

UNIVERSITÉ DE YAOUNDÉ I
UNIVERSITY OF YAOUNDE I



FACULTÉ DES SCIENCES
FACULTY OF SCIENCE

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

LABORATOIRE D'HYDROBIOLOGIE ET ENVIRONNEMENT
LABORATORY OF HYDROBIOLOGY AND ENVIRONMENT

Caractérisation des formes matures de dissémination des Protozoaires et Helminthes intestinaux dans le réseau hydrographique de la Mezam (Région du Nord-Ouest, Cameroun) et influence des variables abiotiques

THÈSE

Présentée et soutenue publiquement le 29 juin 2021 en vue de l'obtention du diplôme
de Doctorat/PhD en Biologie des Organismes Animaux

Option : **Hydrobiologie et Environnement**

Par

MBOUOMBOUO Mama

Matricule : 05Q197

Devant le jury composé ainsi qu'il suit :

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

Rapporteur : AJEAGAH Gideon AGHAINDUM, *Professeur*, Université de Yaoundé I ;

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

FONKOU Théophile, *Professeur*, Université de Dschang ;

TOMBI Jeannette épouse BOLL, *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 Yaounde
Tel: (237) 242239584
Fax : (237) 242234496

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

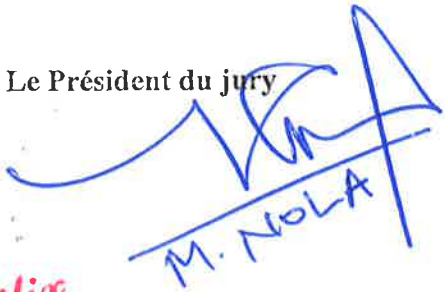
ATTESTATION DE CORRECTION DE LA THÈSE

Nous soussignés, membres du jury de soutenance de la Thèse de Doctorat/Ph.D en Biologie des Organismes Animaux, Option : HYDROBIOLOGIE ET ENVIRONNEMENT, de Monsieur **MBOUOMBOUO MAMA**, matricule **05Q197**, soutenance autorisée par la correspondance N° 211085/UYI/VREPDTIC/DAAC/DEPE/SPD du Recteur de l'Université de Yaoundé I en date du 23 juin 2021 sur le sujet intitulé : « **Caractérisation des formes matures de dissémination des Protozoaires et Helminthes intestinaux dans le réseau hydrographique de la Mezam (Région du Nord-Ouest, Cameroun) et influence des variables abiotiques** », attestons que les corrections exigées au candidat lors de cette évaluation, qui a eu lieu le 29 juin 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... **23 SEPT 2021**


L'Examineur


Le Président du jury

Le Chef de Département


Charles Thelac Bilong
Professeur

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 2019/2020

(Par Département et par Grade)

DATE D'ACTUALISATION 19 Juin 2020

ADMINISTRATION

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

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

VICE-DOYEN / DSSE : AJEAGAH Gideon AGHAINDUM, *Professeur*

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

Chef Division Administrative et Financière : NDOYE FOE Marie C. F., *Maitre de Conférences*

Chef Division des Affaires Académiques, de la Scolarité et de la Recherche DAASR :

MBAZE MEVA'A Luc Léonard, *Professeur*

1- DÉPARTEMENT DE BIOCHIMIE (BC) (38)			
N°	NOMS ET PRÉNOMS	GRADE	OBSERVATIONS
1	BIGOGA DIAGA Jude	Professeur	En poste
2	FEKAM BOYOM Fabrice	Professeur	En poste
3	FOKOU Elie	Professeur	En poste
4	KANSCI Germain	Professeur	En poste
5	MBACHAM FON Wilfried	Professeur	En poste
6	MOUNDIPA FEWOU Paul	Professeur	Chef de Département
7	NINTCHOM PENLAP V. 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 M. C. F.	Maître de Conférences	Chef DAF / FS
13	BOUDJEKO Thaddée	Maître de Conférences	En poste
14	DJUIDJE NGOUNOUE Marcelline	Maître de Conférences	En poste
15	EFFA NNOMO Pierre	Maître de Conférences	En poste
16	NANA Louise épouse WAKAM	Maître de Conférences	En poste
17	NGONDI Judith Laure	Maître de Conférences	En poste
18	NGUEFACK Julienne	Maître de Conférences	En poste
19	NJAYOU Frédéric Nico	Maître de Conférences	En poste
20	MOFOR née TEUGWA Clotilde	Maître de Conférences	Inspecteur de Service MINESUP
21	TCHANA KOUATCHOUA Angèle	Maître de Conférences	En poste
22	AKINDEH MBUH NJI	Chargé de Cours	En poste
23	BEBOY EDZENGUELE Sara Nathalie	Chargée de Cours	En poste
24	DAKOLE DABOY Charles	Chargé de Cours	En poste
25	DJUWKWO NKONGA Ruth Viviane	Chargée de Cours	En poste
26	DONGMO LEKAGNE Joseph Blaise	Chargé de Cours	En poste

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

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

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

39	TADU Zephyrin	Chargé de Cours	En poste
40	TAMSA ARFAO Antoine	Chargé de Cours	En poste
41	YEDE	Chargé de Cours	En poste
42	BASSOCK BAYIHA Etienne Didier	Assistant	En poste
43	ESSAMA MBIDA Désirée Sandrine	Assistante	En poste
44	KOGA MANG DOBARA	Assistant	En poste
45	LEME BANOCK Lucie	Assistante	En poste
46	YOUNOUSSA LAME	Assistant	En poste

3- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE VÉGÉTALES (BPV) (32)

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

4- DÉPARTEMENT DE CHIMIE INORGANIQUE (CI) (35)

1	AGWARA ONDOH Moïse	Professeur	Chef de Departement
2	ELIMBI Antoine	Professeur	En poste
3	Florence UFI CHINJE épouse MELO	Professeur	Recteur Univ.Ngaoundere
4	GHOGOMU Paul MINGO	Professeur	Ministre Chargé deMiss.PR
5	NANSEU Njiki Charles Péguy	Professeur	En poste
6	NDIFON Peter TEKE	Professeur	CT MINRESI
7	NGOMO Horace MANGA	Professeur	Vice Chancellor/UB
8	NDIKONTAR Maurice KOR	Professeur	Vice-Doyen Univ. Bamenda

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

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

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

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

6- DÉPARTEMENT D'INFORMATIQUE (IN) (27)

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

7- DÉPARTEMENT DE MATHÉMATIQUES (MA) (30)

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

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

8- DÉPARTEMENT DE MICROBIOLOGIE (MIB) (18)

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

9. DEPARTEMENT DE PYSIQUE(PHY) (40)

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

12	BIYA MOTTO Frédéric	Maître de Conférences	DG/HYDRO Mekin
13	BODO Bertrand	Maître de Conférences	En poste
14	DJUIDJE KENMOE épouse ALOYEM	Maître de Conférences	En poste
15	EKOBENA FOU DA Henri Paul	Maître de Conférences	Chef Division. UN
16	EYEBE FOU DA Jean sire	Maître de Conférences	En poste
17	FEWO Serge Ibraïd	Maître de Conférences	En poste
18	HONA Jacques	Maître de Conférences	En poste
19	MBANE BIOUELE César	Maître de Conférences	En poste
20	NANA NBENDJO Blaise	Maître de Conférences	En poste
21	NDOP Joseph	Maître de Conférences	En poste
22	SAIDOU	Maître de Conférences	MINERESI
23	SIEWE SIEWE Martin	Maître de Conférences	En poste
24	SIMO Elie	Maître de Conférences	En poste
25	VONDOU Derbetini Appolinaire	Maître de Conférences	En poste
26	WAKATA née BEYA Annie	Maître de Conférences	Sous-Directeur/ MINESUP
27	ZEKENG Serge Sylvain	Maître de Conférences	En poste
28	ABDOURAHIMI	Chargé de Cours	En poste
29	EDONGUE HERVAIS	Chargé de Cours	En poste
30	ENYEGUE A NYAM épse BELINGA	Chargée de Cours	En poste
31	FOUEDJIO David	Chargé de Cours	Chef Cell. MINADER
32	MBINACK Clément	Chargé de Cours	En poste
33	MBONO SAMBA Yves Christian U.	Chargé de Cours	En poste
34	MEL'I Joelle Larissa	Chargée de Cours	En poste
35	MVOGO ALAIN	Chargé de Cours	En poste
36	OBOUNOU Marcel	Chargé de Cours	DA/Univ Inter Etat/Sangmalima
37	WOULACHE Rosalie Laure	Chargée de Cours	En poste
38	AYISSI EYEBE Guy François Valérie	Assistant	En poste
39	CHAMANI Roméo	Assistant	En poste
40	TEYOU NGOUPOU Ariel	Assistant	En poste
10- DÉPARTEMENT DE SCIENCES DE LA TERRE (ST) (43)			
1	BITOM Dieudonné	Professeur	Doyen / FASA / UDs
2	FOUATEU Rose épse YONGUE	Professeur	En poste
3	KAMGANG Pierre	Professeur	En poste
4	NDJIGUI Paul Désiré	Professeur	Chef de Département
5	NDAM NGOUPAYOU Jules-Remy	Professeur	En poste
6	NGOS III Simon	Professeur	DAAC/Uma
7	NKOUMBOU Charles	Professeur	En poste
8	NZENTI Jean-Paul	Professeur	En poste
9	ABOSSOLO née ANGUE Monique	Maître de Conférences	Vice-Doyen / DRC
10	GHOGOMU Richard TANWI	Maître de Conférences	CD/Uma
11	MOUNDI Amidou	Maître de Conférences	CT/ MINIMDT
12	NGUEUTCHOUA Gabriel	Maître de Conférences	CEA/MINRESI
13	NJILAH Isaac KONFOR	Maître de Conférences	En poste
14	ONANA Vincent Laurent	Maître de Conférences	En poste
15	BISSO Dieudonné	Maître de Conférences	Directeur/Projet Barrage Memve'ele
16	EKOMANE Emile	Maître de Conférences	En poste
17	GANNO Sylvestre	Maître de Conférences	En poste
18	NYECK Bruno	Maître de Conférences	En poste
19	TCHOUANKOUE Jean-Pierre	Maître de Conférences	En poste
20	TEM DJIM Robert	Maître de Conférences	En poste
21	YENE ATANGANA Joseph Q.	Maître de Conférences	Chef Div. /MINTP

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

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

NOMBRE D'ENSEIGNANTS					
DÉPARTEMENT	Professeurs	Maîtres de Conférences	Chargés de Cours	Assistants	Total
BCH	8 (1)	13 (08)	14 (06)	3 (2)	38 (17)
BPA	14 (1)	08 (06)	19 (05)	05 (2)	46 (14)
BPV	06 (0)	10 (02)	9 (06)	07 (01)	32 (9)
CI	10 (1)	09 (02)	13 (03)	03 (0)	35 (5)
CO	7 (0)	17 (04)	09 (04)	02 (0)	35 (8)
IN	2 (0)	1 (0)	14 (01)	9 (01)	26 (2)
MAT	1 (0)	5 (0)	19 (02)	05 (01)	30 (3)
MIB	1 (0)	5 (02)	06 (01)	06 (03)	18 (6)
PHY	11 (0)	16 (01)	10 (03)	03 (0)	40 (4)
ST	8 (1)	14 (01)	19 (05)	02 (0)	43 (7)
Total	67 (4)	99 (26)	132 (36)	45 (10)	343 (76)

Soit un total de

343 (76) dont :

- Professeurs **67 (4)**
- Maîtres de Conférences **99 (26)**
- Chargés de Cours **132 (36)**
- Assistants **44 (10)**

() = Nombre de Femmes

DÉDICACE

À

La mémoire de mon feu Père **MOUNTAPMBEME Amidou**

Dieu n'a pas permis que tu sois parmi nous pour voir les résultats de tes sacrifices pour mon éducation. Que ton âme repose en paix "Papa Major".

À ma Maman **NGOUTANE Zenabou**

Aucun mot, aucune phrase, ne saurait exprimer à sa juste valeur l'ampleur de l'affection et de l'admiration que j'éprouve pour toi maman. Pour toutes ces années de combats et de sacrifices pour mon éducation, mon diplôme t'appartient. Que Dieu nous garde et nous accorde longue vie afin que je puisse à mon tour te combler.

REMERCIEMENTS

Toute la louange est à ALLAH, Le Tout Puissant, Le Tout Miséricordieux, Le Très Miséricordieux, Le Clément pour m'avoir donné la force nécessaire pour la réalisation de ce travail. C'est à Lui que je dois soumission et obéissance pour sa clémence, sa miséricorde et ses bienfaits dans ma vie.

J'ai l'insigne honneur de présenter mes vifs et chaleureux remerciements au Professeur AJEAGAH Gideon AGHAINDUM, mon directeur de thèse qui a accepté de diriger ce travail. Sa rigueur scientifique, ses conseils scientifiques, son dynamisme, les techniques d'identification qu'il m'a inculquées et la confiance témoignée à mon égard depuis mon initiation à la recherche, ont été pour moi une source de motivation durant toutes ces années. Professeur, il me faut plus que des mots pour exprimer à sa juste valeur ma reconnaissance envers votre personne.

Qu'il me soit permis de remercier par anticipation tous les éminents membres du jury qui me feront le grand honneur de juger ce travail et qui ont accepté d'y consacrer une part importante de leur précieux temps pour apporter leurs observations.

J'exprime toute ma gratitude à l'endroit de tous les enseignants du Département de Biologie et Physiologie Animales pour les enseignements, la formation et les encouragements reçus, particulièrement aux Professeurs BILONG BILONG Charles Félix, FOMENA Abraham, NOLA Moïse, DJIETO-LORDON Champlain, FOTO MENBOHAN Samuel, ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert et KEKEUNOU Sévilor.

Cette thèse est le fruit d'une large collaboration scientifique entre institutions nationales et internationales, à savoir l'Université de Yaoundé 1 à travers le Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement (LHE) de la Faculté des Sciences au Cameroun, l'Université de Lomé à travers le Laboratoire de Chimie des Eaux (LCE) de la Faculté des Sciences et le Laboratoire de Microbiologie et de Contrôle qualité des Denrées alimentaires (LAMICODA) de l'Ecole Supérieure des Techniques Biologiques et Alimentaires (ESTBA) au Togo, l'Université de Kara à travers le Laboratoire de la Santé de l'Eau et de l'Environnement (LSEE) de la Faculté des Sciences et Techniques au Togo et l'Université de Malawi à travers le Laboratoire de Chimie de la Faculté des Sciences au Malawi pour les dosages des ions métalliques et des métaux lourds.

J'adresse toute ma gratitude ainsi que ma reconnaissance au Professeur TCHAKALA Ibrahim, Maître assistant à l'Université de Lomé pour son accueil, son soutien tant matériel que financier et sa disponibilité durant mon séjour au Togo.

Je tiens aussi à remercier le Professeur BAWA Limam Moctar, Chef de laboratoire de Chimie des Eaux (LCE) ainsi que tous les autres membres dudit laboratoire en l'occurrence ; les Docteurs KODOM Tomkouani, DONI SOMENOU Victor et NAMBO Phinthè pour l'accueil et les moments conviviaux que nous avons partagé durant mon passage dans ce laboratoire.

Ma reconnaissance est adressée aux Docteurs MASSABALO AYAH Thomas et GOUMPOUKINI BOGUIDO Valentin pour leur aide apportée lors du dosage des ions et des métaux lourds ; aux Docteurs AKPATAKU Venyo, TAMPO Lallébila Charles et BOUKARI Touré Ousmane pour leurs précieux conseils, pour les logiciels d'analyse statistique mis à ma disposition ainsi que la formation à leur usage ; à Madame ABASSA Aziza et Messieurs DEGNINO Houndedjihou, SANNI Samadou, SOUVI KOFFI Patrice et PANA Kedeyi pour leur aide apporté lors des analyses au laboratoire et pour des moments conviviaux partagés dans le cadre de mon séjour à Lomé.

Je dis merci au Docteur HOEKOU Yao Patrick, technicien du LAMICODA et aux autres membres dudit laboratoire ; particulièrement Messieurs PISSANG Passimna, SANVEE Armand-Michel et KPABI Iwaba pour tout le matériel et toutes les commodités mis à ma disposition pour l'identification des parasites lors de mon passage dans ledit laboratoire.

Je voudrais adresser mes sincères remerciements au Professeur GNON Baba pour son accueil, ses conseils et ses encouragements le temps de mon séjour au laboratoire de Santé de l'Eau et de l'Environnement (LSEE) de la Faculté des Sciences de l'Université de Kara au Togo.

Je remercie l'équipe de recherche du Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement pour l'enthousiasme et les moments de discussions constructives et enrichissantes que nous avons eues lors des débats scientifiques et pendant les séminaires au sein du laboratoire. Il s'agit des Docteurs TUEKAM KAYO Raoul Polycarpe, TCHAKONTÉ Siméon, KAPSO TCHOUANKEP Mireille, ENAH Dickson ACHUO, BIRAM à NGON Eric Belmond, CHINCHE Sylvie BELENGFE, ASI QUIGGLE Atud, YOGBACK Gertrude Estelle et NGAKOMO ANANGA Rose Pulchérie ; de Messieurs CHUMTCHOUA Armel Landry, MVONDO Narcisse, NJIAWOUO POUNTIGNI Eric, POUNTOUGNIGNI Oumarou Farikou, TALOM Serge Narcisse, FOTSEU KOUAM Arnold Landry, TSOMENE NAMEKONG Pierre, NANFACK DONGMO Rodrigue et SOB NANGOU Paul ; et de Mesdames BANGA MEDJO Pascale, , OKOA AMOUGOU Thérèse Nadège et TCHOUAPI Yvonne Laure.

Je remercie mes camarades et amis pour leurs aides et encouragements. Il s'agit particulièrement du Commissaire de Police Monsieur NGUEYEP Yannick ; des Messieurs FOMKPA MAPOURE Daniel Duclos, NJOYA Patrick Alexandre Legrand et ZEBAZE MEGUIE Joel ; et des Mesdames ESSENGUE ELOUNDOU Bernadette Prudence, NJIEMOUN

MANFON Apolline, AFA'A Théràmène Alice, YEMELE TSAGO Carine, NZEPANG TCHIZE Audrey Gwladys, KOMBOU Doriane, DJIEUKAP NJIEYAP Laurelle et GHETYOU MOUNDI Ladifatou. Je tiens à témoigner aussi ma reconnaissance à nos différents conducteurs de moto de Bamenda pour leur disponibilité et leur bravoure pour nous faire accéder à tous les points de prélèvement pendant les moments difficiles de terrain.

J'exprime ma gratitude à la grande famille NJIKAM Mama, la famille MVÛH et à la famille NTENTIE Aïchetou pour leurs soutiens multiples. Un merci particulier à Monsieur FOUPOUAGNIGNI Soulemanou, mon oncle et tuteur pour ses conseils, son soutien tant financier que matériel et la confiance placée en ma personne durant toutes ces années. Je dis merci du fond de mon cœur à mes frères MUNKUE Arouna, NJINTAIN Isofa, NCHARE Younchaou, MOUNPOU NJIKAM Saliou, ZOUOPNJOUNDI Ibrahim et NJOULIAMIMCHE Mamadou ; et mes sœurs NDINCHOUT Adija, MBOUANGOUORE Fadimatou, MFOUT Assana, NZIE Oussena, MEFIRE Nafissatou et MANJIA Rahamatou qui n'ont ménagé aucun effort pour me soutenir et m'encourager dans mes études. Merci à vous tous car grâce à votre soutien, j'ai réalisé un autre pas de plus dans le vaste monde de la recherche et le souhait de notre défunt père (Paix à son âme).

Je témoigne mon affection à ma tendre épouse Madame TIAJEMGNIGNI Nafissetou pour sa présence à mes côtés pendant les moments difficiles. Mon affection va aussi à l'endroit de mes deux fils AHMED Ramadan MBOUOMBOUO et ABDEL Hamid MBOUOMBOUO qui sont pour moi une source de motivation et l'espoir de la continuité.

Ces travaux de thèse ont reçu le soutien financier de EXCEED-SWINDOM (Excellent Centers for Exchange and Development - Sustainable Water Management in Developing Countries) pour mon stage et mon séjour dans les Universités de Lomé et de Kara au Togo, et également pour ma participation à la conférence sur « *Water Security and Climate Change* » du 3 au 5 Décembre 2018 à Kenyatta University à Nairobi, Kenya.

S'il est vrai que rien ne peut s'obtenir sans effort, il reste aussi vrai que la réussite n'est pas le fruit des efforts personnels. Elle dépend de la collaboration, des encouragements, des conseils et de la sympathie que les autres nous accordent. Qu'il me soit permis de remercier les personnes qui m'ont aidé à réaliser ce travail, et aussi ceux qui, sans le savoir ont constitué une source d'inspiration, un stimulant, un modèle ou une référence.

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES

ACH	:	Analyse de Classification Hiérarchique
ACP	:	Analyse en Composantes Principales
AFNOR	:	Association Française de Normalisation
ANOFEL	:	Association Française des Enseignants de Parasitologie et Mycologie
APHA	:	American Public Health Association
Aya	:	Station Ayaba
CDC	:	Center for Disease Control
CEAEQ	:	Centre d'Expertise en Analyses Environnementales du Québec
ESTBA	:	École Supérieure des Techniques Biologiques et Alimentaires
ETM	:	Éléments Traces Métalliques
For	:	Station Formuki
GPS	:	Global Positioning System
IBGE	:	Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement
INC	:	Institut National de la Cartographie
INS	:	Institut National de la Statistique
IPO	:	Indice de Pollution Organique
LAMICODA	:	Laboratoire de Microbiologie et de Contrôle qualité des Denrées alimentaires
LCE	:	Laboratoire de Chimie des Eaux
LHE	:	Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement
LSEE	:	Laboratoire de la Santé de l'Eau et de l'Environnement
Mez	:	Station Mezam
Mnk	:	Station Mankon
Muf	:	Station Mufueh
NTU	:	Nephelometric Turbidity Units
OMS	:	Organisation Mondiale de la Santé
PNUD	:	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
PSU	:	Practical Salinity Unit
RGPH	:	Recensement Général de la Population et de l'Habitat
SP	:	Saison des Pluies
SS	:	Saison Sèche
SPSS	:	Spatial Package for the Social Sciences

SOMMAIRE

LISTE PROTOCOLAIRE DE LA FACULTÉ DES SCIENCES	i
DÉDICACE.....	ix
REMERCIEMENTS	x
LISTE DES ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES	xiii
SOMMAIRE	xiv
LISTE DES FIGURES	xvi
LISTE DES TABLEAUX.....	xix
LISTE DES ANNEXES	xxi
RÉSUMÉ.....	xxi
ABSTRACT	xxiii
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I : REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	4
I.1. Généralités sur les écosystèmes aquatiques	5
I.1.1. Écosystèmes lotiques	5
I.1.2. Écosystèmes lentiques	5
I.2. Pollution des écosystèmes aquatiques	6
I.2.1. Sources de pollution.....	6
I.2.2. Types de pollution.....	6
I.3. Paramètres d'évaluation de la qualité des eaux de surface	7
I.3.1. Paramètres hydrologiques	7
I.3.2. Paramètres physico-chimiques.....	7
I.3.3. Paramètres biologiques	10
I.4. Généralités sur les parasites intestinaux	12
I.4.1. Protozoaires entéropathogènes.....	13
I.4.2. Helminthes entéropathogènes	26
I.5. Description des formes matures de dissémination des Protozoaires et Helminthes	37
I.5.1. Formes matures de dissémination des Protozoaires entéropathogènes.....	38
I.5.2. Formes matures de dissémination des Helminthes entéropathogènes	38

I.6. Diagnostic, intérêt sanitaire et lutte contre la dissémination des parasites intestinaux	38
I.6.1. Diagnostic des parasites intestinaux	38
I.6.2. Intérêt sanitaire d'étude des parasites intestinaux	39
I.6.3. Lutte contre la dissémination des parasites intestinaux	39
CHAPITRE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	40
II.1. Matériel.....	41
II.1.1. Présentation générale de la région du Nord-Ouest et de la ville de Bamenda.....	41
II.1.2. Site d'étude	41
II.1.3. Choix et description des stations d'échantillonnage.....	42
II.2. Méthodes	41
II.2.1. Mesure des paramètres hydrologiques	49
II.2.2. Mesure des paramètres physico-chimiques	50
II.2.3. Mesure des éléments traces métalliques dans l'eau et dans les sédiments.....	52
II.2.4. Techniques d'échantillonnage, de concentration et dénombrement des parasites	53
II.2.5. Analyse statistique des données hydrologiques, physico-chimiques et biologiques.....	57
CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION	59
III.1. Résultats	60
III.1.1. Paramètres hydrologiques des cours d'eau	60
III.1.2. Paramètres physico-chimiques des eaux	62
III.1.3. Paramètres biologiques des eaux.....	92
III.1.4. Caractérisation statistique des variables physico-chimiques et biologiques.....	116
III.2. Discussion	126
III.2.1. Paramètres hydrologiques et physico-chimiques des eaux étudiées	126
III.2.2. Paramètres biologiques des eaux étudiées	131
III.2.3. Influence des variables abiotiques sur la distribution et la maturation des parasites ...	131
CONCLUSION, RÉCOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES	138
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	141
ANNEXES	160
PUBLICATIONS ISSUES DE LA THÈSE.....	169
COMMUNICATIONS SCIENTIFIQUES ISSUES DES TRAVAUX DE LA THÈSE.....	169

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Organisation structurale des trophozoïtes (A) et des kystes (B) d' <i>Entamoeba histolytica</i>	16
Figure 2 : Cycle de développement d' <i>Entamoeba histolytica</i>	18
Figure 3 : Organisation structurale du trophozoïte (A) et du kyste (B) de <i>Giardia intestinalis</i>	21
Figure 4 : Cycle de développement de <i>Giardia intestinalis</i>	21
Figure 5 : Organisation structurale du trophozoïte (A) et du kyste (B) de <i>Balantidium coli</i>	23
Figure 6 : Cycle de développement de <i>Balantidium coli</i>	23
Figure 7 : Cycle de développement de <i>Cryptosporidium</i> spp.	26
Figure 8 : Organisation structurale des vers adultes (A) et des œufs (B) d' <i>Ascaris lumbricoïdes</i>	30
Figure 9 : Cycle de développement d' <i>Ascaris lumbricoïdes</i>	31
Figure 10 : Organisation structurale des vers adultes (A) et de l'œuf (B) de <i>Tænia</i> sp.....	34
Figure 11 : Cycle de développement de <i>Tænia saginata</i>	35
Figure 12 : Organisation structurale des vers adultes (A) et des œufs (B) de <i>Schistosoma</i> spp.	36
Figure 13 : Cycle de développement de <i>Schistosoma</i> spp.	37
Figure 14 : Diagramme ombrothermique présentant les variations mensuelles des valeurs moyennes des précipitations et de température enregistrées en 2015 dans la ville de Bamenda.....	42
Figure 15 : Carte du bassin versant de la Mezam présentant les cours d'eau et les stations d'échantillonnage	43
Figure 16 : Vue partielle des stations d'échantillonnage du cours d'eau Mufueh	45
Figure 17 : Vue partielle des stations d'échantillonnage du cours d'eau Formuki	46
Figure 18 : Vue partielle des stations d'échantillonnage du cours d'eau Mankon	47
Figure 19 : Vue partielle des stations d'échantillonnage du cours d'eau Ayaba	48
Figure 20 : Vue partielle de la station d'échantillonnage de la rivière Mezam	49
Figure 21 : Aspect du tube de centrifugation après la technique de Ritchie.....	54
Figure 22 : Variation spatio-temporelle de la vitesse (A) et du débit (B) dans les cours d'eau	60
Figure 23 : Variation spatio-temporelle de la température dans les cours d'eau	63
Figure 24 : Variation spatio-temporelle de la couleur dans les cours d'eau	65

Figure 25 : Variation spatio-temporelle des Matières en Suspension (MES) dans les cours d'eau.....	66
Figure 26 : Variation spatio-temporelle de la turbidité dans les cours d'eau.....	68
Figure 27 : Variation spatio-temporelle des Solides Totaux Dissous (STD) dans les cours d'eau	69
Figure 28 : Variation spatio-temporelle du pH dans les cours d'eau	71
Figure 29 : Variation spatio-temporelle de la salinité dans les cours d'eau.....	72
Figure 30 : Variation spatio-temporelle de l'oxygène dissous dans les cours d'eau	74
Figure 31 : Variation spatio-temporelle de l'oxydabilité dans les cours d'eau.....	75
Figure 32 : Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique dans les cours d'eau	76
Figure 33 : Variation spatio-temporelle de l'alcalinité dans les cours d'eau	78
Figure 34 : Variation spatio-temporelle du gaz carbonique dissous dans les cours d'eau.....	79
Figure 35 : Variation spatio-temporelle des orthophosphates dans les cours d'eau	81
Figure 36 : Variation spatio-temporelle des nitrates dans les cours d'eau.....	82
Figure 37 : Variation spatio-temporelle de l'ammonium dans les cours d'eau	84
Figure 38 : Variations spatiale (A) et saisonnière (B) des valeurs de l'Indice de Pollution Organique (IPO) pendant la période d'étude	85
Figure 39 : Analyse en Composantes Principales (ACP) effectuée à partir des données physico-chimiques mesurées dans les différentes stations	91
Figure 40 : Analyse de Classification hiérarchique (ACH) des stations d'échantillonnage à partir des valeurs des paramètres physico-chimiques	92
Figure 41 : Photos et dessins annotés des kystes d' <i>Entamoeba histolytica</i> : forme immature (A) et forme mature (B).....	93
Figure 42 : Photos et dessins annotés des kystes d' <i>Entamoeba coli</i> : forme immature (A) et forme mature (B).....	94
Figure 43 : Photos et dessins annotés des kystes de <i>Giardia</i> sp. : forme immature (A) et forme mature (B).....	94
Figure 44 : Photo (A) et dessin annoté (B) du Kyste de <i>Chilomastix mesnili</i>	95
Figure 45 : Photos et dessins annotés des kystes de <i>Balantidium coli</i> : forme ovale (A) et forme ronde (B).....	95
Figure 46 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'oocyste de <i>Cryptosporidium</i> spp.	96
Figure 47 : Photos (A) et dessins annotés (B) des oocystes de <i>Cyclospora cayetanensis</i>	96
Figure 48 : Photos (A) et dessins annotés (B) des oocystes d' <i>Isospora belli</i>	97
Figure 49 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'oocyste de <i>Sarcocystis hominis</i>	98

Figure 50: Variations spatiale (A) et temporelle (B) des densités moyennes des Rhizopodes.....	99
Figure 51: Variations spatiale (A) et temporelle (B) des densités moyennes des Flagellés entéropathogènes.....	100
Figure 52 : Variations spatiale (A) et temporelle (B) des densités moyennes des Ciliés.	101
Figure 53: Variations spatiale (A) et temporelle (B) des densités moyennes des Sporozoaires.....	102
Figure 54 : Variation saisonnière des densités moyennes des Protozoaires.	103
Figure 55 : Densités moyennes des Protozoaires pendant la période d'étude.	104
Figure 56 : Photos (A) et dessins annotés (B) des œufs d' <i>Ascaris lumbricoïdes</i>	105
Figure 57 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'œuf d' <i>Ancylostoma</i> sp.	105
Figure 58 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'œuf d' <i>Enterobius vermicularis</i>	106
Figure 59 : Photos et dessins annotés des larves de <i>Strongyloides</i> sp. : larve rhabditoïde (A) et larve strongyloïde (B).....	106
Figure 60 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'œuf de <i>Trichuris trichiura</i>	107
Figure 61 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'œuf d' <i>Hymenolepis</i> sp.	107
Figure 62 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'œuf de <i>Diphyllobothrium latum</i>	108
Figure 63 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'œuf de <i>Tænia</i> sp.	108
Figure 64 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'œuf de <i>Schistosoma haematobium</i>	109
Figure 65 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'œuf de <i>Fasciola hepatica</i>	109
Figure 66: Variations spatiales (A) et temporelles (B) des densités moyennes des Nématodes.....	110
Figure 67 : Variations spatiale (A) et temporelle (B) des densités moyennes des Cestodes	112
Figure 68: Variations spatiale (A) et temporelle (B) des densités moyennes des Trématodes.....	113
Figure 69 : Variation saisonnière des densités moyennes des Helminthes.	114
Figure 70 : Densités moyennes des Helminthes pendant la période d'étude.....	114
Figure 71 : Analyse en Composantes Principales (ACP) effectuée à partir des données physico-chimiques et les densités des Protozoaires.....	121
Figure 72 : Analyse en Composantes Principales (ACP) effectuée à partir des données physico-chimiques et les densités des Helminthes	122
Figure 73 : Analyse de Classification Hiérarchique (ACH) des stations à partir des valeurs des paramètres physico-chimiques et les densités des Protozoaires.	124
Figure 74 : Analyse de Classification Hiérarchique (ACH) des stations à partir des valeurs des paramètres physico-chimiques et les densités des Helminthes.....	125

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I	: Systématique justifiée des Rhizopodes entéropathogènes.....	14
Tableau II	: Caractéristiques morphologiques des kystes des Rhizopodes entéropathogènes.....	15
Tableau III	: Systématique justifiée des Flagellés entéropathogènes	19
Tableau IV	: Caractéristiques morphologiques des kystes des Flagellés entéropathogènes	20
Tableau V	: Systématique justifiée des Ciliés entéropathogènes	22
Tableau VI	: Systématique justifiée des Sporozoaires entéropathogènes	24
Tableau VII	: Caractéristiques morphologiques des oocystes des Sporozoaires entéropathogènes.....	25
Tableau VIII	: Systématique justifiée des Nématodes entéropathogènes	28
Tableau IX	: Caractéristiques morphologiques des œufs et larves de Nématodes entéropathogènes....	29
Tableau X	: Systématique justifiée des Plathelminthes entéropathogènes.....	32
Tableau XI	: Caractéristiques morphologiques des œufs des Cestodes et des Trématodes entéropathogènes	33
Tableau XII	: Classes de l'Indice de Pollution Organique (IPO) en fonction des valeurs limites de chaque paramètre.....	52
Tableau XIII	: Classification du niveau de pollution en fonction des classes de valeurs de l'Indice de Pollution Organique (IPO).....	52
Tableau XIV	: Valeurs moyennes et écart-types de la largeur du lit mouillé et de la profondeur de l'eau mesurées pendant la période d'étude.....	61
Tableau XV	: Teneurs de l'eau en ions métalliques dans les stations d'échantillonnage.....	86
Tableau XVI	: Teneurs de l'eau en métaux lourds dans les cours d'eau	87
Tableau XVII	: Résultats des valeurs de la conductivité électrique, du pH et des teneurs en métaux lourds dans les sédiments.....	88
Tableau XVIII	: Taux de maturation de quelques espèces des entéropathogènes.....	114
Tableau XIX	: Corrélations de Spearman (r) entre les espèces des Protozoaires entéropathogènes et les paramètres physico-chimiques.....	115
Tableau XX	: Corrélations de Spearman (r) entre les espèces d'Helminthes entéropathogènes et les paramètres physico-chimiques.....	116
Tableau XXI	: Corrélations de Spearman (r) entre les ions métalliques, les métaux lourds et les espèces des parasites intestinaux.....	117
Tableau XXII	: Corrélations de Spearman (r) entre les paramètres physico-chimiques et les formes matures des entéropathogènes	118

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	: Récapitulatif des valeurs saisonnières, moyennes et écart-types des paramètres physico-chimiques et de l'Indice de Pollution Organique (IPO) mesurés pendant la période d'étude	160
Annexe 2	: Matrice de corrélation de Spearman (r) entre les paramètres physico-chimiques mesurés pendant la période d'étude.....	162
Annexe 3	: Matrice de corrélation de Spearman (r) entre les paramètres physico-chimiques, les ions et les éléments traces métalliques.....	163
Annexe 4	: Valeurs minimales, maximales, saisonnières, moyennes et écart-types des Protozoaires intestinaux dénombrés pendant l'étude.....	164
Annexe 5	: Valeurs minimales, maximales, saisonnières, moyennes et écart-types des Helminthes intestinaux dénombrés pendant l'étude.....	166

RÉSUMÉ

Les Protozoaires et Helminthes intestinaux présentent des formes de résistances variées dans l'environnement aquatique (kystes, oocystes, œufs et larves). Leur présence dans les eaux de surface constitue un problème de santé publique et devrait faire l'objet d'une attention particulière. La maîtrise des étapes de maturation de ces parasites ainsi que la compréhension des facteurs abiotiques qui favorisent leur distribution dans l'eau sont nécessaires pour comprendre leur écologie et leur contribution dans l'activation, la viabilité et la transmission des infections. C'est dans ce sens que cette étude visant à caractériser les formes matures de dissémination des Protozoaires et Helminthes intestinaux en relation avec la qualité physico-chimique de l'eau a été menée dans le réseau hydrographique de la Mezam à Bamenda. Plus spécifiquement, il s'est agi de mesurer les principaux paramètres hydrologiques et physico-chimiques des eaux de ce bassin versant, caractériser les différentes formes environnementales des Protozoaires et Helminthes entéropathogènes des eaux de la Mezam et évaluer l'influence des paramètres physico-chimiques sur la distribution et la maturation des parasites intestinaux dans ces milieux aquatiques.

Treize stations d'échantillonnage, réparties en 3 stations pour chaque cours d'eau (Mufueh, Formuki, Mankon et Ayaba) et 1 station sur la rivière réceptrice (Mezam) ont été retenues. Dans chacune de ces stations, 13 campagnes d'échantillonnage ont été effectuées de janvier 2017 à janvier 2018 suivant un pas de prélèvement mensuel. Les paramètres hydrologiques, physico-chimiques et les métaux lourds ont été analysés sur le terrain et au laboratoire suivant les méthodes standards. L'isolement, l'identification et le dénombrement des parasites ont été effectués à l'aide du microscope optique aux grossissements 40x et 100x après concentration et coloration des éléments parasitaires suivant les techniques de sédimentation directe, de Kato-Katz, de Ritchie et de Ziehl-Neelsen. Les taux de maturation ont été calculés chez les espèces *Ascaris lumbricoïdes*, *Strongyloïdes* sp., *Isospora belli* et *Cyclospora cayetanensis*.

Les résultats des analyses physico-chimiques montrent que le cours d'eau Mufueh et la rivière Mezam, situés aux périphéries de la ville et caractérisés par une végétation abondante sur les berges, ont des eaux bien oxygénées ($65,57 \pm 3,56$ %), des faibles valeurs de température ($19,61 \pm 1,59$ °C), une faible minéralisation ($61,94 \pm 41,20$ µS/cm) et une faible pollution organique ($2,41 \pm 1,71$ mg/L). Ces eaux sont soumises à des pollutions domestiques et agricoles. Par contre, les cours d'eau Formuki, Mankon et Ayaba qui traversent la zone urbanisée, montrent une pollution organique modérée à forte ($2 \leq \text{IPO} \leq 3,6$), avec des températures ($22,05 \pm 2,14$ °C) et une minéralisation ($185,37 \pm 122,71$ µS/cm) plus élevées. Ces eaux urbaines sont soumises à des pollutions domestiques, municipales et agricoles ; et présentent des valeurs plus élevées en ions ($16,31$ mg/L) et en éléments traces métalliques (5858 µg/kg) dans les sédiments.

Les analyses biologiques ont permis d'identifier et de caractériser chez les Protozoaires entéropathogènes, 9 espèces de parasites intestinaux appartenant à 4 classes. La classe des Sporozoaires a dominé avec les espèces *Cryptosporidium* spp. (99 Oocystes/L), *Cyclospora cayetanensis* (94 Oocystes/L), *Isospora belli* (54 Oocystes/L) et *Sarcocystis hominis* (31 Oocystes/L). Elle est suivie par la classe des Rhizopodes représentée par les espèces *Entamoeba coli* (71 Kystes/L) et *Entamoeba histolytica* (63 Kystes/L). Ensuite viennent la classe des Flagellés avec les espèces *Giardia* sp. (65 Kystes/L) et *Chilomastix mesnili* (7 Kystes/L) ; et enfin la classe des Ciliés représentée par l'espèce *Balantidium coli* (42 Kystes/L). La distribution spatiotemporelle des Protozoaires entéropathogènes montre des densités élevées au mois de mars en saison des pluies dans les stations Muf-amont, Aya-milieu, Mnk-amont et Mez-potamon ; et des faibles densités dans les stations Aya-aval, For-aval et Muf-milieu. Les taux de maturation ou de sporulation sont respectivement de 37,55% et 39,58% pour *Isospora belli* et *Cyclospora cayetanensis* et sont plus élevés en saison sèche. Les analyses statistiques montrent que les densités des Protozoaires et des oocystes matures sont corrélées positivement avec les matières en suspension et l'oxygène dissous et négativement avec les ions Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , K^+ , HCO_3^- et NO_3^- ($p \leq 0,05$).

Chez les Helminthes entéropathogènes, les analyses biologiques ont permis d'identifier et de caractériser 10 espèces de parasites intestinaux appartenant à 3 classes. Il s'agit par ordre décroissant de densité de la classe des Nématodes avec les espèces *Strongyloïdes* sp. (141 Larves/L), *Ascaris lumbricoïdes* (59 Œufs/L), *Enterobius vermicularis* (9 Œufs/L), *Ancylostoma* sp. (2 Œufs/L) et *Trichuris trichiura* (2 Œufs/L) ; de la classe des Cestodes avec les espèces *Tænia* sp. (30 Œufs/L), *Diphyllobothrium latum* (25 Œufs/L) et *Hyménolepis* sp. (11 Œufs/L) et enfin de la classe des Trématodes représentée par les espèces *Schistosoma haematobium* (2 Œufs/L) et *Fasciola hepatica* (1 Œuf/L). Les stations Mnk-aval, Aya-amont, Muf-amont, Muf-milieu et Mez-potamon ont été les plus contaminées par les œufs et larves d'Helminthes entéropathogènes ; tandis que Muf-aval, For-amont et Mnk-amont sont les stations qui ont montré les faibles densités de ces parasites. Les taux de maturation sont de 66,35% pour les œufs d'*Ascaris lumbricoïdes* et de 28,48% pour les larves de *Strongyloïdes* sp. et sont plus élevés en saison des pluies, montrant le rôle de l'humidité dans la maturation des œufs et larves d'Helminthes entéropathogènes. Les analyses statistiques ($p \leq 0,05$) montrent que les œufs et larves d'Helminthes ont des corrélations négatives avec la température, la salinité, les métaux lourds et affectionnent les milieux ayant une pollution organique faible ou modérée et riche en oxygène dissous. Ceci montre l'effet de bioaccumulation des métaux lourds par les parasites intestinaux dans l'eau. Le respect des règles d'hygiènes élémentaires et le traitement des eaux avant tout usage réduiraient le risque de contamination de la population.

Mots clés : Physico-chimie, formes environnementales, entéropathogènes, Protozoaires, Helminthes, réseau hydrographique, Mezam, Bamenda.

ABSTRACT

The intestinal Protozoa and helminths show various forms of resistances in the water system (cysts and oocysts for Protozoa; eggs and larvae for Helminths). Their presence in the surface water constitutes a public health problem and must have special attention. The comprehension of the abiotic factors in favor of the distribution of these parasites in water together with the control of their maturation stages are necessary to understand the ecology of these parasites and their contribution to the activation, viability and transmission of diseases. This study aimed at evaluating the biodynamic of the environmental forms of enteric Protozoa and Helminths in relation with the physicochemical parameters of water in the Mezam hydrographic network system in Bamenda. More specifically, to evaluate the main hydrological and physicochemical parameters of these water, to characterize the different environmental forms of enteric Protozoa and Helminths in these waters and to evaluate the influence of physicochemical parameters on the distribution and the maturation of enteric pathogens in these aquatic environments.

For this study, 13 sampling stations were selected divided into 3 sampling points for each stream (Mufueh, Formuki, Mankon and Ayaba) and 1 sampling station in the Mezam river. In each of these sampling points, 13 sampling campaigns were conducted from January 2017 to January 2018 following the monthly frequency. The hydrological and physicochemical parameters and the heavy metals were analyzed in the field and in the laboratory according to the standard methods. The isolation, identification and enumeration of the parasites were carried out using microscope at 40x and 100x after concentration and coloration of parasites according to the techniques of sedimentation, Kato-Katz, Ritchie and Ziehl-Neelsen. The maturation rates have been done in the species *Ascaris lumbricoides*, *Strongyloides* sp., *Isoospora belli* et *Cyclospora cayetanensis*.

Physicochemical analysis show that the Mufueh stream and the Mezam river, which are located on the outskirts of the city with the abundant vegetation on the banks of rivers, showed well oxygenated water ($65.57 \pm 3.56\%$), low values of temperature (19.61 ± 1.59 °C), low mineralization (61.94 ± 41.20 µS / cm) and low organic pollution (2.41 ± 1.71 mg / L). The water of these streams are subject to domestic and agricultural pollution. On the other hand, the Formuki, Mankon and Ayaba streams that cross the urban center, are more polluted ($2.0 \leq \text{IPO} \leq 3.6$), with high values of temperature (22.05 ± 2.14 °C) and high mineralization (185.37 ± 122.71 µS / cm). This urban water is subject to domestic, municipal and agricultural pollution; and present higher values of metallic ions (16.31 mg / L) and heavy metals (5858 µg / kg) in sediments.

Concerning the enteropathogenic Protozoa, biological analysis allowed to identify and to characterize 9 species belonging to 4 classes. The class of Sporozoan dominated with *Cryptosporidium* spp. (99 Oocysts / L), *Cyclospora cayetanensis* (94 Oocysts / L), *Isoospora belli*

(54 Oocysts / L) and *Sarcocystis hominis* (31 Oocysts / L). It was followed by the class of Rhizopoda who is represented by *Entamoeba coli* (71 Cysts / L) and *Entamoeba histolytica* (63 Cysts / L). The cysts of *Giardia* sp. (65 cysts / L) and *Chilomastix mesnili* (7 cysts / L) belonging to the class of Flagellates followed; and finally, the class of Ciliate who is represented by the specie of *Balantidium coli* (42 Cysts / L). The spatiotemporal distribution of enteropathogenic Protozoan showed high densities in the month of march during the rainy season at the Muf-upstream, Aya-middlestream, Mnk-upstream and Mez-potamon stations; and low densities at Aya-downstream, For-downstream and Muf-middlestream stations. The maturation or sporulation rates of these oocysts are 37.55% and 39.58% respectively for *Isospora belli* and *Cyclospora cayetanensis* and are higher in the dry season. Statistical analysis revealed positives correlations between the densities of enteropathogenic Protozoan, sporulated oocysts with suspended solids and dissolved oxygen; and negatives correlations between these parasites and some metallic ions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , K^+ , HCO_3^- and NO_3^-) ($p \leq 0.05$).

Concerning the enteropathogenic Helminths, biological analysis allowed the identification and the characterization of 10 species belonging to 3 classes. In descending order of density are the class of Nematoda with *Strongyloides* sp. (141 Larvae / L), *Ascaris lumbricoïdes* (59 Eggs / L), *Enterobius vermicularis* (9 Eggs / L), *Ancylostoma* sp. (2 Eggs / L) and *Trichuris trichiura* (2 Eggs / L). It was followed by the class of Cestoda with *Taenia* sp. (30 Eggs / L), *Diphyllobothrium latum* (25 Eggs / L) and *Hymenolepis* sp. (11 Eggs / L). The least dominant class is the class of Trematoda represented by *Schistosoma haematobium* (2 Eggs / L) and *Fasciola hepatica* (1 Egg / L). The Mnk-downstream, Aya-upstream, Muf-upstream, Muf-middlestream and Mez-potamon stations were the most contaminated with enteropathogenic Helminth eggs and larvae; while Muf-downstream, For-upstream and Mnk-upstream showed low densities of these parasites. The maturation rates are 66.35% for the *Ascaris lumbricoïdes* specie and 28.48% for *Strongyloides* sp. and are higher during the rainy season, showing the role of humidity in the maturation of Helminths eggs and larvae. The statistical analysis ($p \leq 0.05$) show that Helminths eggs and larvae show negatives correlations with temperature, salinity, heavy metals and have great affection with environments which have low or moderate organic pollution and rich in dissolved oxygen. These results show the bioaccumulation effect of heavy metals by intestinal parasites in the water. Respecting basic hygienic rules as well as treating water before use would reduce the risk of contamination of the population.

Keywords : Physicochemical parameters, environmental forms, enteropathogens, Protozoa, Helminths, hydrographic network, Mezam, Bamenda.



INTRODUCTION

L'eau est l'un des éléments indispensables pour la survie des êtres vivants sur la planète Terre. Dans la plupart des communautés urbaines et rurales, les eaux de surface (fleuves, rivières, cours d'eau et lacs) sont les sources d'eau les plus disponibles et même indispensables pour des activités domestiques, agricoles et industrielles (Dimowo, 2013). La forte croissance démographique que connaissent les pays en voie de développement couplée à leur situation économique difficile, les changements climatiques, le développement industriel et agricole sont à l'origine de la dégradation de la qualité des eaux de surface dont le contrôle et la surveillance devraient susciter un intérêt particulier (El Ouali *et al.*, 2010). Ce boom démographique entraîne une urbanisation et une occupation anarchique des sols induisant au fil des années une augmentation des émissions de polluants de toute nature. L'essentiel de ces déchets arrive dans les écosystèmes aquatiques qui constituent le réceptacle majeur (Wang *et al.*, 2014), rendant ainsi ces eaux impropres à l'usage (Sundar et Saseetharan, 2008). Une gestion rigoureuse et un suivi permanent de ces eaux seraient nécessaires.

Dans la majorité des grandes métropoles africaines, les eaux urbaines sont déversées dans la nature sans aucun traitement préalable (Kengne *et al.*, 2000). Ces eaux usées rejetées sans traitement, associées aux conditions d'hygiène précaires des populations, sont à l'origine de la contamination des eaux de surfaces par des microorganismes pathogènes pouvant entraîner de graves crises sanitaires (OMS, 1997, Cissé *et al.*, 2011). Parmi ces parasites, figurent les Protozoaires et les Helminthes. Ces parasites entériques présentent des formes de résistances variées (kystes, oocystes, œufs ou larves) dans l'environnement aquatique. Ces formes de résistances assurent également la dissémination de ces parasites dans l'environnement (Petithory *et al.*, 1998). L'homme se contamine en ingérant ces parasites à travers l'eau et les aliments souillés (Davies-Colley *et al.*, 2004 ; Lacoste, 2009), ou par pénétration directe des larves infestantes à travers la peau lors du contact avec l'eau contaminée ; et s'expose ainsi aux affections parasitaires liées à l'eau.

