

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

Etude comparée des communautés zooplanctoniques et des niveaux trophiques de quelques étangs à Bertoua (Est-Cameroun)

Présentée et soutenue publiquement le 14 décembre 2021 en vue de l'obtention du
Doctorat/Ph.D en Biologie des Organismes Animaux

Option : Hydrobiologie et Environnement
Par

MOGUE KAMDEM Gwladys Joëlle

Matricule **07Q587**

Master ès-Sciences



Devant le jury composé ainsi qu'il suit :

Président: NOLA Moïse, Professeur, Université de Yaoundé I ;

Rapporteurs: ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert, Professeur, Université de Yaoundé I ;

FOMENA Abraham, Professeur, Université de Yaoundé I ;

Membres: AJEAGAH Gideon AGHAINDUM , Professeur, Université de Yaoundé I ;

FONKOU Théophile, Professeur, Université de Dschang ;

FOTO MENBOHAN Samuel, Maître de Conférences, Université de Yaoundé I.

Année : 2021

REPUBLIQUE DU CAMEROUN

Paix – Travail - Patrie

UNIVERSITÉ DE YAOUNDÉ I
FACULTÉ DES SCIENCES

BP : 812 Yaoundé
Tel : (237) 242239584
Fax : (237) 242234496



REPUBLIC OF CAMEROON

Peace-Work-Fatherland

UNIVERSITY OF YAOUNDE I
FACULTY OF SCIENCE

PO. Box : 812 Yaoundé
Tel : (237) 242239584
Fax : (237) 242234496

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

ATTESTATION DE CORRECTION DE LA THÈSE

Nous soussignés, membres du jury de soutenance de la **Thèse de Doctorat/Ph.D** en Biologie des Organismes Animaux , Option : HYDROBIOLOGIE ET ENVIRONNEMENT , de Madame **MOGUE KAMDEM Gwladys Joëlle**, matricule **07Q587**, soutenance autorisée par la correspondance N° 211448/UY1/VREPDTIC/DAAC/DEPE/SPD du Recteur de l'Université de Yaoundé I en date du 11 novembre 2021 sur le sujet intitulé : « **Etude comparée des communautés zooplanctoniques et des niveaux trophiques de quelques étangs à Bertoua (Est- Cameroun)** », attestons que les corrections exigées à la candidate lors de cette évaluation, qui a eu lieu le 14 décembre 2021, ont réellement été effectuées et que le présent document peut être déposé sous sa forme actuelle.

En foi de quoi, la présente attestation est délivrée pour servir et valoir ce que de droit.

Fait à Yaoundé, le 03 JAN 2022

Examineur


Ir. S. Foto Menbohan


Président du Jury


M. NOLA

Chef de Département




nantes Nétra Bilong Bilong
Professeur
03 JAN 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 2021/2022

(Par Département et par Grade)

DATE D'ACTUALISATION 22 septembre 2021

ADMINISTRATION

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

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

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

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

Chef Division Administrative et Financière : NDOYE FOE Florentine Marie Chantal, *Maître de Conférences*

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

1- DÉPARTEMENT DE BIOCHIMIE (BC) (37)			
N°	NOMS ET PRÉNOMS	GRADE	OBSERVATIONS
1	BIGOGA DAIGA 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. épouse 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 F. M. C.	Maître de Conférences	Chef DAF / FS
13	BOUDJEKO Thaddée	Maître de Conférences	En poste
14	DJUIDJE NGOUNOUE Marceline	Maître de Conférences	En poste
15	EFFA ONOMO Pierre	Maître de Conférences	En poste
16	EWANE Cécile Annie	Maître de Conférences	En poste
17	MOFOR née TEUGWA Clotilde	Maître de Conférences	Inspecteur de Service MINESUP
18	NANA Louise épouse WAKAM	Maître de Conférences	En poste
19	NGONDI Judith Laure	Maître de Conférences	En poste
20	NGUEFACK Julienne	Maître de Conférences	En poste

21	NJAYOU Frédéric Nico	Maître de Conférences	En poste
22	TCHANA KOUATCHOUA Angèle	Maître de Conférences	En poste
23	AKINDEH MBUH NJI	Chargé de Cours	En poste
24	BEBEE Fadimatou	Chargée de Cours	En poste
25	BEBOY EDJENGUELE Sara Nathalie	Chargé de Cours	En poste
25	DAKOLE DABOY Charles	Chargé de Cours	En poste
26	DJUIKWO NKONGA Ruth Viviane	Chargée de Cours	En poste
27	DONGMO LEKAGNE Joseph Blaise	Chargé de Cours	En poste
28	FONKOUA Martin	Chargé de Cours	En poste
29	KOTUE TAPTUE Charles	Chargé de Cours	En poste
30	LUNGA Paul KEILAH	Chargé de Cours	En poste
31	MANANGA Marlyse Joséphine	Chargée de Cours	En poste
32	MBONG ANGIE M. Mary Anne	Chargée de Cours	En poste
33	Palmer MASUMBE NETONGO	Chargé de Cours	En poste
34	PECHANGOU NSANGOU Sylvain	Chargé de Cours	En poste
33	FOUPOUAPOUGNIGNI Yacouba	Assistant	En poste
34	KOUOH ELOMBO Ferdinand	Assistant	En poste
35	MBOUCHE FANMOE Marceline Joëlle	Assistante	En poste
36	OWONA AYISSI Vincent Brice	Assistant	En poste
37	WILFRIED ANGIE Abia	Assistante	En poste

2- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE ANIMALES (BPA) (51)

1	AJEAGAH Gideon AGHAINDUM	Professeur	<i>DAARS/FS</i>
2	BILONG BILONG Charles-Félix	Professeur	Chef de Département
3	DIMO Théophile	Professeur	En Poste
4	DJIETO LORDON Champlain	Professeur	En Poste
5	DZEUFLET DJOMENI Paul Désiré	Professeur	En Poste
6	ESSOMBA née NTSAMA MBALA	Professeur	<i>Vice Doyen/FMSB/UIYI</i>
7	FOMENA Abraham	Professeur	En Poste
8	KAMTCHOING Pierre	Professeur	En poste
9	KEKEUNOU Sévior	Professeur	En poste
10	NJAMEN Dieudonné	Professeur	En poste
11	NJIOKOU Flobert	Professeur	En Poste
12	NOLA Moïse	Professeur	En poste
13	TAN Paul VERNYUY	Professeur	En poste
14	TCHUEM TCHUENTE Louis Albert	Professeur	<i>Inspecteur de service Coord.Progr./MINSANTE</i>
15	ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert	Professeur	En poste
16	BILANDA Danielle Claude	Maître de Conférences	En poste
17	DJIOGUE Séfirin	Maître de Conférences	En poste
18	JATSA BOUKENG Hermine épse MEGAPTCHÉ	Maître de Conférences	En Poste
19	LEKEUFACK FOLEFACK Guy B.	Maître de Conférences	En poste
20	MEGNEKOU Rosette	Maître de Conférences	En poste
21	MONY Ruth épse NTONE	Maître de Conférences	En Poste
22	NGUEGUIM TSOFAK Florence	Maître de Conférences	En poste
23	TOMBI Jeannette	Maître de Conférences	En poste
24	ALENE Désirée Chantal	Chargée de Cours	En poste
25	ATSAMO Albert Donatien	Chargé de Cours	En poste
26	BELLET EDIMO Oscar Roger	Chargé de Cours	En poste
27	DONFACK Mireille	Chargée de Cours	En poste
28	ETEME ENAMA Serge	Chargé de Cours	En poste

29	GOUNOUE KAMKUMO Raceline	Chargée de Cours	En poste
30	KANDEDA KAVAYE Antoine	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	Chargée 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	AMPON NSANGO Indou	Assistant	En poste
43	BASSOCK BAYIHA Etienne Didier	Assistant	En poste
44	ESSAMA MBIDA Désirée Sandrine	Assistante	En poste
45	FEUGANG YOUNSSI François	Assistant	En poste
46	FOKAM Alvine Christelle Epse KEGNE	Assistante	En poste
47	GONWOUE NONO Legrand	Assistant	En poste
48	KOGA MANG DOBARA	Assistant	En poste
49	LEME BANOCK Lucie	Assistante	En poste
50	NWANE Philippe Bienvenu	Assistant	En poste
51	YOUNOUSSA LAME	Assistant	En poste

3- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE VÉGÉTALES (BPV) (31)

1	AMBANG Zachée	Professeur	Chef Division/UYII
2	BELL Joseph Martin	Professeur	En poste
3	DJOCGOUE Pierre François	Professeur	En poste
4	MBOLO Marie	Professeur	En poste
5	MOSSEBO Dominique Claude	Professeur	En poste
6	YOUNBI Emmanuel	Professeur	Chef de Département
7	ZAPFACK Louis	Professeur	En poste
8	ANGONI Hyacinthe	Maître de Conférences	En poste
9	BIYE Elvire Hortense	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	NDONGO BEKOLO	Maître de Conférences	CE / MINRESI
13	NGODO MELINGUI Jean Baptiste	Maître de Conférences	En poste
14	NGONKEU MAGAPTCHE Eddy L.	Maître de Conférences	En poste
15	TONFACK Libert Brice	Maître de Conférences	En poste
16	TSOATA Esaïe	Maître de Conférences	En poste
17	DJEUANI Astride Carole	Chargé de Cours	En poste
18	GOMANDJE Christelle	Chargée de Cours	En poste
19	MAFFO MAFFO Nicole Liliane	Chargé de Cours	En poste
20	MAHBOU SOMO TOUKAM. Gabriel	Chargé de Cours	En poste
21	NGALLE Hermine BILLE	Chargée de Cours	En poste
22	NNANGA MEBENGA Ruth Laure	Chargé de Cours	En poste
23	NOUKEU KOUAKAM Armelle	Chargé de Cours	En poste
24	ONANA JEAN MICHEL	Chargé de Cours	En poste
25	GODSWILL NTSOMBOH NTSEFONG	Assistant	En poste
26	KABELONG BANAHOU Louis-Paul-	Assistant	En poste

	Roger		
27	KONO Léon Dieudonné	Assistant	En poste
28	LIBALAH Moses BAKONCK	Assistant	En poste
29	LIKENG-LI-NGUE Benoit C	Assistant	En poste
30	TAEDOUNG Evariste Hermann	Assistant	En poste
31	TEMEGNE NONO Carine	Assistant	En poste
4- DÉPARTEMENT DE CHIMIE INORGANIQUE (CI) (32)			
1	AGWARA ONDOH Moïse	Professeur	<i>Chef de Département</i>
2	DJOUFAC WOUWFO Emmanuel	Professeur	En poste
3	Florence UFI CHINJE épouse MELO	Professeur	<i>Recteur Univ.Ngaoundere</i>
4	GHOGOMU Paul MINGO	Professeur	<i>Ministre Chargé de Miss. à la PR</i>
5	NANSEU Njiki Charles Péguy	Professeur	En poste
6	NDIFON Peter TEKE	Professeur	<i>CT MINRESI</i>
7	NDIKONTAR Maurice KOR	Professeur	<i>Vice-Doyen Univ. Bamenda</i>
8	NENWA Justin	Professeur	En poste
9	NGAMENI Emmanuel	Professeur	<i>DOYEN FS UDS</i>
10	NGOMO Horace MANGA	Professeur	<i>Vice Chancellor/UB</i>
11	ACAYANKA Elie	Maître de Conférences	En poste
12	EMADACK Alphonse	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	TCHAKOUTE KOUAMO Hervé	Maître de Conférences	En poste
20	BELIBI BELIBI Placide Désiré	Chargé de Cours	CS/ ENS Bertoua
21	CHEUMANI YONA Arnaud M.	Chargé de Cours	En poste
22	KENNE DEDZO GUSTAVE	Chargé de Cours	En poste
23	KOUOTOU DAOUDA	Chargé de Cours	En poste
24	MAKON Thomas Beauregard	Chargé de Cours	En poste
25	MBEY Jean Aime	Chargé de Cours	En poste
26	NCHIMI NONO KATIA	Chargé de Cours	En poste
27	NEBAH Née NDOSIRI Bridget NDOYE	Chargée de Cours	CT/ MINPROFF
28	NYAMEN Linda Dyorisse	Chargée de Cours	En poste
29	PABOUDAM GBAMBIE A.	Chargée de Cours	En poste
30	NJANKWA NJABONG N. Eric	Assistant	En poste
31	PATOUOSSA ISSOFA	Assistant	En poste
32	SIEWE Jean Mermoz	Assistant	En Poste
5- DÉPARTEMENT DE CHIMIE ORGANIQUE (CO) (40)			
1	DONGO Etienne	Professeur	Vice-Doyen/FSE/UYI
2	GHOGOMU TIH Robert Ralph	Professeur	Dir. IBAF/UDA
3	NGOUELA Silvère Augustin	Professeur	Chef de Département UDS
4	NYASSE Barthélemy	Professeur	En poste
5	PEGNYEMB Dieudonné Emmanuel	Professeur	<i>Directeur/ MINESUP/ Chef de Département</i>
6	WANDJI Jean	Professeur	En poste
7	Alex de Théodore ATCHADE	Maître de Conférences	Vice-Doyen / DPSAA
8	AMBASSA Pantaléon	Maître de Conférences	En poste

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	KENMOGNE 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	MVOT AKAK CARINE	Maître de Conférences	En poste
18	NGO MBING Joséphine	Maître de Conférences	Sous/Direct. MINERESI
19	NGONO BIKOBO Dominique Serge	Maître de Conférences	C.E/ MINESUP
20	NOTE LOUGBOT Olivier Placide	Maître de Conférences	C.S/ MINESUP
21	NOUNGOUE TCHAMO Diderot	Maître de Conférences	En poste
22	TABOPDA KUATE Turibio	Maître de Conférences	En poste
23	TAGATSING FOTSING Maurice	Maître de Conférences	En poste
24	TCHOUANKEU Jean-Claude	Maître de Conférences	<i>Doyen /FS/ UYI</i>
25	TIH née NGO BILONG E. Anastasie	Maître de Conférences	En poste
26	YANKEP Emmanuel	Maître de Conférences	En poste
27	ZONDEGOUMBA Ernestine	Maître de Conférences	En poste
28	KAMTO Eutrophe Le Doux	Chargé de Cours	En poste
29	NGNINTEDO Dominique	Chargé de Cours	En poste
30	NGOMO Orléans	Chargée de Cours	En poste
31	OUAHOUE WACHE Blandine M.	Chargée de Cours	En poste
32	SIELINOUE TEDJON Valérie	Chargé de Cours	En poste
33	MESSI Angélique Nicolas	Assistant	En poste
34	MUNVERA MFIFEN Aristide	Assistant	En poste
35	NONO NONO Éric Carly	Assistant	En poste
36	OUETE NANTCHOUANG Judith Laure	Assistante	En poste
37	TCHAMGOUE Joseph	Assistant	En poste
38	TSAFFACK Maurice	Assistant	En poste
39	TSAMO TONTSA Armelle	Assistante	En poste
40	TSEMEUGNE Joseph	Assistant	En poste

6- DÉPARTEMENT D'INFORMATIQUE (IN) (25)

1	ATSA ETOUNDI Roger	Professeur	<i>Chef Div. MINESUP</i>
2	FOUDA NDJODO Marcel Laurent	Professeur	<i>Chef Dpt ENS/Chef IGA. MINESUP</i>
3	NDOUNDAM René	Maître de Conférences	En poste
4	ABESSOLO ALO'O Gislain	Chargé de Cours	En poste
5	AMINOUE Halidou	Chargé de Cours	<i>Chef de Département</i>
6	DJAM Xaviera YOUH - KIMBI	Chargé de Cours	En Poste
7	DOMGA KOMGUEM Rodrigue	Chargé de Cours	En poste
8	EBELE Serge Alain	Chargé de Cours	En poste
9	KOUOKAM KOUOKAM E. A.	Chargé de Cours	En poste
10	MELATAGIA YONTA Paulin	Chargé de Cours	En poste
11	MONTHE DJIADEU Valery M.	Chargé de Cours	En poste
12	MOTO MPONG Serge Alain	Chargé de Cours	En poste
13	OLLE OLLE Daniel Claude Delort	Chargé de Cours	Directeur adjoint Enset. Ebolowa
14	TAPAMO Hyppolite	Chargé de Cours	En poste
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	EKODECK Stéphane Gaël Raymond	Assistant	En poste
20	HAMZA Adamou	Assistant	En poste
21	JIOMEKONG AZANZI Fidel	Assistant	En poste
22	MAKEMBE. S. Oswald	Assistant	En poste
23	MESSI NGUELE Thomas	Assistant	En poste
24	MEYEMDOU Nadège Sylvianne	Assistante	En poste
25	NKONDOCK. MI. BAHANACK.N.	Assistant	En poste

7- DÉPARTEMENT DE MATHÉMATIQUES (MA) (35)

1	AYISSI Raoult Domingo	Professeur	Chef de Département
2	EMVUDU WONO Yves S.	Professeur	<i>Inspecteur MINESUP</i>
3	KIANPI Maurice	Maître de Conférences	En poste
4	MBANG Joseph	Maître de Conférences	En poste
5	MBEHOU Mohamed	Maître de Conférences	En poste
6	MBELE BIDIMA Martin Ledoux	Maître de Conférences	En poste
7	NKUIMI JUGNIA Célestin	Maître de Conférences	En poste
8	NOUNDJEU Pierre	Maître de Conférences	<i>Chef service des programmes & Diplômes/FS/UIYI</i>
9	TCHAPNDA NJABO Sophonie B.	Maître de Conférences	Directeur/AIMS Rwanda
10	TCHOUNDJA Edgar Landry	Maître de Conférences	En poste
11	BOGSO ANTOINE MARIE	Chargé de Cours	En poste
12	AGHOUKENG JIOFACK Jean Gérard	Chargé de Cours	Chef Cellule MINPLAMAT
13	CHENDJOU Gilbert	Chargé de Cours	En poste
14	DJIADU NGAHA Michel	Chargé de Cours	En poste
15	DOUANLA YONTA Herman	Chargé de Cours	En poste
16	FOMEKONG Christophe	Chargé de Cours	En poste
17	KIKI Maxime Armand	Chargé de Cours	En poste
18	MBAKOP Guy Merlin	Chargé de Cours	En poste
19	MENGUE MENGUE David Joe	Chargé de Cours	En poste
20	NGUEFACK Bernard	Chargé de Cours	En poste
21	NIMPA PEFOUKEU Romain	Chargée de Cours	En poste
22	POLA DOUNDOU Emmanuel	Chargé de Cours	En poste
23	TAKAM SOH Patrice	Chargé de Cours	En poste
24	TCHANGANG Roger Duclos	Chargé de Cours	En poste
25	TETSADJIO TCHILEPECK M. E.	Chargé de Cours	En poste
26	TIAYA TSAGUE N. Anne-Marie	Chargée de Cours	En poste
27	BITYE MVONDO Esther Claudine	Assistante	En poste
28	FOKAM Jean Marcel	Assistant	En poste
29	LOUMNGAM KAMGA Victor	Assistant	En poste
30	MBATAKOU Salomon Joseph	Assistant	En poste
31	MBIAKOP Hilaire George	Assistant	En poste
32	MEFENZA NOUNTU Thiery	Assistant	En poste
33	OGADOA AMASSAYOGA	Assistant	En poste
34	TCHEUTIA Daniel Duviol	Assistant	En poste
35	TENKEU JEUFACK Yannick Léa	Assistant	En poste

8- DÉPARTEMENT DE MICROBIOLOGIE (MIB) (21)

1	ESSIA NGANG Jean Justin	Professeur	<i>Chef de Département</i>
2	NYEGUE Maximilienne Ascension	Professeur	<i>VICE-DOYEN / DSSE</i>
3	NWAGA Dieudonné M.	Professeur	En poste
4	ASSAM ASSAM Jean Paul	Maître de Conférences	En poste
5	BOYOMO ONANA	Maître de Conférences	En poste
6	KOUITCHEU MABEKU Epse	Maître de Conférences	En poste

	KOUAM Laure Brigitte		
7	RIWOM Sara Honorine	Maître de Conférences	En poste
8	SADO KAMDEM Sylvain Leroy	Maître de Conférences	En poste
9	BODA Maurice	Chargé de Cours	En poste
10	BOUGNOM Blaise Pascal	Chargé de Cours	En poste
11	ESSONO OBOUGOU Germain G.	Chargé de Cours	En poste
12	NJIKI BIKOÏ Jacky	Chargée de Cours	En poste
13	TCHIKOUA Roger	Chargé de Cours	En poste
14	ESSONO Damien Marie	Assistant	En poste
15	LAMYE Glory MOH	Assistant	En poste
16	MEYIN A EBONG Solange	Assistante	En poste
17	MONI NDEDI Esther Del Florence	Assistante	En poste
18	NKOUDOU ZE Nardis	Assistant	En poste
19	SAKE NGANE Carole Stéphanie	Assistante	En poste
20	TAMATCHO KWEYANG Blandine Pulchérie	Assistante	En poste
21	TOBOLBAÏ Richard	Assistant	En poste
9. DEPARTEMENT DE PHYSIQUE (PHY) (44)			
1	BEN- BOLIE Germain Hubert	Professeur	En poste
2	DJUIDJE KENMOE épouse ALOYEM	Professeur	En poste
3	EKOBENA FOU DA Henri Paul	Professeur	<i>Vice-Recteur. UN</i>
4	ESSIMBI ZOBO Bernard	Professeur	En poste
5	KOFANE Timoléon Crépin	Professeur	En poste
6	NANA ENGO Serge Guy	Professeur	En poste
7	NANA NBENDJO Blaise	Professeur	En poste
8	NDJAKA Jean Marie Bienvenu	Professeur	Chef de Département
9	NJANDJOCK NOUCK Philippe	Professeur	En poste
10	NOUAYOU Robert	Professeur	En poste
11	PEMHA Elkana	Professeur	En poste
12	TABOD Charles TABOD	Professeur	Doyen FS Univ/Bda
13	TCHAWOUA Clément	Professeur	En poste
14	WOAFO Paul	Professeur	En poste
15	ZEKENG Serge Sylvain	Professeur	En poste
16	BIYA MOTTO Frédéric	Maître de Conférences	DG/HYDRO Mekin
17	BODO Bertrand	Maître de Conférences	En poste
18	ENYEGUE A NYAM épse BELINGA	Maître de Conférences	En poste
19	EYEBE FOU DA Jean sire	Maître de Conférences	En poste
20	FEWO Serge Ibraïd	Maître de Conférences	En poste
21	HONA Jacques	Maître de Conférences	En poste
22	MBANE BIOUELE César	Maître de Conférences	En poste
23	MBINACK Clément	Maître de Conférences	En poste
24	NDOP Joseph	Maître de Conférences	En poste
25	SAIDOU	Maître de Conférences	Chef de centre/IRGM/MINRESI
26	SIEWE SIEWE Martin	Maître de Conférences	En poste
27	SIMO Elie	Maître de Conférences	En poste
28	VONDOU Derbetini Appolinaire	Maître de Conférences	En poste
29	WAKATA née BEYA Annie	Maître de Conférences	<i>Directeur/ENS/UII</i>
30	ABDOURAHIMI	Chargé de Cours	En poste
31	CHAMANI Roméo	Chargé de Cours	En poste
32	EDONGUE HERVAIS	Chargé de Cours	En poste

33	FOUEDJIO David	Chargé de Cours	Chef Cell. MINADER
34	MBONO SAMBA Yves Christian U.	Chargé de Cours	En poste
35	MELI'I Joelle Larissa	Chargée de Cours	En poste
36	MVOGO ALAIN	Chargé de Cours	En poste
37	OBOUNOU Marcel	Chargé de Cours	DA/Univ Inter Etat/Sangmalima
38	WOULACHE Rosalie Laure	Chargée de Cours	En poste
39	AYISSI EYEBE Guy François Valérie	Assistant	En poste
40	DJOTANG TCHOTCHOU Lucie Angennes	Assistante	En poste
41	LAMARA Maurice	Assistant	En poste
42	OTTOU ABE Martin Thierry	Assistant	En poste
43	TEYOU NGOUPOU Ariel	Assistant	En poste
44	WANDJI NYAMSI William	Assistant	En poste
10- DÉPARTEMENT DE SCIENCES DE LA TERRE (ST) (42)			
1	BITOM Dieudonné	Professeur	<i>Doyen / FASA / UDs</i>
2	FOUATEU Rose épouse YONGUE	Professeur	En poste
3	NDAM NGOUPAYOU Jules-Remy	Professeur	En poste
4	NDJIGUI Paul Désiré	Professeur	Chef de Département
5	NGOS III Simon	Professeur	En poste
6	NKOUMBOU Charles	Professeur	En poste
7	NZENTI Jean-Paul	Professeur	En poste
8	ABOSSOLO née ANGUE Monique	Maître de Conférences	<i>Vice-Doyen / DRC</i>
9	BISSO Dieudonné	Maître de Conférences	<i>Directeur/Projet Barrage Memve'ele</i>
10	EKOMANE Emile	Maître de Conférences	En poste
11	GANNO Sylvestre	Maître de Conférences	En poste
12	GHOGOMU Richard TANWI	Maître de Conférences	CD/Uma
13	MOUNDI Amidou	Maître de Conférences	<i>CT/ MINIMDT</i>
14	NGUEUTCHOUA Gabriel	Maître de Conférences	CEA/MINRESI
15	NJILAH Isaac KONFOR	Maître de Conférences	En poste
16	NYECK Bruno	Maître de Conférences	En poste
17	ONANA Vincent Laurent	Maître de Conférences	<i>Chef service Maintenance & du Matériel/UYII</i>
18	TCHAKOUNTE J. épouse NUMBEM	Maître de Conférences	<i>Chef.cell / MINRESI</i>
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	<i>Chef Div. /MINTP</i>
22	ZO'O ZAME Philémon	Maître de Conférences	<i>DG/ART</i>
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	<i>Sec. D'Etat/MINMIDT</i>
29	LAMILLEN BILLA Daniel	Chargé de Cours	En poste
30	MBESSE CECILE 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	Chargé de Cours	En poste

38	TCHAPTCHET TCHATO De P.	Chargé de Cours	En poste
39	TEHNA Nathanaël	Chargé de Cours	En poste
40	TEMGA Jean Pierre	Chargé de Cours	En poste
41	FEUMBA Roger	Assistant	En poste
42	MBANGA NYOBE Jules	Assistant	En poste

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

NOMBRE D'ENSEIGNANTS

DÉPARTEMENTS	Professeurs	Maîtres de Conférences	Chargés de Cours	Assistants	Total
BCH	8 (01)	14 (10)	13 (05)	05 (02)	40 (18)
BPA	15 (01)	8 (06)	18 (05)	10 (03)	51 (15)
BPV	07 (01)	9 (01)	8 (06)	07 (01)	31 (9)
CI	10 (01)	09 (02)	10 (02)	03 (0)	32 (5)
CO	6 (0)	21 (05)	05 (02)	08 (02)	40 (9)
IN	2 (0)	1 (0)	14 (01)	08 (01)	25 (2)
MAT	2 (0)	8 (0)	15 (01)	09 (02)	34 (7)
MIB	3 (0)	5 (03)	06 (01)	06 (02)	20 (6)
PHY	15 (0)	14 (02)	09 (03)	08 (03)	46 (8)
ST	7 (1)	15 (01)	18 (05)	02 (0)	42 (7)
Total	75 (5)	104 (30)	116 (31)	66 (16)	361 (86)

Soit un total de **361 (86)** dont :

- Professeurs **75 (5)**
- Maîtres de Conférences **104 (30)**
- Chargés de Cours **116 (31)**
- Assistants **66 (16)**

() = Nombre de Femmes **86**

DÉDICACE

À

Mes très chers et aimables parents **Cyriaque et Lucienne KAMDEM**

A la famille **TCHEUGOUA**

A **KAMDEM NOYUM Bénozie Raïssa**, de regrettée mémoire.

« La maturité s'obtient lorsque nous nous sentons en mesure de nous approprier lucidement notre existence, de nous en faire l'auteur, de signer chacun de nos choix en notre nom. »

Vincent Cespedes

REMERCIEMENTS

Je rends Grâce à DIEU Tout- Puissant, le très miséricordieux qui m'a guidée et m'a donné les ressources spirituelles, morales et physiques pour mener à bien ce travail.

Les travaux présentés dans cette thèse ont été réalisés d'une part, au sein du Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement de la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé I et, d'autre part, au sein du Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie et Environnement aquatique (**GRIL**) du Département des Sciences Biologiques, Université de Québec à Montréal.

A l'issue de ce travail, je tiens à exprimer ma gratitude aux nombreuses personnes qui, d'une manière ou d'une autre, ont contribué à son aboutissement.

Je dis tout d'abord un grand merci au Professeur **Serge Hubert ZEBAZE TOGOUET**, Co-directeur de la thèse. Sa rigueur scientifique et sa simplicité ont été pour moi des éléments catalyseurs pour effectuer un travail rigoureux, notamment dans l'identification et la caractérisation du zooplancton. Merci Professeur pour l'intérêt et la confiance témoignés durant toutes ces années. J'éprouve à son égard, un sentiment profond d'estime et de gratitude.

Je suis infiniment reconnaissante envers le Professeur **Abraham FOMENA** qui, malgré ses multiples occupations, a accepté de codiriger ce travail. Ses conseils, ses enseignements, sa rigueur méthodique et ses critiques constructives ont permis d'améliorer significativement la qualité de ce manuscrit.

Je veux exprimer toute ma gratitude au Professeur **Jean-Claude TCHOUANKEU**, Doyen de la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé I, pour l'intérêt et la confiance qu'il m'a témoigné ; sans lui je n'aurais pas pu continuer jusqu'au Doctorat.

Je voudrais aussi exprimer ma reconnaissance à tous les enseignants du Département de Biologie et Physiologie Animales pour la formation reçue depuis mon entrée à l'Université de Yaoundé I. Chacun à son niveau m'a permis d'acquérir des connaissances qui aujourd'hui encore me servent pour les prises de décisions tant dans la vie courante que dans le domaine des sciences. Mes remerciements vont tout particulièrement aux enseignants du Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement, notamment les Professeurs **Moïse NOLA**, **Samuel FOTO MENBOHAN** et **Gideon AJEAGAH AGHAINDUM** et les autres Docteurs.

Je suis infiniment reconnaissante au Professeur **Beatrix BEISNER**, directrice du **GRIL** qui, en facilitant mon arrivée et en m'accueillant dans son laboratoire au Département de Sciences Biologiques de l'Université du Québec à Montréal, m'a permis de me perfectionner à plusieurs techniques et méthodes de travail en hydrobiologie et d'améliorer la bibliographie. J'adresse également ma gratitude à toute son équipe qui m'a accepté et accompagné tout au long de mon séjour à Montréal.

Il me tient à cœur de remercier Monsieur **Ruben NJUMEN**, pour son soutien multiforme, son sens de responsabilité et de sociabilité.

Je suis très reconnaissante envers les Docteurs **Guy Joseph NZIELEU TCHAPGNOUO** et **Zephyrin TADU** pour l'aide qu'ils m'ont apportée lors des analyses statistiques et aussi pour leur lecture critique de la partie relative à ces analyses.

Je dis également merci à **Narcisse MVONDO** pour l'aide précieuse qu'il m'a apportée dans l'identification des Crustacés et pour les techniques d'identification qu'il m'a inculquées.

Cette thèse a reçu le soutien financier de l'**AUF (Agence Universitaire de la Francophonie)** qui a financé mon stage et mon séjour au Canada, ma participation au Premier regroupement du collège Doctoral Régional –**MATHINBIO**, Direction Régionale Afrique Centrale et des Grands Lacs (DRACGL) de l'Agence universitaire de la Francophonie (AUF), Université Catholique d'Afrique Centrale (UCAC) et au Deuxième regroupement Scientifique au Congo – Brazzaville. Je tiens donc à témoigner ici toute ma reconnaissance envers cette structure.

Mes sorties sur le terrain ont permis de prendre conscience de la difficulté d'obtenir des données. Il s'agit nécessairement d'un travail d'équipe qui n'aurait pas été faisable sans la collaboration de messieurs **Janvier KENGNE TENKEU**, **Wilfried TAKAM**, **Yves MVOGO**, **Eric POUNTOUGNIGNI**, **Narcisse MVONDO** et **Docteur Raoul KAYO TUEKAM**, à qui je tiens à témoigner tout particulièrement ma sympathie et ma reconnaissance.

Je remercie tout aussi bien les différents moto-taximen et taximen qui ont bravé vents et marées pour nous faire accéder à tous les points de prélèvement chaque fois que nous les avons sollicités.

Je tiens à remercier Monsieur **Jean Pierre EDANG**, qui a mis à notre disposition un espace sécurisé à la Délégation Régionale de Bertoua pendant tous ces mois de travail pour garder le zodiac de l'Université.

Je ne peux omettre de remercier mes camarades de thèse ou de Master II au Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement, pour l'enthousiasme et les discussions enrichissantes que nous avons eues lors des débats scientifiques pendant les pauses-café et les séminaires au sein du laboratoire : il s'agit précisément de **Marlyse MAGNE** et de **Valentin NDEM**.

Un merci chaleureux à tous les membres de l'**Association de la Promotion Solidarité (APS)** pour l'ambiance, la solidarité et la fraternité qui ont régnées entre nous durant la rédaction de cette thèse. Merci surtout pour l'esprit d'équipe que nous avons su entretenir pendant toute cette période et que cela se poursuive pour le bien de tous.

Je dis un grand merci à la **famille KAMDEM** pour son appui multiforme : il s'agit principalement de mes frères et sœurs **Thomas Borel KAMDEM TAGNE**, **Edith Sorelle KAMDEM MAGUE**, **Vianie Arielle KAMDEM MAGNE**, **Loriane Audrey KAMDEM MAFO**, à mon cousin **Aurélien KUATE KAMNO**.

J'exprime ma profonde gratitude aux couples **Roger KENGNE**, **Louis TALLA**, **Zéphirin FOSSOUO**, **Serge NGOUAMBE** et **Léopold NKONTCHO** pour leur accueil chaleureux pendant mon séjour au Canada.

A toutes ces nombreuses personnes qui, de près ou de loin, ont contribué de quelque façon que ce soit à l'aboutissement de ce travail et que je n'ai pas pu citer, j'adresse mes sincères remerciements. Soyez bénis.

Enfin, il m'est particulièrement agréable de manifester ma reconnaissance aux membres du jury qui auront accepté de lire et évaluer ce travail malgré leur emploi de temps chargé. Gloire au TOUT - PUISSANT SEIGNEUR JESUS-CHRIST qui, dans sa grande miséricorde, m'a protégé, fortifié et inspiré car Amen est mon éternelle aspiration.

SOMMAIRE

LISTE PROTOCOLAIRE DE LA FACULTÉ DES SCIENCES	i
DÉDICACE	x
REMERCIEMENTS	xi
SOMMAIRE	xiv
LISTE DES FIGURES	xvi
LISTE DES TABLEAUX	xx
LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES ACRONYMES	xxi
LISTE DES ANNEXES	xxii
RÉSUMÉ	xxiii
ABSTRACT	xxv
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I : REVUE DE LA LITTÉRATURE	5
I.1. Généralités sur les écosystèmes aquatiques	6
I.1.1. Milieux lotiques.....	6
I.1.2. Milieux lentiques.....	6
I.2. Généralités sur les étangs	6
I.2.1. Zonation d'un étang de pisciculture	9
I.2.2. Dynamique des peuplements zooplanctoniques des étangs	10
I.2.3. Pollution, eutrophisation et niveau trophique des étangs	12
I.2.4. Caractéristiques physico-chimiques des étangs	17
I.3. Caractéristiques biologiques des étangs	20
I.3.1. Biologie des communautés zooplanctoniques des étangs	20
I.3.2. Rôle du zooplancton des étangs	25
I.3.3. Structure des Communautés zooplanctoniques des étangs	28
I.3.4. Communauté zooplanctonique et production piscicole.....	29
I.3.5. Problèmes de la pisciculture au Cameroun	31

CHAPITRE II : ZONE D'ETUDE, MATERIEL ET METHODES.....	34
II.1. Zone d'étude	35
II.1.1. Région d'étude	35
II.1.2. Description des plans d'eau	37
II.2. MATERIEL ET METHODES.....	41
II.2.1. Echantillonnage pour la physicochimie et la biologie	42
II.2.2. Analyses morphométriques et physicochimiques des étangs	40
II.2.3. Organismes zooplanctoniques des étangs étudiés.....	45
II.2.4. Analyses statistiques des données.....	52
CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION	55
III.1. RESULTATS	56
III.1.1. Caractéristiques morphométriques et physicochimiques des étangs	56
III.1.2. Zooplancton des étangs.....	104
III.2. DISCUSSION.....	130
III.2.1. Physicochimie et pigments photosynthétiques des eaux des étangs.....	130
III.2.2. Peuplement de zooplancton	135
CONCLUSION, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES	141
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	145
ANNEXES.....	169

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Illustration d'un réseau trophique en étang piscicole.	7
Figure 2 : Principaux éléments et ouvrages associés à un étang de pisciculture.	9
Figure 3 : Différentes phases de l'eutrophisation d'un étang.....	15
Figure 4 : Diagramme de classement du niveau trophique des étangs.....	17
Figure 5 : Anatomie des Rotifères Bdelloidea et Monogononta.....	22
Figure 6 : Organisation générale d'un cladocère. Femelle parthénogénétique en vue latérale....	23
Figure 7 : Organisation générale d'un copépode.	25
Figure 8 : Exemple d'un réseau trophique dans un étang piscicole.....	27
Figure 9 : Principales espèces de poissons utilisées en pisciculture au Cameroun.....	33
Figure 10 : Situation géographique de la ville de Bertoua et localisation des différents étangs étudiés.	37
Figure 11 : Vues partielles de l'étang Mokolo.....	37
Figure 12 : Vues partielles de l'étang Kpokolota.....	38
Figure 13 : Vues partielles de l'étang Ngaïkada.	39
Figure 14 : Vues partielles de l'étang Côte d'azur.....	39
Figure 15 : Vues partielles de l'étang Mopa.	40
Figure 16 : Bathymétrie des étangs Mokolo, Kpokolota, Ngaïkada, Côte d'azur et Mopa.....	56
Figure 17 : Variations spatio-temporelle et saisonnière de la température des eaux dans les étangs	58
Figure 18 : Variations spatio-temporelle et saisonnière de la turbidité des eaux dans les étangs	60
Figure 19 : Variations spatio-temporelle et saisonnière des Solides Totaux Dissous des eaux dans les étangs.....	63
Figure 20 : Variations spatio-temporelle et saisonnière des Matières En Suspension des eaux dans les étangs.....	64
Figure 21 : Variations spatio-temporelle et saisonnière de la couleur des eaux dans les étangs.	67

Figure 22 : Variations spatio - temporelle et saisonnière de la transparence et de la profondeur des eaux dans les étangs	69
Figure 23 : Variations spatio-temporelle et saisonnière de pH des eaux dans les étangs	71
Figure 24 : Variations spatio-temporelle et saisonnière de la conductivité électrique des eaux dans les étangs.....	73
Figure 25 : Variations spatio - temporelle et saisonnière des teneurs du pourcentage de saturation en O ₂ dissous des eaux dans les étangs	75
Figure 26 : Variations spatio-temporelle et saisonnière des teneurs en CO ₂ dissous des eaux dans les étangs.....	77
Figure 27 : Variations spatio - temporelle et saisonnière de la DBO ₅ des eaux dans les étangs	79
Figure 28 : Variations spatio-temporelle et saisonnière des teneurs en azote ammoniacal des eaux dans les étangs	82
Figure 29 : Variations spatio-temporelle et saisonnière des teneurs en nitrates des eaux dans les étangs	84
Figure 30 : Variations spatio - temporelle et saisonnière des teneurs en nitrites des eaux dans les étangs.....	86
Figure 31 : Variations spatio - temporelle et saisonnière des teneurs en orthophosphates des eaux dans les étangs	88
Figure 32 : Variations spatio - temporelle et saisonnière de la dureté calcique des eaux dans les étangs.....	90
Figure 33 : Variations spatio - temporelle et saisonnière de l'oxydabilité des eaux dans les étangs	92
Figure 34 : Variations spatio-temporelle et saisonnière de l'alcanité des eaux dans les étangs	94
Figure 35 : Variation spatiale des valeurs de l'IPO des eaux dans les étangs prospectés pendant la période d'étude.	95
Figure 36 : Classification Ascendante Hiérarchique à partir des paramètres environnementaux enregistrés dans les étangs pendant la période d'étude.	98

Figure 37 : Analyse en Composantes Principales effectuée sur les variables environnementales des étangs pendant la période d'étude :	100
Figure 38 : Variation spatiale des teneurs en chlorophylle 'a' dans les étangs.....	101
Figure 39 : Variation spatiale des teneurs en chlorophylle 'b' dans les étangs.	102
Figure 40 : Variation spatiale des teneurs en chlorophylle 'c' dans les étangs.....	103
Figure 41 : Variation spatiale des teneurs en phéopigments dans les étangs.....	104
Figure 42 : Abondance absolue du zooplancton dans les étangs prospectés.	105
Figure 43 : Richesse spécifique du zooplancton dans les étangs	112
Figure 44 : Variation des abondances relative et totale du zooplancton dans les étangs pendant la période d' étude.	114
Figure 45 : Abondance relative des principales familles de zooplancton par étang.	115
Figure 46 : Abondance relative des principaux groupes de zooplancton en saison des pluies et en saison sèche par étang.	116
Figure 47 : Variation des abondances relatives par famille en saison des pluies et en saison sèche par étang.	118
Figure 48 : Composition de la communauté des rotifères dans les étangs.....	120
Figure 49 : Composition de la communauté des cladocères dans les étangs	121
Figure 50 : Analyse en composantes principales de l'abondance des espèces caractéristiques des plans d'eau étudiés enregistrée au cours de l'échantillonnage.	126
Figure 51 : Analyse en Composantes Principales des espèces caractéristiques en fonction des saisons.....	128
Figure 52 : RDA effectuée sur les effectifs des familles de zooplancton et les valeurs des variables physico-chimiques regroupées.	129

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I	: Classes des niveaux trophiques des étangs avec les valeurs correspondantes de phosphore total, de chlorophylle a et de transparence de l'eau.....	16
Tableau II	: Coordonnées géographiques et sources de pollution des étangs étudiés.	40
Tableau III	: Classes de l'Indice de Pollution Organique en fonction des valeurs limites de chaque paramètre.....	45
Tableau IV	: Classification du niveau de pollution en fonction des classes de valeurs de l'Indice de Pollution Organique.....	46
Tableau V	: Indice de Pollution Organique des étangs étudiés dans la ville de Bertoua.	95
Tableau VI	: Valeurs de l'Indice d'Etat Trophique des différents étangs étudiés.....	97
Tableau VII	: Liste et Occurrence des taxa zooplanctoniques récoltés dans les différents plans d'eau.	108
Tableau VIII	: Occurrence des espèces constantes des plans d'eau étudiés.	122
Tableau IX	: Variabilité des indices de diversité de Shannon & Weaver et d'équitabilité de Piélou aux différents étangs d'échantillonnage.....	124
Tableau X	: Valeurs de l'indice de similarité de Sørensen entre les étangs.	125

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES ACRONYMES

ACP	: Analyse en Composantes Principales
AUF	: Agence Universitaire de la Francophonie
DBO ₅	: Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours
EFA	: Exploitation Familiale Agricole
FAO	: 'Food and Agriculture Organisation'
GRIL	: Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie et en Environnement Aquatique
GPS	: 'Global positioning system'
MANOVA	: Analyses des variances multiples
MES	: Matières en Suspension
NTU	: 'Nephelometric Turbidity Units'
Pt-Co	: Platinium-Cobalt
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé
TDS	: 'Total Dissolved Solids'
IPO	: Indice de Pollution Organique
TAC	: Titre Alcalimétrie Complet
UC	: Unité Conventionnelle

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Valeurs moyennes et extrêmes des paramètres physico-chimiques de l'eau des différents étangs.....	170
Annexe 2 : Récapitulatif des valeurs moyennes saisonnières des paramètres physicochimiques des 5 étangs mesurés pendant la période d'étude.....	171
Annexe 3 : Résultats des paramètres physico chimiques mesurés dans l'étang Mokolo au cours de l'échantillonnage 2016 -2017.....	172
Annexe 4 : Résultats des paramètres physico chimiques mesurés dans l'étang Kpokolota au cours de l'échantillonnage 2016 -2017.....	173
Annexe 5 : Résultats des paramètres physico chimiques mesurés dans l'étang Ngaikada au cours de l'échantillonnage 2016 -2017.....	174
Annexe 6 : Résultats des paramètres physico chimiques mesurés dans l'étang Côte d'azur au cours de l'échantillonnage 2016 -2017.....	175
Annexe 7 : Résultats des paramètres physico chimiques mesurés dans l'étang Mopa au cours de l'échantillonnage 2016 -2017.....	176
Annexe 8 : Richesse spécifique –Shannon –Piélou –Espèces – Mois dans les différents étangs.....	177
Annexe 9 : Richesse spécifique- Shannon-Piélou –Familles-Mois.....	178
Annexe 10 : Systématique des espèces constantes des étangs.	179

RÉSUMÉ

Dans le souci de proposer une stratégie d'amélioration de la pisciculture des étangs de la ville de Bertoua (Région de l'Est-Cameroun). Les variables physicochimiques et zooplanctoniques étudiées dans cinq étangs (Mokolo, Kpokolota, Ngaikada, Côte d'azur, et Mopa), avec deux stations de prélèvement (surface et profondeur) ont été choisies pour chaque étang, suivant un pas mensuel de mars 2016 à avril 2017 (14 mois) ont permis de faire une analyse de la pollution environnementale sur les communautés zooplanctoniques et des niveaux trophiques des étangs dans la région écologique de Bertoua. Les paramètres physico-chimiques de l'eau considérés ont été analysés suivant les méthodes standards. La richesse spécifique, l'abondance du zooplancton récolté ont été évaluées suivant les méthodes classiques.

La bathymétrie montre que chaque étang possède ses propres caractéristiques morphologiques et topographiques des sols. Les variables abiotiques des étangs indiquent qu'ils sont fortement anthropisés avec des températures relativement élevées ($> 23^{\circ}\text{C}$), une faible transparence des eaux ($< 70\text{ cm}$), de faibles profondeurs des étangs ($< 170\text{ cm}$), une oxygénation moyenne ($> 50\%$) avec des hypoxies ($< 35\%$) enregistrées en saison pluvieuse, une forte minéralisation des eaux, des teneurs élevées en éléments nutritifs, matières organiques et pigments photosynthétiques ($> 30\ \mu\text{g/L}$). On note une qualité physicochimique homogène de la colonne d'eau de chaque étang et une pollution organique forte des eaux. Ces caractéristiques permettent de classer les plans d'eau dans la catégorie des étangs hypereutrophes.

Cent dix-huit (118) espèces de zooplancton ont été identifiées dans les étangs, réparties en 64 Rotifères, 45 Cladocères et 9 Copépodes. Les familles des Brachionidae, Lecanidae, Asplanchnidae sont les groupes dominants chez les Rotifères, les Chydoridae représentent les Cladocères et les Cyclopidae sont ceux des Copépodes. Les espèces caractéristiques de ces plans d'eau sont : *Rotaria rotatoria*, *Platyonus patulus*, *Platyias quadricornis*, *Brachionus quadridentatus*, *Asplanchna herricki*, *Asplanchna priodonta*, *Lecane bulla*, *Habrotrocha* sp., *Alona monocantha*, *Chydorus eurynotus*, *Moina micrura*, *Moinadaphnia macleayi*, *Moina* sp., *Diaphanosoma brachyurum*, *Thermocyclops crassus*.

L'approche typologique abiotique classe les étangs en trois groupes en fonction de l'origine majeure des polluants tandis que l'approche biotique les classe en trois groupes en fonction de l'affinité entre les abondances et les étangs dans lesquelles elles vivent.

Ces organismes zooplanctoniques sont diversifiés. On note la dominance d'un petit groupe d'espèces caractéristiques de l'hypereutrophisation des étangs étudiés. La forte présence des taxa rares (80 %) démontre d'un renouvellement permanent des espèces zooplanctoniques qui sont des indicateurs très sensibles des agressions environnementales. Un vieillissement des hydrosystèmes et des similarités taxonomiques relativement moyennes démontrant des caractéristiques intrinsèques propres à chaque étang, dépendant de la nature et du type de polluant présent.

Les analyses effectuées au cours de cette étude ont permis de statuer sur les niveaux trophiques des eaux des étangs, déterminer le rôle des facteurs environnementaux et de faire une analyse comparative de la communauté zooplanctonique. Cette approche est un préalable nécessaire pour la restauration et la gestion des étangs. Par ordre de pollution décroissante, les étangs prospectés peuvent être classés ainsi qu'il suit : Kpokolota, Ngaikada, Côte d'azur, Mopa et Mokolo.

Mots clés : Anthropisation, étang, physicochimie, restauration, structure des peuplements Zooplancton.

ABSTRACT

In order to propose a strategy for improving fish farming in the city of Bertoua (East Cameroon Region). The physicochemical and zooplanktonic variables studied in five ponds (Mokolo, Kpokolota, Ngaïkada, Côte d'azur, and Mopa), with two sampling stations (surface and depth) were chosen for each pond, following a monthly step from March 2016 to April 2017 (14 months) allowed to make an analysis of environmental pollution on the zooplanktonic communities and trophic levels of ponds in the ecological region of Bertoua. The physicochemical parameters of the water considered were analyzed following standard methods. The specific richness and the abundance of the collected zooplankton were evaluated following the classical methods.

Bathymetry evaluation shows that each pond has its own morphological and topographical soil characteristics. Abiotic variables of the ponds indicate that they are highly anthropized with relatively high temperatures ($> 23^{\circ}\text{C}$), low water transparency (< 70 cm), shallow depth of the ponds (< 170 cm), average oxygenation ($> 50\%$) with hypoxia ($< 35\%$) recorded in the rainy season, high mineralization of the waters, high concentration of nutrients, organic matter and photosynthetic pigments (> 30 $\mu\text{g/L}$). We note a homogeneous physicochemical quality of the water column of each pond and a high organic pollution of the waters. These characteristics allow us to classify the ponds in the category of hypereutrophic.

One hundred and eighteen (118) species of zooplankton were identified in the ponds, divided into 64 Rotifera, 45 Cladocera and 9 Copepoda. The families of Brachionidae, Lecanidae, Asplanchnidae are the dominant groups in Rotifers, Chydoridae represent Cladocerans and Cyclopidae are those of Copepods. The characteristic species of these water bodies are: *Rotaria rotatoria*, *Plationus patulus*, *Platyias quadricornis*, *Brachionus quadridentatus*, *Asplanchna herricki*, *Asplanchna priodonta*, *Lecane bulla*, *Habrotrocha* sp., *Alona monocantha*, *Chydorus eurynotus*, *Moina micrura*, *Moinadaphnia macleayi*, *Moina* sp., *Diaphanosoma brachyurum*, *Thermocyclops crassus*. The abiotic typological approach classifies the ponds into three groups according to the major origin of the pollutants while the biotic approach classifies them into three groups according to the affinity between the abundances and the ponds in which they live. These zooplanktonic organisms are diversified, we note the dominance of a small group of species characteristic of the hypereutrophication of the studied ponds. The strong presence of

rare taxa (80%) demonstrates a permanent renewal of zooplanktonic species which are very sensitive indicators of environmental aggression. We note an aging of the hydrosystems and relatively average taxonomic similarities demonstrating intrinsic characteristics specific to each pond, depending on the nature and type of pollutant present.

The analysis carried out during this study has allowed us to determine the trophic levels of the ponds' waters, to determine the role of environmental factors and to make a comparative analysis of the zooplanktonic community. This approach is a necessary prerequisite for the restoration and management of the ponds. Decreasing order of pollution of the surveyed ponds allows us to classify them as follows: Kpokolota, Ngaikada, Côte d'azur, Mopa and Mokolo.

Key words: Anthropization, pond, physical chemistry, restoration, stand structure, Zooplankton.

INTRODUCTION

La conférence des Nations Unies sur l'eau, tenue à Mar del Plata en 1977 a été le premier événement qui a attiré l'attention internationale sur les enjeux de l'eau à l'échelle planétaire. Dès lors, de nombreuses conférences et sommets internationaux sur la thématique de l'eau se sont tenus et, du fait de la vulnérabilité de cette ressource, le Conseil Mondial de l'Eau (CME) a été créé en 1996. Selon le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM), au regard de la croissance démographique mondiale galopante et une estimation personnelle de la population globale à 9 milliards en 2025, 63 % de la population subiront un stress hydrique ou une pénurie d'eau (BRGM, 2011).

En 1950, la ressource mondiale en eau était estimée à 17 000 m³ par personne et par an. Cependant, à cause de la forte croissance démographique couplée à l'industrialisation, l'urbanisation et l'intensification agricole, la ressource en eau renouvelable et disponible n'était plus que de 7 500 m³ par personne et par an en 1995. Selon Eurostat (2012), elle devrait davantage chuter à moins de 5 100 m³ par personne en 2025. Bien que la planète terre soit considérée comme celle de l'eau, il se profile toutefois un risque de pénurie à l'horizon 2025. De plus, l'eau planétaire est essentiellement salée, 97,2 % de son volume se retrouvant dans les océans, les mers et les nappes souterraines. Des 2,8 % restants constituant l'eau douce, 2,1 % sont confinées dans les glaciers et les neiges, et les 0,7 % disponibles servent pour les divers besoins des Hommes (Morel, 2007), une part importante étant souterraine. Si on estime que cette quantité directement utilisable reste stable (Morel, 2007), la population mondiale par contre ne cesse d'augmenter (ONU 2013), ce qui a pour corollaire l'augmentation de la demande en eau (Leflaive *et al.*, 2012). Une autre conséquence de la forte augmentation de la population mondiale est la production en quantité de plus en plus importante de déchets et polluants dont le point de chute est généralement constitué des eaux de surface, rivières, lacs et étangs, points d'accès rapides d'eau douce qui sont les sites de ressources en eau pour divers besoins de l'homme. Les milieux lentiques dont font partie les étangs constituent l'une des sources les plus importantes de production halieutique et comptent parmi les milieux qui reçoivent la plus grande quantité de polluants (Fernando *et al.* 1993, Saeijs & Van Berkel, 1995 ; Vikram Reddy, 2005).

Les étangs sont des masses d'eau artificielles, stagnantes, de faible profondeur, plus ou moins complètement vidangeables à une fréquence variable et destinées à la production de poissons (Balvay, 1980). Comme tout milieu aquatique, ils sont caractérisés par des chaînes alimentaires connectées les unes aux autres formant un réseau trophique. Ils hébergent ainsi de nombreux organismes animaux et végétaux qui entretiennent des relations étroites avec leur

milieu de vie. Parmi ces organismes, le zooplancton est considéré comme un excellent indicateur de pollution environnementale du fait de la variation de son abondance et de la structure de sa communauté en réponse aux changements environnementaux (Monney *et al.*, 2016). Ces organismes jouent un rôle important dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Ils sont des consommateurs de phytoplancton et des sources de nourriture pour les organismes de niveau trophique supérieur comme les poissons. Aujourd'hui, la viabilité des étangs rencontre de nombreux problèmes à cause de la croissance et de la pression due aux activités anthropiques (Dakwen, 2019). Ils constituent des réceptacles des divers effluents domestiques, agricoles et industriels (Vikram Reddy, 2005) ; ce qui a pour conséquence une dégradation de la qualité de l'eau et une accélération de leur eutrophisation qui à terme va causer leur disparition.

Au Cameroun, les travaux antérieurs sur les organismes zooplanctoniques ont porté sur la biodiversité zooplanctonique et la viabilité d'une pisciculture à faible niveau d'intrants dans le Département du Mfoundi (Région du Centre, Cameroun) (Dakwen, 2020) ; un étang piscicole entretenu les trois premiers mois suivant l'empoissonnement (Kalieu, 2013 ; Zébazé Togouet *et al.*, 2015 ; Dakwen *et al.*, 2015) ; deux étangs de pisciculture à Yaoundé, quelques étangs piscicoles de la ville de Mbalmayo (Djiokeng, 2016). Tous ces travaux conduits essentiellement dans une seule zone sur le plan géographique, ont révélé que la structure du peuplement zooplanctonique pouvait varier en fonction de la pression de prédation, des compétitions inter et intra spécifiques, des perturbations environnementales liées au climat et enfin des fertilisations minérales et organiques appliquées au plan d'eau. Les difficultés des étangs sont aussi liées au manque de formation du pisciculteur, du financement et de la rareté des intrants (Atangana Kenfack *et al.*, 2019). De plus, très peu d'informations sont disponibles sur l'aspect zooplanctonique des écosystèmes aquatiques dans différentes Régions de notre pays. La Région de l'Est-Cameroun a pour chef-lieu Bertoua. La ville de Bertoua, est une agglomération densément peuplée avec un réseau hydrographique important, constitué de plusieurs hydrosystèmes. Les étangs de Bertoua jadis très producteurs de poissons, sont pour la plupart abandonnés de nos jours. En effet, très peu de données sur la qualité physicochimique des eaux, la biodiversité, l'écologie et la structure des organismes zooplanctoniques peuplant ses différents étangs sont disponibles. Afin de déterminer les niveaux trophiques des eaux et proposer le cas échéant des mesures de restauration qui pourraient permettre une reprise et une gestion adéquate des activités aquacoles, le travail avait pour objectif général de réaliser une analyse de l'impact de la pollution environnementale sur les communautés zooplanctoniques et des niveaux

trophiques des étangs (Mokolo, Kpokolota, Ngaikada, Côte d'azur et Mopa) de la ville de Bertoua. Plus spécifiquement, il s'est agi de :

- déterminer les paramètres physicochimiques des eaux des différents étangs étudiés ;
- identifier et quantifier les groupes zooplanctoniques sur les échelles spatiale et temporelle ;
- évaluer l'impact des activités anthropiques sur ces plans d'eau ;
- rechercher les corrélations entre la qualité physicochimique des eaux et son peuplement zooplanctonique dans et entre étangs en vue de développer des stratégies de gestion.

Le présent travail est organisé en trois chapitres : La première traite de la revue de littérature. Le second chapitre renseigne sur le cadre géographique et présente le matériel et les méthodes utilisés. Le troisième est consacré à la présentation des résultats obtenus et leur discussion. Il s'achève par une conclusion, suivie des recommandations et de quelques perspectives.

CHAPITRE I : REVUE DE LA LITTERATURE

I.1. Généralités sur les écosystèmes aquatiques

Les écosystèmes aquatiques représentent l'ensemble des systèmes comprenant non seulement le complexe des organismes (biocénose), mais également le complexe des facteurs physicochimiques du support aquatique (eau) formant l'environnement ou biotope (Tranouez *et al.*, 2003). Il se présente alors comme une entité équilibrée et organisée où l'eau est la matrice des différentes associations animales et végétales. Cependant, cet équilibre est rompu dès lors que les caractéristiques du milieu sont modifiées (Angelier, 2000). En effet, chaque organisme possède des préférences et des exigences vis-à-vis des différents facteurs physico-chimiques et biotiques de l'environnement (Tuffery, 1980). Parmi les écosystèmes aquatiques, on distingue les milieux lotiques avec des eaux courantes et les milieux lenticques où les eaux sont calmes.

I.1.1. Milieux lotiques

Les écosystèmes lotiques qui représentent 0,1% du volume d'eau douce terrestre, regroupent les ruisselets, les ruisseaux, les rivières et les fleuves (Dussart, 1992). Ces milieux sont caractérisés par l'écoulement des eaux qui dépend principalement de la pente et du débit. Les organismes qui les peuplent sont répartis en fonction de leurs exigences vis-à-vis de certaines conditions hydrologiques et physico-chimiques d'une part, et d'autre part, en fonction de leurs affinités avec les microhabitats présents (Moisan & Pelletier, 2008). Une altération de la qualité physico-chimique provoque un bouleversement de l'édifice biologique, se traduisant généralement par une baisse de la diversité et des successions écologiques, les espèces fragiles étant les plus affectées (Moisan, 2010).

I.1.2. Milieux lenticques

Les écosystèmes lenticques représentent 1,4 % des ressources d'eau douce disponibles sur la terre (Tachet *et al.*, 2010) ; ils se définissent comme des plans d'eau caractérisés par un écoulement lent ou nul. Ainsi, pour Faurie *et al.* (1998), ces écosystèmes comprennent les mares, les étangs et les lacs. La taille de ces écosystèmes est fortement variable en termes de profondeur, de superficie et de volume (Meybeck, 1995). Ces écosystèmes sont sujets à plusieurs types de pollutions, car le renouvellement lent ou nul des eaux entraîne un séjour plus long des polluants et favorise ainsi une prolifération de nombreuses espèces algales.

I.2. Généralités sur les étangs

Les étangs sont caractérisés par les éléments ayant tendance à sédimenter, ce qui en fait un écosystème aquatique particulier. Ils sont conditionnés par les facteurs naturels externes

comme le climat, la nature du sol, le bassin versant, et des facteurs internes comme la structure des chaînes alimentaires et les interventions humaines. A sa périphérie, on trouve une faune et une flore particulière qui peuvent se développer. Leur genèse et leur historique dépendent directement de l'homme qui les conditionne à son gré dans le but d'en tirer le meilleur profit (Dussart, 1992). En effet, dans l'optique de maximiser la production piscicole (Figure 1), les hommes accélèrent l'eutrophisation des étangs en y déversant des fertilisants organiques et minéraux tout en assurant leur relatif entretien. Ces différentes pratiques bien menées, affectent l'écosystème tout entier et augmentent les rendements piscicoles (Milstein, 1995). Cependant, Lam *et al.* (2008) signalent que la faible qualité de l'eau et l'absence d'un suivi approprié d'un étang de pisciculture freinent sa production mais aussi, expose au risque d'un dépassement du pouvoir tampon et du pouvoir de dilution de l'étang dans la mesure où la pollution organique généralement volontaire vise à accroître l'eutrophisation (Otto-Bruc, 2001). Ainsi, le phénomène d'eutrophisation des étangs s'associe au phénomène de saprobisation.

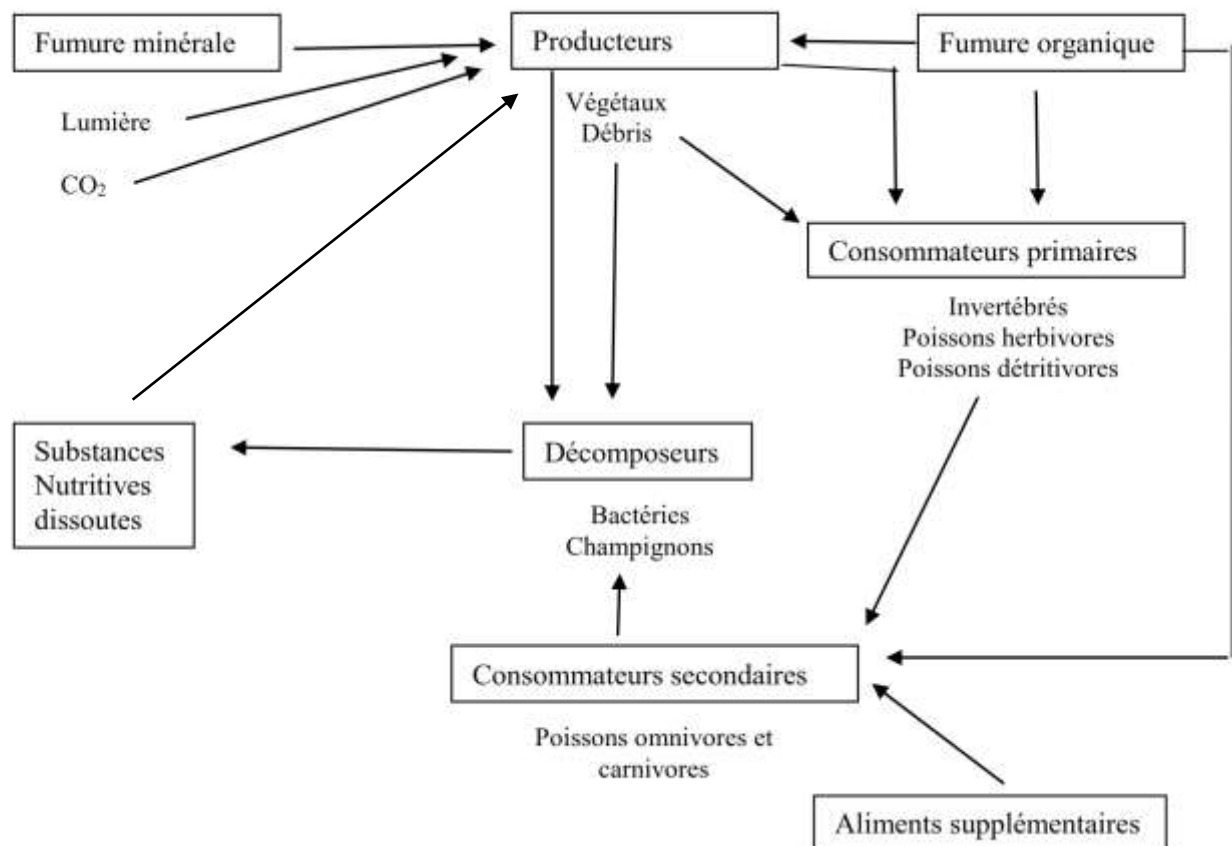


Figure 1 : Illustration d'un réseau trophique en étang piscicole (d'après Schlumberger, 2002 modifié).

Les étangs sont regroupés en 3 types principaux selon la façon dont le plan d'eau s'intègre au site (FAO, 2018) :

Les étangs en déblai qui sont généralement au-dessous du niveau des terrains voisins. Ils sont directement alimentés par les eaux souterraines, les pluies et/ou le ruissellement de surface. Ils peuvent être alimentés par pompage, mais ce n'est généralement pas le cas. Ils sont non ou partiellement vidangeable, car construits en utilisant un creux ou une dépression du sol, parfois avec adjonction de digues pour en accroître la profondeur.

Les étangs en dérivation sont alimentés indirectement par gravité ou par pompage par un canal de dérivation (qui devient le canal principal d'alimentation), à partir d'une source, d'une rivière, d'un lac ou d'un réservoir. Ils sont traversés par une partie de l'eau provenant de la source et non la totalité. On dévie une partie du cours d'eau dans un canal d'alimentation qui apportera l'eau aux bassins. Le débit est contrôlé par une prise d'eau et chaque étang possède une arrivée et une sortie d'eau. Ils sont habituellement vidangeables par un canal de vidange.

Les étangs de barrage sont établis au fond d'une vallée par construction d'une digue en travers de la partie basse de la vallée. L'avantage des étangs de barrage est qu'ils sont faciles à construire. Cependant, ils sont très difficiles à contrôler, car une bonne part de la nourriture ajoutée est emportée par le courant. Les étangs de barrage correctement construits ne débordent que dans des circonstances exceptionnelles. Ils peuvent être vidangés par l'ancien lit du cours d'eau. En cas de crue importante, l'excès d'eau est normalement détourné de l'étang à l'aide d'un déversoir ou d'un moine, de manière à maintenir un niveau d'eau constant.

Les principaux éléments et ouvrages associés à chacun de ces étangs (déblai, dérivation et barrage) (Figure 2) sont (FAO, 2018) :

- les digues qui retiennent l'eau dans l'étang ;
- les canaux qui amènent ou évacuent l'eau de l'étang ;
- les dispositifs de régulation qui contrôlent le niveau de l'eau ou son débit, ou les deux ;
- les chemins et voies de desserte qui longent l'étang et permettent d'y accéder ;
- les installations de récolte et autres équipements destinés à la gestion de l'eau et des stocks piscicoles.

Dans un étang de pisciculture, si le déversement de nutriments dans le plan d'eau n'est pas contrôlé, il risque de dépasser son pouvoir tampon et son pouvoir de dilution (Otto-Bruc,

2001). Un apport excessif en composés organiques biodégradables entraîne donc un déséquilibre entre la productivité et la minéralisation de l'écosystème. Dans les étangs tout comme dans les lacs, la productivité est maximale chez les êtres vivants au stade eutrophe (Zébazé Togouet, 2000).

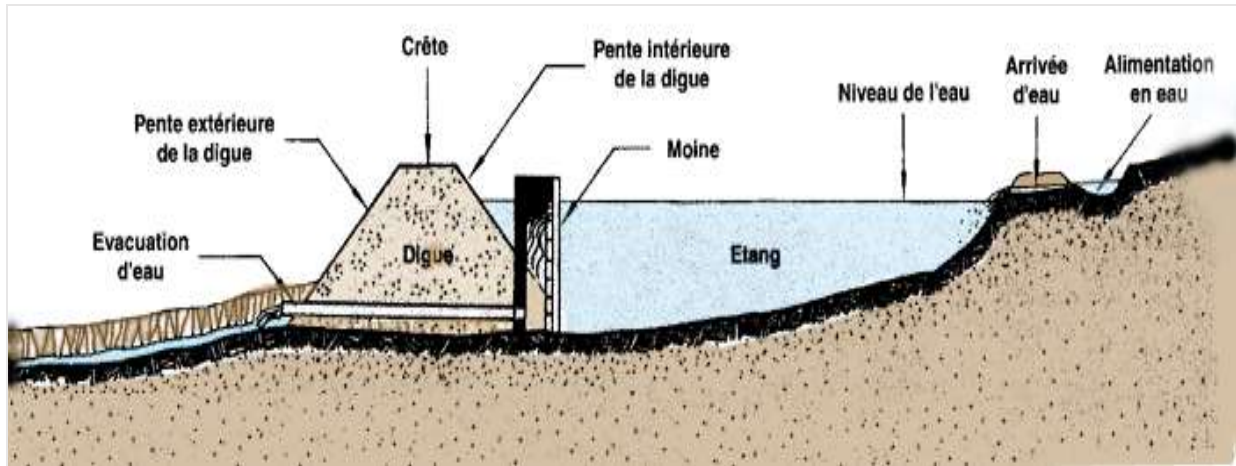


Figure 2 : Principaux éléments et ouvrages associés à un étang de pisciculture (FAO, 2018).

I.2.1. Zonation d'un étang de pisciculture

Il existe dans chaque étang de pisciculture différents milieux dont les mécanismes de fonctionnement sont distincts mais qui interagissent entre eux. L'étang est constitué de trois compartiments à savoir :

- Le compartiment pélagique ;
- Le compartiment benthique ;
- Le compartiment littoral.

Le compartiment pélagique est la zone de pleine eau, peuplée par le plancton bactérien (bactéριο-plancton), végétal (phytoplancton), animal (zooplancton), le pleuston (organisme vivant à l'interface air-eau), le necton (organismes pélagiques nageurs capables de déplacement autonome) et les détritiques. Les bactéries aquatiques jouent un rôle essentiel dans le recyclage des matériaux organiques et inorganiques (Lanoiselée, 1984). Le phytoplancton comprend les algues de petite taille 20µm (chlorococcales, volvocales, diatomées, et euglénophycées) et les cyanobactéries dont les espèces sont de grande taille (d'environ 400µm) (Schlumberger, 2002). Trois groupes forment l'essentiel du zooplancton dans les étangs à savoir : les Rotifères filtreurs pour la plupart, colonisent rapidement le milieu, les crustacés Cladocères et les Copépodes qui

peuvent être filtreurs, prédateurs, omnivores ou carnivores (Dabbadié,1996). Les poissons planctonophages (necton) vivent aussi dans ce compartiment.

Le compartiment benthique au fond de l'étang comprend le sédiment et l'interface eau-sédiment. C'est à ce niveau que se réalise l'essentiel de la décomposition microbienne. Cette zone est peuplée majoritairement des bactéries. Les algues benthiques (Diatomées), les microzoobenthos (Spongiaires, Bryozoaires, Turbellariés etc...), les macrozoobenthos (Gastéropodes, Coléoptères, Chironomes, Amphipodes, Décapodes etc..) font aussi partie du peuplement dans ce compartiment (Giani et Laville, 1995). Cette diversité se traduit par une grande hétérogénéité dans la distribution des organismes, leurs modes de nutrition, leur stratégie de reproduction, leurs caractéristiques morphologiques et comportementales.

Le compartiment littoral est constitué par l'ensemble des êtres vivants fixés sur ou à proximité des substrats immergés. Bactéries, Cyanophycées, Euglénophycées, Xanthophycées, Chrysophycées et Diatomées forment l'essentiel du périphyton (Dabbadié, 1996). De même, la faune du périphyton comporte les protozoaires, les Rotifères, les Microcrustacés qui adoptent périodiquement un comportement périphytique.

I.2.2. Dynamique des peuplements zooplanctoniques des étangs

Pendant la période de colonisation de l'étang qui dure de quelques jours à quelques semaines (Legendre *et al.*, 1987), de nombreux changements contribuent à la structuration du peuplement d'un environnement initialement pauvre en organismes vivants et dont le niveau d'organisation est très faible (Guiral *et al.*, 1994). A ce stade, les processus de régulation sont essentiellement dus à des facteurs endogènes liés aux capacités de dissémination des espèces présentes. En effet, un milieu riche en carbone et pauvre en azote favorise le comportement organotrophe des bactéries et en conséquence, est responsable du développement du micro-zooplancton bactériophage (nauplius, rotifères...). Au contraire, une fertilisation riche en azote favorise le comportement minéralisateur des bactéries et par l'intermédiaire du phytoplancton, provoque le développement du macro-zooplancton (Bérard, 1993).

Bien que la dynamique des communautés planctoniques soit abondamment décrite dans la littérature, il n'existe pas de modèle directement applicable pour les étangs de pisciculture. Ces milieux sont complexes et variables pour être facilement représentés par des fonctionnements simplifiés se préoccupant seulement de la chaîne « *producteurs primaires-phytoplanctonophages-zooplanctonophages* » (Billard et Marie, 1980). De nombreuses chaînes alimentaires excluant les producteurs primaires sont mises en place dans les étangs piscicoles et

aboutissent aux poissons. En effet, de nombreux travaux ont montré l'existence des comportements hétérotrophes et leur impact sur l'augmentation du rendement piscicole (Pouomogne, 1998). Toutefois, leur contribution au transfert d'énergie dans l'étang semble très variable selon les milieux. Elle passe souvent inaperçue lorsque l'ensoleillement est élevé et que le milieu est riche en carbonates et minéraux (Schroeder *et al.*, 1990). Cependant, Wohlfarth et Schroeder (1991) pensent que lorsque l'eau est acide et pauvre en nutriments, elle peut pleinement exprimer ses potentialités. La plupart des organismes planctoniques ont donc une alimentation diversifiée et variable suivant les conditions environnementales (Schlumberger, 2002).

Le processus de régulation des compartiments benthique et périphtyque est encore peu connu (Gianni et Laville, 1995), pourtant leur rôle est essentiel dans la production piscicole. Cependant, le benthos diffère du périphtyton du fait que le benthos fonctionne partiellement de façon anaérobique (Blackburn, 1987). Les travaux sur ce sujet utilisent généralement une classification fonctionnelle basée sur les mécanismes nutritionnels et sur des transferts d'énergie en chaîne (Gianni et Laville, 1995). Le fonctionnement des compartiments benthiques et périphtyques peut donc s'appliquer à celui du compartiment pélagique.

