

UNIVERSITE DE YAOUNDE I
UNIVERSITY OF YAOUNDE I



FACULTE DES SCIENCES
FACULTY OF SCIENCE

DEPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE ANIMALES
DEPARTMENT OF ANIMAL BIOLOGY AND PHYSIOLOGY

LABORATOIRE D'HYDROBIOLOGIE ET ENVIRONNEMENT
LABORATORY OF HYDROBIOLOGY AND ENVIRONMENT

Biodiversité et structure de la communauté zooplanctonique (Rotifères, Cladocères, Copépodes) du lac Léré au Tchad

THESE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat/Ph.D en Biologie
des Organismes Animaux

Option : Hydrobiologie et Environnement

Par

SAFIA MAHAMAT TAHIR TIDJANI

Matricule : 06S559

Master ès-Sciences



Thèse soutenue devant le Jury constitué de

PRESIDENT :	BILONG BILONG Charles Felix	<i>Professeur Université de Yaoundé I ;</i>
RAPPORTEURS	ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert	<i>Professeur Université de Yaoundé I ;</i>
	BRAHIM BOY OTCHOUM	<i>Maître de Conférences Université de N'djamena, Tchad ;</i>
MEMBRES	AJEAGAH Gideon AGHAINDUM	<i>Professeur Université de Yaoundé I ;</i>
	EFOLE EWOUKEM Thomas	<i>Maître de Conférences Université de Dschang ;</i>
	NOLA Moïse	<i>Professeur Université de Yaoundé I ;</i>

Année académique : 2021/2022

UNIVERSITÉ DE YAOUNDÉ I Faculté des Sciences Division de la Programmation et du Suivi des Activités Académiques		THE UNIVERSITY OF YAOUNDE I Faculty of Science Division of Programming and Follow-up of Academic Affairs
LISTE DES ENSEIGNANTS PERMANENTS		LIST OF PERMANENT TEACHING STAFF

LISTE PROTOCOLAIRE DE LA FACULTÉ DES SCIENCES

ANNÉE ACADEMIQUE 2020/2021

(Par Département et par Grade)

DATE D'ACTUALISATION 12 Juin 2020

ADMINISTRATION

DOYEN : TCHOUANKEU Jean- Claude, *Maitre de Conférences*

VICE-DOYEN / DPSAA : Alex de Théodore ATCHADE, *Maitre de Conférences*

VICE-DOYEN / DSSE : NYEGUE Maximilienne Ascension, *Professeur*

VICE-DOYEN / DRC : ABOSSOLO Monique, *Maitre de Conférences*

Chef Division Administrative et Financière : NDOE Foye Epouse Belinga, *Professeur*

Chef Division des Affaires Académiques, de la Scolarité et de la Recherche DAASR :
 AJEAGAH Gideon AGHAINDUM, *Professeur*

1- DÉPARTEMENT DE BIOCHIMIE (BC) (38)			
N°	NOMS ET PRÉNOMS	GRADE	OBSERVATIONS
1	BIGOGA DIAGA Jude	Professeur	En poste
2	FEKAM BOYOM Fabrice	Professeur	En poste
3	FOKOU Elie	Professeur	En poste
4	KANSCI Germain	Professeur	En poste
5	MBACHAM FON Wilfried	Professeur	En poste
6	MOUNDIPA FEWOU Paul	Professeur	Chef de Département
7	NINTCHOM PENLAP V. épse BENG	Professeur	En poste
8	OBEN Julius ENYONG	Professeur	En poste
9	ACHU Merci BIH	Maître de Conférences	En poste
10	ATOGHO Barbara Mma	Maître de Conférences	En poste
11	AZANTSA KINGUE GABIN BORIS	Maître de Conférences	En poste
12	BELINGA née NDOYE FOE M. C. F.	Maître de Conférences	Chef DAF / FS
13	BOUDJEKO Thaddée	Maître de Conférences	En poste
14	DJUIDJE NGOUNOUE Marcelline	Maître de Conférences	En poste
15	EFFA NNOMO Pierre	Maître de Conférences	En poste
16	NANA Louise épouse WAKAM	Maître de Conférences	En poste
17	NGONDI Judith Laure	Maître de Conférences	En poste
18	NGUEFACK Julienne	Maître de Conférences	En poste
19	NJAYOU Frédéric Nico	Maître de Conférences	En poste
20	MOFOR née TEUGWA Clotilde	Maître de Conférences	Inspecteur de Service MINESUP
21	TCHANA KOUATCHOUA Angèle	Maître de Conférences	En poste
22	AKINDEH MBUH NJI	Chargé de Cours	En poste
23	BEBOY EDZENGUELE Sara Nathalie	Chargée de Cours	En poste

24	DAKOLE DABOY Charles	Chargé de Cours	En poste
25	DJUIKWO NKONGA Ruth Viviane	Chargée de Cours	En poste
26	DONGMO LEKAGNE Joseph Blaise	Chargé de Cours	En poste
27	EWANE Cécile Anne	Chargée de Cours	En poste
28	FONKOUA Martin	Chargé de Cours	En poste
29	BEBEE Fadimatou	Chargée de Cours	En poste
30	KOTUE KAPTUE Charles	Chargé de Cours	En poste
31	LUNGA Paul KEILAH	Chargé de Cours	En poste
32	MANANGA Marlyse Joséphine	Chargée de Cours	En poste
33	MBONG ANGIE M. Mary Anne	Chargée de Cours	En poste
34	PECHANGOU NSANGOU Sylvain	Chargé de Cours	En poste
35	Palmer MASUMBE NETONGO	Chargé de Cours	En poste
36	MBOUCHE FANMOE Marceline Joëlle	Assistante	En poste
37	OWONA AYISSI Vincent Brice	Assistant	En poste
38	WILFRIED ANGIE Abia	Assistante	En poste

2- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE ANIMALES (BPA) (46)

1	AJEAGAH Gideon AGHAINDUM	Professeur	Chef DAF / FS
2	BILONG BILONG Charles-Félix	Professeur	Chef de Département
3	DIMO Théophile	Professeur	En Poste
4	DJIETO LORDON Champlain	Professeur	En Poste
5	ESSOMBA née NTSAMA MBALA	Professeur	Vice Doyen/FMSB/UIYI
6	FOMENA Abraham	Professeur	En Poste
7	KAMTCHOUING Pierre	Professeur	En poste
8	NJAMEN Dieudonné	Professeur	En poste
9	NJIOKOU Flobert	Professeur	En Poste
10	NOLA Moïse	Professeur	En poste
11	TAN Paul VERNYUY	Professeur	En poste
12	TCHUEM TCHUENTE Louis Albert	Professeur	Inspecteur de service Coord.Progr./MINSANTE
13	ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert	Professeur	En poste
14	BILANDA Danielle Claude	Maître de Conférences	En poste
15	DJIOGUE Séfirin	Maître de Conférences	En poste
16	DZEUFIET DJOMENI Paul Désiré	Maître de Conférences	En poste
17	JATSA BOUKENG Hermine épse MEGAPTCHÉ	Maître de Conférences	En Poste
18	KEKEUNOU Sévilor	Maître de Conférences	En poste
19	MEGNEKOU Rosette	Maître de Conférences	En poste
20	MONY Ruth épse NTONE	Maître de Conférences	En Poste
21	NGUEGUIM TSOFAK Florence	Maître de Conférences	En poste
22	TOMBI Jeannette	Maître de Conférences	En poste
23	ALENE Désirée Chantal	Chargée de Cours	En poste
24	ATSAMO Albert Donatien	Chargé de Cours	En poste
25	BELLET EDIMO Oscar Roger	Chargé de Cours	En poste
26	DONFACK Mireille	Chargée de Cours	En poste
27	ETEME ENAMA Serge	Chargé de Cours	En poste
28	GOUNOUE KAMKUMO Raceline	Chargée de Cours	En poste
29	KANDEDA KAVAYE Antoine	Chargé de Cours	En poste
30	LEKEUFACK FOLEFACK Guy B.	Chargé de Cours	En poste
31	MAHOB Raymond Joseph	Chargé de Cours	En poste
32	MBENOUN MASSE Paul Serge	Chargé de Cours	En poste
33	MOUNGANG Luciane Marlyse	Chargée de Cours	En poste
34	MVEYO NDANKEU Yves Patrick	Chargé de Cours	En poste
35	NGOUATEU KENFACK Omer Bébé	Chargé de Cours	En poste

36	NGUEMBOK	Chargé de Cours	En poste
37	NJUA Clarisse Yafi	Chargée de Cours	Chef Div. UBA
38	NOAH EWOTI Olive Vivien	Chargé de Cours	En poste
39	TADU Zephyrin	Chargé de Cours	En poste
40	TAMSA ARFAO Antoine	Chargé de Cours	En poste
41	YEDE	Chargé de Cours	En poste
42	BASSOCK BAYIHA Etienne Didier	Assistant	En poste
43	ESSAMA MBIDA Désirée Sandrine	Assistante	En poste
44	KOGA MANG DOBARA	Assistant	En poste
45	LEME BANOCK Lucie	Assistante	En poste
46	YOUNOUSSA LAME	Assistant	En poste

3- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE VÉGÉTALES (BPV) (33)

1	AMBANG Zachée	Professeur	Chef Division/UYII
2	BELL Joseph Martin	Professeur	En poste
3	DJOCGOUE Pierre François	Professeur	En poste
4	MOSSEBO Dominique Claude	Professeur	En poste
5	YOUMBI Emmanuel	Professeur	Chef de Département
6	ZAPFACK Louis	Professeur	En poste
7	ANGONI Hyacinthe	Maître de Conférences	En poste
8	BIYE Elvire Hortense	Maître de Conférences	En poste
9	KENGNE NOUMSI Ives Magloire	Maître de Conférences	En poste
10	MALA Armand William	Maître de Conférences	En poste
11	MBARGA BINDZI Marie Alain	Maître de Conférences	CT/ MINESUP
12	MBOLO Marie	Maître de Conférences	En poste
13	NDONGO BEKOLO	Maître de Conférences	CE / MINRESI
14	NGODO MELINGUI Jean Baptiste	Maître de Conférences	En poste
15	NGONKEU MAGAPTCHE Eddy L.	Maître de Conférences	En poste
16	TSOATA Esaïe	Maître de Conférences	En poste
17	TONFACK Libert Brice	Maître de Conférences	En poste
18	DJEUANI Astride Carole	Chargée de Cours	En poste
19	GOMANDJE Christelle	Chargée de Cours	En poste
20	MAFFO MAFFO Nicole Liliane	Chargée de Cours	En poste
21	MAHBOU SOMO TOUKAM. Gabriel	Chargé de Cours	En poste
22	NGALLE Hermine BILLE	Chargée de Cours	En poste
23	NGOUO Lucas Vincent	Chargé de Cours	En poste
24	NNANGA MEBENGA Ruth Laure	Chargée de Cours	En poste
25	NOUKEU KOUAKAM Armelle	Chargée de Cours	En poste
26	ONANA JEAN MICHEL	Chargé de Cours	En poste
27	GODSWILL NTSOMBAH NTSEFONG	Assistant	En poste
28	KABELONG BANAHO Louis-Paul-Roger	Assistant	En poste
29	KONO Léon Dieudonné	Assistant	En poste
30	LIBALAH Moses BAKONCK	Assistant	En poste
31	LIKENG-LI-NGUE Benoit C	Assistant	En poste
32	TAEDOUNG Evariste Hermann	Assistant	En poste
33	TEMEGNE NONO Carine	Assistante	En poste

4- DÉPARTEMENT DE CHIMIE INORGANIQUE (CI) (34)

1	AGWARA ONDOH Moïse	Professeur	Chef de Département
2	ELIMBI Antoine	Professeur	En poste
3	Florence UFI CHINJE épouse MELO	Professeur	Recteur Univ.Ngaoundere
4	GHOGOMU Paul MINGO	Professeur	Ministre Chargé de Miss.PR
5	NANSEU Njiki Charles Péguy	Professeur	En poste

6	NDIFON Peter TEKE	Professeur	CT MINRESI
7	NGOMO Horace MANGA	Professeur	Vice Chancellor/UB
8	NDIKONTAR Maurice KOR	Professeur	Vice-Doyen Univ. Bamenda
9	NENWA Justin	Professeur	En poste
10	NGAMENI Emmanuel	Professeur	DOYEN FS UDs
11	BABALE née DJAM DOUDOU	Maître de Conférences	Chargée Mission P.R.
12	DJOUFAC WOUFMO Emmanuel	Maître de Conférences	En poste
13	KAMGANG YOUNI Georges	Maître de Conférences	En poste
14	KEMMEGNE MBOUGUEM Jean C.	Maître de Conférences	En poste
15	KONG SAKEO	Maître de Conférences	En poste
16	NDI NSAMI Julius	Maître de Conférences	En poste
17	NJIOMOU C. épouse DJANGANG	Maître de Conférences	En poste
18	NJOYA Dayirou	Maître de Conférences	En poste
19	YOUNANG Elie	Maître de Conférences	En poste
20	ACAYANKA Elie	Chargé de Cours	En poste
21	BELIBI BELIBI Placide Désiré	Chargé de Cours	CS/ ENS Bertoua
22	CHEUMANI YONA Arnaud M.	Chargé de Cours	En poste
23	KENNE DEDZO Gustave	Chargé de Cours	En poste
24	KOUOTOU Daouda	Chargé de Cours	En poste
25	MAKON Thomas Beauregard	Chargé de Cours	En poste
26	MBEY Jean Aime	Chargé de Cours	En poste
27	NCHIMI NONO Katia	Chargé de Cours	En poste
28	NEBA née NDOIRI Bridget NDOYE	Chargée de Cours	CT/ MINFEM
29	NYAMEN Linda Dyorisse	Chargée de Cours	En poste
30	PABOUDAM GBAMBIE Awawou	Chargée de Cours	En poste
31	TCHAKOUTE KOUAMO Hervé	Chargé de Cours	En poste
32	NJANKWA NJABONG N. Eric	Assistant	En poste
33	PATOUOSSA Issoufa	Assistant	En poste
34	SIEWE Jean Mermoz	Assistant	En Poste

5- DÉPARTEMENT DE CHIMIE ORGANIQUE (CO) (35)

1	DONGO Etienne	Professeur	Vice-Doyen /DSSE/ FSE
2	GHOLOMU TIH Robert Ralph	Professeur	Dir. IBAF/UDA
3	NGOUELA Silvere Augustin	Professeur	Chef de Département UDS
4	NKENGACK Augustin Ephrem	Professeur	Chef de Département
5	NYASSE Barthélemy	Professeur	En poste
6	PEGNYEMB Dieudonné Emmanuel	Professeur	Directeur/ MINESUP
7	WANDJI Jean	Professeur	En poste
8	ATCHADE Alex de Théodore	Maître de Conférences	VICE-DOYEN / DPSAA
9	EYONG Kenneth OBEN	Maître de Conférences	En poste
10	FOLEFOC Gabriel NGOSONG	Maître de Conférences	En poste
11	FOTSO WABO Ghislain	Maître de Conférences	En poste
12	KEUMEDJIO Félix	Maître de Conférences	En poste
13	KEUMOGNE Marguerite	Maître de Conférences	En poste
14	KOUAM Jacques	Maître de Conférences	En poste
15	MBAZOA née DJAMA Céline	Maître de Conférences	En poste
16	MKOUNGA Pierre	Maître de Conférences	En poste
17	NOTE LOUGBOT Olivier Placide	Maître de Conférences	Chef Service/MINESUP
18	NGO MBING Joséphine	Maître de Conférences	Sous/Direct. MINERESI
19	NGONO BIKOBO Dominique Serge	Maître de Conférences	En poste
20	NOUNGOUE TCHAMO Diderot	Maître de Conférences	En poste
21	TABOPDA KUATE Turibio	Maître de Conférences	En poste
22	TCHOUANKEU Jean-Claude	Maître de Conférences	Doyen /FS/ UYI
23	TIH née NGO BILONG E. Anastasie	Maître de Conférences	En poste

24	YANKEP Emmanuel	Maître de Conférences	En poste
25	AMBASSA Pantaléon	Chargé de Cours	En poste
26	KAMTO Eutrophe Le Doux	Chargé de Cours	En poste
27	MVOT AKAK Carine	Chargée de Cours	En poste
28	NGNINTEDO Dominique	Chargé de Cours	En poste
29	NGOMO Orléans	Chargée de Cours	En poste
30	OUAHOUE WACHE Blandine M.	Chargée de Cours	En poste
31	SIELINOUE TEDJON Valérie	Chargé de Cours	En poste
32	TAGATSING FOTSING Maurice	Chargé de Cours	En poste
33	ZONDENDEGOUNBA Ernestine	Chargée de Cours	En poste
34	MESSI Angélique Nicolas	Assistant	En poste
35	TSEMEUGNE Joseph	Assistant	En poste

6- DÉPARTEMENT D'INFORMATIQUE (IN) (26)

1	ATSA ETOUNDI Roger	Professeur	Chef Div.MINESUP
2	FOUDA NDJODO Marcel Laurent	Professeur	Chef Dpt ENS/Chef IGA.MINESUP
3	NDOUNAM René	Maître de Conférences	En poste
4	AMINOUE Halidou	Chargé de Cours	Chef de Département
5	DJAM Xaviera YOUH - KIMBI	Chargé de Cours	En Poste
6	EBELE Serge Alain	Chargé de Cours	En poste
7	KOUOKAM KOUOKAM E. A.	Chargé de Cours	En poste
8	MELATAGIA YONTA Paulin	Chargé de Cours	En poste
9	MOTO MPONG Serge Alain	Chargé de Cours	En poste
10	TAPAMO Hyppolite	Chargé de Cours	En poste
11	ABESSOLO ALO'O Gislain	Chargé de Cours	En poste
12	KAMGUEU Patrick Olivier	Chargé de Cours	En poste
13	MONTHE DJIADEU Valery M.	Chargé de Cours	En poste
14	OLLE OLLE Daniel Claude Delort	Chargé de Cours	C/D Enset. Ebolowa
15	TINDO Gilbert	Chargé de Cours	En poste
16	TSOPZE Norbert	Chargé de Cours	En poste
17	WAKU KOUAMOU Jules	Chargé de Cours	En poste
18	BAYEM Jacques Narcisse	Assistant	En poste
19	DOMGA KOMGUEM Rodrigue	Assistant	En poste
20	EKODECK Stéphane Gaël Raymond	Assistant	En poste
21	HAMZA Adamou	Assistant	En poste
22	JIOMEKONG AZANZI Fidel	Assistant	En poste
23	MAKEMBE. S. Oswald	Assistant	En poste
24	MESSI NGUELE Thomas	Assistant	En poste
25	MEYEMDOU Nadège Sylvianne	Assistante	En poste
26	NKONDOCK. MI. BAHANACK.N.	Assistant	En poste

7- DÉPARTEMENT DE MATHÉMATIQUES (MA) (30)

1	EMVUDU WONO Yves S.	Professeur	Inspecteur MINESUP
2	AYISSI Raoult Domingo	Maître de Conférences	Chef de Département
3	NKUIMI JUGNIA Célestin	Maître de Conférences	En poste
4	NOUNDJEU Pierre	Maître de Conférences	Chef Service Programme & Diplomes
5	MBEHOU Mohamed	Maître de Conférences	En poste
6	TCHAPNDA NJABO Sophonie B.	Maître de Conférences	Directeur/AIMS Rwanda
7	AGHOUEKENG JIOFACK Jean Gérard	Chargé de Cours	Chef Cellule MINPLAMAT
8	CHENDJOU Gilbert	Chargé de Cours	En poste
9	DJIADEU NGAHA Michel	Chargé de Cours	En poste
10	DOUANLA YONTA Herman	Chargé de Cours	En poste

11	FOMEKONG Christophe	Chargé de Cours	En poste
12	KIANPI Maurice	Chargé de Cours	En poste
13	KIKI Maxime Armand	Chargé de Cours	En poste
14	MBAKOP Guy Merlin	Chargé de Cours	En poste
15	MBANG Joseph	Chargé de Cours	En poste
16	MBELE BIDIMA Martin Ledoux	Chargé de Cours	En poste
17	MENGUE MENGUE David Joe	Chargé de Cours	En poste
18	NGUEFACK Bernard	Chargé de Cours	En poste
19	NIMPA PEFOUNKEU Romain	Chargé de Cours	En poste
20	POLA DOUNDOU Emmanuel	Chargé de Cours	En poste
21	TAKAM SOH Patrice	Chargé de Cours	En poste
22	TCHANGANG Roger Duclos	Chargé de Cours	En poste
23	TCHOUNDJA Edgar Landry	Chargé de Cours	En poste
24	TETSADJIO TCHILEPECK M. E.	Chargée de Cours	En poste
25	TIAYA TSAGUE N. Anne-Marie	Chargée de Cours	En poste
26	MBIAKOP Hilaire George	Assistant	En poste
27	BITYE MVONDO Esther Claudine	Assistante	En poste
28	MBATAKOU Salomon Joseph	Assistant	En poste
29	MEFENZA NOUNTU Thiery	Assistant	En poste
30	TCHEUTIA Daniel Duviol	Assistant	En poste

8- DÉPARTEMENT DE MICROBIOLOGIE (MIB) (18)

1	ESSIA NGANG Jean Justin	Professeur	Chef de Dépt DRV/IMPM
2	BOYOMO ONANA	Maître de Conférences	En poste
3	NWAGA Dieudonné M.	Maître de Conférences	En poste
4	NYEGUE Maximilienne Ascension	Maître de Conférences	VICE-DOYEN / DSSE
5	RIWOM Sara Honorine	Maître de Conférences	En poste
6	SADO KAMDEM Sylvain Leroy	Maître de Conférences	En poste
7	ASSAM ASSAM Jean Paul	Chargé de Cours	En poste
8	BODA Maurice	Chargé de Cours	En poste
9	BOUGNOM Blaise Pascal	Chargé de Cours	En poste
10	ESSONO OBOUGOU Germain G.	Chargé de Cours	En poste
11	NJIKI BIKOÏ Jacky	Chargée de Cours	En poste
12	TCHIKOUA Roger	Chargé de Cours	En poste
13	ESSONO Damien Marie	Assistante	En poste
14	LAMYE Glory MOH	Assistant	En poste
15	MEYIN A EBONG Solange	Assistante	En poste
16	NKOUDOU ZE Nardis	Assistant	En poste
17	SAKE NGANE Carole Stéphanie	Assistante	En poste
18	TOBOLBAÏ Richard	Assistant	En poste

9. DEPARTEMENT DE PHYSIQUE (PHY) (40)

1	BEN- BOLIE Germain Hubert	Professeur	En poste
2	ESSIMBI ZOBO Bernard	Professeur	En poste
3	KOFANE Timoléon Crépin	Professeur	En poste
4	NANA ENGO Serge Guy	Professeur	En poste
5	NDJAKA Jean Marie Bienvenu	Professeur	Chef de Département
6	NOUAYOU Robert	Professeur	En poste
7	NJANDJOCK NOUCK Philippe	Professeur	Sous-Directeur/ MINRESI
8	PEMHA Elkana	Professeur	En poste
9	TABOD Charles TABOD	Professeur	Doyen Univ/Bda
10	TCHAWOUA Clément	Professeur	En poste
11	WOAFO Paul	Professeur	En poste
12	BIYA MOTTO Frédéric	Maître de Conférences	DG/HYDRO Mekin

13	BODO Bertrand	Maître de Conférences	En poste
14	DJUIDJE KENMOE épouse ALOYEM	Maître de Conférences	En poste
15	EKOBENA FOU DA Henri Paul	Maître de Conférences	Chef Division. UN
16	EYEBE FOU DA Jean sire	Maître de Conférences	En poste
17	FEWO Serge Ibraïd	Maître de Conférences	En poste
18	HONA Jacques	Maître de Conférences	En poste
19	MBANE BIOUELE César	Maître de Conférences	En poste
20	NANA NBENDJO Blaise	Maître de Conférences	En poste
21	NDOP Joseph	Maître de Conférences	En poste
22	SAIDOU	Maître de Conférences	MINERESI
23	SIEWE SIEWE Martin	Maître de Conférences	En poste
24	SIMO Elie	Maître de Conférences	En poste
25	VONDOU Derbetini Appolinaire	Maître de Conférences	En poste
26	WAKATA née BEYA Annie	Maître de Conférences	Sous-Directeur/ MINESUP
27	ZEKENG Serge Sylvain	Maître de Conférences	En poste
28	ABDOURAHIMI	Chargé de Cours	En poste
29	EDONGUE HERVAIS	Chargé de Cours	En poste
30	ENYEGUE A NYAM épse BELINGA	Chargée de Cours	En poste
31	FOUEDJIO David	Chargé de Cours	Chef Cell. MINADER
32	MBINACK Clément	Chargé de Cours	En poste
33	MBONO SAMBA Yves Christian U.	Chargé de Cours	En poste
34	MEL'I Joelle Larissa	Chargée de Cours	En poste
35	MVOGO ALAIN	Chargé de Cours	En poste
36	OBOUNOU Marcel	Chargé de Cours	DA/Univ Inter Etat/Sangmalima
37	WOULACHE Rosalie Laure	Chargée de Cours	En poste
38	AYISSI EYEBE Guy François Valérie	Assistant	En poste
39	CHAMANI Roméo	Assistant	En poste
40	TEYOU NGOUPOU Ariel	Assistant	En poste

10- DÉPARTEMENT DE SCIENCES DE LA TERRE (ST) (43)

1	BITOM Dieudonné	Professeur	Doyen / FASA / UDs
2	FOUATEU Rose épse YONGUE	Professeur	En poste
3	KAMGANG Pierre	Professeur	En poste
4	NDJIGUI Paul Désiré	Professeur	Chef de Département
5	NDAM NGOUPAYOU Jules-Remy	Professeur	En poste
6	NGOS III Simon	Professeur	DAAC/Uma
7	NKOUMBOU Charles	Professeur	En poste
8	NZENTI Jean-Paul	Professeur	En poste
9	ABOSSOLO née ANGUE Monique	Maître de Conférences	Vice-Doyen / DRC
10	GHO GOMU Richard TANWI	Maître de Conférences	CD/Uma
11	MOUNDI Amidou	Maître de Conférences	CT/ MINIMDT
12	NGUEUTCHOUA Gabriel	Maître de Conférences	CEA/MINRESI
13	NJILAH Isaac KONFOR	Maître de Conférences	En poste
14	ONANA Vincent Laurent	Maître de Conférences	En poste
15	BISSO Dieudonné	Maître de Conférences	Directeur/Projet Barrage Memve'ele
16	EKOMANE Emile	Maître de Conférences	En poste
17	GANNO Sylvestre	Maître de Conférences	En poste
18	NYECK Bruno	Maître de Conférences	En poste
19	TCHOUANKOUE Jean-Pierre	Maître de Conférences	En poste
20	TEMDJIM Robert	Maître de Conférences	En poste
21	YENE ATANGANA Joseph Q.	Maître de Conférences	Chef Div. /MINTP
22	ZO'O ZAME Philémon	Maître de Conférences	DG/ART

23	ANABA ONANA Achille Basile	Chargé de Cours	En poste
24	BEKOA Etienne	Chargé de Cours	En poste
25	ELISE SABABA	Chargé de Cours	En poste
26	ESSONO Jean	Chargé de Cours	En poste
27	EYONG JOHN TAKEM	Chargé de Cours	En poste
28	FUH Calistus Gentry	Chargé de Cours	Sec. D'Etat/MINMIDT
29	LAMILEN BILLA Daniel	Chargé de Cours	En poste
30	MBESSE Cécile Olive	Chargée de Cours	En poste
31	MBIDA YEM	Chargé de Cours	En poste
32	METANG Victor	Chargé de Cours	En poste
33	MINYEM Dieudonné-Lucien	Chargé de Cours	CD/Uma
34	NGO BELNOUN Rose Noël	Chargée de Cours	En poste
35	NGO BIDJECK Louise Marie	Chargée de Cours	En poste
36	NOMO NEGUE Emmanuel	Chargé de Cours	En poste
37	NTSAMA ATANGANA Jacqueline	Chargée de Cours	En poste
38	TCHAKOUNTE J. épse NOUMBEM	Chargée de Cours	Chef.cell / MINRESI
39	TCHAPTCHET TCHATO De P.	Chargé de Cours	En poste
40	TEHNA Nathanaël	Chargé de Cours	En poste
41	TEMGA Jean Pierre	Chargé de Cours	En poste
42	FEUMBA Roger	Assistant	En poste
43	MBANGA NYOBE Jules	Assistant	En poste

Répartition chiffrée des Enseignants de la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé I

NOMBRE D'ENSEIGNANTS

DÉPARTEMENT	Professeurs	Maîtres de Conférences	Chargés de Cours	Assistants	Total
BCH	8 (1)	13 (08)	14 (06)	3 (2)	38 (17)
BPA	13 (1)	09 (06)	19 (05)	05 (2)	46 (14)
BPV	06 (0)	10 (02)	9 (06)	07 (01)	33 (9)
CI	10 (1)	09 (02)	13 (03)	03 (0)	34 (5)
CO	7 (0)	17 (04)	09 (04)	02 (0)	35 (8)
IN	2 (0)	1 (0)	14 (01)	9 (01)	26 (2)
MAT	1 (0)	5 (0)	19 (02)	05 (01)	30 (3)
MIB	1 (0)	5 (02)	06 (01)	06 (03)	18 (6)
PHY	11 (0)	16 (01)	10 (03)	03 (0)	40 (4)
ST	8 (1)	14 (01)	19 (05)	02 (0)	43 (7)
Total	67 (4)	99 (26)	132 (36)	45 (10)	343 (76)

Soit un total de **343 (76)** dont :

- Professeurs **67 (4)**
- Maîtres de Conférences **99 (26)**
- Chargés de Cours **132 (36)**
- Assistants **45 (10)**

() = Nombre de Femmes **76**

DÉDICACE

A mon père

Pour tous les sacrifices consentis à mon éducation, pour ton soutien indéfectible tout le long de mes études... les mots me manquent pour exprimer toute ma gratitude à ton égard !

A mes mamans

Pour votre amour et admiration, votre soutien sans faille, vos précieux conseils et orientations, votre tendresse et vos prières, recevez ici l'expression de ma profonde gratitude.

A mon fils

Pour tout le bonheur que tu me procures, pour l'apaisement aux moments de stress, que cette thèse soit pour toi non pas un objectif à atteindre mais une étape à surmonter.

« Le coût de la protection du milieu naturel est beaucoup plus faible que le coût de sa reconstitution. La défense de la nature est rentable pour les nations »

Philippe St Marc

REMERCIEMENTS

Je remercie tout d'abord Allah le tout puissant Seigneur de l'univers, qui m'a guidée et m'a accordé des bienfaits incommensurables, parmi lesquels la réalisation de cette thèse. Mes remerciements ne seront jamais assez forts face à votre pourvoyance, à vous l'entière soumission.

Je tiens à remercier le **Pr ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert** pour m'avoir accueillie dans son laboratoire, supervisé mon mémoire de Master et co-encadré cette thèse. Votre disponibilité, votre ardeur au travail et vos multiples conseils et orientations m'ont aidée à aller jusqu'au bout et à mener à bien ce travail. Recevez ici ma profonde gratitude.

Je tiens à remercier le **Pr BRAHIM BOY Otchoum** pour avoir accepté de co-diriger cette thèse malgré ses multiples occupations. Votre disponibilité et vos conseils m'ont été d'un grand intérêt.

J'exprime ma profonde reconnaissance à tous les enseignants du Département de Biologie et Physiologie Animales pour les enseignements reçus durant mes années universitaires, pour les orientations et les encouragements durant ce travail. Cette gratitude va particulièrement à l'endroit des Professeurs **BILONG BILONG Charles Félix, FOMENA Abraham, NOLA Moïse, FOTO MENBOHAN Samuel, AJEAGAH Gideon AGHAINDUM, KEKEUNOU Sévilor, DJIETO-LORDON Champlain.**

Sans exagération ni précipitation, je tiens à remercier tous les membres du jury qui auront accepté de juger et d'apporter des corrections pour améliorer ce travail malgré leurs sollicitations multiples.

Je remercie sincèrement les aînés du laboratoire pour les conseils et encouragements lors de ce travail, particulièrement les Docteurs **KAYO Raoul, ONANA Fils Mammert, NYAMSI T. Nectaire, NZIELEU Guy Joseph** et **DAKWEN Jeannette.**

Je tiens à remercier plus particulièrement **Dr TCHAKONTE Siméon** pour son assistance lors du traitement et de l'analyse des résultats et **M. MVONDO Narcisse** pour l'aide qu'il m'a apportée pour l'identification des espèces zooplanctoniques.

Je n'oublie pas de remercier les **Drs ENAH Dickson ACHUO, CHINCHE Sylvie BELENFE, KAPSO Mireille, MBOUOMBOUO MAMA, TENKE KENGNE Janvier et ASI Quiggle ATUD, Mrs OWONA EDOA François Desiré, DIONKAS Jairus et POUNTOUGNIGNI OUMAROU Farikou** pour leur contribution à ce travail.

J'exprime ma profonde gratitude à mon cousin **ABDELATIF Habib Youssouf** pour sa disponibilité et son assistance lors des échantillonnages sur le terrain ainsi qu'au chef des Instances Locales d'Orientation et de Décision (ILOD) de Dari et Goumadji, **OUASSOU Djonfoné** et au pinassier **Alhadji CHAIBOU** pour leur collaboration.

Je remercie **Mr AKOYNA Moursal** du laboratoire du Ministère de l'Eau du Tchad pour son assistance lors des mesures des paramètres physico-chimiques.

J'adresse un vibrant merci à mon époux **MIKAIL Abakar Ibrahim** pour sa confiance inestimable, son assistance multiforme, ses encouragements dans les moments de stress et son désir de me voir atteindre mes objectifs. Tu m'as encouragée à aller de l'avant et surtout à ne pas abandonner pendant les moments de lassitude, trouves ici l'expression de ma profonde gratitude et de mon affection indéfectible.

Je tiens à remercier la famille **TIDJANI** et la famille **DRAME**, tous mes oncles et toutes mes tantes pour leurs encouragements au cours de ce travail et leurs désirs de me voir arriver jusqu'au bout, en particulier mon oncle **BOUBAKARI Hamadou**, ma tante **BINTOU Ali Boukar**.

Merci à ma petite sœur **MAKINA** et mes petits frères **NOURENE, IBRAHIM, MAAMOUNE, ABOUBAKAR** pour leurs soutiens et encouragements.

J'adresse mes sincères remerciements à tous ceux qui m'ont soutenue à Yaoundé au Cameroun durant mes nombreux séjours, particulièrement les familles **GUEME, BELLO, ATANGANA, AKHOUNA** et **DJIME**.

Enfin, que tous ceux qui ont contribué d'une manière ou d'une autre à la réalisation de cette thèse trouvent ici, l'expression de mes sincères remerciements.

SOMMAIRE

DEDICACE	ix
REMERCIEMENTS	xi
SOMMAIRE	xiii
LISTE DES ABREVIATIONS ET ACRONYMES	xv
LISTE DES FIGURES	xvi
LISTE DES TABLEAUX	xx
LISTE DES ANNEXES	xxi
RESUME	xxii
ABSTRACT	xxiv
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I: REVUE DE LITTERATURE	4
I.1. ECOSYSTÈMES AQUATIQUES	4
I.1.1. Ecosystèmes marins	4
I.1.2. Ecosystèmes continentaux	4
I.2. MILIEUX LENTIQUES	5
1.2.1. Définition	5
I.2.2. Caractéristiques des lacs	6
I.2.3. Types Classifications des lacs.....	7
I.2.4. Ecosystèmes lentiques du Tchad	8
I.3. FONCTIONNEMENT DES MILIEUX AQUATIQUES	14
I.3.1. Facteurs abiotiques.....	14
I.3.2. Facteurs biotiques	16
I.3.3. Notion de niveau trophique et eutrophisation.....	18
I.4. COMMUNAUTE ZOOPLANCTONIQUE DES MILIEUX LENTIQUES	21
I.4.1-Différents groupes zooplanctoniques	21
I.4.2. Rôles du Zooplancton	25
I.4.3. Distribution et structure du zooplancton en milieu lentique.....	25
I.4.4. Contribution à la biomasse du zooplancton	26
1.5. GESTION DES RESSOURCES EN EAU	27
1.5.1- Enjeux	27

1.5.2. Défis de la gestion de l'eau	28
I.5.3. Eau et développement durable	29
I.5.4. Pollution des milieux aquatiques	29
1.6. PROBLÉMATIQUE DE LA GESTION DE L'EAU AU SAHEL	31
CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES	32
II.1. Matériel.....	32
II.1.1. Présentation du site d'étude	32
II.1.2. Période d'étude et choix des stations d'échantillonnage	35
II.2. MÉTHODES	36
II.2.1. Echantillonnage	36
II.2.2. Mesure des variables physico-chimiques	37
II.2.3. Variables biologiques	40
II.2.5. Analyse des données.....	43
CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION	46
III.1. RÉSULTATS	46
III.1.1. Caractéristiques physiques des eaux	46
III.1.2. Caractéristiques chimiques des eaux.....	54
III.1.3. Approche typologique des stations en fonction des variables physicochimiques	75
III.1.4. Caractérisation biologique des eaux du lac Léré.....	78
III.1.5. Structure des peuplements.....	113
III.1.6. Biomasse zooplanctonique	120
III.2. DISCUSSION	127
III.2.1. Caractérisation physico-chimique des eaux du lac	127
III.2.2. Caractéristiques biologiques des eaux du lac	130
CONCLUSION, RECOMMANDATIONS, PERSPECTIVES.....	139
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	142
ANNEXES.....	167

LISTE DES ABREVIATIONS ET ACRONYMES

ACP : Analyse en Composantes Principales

APHA : American Public Health Association

DBO : Demande Biochimique en Oxygène

GIRE : Gestion Intégrée des Ressources en Eau

NTU : Nephelometric Turbidity Unit (Unité de Turbidité Néphélométrique)

OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Economiques

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

ONDR : Office National du Développement Rural

PNUD : Programme des Nations Unies pour le développement

UNESCO : United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (Organisation des Nations Unies pour l'Education, la Science et la Culture)

INSEED : Institut National des Statistiques, des Etudes économiques et Démographiques

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Différents compartiments d'un lac profond.....	6
Figure 2 : Les cinq grands lacs du Tchad de la zone soudanienne jusqu'au Sahara.....	9
Figure 3 : Evolution du lac Tchad mettant en évidence son assèchement de 1963 à 2006.	11
Figure 4 : Lac Ounianga (A : Yao à Ounianga kebir ; B : Teli à Ounianga Serir) (Cnar 1, 2011).....	13
Figure 5 : Schéma représentatif des différentes étapes de l'eutrophisation d'un lac..	20
Figure 6 : Morphologie et Anatomie succinctes de <i>Brachionus</i> , femelle et mâle.	22
Figure 7 : Organisation générale d'un Cladocère (Amoros, 1984).	23
Figure 8 : Organisation générale d'un copépode (Dussart et Defaye, 1995).	24
Figure 9 : Situation géographique du lac Léré et les différentes stations d'échantillonnage	33
Figure 10 : Diagramme ombrothermique de la zone d'étude (2016-2020).	34
Figure 11 : Activités réalisées au sein du bassin versant du lac Léré	35
Figure 12 : Embarcation du matériel d'échantillonnage (A) et déplacement sur le lac Léré (B)	36
Figure 13 : Variations spatio-temporelles de la température aux stations S1, S2 et S3.....	47
Figure 14 : Variations de la température du lac en saison sèche (A) et en saisons.....	47
Figure 15 : Variation spatio-temporelles de la couleur aux stations S1, S2, S3	49
Figure 16 : Variation de la couleur des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse.....	49
Figure 17 : Variations spatio-temporelles de la turbidité aux stations S1, S2, S3	51
Figure 18 : Variation de la turbidité des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison	51
Figure 19 : Variations spatio-temporelles des TDS aux stations S1, S2, S3	53
Figure 20 : Variation des TDS des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse.....	53
Figure 21 : Variations spatio-temporelles et saisonnières de la transparence aux stations S1, S2, S3	54
Figure 22 : Variation spatio-temporelles du pH aux stations S1, S2, S3	55
Figure 23 : Variation du pH des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse... ..	55
Figure 24 : Variations spatio-temporelles de la conductivité électrique aux stations S1, S2, S3	57
Figure 25 : Variation de la conductivité des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison ..	57

Figure 26 : Variation spatio-temporelles de l'oxygène dissous aux stations S1, S2, S3	59
Figure 27 : Variation de la teneur en oxygène dissous des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.....	59
Figure 28 : Variation spatio-temporelles du gaz carbonique aux stations S1, S2, S3.....	61
Figure 29 : Variation de la teneur en CO ₂ des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.....	61
Figure 30 : Variation spatio-temporelles de l'orthophosphates aux stations S1, S2, S3	63
Figure 31 : Variation de la teneur en orthophosphates des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.....	63
Figure 32 : Variation spatio-temporelles des nitrates aux stations S1, S2, S3.....	65
Figure 33 : Variation de la teneur en nitrates des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.....	65
Figure 34 : Variations spatio-temporelles des nitrites aux stations S1, S2, S3.....	67
Figure 35 : Variation de la teneur en nitrites des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.....	67
Figure 36: Variation spatio-temporelles de l'ammonium aux stations S1, S2 et S3.....	69
Figure 37 : Variation de la teneur en ions ammonium des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.....	69
Figure 38 : Variations spatio-temporelles de sulfate aux stations S1, S2, S3.....	71
Figure 39 : Variation de la teneur en sulfate des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.....	71
Figure 40 : Variations spatio-temporelles de l'alcalinité aux stations S1, S2 et S3.....	73
Figure 41: Variation de l'alcalinité des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.....	73
Figure 42 : Variations spatio-temporelles de l'IPO	74
Figure 43: Variations de l'IPO des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.....	74
Figure 44: Variation du rapport N/P des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.....	75
Figure 45 : Classification hiérarchique des stations d'échantillonnage à partir des valeurs des paramètres physiques et chimiques enregistrées pendant la période de l'étude.	76
Figure 46 : Analyse en Composantes Principales (ACP) effectuée sur les paramètres physico-chimiques mesurés dans les différentes stations pendant la période d'étude	77

Figure 47 : Richesse spécifique des familles zooplanctoniques recensées lors de la période d'étude ; Cop = Copépodes.	78
Figure 48 : Variation spatiale de la richesse spécifique du zooplancton par niveau d'échantillonnage au cours de la période d'étude.	79
Figure 49 : Variations saisonnière de la richesse spécifique globale du zooplancton	86
Figure 50 : Richesse spécifique des groupes du zooplancton en surface (A) et en profondeur (B) de la station S1	87
Figure 51 : Richesse spécifique des groupes du zooplancton en surface (A), au niveau des eaux moyennes (B) et en profondeur (C) de la station S2	87
Figure 52 : Richesse spécifique des groupes du zooplancton en surface (A), au niveau des eaux moyennes (B) et en profondeur (C) de la station S3	88
Figure 53 : Richesse spécifique des groupes du zooplancton au niveau de l'herbier (A), et de la trainée (B)	89
Figure 54 : Photos de quelques morphotypes zooplanctoniques recensés dans le lac Léré	90
Figure 55 : Densité du zooplancton dans le lac Léré au cours de la période d'étude	91
Figure 56 : Variations spatiales des densités zooplanctoniques.....	93
Figure 57 : Variations spatiales des densités des différentes familles des Rotifères à la station S1	94
Figure 58 : Variations spatiales des densités relatives des différentes familles des Rotifères à la station S2.....	95
Figure 59 : Variations spatiales des densités des différentes familles des Rotifères à la station S3	96
Figure 60 : Variations spatiales des densités des différentes familles des microcrustacés à la station S1	97
Figure 61 : Variations spatiales des densités des différentes familles des microcrustacés à la station S2	98
Figure 62 : Variations spatiales des densités des microcrustacés à la station S3.....	99
Figure 63 : Densités des Rotifères en surface (P1) et en profondeur (P2) de la station S1, pendant la saison des pluies (A et B) et la saison sèche (C et D).....	101
Figure 64 : Densités des Rotifères en surface (P1), au niveau des eaux moyennes (P2) et en profondeur (P3) de la station S2, pendant la saison des pluies (A, B et C) et la saison sèche (D, E et F)	104
Figure 65 : Densités des Rotifères en surface (P1), au niveau des eaux moyennes (P2) et en profondeur (P3) de la station S3, pendant la saison des pluies (A, B et C) et la saison sèche (D, E et F)	105

Figure 66 : Densités des microcrustacés (Cladocères et Copépodes) en surface (P1) et en profondeur (P2) de la station S1, pendant la saison des pluies (A et B) et la saison sèche (C et D)	108
Figure 67 : Densités des microcrustacés (Cladocères et Copépodes) en surface (P1), au niveau des eaux moyennes (P2) et en profondeur (P3) de la station S2, pendant la saison des pluies (A, B et C) et la saison sèche (D, E et F).....	109
Figure 68 : Densités des microcrustacés (Cladocères et Copépodes) en surface (P1), au niveau des eaux moyennes (P2) et en profondeur (P3) de la station S3, pendant la saison des pluies (A, B et C) et la saison sèche (D, E et F).....	111
Figure 69 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) de l'indice de diversité de Shannon-Weaver et de l'équitabilité de Pielou	113
Figure 70 : Analyse Canonique Redondances (RDA) des principales espèces zooplanctoniques des paramètres physico-chimiques	119
Figure 71 : Biomasse totale zooplanctonique en surface (A) et en profondeur (B) de la station S1	122
Figure 72 : Biomasse totale zooplanctonique en surface (A), au niveau des eaux moyennes (B) et en profondeur (C) de la station S2	124
Figure 73 : Biomasse totale zooplanctonique en surface (A), au niveau des eaux moyennes (B) et en profondeur de la station S3 (C)	126

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Classes de l'Indice de Pollution Organique (IPO) en fonction des valeurs limites de chaque paramètre.....	39
Tableau II : Classification du niveau de pollution en fonction des classes de valeurs de l'Indice de Pollution Organique (IPO).....	39
Tableau III : Richesse spécifique des groupes zooplanctoniques dans les différentes stations	81
Tableau IV : Espèces de Rotifères présentes en surface et en profondeur des stations S1, S2 et S3, au niveau des eaux moyennes des stations S2 et S3 ainsi qu'au niveau de l'herbier et de la trainée, au cours de la campagne d'échantillonnage.	84
Tableau V : Espèces de microcrustacés (Cladocères et Copépodes) présentes en surface et en profondeur des stations S1, S2 et S3 au niveau des eaux moyennes des stations S2 et S3 ainsi qu'au niveau de l'herbier et de la trainée au cours de la campagne d'échantillonnage.....	85
Tableau VI : Densités des différentes familles des Rotifères aux différents niveaux d'échantillonnage en saison sèche et en saison pluvieuse	106
Tableau VII : Densités des différentes familles des microcrustacés aux différents niveaux d'échantillonnage en saison sèche et en saison pluvieuse.....	112
Tableau VIII : Valeurs de l'indice de similarité de Sorensen entre les différents niveaux des stations S1, S2 et S3	114
Tableau IX : Fréquence d'occurrence des espèces zooplanctoniques dans les différents niveaux d'échantillonnage pour l'ensemble des 13 campagnes effectuées	117
Tableau X : Répartition des espèces en fonction de leurs fréquences d'occurrence dans les différents niveaux d'échantillonnage.	118
Tableau XI : Pourcentages d'informations exprimées par les quatre premiers axes de l'Analyse Canonique de Correspondances	118

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Valeurs moyennes \pm écarts types, minima et maxima des valeurs physico-chimiques mesurées aux différents niveaux des trois, stations d'échantillonnage	167
Annexe 2 : Biomasse zooplanctoniques dans les différents niveaux des stations d'échantillonnage	168
Annexe 3 : Corrélation entre les paramètres physico chimiques et les espèces zooplanctonique au cours de la période d'étude	169
Annexe 4 : Corrélation entre les paramètres physico chimiques au cours de la période d'étude	173

RESUME

Pour pouvoir préserver la qualité des eaux de surface, il est indispensable d'assurer une planification et une gestion efficace des hydrosystèmes, ce qui passe par une évaluation de leur état de santé basée sur les analyses physico-chimiques et biologique. Parmi les organismes aquatiques pris en compte dans la surveillance des hydrosystèmes, le zooplancton par ses rôles multiples et son importance dans le réseau trophique, occupe une place de choix.

Au Tchad, le lac Léré qui fait partie de la réserve de faune Binder-Léré, nommé site Ramsar depuis 2001, et qui héberge des espèces protégées telles que le Lamantin a fait l'objet de ce travail. Ce dernier visait à déterminer la diversité et la structure spatiale du peuplement zooplancton en relation avec les caractéristiques physicochimiques des eaux de ce lac.

L'étude a été menée sur une période de 15 mois allant de février 2016 à avril 2017, suivant une fréquence mensuelle d'échantillonnage. Trois stations constituées chacune de différents niveaux de profondeur (en surface, à 2,5 m dans l'épilimnium et 4,5 m de profondeur dans l'hypolimnium) ont été choisies. Les échantillons d'eau (pour les analyses physico-chimiques et la filtration du zooplancton) ont été prélevés à l'aide d'un seau de 20L en surface et d'une bouteille Van-Dorn de 3L en profondeur. Les échantillons de zooplancton ont en plus été prélevés au niveau de l'herbier et à la trainée au large du lac. Les analyses physico-chimiques ont été effectuées à la fois sur le terrain et au laboratoire suivant les méthodes standards. Pour la récolte du zooplancton, 20 L d'eau ont été filtrés à travers un filet à plancton de 64 μ m de maille. Les échantillons fixés au formol 5% ont permis d'identifier et de dénombrer les espèces zooplanctoniques, sous une loupe binoculaire de marque WILD M5 à l'aide des ouvrages et clefs d'identification spécifiques.

Sur le plan physico-chimique, les eaux du lac Léré ont un pH proche de la neutralité ($7,29 \pm 0,53$). Les températures ont présenté une moyenne globale $28,22 \pm 2,50$. L'absence de différence significative entre les stations et les niveaux d'échantillonnage des stations implique l'absence de stratification thermique au sein du lac. Les teneurs en oxygène dissous exprimées en % de saturation sont plus élevées en surface (avec des teneurs moyennes de $73,4 \pm 20,53$ pour S1 ; $65,8 \pm 19,58$ pour S2 et $64,53 \pm 19,44$ pour S3) tandis qu'en profondeur ces valeurs sont un peu plus basses avec (des teneurs moyennes de $65,06 \pm 18,54$ pour S1 ; $61,93 \pm 17,81$ pour S2 et $60,86 \pm 18,48$ pour S3). Ceci permet de délimiter ainsi une zone trophogène de la surface à 4,5 m de profondeur et une zone tropholytique de 4,5 m de profondeur jusqu'au fond du lac. Les concentrations moyennes en orthophosphates ont été de $18,27 \pm 14,86$ mg/L au cours de la période d'étude. Par suite d'un apport excessif par les eaux de ruissellement, leur

concentration en saison pluvieuse ($26,73 \pm 19,64$) a augmenté contrairement à la saison sèche ($14,04 \pm 10,69$). Les nitrates dont la moyenne générale est de $1,73 \pm 1,38$ mg/L, ont eu une concentration plus élevée en saison sèche ($1,95 \pm 1,53$). L'absence des différences significatives des valeurs des paramètres physico-chimiques entre les différents niveaux d'échantillonnage conduit à la conclusion d'une homogénéité des eaux du lac ainsi que d'une absence de stratification thermique. En outre les valeurs des paramètres physico-chimiques permettent de classer le lac Léré comme étant un lac mésotrophe.

Sur le plan biologique, un total de 49 espèces zooplanctoniques ont été identifiées dans l'ensemble des stations, dont 38 de Rotifères appartenant à 10 familles, 5 de Cladocères répartis dans 3 familles et 6 de Copépodes d'une seule famille. La famille des Brachionidae a été la plus représentée chez les Rotifères avec 11 espèces. Les densités totales des Rotifères ont été de 4476, 6126 et 7125 ind./L respectivement aux stations S1, S2 et S3. Quant aux microcrustacés, les Cladocères et les Copépodes ont montré respectivement des abondances de 118 et 1345 ind./L à la station S1, 270 et 2080 ind./L à la station S2 et 187 et 1683 ind./L à la station S3. Les variations spatiales indiquent que les abondances zooplanctoniques croissent de la surface en profondeur notamment pour les Rotifères et les Copépodes. Les variations saisonnières quant à elles, montrent une forte abondance en saison sèche avec 16996 ind/L soit 72,60% et 6414 ind/L soit 27,40% en saison pluvieuse. Les Rotifères et les Copépodes ont été plus abondants en saison sèche qu'en saison pluvieuse contrairement aux Cladocères. La fréquence d'occurrence des différents taxa a permis de distinguer les espèces de Rotifères *Asplanchna sieboldi*, *Brachionus urceolaris*, *Brachionus angularis*, *Keratella tropica*, *Keratella germinata*, *Lecane bulla*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca pusilla*, *Trichocerca chattoni*, *Rotaria* sp., *Filinia opoliensis* et *Filinia terminalis* comme espèces caractéristiques du lac Léré, ainsi que le Cladocère *Moina brachiata*. La présence de ces espèces considérées comme indicatrices de l'évolution des milieux de l'état oligotrophe à eutrophes confirme l'état mésotrophe du lac Léré.

En vue d'une protection durable du lac Léré, une surveillance régulière de la qualité de ses eaux et une sensibilisation des citoyens sur l'importance de sa préservation sont indispensables.

Mots clés : Physicochimie des eaux, biodiversité, structure du zooplancton, variations spatiales et saisonnières, Lac Léré, Tchad.

ABSTRACT

To preserve the quality of surface water, it is essential to ensure efficient planning and management of aquatic ecosystems, these requires an assessment of the water state through physicochemical and biological analyzes. Zooplanktons are among the aquatic organisms that are use in the monitoring of hydrosystems since there play a multiple roles and occupy a prominent place in the aquatic feeding web.

The present study is carried out in lake Léré in Chad, which is part of the Binder-Léré wildlife reserve, named Ramsar site since 2001, and which hosts protected species such as the manatee. This work aimed at determining the diversity and spatial structure of zooplankton community in relation to the physicochemical characteristics of the water in this lake.

This study was conducted over a period of 15 months from February 2016 to April 2017, with sampling done on monthly basis. Three stations each consisting of different depth levels (surface, 2.5 m and 4.5 m deep) were chosen. Water samples (for physicochemical analyzes and filtering of zooplankton) were collected using a 20L bucket at the surface and a 3L Van-Dorn bottle at depth. In addition, zooplankton samples were collected from the herbarium and from the water colon of the lake. The physico-chemical analyzes were carried out both in the field and in the laboratory following standard methods. For the sampling of zooplankton, 20 L of water was filtered through plankton net having a mesh size of 64 μm . The samples were preserved using 5% formalin which facilitate the identification and counting of the zooplankton species, under a WILD M5 binocular magnifying glass with the help of appropriated identification documents and keys.

From a physico-chemical point of view, the water of Lake Léré have a pH close to neutrality (7.29 ± 0.53). It has average temperatures of $28.22 \pm 2.50^\circ\text{C}$. There was no significant difference between sampling stations and sampling levels, this implies that there is no thermal stratification within the lake. The dissolved oxygen contents expressed in % saturation are higher at the surface (with average values of 73.4 ± 20.53 for S1 ; 65.8 ± 19.58 for S2 and 64.53 ± 19.44 for S3) where as at depth, these contents are slightly low with mean values of (65.06 ± 18.54 ; 61.93 ± 17.81 and 60.86 ± 18.48 respectively for station S1, S2 and S3). This thus permit to delimited a trophogenic zone of the surface 4.5 m deep and a tropholytic zone 4.5 m deep to the bottom of the lake. The mean concentrations of orthophosphate were 18.27 ± 14.86 mg / L during the study period. This is as a result of an excessive input by runoff. These concentrations increased in the rainy season (26.73 ± 19.64) than the dry season (14.04 ± 10.69). Nitrates, showed an average mean of 1.73 ± 1.38 mg / L, with the highest concentration in the dry season

(1.95 ± 1.53). The absence of significant differences between the physicochemical parameters at the different sampling levels leads to the conclusion of the homogeneity of the lake's waters as well as the absence of thermal stratification. In addition, the values of the physico-chemical parameters make it possible to classify Lake Léré as being a mesotrophic lake following Lewis classification.

Concerning biologically analyzes, a total of 49 zooplankton species were identified in the different sampling stations. These include 38 species of Rotifers belonging to 10 families, 5 species of Cladocerans distributed into 3 families and 6 species of Copepods belonging to a single family. The Brachionidae family was the most represented among Rotifers with 11 species. The total rotifer densities was 4476, 6126 and 7125 ind./L respectively at sampling stations S1, S2 and S3. As for microcrustaceans, Cladocerans and Copepods showed respectively abundances of 118 and 1345 ind./L at station S1, 270 and 2080 ind./L at station S2 and 187 and 1683 ind./L at station S3. Spatial variations indicate that zooplankton abundances increase from the surface to the depth of the water, especially for Rotifera and Copepods. Seasonal variations show a high abundance in the dry season with 16,996 ind / L (corresponding to 72.60%) against 6414 ind / L (representing 27.40%) in the rainy season. Rotifers and Copepods were more abundant in the dry season than in the rainy season unlike the Cladocerans. The occurrence frequency of the different taxa made it possible to distinguish the Rotifera species such as *Asplanchna sieboldi*, *Brachionus urceolaris*, *Brachionus angularis*, *Keratella tropica*, *Keratella germinata*, *Lecane bulla*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca pussila*, *Trichocerca chattoni*, *Rotolaria* sp. *Filinia terminalis* as characteristic species of Lake Léré, as well as the Cladoceran *Moina brachiata*. The presence of these species considered as indicators of the evolution aquatic milieu from oligotrophic to eutrophic level confirms the mesotrophic state of Lake Léré.

For a long-term protection of Lake Léré, regular monitoring of the water quality and raising awareness among citizens of the importance of its preservation would be necessary.

Keywords: Water, physicochemistry, biodiversity, zooplankton structure, spatial and seasonal variations, Lac Léré, Chad.

INTRODUCTION

Indispensable à toute forme de vie, l'eau est une denrée précieuse. Elle peut être un facteur de croissance ou de limitation de tout développement, une source possible de bien-être ou de misère, de coopération ou de conflit (2iE, 2010). A cet égard, la communauté internationale se mobilise à travers la tenue de plusieurs forums (Anonyme, 2016) par le conseil mondial de l'eau (Marrakech en 1997, La Haye en 2000, Kyoto en 2003, Mexico en 2006, Istanbul en 2009, Marseille en 2012, Daegu Gyeongbuk en 2015, Brésil en 2018 et Dakar 2021), afin de permettre à la communauté mondiale et aux principaux décideurs de trouver des solutions communes aux défis liés à l'eau.

Cette attention particulière portée à cette denrée est due au fait que l'eau douce accessible à l'homme, répartie dans les plans d'eau, les réservoirs et les nappes phréatiques, ne représente que 0,57% de la réserve mondiale (L'Vovich, 1974 ; Vikram Reddy, 2005, Zebazé Togouet, 2008). Par ailleurs, l'utilisation de l'eau au niveau mondial a été multipliée par six au cours des 100 dernières années (Wada *et al.*, 2016). La faible proportion d'eau douce disponible est en outre dégradée par la pollution causée, entre autres, par l'évacuation des eaux usées qui constituent une source importante de pollution pour les milieux aquatiques (Foto Menbohan *et al.*, 2006). Environ 80 % de l'ensemble des eaux usées industrielles et municipales sont rejetés dans la nature sans traitement préalable, ce qui entraîne une détérioration croissante de la qualité globale de l'eau et des effets préjudiciables sur la santé des écosystèmes aquatiques en général et la santé humaine en particulier (UNESCO, 2017). Il en résulte aussi un enrichissement en éléments nutritifs favorisant la croissance des producteurs primaires (Othoniel, 2006) et conduisant à long terme à l'eutrophisation. Par ailleurs, la forte demande d'eau combinée à la pollution affectent la biodiversité, le fonctionnement des écosystèmes, les biens et services des hydrosystèmes dont la société dépend (Joshua *et al.*, 2017). L'eutrophisation se manifeste par une prolifération excessive des végétaux, une dégradation de la qualité de l'eau, une désoxygénation du milieu, une modification du peuplement et une diminution de la biodiversité (Zébazé Togouet, 2008 et 2011). Selon le PNUD, les hydrosystèmes perdront 18 000 m³ d'eau douce avec toute sa biodiversité à cause de la pollution (Bouchar, 2004).

Parmi les écosystèmes aquatiques, les zones humides sont essentielles pour la conservation de la biodiversité et le bien être des sociétés humaines (Ramsar, 2013). Elles sont définies comme des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est statique ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres (Ramsar, 2013). Leur importance dans les régions tropicales est reconnue à l'échelle

internationale, tant pour leur biodiversité, leur rôle écosystémique, que pour les ressources qu'elles fournissent aux sociétés (Madgwick & Pearce, 2017). Cependant l'écart entre l'offre et la demande en eau, de plus en plus considérable à cause d'une démographie galopante, accélère la dégradation des zones humides qui restent parmi les écosystèmes les plus menacés du monde, notamment par le drainage, l'assèchement et la surexploitation de leurs ressources (Ramsar, 2013). La disparition à l'échelle mondiale des zones humides d'eau douce, qui ont une capacité unique de filtrer et d'améliorer la qualité de l'eau, est une préoccupation majeure. À ce rythme actuel d'exploitation et sans changer le mode actuel d'utilisation, la perte d'habitats et de biodiversité, mais aussi de systèmes productifs et de ressources vitales pour la survie de la population, est inévitable (Raimond *et al.*, 2019). Les estimations montrent que l'étendue des zones humides s'est rétrécie de 64 % à 71 % depuis 1900 (Davidson, 2014).

En Afrique, deuxième continent le plus sec, après l'Australie, (UNEP, 2010) se posent particulièrement au sahel, les problèmes de sécheresse et de dégradation accélérée des ressources naturelles depuis le début de la décennie (Sene *et al.*, 2006). Les quelques zones humides, fluviales et fluviolacustres retrouvées au Tchad sont des secteurs à forte productivité, d'où sont exportées les productions agricoles et halieutiques pour l'alimentation des métropoles régionales et portuaires (Raimond *et al.*, 2019). Le lac Léré à l'instar des autres zones humides n'échappe pas à ces réalités suscitées. Site Ramsar depuis 2001 (UICN, 2008), il fait partie de la réserve de faune de Binder-Léré. En plus d'être un réservoir piscicole exploité par toute la localité, le lac Léré intervient aussi dans le domaine agricole par l'utilisation de ses eaux pour l'irrigation et l'exploitation de son bassin versant. Ces activités influencent sans doute l'état de santé de cet écosystème, pouvant entraîner à long terme son déséquilibre. La préservation du lac Léré paraît donc être d'une importance capitale pour un développement socio-économique et culturel durable.

Les dernières études menées au sein du lac Léré sont celles de Pourriot (1971) et de Gras & Saint-Jean (1971). Elles avaient pour objectif la prospection hydrologique du lac Léré et les marres avoisinantes et l'étude de la biodiversité zooplanctonique. Depuis lors, aucune étude de ce genre à notre connaissance, n'a été menée dans ce lac. Une évaluation de l'état de santé de cet écosystème à travers une analyse physico-chimique et biologique s'avère donc indispensable pour sa gestion durable. Le zooplancton tient une place importante dans le fonctionnement du réseau trophique. Les espèces zooplanctoniques ont souvent des cycles de vie courts permettant des réponses rapides aux changements de l'écosystème. Ce sont donc d'excellents indicateurs de la qualité des eaux (Cairns, 1978 ; Gannon & Stemberger, 1978 ;

Sládecek, 1983). Etant donné leur rôle central entre les producteurs primaires et les niveaux trophiques supérieurs, leur réponse à la pollution pourrait être généralisée à l'ensemble du réseau trophique (Dispas, 2019). Par ailleurs, l'étude de leur hétérogénéité spatiale a des implications importantes dans la structure et le fonctionnement des hydrosystèmes (Pinel-Alloul, 1995 ; Eggleston *et al.*, 1998).

L'objectif principal de ce travail est donc d'évaluer la richesse spécifique et la structure spatio-temporelle du zooplancton du lac Léré en relation avec les caractéristiques physico-chimiques des eaux. Plus spécifiquement, il s'agit de :

- déterminer les paramètres physico-chimiques des eaux du lac ;
- identifier et quantifier les espèces zooplanctoniques du lac sur le plan spatial et saisonnier ;
- établir les corrélations éventuelles entre les paramètres physico-chimiques et biologiques ;
- rechercher les patrons de la structure des communautés zooplanctoniques.

Ce travail tient en trois chapitres, le premier chapitre qui est la revue de la littérature fait suite à l'introduction. Le deuxième chapitre quant à lui vient décrire le matériel et la méthodologie utilisés. Enfin, le troisième chapitre présente les résultats obtenus et la discussion qui en découle. Cette présentation s'achève par une conclusion, puis des recommandations en vue de mettre en place une meilleure stratégie de gestion du lac Léré, et des perspectives de recherche.

CHAPITRE I:
REVUE DE LITTÉRATURE

I.1. ECOSYSTÈMES AQUATIQUES

Un écosystème est un ensemble dynamique d'organismes vivants (plantes, animaux et micro-organismes) qui interagissent entre eux et avec le milieu (sol, climat, eau, lumière) sur lequel ils vivent. La dynamique d'un écosystème repose sur les interactions que sont la prédation, la symbiose et la reproduction entre autres (Gunnell, 2016). C'est aussi un assemblage fonctionnel d'organismes qui détient les propriétés requises pour assurer la continuité du vivant, c'est-à-dire pour assurer les conditions nécessaires à l'évolution biologique sur le long terme.

Les écosystèmes aquatiques peuvent être subdivisés en deux grands ensembles : les écosystèmes marins et les écosystèmes continentaux.

I.1.1. Ecosystèmes marins

Les écosystèmes marins représentent le plus vaste écosystème de la planète, tant par sa surface (71 % de notre planète) que par sa profondeur (3800 m en moyenne) et représentent environ 97 % de l'eau sur Terre (UNESCO, 2006). Ils sont un ensemble écologique formés d'une biocénose composée d'organismes marins, et d'un biotope constitué par l'eau salée et les rivages des mers et des océans (Gleick et Meena, 2010).

I.1.2. Ecosystèmes continentaux

Les écosystèmes continentaux peuvent être subdivisés en deux groupes : les eaux souterraines et les eaux superficielles.

Les eaux souterraines sont des eaux à l'état liquide et gazeux qui circulent sous terre dans les fissures des roches et les galeries creusées dans le sol (Rodier *et al.*, 2009). Environ 70-90 % de la population mondiale utilisent l'eau d'origine souterraine (Aït Boughrou *et al.*, 2007). Malgré ces conditions qui peuvent paraître hostiles au développement de la vie, les milieux souterrains représentent des immenses biotopes pour de nombreuses espèces animales (Ferreira *et al.*, 2016).

Les eaux superficielles encore appelées eaux de surface sont constituées de l'ensemble des masses d'eau courantes ou stagnantes en contact direct avec l'atmosphère. Elles peuvent être douces, salées ou saumâtres selon leur emplacement. Elles se distribuent à la surface de la planète et se distinguent en deux compartiments essentiels : les eaux courantes ou milieux lotiques et les eaux calmes ou milieux lenticles.

I.1.2.1. Milieux lotiques

Les milieux lotiques ou eaux courantes regroupent l'ensemble des eaux continentales s'écoulant à une vitesse plus ou moins variable et comprenant les rivières, les ruisseaux, les cours d'eau et les fleuves (Vilaginès, 2003).

Ils représentent environ 0,1 % du volume d'eau douce terrestre (Dussart, 1992). Ces eaux sont subdivisées en trois zones : le crénon ou zone de source et de leurs émissaires ; le rhithron ou partie supérieure des cours d'eau (ruisseaux et petites rivières) ; le potamon ou partie inférieure des cours d'eau (grandes rivières et fleuves).

I.2. MILIEUX LENTIQUES

Les milieux lentiques présentent des formes très diverses allant des petites flaques temporaires de quelques centimètres de profondeur à des lacs de plusieurs mètres de profondeur (exemple du lac Baïkal dont la profondeur maximale est de 1740 m). En fonction donc de la profondeur, les milieux lentiques se distinguent les uns des autres. Pour Dussart (1999), la différenciation entre ces milieux lentiques est nette. Les flaques d'eau sont des mares temporaires de profondeur inférieure 20 cm, dont la température est directement sous l'action du soleil. Les petits étangs ont un métabolisme propre et une profondeur avoisinant 1m et la lumière n'arrive plus automatiquement au fond. Les grands étangs, plus grand en superficie que les petits étangs, ont une profondeur de plus à 1m. Ils présentent une évolution rapide et sont caractérisés par une zone tropholytique réduite, une flore et une faune spécialisée évoluant très rapidement

Concernant les lacs, Hutchinson (1967) tout comme Dussart (1999) prennent en compte l'origine naturelle, l'autonomie et la vie propre du plan d'eau. A l'instar de plusieurs autres auteurs, Faurie et *al.*, (1998) considèrent plutôt la profondeur et la stratification de l'eau dans l'identification d'un lac.

1.2.1. Définition

Un lac peut donc être considéré comme un réservoir d'eau douce ou exceptionnellement salée, à l'intérieur des terres, généralement plus vaste ou plus profonde qu'un étang et doté parfois d'une stratification thermique (figure 1). Le classement des lacs peut se faire suivant leurs origines (forces tectoniques, glaciers, fleuves) et leur statut trophique c'est-à-dire oligotrophe, mésotrophe, eutrophe (Pourriot & Meybeck, 1995 ; Patoine 2001)

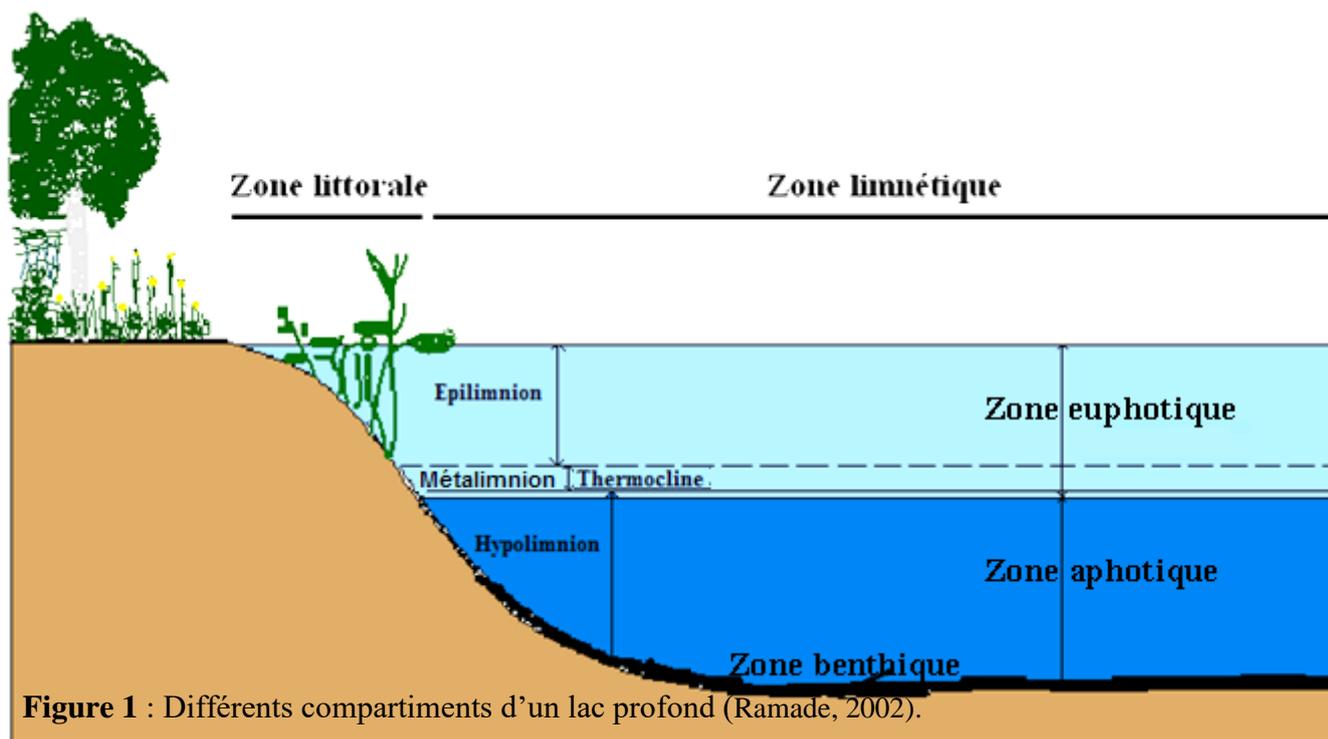


Figure 1 : Différents compartiments d'un lac profond (Ramade, 2002).

I.2.2. Caractéristiques des lacs

Grandes étendues d'eau entourée de terre, les lacs sont caractérisés par leur importante profondeur et leurs berges plus ou moins abruptes. Ils peuvent être alimentés par différents cours d'eau (ruisseaux, rivières et sources souterraines) que l'on qualifie de tributaires ou affluents. Après un temps de séjour selon la superficie et la profondeur du lac, l'eau s'écoule par un cours d'eau qui est son exutoire, son émissaire ou son effluent.

