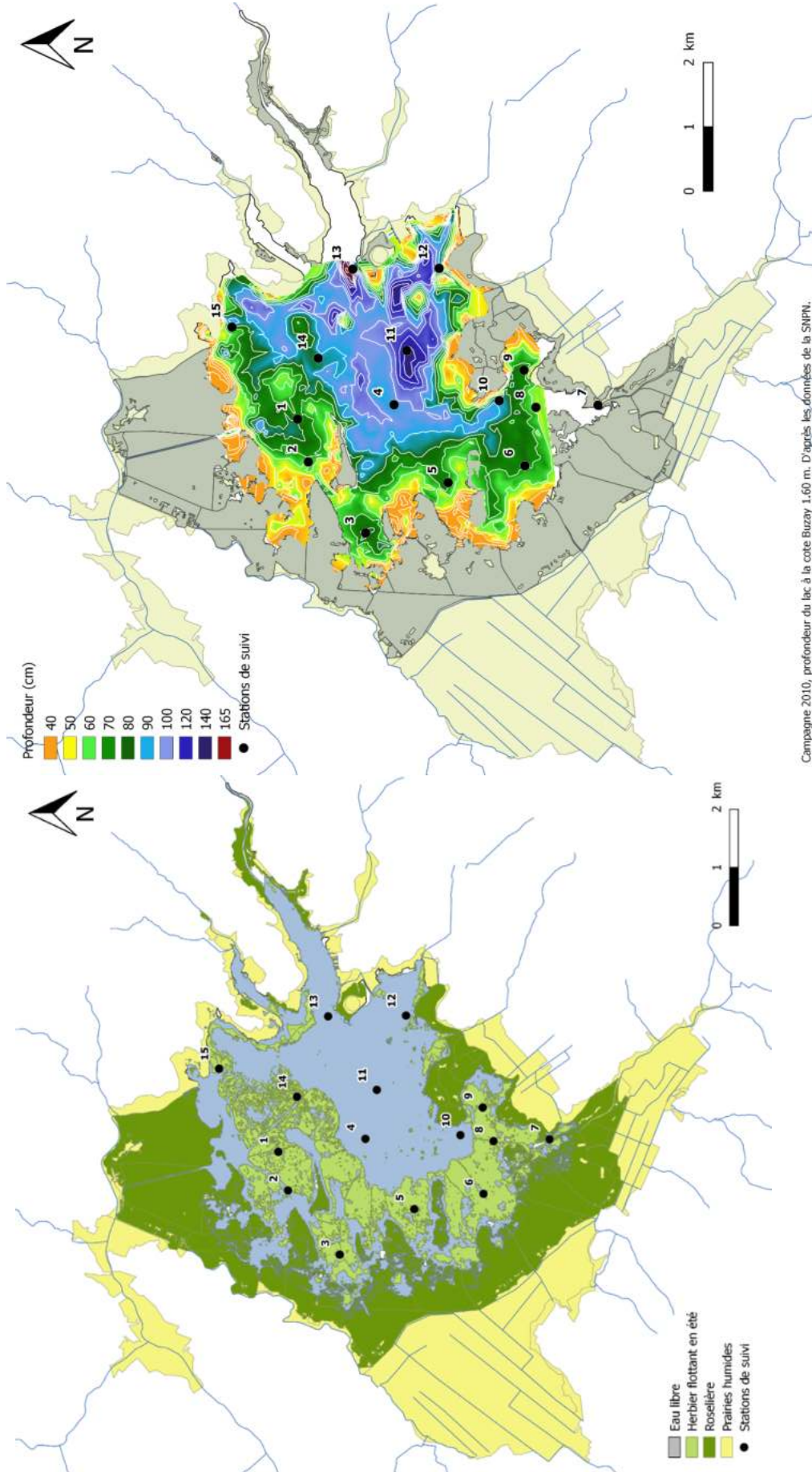


Fig. 1 : (a) Localisation des stations suivies sur le lac de Grand-Lieu depuis mars 2018, en fonction de la végétation (crédits : SNPN) ; (b) Carte bathymétrique montrant les stations de suivi de 2018. Les données bathymétriques ont été fournies par la Société nationale de protection de la nature (SNPN).

Tableau II : Caractéristiques des 15 stations de suivi. Les stations indiquées par une astérisque ne sont pas toujours accessibles en raison du niveau d'eau. Le pourcentage de recouvrement par les macrophytes est indiqué pour l'été 2018. Le nom de la rivière est écrit pour les stations situées à l'embouchure d'un affluent. Le code de couleur permet de rassembler les stations aux caractéristiques communes. Instrumentation : sonde multiparamètre appartenant à la SNPN (YSI), capteurs de température (HOBO) et capteurs de niveau d'eau, conductivité et température (CTD). Les valeurs moyennes observées dans cette étude des paramètres clés sont données, ainsi que les minimums et maximums entre parenthèses.

Station 2018	Longitude / Latitude	Zone	Recouvrement macrophytes (%) sur rayon de 20 m	Fetch (m)	mélange par le vent	Distance berge (m)	Substrat	Photo (cercle de 20 m de rayon)	prof. max. (m) moy. (min - max)	secchi (cm) moy. (min - max)	biom. cyanob. moy. (min - max)	biom. totale moy. (min - max)	DO (%) moy. (min - max)
Station 1 (YSI fixe + HOBO)	-1.680573 / 47.107351	Nénuphars	94.35	3000	Faible	700	Vase		1.1 (0.52-1.84)	38 (14-73)	23 (4-57)	137 (24-208)	78 (27-113)
Station 2	-1.689823 / 47.105775	Nénuphars	57.74	1700	Faible	300	Vase		0.9 (0.37-2)	34 (15.5-74.5)	28 (1-147)	142 (26-260)	72 (16-127)
Station 3 (HOBO)	-1.70363 / 47.097528	Nénuphars	62.66	400	Faible	330	Vase		1.1 (0.3-2)	35 (17.5-88)	36 (1-171)	153 (16-278)	86 (41-141)
Station 4 (CTD + HOBO)	-1.67668 / 47.09465	Eau libre	0	2000	+	1000	Vase		1.3 (0.65-2)	34 (9-81.5)	64 (7-282)	174 (42-416)	100 (66-159)
Station 5* (HOBO)	-1.692286 / 47.085718	Nénuphars	72.30	2000	Faible	320	Vase		1.1 (0.39-1.76)	37 (15-73)	36 (4-162)	137 (48-311)	87 (40-126)
Station 6	-1.687653 / 47.075131	Nénuphars	83.63	850	Faible	500	Vase		1.1 (0.43-1.75)	46 (19.5-138)	22 (1-129)	110 (14-235)	88 (40-125)
Station 7* Boulogne (CTD + HOBO)	-1.674468 / 47.065835	Eau libre	0	500	Faible	15	Vase		1.1 (0.45-1.69)	41 (0-136.5)	8 (0-62)	60 (6-193)	96 (55-139)
Station 8 (HOBO)	-1.675685 / 47.074355	Nénuphars	90.33	1300	Faible	230	Vase		0.9 (0.21-2)	45 (12-97)	23 (0-163)	85 (6-224)	83 (35-125)
Station 9*	-1.667266 / 47.076626	Nénuphars	100.00	2000	Faible	300	Vase		1.1 (0.47-1.8)	46 (18-92)	14 (0-85)	76 (9-176)	93 (33-152)
Station 10 (HOBO)	-1.675833 / 47.079353	Eau libre	0	1900	+	170	Sable		1.1 (0.56-2.076)	40 (16-85.5)	43 (0-153)	122 (9-338)	105 (70-204)
Station 11 (HOBO)	-1.664338 / 47.092965	Eau libre	0	3500	+++	900	Vase		1.7 (0.75-3)	38 (12.75-192)	69 (0-237)	174 (8-384)	113 (64-212)
Station 12 (HOBO)	-1.646688 / 47.089445	Eau libre	0	1000	++	200	Vase		1.3 (0.72-2.12)	46 (15.25-176)	66 (0-251)	164 (6-401)	115 (52-182)
Station 13 Oanon (CTD + HOBO)	-1.649003 / 47.102511	Eau libre	0	5000	+++	150	Vase		1.7 (0.68-2.74)	42 (12-189)	62 (0-297)	155 (7-369)	111 (52-190)
Station 14	-1.668706 / 47.104743	Nénuphars et Châtaignes d'eau	46.30	4750	+	1000	Vase		1.2 (0.64-1.95)	43 (16-164)	44 (0-154)	148 (9-323)	100 (38-161)
Station 15	-1.662881 / 47.117843	Nénuphars	59.22	2500	++	150	Vase		0.9 (0.21-1.76)	40 (12.5-143)	25 (0-99)	139 (12-264)	107 (52-180)
canal aval		eau libre / exutoire	0	10-15	courant lié à exutoire	10	Vase		1.8 (1.25-3.167)	40 (0-93.5)	43 (5-248)	157 (38-298)	103 (48-242)

Protocole complet de l'étude

Les campagnes d'échantillonnage ont été coordonnées par l'ingénieure d'études financée par le projet. Les échantillonnages se font en étroite collaboration avec le personnel de la Société nationale de protection de la nature (SNPN) en charge de la gestion de la Réserve naturelle nationale du lac de Grand-Lieu. L'équipe d'échantillonnage se compose de quatre personnes : une personne de la SNPN pilote le bateau et participe aux prélèvements et trois autres personnes de l'Université de Rennes 1 participent aux prélèvements. Les stations sont échantillonnées dans l'ordre, soit de la station 1 à la station 15. Des corps-morts permettant de s'amarrer ont été installés, à 10 des 15 stations. Ceci dans le but d'empêcher le bateau de dériver durant la prise des échantillons, de repérer facilement les stations et de limiter la perturbation des sédiments. Ce dernier point est particulièrement important lors d'échantillonnage en lac peu profond. 10-15 min sont nécessaires pour échantillonner à 4 les variables énumérées dans le tableau III. Les échantillons sont fixés de retour le soir même (à l'exception des rotifères) et les filtrations pour la chlorophylle a (Chla) et les toxines sont réalisées le lendemain après un stockage à 4°C et au noir.

Le tableau III résume donc les variables mesurées lors de cette étude. Les méthodes de prélèvement et de conservation pour chaque type de variables seront décrites dans les sections suivantes.

Tableau III : Variables mesurées dans le cadre du suivi du lac de Grand-Lieu.

Type	Variables
Physico-Chimie	Transparence (Disque de Secchi)
	Profondeur (m)
	Température (°C)
	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
	Oxygène dissous (mg/L et % de saturation)
	pH
	Turbidité -Unité néphéométrique (NTU)
	Rayonnement photosynthétiquement actif (PAR)
Chimie/Nutriments	Azote total (TN)
	Phosphore total (TP)
	Nitrate (NO_3^-)
	Orthophosphate (PO_4^{3-})
	Ammonium (NH_4^+)
	Silice
Phytoplancton	Chlorophylle a (Chla) total (dosage et sonde optique)
	Chla des cyanobactéries (sonde optique)
	Toxine cyanobactérienne (Microcystine)
	Diversité
	Abondance
Zooplancton - Rotifères	Abondance
	Diversité
Macrozooplancton	Abondance
	Diversité
Macrophytes	Estimation pourcentage de recouvrement en surface
Sondes in situ	Température
	Niveau d'eau

Paramètres physico-chimiques

Mesure de la profondeur de Secchi

Principe : L'utilisation du disque de Secchi est une façon peu coûteuse et simple d'évaluer la transparence de l'eau. La mesure de la profondeur de Secchi doit être réalisée sans lunettes de soleil ni lunettes polarisées mais avec des lunettes correctrices si besoin. Le disque est descendu du côté ombragé du bateau jusqu'à disparition du disque. Cette première profondeur est notée et le disque est ensuite remonté doucement jusqu'à ce qu'il réapparaisse. Cette nouvelle profondeur est notée également. La profondeur de Secchi s'obtient en faisant la moyenne des deux profondeurs.

Profils verticaux des paramètres physico-chimiques par mesure de sondes WTW et Idronaut

Une sonde multiparamètre (Idronaut, OceanSeven 316Plus ; Fig. 2A) mesure les paramètres suivants : profondeur, température, conductivité, oxygène dissous, pH, Chl_a (unité de fluorescence relative ou RFU), phycocyanine (RFU), turbidité (RFU) et les radiations photosynthétiques actives (PAR). Une mesure de l'oxygène dissous dans l'eau en surface est prise en complément à chaque station à l'aide d'un capteur optique d'oxygène dissous (WTW). Le biais due à l'heure de prélèvements sur la mesure de température a été vérifié (Annexe 1).

Remarque : Des mesures sont d'abord prises dans l'air avec l'Idronaut (données nécessaires aux traitements des données pour corriger à posteriori). Les capteurs de l'Idronaut sont ensuite mis à l'eau pour enregistrer les données en surface et pour que les différents capteurs soient à la bonne température. Finalement, la sonde est descendue à deux reprises jusqu'au fond afin d'obtenir les profils des différents paramètres (exemple de résultats en Fig. 2B).

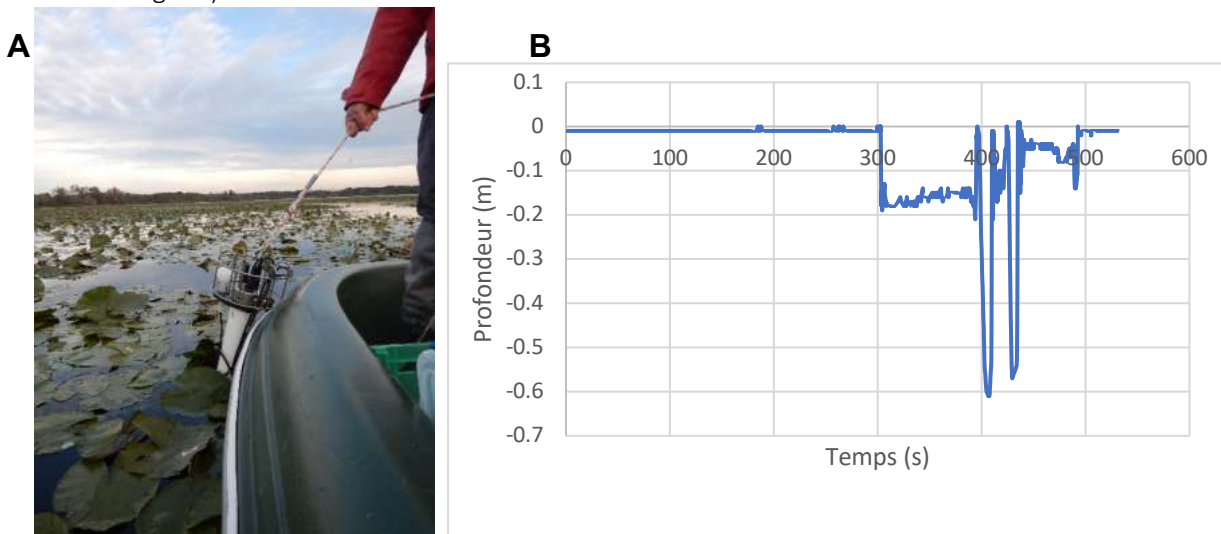


Fig. 2 : En (A), prise de données en surface avec l'Idronaut (OceanSeven 316Plus) et en (B), séquence type des mesures prises avec la sonde.

Le prélèvement d'eau

Plusieurs techniques existent pour prélever l'eau dans un plan d'eau peu profond pour l'échantillonnage de la chimie de l'eau et du plancton. L'eau peut être récoltée à l'aide d'un échantillonneur d'eau intégrateur soit sous forme de tube rigide comme le préleveur d'eau Bailer (Fig. 3 A) ou le tube intégré (Fig. 3 B). Ces techniques sont à adapter en fonction du plan d'eau. Certains vont échantillonner l'épilimnion des lacs stratifiés (ex., Monchamp et al., 2014), d'autres échantillonnent la colonne d'eau entière dans les lacs peu profond (ex., del Giorgio & Peters, 1994). Il est également possible d'échantillonner les premiers mètres formant la zone euphotique (c.-à-d., la couche superficielle de l'eau recevant suffisamment de lumière pour permettre la photosynthèse) (ex., Yan, 1979). Cependant, une attention particulière doit être portée afin de ne pas resuspendre les sédiments,

ce qui pourrait rendre difficile le traitement des échantillons de phytoplancton et de zooplancton ou encore fausser les analyses de nutriments. Il est généralement conseillé de prélever l'eau jusqu'à 1 m du fond dans les lacs profonds pour être sûr de ne pas toucher le sédiment. Dans le cas du lac de Grand-Lieu, on ne peut respecter cette distance de 1 m, puisqu'il y a en général à peine 1 mètre de profondeur (Table II). Il a donc été choisi de prélever l'eau en sub-surface, soit à 10-15 cm sous la surface, et de tester la présence de gradients verticaux par des échantillonnages spécifiques.

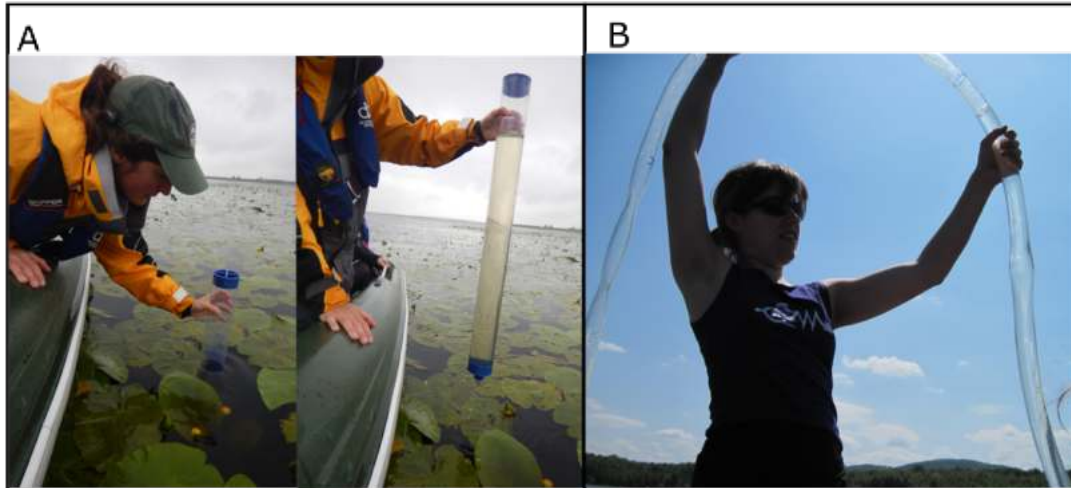


Fig. 3 : Échantillonneurs d'eau intégrateur. En (A), préleveur d'eau Bailer, en (B) tube intégré.

Nous avons donc considéré échantillonner la colonne d'eau entière ou seulement la zone euphotique en respectant toujours une distance minimale du fond de 10 cm. Le préleveur Bailer, avec une longueur maximale de 91 cm, s'est avéré ne pas être approprié pour ces deux types d'échantillonnage sur Grand-Lieu. Dans un premier temps, si l'on choisit d'échantillonner la colonne d'eau entière il s'avère trop court. En effet, lors du suivi saisonnier, la profondeur maximale varie grandement d'une station à l'autre. Par exemple, le 20 septembre 2018, les stations 5, 6 et 8 avaient 0.4 m de profondeur alors que la profondeur maximale des stations 11 et 13 atteignait 1.2 m. D'autre part, si l'on choisit d'échantillonner la zone euphotique seulement, celle-ci varie encore une fois spatialement et temporellement. Par exemple, dans le lac de Grand-Lieu la limite de la zone euphotique peut atteindre 2 m à certaines stations lors de la phase des eaux claires au printemps. C'est pourquoi, nous avons construit un échantillonneur tube intégré permettant l'échantillonnage sur plusieurs mètres. Néanmoins, la récolte d'un échantillon d'eau intégré dans les plans d'eau peu profonds peut représenter un défi, surtout dans le cas du suivi du lac de Grand-Lieu en raison de la répartition des stations sur l'ensemble du lac. Lorsque les niveaux d'eau sont à leur minimum, il est difficile d'éviter la remise en suspension des sédiments lors de l'arrivée du bateau aux stations situées dans les zones peu profondes du lac, sans compter la présence d'une crème de vase. Dans ce cas, il est préférable d'échantillonner le plus loin possible des sédiments en échantillonnant la surface seulement (Fig. 2.17 A). De plus, plusieurs stations sont situées dans des zones du lac densément peuplées par les macrophytes (Fig. 2.1). Dans ce cas, l'utilisation d'un tube intégré est difficile en raison des tiges des nénuphars qui peuvent faire obstacle à l'échantillonneur. Pour ces deux raisons, dans le cadre du suivi du lac de Grand-Lieu, nous avons choisi de ne pas récolter d'échantillon intégré et d'échantillonner l'eau juste sous la surface directement à l'aide d'une bouteille Nalgène de 1 L (Fig. 2.4). Cette technique a également été utilisée pour échantillonner plusieurs stations sur un lac fluviale peu profond similaire au lac de Grand-Lieu avec ses grands herbiers (Cattaneo *et al.*, 2013). Ainsi, nous avons pu suivre un même protocole à toutes les stations et à toutes les dates d'échantillonnage.

Concentrations en nutriments

A chaque station, un échantillon d'eau est récolté en sub-surface directement à l'aide d'une bouteille Nalgène de 1 L (Fig. 4). Plus précisément, la bouteille est rincée trois fois avec l'eau du lac avant la prise de l'échantillon et l'ouverture et la fermeture se fait sous la surface de l'eau afin d'éviter que des feuilles ou branches

contaminent l'échantillon. La bouteille de prélèvement a été sélectionnée afin d'être parfaitement hermétique (sans joint et capsule intermédiaire amovible), dans le but de diminuer le risque de contamination (ex. contact avec les mains). Le préleveur doit porter des gants de protection.

Les filtrations pour les nutriments sont réalisées immédiatement sur le bateau suivant la procédure indiquée en Fig. 4. Un premier échantillon de 10 mL est récolté et transféré dans un tube de 15 mL pour les dosages d'azote (N) et de phosphore (P) total. Ensuite, à l'aide d'un filtropur de 0.45 µm et d'une seringue de 30 mL (préalablement lavée à l'acide HCl à 10% et rincée trois fois à l'échantillon), quatre aliquotes sont réparties dans quatre tubes de 15 mL qui serviront aux analyses de silice (SiO₂), nitrate (NO₃⁻), orthophosphate (PO₄³⁻) et ammonium (NH₄⁺). Tous les échantillons de 15 mL sont conservés dans une glacière et seront conservés à long terme à -20°C, sauf pour la silice qui reste conservée à 4°C. Le reste de l'échantillon d'eau dans la bouteille de 1 L est conservé dans la glacière jusqu'au soir et transféré à 4 °C pour les filtrations de Chl_a en laboratoire le lendemain.

Le phosphore total (TP) et l'azote total (TN) ont été mesurés par colorimétrie après digestion avec du persulfate (Grasshoff, 1983), avec une limite de détection de 6 µg P L⁻¹ et 50 µg N L⁻¹. L'orthophosphate a été analysé par la méthode du molybdate d'ammonium (USEPA, 1993a) avec une limite de détection de 3 µg P L⁻¹. Après réduction du nitrate (NO₃⁻) en nitrite (NO₂⁻) avec du chlorure de vanadium, le NO₂⁻ (initialement présent et les nitrates réduits) ont été mesurés par colorimétrie à l'aide de sulfanilamide et de dichlorhydrate de N-1-naphtyléthylènediamine (USEPA, 1993b), avec une limite de détection de 50 µg N L⁻¹. Les mesures colorimétriques ont été réalisées automatiquement avec un analyseur spectrophotométrique Gallery Plus (Thermo Fisher).

Après des tests sur l'analyseur Gallery, les concentrations d'ammonium (NH₄⁺) au lac de Grand-Lieu sont majoritairement en dessous de la limite de détection de la méthode. Les échantillons ont donc été dosés manuellement avec un spectrophotomètre double faisceaux Uvikon XS.

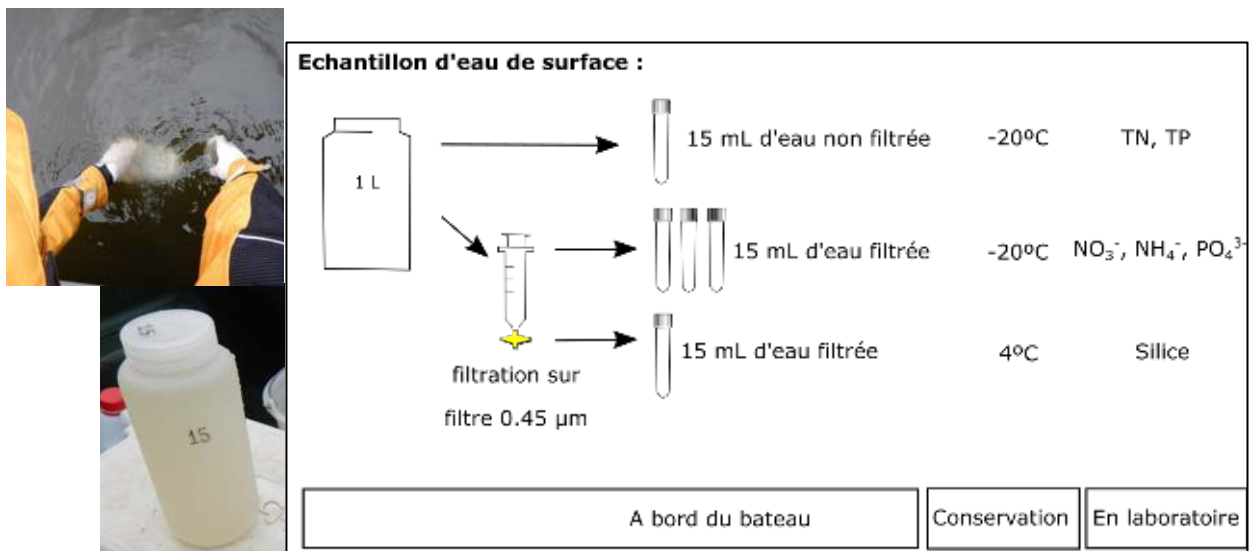


Fig. 4 : (a) Récolte de l'eau de surface ; (b) Procédure d'échantillonnage des échantillons servant aux mesures de chimie de l'eau.

Mesures en continues de la température de l'eau, de la conductivité et du niveau d'eau

Les corps-morts qui ont permis de s'ancrer lors des échantillonnages ont été équipés chacun de trois capteurs de température de type HOBO. 10 stations ont ainsi pu être suivies en termes de température à 3 profondeurs toutes les 10 minutes. Le dispositif est présenté à la Figure 5. Un capteur est positionné sous la bouée (environ 25 cm sous la surface), un deuxième capteur se retrouve à 30 cm sous le premier, soit environ 55 cm de la surface et un dernier capteur est positionné à 10 cm du fond. Sur les stations à l'embouchure des deux affluents, soit les stations 7 et 13, un capteur CTD de marque Solinst a été ajouté à 10 cm du fond. Ce capteur enregistre le niveau de l'eau, la conductivité ainsi que la température. Un Barologger (Solinst) a été installé à terre (proche

des locaux de la SNPN) afin de corriger les valeurs de niveau d'eau des deux capteurs CTD par suivi de la pression atmosphérique.

L'ensemble de ces dispositifs ont été installés le 14 juillet 2018 et ont enregistré des données aux 10 min jusqu'en décembre 2020. Les données ont été relevées tous les trois mois en moyenne.

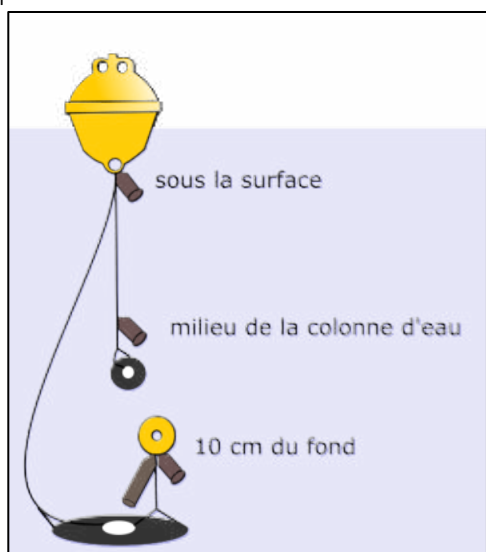


Fig. 5 : Disposition des capteurs de température (HOBO) et des enregistreurs de niveau (Solinst) mesurant également la température et la conductivité.

Mise en place d'une station météorologique sur le lac :

En complément des données météorologiques de la station Météo France Nantes Atlantiques, très proche du plan d'eau, une station météo a été ajoutée sur le lac du 19/06/2019 au 19/12/2019, sur un trépied métallique fourni par la SNPN. La station a suivi la température de l'air, la pluviométrie, le vent (direction et intensité) et le rayonnement solaire.

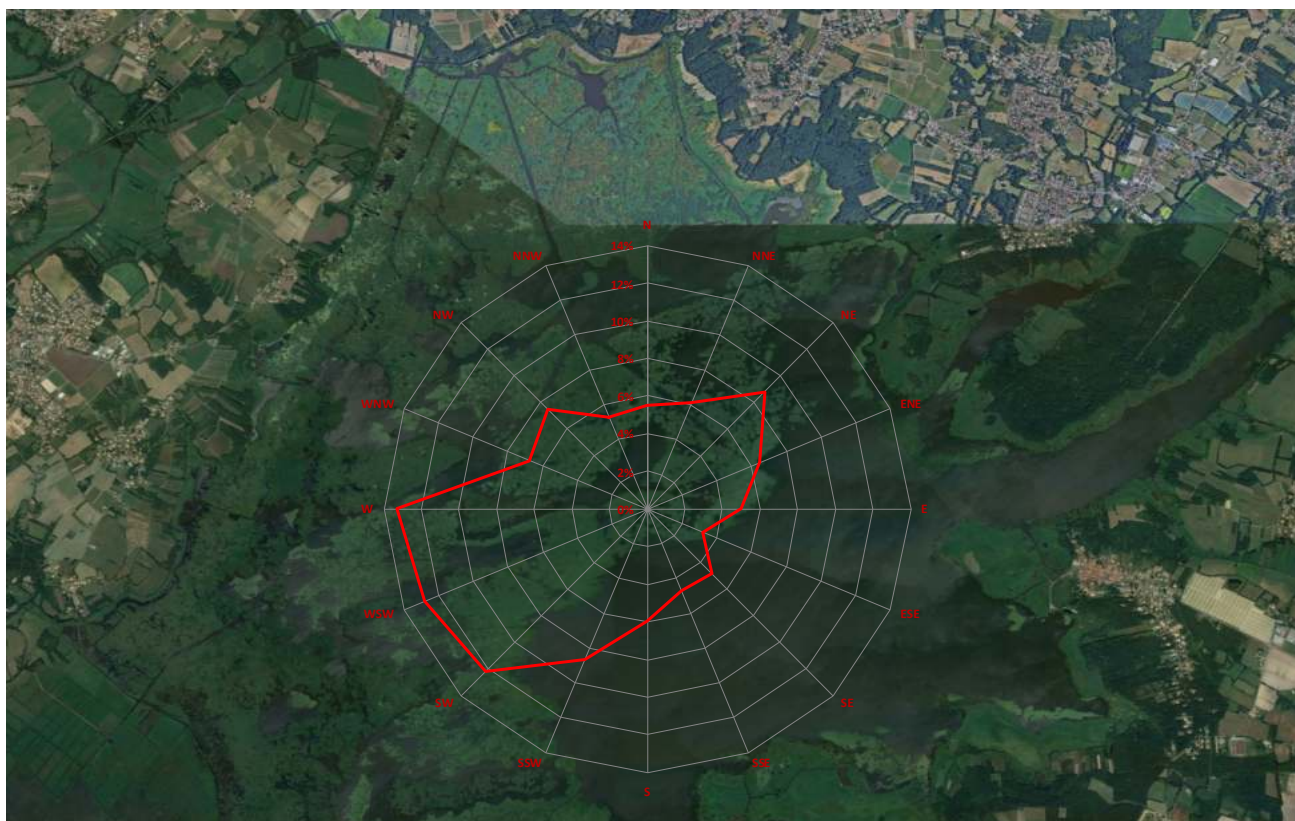


Fig. 6 : Rose des vents obtenue par la station météorologique placée sur le lac.

Paramètres biologiques :

Pourcentage de recouvrement par les macrophytes

A chaque station, la proportion de la surface couverte par la végétation est estimée à l'aide d'un quadrat en bois de 1 m² (Fig. 7). Le quadrat est lancé à cinq reprises aléatoirement autour du bateau. Les estimations sont idéalement réalisées d'un échantillonnage à l'autre par la même personne. Les pourcentages sont ensuite moyennés et classés selon l'échelle de Braun-Blanquet (0%, <5%, 5-25%, 25-50%, 50-75%, >75%). Cette méthode est rapide et ne nécessite pas de traitement des données. Elle permet, simplement, de tenir compte de la présence plus ou moins importante des macrophytes aux stations tout au long de l'année. Ces données permettront de tenir compte de l'impact potentiel des macrophytes sur la physico-chimie de l'eau et les communautés planctoniques.



Fig. 7 : Quadrat de 1 m² servant aux estimations de recouvrement par les feuilles en surface (SNPN).

Suivi des biomasses de phytoplancton et de cyanobactéries :

La biomasse totale du phytoplancton et celle des cyanobactéries ont été mesurées à l'aide d'une sonde de fluorescence de type BBE AlgaeTorch (bbe moldaenke). Trois mesures sont prises en sub-surface à chaque station. La sonde permet également d'obtenir des valeurs de turbidité ainsi que la position GPS des mesures.

L'eau de surface prélevée dans les bouteilles Nalgene de 1 L est filtrée à travers un filtre GF/F (0.7 µm) afin de récolter les cellules phytoplanctoniques et doser la Chl_a. Les filtres sont conservés à -20°C jusqu'à analyse. La Chl_a du phytoplancton est déterminée par la méthode et l'équation de Lorenzen (Lorenzen 1967). Brièvement, la Chl_a est extraite en utilisant de l'acétone 90% et en mesurant à l'aide d'un spectrophotomètre double faisceaux Uvikon XS l'absorbance, avant et après acidification avec une solution d'acide chlorhydrique (HCl) 1N.

Le dosage chimique de la Chlorophylle *a* a permis de valider les valeurs obtenues par la sonde bbe AlgaeTorch. Les valeurs de Chl_a obtenues grâce aux dosages chimiques sont bien corrélées à celles obtenues à l'aide de la sonde bbe AlgaeTorch (R²=0.6821). Cette relation comprend les valeurs aux stations 1 à 15 récoltées lors des 17 échantillonnages s'étalant du 6 avril 2018 au 28 mars 2019 (Fig. 8).

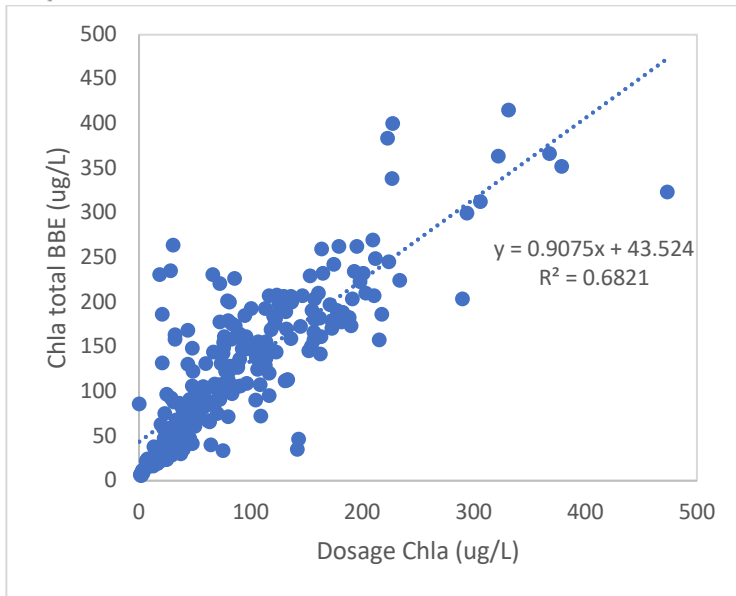


Fig. 8 : Relation entre les valeurs de chlorophylle *a* obtenues par les analyses chimiques et celles obtenues par la sonde *bbe AlgaeTorch (bbe moldaenke)* pour les stations 1 à 15 du 6 avril 2018 au 28 mars 2019.

Caractérisation des communautés de phytoplancton et de cyanobactéries

Afin de suivre la succession saisonnière du phytoplancton dans le lac, un échantillon d'eau de surface de 100 mL est collecté à chaque station et conservé au frais jusqu'au laboratoire. Le soir même, ces échantillons sont fixés avec une solution de Lugol et conservé à 4°C au noir. Pour le stockage de ces échantillons, nous avons choisi des flacons de verre et de chlorure de polyvinyle afin d'éviter l'absorption de l'iode du Lugol dans les parois. Afin de s'assurer d'avoir couvert l'ensemble de la communauté de phytoplancton, un concentré d'eau est obtenu à l'aide d'un filet à plancton (20 µm). Un aliquot de 10 mL est fixé au lugol et conservé à 4°C pour observation au microscope.

Les espèces phytoplanctoniques présentes dans les stations 2 et 11 ont été identifiées et comptées au microscope inversé par le bureau d'étude Bi-Eau, de même que les 15 stations à 2 dates (04/07/2018 et 22/08/2018).

Dosage des toxines microcystine (MC) :

Les concentrations en toxine Microcystine (MC) ont été mesurées sur quelques échantillons. Les échantillons sont récoltés et conservés de la même manière que pour la Chla. Les filtres GF/F (contenant les cellules phytoplanctonique) sont placés dans des tubes de centrifugation de 50 mL dans lesquelles a été ajouté 10 mL de méthanol (MeOH) 75%. Afin de lyser les cellules, la solution est soumise aux ultrasons pendant trois minutes à l'aide d'une sonde à ultrasons Sonics Vibra-Cell. Les échantillons sont ensuite resoumis aux ultrasons pendant 30 min dans un bain à ultrasons 8510 (Branson). Les tubes sont ensuite centrifugés dans un premier temps à 4000 rpm pendant 20 min à 4°C puis à 9500 rpm pour 5 min avec une centrifugeuse Sigma 3-16 KL (Grosseron). Le surnageant est transféré dans des tubes de 15 mL. Un aliquot de 1 mL est ensuite transféré dans un tube Eppendorf de 2 mL. Les tubes de 15 mL peuvent être conservés à long terme à -20°C. Les aliquotes de 1 mL sont centrifugés à 9500 rpm pour 20 min à 4°C. Le surnageant (600 µL) est transféré dans un nouveau tube Eppendorf et est évaporé à l'aide d'un SpeedVac MiVac-Duo (Genevac). L'échantillon de MC est ensuite resuspendu avec 600 µL d'eau ultrapure. Les concentrations totales de MC sont mesurées en utilisant un kit ELISA pour Microcystine (Microcystins-ADDA ELISA (Microtiter Plate) (Abraxis)). Les plaques sont ensuite lues dans un lecteur de microplaque Xenius (Safas monaco). Cette étude n'étant pas centrée sur la toxicité des blooms de cyanobactéries, seuls quelques dosages ont été réalisés pour voir si les niveaux de MC étaient élevés ou non (Tableau IV). Les valeurs sont restées faibles comparativement aux biomasses observées, même si certaines valeurs dépassent le seuil de toxicité.

Tableau IV : les concentrations en Microcystine mesurées à différentes dates et stations par test Elisa.

Station	Date	Concentration MC (ppb=ug/L)	Biomasse de cyanobactéries ($\mu\text{g chl}a/\text{L}$)
ST11	2018-07-18	0.95	59.57
ST11	2018-08-22	1.06	110.85
ST11	2018-09-20	1.72	206.35
ST11	2018-10-09	1.18	72.43
ST11	2018-11-05	0.31	38.07
ST11	2018-11-27	0.29	25.67
ST12	2018-11-27	0.32	28.40
ST14	2018-07-18	4.17	153.83
ST14	2018-11-05	0.50	31.58
ST2	2018-07-18	1.68	77.00
ST2	2018-08-22	0.46	17.20
ST2	2018-09-20	0.31	7.53
ST2	2018-10-09	0.35	8.70
ST2	2018-11-05	0.16	11.30
ST2	2018-11-27	0.16	14.67
ST3	2018-07-18	4.98	102.93
ST4	2018-07-18	0.70	69.83
ST4	2018-08-22	0.86	151.40
ST4	2018-09-20	1.08	231.75
ST4	2018-10-09	0.96	47.53
ST4	2018-11-27	0.46	26.50

Résumé des 3 parties pour le suivi du phytoplancton :

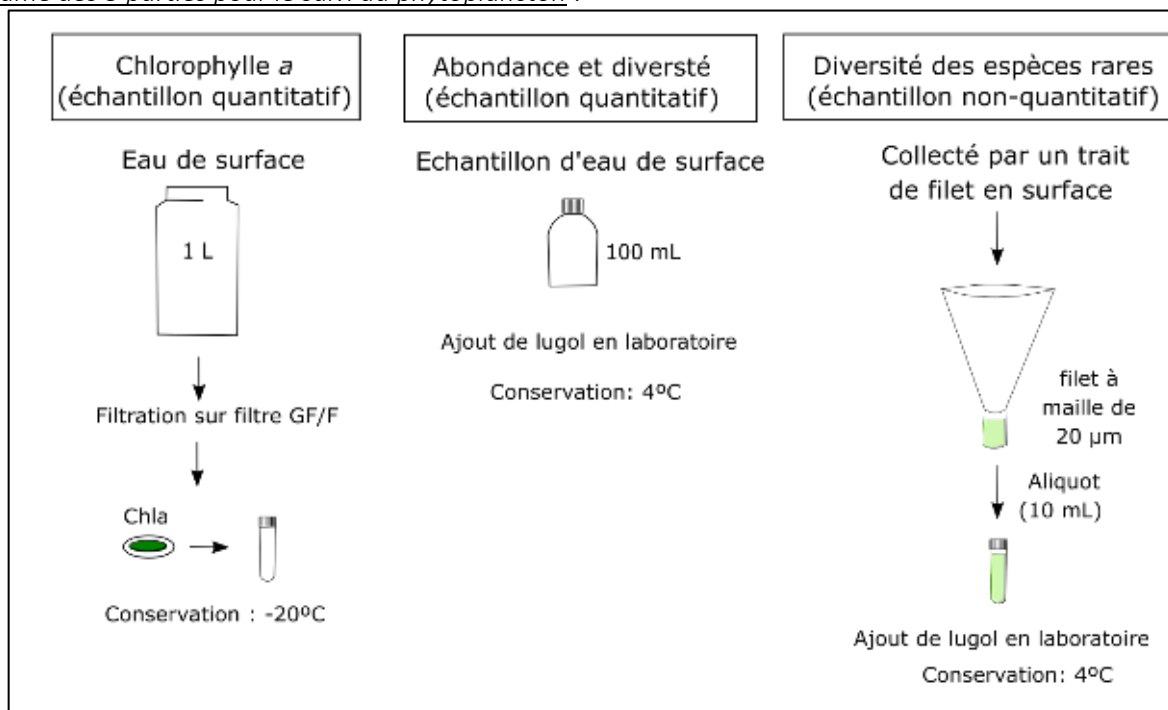


Fig. 9 : Procédure de récolte de phytoplancton

Suivi des biomasses et de la composition du zooplancton

Le zooplancton a été échantillonné à chaque station de manière à pouvoir obtenir des valeurs d'abondance et de diversité pour les deux composantes principales du zooplancton d'eau douce : le micro-zooplancton avec les rotifères (en 2018) et le macro-zooplancton crustacé, avec les copépodes et les cladocères (toutes les dates). Les différentes étapes sont résumées sur la Figure 10.

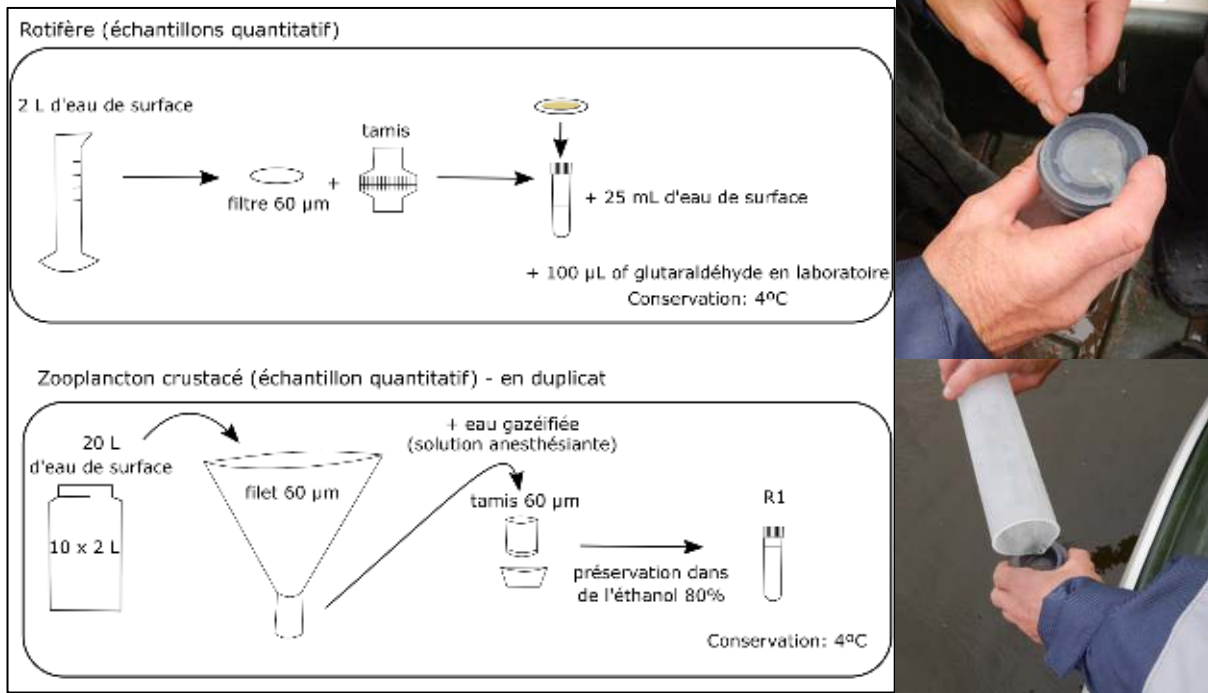


Fig. 10 : (A) Procédure d'échantillonnage du zooplancton ; (B) Filtration et récolte du filtre pour transfert dans un flacon.