De nombreuses interactions et les flux de matière sont répertoriés entre ces différents compartiments. La production du benthos dépend essentiellement des matières organiques produites dans la zone pélagique. C'est pourquoi Schroeder (1980) a observé en étang que le taux de sédimentation des cellules phytoplanctoniques était équivalent au taux de production primaire. De même, le sédiment capte une grande partie des éléments nutritifs provenant des épandages (Boyd et Musig, 1981) et peut ultérieurement les remettre à disposition du réseau trophique pélagique, par brassage de l'interface eau/sédiment (Black Burn, 1987). Au niveau des producteurs primaires, des compétitions pour la lumière ou les sels nutritifs interviennent et marquent surtout les interactions entre le phytoplancton, le périphtyton et parfois même les algues benthiques. Hannson (1988) a montré que les algues planctoniques utilisent le phosphore beaucoup plus efficacement que le périphtyton et lorsqu'elles se développent en masse, la lumière pénètre peu dans l'eau, ce qui nuit aux algues du compartiment benthique. Quant à la faune, nombreux sont les organismes qui se nourrissent à partir des interfaces ou encore migrent d'un compartiment à l'autre pour le faire. En effet, les organismes filtreurs du benthos se nourrissent à partir des particules pélagiques (Gianni et Laville, 1995) alors que de nombreux crustacés cladocères du plancton tel que *Chydorus* sp., consomment les algues et détritus du périphtyton

(Wetzel, 1983) ou du benthos (Gianni et Laville, 1995). De même, le poisson en étang développe plusieurs stratégies alimentaires pour tirer profit de son milieu de vie.

I.2.3. Pollution, eutrophisation et niveau trophique des étangs

I.2.3.1. Pollution des étangs

La pollution se définit comme une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît en totalité ou en partie comme le sous-produit de l'action humaine au travers des effets directs ou indirects altérant les modalités de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico-chimique du milieu et de l'abondance d'espèces vivantes (Ramade, 2002). Notons que les notions de pollution ou nuisance et de qualité ne s'entendent qu'au regard d'un usage potentiel du milieu (Gaujous, 1995). En effet, Genin *et al.* (1997) donnent comme exemple la forte production primaire d'un plan d'eau qui est une nuisance pour le traiteur d'eau mais un avantage pour le pisciculteur. De même, en ce qui concerne la réglementation, les objectifs de qualité ne sont pas du même ordre pour la production d'eau potable que pour la pratique des sports nautiques. Dans la plupart des cas, les activités humaines sont les principales causes de pollution. Selon Dejoux (1988), dans les milieux anthropisés, la pollution se présente de nos jours comme l'une des conséquences les plus insidieuses de la civilisation moderne et industrielle. L'intensité de ces perturbations peut profondément altérer la persistance des processus écologiques fondamentaux de l'étang. Les eaux sont alors soumises à diverses formes de pollution qui peuvent, affecter à la fois leur qualité physicochimique et biologique. On distingue ainsi la pollution aiguë ou ponctuelle qui entraîne des perturbations à court terme de la pollution diffuse dont les effets apparaissent plus tardivement par accumulation de très fortes concentrations de toxiques. Les sources de pollution des étangs sont multiples et produisent des déchets variés. Pour s'assurer d'importants rendements piscicoles, certains pisciculteurs ont pris l'habitude de déverser des fertilisants dans l'eau (Barroin, 2003). Or, cet auteur affirme qu'en général, un tel enrichissement du milieu modifie profondément la structure des peuplements biocénétiques qui répondent en quantité et en qualité aux modifications du flux de nutriments parvenant à l'écosystème. D'après Verneaux (1973), la pollution fait varier la diversité des organismes et les plus sensibles régressent au profit des plus résistants. Les hydrosystèmes étant les réceptacles terminaux des divers polluants déversés dans la nature, les étangs apparaissent particulièrement affectés par ce phénomène de pollution. En effet, divers polluants rejetés dans le bassin versant sont transportés jusqu'à l'étang par les phénomènes

d'érosion, de ruissellement, de drainage ou encore d'infiltration (Peacock *et al.*, 2019). La pollution des étangs peut se regrouper en trois grandes catégories qui prennent en compte la nature et le type de polluants. Il s'agit de la pollution physique, chimique et microbiologique.

I.2.3.1.1. Pollution physique des étangs

La pollution physique peut être mécanique due à une importante charge de matières en suspension et de particules solides dans l'eau, thermique causée par le rejet d'eaux chaudes provenant des centrales électriques, nucléaires et des sources thermales, ou encore radioactive (El Amrani, 2007). Elle se matérialise dans les étangs par des changements physiques de l'eau. Il s'agit par exemple des variations de la charge des Matières en Suspension, de la température, de la couleur, de la turbidité ou de la transparence de l'eau. Les eaux usées d'origines diverses chargées de Matières en Suspension par exemple sont responsables d'une pollution mécanique, augmentant la turbidité de l'eau, diminuant sa transparence et réduisant le pouvoir de pénétration de la lumière (Leynaud et Verrel, 1980).

I.2.3.1.2. Pollution chimique des étangs

La pollution chimique résulte de la libération dans l'eau de divers métaux toxiques, de substances inorganiques, de sels minéraux utilisés en agriculture comme fertilisant et de divers composés chimiques rejetés par les industries (Gaujous, 1995). Les conséquences d'ordre sanitaire et écologique dans les étangs sont nombreuses : il s'agit de la formation de films et de mousses qui empêchent la réoxygénation de l'eau ; du développement superficiel des plantes aquatiques (eutrophisation) lié à l'apport de matières organiques et de l'empoisonnement de la flore et de la faune par les toxiques (Huynh, 2009).

I.2.3.1.3. Pollution microbiologique des étangs

La pollution microbiologique se traduit par la présence dans l'eau de nombreux agents pathogènes tels que les protozoaires, les bactéries, les champignons et les virus. La grande majorité de ces microorganismes diffuse dans l'environnement aquatique par l'intermédiaire de souillures fécales humaines ou animales et pose dans de nombreux pays de redoutables problèmes d'hygiène et de santé publique (Ramade, 2007). Ces microorganismes rendent l'eau impropre à la consommation humaine et la mise en évidence de cette contamination fécale est à la base de l'analyse bactériologique de l'eau d'alimentation

I.2.3.2. Eutrophisation des étangs

L'eutrophisation est une forme de dégradation de certains écosystèmes aquatiques qui se produit lors d'un enrichissement prononcé en éléments nutritifs dans le milieu. Cette dégradation est à l'origine d'un phénomène naturel extrêmement lent qui intervient dans l'évolution des étangs. Cependant, ce processus peut être fortement accéléré par des apports anthropiques de nutriments d'origine agricole, domestique ou encore industrielle.

Les principaux nutriments à l'origine de l'eutrophisation sont le phosphore (principalement sous forme de phosphates) et l'azote (sous forme d'ammonium, de nitrates ou organique) (Wetzel et Likens, 2000). La matière organique joue également un rôle important dans ce processus, de même que les paramètres physiques du milieu comme l'ensoleillement ou la température de l'eau. Stimulés par cet apport en éléments nutritifs, certaines algues ou macrophytes se développent de manière excessive et envahissent les couches d'eaux superficielles de l'étang. Il en est de même pour quelques espèces animales (zooplancton). L'eutrophisation anthropique accélère l'évolution des étangs vers un état eutrophe ou hypereutrophe (Zébazé Togouet, 2011). L'eutrophisation d'un plan d'eau se manifeste sous différentes formes. C'est la raison pour laquelle, les techniques curatives pour faire face à l'eutrophisation sont diverses et variées. Ces différentes techniques reposent sur des méthodes qui permettent l'évacuation ou la réduction des concentrations de polluants des eaux. Certaines techniques permettent également d'avoir un contrôle sur des espèces végétales nuisibles de l'écosystème.

Smith (2003) indique que les manifestations de l'eutrophie et/ou de l'hypereutrophie incluent : une turbidité élevée, un déficit voire une anoxie complète de l'hypolimnion, une dégradation de l'aspect esthétique, une diminution de la transparence de l'eau et un changement de la composition des communautés phytoplanctoniques, zooplanctoniques et ichtyologiques. Ce phénomène a été décrit pour quelques étangs du Cameroun (Zébazé Togouet, 2011).

I.2.3.3. Niveau trophique des étangs

Les niveaux de trophie peuvent être utilisés pour classer les étangs selon leur degré de productivité biologique ; leur état pouvant varier d'ultra-oligotrophe à hyper-eutrophe. En effet, selon leur état trophique et la densité de la composition du plancton, Guyard (2010) classe les étangs en plusieurs catégories (oligotrophe, mésotrophe, eutrophe et dystrophe) (Figure 3).

Les étangs oligotrophes (I) sont caractérisés par des eaux limpides, pauvres en azotes et en phosphores minéraux, mais riches en oxygène dissous jusque dans la zone profonde, une ceinture végétale réduite, un métabolisme réduit, une dominance de Diatomées et de Chrysophycées avec une couche euphotique plus épaisse, pauvre en matière organique. Les

étangs oligotrophes s'enrichissent naturellement en matières organique et minérale et favorisent l'implantation d'espèces de poissons spécialisées pour exploiter le zooplancton (Schlumberger *et al.*, 2010).

Les étangs mésotrophes (II) constituent un état intermédiaire entre l'oligotrophie et l'eutrophie avec une ceinture végétale développée, un plancton à dominance de Diatomées et Chrysophycées, présence de Cyanobactéries, un dépôt de vase organique avec diminution du taux d'oxygène dissous (O_2) en profondeur. Ces milieux sont favorables pour l'élevage du Brochet et de la Perche (Schlumberger *et al.*, 2010).

Les étangs eutrophes (III) sont peu profonds, avec des eaux moins transparentes, colorées de nuances allant du vert au brun, contenant beaucoup de nutriments, un plancton abondant et dominé par les Cyanophycées, une teneur en oxygène pouvant être élevée dans la couche superficielle mais décroissant très vite avec la profondeur. La richesse des fonds anoxiques en matière organique est favorable aux organismes macroinvertébrés recherchés par les Cyprinidés benthophages omnivores.

Les étangs hyper-eutrophes ou dystrophes (IV), sont caractérisés par l'abondance d'acides humiques qui colorent les eaux en brun. Ces étangs peu profonds contiennent des eaux légèrement acides qui favorisent le développement de tourbières. Ils sont complètement colonisés par une ceinture végétale très développée, un dépôt de vase organique avec une anoxie complète en profondeur qui se traduit par la mort des organismes animaux et végétaux supérieurs et la disparition du lac par envasement.

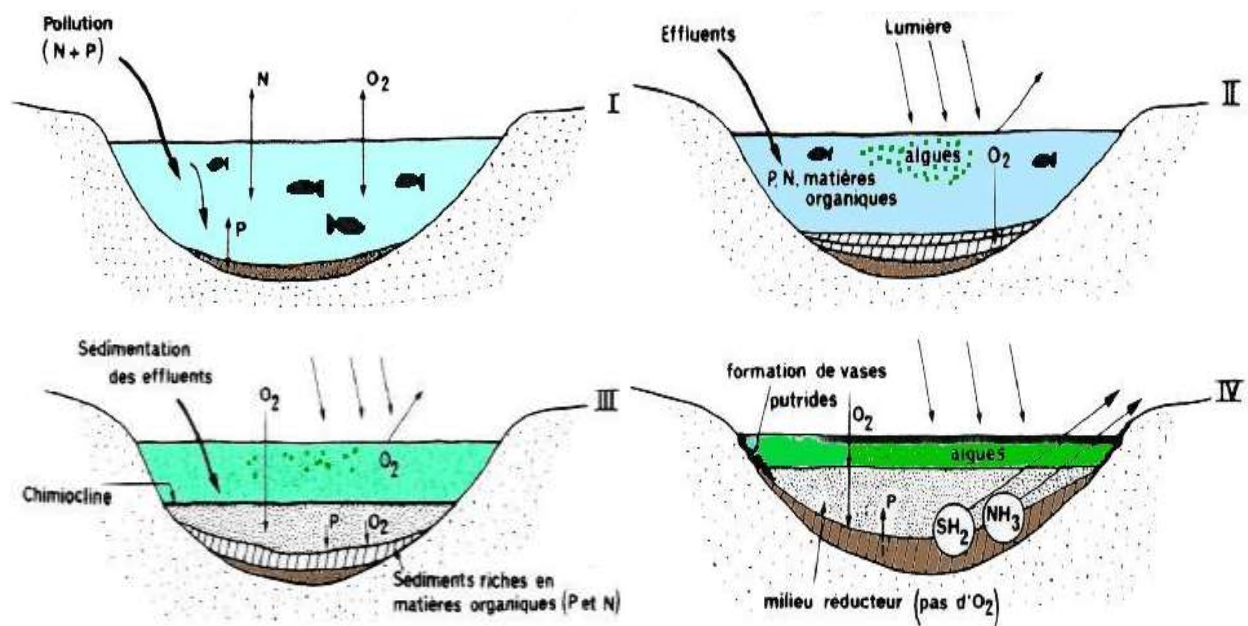


Figure 3 : Différentes phases de l'eutrophisation d'un étang (Ramade, 2005).

Chaque milieu ayant ses propres caractéristiques, il est souvent difficile d'établir une classification précise des différents types de niveaux trophiques. Il existe cependant certains outils et modèles qui permettent d'évaluer le niveau d'eutrophisation.

Pour caractériser au mieux l'état trophique des étangs, on évalue le degré d'eutrophisation en se basant sur différents paramètres comme par exemple les concentrations en phosphore total, chlorophylle-a, ou la clarté des eaux mesurée à l'aide du disque de Secchi. En quantifiant ces paramètres pour caractériser la qualité de l'eau, on peut établir une classification des niveaux d'eutrophisation des plans d'eau (Tableau I) (Galvez-Cloutier, 2002).

Les niveaux trophiques servent à classer les étangs selon leur degré de productivité biologique, leur état pouvant varier de très oligotrophe à très eutrophe. L'évolution d'un étang sur l'échelle des niveaux trophiques ne se fait pas brusquement. Il s'agit plutôt d'un processus de vieillissement qui est graduel et dont les changements se manifestent au fur et à mesure de l'eutrophisation. La détermination du niveau trophique d'un étang vise à positionner cet étang sur l'échelle trophique. Le classement est réalisé en utilisant des valeurs de référence (Tableau I et Figure 4). Les valeurs de référence retenues pour les grandes classes trophiques (ultra-oligotrophe, oligotrophe, mésotrophe, eutrophe et hyper-eutrophe) correspondent aux limites les plus reconnues et utilisées.

L'évaluation de l'état trophique d'un étang peut se faire de deux façons. La première méthode consiste à comparer les résultats du suivi effectué avec des valeurs de référence servant à interpréter les données et la deuxième approche consiste à suivre l'évolution des mesures dans le temps pour détecter des signes de vieillissement du milieu.

Tableau I : Classes des niveaux trophiques des étangs avec les valeurs correspondantes de phosphore total, de chlorophylle a et de transparence de l'eau (Gouvernement du Québec, 2002).

Classes trophiques		Phosphore total (µg/l)	Chlorophylle a (µg/l)	Transparence (m)
Classe principale	Classe secondaire (transition)	Moyenne	Moyenne	Moyenne
Ultra-oligotrophe		< 4	< 1	> 12
Oligotrophe		4 - 10	1 - 3	12 - 5
	Oligo- mésotrophe	7 - 13	2,5 - 3,5	6 - 4
Mésotrophe		10 - 30	3 - 8	5 - 2,5
	Méso-eutrophe	20 - 35	6,5 - 10	3 - 2
Eutrophe		30 - 100	8 - 25	2,5 - 1
Hyper-eutrophe		> 100	> 25	< 1

Le degré de productivité biologique d'un étang détermine le niveau trophique de celui-ci. Le graphique de la Figure 4 illustre la progression graduelle du phénomène d'eutrophisation et ressort le fait qu'il n'existe pas de classe absolue de niveau trophique.

La production piscicole d'un étang tient compte des facteurs physico-chimiques et biologiques. Parmi ces facteurs, certains sont extrinsèques et d'autres intrinsèques à l'étang. Les facteurs externes sont liés non seulement au climat, responsable de la température et de l'éclairement, mais aussi au sol du bassin versant (N'dri *et al.*, 2016). Les facteurs internes sont variables d'un étang à l'autre et cette variabilité est fonction de l'intervention de l'homme ; on peut citer la qualité de l'eau, la qualité du sédiment, le type d'organismes animaux et végétaux présents dans l'eau.

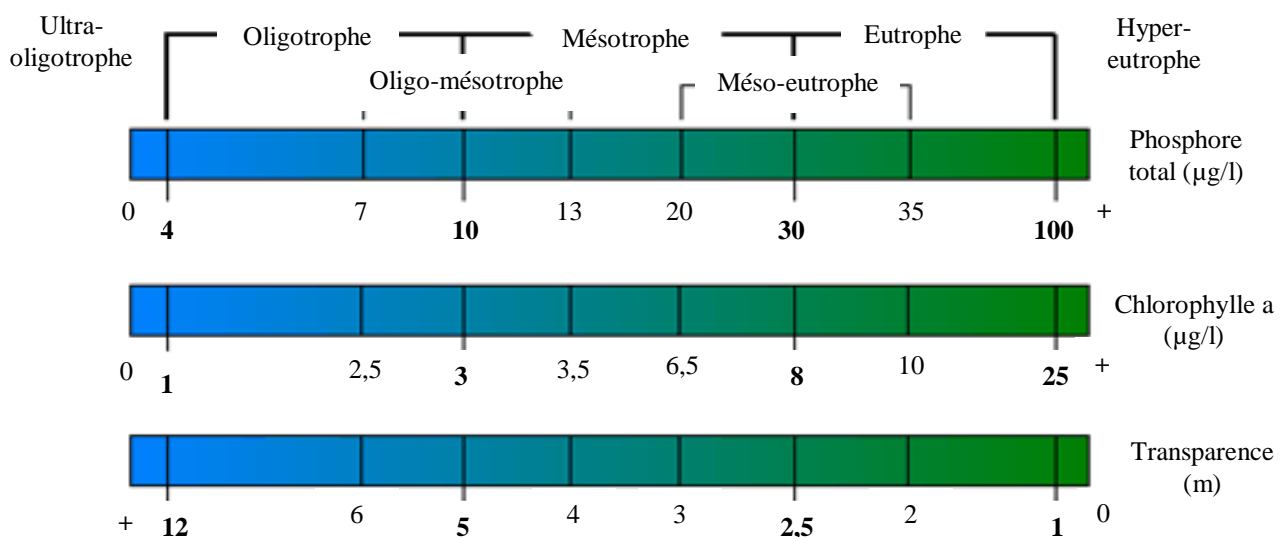


Figure 4 : Diagramme de classement du niveau trophique des étangs (MDDELCC, 2015b).

I.2.4. Caractéristiques physico-chimiques des étangs

La qualité d'une eau et les communautés qu'elle abrite dépendent des variables physico-chimiques (Schumberger, 2002). Le suivi d'un hydrosystème passe donc par la connaissance de cette physico-chimie.

I.2.4.1. Variables physiques

Les variables physiques qui apportent des indications pertinentes sur l'état de trophie des plans d'eau sont : la transparence de l'eau, la température, les Matières En Suspension (MES), la turbidité, la couleur et les Solides Totaux Dissous (STD) (Rodier *et al.*, 2009).

La transparence de l'eau indique le degré de pénétration de la lumière dans un plan d'eau. La mesure de la transparence correspond à la profondeur maximale de l'eau où le disque de

Secchi est visible. Ce paramètre dépend de la coloration de l'eau et de la quantité des matières en suspension provenant du lessivage des sols, de l'activité biologique et des activités humaines. Il permet également d'évaluer indirectement la quantité de matière organique dans l'eau, ce qui, dans bien des cas, constitue une indication de la quantité d'algues qui peut être présente dans celle-ci.

La température est considérée comme un facteur écologique fondamental dans la distribution des espèces biologiques, car elle joue un rôle physiologique primordial (Pourriot, 1982). La température influence la vitesse des réactions chimiques et biochimiques, intervient dans la solubilité des gaz et des sels et par conséquent influence la conductivité électrique et le pH (Schlumberger & Bouretz, 2018).

La turbidité est due à la présence des particules en suspension dans le milieu indiquant ainsi l'état trouble d'une eau. Elle joue un rôle complexe en atténuant la pénétration de la lumière dans l'eau (Carnat & Tabarly, 2005). Les MES englobent l'ensemble des particules minérales et/ou organiques non dissoutes dans l'eau. Leurs teneurs élevées empêchent la pénétration de la lumière et perturbent la photosynthèse (Zébazé Togouet, 2000).

La couleur diminue la transparence de l'eau. Elle est due à la minéralisation et à la présence des substances humiques, mais aussi à l'eutrophisation qui engendre un accroissement des algues et des modifications de la chimie des eaux (Auby *et al.*, 1994).

Les Solides Totaux Dissous (STD) renseignent sur le degré de minéralisation d'une eau et sur l'activité catabolique des microorganismes présents dans le milieu.

I.2.4.2. Variables chimiques

Les paramètres chimiques les plus utilisés dans la caractérisation des plans d'eau sont entre autres le potentiel d'hydrogène, la conductivité électrique, les composés azotés (nitrates, nitrites et azote ammoniacal), le dioxyde de carbone dissous, les orthophosphates, l'oxygène dissous, l'alcalinité, la dureté calcique et l'oxydabilité (Rodier *et al.*, 2009).

Le potentiel d'hydrogène (pH) détermine le caractère acide, neutre ou basique d'une eau. Il dépend de la nature des terrains traversés (Nola *et al.*, 2003). Le pH a une influence certaine sur le peuplement zooplanctonique.

Les teneurs en oxygène dissous sont considérées comme l'indicateur primaire de la qualité de l'eau (Kemka, 2000). Il provient de l'activité photosynthétique des végétaux aquatiques et de la dissolution à partir de l'oxygène atmosphérique (Gaujous, 1995). Nziéleu Tchagnouo (2016) ajoute que l'oxygène est l'élément sans lequel la respiration chez les êtres vivants n'est pas possible quel que soit l'écosystème considéré.

Le gaz carbonique (CO₂) dissous dans l'eau provient de l'air, de l'eau de pluie, des roches riches en Mg₂CO₃, de la respiration des organismes, de la décomposition des matières organiques au niveau des boues et vases et des apports par les eaux souterraines. Il peut contribuer de façon significative à la distribution des organismes aquatiques (Angelier, 2000).

L'alcalinité totale ou Titre Alcalimétrique Complet (TAC) est l'indicateur qu'une eau a des propriétés à absorber les protons. Il varie dans le même sens que la dureté et augmente avec le degré de minéralisation (Verneaux, 1980). Les eaux provenant des terrains calcaires et surtout gypseux présentent des duretés très élevées tandis que celles qui s'écoulent sur les terrains cristallins, métamorphiques ou schisteux ont des duretés très faibles (Rodier *et al.*, 2009).

L'oxydabilité renseigne sur le taux de matières organiques et/ou inorganiques oxydables présentes dans le milieu et permet d'apprécier le degré de pollution des eaux. La demande biochimique en oxygène (DBO₅) traduit la quantité d'oxygène moléculaire utilisée par les microorganismes pendant une période d'incubation de 5 jours à 20°C pour décomposer la matière organique dissoute ou en suspension contenue dans l'eau. Sa détermination permet d'évaluer la charge organique polluante d'une eau.

Les composés azotés (nitrates, nitrites et l'azote ammoniacal) proviennent de l'oxydation de la matière organique du bassin versant, de la synthèse à partir de l'azote atmosphérique et des engrais (Angelier, 2000). La forme d'azote généralement utilisée par les producteurs primaires pour la photosynthèse est sous forme nitrates. Les nitrates dominent dans les eaux naturelles bien oxygénées alors que l'azote ammoniacal, produit de dégradation de la matière organique et des excréta animaux, abonde dans les milieux peu oxygénés. Les nitrites sont des produits intermédiaires de la transformation biologique de l'azote ammoniacal en nitrates.

Le phosphore est un élément essentiel à la croissance des végétaux aquatiques. Il intervient en premier avant le carbone et l'azote dans la synthèse des nouveaux tissus des algues (Rodier *et al.*, 2009). Il est assimilable sous forme d'orthophosphates (PO₄³⁻) et est responsable des phénomènes d'eutrophisation (Gaujous, 1995). Le phosphore provient principalement des rejets anthropiques et de la composition des terrains traversés (Angelier, 2000).

La conductivité électrique est une variable chimique qui renseigne sur le degré de minéralisation du milieu. Elle dépend à la fois de la nature géochimique des roches rencontrées dans les bassins versants des plans d'eau et des activités humaines (Liechti *et al.*, 2004).

La dureté calcique de l'eau dépend de sa teneur en calcium. Les résultats de la dureté calcique peuvent être influencés soit par le pH, soit par l'alcalinité ou encore la quantité de chlore présent dans l'eau.

Toute variation importante des paramètres physico-chimiques suscités entraîne un dysfonctionnement de l'écosystème, qui se répercute sur la biologie du milieu c'est-à-dire sur sa teneur en chlorophylle et sur la composition de la biocénose.

I.3. Caractéristiques biologiques des étangs

L'intégrité écologique d'un plan d'eau est la combinaison des intégrités physiques, chimiques et biologiques. La dégradation d'une ou de plusieurs de ces composantes se reflète généralement sur les communautés biologiques. Lorsqu'une perturbation survient dans le milieu, elle entraîne des changements chez les organismes présents. Cette perturbation se caractérise d'une part par l'apparition et une prolifération d'espèces qui affichent des affinités pour des conditions particulières et, d'autre part, par une disparition plus ou moins rapide d'une partie ou de la totalité du peuplement initial (Verneaux, 1973).

La composition spécifique et la concentration du phytoplancton ont une grande influence sur l'abondance du zooplancton, plancton animal, organismes aquatiques de très petite taille, flottant librement dans la colonne d'eau et dérivant au gré de courant (Fontvieille *et al.*, 2003, CCM, 2011). De plus, cette abondance croît avec l'augmentation dans certaines limites de la concentration en nutriments et diminue avec la baisse de la teneur en nutriments (Balvay, 2000). Ces organismes zooplanctoniques sont constitués essentiellement de trois groupes majeurs : Rotifères, Copépodes, et Cladocères (Dussart, 1992). (Les Ciliés sont aussi des zooplanctons mais ils colonisent faiblement les milieux lorsqu'ils sont assez bien entretenus) (Giana et Laville, 1995).

I.3.1. Biologie des communautés zooplanctoniques des étangs

I.3.1.1. Rotifères

Les rotifères sont composés de métazoaires triploblastiques pseudocœlomates de petite taille (0,1 à 1 mm de longueur), qui présentent deux principales caractéristiques : la présence à l'extrémité apicale d'une corona qui est une zone ciliée intervenant dans la locomotion et dans la capture des proies ; l'existence dans le système digestif d'un pharynx musculeux pourvu d'un mastax suivi d'un œsophage, d'un estomac, d'un intestin et d'un cloaque (Zébazé Togouet *et al.*, 2006). Les rotifères sont divisés en trois classes : la classe des Bdelloidea, la classe des Monogononta et la classe des Seisonacea. Des 3 classes, seule celle des Seisonacea est présente dans le milieu marin ; les autres (Monogononta et Bdelloïdea) sont terrestres ou d'eau douce (Pourriot & Francez, 1986).

Le corps des rotifères, constitué d'un nombre fixe de cellules dès l'éclosion (un millier environ) est divisé en trois parties : la tête, le tronc et le pied (Figure 5A). La tête porte l'appareil rotateur (Figure 5B) et la double couronne de cils qui entourent la bouche et qui par battement en sens contraire, créent un tourbillon qui charrie l'eau et les particules nutritives dans la bouche. Le pied se termine le plus souvent par deux orteils qui permettent à l'animal de se fixer à un substrat (Clément, 2009). Chez les individus pélagiques stricts des genres *Filinia*, *Keratella*, *Polyarthra*, le pied a complètement disparu (Pourriot, 1980).

Les rotifères se meuvent suivant deux modalités : les espèces périphtiques et benthiques rampent le long du substrat alors que celles planctoniques nagent avec des trajectoires qui tournent autour de leur axe (*Asplanchna*), des trajectoires hélicoïdales (*Brachionus*) ou des trajectoires droites (*Epiphanes*) (Clément, 2009). D'après Pouomogne (1998), les espèces les plus rencontrées dans les étangs de pisciculture sont celles appartenant aux genres *Brachionus*, *Asplanchna*, *Keratella*, *Polyarthra* (Dakwen *et al.*, 2015 et 2019).

Les Bdelloïdes se reproduisent par parthénogénèse continue alors que les Monogonontes, de loin les plus abondants ont une parthénogénèse cyclique. Chez ces derniers, lorsque les conditions du milieu sont favorables pour leur développement, ils se reproduisent par parthénogénèse. La mise en place des conditions difficiles déclenche le cycle de développement par voie sexuée pour assurer la survie de l'espèce. Les femelles produisent alors des œufs de durée qui vont résister pendant toute cette période difficile : c'est la diapause. En dehors des genres ovovivipares (*Asplanchna*, *Rotaria*) chez qui l'embryon se développe dans le corps de la mère, l'ovocyte mur émis à l'extérieur est porté généralement par la femelle jusqu'à éclosion du jeune.

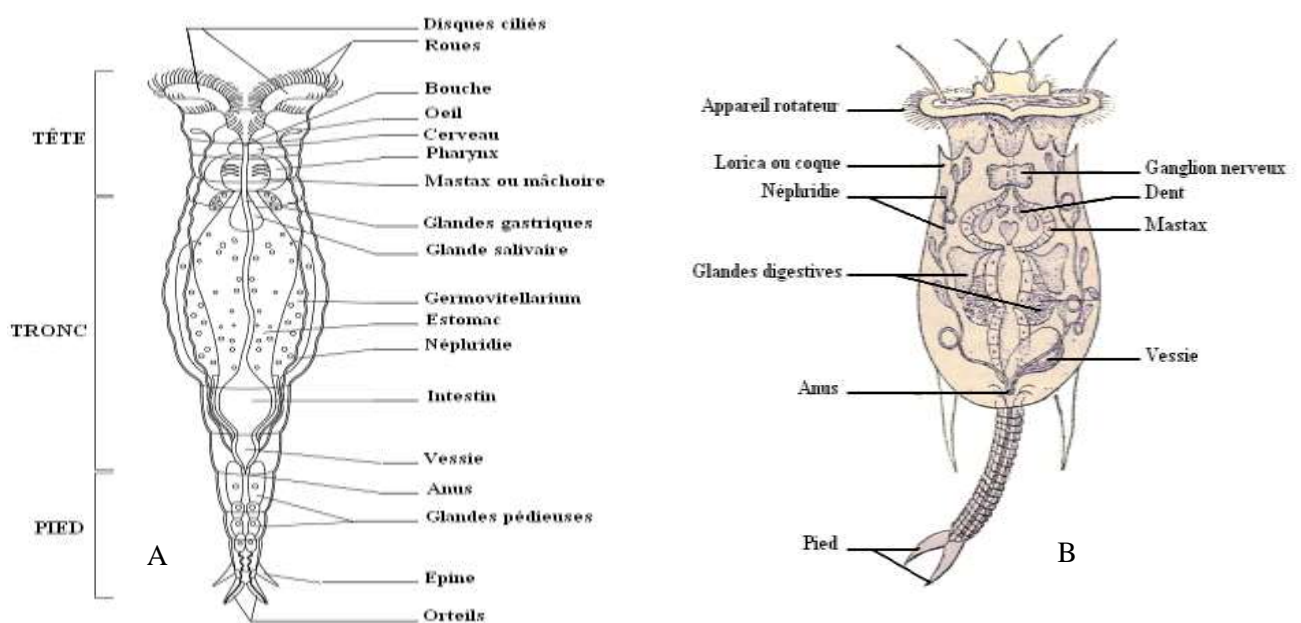


Figure 5 : Anatomie des Rotifères Bdelloidea (A) et Monogononta (B) (Pourriot & Francez, 1986).

La faune piscicole présente ses caractéristiques propres qui sont par ailleurs mal connues au Cameroun. Zébazé Togouet (2000 et 2008) met en évidence la diversité spécifique des rotifères dans le Lac Municipal de Yaoundé ; alors que Nziéleu Tchagnouo (2006), se focalise sur le polymorphisme des Brachionidae dans les étangs d'Obili et d'Efoulan. A ces travaux s'ajoutent ceux de Dakwen *et al.* (2015) dans les étangs piscicoles de Simbock a Yaoundé, et (2020) dans les étangs de pisciculture a faible niveau d'intrants dans le département du Mfoundi (région du Centre, Cameroun). Toutefois, il existe à notre connaissance, très peu des données sur la diversité des Rotifères et les différents niveaux trophiques qu'ils occupent dans les étangs de pisciculture au Cameroun.

I.3.1.2. Cladocères

Les cladocères sont des crustacés de taille comprise entre 0,2 et 6 mm à l'exception des individus de la famille des Leptodoridae dont la taille peut atteindre 18 mm (Amoros, 1984). Ils sont particulièrement abondants dans les eaux douces calmes ou stagnantes.

Le corps des cladocères n'est pas segmenté (Figure 6) (Debiase & Taylor, 2005) et comprend trois parties : la tête, le thorax séparé quelquefois de la tête par un sinus cervical bien observable, et le post-abdomen replié ventralement vers l'avant (Elias-Goutierrez *et al.*, 1999). L'anus s'ouvre sur le bord dorsal du post-abdomen (Amoros, 1984). Les cladocères ont une carapace bivalve globuleuse ou comprimée latéralement, à ouverture postéro-ventrale, qui protège le thorax et l'abdomen. La tête est protégée par une capsule céphalique (Amoros, 1984). Quatre à six paires d'appendices assurent la filtration et la capture des proies. Grâce à leurs antennes très ramifiées, les cladocères se déplacent en nageant (Kurki, 1993 ; Nyinawamwiza, 1998). Les valves transparentes permettent d'observer les organes internes (cœur, intestin). Les cladocères portent leurs œufs dans des poches incubatrices situées en position dorsale, juste à l'arrière du tube digestif (Figure 6).

A l'exception des prédateurs (*Leptodora* et *Polyphemus*) qui consomment les protozoaires, les rotifères et autres petits crustacés, le régime alimentaire de la plupart des cladocères est phytophage, bactériophage ou détritivore (Pourriot *et al.*, 1982). Les individus des familles des Sididae, des Daphnidae et des Moinidae sont exclusivement filtreurs (Glime, 2017). Ceux des familles des Macrothricidae et des Chydoridae peuvent prélever leurs particules nutritives au niveau du substrat, grâce aux premiers appendices modifiés à cet effet. La nutrition des cladocères est conditionnée par la température et la quantité de nourriture dans le milieu.

Le mode de reproduction essentiellement parthénogénétique est un temps de génération relativement court permettant d'observer une croissance très rapide des populations de cladocères lorsque les conditions sont favorables. Les œufs des cladocères ont un développement direct, sauf chez les individus de la famille des Leptodoridae.

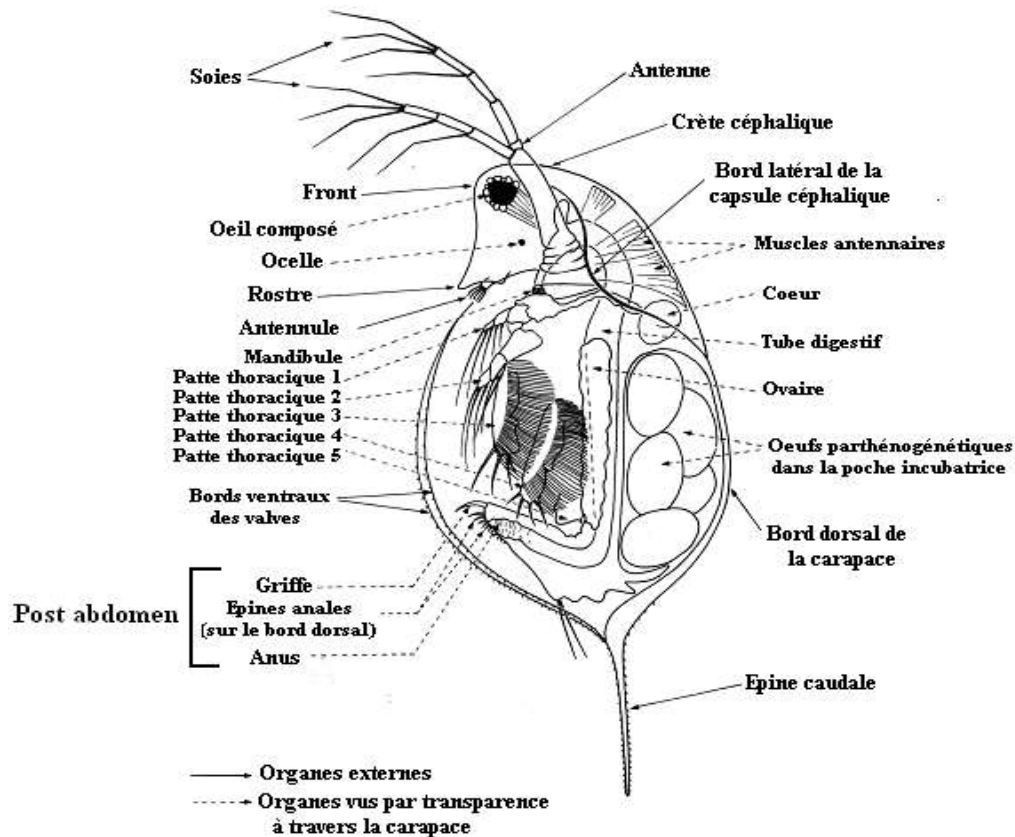


Figure 6 : Organisation générale d'un cladocère. Femelle parthénogénétique en vue latérale (Amoros, 1984).

Comme pour les œufs parthénogénétiques, le développement des stades juvéniles chez les cladocères est principalement influencé par la température et les conditions de nutrition.

Les cladocères sont essentiellement dulçaquicoles et se retrouvent principalement dans les eaux stagnantes. Le peuplement est plus diversifié en zone littorale quoique certains genres (*Leptodora*, *Diaphanosoma*, *Holopedium*, *Daphnia*, *Bosmina*) soient typiquement pélagiques (Rey & Saint-Jean, 1969). *Diaphanosoma sarsi*, *Moinodaphnia* et *Pseudosida bidentata* préfèrent les petites collections d'eau (Rey & Saint-Jean, 1969). *Daphnia longispina*, *D. barbata* et *D. lumholtzi*, sont pélagiques alors que *Scapholeberis* et *Simocephalus* sont des formes littorales ou benthiques. Les Chydoridae et les Macrothricidae restent des formes littorales.

I.3.1.3. Copépodes

Les copépodes (Figure 7) sont des Arthropodes dont trois ordres seulement sont dulcicoles à savoir l'ordre des Calanoida (plus souvent planctonique), l'ordre des Cyclopoida

(planctonique ou benthique) et l'ordre des Harpacticoida (benthique). Leur taille varie suivant les espèces de 0,2 à 12 mm et ils sont caractérisés par un corps fusiforme (Glime, 2017) comprenant trois parties :

La tête ou céphalosome est formée de 6 segments fusionnés dont les appendices sont transformés en organes sensoriels, natatoires, préhensiles ou masticateurs. Les antennes sont longues, l'une (ou les deux selon les espèces) est modifiée chez le mâle qui s'en sert pour saisir la femelle lors de l'accouplement : elle est dite géniculée ;

Le thorax ou métasome compte 5 segments tous porteurs d'une paire d'appendices natatoires. Les quatre premières paires d'appendices natatoires appelés thoracopodes ou péréiopodes, bifides, participent à la locomotion ou sont préhensiles alors que la dernière paire, hypertrophiée chez le mâle et à peine visible chez la femelle, est souvent modifiée en organe copulateur (Gill, 1986 ; Moison, 2009). L'ensemble formé du céphalosome et du métasome constitue le prosome ou céphalothorax ;

L'abdomen ou urosome est constitué de 5 segments ne portant pas d'appendice et plus ou moins fusionnés selon les espèces (Nyinawamwiza, 1998). Sur le premier segment abdominal encore appelé segment génital se trouvent les orifices génitaux alors que le dernier segment porte deux extensions plus ou moins développées suivant les espèces, appelées furca.

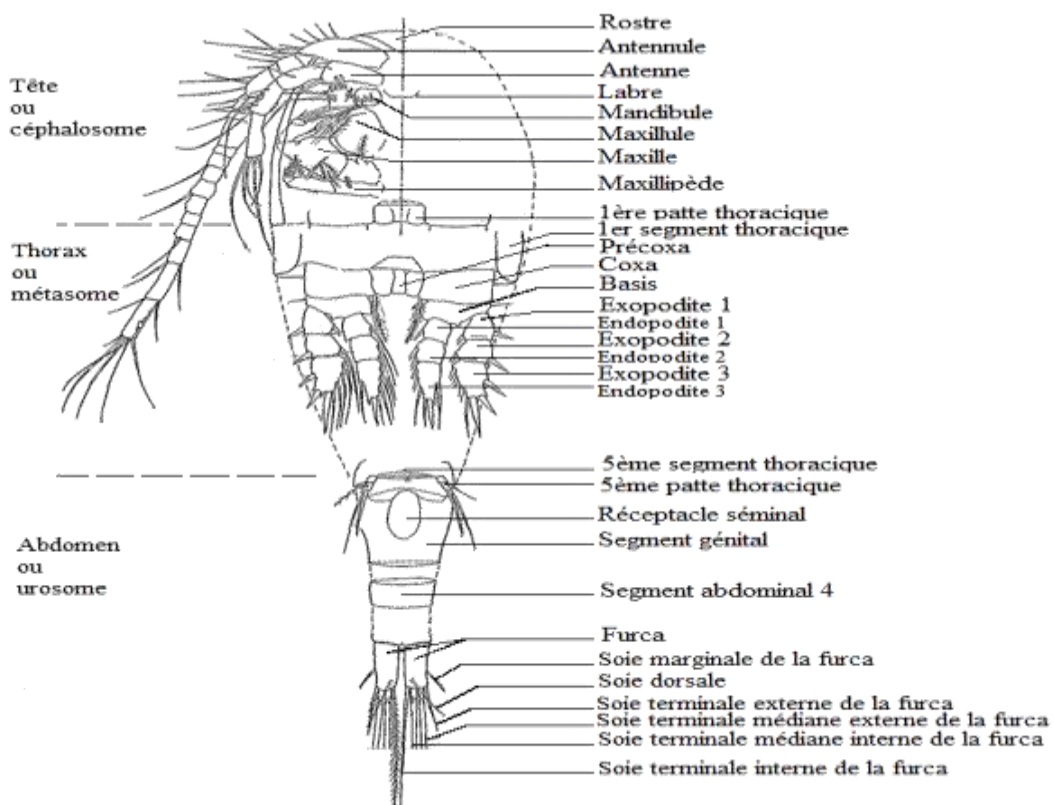


Figure 7 : Organisation générale d'un copépode (Dussart, 1980).

La reproduction chez les copépodes est assurée par la voie sexuée. Elle peut se dérouler tout au long de l'année ou de façon saisonnière selon les espèces, l'environnement et la disponibilité des ressources alimentaires (Moison, 2009).

Les copépodes se développent dans tous les milieux aquatiques, des océans jusqu'aux étangs (Drira, 2009). En région tempérée les copépodes représentent presque toujours plus de 60 % de la biomasse zooplanctonique (Moison, 2009). Leur densité varie en fonction du type de milieu et de la période considérés. Cette densité chute considérablement sous les tropiques (Zébazé Togouet *et al.*, 2005). Plusieurs facteurs influencent la densité et la dynamique des copépodes : la température, la quantité et la disponibilité de nourriture, de lumière et la turbidité (Moison, 2009). Lors de l'élévation de la température qui favorise l'efflorescence algale (phytoplancton ou microphyto-benthos), les copépodes atteignent une forte densité. Mais lorsque la température est maximale, les prédateurs se développent et la compétition autour de la nourriture s'installe, les ressources s'amenuisent et la courbe de densité des copépodes connaît une régression qui se corrige en période de transition saisonnière lors du second bloom phytoplanctonique (Roelke, 2000 ; Drira *et al.*, 2007 ; Drira, 2009). De façon générale, la densité des copépodes est plus importante dans les zones productives (près des côtes et de la surface pour les milieux marins, dans les lacs, les rivières, les estuaires riches en sels nutritifs pour les milieux continentaux) (Moison, 2009).

I.3.2. Rôle du zooplancton des étangs

Le zooplancton est un maillon essentiel de la chaîne trophique en milieu lacustre entre la production primaire et les niveaux trophiques supérieurs (Voarino, 2006). Il constitue en effet la principale source de nourriture pour les poissons en stade larvaire ou adulte et les invertébrés planctoniques (Mariani, 2001 ; Vega-Cendejas et Hernandez de Santillana, 2004 ; Gamito & Erzini, 2005 ; Franco *et al.*, 2006 ; Mariani, 2006 ; Ribeiro *et al.*, 2006). Les organismes zooplanctoniques sont brouteurs d'algues et de détritus, ce qui leur confère un rôle de bioépurateurs des hydrosystèmes associé au rôle crucial dans le recyclage des éléments nutritifs des niveaux inférieurs de la chaîne trophique vers les niveaux supérieurs. Il intervient de façon essentielle dans le déroulement des cycles biogéochimiques du carbone qu'il transfère des niveaux trophiques inférieurs vers les niveaux supérieurs, et de l'azote qu'ils contribuent à piéger dans les sédiments. En effet, les alevins de poissons se nourrissent à près de 70 % de ces organismes et trouvent ainsi, comme les invertébrés tels que *Chaoborus* spp., *Leptodora kindtii* et *Ischnura* spp. Une source importante de carbone pour leur croissance (White, 1998 ;

Lauridsen *et al.*, 1999 ; Burks *et al.*, 2002 ; Romare *et al.*, 2003 et Van de Meutter *et al.*, 2004) ; et ainsi, le transfert du carbone remonte jusqu'aux niveaux supérieurs du réseau trophique aquatique (Figure 8).

Le tégument des rotifères est perméable à l'eau et aux électrolytes. De plus, ces organismes ont une respiration cutanée. Ces caractéristiques les rendent vulnérables à toute modification des conditions de leur biotope. Ils sont par conséquent de bons indicateurs des perturbations que peuvent subir les hydrosystèmes.

De tous les grands groupes zooplanctoniques, les cladocères sont les organismes régulièrement utilisés en paléolimnologie pour la datation (Brassard, 2009). Leur sensibilité à divers stimuli tels que les changements biologiques induisant des variations trophiques, de même que les changements physicochimiques du milieu font d'eux d'excellents indicateurs biologiques (Patoine *et al.*, 2002). En effet, leurs exosquelettes chitineux se conservent dans les sédiments. Ils peuvent ainsi être utilisés pour indiquer la structure passée des communautés zooplanctoniques (Frey, 1986) et établir l'histoire de l'hydrosystème considéré. Les fossiles de cladocères se retrouvent régulièrement dans les sédiments (Korhola, 1999), ce qui fait d'eux, un bon matériel pour l'étude de l'évolution d'un plan d'eau. La figure 8 donne un résumé de l'ensemble du réseau trophique dans un étang piscicole, qui constitue le maillon essentiel de transfert de matière des producteurs primaires (phytoplancton et bactéries) vers les crustacés, les poissons, les oiseaux et les mammifères.

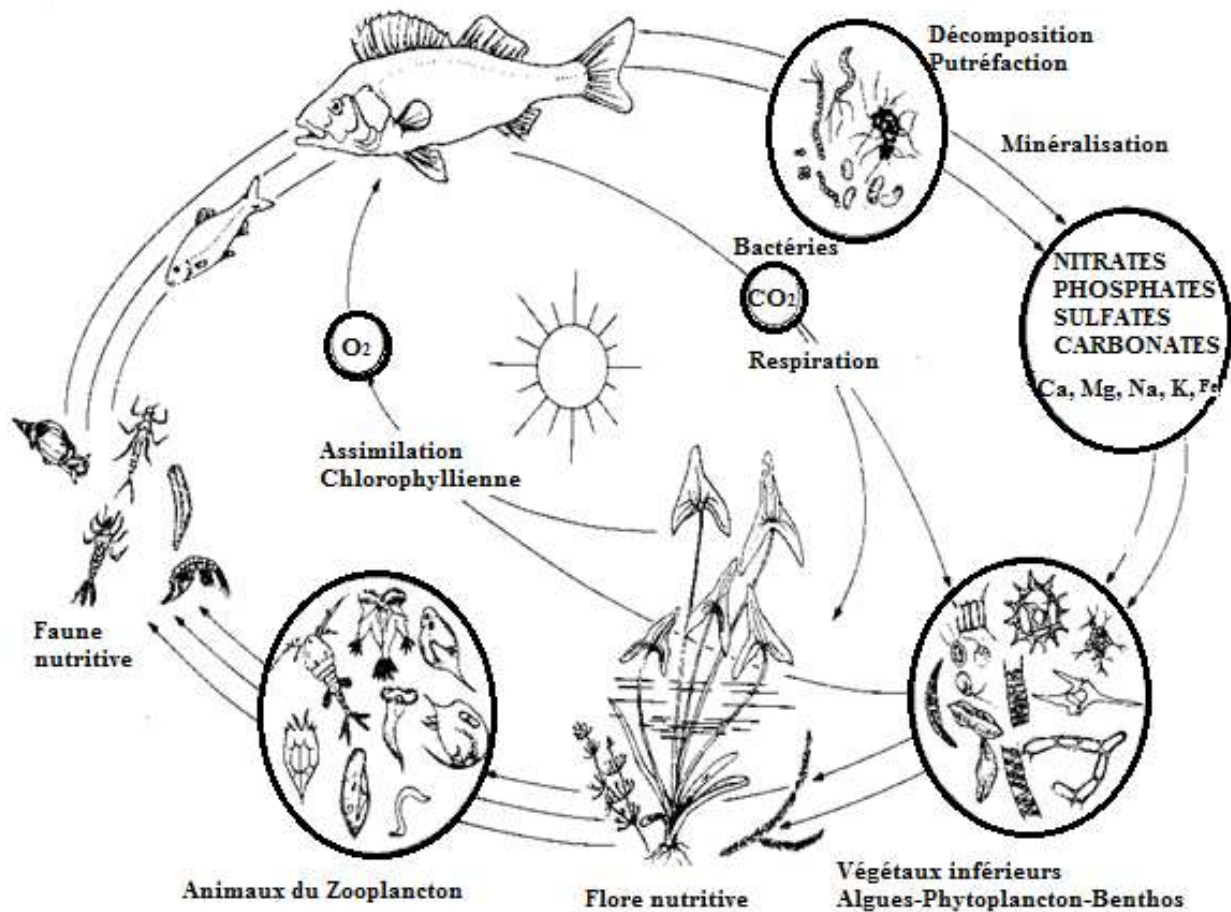


Figure 8 : Exemple d'un réseau trophique dans un étang piscicole (Arrignon, 1976).

I.3.2.1. Source de protéines pour les alevins et les poissons planctonophages

Le zooplancton représente la plus importante source de protéines pour les alevins, dont il constitue l'essentiel de la nourriture (Brassard, 2009). Il intervient non seulement dans l'alimentation des espèces planctonophages ou omnivores mais aussi dans celle des alevins et des jeunes de nombreuses autres espèces de Cyprinidés. Le zooplancton peut être utilisé séché ou vivant comme nourriture pour les poissons d'aquarium (Amoros, 1984).

I.3.2.2. Maillon important du réseau trophique de l'étang

Le zooplancton est le maillon du transfert d'énergie entre les producteurs primaires et les échelons terminaux de la chaîne alimentaire dans les écosystèmes d'eau douce (Aka-koffi *et al.*, 2010); il fournit des quantités importantes d'énergie et de matières et est le principal consommateur du phytoplancton (Arfi et Patritig, 1987). Le zooplancton assure la régulation des populations d'algues par le broutage (Bouzidi *et al.*, 2010). Il intervient dans l'alimentation des espèces planctonophages ou omnivores telles que les hydres, les copépodes, les insectes...

(Amoros, 1984). Les organismes zooplanctoniques assurent une fonction très importante dans le transfert de la matière et de l'énergie dans de nombreux écosystèmes d'eau douce dont les étangs piscicoles. Les matières biologiques consommées sont transférées aux alevins de poissons (Pourriot et Champ, 1982) dont ils sont la principale source d'alimentation (Zébazé Togouet, 2008) et aux poissons planctonophages (à l'instar d'*Oreochromis niloticus*).

I.3.2.3. Auto-épurateur des milieux naturels

Les organismes zooplanctoniques sont des biofiltreurs et par conséquent, responsables du comportement auto-épurateur des eaux. Les daphnies par exemple sont des organismes filtreurs, considérés comme des consommateurs primaires. Elles sont phytophages et bactériophages (Hadas *et al.*, 1983). Elles apprécient les eaux riches en matières organiques dissoutes ou en suspension (Mugel et Férard, 1978).

I.3.2.4. Bioindicateurs de pollution

Le zooplancton est un bon bio-indicateur du changement de l'environnement (Patoine *et al.*, 2002). En effet, le zooplancton est considéré comme étant très sensible aux variations des conditions de son milieu, car intimement assujéti à son environnement (Moss, 1998) et participe à son épuration (Nogrady *et al.*, 1995 ; Brassard, 2009). Un changement dans la composition phytoplanctonique par exemple dû aux variations des MES peut entraîner une réduction de la disponibilité des algues pour les Copépodes, résultant d'une augmentation de la taille cellulaire globale ou d'une distribution taxonomique différente (Mialet, 2010). La morphologie des daphnies peut changer périodiquement au cours des cycles saisonniers et affecter en particulier la forme de la tête et de la carapace, la taille de l'œil composé ainsi que la longueur de l'épine caudale. Ce phénomène nommé cyclomorphose (Amoros, 1984) semble être contrôlé par les conditions du milieu à savoir la turbidité, la lumière (Jacobs, 1962) et la température (Yurista, 2000). Les daphnies sont également utilisées en écologie pour évaluer l'écotoxicité potentielle d'effluents et des eaux de pluies (Sakai, 2006) sur le terrain (De Coen *et al.*, 2006) ou au laboratoire (Antunes *et al.*, 2007). En outre, la daphnie permet d'établir des critères de qualité des eaux ou des normes de qualité environnementale (Slobodnik *et al.*, 2012).

I.3.3. Structure des Communautés zooplanctoniques des étangs

Le zooplancton est par définition inféodé aux mouvements de l'eau. Cependant, Bollens & Frost (1989 a, b) ; et Buskey (1998) ont mis en évidence des zones d'agrégation et de regroupement des copépodes suivant les plans vertical et horizontal. Pour Kolmogorov (1941) et Frisch (1995), les fortes densités observables à certains moments et à certains endroits dans la

colonne d'eau sont attribuables au caractère grégaire des copépodes. Cette tendance au regroupement s'explique par la synergie des comportements individuels en réponse à des signaux environnementaux (Okubo and Anderson, 1984 ; Okubo, 1986) mais aussi à des interactions inhérentes à leur vie en communauté (Yamazaki, 1993) et à des processus physiques (courants, vagues, stratification, turbulence) (Banas *et al.*, 2004). Si les phénomènes physiques affectant la position et donc la dynamique des populations a une influence à grande échelle spatiale et temporelle, les facteurs comportementaux s'observent à échelle moins importante (Moison, 2009).

Le zooplancton réagit donc à divers stimuli allant des signaux environnementaux (lumière, turbidité) aux signaux chimiques émis par les prédateurs en passant par un comportement individuel simultané visant à rechercher la proie ou un partenaire (Banas *et al.*, 2004). Il est par conséquent commun de retrouver de fortes concentrations de copépodes, de cladocères ou de rotifères aux niveaux de forts gradients physicochimiques (zone de front) riches en phytoplancton (Holliday *et al.*, 1999 ; Leising & Franks, 2000).

Lorsque la profondeur d'un plan d'eau est supérieure à 30 m et sa morphométrie complexe, un protocole d'échantillonnage stratifié et à des stations multiples est indiqué (Patalas & Salki, 1993) pour vérifier l'hypothèse de l'existence des zones ou des régions constantes de composition des communautés de zooplancton ou pour évaluer une quelconque distribution spatio-temporelle des communautés zooplanctoniques. De plus, la composition taxonomique et les densités de zooplancton varient considérablement dans le temps et suivant une base saisonnière, à cause de la durée de génération d'un grand nombre d'organismes zooplanctoniques (déterminée principalement par la température) (Bottrell *et al.*, 1976) et des modifications dans les cycles biologiques de différentes populations. Les estimations relatives à la biodiversité sont donc sensibles au nombre d'emplacements ainsi qu'au volume d'eau échantillonnés. Idéalement, les échantillons de zooplancton devraient être représentatifs de la zone d'eau libre d'un étang. Des échantillons répétés provenant de différentes zones et profondeurs devraient aussi être prélevés. Arnott *et al.* (1998) indiquent que l'échantillonnage devrait être entrepris tout au moins sur une base mensuelle pour rendre compte de 80 % des espèces observées annuellement. Zébazé Togouet *et al.* (2005) suggèrent que les prélèvements de zooplancton soient effectués à peu près au même moment durant le jour pour conserver une uniformité.

I.3.4. Communauté zooplanctonique et production piscicole

L'eutrophisation d'un plan d'eau se manifeste sous différentes formes. C'est la raison pour laquelle, les techniques curatives pour faire face à l'eutrophisation sont diverses et variées. Ces différentes techniques reposent sur des méthodes allant de l'évacuation ou la réduction des concentrations de polluants des eaux. La communauté zooplanctonique a un double effet sur l'écosystème des étangs à savoir : des effets directs et indirects.

I.3.4.1. Effets directs

La prédation exercée par les poissons sur les autres peuplements de l'écosystème conduit généralement à une évolution structurale de la communauté benthique et planctonique vers les formes de plus petites tailles, ou vers les formes ayant un comportement de camouflage ainsi qu'à une diminution de densité de certaines espèces (Délincé, 1992). Cette élimination s'accompagne d'un enrichissement de l'eau en particules de matières organiques et du développement d'une flore bactérienne. Les poissons planctonnophages qui chassent à vue, consomment préférentiellement les organismes de grande taille et induisent une modification de la composition spécifique du plancton (Northcote, 1988). Les poissons planctonnophages filtreurs défavorisent la population zooplanctonique ayant la plus grande faculté d'échappement et la prolifération des algues (Lazzaro, 1987). Le compartiment périphytique n'est pas en reste. En effet, les étangs non empoisonnés sont beaucoup plus riches en périphyton que ceux qui le sont (Spencer et King, 1984). Le broutage du périphyton est apparemment fréquent, intense et peut avoir une importance considérable dans les transferts d'énergie du périphyton au poisson (Northcote, 1988).

I.3.4.2. Effets indirects

Les stratégies alimentaires mises en jeu par le poisson affectent la transparence de l'eau et le cycle des nutriments (Dabbadié, 1996). Ainsi, les espèces benthophages fouisseuses remettent en suspension le sédiment et augmentent la turbidité argileuse qui nuit à la production primaire (Délincé, 1992). Au contraire, cette remise en suspension stimule les échanges d'éléments nutritifs entre la vase et l'eau, ce qui est favorable à la production planctonique. Les poissons peuvent ainsi accroître l'efficacité des fertilisants riches en phosphate par bioturbation (Jana et Das, 1992). Les biomanipulations réduisent le développement du phytoplancton, augmentent ainsi la transparence et favorisent le développement d'organismes zooplanctoniques à capacité de filtration (Spencer et King, 1984).

Par ailleurs, les excréta liquides libèrent des nutriments directement assimilables par les producteurs primaires, alors que les fèces en l'absence de consommation directe, exercent une

action plus lente. Les poissons favorisent ainsi le recyclage rapide de certains éléments tels que le phosphore et stimulent le développement des micro-algues (Kraft, 1992). Le broutage intense du phytoplancton ou du périphyton permet d'accroître la production primaire, malgré la réduction de leur biomasse. La prédation exercée sur le zooplancton réduit l'abondance des organismes de grandes tailles et favorise indirectement le développement des organismes de petites tailles. Cependant, le développement de petites formes zooplanctoniques accroît souvent la libération des nutriments, en particulier le phosphore (Northcote, 1988), si bien que les micro-algues peuvent l'utiliser pour se développer.

La productivité de l'étang, quel que soit le niveau d'apport trophique (faible ou élevé) est dépendante des caractéristiques pédologiques de son bassin versant, de l'eau qui l'alimente, ainsi que de la gestion des apports exogènes d'aliments minéraux et/ou organiques riches en carbone (C), azote (N) et phosphore (P). Mc Nabb *et al.*, (1990) proposaient en Thaïlande un rapport 50C :10N :1P pour un bon développement de phytoplancton et des poissons. D'après Egna et Boyd (1997), les rapports moyens observés lors des meilleurs rendements seraient de 40C :10N et 8N :1P dans les étangs tropicaux. Ils montrent aussi qu'un abaissement à 2N :1P voire 1N :1P est nécessaire en condition de faible alcalinité. Les apports notamment en azote, en phosphore et éventuellement en carbone stimulent la production primaire, base du réseau trophique, au travers du processus photosynthétique. En pisciculture d'étang l'équilibre C/N/P est géré par l'apport de fumures, d'amendements minéraux, de sous-produits agricoles et/ou d'aliments formulés qui ont un effet direct ou indirect sur la chimie de l'eau. Les fertilisants des étangs peuvent être les plantes, les excréments du bétail ou de la volaille, les déchets et les eaux usées des usines de transformations alimentaires, ou encore des engrais chimiques.

Une bonne maîtrise du fonctionnement de l'étang piscicole dans l'ensemble par le pisciculteur contribuerait à l'évolution de la pisciculture au Cameroun.

I.3.5. Problèmes de la pisciculture au Cameroun

La production piscicole est tributaire des contraintes relevant du mode de gestion du secteur par les pouvoirs publics, du financement, de l'aménagement des structures et de leur gestion (Atangana Kenfack *et al.*, 2019). En effet, dans les Exploitations Familiales Agricoles, il se pose toujours le problème de manque d'alevins de qualité lié à une absence ou à une mauvaise gestion des géniteurs, ce qui oblige les producteurs à avoir recours aux prélèvements dans le milieu naturel (Brummett *et al.*, 2010); de la rareté des espèces endogènes véritablement domestiquée (Zango *et al.*, 2016). A cela s'ajoute le taux de mortalité élevé le premier mois

d'élevage, le coût élevé de l'aliment (Nna *et al.*, 2003) et le faible nombre d'espèces candidates à la polyculture en étang qui ne permet pas une valorisation optimale du réseau trophique de l'écosystème aquatique. A côté de toutes ces raisons peuvent s'inscrire le vol, la prédation pratiquée par les animaux sauvages ainsi que le manque de formation et d'informations des paysans sur les pratiques piscicoles (Hirigoyen *et al.*, 1997).

La combinaison de ces facteurs défavorables n'a pas permis le développement à grande échelle d'une activité de pisciculture viable économiquement et par conséquent capable de renforcer la durabilité des exploitations familiales agricoles dont elle fait partie (Brummett *et al.*, 2010). Cependant, c'est bien l'Exploitation Agricole Familiale (EFA) qui porte la pisciculture d'Afrique subsaharienne et notamment celle du Cameroun (Pouomogne et Pelsm, 2008).

En ce qui concerne la performance du secteur piscicole au Cameroun, le nombre de pisciculteurs augmente avec le temps. De 3000 pisciculteurs possédant environ 5000 étangs de 200 hectares au total en 1997 (Pouomogne, 1998), on est passé à 4000 pisciculteurs possédant 7000 étangs d'environ 245 hectares de superficie totale à la fin de l'année 2004 (Pouomogne, 2005). FAO (2013) dénombre 10 000 pisciculteurs dont 600 femmes et estime la surface totale exploitée à plus de 250 hectares avec une production totale d'environ 850 tonnes de poissons seulement. Face à cette difficulté, Koffi *et al.* (1996) pensaient déjà que la pisciculture au Cameroun doit s'intégrer essentiellement à l'environnement de la population cible ; elle doit être en mesure de mieux valoriser les facteurs de productions existants tels que le foncier, l'eau, la main d'œuvre et les intrants disponibles dans l'environnement immédiat. Pour cela, la pisciculture extensive ou semi-intensive doit bénéficier d'une attention particulière.

La plupart des poissons élevés en Afrique et particulièrement au Cameroun sont omnivores, détritivores et microphages mais leurs alevins sont planctonophages (Pouomogne, 1998). Les poissons (Figure 9) couramment utilisés en pisciculture au Cameroun sont entre autres : *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) ; *Hemichromis fasciatus* (peters, 1857) ; *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) ; *Tilapia cameronensis* (Cichlidae) ; *Clarias gariepinus* (Clariidae) (Burchell, 1822) ; *Heterotis niloticus* (Osteoglossidae) (Curvier, 1829).



Oreochromis niloticus



Clarias gariepinus



Cyprinus carpio

E

F



Clarias jaensis



Tilapia camerounensis



Hemichromis fasciatus



Heterotis niloticus

Figure 9 : Principales espèces de poissons utilisées en pisciculture au Cameroun (Efole Ewoukem, 2011).

CHAPITRE II : ZONE D'ETUDE, MATERIEL ET METHODES

II.1. Zone d'étude

II.1.1. Région d'étude

La Région de l'Est-Cameroun est limitée au Nord par la Région de l'Adamaoua, à l'Ouest par les Régions du Centre et du Sud, à l'Est par la République Centrafricaine et au Sud par la République du Congo. Le relief de la Région est dominé par le plateau Sud-Camerounais constitué de vastes pénéplaines dont l'altitude varie entre 0 et environ 1000 m (Segalen, 1967). La superficie est d'environ 109 002 Km², avec trois grands domaines de végétation : la zone forestière qui couvre 70 851,3 Km² (soit 65 % de la superficie de la Région), la zone de transition entre la forêt et la savane qui s'étend sur 22 890,4 Km² et la zone de savane dont la superficie est estimée à 15 260,3 Km² (BUCREP, 2010). Le réseau hydrographique de la Région est composé de 6 fleuves qui font partie de deux des trois principaux bassins hydrographiques du pays (Olivry, 1986) : le bassin de l'Atlantique regroupant 3 fleuves (Lom, Djérem, Nyong), le bassin du Congo avec la Kadey, la Boumba et le Ngoko.

Sur le plan géomorphologique, la Région de l'Est est caractérisée par la présence de sédiments et de roches cristallines (Segalen, 1967). Sur le plan pédologique, elle est formée des sols ferrallitiques rouges peu fertiles sur les interfluves et rouges-bruns très fertiles dans les fonds des vallées (Segalen, 1967).

II.1.1.1. Site d'étude

La ville de Bertoua représentant le site de cette étude se trouve dans le Département du Lom et Djérem (Figure 10). Elle est située à 350 Km de Yaoundé avec une superficie de 109 Km², une population estimée à environ 794 963 habitants pour une densité de 7293 hab./Km² (BUCREP, 2010). Cette localité occupe une partie du plateau Sud-Camerounais dont l'altitude varie entre 400 et 900 m (Segalen, 1967). Les activités économiques sont principalement l'agriculture, l'exploitation forestière, l'élevage et l'exploitation minière. Sa situation géographique fait d'elle le principal pôle de développement de la région. La population active de Bertoua est constituée en majeure partie de jeunes qui travaillent dans le secteur informel où le transport occupe une place prédominante.

II.1.1.2. Climatologie de la ville de Bertoua

Les spécificités du climat de la région de Bertoua résident dans sa position géographique stratégique. En effet, elle se trouve dans la zone de transition de deux climats : climat équatorial (froid) et climat tropical (chaud). Son climat est donc de type équatorial et tropical de transition caractérisé par une abondance des précipitations atteignant environ les 1625 mm/an (Olivry,

1986). La température oscille entre 18°C et 29,2°C avec une moyenne de 23°C (Suchel, 1972). Ce climat montre toutefois une chute de pluviosité en juillet-août ou au moins un palier dans l'augmentation des précipitations (Olivry, 1986). Les précipitations annuelles y sont relativement abondantes (1500 à 2000 mm de pluies). On y observe deux saisons dont les durées varient au cours des années (Olivry, 1986) :

- une grande saison sèche qui va de novembre à mars ;
- une grande saison des pluies allant d'avril à octobre.

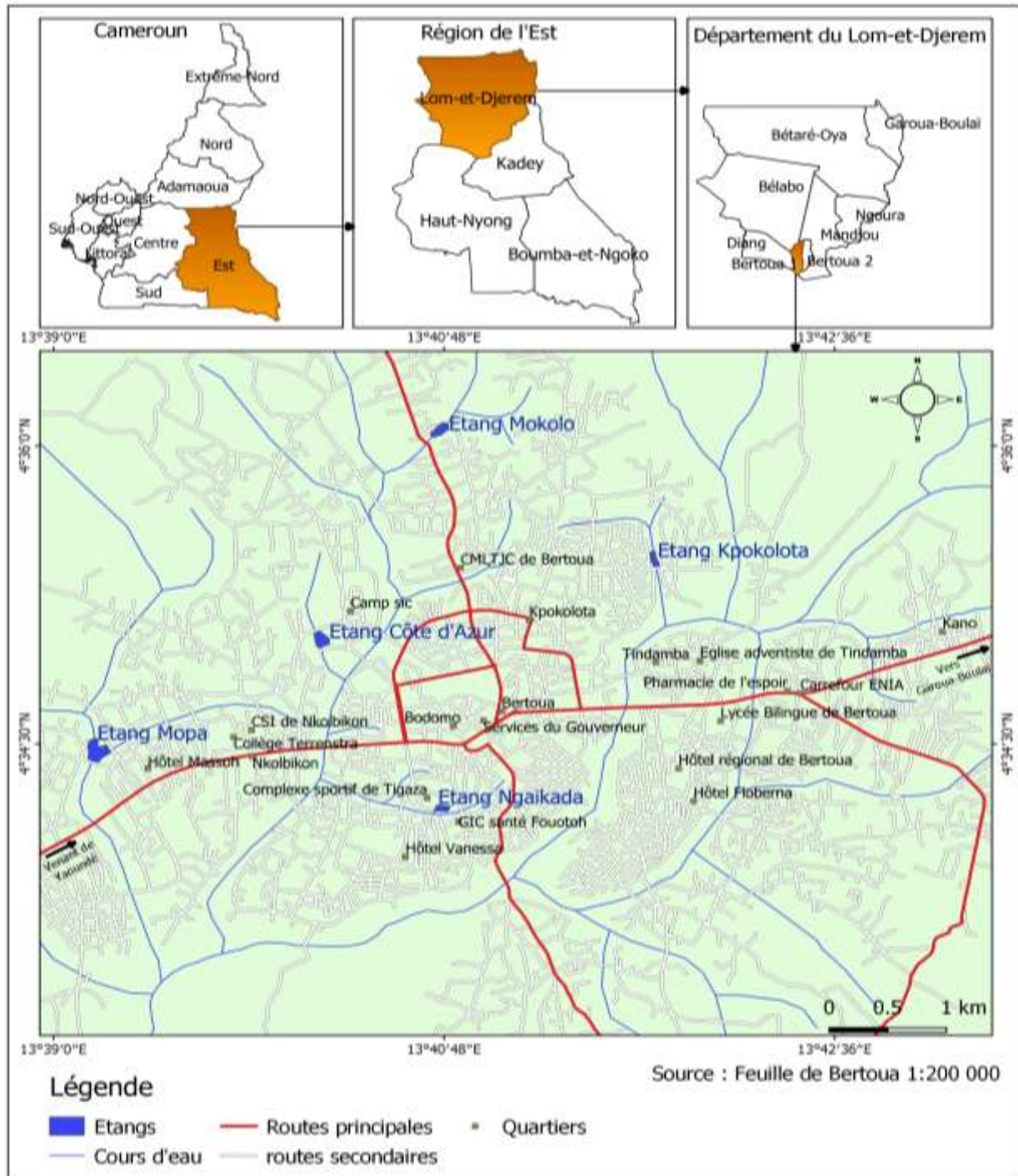


Figure 10 : Situation géographique de la ville de Bertoua et localisation des différents étangs étudiés.

II.1.2. Description des plans d'eau

En fonction de la qualité de gestion, état de l'étang piscicole, avis et disponibilité des pisciculteurs, et les sources de pollution, 5 étangs ont été retenus pour l'étude (Figure 10).

II.1.2.1. Etang Mokolo

L'étang Mokolo est situé au quartier Mokolo (Figure 11A) à l'extrême Nord de la ville de Bertoua. Ses coordonnées géographiques sont de 04°36.065' Nord et 013°40.759' Est pour une altitude de 658 m et 1,70 m de profondeur (Tableau II). Ce plan d'eau est un étang de barrage caractérisé par une forte végétation qui l'entoure, marquée par la présence de macrophytes dont certaines sont flottants et d'autres prolifèrent au niveau des berges, quelques habitations et des cultures vivrières sur son bassin versant. La faune ichtyologique est constituée essentiellement des espèces : *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822), *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) et *Heterotis niloticus* (Curvier, 1829). Les eaux de cet étang sont utilisées par les populations riveraines pour les besoins domestiques, lessive, bain, vaisselle, jardins familiaux, le lavage des véhicules (Figure 11B).



Figure 11 : Etang Mokolo (A : vue partielle, B : présentation de quelques activités effectuées sur l'étang).

II.1.2.2. Etang Kpokolota

Cet étang, situé au quartier Tidamba est caractérisé par de nombreuses habitations tout autour de l'étang (Figure 12A). Les coordonnées géographiques sont de 04°35.432' de latitude Nord et 013°41.770' de longitude Est. Cet étang est situé à une altitude de 654 m au-dessus de la mer a une profondeur 1,60 m (Tableau II). Les principales sources de pollution des eaux proviennent des habitations situées dans le bassin versant, des dépôts d'ordures situés à

proximité et surtout des latrines à fond perdu construites juste en bordure de l'étang. On note la présence d'un moine sur sa partie inférieure permettant de réguler le trop plein et d'empêcher une inondation des habitations situées aux abords de l'étang (Figure 12B).



Figure 12 : Etang Kpokolota (A : vue partielle, B : présentation du moine).

Plusieurs espèces de poissons ont été régulièrement rencontrés dans cet étang pendant la période d'échantillonnage constituée principalement de *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822), *Heterotis niloticus* (Curvier, 1829), *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) et *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758).

II.1.2.3. Etang Ngaïkada

Cette étendue d'eau est située au quartier Itali. Elle a pour coordonnées géographiques : 04°34.175' Nord et 013°40.759' Est avec une altitude de 655 m au-dessus de la mer à une profondeur de 1,30 m (Tableau II). La surface des eaux de cet étang est recouverte d'hygrophytes empêchant une meilleure pénétration de la lumière. Le bassin versant est caractérisé par la présence de nombreuses habitations (Figure 13A). On note aussi la présence de nombreux végétaux tout autour de l'étang et d'un moine sur sa partie inférieure pour réguler le trop plein d'eau (Figure 13B). Les poissons régulièrement rencontrés sont les espèces : *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822), *Heterotis niloticus* (Curvier, 1829) et *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758)



Figure 13 : Etang Ngaikada (A : vue partielle, B : présentation du moine et de végétaux).