La grande profondeur d'un lac est généralement à l'origine de sa stratification. Cette stratification souvent thermique et/ou photique, est à l'origine de la formation des couches au niveau de la colonne d'eau. La figure 1 ci-dessus décrit ces différents compartiments que sont:

- l'épilimnion qui représente la couche d'eau superficielle où la lumière pénètre et permet la croissance des végétaux aquatiques. Puisqu'elle subit un brassage, cette couche d'eau possède une température uniforme et une bonne oxygénation ;
- le métalimnion qui est situé sous les eaux de surface. La thermocline qui désigne la couche d'eau où il y a une variation importante de température s'y trouve;
- l'hypolimnion ou eaux profondes, qui est la couche inférieure de l'eau d'un lac.

Associée avec la stratification chimique dont elle est généralement liée, la stratification thermique détermine la répartition spatiale des organismes et donc des espèces (Gaillard, 1995 ; Reynolds *et al.*, 2000).

I.2.3. Types Classifications des lacs

Les lacs sont classés en fonction de leur origine et de la stratification thermique.

Selon leur origine, on distingue les :

- **lacs volcaniques.** Ils sont généralement formés dans des cratères volcaniques ou lorsque des coulées de lave interrompent l'écoulement d'une rivière ou d'un ruisseau. Ils se forment lorsque le taux de précipitation est supérieur au taux de perte d'eau par évaporation ou drainage dans un exutoire. La taille de ces lacs varie du petit lac de Maar de diamètre hectométrique jusqu'au grand lac de complexe volcano-tectonique pouvant atteindre la centaine de kilomètres (Mottet, 2000) ;
- **lacs glaciaires.** Ils sont formés de glaciers fondus à l'abrasion des roches par la glace et les eaux s'écoulant à la base du glacier. Au fur et à mesure que les glaciers s'écoulent, leur action érosive crée souvent des dépressions naturelles dans la roche. Les plaques de glace sont laissées dans ces dépressions de substrats rocheux créées par l'érosion glaciaire. La plupart des lacs alpins sont d'origine glaciaire.
- **lacs tectoniques.** Ils sont formés par les mouvements tectoniques de la croûte terrestre. Ceux-ci entraînent souvent la formation des lacs les plus profonds et les plus grands du monde à l'exemple des lacs Tanganyika, Victoria et Baïkal ;
- **lacs éoliens.** Produits par l'action des vents, ils sont généralement formés dans des environnements arides où des couches de sable soufflées par le vent agissent comme un barrage naturel dans un bassin de lac. De tels lacs sont également formés en raison de l'accumulation d'eau dans une cavité entre deux dunes de sable. Ils sont appelés lacs interdunaires;
- **lacs anthropiques.** Ils sont créés comme résultat direct ou indirect des activités humaines. L'origine la plus commune des lacs anthropiques est la création de réservoirs en barrant une rivière ou un cours d'eau. Ces lacs-réservoirs servent à plusieurs fins, comme la production d'hydroélectricité, le stockage de l'eau pour les besoins futurs, la pisciculture, etc. Souvent, les sites excavés par les populations sont abandonnés et remplis d'eau provenant d'aquifères souterrains ou de précipitations ;

➤ **lacs de météorite** qui se forment dans les dépressions faites sur terre par l'impact d'un astéroïde qui s'écrase sur la surface de la Terre. Au fil des ans, les précipitations s'accumulent dans la dépression naturelle, créant un lac.

En ce qui concerne la stratification, Hutchison (1957), Lewis (1983) et Dussart (1999) proposent une classification des lacs en fonction de leur schéma de circulation. Ainsi, ils distinguent :

- Les lacs holomictiques qui se mélangent au moins une fois dans l'année ;
- les lacs méromictiques pour lesquels le mélange n'affecte pas toute la colonne du plan d'eau ;
- les lacs amictiques qui ne se mélangent jamais.

En fonction de la fréquence de leur mélange, les lacs holomictiques sont subdivisés (Lewis, 1983) en :

- lacs polymictiques qui se mélangent très souvent, ils peuvent se stratifier seulement à une échelle de temps court ;
- lacs dimictiques qui se mélangent verticalement à l'automne et au printemps et se stratifient de manière stable en été et en hiver ;
- lacs monomictiques ne se mélangent qu'une fois par an, à la fin de l'automne.

I.2.4. Ecosystèmes lentières du Tchad

Le Tchad est particulier en Afrique par la diversité de ses lacs, de tailles, d'origines et de fonctionnements. Les lacs ont par le passé occupé une très grande place dans le paysage, lorsque les conditions climatiques ont permis à la zone de convergence intertropicale d'apporter des pluies de mousson en quantité plus importante pendant la saison estivale (Gasse, 2000). À cette période, on évaluait que les lacs occupaient au moins 10 % du Sahel actuel (Quade *et al.*, 2018) et, à l'image des témoignages archéologiques, toute l'importance que ces étendues d'eau ont joué pour l'évolution des sociétés néolithiques était aperçue (Kuper & Kröpelin, 2006). Les lacs du Tchad (figure 2) occupent une place cruciale dans l'économie régionale par leurs potentialités productives et leur attractivité pour les populations (Raimond *et al.*, 2019). Cependant, l'étude de ces systèmes se heurte au peu de données disponibles dû à un faible suivi des variables hydroclimatiques à l'échelle de leurs bassins versants (Sivapalan *et al.*, 2003).

Outre le lac Tchad, le Tchad dispose de cinq grands milieux lacustres d'extension variable (Passiring, 2006). Il s'agit respectivement :

- du lac Fitri (420 km²) ;

- du lac Iro (95 km²) ;
- des lacs d'Ounianga (20 km²) ;
- des lacs Toupouri composés: du lac de Fianga (72 km²) , du lac de Tikem (39 km²) ; du lac de N'Gara (91 km²) ;
- des lacs de Léré dont font partie le lac de Léré (40 km²) et le lac de Tréné (7 km²).

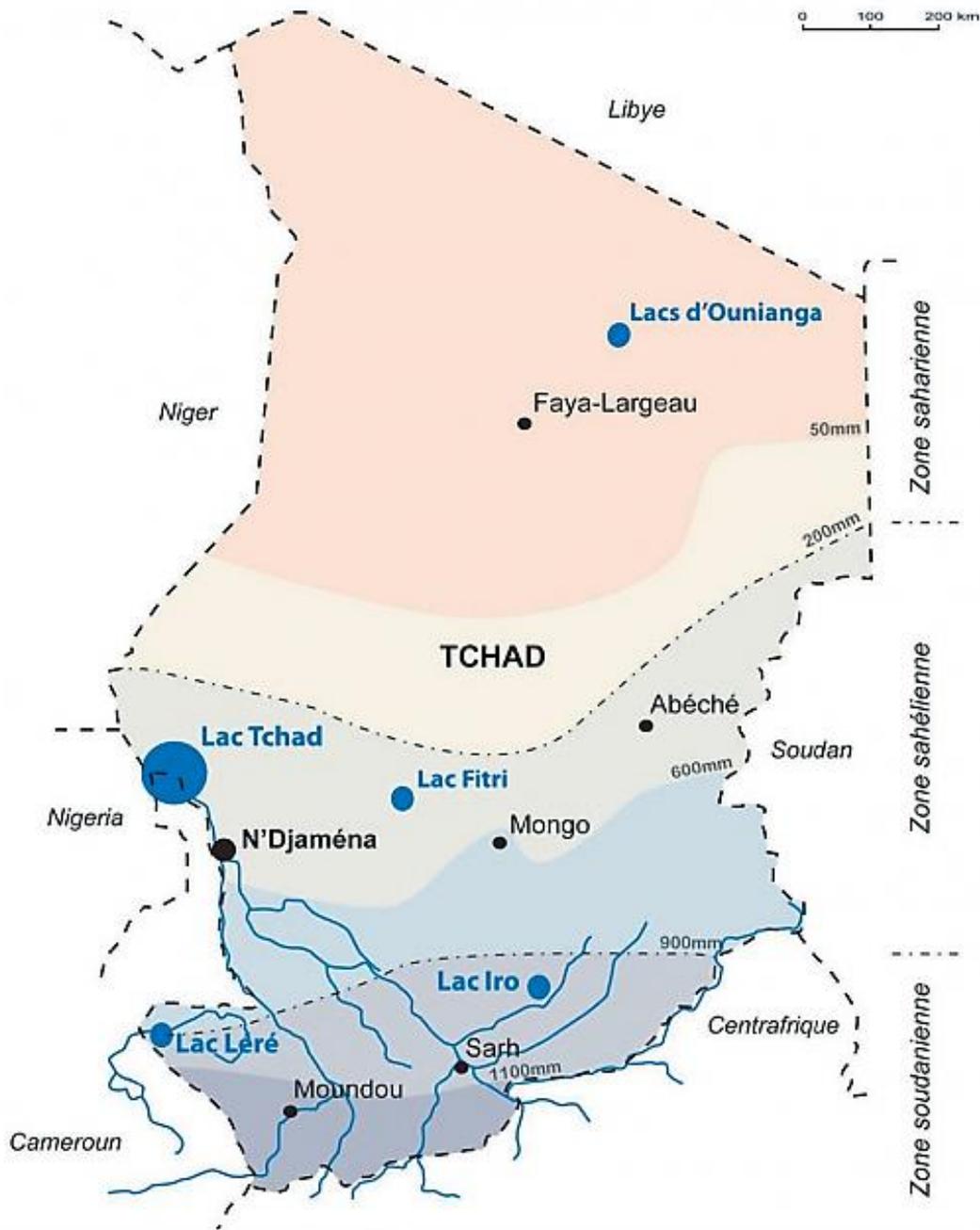


Figure 2 : Les cinq grands lacs du Tchad de la zone soudanienne jusqu'au Sahara (Raimond *et al.*, 2019).

I.2.4.1. Lac Tchad

Pour de nombreux auteurs, le lac Tchad serait ce qui reste d'une mer Paléotchadienne dont l'extension était considérable (Olivry *et al.*, 1996). Partagé entre le Tchad, le Niger, le Nigeria et le Cameroun, il s'étend entre les parallèles 12°20' et 14°20' de latitude nord d'une part, et entre les méridiens 13° et 15° 20 de longitude Est d'autre part. Il est constitué de deux cuvettes, l'une au nord et l'autre au sud, séparées par une zone de hauts fonds appelée « la grande barrière ». Une troisième zone située à l'est, appelée « archipels » est celle de dunes plus ou moins ennoyées saisonnièrement en fonction des apports en eau reçus par le lac. Le lac Tchad est le plus connu et plus médiatisé de par sa taille et les débats contradictoires sur sa potentielle disparition (figure 3) (Magrin, 2016). En effet, au cours des quarante dernières années, il est passé de 25 000 km² dans les années 1950-1960 à moins de 2 500 km² à la fin des années 1980, pour revenir à une superficie de plus de 10 000 km² depuis le début des années 2000 (Lemoalle & Magrin, 2014).

Le lac Tchad est le quatrième grand lac d'Afrique après les lacs Victoria, Tanganyika et Nyassa. Si l'on ne considère que les lacs endoréiques, sans relation hydrographique avec la mer, il est le troisième au monde après la mer Caspienne et la mer d'Aral. Ces dernières étant par définition des étendues d'eau salée, le lac Tchad aux eaux douces occuperait donc le premier rang de sa catégorie juste avant le lac Balkhach en Russie.

Les parties hydrologiques actives aujourd'hui sont, au sud, le bassin du Chari (610 000 km²) avec son affluent principal le Logone, à l'ouest le bassin de la Komadougou Yobé (174 000 km²), auxquels s'ajoutent les petits bassins de l'El Beïd, du Yedseram et Ngadda au Nigeria (environ 30 000 km²). L'alimentation en eau de surface est assurée à 85 % par le fleuve Chari ; le reste des apports proviennent des tributaires secondaires et des précipitations reçues directement à la surface du lac (Olivry *et al.*, 1996). Sa superficie et son niveau résultent principalement de la pluie sur le bassin du Chari. Les pertes en eau du lac se font essentiellement par évaporation, estimée en moyenne à 2 m par an, et par infiltration estimée à 300 mm par an (Bouchez *et al.*, 2016).

Les sécheresses des années 1970 et 1980 ont révélé le caractère stratégique des zones lacustres tchadiennes pour l'agriculture et l'élevage car, un grand nombre de ménages y ont installé leurs activités devenues impossibles ailleurs par manque de pluies (Raimond *et al.*, 2014). Depuis cette date, les populations ont adapté leurs systèmes de production entre les zones lacustres et l'extérieur grâce à une grande mobilité des activités et de la main d'œuvre, réglée sur le rythme et l'ampleur des crues saisonnières (Raimond *et al.*, 2014). Cependant, cette

région réputée par ses habitants être un « eldorado », ne va tarder à se transformer en une zone d'insécurité suite à l'irruption de la secte terroriste Boko Haram qui représente une véritable menace pour la sous-région depuis 2015.

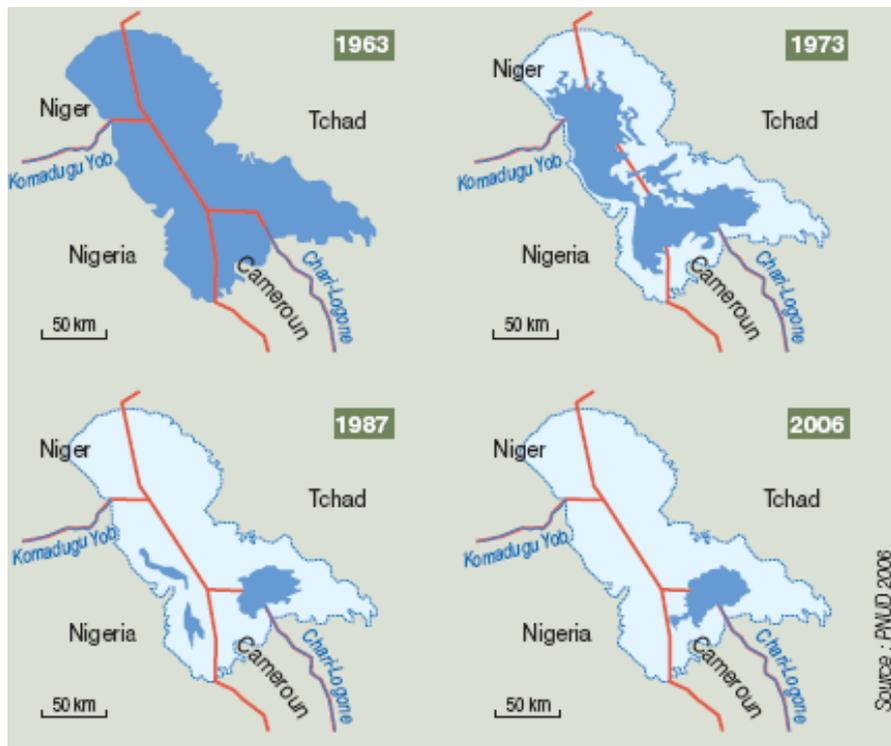


Figure 3 : Evolution du lac Tchad mettant en évidence son assèchement de 1963 à 2006

(Source : PNUD, 2006).

I.2.4.2. Lac Fitri

Lac endoréique comme le lac Tchad, le lac Fitri est centré sur 12° 50' N et 17° 30' E dans la préfecture de Batha (Ramond *et al.*, 2019). Situé dans une zone à climat tropical semi-aride, il est le plus grand lac s'étendant uniquement sur le territoire du Tchad. Sa profondeur moyenne est de 1,5 m avec de variations de quelques dizaines de centimètres à près de 3 m de profondeur. Long de 550 km et large de 100 à 150 km (Moupeng, 2006), le lac Fitri a un bassin versant vaste de 70 000 km². Il est situé entièrement en zone sahélienne et reçoit en moyenne 400 mm de pluies par an. Le fleuve Batha, alimente périodiquement le lac pendant 2 ou 3 mois. Le lac Fitri et ses marges humides représentent une ressource vitale pour les populations vivant autour. Ce lac et sa zone humide associée jouent un rôle majeur dans cette partie du Sahel pour les activités humaines (agriculture, élevage, pêche, transhumance, pastoralisme, commerce) et comme refuge pour la biodiversité (oiseaux migrateurs, faune sauvage, végétation) (Raimond *et al.*, 2017). Selon Marty *et al.* (2012) cette zone lacustre dispose d'un potentiel agricole,

halieutique et pastoral très élevé et est considérée comme un grenier céréalier et une zone de refuge aussi bien pour les agriculteurs, les pêcheurs que pour les transhumants et la faune sauvage, principalement en période sèche.

Le lac Fitri partage avec le lac Tchad un passé commun puisqu'ils ont fait partie à l'Holocène du Mégalac Tchad, avant de s'individualiser à la fin de l'optimum climatique dit de la « période humide africaine » ou du « Sahara vert » (Schuster, 2002). Tout comme la plupart des lacs au Tchad, le lac Fitri reste mal connu (Lemoalle, 1987). L'essentiel des données sur cette étendue d'eau provient d'une courte campagne réalisée en décembre 1973 et de documents non publiés du service d'hydrologie du Centre Orstom de N'Djamena (Ramond *et al.*, 2019).

I.2.4.3. Lac Iro

Centré sur 10°10 N, 19°23 E, le lac Iro a une surface de 95 km². Il est entouré par une ceinture de végétation qui rend difficile l'accès aux rives. Il serait le dernier témoin d'une zone lacustre beaucoup plus étendue. Le lac Iro est alimenté par le Bahr Salamat (195 000 km²) un sous bassin du Chari-Logone prenant sa source au Darfour en saison des pluies via un défluent dont le sens s'inverse en décrue (Billon *et al.*, 1974). Les lacs Iro et Fitri partagent avec le lac Tchad (Bouchez *et al.*, 2016) la caractéristique d'être des lacs d'eau douce, malgré les forts taux d'évaporation

De forme circulaire, sa superficie moyenne est de 105 km², tandis que ses environs abritent des forêts denses arbustives et des plaines d'inondation alimentées par le Chari et le Bahr Salamat

I.2.4.4. Lacs Ounianga

Les lacs d'Ounianga situés dans le nord-est du Tchad abritent une grande diversité d'habitats aquatiques, allant de l'eau douce à des eaux hypersalines (Cnar1, 2011). Ces systèmes lacustres extrêmement rares présentent non seulement l'originalité d'être caractérisés par cette grande diversité d'habitats aquatiques mais aussi d'être concentrés sur une zone géographique bien définie au cœur du Sahara central. Les 18 lacs d'Ounianga se trouvent dans le désert du Sahara, dans la région de l'Ennedi (département de l'Ennedi Ouest), dans le nord du Tchad. Ils se répartissent en deux groupes distants d'une quarantaine de kilomètres. Le groupe d'Ounianga Kebir (le grand Ounianga) comprend 4 lacs dont le plus important est le lac Yoa. Le groupe d'Ounianga Teli (ou Ounianga Serir, le petit Ounianga) comprend 14 lacs dont le plus important est le lac Teli (figure 4). Certains de ces lacs sont salés, voire hyper salés, tandis que d'autres sont constitués d'eau douce. Aujourd'hui, peu d'informations sont

disponibles sur la variabilité naturelle à long terme pour déterminer et discuter de l'utilisation durable des services écosystémiques que fournissent ces lacs. Les lacs se sont maintenus malgré le fort déficit en humidité du climat désertique (c'est-à-dire une forte évaporation et pratiquement pas de pluie) par l'apport continu des eaux souterraines fossiles provenant de l'aquifère des grès de Nubie.

Différents indicateurs contenus dans les sédiments lacustres fournissent des renseignements clés sur les changements passés : la limnologie, les processus terrestres (l'érosion, la couverture végétale, le flux de poussières) et le changement climatique (l'aridité relative, l'activité éolienne). Le caractère spectaculaire de ces sites en fait une image emblématique du tourisme au Tchad et a motivé leur classement au patrimoine mondial de l'Unesco en 2012. Dans le rapport de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) ayant déterminé ce classement, il est indiqué que ces lacs forment « le plus grand complexe connu de lacs en milieu hyperaride, avec des lacs de volume important d'eau, de structure et de composition différentes (lacs salés, hyper salés et d'eau douce) » (Collectif, 2012).

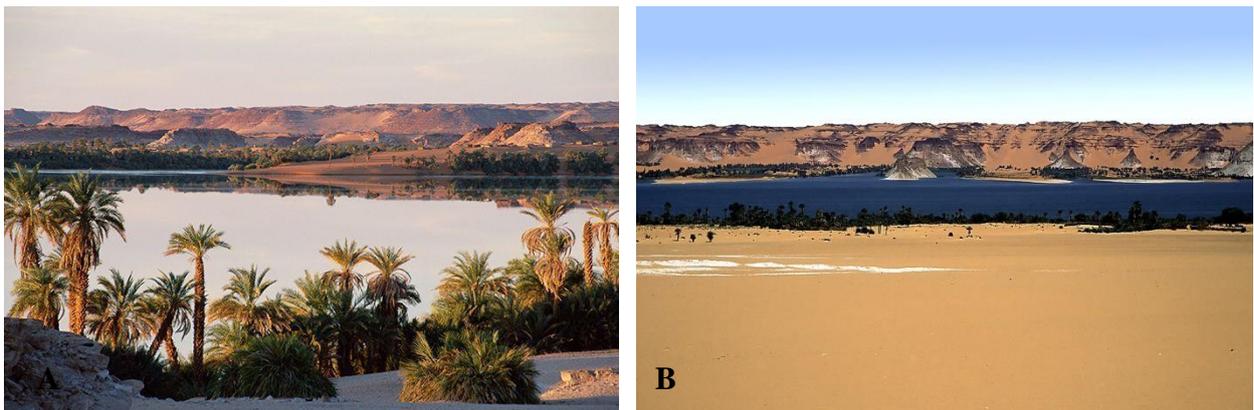


Figure 4 : Lac Ounianga (A : Yao à Ounianga kebir ; B : Teli à Ounianga Serir) (Cnar 1, 2011)

I.2.4.5. Lacs Toupouri (Fianga, N'Gara, Tikem)

Les lacs Toupouris, succession de marécages et de lacs peu profonds, donnent naissance au Mayo Kébi au lit assez large, coulant en direction Est-Ouest. Ces lacs sont notamment le lac Tikem centré sur 9°50 N et 15°05 E, le lac Fianga centré sur 10° N et 15°10 E et le lac N'Gara centré sur 9°55 N et 14°44 E (Burgis & Symoens, 1987). La profondeur ne dépasse pas 4 m à l'étiage dans les lacs Fianga et N'Gara, 5 m dans le lac de Tikem.

Les lacs sont en crue quatre mois par an de juillet à octobre. Cette crue brutale, peut conduire à des différences importantes selon les années, entre les niveaux maxima atteints.

I.3. FONCTIONNEMENT DES MILIEUX AQUATIQUES

Le fonctionnement des milieux aquatiques tient compte à la fois des facteurs biotiques et abiotiques

I.3.1. Facteurs abiotiques

Les principales variables physico-chimiques qui entrent en jeu dans le fonctionnement des milieux aquatiques sont : la teneur en oxygène dissous, la température, la lumière, la turbidité, le pH, l'azote ammoniacal, les nitrites, les nitrates, les orthophosphates, la Demande Biochimique en Oxygène pendant cinq jours ou DBO₅ (Hébert, 1997).

I.3.1.1. Composantes physiques

La température constitue une variable écologique importante. Selon Odum (1959), la température des eaux superficielles est influencée par celle du milieu ambiant. Elle influe sur la densité de l'eau et joue un rôle dans le phénomène de la stratification des lacs et des mers (Gaujous, 1995). Une élévation de la température peut être un facteur d'accroissement de la productivité biologique (Rodier *et al.*, 1999). La température modifie le taux de la photosynthèse en influant sur la disponibilité des éléments nutritifs et de la lumière (Kemka, 2000). Elle intervient dans la solubilité des gaz et des sels, sur la conductivité électrique et dans la détermination du pH (Hutchinson, 1967 ; Claska & Gilbert, 1998). En outre, les modifications d'un régime thermique des eaux entraînent d'importantes répercussions écologiques (Leynaud, 1968, Pérès *et al.*, 1979). Elle dépend de la latitude, de l'altitude, de la saison et du temps (Rodier *et al.*, 2009)

La lumière représente l'énergie indispensable pour photosynthèse (Dussart, 1992). L'usage du disque de Secchi permet de localiser le niveau de compensation photique qui représente la profondeur où arrive 1% de l'énergie lumineuse pénétrant dans l'eau (Zébazé Togouet, 2008). Ce niveau constitue la limite entre la zone trophogène supérieure, où prédominent les processus de synthèse de matière organique c'est-à-dire la photosynthèse, et la couche tropholytique inférieure où les processus cataboliques, c'est-à-dire la respiration et l'activité hétérotrophe bactérienne sont les plus importants. La lumière qui pénètre dans la colonne d'eau est réduite par la turbidité, la couleur et les MES (Dajoz, 2000).

Les matières en suspension sont des particules solides en suspension dans l'eau. Elles sont issues de la décomposition des organismes morts, des détritiques d'origine exogène ou endogènes. Elles constituent une source d'aliments pour le zooplancton mais peuvent entraîner leur mort par asphyxie en cas d'une teneur élevée, après colmatage de leurs branchies ou

appendices (Zébazé Togouet, 2000). Leur abondance dans une eau, réduit la luminosité et baisse la production biologique du fait, en particulier, d'une chute d'oxygène dissous, ce qui freine l'activité photosynthétique (Cairns *et al.*, 1972). La turbidité et la couleur sont deux paramètres qui varient en fonction de la teneur des matières en suspension. La turbidité correspond à l'état trouble d'une eau. Elle est due à la présence des particules en suspension, notamment celle qui sont colloïdales telles les argiles, le limon, les grains de silice, les matières organiques (Rodier *et al.*, 2009). L'appréciation de l'abondance de ces particules indique son degré de turbidité (Rodier *et al.*, 2009). Tout comme la turbidité, la couleur est due aux MES, à la présence des substances humiques, mais aussi à l'eutrophisation qui engendre un accroissement des algues (Zébazé Togouet, 2008). Elle réduit la quantité de lumière qui pénètre dans la colonne d'eau et, par conséquent, diminue la productivité des végétaux autotrophes phytoplanctoniques (Dajoz, 2000).

I.3.1.2. Composantes chimiques

Le CO₂ dissous des milieux aquatiques peut provenir de la dissolution du CO₂ atmosphérique, de la dégradation de la matière organique suite à une activité microbienne ou encore de l'activité respiratoire. Il constitue un élément important pour l'activité photosynthétique.

L'oxygène dissous dans l'eau, considéré comme indicateur primaire de la qualité biologique du support aqueux (Kemka, 2000), provient de l'activité photosynthétique des végétaux aquatiques et de la dissolution à partir de l'oxygène atmosphérique (Gaujoux, 1995). L'oxygène dissous permet la respiration des animaux et végétaux et participe à plusieurs réactions chimiques. Un taux de saturation en oxygène de 75% correspond à un équilibre écologique normal (Foto Menbohan & Njiné, 1991) ; la situation devient critique en dessous de 50%.

Les formes d'azote dépendent à la fois de la concentration en oxygène et du pH. En fonction du pH, l'azote ammoniacal se trouve dans l'eau soit sous forme ionisée (NH₄⁺) peu néfaste à faible concentration à la faune aquatique, soit sous forme d'ammoniaque (NH₃) très toxique. Ce dernier provient également des rejets urbains et agricoles au même titre que les phosphates. L'ion ammonium (NH₄⁺) peut être oxydé en nitrites (NO₂⁻) puis en nitrates (NO₃⁻) sous l'action des bactéries nitrifiantes en présence d'oxygène (Lata, 1999). En l'absence d'oxygène, le phénomène inverse de celui de la nitrification se met en place. Le milieu s'enrichit alors en ammoniac (NH₃) toxique pour la vie aquatique à partir d'une concentration de 0,1 mg. L⁻¹ de NH₃.

Les phosphates biodisponibles dans le milieu aquatique sont sous forme d'orthophosphates (CEAEQ, 2007). Les ions nitrates et phosphates constituent une véritable source nutritive qui, en présence de la lumière, entraîne une augmentation de la biomasse des espèces végétales (algues, phytoplanctons). Cela conduit à long terme à l'eutrophisation du plan d'eau. Néanmoins, le phosphore constitue souvent un facteur limitant pour les organismes aquatiques (Anonyme, 1985)

La conductivité électrique de l'eau matérialise sa teneur en sels ionisables dissous (Zébazé Togouet, 2008), qui déterminent le degré de minéralisation des eaux. Elle varie en fonction de l'origine des eaux, la nature géologique du substrat, et la pollution du support aqueux (Jullian *et al.*, 2005).

L'alcalinité traduit la capacité d'une eau à absorber les protons. Il s'agit en réalité de la somme des alcalinités dues aux ions bicarbonates (HCO_3^-), ions carbonates (CO_3^{2-}) et ions hydroxydes (OH^-) (Anonyme, 1985). Le pH indique l'alcalinité ou l'acidité de l'eau. Il dépend de la nature des terrains traversés (Nola *et al.*, 2003), des apports d'effluents industriels, domestiques ou de l'activité biologique (Jullian *et al.*, 2005). Le développement optimal de la vie est observé à un pH compris entre 6,5 et 8,5 (De Villiers *et al.*, 2005 ; Ramade, 2005). Une faible ou une forte valeur du pH favorise respectivement l'ionisation des métaux et l'augmentation des teneurs en ammoniacque, ce qui rend le milieu toxique pour les organismes notamment pour le zooplancton (Dabbadie, 1992).

La dureté est due aux ions Calcium et Magnésium et, dans une moindre mesure au Sodium et au Baryum (Derwich *et al.*, 2010). Une dureté élevée a pour inconvénient l'entartrage de matériel ménager. Pour des valeurs de dureté comprises entre 0 mg. L⁻¹ et 70 mg. L⁻¹, l'eau est dite très douce ; entre 70 mg L⁻¹ et 150 mg. L⁻¹, elle est dite douce ; pour des valeurs comprises entre 150 mg. L⁻¹ et 300 mg. L⁻¹, l'eau est moyennement dure ; enfin l'eau est dure lorsque les valeurs de sa dureté sont comprises entre 300 mg. L⁻¹ et 400 mg. L⁻¹ ; au-delà de 400 mg. L⁻¹, l'eau est très dure (Anonyme, 2008).

I.3.2. Facteurs biotiques

Un écosystème aquatique produit constamment de la matière vivante qui est progressivement transformée en matière organique morte. Celle-ci est lentement minéralisée en partie ou en totalité par la biocénose, constituée par différents organismes vivants ayant des préférences et des exigences vis-à-vis des variables physico-chimiques (Zébazé Togouet, 2008 et 2011). Ce qui engendre une distribution en fonction des caractéristiques de chaque niveau de profondeur du le milieu ; c'est la zonation des espèces (Pourriot & Meybeck, 1995). Le

regroupement de ces dernières en associations plus ou moins spécifiques et caractéristiques est le fait de leurs préférences et des compatibilités interspécifiques (Angeli, 1980 ; Tufféry, 1980). Cette biocénose est subdivisée en trois groupes d'organismes à savoir les producteurs, les consommateurs et les décomposeurs.

I.3.2.1. Producteurs

Les producteurs sont des organismes autotrophes. Dans la zone pélagique, les producteurs primaires sont constitués des organismes phytoplanctoniques qui se concentrent dans la zone euphotique, et parfois des bactéries. Dans les hydrosystèmes lenticques, la composition du phytoplancton est fonction des caractéristiques physiques tels que la profondeur, le volume d'eau, le rapport surface de captation/surface du lac et la génération des vagues (Findlay & Kling, 1990). Dans les milieux peu riches en nutriments, la composition du phytoplancton est surtout dominée par des algues mixotrophes très peu ou pas consommées par le zooplancton, à l'exemple des Chrysophycées, des Dinophycées et des Euglenophycées (Schlumberger & Bouretz, 2002). Un tel milieu est défavorable à une production piscicole importante. Malgré son faible pourcentage comparé à la biomasse végétale mondiale (1 à 2%), le phytoplancton piège 30 à 60 % de carbone inorganique global par an dans la couche euphotique, et le répartit dans les réseaux trophiques (Sakshang, 1997 ; Pawlowski, 2004).

Les producteurs primaires de la zone littorale sont essentiellement constitués des macrophytes qui servent de support au périphyton. La présence des macrophytes dans un plan d'eau entraîne plusieurs conséquences sur le plan écologique. Il y a, entre autres, une limitation de la pénétration de la lumière, une grande évapotranspiration qui continue à assécher davantage le milieu, des changements dans les cycles biogéochimiques des éléments nutritifs (Duarte 1995 ; Hemminga 1998 ; Hemminga & Duarte, 2000 ; Azzoni *et al.*, 2001 ; Deborde *et al.*, 2007) ; ainsi qu'une avancée de l'eutrophisation et une formation de plusieurs microhabitats (Juget *et al.*, 1995 ; Zébazé Togouet, 2008)

I.3.2.2. Consommateurs

Les consommateurs regroupent les animaux qui transforment la matière organique déjà fabriquée par les autotrophes. Ce sont :

- des herbivores stricts (zooplancton) qui se nourrissent du phytoplancton ;
- des omnivores (poissons) consommateurs des végétaux, du zooplancton et autres invertébrés ;

- des carnivores stricts (Macroinvertébrés, gros poissons, certains oiseaux et petits mammifères).

Les herbivores stricts constitués essentiellement de zooplancton représentent les consommateurs de premier ordre. Ce sont des animaux microscopiques, hétérotrophes, qui se déplacent sous l'action des mouvements d'eau. Les constituants majoritaires du zooplancton sont les Rotifères, les Cladocères et les Copépodes (Dussart & Defaye, 1995 ; Zébazé Togouet, 2008). A ce groupe s'ajoutent les groupes dits minoritaires que sont les Ciliés, les Ostracodes, les nombreuses larves d'insectes et même les Gastrotriches (Zébazé Togouet *et al.*, 2006). Le zooplancton intervient par sa diversité et par sa place de consommateur dans la chaîne alimentaire. Il assure ainsi une fonction importante dans le transfert d'énergie dans les écosystèmes d'eau douce (Pourriot *et al.*, 1982 ; Amoros, 1984). Le zooplancton de la zone littorale constitué de Rotifères, des Gastéropodes, des larves de Coléoptères, des Oligochètes, des Nématodes (Sladeczek, 1983 ; Testard 1995 ; Sergers 1995 et 1996) est plus diversifié qu'en zone pélagique profonde où l'on rencontre des Chironomes, des Nématodes, des Oligochètes, des Crustacés et quelques Lamellibranches (Juget *et al.*, 1995 ; Zébazé Togouet 2000). Cela s'explique par la présence des multiples microhabitats qu'offrent les macrophytes (Juget *et al.*, 1995).

I.3.2.3. Décomposeurs

Ce sont des organismes saprophytes, coprophages, détritivores, constitués par les bactéries, les champignons, les levures et d'autres organismes impliqués dans le cycle biogéochimique (Guyoneaud, 2010). Ces organismes transforment les matières organiques complexes en substances minérales simples utilisables par les producteurs et les végétaux. Ils referment donc la boucle de la chaîne alimentaire. En outre, en décomposant la matière organique, ils participent à l'épuration des écosystèmes aquatiques. Les décomposeurs sont plus abondants dans les lacs oligotrophes que dans les lacs eutrophes (Servais *et al.*, 1995).

I.3.3. Notion de niveau trophique et eutrophisation

I.3.3.1. Niveau de trophie

La biomasse d'un milieu aquatique, constituée de la production végétale et de la production secondaire, est proportionnelle aux substances nutritives (Fleckinger, 1981). La proportion de la biomasse dans un plan d'eau détermine son degré de trophie.

Dans les lacs, les substances nutritives apportées par les eaux de ruissellement et les effluents, ou produites au cours de la minéralisation des déchets s'accumulent sur le fond. Suite

à cet enrichissement, la production primaire planctonique s'intensifie dans la couche superficielle. Le développement de la biomasse phytoplanctonique engendre celui du zooplancton, des macroinvertébrés et même des poissons (Zébazé Togouet, 2008). Cette biomasse après la mort s'accumule en profondeur sous la forme des dépôts organiques fermentescibles dont la décomposition et la minéralisation s'effectuent par les décomposeurs hétérotrophes au dépens de l'oxygène dissous disponible jusqu'à épuisement de ce gaz. En l'absence d'oxygène, la décomposition s'effectue par les organismes réducteurs dont l'activité s'accompagne de l'élaboration des produits et gaz toxiques.

En fonction donc de la concentration en substances nutritives, un lac peut être oligotrophe, eutrophe ou dystrophe suivant le processus de l'eutrophisation.

I.3.3.2. Eutrophisation

L'eutrophisation des écosystèmes aquatiques est une succession de processus biologiques enclenchés en réponse à un apport excessif de nutriments (Gilles, 2017). Cet enrichissement en nutriment se manifeste par une croissance excessive des plantes et des algues. En plus, s'ajoutent la dégradation de la qualité de l'eau et d'autres changements symptomatiques considérés comme indésirables et néfastes aux divers usages de l'eau (Galvez-Cloutier *et al.*, 2002).

Les apports en nutriments sont dus aux activités anthropiques, notamment aux rejets d'effluents domestiques, industriels et agricoles. L'augmentation des éléments nutritifs entraînant un développement excessif de la biomasse phytoplanctonique conduit à une augmentation de la turbidité des eaux (figure 5). La pénétration de la lumière dans le plan d'eau sera donc limitée, l'activité photosynthétique s'accélère en surface engendrant une importante sursaturation en oxygène des couches superficielles. Par contre dans les couches profondes, la dégradation de la matière organique par l'activité microbienne appauvrit le milieu en oxygène (Zébazé Togouet, 2008). L'anoxie du milieu avec l'accumulation de la matière organique morte correspond au vieillissement du milieu aquatique (Nzieleu Tchagnouo, 2016). C'est un processus naturel qui transforme lentement les lacs peu profonds en marais puis en prairie et finalement en forêt (Ramade, 2005).

En plus de l'anoxie du milieu, l'eutrophisation entraîne de multiples conséquences néfastes sur le plan écologique. On assiste à une baisse de la biodiversité, une modification des peuplements zooplanctoniques et des macroinvertébrés suite à la prolifération des blooms algaux formant, en surface, une couverture compacte qui limite les échanges gazeux à l'interface eau-air (Zébazé Togouet, 2008). On note par ailleurs des conséquences sur le plan

social et économique à travers la baisse de la production piscicole, une gêne aux activités de loisirs, ainsi qu'une nuisance esthétique et odorante.

Selon Ramade (1981), les principales phases successives de l'eutrophisation des eaux peuvent être schématisées comme suit (figure 5) :

- pollution croissante,
- prolifération des algues,
- décomposition anaérobie,
- dégradation extrême du milieu avec une simplification des espèces présentes.

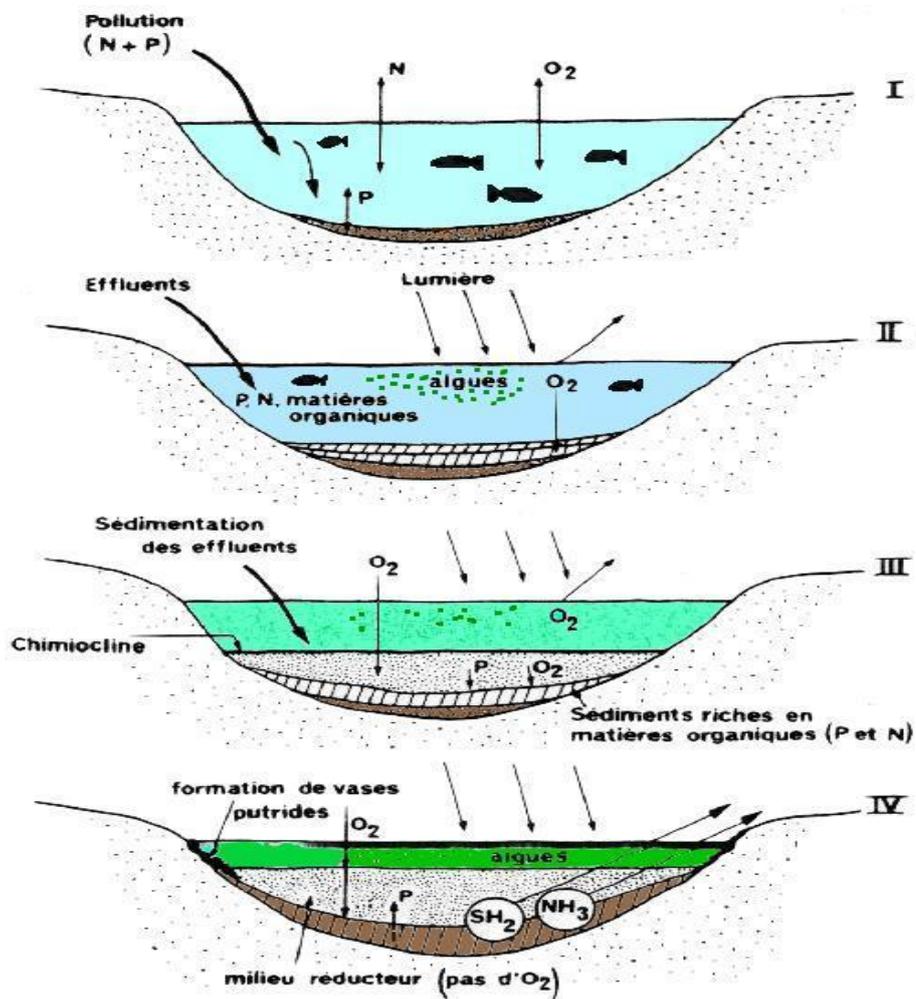


Figure 5 : Schéma représentatif des différentes étapes de l'eutrophisation d'un lac. (Ramade, 1981).

I.4. COMMUNAUTE ZOOPLANCTONIQUE DES MILIEUX LENTIQUES

I.4.1-Différents groupes zooplanctoniques

Les organismes zooplanctoniques sont des animaux vivant en suspension dans l'eau et dont les mouvements dépendent de ceux de l'eau (Bougis, 1974). Ils occupent une place centrale dans le réseau trophique pélagique, en assurant le transfert de matière et d'énergie issues des ressources de base (producteurs primaires phytoplanctoniques) vers les niveaux trophiques supérieurs (Turner *et al.*, 2001). Quatre principaux groupes, à savoir les Rotifères, les Cladocères, les Copépodes et les Ciliés se distinguent des groupes minoritaires que sont les Protozoaires, les Gastrotriches et les Ostracodes, les larves d'insectes, les Cnidaires d'eau douce les alevins de poissons (Zébazé Togouet, 2008)

Tout au long de cette étude, nous nous consacrerons aux constituants majeurs du zooplancton, à l'exception des ciliés. Dans les régions tropicales à l'inverse des régions tempérées, ce sont les Rotifères et les Cladocères de petites tailles qui dominent sur les autres groupes (Zébazé Togouet 2000 ; Bharathi 2004).

I.4.1.1. Rotifères

Les Rotifères sont des métazoaires triploblastiques, pseudocoelomates, bilatériens eutrochozoaires (Walace & Snell, 1991 et 2001), d'une taille microscopique, variant entre 100 et 600 μm (Pourriot & Francez, 1986 ; Shiel, 1995). Ils sont caractérisés par une couronne antérieure ciliée le Corona, un pharynx musculeux différencié le mastax et des cellules flammes typiques (Pourriot et Francez, 1986 ; Segers, 1995). Des 3 classes des Rotifères connues, seule celle des Seisonacea est présente dans le milieu marin ; les autres classes que sont les Monogononta et Bdelloidea sont terrestres ou d'eau douce (Pourriot & Francez, 1986). Certains auteurs (Sládecek 1983; Segers 1995 et 1996) estiment à environ 75% la proportion des espèces littorales et périphtyiques dans cette communauté. Pourtant dans les milieux aquatiques dulcicoles des régions tropicales, les espèces planctoniques peuvent être parfois dominantes (Lewis, 1987 ; Zébazé Togouet *et al.*, 2005).

Le corps des Rotifères comprend trois parties (figure 6) : la tête, le tronc et le pied (Pourriot & Francez, 1986). La tête porte la couronne ciliaire qui se compose d'une plaque buccale et d'une ceinture circumapicale. Cet appareil ciliaire sert à la fois à la locomotion de l'animal et à la création des courants canalisant les particules alimentaires vers la bouche. Le tronc est couvert d'une cuticule protéique, non chitineuse et souple. Chez certaines espèces, cette cuticule peut s'épaissir et former une carapace (la lorica), pourvue quelques fois d'ornementations spécifiques ou d'appendices cuticulaires. Le pied terminé généralement par

deux orteils chez les pseudotroques, constitue un prolongement du tronc. Il contient deux glandes pédieuses qui sécrètent une substance adhésive permettant à l'animal de se fixer temporairement ou définitivement à un support. Chez certaines espèces pélagiques, ce pied disparaît.

Les rotifères se reproduisent par parthénogenèse ou par voie sexuée dans des conditions difficiles (Pourriot, 1980).

Les Rotifères sont soit détritivores, algivores ou macrophages (Pourriot & Francez, 1986), soit ils sont commensaux et/ou parasites d'autres organismes (Zébazé Togouet, 2008). Ils peuvent aussi être des bactériophages, carnivores ou peuvent avoir une alimentation mixte (Bernadi *et al.*, 1987).

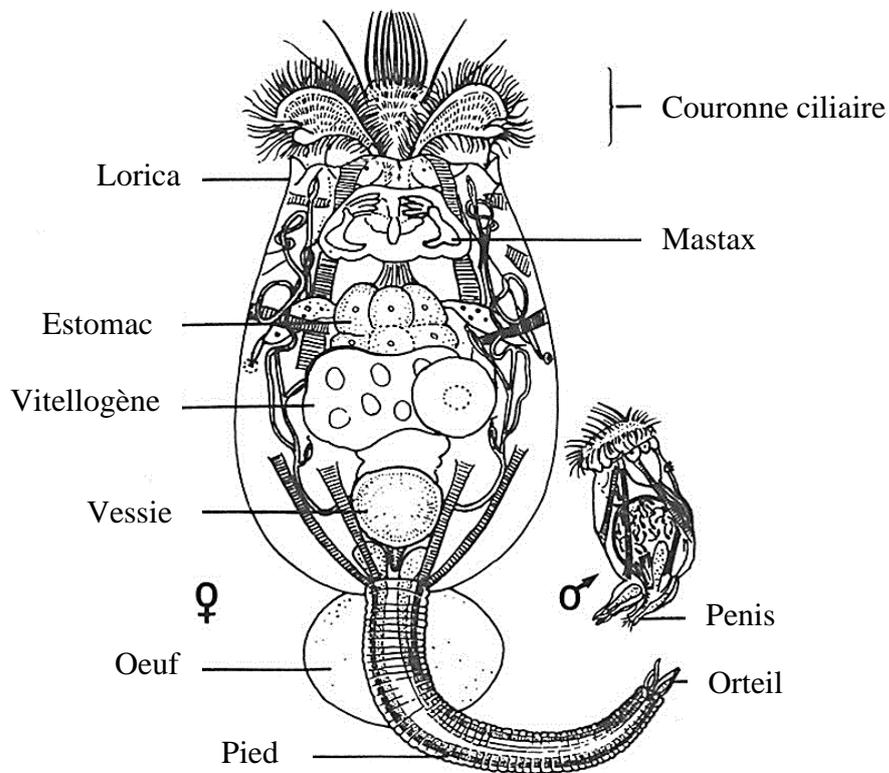


Figure 6 : Morphologie et Anatomie succinctes de *Brachionus*, femelle et mâle.

I.4.1.2. Cladocères

Les Cladocères sont des crustacés de petite taille dont la longueur varie de 0,2 à 3 mm ; ils atteignent exceptionnellement 15 mm (Amoros, 1984). Ce sont essentiellement des organismes dulçaquicoles peuplant la grande majorité des milieux stagnants (Rey & Saint-Jean, 1980).

Ils sont caractérisés par une large tête, des appendices de différentes tailles et formes, une paire d'antennes natatoires très développées, un large œil, une carapace bivalve dont

l'ouverture ventrale et postérieure laisse sortir les appendices thoraciques et le post abdomen (figure 7). En outre, le corps séparé de la tête par un sinus cervical comprend une région thoracique portant 5 à 6 paires d'appendices et un abdomen très court, prolongé par un post abdomen où débouche l'anus (Rey & Saint-Jean, 1980).

Le mode de reproduction des cladocères est essentiellement parthénogénétique. La reproduction sexuée des cladocères est rare en zone soudanienne dans les collections d'eau pérennes (Rey & Saint-Jean, 1968).

A l'exception de quelques prédateurs, tous les autres cladocères sont considérés comme des filtreurs plus ou moins spécialisés (Amoros, 1984). Ils sont alors phytophages, bactériophages ou détritivores (Pourriot *et al.*, 1982). Ils peuvent être ectoparasites et parfois des prédateurs (Smirnov & Korovchinsky, 1995).

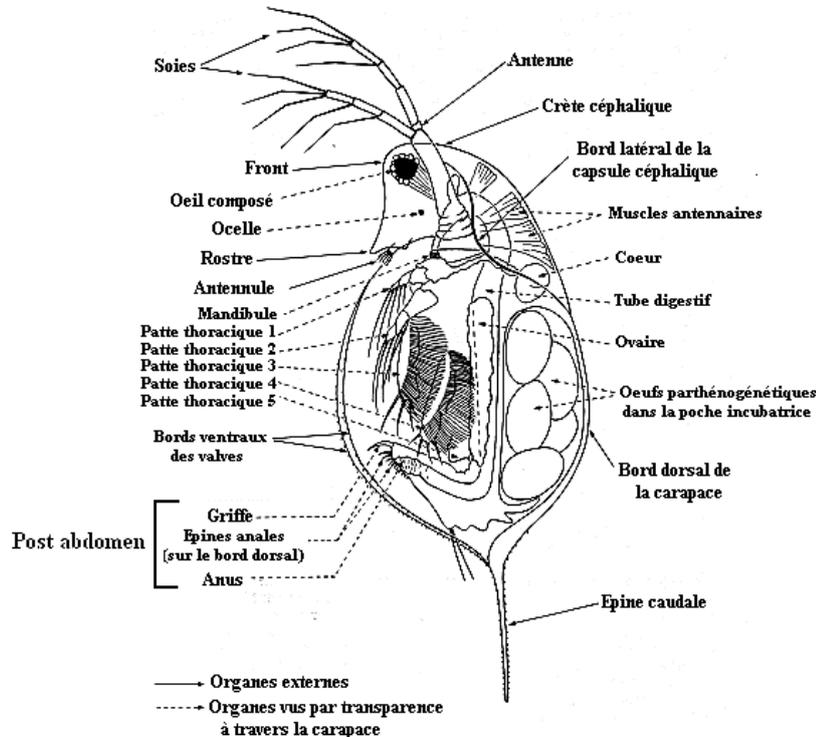


Figure 7 : Organisation générale d'un Cladocère (Amoros, 1984).

I.4.1.3. Copépodes

Les copépodes sont des crustacés de petite taille, dont la longueur varie entre 0,3 et 8 mm. Leur corps est fusiforme et constitué de trois parties (figure 8) plus ou moins distinctes (Dussart, 1980) :

- une partie antérieure constituée de six segments soudés qui constituent le céphalosome. Les appendices de cet ensemble sont transformés en organes natatoires, préhensiles ou masticateurs ;

- une partie médiane ou thorax, fondamentalement constituée de 5 segments tous porteurs d'une paire d'appendices natatoires ou préhensiles ;
- une partie postérieure ou abdomen constituée de cinq segments dont les deux premiers sont le plus souvent soudés en un segment génital, les deux autres segments qui suivent sont dépourvus d'appendices et le dernier segment, le segment anal, porte les deux branches du telson constituant une furca agrémentée de soies caractéristiques.

Des dix ordres ou sous ordres que forment les copépodes, trois seulement sont dulcicoles. Il s'agit des Calanoïda, des Cyclopoïda et des Harpaticoïda (Martin & Davis, 2001).

La reproduction des copépodes est assurée par la voie sexuée tout au long de l'année, ou de façon saisonnière selon les espèces, l'environnement et la disponibilité des ressources alimentaires (Moison, 2009). Une des difficultés de la détermination des copépodes est leur dimorphisme sexuel et la variation importante de leur morphologie au cours de leur croissance (Dussart & Defaye, 1995). En effet, des œufs pondus éclosent des larves nauplii qui, par métamorphoses successives, donnent naissance à des larves copépodites. La larve copépodite ressemble aux adultes mais comprend moins de segments ; elle subit 5 mues successives pour donner le stade copépodite 6 qui correspond au jeune adulte. A cause de leur abondance dans les échantillons d'eau, ces onze phases larvaires non déterminables, sont généralement regroupés par tranches d'âges pour des études écologiques (Faurie *et al.*, 1998)

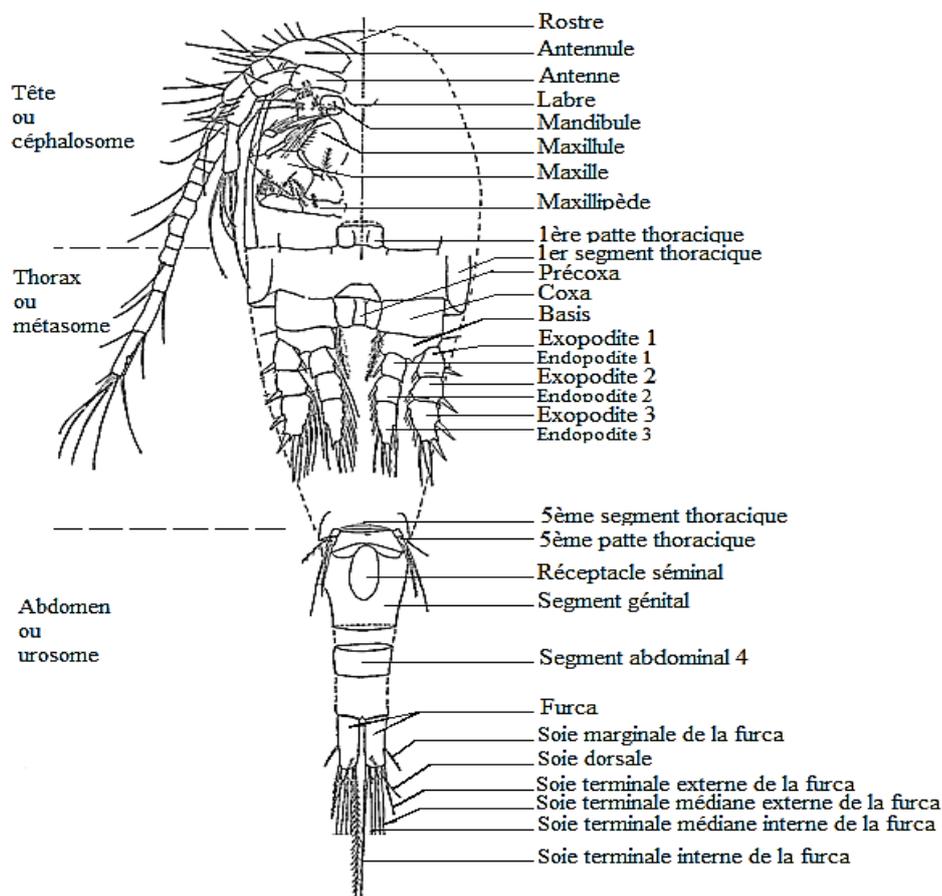


Figure 8 : Organisation générale d'un copépode (Dussart et Defaye, 1995).

I.4.2. Rôles du Zooplancton

Le zooplancton joue plusieurs rôles dans le milieu aquatique dulcicole. Il intervient comme bioindicateur de pollution et comme maillon essentiel de la chaîne alimentaire (Zébazé Togouet, 2000). Il tient une place importante dans le réseau trophique des milieux aquatiques. Du fait qu'il soit consommateur de premier ordre (Pourriot *et al*, 1982), il représente le meilleur lien entre les algues et les consommateurs de niveau trophique supérieur. Les alevins des poissons profitent d'un apport important en source d'énergie à travers leur alimentation constituée à près de 70% du zooplancton (Romare *et al.*, 2003 ; Van de Meutter *et al.*, 2004 et 2005). Par ailleurs, le zooplancton joue un rôle important dans le cycle du carbone et les cycles climatiques à travers son action de régulation du phytoplancton qui absorbe le CO₂ atmosphérique.

A cause de son cycle de vie court et de sa position trophique, le zooplancton est sensible aux variations environnementales et répond donc aux changements des conditions du milieu (Miallet *et al* 2011 ; Chambord *et al* 2016). Cette influence directe ou indirecte fait du zooplancton un indicateur de pollution.

C'est le cas des Rotifères dont la sensibilité aux variations physico-chimiques de l'environnement est la conséquence d'une variation de la taille et de la perméabilité des téguments ; ils sont par conséquent des bons indicateurs des perturbations des hydrosystèmes.

De même, les Cladocères constituent des excellents indicateurs biologiques à cause de leur sensibilité à divers stimuli et aux changements physico-chimiques du milieu (Patoine *et al*, 2002). Certains Cladocères interviennent avec les Rotifères dans l'autoépuration des eaux (Beauchamp, 1965).

En plus de la place majeure qu'ils occupent au niveau de la chaîne alimentaire (Moison, 2009), les copépodes constituent des hôtes intermédiaires ou des vecteurs des maladies d'origine hydrique (Dussart & Defaye, 1995)

I.4.3. Distribution et structure du zooplancton en milieu lentique

Dans un écosystème aquatique, une communauté zooplanctonique colonise des zones spécifiques. La distribution et la dynamique de ces organismes zooplanctoniques dépendent de la physico-chimie du milieu mais aussi de la répartition des ressources disponibles (Zébazé Togouet, 2008 et 2011). Ces mouvements ont une importance significative sur la prédation, la compétition et sur les autres caractéristiques biologiques et physiques du milieu.

Les phénomènes qui affectent la dynamique de population ont plus d'influence aux échelles spatiales et temporelle que les facteurs comportementaux (Moison, 2009). Cette dynamique est due entre autres aux réactions à divers stimuli allant des signaux environnementaux aux signaux chimiques émis par les prédateurs (Banas *et al.*, 2004).

Chez les Rotifères, la répartition est liée essentiellement à la nature des biotopes aquatiques et non à la région géographique (Pourriot, 1982). Toutefois, la comparaison des aires de distribution des espèces les plus communes fait apparaître une zonation latitudinale qui est surtout une zonation de température (Green, 1972). D'une manière générale, les Rotifères présentent un cosmopolitisme très large.

Les Cladocères, essentiellement dulçaquicoles et peuplant la grande majorité des milieux stagnants, sont typiquement planctoniques (Rey & Saint Jean, 1969). Cependant le peuplement est nettement plus diversifié dans la zone littorale des lacs et des petites pièces d'eau. Les facteurs déterminant leur répartition sont multiples. Ils peuvent être entre autres, la composition et la concentration ionique, la teneur en gaz dissous du milieu qui joue un rôle important (Hutchinson, 1967). Dans l'ensemble, les Cladocères se révèlent être un groupe cosmopolite. Ce caractère est essentiellement lié à l'existence d'œufs de durée qui facilite la dissémination des espèces. La faculté d'adaptation de la plupart des représentants de ce groupe explique aussi cette vaste distribution.

La répartition des Copépodes est fonction de plusieurs caractéristiques des organismes eux mêmes (Dussart, 1980). On peut citer entre autres leurs aptitudes à s'adapter aux milieux très variables, leur résistance aux fluctuations plus ou moins rapides des caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques du milieu, leur exigence vis-à-vis du biotope. La possibilité de survie à l'état de stade de repos permet également à certaines espèces d'être transportées d'un milieu à un autre et ainsi d'avoir une plus large aire de répartition.

I.4.4. Contribution à la biomasse du zooplancton

La biomasse représente l'ensemble de la matière organique à un moment donné dans un écosystème, qu'elle soit d'origine végétale ou animale. Son évaluation peut se faire d'une manière indirecte par les calculs des biovolumes. Le diagnostic de l'état de santé d'un écosystème passe par le suivi des variations de sa biomasse (Schaeffer *et al.*, 1988). L'estimation de la biomasse totale du zooplancton se fait par la sommation des biovolumes des espèces qui composent la communauté (Patoine, 2001). Cela nécessite un comptage des organismes présents et une évaluation des abondances et des densités (Frontier, 1969 et 1972 ; Bottrell *et al.*, 1976 ; Ruttner-Kolisko, 1977). Les biovolumes sont évalués en assumant que les

organismes ont des formes grossièrement géométriques (Dumont *et al.*, 1975, Ruttner-Kolisko, 1977).

1.5. GESTION DES RESSOURCES EN EAU

La gestion des ressources en eau est un enjeu du présent et du futur qui représente une somme de défis considérables. Le problème de l'épuisement des ressources, de la pollution des eaux, des pluies acides ou encore de la surpêche en eaux douces ne sont pas nouveaux. Les ressources en eau et l'ensemble des services qu'elles offrent soutiennent la réduction de la pauvreté, la croissance économique et la durabilité environnementale (Anonyme, 2012). La gestion de cette ressource primordiale est éminemment stratégique car plus que le pétrole et les énergies fossiles, l'eau représente la vie.

1.5.1- Enjeux

L'eau est source de vie au sens large du terme puisqu'elle permet de développer les fonctions de production qui sous-tendent l'épanouissement de populations. C'est une ressource limitée et vulnérable.

Ses fonctions sont multiples. Elle est habitat, aliment, moyen de production et de transport. Sur le plan économique et social, l'eau est d'une part essentielle à la vie humaine, animale et végétale. Elle soutient les activités productives telles que l'agriculture, l'industrie, la pêche, le tourisme, le transport. De plus, l'eau peut provoquer des ravages extrêmes comme des inondations ; elle peut en outre être porteuse des maladies (Anonyme 2010).

De nombreux pays en voie de développement sont confrontés à une dégradation de la ressource en eau douce en termes de quantité et de qualité. En Afrique subsaharienne, les femmes et les filles consacrent 40 milliards d'heures par an à collecter de l'eau (Unesco, 2013). L'expansion des villes sur les rives des fleuves et des lacs augmente la pollution de l'eau causée par les rejets des ménages et des industries (Anonyme, 2010). Globalement, on estime que près de 80 % des eaux usées provenant des établissements humains et de sources industrielles dans le monde sont directement rejetées sans traitement préalable dans des masses d'eau (Corcoran *et al.*, 2010). Les progrès agricoles s'accompagnant d'une plus grande utilisation d'engrais et des pesticides par les exploitants agricoles accroissent la pollution. Les hydrosystèmes s'enrichissent en nutriments, ce qui entraîne une prolifération d'algues. Cette dégradation des écosystèmes met en danger de nombreuses communautés qui dépendent des ressources naturelles. Elle provoque une perte de la biodiversité et le déclin du secteur de la pêche (GWP-RIOB, 2009). En outre, elle expose un nombre croissant de personnes aux maladies liées à

l'eau. Les estimations considèrent que ces maladies provoquent la mort de 2 à 5 millions de personnes par an. Selon Gleick (2002), ces chiffres peuvent atteindre 59 à 135 millions de victimes par an. Lorsque les ressources en eau sont restreintes, des réactions concurrentielles et conflictuelles apparaissent, ce qui accentue les défis de la gestion de cette ressource.

1.5.2. Défis de la gestion de l'eau

La gestion de l'eau, dans de nombreuses régions du monde, a toujours constitué un problème important en raison de la variabilité et de l'incertitude naturelle du climat. Une aggravation des problèmes est probable en raison du dérèglement climatique. Le changement climatique entraînera, dans certains bassins, une diminution des précipitations et du débit des fleuves, alors qu'il provoquera une augmentation de la fréquence et de la force des inondations dans d'autres (GWP-RIOB, 2009). Ces dérèglements seront exacerbés par d'autres variations, telles que la croissance démographique et économique, l'urbanisation et l'augmentation de la demande de produits alimentaires qui accroissent les besoins en eau et dégradent les cours d'eau et les aquifères des bassins déjà confrontés à une pénurie d'eau (GWP-RIOB, 2009). L'Afrique est l'un des continents les plus vulnérables au changement climatique (GIEC, 2007).

La plupart des défis auxquels sont confrontés les gestionnaires de l'eau diffèrent d'une région à l'autre et d'un bassin à l'autre. Ce qui implique qu'il n'existe pas et ne peut exister de solution unique. L'élaboration des réponses appropriées est au cœur de l'approche GIRE : « Gestion Intégrée des Ressources en Eau », et permet aux gouvernements et aux gestionnaires de bassins de contribuer de façon importante à la gestion équitable et durable des ressources (GWP-RIOB, 2009). Le concept de GIRE se présente comme une réponse à la crise de l'eau. En effet, l'accroissement de la population, des besoins en eau et de la pollution, font que les ressources en eau douce de la planète subissent une pression de plus en plus inquiétante.

La GIRE peut être définie comme un processus systématique pour le développement durable, la répartition et le contrôle de l'usage des ressources en eau, dans le contexte d'objectifs sociaux, économiques et environnementaux (Cap-Net, 2008). Elle intervient dans un cadre holistique prenant en compte toutes les ressources en eau, tous les intérêts, tous les acteurs, tous les niveaux, toutes les disciplines nécessaires, ainsi que la durabilité (Jaspers, 2001). La GIRE reconnaît que l'eau est une ressource naturelle, sujette à de nombreuses interdépendances dans le transport et l'usage. Son cadre d'intervention est très large puisque son but consiste à s'écarter des approches sectorielles et à susciter la durabilité environnementale, institutionnelle, sociale, technique et financière grâce à la création d'une plateforme pour le gouvernement et les acteurs, destinée à assurer la planification et la mise en œuvre ainsi que la résolution des conflits

d'intérêt. Au centre de ce cadre, il y a le traitement de l'eau comme un bien économique, aussi bien que social, combiné avec la gestion décentralisée et les structures d'approvisionnement, le besoin accru de fixation des prix et la participation totale des acteurs (World Bank, 1993).

I.5.3. Eau et développement durable

Le développement durable comporte les trois dimensions suivantes : sociale, économique et environnementale. Dans chacune d'elle, le progrès est freiné par la disponibilité limitée et souvent la vulnérabilité des ressources en eau et par la manière dont ces ressources sont gérées (UNESCO, 2015).

L'accès des ménages à l'eau est essentiel pour la santé de la famille et la dignité sociale. Par ailleurs, l'accès à l'eau pour des usages productifs tels que l'agriculture et les entreprises familiales est essentiel pour procurer des moyens de subsistances, générer des revenus et contribuer à la productivité économique. Investir pour une amélioration de la gestion de l'eau et des services qui en dépendent peut contribuer à faire reculer la pauvreté et à soutenir la croissance économique. Il en résulte une multiplication de sources de revenus qui autorisent davantage des dépenses en faveur de la santé et de l'éducation qui renforceront à leur tour, la dynamique du développement économique. Depuis la sécurité alimentaire et énergétique jusqu'à la santé humaine et environnementale, l'eau contribue à des améliorations du bien-être social et de la croissance inclusive, affectant les moyens de subsistances de milliards d'individus (Anonyme, 2012).

Toutefois, la plupart des modèles économiques n'estiment pas à leur juste valeur les services essentiels procurés par les écosystèmes d'eau douce, ce qui conduit souvent à une utilisation non durable des ressources en eau et à la dégradation des écosystèmes (UNESCO, 2015). La pollution par les eaux usées résiduelles et industrielles non traitées et le ruissellement agricole affaiblissent également la capacité des écosystèmes à procurer des services liés à l'eau. L'intégrité des écosystèmes notamment dans les zones humides est en déclin. Leur évaluation montre que les investissements dans la conservation des écosystèmes liés à l'eau, engendrent des avantages supérieurs à leur coût (UNESCO, 2015). Il est essentiel d'adopter un mode de gestion écosystémique pour assurer la pérennité des ressources en eau.

I.5.4. Pollution des milieux aquatiques

La pollution des milieux aquatiques est une dégradation engendrant une perturbation de l'écosystème aquatique (Gaujoux, 1995). Elle résulte en effet de l'introduction dans un milieu des substances conduisant à son altération. Elle ne se réfère donc pas à la pureté des eaux, ni à

leurs aptitudes aux différents usages, mais plutôt aux modifications de leurs caractéristiques dues aux actions humaines (Meyer *et al.*, 2005).

I.5.4.1. Principales sources de pollution des hydrosystèmes lenticques

La pollution des milieux aquatiques est due essentiellement à l'activité humaine. En effet, l'urbanisation et l'industrialisation accélérée des villes entraînent une augmentation de la production des matières organiques et des rejets dans les milieux aquatiques à travers les eaux domestiques, agricoles et industrielles. De plus, environ 80 % de l'ensemble des eaux usées industrielles et municipales est rejeté dans la nature sans traitement préalable, ce qui entraîne une détérioration croissante de la qualité globale de l'eau et des effets préjudiciables sur la santé humaine et des écosystèmes (UNESCO, 2017). La pollution se présente donc comme l'une des conséquences les plus insidieuses de la civilisation moderne et industrielle (Dejoux, 1988).

I.5.4.2. Différents types de pollution

Les agents polluants qui contaminent les écosystèmes aquatiques se présentent selon plusieurs natures. Ramade (2007) distingue trois catégories de pollutions par rapport à la nature des polluants : la pollution physique, la pollution chimique et la pollution biologique.

I.5.4.2.1. Pollution physique

La pollution physique est causée par la présence des particules solides insolubles dans l'eau et la chaleur dans les hydrosystèmes due au refroidissement des usines. Les particules solides proviennent de l'érosion des sols due à la déforestation, à l'agriculture ou à l'exploitation des carrières (Arrignon, 1998). Elles enrichissent les hydrosystèmes en MES, augmentent sa turbidité et sa couleur (Miquel, 2001). La chaleur augmente la température, ce qui a pour conséquence une réduction de la concentration en oxygène dissous et, à long terme, un bouleversement de l'équilibre de l'écosystème car la température est un facteur écologique primordial (Odum, 1969).

I.5.4.2.2-Pollution chimique

La pollution chimique est générée par la présence des pesticides, des métaux lourds, des substances inorganiques, des matières organiques (Godin *et al.*, 1985). Ces substances proviennent des effluents agricoles, urbains et industriels. La pollution chimique peut être également due à la présence des matières organiques fermentescibles tels que les glucides, les lipides et les protides qui sont issus essentiellement des industries agroalimentaires, de l'industrie du papier (Ramade, 2005). Les conséquences issues de la pollution chimique se matérialisent par la production des algues qui recouvrent la surface des plans d'eau, empêchant

leur réoxygénation ou augmentant le risque de colmatage des branchies des poissons, du fait du développement des plantes aquatiques, de l'empoisonnement de la faune et de la flore par des toxiques (Huynh, 2009).

I.5.4.2.3. Pollution biologique

La pollution biologique résulte de la présence dans l'eau des agents pathogènes tels que les bactéries, les virus, les protozoaires, les parasites. Ces microorganismes sont déversés dans le milieu aquatique à travers les matières fécales humaines ou animales et causent de nombreux problèmes d'hygiène et de santé (Ramade, 2007). En ce qui concerne l'eau d'alimentation, la mise en évidence de ces microorganismes se fait à travers l'analyse bactériologique. La pollution biologique est généralement une conséquence de la pollution chimique par enrichissement des eaux en substances nutritives (Nzieleu Tchapgnoou, 2016). En effet, les polluants chimiques qui arrivent dans la colonne d'eau sont piégés dans les sédiments et peuvent être relargués dans la phase aqueuse après les brassages des eaux, ils favorisent donc l'explosion des microorganismes et végétaux qui envahissent le plan d'eau (Barroin, 2000 ; Babut *et al.* 2001).

1.6. PROBLÉMATIQUE DE LA GESTION DE L'EAU AU SAHEL

Il y a suffisamment d'eau sur la planète pour répondre aux besoins mondiaux croissants, mais pas sans véritable changement en termes de modes de consommation, de gestion et de répartition (UNESCO, 2006). L'Afrique héberge 15 % de la population mondiale mais ne dispose que de 9 % des ressources en eau renouvelables, réparties de manière inégale dans l'ensemble de la région (Wang *et al.*, 2014). Ainsi, un grand nombre des pays sur le continent font encore face à des défis critiques dans leur quête pour atteindre les objectifs de développement durable lié à l'eau.

En Afrique subsaharienne, 69% de la population est dépourvue d'infrastructure d'assainissement adéquate, tandis que 40% est dépourvue d'accès fiable à une eau salubre. Par ailleurs, sur plus d'un milliard de personnes, 319 millions n'ont toujours pas accès à des sources d'eau potable améliorées (UNESCO, 2015). Les sécheresses et les inondations fréquentes menacent les moyens de subsistance d'une population qui dépend majoritairement de l'agriculture.

Dans certaines régions, ce manque d'accès à l'eau a été aggravé par les conflits ou l'insécurité. Le manque d'accès à une eau potable par ailleurs aggrave la malnutrition, véritable fléau sahélien qui continue d'atteindre des niveaux critiques dans certaines régions.

CHAPITRE II :
MATERIEL ET METHODES

II.1. Matériel

II.1.1. Présentation du site d'étude

Situé dans la région du Mayo-Kebbi Ouest, la préfecture de Léré est comprise entre le 9^{ème} et le 10^{ème} degrés de latitude Nord et entre le 14^{ème} et 15^{ème} degrés de longitude Est (Figure 9). Elle couvre une superficie de 3150 km² et est limitée au Nord et au Nord-Est par la sous-préfecture de Binder, au Sud et à l'Est par la sous-préfecture de Lagon, et à l'Ouest par la ville de Figuil (Cameroun).

Le lac Léré proprement dit est situé entre 9°37 de latitude Nord et 14°10 de longitude Est, à une altitude de 231 m (Figure 9) positionné à la frontière camerounaise du Tchad sur le cours du Mayo-kebbi qui relie le bassin tchadien au bassin de Niger, le lac Léré a une superficie de 40,5 km² à l'étiage (Lévêque, 1971). Il peut s'étendre durant les crues, avec l'inondation des zones marécageuses situées à l'Est et à l'Ouest.