Pour le **micro-zooplancton (rotifères)**, l'eau de surface est prélevée en sub-surface avec une éprouvette de 2 L, puis l'eau est passée sur un tamis avec un filtre de 60 µm (Fig. 10). Au minimum 2 L d'eau sont filtrés avant que le filtre soit récupéré et transféré dans un tube de 50 mL avec 25 mL d'eau de surface permettant aux rotifères de survivre jusqu'à la fixation de l'échantillon au laboratoire (Fig. 10). Le volume filtré est noté. Les tubes sont conservés une nuit à 4°C. Ces échantillons ont été fixés le lendemain avec 100 µL de glutaraldéhyde et conservés au noir à 4°C jusqu'à identification et comptage au microscope.

Pour le **macrozooplancton**, l'eau de surface est échantillonnée avec un flacon de 2L et filtrée sur un filtre à zooplancton de 60 µm. 20 à 30 L sont ainsi passés à travers le filet dépendamment de l'abondance du zooplancton, visible à l'œil nu (Fig. 11). L'utilisation d'une bouteille de 2 L présente l'avantage par rapport à un seau de 10 L de moins perturber les sédiments formés de vase fluide. Ainsi, on évite que les échantillons soient chargés de sédiment, ce qui compliquerait le traitement des échantillons au microscope. L'échantillon est ensuite tamisé toujours sur du 60 µm et le zooplancton est anesthésié en versant de l'eau gazéifiée (perrier par exemple). Le zooplancton est ensuite transféré dans un flacon de 50 mL à l'aide d'une pissette d'éthanol à 80%. L'éthanol est ajouté jusqu'à ce que l'échantillon baigne dans 40 mL. L'étape d'anesthésie est importante afin d'éviter que le zooplancton se contracte à l'ajout de l'éthanol, ce qui pourrait rendre difficile l'identification à l'espèce. Les échantillons sont conservés au frais dans une glacière et en labo à 4°C jusqu'à identification et comptage au microscope et à la loupe binoculaire.



Fig. 2.12 : Eau de surface tamisée à l'aide d'un filet à plancton pour récolter le macro-zooplankton.

Pour l'identification du macro-zooplankton (crustacé), nous avons utilisé deux protocoles différents afin d'avoir deux niveaux de résolution :

- Dans la première méthode, que nous appellerons « 200/Sample », les échantillons sont dilués dans un volume connu d'eau et de ce volume est prélevé aléatoirement un sous-échantillon de 1 mL à l'aide d'une pipette Hensen-Stempel et placé dans une chambre de comptage Bogorov. Le millilitre est compté entièrement jusqu'à ce qu'un minimum de 200 individus soit compté, tout taxon confondu (excluant les nauplies et rotifères). Plusieurs sous-échantillons sont souvent nécessaires afin d'atteindre les 200 individus. Pour cette méthode, les cladocères sont identifiés au genre et les copépodes sont identifiés comme cyclopoïde, calanoïde ou nauplie.
- La deuxième méthode nommée « 200/Species » est beaucoup plus précise mais plus longue (plusieurs jours nécessaires par échantillon), car nécessitant la dissection au microscope des individus pour leur identification. Le sous-échantillon de 1 mL est préparé comme précédemment, mais le comptage se termine seulement lorsque 200 individus de l'espèce la plus abondante sont comptés ou lorsqu'un total de 1000 individus tout taxon confondu sont comptés (sans compter les nauplies, cyclopoïdes et calanoïdes juvéniles et rotifères). Les cladocères et copépodes sont alors identifiés à l'espèce.

Les clés d'identification utilisées sont les suivantes :

- I. Bledzki, L. A., & Rybak, J. I. (2016). *Freshwater Crustacean Zooplankton of Europe: Cladocera & Copepoda (Calanoida, Cyclopoida) Key to species identification, with notes on ecology, distribution, methods and introduction to data analysis*. Springer.
- II. Alonso, M. (1996). *Fauna Iberica. Vol. 7, Crustacea, Branchiopoda*. Museo Nacional de Ciencias Naturales 486 p.
- III. Smirnov, N. N. (1996). *Cladocera: the Chydorinae and Sayciinae (Chydoridae) of the world. Guides to the identification of the microvertebrates of the Continental Waters of the world. Vol. 11*.
- IV. Amoros, C. (1984). *Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises-5. Crustacés Cladocères*. Publications de la Société Linnéenne de Lyon, 53(3), 72-107.
- V. Dussart, B. (1967). *Les Copépodes des eaux continentales (2 tomes)*. Editions N. Boubée & Cie.

Tests surface fond pour nutriments

Afin de vérifier si l'échantillonnage de l'eau juste sous la surface peut représenter un biais par rapport à l'échantillonnage intégrant une plus grande profondeur, nous avons réalisé un test le 22 août 2018 afin de comparer la concentration de certains nutriments en surface et au fond aux 15 stations de suivi. Pour ce faire, l'échantillonnage a été réalisé par temps calme (pas de vent) en été. Nous avons comme hypothèse, que lorsqu'il existe une stratification thermique de la colonne d'eau, comme lors de l'échantillonnage du 22 août (Fig. 12), il est plus probable d'observer une différence dans les concentrations de nutriments entre le fond et la surface.

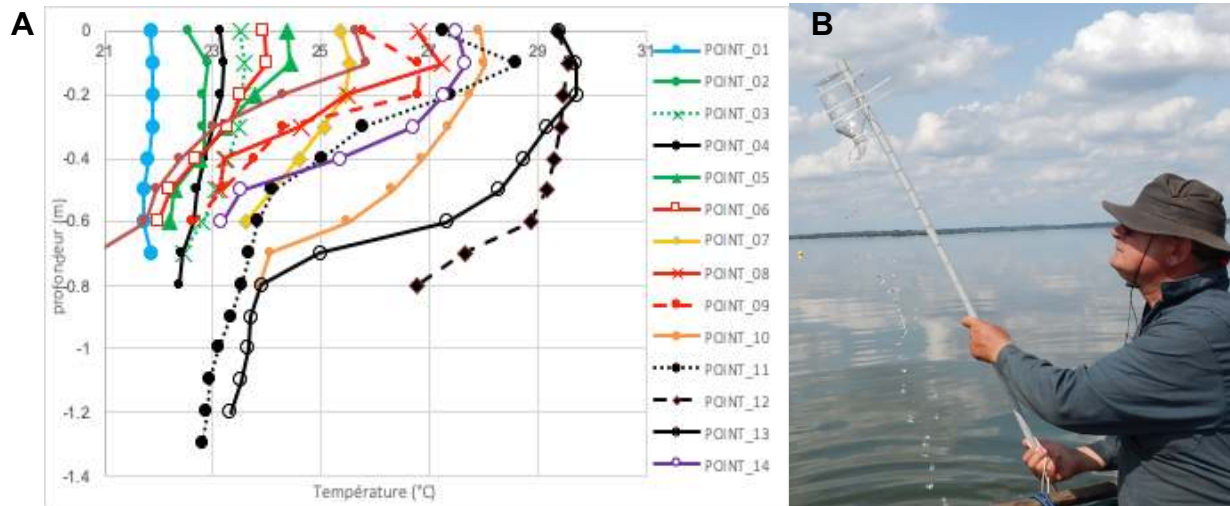


Fig. 12 : (A) Profils de température le 22 août 2018 aux 15 stations de suivi. (B) prélèvement de l'eau à 10 cm du fond à l'aide d'une bouteille fixé à une tige graduée. La bouteille (fermée) est abaissée à la profondeur voulue et le bouchon, reliée à une corde, est retiré, une fois qu'on n'aperçoit plus de bulle en surface, la bouteille est remontée doucement.

A chacune des 15 stations, un échantillon d'eau a été récolté juste sous la surface et un deuxième a été récolté à 10 cm du fond de la manière décrite à la Figure 12B. Les dosages de PO_4^{3-} révèlent qu'il n'y a pas de différence significative entre les concentrations de PO_4^{3-} au fond et en surface pour les 15 stations en utilisant un test-t pour données appariées (Fig. 13A ; $p=0.8306$). Il en est de même pour les dosages de SiO_2 , où la différence entre les concentrations du fond et de surface n'est pas significative (Fig. 12B ; $p=0.07396$). Cependant, nous avons observé une différence significative entre les concentrations de NH_4^+ du fond et de la surface à l'une des 15 stations. Globalement, ces résultats soutiennent le choix de la méthode d'échantillonnage de l'eau au lac de Grand-Lieu. La récolte de l'eau de surface à l'avantage d'être rapide et de diminuer le risque de contamination de l'eau grâce à une manipulation réduite de l'échantillon. Il faut néanmoins noter que pour la station 13, station dans la zone d'influence de l'Ognon et située dans la zone la plus profonde du lac, la concentration de NH_4^+ est plus élevée au fond lors de stratification thermique de la colonne d'eau.

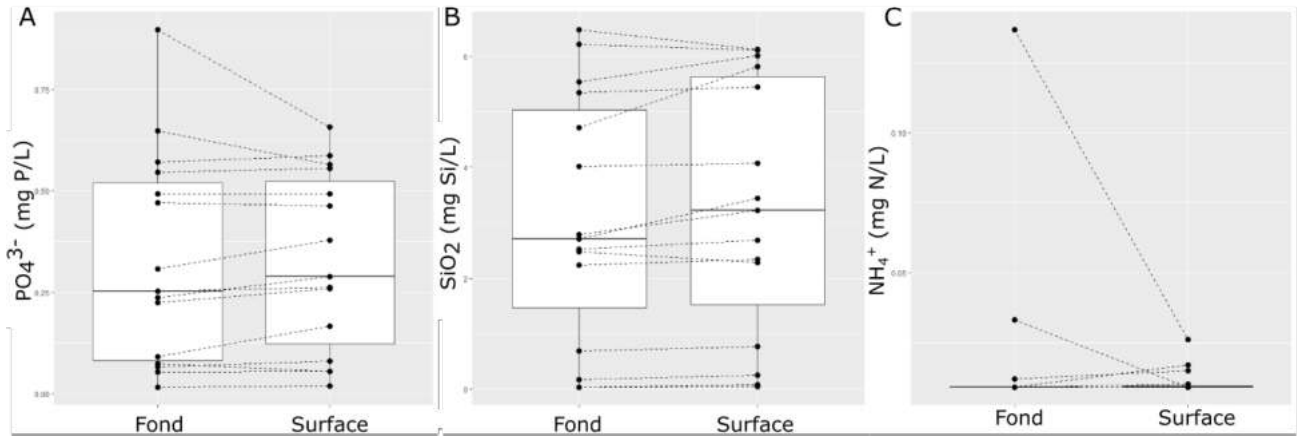


Fig. 13 : Diagrammes en boîte à moustaches des concentrations en orthophosphates (PO_4^{3-}) (A), en silice (SiO_2) (B), et en ammonium (NH_4^+) en fonction de la profondeur échantillonnée le 22 août 2018. Les rectangles vont du 25^e au 75^e percentile et sont coupés par la médiane. La moustache supérieure montre les valeurs inférieures ou égales au 75^e percentile + 1.5*l'intervalle interquartile (IQR). La moustache inférieure montre les valeurs inférieures ou égales au 25^e percentile + 1.5*IQR.

Protocole de suivi simplifié

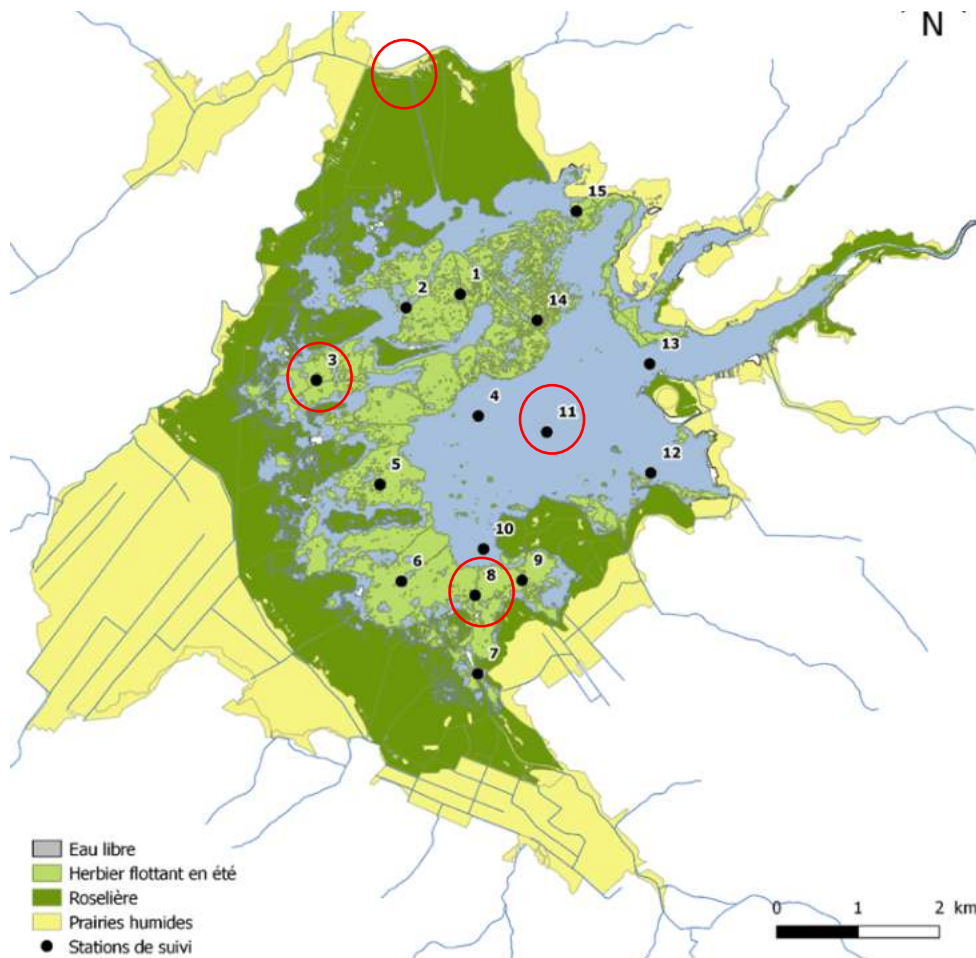


Fig. 14 : Localisation des stations pour un suivi minimal (crédits : SNPN).

Le plan d'eau présente de grandes concentrations en phytoplancton toute l'année, en accord avec son niveau d'eutrophisation et sa faible profondeur. Les cyanobactéries sont très présentes en zone d'eau libre et très peu dans les macrophytes. La station 3 semble être la station où se développent les cyanobactéries au printemps, avant la migration du bloom en zone d'eau libre, et est donc intéressante à suivre. La station 11 est représentative de cette zone d'eau libre, sans être influencée par les affluents. La station 8 est particulière et montre une dynamique différente sans qu'on n'ait encore compris les drivers environnementaux. L'eau du canal proche de l'exutoire est représentative de l'eau sortant du plan d'eau, des flocons de cyanobactéries se retrouvent accumulés régulièrement. Cette station peut être intéressante pour caractériser l'effet du plan d'eau sur l'aval. La station 7 est représentative de l'influence de la Boulogne, mais elle devient très vite inaccessible quand les niveaux d'eau baissent. La station 13 est influencée par l'Ognon, mais étant dans l'axe des vents, elle est très similaire à la masse d'eau libre (donc la station 11). Ainsi, pour un suivi minimal, nous proposons de suivre les stations 3 (représentative de l'habitat macrophytes), la station 11 (représentative de l'eau libre), la station 8 (zone en transition) et une station dans le canal (accumulation de cyanobactéries qui peuvent être exportées à l'aval).

Tableau V : Variables à suivre dans le cadre d'un suivi du lac de Grand-Lieu.

Type	Variables
Physico-Chimie	Transparence (Disque de Secchi)
	Température (sonde mutiparamétrique)
	Conductivité (sonde mutiparamétrique)
	Oxygène dissous (sonde mutiparamétrique)
	Turbidité (sonde optique Algaetorch)
	pH (sonde mutiparamétrique)
Chimie/Nutriments	Azote total (TN)
	Phosphore total (TP)
	Nitrate (NO ₃ ⁻)
	Orthophosphate (PO ₄ ³⁻)
Phytoplancton	Chlorophylle a (Chl _a) total (sonde optique Algaetorch)
	Chl _a des cyanobactéries (sonde optique Algaetorch)
	Comptages des espèces par un bureau d'étude (prestations)
Macrophytes	Estimation pourcentage de recouvrement en surface

1. L'utilisation de sondes mobiles est à privilégier, comme la sonde BBE AlgaeTorch (bbe moldaenke) qui permet de mesurer les biomasses de phytoplancton, de cyanobactéries, ainsi que la turbidité, ainsi qu'une sonde multiparamétrique type YSI, qui permet de coupler la température, l'oxygène, le pH, la conductivité (voir les nitrates et l'ammonium). Le disque de Secchi reste quant à lui très efficace pour mesurer la turbidité du lac en complément de la turbidité mesurée par la BBE.

2. Le suivi des nutriments nécessite des prélèvements en sub-surface puis une filtration avec des filtres seringues selon un protocole détaillé. Les échantillons peuvent alors être congelés jusqu'à l'analyse soit par un prestataire, soit localement. L'usage de spectrophotomètres de terrain (2.5 k€ HT) type Hach et de pochettes de réactifs permettent de devenir autonome sur les dosages de nutriments notamment, avec un coût analytique réduit (0.3 euros/ analyse).

3. Le suivi des communautés de phytoplancton à deux stations, la 3 et la 11, va fournir des informations sur la trajectoire du plan d'eau, ces espèces étant le premier maillon de réponse aux changements climatiques et anthropiques. En cas d'augmentation des apports en azote par exemple, il est très probable que la communauté estivale bascule vers *Microcystis*, déjà présente dans le lac, et non plus les fixatrices d'azote.

Instrumentation du plan d'eau et des affluents :

Le suivi continu grâce à une sonde *in situ* (couplant température, pH, concentrations en oxygène et fluorescence) qui pourrait être déplacée d'habitat en habitat et à différentes profondeurs permettraient d'obtenir des chroniques jour-nuit qui manquent à cette étude. La SNPN a réussi à avoir des chroniques sur quelques mois en station 1 grâce à une sonde, qui malheureusement n'est plus fonctionnelle. Ces données permettraient d'incrémenter à terme un modèle hydrodynamique et écologique 3D.

Le suivi continu grâce à des sondes de niveau d'eau couplées à un conductimètre va être indispensable à terme pour estimer les flux d'eau entrant et sortant dans le lac. La mesure hebdomadaire des concentrations en nutriments réalisée grâce à des prélèvements manuels par la SNPN et le syndicat de bassin versant a été une précieuse aide pour caractériser la dynamique saisonnière des concentrations en nutriments entrant dans le plan d'eau. Il est désormais nécessaire d'instrumenter les entrées et sorties pour pouvoir faire des bilans d'eau et de nutriments.

2. Le fonctionnement biogéochimique du lac de Grand-Lieu

Un plan d'eau peu profond eutrophe

Comme montré par différents auteurs dans la littérature (Downing et al. 2006), la plupart des plans d'eau sont de petite surface (<1 km²). Le lac de Grand-Lieu de par sa surface constitue donc un cas particulier. Cependant en termes de profondeur, le lac est au contraire représentatif des plans d'eau qui sont pour la grande majorité peu profonds (Fig. 15), d'autant plus que la plupart ne sont pas référencés dans les bases de données. Ils sont privés et à usage esthétique seulement, mais potentiellement problématique pour les écosystèmes aquatiques dès lors qu'ils sont connectés au reste du réseau hydrographique.

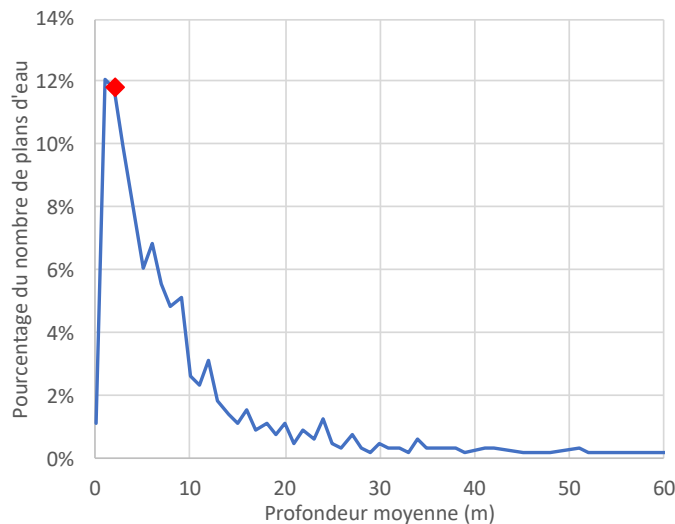


Fig. 15 : distribution des plans d'eau en fonction de leur profondeur moyenne (D'après les données Agence de l'Eau sur 527 plans d'eau de taille > 0.01 km²). Le point rouge représente le lac de Grand-Lieu.

Le fonctionnement écologique des plans d'eau peu profonds dépend de la charge en nutriments. Les producteurs primaires sont le premier compartiment impacté par les processus d'eutrophisation, avec une modification du groupe dominant (Fig. 16a). A faible charge en nutriments, le biofilm photosynthétique se développe sur le sédiment, absorbant ainsi les nutriments du fond. Sa présence est conditionnée par la lumière qui doit atteindre le fond, et donc par la transparence de l'eau. Il va alors avoir un rôle stabilisateur du sédiment. A charge intermédiaire en nutriments, les macrophytes immergés et les épiphytes se développent. Les besoins en nutriments sont plus importants que pour du biofilm, mais le principe reste le même, ils bénéficient des

nutriments stockés dans le sédiment et stabilisent le fond. A charge importante en nutriments, le groupe bascule vers le phytoplancton en suspension, qui réduit fortement la transparence de l'eau. En fonction du niveau d'eau et de l'hydrodynamisme (exposition au vent), des macrophytes émergés vont pouvoir se développer. On peut donc avoir co-existence au sein du plan d'eau de large biomasse de phytoplancton et d'herbiers de macrophytes émergés. Avec le changement de producteurs primaires, du biofilm vers le phytoplancton, c'est tout le réseau trophique qui est modifié et le fonctionnement biogéochimique du plan d'eau, avec des problèmes d'anoxies et de fortes concentrations en ammonium.

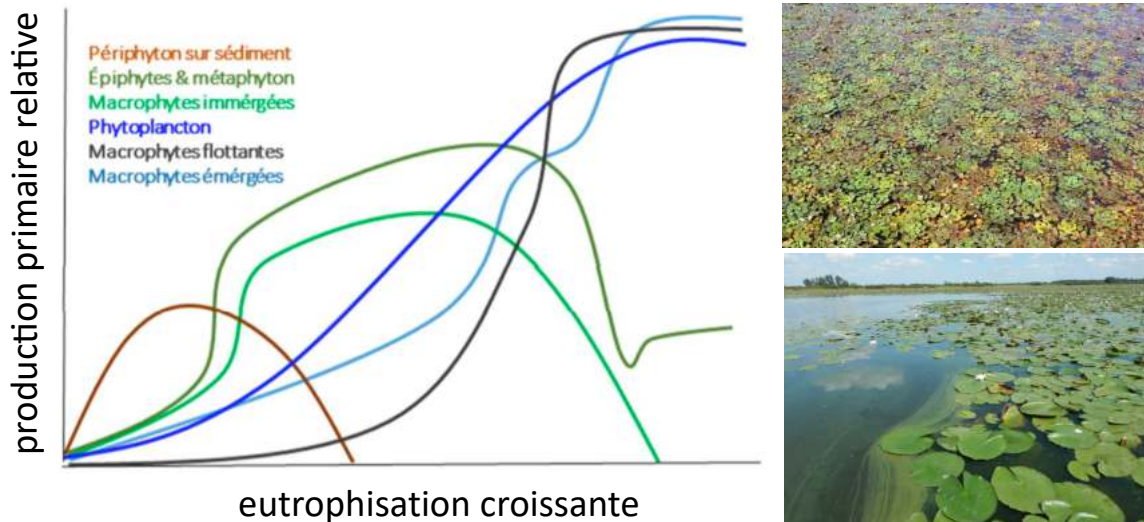


Fig. 16 : (a) Importance relative des producteurs primaires en fonction du niveau d'eutrophisation (D'après Brönmark et Hansson, 1998, The Biology of Lakes and Ponds) ; (b) Photos des herbiers de châtaignes d'eau et de nénuphars (crédits photo : J.M. Gillier)

Le lac de Grand-Lieu présente une grande surface colonisée par des herbiers de nénuphars, de châtaignes d'eau, de limnanthèmes (faux-nénuphars) et de scirpe lacustre, plus ou moins denses. Les pentes très douces de son bassin hydrographiques contribuent probablement au développement de ces macrophytes, distribués principalement dans le secteur ouest, abrité du vent et protégé par les 'îles', La Capitaine, La Fondrée et le Bouquet à Rubis (Fig. 17). Ce secteur est aussi moins profond de quelques dizaines de cm que la zone centrale d'eau libre.

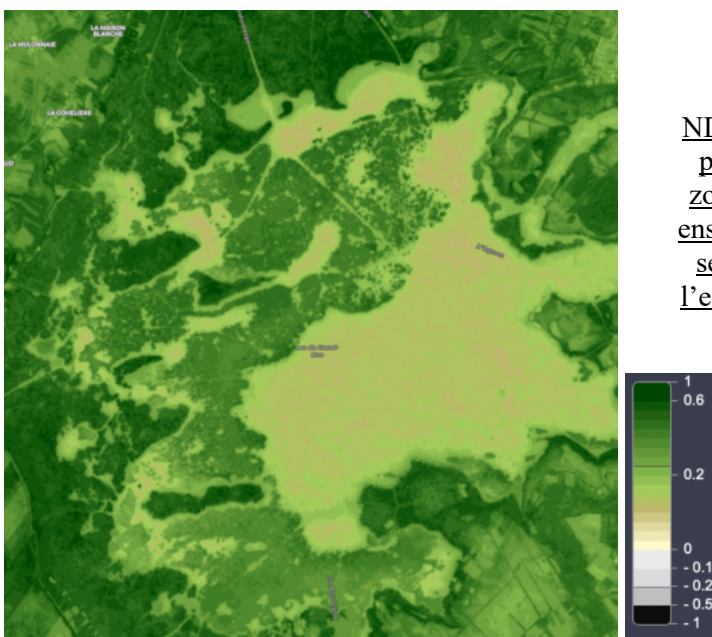


Fig. 17 : image satellite du lac de Grand-Lieu (Sentinelle Hub 2B en date du 22 août 2018 - coloration NDVI Vegetation Index). Cet indice NDVI varie entre -1 et 1, avec des valeurs négatives pour l'eau et des valeurs entre -0.1 à 0.1 pour des zones de roche et de sable. Les valeurs augmentent ensuite avec la végétation. Les macrophytes émergés se distinguent par leur couleur intermédiaire entre l'eau (entre 0 et 0.1) et la végétation terrestre (>0.5).

Les plans d'eau peu profonds ont été très étudiés par Scheffer (2004), qui a caractérisé le fonctionnement écologique de ces plans d'eau (Fig. 18a), avec la présence de deux états alternatifs stables contrôlés par l'eutrophisation : (1) un état « transparent » dominé par les macrophytes submergés avec les nutriments comme facteur limitant la production primaire, et (2) un état « turbide » dominé par le phytoplancton et les cyanobactéries, avec la lumière comme facteur limitant (Scheffer and Jeppesen 2007). Les macrophytes submergés constituant des refuges pour les prédateurs intermédiaires comme le zooplancton, ils stabilisent les interactions prédateurs proies (Diehl 1993). La présence de zones refuge pour le zooplancton permet ainsi de limiter l'effet de prédation par les poissons planctophages et d'augmenter la structure de taille du zooplancton, même dans des étangs de petite taille. Le zooplancton de grande taille migre horizontalement pendant la journée vers ces zones refuge. Les patches de macrophytes submergés ont également un impact direct sur le régime de turbulence local, en stabilisant le sédiment mais aussi en dissipant l'énergie cinétique des vagues. La température, la transparence de l'eau et les gradients physico-chimiques verticaux sont également modifiés localement (Madsen et al. 2001; Andersen et al. 2017).

Avec l'eutrophisation, l'augmentation de la turbidité associée au développement du phytoplancton (Fig. 18a) entraîne un fort déclin des macrophytes submergées (Sand-Jensen et al. 2000; Phillips et al. 2016). Le développement d'algues filamenteuses (periphyton) à la surface des feuilles contribue également à un phénomène d'ombrage. Plusieurs processus accélèrent la bascule vers l'état turbide : les macrophytes réduisent alors la libération d'inhibiteurs de la croissance du phytoplancton (substances allélopathiques) ; la faible croissance des macrophytes réduit l'absorption des nutriments de la colonne de l'eau, qui restent disponibles pour le phytoplancton ; avec la perte de ses refuges, le zooplancton bascule vers une structure de taille plus petite et la dominance de petites espèces (*Bosmina*, *Chydorus*, *Cyclops*), moins efficaces pour contrôler la biomasse de phytoplancton ; les communautés de poissons basculent vers des espèces de fond, qui augmente la bioturbation. La transition d'un état à l'autre se fait de manière brutale avec un phénomène d'hysteresis (le point de bascule diffère selon la direction, eutrophisation *versus* oligotrophisation). Dans les plans d'eau de grande taille comme le lac de Grand-Lieu, la coexistence des deux types d'état stables est possible (Janssen et al. 2014). La dynamique des plans d'eau peu profonds colonisés par des macrophytes submergés est ainsi bien documentée et le rôle structurant majeur des patches de macrophytes immergés a très bien été montré (Bolduc et al. 2016).

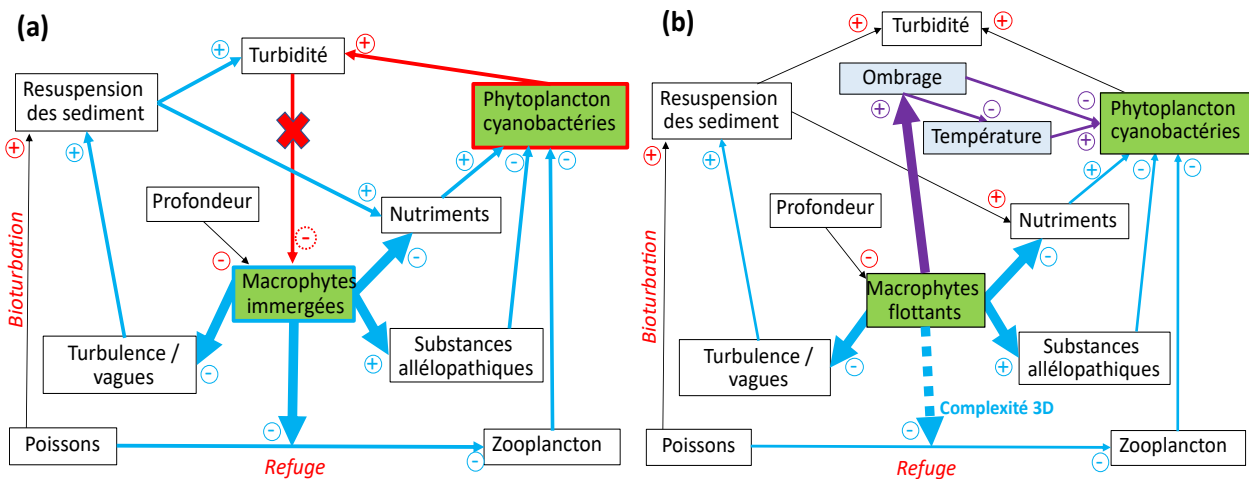


Fig. 18 : Fonctionnement d'un plan d'eau peu profond (a) pour une végétation immergée d'après le modèle de Scheffer et (b) pour une végétation flottante type nénuphars comme dans le cas du lac de Grand-Lieu. L'état dominé par les macrophytes est stabilisé par les flèches bleues, tandis que l'état dominé par le phytoplancton et les cyanobactéries est stabilisé par les flèches rouges. Un effet sur la température associé à l'ombrage par les feuilles flottantes est présent dans le cas b (flèches violettes). Les macrophytes immergés ont un rôle de refuge plus important, tandis que les macrophytes à feuilles flottantes ont un effet ombrage plus fort.

Les macrophytes enracinés à feuilles flottantes sont moins diversifiés et beaucoup moins étudiés que ceux submergés (Cazzanelli et al. 2008), mais devraient fournir les mêmes services, en termes de stabilisation du sédiment, dissipation de l'énergie des vagues, voire de création de zone refuge en fonction de la complexité structurale des macrophytes (Fig. 18b). Leurs feuilles en surface permettent un accès à la lumière, indépendamment de la turbidité de l'eau et limitent l'accès à la lumière pour le phytoplancton. Ils peuvent maintenir un état transparent de l'eau, en stabilisant le sédiment et limitant la resuspension (Beklioglu and Moss 1996). Tout comme les macrophytes submergés, on va montrer dans ce rapport que les macrophytes à feuilles flottantes ont un rôle structurant majeur des plans d'eau peu profonds, avec un effet plus marqué de l'ombrage et de réduction de la température de l'eau. L'effet refuge dépend de la complexité structurale des macrophytes (simple tige comme le nénuphar ou structure complexe comme la châtaigne d'eau). La présence de patches de macrophytes, qu'ils soient submergés ou à feuilles flottantes, crée de l'hétérogénéité spatiale, avec différents habitats (turbulence, transparence de l'eau, température, concentrations en nutriments, etc), qui va augmenter la diversité et la richesse globale, permettant à l'écosystème d'avoir une meilleure résilience (Lovett et al. 2005). La présence d'herbiers à feuilles flottantes dans les plans d'eau quel que soit leur taille devrait permettre de conserver une diversité planctonique.

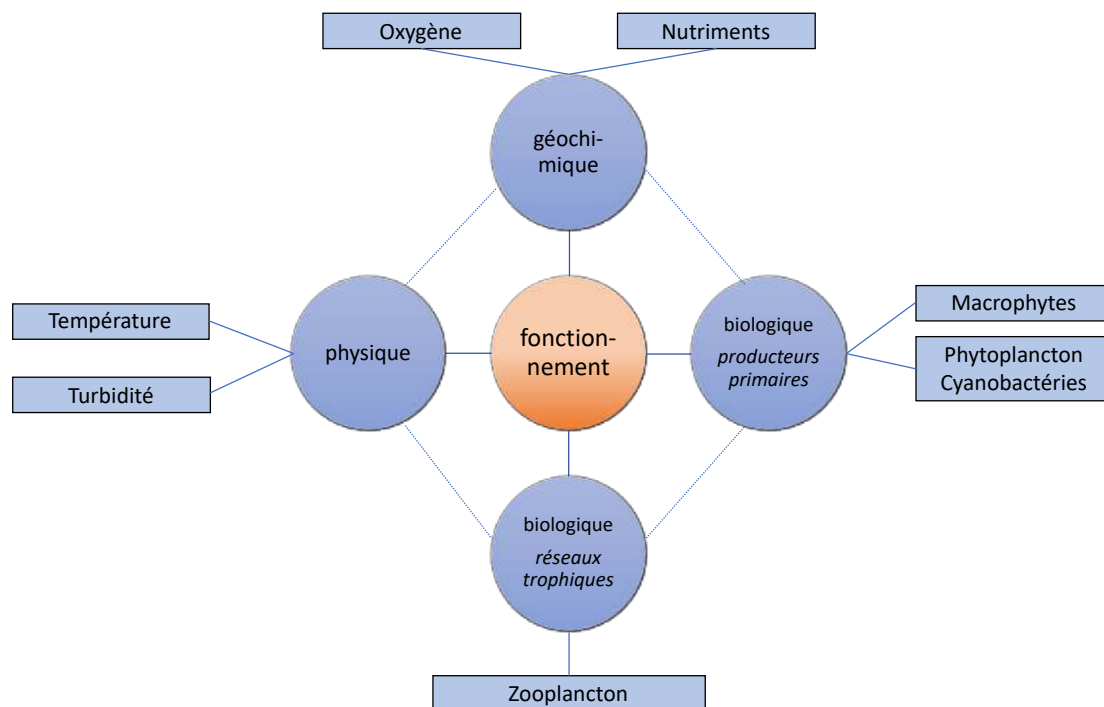


Fig. 19 : fonctionnement physique et biogéochimique du lac de Grand-Lieu :

Caractérisation du forçage climatique sur 12 ans (données Météo France Nantes Atlantique):

L'étude présentée dans ce rapport a été réalisée en 2018 et 2019, avec des prélèvements supplémentaires en 2017 et 2020 réalisés grâce à la SNPN. L'objectif de ce paragraphe est de replacer ces 2 années de suivis dans un contexte climatique plus large en comparant aux 10 années précédentes. On note clairement que l'année 2018 est particulière (Tableau VI), avec le plus fort cumul de précipitations (995 mm) pour une moyenne à 808 mm, la vitesse moyenne des rafales la plus élevée (8.9 m/s contre une moyenne à 7). La pluie était associée à des événements de crues importants, avec 5 jours de pluies > 30 mm, dont 3 en juin et juillet (Tableau VII). Paradoxalement, 2018 est également une année chaude avec un nombre important de jours à température élevée (supérieur de 5°C à la moyenne saisonnière) et la plus forte moyenne annuelle de température de l'air. L'année 2019 est plus proche de la moyenne, sauf pour le vent (Tableau VI), avec un nombre de jours avec un vent supérieur au seuil plus grand que les autres années : 109 jours où la vitesse est > 4m/s dont 25 où il est même supérieur à 6m/s. L'année 2017 (à l'inverse de 2018) a présenté moins de pluies, avec le cumul annuel le plus faible et aucun événement extrême (pluie > 30 mm en un jour). C'est aussi une année avec un nombre important de jours de canicules (20 contre 14 en moyenne). L'année 2020 intégrant les données jusqu'au 30/09/2020 ne peut être comparée aux autres années.

⇒ **2019 est donc une année plus venteuse que la moyenne, tandis que 2018 est plus chaud, plus venteux et avec plus d'événements de pluies extrêmes entraînant un cumul sur l'année important. 2017 présente un déficit de pluie par rapport aux autres années avec aucun événement de pluie intense et un nombre de jours de canicule supérieur à la moyenne.**

Tableau VI : synthèse des conditions climatiques sur 12 ans. Les deux années étudiées dans ce projet sont en notées en bleu et en gras. L'année 2020 est à prendre avec précaution, intégrant les données jusqu'au 30/09/2020.

Les chiffres surlignés en jaune sont supérieurs à la moyenne tandis que ceux en vert sont inférieurs.

Année	Rayonnement cumulé (J/cm ²)	Précipitations cumulées (mm)	Température moy. (°C)	Vent moyen (m/s)	Rafales moyennes sur 10 min (m/s)	Nombre de jours avec pluie > 10 mm	Nombre de jours avec pluie > 30 mm	Nombre de jours avec vent > 4 m/s	Nombre de jours avec vent > 6 m/s	Nombre de jours avec température > de 5°C à la moyenne saisonnière
2009	1291	923	12.2	3.3	6.4	28	4	90	14	10
2010	1296	734	11.4	3.3	6.4	24	0	90	15	15
2011	1251	651	13.2	3.2	6.2	19	2	74	11	13
2012	1255	848	12.1	3.3	6.5	28	1	98	14	24
2013	1225	884	12.1	3.4	6.6	26	3	110	16	20
2014	1296	911	13.2	3.3	6.6	26	1	98	18	4
2015	1260	772	12.9	3.3	6.5	26	2	93	13	11
2016	1217	739	12.5	3.3	6.5	26	1	88	14	9
2017	1278	649	12.8	3.2	6.3	20	0	86	15	20
2018	1276	995	13.3	3.4	8.9	28	5	101	25	18
2019	1284	787	13.1	3.6	7.6	20	0	109	25	12
2020	1530	707	14.7	3.8	7.0	19	2	111	25	14
Moy.	1266	808	13	3	7	25	2	94	16	14
ecartype	27.3	113.1	0.6	0.1	0.8	3.4	1.7	10.5	4.6	5.9

L'observation détaillée des chroniques temporelles de pluie, de température et de vent (Fig. 20) montre une tendance à l'augmentation sur les 12 années. Il semble y avoir plus d'évènements de pluie intense, des températures de l'air plus élevées en été et des rafales plus fortes ces dernières années.

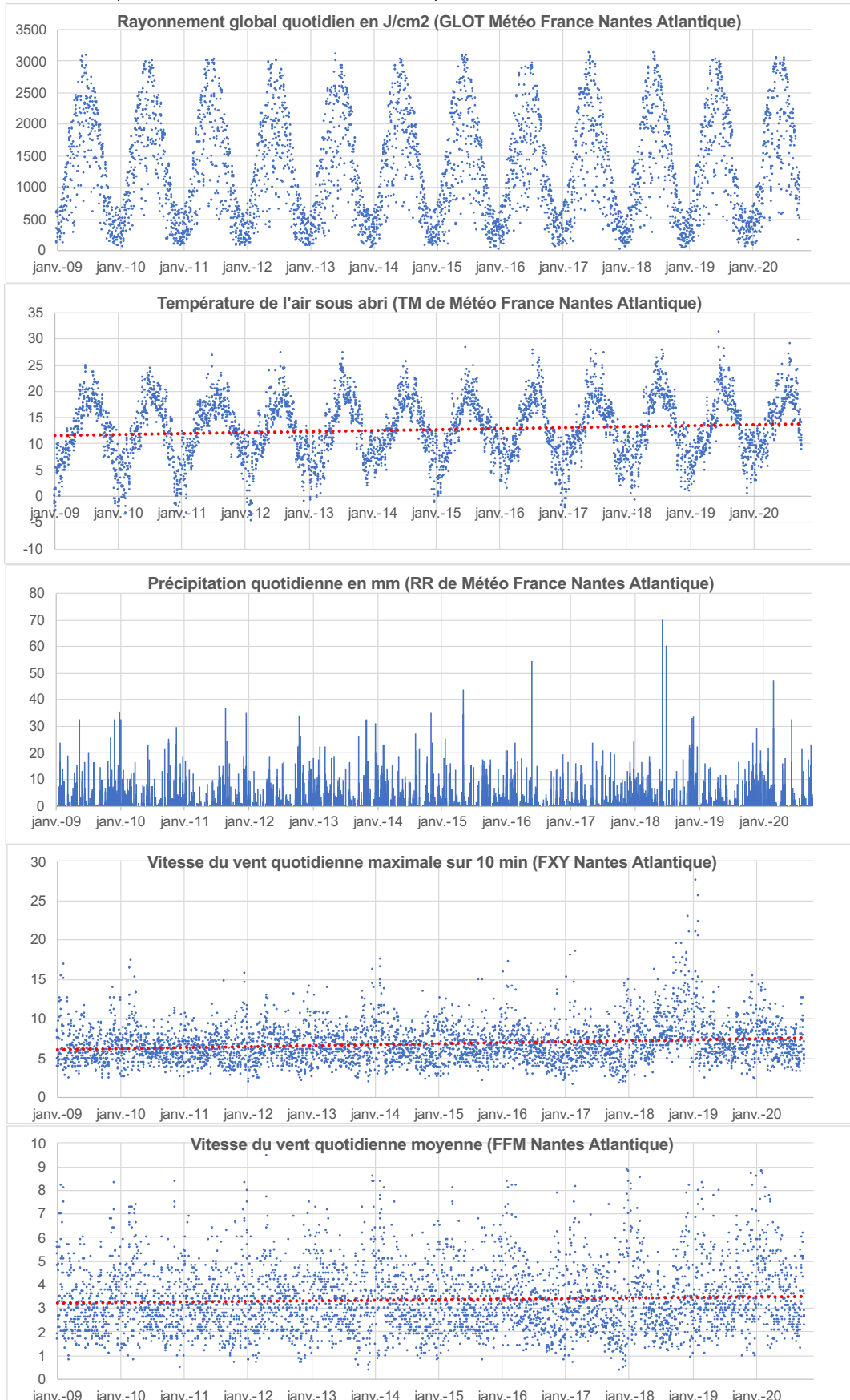


Fig. 20 : chronique entre 2009 et 2020 du rayonnement global quotidien, de la température moyenne quotidienne, des précipitations, de la vitesse du vent maximale et moyenne journalière (données Météo France Nantes Atlantique).