II.1.2.4. Etang Côte d'azur

L'étang Côte d'azur est situé au quartier Nkolbikon 1 (Figure 14A). Ses coordonnées géographiques sont 04°34.992' de latitude Nord et 013°40.237' de longitude Est et son altitude est de 654 m par rapport à la mer a une profondeur de 1,30 m (Tableau II). C'est une grande étendue d'eau caractérisée par la présence de nombreux végétaux, arbres et arbustes qui bordent l'étang et de nombreux hydrophytes qui recouvrent la surface de l'eau. On note la présence de quelques habitations tout autour de l'étang qui est cependant exploité pour la pisciculture (Figure 14 B).



Figure 14 : Etang Côte d'azur (A : vue partielle, B : présentation du moine et de quelques habitations).

Les poissons *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822), *Heterotis niloticus* (Curvier, 1829) et *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758).

II.1.2.5. Etang Mopa

L'étang Mopa de coordonnées géographiques : 04°34.408' de longitude Nord, 013°39.188' de latitude Est et 650 m d'altitude est un étang abandonné (Figure 15A). Il est situé à l'entrée de la ville de Bertoua dans le quartier Nkolbikon 1, a une profondeur moyenne

d'environ 1,45m (Tableau II). Caractérisé par une ceinture de végétation située sur le rivage entourant l'étang, on note la présence de *Nymphaea lotus* et *Pistia stratiotes* qui colonisent complètement la surface de l'étang, constituant sa principale source de pollution. Cet étang est pourvu d'un moine à sa partie inférieure permettant de réguler le trop plein d'eau tout en empêchant une inondation de la route (Figure 15B), il sert d'irrigation pour les populations.

Les espèces de poissons *Heterotis niloticus* (Curvier, 1829), *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758), *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) (Silure) et *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) sont régulièrement rencontrés.

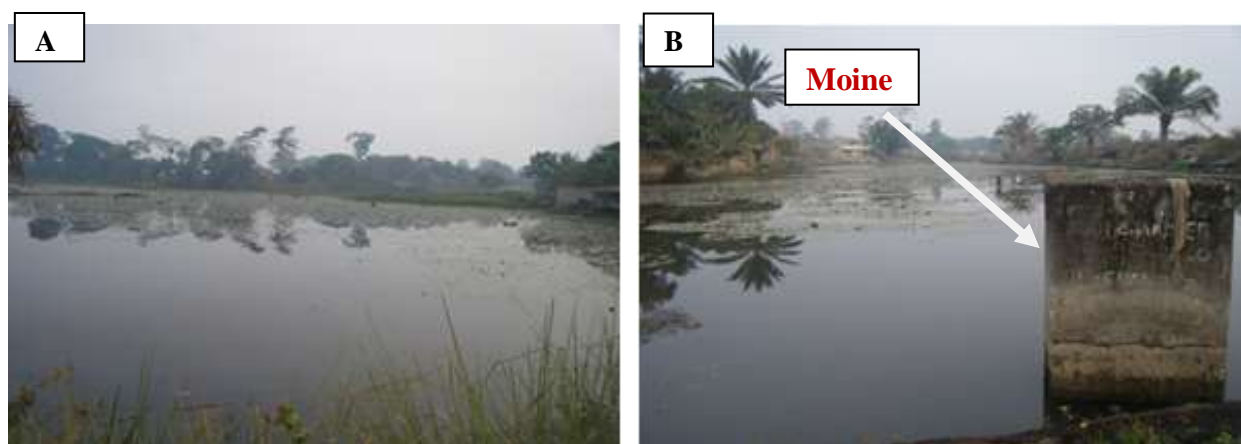


Figure 15 : Etang Mopa (A : vue partielle, B : présentation du moine).

Tableau II : Coordonnées géographiques et sources de pollution des étangs étudiés.

Etangs	Coordonnées GPS			Principales sources de pollution	Plantes aquatiques	Poissons
	Latitude (°N)	Longitude (°E)	Altitude (m)			
Mokolo	04°36'065"	013°40'759"	658	Ferme en amont, activités ménagères	<i>Nymphaea Lotus, Pistia Stratiotes</i>	<i>Clarias gariepinus, Cyprinus carpio, Heterotis niloticus</i>
Kpokolota	04°35'432"	013°41'770"	654	Habitations, toilettes à fond perdue, dépôts d'ordures		<i>Heterotis niloticus, Cyprinus carpio, Clarias gariepinus, Oreochromis niloticus</i>
Ngaikada	04°34'175"	013°40'759"	655	Habitations, hygrophytes abreusement des animaux		<i>Heterotis niloticus, Cyprinus carpio, Clarias gariepinus</i>

Côte d'azur	04°34'992"	013°40'237"	654	Plantations, habitations	<i>Heterotis niloticus, Cyprinus carpio, Clarias gariepinus</i>
Mopa	04°34'408"	013°39'188"	650	Végétations, habitations	<i>Heterotis niloticus, Cyprinus carpio, Clarias gariepinus, Oreochromis niloticus</i>

II.2. MATERIEL ET METHODES

II.2.1. Echantillonnages pour la physicochimie et la biologie

Notre étude s'est déroulée en deux phases : la première phase allant de janvier à février 2016 a consisté à la prospection du site en vue d'une meilleure connaissance des bassins versants dans le but de déterminer les éventuelles sources de pollutions, et au choix des stations d'échantillonnage. Un point au milieu de chaque plan d'eau a été considéré et les prélèvements ont été effectués à deux niveaux de profondeur à savoir en surface (0-0,5 m de profondeur) et en profondeur (0,5 m au-dessus du fond), la seconde phase allant de mars 2016 à avril 2017 (14 mois), afin de collecter les données physicochimiques et biologiques des cinq étangs retenus selon une fréquence mensuelle de prélèvement.

L'échantillonnage a été effectué pendant 14 mois couvrant toute la saison des pluies (avril à octobre), toute la saison sèche (mars à novembre), selon le découpage d'Olivry (1986). Les échantillons d'eau ont été prélevés entre 7 h et 12 h du matin suivant une fréquence mensuelle. L'eau a été échantillonnée à l'aide d'une bouteille de type Van-Dorn de 6 litres et les déplacements sur les étangs ont été effectués à l'aide d'une embarcation de marque Zodiac MR II gonflable (14A).

Pour les analyses physicochimiques, les échantillons d'eau ont été conservés dans des flacons de polyéthylène de 1 000 cc remplis à ras-bord et maintenus au frais dans une glacière jusqu'au laboratoire.

Les échantillons destinés aux analyses biologiques ont été prélevés entre la surface et 0,5 m de profondeur à l'aide d'un sceau de 10 L et filtrée à travers un tamis de 64 µm de porosité et de 10 cm de diamètre. Le processus a été répété cinq fois afin d'atteindre un volume d'eau filtrée de 50 L. Sur les 200 mL de filtrat recueilli, 100 mL, fixés sur le terrain au formol 5% pour

conserver les formes des individus à carapace chitineuse récoltés ont servi pour l'identification et le comptage des organismes. La seconde moitié (100 mL) non-fixée a permis d'étudier les organismes à tégument souple. Pour la détermination de la richesse spécifique des étangs, un échantillon composite a été obtenu après mélange des sous-échantillons issus des prélèvements en plusieurs points dans l'herbier.

II.2.2. Analyses morphométriques et physicochimiques des étangs

II.2.2.1. Variables morphométriques

Les cartes bathymétriques sont des cartes topographiques du fond d'un étang qui présentent les profondeurs. En plus de permettre une connaissance précise de la superficie, du volume, des profondeurs moyennes et maximales, ces cartes renseignent sur la superficie du bassin versant de l'étang, donnée essentielle pour comprendre leur état de santé. Elle régule l'hydrodynamique, ayant un effet sur la répartition du zooplancton.

Le principe est relativement simple. La campagne de relevé bathymétrique sera planifiée en fonction des éléments météorologiques du secteur. L'équipement nécessite une embarcation classique, un récepteur GPS Map 4215 garmin, un appareil sondeur. Le principe de relevé consiste à enregistrer chaque point de la surface sous l'eau dans les trois dimensions. Pour cela, le positionnement par GPS permet de positionner chaque point en surface à partir du fond de l'embarcation. La profondeur entre la surface du bateau et le fond de l'eau est alors déterminée grâce au sondeur.

II.2.2.2. Variables physiques

II.2.2.2.1. Température de l'eau

La température de l'eau a été mesurée *in situ*, à l'aide d'un thermomètre à colonne de mercure gradué au 1/10 °C. Les résultats sont donnés en °C (degré Celsius).

II.2.2.2.2. Transparence et profondeur

L'épaisseur de la couche euphotique (Z_{eu}) a été déterminée en utilisant la profondeur de disparition du disque de Secchi mesurée *in situ* (Z_s) dans la relation de Wetzel & Likens (2000) : $Z_{eu} = 2,42 \times Z_s$. La profondeur du Secchi a au préalable été mesurée à l'aide d'une corde graduée et lestée et sera exprimée en cm.

II.2.2.2.3. Matières En Suspension (MES)

Les Matières En Suspension (MES) ont été déterminées suivant la méthode colorimétrique au spectrophotomètre HACH DR/2800, à la longueur d'onde 810 nm. Les résultats ont été exprimés en $mg.L^{-1}$.

II.2.2.2.4. Solides Totaux Dissous (TDS)

Les Solides Totaux Dissous ont été mesurés *in situ* à l'aide d'un TDS/Conductimètre portable HACH HQ14d et les résultats exprimés en mg.L⁻¹.

II.2.2.2.5. Couleur

La couleur apparente a été mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre HACH/DR 2800. Les valeurs lues à 455 nm sont données en Unité Platinium-Cobalt (U.PI-Co).

II.2.2.2.6. Turbidité

La turbidité de l'eau a été évaluée à l'aide du spectrophotomètre HACH/DR 2800. Elle a été exprimée en Formazine Turbidity Unit (FTU).

II.2.2.3. Variables chimiques

II.2.2.3.1. Potentiel d'Hydrogène (pH)

Le pH a été mesuré sur le terrain à l'aide d'un pH-mètre portatif de marque SHOTT GERÄTE CG 812.

II.2.2.3.2. Conductivité électrique

La conductivité électrique a été déterminée sur le terrain à l'aide d'un TDS/Conductimètre portable HACH et les résultats exprimés en $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

II.2.2.3.3. Oxygène dissous

La teneur de l'eau en oxygène dissous a été mesurée *in situ* au moyen d'un oxymètre de marque HACH HQ14d. elle est exprimée en % de saturation et en mg/L.

II.2.2.3.4. Gaz carbonique dissous (CO₂)

La mesure du CO₂ a été faite en deux temps :

- Sur le terrain, le CO₂ est fixé en introduisant dans une fiole jaugée de 200 ml, contenant préalablement 20 ml de NaOH N/20 et 2 à 3 gouttes de phénolphtaléine, de l'échantillon d'eau brute jusqu'au trait de jauge. Le mélange obtenu de coloration rose, est alors conservé dans un flacon en polyéthylène à double bouchage de 250 ml.

- Au laboratoire, 50 ml de ce mélange sont titrés avec de l'acide chlorhydrique N/10 jusqu'à décoloration complète. La teneur en CO₂ est déterminée par la formule :

CO_2 (mg/L) = (descente de burette de l'échantillon – descente de burette du témoin) \times 17,6.

II.2.2.3.5. Dureté calcique

La dureté calcique a été mesurée par volumétrie. Dans 50 ml d'échantillon contenu dans un bécher, 1 ml de KCN 1 %, 2 ml de NaOH 2N et une pincée de l'indicateur coloré H-H-S-N-N [Acide 2-Hydroxy-1-(2-Hydroxy-4-Sulfo-1-Naphtyl-azo)-3-Naphtéique] y sont ajoutés. Le mélange, de coloration rose, sera titré à l'Idranal III jusqu'à l'apparition de la coloration bleu franc. Les résultats (mg/L de CaCO_3) sont calculés par la formule :

$$\text{Dureté calcique (mg/L de CaCO}_3) = \text{descente de burette} \times 20$$

II.2.2.3.6. Orthophosphates (PO_4^{3-})

Les orthophosphates ont été dosés par colorimétrie au spectrophotomètre HACH/DR 2800, par utilisation du Phosver III. Les résultats ont été exprimés en mg.L^{-1} de PO_4^{3-} .

II.2.2.3.7. Nitrates (NO_3^-)

Les nitrates ont été dosés par colorimétrie au spectrophotomètre HACH/DR 2800, au moyen du Nitriver V, à la longueur d'onde 507 nm. Les résultats ont été donnés en mg.L^{-1} de NO_3^- .

II.2.2.3.8. Nitrites (NO_2^-)

Les nitrites ont été dosés par colorimétrie au spectrophotomètre HACH/DR 2800 au moyen du Nitriver V à la longueur d'onde 507 nm. Les résultats ont été donnés en mg.L^{-1} de NO_2^- .

II.2.2.3.9. Azote ammoniacal (NH_4^+)

L'azote ammoniacal a été déterminé par la méthode de NESSLER au spectrophotomètre HACH/DR 2800 et la lecture faite à la longueur d'onde 425 nm. Les résultats ont été donnés en mg.L^{-1} de NH_4^+ .

II.2.2.3.10. Alcalinité

Le Titre Alcalimétrique Complet a été mesuré par volumétrie en titrant 50 ml de l'échantillon avec le H_2SO_4 N/50, en présence du rouge vert de méthylbromocrésol (indicateur coloré). La réaction s'achève lorsque la solution vire du bleu au gris.

$$\text{Alcalinité (mg/L de HCO}_3^-) = (\text{descente de burette de l'échantillon}) \times 20$$

II.2.2.3.11. Oxydabilité

L'oxydabilité a été mesurée par volumétrie. On ajoute 2 ml de carbonate monosodique à 200 ml d'échantillon qu'on porte à ébullition sur une plaque chauffante. Dès le début de l'ébullition, 20 ml de permanganate de potassium (KMnO_4) y sont ajoutés. L'ensemble est refroidi à l'eau de robinet. Après refroidissement, 5 ml d'acide sulfurique 25 % et 20 ml de sel de Mohr sont ajoutés à la préparation. La solution ainsi constituée est titrée avec du permanganate de potassium N/80 jusqu'à l'apparition d'une couleur rose persistante. Les résultats exprimés en mg/L sont calculés par la formule :

$$\text{Oxydabilité (mg/L de O}_2) = \frac{(q - q_0)}{2} \times 3,95$$

avec, q = descente de burette de l'échantillon ; q_0 = descente de burette du témoin.

II.2.2.3.12. Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours (DBO_5)

La demande biochimique en oxygène à 20°C pendant cinq jours a été mesurée par respirométrie à l'aide d'un analyseur à DBO. Pour ce faire, 157 ml de l'échantillon sont introduits dans une bouteille DBO contenant un barreau ferromagnétique. Quelques pastilles de KOH sont ajoutées dans le bouchon creux de la bouteille et l'ensemble est ensuite placé dans l'analyseur. Trente minutes après (temps d'acclimatation des microorganismes), l'écrou de la bouteille est embaumé de vaseline puis fermé à l'aide du bouchon relié au manomètre à mercure. Les valeurs de la DBO_5 exprimées en mg/L de O_2 sont lues tous les jours à la même heure pendant 5 jours.

II.2.2.4. Calcul de l'Indice de Pollution Organique (IPO)

L'Indice de Pollution Organique (Leclercq, 2001) a été calculé pour rendre compte de manière synthétique du degré de pollution organique des eaux dans les différentes stations pendant la période d'étude. Le calcul de cet indice est basé sur trois paramètres l'azote ammoniacal (NH_4^+), les nitrites (NO_2^-), les orthophosphates (PO_4^{3-}) résultant généralement des pollutions organiques et un paramètre synthétique (DBO_5). Pour chacun des paramètres, 5 classes de teneurs ayant une signification écologique sont définies (Tableau III). L'IPO correspond à la moyenne des numéros de classe de chaque paramètre et les valeurs obtenues sont réparties en 5 niveaux de pollution (Tableau IV).

Tableau III : Classes de l'Indice de Pollution Organique (IPO) en fonction des valeurs limites de chaque paramètre (Leclercq, 2001)

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

Tableau IV : 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.2.2.5. Indice d'Etat Trophique (TSI) de Carlson

L'indice de Carlson, 1977 modifié est une valeur comprise entre 0 et 100 qui renseigne sur le Niveau Trophique (NT) des étangs. Utilisé par plusieurs états américains pour classer les étangs, ce concept s'appuie sur le constat que, dans plusieurs étangs, le degré d'eutrophisation est lié de près à l'accroissement de la concentration des éléments nutritifs, notamment du phosphore. Une augmentation de la concentration d'orthophosphates entraîne une hausse de la quantité d'algues microscopiques comme le révèlent les mesures de chlorophylle 'a'. Simultanément, la transparence de l'eau mesurée à l'aide du disque de Secchi diminue.

Cet indice est calculé en associant l'état trophique à l'aide de trois paramètres interdépendants : le disque de Secchi, la teneur en chlorophylle a et les ions orthophosphates selon les formules suivantes :

$$\text{TSI (DS)} = 60 - 14,41 * \ln \text{DS}$$

$$\text{TSI (Chl a)} = (9,81 * \ln \text{chl a}) + 30,6$$

$$\text{TSI (Ortho)} = 10 [6 - (\ln (48/\text{ortho}) / \ln 2)]$$

La moyenne des indices issus des trois variables indique une position plus précise de l'état trophique. Elle se calcule comme suit :

$$\text{TSI} = [(\text{TSI (t)} + \text{TSI (chl 'a')} + \text{TSI (PO}_4^{3-})] / 3$$

Où :

TSI = indice d'état trophique de Carlson

DS = disque de Secchi (Profondeur en mètres)

Chl a = chlorophylle en $\mu\text{g} / \text{L}$

Ortho = Orthophosphate en $\mu\text{g} / \text{L}$

Les valeurs limites de classification trophique des eaux : [0-40[Oligotrophe, [40-50[Mésotrophe, [50 -70[Eutrophe, [70-100] Hypereutrophe.

II.2.3. Organismes zooplanctoniques des étangs étudiés

II.2.3.1. Echantillonnage de la chlorophylle 'a', 'b', 'c', phéopigments et zooplancton.

La chlorophylle retrouvée dans les plantes chlorophylliennes, les algues et les cyanobactéries est un indicateur utilisé pour estimer l'abondance (biomasse) des algues microscopiques (CRE, 2009). Elle est donc un excellent indice dans l'établissement du stade trophique (Raymond, 2012). Ce pigment est à l'origine de la coloration verte chez certains végétaux et est utilisé par les plantes pour effectuer la photosynthèse.

Les prélèvements destinés au dosage de la chlorophylle 'a', 'b', 'c' et phéopigments ont été faits à l'aide d'un seau de 5 litres entre la surface et 0,5 m de profondeur et stockés dans un flacon en PVC de capacité 500 cc. Chez les organismes photosynthétiques, l'utilisation de l'énergie lumineuse est rendue possible par l'existence de pigments, molécules capables d'interagir spécifiquement avec certaines longueurs d'onde de la lumière. Cette propriété confère aux pigments une couleur déterminée due à l'absorption de certaines longueurs d'onde lorsqu'ils sont éclairés par de la lumière blanche.

En outre, les stratégies photo-adaptatives mises en place par le phytoplancton pour faire face aux variations de l'éclairement sont nombreuses. En effet, les organismes phytoplanctoniques exposés à des périodes de faible éclairement augmentent leur concentration en chlorophylle. D'autres peuvent s'adapter rapidement aux variations de l'intensité lumineuse, grâce à des comportements d'agrégation qui leur permettent de lutter contre le stress dû à une augmentation de l'éclairement.

Quant au zooplancton, Les échantillons sont collectés par filtration. En effet dans chaque hydrosystème, 50 litres d'eau sont prélevés dans la couche d'eau entre la surface et 0,5 m de profondeur au centre de chaque plan d'eau et passés à travers un tamis de 64 μm d'ouverture de maille. Les organismes ainsi collectés et conservés dans 100cc d'eau du milieu sont répartis équitablement dans deux flacons dont l'un a reçu 5% de solution de formol constituant ainsi l'échantillon fixé et l'autre non fixé servant à l'observation des organismes sur le vivant.

II.2.3.2. Analyse du zooplancton

En dehors de la chlorophylle 'a', 'b', 'c' et phéopigments, une étude qualitative et quantitative a été menée sur le zooplancton.

II.2.3.2.1. Chlorophylles 'a', 'b', 'c' et phéopigments

Au laboratoire, 200 ml de chaque échantillon ont été filtrés à l'aide d'un dispositif de filtration sous vide à travers des membranes en fibre de verre de type Whatmann GF/C de 0,45 µm de porosité. L'extraction des pigments a été faite au réfrigérateur, dans un tube à essai contenant 10 ml d'une solution d'acétone à 90 % à l'obscurité pendant au moins 24 h. Chaque tube débarrassé de la membrane a été soumis à 15 mn de centrifugation à 400 tr/mn. La densité optique du surnageant a été lue au spectrophotomètre HACH DR/2010 aux longueurs d'ondes 630 nm, 645 nm et 663 nm respectivement pour le calcul des teneurs en chlorophylles 'a', 'b' et 'c'. Pour les phéopigments, après centrifugation, les échantillons ont été lus aux longueurs d'ondes 665 nm et 750 nm avant et 90 secondes après acidification avec 0,1 ml d'acide chlorhydrique. Le témoin contenant 10 ml d'acétone à 90 % a été réalisé dans les mêmes conditions que les échantillons. Les teneurs en chlorophylles 'a', 'b' et 'c' et en phéopigments ont été calculées à l'aide des équations suivantes (SCOR-UNESCO, 1966) :

$$\text{Chl a (mg/m}^3) = \frac{[(1,64 \times DO_{663}) - (2,16 \times DO_{645}) - (0,10 \times DO_{630})] \times v}{V \times l}$$

$$\text{Chl b (mg/m}^3) = \frac{[(20,97 \times DO_{645}) - (3,94 \times DO_{663}) - (3,66 \times DO_{630})] \times v}{V \times l}$$

$$\text{Chl c (mg/m}^3) = \frac{[(54,22 \times DO_{630}) - (14,81 \times DO_{645}) - (5,53 \times DO_{663})] \times v}{V \times l}$$

$$\text{Phéo (}\mu\text{g.L}^{-1}) = \frac{26,7[1,7 \times (A_{o665} - A_{o750}) - (A_{a665} - A_{a750})] \times v}{V \times l}$$

- Avec, - DO = Densité Optique ; - Phéo = Phéopigments en µg.L⁻¹ ;
 - Chl 'a' = chlorophylle 'a' en µg.L⁻¹ ; - v = volume de l'extrait acétonique (ml) ;
 - Chl 'b' = chlorophylle 'b' en µg.L⁻¹ ; - l = longueur du trajet optique en cm ;
 - Chl 'c' = chlorophylle 'c' en µg.L⁻¹ ; - V = volume de l'échantillon filtré en L.
 - A_o 665 et A_o 750 = Absorbances à 665 et 750 nm avant acidification ;
 - A_a 665 et A_a 750 = Absorbances à 665 et 750 nm après acidification ;
 - 26,7 = A*K
 - A : coefficient d'absorption de la chlorophylle ;

- K : facteur de compensation de la réduction de l'absorbance.

II.2.3.2.2. Zooplancton des étangs étudiés

II.2.3.2.2.1. Analyse qualitative

Au laboratoire, l'échantillon non fixé a été homogénéisé par agitation. A l'aide d'une pipette, 10 mL de l'échantillon ont été prélevés et déversés dans une boîte de Pétri quadrillée de 90 mm de diamètre. A l'aide d'une loupe binoculaire de marque WILD M5 aux grossissements 250 X et 500 X, l'identification des espèces zooplanctoniques a été effectuée en utilisant les clés et ouvrages spécifiques.

L'identification des Rotifères se réfère aux clés et ouvrages d'identification de Koste (1978), Durand et Lévêque (1980), Pourriot et Francez (1986) et Zébazé Togouet (2000). Les organismes dont l'identification n'a pas été possible à la loupe binoculaire, ont subi une étude de leur mastax par dissolution de leurs tissus à l'hypochlorite de sodium suivant la technique de Sanoamuang (1993) et montage entre lame et lamelle. Les observations ont été effectuées au microscope optique Ivymen.

L'identification des Cladocères est basée sur l'observation des caractères morphologiques, tels que : la forme du corps (plus ou moins globuleux ou comprimé latéralement), la forme de la capsule céphalique en vue ventrale ou dorsale (crête céphalique, expansions en pointes des bords latéraux, invagination des bords postérieurs), et l'examen détaillé des appendices du postabdomen. L'identification s'est faite à la loupe binoculaire à l'aide des clés et ouvrages d'identification de Rey et Saint Jean (1980), Amoros (1984), Zébazé Togouet (2000) et Fernando (2002).

Les Copépodes sont identifiés sur la base de la forme du corps (fusiforme), de la longueur des antennules et des antennes, de la forme du rostre, de l'ornementation latérale des segments de l'abdomen, de la position des sacs ovigères, du nombre d'œufs dans les sacs ovigères et de la forme et l'armature des pattes thoraciques. Cette identification s'est faite à la loupe binoculaire WILD M5 aux grossissements 250 X et 500 X parfois après dissection. Les clés et ouvrages utilisés sont ceux de Dumont (1980), Dussart et Defaye (1995), Zébazé Togouet (2000) et Fernando (2002).

II.2.3.2.2.2. Analyse quantitative

Le comptage des individus s'est fait sur l'échantillon fixé. Pour ce faire, 10 mL d'échantillon fixé et homogénéisé ont été prélevés à l'aide d'une pipette et introduits dans une

boîte de Pétri de 90 mm de diamètre, quadrillée en carrés de 3 mm de côté. La boîte de Pétri ainsi préparée empêche toute répétition de comptage (Gannon, 1971). Le comptage se fait en duplicat (Legendre et Watt, 1972) sous la loupe binoculaire de marque WILD M5 aux grossissements 250 X et 500 X. Le comptage de 100 individus par échantillon est recommandé (Frontier, 1973). Lorsque cela n'est pas possible, le comptage se fait jusqu'à épuisement de l'échantillon.

L'analyse des données biologiques est basée sur le calcul des indices biologiques. Ces indices permettent d'évaluer la qualité biologique des milieux aquatiques par l'expression d'une valeur simple et unique. Ces analyses et graphiques ont été faits grâce au logiciel R et graphpad.

- **Abondance relative (Nr) et Fréquence d'occurrence (F)**

L'abondance relative (Nr) a été calculée pour chaque étang par la relation :

$$Nr = \frac{ni}{N} \times 100$$

- ni = nombre total d'individus récoltés appartenant au taxon i ;
- N = nombre total d'individus récoltés.

La fréquence d'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). Ce nombre est exprimé en pourcentage du nombre total de prélèvements et donne des informations sur les espèces fréquemment rencontrées dans un hydrosystème sans aucune indication sur l'importance quantitative des espèces rencontrées. Elle se calcule comme suit (Dufrêne et Legendre, 1997) :

$$F = \frac{Fi}{Ft} \times 100$$

- Fi = nombre de relevés contenant l'espèce i ;
- Ft = nombre total de prélèvements effectués.

Selon la valeur de la fréquence, cinq catégories d'espèces sont définies suivant la classification de Dufrêne et Legendre (1997) :

- $F = 100\%$: espèces omniprésentes (*****);
- $75\% \leq F < 100\%$: espèces régulières (****);
- $50\% \leq F < 75\%$: espèces constantes (***) ;
- $25\% \leq F < 50\%$: espèces accessoires (**);
- $F < 25\%$: espèces rares (*).

- **Box plot** : Les données des variations physico-chimiques et zooplanctoniques sont présentées sous forme de box plot où la valeur du 1^{er} quartile Q1 (25% des effectifs), correspond au trait inférieur de la boîte ; la valeur du 2^{ème} quartile Q2 ou valeur médiane (50% des effectifs), est représentée par un trait horizontal à l'intérieur de la boîte ; la valeur du 3^{ème} quartile Q3 (75% des effectifs), correspond au trait supérieur de la boîte. Les deux barres verticales de part et d'autre de la boîte délimitent les valeurs dites adjacentes et représentent les valeurs minimales et maximales. Les valeurs extrêmes, atypiques (plus petite que 10% et plus grandes que 90% des effectifs) situées au-delà des valeurs adjacentes sont individualisées (Le Guen, 2002).

- **La richesse taxonomique (S)** est le nombre de taxons distincts présents dans un échantillon. Elle reflète la diversité d'un échantillon (Resh *et al.*, 1995) et apparaît comme un bon indicateur de la santé de la communauté. Le nombre de taxons varie selon le niveau d'identification. Il est donc important de mentionner le niveau d'identification utilisé. Dans le cadre de ce travail, le zooplancton a été identifié jusqu'au rang de l'espèce.

- **L'indice de diversité de Shannon et Weaver (H')** (Shannon & Weaver, 1949) permet d'apprécier l'importance numérique des taxa d'un peuplement. 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.

L'indice de Shannon & Weaver (1949) est donné par la formule
$$H = -\sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}$$

n_i = nombre d'individus de l'espèce i ; N = effectif total de toutes les espèces; s = nombre total d'espèces.

Le milieu est peu diversifié lorsque H est faible et relativement diversifié en espèces quand H est fort.

- **L'indice d'équitabilité (J) de Piélou (1977)** encore appelé indice d'équirépartition accompagne souvent celui de Shannon et Weaver et correspond au rapport entre la diversité obtenue et la diversité maximale théorique dans le peuplement. Insensible à la richesse spécifique, il est très utilisé pour comparer les données potentielles entre stations ou entre dates d'échantillonnage. Il a permis de mesurer le modèle de répartition des abondances entre les espèces. Sa formule est :
$$J = \frac{H}{H_{\max}}$$

Avec $H =$ Shannon et Weaver, $H_{\max} = \log S$ ($S =$ nombre total d'espèces). L'équitabilité est faible lorsque $J < 0,6$; moyenne quand $0,6 < J < 0,8$ et élevée si $J \geq 0,8$. Si J est faible, on conclut que peu d'espèces concentrent la majorité des individus du milieu. Mais lorsque J est élevé, on déduit que le milieu n'est pas spécialisé et donc les abondances sont bien réparties au sein des espèces (Djogo *et al.*, 2012 ; Pedel & Fabri, 2012).

- **L'indice de similarité de Sørensen** $S = \frac{2c}{a+b} \times 100$ permet de comparer les différents plans d'eau sur la base de la présence-absence d'espèces. Il a été utilisé pour comparer la similarité dans la composition spécifique des différentes stations du même étang entre elles et les cinq plans d'eau entre eux (avec $a =$ nombre d'espèces présentes dans la première station ; $b =$ nombre d'espèces présentes dans la seconde station et $c =$ nombre d'espèces communes aux deux stations). Cet indice varie de 0 quand il n'y a pas d'espèces communes entre les deux communautés à 1 lorsque toutes les espèces sont communes aux deux communautés (Pedel & Fabri, 2012).

II.2.4. Analyses statistiques des données

Le test paramétrique ANOVA a permis de comparer les valeurs des paramètres physicochimiques et biologiques des eaux des étangs. Avant son utilisation, une vérification de la normalité des distributions a été faite par utilisation du test de Shapiro. L'homoscédasticité, qui correspond à l'homogénéité des variances et qui permet d'appliquer des tests paramétriques, a également été vérifiée par le test de Bartlett.

Une variante de l'ANOVA à un ou deux facteurs qui prennent en compte une matrice entière de données, a été utilisée pour déterminer le facteur influençant la répartition ou la structure du zooplancton dans les différents étangs.

II.2.4.1. Test de Kruskal-Wallis

Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis (test H) a été utilisé pour vérifier sur le plan spatial et saisonnier, 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, relatifs à la distribution du zooplancton. Dans ce cas, deux hypothèses sont émises : une hypothèse nulle selon laquelle les médianes des échantillons à comparer ne diffèrent pas significativement, et une seconde hypothèse alternative selon laquelle il existe une différence significative entre les médianes des échantillons à comparer. L'analyse est effectuée à l'aide du logiciel R qui nous 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 ou qu'ils ont des distributions avec la même médiane.

Chaque fois que le test de Kruskal-Wallis a montré une différence significative entre les variances des échantillons comparés, le test de comparaison multiple de rangs ou le test U de Mann-Whitney a été utilisé pour une comparaison deux à deux, afin d'isoler les échantillons qui diffèrent significativement.

II.2.4.2. Analyse de Classification Hiérarchique (ACH)

L'objectif de l'analyse de classification hiérarchique (ACH) est de rassembler des objets (ici, les étangs) 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 se distingue de toutes les autres par le fait qu'elle utilise une analyse de la variance approchée afin d'évaluer les distances entre les classes (Ward, 1963). Dans ce travail, l'ACH a été effectués entre les étangs afin de créer des classes homogènes de la qualité physicochimique des eaux. Les étangs regroupés au sein d'une même classe (homogénéité intra-classe) sont le plus semblables possibles tandis que les classes sont les plus dissemblables possibles (hétérogénéité inter-classe). L'ACH a été réalisée à l'aide du logiciel graphpad prism 8.3.3.2.

II.2.4.3. Analyse en Composantes Principales (ACP)

Des Analyses en Composantes Principales (ACP) faites à partir des données des cinq étangs en étude, ont permis d'identifier les stations qui ont présenté de grandes similitudes au niveau des paramètres abiotiques et biotiques tout au long de l'étude. L'ACP propose une représentation permettant de mettre en évidence d'éventuelles structures au sein des données. Le

but de l'utilisation de cette analyse est de résumer le maximum d'informations possibles pour faciliter l'interprétation d'un grand nombre de données initiales.

II.2.4.4. Analyse Canonique des Redondances (RDA)

L'Analyse Canonique des Redondances (RDA) est la version canonique de l'ACP. Elle met en relation deux matrices, une matrice de variables à expliquer et une matrice de variables explicatives et cherche la combinaison de variables environnementales qui explique le mieux la variation ou la dispersion de la matrice "espèces". Le calcul consiste d'abord à régresser tour à tour chaque variable réponse sur les variables explicatives. De ces régressions multiples on extrait les valeurs ajustées et on soumet le tableau des valeurs ajustées à une ACP (Makarenkov & Legendre, 1999). Cette analyse aura permis d'expliquer la distribution des paramètres enregistrés dans les eaux.

CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION

III.1. RESULTATS

Les variations spatio-temporelles et saisonnières, la morphométrie des étangs, les valeurs minimales et maximales, les moyennes et écart-types des paramètres physicochimiques mesurés par station d'échantillonnage (surface et profondeur) et regroupés en saison sèche et en saison pluvieuse pendant l'étude sont présentées ci-dessous.

III.1.1. Caractéristiques morphométriques et physicochimiques des étangs

III.1.1.1. Caractéristiques morphométriques (Bathymétrie)

L'étude bathymétrique a permis l'obtention des cartes des fonds présentés sur la Figure 16. Les étangs Mokolo et Kpokolota présentent des profondeurs maximales comprises entre 1,5 et 2 m.

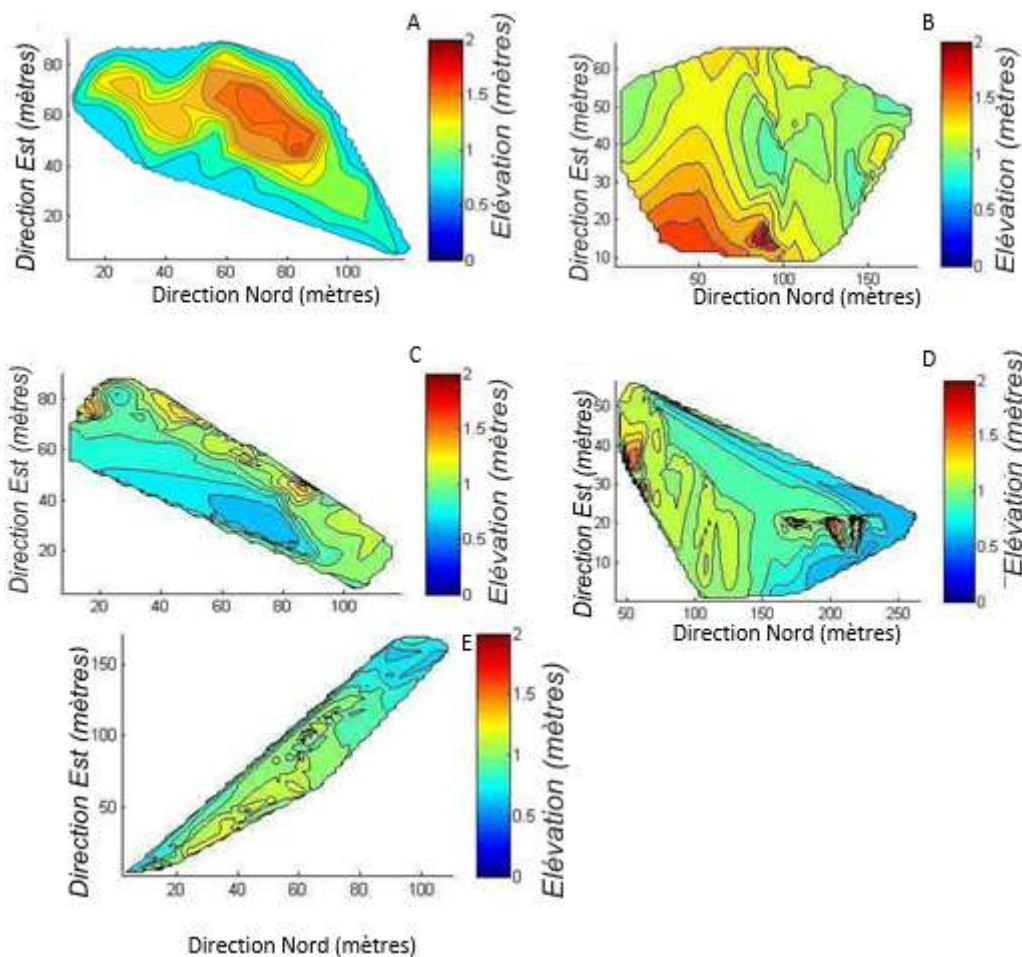


Figure 16 : Bathymétrie des étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaikada (C), Côte d'azur (D) et Mopa (E).

L'étang Mokolo a la forme d'un losange, avec une longueur de 120 m sur 85 m de large, une profondeur maximale d'environ 1,7 m, un périmètre de 173,33 m, une surface de 2748,4 m²

et un volume d'eau de 4150,1 m³ (Figure 16A) ; Kpokolota a la forme d'un trapèze, avec une longueur maximale de 175 m sur 65 m de large, une profondeur maximale d'environ 1,7 m, un périmètre de 523,07 m, une surface d'environ 17085,34 m² et un volume d'eau de 25798,86 m³ (Figure 16B); l'étang Ngaïkada a une forme rectangulaire (120 m de long et 25 m de large pour une profondeur maximale de (1 – 1,5 m), un périmètre de 268,49 m, une surface de 2963,3 m² pour un volume d'eau de 2933,67 m³ (Figure 16C); l'étang Côte d'azur a une forme triangulaire (260 m de long sur 55 m de large avec une profondeur maximale de 1,3 m) un périmètre de 522,72 m, une surface d'environ 8388,37 m² et un volume d'eau de 12414,79 m³ (Figure 16D) et Mopa a une forme trapézoïdale de 165 m de long et de 20 m de large (0 – 1,3 m de profondeur maximale), un périmètre de 273,34 m, une surface de 1866,7 m² pour un volume d'eau de 2688,01 m³ (Figure 16E).

III.1.1.2. Variations spatio - temporelles et saisonnières des variables physiques

III.1.1.2.1. Température

La température des eaux a été relativement élevée dans les étangs étudiés (Figure 17).

Dans l'étang Mokolo, ces valeurs varient en surface de 24 °C (janvier 2017) à 28 °C (mars 2016) (Figure 17A) pour une moyenne de $24,78 \pm 0,3^{\circ}\text{C}$ et en profondeur de 23 °C (février 2017) à 27°C (mars 2016) pour une moyenne de $24,14 \pm 0,3^{\circ}\text{C}$, avec une moyenne générale de $24,46 \pm 0,3^{\circ}\text{C}$.

Dans l'étang Kpokolota, elles oscillent en surface de 25°C (février 2017) à 29°C (mars 2017) (Figure 17B) pour une moyenne de $26,43 \pm 0,31^{\circ}\text{C}$ et en profondeur de 24 °C (juillet 2016) à 27°C (mars 2017), pour une moyenne de $26,14 \pm 0,23^{\circ}\text{C}$, avec une moyenne générale de $26,3 \pm 0,27^{\circ}\text{C}$.

Dans l'étang Ngaïkada, ces valeurs varient en surface de 24°C (juin 2016) à 30°C (mars 2016) (Figure 17C) pour une moyenne de $26,57 \pm 0,43^{\circ}\text{C}$ et en profondeur de 24 °C (juin, octobre 2016) à 28°C (août 2016) pour une moyenne de $25,78 \pm 0,32^{\circ}\text{C}$, avec une moyenne générale de $26,17 \pm 0,37^{\circ}\text{C}$.

Dans l'étang Côte d'azur, ces valeurs évoluent en surface de 26°C (juin, novembre 2016) à 33°C (mars 2016) (Figure 17D) pour une moyenne de $28,61 \pm 0,54^{\circ}\text{C}$ et en profondeur de 25 °C à 29°C, pour une moyenne de $26,57 \pm 0,34^{\circ}\text{C}$, avec une moyenne générale de température de $27,59 \pm 0,44^{\circ}\text{C}$.

Dans l'étang Mopa, ces valeurs fluctuent en surface de 26°C (novembre 2016) à 33°C (mars 2016) (Figure 17E) pour une moyenne de $29,43 \pm 0,49^{\circ}\text{C}$ et en profondeur de 26°C (juillet, septembre, novembre 2016) à 31°C (mars 2016) pour une moyenne de $27,71 \pm 0,40^{\circ}\text{C}$.

La moyenne générale a été de $28,57 \pm 0,89^{\circ}\text{C}$. Le test statistique ne montre pas de différence significative entre les valeurs de température entre les étangs (P-value > 0,29).

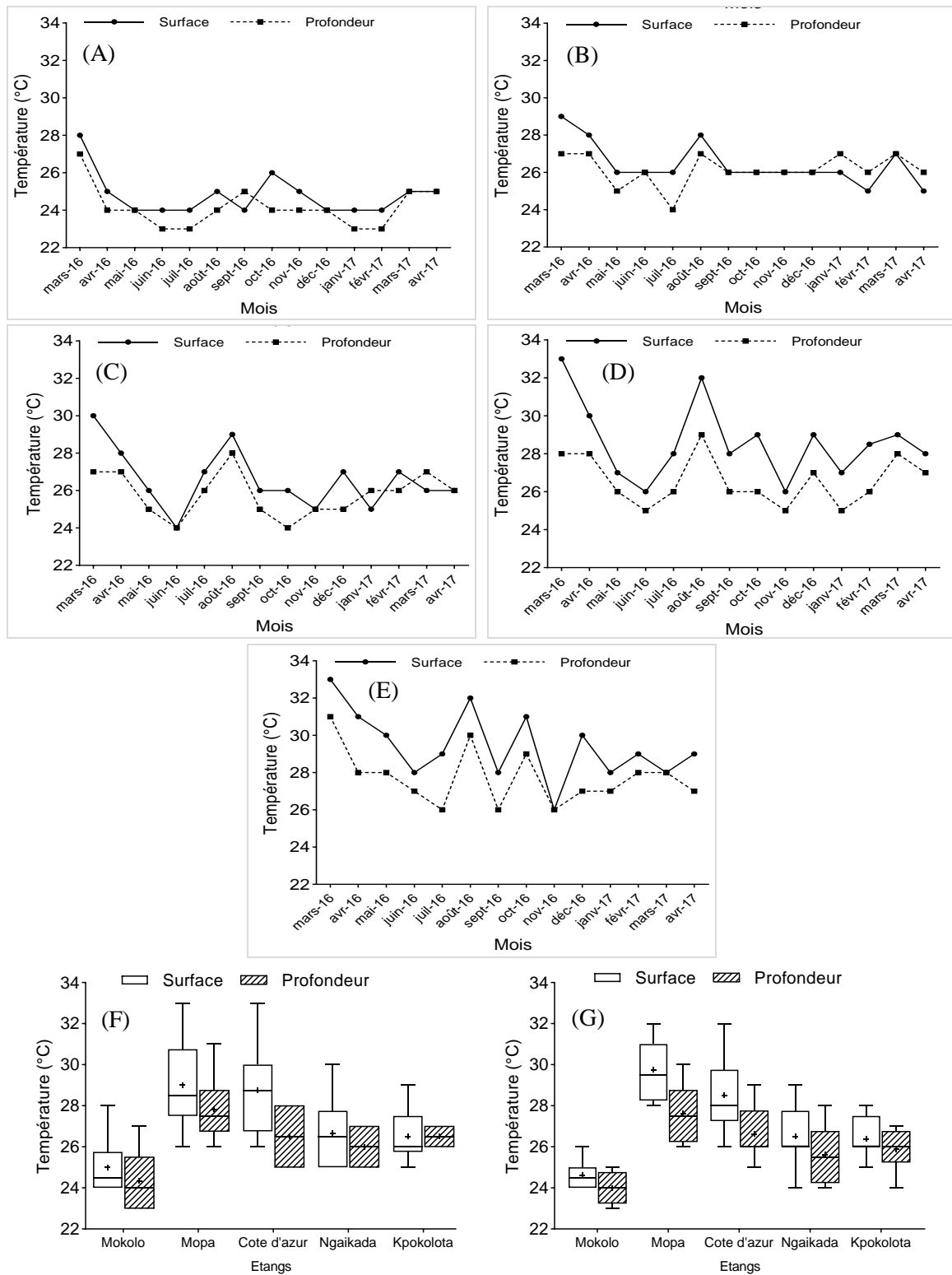


Figure 17 : Variations spatio-temporelle et saisonnière de la température des eaux dans les étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaïkada (C), Côte d'azur (D), Mopa (E) en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

En saison sèche, les valeurs sont comprises entre 23°C à 33°C, avec une moyenne de $26,44 \pm 0,51^\circ\text{C}$ (Figure 17F). En saison pluvieuse, ces valeurs s'échelonnent de 23°C à 32°C, avec une moyenne de $26,24 \pm 0,40^\circ\text{C}$ (Figure 17G). Les profils de variation entre les deux saisons sont relativement identiques avec les moyennes les plus faibles enregistrées dans l'étang Mokolo et les plus élevées enregistrées dans les étangs Mopa et Côte d'azur.

Le test statistique ne montre pas de différence significative entre les valeurs saisonnières de température dans ce milieu (P-value = 0,36).

III.1.1.2.2. Turbidité

Dans l'étang Mokolo, ces valeurs varient en surface de 2 FTU aux mois de mai et novembre 2016 à 100 FTU (décembre 2016), pour une moyenne de $30,07 \pm 6,59$ FTU (Figure 18A) et en profondeur de 2 FTU à 179 FTU (janvier 2017) pour une moyenne de $47,50 \pm 12,10$ FTU, avec une moyenne générale de $38,78 \pm 9,35$ FTU.

Dans l'étang kpokolota, ces valeurs oscillent en surface aux mois de juin, août et septembre 2016 et au mois de février 2017 (Figure 18B). Ces valeurs en surface ont été de 8,00 FTU à 84,00 FTU pour une moyenne de $36,64 \pm 5,95$ FTU et en profondeur de 0,00 FTU (août et septembre 2016) à 97,00 FTU (février 2017) pour une moyenne de $39,78 \pm 7,45$ FTU, avec une moyenne annuelle de $38,21 \pm 6,7$ FTU.

Dans l'étang Ngaikada, ces valeurs varient au mois de mars 2016 et février, mars 2017 et au mois de novembre, septembre 2016 (Figure 18C). Ces valeurs en surface ont été de 2,00 FTU à 173,00 FTU, pour une moyenne de $38,43 \pm 12,39$ FTU et en profondeur de 5,00 FTU à 258,00 FTU, pour une moyenne de $52,18 \pm 18,45$ FTU, avec une moyenne annuelle de $45,31 \pm 15,42$ FTU.

Dans l'étang Côte d'azur, ces valeurs évoluent au mois d'octobre 2016 et mars 2017 et au mois d'août et septembre 2016 (Figure 18D). Ces valeurs en surface ont été de 0,00 FTU à 100,00 FTU pour une moyenne de $32,43 \pm 8,65$ FTU et en profondeur de 6,00 FTU à 141,00 FTU pour une moyenne de $53,43 \pm 10,82$ FTU, avec une moyenne générale de $42,93 \pm 9,74$ FTU.

A l'étang Mopa, les valeurs minimales de turbidité ont été enregistrées au mois d'octobre 2016 et les valeurs maximales au mois de septembre 2016 et janvier 2017 (Figure 18E). Ces valeurs en surface ont été de 3,00 FTU à 67,00 FTU pour une moyenne générale de $29,00 \pm 5,84$ FTU et en profondeur de 0,00 FTU à 361,00 FTU pour une moyenne de $54,14 \pm 24,87$ FTU. La moyenne annuelle a été de $41,57 \pm 15,35$ FTU.

En saison sèche, les valeurs s'échelonnent entre 1 FTU à 179 FTU avec une moyenne de $39,52 \pm 12,86$ FTU (Figure 18F). En saison pluvieuse, ces valeurs sont comprises entre 0 FTU à 361 FTU avec une moyenne de $48,32 \pm 22,98$ FTU (Figure 18G).

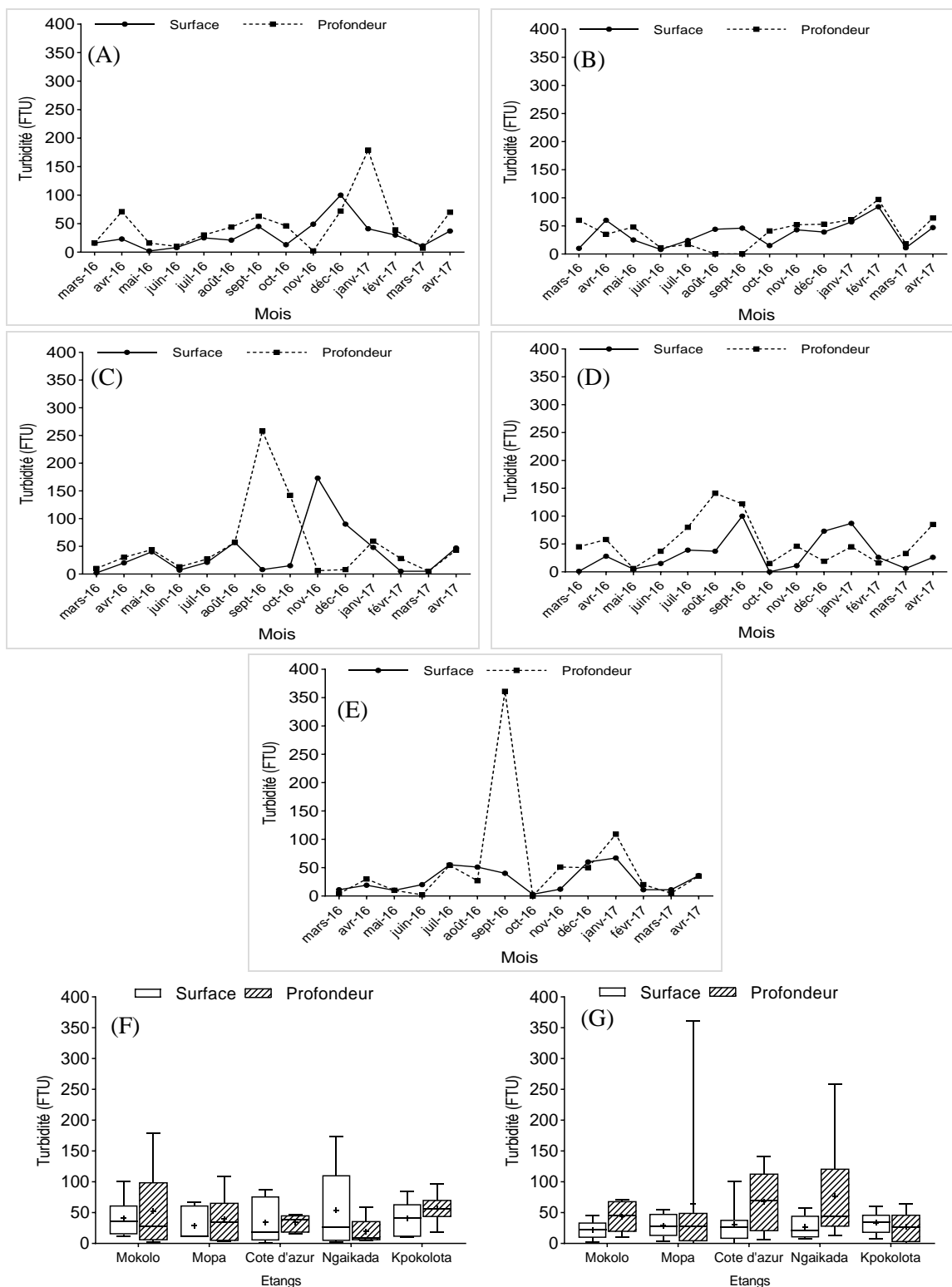


Figure 18 : Variations spatio-temporelle et saisonnière de la turbidité des eaux dans les étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaïkada (C), Côte d'azur (D), Mopa (E) en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

Dans l'ensemble, le test statistique ne montre pas de différence significative entre les valeurs de ce paramètre dans les différents étangs (P-value > 0,19).

Les données les plus élevées ont été enregistrées en saison pluvieuse dans les étangs Mopa et Ngaïkada. Les eaux des étangs Mokolo et Côte d'azur ont une turbidité croissante entre mars, septembre et décembre 2016, puis décroissante pour le reste de la période d'échantillonnage. L'évolution est tout à fait contraire dans l'étang Kpokolota ; ici, la turbidité des eaux est d'abord décroissante entre mars et septembre 2016 puis croissante d'octobre à avril 2017. Dans les étangs Ngaïkada et Mopa, la turbidité est relativement stable malgré l'observation des pics en surface et en profondeur en décembre et septembre 2016 respectivement à Ngaïkada et en septembre 2016 au fond dans l'étang Mopa. Le classement des eaux troubles suivant les étangs se présente ainsi qu'il suit : Ngaïkada – Côte d'azur – Mopa – Mokolo – Kpokolota.

III.1.1.2.3. Solides Totaux Dissous (TDS)

Les TDS ont variées dans tous les étangs (Figure 19) allant dans l'étang Mokolo en surface de 16,00 mg.L⁻¹ (mai 2016) à 41,00 mg.L⁻¹ (mars 2016) (Figure 19A) pour une moyenne de 22,85 ± 1,86 mg.L⁻¹ et en profondeur de 18 mg.L⁻¹ (mai 2016) à 38 mg.L⁻¹ (avril 2016), avec une moyenne annuelle de 25,00 ± 1,66 mg.L⁻¹.

Dans l'étang Kpokolota, ces valeurs oscillent en surface de 28,00 mg.L⁻¹ (juillet, novembre 2016, et janvier 2017) à 52,00 mg.L⁻¹ (mars 2016) (Figure 19B) pour une moyenne de 35,00 ± 1,94 mg.L⁻¹ et en profondeur de 28 mg.L⁻¹ (juillet, novembre 2016) à 51 mg.L⁻¹ (mars 2016), avec une moyenne générale de 35,71 ± 1,77 mg.L⁻¹.

Dans l'étang Ngaïkada, ces valeurs varient en surface de 25,00 mg.L⁻¹ (décembre 2016) à 51,00 mg.L⁻¹ (mars 2016) (Figure 19C) pour une moyenne de 35,5 ± 2,01 mg.L⁻¹ et en profondeur de 25,00 mg.L⁻¹ (décembre 2016) à 52,00 mg.L⁻¹ (mars 2016), pour une moyenne de 35,85 ± 2,04 mg.L⁻¹, avec une moyenne générale de 35,67 ± 2,02 mg.L⁻¹.

Dans l'étang Côte d'azur, ces valeurs fluctuent en surface de 16,00 mg.L⁻¹ (mai 2016) à 37,00 mg.L⁻¹ (mars 2016) (Figure 19D) pour une moyenne de 22,28 ± 1,31 mg.L⁻¹ et en profondeur de 17,00 mg.L⁻¹ (mai 2016) à 43,00 mg.L⁻¹ (mars 2016), pour une moyenne annuelle de 24,07 ± 1,79 mg.L⁻¹.

Dans l'étang Mopa, ces valeurs fluctuent en surface de 16,00 mg.L⁻¹ (octobre 2016) à 45,00 mg.L⁻¹ (septembre 2016) (Figure 19E) pour une moyenne de 23,21 ± 2,16 mg.L⁻¹ et en

profondeur de 15,00 mg.L⁻¹(janvier 2017) à 30,00 mg.L⁻¹ (mars 2016), pour une moyenne annuelle de 21,42 ±1,32 mg.L⁻¹.

En saison sèche, les données oscillent entre 15 mg.L⁻¹ à 52 mg.L⁻¹ avec une moyenne de 29,5 ± 2,5 mg.L⁻¹ (Figure 19F). En saison pluvieuse, ces données fluctuent entre 16 mg.L⁻¹ à 45 mg.L⁻¹ avec une moyenne de 27,04 ± 2,18 mg.L⁻¹ (Figure 19G).

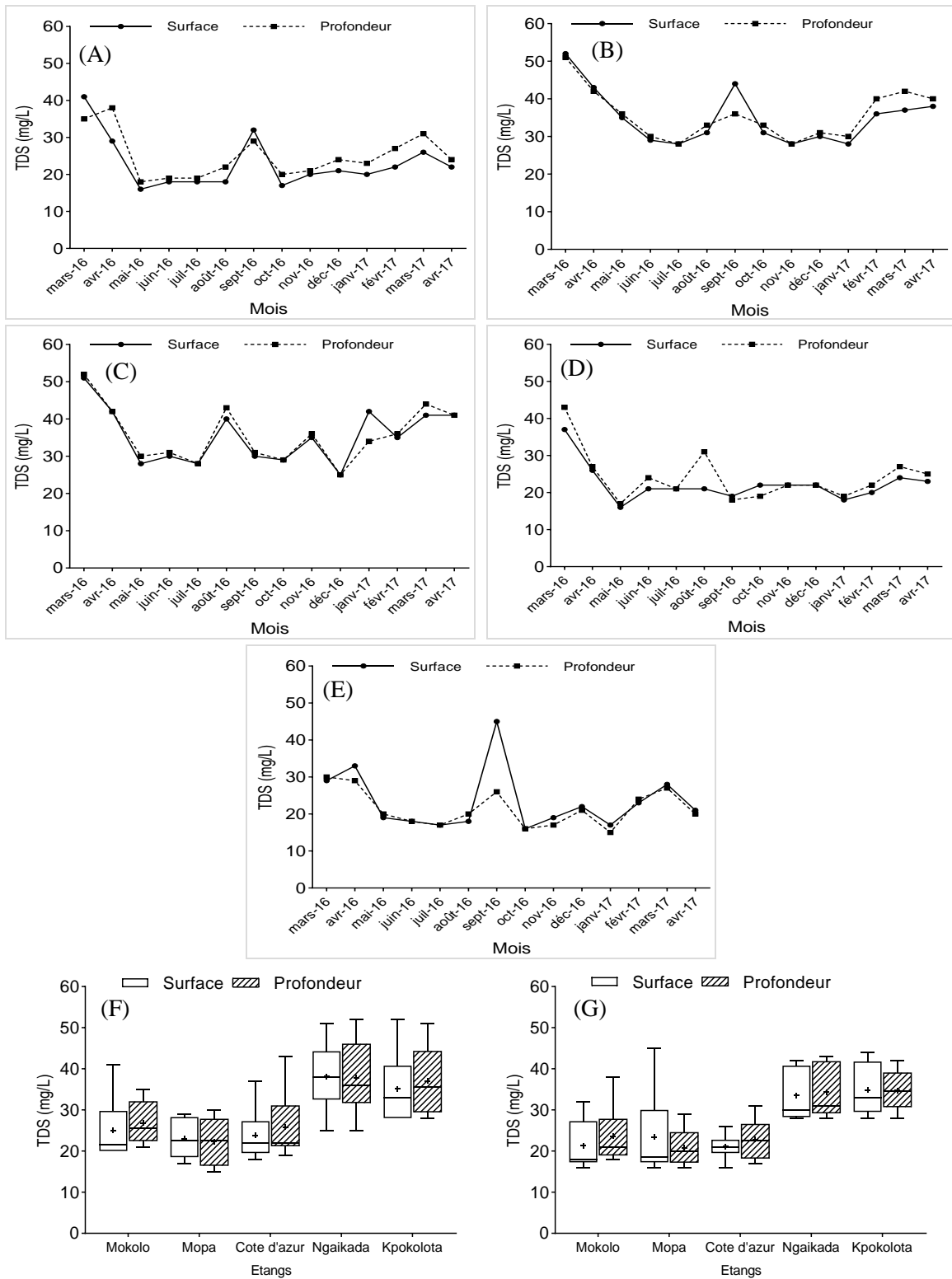


Figure 19 : Variations spatio-temporelle et saisonnière des Solides Totaux Dissous des eaux dans les étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaïkada (C), Côte d'azur (D) , Mopa (E) en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

Le test statistique ne montre pas de différence significative (P -value $> 0,05$) des valeurs des TDS entre la saison sèche et la saison pluvieuse. Les courbes des TDS suivent la même progression dans les cinq étangs. Globalement, les TDS diminuent considérablement de mars à juillet 2016 puis augmentent progressivement jusqu'en avril 2017. On observe cependant au mois de septembre 2016 un pic en surface et en profondeur dans les cinq milieux. Les plus fortes valeurs de TDS sont enregistrées, par ordre décroissant dans les étangs de Kpokolota, Ngaïkada, Mokolo, Côte d'azur et Mopa.

III.1.1.2.4. Matières En Suspension (MES)

Les MES ont été relativement élevées dans certains étangs (Figure 20) allant dans l'étang Mokolo en surface, de $1,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (mai 2016) à $45,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (décembre 2016), pour une moyenne de $18,28 \pm 3,89 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 20A) et en profondeur de $2,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (mars 2017) à $75,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (avril 2016) pour une moyenne de $27,85 \pm 5,81 \text{ mg.L}^{-1}$, avec une moyenne générale de MES dans l'étang Mokolo de $23,06 \pm 4,85 \text{ mg.L}^{-1}$.

Dans l'étang Kpokolota, ces valeurs oscillent en surface de $4,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (mars 2017) à $117,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (avril 2017), pour une moyenne de $28,07 \pm 7,92 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 20B) et en profondeur de $4,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (août 2016) à $230,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (avril 2017), pour une moyenne de $54,28 \pm 20,24 \text{ mg.L}^{-1}$, avec une moyenne générale de $41,17 \pm 14,08 \text{ mg.L}^{-1}$.

Dans l'étang Ngaïkada, ces valeurs varient en surface de $1,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (mars 2016, mai 2017) à $173,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (novembre 2016), pour une moyenne de $27,07 \pm 11,85 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 20C) et en profondeur de $1,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (mars 2016, mai 2017) à $235,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (décembre 2016), pour une moyenne de $53,43 \pm 16,96 \text{ mg.L}^{-1}$, avec une moyenne générale de MES dans l'étang Ngakaïda de $40,25 \pm 14,41 \text{ mg.L}^{-1}$.

Dans l'étang Côte d'azur, les valeurs évoluent en surface de $0,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (octobre 2016) à $45,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (janvier 2017), pour une moyenne de $14,5 \pm 3,42 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 20D) et en profondeur de $11,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (mars 2017) à $92,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (août 2016), pour une moyenne de $38,00 \pm 6,57 \text{ mg.L}^{-1}$ avec une moyenne générale de $26,25 \pm 4,99 \text{ mg.L}^{-1}$.

Dans l'étang Mopa, ces valeurs fluctuent en surface de $0,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (octobre 2016) à $52,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (juillet 2016), pour une moyenne de $17,35 \pm 5,16 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 20E) et en profondeur

de 0,00 mg.L⁻¹ (mars 2017) à 138,00 mg.L⁻¹ (septembre 2016), pour une moyenne de 31,78 ± 10,45 mg.L⁻¹, avec une moyenne générale de 24,56 ± 7,81 mg.L⁻¹.

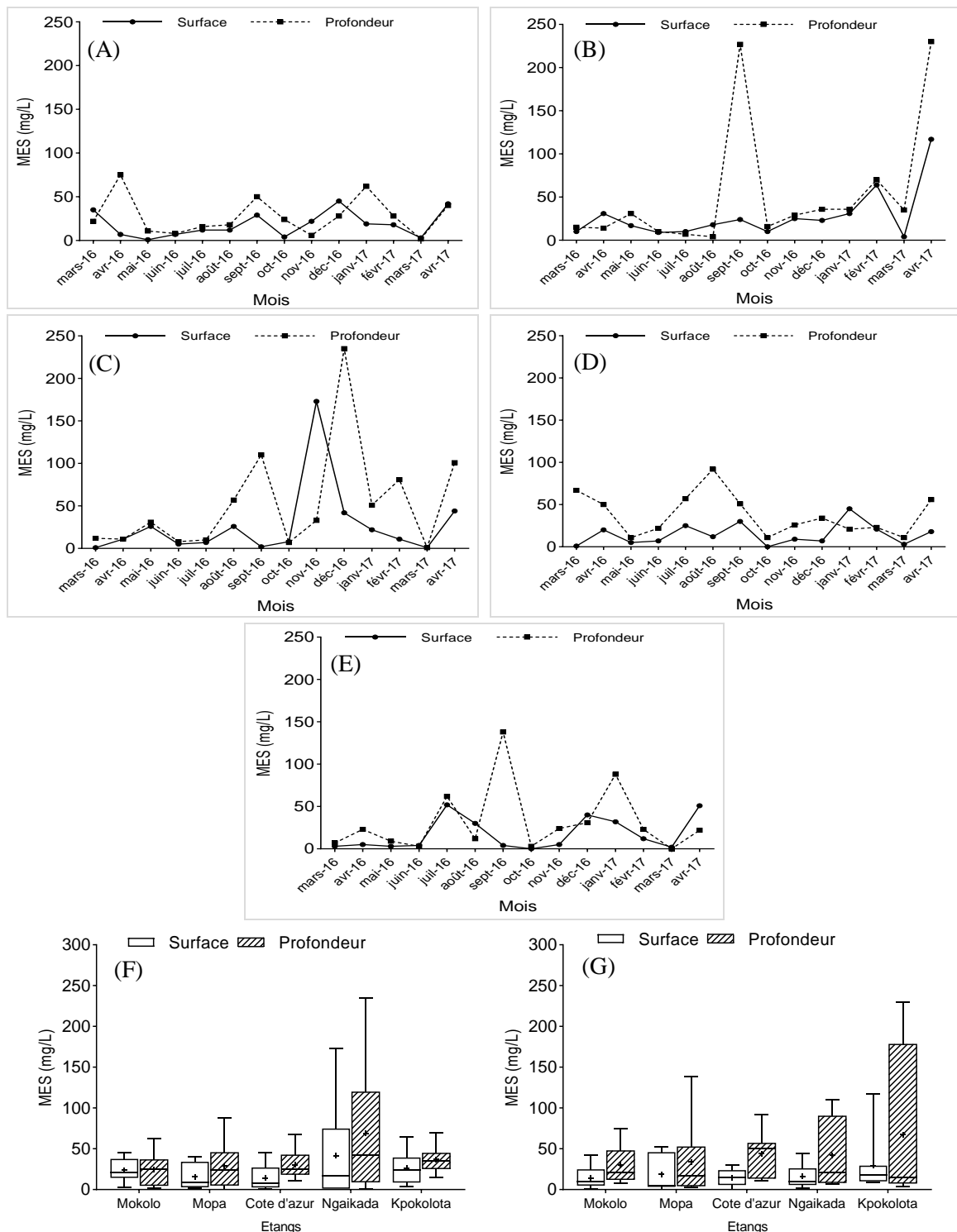


Figure 20 : Variations spatio-temporelle et saisonnière des Matières En Suspension des eaux dans les étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaïkada (C), Côte d'azur (D), Mopa (E) en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

En saison sèche, les valeurs fluctuent entre 0 mg.L⁻¹ à 235 mg.L⁻¹ avec une moyenne de 34,58 ± 16,14 mg.L⁻¹ (Figure 20F). En saison pluvieuse, ces valeurs évoluent de 0 mg.L⁻¹ à 230 mg.L⁻¹ avec une moyenne de 28,03 ± 9,8 mg.L⁻¹ (Figure 20G). Les valeurs maximales ont été enregistrées dans les étangs Ngaikada et Kpokolota. Le test statistique ne montre pas de différence significative (P- value > 0,05) des valeurs de MES entre la saison sèche et la saison pluvieuse.

III.1.1.2.5. Couleur

Les étangs ont été très colorés pendant la période d'étude (Figure 21) allant dans l'étang Mokolo en surface, de 23,00 Pt.Co (avril 2016) à 283,00 Pt.Co (décembre 2016), pour une moyenne de 145,93 ± 18,41 Pt.Co (Figure 21A) et en profondeur de 122,00 Pt.Co (mars 2017) à 538,00 Pt.Co (septembre 2016), pour une moyenne de 213,43 ± 29,35 Pt.Co, avec une moyenne générale de 179,68 ± 23,88 Pt.Co.

Dans l'étang Kpokolota, ces valeurs oscillent en surface de 56,00 Pt.Co (avril 2016) à 890,00 Pt.Co (avril 2017), pour une moyenne de 225,28 ± 60,80 Pt.Co (Figure 21B) et en profondeur de 19,00 Pt.Co (avril 2016) à 276,00 Pt.Co (mai 2017), pour une moyenne de 138,78 ± 16,4 Pt.Co. La moyenne générale a été de 182,03 ± 38,6 Pt.Co.

Dans l'étang Ngaikada, ces valeurs varient en surface de 23,00 Pt.Co (avril 2016) à 338,00 Pt.Co (avril 2017), pour une moyenne de 165,71 ± 25,79 Pt.Co (Figure 21 C) et en profondeur de 23,00 Pt.Co (avril 2016) à 547,00 Pt.Co (avril 2017), pour une moyenne de 200,64 ± 36,97 Pt.Co, avec une moyenne générale de 183,17 ± 31,38 Pt.Co.

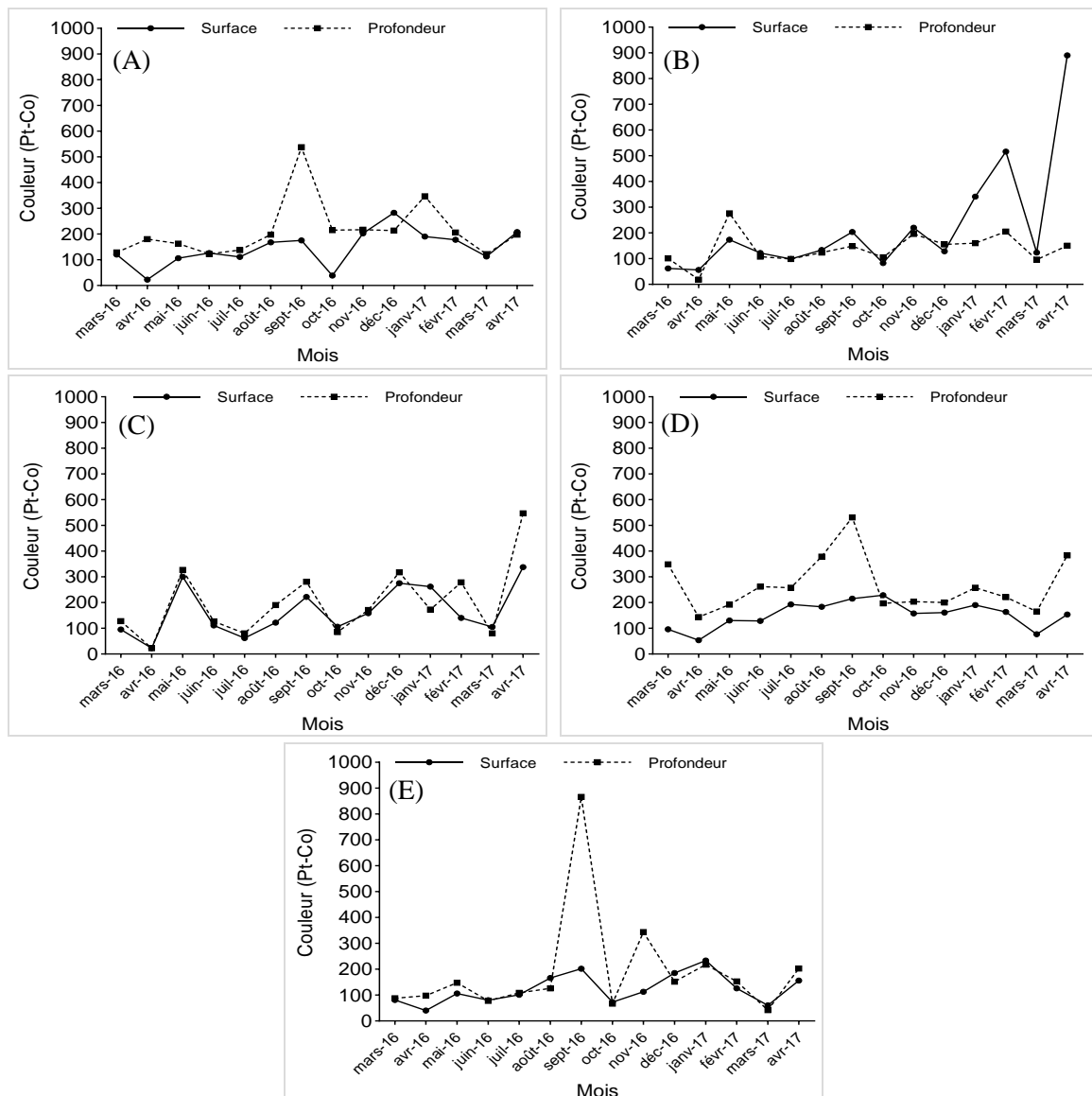
Dans l'étang Côte d'azur, ces valeurs évoluent en surface de 54,00 Pt.Co (avril 2016) à 229,00 Pt.Co (octobre 2016), pour une moyenne de 152,43 ± 13,60 Pt.Co (Figure 21D) et en profondeur de 144,00 Pt.Co (avril 2016) à 531,00 Pt.Co (septembre 2016), pour une moyenne de 267,43 ± 28,65 Pt.Co, avec une moyenne générale de 209,93 ± 21,13 Pt.Co dans cet étang.

Les valeurs de la couleur en surface dans l'étang Mopa ont varié entre 40,00 Pt.Co (avril 2016) à 234,00 Pt.Co (janvier 2017), pour une moyenne de 123,07 ± 15,41 Pt.Co (Figure 21 E) et en profondeur de 42 Pt.Co (mars 2017) à 866,00 Pt.Co (septembre 2016), pour une moyenne de 192,29 ± 55,72 Pt.Co, avec une moyenne générale de 157,68 ± 35,57 Pt.Co.

En saison sèche, les données oscillent entre 42 Pt-Co à 516 Pt-Co avec une moyenne de 170,34 ± 27,13 Pt-Co (Figure 21F). En saison pluvieuse, ces valeurs varient entre 19 Pt-Co à 890

Pt-Co avec une moyenne de $208,66 \pm 52,98$ Pt-Co (Figure 21G). Il n'existe pas de différence significative entre les valeurs de ce paramètre (p -value = 0,26).