Le lac se présente comme une grande cuvette orientée d'Est en Ouest, d'environ 13 km de long et 5 km de large. La profondeur maximale est de 8 m et la profondeur moyenne est de 4,5 m à l'étiage (Lévêque, 1971).

Le lac est alimenté par le Mayo-kebbi, après que celui-ci ait traversé le lac de Tréné (Dagou *et al*, 2002). Les eaux des crues n'arrivent généralement qu'en Octobre à Léré, alors que les précipitations locales et les apports par ruissellement atteignent un maximum en août (Lévêque, 1971). Il en résulte que les crues du lac ont une allure bimodale. Le volume du lac à l'étiage est d'environ 160 10⁶ m³ (Lévêque, 1971).

II.1.1.1. Climat

Le climat de la zone d'étude est de type soudano-sahélien, avec une longue saison sèche qui s'étend d'Octobre à Avril (7 mois), et une courte saison de pluies qui s'étend de Mai à Septembre (5 mois) (Dagou *et al*, 2002).

Les précipitations varient autour d'une moyenne de 834 mm par an, et un maximum au mois d'août (Dagou *et al*, 2002).

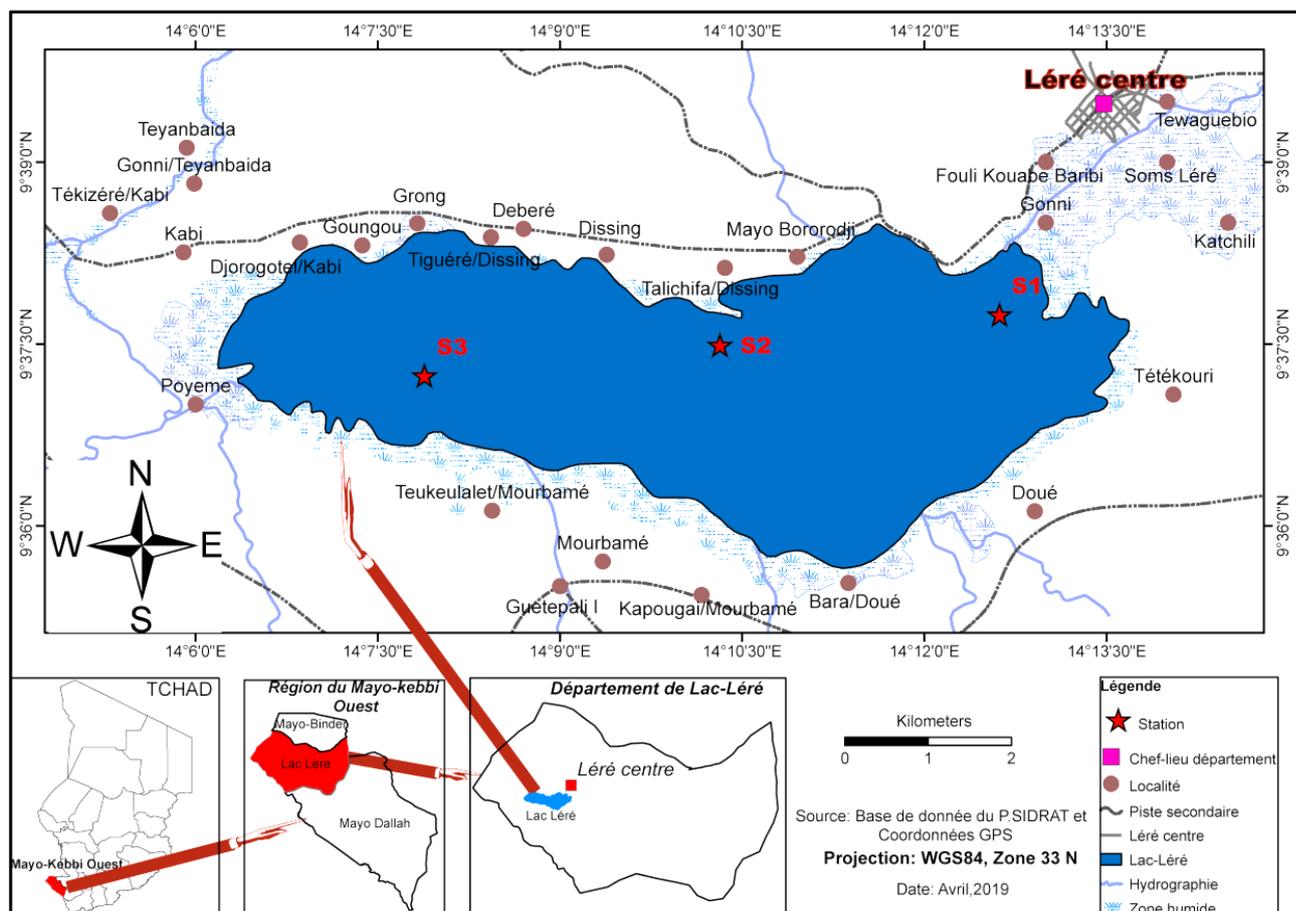


Figure 9 : Situation géographique du lac Léré et les différentes stations d'échantillonnage
 (Source : INSEED, Avril 2019)

II.1.1.2. Relief, sol et végétation

Le relief est très accidenté dans sa partie sud par la chaîne de collines de Doué et Poémé et quelques dépressions occupant les parties Nord et Ouest. Néanmoins, on y trouve une plaine située en bordure des lacs.

En ce qui concerne la pédologie, les plaines de Léré présentent

- un sol argileux à l'Ouest ;
- un sol argilo-sableux-limoneux dans les plaines bordant le lac ;
- un sol argilo-sableux au Nord-Ouest ;
- un sol ferrugineux au Nord.

Dans la zone lacustre, deux types de sols sont constitués. Il s'agit des vertisols topomorphes dérivés des roches métamorphiques (schistes, gneiss) et les sols peu évolués d'apports hydromorphes sur alluvions argileuses et argilo-limoneuses (Passinring, 2006). Le recouvrement végétal est constitué des fourrés marécageux sur les sols hydromorphes, de

Andropogon gayanus sur les sols hydromorphes à tendance sableuse et des prairies herbeuses sur les vertisols (Passinring, 2006).

Ces sols subissent une dégradation très accélérée due notamment à l'érosion suite aux feux de brousse, à la pression démographique. Par ailleurs, les rivages lacustres sont aussi marqués par d'intenses activités anthropiques notamment les activités agricoles, artisanales et d'élevage (Passinring, 2006).

II.1.1.3. Diagramme ombrothermique : caractérisation climatique de la zone d'étude

Ce diagramme ombrothermique a été réalisé à partir des moyennes mensuelles de 5 années consécutives de 2016 à 2020. Il ressort de ce diagramme (figure 10) que la température moyenne a varié de 26,28 à 35,4 °C avec une amplitude thermique de 9,06 °C. Elle croît progressivement de janvier à avril avec un début de précipitations au mois d'avril (10,78 mm). Au fur et à mesure que les précipitations augmentent (avril-août), la température décroît pour atteindre son niveau inférieur au mois d'août, mois pendant lequel sont enregistrées les précipitations maximales (247,7 mm). A partir de ce moment, les précipitations baissent progressivement jusqu'à s'annuler aux mois de novembre et décembre. Parallèlement, la température croît graduellement jusqu'en novembre.

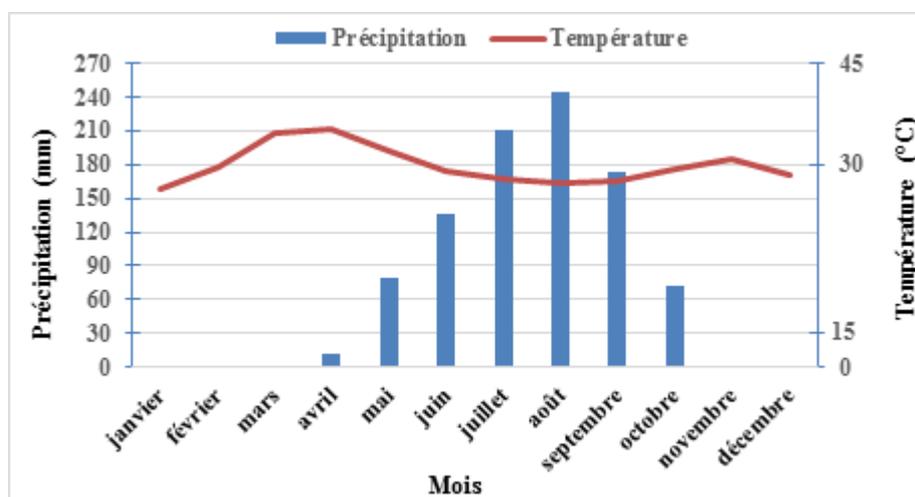


Figure 10 : Diagramme ombrothermique de la zone d'étude (2016-2020).

II .1.1.4. Présentation du bassin versant du lac Léré

Le bassin versant du lac Léré est essentiellement occupé par un couvert végétal touffu qui se développe dans les zones qui connaissent une inondation temporaire. Ce sont entre autres les plaines fluvio-lacustres de Tréné, Lao, Léré. Ce couvert est constitué essentiellement des espèces *Ipomoea carnea*, *Mimosa pigra* et *Andropogon gayanus*.

A cela s'ajoutent des surfaces de cultures maréchères notamment dans les villages situés aux alentours du lac. Ce sont généralement des espèces à végétation courte comme le gombo, le haricot, les oignons, les tomates, les aubergines, ... ainsi que des céréales à cycle court (maïs et mil) et des arachides. Une activité pastorale est également observée. Il s'agit essentiellement des animaux de la basse-cour : volaille, ovins-caprins, des bœufs de culture attelés, vaches. Tout autour du lac, on y observe des activités domestiques telles que la vaisselle, la lessive (figure 11 A), l'accostage des pêcheurs, le lavage automobile (figure 11 B). Très poissonneux, la pêche constitue l'une des activités phares exercées dans le lac.



Figure 11 : Activités réalisées au sein du bassin versant du lac Léré (A : vaisselle et lessive ; B : lavage automobile)

II.1.2. Période d'étude et choix des stations d'échantillonnage

Cette étude s'est déroulée en deux phases, la première dite préliminaire qui a eu lieu en septembre 2015 a consisté en la prospection du bassin versant du lac Léré et au choix des stations d'échantillonnage. La deuxième phase allant de février 2016 à mai 2017, a consisté en la mesure de certains paramètres physico-chimiques *in-situ*, à l'échantillonnage de l'eau pour l'analyse des paramètres physico-chimiques au laboratoire d'une part et du zooplancton d'autre part.

Deux types d'échantillonnage ont de ce fait, été effectués pour appréhender toute la structure de la communauté zooplanctonique :

- L'échantillonnage horizontal avec trois stations S1, S2 et S3 (figure 9).

La station S1 de coordonnées géographiques 14°10'15,6''N et 9°13'26,4''E est située à l'entrée du lac à 0,95 km de l'embarcation. A ce niveau a été enregistrée la profondeur minimale du lac pendant la saison sèche soit 4 m. La station S2 de coordonnées géographiques 14°7'51,6''N et 9°37'11,9''E quant à elle est située à 4,23 km de la station S1. La profondeur maximale du lac (10,5) a été enregistrée à cette station. Enfin, la station S3 de coordonnées

géographiques 14°12'36''N et 9°37'44,4''E est localisée à la sortie du lac à 4,47 km de la station S2. L'échantillonnage au niveau de l'herbier à différents endroits de la berge, ainsi qu'à la surface du lac entre les différentes stations, a permis d'avoir une idée plus précise sur la richesse spécifique du zooplancton.

- L'échantillonnage vertical, de la surface en profondeur au niveau des trois stations.

En fonction de la transparence de l'eau dont la moyenne est de 0,85 m, différents niveaux d'échantillonnage ont été choisis. Ainsi, à la station S1 est constitué de deux niveaux d'échantillonnage, en surface et à 2,5 m de profondeur. Les stations S2 et S3 sont constituées chacune de trois niveaux d'échantillonnage, en surface, à 2,5 m et à 4,5 m de profondeur.

Les déplacements sur le lac ont été rendus possibles grâce à une pirogue motorisée (figure 12).

L'identification et l'analyse des peuplements zooplanctoniques quant à eux se sont déroulées au laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement à l'Université de Yaoundé I.

II.2. MÉTHODES

II.2.1. Echantillonnage

II.2.1.1. Fréquence d'échantillonnage

Les échantillonnages ont été effectués suivant une fréquence mensuelle. Arnott *et al.* (1998) suggèrent que cette fréquence suffit pour rendre compte de 80% des espèces zooplanctoniques présentes. Zébazé Togouet (2006) confirme cette hypothèse et conclut que cette fréquence rend compte du fonctionnement des hydrosystèmes.



Figure 12 : Embarcation du matériel d'échantillonnage (A) et déplacement sur le lac Léry (B)

II.2.1.2. Echantillonnage de l'eau et du zooplancton

Le prélèvement de l'eau a été effectué en surface, grâce à un seau de 20 L, et en profondeur grâce à une bouteille Van Dorn de 3L.

Les prélèvements d'eau destinés aux analyses physico-chimiques au laboratoire ont été réalisés dans des flacons en polyéthylène de 1000 mL. Ceux-ci ont été fermés par double bouchage et conservés au frais dans une enceinte réfrigérée et acheminés jusqu'au laboratoire où les analyses ont été effectuées aussitôt dès l'arrivée.

Pour le zooplancton, l'eau recueillie dans le seau a été filtrée à travers un filet de 64 µm d'ouverture de maille et de diamètre 15 cm. Au niveau moyen et en profondeur de la colonne d'eau, l'eau a été prélevée grâce à la bouteille Van Dorn de 3L. Le processus a été répété 7 fois afin d'atteindre un volume de 21 L. Au niveau de l'herbier, l'échantillonnage a été effectué grâce au seau de 20 L par agitation et pression de l'herbier. Après filtration, le filet a été ensuite rincé à l'eau de l'échantillon dans le sens contraire de celui de la filtration. Le retentat (200 mL) obtenu après rinçage du filet a été introduit dans deux flacons de 100 mL. Le premier flacon destiné à l'identification et au comptage a été fixé *in-situ* avec du formol 5 % et le deuxième flacon a servi à la conservation de l'échantillon dépourvu de formol dans le but d'observer les organismes qui se déforment sous l'action du formol.

II.2.2. Mesure des variables physico-chimiques

Les paramètres physicochimiques ont été mesurés à la fois *in-situ* et au laboratoire suivant les techniques d'APHA (1998) et Rodier *et al.* (2009).

II.2.2.1. Mesure des variables physiques

En ce qui concerne les variables physiques, la température et les TDS ont été mesurés *in-situ* au moyen d'un multiparamètre de marque OAKTON ; les résultats ont été exprimés respectivement en °C et en mg/L.

La transparence de l'eau a été également évaluée *in-situ* au moyen d'un disque de Secchi blanc de 30 cm de diamètre, lesté et attaché à une corde graduée. Les valeurs ont été exprimées en m.

La couleur et la turbidité ont été mesurées au laboratoire par colorimétrie à l'aide d'un photomètre Palintest 7100 respectivement aux longueurs d'onde 455 nm et 450 nm. Les valeurs ont été exprimées en Unité Platiniun-Cobalt (U.PI-Co) pour la couleur et en Formazine Turbidity Unit (FTU) pour la turbidité.

II.2.2.2. Mesures des variables chimiques

Le potentiel d'hydrogène (pH), la Conductivité électrique et les teneurs de l'eau en Oxygène dissous (O_2 dissous) ont été mesurés *in-situ* à l'aide d'un multiparamètre de marque OAKTON. Les valeurs ont été exprimées respectivement en Unités Conventionnelles (U.C.), en $\mu S.cm^{-1}$ et en pourcentage de saturation.

Le CO_2 a été fixé sur le terrain en introduisant dans une fiole jaugée de 200 mL une quantité de l'échantillon d'eau brute jusqu'au trait de jauge. La fiole contient au préalable 20 mL de NaOH N/20 et 2 à 3 gouttes de phénolphaléine. Le mélange obtenu, de coloration rose, a été conservé dans un flacon en polyéthylène de 500 mL. Au laboratoire, 50 mL de ce mélange ont été titrés avec du HCl N/10 jusqu'à décoloration complète. La teneur de l'eau en CO_2 exprimée en mg/L a été déterminée par la formule :

$$[CO_2] \text{ (mg.L}^{-1}\text{)} = (\text{Descente burette témoin} - \text{descente burette échantillon}) \times 17,6.$$

Les mesures des teneurs de l'eau en différentes formes d'azote (NO_3^- , NO_2^- et NH_4^+) et en orthophosphates (PO_4^{3-}) ont été faites par photométrie, au photomètre 1700. Les teneurs en nitrates (NO_3^-), en nitrites (NO_2^-), en azote ammoniacal (NH_4^+) et en orthophosphates (PO_4^{3-}), ont été mesurées sur 10 ml d'échantillon en utilisant respectivement le nitratest et le nitricol, le silicate ammonium et le Phosver comme réactifs. Les lectures ont été faites respectivement aux longueurs d'onde $\lambda = 570$ nm, $\lambda = 520$ nm, $\lambda = 507$ nm et $\lambda = 530$ nm et les résultats ont été exprimés en mg/L : de NO_3^- pour les nitrates, de NO_2^- pour les nitrites, de NH_4^+ pour l'azote ammoniacal et de PO_4^{3-} pour les orthophosphates. De même, les teneurs de l'eau en alcalinité (HCO_3^-) et en sulfates (SO_4^{2-}) ont été dosées sur 10 mL d'échantillon au photomètre 7100. Les résultats ont été exprimés respectivement en mg/L de (HCO_3^-) et de (SO_4^{2-}).

II-2-2-3- Calcul de l'Indice de Pollution Organique (IPO)

L'Indice de Pollution Organique (Leclercq, 2001) a été calculé pour rendre compte du degré de pollution organique des eaux dans les différentes stations pendant la période d'étude. Cet indice a été calculé à partir des classes de qualité obtenues pour les trois paramètres, NH_4^+ , NO_2^- et PO_4^{3-} . Pour chacun d'eux, 5 classes de teneurs ayant une signification écologique sont définies (Tableau I). L'IPO correspond à la moyenne des numéros de classes des trois paramètres et les valeurs obtenues sont réparties en 5 niveaux de pollution (Tableau II).

Tableau I : Classes de l'Indice de Pollution Organique (IPO) en fonction des valeurs limites de chaque paramètre

Classes	Paramètres		
	NH ₄ ⁺ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (µg/L)	PO ₄ ³⁻ (µg/L)
5	< 0,1	≤ 5	≤ 15
4	0,1 - 0,9	6-10	16 – 75
3	1 - 2,4	11-50	76 – 250
2	2,5 – 6	51 - 150	251 -900
1	> 6	> 150	> 900

Tableau II : Classification du niveau de pollution en fonction des classes de valeurs de l'Indice de Pollution Organique (IPO)

Moyennes des classes	5,0 – 4,6	4,5 – 4,0	3,9 – 3,0	2,9 – 2,0	1,9 – 1,0
Niveau de pollution organique	Nulle	Faible	Modérée	Forte	Très forte

II.2.2.4. Facteur limitant de l'eutrophisation (N/P)

Le Rapport N/P qui indique la carence en nutriments, est souvent utilisé pour expliquer la dynamique des communautés planctoniques (Redfield *et al.*, 1963 ; Sommer, 1989). L'identification d'un élément nutritif limitant dans la gestion des plans d'eau est essentielle pour la planification des mesures effectives contre l'eutrophisation (Ryding & Rast, 1994). Son importance relative, comparée à d'autres facteurs comme la pression de broutage, l'intensité lumineuse ou la stabilité de la colonne d'eau, diffère selon les plans d'eau et change considérablement durant le cycle annuel. La production primaire dans les hydrosystèmes est sujette à la limitation par le phosphore, l'azote ou les deux (Hellström, 1996). La détermination de l'élément principal à la base de l'eutrophisation des lacs a été calculé par le ratio N/P (azote/phosphore). Les concentrations d'azote [N] ont été obtenues en additionnant celles des nitrates [NO₃⁻], des nitrites [NO₂⁻] et azote ammoniacal [NH₄⁺], tandis que les concentrations en phosphore [P] représentent les concentrations d'orthophosphates [PO₄³⁻]:

$$[N] = [NO_3^-] + [NO_2^-] + [NH_4^+]$$

$$[P] = [PO_4^{3-}]$$

Les valeurs du ratio N/P obtenues ont ensuite été comparées à la valeur du ratio standard de Redfield qui est de $N/P = 16$. Si N/P est inférieur à 16, l'azote est limitant. Si N/P est supérieur à 16, le phosphore est limitant. Les deux éléments seront limitants si N/P est égal à 16.

II.2.3. Variables biologiques

II.2.3.1. Identification et dénombrement des espèces zooplanctoniques

L'identification et le dénombrement des espèces zooplanctoniques ont été faits sur des échantillons fixés sous une loupe binoculaire WILD M5.

Pour les Rotifères, l'identification a été basée sur la morphologie, la forme de la carapace chitineuse, le nombre et la disposition des épines, le nombre d'orteils. La technique de digestion des tissus à l'Hypochlorite de sodium (Sanuamuang 1993 ; Sergers 1995) a permis l'étude des mastax des Rotifères dont l'identification n'a pas été possible à la loupe binoculaire par observation de leurs morphologies. Ces mastax caractéristiques de chaque espèce ont été montés entre lames et lamelles et observés au microscope Olympus CK2 UL WCD 0,30.

Les ouvrages et les clés d'identification utilisés pour l'identification des rotifères ont été ceux de Koste (1978), Pourriot & Francez (1986), Nogrady *et al.* (1993, 1995), Segers (1994, 1995), Shiel (1995), Zébazé Togouet (2000) et Wallace & Snell (2001), Fernando (2002).

Pour ce qui est des Cladocères, l'identification a été faite par l'observation des caractères morphologiques tels que la forme du corps, de la région céphalique (crête céphalique, expansions en pointes des bords latéraux, invagination des bords postérieurs), la carapace, l'examen détaillé du post abdomen, des appendices. Chez les cladocères, les clés et ouvrages consultés ont été ceux de Rey & Saint Jean (1980), Amoros (1984), Shiel (1995), Smirnov & Korovchinsky (1995), Smirnov (1996), Zébazé Togouet (2000) et Fernando (2002).

L'identification des Copépodes a été faite en fonction de la forme du corps, des ornements latéraux des segments de l'abdomen, la forme des antennes et antennules, la position des sacs ovigères. Dans le cas où cela n'a pas été possible, les dissections ont été effectuées à l'aide de minuties en tungstène inoxydables de 0,10 et 0,15 mm de diamètre sous un microscope inversé Olympus CK2 ULWCD 0.30. Ainsi, les individus disposés sur une lame ont été disséqués afin de pouvoir repérer la cinquième paire de patte dont la forme est caractéristique de chaque espèce. Les clés et ouvrages consultés pour l'identification des copépodes ont été ceux de Lindberg (1957), Dussart (1980), Van De Velde (1984), Dussart et Defaye (1995), Alekseev (2002) et Fernando (2002).

Le comptage des organismes a été effectué sur des échantillons fixés. En effet, 10 mL d'un échantillon préalablement homogénéisé ont été prélevés à l'aide d'une pipette et introduits

dans une boîte de Pétri de 30 mm de diamètre, quadrillée en carrés de 3 mm de côté. La boîte de Pétri ainsi préparée empêche toute répétition de comptage (Gannon, 1971). L'ensemble des organismes zooplanctoniques contenus dans ce volume a été compté au grossissement 500X sous une loupe binoculaire de marque WILD M5. Pour un échantillon fixé de 100 mL, les dénombrements ont été effectués chaque fois sur 10 mL jusqu'à l'obtention de 400 individus ou jusqu'à épuisement de l'échantillon.

II.2.3.2. Estimation des biomasses

Les biomasses zooplanctoniques ont été estimées de façon indirecte par la méthode des biovolumes (Rigler *et al.*, 1974 ; Bottrell *et al.*, 1976 ; Ruttner-Kolisko, 1977). Les organismes ont été en effet assimilés à des formes géométriques généralement de volume calculable. Pour ce faire, les dimensions conventionnelles ont été mesurées sur trente individus par groupe d'organismes, au moyen d'un oculaire gradué du microscope inversé OLYMPUS CK2 ULWCD 0.30. Les biovolumes obtenus à partir de ces mensurations, ont été multipliés par la densité de chaque espèce et convertis en biomasse en respectant la relation de Dumont *et al.*, (1975), pour les trois groupes zooplanctoniques.

- Rotifères
 - Cladocères
 - Copépodes
- } Facteur de conversion = $1 \mu\text{gC.L}^{-1} / 10^6 \mu\text{m}^3 .\text{L}^{-1}$ (Dumont *et al.*, 1975)

L'estimation de la biomasse totale de la communauté zooplanctonique a été donnée par la somme des biomasses pour chaque groupe zooplanctonique (Rotifères, Cladocères, Copépodes)

II.2.4. Structure des peuplements

II.2.4.1 Richesse taxonomique, abondance et densité du peuplement

La richesse spécifique (S) indique le nombre d'espèces recensées dans un milieu donné et à un moment donné. Elle renseigne sur la variabilité des niches écologiques d'une station (Alliaume *et al.*, 1990).

L'abondance pour sa part désigne le nombre d'individus (N) d'une espèce ou d'un groupe taxinomique dans un prélèvement donné.

Quant à la densité (D), c'est le nombre d'individus d'une espèce ou d'un groupe taxinomique récolté par unité de volume ou de surface.

II.2.4.2. Fréquence d'occurrence des taxa

L'occurrence (F) exprimée en pourcentage, renseigne sur la constance d'une espèce ou d'un taxon dans un habitat donné sans aucune indication sur son importance quantitative (Dajoz, 2000). On distingue les espèces omniprésentes qui apparaissent dans tous les relevés (100 %) ; les espèces régulières, présentes dans 75 à moins de 100 % des relevés ; les espèces constantes, présentes dans 50 à moins de 75 % des relevés ; les espèces accessoires présentes dans 25 à moins de 50 % des relevés et les espèces rares présentes dans moins de 25 % des relevés (Dufrêne & Legendre, 1997). Cet indice basé sur la matrice de présence/absence, se calcule par la relation :

$$F = \frac{P_i \times 100}{P_t}$$

Avec : P_t = le nombre total de prélèvements

p_i = le nombre de prélèvements où l'espèce i est présente.

II.2.4.3. Indices de diversité de Shannon et Weaver

L'indice de diversité (H') de Shannon et Weaver (1963) a été utilisé pour mettre en évidence la diversité globale du peuplement. Il permet de mesurer le degré d'organisation du peuplement (Krebs, 1989 ; Dajoz, 2000 ; Tonkin *et al.*, 2013). Une valeur élevée de l'indice correspond à une communauté composée de plusieurs taxons dont les densités sont semblables, ce qui correspond habituellement à des conditions favorables du milieu. À l'inverse, une valeur faible traduit des conditions de vie défavorables qui permettent à peu d'espèces de s'établir.

Cet indice se calcule par la formule :

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i \log_2 p_i)$$

Avec : P_i = abondance relative du taxon i

S = nombre total de taxons dans l'échantillon.

H' est exprimé en bits par individu (bits/ind.), sa valeur varie entre 0 et $\log_2 S$ (Spellerberg & Fedor, 2003). Plus la diversité est grande, plus la valeur de H' tend vers $\log_2 S$ (Lévêque & Balian, 2005).

II.2.4.4. Indice d'équitabilité de Pielou

L'indice d'équitabilité (J) de Pielou (1977) encore appelé indice d'équirépartition permet d'étudier la régularité de la distribution des espèces. Il correspond au rapport entre la diversité obtenue et la diversité maximale dans le peuplement. Sa valeur varie entre 0 et 1 et traduit la qualité d'organisation d'un peuplement (Amanieu & Lasserre, 1982 ; Dajoz, 2000).

Sa formule est :

$$E = \frac{H'}{\text{Log}_2 S}$$

Avec : H' = est l'indice de diversité de Shannon et Weaver

S = nombre d'espèces

Une équitabilité faible représente une dominance de quelques espèces (Moisan & Pelettier, 2008), une équitabilité élevée, représente une répartition équitable des abondances des espèces dans le milieu. (Pedel & Fabri, 2012).

II.2.4.5. Indice de similarité

L'indice de similarité de Sorensen (1948) est utilisé pour comparer les richesses spécifiques de deux échantillons. Il a été calculé pour déterminer la similarité de compositions spécifiques des différents niveaux au sein d'une même station, et des différentes stations entre elles. Cet indice varie de 0, quand il n'y a pas d'espèces communes entre deux communautés à 1 lorsque toutes les espèces sont communes aux deux communautés (Pedel & Fabri, 2012).

Il est donné par la formule :

$$S = \frac{2C}{(a + b)} \times 100$$

a = nombre d'espèces présentes seulement dans la première station,

b = nombre d'espèces présentes seulement dans la seconde station,

c = nombre d'espèces communes aux deux stations.

II.2.5. Analyse des données

II.2.5.1. Analyses univariées

Le coefficient de corrélation des rangs de Spearman a été calculé pour mesurer les degrés de liaison entre les variables abiotiques d'une part, et entre les variables abiotiques et biologiques d'autre part. Ce coefficient se calcul selon la formule :

$$\rho = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n d_i^2}{n^3 - n}$$

Avec n = nombre total d'observations

d_i = différence entre les rangs des deux séries de mesures considérées.

Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis (test H) a été utilisé pour vérifier sur les plans spatial et temporel la signification des différences (ou similarités) de variances des paramètres abiotiques, de la richesse taxonomique et de l'indice de diversité de Shannon et Weaver (1963), relatifs à la distribution des espèces zooplanctoniques. Dans ce cas, deux hypothèses ont été émises : l'hypothèse nulle selon laquelle les médianes des échantillons à comparer ne diffèrent pas significativement, et l'hypothèse alternative selon laquelle il existe une différence significative entre les médianes des échantillons à comparer. L'analyse a été effectuée à l'aide du programme Statistica 7.1 qui donne la valeur de p (p-value). Si cette valeur est inférieure à 0,05 ($p < 0,05$), l'hypothèse nulle est rejetée. Dans le cas contraire ($p \geq 0,05$), elle est vérifiée. Ce test de rangs considère que la variable étudiée est quantitative et qu'elle a été mesurée avec au moins une échelle ordinale (rangs). Le test se fonde sur l'hypothèse que les différents échantillons à comparer suivent la même distribution.

Le test U de Mann-Whitney a été utilisé pour une comparaison deux à deux des variances des échantillons, sur le plan spatial et saisonnier.

II.2.5.2. Analyses multivariées

II.2.5.2.1. Classification Ascendante Hiérarchique (ACH)

Le principe de la classification ascendante hiérarchique (ACH) est de rassembler des objets dans des classes de plus en plus larges, sur la base de certaines mesures de similarité ou de distance. Les résultats de ce type de classification sont habituellement représentés sous la forme d'un dendrogramme. Cette méthode utilise une analyse de la variance approchée afin d'évaluer les distances entre les classes (Ward, 1963). La classification hiérarchique a été utilisée pour regrouper les stations en fonction de leurs similarités abiotiques d'une part et biotiques sur la base des densités moyennes des espèces zooplanctoniques les plus fréquentes d'autre part. Cette analyse a été effectuée à l'aide du logiciel statistique XLSTAT version 11.0.

II.2.5.2.2. Analyse en Composantes Principales (ACP)

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) a pour objectif de présenter sous forme graphique, le maximum de l'information contenue dans un tableau de données de taille

importante (Philippeau, 1992). La matrice de données est composée des « n » échantillons en ligne sur lesquels ont été mesurés des « p » variables quantitatives disposées en colonnes. La phase finale de l'ACP est une représentation graphique qui permet d'avoir un aperçu des résultats. Le pourcentage d'information initiale expliquée par chaque composante principale est illustré sous forme d'histogramme. L'ACP a été utilisée pour établir la typologie abiotique des échantillons sur la base de l'ensemble des paramètres physico-chimiques mesurés et des espèces zooplanctoniques recensées. Le logiciel XLSTAT version 11.0 a été utilisé pour cette analyse.

II.2.5.2.2. Analyses de Redondance (RDA)

La RDA met en relation deux matrices et cherche la combinaison de variables environnementales qui explique le mieux la variation ou la dispersion de la matrice "espèces". De ces régressions multiples sont extraites les valeurs ajustées. Cette analyse a permis d'expliquer la distribution des espèces zooplanctoniques en fonction des paramètres physico-chimiques. Elle a été effectuée à l'aide du logiciel CANOCO

CHAPITRE III :
RESULTATS ET DISCUSSION

III.1. RÉSULTATS

Les échantillons collectés puis analysés au cours de cette étude nous ont permis de caractériser les eaux du lac Léré sur le plan physicochimique, puis d'établir la liste des espèces zooplanctoniques présentes, leurs densités, leurs biomasses ainsi que la variation spatio-temporelle de ces espèces et la structure de peuplement.

III.1.1. Caractéristiques physiques des eaux

III.1.1.1. Température

Au cours de la période d'étude, la température de l'eau a varié de 19,99 à 32,7°C pour une moyenne annuelle générale de $(28,22 \pm 2,50)$ °C (figure 13).

A la station S1, les valeurs minimales de température enregistrées en février 2017 ont été de 21,33 °C et 22,66 °C respectivement en profondeur et en surface (Figure 13). Les valeurs maximales enregistrées au mois d'avril 2016 ont été de 32,5 °C en profondeur et 32,7 °C en surface. Les moyennes annuelles à ces niveaux d'échantillonnage ont été de $(28,88 \pm 2,94)$ °C en profondeur et $(29,50 \pm 2,91)$ °C en surface (Figure 13). Le test de Kruskal Wallis n'a montré aucune différence significative entre les valeurs obtenues en surface et en profondeur ($p = 0,46$).

A la station S2, les valeurs minimales de température ont été de 22,41 °C en surface, 19,99 °C au niveau des eaux moyennes et 21,72 °C en profondeur (Figure 13). Toutes ces valeurs ont été enregistrées en février 2017. Les valeurs maximales ont été de 32 °C en surface en avril 2017, 31,1°C et 30,9 °C respectivement au niveau des eaux moyennes et en profondeur en avril 2016 (Figure 13). Les moyennes annuelles de température au niveau de cette station ont été de la surface en profondeur de $(28,65 \pm 2,54)$ °C, $(28,11 \pm 2,75)$ °C et $(28,08 \pm 2,35)$ °C. Les variations de température n'ont présenté aucune différence significative entre les différents niveaux d'échantillonnage ($p = 0,78$).

Les valeurs minimales de température à la station S3 enregistrées en février 2017 ont été de 21,8 °C en surface, 22,42 °C au niveau des eaux moyennes et 22,13 °C en profondeur (Figure 13). Les valeurs maximales enregistrées en avril 2016 ont été de 30,8 ; 30 et 29,8 °C respectivement de la surface en profondeur pour des moyennes annuelles de $(27,86 \pm 2,20)$ °C en surface, $(27,48 \pm 1,84)$ °C au niveau des eaux moyennes et $(27,17 \pm 1,88)$ °C en profondeur (Figure 13). Le test H de Kruskal Wallis n'a montré aucune différence significative entre les différents niveaux d'échantillonnage ($p = 0,40$).

Le test H de Kruskal Wallis comparant les moyennes des valeurs de température n'a montré aucune différence significative entre les différentes stations ($P = 0,3$).

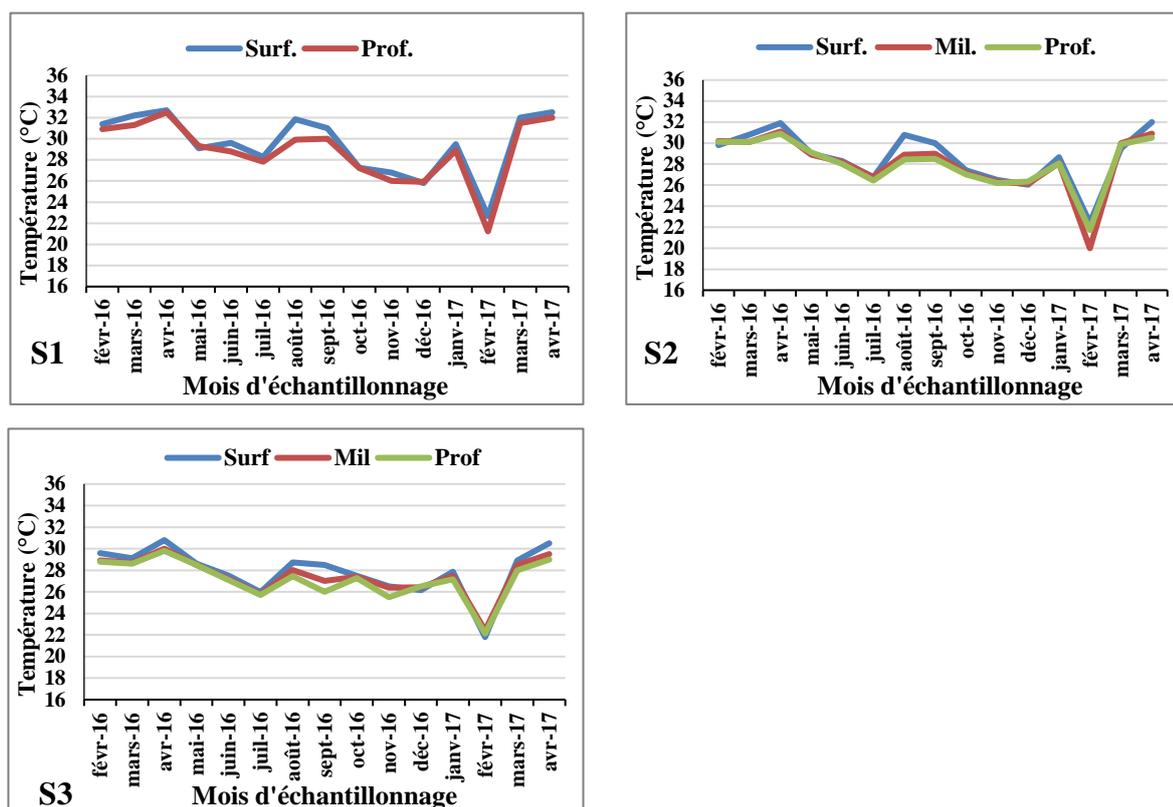


Figure 13 : Variations spatio-temporelles de la température aux stations S1, S2 et S3

En saison sèche (figure 14 A), les valeurs de la température ont varié de 19,99 à 32,7°C avec une moyenne annuelle de $28,12 \pm 2,28$. La plus petite valeur étant enregistrée au niveau des eaux moyennes de la station S2 et la plus grande valeur en surface de la station S1. En saison des pluies (figure 14 B), les valeurs de la température ont oscillé entre 25,71 à 31,84 °C avec une moyenne annuelle de $28,35 \pm 1,08$. Le test U de Mann-Whitney n’a montré aucune différence significative entre les saisons ($p = 0,89$).

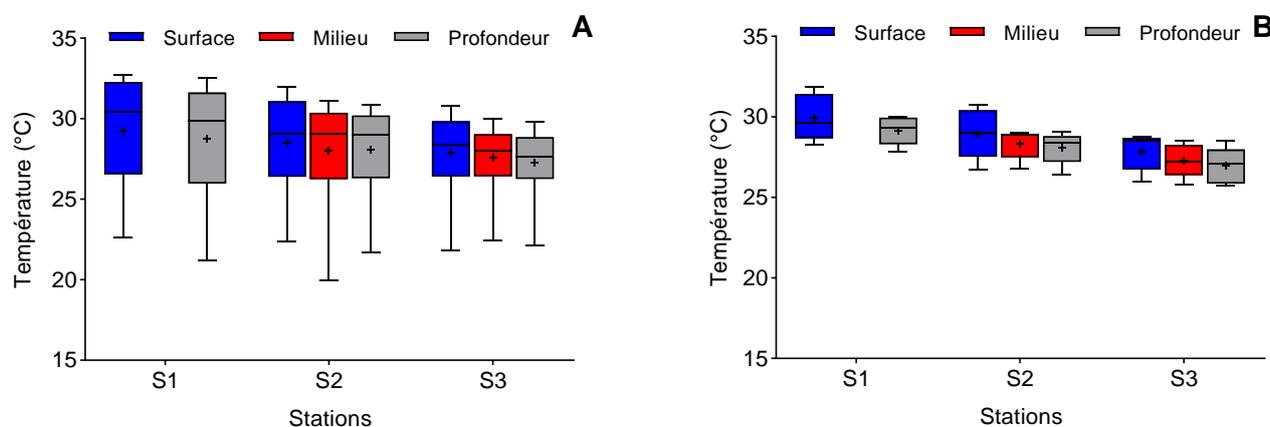


Figure 14 : Variations de la température du lac en saison sèche (A) et en saisons pluvieuse (B)

III.1.1.2. Couleur

Pendant toute la période d'étude, les valeurs de la couleur ont varié de 0 à 580 Pt. Co. La valeur minimale est enregistrée à la station 2 en mars 2017 et la maximale, à la station 3 en juin 2016 (Figure 15). La moyenne générale a été de $(111,67 \pm 83,76)$ Pt. Co.

A la station S1, les valeurs minimales de la couleur ont été de 10 et 15 Pt. Co enregistrées respectivement en surface en mai 2016 et en profondeur en mars 2017. Aux deux niveaux d'échantillonnage, la valeur maximale a été de 280 Pt. Co (Figure 15). Les moyennes annuelles de la surface en profondeur ont été de $(127,33 \pm 85,10)$ et $(134,33 \pm 80,68)$ Pt. Co.

A la station S2, toutes les valeurs minimales ont été enregistrées en mars 2017, et les valeurs maximales, excepté celle de la profondeur, en juin 2016 (Figure 15). Les valeurs limites de la couleur ont été de 0 à 180 Pt. Co. Co en surface. Au niveau des eaux moyennes, les valeurs ont été comprises entre 10 Pt. Co et 185 Pt. Co. La valeur minimale en profondeur enregistrée en mars 2017 a été de 0 Pt. Co et la valeur maximale enregistrée en mai 2016 a été de 380 Pt. Co (Figure 15). Les moyennes annuelles ont été de $(85,00 \pm 45,11)$ Pt. Co, $(97,66 \pm 50,42)$ Pt. Co et $(111,00 \pm 90,04)$ Pt. Co respectivement en surface, au niveau des eaux moyennes et en profondeur.

A la station S3, les valeurs minimales étaient de 20 ; 45 et 45 Pt. Co enregistrées respectivement en surface en mai 2016, au niveau des eaux moyennes et en profondeur en février 2017. Les valeurs maximales, toutes enregistrées en juin 2016, ont été de la surface en profondeur de 230 ; 460 et 580 Pt. Co (Figure 15). Les moyennes annuelles de la surface en profondeur ont été de $(96,66 \pm 54,72)$; $(119,00 \pm 103,32)$ et $(122,33 \pm 131,59)$ Pt. Co.

Le test H de Kruskal Wallis n'a montré aucune différence significative entre les différents niveaux d'échantillonnage d'une part, et les différentes stations d'autre part ($p = 0,15$)

En saison sèche, (figure 16 A), les valeurs de la couleur aux différentes stations ont varié entre 0 et 190 Pt. Co pour une moyenne de $(79,87 \pm 26,85)$ Pt. Co). En saison des pluies (figure 16 B), les valeurs de la couleur ont varié entre 10 et 580 Pt. Co pour une moyenne de $(181,66 \pm 78,2)$ Pt. Co). Le test de Man-Whitney a montré une différence significative des valeurs de couleur entre les saisons ($P = 0,00$).

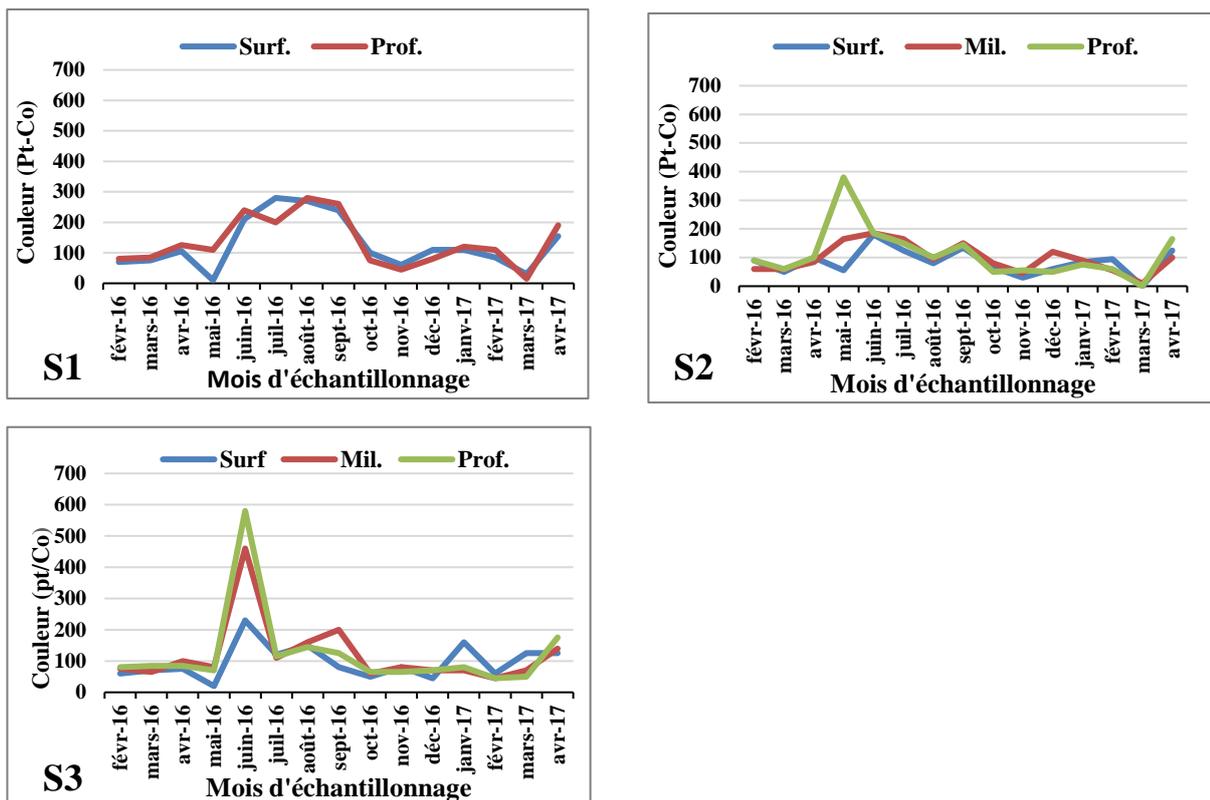


Figure 15 : Variation spatio-temporelles de la couleur aux stations S1, S2, S3

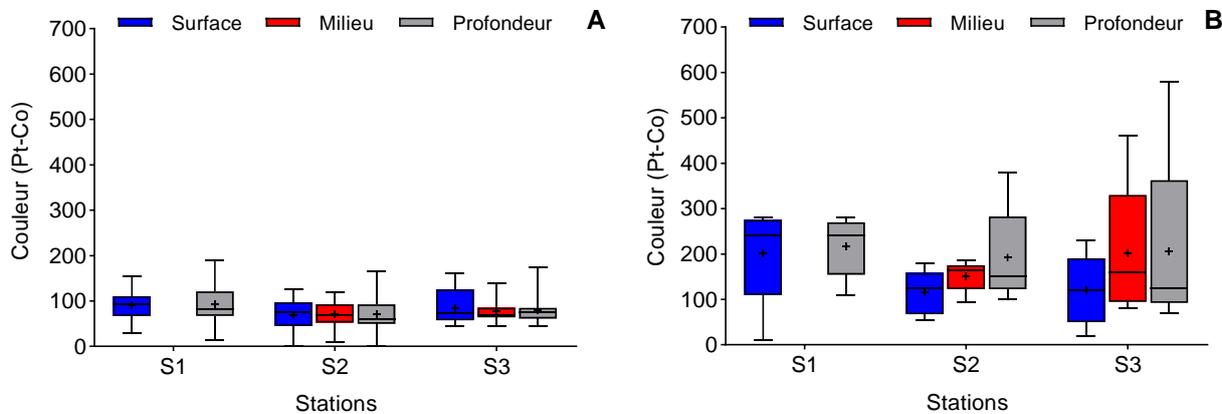


Figure 16 : Variation de la couleur des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude

III.1.1.3. Turbidité

Les valeurs de la turbidité au cours de la période d'étude ont varié de 0 à 78 FTU pour une moyenne annuelle de $(13,58 \pm 13,19)$ FTU (figure 17).

A la station S1, les valeurs minimales de la turbidité ont été de 4 FTU en surface, en février 2017 et de 6 FTU en profondeur en février et mars 2017. Les valeurs maximales (34 et 46 FTU respectivement en surface et en profondeur) ont toutes été enregistrées au mois de mai

2016 (Figure 17). Les moyennes annuelles ont été de $(14,53 \pm 8,29)$ FTU en surface et $(16,06 \pm 10,51)$ FTU en profondeur.

A la station S2, les valeurs minimales ont été enregistrées au cours de plusieurs mois pendant la période d'étude. Elles ont été de 4 FTU en surface et en profondeur et de 0 FTU au niveau des eaux moyennes. Les valeurs maximales de 38 FTU en surface, 52 FTU au niveau des eaux moyennes et 78 FTU en profondeur, ont été enregistrées toutes au mois de mai 2016, exceptée celle de la profondeur, enregistrée en juin 2016 (Figure 17). Les moyennes annuelles au niveau de chaque niveau d'échantillonnage ont été de $(10,00 \pm 9,13)$, $(12,13 \pm 12,01)$ et $(16,26 \pm 18,97)$ FTU de la surface vers la profondeur.

A la station S3, les valeurs minimales de 4 FTU en surface, 0 FTU au niveau des eaux moyennes et 2 FTU en profondeur ont été enregistrées au cours de plusieurs mois pendant la période d'étude. Les valeurs maximales enregistrées en mai 2016 en surface et février 2016 au niveau des eaux moyennes et en profondeur ont été respectivement de 30 FTU, 44 FTU et 76 FTU (Figure 17). Les moyennes annuelles de la surface en profondeur ont été de $(9,46 \pm 7,11)$ FTU ; $(14,80 \pm 14,75)$ FTU et $(15,40 \pm 19,74)$ FTU.

Le test H de Kruskal Wallis a montré une différence significative entre les stations ($p = 0,039$) ; par contre il n'y'a eu aucune différence significative entre les différents niveaux d'échantillonnage dans toutes les stations.

En saison sèche (figure 18 A), les valeurs minimale et maximale de la turbidité ont été respectivement de 0 et 36 FTU pour une moyenne de $8,91 \pm 4,18$. En saison des pluies (figure 18 B), les valeurs minimale et maximale enregistrées ont été de 4 et 78 FTU pour une moyenne de $24,21 \pm 13,32$. Le test de Man-Whitney a montré une différence significative entre les saisons ($p = 0,00$).

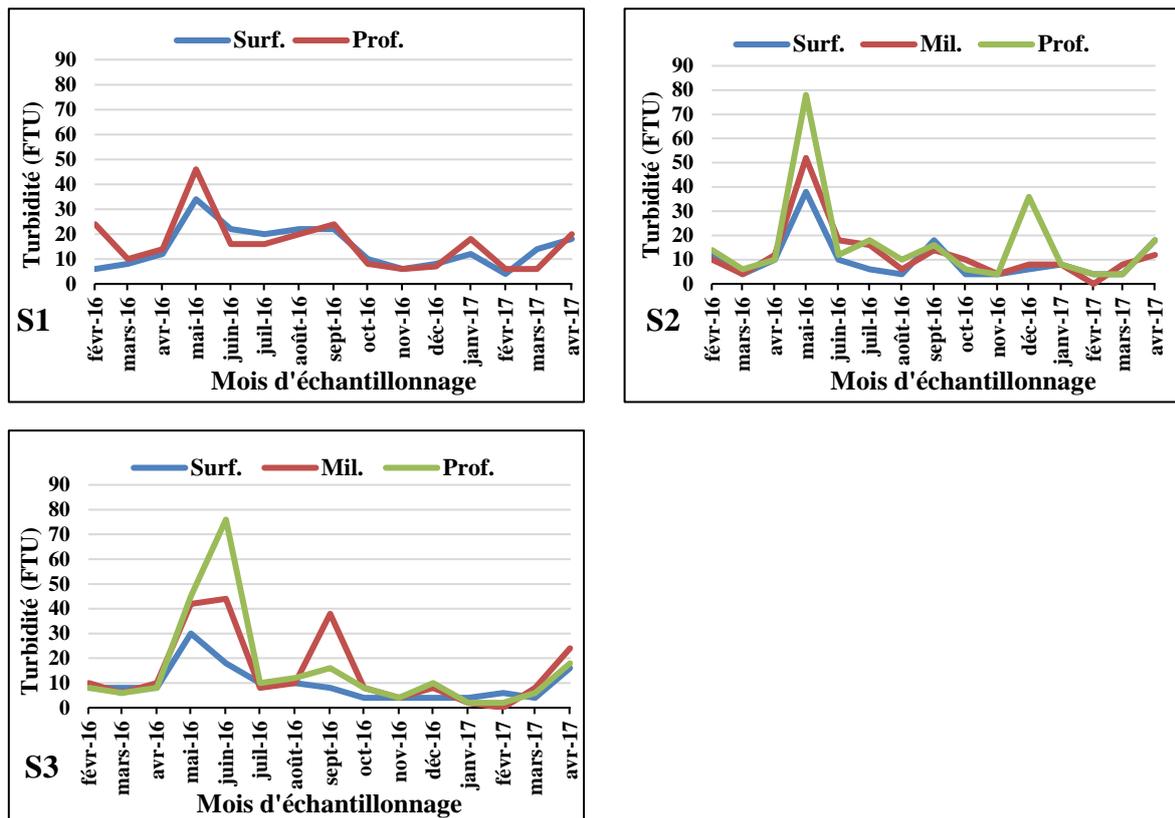


Figure 17 : Variations spatio-temporelles de la turbidité aux stations S1, S2, S3

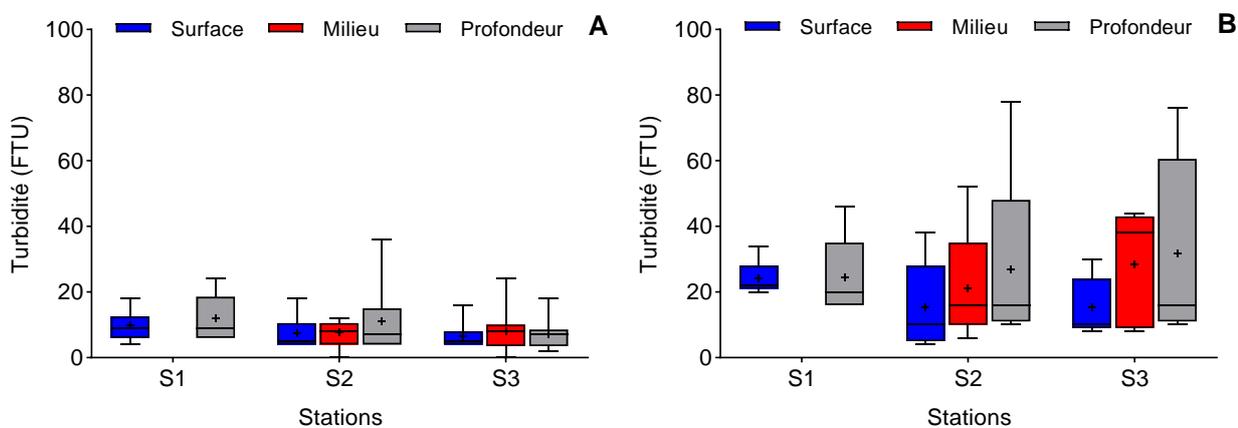


Figure 18 : Variation de la turbidité des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude

III.1.1.4. TDS

Les valeurs des TDS ont oscillées entre 30 et 78,10 mg/L pendant toute la période d'étude pour une moyenne générale de $(47,76 \pm 6,92)$ mg/L (figure 19).

A la station S1, les valeurs minimales de TDS ont toutes été enregistrées en août et septembre 2016. Elles étaient de 40 mg/L dans les deux niveaux d'échantillonnage. Les valeurs maximales ont été de 52 mg/L en surface en novembre 2016 et de 50,7 mg/L en profondeur en février 2016 (figure 19). Les moyennes annuelles ont été de $(46,98 \pm 3,80)$ mg/L en surface et $(46,04 \pm 3,40)$ mg/L en profondeur.

A la station S2, toutes les valeurs minimales, 41 mg/L en surface, 42 mg/L au niveau des eaux moyennes et 40 mg/L en profondeur, ont été enregistrées en août et septembre 2016. Les valeurs maximales, enregistrées en février 2016 ont été de 66,8 mg/L, 77,6 mg/L et 66 mg/L respectivement en surface, au niveau des eaux moyennes et en profondeur (figure 19).

Les moyennes annuelles de la surface en profondeur ont été de $(47,36 \pm 6,33)$ mg/L, $(49,02 \pm 8,48)$ mg/L et $(47,80 \pm 6,20)$ mg/L.

A la station S3, les valeurs minimales ont été de 30 mg/L en surface en octobre 2016, de 42 mg/L au niveau des eaux moyennes et en profondeur au cours de plusieurs mois pendant la période d'échantillonnage. Les valeurs maximales ont été toutes enregistrées au mois de février 2016. Elles ont été de 73, 74 et 78,1 mg/L respectivement en surface, au niveau des eaux moyennes et en profondeur (figure 19). Les moyennes annuelles ont été de $(47,77 \pm 8,81)$; $(48,48 \pm 7,93)$ et $(48,56 \pm 9,11)$ mg/L respectivement en surface, au niveau des eaux moyennes et en profondeur.

Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les stations ($p = 0,72$), ni entre les différents niveaux d'échantillonnage.

En saison sèche (figure 20 A), les valeurs de TDS ont varié entre de 30 et 78,1 autour d'une moyenne de $49,31 \pm 4,58$. En saison des pluies (figure 20 B), les valeurs ont oscillé entre 40 et 49,8 mg/L pour une moyenne de $44,87 \pm 3,32$. Le test U de Mann-Whitney a montré une différence significative entre les saisons ($p = 0,00$).

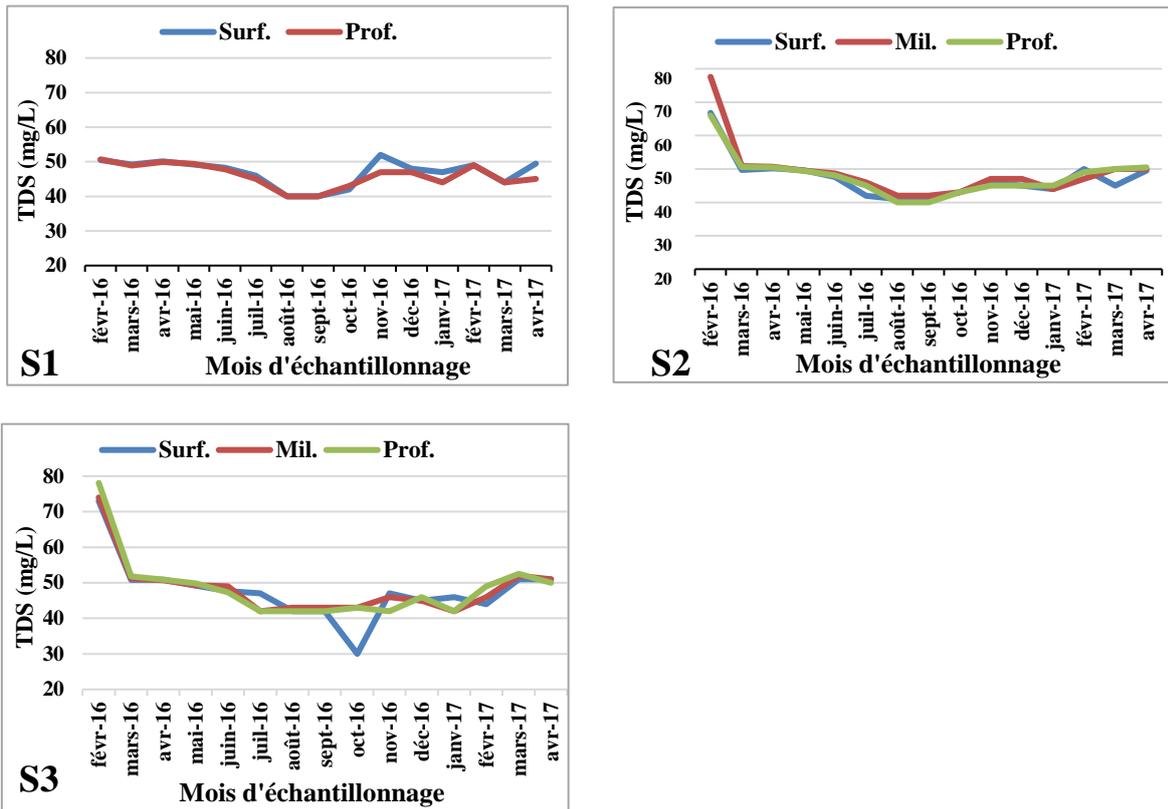


Figure 19 : Variations spatio-temporelles des TDS aux stations S1, S2, S3

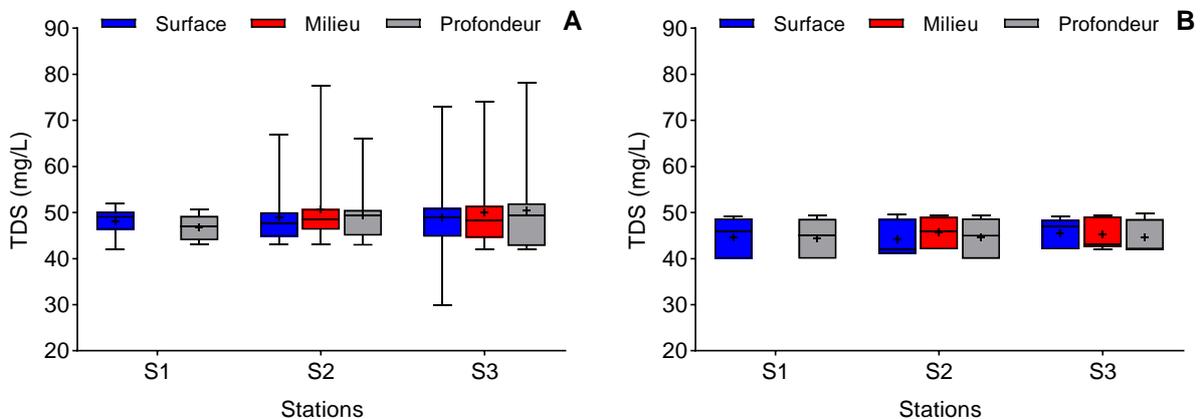


Figure 20 : Variation des TDS des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.

III.1.1.5. Transparence des eaux

La transparence des eaux du lac Léré a varié de 0,48 à 1,1 m à la station S1, et de 0,45 à 1,5 m aux stations S2 et S3 (figure 21). Les valeurs minimales ont été enregistrées en saison pluvieuse, pendant les mois de mai 2016 aux stations S1 et S2 et de juin 2016 à la station S3. En saison sèche, la transparence a été plus importante, les valeurs maximales ont été enregistrées en mars 2016 et 2017 respectivement aux stations S1 et S2, et en octobre 2017 à la station S3 (figure 21).

Cette transparence a diminué graduellement jusqu'en mai 2016, avant d'augmenter progressivement jusqu'en octobre 2016, ensuite elle a très peu fluctué autour de 1,2 m.

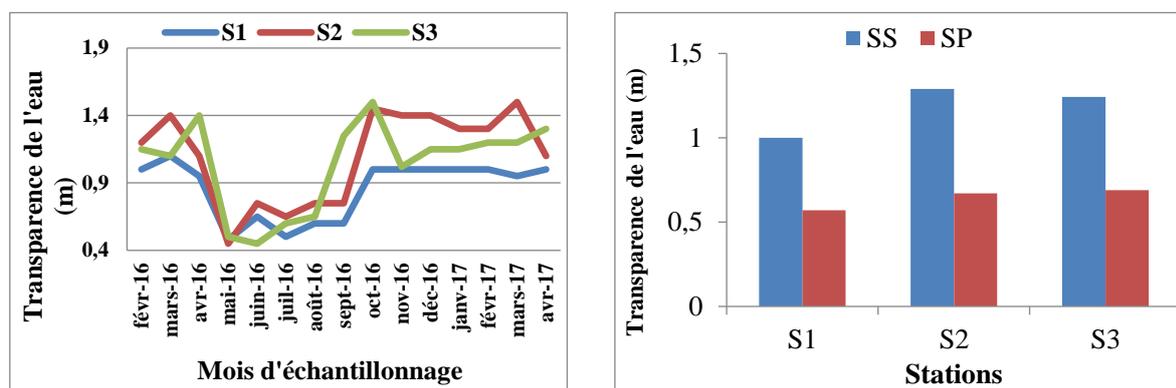


Figure 21 : Variations spatio-temporelles et saisonnières de la transparence aux stations S1, S2, S3

III.1.2. Caractéristiques chimiques des eaux

III.1.2.1. pH

Le pH du lac a varié de 5,34 à 8,63 UC avec une moyenne de $(7,29 \pm 0,53)$ UC (figure 22).

A la station S1, les valeurs du pH ont varié de 6,14 à 8,63 UC en surface, et de 5,34 UC à 8,43 UC en profondeur. Toutes les valeurs minimales ont été enregistrées au mois de mars 2017 et les maximales au mois de juillet 2018. Les moyennes annuelles ont été de $(7,33 \pm 0,61)$ en surface et $(7,14 \pm 0,64)$ en profondeur (figure 22).

A la station S2, les valeurs limites ont été comprises entre 6,36 et 8,46 UC en surface, 6,02 et 8,45 UC au niveau des eaux moyennes et 6,55 et 7,82 UC en profondeur. En surface et en profondeur les valeurs minimales ont été enregistrées en mars 2017 et maximales en août 2016. Au niveau des eaux moyennes de la station, les valeurs minimales et maximales ont été enregistrées respectivement en décembre 2016 et en juillet 2016. Les moyennes annuelles étaient de $(7,36 \pm 0,54)$ UC, $(7,31 \pm 0,62)$ UC et $(7,23 \pm 0,35)$ UC respectivement en surface, au milieu et en profondeur (figure 22).

A la station S3, les valeurs minimales ont été de 6,49 ; 6,44 et 6,45 UC enregistrées respectivement en surface, au niveau des eaux moyennes et en profondeur en mars 2017. Les valeurs maximales enregistrées en août 2016, ont été de 8,54 UC en surface, 8,56 UC au niveau des eaux moyennes et 8,35 UC en profondeur. Les moyennes annuelles de la surface en profondeur ont été de $(7,30 \pm 0,49)$; $(7,36 \pm 0,56)$ et $(7,27 \pm 0,45)$ UC (figure 22).

Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les stations, et entre les différents niveaux d'échantillonnage.

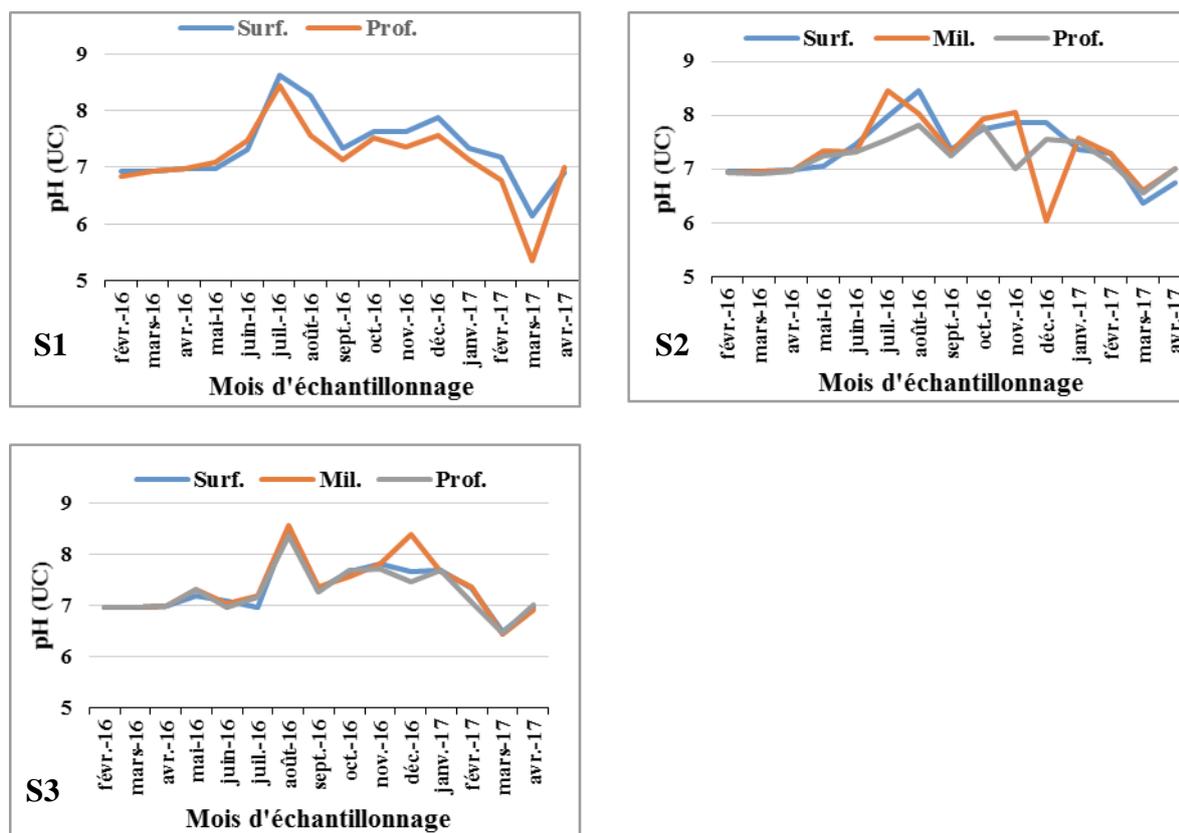


Figure 22 : Variation spatio-temporelles du pH aux stations S1, S2, S3

En saison sèche (figure 23 A), les valeurs du pH ont oscillé entre 5,34 et 8,38 pour une moyenne de $7,15 \pm 0,39$ UC. En saison des pluies (figure 23 B), les valeurs ont oscillé entre 6,96 et 8,63 pour une moyenne de $7,55 \pm 0,42$. Il existe une différence significative entre les saisons (Mann-Whitney, $p = 0,00$)

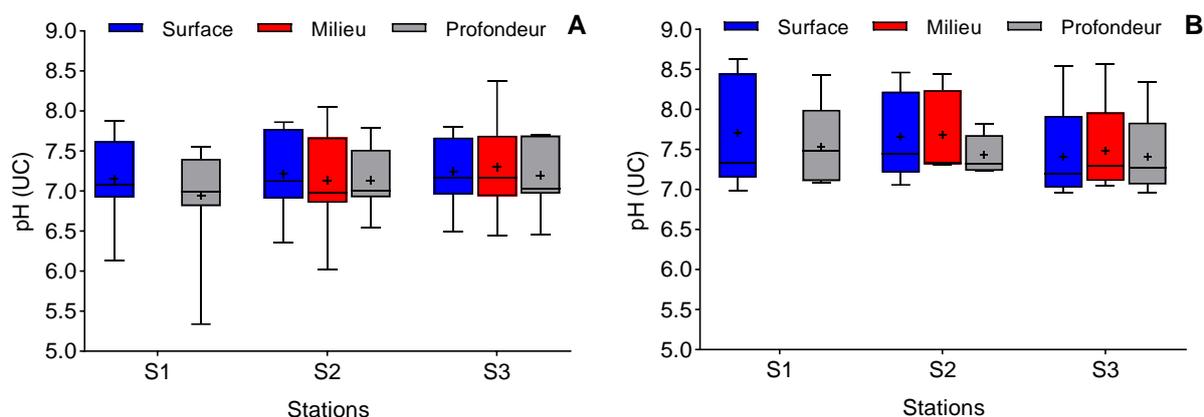


Figure 23 : Variation du pH des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.

III.1.2.2. Conductivité électrique

Les valeurs de la conductivité électrique au cours de la période d'étude ont oscillé entre 60 et 156 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ pour une moyenne de $(95,74 \pm 13,77) \mu\text{S.cm}^{-1}$ (figure 24).

A la station S1, les valeurs minimales ont été enregistrées en août et septembre 2016. Elles étaient de 80 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ en surface et 81 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ en profondeur. Les valeurs maximales enregistrées respectivement en novembre et février 2016 ont été de 104 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ en surface et de 100,8 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ en profondeur (figure 25). Les moyennes annuelles de la surface en profondeur étaient de $(94,54 \pm 7,47) \mu\text{S.cm}^{-1}$ et $(93,44 \pm 6,68) \mu\text{S.cm}^{-1}$.

A la station S2, tout comme à la station S1, toutes les valeurs minimales ont été enregistrées en août et septembre 2016. Elles ont été de 81 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ en surface, 84 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ au niveau des eaux moyennes et 80 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ en profondeur. Les valeurs maximales toutes enregistrées en février 2016, ont été de 133 ; 155 et 132 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ respectivement en surface, au niveau des eaux moyennes et en profondeur (figure 24). Les moyennes annuelles ont été de $(95,26 \pm 12,74) \mu\text{S.cm}^{-1}$ en surface, $(97,69 \pm 17,04) \mu\text{S.cm}^{-1}$ au niveau des eaux moyennes et $(95,72 \pm 12,33) \mu\text{S.cm}^{-1}$ en profondeur.