Les maladies parasitaires humaines liées à l'eau sont fréquentes au plan mondial (Savioli *et al.*, 2006 ; Lehman *et al.*, 2012) et prédominent en Afrique (Gambari, 2013), principalement dans les régions tropicales. La fréquence de ces maladies parasitaires et le profil des espèces qui causent ces parasitoses varient en fonction de plusieurs facteurs tels que le niveau d'hygiène, les facteurs socio-économiques, les habitudes alimentaires et les facteurs géoclimatiques (Lehman *et al.*, 2012 ; Safaa, 2017). Leur intensité et leur prévalence sont élevées dans les pays en voie de développement et surtout en milieu rural (Mengistu *et al.*, 2007). Elles sont particulièrement sévères chez les enfants, chez qui elles affectent la santé et le développement, tandis qu'elles réduisent la productivité et la capacité de travail des adultes (Ostan *et al.*, 2007).

Au Cameroun, les maladies hydriques font partie des maladies parasitaires les plus chroniques (Tchuem Tchuente *et al.*, 2001, Ajeegah *et al.*, 2016). Cependant, l'approvisionnement en eau de

qualité et un système d'assainissement adéquat dans les villes Camerounaises sont très insuffisants pour satisfaire les besoins des populations sujettes à la forte explosion démographique. La ville de Bamenda (Nord-Ouest, Cameroun) ne fait pas exception. Cette faible adduction en eau de qualité contraint les populations à utiliser les eaux de surface (fleuves, cours d'eau, rivières et lacs) et les eaux souterraines pour leurs besoins quotidiens (Ajeegah et Karie Mouncharou, 2018). De plus, pour les populations riveraines des milieux humides, les cours d'eau constituent le moyen par excellence d'évacuation des déchets, notamment le contenu des fosses septiques (Djuikom *et al.*, 2009). Toutes ces pressions anthropiques pourraient être à l'origine de la contamination des cours d'eau par des Protozoaires et Helminthes entéropathogènes, exposant les populations aux maladies hydriques.

La quasi-totalité des études hydrobiologiques portant sur les Protozoaires et Helminthes entéropathogènes se sont focalisées dans les hydrosystèmes de Yaoundé qui a un climat à 4 saisons (Kouam Kenmogne *et al.* 2010 ; Chumtchoua *et al.*, 2016 ; Ajeegah *et al.*, 2016, 2018 et Kapso Tchouankep, 2018). Dans la ville de Bamenda qui est située dans les hautes altitudes et présente un climat à 2 saisons et un réseau hydrographique important, les études impliquant les parasites intestinaux dans les cours d'eau sont encore au stade élémentaire. De plus, les données disponibles sur les étapes de maturation de ces parasites sont presque inexistantes. Par ailleurs, peu de données existent sur la qualité physico-chimique de ces eaux en relation avec la biodynamique des formes environnementales des Protozoaires et Helminthes présents dans ces milieux.

La présente étude a pour objectif principal de caractériser les formes matures de dissémination des Protozoaires et Helminthes intestinaux en relation avec la qualité physico-chimique de l'eau dans le réseau hydrographique de la Mezam à Bamenda. Les objectifs spécifiques assignés à ce travail consistent à :

- évaluer les paramètres hydrologiques et physico-chimiques des eaux de la Mezam ;
- caractériser les kystes et oocystes de Protozoaires entéropathogènes ainsi que les œufs et larves d'Helminthes entéropathogènes dans ces milieux aquatiques ;
- évaluer le degré de maturation des formes de dissémination de certaines espèces ;
- déterminer l'influence des paramètres abiotiques sur la distribution et la maturation des Protozoaires et Helminthes entéropathogènes dans ces milieux aquatiques.

À la suite de cette introduction, ce travail de thèse s'articule autour de trois chapitres dont le premier est consacré à la revue de la littérature. Dans le deuxième chapitre, le matériel et les méthodes utilisés pour cette étude sont présentés. Le troisième chapitre expose les résultats obtenus, leur interprétation et la discussion. Ce dernier est suivi d'une conclusion, des recommandations et des perspectives de recherche.



CHAPITRE I :
REVUE DE LA LITTÉRATURE

I.1. Généralités sur les écosystèmes aquatiques

L'environnement aquatique de par sa complexité, regroupe les eaux continentales qui comprennent les eaux salées, les eaux saumâtres et les eaux douces. On estime à 1360 millions de km³, le volume d'eau accumulée sur la Terre dont 99,5% se trouve sous la forme salée ou glacée et 0,5% seulement (soit environ 7 millions de km³) sert d'eau utile à la vie (Cazalas et Gautron, 1993). Ces dernières (eaux utiles à la vie) sont soit souterraines, soit superficielles. Les eaux superficielles se distribuent à la surface de la Terre et se divisent en deux compartiments essentiels : les eaux courantes ou lotiques et les eaux calmes ou milieux lenticques (Pourriot et Meybeck, 1995 ; Vilaginès, 2003).

I.1.1. Écosystèmes lotiques

Les écosystèmes lotiques, qui représentent 0,1% du volume d'eau douce terrestre (Dussart et Defaye, 1995), sont caractérisés par un écoulement apparent de l'eau. Ce sont des collecteurs alimentés par les sources, les nappes phréatiques et les eaux de ruissellement qui trouvent leur origine dans les précipitations. Ces milieux prennent des formes très diverses, allant des ruisseaux peu larges aux grands fleuves de plusieurs kilomètres de largeur (Allan, 1995 ; Giller et Malmqvist, 1999). 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 et Pelletier, 2008). Ces cours d'eau sont divisés en trois régions : le crénon ou région des sources et de leurs émissaires ; le rithron ou partie supérieure du cours d'eau et le potamon ou partie inférieure du cours d'eau.

I.1.2. Écosystèmes lenticques

Les écosystèmes lenticques sont des étendues d'eau libres stagnantes comblant une dépression naturelle ou artificielle des continents et n'ayant pas de contact direct avec les océans (Meybeck, 1995). Ce sont des plans d'eau caractérisés par un écoulement lent ou nul. Ils représentent environ 1,4% des ressources d'eau douce disponibles sur la Terre (Tachet *et al.*, 2006). La taille de ces écosystèmes est fortement variable en termes de profondeur, de superficie et de volume (Meybeck, 1995). Ces écosystèmes comprennent les mares, les étangs et les lacs (Faurie *et al.*, 1998).

Les milieux aquatiques sont essentiels au maintien des activités humaines et aux processus écologiques qui y soutiennent la vie. Cependant, ces milieux sont soumis à des perturbations anthropiques qui sont la cause de leur pollution et leur dégradation (Devidal *et al.*, 2007).

I.2. Pollution des écosystèmes aquatiques

La pollution se définit comme une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît en totalité ou en partie comme un produit de l'action humaine au travers des effets directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiation, de la caractérisation physico-chimique du milieu et de l'abondance d'espèces vivantes (Ramade, 2002). Selon Meyer *et al.* (2005), la notion de pollution ne se réfère pas à la pureté des eaux, ni même à leurs aptitudes aux différents usages, mais plutôt aux modifications de leurs caractéristiques dues aux actions humaines.

I.2.1. Sources de pollution

Les cours d'eau apparaissent comme les écosystèmes les plus vulnérables de la planète (Allan, 2004) et ceux traversant les milieux urbains le sont encore plus (Foto Menbohan *et al.*, 2006). Outre l'agriculture, l'urbanisation constitue généralement le point de départ des différentes perturbations et altérations anthropiques de l'environnement aquatique. Globalement, deux principales sources de contamination des cours d'eau sont recensées dans une agglomération : les sources diffuses et les sources ponctuelles. Les sources diffuses proviennent de l'ensemble du territoire environnant l'hydrosystème et non d'un point unique identifiable. Il s'agit essentiellement des eaux usées, des eaux de ruissellement ou de surface. Les sources ponctuelles de pollution quant à elles sont localisées et facilement identifiables. Elles comprennent les effluents domestiques, les eaux usées industrielles et les eaux usées provenant de l'épandage de fumiers et de lisiers (Ritter *et al.*, 2002).

I.2.2. Types de pollution

Les différentes formes de pollution peuvent être regroupées en trois grandes catégories et prennent en compte la nature des polluants. Il s'agit de la pollution physique, la pollution chimique et la pollution biologique (Abdelmadjid, 2006).

La pollution physique peut être mécanique, due à une importante charge de matières en suspension dans l'eau. Elle peut aussi être thermique et dans ce cas, elle est causée par le rejet d'eaux chaudes provenant des centrales électriques, nucléaires et des sources thermales. Elle peut enfin être radioactive (El Amrani, 2007).

La pollution chimique est essentiellement causée par des rejets domestiques, industriels et agricoles plus ou moins traités et déversés dans l'environnement (Nagdeve, 2004). Elle résulte de la présence de substances dissoutes dans l'eau. Plusieurs types de pollutions chimiques sont distingués, entre autres : la pollution par les fertilisants qui enrichissent les eaux en nitrates et en phosphates, la pollution par les métaux et les métalloïdes (Zinc, Plomb, Arsenic), la pollution par les détergents et les pesticides et la pollution par les hydrocarbures (Haiao et Jinglu, 2013).

La pollution biologique d'un hydrosystème résulte de sa contamination par les organismes pathogènes (virus, bactéries, Protozoaires et Helminthes).

I.3. Paramètres d'évaluation de la qualité des eaux de surface

L'appréciation de la qualité des eaux de surface est basée sur la mesure ou le dosage des différents paramètres hydrologiques, physico-chimiques et biologiques de leurs diverses composantes. Ces mesures peuvent être complétées par l'analyse des sédiments (boues), qui constituent une « mémoire » de la vie du cours d'eau, notamment des épisodes de pollution par les métaux lourds et d'autres composés ou par d'autres matières organiques non biodégradables (IBGE, 2005).

I.3.1. Paramètres hydrologiques

La vitesse d'écoulement des eaux (en m/s), le débit (en m³/s) et l'épaisseur de la colonne d'eau (en m) sont les paramètres hydrologiques généralement mesurés.

La vitesse d'écoulement des eaux dépend du débit, de la pente du cours d'eau et de la nature des substrats du fond. Les fortes vitesses favorisent la remise en suspension des substrats et des microorganismes qui y sont fixés, les exposant ainsi à la dérive (Angelier, 2003). Par ailleurs, la vitesse d'écoulement modifie la qualité physico-chimique des eaux, la nature des dépôts sédimentaires et participe à l'autoépuration des cours d'eau dans la mesure où elle charrie les matières organiques et les détritiques présents dans l'eau (Leynaud et Verrel, 1980).

Le débit d'une eau indique le volume d'eau écoulé dans une section du cours d'eau par unité de temps. Il varie avec la vitesse de l'eau, la section mouillée, l'irrégularité du lit, la perméabilité du sol, le climat, le relief et la pluviométrie du bassin versant (Angelier, 2003). Ainsi, l'installation, la répartition et la stabilité des organismes aquatiques dépendent du débit (Angelier, 2000). Les débits très faibles créent des conditions de sous oxygénation et d'envasement des fonds (Jullian *et al.*, 2005).

I.3.2. Paramètres physico-chimiques

I.3.2.1. Température et Matières en Suspension

La température de l'eau (en °C) est l'un des principaux facteurs physiques qui affectent les réactions chimiques et biologiques. Elle joue un rôle important dans la solubilité des sels et des gaz nécessaires à l'équilibre de la vie aquatique. Elle dépend de la Latitude, de l'Altitude, de la saison, de l'heure du prélèvement et du débit de l'eau (Rodier *et al.*, 2009). Dans les systèmes lotiques, la température conditionne la vitesse des réactions chimiques et biochimiques (Hecky, 2000). Ainsi, pour une augmentation de température de 10°C, les vitesses des réactions chimiques et biochimiques s'accroissent d'un facteur de 2 à 3 (IBGE, 2005). L'activité métabolique des

organismes aquatiques et la maturation de certains kystes et oocystes des Protozoaires ainsi que les œufs et larves d'Helminthes est également accélérée lorsque la température de l'eau s'accroît. Selon Rodier *et al.* (2009), une température élevée (supérieure à 20 °C) favorise la maturation des parasites entériques dans les milieux aquatiques.

Les matières en suspension (MES) (en mg/L), comprennent les matières minérales ou organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau (argiles, sables, limons, plancton, entre autres). La plupart des pathogènes entériques vivent fixés aux matières en suspension dans l'eau (Medema *et al.*, 1998). Les MES varient avec le type de bassin versant, la nature des terrains traversés, la saison et les apports éventuels des effluents (Rodier *et al.*, 2009). Par ailleurs, les matières en suspension peuvent accumuler des quantités élevées de matières toxiques (métaux, pesticides, huiles minérales, hydrocarbures aromatiques polycycliques...) (IBGE, 2005). Les MES augmentent la turbidité et la couleur de l'eau. L'abondance de ces particules dans l'eau mesure son degré de turbidité ; tandis que la couleur de l'eau est due à la minéralisation et à la présence des substances humiques (Zébazé Togouet, 2008).

1.3.2.2. Alcalinité, potentiel d'Hydrogène et Conductivité électrique

L'alcalinité d'une eau (en mg/L) traduit sa capacité à absorber les protons. Encore appelée titre alcalimétrique complet (TAC), elle correspond à la somme des ions bicarbonates (HCO_3^-), ions carbonates (CO_3^{2-}) et ions hydroxydes (OH^-). Dans les eaux naturelles, l'alcalinité varie de 10 à 350 mg/L, avec des valeurs comprises entre 25 et 50 mg/L pour des cours d'eau situés en région à substrat acide (Rodier *et al.*, 2009). Les variations de l'alcalinité sont à rapprocher de celles des degrés de minéralisation des eaux et d'oxydation des composés organiques, mais aussi de la teneur en anhydride carbonique (Lévêque et Balian, 2005).

Le potentiel Hydrogène (pH) est une mesure de l'acidité de l'eau c'est-à-dire de la concentration en ions Hydrogène (H^+). Le pH des eaux naturelles est déterminé en partie par la nature géologique du bassin versant, par les précipitations acides et par l'activité biologique des microorganismes (Painchaud, 1997). Selon les normes de l'OMS, on admet généralement qu'un pH naturel situé entre 6,5 et 8,5 caractérise des eaux où la vie se développe de manière optimale (IBGE, 2005). L'action du pH sur les pathogènes entériques dans l'eau peut être indirecte et se fait notamment par la modification du coefficient d'assimilation des différents composés nutritifs minéraux ou organiques, dont l'importance va dépendre de la tolérance des organismes vis-à-vis de l'acidité du milieu (Lacasse, 2004).

La conductivité électrique (en $\mu\text{S}/\text{cm}$) est une expression numérique de la capacité d'une eau à conduire le courant électrique. Elle est proportionnelle à la quantité des sels ionisables et sa mesure constitue une bonne indication du degré de minéralisation d'une eau. L'évaluation de ce paramètre intègre l'ensemble de la composition ionique de l'eau (anions et cations), donc

l'ensemble des sels dissous dans l'eau. La connaissance du contenu en sels dissous est importante dans la mesure où la survie des parasites intestinaux est fonction de leur tolérance. La pollution des eaux se traduit par une augmentation de la conductivité et des Solides Totaux Dissous (STD) et donc, une augmentation de la teneur en sels dissous (Zébazé Togouet, 2004).

I.3.2.3. Oxygène dissous et Oxydabilité

L'oxygène dissous (en % de saturation) est une variable chimique dont la teneur possède une signification propre relative à la qualité des organismes présents dans une eau (Rodier *et al.*, 2009). Les conditions d'équilibre écologique normales exigent un taux de saturation en oxygène de 75 %, la situation devenant critique en deçà de 50% (Foto Menbohan et Njiné, 1991). La concentration en oxygène dissous varie de manière journalière et saisonnière et dépend de nombreux facteurs tels que la pression partielle en oxygène atmosphérique, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments (IBGE, 2005). Elle est également fonction de l'activité des microorganismes aquatiques lors des processus d'oxydation et de décomposition des matières organiques présentes dans l'eau. Un milieu bien oxygéné favoriserait la maturation des œufs d'Helminthes et les kystes de Protozoaires intestinaux. D'après Garcia (2007), la sporulation des oocystes des Protozoaires a lieu dans un milieu oxygéné.

L'oxydabilité (en mg/L de KMnO_4) est un paramètre généralement utilisé pour évaluer la qualité des eaux faiblement chargées en matière organique (AFNOR, 1999). Il détermine la quantité d'oxygène cédée par l'ion permanganate aux matières oxydables dans l'eau, surtout la matière organique. En fait, elle prend en compte l'ensemble des matières organiques et minérales qui proviennent des déchets domestiques, agricoles et industriels (fer, nitrite) facilement oxydables (Rodier, 1996 ; AFNOR, 1999). La décomposition des matières organiques dans l'eau peut entraîner l'asphyxie de la faune aquatique. Les eaux superficielles ayant une oxydabilité au-delà de 2 mg/L présentent des traces de pollution.

I.3.2.4. Orthophosphates et formes d'Azote

Les orthophosphates (en mg/L de PO_4^{3-}) correspondent à la forme de phosphore directement assimilable par les plantes (Rodier *et al.*, 2009). Ils interviennent dans la composition de nombreux détergents et fournissent des informations sur la pollution des eaux par les activités humaines. En effet, lorsque la concentration en phosphore dans l'eau est faible, la production végétale est peu abondante. Par contre, lorsque la concentration en phosphore dans l'eau augmente, la production végétale s'accroît, avec pour corollaire une réduction de l'éclairement en profondeur, une augmentation de pH susceptible d'engendrer des concentrations d'ammoniaque toxiques pour le règne animal (Barroin, 2004 ; Devidal *et al.*, 2007).

Dans les hydrosystèmes, l'azote se trouve sous formes d'azote organique, d'azote ammoniacal (NH_4^+), de nitrites (NO_2^-), de nitrates (NO_3^-), ou associé à d'autres composés (CEAEQ, 2007). Ces formes d'azote, exprimés en mg/L, sont importantes pour le suivi de la qualité des eaux de surface et leurs teneurs dans l'eau sont dépendantes des apports exogènes, du degré d'oxygénation de l'eau et de l'activité biologique. Lors des rejets azotés (protéines, acides aminés, urée), les molécules sont tout d'abord transformées en ammonium (NH_4^+) qui est ensuite oxydé en nitrites puis en nitrates sous l'action de bactéries nitrifiantes (IBGE, 2005).

L'azote traduit habituellement un processus de dégradation incomplète de la matière organique. La concentration en azote ammoniacal d'un plan d'eau fournit à la fois des informations sur la teneur en oxygène dissous de cet écosystème et sur sa pollution (Liechti *et al.*, 2004). La teneur en ions NH_4^+ est très élevée dans les eaux riches en matières organiques lorsque le pourcentage de saturation en oxygène est insuffisant pour assurer son oxydation en nitrates (CEAEQ, 2007). De plus, une augmentation excessive de la température transforme l'ion NH_4^+ en NH_3 qui est toxique pour de nombreux organismes aquatiques (IBGE, 2005). Toutefois, l'activité humaine accélère le processus d'enrichissement de l'eau en cet élément par l'apport d'effluents urbains et industriels, le rejet d'eaux usées domestiques, lessivage des sols agricoles fortement enrichis en engrais et en pesticides (Jullian *et al.*, 2005 ; Jain, 2012 ; Bhat *et al.*, 2013).

Les nitrates présents dans l'eau peuvent provenir du lessivage des terres après épandage d'engrais, des eaux usées domestiques et certaines eaux usées à caractère basique. Les eaux naturelles non polluées contiennent généralement peu de nitrates. Ils représentent le composé minéral azoté le plus fréquent dans les eaux bien oxygénées.

Les nitrites apparaissent comme des produits intermédiaires dans le phénomène de nitrification, c'est-à-dire dans la transformation biologique de l'ammonium en nitrates. Ils ne se maintiennent dans les eaux courantes que lorsque le milieu n'est pas suffisamment oxydé et leur présence durable indique un état de pollution organique (Verneaux, 1973 ; Foto Menbohan et Njiné, 1991).

I.3.2.5. Éléments traces et ions métalliques

Les éléments traces métalliques (ETM) ou métaux lourds caractérisent certains types de pollution. Ils ont une capacité de bioaccumulation le long des chaînes alimentaires et, contrairement aux polluants organiques, ne peuvent pas être dégradés biologiquement ou chimiquement. Ils se dissolvent bien dans une eau acide ; par contre dans des eaux neutres ou basiques, ils précipitent et s'accumulent dans les sédiments. L'analyse des sédiments permet ainsi d'obtenir une vue de l'ensemble des déversements en métaux lourds qui ont eu lieu, tant en nature qu'en quantité (IBGE, 2005). Ils sont persistants dans l'environnement et peuvent aussi s'accumuler dans les organismes vivants et être toxiques même à de très faibles concentrations.

Les phénomènes d'absorption, d'adsorption et de désorption ou de précipitation des oligo-éléments métalliques sont fonctions de la qualité physico-chimique des eaux (Jouanneau, 1983).

Un certain nombre de métaux sont généralement pris en compte dans les programmes de surveillance de la qualité physico-chimique des eaux. Il s'agit du Plomb (Pb), du Fer (Fe), du Zinc (Zn), du Cuivre (Cu), du Nickel (Ni), du Chrome (Cr), du Cadmium (Cd), du Mercure (Hg), du Manganèse (Mn) et de l'Aluminium (Al). Ces métaux peuvent se retrouver en solution, à l'état de complexes minéraux ou organiques, sous forme colloïdale, hydroxydes particulaires et oxydes insolubles (Kourradi, 2007). Si certains de ces éléments traces métalliques (Fe, Ni et Cr) sont essentiels et même indispensables aux processus biologiques, d'autres (la plupart) sont toxiques pour la plupart des parasites intestinaux (Desaunay, 2011). Le Fer est le métal le plus abondant dans la croûte terrestre. De ce fait, il peut être naturellement libéré, principalement à partir des roches ignées, des minerais sulfurés et des roches sédimentaires (Rodier *et al.*, 2009). Selon Miguel (2008), ces éléments métalliques ont pour origine des activités minières, des industries ainsi que des engrais et des pesticides utilisés en agriculture.

La réponse des parasites entériques face à une pollution métallique varie grandement avec le type, la concentration et la fréquence d'émission du polluant, mais aussi avec la nature du microorganisme. Les interactions entre les microorganismes et les métaux sont gouvernées par des mécanismes passifs ou actifs (Chang, 1997 ; Haferburg et Kothe, 2007). Les premiers sont indépendants du métabolisme et donc de l'état physiologique des cellules (vivantes ou mortes), ils sont rapides et réversibles. Ils ont lieu à l'interface cellule/solution et mettent en jeu des mécanismes tels que l'échange ionique, la complexation de surface ou la précipitation. Les seconds dépendent, eux, du métabolisme des cellules et sont donc spécifiques à chaque organisme parasite, ils sont plus lents et généralement inductibles. Ces interactions passives et actives vont dépendre de la structure cellulaire et peuvent intervenir simultanément. D'une manière générale, les métaux lourds peuvent être fixés sur la structure cellulaire et conséquemment biosorbés sur des sites de liaisons. Ceci est indépendant du métabolisme et est connu sous le terme de biosorption (Malik, 2004). Les métaux lourds peuvent également pénétrer les cellules en passant la membrane par l'intermédiaire du métabolisme. Ce mode de transport est connu sous le terme d'assimilation (Malik, 2004). Ces deux modes d'interaction sont plus généralement regroupés sous le terme de bioaccumulation (Desaunay, 2011).

D'autres ions métalliques tels que les ions calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), potassium (K^+), fluorures (F^-), chlorures (Cl^-) et sulfates (SO_4^{2-}) sont des éléments en solution qui peuvent intervenir dans la composition des membranes cellulaires de certains organismes et lors des échanges membranaires. Les ions K^+ , Na^+ , Mg^{2+} et Ca^{2+} sont essentiels pour les microorganismes et participent au fonctionnement des cellules. Une forte teneur en ions Cl^- et SO_4^{2-} peut indiquer

une pollution par des eaux usées domestiques ou par certaines eaux usées industrielles. Ce sont surtout les changements brusques et importants des teneurs en ces ions qui se révèlent néfastes pour la plupart des microorganismes y compris les œufs et kystes des parasites intestinaux. Les concentrations élevées de certains de ces éléments minéraux en solution peuvent ralentir la maturation des kystes des parasites par leur grande capacité de pénétration dans les parois des cellules (Jenkins *et al.*, 1998) ; contribuant ainsi à leur destruction.

I.3.3. Paramètres biologiques

La présence de certains microorganismes (Virus, Bactéries, Protozoaires, Helminthes, etc) dans l'eau est un phénomène normal, qui constitue un aspect primordial de la décomposition de la matière organique, et du recyclage des éléments nutritifs essentiels au maintien des organismes aquatiques et de la chaîne trophique. Les parasites intestinaux sont des contaminants biologiques issus le plus souvent des rejets des eaux usées des habitations, de la proximité des zones boueuses où les animaux séjournent et déposent les excréments, de la proximité des latrines traditionnelles et de l'épandage des eaux d'égout ou des eaux industrielles (Ajeegah *et al.*, 2010). Leur présence dans les hydrosystèmes reflète l'état sanitaire des populations environnantes. Selon Bouhoum (1996), le nombre et la variété d'organismes pathogènes retrouvés dans les eaux d'une localité sont liés au niveau d'infestation de la population humaine ou animale desservie.

I.4. Généralités sur les parasites intestinaux

Un parasite est un organisme animal ou végétal qui se développe aux dépens d'un être vivant appelé hôte qui lui fournit un biotope et/ou des éléments nutritifs nécessaires à sa survie pendant toute ou une partie de son existence sans tuer ce dernier (Yera *et al.*, 2015). D'après l'Association Française des Enseignants de Parasitologie et Mycologie (ANOFEL, 2014), les parasites entériques sont des organismes qui vivent dans le tractus gastro-intestinal des humains et d'autres mammifères où ils se nourrissent et se reproduisent, assurant ainsi la pérennité de leur espèce. Ceux d'entre eux qui causent des nuisances sont qualifiés de pathogènes entériques.

Les parasites sont le groupe extrêmement diversifié de par leur morphologie et leur biologie (mobilité, reproduction, métabolismes) même au sein d'une même famille. Leur taille varie de l'ordre du micromètre (microsporidies) et peut dépasser 10 m (ver adulte de *Tænia* sp.). Un même parasite peut prendre chez l'homme, dans le milieu extérieur ou chez l'hôte intermédiaire des formes particulières correspondant à différents stades de son développement. La plupart des parasites ont au moins deux étapes principales de développement dans leur cycle de vie : le trophozoïte ou la forme adulte (étape métaboliquement active) et le kyste, l'oocyste, la larve ou l'œuf (forme dormante ou de dissémination). Les parasites peuvent être permanents, leur existence entière se déroule dans un ou plusieurs hôtes (*Trichurus trichiura*), temporaires,

partageant leur vie entre une forme libre dans l'environnement et l'autre parasitaire (*Fasciola hepatica*, *Strongyloïdes* sp.) ou facultatifs (ANOFEL, 2014).

Selon le nombre d'hôte requis dans le cycle de vie du parasite, on a les parasites monoxènes, qui vivent dans un seul individu hôte au cours de leur cycle de vie normal et les parasites hétéroxènes, qui vivent dans deux ou plusieurs individus hôtes (Yera *et al.*, 2015). Les parasites appartiennent à des groupes zoologiques très variés, c'est ainsi que l'on retrouve parmi eux des organismes unicellulaires de quelques micromètres et relativement simples (Protozoaires) ; des organismes pluricellulaires (Helminthes et Arthropodes) très complexes, à sexes séparés, disposant de systèmes digestif, reproducteur et nerveux bien individualisés (Yera *et al.*, 2015).

I.4.1. Protozoaires entéropathogènes

En biologie, le terme Protozoaire (du grec ancien proto = premier et -zoaire de zoo = animal) désigne les Protistes animaux (Sintès, 2007). Les Protozoaires sont des animaux eucaryotes, unicellulaires et hétérotrophes appartenant au groupe des Protistes (Parry, 2004). Comme les virus et les bactéries entériques, ils peuvent se retrouver dans l'eau à la suite d'une contamination directe ou indirecte par les fèces d'humains ou d'autres animaux (Santé Canada, 2019). La plupart des Protozoaires sont mobiles et peuvent être isolés d'une très grande variété de niches écologiques, y compris l'eau, les sols humides de même qu'à l'intérieur d'autres organismes (Maillard *et al.*, 2008 ; Norf et Foissner, 2010). Certains d'entre eux peuvent être agents pathogènes et provoquer des maladies (Landfear, 2011).

La plupart des Protozoaires se reproduisent par multiplication asexuée et leurs formes de résistances sont représentées par les kystes et oocystes. L'enkystement est particulièrement fréquent et se produit aux fins de protection lorsque les conditions environnementales deviennent défavorables (Ben Salah et Drancourt, 2010). Les Protozoaires jouent un rôle important dans la nature (Jodra et Perrier, 2007) où ils ont conquis et se sont adaptés à tous les milieux et habitats (eau douce, eau de mer, en tant que symbiotes ou comme parasites) et même les milieux extrêmes (sources d'eaux chaudes, lacs sursalés). Sur les plans biologique et évolutif, les Protozoaires sont considérés comme les premières cellules eucaryotes et sont divisés en 4 sous-groupes selon leur mode de locomotion : les Rhizopodes (pseudopodes), les Flagellés (flagelles), les Ciliés (cils) et les Sporozoaires (intracellulaires) (Corliss, 2002 ; Parry, 2004).

I.4.1.1. Rhizopodes entéropathogènes

I.4.1.1.1. Systématique

La systématique justifiée des Rhizopodes entéropathogènes est récapitulée dans le tableau I. Les Rhizopodes constituent la super classe des Protozoaires ne présentant ni flagelles, ni cils

caractéristiques (Yera *et al.*, 2015). Pour se déplacer ils utilisent des protubérances cellulaires appelées pseudopodes qui assurent une deuxième fonction essentielle, la nutrition (Lacoste, 2009). Ils appartiennent à l'ordre des Amœbida qui sont des Protozoaires communément connus sous le nom d'amibes. Selon le mode de vie, les amibes se distinguent en amibes libres et en amibes entéroparasites. Ces derniers sont regroupés dans la famille des Entamoebidae (ou amibes intestinales). Sur la base de l'aspect du noyau, les amibes intestinales sont classées en deux groupes. Le groupe des Entamibes avec leur noyau constitué par une membrane périphérique tapissée d'une couche de chromatine, un caryosome petit, central ou excentré (genre *Entamoeba*) et le groupe des Limax dont le noyau possède une membrane nucléaire très mince et un caryosome volumineux, central, entouré de granules achromatiques, encore appelés granules péricaryosomiens, correspondant aux chromosomes (genre *limax*) (Thivierge, 2014).

Tableau I : Systématique justifiée des Rhizopodes entéropathogènes (Lacoste, 2009 ; Yera *et al.*, 2015)

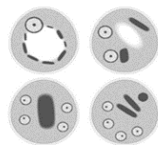
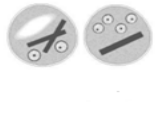
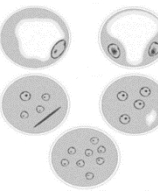



Systématique	Justifications
Embranchement : Sarcomastigophora	Protozoaires qui se déplacent à l'aide des flagelles, des pseudopodes ou les deux
Sous embranchement : Sarcodina	Protozoaires qui possèdent un appareil locomoteur constitué soit de flagelles, de cils ou de pseudopodes
Superclasse : Rhizopoda	Protozoaires qui se déplacement à l'aide des pseudopodes
Classe : Lobosea	Pseudopodes lobés et plus ou moins filiformes
Ordre : Amoebida	Amibes qui possèdent des cellules généralement nues
Famille : Entamoebidae	Amibes intestinales
Genres : <i>Entamoeba</i>	Noyau constitué par une membrane périphérique tapissée par une couche de chromatine et pourvu d'un caryosome petit, central ou excentré
<i>Endolimax</i>	Noyau avec une membrane nucléaire mince et un caryosome excentré et volumineux
<i>Pseudolimax</i>	Noyau avec une membrane nucléaire très mince et un caryosome central volumineux entouré de granules achromatiques
<i>Dientamoeba</i>	Noyau avec une membrane très mince et un caryosome formé de nombreuses granulations fines
Espèces : <i>Entamoeba histolytica</i> , <i>Entamoeba coli</i> , <i>Entamoeba polecki</i> et <i>Entamoeba hartmanni</i> <i>Endolimax nana</i> <i>Pseudolimax butschilii</i> <i>Dientamoeba fragilis</i>	

I.4.1.1.2. Caractéristiques morphologiques des kystes des Rhizopodes entéropathogènes

Le tableau II présente les caractéristiques morphologiques qui permettent d'identifier les kystes de Rhizopodes entéropathogènes. Les kystes ont des tailles qui varient entre 5 et 25µm et une forme arrondie en générale. Leur cytoplasme contient parfois des inclusions chromidiales, des vacuoles de glycogène et même des granules. La structure des noyaux varie en fonction du

genre et leur nombre est fonction du degré de maturité de la cellule. Les formes immatures d'*Entamoeba histolytica* et d'*Endolimax nana* possèdent entre 1 et 2 noyaux, tandis que les formes matures en possèdent 4. Chez *Entamoeba coli*, les formes matures ont 8 noyaux. Les espèces *Entamoeba polecki* et *Pseudolimax butschilii* sont caractérisées par la présence d'un seul noyau. La plupart de ces kystes sont rejetés dans le milieu extérieur sous forme immature et acquièrent leur maturité dans l'environnement sous certaines conditions (Lacoste, 2009).

Tableau II : Caractéristiques morphologiques des kystes des Rhizopodes entéropathogènes
(Lacoste, 2009 ; Thivierge, 2014)

Parasite	Taille (µm)	Forme	Cytoplasme (inclusions)	Noyau (nombre)	Illustrations
<i>Entamoeba histolytica</i>	10-20 µm (hab. 12-15 µm)	Arrondie	Cytoplasme lisse ; pouvant contenir : - inclusions chromidiales (bâtonnets en forme de cigare). - vacuole de glycogène (kystes immatures)	Forme immature (1 ou 2) Forme mature (4)	
<i>Entamoeba hartmanni</i>	5-10 µm (hab. 6-8 µm)	Arrondie	Cytoplasme lisse ; pouvant contenir : - inclusions chromidiales qui peuvent être rectangulaires. - vacuole de glycogène peu fréquente et plutôt diffuse.	Forme immature (1 ou 2) Forme mature (4)	
<i>Entamoeba coli</i>	10-35 µm (hab. 15-25 µm)	Arrondie ou allongée	Cytoplasme lisse ; pouvant contenir : - inclusions chromidiales qui peuvent être en forme d'aiguilles ou plus grosses et rectangulaires. - vacuole de glycogène (kystes immatures à 1 ou 2 noyaux).	Forme immature (1 ou 2) Forme mature (8)	
<i>Entamoeba polecki</i>	9-24 µm (hab. 9-15 µm)	Arrondie	Présence fréquente de nombreuses inclusions chromidiales, de formes variables, souvent en palissade ou en amas Peut y avoir une masse foncée visible à l'hématoxyline ferrique. Vacuole de glycogène peut être présente.	1 seul rarement 2	
<i>Endolimax nana</i>	5-10 µm (hab. 6-8 µm)	Arrondie ou ovoïde	Absence d'inclusions chromidiales Peut contenir une vacuole de glycogène et des granules.	Forme immature (1 ou 2) Forme mature (4)	
<i>Pseudolimax butschilii</i>	5-20 µm (hab. 10-12 µm)	Arrondie ou ovoïde	Présence d'une vacuole de glycogène. Absence d'inclusions chromidiales.	1 seul	

hab = habituellement

1.4.1.1.3. Morphologie et cycle de développement d'*Entamoeba histolytica*

L'espèce *Entamoeba histolytica* se présente sous trois formes morphologiquement et biologiquement différentes. Deux formes végétatives et mobiles : la forme minuta (de petite

taille, non hématophage et qui peut seule s'enkyster) et la forme histolytica (de grande taille, hématophage et apte à nécroser les tissus grâce à un équipement enzymatique important). Une forme kystique, immobile qui est la forme de résistance et de dissémination avec les noyaux qui varient de 1 à 4 (Figure 1).

La forme histolytica (Figure 1A) mesure 12 à 40 μm de diamètre. Elle présente un ectoplasme hyalin bien visible au niveau du pseudopode lorsque celui-ci se constitue et un endoplasme granuleux contenant des vacuoles digestives de petite taille dont certaines renferment des hématies plus ou moins lysées et rétractées. Ces hématies peuvent être très nombreuses et sont colorées en rouge. D'autres vacuoles contiennent des débris alimentaires et des bactéries. Son noyau, invisible à l'état frais, se présente après coloration. La chromatine est fine, régulière et sa forme rappelle un « collier de perles », le caryosome est punctiforme et central. L'ectoplasme est bien distinct de l'endoplasme qui présente des granulations constituées de bactéries, de levures et d'hématies, d'où son nom d'amibe hématophage.

La forme minuta est plus petite que la forme précédente et mesure de 10 à 15 μm de diamètre. L'ectoplasme hyalin et transparent est bien visible (Tchouyabe, 2012). L'endoplasme contient de nombreuses petites vacuoles et son noyau est périphérique de 3 à 4 μm à petit caryosome central, punctiforme, avec une membrane nucléaire fine et la chromatine périphérique. L'endoplasme est granuleux, contient de nombreuses vacuoles et des bactéries phagocytées mais, jamais d'hématies.

Les kystes (Figure 1B) sont de forme rondes ou sphérique et mesurent de 10 à 15 μm de diamètre (les kystes à 1 noyau sont plus gros que ceux à 4 noyaux). Ils sont entourés d'une double membrane.

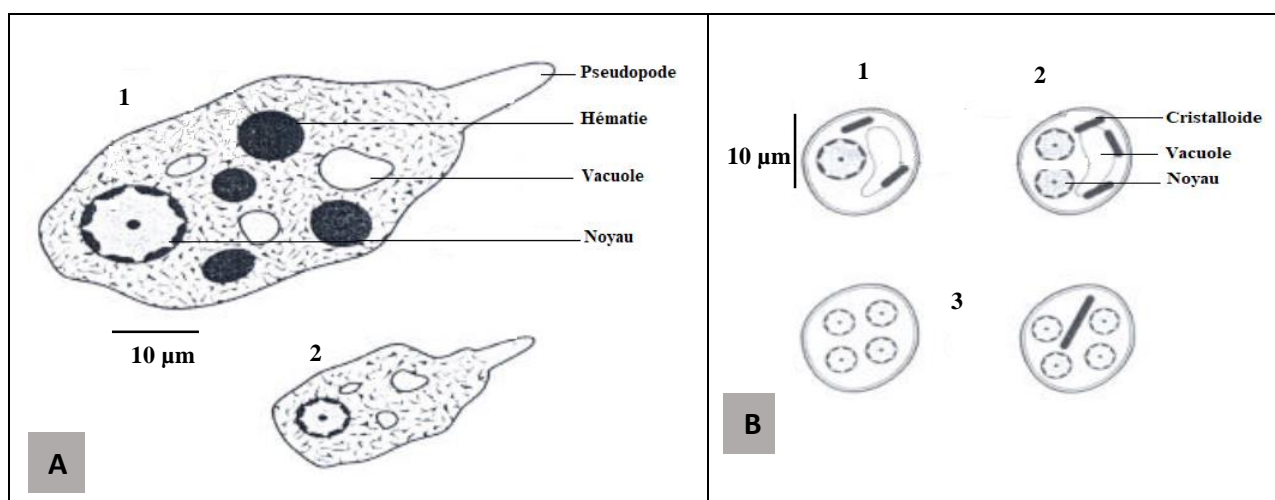


Figure 1 : Organisation structurale des trophozoïte (A) et des kyste (B) d'*Entamoeba histolytica* (Lacoste, 2009)

Légende : (A) : 1 = forme histolytica, 2 = forme minuta ; (B) : 1= kyste à 1 noyau, 2= kyste à 2 noyaux, 3 = kystes à 4 noyaux

Les kystes sont réfringents à l'état frais et leur cytoplasme peut contenir des inclusions chromidiales ou cristalloïdes qui sont des éléments allongés et une vacuole de glycogène (Tchouyabe, 2012). Dans le kyste à 1 noyau, le noyau est gros, arrondi, occupe le tiers du kyste et est repoussé à la périphérie par la vacuole iodophile lorsqu'elle existe. Dans le kyste à 2 noyaux, ceux-ci sont en général disposés près de la vacuole.

Le cycle de développement d'*Entamoeba histolytica* (Figure 2) est monoxène. Il commence par l'ingestion d'un kyste mature à travers l'eau ou les aliments contaminés. Cependant, des cas de transmission via les pratiques sexuelles oro-anales ou via inoculation par introduction de matériel endoscopique dans les voies coliques sont rapportés (Hung *et al.*, 2012). Une fois que l'hôte a ingéré le kyste, le dékystement ou éclosion se produit dans l'intestin grêle sous l'action de la température, du pH et de la trypsine. À ce niveau, on peut avoir deux cas de figure : le cycle non pathogène et le cycle pathogène.

Le cycle pathogène est à l'origine de l'amibiase maladie. Sous l'influence des facteurs dépendant à la fois de l'hôte et de la souche d'*Entamoeba histolytica* (virulence de la souche, déficit de l'immunité, modification de la flore bactérienne du colon), la forme minuta se transforme en forme agressive histolytica. Cette forme est très mobile et possède de nombreuses enzymes protéolytiques qui lui confèrent un pouvoir nécrosant important. Le parasite franchit par effraction la muqueuse colique, phagocyte des hématies, réalisant ainsi des ulcérations. Il parvient dans la sous muqueuse où il se multiplie activement par scissiparité et forme des abcès plus étendus en profondeur et latéralement qu'en surface (abcès en bouton de chemise). Les trophozoïtes atteignent la lumière des vaisseaux du système porte et sont emportés passivement dans le foie où ils forment des abcès hépatiques ou passant par les veinules sus-hépatiques, gagnent le cœur droit.

Le cycle non pathogène ou l'amibiase-infection commence avant le dékystement. L'amibe devient mobile puis pousse à travers un pore de la paroi du kyste, un pseudopode qui tire l'ensemble du parasite hors de la coque. Ce dernier se transforme en une masse plasmodiale à 4 noyaux, qui subit une caryocinèse et une cytodierèse évoluant en 8 amoebules qui deviennent des amibes (*Entamoeba histolytica* non hématophage ou forme minuta) et vivent en saprophyte dans le côlon. Ces formes minuta vont se diviser par scissiparité, puis s'arrondir pour donner des formes prékystiques. Ces dernières s'entourent d'une coque et se divisent pour donner des kystes (Aminata, 2006). Ils passent alors vers le poumon où ils peuvent s'arrêter ou sont amenés au cœur gauche d'où ils pourront atteindre le cerveau, le rein et la rate. Les kystes immatures ainsi que les trophozoïtes sont éliminés avec les matières fécales. Les kystes mûrent dans l'environnement et assurent la dissémination tandis que les trophozoïtes passés dans les selles sont rapidement détruits une fois à l'extérieur.

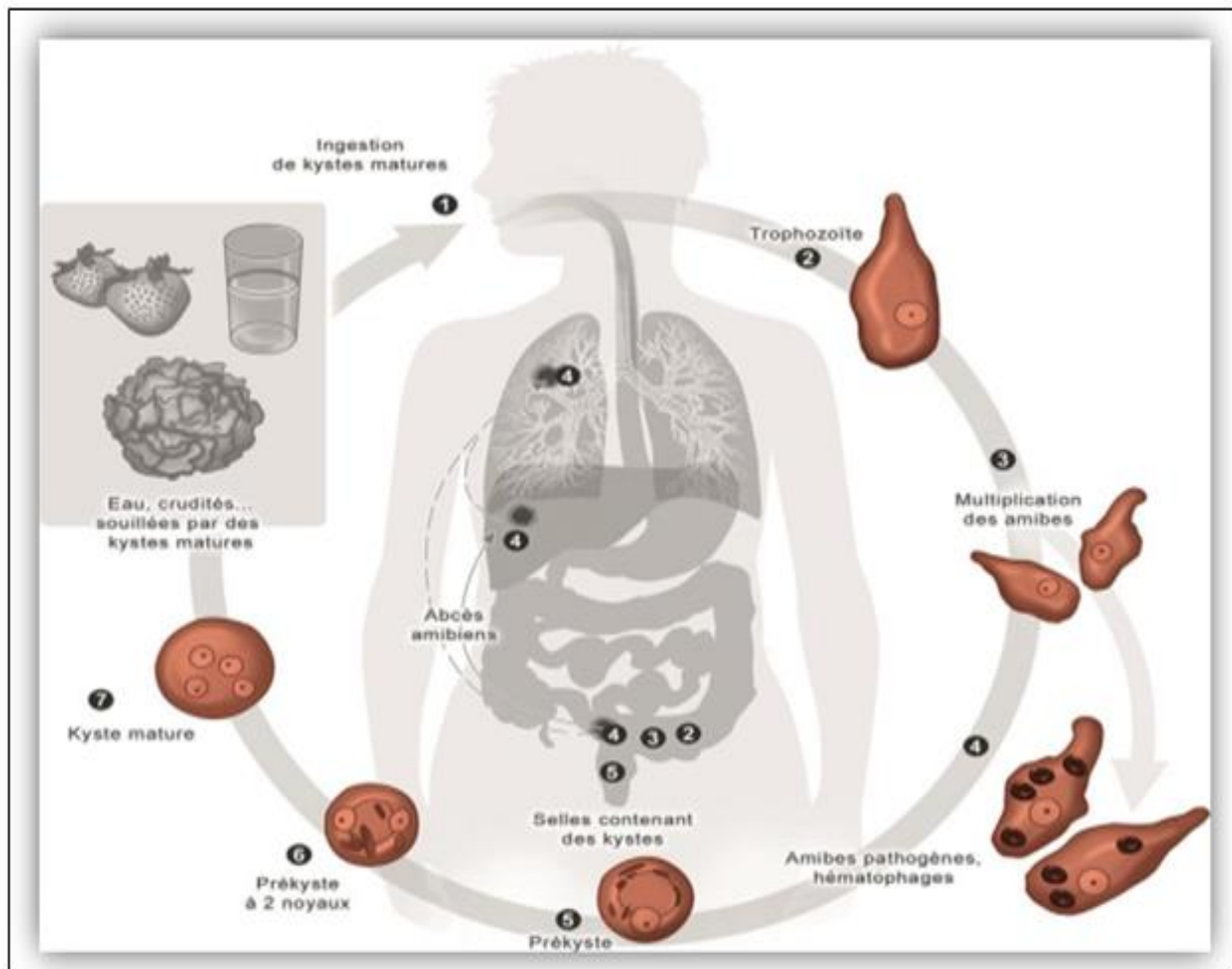


Figure 2 : Cycle de développement de *Entamoeba histolytica* (ANOFEL, 2016)

I.4.1.2. Flagellés entéropathogènes

I.4.1.2.1. Systématique

Le tableau III présente la systématique justifiée des Flagellés entéropathogènes. Les Flagellés sont des Protozoaires caractérisés par la présence d'un ou de plusieurs organites locomoteurs de type flagelle (Lacoste, 2009). Parfois, ce flagelle est accolé sur une partie de sa longueur à la surface de la cellule, pour former une membrane ondulante. Ils sont généralement de petite taille (2 à 30 μm) (Krometis *et al.*, 2009). Ils se distinguent par le nombre et la direction des flagelles, le nombre et la position du noyau, et la présence ou l'absence de l'axostyle.

Les Flagellés entéropathogènes sont représentés par trois ordres (Diplomonadida, Trichomonadida et Retortamonida), quatre familles (Hexamitidae, Chilomastigidae, Enteromonadidae et Trichomonadidae) et cinq genres. Le genre *Giardia* a été initialement séparé en 3 espèces principales : *Giardia intestinalis* (parasite des hommes et autres mammifères), *Giardia agilis* (parasites des amphibiens) et *Giardia muris* (parasites des rongeurs) (Byrne, 2001).

Tableau III : Systématique justifiée des Flagellés entéropathogènes (Lacoste, 2009)





Systématique	Justifications
Embranchement : Sarcomastigophora	Protozoaires qui se déplacent à l'aide des flagelles, des pseudopodes ou les deux
Sous embranchement : Mastigophora	Protozoaires qui se déplacent à l'aide des flagelles
Classe : Zoomastigophora	Protozoaires à affinité animale
Ordres : Diplomonadida Retortamonida Trichomonadida	Présence d'un noyau et des organites cellulaires dédoublés ainsi qu'un corps symétrique Présence de 2 à 4 flagelles dont un ondulant dans un cytostome Présence de 4 à 6 flagelles dont un récurrent bordant une membrane ondulante
Familles : Hexamitidae Chilomastigidae Enteromonadidae Trichomonadidae	Présence de six flagelles Présence d'un sillon de torsion Absence d'un cytostome visible Présence d'un axostyle qui dépasse nettement l'extrémité postérieure de la cellule
Genres : <i>Giardia</i> <i>Chilomastix</i> <i>Retortamonas</i> <i>Enteromonas</i> <i>Trichomonas</i>	Espèces : <i>Giardia intestinalis</i> , <i>Giardia muris</i> et <i>Giardia agilis</i> <i>Chilomastix mesnili</i> <i>Retortamonas intestinalis</i> <i>Enteromonas hominis</i> <i>Trichomonas intestinalis</i>

I.4.1.2.2. Caractéristiques morphologiques des kystes des Flagellés entéropathogènes

Les éléments qui entrent dans l'identification morphologique des différentes espèces de Flagellés entéropathogènes sont entre autres la forme, la taille et le contenu des cellules (Tableau IV). Les kystes de Flagellés entériques sont ovalaires ou piriforme, et leur taille varie entre 4 et 19 µm. Les kystes des genres *Giardia* et *Enteromonas* ont des contours lisses, tandis que ceux des genres *Chilomastix* et *Retortamonas* possèdent des coques épaisses et réfringentes. Leur cytoplasme contient parfois des restes des flagelles, des corps parabasaux, l'axostyle et aussi le cytostome. Le nombre et la position du noyau varient en fonction du genre et du degré de maturité de la cellule. Chez les genres *Chilomastix* et *Retortamonas*, le noyau est central ou excentré, tandis que chez ceux de *Giardia* et *Enteromonas*, ils sont regroupés ou disposés aux extrémités de la cellule.

La majorité de ces espèces de Flagellés semble avoir un pouvoir pathogène incertain. Seul le genre *Giardia* responsable de la giardiose est reconnu comme étant pathogène (Buret *et al.*, 2020). L'infection par *Giardia intestinalis* est la première cause de gastro-entérite parasitaire dans le monde et le nombre de nouveaux cas est estimé à 200 millions par an (Karanis *et al.*, 2007). D'après Lacoste (2009), la giardiose est l'une des affections parasitaires humaines répandue à travers le monde et le nombre des porteurs sains est infiniment plus grand que celui des malades.