Le test statistique montre une différence significative entre la surface et la profondeur dans l'étang Côte d'azur et Mopa ($P = 0,001$). L'observation générale fait ressortir une augmentation progressive des valeurs entre mars 2016 et avril 2017 en surface et en profondeur. Toutefois, en profondeur les valeurs augmentent exponentiellement au mois de septembre dans les étangs Mokolo, Côte d'azur et Mopa et les plus élevées sont enregistrées dans les étangs Côte d'azur, Ngaïkada et Kpokolota. La plus faible valeur a été obtenue à Mopa.



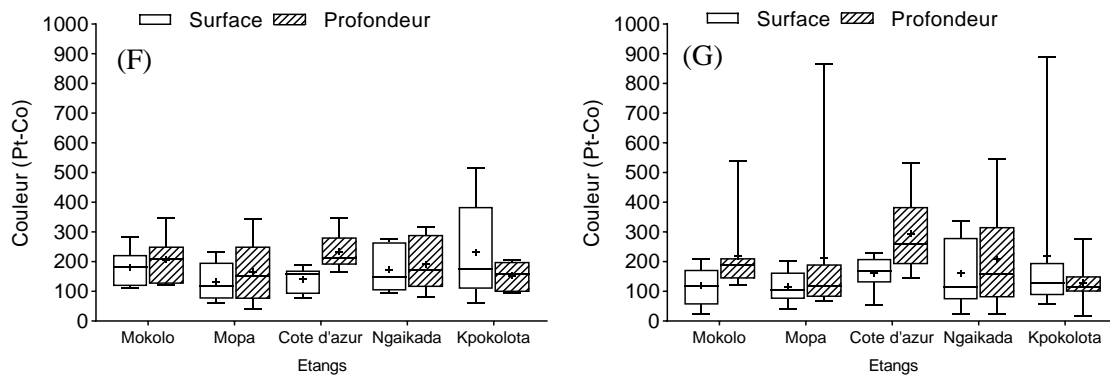


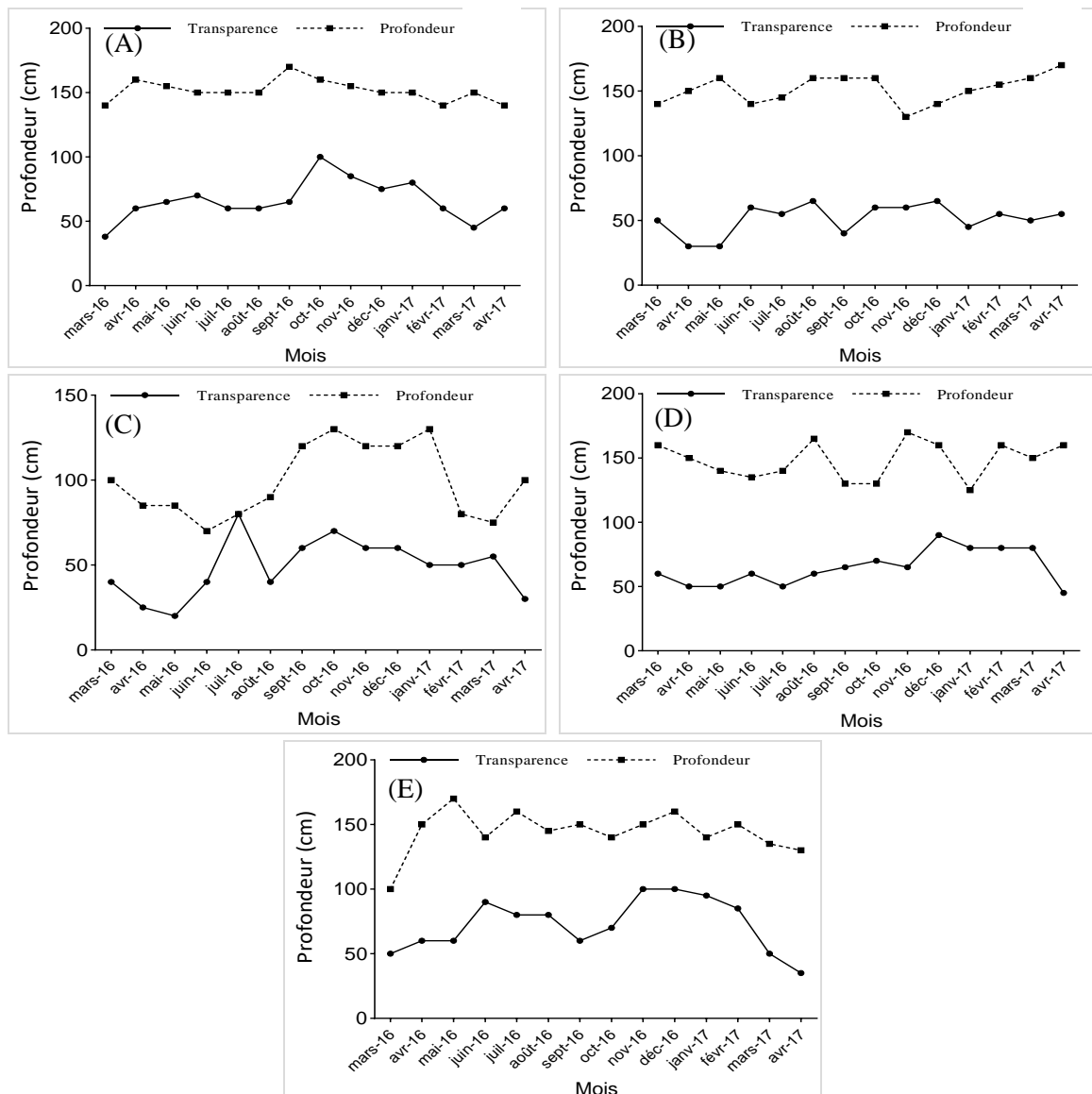
Figure 21 : Variations spatio-temporelle et saisonnière de la couleur des eaux dans les étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaïkada (C), Côte d'azur (D) et Mopa (E) en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

III.1.1.2.6. Transparence et profondeur

La transparence a été faible dans l'ensemble des étangs étudiés (Figure 22), dans l'étang Mokolo (Figure 22A) une fluctuation de 38 cm au mois de mars 2016 à 100 cm au mois d'octobre 2016 pour une moyenne de $65,93 \pm 15,73$ cm. Elle varie dans l'étang Kpokolota (Figure 22B) elle va de 30 cm aux mois d'avril et mai 2016 à 65 cm aux mois d'août et décembre 2016 pour une moyenne de $51,43 \pm 11,51$ cm. Dans l'étang Ngaïkada (Figure 22C) sa valeur minimale est de 20 cm au mois de mai 2016 et sa valeur maximale est de 80 cm au mois de juillet 2016 pour une moyenne de $48,57 \pm 17,15$ cm. Elle évolue dans l'étang Côte d'azur (Figure 22D) de 45 cm au mois d'avril 2017 à 90 cm au mois de décembre 2016 pour une moyenne de $64,64 \pm 13,75$ cm, tandis que dans l'étang Mopa (Figure 22E) de 35 cm au mois d'avril 2017 à 100 cm aux mois de novembre et décembre 2016 avec une moyenne de $72,5 \pm 20,55$ cm.

La faible profondeur des étangs est assez perceptible (Figure 22) allant dans l'étang Mokolo (Figure 22A) de 140 cm aux mois de mars 2016, février et avril 2017 à 170 cm au mois de septembre 2016 pour une moyenne de $151,43 \pm 8,42$ cm. Elle varie dans l'étang Kpokolota (Figure 22B), elle va de 130 cm au mois de novembre 2016 à 170 cm au mois d'avril 2017 pour une moyenne de $151,43 \pm 11,17$ cm. Dans l'étang Ngaïkada (Figure 22C) sa valeur minimale est de 70 cm au mois de juin 2016 et sa valeur maximale de 130 cm aux mois d'octobre 2016 et janvier 2017 avec une moyenne de $98,93 \pm 21,23$ cm. Elle évolue dans l'étang Côte d'azur (Figure 22D) de 125 cm au mois de janvier 2017 à 170 cm au mois de novembre 2016 pour une moyenne de $148,21 \pm 14,76$ cm. tandis que pour l'étang Mopa (Figure 22E) de 100 cm au mois de mars 2016 à 170 cm au mois de mai 2016 avec une moyenne de $144,29 \pm 16,62$ cm.

En saison sèche, les valeurs de transparence oscillent entre 38 cm et 100 cm avec une moyenne de $65,27 \pm 18,2$ cm et les valeurs de profondeur entre 75 cm et 170 cm avec une moyenne de $138,17 \pm 23,65$ cm (Figure 22F). En saison pluvieuse, les valeurs de transparence fluctuent entre 20 cm et 100 cm avec une moyenne de $57,13 \pm 17,39$ cm et les valeurs de profondeur entre 70 cm et 170 cm avec une moyenne de $139,38 \pm 26,29$ cm (Figure 22G). Le test statistique ne montre pas de différence significative (p -value $> 0,05$) de la transparence et de la profondeur entre les saisons. L'étang Ngaikada a enregistré la plus faible transparence et la plus faible profondeur a toutes les saisons pendant la période d'étude.



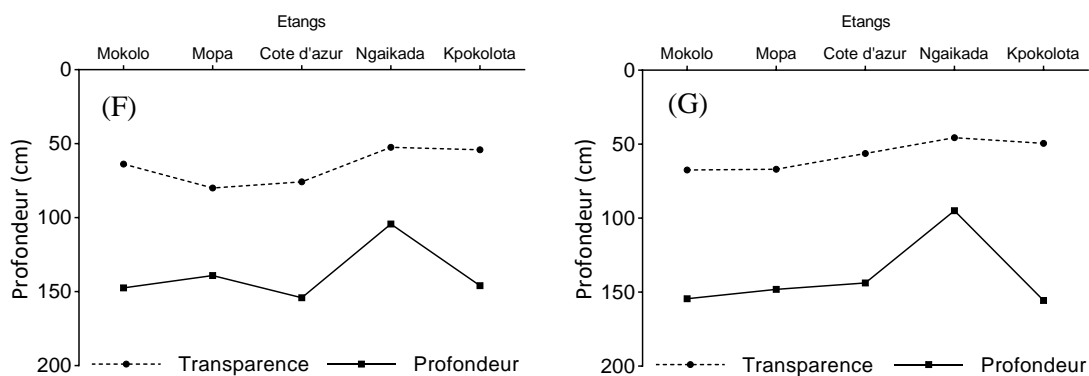


Figure 22 : Variations spatio - temporelle et saisonnière de la transparence et de la profondeur des eaux dans les étangs Mokolo (A), Mopa (B), Côte d'azur (C), Ngaikada (D) , Kpokolota (E) en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

III.1.1.3. Variations spatio - temporelles et saisonnières des variables chimiques

III.1.1.3.1. Potentiel d'Hydrogène (pH)

Les valeurs de pH dans l'étang Mokolo ont varié entre 5,19 (juin 2016) à 8,63 (janvier 2017) en surface pour une moyenne de $6,69 \pm 0,23$ (Figure 23A) et en profondeur de 5,15 (juin 2016) à 7,35 (novembre 2016) pour une moyenne de $6,37 \pm 0,16$. Dans ce plan d'eau, la moyenne générale de pH a été de $6,53 \pm 0,20$.

Dans l'étang Kpokolota, les valeurs ont fluctué de 5,16 (juin 2016) à 7,51 (octobre 2016) en surface, pour une moyenne de $6,41 \pm 0,18$ (Figure 23B) et en profondeur de 5,13 (juin 2016) à 7,5 (octobre 2016), pour une moyenne de $6,37 \pm 0,16$, avec une moyenne générale de $6,39 \pm 0,17$.

Dans l'étang Ngaikada, ces valeurs varient de 5,31 (juillet 2016) à 7,46 (octobre 2016) en surface pour une moyenne de $6,40 \pm 0,19$ (Figure 23C) et en profondeur de 5,22 (juin 2016) à 7,54 (octobre 2016) pour une moyenne de $6,27 \pm 0,18$. La moyenne générale a été de $6,34 \pm 0,19$.

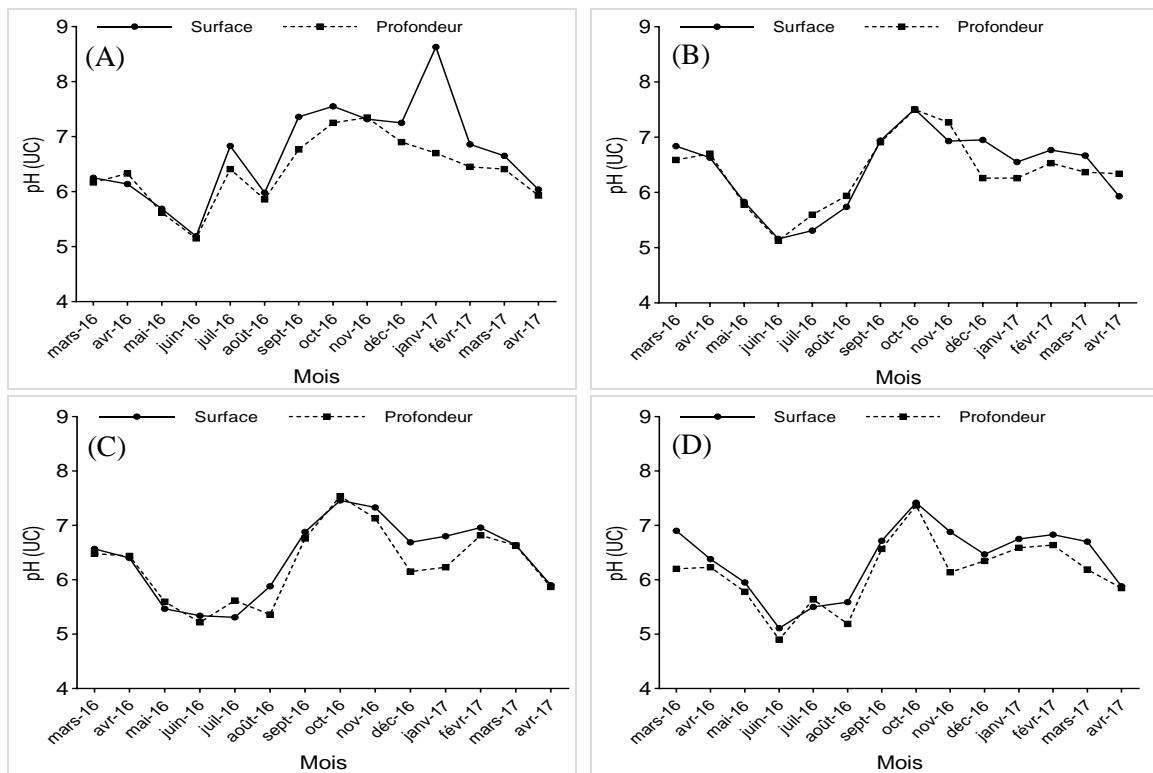
Dans l'étang Côte d'azur, les valeurs varient de 5,11 (juin 2016) à 7,46 (octobre 2016) en surface pour une moyenne de $6,36 \pm 0,18$ (Figure 23D) et en profondeur de 4,9 (juin 2016) à 7,37 (octobre 2016), pour une moyenne de $6,12 \pm 0,17$. Dans ce plan d'eau, la moyenne générale a été de $6,24 \pm 0,18$.

Les valeurs du pH dans l'étang Mopa ont fluctué de 4,96 (août 2016) à 7,36 (septembre 2016) en surface, pour une moyenne de $6,36 \pm 0,20$ (Figure 23E) et en profondeur de 5,02 (juin 2016) à 7,31 (octobre 2016) pour une moyenne de $6,27 \pm 0,16$, avec une moyenne générale de $6,35 \pm 0,19$.

En saison sèche, les données varient entre 6,14 UC à 8,63 UC avec une moyenne de $6,64 \pm 0,29$ UC et une différence significative (p -value $< 0,05$) observée entre les données de surface et ceux de profondeur (Figure 23F). En saison pluvieuse, ces valeurs évoluent de 4,9 UC à 7,55 UC avec une moyenne de $6,12 \pm 0,26$ UC (Figure 23G).

Aucune différence significative n'a été relevée entre les valeurs de ce paramètre dans les hydrosystèmes (P -value $> 0,39$). On observe une superposition des courbes de pH dans les différents étangs. De manière générale, les valeurs de cette variable diminuent entre mars 2016 et juin 2016, puis augmentent octobre 2016 pour chuter à nouveau jusqu'en avril 2017.

Le classement des étangs suivant l'acidité croissante des eaux est le suivant : Mokolo, Kpokolota, Mopa, Ngaïkada et Côte d'azur.



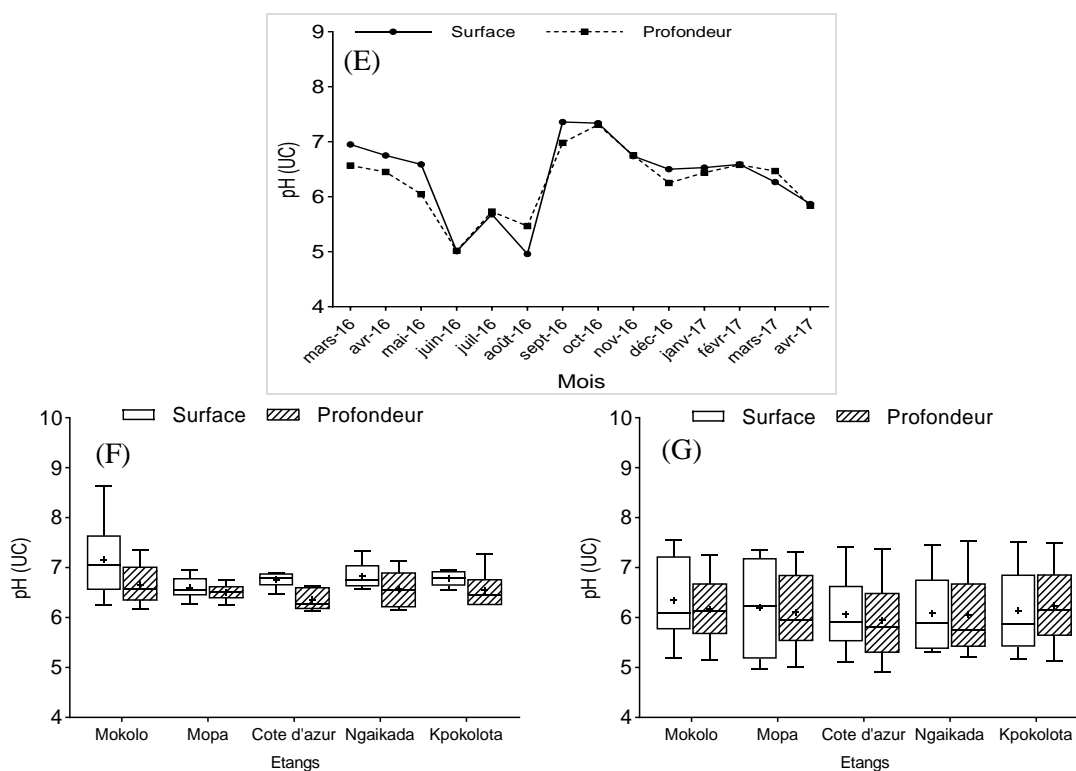


Figure 23 : Variations spatio-temporelle et saisonnière de pH des eaux dans les étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaikada (C), Côte d'azur (D) , Mopa (E) en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

III.1.1.3.2. Conductivité électrique

La conductivité électrique a été élevée dans les étangs (Figure 24) allant dans l'étang Mokolo en surface, de $31,7 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (mai 2016) à $81,00 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (mars 2016), pour une moyenne de $45,08 \pm 3,68 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (Figure 24A) et en profondeur de $35,7 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (mai 2016) à $76,00 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (avril 2016) pour une moyenne de $49,34 \pm 3,35 \mu\text{S.cm}^{-1}$. La moyenne générale a été de $47,21 \pm 3,52 \mu\text{S.cm}^{-1}$.

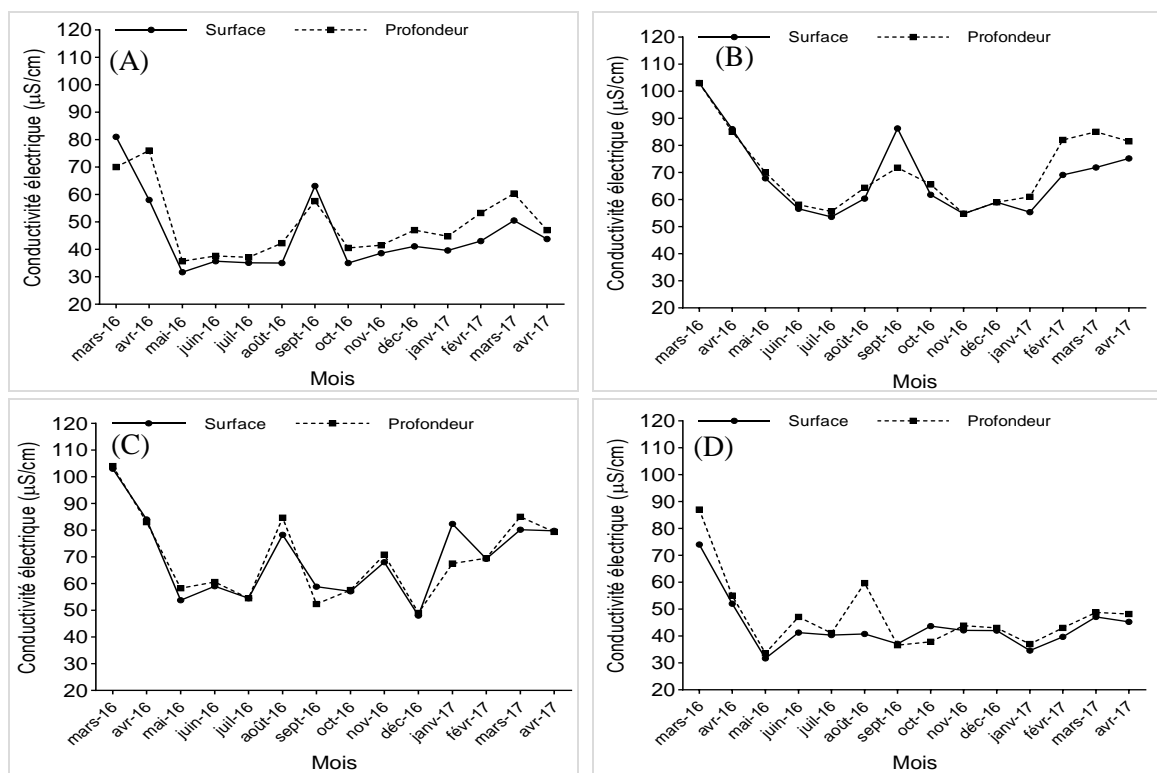
Dans l'étang Kpokolota, les valeurs minimale et maximale en surface ont été respectivement de $53,6 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (juillet 2016) à $103,00 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (mars 2016), pour une moyenne de $68,64 \pm 3,92 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (Figure 24B) et en profondeur, de $54,8 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (novembre 2016) à $103,00 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (mars 2016) pour une moyenne de $71,2 \pm 3,80 \mu\text{S.cm}^{-1}$. Dans cet étang, la moyenne générale a été de $69,92 \pm 3,86 \mu\text{S.cm}^{-1}$.

Dans l'étang Ngaikada, ces données varient en surface de $48,00 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (décembre 2016) à $103,00 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (mars 2016), pour une moyenne de $69,74 \pm 4,13 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (Figure 24C) et en profondeur de $49,00 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (décembre 2016) à $104,00 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (mars 2016) pour une moyenne de $69,74 \pm 4,21 \mu\text{S.cm}^{-1}$ avec une moyenne générale de $69,74 \pm 4,17 \mu\text{S.cm}^{-1}$.

Dans l'étang Côte d'azur, les données évoluent en surface de 31,7 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (mai 2016) à 74,00 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (mars 2016), pour une moyenne de $43,7 \pm 2,69 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Figure 24D) et en profondeur de 33,6 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (mai 2016) à 87 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (mars 2016) pour une moyenne de $47,27 \pm 3,61 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Dans cet étang, la moyenne générale a été de $45,48 \pm 3,15 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Les valeurs minimale et maximale en surface dans l'étang Mopa, ont été respectivement de 31,9 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (octobre 2016) à 88,00 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (septembre 2016), pour une moyenne de $45,51 \pm 4,27 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Figure 24E) et en profondeur de 29,9 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (janvier 2017) à 59,00 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (mars 2016), pour une moyenne de $42,04 \pm 2,65 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, avec une moyenne générale de $43,77 \pm 3,46 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Il y a une différence significative entre les valeurs de la conductivité ($p\text{-value} = 0,03$).

Les données de conductivité électrique en saison sèche sont comprises entre 29,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 104 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une moyenne de $53,04 \pm 5,21 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure 24F). En saison pluvieuse, ces valeurs s'échelonnent entre 31,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 88 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une moyenne de $51,31 \pm 4,37 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure 24G). Le test statistique ne montre pas de différence significative de la conductivité électrique ($p\text{-value} > 0,05$) entre les saisons. Les profils de variation entre les deux saisons sont relativement similaires avec des moyennes plus élevées dans les étangs Ngaikada et Kpokolota en saison sèche et en saison pluvieuse comparativement aux autres étangs.



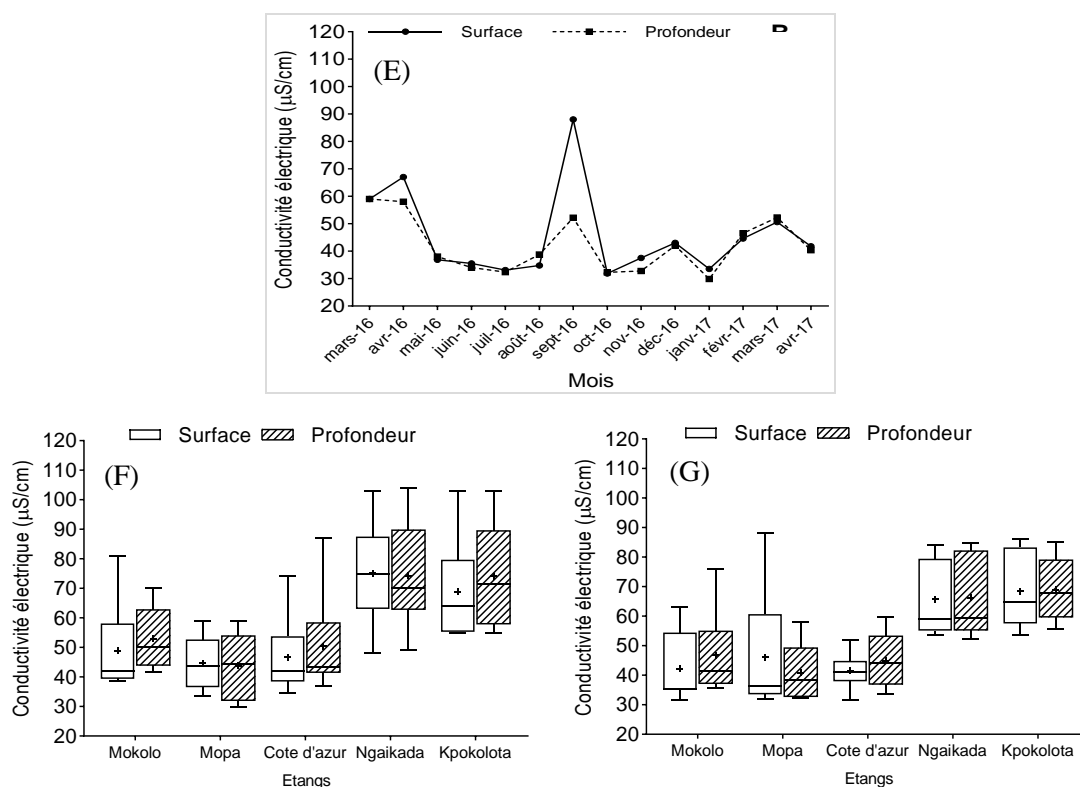


Figure 24 : Variations spatio-temporelle et saisonnière de la conductivité électrique des eaux dans les étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaïkada (C), Côte d’azur (D), Mopa (E) en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

Les courbes de conductivité électrique des eaux sont superposables dans les étangs et décroissent entre mars 2016 et mai ou juillet 2016 selon les milieux, puis remontent assez régulièrement jusqu’en avril 2017. On observe cependant des pics en août ou septembre 2016 tant en surface qu’au fond des plans d’eau. Les étangs Kpokolota et Ngaïkada présentent les plus fortes valeurs pour ce paramètre, valeurs très importantes par rapport à celles enregistrées à Mokolo, Côte d’azur et Mopa.

III.1.1.3.3. Pourcentage de saturation en Oxygène dissous

Les étangs ont été moyennement oxygénés dans l’ensemble (Figure 25). Dans l’étang Mokolo en surface, de 31,00 % (avril 2016) à 88,6 % (janvier 2017) (Figure 25A) pour une moyenne de $62,83 \pm 3,31\%$ et en profondeur de 32,8% (avril 2016) à 77,2 % (janvier 2017) pour une moyenne de $59,12 \pm 2,99 \%$. Dans l’ensemble, l’étang Mokolo, a présenté une moyenne annuelle d’O₂ dissous de $60,97 \pm 3,15 \%$.

Dans l’étang Kpokolota, on a relevé en surface des valeurs minimale et maximale de 35,3 % (avril 2016) à 84,7% (janvier 2017), pour une moyenne de $60,09 \pm 2,97 \%$ (Figure 25B) et en profondeur, les valeurs limites de l’O₂ dissous ont été de 36,00 % (avril 2016) à 69,4 % (mars

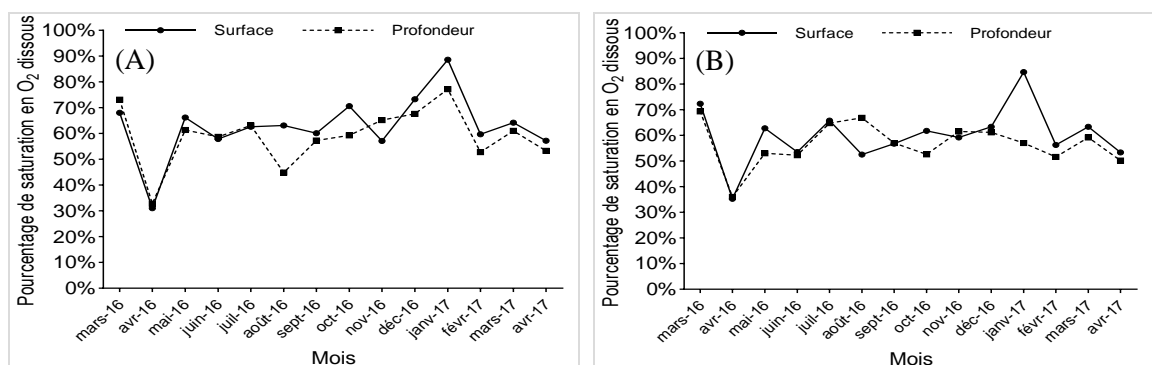
2016), pour une moyenne de $56,62 \pm 2,25$ %. Dans l'étang, la moyenne générale d'O₂ dissous a été de $58,35 \pm 2,61$ %.

Dans l'étang Ngakaïda, ces valeurs varient en surface de 33,9 % (avril 2016) à 83,9 % (janvier 2017) (Figure 25C) pour une moyenne de $58,81 \pm 3,29$ % et en profondeur de 34,4% (avril 2016) à 70,7 % (mars 2016) pour une moyenne de $54,64 \pm 2,71$ %. De façon générale, on a relevé une moyenne générale de $56,73 \pm 3,00$ %.

Dans l'étang Côte d'azur, on a relevé en surface des valeurs minimale et maximale de 36,00 % (avril 2016) à 83,9 % (janvier 2017) pour une moyenne de $61,52 \pm 2,72$ % (Figure 25D) et en profondeur de 36,1% (avril 2016) à 83,00% (janvier 2017) pour une moyenne de $57,79 \pm 3,24$ %. La moyenne générale a été de $59,65 \pm 2,98$.

Les valeurs d'O₂ dissous dans l'étang Mopa ont fluctué entre 27,8% (avril 2016) à 86,5 % (janvier 2017) en surface (Figure 25E) pour une moyenne de $63,09 \pm 3,31$ % et en profondeur de 29,1 % (avril 2016) à 87,8 % (janvier 2017), pour une moyenne annuelle de $60,31 \pm 3,37$ %. Le test statistique ne montre pas de différence significative entre les valeurs de ce paramètre entre les étangs (P-value > 0,29).

En saison sèche, les teneurs s'échelonnent entre 49,3 % à 88,6 % avec une moyenne de $62,17 \pm 4,00$ % (Figure 25F). En saison pluvieuse, ces teneurs sont comprises entre 27,8 % à 70,6 % avec une moyenne de $56,64 \pm 3,63$ % (Figure 25G). Le test statistique montre une différence significative (p-value < 0,01) des valeurs du pourcentage de saturation en O₂ dissous entre la saison sèche et la saison pluvieuse.



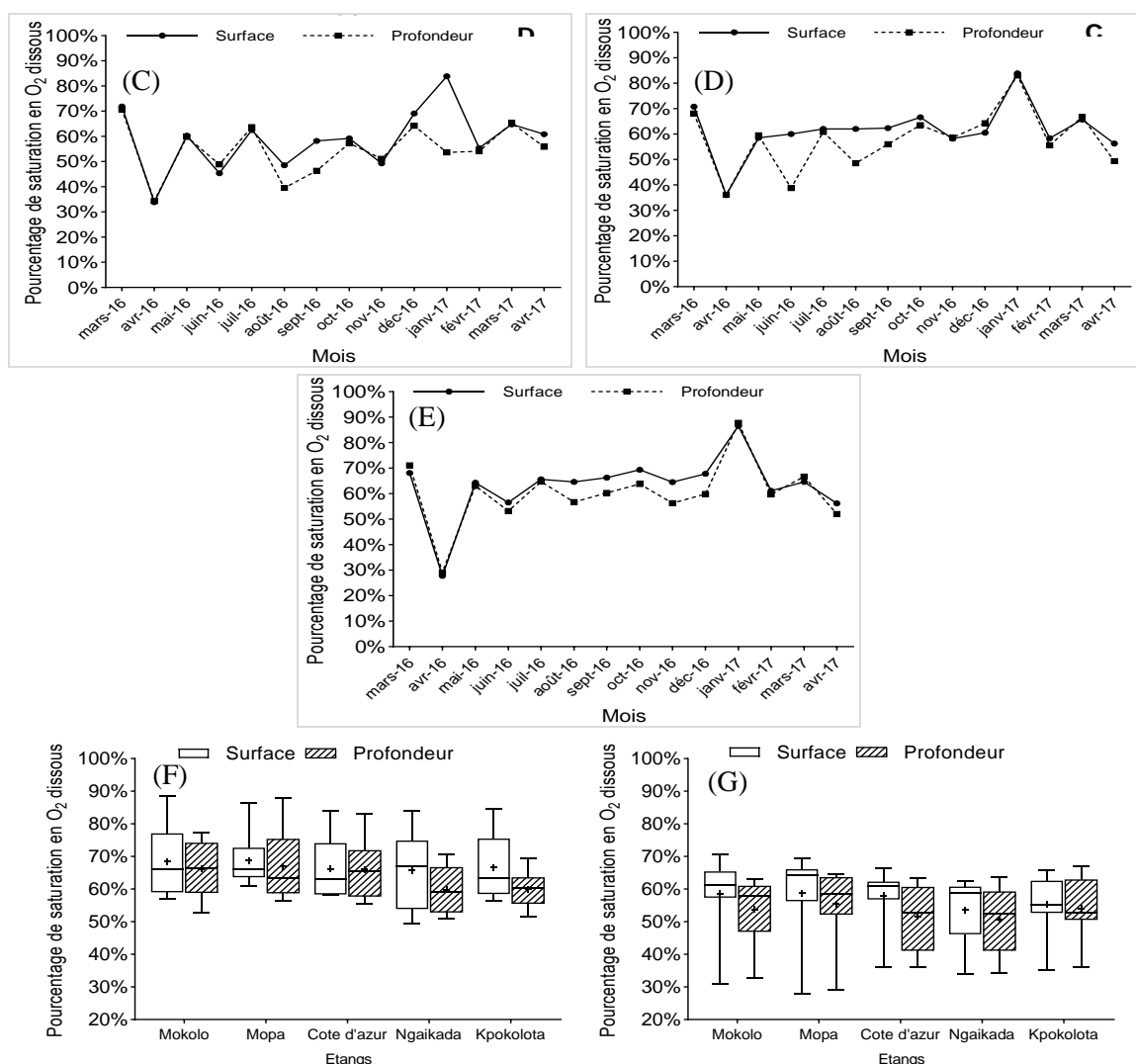


Figure 25 : Variations spatio - temporelle et saisonnière des teneurs du pourcentage de saturation en O₂ dissous des eaux dans les étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaikada (C), Côte d'azur (D) ,Mopa (E) en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

L'observation générale des courbes des teneurs des eaux en oxygène dissous fait ressortir une augmentation des teneurs entre avril 2016 et janvier 2017, avec des taux supérieurs à 55 % en surface dès le mois de mai et à 50 % en profondeur au cours de la même période. On observe une chute des concentrations en Oxygène dissous entre février et mars 2017.

III.1.1.3.4. Gaz carbonique dissous (CO₂)

Les fortes teneurs en CO₂ traduisent une forte activité photosynthétique des étangs (Figure 26). En surface, les valeurs dans l'étang Mokolo ont varié de 0,66 mg.L⁻¹ (juillet 2016) à 15,84 mg.L⁻¹(juin 2016) (Figure 26A) pour une moyenne de $4,07 \pm 1,08$ mg.L⁻¹ et en profondeur de 0,66 mg.L⁻¹ (juillet 2016) à 7,04 mg.L⁻¹ (août 2016) pour une moyenne de $3,50 \pm 0,66$ mg.L⁻¹, avec une moyenne générale de $3,78 \pm 0,87$ mg.L⁻¹.

Dans l'étang Kpokolota, ces teneurs oscillent en surface de 0,76 mg.L⁻¹ (juillet 2016) à 15,84 mg.L⁻¹ (juin 2016), pour une moyenne de 3,95 ± 1,16 mg.L⁻¹ et en profondeur de 0,66 mg.L⁻¹ (juillet 2016) à 15,84 mg.L⁻¹(juin 2016), pour une moyenne de 3,80 ± 1,07 mg.L⁻¹ (Figure 26B). Dans l'ensemble, la moyenne générale dans la colonne d'eau a été de 3,87 ± 1,12 mg.L⁻¹.

Dans l'étang Ngaikada, les valeurs minimale et maximale ont été enregistrées en (juillet 2016) en surface (0,66 mg.L⁻¹) et en avril 2016 (10,56 mg.L⁻¹), respectivement pour une moyenne de 3,32 ± 0,78 mg.L⁻¹ et en profondeur les valeurs minimale et maximale respectives ont été de 0,66 mg.L⁻¹ (juillet 2016) à 7,04 mg.L⁻¹ (août 2016) (Figure 26C) pour une moyenne de 3,25 ± 0,56 mg.L⁻¹. La colonne d'eau a révélé une moyenne générale de 3,28 ± 0,67 mg.L⁻¹.

Dans l'étang Côte d'azur, ces teneurs oscillent entre 0,76 mg.L⁻¹ (juillet 2016) à 8,8 mg.L⁻¹ (avril 2016) en surface, pour une moyenne de 3,01 ± 0,65 mg.L⁻¹ et en profondeur de 0,66 mg.L⁻¹ (juillet 2016) à 8,8 mg.L⁻¹(avril 2016), pour une moyenne de 2,85 ± 0,66 mg.L⁻¹ (Figure 26D). Dans l'ensemble, la moyenne annuelle a été de 2,93 ± 0,65 mg.L⁻¹.

Les valeurs minimale et maximale de CO₂ dissous, dans l'étang Mopa, ont été enregistrées en juin 2016 (0,18 mg.L⁻¹) en surface et en août 2016 (7,04 mg.L⁻¹) (Figure 26E), pour une moyenne de 2,51 ± 0,55 mg.L⁻¹ et en profondeur elles ont été de 0,66 mg.L⁻¹ (juillet 2016) à 8,8 mg.L⁻¹ (avril 2016) pour une moyenne de 2,75 ± 0,64 mg.L⁻¹, avec une moyenne générale de 2,63 ± 0,59 mg.L⁻¹.

En saison sèche, les teneurs enregistrées oscillent entre 0,88 mg.L⁻¹ à 7,04 mg.L⁻¹ avec une moyenne de 3,55 ± 1,22 mg.L⁻¹ (Figure 26F). En saison pluvieuse, ces teneurs fluctuent entre 0,18 mg.L⁻¹ à 15,84 mg.L⁻¹ avec une moyenne de 2,35 ± 0,8 mg.L⁻¹(Figure 26G). Le test statistique montre une différence significative (p-value < 0,05) entre les teneurs de CO₂ obtenues en saison sèche et en saison pluvieuse. Néanmoins, entre mars et septembre 2016, les courbes de CO₂ enregistrées en surface et en profondeur des plans d'eau se confondent pratiquement et présentent des allures oscillatoires qui permettent cependant de noter une baisse des quantités. En outre, entre octobre 2016 et janvier 2017, les courbes sont relativement stables puis croissent faiblement jusqu'en avril 2017. Toutefois, les étangs Kpokolota, Mokolo et Ngaikada ont présenté les teneurs les plus élevées en CO₂ dissous.

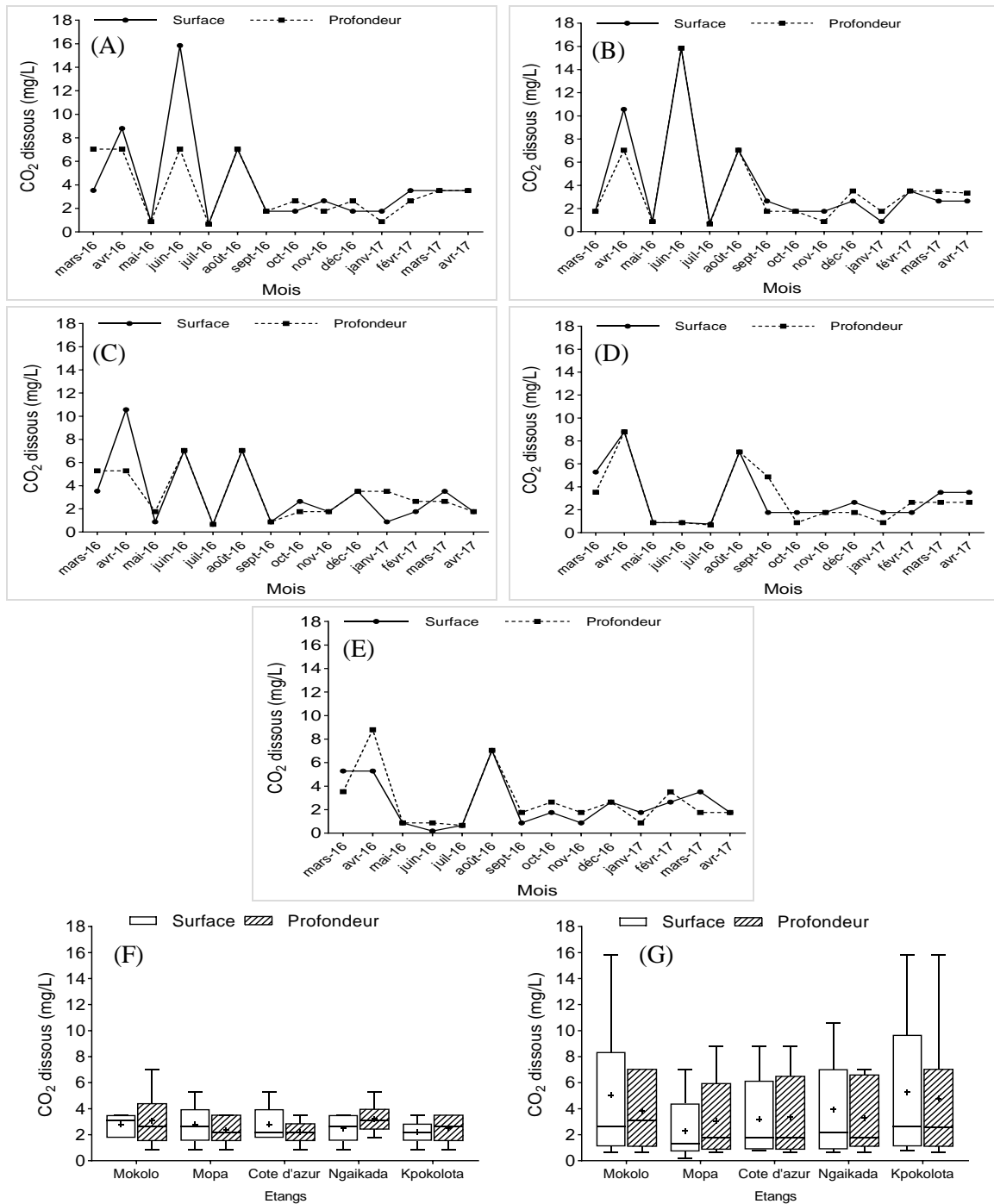


Figure 26 : Variations spatio-temporelle et saisonnière des teneurs en CO₂ dissous des eaux dans les étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaïkada (C), Côte d'azur (D), Mopa (E) en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

III.1.1.3.5. Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours (DBO₅)

Les valeurs élevées de DBO₅ ont été largement supérieures aux normes dans tous les étangs (Figure 27.) traduisant de fortes teneurs en matières organiques. Les valeurs minimales de la DBO₅ dans l'étang Mokolo ont été enregistrées aux mois de mars, avril, décembre 2016 et

février 2017. Elles sont respectivement de 5mg.L^{-1} en surface et 5mg.L^{-1} en profondeur (Figure 27A). Quant aux valeurs maximales, elles ont été de 185mg.L^{-1} (mai 2016) en surface et 90mg.L^{-1} (janvier 2017) en profondeur. Les moyennes obtenues ont été de $34,28 \pm 12,01\text{mg.L}^{-1}$ en surface et de $28,92 \pm 6,48\text{mg.L}^{-1}$ en profondeur, pour une moyenne générale de $31,60 \pm 9,25\text{mg.L}^{-1}$.

Dans l'étang Kpokolota, les valeurs minimales de DBO_5 ont été enregistrées aux mois d'avril, de juin, de juillet, d'août, d'octobre 2016, de janvier et de février 2017. Elles sont de 5mg.L^{-1} en surface et de 10mg.L^{-1} en profondeur (Figure 27B). Les valeurs maximales enregistrées ont été de 65mg.L^{-1} (septembre 2016) en surface et 200mg.L^{-1} (mai 2016) en profondeur, pour une moyenne de $28,57 \pm 5,98\text{mg.L}^{-1}$ en surface et de $42,85 \pm 13,99\text{mg.L}^{-1}$ en profondeur. La moyenne générale a été de $35,71 \pm 9,98\text{mg.L}^{-1}$.

Les valeurs minimales de DBO_5 dans l'étang Ngaikada, ont été de 5mg.L^{-1} (novembre et décembre 2016) (Figure 27C). La valeur maximale en surface a été de 150mg.L^{-1} (mai 2016), pour une moyenne de $27,5 \pm 9,94\text{mg.L}^{-1}$ et en profondeur de 5mg.L^{-1} (août, octobre 2016 et février 2017) à 80mg.L^{-1} (mars 2016) pour une moyenne de $24,64 \pm 5,77\text{mg.L}^{-1}$. Sur toute la période d'étude, la valeur moyenne annuelle a été de $26,07 \pm 7,85\text{mg.L}^{-1}$.

La DBO_5 dans l'étang Côte d'azur, ces valeurs oscillent entre 5mg.L^{-1} (décembre 2016) à 175mg.L^{-1} (mai 2016) en surface pour une moyenne de $32,85 \pm 11,55\text{mg.L}^{-1}$ et en profondeur de 10mg.L^{-1} (juin, juillet, novembre, décembre 2016 et février 2017) à 160mg.L^{-1} (mai 2016) pour une moyenne de $37,5 \pm 11,39\text{mg.L}^{-1}$ (Figure 27D), avec une moyenne générale de $35,17 \pm 11,47\text{mg.L}^{-1}$.

Les valeurs minimales de DBO_5 dans l'étang Mopa, ont été enregistrées en (novembre 2016, février et mars 2017) (Figure 27E). Elles ont été de 5mg.L^{-1} en surface à 180mg.L^{-1} (mai 2016), pour une moyenne de $32,14 \pm 12,24\text{mg.L}^{-1}$ et en profondeur de 10mg.L^{-1} (septembre, octobre, décembre 2016, janvier, février et mars 2017) à 185mg.L^{-1} (mai 2016), pour une moyenne de $32,5 \pm 12,47\text{mg.L}^{-1}$, avec une moyenne générale de $32,32 \pm 12,36\text{mg.L}^{-1}$ dans le plan d'eau.

Il n'existe pas de différence significative entre les valeurs de ce paramètre dans les différents étangs ($P\text{-value} > 0,12$). Néanmoins, une hiérarchisation des étangs en fonction de la DBO_5 met en tête l'étang Kpokolota, suivi des étangs Côte d'azur, Mopa, Mokolo et Ngaikada.

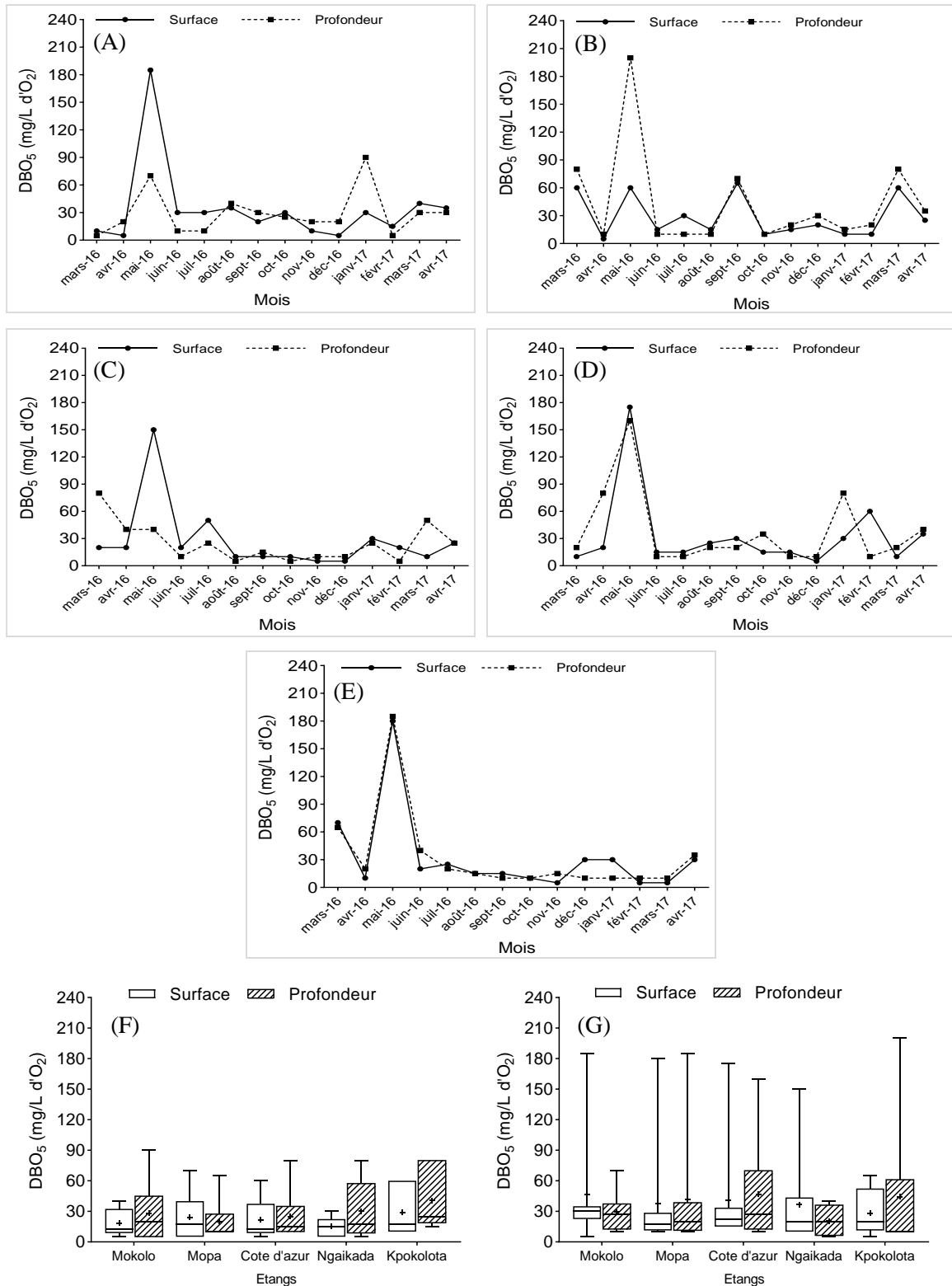


Figure 27 : Variations spatio - temporelle et saisonnière de la DBO_5 des eaux dans les étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaikada (C), Côte d'azur (D) , Mopa (E) en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

En saison sèche, les valeurs oscillent entre $5 \text{ mg.L}^{-1} \text{ d'O}_2$ à $90 \text{ mg.L}^{-1} \text{ d'O}_2$ avec une moyenne de $22,34 \pm 7,01 \text{ mg.L}^{-1} \text{ d'O}_2$ (Figure 27F). En saison pluvieuse, ces valeurs fluctuent

entre 5 mg.L⁻¹ d'O₂ à 200 mg.L⁻¹ d'O₂ avec une moyenne de 44,92 ± 24,97 mg.L⁻¹ d'O₂ (Figure 27G). Le test statistique montre une différence significative (p-value < 0,05) des valeurs de DBO₅ entre la saison sèche et la saison pluvieuse.

III.1.1.3.6. Azote ammoniacal (NH₄⁺)

Les teneurs en azote ammoniacal ont été élevées dans les étangs (Figure 28) pendant la période d'étude allant dans l'étang Mokolo en surface, de 0,01 mg.L⁻¹ (mars 2017) (Figure 28A) à 2,2 mg.L⁻¹ (juillet 2016) et en profondeur de 0,05 mg.L⁻¹ (mars 2016) à 2,49 mg.L⁻¹ (juillet 2016). Les moyennes à différent niveau de la colonne ont été de 0,65 ± 0,15 mg.L⁻¹ et 1,10 ± 0,17 mg.L⁻¹, pour une moyenne générale de 0,87 ± 0,16 mg.L⁻¹.

Dans l'étang Kpokolota, ces teneurs oscillent en surface de 0,01 mg.L⁻¹ (mars 2017) à 2,27 mg.L⁻¹ (juin 2016) et en profondeur de 0,09 mg.L⁻¹ (mars 2017) à 1,81 mg.L⁻¹(juillet 2016) (Figure 28B). Les valeurs moyennes à différent niveau de la colonne sont respectivement de 1,02 ± 0,19 mg.L⁻¹ et de 0,98 ± 0,16 mg.L⁻¹ , avec une moyenne générale de 1,00 ± 0,17 mg.L⁻¹.

Dans l'étang Ngaikada, ces teneurs oscillent au mois de mars 2017 (0,06 mg.L⁻¹) à décembre 2016 (2,33 mg.L⁻¹) (Figure 28C), pour une moyenne de 1,09 ± 0,20 mg.L⁻¹ et en profondeur de 0,02 mg.L⁻¹ (mars 2017) à 2,54 mg.L⁻¹ (décembre 2016), pour une moyenne de 1,22 ± 0,21 mg.L⁻¹ , avec une moyenne générale de 1,16 ± 0,21 mg.L⁻¹.

Dans l'étang Côte d'azur, ces teneurs évoluent de 0 mg.L⁻¹ (mars 2017) à 3,22 mg.L⁻¹ (novembre 2016) en surface, pour une moyenne de 0,96 ± 0,22 mg.L⁻¹ et en profondeur de 0,01 mg.L⁻¹ (mars 2017) à 3,42 mg.L⁻¹ (novembre 2016) pour une moyenne de 1,33 ± 0,21 mg.L⁻¹ (Figure 28D). Dans l'ensemble de la colonne, la moyenne générale a été de 1,15 ± 0,22 mg.L⁻¹.

Dans l'étang Mopa, ces teneurs fluctuent en mars 2017(0,11 mg.L⁻¹) en surface à novembre 2016 (3,76 mg.L⁻¹) (Figure 28E) pour une moyenne de 1,07 ± 0,29 mg.L⁻¹ et en profondeur de 0,11 mg.L⁻¹ (mars 2017) à 4,21 mg.L⁻¹(novembre 2016) pour une moyenne de 1,33 ± 0,32 mg.L⁻¹ . En général, la moyenne du NH₄⁺ a été de 1,20 ± 0,30 mg.L⁻¹ dans l'étang. Toutes les valeurs de ce paramètre ne présentent pas de différence significative entre les différentes profondeurs (P -value= 0,43).

Les courbes de NH₄⁺ présentent une même allure dans les différents milieux et dévoilent deux pics au cours de l'étude. Le premier est situé entre mai et juillet (2016) et le second entre novembre 2016 et janvier 2017.

En saison sèche, les teneurs enregistrées varient de 0 mg.L⁻¹ à 4,21 mg.L⁻¹ avec une moyenne de 1,09 ± 0,24 mg.L⁻¹ (Figure 28F). En saison pluvieuse, ces teneurs oscillent entre 0,23 mg.L⁻¹ à 3,68 mg.L⁻¹ avec une moyenne de 1,08 ± 0,37 mg.L⁻¹ (Figure 28G).

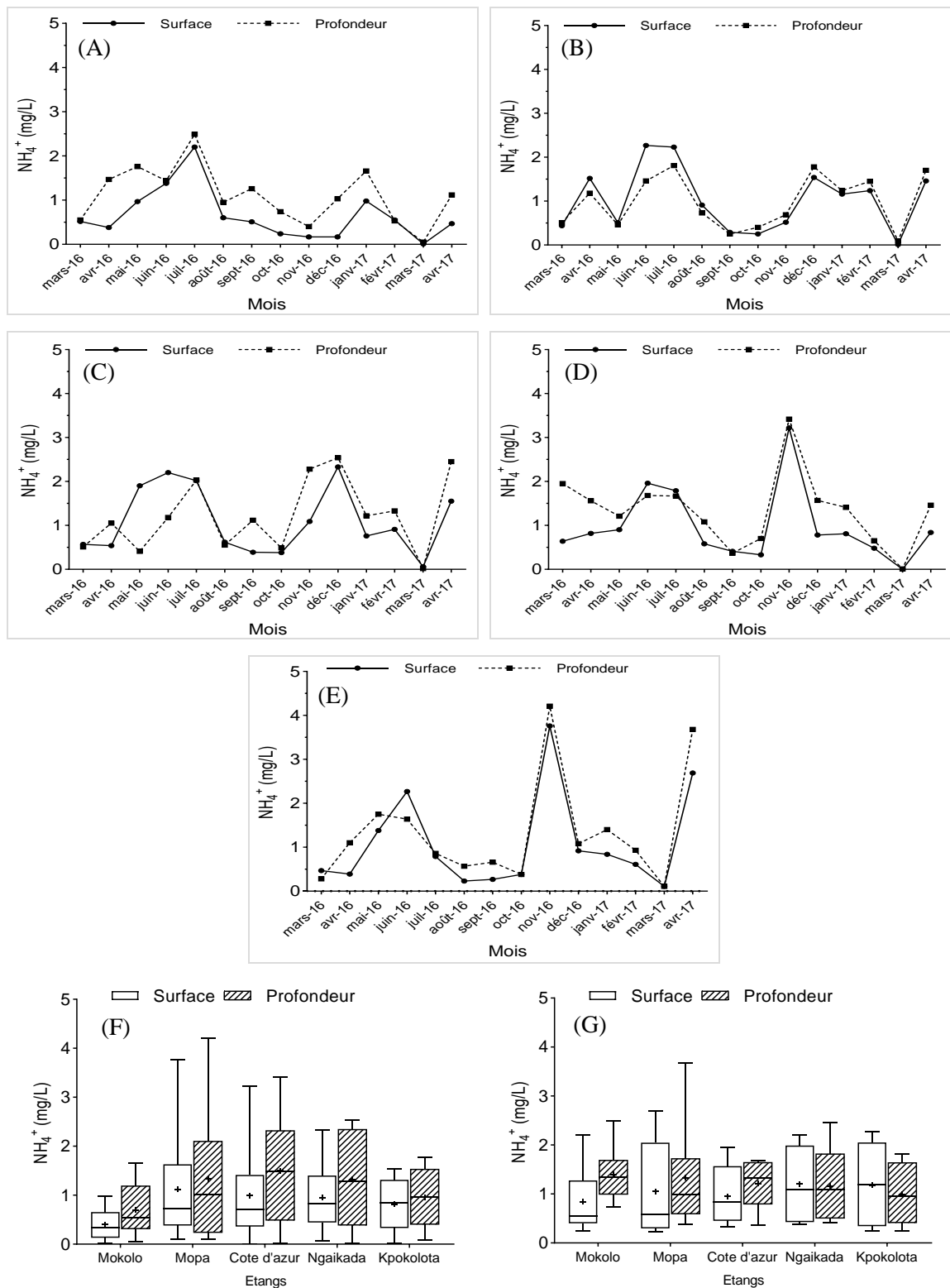


Figure 28 : Variations spatio-temporelle et saisonnière des teneurs en azote ammoniacal des eaux dans les étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaïkada (C), Côte d’azur (D) , Mopa (E) en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

Le test statistique ne montre pas de différence significative ($P\text{-value} > 0,05$) des teneurs en azote ammoniacal entre la saison sèche et la saison pluvieuse. Les profils de variation montrent que dans la plupart des étangs et à toutes les saisons, les teneurs en NH_4^+ de profondeur sont plus élevées que ceux de surface.

III.1.1.3.7. Nitrates

Les teneurs en nitrates ont été élevées dans les étangs (Figure 29) pendant la période d’étude allant dans l’étang Mokolo en surface de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ (juillet 2016) à $3,8 \text{ mg.L}^{-1}$ (mars 2016) pour une moyenne de $1,22 \pm 0,28 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 29A) et en profondeur de 0 mg.L^{-1} (juin 2016) à 9 mg.L^{-1} (janvier 2017) pour une moyenne de $1,92 \pm 0,60 \text{ mg.L}^{-1}$. La moyenne générale a été de $1,57 \pm 0,44 \text{ mg.L}^{-1}$.

L’étang Kpokolota, ces teneurs oscillent en septembre 2016 (0 mg.L^{-1}) à avril 2016 ($1,7 \text{ mg.L}^{-1}$) en surface (Figure 29B) pour une moyenne de $0,78 \pm 0,11 \text{ mg.L}^{-1}$ et en profondeur de 0 mg.L^{-1} (mai 2016) à $1,7 \text{ mg.L}^{-1}$ (mars 2016) pour une moyenne de $0,66 \pm 0,12 \text{ mg.L}^{-1}$, avec une moyenne générale de $0,72 \pm 0,12 \text{ mg.L}^{-1}$.

Dans l’étang Ngaïkada, ces teneurs vont en surface de 0 mg.L^{-1} (mai 2016) à $4,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (avril 2016), pour une moyenne de $1,81 \pm 0,30 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 29C) et en profondeur de 0 mg.L^{-1} (mai 2016) à $5,5 \text{ mg.L}^{-1}$ (septembre 2016), pour une moyenne de $1,79 \pm 0,43 \text{ mg.L}^{-1}$, avec une moyenne générale de $1,80 \pm 0,36 \text{ mg.L}^{-1}$.

Dans l’étang Côte d’azur, Ces teneurs évoluent en surface de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (juin 2016) à $2,3 \text{ mg.L}^{-1}$ (août 2016) (Figure 29D) pour une moyenne de $1,00 \pm 0,18 \text{ mg.L}^{-1}$ et en profondeur de 0 mg.L^{-1} (août 2016) à $12,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (mars 2016) pour une moyenne de $2,71 \pm 0,81 \text{ mg.L}^{-1}$, avec une moyenne générale de $1,86 \pm 0,50 \text{ mg.L}^{-1}$.

Les teneurs en NO_3^- dans l’étang Mopa ont fluctué en surface de 0 mg.L^{-1} (août, septembre 2016) à $5,6 \text{ mg.L}^{-1}$ (novembre 2016), pour une moyenne de $1,12 \pm 0,37 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 29E) et en profondeur de 0 mg.L^{-1} (septembre 2016) à $3,4 \text{ mg.L}^{-1}$ (avril 2016), pour une moyenne de $0,98 \pm 0,25 \text{ mg.L}^{-1}$. La moyenne générale a été de $1,05 \pm 0,31 \text{ mg.L}^{-1}$. Les différences significatives observées entre les valeurs de ce paramètre l’ont été entre les étangs Ngaïkada et Mopa ($P\text{-value} = 0,007$), entre Côte d’azur et Mopa ($P\text{-value} = 0,034$).

En saison sèche, les teneurs enregistrées fluctuent de $0,009 \text{ mg.L}^{-1}$ à $12,1 \text{ mg.L}^{-1}$ avec une moyenne de $1,26 \pm 0,42 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 29F). En saison pluvieuse, ces teneurs varient de 0

mg.L⁻¹ à 5,5 mg.L⁻¹ avec une moyenne de $1,15 \pm 0,48$ mg.L⁻¹ (Figure 29G). Le test statistique ne montre pas de différence significative (p -value > 0,05) des teneurs en nitrates entre la saison sèche et la saison pluvieuse.

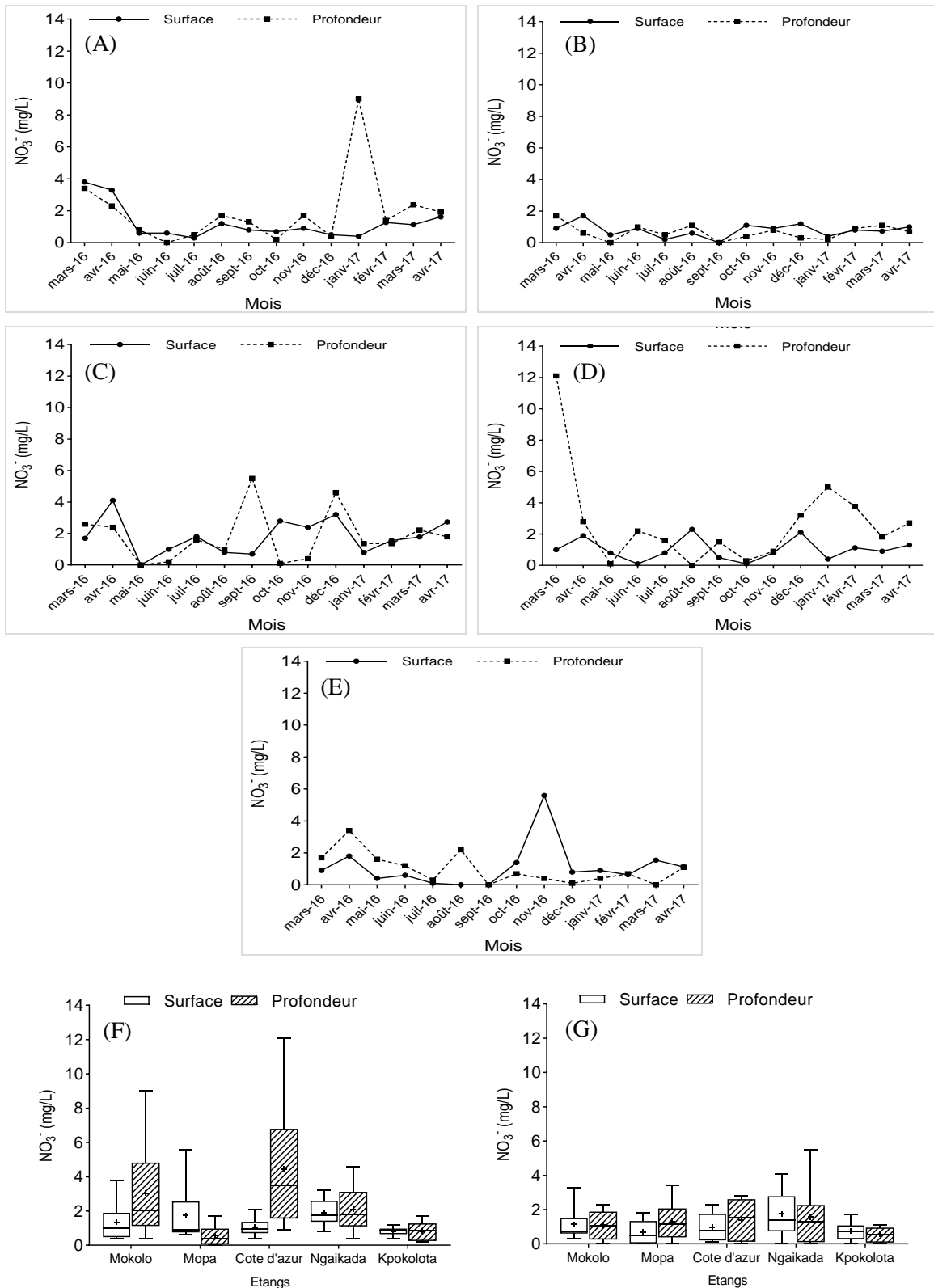


Figure 29 : Variations spatio-temporelle et saisonnière des teneurs en nitrates des eaux dans les étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaïkada (C), Côte d’azur (D), Mopa (E) en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

III.1.1.3.8. Nitrites

Les teneurs en nitrites ont été très faibles dans la plupart des étangs (Figure 30) allant dans l’étang Mokolo, en surface de 0 mg.L⁻¹ (mai, juin, juillet, décembre 2016 et janvier 2017) à 0,012 mg.L⁻¹ (novembre 2016), pour une moyenne de 0,002 ± 0,0008 mg.L⁻¹ (Figure 30A) et en profondeur de 0 mg.L⁻¹ (juin, novembre, décembre 2016) à 0,017 mg.L⁻¹ (janvier 2017), pour une moyenne de 0,004 ± 0,001 mg.L⁻¹. La moyenne générale de NO₂⁻ a été de 0,003 ± 0,001 mg.L⁻¹.

Dans l’étang Kpokolota, ces teneurs évoluent en surface de 0 mg.L⁻¹ (juillet, septembre 2016 et janvier 2017) à 0,1 mg.L⁻¹ (décembre 2016) pour une moyenne de 0,015 ± 0,007 mg.L⁻¹ (Figure 30B) et en profondeur de 0 mg.L⁻¹ (juin, septembre, novembre 2016) à 1 mg.L⁻¹ (décembre 2016) pour une moyenne de 0,08 ± 0,07 mg.L⁻¹, avec une moyenne générale de 0,048 ± 0,038 mg.L⁻¹.

Dans l’étang Ngaikada, ces teneurs varient de 0 mg.L⁻¹ (août 2016 et janvier 2017) et 0,1 mg.L⁻¹ (décembre 2016) en surface pour une moyenne de 0,014 ± 0,006 mg.L⁻¹ (Figure 26C) et en profondeur de 0 mg.L⁻¹ (juin 2016) à 0,1 mg.L⁻¹ (décembre 2016) pour une moyenne de 0,014 ± 0,006 mg.L⁻¹. La moyenne générale de NO₂⁻ a été de 0,014 ± 0,006 mg.L⁻¹.

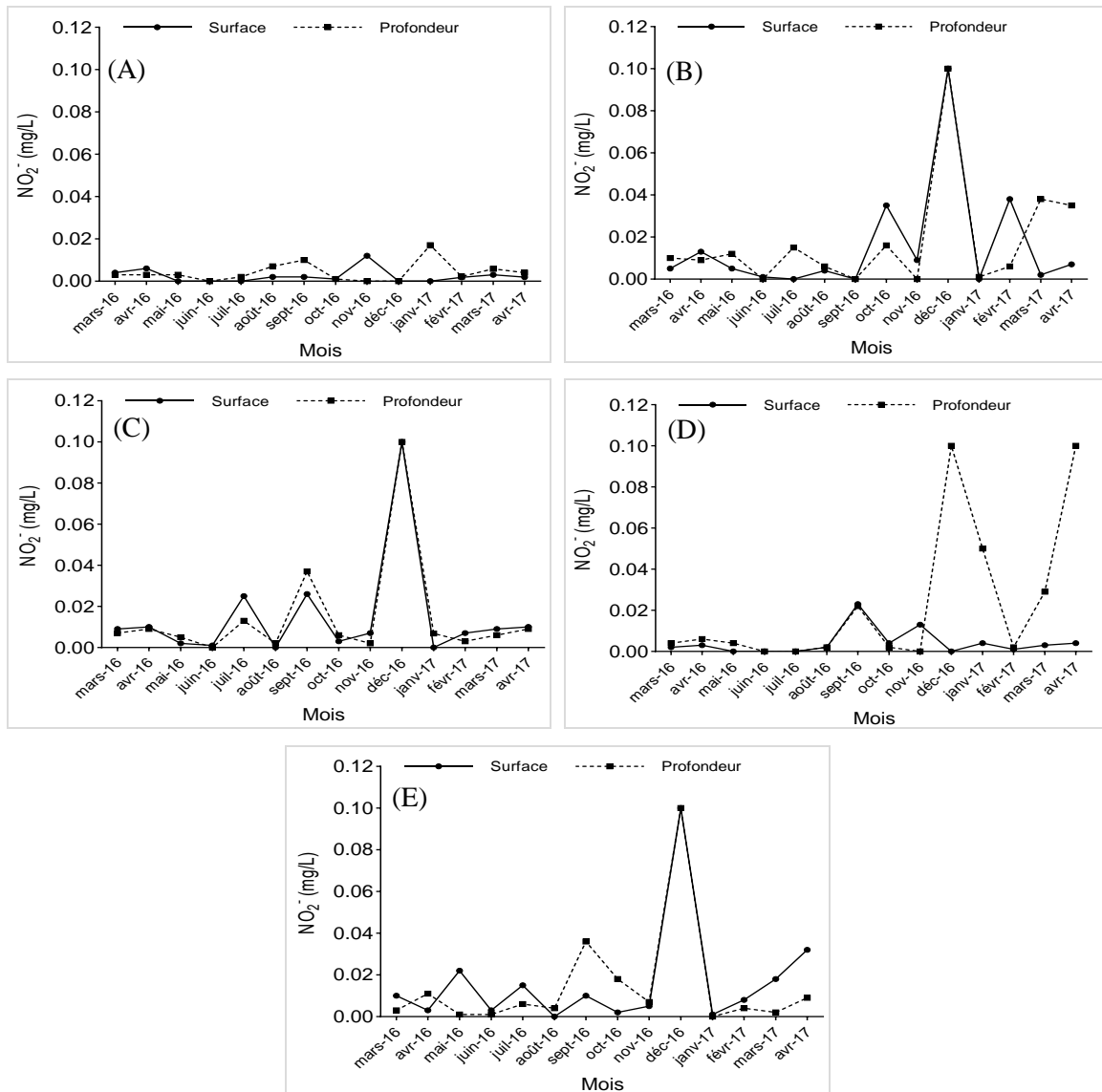
Dans l’étang Côte d’azur, ces teneurs fluctuent en surface de 0 mg.L⁻¹ (mai, juin, juillet, décembre 2016) à 0,023 mg.L⁻¹ (septembre 2016) pour une moyenne de 0,004 ± 0,001 mg.L⁻¹ (Figure 30D) et en profondeur de 0 mg.L⁻¹ (juin, juillet, novembre 2016) à 0,17 mg.L⁻¹ (avril 2017), pour une moyenne de 0,027 ± 0,013 mg.L⁻¹, avec une moyenne générale de 0,016 ± 0,007 mg.L⁻¹.