A la station S3, les valeurs minimales ont été de 60 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ en surface en octobre 2016, de 83 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ au niveau des eaux moyennes en juillet 2016 et de 84 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ en profondeur en juillet et septembre 2016. Les valeurs maximales, toutes enregistrées en février 2016 ont été de 146 ; 148 et 156 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ respectivement en surface, au niveau des eaux moyennes et en profondeur (figure 24). Les moyennes annuelles de la surface en profondeur ont été de $(95,37 \pm 17,68) \mu\text{S.cm}^{-1}$; $(96,78 \pm 15,92) \mu\text{S.cm}^{-1}$ et $(97,14 \pm 18,01) \mu\text{S.cm}^{-1}$.

Le test statistique n'a montré aucune différence significative entre les stations (Kruskal-Wallis, $p = 0,91$) et entre les différents niveaux d'échantillonnage de chaque station.

En saison sèche (figure 25 A), les valeurs minimale et maximale de la conductivité ont été de 60 et 156 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ respectivement avec une moyenne de $(99,04 \pm 8,71) \mu\text{S.cm}^{-1}$. En saison des pluies (figure 25 B), les valeurs minimale et maximale ont été respectivement de 80 et 99,2 $\mu\text{S.cm}^{-1}$; $(89,37 \pm 6,67)$ avec une moyenne de $89,58 \pm 6,70$. Le test statistique a montré une différence significative entre les saisons (Mann-Whitney, $p = 0,00$).

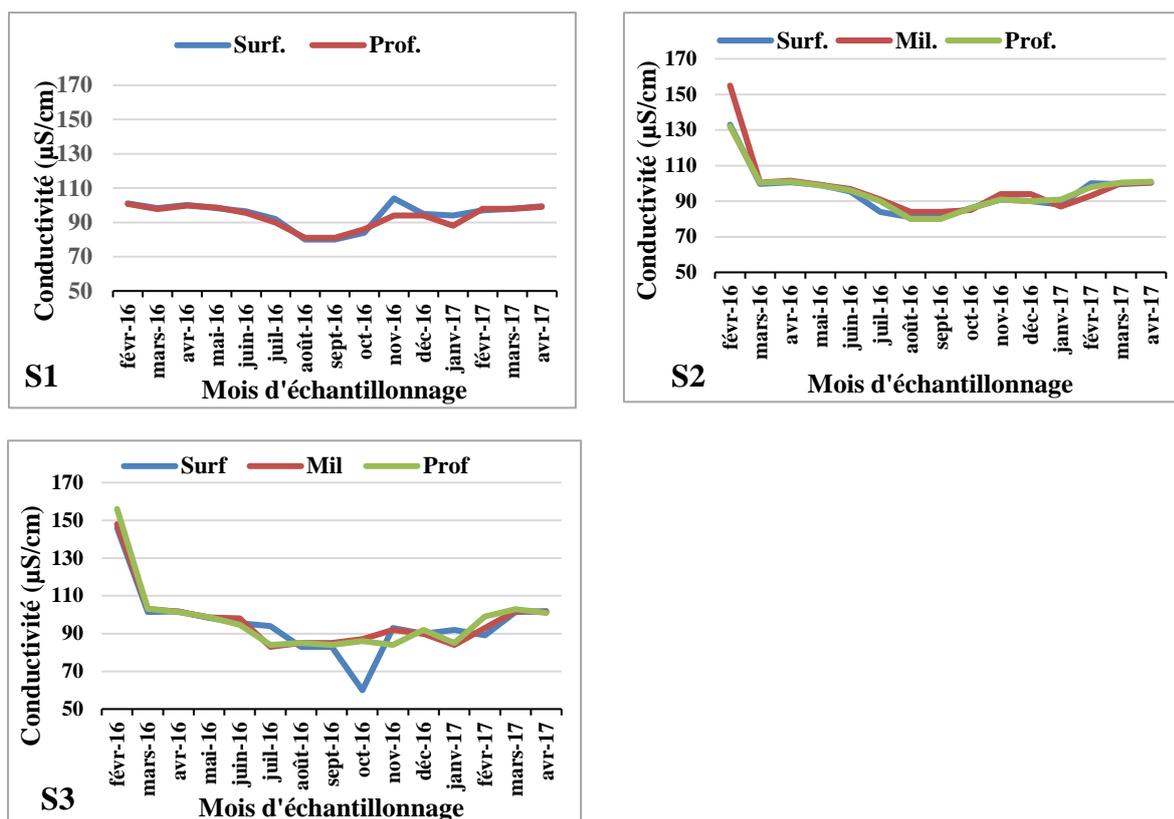


Figure 24 : Variations spatio-temporelles de la conductivité électrique aux stations S1, S2, S3

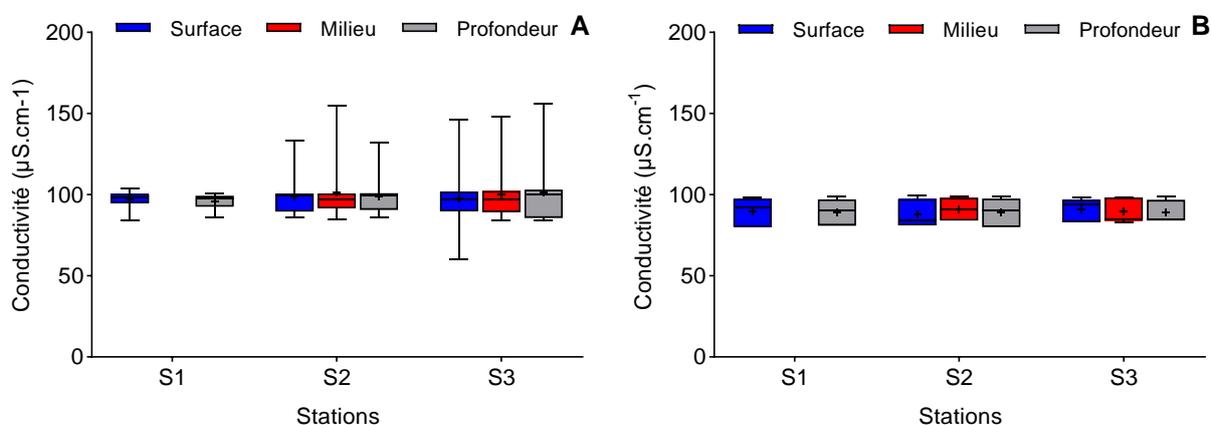


Figure 25 : Variation de la conductivité des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude

III.1.2.3. Teneurs en Oxygène dissous

Les valeurs de l'oxygène dissous exprimées en pourcentage de saturation ont oscillé entre 35 et 109 % pour une moyenne de $(64,76 \pm 18,66)$ % (figure 27).

A la station S1, les valeurs minimales enregistrées respectivement en février 2016 et 2017, ont été de 45 % en surface et 37 % en profondeur. Les valeurs maximales ont été de 97%

en surface et de 94 % en profondeur en janvier 2017. Les moyennes annuelles ont été de $(71,29 \pm 20,53)$ % et $(64 \pm 18,54)$ % respectivement en surface et en profondeur (figure 26).

A la station S2, les valeurs de l'oxygène dissous ont variées de 40 à 94 % en surface, pour une moyenne annuelle de $(65,80 \pm 19,58)$ % ; au niveau des eaux moyennes, elles ont oscillé entre (40 et 90) % pour une moyenne annuelle de $(64,00 \pm 17,86)$ %. En profondeur, où la moyenne annuelle est de $(61,93 \pm 17,81)$ %, elles ont oscillé entre 39 % et 96 %. Notons que les valeurs minimales ont été enregistrées en février 2016 en surface, et février 2017 au niveau des eaux moyennes et en profondeur. Toutes les valeurs maximales ont été enregistrées en janvier 2017 (figure 26).

A la station S3, tout comme à la station S2, toutes les valeurs maximales ont été enregistrées en janvier 2017, alors que toutes les valeurs minimales ont été enregistrées en février 2017. Elles ont varié entre 37 et 96 % en surface, 37 et 90 % au niveau des eaux moyennes et 35 et 88 % en profondeur. Les moyennes annuelles étaient de $(64,53 \pm 19,44)$ % en surface, $(62,46 \pm 18,48)$ % au milieu et $(60,86 \pm 18,48)$ % en profondeur (figure 26).

Le test statistique n'a montré aucune différence significative entre les stations d'une part (Kruskall Wallis, $p=0,35$) et les différents niveaux d'échantillonnage des stations d'autre part.

En saison sèche (figure 27 A), les valeurs de l'oxygène dissous ont varié de 35 à 107 % avec une moyenne de $61,36 \pm 15,91$ %. En saison des pluies (figure 27 B), les valeurs ont oscillé entre 51 et 109 % pour une moyenne de $72,40 \pm 8,82$ %.

Il a existé une différence significative entre les moyennes saisonnières des teneurs en oxygène dissous (Mann-Whitney, $P = 0,00$).

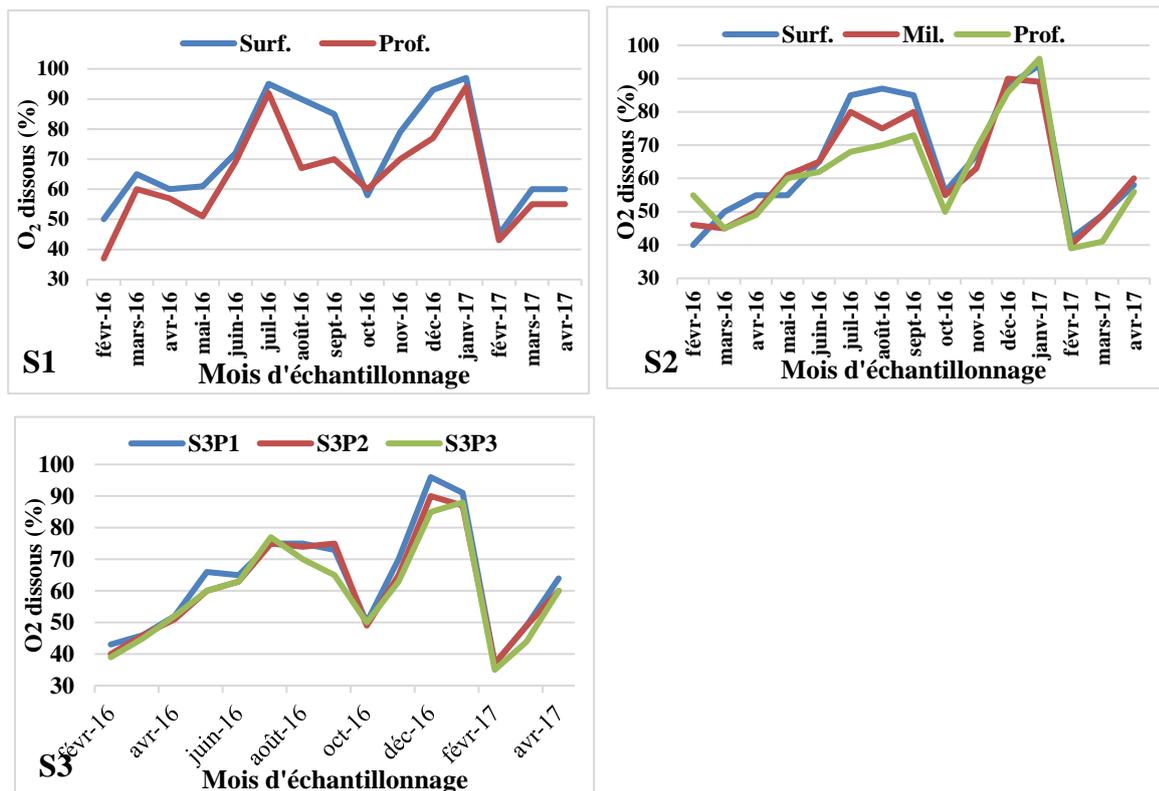


Figure 26 : Variation spatio-temporelles de l'oxygène dissous aux stations S1, S2, S3

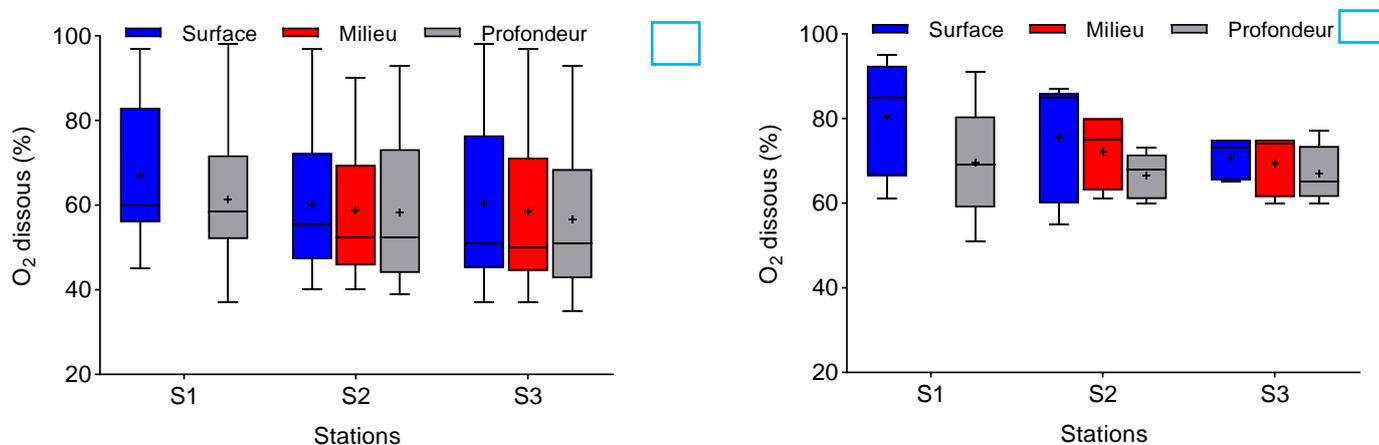


Figure 27 : Variation de la teneur en oxygène dissous des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.

III.1.2.4. Dioxyde de carbone

Les teneurs en dioxyde de carbone (CO₂) ont varié de 7,04 à 105,60 mg/L pour une moyenne de (29,50 ± 20,87) mg/L (figure 28).

A la station S1, les valeurs minimales enregistrées en février 2016 ont été de 13,28 mg/L en surface et 11,44 mg/L en profondeur. Les valeurs maximales enregistrées en novembre 2016, ont été de 105,6 mg/L en surface et 92,44 mg/L en profondeur (figure 28). Les moyennes

annuelles ont été de $(29,68 \pm 25,43)$ mg/L et $(29,21 \pm 22,10)$ mg/L respectivement en surface et en profondeur.

A la station S2, les valeurs minimales du dioxyde de carbone enregistrées en février 2017, ont été de 9,68 mg/L en surface, 7,04 mg/L au niveau des eaux moyennes et 11,44 mg/L en profondeur (figure 28). Les valeurs maximales enregistrées en juillet 2016, excepté celles du niveau des eaux moyennes enregistrées en décembre 2016 ont été de 76,8 ; 89,76 et 80 mg/L respectivement en surface, au niveau des eaux moyennes et en profondeur. Les moyennes annuelles ont été de $(28,63 \pm 19,86)$, $(29,10 \pm 23,94)$ et $(29,52 \pm 20,72)$ mg/L de la surface en profondeur.

A la station S3, toutes les valeurs minimales ont été enregistrées en février 2017 et les valeurs maximales en juillet 2016. Elles ont oscillé entre 7,92 mg/L et 83,2 mg/L en surface, 8,8 et 65,6 mg/L au niveau des eaux moyennes, 10,56 et 83,2 mg/L en profondeur (figure 29). Les moyennes annuelles ont été de $29,99 \pm 22,16$ en surface ; $28,34 \pm 16,73$ au niveau des eaux moyennes et $31,46 \pm 19,78$ mg/L en profondeur.

Le test statistique n'a montré aucune différence significative entre les stations d'une part et entre les différents niveaux dans chaque station d'autre part.

En saison sèche (figure 29 A), les teneurs en CO₂ ont varié entre 7,04 et 105,6 mg/L pour une moyenne $28,24 \pm 16,07$ mg/L. En saison des pluies (figure 29 B) les teneurs ont varié entre 13,53 et 83,2 pour une moyenne de $34,11 \pm 14,25$.

Le test statistique a montré une différence significative entre les saisons (Mann-Whitney, $p = 0,009$).

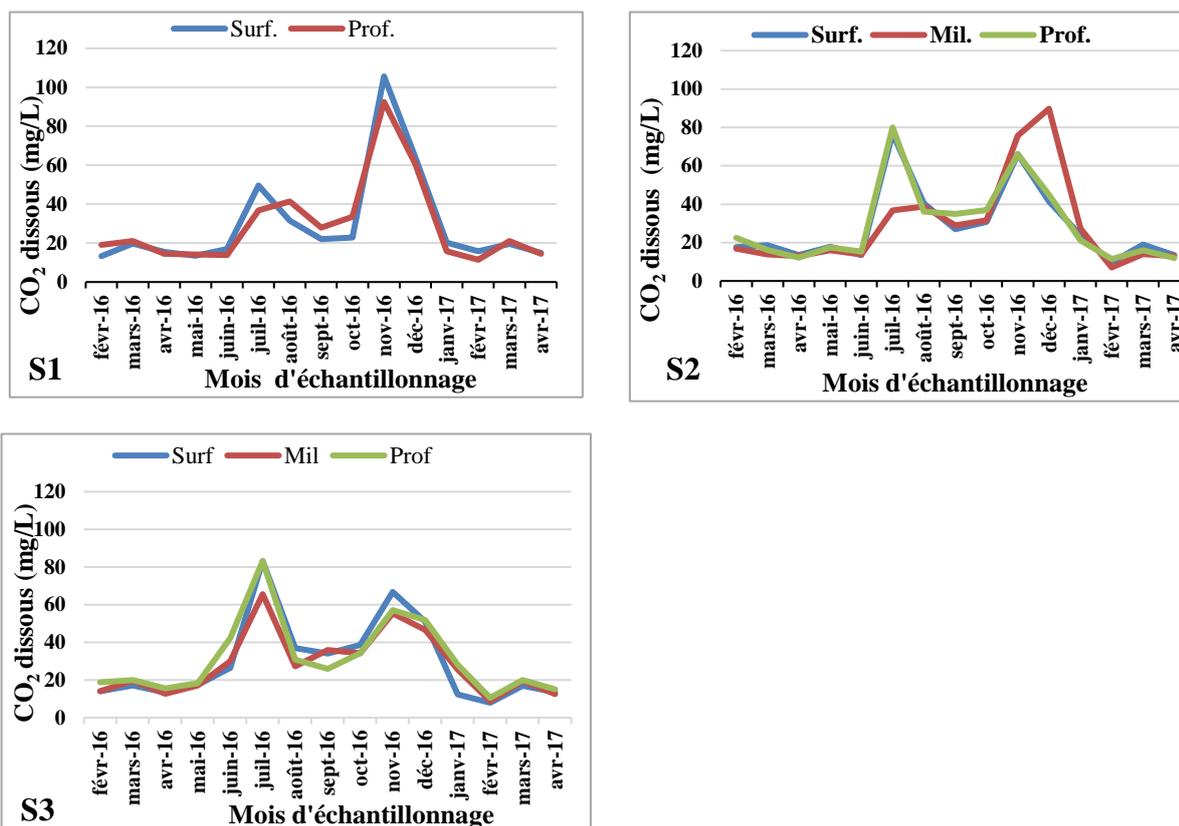


Figure 28 : Variation spatio-temporelles du gaz carbonique aux stations S1, S2, S3

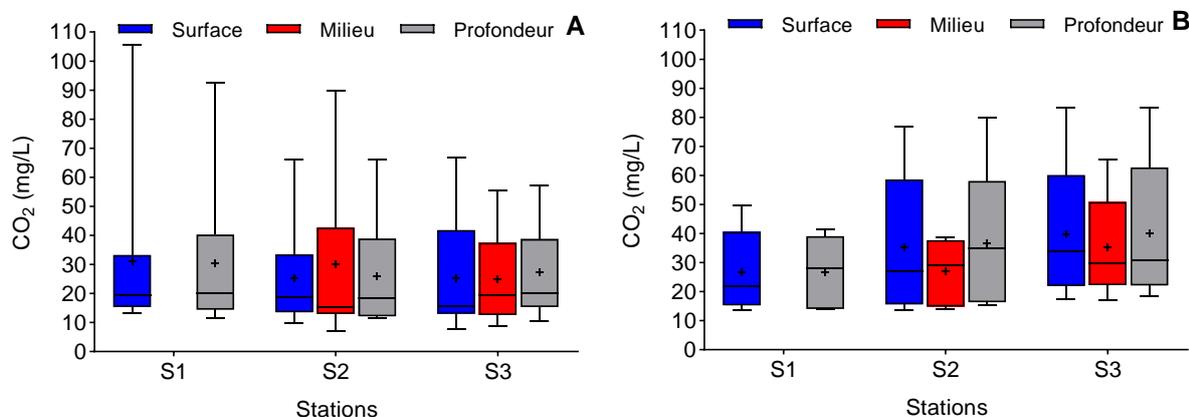


Figure 29 : Variation de la teneur en CO₂ des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.

III.1.2.5. Orthophosphates

Les teneurs en orthophosphates ont varié entre 0,1 et 66 mg/L de PO₄³⁻ pour une moyenne de (18,27 ± 13, 86) mg/L de PO₄³⁻ (figure 30)

A la station S1, les valeurs minimales enregistrées en décembre 2016 ont été de 4,2 mg/L de PO₄³⁻ en surface et 5,4 mg/L de PO₄³⁻ en profondeur. Les valeurs maximales enregistrées en mai 2016, ont été de 62 mg/L de PO₄³⁻ dans les deux niveaux (figure 30). Les

moyennes annuelles ont été de $(17,89 \pm 15,25)$ mg/L de PO_4^{3-} en surface et $(18,36 \pm 16,50)$ mg/L de PO_4^{3-} en profondeur.

A la station S2, les valeurs de la teneur en orthophosphates en surface ont variées entre 4,9 et 64 mg/L de PO_4^{3-} , au niveau des eaux moyennes, elles ont varié entre 5 et 62 mg/L de PO_4^{3-} et en profondeur, les valeurs limites ont été de 2,5 à 42 mg/L de PO_4^{3-} . Toutes les valeurs minimales ont été enregistrées en février 2017, les valeurs maximales quant à elles, ont été enregistrées en mai 2016, comme à la station S1 (figure 30). Les moyennes annuelles ont été de $(18,23 \pm 16,12)$, $(18,36 \pm 14,22)$ et $(16,35 \pm 11,14)$ mg/L de PO_4^{3-} respectivement en surface, au milieu et en profondeur.

A la station S3, la valeur minimale en surface, enregistrée en décembre 2016 a été de 2,2 mg/L de PO_4^{3-} . Les valeurs minimales au niveau des eaux moyennes et en profondeur, enregistrées en janvier 2017, ont été respectivement à 0,1 et 3,8 mg/L de PO_4^{3-} . Les valeurs maximales en surface, au niveau des eaux moyennes et en profondeur ont été respectivement de 66 mg/L de PO_4^{3-} en juillet 2016, de 49 mg/L de PO_4^{3-} en avril 2016 et de 56 mg/L de PO_4^{3-} en mai 2016 (figure 31). Les moyennes annuelles étaient de $(20,66 \pm 19,78)$; $(17,39 \pm 14,19)$ et $(18,92 \pm 13,41)$ mg/L de PO_4^{3-} de la surface en profondeur.

Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les stations et entre les différents niveaux de chaque station.

En saison sèche (figure 31 A), les teneurs en orthophosphates ont varié entre 0,1 et 49 mg/L de PO_4^{3-} avec une moyenne de $14,30 \pm 7,22$ mg/L de PO_4^{3-} . En saison des pluies (figure 31 B), les teneurs ont varié entre 0,12 et 66 mg/L de PO_4^{3-} avec une moyenne de $27,03 \pm 14,67$. Le test U de Mann-Whitney a montré une différence significative entre les saisons ($p = 0,00$).

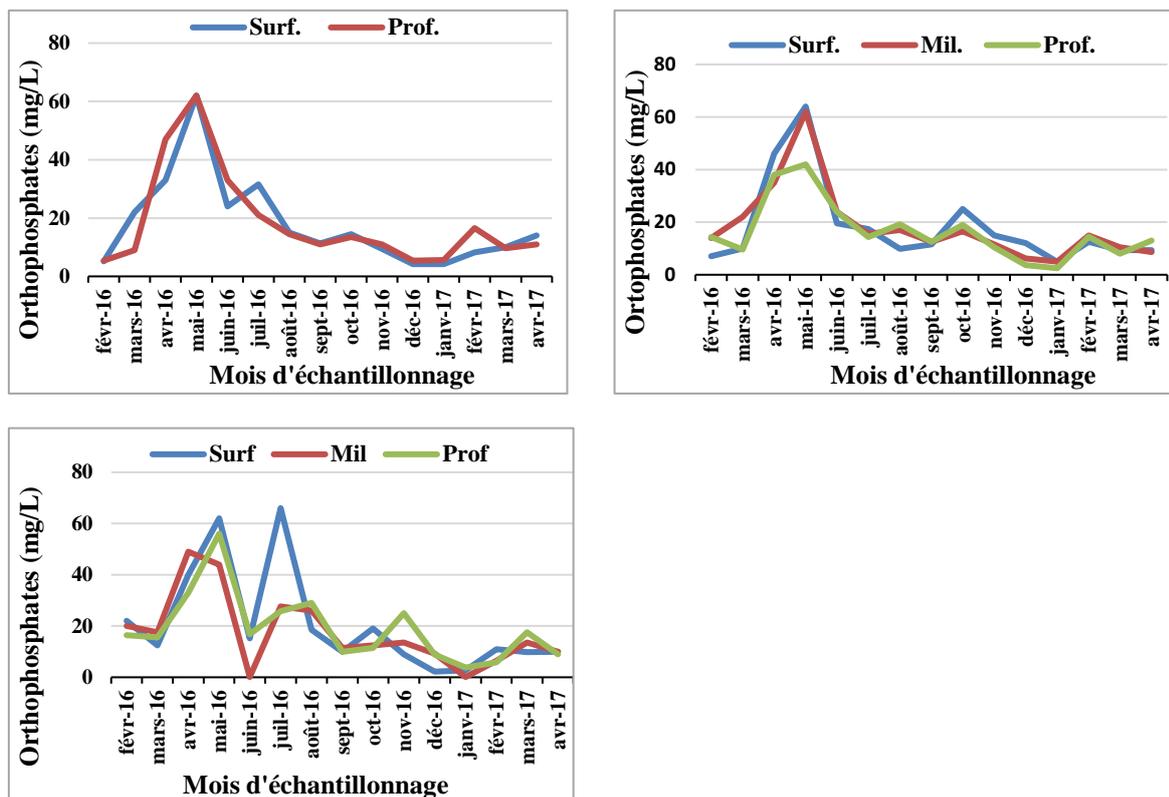


Figure 30 : Variation spatio-temporelles de l'orthophosphates aux stations S1, S2, S3

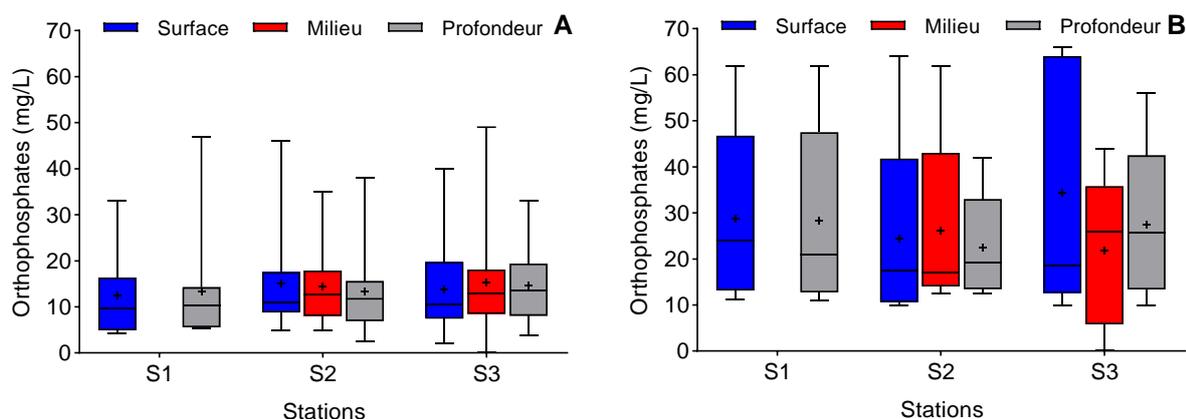


Figure 31 : Variation de la teneur en orthophosphates des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.

III.1.2.6. Nitrates

Les valeurs des nitrates ont oscillé entre 0,12 et 9 mg/L de NO_3^- , pour une moyenne de $(1,73 \pm 1,38)$ mg/L (figure 32)

A la station S1, les valeurs minimales ont été de 0,6 et de 0,58 mg/L de NO_3^- respectivement en surface en février 2016 et en profondeur en juillet 2016. Les valeurs maximales toutes enregistrées en mars 2016, ont été de 5,2 mg/L de NO_3^- en surface et de 4,16 mg/L de NO_3^- en profondeur. Les moyennes annuelles ont été de $(1,72 \pm 1,25)$ mg/L de NO_3^- en surface et $(1,81 \pm 0,97)$ mg/L de NO_3^- en profondeur (figure 32).

A la station S2, les valeurs minimales des nitrates ont été de 0,58 et de 0,26 mg/L de NO_3^- respectivement en surface et en profondeur en novembre 2016, et de 0,54 mg/L de NO_3^- au niveau des eaux moyennes en juillet 2016. Les valeurs maximales enregistrées en mars 2016, ont été de 7,6 mg/L de NO_3^- en surface, 8,2 mg/L de NO_3^- au niveau des eaux moyennes et 3,2 mg/L de NO_3^- en profondeur (figure 32). Les moyennes annuelles de la surface en profondeur ont été de $(2,04 \pm 1,66)$ mg/L de NO_3^- en surface, $(1,91 \pm 1,84)$ mg/L de NO_3^- au niveau des eaux moyennes et $(1,62 \pm 0,80)$ mg/L de NO_3^- en profondeur.

A la station S3, la teneur en nitrate a varié en surface de 0,8 mg/L de NO_3^- en mai 2016 à 9 mg/L de NO_3^- en février 2016. Au niveau des eaux moyennes, elle a oscillé de 0,12 mg/L de NO_3^- en juin 2016 à 3,84 mg/L de NO_3^- en mars 2016. En profondeur, les valeurs limites ont été de 0,32 mg/L de NO_3^- en décembre 2016 à 4 mg/L de NO_3^- en mars 2016 (figure 32). Les moyennes annuelles ont été de $(1,94 \pm 2,06)$; $(1,46 \pm 1,05)$ et $(1,33 \pm 0,97)$ mg/L de NO_3^- de la surface en profondeur.

Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative, ni entre les stations, ni entre les différents niveaux des stations.

En saison sèche (figure 33 A), les valeurs des nitrates ont varié de 0,26 à 9 mg/L avec une moyenne de $2,02 \pm 1,03$ mg/L de NO_3^- . En saison des pluies (figure 33 B), les valeurs moyennes des nitrates ont varié entre 0,12 et 3,4 mg/L de NO_3^- avec une moyenne de $1,30 \pm 0,43$. Il a existé une différence de signification entre les saisons (Man-Whitney, $p = 0,017$).

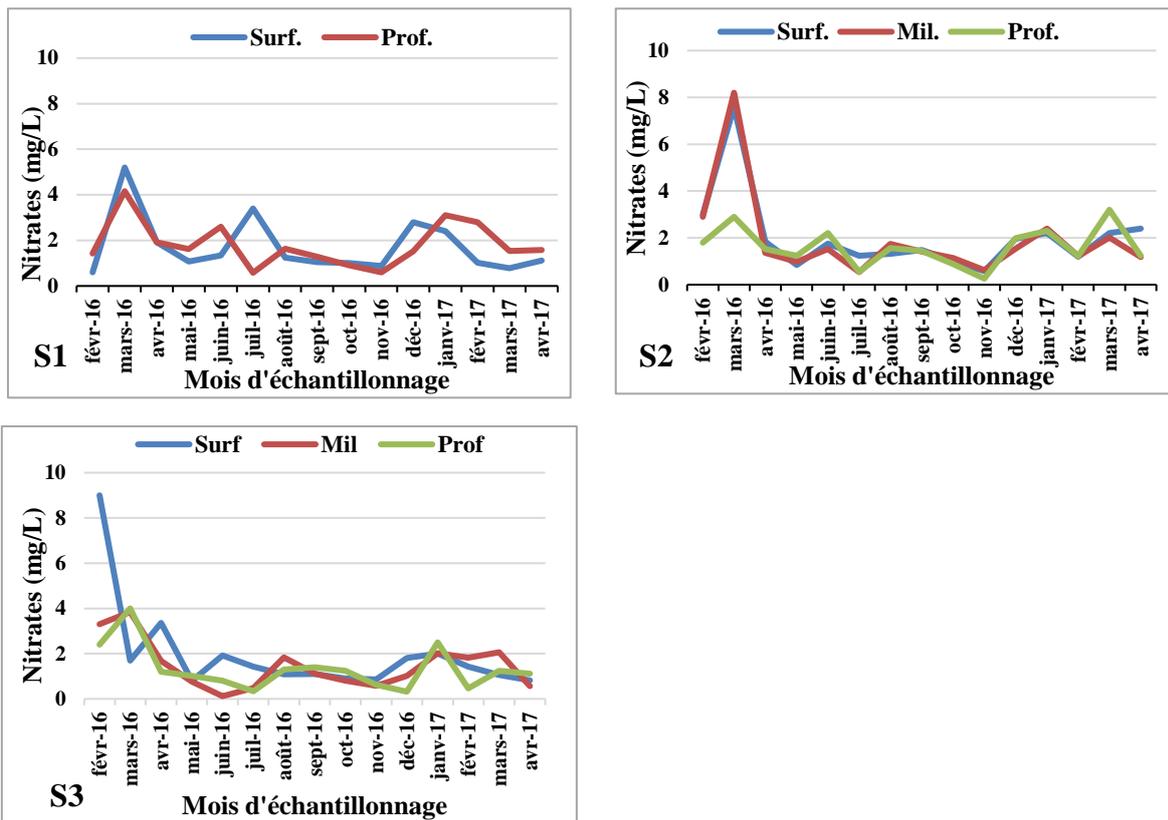


Figure 32 : Variation spatio-temporelles des nitrates aux stations S1, S2, S3

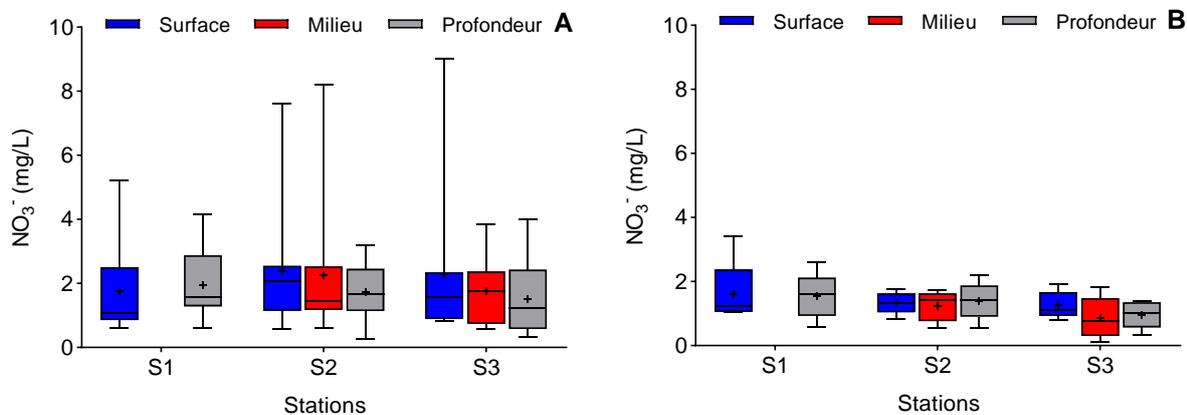


Figure 33 : Variation de la teneur en nitrates des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.

III.1.2.7. Nitrites

Les valeurs des nitrites ont oscillé entre 0 et 0,13 mg/L pour une moyenne de $(0,02 \pm 0,02)$ mg/L de NO_2^- (figure 34).

A la station S1, la valeur minimale qui était de 0 en surface et en profondeur, a été enregistrées pendant plusieurs mois au cours de la période d'étude. La valeur maximale en

surface et en profondeur a été de 0,07 pendant le mois de janvier 2017. La moyenne annuelle a été de $(0,02 \pm 0,02)$ mg/ L de NO_2^- dans les deux niveaux de la station (figure 34).

A la station S2, la valeur minimale des nitrites a été de 0 à tous les niveaux d'échantillonnage. Elle a été enregistrée pendant plusieurs mois au cours de la période d'étude. Les valeurs maximales ont été de 0,13 ; 0,04 et 0,06 mg/ L de NO_2^- respectivement en surface en janvier 2017, au niveau des eaux moyennes en avril 2017 et en profondeur en mars 2016 (figure 34). Les moyennes annuelles ont été de $(0,014 \pm 0,03)$ mg/ L de NO_2^- en surface, $(0,08 \pm 0,01)$ mg/ L de NO_2^- au niveau des eaux moyennes et $(0,01 \pm 0,01)$ mg/ L de NO_2^- en profondeur.

Tout comme à la station S1 et S2, la valeur minimale des nitrites à la station S3 a été de 0 à tous les niveaux d'échantillonnage de la station, au cours de plusieurs mois pendant la période d'étude. Les valeurs maximales ont été de 0,05 mg/ L de NO_2^- en surface en janvier 2017, et de 0,06 et 0,13 mg/L de NO_3^- respectivement au niveau des eaux moyennes et en profondeur en juin 2016 (figure 34). Les moyennes annuelles ont été de $(0,009 \pm 0,01)$ mg/ L de NO_2^- en surface, $(0,011 \pm 0,017)$ mg/ L de NO_2^- au niveau des eaux moyennes et $(0,025 \pm 0,034)$ mg/ L de NO_2^- en profondeur.

Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les stations et entre les différents niveaux d'échantillonnage au sein de chaque station.

En saison sèche (figure 35 A), les valeurs des nitrites ont oscillé entre 0 et 0,13 mg/ L de NO_2^- autour d'une moyenne de $0,016 \pm 0,015$. En saison des pluies (figure 35 B), les valeurs minimale et maximale ont été similaires qu'en saison sèche. Elles ont varié autour d'une moyenne de $0,018 \pm 0,016$. Le test U de Mann-Whitney n'a montré aucune différence significative entre les saisons ($p = 0,96$).

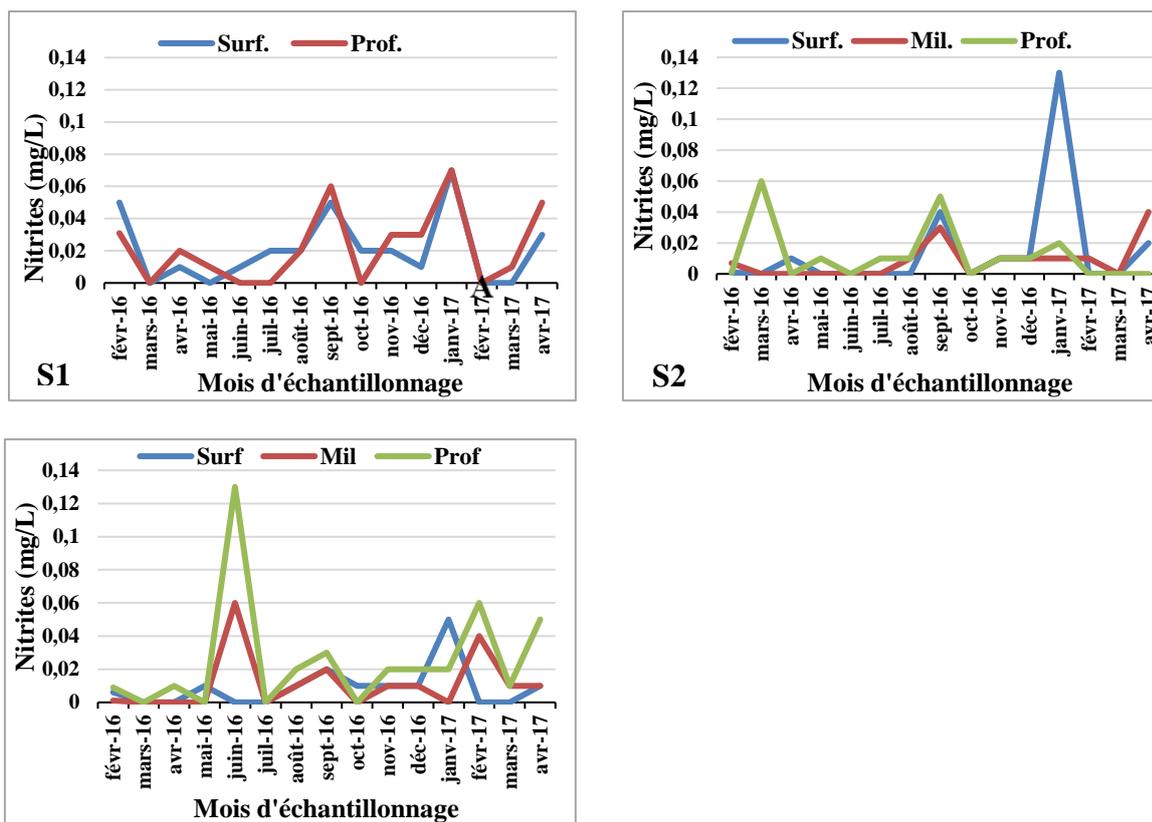


Figure 34 : Variations spatio-temporelles des nitrites aux stations S1, S2, S3

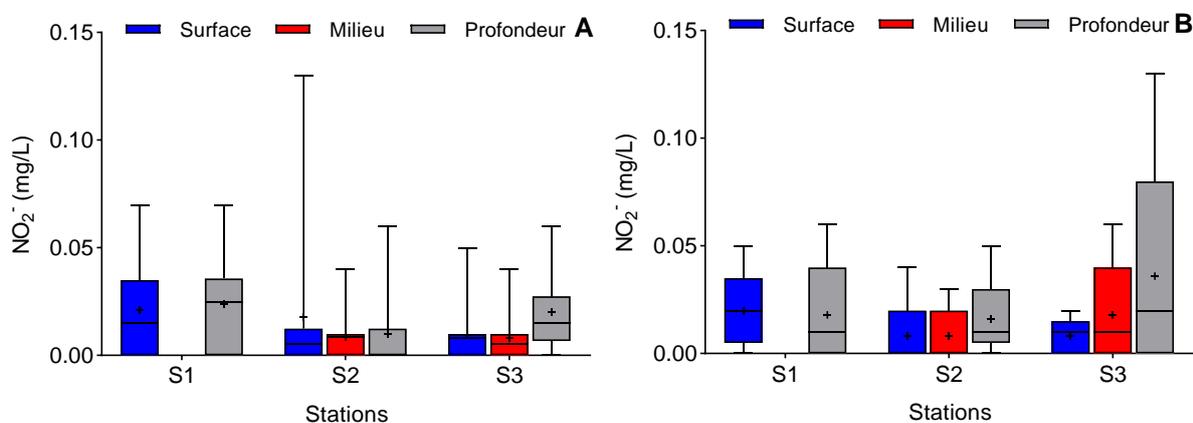


Figure 35 : Variation de la teneur en nitrites des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.

III.1.2.8. Ions ammonium (NH₄⁺)

Les valeurs des ions NH₄⁺ ont oscillé entre 0 et 0,36 mg/L de NH₄⁺ pour une moyenne de 0,03 ± 0,07 mg/L de NH₄⁺ (figure 36).

A la station S1, la valeur minimale enregistrée en surface et en profondeur pendant plusieurs mois au cours de la période d'étude, a été de 0 mg/L de NH₄⁺. Les valeurs maximales

ont été de 0,36 et 0,15 mg/L de NH_4^+ respectivement en surface en mars 2016 et en profondeur en février 2016. Les moyennes annuelles ont été de $(0,04 \pm 0,10)$ mg/L de NH_4^+ en surface et $(0,01 \pm 0,03)$ mg/L de NH_4^+ en profondeur (figure 36).

A la station S2, la valeur minimale des ions NH_4^+ enregistrée pendant plusieurs mois au cours de la période d'étude était de 0 mg/L de NH_4^+ à tous les niveaux d'échantillonnage. Les valeurs maximales enregistrées en février 2017 ont été de 0,18 mg/L de NH_4^+ en surface, 0,22 mg/L de NH_4^+ au niveau des eaux moyennes et 0,21 mg/L de NH_4^+ en profondeur (figure 36). Les moyennes annuelles ont été de $(0,035 \pm 0,062)$; $(0,046 \pm 0,082)$ et $(0,034 \pm 0,074)$ mg/L de NH_4^+ respectivement en surface, au niveau des eaux moyennes et en profondeur.

La valeur minimale des ions NH_4^+ à la station S3 a été de 0 mg/L de NH_4^+ à tous les niveaux d'échantillonnages, au cours de plusieurs mois pendant la période d'étude. Les valeurs maximales ont été de 0,22 mg/L de NH_4^+ en surface et en profondeur en février 2016, et de 0,20 mg/L de NH_4^+ au niveau des eaux moyennes en mai 2016 (figure 36). Les moyennes annuelles ont été de $(0,01 \pm 0,05)$ mg/L de NH_4^+ en surface, $(0,03 \pm 0,06)$ mg/L de NH_4^+ au niveau des eaux moyennes et $(0,05 \pm 0,07)$ mg/L de NH_4^+ en profondeur.

Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les stations et les différents niveaux des stations.

En saison sèche (figure 37 A), les valeurs des nitrates ont oscillé entre 0 et 0,36 mg/L de NH_4^+ autour d'une moyenne de $0,04 \pm 0,05$. En saison des pluies (figure 37 B), les valeurs ont oscillé entre 0 et 0,2 mg/L de NH_4^+ autour d'une moyenne de $0,030 \pm 0,038$. Le test U de Mann-Whitney n'a montré aucune différence significative entre les saisons (0,68).

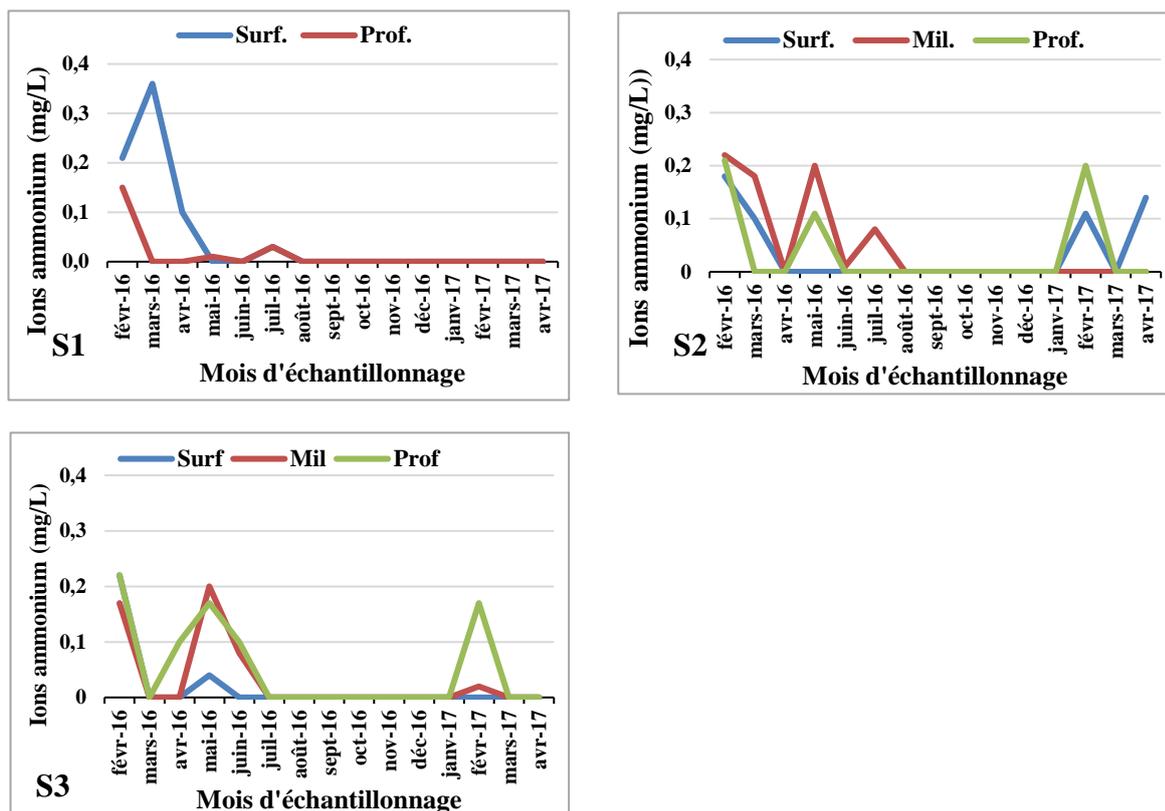


Figure 36: Variation spatio-temporelles de l’ammonium aux stations S1, S2 et S3

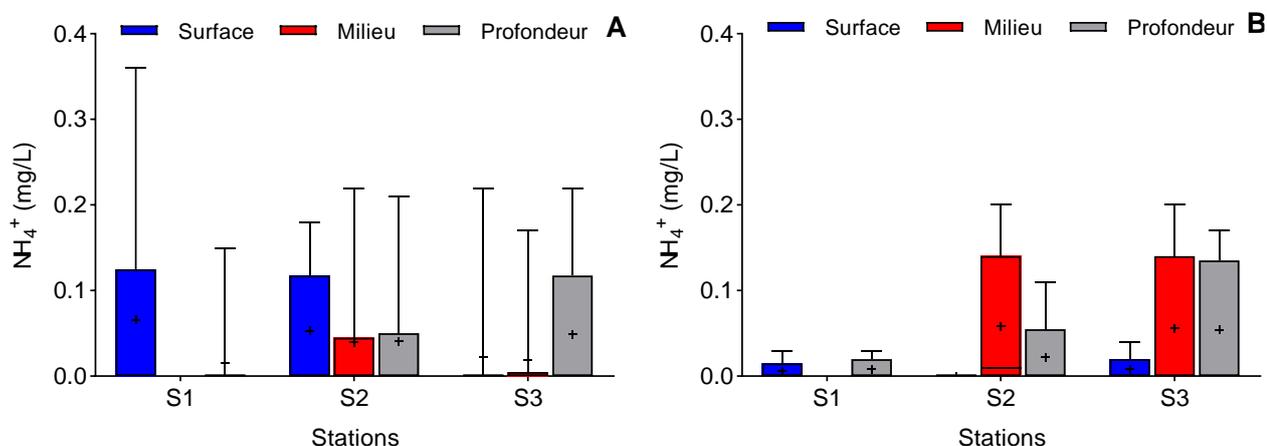


Figure 37 : Variation de la teneur en ions ammonium des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d’étude.

III.1.2.9. Sulfates (SO_4^{2-})

Les valeurs de Sulfate ont oscillé entre 0 et 14 mg/L de SO_4^{2-} pour une moyenne de $(1,49 \pm 2,34)$ mg/L de SO_4^{2-} (figure 38).

A la station S1, la valeur minimale enregistrée en février et juin 2016, a été de 0 mg/L de SO_4^{2-} à tous les niveaux d’échantillonnage. Les valeurs maximales ont été de 7 mg/L de

SO₄²⁻ en surface, en janvier 2017, et de 9 mg/L de SO₄²⁻ en profondeur en septembre 2016 (figure 38). Les moyennes annuelles ont été de (2,46 ± 1,88) et (3,26 ± 2,34) mg/L de SO₄²⁻ respectivement en surface et en profondeur.

A la station S2, la valeur minimale de sulfate enregistrée pendant plusieurs mois au cours de la période d'étude a été de 0 mg/L de SO₄²⁻ à tous les niveaux d'échantillonnage. Les valeurs maximales enregistrées ont été de 6 mg/L de SO₄²⁻ en surface en novembre et décembre 2016, 3 mg/L de SO₄²⁻ au niveau des eaux moyennes en octobre 2016, janvier et mars 2017, et de 6 mg/L de SO₄²⁻ en profondeur en mai 2016 (figure 38). Les moyennes annuelles ont été de (1,20 ± 2,33) ; (0,73 ± 1,27) et (0,73 ± 1,70) mg/L de SO₄²⁻ respectivement en surface, au niveau des eaux moyennes et en profondeur.

A la station S3, la valeur minimale de sulfate a été de 0 mg/L de SO₄²⁻ à tous les niveaux d'échantillonnage, au cours de plusieurs mois pendant la période d'étude. Les valeurs maximales ont été de 7 et 14 mg/L de SO₄²⁻ en Juin 2016 respectivement en surface et au niveau des eaux moyennes, et 5 mg/L de SO₄²⁻ en mars 2017 en profondeur (figure 39). Les moyennes annuelles ont été de (1,00 ± 1,88) mg/L de SO₄²⁻ en surface, (1,86 ± 3,87) mg/L de SO₄²⁻ au niveau des eaux moyennes et (0,66 ± 1,39) mg/L de SO₄²⁻ en profondeur.

Le test H de Kruskal-Wallis a montré une différence significative entre les stations (p = 0,00). Par contre, il n'a existé aucune différence significative entre les différents niveaux d'échantillonnage de chaque station.

En saison sèche (figure 39), les valeurs des sulfates ont oscillé entre 0 et 7 mg/L avec une moyenne de 1,46 ± 1,58 mg/L de SO₄²⁻. En saison des pluies (figure 39), les valeurs moyennes de sulfate ont oscillé entre 0 et 14 mg/L de SO₄²⁻ avec une moyenne de 1,90 ± 2,17. Le test U de Mann-Whitney n'a montré aucune différence significative entre les saisons (p = 0,48).

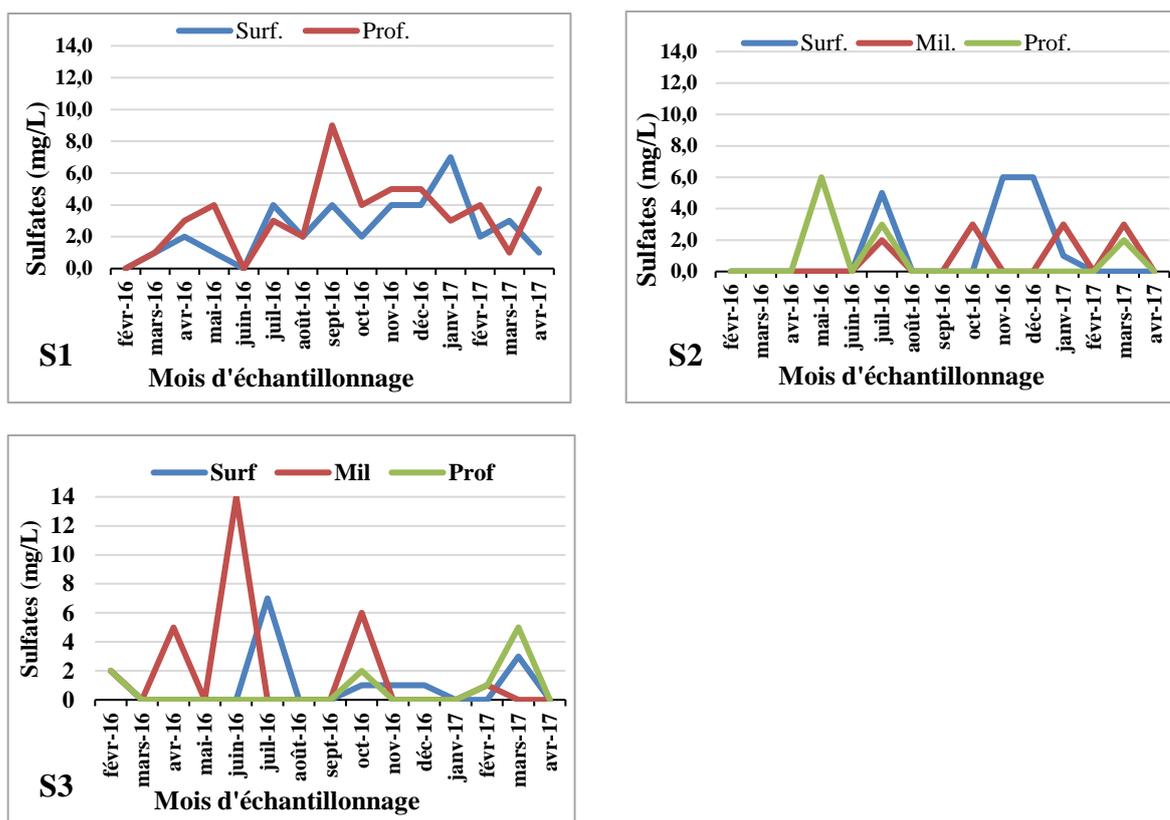


Figure 38 : Variations spatio-temporelles de sulfate aux stations S1, S2, S3

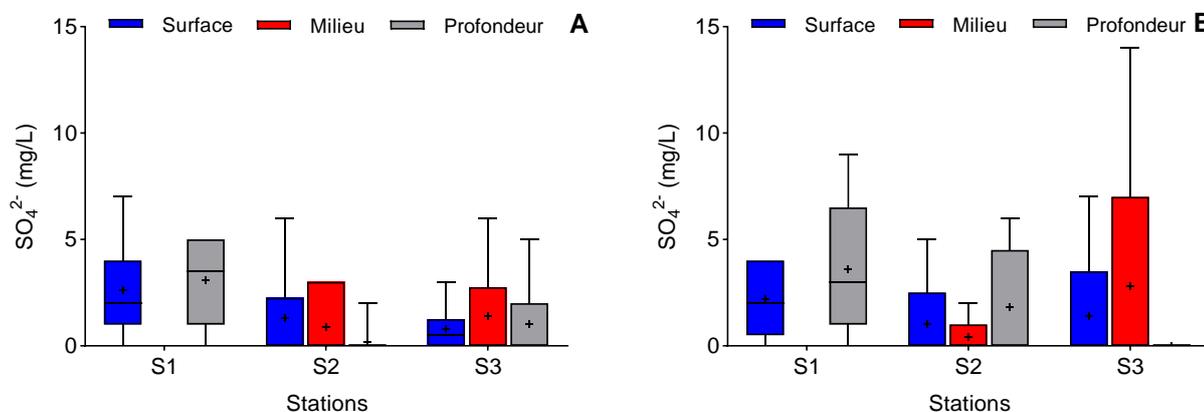


Figure 39 : Variation de la teneur en sulfate des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude

III.1.2.10. Alcalinité

Les valeurs de l'alcalinité ont oscillé entre 0 et 110 mg/L de CaCO_3^- pour une moyenne de $(52,43 \pm 19,09)$ mg/L de CaCO_3^- (figure 40).

A la station S1, la valeur minimale enregistrée en février 2017 a été de 0 mg/L de CaCO_3^- dans les deux niveaux d'échantillonnage. Les valeurs maximales ont été de 85 mg/L de CaCO_3^-

en surface en avril 2016 et de 110 mg/L de CaCO_3^- en profondeur en janvier 2017 (figure 40). Les moyennes annuelles ont été de $(56,33 \pm 20,91)$ mg/L de CaCO_3^- en surface et $(58,33 \pm 25,75)$ mg/L de CaCO_3^- en profondeur.

A la station S2, les valeurs minimales de l'alcalinité ont été de 30 mg/L de CaCO_3^- en avril 2017 en surface, et de 0 et 10 mg/L de CaCO_3^- en février 2017 respectivement au niveau des eaux moyennes et en profondeur. Les valeurs maximales enregistrées ont été de 105 mg/L de CaCO_3^- en surface en février 2016, 85 mg/L de CaCO_3^- au niveau des eaux moyennes en janvier 2017 et en profondeur en mars 2016 et janvier 2017 (figure 40). Les moyennes annuelles ont été de $(52 \pm 18,10)$; $(49,33 \pm 18,79)$ et $(52,66 \pm 20,07)$ mg/L de CaCO_3^- respectivement en surface, au niveau des eaux moyennes et en profondeur.

A la station S3, les valeurs minimales de l'alcalinité ont été de 15 mg/L de CaCO_3^- en février 2017 en surface et en profondeur et de 30 mg/L de CaCO_3^- au niveau des eaux moyennes en juillet 2016. Les valeurs maximales ont été de 96, 90 et 80 mg/L de CaCO_3^- enregistrées respectivement en surface en février 2016, au niveau des eaux moyennes en juin 2016 et en profondeur en avril 2017 (figure 40). Les moyennes annuelles ont été de $(49,06 \pm 17,73)$ mg/L de CaCO_3^- en surface, $(52,33 \pm 15,22)$ mg/L de CaCO_3^- au niveau des eaux moyennes et $(49,33 \pm 16,78)$ mg/L de CaCO_3^- en profondeur.

Il n'a existé aucune différence significative des valeurs de l'alcalinité entre les stations et les différents niveaux d'échantillonnage de chaque station.

En saison sèche (figure 41 A), les valeurs de l'alcalinité ont oscillé de 0 à 110 mg/L de CaCO_3^- avec une moyenne de $53,97 \pm 15,92$ mg/L de CaCO_3^- . En saison des pluies, les valeurs (figure 41 B) ont oscillé entre 30 et 90 mg/L de CaCO_3^- avec une moyenne de $49,88 \pm 9,56$. Il n'a existé aucune différence significative entre les saisons (Mann-Whitney, $p = 0,09$).

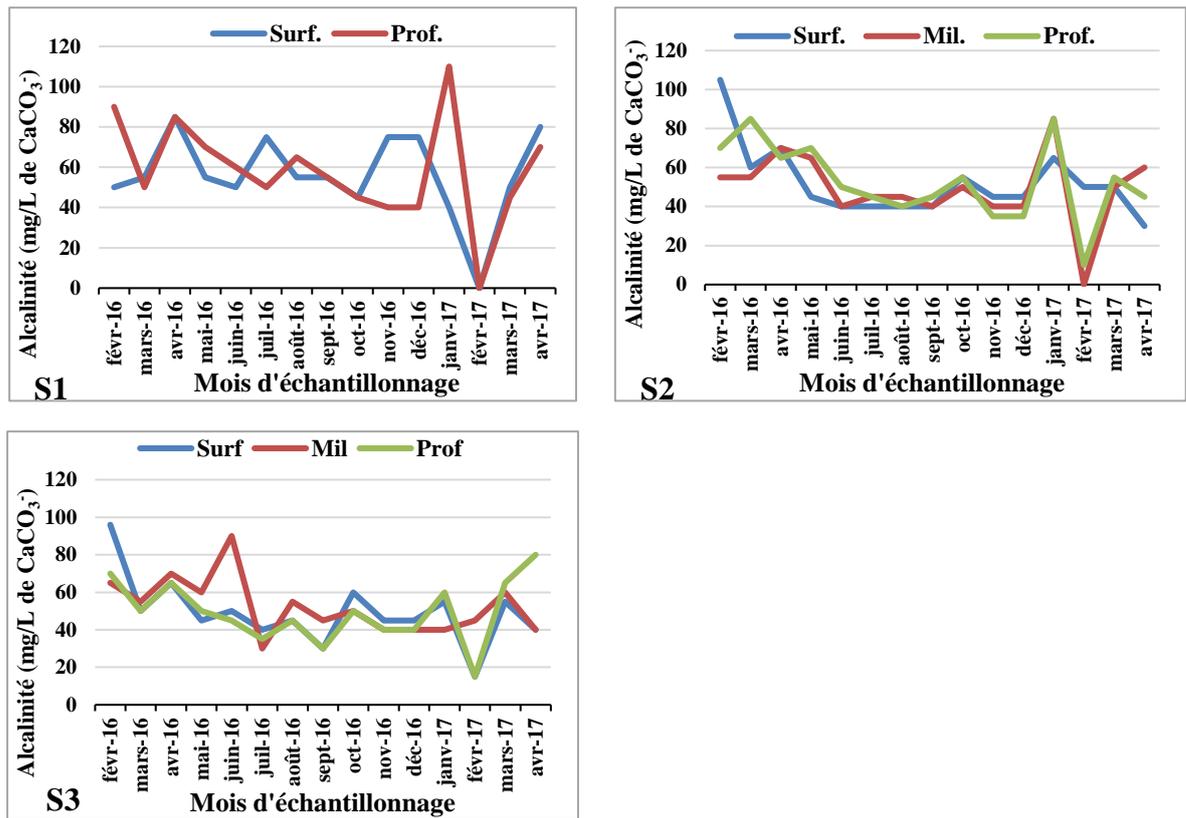


Figure 40 : Variations spatio-temporelles de l'alcalinité aux stations S1, S2 et S3.

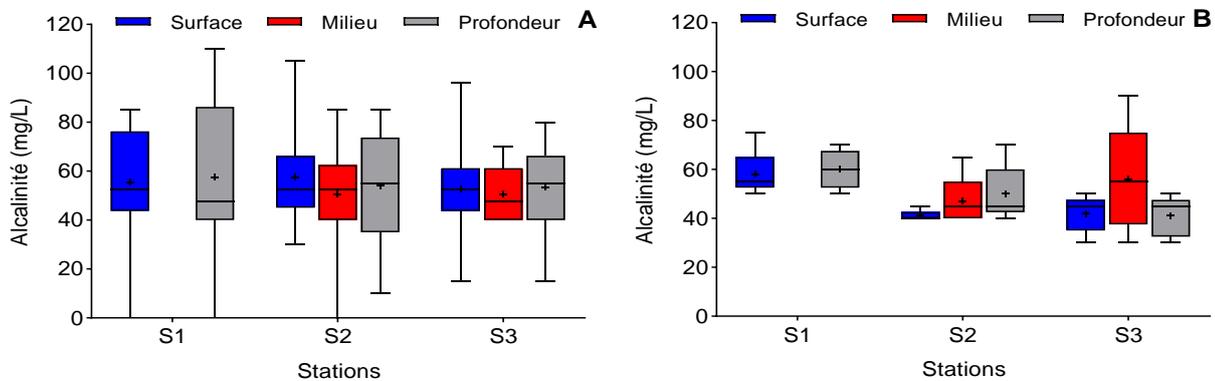


Figure 41: Variation de l'alcalinité des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.

III.1.2.10. Indice de pollution organique

L'Indice de Pollution Organique (IPO) a varié entre 3,05 (en profondeur de la station S3) et 3,44 (au niveau des eaux moyennes de la station S3) au cours de la période d'étude et indique un niveau de pollution modéré dans toutes les stations d'échantillonnage (figure 42).

Il n'a existé aucune différence significative des valeurs de l'IPO entre les stations et les différents niveaux d'échantillonnage de chaque station.

En saison sèche (figure 43 A), les valeurs moyennes de l'IPO ont oscillé entre 2,33 et 4,33 avec une moyenne de $3,28 \pm 0,27$. En saison des pluies (figure 43 B), les valeurs de l'IPO ont oscillé entre 2,33 et 3,66 avec une moyenne de $3,29 \pm 0,26$. Il n'a existé aucune différence significative entre les saisons (Mann-Whitney, $p = 0,71$).

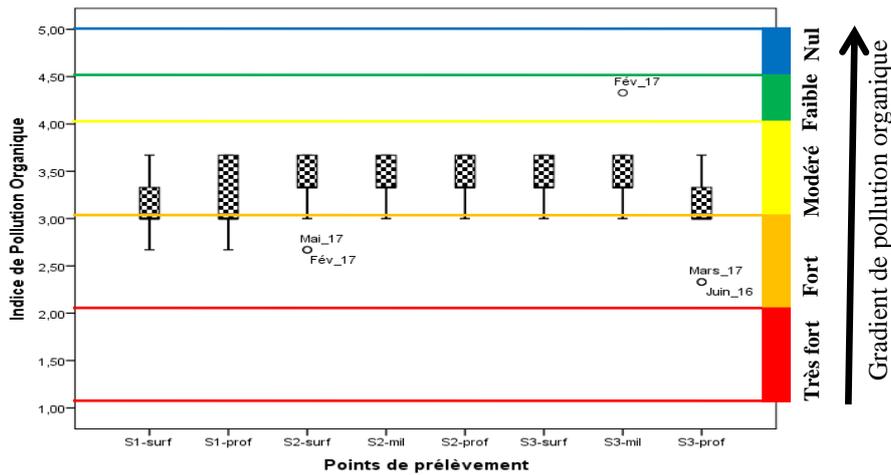


Figure 42 : Variations spatio-temporelles de l'IPO

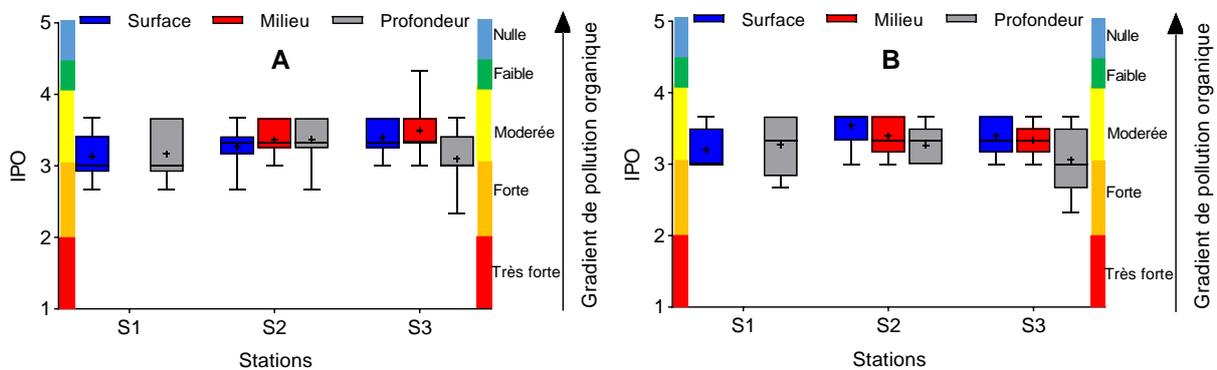


Figure 43: Variations de l'IPO des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.

III.1.2.11. Facteur limitant de l'eutrophisation (N/P)

En saisons sèche, les valeurs du rapport N/P ont varié entre 1,94 et 24,22 à la station S1, 1,07 et 38,88 à la station S2 et entre 0,04 et 39,06 à la station S3 (Figure 44A). En saison pluvieuse, les variations ont été comprises entre 8,20 et 57,40 ; 7,42 et 76,19 ; 0,46 et 75,88 respectivement aux stations S1, S2 et S3 (Figure 44 B). Les valeurs du rapport N/P obtenues en saison sèche étaient inférieures à la valeur standard de Redfield montrant ainsi que l'azote est le facteur limitant durant cette saison. En saison pluvieuse par contre, c'est le phosphate qui

constitue le facteur limitant car les valeurs du ratio standard de Refield ($N/P = 16$) obtenues sont plutôt supérieures à 16. Le test de Kruskal Wallis ne montre aucune différence significative entre les stations et les différents niveaux d'échantillonnage. Par contre, le test de Man-Whitney a montré une différence significative entre les deux saisons. Un grand nombre de valeurs du rapport N/P est supérieur à la valeur standard de Refield ($N/P = 16$).

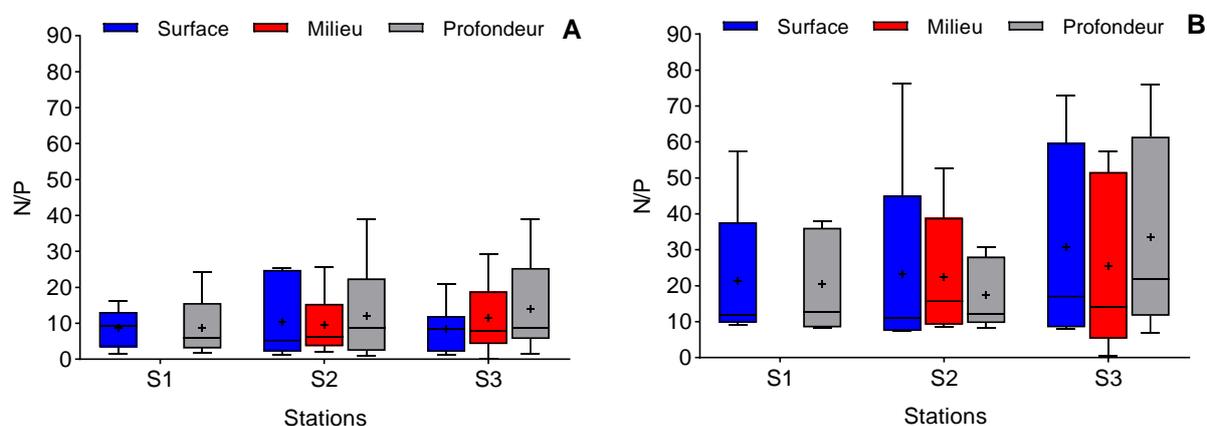


Figure 44: Variation du rapport N/P des eaux du lac en saison sèche (A) et en saison pluvieuse (B) pendant la période d'étude.

III.1.3. Approche typologique des stations en fonction des variables physicochimiques

III.1.3.1. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) des stations basées sur les variables physicochimiques

La classification ascendante hiérarchique a permis d'identifier trois groupes de niveaux de profondeur aux caractéristiques physico-chimiques distinctes.