Tableau IV: Caractéristiques morphologiques des kystes des Flagellés entéropathogènes
(Lacoste, 2009 ; Thivierge, 2014)

Parasite	Taille	Forme	Contour	Contenu	Illustrations
<i>Giardia sp.</i>	8-19 μm (hab. 11-14 μm)	Kystes mûrs ovales et kystes immatures ovoïdes	Contour lisse, assez mince et assez réfringent. Existence d'un vide donnant l'impression d'une double membrane	2 ou 4 noyaux et les flagelles groupés en faisceaux dans l'axe du kyste, corps parabasaux et un axostyle	
<i>Chilomastix mesnili</i>	6-10 μm (hab. 7-9 μm)	Légèrement piriforme, presque arrondi	Coque externe lisse, épaisse, très nette et très réfringente	1 gros noyau excentré, présence du cytostome et des flagelles	
<i>Retortamonas intestinalis</i>	4-8 μm (hab. 4-6 μm)	En poire, légèrement plus long que large, avec un pôle aplati	Coque relativement épaisse et réfringente	1 noyau allongé entouré par un flagelle en U	
<i>Enteromonas hominis</i>	6-8 μm (hab. 4-6 μm)	Ovale ou ellipsoïdale	Contour très mince, peu net et à peine réfringent	4 noyaux disposés 2 à 2 aux extrémités du kyste	

hab = habituellement

I.4.1.2.3. Morphologie et cycle de vie de *Giardia intestinalis*

La forme végétative de *Giardia intestinalis* (Figure 3A) mesure entre 10 et 20 μm de long sur 6 à 10 μm de large. Vue de face, elle a la forme d'un « cerf-volant » avec une partie antérieure creusée d'une large dépression réniforme à concavité postérieure dans laquelle se trouvent deux noyaux. Vue de profil, elle a plutôt une forme de croissant avec une extrémité antérieure arrondie. Il est le seul flagellé à posséder une symétrie bilatérale (Petithory *et al.*, 1998). Les flagelles sont au nombre de quatre paires tous dirigés vers l'arrière : deux paires antérolatérales, une paire ventrale et une paire postérieure. L'axostyle est assez net et partage le corps en deux moitiés symétriques (Nozais *et al.*, 1996).

Le kyste nouvellement formé est ovoïde avec une extrémité plus large, tandis que le kyste mûr est ovale. Il mesure entre 8 et 19 μm de long (Figure 3B). Le cytoplasme du kyste contient 2 ou 4 noyaux, les corps parabasaux en forme de grosses virgules réfringentes, un axostyle et les flagelles groupés en faisceaux (Nozais *et al.*, 1996).

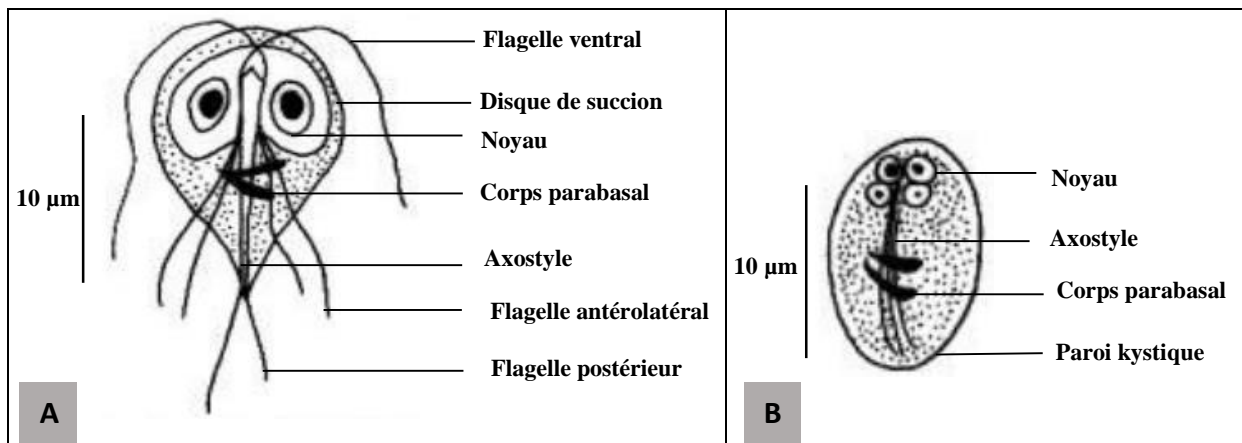


Figure 3 : Organisation structurale du trophozoïte (A) et du kyste (B) de *Giardia intestinalis* (Lacoste, 2009)

Le cycle de développement de *Giardia intestinalis* est direct (Figure 4). L'homme se contamine essentiellement par ingestion des kystes à partir de l'eau de boisson, des aliments souillés ou par contact féco-oral direct (Berrouch *et al.*, 2020). La contamination peut également se faire au contact d'un animal infecté à travers son pelage. Les kystes ingérés se transforment en trophozoïtes dans le duodénum sous l'action des sucs digestifs et du pH et chaque kyste donne naissance à deux formes végétatives. Elles se multiplient activement par scissiparité et vivent collées à la surface de toute la muqueuse intestinale à l'aide de leur ventouse centrale (Lacoste, 2009). Les kystes et les trophozoïtes sont éliminés dans les fèces, mais seuls les kystes résistent et assurent la dissémination tandis que les trophozoïtes sont rapidement détruits.

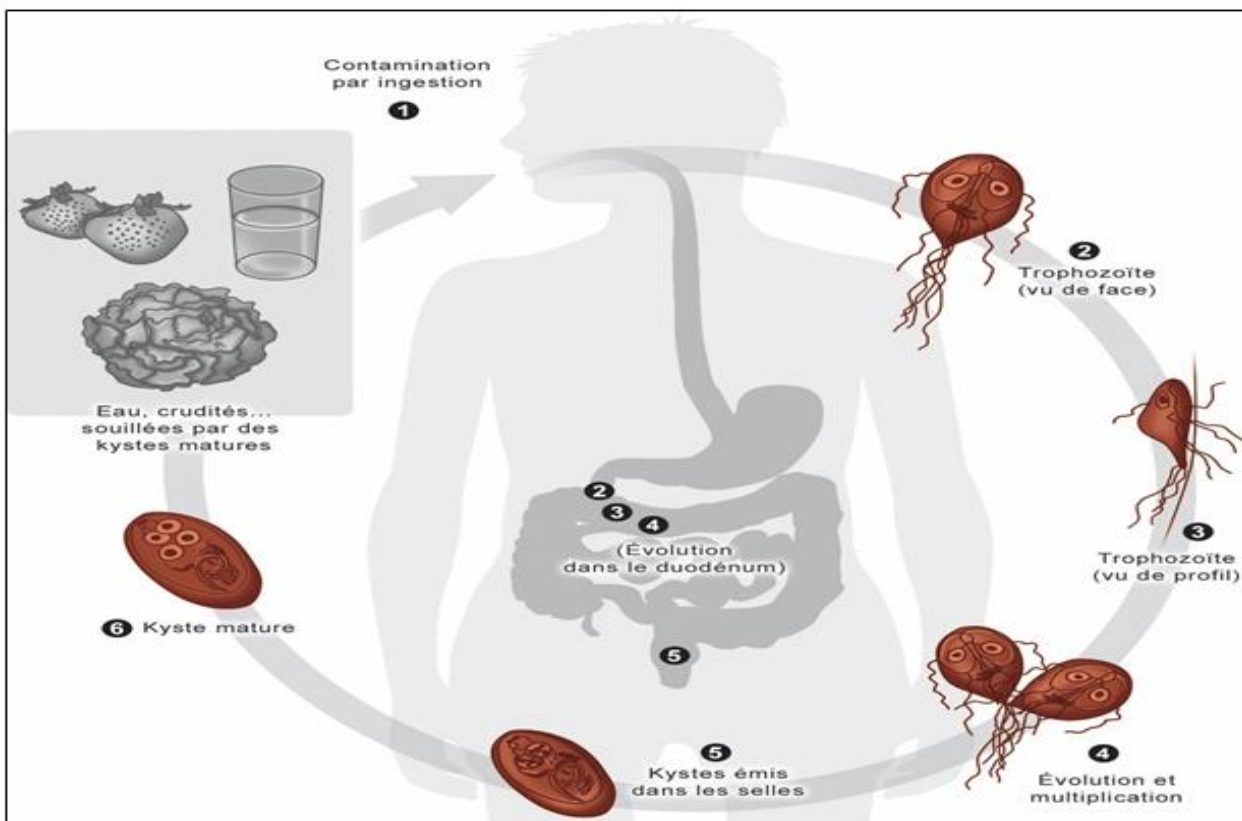


Figure 4 : Cycle de développement de *Giardia intestinalis* (ANOFEL, 2016)

I.4.1.3. Ciliés entéropathogènes

I.4.1.3.1. Systématique

Les Ciliés sont des organismes unicellulaires dicaryotiques constituant l'embranchement des Ciliophora. Ce sont des microorganismes aquatiques indicateurs de la qualité de l'eau. Ils sont à la base de la classification des milieux aquatiques en fonction du niveau de saprobie (Foto Menbohan et Njiné, 1991). La plupart des Ciliés mènent une vie libre dans la nature, le plus souvent dans les eaux douces. Seul l'espèce *Balantidium coli* peut parasiter le tube digestif de l'homme et d'autres animaux (Safaa, 2017). Il est responsable de la balantidiose et est capable de s'enkyster lorsque les conditions du milieu deviennent défavorables (Lacoste, 2009). La systématique justifiée des Ciliés entériques est présentée dans le tableau V. Leur appareil nucléaire et la présence de nombreux cils (Ciliophora) font d'eux un ensemble très homogène, nettement distinct des autres groupes de Protozoaires.

Tableau V : Systématique justifiée des Ciliés entéropathogènes (Lacoste, 2009)

Systématique	Justifications
Embranchement : Ciliophora	Appareil locomoteur formé de nombreux cils vibratiles
Classe : Kinétofragminophora	Cils généralement disposés en rangés et pourvus chacun d'un corpuscule
Ordre : Trichostomatida	Cils réunis en membranelles ou en cires
Famille : Balantidiidae	Présence d'une cuticule généralement interrompue au niveau du cytostome
Genre : <i>Balantidiidae</i>	Parasite du colon et présentant des stries longitudinales
Espèce : <i>Balantidium coli</i>	

I.4.1.3.2. Morphologie et cycle de vie de *Balantidium coli*

Le trophozoïte de *Balantidium coli* (Figure 5A) mesure de 50 à 200 µm de long et 20 à 70 µm de large. De forme ovoïde, son extrémité antérieure portant le cytostome est plus effilée que la partie postérieure où s'ouvre l'anus. Son orifice est bordé de gros cils longs. Dans son cytoplasme, on note la présence des vacuoles et de 2 noyaux : Le macronoyau et le micronoyau. Le macronoyau ou noyau végétatif est de grande taille, d'aspect ovoïde, réniforme, en bissac et contient une chromatine dense. Il est polyploïde et régularise le métabolisme de la cellule. C'est le noyau qui est impliqué dans la vie végétative. Il contient les gènes qui codent pour toutes les protéines nécessaires aux fonctions vitales. C'est un noyau à très forte activité de transcription. Le micronoyau ou noyau de reproduction est de petite taille, arrondi et situé dans la concavité du macronoyau (Lacoste, 2009). Il est diploïde et intervient uniquement dans la reproduction sexuée.

C'est un noyau à activité de transcription faible, mais porteur de toutes les informations génétiques de l'espèce (Jodra et Perrier, 2007).

Le kyste (Figure 5B) est arrondi, sphérique et mesure de 50 à 60 µm de diamètre. C'est le plus grand kyste des protozoaires intestinaux. Sa paroi est épaisse et transparente. Leur contenu est constitué de deux noyaux (un micronoyau et un macronoyau) (Lacoste, 2009).

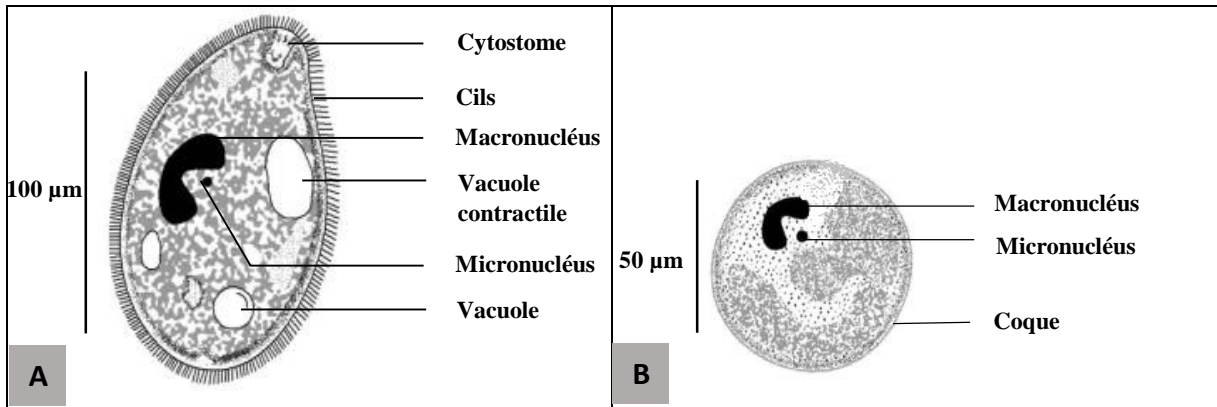


Figure 5 : Organisation structurale du trophozoïte (A) et du kyste (B) de *Balantidium coli* (Lacoste, 2009)

Le cycle de développement de *Balantidium coli* est monoxène (Figure 6). L'homme ou les animaux se contaminent par ingestion de kystes, parfois de formes végétatives provenant de l'eau ou des aliments contaminés. Ces kystes transitent dans le tube digestif jusqu'au colon où ils s'installent. La reproduction sexuée a lieu par conjugaison de deux formes végétatives et la multiplication asexuée est possible par fission binaire longitudinale.

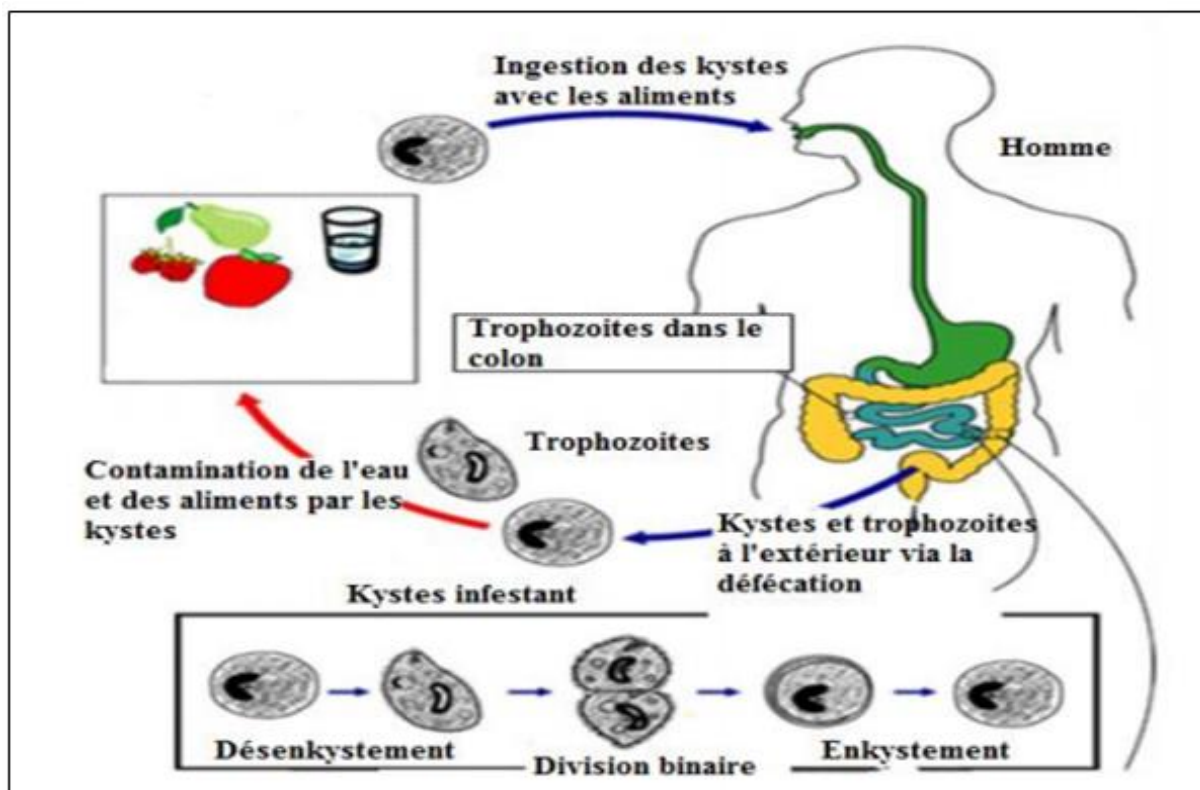


Figure 6 : Cycle de développement de *Balantidium coli* (CDC, 2007)

À la suite d'une agression responsable d'une baisse de la résistance du porteur sain, le kyste de *Balantidium coli* peut traverser la muqueuse colique, gagner la sous-muqueuse où il se multiplie et exerce une action lytique sur les tissus. Deux formes sont éliminées avec les fèces dans le milieu extérieur : la forme végétative et la forme kystique (Lacoste, 2009 ; Bourée *et al.*, 2016).

I.4.1.4. Sporozoaires entéropathogènes

I.4.1.4.1. Systématique

Les Sporozoaires sont des parasites intracellulaires obligatoires capables de former des spores. Ils présentent une structure particulière au niveau apical et sont formés de vésicules d'accumulation et de vacuoles. Ils sont tous parasites, qu'il s'agisse des Grégarines ou des Coccidies (Jodra et Perrier, 2007). Ils sont monoxènes (un seul hôte) ou polyxènes (nécessitent plusieurs hôtes intermédiaires). Quatre genres peuvent parasiter le tube digestif de l'homme et des animaux (*Cryptosporidium*, *Cyclospora*, *Isospora* et *Sarcocystis*). À l'exception du genre *Sarcocystis*, ils sont tous opportunistes au cours d'une infection au VIH (Safaa, 2017). Le tableau VI présente la systématique justifiée des Sporozoaires entéropathogènes.

Tableau VI : Systématique justifiée des Sporozoaires entéropathogènes (Lacoste, 2009)



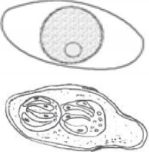

Systématique	Justifications
Embranchement : Apicomplexa	Parasites dépourvus d'organites locomoteurs et de mitochondries
Classe : Sporozoa	Parasites dépourvus d'appareil locomoteur différencié
Sous classe : Coccidia	Présence d'un complexe apical
Ordre : Eucoccidida	Parasites intracellulaires obligatoires
Famille : Eimeriidae	Coccidies intestinales ou tissulaires
Genres : <i>Cryptosporidium</i> <i>Cyclospora</i> <i>Isospora</i> <i>Sarcocystis</i>	Espèces : <i>Cryptosporidium</i> spp. <i>Cyclospora cayetanensis</i> <i>Isospora belli</i> <i>Sarcocystis hominis</i>

I.4.1.4.2. Caractéristiques morphologiques des oocystes des Sporozoaires entéropathogènes

Les caractéristiques morphologiques qui permettent l'identification des oocystes de Sporozoaires entéropathogènes sont présentées dans le tableau VII. Les oocystes sont sphériques ou ovoïdes et ont des tailles qui varient entre 4 et 33 μm . À l'exception des espèces du genre *Cryptosporidium*, les oocystes sont rejetés dans les selles sous forme non sporulée et acquièrent leur sporulation dans l'environnement en fonction des conditions physico-chimiques du milieu (Lacoste, 2009). Les oocystes des genres *Isospora* et *Sarcocystis* ont des contours moins épais et contiennent des sporocystes avec des sporozoïtes, tandis que ceux de *Cryptosporidium* et

Cyclospora possèdent des coques doubles rigides et contiennent des sporozoïtes nus ou des cellules granuleuses.

Tableau VII : Caractéristiques morphologiques des oocystes des Sporozoaires entéropathogènes (Lacoste, 2009 ; Thivierge, 2014 ; Safaa, 2017)

Parasite	Taille (µm)	Forme	Contour et contenu	Illustrations
<i>Cryptosporidium parvum</i>	4-6 µm	Ovoïde ou sphérique	Oocyste sporulé et entouré d'une double membrane Contient 4 sporozoïtes nus et un corps résiduel	
<i>Cyclospora cayetanensis</i>	8-10 µm	Sphérique	Oocyste non sporulé lors de l'émission dans les selles et entouré d'une double paroi rigide Contient des inclusions globuleuses et 2 cellules granuleuses (sporocystes) à maturité	
<i>Isospora belli</i>	20-33 µm x 10-19 µm	Ovale ou allongée	Oocyste entouré d'une membrane lisse et une extrémité plus effilée Forme immature contient 1 sporoblaste médian Forme mature contient 2 sporocystes contenant chacun 4 sporozoïtes	
<i>Sarcocystis hominis</i>	15-20 µm x 8-10 µm	Ovoïde	Oocyste entouré d'une paroi lisse Contient 2 sporocystes allongés en banane et une masse de cellules granuleuses	

I.4.1.4.3. Morphologie et cycle de développement de *Cryptosporidium parvum*

Les morphologies du parasite sont différentes selon les stades du cycle. Au stade sporozoïte, c'est une cellule mobile virguliforme de 5 µm. Au stade trophozoïte, le parasite s'arrondit. Au stade schizonte, il est de forme ovale avec un gros noyau nucléolé. Au stade mérozoïte, il est en forme de banane, mesure 5 µm de long et est mobile. Au stade microgamétocyte, il est rond et contient 12 à 16 microgamètes non flagellés de 1 µm de long qui sont placés en périphérie d'un corps résiduel. Au stade macrogamétocyte, il contient de larges granules cytoplasmiques riches en polysaccharides et phospholipides. Au stade oocyste, il mesure de 4 à 6 µm selon les espèces et est entouré d'une double membrane protidique. Après sporulation, il contient 4 sporozoïtes nus autour d'un corps résiduel et une paroi épaisse (Lacoste, 2009).

Le cycle de développement de *Cryptosporidium parvum* (Figure 7) est direct c'est-à-dire s'effectue sans hôte intermédiaire. Il commence avec l'ingestion par l'hôte d'oocystes matures qui subissent un désenkystement, libérant des sporozoïtes qui parasitent les cellules épithéliales. Il se déroule en trois phases : la schizogonie ou phase de reproduction asexuée, la gamétonie ou phase de reproduction sexuée et la sporogonie ou phase de formation d'un oocyste sporulé contenant 4 sporozoïtes nus sans sporocyste. Les oocystes sont évacués avec les selles, contaminant ainsi l'environnement et assurant la dissémination du parasite (Percival *et al.*, 2000).

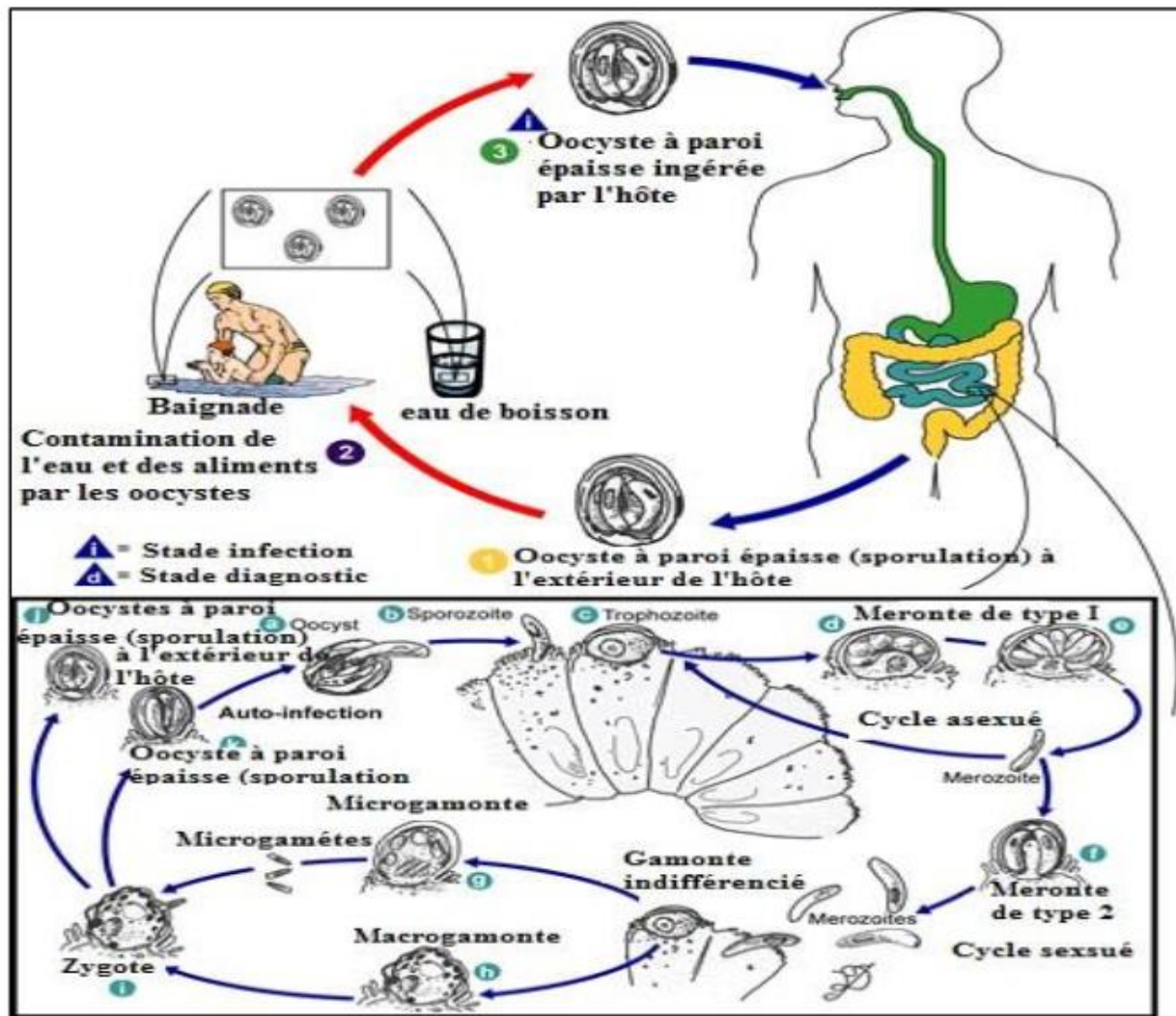


Figure 7 : Cycle de développement de *Cryptosporidium parvum* (CDC, 2007)

I.4.2. Helminthes entéropathogènes

Les Helminthes sont des métazoaires triploblastiques dépourvus de véritable cœlome. Ils possèdent un corps en général allongé avec une section qui peut être ronde (Némathelminthes) ou aplatie (Plathelminthes). Les Némathelminthes qui colonisent l'intestin de l'homme et d'autres animaux sont représentés par la classe des Nématodes, alors que les classes des Cestodes et des Trématodes représentent les Plathelminthes (Aminata, 2006 ; Safaa, 2017). La plupart des

Helminthes sont des agents pathogènes et peuvent provoquer des maladies (helminthiases) chez l'homme.

Les infections par les géohelminthes sont fréquentes dans le monde, car plus de 1,5 milliards de personnes soit 24% de la population mondiale sont infectées surtout dans les zones où l'assainissement est médiocre (OMS, 2017). Les espèces les plus rencontrées au Cameroun sont : *Ascaris lumbricoïdes*, *Trichuris trichiura* et *Necator americanus* (Tchuem Tchuente *et al.*, 2001). La transmission se fait selon deux principales voies : La voie orale via l'eau, les aliments ou les mains souillées (œufs de *Schistosoma mansoni*, *Ascaris lumbricoïdes*, etc.) et par voie transcutanée par pénétration directe des larves infestantes à travers la peau (larves d'*Ancylostoma duodenale*) (OMS, 1988 ; Davies-Colley *et al.*, 2004).

I.4.2.1. Nématodes entéropathogènes

Les Nématodes sont des métazoaires triploblastiques pseudo cœlomates protostomiens, à corps cylindrique, effilé à leurs deux extrémités, non segmentés et recouverts d'une épaisse cuticule chitinoïde (Maggenti, 1981 ; Wood, 1988). Particulièrement bien adaptés à leur environnement, les Nématodes entéropathogènes ont développé deux modes de vie parallèles. On a d'une part les espèces libres qui sont répandues dans tous les milieux terrestres et aquatiques et d'autre part les espèces parasites qui ont pour hôtes aussi bien des humains que d'autres animaux. Les Nématodes produisent des œufs qui embryonnent *in utero* ou en dehors de l'hôte. Les larves émergentes subissent 4 métamorphoses (mues) avant de parvenir à maturité en tant que vers adultes mâles ou femelles. On estime entre 40000 et 100 millions le nombre d'espèces de Nématodes, dont environ 26000 ont été décrites (Dorris *et al.*, 1999 ; Blaxter, 2004).

La plupart des Nématodes sont gonochoriques, on y observe aussi quelques cas d'hermaphrodisme protérandrique et de parthénogenèse. Le dimorphisme sexuel est généralement net avec des mâles plus petits que les femelles. Le cycle de développement des Nématodes est rythmé par 4 mues qui marquent le passage d'un stade larvaire à l'autre (L1, L2, L3, L4 et adulte) (Maizels *et al.*, 1993). La forme de résistance de la larve infestante chez formes parasites est représentée par le stade L3.

I.4.2.1.1. Systématique

D'après Dufour (2015), les Nématodes entéropathogènes sont représentés par deux sous classes que sont : la sous classe des Adenophorea avec un ordre, une famille, un genre ; et la sous classe de Secernentea qui présente la majorité des Nématodes parasites du tube digestif avec 4 ordres, 4 familles et 4 genres (Tableau VIII). Les deux sous classes se distinguent par la forme du corps et de l'œsophage.








Tableau VIII : Systématique justifiée des Nématodes entéropathogènes (De Ley et Blaxter, 2004 ; De Ley *et al.*, 2006, Dufour, 2015)

Systématique	Justifications
Embranchement : Némathelminthes	Vers ronds à corps allongé et non segmenté
Classe : Nématoda	Vers ronds à corps allongé et non segmenté
Sous Classes : Adenophorea Secernentea	Corps présentant généralement des annules, des amphides complexes et spiralés Œsophage cylindrique, en forme de bouteille ou souvent vestigial
Ordre : Enoplida Ascaridida Oxyurida Rhabditida Strongylida	Amphides non spiralés en forme de sac et cuticule lisse ou finement striée Extrémité des mâles recourbée en crosse Œsophage souvent divisé en trois parties et présence de trois ou six lèvres Femelles parthénogénétiques dans l'intestin et œsophage cylindrique Bourse copulatrice chez les mâles
Familles : Trichuridae Ascarididae Oxyuridae Strongyloididae Ankylostomatidae	Partie antérieure (2/3 du corps) effilée et le reste du corps (1/3) plus large Parasites des vertébrés à cycle de vie monoxène et indirect Parasites strictement humains Mâles et femelles stercoraux libres dans la nature avec œsophage présentant un étranglement Adultes libres dans la nature et présentent une extrémité postérieure pointue
Genres : <i>Trichuris</i> <i>Ascaris</i> <i>Enterobius</i> <i>Strongyloïdes</i> <i>Ankylostoma</i>	Espèces : <i>Trichuris trichiura</i> <i>Ascaris lumbricoïdes</i> <i>Enterobius vermicularis</i> <i>Strongyloïdes</i> sp. <i>Ancylostoma</i> sp.

I.4.2.1.2. Caractéristiques morphologiques des œufs et larves des Nématodes entéropathogènes

Le tableau IX présente la taille, la forme, l'aspect de la paroi, le stade de développement et les particularités des différentes espèces de Nématodes entéropathogènes. Les œufs ont une taille qui varie entre 50 et 95 µm et ont en général une forme ovale. Chez les larves, la taille varie entre 180 µm et 700 µm. Les structures de la cavité buccale et de l'extrémité postérieure permettent de différencier les larves de *Strongyloïdes* sp. de celles d'*Ancylostoma* sp. Les espèces d'Ankylostomes peuvent être retrouvées dans l'environnement sous forme d'œufs ou de larves. La présence des bouchons muqueux (genre *Trichuris*), d'une triple membrane (genre *Ascaris*) ou des blastomères (genre *Ancylostoma*) sont les caractéristiques qui permettent de différencier les œufs de Nématodes entéropathogènes. À l'exception du genre *Enterobius* qui est embryonné dès la ponte, les autres espèces de Nématodes entériques deviennent matures dans l'environnement. Cette maturation est facilitée par l'oxygénation, l'humidité, l'ombrage, la température optimale (28°C à 30°C) et un pH favorable (5,5 à 9).

Tableau IX : Caractéristiques morphologiques des œufs et larves de Nématodes entéropathogènes (Thivierge, 2014, Safaa, 2017)

Œufs							
Parasite	Taille (µm)	Forme	Paroi	Stade de développement	Particularités	Illustrations	
<i>Ascaris lumbricoïdes</i>	55-75 µm x 35-50 µm (Oeuf fertile)	Rond ou ovale	Paroi épaisse	Embryon non développé Ne remplit pas toute la cavité de l'œuf	Coque épaisse constituée de 3 membranes : externe, moyenne et interne		
	85-95 µm x 43-47 µm (Oeuf infertile)	Allongée	Paroi mince	Masses granuleuses non différenciées	Coque lisse constituée de 3 membranes avec la membrane externe parfois absente		
<i>Ancylostoma sp.</i>	55-75 µm x 36-40 µm	Ovale avec extrémités plus aplaties	Paroi mince	Embryon non développé à l'émission dans les selles	Espace clair entre la paroi et l'embryon Présence de 6 à 8 blastomères		
<i>Trichuris trichiura</i>	50-55 µm x 22-24 µm	Ovale (en forme de baril)	Paroi épaisse	Embryon non développé	Bouchons muqueux à chaque extrémité		
<i>Enterobius vermicularis</i>	50-60 µm x 20-30 µm	Ovale et asymétrique (un côté plus aplati)	Paroi épaisse	Larve repliée à l'intérieur de l'œuf	Retrouvés principalement sur la marge anale		
Larves							
Parasite	Type de larve	Taille	Cavité buccale	Œsophage	Ébauche génitale	Extrémité postérieure	Illustrations
<i>Strongyloïdes sp.</i>	Larves Rhabditoïdes	180-380 µm x 14-20 µm	Courte	Double renflement œsophagien Occupe environ le tiers de la larve	Visible (accolée à l'intestin)	Peu effilée	
	Larves Strongyloïdes	500-630µm x 14-17 µm	Courte	Un seul renflement œsophagien Occupe environ le tiers de la larve	Peu ou pas visible	Tronquée ou bifide	

I.4.2.1.3. Morphologie et cycle de développement d'*Ascaris lumbricoïdes*

Les vers adultes mâles de *Ascaris lumbricoïdes* mesurent 2 à 4 mm de diamètre sur 15 à 31 cm de long. Leur extrémité postérieure est recourbée en crosse et l'appareil génital, de même que l'intestin débouchent dans le cloaque. Les vers adultes femelles mesurent 3 à 6 mm de large pour 20 à 49 cm de long et portent leur orifice génital au niveau du tiers supérieur du corps (Figure 8A). Ils vivent dans l'intestin grêle de leur hôte et ont une longévité de 12 à 18 mois. Une femelle adulte pond en moyenne 200.000 œufs par jour (OMS, 2004).

Les œufs d'*Ascaris lumbricoïdes* sont symétriques et reconnaissables par la coque mamelonnée et épaisse constituée de 3 membranes : externe, moyenne et interne (œufs fertiles) ou difformes, boursoufflés avec une membrane externe parfois absente (œufs infertiles) (Guillaume, 2007). Les œufs fertiles mesurent 55 à 75 μm sur 35 à 50 μm ; ils sont jaune d'or à bruns et contiennent une seule cellule lorsqu'ils sont émis dans les selles. Ils possèdent une surface nettement mamelonnée. Les œufs non fécondés mesurent 85 à 95 μm sur 43 à 47 μm ; ont une forme allongée et sont plus gros que les œufs fécondés (Figure 8B). Le contenu de l'œuf est habituellement granuleux et ne montre aucune organisation (OMS, 1994). Sa maturation dans le milieu extérieur est facilitée par l'oxygénation, l'humidité, l'ombrage et la température optimale (28°C à 30°C). L'embryon infestant n'apparaît qu'après un séjour de 2 à 4 semaines et sa vie métabolique est très ralentie. Elle résiste trois mois en milieu sec, entre 5 et 24°C et plus de deux ans sur un sol humide (Lacoste, 2009).

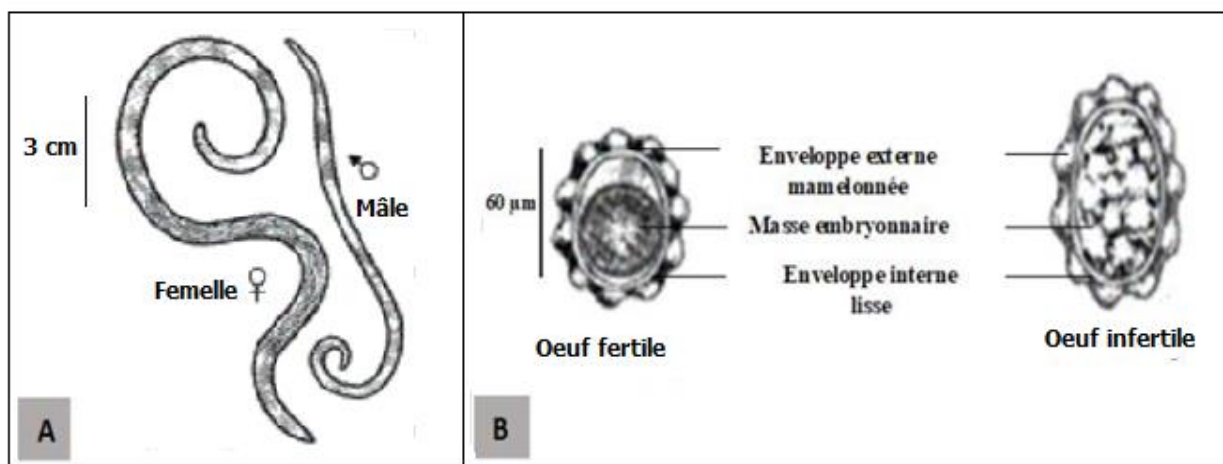


Figure 8 : Organisation structurale des vers adultes (A) et des œufs (B) d'*Ascaris lumbricoïdes* (ANOFEL, 2016)

Le cycle de développement d'*Ascaris lumbricoïdes* est monoxène (Figure 9). L'homme s'infeste après ingestion d'un œuf embryonné présent dans les crudités, fruits, eaux contaminées ou par l'intermédiaire des mains sales. Une fois dans le tube digestif, la larve est libérée. Elle traverse la paroi intestinale et gagne le foie où elle séjourne 3 à 4 jours, y subit une mue et atteint

le poumon par voie sanguine (veine sus-hépatique puis cœur droit). La larve traverse alors la paroi de l'alvéole pulmonaire et remonte l'arbre bronchique jusqu'au pharynx. À la faveur d'une déglutition, elle gagne le jéjunum et devient adulte. Après accouplement et fécondation, les femelles fécondées pondent des œufs non embryonnés qui seront évacués avec les fèces. Les œufs mûrissent dans le milieu extérieur et le cycle recommence si l'homme ingère de nouveau les œufs embryonnés (ANOFEL, 2016).

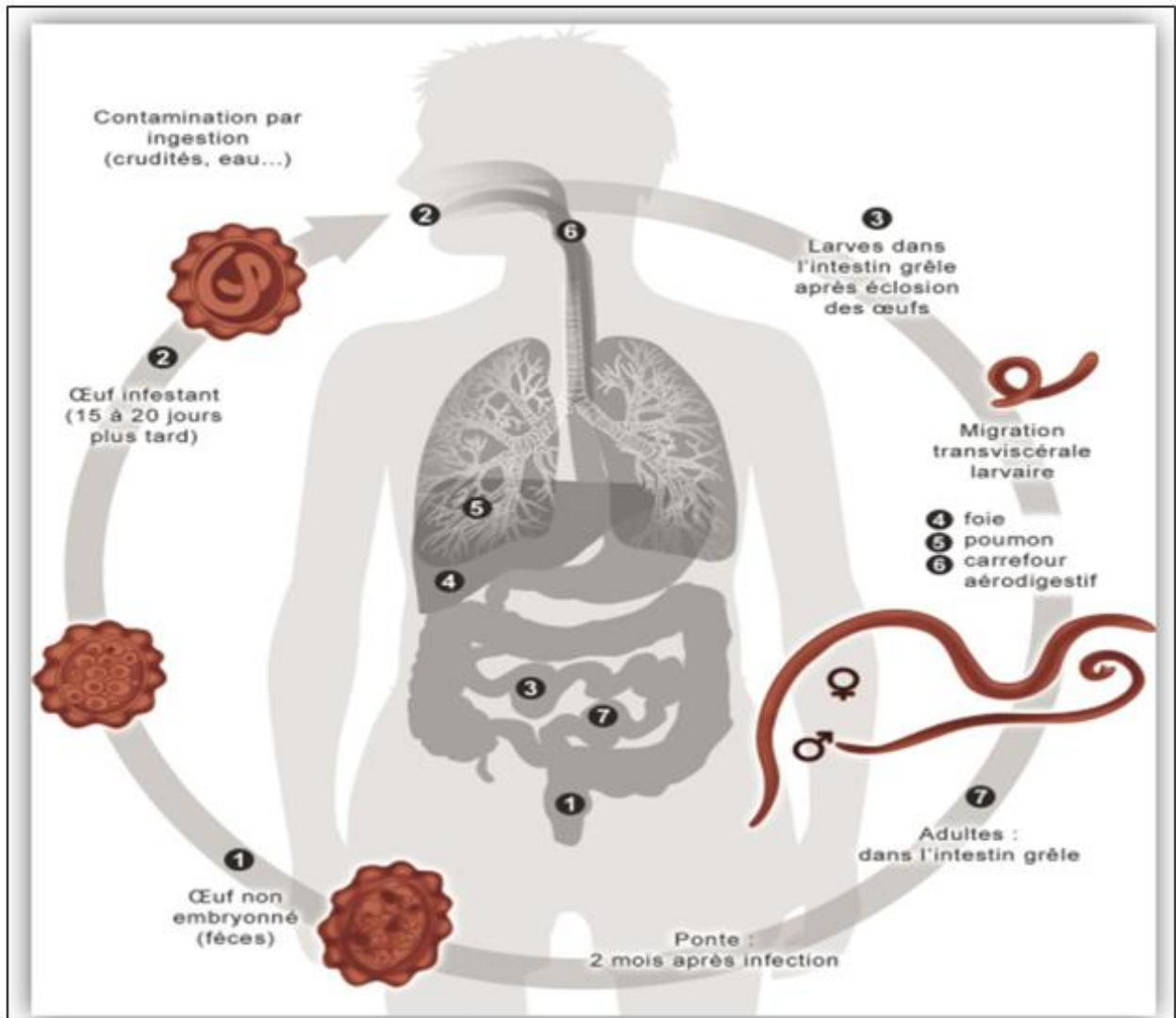


Figure 9 : Cycle de développement d'*Ascaris lumbricoïdes* (ANOFEL, 2016)

I.4.2.2. Plathelminthes entéropathogènes

Les Plathelminthes sont des vers plats possédant une cuticule fragile et dépourvus de chitine. Ils sont représentés par deux classes : la classe des Cestodes qui sont des vers plats segmentés, majoritairement hermaphrodites et possédant un scolex avec quatre ventouses et deux fentes longitudinales ; et la classe des Trématodes qui sont des vers plats non segmentés, avec un corps foliacé et deux ventouses (Maggenti, 1981). Ils sont en général des parasites hermaphrodites à l'exception des Schistosomes.

I.4.2.2.1. Systématique

Le tableau X présente la systématique justifiée des Plathelminthes parasites du tube digestif de l'homme. Les Plathelminthes sont subdivisés en deux principales classes : la classe des Cestodes et la classe des Trématodes. La classe des Cestodes est représentée par deux ordres (Cyclophyllida et Pseudophyllida), alors que celle des Trématodes est représentée par l'ordre de Echinostomatida.









Tableau X : Systématique justifiée des Plathelminthes entéropathogènes (Dufour, 2015, Safaa, 2017)

Systématique	Justifications
Embranchement : Plathelminthes	Vers plats à corps segmentés ou non
Classes : Cestoda Trematoda	Vers rubanés, hermaphrodites et à corps segmentés Vers foliacés à corps non segmentés
Ordre : Cyclophyllida Pseudophyllida Echinostomida	Œsophage souvent divisé en trois parties et scolex à 4 ventouses Scolex portant quatre bothridies ovoïdes, musculeuses, pourvues ou dépourvues de crochets Ventouses ventrale ou buccale
Familles : Hymenolepidae Tæniidae Diphyllobothriidae Fasciolidae Schistosomidae	Présence d'un appareil caudal appelé cysticercoïde Organes génitaux simples, pores sexuels irrégulièrement alternants Scolex à 2 fentes dont l'une est ventrale et l'autre dorsale Parasites de grande taille et hermaphrodites Mâle aplati et incurvé avec canal gynécophore et femelle cylindrique
Genres : <i>Hymenolepis</i> <i>Tænia</i> <i>Diphyllobothrium</i> <i>Fasciola</i> <i>Schistosoma</i>	Espèces : <i>Hymenolepis</i> sp. <i>Tænia</i> sp. <i>Diphyllobothrium latum</i> <i>Fasciola hepatica</i> <i>Schistosoma</i> spp.

I.4.2.2.2. Caractéristiques morphologiques des œufs des Cestodes et des Trématodes entéropathogènes

Le tableau XI présente les caractéristiques morphologiques des œufs des Cestodes et des Trématodes entéropathogènes. Chez les Cestodes, les œufs ont des tailles qui varient de 30 à 75 µm et la présence des parois striées, des crochets et des filaments polaires permet de différencier les œufs de *Tænia* sp. de ceux de *Hymenolepis* sp. Les œufs des Trématodes ont des parois minces, des formes allongées et sont de grande taille. La présence ou l'absence d'un opercule visible permet de faire la différence entre les œufs de *Fasciola hepatica* et ceux de *Paragonimus* sp. Chez le genre *Schistosoma*, la position de l'éperon permet de différencier les espèces. Il peut être latéral (*S. mansoni* et *S. japonicum*) ou terminal (*S. haematobium*).

Tableau XI : Caractéristiques morphologiques des œufs des Cestodes et des Trématodes entéropathogènes (Thivierge, 2014)

Parasite	Taille (µm)	Forme	Paroi	Stade de développement	Particularités	Illustrations
<i>Diphyllobothrium latum</i>	58-75 µm x 40-50 µm	Ovale	Peu épaisse	Embryon non développé	Opercule et bouton terminal	
<i>Tænia</i> sp.	31-43 µm	Rond ou légèrement ovale	Épaisse et striée	Embryon à 6 crochets	Présence d'une membrane vitelline	
<i>Hymenolepis</i> sp.	30-60 µm	Rond ou légèrement ovale	Mince	Embryon à 6 crochets	Filaments polaires	
<i>Fasciola hepatica</i>	130-150 µm x 63-90 µm	Ovale	Paroi mince	Embryon non développé	Opercule peu visible	
<i>Paragonimus</i> sp.	80-120 µm x 45-70 µm	Ovale	Paroi épaisse	Embryon non développé	Opercule évident Paroi un peu plus épaisse à l'extrémité postérieure	
<i>Schistosoma mansoni</i>	114-175 µm x 45-70 µm	Allongée	Paroi mince	Larve déjà développée (miracidium)	Éperon latéral	
<i>Schistosoma japonicum</i>	70-100 µm x 55-65 µm	Rond ou légèrement ovale	Paroi mince	Larve déjà développée (miracidium)	Éperon latéral peu visible ou absent	
<i>Schistosoma haematobium</i>	112-170 µm x 40-70 µm	Allongée	Paroi mince	Larve déjà développée (miracidium)	Éperon terminal	

I.4.2.2.3. Morphologie et cycle de développement d'un Cestode entéropathogène : *Tænia* sp.

Deux espèces de *Tænia* (Figure 10A) parasitent l'intestin de l'homme : *Tænia saginata* et *Tænia solium*.

Tænia saginata (Figure 10 A1) est un ver rubané blanc grisâtre qui mesure 8 à 12 m de long. Son scolex est piriforme et mesure 1 à 2 mm de diamètre. Il est muni de 4 ventouses et est dépourvu de rostre et de crochets : il est dit inerme. Son strobile est formé de milliers d'anneaux plus longs que larges quand ils sont matures. L'utérus renferme des ramifications fines et

nombreuses. *Taenia solium* (Figure 10 A2) mesure de 6 à 8 m de long. Son scolex est légèrement quadrangulaire et est pourvu d'un rostre court orné d'une double couronne de crochets et porte 4 ventouses. Les anneaux portent un utérus avec des ramifications peu nombreuses, épaisses et dendritiques. L'œuf de *Taenia* sp. (Figure 10B) a une forme sphérique et mesure 40 µm de diamètre. Il est doté d'une coque épaisse et striée radialement en rayons de roue. Il contient une larve hexacanthé (Safaa, 2017).