Dans l’étang Mopa, ces teneurs oscillent de 0 mg.L⁻¹ (août, septembre 2016) à 5,6 mg.L⁻¹ (novembre 2016) en surface, pour une moyenne de 1,12 ± 0,37 mg.L⁻¹ (Figure 30E) et en profondeur de 0 mg.L⁻¹ (septembre 2016) à 3,4 mg.L⁻¹ (avril 2016) pour une moyenne de 0,98 ± 0,25 mg.L⁻¹, avec une moyenne générale de 1,05 ± 0,31 mg.L⁻¹. Les teneurs en NO₂⁻ ne présentent aucune différence significative entre elles (P –value = 0,68).

Cependant, il existe une différence significative entre les valeurs de ce paramètre dans les étangs Ngaïkada et Côte d’azur (P-value = 0,044). Toutefois, les teneurs en NO₂⁻ sont très faibles

dans les étangs. Elles sont pourtant constantes tous les mois, à l'exception du mois de décembre 2016 où on observe une augmentation considérable en profondeur des plans d'eau. Les eaux de l'étang Mopa sont plus riches en cet élément, suivies de celles des étangs Kpokolota, Côte d'azur, Ngaïkada et enfin Mokolo, qui est très pauvre en NO_2^- .

En saison sèche, les teneurs oscillent de 0 mg.L^{-1} à $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ avec une moyenne de $0,03 \pm 0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 30F). En saison pluvieuse, ces teneurs évoluent de 0 mg.L^{-1} à $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ avec une moyenne de $0,01 \pm 0,005 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 30G).



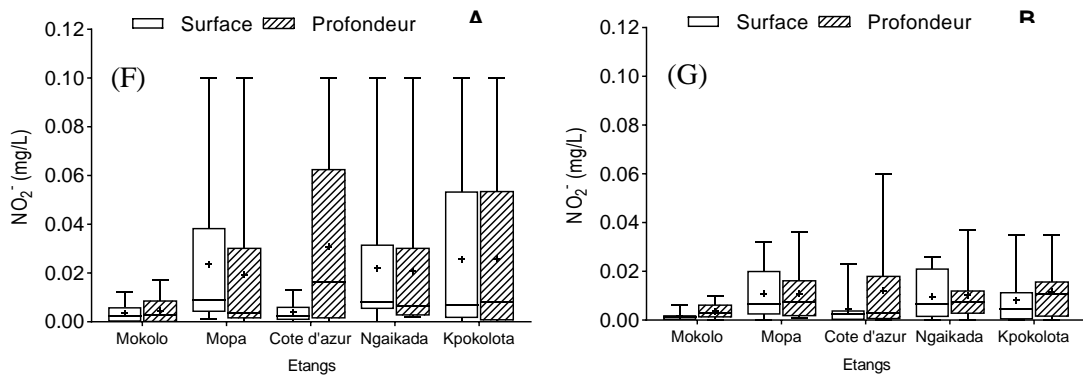


Figure 30 : Variations spatio - temporelle et saisonnière des teneurs en nitrites des eaux dans les étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaïkada (C), Côte d'azur (D), Mopa (E) en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

Le test statistique ne montre pas de différence significative ($p > 0,05$) des teneurs en nitrites entre la saison sèche et la saison pluvieuse.

III.1.1.3.9. Orthophosphates

Les teneurs en orthophosphates ont été largement supérieures à la valeur seuil dans tous les étangs pendant la période d'étude (Figure 31) allant dans l'étang Mokolo en surface, de 0,2 mg.L⁻¹ (juillet 2016) à 10,5 mg.L⁻¹ (juin 2016) pour une moyenne de $4,29 \pm 0,89$ mg.L⁻¹ (Figure 31A) et en profondeur de 0 mg.L⁻¹ (mai 2016) à 24,2 mg.L⁻¹ (juin 2016) pour une moyenne de $8,91 \pm 2,09$ mg.L⁻¹. Dans l'ensemble, la moyenne annuelle a été de PO₄³⁻ a été de $6,60 \pm 1,49$ mg.L⁻¹.

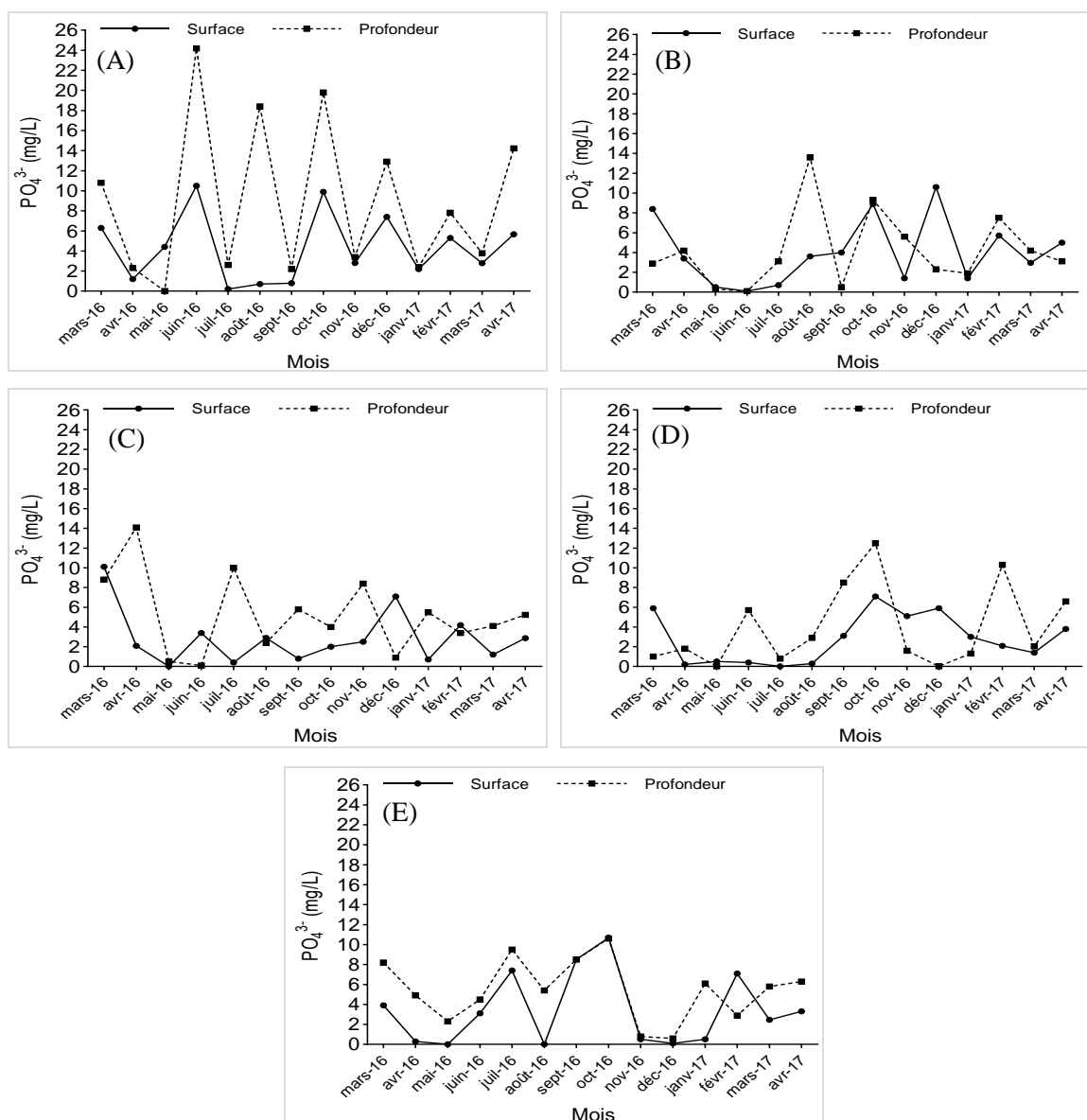
Dans l'étang Kpokolota, on a observé une croissance des valeurs de PO₄³⁻ de 0,1 mg.L⁻¹ (juin 2016) à 10,6 mg.L⁻¹ (décembre 2016) donnant une moyenne de $4,04 \pm 0,89$ mg.L⁻¹ en surface (Figure 31B) et en profondeur de 0,3 mg.L⁻¹ (mai 2016) à 13,6 mg.L⁻¹ (août 2016) pour une moyenne de $4,25 \pm 0,99$ mg.L⁻¹, avec une moyenne générale de $4,14 \pm 0,94$ mg.L⁻¹.

Les variations en surface des teneurs en PO₄³⁻ dans l'étang Ngaïkada, révèlent une décroissance entre mars 2016 (10,1 mg.L⁻¹) à mai 2016 (0 mg.L⁻¹) avec une moyenne de $2,87 \pm 0,74$ mg.L⁻¹ (Figure 31C) et en profondeur d'avril 2016 (14,1 mg.L⁻¹) à juin 2016 (0,1 mg.L⁻¹) avec une moyenne de $5,23 \pm 1,06$ mg.L⁻¹. Dans l'ensemble la moyenne de PO₄³⁻ a été de $4,05 \pm 0,90$ mg.L⁻¹.

Dans l'étang Côte d'azur, ces teneurs évoluent en surface au mois de juillet 2016 (0 mg.L⁻¹) au mois d'octobre 2016 (7,1 mg.L⁻¹) pour une moyenne de $2,77 \pm 0,65$ mg.L⁻¹ (Figure 31D) et en profondeur au mois de décembre 2016 (0 mg.L⁻¹) au mois d'octobre 2016 (12,5 mg.L⁻¹) pour une moyenne de $3,93 \pm 1,08$ mg.L⁻¹. La moyenne de PO₄³⁻ a été de $3,35 \pm 0,87$ mg.L⁻¹.

Dans l'étang Mopa, ces teneurs fluctuent aux mois de mai et août 2016 (0 mg.L⁻¹) et au mois d'octobre 2016 (10,7 mg.L⁻¹) pour une moyenne de 3,41 ± 0,96 mg.L⁻¹ (Figure 31E) et en profondeur de 0,6 mg.L⁻¹ (décembre 2016) à 10,6 mg.L⁻¹ (octobre 2016) pour une moyenne de 5,45 ± 0,82 mg.L⁻¹. Tout au long de l'étude, la valeur moyenne générale a été de 4,43 ± 0,89 mg.L⁻¹.

Il n'existe pas de différence significative entre les valeurs de PO₄³⁻ (P-value > 0,40). Les courbes de PO₄³⁻ sont irrégulières. Cependant, on peut observer une allure décroissante de la courbe des valeurs de ce paramètre tant en surface qu'en profondeur dans les étangs Mokolo et Ngaïkada et ce, de manière globale. Toutefois, la tendance est à la hausse dans l'étang Kpokolota, alors que dans les plan d'eau Côte d'azur et Mopa ; on peut donc relever un pic au mois de septembre 2016.



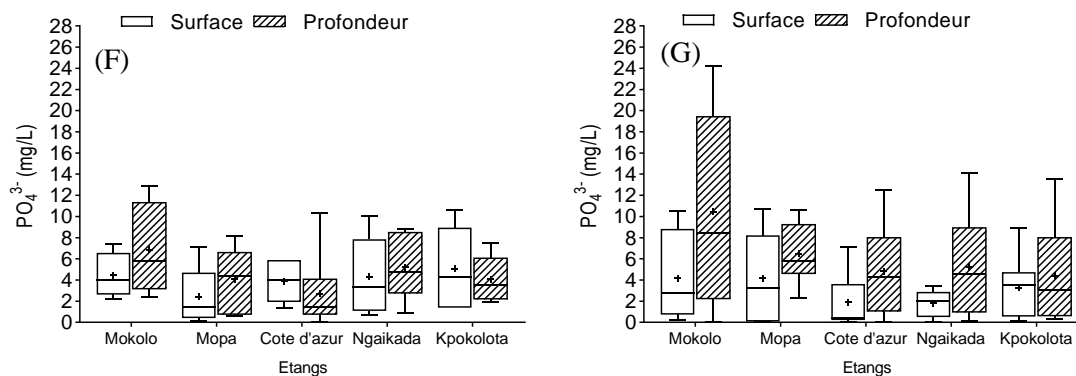


Figure 31 : Variations spatio - temporelle et saisonnière des teneurs en orthophosphates des eaux dans les étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaikada (C), Côte d’azur (D), Mopa (E), en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

En saison sèche, les teneurs enregistrées évoluent de 0 mg.L⁻¹ à 12,9 mg.L⁻¹ avec une moyenne de $4,24 \pm 1,42$ mg.L⁻¹ (Figure 31F). En saison pluvieuse, ces teneurs oscillent entre 0 mg.L⁻¹ à 24,2 mg.L⁻¹ avec une moyenne de $4,45 \pm 1,7$ mg.L⁻¹ et une différence significative ($p < 0,01$) observée entre les teneurs de surface et ceux de profondeur (Figure 31G). Le test statistique ne montre pas de différence significative ($p > 0,05$) des teneurs en orthophosphates entre les saisons. Les données maximales ont été enregistrées en saison pluvieuse comparativement à la saison sèche.

III.1.1.3.10. Dureté calcique

Les valeurs de dureté calcique varient dans l’étang Mokolo en surface de 2 mg.L⁻¹ (juin, septembre, octobre 2016 et janvier , février 2017) à 20 mg.L⁻¹ (avril 2017), pour une moyenne de $5,14 \pm 1,27$ mg.L⁻¹ (Figure 32A) et en profondeur de 2 mg.L⁻¹ (septembre 2016) à 10 mg.L⁻¹ (avril 2017), pour une moyenne de $6 \pm 0,59$ mg.L⁻¹, avec une moyenne générale de $5,57 \pm 0,93$ mg.L⁻¹.

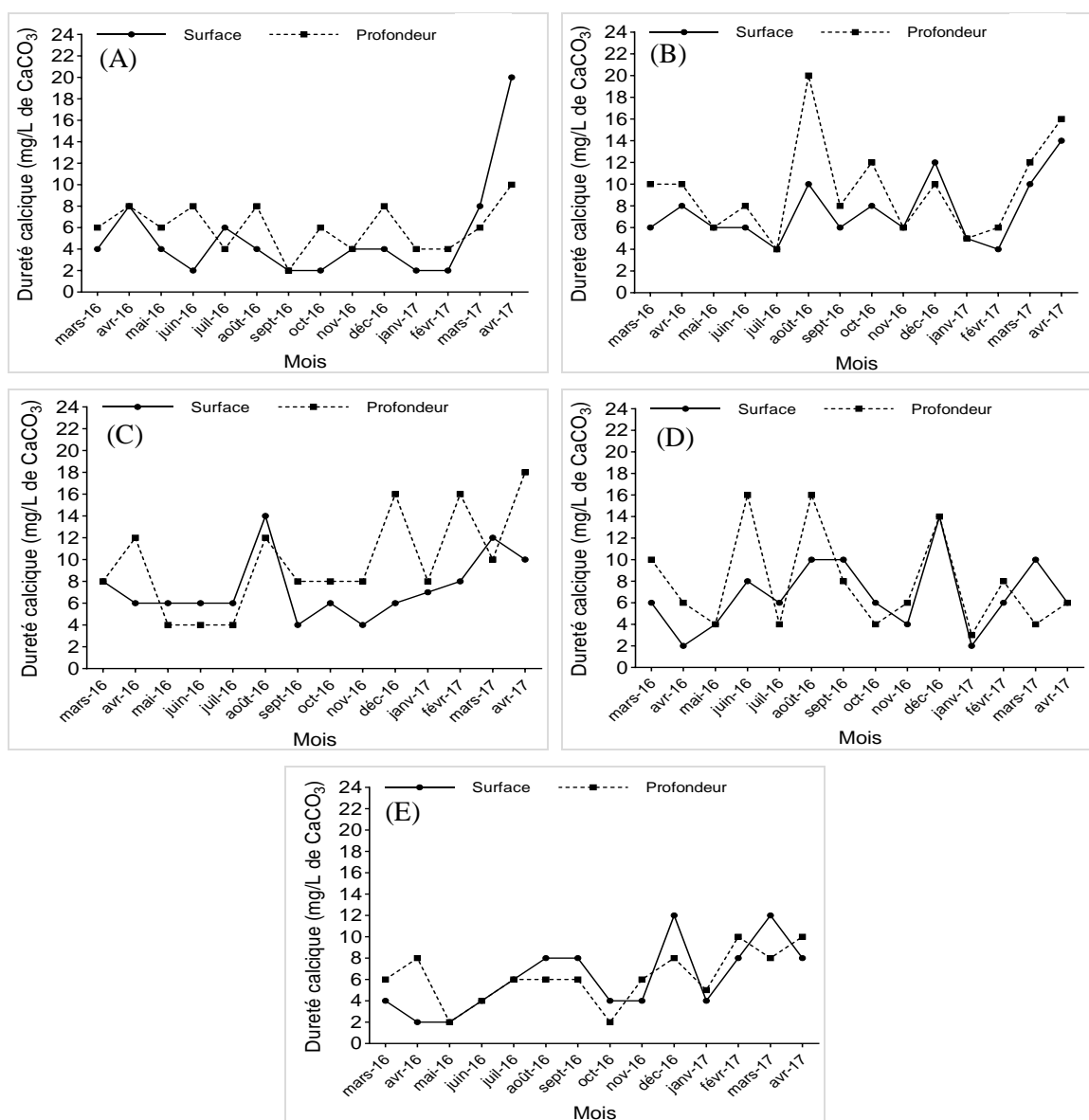
Dans l’étang Kpokolota, ces valeurs oscillent en surface de 4,00 mg.L⁻¹ (juillet 2016 et février 2017) à 14,00 mg.L⁻¹ (avril 2017) pour une moyenne de $7,5 \pm 0,80$ mg.L⁻¹ (Figure 32B) et en profondeur de 4,00 mg.L⁻¹ (juillet 2016) à 20,00 mg.L⁻¹ (août 2016) pour une moyenne de $9,5 \pm 1,18$ mg.L⁻¹. Dans l’ensemble de l’étang, la moyenne de dureté calcique a été de $8,5 \pm 0,99$ mg.L⁻¹.

Dans l’étang Ngaikada, ces valeurs vont en surface de 4 mg.L⁻¹ (septembre et novembre 2016, janvier et février 2017) à 14 mg.L⁻¹ (août 2016) pour une moyenne de $7,36 \pm 0,76$ mg.L⁻¹ et en profondeur de 4 mg.L⁻¹ (mai, juin, juillet 2016) à 18 mg.L⁻¹ (avril 2017) pour une moyenne de $9,71 \pm 1,21$ mg.L⁻¹, avec une moyenne annuelle de $8,53 \pm 0,99$ mg.L⁻¹.

Dans l'étang Côte d'azur, ces valeurs évoluent en surface de 2 mg.L⁻¹ (avril 2016 et janvier 2017) à 14 mg.L⁻¹ (décembre 2016) en surface pour une moyenne de 6,71 ± 0,90 mg.L⁻¹ (Figure 32D) et en profondeur de 3 mg.L⁻¹ (janvier 2017) à 16 mg.L⁻¹ (août 2016) pour une moyenne de 7,78 ± 1,21 mg.L⁻¹. La moyenne générale a été de 7,25 ± 1,05 mg.L⁻¹.

Dans l'étang Mopa, ces valeurs fluctuent en surface de 2,00 mg.L⁻¹(avril, mai 2016) à 12,00 mg.L⁻¹ (décembre 2016) pour une moyenne de 6,14 ± 0,87 mg.L⁻¹ (Figure 32E) et en profondeur de 2,00 mg.L⁻¹ (mai, octobre 2016) à 10,00 mg.L⁻¹ (février, avril 2017) pour une moyenne de 6,21 ± 0,66 mg.L⁻¹. La moyenne générale de dureté calcique a été de 6,17 ± 0,77 mg.L⁻¹.

Entre Kpokolota et Mopa, il existe une différence significative tant entre les valeurs (P-value = 0,013), qu'entre l'étang Ngaïkada et l'étang Mopa (P-value = 0,015).



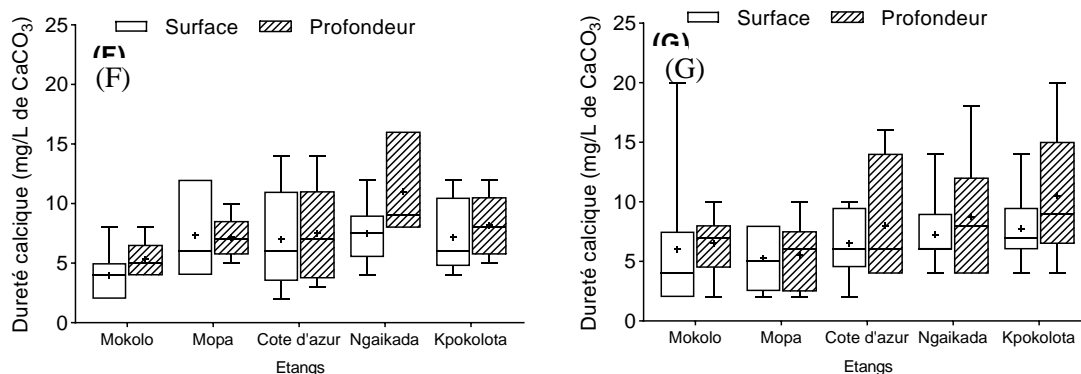


Figure 32 : Variations spatio - temporelle et saisonnière de la dureté calcique des eaux dans les étangs prospectés Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaïkada (C), Côte d'azur (D), Mopa (E), en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

En saison sèche, les données relevées sont comprises entre 2 mg.L^{-1} à 16 mg.L^{-1} avec une moyenne de $7,85 \pm 1,3 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 32F). En saison pluvieuse, ces valeurs s'échelonnent entre 2 mg.L^{-1} à 20 mg.L^{-1} avec une moyenne de $6,2 \pm 1,3 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 32G). Le test statistique ne montre pas de différence significative ($p\text{-value} > 0,05$) des valeurs de la dureté calcique entre la saison sèche et la saison pluvieuse. Les profils de variation ici montrent que les données maximales ont été enregistrées en saison pluvieuse dans la plupart des étangs.

III.1.1.3.11. Oxydabilité

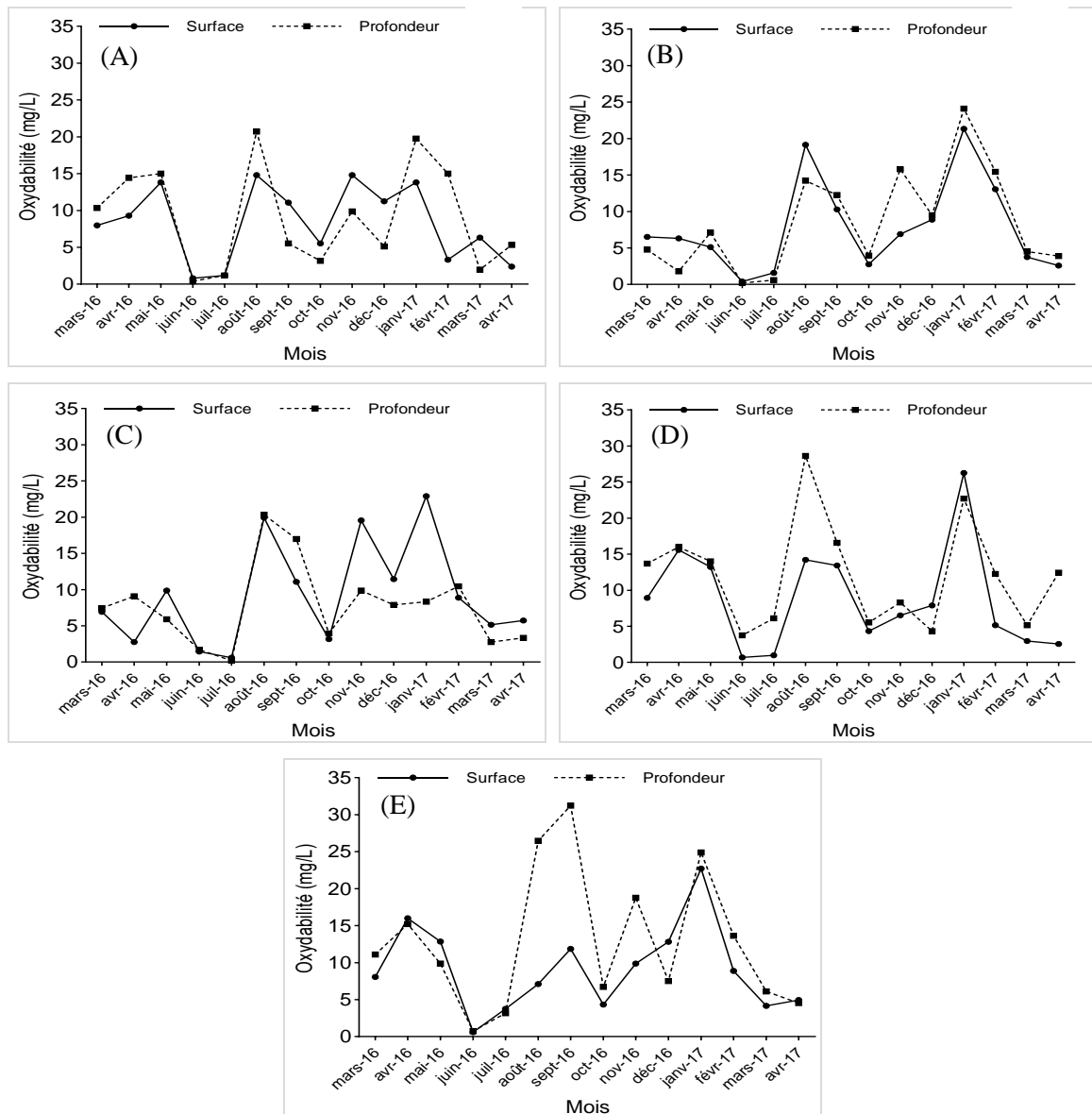
Les étangs étudiés ont été chargés en matières organiques oxydables (Figure 33). Les valeurs de l'oxydabilité varient de $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$ (juin, 2016) à $14,81 \text{ mg.L}^{-1}$ (août 2016) en surface dans l'étang Mokolo pour une moyenne de $8,31 \pm 1,36 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 33A) et en profondeur de $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$ (juin 2016) à $20,73 \text{ mg.L}^{-1}$ (août 2016) pour une moyenne de $9,13 \pm 1,83 \text{ mg.L}^{-1}$. La moyenne générale a été de $8,72 \pm 1,60 \text{ mg.L}^{-1}$.

A la surface de l'étang kpokolota, on a observé une croissance des valeurs de l'oxydabilité entre le mois de juin 2016 ($0,4 \text{ mg.L}^{-1}$) et le mois de janvier 2017 ($21,33 \text{ mg.L}^{-1}$) pour une moyenne de $7,75 \pm 1,69 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 33B) et en profondeur de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ (juin 2016) à $24,12 \text{ mg.L}^{-1}$ (janvier 2017) pour une moyenne de $8,43 \pm 1,87 \text{ mg.L}^{-1}$. La moyenne générale a été de $8,09 \pm 1,78 \text{ mg.L}^{-1}$.

Les valeurs de l'oxydabilité vont de $0,59 \text{ mg.L}^{-1}$ (juillet 2016) à $22,91 \text{ mg.L}^{-1}$ (janvier 2017) en surface dans l'étang Ngaïkada pour une moyenne de $9,24 \pm 1,91 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 33C) et en profondeur de $0,19 \text{ mg.L}^{-1}$ (juillet 2016) à $20,34 \text{ mg.L}^{-1}$ (août 2016) pour une valeur moyenne de $7,73 \pm 1,50 \text{ mg.L}^{-1}$. La moyenne annuelle a été de $8,48 \pm 1,70 \text{ mg.L}^{-1}$.

L'étang Côte d'azur a présenté au mois de juin 2016 ($0,7 \text{ mg.L}^{-1}$) et au mois de janvier 2017 ($26,26 \text{ mg.L}^{-1}$) en surface pour une moyenne de $8,77 \pm 1,90 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 33D) et en profondeur, au mois de juin 2016 ($3,75 \text{ mg.L}^{-1}$) et au mois d'août 2016 ($28,63 \text{ mg.L}^{-1}$), pour une moyenne de $12,10 \pm 1,96 \text{ mg.L}^{-1}$ avec une moyenne générale de $10,43 \pm 1,93 \text{ mg.L}^{-1}$.

Dans l'étang Mopa, les valeurs fluctuent en surface $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$ (juin 2016) à $22,71 \text{ mg.L}^{-1}$ (janvier 2017) pour une moyenne de $9,13 \pm 1,55 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 33E) et en profondeur de $0,75 \text{ mg.L}^{-1}$ (juin 2016) à $31,21 \text{ mg.L}^{-1}$ (septembre 2016) pour une moyenne de $12,84 \pm 2,50 \text{ mg.L}^{-1}$. La moyenne générale a été de $10,99 \pm 2,02 \text{ mg.L}^{-1}$. Le test statistique ne montre pas de différence significative entre les valeurs ($P\text{-value} > 0,65$).



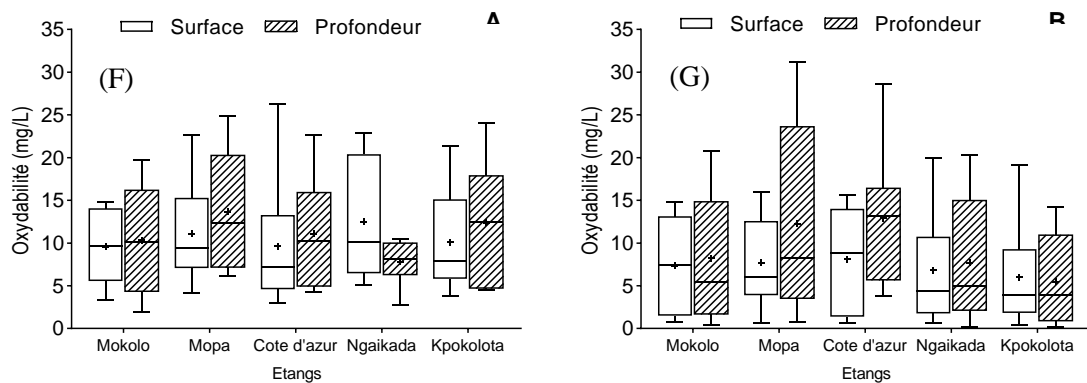


Figure 33 : Variations spatio - temporelle et saisonnière de l'oxydabilité des eaux dans les étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaikada (C), Côte d'azur (D), Mopa (E), en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

En saison sèche, les teneurs enregistrées s'échelonnent entre $1,97 \text{ mg.L}^{-1}$ à $26,26 \text{ mg.L}^{-1}$ avec une moyenne de $9,3 \pm 3,12 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 33F). En saison pluvieuse, ces teneurs oscillent entre $0,19 \text{ mg.L}^{-1}$ à $31,21 \text{ mg.L}^{-1}$ avec une moyenne de $9,7 \pm 2,27 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 33G). Le test statistique ne montre pas de différence significative ($p\text{-value} > 0,05$) entre les saisons.

Quoiqu'avec de nombreuses oscillations, les courbes de l'oxydabilité des eaux présentent la même allure. On observe d'abord une décroissance des valeurs entre mars et juin 2016 puis une croissance jusqu'en janvier 2017 et enfin une décroissance jusqu'en avril 2017. Les valeurs de l'oxydabilité les plus élevées sont enregistrées respectivement dans les étangs Mopa, Côte d'azur, Mokolo, Ngaikada et Kpokolota.

III.1.1.3.12. Alcalinité

Les valeurs de l'alcalinité (Figure 34A) varient dans l'étang Mokolo en surface, de 2 mg.L^{-1} (août, septembre et octobre 2016 et février 2017) à 10 mg.L^{-1} (avril, juillet 2016, et avril 2017) pour une moyenne de $5,36 \pm 0,86 \text{ mg.L}^{-1}$ et en profondeur de 1 mg.L^{-1} (août et septembre 2016) à 8 mg.L^{-1} (avril, juin 2016) pour une moyenne de $4 \pm 0,60 \text{ mg.L}^{-1}$. La moyenne générale a été de $4,67 \pm 0,73 \text{ mg.L}^{-1}$.

Dans l'étang Kpokolota, ces valeurs oscillent en surface de 2 mg.L^{-1} (août et septembre 2016) à 18 mg.L^{-1} (juin 2016) pour une moyenne de $6,93 \pm 1,46 \text{ mg/L}$ et en profondeur de 1 mg.L^{-1} (octobre 2016) à 14 mg.L^{-1} (mai, juin 2016) pour une moyenne de $5,43 \pm 1,16 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 34B). La moyenne générale a été de $6,17 \pm 1,31 \text{ mg.L}^{-1}$.

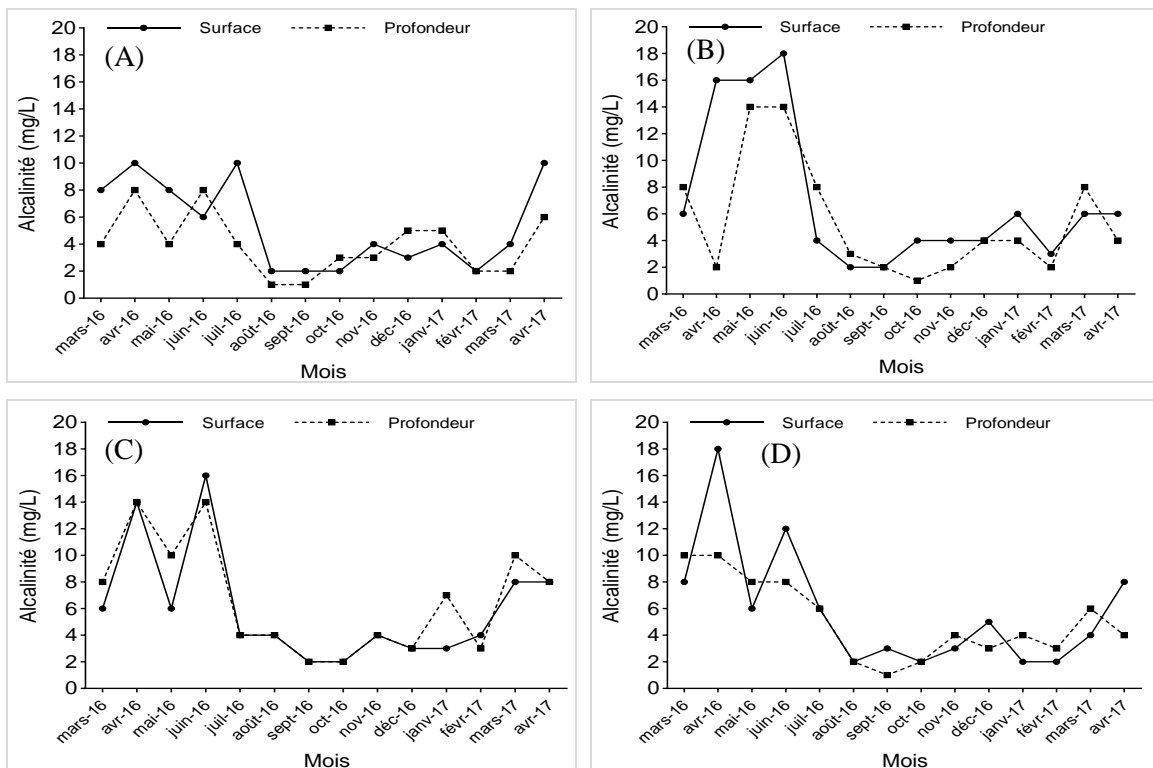
Dans l'étang Ngaikada, ces valeurs vont en surface de 2 mg.L^{-1} (septembre et octobre 2016) à 16 mg.L^{-1} (juin 2016) pour une moyenne de $6,00 \pm 1,14 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 34C) et en

profondeur de 2 mg.L⁻¹(septembre, octobre 2016) à 14 mg.L⁻¹ (avril, juin 2016) pour une moyenne de 6,64 ± 1,11 mg.L⁻¹ , avec une moyenne générale de 6,32 ± 1,12 mg.L⁻¹.

Dans l'étang Côte d'azur, ces valeurs vont en surface de 2 mg.L⁻¹ (août et octobre 2016 , janvier et février 2017) à 18 mg.L⁻¹ (avril 2016) pour une moyenne de 5,78 ± 1,22 mg.L⁻¹ (Figure 34D) et en profondeur, de 1mg.L⁻¹ (septembre 2016) à 10 mg.L⁻¹ (mars, avril 2016) pour une moyenne de 5,07 ± 0,79 mg.L⁻¹ , avec une moyenne générale de 5,42 ± 1,01 mg.L⁻¹.

A la surface de l'étang Mopa, ces valeurs fluctuent en surface de 1mg.L⁻¹ (septembre 2016) à 14 mg.L⁻¹ (avril 2017) pour une moyenne de 5,21 ± 1,03 mg.L⁻¹ (Figure 34E) et en profondeur, de 2 mg.L⁻¹ (août et octobre 2016) à 10 mg.L⁻¹ (avril 2017) pour une moyenne de 5,14 ± 0,70 mg.L⁻¹. Dans l'ensemble de l'étang, la moyenne générale a été de 5,17 ± 0,87 mg.L⁻¹.

Il n'existe pas de différence significative entre les valeurs (P-value > 0,69). L'allure des courbes de l'alcalinité est décroissante entre mars 2016 et septembre 2016 alors qu'elle croît jusqu'à la fin de la période d'échantillonnage.



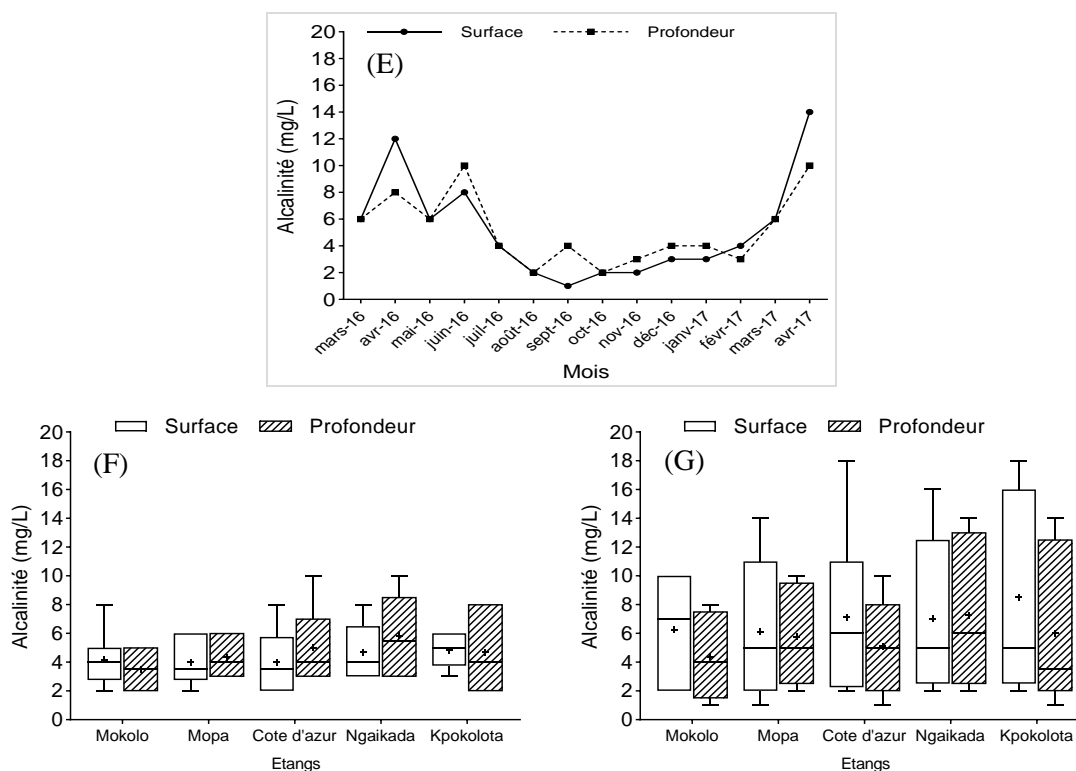


Figure 34 : Variations spatio - temporelle et saisonnière de l'alcalinité des eaux dans les étangs Mokolo (A), Kpokolota (B), Ngaikada (C), Côte d'azur (D), Mopa (E), en saison sèche (F) et en saison pluvieuse (G).

En saison sèche, les données enregistrées oscillent entre 2 mg.L^{-1} à 10 mg.L^{-1} avec une moyenne de $5,12 \pm 1,3 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 34F). En saison pluvieuse, ces valeurs évoluent de 1 mg.L^{-1} à 18 mg.L^{-1} avec une moyenne de $5,2 \pm 1,8 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figure 34G). Le test statistique montre une différence significative ($p\text{-value} < 0,01$) des valeurs de l'alcalinité entre la saison sèche et la saison pluvieuse.

III.1.1.4. Niveau de pollution des eaux

III.1.1.4.1. Indice de pollution organique (IPO) des milieux

L'IPO a montré une forte pollution organique dans les étangs (Figure 35A) allant dans l'étang Mokolo de 1,25 à 3,5 pour une moyenne de $2,5 \pm 0,68$. Il fluctue dans l'étang Mopa de 1,75 à 3,5 pour une moyenne de $2,65 \pm 0,5$. Il évolue dans l'étang Côte d'azur de 1,25 à 3,25 pour une moyenne de $2,32 \pm 0,55$. Il va dans l'étang Ngaikada de 1,75 à 3,25 pour une moyenne de $2,58 \pm 0,46$. Il oscille dans l'étang Kpokolota en surface de 1,5 à 3,25 pour une moyenne de $2,38 \pm 0,56$.

En saison sèche, les valeurs oscillent entre 1,25 à 3,5 avec une moyenne de $2,53 \pm 0,58$ (Figure 35B). En saison pluvieuse, ces valeurs fluctuent entre 1,25 à 3,5 avec une moyenne de $2,44 \pm 0,54$ (Figure 35C).

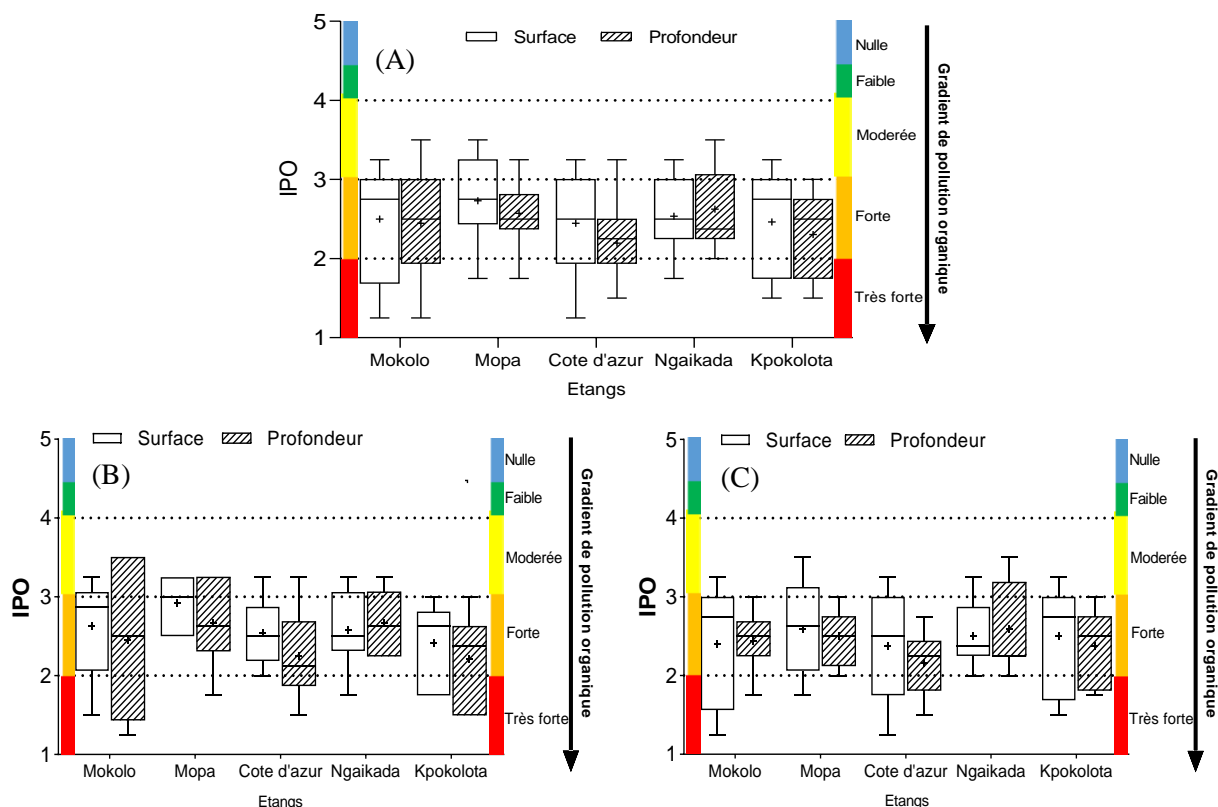


Figure 35 : Variation spatiale de l'IPO des eaux dans les étangs prospectés (A) en saison sèche (B) et en saison pluvieuse (C) pendant la période d'étude.

Le test statistique ne montre pas de différence significative (p -value $> 0,05$) des valeurs de L'IPO entre la saison sèche et la saison pluvieuse. Les moyennes des indices de pollution organique de chaque étang, en saison sèche et pluvieuse ont permis de les ordonner en fonction des classes de valeur de l'IPO et du niveau de pollution organique (Tableau V). Ces moyennes montrent une forte pollution organique dans tous les étangs.

Tableau V : Indice de Pollution Organique des étangs étudiés dans la ville de Bertoua.

Etangs	Mokolo	Mopa	Côte d'azur	Ngaikada	Kpokolota
Moyennes des classes	2,47	2,65	2,32	2,58	2,38
Niveau de pollution organique	Forte	Forte	Forte	Forte	Forte

Etangs	Mokolo		Mopa		Côte d'azur		Ngaikada		Kpokolota	
	SS	SP	SS	SP	SS	SP	SS	SP	SS	SP
Moyennes des classes	2,54	2,42	2,79	2,55	2,4	2,27	2,63	2,55	2,31	2,44
Niveau de pollution organique	Forte		Forte		Forte		Forte		Forte	

N B : SS : saison sèche ; SP : saison pluvieuse

III.1.1.4.2. Indice d'Etat Trophique (TSI) de Carlson (1977)

Afin de compléter l'évaluation de la qualité de l'eau des étangs, nous avons calculé l'indice de niveau trophique (*Trophic State Index* ou *TSI*) développé par Carlson (1977).

L'étang Mokolo a une moyenne de transparence au disque de Secchi de 66,00 cm, une teneur moyenne en orthophosphates de 64,59 µg/L et une teneur moyenne en chlorophylle 'a' de 131,18 µg/L. La moyenne des paramètres calculés donne une valeur de l'Indice d'Etat Trophique de 87,25 ce qui correspond à l'état hypereutrophe (Tableau VI).

L'étang Kpokolota a une moyenne de transparence au disque de Secchi de 69,57 cm, une teneur moyenne en orthophosphates de 64,08 µg/L et une teneur moyenne en chlorophylle 'a' de 135,41 µg/L. La moyenne de l'Indice d'Etat Trophique donne une valeur de 89,68 ce qui correspond à l'état hypereutrophe (Tableau VI).

L'étang Ngaikada a une moyenne de transparence au disque de Secchi de 70,40 cm, une teneur moyenne en orthophosphates de 64,06 µg/L et une teneur moyenne en chlorophylle 'a' de 132,85 µg/L. La moyenne de l'Indice d'Etat Trophique donne une valeur de 89,10 ce qui correspond à l'état hypereutrophe (Tableau VI).

L'étang Côte d'azur à une moyenne de transparence au disque de Secchi de 66,28 cm, une teneur moyenne en orthophosphates de 63,87 µg/L et une teneur moyenne en chlorophylle 'a' de 133,31 µg/L. La moyenne des paramètres calculés donne une valeur de l'Indice d'Etat Trophique de 87,82 ce qui correspond à l'état hypereutrophe (Tableau VI).

L'étang Mopa à une moyenne de transparence au disque de Secchi de 64,63 cm, une teneur moyenne en orthophosphates de 64,15 µg/L et une teneur moyenne en chlorophylle 'a' de 134,54 µg/L. La moyenne des paramètres calculés donne une valeur de l'Indice d'Etat Trophique de 87,77 ce qui correspond à l'état hypereutrophe (Tableau VI).

Le test statistique, avec P-value > 0,05 ne montre aucune variation significative des paramètres de l'Indice d'Etat Trophique entre les différents étangs étudiés.

Ces caractéristiques propres à chacun des étangs étudiés ont permis de classer chacun de ces étangs dans la catégorie des étangs Hypereutrophe.

Tableau VI : Valeurs de l'Indice d'Etat Trophique (*TSI*) et niveau trophique des différents étangs étudiés

Etangs	Mokolo	Kpokolota	Ngaikada	Côte d'azur	Mopa
Variables					
Secchi (cm)	66,00	69,57	70,40	66,28	64,63
PO₄³⁻ (µg/L)	64,59	64,08	64,06	63,87	64,15
Chl 'a' (µg/L)	131,18	135,41	132,85	133,31	134,54
TSI	87,25	89,68	89,10	87,82	87,77
Etat trophique	Hypereutrophe	Hypereutrophe	Hypereutrophe	Hypereutrophe	Hypereutrophe

III.1.1.5. Approche typologique des variables abiotiques des étangs étudiés

III.1.1.5.1. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)

Une Classification Ascendante Hiérarchique a été effectuée entre les étangs étudiés afin de créer des classes homogènes de la qualité physicochimique des eaux. Les étangs regroupés au sein d'une même classe (homogénéité intra-classe) sont les plus semblables tandis que les classes sont le plus dissemblables (hétérogénéité inter-classe). La CAH réalisée à partir des données environnementales a défini trois classes d'étangs. Le groupe I est représenté par l'étang Mokolo, le groupe II par les étangs Mopa et Côte d'azur et le groupe III par les étangs Ngaikada et Kpokolota (Figure 36).

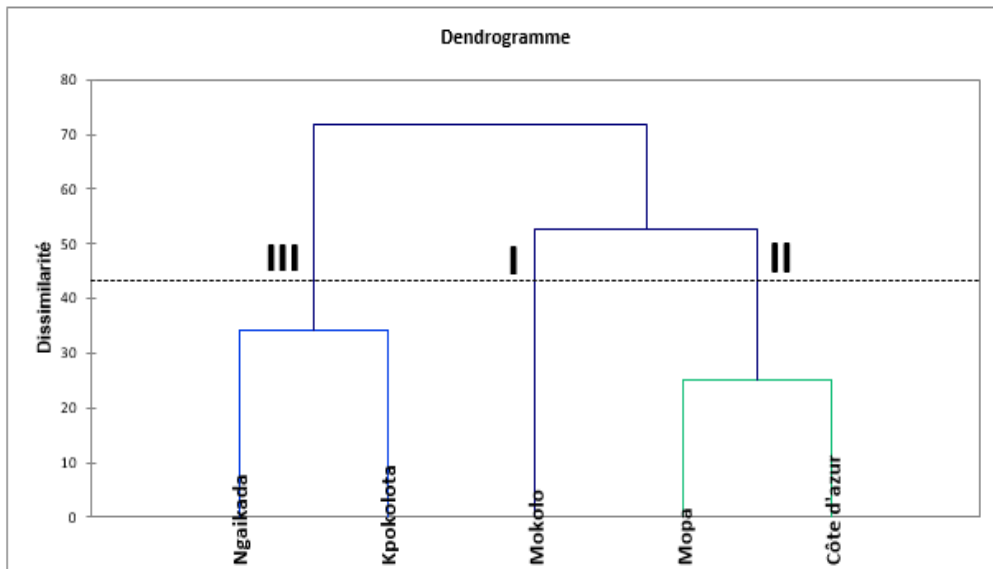
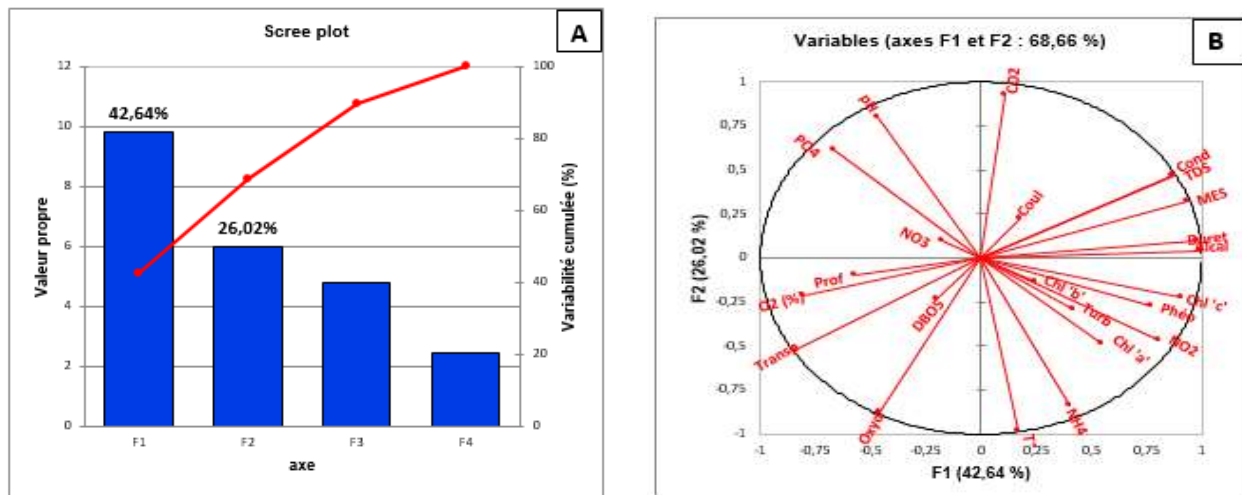


Figure 36 : Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) des étangs à partir des paramètres environnementaux enregistrés pendant la période d'étude. NB : les chiffres romains I, II et III désignent les types de classes.

III.1.1.5.2. Analyse en Composantes principales (ACP) des données physicochimiques

Une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été faite à la suite de la CAH pour déterminer les paramètres physicochimiques caractéristiques des différentes classes constituées. L'essentiel de la variance totale est fourni sur les deux premiers axes factoriels F1 (42,64 %) et F2 (26,02 %) qui cumulent 68,66 % (Figure 37A).

Sur le cercle de corrélation (Figure 37B), les matières en suspension (MES), les solides totaux dissous (TDS), la conductivité électrique (Cond), les nitrites (NO₂), l'alcalinité (Alcal), la dureté calcique (Duret), la chlorophylle 'c'(Chl 'c') et les phéopigments (Phéo) sont d'une part,



significativement et positivement corrélés entre eux, d'autre part, significativement et positivement corrélés à l'axe F1. De même, la transparence (Trans), l'oxygène dissous (O₂) et les orthophosphates (PO₄) sont significativement et positivement corrélés entre eux, et négativement corrélés à l'axe F1 et au précédent groupe de variables. Concernant l'axe F2, le potentiel hydrogène (pH) et le dioxyde de carbone dissous (CO₂) sont positivement et significativement corrélés entre eux et à cet axe. Par contre, la température (T), l'oxydabilité (Oxyd) et l'azote ammoniacal (NH₄) sont apparus significativement et positivement corrélés entre eux, et négativement associés à l'axe F2. Par ailleurs, la profondeur (Prof), la turbidité (Turb), les nitrates (NO₃) la chlorophylle 'a', la chlorophylle 'b', la couleur (Coul) et la demande biochimique en oxygène pendant 5 jours (DBO₅) ne sont pas significativement corrélés aux axes F1 et F2.

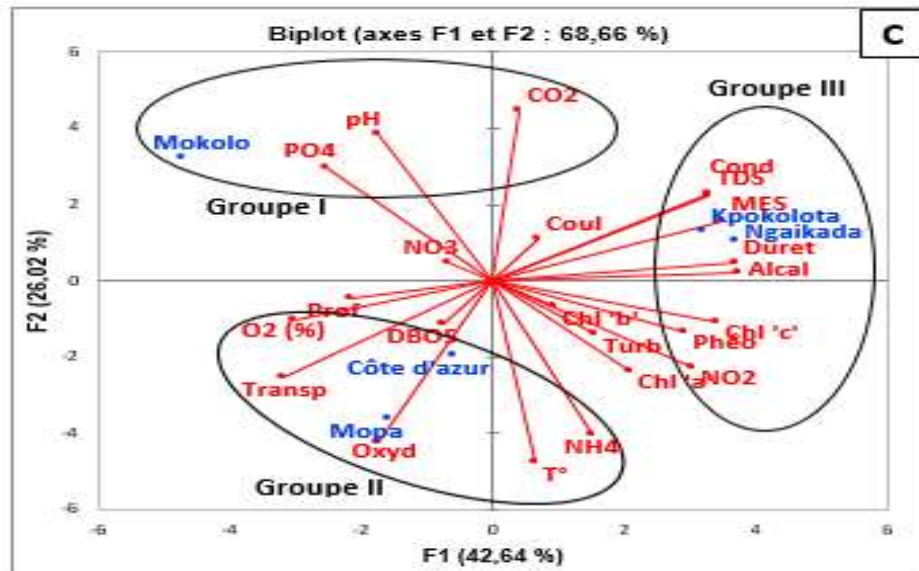


Figure 37 : Analyse en Composantes Principales (ACP) effectuée sur les variables environnementales des étangs pendant la période d'étude : (A) Histogramme des valeurs propres ; (B) Cercle de corrélation entre les variables et les axes factoriels F1 et F2 ; (C) Biplot montrant la distribution des étangs relativement à leurs caractéristiques abiotiques dans le plan factoriel F1 X F2.

La carte factorielle (Figure 37C) présente une distribution des 5 étangs par rapport à leurs caractéristiques physicochimiques. Trois groupes se dégagent dans ce plan factoriel :

- Le Groupe I dont l'axe F2 discrimine en coordonnées positives l'étang Mokolo (Classe I de la CAH), caractérisé par des eaux ayant un pH élevé, de fortes teneurs en CO₂ dissous et en orthophosphates.

- Le Groupe II dont l'axe F2 discrimine dans sa partie négative les étangs Mopa et Côte d'azur (Classe II de la CAH) caractérisés par des eaux relativement bien oxygénées, riches en matières organiques avec des transparences et des températures plus élevées.

- Le Groupe III dont l'axe F1 isole dans sa partie positive les étangs Ngaikada et Kpokolota (classe III de la CAH) qui se distinguent par une forte minéralisation, des eaux alcalines, avec une dureté et une conductivité électrique élevées et des fortes teneurs en chlorophylle 'c' et phéopigments.

III.1.1.6. Variations spatiale et saisonnière des pigments photosynthétiques étudiés

III.1.1.6.1. Chlorophylle 'a' (Chl 'a')

Les valeurs de chlorophylle 'a' ont été très élevées dans tous les étangs (Figure 38A) dans l'étang Mokolo de 1,4 µg/L à 147,1 µg/L pour une moyenne de $28,40 \pm 7,88$ µg/L. Elles fluctuent dans l'étang Mopa de 6,1 µg/L à 93,6 µg/L pour une moyenne de $39,96 \pm 7,25$ µg/L.

Elles évoluent dans l'étang Côte d'azur de 0,5 µg/L à 103,2 µg/L pour une moyenne de $35,23 \pm 7,15$ µg/L. Elles vont dans l'étang Ngaikada de 0,6 µg/L à 96,2 µg/L pour une moyenne de $33,65 \pm 6,59$ µg/L. Elles oscillent dans l'étang Kpokolota de 3,1 µg/L à 108,3 µg/L pour une moyenne de $43,67 \pm 6,13$ µg/L. En saison sèche, les teneurs fluctuent entre 0,5 µg/L à 103,2 µg/L avec une moyenne de $33,94 \pm 25,05$ µg/L (Figure 38B). En saison pluvieuse, ces teneurs évoluent de 0,6 µg/L à 147,1 µg/L avec une moyenne de $37,86 \pm 27,71$ µg/L (Figure 38C).

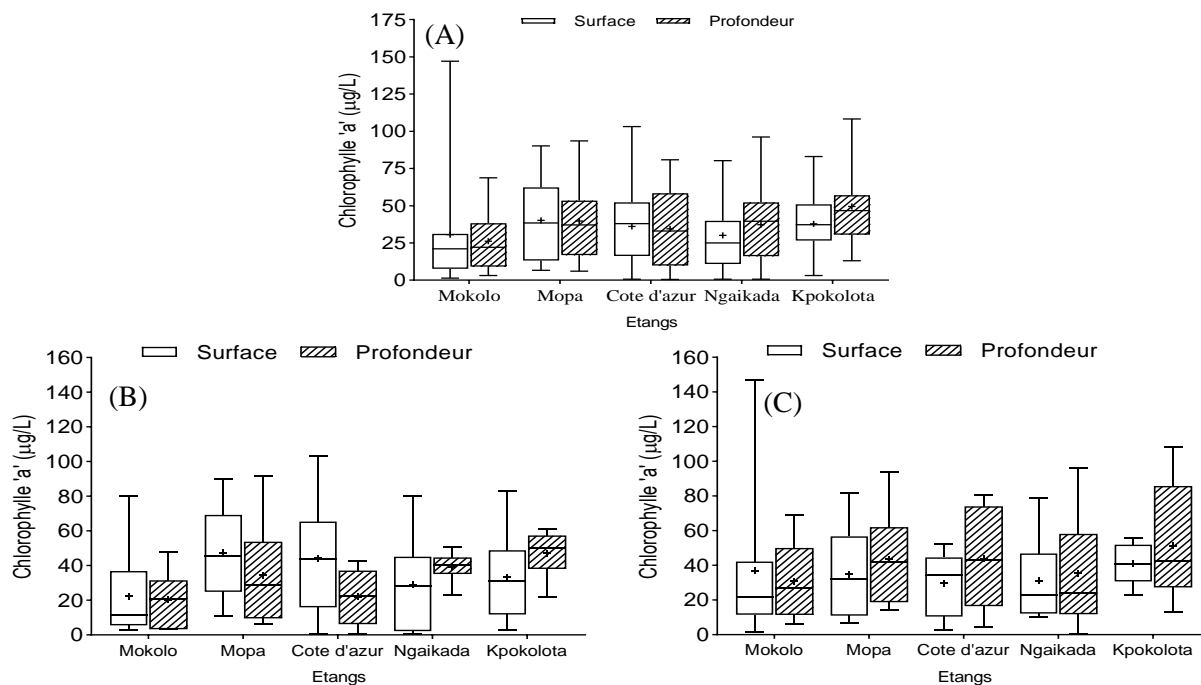


Figure 38 : Variation spatiale des teneurs en chlorophylle 'a' dans les étangs (A) en saison sèche (B) et en saison pluvieuse (C) pendant la période d'étude.

Le test statistique ne montre pas de différence significative (p -value $> 0,05$) des teneurs de chlorophylle 'a' entre la saison sèche et la saison pluvieuse.

III.1.1.6.2. Chlorophylle 'b' (Chl 'b')

Les valeurs de chlorophylle 'b' ont été élevées dans les étangs (Figure 39A) dans l'étang Mokolo de 2,8 µg/L à 126 µg/L pour une moyenne de $28,42 \pm 8,43$ µg/L. Elles fluctuent dans l'étang Mopa de 4 µg/L à 91,3 µg/L pour une moyenne de $35,24 \pm 7,69$ µg/L. Elles évoluent dans l'étang Côte d'azur de 0 µg/L à 78,9 µg/L pour une moyenne de $27,07 \pm 6,49$ µg/L. Elles vont dans l'étang Ngaikada de 0,4 µg/L à 90,8 µg/L pour une moyenne de $27,57 \pm 8,29$ µg/L. Elles oscillent dans l'étang Kpokolota en surface de 2 µg/L à 165,3 µg/L pour une moyenne de $38,05 \pm 12,18$ µg/L.

En saison sèche, les teneurs sont comprises entre 0 µg/L à 90,8 µg/L avec une moyenne de $24,35 \pm 24,44$ µg/L (Figure 39B). En saison pluvieuse, ces teneurs évoluent de 0,7 µg/L à 165,3 µg/L avec une moyenne de $36,46 \pm 36,77$ µg/L (Figure 39C). Le test statistique montre une différence significative (p -value < 0,01) des teneurs en chlorophylle 'b' entre la saison sèche et la saison pluvieuse.

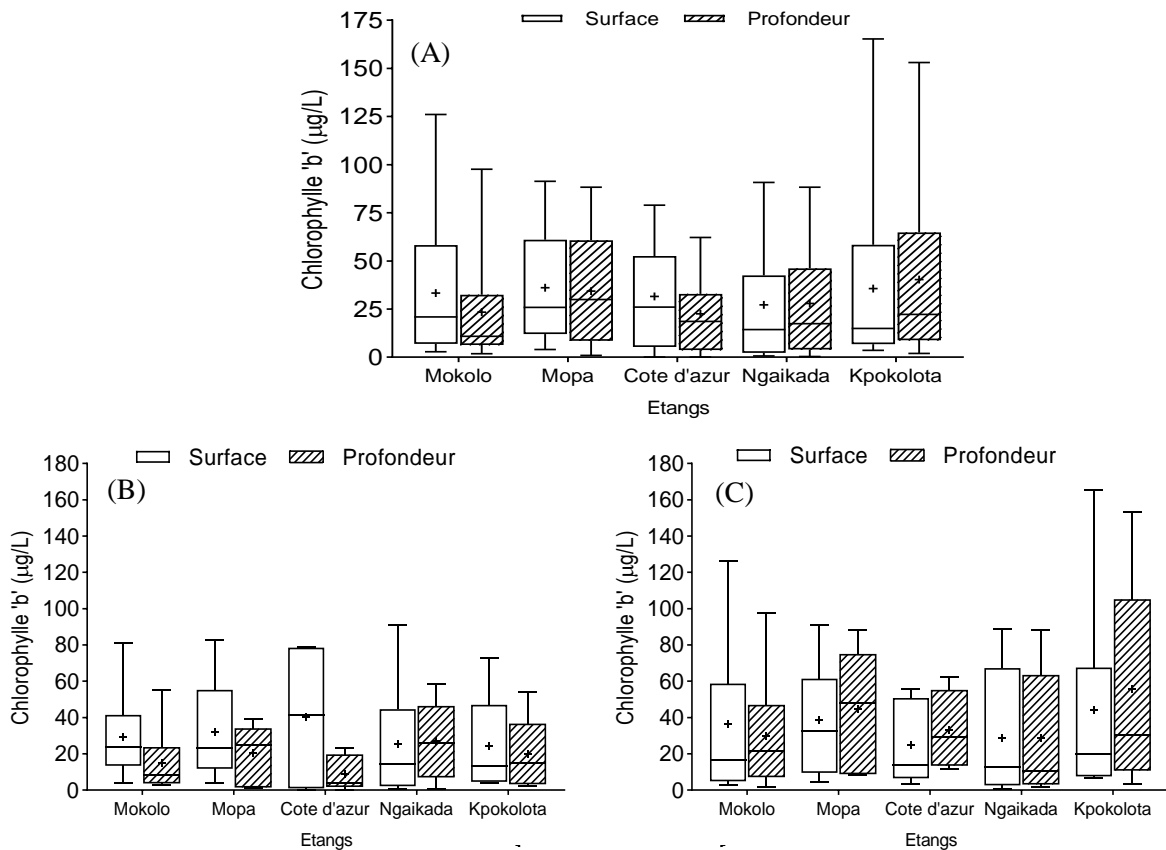


Figure 39 : Variation spatiale des teneurs en chlorophylle 'b' dans les étangs (A) en saison sèche (B) et en saison pluvieuse (C) pendant la période d'étude.

III.1.1.6.3. Chlorophylle 'c'(Chl 'c')

Les valeurs de chlorophylle 'c' ont été très élevées dans les étangs (Figure 40A) allant dans l'étang Mokolo de 1,8 µg/L à 351,8 µg/L pour une moyenne de $70,97 \pm 24,72$ µg/L. Elles fluctuent dans l'étang Mopa de 2,3 µg/L à 298,6 µg/L pour une moyenne de $83,71 \pm 21,23$ µg/L. Elles évoluent dans l'étang Côte d'azur de 0,3 µg/L à 443,4 µg/L pour une moyenne de $91,98 \pm 28,27$ µg/L. Elles vont dans l'étang Ngaikada de 1,5 µg/L à 576,6 µg/L pour une moyenne de $95,85 \pm 37,93$ µg/L. Elles oscillent dans l'étang Kpokolota de 0,1 µg/L à 412,6 µg/L pour une moyenne de $100,72 \pm 27,53$ µg/L. En saison sèche, les teneurs fluctuent entre 1,8 µg/L et 430,6 µg/L avec une moyenne de $85,2 \pm 91,42$ µg/L (Figure 40B). En saison pluvieuse, ces teneurs évoluent de 0,1 µg/L à 576,6 µg/L avec une moyenne de $91,23 \pm 115,81$ µg/L (Figure 40C). Le

test statistique ne montre pas de différence significative (p -value > 0,05) des teneurs de chlorophylle 'c' entre la saison sèche et la saison pluvieuse pendant la période d'étude.

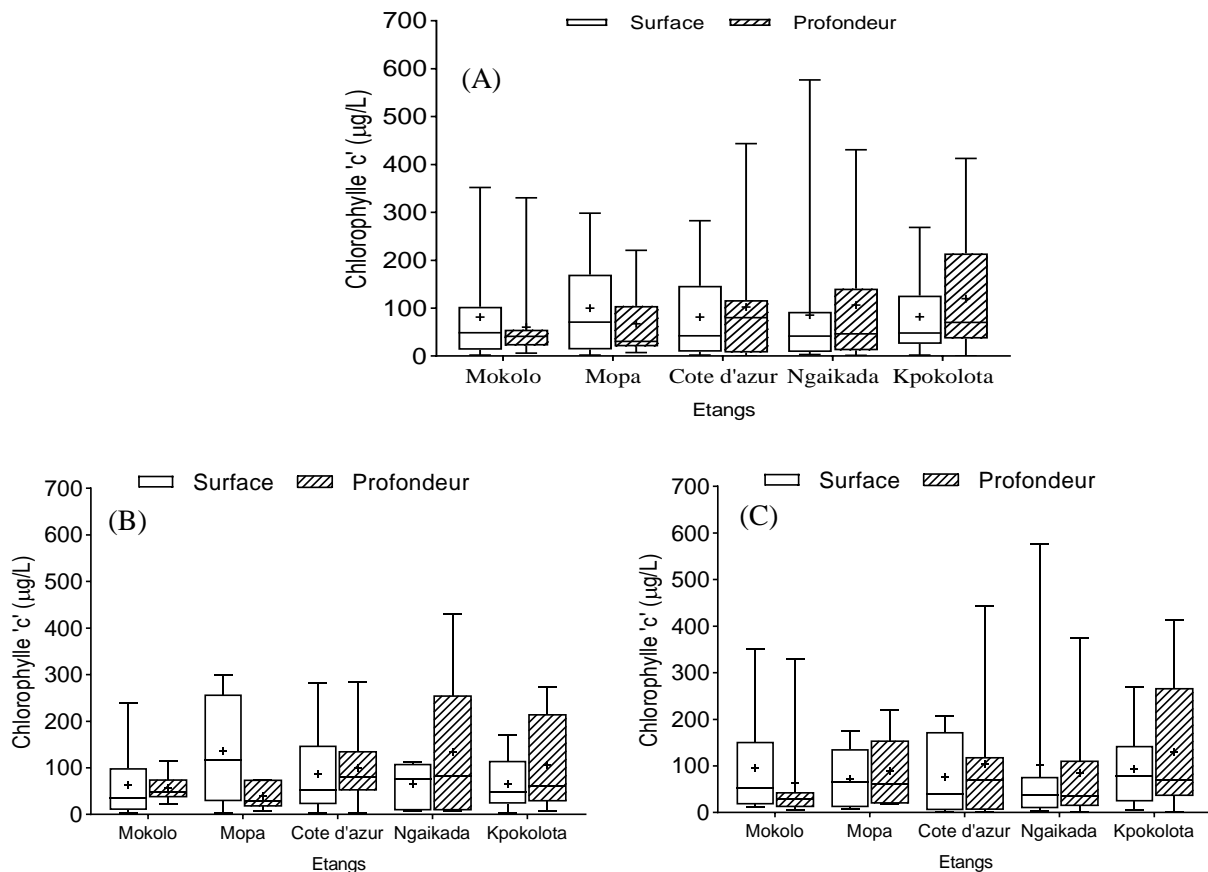


Figure 40 : Variation spatiale des teneurs en chlorophylle 'c' dans les étangs (A) en saison sèche (B) et en saison pluvieuse (C) pendant la période d'étude.

III.1.1.6.4. Phéopigments

Les phéopigments ont été très élevées dans les étangs (Figure 41A) allant dans l'étang Mokolo de 0 µg/L à 114,7 µg/L pour une moyenne de $28,35 \pm 11,95$ µg/L. Elles fluctuent dans l'étang Mopa de 1,9 µg/L à 140,6 µg/L pour une moyenne de $39,20 \pm 11,63$ µg/L. Elles évoluent dans l'étang Côte d'azur de 1,2 µg/L à 127,2 µg/L pour une moyenne de $32,03 \pm 8,92$ µg/L. Dans l'étang Ngaikada, elles vont de 0,1 µg/L à 255,5 µg/L pour une moyenne de $38,40 \pm 14,11$ µg/L. Elles oscillent de 15,03 µg/L à 96,5 µg/L pour une moyenne de $42,27 \pm 6,72$ µg/L dans l'étang Kpokolota.

En saison sèche, les teneurs fluctuent entre 0,44 µg/L à 132,8 µg/L avec une moyenne de $34,7 \pm 32,05$ µg/L (Figure 41B). En saison pluvieuse, ces teneurs évoluent de 0 µg/L à 255,5 µg/L avec une moyenne de $37,06 \pm 42,62$ µg/L (Figure 41C). Le test statistique ne montre pas de différence significative ($p > 0,05$) des teneurs en phéopigments entre la saison sèche et la saison pluvieuse.