Le groupe I est constitué essentiellement des zones euphotiques, il s'agit des surfaces des stations 2 et 3, ainsi que le milieu de la station 2. La station 1, constitue à elle seule tout le groupe II. Quant au dernier groupe (III), il est constitué essentiellement de zones tropholytiques. Ce sont les profondeurs des stations 2 et 3, ainsi qu'au niveau des eaux moyennes de la station 3 (figure 45).

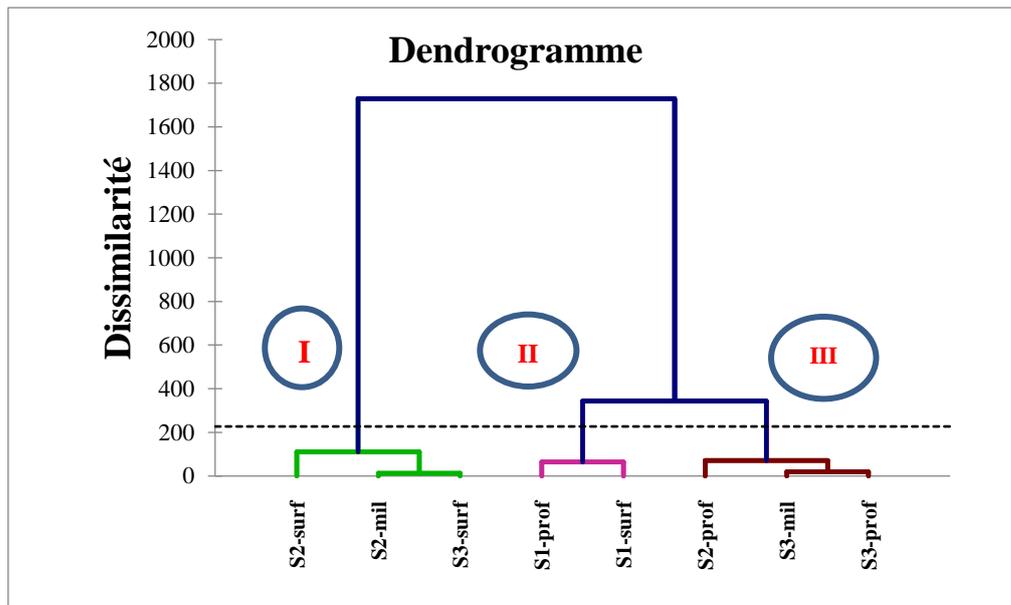


Figure 45 : Classification hiérarchique des stations d'échantillonnage à partir des valeurs des paramètres physiques et chimiques enregistrées pendant la période de l'étude.

III.1.3.2. Analyse en Composantes Principales (ACP) basée sur les données physicochimiques

Une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été faite à la suite de la CAH pour déterminer les paramètres physicochimiques caractéristiques des différents groupes formés. La matrice analysée est un tableau de 15 colonnes correspondant aux paramètres environnementaux pris en compte, et 120 lignes représentant les échantillons prélevés dans les 8 stations d'échantillonnage pendant les 13 mois d'étude. L'essentiel de la variance totale est fourni sur les deux premiers axes factoriels F1 (26,83 %) et F2 (38,74 %) qui cumulent 65,57 % de l'inertie totale.

Sur le cercle des corrélations, les sulfates, l'alcalinité, la couleur et la température sont significativement et positivement corrélés à l'axe F1 (figure 47). Cet axe F1 oppose les ions NO_3^- à la turbidité, la couleur, au CO_2 , et NO_2^- . Les TDS et la conductivité quant à eux, sont significativement et positivement reliés entre eux et négativement à l'axe F1. Les nitrates sont corrélés significativement et positivement à l'axe F2. Le CO_2 est négativement relié à cet axe. L'axe F2 oppose les TDS et la conductivité aux températures, sulfates, alcalinité et couleur. Les autres variables, à savoir les nitrites, les orthophosphates, le pH, le NH_4^+ , la turbidité, l' O_2 dissous ne sont pas significativement corrélés aux deux axes.

Sur la carte factorielle, les huit stations se présentent en trois groupes en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques. On constate que les deux niveaux de la station S1 forment un groupe distinct. La station 1 étant de faible profondeur, toute la colonne d'eau (de

la surface en profondeur) présente les mêmes caractéristiques. D'où la présence de ces deux niveaux de prélèvement dans le même groupe (figure 46). Les surfaces des stations S2 et S3 ainsi que les eaux moyennes de la station S2 forment également un autre groupe. Ces trois niveaux d'échantillonnage sont corrélés aux paramètres tels que les nitrates, le pH, l'oxygène dissous. Ils sont donc assimilables à la zone euphotique du lac où il y a une intense activité photosynthétique. Le dernier groupe est constitué par les profondeurs des stations S2 et S3 et les eaux moyennes de la station S3 (figure 46). Ces trois niveaux d'échantillonnage quant à eux, peuvent être assimilés à la zone trophogène du lac, zone dans laquelle il y'a une très forte activité de minéralisation. Ces niveaux d'échantillonnage sont corrélés aux paramètres tels que la conductivité, les TDS, le CO₂

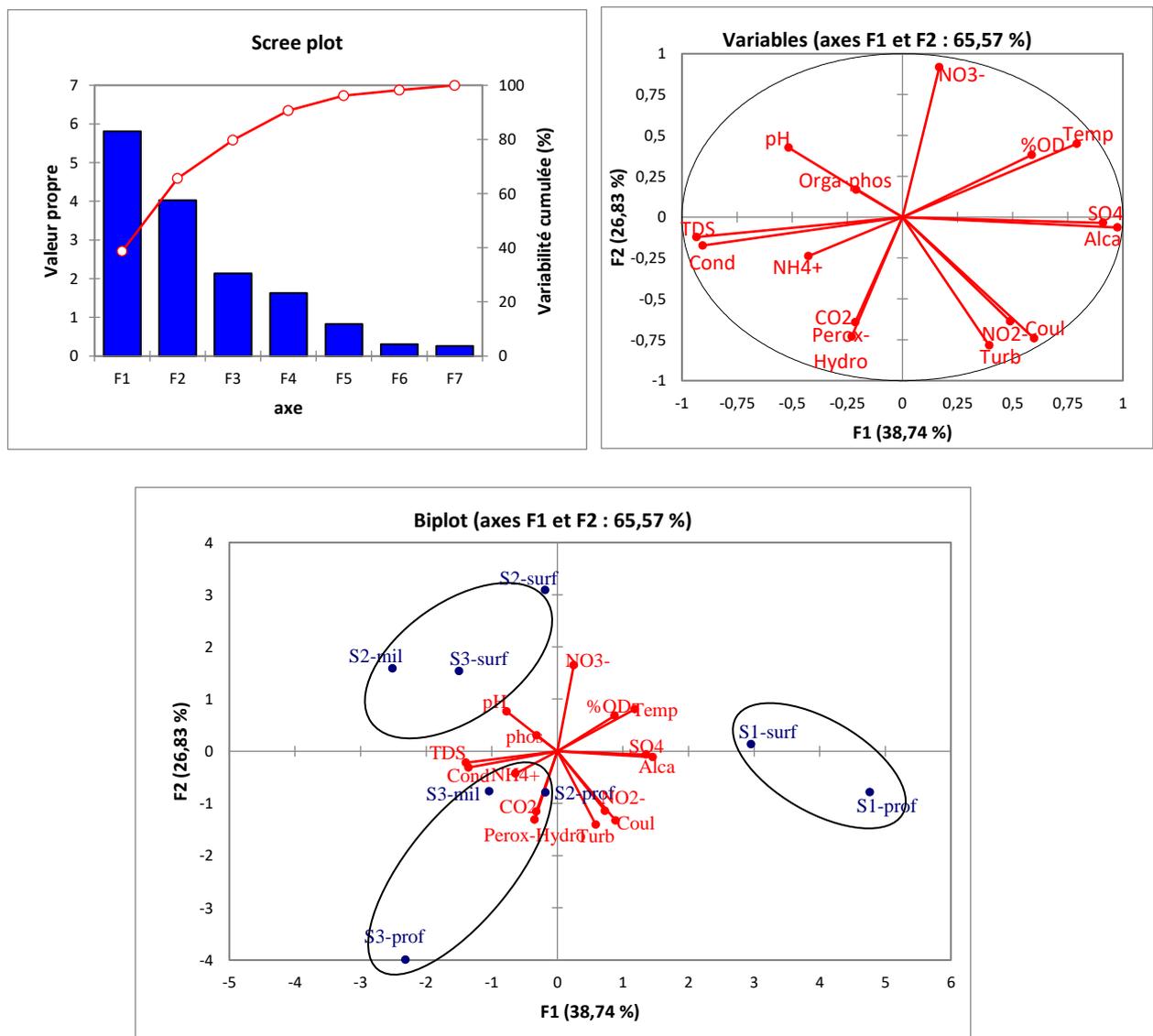


Figure 46 : Analyse en Composantes Principales (ACP) effectuée sur les paramètres physico-chimiques mesurés dans les différentes stations pendant la période d'étude : (A) Histogramme des valeurs propres ; (B) Cercle de corrélation entre les variables et les

axes factoriels F1 et F2 ; (C) Biplot montrant la distribution des stations en rapport avec leurs caractéristiques abiotiques dans le plan factoriel F1 X F2.

III.1.4. Caractérisation biologique des eaux du lac Léré

III.1.4.1. Variation de la richesse spécifique

III.1.4.1.1. Richesse spécifique globale

Au cours des campagnes d'échantillonnage, 49 espèces zooplanctoniques appartenant à 14 familles de trois groupes zooplanctoniques que sont les Rotifères, les Cladocères et les Copépodes ont été recensées dans le lac Léré.

Les Rotifères ont représenté 77,55 % du nombre total d'espèces identifiées, soit 38 espèces regroupées au sein de 10 familles, réparties dans deux ordres : l'ordre de Ploima et l'ordre des Bdelloïda. L'ordre des Ploima domine avec 9 familles dont celle des Brachionidae est la plus diversifiée avec 11 espèces, soit 28,95% d'espèces des Rotifères. Elle est suivie par les familles des Lecanidae, des Trichocercidae et des Testudinellidae qui comptaient respectivement 7 (18,42%), 6 (15,78%) et 5 (13,15%) espèces (Figure 47). L'ordre des Bdelloïda n'est représenté que par la seule famille des Philodinidae qui comptait trois espèces.

Les Cladocères, représentés par 5 espèces regroupées au sein de 3 familles, ont participé à hauteur de 10,20 % de la richesse spécifique zooplanctonique. Les familles des Macrothricidae et des Chydoridae comptaient 2 espèces chacune et celle des Moinidae en comptait une seule (Figure 47).

Les Copépodes quant à eux ont représenté 12,24% de la diversité biologique globale avec 6 espèces appartenant à la seule famille des Cyclopidae (Figure 47).

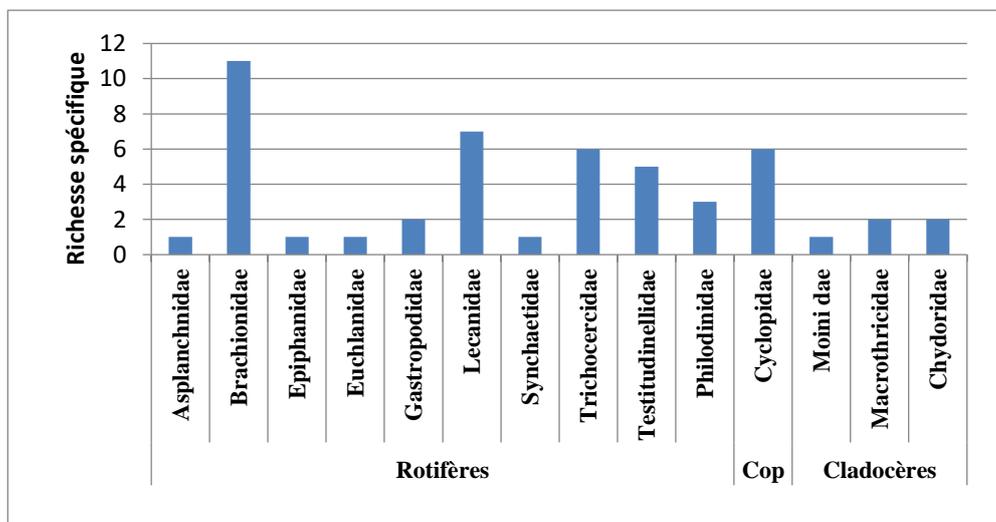


Figure 47 : Richesse spécifique des familles zooplanctoniques recensées lors de la période d'étude ; Cop = Copépodes.

III.1.4.1.1. Richesse spécifique dans les différentes stations étudiées

Globalement, le nombre d'espèces de zooplancton recensées a été de 36 à la station S1 et 34 aux stations S2 et S3 (Tableau III). Au niveau de la traînée et de l'herbier sont recensées respectivement 29 et 33 espèces. Le nombre d'espèces de Rotifères a été de 30, à chacune des stations S1 et S2. A la station S3, à l'herbier et à la traînée, les nombres respectifs d'espèces de Rotifères étaient de 27, 24 et 26. Chez les Cladocères, 3 espèces ont été récoltées dans toutes les stations à l'exception de la traînée où 4 espèces ont été identifiées. Le maximum du nombre d'espèces des copépodes a été observé à la station 3, où 4 espèces ont été récoltées, suivie de la station 1 et de la traînée où le nombre d'espèces était de 3. A la station 2 et à l'herbier, sont récoltées respectivement 1 et 2 espèces.

Le test de Kruskal-Wallis n'a montré aucune variation significative de la richesse spécifique entre les différentes stations ($p = 0,20$).

III.1.4.1.2. Variation spatiale de la richesse spécifique

A la station S1 ont été recensées 32 et 30 espèces zooplanctoniques respectivement en surface et en profondeur. A la station S2, 24 espèces ont été recensées en surface, 28 au niveau moyen et 29 en profondeur. Quant à la station S3, le nombre d'espèces recensées a été de 23 en surface, 28 au niveau moyen et 30 en profondeur (figure 48). Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune variation spatiale significative de la richesse spécifique entre les différents niveaux d'échantillonnage ($P < 0,306$).

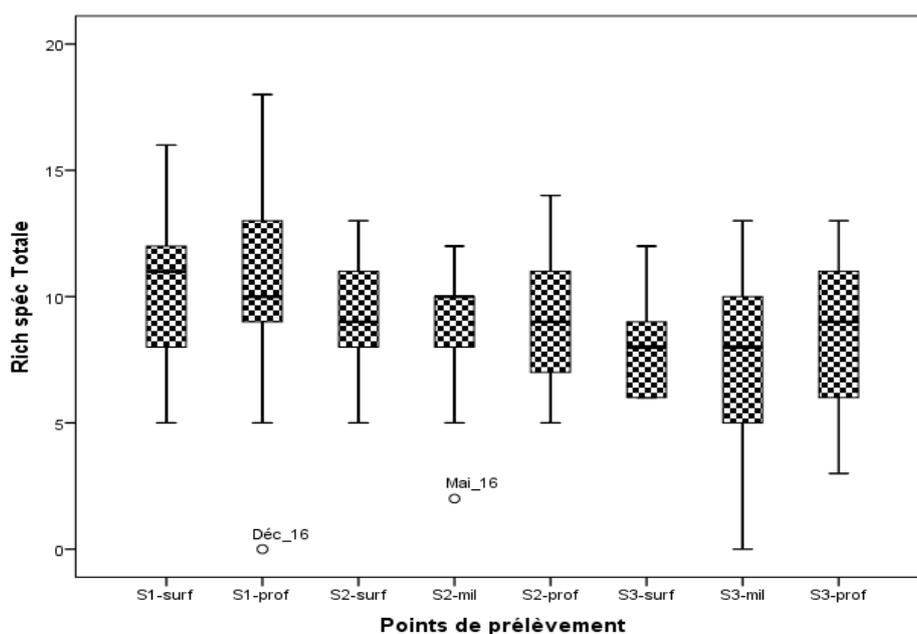


Figure 48 : Variation spatiale de la richesse spécifique du zooplancton par niveau d'échantillonnage au cours de la période d'étude.

III.1.4.1.2.1- Richesse spécifique des Rotifères

III.1.4.1.2.1.1- Richesse spécifique des Rotifères à la station S1

A la station S1, ont été récoltées en surface et dans la couche profonde respectivement, 27 et 22 espèces zooplanctoniques appartenant à 9 et 8 familles (Tableau IV). Aux deux niveaux d'échantillonnage, la famille des Brachionidae a été la plus représentée avec 7 espèces. En surface, cette famille est suivie des familles des Lecanidae, des Trichocercidae et des Testidunellidae qui comptaient chacune 5 espèces. Les Asplanchnidae, Epiphanidae, Gastropodidae, Synchaetidae et Philodinidae n'étaient représentées que par une seule espèce. En profondeur, les familles des Lecanidae et Philodinidae ont été représentées par 2 espèces, et celles des Trichocercidae et Testidunellidae par 4 espèces chacune. En dehors des Epiphanidae qui sont absentes, les Asplanchnidae, Gastropodidae et Synchaetidae ont enregistré la même proportion d'espèces qu'en surface.

III.1.4.1.2.1.2- Richesse spécifique des Rotifères à la station S2

A la station S2, 22 espèces appartenant à 9 familles ont été recensées en surface. La famille des Brachionidae a compté 6 espèces, celles des Testidunellidae, Trichocercidae et Lecanidae ont été représentées respectivement par 5, 4 et 2 espèces.

Tableau III : Richesse spécifique des groupes zooplanctoniques dans les différentes stations

Groupe	Familles	Espèces	S1	S2	S3	Herbier	Trainée	
Rotifères	Asplanchnidae	<i>Asplanchna sieboldi</i> ,	*	*	*	*	*	
		<i>Brachionus urceolaris</i>	*	*	*	*	*	
	Brachionidae	<i>Brachionus angularis</i>	*	*	*	*	*	
		<i>Brachionus calyciflorus</i>	*	*	*	*	*	
		<i>Brachionus falcatus</i>	*	*	*		*	
		<i>Brachionus quadridentatus</i>		*				
		<i>Brachionus leydigia</i>	*	*				
		<i>Brachionus quadricornis</i>					*	
		<i>Brachionus bidentata</i>	*	*		*	*	
		<i>Keratella tropica</i>	*	*	*	*	*	
		<i>Keratella germinata</i>	*	*	*	*	*	
		<i>Notholca jasnivskdi</i>		*	*			
	Epiphanidae	<i>Epiphanes clavulata</i>	*	*	*		*	
	Euchlanidae	<i>Euchlanis dilatata</i>		*	*	*	*	
	Gastropodidae	<i>Ascomorpha saltans</i>	*	*	*	*	*	
		<i>Ascomorpha ecaudis</i>			*			
	Lecanidae	<i>Lecane bulla</i>	*	*	*	*	*	
		<i>Lecane closterocerca</i>	*	*	*			
		<i>Lecane curvicornis</i>	*					
		<i>Lecane tudicola</i>	*	*	*			
		<i>Lecane triphoma</i>	*					
		<i>Lecane murayi</i>					*	
		<i>Lecane ovalis</i>	*	*		*		
Synchaetidae	<i>Polyarthra vulgaris</i>	*	*	*	*	*		
Trichocercidae	<i>Trichocerca elongata</i>		*					
	<i>Trichocerca pusilla</i>	*	*	*	*	*		
	<i>Trichocerca chattoni</i>	*	*	*	*	*		
	<i>Trichocerca iernis</i>	*	*	*	*	*		
	<i>Trichocerca capucina</i>	*						
	<i>Trichocerca heterodactyla</i>	*	*	*	*	*		
Testudinellidae	<i>Filinia opoliensis</i>	*	*	*	*	*		
	<i>Filinia terminalis</i>	*	*	*	*	*		
	<i>Filinia longiseta</i>	*	*	*	*	*		
	<i>Filinia pejleri</i>	*	*	*	*	*		
	<i>Testudinella patina</i>	*	*	*	*	*		
	Philodinidae	<i>Rotaria sp</i>	*	*	*	*	*	
		<i>Rotaria neptuna</i>				*	*	
		<i>Rotaria rotatoria</i>	*		*		*	
	Cladocères	Moinidae	<i>Moina brachiata</i>	*	*	*	*	*
			<i>Macrothrix rosea</i>	*	*	*		*
<i>Macrothrix hirsuticornis</i>							*	
<i>Chydorus piger</i>						*	*	
<i>Acroperus harpae</i>			*	*	*	*		
Copépodes	Cyclopidae	<i>Metacyclops sp</i>	*		*		*	
		<i>Thermocyclops crassus</i>			*		*	
		<i>Thermocyclops neglectus</i>	*	*	*	*	*	
		<i>Cryptocyclops sp1</i>			*			
		<i>Cryptocyclops sp2</i>	*					
		<i>Tropocyclops sp</i>				*		
Totaux			36	34	34	29	33	

Les familles des Asplanchnidae, Epiphanidae, Gastropodidae, Synchaetidae et Philodinidae ne sont représentées que par une seule espèce. Les espèces les plus représentées sont celles de *Brachionus angularis*, *Keratella tropica*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca chattoni*, *Filinia opoliensis*, *Filinia terminalis*.

Au niveau des eaux moyennes (Tableau IV), 25 espèces de Rotifères appartenant à 10 familles ont été recensées. En plus de toutes les familles rencontrées en surface, s'ajoute la famille des Euchlanidae qui est représentée par une seule espèce. En dehors de la famille des Brachionidae, Trichocercidae, Testidunellidae et Lecanidae, qui comptent respectivement 6, 5, 5 et 3 espèces, toutes les autres familles n'étaient représentées que par une espèce. *Brachionus urceclaris*, *Keratella tropica*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca chattoni*, *Filinia terminalis* sont les plus rencontrés.

En profondeur, 26 espèces de Rotifères appartenant à 9 familles ont été recensées (Tableau IV). La famille des Euchlanidae rencontrée au milieu de cette station est absente à ce niveau. Les familles des Brachionidae, Trichocercidae, Testidunellidae et Lecanidae, comptent respectivement 10, 4, 4 et 3 espèces. Le reste des familles présentes n'ont été représentées que par une seule espèce chacune. En plus de *Keratella germinata*, les espèces les plus représentées sont pareilles à celles présentes au niveau des eaux moyennes de la station.

III.1.4.1.2.1.3- Richesse spécifique des Rotifères à la station S3

En surface de la station S3, 19 espèces de Rotifères ont été recensées (Tableau IV). La famille des Brachionidae était la plus diversifiée avec 7 espèces et suivie de celle des Trichocercidae qui en a comptée 4. La famille des Testidunellidae a compté 2 espèces alors que les Asplanchnidae, Lecanidae, Epiphanidae, Gastropodidae, Synchaetidae et Philodinidae n'étaient représentées que par une seule espèce. *Brachionus urceclaris*, *Keratella tropica*, *Keratella germinata*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca chattoni*, *Filinia opoliensis*, *Filinia terminalis* et *Rotaria* sp sont les espèces les plus rencontrées.

Neuf des dix familles rencontrées en surface ont aussi été obtenues au niveau des eaux moyennes de la station (Tableau IV) à l'exception de la famille des Epiphanidae. Les Brachionidae sont représentées par 7 espèces, les Trichocercidae et les Testidunellidae par 4 espèces chacune. Les Lecanidae et les Gastropodidae sont représentées respectivement par 3 et 2 espèces. Les Asplanchnidae, Euchlanidae et Synchaetidae ne sont représentées que par une seule espèce. Les Philodinidae quant à eux, sont représentées par 2 espèces. *Keratella tropica*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca chattoni*, *Filinia opoliensis* et *Rotaria* sp sont les espèces les plus rencontrées.

Toutes les 10 familles sont présentes en profondeur de la station (Tableau IV). La famille des Brachionidae la plus représentée compte 8 espèces. Les Testidunellidae, Trichocercidae et Lecanidae sont représentées respectivement par 5, 4 et 2 espèces. Les autres familles ne comptent qu'une seule espèce chacune. *Keratella tropica*, *Trichocerca chattoni*, *Filinia opoliensis*, *Filinia terminalis* sont les espèces les plus représentées.

III.1.4.1.2.1.4- Richesse spécifique des Rotifères au niveau de l'herbier et de la trainée

Au niveau de l'herbier, 24 espèces appartenant à 9 familles ont été identifiées (Tableau IV). Les Brachionidae ont été représentés par 6 espèces. Ils sont suivis par les Testidunellidae, Trichocercidae et Lecanidae qui comptent respectivement 5, 4 et 3 espèces. Les Philodinidae ont été représentés par 2 espèces. Les Asplanchnidae, Euchlanidae, Gastropodidae, Synchetidae ont compté chacune une seule espèce.

En ce qui concerne la trainée, 26 espèces de rotifères appartenant à 10 familles ont été identifiées (Tableau IV). Les Brachionidae ont été représentées par 8 espèces. Les Testidunellidae, Trichocercidae et Philodinidae sont représentés respectivement par 5, 4 et 3 espèces. Les Asplanchnidae, Epiphanidae, Euchlanidae, Gastropodidae, Lecanidae et Synchaetidae sont représentés chacune par une seule espèce.

III.1.4.1.2.2. Richesse spécifique des microcrustacés

III.1.4.1.2.2.1- Richesse spécifique des microcrustacés à la station S1

A la station S1, les 3 familles des cladocères sont représentées chacune par une seule espèce en surface et en profondeur. Ces espèces sont *Moina brachiata*, *Macrothrix rosea* et *Acroperus harpea*. Chez les Cyclopidae, deux espèces sont recensées en surface. Ce sont *Metacyclops* sp, *Thermocyclops neglectus*. En profondeur, en plus de ces deux espèces s'ajoute *Cryptocyclops* sp2.

III.1.4.1.2.2.2- Richesse spécifique des microcrustacés à la station S2

A la station S2, les deux familles des cladocères à savoir les Moinidae et les Macrothricidae ont été présentes en surface et en profondeur. Au niveau des eaux moyennes de la station, on note en plus de ces deux familles, la famille des Chydoridae. Les espèces *Moina brachiata* et *Macrothrix rosea*, ont été rencontrées au niveau de ces trois points d'échantillonnage. Les Cyclopidae absents en surface, sont représentés par l'espèce *Thermocyclops neglectus* dans les deux autres niveaux d'échantillonnage.

Tableau IV : Espèces de Rotifères présentes en surface et en profondeur des stations S1, S2 et S3, au niveau des eaux moyennes des stations S2 et S3 ainsi qu'au niveau de l'herbier et de la trainée, au cours de la campagne d'échantillonnage.

Groupe	Famille	Espèces	S1 Surf	S1 Prof	S2 Surf	S2 Mil	S2 Prof	S3 Surf	S3 Mil	S3 Prof	Herb	Train		
Rotifères	Asplanchnidae	<i>Asplanchna sieboldi</i> ,	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		
	Brachionidae	<i>Brachionus urceolaris</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
		<i>Brachionus angularis</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
		<i>Brachionus calyciflorus</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
		<i>Brachionus falcatus</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*		*	
		<i>Brachionus quadridentatus</i>					*							
		<i>Brachionus leydigia</i>	*				*							
		<i>Brachionus quadricornis</i>											*	
		<i>Brachionus bidentata</i>		*			*					*	*	
		<i>Keratella tropica</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
		<i>Keratella germinata</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Notholca jasnivskdi</i>					*	*	*	*					
	Epiphanidae	<i>Epiphanes clavulata</i>	*		*	*	*	*	*		*		*	
	Euchlanidae	<i>Euchlanis dilatata</i>				*				*	*	*	*	
	Gastropodidae	<i>Ascomorpha saltans</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
		<i>Ascomorpha ecaudis</i>								*				
	Lecanidae	<i>Lecane bulla</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
		<i>Lecane closterocerca</i>		*	*	*	*			*				
		<i>Lecane curvicornis</i>	*											
		<i>Lecane tudicola</i>	*			*				*	*			
		<i>Lecane triphoma</i>	*											
		<i>Lecane murayi</i>										*		
		<i>Lecane ovalis</i>	*				*					*		
	Synchaetidae	<i>Polyarthra vulgaris</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	Trichocercidae	<i>Trichocerca elongata</i>				*								
		<i>Trichocerca pusilla</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
		<i>Trichocerca chattoni</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
		<i>Trichocerca iernis</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
		<i>Trichocerca capucina</i>	*											
<i>Trichocerca heterodactyla</i>		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		
Testudinellidae	<i>Filinia opoliensis</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		
	<i>Filinia terminalis</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		
	<i>Filinia longiseta</i>	*		*	*					*	*	*		
	<i>Filinia pejleri</i>	*	*	*	*	*			*	*	*	*		
	<i>Testudinella patina</i>	*	*	*	*	*			*	*	*	*		
Philodinidae	<i>Rotaria sp</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		
	<i>Rotaria neptuna</i>										*	*		
	<i>Rotaria rotatoria</i>		*						*	*		*		
Total		27	22	22	25	26	19	25	25	24	26			

Légende : Surf : Surface, Mil : Milieu, Prof : Profondeur, Herb : Herbier, Train : Trainée

III.1.4.1.2.2.3- Richesse spécifique des microcrustacés à la station S3

A la station S3, les trois familles des cladocères ont été présentes à tous les niveaux d'échantillonnage à l'exception des Macrothricidae qui sont absentes en profondeur. *Moina brachiata*, *Macrothryx rosea* et *Acroperus harpea* sont les espèces récoltées dans cette station. Chez les copépodes, la famille des Cyclopidae absente au niveau des eaux moyennes de la station, est représentée par les espèces *Métacyclops* sp, *Thermocyclops crassus* et

Cryptocyclops sp en profondeur. *Thermocyclops neglectus* est la seule espèce présente en surface.

III.1.4.1.2.2.4- Richesse spécifique des microcrustacés au niveau de l’herbier et de la trainée

Au niveau de l’herbier, 2 familles des Cladocères ont été représentées, les Moinidae sont représentés par l’espèce *Moina brachiata*, les Chydoridae par *Chydorus piger* et *Acroperus harpae*. Chez les copépodes, *Thermocyclops neglectus* et *Tropocyclops* sp étaient présentes. Toutes les 3 familles des Cladocères étaient présentes au niveau de la trainée. Elles sont représentées par *Moina brachiata*, *Macrothrix rosea*, *Macrothrix hirsuticornis* et *Chydorus piger*. Chez les Cyclopidae, ce sont *Métacyclops* sp, *Thermocyclops crassus* et *Thermocyclops neglectus* qui ont été représentés.

Tableau V : Espèces de microcrustacés (Cladocères et Copépodes) présentes en surface et en profondeur des stations S1, S2 et S3 au niveau des eaux moyennes des stations S2 et S3 ainsi qu’au niveau de l’herbier et de la trainée au cours de la campagne d’échantillonnage.

Groupe	Famille	Espèces	S1	S1	S2	S2	S2	S3	S3	S3	Her bier	Trai née	
			Surf	Prof	Surf	Mil	Prof	Surf	Mil	Prof			
Cladocères	Moinidae	<i>Moina brachiata</i>	*	*	*	*		*	*	*	*	*	
		<i>Macrothrix rosea</i>	*	*	*	*		*	*			*	
		<i>Macrothrix hirsuticornis</i>											*
		<i>Chydorus piger</i>										*	*
		<i>Acroperus harpae</i>	*	*		*		*	*	*	*	*	
Copépodes	Cyclopidae	<i>Metacyclops</i> sp	*	*						*		*	
		<i>Thermocyclops crassus</i>								*		*	
		<i>Thermocyclops neglectus</i>	*	*		*	*	*			*	*	
		<i>Cryptocyclops</i> sp1								*			
		<i>Cryptocyclops</i> sp2		*									
		<i>Tropocyclops</i> sp								*			
Total			5	6	2	4	1	4	3	5	5	7	

III.1.4.1.3. Variation saisonnière de la richesse spécifique

D’une manière générale, les nombres d’espèces recensées est plus important en saison sèche qu’en saison pluvieuse exception faite au niveau de l’herbier.

En saison sèche, les nombres d’espèces récoltées aux différentes stations ont été de 31, 32, 30, 20 et 27 respectivement aux stations S1, S2, S3, herbier et trainée. En saison de pluies, 25 espèces ont été recensées à la station S1, 23 à la station S2, 25 à la station S3, 22 à l’herbier et 25 à la trainée (figure 49).

Le test de Mann-Whitney montre l'existence d'une différence saisonnière significative de la richesse spécifique ($p = 0,029$)

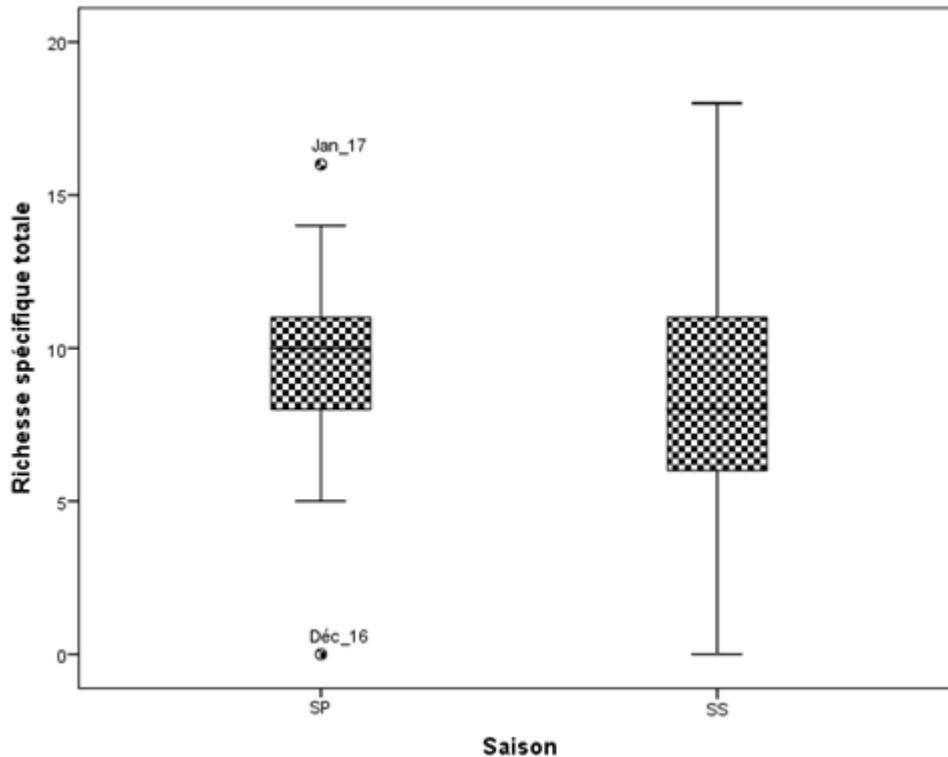


Figure 49 : Variations saisonnière de la richesse spécifique globale du zooplancton

III.1.4.1.1.3. Richesse spécifique globale du zooplancton dans le lac

III.1.4.1.1.3.1. Richesse spécifique globale du zooplancton à la station S1

A la station S1, le plus petit nombre d'espèces de Rotifères a été obtenu en surface en Juin 2016 et le plus grand nombre en décembre 2016 (figure 50 A) variant de 4 à 15 espèces. En profondeur, le nombre d'espèces a varié de 0 à 14 ; le plus petit nombre étant enregistré en novembre 2016, et le plus grand nombre en septembre et décembre 2016 (figure 51 B). L'allure de la courbe du nombre d'espèces évolue en dents de scie dans les deux points d'échantillonnage.

Pour ce qui est des microcrustacés, le nombre d'espèces a été très faible durant toute la période d'échantillonnage. Le nombre d'espèces de cladocères a varié de 0 à 2 en surface (figure 51 A) et en profondeur (figure 50 B). Le nombre d'espèces de copépode a varié de 0 à 1 en surface (figure 50 A) et de 0 à 3 en profondeur (figure 50 B).

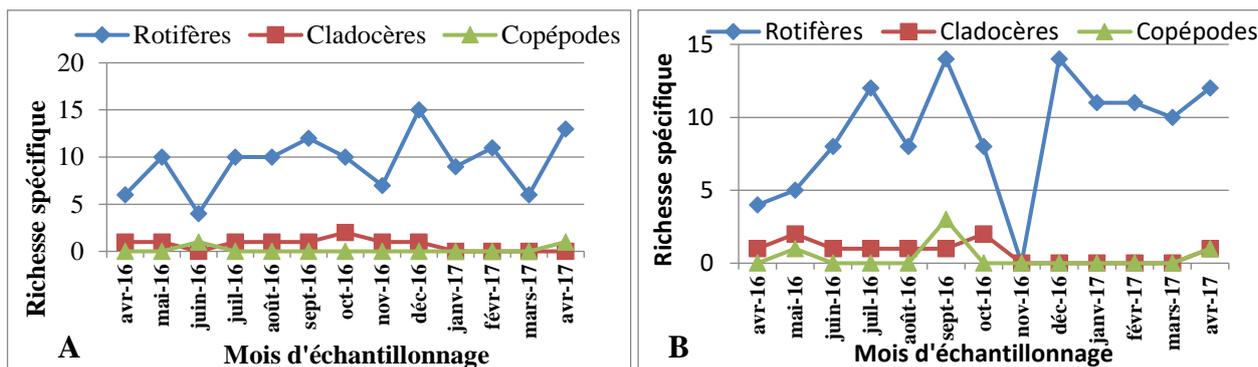


Figure 50 : Richesse spécifique des groupes du zooplancton en surface (A) et en profondeur (B) de la station S1

III.1.4.1.3.2. Richesse spécifique globale du zooplancton à la station S2

A la station S2, l'allure de la courbe du nombre d'espèces de Rotifère est plus ou moins similaire dans les trois points d'échantillonnage. Le plus grand nombre d'espèces de rotifère en surface était obtenu en juin, août 2016 et février 2017, le plus petit nombre en avril 2016 (figure 51 A). Au niveau des eaux moyennes de la station, c'est en février et mars 2017 qu'est enregistré le maximum du nombre d'espèces (figure 51 B). En profondeur, le maximum n'est enregistré qu'au mois de février 2017 (figure 51 C). Dans ces deux derniers points d'échantillonnage, le minimum du nombre d'espèces est obtenu en mai 2016, au niveau des eaux moyennes et en mai et août 2016 en profondeur (figure 51 B et C).

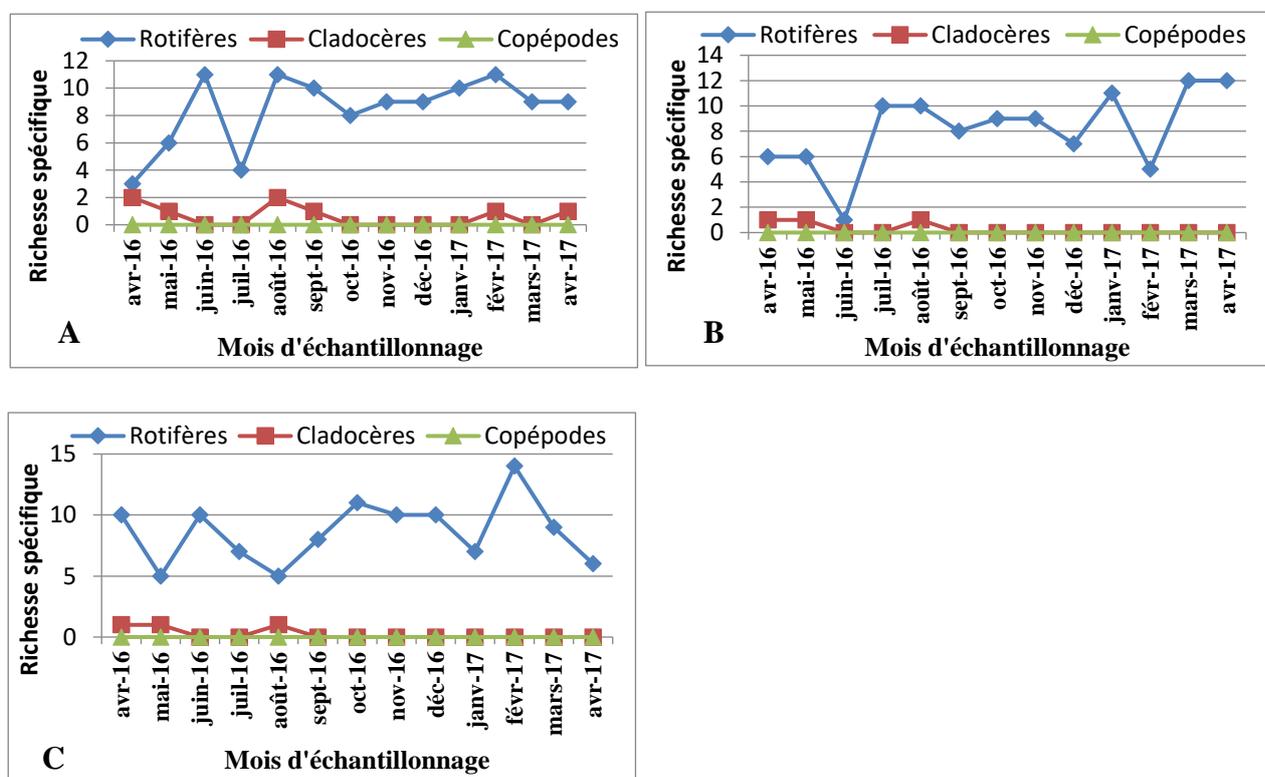


Figure 51 : Richesse spécifique des groupes du zooplancton en surface (A), au niveau des eaux moyennes (B) et en profondeur (C) de la station S2

En ce qui concerne les microcrustacés, le nombre d'espèces a demeuré faible dans les trois points d'échantillonnage. Pour les cladocères, il a varié de 0 à 2 en surface et de 0 à 1, au niveau des eaux moyennes (figure 51 B) et en profondeur (figure 51 C) de la station. Les copépodes se sont singularisés par leur absence durant la majeure période d'échantillonnage, sauf en septembre et juin 2016 respectivement au niveau des eaux moyennes (figure 52 B) et en profondeur figure 52 C) de la station.

III.1.4.1.3.3. Richesse spécifique globale du zooplancton à la station S3

A la station S3, le maximum du nombre d'espèces pour les rotifères était obtenu en février 2017 en surface (figure 52 A) et au niveau des eaux moyennes (figure 52 B) de la station. Dans ce dernier point d'échantillonnage, ce nombre est également enregistré en mars 2017, tout comme en profondeur (figure 52 C) de la station. Le minimum du nombre d'espèces est obtenu en août 2016 en surface et en mars 2016 dans les deux derniers points d'échantillonnage.

Pour les microcrustacés Cladocères, le nombre d'espèces a varié de 0 à 1 dans les trois points d'échantillonnage. Les Copépodes quant à eux n'étaient représentés que par une seule espèce au mois de mars 2017, en surface (figure 52 A) de la station. En profondeur (figure 52 C), leur nombre a varié de 1 en février 2017 à 3 en mai 2016.

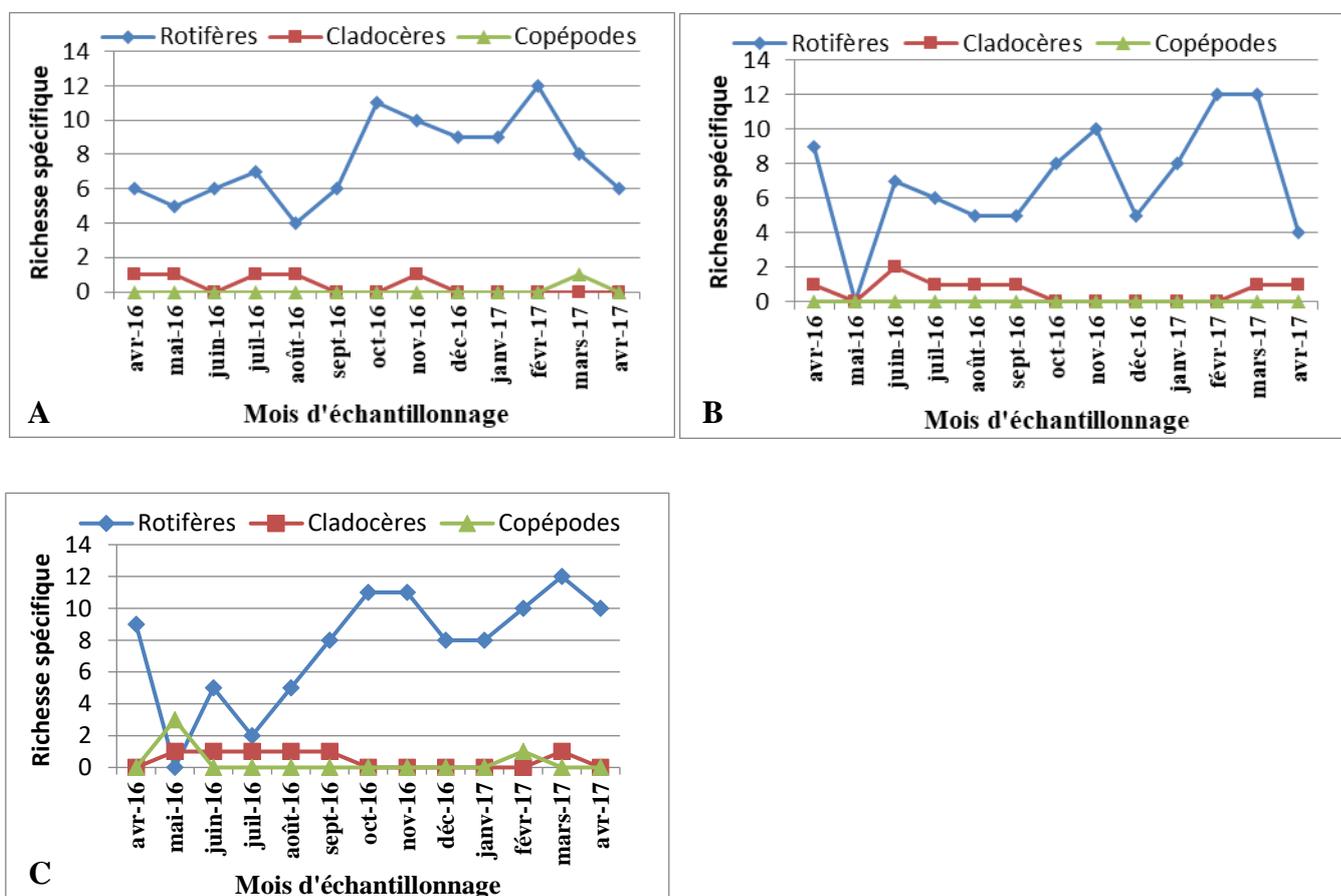


Figure 52 : Richesse spécifique des groupes du zooplancton en surface (A), au niveau des eaux moyennes (B) et en profondeur (C) de la station S3

III.1.4.1.3.4. Richesse spécifique globale du zooplancton au niveau de l’herbier et de la trainée

Au niveau de l’herbier (figure 53 A), le nombre d’espèces de rotifères a varié de 2 à 11. Le minimum étant obtenu en février et mars 2016, le maximum en juin 2016. Pour ce qui est des microcrustacés, le nombre d’espèces des Cladocères a varié de 0 à 2 espèces. Quant aux Copépodes, le nombre d’espèces était nul durant toute la période d’échantillonnage sauf en mars 2016 pendant lequel deux espèces étaient enregistrées.

Au niveau de la trainée (figure 53 B), le plus petit nombre étant d’une seule espèce, enregistrée en octobre 2016, et le plus grand nombre de 12, en juillet 2016. Les microcrustacés étaient absents pendant plusieurs mois au cours de la période d’échantillonnage. Les maximums de nombre d’espèces étaient de 2 et 3 respectivement pour les Cladocères et les Copépodes.

Il est à noter que les espèces *Brachionus quadricornis* et *Macrothrix hirsuticornis* n’étaient recensées qu’au niveau de la trainée et *Lecane murayi* et *Tropocyclops* sp au niveau de l’herbier. Quant aux espèces *Chydorus piger* et *Rotaria neptuna*, elles étaient recensées au niveau de ces deux stations.

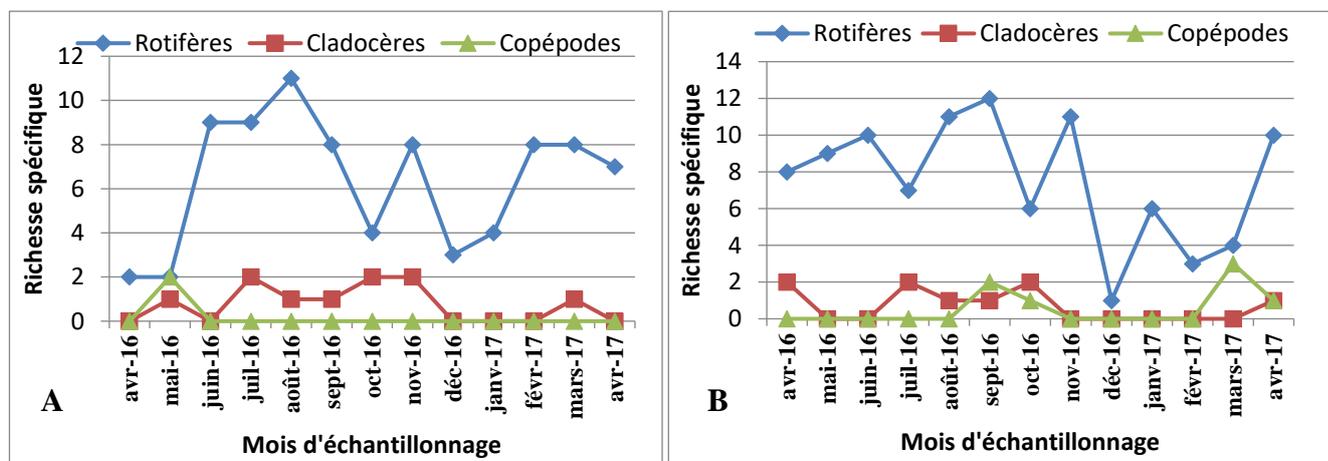


Figure 53 : Richesse spécifique des groupes du zooplancton au niveau de l’herbier (A), et de la trainée (B)

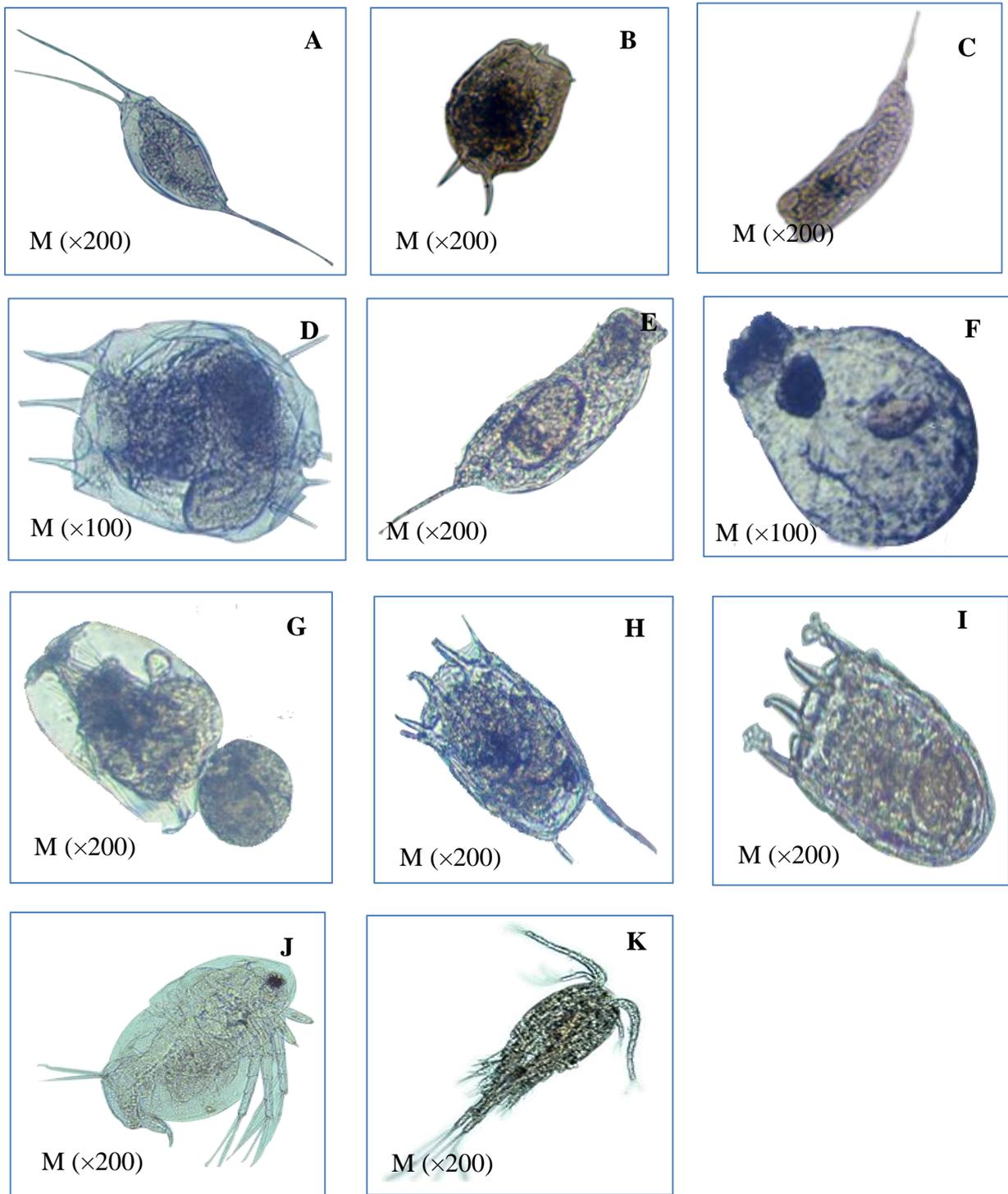


Figure 54 : Photos de quelques morphotypes zooplanctoniques recensés dans le lac Léré : *Filinia terminalis* (A), *Brachionus urceolaris* (B), *Trichocerca chattoni* (C), *Brachionus calyciflorus* (D), *Trichocerca pusilla* (E), *Ascomorpha ecaudis* (F), *Epiphanes clavulata* (G), *Keratella tropica* (H), *Keratella germinata* (I), *Moina brachiata* (j), *Larve copépodite* (K).

III.1.4.2.1 Densités globales

Les densités zooplanctoniques du lac Léré sont dominées par les Rotifères qui ont constitué 17 727 ind/L soit 75,72%. Ils sont suivis par les Copépodes qui ont contribué à hauteur de 21,81 % soit 5108 ind/L. Les Cladocères quant à eux, ont contribué à hauteur de 2,45 % soit 575 ind/L (figure 55). Les densités des rotifères ont été de 4476 ind/L soit 75,36 %, 6126 ind/L soit 72,27% et 7125 ind/L soit 79,21% respectivement aux stations S1, S2 et S3. Chez les microcrustacés, les cladocères ont présenté des proportions respectives de 1,98 % soit 118 ind/L, 3,18 % soit 270 ind/L et 2,07 % soit 187 ind/L aux stations S1, S2 et S3. Quant aux copépodes, leurs densités ont été de 1345 ind/L soit 22,64 % à la station S1, 2080 ind/L soit 24,53% à la station S2 et 1683 ind/L soit 18,71 % à la station S3.

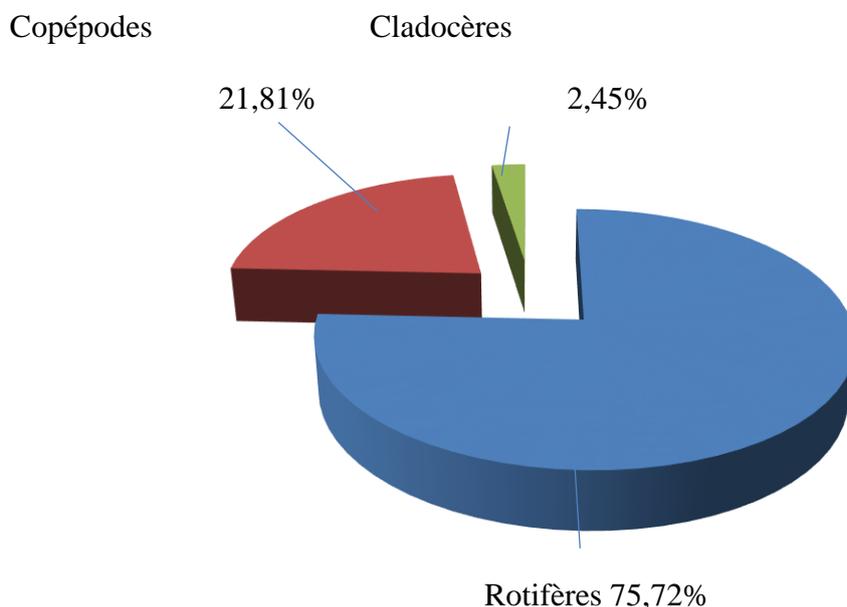


Figure 55 : Densité du zooplancton dans le lac Léré au cours de la période d'étude

Sur le plan saisonnier, les densités zooplanctoniques ont été de 6414 ind/L soit 27,40 % en saison pluvieuse et de 16996 ind/L soit 72,60 % en saison sèche. Les Rotifères ont contribué à hauteur de 60,52 % soit 3882 ind/L en saison pluvieuse et 81,46 % soit 13845 ind/L en saison sèche. Les densités des microcrustacés ont été pour les Cladocères de 491 ind/L soit 7,65 % en saison pluvieuse et 84 ind/L soit 0,49 % en saison sèche. Les Copépodes quant à eux ont eu pour densités 2041 ind/L soit 31,82 % en saison pluvieuse et 3067 ind/L soit 18,04 % en saison sèche. Au niveau de la station S1, les densités zooplanctoniques ont été de 2440 ind/L soit 38,04 % en saison pluvieuse, 3499 ind/L soit 20,58 % en saison sèche. A la station S2, les densités zooplanctoniques ont été de 2492 ind/L soit 38,85 % en saison pluvieuse, 5984 ind/L soit 35,20 % en saison sèche. Et enfin à la station S3, les densités zooplanctoniques ont été de 1482 ind/L soit 23,10 % en saison pluvieuse, 7513 ind/L soit 44,20 % en saison sèche

III.1.4.2.2 Variations spatiales des densités

Au niveau de la station S1 (figure 56), les densités zooplanctoniques ont été de 2222 ind/L et 3717 ind/L respectivement en surface et en profondeur. Les densités des Rotifères étaient de 1759 ind/L soit 79,16% de la densité totale en surface, et 2717 ind/L soit 73,09% en profondeur. Les densités des microcrustacés en surface ont été de 30 ind/L soit 1,35% et 433 ind/L soit 19,48% respectivement pour les Cladocères et les Copépodes tous stades de développement considérés. En profondeur, leurs densités ont été de 88 ind/L soit 2,36% pour les Cladocères et 912 ind/L soit 24,53% pour les Copépodes.

Les densités zooplanctoniques à la station S2 (figure 56), ont été de 1637 ind/L, 3038 ind/L et 3801 ind/L respectivement en surface, au niveau des eaux moyennes et en profondeur de la station. Les Rotifères ont eu une densité de 1149 ind/L soit 70,18% en surface. Au niveau des eaux moyennes de la station et en profondeur, leurs densités ont été respectivement de 2146 ind/L soit 70,63% et 2831 ind/L soit 74,48%. Les densités des Cladocères ont été de 97 ind/L en surface, 107 ind/L au niveau des eaux moyennes et 66 ind/L en profondeur. Cela correspond à une contribution respective de 5,92%, 3,52% et 1,73% de la densité totale. Les Copépodes tous stades de développement confondus ont eu une densité de 391 ind/L soit 23,88 % en surface, de 785 ind/L soit 25,83 % niveau des eaux moyennes et 904 ind/L soit 23,78 % en profondeur de la station.

A la station S3 (figure 56), les espèces zooplanctoniques ont eu une densité de 1543 ind/L en surface, 3277 ind /L au niveau des eaux moyennes et 4175 ind/L en profondeur. Les Rotifères ont représenté 86,45% soit 1334 ind/L en surface, 78,39 % soit 2569 ind/L au niveau des eaux moyennes et 77,17 % soit 3222 ind/L en profondeur. Quant aux microcrustacés, les Cladocères ont été les moins abondants comme dans les deux premières stations. Leurs proportions ont été de 0,90 % soit 14 ind/L en surface, 1,12 % soit 37 ind/L au niveau des eaux moyennes et 4,15 % soit 136 ind/L en profondeur de la station. Les Copépodes ont eu une densité de 195 ind/L, 708 ind/L et 817 ind/L respectivement de la surface en profondeur pour des proportions respectives de 12,63 %, 21,60 % et 24,93 %.

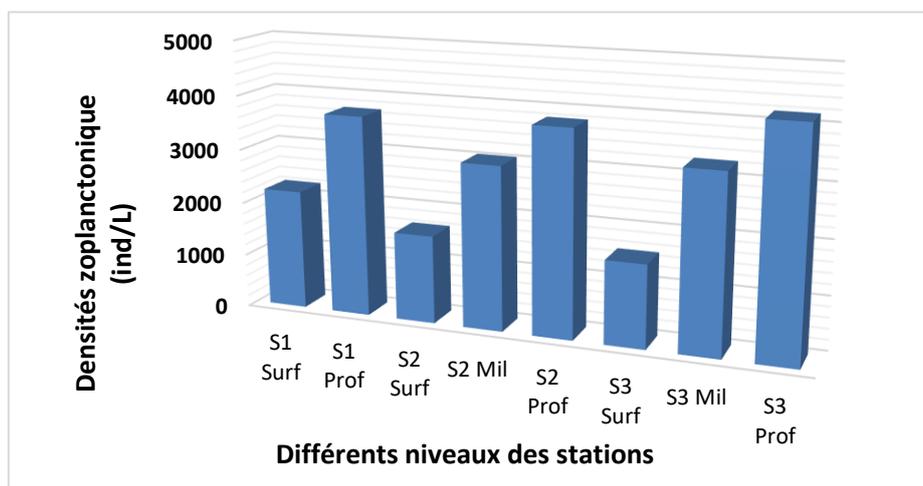


Figure 56 : Variations spatiales des densités zooplanctoniques

III.1.4.2.2.1. Densités des Rotifères

Les abondances relatives des principales familles des Rotifères ont été déterminées dans les différentes stations du lac.

III.1.4.2.2.1.1 Densité des Rotifères à la station S1

A la station S1 (figure 58), les Brachionidae ont présenté une densité de 818 ind/L soit 46,50% et de 945 ind/L soit 34,78 % respectivement en surface et en profondeur. Les Testitudinellidae ont contribué à hauteur de 312 ind/L soit 17,73 % des densités totales zooplanctoniques en surface. En profondeur, leur proportion était de 28,11 % soit 764 ind/L. La famille des Trichocercidae a présenté des densités respectives de 299 ind/L soit 16,99 % et 550 ind/L soit 20,24 % en surface et en profondeur. Avec des densités respectives de 52 ind/L et 45 ind/L en surface, les familles des Philodinidae et des Lecanidae ont contribué à hauteur de 2,95 % et 2,55 %. Leurs proportions en profondeur étaient de 4,12 % soit 112 ind/L pour les Philodinidae et 2,02 % soit 55 ind/L pour les Lecanidae. Les familles d'Asplanchnidae et des Synchaetidae représentées par une seule espèce chacune, ont présenté respectivement des densités de 102 ind/L soit 5,79 % et 80 ind/L soit 4,54 % en surface. Leurs proportions en profondeur étaient respectivement de 2,87 % soit 78 ind/L et de 6,91% soit 188 ind/L.

Dans la famille des Brachionidae, l'espèce la plus abondante était *Brachionus urceolaris* avec 218 ind/L soit 26,65 % en surface et 306 ind/L soit 32,38 % en profondeur. Elle est suivie par *Brachionus angualris*, *Keratella tropica* et *Keratella germinata* qui ont eu respectivement des densités de 189 ind/L, 199 ind/L et 190 ind/L pour des pourcentages respectifs de 23,10 %, 24,32 % et 23,22 % en surface. Leurs densités respectives en profondeur étaient de 152 ind/L soit 16,08 %, 208 ind/L soit 22,01 % et 231 ind/L soit 24,44 %. Chez les Testitudinellidae, *Filinia*

opoliensis a eu une densité de 201 ind/L soit 64,42 % en surface et 339 ind/L soit 44,37% en profondeur. Quant à *Filinia terminalis*, elle a contribué respectivement à hauteur de 27,56 % et 41,36 % en surface et en profondeur, pour des densités respectives de 86 ind/L et 316 ind/L.

III.1.4.2.1.2 - Densités des Rotifères à la station S2

A la station S2 (figure 57), les Brachionidae ont contribué à hauteur de 42,49 % en surface, 39,74% au niveau des eaux moyennes et 56,72 % en profondeur. Les densités respectives ont été de 484 ind/L, 853 ind/L et 1606 ind/L. Les densités des Testitudinellidae de la surface à la profondeur de la station ont été de 167 ind/L, 290 ind/L et 283 ind/L pour un pourcentage respectif de 14,66 %, 13,51 % et 9,99 %.

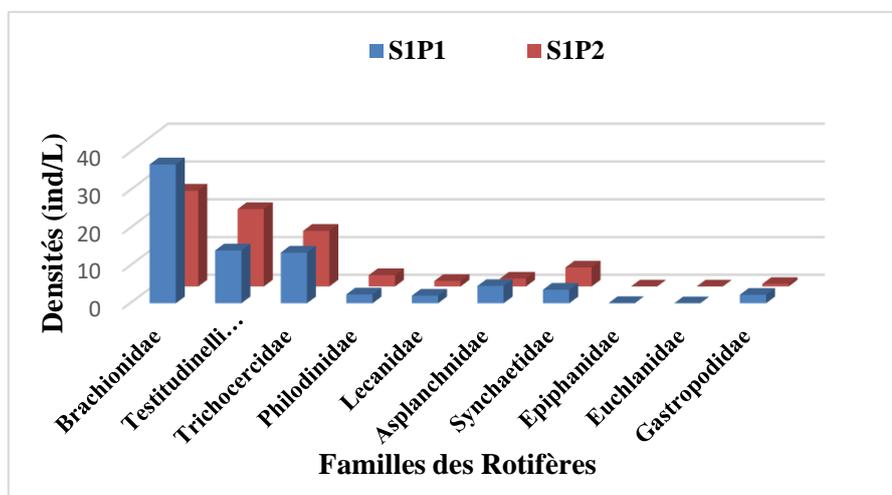


Figure 57 : Variations spatiales des densités des différentes familles des Rotifères à la station S1

Les Trichocercidae ont une densité de 179 ind/L, 374 ind/L et 439 ind/L respectivement en surface, au niveau des eaux moyennes et en profondeur de la station. Les pourcentages respectifs étaient de 15,71 %, 17,42 % et 15,50 %. Les familles des Lecanidae et des Philodinidae ont présenté des densités respectives de 38 ind/L soit 3,33 % et 50 ind/L soit 4,38 % en surface ; 115 ind/L soit 5,35 % et 81 ind/L soit 3,77 % au niveau des eaux moyennes ; 163 ind/L soit 5,75 % et 89 ind/L soit 3,14 % en profondeur. Représentées par une seule espèce chacune, les familles d'Asplanchnidae et des Synchaetidae ont présenté de la surface à la profondeur de la station des densités respectives de 32 ind/L et 176 ind/L ; 28 ind/L et 381 ind/L ; 19 ind/L et 209 ind/L. Les pourcentages respectifs étaient de 2,80 % et 15,45 % en surface, 1,30 % et 17,75 % au niveau des eaux moyennes, 0,67 % et 7,38 % en profondeur.

Dans la famille des Brachionidae, les espèces les plus abondantes étaient *Brachionus urceolaris*, *Keratella tropica* et *Keratella germinata*. Leurs densités respectives étaient de 267

ind/L soit 55,16%, 89 ind/L soit 18,38 % et 54 ind/L soit 11,15 % en surface, 373 ind/L soit 43,72 %, 267 ind/L soit 31,30 % et 132 ind/L soit 15,47 % au niveau des eaux moyennes, 929 ind/L soit 57,84 %, 356 ind/L soit 22,16 % et 224 ind/L soit 13,94 % en profondeur. Chez les Testitudinellidae, l'espèce la plus abondante était *Filinia terminalis*. De la surface en profondeur, elle a présenté des densités de 67 ind/L, 233 ind/L et 137 ind/L pour une proportion respective de 40,11 %, 62,29 % et 48,40 %. *Filinia opoliensis* a contribué de la surface en profondeur à hauteur de 50,89 %, 8,02 % et 48,05 % aux densités totales de la station avec respectivement 85 ind/L, 30 ind/L et 136 ind/L.

Trichocerca chattoni est l'espèce la plus abondante chez les Trichocercidae. Elle a présenté des densités de 107 ind/L soit 59,77 % en surface, 123 ind/L soit 32,88 % au niveau des eaux moyennes et 91 ind/L soit 20,72 % en profondeur.

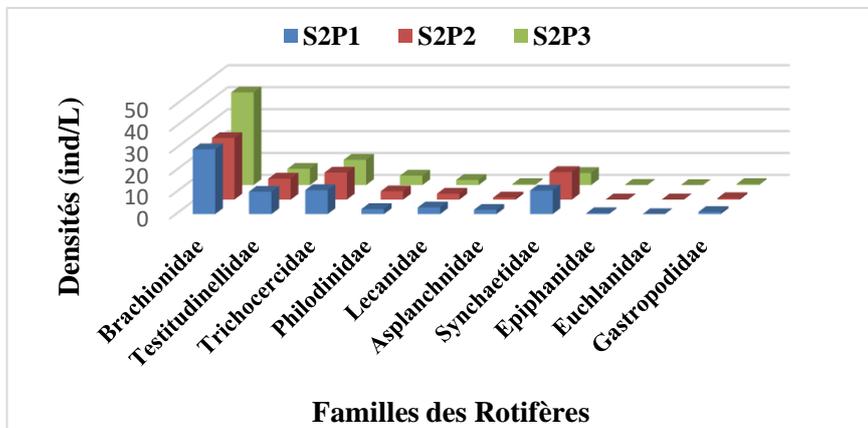


Figure 58 : Variations spatiales des densités relatives des différentes familles des Rotifères à la station S2

III.1.4.2.2.1.3. Abondance des rotifères à la station S3

A la station S3 (figure 59), les densités des Brachionidae ont été 506 ind/L, 654 ind/L et 810 ind/L de la surface en profondeur. Les pourcentages respectifs ont été de 37,94 %, 25,45 % et 25,13 %. Les Testitudinellidae ont contribué à hauteur de 17,31 % en surface, 16,97 % au niveau des eaux moyennes et 29,39 % en profondeur de la station pour des densités respectives de 231 ind/L, 436 ind/L et 947 ind/L. Avec des densités de 200 ind/L, 269 ind/L et 384 ind/L de la surface en profondeur, les Trichocercidae ont des pourcentages respectifs de 14,99 %, 10,47 % et 11,91 %. La famille des Lecanidae a contribué à hauteur de 14,09 %, soit 188 ind/L en surface, 14,05 % soit 361 ind/L au niveau des eaux moyennes et 10,11 % soit 326 ind/L en profondeur de la station. Les Philodinidae quant à eux, ont présenté des densités de 53 ind/L en surface, 100 ind/L au niveau des eaux moyennes et 100 ind/L en profondeur de la station pour des pourcentages respectifs de 3,97 %, 3,89 % et 3,10 %. Les familles d'Asplanchnidae et des

Synchaetidae ont présenté des densités respectives de 17 ind/L et 136 ind/L en surface ; 38 ind/L et 690 ind/L au niveau des eaux moyennes ; 23 ind/L et 582 ind/L en profondeur de la station. Les pourcentages respectifs de la surface en profondeur étaient de 1,27 % et 10,19 %, 1,47 % et 26,85 %, 0,71 % et 18,06 %.

Brachionus urceolaris, *Keratella tropica* et *Keratella germinata* étaient les espèces les plus abondantes dans la famille des Brachionidae. Leurs densités respectives étaient de 284 ind/L soit 56,12 %, 134 ind/L soit 26,48 % et 55 ind/L soit 10,86 % en surface, 228 ind/L soit 34,86 %, 215 ind/L soit 32,87 % et 111 ind/L soit 16,97 % au niveau des eaux moyennes, 297 ind/L soit 36,66 %, 340 ind/L soit 41,97 % et 108 ind/L soit 13,33 % en profondeur.

Chez les Testidunellidae, les espèces les plus abondantes étaient *Filinia terminalis* et *Filinia opoliensis*. De la surface en profondeur, elles ont contribué respectivement à hauteur de 60,17 et 39,82 % ; 37,84 et 58,25 % ; 64,41 et 31,04 % pour des densités respectives de 139 et 92 ind/L ; 165 et 254 ind/L ; 610 et 294 ind/L.

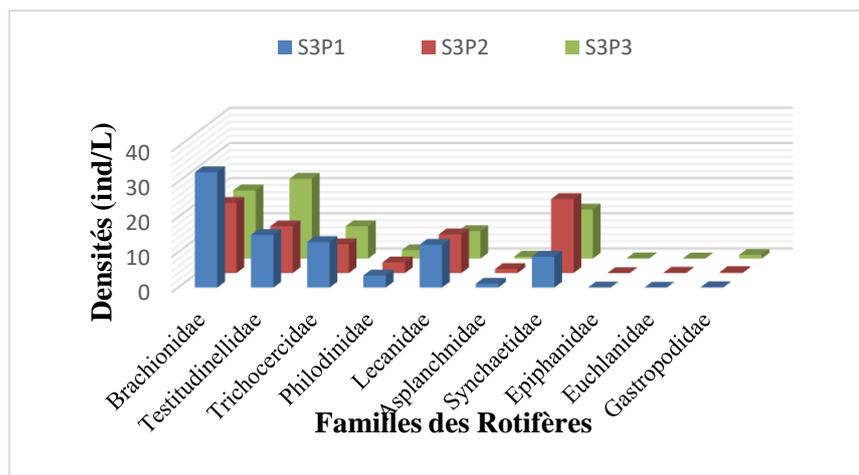


Figure 59 : Variations spatiales des densités des différentes familles des Rotifères à la station S3

III.1.4.2.2.2. Densités des microcrustacés

Les densités des principales familles des microcrustacés ont été déterminées dans les différentes stations du lac.