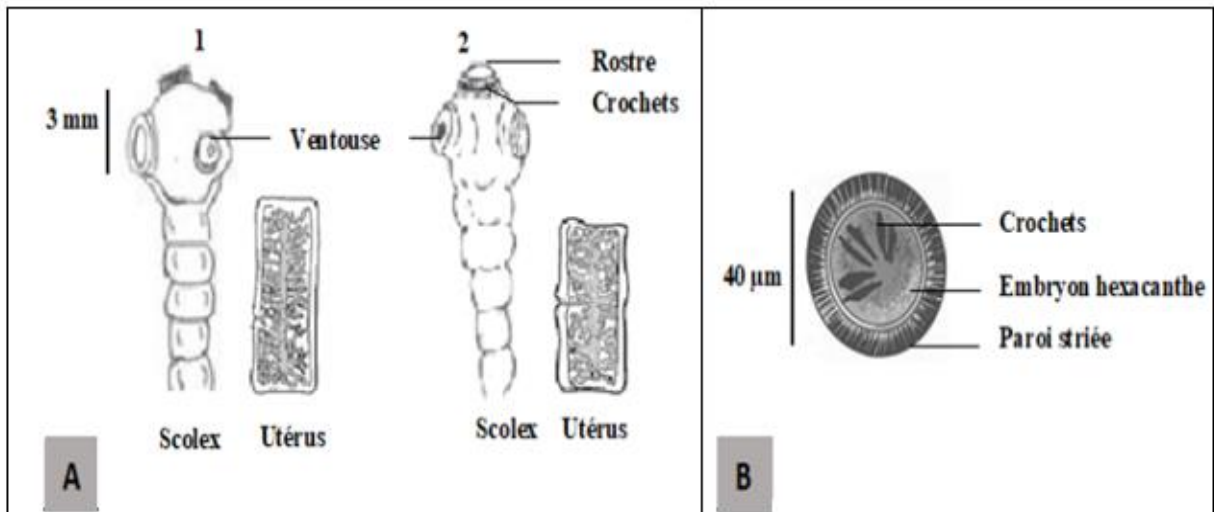


Figure 10 : Organisation structurale des vers adultes (A) et de l'œuf (B) de *Taenia* sp. (Thivierge, 2014 ; Safaa, 2017)

Légende : 1 = Scolex de *Taenia saginata*, 2 = Scolex de *Taenia solium*

Le cycle de développement de *Taenia saginata* (Figure 11) est un cycle hétéroxène à deux hôtes : un hôte intermédiaire (bœuf) et un hôte définitif (Homme). Les vers adultes hermaphrodites vivent fixés à la muqueuse intestinale de l'homme grâce à leur scolex. Les œufs sont éliminés avec des portions entières d'anneaux ou mélangés à de la matière fécale. Les œufs ou les embryophores sont disséminés sur le sol et transportés par la pluie, le vent ou le déplacement des animaux. L'hôte intermédiaire (porc pour *Taenia solium* et bœuf pour *Taenia saginata*) se contamine en ingérant les végétaux souillés. Après éclosion dans le tube digestif de l'animal, les larves hexacanthés libérées traversent la muqueuse, passent dans la circulation générale et gagnent les muscles où elles s'enkystent (forment les cysticerques). Pour *Taenia solium*, les larves peuvent aussi s'enkyster au niveau des yeux, de la langue et du système nerveux (l'homme devient l'hôte intermédiaire). L'homme s'infeste en mangeant de la viande de bœuf ou de porc crue ou mal cuite contenant des cysticerques. Arrivées dans l'intestin, les larves se dévaginrent (forment le protoscolex), se fixent à la muqueuse et deviennent adultes au bout de 3 à 4 mois (Le Bailly, 2005).

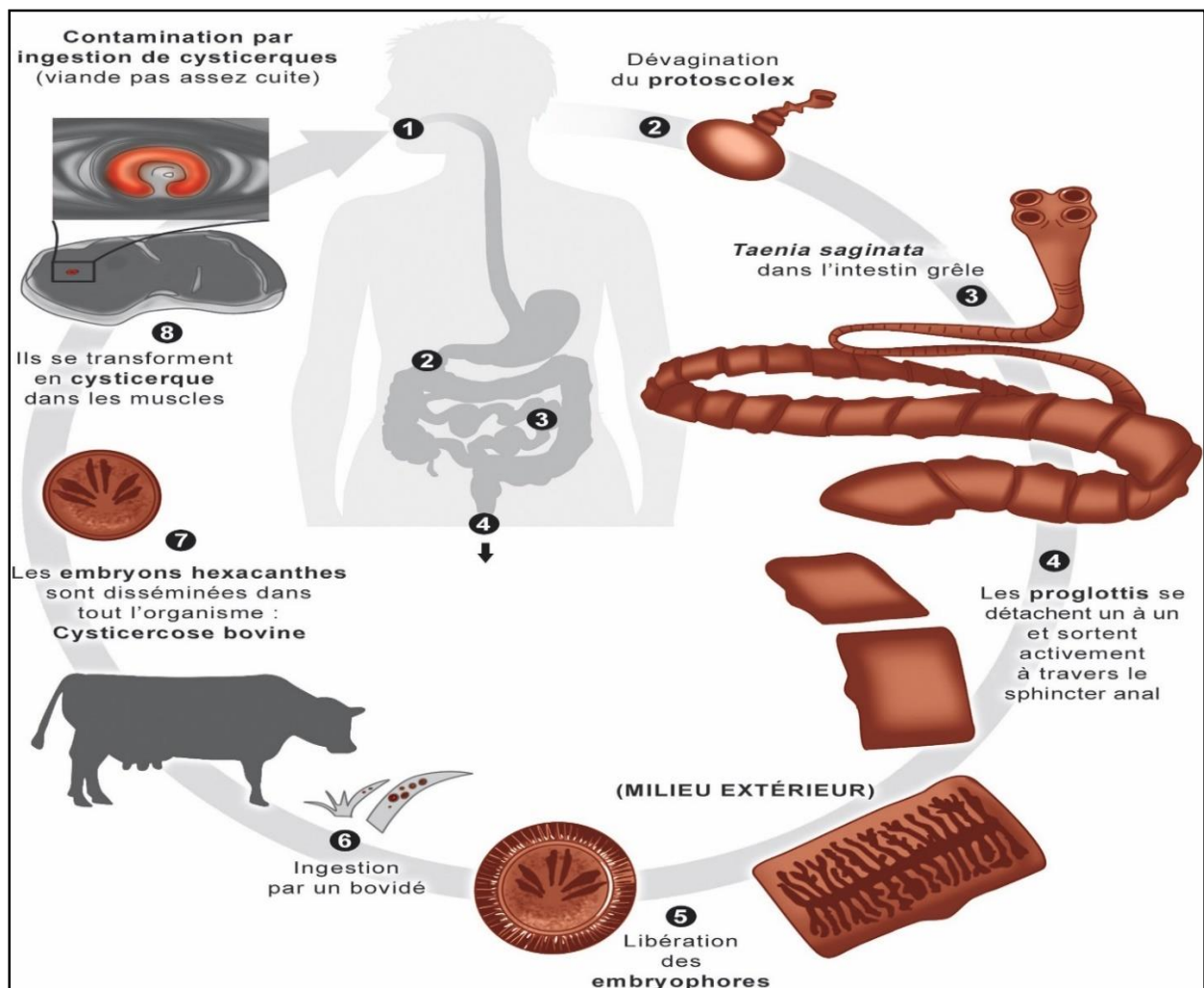


Figure 11 : Cycle de développement de *Tænia saginata* (ANOFEL, 2016)

I.4.2.2.4. Morphologie et cycle de développement d'un Trématode entéropathogène : *Schistosoma* spp.

Les Trématodes sont des vers plats foliacés, à corps non segmentés, pourvus d'un tube digestif incomplet et ne possédant pas d'anus. Les vers adultes (mâles et femelles) vivent dans le plexus artérioveineux abdominaux. Le ver mâle est plat foliacé, blanchâtre, faisant en moyenne 1,5 cm de taille, muni de 2 ventouses et des bords latéraux repliés formant un canal gynécophore où se trouve logée la femelle (Figure 12A). Le ver femelle mesure environ 2 cm, grisâtre avec un aspect cylindrique et filiforme. Il est muni de 2 ventouses.

Les œufs de *Schistosoma* spp. (Figure 12B) sont ronds, ovoïdes ou allongés, de taille variable selon l'espèce et muni d'un éperon plus ou moins visible. L'éperon peut être latéral (*Schistosoma mansoni* et *Schistosoma japonicum*) ou terminal (*Schistosoma haematobium* et *Schistosoma intercalatum*). La coque de l'œuf est lisse et transparente.

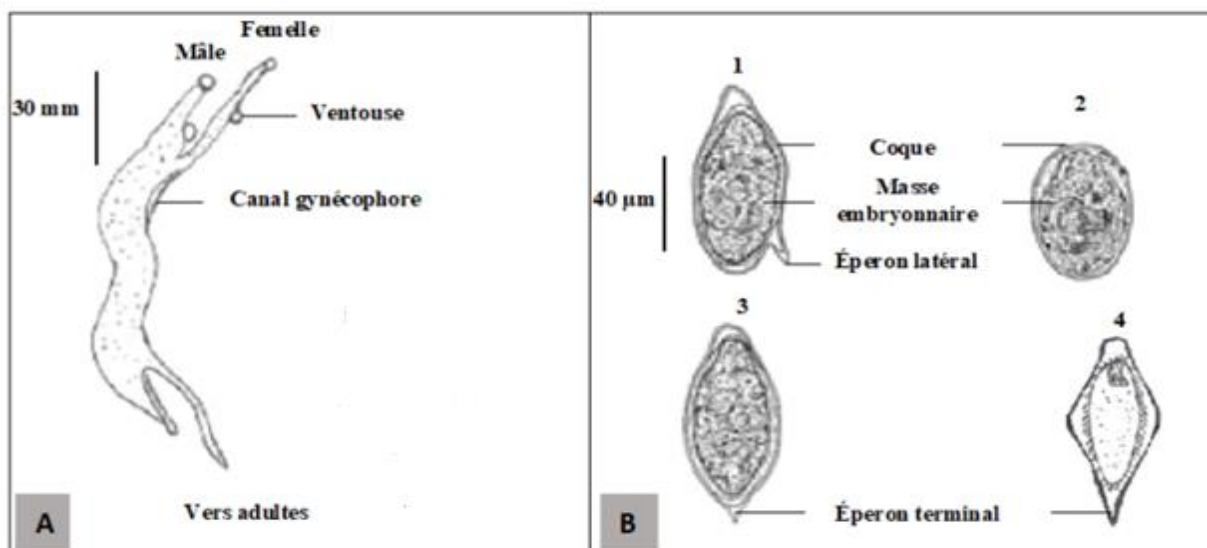


Figure 12 : Organisation structurale des vers adultes (A) et des œufs (B) de *Schistosoma* spp. (Safaa, 2017)

Légende : 1 = *Schistosoma mansoni*, 2 = *Schistosoma japonicum*, 3 = *Schistosoma haematobium*, 4 = *Schistosoma intercalatum*

Le cycle de développement des quatre espèces de Schistosomes (Figure 13) est identique dans ses grandes lignes et nécessite l'intervention obligatoire d'un hôte intermédiaire (mollusque d'eau douce). Il commence par la pénétration d'une cercaire à travers la peau lors d'un contact avec les eaux contaminées. Les schistosomules libérés vont ensuite migrer jusqu'au système porte où ils deviennent adultes avant de gagner les plexus artério-veineux abdominaux. Les femelles, localisées selon l'espèce dans les fines ramifications veineuses de l'intestin ou de la vessie, pondent leurs œufs qui par effraction, tombent dans la cavité de l'organe et sont éliminés par les selles (*Schistosoma mansoni*, *Schistosoma japonicum*, *Schistosoma intercalatum*) ou par les urines (*Schistosoma haematobium*). Dans le milieu extérieur, si les conditions sont favorables (pH proche de la neutralité et température comprise entre 18°C et 33°C), au contact de l'eau douce, l'œuf libère une forme larvaire ciliée : le miracidium qui nage à la recherche du mollusque spécifique de l'espèce de schistosome (hôte intermédiaire). Il s'agit du Bulin (*Schistosoma haematobium*, *Schistosoma intercalatum*) ; de la Planorbe (*Schistosoma mansoni*) ou de l'Oncomélania (*Schistosoma japonicum*). Les miracidiums se transforment en sporocystes qui se multiplient pour donner des cercaires infestantes. Si ces furcocercaires (cercaires possédant une queue bifide) entrent de nouveau en contact avec la peau de l'homme, le cycle recommence (ANOFEL, 2014).

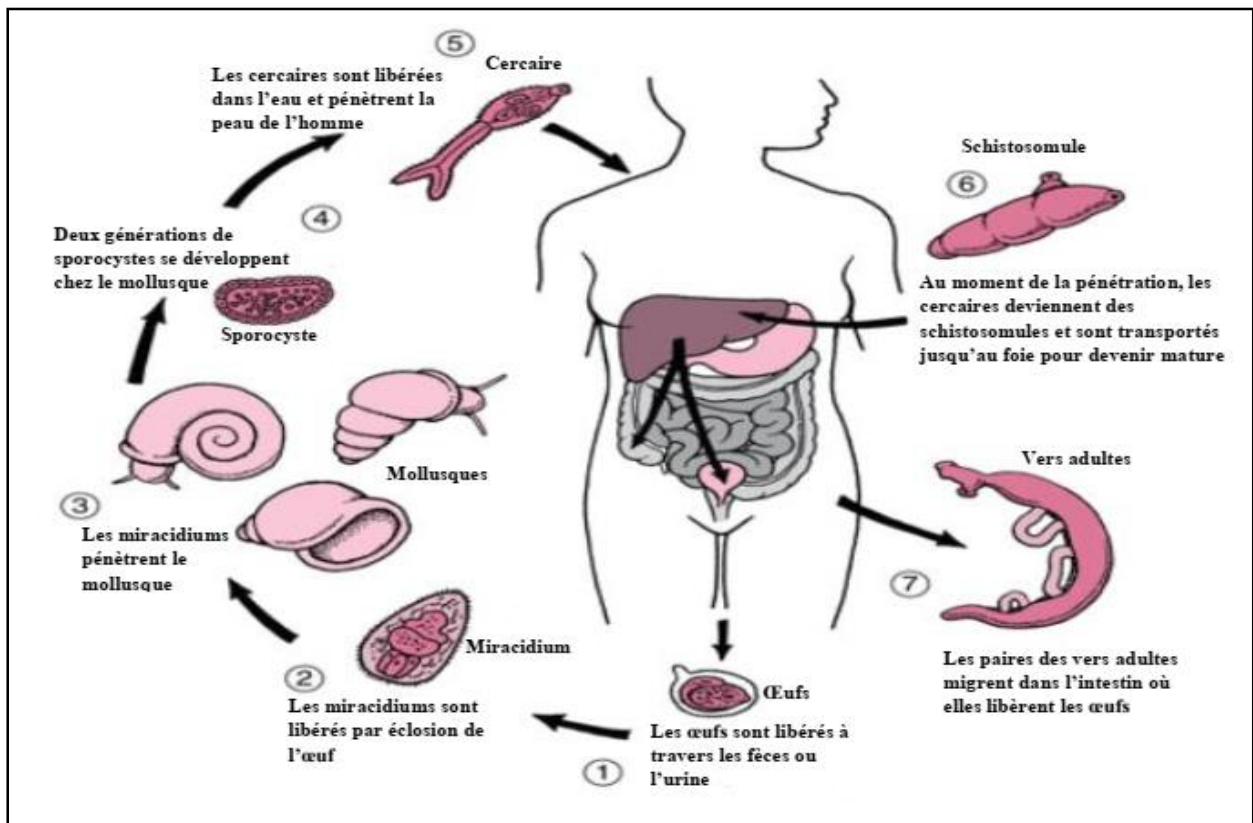


Figure 13 : Cycle de développement de *Schistosoma* spp. (Modifié) (Prieur, 2013)

I.5. Description des formes matures de dissémination des Protozoaires et Helminthes

La plupart des kystes et oocystes de Protozoaires, ainsi que les œufs et larves d'Helminthes sont rejetés dans l'environnement sous formes immatures. L'acquisition de leur pouvoir infectant ou leur maturation se fait dans le milieu extérieur en fonction des facteurs abiotiques du milieu (humidité, conditions d'oxygénation, température, pH, etc).

I.5.1. Formes matures de dissémination des Protozoaires entéropathogènes

Les formes de transmission chez les Protozoaires entéropathogènes sont représentées par les kystes matures et les oocystes sporulés. Chez les Rhizopodes, les kystes matures ont une forme ronde et leur cytoplasme peut contenir des inclusions chromidiales, une vacuole de glycogène souvent visible chez *Entamoeba coli* et des noyaux dont le nombre varie de 4 (*Entamoeba histolytica*, *Entamoeba hartmani* et *Endolimax nana*) à 8 (*Entamoeba coli*). Chez les Flagellés, les kystes matures de *Giardia* sp. ont une forme ovale et leur cytoplasme contient 4 noyaux groupés d'un seul côté, des faisceaux de flagelles, des corps parabasaux et un axostyle qui passe dans l'axe du kyste. Les kystes de *Chilomastix mesnili* et de *Retortamonas intestinalis* sont légèrement piriformes et présentent dans leur cytoplasme un gros noyau parfois entouré par un flagelle et un cytostome. Les kystes matures chez les Ciliés sont caractérisés par leur forme ovale ou ronde, la persistance des cils à l'intérieur du cytoplasme et la présence de deux types de noyaux (le micronoyau et le macronoyau). Les formes de transmission chez les Sporozoaires sont les

oocystes sporulés de forme sphérique (*Cryptosporidium* spp. et *Cyclospora cayetanensis*) ou allongée (*Sarcocystis hominis* et *Isospora belli*). Les oocystes de *Cryptosporidium* spp. sont entourés d'une double membrane et contiennent 4 sporozoïtes nus et un corps résiduel. Les oocystes sporulés de *Cyclospora cayetanensis* contiennent des inclusions globuleuses et 2 sporocystes contenant 2 sporozoïtes. Les oocystes sporulés d'*Isospora belli* sont caractérisés par leur membrane lisse et une extrémité plus effilée et possèdent 2 sporocystes contenant chacun 4 sporozoïtes (Thivierge, 2014).

I.5.2. Formes matures de dissémination des Helminthes entéropathogènes

Chez les Helminthes entéropathogènes, les formes de transmission sont représentées par les œufs matures et les larves infestantes. Les œufs matures des Cestodes sont caractérisés par leur forme ronde ou légèrement ovale, les parois épaisses avec un opercule (*Dhyphyllbothrium latum*), striées (*Taenia* sp.) ou minces (*Hymenolepis* sp.) et la présence des crochets sur l'embryon. Chez les espèces des Trématodes, les œufs sont de forme allongée ou ovale et sont généralement de grande taille. Certaines espèces présentent un opercule (*Fasciola hepatica* et *Paragonimus* sp.) alors que d'autres ont un éperon dont la position est fonction du type d'espèce. L'éperon est en position latérale chez *Schistosoma mansoni* et *Schistosoma japonicum*, et terminale chez *Schistosoma haematobium*. Les larves infestantes des Nématodes sont de grandes tailles et caractérisées par leur cavité buccale courte, un seul renflement au niveau de l'œsophage et l'extrémité postérieure tronquée ou bifide. Les œufs matures d'*Ascaris lumbricoïdes* sont ronds ou ovales et caractérisés par la présence d'une coque mamelonnée et épaisse constituée de 3 membranes : externe de nature protéique, intermédiaire de nature chitineuse et interne de nature lipidique (Guillaume, 2007). Les œufs matures d'*Ancylostoma* sp. sont caractérisés par la présence d'un espace clair entre la paroi et l'embryon et 6 à 8 blastomères. Les œufs de *Trichuris trichiura* sont ovales en forme de baril et ont des bouchons muqueux à chaque extrémité. Les œufs d'*Enterobius vermicularis* sont ovales en forme de banane avec une paroi claire et la présence d'un embryon replié à l'intérieur.

I.6. Diagnostic, intérêt sanitaire et lutte contre la dissémination des parasites intestinaux

I.6.1. Diagnostic des parasites intestinaux

Le diagnostic biologique des Protozoaires et Helminthes intestinaux peut être direct (mise en évidence de l'agent pathogène) ou indirect (à partir de données résultant des réactions de l'hôte à l'infection) (ANOFEL, 2014).

Le diagnostic direct tend à mettre en évidence le parasite sous l'une ou l'autre de ses différentes formes (adultes, larves, œufs, kystes ou oocystes) et rechercher dans les principaux secteurs accessibles (selles, sang, urines, entre autres) ou dans le milieu naturel (sol ou eau) dans

le cas de recherches épidémiologiques environnementales. Dans le milieu aquatique, le diagnostic des formes environnementales des pathogènes entériques passe par les techniques de concentration. Ces méthodes facilitent également le dénombrement des parasites dans un échantillon plus diversifié. Les méthodes de concentration les plus utilisées sont la technique de Kato-Katz (Katz *et al.*, 1979), la technique diphasique de Ritchie modifiée au formol-éther (Ajeegah *et al.*, 2014), la technique de Faust modifiée ou de flottation (El Ouali *et al.*, 2014), la technique de coloration de Ziehl-Neelsen modifiée (Quintero-Betancourt *et al.*, 2003) et la technique de sédimentation directe (Ajeegah et Karié Mouncharou, 2018).

I.6.1. Intérêt sanitaire d'étude des parasites intestinaux

Les Protozoaires et les Helminthes intestinaux ont une importance médicale car un grand nombre sont pathogènes et sont à l'origine de maladies. Certains d'entre eux sont des agents pathogènes humains et peuvent provoquer des maladies graves (Landfear, 2011). En effet, certaines espèces ont un pouvoir pathogène pour diverses espèces, dont l'homme. Chez les Protozoaires, les espèces telles que *Entamoeba histolytica*, *Giardia intestinalis*, *Balantidium coli* et les coccidies sont respectivement responsables de la dysenterie amibienne ou amibiase, la giardiase, la balantidiase et des coccidioses. Chez les Helminthes, les espèces comme *Ascaris lumbricoïdes*, *Strongyloïdes stercoralis*, *Ancylostoma duodenale*, *Taenia sp.* et *Schistosoma spp.* sont respectivement à l'origine de l'ascaridiase, la strogyloidose ou l'anguillulose, l'ankylostomiase, la teniase et la schistosomiase. La prévalence de ces parasites varie considérablement dans les différents groupes de populations et est en général étroitement liée aux conditions socio-économiques. Les taux les plus élevés sont retrouvés dans des endroits dépourvus d'installations sanitaires comme les toilettes, égouts ou dépourvus d'accès à l'eau potable (OMS, 2011).

I.6.3. Lutte contre la dissémination des parasites intestinaux

Les parasitoses intestinales étant associées à l'insalubrité de l'eau et à un assainissement défectueux, leur prévention, leur maîtrise et leur élimination vont dépendre de l'amélioration générale des projets liés à la santé (OMS, 2017). Ainsi, leur prophylaxie va reposer sur la mise en œuvre d'un ensemble de moyens tendant à l'éradication du péril fécal, entre autres : les mesures collectives, parmi lesquelles l'installation de latrines et d'égouts, l'abandon de l'utilisation d'engrais humains, le traitement des eaux de boisson (accès à l'eau courante et potable) ; la chimiothérapie qui consiste à utiliser les médicaments à savoir les nitro-imidazolés (Métronidazole, Albendazole et Mébendazole) contre les Protozoaires et les antihelminthiques (Niclosamide, Praziquantel, Triclabendazol et Flubendazole) contre les Helminthes (Gambari, 2013).



CHAPITRE II :
MATÉRIEL ET MÉTHODES

II.1. Matériel

II.1.1. Présentation générale de la région du Nord-Ouest et de la ville de Bamenda

La région du Nord-Ouest (Cameroun), située à une altitude moyenne de 1 550 m, est une région des hauts plateaux dominés par une chaîne de montagnes qui culminent avec le mont Oku, à plus de 3000 m d'altitude (INS, 2015). Son relief, couvert d'une végétation herbeuse et des petits arbres, est caractérisé par des plaines entourées de massifs montagneux, des vallées profondes qui abritent parfois des cours d'eau avec de chutes et de nombreux lacs de cratère. D'après le Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH, 2010), la région du Nord-Ouest a une population estimée à 1 933 358 habitants et une superficie de 17 300 km². Elle est limitée au Nord par la République Fédérale du Nigeria, à l'Ouest par la région du Sud-Ouest, à l'Est par la région de l'Adamaoua et au Sud par la région de l'Ouest (INS, 2015). Elle compte 7 départements (Boyo, Bui, Donga-Mantung, Menchum, Mezam, Momo et Ngo-ketunjia). Le département de la Mezam est le plus peuplé de la région (700 000 habitants) (RGPH, 2010). L'agriculture est la principale activité menée dans la région basée sur des cultures vivrières, maraîchères, l'élevage des bétails et les industries artisanales (Chia *et al.*, 2015).

La ville de Bamenda, qui est la principale agglomération et le chef-lieu de la région et du département de la Mezam, est subdivisée en 3 arrondissements que sont Bamenda I, Bamenda II et Bamenda III. C'est une ville située au bas d'une falaise abrupte dont l'entrée, en descente, surplombe avec pour point culminant le Rocher. La topographie de Bamenda est caractéristique d'une région des hauts plateaux marquée par un relief très accidenté avec des pentes parfois très élevées qui alternent avec des vallées profondes. Ce relief est divisé en deux grands ensembles par un escarpement orienté Nord Est – Sud Ouest (Saha et Tchindjang, 2017). Au-dessus de l'escarpement, s'érige le plateau supérieur représentant 10% de la superficie totale de la ville et constitué de Bamenda I (centre administratif) avec les altitudes qui varient entre 1472m et 1573m (Saha et Tchindjang, 2017). On a ensuite le plateau inférieur dont l'altitude minimale est de 1201m. Cette partie de la ville abrite près de 90% des installations urbaines et est constituée de Bamenda II et III. Au plan pédologique, la ville de Bamenda présente en majorité des sols ferrallitiques, des andosols et des vertisols, ce qui lui confère un pH légèrement acide à neutre (Azinwi *et al.*, 2017). Ces sols résultent de la dégradation des roches magmatiques issues d'un volcanisme ancien dans la zone.

II.1.2. Site d'étude

Le site choisi pour notre étude est le bassin versant de la Mezam situé dans les arrondissements de Bamenda II et Bamenda III. D'une superficie de 1745 km², le bassin versant de la Mezam est situé dans une vallée entre 5° 55' et 6°03' N, 10°07' et 10°14' E et à une altitude minimale de 1 230 m et maximale de 1 510 m. Le climat est de type équatorial humide et est

subdivisé en deux saisons : une longue saison des pluies qui s'étend de mars à octobre et une courte saison sèche qui va de novembre à février (Tita *et al.*, 2012). Ceci est en accord avec la répartition saisonnière présentée sur le diagramme ombrothermique obtenu à partir des moyennes mensuelles de la pluviométrie et de la température pour l'année 2015 dans la ville de Bamenda (Figure 14). La température moyenne est de 21,5°C et les précipitations abondantes sont en moyenne de 2311 mm par an (Saha et Tchindjang, 2017). Cette intense activité pluviométrique alimente un réseau hydrographique très dense, constitué par la rivière Mezam (cours d'eau principal) et ses affluents (Mugheb, Sisia, Ayaba, Mufueh, Mankon, Formuki, entre autres) dont la plupart prennent leurs sources sur les flancs des montagnes de « Up station ». La rivière Mezam prend sa source au pied d'une montagne à « Mile 5 » et coule de l'Est vers l'Ouest suivant le relief. Ces eaux sont utilisées par les populations pour les activités agricoles, ménagères (vaisselles, lessives), récréatives et même pour la consommation.

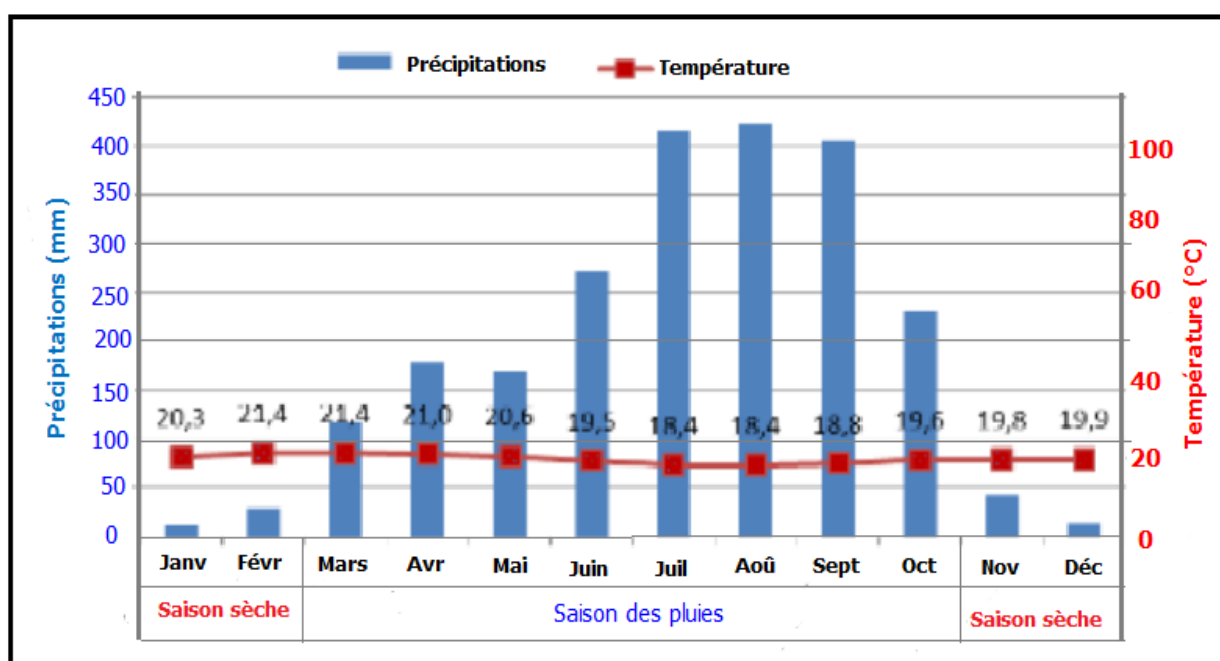


Figure 14 : Diagramme ombrothermique présentant les variations mensuelles des valeurs moyennes des précipitations et de température enregistrées en 2015 dans la ville de Bamenda (Saha et Tchindjang, 2017)

II.1.3. Choix et description des stations d'échantillonnage

Pour cette étude, 5 cours d'eau ont été choisis. Il s'agit des cours d'eau Mufueh et Formuki situés dans l'arrondissement de Bamenda III, Mankon et Ayaba dans l'arrondissement de Bamenda II et la rivière Mezam qui draine les eaux de ces affluents. Sur chaque cours d'eau, 3 stations ont été choisies et une station en aval sur la rivière Mezam est présentée comme le potamon du réseau hydrographique, pour un total de 13 stations d'échantillonnage (Figure 15). Ces points de prélèvement ont été choisis en fonction des critères tels que la situation géographique du cours d'eau, la proximité avec les sources potentielles de pollution, l'intérêt des

populations riveraines pour le cours d'eau et la représentation des trois compartiments du cours d'eau (l'amont ou zone des sources ou le crénon, le milieu ou rithron et l'aval ou potamon). Les coordonnées géographiques (Longitude, Latitude et Altitude) des différents points de prélèvement ont été déterminées à l'aide d'un récepteur GPS (Global Positioning System) de marque Garmin MAP 76.

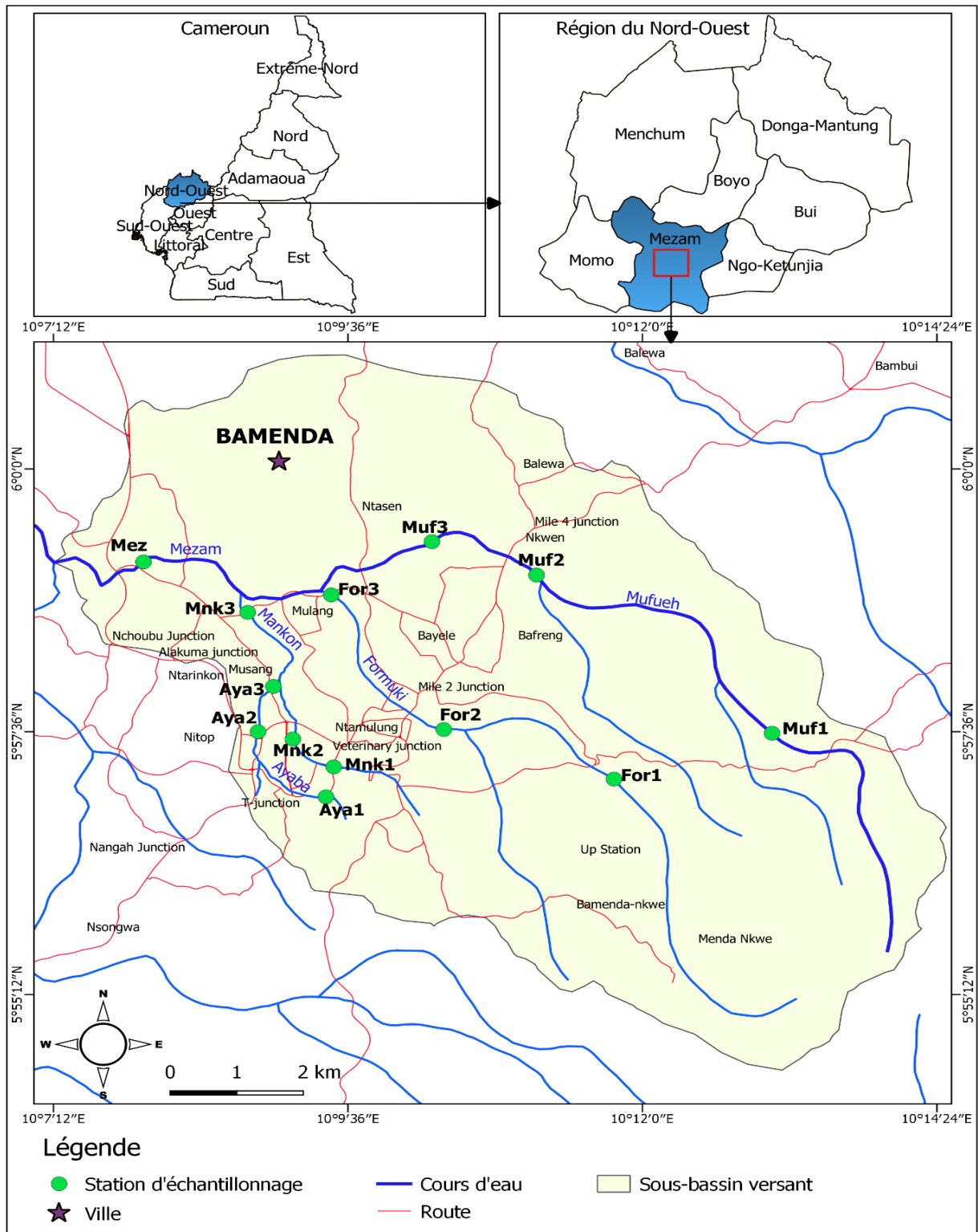


Figure 15 : Carte du bassin versant de la Mezam présentant les cours d'eau et les stations d'échantillonnage (Source : INC, 2013 modifié)

II.1.3.1. Cours d'eau Mufueh (Muf)

Le cours d'eau Mufueh prend sa source dans les montagnes du village « Mughoro » dans l'arrondissement de Bamenda III et a une longueur d'environ 11,5 km. Ses coordonnées géographiques sont comprises entre $05^{\circ} 57' 35,14''$ / $05^{\circ} 59' 19,6''$ N et $010^{\circ} 13' 03,36''$ / $010^{\circ} 10' 17,9''$ E, et il est situé entre une altitude maximale de 1172 m et minimale de 1163m. Ce cours d'eau est l'affluent principal de la Mezam. Il se jette dans la rivière Mezam située à la sortie de la ville après avoir traversé plusieurs quartiers de « Mile 4 » à Nkwen. Trois stations d'échantillonnage ont été choisies dans ce cours d'eau : Muf-amont (Muf1), Muf-milieu (Muf2) et Muf-aval (Muf3).

De coordonnées géographiques $05^{\circ} 57' 35,14''$ N, $010^{\circ} 13' 03,36''$ E et d'altitude 1172 m, la station Muf-amont (Muf1) se trouve en amont du cours d'eau Mufueh à 4 km de la source. L'accès à cet endroit est facilité par une piste mise en place par les populations locales pour mener leurs activités de construction et d'agriculture pratiquée avec faible usage d'engrais et de pesticides. Le lit du cours d'eau est relativement petit (1 m) et peu profond (15 cm). La végétation, dense le long des berges, forme un véritable ombrage à certains endroits, maintenant le lit du cours d'eau dans une obscurité relative. Cette eau est utilisée par les agriculteurs pour arroser leurs cultures et même pour consommation (Figure 16A).

La station Muf-milieu (Muf2) est le deuxième point de prélèvement situé sur le cours moyen à 4,9 km de la station Muf-amont. L'accès à cette station est facilité par la route qui relie Bamenda I et Bamenda II, juste à côté du pont « Mile 4 Nkwen ». Elle a pour coordonnées géographiques $05^{\circ} 59' 01,82''$ N, $010^{\circ} 11' 08,16''$ E et d'altitude 1163 m. La végétation est abondante le long des berges et est dominée par les espèces herbacées, principalement le Sissongo (*Pennisetum purpureum*). Cette station reçoit les eaux des latrines et du garage, situés à 10 m. Le lit du cours d'eau est relativement large (5 m) (Figure 16B). Ici, l'eau est utilisée principalement par la population pour le lavage des motos et des véhicules.

Située à une altitude de 1162 m et de coordonnées géographiques $05^{\circ} 59' 19,6''$ N, $010^{\circ} 10' 17,9''$ E, la station Muf-aval (Muf3) est située en aval du cours d'eau à 2 km de la station Muf-milieu. Sur sa rive droite, se trouvent les champs des cultures vivrières et sur sa rive gauche, des maisons d'habitation avec des latrines canons s'ouvrant directement dans le cours d'eau. La végétation riveraine est abondante et largement dominée par les plantations de sous-bois, de cultures vivrières et de palmiers. L'eau est très profonde (2 m) et s'écoule à une très faible vitesse. Elle est utilisée par les populations riveraines pour leurs besoins domestiques (lessive, vaisselle, pêche) et agricoles (Figure 16C).



Figure 16 : Vue partielle des stations d'échantillonnage du cours d'eau Mufueh : Muf-amont (A), Muf-milieu (B) et Muf-aval (C)

II.1.3.2. Cours d'eau Formuki (For)

Le cours d'eau Formuki prend sa source sur les collines du village « Menda Nkwe » et traverse une zone où est pratiquée une agriculture intensive dans un milieu semi-rural et semi-urbain. Il draine le quartier résidentiel jusqu'à la colline de « Up Station » avant de tomber dans la plaine de Bayelle. Il est situé dans l'arrondissement de Bamenda III, entre 1194 et 1229 m d'altitude et entre les coordonnées géographiques $05^{\circ} 57' 10,04'' / 05^{\circ} 58' 51,1''$ N et $010^{\circ} 11' 46,03'' / 010^{\circ} 09' 27,9''$ E. Les berges du cours d'eau sont occupées par des constructions anarchiques des maisons d'habitation, des cultures, des élevages et l'érosion des sols. Trois stations d'échantillonnage ont été choisies sur ce cours d'eau. Il s'agit de For-amont (For1), For-milieu (For2) et For-aval (For3).

La station For-amont (For1) est la première station du cours d'eau située à 5 km de la source juste en dessous de l'escarpement au quartier « Nnitop ». Elle est située à une altitude de 1194 m et a pour coordonnées géographiques $05^{\circ} 57' 10,04''$ de Latitude Nord et $010^{\circ} 11' 46,03''$ de Longitude Est. L'accès à cette station est facilité par une route secondaire assez fréquentée qui relie plusieurs maisons d'habitations. Les populations utilisent les eaux de cette station pour des besoins domestiques (lessives, vaisselles) et pour des fins récréatives. Les berges de cette station sont occupées par des champs des cultures vivrières, des fermes d'élevage de porcs et de chèvres ; et des toilettes qui sont vidangées directement dans ces eaux. La vitesse de l'eau est élevée et le lit du cours d'eau, exposé en partie aux rayonnements solaires, contient des roches métamorphiques (Figure 17A).

De coordonnées géographiques $05^{\circ} 57' 37,55''$ N, $010^{\circ} 10' 22,80''$ E et d'altitude 1182 m, la station For-milieu (For2) est située en aval à 2,9 km de la station For-amont. Cette station est située en aval du pont « Mile 2 Nkwen » à 500 m de la station Mobile Nkwen. Elle reçoit les eaux issues des toilettes, les déchets du marché de Nkwen et des maisons d'habitations qui sont

sur les berges. La végétation est dominée par les cultures vivrières de subsistance (Manioc, maïs, légumes, banane plantain) (Figure 17B).

La troisième station du cours d'eau For-aval (For3) est située à « Foncha Street » en amont du pont entre les quartiers « Mulang » et « Below Foncha », à 3 km de la station For-milieu. Elle a pour coordonnées géographiques $05^{\circ} 58' 51,1''$ N, $010^{\circ} 09' 27,9''$ E et d'altitude 1129 m. Cette station reçoit des déchets urbains et la végétation est dominée par l'espèce *Pennisetum purpureum* sur ses berges et les populations pratiquent une agriculture basée essentiellement sur les cultures vivrières de subsistance (Manioc, maïs, légumes). Les eaux de cette station traversent après le pont, une zone marécageuse de Ndamokong (Land reclamation zone) caractérisée par de fortes activités agricoles notamment en saison sèche (Figure 17C).



Figure 17 : Vue partielle des stations d'échantillonnage du cours d'eau Formuki : For-amont (A), For-milieu (B) et For-aval (C)

II.1.3.3. Cours d'eau Mankon (Mnk)

Le cours d'eau Mankon prend sa source sous une petite colline dans le quartier « Mugheb » à Old Town et draine les déchets et effluents des quartiers « Awosah », « Sonac Street », « Commercial Avenue », « Small Mankon » et « Ngomgham » où il rejoint le cours d'eau Ayaba. Il est situé en plein cœur du centre urbain dans l'arrondissement de Bamenda II, entre une altitude maximale de 1263 m et minimale de 1229 m et ses coordonnées géographiques sont comprises entre $05^{\circ} 57' 16,7''$ / $05^{\circ} 58' 41,4''$ N et $010^{\circ} 09' 29,0''$ / $010^{\circ} 08' 46,9''$ E. Long d'environ 6 km, le cours d'eau Mankon est caractérisé par des constructions anarchiques des maisons d'habitation sur ses berges. Trois stations d'échantillonnage ont été choisies dans ce cours d'eau : Mnk-amont (Mnk1), Mnk-milieu (Mnk2) et Mnk-aval (Mnk3).

De coordonnées géographiques $05^{\circ} 57' 16,7''$ N, $010^{\circ} 09' 29,0''$ E et d'altitude 1263 m, la station Mnk-amont (Mnk1) est située dans le quartier « Mugheb » à 1,8 km de la source. Les eaux de cette station sont utilisées par la population pour le lavage des motos et pour abreuver les animaux (Figure 18A).

Située à 827 m de la station Mnk-amont, la station Mnk-milieu (Mnk2) reçoit les déchets des quartiers « Sonac Street » et « Commercial Avenue ». Elle a pour coordonnées géographiques 05° 57' 32,0''N, 010° 09' 09,0''E et d'altitude 1232 m. Cette station se trouve au lieu-dit « Rendez-vous » à 500 m derrière les agences des voyages. La végétation est peu abondante sur les deux rives et est constituée des champs de cultures vivrières. Les eaux de cette station reçoivent les déchets du garage, des maisons d'habitation et d'une ferme d'élevage situés à 30 m. Ces eaux sont principalement utilisées pour irriguer les cultures vivrières (Figure 18B).

Le troisième point de prélèvement du cours d'eau Mnk-aval (Mnk3) se situe en aval à 2,5 km de la station Mnk-milieu dans le quartier « Small Mankon ». Elle a pour coordonnées géographiques 05° 58' 41,4''N, 010° 08' 46,9''E et d'altitude 1229 m. La principale activité pratiquée dans cette station est l'extraction du sable par la population. Cette station reçoit les eaux des toilettes provenant des maisons d'habitations et des ordures ménagères qui sont déversées sur son lit. Cette station est utilisée à des fins récréatives par les jeunes enfants (Figure 18C).



Figure 18 : Vue partielle des stations d'échantillonnage du cours d'eau Mankon : Mnk-amont (A), Mnk-milieu (B) et Mnk-aval (C)

II.1.3.4. Cours d'eau Ayaba (Aya)

Le cours d'eau Ayaba prend sa source dans les collines d'Akum, village situé dans une zone périurbaine de Bamenda à « Up Station ». Il coule entre la cathédrale et l'hôtel Ayaba, avant de traverser plusieurs quartiers dont « Small Mankon », « Ngomgham » et « Meta ». En dehors de la zone de source où on trouve une végétation abondante, le lit du cours d'eau est exposé aux rayonnements solaires. Situé entre une altitude maximale de 1270 m et minimale de 1242 m, ce cours d'eau draine les déchets provenant du marché de vivres de Bamenda (Food Market). Trois stations d'échantillonnage y ont été choisies : Aya-amont (Aya1), Aya-milieu (Aya2) et Aya-aval (Aya3).

La première station Aya-amont (Aya1) est située à 518 m de la source au pied de l'escarpement derrière l'hôtel Ayaba et le pont de la cathédrale. Elle a pour coordonnées géographiques 05° 57' 00,3''N, 010° 09' 25,2''E et d'altitude 1270 m. Cette station est caractérisée par des arbres dont les branches forment une canopée importante sur le lit du cours d'eau. L'eau est peu profonde (17 cm) et laisse apparaître les roches métamorphiques. Cette station reçoit les déchets ménagers, les effluents des toilettes et de la ferme d'élevage se trouvant à 15 m en amont (Figure 19A).

Située à 1,8 km de la station Aya-amont, la station Aya-milieu (Aya2) a pour coordonnées géographiques 05° 57' 36''N, 010° 08' 52''E et une altitude de 1247 m. Elle est située au lieu-dit « Fish pond hill » après le marché central de Bamenda. Elle reçoit les déchets du marché ainsi que les effluents des toilettes se trouvant sur ses berges (Figure 19B).

De coordonnées géographiques 05° 58' 00,8''N, 010° 08' 59,5''E et d'altitude 1242 m, la station Aya-aval (Aya3) est le troisième point de prélèvement du cours d'eau situé à 1 km en aval de la précédente station. Elle reçoit les déchets des garages, des maisons d'habitation et d'une ferme d'élevage situés à 20 m en amont. La végétation est peu abondante, ce qui expose les eaux directement aux rayonnements solaires (Figure 19C).



Figure 19 : Vue partielle des stations d'échantillonnage du cours d'eau Ayaba : Aya-amont (A), Aya-milieu (B) et Aya-aval (C)

II.1.3.5. Rivière Mezam (Mez)

La station Mez-potamon se trouve sur la rivière Mezam dans le village Ngomgham à « Mile 8 » et en aval des points de confluence des autres cours d'eau (Mufueh, Formuki, Mankon et Ayaba). Cette station est située à une altitude de 1226 m et entre 05° 59' 09,2'' de Latitude Nord, et 010° 07' 49,0'' de Longitude Est, derrière des maisons d'habitations. Le lit du cours d'eau est large (10 m), contient des roches ignées et l'eau coule à une grande vitesse. La végétation est abondante autour des berges qui présentent des pentes raides. Les populations utilisent les eaux de cette station pour la vaisselle, la lessive, les baignades et aussi pour abreuver

les betails surtout en saison sèche. Étant le potamon du réseau hydrographique, cette station draine les eaux de tous les autres affluents de la ville et reçoit les déchets issus des porcheries et des fermes d'élevage de la volaille située à 20 m en amont (Figure 20).



Figure 20 : Vue partielle de la station d'échantillonnage sur la rivière Mezam (Mez-potamon).

II.2. Méthodes

L'étude s'est déroulée en deux phases : une phase préliminaire allant de septembre à décembre 2016 a été consacrée à la prospection du bassin versant de la Mezam, au choix des cours d'eau et des stations d'échantillonnage. La seconde phase s'est déroulée de janvier 2017 à janvier 2018 suivant un pas mensuel de prélèvement afin de collecter les données physico-chimiques et biologiques dans les 13 stations retenues. Ces données ont été regroupées en saisons : saison des pluies (SP) de mars à octobre et saison sèche (SS) de novembre à février. Les paramètres hydrologiques ont été mesurés 4 fois (aux mois de janvier 2017, mai, août et novembre) et les valeurs moyennes ont été retenues. Les concentrations en ions et en éléments traces métalliques ont été déterminées une seule fois (en janvier 2017) à toutes les stations d'étude. Certains paramètres ont été mesurés directement sur le terrain. Pour les analyses au laboratoire, les prélèvements pour la physico-chimie de l'eau ont été effectués dans des flacons de polyéthylène de 250 et 1000 mL à double bouchage et transportés en enceinte réfrigérée.

II.2.1. Mesure des paramètres hydrologiques

Les paramètres hydrologiques mesurés ont été la vitesse d'écoulement de l'eau, la largeur du lit, la profondeur de l'eau et le débit. La vitesse d'écoulement de l'eau (m/s) a été mesurée dans différents tronçons de chaque station par la méthode indirecte qui consiste à déterminer à l'aide d'un chronomètre, le temps mis par un colorant neutre non polluant (le bleue de méthylène) pour parcourir une distance connue. Elle est déterminée par la formule suivante :

$$V = \frac{d}{t}$$

Avec V = vitesse d'écoulement de l'eau (m/s), d (m) = distance parcourue et t (s) = temps mis.

La largeur du lit mouillée (m) a été mesurée en tendant le décamètre d'une berge à l'autre, nette à la limite de l'eau. Pour effectuer les mesures de la profondeur de l'eau (m), une règle en bois de 2 m de long, graduée au millimètre près a été plongée verticalement dans la colonne d'eau et les mesures effectuées suivant un pas régulier de 20 cm d'une berge à l'autre.

Le débit de l'eau (m³/s) a été calculé par la formule ci-après :

$$Q = VS$$

Avec Q = débit en m³/s, V = vitesse d'écoulement en m/s, S = section mouillée en m².

II.2.2. Mesure des paramètres physico-chimiques

Les mesures des paramètres physico-chimiques se sont déroulées à la fois sur le terrain et au laboratoire suivant les recommandations de APHA (1998) et Rodier *et al.* (2009).

II.2.2.1. Mesures *in situ*

La température de l'eau (°C) a été mesurée *in situ*, à l'aide d'un thermomètre à mercure gradué au 1/10°C en plongeant directement le thermomètre au 2/3 dans l'eau. De même, la salinité (PSU), le pH (UC), la résistivité (Ω/cm), la conductivité électrique (μS/cm) et les solides totaux dissous (STD) (mg/L) ont été mesurés *in situ* à l'aide d'un multi-paramètre portatif de marque HANNA modèle 9839. Pour ce faire, l'appareil de mesure préalablement calibré a été mis sous tension, ses sondes ont été ensuite plongées dans l'eau et la sélection de la fonction du paramètre désiré a permis d'obtenir la valeur de celui-ci sur l'écran d'affichage.

II.2.2.2. Mesures au laboratoire

Pour les paramètres physico-chimiques mesurés au laboratoire (MES, turbidité, couleur, alcalinité, oxydabilité, NH₄⁺, NO₃⁻ et PO₄³⁻), les échantillons d'eau ont été prélevés à contre-courant sans faire de bulles à chaque station et à chaque campagne d'échantillonnage à l'aide des flacons en polyéthylène à double bouchage de 1000 mL et transportés en enceinte réfrigérée (environ 4°C) jusqu'au laboratoire. Les MES, la turbidité et la couleur de l'eau ont été mesurées par colorimétrie au spectrophotomètre HACH DR 2010, aux longueurs d'onde respectives λ= 810 nm, λ= 450 nm et λ= 455 nm. Les résultats ont été exprimés en mg/L, en NTU et en Pt. Co respectivement.