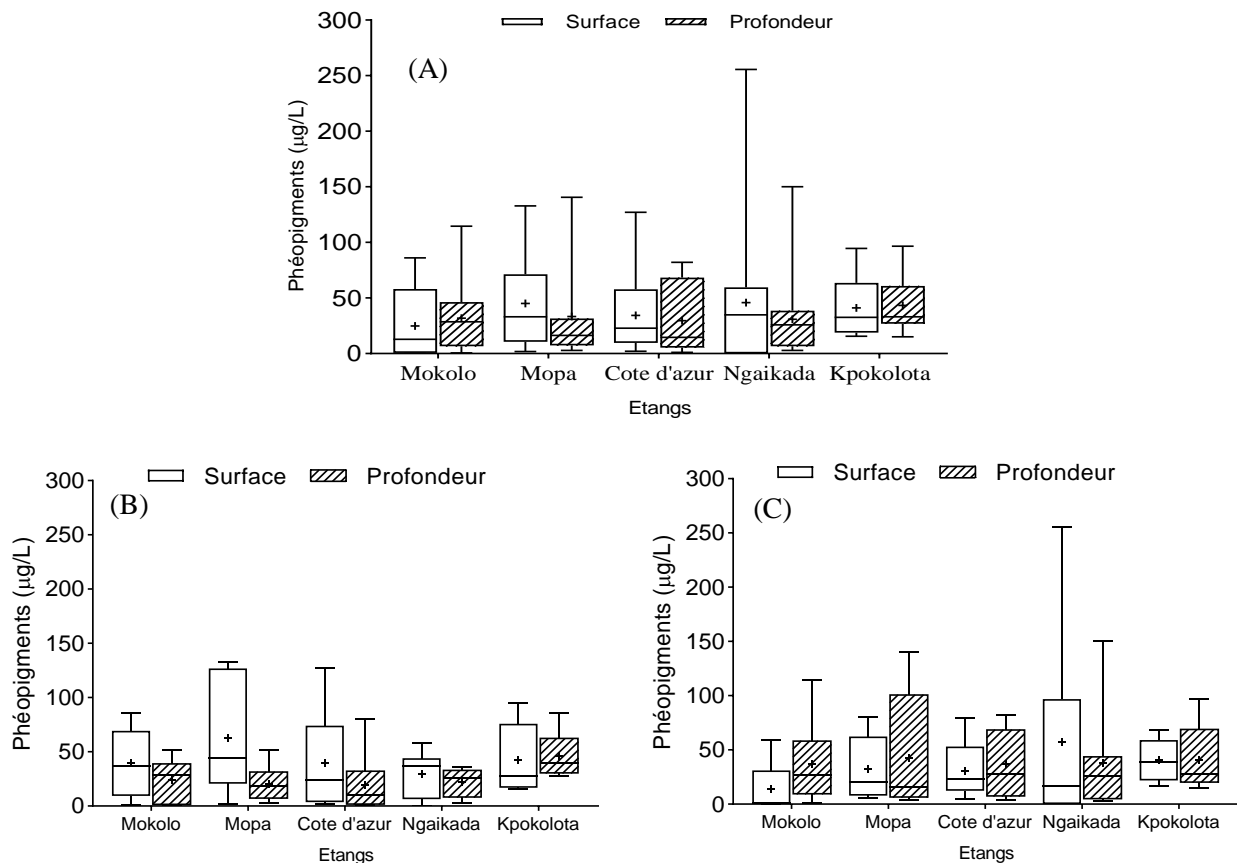


Figure 41 : Variation spatiale des teneurs en phéopigments dans les étangs (A) en saison sèche (B) et en saison pluvieuse (C) pendant la période d'étude.

III.1.2. Zooplancton des étangs

III.1.2.1. Biodiversité zooplanctonique

III.1.2.1.1. Richesse taxonomique et abondance

Dans l'ensemble 118 espèces zooplanctoniques ont été récoltées dans les cinq étangs. Il s'agit de 63 espèces représentant (17,89 %) dans l'étang Mokolo appartenant à 25 familles ; 73 espèces (20,73 %) appartenant à 26 familles dénombrées dans l'étang kpokolota ; 71 espèces (20,17 %) appartenant à 24 familles dans l'étang Ngaikada ; 70 espèces (19,88 %) appartenant à

26 familles dans l'étang Côte d'azur enfin 75 espèces (21,30 %) appartenant à 24 familles dans l'étang Mopa (Figure 42).

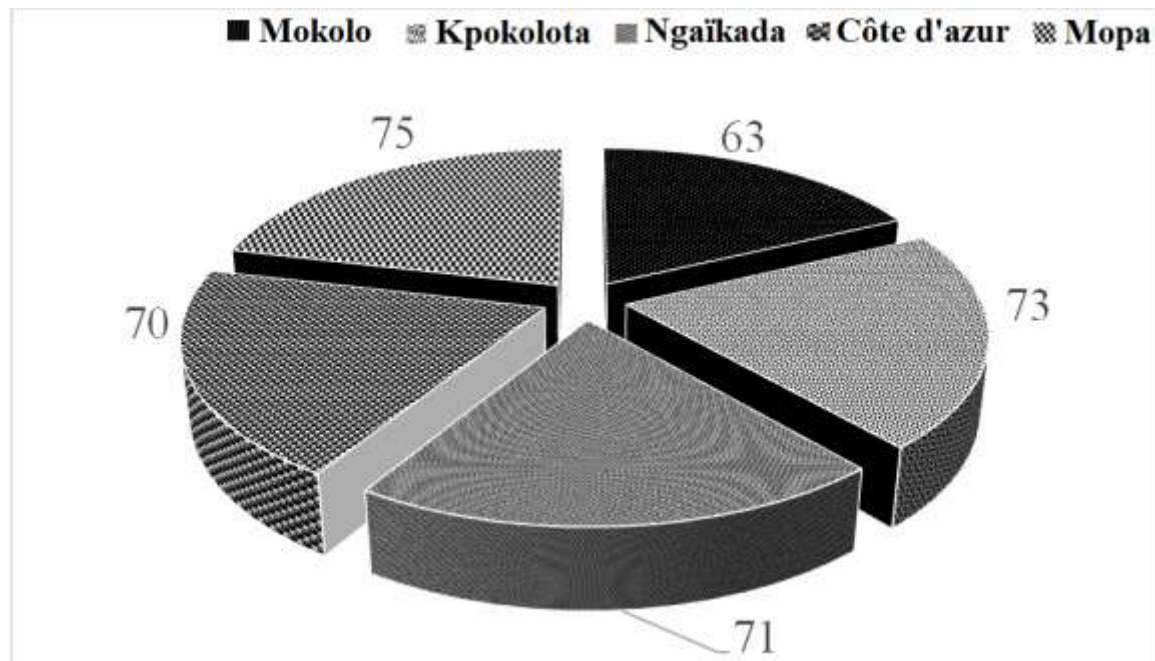


Figure 42 : Abondance absolue du zooplancton dans les étangs prospectés.

III.1.2.1.1.1. Etang Mokolo

Trente-six espèces de Rotifères appartenant à dix-huit familles ont été récoltées dans l'étang Mokolo (Tableau VII). La famille des Lecanidae a été la plus représentée avec sept espèces, suivie des Brachionidae avec cinq espèces, Philodinidae et Asplanchnidae avec deux espèces chacune. Les familles les moins représentées dans l'étang sont celles des Epiphanidae, Proalidae, Synchaetidae, Mytilinidae, Scaridiidae, Collothecidae, Trichotriidae, Trichocercidae, Philodinavidae, Notommatidae, Gastropodidae, Euchlanidae, Habrotrochidae.

Les Cladocères sont rassemblés au sein de six familles, vingt-une espèces dont les plus représentées appartiennent à la famille des Chydoridae (07 espèces) (Tableau VII), suivie des Moinidae, Daphnidae avec 3 espèces chacune. Les Macrothricidae comptent deux espèces alors que les Sididae et Ilyocriptidae ne sont composées que d'une espèce chacune.

Les Copépodes appartiennent tous à l'ordre des cyclopoida constitué d'une seule famille : celle des Cyclopidae avec 6 espèces recensées. Par ailleurs, les larves nauplii, et les copépodites ont été récoltés (Tableau VII).

III.1.2.1.1.2. Etang Kpokolota

Quarante-quatre (44) espèces de Rotifères appartenant à dix-huit familles ont été récoltées dans l'étang Kpokolota (Tableau VII), la famille des Lecanidae comptent 9 espèces,

suivie des Brachionidae avec 7 espèces. Les familles des Philodinidae, Notommatidae Euchlanidae, Mytilinidae et Asplanchnidae ne comptent que deux à trois espèces chacune. Celle des Gastropodidae, Trichocercidae, Collothecidae, Dicranophoridae, Synchaetidae, Proalidae, Conochilidae, Scaridiidae, Hexarthridae, Habrotrochidae sont les moins représentées car ne comptent qu'une seule espèce chacune.

Vingt-trois espèces (23) de Cladocères ont été récoltées appartenant à six familles (Tableau VII). La famille des Chydoridae est la plus riche avec 6 espèces, suivie des Moinidae, Daphnidae, Macrothricidae et Sididae avec respectivement 4, 3, 2, 2 espèces. Les familles des cyclopidae et Harpacticidae comptent 5 et une espèce. Les copépodites et les larves nauplii y ont également été récoltés.

III.1.2.1.1.3. Etang Ngaikada

Quarante espèces de Rotifères répertoriés dans cet étang appartiennent à 16 familles (Tableau VII). Celle des Lecanidae est la mieux représentée avec 8 espèces, suivie des Brachionidae, philodinidae, Notommatidae, Asplanchnidae, Trichocercidae et des Mytilinidae qui comptent respectivement 4, 4, 3, 2, 2, 2 espèces. Les Lepadellidae, Trichotriidae, Euchlanidae, Collothecidae, Scaridiidae, Dicranophoridae, Proalidae, Dipleuchnidae, Epiphanidae sont rencontrées dans l'étang Ngaikada.

Vingt-quatre espèces de Cladocères appartenant à 6 familles ont été récoltées dans l'étang (Tableau VII). La famille des Chydoridae compte 9 espèces, suivie des Moinidae, Macrothricidae et Sididae avec 3 espèces chacune. Les Daphnidae et Hyocriptidae sont représentées par une espèce chacune.

Les Copépodes sont représentés dans le milieu par deux familles : (Cyclopidae, Harpacticidae) comptant 6 espèces au total. Les copépodites, et les larves nauplii ont été répertoriés dans l'étang.

III.1.2.1.1.4. Etang Côte d'azur

L'étang Côte d'azur compte 19 familles de Rotifères, avec 40 espèces répertoriées (Tableau VII). La famille des Lecanidae est la mieux représentée avec 9 espèces, suivie des Brachionidae, Philodinidae, Asplanchnidae, Mytilinidae avec respectivement 5, 3, 2 et 2 espèces. Les familles rencontrées sporadiquement sont : Notommatidae, Philodinidae, Trichotriidae, Euchlanidae, Collothecidae, Scaridiidae, Dicranophoridae, Synchaetidae, Proalidae, Conochilidae, Trichocercidae, Epiphanidae, Lepadellidae avec une espèce chacune.

Vingt-cinq espèces de Cladocères appartenant à cinq familles ont été récoltées dans l'étang Côte d'azur. La famille la plus diversifiée est celle des Chydoridae avec sept espèces, suivie des Sididae, Daphnidae, Moinidae, Macrothricidae avec respectivement 4, 3, 3 et 2 espèces chacune (Tableau VII).

Les Copépodes ne sont représentés dans le milieu que par deux familles (celles des Harpacticidae et Cyclopidae) avec 5 espèces au total. Par ailleurs, les copépodites et les larves nauplii ont été recensés dans ce milieu.

III.1.2.1.1.5. Etang Mopa

Trente-six espèces de Rotifères appartenant à 17 familles ont été répertoriées (Tableau VII). Celle des Lecanidae est la plus représentée avec 8 espèces, suivie de Brachionidae, Notommatidae, Philodinidae, Asplanchnidae respectivement avec chacune 6, 5, 4, 2. Les familles les moins représentées avec une espèce chacune sont : Trichocercidae, Euchlanidae, Collothecidae, Scardidiidae, Dicranophoridae, Mytilinidae, Synchaetidae, Proalidae, Epiphanidae, Lepadellidae, Trichotriidae.

Trente-deux espèces de Cladocères appartiennent à six familles dont la plus riche est celle des Chydoridae, composée de 12 espèces (Tableau VII). Elle est suivie des Daphnidae, Sididae, Moinidae avec respectivement 5, 4, 3 espèces chacune. Les Macrothricidae et les Sididae comptent une espèce chacune.

Les Copépodes trouvés appartiennent tous à l'ordre des Cyclopoida et à la famille des Cyclopidae. Sept espèces ont été recensées : *Thermocyclops crassus* Fischer, 1853, *Thermocyclops* sp., *Halicyclops* sp., *Tropocyclops* sp., *Microcyclops* sp., *Mesocyclops* sp. et *Ectocyclops* sp. Par ailleurs, les larves nauplii, et les copépodites ont également été recensés.

Tableau VII : Liste et Occurrence des taxa zooplanctoniques récoltés dans les différents plans d'eau (Mkolo, Kpokolota, Ngakada, Côte d'azur, Mpa).

Groupes	Ordre	Familles	Espèces	Mkolo	Kpokolota	Ngakada	Côte d'azur	Mpa
Rotifères	Bdelloidea (Dugès, 1834)	Habrotrochidae (Bryce, 1910)	<i>Habrotrocha</i> sp.	***	**	****	**	**
		Philodinidae (Bryce, 1910)	<i>Rotaria neptuna</i> (Ehrenberg, 1832)	**	*	**	*	*
			<i>Rotaria rotaria</i> (Pallas, 1766)	**	***	***	*	***
			<i>Rotaria citrina</i>	/	/	*	/	*
	Ploima (Hudson et Gosse, 1886)	Asplanchnidae (Haring et Myers, 1926)	<i>Asplanchna herricki</i> (Gume, 1888)	***	***	**	****	****
			<i>Asplanchna priodonta</i> (Gosse, 1850)	***	****	**	****	****
		Brachionidae (Wesenberg-lund, 1899)	<i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas, 1851)	*	*	/	*	*
			<i>Brachionus caudatus</i> (Barrois et Daday, 1894)	/	*	/	/	*
			* <i>Brachionus falcatus</i> (Zacharias, 1898)	*	*	*	*	*
			<i>Brachionus leydigi</i> (Cohn, 1862)	/	*	/	/	/
			<i>Brachionus quadridentatus</i> (Hermann, 1783)	**	**	**	*	**
			<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott, 1879)	*	*	/	/	/
			* <i>Keratella faculata</i> (De St Vincent, 1822)	/	*	/	/	/
			* <i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	/	/	*	/	/
			<i>Plationus patulus</i> (OF. Müller, 1786, Bryce, 1931)	**	**	**	**	***
			<i>Platylabus quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832, Bryce, 1931)	***	***	****	***	**
		Dicranophoridae (Remane, 1933)	<i>Dicranophorus grandis</i> (Ehrenberg, 1832)	*	*	*	*	*
		Epiphaniidae (Bartos, 1959)	* <i>Epiphanes macrourus</i> (Barrois et Daday, 1894)	*	/	*	*	**
		Euchlanidae (Bartos, 1959)	<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	/	/	*	/	/
			<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrenberg, 1832)	/	/	/	*	/
			<i>Euchlanis callista</i> (Myers, 1930)	*	*	/	/	*
			<i>Euchlanis meneta</i> (Myers, 1930)	*	**	**	*	/
			<i>Euchlanis proxima</i> (Myers, 1930)	*	/	/	/	/
		Gastropodidae (Remane, 1933)	* <i>Gastropus hyptopus</i> (Ehrenberg, 1838)	*	*	/	/	/
	Lecanidae	* <i>Lecane bulla bulla</i> (Gosse, 1886)	**	**	**	**	**	

Tableau VII : (Suite)

Groupes	Ordre	Familles	Espèces	Mikolo	Kpokolota	Ngakada	Côte d'azur	Mpa
		(Bartos, 1959)	<i>Lecane candida</i> (Haring et Myers, 1926)	/	/	*	/	/
			<i>Lecane closterocerca</i> (Schmarda, 1859)	/	*	/	*	*
			<i>Lecane comuta</i> (O.F. Müller, 1776)	/	*	/	/	/
			<i>Lecane curvicomis</i> (Murray, 1930)	*	*	**	*	**
			<i>Lecane leontina</i> (Tuner, 1892)	*	*	*	*	*
			<i>Lecane luna</i> (O.F. Müller, 1776)	*	*	*	*	*
			<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	*	*	*	*	*
			<i>Lecane nana</i> (Ehrenbert, 1832)	/	/	*	/	/
			<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	*	*	*	*	*
			<i>Lecane quadridentata</i>	*	/	*	*	*
			<i>Lecane stichaea</i> (Haring, 1913)	/	*	/	*	/
			<i>Lecane unguolata</i> (Hauer, 1939)	*	/	*	/	*
		Lepadellidae (Haring, 1913)	<i>Colurella obtusa</i> (Gosse, 1886)	/	/	*	/	/
			<i>Lepadella ovalis</i> (O.F. Müller, 1786, Bryce 1931)	/	/	*	*	*
			<i>Lepadella patella</i> (O.F. Müller, 1773)	/	/	*	/	/
		Mytilinidae (Bartos, 1959)	<i>Mytilina bisulcata</i> (Luckes, 1912)	*	*	*	*	/
			<i>Mytilina trigona</i> (Gosse, 1851)	/	/	/	*	/
			<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1832)	/	*	*	*	*
		Notommatidae (Remane, 1933)	<i>Cephalodella ventripes</i> (Dixon-Nutall, 1901)	**	**	/	**	*
			<i>Cephalodella</i> sp.	*	*	/	*	*
			<i>Notommata grandis</i> (Tessin, 1890)	/	/	*	*	/
			<i>Notommata pseudocerberus</i> (Beauchamp, 1908)	/	*	/	*	*
			<i>Notommata</i> sp.	/	*	*	/	*
			<i>Notommata viridis</i> (Myers, 1937)	/	/	*	/	/
		Philodinavidae (Haring, 1913)	<i>Philodinavus paradoxus</i> (Murray, 1905)	*	/	/	*	/
		Proalidae (Bartos, 1953)	<i>Proales</i> sp.	*	*	*	*	*
		Scaridiidae (Manfredi, 1927)	<i>Scardium longicaudum</i> (O.F. Müller, 1786)	*	*	*	*	*
		Synchaetidae (Remane, 1933)	* <i>Polyarthra vulgaris</i> (Carlin, 1943)	*	*	/	**	**
			<i>Synchaeta</i> sp.	/	*	/	*	/
		Trichocercidae	<i>Ascomorphella</i> sp.	*	*	/	*	/

Tableau VII : (Suite)

Groupes	Ordre	Familles	Espèces	Mikolo	Kpokolota	Ngakada	Côte d'azur	Mpa	
		(Remane, 1933)	<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	*	*	*	/	*	
			* <i>Trichocerca elongata</i> (Gosse, 1886)	/	*	/	/	/	
			<i>Trichocerca flagellata</i> (Hauer, 1937)	/	/	*	/	/	
		Trichotriidae (Bartos, 1959)	<i>Trichotria curta</i> (Skorikow, 1914)	/	/	*	*	*	
			<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	*	*	*	/	/	
		Collothecaceae (Remane, 1933)	Collothecidae (Bartos, 1959)	<i>Collotheca</i> sp.	*	*	*	*	*
		Flosculariaceae (Remane, 1933)	Conochilidae (Remane, 1933)	<i>Conochilus</i> sp.	/	*	/	*	/
Hexarthriidae (Bartos, 1959)	<i>Hexarthra fennica</i> (Levander, 1892)		/	*	/	/	/		
Cladocères	Daphniiformes (Milne-Edwards, 1840)	Chydoridae (Stebbing, 1902)	<i>Acropenus harpae</i> (Baird, 1835)	*	*	*	*	/	
			<i>Alona pulchella</i> (King, 1853)	/	/	/	*	*	
			<i>Alona</i> sp.	*	*	*	*	**	
			<i>Alona rectangular</i> (Sars 1861)	*	*	**	*	*	
			<i>Alona monocantha</i> (Sars, 1901)	*	*	**	*	*	
			<i>Chydorus angustirostris</i> (Frey, 1987)	*	/	/	/	/	
			<i>Chydorus barroisi</i> (Richard, 1894)	/	/	/	/	**	
			<i>Chydorus eurynotus</i> (Sars, 1901)	*	*	*	*	**	
			<i>Chydorus globosus</i> (Baird, 1843)	/	*	/	/	/	
			<i>Chydorus latus</i> (Sars, 1862)	/	/	/	/	*	
			<i>Chydorus</i> sp.	**	*	*	**	**	
			<i>Chydorus</i> sp1	*	/	/	/	/	
			<i>Chydorus</i> sp2	*	/	/	/	/	
			<i>Chydorus sphaericus</i> (Muller, 1785)	/	*	*	/	*	
			<i>Dunhevedia</i> sp.	/	/	/	*	*	
			<i>Kurzia longirostris</i> (Daday, 1898)	/	/	*	/	/	
			<i>Kurzia</i> sp.	/	*	*	*	*	
			<i>Pleuroxus</i> sp.	/	/	*	/	*	
			<i>Pleuroxus chappuisi</i> (Brehm, 1934)	/	/	*	/	*	
			<i>Pleuroxus denticulatus</i> (Birge, 1879)	*	/	/	/	/	
			<i>Pleuroxus trigonellus</i> (Muller, 1785)	/	/	/	/	*	
			<i>Oxyurella singalensis</i> (Daday, 1898)	/	/	*	/	*	
			<i>Oxyurella</i> sp.	/	/	*	/	/	
			Daphniidae	* <i>Ceriodaphnia comuta</i> (Sars, 1886)	/	*	/	/	/

Tableau VII : (Suite et fin)

Groupes	Ordre	Familles	Espèces	Mikolo	Kpokolota	Ngakada	Côte d'azur	Mpa	
		(Strauss, 1820)	* <i>Ceriodaphnia pulchella</i> (Sars, 1862)	*	*	/	*	*	
			* <i>Ceriodaphnia</i> sp.	*	*	*	**	*	
			<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (Muller 1785)	*	/	/	*	*	
			<i>Simocephalus exinosus</i> (Koch, 1841)	*	/	/	*	/	
			<i>Simocephalus semulatus</i> (Koch, 1841)	/	*	/	*	*	
			<i>Scapholebens kingi</i> (Sars, 1903)	/	/	/	/	*	
		Ilocryptidae (Smimov, 1992)	<i>Ilocryptus spirifer</i> (Henrick, 1882)	*	/	/	/	/	
			<i>Ilocryptus</i> sp.	/	*	*	/	*	
		Macrothricidae (Norman et Brady, 1867)	<i>Gumeylla</i> sp.	/	/	/	/	*	
			<i>Macrothrix</i> sp.	*	*	*	**	*	
			<i>Macrothrix goeldii</i> (Richard, 1897)	*	/	**	*	/	
			<i>Macrothrix rosea</i> (Jurine, 1820)	/	*	*	*	*	
		Moinidae (Goulden, 1968)	<i>Moinamicrura</i> (Kurz, 1874)	**	**	**	**	**	
			<i>Moinodaphnia macleayi</i> (King, 1853)	*	*	**	**	****	
			<i>Moina</i> sp.	*	**	**	**	**	
			<i>Moina</i> sp2	/	*	/	/	*	
		Sididae (Bairds, 1850)	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin, 1848)	/	/	**	*	**	
			* <i>Diaphanosoma</i> sp.	*	*	*	*	*	
			<i>Diaphanosoma</i> sp2	/	/	/	*	*	
			<i>Pseudosida</i> sp.	/	*	/	**	/	
			<i>Pseudosida bidentata</i> (Henrick, 1884)	/	*	**	*	**	
Copépodes	Cyclopoïda (G.O. Sars, 1885)	Cyclopidae (Dana, 1853)	<i>Ectocyclops</i> sp.	/	/	/	/	*	
			<i>Halicyclops</i> sp.	*	*	*	*	*	
			<i>Microcyclops varicans</i> (Sars, 1863)	*	/	*	/	/	
			<i>Mesocyclops</i> sp.	*	*	/	*	*	
			<i>Microcyclops</i> sp.	*	*	*	*	**	
			<i>Thermocyclops crassus</i> (Fisher, 1853)	**	****	**	**	**	
			<i>Thermocyclops</i> sp.	*	*	*	/	*	
			<i>Tropocyclops</i> sp.	/	/	/	/	*	
		Harpacticoida (G.O. Sars, 1903)	Harpacticidae (Dana, 1846)	<i>Harpacticoides</i> sp.	/	*	*	*	/
	Larves			Copépodites	****	****	****	**	****
			Nauplii	**	****	**	*	****	

Les astérisques (*) représentent les occurrences de chaque taxon dans l'étang correspondant pendant toute la période d'étude et sont codifiés comme suit : (*) = taxa rares ; (**) = taxa accessoires ; (***) = taxa constants ; (****) = taxa réguliers ; (*****) = taxa omniprésents ; Les cases vides correspondent à la non représentativité d'une espèce dans l'étang correspondant pendant toute la période d'étude.

En ce qui concerne la contribution spatiale (Figure 43) des taxons zooplanctoniques à la richesse spécifique enregistrée, le plus grand nombre d'espèces de rotifères est identifié dans l'étang Kpokolota (44 espèces) et le plus petit nombre d'espèces dans l'étang Mokolo et Mopa (36 espèces). Chez les cladocères, nous avons le plus grand nombre d'espèces (32 espèces) et le plus petit à l'étang Mokolo (21 espèces). L'étang Mopa compte 7 espèces de copépodes alors que celui de Côte d'azur en compte moins (5 espèces). Il y va de ces observations que les rotifères dominent largement les autres taxa quel que soit le plan d'eau.

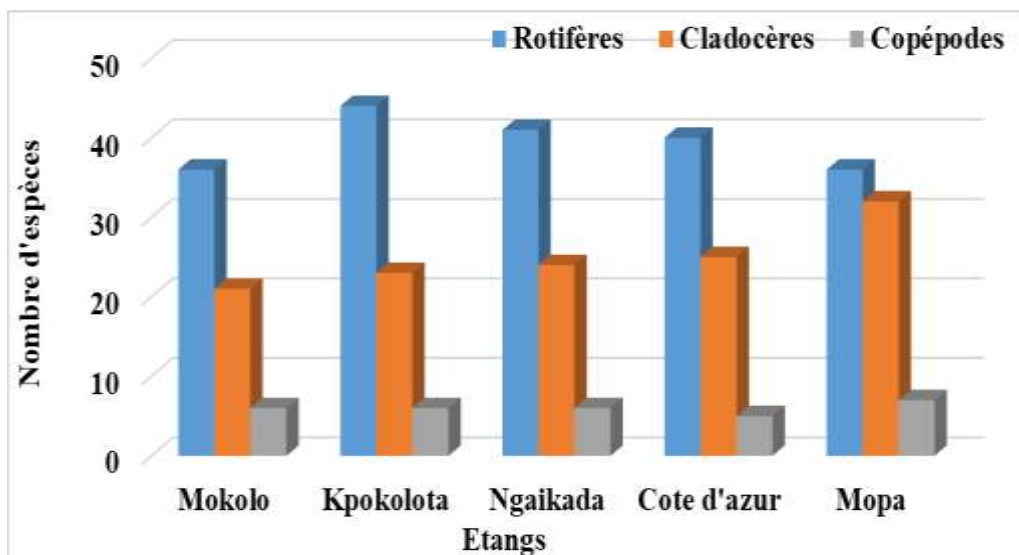


Figure 43 : Richesse spécifique du zooplancton dans les étangs prospectés pendant la période d'étude

Concernant la variation spatio temporelle de la richesse spécifique de chaque taxon de zooplancton, les rotifères dominent largement quel que soit le prélèvement, le plan d'eau ou la période d'étude alors que les cladocères et les copépodes présentent une richesse spécifique faible et légèrement proche. La variation de la richesse spécifique chez les copépodes est très peu importante. Cependant, chez les rotifères, la variation de la richesse spécifique est très importante, la valeur la plus forte a été relevée à l'étang Kpokolota > Ngaikada > Côte d'azur > Mopa > Mokolo.

III.1.2.2. Abondance du zooplancton

III.1.2.2.1. Variation des abondances totale et relative par taxon

Des trois groupes zooplanctoniques récoltés dans les étangs (Figure 44A), les rotifères constituent le groupe le plus abondant. En effet, Les rotifères représentent 92 ind/L (53,80 %), 230 ind/L (54,25 %), 544 ind/L (75,35 %), 279 ind/L (60,52 %), 647 ind/L (65,22 %) respectivement à l'étang Mokolo, Kpokolota, Ngaikada, Côte d'azur, Mopa. Viennent ensuite les

cladocères avec 59 ind/L (34,50 %), 122 ind/L (28,77 %), 124 ind/L (17,17 %), 144 ind/L (31,24 %), 256 ind/L (25,81 %) à l'étang Mokolo, Kpokolota, Ngaikada, Côte d'azur, Mopa. Et enfin les copépodes font 20 ind/L (11,70 %), 72 ind/L (16,98 %), 54 ind/L (7,48 %), 38 ind/L (8,24 %), 89 ind/L (8,97 %) respectivement à l'étang Mokolo, Kpokolota, Ngaikada, Côte d'azur, Mopa.

Dans l'ensemble, les abondances relatives de zooplancton sont plus élevées pour les rotifères dans l'étang Ngaikada, puis Mopa, Côte d'azur, Kpokolota et enfin Mokolo. La dominance des cladocères est remarquée dans l'étang Mokolo, puis Côte d'azur, Kpokolota, Mopa et Ngaikada. Chez les copépodes, la dominance est marquée dans l'étang Kpokolota, puis Mokolo, Mopa, Côte d'azur et Ngaikada.

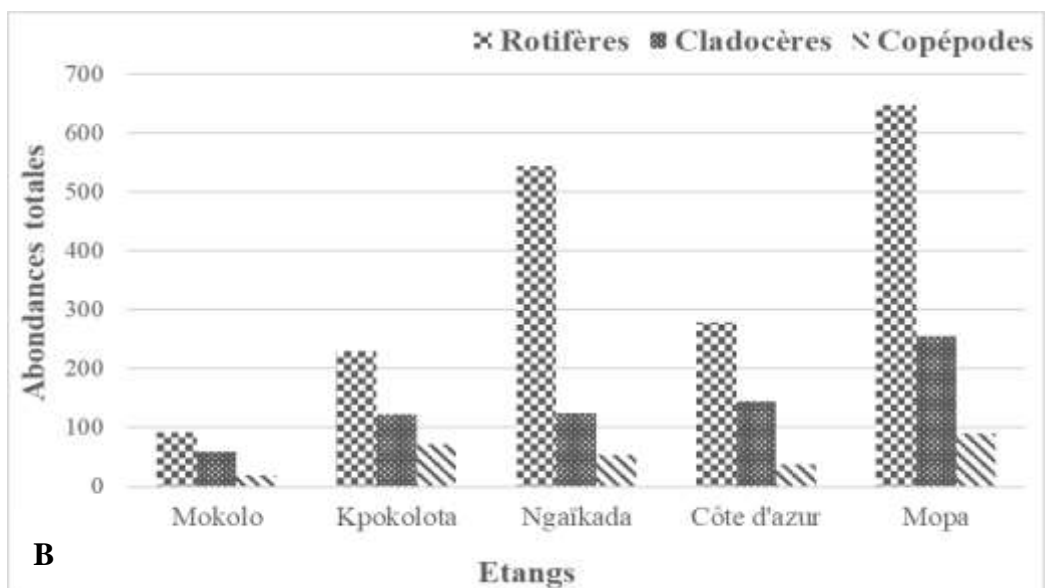
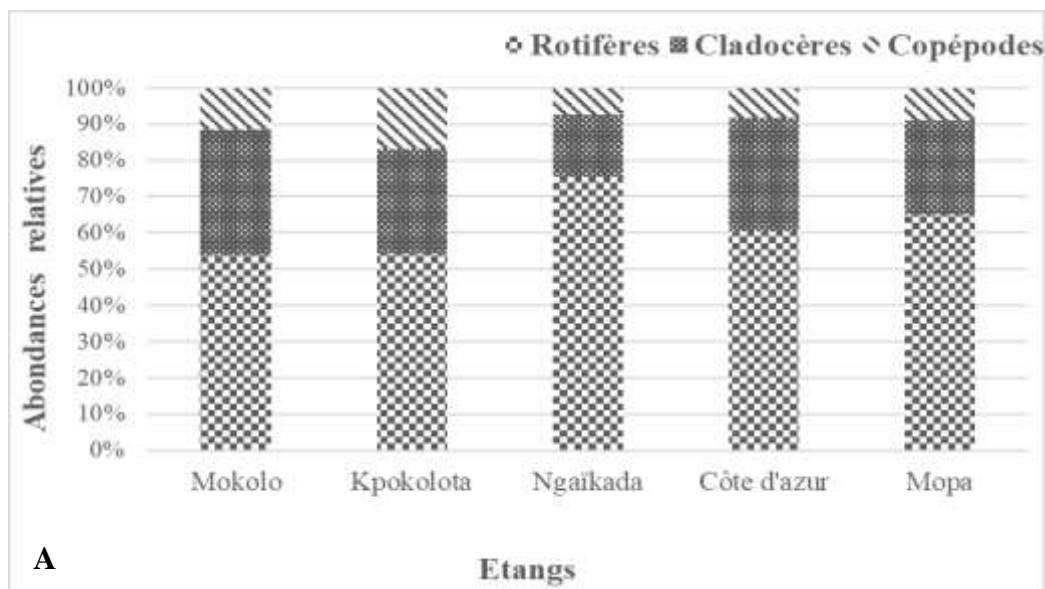


Figure 44 : Variation des abondances relative (A) et totale (B) du zooplancton dans les étangs prospectés pendant la période d'étude

La Figure 44B présente l'allure de l'histogramme des abondances totales qui montre que le groupe zooplanctonique dans l'étang Mopa est le plus dominant, on observe une très forte contribution des rotifères avec une valeur très importante, les cladocères dominent tous les taxa et les copépodes abondants quel que soit l'étang de prélèvement ensuite vient l'étang Ngaikada, les rotifères dominent pendant tout l'échantillonnage, quant aux cladocères et copépodes ils sont peu abondants, puis l'étang Côte d'azur, les rotifères sont dominants, quant aux microcrustacés ils sont peu abondants, à Kpokolota il y a dominance des rotifères et les microcrustacés sont peu abondants et enfin dans l'étang Mokolo les trois groupes zooplanctoniques sont peu représentatifs.

III.1.2.2.2. Abondances totales des principales familles de zooplancton par étang

La Figure 45 montre les variations des abondances totales des principales familles de zooplancton inventoriées dans l'ensemble des étangs. Au total, 14 familles dont 5 de cladocères (Macrothricidae, Moinidae, Daphnidae, Chydoridae, Sididae), 8 de rotifères (Philodinidae, Notommatidae, Brachionidae, Scaridiidae, Euchlanidae, proalidae, Asplanchnidae, Lecanidae,) et une famille de copépodes (cyclopidae) sont retenues. La famille des Euchlanidae est absente dans l'étang Mokolo. Les Euchlanidae sont moins représentatif soit 6,67 % à l'étang Côte d'azur ; celle des proalidae est absente à l'étang kpokolota et moins représentée à l'étang Côte d'azur et Mopa soit 1,45 %.

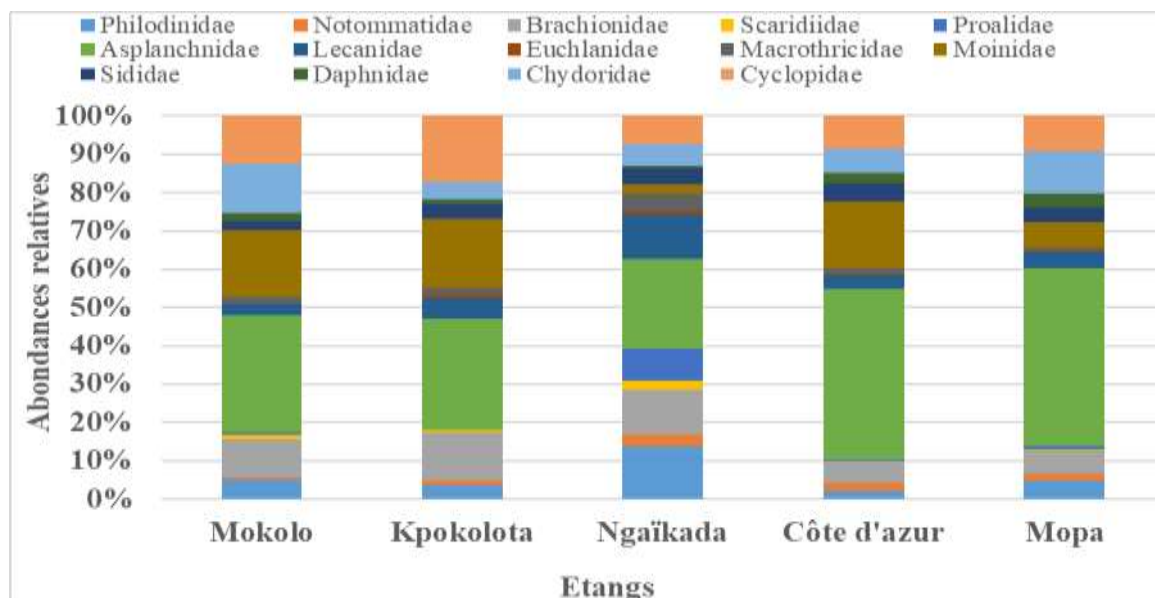


Figure 45 : Abondance relative des principales familles de zooplancton dans les étangs prospectés pendant la période d'étude

III.1.2.2.3. Variation saisonnière de l'abondance totale par groupe

La Figure 46 présente la variation saisonnière de l'abondance totale par groupe chez le zooplancton. On observe une très forte contribution des rotifères pendant les deux saisons durant la période d'étude quel que soit le prélèvement. Les abondances des taxa évoluent différemment d'un plan d'eau à l'autre.

Dans l'étang Côte d'azur, la saison des pluies (Figure 46A) est marquée par la dominance des Rotifères qui représentent 60,40 % (122 ind/L), 56,77 % (88 ind/L), 55,56 % (35 ind/L), 48,95 % (117 ind/L), 48,25 % (138 ind/L) à Ngaikada, Mokolo, Kpokolota, Mopa. Chez les Cladocères, l'étang Mopa présente la plus importante valeur avec 43,71 % (125 ind/L), 34,92 % (22 ind/L), 33,89 % (81 ind/L), 31,68 % (64 ind/L), 29,68 % (46 ind/L) pour Mokolo, Kpokolota, Côte d'azur et à Ngaikada. Dans l'étang Kpokolota, 17,15 % (41 ind/L) de Copépodes ont dominés, viens ensuite 13,55 % (21 ind/L), 9,52 % (6 ind/L), 8,04 % (23 ind/L), 7,92 % (16 ind/L) pour l'étang Ngaikada, Mokolo, Mopa, enfin Côte d'azur.

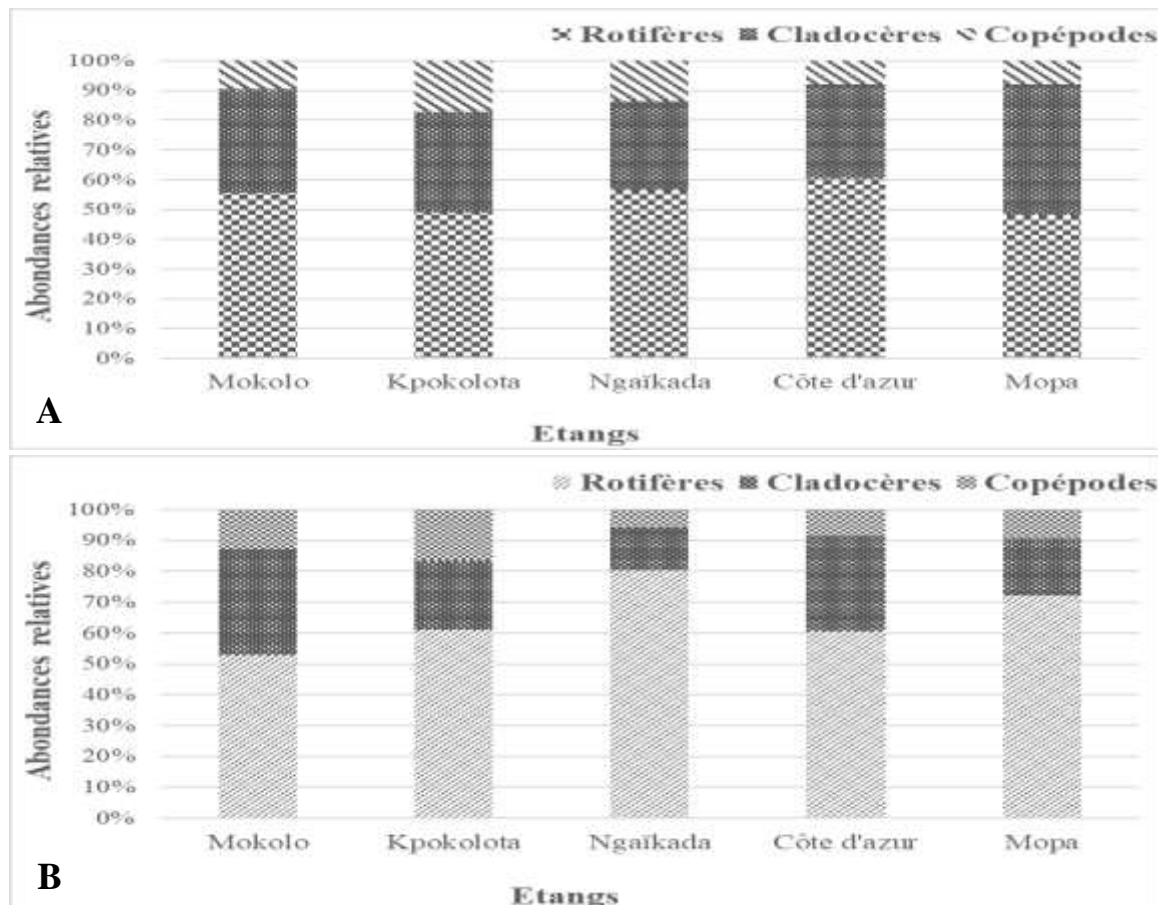


Figure 46 : Abondance relative des principaux groupes de zooplancton en saison de pluies (A) et en saison sèche par étang (B).

Tandis que la saison sèche (Figure 46B) est marquée par la dominance des Rotifères qui correspond à 80,42 % (456 ind/L), 72,10 % (509 ind/L), 61,08 % (113 ind/L), 60,62 % (157 ind/L), 52,78 % (57 ind/L) dans les étangs Ngaikada, Mopa, Kpokolota, Côte d'azur, Mokolo respectivement.

Chez les Cladocères, les pourcentages de dominance dans les étangs sont de 34,26 % (37 ind/L), 30,89 % (80 ind/L), 22,16 % (41 ind/L), 18,56 % (131 ind/L) et 13,76 % (78 ind/L) à Mokolo, Côte d'azur, Kpokolota, Mopa et Ngaikada. Enfin, chez les Copépodes on enregistre 16,76 % (31 ind/L) d'abondance totale à Kpokolota, 12,96 % (14 ind/L), 9,35 % (66 ind/L), 8,49 % (22 ind/L), 5,82 % (33 ind/L) à Mokolo, Mopa, Côte d'azur et à Ngaikada.

III.1.2.2.4. Variation saisonnière de l'abondance totale par famille

Les variations saisonnières de l'abondance totale par famille sont illustrées par les Figures 47 A et B dans les différents étangs.

En saison pluvieuse (Figure 47A), les Philodinidae représentent 11 ind/L (33,33 %) du total des abondances zooplanctoniques à Mopa, 11 ind/L (33,33 %), 4 ind/L (12,12 %), 4 ind/L (12,12 %), 3 ind/L (9,09 %) à Ngaikada, Kpokolota, Côte d'azur, et Mokolo. Pour les Notommatidae, on a 2 ind/L (25,00 %), 2 ind/L (25,00 %), 2 ind/L (25,00 %), 1 ind/L (12,50 %), 1 ind/L (12,50 %) à Mopa, Côte d'azur, Kpokolota, Ngaikada, à Mokolo. Pour les Brachionidae, 26 ind/L (30,95 %), 26 ind/L (30,95 %), 17 ind/L (20,24 %), 10 ind/L (11,90 %), 5 ind/L (5,95 %) respectivement à Kpokolota, Ngaikada, Mopa, Côte d'azur, et Mokolo. Chez les Asplanchnidae, on a obtenu 87 ind/L (31,52 %) à Côte d'azur, 80 ind/L (28,99 %), 65 ind/L (23,55 %), 29 ind/L (10,51 %), 15 ind/L soit (5,43 %) à Mopa, Kpokolota, Ngaikada, et Mokolo.

Dans la famille des Lecanidae, l'étang Mopa a présenté 15 ind/L (30,00 %) du total des abondances zooplanctoniques. On a obtenu 12 ind/L (24,00 %), 10 ind/L (20,00 %), 9 ind/L (18,00 %), 4 ind/L (8,00 %) pour Kpokolota, Ngaikada, Côte d'azur et Mokolo. L'étang Mopa, avec une abondance de 2 ind/L, a participé pour (25,00 %) à l'abondance zooplanctonique totale dans la famille des Euchlanidae. Les résultats ont été de 2 ind/L (25,00 %), 2 ind/L (25,00 %), 1 ind/L (12,50 %), 1 ind/L (12,50 %) respectivement à Côte d'azur, Mokolo, Kpokolota, enfin Ngaikada.

Chez les Cladocères, dans la famille des Macrothricidae, la plus importante abondance a été de 5 ind/L (31,25 %) à Ngaikada, 4 ind/L (25,00 %), 4 ind/L (25,00%), 3 ind/L (18,75 %) à

Mopa, Côte d'azur, et Kpokolota. A Mokolo, il y' a absence de la famille des Macrothricidae. Pour les Moinidae, l'étang Kpokolota a présenté une abondance de 50 ind/L (37,31 %) de l'abondance totale du zooplancton, 43 ind/L (32,09 %), 28 ind/L (20,90 %), 7 ind/L (5,22 %), 6 ind/L (4,48 %) à Mopa, Côte d'azur, Mokolo, enfin à Ngaikada. Dans la famille des Sididae, l'étang Mopa a eu une abondance de 22 ind/L (36,07 %) de l'abondance totale du zooplancton, 14 ind/L (22,95 %), 13 ind/L (21,31 %), 11 ind/L (18,03 %), 1 ind/L (1,64 %) ont été enregistrés à Ngaikada, Kpokolota, Côte d'azur et à Mokolo.

Les Daphnidae ont contribué à hauteur de (60,61 %) à l'abondance totale du zooplancton avec 20 ind/L à Mopa, 4 ind/L (12,12 %), 4 ind/L (12,12 %), 3 ind/L (9,09 %), 2 ind/L (6,06 %) pour Côte d'azur, Kpokolota, Ngaikada, et à Mokolo. Chez les Chydoridae, l'étang Mopa a présenté 36 ind/L (40,45 %) du total des abondances zooplanctoniques. On a enregistré 17 ind/L (19,10 %), 15 ind/L (16,85 %), 12 ind/L (13,48 %), 9 ind/L (10,11 %) pour Côte d'azur, Ngaikada, Mokolo et à Kpokolota. Dans le groupe des Copépodes, la famille des Cyclopidae, a enregistré 40 ind/L (37,74 %), 23 ind/L (21,70 %), 21 ind/L (19,81 %), 16 ind/L (15,09 %), 6 ind/L (5,66 %) à Kpokolota, Mopa, Ngaikada, Côte d'azur et enfin à Mokolo.

En saison sèche (Figure 47 B), la famille des Lecanidae a présenté une abondance de 70 ind/L (60,34 %) du total des abondances de zooplanctons dans l'étang Ngaikada, 27 ind/L (23,28 %), 11 ind/L (9,48 %), 7 ind/L (6,03 %), 1 ind/L (0,86 %) à Mopa, Kpokolota, Côte d'azur et à Mokolo. La famille des Brachionidae présente des valeurs de 56 ind/L (38,10 %) à Ngaikada, 41 ind/L (27,89 %), 25 ind/L (17,01%), 14 ind/L (9,52 %), 11 ind/L (7,48 %) à Mopa, Kpokolota, Côte d'azur et à Mokolo. Celles des Notommatidae, avec une abondance de 19 ind/L, contribue pour (41,30 %) à l'abondance totale du zooplancton dans l'étang Ngaikada, 16 ind/L (34,78 %), 8 ind/L (17,39 %), 3 ind/L (6,52 %) à Mopa, Côte d'azur enfin à Kpokolota. Dans l'étang Mokolo, absence de Notommatidae en saison sèche. Chez les philodinidae, l'étang Ngaikada a une abondance de 85 ind/L, soit (59,86 %) d'abondance totale de zooplancton. Dans les autres milieux on enregistre 36 ind/L (25,35 %), 11 ind/L (7,75 %), 5 ind/L (3,52 %), 5 ind/L (3,52%) à Mopa, Kpokolota, Côte d'azur enfin à Mokolo. Les Asplanchnidae ont une abondance de 374 ind/L (53,13 %) à Mopa, 133 ind/L (18,89 %), 109 ind/L (15,48 %), 54 ind/L (7,64 %), 34 ind/L (4,83 %) à Ngaikada, à Côte d'azur, à Kpokolota, et à Mokolo. Dans la famille des Euchlanidae, on a 5 ind/L (55,56 %) de contribution à l'abondance du zooplancton à Ngaikada, 2 ind/L (22,22 %), 1 ind/L (11,11 %), 1 ind/L (11,11 %) à Mopa, Côte d'azur, Kpokolota. Absence d'Euchlanidae dans l'étang Mokolo.

Chez les Cladocères, la famille des Macrothricidae est représentée, dans l'étang Ngaikada, par 26 ind/L (55,32 %), 10 ind/L (21,28 %), 5 ind/L (10,64%), 3 ind/L (6,38 %), 3 ind/L (6,38 %) respectivement à Mopa, Kpokolota, Côte d'azur, et Mokolo. Dans la famille des Moinidae, on a 48 ind/L (39,67 %) de contribution à l'abondance du zooplancton à Côte d'azur, 23 ind/L (19,01 %), 21 ind/L (17,36 %), 18 ind/L (14,88 %), 11 ind/L (9,09 %) à Kpokolota, Mokolo, Mopa, et Ngaikada. Chez les Sididae, l'étang Mopa a eu une abondance de 17 ind/L (34,69 %) de l'abondance totale du zooplancton. On a obtenu 15 ind/L (30,61 %), 11 ind/L (22,45 %), 3 ind/L (6,12 %), 3 ind/L (6,12 %) à Kpokolota, Côte d'azur, Ngaikada, et à Mokolo.

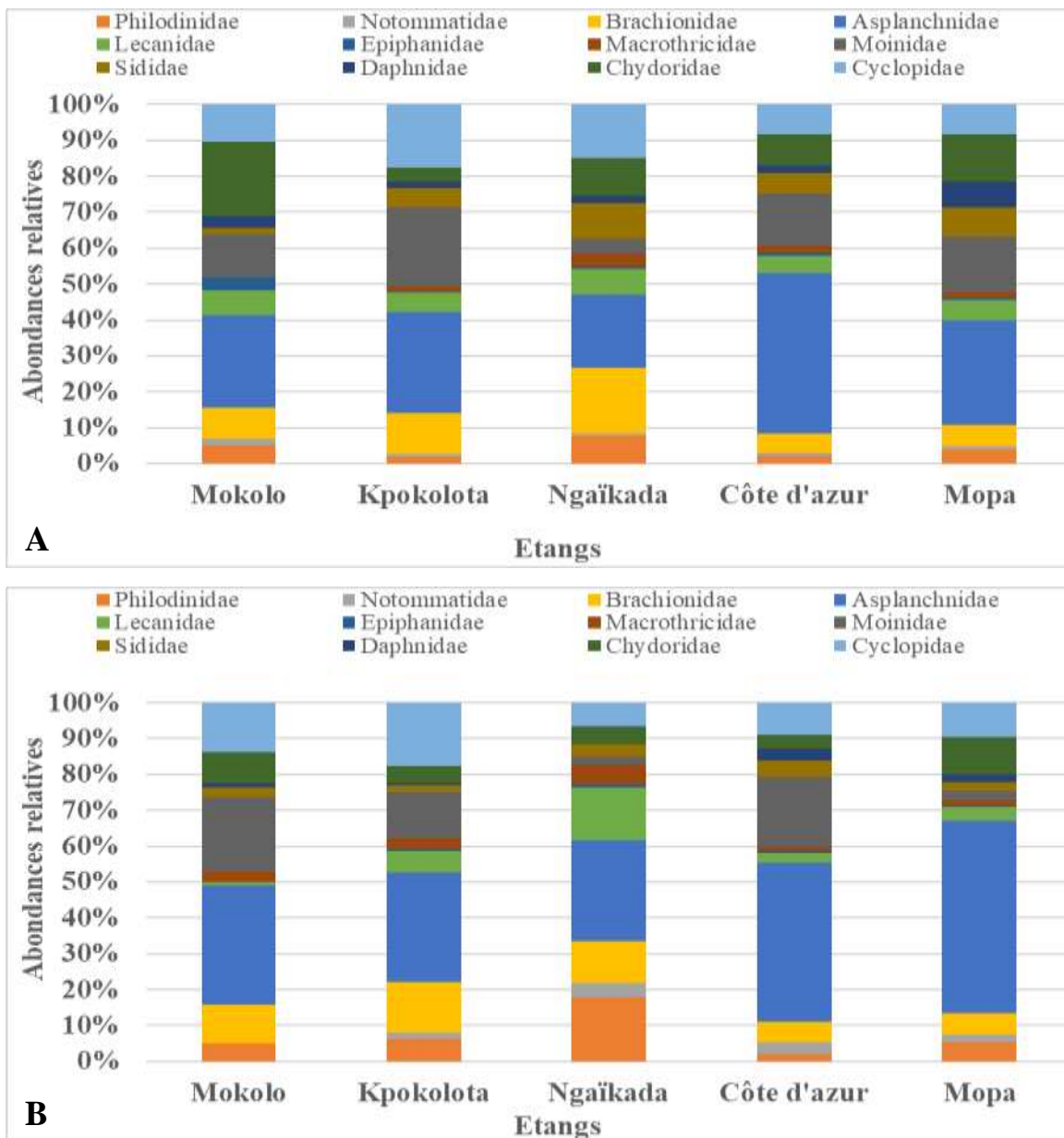


Figure 47 : Variation des abondances relatives par famille en saison de pluies (A) et en saison sèche par étang (B).

La famille des Daphnidae, avec une abondance de 14 ind/L, contribue pour (56,00 %) à l'abondance totale du zooplancton à Mopa, 8 ind/L (32,00 %), 1 ind/L (4,00 %), 1 ind/L (4,00 %), 1 ind/L (4,00 %) à Côte d'azur, Kpokolota, Ngaikada et à Mokolo. On constate que dans les étangs Kpokolota, Ngaikada et Mokolo il n'y a aucune variation d'abondance zooplanctonique dans cette famille. La famille des Chydoridae a présenté une abondance de 74 ind/L, soit (58,73 %) du total des abondances de zooplanctons à Mopa, 24 ind/L (19,05 %), 10 ind/L (7,94 %), 9 ind/L (7,14 %), 9 ind/L (7,14 %) à Ngaikada, Côte d'azur, Kpokolota, enfin à Mokolo. Chez les Copépodes, les Cyclopidae, enregistre 66 ind/L, soit (40,24 %) du total des abondances dans l'étang Mopa, 31 ind/L (18,90 %), 31 ind/L (18,90 %), 22 ind/L (13,41 %), 14 ind/L (8,54 %) respectivement à Ngaikada, Kpokolota, Côte d'azur et enfin à Mokolo.

La famille des Euchlanidae est présente en saison des pluies (soit 25 % dans l'étang Mokolo) et absente en saison sèche dans le même étang. En saison pluvieuse, il y a absence des Macrothricidae dans l'étang Mokolo et présente en saison sèche à hauteur de 6,38 %. Il n'y a pas de variation d'abondance dans les étangs kpokolota, Ngaikada, et Mokolo soit 4,00 % en saison sèche. Absence de Notommatidae dans l'étang Mokolo en saison sèche et présente en saison de pluies à hauteur de 12,50 %.

III.1.2.3. Composition de la communauté zooplanctonique par groupes taxonomiques

III.1.2.3.1. Composition de la communauté rotiférienne dans les plans d'eau étudiés

A chaque prélèvement, la communauté des rotifères a été toujours composée de plusieurs espèces (plus de dix) quel que soit le plan d'eau. Cependant la contribution que chaque espèce apporte à l'abondance enregistrée est variable.

Dans l'étang Mokolo (Figure 48), 6 espèces sont fréquentes à plus de 50%. Parmi celles-ci, *Asplanchna herricki* suivie d'*Asplanchna priodonta* puis *Platytias quadricornis*, *Habrotrocha* sp., *Platyonus patulus*, *Brachionus quadridentatus* sont plus contributives en termes d'abondance.

Dans l'étang Kpokolota, 6 espèces sont fréquentes à plus de 50%. Parmi celles-ci, *Asplanchna herricki* suivie d'*Asplanchna priodonta* puis *Platytias quadricornis*, *Habrotrocha* sp., *Rotaria rotatoria* et *Brachionus quadridentatus*. Dans l'étang Ngaikada, 6 espèces sont fréquentes à plus de 50%. Parmi celles-ci, *Asplanchna herricki* suivie d'*Asplanchna priodonta* puis *Platytias quadricornis*, *Habrotrocha* sp., *Rotaria rotatoria*, *Platyonus patulus*

Dans l'étang Côte d'azur, 3 espèces sont fréquentes à plus de 50%. Parmi celles-ci, *Asplanchna herricki* suivie d'*Asplanchna priodonta* puis *Platyias quadricornis*. Dans l'étang Mopa, 6 espèces sont fréquentes à plus de 50%. Parmi celles-ci, *Asplanchna herricki* suivie d'*Asplanchna priodonta* puis *Platyias quadricornis*, *Habrotrocha* sp., *Rotaria rotatoria*, *Plationus patulus*, *Brachionus quadridentatus*.

Les espèces de rotifères fréquentes mais peu contributives pendant l'échantillonnage sont *Cephalodella ventripes*, *Lecane bulla*, *Polyarthra vulgaris* et *Rotaria neptunia*. (Voir en annexe 10 la systématique des espèces caractéristiques des plans d'eau).

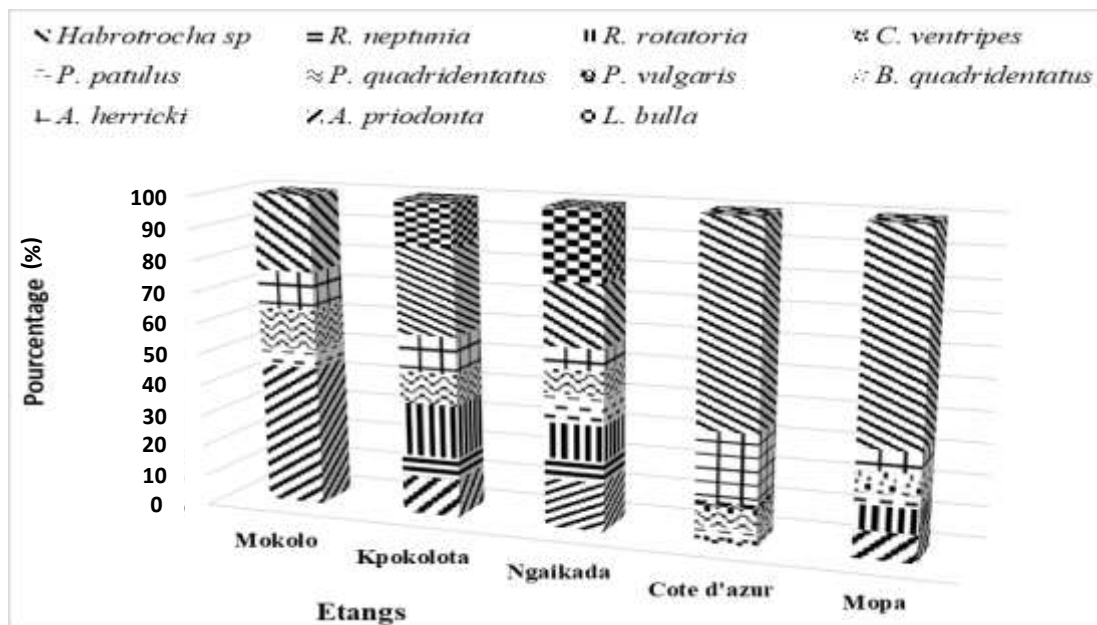


Figure 48 : Composition de la communauté des rotifères dans les étangs.

III.1.2.3.2. Composition de la communauté des cladocères dans les plans d'eau étudiés

Quel que soit le plan d'eau, lorsque les cladocères sont présents, il s'agit presque toujours de *Moina micrura* suivi de *Diaphanosoma brachyurum*, *Moina* sp. et ou de *Moinadaphnia macleayi* (Figure 49) en termes d'abondance.

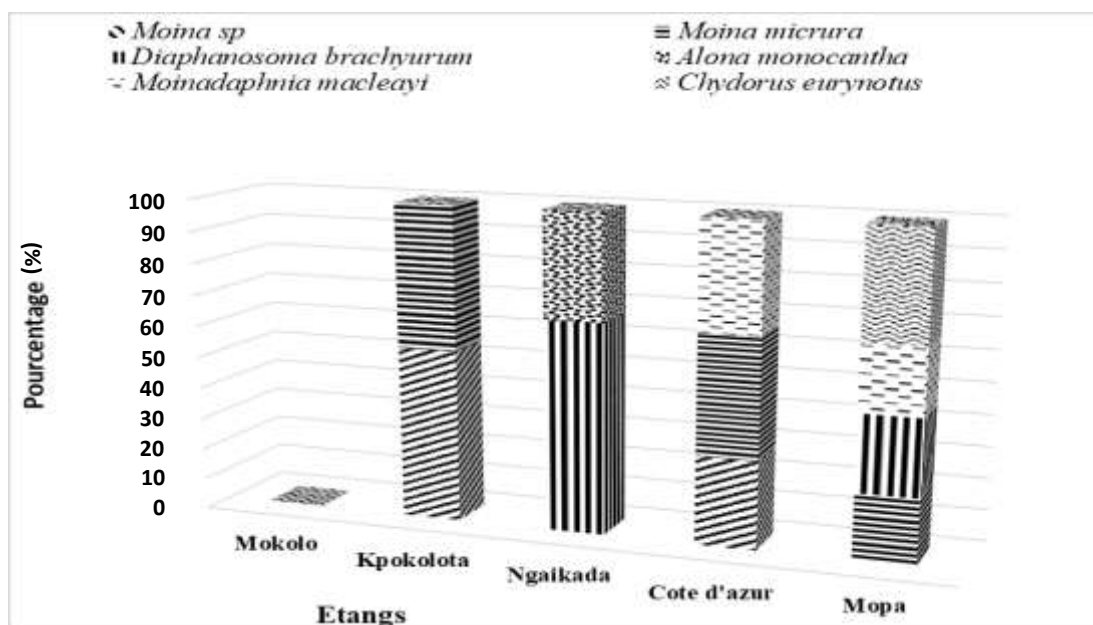


Figure 49 : Composition de la communauté des cladocères dans les étangs.

L'abondance des cladocères se résume presque en totalité à celle de *Moina micrura*, principale espèce échantillonnée tout le reste de temps, bien qu'on note aussi la présence de *Alona monocantha* suivi de *Chydorus eurynotus*.

III.1.2.3.3. Composition de la communauté des copépodes dans les plans d'eau étudiés

Quel que soit l'étang pris en compte, l'abondance des copépodes est dans la quasi-totalité (90 à 100%) représentée par celle des larves nauplii, une seule espèce de copépode ayant été récoltée dans ces plans et en faible nombre ; il s'agit de *Thermocyclops crassus*. Autrement dit, dans l'étang Mokolo, *Thermocyclops crassus* a été présente mais en très faible quantité, ainsi qu'à l'étang Mopa. *Thermocyclops crassus* apparaît en grand nombre dans les étangs Kpokolota, Ngaikada, et Côte d'azur. Contrairement aux autres étangs, 2 espèces de copépodes cohabitent l'étang Mopa : il s'agit de *Thermocyclops sp.* et *Microcyclops sp.*

III.1.2.3.4. Espèces caractéristiques de la zone d'étude

Les contributions en termes d'abondance, de fréquence d'occurrence ont été très variables au cours de l'étude. Toutefois, les espèces dites constantes de la zone d'étude présentent une fréquence d'occurrence de plus de 40% dans au moins trois plans d'eau (Tableau VIII). A l'examen du tableau VIII, 18 espèces sont constantes dans les plans d'eau étudiés : il s'agit de *Habrotrocha sp.*, *Rotaria neptuna*, *Rotaria rotatoria*, *Asplanchna herricki*, *Asplanchna priodonta*, *Brachionus quadridentatus*, *Plationus patulus*, *Platyias quadricornis*, *Lecane bulla*, *Cephalodella ventripes*, *Polyarthra vulgaris* pour les Rotifères, *Moina micrura*, *Moina sp.*,

Tableau VIII : (Suite)

Diaphanosoma bachyurum, *Alona monocantha*, *Moinadaphnia macleayi*, *Chydorus eurynotus* pour les Cladocères, et *Thermocyclops crassus* pour les Copépodes.

Tableau VIII : Occurrence (%) des espèces constantes des plans d'eau étudiés

Espèces	Etangs	Fréquence d'occurrence %
<i>Asplanchna herricki</i>	Mokolo	71
	Kpokolota	71
	Ngaikada	50
	Côte d' azur	93
	Mopa	79
<i>Asplanchna priodonta</i>	Mokolo	71
	Kpokolota	92
	Ngaikada	50
	Côte d' azur	93
	Mopa	86
<i>Brachionus quadridentatus</i>	Mokolo	35
	kpokolota	50
	Ngaikada	36
	Côte d' azur	21
	Mopa	50
<i>Cephalodella ventripes</i>	Mokolo	35
	Kpokolota	29
	Ngaikada	0
	Côte d'azur	42
	Mopa	0
<i>Habrotrocha</i> sp.	Mokolo	57
	Kpokolota	50
	Ngaikada	79
	Côte d' azur	36
	Mopa	50
<i>Lecane bulla</i>	Mokolo	35
	Kpokolota	42
	Ngaikada	43
	Côte d' azur	35
	Mopa	36
<i>Plationus patulus</i>	Mokolo	50
	Kpokolota	29
	Ngaikada	50
	Côte d' azur	43
	Mopa	64
<i>Platylabus quadricornis</i>	Mokolo	71

Espèces	Etangs	Fréquence d'occurrence %
	Kpokolota	57
	Ngaikada	86
	Côte d'azur	64
	Mopa	50
<i>Polyarthra vulgaris</i>	Mokolo	0
	Kpokolota	21
	Ngaikada	0
	Côte d'azur	43
	Mopa	29
<i>Rotaria neptuna</i>	Mokolo	35
	Kpokolota	43
	Ngaikada	43
	Côte d'azur	0
	Mopa	21
<i>Rotaria rotatoria</i>	Mokolo	35
	Kpokolota	57
	Ngaikada	50
	Côte d'azur	21
	Mopa	57
<i>Alona monocantha</i>	Mokolo	0
	Kpokolota	21
	Ngaikada	43
	Côte d'azur	0
	Mopa	0
<i>Chydorus eurynotus</i>	Mokolo	0
	Kpokolota	0
	Ngaikada	0
	Côte d'azur	0
	Mopa	50
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	Mokolo	0
	Kpokolota	0
	Ngaikada	57
	Côte d'azur	0
	Mopa	50
<i>Moina sp.</i>	Mokolo	21
	Kpokolota	71
	Ngaikada	29
	Côte d'azur	43
	Mopa	29
<i>Moina micrura</i>	Mokolo	35

Tableau VIII : (Suite et fin)

Espèces	Etangs	Fréquence d'occurrence %
	kpokolota	42
	Ngaikada	29
	Côte d' azur	64
	Mopa	50
<i>Moinadaphnia macleayi</i>	Mokolo	21
	Kpokolota	21
	Ngaikada	29
	Côte d' azur	43
	Mopa	86
<i>Thermocyclops crassus</i>	Mokolo	35
	Kpokolota	79
	Ngaikada	64
	Côte d'azur	71
	Mopa	36

III.1.2.4. Structure du peuplement zooplanctonique

III.1.2.4.1. Indices de diversité de Shannon et Weaver et d'équitabilité de Piélou entre les plans d'eau

Dans l'ensemble, l'indice de diversité de Shannon et Weaver (H') présente de fortes valeurs dans l'étang Kpokolota ($H' = 3,33$ bits/ind.) et Ngaikada ($H' = 3,38$ bits/ind.). La faible valeur de H' est enregistrée dans l'étang Côte d'azur avec $H' = 2,79$ bits/ind. et $E = 0,65$ donc moins diversifiée par rapport aux 4 plans d'eau. L'équitabilité de Piélou, montre une bonne répartition entre les groupements étudiés, car les valeurs obtenues sont approximativement très semblables sauf dans l'étang Côte d'azur où l'on a $E = 0,65$ et Mopa $E = 0,70$ (Tableau IX).

Tableau IX : Variabilité des indices de diversité de Shannon & Weaver et d'équitabilité de Piélou dans les différents étangs d'échantillonnage.

Etangs	Shannon & Weaver	Piélou
Mokolo	3,27	0,78
Kpokolota	3,33	0,77
Ngaikada	3,38	0,79
Côte d'azur	2,79	0,65
Mopa	3,04	0,70

III.1.2.4.2. Indice de similarité de Sørensen

Les taux de ressemblance entre les peuplements zooplanctoniques récoltés dans les différents étangs sont présentés dans le tableau X. Les étangs Côte d'azur et Kpokolota présentent l'indice le plus élevé, soit 76 %. Entre les étangs Mopa et Ngaikada, la valeur de l'indice est de 74 %. Les taxons récoltés aux étangs Mokolo, Kpokolota, Ngaikada, Côte d'azur et Mopa présentent de forts taux de similarité, avec des valeurs comprises entre 63 % et 76 %.

Tableau X : Valeurs de l'indice de similarité de Sørensen entre les étangs.

Etang	Kpokolota	Mokolo	Côte d'azur	Ngaikada	Mopa
Kpokolota		64 %	76 %	63 %	72 %
Mokolo			68 %	63 %	68 %
Côte d'azur				69 %	73 %
Ngaikada					74 %

III.1.2.4.3. Analyse en Composantes Principales de l'abondance des espèces caractéristiques des plans d'eau étudiés

La projection des abondances des espèces zooplanctoniques caractéristiques sur le plan factoriel des deux premiers axes de l'ACP fait apparaître des affinités entre ces abondances et les étangs dans lesquelles elles vivent. Pendant l'échantillonnage, (Figure 50) les deux premiers axes composants expriment 70,63 %. Le premier axe F1 exprimant 40,65 % de l'inertie totale et le second axe F2 29,98 %. Ces axes ont regroupé les données en 3 noyaux principaux dans lesquels l'étang Kpokolota et Ngaikada (N1) sont associés aux fortes abondances de la majorité des espèces caractéristiques. Il s'agit de *Platytias quadricornis*, *Alona monocantha*, *Rotaria neptuna*, *Moina* sp, *Platyonus patulus*, *Habrotrocha* sp. et *Rotaria rotatoria*. L'étang Mokolo et Côte d'azur (N2) aux fortes abondances de *Thermocyclops crassus*, *Asplanchna priodonta*, *Asplanchna herricki*, *Polyarthra vulgaris*, *Cephalodella ventripes* ; l'étang Mopa (N3) aux fortes abondances de *Moina micrura*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Lecane bulla*, *Chydorus eurynotus* et *Moinadaphnia macleayi*.

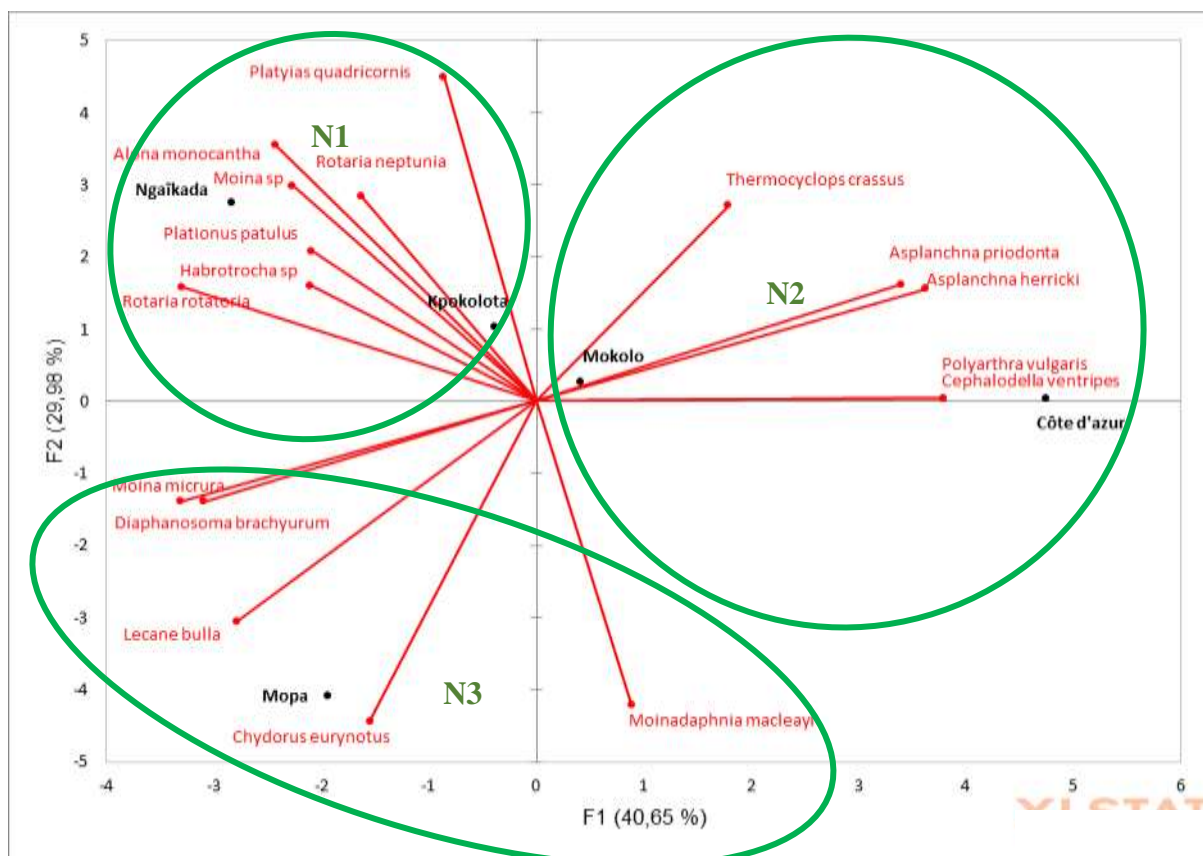


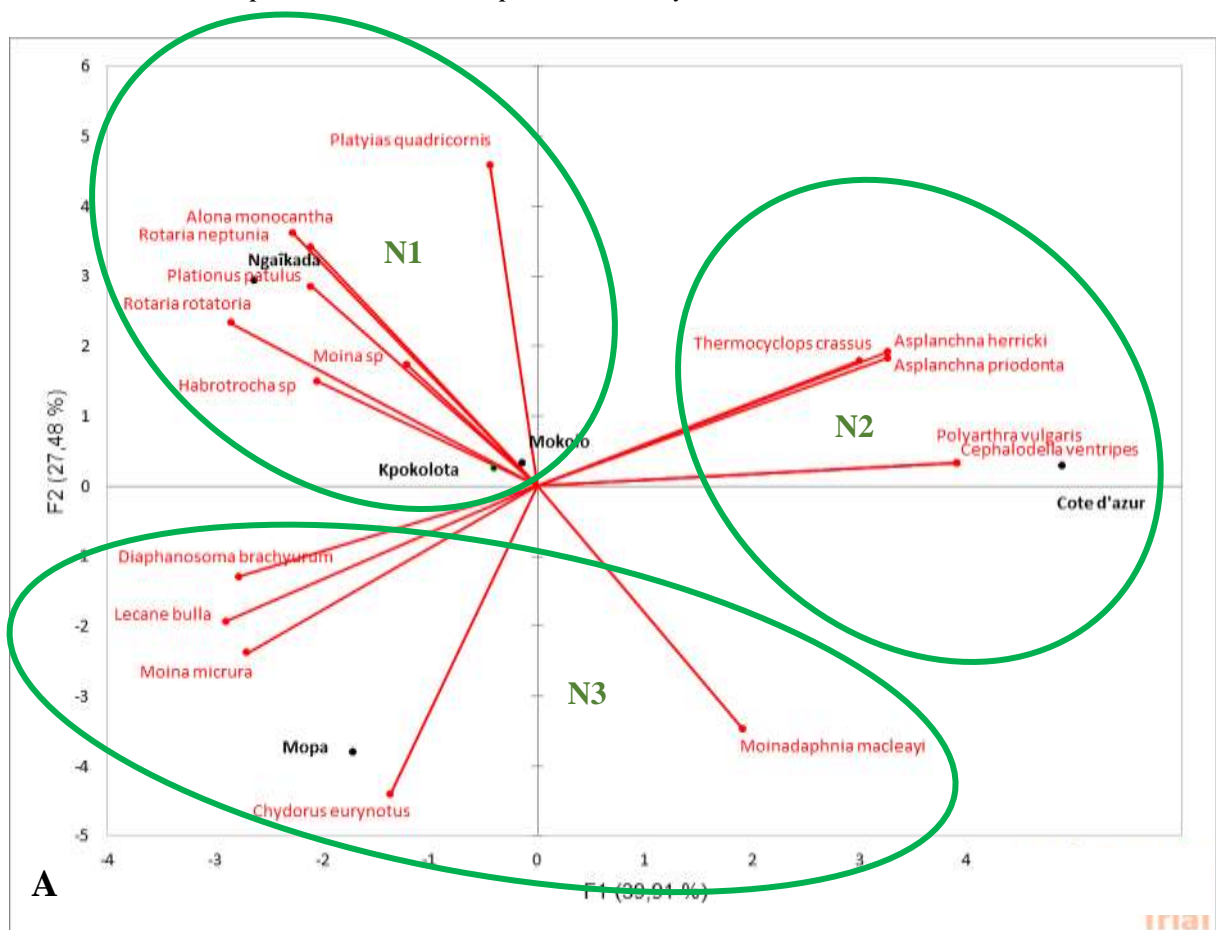
Figure 50 : Analyse en composantes principales de l'abondance des espèces caractéristiques des plans d'eau étudiés enregistrée au cours de l'échantillonnage.