III.1.4.2.2.2.1. Densités des microcrustacés à la station S1

Au niveau de la station S1, chez les Cladocères (figure 61), les espèces *Moina brachiata* de la famille des Monidae et *Acroperus harpae* de la famille des Chydoridae étaient les plus abondantes avec respectivement 22 ind/L soit 4,75 %, et 6 ind/L soit 1,29 % en surface. En profondeur leurs densités respectives étaient de 59 ind/L soit 5,9 % et 26 ind/L soit 2,6 %.

Macrothrix rosea de la famille des Macrothricidae quant à elle, a comptabilisée 2 ind/L soit 0,43 % en surface et 3 ind/L en profondeur soit 0,3 %.

Chez les Copépodes (figure 60), ce sont les larves qui étaient les plus abondantes avec en surface 251 ind/L pour les larves naupléus et 173 ind/L pour les larves copépodites pour des pourcentages respectifs de 54,21 % et 37,36 %. Les Cyclopidae ont contribué à hauteur de 1,94 % soit 9 ind/L. Parmi les espèces présentes, *Metacyclops sp* et *Thermocyclops neglectus* ont montré des densités respectives de 4 ind/L soit 0,86 % et 5 ind/L soit 1,07 % en surface. En profondeur les densités des larves naupléus et copépodites étaient respectivement 552 soit 55,2 % et 298 soit 29,8 %. Les Cyclopidae avaient eu une densité de 62 ind/L soit 6,2 %. Les espèces présentes étaient *Métacyclops sp* et *Thermocyclops neglectus* qui avaient eu des densités de 34 ind/L soit 3,4 % et 21 ind/L soit 2,1 %. En plus de ces deux espèces, *Cryptocyclops sp2* était aussi présente avec 7 ind/L soit 0,18 %.

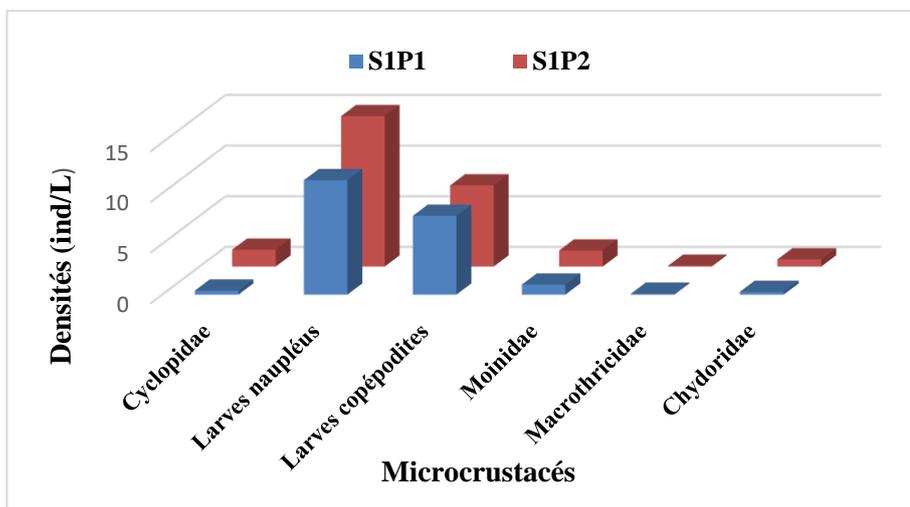


Figure 60 : Variations spatiales des densités des différentes familles des microcrustacés à la station S1

III.1.4.2.2.2. Densités des microcrustacés à la station S2

Chez les Cladocères (figure 61), *Moina brachiata* de la famille des Moinidae et *Macrothrix rosea* de la famille des Macrothricidae étaient présentes à tous les niveaux avec des densités respectives de 88 ind/L soit 18,03 % et 9 ind/L soit 1,84 % en surface, 101 ind/L soit 11,32 % et 4 ind/L soit 0,44 % au niveau des eaux moyennes et 60 ind/L soit 6,18 % et 6 ind/L soit 0,61 % en profondeur. Chez les Chydoridae, l'espèce *Acroperus harpae* n'était présente qu'au niveau des eaux moyennes de la station avec 2 ind/L soit 0,22 %.

Chez les Copépodes (figure 61), les larves ont présenté les densités les plus élevées à tous les niveaux. De la surface en profondeur, leurs densités étaient respectivement de 210 ind/L

soit 43,03 %, 545 ind/L soit 61,09 % et 595 ind/L soit 61,34 % pour les larves naupléus et 181 ind/L soit 37,09 %, 237 ind/L soit 26,23 % et 307 ind/L soit 31,64 % pour les larves copépodites. Chez les Cyclopidae, *Thermocyclops neglectus* était la seule espèce à présenter une abondance de 3 ind/L soit 0,33 % au niveau des eaux moyennes et 2 ind/L soit 0,20 % en profondeur.

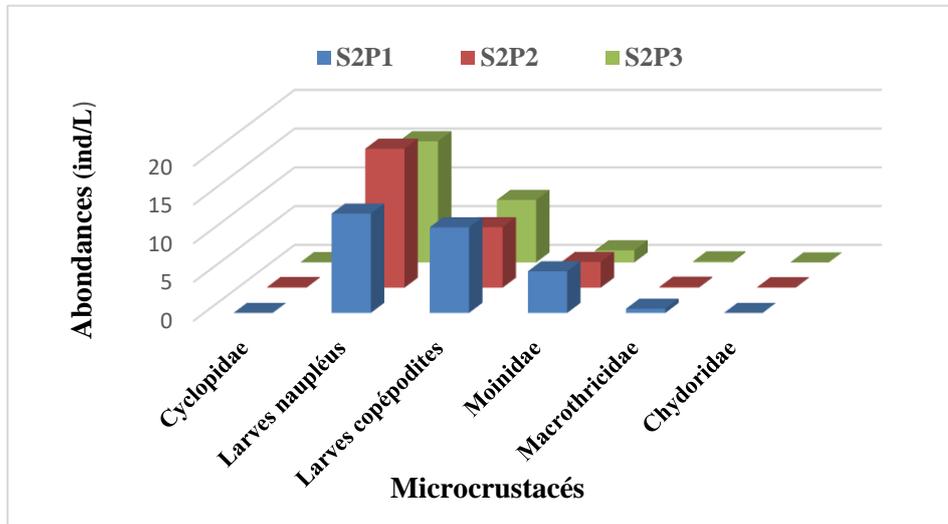


Figure 61 : Variations spatiales des densités des différentes familles des microcrustacés à la station S2

III.1.4.2.2.2.3. Densités des microcrustacés à la station S3

En surface (figure 62), les représentants des trois familles des Cladocères *Moina brachiata*, *Macrothrix rosea* et *Acroperus harpae* avaient présenté des densités respectives de 8 ind/L soit 3,82 %, 2 ind/L soit 0,95 % et 4 ind/L soit 1,91 %. Au niveau des eaux moyennes, leurs densités étaient de 16 ind/L soit 2,25 %, 19 ind/L soit 2,68 % et 2 ind/L soit 0,28 %. En profondeur, seules *Moina brachiata* et *Acroperus harpae* ont présenté des densités respectives de 134 ind/L soit 14,06 % et 2 ind/L soit 0,20 %.

Chez les Cyclopidae (figure 62), seule *Thermocyclops neglectus* avait présenté une densité de 2 ind/L en surface, soit 0,95 %. *Métacyclops* sp, *Thermocyclops crassus* et *Cryptocyclops* sp1 avaient présenté des densités respectives de 6, 4 et 2 ind/L soit 0,62, 0,41 et 0,20 % en profondeur de la station. Quant aux larves, elles ont été les plus abondantes comme dans les deux premières stations. En surface leurs densités ont été de 162 ind/L soit 77,51 % pour les larves naupléus et 31 ind/L soit 14,83 % pour les larves copépodites. Au niveau des eaux moyennes et en profondeur, les densités respectives des larves naupléus étaient de 540 ind/L soit 76,27 % et 443 ind/L soit 46,48 %. Chez les larves copépodites, leurs densités étaient de 131 ind/L soit 18,50 % et 362 ind/L soit 37,98 % respectivement au niveau des eaux moyennes et en profondeur.

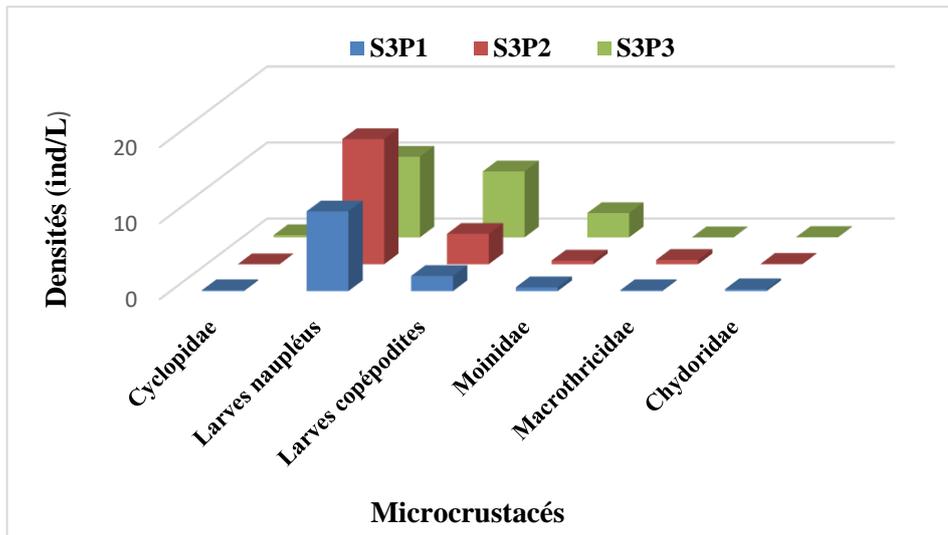


Figure 62 : Variations spatiales des densités des microcrustacés à la station S3

III.1.4.2.2. Variations saisonnières des densités

Au niveau de la station S1, les densités zooplanctoniques en surface pendant la saison pluvieuse ont été, de 745 ind/L soit 30,53 % et de 1695 ind/L soit 69,46% en profondeur. En saison sèche, 1477 ind/L en surface soit 41,35 % et 2022 ind/L soit 57,78 % en profondeur. Les densités des Rotifères en saison pluvieuse ont été de 545 ind/L soit 73,15 % de la densité totale de la station en surface et 1046 ind/L soit 61,71 % en profondeur. En saison sèche, leurs densités étaient de 1214 et 1671 ind/L, respectivement en surface et en profondeur, pour des proportions respectives de 82,19 et 82,64 %. Chez les microcrustacés, les Copépodes ont contribué à hauteur de 24,42 et 34,04 % de la surface en profondeur en saison pluvieuse pour des densités respectives de 182 et 577 ind/L. En saison sèche, 251 ind/L soit 16,99 % ont été dénombré en surface et 335 ind/L soit 16,56 % les sont en profondeur. Les Cladocères quant à eux, ont eu en saison pluvieuse, des densités de 18 ind/L soit 2,41% en surface et 72 ind/L soit 4,24 % en profondeur. En saison sèche, ils ont contribué à hauteur de 0,81 % en surface soit 12 ind/L et 0,79% en profondeur soit 16 ind/L.

A la station S2, les densités zooplanctoniques en saison pluvieuse ont été de la surface en profondeur, de 504, 1191 et 797 ind/L soit respectivement 20,22 %, 47,79 et 31,98 %. En saison sèche, 1133 ind/L ont été dénombrés en surface soit 18,93 %, 1847 ind/L au milieu soit 30,86 % et 3004 ind/L en profondeur soit 50,20%. Les densités des Rotifères de la surface en profondeur, en saison pluvieuse ont été de 262 ind/L soit 51,98%, 784 ind /L soit 65,82% et 497 ind/L soit 62,35 %. En saison sèche, 887, 1362 et 2334 ind/L ont été dénombrés de la surface en profondeur, pour des proportions respectives de 78,28 %, 73,74 % et 77,69%. Les Copépodes et les Cladocères ont contribué respectivement en saison pluvieuse, à hauteur de

31,34 % soit 158 ind/L et 16,66 % soit 84 ind/L en surface, 26,11% soit 311 ind/L et 8,06 % soit 96 ind/L au niveau des eaux moyennes, 29,86 % soit 238 ind/L et 7,77 % soit 62 ind/L en profondeur. En saison sèche, les Copépodes ont eu des densités de 233 ind/L soit 20,56 % en surface, 474 ind/L soit 25,66 % au milieu et 666 ind/L soit 22,17 % en profondeur. Chez les Cladocères, 13 ind/L soit 1,14 % ont été dénombrés en surface, 11 ind/L soit 0,59 % au niveau des eaux moyennes et 4 ind/L soit 0,13 % en profondeur.

A la station S3, de la surface en profondeur ont été dénombrés 228, 467 et 787 ind/L en saison pluvieuse et 1315, 2810 et 3388 ind/L en saison sèche. Les proportions correspondantes pendant ces deux saisons ont été respectivement 15,38 ; 31,51 et 53, 10 % de la densité totale de la station en saison des pluies et 17,50 ; 37,40 et 45,09 % en saison sèche. Les Rotifères ont contribué en saison pluvieuse, à hauteur de 73,68 % soit 168 ind/L en surface, 58,24 % soit 272 ind/L au niveau des eaux moyennes et 39,13 % soit 308 ind/L en profondeur. En saison sèche, leurs densités étaient de 1166 ind/L soit 88,66% en surface, 2297 ind/L soit 81,74 % au niveau des eaux moyennes et 2914 ind/L soit 86,00 % en profondeur. Chez les microcrustacés, les densités des Copépodes en saisons pluvieuse et sèche ont été respectivement de 50 ind/L soit 21,92 % et 145 ind/L soit 11,02 % en surface, 178 ind/L soit 38,11 % et 493 ind/L soit 17,54 % au niveau des eaux moyennes et 347 ind/L soit 44,09 % et 470 ind/L soit 13,87 % en profondeur. Les Cladocères quant à eux, ont contribué respectivement en saisons pluvieuse et sèche, à hauteur de 4,38 % soit 10 ind/L et 0,30 % soit 4 ind/L en surface, 3,64 % soit 17 ind/L et 0,71 % soit 20 ind/L au milieu et 16,77 % soit 132 ind/L et 0,11 % soit 4 ind/L en profondeur.

III.1.4.2.2.1. Densités des rotifères

III.1.4.2.2.1.1. Densité des Rotifères à la station S1

La famille des Brachionidae a été la plus abondante en surface (figure 63) pendant toutes les saisons avec 230 ind/L soit 42,20% en saison pluvieuse (figure 63 A) et 588 ind/L soit 48,43% en saison sèche (figure 63 C). Les Trichocercidae ont faiblement varié en proportion pendant les deux saisons, ils ont contribué à hauteur de 19,63% soit 107 ind/L en saison pluvieuse et 15,81% soit 192 ind/L en saison sèche. Les densités des Asplanchnidae et des Philodinidae ont évolué dans un sens contraire pendant les deux saisons, alors que les premiers ont contribué à hauteur de 17,24% soit 94 ind/L en saison pluvieuse, les seconds n'ont contribué qu'à hauteur de 2,56% soit 14 ind/L. En saison sèche, ce sont les Philodinidae qui ont présenté la densité la plus élevée avec 38 ind/L soit 3,13%, contre 8 ind/L soit 0,65% pour les Asplanchnidae. En dehors des Testitudinellidae qui ont contribué à hauteur de 12,66 % soit 69 ind/L en saison pluvieuse, la contribution à la densité des espèces zooplanctoniques en surface

de cette station pendant les deux saisons n'excède pas 10 % pour les autres familles. Les Euchlanidae ont été absents dans les deux saisons, les Gastropodidae les sont en saison pluvieuse et les Epiphanidae en saison sèche.

En profondeur (figure 63) de cette station, les Testitudinellidae ont présenté la densité la plus élevée avec 395 ind/L soit 37,76% en saison pluvieuse (figure 63 B). Ils sont suivis par les Trichocercidae et les Brachionidae qui ont contribué respectivement à hauteur de 31,45 % soit 329 ind/L et 18,16 % soit 190 ind/L. En saison sèche (figure 63 D), les Brachionidae ont eu une densité de 755 ind/L soit 45,18 %. Les Testitudinellidae et les Trichocercidae les ont suivis avec des proportions respectives de 22,08 et 13,22 % soit 369 et 221 ind/L. Toutes les autres familles ont présenté une proportion inférieure à 5 % à l'exception des Synchaetidae et des Philodinidae qui ont eu des densités respectives de 158 ind/L soit 9,45 % et 95 ind/L soit 5,68 % en saison sèche et des Asplanchnidae qui ont eu une densité de 70 ind/L soit 5,68 %.

Les Epiphanidae et les Euchlanidae ont été absents pendant les deux saisons et les Gastropodidae les sont en saison pluvieuse.

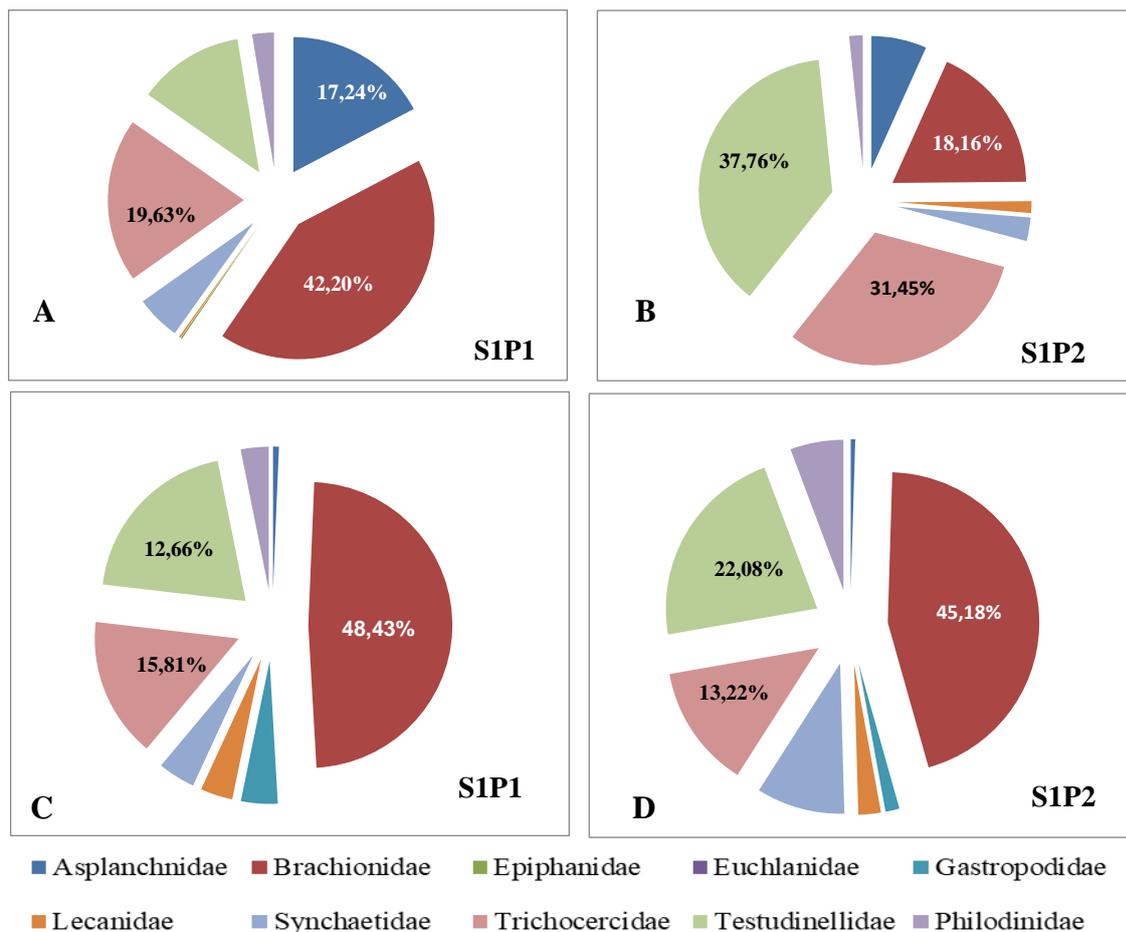


Figure 63 : Densités des Rotifères en surface (P1) et en profondeur (P2) de la station S1, pendant la saison des pluies (A et B) et la saison sèche (C et D)

III.1.4.2.2.1.2. Densités des Rotifères à la station S2

En saison pluvieuse (figure 65), les Testitudinellidae, les Trichocercidae et les Brachionidae ont été les plus abondants. En surface (figure 65 A) de cette station, ces familles ont eu des densités respectives de 88, 74 et 42 ind/L soit 33,58 ; 28,24 et 16,03 %. Au niveau des eaux moyennes (figure 65 B) et en profondeur de la station (figure 65 C), ce sont les Trichocercidae qui sont les plus abondants. Au niveau des eaux moyennes, leur densité était de 248 ind/L soit 31,63%. Ils sont suivis par Testitudinellidae et les Brachionidae qui ont contribué respectivement à hauteur de 28,31 et 26,27 % soit 222 et 206 ind/L. En profondeur, les densités étaient de 264, 97 et 95 ind/L respectivement pour les Trichocercidae, les Testitudinellidae et les Brachionidae, ce qui correspond à des proportions respectives de 53,11 ; 19,51 et 19,11 %. Les Epiphanidae et les Euchlanidae étaient absents à tous les niveaux de profondeur sauf en surface où les Epiphanidae ont contribué à hauteur de 2,67% soit 7 ind/L.

En saison sèche (figure 64), ce sont les Brachionidae qui viennent en premier en termes de densité à tous les niveaux de la station. En surface (figure 64 D) et au niveau des eaux moyennes (figure 64 E), ils sont suivis par les Synchaetidae et les Trichocercidae. Leurs densités étaient respectivement de 442 ind/L soit 49,83 %, 169 ind/L soit 19,05 % et 105 ind/L soit 11,87 % en surface. Au niveau des eaux moyennes, ils ont contribué respectivement à hauteur de 47,50% soit 647 ind/L, 26,21% soit 357 ind/L et 9,25 % soit 126 ind/L. En profondeur (figure 64 F), les Brachionidae sont toujours suivis par les Synchaetidae. Leurs densités respectives étaient de 1511 ind/L soit 64,73 et 205 ind/L soit 8,78%. Les Testitudinellidae ont eu une densité de 186 ind/L soit 7,96%. Les Trichocercidae, quant à eux ont contribué à hauteur de 7,49% soit 175 ind/L suivis des Lecanidae qui ont une abondance de 153 ind/L soit 6,55%. Les Euchlanidae étaient absents en surface et en profondeur, les Epiphanidae ne les sont qu'en surface.

III.1.4.2.2.1.3 Densités de Rotifères à la station S3

En saison pluvieuse (figure 64), à tous les niveaux de la station, ce sont les Testitudinellidae qui étaient les plus abondants. Ils sont suivis par les Trichocercidae, puis les Brachionidae. De la surface (figure 65 A) en profondeur (figure 64 C), les Testitudinellidae ont eu respectivement pour densités 75 ind/L soit 44,64%, 116 ind/L soit 42,64% et 156 ind/L soit 50,64%. Les Trichocercidae ont contribué à hauteur de 20, 83% soit 35 ind/L, 40,80% soit 111 ind/L et 38,96% soit 120 ind/L. Les Brachionidae quant à eux, ont contribué à hauteur de 20,23% soit 34 ind/L, 9,55% soit 26 ind/L et 5,84% soit 18 ind/L. Les Euchlanidae étaient absents à tous les niveaux de la station, les Lecanidae en surface et en profondeur, les Epiphanidae et les Gastropodidae au niveau des eaux moyennes (figure 65 B) et en profondeur.

Les Synchaetidae, les Asplanchnidae et les Philodinidae étaient absents respectivement en surface, au milieu et en profondeur.

En saison sèche (figure 64), ce sont les Brachionidae qui avaient eu les densités les plus élevées en surface (figure 64 D) et en profondeur, avec respectivement 472 ind/L soit 40,48 % et 792 ind/l soit 27,18 %. En surface, ils sont suivis par les Lecanidae et les Trichocercidae qui ont contribué respectivement à hauteur de 14,50 % soit 188 ind/L et 14,15 % soit 165 ind/L. En profondeur (figure 64 F), ce sont les Testitudinellidae puis les Synchaetidae qui avaient les densités les plus élevées après les Brachionidae avec respectivement 791 ind/L soit 27,14% et 575 ind/L soit 19,73%. Au niveau des eaux moyennes de la station (figure 64 E), les Synchaetidae ont présenté la densité la plus élevée avec 678 ind/L soit 29,51%. Ils sont suivis par les Brachionidae et les Lecanidae qui ont eu présenté des densités respectives de 628 ind/L soit 27,34 % et 357 ind/L soit 15,54%. Les Epiphanidae étaient absents en surface et au niveau des eaux moyennes de la station, les Euchlanidae et les Gastropodidae ne l'étaient qu'en surface.

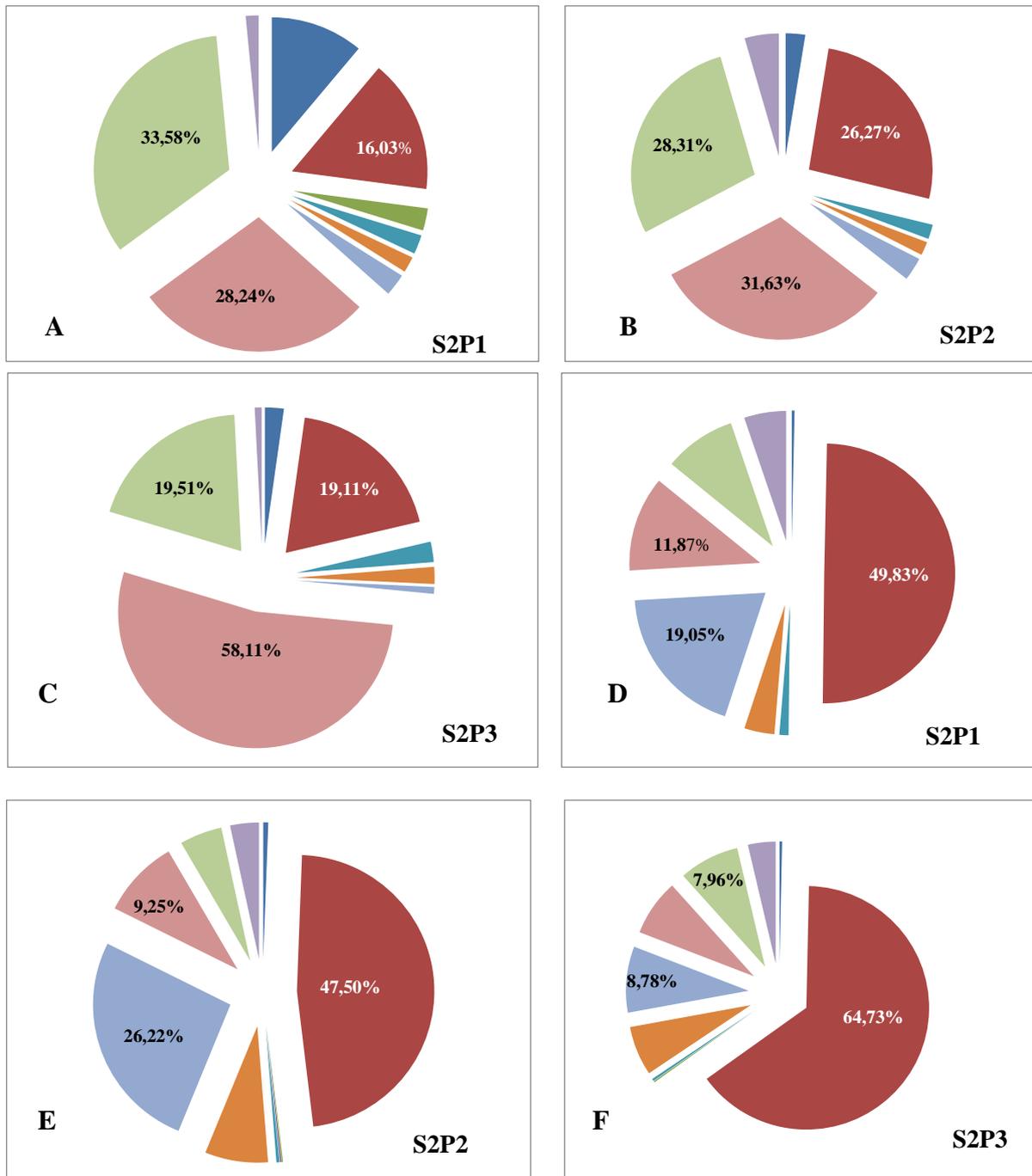


Figure 64 : Densités des Rotifères en surface (P1), au niveau des eaux moyennes (P2) et en profondeur (P3) de la station S2, pendant la saison des pluies (A, B et C) et la saison sèche (D, E et F)

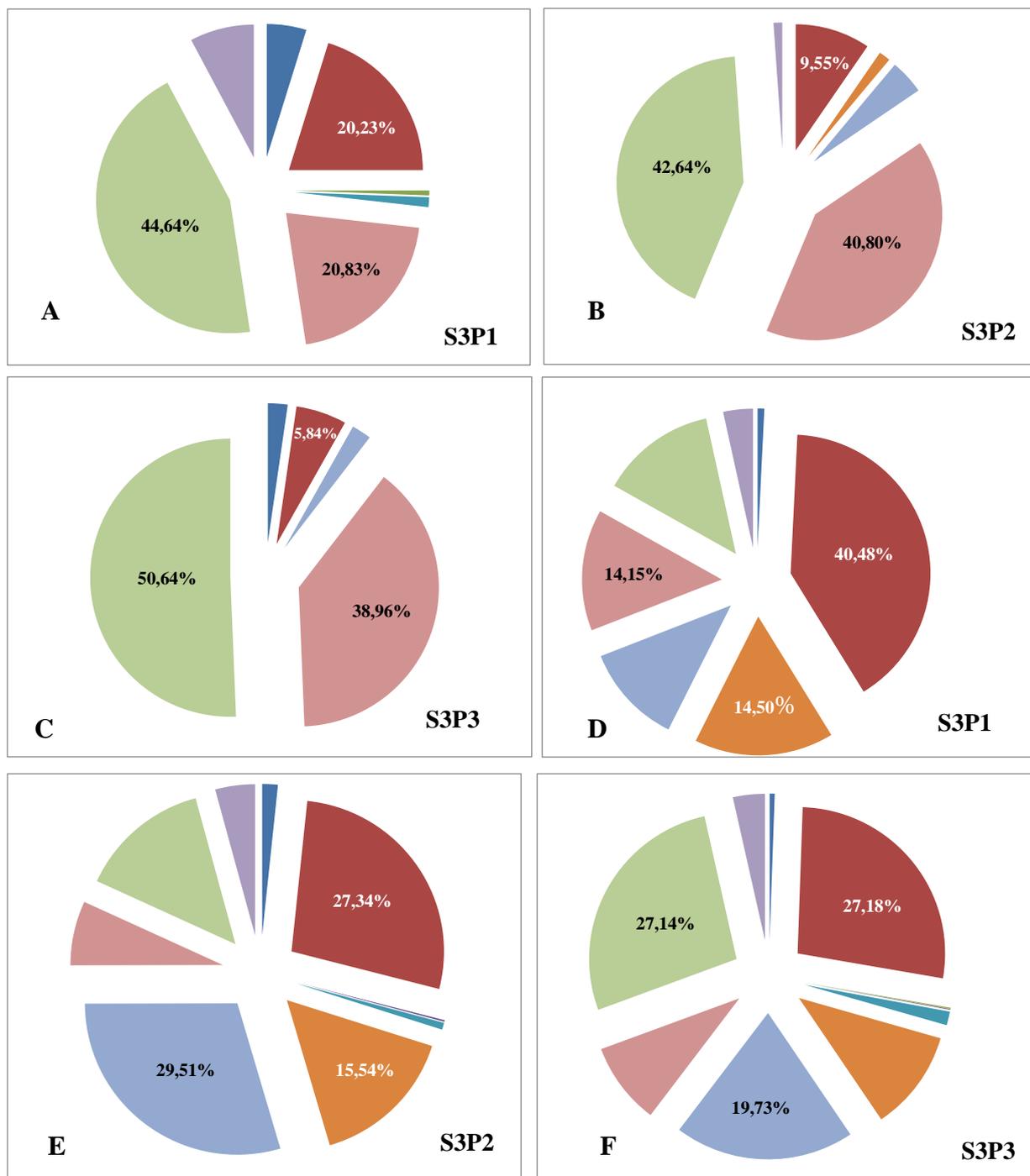


Figure 65 : Densités des Rotifères en surface (P1), au niveau des eaux moyennes (P2) et en profondeur (P3) de la station S3, pendant la saison des pluies (A, B et C) et la saison sèche (D, E et F)

Tableau VI : Densités des différentes familles des Rotifères aux différents niveaux d'échantillonnage en saison sèche et en saison pluvieuse

Groupe	Famille	Espèces	S1 P1		S1 P2		S2P1		S2P2		S2P3		S3P1		S3P2		S3P3	
			SP	SS	SP	SS	SP	SS	SP	SS	SP	SS	SP	SS	SP	SS	SP	SS
R O T I F È R E S	Asplanchnida	<i>Asplanchna sieboldi</i>	94	8	70	8	29	3	20	8	11	8	8	9	0	38	7	16
	Brachionidae	<i>Brachionus urceolaris</i>	2	216	9	297	0	267	4	369	10	919	0	284	3	225	0	297
		<i>Brachionus angularis</i>	70	119	66	86	14	33	14	26	14	6	3	13	0	34	3	23
		<i>Brachionus calyciflorus</i>	6	8	3	22	7	3	16	13	8	16	5	0	13	4	8	10
		<i>Brachionus falcatus</i>	0	7	0	12	0	17	0	8	0	28	0	7	0	2	0	14
		<i>Brachionus quadridentatus</i>	0	0	0	0	0	0	4	0	0	2	0	0	0	0	0	0
		<i>Brachionus leydigia</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
		<i>Brachionus quadricornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Brachionus b. bidentata</i>	0	0	7	4	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
		<i>Keratella tropica</i>	104	95	56	152	16	73	155	112	51	305	21	113	10	205	7	333
		<i>Keratella germinata</i>	48	142	49	182	5	49	13	119	12	212	5	50	0	111	0	108
		<i>Notholca jasnivskdi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	5	0	47	0	7
	Epiphanidae	<i>Epiphanes clavulata</i>	1	0	0	0	7	0	0	2	0	4	1	0	0	0	0	4
	Euchlanidae	<i>Euchlanis dilatata</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4	0	2
	Gastropodidae	<i>Ascomorpha saltans</i>	0	50	0	25	6	10	15	5	12	7	2	0	0	10	0	44
		<i>Ascomorpha ecaudis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0
	Lecanidae	<i>Lecane bulla</i>	1	26	15	33	5	10	14	80	10	132	0	188	4	237	0	324
		<i>Lecane closterocerca</i>	0	0	0	7	0	23	0	17	0	17	0	0	0	114	0	0
		<i>Lecane curvicornis</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Lecane tudicola</i>	0	6	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	6	0	2
		<i>Lecane triphoma</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Lecane murayi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Lecane ovalis</i>	0	6	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
	Synchaetidae	<i>Polyarthra vulgaris</i>	29	51	30	158	7	169	24	357	4	205	0	136	12	678	7	575
	Trichocercidae	<i>Trichocerca elongata</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Trichocerca pusilla</i>	15	49	117	35	13	15	73	29	10	52	16	38	22	48	47	91
		<i>Trichocerca chattoni</i>	87	31	111	37	49	58	71	52	47	44	17	60	22	62	16	92
		<i>Trichocerca iernis</i>	5	16	94	21	8	19	104	3	207	0	2	8	67	7	50	19
		<i>Trichocerca capucina</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Trichocerca heterodactyla</i>	0	93	7	128	4	13	0	40	0	79	0	59	0	41	7	62
	Testudinellidae	<i>Filinia opoliensis</i>	12	189	98	241	39	46	13	17	17	119	6	86	0	254	7	287
		<i>Filinia terminalis</i>	37	49	188	128	40	27	194	39	78	59	69	70	107	58	131	479
		<i>Filinia longiseta</i>	4	0	0	0	0	3	0	4	0	0	0	0	0	0	0	17
<i>Filinia pejlery</i>		5	0	84	0	4	3	6	0	2	0	0	0	5	0	11	0	
<i>Testudinella patina</i>		11	5	25	0	5	0	9	8	0	8	0	0	4	8	7	8	
Philodinidae	<i>Rotaria sp</i>	14	38	17	61	4	46	35	46	4	85	13	40	3	90	0	96	
	<i>Rotaria neptuna</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Rotaria rotatoria</i>	0	0	0	34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	4	
			545	1514	1046	1671	262	887	784	1362	497	2334	168	1166	272	229	308	2912

III.1.4.2.2.2. Densités des microcrustacés

III.1.4.2.2.2.1. Densités des microcrustacés à la station S1

Chez les microcrustacés Cladocères (figure 67), les proportions en saison sèche, n'ont pas atteint 5% en surface comme en profondeur. En saison pluvieuse, les Moinidae ont été les plus abondants en profondeur (figure 67 B) avec une proportion de 7,85 % soit 51 ind/L. Ils sont suivis par les Chydoridae qui ont atteint une densité de 19 ind/L soit 2,92 %. En surface (figure 67 A), les Moinidae et les Macrothricidae ont contribué respectivement à hauteur de 8,5 % soit 17 ind/L et 1 ind/L soit 0,5 %.

Chez les Copépodes (figure 67), la proportion des Cyclopidae n'ont pas excédé 5 % dans les deux niveaux en saison sèche et à la surface de la station en saison pluvieuse (figure 67 A). En profondeur de la station en saison pluvieuse (figure 67 B), ils ont atteint une proportion de 8,47 % soit 55 ind/L. Chez les larves en saison sèche, la contribution des larves naupléus de la surface (figure 67 C) en profondeur (figure 67 D) ont été de 9,14 % soit 135 ind/L et 10,84 % soit 241 ind/L. Chez les larves copépodite, 111 ind/L soit 7,51 % ont été recensés en surface (figure 67 C) et 87 ind/L soit 3,91 % l'ont été en profondeur (figure 67 D). En saison pluvieuse, les larves naupléus et copépodites ont contribué respectivement à hauteur de 58 % soit 116 ind/L et 31 % soit 62 ind/L en surface (figure 67 A). En profondeur (figure 67 B), 311 ind/L soit 47,91 % ont été recensés chez les larves naupléus, et 211 ind/L soit 32,51 % chez les larves copépodites.

III.1.4.2.2.2.2. Densités des microcrustacés à la station S2

En saison pluvieuse (figure 67) chez les Cladocères, les Moinidae ont eu respectivement de la surface en profondeur, une densité de 78, 94 et 60 ind/L pour des proportions respectives de 32,23 ; 23,09 et 20 %. Les Macrothricidae absents au niveau des eaux moyennes de la station (figure 67 B), ont contribué à hauteur de 2,47 % soit 6 ind/L en surface (figure 67 A) et 0,82 % soit 2 ind/L en profondeur (figure 67 C). Les Chydoridae quant à eux absents en surface et en profondeur de la station, ont présenté une densité de 2 ind/L soit 0,50 % au niveau des eaux moyennes. Chez les Copépodes, les adultes n'ont contribué qu'à hauteur de 0,73 % soit 3 ind/L et 0,66 % soit 2 ind/L respectivement au niveau des eaux moyennes et en profondeur de la station. Les larves naupléus ont présentés des densités de 71, 154 et 93 ind/L de la surface en profondeur pour des proportions respectives de 29,33 ; 37,83 et 31 %. Les densités chez les larves copépodites, ont été de 87, 154 et 143 ind/l respectivement en surface, au niveau des eaux moyennes et en profondeur pour des pourcentages respectifs de 35,95 ; 37,83 et 47,66 %.

En saison sèche (figure 67), Les Moinidae absents en profondeur de la station (figure 67 F), ont participé à hauteur de 4,06 % soit 10 ind/L en surface (figure 67 D) et 1,44 % soit 7 ind/L au niveau des eaux moyennes (figure 67 E). De la surface en profondeur, les Macrothricidae ont présenté une densité de 3 ind/L soit 1,21 %, 4 ind/L soit 0,82 % et 4 ind/L soit 0,59 %. Les Chydoridae ont été absents à tous les niveaux de la station. Chez les Copépodes, l'absence des adultes est notée à tous les différents points d'échantillonnage de la station.

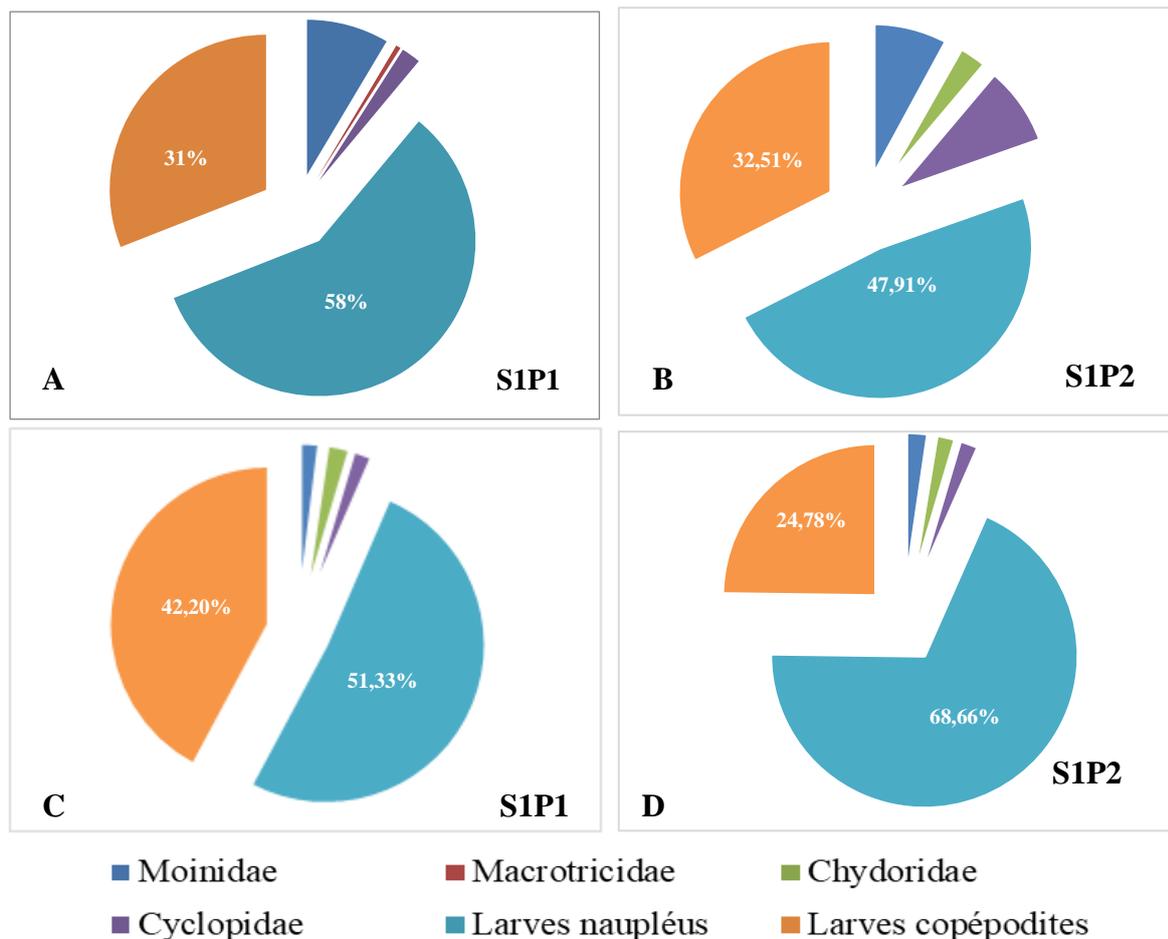


Figure 66 : Densités des microcrustacés (Cladocères et Copépodes) en surface (P1) et en profondeur (P2) de la station S1, pendant la saison des pluies (A et B) et la saison sèche (C et D)

En ce qui concerne les larves naupléus, leurs densités ont été de 139 ind/l soit 56,50 % en surface (figure 67 D), 391 ind/L soit 80, 61 % au niveau des eaux moyennes (figure 67 E) et 502 ind/l soit 74,92 % en profondeur (figure 67 F). Les larves copépodites quant à eux, ont présenté de densités respectives de la surface en profondeur de 94, 83 et 164 ind/L pour des pourcentages respectifs de 38,21 ; 17,11 et 24,47 %.

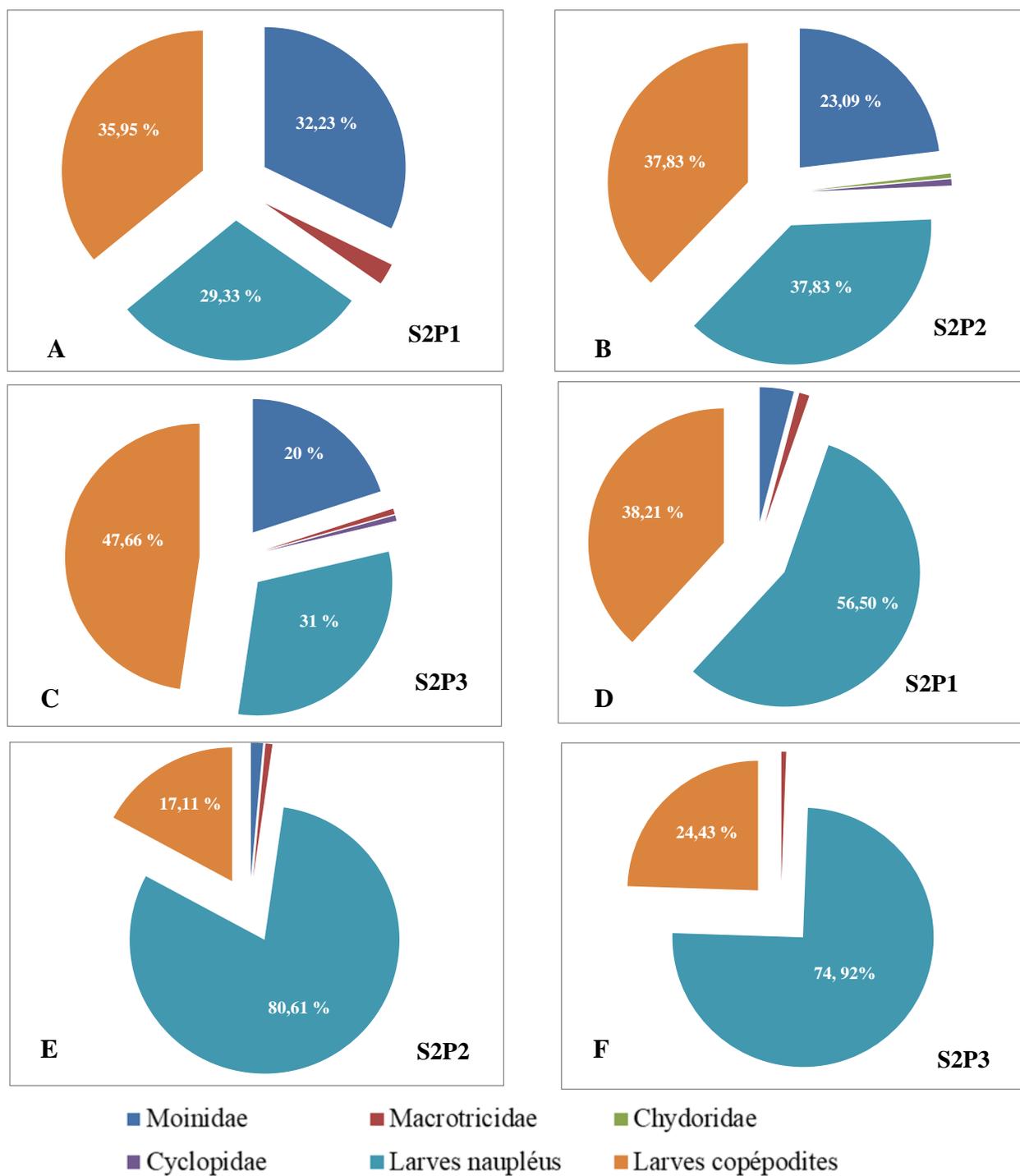


Figure 67 : Densités des microcrustacés (Cladocères et Copépodes) en surface (P1), au niveau des eaux moyennes (P2) et en profondeur (P3) de la station S2, pendant la saison des pluies (A, B et C) et la saison sèche (D, E et F)

III.1.4.2.2.3. Densités des microcrustacés à la station S3

En saison pluvieuse (figure 68), les Moinidae ont contribué à hauteur de 6,66 % soit 4 ind/L en surface (figure 68 A), 5,12 % soit 10 ind/L au niveau des eaux moyennes (figure 68 B) et 130 ind/L soit 27,13 % en profondeur de la station (figure 68 C). Ayant pour densité 2 ind/L soit 3,33 % en surface et 5 ind/L soit 2,56 % au niveau des eaux moyennes de la station, les Macrothricidae ont été absents en profondeur. Les Chydoridae ont contribué à hauteur de 6,66 % soit 4 ind/L en surface, 1,02 % soit 2 ind/L au niveau des eaux moyennes et 2 ind/L soit 0,41 % en profondeur. Chez les copépodes, les adultes n'étaient présents qu'en profondeur de la station avec une proportion de 1,67 % soit 8 ind/L. Les larves naupléus quant à eux, ont contribué à hauteur de 55 ; 52,82 et 19,41 % de la surface en profondeur pour des densités respectives de 33, 103 et 93 ind/L. Chez les larves copépodites, les densités ont été de 17 ind/L soit 28,33 % en surface, 75 ind/L soit 38,46 % au niveau des eaux moyennes et 246 ind/L soit 51,35 % en profondeur.

En saison sèche (figure 68), chez les Cladocères, les Moinidae ont présenté une densité de 4, 6 et 4 ind/L soit 2,68 ; 1,16 et 0,84 % respectivement en surface (figure 68 D), au niveau des eaux moyennes (figure 68 E) et en profondeur (figure 68 F) de la station. Les Macrothricidae présents seulement au niveau des eaux moyennes ont contribué à hauteur de 2,72 % soit 14 ind/L. Les Chydoridae quant à eux étaient totalement absents. Chez les Copépodes, les adultes absents au niveau des eaux moyennes de la station ont contribué à hauteur de 1,34 % soit 2 ind/L et 0,84 % soit 4 ind/L respectivement en surface et en profondeur de la station. Chez les larves naupléus, les densités zooplanctoniques ont été de 129 ind/L soit 86,57 % en surface, 437 ind/L soit 85,18 % au niveau des eaux moyennes et 350 ind/L soit 73,83 % en profondeur. Les larves copépodites ont contribué à hauteur de 9,40 % soit 14 ind/L en surface, 56 ind/L soit 10,91 % au niveau des eaux moyennes et 116 ind/L soit 24,47 % en profondeur.

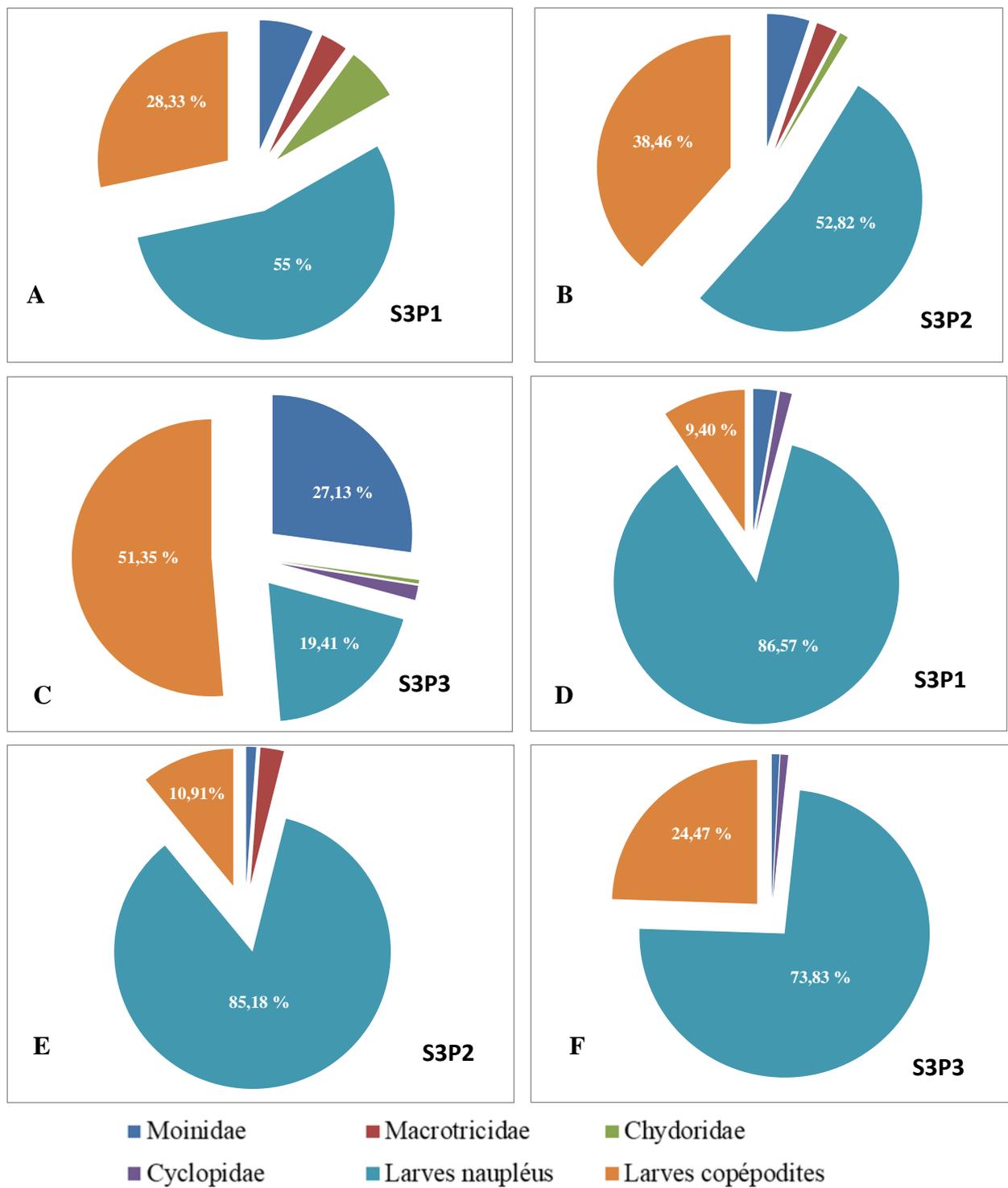


Figure 68 : Densités des microcrustacés (Cladocères et Copépodes) en surface (P1), au niveau des eaux moyennes (P2) et en profondeur (P3) de la station S3, pendant la saison des pluies (A, B et C) et la saison sèche (D, E et F)

Tableau VII : Densités des différentes familles des microcrustacés aux différents niveaux d'échantillonnage en saison sèche et en saison pluvieuse

Groupe	Famille	Espèces	S1P1		S1P2		S2P1		S2P2		S2P3		S3P1		S3P2		S3P3	
			SP	SS														
Cladocè es	Moinidae	<i>Moina brachiata</i>	17	5	51	8	78	10	94	7	60	0	4	4	10	6	130	4
	Macrothricid ae	<i>Macrothrix rosea</i>	1	1	2	1	6	3	0	4	2	4	2	0	5	14	0	0
		<i>Macrothrix hirsuticornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Chydoridae	<i>Chydorus piger</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Acroperus harpea</i>	0	6	19	7	0	0	2	0	0	0	4	0	2	0	2	0
Copépodes	Cyclopidae	<i>Métacyclops sp</i>	4	0	34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4
		<i>Thermocyclops crassus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
		<i>Thermocyclops neglectus</i>	0	5	14	7	0	0	3	0	2	0	0	2	0	0	0	0
		<i>Cryptocyclops sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
		<i>Cryptocyclops sp2</i>	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Tropocyclops sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Larves	<i>Larves naupléus</i>	116	135	311	241	71	139	154	391	93	502	33	129	103	437	93	350
		<i>Larves copépodites</i>	62	111	211	87	87	94	154	83	143	164	17	14	75	56	246	116
Abondances totales			182	251	182	251	158	233	308	474	577	238	50	145	178	493	347	470

III.1.5. Structure des peuplements

III.1.5.1. Indices de diversité de Shannon & Weaver et d'équitabilité de Piélou entre les trois stations

Les valeurs de l'indice de diversité de Shannon et Weaver et de l'indice d'équitabilité de Piélou ont varié entre 4,13 (S2 prof) et 4,51 (S1 surf) pour l'indice de diversité de Shannon et Weaver et entre 0,75 (S1 surf) et 0,94 (S3 surf) pour l'indice d'équitabilité de Piélou dans les trois stations pendant les deux saisons (figure 69 A).

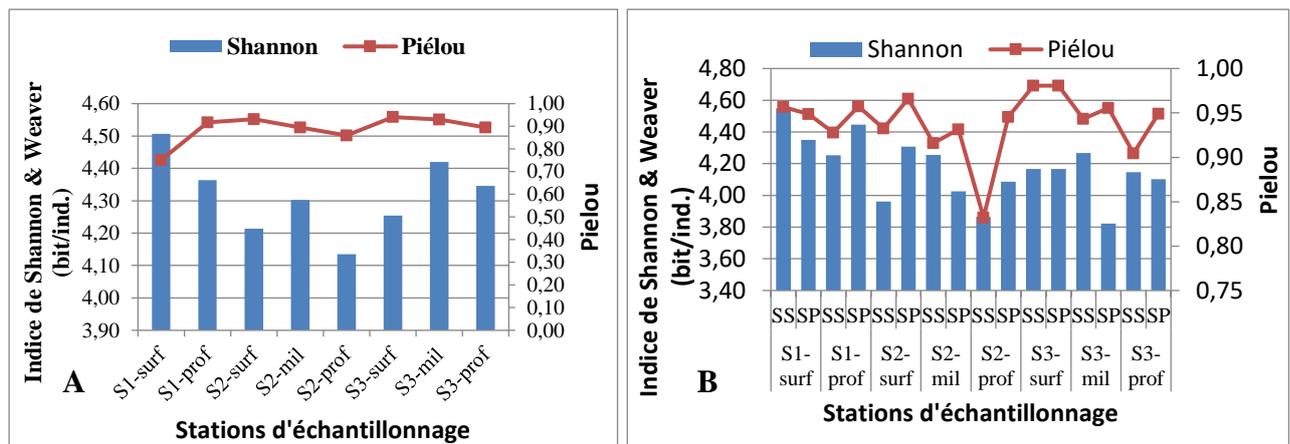


Figure 69 : Variations spatiales (A) et saisonnières (B) de l'indice de diversité de Shannon-Weaver et de l'équitabilité de Piélou

En saison sèche, les valeurs les plus élevées de l'indice de diversité de Shannon et Weaver (4,55) et de l'équitabilité de Piélou (0,98) sont enregistrées respectivement en surface des stations S1 et S3. Les plus faibles valeurs quant à elles ($H' = 3,87$; $E = 0,83$) ont toutes été obtenues en profondeur de la station S2 (figure 69 B)

En saison pluvieuse, H' a varié entre 3,82 et 4,45, valeurs obtenues respectivement en profondeur de la station S1 et au milieu de la station S3. L'indice d'équitabilité de Piélou a varié entre 0,93 et 0,97 ; valeurs obtenues respectivement au milieu et en surface de la station S2 (figure 69 B).

III.1.5.2. Indice de similarité de Sørensen

Les valeurs de l'indice de similarité de Sorensen (tableau VIII), très élevées, indiquent une très grande ressemblance entre les différents niveaux des trois stations. La similarité entre les eaux de surfaces des stations S2 et S3 d'une part et entre les eaux de surface de la station S3

et les eaux de la profondeur de la station S1 dépassent le taux de 90%. Il en est de même des eaux de surface et des eaux moyennes des stations S2 et S3 respectivement.

Tableau VIII : Valeurs de l'indice de similarité de Sorensen entre les différents niveaux des stations S1, S2 et S3

	S1P1	S1P2	S2P1	S2P2	S2P3	S3P1	S3P2
S1P2	80						
S2P1	82,14	84,61					
S2P2	85,24	80,7	90,56				
S2P3	81,96	84,21	86,79	82,75			
S3P1	80	90,19	93,61	88,46	92,3		
S3P2	76,66	85,71	84,61	87,71	80,7	99,19	
S3P3	80,64	79,31	81,48	69,56	63,76	83,01	86,2

III.1.5.2. Fréquence d'occurrence des taxa aux différentes stations d'échantillonnage

L'analyse des listes taxonomiques zooplanctoniques dressées dans les huit niveaux d'échantillonnage pendant la période d'étude montre que les espèces rares sont les plus représentées avec une fréquence d'occurrence de 73,21%. Elles sont suivies successivement par les espèces accessoires (14,03%), constantes (8,67%) et régulières (4,08%) (Tableau IX). Les espèces omniprésentes n'ont été rencontrées dans aucun niveau d'échantillonnage. Sur le plan spatial, les espèces rares sont les plus représentées à tous les niveaux d'échantillonnage avec des fréquences d'occurrence comprises entre 69,38 (surface et au niveau des eaux moyennes de la station S2) et 81,63% (niveau des eaux moyennes de la station S3). Le pourcentage d'occurrence le plus élevé des espèces accessoires a été trouvé en surface de la station S2 (20,40%) et le plus faible au niveau des eaux moyennes de la station S3 (8,16%). Les espèces constantes ont eu une fréquence d'occurrence plus élevée (14,28 %) en surface de la station S1. La plus faible fréquence d'occurrence (2,04%) quant à elle a été notée au niveau des eaux moyennes de la station S3. Les espèces régulières absentes en profondeur de la station S1, ont un taux d'occurrence compris entre 4,08 % observé à tous les niveaux d'échantillonnage excepté le niveau des eaux moyennes de la station S3 où est observé le taux d'occurrence le plus élevé (8,16%)

Chez les Rotifères, *Asplanchna sieboldi* de la famille d'Asplanchnidae se présente comme une espèce accessoire à tous les niveaux d'échantillonnage des différentes stations. Dans la famille des Brachionidae, au niveau de la station S1 en surface, *Brachionus urceolaris*, *Keratella tropica* et *Keratella germinata* se présentent comme des espèces constantes. *Brachionus calyciflorus* quant à lui, est une espèce accessoire. En profondeur, seule *Keratella tropica* est une espèce constante. *Brachionus urceolaris*, *Brachionus calyciflorus* et *Keratella*

germinata sont des espèces accessoires. A la station S2, *Keratella tropica*, *Brachionus urceolaris* et *Brachionus calyciflorus* s'étaient présentées respectivement comme des espèces régulières, constantes et accessoires à tous les niveaux d'échantillonnage. En surface, *Keratella germinata* et *Brachionus falcatus* s'étaient présentées comme des espèces accessoires. *Brachionus angularis* quant à elle, était constante en surface et accessoire au niveau des eaux moyennes. *Keratella germinata* était accessoire au niveau des eaux moyennes et constantes en profondeur. A la station S3, *Keratella tropica* et *Brachionus bidentata bidentata* étaient régulières respectivement en surface et au niveau des eaux moyennes. En profondeur, seul *Keratella tropica* est constante. *Keratella germinata* et *Brachionus urceolaris* étaient constantes en surface et accessoires en profondeur. *Brachionus angularis* était accessoire en surface et au niveau des eaux moyennes, *Brachionus calyciflorus* l'est en profondeur. *Brachionus quadridentatus*, *Brachionus leydigia*, *Brachionus quadricornis* et *Notholca jasnivskidi* s'étaient présentées comme des espèces rares dans les différents niveaux d'échantillonnage de toutes les stations tout comme les espèces appartenant aux familles d'Epiphanidae, d'Euchlanidae et des Gatropodidae.

Chez les Lecanidae, *Lecane bulla* était accessoire en profondeur de la station S1, en surface et au niveau des eaux moyennes de la station S2, et constante en profondeur de la station S2. Toutes les autres espèces s'étaient présentées comme rares dans toutes les stations à l'exception de *Lecane ovalis* qui était constante au niveau des eaux moyennes de la station S3.

Chez les Synchaetidae, *Polyarthra vulgaris* était constante en surface et en profondeur de la station S1, au niveau des eaux moyennes et en profondeur de la station S2 et accessoire en surface et en profondeur de la station S3.

Chez les Trichocercidae, *Trichocerca elongata* et *Trichocerca capucina* étaient rares dans toutes les trois stations. *Trichocerca pusilla* quant à elle était constante à la station S1, accessoire à la station S2. A la station S3, elle était accessoire en surface, constante au niveau des eaux moyennes et rare en profondeur. *Trichocerca chattoni* était régulière en surface des stations S1 et S3, à tous les niveaux d'échantillonnage de la station S2, constante en profondeur de la station S1 et S3 et rare au niveau des eaux moyennes de la station S3. Enfin *Trichocerca iernis* est accessoire en surface des stations S1 et S2 et en profondeur de la station S3.

Chez les Testitudinellidae, *Filinia longiseta* et *Filinia pejleri* étaient rares dans toutes les trois stations. Il en est de même pour *Testitudinella patina* qui fait l'exception au niveau des eaux moyennes de la station S3 où elle était constante. *Filinia opoliensis* et *Filinia terminalis* étaient constantes à la station S1. A la station S2, *Filinia opoliensis* était constante en surface et en profondeur et accessoire au niveau des eaux moyennes. *Filinia terminalis* quant à elle,

était accessoire en surface et constante dans les deux autres niveaux d'échantillonnage. A la station S3, les deux espèces étaient constantes en surface et en profondeur. Au niveau des eaux moyennes de cette station, *Filinia opoliensis* était accessoire et *Filinia terminalis* rare.

Chez les Gastropodidae, *Rotaria sp* était régulière en surface de la station S1, constante au niveau des eaux moyennes de la station S2 et en surface de la station S3, accessoire en profondeur de la station S1, en surface et en profondeur de la station S2 et en profondeur de la station S3. *Rotaria neptuna* et *Rotaria rotatoria* étaient rares dans toutes les stations à l'exception de la station S3 où *Rotaria rotatoria* est régulière au niveau des eaux moyennes.

Chez les Cladocères, les espèces appartenant aux familles des Macrothricidae et Chydoridae étaient rares dans toutes les stations. Chez les Moinidae, *Moina brachiata* était accessoire à la station S1, en surface et au niveau des eaux moyennes de la station S2, au niveau des eaux moyennes et en profondeur de la station S3. Chez les Copépodes, toutes les espèces étaient rares dans toutes les stations.

La fréquence d'occurrence des différents taxa permet d'affirmer que les espèces caractéristiques du lac Léré sont chez les Rotifères *Asplanchna sieboldi*, *Brachionus urceolaris*, *Brachionus angularis*, *Keratella tropica*, *Keratella germinata*, *Lecane bulla*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca pusilla*, *Trichocerca chattoni*, *Rotaria sp*, *Filinia opoliensis* et *Filinia terminalis*. Chez les Cladocères, seule *Moina brachiata* se présente comme une espèce caractéristique du lac. Chez les Copépodes par contre, en raison d'une prédominance des stades larvaires au détriment d'espèces adultes, aucune espèce ne peut être considérée comme caractéristique du lac.

Tableau IX : Fréquence d'occurrence des espèces zooplanctoniques dans les différents niveaux d'échantillonnage pour l'ensemble des 13 campagnes effectuées

Groupe	Espèce	S1		S2			S3		
		Surf.	Prof.	Surf.	Mil.	Prof.	Surf.	Mil.	Prof.
Rotifères	<i>Asplanchna sieboldi</i>	**	**	**	**	**	**	**	**
	<i>Brachionus urceolaris</i>	***	**	***	***	***	***	*	**
	<i>Brachionus angularis</i>	*	*	***	**	*	**	**	*
	<i>Brachionus calyciflorus</i>	**	**	**	**	**	*	*	**
	<i>Brachionus falcatus</i>	*	*	**	*	*	*	*	*
	<i>Brachionus quadridentatus</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Brachionus leydigia</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Brachionus quadricornis</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Brachionus bidentata</i>	*	*	*	*	*	*	****	*
	<i>Keratella tropica</i>	***	***	****	****	****	****	*	***
	<i>Keratella germinata</i>	***	**	**	**	***	***	*	**
	<i>Notholca jasnivskdi</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Epiphanesclavulata</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Euchlanis dilatata</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Ascomorpha saltans</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Ascomorpha ecaudis</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Lecane bulla</i>	*	**	**	**	***	*	*	*
	<i>Lecane closterocerca</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Lecane curvicornis</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Lecane tudicola</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Lecane triphoma</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Lecane murayi</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Lecane ovalis</i>	*	*	*	*	*	*	***	*
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	***	***	*	***	***	**	*	**
	<i>Trichocerca elongata</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Trichocerca pusilla</i>	***	***	**	**	**	**	***	*
	<i>Trichocerca chattoni</i>	****	***	****	****	****	****	*	***
	<i>Trichocerca iernis</i>	**	*	**	*	*	*	*	**
	<i>Trichocerca capucina</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Trichocerca heterodactyla</i>	**	**	*	**	**	**	*	**
	<i>Filinia opoliensis</i>	***	***	***	**	***	***	**	***
	<i>Filinia terminalis</i>	***	***	**	***	***	***	*	***
	<i>Filinia longiseta</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Filinia pejleri</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Testudinella patina</i>	*	*	*	*	*	*	***	*	
<i>Rotaria sp</i>	****	**	**	***	**	***	*	**	
<i>Rotaria neptuna</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Rotaria rotaoaria</i>	*	*	*	*	*	*	****	*	
Cladocères	<i>Moina brachiata</i>	**	**	**	**	*	*	**	**
	<i>Macrothrix rosea</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Macrothrix hirsuticornis</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Chydorus piger</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Acroperus harpae</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	
Copépodes	<i>Metacyclops sp</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Thermocyclops crassus</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Thermocyclops neglectus</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Cryptocyclops sp1</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Cryptocyclops sp2</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Tropocyclops sp</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	

Omniprésentes = ***** régulières = **** Constantes = *** Accessoires = ** Rares = *

Tableau X : Répartition des espèces en fonction de leurs fréquences d'occurrence dans les différents niveaux d'échantillonnage.

Stations		Espèces Omniprésentes (%)	Espèces Régulières (%)	Espèces Constantes (%)	Espèces Accessoires (%)	Espèces Rares (%)
S1	Surf	0	4,08	14,28	10,20	71,42
	Prof	0	0	12,24	16,32	71,42
S2	Surf	0	4,08	6,12	20,40	69,38
	Mil	0	4,08	8,16	18,36	69,38
	Prof	0	4,08	12,24	10,20	73,46
S3	Surf	0	4,08	10,20	10,20	75,51
	Mil	0	8,16	2,04	8,16	81,63
	Prof	0	4,08	4,08	18,36	73,46

NB : Les codes surf, mil et prof désignent respectivement la surface, le milieu et la profondeur des trois stations d'échantillonnage S1, S2 et S3.

III.1.5.3. Facteurs abiotiques influençant l'abondance des taxons

L'analyse de redondance a été effectuée afin d'établir l'influence des paramètres physico-chimiques sur l'abondance des espèces zooplanctoniques recensées lors de la période d'étude.

Le test de Monte-Carlo (n = 999 permutations) indique que les résultats de cette analyse sont significatifs ($p < 0,05$). Les deux premiers axes (axe 1 = 37,5 % et axe 2 = 16,1 %) utilisés pour l'expression des résultats de l'ARD cumulent 52,4 % de l'inertie totale (Tableau XI).

Tableau XI : Pourcentages d'informations exprimées par les quatre premiers axes de l'Analyse Canonique de Correspondances

Axes	1	2	3	4
Valeurs propres	0.104	0.046	0.034	0.030
Pourcentage cumulés (%)	37,5 %	54.2	66.6	77.6

L'analyse de redondance (figure 70) a fait ressortir les paramètres physico-chimiques influençant l'abondance des espèces zooplanctoniques. Quatre groupes se distinguent en fonction des liaisons entre les espèces zooplanctoniques et les paramètres physico-chimiques.

- Le groupe I est constitué des espèces qui affectionnent les eaux alcalines, moins oxygénées, riches en matières organiques, avec une teneur en CO₂ élevée. Ces espèces sont entre autre, *Trichocerca pusilla*, *Lecane bulla*, *Keratella germinata*. Elles sont corrélées négativement aux différentes formes d'azote, aux TDS et à la conductivité.

- Le groupe II renferme les espèces dont la répartition n'est pas influencée d'une manière significative par les facteurs abiotiques dans le lac Léré. Toutefois elles prolifèrent moins dans les eaux moyennement turbides et colorées, alcalines aux températures élevées. Ces espèces sont entre autre *Polyathra vulgaris*, *Trichocerca heterodactyla*, *Brachionus urceolaris*, *Filinia opoliensis*.
- Le groupe III présente des espèces ayant une grande affinité aux eaux riches en différentes formes d'azote, moyennement oxygénées, fortement minéralisées. Ces espèces sont entre autre *Brachionus angularis*, *Macrothrix rosea*, *Ascomorpha saltans* ainsi que les larves naupléus.
- Le groupe IV renferme des espèces qui affectionnent des eaux alcalines, riches en orthophosphates, turbides et colorées présentant des températures élevées. Ces espèces sont entre autres *Filinia pejleri*, *Trichocerca chattoni*, *Moina brachiata* ainsi que les larves copépodites.