Tableau VII : synthèse des événements climatiques intervenus entre 2017 et 2020 (entre avril et septembre)

Année	date	RR	TM	FFM	FX	DX	GLOT
2017	05/05/2017	24	14.6	6.0	11.2	90	1849
2017	28/05/2017	16.9	21.8	3.0	6.8	90	1532
2017	05/06/2017	13.5	15.1	5.2	10.2	280	2121
2017	06/06/2017	1.2	13.9	7.0	11.2	280	2463
2017	18/06/2017	0	26	4.8	8.2	90	3074
2017	19/06/2017	0	27.8	2.9	4.3	60	2949
2017	20/06/2017	0	25.7	2.1	5	230	2772
2017	28/06/2017	15.1	18.4	3.7	6.6	240	2052
2017	09/07/2017	21.1	23.0	2.6	8.9	220	1956
2017	23/07/2017	11.9	16.3	3.7	6.8	270	1002
2017	08/08/2017	10.8	17.0	3.9	8.4	270	1612
2017	17/08/2017	20.6	19.7	4.8	6.7	250	649
2017	27/08/2017	0.8	24.9	2.2	4.8	70	1952
2017	28/08/2017	0.8	27.4	2.2	4.5	210	2108
2017	29/08/2017	0	23.3	2.2	6.1	240	1475
2017	08/09/2017	19.3	16.5	4.5	8.9	260	666
2017	13/09/2017	6.4	17.5	7.4	10.5	250	539
2018	07/04/2018	14.1	12.6	3.2	7.9	170	369
2018	18/04/2018	0	18.6	3.5	7.8	130	2410
2018	19/04/2018	0	18.9	1.9	5	160	2399
2018	20/04/2018	0	20.3	1.9	4.6	170	2375
2018	21/04/2018	0	19.8	2.1	4.8	270	2116
2018	24/05/2018	14	18.9	2.1	6.9	270	2185
2018	05/06/2018	41	18.4	1.4	10.1	280	1216
2018	09/06/2018	16.4	21.1	2.2	9.7	260	2174
2018	11/06/2018	70.1	15.9	3.1	13.3	150	282
2018	01/07/2018	60.1	25.5	3.0	10.7	270	2876
2018	03/08/2018	0	27.8	2.6	8.3	10	2642
2018	04/08/2018	0	26.2	2.9	7.8	340	2587
2018	05/08/2018	0	26.6	2.4	7.5	60	2579
2018	06/08/2018	0	27.2	1.9	7.5	240	2540
2018	12/08/2018	10.2	18.8	2.4	8.8	230	1480
2018	28/08/2018	13.1	22.1	2.2	7.4	40	2084
2019	18/04/2019	0	17.2	3.5	6.3	90	2045
2019	19/04/2019	0	18.7	1.7	3.5	20	2386
2019	20/04/2019	0	17.9	3.4	7.3	50	2338
2019	23/04/2019	10.5	14.4	3.4	5.8	150	670
2019	08/05/2019	11.9	13.4	7.8	13.3	250	1978
2019	14/05/2019	0	15.4	6.9	10.9	70	2899
2019	06/06/2019	11.5	14.4	3.5	7.8	140	2218
2019	07/06/2019	6.4	13.3	8.0	14	190	1265
2019	26/06/2019	0	28.3	4.9	8	80	2792
2019	27/06/2019	0	31.4	4.8	7.1	70	2769
2019	28/06/2019	0	25.8	3.2	5.7	230	2724
2019	23/07/2019	0	28.2	3.9	9.1	180	2522
2019	24/07/2019	0	26.6	2.1	4.7	230	2555
2019	25/07/2019	2.2	26.5	4.3	8	270	1984
2019	09/08/2019	8.4	20.5	6.2	11.4	240	1181
2019	17/08/2019	16.3	19	4.7	6.6	180	464
2019	18/09/2019	0	17.8	6.5	9.6	50	1891
2019	19/09/2019	0	17.6	6.9	10.1	60	1866
2019	23/09/2019	14.1	15.7	4.1	8.3	210	662
2020	19/04/2020	15.9	13.8	3.6	6.1	50	472
2020	27/04/2020	13.8	13.4	2.3	7.2	240	944
2020	28/04/2020	1.8	13.8	5.3	8.4	250	2139

2020	29/04/2020	8.4	11.7	5.3	9.3	240	960
2020	30/04/2020	4.4	11.6	6.3	11.8	260	1324
2020	09/05/2020	18.2	18.2	1.6	10.1	130	1850
2020	11/05/2020	0.2	10.8	6.2	8.5	40	1213
2020	12/05/2020	0	10.7	5.4	8	50	2525
2020	13/05/2020	0	12.4	5.5	9	60	2420
2020	14/05/2020	0	11.6	6.4	10.1	60	2861
2020	05/06/2020	0.2	15.7	6.1	10	260	1890
2020	11/06/2020	32.7	13.2	4.5	8.5	130	591
2020	14/06/2020	16.3	15.5	3.9	7.3	220	1729
2020	07/08/2020	0.4	29	2.4	5.2	260	2576
2020	08/08/2020	0	25.5	2.3	5.9	230	2273
2020	09/08/2020	0	26	2.2	4.8	320	2432
2020	10/08/2020	0.4	25.6	2.6	6.1	70	2111
2020	11/08/2020	1.2	25.9	2.3	5.5	250	2322
2020	12/08/2020	21.4	22.2	2.1	7.9	210	1017
2020	18/08/2020	10.3	19.3	3.2	7.3	250	1738
2020	19/08/2020	12.9	20.9	4.2	8	280	878
2020	19/09/2020	17.3	19.5	2.3	5.8	230	868
2020	20/09/2020	10.7	19.4	1.3	3.2	310	1014
2020	30/09/2020	13.9	16.1	4.7	8	190	825
2020	01/10/2020	15.8	13.7	5.2	12.7	150	1047
2020	03/10/2020	22.8	10.6	5.8	12.6	290	164
2020	05/10/2020	3	13.6	6.2	10.3	270	545

Fonctionnement physique

La température :

Étant peu profond, le lac de Grand-Lieu présente une faible inertie thermique et sa température suit la température de l'eau (mesure réalisée à 10 cm du fond - Fig. 20a). L'eau du lac en été peut atteindre les 30°C avec, de mars à septembre, des écarts de température (écart moyen sur 10 stations) entre la surface et le fond (Fig. 20b). Si on compare les écarts de température entre la surface et le fond à la station 11 (eau libre) à la station 3 (avec nénuphars), on voit que ces écarts journaliers sont généralement entre 6 et 8°C d'avril à septembre, en fonction des conditions climatiques (Fig. 20c). Des gradients horizontaux de température sont également observés de mars à septembre avec une amplitude de 3 à 8 °C (Fig. 20d). Ces gradients horizontaux sont associés aux macrophytes, avec des stations ombragées plus fraîches que la zone d'eau libre. Bien que ces fluctuations de température soient bien connues dans la littérature, elles sont souvent négligées dans les études, malgré les amplitudes importantes de variations. La température de l'eau contrôle les activités biologiques (production primaire, dégradation de la matière organique, métabolismes des organismes aquatiques, etc), ainsi que les processus physiques (diffusion des molécules et des gaz, mélange de la masse d'eau). A 25°C, le flux de méthane peut ainsi être doublé par rapport à 20°C (DelSontro et al. 2016).

- ⇒ Une faible inertie thermique avec des variations de température qui suivent la température de l'air, mais avec des amplitudes journalières verticales et horizontales jusqu'à 8°C.
- ⇒ Une stratification thermique journalière de la colonne d'eau se met en place en zone d'eau libre et en zone macrophytes, en été et fonction des conditions climatiques.

Europe et l'Agence de l'eau Loire-Bretagne

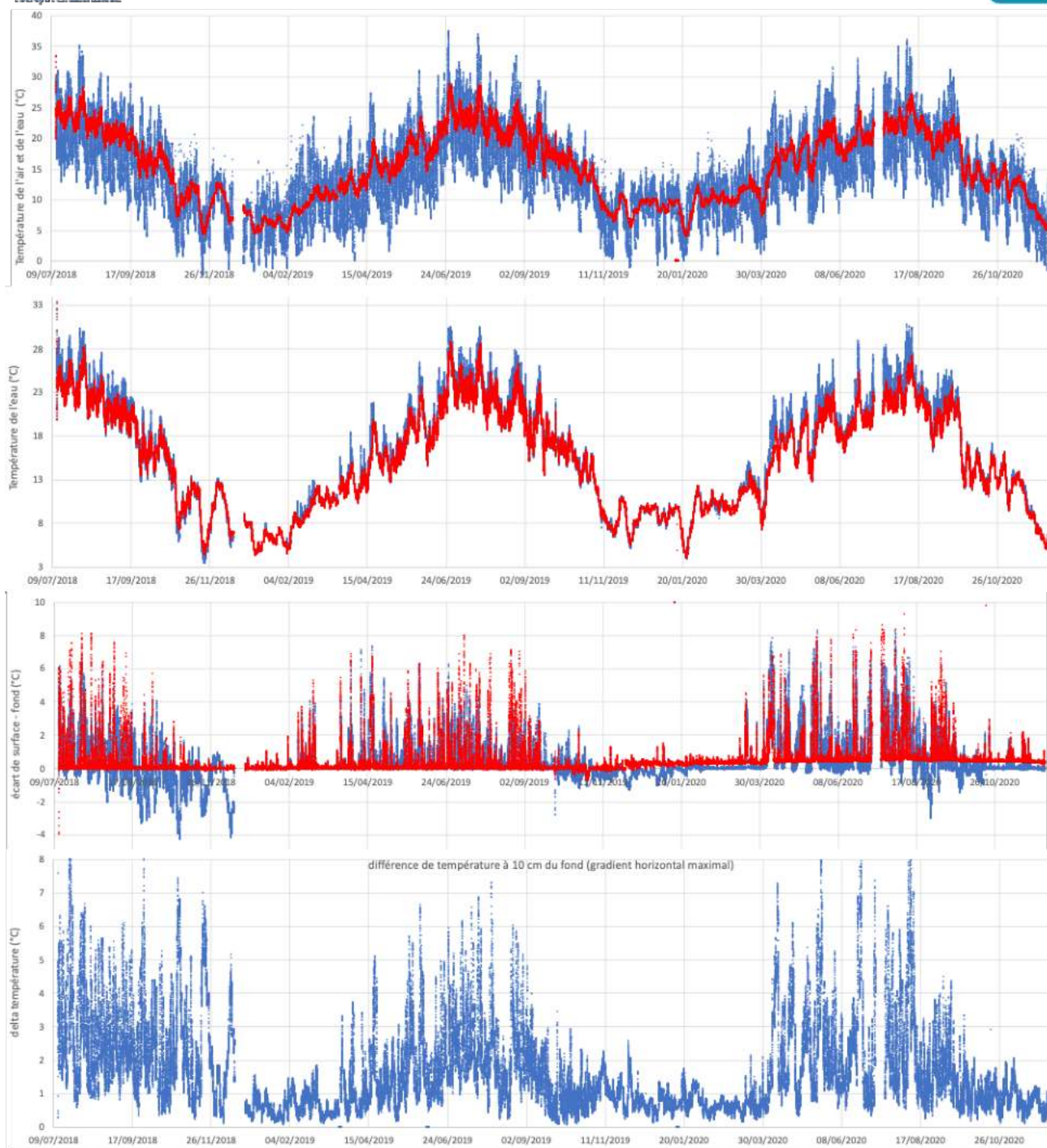


Fig. 20 : (a) Température moyenne de l'air (courbe bleue) et de l'eau à 10 cm du fond (courbe rouge - moyenne sur 10 stations) ; (b) Température moyenne de l'eau en surface (courbe bleue) et à 10 cm du fond (courbe rouge) sur 10 stations ; (c) **Gradient vertical** : Ecart de température surface – fond à la station 11 (eau libre – courbe en rouge) et à la station 3 (macrophytes- courbe en bleu) ; (d) **Gradient horizontal** : écart de température entre deux stations observées dans le lac à 10 cm du fond.

La transparence de l'eau :

La transparence de l'eau est un bon indicateur de l'état d'un plan d'eau peu profond. Avec l'eutrophisation des masses d'eau, la transparence diminue fortement. Nous avons suivi la profondeur de secchi et la turbidité mesurée par 2 sondes indépendantes (l'Idronaut et l'Algaetorch BBE). Les tests de corrélation

montrent une corrélation négative de la profondeur de Secchi avec la charge en phosphore total dans l'eau TP ($r_{\text{pearson}} = -0.475$; $p < 0.001$), ainsi que la biomasse totale de phytoplancton ($r_{\text{pearson}} = -0.585$; $p < 0.001$).

La figure suivante montre la variabilité temporelle de la profondeur de secchi dans les stations 'eau libre' (4, 11, 12, 13) et dans les stations 'macrophytes' (1, 2, 3, 5, 6, 14 et 15). Contrairement à nos hypothèses, la profondeur de secchi dans les macrophytes n'est pas plus grande que dans la zone d'eau libre (Fig. 21). Ce résultat est confirmé par les mesures de turbidité qui sont similaires dans les deux zones. La chronique du secchi montre un cycle saisonnier, avec une profondeur maximale en mars-avril associée à la phase d'eau claire (chute du phytoplancton induit par une sur-exploitation par le zooplancton). La transparence du lac est ainsi contrôlée par la dynamique du phytoplancton.

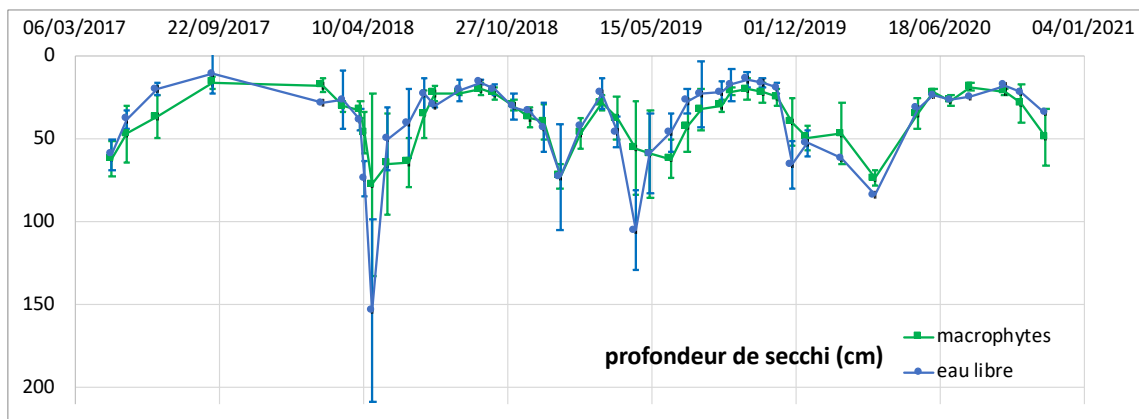


Fig. 21 : profondeur de secchi en fonction des stations (macrophytes versus eau libre) au cours du temps.

- ⇒ *Pas de différence de transparence de l'eau en fonction des habitats.*
- ⇒ *Une transparence contrôlée par la dynamique du phytoplancton*

Fonctionnement biogéochimique :

Analyse des cycles journaliers couplés de température et oxygène :

En septembre 2020, la SNPN a installé 4 capteurs d'oxygène autonomes aux stations 3 (nénuphars) et 11 (eau libre), en surface et au fond. Le capteur installé au fond à la station 3 s'est retrouvé dans la vase et a indiqué des valeurs constantes proches de 0. Ce problème est malheureusement fréquent avec l'installation de capteurs au fond du lac, la vase étant particulièrement fluide. Les données des capteurs nous ont permis de caractériser les cycles journaliers couplés de température et d'oxygène.

Tout d'abord, les moyennes journalières des concentrations montrent des valeurs inférieures dans la zone de nénuphars (station 3) par rapport à l'eau libre (station 11) pendant une bonne partie du mois de septembre (Fig. 22a). Les concentrations en surface à la station 3 entre le 10/09/2020 et le 14/09/2020 sont proches des 2 mg/L avec de longues périodes d'anoxies (Fig. 22b). Sachant qu'il s'agit des concentrations en surface, cela signifie que c'est l'ensemble de la colonne d'eau qui est en anoxies nocturnes.

Dans la zone d'eau libre, les concentrations en surface sont supérieures à celles de fond en septembre, en accord avec la stratification thermique journalière du lac. Les concentrations de surface sont très élevées et contrôlées par la production primaire du phytoplancton.

Les profils réalisés avec la sonde Idronaut durant les 2 années d'étude confirment ces résultats, avec une sur-saturation en oxygène des stations d'eau libre et des faibles concentrations dans les zones de macrophytes (Fig. 24).

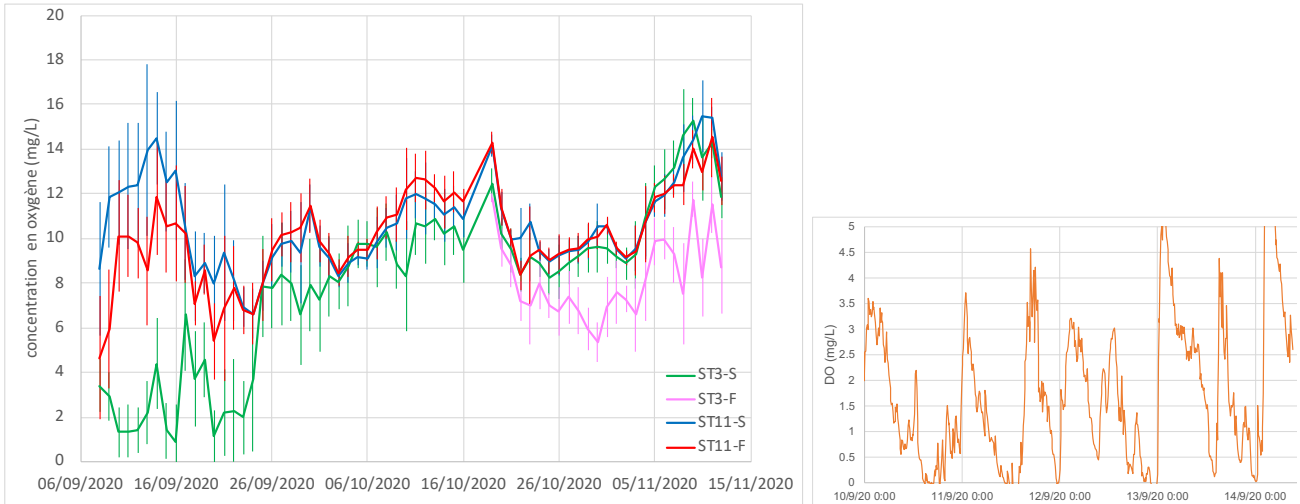


Fig. 22 : (a) chronique des concentrations moyennes d'oxygène dissous (mg/L ; \pm écartype) en surface (S) et au fond (F) aux stations 3 et 11. (b) zoom sur la concentration en oxygène en surface à la station 3 nénuphars. Les concentrations inférieures à 1 mg/L correspondent à des anoxies.

Si on regarde les cycles journaliers de mi-septembre, on observe des cycles réguliers en eau libre (station 11), avec les concentrations les plus faibles en surface en fin de nuit et les pics en milieu de journée, lorsque la stratification est maximale (Fig. 23). La différence surface – fond est maximale en milieu de journée, lorsque la concentration de surface est maximale, puis les concentrations surface – fond convergent pendant la seconde partie de journée et pendant la nuit. La fin de nuit correspond au moment où le lac est mélangé et donc il n'y a plus de différence surface fond (ni température, ni oxygène). 6-7h du matin est le moment idéal pour échantillonner un lac, car il a été homogénéiser par la convection nocturne.

Dans la zone de nénuphars (stations 3), il semble y avoir 2 cycles par jour dans les concentrations en oxygène en surface. Un des pics de concentrations correspond à nouveau au milieu de journée, mais sachant que ces pics atteignent à peine les 5 mg/L. Le second pic est plus difficile à expliquer. Les anoxies interviennent quant à elles en fin de nuit (Fig. 23). De telles variations de température et d'oxygène dans un plan d'eau peu profond ont déjà été mis en évidence dans la littérature (Fig. 25) (Andersen et al. 2017).

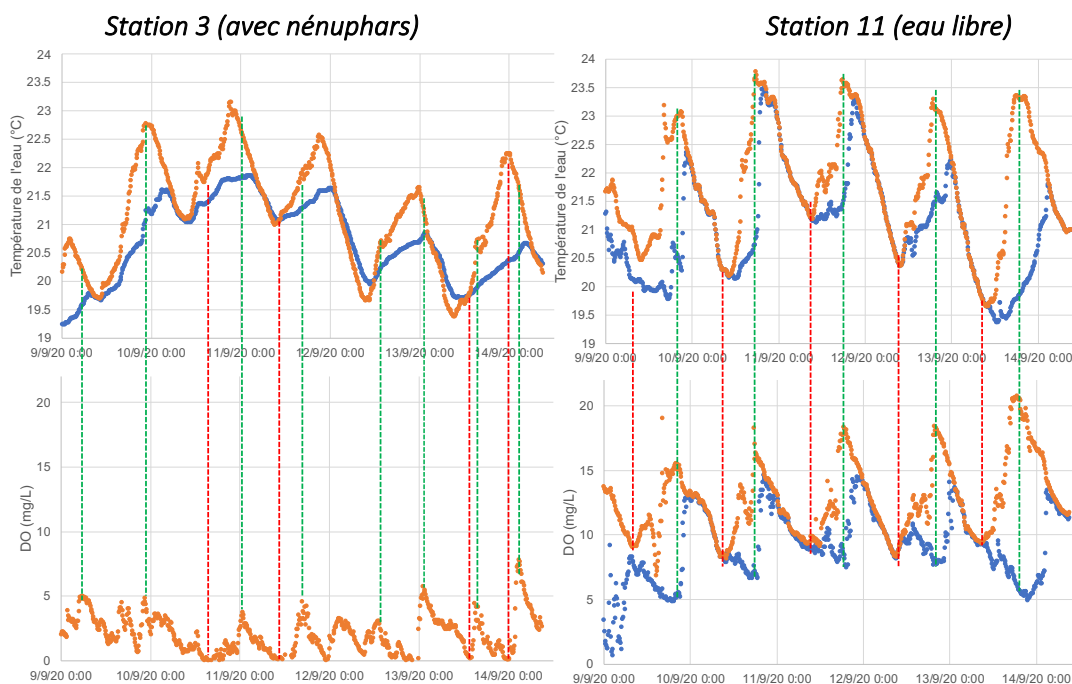


Fig. 23 : chronique sur 6 jours de la température de l'eau (haut) et de la concentration en oxygène (bas), dans les nénuphars (gauche) et en eau libre (droite). Les données proviennent des oxymètres de la SNPN.

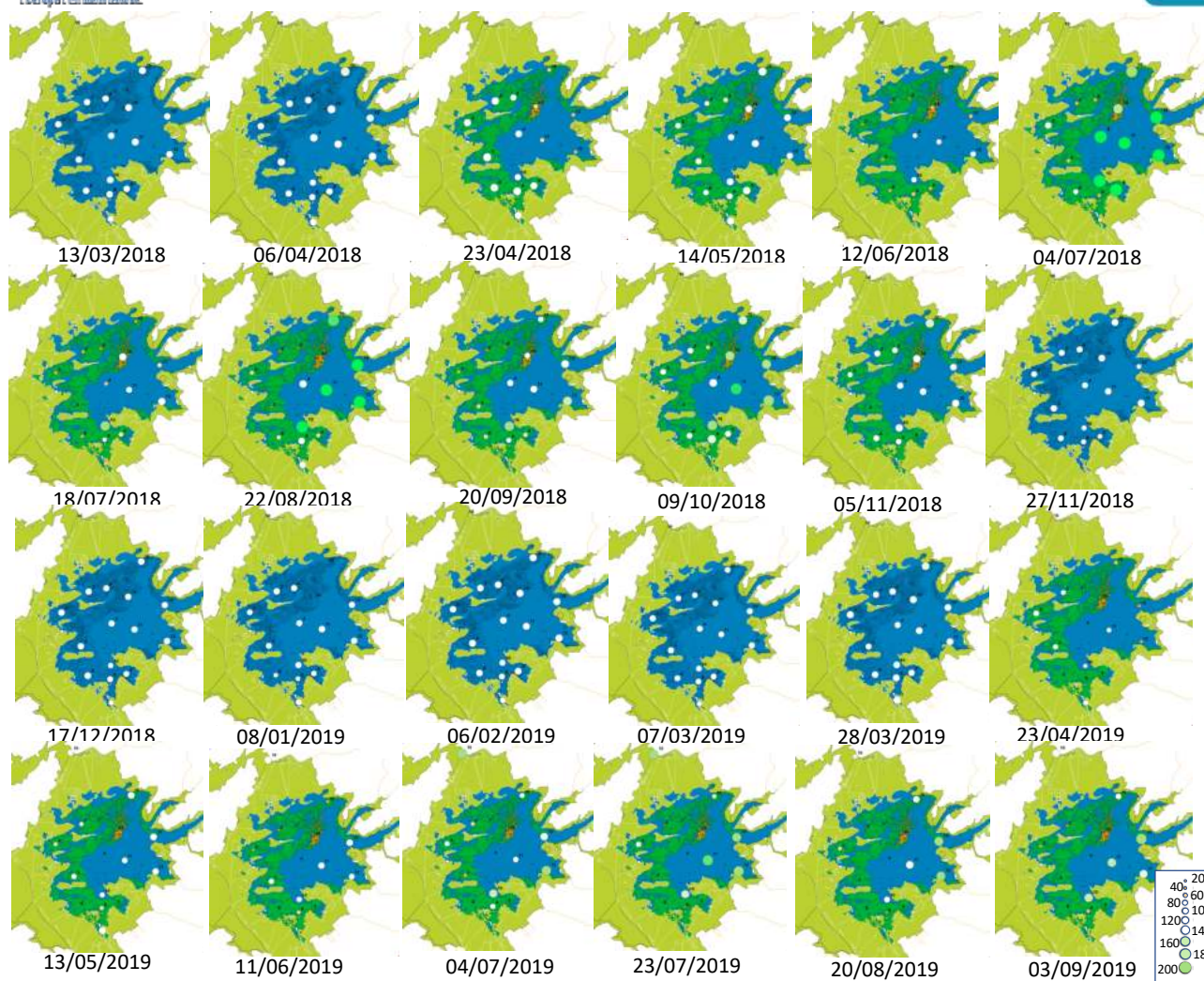


Fig. 24 : (bubblemap) variations spatio-temporelles des concentrations en oxygène (%) mesurées en 2018 et 2019. Les pourcentages sont corrélés au rayon du cercle. La même échelle est utilisée sur toutes les cartes. Le plus grand cercle représente les concentrations supérieures à 200%, les concentrations proches des 100 % sont en blanc et celles inférieures 70 % sont en orange.

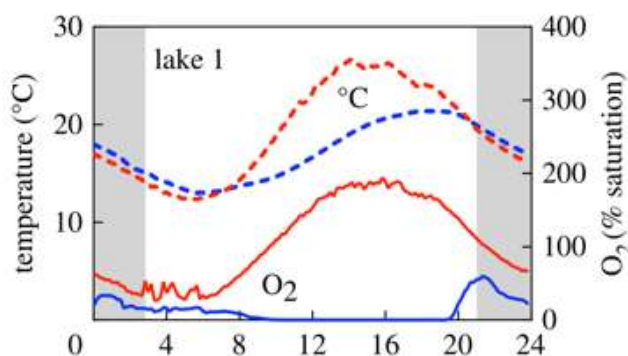


Fig. 25 : variations de température et d'oxygène en fonction de l'heure de la journée observé dans un petit plan d'eau peu profond (source : Andersen et al. (2017) Aquatic sciences 79.2 395-406).

La forte charge en nutriments du lac entraîne une forte production des producteurs primaires, que ce soit les macrophytes émergés et le phytoplancton, avec des répercussions sur le milieu physico-chimique. De fortes variations journalières des concentrations en oxygène sont ainsi observées, avec des valeurs allant de 0 à 300 % d'oxygène (saturation des capteurs de la sonde Idronaut). En eau libre, les fortes biomasses de cyanobactéries entraînent une forte activité de photosynthèse et des valeurs élevées d'oxygène dissous. Une

corrélation est observée entre la biomasse de cyanobactéries et la concentration en oxygène ($r_{\text{pearson}} = 0.446$; $p < 0.001$).

Dans les macrophytes, c'est un appauvrissement qui est observé en accord avec la littérature. Un suivi en été est nécessaire pour compléter cette étude, mais les premiers résultats montrent bien un appauvrissement régulier du milieu en oxygène dans les nénuphars, tandis que l'eau libre reste à des concentrations > 5 mg/L. Il est donc probable que les communautés de poissons migrent vers l'eau libre durant la nuit. L'anoxie des sédiments entraîne quant à elle des changements biogéochimiques, avec l'accumulation de composés toxiques (formes réduites du fer et du Manganèse, fortes concentrations en ammonium, etc), qui va impacter la survie des organismes tels que les macro-invertébrés.

Analyse spatio-temporelle des concentrations en nutriments dans le lac :

Les nutriments (hormis l'ammonium) mesurés dans le lac montrent un patron saisonnier et spatial récurrent chaque année (Fig. 26). La ligne pointillée rouge indique la reprise des débits des cours d'eau, autrement dit le début de la recharge hivernale. On voit ainsi une nette augmentation des concentrations en nitrates et en azote totale dans l'eau (Fig. 26). A cette augmentation de nitrates est couplée une augmentation de silice sur au moins les deux premières dates. La ligne pointillée verte indique la sortie des nénuphars, qui marque une transition dans le fonctionnement biogéochimique du lac (Fig. 26). Graduellement les orthophosphates et le phosphore total augmentent dans le plan d'eau, jusqu'à atteindre de fortes concentrations (> 0.2 mg P-PO₄/L). Les concentrations de TP et d'orthophosphates sont fortement corrélées ($r_{\text{pearson}} = 0.836$; $p < 0.001$), de même que les nitrates et le TN ($r_{\text{pearson}} = 0.909$; $p < 0.001$). Le TN réaugmente légèrement en été en parallèle avec le TP, tous les deux correspondent à l'augmentation de la biomasse du phytoplancton. La silice augmente conjointement aux orthophosphates ($r_{\text{pearson}} = 0.530$; $p < 0.001$), indiquant une minéralisation de la matière organique et un relargage de nutriment, notamment issue de la minéralisation du bloom de printemps de diatomées. La silice montre donc à la fois le pattern saisonnier des nitrates avec les apports hivernaux du bassin versant et la minéralisation estivale liée à la charge interne du plan d'eau. L'ammonium a été suivi sur un plus court laps de temps. On observe des fortes valeurs au moment de la reprise des débits, ainsi qu'à la sortie des nénuphars. Les deux pics d'ammonium des 12/06/2018 et 04/07/2018 sont probablement dû aux deux crues exceptionnelles intervenues 1 à 3 jours avant (70 mm le 11/06/2018 et 60 mm le 01/07/2018). La concentration en ammonium est légèrement mais significativement corrélée à celle des nitrates ($r_{\text{pearson}} = 0.281$; $p < 0.001$). Les cyanobactéries fixatrices d'azote sont très présentes en été dans le lac de Grand-Lieu, en accord avec les faibles concentrations en nitrates et en ammonium. **En 2018 et 2019, malgré deux années hydrologiques contrastées, les patrons saisonniers de nutriments sont semblables, avec une recharge hivernale du N et de Si et une minéralisation estivale du P et de Si.**

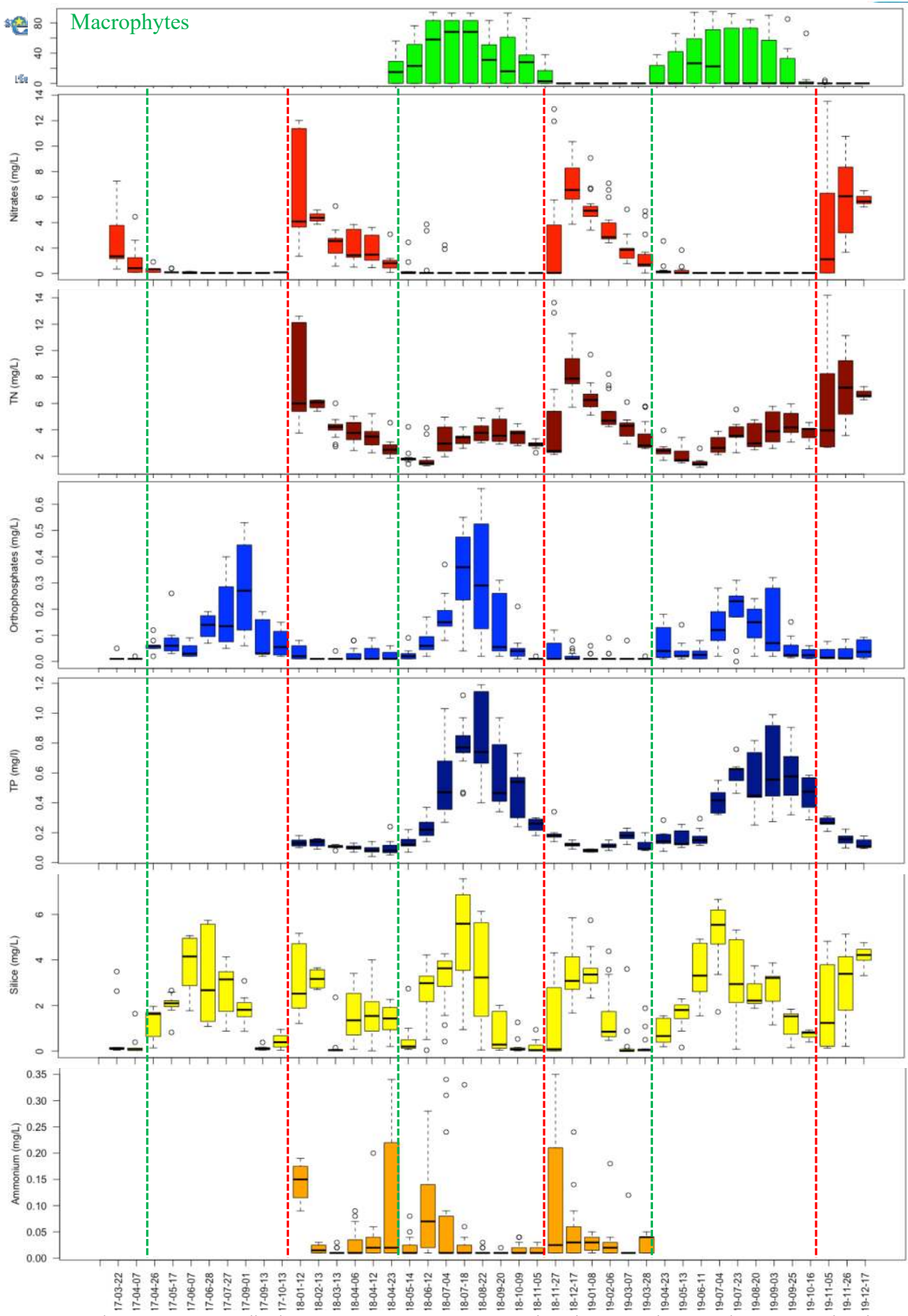


Fig. 26 : Chronique temporelle des concentrations en nitrates, phosphates et silice. Les dates sont indiquées en abscisse telles que « année – mois – jour » (à noter : en 2017, l'échelle n'est pas proportionnelle au temps). Le graphique du haut indique la moyenne de recouvrement par les macrophytes.

Sur les graphiques précédents, la hauteur des boîtes à moustache montre la variabilité spatiale des concentrations en nutriments à une date donnée. Ainsi, la première date (voir la deuxième) suivant la recharge hivernale (juste après la ligne pointillée rouge), montrent des concentrations en nitrates et TN très variables, puis les concentrations sont beaucoup plus similaires dans le lac le reste de l'hiver (Fig. 26). Les 27/11/2018 et 05/11/2019, les concentrations en nitrates sont élevées à proximité des affluents, tandis qu'elles sont quasi nulles dans le reste du lac (Fig. 27). Dès les dates suivantes, les concentrations sont fortes sur l'ensemble du lac (Fig. 27). D'avril à juillet 2018 (période qui a connu des crues importantes), les concentrations en nitrates proches des affluents sont élevées, en particulier la station 7 proche de la Boulogne.

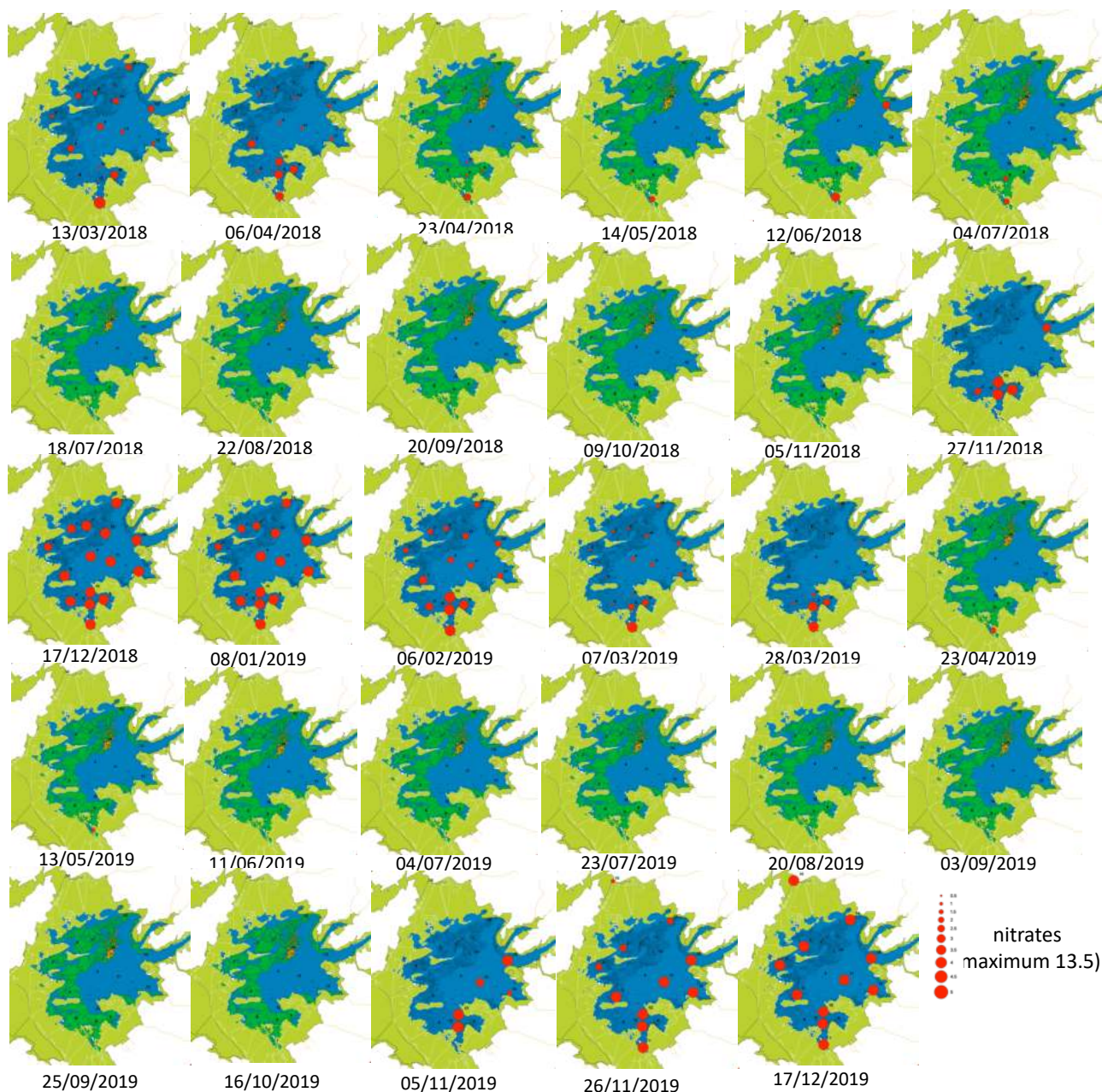


Fig. 27 : (bubblemap) variations spatio-temporelles des concentrations en nitrates (mg/L) mesurées en 2018 et 2019 : les concentrations sont corrélées au rayon du cercle. La même échelle est utilisée sur toutes les cartes. Le plus grand cercle représente les concentrations supérieures à 5 N-NO₃ mg/L.

Les orthophosphates sont très variables en termes de concentrations, particulièrement en juillet août (Fig. 26). Initialement plus élevées dans les macrophytes (le 12/06/2018 ; Fig. 28), les concentrations

deviennent plus élevées sur l'ensemble du lac (le 04/07/2018 et 18/07/2018), avant de devenir plus élevées en eau libre (22/08/2018, 20/09/2018 et 09/10/2018) par rapport à la zone de macrophytes. Le même pattern se reproduit en 2019 de manière moins prononcé (Fig. 28). Le lac de Grand-Lieu, comme tous les plans d'eau, constitue une zone de stockage de phosphore, qui se retrouve piégé dans ses sédiments et est relargué en fonction des conditions redox et des équilibres de concentration entre eau libre et eau interstitielle du sédiment (loi de Fick). En été, le sédiment du lac relargue ainsi une partie du phosphore stocké, ce qui contribue au développement des cyanobactéries.

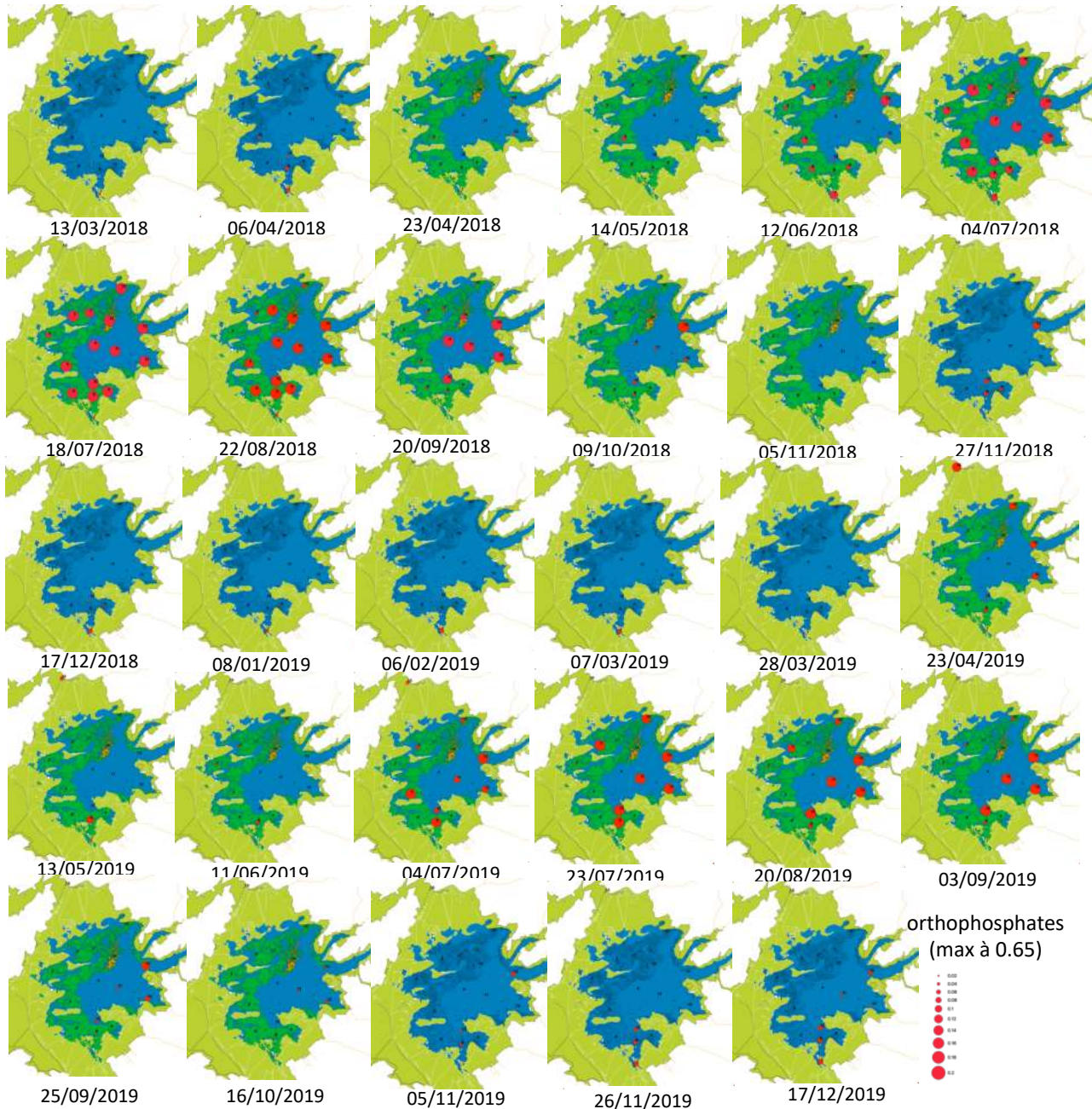


Fig. 28 : (bubblemap) variations spatio-temporelles des concentrations en orthophosphates (mg/L) mesurées en 2018 et 2019 : les concentrations sont corrélées au rayon du cercle. La même échelle est utilisée sur toutes les cartes. Le plus grand cercle représente les concentrations supérieures à 0.2 P-PO4 mg/L.

Les concentrations en silice montrent une plus grande variabilité à la reprise des débits, comme pour les nitrates, mais aussi en été en juillet-août comme pour les orthophosphates (Fig. 26). A certaines dates comme le 23/04/2018, 22/08/2018 et le 20/09/2018, on retrouve le même pattern que pour les orthophosphates, avec

des concentrations plus élevées en eau libre que dans les nénuphars (Fig. 29). Ce pattern n'est pas retrouvé en 2019 (Fig. 29).