III.1.2.4.4. Analyse en Composantes Principales des espèces caractéristiques en fonction des saisons

La projection saisonnière des espèces caractéristiques sur le plan factoriel des deux premiers axes de l'ACP fait apparaître des affinités entre ces étangs qui les contiennent.

Pendant l'échantillonnage (Figure 51A), les deux premiers axes sur le plan factoriel expriment 67,39 % de l'inertie totale en saison des pluies. Le premier axe (F1) exprime 39,91% de l'inertie totale et le second axe (F2) 27,48%. Ces axes ont regroupé les données en 3 noyaux principaux dans lesquels l'étang Kpokolota, Ngaikada et Mokolo (N1) sont associés aux fortes abondances de la majorité des espèces caractéristiques de la saison pluvieuse : il s'agit de *Platytias quadricornis*, *Alona monocantha*, *Rotaria neptuna*, *Moina sp.*, *Plattonus patulus*, *Habrotrocha sp.* et *Rotaria rotatoria*. L'étang Côte d'azur (N2) est associé aux fortes abondances de *Thermocyclops crassus*, *Asplanchna priodonta*, *Asplanchna herricki*, *Polyarthra vulgaris*, *Cephalodella ventripes* ; l'étang Mopa (N3) aux fortes abondances de *Moina micrura*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Lecane bulla* et *Chydorus eurynotus*.

Ainsi, en saison sèche (Figure 51B), les deux premiers axes sur le plan factoriel expriment 76,46 % l'inertie totale. Le premier axe (F1) explique 43,59 % de l'inertie totale et le second axe (F2) 32,87 %. Ces axes ont regroupé les données en 3 noyaux principaux dans lesquels l'étang Kpokolota, Ngaikada (N1) sont associés aux fortes abondances de la majorité des espèces caractéristiques de la saison sèche : il s'agit de *Platylabus quadricornis*, *Alona monocantha*, *Rotaria neptunia*, *Thermocyclops crassus*, *Moina* sp. et *Habrotrocha* sp. L'étang Côte d'azur et Mokolo (N2) aux fortes abondances d'*Asplanchna priodonta*, *Asplanchna herricki*, *Polyarthra vulgaris*, *Cephalodella ventripes* ; l'étang Mopa (N3) aux fortes abondances de *Moina micrura*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Lecane bulla*, *Chydorus eurynotus*, *Rotaria rotatoria*, *Platyonus patulus* et *Moinadaphnia macleayi*.



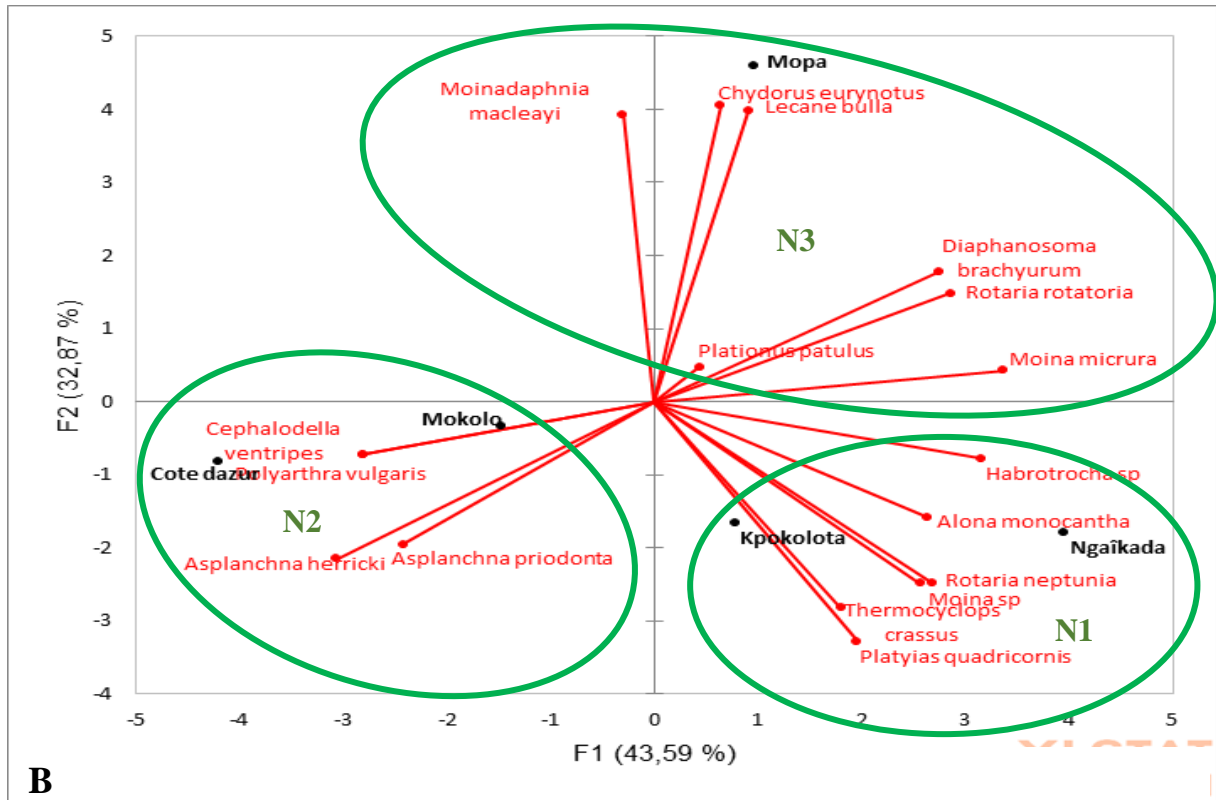
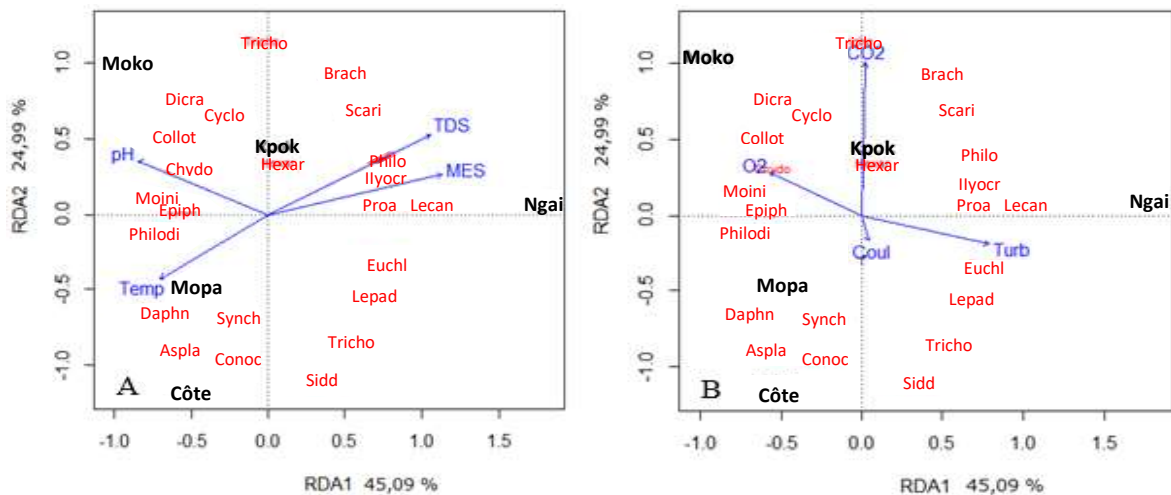


Figure 51 : Analyse en Composantes Principales des espèces caractéristiques en fonction des saisons (A) saison de pluies (B) saison sèche.

III.1.2.4.5. Analyse De Redondance

Une RDA a été effectuée à partir des abondances des familles zooplanctoniques et des données des variables physico-chimiques obtenues au niveau des différents étangs étudiés. Cette RDA indique que les axes F1 et F2 cumulent 70,08% de la répartition des principales familles en fonction de la qualité du milieu (Figure 52).



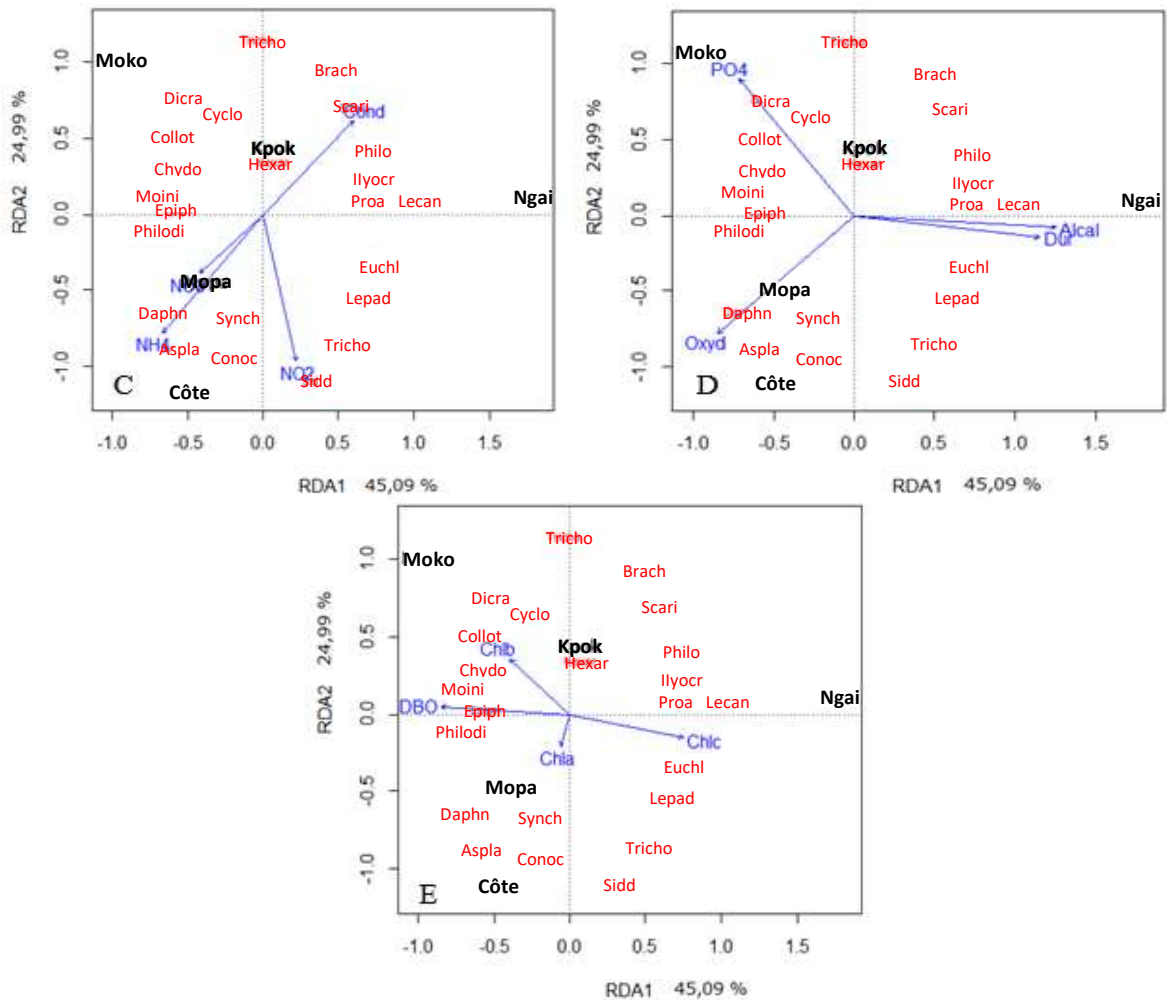


Figure 52 : RDA effectuée sur les effectifs des familles de zooplancton et les valeurs des variables physico-chimiques regroupées (A, B, C, D, E).

(Oxyd : oxydabilité, Cond : conductivité électrique, NO₃ : nitrate, PO₄ : orthophosphate, NH₄ : ammonium, Dur : dureté calcique, coul : couleur, Alca : Alcalinité, Turb : Turbidité, Temp : Température, TDS : Solide Totaux Dissous, Chl a,b,c : Chlorophylle a,b,c) Philodi : Philodinidae, Aspla :Asplanchnidae, Brach : Brachionidae, Dicra: Dicranophoridae, Epiph: Epiphanidae, Euchl : Euchlanidae, Lecan : Lecanidae, Lepad :Lepadellidae, Mytil :Mytilinidae, Notom :Notommatidae, Proa :Proalidae, Scari : Scaridiidae, Synch : Synchaetidae, Tricho : Trichocercidae, Trichot : Trichotriidae, Collot : Collotheceidae, Cyclo : Cyclopidae, Sidid :Sididae, Daphn : Daphniidae, Moini : Moinidae, Macro : Macrothricidae, Ilyocr :Ilyocriptidae, Chydo : Chydoridae, Harpact : Harpacticidae, Hexar : Hexarthridae, Conoc : Conochilidae, Dipleu : Dipleuchnidae.

L'étang Mokolo est caractérisé par une prédominance des familles des Dicranophoridae, Cyclopidae, Collotheceidae, Chydoridae, Moinidae dont les abondances sont positivement corrélées aux paramètres pH, O₂, PO₄³⁻ et Chlb.

Les eaux des étangs Mopa et Côte d'azur sont dominées par les individus des familles de Daphnidae, Synchaetidae, Asplanchnidae, Conochilidae qui semblent plus se développer abondamment dans les eaux plus chaudes, riches en matière azotés, présentant une forte oxydabilité et relativement une couleur importante, et montrant une forte teneur en Chlorophylle a. Dans l'étang Ngaikada, les abondances des différentes familles sont fortement corrélées aux paramètres TDS, MES, turbidité, conductivité, alcalinité et dureté. En effet, les familles des Brachionidae, Scardiidae, Lecanidae, Philodinidae, Euchlanidae préfèrent les milieux troubles et à forte minéralisation

Très peu de familles peuplent l'étang Kpokolota ; les familles des Trichocercidae et Hexarthridae qui sont abondantes dans ce milieu préfèrent des eaux riches en CO₂ dissous.

III.2. DISCUSSION

III.2.1. Physicochimie et pigments photosynthétiques des eaux des étangs

La gamme des températures varie d'un étang à l'autre et reste compatible avec celles des milieux lenticques tropicaux en général (Lewis, 1987 ; Nziéleu Tchagnouo, 2016) avec des valeurs comprises entre 23 – 29 °C dans les différents étangs. Les profils de variation entre les saisons sont semblables avec une moyenne de $26,44 \pm 0,51^{\circ}\text{C}$ en saison sèche et de $26,24 \pm 0,40^{\circ}\text{C}$ en saison pluvieuse, sans aucune différence significative ($p > 0,05$) entre les deux saisons. Cette variation serait due aux conditions d'ensoleillement et à l'influence de la végétation environnante. On pourrait également lier cette variation à la couverture végétale retrouvée au niveau des berges, qui empêcherait l'éclairage total de la colonne d'eau (Madomguia *et al.*, 2016). De plus, la faible profondeur moyenne des eaux en saison sèche permettrait une plus grande pénétration de la lumière jusqu'au fond des étangs et par conséquent un réchauffement plus important des eaux. A contrario, en saison des pluies, les apports d'eau élèvent le niveau des plans d'eau et par le phénomène de dilution, abaissent la température des eaux. Bien que les valeurs de température semblent fluctuer en fonction des saisons, il n'existe pas une réelle différence entre elles Qiu (2013). Atanlè (2012) affirme que la température des eaux de surface dépend étroitement de l'ensoleillement et des échanges avec l'atmosphère. Les faibles valeurs de transparence des étangs sont attribuées à l'action des vents et à la faible profondeur des étangs. En effet, les vents provoquent des turbulences qui couplés à la faible profondeur des étangs remettent constamment en suspension les particules sédimentaires (Cunha *et al.*, 2019).

Le pourcentage de saturation en oxygène dissous montre une oxygénation moyenne (de l'ordre de 60 %) dans les différents étangs. Ce résultat est dans la gamme de celle préconisée par Schlumberger & Bouretz (2002) et pouomogne (1998) dans les étangs piscicoles (50 à 62,5 %) et pourrait être justifié par plusieurs phénomènes dont une activité photosynthétique importante liée à la respiration pendant la nuit des organismes végétaux présents dans le plan, activité contrôlée par celle des bactéries aérobies qui consomment l'oxygène libéré et présentes dans l'eau pour la dégradation des molécules organiques. En effet, selon Angelier (2000) et Rodier *et al* (2009), les teneurs inférieures à 80% sont dues à la fois à la présence des végétaux, au phénomène de photosynthèse et à la présence d'organismes et de germes aérobies. Dans l'ensemble, la couche d'eau supérieure est plus oxygénée que celle inférieure, ce qui serait lié à la fois aux échanges directs d'oxygène entre l'interface eau/ air qui enrichit le milieu supérieur en oxygène et à la forte activité photosynthétique essentiellement localisée dans la partie profonde du plan d'eau. Angelier (2000), souligne que la consommation de l'oxygène rend compte de l'intensité du métabolisme des organismes hétérotrophes et particulièrement les microorganismes décomposeurs qui en profondeur, alors que la température est moins élevée, consomment l'O₂ pour la décomposition de la matière organique (Nziéleu Tchapgnoou, 2016). Les teneurs élevées obtenue en saison sèche sont dues aux fortes températures qui entraînent une forte activité photosynthétique des algues phytoplanctoniques et des végétaux aquatiques en produisant de l'O₂. Les hypoxies enregistrées en saison pluvieuse sont dues au fort degré de minéralisation de la matière organique par les microorganismes aérobies des sédiments qui sont consommateurs d'O₂.

Les teneurs moyennes des MES (0 à 235 mg/L) relativement basses d'après le tableau de classification de Nisbet et Verneaux (1970) (< 50 mg/L) seraient dues à une action combinée de la faible érosion du sol et de la décantation des particules diverses dans les plans d'eau. Moisan (2009) mentionne à cet effet que les matières en suspension sont susceptibles de sédimenter au niveau des points calmes d'écoulement des eaux. Cette décantation vers le fond justifie les fortes valeurs de Matière En Suspension enregistrées en profondeur par rapport à la surface des eaux.

La turbidité et les MES suivent le même profil. La turbidité a varié de 0 FTU à 361 FTU sans différence significative entre les valeurs dans les différents étangs. La turbidité des eaux est due aux particules organiques et minérales en suspension dans l'eau, les valeurs élevées des Matières En Suspension ont entraîné des valeurs élevées de turbidité dans les étangs. Al-Aubadi *et al.* (2019) à ce propos soulignent que les pluies favorisent l'érosion des particules minérales et organiques du bassin versant anthropisé et ces particules sont transportées par les eaux de

ruissellement jusqu'aux étangs où elles provoquent le brassage des eaux élevant ainsi la teneur du milieu en Matière En Suspension, qui entraînent à leur tour une élévation de la turbidité des eaux et par conséquent sa couleur. D'où les corrélations positive et significative observées ($p < 0,01$) entre ces trois paramètres. Les étangs ont été très colorés avec des valeurs qui oscillées entre 19 Pt-Co et 890 Pt-Co, ce qui peut s'expliquer par les apports réguliers et permanents des déchets et par les nombreuses sources de pollution que sont les eaux résiduaire des résidences environnantes et des différentes activités menées dans le plan d'eau. Cet étang reçoit en effet des déchets ménagers déposés par les populations riveraines. De plus, des activités telles que le rouissage du manioc, la lessive, sont menées sur le bassin versant de l'étang, ce qui contribue à augmenter la couleur tel que décrit par Dodds *et al.*, (1991).

La conductivité électrique (29,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 104 $\mu\text{S}/\text{cm}$) est directement liée aux Solides Totaux Dissous (15 mg/L à 52 mg/L) et permet de caractériser les ions totaux dissous dans l'eau (Hamaidi-Chergui *et al.*, 2013), ce qui explique la corrélation positive et significative ($p < 0,01$) observée entre ces deux paramètres avec des profils de variations presque identique d'un paramètre à l'autre. Les plus fortes concentrations de conductivité électrique et de Solides Totaux Dissous ont été enregistrées pendant la saison sèche et s'expliqueraient par l'important ensoleillement en cette saison. Les valeurs les plus basses enregistrées en saison pluvieuse, seraient dues au phénomène de dilution occasionnée par les eaux de pluies dans les étangs. En effet, avec le phénomène d'entraînement des particules solubles issues des activités anthropiques, on observe une relative augmentation des valeurs de ce paramètre dans les eaux, ce qui est favorable à une accélération du phénomène de vieillissement des milieux.

Le pH montre que les eaux de l'étang sont légèrement acides. Le caractère légèrement acide d'une eau serait, selon Zébazé Togouet (2000), influencé par la nature acide des sols de la région car le pH des eaux dépend de la nature du substrat traversé. Ces valeurs s'apparentent à celles obtenues par Nziéleu Tchagnouo (2006, 2016), le complexe lacustre Ossa (6,64) et le Lac Municipal de Mfou (6,95 UC). Ce pH reste dans la gamme de pH (6,5 - 9,0) préconisé par le MDDELCC (2014) pour la protection de la vie aquatique. Les fortes moyennes de pH enregistrées en saison sèche s'expliqueraient par les fortes températures qui stimulent la photosynthèse algale consommatrice de CO_2 empêchant ainsi la formation de l'acide carbonique qui aurait dû abaisser le pH (Groga, 2012). Les faibles moyennes obtenues en saison pluvieuse seraient dues au phénomène de dilution par les eaux de pluie. L'alcalinité (1 mg/L à 18 mg/L) a été faible dans les étangs pendant toute la période d'étude due à la photosynthèse, qui amène certaines algues à couvrir leurs besoins en carbone en prélevant le carbonate qui auraient été

favorable à l'augmentation de l'alcalinité (Groga, 2012). Les moyennes d'alcalinité significativement plus élevées en saison pluvieuse comparativement à la saison sèche, trouverait une explication dans l'apport de matière organique par les eaux de ruissellement dont la dégradation par les microorganismes augmente la teneur de l'eau en CO₂.

Les teneurs élevées en éléments azotés (NH₄⁺ (0,01 mg/L à 4,21 mg/L) et NO₃⁻ (0 mg/L à 12,1 mg/L) dans les étangs proviennent des apports allochtones de matière organique et de déchets métaboliques azotés émanant de l'activité humaine et principalement des activités agricoles menées dans le bassin-versant des étangs ou s'étend des zones d'habitations. Les teneurs élevées d'ammonium, pourraient s'expliquer par l'importante décomposition de la matière organique s'accompagnant d'une importante consommation d'oxygène dissous. Les faibles teneurs de nitrites (0 mg/L à 0,1 mg/L) seraient dues à la moyenne oxygénation des eaux des étangs, favorisant l'oxydation de l'azote ammoniacal directement en nitrates (Guilford *et al.*, 2000).

Les teneurs élevées en orthophosphates dans les étangs (0 mg/L à 24,2 mg/L) sont supérieures à 0,5 mg/L suggéré par Rodier *et al.* (2009). Ces concentrations en orthophosphates résulteraient donc de l'apport de la matière organique provenant notamment des eaux usées riches en substances détergentes issues des ménages. Rodier *et al.* (2009) affirment à cet effet que la teneur en orthophosphates dans un plan d'eau dépend des apports exogènes. En revanche, les fluctuations spatio-temporelles de ces ions montrent des valeurs élevées en relation directe avec les apports de rejets urbains, aux eaux usées domestiques et à la minéralisation de la masse critique de matière organique déversée soit directement dans l'étang ou simplement charriée par les eaux pluviales et de ruissellement. A ce propos, Wang *et al.* (2014) soulignent que l'activité métabolique des bactéries dénitrifiantes diminue avec l'urbanisation associée à la multiplication des facteurs stressants. En effet, dans les quartiers de la ville de Bertoua, de nombreux ménages disposent des systèmes d'assainissement individuels non appropriés, constitués en majorité de latrines à fond perdu, à canon, sur pilotis et/ou de fosses septiques plus ou moins étanches débouchant dans le cours d'eau (Mafany *et al.*, 2006 ; Feumba *et al.*, 2011). Les matières fécales et les eaux usées domestiques sont très riches en composés azotés et phosphorés (Mary, 1999). Les valeurs des paramètres physicochimiques ne diffèrent pas significativement dans les étangs. Cette similitude pourrait être justifiée par la faible hauteur de la colonne d'eau qui ne permet aucune stratification thermique des eaux. Les valeurs élevées de DBO₅ et d'oxydabilité des étangs traduisent une forte pollution en matière organique et minérales oxydables issues principalement de l'anthropisation, mais aussi des algues et des végétaux aquatiques qui

abondent dans les étangs et dont la mort augmente considérablement les charges en matière organique des hydrosystèmes.

Les pigments photosynthétiques à savoir la chlorophylle 'a', la chlorophylle 'b', la chlorophylle 'c' et les phéopigments ont des moyennes assez élevées qui sont de 30 µg/L pour les eaux piscicoles. Ces teneurs élevées en pigments photosynthétiques reflètent une importante biomasse phytoplanctonique, une forte activité photosynthétique et par conséquent une forte productivité primaire due à l'absorption des nutriments par les organismes phytoplanctoniques. Ces teneurs élevées s'expliqueraient donc par les teneurs élevées d'éléments nutritifs (azote et phosphore) susceptibles de stimuler la productivité algale. Wurtz (2003), affirme à cet effet que ces éléments régulent la croissance des organismes phytoplanctoniques qui par la suite servent d'aliments pour les animaux microscopiques à l'instar du zooplancton.

Les valeurs de l'Indice de Pollution Organique (IPO) ont été faibles dans les étangs pendant la période d'étude avec une moyenne $2,53 \pm 0,58$ en saison sèche et de $2,44 \pm 0,54$ en saison pluvieuse. Ces faibles valeurs de l'IPO reflètent des teneurs élevées en NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} et DBO_5 , traduisant une pollution organique forte des étangs tout en indiquant un degré d'altération élevé des eaux de la zone d'étude. Cette pollution organique forte est la conséquence des apports diffus et permanent de déchets ménagers et des eaux usées agricoles et domestiques non épurées dans le bassin versant qui sont transportés dans les étangs par érosion ou par ruissellement.

Le niveau trophique des étangs étudiés a des teneurs moyennes très élevées en orthophosphates supérieur à 4 mg/L et en chlorophylle 'a' supérieur à 30 µg/L avec des faibles transparences inférieures à 70 cm des eaux des étangs. Toutes ces caractéristiques ont permis de classées les plans d'eau étudiés dans la catégorie des étangs hypereutrophes. Les signes de cette hypereutrophisation sont assez perceptibles car on observe une diminution de la transparence des eaux, des teneurs élevées en éléments nutritifs et pigments chlorophylliens, un envasement progressif des plans d'eau par accumulation de matière organique non dégradée sur le fond et une faible oxygénation des zones profondes des étangs. L'introduction massive de matières organiques et d'éléments nutritifs dans les eaux perturbe les équilibres naturels des hydrosystèmes avec comme manifestation la plus visible l'eutrophisation (N'diaye *et al.*, 2010).

Ils ressort de ces analyses que les différentes valeurs des principaux paramètres physicochimiques de ces étangs piscicoles a savoir pénétration de la lumière dans l'eau, l'oxygène dissous, couleur, MES, température, azote ammoniacal, nitrites, orthophosphates, une

pollution organique forte relevées dans les plans d'eau étudiés porte l'eau d'un état eutrophe à hypereutrophe jusqu'à la fin de l'étude.

III.2.2. Peuplement de zooplancton

Au cours de cette étude, 118 espèces de zooplancton dont 64 (54,23%) espèces et sous espèces de rotifères, 9 (7,63%) espèces et sous espèces de copépodes et 45 (38,14%) espèces et sous espèces de cladocères ont été identifiées dans les 5 plans d'eau. De toutes les espèces, celles qui ont présentés un taux d'occurrence de plus de 40 % dans au moins un étang sont : la famille des Cyclopidae chez les copépodes, les Chydoridae chez les cladocères, et les Lecanidae sont majoritaires chez les rotifères en termes de richesse spécifique. Poumogne (1998) a montré que les étangs à forte pollution organique présentent une forte richesse spécifique du zooplancton ou les rotifères sont majoritaires. Quel que soit l'étang considéré pour le prélèvement de l'échantillon d'eau, la famille la plus riche est celle des Lecanidae, suivie de celle des Brachionidae. Cette observation a déjà été faite dans un milieu hypereutrophe (Zébazé Togouet 2000 et 2008 ; Nziéleu Tchagnouo 2016). Zébazé Togouet *et al* 2015 relèvent que le nombre d'espèces est inversement proportionnel au degré de fertilisants dans les milieux lenticques dont les eaux de ces différents hydrosystèmes n'ont pas reçu la même quantité de nutriments. Les étangs les plus riches en nutriments sont Mopa, suivi de Kpokolota. Le manque de nutriments serait responsable de l'inadaptation de certaines espèces zooplanctoniques dans les plans d'eau.

Par ailleurs, les espèces zooplanctoniques de ces étangs ont déjà été mentionnées dans les milieux lenticques au Cameroun (Zébazé Togouet *et al* 2005 et 2008 ; Nziéleu Tchagnouo, 2016).

Certaines espèces préfèrent les compartiments pélagiques et périphtiques pour d'autres, *Rotaria neptuna* récolté dans ces eaux benthiques (Schlumberger et Bouretz 2018). En ce qui concerne l'abondance des différents groupes de zooplancton, les rotifères représentent plus de la moitié de l'abondance totale quel que soit l'étang considéré c'est à dire 53,80 %, 54,25 %, 75,35 %, 60,52 %, 65,22 % respectivement à Mokolo, Kpokolota, Ngaikada, Côte d'azur, Mopa ; les cladocères (34,50 %, 28,77 %, 17,17 %, 31,24 % et 25,81 %) pour Mokolo, Kpokolota, Ngaikada, Côte d'azur, Mopa respectivement enfin les copépodes (11,70 %, 16,98 %, 7,48 %, 8,24 % et 8,97 %). Les rotifères sont plus abondants quel que soit le plan d'eau. A condition environnemental instable dans les étangs, la reproduction chez les rotifères est sexuée et la croissance est fonction de la qualité et de la quantité de nourriture ainsi que de la température (Coté *et al.*, 2019).

La plus faible abondance des rotifères enregistrée dans les étangs Mokolo et Kpokolota pendant l'étude se justifierait par la prédation par les poissons. La forte abondance se justifierait par le fait que le zooplancton de cet étang se serait alimenté en broutant préférentiellement les algues, les conditions physicochimiques étant favorables non seulement à l'activité photosynthétique mais aussi à la croissance et à la reproduction du zooplancton (Ustun *et al.*, 2019). Les plus faibles abondances se justifieraient par l'effet de la compétition pour les éléments nutritifs entre les macrophytes ayant envahi le fond de ces étangs et aux stress environnementaux subis par ces différents plans d'eau.

En outre, une analyse minutieuse par groupe de peuplement révèle que les espèces fréquemment rencontrées dans ces plans d'eau ne contribuent pas de la même façon à l'abondance. Ainsi, la communauté des rotifères est dominée par *Habrotrocha* sp., *Rotaria neptuna*, *Cephalodella ventripes*, *Rotaria rotatoria*, *Brachionus quadridentatus*, *Plationus patulus*, *Platyias quadricornis*, *Asplanchna herricki*, *Asplanchna priodonta*, *Polyarthra vulgaris*, et *Lecane bulla*.

La communauté des microcrustacés est dominée par *Moina micrura* et *Thermocyclops crassus*. La plupart de ces espèces sont caractéristiques des milieux eutrophes (Shiel, 1995), les espèces caractéristiques décrites dans cette étude sont toutes thermophiles et affectionnent les eaux enrichies en matières organiques (Oswald, 2013).

Le cladocère *Moina micrura* se développe de même dans les milieux riches en matières organiques mais reste la proie préférentielle des alevins de poissons et des poissons zooplanctonophages (Fernando, 2002). Quant au copépode *Thermocyclops crassus*, il est un excellent prédateur de rotifères et de cladocères, il occupe régulièrement la même niche écologique que les alevins de poissons avec qui il entre en compétition pour la nourriture (Ustun *et al.*, 2019).

Il ressort de toute cette analyse que les étangs piscicoles ou sévies le stress environnemental, plus la quantité et la qualité de nourriture disponible est acceptable pour un plan d'eau donné, moins la richesse spécifique est élevée, plus l'abondance du zooplancton est élevée et plus les rotifères tels que *Brachionus quadridentata*, *Asplanchna herricki*, *Asplanchna priodonta*, *Plationus patulus*, *Platyias quadricornis* suivi des cladocères *Moina micrura*, *Chydorus eurynoptus*, *Moinadaphnia macleayi* s'épanouissent. Il s'en déduit que les étangs sont sujettes à une eutrophisation avancée des écosystèmes et un risque de disparition prochaine.

Dans les plans d'eau étudiés, les densités zooplanctoniques les plus fortes ont été enregistrées en saison sèche par rapport aux périodes de crues. Les différences significatives d'abondances entre la saison sèche et la saison des pluies sont en faveur de cette affirmation. Un résultat semblable a été obtenu par Imoobe & Adeyinka (2009) au Nigeria sur la rivière Ovia et se justifierait par le fait que pendant la saison sèche, les eaux sont relativement calmes et présentent de nombreux faciès favorables à la prolifération du zooplancton ; ce qui n'est pas le cas en période de crue au cours desquelles les forts courants et débits sont défavorables à l'installation des organismes planctoniques. Par ailleurs, la prédominance des rotifères sur les microcrustacés (Cladocères, Copépodes) en saison sèche dans l'ensemble des plans d'eau étudiés s'expliquerait par le fait que les rotifères sont des organismes se développant abondamment dans les eaux riches en matière organique. Lair *et al.* (1998) soulignent à ce sujet que les rotifères se développent abondamment en période d'étiage dans les rivières, étangs soumis aux processus d'eutrophisation. De plus, Angeli (1980) montre que la structure d'une communauté zooplanctonique dominée par les rotifères est caractéristique d'une eutrophisation avancée. Seuls les taxons de ce groupe possèdent des organismes assez tolérants pour résister à un fort enrichissement du milieu en matière organique et à un appauvrissement en oxygène dissous caractéristique de l'eutrophisation (Zébazé Togouet, 2008). En ce qui concerne la richesse spécifique des communautés zooplanctoniques, c'est en saison des pluies qu'on observe les richesses spécifiques les plus fortes et en saison sèche les plus faibles richesses spécifiques. Pendant la saison des pluies, les eaux de ruissellement transportent différentes espèces zooplanctoniques qui vivent dans de petites collections d'eau (mares, caniveaux), et parfois à l'état de kystes dans divers sols, vers les étangs et enrichissent de ce fait ces plans d'eau. Globalement, L'indice de diversité de Shannon & Weaver (1949) a présenté des valeurs fortes, montrant un peuplement relativement diversifié dans son ensemble. Ceci est mieux apprécié avec l'indice d'équitabilité de Pielou (1977) qui fait ressortir l'équilibre de l'écosystème et la bonne répartition des espèces dans les étangs. Exceptionnellement à l'étang Côte d'azur ($H= 2,79$), la distribution n'est pas homogène, on l'apprécie mieux avec l'indice d'équitabilité de Pielou 0,65 qui fait ressortir un déséquilibre et une inégalité dans la répartition des espèces dans cet étang.

Les différents milieux (Mokolo, Kpokolota, Ngaikada, Mopa) contiennent donc relativement un nombre égal d'espèces dont la répartition est globalement équitable tel que le montrent les valeurs de l'indice de Pielou qui, de manière générale sont supérieures à 0,70. Sevrin-Ryessac (1998) et Khattabi (2002) ont établi une relation entre la diversité spécifique et le degré de stabilité d'une communauté. Pour eux, une diversité spécifique traduit généralement une

grande stabilité au sein de la population, du fait que les variations d'une espèce influent peu sur la population. Diomandé (2001) indique par ailleurs que les valeurs de l'indice de Shannon et Weaver supérieur à 2,50 bits/ind traduisent une meilleure distribution et structuration des organismes. A ce propos, Mermet (1996) souligne que les marécages, par leur diversité d'habitats, l'abondance des ressources alimentaires et la tranquillité du milieu constituent un cadre de vie idéal où se développe une faune riche et variée.

Les valeurs de l'indice de similarité de Sørensen des communautés zooplanctoniques ont été supérieures à 60 % entre les différents plans d'eau. Les ressemblances relativement fortes entre les peuplements zooplanctoniques des différents étangs s'expliqueraient par le fait que ces plans d'eau drainent des bassins versants dont les caractéristiques sont à peu près similaires. En effet, les bassins versants des plans d'eau étudiés sont tous soumis à une forte pollution organique essentiellement issue des effluents domestiques et urbains des quartiers plus ou moins peuplés traversés par ces plans d'eau. La forte présence des taxa rares démontre d'un renouvellement permanent des espèces zooplanctoniques caractéristique des apports constants et irréguliers d'éléments nutritifs dans les étangs n'offrant pas des conditions standard nécessaires à la croissance et à la pérennisation de nombreuses espèces zooplanctoniques pendant la période d'étude. Les Rotifères (*Rotaria rotatoria*, *Platinus patulus*, *Platylabus quadricornis*, *Habrotrocha* sp, *Brachionus quadridentatus*, *Asplanchna herricki*, *Asplanchna priodonta*, et *Lecane bulla.*), les Cladocères (*Alona monocantha*, *Chydorus eurynotus*, *Moina micrura*, *Moinadaphnia macleayi*, *Moina* sp, et *Diaphanosoma brachyurum*) et le Copépode (*Thermocyclops crassus*) avec des occurrences > 50 %, sont les taxa polluo-tolérants les plus fréquemment rencontrés pendant la période d'étude, caractéristique de l'état hypereutrophe des hydrosystèmes étudiés, et confirmant la forte pollution des étangs, favorable à l'installation, la croissance et la pérennisation de ces espèces.

Le regroupement autour des axes de l'ACP faite sur la base des abondances des espèces constantes dans les étangs est expliqué à 70,63 % par les deux axes de la distribution. Il ressort de cette distribution que les étangs Kpokolota et Ngaïkada sont caractérisés par l'abondance de plusieurs espèces de rotifères tels que *Rotaria neptunia*, *Rotaria rotatoria*, *Platinus patulus* ou encore *Habrotrocha* sp. Deux espèces de crustacés sont également présentes dans ces étangs, *Alona monocantha* et *Moina* sp. La différence entre ces deux étangs se situe au niveau des fortes abondances des individus de ces espèces dans l'étang Ngaïkada par rapport à l'étang Kpokolota. La distribution observée dans les deux milieux pourrait trouver son explication dans la qualité proche des eaux de ces étangs. En effet, au regard des paramètres physicochimiques des eaux de

ces étangs, les eaux de ces milieux sont marquées par des fortes valeurs de conductivité électrique et de MES. Les nutriments, et notamment le PO_4^{3-} , y sont également élevés, ce qui détermine des eaux eutrophes. À cet effet, Pourriot (1976) estime que les bdelloïdes *Rotaria* sont caractéristiques des milieux α -mésosaprobe à polysaprobe, et sont donc de ce fait tolérants, voire très tolérants à la pollution. De plus, le milieu étant riche en nutriments, la présence des cladocères rejoint les résultats de Nziéleu *et al.* (2012) pour qui les nutriments seraient favorables à leur développement.

La répartition discrimine également les étangs Côte d'azur et Mokolo, marqués par plus de rotifères des familles des Asplanchnidae, et le copépode *Thermocyclops crassus*. Les eaux de ces étangs sont faiblement minéralisées, mieux oxygénées, riches en PO_4^{3-} , donc propice au développement de ces espèces.

On peut également observer que l'étang Mopa est caractérisé par l'abondance des espèces de cladocères *Moinadaphnia macleayi*, *Moina micrura*. Les eaux de l'étang Mopa sont les moins minéralisée, les moins polluées par la matière organique et les mieux oxygénées et semblent adaptées au développement de ces espèces.

La saison des pluies, caractérisée par des eaux plus riches en matières en suspension, détermine trois groupes distincts d'étangs. Le premier est constitué des étangs Mokolo, Kpokolota et Ngaïkada dont la population zooplanctonique est dominée par les rotifères et notamment les bdelloïdes et les brachionidae. On y retrouve cependant des cladocères *Alona monocantha* et *Moina* sp. Ces espèces ont été déterminées comme tolérantes des milieux eutrophe-hypereutrophe (Pourriot, 1976). Cependant, les densités sont plus fortes à Ngaïkada. Le second groupe est celui de l'étang Côte d'azur qui est caractérisé par les rotifères principalement. Ces espèces déterminent des eaux faiblement minéralisées, selon que les analyses des paramètres physicochimiques le démontrent. L'étang Mopa constitue le troisième groupe dont la population est constituée majoritairement des cladocères. Les eaux de cet étang sont encore moins polluées, et moins turbides.

La distribution des espèces en saison sèche garde trois regroupements. Cependant, Kpokolota et Ngaïkada restent proches par leurs peuplements alors que Mokolo se rapproche de l'étang Côte d'azur. L'étang Mopa reste seul dans le troisième groupe de la distribution. Les espèces qui caractérisent ce milieu restent globalement les même quelle que soit la saison, en dehors des genres *Rotaria* et *Platyonus* dont la densité sera plus élevée en saison des pluies dans les étangs les plus pollués, Ngaïkada, Kpokolota et Mokolo. On peut également remarquer que

les densités des espèces *Diaphanosoma*, *Moina*, *Rotaria* et *Plationus* diminuent dans cet étang en saison sèche. *Thermocyclops crassus* varie également pendant les saisons entre les étangs du groupe Ngaïkada-Kpokolota et celui du groupe Côte d'azur.

Il ressort de toute cette analyse que dans les étangs piscicoles où sévit le stress environnemental, plus la qualité et la quantité de nourriture disponibles sont acceptables au cours pour un plan d'eau donné, moins la richesse spécifique est élevée, plus l'abondance du zooplancton est élevée, plus les rotifères tels que *Rotaria* et *Asplanchna* suivi des cladocères tel que *Moina micrura* s'épanouissent dans le milieu. Il s'en déduit que les étangs sont sujettes à une eutrophisation avancée conduisant à une hypereutrophie des plans d'eau. Ce classement éclaire davantage celui proposé dans ce travail au terme de l'analyse des données physicochimiques.

**CONCLUSION, RECOMMANDATIONS ET
PERSPECTIVES**

CONCLUSION

Le but poursuivi tout au long de ce travail était de réaliser une étude comparée des communautés zooplanctoniques et des niveaux trophiques des eaux des étangs (Mokolo, Kpokolota, Ngaikada, Côte d'azur, et Mopa) de la ville de Bertoua à travers les analyses physicochimiques et biologiques. Des prélèvements mensuels en surface et en profondeur pour chaque étang pendant la période d'étude ont été faits de mars 2016 à avril 2017 (14 mois). Les variables morphométriques montrent que chaque étang possède ses propres caractéristiques topographiques des sols. Les analyses physicochimiques des eaux sont légèrement acides, des températures relativement élevées ($> 23^{\circ}\text{C}$), une faible transparence des eaux ($< 70\text{ cm}$), la faible profondeur des étangs ($< 170\text{ cm}$), une oxygénation moyenne ($> 50\%$) avec des teneurs en oxygène ne permettant pas la survie des espèces enregistrées en saison des pluies, une forte minéralisation des eaux, des teneurs élevées en éléments nutritifs, matières organiques, substances dissoutes et pigments photosynthétiques. On note une pollution organique forte dans tous les étangs. Toutes ces caractéristiques ont permis de classer les étangs dans la catégorie des étangs hypereutrophes et on note une homogénéisation dans la colonne d'eau de chaque hydrosystème.

Les analyses zooplanctoniques ont permis l'identification de 118 espèces dont l'étang Mopa a été le plus diversifié avec 75 espèces (21,30 %) suivi de l'étang kpokolota 73 espèces (20,73 %), l'étang Ngaikada 71 espèces (20,17 %), l'étang Côte d'azur 70 espèces (19,88 %) et l'étang Mokolo qui a été le moins diversifié 63 espèces (17,89 %). L'étude du peuplement zooplanctonique a confirmé ce classement. L'analyse spatio-temporelle de la richesse spécifique et l'abondance du zooplancton ont montré que parmi les taxa étudiés, les Rotifères (54,23%) sont les plus contributifs en abondance. Dans ce groupe, les familles des Brachionidae, Lecanidae et Asplanchnidae restent les groupes dominants et les espèces constantes sont : *Rotaria rotatoria*, *Plationus patulus*, *Platytias quadricornis*, *Habrotrocha* sp., *Brachionus quadridentatus*, *Asplanchna herricki*, *Asplanchna priodonta*, *Lecane bulla*. L'abondance de ces espèces est plus élevée en saison sèche lorsque le milieu s'enrichit en éléments nutritifs et la température augmente. Les Cladocères (38,14%) sont représentés par la famille des Chydoridae. Les espèces constantes sont *Alona monocantha*, *Chydorus eurynotus*, *Moina micrura*, *Moinadaphnia macleayi*, *Moina* sp., *Diaphanosoma brachyurum*. Pour les Copépodes (7,63%), la famille des Cyclopidae est représentée par l'espèce *Thermocyclops crassus*.

Les activités humaines ont des répercussions sur l'environnement lorsqu'elles produisent des rejets (émission de polluants, eaux usées, production de déchets, elles modifient (dégradent) le sol et l'habitat ; elles utilisent et font disparaître les ressources. La typologie abiotique a permis de classer les étangs en trois groupes en fonction de l'origine majeure des polluants avec l'étang Mokolo (I) principalement pollué par les déchets issus des ménages et une ferme située en amont, les étangs Mopa et Côte d'azur (II) donc la pollution est essentiellement agricole et les étangs Ngaikada et Kpokolota (III) donc l'essentiel de la pollution provient des eaux usées et des déchets issus des ménages. La typologie biotique a permis de classer les étangs en trois groupes en fonction des affinités entre différentes espèces et les étangs dans lesquelles elles vivent. Les étangs Kpokolota et Ngaikada (I) sont associés aux fortes abondances de la majorité des espèces caractéristiques. Il s'agit de *Platytias quadricornis*, *Alona monocantha*, *Rotaria neptuna*, *Moina* sp., *Platyonus patulus*, *Habrotrocha* sp. et *Rotaria rotatoria*, Mokolo et Côte d'azur (II) aux fortes abondances de *Thermocyclops crassus*, *Asplanchna priodonta*, *Asplanchna herricki*, *Polyarthra vulgaris*, *Cephalodella ventripes* enfin Mopa (III) aux fortes abondances de *Moina micrura*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Lecane bulla*, *Chydorus eurynotus* et *Moinadaphnia macleayi*.

Les espèces recensées et leurs densités, associées aux paramètres physicochimiques des eaux confirment l'état hypereutrophe des étangs, en plus de l'envahissement par les macrophytes. Les similarités relativement moyennes expliqueraient le degré de similitude entre les étangs caractérisés par un ensoleillement, un apport en nutriments et des teneurs élevées en CO₂ qui créent un environnement particulier, favorable à la croissance de certaines espèces zooplanctoniques mais aussi les conditions particulières et intrinsèques propre à chaque étang caractéristique de la nature et du type de pollution présent dans l'étang.

Les étangs jouent un rôle important dans la production de richesses et la récréation des populations et par conséquent dans le développement économique et touristique d'un territoire. En améliorant la qualité de l'eau de ces hydrosystèmes, l'aspect esthétique est revalorisé, l'attrait et la demande augmentent pour ces lieux. La caractérisation biologique, morphométrique et physicochimique des étangs montre de façon générale que ces plans d'eau se dégradent au fil des années ; ils sont hypereutrophes. Le déséquilibre de ces écosystèmes provient de leur approvisionnement continu en éléments nutritifs. Cette étude constitue donc un argumentaire scientifique et un outil d'aide à la décision pour les autorités de la ville de Bertoua, à partir duquel des dispositions fortes doivent être prises pour faciliter la restauration de ces hydrosystèmes riches en biodiversité.

RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

Fort de ce constat, il est urgent pour les pouvoirs publics, en collaboration avec les chercheurs, de prendre des mesures idoines pour protéger et restaurer ces hydrosystèmes. Par conséquent, il y a nécessité de mettre sur pied un schéma directeur d'aménagement, de restauration, de gestion intégrée des ressources en eau et de protection de ces hydrosystèmes ;

Mener des campagnes de sensibilisation favorisant la création, le suivi et surtout la gestion des étangs de pisciculture, ce qui pourrait mieux orienter les pisciculteurs et motiver les populations à s'intéresser à la pisciculture ;

Encourager les chercheurs qui s'investissent dans le domaine piscicole de les utiliser comme relais et guide auprès des paysans ;

Les populations des zones urbaines devraient également changer de mentalité pour adopter un comportement éco-citoyen en utilisant des moyens appropriés pour l'évacuation des ordures et des eaux usées domestiques et en évitant d'occuper ou de dégrader les zones humides.

Au terme de cette étude, certaines questions ont pu être soulevées, ouvrant ainsi de nouveaux horizons de recherche qui peuvent se résumer en quelques points.

- (1). Faire une étude écologique complète des étangs piscicoles ;
- (2). Développer des stratégies permettant d'améliorer les rendements piscicoles ;
- (3). Rechercher des meilleurs indicateurs d'eutrophisation.

Il faudrait ensuite entreprendre des travaux similaires dans d'autres étangs eutrophes, mésotrophes ou oligotrophes du Cameroun, ce qui permettrait de confirmer nos conclusions et de compléter la liste de la microfaune du Cameroun (biodiversité).

En définitive, les résultats obtenus permettraient de mettre à la disposition de la communauté scientifique, des populations et des agents de décisions, une banque de données nécessaire à toute gestion rigoureuse des potentiels hydriques et des écosystèmes limniques au Cameroun.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aka-Koffi N., Pagano M., Cecchi P. & Corbin D. (2010).** Identification de quelques copépodes des petits lacs de barrage du nord de la Côte d'Ivoire. *Fiche Technique et Document Vulgarisé*, 3 : 1-7.
- Al-Aubadi I. M. K., Alabadi L. A. S., Hashim L. Q. & Al-Hadithi A. H. (2019).** Use simple alternative method for estimating water turbidity. *Plant archives*, 19 (2): 598-601.
- Amoros C. (1984).** Crustacés cladocères. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises 5. *Bulletin Mensuel de la Société Linnéenne de Lyon*, 53 : 1-63.
- Antunes S., Figueiredo D., Marques S., Castro B., Pereira R. & Gonçalves F. (2007).** Evaluation of water column and sediment toxicity from an abandoned uranium mine using a battery of bioassays. *Science of the Total Environment*, 374 : 252-259.
- Angelier E. (2000).** Ecologie des eaux courantes. *Techniques & Documents* 198p.
- Angeli N. (1980).** Interactions entre la qualité des eaux et les éléments de son plancton. In : Gauthier-Villars (éd.). La pollution des eaux continentales. *Incidence sur la biocénose aquatique*, Paris, 97–146.
- APHA (1998).** Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 20th edition. *American Public Health Association, Washington D. C., USA*, 1150 p.
- Arnott S.E., Magnuson J.J. & Yan N.D. (1998).** Crustacean zooplankton species richness: single and multiple year estimates. *Journal Canadien des Sciences Halieutiques et Aquatiques*, 55 : 1573-1582.
- Arrignon J. (1976).** Aménagement écologique et piscicole des eaux douces. Bordas, Paris, as indicator of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*, 20: 108-121.
- Arfi R. & Patritig G. (1987).** Impact d'une pollution urbaine sur la partie zooplanctonique d'un système néritique (Marseille-Cortiou). *Hydrobiologie*, 144 : 11-23.

- Auby I., Manaud F., Maurer D. & Trut G. (1994).** Etude de la prolifération des algues vertes dans le bassin de l'Arcachon. *IFREMER- CEMAGREF- SSA_SABARC*, 192 p.
- Atanlé K., Bawa M. L., Kokou K. & Djanéyé-Boundjou G. (2012).** Caractérisation physicochimique et diversité phytoplanctonique des eaux du lac de Zowla (Lac Boko), Togo. *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 6 (1): 543-558.
- Atangana Kenfack J.A., Tchawa P. & Micha J.C. (2019).** La pisciculture au Cameroun : une demande individuelle. *Cas de commune de Bertoua 1 dans la Région Est du Cameroun*, TROPICULTURA, 37 (3) 24p. DOI 1025518/2295-8010.1379
- Balvay G. (1980).** Fonctionnement et contrôle du réseau trophique en étang. In (Ed.), BILLARD : *La pisciculture en Etang* I.N.R.A. Publication. Paris. 47-79.
- Balvay G. (2000).** Evolution du zooplancton du Léman. Campagne 1999. *Rapport de la Communauté internationale de protection. Eaux Léman contre pollution.* (CIPEL) : 79-90.
- Barroin G. (2003).** Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques. *Courrier de l'Environnement*, INRA, 48 : 13-25.
- Banas N. S., Hickey B. M. & MacCready P. (2004).** Dynamics of Willapa Bay, Washington: a highly unsteady, partially mixed estuary. *Journal of Physical Oceanography*, 34 : 2413-2427.
- Bérard A. (1993).** Effets d'une fertilisation riche en matières organiques azotées sur les relations trophiques (bactéries, phytoplancton, zooplancton) dans un étang de pisciculture. *Thèse Doctorale Muséum National d'Histoire Naturelle Paris, France* : 215 p.
- Billard R. & Marie D. (1980).** La qualité des eaux de l'étang de pisciculture et son contrôle. In : Billard R. (Ed.). *La pisciculture en étang*, INRA Publischers, Paris (France), 107-127.

- Blackburn T. H. (1987).** Role and impact of anaerobic microbial processes in aquatic systems. In Moriarty D.J.W. et Pullin R.S.V. (eds), *Detritus and microbial ecology in aquaculture*. INCLARM Conference Proceedings 14, Manila, Philippines. 32 – 53.
- Boyd C. E. & Musig Y. (1981).** Orthophosphate uptake by phytoplankton and sediment. *Aquaculture*, 22: 165-173.
- Bouzidi M., Youcef A., Latrèche A., Benyahia M., Bouguenaya N. & Meliani H. (2010).** Copépodes, Cladocères et Rotifères du lac Sidi Mohamed Benali (Algérie Nord Occidentale). *Géographie Physique et Environnement*, 4 : 1-19.
- Bollens S.M. & Frost B.W. (1989a).** Zooplanktivorous fish and variable diel vertical migration in the marine planktonic copepod *Calanus pacificus*. *Limnology Oceanography*, 34: 1072-1083.
- Bollens S.M. & Frost B.W. (1989b).** Predator-induced diel vertical migration in a planktonic copepod. *Journal of Plankton Research*, 11(5): 1047-1065.
- 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.
- Brassard D. (2009).** Variabilité à long terme des cladocères dans des lacs de la forêt boréale soumis à des perturbations naturelles et anthropiques. *Mémoire de maîtrise en ressources renouvelables, Université du Québec à Chicoutimi, Canada*, 42p.
- BRGM (2011).** Montée du niveau marin induite par le changement climatique : conséquences sur l'intrusion saline dans les aquifères côtiers en métropole. *Rapport final*, 66p.
- Burks R. L., Lodge D. M., Jeppesen E. & Lauridsen T. L. (2002).** Diel horizontal migration of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral. *Freshwater Biology*, 47: 343-365.
- Buskey E. J. (1998).** Components of mating behaviour in planktonic copepods. *ICES Journal of Marine Systems*, 15 : 13-21.

- BUCREP (2010).** Bureau central des recensements et des études de population : troisième recensement générale de la population et de l'habitat. *Rapport de présentation des résultats définitifs, Yaoundé (Cameroun)*, 65 p.
- Brummett R.E., Youaleu J. L. N, Tiani A. M. & Kenmegne M. M. (2010).** Women's traditional fishery and alternative aquatic resource livelihood strategies in the Southern Cameroonian Rainforest. *Fisheries Management and Ecology*, 17: 221-230
- Carlson, R. E. (1977).** "A trophic index for lakes", *Limnology and Oceanography*, vol. 22, 361-369.
- Carnat J. L. & Tabarly S. (2005).** La pêche dans le lac Victoria : *un exemple de mal développement Géoconfluences - DESCO - ENS LSH Brève - n° 3*, 10 p.
- CCM. (2011).** Manuel des protocoles d'échantillonnages pour l'analyse de la qualité de l'eau au Canada. *In CCM publications-eau*, 35p.
- CRE : Conseil Régional de l'Environnement (2009).** Trousse des lacs. *Manuel technique*, 2ème édition, 367 p.
- Cunha M. E., Quental-Ferreira H., Parejo A., Gamito S., Ribeiro L., Moreira M., Monteiro I., Soares F. & Pousão-Ferreira P. (2019).** Methodology for assessing the individual role of fish, oyster, phytoplankton and macroalgae in the ecology of integrated production in earthen ponds. *Methods X*, 512 (6) : 2570-2576.
- Clément P. (2009).** Rotifères épigénétiques et évolution. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 134(3-4) : 203-224.
- Coté R., Bussièrès D. & Desgagnés P. (2019).** Spatio-temporal distribution of phytoplankton and zooplankton in Lake Saint-Jean (Quebec), Hydro-electric reservoir. *Revue des Sciences de l'eau* ; 15(3) :597-614.
- Dabbadié L. (1996).** Etude de la viabilité d'une pisciculture rurale à faible niveau d'intrant dans le Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire : *Approche du réseau trophique*, Thèse de Doctorat de l'Université Paris 6, 207 p.
- Dajoz R. (2000).** Précis d'Ecologie. 7^{ème} édition, *Dunod, Paris, France*, 615 p.

- Dakwen J.P., Zébazé Togouet S.H., Tuekam Kayo R.P., Djeufa Heuchim C., Nziéleu Tchagnouo J. G., Foto Menbohan S. & Njiné T. (2015).** Physicochemistry characteriwation and zooplankton specific diversity of two fishponds in Yaounde (Cameroon, Central Africa). *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES)*, 6(2):16-30.
- Dakwen J.P. (2019).** Influence of quality of maintenance of fish ponds on the biomass of zooplankton in situ in tropical zone (Yaounde- Cameroon - Central Africa). *International Journal of Nature Resource Ecology and Management*, 4(3):62-72.
- Dakwen J.P. (2020).** Biodiversité zooplanctonique et viabilité d'une pisciculture a faible niveau d'intrants dans le Département du Mfoundi (Région du Centre, Cameroun), *Thèse de Doctorat de l'Université de Youndé I*, 183p + Annexes.
- DeBiase A.E. & Taylor B.E. (2005).** Microcrustaceans (Branchiopoda and Copepoda) of Wetland Ponds and Impoundments on the Savannah River Site, Aiken, South Carolina. *Savannah River Ecology Laboratory, National Environmental Rese Arch Park Program*, Aiken S.C., U.S. Department of Energy, 32 p.
- Délinché G. (1992).** The ecology of the fish pond ecosystem with special reference to Africa. *Kluwer Academic (Publish), Dordrecht, Netherlands* : 230 p.
- Dejoux C. (1988).** La pollution des eaux continentales africaines. *Expérience acquise situation actuelle et perspectives*, ORSTOM, Paris, 513 p.
- Diomandé D. (2001).** Macrofaune benthique et stratégies alimentaires de *Synodontis bastiani* (Daget, 1948) et *S. schall* (Bloch & Schneider, 1801) en milieu fluvio lacustre (Bassins Bia et Agneby ; Côte d'Ivoire). *Thèse de Doctorat de l'Université d'Abobo-Adjame*, 260 p.
- Djego J., Gibigaye M. Tente B. & Sinsin B. (2012).** Analyses écologique et structurale de la forêt communautaire deKaodji au Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6(2) :705-713.
- De Coen W., Robbens J. & Janssen C. (2006).** Ecological impact assessment of metallurgic effluents using in situ biomarker assays. *Environment Pollution*, 141 : 283-294.

- Djiokeng T. F. (2016).** Biodiversité zooplanctonique et niveau de trophie de quelques étangs piscicoles de la ville de Mbalmayo. *Mémoire de Master II, Université de Yaoundé I*, 53 p.
- Dodds W. K., Ellis B. K. & Prisc J. M. (1991).** Zooplankton induced decreased in inorganic phosphores uptake in plankton in an oligotrophic lake. *Hydrobiology*, 211:253-259.
- 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. Vol. 36 : 465p.
- Drira Z. (2009).** Contribution à la compréhension du fonctionnement du Golfe de Gabès : étude des caractéristiques dynamiques et structurales des communautés phyto-zooplanctoniques en relation avec la variation environnementale et les caractéristiques hydrographiques des zones côtières et océaniques. *Thèse de Doctorat, Université de franche-comté, France*, 229 p.
- Dufrêne M. & Legendre P. (1997).** Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- Dumont H. (1980).** Zooplankton and the science of biogeography: the example of Africa. In: Kerfood W.C. édition, *Evolution and Ecology of Zooplankton Communities. Manover, London*, 592 : 685-696.
- Durand J. & Lévêque C. (1980).** Flore et Faune aquatiques de l'Afrique Sahélo-soudanienne. Tome I. *Editions de l'ORSTOM*, Paris, 517 p.
- Dussart B. H. (1980).** Les crustacés copepods d'Afrique, catalogue et biogéographie. *Hydrobiologia*, 72 : 165-170.
- Dussart B. (1992).** Limnologie : *l'étude des eaux continentales*, (2^{ème} éd). Paris, Boubée & Cie, 680 p.
- Dussart B.H. & Defaye D. (1995).** Copepoda : Introduction to the Copepoda. In: Dumont éd., *Guide to the identification of the Micro invertebrates of the continental waters of the world*, Vol. 7, SPB Academic Publishers, The Hague, 276p.

- Efole Ewoukem T. (2011).** Optimisation biotechnique de la pisciculture en étang dans le cadre du développement durable des Exploitations Familiales Agricoles au Cameroun. *Thèse de Doctorat.UMRs INRA-Agrocampus Ouest « Sol Agro et Hydrosystème et Spatialisation » et « Ecologie et Santé des Ecosystèmes » à Rennes (France)/ Ichtyologie et Hydrobiologie appliquée à la FASA de l'Université de Dschang (Cameroun).* 164 p. + Annexes.
- Egna H. S. & Boyd C. E. (1997).** Dynamics of Pond Aquaculture. (Ed) Boca Raton New York, Etats-Unis : *CRC Press*, 437 p. *Université de Grenoble I.* 155 p.
- El Amrani M. (2007).** Evolution morpho-sédimentaire de la basse vallée de l'oued Kert (Maroc nord oriental) depuis 30000 ans : *Impact des facteurs naturels et anthropiques.* Thèse de Doctorat. Université de Lille III, France, 338 p.
- Elias-Gutierrez M., Cerios-Perrez J., Souarez-Moralez & Silva-Briano M. (1999).** The freshwater Cladocerans (Orders Ctenopoda and Anomopoda) of Mexico, with comments on selected taxa. *Koninklijke Brill NV Crustaceana*, 72(2) : 1-16.
- Eurostat. (2012).** Statistiques générales et régionales. *ISSN 1830-9674 ; 220p.*
- FAO (2013).** Utilisation de la planification spatiale aux fins de la croissance future de l'aquaculture. *COFI :AQ/VII/2013/6*, 12 p.
- FAO (2018).** La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture. *Atteindre les objectifs de développement durable. Rome. Licence : CC BY-NC-SA 3.0 IGO.* 247p.
- Faurie C., Ferra C., Médori P. & Déveaux J. (1998).** Ecologie, Approche Scientifique et pratique. *Lavoisier Techniques & Documents, Londres, Paris, New-York*, 210 p.
- Fernando M. D., Janssen C R., Andreu E. & Persoone G. (1993).** Ecotoxicological studie with the freshwater rotifer brachionus calyciflorusII. *An assessment of the chronic toxicity*, 255 (1), 33-40.
- Fernando C. (2002).** Introduction in a guide to tropical freshwater zooplankton. Identification ecology and impact on fisheries. Edition. Fernando C. H., Leiden (Netherlands). *Leiden, Manuel technique*, 120 p.

- Feumba R., Ngounou Ngatcha B., Tabue Youmbi J.G. & Ekodeck G. E. (2011).** Relationship between climate and groundwater recharge in the Besseke watershed (Douala-Cameroun). *Journal of Water Resource and Protection*, 3:607-619.
- Fontvieille D., Güde H., Malgorzata Loga., Carvalho L. & Kroll A. (2003).** Integrated Water Resource Management for Important Deep European Lakes and their Catchment Areas. *Eurolakes* 1, 51 p.
- Franco A., Franzoi P., Malavasi S., Riccato F., Torricelli P. & Mainardi D. (2006).** Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences*, 66: 67-83.
- Frey D.G. (1986).** Cladocera analysis. In: Berglund ed., *Handbook of holocene palaeoecology and paleohydrology*, Wiley, Chichester, 677- 692.
- Frisch U. (1995).** Turbulence–The legacy of A.N. Kolmogorov, *Cambridge University Press*, 30p.
- Frontier S. (1973).** Etude statistique de la dispersion du zooplankton. *Journal of Expert Maritim Biology and Ecology*, (12) : 229-262.
- Gaujous D. (1995).** La pollution des milieux aquatiques : aide mémoire. *Paris, Lavoisier Techniques & Documents*, deuxième édition, 220 p.
- Galvez-Cloutier R., Ize S. & Arsenault S. (2002).** La détérioration des plans d'eau : Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation, *Vecteur environnement*, vol 35, n°6, 18-37.
- Gamito S. & Erzini K. (2005).** Trophic food web and ecosystem attributes of a water reservoir of the Ria Formosa (south Portugal). *Ecological Modelling*, 181: 509-520.
- Gannon J. (1971).** Two counting cells for the enumeration of zooplankton micro-crustacean. *Transactions of the American Microscopical Society*, 190 : 486-790.
- Gaujous D. (1995).** La pollution des milieux aquatiques. *Aide-mémoire. 2e éd.* 200p.

- Genin B., Chauvin C. & Menard F. (1997).** Cours d'eau et indices biologiques. *Pollutions - Méthodes - IBGN*. Dijon, ENESAD – CNERTA, 202 p.
- Giani N. & Laville H. (1995).** Réseau trophique benthique. In : Pourriot R. Et Meybeck M., *Limnologie générale Collection Ecologie 25*, Masson (Publisher), Paris, France. 565 – 587.
- Gill C.W. (1986).** Suspected mechano- and chemosensory structures of *Temora longicornis* (Copepoda: Calanoida). *Marine biology*, 93 : 449-457.
- Guyard A. (2010).** DESS Eaux continentales, pollutions et aménagements. *Limnologie générale sous la direction de Pourriot R. et Meybeck M. édition Masson collection d'écologie : 25*, 956 p.
- Glime J.M. (2017).** Arthropods: Crustacia-Copepoda and Cladocera. Glime, J.M. Bryophyte Ecology. Bryological Interaction. Ebook sponsord by Michigan Technological University. *International Association of Bryologists*. 10(2) :1- 76
- 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.
- Guildford S. J., Bootsma H. A., Fee E. J., Hecky R. E. & Patterson G. (2000).** Phytoplankton nutrient status and mean water column irradiance in lakes Malawi and Superior. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 35-45.
- Guiral D., Arfi R., Bouvy M., Pagano M. & Saint-Jean L. (1994).** Ecological organization and succession during natural recolonization of a tropical pond. *Hydrobiologia*, 294: 229 – 242.
- Hadas O., Kott Y., Bachrach U. & Cavari B. (1983).** Ability of Daphnia Cell-Free extract to damage Escherichia coli Cells. *Applied and Environment Microbiology*, 45: 1242-1246.
- Hamaidi-Chergui F., Hamaidi M. S., Brahim Errahmani M. & Benouaklil F. (2013).** Studies on biodiversity of Rotifera in five artificial lakes in Algeria: Systematical and Zoogeographical remarks. *Kragujevac Journal of Sciences*, 35: 115–138.

- Hansson L. H. (1988).** Effects of competitive interactions on the biomass development of planktonic and periphyton algae in lakes. *Limnology Oceanography*, 33 :121-128.
- Holliday D.V., Greenlaw C.V. & McGehee D.E. (1999).** Acoustical monitoring of the dynamics of thin layers and aggregations of plankton and fish, Santa Fe, ASLO *Winter Meeting*, 8p.
- Hirigoyen J. P., Manjeli, Y. & Mouncharou G. C. (1997).** Caractérisation de la pisciculture dans la zone forestière du centre Cameroun. *Tropicultura*. 15 (4) : 180-185.
- HuynhT.M.D. (2009).** Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante/ver de terre/microflore tellurique. *Thèse de Doctorat, Université Paris Est, France*, 169p.
- Imoobe T. O. T. & Adeyinka M. L. (2009).** Zooplankton-based assessment of the trophic state of a tropical forest river in Nigeria. *Archives of Biological Science*, 61(4): 733-740.
- Jacob J. S. (1962).** Light and turbulence as co-determinants of relative growth rate in cyclomorphic *Daphnia*. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 47, 1 : 146-156.
- Jana B.B. & Das S.K. (1992).** Bioturbation induce changes of fertilizer value of phosphate rock in relation to phosphatase alkaline activity. *Aquaculture* 103 : 321-330.
- Kalieu A. I. (2013).** Physico-chimie des eaux et diversité zooplanctonique d'un étang piscicole entretenu les trois premiers mois suivant l'empoisonnement. *Mémoire de Master II. Université de Yaoundé I, Cameroun*, 50p.
- Kemka N. (2000).** Evaluation du degré de trophie du Lac Municipal de Yaoundé : Etude du milieu, Dynamique et structure du peuplement phytoplanctonique. *Thèse Doctorat 3ème cycle, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I, Cameroun* 178 p + Annexes.
- 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.*

Kraft C. E. (1992). Estimates of phosphorus cycling by fish using a bioenergetics approach. *Canadian of Journal Fisheries Aquatic Sciences*, 49:1-9.

Koffi C., Oswald M. & Lazard J. (1996). Développement rural de la pisciculture des tilapias en Afrique : *comment passer du mythe à la réalité.*

Kolmogorov A. N. (1941). Local structure of turbulence in an incompressible liquid for very large Reynolds numbers. *Proceeding Academy Sciences USSR, Geochemistry Section* 30: 299–303.

Korhola A. (1999). Distribution patterns of Cladocera in subarctic Fennoscandian lakes and their potential in environmental reconstruction. *Ecography*, 22: 357-373.

Koste W. (1978). Rotatoria. Die Rädertiere mitteleuropas begründet von Max Voigt, Berlin. *Gebriüder Borntraeger. 2: 273 – 673.*

Kurki H. (1993). Field notes on zooplankton. FAO/FINNIDA Research for the management of the fisheries on Lake Tanganyika. GCP/RAF/271/FIN-FM/09, *England*, 21p.

Lair N., Reyes-Marchant P. & Jacquet V. (1998). Développement du phytoplancton, des ciliés et des rotifères sur deux sites de la loire moyenne (France), en période d'étéage. *Annales Limnologiques*, 34 : 35-48.

Lanoiselée B. (1984). Fertilisation organique en aquaculture. Utilisation de lisier de porc pour l'alevinage de poissons d'étang. *Thèse doctorale, INA – PG, Paris, France*, 252 p.

Lam S. S., Josoh, A. & Law, A.T. (2008). Waste excretion of marble goby (*Oxyeleotrismar moratableeker*) fed with different diets. *Aquaculture*, 274: 49-56.

Lauridsen T.1., Jeppesen E., Mitchell S.F., Lodge D.M. & Burks R. 1. (1999). Die1 variation in horizontal distribution of Daphnia and Ceriodaphnia in oligotrophic and mesotrophic lakes with contrasting fish densities. *Hydrobiologia* 408/409 : 241-250.