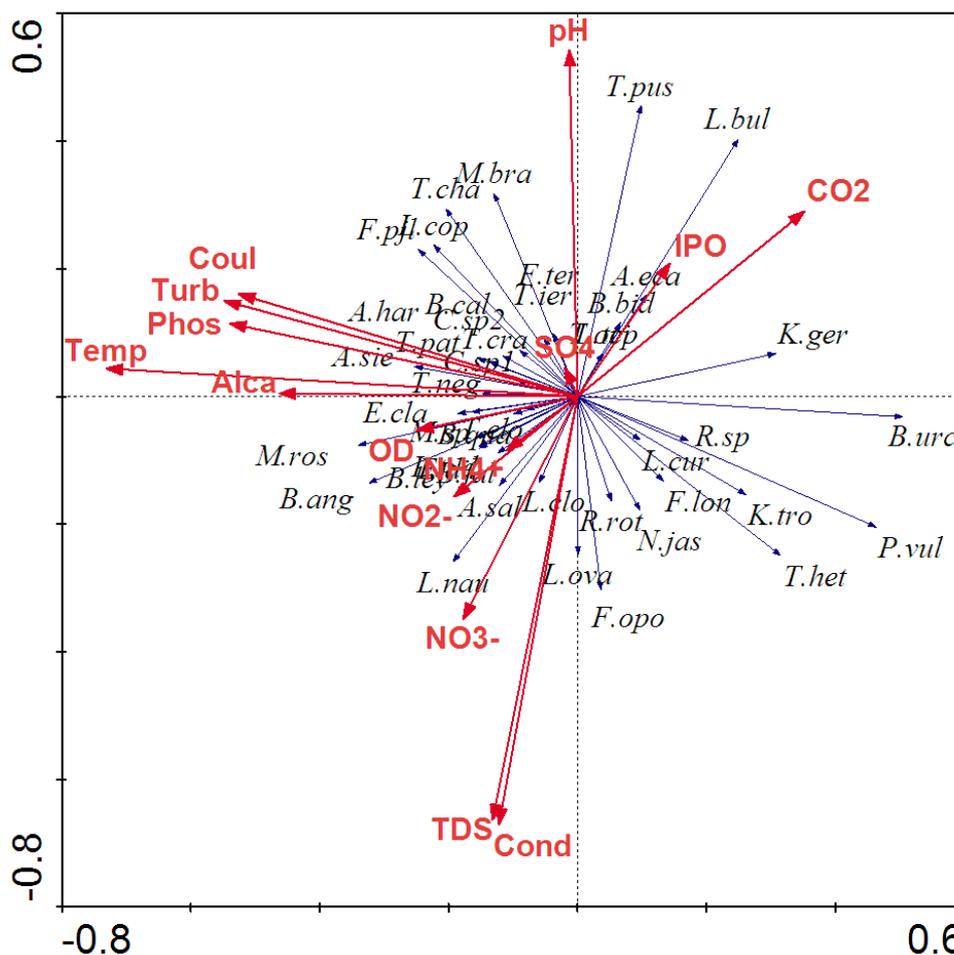


Figure 70 : Analyse Canonique Redondances (RDA) des principales espèces zooplanctoniques des paramètres physico-chimiques.

Légende : *A. sie* : *Asplanchna sieboldi*, *B. urc* : *Brachionus urceolaris*, *B. ang* : *Brachionus angularis*, *B. cal* *Brachionus calyciflorus*, *B. fal* : *Brachionus falcatus*, *B. qua* : *Brachionus quadridentatus*, *B. ley* : *Brachionus leydigia*, *B. bid* : *Brachionus bidentata*, *K. tro* : *Keratella tropica*, *K ger* : *Keratella germinata*, *N. jav* : *Notholca jasnivskdi*, *E. cla* : *Epiphanes clavulata*, *E. dil*, *Euchlanis dilatata*, *A. sal* : *Ascomorpha saltans* *A. eca* : *Ascomorpha ecaudis.*, *L. bul* : *Lecane bulla*, *L. clo.* *Lecane closterocerca*, *L. cur* : *Lecane curvicornis* *L. tud* : *Lecane tudicola* *L. trp* : *Lecane triphoma*, *L. ova* : *Lecane ovalis* *P. vul* : *Polyarthra vulgaris*, *T. elo* : *Trichocerca elongata*, *T. pus* : *Trichocerca pusilla*, *T. cha* : *Trichocerca chattoni*, *T. ier* : *Trichocerca iernis*, *T. cap* : *Trichocerca capucina*, *T. het* : *Trichocerca heterodactyla*, *F. ter* : *Filinia terminalis*, *F. Opo* : *Filinia opoliensis*, *F. lon* : *Filinia longiseta*, *F. pej* : *Filinia pejleri*, *T. pat* : *Testudinella patina*, *R. sp* : *Rotaria* sp, *R. rot* : *Rotaria rotatoria*, *M. bra* : *Moina brachiata*, *M. ros* : *Macrothrix rosea*, *A. har* : *Acroperus harpae*, *M. sp* : *Metacyclops* sp, *T. cra* : *Thermocyclops crassus*, *T. neg* : *Thermocyclops neglectus*, *C. sp1* : *Cryptocyclops* sp1, *C sp2* : *Cryptocyclops* sp2, Alca = Alcalinité, NH₄⁺ = Ammonium, DBO = DBO₅, Cond = Conductivité, DO = Oxygène dissous, NO₃⁻ = Nitrates, NO₂⁻ = Nitrites, Phos = Orthophosphates, TDS = Solides Totaux Dissous, Temp = Température, Turb = Turbidité, Coul = Couleur, CO₂ = Gaz carbonique dissous, IPO = indice de pollution organique.

III.1.6. Biomasse zooplanctonique

III.1.6.1. Biomasse zooplanctonique à la station S1

En surface de la station S1 (figure 71 A), la biomasse totale des Rotifères était de 11,76 10⁻³ mg C/L. La biomasse minimale enregistrée en novembre 2016 était de 5,4673 10⁻⁶ mg C/L et maximale enregistrée en septembre 2016 était de 7545,6 10⁻⁶ mg C/L. Elle a été de 1,33 10⁻³ mg C/L en saison sèche et 10,44 10⁻³ mg C/L en saison des pluies. Chez les Copépodes, la biomasse totale enregistrée était de 2,381 10⁻³ mg C/L. Pendant la saison sèche et la saison pluvieuse, les biomasses enregistrées étaient respectivement 1,454 10⁻³ et 0,9272 10⁻³ mg C/L. En mars 2017, les Copépodes n'ont pas contribué à la biomasse zooplanctonique. La biomasse maximale enregistrée en avril 2017 était de 672,9 10⁻⁶ mg C/L. Les Cladocères ont contribué très faiblement à la biomasse zooplanctonique. Ils ont une biomasse totale de 0,00638 10⁻³ mg C/L. Leur biomasse était nulle pendant plusieurs mois de l'étude. La valeur maximale de la

biomasse de $3,77 \cdot 10^{-6}$ mg C/L était enregistrée en août 2016. En saison sèche leur biomasse était de $0,00145 \cdot 10^{-3}$ mg C/L et en saison pluvieuse, elle était de $0,00493 \cdot 10^{-3}$ mg C/L.

En profondeur de la station S1 (figure 71 B), les biomasses totales pour les trois groupes zooplanctoniques étaient de $9,56 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Rotifères, $4,41 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Copépodes et $0,0171 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Cladocères. La biomasse minimale enregistrée pour les Rotifères et les Copépodes était de 0 mg C/L pendant le mois de novembre 2016. La biomasse maximale enregistrée en septembre 2016 pour les deux groupes, était de $6770 \cdot 10^{-6}$ mg C/L pour les Rotifères et $2320 \cdot 10^{-6}$ mg C/L pour les Copépodes. En saison sèche, leurs biomasses respectives étaient de $1,554 \cdot 10^{-3}$ et $1,522 \cdot 10^{-3}$ mg C/L. En saison pluvieuse, la biomasse des Rotifères était de $8,011 \cdot 10^{-3}$ et celle des Copépodes était de $2,918 \cdot 10^{-3}$ mg C/L. Chez les Cladocères, la biomasse maximale enregistrée en septembre 2016 était de $9,86 \cdot 10^{-6}$ mg C/L. La biomasse minimale de 0 mg C/L était enregistrée au cours de plusieurs mois de l'étude. En saison sèche, la biomasse des Cladocère était de $0,00232 \cdot 10^{-3}$ mg C/L et en saison pluvieuse, elle était de $0,0147 \cdot 10^{-3}$ mg C/L.

III.1.6.2. Biomasse zooplanctonique à la station S2

En surface de la station S2 (figure 72 A), la biomasse totale était de $3,965 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Rotifères, $2,368 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Copépodes et $0,0255 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Cladocères. La biomasse des Rotifères a varié entre $2,43 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en juillet 2016 et $1859 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en mai 2016. Chez les Copépodes, la valeur minimale de la biomasse enregistrée en mars 2017 était de $8,49 \cdot 10^{-6}$ mg C/L et la maximale enregistrée en août 2016 était de $511,3 \cdot 10^{-6}$ mg C/L.

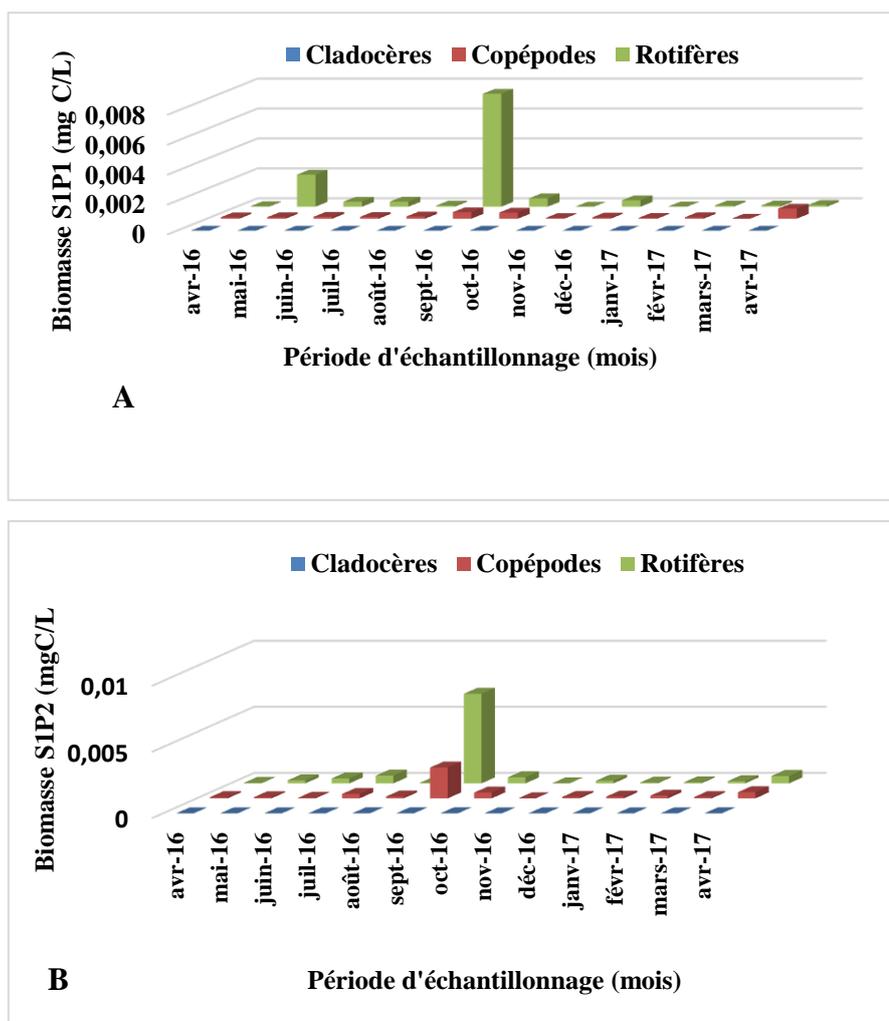


Figure 71 : Biomasse totale zooplanctonique en surface (A) et en profondeur (B) de la station S1

Chez les Cladocères, la valeur de la biomasse était nulle pendant plusieurs mois de la période de l'étude. La valeur maximale enregistrée en août 2016 était de $1,97 \cdot 10^{-6}$ mg C/L. Pendant la saison sèche, les Rotifères et les Copépodes ont enregistré une biomasse respective de $0,7296 \cdot 10^{-3}$ et $1,304 \cdot 10^{-3}$ mg C/L. En saison pluvieuse, leurs biomasses respectives étaient de $3,236 \cdot 10^{-3}$ et $1,041 \cdot 10^{-3}$ mg C/L. Les Cladocères quant à eux, ont enregistré une biomasse de $0,0029 \cdot 10^{-3}$ mg C/L en saison sèche et $0,025 \cdot 10^{-3}$ mg C/L en saison pluvieuse.

Au niveau des eaux moyennes (figure 72 B) de la station, les trois groupes zooplanctoniques ont enregistré une biomasse totale de $4,083 \cdot 10^{-3}$; $3,831 \cdot 10^{-3}$ et $0,02929 \cdot 10^{-3}$ mg C/L respectivement pour les Rotifères, les Copépodes et les Cladocères. Les Rotifères n'ayant pas participé à la biomasse zooplanctonique en mai 2016 ont eu pour biomasse maximale $1113 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en septembre 2016. La biomasse des Copépodes a oscillé entre 14410^{-6} mg C/L en octobre 2016 et $656 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en août 2016. Comme dans les autres

niveaux d'échantillonnage, les Cladocères n'ont pas participé à la biomasse zooplanctonique pendant plusieurs mois au cours de la période d'étude. Leur biomasse maximale enregistrée en août 2016 était de $21,46 \cdot 10^{-6}$ mg C/L. En saison sèche, les biomasses des Rotifères, Copépodes et Cladocères étaient respectivement de $1,563 \cdot 10^{-3}$; $1,908 \cdot 10^{-3}$ et $0,00203 \cdot 10^{-3}$ mg C/L. En saison pluvieuse, leurs biomasses respectives étaient de $2,52 \cdot 10^{-3}$; $1,95 \cdot 10^{-3}$ et $0,02726 \cdot 10^{-3}$ mg C/L.

En profondeur de la station (figure 72 C), la biomasse totale des Rotifères était de $3,114 \cdot 10^{-3}$ mg C/L ; celle des Copépodes était de $4,666 \cdot 10^{-3}$ mg C/L et celle des Cladocères était de $0,0174 \cdot 10^{-3}$ mg C/L. La biomasse des Rotifères a varié entre $9,3 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en avril 2016 et $779 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en juin 2016. Chez les Copépodes, la biomasse a oscillé entre $113,2 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en décembre 2016 et $1410 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en février 2017. Pendant la saison sèche, les biomasses enregistrées pour les Rotifères et les Copépodes étaient respectivement de $1,5889 \cdot 10^{-3}$ et $3,004 \cdot 10^{-3}$ mg C/L. Pendant la saison des pluies, leurs biomasses respectives étaient de $1,526 \cdot 10^{-3}$ et $1,644 \cdot 10^{-3}$ mg C/L. Chez les Cladocères, la biomasse a oscillé entre 0 mg C/L enregistrée pendant plusieurs mois au cours de la période d'étude et $8,7 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en septembre 2016. Leur biomasse enregistrée en saison pluvieuse était de $17,4 \cdot 10^{-6}$ mg C/L pendant qu'en saison sèche elle était nulle.

III.1.6.3. Biomasse zooplanctonique à la station S3

En surface (figure 73 A), la biomasse totale était de $2,322 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Rotifères, $0,757 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Copépodes et $0,00232 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Cladocères. Les Rotifères ont enregistré une biomasse minimale de $6,03 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en septembre 2016 et maximale de $783,9 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en juin 2016. Chez les Copépodes, la biomasse nulle en décembre 2016 a atteint son maximum de $184,8 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en février 2017. En saison sèche, la biomasse des Rotifères était de $1,395 \cdot 10^{-3}$ mg C/L et celle des Copépodes était de $0,5003 \cdot 10^{-3}$ mg C/L. En saison pluvieuse, les Rotifères et les Copépodes ont enregistrés respectivement une biomasse de $0,927 \cdot 10^{-3}$ et de $0,257 \cdot 10^{-3}$ mg C/L. Chez les Cladocères, la biomasse étant nulle pendant plusieurs mois au cours de la période d'étude, a atteint la valeur maximale de $1,16 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en août 2016. Les Cladocères ont enregistré une biomasse de $0,00116 \cdot 10^{-3}$ mg C/L en saison sèche tout comme en saison pluvieuse.

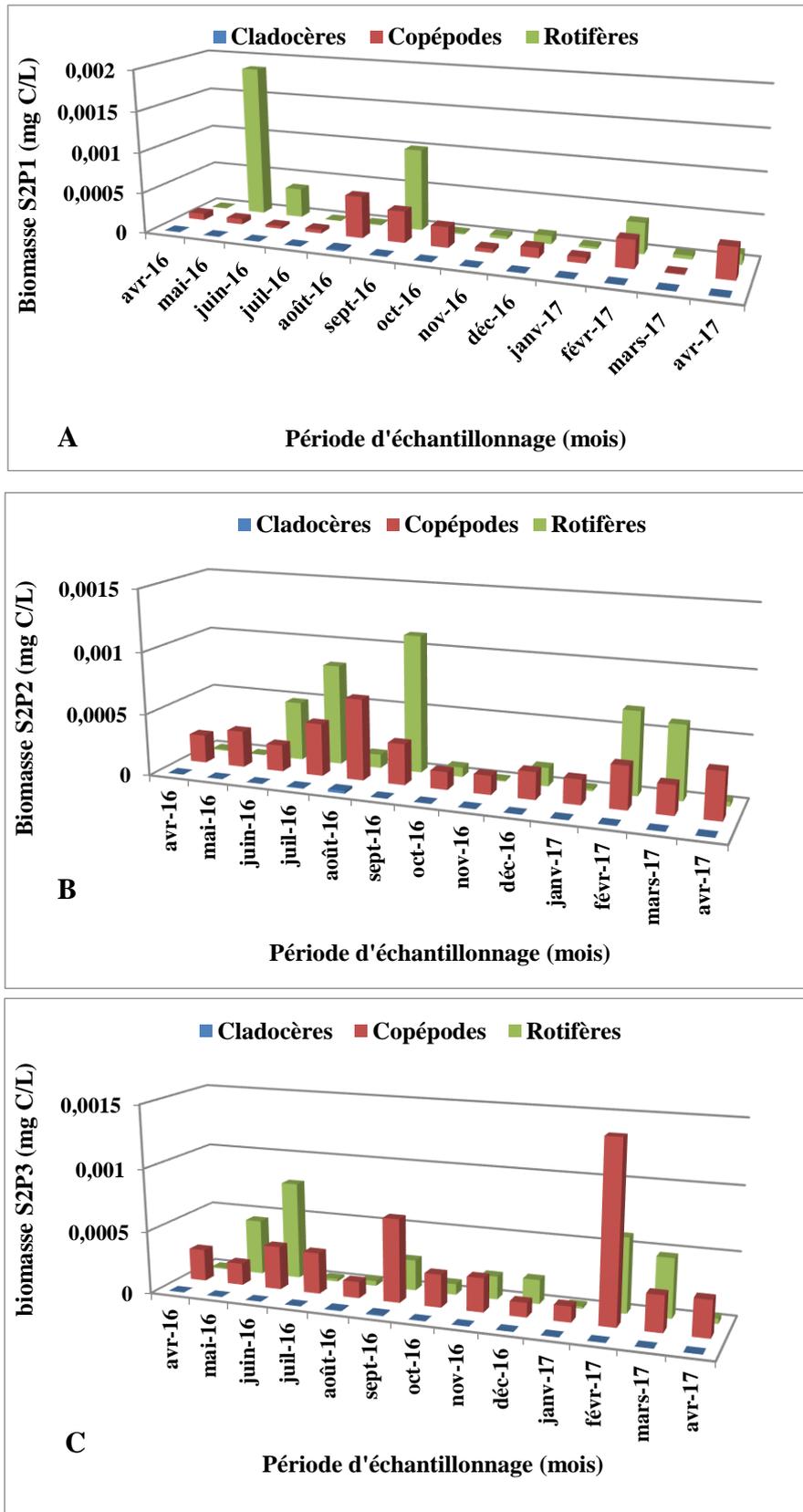


Figure 72 : Biomasse totale zooplanctonique en surface (A), au niveau des eaux moyennes (B) et en profondeur (C) de la station S2

Au niveau des eaux moyennes (figure 73 B), la biomasse totale enregistrée pendant la période d'étude était de $5,428 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Rotifères, $2,793 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les

Copépodes et $0,00464 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Cladocères. Tous les trois groupes zooplanctoniques, ont enregistré une biomasse nulle, en mai 2016 pour les Rotifères, juillet 2016 pour les Copépodes et pendant plusieurs mois au cours de la période d'étude pour et les Cladocères (figure 73 B). Leurs biomasses maximales étaient respectivement de $2248 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en novembre 2016, $558,7 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en juin 2016 et $2,03 \cdot 10^{-6}$ en septembre 2016 (figure 73 B). Pendant la saison sèche les Rotifères, les Copépodes et les Cladocères ont enregistré une biomasse respective de $5,265 \cdot 10^{-3}$; $1,777 \cdot 10^{-3}$ et $0,00174 \cdot 10^{-3}$ mg C/L. En saison pluvieuse, la biomasse enregistrée était de $0,1627 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Rotifères, $1,0159 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Copépodes et $0,0029 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Cladocères.

En profondeur de la station (figure 73 C), les trois groupes zooplanctoniques ont enregistré une biomasse totale de $3,980 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Rotifères, $4,750 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Copépodes et $0,0388 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Cladocères. Les Rotifères n'ont pas contribué à la biomasse zooplanctonique au mois de mai 2016 ainsi que les Cladocères pendant plusieurs mois au cours de la période d'étude (figure 73 C). La valeur maximale de la biomasse était de $817,6 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en novembre 2016 pour les Rotifères et $25,23 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en août 2016 pour les Cladocères (figure 73 C). La biomasse des Copépodes quant à elle, était comprise entre $113 \cdot 10^{-6}$ en janvier 2017 et $1165,8 \cdot 10^{-6}$ mg C/L en août 2016 (figure 73 C). En saison sèche, leurs biomasses étaient de $3,058 \cdot 10^{-3}$ mg C/L pour les Rotifères, $2,111 \cdot 10^{-3}$ mgC /L pour les Copépodes et $0,00116 \cdot 10^{-3}$ pour les Cladocères. En saison pluvieuse, les Rotifères ont enregistré une biomasse de $0,92231 \cdot 10^{-3}$ mg C/L, les Copépodes $2,639 \cdot 10^{-3}$ mg C/L et les Cladocères $0,0377 \cdot 10^{-3}$ mg C/L.

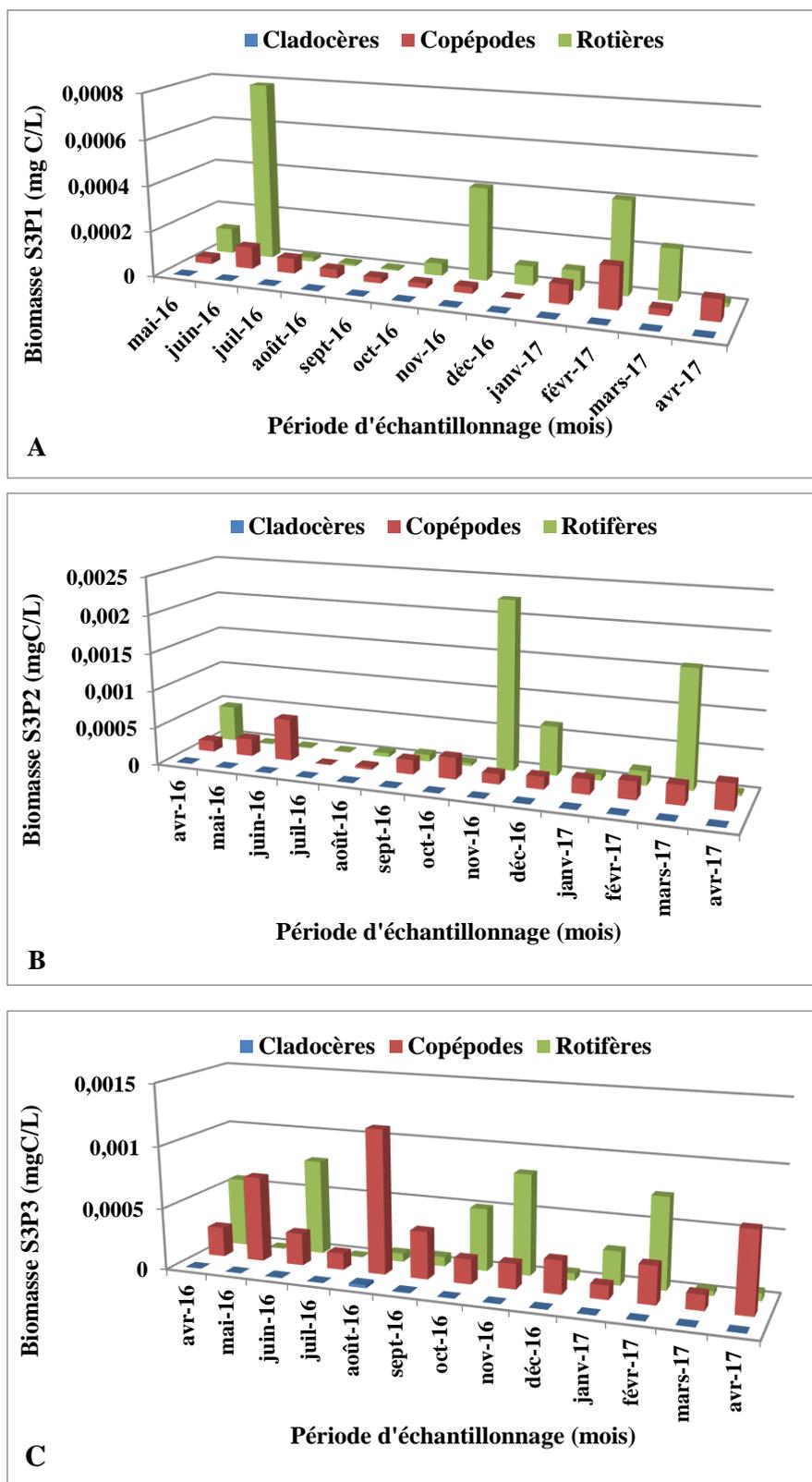


Figure 73 : Biomasse totale zooplanctonique en surface (A), au niveau des eaux moyennes (B) et en profondeur de la station S3 (C)

III.2. DISCUSSION

III.2.1. Caractérisation physico-chimique des eaux du lac

Les valeurs de la température enregistrées au cours de cette étude s'apparentent à celles de la température ambiante relevée par Passiring (2006) dans le bassin versant des lacs de Léré. Ceci traduirait l'absence d'une variation considérable de la température pendant la dernière décennie. Les amplitudes thermiques élevées (S1, surf : 10,04 ; Prof : 11,27 ; S2, surf : 9,59 ; mil : 11,11 ; prof : 9,18 ; S3 : surf : 9 ; mil : 7,58 ; prof : 7,67) sont contradictoires à celles observées par Nzieule Tchagnou (2016) dans le complexe lacustre Ossa (4,7 en surface ; 6,8 au milieu et 5,0 au fond du lac Ossa ; 4,3 en surface ; 3,8 au milieu et 4,3 au fond du lac Mwembé). Cette différence d'amplitude thermique serait due à la géolocalisation de ces deux lacs.

Les faibles valeurs de température enregistrées aux différents niveaux d'échantillonnage de la station S3 pourraient s'expliquer par le fait que pendant toute la période d'étude, les échantillonnages ont toujours débuté à cette station en matinée. Les valeurs de température plus élevées en surface dans toutes les stations se justifieraient par l'influence directe des rayons solaires. Elles ont été légèrement élevées en 2016, pendant les mois de février, mars et avril, par rapport à 2017. Dans l'ensemble, les valeurs de température enregistrées se situent dans l'intervalle de température ambiante définie par Palou (2005) qui souligne le fait que le climat du bassin du Mayo-Kebbi connaît de très fortes variations de températures avec des maxima qui dépassent 40°C et des minima qui se situent au-delà de 25°C. Les tests statistiques ne montrent aucune différence significative des valeurs de température entre les différentes stations et les différents niveaux d'échantillonnage des stations, d'où l'absence de stratification thermique.

Les valeurs de l'oxygène dissous n'ont pas varié significativement entre les stations et les différents niveaux d'échantillonnage. En dehors de la surface dans la station 1, les moyennes des teneurs en oxygène dissous n'ont pas excédées 70% au niveau des différentes stations. Les teneurs en oxygène dissous sont plus élevées en surface qu'en profondeur, ceci pourrait s'expliquer par la dissolution de l'oxygène atmosphérique mais aussi par la teneur élevée des orthophosphates en surface et une importante intensité lumineuse entraînant ainsi une importante activité photosynthétique par rapport aux profondeurs du lac qui ne sont pas pour autant anoxique. Ces teneurs en oxygène dissous délimitent donc la zone des conditions biologiques favorables que l'on pourra assimiler à la zone trophogène (de la surface à 4,5 m de profondeur). Inversement, les teneurs en CO₂ sont plus élevées en profondeur des stations S2

et S3. A ces niveaux se déroulent les réactions de réduction et les oxydations respiratoires. Ce qui a déjà été observé dans certains lacs tropicaux (Zébazé Togouet *et al.*, 2005). Cette zone peut être assimilée à la zone tropholytique. Les valeurs moyennes du pH élevées en saison pluvieuse pourraient s'expliquer par les faibles teneurs en CO₂ en cette même saison. Ceci réduirait la concentration en acide humique suite à la consommation du CO₂ pendant la photosynthèse et par conséquent, abaisserait le pH. Ces valeurs moyennes du pH correspondent à un pH légèrement neutre qui se trouve dans la gamme de celui des eaux naturelles qui ne doit pas être inférieur à 6 (Ramade, 2005). Par contre, la valeur du pH enregistrée en 1970 était de 8 à tous les niveaux des stations d'échantillonnage (Lévêque, 1971). Cette légère acidification des eaux du lac Léré serait en faveur d'un bon développement des espèces zooplanctoniques car selon Carballo *et al.* (2008), la valeur optimale de pH pour une meilleure croissance du zooplancton est de 6,5.

Pour ce qui est de la couleur et la turbidité, elles ont présenté des courbes ayant une allure similaire dans les trois stations et à différents niveaux d'échantillonnage. En saison pluvieuse, les valeurs étaient plus élevées, ceci confirme le phénomène d'érosion du bassin versant. De plus les valeurs les plus élevées ont été enregistrées en profondeur dans toutes les stations, en raison de l'accumulation des matières dissoutes dans le fond du lac. En effet, Passinring (2006) a souligné que le phénomène d'érosion dû à un régime hydraulique provoque le remplissage du fond du lac en matériel sédimentaire. Ces phénomènes peuvent également être dus à l'exploitation des carrières dans le bassin versant du lac qui ruine le paysage naturel en réduisant la possibilité d'une fixation végétale et en donnant lieu à des processus d'érosion (Passinring, 2006). Contrairement à la couleur et à la turbidité, la conductivité électrique et les TDS ont plutôt présenté des valeurs plus élevées en saison sèche qu'en saison pluvieuse. En effet, le faible volume d'eau à l'étiage favoriserait une plus grande concentration des eaux en éléments dissous. Wolfgang *et al.* (2017) soulignent par ailleurs que l'apport excessif des sels minéraux n'est pas une expression d'une minéralisation croissante du plan d'eau, une grande partie des sels apportés est utilisée par la flore biologique ; l'autre partie moins importante concoure faiblement à la minéralisation des eaux du lac. La conductivité électrique enregistrée en 1970 dans ce lac était de 89 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Lévêque, 1971) donc faible et légèrement basse par rapport à la moyenne enregistrée au cours de la période d'étude ($95,74 \pm 13,77 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

Les valeurs de ces paramètres sont moins élevées que celles rapportées dans les lacs eutrophes tels que le lac Municipal de Yaoundé (Zébazé Togouet, 2008 et 2011), le lac de

Nkolbisson (Ndjama *et al.*, 2008), mais plus élevées que celles enregistrées dans les lacs oligotrophes tels que le lac Ossa (Nzieleu Tchagnouo *et al.*, 2012).

S'agissant des valeurs moyennes des teneurs des eaux en PO_4^{3-} ($18,27 \pm 14,26$ mg/L), NO_3^- ($1,73 \pm 1,38$ mg/L), elles ont varié considérablement pendant la période d'étude. La teneur en orthophosphates a augmenté de février à septembre 2016, essentiellement pendant la saison des pluies. Cet apport excessif en orthophosphates serait dû aux eaux de ruissellement traversant les exploitations agricoles présentes dans le bassin versant. En effet, l'utilisation des engrais chimiques, particulièrement phosphatés est une pratique récurrente dans la région de Léré (PIDACC/BN, 2016). Par contre, les teneurs en nitrates ont été plus élevées en saison sèche, à l'étiage. Ce phénomène a aussi été observé dans le lac Nokoué (Mama *et al.*, 2011). Le faible volume d'eau à cette période entraînant l'augmentation de la concentration en nutriments explique cette teneur en nitrates qui s'apparente d'ailleurs à celles obtenues par Mama *et al.* (2011) dans le lac Nokoué (Benin). Les teneurs en nitrites NO_2^- (0 à 0,13 mg/L) ont été faibles durant la période d'étude, et ont généralement décrude la surface en profondeur à cause de la variation en O_2 dissous dans les différents compartiments. Les teneurs en NH_4^+ (0 à 0,36 mg/L) ont été également faibles dues à la bonne oxygénation des eaux du lac. Ces dernières ont été de loin inférieures à celles enregistrées par (Zébazé Togouet, 2008) dans le Lac Municipal de Yaoundé qualifié d'eutrophe.

Les teneurs en Sulfate enregistrées dans le lac Léré (0 et 14 mg/L) sont dans l'intervalle des valeurs en sulfate des eaux de surface. En effet, Meybeck *et al* (1996) soulignent que les teneurs en sulfate des eaux de surface sont généralement comprises entre 2,2 et 58 mg/L. Dans la plupart des cas, les valeurs élevées peuvent être observées dans les eaux de surface polluées, au niveau des zones de rejets industriels et peuvent également être dues aux activités agricoles (Delisle & Schmidt, 1977 ; Greenwood & Earnshaw, 1984). Dans le cas du lac Léré, ces valeurs pourraient traduire l'absence de pollution industrielle et un faible usage des engrais sulfatés.

En ce qui concerne l'indice de pollution organique (IPO), les moyennes des valeurs obtenues sur le plan spatial et saisonnier ont indiqué dans l'ensemble une pollution organique modérée. Ceci pourrait se justifier par les faibles teneurs en différentes formes d'azote et en orthophosphates. Les valeurs du rapport N/P quant à elles ont indiqué qu'en saison pluvieuse, l'azote est le facteur limitant de l'eutrophisation contrairement aux orthophosphates qui le sont en saison sèche. Ceci confirmerait d'une part, l'apport excessif des orthophosphates par les eaux de ruissellement pendant la saison pluvieuse et, d'autre part, les teneurs élevées en azote à l'étiage.

Les valeurs des paramètres physico-chimiques ne diffèrent pas significativement avec les différents niveaux d'échantillonnage. Ces observations suggèrent une homogénéité des eaux du lac malgré la hauteur de la colonne d'eau (10 m). D'ailleurs, l'absence de différence significative de la température des eaux du lac entre les différents niveaux d'échantillonnage ainsi qu'entre les saisons suggère l'absence de stratification thermique au sein du lac. Le test de Kruskal Wallis comparant les valeurs des paramètres physicochimiques des eaux des différentes stations ne montre non plus aucune différence significative entre elles en dehors de la turbidité et des sulfates.

En définitive, les résultats de la physico-chimie montrent dans l'ensemble une homogénéité des eaux du lac Léré et une légère évolution de la minéralisation des eaux due essentiellement à l'érosion du bassin versant en saison pluvieuse. En tenant compte de toutes ces observations, le Lac Léré pourrait être classé comme étant un lac mésotrophe.

III.2.2. Caractéristiques biologiques des eaux du lac

Les espèces zooplanctoniques recensées au cours de cette période d'étude étaient constituées de 38 espèces de Rotifères, 5 espèces de Cladocères et 6 espèces de Copépodes. Par contre, Pourriot en 1970 n'a recensé que 22 espèces de Rotifères et tandis que Gras & Saint-Jean en 1971 ont observé les mêmes nombres d'espèces pour les Cladocères et 5 espèces de Copépodes. Toutefois, l'absence au cours de notre période d'étude de quelques espèces signalées en 1970 notamment au niveau de l'herbier, pourrait s'expliquer par la disparition de leurs différents micro-habitats. Il s'agit pour les Rotifères de, *Anueropsis fissa*, *Asplanchna brightwelli*, *Conochiloides coenobasis*, *Hexarthra intermedia*, *Lecane closterocerca*, *Tetramastix opoliensis*, *Trichocerca ruttneri* et *T. similis*. Pour les microcrustacés, les espèces absentes sont chez les Cladocères *Ceriodaphnia cornuta*, *Moina micrura*, *Diaphanosoma excisum*, *Macrothrix goeldi*, *Graptoleberis tetitudinaria*, *Chydorus baroisi*, *Alona monocantha*, *A. diaphana* et *A. verrucosa*. Pour les Copépodes, ce sont *Tropodiatomus laurenti*, *Microcyclops vaticans* et *Paracyclops fimbriatus*. La disparition de ces espèces serait liée à la réduction des substrats végétaux pour la fixation due au phénomène de l'exploitation des carrières sur le bassin versant du lac (Passinring, 2006). Ce fait est relevé par Zébazé Togouet (2008) dans le Lac Municipal où la baisse de la diversité spécifique est due à la disparition de l'herbier conséquence de la disparition d'un grand nombre de microhabitats.

Les travaux de Pourriot (1971) et Gras & Saint-Jean (1971) n'ayant été effectués que pendant une unique campagne de prélèvement impliquerait un résultat moins exhaustif par rapport aux résultats des travaux de cette étude qui sont obtenus après 13 mois

d'échantillonnage, prenant en compte toutes les saisons de l'année sur un nombre de stations assez représentatives du lac. Un certain nombre d'espèces n'auraient donc pas pu être échantillonnées en 1970 à cause de la courte période d'échantillonnage. En effet, l'effort d'échantillonnage, ainsi que la durée de l'étude, permettent de considérer le résultat comme plus proche de la réalité (Zébazé Togouet, 2000 ; Zébazé Togouet *et al.*, 2005). Par ailleurs, Balvay (2010) souligne que les études de longue durée avec une certaine fréquence d'échantillonnage sont susceptibles d'améliorer la connaissance de la composition d'une biocénose planctonique, de ses variations saisonnières et à long terme.

La richesse spécifique obtenue dans le lac Léré est supérieure à celles obtenues par Adandedjan *et al.*, (2017) dans le lac Nokoué (Bénin), Fofana *et al.* (2019) dans le lac Kaby (Côte-d'Ivoire) et Atmaja *et al.* (2021) dans le lac de Beratan (Indonésie) mais inférieure à celles obtenues par Oueda et Guenda (2011) dans le lac du barrage de Bagré (Burkina-Faso) et Nzieleu Tchapgnoou *et al.* (2012) dans le complexe du Lac Ossa (Cameroun). Cette différence de la richesse spécifique pourrait être liée aux caractéristiques écologiques propres de chaque lac.

III.2.2.1. Diversité spécifique

III.2.2.1.1. Rotifères

Sur les 10 familles de Rotifères identifiées au cours de cette étude, la famille des Brachionidae a été la plus diversifiée avec 11 espèces. Cette diversité des Brachionidae est inférieure à celle observée par Nzieleu Tchapgnoou (2016) dans le lac Ossa, et Zébazé Togouet *et al.* (2005) dans le Lac Municipal de Yaoundé qui sont des milieux eutrophes. Toutefois, avec respectivement 14 et 17 espèces recensées de la famille des Brachionidae, ces deux lacs hébergent un plus grand nombre d'espèces par rapport au lac Léré. Bien que la richesse d'un lac en Brachionidae avait déjà été relevée comme une caractéristique des milieux eutrophes et d'une forte eutrophisation du milieu (Lair *et al.*, 1998), dans le Lac Léré la richesse en Brachionidae ne peut lui conférer le statut d'un lac eutrophe. D'ailleurs, le Lac Léré avec 8 espèces du genre *Brachionus* s'apparente au lac Oxbow en Inde (Sulata K & Devashish K, 2013), un lac oligotrophe, dont la faune zooplanctonique dominée par les Rotifères, comptait 6 espèces du genre *Brachionus*.

Les espèces constantes et régulières présentes dans le lac Léré pendant notre période d'étude étaient au nombre de 16. Ce sont *Brachionus urceolaris*, *B. angularis*, *B. falcatus*, *B. bidentata bidentata*, *Keratella tropica*, *K. germinata*, *T. pussila*, *T. chattoni*, *Lecane bulla*, *L. ovalis*, *Filinia opoliensis*, *F terminalis*, *Rotaria rotatoria* et *Rotaria sp Polyarthra vulgaris*,

Testitudinella patina. La présence de ces espèces au sein du lac confirmerait les résultats des analyses physico-chimiques qui indiquent un caractère mésotrophe du lac. En effet, bien que certains auteurs à l'instar de Nandini *et al.* (2016) affirment que les familles des Rotifères telles que les Brachionidae sont des indicateurs des milieux eutrophes, dans le cas du lac Léré, le grand nombre d'espèces appartenant à cette famille est rare en tenant compte de la fréquence d'occurrence. En outre, les Trichocercidae indicateurs des milieux oligotrophes à mésotrophes (Nandini *et al.*, 2016) renferment des espèces fréquentes et régulières dans le lac Léré.

Les espèces nouvellement identifiées au sein du lac Léré sont, *Asplanchna sieboldi*, *Brachionus urceolaris*, *B. quadridentatus*, *B. leydigia*, *B. quadricornis*, *B. bidentata*, *Lecane triphoma*, *L. ovalis*, *L. murayi*, *Trichocerca elongata*, *T. chattoni*, *T. pusilla*, *T. iernis*, *T. capucina*, *T. heterodactyla*, *Filinia pejleri* et *F. longiseta*.

D'une manière générale, la richesse spécifique des Rotifères est plus élevée en saison sèche qu'en saison des pluies. La quantité des nutriments assez importante en cette période pourrait expliquer la forte présence des Rotifères qui sont en majorité herbivores et détritivores.

III.2.2.1.2. Microcrustacés

Essentiellement littorales et périphtiques, les familles des Chydoridae et des Macrothricidae chez les cladocères ont présenté un même nombre d'espèces pendant les deux saisons à la station S1 (une espèce), la moins profonde. Aux deux autres stations S2 et S3, le nombre d'espèces était plus élevé en saison pluvieuse (deux espèces) qu'en saison sèche (une espèce) dans la plupart des niveaux d'échantillonnage. Les eaux de ruissellements étant importantes en saison de pluies, les torrents en cette saison provoqueraient le transfert des espèces littorales vers le milieu pélagique. Cela démontre la multitude de micro-habitats qu'offre l'herbier aux espèces zooplanctoniques. La famille des Moinidae bien qu'elle ne soit représentée que par la seule espèce *Moina brachiata* a présenté le pourcentage d'occurrence le plus élevé.

Parmi les Copépodes, toutes les espèces récoltées appartiennent à la famille des Cyclopidae. Elle était trop peu ou pas représentée dans les différentes stations durant toute la période d'étude. Cependant, les formes larvaires (larves Nauplius et Copépodites) étaient abondantes à tous les niveaux.

Gras & Saint-Jean (1971) soulignent le fait que la rareté des formes adultes des crustacés serait due à une forte prédation exercée par les larves des *Chaoborus* présentes abondamment dans le fond. Au cours de cette étude, les formes adultes étaient recensées essentiellement à

l'intersaison dans la plupart des stations d'échantillonnage. Ceci peut être expliqué par l'abondance des nutriments en cette période. En effet, leur cycle de développement dépend de la présence de la nourriture dans le milieu (Drira *et al.*, 2007), et de la température (Moison, 2009). Selon Zébazé Togouet (2000), le cycle de développement des copépodes aurait une durée inférieure à une semaine en région tropicale où l'ensoleillement est plus important par rapport à la zone tempérée.

Les espèces nouvellement recensées dans le lac Léré au cours de la période d'étude confirment l'affirmation de Dumont (1994) concernant l'augmentation du nombre d'études dans les eaux tropicales qui aura sans doute pour conséquence une augmentation du nombre d'espèces. Chez les Cladocères, toutes les espèces sont recensées pour la première fois au sein du lac Léré. Chez les copépodes les espèces nouvellement recensées sont *Metacyclops* sp, *Thermocyclops crassus*, *Tropocyclops* sp.

III.2.2.2. Densité zooplanctonique

III.2.2.2.1. Rotifères

Les rotifères ont été le groupe zooplanctonique le plus abondant pendant toute la période d'étude, et au niveau de toutes les stations d'échantillonnage. Ils représentaient 75,36 % ; 72,27 % et 79,21% des abondances totales du zooplancton respectivement au niveau des stations S1, S2 et S3. Selon plusieurs auteurs (Bidwell & Clarke, 1977 ; Okogwu, 2009 ; Zébazé Togouet, 2011), une plus forte abondance des Rotifères par rapport aux autres groupes zooplanctoniques caractérise les lacs tropicaux. Les familles les plus populeuses ont été celles des Brachionidae, des Trichocercidae, des Testitudinellidae et des Synchaetidae. L'abondance des Synchaetidae était due à la seule espèce *Polyarthra vulgaris*. Dans la famille des Brachionidae, l'abondance était due essentiellement aux espèces *Brachionus urceolaris*, *Keratella germinata* et *Keratella tropica*.

L'abondance des Rotifères a été plus importante en saison sèche qu'en saison des pluies. Ceci pourrait s'expliquer par plusieurs raisons. Premièrement, les microcrustacés Cladocères étant importante en saison pluvieuse, leur prédation exercée sur les Rotifères devient considérable, d'où la faible abondance des Rotifères en cette saison. Deuxièmement, la concentration en nitrates plus importante en saison sèche induirait une augmentation de la biomasse phytoplanctonique. Les Rotifères étant essentiellement filtreurs, leur prolifération est propice dans des telles conditions. En effet, la croissance de ces organismes est favorisée par l'augmentation des nutriments (Jalal *et al.*, 2005). Chiali & Cherifi (2019) soulignent par

ailleurs que la richesse en éléments nutritifs notamment en nitrates est favorable au développement du phytoplancton entraînant ainsi une richesse en zooplancton.

III.2.2.2.2. Microcrustacés

Les Cladocères ont été le groupe zooplanctonique le moins abondant dans le lac Léré durant la période d'étude. Ils ont contribué à hauteur de 1,98 ; 3,18 et 2,07% de l'abondance zooplanctonique totale respectivement aux stations S1, S2 et S3. Cette faible représentativité des Cladocères caractérise la plupart des lacs tropicaux (Dumont, 1994 ; Fussmann, 1996 ; Moss, 1998). L'abondance des Cladocères essentiellement liée à la densité élevée de l'espèce *Moina brachiata*. En effet, cette espèce est caractérisée par la rapidité de son développement. Ce résultat est comparable à celui de Pont (1977) qui montre que l'abondance de *M. brachiata* peut atteindre 98% de tout le zooplancton. L'abondance des cladocères était plus élevée en saison pluvieuse comparée à la saison sèche. En effet, l'inondation saisonnière des lacs n'est bénéfique pour les cladocères et non pour les autres espèces zooplanctoniques (Gilbert, 1988). Au lac Léré, ceci peut se justifier par l'apport d'un surplus de nutriments par le Mayo-Kebbi favorisant la production phytoplanctonique et, par conséquent, l'abondance zooplanctonique, mais aussi par les eaux de ruissellement entraînant les œufs de durée des Cladocères se trouvant au niveau de la berge (Dejen *et al.*, 2004). Les faibles valeurs de la température des eaux d'inondations contribueront à l'éclosion des œufs (Dejen *et al.*, 2004 ; Mergeay *et al.*, 2006 ; Okogwu, 2009). L'augmentation de la température et la baisse du niveau des eaux, en saison sèche, entraîneraient par contre une diminution de peuplement et de la richesse spécifique des cladocères, contrairement aux Rotifères et copépodes qui sont plus tolérants aux variations du milieu (Pinel-Alloul *et al.*, 1998 ; Zébazé Togouet *et al.*, 2005)

Les Copépodes ont contribué proportionnellement à hauteur de 22,64% à la station S1, 24,53% à la station S2 et 18,71% à la station S3. Les larves nauplii et copépodites ont été les plus abondants. Ils ont été représentés respectivement à hauteur de 13,52 et 7,93% à la station S1, 15,92 et 8,55 % à la station S2 et 12,72 et 5,82 % à la station S3. La faible représentativité numérique des individus adultes relèverait de la rareté des microhabitats zooplanctoniques du fait de la suppression de l'herbier.

III.2.2.3. Variations spatio-temporelles des communautés zooplanctoniques

III.2.2.3.1. Variation verticale

Malgré l'absence des différences significatives concernant les paramètres physico-chimiques entre les différents niveaux de la colonne d'eau du lac Léré, la diversité et les abondances des espèces zooplanctoniques au cours de la période d'étude ont varié.

La distribution spatiale du zooplancton dans les milieux lacustres est affectée généralement par des multiples processus physico-chimiques et biologiques, alors que leur nature et leur importance relative varient selon les écosystèmes et les échelles spatiales et temporelles (Bartrons *et al.*, 2015). S'agissant de la diversité des espèces identifiées au cours de ce travail, il a été observé une faible variation du nombre d'espèces entre les différents niveaux de prélèvement. Comparativement aux microcrustacés, la richesse spécifique des Rotifères a été plus élevée à tous les niveaux des différentes stations à l'exception de la surface de la station S3. Ce résultat est contraire à celui obtenu par Atmaja *et al.*, (2021) dans le lac Beratan (Indonésie) où les copépodes et les cladocères étaient répartis horizontalement dans presque toutes les stations d'échantillonnage, tandis que la répartition des Rotifères était limitée à certaines stations seulement. Les Rotifères, organismes opportunistes, ont présenté des taux d'augmentation élevés et des cycles de vie courts qui leur permettent de réagir simultanément aux changements environnementaux (Karpowicz *et al.*, 2019).

L'analyse des densités par niveau de profondeur montre en effet que les abondances zooplanctoniques ont généralement été croissantes de la surface vers la profondeur. Les Rotifères notamment ont été plus abondants en profondeur. Ces variations peuvent s'expliquer par la richesse des couches d'eau profondes en nutriments. En effet, la plupart des rotifères affectionnent les milieux riches en matières organiques (Zébazé Togouet *et al.*, 2005). Ces dernières induisent une multiplication rapide des bactéries (Djuikom, 1998), qui constituent la principale source alimentaire des Rotifères (Thouvenot *et al.*, 2000). Ces observations rejoignent l'affirmation de Saint-Jean & Pagano (1990) en ce qui concerne l'influence de la compétition et de la prédation sur la répartition zooplanctonique.

Par ailleurs, les teneurs en oxygène dissous enregistrées pour les eaux en profondeur étaient relativement faibles comparées aux couches d'eau superficielles ; corrélativement très peu d'organismes ont été récoltés dans les eaux profondes. Onana *et al.*, (2014)., soulignaient que la baisse de la qualité des eaux, entraîne une diminution des tailles des populations et de la

richesse spécifique. Toutefois, cette réalité est moins évidente pour les Rotifères qui sont plus polluo-tolérants aux variations des paramètres du milieu.

Les microcrustacés avec sensiblement le même nombre d'espèces de la surface en profondeur, ont présenté une faible richesse spécifique à toutes les différentes couches des stations. Ceci confirmerait l'absence des différences significatives observées entre les facteurs abiotiques des différents niveaux de prélèvement. Chez les Copépodes, il y'a une prédominance des stades larvaires.

D'une façon générale, les résultats de ce présent travail sont contraires à ceux obtenus dans le Lac Municipal de Yaoundé (Cameroun) et le lac OPA (Nigéria) respectivement par Zébazé Togouet (2008) et Akinbuwa & Adeniyi (1996). Ces auteurs affirment que les fonds sont généralement paucispécifiques à cause de la pression des prédateurs et des conditions physico-chimiques. Par contre, nos résultats se rapprochent de ceux obtenus par Nzieleu Tchagnouo (2016) dans le lac Ossa (Cameroun) où les densités zooplaanctoniques sont liées à l'importance des nutriments dans le plan d'eau.

La répartition zooplanctonique dans le lac Léré est identique au niveau des trois stations. Cette même observation a été faite dans le Lac Municipal de Yaoundé (Zébazé Togouet, 2008, 2011). Tout comme dans ce lac et la plupart des lacs tropicaux, la répartition verticale au sein du lac Léré implique une dynamique abiotique similaire dans tout le lac.

En termes de biomasse, les Rotifères ont été une fois de plus, le groupe zooplanctonique le plus important. En effet, ils ont contribué à hauteur de 62,89 % de la biomasse totale du lac Léré. Les Copépodes ont contribué quant à eux à hauteur de 41,78 % et les Cladocères à hauteur de 0,20 %. Ces résultats sont proches de ceux obtenus au lac Municipal de Yaoundé en ce qui concerne les Rotifères où leurs biomasses à varié de 60 à 77%. Chemli *et al.* (2017) soulignent par ailleurs que la biomasse zooplanctonique augmente avec le niveau de développement résidentiel des lacs. Dans le cas du lac Léré, l'augmentation de la biomasse zooplanctonique serait due essentiellement à l'enrichissement du lac en éléments nutritifs.

II.2.2.3.2. Variations horizontales

En termes de richesse spécifique, les stations S1 et S2 ont présenté le plus grand nombre d'espèces zooplanctoniques. Néanmoins, certaines espèces ne sont rencontrées que dans l'une des deux stations. Il s'agit de *Lecane curvicornis*, *Lecane triphoma*, *Trichocerca capucina*, *Metacyclops* sp et *Cryptocyclops* sp1 observés à la station S1. De même, *Brachionus quadridentatus*, *Notholca jasnevska*, *Euchlanis dilatata* et *Trichocerca elongata* observées à

la station S2. Les espèces *Ascomorpha ecaudis* et *Cryptocyclops* sp1 quant à elle, ne sont observés qu'à la station S3.

Globalement, les abondances des trois groupes zooplanctoniques ont augmenté de la station S1 à la station S3 à l'exception des microcrustacés qui ont vu leur nombre réduit à la station S3. L'arrivée des eaux du Mayo-kebbi, des eaux de ruissellement pendant la saison pluvieuse s'est accompagnée d'une charge importante des matières dissoutes et de particules en suspension. Cette perturbation influence également les densités zooplanctoniques notamment celles des Rotifères particulièrement par le l'effet négatif des eaux turbides qui colmatent la surface des téguments des petits organismes (Onwudinjo & Ogborge, 1994). Par ailleurs les fortes corrélations négatives entre l'abondance des Rotifères et la turbidité dont les valeurs moyennes sont plus élevées à la station S1, confirment ce fait.

La grande majorité des espèces zooplanctoniques a eu des densités plus élevées en saison sèche qu'en saison des pluies. Chez les Rotifères, en dehors d'*Asplanchna sieboldie* et *Filinia terminalis* qui ont pululé en saison des pluies aux stations S1 et S2, toutes les autres espèces ont été plus abondantes en saison sèche. Ce sont entre autres *Brachionus urceolaris*, *Brachionus angularis*, *Keratella tropica*, *Keratella germinata*, *Polyathra vulgaris*, *Filinia opoliensis*, *Lecane bulla*. *Trichocerca chatonni* plus abondante à la station S1 en saison pluvieuse et inversement à la station S3, a présenté une densité équilibrée pendant les deux saisons à la station S2. Ce résultat qui s'apparente à celui d'Egborge (1981) au lac Asejire au Nigeria, est contraire à ceux obtenus au lac Ossa (Nzieleu, 2016) et au lac municipal (Zébazé Togouet, 2008) au Cameroun. Bien que ces deux lacs se trouvent en milieu tropical, ils se trouvent dans un climat constitué de deux saisons pluvieuses au cours de l'année donc plus longue, contrairement au lac Léré qui est situé en zone soudano-sahélienne, avec une saison de pluies bien plus courte. A cet effet, Gyllström *et al.* (2005) affirment que le climat est en général l'un des facteurs prépondérants qui influencent les communautés zooplanctoniques dans les lacs peu profonds. Certains auteurs suggèrent que ce fait serait dû aux interactions physico-chimiques et aux conditions biologiques de l'écosystème (Damas, 1964) ; d'autres pensent que la reproduction influence la variabilité spatio-temporelle de la composition de la communauté zooplanctonique (Ventura et Catalan, 2005). Les densités zooplanctoniques observables à tout moment de l'année ont été mentionnées par Zébazé Togouet *et al.* (2005 et 2007).

Chez les microcrustacés, toutes les espèces des cladocères particulièrement *Moina brachiata* la plus abondante, ont présenté des densités élevées en saison pluvieuse. Ceci à cause des conditions offertes par le lac en cette saison. Quant aux Copépodes, ce sont essentiellement

les larves nauplii qui ont été abondantes en saison sèche pour les copépodites en saison pluvieuse pour les copépodites. Ces derniers constituent le groupe le plus important en saison des crues (Francisco & Tourenq, 1997).

III.2.2.5. Structure spatiale et saisonnière du zooplancton

L'indice de diversité de Shannon et Weaver tout comme l'indice d'équitabilité de Pielou ont présenté des valeurs élevées aux différents niveaux de profondeur des toutes les stations, durant la période d'étude. Bien qu'il existe certaines espèces présentant des densités élevées à certaines périodes, ces indices indiquent que les différentes stations contiennent un nombre plus ou moins égal d'espèces réparties d'une manière équitable et emmènent à affirmer le caractère homogène de l'état du milieu. En effet, certains auteurs (Ryessac, 1998, Khattabi, 2002, Lévêque et Balian, 2005) affirment qu'une diversité spécifique importante d'un peuplement où il n'y a pas de taxon qui domine largement en nombre, traduit généralement une grande stabilité au sein de peuplement.

L'absence de différences significatives concernant les valeurs des indices des trois stations s'accompagne aussi des valeurs élevées de l'indice de similarité de Sorensen qui traduit une grande ressemblance entre les trois stations et permet de conclure sur une faible influence sur le lac Léré par le Mayo-kebbi. Une seule station suffirait donc pour des études ultérieures, en l'occurrence la station S2 localisée presque au centre du lac. Elle est la plus profonde, présente les mêmes caractéristiques abiotiques que les autres stations et regroupe un nombre d'espèces considérables.

*CONCLUSION, RECOMMENDATIONS,
PERSPECTIVES*

CONCLUSION

Au terme de cette étude, il ressort que les eaux du lac Léré présentent une température moyenne (28,8°C) conforme à celle des lacs tropicaux. Les teneurs en oxygène dissous montrent que ces eaux sont bien oxygénées. Néanmoins, il est à noter une légère décroissance de la surface en profondeur. Ce qui permet de délimiter une zone trophogène à une profondeur approximative de 4,5 m de la couche d'eau. Les valeurs élevées de la couleur et de la turbidité indiquent une pollution physique et confirment le phénomène de l'érosion du bassin versant mis en évidence pendant la saison pluvieuse.

Les concentrations en PO_4^{3-} ont été plus élevées en saison des pluies contrairement aux nitrates. Ce qui pourrait accélérer le processus d'eutrophisation à long terme.

Bien que les analyses multivariées, plus précisément l'Analyse en Composante Principale (ACP) ont permis de distinguer spatialement une zone euphotique d'une zone tropholytique, les paramètres physico-chimiques n'ont pas présenté une différence significative. Toutefois, la zone euphotique est plus marquée par les paramètres tels que la température, les teneurs en oxygène dissous, orthophosphates, nitrates et pH, pendant que la zone tropholytique est liée aux paramètres tels que la conductivité électrique, les TDS, la couleur, la turbidité, le CO_2 . De même en saison sèche, les eaux du lac Léré sont moins oxygénées, peu turbides et riches en orthophosphates contrairement à la saison pluvieuse.

Sur le plan biologique, 49 espèces ou morphotypes zooplanctoniques ont été recensées au cours de la période d'étude. Ce qui montre une augmentation du nombre d'espèces au sein du lac comparativement à l'étude précédente. Parmi les espèces recensées figurent 38 Rotifères, 6 Copépodes et 5 Cladocères. La dominance numérique des Rotifères ainsi que la faible représentation des Cladocères sont caractéristiques des lacs tropicaux. Parmi les Rotifères, la famille des Brachionidae a compté 11 espèces au total et au minimum 7 espèces par niveaux d'échantillonnage. Chez les Rotifères, les espèces caractéristiques du lac sont *Asplanchna sieboldi*, *Brachionus urceolaris*, *Brachionus angularis*, *Keratella tropica*, *Keratella germinata*, *Lecane bulla*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca pusilla*, *Trichocerca chattoni*, *Rotaria sp*, *Filinia opoliensis* et *Filinia terminalis*. Chez les Cladocères, la seule espèce caractéristique du lac est *Moina brachiata*. Par ailleurs, toutes les espèces recensées sont essentiellement cosmopolites. Les Rotifères restent le groupe qui a présenté les densités les plus élevées dans les eaux du lac Léré. Néanmoins en saison pluvieuse, cette abondance baisse à la faveur de celle des Cladocères.

Les valeurs des paramètres physicochimiques mesurées au cours de la période d'étude correspondent pour la plupart à la classe 2 de la grille de détermination de qualité vis-à-vis du fonctionnement écologique du SEQ plan d'eau. Ce qui permet de qualifier les eaux du lac Léré de bonne qualité. En outre, la plupart des espèces identifiées s'apparentent à celles trouvées dans les milieux eutrophes et mésotrophes à oligotrophes. Néanmoins, la densité de ces espèces moins importantes dans le lac Léré que dans les lacs eutrophes ainsi que la qualité physico-chimique de l'eau conduisent à statuer sur l'état mésotrophe du lac Léré.

RECOMMANDATIONS

Les résultats obtenus montrent le risque encourus par le lac à travers l'érosion du bassin versant ainsi que l'enrichissement des eaux par les nutriments. Ce qui ne sera pas sans conséquence à long terme sur la biodiversité du plan d'eau. Des mesures doivent donc être prises par tous les acteurs impliqués dans la gestion du lac en vue d'une préservation sur un long terme de cet écosystème et par ricochet, de la biodiversité qu'il héberge. Ainsi, nous recommandons

Aux pouvoirs publics de :

- mettre en place un écotone par l'enrichissement du couvert végétal tout autour du lac afin de limiter l'effet de l'érosion ;
- créer un comité de suivi et de gestion du lac Léré ;
- assurer un suivi régulier de la qualité des eaux du lac afin de mettre en place une stratégie de gestion durable de cet écosystème ;

A la population de :

- limiter l'utilisation abusive des engrais chimiques tout en adoptant les cultures biologiques au niveau du bassin versant ;
- limiter l'exploitation des carrières sur le bassin versant afin d'atténuer le phénomène de l'érosion ;
- adopter le concept éco-citoyen en évitant d'effectuer les travaux ménagers et autres directement sur la berge.

Aux chercheurs,

- d'étendre des études similaires à d'autres écosystèmes et groupes d'organismes
- s'intéresser au suivi écologique des hydrosystèmes du Tchad,

PERSPECTIVES

Au terme de cette étude, plusieurs questions nous orientent vers un certain nombre de perspectives, il s'agit notamment de :

- étendre l'étude aux autres groupes zooplanctoniques notamment ciliés et gastrotriches afin de compléter les connaissances sur le zooplancton du lac Léré ;
- étudier la biologie de développement des Copépodes pour savoir à quelles espèces appartiennent les larves naupléus et copépodites ;
- étudier la relation entre la dynamique du bassin versant et la qualité hydrobiologique des eaux.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adandedjan D., Makponse E., Hinvi L. C. & Laleye P. (2017).** Données préliminaires sur la diversité du zooplancton du lac Nokoué (Sud-Bénin). *Journal of Applied Biosciences* 115: 11476-11489
- Aït Boughrous A., Boulanouar M., Yacoubi M. & Coineau N. (2007).** The first Microcharon (Crustacea, Isopoda, Microparasellidae) from the Moroccan North Saharan Platform. Phylogeny, origin and paleobiogeography. *Contributions to Zoology*, 76 (1): 19-32.
- Akinbuwa O. & Adeniyi I. F. (1996).** Seasonal variation, distribution and interrelationship of rotifers in Opa Reservoir, Nigeria, *African Journal of Ecology*, 34: 351 – 363.
- Alekseev V. (2002).** Copepoda. In: Fernando ed., *A guide to tropical freshwater zooplankton Identification, Ecology and Impact on Fisheries*, Leiden, Backhugs Publishers, 123 – 188.
- Alliaume C., Lasserre G. & Louis M. (1990).** Organisation spatiale des peuplements ichtyologiques des herbiers à Thalassia du Grand cul-de-Sac Marin en Guadeloupe. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 23 :231-250.
- Amanieu M. & Lasserre G. (1982).** Organisation et évolution des peuplements lagunaires. *Oceanologica Acta*, 4 :201-213.
- Amoros C. (1984).** Crustacés cladocères. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises 5. *Bulletin Mensuel de la Société Linnéenne*, 53(3) : 72-107
- Angeli N. (1980).** Interactions entre qualité des eaux et les éléments de son plancton. In : Gauthier-Villars (ed.), *La pollution des eaux continentales. Incidences sur les biocénoses aquatiques*, Paris, Pesson, Pp : 97 – 146.
- Antoine Dispas (2019).** *Etude de référence sur la biodiversité du mésozooplancton dans quatre ports de l'arctique canadien en vue d'une augmentation de l'activité maritime, de l'exploitation des ressources et du réchauffement climatique.* Mémoire de Maîtrise, Université du Québec, Canada. 92 p + annexe.
- Aoyagui, A.S.M. & Bonecker C. C. (2004).** Rotifers in different environments of the upper Parana River floodplain (Brazil): richness, abundance and the relationship to connectivity. *Hydrobiologia*, 522: 281- 290.

- APHA (American Public Health Association). (1998).** Standard method for examination of water and wastewater. American Public Health Association, 20th edition, Washington, DC, 1150 p.
- Arnott S. E., Magnuson J. J. & Yan N. D. (1998).** Crustacean zooplankton species richness: single and multiple years estimates. *Journal Canadien des Sciences Halieutiques et Aquatiques*, 55: 1573-1582.
- Arrignon J. (1998).** *Aménagement piscicole des eaux douces*. 5ème édition. Tec et Doc., Paris, France. 589 p.
- Atmaja D. M., Budiastuti M. S., Setyono P. & Sunarto (2021).** *The distributional pattern of zooplankton community in beratan lake, Bali*. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 6p.
- Azzoni R., Giordani G., Bartoli M., Welsh D.T. & Viaroli P. (2001).** Iron, sulphur and phosphorus cycling in the rhizosphere sediments of a eutrophic *Ruppia cirrhosa* meadow (Valle Smarlacca, Italy). *Journal of Sea Research*, 45 (1): 15-26.
- Banas N.S., Hickey B.M., & Mac Cready P. (2004).** Dynamics of Willapa Bay, Washington: a highly unsteady, partially mixed estuary. *Journal of Physical Oceanography*, 34 : 2413-2427.
- Balvay G. (2010).** La biodiversité du zooplancton d'eau douce. *Bulletin de la Société linnéenne de Lyon*, H S 2 : 86-90.
- Barroin G. (2000).** Gestion des risques. Santé et environnement : le cas des nitrates Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques. *Le Courrier de l'Environnement*, 48 :16-43.
- Beauchamp De P. (1965).** Classe des rotifères In : P. P. Grassé éd., *Traité de Zoologie*. IV (2), Paris IV, Pp : 1225 – 1379.
- Bernadeli De R., Giussani G. & Manca M. (1987).** Cladocera: predators and prey. *Hydrobiologia*, 184: 23-28.
- Bharathi D. D. (2004).** *Limnological studies of few freshwater habitats in and around Chennai city*. Doctorate thesis, University of Madras, Guingy.
- Bidwell A. & Clarke N.V. (1977).** The invertebrate fauna of Lake Kainji. *Nigeria Field*, 42 : 104-110.

- Billon B., Guiscafre J., Herbaud J. & Oberlin G. (1974).** « Le bassin du fleuve Chari ». Monographies Hydrologiques no 2, Orstom éditions : 441-450
- Blandin P. (1986).** "Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques". *Bulletin d'Ecologie*, 17 (4): 215-307.
- Bottrell H.H., Duncan A., Gliwicz Z. M., Grygierek E., Herzig A., Hillbricht-Ilkowska A., Kurasawa H., Larsson P. & Weglenska T. (1976).** A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, 24: 419-456.
- Bouchard M. V. (2004).** *Floraison des cyanobactéries au Lac Saint-Augustin : dynamique à court terme et stratification*. Rapport de recherche, Université de Laval.
- Bouchez C., Goncalves J., Des Champs P., Vallet-Coulomb C., Hamelin B., Doumnang J. C. & Sylvestre F. (2016).** Hydrological, chemical, and isotopic budgets of Lake Chad : A quantitative assessment of evaporation, transpiration and infiltration fluxes. *Hydrology and Earth System Sciences*. 20 (4) : 1599-1619.
- Bougis P. (1974).** *Ecologie du plancton marin : Le Zooplancton*. Tome 2. Masson et Cié, Paris, 200 p.
- Boyer J. F., Dieulin C., Rouche N., Cres A., Servat E., Paturol J. E. & Mahe G. (2006).** SIEREM an Environmental Information System for Water Resources. *In Climate Variability and Change-Hydrological Impacts*, IAHS Publ., 308 edition, 5th World Friend Conference, La Havana, Cuba.
- Burgis M. J. & Symoens J. J. (1987).** African Wetlands and Shallow Water Bodies. Zones humides et lacs peu profonds d'Afrique. Paris, Orstom **650 p**.
- Chiali A. & Cherifi K. (2019).** Dynamique du zooplancton en relation avec les caractéristiques environnementales du lac Sidi M'hamed Benali, Algérie nord occidentale. *Afrique Science* 15(4) : 306 – 316.
- Cairns J. Jr., Lanza G. R. & Parker B. C. (1972).** Pollution related Structural and functional changes in aquatic communities with emphasis on freshwater algae and protozoa. *Proceeding of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 124: 79-127.
- Cap-Net 2008.** Manuel de formation sur la GIRE dans les organismes de bassin. <http://www.cap-net.org/node/149>.

- Carballo E, Eer A, Schie T & Hilbrands A. (2008).** La pisciculture à petite échelle en eau douce. Agrodok (15) : Pays-Bas.
- CEAEQ (2007).** Détermination des Orthophosphates dans l'eau : méthode calorimétrique automatisée à l'acide ascorbique. Centre d'Expertise en Analyses Environnementales du Québec, MA. 3030-P1.0, Revue, 3, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 12p.
- Chambord S., Maris T., Colas F., Van Engeland T., Sossou A.C., Azémar F., Le Coz M., Cox T., Buisson L., Souissi S., Meire P. & Tackx M. 2016.** Mesozooplankton affinities in a recovering freshwater estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 177: 47-59.
- Cizel O. (2010).** *Protection et gestion des espaces humides et aquatiques.* Guide juridique d'accompagnement des bassins de Rhône-Méditerranée et de Corse. Revue géographique des Pyrénées, 566 p.
- Claska M. E. & Gilbert J. J. (1998).** The effect of temperature on the response of *Daphnia* to toxic *Cyanobacteria*. *Freshwater Limnol.*, 39: 221 – 232.
- Cnar (2011).** Proposition d'inscription des lacs d'Ounianga sur la Liste du patrimoine mondial, N'Djamena, 327 p.
- Collectif, (2012).** *Candidature au patrimoine mondial, évaluation technique de l'UICN, lacs d'Ounianga (Tchad),* rapport d'évaluation de l'UICN, 22 p.
- Anonyme (2016).** Conseil mondial de l'eau. *Vingt ans d'engagement 1996-2016*, Marseille, 47 p.
- Corcoran E., Nellemann C., Baker E., Bos R., Osborn D. & Savelli H. (2010).** Sick Water? The central role of waste-water management in sustainable development. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, UN-HABITAT, GRID-Arendal.
- Dabbadie L. (1992).** *Cultures intensives de micro algues sur lisier de porc : performances, contraintes, utilisations des biomasses.* Diplôme d'Agronomie Approfondie, Mention : Productions Animales. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier, 125 p.
- Dagou P., Mahamat Ali M., Ngaressen Gotlob M., Passinring Kedeu & Marabé Ngar-Odjilo. (2002).** *La pêche dans les lacs Fitri et Léré au Tchad Techniques de capture, conservation des produits et enjeux de protection,* 26 p.