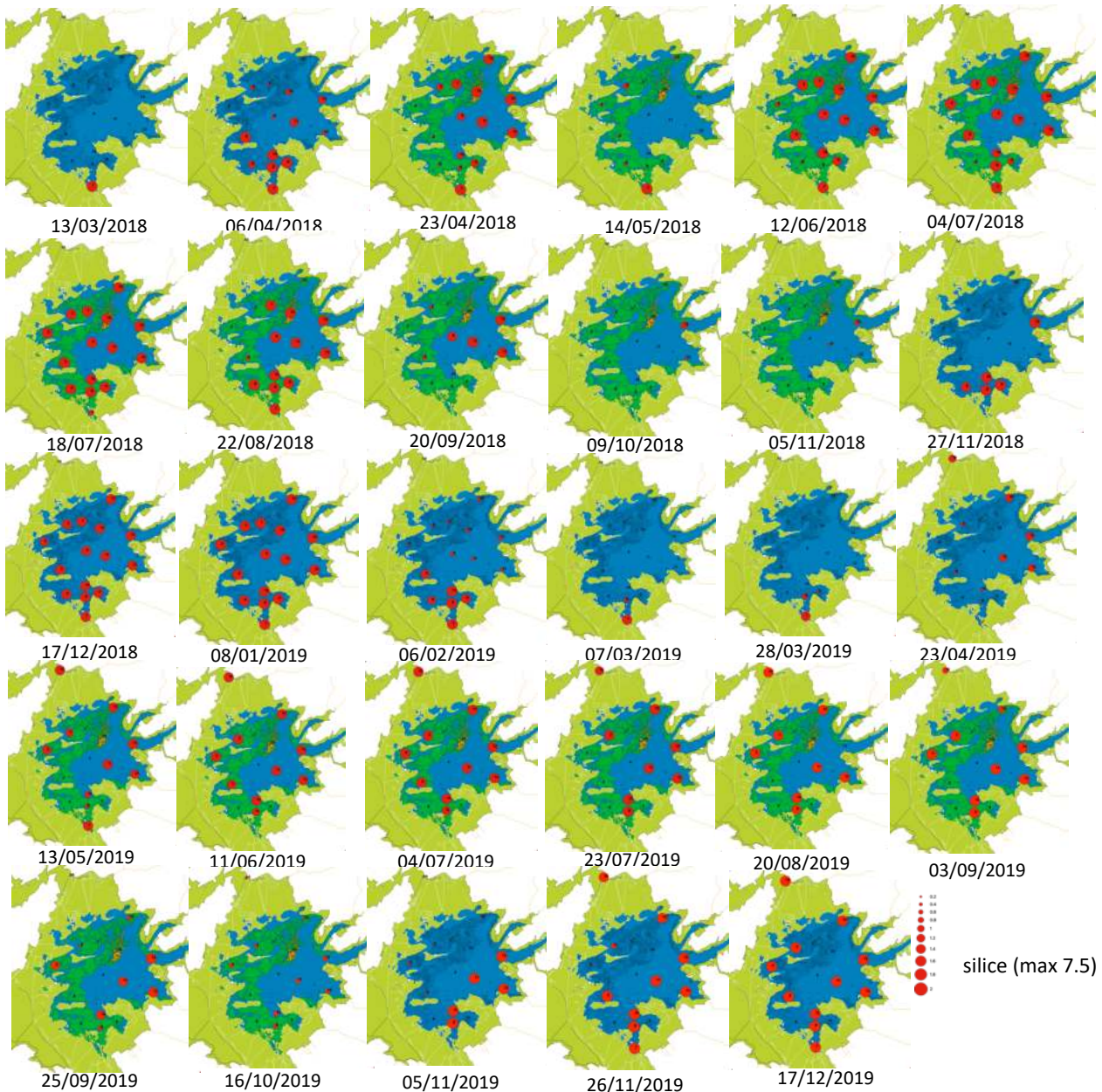


Fig. 29 : (bubblemap) variations spatio-temporelles des concentrations en silice (mg/L) mesurées en 2018 et 2019 : les concentrations sont corrélées au rayon du cercle. La même échelle est utilisée sur toutes les cartes. Le plus grand cercle représente les concentrations supérieures à 2 mg/L.

Si on compare les concentrations moyennes aux stations nénuphars (1, 2, 3, 5, 6, 8, 14, 15) par rapport aux stations eau libre (4, 11, 12, 13) au cours du temps, on voit que les orthophosphates et la silice sont bien supérieurs en eau libre par rapport aux zones de macrophytes, tandis que les nitrates sont similaires et l'ammonium ne montre pas de pattern clair (Fig. 30).

- ⇒ *Les nutriments mesurés dans le lac montrent un patron saisonnier et spatial récurrent chaque année, avec la recharge hivernale des nitrates et de la silice à partir de novembre, et le relargage d'orthophosphates et de silice en été lié à la forte charge en nutriments du lac dans ses sédiments.*
- ⇒ *La variabilité spatiale des nitrates est associée aux affluents, particulièrement la Boulogne, tandis que celle des orthophosphates est liée à la zonation du lac (zone de macrophytes versus eau libre).*

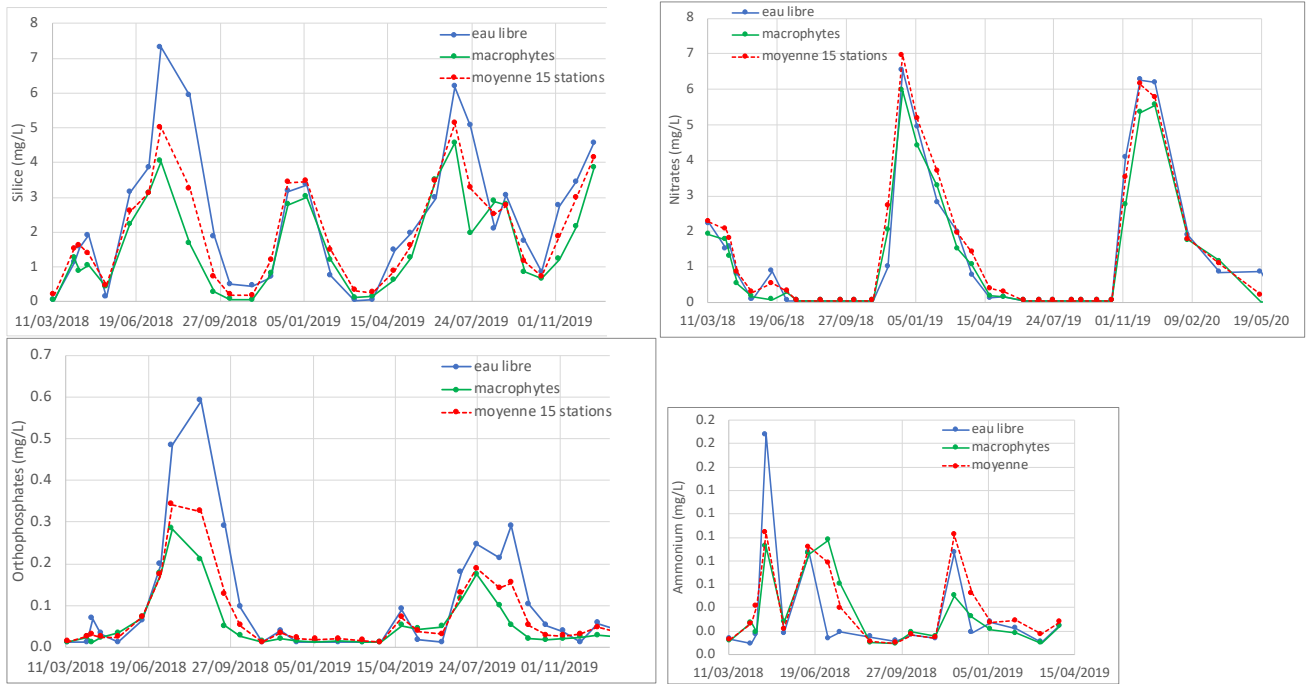


Fig. 30 : séries temporelles des concentrations moyennes de nutriments dans les zones de macrophytes (8 stations), dans l'eau libre (4 stations) et dans le lac (15 stations).

Fonctionnement biologique : le contrôle par les macrophytes

L'habitat 'macrophytes' est saisonnier pour les communautés planctoniques. Le recouvrement de la surface est utilisé ici comme un indicateur de la présence de cet habitat, même s'il ne tient pas compte du développement dans la colonne d'eau. Le recouvrement de la surface du lac par les macrophytes à feuilles flottantes, largement dominés par les nénuphars (*Nuphar lutea* et *Nymphaea alba*), augmente d'avril à juillet, puis régresse de septembre à octobre (Fig. 31). Cette régression est accélérée par l'augmentation de la hauteur d'eau du lac (Fig. 31). En juillet-août, le recouvrement atteint 80 % de la surface de l'eau aux stations 'macrophytes' (Fig. 31). La châtaigne d'eau (*Trappa natans*) est également présente en station 14 et a été particulièrement dense en 2018 par rapport aux autres années.

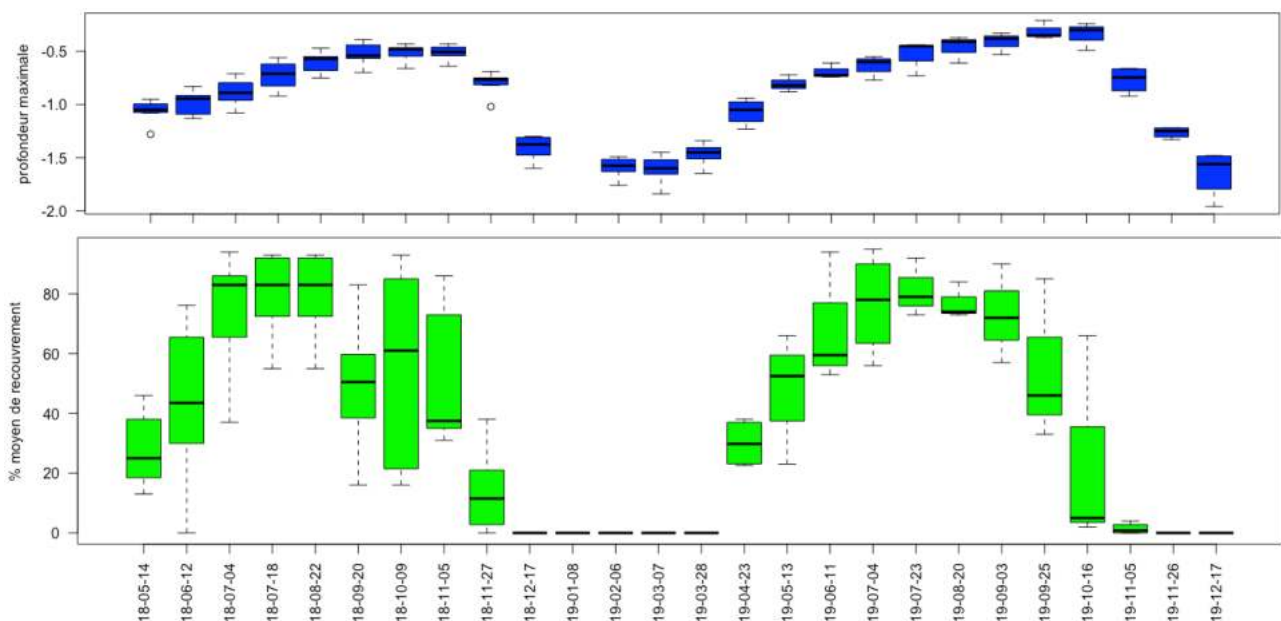


Fig. 31 : (haut) série temporelle de la profondeur moyenne maximale aux stations macrophytes (stations 1, 2, 3, 5, 6, 8, 14 et 15) et (bas) du pourcentage de recouvrement moyen par les macrophytes enracinés à feuilles flottantes.

Dans les plans d'eau, les macrophytes, qu'ils soient immergés ou émergés, ont un rôle d'organismes ingénieurs dans le plan d'eau. Ils modifient la physico-chimie et impactent les communautés planctoniques. Dans le lac de Grand-Lieu, nous observons des effets similaires à ceux recensés dans la littérature. Ils ont ainsi des effets négatifs sur le plan d'eau, comme un appauvrissement en oxygène (Fig. 32), mais également positifs, comme une baisse de température grâce à l'ombrage. Le pH reste également proche de 8 dans la zone de macrophytes, tandis qu'il augmente à 9.5 en eau libre, en lien avec la forte activité de photosynthèse par le phytoplancton (Fig. 32). Les orthophosphates comme vu précédemment sont significativement moins élevés en concentration dans la zone des macrophytes par rapport à l'eau libre (Fig. 32). Les biomasses de cyanobactéries y sont trois fois plus faibles dans les macrophytes qu'en eau libre (Fig. 32), ce qui peut être expliqué par plusieurs facteurs non exclusifs (les température plus basses, effet d'ombrage par les nénuphars, effet allélopathique des nénuphars, compétition macrophytes-cyanobactéries pour les nutriments, etc). On va maintenant détailler comment les communautés de phytoplancton et de zooplancton se modifient au cours du temps et répondent à cet habitat 'macrophytes'.

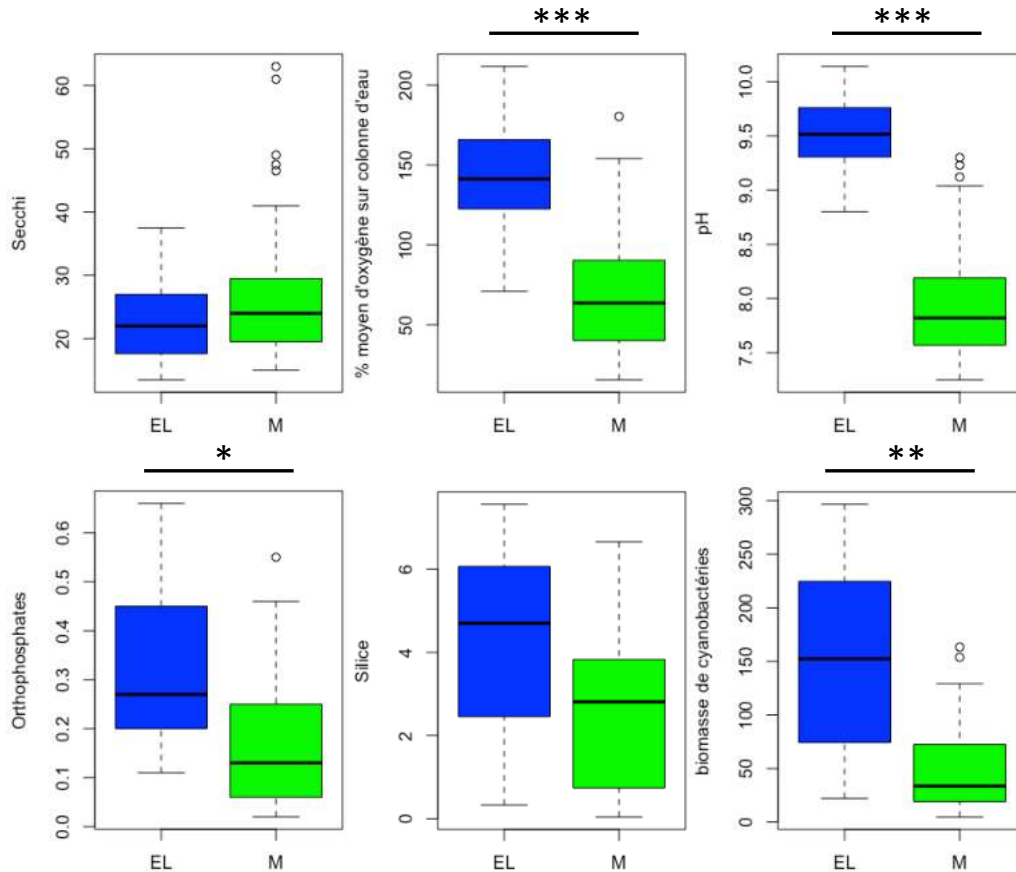


Fig. 32 : comparaison des paramètres physico-chimiques entre les stations macrophytes (« M ») et eau libre (« EL ») pendant l'été (21/06 au 20/09). Le résultat du test de Kruskal-Wallis est indiqué tel que : *** signifie une valeur de $p < 0.001$, ** < 0.01 et * $p < 0.05$.

3. Succession saisonnière du plancton

Biomasses de phytoplancton et de zooplancton

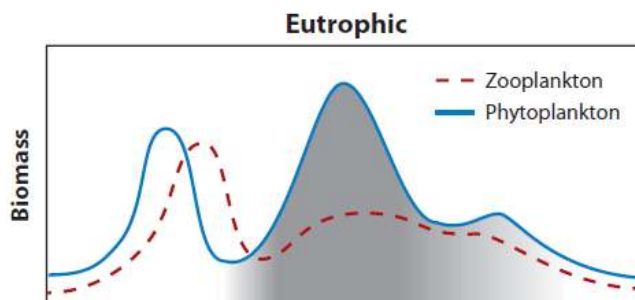


Fig. 33: variations de la biomasse de phytoplancton et de zooplancton dans un plan d'eau eutrophe, entre janvier et décembre (Sommer et al. 2012).

Le phytoplancton dans les lacs tempérés suit une succession saisonnière bien décrite dans la littérature (Sommer et al. 1986; Sommer 1994). Cette dynamique est contrôlée par des paramètres abiotiques (température, disponibilité en lumière, nutriments, mélange) et biotiques (zooplancton, boucle microbienne, poissons, parasites tels chytrids). Dans les lacs eutrophes comme le lac de Grand-Lieu, plusieurs pics de biomasse interviennent au cours de l'année, un au printemps, un second plus important en été et un plus léger

à l'automne (Fig. 33). Le pic de printemps est contrôlé par le zooplancton (Fig. 33), qui précipite la communauté de phytoplancton vers des espèces résistantes au broutage, comme les cyanobactéries. Nous retrouvons bien dans le lac de Grand-Lieu le pic printanier de biomasse dans les deux habitats (Fig. 34b et e), puis le pic estival des cyanobactéries en eau libre (Fig. 34d), qui se chevauche avec le pic automnal des autres groupes de phytoplancton. L'hiver 2018-2019, la biomasse de phytoplancton est restée élevée tout l'hiver. La chute hivernale de biomasse de phytoplancton n'est pas systématique à Grand-Lieu, le lac étant très productif et les températures hivernales clémentes (absence de périodes de gel prolongées).

Si on observe la dynamique de la biomasse des cyanobactéries, on voit qu'elle augmente légèrement dans la zone des macrophytes avant la sortie des nénuphars (Fig. 33a). En eau libre, la biomasse des cyanobactéries reste nulle avant la sortie des nénuphars au moins en 2018 (Fig. 33d). Ce patron s'est produit en 2018 et 2019 (Fig. 33a), et est observable spatialement les 23/04/2018 et 23/04/2019 (Fig. 36). Cette zone correspond au secteur ouest du lac, protégé des vents (Fig. 36). Cette tendance d'augmentation des cyanobactéries dans la zone de macrophytes suivie de l'augmentation en eau libre est particulièrement visible lorsque l'on calcule l'écart des stations à la biomasse moyenne du lac (Fig. 35).

A la sortie des nénuphars, la biomasse de cyanobactéries dans les macrophytes diminue, tandis qu'elle augmente en eau libre (Fig. 34a et d). Seulement une date en deux ans atteint les 100 $\mu\text{g chl a} / \text{L}$ de cyanobactéries dans l'habitat macrophytes, contre 7 dates dans la zone d'eau libre (Fig. 34a et d). Cette date de forte biomasse de cyanobactéries dans les macrophytes correspond à une chute de biomasse dans l'eau libre (Fig. 34a et d). Il n'a pas été relevé de pluie abondante qui pourrait justifier d'une crue entre ces deux dates, malgré que 2018 en ait subi plusieurs. En été, la biomasse de cyanobactéries est relativement stable en eau libre en 2019, contrairement à 2018 qui a connu plusieurs grandes crues. La biomasse des cyanobactéries retombe à des valeurs proches de 0 seulement mi-décembre.

La biomasse des autres groupes de phytoplancton est équivalente dans les deux habitats (Fig. 34b et e). Elle est cependant plus stable d'une date sur l'autre dans les macrophytes (Fig. 34b), zone protégée des vents, alors qu'elle est très fluctuante en eau libre où elle peut doubler entre deux échantillonnage (Fig. 34e). La remise en suspension des sédiments et du meroplancton va contribuer à une forte variabilité des biomasses de plancton dans le lac. En eau libre, la biomasse est minimale en avril (Fig. 34e) et coïncide avec les plus grandes profondeurs de Secchi (Fig. 21). Elle correspond à ce qui est appelé la 'phase d'eau claire', période de sur-exploitation du phytoplancton par le zooplancton et est favorable à la sortie des macrophytes.

- ⇒ ***Une biomasse de phytoplancton importante toute l'année. Une seule baisse importante : la phase d'eau claire en avril.***
- ⇒ ***Développement d'Ouest en Est du bloom de cyanobactéries, de la zone protégées des vents avant la sortie des nénuphars à la zone d'eau libre après leur sortie.***
- ⇒ ***Mi-avril est une transition importante pour le plan d'eau, avec la phase d'eau claire, la sortie des macrophytes, le changement de communautés pour le phytoplancton et la mise en place des deux habitats contrastés***

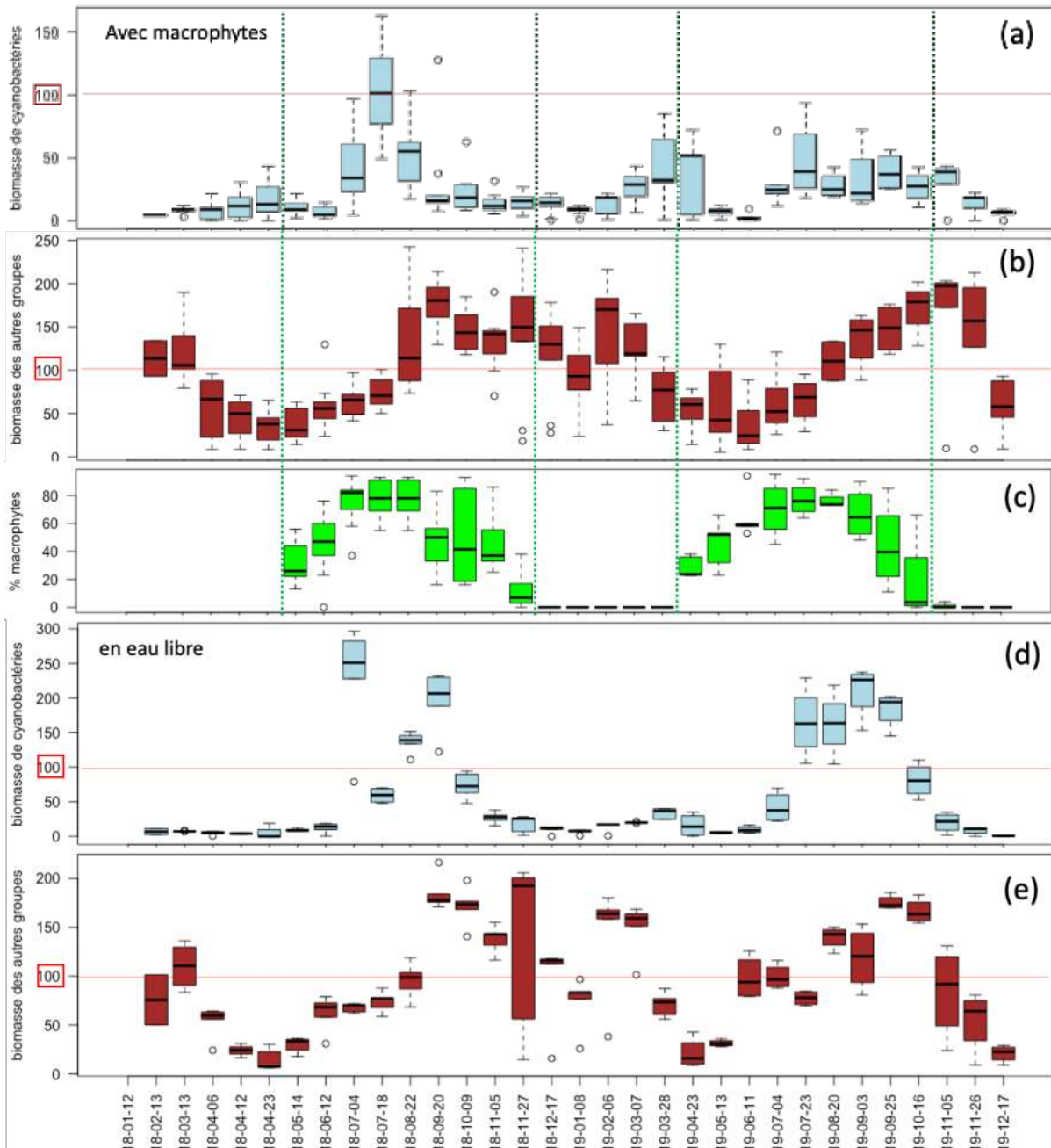


Fig. 34 : séries temporelles de la biomasse (a et d) de cyanobactéries et (b et e) des autres groupes de phytoplancton (haut) en zone de macrophytes et (bas) en eau libre. Le recouvrement par les macrophytes est indiqué sur le graphique c.

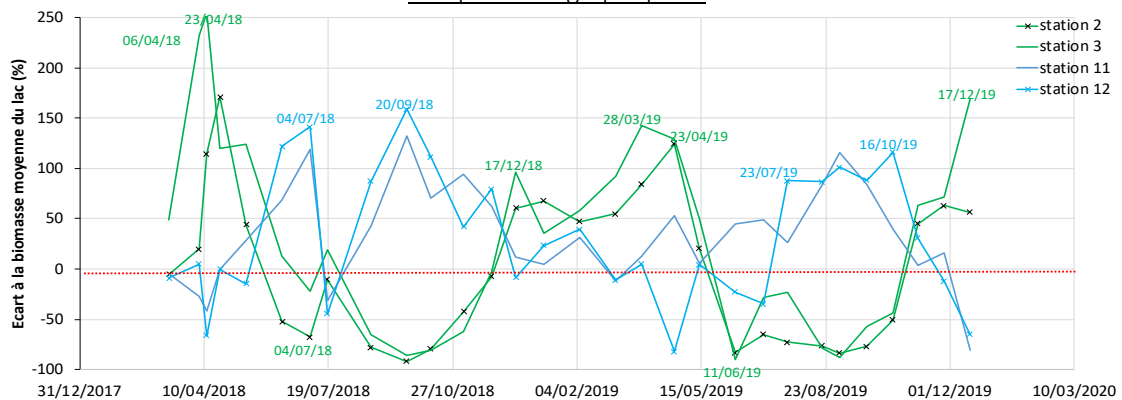


Fig. 35 : Ecart de concentration en cyanobactéries entre les stations et la moyenne du lac.

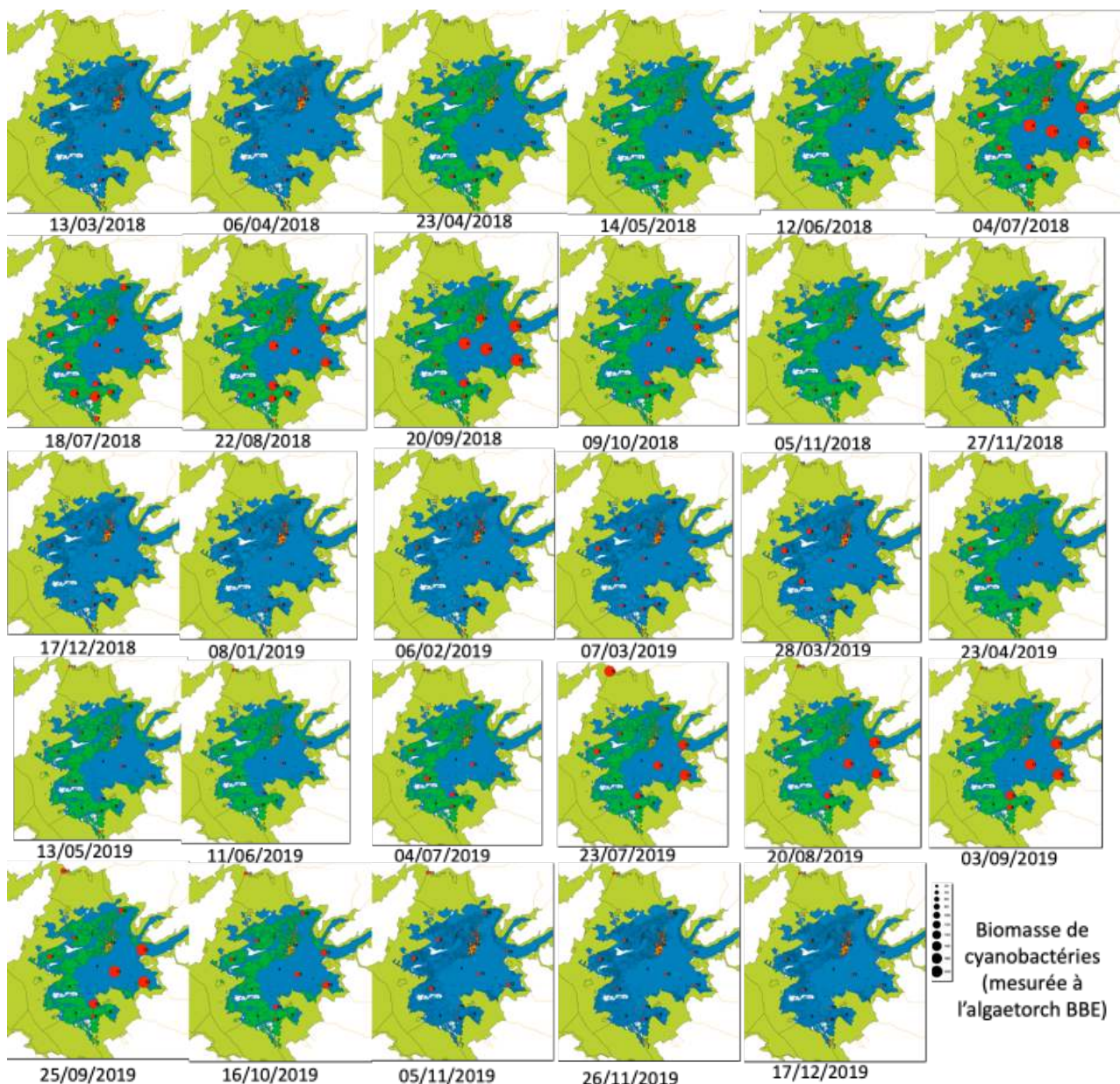


Fig. 36 : variations spatio-temporelles des biomasses de cyanobactéries ($\text{Eq } \mu\text{g chla/L}$) mesurées en 2018 et 2019 : les concentrations sont corrélées au rayon du cercle. La même échelle est utilisée sur toutes les cartes. Le plus grand cercle représente les concentrations supérieures à $200 \mu\text{g chla/L}$.

Les cartographies spatiales des biomasses de cyanobactéries (Fig. 36) et de phytoplancton (cf annexe) au cours du temps montrent des résultats similaires, la biomasse totale de phytoplancton incluant celle des cyanobactéries, avec principalement l'effet eau libre versus macrophytes en été.

Les abondances totales de zooplancton sont très fluctuantes d'une date à l'autre, avec des variations d'un facteur 10 (Fig. 37). Le cycle saisonnier théorique en lien avec le phytoplancton (Fig. 33) n'est pas flagrant (Fig. 37). Au printemps, même si les abondances sont plus faibles, certains genres sont de très bon filtreurs (comme les Daphnies de grande taille) et entraînent un déclin significatif de la biomasse algale (Scheffer, 1998). Les abondances en été dans les macrophytes sont généralement plus fortes qu'en eau libre, sauf à une date de juillet 2018 où une population très importante de *Bosmina* (Cladocères) a proliféré dans le lac (Fig. 37). Que ce

soit pour le phytoplancton ou le zooplancton, les abondances sont donc beaucoup plus fluctuantes que les courbes théoriques (Fig. 34), en lien avec la forte productivité du lac et sa sensibilité à la remise en suspension du meroplancton par le vent. Le plancton à cause de son taux de croissance très rapide et de son interdépendance est connu pour fluctuer très rapidement (en quelques jours), avec des cycles proies prédateurs et des phénomènes de résonance (Benincà et al. 2011).

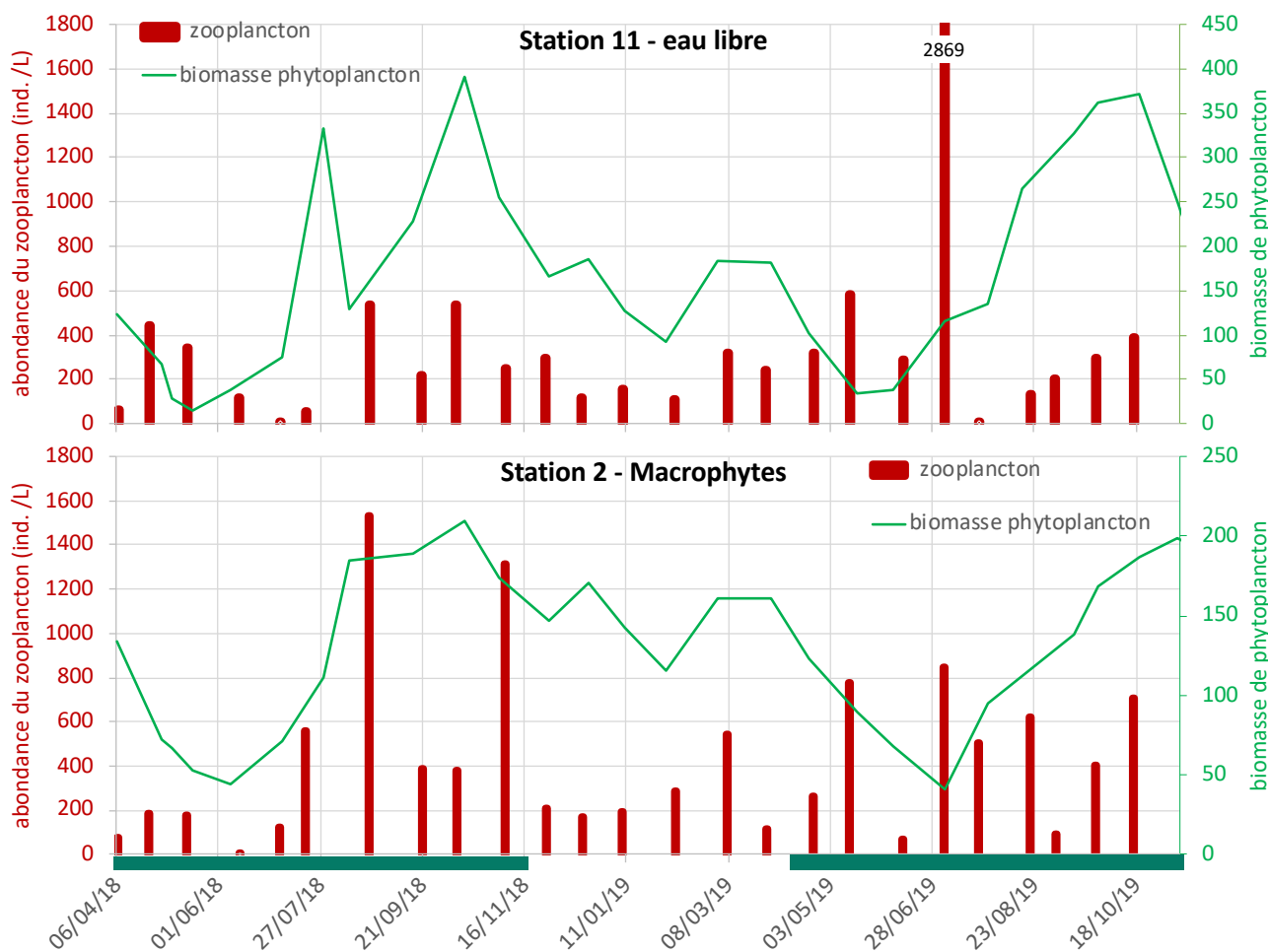


Fig. 37 : séries temporelles des abondances de zooplancton dans la zone de macrophytes (station 2) et dans l'eau libre (station 11). La biomasse de phytoplancton est indiquée avec la courbe verte.

⇒ *L'abondance totale de zooplancton est peu informative sur la dynamique du lac, étant très fluctuante spatialement et temporellement. C'est vraiment la composition en espèce qui va être indicatrice du fonctionnement du lac de Grand-Lieu.*

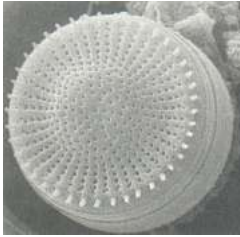
Nous allons maintenant regarder les changements de composition des communautés phytoplanctoniques, puis zooplanctoniques.

Dynamique des espèces de phytoplancton

La biomasse totale des espèces suit la courbe théorique (Fig. 33), avec un premier pic de diatomées, suivi du pic de cyanobactéries, qui se prolonge avec le retour des diatomées et des chlorophycées (Fig. 38). La biomasse minimale est observée le 12/06/2018 et non en avril, mais cette chute est associée à la crue importante (70 mm) du 11/06/2018, qui a également fortement impacté le zooplancton. Malgré un nombre très important d'espèces par rapport aux autres plans d'eau, la biomasse de la communauté de phytoplancton est souvent dominée par un petit nombre d'espèces. Une seule espèce peut représenter plus de 60% de la biomasse totale (Fig. 39), mais on observe que la communauté dans la zone des macrophytes est généralement plus équilibrée qu'en eau libre (forte dominance de la cyanobactérie *Dolichospermum*).

La succession des espèces (Fig. 38) montre une forte biomasse de *Stephanodiscus hantzschii* (diatomées) au printemps avant la sortie des nénuphars (dans les deux habitats). Cette diatomée est plus compétitive pour la silice que les autres diatomées, elle a des besoins en silice moindre ($0.027 \text{ pg Si } \mu\text{m}^{-3}$ contre $0.10\text{-}0.15 \text{ pg Si } \mu\text{m}^{-3}$ pour des diatomées comme *Asterionella*, *Fragillaria* ou *Stephanodiscus rotula*). La sédimentation est également plus faible de par sa taille plus petite. Même si le lac de Grand-Lieu est très peu profond, ses eaux turbides limitent fortement l'accès à la lumière. Le printemps avec ses eaux froides et turbides mélangées sont favorables à cette diatomée centrique, très courante même en rivière. *Planktothrix agardhii*, une cyanobactérie filamenteuse, est présente fin avril début mai, surtout dans l'habitat macrophytes (Fig. 38). Cette espèce, qui régule sa flottabilité grâce à des vacuoles à gaz, est très tolérante aux faibles lumières et est observée dans des eaux mélangées, contrairement à beaucoup d'espèces de cyanobactéries. L'été montre une dominance de *Dolichospermum flos aquae*, une cyanobactérie fixatrice d'azote qui a besoin d'une forte lumière et de températures élevées. Elle forme des floccs qui s'accumulent en surface de l'eau et sont bien visibles dans le lac. Mi-juillet 2018, beaucoup de *Merismopedia* sont observés en eau libre, avec *M. tenuissima* et *M. punctata*. *Merismopedia* est favorisé par les températures élevées et par les fortes lumières et concentrations en nutriments. Ce genre peut être benthique et pélagique, il forme des tapis sur les plantes et le sédiment, qui se retrouvent ensuite en suspension dans la colonne d'eau, suite à des épisodes de forçage hydrodynamique. Les données météorologiques ne montrent cependant ni canicule, ni perturbation par le vent ou la pluie à cette période (Tableau VII). Les genres *Cryptomonas* et *Scenedesmus* sont restés présents en biomasses significatives toute l'année, dans les deux habitats (Fig. 38, 39). *Cryptomonas* est indicateur d'eaux riches en matière organique, il est mixotrophe, donc capable de basculer de la photosynthèse vers la phagotrophie quand la lumière devient limitante. *Scenedesmus* est un genre d'algue verte très commune, sa croissance est rapide dans les eaux eutrophes et il est très consommé par le zooplancton. Une description succincte de ces principaux taxons est donnée en page suivante (Reynolds 2006).

La composition en espèces du phytoplancton reste difficile à prévoir dans les lacs, mais peut facilement être expliquée à posteriori en fonction des conditions environnementales et climatiques. Des groupes d'espèces ont des préférences thermiques, de conditions de mélange, de lumière ou de nutriments. Les groupes fonctionnels sont ainsi de plus en plus utilisés pour le phytoplancton. Ils sont en effet directement reliés aux facteurs environnementaux, ils sont indépendants du pool local d'espèces présentes et ils s'affranchissent des biais liés à une mauvaise identification d'espèces. La composition exacte dépend de ce qui est présent dans le sédiment du lac et de l'amont. Le lac de Grand-Lieu de par sa taille présente un pool très important, de nombreuses espèces sont présentes, mais en biomasses faibles. Lorsqu'on regarde la composition en groupes fonctionnels dans le lac de Grand-Lieu (Fig. 40 et 41), on retrouve la dynamique décrite précédemment, le taxon dominant contrôlant le groupe fonctionnel dominant.



→ Diatomée centrique : besoin de silice ($0.027 \text{ pg Si } \mu\text{m}^{-3}$) ; taux élevé de sédimentation ; taux de croissance à $20^\circ\text{C} = 1.18 / \text{jour}$
Habitat typique : (D) eaux turbides enrichies en nutriments et peu profondes
Tolère des temps de résidence courts mais sensible au déficit de nutriments et à la stratification thermique

Photo de *Stephanodiscus hantzschii* (crédit photo : www.umweltdaten.landsh.de/)



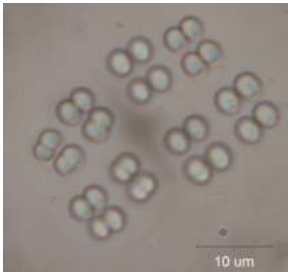
→ Cyanobactéries : potentiellement toxique ; vacuole à gaz (pas de sédimentation) ; fixation d'azote ; akinètes (cellules de dormance) ; taux de croissance à $20^\circ\text{C} = 0.78 / \text{jour}$
Habitat typique : (H1) eaux eutrophes, pauvre en azote et carbone
Sensible au mélange, aux faibles lumières et aux faibles concentrations en phosphore.
Constante de demi-saturation du phosphore = $1.8 \text{ à } 2.5 \mu\text{mol P / L}$

Photo de *Dolichospermum flos aquae* (crédit photo : M. Leitao – Bi-Eau)



→ Cyanobactéries : potentiellement toxique ; vacuole à gaz (pas de sédimentation) ; taux de croissance à $20^\circ\text{C} = 0.86 / \text{jour}$
Habitat typique : (S1) eaux turbides et mélangées
Sensible au renouvellement de l'eau mais tolérant au manque de lumière
Constante de demi-saturation du phosphore = $0.2\text{-}0.3 \mu\text{mol P / L}$ (valeur faible donc compétitif)

Photo de *Planktothrix agardhii* (crédit photo : ecobio)



→ Cyanobactéries : pas de vacuole à gaz ; cyanobactéries épiphytes ; forme des tapis de cellules qui peuvent se décrocher avec la turbulence ;
Habitat typique : (Lo) commun (plans d'eau oligotrophes à eutrophes, peu profonds à profonds)

Photo de *Merismopedia punctata* (crédit photo : M. Leitao – Bi-Eau)



→ Cryptophycées : flagellé (pas de sédimentation) ; mixotrophe (photosynthèse + phagocytose de matière organique) ; taux de croissance à $20^\circ\text{C} = 0.7\text{-}0.8 / \text{jour}$
Habitat typique : (Y ou X2) petits plans d'eau riches en nutriments avec faible prédation par zooplancton
Tolère les faibles lumières (où il fait alors de la phagotrophie).

Photo de *Cryptomonas* (crédit photo : M. Leitao – Bi-Eau)



→ Chlorophycées : taux de croissance à $20^\circ\text{C} = 1.3 / \text{jour}$
Habitat typique : (J) plans d'eau peu profonds (voir rivières) riches en nutriments
Sensible à la sédimentation en zone aphotique
Constante de demi-saturation du phosphore = $1.2 \text{ à } 4 \mu\text{mol P / L}$ (besoin important)

Photo de *Scenedesmus* (crédit photo : M. Leitao – Bi-Eau)

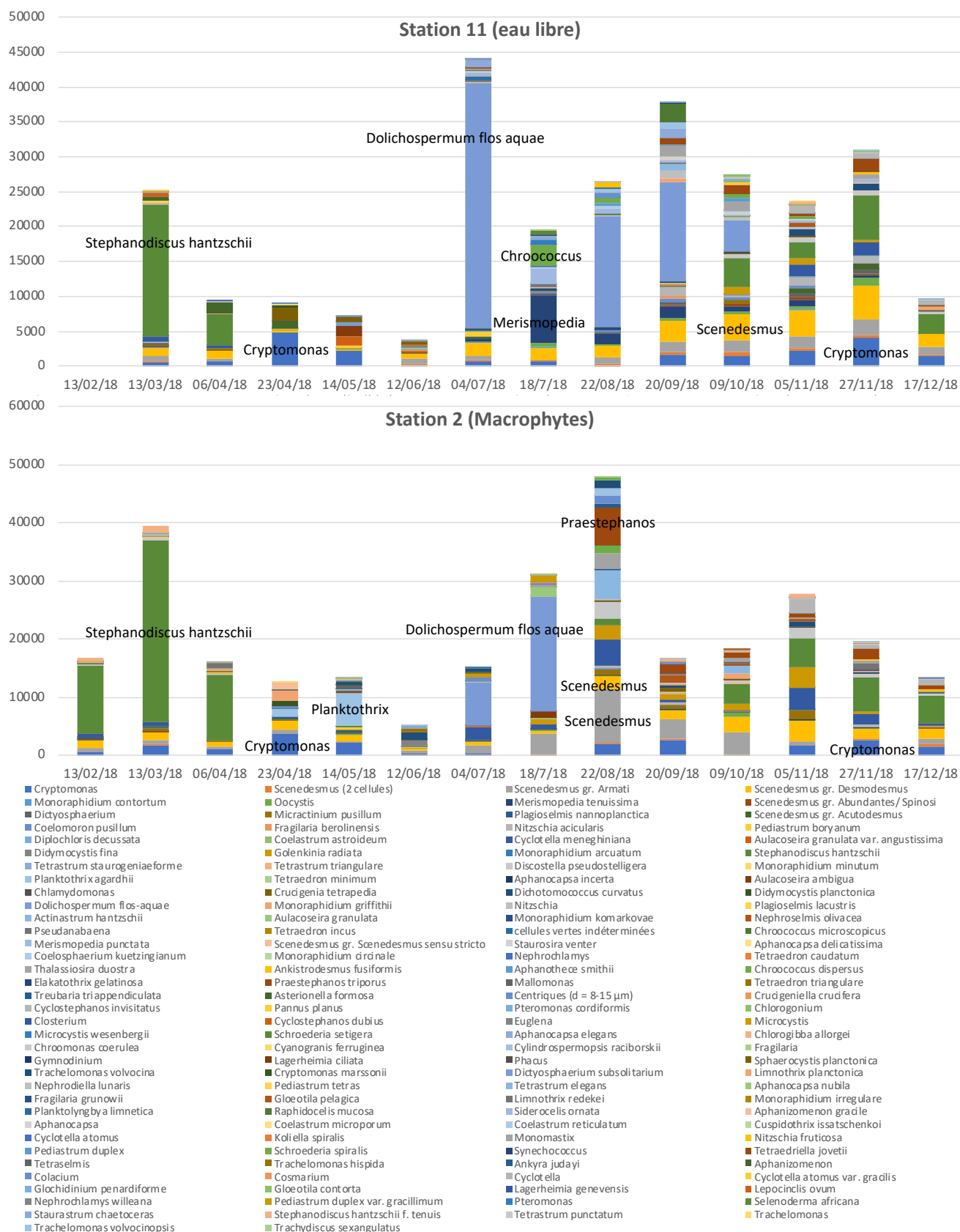


Fig. 38 : séries temporelles des biomasses (µg/L) des différentes espèces de phytoplancton aux stations 2 (macrophytes) et 11 (eau libre).