Les mesures des teneurs de l'eau en orthophosphates et en différentes formes d'azote (NH₄⁺ et NO₃⁻) se sont faites par spectrophotométrie, au spectrophotomètre HACH DR 2010. La concentration en azote ammoniacal (mg/L de NH₄⁺) a été mesurée par la méthode de Nessler sur 25 mL d'échantillon d'eau brute et la lecture s'est faite à la longueur d'onde λ= 425 nm. Quant aux teneurs en nitrates (NO₃⁻) et en orthophosphates (PO₄³⁻), elles ont été mesurées sur 10 mL

d'échantillon avec comme réactifs le Nitrover V et le Phosver III respectivement. Les lectures se sont faites respectivement aux longueurs d'onde $\lambda = 507$ nm et $\lambda = 530$ nm et les résultats ont été exprimés en mg/L de NO_3^- et de PO_4^{3-} .

L'oxydabilité a été mesurée par volumétrie. Ainsi, dans un erlenmeyer de 500 mL, ont été introduits 200 mL d'échantillon d'eau brute, puis 2 mL de carbonate monosodique et l'ensemble porté à ébullition sur une plaque chauffante. Dès le début de l'ébullition, 20 mL de KMnO_4 N/80 ont été ajoutés. Dix (10) minutes après le début de l'ébullition, l'erlenmeyer a été refroidi à l'eau courante, puis 5 mL de H_2SO_4 25% et 20 mL de sel de Mohr y ont été ajoutés successivement. L'échantillon décoloré a ensuite été titré au KMnO_4 N/80 jusqu'à obtention d'une couleur rose persistante. L'échantillon témoin a été préparé dans les mêmes conditions, mais avec de l'eau distillée à la place de l'échantillon d'eau brute. Les résultats exprimés en mg/L de KMnO_4 ont été obtenus par la formule ci-dessous :

$$\text{Oxydabilité (mg/L de KMnO}_4) = \frac{(q - q_0)}{2} \times 3,95$$

Avec q = descente burette de l'échantillon et q_0 = descente burette du témoin.

L'alcalinité a été déterminée par volumétrie en titrant 50 mL d'échantillon d'eau avec de l'acide sulfurique N/50, en présence du rouge vert de méthyl bromocrésol comme indicateur coloré. Les résultats exprimés en mg/L de HCO_3^- sont obtenus par la formule ci-après :

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

La teneur en oxygène dissous a été mesurée par la méthode volumétrique de Winkler. Sur le terrain, dans une bouteille de Winkler de 125 mL, 123 mL d'échantillon ont été mélangés à 1 mL de réactif de Winkler ($\text{KOH} + \text{IK}$) et 1 mL de chlorure de manganèse (MnCl_2). Il s'en est suivi la formation d'un précipité blanc. Au laboratoire, le précipité blanc a été dissout par ajout dans la solution, d'1 mL d'acide sulfurique concentré. Ensuite 50 mL de cette solution sont prélevés et titrés avec du thiosulfate de sodium N/80 en présence de 2 ou 3 gouttes d'amidon comme indicateur coloré. Enfin, les résultats obtenus en mg/L d'échantillon, qui correspondent à la descente burette ont été convertis en pourcentage de saturation en oxygène à l'aide de l'abaque de Mortimer (1956).

La mesure de la teneur de l'eau en CO_2 dissous a été faite en deux temps : sur le terrain, le CO_2 a été fixé en introduisant dans une fiole jaugée de 200 mL, 20 mL de NaOH N/20, 2 ou 3 gouttes de phénolphthaléine, et l'échantillon d'eau jusqu'au trait de jauge. Le mélange obtenu, de coloration rose, a été transvasé dans un flacon en polyéthylène de 250 mL et transporté au laboratoire. Au laboratoire, 50 mL de cet échantillon ont été titrés avec du HCl N/10 jusqu'à

décoloration complète. La teneur de l'eau en CO₂ exprimée en mg/L a été déterminée par la formule ci-après :

$$\text{CO}_2 \text{ (mg/L)} = (\text{descente burette témoin} - \text{descente burette échantillon}) \times 17,6$$

II.2.2.3. Calcul de l'Indice de Pollution Organique (IPO)

L'Indice de Pollution Organique (Leclercq, 2001) a été calculé pour rendre compte du degré de pollution organique des eaux dans les différentes stations d'échantillonnage pendant la période d'étude. Le calcul de cet indice est basé sur trois paramètres (NH₄⁺, NO₂⁻ et PO₄³⁻) indicateurs indirects de la pollution organique et un paramètre direct, la DBO₅. Pour notre étude, la DBO₅ a été remplacée par l'oxydabilité. Pour chacun des paramètres, 5 classes de teneurs ayant une signification écologique ont été définies (Tableau XII).

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

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

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 XIII).

Tableau XIII : 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
Couleurs					

II.2.3. Mesure des éléments traces métalliques dans l'eau et dans les sédiments

Les échantillons d'eau pour le dosage des métaux lourds ont été prélevés à l'aide des flacons en polyéthylène à double bouchage de 500 mL, préalablement nettoyés avec de l'acide nitrique 10%, puis rincés avec de l'eau distillée et séchés à l'étuve. Les échantillons des sédiments (1 kg) ont été prélevés dans chaque station en janvier 2017 pendant la saison sèche à l'aide d'une pelle à main et conservés dans des bocaux transparents en polyéthylène qui ont été ramenés au Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement (LHE) où ils ont été séchés à température ambiante.

Au Laboratoire de Chimie des Eaux (LCE) de la Faculté des Sciences de l'Université de Lomé (Togo), ces échantillons ont été digérés dans de l'acide nitrique 10% pour favoriser l'extraction des métaux. Les dosages des différents métaux contenus dans ces échantillons ont été effectués à l'aide d'un spectromètre à flamme de marque PU 9200 X. L'absorption atomique de flamme est une méthode qui permet de doser essentiellement les métaux en solution. Cette méthode d'analyse élémentaire impose que la mesure soit faite à partir d'un analyte (élément à doser) transformé à l'état d'atomes libres. Pour cela, l'échantillon a été porté à une température de 2000 à 3000°C pour que les combinaisons chimiques dans lesquelles les éléments sont engagés soient détruites. Les dosages des différents métaux (Cu, Pb, Ni, Fe, Zn, Cd, Cr et Co) se sont effectués aux longueurs d'ondes respectives de $\lambda = 387$ nm, $\lambda = 283$ nm, $\lambda = 232$ nm, $\lambda = 248$ nm, $\lambda = 213$ nm, $\lambda = 228$ nm, $\lambda = 387$ nm et $\lambda = 240$ nm (AFNOR, 1999). Les résultats sont exprimés en mg/L pour les échantillons d'eau et en $\mu\text{g/kg}$ pour les sédiments. Les paramètres physico-chimiques mesurés dans ces sédiments ont été le pH (UC) et la conductivité électrique ($\mu\text{S/cm}$) selon les techniques préconisées par Rodier *et al.* (2009).

II.2.4. Techniques d'échantillonnage, de concentration et dénombrement des parasites

II.2.4.1. Techniques d'échantillonnage

À chaque station, l'échantillonnage de l'eau pour l'identification des formes environnementales des Protozoaires et Helminthes entéropathogènes s'est effectué sur plusieurs points caractérisés par une accumulation de la matière organique ou la présence de l'herbier. Après une légère agitation pour remettre les particules en suspension, l'eau a été prélevée dans des flacons stériles en polyéthylène de 1000 mL et les organismes ont été fixés au formol 10% (2mL/Litre) (Sylla et Belghyti, 2008) et transportés au laboratoire où ils ont été laissés pour sédimentation pendant 24 heures à température ambiante. Ensuite, le surnageant a été versé et le culot a été recueilli et mesuré. Ce culot a subi plusieurs traitements afin de permettre une meilleure identification et une caractérisation des parasites.

II.2.4.2. Techniques de concentration et de coloration

Les techniques de concentration sont utilisées pour concentrer les formes de résistances des Protozoaires et Helminthes intestinaux dans des échantillons moins diversifiés. Ces méthodes facilitent également le comptage des parasites dans un échantillon. Les méthodes de concentration utilisées ont été la technique de Kato-Katz pour les œufs et larves d'Helminthes intestinaux, la technique diphasique de Ritchie modifiée au formol-éther, la technique de Faust modifiée ou de flottation au sulfate de zinc et la technique de sédimentation directe pour tous les pathogènes entériques. La technique de coloration de Ziehl-Neelsen modifiée a été utilisée pour la mise en évidence des oocystes des Protozoaires intestinaux.

II.2.4.2.1. Technique de Kato-Katz

Décrite par Katz *et al.* (1979), c'est une technique qui permet de mettre en évidence les œufs d'Helminthes entéropathogènes présents dans le culot issu de la centrifugation. Pour cela, la solution de Kato-Katz (100 mL de glycérine, 1 mL de vert de Malachite 3% et 100 mL d'eau distillée) a été préparée 24 heures avant la manipulation et des rectangles du papier cellophane ont été introduits dans cette solution. La glycérine favorise l'éclaircissement des œufs d'Helminthes tandis que le vert de Malachite permet la coloration de ces parasites. Un fragment de culot a été prélevé, déposé au centre d'une lame et recouvert d'un rectangle de papier cellophane imbibé de la solution de Kato-Katz. À l'aide d'un tube à essai, le culot a été étalé entre la lame et la cellophane en un frottis. La préparation ainsi obtenue a été directement observée au microscope optique pour l'identification des œufs d'Ankylostomes et 30 minutes après pour celle des autres œufs.

II.2.4.2.2. Technique de Ritchie au formol-éther

La technique de Ritchie modifiée ou technique diphasique de sédimentation au formol-éther (Ajeegah *et al.*, 2014) permet de mettre en évidence les œufs d'Helminthes de petite taille et certains kystes de Protozoaires (Flagellés et Amibes). C'est une technique qualitative et complémentaire à la technique de Kato-Katz qui est basée sur la coagulation des protéines contenues dans l'échantillon par le formol et la stabilisation des graisses par l'éther. Après homogénéisation, 5 mL du culot ont été introduits dans un tube à essai, puis, 2 mL de formol à 10 % (fixateur) et 3 mL d'éther (stabilisateur) y ont été ajoutés successivement. Le mélange a été centrifugé à 1500 tours/minute pendant 3 minutes à l'aide d'une centrifugeuse de marque MINOR35. Le contenu du tube s'est séparé en 4 couches : une couche supérieure contenant l'éther, un bouchon de débris gras, une couche de formol et le culot contenant les parasites (Figure 21). Les 3 couches superficielles ont été éliminées et la quatrième couche a été mélangée à quelques gouttes de colorants et examinée entre lame et lamelle au microscope optique et aux grossissements 40x et 100x pour identification et dénombrement des parasites.

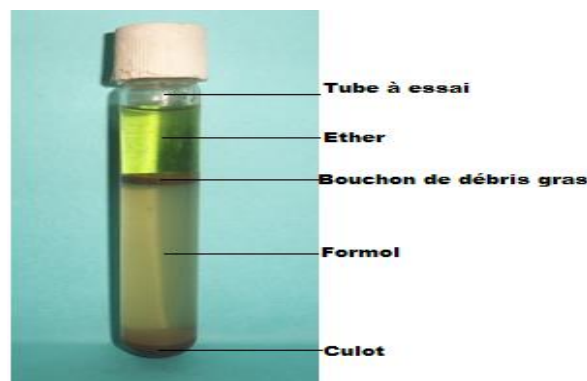


Figure 21 : Aspect du tube de centrifugation après la technique de Ritchie (Ajeegah *et al.*, 2014)

II.2.4.2.3. Technique de Faust modifiée

La technique de Faust modifiée ou technique de concentration au sulfate de zinc permet la flottation des kystes et oocystes des Protozoaires à la surface des tubes à essai (El Ouali *et al.*, 2014). Après homogénéisation, 5 mL du culot ont été prélevés et introduits dans un tube à essai. À cela, 1 mL de formol 10% (fixateur) et 3 mL de sulfate de zinc 33% (pour la flottation des parasites de faible densité) ont été ajoutés. Le mélange a été centrifugé à 1500 tours/minute pendant 3 minutes à l'aide d'une centrifugeuse de marque MINOR35. Ensuite la couche superficielle du surnageant a été prélevée, déposée sur une lame, mélangée à quelques gouttes de colorant et recouverte d'une lamelle pour identification et dénombrement des parasites au microscope optique aux grossissements 40x et 100x.

II.2.4.2.4. Technique de Ziehl-Neelsen modifiée

La technique de Ziehl-Neelsen est une technique de coloration sur lame spécifique pour la mise en évidence des oocystes des Protozoaires alcoolo-acido-résistants (Quintero-Betancourt *et al.*, 2003). Une solution de sulfate de zinc 33% a été ajoutée à 5 mL de culot pour favoriser la flottation, puis l'ensemble a été centrifugé à 1500 tours/minute pendant 3 minutes à l'aide d'une centrifugeuse de marque MINOR35. La couche superficielle du surnageant a été prélevée à l'aide d'une micropipette et distribuée sur des lames. Ces lames ont été séchées à l'air pour favoriser l'adhésion des parasites, puis fixées et colorées respectivement au méthanol (fixateur) et à la fuchsine basique (colorant). Cinq minutes après, les lames ont été rincées à l'eau distillée et à l'acide sulfurique 2 % pendant 2 minutes pour éliminer l'excès du colorant. Une contre-coloration a été ensuite réalisée au bleu de méthylène 5 % (colorant), puis les lames ont de nouveau été rincées à l'eau, séchées à l'air puis observées au microscope aux grossissements 40x et 100x.

II.2.4.2.5. Technique de sédimentation directe

Cette technique qui consiste à concentrer les organismes au fond du tube, permet d'identifier aussi bien les Protozoaires que les Helminthes (Ajeegah et Karié Mouncharou, 2018). Après homogénéisation, 5 mL de culot ont été prélevés et introduits dans un tube à essai. À cela, 1 mL de formol 10% (fixateur) et 5 mL d'eau distillée mélangés à quelques gouttes des colorants sont ajoutés et le mélange est centrifugé à 1500 tours/minute pendant 5 minutes à l'aide d'une centrifugeuse de marque MINOR35. Après la centrifugation, le culot déposé au fond du tube est prélevé, distribué sur des lames et recouvert des lamelles pour observation au microscope optique aux grossissements 10x pour les œufs et larves d'Helminthes, 40x et 100x pour les kystes et oocystes des Protozoaires.

Les colorants utilisés dans ces différentes techniques ont été le Lugol, le bleu de méthylène, le violet de crésyl, le MIF (Merthiolate Iode Formol), l'hématocytine, la fuchsine

basique et la saframine. Les organismes sont identifiés aux microscopes optiques de marques Ivymen, Olympus CH et CYAN à l'aide des fiches d'identification appropriées (OMS, 1994 ; Petithory *et al.*, 1998 et Thivierge, 2014) et les tailles des cellules ont été mesurées à l'aide du micromètre oculaire. L'identification est basée sur les critères tels que la forme de la cellule, sa taille, l'épaisseur de la paroi, la structure et le contenu du cytoplasme, la structure et le nombre de noyau.

II.2.4.3. Dénombrement des Protozoaires et Helminthes intestinaux

Le dénombrement des Protozoaires et Helminthes intestinaux dans les échantillons est fait en utilisant la formule proposée par Ajeegah *et al.* (2010). Après la décantation, le surnageant est jeté et le volume intégral (V_x) du culot mesuré. Après homogénéisation du culot, un volume précis (V_y) est prélevé et utilisé pour l'identification. La portion finale de chaque tube est répartie sur des lames, puis le nombre d'organismes est compté. Le nombre total de parasites (X) obtenu dans l'échantillon est calculé en multipliant la valeur obtenue (y) sur toutes les lames par la fraction V_x/V_y et le résultat est enfin ramené au litre. La formule est la suivante :

$$X = \frac{y \cdot V_x}{V_y}$$

Avec X (en Parasites/L) = nombre total des parasites, y = nombre de parasites observés sur toutes les lames, V_x = volume du culot intégral et V_y (en L) = volume du culot prélevé pour l'observation (en L). Les résultats sont ensuite convertis en parasites par unité de volume (kystes, oocystes, œufs ou larves/L) en fonction parasite recherché (Ajeegah *et al.*, 2010).

II.2.4.4. Évaluation du taux de maturation des formes environnementales des parasites

Le taux de maturation a été calculé chez certaines espèces de Protozoaires et Helminthes intestinaux en raison de leurs fortes abondances et leurs différentes formes observées dans les échantillons analysés. Le Taux de maturation d'une espèce est le rapport exprimé en pourcentage (%) de la densité des parasites matures sur la densité totale des parasites (matures et immatures) dans un échantillon donné. Il s'obtient selon la formule suivante :

$$T = \frac{D_m}{D_t} \times 100$$

Avec T (en %) = taux de maturation d'une espèce, D_m (en Parasites/L) = densité moyenne des parasites matures de l'espèce et D_t (en Parasites/L) = densité moyenne totale (parasites immatures et immatures) de l'espèce.

Les résultats obtenus ont été traités à l'aide du programme Excel de Microsoft Office 2016 et du logiciel Origin Pro 8.0 pour la réalisation des graphes. Les photos ont été réalisées par des captures d'écran des observations microscopiques à l'objectif 40 grâce au logiciel

XPLOVIEWER avec une caméra intégrée sur l'objectif du microscope. Les dessins ont été réalisés à l'aide des logiciels Photosop 4.1 et Dessin 3D version 2.4.

II.2.5. Analyse statistique des données hydrologiques, physico-chimiques et biologiques

II.2.5.1. Analyses univariées

II.2.5.1.1. Corrélation de rang de Spearman (r)

Le coefficient de corrélation de rang de Spearman a été calculé pour mesurer les degrés de liaison entre les variables abiotiques d'une part, entre les densités des Protozoaires et Helminthes intestinaux et entre les variables abiotiques et les densités des Protozoaires et Helminthes intestinaux d'autre part. Ce calcul a permis de conforter les relations probables entre les différents paramètres tant biotiques qu'abiotiques. Deux séries de variables sont plus ou moins fortement liées selon que r est plus ou moins proche de 1. L'analyse a été effectuée à l'aide du programme SPSS version 20.0 après vérification de la distribution des données.

II.2.5.1.2. Test H de Kruskal-Wallis

Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis (test H) a été utilisé pour vérifier sur le plan spatiotemporel, la signification des différences (ou similarités) de variances des paramètres abiotiques et des densités des parasites intestinaux, relatifs à leur distribution. Pour ce faire, deux hypothèses ont été 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 a été effectuée à l'aide du programme SPSS version 20.0 qui nous donne la valeur de p (p-value). Si cette valeur est inférieure ou égale à 0,05 ($p \leq 0,05$), l'hypothèse nulle est rejetée. Dans le cas contraire, ($p > 0,05$) elle est vérifiée. Les variables étant quantitatives, ce test de rang est mesuré 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 autour d'une médiane (StatSoft France, 2005).

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.2.5.2. Analyses multivariées

II.2.5.2.1. Analyse de Classification Hiérarchique (ACH)

L'objectif de l'Analyse de Classification Hiérarchique (ACH) est de rassembler les moyennes de variables 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 forme de 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 utilisée pour regrouper les stations en fonction d'une part, de leurs similarités abiotiques, et d'autre part, de la similarité des parasites identifiés sur la base des densités moyennes. La similarité a été employée dans cette analyse de classification ascendante (Williams *et al.*, 1971). Le principe de cette analyse est de regrouper des individus selon leurs ressemblances et les représenter sous la forme d'un arbre de classification. L'ACH a été réalisée à l'aide du logiciel XLSTAT 2014.

II.2.5.2.2. Analyse en Composantes Principales (ACP)

Dans cette étude, l'Analyse en Composantes Principales (ACP) a été utilisée pour établir la typologie abiotique des stations d'échantillonnage sur la base de l'ensemble des variables physico-chimiques et les densités des parasites intestinaux relevées à chaque station pendant l'étude. Cette méthode de statistique factorielle et descriptive a pour objectif de présenter sous forme graphique, le maximum de l'information contenue dans un tableau de données de taille importante (Philippeau, 1992). La matrice de données est composée des échantillons « n » en ligne sur lesquels sont mesurés des variables quantitatives « p » disposées en colonnes. La matrice utilisée dans cette étude est une base ayant subi une transformation logarithmique « $\text{Log}(X + 1)$ » pour avoir une normalité approximative puis standardisée afin d'obtenir une échelle comparable des variables (Michael *et al.*, 2004). Le tableau de données « n » × « p » forme ainsi un nuage de « n » points dans un espace à « p » dimensions. Chaque composante principale (dimension) explique une quantité plus ou moins importante de l'information de départ. Les composantes principales sont classées par ordre décroissant de la quantité d'information qu'elles expliquent.

En général, les deux et trois premières composantes principales suffisent pour expliquer 60 à 70% de l'information contenue dans la matrice de départ (Ouro-Boya, 2004). Les composantes principales sont obtenues par la diagonalisation d'une matrice qui, suivant la nature des variables initiales, est soit la matrice des corrélations, soit la matrice des covariances (Legendre et Legendre, 1979). Dans le cadre de cette étude, c'est la matrice de corrélation qui a été utilisée. La phase finale de l'ACP consiste en une représentation graphique qui permet alors d'avoir un aperçu des résultats. Il existe deux types de représentation ; le diagramme de dispersion des variables qui est un cercle de corrélation et le diagramme de dispersion des stations. Le pourcentage d'information initiale expliquée par chaque composante principale est illustré sous forme d'histogramme. Ces analyses ont été réalisées à l'aide de logiciel XLSTAT 2014.

A decorative border resembling a scroll, with a vertical strip on the left and a horizontal strip at the top, both with rounded ends and small circular details at the corners.

CHAPITRE III :
RÉSULTATS ET DISCUSSION

III.1. Résultats

III.1.1. Paramètres hydrologiques des cours d'eau

Les variations spatio-temporelles de la vitesse d'écoulement de l'eau et du débit sont présentées à la figure 22. La vitesse d'écoulement de l'eau a varié entre 0,12 m/s (Muf-aval) et 0,67 m/s (Mez-potamon) en saison sèche (SS) et entre 0,25 m/s (Mnk-amont) et 0,91 m/s (Mez-potamon) pendant la saison des pluies (SP). Les plus grandes valeurs de vitesse sont obtenues pendant la SP à toutes les stations de ces cours d'eau (Figure 22A). Le test de Kruskal-Wallis a montré des différences significatives de ce paramètre sur le plan spatial ($p=0,049$) ; par contre aucune variation n'a été significative entre les saisons ($p>0,05$).

Le profil de variation saisonnière du débit de l'eau montre des valeurs plus élevées pendant la saison des pluies à toutes les stations des cours d'eau (Figure 22B). Ces valeurs ont oscillé entre 0,038 m³/s (station Muf-amont) et 1,479 m³/s (station Mez-potamon) en SS et entre 0,144 m³/s et 6,206 m³/s dans les mêmes stations en SP. Les tests statistiques ont montré des différences significatives entre les saisons (test de Kruskal-Wallis ; $p=0,02$).

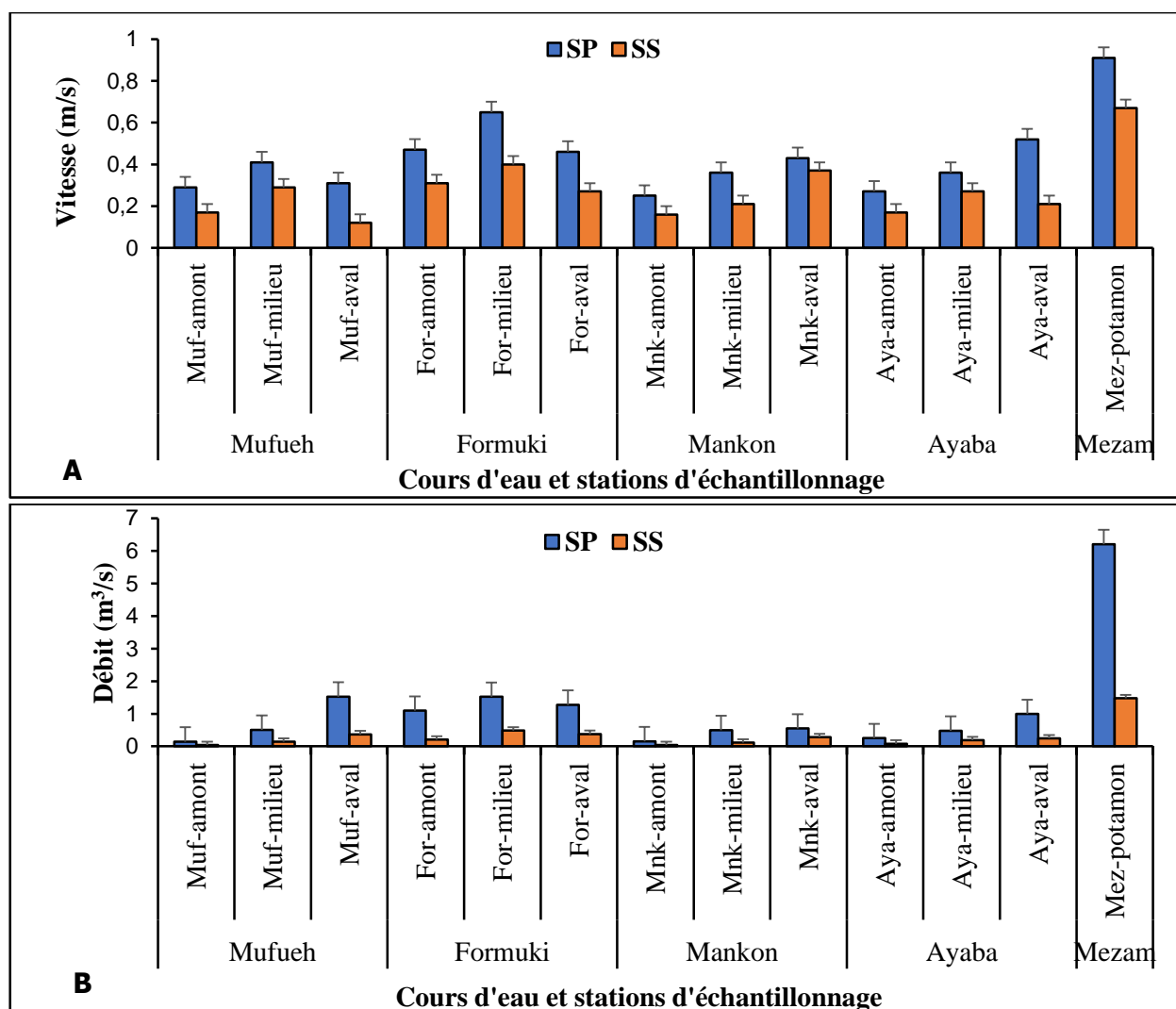


Figure 22 : Variation spatio-temporelle de la vitesse (A) et du débit (B) dans les cours d'eau

Par contre, aucune différence n'a été significative entre les différentes stations (test de Kruskal-Wallis ; $p>0,05$).

Les variations spatiale et saisonnière de la largeur du lit mouillé et de la profondeur de l'eau enregistrées pendant la période d'étude sont consignées dans le tableau XIV. Les plus petites valeurs moyennes de la largeur du lit mouillé (1,50 m et 1,91 m) sont notées à la station Muf-amont et les plus grandes (6,31 m et 10,03 m) sont relevées à la station Mez-potamon respectivement en saison sèche et en saison des pluies. Quant à la profondeur de l'eau, la station Muf-aval a montré les plus grandes valeurs moyennes (0,88 m et 1,20 m), tandis que l'eau a été moins profonde (0,13 m et 0,23 m) à la station Aya-amont respectivement pendant la SS et la SP. Les plus grandes valeurs moyennes de ces paramètres sont observées pendant la SP à toutes les stations de ces cours d'eau. Le test de Kruskal-Wallis n'a montré aucune variation significative entre les stations d'échantillonnage (test de Kruskal-Wallis ; $p>0,05$) ; par contre les différences significatives ont été obtenues entre les différentes saisons ($p=0,010$ et $p=0,009$ respectivement pour la profondeur et pour la largeur du lit mouillé).

Tableau XIV : Valeurs moyennes et écart-types de la largeur du lit mouillé et de la profondeur de l'eau mesurées pendant la période d'étude

Cours d'eau	Stations	Largeur du lit mouillé (m)		Profondeur de l'eau (m)	
		SS	SP	SS	SP
Mufueh	Muf-amont	1,50 ± 0,11	1,91 ± 0,31	0,15 ± 0,06	0,26 ± 0,08
	Muf-milieu	3,01 ± 0,42	4,42 ± 0,81	0,16 ± 0,03	0,28 ± 0,06
	Muf-aval	3,50 ± 0,12	4,10 ± 1,02	0,88 ± 0,07	1,20 ± 0,07
Formuki	For-amont	3,02 ± 0,17	4,01 ± 0,09	0,22 ± 0,08	0,58 ± 0,04
	For-milieu	4,51 ± 0,76	5,71 ± 0,16	0,27 ± 0,03	0,41 ± 0,01
	For-aval	5,40 ± 0,12	6,03 ± 0,42	0,26 ± 0,01	0,46 ± 0,06
Mankon	Mnk-amont	1,70 ± 0,15	1,95 ± 0,01	0,15 ± 0,01	0,32 ± 0,08
	Mnk-milieu	3,10 ± 0,07	3,75 ± 0,03	0,17 ± 0,01	0,37 ± 0,05
	Mnk-aval	3,60 ± 0,02	3,87 ± 0,09	0,21 ± 0,07	0,33 ± 0,02
Ayaba	Aya-amont	3,70 ± 0,03	4,05 ± 0,04	0,13 ± 0,03	0,23 ± 0,09
	Aya-milieu	3,12 ± 0,01	3,93 ± 0,07	0,22 ± 0,03	0,34 ± 0,07
	Aya-aval	4,90 ± 0,07	5,03 ± 0,04	0,24 ± 0,02	0,38 ± 0,04
Mezam	Mez-potamon	6,31 ± 0,07	10,03 ± 0,04	0,35 ± 0,04	0,68 ± 0,04

Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; SS = saison sèche et SP = saison des pluies.

III.1.2. Paramètres physico-chimiques des eaux

Les valeurs saisonnières, les moyennes et les écart-types des paramètres physico-chimiques mesurés pendant la période d'étude, de même que celles de l'Indice de Pollution Organique (IPO) sont présentées dans l'annexe 1. Les variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques sont présentées ci-dessous et sont regroupées en paramètres physiques et chimiques.

III.1.2.1. Variations spatio-temporelles des paramètres physiques

III.1.2.1.1. Température

Les variations spatio-temporelles de la température de l'eau sont présentées à la figure 23. Dans le cours d'eau Mufueh, la température de l'eau a très peu varié entre 16°C à la station Muf-amont en février et 23°C à la même station au mois de mai (Figure 23A). La saison des pluies (SP) a montré des valeurs moyennes de température légèrement plus élevées qu'en saison sèche (SS). Avec une moyenne de $19,58 \pm 1,39^\circ\text{C}$, le test U de Mann-Whitney n'a montré aucune différence significative sur le plan spatio-temporel ($p > 0,05$).

Dans le cours d'eau Formuki, la plus petite valeur de température (17°C) est observée à la station For-amont en février, tandis que la plus grande (24°C) est enregistrée à la station For-aval aux mois de mars et décembre (Figure 23B). Les plus grandes valeurs de température sont obtenues pendant la SS. Avec une moyenne de $20,85 \pm 1,61^\circ\text{C}$, des différences significatives ($p \leq 0,05$) sont obtenues entre les stations For-amont et For-aval ($p = 0,010$).

Dans le cours d'eau Mankon, la température a varié entre 19°C et 26,5°C à la station Mnk-milieu respectivement aux mois d'octobre et de mars (Figure 23C). La SP a présenté les plus petites valeur moyenne de température dans ce cours d'eau. Ces valeurs de température ont tourné autour d'une moyenne de $22,13 \pm 1,62^\circ\text{C}$ et les tests statistiques ont montré des différences significatives entre les stations Mnk-amont et Mnk-aval ($p = 0,001$) ($p \leq 0,05$).

Dans le cours d'eau Ayaba, la température de l'eau a fluctué entre 19°C aux stations Aya-amont et Aya-milieu respectivement aux mois de juin et octobre et 27,1°C à la station Aya-milieu au mois de mars (Figure 23D). Les valeurs élevées de température sont obtenues pendant la SS. Avec une moyenne de $22,59 \pm 2,07^\circ\text{C}$, des différences significatives ont été obtenues entre les stations Aya-amont et Aya-milieu ($p = 0,019$) et entre les stations Aya-amont et Aya-aval ($p = 0,004$).

La température de l'eau a peu varié dans la rivière Mezam (Mez-potamon) autour d'une valeur moyenne de $21,19 \pm 1,33^\circ\text{C}$. Elle a fluctué entre 19°C au mois de février et 23°C aux mois de mars et octobre (Figure 23E). La SP a présenté des valeurs de température plus élevées par rapport à celles de la SS.

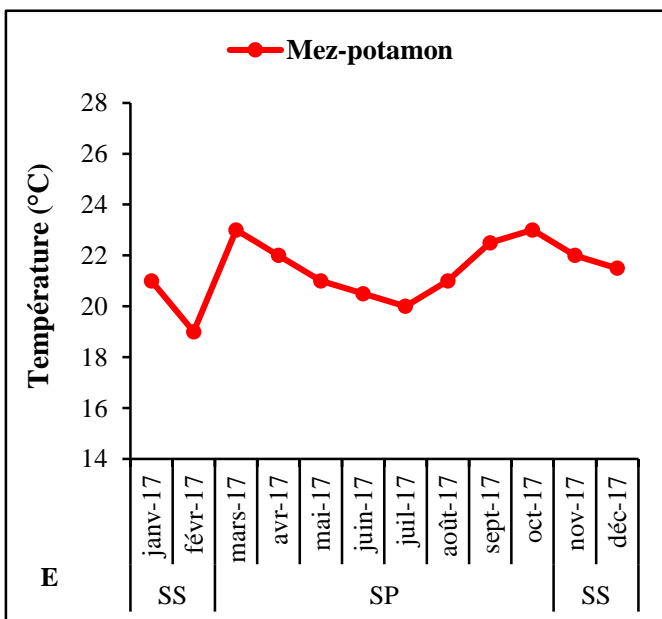
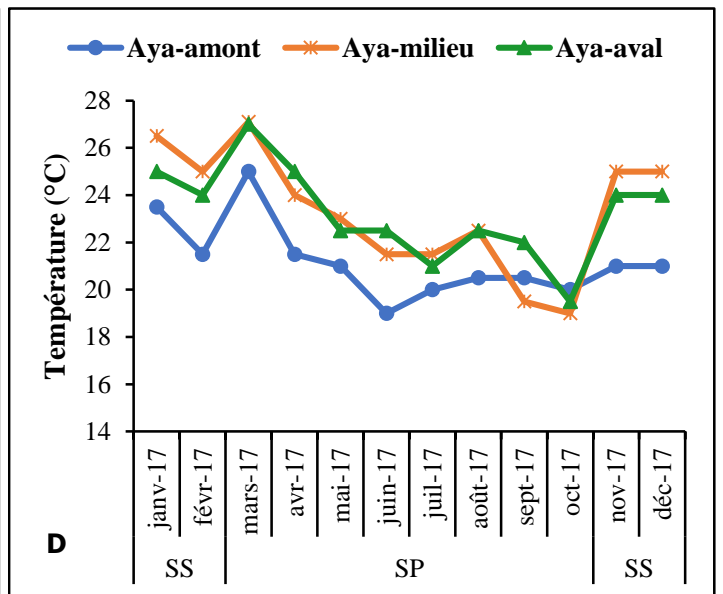
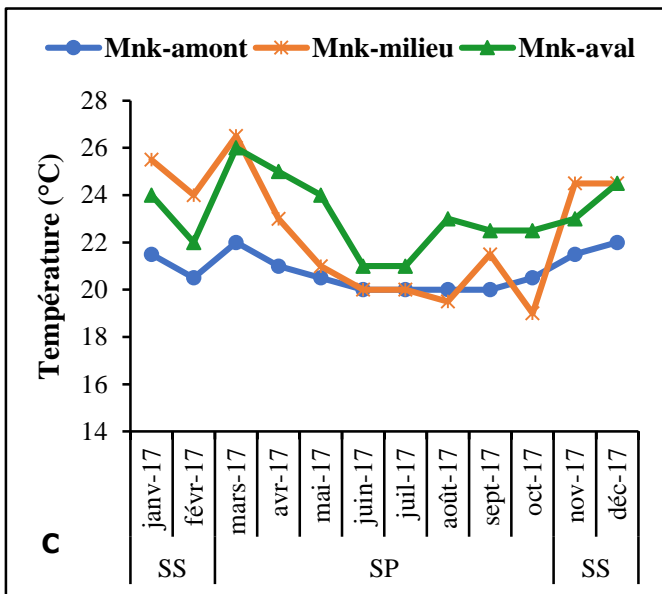
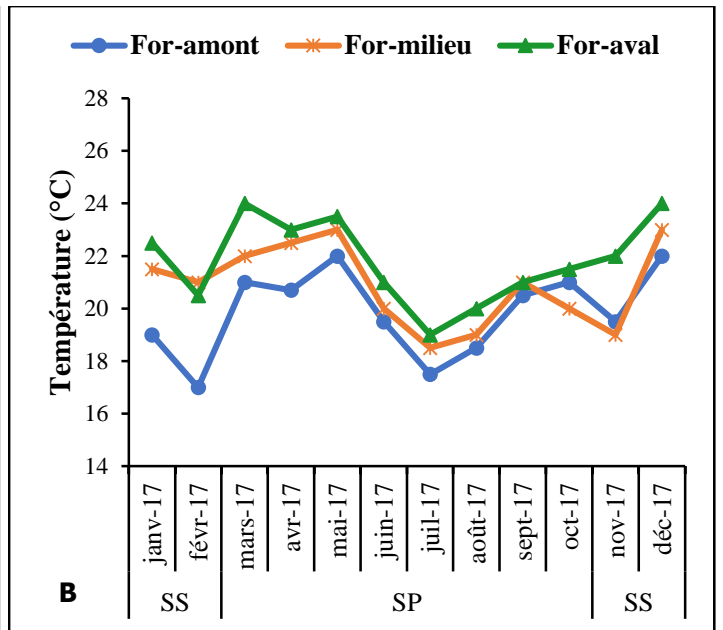
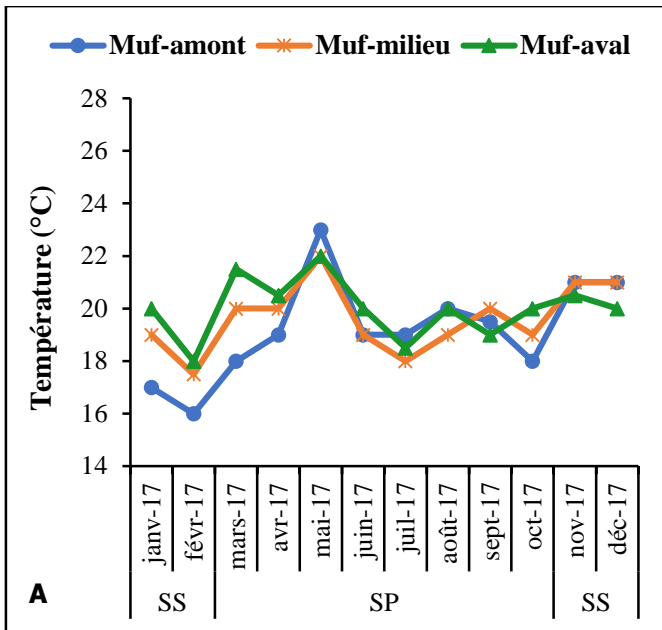


Figure 23 : Variation spatio-temporelle de la température dans les cours d'eau (A= Mufueh, B= Formuki, C= Mankon, D= Ayaba et E= Mezam)

NB : Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; SS = saison sèche et SP = saison des pluies.

III.1.2.1.2. Couleur

La figure 24 présente les variations spatio-temporelles de la couleur de l'eau enregistrées pendant la période d'étude. Dans le cours d'eau Mufueh, la couleur a peu varié autour d'une moyenne de $98,61 \pm 126,31$ Pt.Co, avec les plus grandes valeurs obtenues aux mois d'avril et de février aux stations Muf-milieu (295 Pt.Co) et Muf-aval (203 Pt.Co) et la plus petite (6 Pt.Co) au mois d'octobre à la station Muf-aval (Figure 24A). Dans le cours d'eau Formuki, la couleur a oscillé entre 19 Pt.Co au mois d'août à la station For-milieu et 248 Pt.Co au mois de mars à la station For-amont pour une moyenne de $100,56 \pm 69,44$ Pt.Co (Figure 24B). Pour ces deux cours d'eau, les valeurs élevées de la couleur de l'eau sont enregistrées pendant la SS.

Dans le cours d'eau Mankon, la couleur a varié autour d'une moyenne de $131,56 \pm 156,42$ Pt.Co. Elle a fluctué entre 4 Pt.Co et 626 Pt.Co à la station Mnk-milieu respectivement aux mois de novembre et de juin. Les plus grandes valeurs de la couleur sont observées aux mois d'avril, juin et août (Figure 24C). Pour ce qui est du cours d'eau Ayaba, les eaux sont plus colorées avec une couleur moyenne de $189,89 \pm 311,37$ Pt.Co. Elle a fluctué entre 2 Pt.Co au mois de novembre à la station Aya-aval et 1248 Pt.Co au mois de juin à la station Aya-amont (Figure 24D). Pour ces deux cours d'eau, les grandes valeurs de couleur sont obtenues en SP.

Dans la rivière Mezam (Mez-potamon), la couleur a très peu varié autour d'une moyenne de $86,75 \pm 76,05$ Pt.Co (Figure 24E). La plus grande valeur (285 Pt.Co) est obtenue au mois de décembre et la plus petite (29 Pt.Co) au mois d'août. La variation saisonnière de la couleur de l'eau a montré des valeurs moyennes plus élevées pendant la SS. Les tests statistiques n'ont montré aucune variation significative pour ce paramètre entre les stations des cours d'eau (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$).

III.1.2.1.3. Matières en Suspension (MES)

La figure 25 présente les variations spatio-temporelles des MES enregistrées pendant la période d'étude. Dans le cours d'eau Mufueh, les MES présentent de très petites valeurs ($13,82 \pm 13,81$ mg/L). Ces valeurs sont comprises entre 2 et 49 mg/L obtenues respectivement aux mois de juillet et de mai à la station Muf-milieu (Figure 25A). Dans le cours d'eau Formuki, les valeurs des MES fluctuent entre 2 et 67 mg/L. La plus grande valeur est obtenue à la station For-milieu au mois d'avril, tandis que la plus petite est relevée aux stations For-milieu et For-aval respectivement aux mois d'août et septembre (Figure 25B). Les plus petites teneurs en MES sont relevées pendant la saison des pluies (SP) pour ces deux cours d'eau.

Dans le cours d'eau Mankon, les MES montrent les plus grandes valeurs moyennes ($28,29 \pm 61,13$ mg/L). Ces valeurs ont fluctué entre 2 mg/L et 175 mg/L obtenues à la station Mnk-milieu respectivement aux mois de décembre et juin (Figure 25C). Le cours d'eau Ayaba a montré

un profil de variation des MES oscillant entre 2 mg/L au mois de septembre et 182 mg/L au mois de juin à la station Aya-amont (Figure 25D). Pour ces deux cours d'eau, les MES ont montré des teneurs plus élevées en SP.

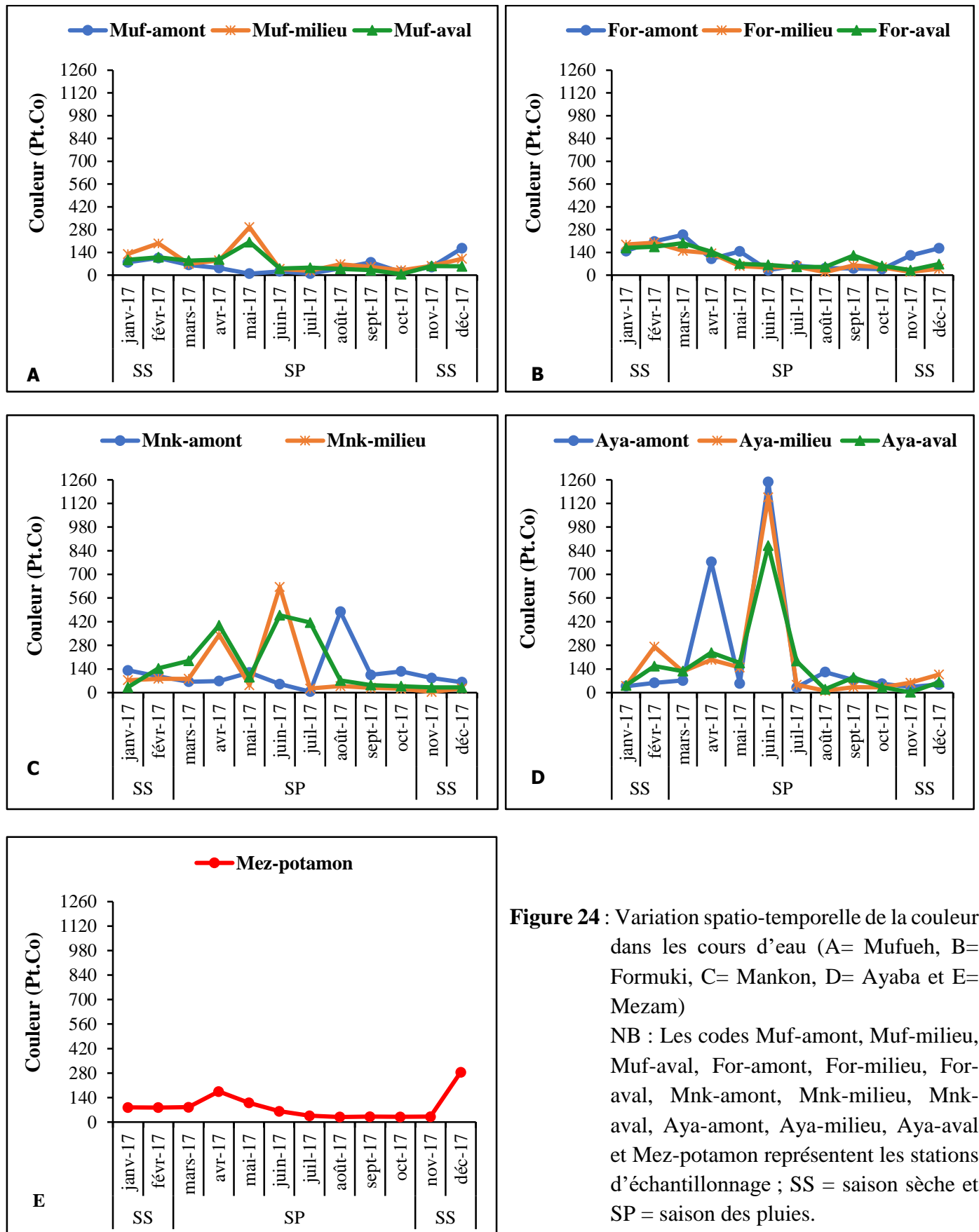


Figure 24 : Variation spatio-temporelle de la couleur dans les cours d'eau (A= Mufueh, B= Formuki, C= Mankon, D= Ayaba et E= Mezam)
 NB : Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; SS = saison sèche et SP = saison des pluies.

Dans la rivière Mezam (Mez-potamon), les MES ont présenté des valeurs toutes inférieures à 40 mg/L (Figure 25E). Elles ont fluctué entre 4 mg/L au mois de septembre et 39 mg/L au mois de décembre pour une moyenne de $17,23 \pm 13,24$ mg/L. Les valeurs élevées des MES ont été obtenues pendant la SS dans ce cours d'eau. Le test de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les stations de ces cours d'eau ($p > 0,05$).

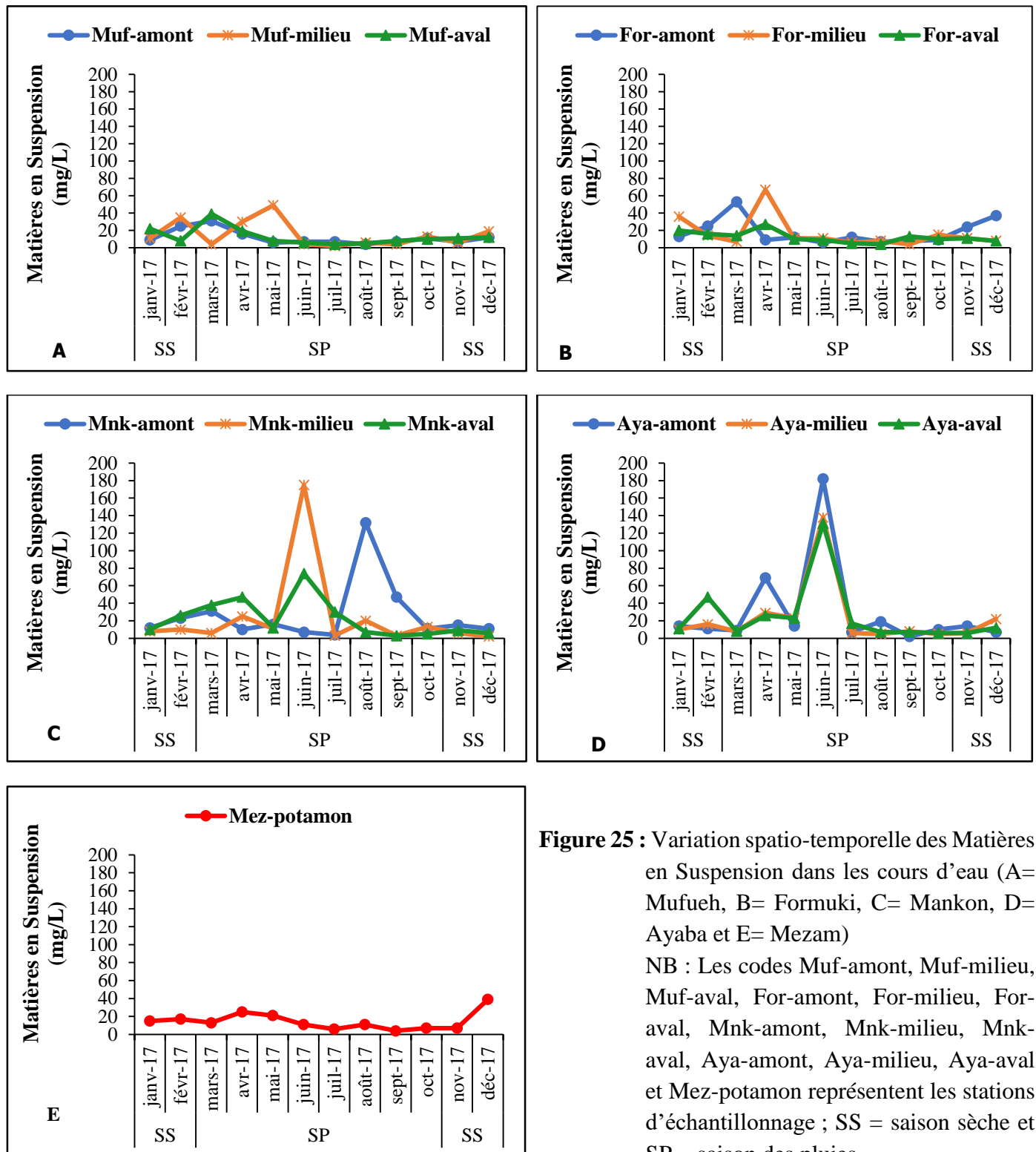


Figure 25 : Variation spatio-temporelle des Matières en Suspension dans les cours d'eau (A= Mufueh, B= Formuki, C= Mankon, D= Ayaba et E= Mezam)

NB : Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; SS = saison sèche et SP = saison des pluies.