- Lazzaro X. (1987).** A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding behaviours, selectivities and impacts. *Hydrobiologia*, 146 : 97-167.
- Le Guen M. (2002).** « La boîte à moustaches de Tukey, un outil pour initier à la Statistique », *Bulletin de méthodologie sociologique*, 73 : 43-64.
- Leclercq L. (2001).** Intérêt et limites des méthodes d'estimation de la qualité de l'eau. *Station scientifique des Hautes-Fagnes*, Belgique, Document de travail, 44p.
- Leflaive, X., Witmer, M. & Martin Hurtado, R. (2012).** Water. In: OECD Environmental Outlook to 2050: *The consequences of inaction*, 207-273.
- Legendre L. & Watt W. D. (1972).** On a rapid technic for plankton enumeration, *Annales. International Oceanography*, XLVIII : 173-177.
- Legendre M., Pagano M. & Saint Jean L. (1987).** Peuplements et biomasse zoo planctoniques dans des étangs de pisciculture lagunaire (Layo, Côte d'Ivoire). Etude de la recolonisation après la mise en eau. *Aquaculture* 67 : 321 – 341.
- Leising A.W. & Franks P.J.S. (2000).** Copepod vertical distribution within a spatially variable food source: A simple foraging-strategy model. *Journal of Plankton Research* 22: 999-1024.
- Lewis W. J. (1987).** Tropical limnology. *Annals Revue Ecology System*, 18: 159-184.
- 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, Besson.
- Liechti P., Frutiger A. & Zobrist J. (2004).** Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eaux en Suisse. *Niveaux R et C. OPEFP, Berne*, 32p.
- Madomguia D., Zebaze Togouet S. H. & Fomena A. (2016).** Macro Invertebrates Functional Feeding Groups, Hilsenhoff Taxa as Major Indices of Biological Assessment in Ephemeral Stream in Sudano-Sahelian Zone (Far-North, Cameroun). *In International Curriculum. Microbiology Applied Sciences*, 5 (10): 792-806.

- Mafany G. T., Fantong W. T. & Nkeng G. E. (2006).** Quality of groundwater in Cameroon and its vulnerability to pollution. In: Xu Yongxin, Brent U (Eds). *Groundwater pollution in Africa*. Taylor and Francis (Balkema), *The Netherlands*, 47-55.
- Makarenkov V. & Legendre P. (1999).** Une méthode d'analyse canonique non-linéaire et son application à des données biologiques. *Mathématiques et Sciences Humaines*, 147 : 135-147.
- Mariani S. (2001).** Can spatial distribution of Ichtyofauna describe marine influence on coastal lagoon. ? A central Mediterranean case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52: 261-267.
- Mariani S. (2006).** Life-history and ecosystem driven variation in composition and residence pattern of seabream species (Perciformes: Sparidae) in two Mediterranean coastal lagoons. *Marine Pollution Bulletin*, 53 : 121-127.
- Mary N. (1999).** Caractérisations physicochimique et biologique des cours d'eau de la Nouvelle-Calédonie, proposition d'un indice biotique fondé sur l'étude des macroinvertébrés benthiques. *Thèse de Doctorat, Université Française du Pacifique*, France, 200p.
- McNabb C. D., Batterson T. R., Premo B. J., Knud –Hansen C. F., Eidmen H. M., Lin C. K., Jaiyen K., Hanson J. F. & Chuenpagdee R. (1990).** Managing fertilizers for fish yield in tropical ponds in Asia. In: Hirano R., Hanyu I., (eds), The proceedings of second Asian fisheries forum. *The Asian Fisheries Society*, Manila, 169 p.
- Mermet (1996).** Les Infrastructures Naturelles : statut, principe, concept, ou slogan ? *Zones Humides Infos*, 7 : 7-9.
- Meybeck M. (1995).** Les Lacs et leur bassin. In : *Limnologie générale*, Masson, Paris, 6-59.
- Mugel M. & Féraud J. (1978).** Elaboration d'un modèle de chaine trophique dulçaquicole et application à une étude écotoxicologique du Cadmium. *Thèse de spécialité en écotoxicologie et chimie de l'environnement. Université de Metz*, 208 p.
- Mialet B. (2010).** Réponse du zooplancton à la restauration de l'estuaire de l'Escaut et test d'un modèle de sélectivité trophique. *Thèse de Doctorat 3ème cycle Université de Toulouse III*, 218 p.

- Milstein A. (1995).** La fertilisation organique et la production piscicole. In : Symoens J. J. et Micha J. C., *L'aménagement des Ecosystèmes Agro-piscicole d'Eau Douce en Milieu Tropical*. Bruxelles. 77 p.
- Ministère Du Développement Durable, De L'environnement Et De La Lutte Contre Les Changements Climatiques (MDDELCC). (2014).** *Rapport sur l'état de l'eau et des écosystèmes aquatiques au Québec, Canada*. Le Ministère, [En ligne]. [[Http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/rapportsurleau/index.htm](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/rapportsurleau/index.htm)], 368p.
- Ministère Du Développement Durable, De L'environnement Et De La Lutte Contre Les Changements Climatiques (MDDELCC). (2015b).** *Le réseau de surveillance volontaire des lacs: Les méthodes*. En ligne: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm>. Consulté le 18 février 2015.
- Morel J. (2007).** Les ressources en eau sur la terre : *origine, utilisation et perspectives dans le contexte du changement climatique – un tour d'horizon de la littérature*. Halshs-00134979, 30p.
- Moss B. (1998).** Ecology of fresh waters: man and medium, past to future. *Édition Blackwell Science*, Oxford, 557 p.
- 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.
- Moisan J. (2010).** Guide d'identification des principaux Macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, surveillance volontaire des cours peu profonds. *Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs*, ISBN-13 : 978-2-550-58416-2, 82p.
- 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*, 300p.

- Monney Attoubé I., Ouattara Nahoua I., N'doua Etilé R., N'guessan Aka M., Bamba M. & Tidiani Koné. (2016).** Distribution du zooplancton en relation avec les caractéristiques Environnementales de quatre rivières côtières du Sud-est de la Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*. 98 :9344 – 9353.
- Nna A.P., Kouam J., Pouomogne V., Moehl.J., Halwart M. & Brummett R.E. (2003).** A strategic framework for aquaculture development in Cameroon. *African Regional Workshop on Small-scale Aquaculture, Limbe, Cameroon, 23-26 March*.
- Nisbet M. & Verneaux J. (1970).** Composantes chimiques des eaux courantes. *Annales de limnologie, fascicule, 2*, 161-190.
- 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, SPB Academic Publishers, La Haye, 248 p.
- Nola M., Njine T., Foto Menbohan S., Kemka N., Zebaze Togouet S., Nguedji J. B.T. & Bouetou T. B. (2003).** Utilisation des protozoaires ciliés (*Paramecium africanum*, *Colpidium umeinatum*, *Neobusaridium gigas*) pour l'épuration bactériologique des eaux polluées en microcosme. *Tropicultura*, 21(2): 73-78.
- Northcote T.G. (1988).** Fish in the structure and function of freshwater ecosystems: a « Top down » view. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences*, 45 : 361-379
- N'dri K. M., Yao K. & Ibo G. J. (2016).** La pisciculture continentale dans la région du Gontougo (cote d'ivoire): *caractérisation et aspects socio-économiques*. *TROPICULTURA*, 34 (3) : 300-312.
- N'diaye A.D., Kankou M.O.S.A.O., Sarr A.D. & Lo B. (2010).** Essai devaluation de la turbidite des effluents de la ville de Nouakchott. *Revue Ivoirienne des Sciences et Technologie*, 16 : 69 – 81.
- Nyinawamwiza L. (1998).** Effet de la fertilisation des étangs avec *Azolla* sur la production du zooplancton et d'*Oreochromis niloticus* à la Station Piscicole de Rwasave, *Mémoire de Master, Université Nationale du Rwanda*, 10p.

- 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, 62p.
- Nziéleu Tchapgnoou J., Njiné T., Zébazé Togouet S., Djutso Segnou S., Mahamat Tahir S., Tchakonté S. & Pinel-Alloul B. (2012).** *Diversité spécifique et abondance des communautés de Copépodes, Cladocères et Rotifères des lacs du complexe Ossa* (Dizangué, Cameroun), *Géographie Physique et Environnement*, 6 : 71-93.
- Nziéleu Tchapgnoou J. G. (2016).** Faune zooplanctonique du Complexe lacustre Ossa (Dizangué) : biodiversité et structure des populations de Rotifères, Cladocères et Copépodes ; *Thèse de Doctorat Ph. D de Biologie Animale, Université de Yaoundé I*, Cameroun, 190p.
- Okubo A. & Anderson J. J. (1984).** Mathematical models for zooplankton swarms: Their formation and maintenance. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 65(40): 731-732.
- Okubo A. (1986).** Dynamical aspects of animal grouping: swarms, schools, flocks, and herds. *Advances in Biophysics*, 22 : 1-94.
- Olivry J.C. (1986).** "Fleuves et rivières du Cameroun". Ed. *Mesres-Orstom*, Paris, France, 733p.
- ONU (2013).** Année internationale de la coopération dans le domaine de l'eau, 1p.
- Oswald M. (2013).** La pisciculture extensive, une diversification complémentaire des économies des plantations rapport sur la diversification piscicole ; 21 p.
- Otto-Bruc C. (2001).** Végétation des étangs de la Bernne ; influence des pratiques piscicoles a l'échelle des communautés végétales et sur une espèce d'intérêt européen. *Caldesia panassifolia*, 53p.
- Patalas K. & Salki A. (1993).** Spatial variation of crustacean in lakes of different size. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 50 : 2626-2640.

- Patoine A., Pinel-Alloul B. & Prepas E. 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.
- Peacock M., Audet J., Jordan S., Smeds J. & Wallin M. B. (2019).** Greenhouse gas emissions from urban ponds are driven by nutrient status and hydrology. *ECOSPHERE*, 10 (3): 26-43.
- 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*, 70p.
- Piélou E.C. (1977).** Mathematical ecology. *Wiley*, New York, 13: 131-144.
- Pouomogne V. (1998).** Pisciculture en milieu tropical africain : comment produire des poissons à coup modéré. *Presse Universitaire d'Afrique*, Yaoundé, 236p.
- Pouomogne V. (2005).** Study and analysis of feed and nutrients (including fertilizers) for sustainable aquaculture development in Cameroon. *Report worlFish Center.Yaounde* (Cameroun), 35 p.
- Pouomegne V. & Pemsil D. E. (2008).** Recommendation domains for pond aquaculture. Country Case study: Development and status of freshwater aquaculture in Cameroon- *Worldfish Center Studies and reviews* N° 1871, *The WorldFish Center* (Ed.), Penang (Malaysia), 60 p.
- Pourriot R. (1976).** Food and feeding habits of the Rotifera, *Hydrobiology*, 8: 243 - 260.
- Pourriot R. (1980).** Rotifères. In : *IDT ORSTOM éd., Flore et faune aquatique de l'Afrique Sahelo-Soudanienne I*, Paris ; 218-244.
- Pourriot R. (1982).** Ecologie du plancton des eaux continentales. *Masson*, Paris, 197 p.
- Pourriot R. & Champ P. (1982).** Consommateurs et production secondaire. In : *Pourriot et al. Eds., Écologie du plancton des eaux continentales*. Paris, New York, Barcelone, Milan ; 11 : 49-146.

- 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.
- Qiu Z. (2013).** Comparative Assessment of Stormwater and Nonpoint Source Pollution Best Management Practices in Suburban Watershed Management. *Water*, 5 : 280-291.
- Ramade F. (2002).** Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. 2ème édition. *Dunod*, Paris, 1152 p.
- Ramade F. (2005).** Eléments d'Ecologie : Ecologie appliquée. 6e édition, *Dunod*, Paris. 864 p.
- Ramade F. (2007).** Introduction à l'écotoxicologie. Fondements et applications. Edition *Techniques & Documents*, Paris, 618 p.
- Raymond A. (2012).** Suivi des lacs de Mont-Tremblant. Programme quinquenal 2012. Mont Tremblant, Québec. *Rapport d'étude du lac Desmarais*, 21 p.
- Resh V. H., Norris R. H. & Barbour M. T. (1995).** Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates, *Australian Journal of Ecology*, 20: 108-121.
- Rey J. & Saint-Jean L. (1969).** Les cladocères (crustacés Branchiopodes) du Tchad. Deuxième note. *Cahier ORSTOM, série Hydrobiologie*, vol. III , 21-42.
- Rey J. & Saint Jean L. (1980).** Branchiopodes (Cladocères). In : Durant et Levêque (ed.), *Flore et faune aquatique de l'Afrique sahélo-soudannienne I*, IDT ORSTOM Paris, 307 – 332.
- Ribeiro J., Bentes L., Coelho R., Gonçalves J.M.S., Lino P.G., Monteiro P. & Erzini K. (2006).** Deasonal, tidal and diurnal changes in fish assemblages in the Ria Formosa lagoon (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences*, 67 : 461-474.
- Rodier J., Legube B., Marlet N. & Brunet R. (2009).** L'analyse de l'eau. 9^e édition, *Dunod*, Paris, France, 1579 p.

- Roelke D.L. (2000).** Copepod food-quality threshold as a mechanism influencing phytoplankton succession and accumulation of biomass, and secondary productivity: a modeling study with management implications. *Ecological Modelling*, 134: 245–274.
- 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.
- Saeijs H.L.F. & Van Berkel M. J. (1995).** *Global water crisis*. The major issue of the 21st century; a growing and explosive problem. Lecture on the Symposium "Both sides of the dam", Organised by Technical University of Delft and NOVIB, 22 February 1995, Delft. *European Water Pollution Control Uitgeverij Elsevier* Vol. 5 nr. 4: 26-40.
- Sakai M. (2006).** Acute toxic tests of rainwater samples using *Daphnia magna*. *Ecotoxicology Environment Safety*, 64: 215-220.
- Sanoamuang L. (1993).** Comparative studies on Scanning electronic microscopy of trophic of the genus *Filinia* Bory de St Vincent (rotifera), *Hydrobiologia*, 264: 115-128.
- Schlumberger O. (2002).** Mémento de la pisciculture d'étangs, 4^{ième} édition. *CEMAGREF* (Ed), Montpellier (France), 237p.
- Schlumberger O. & Bouretz N. (2002).** Réseaux trophiques et production piscicole en étang fertilisé. *Revue des Sciences de l'Eau*, 15 : 177-192.
- Schlumberger O., Cadic N., Argillier C. & Proteau J. (2010).** Les peuplements piscicoles en lacs : assemblages types et niveaux d'eutrophisation. *Ingénieries - E A T*, IRSTEA édition 2001, 21 : 23-35.
- Schlumberger O. & Bouretz N. (2018).** Réseaux trophiques et production piscicole en étangs fertilisés (Dordogne, France). *Revue des Sciences de l'Eau*, 15(1): 177-192.
- Schroeder G. L. (1980).** Fish farming in manure loaded ponds. In: Pulling R.S.V., Shehadeh Z.H. (eds), *Integrated agriculture farming systems*. ICLARM (Publishers), Manille, Philippines. 73-86.

- Schroeder G. L., Wohlfarth G. W., Alkon A., Halevy A. & Krueger H. (1990).** The dominance of algal based food webs in fish ponds receiving chemical fertilizers plus organic manures. *Aquaculture* 86:219-229.
- SCOR-UNESCO (1966).** Determination of photosynthetic pigments in seawater - Report of Scor-Unesco working group 17 (Paris). *Monographs on oceanographic methodology*. Vol. 1. 69 p.
- Segalen P. (1967).** Les sols et la géomorphologie du Cameroun. *O.R.S.T.O.M*, p 137-187
- Sevrin-Reyssac J. (1998).** Biotreatment of swine manure by production of aquatic valuable biomasses. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 68: 177-186.
- Smith V. H. (2003).** Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. *Environmental Science and Pollution Research International*, 10: 126-139.
- Shannon C.E. & Weaver W. (1949).** The mathematical theory of communication. Illinois, *Urbana University Press*, 177p.
- Shiel R. J. (1995).** A guide to identification of rotifers, cladocerans and copepods from Australian Inland water. *CRCFE Identification Guide* 3, 144p.
- Suchel B. (1972).** Répartition des pluies et Régimes pluviométriques au Cameroun, *Thèse Doctorat D'Etat*. Université de Bordeaux, CEGET, 5 : 1 - 288.
- Slobodnik J., Mrafkova L., Carere M., Ferrara F., Pennelli B., Schüürmann G. & Von Der Ohe P. (2012).** Identification of river basin specific pollutants and derivation of environmental quality standards: A case study in the Slovak Republic. *Trends in Analytical Chemistry*, 41: 133-145.
- Spencer C. N. & King D. L. (1984).** Role of fish in regulation of plant and animal communities in eutrophic ponds. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences*, 41: 1851-1855.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P. (2010).** Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie et écologie. *CNRS édition*, Paris, France, 588 p.

- Tranouez P., Lerebourg S., Bertelle C. & Olivier D. (2003).** Contribution à la représentation multi échelle des écosystèmes aquatiques. 5 p.
- 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, 243-280.
- Ustun F., Bat L. & Sahin F. (2019).** Composition, abundance and biomass of Mesozooplankton in the South western Black Sea Along the coast of Igneada, Turkey. *Biologia*. 10 (1): 56-78.
- Van de Meutter F., Stoks R. & De Meester L. (2004).** Behaviorallinkage of peJagic prey and littoral predators: microhabitat selection by *Daphnia* induced by damselfly larvae. *Oikos* 107: 265-272.
- Vega-Cendejas M. E. & Hernandez de Santillana M. (2004).** Fish community structure and dynamics in a coastal hypersaline lagoon: Rio Lagartos, Yucatan, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences*, 60: 285-299.
- Verneaux J. (1973).** Cours d'eau de Franche- Comté (massif de Jura): Recherche écologique sur le réseau hydrographique du Doubs. *Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de Docteur ès Sciences Naturelles*. 257p.
- Verneaux J. (1980).** Fondements biologiques et écologiques de l'étude de la qualité des eaux continentales. Principales méthodes biologiques. In : P. Pesson, (Eds), *La pollution des Eaux Continentales Incidence sur la Biocénose Aquatique*, Paris. Bordas. 281-345.
- Vikram Reddy M. (2005).** Restoration and aménagement of tropical eutrophic lakes. *Sciences publishers Inc.*, Enfield, Plymouth.1-534.
- Voarino L. (2006).** Analyse temporelle du zooplancton méditerranéen dans la rade de Villefranche-sur-mer. Influence des facteurs environnementaux. Mémoire de Master, *Laboratoire océanologique de Villefranche-sur-mer, France*, 35p.

- Wang S.-Y., Bernhardt E.S. & Wrigh J.P. (2014).** Urban stream denitrifier communities are linked to lower functional resistance to multiple stressors associated with urbanization. *Hydrobiologia*, 726:13-23.
- Ward J.H. (1963).** Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of American Statistical Association*, 58: 1-236.
- Wetzel R.G. (1983).** *Limnology. Saunders college* (Publ.), Forth, Worth, Etats-Unis, 859 p.
- Wetzel, R. G. & Likens, G. E. (2000).** Limnological Analyses. 3rd Edition, Springer, New York, Chapter: Ntrogen, Phosphorus, and Other Nutrients, 85-113.
- White M.D. (1998).** Horizontal distribution of pelagic zooplankton in relation to predation gradient. *Ecography* 21: 44-62.
- Wurtz W. A. (2003).** Organic fertilization in culture ponds. *World Aquaculture*, 35(2): 64-65.
- Wohlfarth G.W. & Schroeder G.L. (1991).** Potential benefits of manure in aquaculture: a note qualifying the conclusions from our paper on the dominance of algal- based food webs in fish ponds. *Aquaculture*_94: 307-308.
- Yamazaki H. (1993).** Lagrangian study of planktonic organisms: perspectives. *Bulletin Marine Science*, 53: 265–278.
- Yurista P. (2000).** Cyclomorphosis in *Daphnia lumholtzi* induced by temperature. *Freshwater Biology*, 4: 207-213.
- Zango P., Tomedi E. T. M., Efole Ewoukem T., Tiogue Tekounegning C., Nguenga D., Kamanke M. S., Misolasek O. & Tchoumboue J. (2016).** Performances de reproduction du poisson chat endogène du Cameroun *Clarias Jaensis* (Boulenger, 1909) en milieu contrôlé. *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 10(2) : 533-542.
- 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, 175p + Annexes.*

- Zébazé Togouet S.H., Njiné T., Kemka N., Nola M., Foto Menbohan S., Monkiedje A., Sime-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(4) : 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. (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*, 191p +Annexes.
- Zébazé Togouet S. H. (2011).** Zooplancton et eutrophisation d'un lac en zone tropicale : structure de la communauté zooplanctonique et eutrophisation du Lac Municipal de Yaoundé (Afrique Centrale). *Éditions universitaires européennes*, 228 p.
- Zébazé Togouet S.H., Dakwen J.P., Foto Menbohan S., Banga Medjo M. P., Essomba Biloa R. E. & Njine T. (2015).** Influence d'un Enrichissement Sommaire sur la Biomasse Zooplanctonique des Etangs Piscicoles in situ en zone Tropicale (Cameroun- Afrique Centrale). *Journal Scientifique de Recherche*, (132) No 1, 22-40.

ANNEXES

Annexe 1 : Valeurs moyennes et extrêmes des paramètres physico-chimiques de l'eau des différents étangs (période de mars 2016 à avril 2017).

Paramètres		Etang _{Mo}	Etang _{Kp}	Etang _{Ng}	Etang _{Ca}	Etang _{Mp}
Température (°C)	Moy ± σ	24,5±0,29	26,3±0,27	26,2±0,37	27,6±0,44	28,5±0,44
	Min-Max	23-28	24-29	24-30	25-33	26-33
pH (UC)	Moy ± σ	6,53±0,20	6,39±0,17	6,34±0,18	6,24±0,17	6,32±0,18
	Min-Max	5,15-8,63	5,13-7,5	5,22-7,54	4,9-7,42	4,9-7,36
Oxygène dissous (%)	Moy ± σ	60,97±3,2	58,4±2,6	56,7±2,9	59,6±2,9	61,7±3,34
	Min-Max	31-88,6	35,3-84,7	33,9-83,9	36-83,9	27,8-87,8
Conductivité électrique (µS/cm)	Moy ± σ	47,21±3,5	69,9±3,86	69,74±4,2	45,5±3,15	43,77±3,5
	Min-Max	31,7-81	53,6-103	48-104	31,7-87	29,9-88
MES (mg/L)	Moy ± σ	23,07±4,8	41,17±14,1	40,25±14,4	26,25±4,99	24,57±7,8
	Min-Max	1-75	4-230	1-235	0-92	0-138
Couleur (Pt-Co)	Moy ± σ	179,6±23,8	182,03±38,6	183,2±31,4	209,9±21,13	157,6±35,6
	Min-Max	23-538	19-890	23-547	54-531	40-866
Turbidité (NTU)	Moy ± σ	38,78±9,35	38,21±6,7	45,30±15,4	42,92±9,7	41,57±15,4
	Min-Max	2-179	0-97	2-258	0-141	0-361
TDS (mg/L)	Moy ± σ	23,92±1,7	35,35±1,8	35,67±2,02	23,17±1,55	22,32±1,7
	Min-Max	16-41	28-52	25-52	16-43	15-30
CO ₂ (mg/L)	Moy ± σ	3,78±0,87	3,87±1,11	3,28±0,67	2,92±0,65	2,63±0,59
	Min-Max	0,66-15,8	0,66-15,8	0,66-10,5	0,66-8,8	0,18-8,8
Durété calcique (mg/L)	Moy ± σ	5,57±0,9	8,5±0,9	8,53±0,99	7,25±1,05	6,17±0,77
	Min-Max	2-20	4-20	4-18	2-16	2-12
Nitrates (mg/L NO ₃ ⁻)	Moy ± σ	1,57±0,44	0,72±0,12	1,80±0,36	1,86±0,5	1,05±0,31
	Min-Max	0-9	0-1,7	0-5,5	0-12,1	0-5,6
Nitrites (mg/L NO ₂ ⁻)	Moy ± σ	0,003±0,01	0,05±0,03	0,014±0,01	0,02±0,007	0,02±0,006
	Min-Max	0-0,017	0-0,1	0-0,1	0-17	0-0,1
Ammonium (mg/L NH ₄ ⁺)	Moy ± σ	0,87±0,16	1,003±0,17	1,16±0,21	1,15±0,22	1,21±0,30
	Min-Max	0,01-2,49	0,01-2,27	0,02-2,54	0-3,42	0,11-4,21
Orthophosphates (mg/L PO ₄ ³⁻)	Moy ± σ	6,60±1,49	4,14±0,94	4,05±0,90	3,35±0,87	4,43±0,89
	Min-Max	0-24,2	0,1-13,6	2-16	0-12,5	0-10,7
Oxydabilité (mg/L)	Moy ± σ	8,72±1,60	8,09±1,78	8,48±1,70	10,43±1,9	10,9±2,02
	Min-Max	0,4-20,73	0,2-24,12	0,19-22,91	0,7-28,6	0,6-31,21
DBO ₅ (mg/L)	Moy ± σ	31,60±9,3	35,7±9,9	26,07±7,8	35,17±11,5	32,32±12,4
	Min-Max	5-185	5-200	5-150	5-175	5-185
Alcalinité (mg/L CaCO ₃)	Moy ± σ	4,67±0,73	6,17±1,31	6,32±1,12	5,42±1,01	5,17±0,87
	Min-Max	1-10	1-18	2-16	1-18	1-17

Min : minimum ; Max : maximum ; Moy : Moyenne ; Mo : Mokolo ; Kp : Kpokolota ; Ng : Ngaikada ; Ca : Côte d'azur ; Mp : Mopa.

Annexe 2 : Récapitulatif des valeurs moyennes saisonnières (Moy)± écart-types (σ) des paramètres physicochimiques des 5 étangs mesurés pendant la période d'étude.

Variables	Etang Mo		Etang Kp		Etang Ng		Etang Ca		Etang Mp	
	SS	SP	SS	SP	SS	SP	SS	SP	SS	SP
Température (°C)	23,9±0,39	24,5±0,28	26,2±0,42	26,0±0,17	26,2±0,56	25,6±0,36	27,5±0,68	26,9±0,49	28,4±0,55	28,2±0,73
pH (UC)	6,5±0,31	6,7±0,35	6,08±0,24	6,7±0,29	6,1±0,24	6,6±0,36	6,03±0,26	6,5±0,27	5,9±0,25	6,7±0,22
MES (mg/L)	19,8±5,76	22,9±8,00	25,5±8,15	57,5±25,77	39,8±17,99	47,35±24,64	27,14±7,67	21,5±7,29	27,92±9,63	23,65±15,03
TDS (mg/L)	22,0±1,97	22,9±2,78	32,4±2,41	35,3±2,54	34,4±3,02	33,1±2,42	22,4±1,86	20,5±1,54	20,4±1,67	22,9±3,63
Couleur (Pt-Co)	179,8±26,11	196,1±48,86	172,3±38,02	196,5±49,7	166,0±32,4	211,6±38,49	202,9±17,99	222,4±44,35	130,7±21,14	216,7±83,51
Turbidité (NTU)	44,1±16,92	33,6±11,14	37,43±11,47	37,3±8,41	30,7±10,37	75,6±38,27	46,7±13,97	40,4±19,69	38,7±11,6	54,7±37,40
Oxygène dissous (%)	63,9±4,01	58,4±4,15	60,9±3,27	55,2±3,18	58,5±4,42	53,4±2,80	62,17±4,35	57,2±3,47	65,38±3,95	59,04±4,58
CO₂ (mg/L)	4,2±1,50	2,55±0,83	4,9±1,98	2,4±0,90	3,67±0,94	2,2±0,70	2,49±0,84	2,6±0,98	2,5±0,86	2,02±0,63
Conductivité électrique	43,03±3,91	45,61±5,45	63,6±4,98	69,6±5,22	67,3±6,08	64,01±5,16	43,3±3,66	40,68±3,04	39,35±3,22	45,32±7,22
Nitrates (mg/L NO₃⁻)	1,48±0,73	1,15±0,34	0,70±0,15	0,57±0,20	1,66±0,42	1,74±0,84	1,81±0,58	0,93±0,36	0,67±0,21	1,38±0,70
Nitrites (mg/L NO₂⁻)	0,003±0,001	0,004±0,002	0,086±0,78	0,010±0,005	0,019±0,013	0,011±0,005	0,013±0,007	0,015±0,010	0,018±0,013	0,012±0,005
Ammonium (mg/L)	1,003±0,27	0,77±0,18	1,28±0,24	0,6±0,21	1,26±0,30	1,08±0,32	1,03±0,19	1,29±0,53	0,88±0,22	1,67±0,65
Orthophosphates(mg/L)	7,2±2,25	5,49±2,53	4,19±1,53	3,8±1,57	3,30±1,11	3,61±1,06	2,58±1,09	4,46±1,72	3,96±1,13	4,93±2,02
Alcalinité (mg/L)	4,14±0,97	4,4±1,30	6,14±1,82	5,9±2,52	6,21±1,65	5,4±1,81	4,64±1,14	4,9±1,68	4,5±0,88	4,8±1,73
Durété calcique(mg/L)	5,9±0,72	5,3±1,71	8,3±1,61	8,2±1,23	9,2±1,51	7,1±1,26	8,64±1,75	5,6±0,95	7,21±0,90	4,8±1,16
Oxydabilité (mg/L)	8,26±2,74	9,4±1,99	9,7±3,21	7,1±1,87	8,7±2,88	9,1±2,61	10,07±3,52	10,52±1,93	10,18±3,27	12,57±2,96
DBO₅ (mg/L)	27,9±7,64	43,5±21,14	23,9±8,14	48,7±23,76	19,6±6,84	30,0±17,25	22,8±8,33	54,7±28,93	17,5±4,53	47,7±33,80

Annexe 3 : Résultats des paramètres physico chimiques mesurés dans l'étang Mkolob au cours de l'échantillonnage 2016-2017.

paramètres	Station échant	Mar 16	Avr 16	Mai 16	Jun 16	Juil 16	Aoû 16	Sept 16	Oct 16	Nov 16	Déc 16	Janv 17	Fev 17	Mar 17	Avr 17	Moy/an	Moy.S.P.	Moy.S.S.
Température (°C)	surf	28	25	24	24	24	25	24	26	25	24	24	24	25	25	24,78±0,3	24,8±0,37	24,28±0,36
	prof	27	24	24	23	23	24	25	24	24	24	23	23	25	25			
																24,46±0,3	24,55±0,28	23,92±0,39
Turbidité (FTU)	surf	16	23	2	8	25	21	45	13	49	100	41	30	11	37	30,07±6,59	27,8±9,04	33,71±11,71
	prof	16	71	16	10	30	44	63	46	2	72	179	39	7	70			
																38,78±9,35	33,65±11,14	44,07±16,92
MES (mgL ⁻¹)	surf	35	7	1	7	12	12	29	4	22	45	19	18	3	42	18,28±3,89	16,1±5,68	16,57±4,67
	prof	22	75	11	8	16	18	50	24	6	28	62	28	2	40			
																23,07±4,84	22,9±8,0005	19,85±5,76
Couleur (pt.co)	surf	120	23	106	126	111	168	175	39	203	283	190	178	113	208	145,92±18,41	127,7±28,63	167±22,61
	prof	129	180	163	123	138	198	538	215	217	214	347	206	122	198			
																179,67±23,88	196,05±48,86	179,78±26,11
pH (UC)	surf	6,25	6,14	5,69	5,19	6,83	5,98	7,36	7,55	7,32	7,25	8,63	6,86	6,65	6,04	6,69±0,23	6,8±0,37	6,77±0,40
	prof	6,17	6,33	5,62	5,15	6,41	5,86	6,77	7,25	7,35	6,9	6,7	6,45	6,41	5,93			
																6,53±0,20	6,71±0,35	6,51±0,31
Conductivité électrique (µS.cm ⁻¹)	surf	81	58	31,7	35,7	35,1	35	63,1	35	38,6	41,1	39,6	43	50,5	43,8	45,08±3,68	43,86±5,80	40±4,10
	prof	70	76	35,7	37,6	37,1	42,3	57,6	40,5	41,5	47	44,8	53,3	60,4	47			
																47,21±3,51	45,61±5,45	43,03±3,91
O ₂ (%saturation)	surf	68	31	66,2	57,9	62,6	63,1	60,1	70,6	57,1	73,3	88,6	59,7	64,2	57,2	62,82±3,31	59,62±4,53	67,05±4,01
	prof	73,1	32,8	61,4	58,7	63,1	44,9	57,3	59,3	65,2	67,6	77,2	52,8	61	53,3			
																60,97±3,15	58,43±4,15	63,9±4,013
CO ₂ (mgL ⁻¹)	surf	3,53	8,8	0,88	15,84	0,66	7,04	1,76	1,76	2,64	1,76	1,76	3,52	3,52	3,52	4,07±1,08	2,64±0,92	4,87±1,98
	prof	7,04	7,04	0,88	7,04	0,66	7,04	1,76	2,64	1,76	2,64	0,88	2,64	3,52	3,52			
																3,78±0,87	2,55±0,84	4,18±1,50
DBO ₅ (mgL ⁻¹)	surf	10	5	185	30	30	35	20	30	10	5	30	15	40	35	34,28±12,01	53±33,15	26,42±3,99
	prof	5	20	70	10	10	40	30	25	20	20	90	5	30	30			
																31,60±9,25	43,5±21,14	27,85±7,64
NH ₄ ⁺ (mgL ⁻¹)	surf	0,52	0,38	0,97	1,38	2,2	0,6	0,51	0,24	0,17	0,17	0,98	0,55	0,01	0,47	0,65±0,15	0,46±0,14	0,84±0,27
	prof	0,55	1,47	1,76	1,44	2,49	0,95	1,26	0,74	0,4	1,03	1,66	0,53	0,05	1,12			
																0,87±0,16	0,77±0,18	1,002±0,27
NO ₂ ⁻ (mgL ⁻¹)	surf	0,004	0,006	0	0	0	0,002	0,002	0,001	0,001	0	0	0,001	0,003	0,001	0,002±0,0008	0,003±0,002	0,0009±0,000
	prof	0,003	0,003	0,003	0	0,002	0,007	0,01	0,001	0	0	0,017	0,002	0,005	0,004			
																0,004±0,001	0,003±0,0017	0,0048±0,002
NO ₃ ⁻ (mgL ⁻¹)	surf	3,8	3,3	0,6	0,6	0,3	1,2	0,8	0,7	0,9	0,5	0,4	1,26	1,13	1,62	1,22±0,28	1,092±0,34	0,77±0,28
	prof	3,4	2,3	0,8	0	0,5	1,7	1,3	0,2	1,7	0,4	9	1,4	2,38	1,92			
																1,57±0,44	1,15±0,34	1,48±0,73
PO ₄ ³⁻ (mgL ⁻¹)	surf	6,3	1,2	4,4	10,5	0,2	0,7	0,8	9,9	2,8	7,4	2,2	5,3	2,78	5,66	4,29±0,89	4,26±1,52	4,15±1,40
	prof	10,8	2,3	0	24,2	2,6	18,4	2,2	19,8	3,4	12,9	2,4	7,8	3,77	14,23			
																6,60±1,49	5,49±2,53	7,22±2,25
Dureté calcique (°d)	surf	4	8	4	2	6	4	2	2	4	4	2	2	8	20	5,14±1,27	5,2±2,45	4±0,68
	prof	6	8	6	8	4	8	2	6	4	8	4	4	6	10			
																6±0,59	5,4±1,16	6±0,75
Alcalinité (mgL ⁻¹)	surf	8	10	8	6	10	2	2	2	4	3	4	2	4	10	5,35±0,86	5,2±1,62	4,42±1,08
	prof	4	8	4	8	4	1	1	3	3	5	5	2	2	6			
																4±0,60	3,6±0,97	3,85±0,87
																4,67±0,73	4,4±1,30	4,14±0,97

Surf : surface ; prof : profondeur ; S.P. : saison des pluies ; S.S. : saison sèche ; station échant : station d'échantillonnage.

Annexe 4 : Résultats des paramètres physico chimiques mesurés dans l'étang Kpokolota au cours de l'échantillonnage 2016-2017.

paramètres	Station échant	Mar 16	Avr 16	Mai 16	Jun 16	Juil 16	Aoû 16	Sept 16	Oct 16	Nov 16	Déc 16	Janv 17	Fev 17	Mar 17	Avr 17	Moy/an	Moy.S.P.	Moy.S.S.
Température (°C)	surf	29	28	26	26	26	28	26	26	26	26	26	25	27	25	26,42±0,30	26,1±0,10	26,28±0,42
	prof	27	27	25	26	24	27	26	26	26	26	27	26	27	26	26,14±0,23	25,9±0,24	26,14±0,40
																26,28±0,27	26±0,17	26,21±0,41
Turbidité (FTU)	surf	10	60	25	8	24	44	46	15	43	39	57	84	11	47	36,64±5,95	36,5±7,12	38,14±10,19
	prof	60	35	48	11	17	0	0	41	52	53	61	97	18	64	39,78±7,45	38,1±9,69	36,71±12,75
																38,21±6,70	37,3±8,41	37,42±11,47
MES (mgL ⁻¹)	surf	10	31	17	9	10	18	24	10	25	23	31	64	4	117	28,07±7,91	30±11,32	22,71±7,54
	prof	15	14	31	10	7	4	27	16	29	36	36	70	35	230	54,28±20,23	85±40,21	28,28±8,77
																41,17±14,07	57,5±25,77	25,5±8,15
Couleur (pt.co)	surf	62	56	174	122	99	134	204	83	220	129	341	516	124	890	225,28±60,80	230,8±65,02	209,28±61,08
	prof	101	19	276	108	99	124	149	105	196	155	160	205	96	150	138,78±16,39	162,1±34,33	135,28±14,96
																182,03±38,60	196,45±49,67	172,28±38,02
pH (UC)	surf	6,84	6,63	5,83	5,16	5,31	5,74	6,94	7,51	6,93	6,95	6,55	6,77	6,67	5,93	6,41±0,18	6,69±0,29	6,16±0,28
	prof	6,59	6,7	5,78	5,13	5,6	5,94	6,91	7,5	7,27	6,26	6,26	6,53	6,37	6,34	6,37±0,16	6,79±0,30	6,01±0,19
																6,39±0,17	6,74±0,29	6,08±0,23
Conductivité électrique (µS.cm ⁻¹)	surf	103	86	679	566	536	604	863	618	548	59	554	69,1	71,9	752	68,64±3,91	70,28±5,83	60,85±4,48
	prof	103	85	70	58,1	55,6	64,4	71,8	65,6	54,8	59	61	82	85	81,5	71,2±3,80	69,09±4,61	66,44±5,49
																69,92±3,86	69,68±5,22	63,65±4,98
O ₂ (%saturation)	surf	72,4	35,3	62,8	53,5	65,8	52,5	56,8	61,8	59,2	63,4	84,7	56,3	63,4	53,4	60,09±2,97	56,99±3,32	62,8±4,21
	prof	69,4	36	53	52,3	64,8	66,9	57	52,6	61,5	61,2	57	51,6	59,2	50,1	56,62±2,25	53,43±3,04	59±2,33
																58,35±2,61	55,21±3,18	60,9±3,27
CO ₂ (mgL ⁻¹)	surf	1,76	10,56	0,88	15,84	0,76	7,04	2,64	1,76	1,76	2,64	0,88	3,52	2,64	2,64	3,95±1,16	2,72±1,007	4,76±2,02
	prof	1,76	7,04	0,88	15,84	0,66	7,04	1,76	1,76	0,88	3,52	1,76	3,52	3,47	3,34	3,8±1,07	2,09±0,79	5,11±1,95
																3,87±1,11	2,41±0,90	4,93±1,98
DBO ₅ (mgL ⁻¹)	surf	60	5	60	15	30	15	65	10	15	20	10	10	60	25	28,57±5,98	33±12,10	22,85±6,71
	prof	80	10	200	10	10	10	70	10	20	30	15	20	80	32	42,85±13,99	64,5±35,42	25±9,57
																35,71±9,98	48,75±23,76	23,92±8,14
NH ₄ ⁺ (mgL ⁻¹)	surf	0,44	1,52	0,51	2,27	2,23	0,91	0,29	0,25	0,52	1,54	1,16	1,24	0,01	1,46	1,025±0,19	0,61±0,22	1,33±0,27
	prof	0,51	1,18	0,46	1,46	1,81	0,73	0,25	0,4	0,69	1,78	1,24	1,45	0,09	1,7	0,98±0,16	0,64±0,21	1,22±0,20
																1,003±0,17	0,63±0,21	1,28±0,24
NO ₂ ⁻ (mgL ⁻¹)	surf	0,005	0,013	0,005	0,001	0	0,004	0	0,035	0,009	0,1	0	0,038	0,002	0,007	0,015±0,007	0,011±0,006	0,02±0,014
	prof	0,01	0,009	0,012	0	0,015	0,006	0	0,016	0	0,1	0,001	0,006	0,038	0,035	0,082±0,07	0,01±0,004	0,15±0,14
																0,04±0,03	0,01±0,005	0,08±0,07
NO ₃ ⁻ (mgL ⁻¹)	surf	0,9	1,7	0,5	0,9	0,2	0,6	0	1,1	0,9	1,2	0,4	0,8	0,73	1	0,78±0,11	0,77±0,23	0,69±0,12
	prof	1,7	0,6	0	1	0,5	1,1	0	0,4	0,8	0,3	0,2	0,9	1,1	0,7	0,66±0,12	0,37±0,16	0,73±0,16
																0,72±0,12	0,57±0,20	0,70±0,14
PO ₄ ³⁻ (mgL ⁻¹)	surf	8,4	3,4	0,5	0,1	0,7	3,6	4	8,9	1,4	10,6	1,4	5,7	2,95	4,99	4,04±0,89	3,79±1,46	3,57±1,39
	prof	2,9	4,2	0,3	1	3,1	13,6	0,5	9,3	5,6	2,3	1,9	7,5	4,2	3,1	4,25±0,99	3,87±1,68	4,8±1,67
																4,14±0,94	3,83±1,57	4,18±1,53
Dureté calcique (°d)	surf	6	8	6	6	4	10	6	8	6	12	5	4	10	14	7,5±0,8	7,4±0,97	7,28±1,17
	prof	10	10	6	8	4	20	8	12	6	10	5	6	12	16	9,5±1,18	9±1,48	9,28±2,05
																8,5±0,99	8,2±1,23	8,28±1,61
Alcalinité (mgL ⁻¹)	surf	6	16	16	18	4	2	2	4	4	4	6	3	6	6	6,92±1,46	7,4±2,63	6,14±2,05
	prof	8	2	14	14	8	3	2	1	2	4	4	2	8	4	5,42±1,16	4,4±2,42	6,14±1,58
																6,17±1,31	5,9±2,52	6,14±1,81

Surf : surface ; prof : profondeur ; S.P. : saison des pluies ; S.S. : saison sèche ; station échant : station d'échantillonnage.

Annexe 5 : Résultats des paramètres physico chimiques mesurés dans l'étang Ngakada au cours de l'échantillonnage 2016-2017.

paramètres	Station	Mar 16	Avr 16	Mai 16	Jun 16	Juil 16	Aoû 16	Sept 16	Oct 16	Nov 16	Déc 16	Janv 17	Fev 17	Mars 17	Avr 17	Moy/an	Moy. SP.	Moy. SS.
Température (°C)	surf	30	28	26	24	27	29	26	26	25	27	25	27	26	26	26,57±0,42	26±0,31	26,42±0,64
	prof	27	27	25	24	26	28	25	24	25	25	26	26	27	26	25,78±0,31	25,1±0,40	26±0,48
																26,17±0,37	25,55±0,35	26,21±0,56
Turbidité (FTU)	surf	2	20	40	7	21	57	8	15	173	90	48	5	5	47	38,42±123,9	53,9±30,34	33,28±124,6
	prof	10	30	44	13	27	57	258	142	6	8	59,5	28	5	43	52,17±184,5	97,3±46,20	28,21±8,27
																45,30±15,42	75,6±38,27	30,75±10,37
MES (mgL ⁻¹)	surf	1	11	26	5	7	26	2	8	173	42	22	11	1	44	27,07±11,85	47,3±31,81	16,28±5,48
	prof	12	11	31	8	10	57	110	7	33	235	51	81	1	101	53,42±169,8	47,4±17,46	63,28±30,51
																40,25±14,42	47,35±24,64	39,78±17,99
Couleur (pt.co)	surf	95	23	300	111	62	122	222	106	159	275	262	140	105	338	165,71±25,79	193,5±32,53	153,85±31,14
	prof	128	23	327	127	80	190	281	85	171	318	173	279	80	547	200,64±36,97	229,8±44,46	178,14±33,65
																183,17±31,38	211,65±38,49	166±32,39
pH (UC)	surf	6,57	6,4	5,47	5,34	5,31	5,88	6,88	7,46	7,33	6,69	6,8	6,96	6,64	5,9	6,40±0,18	6,65±0,37	6,23±0,26
	prof	6,48	6,44	5,6	5,22	5,62	5,36	6,76	7,54	7,13	6,15	6,23	6,82	6,63	5,87	6,27±0,18	6,63±0,34	6,01±0,22
																6,33±0,18	6,64±0,36	6,11±0,25
Conductivité électrique (µS/cm)	surf	103	84	538	59	54,5	78,3	58,9	57,1	68	48	82,4	69,3	80,2	79,8	69,73±4,12	63,94±5,06	67,38±6,02
	prof	104	83	583	60,6	54,5	84,7	52,4	57,6	70,9	49	67,5	69,5	85	79,4	69,74±4,22	64,08±5,26	67,25±6,12
																69,73±4,12	64,01±5,16	67,32±6,02
O ₂ (%saturation)	surf	71,9	33,9	60,3	45,4	62,5	48,5	58,2	59,2	49,3	69,1	83,9	55,4	64,8	60,9	58,8±3,29	54,88±2,70	61,37±5,09
	prof	70,7	34,4	59,8	48,9	63,7	39,5	46,4	57,3	51,1	64,2	53,6	54,1	65,3	55,9	54,63±2,70	51,95±2,80	55,61±3,79
																56,72±2,90	53,42±2,80	58,49±4,49
CO ₂ (mgL ⁻¹)	surf	3,53	10,56	0,88	7,04	0,66	7,04	0,88	2,64	1,76	3,52	0,88	1,76	3,52	1,76	3,31±0,78	2,46±0,97	3,48±1,01
	prof	5,28	5,28	1,76	7,04	0,66	7,04	0,88	1,76	1,76	3,52	3,52	2,64	2,64	1,76	3,25±0,56	1,94±0,43	3,86±0,87
																3,28±0,67	2,2±0,7	3,67±0,94
DBO ₅ (mgL ⁻¹)	surf	20	20	150	20	50	10	10	10	5	5	30	20	10	25	27,5±9,94	39,5±27,77	20,71±5,62
	prof	80	40	40	10	25	5	15	5	10	10	25	5	50	25	24,64±5,77	20,5±6,72	18,57±8,04
																26,07±7,85	30±17,25	19,64±6,84
NH ₄ ⁺ (mgL ⁻¹)	surf	0,57	0,54	1,9	2,2	2,02	0,62	0,39	0,38	1,09	2,33	0,76	0,91	0,06	1,55	1,09±0,20	0,96±0,28	1,27±0,31
	prof	0,51	1,05	0,41	1,18	2,03	0,55	1,12	0,49	2,28	2,54	1,22	1,33	0,02	2,45	1,22±0,21	1,21±0,36	1,26±0,29
																1,16±0,21	1,08±0,32	1,26±0,30
NO ₂ ⁻ (mgL ⁻¹)	surf	0,009	0,01	0,002	0,001	0,025	0	0,026	0,003	0,007	0,1	0	0,007	0,009	0,01	0,014±0,06	0,009±0,004	0,02±0,013
	prof	0,007	0,009	0,005	0	0,013	0,002	0,037	0,006	0,002	0,1	0,006	0,003	0,006	0,009	0,014±0,06	0,011±0,006	0,018±0,013
																0,014±0,06	0,010±0,005	0,019±0,013
NO ₃ ⁻ (mgL ⁻¹)	surf	1,7	4,1	0	1	1,8	0,8	0,7	2,8	2,4	3,2	0,8	1,56	1,78	2,74	1,81±0,30	1,86±0,64	1,56±0,31
	prof	2,6	2,4	0	0,2	1,6	1	5,5	0,1	0,4	4,6	1,36	1,36	2,22	1,79	1,79±0,43	1,61±1,04	1,76±0,53
																1,80±0,36	1,74±0,84	1,66±0,42
PO ₄ ³⁻ (mgL ⁻¹)	surf	10,1	2,1	0	3,4	0,4	2,9	0,8	2,00	2,5	7,1	0,7	4,2	1,2	2,87	2,87±0,74	1,55±0,49	2,84±0,92
	prof	8,8	14,1	0,5	0,1	10	2,4	5,8	4,00	8,4	0,9	5,5	3,4	4,1	5,23	5,23±1,06	5,67±1,62	3,77±1,30
																4,05±0,90	3,6±1,06	3,30±1,11
Dureté calcique (°d)	surf	8	6	6	6	6	14	4	6	4	6	7	8	12	10	7,35±0,76	5,6±0,74	8,42±1,12
	prof	8	12	4	4	4	12	8	8	8	16	8	16	10	18	9,71±1,21	8,6±1,77	10±1,90
																8,53±0,99	7,1±1,26	9,21±1,51
Alcalinité (mgL ⁻¹)	surf	6	14	6	16	4	4	2	2	4	3	3	4	8	8	6±1,14	5±1,67	6±1,76
	prof	8	14	10	14	4	4	2	2	4	3	7	3	10	8	6,64±1,11	5,8±1,95	6,42±1,53
																6,32±1,12	5,4±1,81	6,21±1,65

Surf : surface ; prof : profondeur ; S.P. : saison des pluies ; S.S. : saison sèche ; station échant : station d'échantillonnage.

Annexe 6 : Résultats des paramètres physico chimiques mesurés dans l'étang Côte d'azur au cours de l'échantillonnage 2016-2017.

paramètres	Station échant	Mar 16	Avr 16	Mai 16	Jun 16	Jul 16	Aoû 16	Sept 16	Oct 16	Nov 16	Déc 16	Janv 17	Fev 17	Mar 17	Avr 17	Moy/an	Moy.S.P.	Moy.S.S.
Température (°C)	surf	33	30	27	26	28	32	28	29	26	29	27	28,5	29	28	28,60±0,54	27,8±0,58	28,5±0,80
	prof	28	28	26	25	26	29	26	26	25	27	25	26	28	27	26,57±0,34	26,1±0,40	26,57±0,57
																27,58±0,44	26,95±0,49	27,53±0,68
Turbidité (FTU)	surf	1	28	5	15	39	37	100	0	11	73	87	26	6	26	32,42±8,64	28,6±18,41	40,42±11,40
	prof	45	58	6	37	80	141	122	15	46	19	45	16	33	85	53,42±10,81	52,1±20,97	53±16,55
																42,92±9,73	40,35±19,69	46,71±13,97
MES (mgL ⁻¹)	surf	1	20	5	7	25	12	30	0	9	7	45	21	3	18	14,5±3,42	12,6±5,35	17,14±5,59
	prof	67	50	11	22	57	92	51	11	26	34	21	23	11	56	38±6,57	30,4±9,23	37,14±9,75
																26,25±4,99	21,5±7,29	27,14±7,67
Couleur (pt.co)	surf	96	54	130	129	193	184	215	229	158	161	190	164	77	154	152,42±13,60	167,2±24,04	156,85±14,57
	prof	349	144	192	262	258	379	531	197	204	200	258	221	165	384	267,42±28,65	277,6±64,66	249±21,42
																209,92±21,13	222,4±44,35	202,92±17,99
pH (UC)	surf	6,9	6,38	5,95	5,11	5,5	5,59	6,72	7,42	6,88	6,47	6,75	6,83	6,7	5,88	6,36±0,17	6,62±0,26	6,13±0,27
	prof	6,2	6,23	5,78	4,9	5,64	5,19	6,57	7,37	6,14	6,35	6,59	6,64	6,19	5,85	6,11±0,16	6,38±0,27	5,92±0,26
																6,24±0,17	6,5±0,27	6,03±0,26
Conductivité électrique (µS.cm ⁻¹)	surf	74	52	31,7	41,3	40,4	40,8	37,1	43,7	42,1	42	34,6	39,7	47,1	45,3	43,7±2,69	40,65±2,89	40,84±3,10
	prof	87	55	33,6	47,1	41,1	59,7	36,6	37,9	43,9	43	37	43	48,8	48,2	47,27±3,61	40,72±3,19	45,67±4,22
																45,48±3,15	40,68±3,04	43,25±3,66
O ₂ (%saturation)	surf	70,8	36	58,5	60,0	62	62	62,4	66,6	58,2	60,5	83,9	58,4	65,7	56,3	61,52±2,71	58,37±3,41	64,64±3,36
	prof	68,1	36,1	59,5	38,8	60,9	48,5	56	63,5	58,6	64,3	83	55,6	66,8	49,4	57,79±3,23	56,07±3,54	59,7±5,35
																59,65±2,97	57,22±3,47	62,17±4,35
CO ₂ (mgL ⁻¹)	surf	5,28	8,8	0,88	0,88	0,76	7,04	1,76	1,76	1,76	2,64	1,76	1,76	3,52	3,52	3,008±0,65	2,46±0,93	2,62±0,85
	prof	3,53	8,8	0,88	0,88	0,66	7,04	4,86	0,88	1,76	1,76	0,88	2,64	2,64	2,64	2,84±0,66	2,82±1,03	2,35±0,84
																2,92±0,65	2,64±0,98	2,49±0,84
DBO ₅ (mgL ⁻¹)	surf	10	20	175	15	15	25	30	15	15	5	30	60	10	35	32,85±11,55	52,5±30,78	22,85±6,97
	prof	20	80	160	10	10	20	20	35	10	10	80	10	20	40	37,5±11,39	57±27,09	22,85±9,68
																35,17±11,47	54,75±28,93	22,85±8,33
NH ₄ ⁺ (mgL ⁻¹)	surf	0,64	0,82	0,9	1,96	1,79	0,58	0,41	0,33	3,22	0,78	0,81	0,48	0	0,84	0,96±0,22	1,13±0,53	0,91±0,24
	prof	1,95	1,56	1,21	1,68	1,67	1,08	0,37	0,7	3,42	1,57	1,41	0,65	0,01	1,46	1,33±0,21	1,44±0,53	1,15±0,14
																1,15±0,22	1,29±0,53	1,03±0,19
NO ₂ ⁻ (mgL ⁻¹)	surf	0,002	0,003	0	0	0	0,002	0,023	0,004	0,013	0	0,004	0,001	0,003	0,004	0,004±0,002	0,008±0,004	0,0014±0,0005
	prof	0,004	0,006	0,004	0	0	0,002	0,022	0,002	0	0,1	0,05	0,002	0,029	0,17	0,027±0,013	0,023±0,016	0,026±0,014
																0,027±0,007	0,015±0,010	0,013±0,007
NO ₃ ⁻ (mgL ⁻¹)	surf	1	19	0,8	0,1	0,8	23	0,5	0,1	0,8	21	0,4	1,13	0,9	1,3	1,009±0,18	0,76±0,25	1,10±0,31
	prof	12,1	2,8	0,1	2,2	1,6	0	1,5	0,3	0,9	3,2	5	3,76	1,81	2,71	2,71±0,81	1,11±0,48	2,51±0,86
																1,86±0,50	0,93±0,36	1,80±0,58
PO ₄ ³⁻ (mgL ⁻¹)	surf	5,9	0,2	0,5	0,4	0	0,3	3,1	7,1	5,1	5,9	3	2,1	1,4	3,8	2,77±0,65	3,56±1,16	1,87±0,81
	prof	1	1,8	0	5,7	0,8	2,9	8,5	12,5	1,6	0	1,3	10,3	2,03	6,6	3,93±1,08	5,36±2,29	3,29±1,37
																3,35±0,87	4,46±1,72	2,58±1,09
Dureté calcique (°d)	surf	6	2	4	8	6	10	10	6	4	14	2	6	10	6	6,71±0,90	5,6±1,16	8±1,4
	prof	10	6	4	16	4	16	8	4	6	14	3	8	4	6	7,78±1,21	5,6±0,74	9,28±2,10
																7,25±1,05	5,6±0,95	8,64±1,75
Alcalinité (mgL ⁻¹)	surf	8	18	6	12	6	2	3	2	3	5	2	2	4	8	5,78±1,22	5,4±2,01	4,71±1,36
	prof	10	10	8	8	6	2	1	2	4	3	4	3	6	4	5,07±0,79	4,4±1,36	4,57±0,93
																5,42±1,01	4,9±1,68	4,64±1,14

Surf : surface ; prof : profondeur ; S.P. : saison des pluies ; S.S. : saison sèche ; station échant : station d'échantillonnage

Annexe 7 : Résultats des paramètres physico chimiques mesurés dans l'étang Mopa au cours de l'échantillonnage 2016-2017.

paramètres	Station échant	Mar 16	Avr 16	Mai 16	Jun 16	Juil 16	Aou 16	Sept 16	Oct 16	Nov 16	Déc 16	Janv 17	Fev 17	Mar 17	Avr 17	Moy/an	Moy.S.P.	Moy.S.S.
Température (°C)	surf	33	31	30	28	29	32	28	31	26	30	28	29	28	29	29,42±0,49	29±0,89	29,14±0,54
	prof	31	28	28	27	26	30	26	29	26	27	27	28	28	27	27,71±0,39	27,3±0,58	27,57±0,55
																28,57±0,44	28,15±0,73	28,35±0,55
Turbidité (FTU)	surf	11	19	10	20	55	51	40	3	12	60	67	11	11	36	29±5,84	18,5±6,7	39,28±9,19
	prof	4	30	10	2	54	27	361	0	51	50	109	20	5	35	54,14±24,87	90,9±68,10	38,14±14,06
																41,57±15,35	54,7±37,40	38,71±11,62
MES (mgL ⁻¹)	surf	3	5	3	4	52	30	4	0	5	40	32	12	2	51	17,35±5,16	8±5,06	24,57±7,14
	prof	7	23	9	3	62	12	138	3	24	31	88	23	0	22	31,78±10,44	39,3±24,99	31,28±12,12
																24,57±7,80	23,6±15,05	27,9±9,65
Couleur (pt.co)	surf	81	40	106	80	101	166	202	73	113	185	234	126	60	156	123,07±15,40	118,4±21,96	136±22,69
	prof	88	98	148	78	109	126	866	67	344	152	218	153	42	203	192,28±55,72	315,1±145,06	125,42±19,59
																157,67±35,56	216,7±83,51	130,71±21,14
pH (UC)	surf	6,95	6,75	6,59	5,01	5,68	4,96	7,36	7,34	6,74	6,5	6,53	6,59	6,27	5,87	6,36±0,19	6,86±0,20	5,93±0,28
	prof	6,57	6,45	6,05	5,02	5,73	5,47	6,98	7,31	6,75	6,25	6,44	6,58	6,47	5,84	6,27±0,16	6,64±0,24	5,99±0,22
																6,32±0,18	6,75±0,22	5,96±0,25
Conductivité électrique (µS.cm ⁻¹)	surf	59	67	369	355	33,1	34,8	88	31,9	37,5	43	33,5	44,6	50,6	41,8	45,51±4,27	49,74±10,29	39,3±3,03
	prof	59	58	38	34	32,4	38,8	52,2	32,3	32,8	42	29,9	46,5	52,3	40,4	42,04±2,65	40,9±4,15	39,41±3,40
																43,77±3,46	45,32±7,22	39,35±3,22
O ₂ (%saturation)	surf	68,1	27,8	64,3	56,5	65,6	64,6	66,3	69,4	64,5	67,8	86,5	61,1	64,6	56,2	63,09±3,31	61,3±4,91	66,67±3,56
	prof	71,1	29,1	63	53,2	64,7	56,7	60,3	63,8	56,3	59,9	87,8	59,7	66,7	52	60,30±3,37	56,79±4,26	64,1±4,35
																61,7±3,34	59,04±4,58	65,38±3,95
CO ₂ (mgL ⁻¹)	surf	5,28	5,28	0,88	0,18	0,66	7,04	0,88	1,76	0,88	2,64	1,76	2,64	3,52	1,76	2,51±0,55	1,58±0,51	2,63±0,88
	prof	3,53	8,8	0,88	0,88	0,66	7,04	1,76	2,64	1,76	2,64	0,88	3,52	1,76	1,76	2,75±0,64	2,46±0,75	2,48±0,84
																2,63±0,59	2,02±0,63	2,55±0,86
DBO ₅ (mgL ⁻¹)	surf	70	10	180	20	25	15	15	10	5	30	30	5	5	30	32,14±12,24	46±33,59	18,57±4,10
	prof	65	20	185	40	20	15	10	10	15	10	10	10	10	35	32,5±12,47	49,5±34,02	16,42±4,95
																32,32±3,74	47,75±33,80	17,5±4,53
NH ₄ ⁺ (mgL ⁻¹)	surf	0,47	0,39	1,38	2,27	0,79	0,23	0,27	0,38	3,76	0,92	0,84	0,61	0,11	2,69	1,07±0,29	1,46±0,62	0,82±0,25
	prof	0,28	1,1	1,75	1,64	0,86	0,57	0,66	0,38	4,21	1,08	1,4	0,93	0,11	3,68	1,33±0,32	1,87±0,68	0,94±0,18
																1,20±0,30	1,67±0,65	0,88±0,22
NO ₂ ⁻ (mgL ⁻¹)	surf	0,01	0,00	0,02	0,00	0,01	0	0,01	0,00	0,00	0,1	0,00	0,00	0,01	0,03	0,016±0,006	0,011±0,003	0,02±0,013
	prof	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01	0,00	0,1	0	0,00	0,00	0,00	0,014±0,007	0,014±0,006	0,016±0,013
																0,015±0,006	0,012±0,004	0,018±0,013
NO ₃ ⁻ (mgL ⁻¹)	surf	0,9	1,8	0,4	0,6	0,1	0	0	1,4	5,6	0,8	0,9	0,63	1,55	1,12	1,12±0,37	1,77±0,99	0,65±0,16
	prof	1,7	3,4	1,6	1,2	0,3	2,2	0	0,7	0,4	0,1	0,4	0,7	0,00	1,1	0,98±0,25	0,99±0,41	0,70±0,26
																1,05±0,31	1,38±0,70	0,67±0,21
PO ₄ ³⁻ (mgL ⁻¹)	surf	3,9	0,3	0	3,1	7,4	0	8,5	10,7	0,5	0,1	0,5	7,1	2,45	3,31	3,41±0,96	4,30±2,21	2,95±1,19
	prof	8,2	4,9	2,3	4,5	9,5	5,4	8,5	10,6	0,8	0,6	6,1	2,9	5,8	6,3	5,45±0,82	5,56±1,83	4,97±1,08
																4,43±0,89	4,93±2,02	3,96±1,13
Dureté calcique (°d)	surf	4	2	2	4	6	8	8	4	4	12	4	8	12	8	6,14±0,87	4,6±0,97	7,71±1,05
	prof	6	8	2	4	6	6	6	2	6	8	5	10	8	10	6,21±0,66	5±1,34	6,71±0,75
																6,17±0,77	4,8±1,16	7,21±0,90
Alcalinité (mgL ⁻¹)	surf	6	12	6	8	4	2	1	2	2	3	3	4	6	14	5,21±1,03	4,8±2,22	4,28±0,77
	prof	6	8	6	10	4	2	4	2	3	4	4	3	6	10	5,14±0,70	4,8±1,24	4,71±0,99
																5,17±0,87	4,8±1,73	4,5±0,88

Surf: surface; prof: profondeur; S.P.: saison des pluies; S.S.: saison sèche; station échant: station d'échantillonnage.

Annexe 8 : Richesse spécifique –Shannon –Piélou –Espèces – Mois dans les différents étangs/ Moy±e.

Mokolo	mar16	avril	mai	juin	juill	août	sept	oct	nov	déc	Jan17	fév	mar	av
RS	24	21	20	15	4	8	9	8	2	10	19	18	14	23
SH	2,11	2,57	2,6	2,5	0,9	1,9	2,02	2,04	0,7	2,1	2,1	2,6	2,4	2,8
P	0,6	0,8	0,8	0,9	0,71	0,92	0,9	0,9	0,9	0,9	0,7	0,9	0,9	0,8

MOY_{RS} : 13,92±1,91 MOY_{SH} : 2,10 ± 0,16 MOY_P : 0,86 ± 0,03

Kpokolota	mar16	avril	mai	juin	juill	août	sept	oct	nov	déc	Jan17	fév	mar	av
RS	34	16	25	21	9	17	16	12	7	16	13	18	5	32
SH	3,13	2,5	2,7	2,7	1,8	2,3	2,6	2,3	1,8	2,5	2,4	2,7	1,5	2,9
P	0,9	0,9	0,8	0,9	0,8	0,8	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,8

MOY_{RS} : 17,21±2,28 MOY_{SH} : 2,44 ± 0,11 MOY_P : 0,90 ± 0,01

Ngaikada	mars16	avril	mai	juin	juill	août	sept	oct	nov	déc	Jan17	fév	mar	av
RS	42	14	23	17	17	24	10	3	11	12	19	20		32
SH	2,81	2,39	2,8	2,7	2,5	2,3	2,1	1,1	2,2	2,4	2,7	2,7	0,5	2,8
P	0,8	0,9	0,8	0,8	0,8	0,8	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,8

MOY_{RS} : 18,76±2,69 MOY_{SH} : 2,29 ± 0,18 MOY_P : 0,88 ± 0,03

Côte d'azur	mars16	avril	mai	juin	juill	août	sept	oct	nov	déc	Jan17	fév	mar	av
RS	35	19	28	7	13	12	18	12	17	11	16	12	18	22
SH	3,4	2,4	2,2	1,6	2,4	1,5	1,9	2,1	2,5	1,5	1,7	2,4	2,4	2,4
P	0,9	0,8	0,7	0,8	0,9	0,6	0,7	0,8	0,8	0,6	0,6	0,9	0,8	0,8

MOY_{RS} : 17,17±1,96 MOY_{SH} : 2,16 ± 0,13 MOY_P : 0,78 ± 0,03

Mopa	mars16	avril	mai	juin	juill	août	sept	oct	nov	déc	Jan17	fév	mar	av
RS	38	26	24	24	15	28	19	16	12	19	22	15	19	31
SH	2,6	2,4	2,7	2,6	2,5	1,4	2,8	2,4	2,2	1,8	2,5	2,4	2,6	3,04
P	0,7	0,7	0,8	0,8	0,9	0,4	0,9	0,8	0,8	0,6	0,8	0,9	0,9	0,9

MOY_{RS} : 22,00±1,90 MOY_{SH} : 2,43 ± 0,11 MOY_P : 0,80 ± 0,04

Légende : RS : Richesse spécifique, SH : Shannon, P : Piélou, juill : juillet, sept : septembre, oct : octobre, nov : novembre, déc : décembre, Jan : janvier, fév : février, mar : mars, av : avril, Moy : Moyenne, e : écart -type.

Annexe 9 : Richesse spécifique- Shannon-Pielou –Familles-Mois/Moy±e.

Mokolo	mars16	avril	mai	juin	juill	août	sept	oct	nov	déc	Jan17	fév	mar	av
RS	13	11	13	8	4	4	7	7	2	6	11	12	8	11
SH	1,3	1,9	1,9	1,6	0,9	1,3	1,7	1,8	0,7	1,6	1,7	2,1	1,7	2,02
P	0,5	0,8	0,7	0,8	0,7	0,9	0,8	0,9	1	0,9	0,7	0,8	0,8	0,8

MOY_{RS} : 8,35±0,95 MOY_{SH} : 1,59 ± 0,10 MOY_P : 0,81 ± 0,03

Kpokolota	mar16	avril	mai	juin	juill	août	sept	oct	nov	déc	Jan17	fév	mar	av
RS	18	11	14	11	7	9	8	8	6	10	9	9	3	15
SH	2,4	2,1	2,1	1,8	1,7	1,5	1,9	1,6	1,7	1,9	2,02	0,9	0,9	2,2
P	0,8	0,9	0,8	0,8	0,8	0,7	0,9	0,7	0,9	0,8	0,8	0,9	0,8	0,8

MOY_{RS} : 9,85 ±1,02 MOY_{SH} : 1,85 ± 0,09 MOY_P : 0,84 ± 0,02

Ngaikada	mars16	avril	mai	juin	juill	août	sept	oct	nov	déc	Jan17	fév	mar	av
RS	20	10	14	9	10	12	4	3	7	7	11	12	2	17
SH	2,2	1,9	2,3	2,1	1,9	1,9	1,2	1,1	1,9	1,8	2,1	2,2	0,5	2,2
P	0,7	0,8	0,8	0,9	0,8	0,7	0,9	1	0,9	0,9	0,9	0,9	0,6	0,7

MOY_{RS} : 9,85±1,37 MOY_{SH} : 1,80 ± 0,14 MOY_P : 0,85 ± 0,02

Côte d'azur	mars16	avril	mai	juin	juill	août	sept	oct	nov	déc	Jan17	fév	mar	av
RS	15	14	17	6	9	9	10	7	10	7	12	8	12	15
SH	2,5	1,9	1,7	1,2	2,05	0,9	1,5	1,5	1,8	1,1	1,3	1,8	1,9	2,01
P	0,9	0,7	0,6	0,6	0,9	0,4	0,6	0,7	0,8	0,5	0,5	0,9	0,7	0,7

MOY_{RS} : 10,78±0,92 MOY_{SH} : 1,66 ± 0,11 MOY_P : 0,71 ± 0,04

Mopa	mars16	avril	mai	juin	juill	août	sept	oct	nov	déc	Jan17	fév	mar	av
RS	17	10	14	12	11	12	11	11	6	11	10	10	9	14
SH	2,1	1,8	2,1	1,9	2,2	1,03	2,2	2,03	1,6	1,6	1,7	1,9	1,9	2,2
P	0,7	0,8	0,8	0,8	0,9	0,4	0,9	0,8	0,9	0,6	0,7	0,8	0,9	0,8

MOY_{RS} : 11,28±0,69 MOY_{SH} : 1,90 ± 0,08 MOY_P : 0,79 ± 0,03

Légende : RS : Richesse spécifique, SH : Shannon, P : Pielou, juill : juillet, sept : septembre, oct : octobre, nov : novembre, déc : décembre, Jan : janvier, fév : février, mar : mars, av : avril, Moy : Moyenne, e : écart -type.

Annexe 10 : Systématique des espèces constantes des étangs selon Guerne 1888, Gosse 1850, Ehrenberg 1832, Muller, 1786, Herman, 1783, Pallas, 1766.

Règne	Sous-Règne	Infra-Règne	Phylum	Classe	Sous-Classe	Super-Ordre	Ordre	Famille	Genre	Espèce	
Animalia	Eumetazoa	Protostomia	Rotifera	Eurotatoria	Monogomonta		Ploima	Asplanchnidae	Asplanchna	<i>Asplanchna herricki</i> , (espèces transparentes, 400 à 2000µm de long, forme sac, mastax incudé)	
										<i>Asplanchna priodonta</i> , (couronne bien développée, manque d'intestin)	
								Brachionidae	Platyias	<i>Platyias quadricornis</i> , (pied articulé, corps modérément aplati-dorso-ventralement, pied segmenté et rétractile, deux orteils, mastax malléate)	
										<i>Platyonus patulus</i> , (pied terminal, pseudo-segmenté avec des dents uniques presque totalement fusionnées, œil présent, cavités proximales des manubries fermées)	
									Brachionus	<i>Brachionus quadridentatus</i> , (cosmopolite, deux épines antero-dorsales, deux orteils, mastax comporte un trophus de type mallée)	
								Bdelloidea		Philodinidae	Rotaria
					<i>Rotaria neptuna</i> , (deux yeux sont généralement présent sur la trompe, intestin cilié)						
					Monogomonta		Notommatidae	Cephalodella	<i>Cephalodello ventripes</i> , (deux orteils effilés, généralement incurvés, mastax a la fois rami et unci de construction très simple, sac retro cérébral absent)		
					Bdelloidea		Pseudotrocha	Philodinida	Habrotrochidae	Habrotrocha	<i>Habrotrocha</i> sp. (se déplacent en prenant appui sur le pied et la tête, a la manière des sangsues, le trophus est profond et ramé, le pharynx est étroit, pied: deux éperons et trois orteils)
											Monogomonta

Règne	Sous-Règne	Infra-Règne	Phylum	Super-Classe	Classe	Sous-Classe	Super-Ordre	Ordre	Famille	Genre	Espèce	
			Arthropodes					Amropoda	Chydridae	Alona	<i>Alona monocantha</i> (corps aplati latéralement et strié; post-abdomen portant 10 dents marginales et 9 fascicules)	
										Chydus	<i>Chydorus eurynotus</i> (Corps lenticulaire, Antennes courtes, recouvertes par le rostre; marges postérieures ventrale pas extérieurement arquées)	
									Ctenopoda	Sididae	Diaphanosoma	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Présence de six appendices thoraciques; Antenne munie d'une soie entre les deux rames; bordure ventrale des valves munie de spinules; post-abdomen munie de trois épines)
									Amropoda	Moinidae	Moinodaphnia	<i>Moinodaphnia macleayi</i> (Corps daphniiforme; valves terminées par une épine; post abdomen muni de deux dents bifides; Antennule longue et portant une soie au 1 ^{er} tiers)
											Moina	<i>Moina</i> sp.
					Branchiopoda	Phyllopoa	Diplostraca	Cladocera				<i>Moina micrura</i> (Tête dépourvue de rostre; post-abdomen muni d'une dent bifide; Antennule courte, munie d'une soie à sa moitié)

Règne	Sous-Règne	Infra-Règne	Phylum	Sous-phylum	Super-Classe	Classe	Sous-Classe	Infra-Classe	Super-Ordre	Ordre	Famille	Genre	Espèce
			Arthropodes	Crustacea	Copepoda	Neo-Copepoda	Podoplea	Progympoplea	Cyclopida	Cyclopida	Cyclopidae	Thermocyclops	<i>Thermocyclops crassus</i> . (branches furcales 2 à 25 fois plus longues que larges; épine apicale interne de l'endopodite 3 de P4; épines de la lame précoxale petites et courtes)

PUBLICATION ISSUE DE LA THESE

Gwladys Joelle Mogue Kamdem., Serge Hubert Zébazé Togouet., Beatrix Elisabeth Beisner., Joseph Guy Nziéleu Tchagnouo., Janvier Kengne Tenkeu. & Abraham Fomena (2020). Environmental conditions and zooplankton community structure in five ponds in Bertoua City, Cameroon (Central Africa). Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES). Vol.17, No.1, p. 48-57,2020

LISTE DES COMMUNICATIONS SCIENTIFIQUES ISSUES DE LA THESE

Mogue Kamdem G. J., Zébazé Togouet S. H. & Kengne Tenkeu J. (2019). Biodiversité et structure des communautés zooplanctoniques dans quelques étangs à l'Est-Cameroun. Poster à la 26^{ème} Conférence annuelle du comité Camerounais des Biosciences, 28 - 30 Novembre 2019 à l'Université de Maroua-Cameroun.

Mogue Kamdem G. J., Kengne Tenkeu J., Nziéleu Tchagnouo J.G. & Zébazé Togouet S.H. (2018). Physicochimie et Biodiversité des communautés zooplanctoniques dans deux étangs (Kpokolota et Ngaikada) de la ville de Bertoua. Poster présenter à la 6^{ème} Conférence CAFOBIO (JSV) Août 2018, Dschang-Cameroun.

Mogue Kamdem G. J., Kengne Tenkeu J., Takam W., Mvogo Y. & Zébazé Togouet S. H. (2017). Physicochimie et Biodiversité des communautés zooplanctoniques dans deux étangs (Noir et Mopa) de la ville de Bertoua. Présentation orale à la 9^{ème} édition des journées de Chimie Analytique (JCA),27 - 29 Septembre 2017, Ngaoundéré-Cameroun.