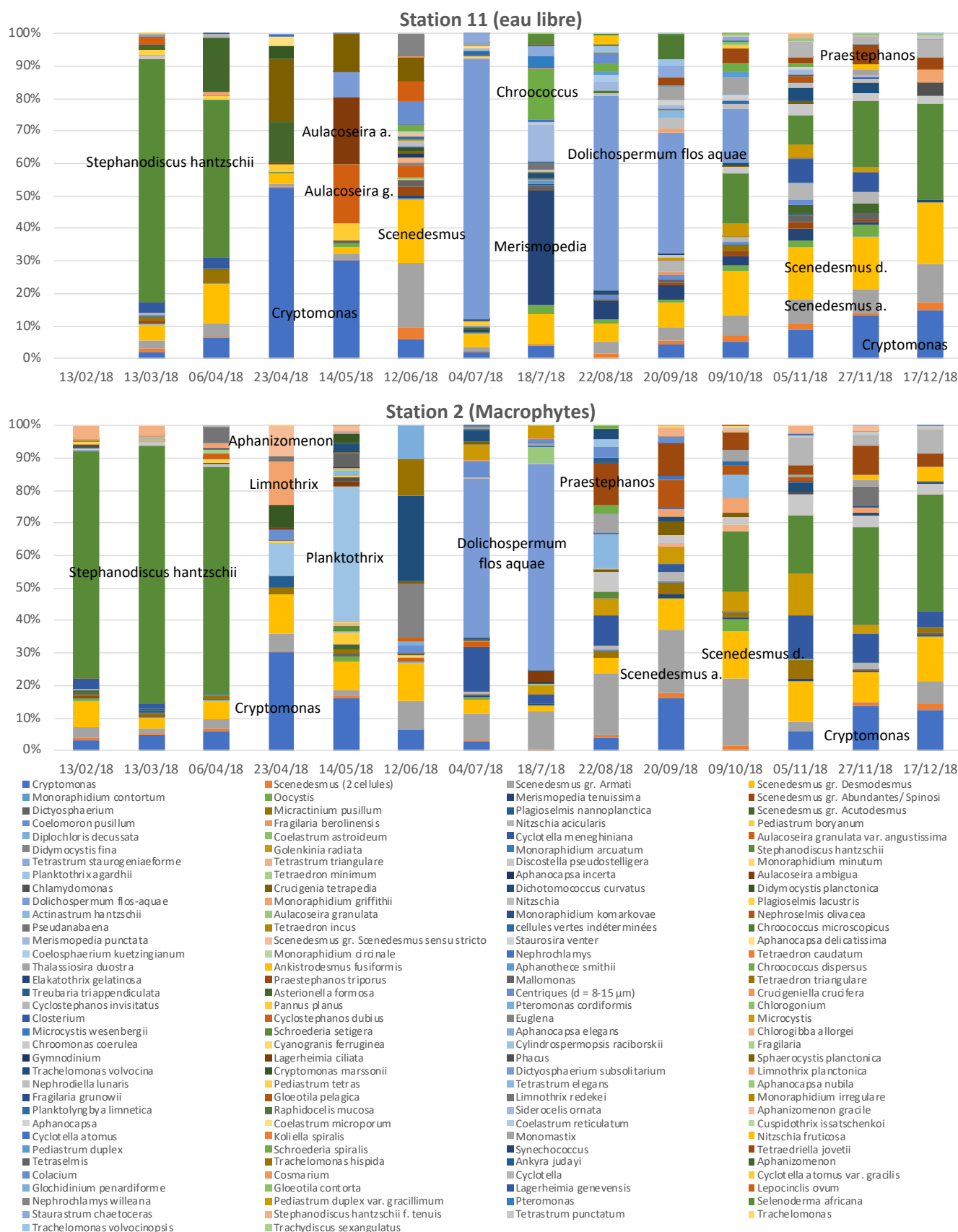


Fig. 39 : séries temporelles des biomasses relatives des différentes espèces de phytoplancton aux stations 2 (macrophytes) et 11 (eau libre).

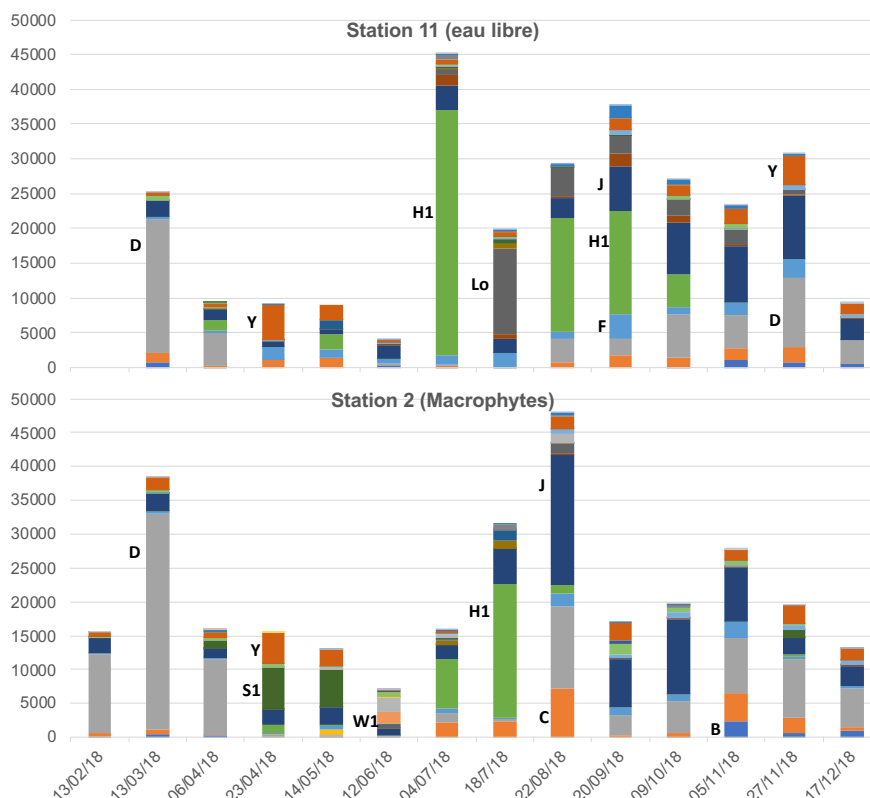


Fig. 40 : séries temporelles des biomasses des différents groupes fonctionnels de Reynolds, aux stations 2 (macrophytes) et 11 (eau libre).

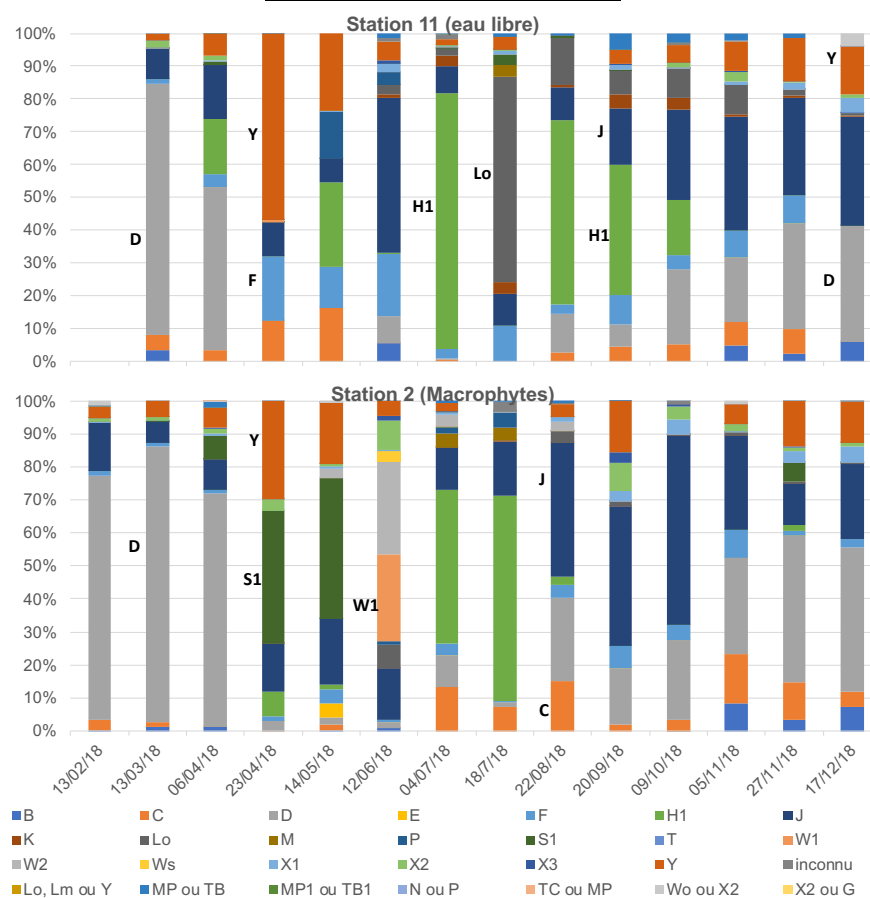


Fig. 41 : séries temporelles des biomasses relatives des différents groupes fonctionnels de Reynolds, aux stations 2 (macrophytes) et 11 (eau libre).

Dynamique des espèces de zooplancton (rotifères)

Les rotifères (Métazoaires Lophotrochozoaires), qui comptent plus de 2000 espèces, ont une taille comprise entre 50 μm et 2000 μm (Gauthier, 2017). Parmi les trois classes de rotifères (Seisonides, Bdelloïdes et Monogonontes), seuls les Monogonontes sont très largement représentés dans les eaux douces. Ils peuvent représenter de 14 à 85% du total de la biomasse de zooplancton de juin à septembre (Telesh et al. 1998), dépendamment du degré trophique du lac. Ils jouent donc un rôle important dans les réseaux trophiques puisqu'ils constituent une source importante de nourriture pour les poissons et les invertébrés prédateurs et assurent la régulation de phytoplancton et de bactérioplancton par le broutage (Pourriot 1965). Ce groupe est très diversifié, tant au niveau morphologique que comportemental. Leur corps peut être cylindrique, sphérique, cubique, conique, sacciforme, ou encore vermiforme. Leur cuticule peut être mince ou épaisse jusqu'à former une carapace indéformable, appelée lorica, pouvant être plus ou moins ornementée. Le pharynx, appelé mastax est armé de trophis, mâchoires dures de formes variables. Il en existe six types : type malle et type ramé, adaptés au broyage, type forcipé et type incudé, adaptés à la préhension, type unciné adapté à la dilacération et type virgé adapté à la succion (Pourriot and Francez 1986). Selon les types de mastax, les rotifères présentent des régimes alimentaires variés : algivore, bactériovore, détritivore ou carnivore. La couronne ciliaire, liée à la structure du mastax et des trophis, est aussi variable. Elle leur permet de se déplacer (Koste W. 1978), d'aspirer leur nourriture et de percevoir leurs proies. Plusieurs types de couronnes ciliaires existent (type *Asplanchna*, *Conochilus*, *Euchlanis/Brachionus*, *Epiphanes*, *Collotheca*, *Hexarthra/Testudinellidae* ou *Notommata*). Leur mastax peut servir à l'identification d'un grand nombre d'espèces. Certaines espèces de rotifères présentent des variations morphologiques intraspécifiques portant essentiellement sur la taille des formations tégumentaires (soies, épines, bosses) ainsi que sur celle du corps. Ces différences s'expriment en fonction du taux de prédation ou des conditions physico-chimique du milieu (Pourriot 1965).

En été, les abondances de rotifères sont plus élevées, variant de 8000 à 10 000 ind/L, contre une centaine d'individus en hiver (Fig. 42). Au total, 42 espèces de rotifères appartenant à 12 familles ont été identifiées, avec un assemblage spécifique très variable au cours du temps (Fig. 42). Une forte diversité du genre *Brachionus* est observée sur la période de juillet à octobre avec 7 espèces contre 1 seule le reste de l'année. Les espèces *Keratella cochlearis* et *Polyarthra colichoptera* dominent la communauté de novembre à avril, tandis que le *Brachionus angularis* a l'abondance la plus forte en septembre/octobre dans la station M (Fig.42). La station avec macrophytes est plus diversifiée que l'eau libre sur la période de juin à octobre, avec 36 espèces identifiées contre 32 dans la station 11. Le 22 août 2018, un pic d'abondance de l'espèce *Brachionus diversicornis* est observé en eau libre mais pas à la station 2 (macrophytes – Fig. 42).

La succession saisonnière est comparable dans les deux habitats, eau libre et macrophyte, ainsi qu'aux autres plans d'eau peu profonds eutrophes (Castro et al. 2005). Certaines espèces présentent une tendance claire vis-à-vis de la température. *Brachionus diversicornis*, *Brachionus forficula minor* et *Trichocerca similis* sont présentes à des températures élevées (>20°C). Ces espèces sont sténothermes d'eau chaude (Pourriot, 1965). *Keratella cochlearis* et *K. cochlearis tecta* sont présentes tout au long de l'année et dominent en hiver avec l'espèce *Polyarthra dolichoptera*. Ces espèces sont eurythermes avec une fréquence plus grande à une température inférieure à 15°C (Pourriot, 1965). De plus, ces espèces ont souvent des défenses morphologiques (épine dorsale développée) qui les protègent des prédateurs pour leur permettre de dominer avec succès, même sous une pression de prédation plus forte. Les concentrations en nutriments et la température favorisent la prolifération du phytoplancton et de cyanobactéries en eau libre, source d'alimentation des rotifères, et engendre une augmentation de la biomasse des rotifères (Pourriot, 1965). Les rotifères étant plus petits que les macrozooplancton et transparents, ils peuvent échapper à la prédation visuelle des poissons (Moss et al. 1998). Une prédation intense des poissons zooplanctonophages élimine les grandes formes de zooplancton permettant aux rotifères de dominer et de se développer en profitant de la baisse de prédation ainsi que de la biomasse phytoplanctonique laissée disponible par la disparition des grands herbivores (Pourriot et al. 1982). Ils sont cependant très sensibles à la prédation par le macro-zooplancton prédateur.

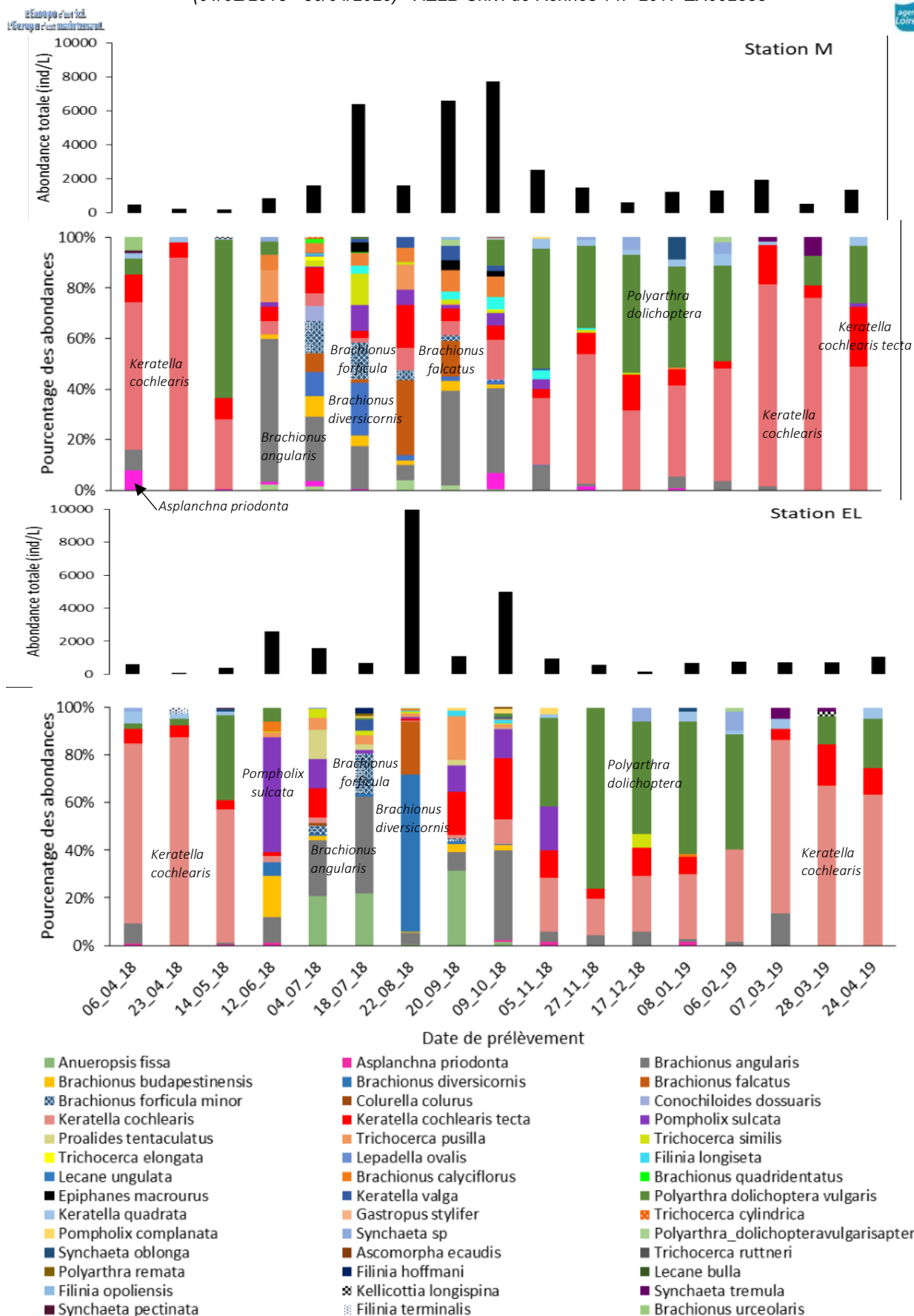


Fig. 42 : Histogramme de l'abondance totale (mg) des rotifères et de l'abondance de chaque espèce (%) en 2018-2019 en présence de macrophytes (station M) ou en absence de macrophytes (station EL).



Cosmopolite (probablement le rotifère le plus commun) – espèce pélagique présente toute l'année
Taille (mesure des individus de Grand-Lieu) : longueur 91 μm et largeur 56 μm
Eurythermes avec une fréquence plus grande à une température inférieure à 15°C
Se déplace grâce à sa couronne ciliaire qui le fait tourner
Microphage omnivore - Les particules sont dirigées dans l'entonnoir buccal vers le mastax où elles sont broyées. Consomme divers formes et tailles de particules, principalement du phytoplancton comme *Cryptomonas* et *Chlamydomonas*.

Keratella cochlearis



Cosmopolite – confusion possible avec *P. vulgaris* (ailettes plus longues pour *P. dol.*)
Taille : 100-150 μm – Tégument rigide
Espèce pélagique qui domine en hiver (novembre à avril)
Mode alimentaire : **raptorial algivore** – le mastax virgé, adapté à la succion, qui lui permet de se nourrir de diatomées.

Polyarthra dolichoptera

Brachionus angularis

Commune, typiquement dans des eaux alcalines eutrophes
Taille (mesure des individus de Grand-Lieu) : longueur 110 μm et largeur 87 μm



Taille moyenne (mesure des individus de Grand-Lieu) : longueur 190 μm et largeur 123 μm
Espèces loriquées avec épines postérieures comme *Keratella*
Espèces sténothermes d'eau chaude (températures >20°C)
Microphages omnivores – crée des courants avec sa couronne ciliaire.
Mastax avec trophis mallés, adaptés au broyage.
mangent essentiellement des cyanophycées

Brachionus diversicornis (photo) et *Brachionus forficula minor*



Espèce commune pélagique de grande taille (jusqu'à 700 μm)
Taille moyenne (mesure des individus de Grand-Lieu) : longueur 345 μm et largeur 235 μm
Espèce à lorica molle sans ornementation ni appendices
Raptorial carnivore (prédateur omnivore) – Mastax avec trophis inclusé.
S'alimente sur algues, ciliés, petits rotifères, larves de crustacés et *Bosmina*

Asplanchna priodonta



Cosmopolites dans les eaux eutrophes
Pélagique et zone de macrophytes
Température : 15 à 25°C – oxygène : 3 – 11 mg/L – pH : 6.8 à 9
Taille moyenne (mesure des individus de Grand-Lieu) : longueur 100 μm et largeur 70 μm
Espèce à lorica rigide mais sans ornementation ni appendices
Microphage détritivore – Mastax avec trophis ramé.

Pompholix sulcata

Dynamique des espèces de zooplancton (cladocères et copépodes)

Chez les cladocères, la croissance se fait par mues, plusieurs fois au cours du cycle de vie. La durée de vie en milieu naturel est estimée à une douzaine de jours avec une reproduction à partir du cinquième jour (dépend de la température de l'eau). La plupart des cladocères présentent une reproduction parthénogénétique cyclique dans laquelle les femelles adultes produisent des œufs non fécondés dans des conditions favorables (parthénogénèse), qui donnent de nouvelles femelles. Lorsque les conditions deviennent défavorables, les femelles produisent des œufs mâles, permettant ensuite une reproduction sexuée classique. Les œufs issus de la fécondation sont libérés à la mue de la femelle et restent enfermés dans une carapace (éhippium) qui résiste aux conditions hivernales défavorables. Lorsque les conditions redeviennent favorables, les œufs fécondés éclosent pour libérer des femelles parthénogénétiques. L'échantillonnage du plan d'eau étant réalisé toutes les 3 semaines, il y a eu 3 à 4 générations entre chaque date. Les cladocères sont identifiés au genre et les copépodes sont identifiés comme cyclopoïde, calanoïde ou nauplie. Des comptages ont été réalisés à l'espèce sur quelques dates. La station 2 et 3 ont été choisies pour représenter la communauté dans la zone colonisée par les macrophytes et la station 11 pour représenter la communauté présente dans la zone d'eau libre. L'étude du zooplancton révèle une variation temporelle importante en termes d'abondance et de diversité, avec des petites espèces, que ce soit pour les cladocères ou les copépodes.

Le zooplancton, plus abondant dans les macrophytes, est également plus équilibré en termes de distribution d'espèces dans les macrophytes (Fig. 44 et 45). Dans ces macrophytes, les abondances sont généralement entre 600 et 800 individus par L, tandis qu'elles restent inférieures à 500 ind. / L en eau libre. Le 04/07/2018 présente cependant une forte biomasse en eau libre, avec plus de 2500 ind. /L, ce qui est exceptionnellement élevée pour une abondance de zooplancton. A cette date, 90% des individus appartiennent à la même espèce, *Bosmina*, un cladocère de petite taille typique des eaux eutrophes. Chez les cladocères, Les taxons les plus fréquents aux deux stations sont les genres *Bosmina* et *Chydorus*, présent dans 91.7 % des échantillons à la station macrophytes (station 2) et 87.5 % des échantillons de l'eau libre (station 11), suivis par les genres *Daphnia* et *Ceriodaphnia* présent dans 62.5% des échantillons en station 2 et 79.2% en station 11. Les copépodes cyclopoïdes sont présent à toutes les dates (Fig. 44 et 45). *Bosmina longirostris* et *Chydorus sphaericus* sont des espèces généralistes avec une large gamme de tolérance des conditions physico-chimiques (température, pH), et sont indicatrices de conditions eutrophes (de Eyto 2001; Adamczuk 2016). Une description succincte des principales espèces à partir de la littérature est donnée juste après.

Les *Daphnia* ont un fort potentiel pour contrôler la biomasse de phytoplancton, ce sont d'excellents filtreurs responsables de la 'phase d'eaux claires' (Scheffer, 1997). Dans le lac de Grand-Lieu, cette phase intervient au printemps 2018 et 2019, entre fin avril et début juin, dans la zone d'eau libre (Fig. 43). Les Daphnies sont peu présentes en été, probablement à cause de la présence forte de cyanobactéries, de moins bonne qualité nutritionnelle, et d'une forte prédation par les poissons, comme les brèmes. D'après Carpentier et al. (2004), 68 % de la biomasse piscicole dans les nénuphars et plus de 90 % dans les eaux libres centrales sont des brèmes, qui sont benthivores, mais également planctonivores avec les daphnies (Breukelaar et al.,1994).

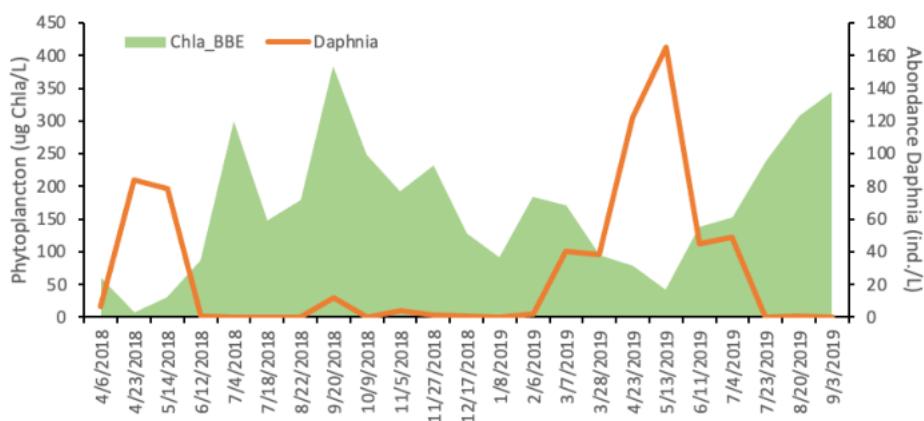


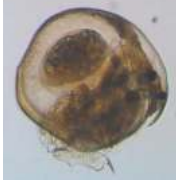
Fig. 43 : biomasse de phytoplancton (vert) et abondance des daphnies (orange) dans la zone d'eau libre.



Cladocère de petite taille (Femelle : 0.23-0.70 mm, Mâle : 0.40-0.45 mm)
Herbivore (filtration) - Espèce très commune en zone tempérée et tropicale
Espèce généraliste, avec une large tolérance aux conditions physico-chimiques
Préférence pour les eaux eutrophes, tolère les températures élevées, les fluctuations de pH et les pH acides. Peut coexister avec les blooms de cyanobactéries toxiques.
Caractéristique : Soie sensorielle située grossièrement entre l'oeil et les antennes.



Bosmina longirostris (photo Stéphanie Massé)



Cladocère de petite taille (Femelle : 0.33-0.49 mm, Mâle : 0.30-0.37 mm)
Cosmopolite, zone littorale et zone pélagique
Herbivore (filtration de petites particules)
Espèce généraliste, avec une large tolérance aux conditions physico-chimiques
Espèce indicatrice de milieux eutrophes

Chydorus sphaericus (photo Stéphanie Massé)



Cladocère de grande taille.
Herbivore (mange du phytoplancton entre 2 et 40 μm) – très bon filtreur.
Identification difficile en raison d'une cyclomorphose très importante en fonction des variables environnementales et d'hybridation entre les espèces (*D. galeata*, *D. longispina* et *D. cucullata* s'hybrident). Epines dorsales (neckteeth) qui se développent en présence des prédateurs.

Daphnia longispina complex (photo Stéphanie Massé)



Cladocère.
Herbivore (filtration) – bon filtreur, peut se positionner juste sous la surface et consommer le phytoplancton pris dans la couche de surface

(Peu d'info sur cette espèce dans la littérature)

Scapholoberis mucronata (photo Stéphanie Massé)



Cladocère.
Taille des femelles : 0.50-1.20 mm, taille des mâles : 0.5-0.77 mm
Cosmopolite (Amérique, Europe, Afrique, Asie...)
Herbivore (filtration de petites particules, souvent des algues, mais également des bactéries, des protozoaires et des débris organiques)
Rarement dans des grands lacs, plutôt mares temporaires eutrophes, turbides et peu profondes

Moina micrura (photo Stéphanie Massé)



Copépode Cyclopoïde (une des plus petites espèces de copépode)
Taille des femelles : 0.90-1.00 mm, taille des mâles : 0.6-0.7 mm
Espèce planctonique stricte - Sa petite taille la protège de la prédation par les poissons
Espèce européenne de cyclopoïdes la plus courante avec *Mesocyclops leuckarti* (espèces jumelles)
Prédateur de zooplancton (protozoaires, rotifères et cladocères) comme *Mesocyclops*
Grande tolérance aux variations de pH (4.7 – 10)

Thermocyclops oithonoides (photo Stéphanie Massé)



Cladocère.
Taille des femelles : 1.8-4.0 mm ; taille des mâles : 1.3 – 2.2 mm
Tolérance aux variations de pH (4-8) et aux fortes conductivités
Espèce littorale très commune.
Présence d'une ventouse derrière la tête pour se fixer aux macrophytes

Sida crystallina (photo Stéphanie Massé)



Cladocère de petite taille (qui le protège de la prédation)
Herbivore (filtration de petit phytoplancton) et détritivore (particules < 10 μm)
Son abondance augmente avec la concentration en chlorophylle des plans d'eau.
Espèce thermophile (25-30°C), se développe dans les zones chaudes des plans d'eau, souvent littorales.
Bon nageur, capable de vivre dans des zones avec courants.

Diaphanosoma orghidani (photo Stéphanie Massé)

Tableau VIII : Liste des espèces du sous-ordre des Cladocères rencontrées dans le lac de Grand-Lieu en 2018 et 2019

Famille	Genre	Espèces	
<i>Bosminidae</i>	<i>Bosmina</i>	<i>Bosmina longirostris</i>	
<i>Chydoridae</i>	<i>Chydorus</i>	<i>Chydorus sphaericus</i>	
	<i>Pseudochydorus</i>	<i>Pseudochydorus globosus</i>	
	<i>Anchistropus</i>	<i>Anchistropus emarginatus</i>	
	<i>Graptoleberis</i>	<i>Graptoleberis testudinaria</i>	
	<i>Pleuroxus</i>		<i>Pleuroxus truncatus</i>
			<i>Pleuroxus denticulatus</i>
			<i>Pleuroxus aduncus</i>
			<i>Pleuroxus uncinatus</i>
	<i>Leydigia</i>	<i>Leydigia leydigii</i>	
	<i>Alona</i>		<i>Alona affinis</i>
			<i>Alona guttata</i>
			<i>Alona quadrangularis</i>
	<i>Coronatella</i>	<i>Coronatella rectangula</i>	
<i>Acroperus</i>	<i>Acroperus harpae</i>		
<i>Camptocercus</i>	<i>Camptocercus biserratus</i>		
<i>Disparalona</i>	<i>Disparalona rostrata</i>		
<i>Euryercidae</i>	<i>Euryercus</i>	<i>Euryercus lamellatus</i>	
<i>Daphniidae</i>	<i>Daphnia</i>	<i>Daphnia galeata</i>	
		<i>Daphnia longispina</i>	
		<i>Daphnia cucullata</i>	
		<i>Daphnia ambigua</i>	
	<i>Ceriodaphnia</i>	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	
		<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	
		<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	
<i>Simocephalus</i>	<i>Simocephalus vetulus</i>		
<i>Scapholoberis</i>	<i>Scapholoberis mucronata</i>		
<i>Megafenestra</i>	<i>Megafenestra aurita</i>		
<i>Sididae</i>	<i>Sida</i>	<i>Sida Crystallina</i>	
	<i>Diaphanosoma</i>	<i>Diaphanosoma orghidani</i>	
<i>Moinidae</i>	<i>Moina</i>	<i>Moina micrura</i>	
<i>Leptodoridae</i>	<i>Leptodora</i>	<i>Leptodora kindtii</i>	
<i>Ilyocryptidae</i>	<i>Ilyocryptus</i>	<i>Ilyocryptus agilis</i>	

Tableau IX : Liste des espèces de la sous-classe des Copépodes rencontrées dans le lac de Grand-Lieu en 2018 et 2019

Ordre	Famille	Genre	Espèces
<i>Cyclopoida</i>	<i>Eucyclopinae</i>	<i>Tropocyclops</i>	<i>Tropocyclops prasinus</i>
		<i>Macrocyclops</i>	<i>Macrocyclops albidus</i>
		<i>Eucyclops</i>	<i>Eucyclops serrulatus</i>
	<i>Cyclopinae</i>	<i>Mesocyclops</i>	<i>Mesocyclops leuckarti</i>
		<i>Thermocyclops</i>	<i>Thermocyclops oithonoides</i>
		<i>Acanthocyclops</i>	<i>Acanthocyclops americanus</i>
<i>Calanoida</i>	<i>Temoridae</i>	<i>Eurytemora</i>	<i>Eurytemora velox</i>

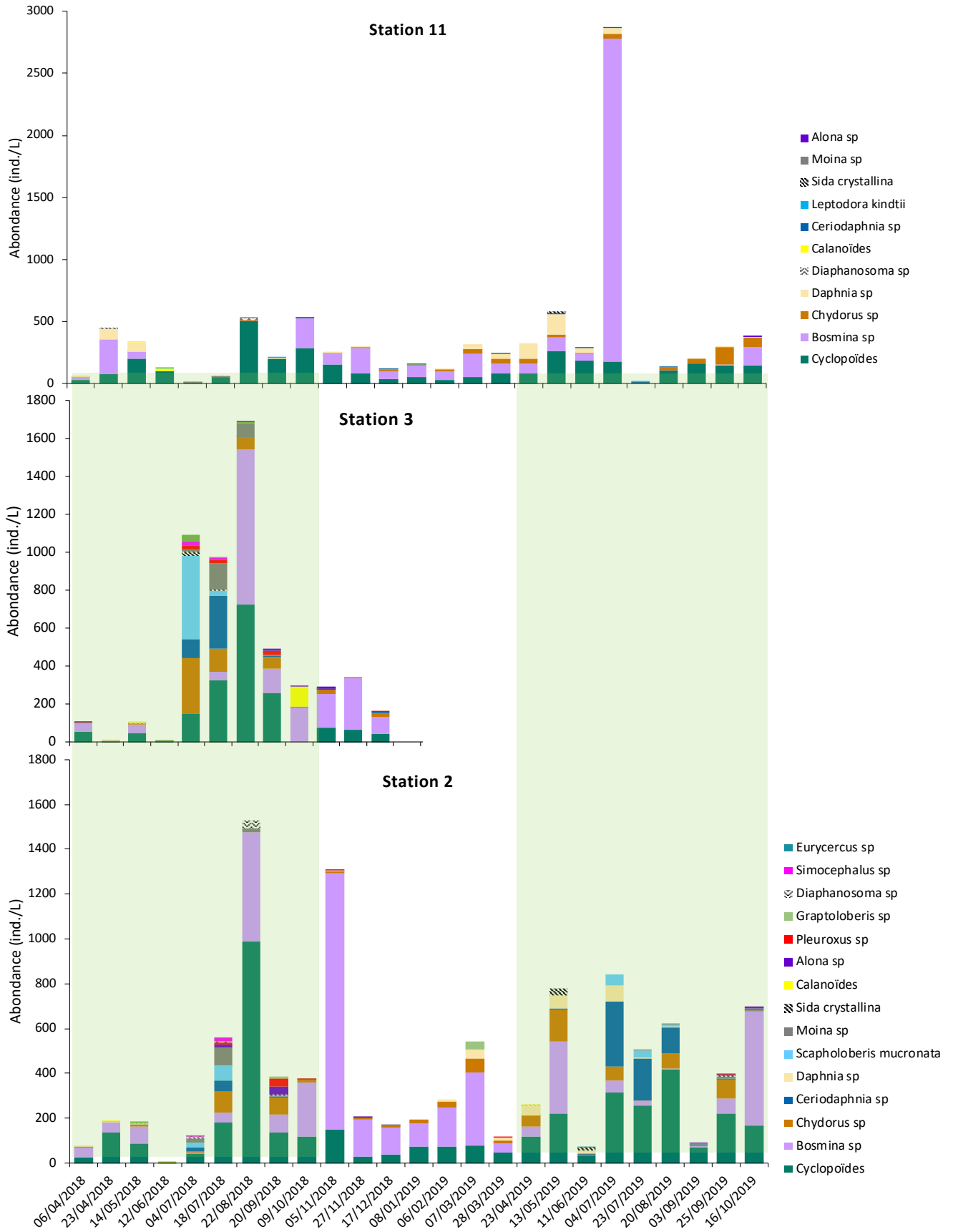


Fig. 44 : séries temporelles des abondances des différentes espèces de zooplancton dans l'eau libre (station 11) et dans la zone de macrophytes (station 3 en 2018 seulement et station 2). La présence des macrophytes en station 2 est indiquée par la zone vert pâle.



Fig. 45 : séries temporelles des abondances relatives des différentes espèces de zooplancton dans l'eau libre (station 11) et dans la zone de macrophytes (station 3 en 2018 seulement et station 2). La présence des macrophytes en station 2 est indiquée par la zone vert pâle.

L'habitat macrophytes, largement dominés par les nénuphars, représente un habitat clé pour les communautés de zooplancton, avec une communauté qui se distingue de celle de l'eau libre (Fig. 46).

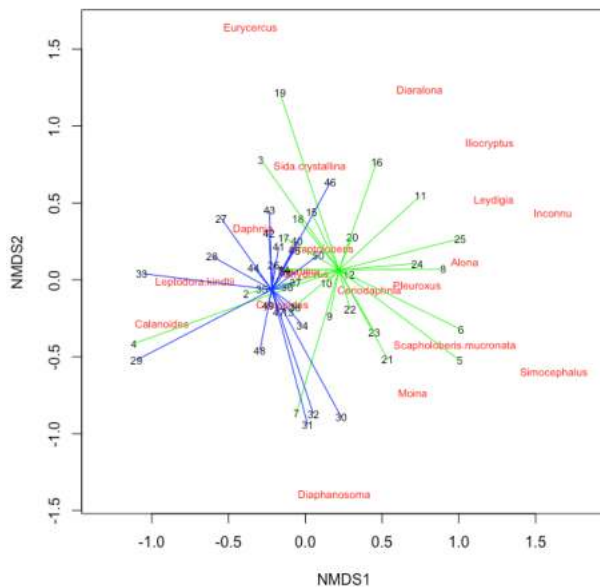


Fig. 46 : analyse multivariée (NMDS) de la composition en zooplancton. Les échantillons sont regroupés en fonction de la station (vert : macrophytes ; bleu : eau libre), toutes dates confondues (chaque numéro correspond à une date).

Pour résumer :

- ⇒ Variations temporelles importantes en termes d'abondance et de composition, avec une dominance des petites espèces de zooplancton, que ce soit pour les cladocères ou les copépodes
- ⇒ Des 40 espèces rencontrées, seuls quelques taxons cosmopolites dominant en abondance la communauté de macrozooplancton, comme *Bosmina* et *Chydorus*.
- ⇒ Phase d'eau claire entre avril et juin contrôlée par les *Daphnies*.
- ⇒ Abondance globale plus importante dans les macrophytes (refuge) avec des communautés plus équilibrées qu'en eau libre
- ⇒ Succession saisonnière de la communauté : dominance *Daphnies/Calanoides/Cyclopodes* au printemps, suivis en été par une dominance de *Ceriodaphnia*, *Moina* et *Scaphaloberis*, et à l'automne et durant l'hiver dominance de *Bosmina*.

La diversité planctonique

En analysant l'ensemble des comptages réalisés sur le phytoplancton et le zooplancton à Grand-Lieu, toute date et toutes stations confondues, il est possible d'évaluer la richesse taxonomique grâce à une courbe de raréfaction (Fig. 47). La richesse est évaluée à 20 taxons pour le zooplancton et 391 pour le phytoplancton. Cette analyse est ensuite réalisée séparément pour chaque habitat (Fig. 48). Dans les deux cas (Fig. 48), on voit une richesse plus importante dans l'habitat macrophytes par rapport à l'eau libre. Cette richesse taxonomique passe de 12 à 19 pour le zooplancton (+60%) et de 200 à 243 pour le phytoplancton (+21%).

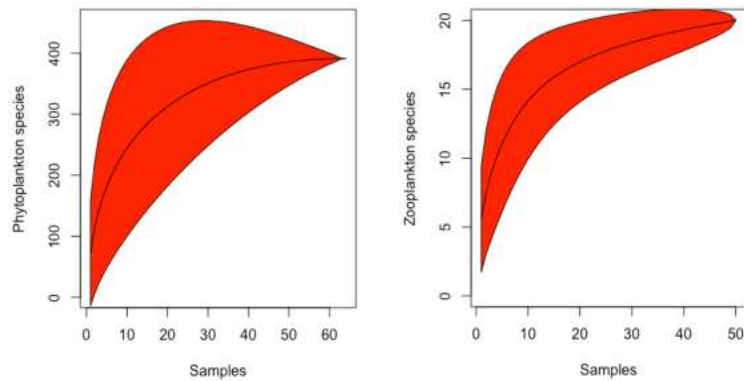


Fig. 47 : courbes d'accumulation des espèces du phytoplancton et du zooplancton.

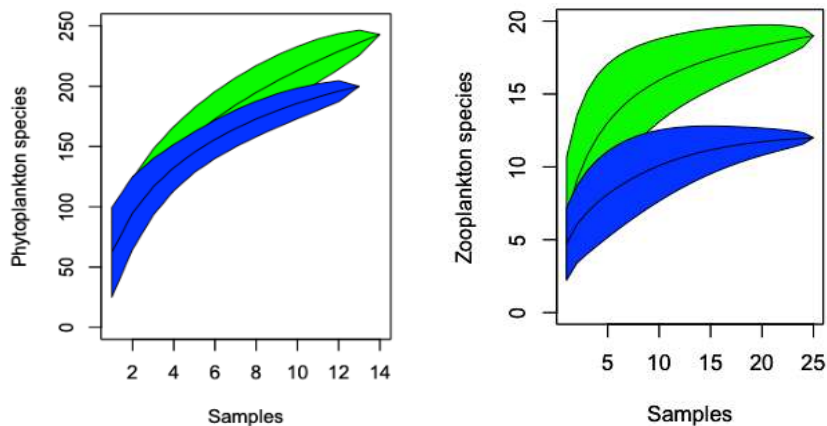


Fig. 48 : courbes d'accumulation des espèces du phytoplancton et du zooplancton dans les deux habitats.

Lorsqu'on compare la diversité H' de Shannon au cours du temps dans les deux habitats, on voit que l'indice est plus bas en eau libre que dans les macrophytes (en période de macrophytes) quasiment tout le temps, que ce soit pour le phytoplancton ou le zooplancton (Fig. 49 et 50). Ce pattern était attendu pour le zooplancton, car aux espèces pélagiques se mêlent des espèces littorales qui augmente la richesse de la communauté, mais il était moins attendu pour le phytoplancton, qui disperse très facilement d'un habitat à l'autre. On observe une chute de diversité le 18/07/2018, induite par un bloom de cyanobactéries, elles représentent en effet 98% de la biomasse à la station 11 et 89% à la station 2.

Pour caractériser le bénéfice en diversité, le ratio entre la diversité H' dans la station macrophytes et H' dans l'eau libre a été calculé pour les deux groupes (Fig. 51). La diversité en station 11 est considéré comme le référentiel vers quoi évoluerait le plan d'eau en cas de disparition des macrophytes. Que ce soit pour le phytoplancton ou le zooplancton, le bénéfice avoisine les +100% avec un pic à +365% pour le zooplancton en 2019.

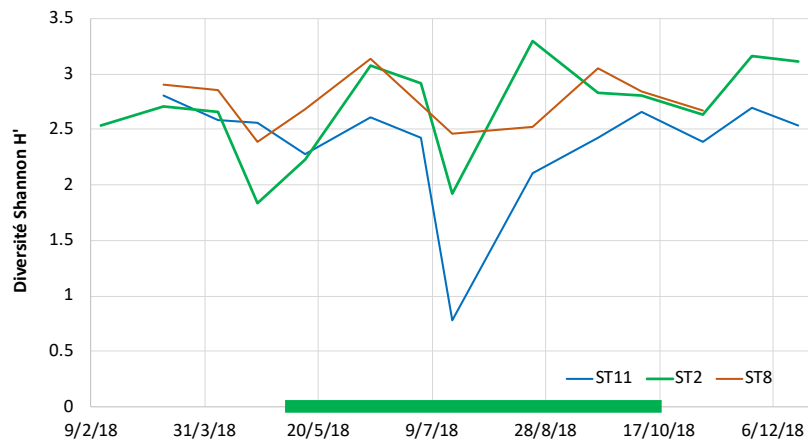


Fig. 49 : séries temporelles de la diversité de Shannon du phytoplancton aux stations 2 (macrophytes), 8 (macrophytes) et 11 (eau libre).

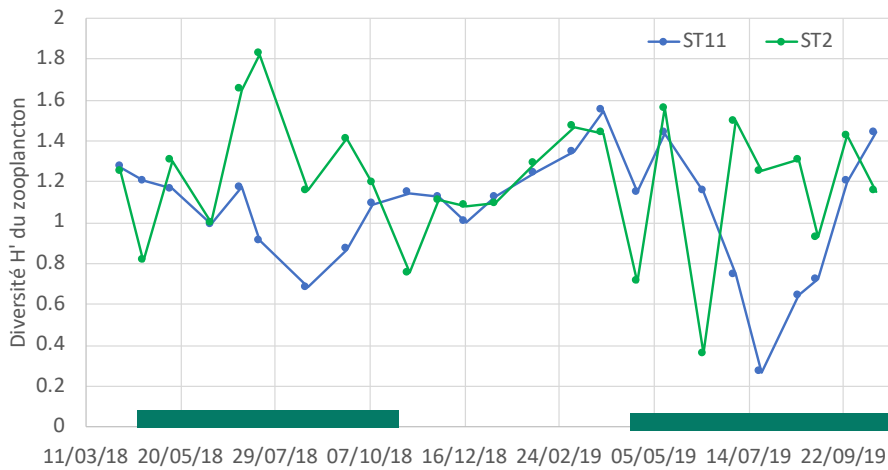


Fig. 50 : séries temporelles de la diversité de Shannon du zooplancton aux stations 2 (macrophytes) et 11 (eau libre).