III.1.2.1.4. Turbidité

Les variations spatio-temporelles de la turbidité de l'eau sont présentées à la figure 26. Les profils de variation de la turbidité dans le cours d'eau Mufueh ont montré des valeurs qui oscillent entre 2 et 65 NTU. Les plus petites valeurs de turbidité sont obtenues aux stations Muf-amont et Muf-milieu respectivement aux mois de juillet et mars, tandis que la plus grande est retrouvée à la station Muf-milieu au mois de mai (Figure 26A). Dans le cours d'eau Formuki, la plus grande valeur de turbidité (117 NTU) est retrouvée à la station For-milieu au mois d'avril, tandis que la plus faible (2 NTU) est relevée à la station For-amont pendant le même mois (Figure 26B). Les plus petites valeurs moyennes de turbidité sont obtenues pendant la SP dans ces deux cours d'eau.

Avec des valeurs moyennes de turbidité respectives de $38,67 \pm 52,74$ NTU et de $39,24 \pm 53,81$ NTU, les cours d'eau Mankon et Ayaba montrent des eaux plus turbides comparées aux autres cours d'eau. Ces valeurs de turbidité ont oscillé entre 1 NTU au mois de juillet à la station Mnk-milieu et 285 NTU au mois de juin à la même station ; et entre 1 NTU (Aya-milieu en mars) et 239 NTU (Aya-amont en juin) respectivement pour ces deux cours d'eau (Figures 26C et D). La saison des pluies a présenté les plus grandes valeurs de turbidité pour les deux cours d'eau.

Dans la rivière Mezam (station Mez-potamon), la turbidité a varié entre 2 NTU au mois de septembre et 67 NTU au mois de décembre pour une moyenne de $25,69 \pm 23,04$ NTU (Figure 26E). Ce paramètre a montré des valeurs plus élevées pendant la SS. Les tests statistiques n'ont pas montré des différences significatives entre les différentes stations de ces cours d'eau (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$).

III.1.2.1.5. Solides Totaux Dissous (STD)

La figure 27 présente les profils de variation des Solides Totaux Dissous (STD) dans les cours d'eau pendant la période d'étude. Les cours d'eau Mufueh et Formuki ont montré des faibles valeurs des STD. Elles ont varié dans le cours d'eau Mufueh entre 10 mg/L au mois de juin à la station Muf-amont et 117 mg/L à la station Muf-aval au mois de décembre (Figure 27A). Dans le cours d'eau Formuki, la plus petite valeur des STD (9 mg/L) est obtenue au mois d'août à la station For-amont et la plus grande (135 mg/L) est retrouvée au mois de décembre à la même station (Figure 27B). Les Solides Totaux Dissous ont montré des valeurs plus élevées pendant la SS dans ces cours d'eau. Les tests statistiques ($p \leq 0,05$) ont montré des différences significatives entre les stations Muf-amont et Muf-milieu ($p = 0,001$), Muf-amont et Muf-aval ($p = 0,001$), For-amont et For-milieu ($p = 0,039$) et entre For-amont et For-aval ($p = 0,001$).

Au niveau du cours d'eau Mankon, la station Mnk-milieu a montré la plus petite valeur des STD (12 mg/L) au mois d'août et la plus grande valeur (188 mg/L) au mois de décembre à la

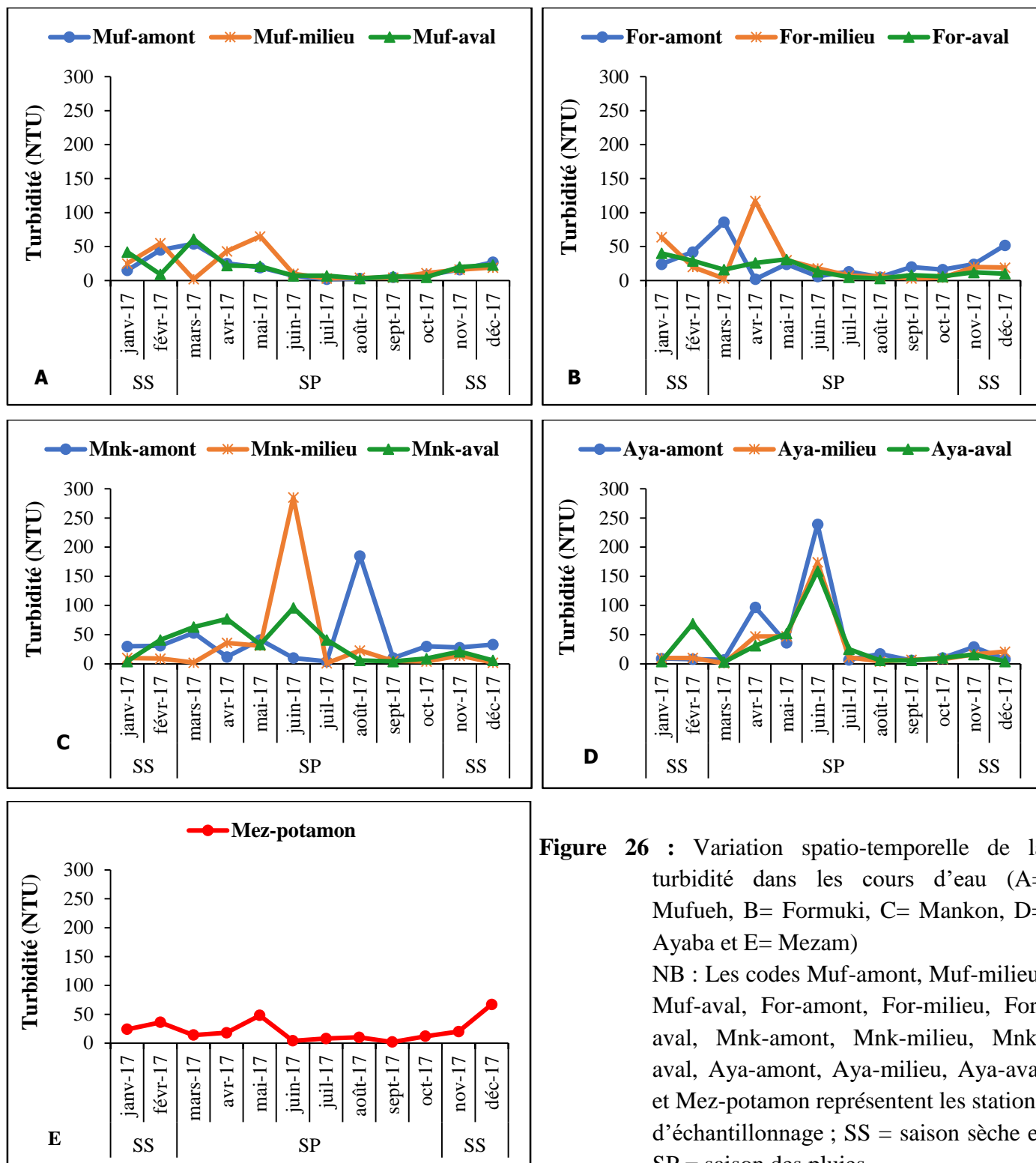


Figure 26 : Variation spatio-temporelle de la turbidité dans les cours d'eau (A= Mufueh, B= Formuki, C= Mankon, D= Ayaba et E= Mezam)
 NB : Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; SS = saison sèche et SP = saison des pluies.

même station (Figure 27C). À l'exception des mois d'août et de décembre, ces valeurs des STD ont augmenté de l'amont vers l'aval de ce cours d'eau. Avec une moyenne de $95,78 \pm 37,54$ mg/L, ce paramètre a montré des différences significatives entre les stations Mnk-amont et Mnk-milieu ($p=0,007$), Mnk-amont et Mnk-aval ($p=0,0001$) et entre Mnk-milieu et Mnk-aval ($p=0,001$). Dans le cours d'eau Ayaba, les STD ont varié entre 17 mg/L et 220 mg/L. Ces valeurs sont obtenues à la station Aya-amont en août pour la plus petite et en décembre pour la plus

grande (Figure 27D). Le test U de Mann-Whitney a montré des variations significatives entre les stations Aya-amont et Aya-milieu ($p=0,0001$) et entre Aya-amont et Aya-aval ($p=0,0001$). La SS a présenté des valeurs plus élevées des STD dans ces deux cours d'eau.

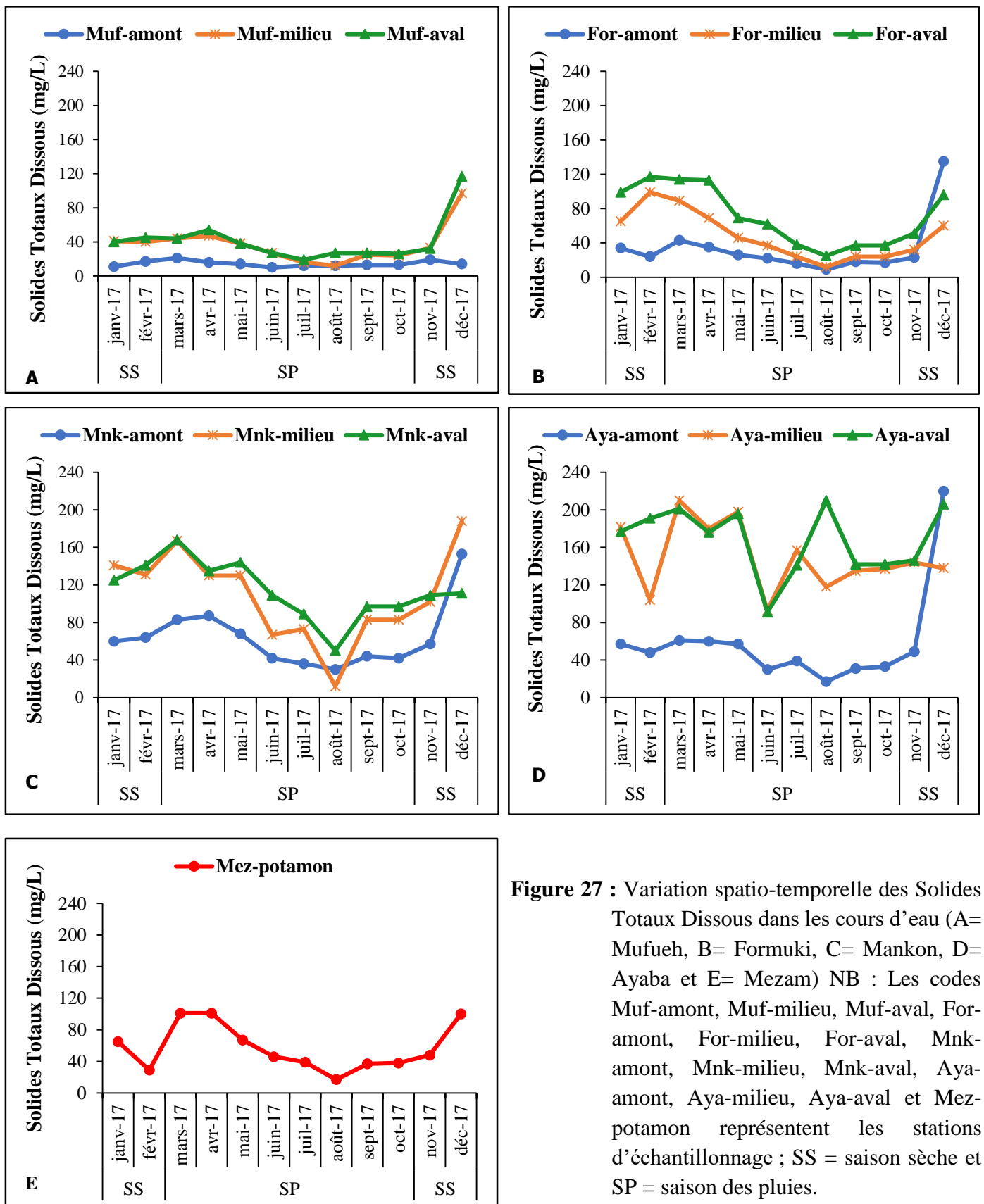


Figure 27 : Variation spatio-temporelle des Solides Totaux Dissous dans les cours d'eau (A= Mufueh, B= Formuki, C= Mankon, D= Ayaba et E= Mezam) NB : Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; SS = saison sèche et SP = saison des pluies.

Les STD ont peu varié dans la rivière Mezam (Mez-potamon) entre 17 mg/L obtenue au mois d'août et 101 mg/L relevées aux mois de mars et avril, autour d'une moyenne de $55,75 \pm 29,47$ mg/L (Figure 27E). La saison sèche a montré les valeurs les plus élevées des STD.

III.1.2.2. Variations spatio-temporelles des paramètres chimiques

III.1.2.2.1. Potentiel d'Hydrogène (pH)

La figure 28 présente les variations spatio-temporelles du pH enregistrées pendant la période d'étude. Dans le cours d'eau Mufueh, le pH a peu varié entre 6,06 UC et 8,07 UC à la station Muf-amont respectivement aux mois de juin (SP) et de novembre (SS) (Figure 28A). Pour une moyenne de $6,99 \pm 1,10$ UC, ces valeurs du pH n'ont pas présenté des différences significatives d'une station à l'autre (test U de Mann-Whitney ; $p > 0,05$). Le cours d'eau Formuki (Figure 28B) a montré une variation du pH de 6,52 UC (station For-amont en décembre) à 8,7 UC (station For-milieu au mois de novembre). Le test U de Mann-Whitney a montré des différences significatives entre les stations For-amont et For-aval ($p = 0,014$). Les valeurs élevées du pH sont obtenues pendant la SS dans ces deux cours d'eau.

Au niveau du cours d'eau Mankon, les valeurs de pH sont restées supérieures à 7 UC à l'exception de la station Mnk-amont qui a présenté une valeur de 6,89 UC au mois de décembre (Figure 28C). Des différences significatives ($p \leq 0,05$) sont obtenues entre les stations Mnk-amont et Mnk-milieu ($p = 0,044$) et entre Mnk-amont et Mnk-aval ($p = 0,039$). Dans le cours d'eau Ayaba, le pH a varié entre 6,29 UC et 8,7 UC obtenues aux mois de décembre aux stations Aya-aval et Aya-milieu respectivement (Figure 28D). Les tests statistiques ($p \leq 0,05$) ont montré des différences significatives entre les stations Aya-amont et Aya-milieu ($p = 0,034$) et entre Aya-amont et Aya-aval ($p = 0,019$). Les plus grandes valeurs de pH sont obtenues pendant la SS dans ces cours d'eau. Dans la rivière Mezam (Mez-potamon), le pH a varié entre 7,11 UC au mois d'août et 8,24 UC au mois d'avril, autour d'une moyenne de $7,62 \pm 0,30$ UC (Figure 28E).

III.1.2.2.2. Salinité

Les variations spatio-temporelles de la salinité de l'eau sont présentées à la figure 29. Les profils de variation de la salinité dans les cours d'eau Mufueh et Formuki sont presque similaires avec des faibles valeurs en amont des cours d'eau (Figures 29A et B). Ces valeurs ont oscillé dans le cours d'eau Mufueh entre 0,01 PSU (Muf-amont) et 0,05 PSU (Muf-aval) au mois d'avril. Dans le cours d'eau Formuki, les plus petites valeurs de salinité sont observées au mois d'août (0,01 PSU) tandis que les plus grandes le sont au mois de mars (0,11 PSU). Les teneurs les plus élevées en salinité sont obtenues pendant la SS. Les tests statistiques ($p \leq 0,05$) ont montré des différences significatives entre les stations Muf-amont et Muf-milieu ($p = 0,001$), Muf-amont et Muf-aval ($p = 0,001$), For-amont et For-milieu ($p = 0,022$) et entre For-amont et For-aval ($p = 0,001$).

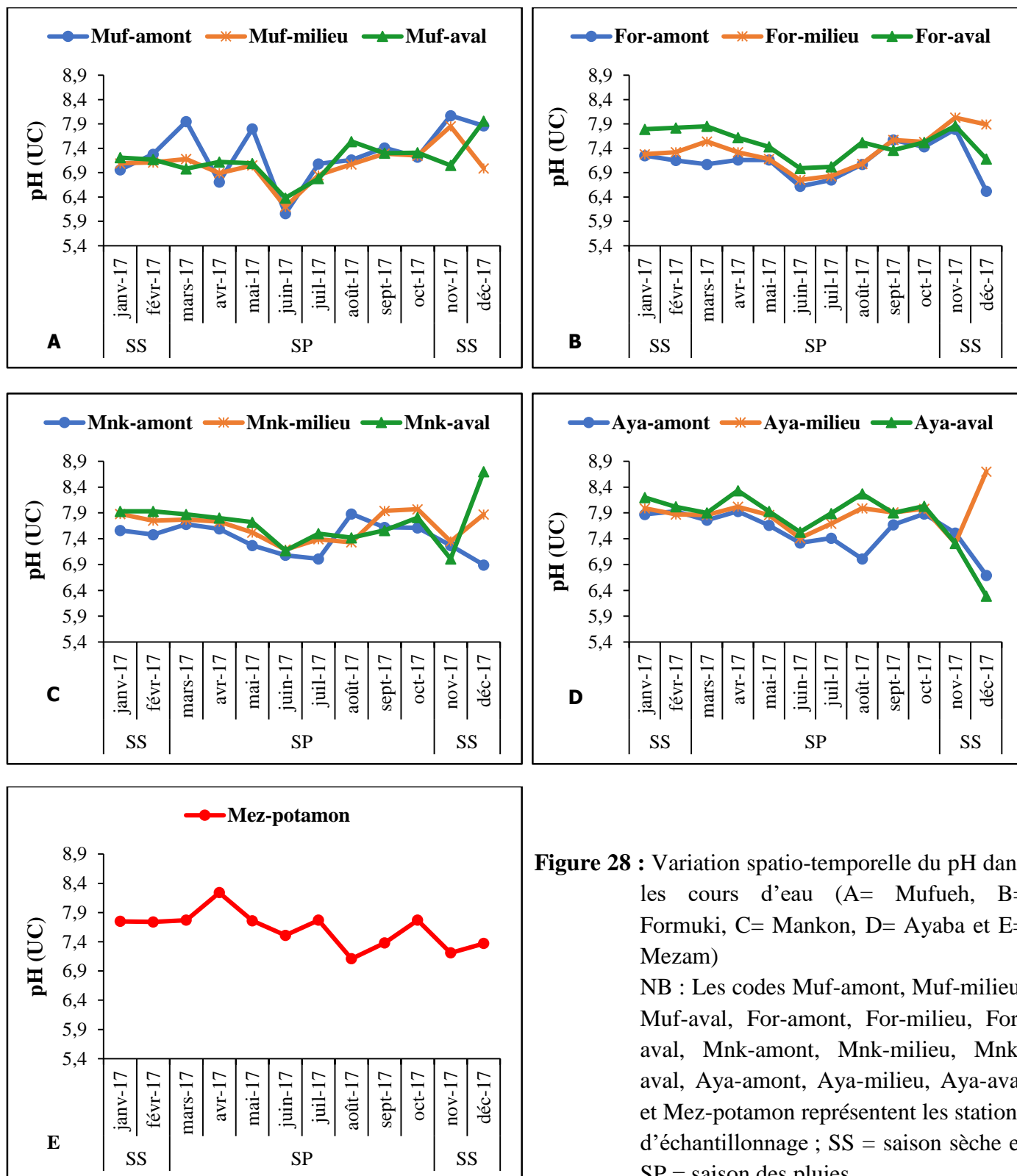


Figure 28 : Variation spatio-temporelle du pH dans les cours d'eau (A= Mufueh, B= Formuki, C= Mankon, D= Ayaba et E= Mezam)

NB : Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; SS = saison sèche et SP = saison des pluies.

Les cours d'eau Mankon et Ayaba ont montré des petites valeurs de salinité en amont de chaque cours d'eau (Figures 29C et D). À l'exception des mois de décembre à Mnk-milieu et de mars à Aya-milieu, ces valeurs ont augmenté de l'amont vers l'aval. Les plus grandes valeurs (0,18 PSU et 0,22 PSU) sont obtenues respectivement aux stations Mnk-milieu en décembre et Aya-aval au mois d'août. Des différences significatives ($p \leq 0,05$) ont été obtenues entre les

stations Mnk-amont et Mnk-milieu ($p=0,016$), Mnk-amont et Mnk-aval ($p=0,001$), Aya-amont et Aya-milieu et entre Aya-milieu et Aya-aval ($p=0,001$). Dans la rivière Mezam (Mez-potamon) les valeurs de salinité ont fluctué entre 0,01 PSU au mois d'août et 0,1 PSU au mois de mars (Figure 29E). La SS a montré des teneurs moyennes les plus élevées en salinité dans ces cours d'eau.

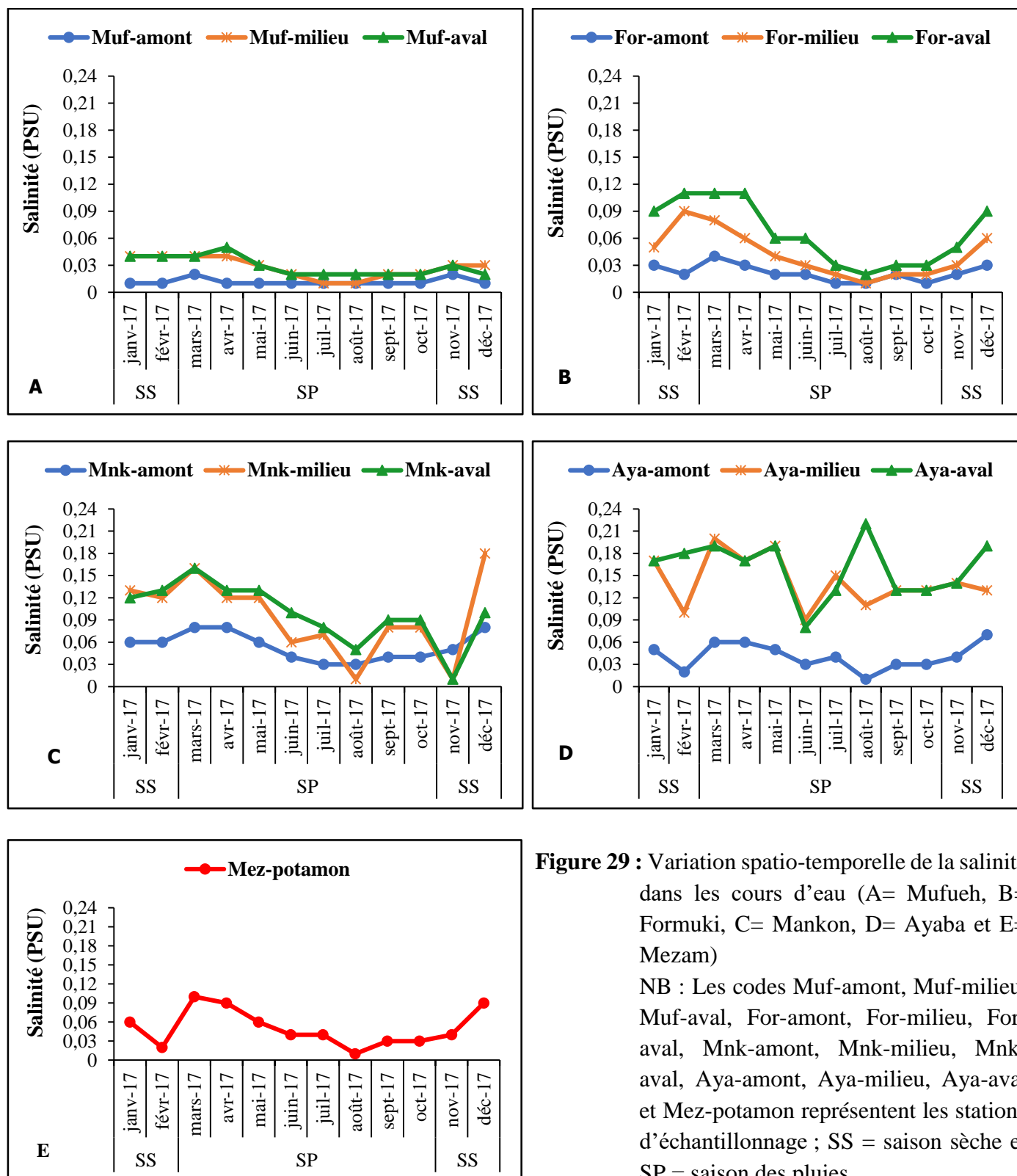


Figure 29 : Variation spatio-temporelle de la salinité dans les cours d'eau (A= Mufueh, B= Formuki, C= Mankon, D= Ayaba et E= Mezam)

NB : Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; SS = saison sèche et SP = saison des pluies.

III.1.2.2.3. Oxygène dissous

La figure 30 présente les variations spatio-temporelles des teneurs de l'eau en oxygène dissous. Les variations des teneurs en oxygène dissous dans le cours d'eau Mufueh ont montré les eaux bien oxygénées avec des taux de saturation oscillant entre 59,5 % (station Muf-amont en mai) et 71 % (station Muf-milieu en janvier), pour une moyenne de $65,74 \pm 4,53$ % (Figure 30A). Les eaux sont plus oxygénées pendant la saison sèche. Le test U de Mann-Whitney ($p > 0,05$) n'a montré aucune différence significative entre les valeurs notées au niveau de ces stations.

Dans le cours d'eau Formuki, la teneur la plus élevée en pourcentage de saturation en oxygène dissous (69,2%) est retrouvée à la station For-milieu au mois de juin, tandis que la plus faible (48,4%) est relevée au mois de juillet à la station For-aval (Figure 30B). Les eaux sont plus oxygénées en SP. Les différences significatives ($p \leq 0,05$) sont relevées entre les stations For-amont et For-milieu ($p = 0,004$) et entre For-amont et For-aval ($p = 0,001$).

Dans les cours d'eau Mankon et Ayaba, les pourcentages de saturation en oxygène dissous ont oscillé entre 44,2% (station Mnk-aval en novembre) et 64,3% (station Mnk-amont en février) ; et entre 45% (station Aya-aval en novembre) et 65,3% (station Aya-aval en mars) respectivement pour ces deux cours d'eau (Figures 30C et D). Les eaux sont plus oxygénées en saison des pluies. Le test U de Mann-Whitney a montré des différences significatives entre les stations Mnk-amont et Mnk-milieu ($p=0,001$), Mnk-amont et Mnk-aval ($p=0,001$), Aya-amont et Aya-milieu ($p=0,001$) et entre Aya-amont et Aya-aval ($p=0,001$).

Dans la rivière Mezam (station Mez-potamon), le pourcentage de saturation en oxygène dissous a varié entre 61,2% aux mois de juin et septembre et 65,9% au mois de février pour une moyenne de $63,09 \pm 1,37\%$, montrant des eaux bien oxygénées (Figure 30E). Globalement, les taux élevés de saturation en oxygène dissous sont relevés en SS en amont de tous les cours d'eau.

III.1.2.2.4. Oxydabilité

Les variations spatio-temporelles de l'oxydabilité de l'eau sont présentées à la figure 31. Les valeurs de l'oxydabilité dans les cours d'eau Mufueh et Formuki ont fluctué entre 0,19 mg/L (aux mois de juin et de septembre à la station Muf-aval) et 6,32 mg/L (au mois de mai à la station Muf-amont) ; et entre 0,19 mg/L (station For-aval en Avril) et 7,7 mg/L (station For-aval en novembre) respectivement pour ces deux cours d'eau (Figures 31A et B).

Les valeurs de l'oxydabilité relevées dans les cours d'eau Mankon et Ayaba sont relativement élevées, comparées aux valeurs obtenues à Mufueh et Formuki. Elles ont varié de 0,19 mg/L (Mnk-amont) à 9,48 mg/L (Mnk-aval) et de 0,19 mg/L (Aya-aval) à 7,9 mg/L (Aya-amont) respectivement pour ces cours d'eau (Figure 31C et D). Ces valeurs ont oscillé autour d'une moyenne de $3,27 \pm 2,51$ mg/L et de $3,27 \pm 2,67$ mg/L respectivement pour ces cours d'eau.

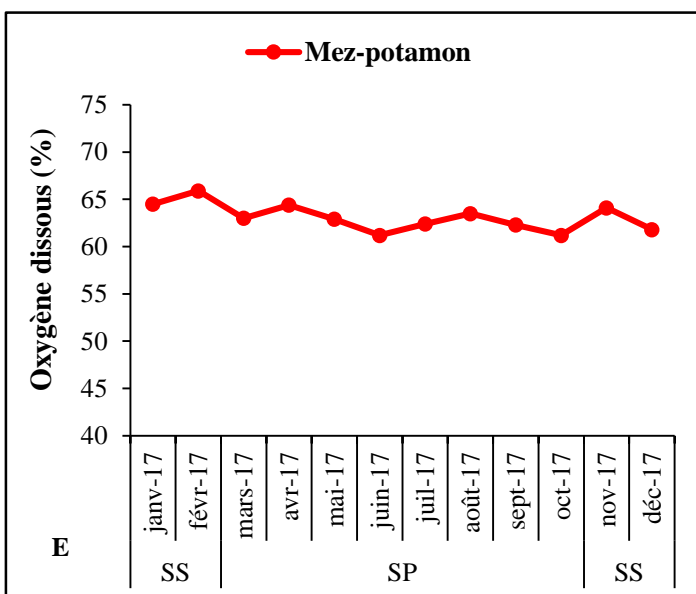
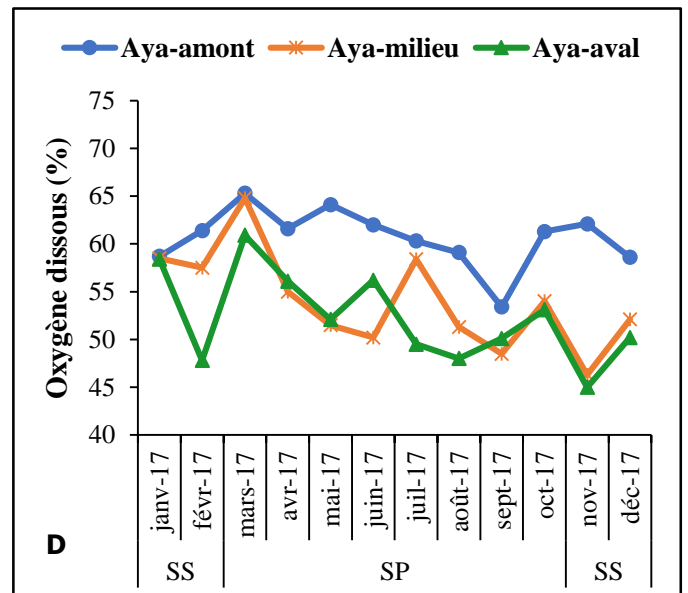
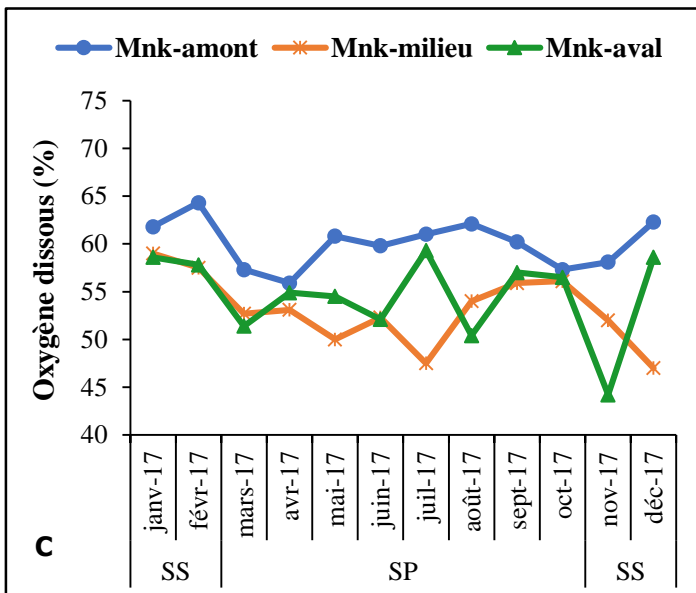
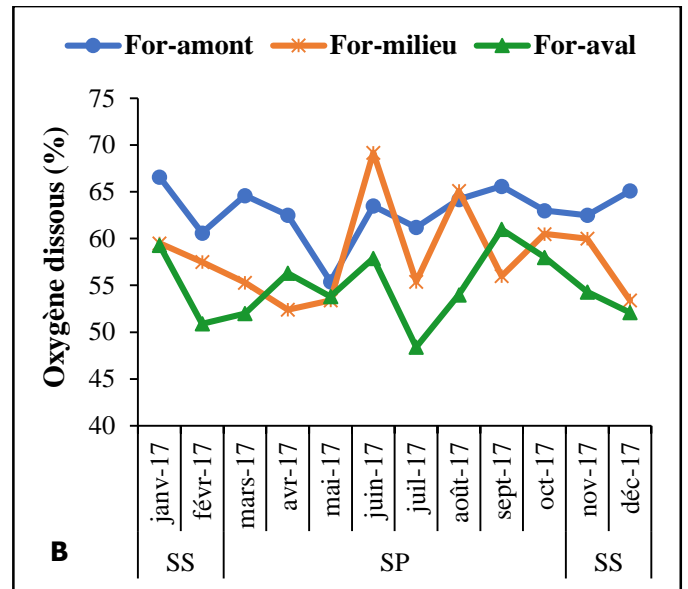
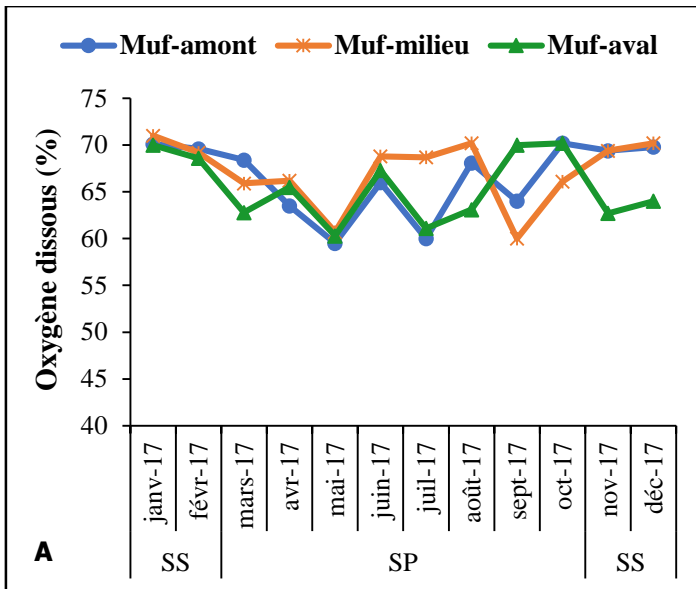


Figure 30 : Variation spatio-temporelle de l'oxygène dissous dans les cours d'eau (A= Mufueh, B= Formuki, C= Mankon, D= Ayaba et E= Mezam)

NB : les codes Muf1, Muf2, Muf3, For1, For2, For3, Mnk1, Mnk2, Mnk3, Aya1, Aya2, Aya3 et Mez représentent les stations d'échantillonnage ; SP = saison des pluies, SS = saison sèche.

Dans la rivière Mezam (Mez-potamon), l'oxydabilité a varié de 0,19 mg/L (aux mois de septembre et octobre) à 11,25 mg/L (au mois de février) autour d'une valeur moyenne de $3,54 \pm 3,72$ mg/L (Figure 31E). Ce paramètre n'a montré aucune variation significative ($p > 0,05$) entre les stations de ces cours d'eau et a présenté les plus fortes valeurs pendant la saison sèche.

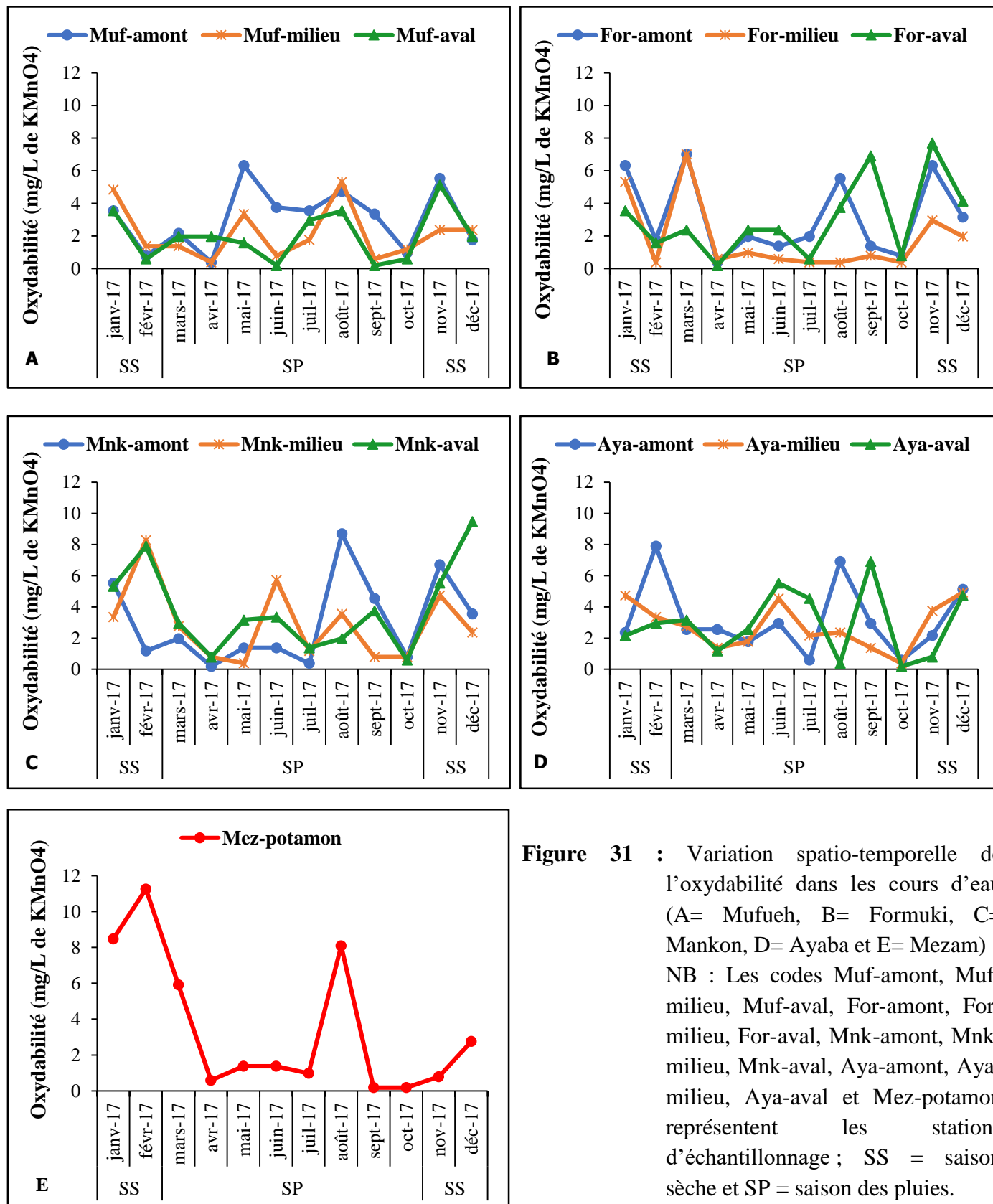


Figure 31 : Variation spatio-temporelle de l'oxydabilité dans les cours d'eau (A= Mufueh, B= Formuki, C= Mankon, D= Ayaba et E= Mezam) NB : Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; SS = saison sèche et SP = saison des pluies.

III.1.2.2.5. Conductivité électrique

La figure 32 présente les variations spatio-temporelles de la conductivité électrique avec les valeurs qui ont augmenté de manière globale de l'amont vers l'aval de chaque cours d'eau. Dans le cours d'eau Mufueh, les valeurs de conductivité ont oscillé entre 21 et 233 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

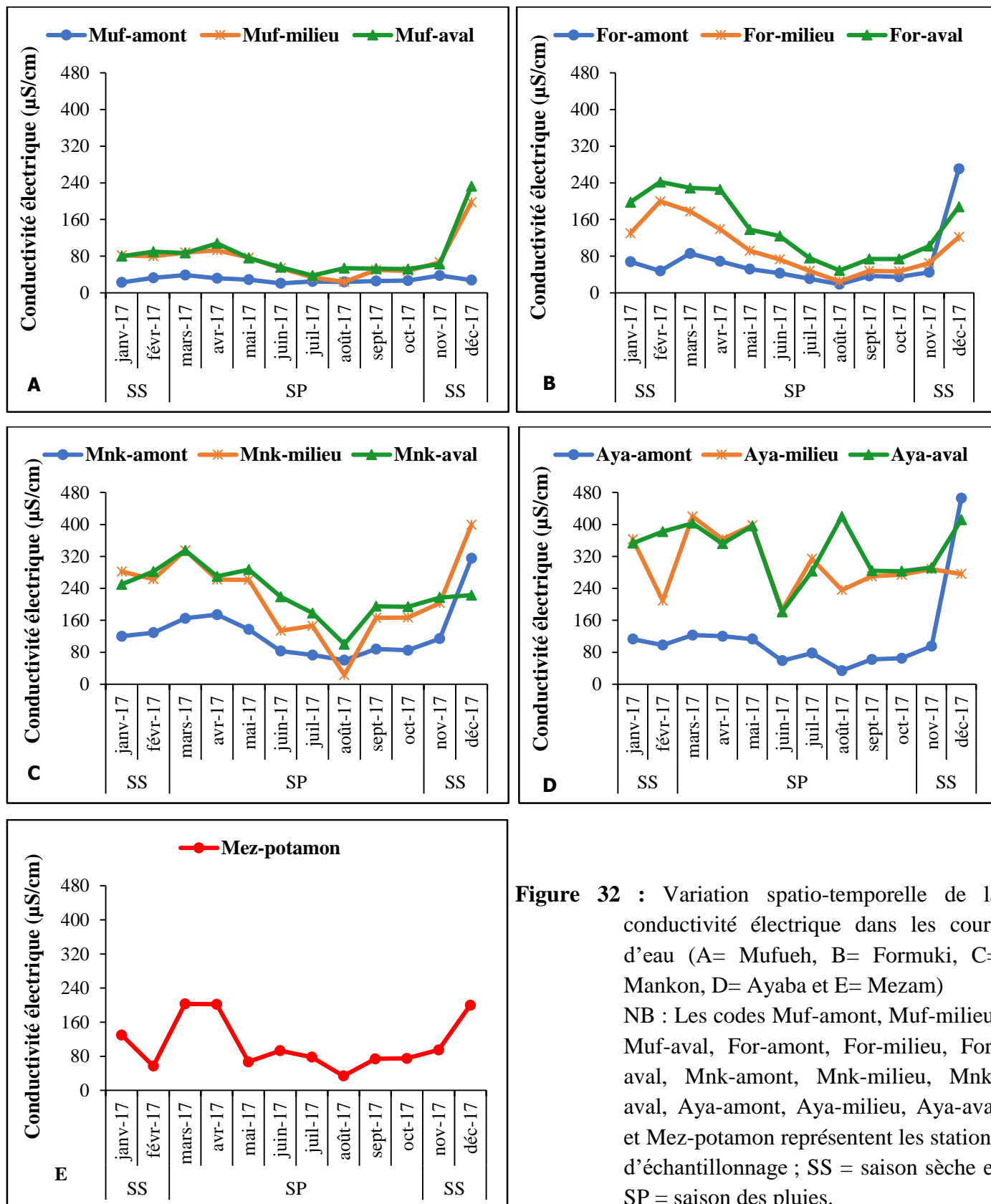


Figure 32 : Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique dans les cours d'eau (A= Mufueh, B= Formuki, C= Mankon, D= Ayaba et E= Mezam) NB : Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; SS = saison sèche et SP = saison des pluies.

La plus grande valeur (233 $\mu\text{S}/\text{cm}$) est obtenue à la station Muf-aval au mois de décembre (Figure 32A). Les tests statistiques ($p \leq 0,05$) ont montré des différences significatives entre les stations Muf-amont et Muf-milieu ($p=0,001$) et entre Muf-amont et Muf-aval ($p=0,001$). La conductivité électrique dans le cours d'eau Formuki a montré des valeurs qui ont fluctué entre 19 et 271 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La plus grande valeur (271 $\mu\text{S}/\text{cm}$) est obtenue au mois de décembre et la plus petite (19 $\mu\text{S}/\text{cm}$) au mois d'août à la station For-amont (Figure 32B). Ces variations de conductivité électrique ont présenté des différences significatives ($p \leq 0,05$) entre les stations For-amont et For-milieu ($p=0,044$) et entre For-amont et For-aval ($p=0,001$).

La station Mnk-milieu du cours d'eau Mankon a montré la plus petite valeur de conductivité électrique (23 $\mu\text{S}/\text{cm}$) au mois d'août et la plus grande (399 $\mu\text{S}/\text{cm}$) au mois de décembre (Figure 32C). Des différences significatives (test U de Mann-Whitney ; $p \leq 0,05$) ont été obtenues entre les stations Mnk-amont et Mnk-milieu ($p=0,006$), Mnk-amont et Mnk-aval ($p=0,001$) et entre Mnk-milieu et Mnk-aval ($p=0,001$). Pour ce qui est du cours d'eau Ayaba, la conductivité électrique a varié de 34 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 466 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ces valeurs sont obtenues à la station Aya-amont en août pour la plus petite et en décembre pour la plus grande (Figure 32D). À l'exception de la station Aya-amont qui a montré des valeurs moyennes inférieures à 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$, les deux autres stations (Aya-milieu et Aya-aval) ont présenté des valeurs moyennes supérieures à 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Le test U de Mann-Whitney ($p \leq 0,05$) a montré des variations significatives entre les stations Aya-amont et Aya-milieu ($p=0,001$) et entre Aya-amont et Aya-aval ($p=0,001$).

La conductivité électrique a varié dans la rivière Mezam (station Mez-potamon) entre 34 et 203 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivement aux mois d'août et de mars autour d'une moyenne de $115,00 \pm 56,72$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure 32E). Les valeurs moyennes les plus élevées de conductivité électrique sont obtenues pendant la SS dans tous les cours d'eau étudiés.

III.1.2.2.6. Alcalinité

Les variations spatio-temporelles de l'alcalinité mesurées pendant la période d'étude sont présentées à la figure 33. Dans les cours d'eau Mufueh et Formuki, les valeurs de l'alcalinité sont faibles comparées à celles des autres cours d'eau avec des pics observés aux mois de juin, août et octobre (Figures 33A et B). Ces valeurs ont oscillé autour d'une moyenne de $9,44 \pm 7,30$ mg/L et $9,67 \pm 8,53$ mg/L respectivement pour ces deux cours d'eau.

Par contre dans les cours d'eau Mankon et Ayaba (Figures 33C et D), les valeurs de l'alcalinité ont tourné autour d'une moyenne de $13,61 \pm 8,51$ mg/L et de $15,33 \pm 11,09$ mg/L respectivement pour ces deux cours d'eau. Les mois de juin, août et octobre ont montré les plus grandes valeurs tandis que les mois de juillet, novembre, janvier et mars ont présenté la plus petite (4 mg/L). L'alcalinité a peu varié dans la rivière Mezam (Mez-potamon) entre 4 mg/L au mois de février et 22 mg/L au mois d'août, autour d'une moyenne de $10,00 \pm 5,26$ mg/L (Figure 33E).

Les tests statistiques n'ont montré aucune variation significative entre les stations de ces cours d'eau (test U de Mann-Whitney ; $p > 0,05$). Les valeurs moyennes les plus élevées de l'alcalinité sont obtenues pendant la SP dans tous les cours d'eau étudiés.

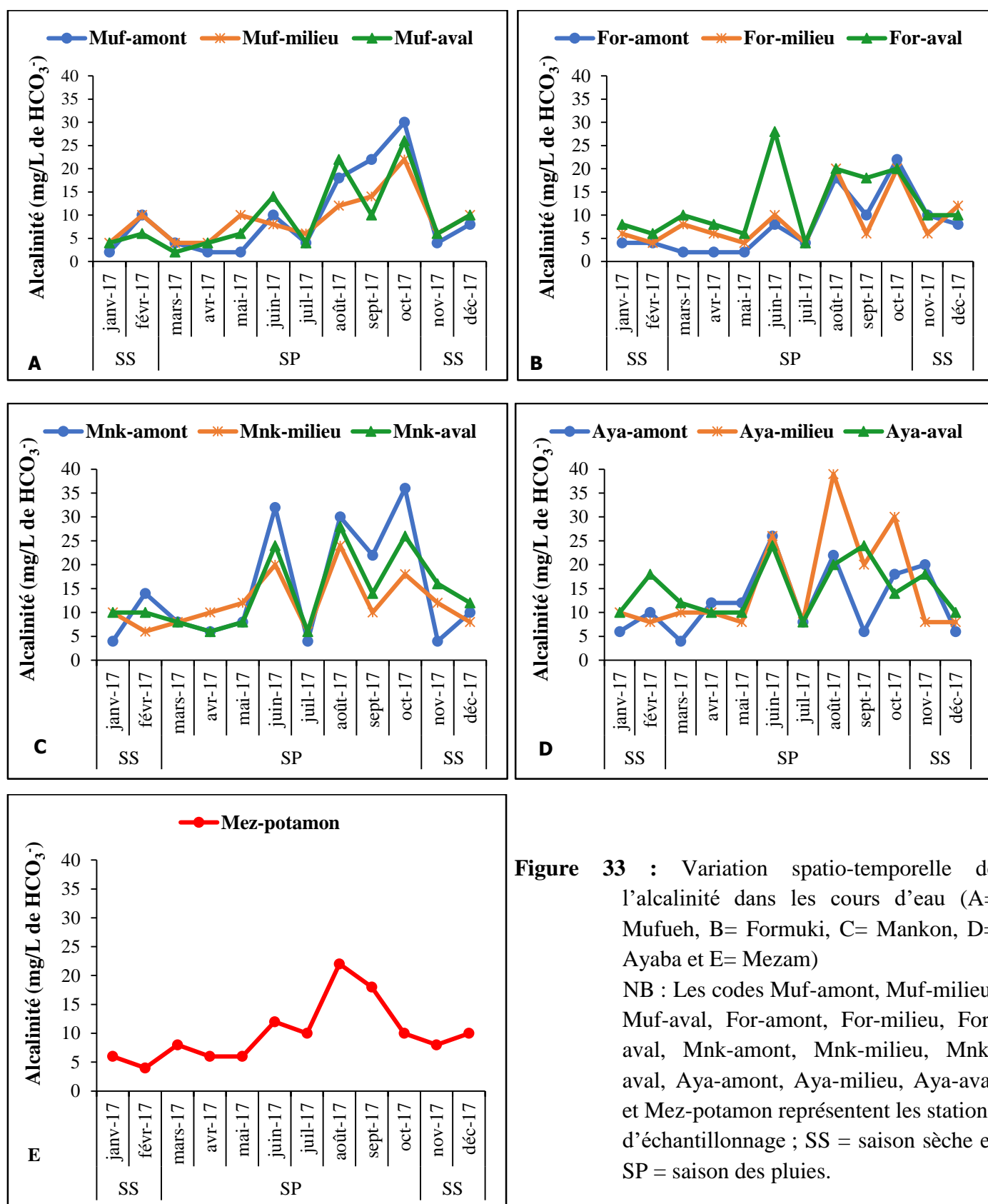


Figure 33 : Variation spatio-temporelle de l'alcalinité dans les cours d'eau (A= Mufueh, B= Formuki, C= Mankon, D= Ayaba et E= Mezam)
 NB : Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; SS = saison sèche et SP = saison des pluies.