- Dajoz R. (2000).** *Précis d'Ecologie*. 7^{ème} édition, Dunod, Paris, France, 615 p.
- Damas M. (1964).** Le plancton de quelques lacs d'Afrique Centrale, *Verh. Int Verein. Limnol.*, 15 : 128 - 138.
- David V, Selleslagh J, Nowaczyk A, Dubois S, Bachelet G & Blanchet H. (2016).** Estuarine habitats structure zooplankton communities : Implications for the pelagic trophic pathways. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 179 : 99-111.
- Davidson, N. C. 2014.** How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65 (10) : 934–941.
- De Beauchamp P. M. (1965).** Classe des Rotifères. In **P. Grassé**, *Traité de Zoologie, Anatomie, Systématique, Biologie*. Paris, Masson, 3 : 1225-1379
- Deborde J., Anschutz P., Gwénaële C., Etcheber H., Commarieu M. V., Lecroart P & Gwenaël A. (2007).** The dynamics of phosphorus in turbid estuarine systems: Example of the Gironde estuary (France). *American Society of Limnology and Oceanography* 52 (2): 862–872
- De Villiers J., Squilbin M. & Yourassowsky C. (2005).** *Qualité physicochimique et chimique des eaux de surface : cadre général, Bruxelles*. Institut Bruxelloise pour la gestion de l'environnement/Observatoire des données de l'environnement
- Dejen E., Vijverberg J., Nagelkerke L. & Sibbing F. (2004).** Temporal and spatial distribution of microcrustacean zooplankton in relation to turbidity and other environmental factors in large tropical lake (Lake Tana, Ethiopia). *Hydrobiologia*, 513 : 39-49.
- Dejoux C. (1988).** *La pollution des eaux continentales africaines. Expérience acquise situation actuelle et perspectives*, ORSTOM, Paris, 513 p.
- Dejoux C, Lauzane L & Lévêque C. (1971).** Prospection hydrobiologique du lac Léré et des marres avoisinantes. Faune benthique. *Cah O.R.S.T.O.M., Sér Hydrobiol.*, V (2) : 179-188.
- Delisle C. E. & Schmidt J. W. (1977).** The effect of sulphur on water and aquatic life in Canada. Sulphur and its inorganic derivatives in the canadian environment. NRCC, n°. 15015, Centre National des recherches du Canada, Ottawa

- Derwich E., Benaabidate L., Zian A., Sadki O. & Belghity D. (2010).** Caractérisation physicochimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec oued Fès. *Larhyss Journal*, 8:101-112.
- Djuikom E. (1998).** *Qualité bactériologique et physico-chimique des cours d'eau du réseau du Mfoundi à Yaoundé.* Thèse de Doctorat Troisième Cycle, Université de Yaoundé I, 165 p.
- Drira Z., Elloumi J., Ayadi H., Belhassen M., Hamza A. & Bouain A. (2007).** *Mise en évidence de la présence des Tintinnides dans le golfe de Gabès (Sud-Est Tunisien).* 38^{ème} Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée : CIESM, Istanbul, Turquie.36: 465 p.
- Duarte C. M. (1995).** Submerged aquatic vegetation in relation to different regimes. *Ophelia*, 41: 87-112.
- Dufrêne M. & Legendre P. (1997).** Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67:345-366.
- Dumont H. J. (1994).** On the diversity of the Cladocera in the tropics. In: Dumont, Green and Masundire eds., *Studies on the ecology of tropical zooplankton*, K.A.P., *Hydrobiologia*, 272: 27-38.
- Dumont H. J. & Verehe H. M. (1984).** The nature and origin of the crustacean zooplankton of Sahelian Africa, with a note on the Limnomedusa. *Hydrobiologia*, 113: 313-325.
- Dumont H. J., Van De Velde I. & Dumont S. (1975).** The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Æcologia*, 19 : 75 – 97.
- Dussart B. H. (1980).** Les crustacés copepodes d'Afrique, catalogue et biogéographie. *Hydrobiologia*, 72 : 165-170.
- Dussart B.H. (1992).** *Limnologie, l'étude des eaux continentales* (2^{ème} éd). Paris, Boubée & Cie
- Dussart B. H. (1999).** Limnologie. In : Albi M. (éd.). Dictionnaire de l'Écologie. Encyclopædia Universalis, Paris, Pp : 739 – 761.

- Dussart B. H. & Defaye D. (1995).** *Copepoda, Introduction of the Copepoda*. Guide to the identification to the micro invertebrates of the continental waters of the world 7, Dumont H. J. (éd.), S. P. B., Acad. Publ., The Hague, 276 p.
- Egborge B.M. (1981).** The composition, seasonal variation and distribution of zooplankton in Lake Asejire, Nigeria. *Revue de Zoologie Africaine*, 95 : 136-180.
- Eggleston D. B., Ward E. E., Lisa L. E., Craiga P. D. & Martin H. P. (1999).** Organism responses to habitat fragmentation and diversity: Habitat colonization by estuarine macrofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 236: 107-132
- El Hadj Sene M., Ibrahim T. & Lamizana-Diallo B. (2006).** *Gestion des zones humides en milieu aride : leçons d'expérience*. UICN-Union Mondiale pour la nature
- Faurie C., Ferra C., Médori P. & Dévaux J. (1998).** *Ecologie, Approche scientifique et pratique*. Lavoisier TEC & DOC, Londre, Paris, New-York.
- Fernando C. H. (2002).** *A guide to tropical freshwater zooplankton: Identification, Ecology and impact on fisheries*. Backhuys Publishers, Leiden, 290 p.
- Ferreira V., Koricheva J., Duarte S., Niyogi D. K. & Guérolde F. (2016).** Effects of anthropogenic heavy metal contamination on litter decomposition in streams – A meta-analysis. *Environmental Pollution*, 210 : 261-270.
- Findlay D.L. & Kling H.J. (1990).** *Protocol for measuring biodiversity: Phytoplankton in freshwater*. Department of Fisheries and Oceans, Freshwater institute, University of Crescent, Nigeria.
- Fleckinger R. (1981).** Les degrés trophiques du milieu aquatique des eaux douces continentales de surface. *Bulletin de l'académie Vétérinaire de France*, 54 : 171-192.
- Fofana N, Etile R & Goore Bi G. (2019).** Répartition saisonnière du zooplancton en relation avec les caractéristiques environnementales dans le lac Kaby (Bongouanou, Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences* 140 : 14256 – 14267.
- Foto Menbohan S. & Njiné T. (1991).** Influence de la pollution organique sur la diversité des peuplements de ciliés de deux cours d'eau urbains au Cameroun. *Annales de la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé I, Série Sciences Naturelles et Vie*, 7 :281-294.

- Foto Menbohan S., Njine T., Zebaze Togouet S. H., Kemka N., Nola M., Monkiedje A. & Boutin C. (2006).** Distribution spatiale du zooplancton dans un réseau hydrographique perturbé en milieu urbain tropical (Cameroun). *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle*, 142 : 53-62.
- Francisco P. & Tourenq J. N. (1997).** La vidange d'un grand reservoir considéré comme une expérience de biomanipulation. Premiers résultats : contrôle exercé par les poissons sur la structure et la composition biochimique du plancton. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 33(2) : 121-133.
- Frontier S. (1969).** Sur une méthode d'analyse faunistique rapide du zooplancton. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 3 : 18 – 26.
- Frontier S. (1972).** Calcul de l'erreur sur un comptage de zooplancton. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 8: 121 – 132.
- Fussmann G. (1996).** The importance of crustacean zooplankton in structuring rotifer and phytoplankton communities: an enclosure study. *J. Journal of Plankton Research* 18 (10): 1897-1915
- Gaillard J-F. (1995).** Principes et processus chimiques. In : Pourriot et Meybeck (eds.), *Limnologie générale*, Paris, Masson.
- Galvez-Cloutier R., Ize S. & Arsenault, S. (2002).** 'La Contamination des Lacs : manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation *Vecteur Environnement*, 35 (6) : 18-38.
- Gannon J. E. (1971).** Two counting cells for the enumeration of zooplankton microcrustacean. *Transactions of the American Microscopical Society*, 90: 486-790.
- Gannon J. E. & Stemberger R. S. (1978).** Zooplankton, especially crustaceans and rotifers as indicator of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, 971: 16 – 35.
- Gary Miner (2006).** Standard methods for the examination of water and wastewater. *American water works association Journal* 98 (1), 130, 926-7337.
- Gasse F. (2000).** Hydrological changes in the African tropics since the Last Glacial Maximum. *Quaternary Science Reviews*, 19: 189-211.

- Gaujous D. (1995).** *La pollution des milieux aquatiques : aide mémoire.* Paris, Lavoisier Tec et Doc., 220 p.
- GIEC (2007).** Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Genève, Suisse, 103 p.
- Gilbert J. J. (1988).** Suppression of rotifers by *Daphnia*: a review of the evidence, the mechanism and the effects of zooplankton community structure. *Limnology and Oceanography.*, 33 : 1286-1303.
- Gilles P., Chantal G., Alain M., Yves S., Morgane Le Moal, Alix L., Claire E., Florentina M., Alexandrine P. & Philippe S. (2017).** *L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité.* Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS - Ifremer - INRA - Irstea (France), 144 p.
- Gleick, P. H. (2002).** Dirty Water: Estimated Deaths from: Water-Related Diseases 2000-2020. *Pacific Institute Research Report*, 12 p.
- Gleick P. H. & Meena P. (2010).** Peak water limits to freshwater withdrawal and use. *Proceedings of the National Academy of Science.* 107: 11155-11162.
- Godin P. M., feinberg M. H. & Ducauze C. J. (1985).** Modeling of soil contamination by airborne lead and cadmium around several emission sources. *Environmental Pollution*, 10: 97-114.
- Gras R. & Saint-Jean L. (1971).** Prospection hydrologique du lac Léré et des marres avoisinantes, Cladocères et Copépodes. *Cah O.R.S.T.O.M., Sér Hydrobiol.* V, (2) : 175-178.
- Green J. (1972).** Ecological studies on crater lakes in West Cameroon Zooplankton of Barombi Mbo, Mboandong, Lake Kotto and Lake Soden. *Journal of Zoology (London)*, 166 (3): 283-301.
- Greenwood N. N. & Earnshaw A. (1984).** Chemistry of the elements, Pergamon Press, Oxford, UK.
- Groga N. (2012).** Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le Lac de Taabo (Côte d'Ivoire). *Thèse de Doctorat, Université de Toulouse, France*, 224 p.
- Gunnell Y. (2016).** « Écosystème », *Géococonfluences*, Notion à la une d'avril

- Guyoneaud R. (2010).** *Rôle des microorganismes dans les cycles biogéochimiques*. Colloque Hydroécologie, CNRS, EEM, Université de Pau et des Pays de l'Adour, France.
- GWP-RIOB** (Global Water Partnership - Réseau international des organismes de bassin) (2009). *Manuel de gestion intégrée de ressources en eau par bassin* : Suède : Elanders, 112 p.
- Gyllström M., Hansson L.-A., Jeppersen E., García-Criado F., Gross E., Irvine K., Kairesolo T., Kornijow R., Miracle M. R., Nykänen M., Tiina Nöges, Romo S., Stephen D., Van Donk E. & Moss B. (2005).** The role of climate in shaping zooplankton communities of shallow lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 50 (6): 2008 – 2021.
- Hakkari L. (1978).** Interrelationships of phytoplankton and production in some lakes of Central Finland. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 20 : 905-909.
- Hellström T. (1996).** An empirical study of nitrogen dynamics in lakes. *Water Environ. Res.* 68: 55-65.
- Hemminga M.A. (1998).** The root/rhizome system of seagrasses: an asset and a burden. *Journal of Sea Research*, 39 (3-4): 183-196.
- Hemminga M. A. & Duarte C. M. (2000).** *Seagrass Ecology*. C.U. Press. Cambridge, UK. Ho J-S., 1986. Phylogeny of Cyclopoida. *Syllogeus*, 58: 177-183.
- Holyńska M., Reid J.W & Ueda H. (2003).** Genus *Mesocyclops* Sars, 1914. In: Hueda et Reid (eds.), *Copepoda: Cyclopoida. Genera Mesocyclops and Thermocyclops, Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*, vol. 20, Amsterdam, Backhuis.
- Houssou A. M., Montchowui E. & Bonou C. A. (2017).** Composition and structure of zooplankton community in ouémé river basin, republic of Benin. *Journal of Entomology and Zoology Studies*. 5(6): 336-344.
- Hutchinson G.E. (1967).** A treatise on limnology. In: Wiley & sons (Eds.), *Introduction to lake biology and the limnoplankton*, Vol. 2, New York, Sydney.
- Huynh T. M. D. (2009).** *Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante/ver de terre/microflore tellurique*. Thèse de Doctorat, Université Paris Est, France.
- Institut International d'Ingénierie de l'eau et de l'environnement (2iE) (2010).** *Manuel technique de gestion intégrée des ressources en eau*, 141p.

- Jalal W., Pinel-Alloul B. & Méthot G. (2005).** Suivi à moyen terme des impacts écologiques des feux et des coupes forestières sur la communauté zooplanctonique des lacs de l'écozone boréale. *Revue des Sciences de l'Eau*, 18: 221-248.
- Jaspers Frank (2001).** *Institutions for Integrated Water Resources Management*. Training Manual. UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands.
- Joshua Edokpayi N., John Odiyo O. & Olatunde Durowoju S. (2017).** Impact of Wastewater on Surface Water Quality in Developing Countries: A Case Study of South Africa. *Environmental Science*, pp : 401-416.
- Juget J., Lafont M., Mouthon J. & Gerdeaux D. (1995).** Structure des communautés benthiques et pisciaires. In: Pourriot et Meybeck (eds.), *Limnologie générale*, Paris, Milan, Barcelone, Masson.
- Jullian E., Hirbe A., Ker B.N., & Liu R. Z. (2005).** Qualité de l'eau du bassin versant de l'Ardèche." Université de Paris 7 - Denis – Diderot, UFR des Sciences Physiques de la Terre (IUP Génie de l'Environnement), 149 p.
- Karpowicz M., Ejsmont-Karabin J., Więcko A., Górniak A. & Cudowski A. (2019).** A place in space - the horizontal vs vertical factors that influence zooplankton (Rotifera, Crustacea) communities in a mesotrophic lake. *Journal of Limnology*, 78(2): 243-258
- Kemka N. (2000).** *Evaluation du degré de trophie du Lac Municipal de Yaoundé : Etude du milieu, dynamique et structure du peuplement phytoplanctonique*. Thèse de Doctorat 3^{ème} cycle, Université de Yaoundé I, Faculté des Sciences.
- Khattabi H. (2002).** *Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etueffont (Belfort, France)*, thèse de Doctorat 3^{ème} cycle, UFR des Sciences et Techniques, France.
- Korovchinsky N. M. (1992).** *Sididae and Holopediidae (Crustacea: Daphniiforme)*. Guide to the identification of the microinvertebrate of the continental waters of the world 3. Dumont H. J. éd., S.P.B., Acad. Publis., The Hague.
- Koste W. (1978).** *Rotatoria. Die Rädertiere mitteleuropas begründet von Max Voigt, Berlin*. Gebrüder Borntraeger. 673 p + annexes.
- Krebs C. J. (1989).** *Ecological methodology*. Harper Collins Publishers, New York, 654p.

- Kuper R. & Kropelin S. (2006).** Climate-Controlled Holocene Occupation in the Sahara: Motor of Africa's Evolution. *Science*, 31: 803-807.
- Lata J.C. (1999).** *Interactions entre processus microbiens, cycle des nutriments et fonctionnement du couvert herbacé : cas de la nitrification dans les sols d'une savane humide de Côte d'Ivoire sous couvert à Hyparrhenia diplandra*. Thèse de Doctorat, Université Paris VI.
- L'Vovich M. I. (1974).** *Worlds Water Resources and their Future*. Mysl' P. H. Moscow. (English Translation A. G. U.), 415 p.
- Leclercq L. (2001).** *Les eaux courantes : caractéristiques et moyens d'étude, dans Les zones humides*. Actes des colloques organisés par le Ministère de la Région Wallonne dans le cadre de l'Année Mondiale des Zones Humides, Jambes, Région Wallonne, DGRNE. pp. 67-82.
- Legendre L. & Watt W.D. (1972).** On a rapid technic for plankton enumeration, *Annales de l'Institut Océanographique*, XLVIII : 173-177.
- Lemoalle J. (1987).** « Lac Fitri ». In : Burgis M. J., Symoens J. J., éd. : *African Wetlands and Shallow Water Bodies. Zones humides et lacs peu profonds d'Afrique*. Paris, Orstom, coll. Travaux et documents, 221, 650 p.
- Lemoalle J. & Magrin G., (2014).** Le développement du lac Tchad : situation actuelle et futurs possibles. CBLT, N'Djamena, Marseille, Expertise collégiale IRD, AFD-FFEM, rapport de synthèse, 67 p.
- Lévêque C. (1971).** Prospection hydrologique du lac Léré et des marres avoisinantes. I. Milieu physique. *Cah O.R.S.T.O.M., Sér Hydrobiol.*, V(2) : 161-169.
- Lévêque C. & Balian E.V. (2005).** Conservation of freshwater Biodiversity: does the real world meet scientific dream? *Hydrobiologia*, 542:25-26.
- Lewis W. J. (1983).** A revised classification of lakes based on mixing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 40: 1779 – 1787.
- Lewis W. J. (1987).** Tropical limnology. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics.*, 18: 159-184.
- Leynaud G. (1968).** Les pollutions thermiques, influence de la température sur la vie aquatique. *B. T. I. Ministère de l'Agriculture*, 224 : 857 – 881.

- Leynaud G. & Verrel J. L. (1980).** Modifications du milieu aquatique sous l'influence des pollutions. In : Gauthier Villars (éd.), *pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques*, Paris, pp : 1-28
- Lindberg K. 1957.** Cyclopidés (Crustacés Copépodes) de la Côte d'Ivoire. *Bulletin de l'I.F.A.N.*, série A, 19(1) : 134-179.
- Magrin G. (2016).** The disappearance of Lake Chad: history of a myth. *Journal of Political Ecology* 23: 204-222.
- Mama D., Aina M., Alassane A., Boukari O. T., Chouti W., Deluchat1 V., Bowen J., Afouda A. & Michel B. (2011).** Caractérisation physico-chimique et évaluation du risque d'eutrophisation du lac Nokoué (Bénin) *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 5(5). 2076-2093.
- Makarenkov V. & Legendre P. (1999).** Une méthode d'analyse canonique non-linéaire et son application à des données biologiques. *Mathématiques, Informatique et Sciences Humaines*, 147: 135-147.
- Martin J. W. & Davis G. E. (2001).** An update Classification of the recent Crustacea. *Sci. Ser.*, 39: 1 – 124.
- Marty A., Zakinet D., Khamis D. & Bernard C., (2012).** *Almy al Afia 2. Analyse de l'évolution des ressources dans le département du Fitri.* Document principal. République du Tchad, programme d'hydraulique pastorale au Tchad central, Phase II. Antea-Iram, 128 p.
- Mergeay J., Declerck S., Verschuren D. & De Meester L. (2006).** *Daphnia* community analysis in shallow Kenyan lakes and ponds using dormant eggs in surface sediments. *Freshwater biology*, 51: 399-411.
- Miquel G. (2001).** *Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé.* Rapport d'information N° 261 de l'Office Parlementaire d'Evaluation des choix Scientifiques et Technologiques, Sénat (261) : Assemblée Nationale, Paris, France.
- Meybeck M., Friedrich G., Thomas R. & Chapman D. (1996).** Rivers. Water Quality Assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon, London, pp. 59-126.
- Meyer J.L., Paul M.J. & Taulbee W.K. (2005).** Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of North America Benthological Society*, 24: 602-612.

- Mialet B., Azémar F., Maris T., Sossou C., Lionard M., Van Damme S., Lecerf A., Muylaert K., Toumi N., Meire P. & Tackx M. (2011).** Response of zooplankton to improving water quality in the Scheldt estuary (Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93 : 47-57.
- Moisan J. & Pelletier L. (2008).** *Guide de surveillance biologique basé sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec - Cours d'eau peu profonds à substrat grossier*. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, 86p.
- Moison M. (2009).** *Approche expérimentale et numérique du comportement individuel de Temora longicornis (Muller, 1792), copépode calanoïde typique de la Manche orientale : réponse aux forcages biotiques et abiotiques*. Thèse de Doctorat, Université de Lille 1, France.
- Moriarty P., Butterworth J. & Batchelor C. (2007).** La gestion intégrée des ressources en eau et le sous-secteur de l'approvisionnement en eau et de l'assainissement domestiques. Cahier thématique 9-F (TOP – Thematic Overview Paper) 44p.
- Moss B. (1998).** *Ecology of fresh waters: man and medium, past to future, (3th ed.)*. Oxford, Blackwell Science Publishers.
- Mottet G. (2000).** Les lacs d'origine volcanique (*Volcanic origin lakes*). In : *Bulletin de L'Association de géographes français*, 77 : 337-345.
- Moupeng B. (2006).** *Le lac Fitri : dynamique du système hydrographique quaternaire et actuel du sahel tchadien*. Thèse de Doctorat : Aix-Marseille I (FR), 171 p.
- Nandini S., Ramírez García P. & Sarma SSS. (2016).** Water quality indicators in Lake Xochimilco, Mexico: zooplankton and *Vibrio cholerae*. *J Limnol.* 75 (1): 91-100.
- Ndjama J., Ajeegah G. A., Ndong G. R. N., Wirmvem M. J., Ngon Eric B., Gloria E. T., Andrew A., Mohamadou B., Tchouya Romaric V. N. & Joseph V. H. (2017).** Physico-chemical and biological characteristics of the Nklobisson artificial lake in Yaounde, Cameroon. *Journal of Water Resource and Protection*, 9: 1547-1563.
- Nikiema, J., Figoli, A., Weissenbacher, N., Langergraber, G., Marrot, B. & Moulin, P. P. (2013).** Wastewater treatment practices in Africa - Experiences from seven countries. *Sustainable Sanitation Practice*, (14): 26-34.

- Nogrady T., Wallace R. & Snell T.W. 1993.** Rotifera. In: Dumont (ed.), *Biology, Ecology and Systematics. Guide to the identification of the microinvertebrate of the continental waters of the world*. Vol. 1, The Haye, S.P.B. Acad. Pub.
- Nogrady T., Pourriot R. & Segers H. (1995).** Rotifera, The Notommatidae and the Scaridiidae. In: Dumont (ed.), *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*, Vol. 3, The Haye, S.P.B. Acad. Pub.
- Nola M., Njiné T., Foto S. M., Kemka N., Zébazé S. H., Nguedji J. B. T. & Bouetou T. B. (2003).** Utilisation des protozoaires ciliés (*Paramecium africanum*, *Colpidium uncinatum*, *Neobursaridium gigas*) pour l'épuration bactériologique des eaux polluées en microcosme. *Tropicultura*, 21 : 73 – 78.
- Nziéleu Tchapgnoou J. G. (2006).** *Etude du déterminisme du polymorphisme des Rotifères Brachionidae dans trois plans d'eau de Yaoundé : Lac Municipal, étang de Mélen et étang d'Efoulan*. Mémoire de D.E.A., Université de Yaoundé I, Cameroun.
- Nzieleu Tchapgnoou J. G. (2016).** Faune zooplanctonique du complexe lacustre Ossa (Dizangué) : biodiversité et structure des populations de rotifères, cladocères et copépodes. Thèse de doctorat PhD, Université de Yaoundé I, Cameroun. 264 p.
- Nziéleu Tchapgnoou J. G., Njiné T., Zébazé Togouet S. H., Djutso Segnou S. Carine., Tidjani Safia M. T., Tchakonté S. & Pinel-Alloul B. (2012).** Diversité spécifique et abondance des communautés de copépodes, cladocères et rotifères des lacs du complexe Ossa (Dizangué, Cameroun). *Physio-Géo*, 6: 71-93.
- Odum E. P. (1959).** *Fundamentals of ecology*. 2nd Edition, saunders ed., Philadelphia, 546 p
- Odum E.P. (1969).** The strategy of ecosystem development. *Science*, 104: 262-270.
- Okogwu O.I. (2009).** Seasonal variations of species composition and abundance of zooplankton in Ehoma Lake, a floodplain lake in Nigeria. *Revista de Biologia Tropical*, 58(1) : 171-182.
- Oli B. & Alec C. (2009).** Changements climatiques et sécurité en Afrique. *Institut international du développement durable*, Canada.
- Olivry J-C., Chouret A., Vuillaume G., Lemoalle J. & Bricquet J-P. (1996).** Hydrologie du lac Tchad. *Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération. Editions ORSTOM PARIS*. 266 p.

- Onana F. M., Zebaze Togouet S. H., Nyamsi Tchatcho N. L., Domche Teham H. B. & Ngassam P. (2014).** Distribution spatio-temporelle du zooplancton en relation avec les facteurs abiotiques dans un hydrosystème urbain : le ruisseau Kondi (Douala, Cameroun) *Journal of Applied Biosciences* 82: 7326–7338.
- ONU (Organisation des Nation Unie) (2012).** *L'avenir que nous voulons*. Conférence des Nations Unies sur le développement durable, document final de la Conférence Rio 60 p.
- Onwudinjo C. C. & Egborge A. B. M. (1994).** Rotifers of Benin River, Nigeria. *Hydrobiologia*, 272 : 87-94.
- Othoniel C. (2006).** *La croissance du biofilm photosynthétique : Un indicateur du statut trophique des rivières ?* Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux 1, France, 303p.
- Oueda A & Guenda W (2011).** In book : *Atlas de la biodiversité de l'Afrique de l'ouest*. Volume 2 Burkina Faso Chapter : Les invertébrés : 6.14 Le Zooplancton des lacs artificiels pp.264-269.
- Oyebande L. (2001).** Water problems in Africa, how can sciences help? *Hydrological Sciences Journal*, 46 :947-961.
- Palou B. L. (2005).** *La gestion de la plaine à l'Ouest du lac de Léré : L'exemple de Guegou et Kahbi*. Mémoire de maîtrise, Université de N'Djaména, 83 p.
- Passinring, k. (2006).** *Milieux naturels et paysages du bassin versant des lacs de Léré (MKO – Tchad)*. Thèse de Doctorat, Université Aix – Marseille I, 306 p.
- Passinring K. (2016).** Effets de l'écoulement des tributaires sur la dynamique des lacs de Léré (Mayo – Kebbi Ouest/Tchad) *Geo-Eco-Trop.*, 40 (3) : 191-200.
- Patoine A. (2001).** *Effets de la coupe forestière et des feux de forêt sur la structure des communautés zooplanctoniques des lacs du Bouclier boreal canadien*. Thèse de Doctorat Ph.D, Université de Montreal, Canada.
- Patoine A., Pinel-Alloul B. & Prepas E. (2002).** Effects of catchment perturbations by logging and wildfires on zooplankton species richness and composition in Boreal Shield lakes. *Freshwater Biology*, 47 : 1996-2014.

- Pawlowski L. (2004).** *Modélisation de l'incorporation du carbone photosynthétique en environnement marin piloté par ordinateur.* Thèse de Doctorat, Université Paris 6, France.
- Pedel L. & Fabri M.C. (2012).** *Etat de l'art sur les indices existants concernant l'état écologique des habitats benthiques du domaine profond.* Rapport final Ifremer, LER/PAC.
- Pérès G., Leynaud G. & Khalanski M. (1979).** *Centrales thermiques et hydrologie : Bilan des études effectuées de 1962 à 1978 sous l'égide du comité Scientifique de Montereau.* Cahier de laboratoire d'hydrobiologie de Montereau.
- Philippeau G. (1992).** Comment interpréter les résultats d'une analyse en composantes principales. Service des Etudes Statistiques – ITCF, 63p.
- PIDACC/BN (Programme intégré de développement et d'adaptation au changement climatique dans le bassin du Niger) (2016).** Etudes préliminaires des infrastructures à buts multiples du programme intégré de développement et d'adaptation aux changements climatiques dans le bassin du Niger). Rapport d'évaluation préliminaire des composantes - pays du programme 98p.
- Pielou E. C. (1977).** *Mathematical ecology.* Wiley, New York.
- Pinel-Allou1 B., Guay C., Angeli N., Legendre P., Dutilleul P., Balvay G., Gerdeaux D. & Guillard J. (1999).** Large-scale spatial heterogeneity of macrozooplankton in Lake of Geneva. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56: 1437-1451.
- Pejler B. (1983).** Zooplanktonic indicators of trophy and their food. *Hydrobiologia*, 101: 111-114.
- Pont D. (1977).** Structure et évolution saisonnière des populations de copépodes, cladocères et ostracodes des rizières de Camargue, *Annls Limnol.* 13 (1) : 15-28.
- Porchet J., Ganty C., Gudmundsson I., Bigler T., Goy O., Juge R. & Lachavanne J.-B. (2010).** Évaluation de la durabilité de la gestion des ressources en eau dans la région lémanique : Le bassin des Dranses. Rapport étude LEMANO, 280p.
- Porse E.C. (2013).** Stormwater Governance and Future Cities. *Water*, 5: 29-52.
- Pourriot R. (1971).** Prospection hydrologique du lac Léré et des marres avoisinantes, Rotifères. *Cah O.R.S.T.O.M., Sér Hydrobiol.*, 2 : 171-174.

- Pourriot R. (1980).** Rotifères. In : IDT ORSTOM (éd.), *Flore et faune aquatique de l'Afrique Sahelo-Soudanienne I.*, Paris, France, 45 : 391-849.
- Pourriot R. (1982).** *Ecologie du plancton des eaux continentales*, Paris, Masson.
- Pourriot R. & Francez A. J. (1986).** Rotifères. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. *Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon*, 37 p.
- Pourriot R. & Meybeck M. (1995).** Zonation physique, chimique et écologique dans les lacs. In: Pourriot et Meybeck (eds.), *Limnologie générale*, Paris, Masson
- Pourriot R., Benest D., Champ P. & Rougier C. (1982).** Influence de quelques facteurs du milieu sur la composition et la dynamique saisonniere du zooplancton de la Loire. *Acta Oecologica, Oecologica Generalis*,3(3): 353-371.
- Quade J., Dente E., Armon M., Bem Dor Y., Morin E., Adam O. & Enzel Y. (2018).**
Megalakes in the Sahara? A review. *Quaternary Research*, 1-23.
- Qiu Z. (2013).** Comparative Assessment of Stormwater and Nonpoint Source Pollution Best Management Practices in Suburban Watershed Management. *Water*, 5: 280-291.
- Raimond C., Rangé C. & Guérin H. (2014).** « La multiactivité et la multifonctionnalité, principes d'un développement pour le Lac ? ». In : Lemoalle J., Magrin G., dir., 2013.
Le développement du lac Tchad : situation actuelle et futurs possibles. CBLT, N'Djamena, Marseille, Expertise collégiale IRD, AFD-FFEM, p. 423-474.
- Raimond C., Zakinet D., Mugelé R., Kemsol Nagorngar A., Mbagogo A., Yalikon T., Brahim Béchir A., Madjigoto R., Schuster M., Sylvestre F. & Des Champs P. (2017).** « Les nouveaux enjeux pour le lac Fitri, entre variabilité environnementale, croissance démographique et conflits d'usage ». In : Livre des résumés étendus du colloque international Recherches croisées sur les écosystèmes lacustres tchadiens, N'Djamena, Tchad, 601 p.
- Raimond C., Sylvestre F., Zakinet D. & Moussa A. (2019).** Le Tchad des lacs : *Les zones humides sahéliennes au défi du changement global* Marseille : IRD Éditions. 368p.
- Ramade F. (1994).** *Eléments d'écologie-Ecologie fondamentale*, 2ème édition, Paris, Ediscience Internationale.

- Ramade F. (1981).** *Éléments d'écologie : écologie appliquée*. 4^{ème} édition, Paris, Ed. Mc Graw Hill, 578 p.
- Ramade F. (2002).** *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*, (2nd ed), Paris, Dunod.
- Ramade F. (2005).** *Éléments d'écologie : écologie appliquée*, 6^{ème} édition, Paris, Dunod.
- Ramade F. (2007).** *Introduction à l'écotoxicologie. Fondements et applications*. Edition TEC et Doc, Paris, 618 p.
- Ramsar (2013).** Le Manuel de la Convention de Ramsar : *Guide de la Convention sur les zones humides (Ramsar, Iran, 1971)*, 6^e édition. Secrétariat de la Convention de Ramsar, Gland, Suisse. 116 p.
- Ramsar (2016).** *Introduction à la convention sur les zones humides*. Secrétariat de la Convention de Ramsar, Gland, Suisse, 117p.
- Redfield A. C., Ketchum B. H. & Richards F. A. (1963).** The influence of organisms on composition of seawater. *The Sea*. 2 : 26-77.
- Rey J. & Saint Jean L. (1968).** Les Cladocères (Crustacés, Branchiopodes) du Tchad. *ORSTOM., série Hydrobiologie*, 3-4 : 79 – 118.
- Rey J. & Saint-Jean L. 1969.** Les cladocères (crustacés Branchiopodes) du Tchad. Deuxième note. Cahier ORSTOM, *Série Hydrobiologie*, (3) : 21-42.
- Rey J. & Saint-Jean L. (1980).** Branchiopodes (Cladocères). In : IDT ORSTOM ed., *Flore et faune aquatique de l'Afrique Sahélo-Soudanienne I.*, Paris.
- Reynolds C. S., Reynolds S. N., Munawar I. F. & Munawar M. (2000).** The regulation of phytoplankton population dynamics in the world's largest lakes. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 1-21.
- Rigler F. H., Mc Callum & Roff J. C. (1974).** Production of zooplankton in char lake. *J. Fish. Res. Board Can.*, 31: 637 – 646.
- Rodier J., Legube B., Marlet N. & Brunet R. (2009).** *L'analyse de l'eau*. 9^e édition, Dunod, Paris, France, 1579p.
- Romare P., Berg S., Lauridsen T. & Jeppesen E. (2003).** Spatial and temporal distribution of fish and zooplankton in a shallow lake. *Freshwater Biology* 48 : 1353-1362.

- Ruperd Y. (1983).** Méthodes d'analyse biologiques des eaux douces superficielles. *Bulletin de Liaison. Laboratoire de Physique et Chimie*, 123 : 109-116.
- Ruttner-Kolisko A. (1977).** Suggestion for biomass calculation of planktonic rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beish. Ergebn. Limnol.*, 8 :71-76.
- Ryding S.O. & Rast W. (1994).** Contrôle de l'eutrophisation des lacs et des reservoirs. In: Masson (ed.), *Collection des Sciences de l'Environnement n° 9*, Paris, France.
- Saint-Jean L. & Pagano M. (1990).** Variation nyctémérale de la répartition verticale et de l'efficacité de collecte du zooplancton en lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Hydrobiologia*, 194: 247-265.
- Sakshang E. (1997).** Biomass and productivity distribution and their variability in the Barents Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 341–350.
- Sanuamuang L. (1993).** Comparative studies on scanning electronic microscopy of trophic of genus *Filinia* Bory de St Vincent (*Rotifera*). *Hydrobiologia*, 264: 115-128.
- Schaeffer D. J., Herricks E. & Kerster H.W. (1988).** Ecosystem health :1. Measuring ecosystem health. *Environmental Management*, 12 : 445-455.
- Schlumberger O. & Bouretz N. (2002).** Réseaux trophiques et production piscicole en étangs fertilisés (Dordogne, France). *Revue des Sciences de l'Eau*, 15(1): 177-192.
- Schuetze T. & Chelleri L. (2013).** Integrating Decentralized Rainwater Management in Urban Planning and Design: Flood Resilient and Sustainable Water Management Using the Example of Coastal Cities in The Netherlands. *Water*, 5:593-616.
- Schuster M., (2002).** *Sédimentologie et paléocéologie des séries à vertébrés du paléolac Tchad depuis le Miocène supérieur*. Thèse de doctorat, université Louis Pasteur de Strasbourg, 152 p
- Schuwirth N. & Reichert P. (2012).** Prévoir la présence des organismes dans les rivières. *Eawag News*, 72:14-17.
- Sene M., Thiaw I. & Lamizana-Diallo B. (2006).** Gestion des zones humides en milieux arides : leçons d'expérience. UICN, Programme de renforcement des capacités institutionnelles pour la gestion des ressources des zones humides en Afrique de l'Ouest, 86 p.
- Segers H. (1994).** On four new tropical and subtropical Lecane (Lecanidae, Monogononta, Rotifera). *Hydrobiologia*, 287: 243-249.

- Segers H. (1995).** Rotifera vol 2: The *Lecanidae*. In: Dumont (ed.), *Guide to the identification of the microinvertebrate of the continental waters of the world*. Vol. 6, The Haye, S.P.B. Acad. Publ.
- Segers H. (1996).** The biogeography of littoral Lecane Rotifera. *Hydrobiologia*, 323: 169 – 197.
- Serra L. (1999).** Problème de l'eau. In : Albi M. (éd.). *Dictionnaire de l'Ecologie*. Encyclopædia Universalis, Paris, Pp : 362 – 366.
- Servais P., Dufour P., Caumette P., Hirschler A. & Matheron R. (1995).** L'activité bactérienne. In: Pourriot et Meybeck (eds). *Limnologie générale*, Paris, Masson.
- Shannon C. E. & Weaver W. (1949).** *The mathematical theory of communication*. Urbana University. Press, Illinois, 117 p.
- Shiel R. J. (1995).** *A guide to identification of rotifers, cladocerans and copepods from Australian Inland water*. CRCFE Ident. Guide 3.
- Sladeczek V. (1983).** Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100: 169 – 201.
- Smirnov N. N. 1996.** Chydoridae. Guide to the identification of the microinvertebrate of the continental waters of the world. S.P.B., The Hague.
- Smirnov N.N. & Korovchinsky N. (1995).** *Introduction to the Cladocera I.T.C.*, University of Ghent, Belgium.
- Sohlobji D., Zaouali J., Ben Rejeb-Jenhani A. & Kartas F. (1993).** Microfaune et microflore des eaux du barrage de Sidi-Salem (Nord de la Tunisie). *Bulletin de la Société des Sciences Naturelles*, 22 : 53-61.
- Sommer U. (1989).** Nutrient status and nutrient competition of phytoplankton in a shallow, hypertrophic lake. *Limnol. Oceanogr.* 34: 1162-1173.
- Sørensen, T. A. (1948).** A method of establishing groups of equalamplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Kongelige Danske Videnskabernes SelskabsBiologiske Skrifter*, 5, 1–34.
- Spellerberg I. F. & Fedor P. J. (2003).** A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the Shannon-Wiener index. *Global Ecology and Biogeography*, 12: 177-179.

- StatSoft France (2005).** STATISTICA (logiciel d'analyse de données), version 7.1. www.statsoft.fr (StatSoft France, 2005).
- Sulata K. & Devashish K. (2013).** Studies on zooplankton diversity of an oxbow lake of south assam, india. *International Journal of Current Research*. 5 (12): 3652-3655
- Taylor P., Emilio G. & Holmberg J. (Capnet 2008).** *Les aspects économiques dans la gestion durable de l'eau*. Manuel de formation et Guide des facilitateurs.
- Testard P. (1995).** Eléments de convergence entre systèmes stagnants et courants. In: Pourriot et Meybeck (eds.), *Limnologie générale*, Paris, Masson.
- Thouvenot A. Debroas D., Richardot L., Jugnia B. & Dévaux J. (2000).** A study of changes between years in the structure of plankton community in a newly-flooded reservoir. *Archiv für Hydrobiologia*, 149 : 132 – 152.
- Tonkin J. D., Death R. G. & Collier K. J. (2013).** Do productivity and disturbance interact to modulate macroinvertebrate diversity in streams. *Hydrobiologia*, 701:159-172.
- Trinwasser (2008).** *Dureté de l'eau : à quoi faut-il faire attention ?* Information sur l'eau potable No 13, Lausanne.
- Tuffery G. (1980).** *Incidences écologiques de la pollution des eaux courantes ; Révélateurs biologiques de la pollution*. In : P. Pesson (édition). La pollution des eaux continentales ; Incidence sur les biocénoses aquatiques, Paris, Bordas. Pp 243-280.
- Turner J.T., Ianora A., Miralto A., Laabir M. & Esposito F. (2001).** Decoupling of copepod grazing rates, fecundity and egg-hatching success on mixed and alternating diatom and dinoflagellate diets. *Mar. Ecol. Progr.* 220 : 187- 199.
- UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) (2008).** *Evaluation de l'efficacité de la gestion des aires protégées : aires protégées du Tchad*. 52p.
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2010).** "Afrique : Atlas de l'Eau". Division of Early Warning and Assessment (DEWA). Nairobi, Kenya. 312 p.
- UNESCO (Organisation des Nations Unies pour l'Education, la Science et la culture). (2003).** *L'eau pour les hommes, l'eau pour la vie*. Rapport mondial sur la mise en valeur des ressources en eau. 36 p.

- UNESCO (Organisation des Nations Unies pour l'Education, la Science et la culture).**
(2006). *L'eau, une responsabilité partagée*. Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau, 52 p.+ annexes.
- UNESCO (Organisation des Nations Unies pour l'Education, la Science et la culture).**
(2015). *L'eau dans un monde durable*. Rapport mondial sur la mise en valeur des ressources en eau. 171 p.
- UNESCO (Organisation des Nations Unies pour l'Education, la Science et la culture).**
(2017). *Les Eau Usées : une ressource inexploitée*. Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2017 : Paris, UNESCO. 183 p.
- Van de Meutter F., Stoks R. & De Meester L. (2004).** Behaviorallinkage of pelagic prey and littoral predators: microhabitat selection by *Daphnia* induced by damselfly larvae. *Oikos*, 107: 265-272.
- Van de Meutter F., Stoks R. & De Meester L. (2005).** Spatial avoidance of littoral and pelagic invertebrate predators by *Daphnia*. *Oecologia*, 142: 489-499.
- Van De Velde I. (1984).** Introduction of new diagnostic characters in Mesocyclops, with African species as an example. *Crustaceana, Supplement*: 404-419.
- Ventura M. & Catalan J. (2005).** Reproduction as one of the main causes of temporal variability in the elementary composition of zooplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 50 (6) : 2043 – 2056.
- Vijay K. B., Sharma L.L. & UjjaniaN.C. (2014).** Diversity and seasonal variations of zooplankton in jaisamand lake, udaipur, india. *Indian J. Anim. Res.*, 48 (5): 432-437.
- Vikram Reddy M. (ed.) (2005).** *Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes*. Science Pub. Inc., Enfield, Plymouth. Pp 33-85.
- Vilagines R. (2003).** Eau, environnement et santé publique : Introduction à l'hydrobiologie 2^{ème} éd, Lavoisier, Paris, 196 p.
- Wallace R. L. & Snell T. W. (2001).** Phylum Rotifera. In: Thorpe J. H. &ovich A. P. Eds. Second édition. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates.*, Academic Press, New-York. Pp: 195 – 254.
- Ward J.H. (1963).** Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of American Statistical Association*, 58:1-236.

- Wada, Y., Flörke M., Hanasaki N., Eisner S., Fischer G., Tramberend S., Satoh Y., Van Vliet M. T. H., Yillia P., Ringler C., Burek P. & Wiberg. D. (2016).** Modelling global water use for the 21 st century: The Water Futures and Solutions (WFaS) initiative and its approaches. *Geoscientific Model Development*, (9): 175–222.
- Wang H, Tao W, Bingru Z., Fengting L., Brahimia T., Isaiah B. O., Thomas C., Mohamed A. & Mahesh P. (2013).** Water and Wastewater Treatment in Africa –Current Practices and Challenge. *Clean – Soil, Air, Water*, 42 (8): 1029–1035
- Williams W.T., Lance G.N., Dale M.B. & Clifford H.T. (1971).** Controversy concerning the criteria for taxonomic strategies. *Computer Journal*, 14: 1-162.
- Wolfgang Y.T., Christophe A. N., Yapo Ossey B. & Mambo V. (2017).** Analysis of the incidence of the deficit of sanitation on the health of the populations in a context of urban growth: Case of the municipalities Yopougon, Abobo and Treichville' (Abidjan, Ivory Coast). *Journal of Toxicology and Environmental Health Sciences*. 9 (6): 50-58,
- World Bank. (1993).** Water Resources Management: A World Bank Policy Paper. Washington, D.C., USA.
- Yapo Ossey B, Mambo V., Sanogo Tidou A & Houenou P. V. (2008).** Etude Analytique des Caractéristiques Chimiques d'un Lac Eutrophe en milieu Tropical : La Conductivité comme Indicateur de trophie du Lac de Buyo (Côte d'Ivoire). *J. Soc. Ouest-Afr. Chim.* 025 ; p 87 – 108.
- Zébazé Togouet S. H. (2000).** *Biodiversité et dynamique des populations du zooplancton (Ciliés, Rotifères, Cladocères et Copépodes) au Lac Municipal de Yaoundé (Cameroun)*. Thèse de Doctorat 3^{ème} cycle, Université de Yaoundé I, Cameroun. 175 p + annexe.
- Zébazé Togouet S. H. (2008).** *Eutrophisation et dynamique de l'abondance de la composition spécifique et de la structure de la communauté zooplanctonique d'un petit lac peu profond situé en zone tropicale urbanisée, le Lac Municipal de Yaoundé (Afrique Centrale)*. Thèse de Doctorat Ph.D, Université de Yaoundé I, Cameroun. 200 p + Annexes.
- Zebazé Togouet S. H. (2011).** *Zooplancton et eutrophisation d'un lac en zone tropicale*. Edition Univentair européenne Publishe, Berlin. Sarrebruck, Printed in USA. 200 p.

- Zébazé Togouet S. H., Njiné T., Kemka N., Nola M., Foto Menbohan S., Monkiedje A., Niyitegeka D., Simé-Ngando T. & Jugnia L. B. (2005).** Variations spatiales et temporelles de la richesse et de l'abondance des rotifères (*Brachionidae* et *Trichocercidae*) et des cladocères dans un petit lac artificiel eutrophe situé en zone tropicale. *Revue des Sciences de l'Eau*, 18 : 485 – 506.
- Zébazé Togouet S.H., Njiné T., Kemka N., Nola M., Foto Menbohan S., Niyitegeka D., Ngassam P. & Boutin C. (2006).** Composition et distribution spatio-temporelle des protozoaires ciliés dans un petit lac hypereutrophe du Cameroun (Afrique Centrale). *Revue des Sciences de l'Eau*, 19 : 151-162.
- Zébazé Togouet S. H., Njiné T., Kemka N., Foto Menbohan S., Niyitegeka D., Nola M., Bilong Bilong C.-F. & Boutin C. (2007).** Spatio-temporal distribution of crustacean zooplankton (Copepoda, Cladocera) in a shallow hypereutrophic tropical Lake (Cameroon). *Bulletin de la Société des Sciences Naturelles, Toulouse*, 149:43 - 58.

ANNEXES

Annexe 1 : Valeurs moyennes \pm écarts types, minima et maxima des valeurs physico-chimiques mesurées aux différents niveaux des trois, stations d'échantillonnage

		S1P1	S1P2	S2P1	S2P2	S2P3	S3P1	S3P2	S3P3
pH	Moy \pm σ Min-Max	7,34 \pm 0,02 6,1 - 8,6	7,11 \pm 0,12 5,3 – 8,4	7,36 \pm 0,14 6,36-8,46	7,30 \pm 0,04 6-8,4	7,22 \pm 0,04 6,5-7,8	7,32 \pm 0,07 6,5-8,5	7,37-0,03 6,4-8,5	7,28-0,02 6,5-8,3
Coul	Moy \pm σ Min-Max	129,4 \pm 60,1 10- 280	135,9 \pm 77,8 15-280	85,6 \pm 24,7 0-80	97,6 \pm 28,3 10-185	120,3 \pm 53 0-380	100 \pm 46 20-230	134,7 \pm 46 45-460	144,7 \pm 67,1 45-580
Turb	Moy \pm σ Min-Max	15,05 \pm 8,48 4-34	17,23 \pm 2,8 6-46	11,3 \pm 4,24 4-38	13,8 \pm 1,41 0-52	19,17 \pm 2,8 4-78	10,35 \pm 5,6 4-30	15,64 \pm 9,9 0-44	18,17 \pm 7,07 2-76
Cond	Moy \pm σ Min-Max	94,24 \pm 1,2 80-104	93,14 \pm 1,3 81-101	96,64 \pm 23 81-133	100,2 \pm 38,5 84-155	97 \pm 22 80-132	96,3 \pm 31,1 60-146	99 \pm 32,9 83-148	99,9 \pm 38,9 84-156
TDS	Moy \pm σ Min-Max	46,87 \pm 0,70 40-52	46 \pm 4,03 40-50,7	48,1 \pm 12,2 41-66,8	50,3 \pm 19,5 42-77,6	48,4 \pm 11 40-66	48,2 \pm 15,5 30-73	49,6 \pm 16,3 42-74	50 \pm 19,9 42-78,1
Tem	Moy \pm σ Min-Max	29,3 \pm 0,8 22,7-32,7	28,6 \pm 0,8 21,2-32,5	28,5 \pm 1,5 22,4-32	27,8 \pm 0,5 20-31,1	27,9 \pm 0,3 21,7-30,9	27,7 \pm 0,6 21,8-30,8	27,3 \pm 0,4 22,4-30	27 \pm 0,14 22,1-30
Oxy	Moy \pm σ Min-Max	73,8 \pm 7 45-109	65,8 \pm 12,7 37-105	66,6 \pm 12,7 40-105	64,8 \pm 9,9 40-101	63,2 \pm 0,7 39-106	65,4 \pm 14,9 37-107	63,3 \pm 14,1 37-103	62 \pm 14,8 35-105
Orth	Moy \pm σ Min-Max	19,7 \pm 6,2 4,2-62	20,1 \pm 4 5,4-62	20,1 \pm 1,7 4,9-64	20,1 \pm 3,9 5-62	17 \pm 1 2,5-42	22,2 \pm 8,5 2,2-66	18,2 \pm 7 0,1-49	20,2 \pm 5,2 3,8-56
CO2	Moy \pm σ Min-Max	33,18 \pm 1,2 13,2-105,6	31,9 \pm 3,3 11,4-92,4	30,3 \pm 3 9,7-76,8	31,4 \pm 2,7 7-89,8	31,4 \pm 7,4 11,4-80	31,8 \pm 0,4 7,9-83,2	29,3 \pm 1,1 8,8-65,6	33,3 \pm 2,6 10,6-83,2
Nitra	Moy \pm σ Min-Max	1,9 \pm 0,4 0,6-5,2	1,9 \pm 0,1 0,6-4,2	2,3 \pm 0,4 0,6-7,6	2,2 \pm 1,2 0,5-8,2	1,6 \pm 0,4 0,3-3,2	2,3 \pm 5,7 0,8-9	1,5 \pm 1,9 0,1-3,8	1,4 \pm 0,9 0,3-4
Nitri	Moy \pm σ Min-Max	0,02 \pm 0,01 0-0,07	0,02 \pm 0,01 0-0,07	0,02 \pm 0,01 0-0,13	0 \pm 0,02 0-0,04	0,01 \pm 0 0-0,06	0,01 \pm 0 0-0,05	0,01 \pm 0 0-0,06	0,02 \pm 0,02 0-0,13
Aum	Moy \pm σ Min-Max	0,06 \pm 0,1 0-0,36	0,02 \pm 0,1 0-0,15	0,04 \pm 0,02 0-0,18	0,05 \pm 0,15 0-0,22	0,04 \pm 0,1 0-0,21	0,02 \pm 0,1 0-0,22	0,03 \pm 0,1 0-0,2	0,05 \pm 0,1 0-0,2
IPO	Moy \pm σ Min-Max	3,17 - 0,33 2,67-3,67	3,21 - 0,41 2,67- 3,67	3,40 - 0,32 2,67-3,67	3,38 - 0,26 3 - 3,67	3,31 - 0,30 2,67 - 3,67	3,40 - 0,27 3 - 3,67	3,41 - 0,29 3 - 4,33	3,10 - 0,45 2,33 - 3,67
Tspce	Moy \pm σ Min-Max	0,8 \pm 0 0,5-1,1		1,1 \pm 0,7 0,5-1,5			1 \pm 0,1 0,5-1,5		

Annexe 2 : Biomasse zooplanctoniques dans les différents niveaux des stations d'échantillonnage

			S1P1	S1P2	S2P1	S2P2	S2P3	S3P1	S3P2	S3P3
Rotifères	Asplanchnidae	<i>Asplanchna sieboldi</i>	0,0111098	0,00849576	0,0034854	0,0030498	0,0020695	0,0018516	0,004139	0,0025052
	Brachionidae	<i>Brachionus urceolaris</i>	5,036E-05	0,000070686	6,168E-05	8,616E-05	0,0002146	6,56E-05	5,267E-05	6,861E-05
		<i>Brachionus angularis</i>	0,0002363	0,00019	5,875E-05	0,00005	0,000025	0,00002	0,0000425	0,0000325
		<i>Brachionus calyciflorus</i>	4,76E-06	0,0000085	0,0000034	9,86E-06	8,16E-06	0,0000017	5,78E-06	6,12E-06
		<i>Keratella tropica</i>	6,05E-05	0,000063232	2,706E-05	8,117E-05	0,0001082	4,074E-05	6,536E-05	0,0001034
		<i>Keratella germinata</i>	7,79E-06	0,000009471	2,214E-06	5,412E-06	9,184E-06	2,255E-06	4,551E-06	4,428E-06
	Lecanidae	<i>Lecane bbulla</i>	9,18E-08	1,632E-07	5,1E-08	3,196E-07	4,828E-07	6,392E-07	8,194E-07	1,102E-06
	Synchaetidae	<i>Polyarthra vulgaris</i>	0,0001016	0,00023876	0,0002235	0,0004839	0,0002654	0,0001727	0,0008763	0,0007391
		<i>Trichocerca pussila</i>	5,568E-06	0,000013224	2,436E-06	8,874E-06	5,394E-06	4,698E-06	6,09E-06	1,201E-05
		<i>Trichocerca chattoni</i>	1,487E-05	0,000018648	1,348E-05	1,55E-05	1,147E-05	9,702E-06	1,058E-05	1,361E-05
		<i>Trichocerca iermis</i>	2,375E-05	0,000130065	3,054E-05	0,000121	0,0002341	1,131E-05	8,369E-05	7,804E-05
		<i>Trichocerca heterodactyla</i>	9,96E-05	0,000144585	1,821E-05	4,284E-05	8,461E-05	6,319E-05	4,391E-05	7,39E-05
		Testudinellidae	<i>Filinia opoliensis</i>	5,045E-06	8,5089E-06	2,134E-06	7,53E-07	3,414E-06	2,309E-06	6,375E-06
<i>Filinia terminalis</i>			0,0000473	0,0001738	3,685E-05	0,0001282	7,535E-05	7,645E-05	9,075E-05	0,0003355
Cladocères	Moinidae	<i>Moina brachiata</i>	6,38E-06	0,00001711	2,552E-05	2,929E-05	0,0000174	2,32E-06	4,64E-06	3,886E-05
Copépodes	Cyclopidae	<i>Larves naupleus</i>	0,0007103	0,00156216	0,0005943	0,0015424	0,0016839	0,0004585	0,0015282	0,0012537
		<i>Larves copepodites</i>	0,0016712	0,00287868	0,0017485	0,0022894	0,0029656	0,0002995	0,0012655	0,0034969

Annexe 3 : Corrélation entre les paramètres physico chimiques et les espèces zooplanctonique au cours de la période d'étude

			<i>A</i> <i>sieboldi</i>	<i>B</i> <i>urceolaris</i>	<i>B</i> <i>angularis</i>	<i>B</i> <i>calyciflorus</i>	<i>B</i> <i>falcatus</i>	<i>B</i> <i>quadridentatus</i>	<i>B</i> <i>leydigia</i>	<i>B</i> <i>bidentata</i>	<i>K</i> <i>eratella tropica</i>	<i>K</i> <i>germinata</i>	<i>N</i> <i>otholca jasnivskidi</i>	<i>E</i> <i>piphanes clavulata</i>	<i>E</i> <i>uchlanis dilatata</i>	<i>A</i> <i>scomorpha saltans</i>	<i>A</i> <i>sc ecaudis</i>	<i>L</i> <i>ecane bulla bulla</i>	<i>L</i> <i>closteroerca</i>	<i>L</i> <i>curvicornis</i>	<i>L</i> <i>tudicola</i>	<i>L</i> <i>triphoma</i>	<i>L</i> <i>ovalis</i>	<i>P</i> <i>olyartha vulgaris</i>	<i>T</i> <i>richocerca elongata</i>	<i>T</i> <i>pussila</i>
Spearman's rho	pH	Correlation Coefficient	-,084	-,028	-,461**	-,077	-,174	-,125	-,161	,070	,080	,173	-,307**	-,138	-,181	-,236*	,062	,164	,120	,126	-,082	,076	,108	,169	-,117	,310**
		Sig. (2-tailed)	,394	,781	,000	,435	,077	,207	,103	,481	,421	,080	,002	,161	,066	,016	,529	,096	,226	,201	,410	,446	,275	,086	,239	,001
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	Coul	Correlation Coefficient	,183	-,435**	,213*	,241*	-,085	,007	,018	-,007	-,140	-,215*	-,154	-,237*	-,019	,189	-,097	-,081	-,008	,028	-,065	,007	-,001	-,329**	-,020	,122
		Sig. (2-tailed)	,062	,000	,030	,014	,393	,947	,860	,946	,155	,029	,119	,016	,849	,055	,328	,415	,940	,778	,513	,947	,992	,001	,843	,217
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	Turb	Correlation Coefficient	,187	-,526**	,318**	,057	-,033	,007	,030	-,011	-,278**	-,294**	-,189	,069	,003	,114	-,038	-,026	-,136	-,038	-,060	,007	-,023	-,415**	,036	-,077
		Sig. (2-tailed)	,057	,000	,001	,565	,742	,947	,759	,915	,004	,002	,054	,483	,976	,249	,702	,791	,169	,702	,547	,947	,816	,000	,714	,439
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	Cond	Correlation Coefficient	,123	,099	,447**	-,028	,185	,130	,173	-,130	,009	-,233*	,300**	,173	,258**	,279**	-,072	-,067	-,157	,021	,213*	-,118	-,003	-,179	,145	-,480**
		Sig. (2-tailed)	,215	,316	,000	,778	,060	,189	,080	,188	,930	,017	,002	,080	,008	,004	,466	,497	,111	,830	,030	,232	,977	,069	,143	,000
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	TDS	Correlation Coefficient	,151	,065	,383**	-,073	,170	,135	,186	-,132	,045	-,192	,308**	,177	,251*	,253**	-,086	-,022	-,148	,044	,220*	-,120	,014	-,214*	,141	-,509**
		Sig. (2-tailed)	,127	,513	,000	,463	,084	,172	,059	,180	,647	,050	,001	,072	,010	,010	,388	,821	,134	,654	,025	,225	,885	,029	,152	,000
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	Temp	Correlation Coefficient	,074	-,352**	,492**	,153	,224*	,131	,213*	-,051	-,291**	-,226*	,083	,161	,199*	,210*	-,038	-,251*	,018	-,133	,139	-,044	-,030	-,311**	,140	-,031
		Sig. (2-tailed)	,456	,000	,000	,121	,022	,184	,030	,609	,003	,021	,403	,102	,043	,032	,704	,010	,853	,178	,160	,655	,765	,001	,158	,751
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	%OD	Correlation Coefficient	-,141	-,279**	-,342**	-,048	,106	-,128	-,121	,011	-,020	-,027	-,280**	-,151	-,180	-,195*	-,128	-,071	,384**	,138	-,127	-,062	,269**	,034	-,112	,098
		Sig. (2-tailed)	,154	,004	,000	,629	,283	,195	,220	,915	,837	,783	,004	,126	,067	,048	,195	,476	,000	,162	,200	,529	,006	,731	,259	,322
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	Orga-phos	Correlation Coefficient	,276**	-,377**	,316**	,108	-,123	,126	,173	-,066	-,257**	-,295**	-,069	,208*	,225*	,173	-,013	-,014	-,373**	-,144	,179	,018	-,261**	-,559**	,123	-,097
		Sig. (2-tailed)	,005	,000	,001	,276	,212	,201	,080	,505	,008	,002	,484	,034	,022	,080	,895	,888	,000	,143	,069	,856	,007	,000	,213	,327
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	Gaz carbonique dissous	Correlation Coefficient	-,202*	,055	-,567**	-,088	-,140	-,143	-,153	,132	,014	,212*	-,080	-,203*	-,194*	-,202*	,056	,101	-,084	,130	-,069	-,005	,058	,020	-,126	,229*
		Sig. (2-tailed)	,039	,576	,000	,375	,157	,148	,122	,181	,892	,031	,420	,038	,049	,040	,574	,306	,396	,190	,486	,960	,556	,839	,201	,019
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104

			Asplanchna sieboldi	Brachionus urceolaris	Brachionus angularis	B calyciflorus	B falcatus	B quadridentatus	B leydigia	B bidentata bidentata	Keratella tropica	K germinata	Notholca jasnivskdi	Epiphanes clavulata	Euchlanis dilatata	Ascomorpha saltans	Asc ecaudis	Lecane bulla bulla	L closteroerca	L curvicornis	L tudicola	L triphoma	L ovalis	Polyarthra vulgaris	Trichocerca elongata	T pussila
	NO3-	Correlation Coefficient	,013	-,064	,241*	,059	,340**	,044	,100	-,025	,006	,065	,114	-,133	,037	,132	-,110	-,072	,326**	,154	,012	-,076	,249*	,135	,018	,079
		Sig. (2-tailed)	,897	,516	,014	,549	,000	,655	,311	,802	,950	,511	,250	,178	,708	,181	,266	,470	,001	,118	,907	,446	,011	,171	,856	,424
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	NO2-	Correlation Coefficient	-,084	-,097	-,101	,042	,108	-,111	-,073	,097	,040	,004	-,104	-,154	-,125	-,026	-,111	-,080	,193*	,009	-,044	,086	,153	,147	-,111	,146
		Sig. (2-tailed)	,396	,327	,309	,669	,274	,261	,461	,328	,684	,964	,295	,118	,204	,796	,261	,419	,050	,931	,657	,387	,122	,136	,261	,140
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	NH4+	Correlation Coefficient	,203*	-,152	,155	-,003	-,094	-,046	,114	-,081	-,029	-,265**	-,094	,070	,065	-,065	-,046	,136	-,116	-,046	,164	-,046	-,081	-,132	-,046	-,218*
		Sig. (2-tailed)	,039	,124	,117	,976	,344	,641	,248	,414	,771	,007	,343	,479	,510	,512	,641	,170	,240	,641	,096	,641	,414	,182	,641	,026
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
Sulphate	Correlation Coefficient	,014	,105	,099	-,035	,079	-,085	-,014	,143	,152	,171	,110	-,140	-,010	-,047	,165	,272**	-,017	,124	,025	,065	,126	-,013	-,085	,095	
	Sig. (2-tailed)	,888	,290	,317	,726	,425	,394	,887	,149	,124	,083	,267	,157	,920	,636	,093	,005	,867	,210	,799	,514	,203	,895	,394	,339	
	N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
Alca	Correlation Coefficient	,033	-,167	,275**	,020	,211*	,104	,187	,010	-,174	-,096	,152	-,009	,208*	,123	,020	,029	,224*	,141	,151	-,031	,119	-,246*	,126	-,026	
	Sig. (2-tailed)	,740	,090	,005	,838	,031	,292	,057	,923	,077	,332	,124	,929	,035	,212	,841	,768	,022	,154	,125	,751	,230	,012	,203	,795	
	N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104

			T chattoni	T iernis	T opucina	T heterodactyla	Filinia opoliensis	F terminalis	F longiseta	F pileri	Testidunella patina	Rotaria rotataria	Rotaria sp	Moina brachiata	Macrothrix rosea	Acroperus harpae	Larves naupleus	Larves copepodites	Métacyclops sp	Ther crassus	Ther neglectus	Cryptocyclops sp1	Cryptocyclops sp2	L Naupleus	L Copépodites
Spearman's rho	pH	Corrélation Coefficient	,265**	,047	,076	-,079	-,015	,233*	-,179	,236*	,027	-,131	,005	,236*	-,265**	,019	-,302**	,010	-,080	0,000	-,176	0,000	-,049	-,162	-,013
		Sig. (2-tailed)	,006	,632	,446	,422	,878	,017	,070	,016	,782	,187	,956	,016	,007	,845	,002	,917	,420	1,000	,073	1,000	,620	,099	,898
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	Coul	Corrélation Coefficient	,091	,086	,007	-,292**	-,067	,254**	-,161	,401**	,034	-,192	-,018	,342**	,001	,137	,092	,347**	,051	-,071	,268**	-,071	,149	-,010	,278**
		Sig. (2-tailed)	,359	,386	,947	,003	,500	,009	,103	,000	,733	,050	,859	,000	,994	,167	,355	,000	,605	,476	,006	,476	,130	,921	,005
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	Turb	Corrélation Coefficient	-,086	,065	,007	-,353**	-,211*	-,085	-,104	,198*	-,003	-,159	-,148	,213*	,247*	,220*	,098	,355**	,188	,157	,126	,157	,129	-,088	,298**
		Sig. (2-tailed)	,386	,513	,947	,000	,032	,391	,294	,044	,977	,108	,133	,030	,011	,025	,320	,000	,056	,112	,203	,112	,193	,372	,002
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	Cond	Corrélation Coefficient	-,271**	-,316**	-,118	,038	-,035	-,391**	,065	-,271**	-,153	,031	,255**	-,301**	,261**	,053	,215*	-,029	,059	,076	,040	,076	-,148	,015	-,037
		Sig. (2-tailed)	,005	,001	,232	,705	,723	,000	,511	,005	,121	,754	,009	,002	,008	,595	,029	,773	,552	,446	,685	,446	,134	,881	,710
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	TDS	Corrélation Coefficient	-,242*	-,343**	-,120	-,017	-,046	-,374**	-,007	-,251*	-,130	-,037	,250*	-,308**	,292**	,084	,224*	-,007	,068	,104	-,009	,104	-,158	,017	-,023
		Sig. (2-tailed)	,013	,000	,225	,867	,646	,000	,941	,010	,190	,710	,010	,001	,003	,397	,022	,943	,490	,295	,927	,295	,109	,860	,820
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	Temp	Corrélation Coefficient	,066	,039	-,044	-,235*	-,108	-,315**	,084	,080	-,029	-,054	-,110	,159	,297**	-,069	,277**	,129	,068	,025	,227*	,025	,108	-,018	,030
		Sig. (2-tailed)	,506	,696	,655	,016	,276	,001	,397	,417	,769	,589	,268	,108	,002	,488	,004	,193	,491	,804	,020	,804	,274	,856	,765
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	%OD	Corrélation Coefficient	,056	-,059	-,062	-,106	,008	,265**	-,162	,163	,076	-,129	-,108	,194*	-,154	-,015	-,231*	-,143	-,097	-,043	-,056	-,043	,044	-,160	-,194*
		Sig. (2-tailed)	,575	,549	,529	,286	,935	,007	,100	,099	,442	,190	,276	,048	,119	,880	,018	,149	,326	,667	,572	,667	,655	,105	,050
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	Orga-phos	Correlation Coefficient	,227*	-,102	,018	-,482**	-,423**	-,145	-,158	,115	-,055	-,233*	-,016	,116	,338**	,167	-,023	,295**	,103	,149	-,039	,149	-,046	-,305**	,155
		Sig. (2-tailed)	,020	,301	,856	,000	,000	,142	,109	,246	,581	,017	,875	,239	,000	,090	,820	,002	,298	,130	,692	,130	,643	,002	,119
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	Perox-Hydro	Corrélation Coefficient	-,030	-,009	-,030	,084	,181	-,102	,018	-,067	,259**	,075	,007	-,158	,107	-,027	,302**	-,190	,117	,044	-,073	,044	,124	,251*	-,192
		Sig. (2-tailed)	,762	,924	,762	,394	,066	,301	,858	,501	,008	,450	,943	,110	,280	,784	,002	,053	,236	,661	,463	,661	,210	,010	,052
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
	Gaz carbonique dissous	Corrélation Coefficient	,046	,071	-,005	-,105	-,080	,103	-,149	,095	,051	-,201*	,015	,250*	-,237*	,023	-,468**	-,125	-,144	-,034	-,105	-,034	,021	-,287**	-,120
		Sig. (2-tailed)	,640	,472	,960	,287	,421	,297	,130	,335	,608	,041	,880	,011	,015	,820	,000	,205	,144	,728	,289	,728	,830	,003	,226
		N	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104

			T chattoni	T iermis	T ocpucina	T heterodactyla	Filinia opoliensis	F terminalis	F longiseta	F pjlari	Testidunella patina	Rotaria rotataria	Rotaria sp	Moina brachiata	Macrothrix rosea	Acroperus harpae	Larves naupleus	Larves copepodites	Métacyclops sp	Ther crassus	Ther neglectus	Cryptocyclops sp1	Cryptocyclops sp2	L Naupleus	L Copépodites
NO3-	Corrélation Coefficient		,067	-,059	-,076	,183	,095	,141	,008	,051	-,179	,075	-,035	-,019	-,052	-,022	,321**	-,261**	-,061	-,067	,050	-,067	,005	,219*	-,329**
	Sig. (2-tailed)		,500	,555	,446	,064	,339	,153	,939	,608	,069	,447	,726	,846	,598	,822	,001	,007	,541	,497	,615	,497	,960	,026	,001
	N		104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
NO2-	Corrélation Coefficient		-,046	,352**	,086	,082	,290**	,168	,047	,112	,102	,237*	-,094	,258**	-,144	-,107	,116	,037	,101	-,111	,140	-,111	,159	,182	,055
	Sig. (2-tailed)		,641	,000	,387	,409	,003	,088	,636	,257	,303	,015	,341	,008	,144	,281	,243	,707	,309	,261	,157	,261	,106	,065	,580
	N		104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
NH4+	Corrélation Coefficient		-,021	-,135	-,046	-,134	-,100	,030	,052	-,004	,110	,155	,021	-,059	,075	,206*	,140	,355**	,244*	,234*	-,116	,234*	-,046	-,027	,305**
	Sig. (2-tailed)		,829	,170	,641	,176	,314	,759	,598	,967	,267	,115	,831	,553	,450	,036	,155	,000	,012	,017	,240	,017	,641	,783	,002
	N		104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
Sulphate	Corrélation Coefficient		-,105	,107	,065	,050	,108	,025	,087	-,056	,047	,101	,037	-,021	-,089	,192	-,036	-,147	,077	-,085	,126	-,085	,182	-,025	-,184
	Sig. (2-tailed)		,289	,281	,514	,614	,276	,801	,381	,574	,635	,307	,711	,833	,371	,050	,716	,136	,436	,394	,201	,394	,065	,800	,063
	N		104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104
Alca	Corrélation Coefficient		,082	,002	-,031	-,176	-,081	-,271**	-,033	,006	-,072	-,020	-,063	,012	,184	,164	,168	,069	,033	,020	,134	,020	,056	-,034	-,041
	Sig. (2-tailed)		,405	,981	,751	,074	,412	,005	,742	,955	,465	,844	,524	,900	,061	,095	,089	,487	,741	,841	,174	,841	,571	,733	,680
	N		104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104	104

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Annexe 4 : Corrélation entre les paramètres physico chimiques au cours de la période d'étude

Variables	pH	Coul	Turb	Cond	TDS	Temp	%OD	Orga-phos	CO2	NO3-	NO2-	NH4+	SO4	Alca
pH	1	-0,381	-0,571	0,167	0,167	-0,024	0,286	-0,333	-0,548	0,143	-0,357	0,238	0,180	-0,192
Coul	-0,381	1	0,667	-0,310	-0,310	0,214	0,000	-0,048	0,238	-0,619	0,643	0,024	0,419	0,683
Turb	-0,571	0,667	1	-0,024	-0,024	-0,071	-0,476	-0,405	0,071	-0,714	0,500	-0,048	-0,012	0,635
Cond	0,167	-0,310	-0,024	1	1,000	-0,714	-0,762	0,000	-0,024	-0,357	-0,429	0,429	-0,802	-0,635
TDS	0,167	-0,310	-0,024	1,000	1	-0,714	-0,762	0,000	-0,024	-0,357	-0,429	0,429	-0,802	-0,635
Temp	-0,024	0,214	-0,071	-0,714	-0,714	1	0,857	-0,190	-0,190	0,500	0,143	-0,071	0,659	0,623
%OD	0,286	0,000	-0,476	-0,762	-0,762	0,857	1	0,024	-0,190	0,667	0,048	-0,143	0,743	0,347
Orga-phos	-0,333	-0,048	-0,405	0,000	0,000	-0,190	0,024	1	0,524	0,286	0,119	-0,071	-0,168	-0,551
CO2	-0,548	0,238	0,071	-0,024	-0,024	-0,190	-0,190	0,524	1	-0,238	0,381	0,310	-0,383	-0,252
NO3-	0,143	-0,619	-0,714	-0,357	-0,357	0,500	0,667	0,286	-0,238	1	-0,405	-0,310	0,228	-0,228
NO2-	-0,357	0,643	0,500	-0,429	-0,429	0,143	0,048	0,119	0,381	-0,405	1	0,262	0,180	0,467
NH4+	0,238	0,024	-0,048	0,429	0,429	-0,071	-0,143	-0,071	0,310	-0,310	0,262	1	-0,503	-0,216
SO4	0,180	0,419	-0,012	-0,802	-0,802	0,659	0,743	-0,168	-0,383	0,228	0,180	-0,503	1	0,693
Alca	-0,192	0,683	0,635	-0,635	-0,635	0,623	0,347	-0,551	-0,252	-0,228	0,467	-0,216	0,693	1

Les valeurs en gras sont significativement différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05

Article issu de la Thèse

Safia M. T., Brahim B. O., Mikail A. I., Tchakonté S., Enah D. A., Zebaze Togouet S. H. (2020). Spatio-temporal dynamics of zooplankton communities (Rotifers, Cladocerans, Copepods) and water quality of Lake Léré (TCHAD). *International Journal of Environment, Agriculture and Biotechnology*. 5(3) : 2456-1878.