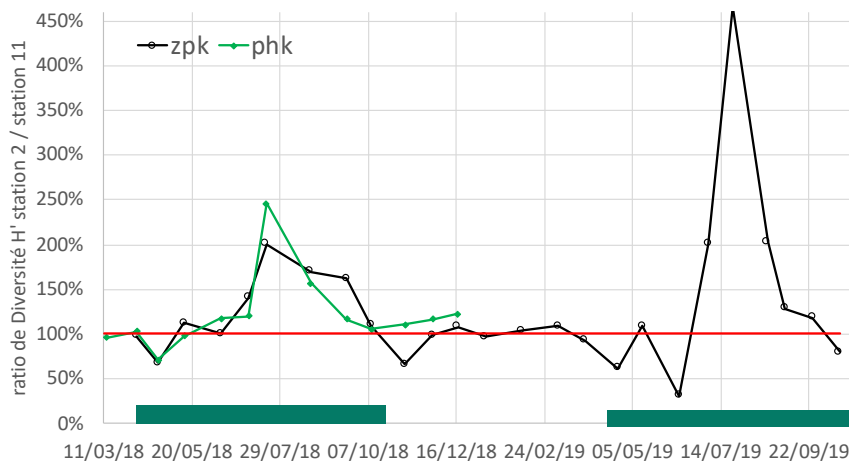


Fig. 51 : séries temporelles du ratio diversité de Shannon en station 2 (macrophytes) sur la diversité en station 11 (eau libre).

Sur le graphique suivant, la contribution des différents groupes de phytoplancton à la richesse taxonomique d'une part et à la biomasse d'autre part est comparée (Fig. 52). Le patron est similaire aux stations macrophytes et eau libre. On voit que le groupe des algues vertes (Chlorophycées) contribue le plus à la richesse taxonomique, avec presque la moitié des espèces, diatomées représentent quant à elles 18% des espèces, et les cyanobactéries 15 à 20% (Fig. 52). En termes de biomasse, les cyanobactéries représentent 62 à 73% de la biomasse, les chlorophycées ne représentent plus que 16 à 21% et les diatomées 10 à 13% (Fig. 52). Ce qui contribue à la richesse spécifique est donc différent de ce qui contribue à la biomasse. Il est à noter que même si les chlorophycées et les diatomées représentent des biomasses moins importantes que les cyanobactéries, ils vont être surexploités par le zooplancton par rapport à ces dernières et constituent donc un maillon essentiel.

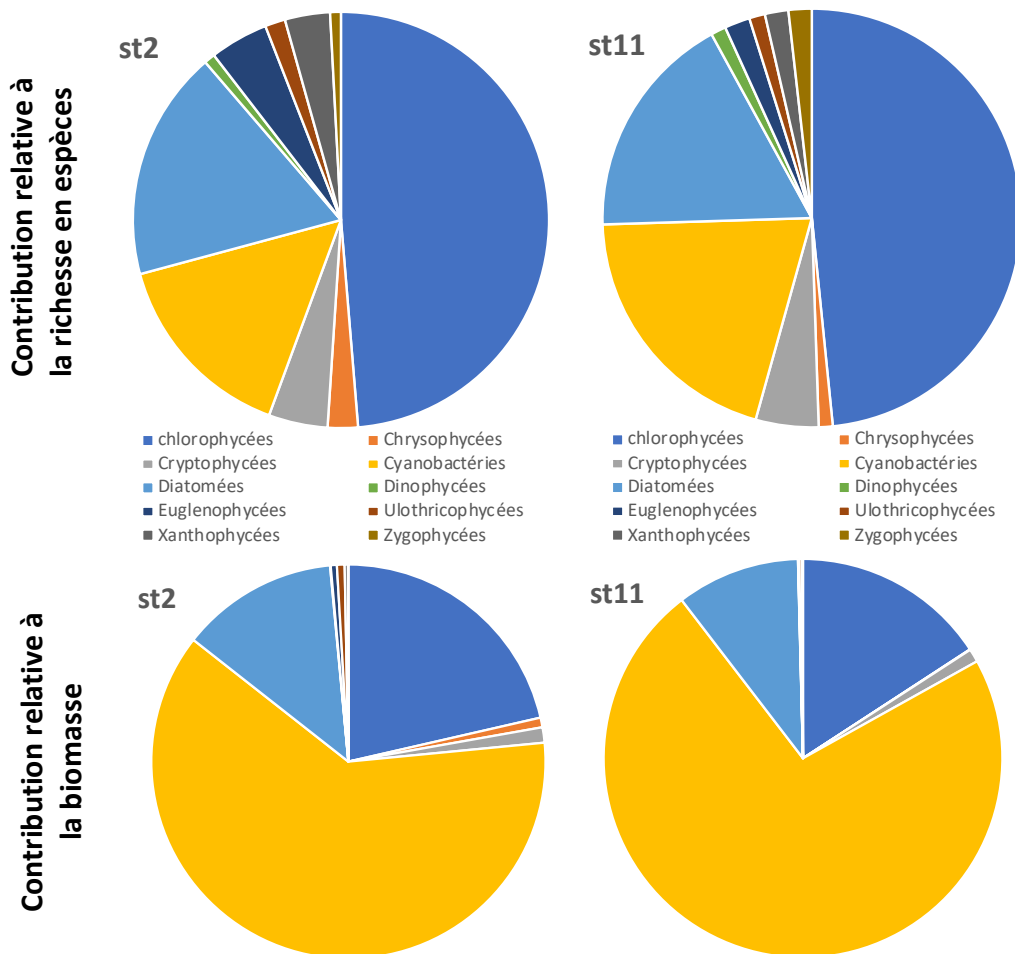


Fig. 52 : contributions des différents groupes à la richesse taxonomique (haut) et à la biomasse (bas) aux stations 2 et 11.

- ⇒ Une diversité plus grande du zooplancton dans les macrophytes par rapport à l'eau libre (x2 en moyenne), associée en partie au gain des espèces littorales de zooplancton
- ⇒ Une diversité plus grande également du phytoplancton par rapport à l'eau libre (résultat nouveau)
- ⇒ Une contribution forte des cyanobactéries à la biomasse dans les deux habitats, mais une contribution forte des chlorophycées à la diversité / richesse taxonomique
- ⇒ En cas de perte de l'habitat macrophytes, le plan d'eau évoluerait vers l'état 'eau libre' avec une perte importante de diversité des deux groupes de plancton

Résumé des principaux résultats

La paramètres physico-chimiques et les communautés planctoniques (phytoplancton, rotifères, copépodes, cladocères) ont été caractérisées pendant deux années hydrologiques sur 10 à 15 stations. Près de 400 taxons de phytoplancton, 61 de rotifères et 50 espèces de cladocères et copépodes ont été identifiées à Grand-Lieu (Annexe 4). Le phytoplancton est donc exceptionnellement diversifié, avec un grand nombre de chlorophycées et de Cryptophycées, ce qui permet probablement le maintien d'une grande diversité de zooplancton. Le lac présente donc une richesse taxonomique exceptionnelle par rapport à d'autres plans d'eau peu profonds, malgré ses fortes charges en phosphore et ses efflorescences de cyanobactéries. Cependant, même si la diversité est grande, seul un petit nombre de taxons contribue fortement aux biomasses de phytoplancton, essentiellement les cyanobactéries.

Notre étude a montré que :

- Le lac présente de grandes variations de température jour-nuit, ainsi que des variations entre la zone d'eau libre et les nénuphars (jusqu'à 8°C), similaires aux petits plans d'eau peu profonds (Andersen et al. 2017). Une stratification thermique journalière de la colonne d'eau se met en place en zone d'eau libre et en zone macrophytes en été et fonction des conditions climatiques. Vu la prise au vent du lac, cette stratification en eau libre était inattendue.
- Les nutriments dans le lac montrent un patron saisonnier classique et récurrent chaque année, avec la recharge hivernale des nitrates et de la silice à partir de novembre, et le relargage d'orthophosphates et de silice en été lié à la forte charge interne en nutriments du lac (eutrophisation).
- Le lac présente en été une hétérogénéité spatiale des concentrations en nutriments équivalente à la variabilité saisonnière. La variabilité spatiale des nitrates est associée aux affluents, particulièrement la Boulogne, tandis que celle des orthophosphates est liée aux habitats (zone de macrophytes versus eau libre).
- La biomasse de phytoplancton est importante toute l'année, avec une seule baisse significative au printemps (phase d'eau claire).
- La transparence (et la turbidité) est contrôlée par la biomasse de phytoplancton, elle-même contrôlée par le zooplancton (phase d'eau claire en avril-juin induite par une sur-exploitation du phytoplancton par les daphnies). Contrairement à nos attentes, il n'a pas été observé de différence significative de transparence entre les différents habitats (macrophytes et eau libre).
- La composition en espèces du phytoplancton suit la succession saisonnière d'un plan d'eau eutrophe, avec des blooms importants de cyanobactéries fixatrices d'azote en été et des diatomées en hiver (majoritairement *Stephanodiscus hantzschii*).
- La composition en espèce de zooplancton est classique, avec des espèces typiques de milieu eutrophe, de petite taille (résistantes à la prédation par les poissons) et avec une large gamme de tolérance aux conditions physico-chimiques, par exemple *Bosmina* et *Chydorus*. La succession saisonnière passe ainsi d'une dominance de *Daphnies/Calanoïdes/Cyclopedes* au printemps, suivis en été par une dominance de *Ceriodaphnia*, *Moina* et *Scaphaloberis*, puis à l'automne et durant l'hiver dominance de *Bosmina*. L'abondance totale de zooplancton à un moment donné donne quant à elle peu d'information sur l'état du lac, car elle est très fluctuante spatialement et temporellement.
- Une diversité plus grande du zooplancton est observée dans les macrophytes par rapport à l'eau libre en partie due au gain des espèces littorales (associée aux macrophytes). Un effet

des macrophytes est donc observé dans notre étude, alors qu'il s'agit de nénuphars, qui offrent une complexité structurelle moindre (donc un effet refuge faible). Beaucoup d'études scientifiques portent sur le rôle majeur des macrophytes immergés, mais peu sur celui des nénuphars, qui constituent pourtant une alternative dans les plans d'eau eutrophes pour générer des habitats. Les nénuphars ont donc un rôle crucial pour le maintien de la diversité planctonique du lac de Grand-Lieu.

- L'habitat macrophytes est donc peu turbulent, avec des fluctuations de température jour-nuit faibles par rapport à l'eau libre, il présente un fort ombrage et des faibles concentrations en nutriments. La faible lumière et la présence de matière organique sont favorables aux espèces de phytoplancton mixotrophes.

Dans notre étude, les cyanobactéries semblent se développer d'ouest en est, de la zone protégées des vents avant la sortie des nénuphars à la zone d'eau libre après leur sortie. Ce pattern a peut-être lieu dans les autres plans d'eau, mais est particulièrement visible ici grâce à l'échelle spatiale plus grande. Il serait intéressant d'étudier la distribution spatiale des macrophytes enracinées à feuilles flottantes dans les plans d'eau peu profonds pour voir si cette distribution est contrôlée par le vent et comment elle impacte le développement des blooms de cyanobactéries dans ces plans d'eau.

Mi-avril est donc une transition clé pour le fonctionnement du lac, avec la sortie des macrophytes, la phase d'eau claire et le changement de communautés pour le phytoplancton. C'est le début d'un fonctionnement en zones (meta-plan d'eau) jusqu'à l'automne. Chaque zone du lac de Grand-Lieu montre un fonctionnement écologique classique de plans d'eau eutrophes, typique des plans d'eau peu profonds, que ce soit la zone d'eau libre ou la zone de nénuphars. Bien que de très grande taille, le lac de Grand-Lieu reste donc typique des plans d'eau peu profonds. Nous pouvons nous interroger sur la fréquence des petits plans d'eau avec une colonisation partielle par les nénuphars et si cela se traduit en hétérogénéité des paramètres physico-chimiques tels qu'à Grand-Lieu.

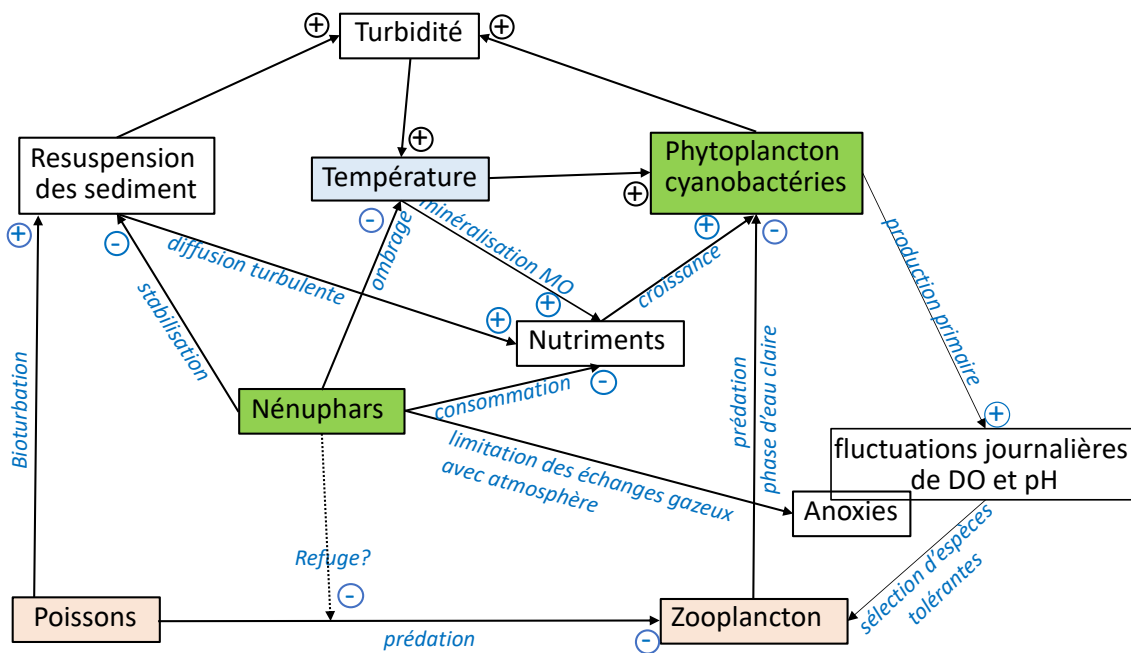


Fig. 53 : résumé des interactions entre les différents paramètres et compartiments biologiques. Les processus sont indiqués sur les flèches, ainsi que le signe de la relation.

4. Suivi des concentrations en nutriments en entrées et sortie du lac

A partir d'avril 2019, des suivis hebdomadaires des concentrations en nutriments ont été réalisés en entrée du lac, sur la Boulogne et l'Ognon, et à la sortie du lac, par les membres du syndicat de bassin versant et de la SNPN. Les filtrations sont réalisées aussitôt puis les échantillons sont congelés jusqu'à analyse avec un autoanalyseur de type Gallery à l'université de Rennes 1. Le suivi est toujours en cours. Les chroniques temporelles montrent des patrons très différents.

On observe tout d'abord la recharge hivernale du plan d'eau en nitrates, en accord avec les observations dans le lac. Jusqu'à fin septembre 2019, les concentrations en nitrates sont nulles, puis augmentent dès le 03/10/19 dans l'Ognon, puis le 24/10/19 dans la Boulogne et à partir de mi-novembre à la sortie du lac (Fig. 54). Les concentrations en nitrates augmentent jusqu'à 16 mg N /L, avec des concentrations similaires dans les deux affluents. La sortie du lac monte au maximum à 5.5 mg N /L.

Les concentrations en orthophosphates sont très élevées dans l'Ognon du 27/06/2019 à mi-novembre 2019, avec des pics très importants à plus de 0.9 mg P /L les 08/08/2019 et 29/08/2019 (Fig. 54). Dans la Boulogne et à la sortie du lac, les concentrations restent inférieures à 0.1 mg P/L. Sur la Boulogne, les concentrations augmentent progressivement du 06/06/19 au 26/07/2019, période d'étiage avec une température élevée, puis rediminuent fin août pour réaugmenter mi octobre conjointement aux nitrates, avec la recharge hivernale (Fig. 54). A la sortie du lac, les concentrations sont généralement faibles, avec quelques pics à 0.14 mg P/ L le 23/05/2019, à 0.04 mgP/L les 04 et 11/07/2019, 0.066 mg P/L le 08/08/2019 et à 0.061 le 29/08/2019 (Fig. 54).

L'azote total et le phosphore total montrent une grande similitude avec les nitrates et les orthophosphates respectivement, mais permettent de voir également ce qui pourrait ressembler à des épisodes de crues (Fig. 54). Les deux grands pics d'orthophosphates (les 08/08/2019 et 29/08/2019) sur la Boulogne coïncident avec deux pics de TN et TP sur l'affluents. Trois pics sont également observés sur l'Ognon et à la sortie du lac, les 04/07/2019, le 01/08/2019 et le 29/08/2019 (Fig. 54). Les données Météo France ne montrent cependant pas de précipitations importantes à ces périodes.

Les concentrations en silice sont généralement supérieures à 1 mg Si /L dans les affluents, avec des valeurs à 5 mg Si/L dans l'Ognon de juillet 2019 au printemps 2020, alors qu'elles chutent mi-août à mi octobre 2019 dans la Boulogne (Fig. 54). Contrairement à 2019, en 2020, les concentrations en silice dans les deux affluents se suivent. Ces concentrations sont fluctuantes d'une date à l'autre, avec des valeurs ponctuelles proches de 0 au printemps. Il est probable que ces chutes coïncident avec des développements de diatomées dans la rivières, probablement même *Stephanodiscus hantzschii*, qui est très présente dans le lac à cette période et qui peut se développer en rivière.

Le lac semble avoir un effet tampon sur les concentrations en nutriments, que ce soit le N ou le P (il est nécessaire de continuer le suivi pour valider et de coupler à des mesures de flux d'eau). Les suivis de nutriments dans le lac et les affluents montrent une recharge hivernale des nitrates et de la silice à partir de novembre, observée dans les affluents et dans le lac. Les concentrations en sorties de lac restent cependant faibles par rapport à celles des affluents, que ce soit en nitrates ou en azote total. Il faut pondérer par les flux d'eau, mais il semble que le lac soit plutôt un puit pour l'azote, qui va diminuer grâce à la dénitrification dans certaines parties du plan d'eau. Le relargage d'orthophosphates et de la silice dans la colonne d'eau du lac est observé en été, en lien avec la forte charge interne des sédiments du lac. L'Ognon maintient quant à lui ses apports élevés en été.

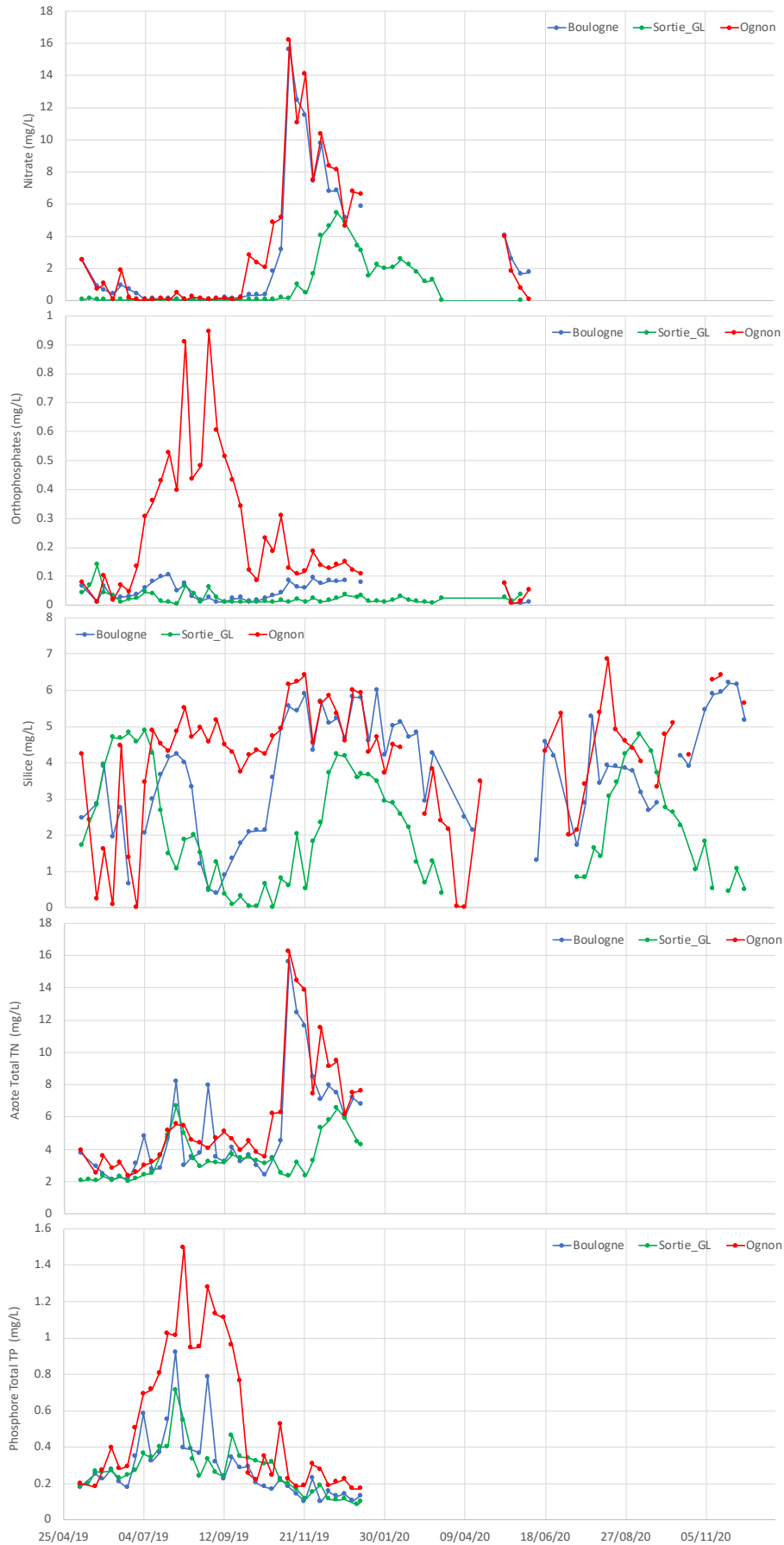


Fig. 54 : chroniques temporelles des concentrations en nutriments dans les affluents et à la sortie du lac.

5. Qualité de l'eau : quels indicateurs pour Grand-Lieu ?

Les indicateurs simples

La DCE protège les masses d'eau en définissant des états écologiques. Les valeurs seuils des indicateurs d'état écologique pour les paramètres physico-chimiques ont été repris pour le lac de Grand-Lieu (code FR GL108 – source : Delmas, F., Carayon, D., Boutry, S., & Rosebery, J. 2019 Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales. Guide REEE-ESC). L'état écologique a été calculé pour les différentes dates et les stations 11 (eau libre), 3 (macrophytes), 8 (macrophytes zone sud) et 7 (proche Boulogne). Les indicateurs pour l'ensemble des stations sont montrés en annexe. On voit clairement que, en fonction du paramètre (ammonium et nitrates versus secchi et phosphore total), l'état est médiocre à très bon (Tableau X). La forte charge en phosphore total, associée aux fortes biomasses de phytoplancton, entraîne le faible secchi et le tout est lié à la faible profondeur du plan d'eau. Le mauvais état associé aux concentrations en nitrates dépend de la station (7 et 8 versus 3 et 11) et de la proximité de la Boulogne.

Tableau X : résultat du calcul de l'état écologique du plan d'eau en fonction des paramètres physico-chimiques à 4 stations en fonction des dates

	TB	B	Mo	Mé
Phosphore total (µg P/ L)	86.7	51.4	72.1	101
Ammonium (µg NH4 / L)	158.3	234.6	328.7	429.5
Secchi (cm)	139	103	76	56
Nitrates (mg NO3/L)	>2.2	>5.3	>12.6	>30.1

station 11	SECCHI	AMMONIUM	NITRATES	TP	station 3	SECCHI	AMMONIUM	NITRATES	TP	station 8	SECCHI	AMMONIUM	NITRATES	TP	date	SECCHI	AMMONIUM	NITRATES	TP
13/03/2018	27	0.0	7.75	113.8	13/03/2018	34	34.0	7.05	102.9	13/03/2018	31	11.6	2.98	113.2	13/03/2018	57	32.0	23.47	83.8
06/04/2018	40	11.6		87.3	06/04/2018	29	25.8		111.2	06/04/2018	33	103.7		126.6	06/04/2018	25	110.2		122.9
23/04/2018	192	369.8	0.44	54.9	23/04/2018	40.5	15.4	4.65	135.7	23/04/2018	66	24.4	5.52	87.7	23/04/2018	59.5	11.6	7.60	107.8
14/05/2018	54	25.0	0.22	96.5	14/05/2018	33.5	11.6	0.22	168.4	14/05/2018	84	49.2	0.68	116.6	14/05/2018	33.5	11.6	10.88	136.3
12/06/2018	49.25	135.1	0.22	139.5	12/06/2018	46	113.8	0.22	269.9	12/06/2018	45.75	62.8	1.11	278.6	12/06/2018	24	355.7	17.14	301.3
04/07/2018	23	11.6	0.22	1031.2	04/07/2018	24	84.7	0.22	459.9	04/07/2018	63	313.7	8.52	304.2	04/07/2018	37.5	394.0	9.92	274.5
18/07/2018	31	54.3	0.22	834.5	18/07/2018	19	82.8	0.22	472.5	18/07/2018	22	30.4	0.22	770.3	18/07/2018	19.5	11.6	0.22	457.7
22/08/2018	19.25	19.7	0.22	1136.8	22/08/2018	19	11.6	0.22	395.9	22/08/2018	21	11.6	0.22	879.9	22/08/2018	16.5	11.6	0.22	458.3
20/09/2018	13.5	11.6	0.22	968.3	20/09/2018	22.5	11.6	0.22	416.7	20/09/2018	24.25	11.6	0.22	405.2	20/09/2018				
09/10/2018	20	16.7	0.22	540.0	09/10/2018	25.75	47.9	0.22	243.4	09/10/2018	29	11.6	0.22	363.5	09/10/2018				
05/11/2018	25.5	11.6	0.22	271.2	05/11/2018	33	11.6	0.22	189.0	05/11/2018	32	17.5	0.22	176.8	05/11/2018				
27/11/2018	43.5	25.8	0.22	185.0	27/11/2018	44	11.6	0.22	163.8	27/11/2018	25.5	270.2	57.21	178.5	27/11/2018				
17/12/2018	43	49.7	29.08	109.1	17/12/2018	39	11.6	17.18	148.8	17/12/2018	60	121.2	43.27	86.8	17/12/2018	55	178.4	45.89	122.0
08/01/2019	76	51.2	21.54	65.9	08/01/2019	74	39.4	15.14	87.8	08/01/2019	72	11.6	21.43	94.3	08/01/2019	136.5	69.5	40.21	86.6
06/02/2019	40.5	38.0	12.33	128.0	06/02/2019	44.5	11.6	10.79	108.9	06/02/2019	65	20.1	26.56	84.0	06/02/2019	40	235.2	31.46	152.5
07/03/2019	20	14.1	8.86	208.0	07/03/2019	37.5	11.6	5.27	153.0	07/03/2019	31.5	11.6	13.11	183.0	07/03/2019	37.5	155.5	22.33	144.2
28/03/2019	42	45.3	2.68	90.5	28/03/2019	30	11.6	1.10	141.0	28/03/2019	47.5	53.6	20.05	92.6	28/03/2019	61	58.4	21.73	85.6
23/04/2019	43.5		0.22	130.3	23/04/2019	35		0.22	82.5	23/04/2019	70		2.63	137.8	23/04/2019	57.5		11.32	74.7
13/05/2019	42		0.22	122.3	13/05/2019	32.5		0.22	246.4	13/05/2019	97		2.45	195.6	13/05/2019	39		8.16	216.4
11/06/2019	38.5		0.22	175.7	11/06/2019	88		0.22	115.7	11/06/2019	68		0.22	137.5	11/06/2019				
04/07/2019	20		0.22	468.8	04/07/2019	29		0.22	321.3	04/07/2019	61		0.22	393.4	04/07/2019				
23/07/2019	24.5		0.22	579.0	23/07/2019	24		0.22	462.4	23/07/2019	49		0.22	521.0	23/07/2019				
20/08/2019	23		0.22	737.0	20/08/2019	33.5		0.22	369.5	20/08/2019	30		0.22	446.9	20/08/2019				
03/09/2019	16.5		0.22	937.3	03/09/2019	28.5		0.22	355.3	03/09/2019	21		0.22	555.5	03/09/2019				
25/09/2019	12.75		0.22	791.3	25/09/2019	19.5		0.22	430.1	25/09/2019	27		0.22	319.0	25/09/2019				
16/10/2019	12.75		0.22	585.0	16/10/2019	22		0.22	368.9	16/10/2019	26.5		0.22	286.2	16/10/2019				
05/11/2019	19.25		16.37	265.3	05/11/2019	28.25		0.22	290.6	05/11/2019	14.5		59.90	210.7	05/11/2019				
26/11/2019	58		26.58	97.5	26/11/2019	45		13.87	129.8	26/11/2019	27		45.40	174.0	26/11/2019	25			
17/12/2019	45.75		26.34	117.3	17/12/2019	53		23.21	107.3	17/12/2019	38.5		25.11	176.9	17/12/2019	38.5			

L'évaluation de la qualité de l'eau est principalement basée sur des indicateurs uniques physico-chimiques ou biologiques, qui donnent régulièrement des résultats contradictoires, comme c'est le cas ici. D'autres paramètres sont utilisés, comme l'Azote total, la Chlorophylle a et la biomasse de phytoplancton, l'Oxygène dissous et la demande chimique en oxygène. La composition en espèces est beaucoup plus intégratrice que les paramètres physico-chimiques instantanés.

Les indicateurs couplés

Les données physico-chimiques de 375 prélèvements collectés entre 2018 et 2020 ont été repris dans une analyse multivariée (ACP) permettant d'avoir une cartographie générale de ces prélèvements (Fig. 55). L'axe 1 porte environ 32% de la variabilité du jeu de données (inertie), tandis que le second environ 20%. Les paramètres qui contribuent le plus à l'axe 1 sont le phosphore total (TP) à 20.7%, la biomasse de cyanobactéries à 17.2 %, le secchi à 11.7 % et les orthophosphates à 10.5%. L'axe 2 de l'ACP est expliqué par la silice (29%), le TN (20%), les nitrates (16%), le phytoplancton autre (10%) et les orthophosphates (10%). Les prélèvements se séparent en 5 groupes, avec les groupes 4 et 2 aux deux extrémités. Le groupe 4 est donc caractérisé par des prélèvements à fortes biomasse de cyanobactéries, fort TP et faible secchi, donc caractéristiques d'un état écologique dégradé, par rapport à ceux du groupe 2. Si on compare les valeurs de biomasses de cyanobactéries et de TP en fonction de la position du prélèvement sur l'axe 1 de l'ACP, on voit que tous les échantillons avec un TP ou des cyanobactéries élevés sont sur la partie gauche des graphiques, qui correspond au groupe 4 (Fig. 56). Les stations 10, 11, 12 et 13 (eau libre) sont systématiquement dans le groupe 4 de juillet à septembre, tandis qu'en hiver, elles sont dans le groupe 2 (Tableau XI).

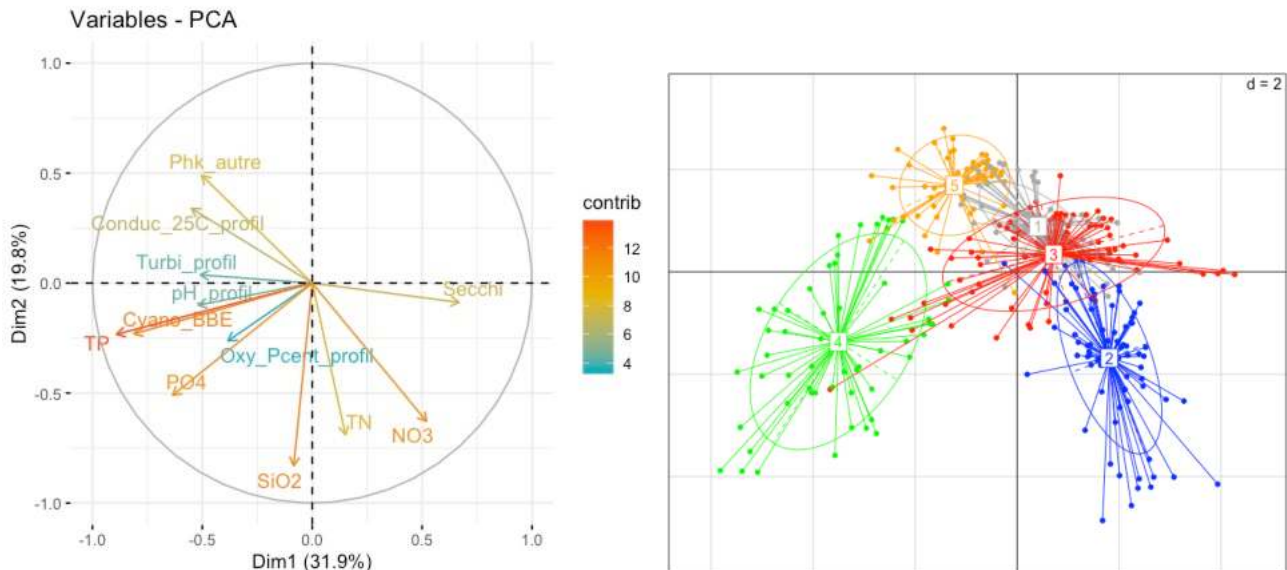


Fig. 55 : ACP sur 375 prélèvements réalisés dans le lac de Grand-Lieu entre mars 2018 et décembre 2020.

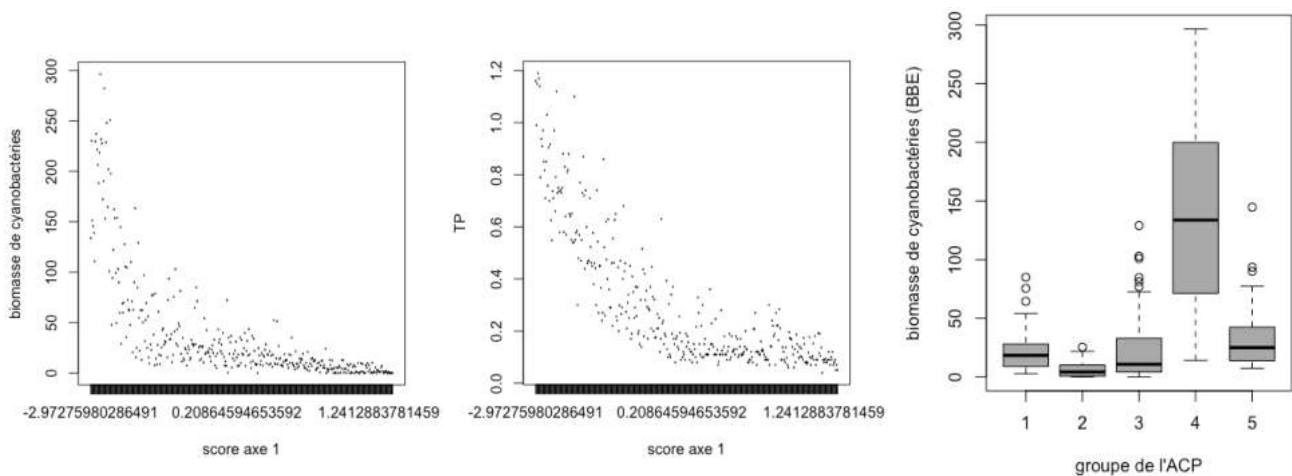


Fig. 56 : biomasses de cyanobactéries (gauche) et concentrations en TP (milieu) en fonction de la position du prélèvement sur l'axe 1 de l'ACP (Fig. 55). Le graphique de droite montre la biomasse de cyanobactéries mesurées à la sonde BBE en fonction du groupe de l'ACP.

Tableaux XI : listing des prélèvements des groupes 2 et 4 de l'ACP (Fig. 55).

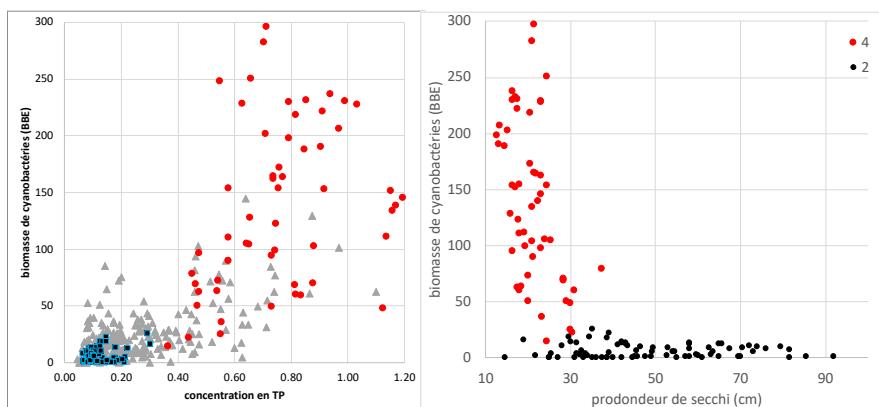


Fig. 56 : biomasse de cyanobactéries en fonction de la concentration en TP et du secchi. Le groupe 2 est indiqué en noir et le groupe 4 en rouge, les autres groupes sont en gris.

Si la biomasse de cyanobactéries mesurée à la BBE > 20 µg chla /L **et si** Secchi < 32 cm, **alors** plus de 96% de chance que l'échantillon soit du groupe 4 de mauvaise qualité, tandis que 0% de chance qu'il appartienne au groupe 2 de bonne qualité.

groupe 4 de ACP					
Date	Station	n°	TP	Cyano_BBE	Phk_autre
2018-07-04	4	89	0.70	282.30	70.33
2018-07-18	4	104	0.88	69.83	68.10
2018-08-22	4	119	1.15	151.40	118.80
2018-09-20	4	134	0.85	231.75	183.90
2018-07-18	8	108	0.77	163.37	61.00
2018-08-22	8	123	0.88	103.00	87.85
2018-07-18	9	109	0.82	59.87	69.17
2018-07-04	10	95	0.45	78.70	63.57
2018-07-18	10	110	0.81	68.73	77.60
2018-08-22	10	125	1.17	138.90	103.70
2018-09-20	10	139	0.75	122.20	216.25
2018-10-09	10	152	0.54	62.90	140.60
2019-07-04	10	293	0.46	69.37	91.23
2019-07-23	10	302	0.64	105.40	69.90
2019-08-20	10	311	0.65	104.43	123.33
2019-09-03	10	320	0.92	153.17	80.67
2018-07-04	11	96	1.03	227.73	71.93
2018-07-18	11	111	0.83	59.57	87.93
2018-08-22	11	126	1.14	110.85	68.45
2018-09-20	11	140	0.97	206.35	177.70
2018-10-09	11	153	0.54	72.43	176.48
2019-07-04	11	294	0.47	50.20	102.07
2019-07-23	11	303	0.58	153.53	84.50
2019-08-20	11	312	0.74	162.37	144.93
2019-09-03	11	321	0.94	237.13	106.33
2019-09-25	11	330	0.79	197.80	169.97
2018-07-04	12	97	0.66	250.83	61.93
2018-07-18	12	112	1.12	47.80	77.23
2018-08-22	12	127	1.19	145.55	86.95
2018-09-20	12	141	0.79	229.70	171.05
2018-10-09	12	154	0.58	89.73	173.30
2019-07-04	12	295	0.44	22.03	116.13
2019-07-23	12	304	0.63	228.67	72.37
2019-08-20	12	313	0.74	164.70	140.67
2019-09-03	12	322	0.91	221.57	153.30
2019-09-25	12	331	0.71	202.00	185.43
2019-10-16	12	340	0.58	110.13	167.73
2018-07-04	13	98	0.71	296.60	70.40
2018-07-18	13	113	0.73	49.57	58.80
2018-08-22	13	128	1.16	133.75	98.85
2018-09-20	13	142	0.85	188.25	175.70
2018-10-09	13	155	0.73	94.20	168.17
2019-07-04	13	296	0.55	24.90	87.90
2019-07-23	13	305	0.76	172.27	83.50
2019-08-20	13	314	0.82	218.47	150.10
2019-09-03	13	323	0.99	230.40	134.43
2019-09-25	13	332	0.90	190.27	169.80
2018-07-18	14	114	0.75	153.83	49.93
2018-09-20	14	143	0.65	127.60	195.80
2018-10-09	14	156	0.48	62.63	160.43
2018-07-04	15	100	0.47	96.80	76.97
2018-07-18	15	115	0.74	99.25	70.75
2018-08-22	15	130	0.55	35.50	171.50
2019-07-04	cal	298	0.37	14.13	107.37
2019-07-23	cal	307	0.55	248.17	49.93

groupe 2 de ACP					
Date	Station	n°	TP	Cyano_BBE	Phk_autre
2018-12-17	1	184	0.13	18.50	139.90
2019-01-08	1	199	0.09	12.03	136.07
2018-12-17	2	185	0.14	17.90	160.27
2019-01-08	2	200	0.09	12.20	149.17
2019-12-17	2	365	0.10	5.23	45.70
2018-12-17	3	186	0.15	21.83	178.27
2019-01-08	3	201	0.09	9.90	117.33
2019-12-17	3	366	0.11	9.00	93.10
2018-12-17	4	187	0.12	13.80	117.87
2019-01-08	4	202	0.08	7.13	76.53
2018-04-06	5	20	0.11	10.13	57.27
2018-12-17	5	188	0.12	11.37	111.67
2019-01-08	5	203	0.08	5.40	77.23
2019-02-06	5	216	0.11	9.17	121.40
2019-11-26	5	356	0.13	9.83	126.70
2019-12-17	5	367	0.10	7.63	87.73
2018-04-06	6	21	0.10	0.80	13.53
2018-04-12	6	34	0.09	2.40	27.03
2018-12-17	6	189	0.13	13.30	130.07
2019-01-08	6	204	0.09	7.63	93.03
2019-02-06	6	217	0.09	5.48	85.30
2018-03-13	7	7	0.08	0.77	18.63
2018-04-06	7	22	0.12	0.00	10.68
2018-04-12	7	35	0.14	0.00	7.50
2018-04-23	7	47	0.11	2.70	45.57
2018-05-14	7	62	0.14	3.70	62.57
2018-12-17	7	190	0.12	0.00	6.27
2019-01-08	7	205	0.09	0.00	5.80
2019-02-06	7	218	0.15	0.00	10.30
2019-03-07	7	233	0.14	0.00	21.10
2019-03-28	7	248	0.09	0.10	33.72
2019-05-13	7	271	0.22	4.70	73.73
2019-11-26	7	357	0.17	0.00	9.47
2019-12-17	7	368	0.15	0.00	7.90
2018-04-06	8	23	0.13	0.00	8.63
2018-11-27	8	176	0.18	3.57	18.43
2018-12-17	8	191	0.09	1.53	36.20
2019-01-08	8	206	0.09	10.15	113.60
2019-02-06	8	219	0.08	0.97	37.07
2019-03-07	8	234	0.18	12.87	93.60
2019-03-28	8	249	0.09	0.60	39.23
2019-11-05	8	347	0.21	0.30	9.80
2019-11-26	8	358	0.17	0.00	9.00
2019-12-17	8	369	0.18	0.00	9.00
2018-03-13	9	9	0.10	3.00	79.43
2018-04-06	9	24	0.07	0.07	22.93
2018-04-12	9	36	0.10	0.00	8.80
2018-11-27	9	177	0.18	3.50	30.43
2018-12-17	9	192	0.09	0.57	27.63
2019-01-08	9	207	0.07	1.00	23.73
2019-02-06	9	220	0.09	5.23	107.87
2019-03-07	9	235	0.12	6.47	64.83
2018-04-06	10	25	0.09	0.70	24.27
2018-11-27	10	178	0.19	1.60	14.63
2018-12-17	10	193	0.09	0.10	15.93
2019-01-08	10	208	0.07	1.13	25.90
2019-02-06	10	221	0.09	0.97	38.17
2019-11-05	10	348	0.21	2.17	24.03
2019-11-26	10	359	0.14	0.00	9.10
2019-12-17	10	370	0.17	0.00	9.10
2018-12-17	11	194	0.11	12.47	115.93
2019-01-08	11	209	0.07	7.63	83.40
2019-11-26	11	360	0.10	12.83	80.67
2019-12-17	11	371	0.12	0.63	19.83
2018-12-17	12	195	0.11	10.23	112.37
2019-01-08	12	210	0.08	9.00	96.70
2019-11-26	12	361	0.10	9.70	58.93
2019-12-17	12	372	0.09	1.17	29.20
2018-12-17	13	196	0.11	13.07	117.57
2019-01-08	13	211	0.08	8.93	83.43
2019-11-05	13	351	0.30	15.87	74.33
2019-11-26	13	362	0.22	12.33	69.33
2019-12-17	13	373	0.15	1.40	25.70
2018-12-17	14	197	0.13	13.93	117.63
2018-12-17	15	198	0.15	18.57	151.07
2019-12-17	15	374	0.10	6.30	58.03
2019-06-11	cal	288	0.29	25.45	176.25
2019-12-17	cal	375	0.10	5.43	49.03

6. Le lac de Grand-Lieu par rapports aux autres plans d'eau

Les plans d'eau français

Il est très difficile d'évaluer le vrai nombre de plans d'eau en France. Downing a estimé l'abondance mondiale des masses d'eau de surface en fonction des régions dans le monde à partir d'imagerie et d'algorithmes et a montré que la majorité des plans d'eau sont de petite taille et peu profonds (Downing et al. 2006). En reprenant ses relations empiriques pour l'Europe, la France devrait avoir environ 97 125 plans d'eau de plus de 1 Ha, tandis que les chiffres officiels annoncent 34 000 plans d'eau. La France compte en effet une multitude de plans d'eau et d'étangs, dont la plupart ne sont pas en règle (non déclarés auprès de la direction départementale de l'agriculture et de la forêt). Depuis 1993, les plans d'eau supérieur à 3 Ha sont soumis à déclaration préalable, tout comme les vidanges d'étangs. Les inventaires réalisés par les syndicats de bassins versants largement financés par l'Agence de l'eau ont permis d'inventorier les plans d'eau sur le cours principal d'affluents, mais l'information quant à leur légalité, leur profondeur, leur type d'ouvrage, etc reste très parcellaire et peu accessible (nécessite une demande plan d'eau par plan d'eau à la DDTM).