III.1.2.2.7. Gaz carbonique (CO₂) dissous

Les variations spatio-temporelles du CO₂ dissous sont présentées à la figure 34. Le CO₂ dissous a montré des pics élevés au mois de mars à toutes les stations de tous les cours d'eau à l'exception de la station For-aval où l'on a obtenu la grande valeur au mois d'avril.

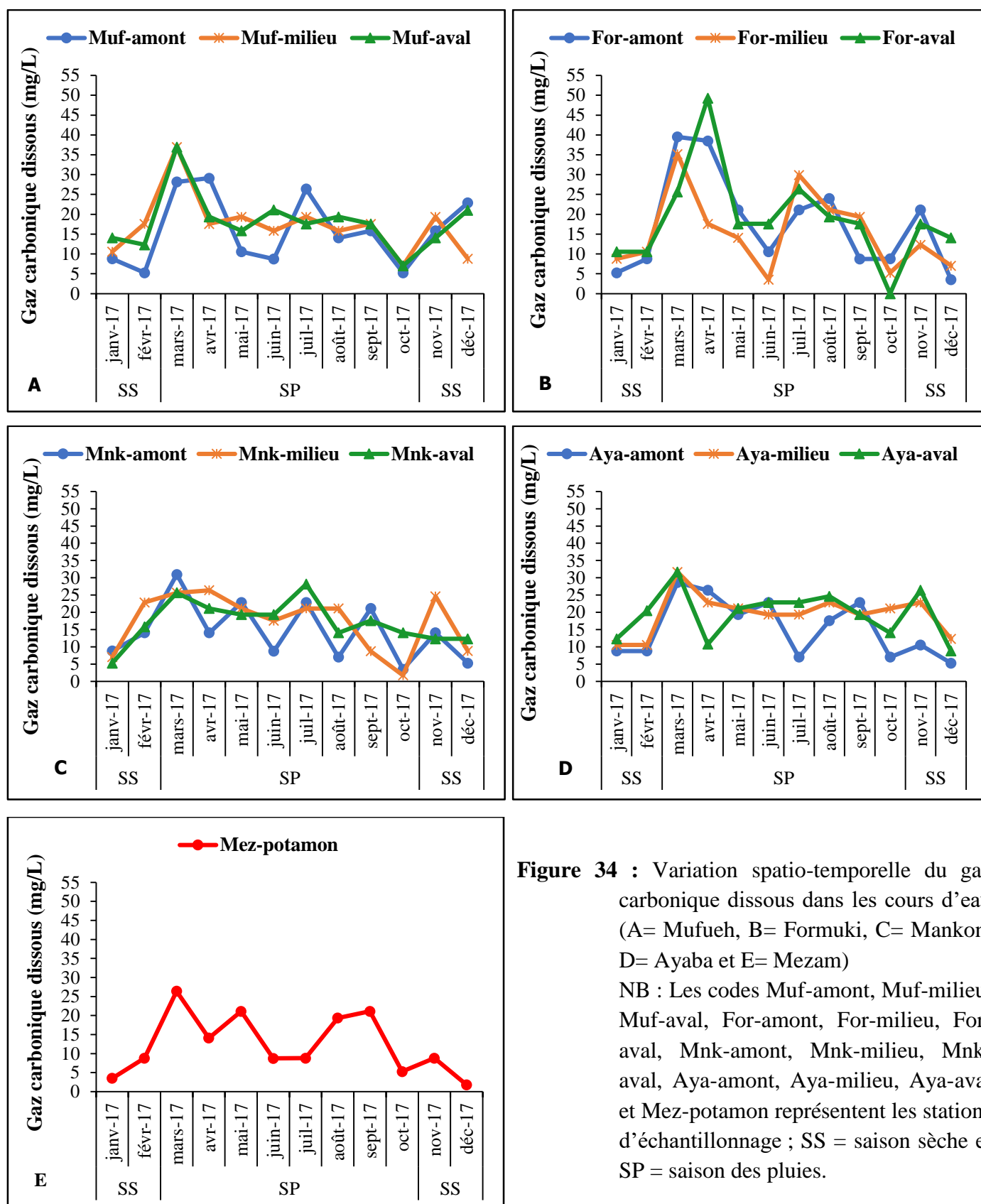


Figure 34 : Variation spatio-temporelle du gaz carbonique dissous dans les cours d'eau (A= Mufueh, B= Formuki, C= Mankon, D= Ayaba et E= Mezam)

NB : Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; SS = saison sèche et SP = saison des pluies.

Dans les cours d'eau Mufueh et Formuki (Figure 34A et B), les teneurs en CO₂ ont varié entre 0 mg/L et 49,28 mg/L. La plus petite teneur est obtenue à la station For-aval en octobre, tandis que la plus grande est retrouvée au mois de mars à la même station.

Dans le cours d'eau Mankon, la teneur en CO₂ dissous a tourné autour d'une moyenne de 22,36 ± 21,67 mg/L. Elle a varié entre 1,76 mg/L à la station Mnk-milieu en octobre et 30,96 mg/L à la station Mnk-amont en mars (Figure 33C). Dans le cours d'eau Ayaba, la teneur moyenne en CO₂ dissous est de 22,54 ± 18,42 mg/L. Elle a fluctué de 5,28 mg/L à la station Aya-amont au mois de décembre à 31,68 mg/L aux stations Aya-milieu et Aya-aval au mois de mars (Figure 34D).

Les teneurs en CO₂ dissous ont varié dans la rivière Mezam (Mez-potamon) entre 1,76 mg/L au mois de décembre et 26,4 mg/L au mois de mars, pour une moyenne de 15,25 ± 15,05 mg/L (Figure 34E). Le test de Kruskal-Wallis n'a montré aucune variation significative pour ce paramètre entre les stations de ces cours d'eau ($p > 0,05$). Les teneurs moyennes les plus élevées en CO₂ dissous sont obtenues pendant la SP dans tous les cours.

III.1.2.2.8. Orthophosphates

Les variations spatio-temporelles des orthophosphates ont présenté des faibles valeurs (1,06 ± 1,51 mg/L) dans les eaux étudiées (Figure 35). Excepté le cours d'eau Mufueh où la plus grande teneur en orthophosphates est obtenue au mois de janvier, les autres cours d'eau étudiés ont montré des grandes valeurs pendant le mois de février. Dans le cours d'eau Mufueh, les teneurs en orthophosphates ont fluctué entre 0,01 mg/L (aux mois de décembre et juillet respectivement aux stations Muf-milieu et Muf-aval) et 2,4 mg/L (station Muf-milieu au mois de janvier) (Figure 35A). Dans le cours d'eau Formuki, la teneur la plus élevée en orthophosphates (3,4 mg/L) est obtenue à la station For-aval au mois de février, tandis que la plus faible (0 mg/L) est relevée à la station For-milieu aux mois de juillet et novembre (Figure 35B).

Dans les cours d'eau Mankon et Ayaba (Figures 35C et D), on observe des profils des variations des orthophosphates presque similaires à l'exception du mois d'août. Les plus faibles teneurs en orthophosphates (0 mg/L) sont obtenues aux stations Mnk-amont, Mnk-aval, Aya-amont et Aya-aval et les plus élevées (2,8 mg/L et 2,9 mg/L) sont retrouvées aux stations Mnk-amont et Aya-milieu respectivement pour ces deux cours d'eau.

Les teneurs en orthophosphates ont varié dans la rivière Mezam (Mez-potamon) entre 0,01 mg/L aux mois de juin et juillet et 1,6 mg/L au mois de février, autour d'une moyenne de 1,03 ± 1,18 mg/L (Figure 35E). La saison sèche (SS) est celle qui a montré les teneurs moyennes les plus élevées en orthophosphates à toutes les stations de ces cours d'eau. Les tests statistiques effectués pour ce paramètre n'ont montré aucune différence significative entre les stations de ces cours d'eau (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$).

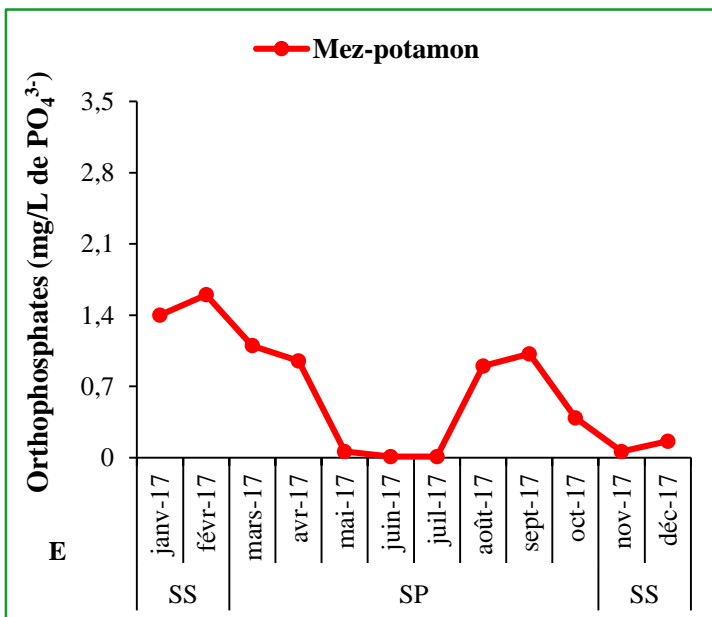
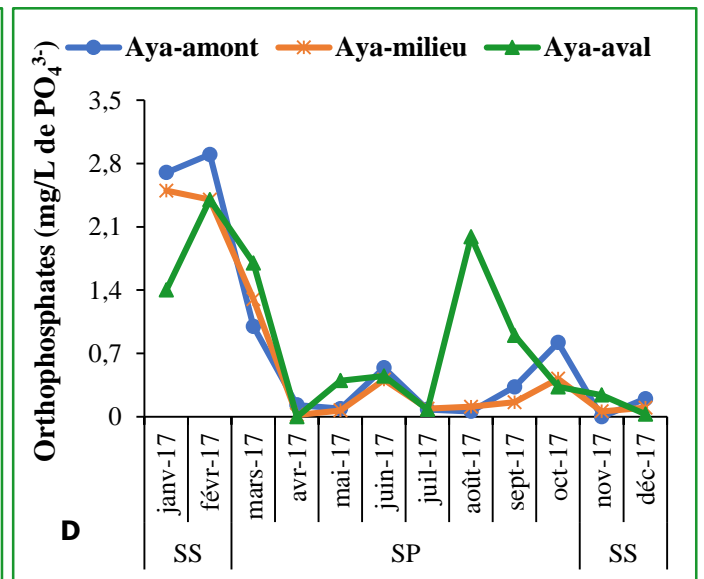
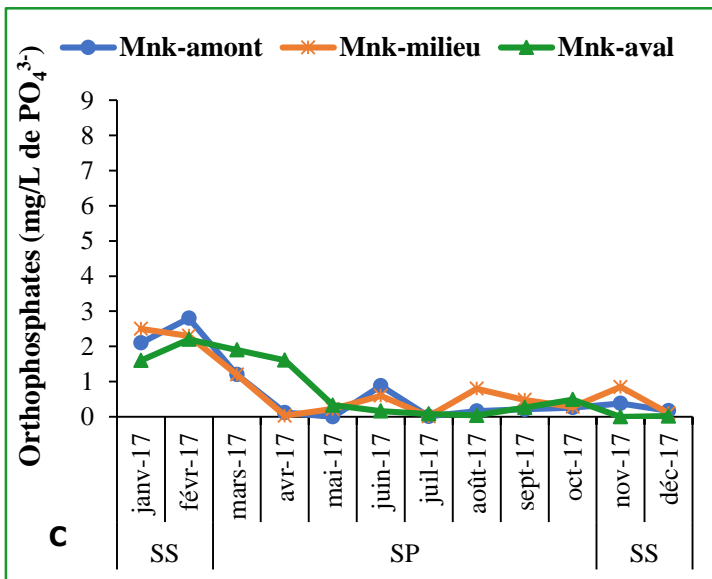
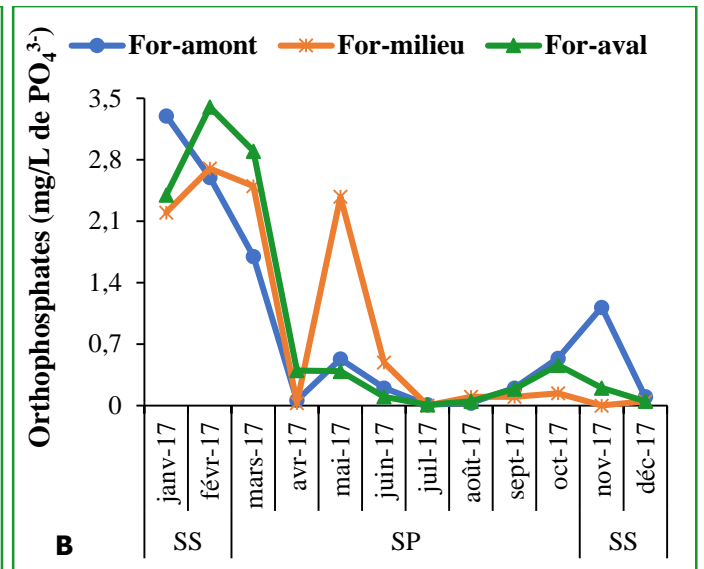
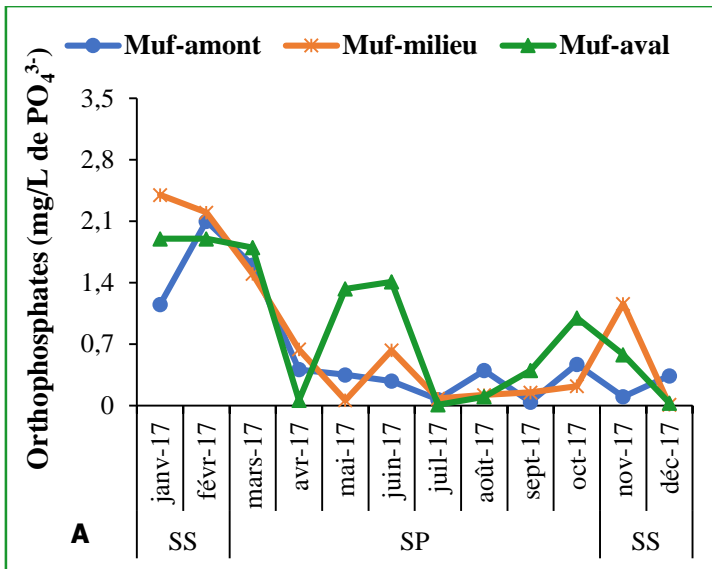


Figure 35 : Variation spatio-temporelle des orthophosphates dans les cours d'eau (A= Mufueh, B= Formuki, C= Mankon, D= Ayaba et E= Mezam)
 NB : Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; SS = saison sèche et SP = saison des pluies.

III.1.2.2.9. Nitrates

L'évolution des teneurs en nitrates dans les stations des cours d'eau Mufueh et Formuki a montré des profils presque similaires exceptée la station Muf-milieu au mois de mai (Figure 36). Les stations Muf-milieu et For-aval se sont distinguées avec des teneurs en nitrates beaucoup plus élevées comparées aux autres stations (Figures 36A et B).

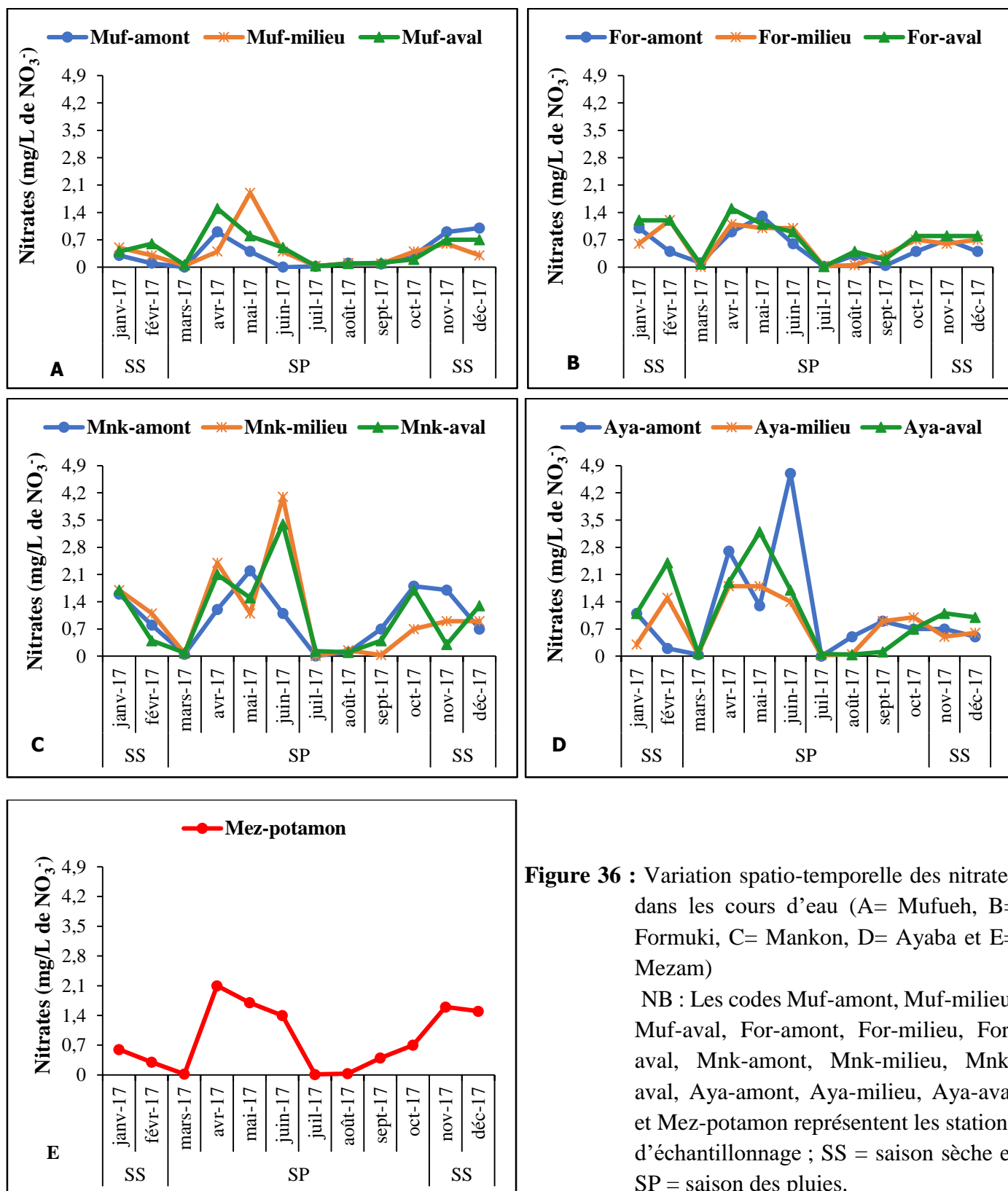


Figure 36 : Variation spatio-temporelle des nitrates dans les cours d'eau (A= Mufueh, B= Formuki, C= Mankon, D= Ayaba et E= Mezam)

NB : Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; SS = saison sèche et SP = saison des pluies.

Globalement, les teneurs en nitrates sont restées inférieures à 1 mg/L en moyenne dans ces deux cours d'eau.

Dans les cours d'eau Mankon et Ayaba, les pics de variation des nitrates sont observés au mois de juin montrant les teneurs en nitrates les plus élevées dans ces cours d'eau pendant ce mois. Les faibles valeurs (0,01mg/L et 0 mg/L) sont retrouvées aux stations Mnk-amont, Mnk-milieu et Aya-amont au mois de juillet ; tandis que les teneurs les plus élevées (4,1 mg/L et 4,7 mg/L) sont observées respectivement aux stations Mnk-milieu et Aya-amont au mois de juin (Figures 36C et D).

Dans la rivière Mezam (station Mez-potamon), les teneurs en nitrates ont peu varié entre 0,01 mg/L au mois de juillet et 2,1 mg/L au mois d'avril, autour d'une moyenne de $1,27 \pm 1,64$ mg/L (Figure 36E). Au plan saisonnier, la saison sèche (SS) est celle qui SP a montré des teneurs moyennes en nitrates les plus élevées dans tous les cours d'eau. Les tests statistiques n'ont montré aucune différence significative pour ce paramètre entre les stations de ces cours d'eau (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$).

III.1.2.2.10. Azote ammoniacal

Les courbes des variations des teneurs en azote ammoniacal (Figure 37) sont similaires à celles des nitrates et présentent des faibles valeurs moyennes dans les eaux étudiées ($0,21 \pm 0,15$ mg/L). Dans les cours d'eau Mufueh et Formuki, ces teneurs sont restées inférieures à 0,5 mg/L à l'exception des stations Muf-milieu et Muf-aval au mois de mai (Figures 37A et B). Les mois d'août, septembre, novembre et de décembre ont présenté des faibles valeurs (0,01 mg/L) aux stations Muf-aval, For-amont et For-milieu. Les teneurs élevées sont obtenues aux mois de mai (1,07 mg/L) et de février (0,48 mg/L) respectivement aux stations Muf-milieu et For-milieu. Le cours d'eau Mufueh a montré des teneurs moyennes les plus élevées pendant la SP. Par contre, c'est pendant la SS qu'on a relevé les teneurs moyennes les plus élevées en azote ammoniacal dans le cours d'eau Formuki.

Les profils de variations des teneurs en azote ammoniacal dans les cours d'eau Mankon et Ayaba sont presque similaires et ont montré des teneurs plus élevées entre les mois de février et de juin (Figures 37C et D). Ces teneurs élevées en azote ammoniacal sont observées aux stations Mnk-milieu (1,4 mg/L) et Aya-amont (2,15 mg/L) au mois de juin respectivement pour ces deux cours d'eau. Elles ont montré des valeurs moyennes plus élevées pendant la SP pour ces cours d'eau.

Dans la rivière Mezam (station Mez-potamon), les teneurs en ammonium ont oscillé entre 0,02 mg/L au mois d'octobre et 0,47 mg/L au mois de février (Figure 37E). La saison sèche a montré des teneurs moyennes les plus élevées. Ce paramètre n'a pas montré de variations significatives entre les différentes stations d'échantillonnage (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$).

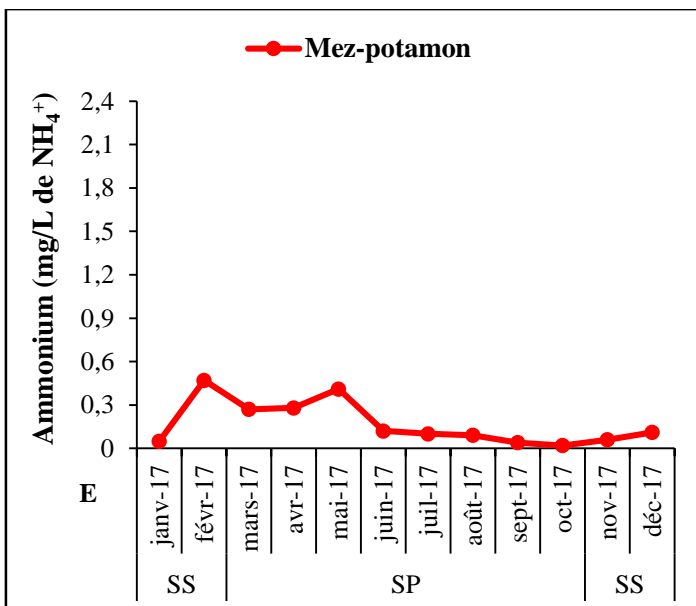
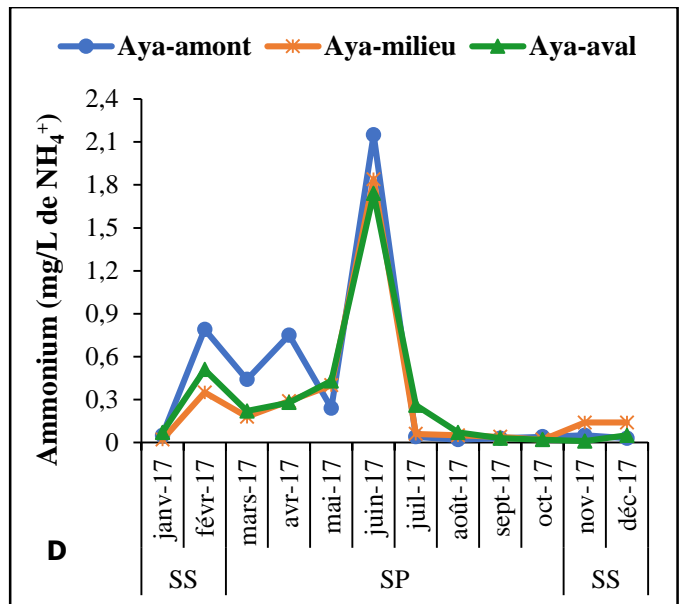
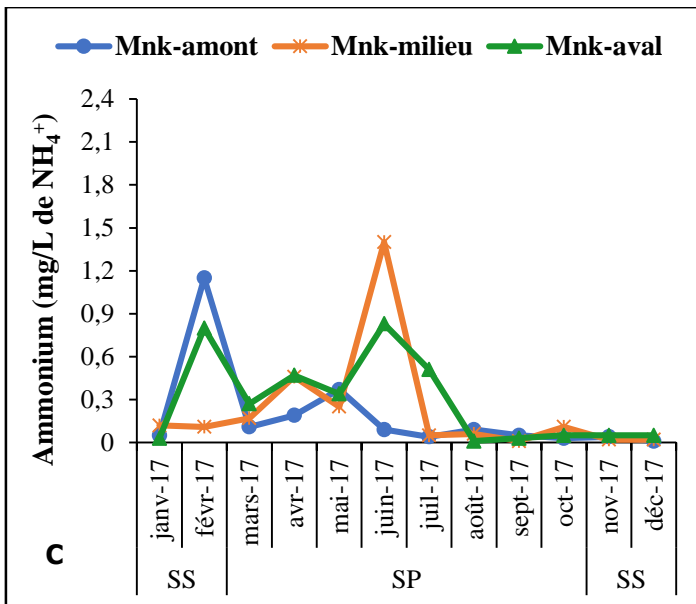
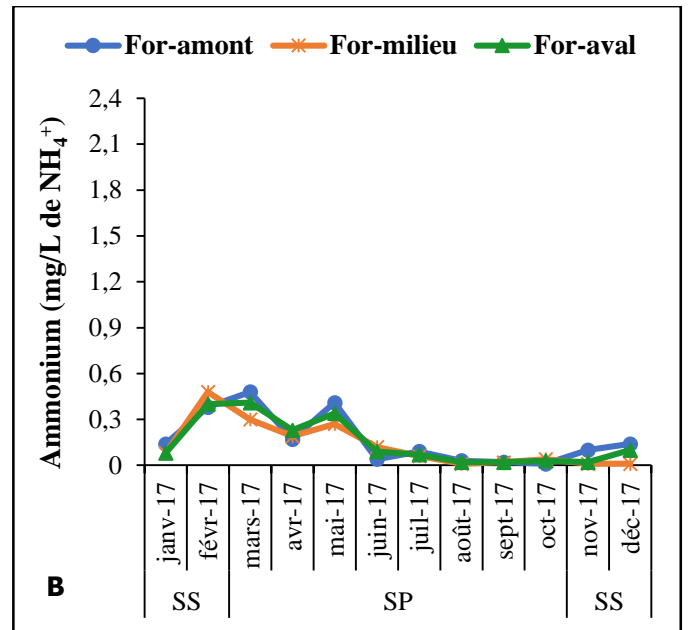
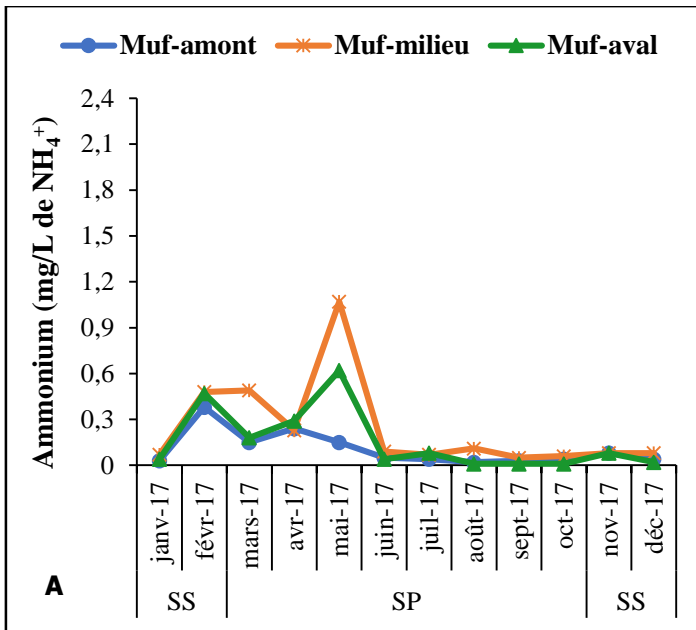


Figure 37 : Variation spatio-temporelle de l'azote ammoniacal dans les cours d'eau (A= Mufueh, B= Formuki, C= Mankon, D= Ayaba et E= Mezam) NB : Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; SS = saison sèche et SP = saison des pluies.

III.1.2.3. Indice de Pollution Organique (IPO)

Les variations spatiale et saisonnière des valeurs de l'Indice de Pollution Organique (IPO) calculé sont présentées à la figure 38. Sur le plan spatial (Figure 38A), l'IPO a varié de 3,3 à 5 dans les stations Muf-amont, Muf-milieu et Muf-aval et indique une pollution organique faible à modérée du cours d'eau Mufueh. Dans le cours d'eau Formuki, les valeurs de l'IPO ont fluctué entre 2,6 et 5, montrant une pollution organique modérée à faible.

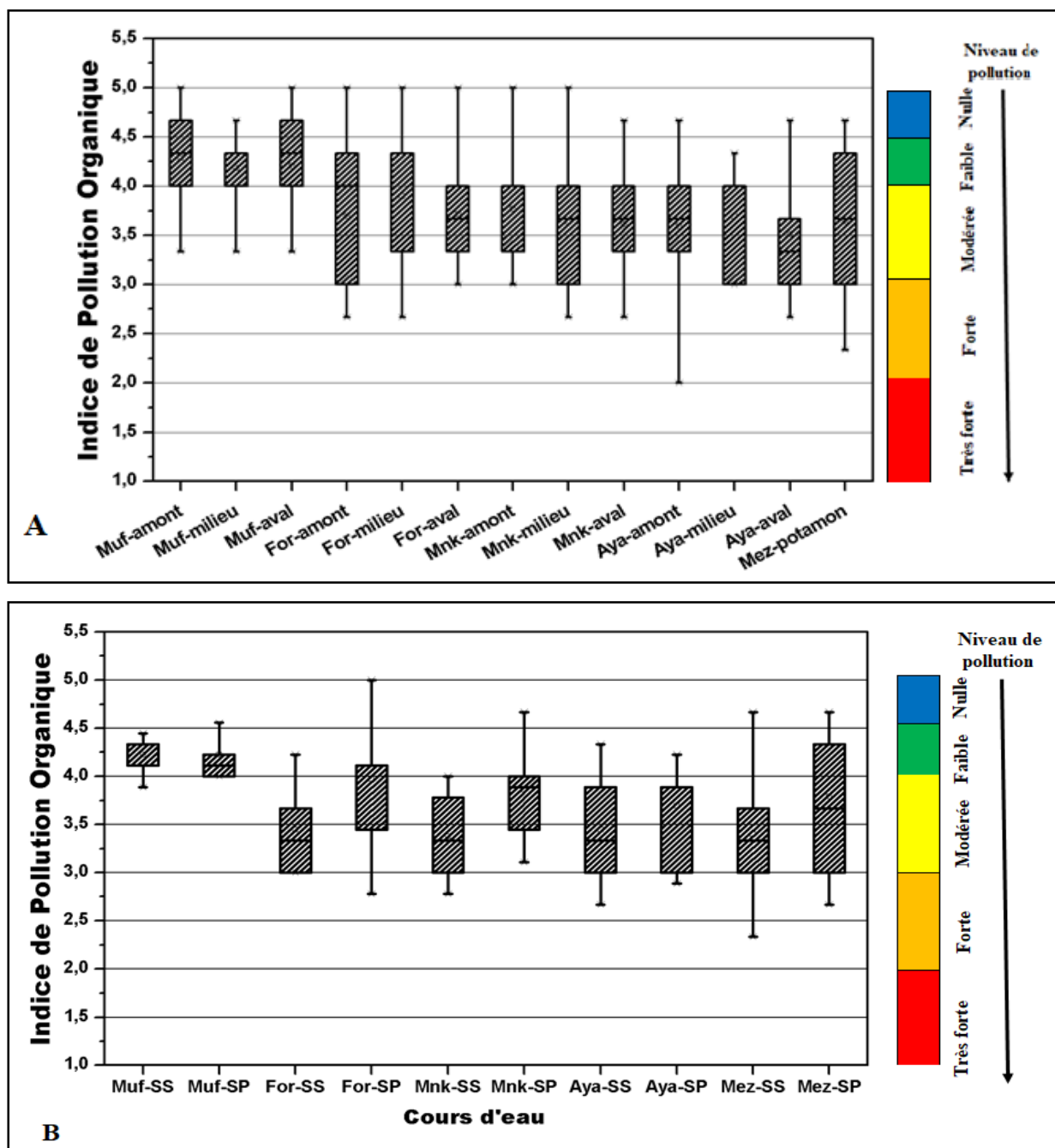


Figure 38 : Variations spatiale (A) et saisonnière (B) des valeurs de l'Indice de Pollution Organique (IPO) pendant la période d'étude. Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; SS = Saison sèche, SP = Saison des pluies.

Au niveau des stations Mnk-amont, Mnk-milieu et Mnk-aval, l'IPO a varié de 3 à 5 et indique une pollution faible à modérée du cours d'eau Mankon. Quant au cours d'eau Ayaba, les résultats de l'IPO ont montré une pollution organique forte à faible avec des valeurs qui ont oscillé entre 2 et 4,66. Les valeurs de l'IPO ont varié de 2,6 et 4,6 dans la rivière Mezam et montre une pollution organique forte à modérée.

Sur le plan saisonnier (Figure 38B), les valeurs de l'IPO sont plus élevées pendant la SP à l'exception du cours d'eau Mufueh ; ce qui montre une pollution modérée à faible des eaux pendant la SP. Dans l'ensemble, les eaux étudiées présentent une pollution organique modérée excepté le cours d'eau Mufueh qui a montré une pollution organique faible. Ces variations de l'IPO diffèrent statistiquement ($p \leq 0,05$) entre le cours d'eau Mufueh et les autres cours d'eau.

III.1.2.4. Teneurs en ions et en éléments métalliques dans les cours d'eau et les sédiments

III.1.2.4.1. Teneurs en ions dans les cours d'eau

Les teneurs en ions métalliques dans les différents cours d'eau sont présentées dans le tableau XV suivant.

Tableau XV : Teneurs de l'eau en ions métalliques dans les stations d'échantillonnage

Cours d'eau	Stations	Teneurs en ions (mg/L)							
		Fe ²⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	Mn ²⁺	Na ⁺	K ⁺
Mufueh	Muf-amont	0,37	1,6	0,96	1,2	61	0,29	2	1,8
	Muf-milieu	0,59	4	2,4	5	48,8	2,5	4,3	1,4
	Muf-aval	0,27	4	1,92	4	36,6	0,37	4,7	2,9
	Moy ±EC	0,41 ±0,16	3,20 ±1,38	1,76 ±1,96	3,40 ±1,96	48,80 ±12,2	1,05 ±1,25	3,66 ±1,45	2,03 ±0,77
Formuki	For-amont	0,9	4,8	1,92	7	42,7	0,06	7,7	5
	For-milieu	0,03	2,4	4,32	2	61	0,09	5,6	3,4
	For-aval	0,68	5,6	5,28	10,01	61	0,04	7,8	5
	Moy ±EC	0,53 ±0,45	4,26 ±1,66	3,84 ±1,73	6,33 ±4,04	54,9 ±10,56	0,06 ±0,02	7,03 ±1,24	4,46 ±0,92
Mankon	Mnk-amont	0,55	6,4	1,44	15,01	42,7	0,04	12,8	7,1
	Mnk-milieu	0,67	10,4	5,28	18,01	85,4	0,11	18,8	10,8
	Mnk-aval	1,28	12	4,32	19,02	97,6	0,22	17,4	9,6
	Moy ±EC	0,83 ±0,39	9,60 ±2,88	3,68 ±1,99	17,30 ±2,08	75,23 ±28,82	0,12 ±0,09	16,33 ±3,13	9,16 ±1,88
Ayaba	Aya-amont	0,08	3,6	1,2	8	61	0,04	9,9	5,2
	Aya-milieu	0,72	22,4	1,92	25,02	152,5	0,5	28,8	13
	Aya-aval	0,02	20	4,8	26,02	109,8	0,27	26	12,6
	Moy ±EC	0,27 ±0,38	15,30 ±10,23	2,64 ±1,90	19,60 ±10,1	107,70 ±45,78	0,27 ±0,23	21,56 ±10,2	10,26 ±4,39
Mezam	Mez-potamon	0,21	8	2,4	7	54,9	0,06	7,5	4,4

Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage ; Moy= moyenne, EC = écart-type.

La station Aya-milieu s'est démarquée des autres stations avec des teneurs les plus élevées en ions Ca^{2+} (Calcium), HCO_3^- (Bicarbonates), Na^+ (Sodium) et K^+ (Potassium) ; tandis que la station Muf-amont a plutôt montré des faibles valeurs en ions Ca^{2+} (Calcium), Mg^{2+} (Magnésium), Cl^- (Chlorures) et Na^+ (Sodium). Dans l'ensemble, le cours d'eau Ayaba a présenté des teneurs les plus élevées en ions Ca^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , Na^+ et K^+ . Les cours d'eau Formuki et Mankon ont montré des teneurs élevées en ions Mg^{2+} et Fe^{2+} . Les tests statistiques n'ont pas montré de différences significatives entre les stations de ces cours d'eau (test U de Mann-Whitney ; $p > 0,05$).

III.1.2.4.2. Teneurs en métaux lourds dans les cours d'eau et dans les sédiments

Les tableaux XVI et XVII présentent les concentrations en métaux lourds des différents cours d'eau ainsi que les résultats de la conductivité électrique et du pH des sédiments. Dans le tableau XVI, les métaux lourds tels que le Plomb (Pb), le Cadmium (Cd), le Zinc (Zn) et le Cuivre (Cu) sont trouvés à l'état de trace. Le Fer (Fe), le Chrome (Cr), le Cobalt (Co) et le Nickel (Ni) ont montré des teneurs relativement faibles dans ces eaux ($<0,5$ mg/L).

Tableau XVI : Teneurs de l'eau en métaux lourds dans les cours d'eau

Cours d'eau	Stations	Métaux lourds dans les eaux (mg/L)							
		Fe	Pb	Cd	Zn	Cu	Cr	Co	Ni
Mufueh	Muf-amont	0,02	0	0	0	0	0,14	0,01	0,05
	Muf-milieu	0,17	0	0	0	0	0,11	0,01	0,04
	Muf-aval	0,01	0	0	0	0	0,05	0,0	0,04
	Moy±EC	0,06±0,09	0	0	0	0	0,10±0,04	0,01±0,01	0,04±0,01
Formuki	For-amont	0,12	0	0	0	0	0,03	0,01	0,04
	For-milieu	0	0	0	0	0	0,08	0,01	0,04
	For-aval	0,98	0	0	0	0	0,06	0,02	0,05
	Moy± EC	0,37±0,54	0	0	0	0	0,05±0,03	0,01±0,04	0,04±0,01
Mankon	Mnk-amont	0,05	0	0	0	0	0,07	0,01	0,05
	Mnk-milieu	0	0	0	0	0	0,02	0,01	0,05
	Mnk-aval	0,03	0	0	0	0	0,11	0,01	0,04
	Moy± EC	0,03±0,03	0	0	0	0	0,07±0,05	0,01±0,01	0,04±0,01
Ayaba	Aya-amont	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,05
	Aya-milieu	0	0	0	0	0	0,06	0,01	0,04
	Aya-aval	0,01	0	0	0	0	0,06	0,01	0,04
	Moy± EC	0,01±0,02	0	0	0	0	0,04±0,02	0,01±0,02	0,04±0,01
Mezam	Mez-potamon	0,01	0	0	0	0	0,11	0,012	0,033

Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage, Moy= moyenne ; EC = écart-type.

Les métaux lourds à l'état de traces dans l'eau ont été trouvés dans les sédiments. Le Fe est le métal le plus représenté dans ces sédiments, suivi respectivement du Cr et du Zn (Tableau XVII). En dehors des cours d'eau Ayaba et Mezam qui présentent un pH neutre dans les sédiments, les autres cours d'eau ont montré des pH faiblement acides. Quant à la conductivité électrique des sédiments, elle indique une importante minéralisation dans les sédiments des cours d'eau Mankon, Ayaba et Mezam.

Tableau XVII : Résultats des valeurs de la conductivité électrique, du pH et des teneurs en métaux lourds dans les sédiments

Cours d'eau	Stations	Conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH (UC)	Métaux lourds dans les sédiments ($\mu\text{g}/\text{kg}$)					
				Fe	Pb	Cd	Zn	Cu	Cr
Mufueh	Muf-amont	53,1	5,91	20173,6	29	4,6	53,4	17,5	118,1
	Muf-milieu	244	7,47	14011	28	0	57	16	123,5
	Muf-aval	314	5,23	56899,6	21	0	104,6	25,2	118,2
	Moy \pm EC	203,70 \pm 135,03	6,21 \pm 1,14	30361,40 \pm 13387,80	26,00 \pm 4,36	1,50 \pm 2,70	71,67 \pm 28,58	19,57 \pm 4,94	119,90 \pm 3,09
Formuki	For-amont	85,1	6,68	22757,8	44	0	79,4	12,6	84,2
	For-milieu	74,7	6,78	55942	22	0	120,3	23,9	179,8
	For-aval	86,6	6,85	26414,7	20	0	90,3	35,7	144,8
	Moy \pm EC	82,13 \pm 6,48	6,77 \pm 0,08	35038,20 \pm 18195,40	28,67 \pm 13,32	0	96,67 \pm 21,18	24,07 \pm 11,55	136,2 \pm 48,37
Mankon	Mnk-amont	174,5	7,15	33162,4	35	0	95,2	12,7	102,5
	Mnk-milieu	99,5	6,94	32218	25	0	94,9	74,6	60,8
	Mnk-aval	147,1	6,41	36824,2	6	0	138,4	14	38,5
	Moy \pm EC	140,37 \pm 37,95	6,83 \pm 0,38	34068,20 \pm 2433,03	22,00 \pm 14,73	0	109,50 \pm 25,03	33,78 \pm 35,36	67,27 \pm 32,49
Ayaba	Aya-amont	63,3	6,76	30600,2	15	0	71,6	11,7	57,8
	Aya-milieu	195,3	7,48	12638,6	34	0	76,4	21,2	0
	Aya-aval	234	7,12	11117,1	22	0	71,7	14,3	0
	Moy \pm EC	164,20 \pm 89,49	7,12 \pm 0,36	18118,63 \pm 1083,60	23,67 \pm 9,61	0	73,23 \pm 2,75	15,73 \pm 4,91	19,26 \pm 33,37
Mezam	Mez-potamon	141,9	7,04	11117,1	22	0	71,7	14,3	0

Les codes Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu, Aya-aval et Mez-potamon représentent les stations d'échantillonnage, Moy= moyenne ; EC = écart-type.

III.1.2.5. Caractérisation statistique des paramètres physico-chimiques

Plusieurs corrélations (r) de Spearman sont enregistrées entre les variables physico-chimiques mesurées (Annexe 2). La température a présenté des corrélations significatives avec

le pH ($r = 0,460$; $p = 10^{-4}$), l'oxygène dissous ($r=-0,479$; $p=0,001$), l'oxydabilité ($r=0,154$; $p=0,046$), les STD et la conductivité électrique ($r = 0,709$; $p = 0,001$), la salinité ($r=0,656$; $p=10^{-4}$), la résistivité ($r=-0,709$; $p=0,001$), la couleur ($r=0,152$; $p=0,049$), les nitrates ($r=0,230$; $p=0,003$) et l'IPO ($r=-0,319$; $p=10^{-4}$). Une augmentation des matières organiques induit une diminution de l'oxygène dissous utilisé par les microorganismes pour dégrader ces matières organiques. Ce phénomène induit une élévation de la température de l'eau et une libération des ions, augmentant ainsi la conductivité électrique. Le pH a été corrélé significativement à l'oxygène dissous ($r=-0,302$; $p=0,001$), l'alcalinité ($r=0,160$; $p=0,013$), les STD et la conductivité électrique ($r=0,483$; $p=0,001$), la salinité ($r=0,541$; $p=10^{-4}$), la résistivité ($r=-0,491$; $p=10^{-4}$), les nitrates ($r=0,167$; $p=0,030$) et l'IPO ($r=-0,286$; $p=10^{-4}$).

Des corrélations significatives ont été observées entre l'oxygène dissous et le CO₂ ($r=-0,264$; $p=0,001$), l'alcalinité ($r=0,191$; $p=0,013$), les STD et la conductivité électrique ($r=-0,579$; $p=10^{-4}$), la salinité ($r=-0,581$; $p=10^{-4}$), la résistivité ($r=0,565$; $p=10^{-4}$) et les nitrates ($r=-0,276$; $p=10^{-4}$). Le taux d'oxygène dissous élevé dans l'eau entraîne une diminution de celui du CO₂, des STD et de la conductivité électrique.

Le CO₂ a été significativement corrélé aux paramètres physico-chimiques comme : la salinité ($r=0,182$; $p=0,018$), la couleur ($r=0,167$; $p=0,030$) et l'azote ammoniacal ($r=0,285$; $p=10^{-4}$). Des corrélations significatives ont été obtenues entre l'oxydabilité et certaines variables abiotiques tels que : les MES ($r=0,155$; $p=0,044$), la couleur ($r=0,208$; $p=0,007$), la turbidité ($r=0,186$; $p=0,015$), les orthophosphates ($r=0,163$; $p=0,034$) et l'IPO ($r=-0,460$; $p=10^{-4}$). Les MES sont liées à la turbidité et la couleur de l'eau. Leurs teneurs élevées dans l'eau entraînent une augmentation des paramètres indicateurs de pollution organique et donc de l'oxydabilité.

Les Solides Totaux Dissous (STD) et la conductivité électrique ont été significativement liés aux paramètres abiotiques tels que : la salinité ($r=0,920$; $p=10^{-4}$), la résistivité ($r=-0,991$; $p=10^{-4}$), les MES ($r=0,158$; $p=0,040$), la couleur ($r=0,226$; $p=0,003$), la turbidité ($r=0,176$; $p=0,022$), les nitrates ($r=0,322$; $p=10^{-4}$), l'azote ammoniacal ($r=0,234$; $p=0,002$) et l'IPO ($r=-0,321$; $p=10^{-4}$). L'augmentation des particules dissoutes entraîne celle de la turbidité et influence la couleur de l'eau et les échanges ioniques qui vont agir sur la conductivité électrique.

Les MES sont significativement corrélées à la couleur ($r=0,674$; $p=10^{-4}$), la turbidité ($r=0,736$; $p=10^{-4}$), les orthophosphates ($r=0,199$; $p=0,009$), les nitrates ($r=0,399$; $p=10^{-4}$), l'azote ammoniacal ($r=0,550$; $p=10^{-4}$) et l'IPO ($r=-0,342$; $p=10^{-4}$). En effet, l'augmentation des MES élève la turbidité, diminue la pénétration de la lumière dans l'eau et élève la couleur. Cette élévation des MES entraîne également celle de l'IPO et des paramètres indicateurs de pollution organique (PO₄³⁻, NO₃⁻ et NH₄⁺). La couleur a été significativement liée à la turbidité ($r=0,595$; $p=10^{-4}$), les orthophosphates ($r=0,238$; $p=0,002$), les nitrates ($r=0,386$; $p=10^{-4}$), l'azote

ammoniacal ($r=0,675$; $p=10^{-4}$) et l'IPO ($r=-0,342$; $p=10^{-4}$). La turbidité de l'eau a été significativement corrélée à l'azote ammoniacal ($r=0,547$; $p=10^{-4}$), aux orthophosphates ($r=0,195$; $p=0,011$), aux nitrates ($r=0,541$; $p=10^{-4}$) et à l'IPO ($r=0,273$; $p=10^{-4}$).

Une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été effectuée pour déterminer les paramètres physico-chimiques caractéristiques des différentes stations d'échantillonnage ou groupes de stations (Figure 39). La matrice analysée est un tableau de 29 colonnes correspondant aux paramètres physico-chimiques pris en compte et 13 lignes représentant les valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques mesurés dans les 13 stations d'échantillonnage.