A l'opposé, les lacs de barrage sont très bien documentés et suivis, tant administrativement qu'écologiquement. Beaucoup de travaux de recherche se sont concentrés sur ces plans d'eau, à vocation de production d'eau potable et d'hydroélectricité. Bien sûr, nous ne sommes pas sur les mêmes volumes d'eau et les mêmes enjeux économiques. Leur fonctionnement écologique est très différent, puisqu'ils vont avoir une stratification thermique saisonnière, avoir une grande inertie thermique, jouer un rôle tampon dans les flux d'eau et de matières en suspension. Les plans d'eau peu profond quel que soit leur taille sont des écosystèmes très réactifs vis-à-vis des conditions climatiques, avec de fortes amplitudes de variations de leurs paramètres physico-chimiques et biologiques à courte échelle de temps (horaire à journalière). Même si leur usage est très limité et ne présente pas en tant que tel un enjeu, nous pouvons observer jusqu'à 3 plans d'eau par km de linéaire de cours d'eau dans certaines zones en Loire-Bretagne. Le fonctionnement physique, chimique et biologique de ces petits plans d'eau modifient la physico-chimie des rivières (la température, l'oxygène, les matières en suspension, la connectivité) et les communautés aquatiques qui basculent vers des communautés planctoniques. Un des grands enjeux actuels pour restaurer la qualité de l'eau est de supprimer ces plans d'eau. Moins de 500 plans d'eau en France sont suivis et référencés dans la base de données nationale DCE (exemple via le Programme de surveillance des plans d'eau du Bassin Loire-Bretagne), ce qui représente déjà un effort d'échantillonnage considérable et un coût financier important. La surface minimale est de 1 Ha (0.01 km²), mais les petits plans d'eau sont largement sous représentés par rapport aux grands, qui sont tous inclus dans le suivi. Le lac de Grand-Lieu est référencé dans la base (code plan d'eau FR GL108). Le phytoplancton est donc collecté à la station 13 en sub-surface 4 fois sur une année tous les 3 ans.

Bien que le lac de Grand-Lieu soit un des plus grands de France, il est très peu profond et son fonctionnement ressemble beaucoup plus à celui des petits plans d'eau, avec de fréquentes remises en suspension des sédiments. Ainsi, plus que sa largeur, ce sont ses 80 cm d'eau en été qui déterminent son fonctionnement du lac. La remise en suspension dépend de la profondeur du plan d'eau, de la vitesse du vent et du fetch (distance en km de berge à berge sans obstacle dans la direction des vents dominants, qui permet de quantifier la sensibilité du plan d'eau à la remise en suspension de ses sédiments). Le fetch maximum sur Grand-Lieu est de 7.8 km, alors qu'il est de 1.1 km pour les plans d'eau de la base de données DCE. Un fetch de 700m est suffisant pour provoquer une remise en suspension des sédiments avec un vent de seulement 4 m/s (15 km/h), tandis qu'un fetch de 150 m suffit pour un vent à 8 m/s (30 km/h) (Fig. 57). L'effet de la dimension du lac (fetch) est donc moindre à partir de 1 km (Fig. 57), par rapport à l'effet profondeur. Un plan d'eau peu profond va donc subir de fréquentes remises en suspension qui sont plus contrôlées par sa profondeur que par sa taille. Les lacs peu profonds (<3m selon Scheffer, 1997) sont ainsi qualifiés de polymictiques.

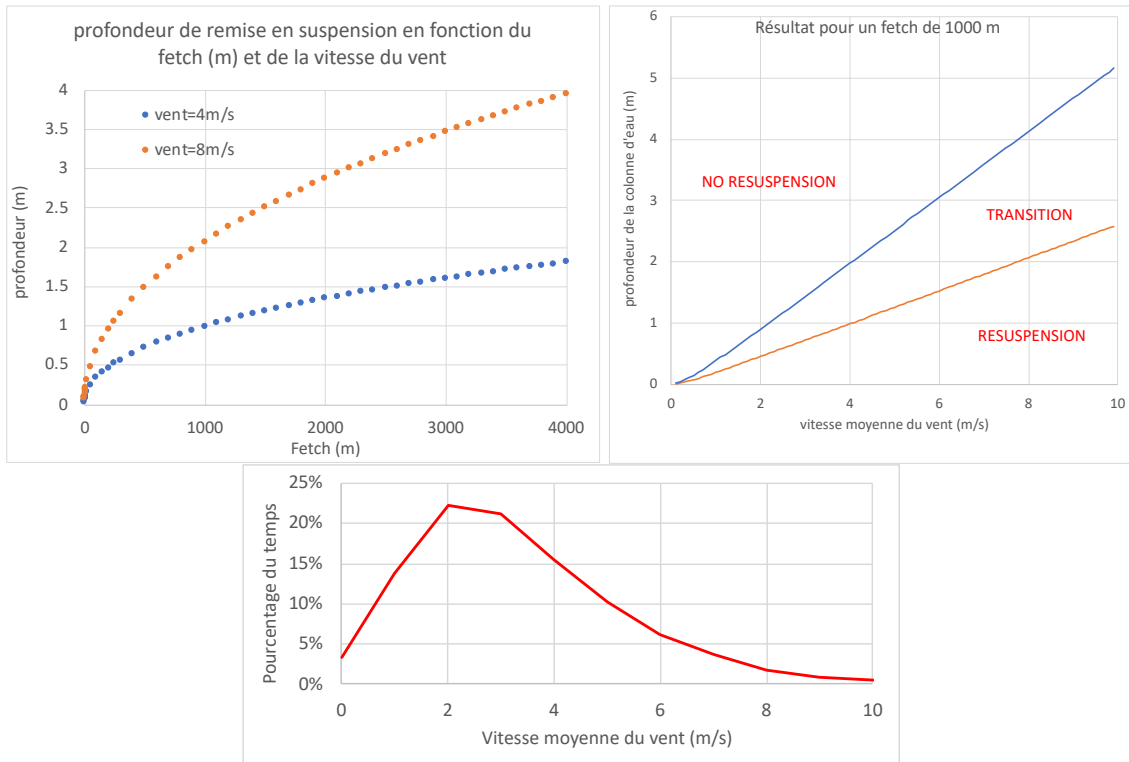


Fig. 57 : **(gauche)** profondeur de remise en suspension des sédiments en fonction du fetch en mètres pour deux vitesses du vent fréquentes. **(droite)** profondeur de remise en suspension des sédiments en fonction de la vitesse du vent pour un fetch de 1 km. D'après l'analyse empirique basée sur les travaux de Bachmann et al. (2000), qui relie les trois composantes, fetch, vitesse du vent et remises en suspension des sédiments. **(bas)** Distribution de la vitesse moyenne du vent d'après les données Météo France – Aéroport Nantes Atlantique.

La grande taille du lac de Grand-Lieu et sa richesse d'habitats font qu'il est plus diversifié que les autres plans d'eau, mais on y trouve majoritairement des espèces très classiques, que ce soit pour le phytoplancton, les rotifères (*Keratella cochlearis*) ou le macrozooplancton (*Bosmina*). Des espèces rares à l'échelle régionale (notamment pour le phytoplancton) sont présentes, mais restent faibles en biomasse et abondance. Ce site représente donc un réservoir de biodiversité planctonique et une assurance à long terme de certaines fonctions écologiques (production primaire, production secondaire, etc). Étant une réserve, aucune intervention n'y est réalisée (sulfatage, curage, assèchement...), ce qui en fait un référentiel pour les plans d'eau peu profonds et a peut-être contribué au maintien de sa richesse.

Pour résumer, le lac de Grand-Lieu est spécifique à cause de la richesse de ses habitats et la diversité qu'il abrite, mais il est générique de par son fonctionnement bio-géochimique et écologique et de par les espèces planctoniques dominantes. Les plans d'eau peu profonds sont souvent considérés comme spatialement homogènes, grâce aux fréquents brassages par le vent (polymixie), mais ce brassage n'est jamais total et conduit assez rarement à l'homogénéisation réelle du milieu et des répartitions planctoniques (Pourriot et Meybeck, 1995). Il y a donc une hétérogénéité spatiale qui est désormais souvent observée par les nouveaux outils d'imagerie, mais qui reste encore rarement caractérisée. Dans les lacs de grande taille comme Grand-Lieu, cette hétérogénéité est particulièrement visible, avec à certaines périodes des masses d'eau qui se distinguent pendant plusieurs semaines. Certaines zones vont ainsi agir comme des zones source pour une population (par exemple les *Cryptomonas*, qui sont mixotrophe et se nourrissent de matière organique, dans les habitats macrophytes) ou pour une fonction écologique (la mixotrophie dans les habitats macrophytes, la production primaire par le phytoplancton en eau libre). Des interactions entre les habitats vont avoir lieu : par exemple, la forte production de phytoplancton en zone d'eau libre exploitée par des zooplanctons herbivores pendant la nuit et ce zooplancton migre dans les macrophytes le jour, pour éviter la prédation par les poissons.

Un grand plan d'eau peu profond : le Kis -Balaton (Hongrie)

Tableau : comparaison des deux plans d'eau

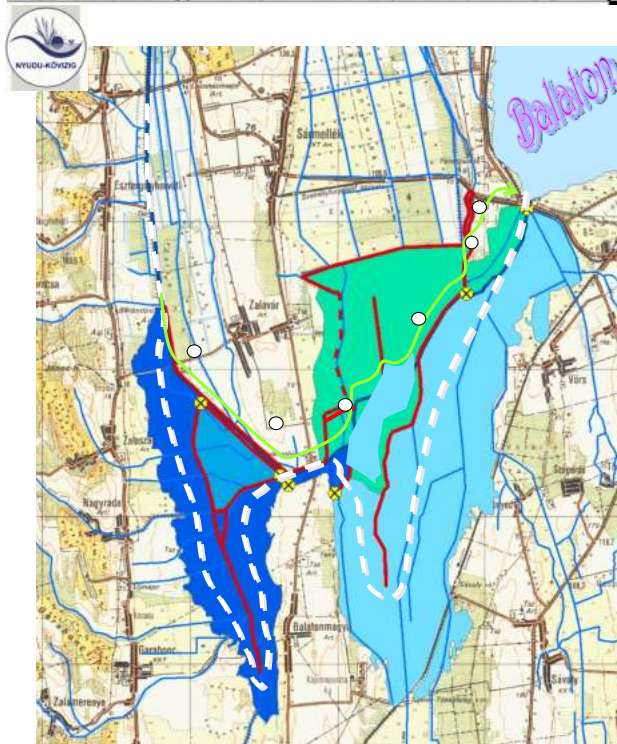
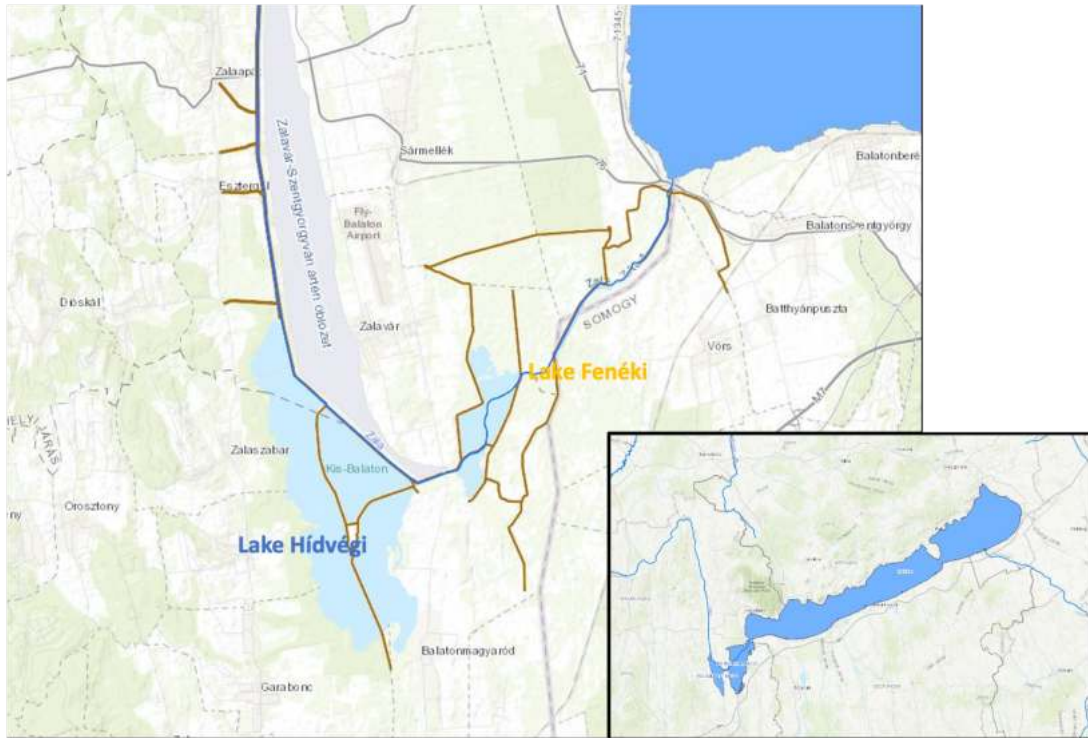
Moyenne (min-max)	Lac de Grand-Lieu	Kis-Balaton (Hongrie)
Superficie (km ²)	62.9 (37 – 65)	146
Profondeur (m)	1.6 (0.8 – 4)	3.2
Bassin versant (km ²)	700	2 622
Affluents	Ognon, Boulogne	Zala (débit moyen 7.3 m ³ s ⁻¹)

Un échange avec les gestionnaires du Kis-Balaton a été fait du 12 au 16 novembre 2018, afin de visiter le lac et ses installations, et de voir si le suivi du Kis-Balaton pourrait aider à proposer un protocole de surveillance du lac de Grand-Lieu, en s'appuyant sur l'expertise des Hongrois. Le fonctionnement hydrologique du Kis-Balaton est cependant très différent du lac de Grand-Lieu, beaucoup plus naturel. Des digues ont en effet été construites et permettent de contrôler le flux d'eau (Fig. 58). Il y a ainsi 3 parties principales, un premier réservoir hypereutrophe à l'arrivée de la rivière Zala, avec un temps de séjour de 20 à 30 jours, suivi d'un plan d'eau peu profond avec des macrophytes et des îles et un réservoir où il est possible de mettre l'eau de la rivière couverts de roseaux denses. Le premier réservoir fait office de pré-retention, qui améliore déjà la qualité du second réservoir.

Le lac Kis-Balaton est soumis à une surveillance de la qualité de l'eau, avec de nombreux paramètres physiques, chimiques et biologiques sur plusieurs stations depuis plus de 20 ans. Le Kis-Balaton est en effet instrumenté pour un suivi haute fréquence de son hydrologie avec 46 capteurs de niveau d'eau, 2 stations météorologiques, 6 pluviomètres automatiques. Les concentrations en nutriments sont mesurées tous les jours (Total des matières en suspension, orthophosphate, Phosphore total, nitrate, nitrite, ammonium, Azote total et le carbone dissous total). Chaque semaine sont mesurés en plus des nutriments, la température, l'oxygène dissous, la conductivité, le pH, l'alcalinité, les sulfates, le Phosphore total dissous, l'Azote total dissous, la chlorophylle a et la DBO5. Toutes les deux semaines sont mesurés (en plus des mesures précédentes) la dureté totale, le sodium, le potassium, le manganèse, le magnésium, le calcium et le fer total, ainsi que les biomasse de phytoplancton et de zooplancton. Un laboratoire constitué d'une quinzaine de personnes assure ce suivi.

La biomasse de phytoplancton est comptée par groupe de phytoplancton et non par espèce. Il y a ainsi 7 groupes qui ont été définis par le chercheur en charge des comptages : les cyanobactéries diazotrophes, les autres cyanobactéries, les diatomées centriques unicellulaires, les Chlorococcales unicellulaires, les Euglénophycées, les Cryptophycées et les autres algues. Le zooplancton est lui compté au niveau du groupe (copépodes, cladocères et rotifères). Ces comptages par groupe et non par taxon permet de rendre réalisable le grand nombre de comptages par une seule personne, mais une partie de l'information n'est pas prise en compte (quelles espèces sont réellement présentes par exemple). Le point fort du suivi est que c'est la même personne qui assure tous les comptages.

Le Kis-Balaton jouit d'un suivi permanent par sondes (46 capteurs) permettant de gérer les niveaux d'eau en temps réel dans les différentes parties du lac. Les flux d'eau constituent donc un des paramètres les plus pertinents à suivre pour caractériser la dynamique du lac de Grand-Lieu. Sans avoir un maillage aussi précis que le Kis-Balaton, une surveillance par débits des deux principaux affluents et de ce qui sort du lac est essentielle pour la suite. Les suivis hebdomadaires des concentrations en nutriments en entrées / sorties du lac ont permis de mettre en évidence une saisonnalité, mais l'absence de données de débits, ne permet pas de faire de bilan du lac. Ils ont aussi permis de montrer une certaine cohérence et stabilité de certains flux (nitrates, orthophosphates). Une sonde de turbidité dans les affluents couplée aux capteurs de niveaux d'eau permettrait de voir les évènements de crues.



source: Péter Somogyi & Vera Istvánovics

premier reservoir de 18 km²
 temps de residence = 20-30 jours
 plan d'eau hypereutrophe.

"reservoir" Ingói de 16 km²
 inondé en 1992
 temps de residence = 18-25 jours
 10 km² de roseaux dense.

reservoir du bas de 30 km²
 eau libre avec des îles et une
 vegetation aquatique diverse.
 → zone le plus proche de Grand-Lieu

- raccourcit pour rivière Zala
- digue
- ⊗ écluse
- direction du flux d'eau

Fig. 58 : carte du Kis-Balaton et de la voie de circulation de l'eau

Contrairement au Kis-Balaton, le flux d'eau à l'intérieur du lac de Grand-Lieu n'est pas connu, d'autant qu'il y a deux affluents et non un seul. Le lac de Grand-Lieu avec son paysage de macrophytes présente de plus une circulation complexe de ses masses d'eau en été. Ce point est un des verrous à la compréhension du fonctionnement biogéochimique du lac, puisque certaines zones vont être des voies privilégiées de la circulation de l'eau, avec des temps de résidence très court, et d'autres zones, au contraire, auront un temps long qui permettra à des processus biologiques de se mettre en place (croissance de cyanobactéries, dénitrification, etc). Basé sur la bathymétrie du lac et sur les flux d'eau entrants et sortant, il est possible de paramétrer un modèle hydrodynamique 3D qui permettra de calculer les temps de résidence locaux. La

modélisation hydrodynamique tridimensionnelle du lac permettrait de définir des 'domaines de fonctionnement physique homogène', de faire une cartographie des écoulements dans le lac et chaque domaine pourrait être caractérisé en termes de durée de température moyenne, de gradient thermique vertical, de fréquence de mélange, de probabilité d'anoxie, de temps de résidence local et d'échange avec les domaines voisins. Le lac de Grand-Lieu pourrait alors être vu comme un assemblage de 'domaines'. La connaissance de ces domaines permettrait d'établir une stratégie de suivi du lac et d'échantillonnage (localisation et connexion aux autres domaines).

Conclusion générale

Le lac de Grand-Lieu présente une diversité planctonique globale élevée liée à sa grande taille et ses habitats multiples. Il présente beaucoup d'espèces rares, mais les espèces dominantes restent des taxons classiques, typiques de plans d'eau eutrophes. Le fonctionnement du lac est typique d'un de plan d'eau peu profond. Il présente cependant une hétérogénéité spatiale forte en été avec des masses d'eau qui se distinguent en terme d'orthophosphates, de silice, de température, d'oxygène, de biomasses et de composition de phytoplancton et de zooplancton. Cette zonation, contrôlée par les macrophytes enracinées à feuilles flottantes, intervient de mi-avril à octobre (meta plan d'eau). Dans l'habitat macrophytes, l'eau va rester de meilleure qualité par rapport à l'eau libre, malgré des baisses d'oxygène. L'analyse des paramètres biologiques et physico-chimiques sur 375 prélèvements montre que les masses d'eau identifiées comme de « mauvaise » qualité dans notre étude peuvent être discriminées avec de simples mesures de la biomasse de cyanobactéries mesurée à l'algaetorch (BBE), de TP et de Secchi, qui sont des paramètres directs de la DCE. Ainsi, d'après nos données, si la biomasse de cyanobactéries mesurée à la BBE > 20 µg chl a /L et si le Secchi < 32 cm, alors plus de 96% de chance que l'échantillon soit de mauvaise qualité, tandis que 0% de chance qu'il soit de bonne qualité.

Les trois principaux verrous identifiés :

Certaines espèces de macrophytes sont en régression dans le lac de Grand-Lieu, avec l'apparition de trouées au sein des habitats macrophytes. Cette régression mise en évidence par la SNPN n'a pour l'instant pas d'explication, mais, si elle se maintient, sera très délétère au fonctionnement du plan d'eau et à la qualité de l'eau. Il est urgent de comprendre pourquoi les nénuphars régressent, voire d'intervenir pour limiter leur déclin. Si le plan d'eau basculait en masse d'eau libre uniquement, la diversité du plancton chuterait avec un effet cascade sur les autres groupes aquatiques. La qualité de l'eau serait alors fortement dégradée avec des blooms de cyanobactéries importants et de fortes teneurs en phosphore total de juillet à octobre.

Comprendre le passé écologique du lac sur l'Anthropocène (100 dernières années) permettrait de prédire sa trajectoire actuelle, de comprendre la dynamique des nénuphars et de déterminer si sa diversité planctonique actuelle est associée à un héritage du passé et ou à la complexité de ses habitats. Avec l'eutrophisation, le lac de Grand-Lieu a présenté différents épisodes de blooms de cyanobactéries toxiques, ainsi que des épisodes d'anoxie, en réponse aux forçages anthropiques et climatiques. Quel a été l'impact de ces blooms sur les réseaux trophiques et l'adaptation des communautés actuelles ? Il est possible par carottage des sédiments de retracer l'histoire des espèces clés du réseau trophique et d'identifier les étapes majeures qui ont contrôlé la trajectoire du lac au cours du temps.

A des fins de gestion à long terme, il est nécessaire de cartographier précisément les masses d'eau, leurs frontières exactes et la nature des transitions (qu'est ce qui contrôle l'isolement d'une masse d'eau ? quelle surface de macrophytes est nécessaire ? est-ce que le gradient horizontal est linéaire entre deux masses d'eau ou il y a un effet de seuil ?). Pour réaliser cette cartographie précise, il est nécessaire de coupler de l'imagerie satellite, à des mesures de transects *in situ* et à un modèle hydrodynamique 3D qui mettra en évidence les

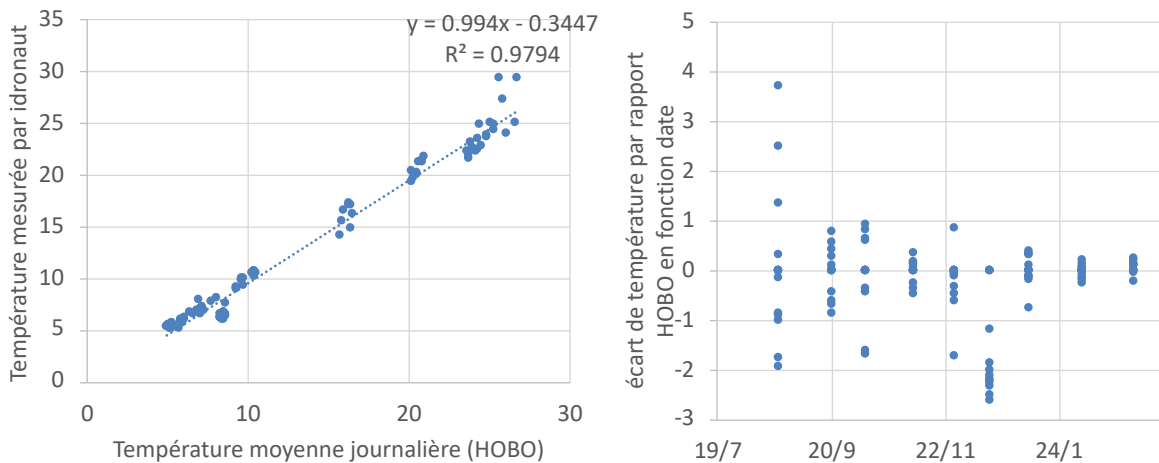
temps de résidence locaux et les voies de circulation privilégiées de l'eau dans le lac. Notre étude s'étant limitée à des stations ponctuelles, il n'est pas possible d'extrapoler et de délimiter précisément les zones. Toutes les données acquises dans ce projet peuvent être utilisées pour incrémenter des modèles couplés hydrodynamique et biogéochimique. Par exemple, Delft3D est un outil de modélisation composé de modules : Le module de base (FLOW) permet d'étudier l'hydrodynamique, le transport des sédiments, la morphologie et la qualité de l'eau. Il peut être couplé à un sous module d'efflorescences algales (Delft3D-BLOOM), prenant en compte les cycles de l'azote, phosphore et silice et un principe de compétition pour la ressource entre six groupes de phytoplancton : les diatomées, les flagellés, les chlorophycées, les cyanobactéries *Microcystis*, les cyanobactéries fixatrices d'azote *Aphanizomenon* et les cyanobactéries *Planktothrix*. Les données de l'ensemble du projet sont sous format Excel et accessibles sur demande.

Annexes

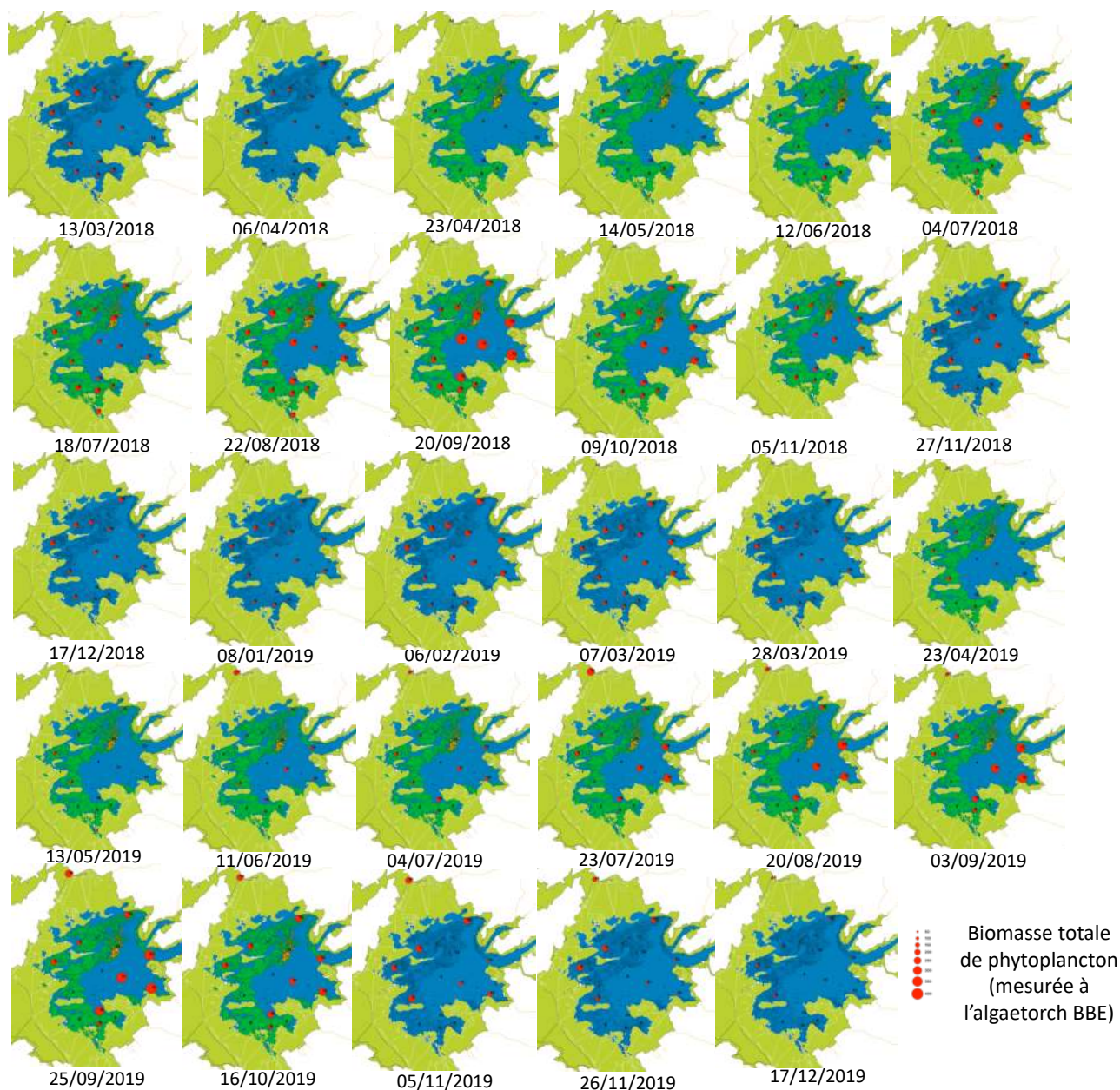
Annexe 1 : biais d'échantillonnage lié à l'heure de prélèvement

Les prélèvements aux 10-15 stations nécessitent 3 à 6 heures, avec un début d'échantillonnage généralement vers les 10h30-11h. La température et la concentration en oxygène se modifient fortement au cours de la journée. Un biais est donc possible entre les différentes stations, avec des écarts liés à une différence d'heure de prélèvement, biais d'autant plus fort si les températures extérieures sont élevées.

Nous avons comparé la température de l'eau mesurée avec la sonde Idronaut lors du prélèvement, avec la température moyenne de la journée mesurée par les HOBOS. On observe une forte corrélation entre ces deux paramètres (Fig. S1-1a), mais un éclatement des points aux températures les plus élevées. L'écart entre la température de l'idronaut et la température moyenne de l'eau mesurée au HOBO dépend de la date, on voit ainsi que la date du 22/08/2018 est celle où le biais a été le plus fort (Fig. 1S-1b). Outre cette date, le biais est resté minime, mais les données de HOBO seront privilégiées.



Annexe 2 : distribution spatiale du phytoplancton en fonction du temps



variations spatio-temporelles des biomasses totales de phytoplancton (Eq $\mu\text{g chl}a/\text{L}$) mesurées en 2018 et 2019 : les concentrations sont corrélées au rayon du cercle. La même échelle est utilisée sur toutes les cartes. Le plus grand cercle représente les concentrations supérieures à $400 \mu\text{g chl}a/\text{L}$.

Annexe 3 : calcul des indicateurs de qualité de l'eau en fonction des dates et stations.

d'après Guide REEE-ESC	très bon >139	bon <139	moyen <103	médiocre <76	mauvais <56												
SECCHI	macrophytes			macrophytes			macrophytes			macrophytes			macrophytes			mediane	
date	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15		
13/03/2018	30	32	34	24	27	32	57	31	32	30	27	26	28	29	25		30.00
06/04/2018	30	25	29	33	28	45	25	33	36	49	40	42	38	38	29		33.00
23/04/2018	70	50.5	40.5	57.5	33.5	49	59.5	66	71	70	192	176	189	164	143		70.00
14/05/2018	52.5	36.5	33.5	47	49	138	33.5	84	71.5	37.5	54	41.5	56.5	71.5	53.5		52.50
12/06/2018	73	74.5	46	43.5	73	81	24	45.75	59.5	51	49.25	51	17.5	65	53.5		51.00
04/07/2018	31	27	24	21	37	32.5	37.5	63	47.5	37.5	23	24.5	21.5	41	23		31.00
18/07/2018	28.5	22	19	28.5	23.5	25	19.5	22	18	28.5	31	30	29	18	19.5		23.50
22/08/2018	23	19.5	19	17	20	21	16.5	21	19.5	22.5	19.25	23	21	29.5	23.25		21.00
20/09/2018	25	15.5	22.5	17	15	19.5		24.25	19	17.75	13.5	16.5	14.5	16	18.5		17.38
09/10/2018	22	22.5	25.75	21.5		26.5		29	26.5	18.5	20	21.25	16.5	17.5	12.5		21.50
05/11/2018	35	29	33	33		34		32		32	25.5	32	30.5	27	15.5		32.00
27/11/2018	41.5	44	44	34.5	41	27.5		25.5	31.5	34	43.5	37.5	18	35.5	37		36.25
17/12/2018	34.5	38.5	39	42	41	42	55	60	69.5	81.5	43	43.5	43	30	29.5		42.00
08/01/2019	65	65.5	74	81.5	73	67.5	136.5	72	92	85.5	76	62.5	70.5	83	78.5		74.00
06/02/2019	40.5	34	44.5	43	49.5	63.5	40	65	54	70	40.5	45.5	41	36.5	37.5		43.00
07/03/2019	24.5	25	37.5	25.5	28.5	34	37.5	31.5	32.5	22.5	20	21.5	21	22	20.5		25.00
28/03/2019	48.5	34	30	41.5	18	31	61	47.5	62.5	38	42	45	54	44	45		44.00
23/04/2019		36.5	35		32		57.5	70		77	43.5	132.5	138.5		103		63.75
13/05/2019		54	32.5		26		39	97		57	42	59	74.5		83		55.50
11/06/2019		60	88		42			68		54.5	38.5	60	39		51.5		54.50
04/07/2019		46.5	29		38			61		28.5	20	30.5	30		35		30.50
23/07/2019		26	24					49		24	24.5	23	20.5		28		24.25
20/08/2019		28	33.5					30		25.5	23	21.5	20.5		26.75		26.13
03/09/2019		19.5	28.5					21		16.5	16.5	17.5	17.5		15		17.50
25/09/2019		17.5	19.5					27		16.25	12.75	15.25	13.25		15.75		16.00
16/10/2019		16.5	22					26.5		18	12.75	18	17.25		21.25		18.00
05/11/2019		21	28.25		27			14.5		21.75	19.25	18.25	19		32		21.00
26/11/2019		40.5	45		46.5		25	27		44.5	58	79.5	58		38.5		44.75
17/12/2019		49.25	53		58		38.5	38.5		31	45.75	58	52.75		45.5		47.50
03/02/2020		50	67.5					22			61.5						55.75
20/03/2020		61.5	71.5					87.5			83.5						77.50
18/05/2020		29.5	22					51.5			31.5						30.50
10/06/2020		17	20.5					27			23.5						22.00
03/07/2020		25.5	21.5					32.5			26						25.75
31/07/2020		17	17.5					20.5			24.5						19.00
16/09/2020		22	21					20.5			17.5						20.75
09/10/2020		19	19					46.5			21.5						20.25
12/11/2020		43.5	32					70.5			34						38.75

Phosphore	TB >36.7	B >51.4	Mo >72.1	Me >101														
TP	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	Total général		
13/03/2018	101.7	107.4	102.9	114.1	97.2	113.6	83.8	113.2	103.3	109.5	113.8	117.4	119.2	112.6	112.3	112.30		
06/04/2018	87.9	112.6	111.2	87.6	106.1	98.3	122.9	126.6	72.0	94.4	87.3	73.3	94.3	105.3	99.4	98.30		
12/04/2018		67.7	77.1		110.1	88.2	142.7		99.5		70.5	44.7	65.7		75.3	76.19		
23/04/2018	62.3	135.5	135.7	77.0	242.7	82.8	107.8	87.7	63.0	81.5	54.9	74.2	76.6	50.4	123.7	81.49		
14/05/2018	141.8	181.7	168.4	123.1	218.2	96.7	136.3	116.6	124.2	167.1	96.5	120.9	98.1	67.6	144.6	124.20		
12/06/2018	168.3	240.8	269.9	151.1	273.9	217.6	301.3	278.6	216.2	169.5	139.5	194.8	374.0	189.6	199.6	216.20		
04/07/2018	359.7	647.7	459.9	703.4	864.1	627.6	274.5	304.2	349.5	450.1	1031.2	658.7	710.6	280.1	472.9	472.90		
18/07/2018	681.9	742.7	472.5	876.7	968.4	873.8	457.7	770.3	816.7	814.1	834.5	1122.4	729.8	754.3	741.7	770.27		
22/08/2018	712.7	623.8	395.9	1150.0	716.2	738.4	458.3	879.9	726.6	1170.2	1136.8	1193.6	1155.8	1099.1	553.0	738.37		
20/09/2018	368.9	450.4	416.7	853.0	474.3	463.8		405.2	339.8	746.9	968.3	790.8	845.3	653.5	378.5	469.03		
09/10/2018	296.0	262.3	243.4	551.8		248.0		363.5	599.9	537.9	540.0	579.1	729.7	475.9	570.1	537.91		
05/11/2018	286.1	206.8	189.0	246.7		243.6		176.8		220.0	271.2	270.8	285.2	294.6	304.1	258.73		
27/11/2018	151.3	144.3	163.8	174.1	169.3	186.9		178.5	175.3	189.4	185.0	197.6	340.7	193.7	167.5	176.92		
17/12/2018	127.5	136.0	148.8	118.1	123.2	126.7	122.0	86.8	90.5	85.3	109.1	105.0	111.2	126.2	146.8	122.03		
08/01/2019	86.3	91.9	87.8	77.3	83.3	85.3	86.6	94.3	69.8	71.5	65.9	78.1	84.2	72.2	71.9	83.30		
06/02/2019	122.0	126.2	108.9	110.7	113.3	90.8	152.5	84.0	88.2	85.5	128.0	107.7	110.5	124.6	132.7	110.66		
07/03/2019	192.8	173.7	153.0	175.7	174.0	151.2	144.2	183.0	122.8	185.0	208.0	204.3	210.5	228.9	207.4	182.97		
28/03/2019	88.1	147.6	141.0	101.4	199.3	151.6	85.6	92.6	75.6	129.6	90.5	80.7	98.5	82.3	85.7	92.56		
23/04/2019		125.2	82.5		189.7		74.7	137.8		141.7	130.3	173.7	191.5		186.3	139.71		
13/05/2019		100.5	246.4		256.0		216.4	195.6		123.8	122.3	108.6	113.6		123.5	123.66		
11/06/2019		132.8	115.7		228.7			137.5		124.5	175.7	127.9	174.9		160.2	137.46		
04/07/2019		328.8	321.3		515.5			393.4		462.6	468.8	439.0	549.6		331.3	439.01		
23/07/2019		626.7	462.4					521.0		640.7	579.0	625.6	758.1		629.1	626.15		
20/08/2019		437.0	369.5					446.9		650.8	737.0	737.4	816.9		441.2	548.82		
03/09/2019		444.5	355.3					555.5		916.7	937.3	909.1	990.4		449.4	732.27		
25/09/2019		449.7	430.1					319.0		639.8	791.3	710.1	904.9		576.9	608.35		
16/10/2019		474.7	368.9					286.2		522.8	585.0	577.3	568.5		400.3	498.77		
05/11/2019		256.5	290.6		298.3			210.7		207.6	265.3	308.9	303.3		265.2	265.26		
26/11/2019		157.1	129.8		130.2			167.8		136.6	97.5	103.9	222.9		193.3	146.85		
17/12/2019		95.8	107.3		96.9			150.5		165.1	117.3	93.7	152.7		102.6	112.33		

d'après Guide REEE-ESC (2019)	TB 158.3	B 234.6	Mo 328.7	Me 429.5													
AMMONIUM (µg NH4 / L)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	Total général	
13/03/2018	11.6	11.6	34.0	11.6	11.6	11.6	32.0	11.6	11.6	11.6	0.0	27.8	11.6	11.6	17.6	15.1	
06/04/2018	11.6	11.6	25.8	11.6	89.8	11.6	110.2	103.7	11.6	59.3	11.6	11.6	11.6	11.6	11.6	33.6	
12/04/2018	0.0	11.6	52.4		11.6	34.6	263.3	0.0	77.3		44.4	11.6	11.6		11.6	44.2	
23/04/2018	83.7	26.9	15.4	24.3	15.4	16.8	11.6	24.4	11.6	69.4	369.8	275.0	295.5	323.0	443.3	133.7	
14/05/2018	106.6	11.6	11.6	38.4	62.0	21.9	11.6	49.2	19.6	11.6	25.0	19.3	11.6	11.6	11.6	28.2	
12/06/2018	87.3	248.6	113.8	11.6	216.5	108.4	355.7	62.8	70.5	15.4	135.1	11.6	289.1	11.6	33.5	118.1	
04/07/2018	11.6	120.0	84.7	34.7	440.5	11.6	394.0	313.7	25.3	17.0	11.6	11.6	11.6	11.6	11.6	100.7	
18/07/2018	11.6	36.7	82.8	21.6	419.7	14.1	11.6	30.4	11.6	22.6	54.3	11.6	11.6	11.6	11.6	50.9	
22/08/2018	22.1	11.6	11.6	12.9	11.6	11.6	11.6	11.6	11.6	11.6	19.7	11.6	33.3	11.6	11.6	14.3	
20/09/2018	11.6	11.6	11.6	24.4	11.6	11.6		11.6	11.6	11.6	11.6	11.6	11.6	11.6	11.6	12.5	
09/10/2018	28.1	49.8	47.9	12.9		11.6		11.6	11.6	11.6	16.7	41.8	15.4	11.6	11.6	21.7	
05/11/2018	26.0	11.6	11.6	11.6		32.2		17.5		11.6	11.6	21.7	24.9	11.6	29.5	18.4	
27/11/2018	11.6	11.6	11.6	37.4	11.6	150.6		270.2	426.4	448.0	25.8	20.4	362.1	35.9	11.6	131.1	
17/12/2018	11.6	11.6	11.6	17.3	48.8	25.4	178.4	121.2	89.5	310.7	49.7	16.7	11.6	68.8	33.2	67.1	
08/01/2019	22.4	20.1	39.4	51.9	15.4	37.1	69.5	11.6	50.4	40.7	51.2	27.3	11.6	14.1	60.0	34.8	
06/02/2019	20.9	22.2	11.6	31.4	49.7	11.6	235.2	20.1	11.6	11.6	38.0	34.0	11.6	39.2	12.9	37.4	
07/03/2019	17.3	11.6	11.6	11.6	11.6	11.6	155.5	11.6	11.6	11.6	14.1	17.2	11.6	11.6	11.6	22.1	
28/03/2019	11.6	17.5	11.6	11.6	34.5	12.9	58.4	53.6	49.4	56.2	45.3	11.6	57.1	54.5	49.7	35.7	

nitrates	très bon <2.2	bon >2.2	moyen >5.3	médiocre >12.6	mauvais >30.1												
NITRATES	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	mediane	
13/03/2018	7.67	11.35	7.05	12.38	12.84	2.61	23.47	2.98	15.19	5.14	7.75	7.22	12.10	11.72	11.45	11.35	
23/04/2018	3.66	2.10	4.65	13.39	14.13	16.06	7.60	5.52	7.61	4.98	0.44	15.18	3.96	3.93	3.93	4.98	
14/05/2018	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	4.05	10.88	0.68	0.66	0.22	0.22	0.66	0.22	0.22	0.22	0.22	
12/06/2018	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	17.14	1.11	0.22	0.22	0.22	0.22	14.88	0.22	0.22	0.22	
04/07/2018	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	9.92	8.52	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	
18/07/2018	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	
22/08/2018	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	
20/09/2018	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22		0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	
09/10/2018	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22		0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	
05/11/2018	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22		0.22	0.00	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	
27/11/2018	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22	13.41		57.21	25.62	52.99	0.22	0.22	16.87	0.22	0.22	0.22	
17/12/2018	21.47	18.34	17.18	27.84	29.32	26.32	45.89	43.27	44.96	44.49	29.08	30.09	28.96	29.79	25.49	29.08	
08/01/2019	16.61	16.69	15.14	21.95	24.27	22.57	40.21	21.43	29.73	29.36	21.54	21.88	22.11	20.10	19.68	21.88	
06/02/2019	10.76	11.09	10.79	12.67	16.68	16.00	31.46	26.56	18.59	29.07	12.33	12.16	12.82	12.46	11.90	12.67	
07/03/2019	5.43	6.32	5.27	8.77	3.49	3.97	22.33	13.11	13.76	5.02	8.86	8.74	8.72	7.89	8.27	8.27	
28/03/2019	2.92	1.34	1.10	2.43	0.22	5.87	21.73	20.05	13.63	7.42	2.68	3.29	5.38	3.09	2.67	3.09	
23/04/2019		0.22	0.22		0.22		11.32	2.63		1.19	0.22	0.66	0.66		0.66	0.66	
13/05/2019		0.22	0.22		0.22		8.16	2.45		0.66	0.22	0.22	1.51		0.22	0.22	
11/06/2019		0.22	0.22		0.22			0.22		0.22	0.22	0.22	0.22		0.22	0.22	
04/07/2019		0.22	0.22		0.22			0.22		0.22	0.22	0.22	0.22		0.22	0.22	
23/07/2019		0.22	0.22					0.22		0.22	0.22	0.22	0.22		0.22	0.22	
20/08/2019		0.22	0.22					0.22		0.22	0.22	0.22	0.22		0.22	0.22	
03/09/2019		0.22	0.22					0.22		0.22	0.22	0.22	0.22		0.22	0.22	
25/09/2019		0.22	0.22					0.22		0.22	0.22	0.22	0.22		0.22	0.22	
16/10/2019		0.22	0.22					0.22		0.22	0.22	0.22	0.22		0.22	0.22	
05/11/2019		0.22	0.22		0.22			59.90		40.72	16.37	9.73	27.95		0.22	9.73	
26/11/2019		14.45	13.87		31.02		42.97	45.40		47.74	26.58	26.89	29.81		13.48	28.35	
17/12/2019		26.69	23.21		23.44		27.34	25.11		24.74	26.34	27.03	28.78		24.43	25.72	
03/02/2020		9.60	7.22					6.40				8.35				7.79	
20/03/2020		4.02	2.58					8.72				3.78				3.90	
18/05/2020		0.00	0.00					0.00				3.82				0.00	
10/06/2020		0.01	0.00					0.00				0.00				0.00	

Annexe 4 : listing des espèces de zooplancton (Ecobio) et de phytoplancton (Bi-Eau)

Taxon de zooplancton	Occurrence sur 75 échantillons	Nombre moyen d'individus / L (lorsque le taxon est présent)
Nauplii copépodes	75	458
Cyclopoïdes juvéniles	75	102
Cyclopoïdes mâles inconnus	59	20
Cyclopoïdes femelles inconnues	4	1
<i>Tropocyclops prasinus</i>	2	2
<i>Macrocyclops albidus</i>	1	0
<i>Eucyclops serrulatus</i>	3	1
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	8	1
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	23	46
<i>Acanthocyclops americanus</i>	43	3
<i>Acanthocyclops robustus</i>	1	0
<i>Cyclops strenuus</i>	1	0
<i>Cyclops bohater</i>	1	0
<i>Calanoïdes juvéniles</i>	42	5
<i>Calanoïdes femelles inconnues</i>	12	1
<i>Eurytemora velox</i>	12	1
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	2	0
<i>Bosmina longirostris</i>	66	61
<i>Chydorus sphaericus</i>	67	24
<i>Anchistropus emarginatus</i>	1	1
<i>Graptoloberis testudinaria</i>	22	2
<i>Pleuroxus truncatus</i>	7	2
<i>Pleuroxus denticulatus</i>	13	3
<i>Pleuroxus uncinatus</i>	3	1
<i>Pleuroxus aduncus</i>	9	4
<i>Kurzia latissima/L</i>	1	0
<i>Camptocercus rectirostris</i>	1	0
<i>Acroperus harpae</i>	1	0
<i>Alona affinis</i>	5	0
<i>Alona quadrangularis</i>	2	0
<i>Alona guttata</i>	8	2
<i>Coronatella rectangula</i>	9	1
<i>Alona sp</i>	8	2
<i>Disparalona rostrata</i>	3	0
<i>Disparalona hamata</i>	1	0
<i>Leydigia leydigii</i>	1	0
<i>Eurycercus lamellatus</i>	8	2
<i>Daphnia longispina complex</i>	42	21
<i>Daphnia ambigua</i>	1	0
<i>Daphnia pulicaria</i>	1	0
<i>Daphnia sp</i>	1	8
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	25	2
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	5	5
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	3	1
<i>Ceriodaphnia sp</i>	49	3
<i>Simocephalus vetulus</i>	21	6
<i>Scapholoberis mucronata</i>	27	18
<i>Sida crystallina</i>	31	9
<i>Diaphanosoma orghidani</i>	25	7
<i>Moina micrura</i>	25	39
<i>Ilyocryptus agilis</i>	2	0
<i>Leptodira kindtii</i>	8	1

Rotifères	Occurrence sur 112 échantillons	Nombre moyen d'individus / L (lorsque le taxon est présent)
<i>Anueropsis fissa</i>	47	96
<i>Asplanchna priodonta</i>	49	33
<i>Brachionus angularis</i>	83	384
<i>Brachionus budapestinensis</i>	45	264
<i>Brachionus diversicornis</i>	42	1514
<i>Brachionus falcatus</i>	24	1822
<i>Brachionus forficulaminor</i>	30	250
<i>Colurella colurus</i>	13	19
<i>Conochiloides dossuaris cf</i>	8	57
<i>Keratella cochlearis</i>	95	296
<i>Keratella cochlearistecta</i>	106	183
<i>Pompholix sulcata</i>	55	336
<i>Proalides tentaculatus</i>	13	46
<i>Trichocerca pusilla</i>	40	130
<i>Trichocerca similis</i>	40	66
<i>Trichocerca elongata</i>	8	43
<i>Lepadella ovalis</i>	7	8
<i>Filinia longiseta</i>	24	86
<i>Lecane unguolatacf</i>	1	6
<i>Brachionus calyciflorus</i>	48	159
<i>Brachionus quadridentatus</i>	12	29
<i>Epiphanes macrourus</i>	11	111
<i>Keratella valga</i>	23	118
<i>Polyarthra dolichoptera vulgaris</i>	86	169
<i>Keratella quadrata</i>	53	24
<i>Gastropus stylifer</i>	3	143
<i>Trichocerca cylindrica</i>	6	17
<i>Pompholix complanata</i>	6	27
<i>Synchaeta sp</i>	7	29
<i>Polyarthra dolichoptera vulgaris aptera</i>	6	60
<i>Synchaeta oblonga</i>	12	21
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	5	10
<i>Trichocerca ruttneri</i>	1	20
<i>Polyarthra remata</i>	6	15
<i>Filinia hoffmani</i>	4	26
<i>Lecane bulla cf</i>	1	20
<i>Filinia opoliensis</i>	6	72
<i>Kellicottia longispina</i>	12	14
<i>Synchaeta tremula</i>	12	17
<i>Synchaeta pectinata</i>	13	7
<i>Filinia terminalis</i>	14	36
<i>Brachionus urceolaris</i>	4	10
<i>Hexarthra mira cf</i>	1	60
<i>Lepadella acuminata</i>	2	8
<i>Lecane closterocerca</i>	4	8
<i>Euchlanis dilatata cf</i>	5	23
<i>Trichotria pocillum</i>	1	20
<i>Trichocerca stylata</i>	2	34
<i>Mytilina mucronata</i>	3	21
<i>Gastropus hyptopus cf</i>	1	15
<i>Lepadella patella</i>	3	22
<i>Cephalodella globata cf</i>	1	13
<i>Lecane luna cf</i>	1	73
<i>Lecane lunaris</i>	3	14
<i>Lecane glypta cf</i>	1	26
<i>Lecane rhytida cf</i>	1	5
<i>Synchaeta stylata cf</i>	1	5
<i>Trichocerca porcellus cf</i>	1	5
<i>Conochilus unicornis</i>	1	45
<i>Notholca acuminata</i>	2	5
<i>Trichocerca dixonnutalli cf</i>	1	5

Groupe	Genre	Espèces	Occurrence sur 63 échantillons	Nombre moyen de cellules / mL (lorsque le taxon est présent)
Chlorophycees	<i>Acanthosphaera</i>	<i>Acanthosphaera zachariasii</i>	1	73
Chlorophycees	<i>Actinastrum</i>	<i>Actinastrum hantzschii</i>	45	6055
Chlorophycees	<i>Ankistrodesmus</i>	<i>Ankistrodesmus bernardii</i>	1	294
Chlorophycees	<i>Ankistrodesmus</i>	<i>Ankistrodesmus bibrainianus</i>	8	1066
Chlorophycees	<i>Ankistrodesmus</i>	<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	20	1106
Chlorophycees	<i>Ankistrodesmus</i>	<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	7	888
Chlorophycees	<i>Ankyra</i>	<i>Ankyra ocellata</i>	5	488
Chlorophycees	<i>Ankyra</i>	<i>Ankyra judayi</i>	6	140
Chlorophycees	<i>Botryococcus</i>	<i>Botryococcus braunii</i>	3	8887
Chlorophycees	<i>Carteria</i>	<i>Carteria sp</i>	2	163
Chlorophycees	<i>Chlamydomonas</i>	<i>Chlamydomonas sp</i>	45	303
Chlorophycees	<i>Chlamydomonas</i>	<i>Chlamydomonas pertusa</i>	1	73
Chlorophycees	<i>Chlorogonium</i>	<i>Chlorogonium sp</i>	19	238
Chlorophycees	<i>Chlorogonium</i>	<i>Chlorogonium heimii</i>	1	9
Chlorophycees	<i>Chlorogonium</i>	<i>Chlorogonium metamorphum</i>	8	126
Chlorophycees	<i>Chlorolobion</i>	<i>Chlorolobion braunii</i>	1	575
Chlorophycees	<i>Coelastrum</i>	<i>Coelastrum astroideum</i>	39	1380
Chlorophycees	<i>Coelastrum</i>	<i>Coelastrum microporum</i>	13	613
Chlorophycees	<i>Coelastrum</i>	<i>Coelastrum polychordum</i>	3	659
Chlorophycees	<i>Coelastrum</i>	<i>Coelastrum reticulatum</i>	13	1828
Chlorophycees	<i>Coelastrum</i>	<i>Coelastrum reticulatum</i>	2	588
Chlorophycees	<i>Coenochloris</i>	<i>Coenochloris sp</i>	3	1063
Chlorophycees	<i>Coenochloris</i>	<i>Coenochloris helvetica</i>	1	1491
Chlorophycees	<i>Coenocystis</i>	<i>Coenocystis sp</i>	1	1159
Chlorophycees	<i>Crucigenia</i>	<i>Crucigenia fenestrata</i>	1	585
Chlorophycees	<i>Crucigenia</i>	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	44	4635
Chlorophycees	<i>Crucigeniella</i>	<i>Crucigeniella sp</i>	1	147
Chlorophycees	<i>Crucigeniella</i>	<i>Crucigeniella apiculata</i>	1	167
Chlorophycees	<i>Crucigeniella</i>	<i>Crucigeniella crucifera</i>	24	1309
Chlorophycees	<i>Crucigeniella</i>	<i>Crucigeniella neglecta</i>	9	736
Chlorophycees	<i>Crucigeniella</i>	<i>Crucigeniella pulchra</i>	1	293
Chlorophycees	<i>Crucigeniella</i>	<i>Crucigeniella rectangularis</i>	5	814
Chlorophycees	<i>Crucigeniella</i>	<i>Crucigeniella truncata</i>	2	662
Chlorophycees	<i>Desmatractum</i>	<i>Desmatractum delicatissimum</i>	3	163
Chlorophycees	<i>Dicellula</i>	<i>Dicellula planctonica</i>	4	341
Chlorophycees	<i>Dichotomococcus</i>	<i>Dichotomococcus bacillaris</i>	2	1314
Chlorophycees	<i>Dichotomococcus</i>	<i>Dichotomococcus curvatus</i>	31	4880
Chlorophycees	<i>Dictyosphaerium</i>	<i>Dictyosphaerium sp</i>	58	4533
Chlorophycees	<i>Dictyosphaerium</i>	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	1	3644
Chlorophycees	<i>Dictyosphaerium</i>	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	2	10187
Chlorophycees	<i>Dictyosphaerium</i>	<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	9	4379
Chlorophycees	<i>Didymocystis</i>	<i>Didymocystis comasii</i>	2	99
Chlorophycees	<i>Didymocystis</i>	<i>Didymocystis fina</i>	46	866
Chlorophycees	<i>Didymocystis</i>	<i>Didymocystis inermis</i>	5	117
Chlorophycees	<i>Didymocystis</i>	<i>Didymocystis planctonica</i>	49	678
Chlorophycees	<i>Didymogenes</i>	<i>Didymogenes anomala</i>	1	2629
Chlorophycees	<i>Didymogenes</i>	<i>Didymogenes palatina</i>	4	1171
Chlorophycees	<i>Diplochloris</i>	<i>Diplochloris decussata</i>	29	3747
Chlorophycees	<i>Diplochloris</i>	<i>Diplochloris raphidioides</i>	16	9800
Chlorophycees	<i>Eudorina</i>	<i>Eudorina elegans</i>	1	588
Chlorophycees	<i>Franceia</i>	<i>Franceia sp</i>	1	122
Chlorophycees	<i>Franceia</i>	<i>Franceia ovalis</i>	10	357
Chlorophycees	<i>Golenkinia</i>	<i>Golenkinia radiata</i>	46	1551
Chlorophycees	<i>Juranyiella</i>	<i>Juranyiella javorkae</i>	2	41
Chlorophycees	<i>Kirchneriella</i>	<i>Kirchneriella sp</i>	6	780
Chlorophycees	<i>Kirchneriella</i>	<i>Kirchneriella contorta</i>	3	2567
Chlorophycees	<i>Kirchneriella</i>	<i>Kirchneriella contorta</i>	4	680
Chlorophycees	<i>Kirchneriella</i>	<i>Kirchneriella diana</i>	1	1159
Chlorophycees	<i>Kirchneriella</i>	<i>Kirchneriella irregularis</i>	1	2629
Chlorophycees	<i>Kirchneriella</i>	<i>Kirchneriella lunaris</i>	4	982
Chlorophycees	<i>Kirchneriella</i>	<i>Kirchneriella microscopica</i>	3	1446
Chlorophycees	<i>Kirchneriella</i>	<i>Kirchneriella obesa</i>	3	246
Chlorophycees	<i>Komarekia</i>	<i>Komarekia appendiculata</i>	1	166

Chlorophycees	<i>Korshikoviella</i>	<i>Korshikoviella sp</i>	1	74
Chlorophycees	<i>Lagerheimia</i>	<i>Lagerheimia ciliata</i>	17	259
Chlorophycees	<i>Lagerheimia</i>	<i>Lagerheimia citriformis</i>	1	146
Chlorophycees	<i>Lagerheimia</i>	<i>Lagerheimia genevensis</i>	7	151
Chlorophycees	<i>Lagerheimia</i>	<i>Lagerheimia marssonii</i>	1	122
Chlorophycees	<i>Lagerheimia</i>	<i>Lagerheimia wratislaviensis</i>	4	81
Chlorophycees	<i>Micractinium</i>	<i>Micractinium pusillum</i>	49	4049
Chlorophycees	<i>Monomastix</i>	<i>Monomastix sp</i>	5	176
Chlorophycees	<i>Monoraphidium</i>	<i>Monoraphidium arcuatum</i>	47	385
Chlorophycees	<i>Monoraphidium</i>	<i>Monoraphidium circinale</i>	15	215
Chlorophycees	<i>Monoraphidium</i>	<i>Monoraphidium contortum</i>	62	1389
Chlorophycees	<i>Monoraphidium</i>	<i>Monoraphidium griffithii</i>	30	363
Chlorophycees	<i>Monoraphidium</i>	<i>Monoraphidium irregulare</i>	28	271
Chlorophycees	<i>Monoraphidium</i>	<i>Monoraphidium komarkovae</i>	37	443
Chlorophycees	<i>Monoraphidium</i>	<i>Monoraphidium minutum</i>	44	288
Chlorophycees	<i>Monoraphidium</i>	<i>Monoraphidium tortile</i>	6	99
Chlorophycees	<i>Neodesmus</i>	<i>Neodesmus danubialis</i>	2	1505
Chlorophycees	<i>Nephrochlamys</i>	<i>Nephrochlamys sp</i>	30	784
Chlorophycees	<i>Nephrochlamys</i>	<i>Nephrochlamys danica</i>	9	2791
Chlorophycees	<i>Nephrochlamys</i>	<i>Nephrochlamys willeana</i>	7	1267
Chlorophycees	<i>Nephrocytium</i>	<i>Nephrocytium lunatum</i>	2	488
Chlorophycees	<i>Nephroselmis</i>	<i>Nephroselmis olivacea</i>	27	368
Chlorophycees	<i>Oocystis</i>	<i>Oocystis sp</i>	60	1588
Chlorophycees	<i>Oocystis</i>	<i>Oocystis marssonii</i>	4	303
Chlorophycees	<i>Oocystis</i>	<i>Oocystis parva</i>	6	365
Chlorophycees	<i>Pandorina</i>	<i>Pandorina sp</i>	1	74
Chlorophycees	<i>Pandorina</i>	<i>Pandorina morum</i>	2	1031
Chlorophycees	<i>Pediastrum</i>	<i>Pediastrum boryanum</i>	39	1603
Chlorophycees	<i>Pediastrum</i>	<i>Pediastrum boryanum</i>	3	3279
Chlorophycees	<i>Pediastrum</i>	<i>Pediastrum duplex</i>	16	908
Chlorophycees	<i>Pediastrum</i>	<i>Pediastrum duplex</i>	8	2122
Chlorophycees	<i>Pediastrum</i>	<i>Pediastrum integrum</i>	1	266
Chlorophycees	<i>Pediastrum</i>	<i>Pediastrum simplex</i>	5	888
Chlorophycees	<i>Pediastrum</i>	<i>Pediastrum tetras</i>	24	844
Chlorophycees	<i>Podohedra</i>	<i>Podohedra distincta</i>	1	82
Chlorophycees	<i>Polyedriopsis</i>	<i>Polyedriopsis spinulosa</i>	3	268
Chlorophycees	<i>Pteromonas</i>	<i>Pteromonas sp</i>	6	127
Chlorophycees	<i>Pteromonas</i>	<i>Pteromonas aculeata</i>	9	143
Chlorophycees	<i>Pteromonas</i>	<i>Pteromonas armata</i>	1	37
Chlorophycees	<i>Pteromonas</i>	<i>Pteromonas cordiformis</i>	35	201
Chlorophycees	<i>Pteromonas</i>	<i>Pteromonas golenkiniana</i>	2	82
Chlorophycees	<i>Quadricoccus</i>	<i>Quadricoccus ellipticus</i>	2	294
Chlorophycees	<i>Quadrigula</i>	<i>Quadrigula sp</i>	1	488
Chlorophycees	<i>Raphidocelis</i>	<i>Raphidocelis mucosa</i>	8	18509
Chlorophycees	<i>Raphidocelis</i>	<i>Raphidocelis sigmaidea</i>	1	1739
Chlorophycees	<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus (2)</i>	61	2330
Chlorophycees	<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus gr. 1</i>	45	1075
Chlorophycees	<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus gr. 2</i>	54	1669
Chlorophycees	<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus gr. 3</i>	63	7103
Chlorophycees	<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus gr. 4</i>	59	5024
Chlorophycees	<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus gr. 5</i>	27	770
Chlorophycees	<i>Schroederia</i>	<i>Schroederia sp</i>	2	387
Chlorophycees	<i>Schroederia</i>	<i>Schroederia indica</i>	1	137
Chlorophycees	<i>Schroederia</i>	<i>Schroederia robusta</i>	1	37
Chlorophycees	<i>Schroederia</i>	<i>Schroederia setigera</i>	21	259
Chlorophycees	<i>Schroederia</i>	<i>Schroederia spiralis</i>	19	356
Chlorophycees	<i>Scourfieldia</i>	<i>Scourfieldia sp</i>	1	166
Chlorophycees	<i>Selenoderma</i>	<i>Selenoderma africana</i>	22	928
Chlorophycees	<i>Selenodictyon</i>	<i>Selenodictyon brasiliense</i>	4	1768
Chlorophycees	<i>Siderocelis</i>	<i>Siderocelis ornata</i>	17	213
Chlorophycees	<i>Spermatozopsis</i>	<i>Spermatozopsis exsultans</i>	14	347
Chlorophycees	<i>Sphaerellopsis</i>	<i>Sphaerellopsis sp</i>	1	41
Chlorophycees	<i>Sphaerellopsis</i>	<i>Sphaerellopsis fluviatilis</i>	5	79
Chlorophycees	<i>Sphaerellopsis</i>	<i>Sphaerellopsis gloeosphaera</i>	6	86
Chlorophycees	<i>Sphaerocystis</i>	<i>Sphaerocystis planctonica</i>	14	1153
Chlorophycees	<i>Tetrachlorella</i>	<i>Tetrachlorella alternans</i>	4	1479
Chlorophycees	<i>Tetraedron</i>	<i>Tetraedron caudatum</i>	27	120

Chlorophycees	<i>Tetraedron</i>	<i>Tetraedron incus</i>	33	128
Chlorophycees	<i>Tetraedron</i>	<i>Tetraedron mediocris</i>	1	74
Chlorophycees	<i>Tetraedron</i>	<i>Tetraedron minimum</i>	44	189
Chlorophycees	<i>Tetraedron</i>	<i>Tetraedron regulare</i>	1	122
Chlorophycees	<i>Tetraedron</i>	<i>Tetraedron triangulare</i>	40	279
Chlorophycees	<i>Tetraselmis</i>	<i>Tetraselmis sp</i>	11	184
Chlorophycees	<i>Tetrastrum</i>	<i>Tetrastrum elegans</i>	10	373
Chlorophycees	<i>Tetrastrum</i>	<i>Tetrastrum heteracanthum</i>	1	1171
Chlorophycees	<i>Tetrastrum</i>	<i>Tetrastrum punctatum</i>	8	467
Chlorophycees	<i>Tetrastrum</i>	<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	32	647
Chlorophycees	<i>Tetrastrum</i>	<i>Tetrastrum triacanthum</i>	1	333
Chlorophycees	<i>Tetrastrum</i>	<i>Tetrastrum triangulare</i>	40	1511
Chlorophycees	<i>Treubaria</i>	<i>Treubaria euryacantha</i>	2	41
Chlorophycees	<i>Treubaria</i>	<i>Treubaria planctonica</i>	2	83
Chlorophycees	<i>Treubaria</i>	<i>Treubaria triappendiculata</i>	39	279
Chlorophycees	<i>Westella</i>	<i>Westella botryoides</i>	7	1551
Chlorophycees	indéterminées	indéterminées	42	813
Ulothricophycees	<i>Catena</i>	<i>Catena viridis</i>	1	21
Ulothricophycees	<i>Elakatothrix</i>	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	28	390
Ulothricophycees	<i>Gloeotila</i>	<i>Gloeotila contorta</i>	13	4861
Ulothricophycees	<i>Gloeotila</i>	<i>Gloeotila pelagica</i>	12	1828
Ulothricophycees	<i>Koliella</i>	<i>Koliella spiralis</i>	5	778
Ulothricophycees	<i>Planctonema</i>	<i>Planctonema lauterbornii</i>	1	732
Zygophycees	<i>Closterium</i>	<i>Closterium sp</i>	22	211
Zygophycees	<i>Closterium</i>	<i>Closterium cornu</i>	2	37
Zygophycees	<i>Closterium</i>	<i>Closterium gracile</i>	2	129
Zygophycees	<i>Closterium</i>	<i>Closterium leibleinii</i>	1	37
Zygophycees	<i>Closterium</i>	<i>Closterium limneticum</i>	1	74
Zygophycees	<i>Closterium</i>	<i>Closterium pronum</i>	3	110
Zygophycees	<i>Cosmarium</i>	<i>Cosmarium sp</i>	15	148
Zygophycees	<i>Cosmarium</i>	<i>Cosmarium pusillum</i>	1	37
Zygophycees	<i>Cosmarium</i>	<i>Cosmarium regnesi</i>	3	191
Zygophycees	<i>Mougeotia</i>	<i>Mougeotia sp</i>	1	74
Zygophycees	<i>Staurastrum</i>	<i>Staurastrum sp</i>	10	82
Zygophycees	<i>Staurastrum</i>	<i>Staurastrum chaetoceras</i>	7	218
Zygophycees	<i>Staurastrum</i>	<i>Staurastrum tetracerum</i>	15	104
Euglenophycees	<i>Colacium</i>	<i>Colacium sp</i>	6	81
Euglenophycees	<i>Cryptoglena</i>	<i>Cryptoglena pigra</i>	7	141
Euglenophycees	<i>Euglena</i>	<i>Euglena sp</i>	25	182
Euglenophycees	<i>Euglena</i>	<i>Euglena acus</i>	5	90
Euglenophycees	<i>Euglena</i>	<i>Euglena ehrenbergii</i>	2	55
Euglenophycees	<i>Lepocinclis</i>	<i>Lepocinclis sp</i>	4	67
Euglenophycees	<i>Lepocinclis</i>	<i>Lepocinclis caudata</i>	3	137
Euglenophycees	<i>Lepocinclis</i>	<i>Lepocinclis marssonii</i>	1	74
Euglenophycees	<i>Lepocinclis</i>	<i>Lepocinclis marssonii</i>	2	76
Euglenophycees	<i>Lepocinclis</i>	<i>Lepocinclis ovum</i>	12	223
Euglenophycees	<i>Lepocinclis</i>	<i>Lepocinclis ovum</i>	4	72
Euglenophycees	<i>Lepocinclis</i>	<i>Lepocinclis salina</i>	3	73
Euglenophycees	<i>Lepocinclis</i>	<i>Lepocinclis steinii</i>	1	37
Euglenophycees	<i>Phacus</i>	<i>Phacus sp</i>	22	221
Euglenophycees	<i>Phacus</i>	<i>Phacus acuminatus</i>	3	146
Euglenophycees	<i>Phacus</i>	<i>Phacus aenigmaticus</i>	2	342
Euglenophycees	<i>Phacus</i>	<i>Phacus costatus</i>	2	329
Euglenophycees	<i>Phacus</i>	<i>Phacus denisii</i>	1	83
Euglenophycees	<i>Phacus</i>	<i>Phacus helikoides</i>	1	41
Euglenophycees	<i>Phacus</i>	<i>Phacus longicauda</i>	1	164
Euglenophycees	<i>Phacus</i>	<i>Phacus pyrum</i>	12	123
Euglenophycees	<i>Phacus</i>	<i>Phacus raciborskii</i>	3	159
Euglenophycees	<i>Phacus</i>	<i>Phacus skujae</i>	2	423
Euglenophycees	<i>Phacus</i>	<i>Phacus suecicus</i>	5	61
Euglenophycees	<i>Phacus</i>	<i>Phacus tortus</i>	6	81
Euglenophycees	<i>Phacus</i>	<i>Phacus turgidulus</i>	1	42
Euglenophycees	<i>Strombomonas</i>	<i>Strombomonas sp</i>	2	79
Euglenophycees	<i>Strombomonas</i>	<i>Strombomonas maxima</i>	1	37
Euglenophycees	<i>Strombomonas</i>	<i>Strombomonas tambowika</i>	1	122
Euglenophycees	<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas sp</i>	7	127
Euglenophycees	<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas abrupta</i>	1	146

Euglenophycees	<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas globularis</i>	2	124
Euglenophycees	<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas globularis</i>	3	126
Euglenophycees	<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas granulata</i>	1	73
Euglenophycees	<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas hispida</i>	18	136
Euglenophycees	<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas lacustris</i>	1	37
Euglenophycees	<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas oblonga</i>	10	134
Euglenophycees	<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas scabra</i>	1	110
Euglenophycees	<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas volvocina</i>	25	343
Euglenophycees	<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	14	447
Chrysophycees	<i>Bicosoeca</i>	<i>Bicosoeca planctonica</i>	1	37
Chrysophycees	<i>Chromulina</i>	<i>Chromulina sp</i>	7	133
Chrysophycees	<i>Chrysococcus</i>	<i>Chrysococcus biporus</i>	3	401
Chrysophycees	<i>Chrysococcus</i>	<i>Chrysococcus rufescens</i>	7	223
Chrysophycees	<i>Cladomonas</i>	<i>Cladomonas fruticulosa</i>	1	250
Chrysophycees	<i>Chrysococcus</i>	<i>Chrysococcus rufescens</i>	1	621
Chrysophycees	<i>Dinobryon</i>	<i>Dinobryon sp</i>	1	8
Chrysophycees	<i>Dinobryon</i>	<i>Dinobryon divergens</i>	4	231
Chrysophycees	<i>Dinobryon</i>	<i>Dinobryon faculiferum</i>	2	205
Chrysophycees	<i>Dinobryon</i>	<i>Dinobryon sertularia</i>	4	159
Chrysophycees	<i>Dinobryon</i>	<i>Dinobryon sociale</i>	3	110
Chrysophycees	<i>Kephyrion</i>	<i>Kephyrion rubri claustris</i>	1	83
Chrysophycees	<i>Mallomonas</i>	<i>Mallomonas sp</i>	29	157
Chrysophycees	<i>Mallomonas</i>	<i>Mallomonas akrokomos</i>	3	37
Chrysophycees	<i>Ochromonas</i>	<i>Ochromonas sp</i>	5	103
Chrysophycees	<i>Ochromonas</i>	<i>Ochromonas danica</i>	1	146
Chrysophycees	<i>Synura</i>	<i>Synura sp</i>	6	4918
Chrysophycees	<i>Chrysoph_indeter</i>	<i>Chrysoph_indeter sp</i>	1	1097
Chrysophycees	<i>kystes_Chrysoph</i>	<i>kystes_Chrysoph sp</i>	1	83
Xanthophycees	<i>Centrtractus</i>	<i>Centrtractus belonophorus</i>	14	142
Xanthophycees	<i>Centrtractus</i>	<i>Centrtractus ellipsoideus</i>	2	151
Xanthophycees	<i>Chlorogibba</i>	<i>Chlorogibba allorgei</i>	8	1126
Xanthophycees	<i>Goniochloris</i>	<i>Goniochloris sp</i>	2	91
Xanthophycees	<i>Goniochloris</i>	<i>Goniochloris contorta</i>	6	174
Xanthophycees	<i>Goniochloris</i>	<i>Goniochloris fallax</i>	6	142
Xanthophycees	<i>Goniochloris</i>	<i>Goniochloris laevis</i>	3	93
Xanthophycees	<i>Goniochloris</i>	<i>Goniochloris mutica</i>	6	153
Xanthophycees	<i>Goniochloris</i>	<i>Goniochloris pulchra</i>	4	135
Xanthophycees	<i>Goniochloris</i>	<i>Goniochloris spinosa</i>	9	96
Xanthophycees	<i>Nephrodiella</i>	<i>Nephrodiella lunaris</i>	16	125
Xanthophycees	<i>Pseudostaurastrum</i>	<i>Pseudostaurastrum hastatum</i>	8	45
Xanthophycees	<i>Pseudostaurastrum</i>	<i>Pseudostaurastrum limneticum</i>	1	122
Xanthophycees	<i>Tetraedriella</i>	<i>Tetraedriella sp</i>	1	83
Xanthophycees	<i>Tetraedriella</i>	<i>Tetraedriella jovetii</i>	7	182
Xanthophycees	<i>Tetraedriella</i>	<i>Tetraedriella polychloris</i>	1	82
Xanthophycees	<i>Tetraedriella</i>	<i>Tetraedriella regularis</i>	2	78
Xanthophycees	<i>Tetraedriella</i>	<i>Tetraedriella spinigera</i>	2	183
Xanthophycees	<i>Tetraplektron</i>	<i>Tetraplektron acutum</i>	1	110
Xanthophycees	<i>Tetraplektron</i>	<i>Tetraplektron tribulus</i>	4	87
Xanthophycees	<i>Trachydiscus</i>	<i>Trachydiscus sp</i>	1	41
Xanthophycees	<i>Trachydiscus</i>	<i>Trachydiscus minutus</i>	3	106
Xanthophycees	<i>Trachydiscus</i>	<i>Trachydiscus sexangulatus</i>	5	271
Diatomées	<i>Amphora</i>	<i>Amphora ovalis</i>	1	18
Diatomées	<i>Achnantheidium</i>	<i>Achnantheidium sp</i>	1	416
Diatomées	<i>Actinocyclus</i>	<i>Actinocyclus normanii</i>	2	164
Diatomées	<i>Asterionella</i>	<i>Asterionella formosa</i>	15	507
Diatomées	<i>Aulacoseira</i>	<i>Aulacoseira ambigua</i>	41	1147
Diatomées	<i>Aulacoseira</i>	<i>Aulacoseira ambigua</i>	4	539
Diatomées	<i>Aulacoseira</i>	<i>Aulacoseira granulata</i>	39	733
Diatomées	<i>Aulacoseira</i>	<i>Aulacoseira granulata</i>	44	852
Diatomées	<i>Aulacoseira</i>	<i>Aulacoseira pseudomuzzanensis</i>	2	74
Diatomées	<i>Aulacoseira</i>	<i>Aulacoseira pusilla</i>	11	402
Diatomées	<i>Aulacoseira</i>	<i>Aulacoseira subarctica</i>	1	787
Diatomées	<i>Craticula</i>	<i>Craticula ambigua</i>	1	42
Diatomées	<i>Craticula</i>	<i>Craticula cuspidata</i>	1	3
Diatomées	<i>Cyclostephanos</i>	<i>Cyclostephanos dubius</i>	13	479
Diatomées	<i>Cyclostephanos</i>	<i>Cyclostephanos invisitatus</i>	13	2190
Diatomées	<i>Cyclotella</i>	<i>Cyclotella sp</i>	4	1290

Diatomées	<i>Cyclotella</i>	<i>Cyclotella atomus</i>	13	906
Diatomées	<i>Cyclotella</i>	<i>Cyclotella atomus</i>	5	503
Diatomées	<i>Cyclotella</i>	<i>Cyclotella meduanae</i>	3	749
Diatomées	<i>Cyclotella</i>	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	40	1525
Diatomées	<i>Diatoma</i>	<i>Diatoma tenuis</i>	1	41
Diatomées	<i>Discostella</i>	<i>Discostella pseudostelligera</i>	31	3981
Diatomées	<i>Encyonema</i>	<i>Encyonema prostratum</i>	1	73
Diatomées	<i>Encyonema</i>	<i>Encyonema ventricosum</i>	1	83
Diatomées	<i>Eunotia</i>	<i>Eunotia juettnerae</i>	1	83
Diatomées	<i>Eunotia</i>	<i>Eunotia minor</i>	1	73
Diatomées	<i>Fragilaria</i>	<i>Fragilaria sp</i>	25	422
Diatomées	<i>Fragilaria</i>	<i>Fragilaria rubans</i>	1	3171
Diatomées	<i>Fragilaria</i>	<i>Fragilaria berlinensis</i>	40	739
Diatomées	<i>Fragilaria</i>	<i>Fragilaria grunowii</i>	6	226
Diatomées	<i>Fragilaria</i>	<i>Fragilaria longifusiformis</i>	5	75
Diatomées	<i>Fragilaria</i>	<i>Fragilaria saxoplanctonica</i>	2	110
Diatomées	<i>Fragilaria</i>	<i>Fragilaria schroeteri</i>	1	73
Diatomées	<i>Gomphonema</i>	<i>Gomphonema sp</i>	3	52
Diatomées	<i>Gomphonema</i>	<i>Gomphonema acuminatum</i>	1	37
Diatomées	<i>Gomphonema</i>	<i>Gomphonema exilissimum</i>	1	73
Diatomées	<i>Gyrosigma</i>	<i>Gyrosigma acuminatum</i>	2	89
Diatomées	<i>Hippodonta</i>	<i>Hippodonta capitata</i>	2	24
Diatomées	<i>Melosira</i>	<i>Melosira varians</i>	2	113
Diatomées	<i>Meridion</i>	<i>Meridion circulare</i>	1	3
Diatomées	<i>Navicula</i>	<i>Navicula sp</i>	2	27
Diatomées	<i>Navicula</i>	<i>Navicula germanii</i>	1	37
Diatomées	<i>Navicula</i>	<i>Navicula gregaria</i>	1	15
Diatomées	<i>Navicula</i>	<i>Navicula lanceolata</i>	1	12
Diatomées	<i>Navicula</i>	<i>Navicula viridula</i>	1	73
Diatomées	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia sp</i>	44	768
Diatomées	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia acicularis</i>	45	562
Diatomées	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia archibaldii</i>	8	176
Diatomées	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia capitellata</i>	1	122
Diatomées	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia fruticosa</i>	19	658
Diatomées	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia reversa</i>	1	122
Diatomées	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia subacicularis</i>	4	69
Diatomées	<i>Placoneis</i>	<i>Placoneis sp</i>	1	18
Diatomées	<i>Praestephanos</i>	<i>Praestephanos triporus</i>	28	6950
Diatomées	<i>Puncticulata</i>	<i>Puncticulata radiosa</i>	2	339
Diatomées	<i>Rhoicosphenia</i>	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	1	73
Diatomées	<i>Sellaphora</i>	<i>Sellaphora pupula</i>	3	39
Diatomées	<i>Skeletonema</i>	<i>Skeletonema potamos</i>	10	1312
Diatomées	<i>Staurosira</i>	<i>Staurosira sp</i>	5	410
Diatomées	<i>Staurosira</i>	<i>Staurosira binodis</i>	1	499
Diatomées	<i>Staurosira</i>	<i>Staurosira venter</i>	34	977
Diatomées	<i>Stephanodiscus</i>	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	31	10052
Diatomées	<i>Stephanodiscus</i>	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	8	4398
Diatomées	<i>Surirella</i>	<i>Surirella suecica</i>	1	83
Diatomées	<i>Thalassiosira</i>	<i>Thalassiosira bramaputrae</i>	1	366
Diatomées	<i>Thalassiosira</i>	<i>Thalassiosira duostra</i>	34	1611
Diatomées	<i>Thalassiosira</i>	<i>Thalassiosira weissflogii</i>	10	71
Diatomées	<i>Ulnaria</i>	<i>Ulnaria ulna</i>	7	59
Diatomées	<i>Urosolenia</i>	<i>Urosolenia longiseta</i>	2	79
Diatomées	Centriques	Centriques > 5 microns	1	1330
Diatomées	Centriques	Centriques entre 5 et 8 microns	8	1970
Diatomées	Centriques	Centriques entre 8 et 15 microns	32	1935
Diatomées	Centriques	Centriques de plus de 15 microns	4	1255
Cryptophycees	<i>Chroomonas</i>	<i>Chroomonas coerulea</i>	18	758
Cryptophycees	<i>Cryptomonas</i>	<i>Cryptomonas sp</i>	63	1039
Cryptophycees	<i>Cryptomonas</i>	<i>Cryptomonas marssonii</i>	24	189
Cryptophycees	<i>Cryptomonas</i>	<i>Cryptomonas parapyrenoidifera</i>	2	147
Cryptophycees	<i>Plagioselmis</i>	<i>Plagioselmis lacustris</i>	21	420
Cryptophycees	<i>Plagioselmis</i>	<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	49	887
Dinophycees	<i>Ceratium</i>	<i>Ceratium sp</i>	1	82
Dinophycees	<i>Ceratium</i>	<i>Ceratium hirundinella</i>	1	122
Dinophycees	<i>Glochidinium</i>	<i>Glochidinium penardiforme</i>	6	206
Dinophycees	<i>Gymnodinium</i>	<i>Gymnodinium sp</i>	20	166

Dinophycees	<i>Peridinium</i>	<i>Peridinium sp</i>	3	87
Dinophycees	Dinophycées	<i>Dinophycées indéterminées</i>	23	152
Dinophycees	kystes Dinoph	<i>kystes_Dinoph sp</i>	2	96
Cyanobactéries	<i>Anabaenopsis</i>	<i>Anabaenopsis sp</i>	10	2382
Cyanobactéries	<i>Anabaenopsis</i>	<i>Anabaenopsis arnoldii</i>	1	294
Cyanobactéries	<i>Aphanizomenon</i>	<i>Aphanizomenon sp</i>	6	2574
Cyanobactéries	<i>Aphanizomenon</i>	<i>Aphanizomenon flos aquae</i>	2	7354
Cyanobactéries	<i>Aphanizomenon</i>	<i>Aphanizomenon gracile</i>	8	7942
Cyanobactéries	<i>Aphanizomenon</i>	<i>Aphanizomenon klebahnii</i>	7	2391
Cyanobactéries	<i>Aphanocapsa</i>	<i>Aphanocapsa sp</i>	16	21411
Cyanobactéries	<i>Aphanocapsa</i>	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	17	67302
Cyanobactéries	<i>Aphanocapsa</i>	<i>Aphanocapsa elachista</i>	3	10547
Cyanobactéries	<i>Aphanocapsa</i>	<i>Aphanocapsa elegans</i>	27	43666
Cyanobactéries	<i>Aphanocapsa</i>	<i>Aphanocapsa holsatica</i>	6	48778
Cyanobactéries	<i>Aphanocapsa</i>	<i>Aphanocapsa incerta</i>	31	46320
Cyanobactéries	<i>Aphanocapsa</i>	<i>Aphanocapsa nubila</i>	13	81721
Cyanobactéries	<i>Aphanocapsa</i>	<i>Aphanocapsa planctonica</i>	4	28200
Cyanobactéries	<i>Aphanothece</i>	<i>Aphanothece sp</i>	3	7424
Cyanobactéries	<i>Aphanothece</i>	<i>Aphanothece smithii</i>	22	48269
Cyanobactéries	<i>Chroococcus</i>	<i>Chroococcus sp</i>	15	844
Cyanobactéries	<i>Chroococcus</i>	<i>Chroococcus aphanocapsoides</i>	1	2927
Cyanobactéries	<i>Chroococcus</i>	<i>Chroococcus dispersus</i>	23	12466
Cyanobactéries	<i>Chroococcus</i>	<i>Chroococcus distans</i>	1	248
Cyanobactéries	<i>Chroococcus</i>	<i>Chroococcus microscopicus</i>	29	68529
Cyanobactéries	<i>Chroococcus</i>	<i>Chroococcus minutus</i>	1	11030
Cyanobactéries	<i>Coelomoron</i>	<i>Coelomoron pusillum</i>	42	20076
Cyanobactéries	<i>Coelosphaerium</i>	<i>Coelosphaerium sp</i>	1	4141
Cyanobactéries	<i>Coelosphaerium</i>	<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	24	60099
Cyanobactéries	<i>Coelosphaerium</i>	<i>Coelosphaerium minutissimum</i>	6	50225
Cyanobactéries	<i>Cuspidothrix</i>	<i>Cuspidothrix issatschenkoii</i>	29	6150
Cyanobactéries	<i>Cyanocatena</i>	<i>Cyanocatena imperfecta</i>	1	2071
Cyanobactéries	<i>Cyanogranis</i>	<i>Cyanogranis ferruginea</i>	19	7447
Cyanobactéries	<i>Cyanogranis</i>	<i>Cyanogranis libera</i>	1	828
Cyanobactéries	<i>Cyanogranis</i>	<i>Cyanogranis irregularis</i>	2	2485
Cyanobactéries	<i>Cylindrospermopsis</i>	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	24	10674
Cyanobactéries	<i>Dolichospermum</i>	<i>Dolichospermum sp</i>	3	995
Cyanobactéries	<i>Dolichospermum</i>	<i>Dolichospermum compactum</i>	8	12110
Cyanobactéries	<i>Dolichospermum</i>	<i>Dolichospermum flos aquae</i>	47	69681
Cyanobactéries	<i>Dolichospermum</i>	<i>Dolichospermum mendotae</i>	2	9468
Cyanobactéries	<i>Dolichospermum</i>	<i>Dolichospermum smithii</i>	3	6091
Cyanobactéries	<i>Dolichospermum</i>	<i>Dolichospermum spirale</i>	3	446
Cyanobactéries	<i>Eucapsis</i>	<i>Eucapsis parallelepipedon</i>	2	5258
Cyanobactéries	<i>Jaaginema</i>	<i>Jaaginema sp</i>	5	5055
Cyanobactéries	<i>Limnothrix</i>	<i>Limnothrix sp</i>	1	2073
Cyanobactéries	<i>Limnothrix</i>	<i>Limnothrix planctonica</i>	12	17606
Cyanobactéries	<i>Limnothrix</i>	<i>Limnothrix redekei</i>	6	7905
Cyanobactéries	<i>Merismopedia</i>	<i>Merismopedia punctata</i>	38	18458
Cyanobactéries	<i>Merismopedia</i>	<i>Merismopedia tenuissima</i>	58	204837
Cyanobactéries	<i>Merismopedia</i>	<i>Merismopedia trolleri</i>	6	1419
Cyanobactéries	<i>Merismopedia</i>	<i>Merismopedia warmingiana</i>	2	9119
Cyanobactéries	<i>Microcystis</i>	<i>Microcystis sp</i>	16	12116
Cyanobactéries	<i>Microcystis</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i>	1	22061
Cyanobactéries	<i>Microcystis</i>	<i>Microcystis flos aquae</i>	2	9192
Cyanobactéries	<i>Microcystis</i>	<i>Microcystis novacekii</i>	12	13881
Cyanobactéries	<i>Microcystis</i>	<i>Microcystis wesenbergii</i>	32	10563
Cyanobactéries	<i>Nodularia</i>	<i>Nodularia sp</i>	1	993
Cyanobactéries	<i>Pannus</i>	<i>Pannus planus</i>	20	46941
Cyanobactéries	<i>Phormidium</i>	<i>Phormidium sp</i>	2	4268
Cyanobactéries	<i>Planktolyngbya</i>	<i>Planktolyngbya sp</i>	1	3293
Cyanobactéries	<i>Planktolyngbya</i>	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	14	8368
Cyanobactéries	<i>Planktothrix</i>	<i>Planktothrix agardhii</i>	40	13986
Cyanobactéries	<i>Pseudanabaena</i>	<i>Pseudanabaena sp</i>	24	8055
Cyanobactéries	<i>Pseudanabaena</i>	<i>Pseudanabaena catenata</i>	5	43294
Cyanobactéries	<i>Pseudanabaena</i>	<i>Pseudanabaena limnetica</i>	10	7646
Cyanobactéries	<i>Rhabdoderma</i>	<i>Rhabdoderma lineare</i>	3	660
Cyanobactéries	<i>Rhabdogloea</i>	<i>Rhabdogloea smithii</i>	3	956
Cyanobactéries	<i>Romeria</i>	<i>Romeria leopoliensis</i>	14	1616

Cyanobactéries	<i>Snowella</i>	<i>Snowella sp</i>	2	2403
Cyanobactéries	<i>Sphaerospermopsis</i>	<i>Sphaerospermopsis reniformis</i>	1	1544
Cyanobactéries	<i>Synechococcus</i>	<i>Synechococcus sp</i>	7	6044
Cyanobactéries	<i>Synechococcus</i>	<i>Synechococcus nidulans</i>	1	1219
Cyanobactéries	<i>Tychonema</i>	<i>Tychonema sequanum</i>	1	2439
Cyanobactéries	<i>Woronichinia</i>	<i>Woronichinia naegeliana</i>	1	3677