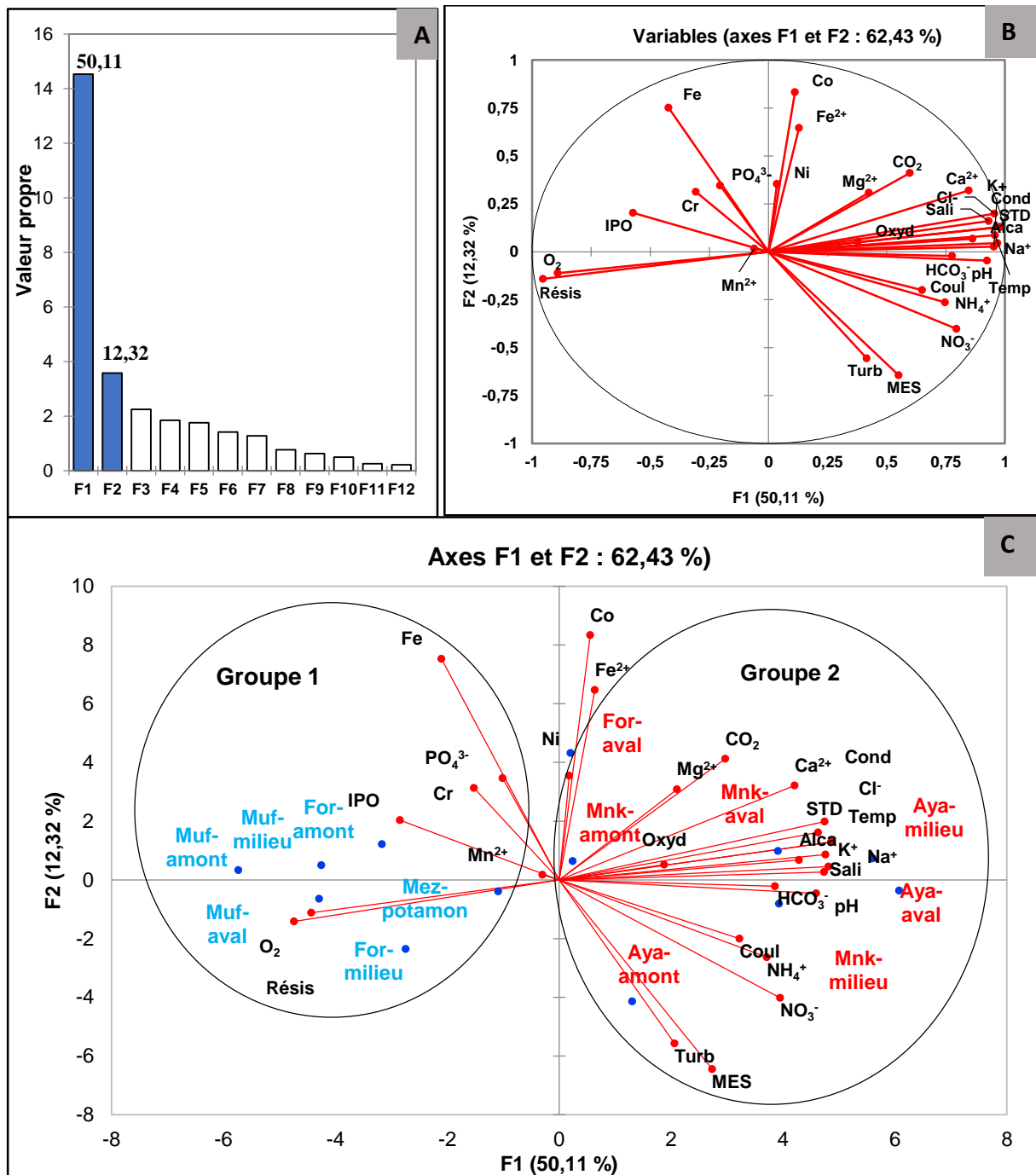


Figure 39 : Analyse en Composantes Principales (ACP) effectuée à partir des données physico-chimiques mesurées dans les différentes stations : (A) Histogramme des valeurs propres, (B) Diagramme de dispersion des variables ; (C) Biplot montrant la distribution des échantillons dans le plan factoriel F1 X F2.

Les deux premiers axes factoriels F1 (50,11%) et F2 (12,32%) cumulant 62,43% d'expression des variables (Figure 39A) ont été retenus.

Le diagramme de dispersion des variables (Figure 39B) montre que l'alcalinité (Alca), le potentiel Hydrogène (pH), la conductivité électrique (Cond), les Solides Totaux Dissous (STD), la salinité (Sali), la température (Temp), la couleur (Coul), les nitrates (NO_3^-), l'azote ammoniacal (NH_4^+) et les ions (Na^+ , K^+ , Cl^- , Ca^{2+} et HCO_3^-) sont d'une part, positivement liés entre eux et d'autre part, positivement corrélés à l'axe F1. De même, l'oxygène dissous (O_2) et la résistivité (Résis) sont positivement corrélés entre eux, et négativement corrélés à l'axe F1 et au précédent groupe de variables. Les éléments traces métalliques tels que le Fer (Fe), le Cobalt (Co), le Nickel (Ni) et l'ion Fe^{2+} sont positivement liés entre eux d'une part, et positivement corrélés à l'axe F2 d'autre part. Par contre, les paramètres tels que les MES, la turbidité (Turb) et l'ion Mg^{2+} sont apparus négativement associés à l'axe F2. Par ailleurs, les autres variables abiotiques (Oxyd, PO_4^{3-} , Cr et Mn^{2+}) ne sont significativement liées à aucuns des deux axes.

La carte factorielle (Figure 39C) qui présente une distribution des 13 stations d'échantillonnage relativement à leurs caractéristiques physico-chimiques a défini 2 grands groupes d'échantillons. Le groupe 1 est formé des stations Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu et Mez-potamon qui sont caractérisées par des eaux bien oxygénées, des fortes valeurs de résistivité et une pollution organique faible à modérée. Ces stations sont pour la plupart situées dans la zone périurbaine. Le deuxième groupe est constitué des stations For-aval, Mnk-amont, Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-amont, Aya-milieu et Aya-aval caractérisées par des fortes valeurs de température, des Solides Totaux Dissous, de conductivité électrique ; des teneurs élevées en salinité, en ions, en nitrates, en alcalinité et des valeurs élevées du pH et du CO_2 . Ces stations appartiennent aux cours d'eau Mankon et Ayaba situés dans la zone fortement urbanisée.

L'Analyse de Classification Hiérarchique (ACH) réalisée à partir des données physico-chimiques (Figure 40) a défini trois classes de stations. La classe I constituée des stations Muf-amont et Muf-aval liées à 96,4% entre elles et présentant 95,5% de similitude avec les autres classes. La classe II constituée exclusivement de la station Muf-milieu avec des caractéristiques abiotiques différentes de celles des autres stations, présente des similitudes avec la classe III à plus de 95,7%. La classe III regroupe les associations des stations For-milieu et For-amont, Mez-potamon et Aya-amont (Mnk-amont et For-aval), Mnk-aval et Mnk-milieu (Aya-milieu et Aya-aval) liées entre elles à plus de 96,5% de similarité. Les classes I et II et certaines stations de la

classe III forment le groupe des stations situées en zone périurbaine et caractérisées par des eaux bien oxygénées et une pollution organique faible. La classe III présente les stations situées en zone urbaine et caractérisées par une pollution organique modérée à forte, des fortes valeurs des MES, de température, d'alcalinité et de l'oxydabilité.

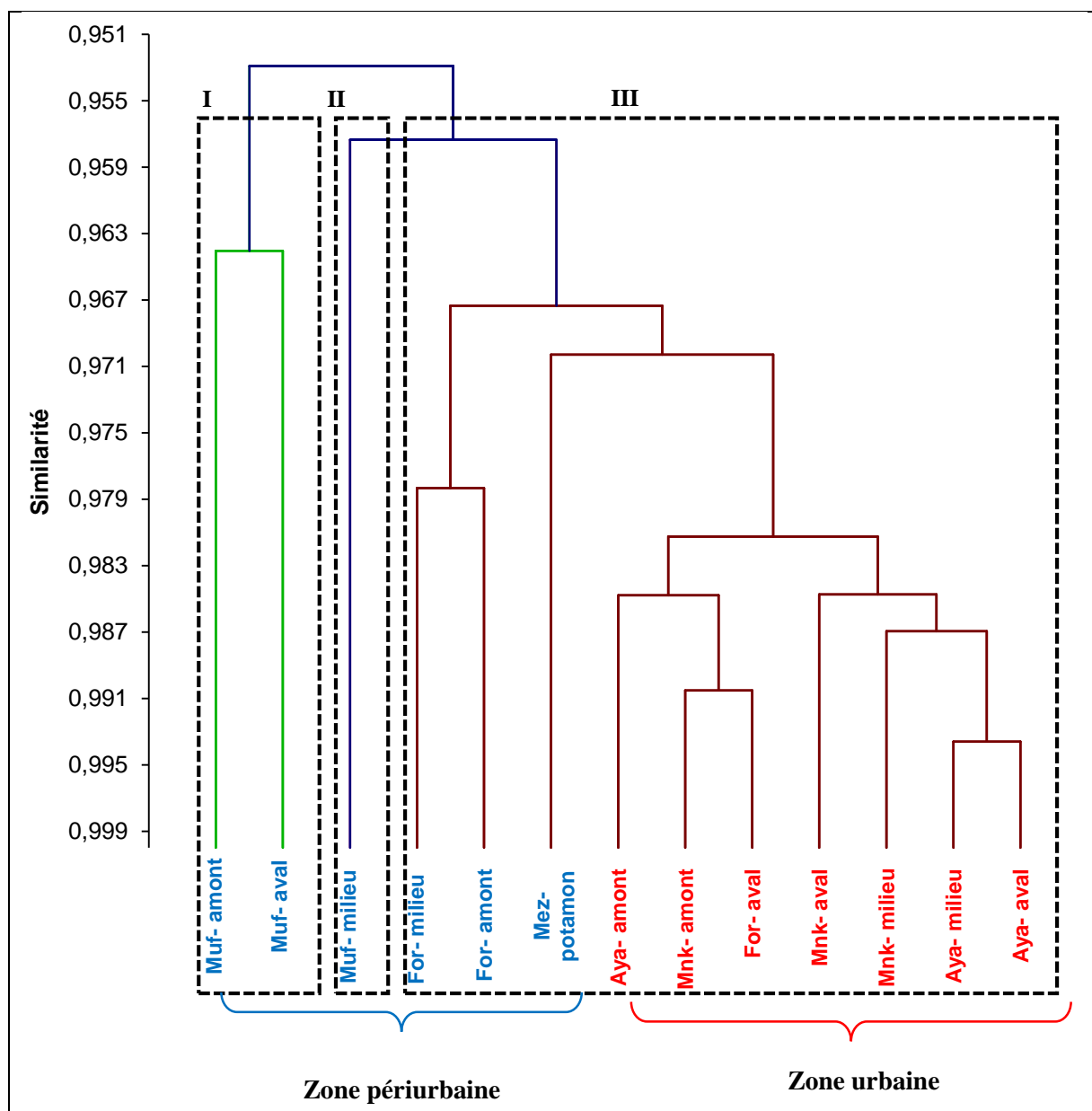


Figure 40 : Analyse de Classification hiérarchique (ACH) des stations d'échantillonnage à partir des valeurs des paramètres physico-chimiques

III.1.3. Paramètres biologiques des eaux

III.1.3.1. Protozoaires entéropathogènes

Les espèces de Protozoaires entéropathogènes retrouvées dans les échantillons analysés se présentent sous deux formes principales que sont les kystes et les oocystes. Les kystes sont représentés par les espèces appartenant aux classes des Rhizopodes, des Flagellés et des Ciliés ; tandis que les oocystes constituent les espèces de la classe des Sporozoaires. Les espèces de

Protozoaires identifiées sont : *Entamoeba histolytica*, *Entamoeba coli*, *Giardia* sp., *Chilomastix mesnili*, *Balantidium coli*, *Cryptosporidium* spp., *Sarcocystis hominis*, *Cyclospora cayetanensis* et *Isospora belli*.

III.1.3.1.1. Caractéristiques morphologiques des kystes de Rhizopodes entéropathogènes

Les espèces de la classe des Rhizopodes entéropathogènes sont *Entamoeba histolytica* et *Entamoeba coli* (Figures 41 et 42). Les kystes d'*Entamoeba histolytica* ont une forme ronde, mesurent entre 10 et 16 μm . Ils sont entourés d'une paroi kystique épaisse qui protège la cellule dans l'environnement. Cette coque membranaire épaisse serait liée à l'accumulation des matières organiques par les cellules comme réserve de nutriments. Leur cytoplasme uniforme contient des inclusions, 1 ou 2 noyaux constitués par une membrane périphérique tapissée d'une couche de chromatine, un caryosome petit, central ou excentré et une vacuole parfois visible chez la forme immature (Figures 41 A). Chez la forme mature, les noyaux sont au nombre de 4 et la vacuole est absente (Figure 41 B).

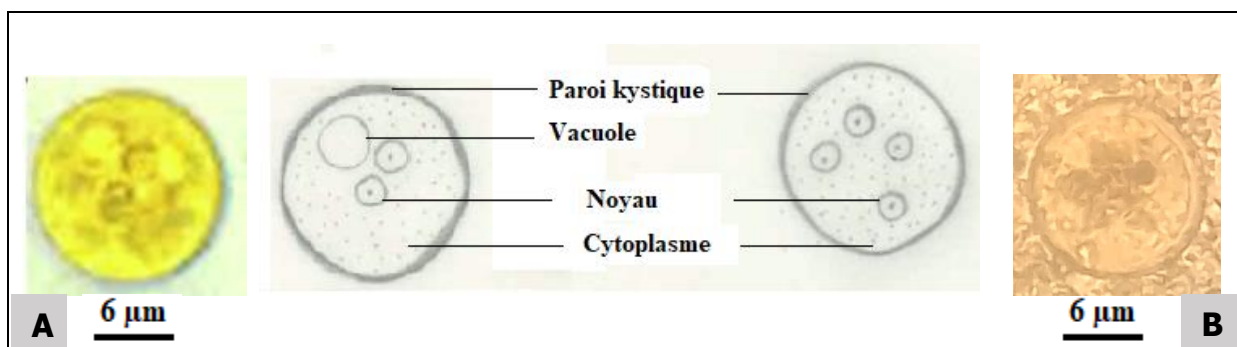


Figure 41 : Photos et dessins anotés des kystes d'*Entamoeba histolytica* : forme immature (A) et forme mature (B)

Les kystes d'*Entamoeba coli* (Figure 42) ont une forme ronde ou légèrement ovale avec la taille qui varie entre 15 et 20 μm de diamètre. Les kystes immatures sont abondants (Figure 42 A). Leur paroi kystique est lisse et présente un aspect réfringent. Le cytoplasme uniforme est constitué d'une vacuole de glycogène et 1 ou 2 noyaux. Dans le kyste mature (Figure 42 B), la vacuole devient peu visible, le cytoplasme est de plus en plus dense et les noyaux sont au nombre de 6.

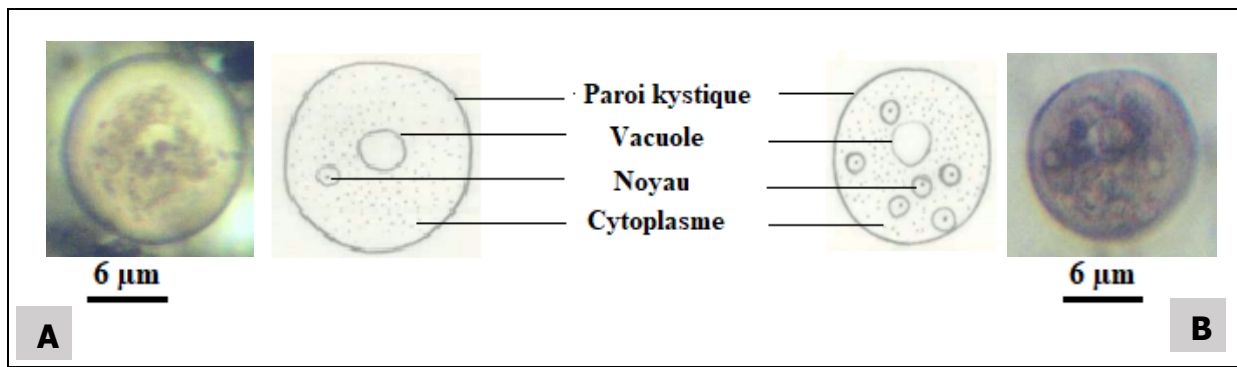


Figure 42 : Photos et dessins annotés des kystes d'*Entamoeba coli* identifiés : forme immature (A) et forme mature (B)

III.1.3.1.2. Caractéristiques morphologiques des kystes de Flagellés entéropathogènes

Les figures 43 et 44 présentent les espèces de Flagellés entéropathogènes observées dans les échantillons des eaux analysées. Elles sont représentées par *Giardia* sp. et *Chilomastix mesnili*. Les kystes de *Giardia* sp. (Figure 43) observés mesurent entre 8 et 17 µm de long. Ils ont une forme ovale ou ovoïde avec le contour lisse, mince et réfringent. On note l'existence d'un vide entre la paroi du kyste et le cytoplasme donnant l'impression d'une double membrane. Leur contenu est fait de 2 à 4 noyaux en position antérieure, des restes de flagelles, l'axostyle et des corps parabasaux. Le nombre de noyau varie de 1 ou 2 chez la forme immature, à 4 chez la forme mature. Chez le kyste immature (Figure 43 A), les noyaux sont peu visibles et on note la présence des restes flagellaires. Chez le kyste mature (Figure 43 B), le cytoplasme est clair et présente un axostyle et les noyaux au nombre de 4 sont disposés au pôle antérieur du kyste.

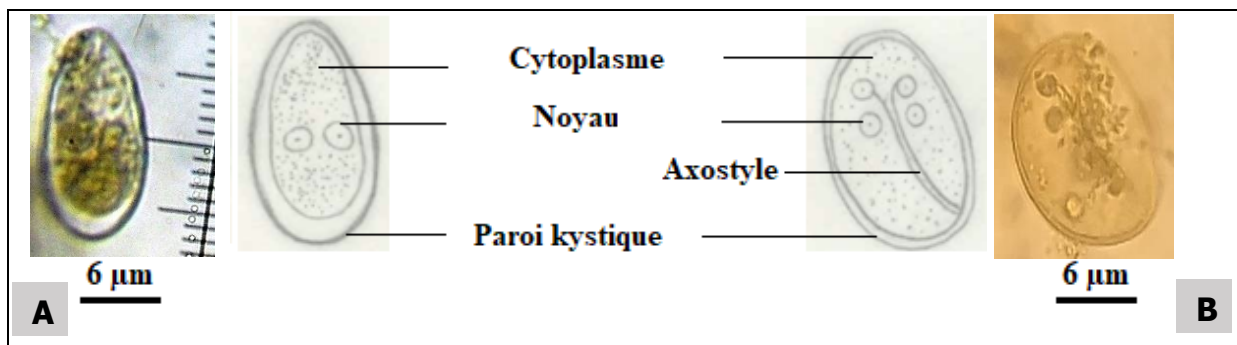


Figure 43 : Photos et dessins annotés des kystes de *Giardia* sp. : forme immature (A) et forme mature (B)

Les kystes de *Chilomastix mesnili* (Figure 44) ont une taille qui varie entre 6 et 10 µm de long. Ils sont piriformes avec une paroi kystique épaisse et très réfringente. Le cytoplasme est constitué d'un gros noyau souvent excentré et des résidus de flagelles. Ils sont résistants dans l'environnement et caractérisent les milieux riches en matières organiques.

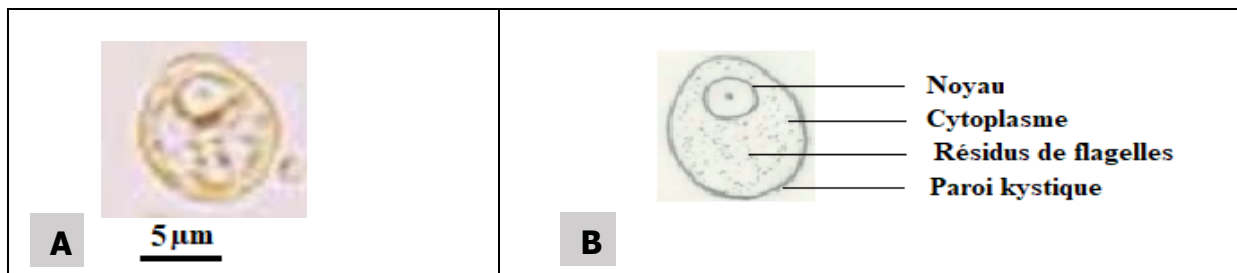


Figure 44 : Photo (A) et dessin annoté (B) du Kyste de *Chilomastix mesnili*

III.1.3.1.3. Caractéristiques morphologiques des kystes de Ciliés entéropathogènes

Dans les échantillons d'eaux analysées, la classe des Ciliés entéropathogènes est représentée par l'espèce *Balantidium coli* (Figure 45). Les kystes de *Balantidium coli* se distinguent des autres kystes des Protozoaires entéropathogènes par leur grande taille (45-60 µm de diamètre). Ils présentent deux principales formes dans l'environnement : la forme ovale (Figure 45 A) et la forme ronde (Figure 45 B). Les deux formes ont une paroi épaisse et transparente et leur cytoplasme contient 2 noyaux : un macronoyau et un micronoyau peu visible. Ils contiennent également des vacuoles et les cils qui persistent à l'intérieur du kyste.

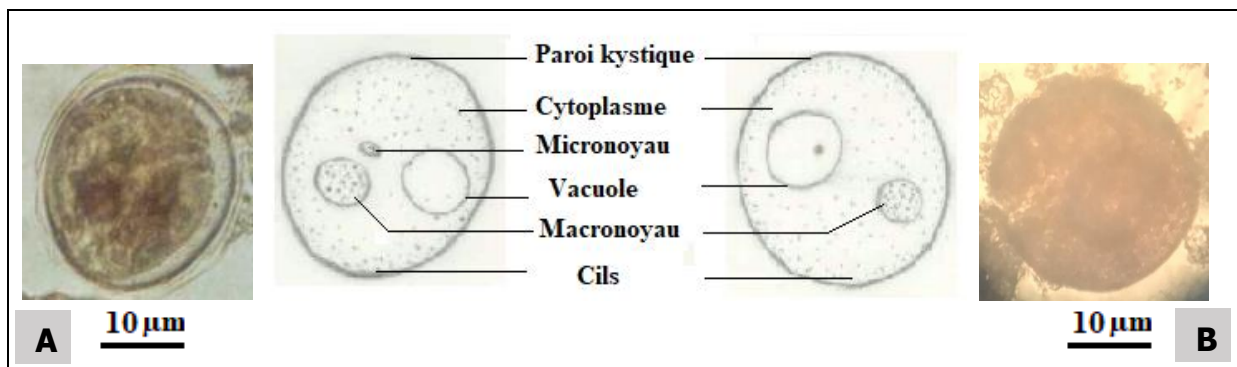


Figure 45 : Photos et dessins annotés des kystes de *Balantidium coli* : forme ovale (A) et forme ronde (B)

III.1.3.1.4. Caractéristiques morphologiques des oocystes de Sporozoaires intestinaux

Les espèces de la classe des Sporozoaires entéropathogènes dans les échantillons des eaux analysées sont représentées par *Cryptosporidium* spp., *Cyclospora cayetanensis*, *Isospora belli* et *Sarcocystis hominis* (Figures 46 à 49).

Les oocystes de *Cryptosporidium* spp. (Figure 46) se distinguent par leur petite taille (4 à 6 µm de diamètre) et leur caractère déjà sporulé dans l'environnement aquatique. Ils sont de forme ovoïde ou sphérique et possèdent une coque double et épaisse qui leur permet de résister aux stress environnementaux. Ils sont retrouvés dans l'environnement sous forme mature. Leur contenu est fait des sporozoïtes autour d'un corps résiduel. Ces oocystes affectionnent aussi bien les milieux à faible pollution organique que les milieux fortement pollués.

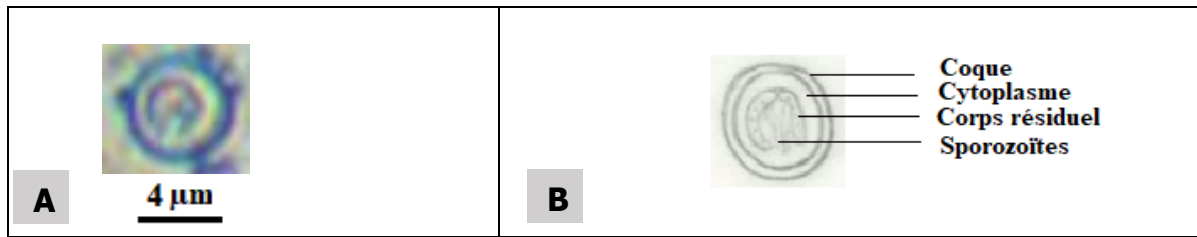


Figure 46 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'oocyste de *Cryptosporidium* spp.

Les oocystes de *Cyclospora cayetanensis* (Figure 47) ont une taille qui varie entre 8 et 10 µm de diamètre. Ils ont une forme circulaire ou sphérique avec une double paroi réfringente. En fonction du degré de maturité, les oocystes sont retrouvés dans l'environnement aquatique sous les formes non sporulées et sporulées. Chez les formes non sporulées, on observe dans le cytoplasme de l'oocyste, une multiplication des cellules non différenciées (sporogonie) (Figures 47 a, b et c) aboutissant à la formation d'une masse de cellule individualisée appelée sporonte (Figure 47 d). Chez les formes sporulées, le sporonte subit une division de maturation pour donner 2 sporocystes contenant chacun 2 sporozoïtes (Figures 47 e).

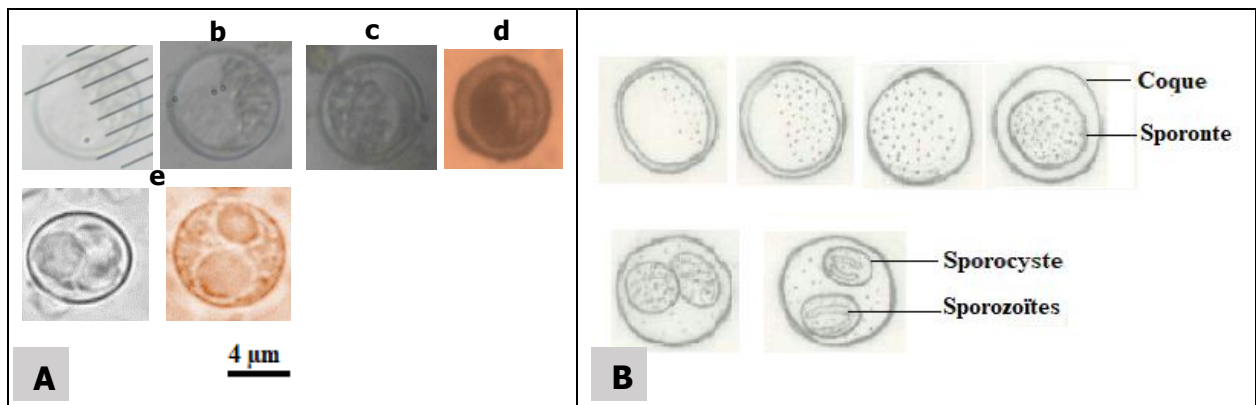


Figure 47 : Photos (A) et dessins annotés (B) des oocystes de *Cyclospora cayetanensis*

Légende : a, b et c = sporogonie, d = sporonte, e = sporocystes avec 2 sporozoïtes chacun

Les oocystes d'*Isospora belli* (Figure 48) mesurent de 20 à 28 µm de long sur 10 à 14 µm de diamètre. Ils ont une forme ovale et leur paroi est lisse et épaisse avec une extrémité plus

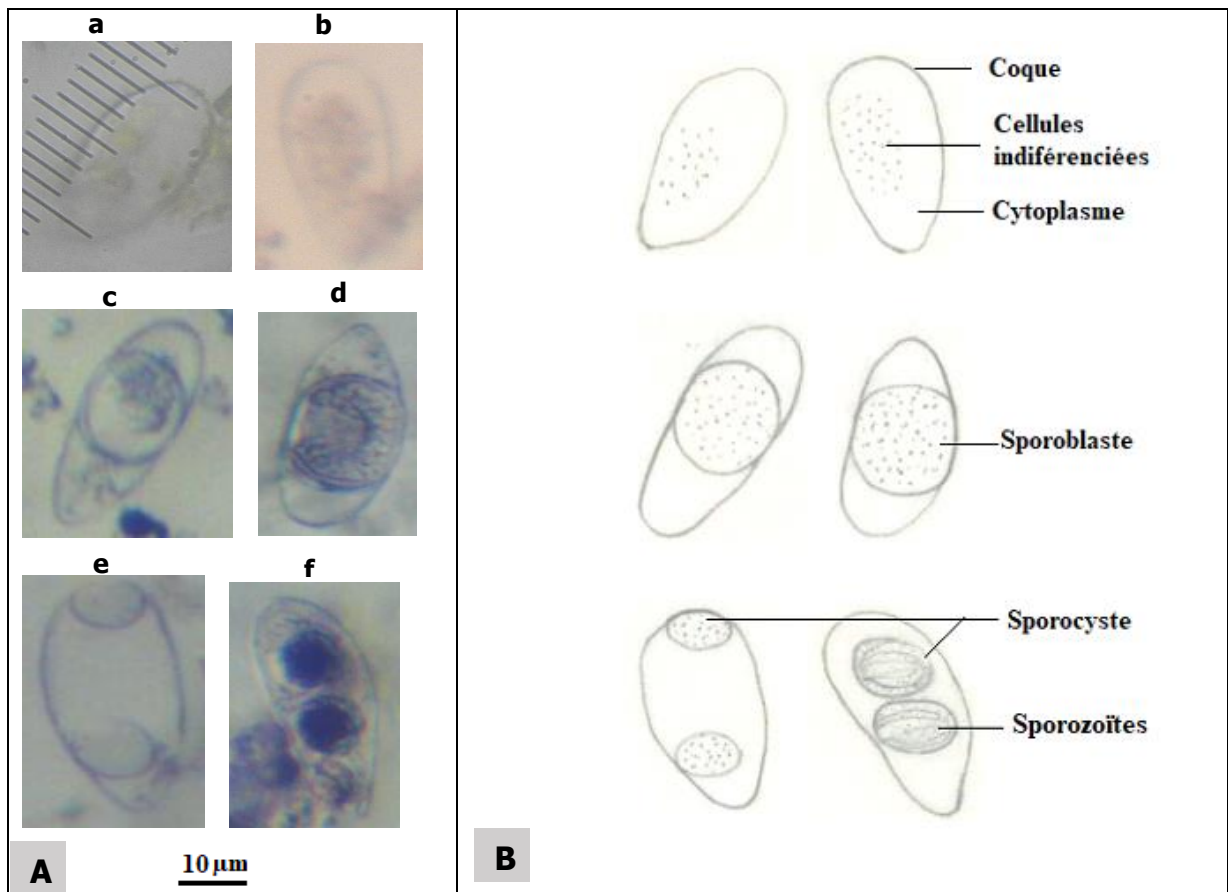


Figure 48 : Photos (A) et dessins annotés (B) des oocystes d'*Isospora belli*

Légende : a et b = sporoblaste non individualisé, d = sporoblaste individualisé et médian, e = sporocystes immatures, f = sporocystes matures avec chacun 4 sporozoïtes

effilée présentant un amincissement. Leur cytoplasme contient 1 ou 2 cellules granuleuses en fonction du degré de maturité. Cette maturation se resume en trois principales étapes : La première étape est la multiplication des cellules indifférenciées aboutissant à la formation d'une masse de cellule appelée sporoblaste non individualisé (Figures 48 a et b) : c'est la sporogonie. Cette masse de cellules indifférenciées s'entoure d'une membrane pour former 1 sporoblaste individualisé et médian (Figures 48 c et d) : c'est la deuxième étape. La troisième étape de maturation est la division du sporoblaste en 2 sporocystes immatures (Figure 48 e) qui mûrent pour donner 2 sporocystes contenant chacun 4 sporozoïtes (Figure 48 f).

L'oocyste de *Sarcocystis hominis* (Figure 49) a une taille qui varie de 12 à 15 µm de long sur 9 à 10 µm de large et leur paroi est assez épaisse. Leur cytoplasme est constitué des sporocystes allongés qui sont peu visibles en forme de banane.

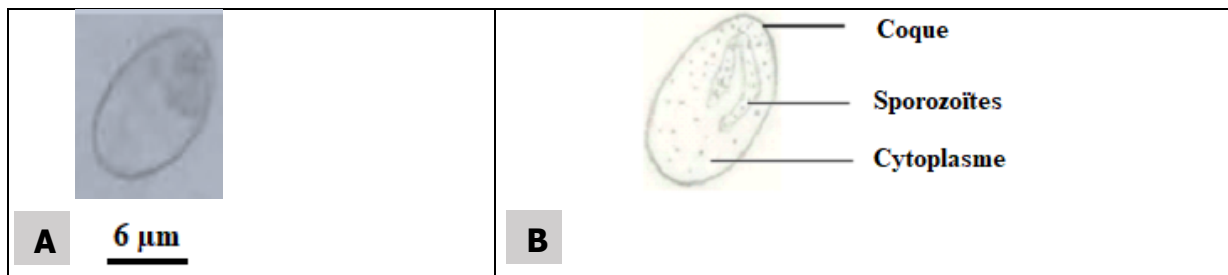


Figure 49 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'oocyste de *Sarcocystis hominis*

III.1.3.2. Variation spatio-temporelle des densités des Protozoaires entéropathogènes

III.1.3.2.1. Variation spatio-temporelle des densités des Rhizopodes entéropathogènes

La figure 50 présente les variations spatio-temporelles des densités moyennes des Rhizopodes entéropathogènes dans les cours d'eau étudiés. Sur le plan spatial (Figure 50A), les densités des Rhizopodes ont oscillé entre 34 Kystes/L à la station For-amont et 132 Kystes/L à la station Muf-amont pour *Entamoeba histolytica* ; et entre 32 Kystes/L (Mez-potamon) et 127 Kystes/L (Muf-amont) pour *Entamoeba coli*. Les fortes densités des Rhizopodes sont relevées dans le cours d'eau Mufueh et les plus faibles dans la rivière Mezam. Dans l'ensemble, *Entamoeba coli* a dominé dans ces cours d'eau à l'exception de certaines stations comme Muf-aval, For-milieu, Aya-milieu et Mez-potamon où on a observé une prédominance des kystes d'*Entamoeba histolytica*.

Sur le plan temporel (Figure 50B), les densités des kystes des Rhizopodes ont varié entre 15 Kystes/L au mois d'août et 155 Kystes/L au mois de juillet pour *Entamoeba histolytica* ; et entre 21 Kystes/L (mois d'octobre) et 158 Kystes/L (mois de mars) pour *Entamoeba coli*. Les densités les plus élevées sont observées aux mois de mars, avril, juin, juillet et février. Dans l'ensemble, la saison des pluies (SP) a montré les plus fortes densités des kystes des Rhizopodes. La répartition spatiale des espèces de Rhizopodes dans ces cours d'eau n'a pas présenté de différence significative d'une station à l'autre (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$).

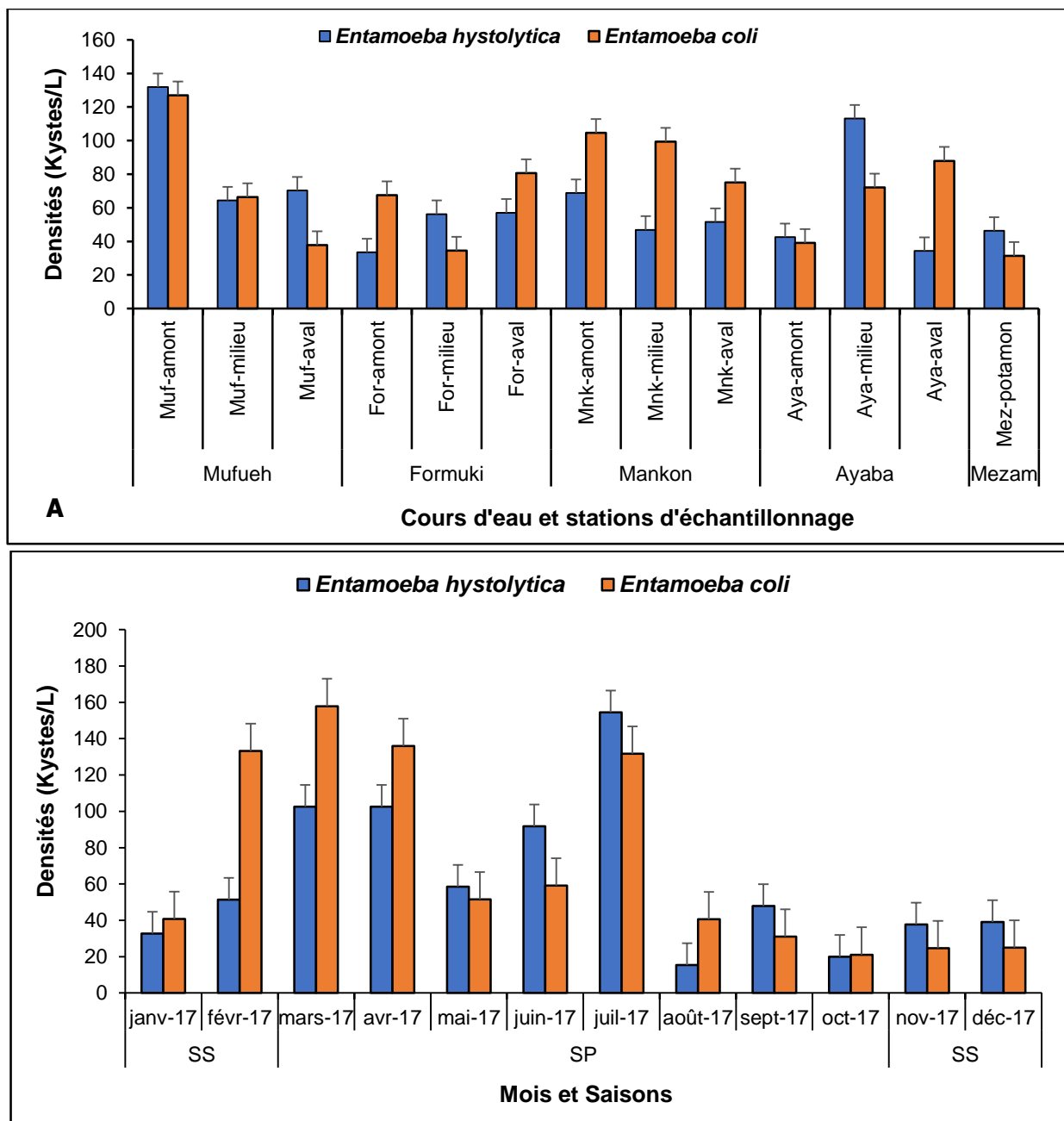


Figure 50 : Variations spatiale (A) et temporelle (B) des densités moyennes des Rhizopodes

III.1.3.2.2. Variation spatio-temporelle des densités des Flagellés entéropathogènes

Les variations spatio-temporelles des densités moyennes des Flagellés sont présentées à la figure 51. Sur le plan spatial (Figure 51A), les densités des kystes des Flagellés ont varié de 0 Kyste/L pour *Chilomastix mesnili* à For-aval à 103 Kystes/L pour *Giardia* sp. à la station Aya-amont. Une densité élevée des kystes de *Chilomastix mesnili* est obtenue à la station Mnk-milieu (17 Kystes/L) et les kystes de *Giardia* sp. ont dominé à toutes les stations. Les stations Aya-amont, Muf-amont et Mnk-amont ont montré les plus fortes densités des espèces de Flagellés ; tandis que les stations For-aval et Muf-milieu ont été les moins contaminées par ces espèces.

Sur le plan temporel (Figure 51B), les densités des kystes de *Giardia* sp. ont varié entre 15 Kystes/L au mois de novembre et 313 Kystes/L au mois de mars. Pour ce qui est des kystes

de *Chilomastix mesnili*, leurs densités ont fluctué de 0 Kyste/L (mois de septembre) à 17 Kystes/L (mois de mars). Excepté le mois de mars, les densités moyennes des kystes des Flagellés sont restées inférieures à 100 Kystes/L et les plus fortes densités sont obtenues pendant la saison des pluies (SP). Les tests statistiques n'ont pas montré de différences significatives entre les stations de ces cours d'eau (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$).

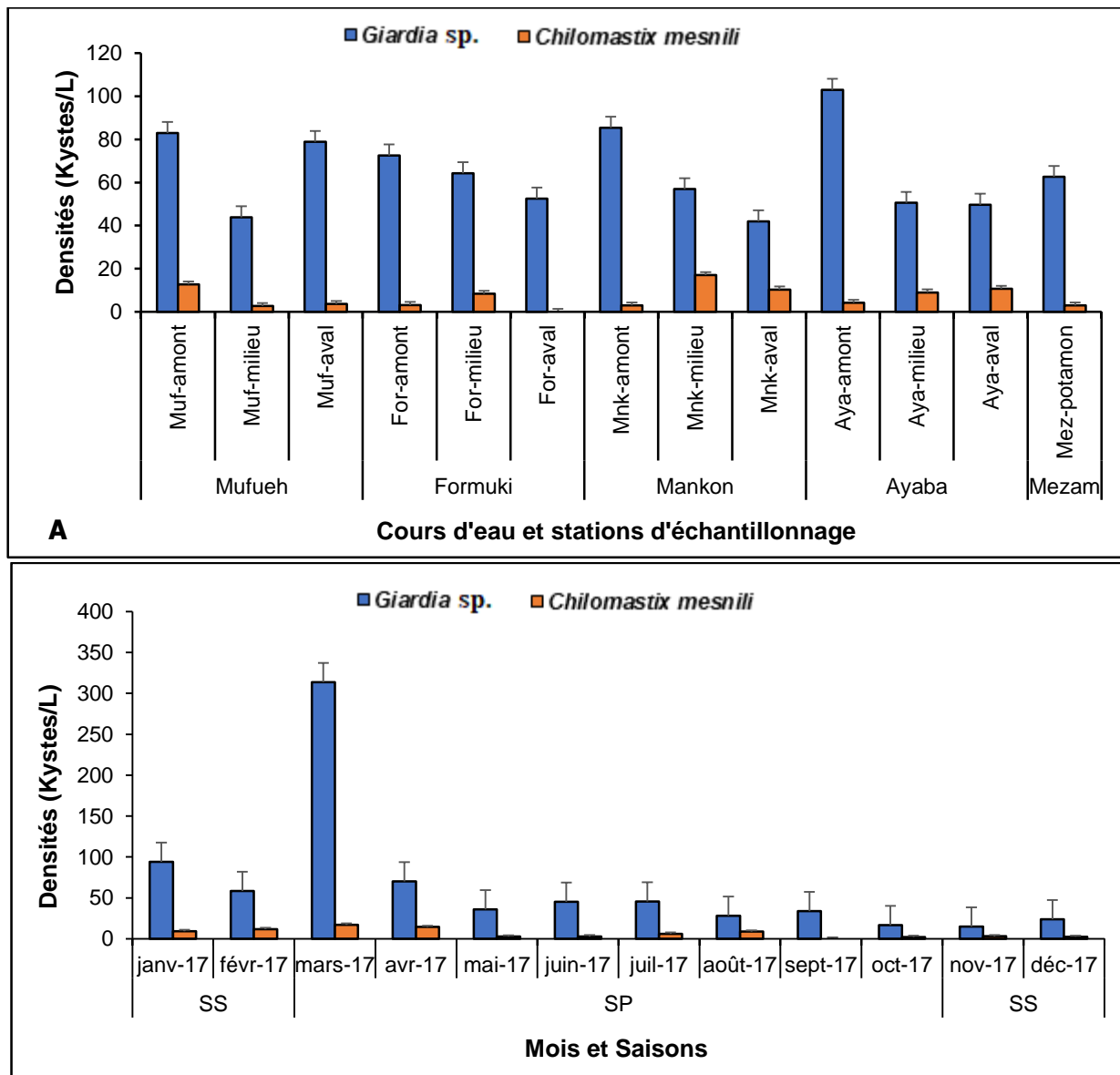


Figure 51 : Variations spatiale (A) et temporelle (B) des densités moyennes des Flagellés

III.1.3.2.3. Variation spatio-temporelle des densités des Ciliés entéropathogènes

La figure 52 présente les variations spatio-temporelles des densités moyennes des Ciliés entéropathogènes pendant la période d'étude. Sur le plan spatial (Figure 51A), les densités moyennes des kystes de *Balantidium coli* ont varié entre 28 Kystes/L (station Aya-amont) et 66 Kystes/L (Mez-potamon). Excepté le cours d'eau Ayaba, les densités les plus élevées sont obtenues en amont de chaque cours d'eau et ont diminué vers l'aval. Les stations Aya-amont et

Mnk-aval ont présenté les plus faibles densités de ces parasites alors que les stations Mez-potamon, Aya-milieu et Mnk-amont ont été les plus contaminées par ces parasites.

Sur le plan temporel (Figure 52B), les mois de décembre (94 Kystes/L), avril (83 Kystes/L) et septembre (73 Kystes/L) sont ceux qui ont présenté les densités moyennes les plus élevées des kystes de *Balantidium coli* ; tandis que les mois de mai (6 Kystes/L), janvier (9 Kystes/L) et août (13 Kystes/L) ont présenté les plus faibles charges de ces kystes. Globalement, les plus fortes densités des kystes des Ciliés sont observées pendant la saison sèche (SS). La variation spatiale des densités des Ciliés n'a pas montré de différences significatives entre les stations de ces cours d'eau (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$).

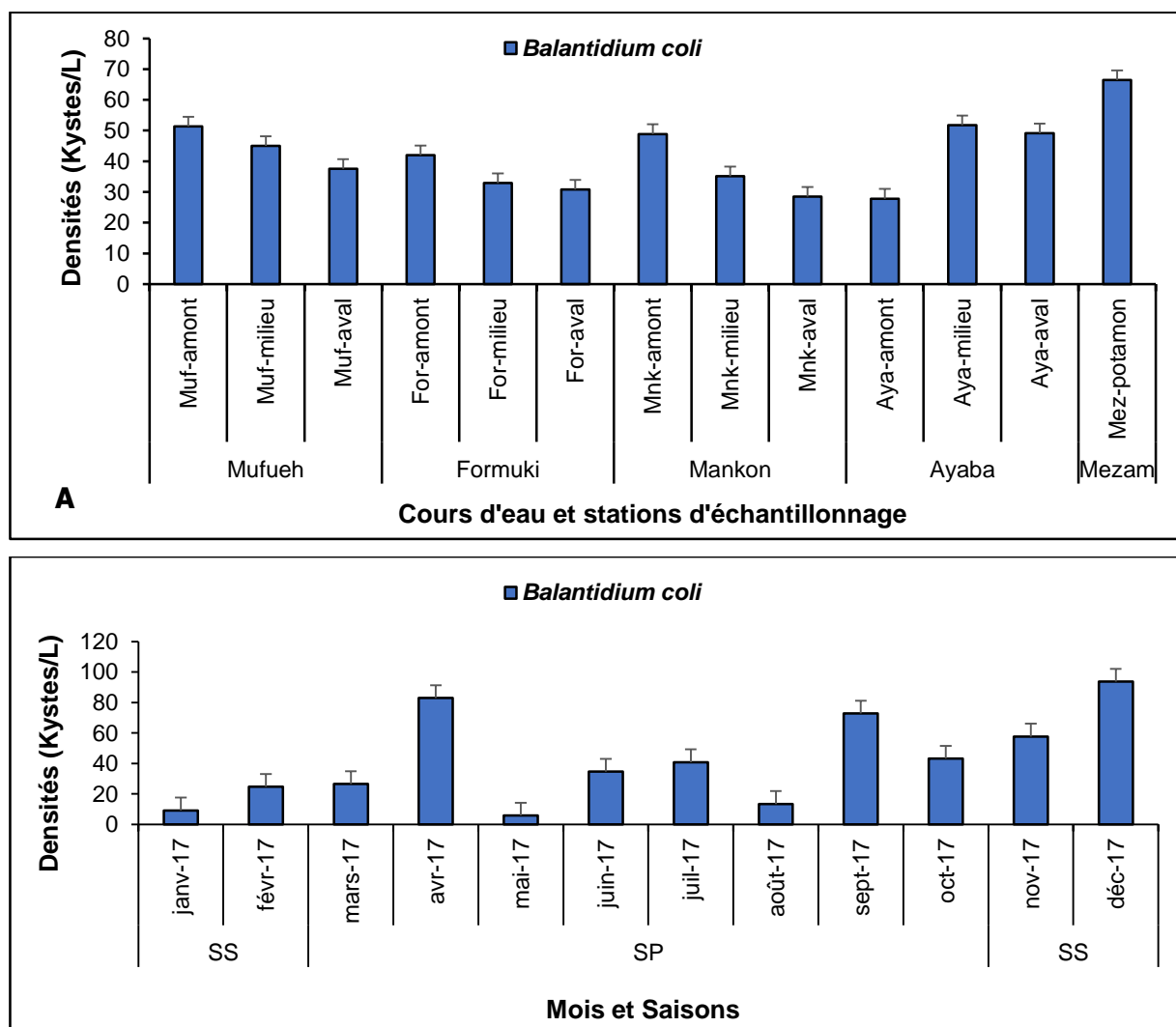


Figure 52 : Variations spatiale (A) et temporelle (B) des densités moyennes des Ciliés

III.1.3.2.4. Variation spatio-temporelle des densités des Sporozoaires entéropathogènes

La figure 53 présente les variations spatio-temporelles des densités moyennes des Sporozoaires entéropathogènes dans les cours d'eau étudiés. Sur le plan spatial (Figure 53A), ces densités ont oscillé entre 6 Oocystes/L pour *Sarcocystis hominis* à la station Mez-potamon et 193 Oocystes/L pour *Cryptosporidium* spp. à la même station. *Cyclospora cayetanensis* a montré des

fortes densités dans la plupart des stations avec les densités moyennes qui ont varié entre 57 Oocystes/L et 167 Oocystes/L. Elle est suivie par l'espèce *Cryptosporidium* spp. qui a montré les plus fortes charges dans l'ensemble. Les espèces *Isoospora belli* et *Sarcocystis hominis* ont dominé aux stations Aya-amont et Mnk-milieu avec des densités moyennes respectives de 79 et 88 Oocystes/L. Les stations Muf-amont, Aya-milieu, Mnk-milieu et Mez-potamon ont été les plus contaminées par les espèces des Sporozoaires entéropathogènes. Les cours d'eau Mufueh, Mankon et Ayaba ont montré les plus fortes densités de ces parasites comparés au cours d'eau Formuki. La répartition spatiale des Sporozoaires dans ces cours d'eau a montré des différences significatives entre les stations Muf-amont et Muf-aval ; Aya-amont et Aya-milieu ($p=0,012$).

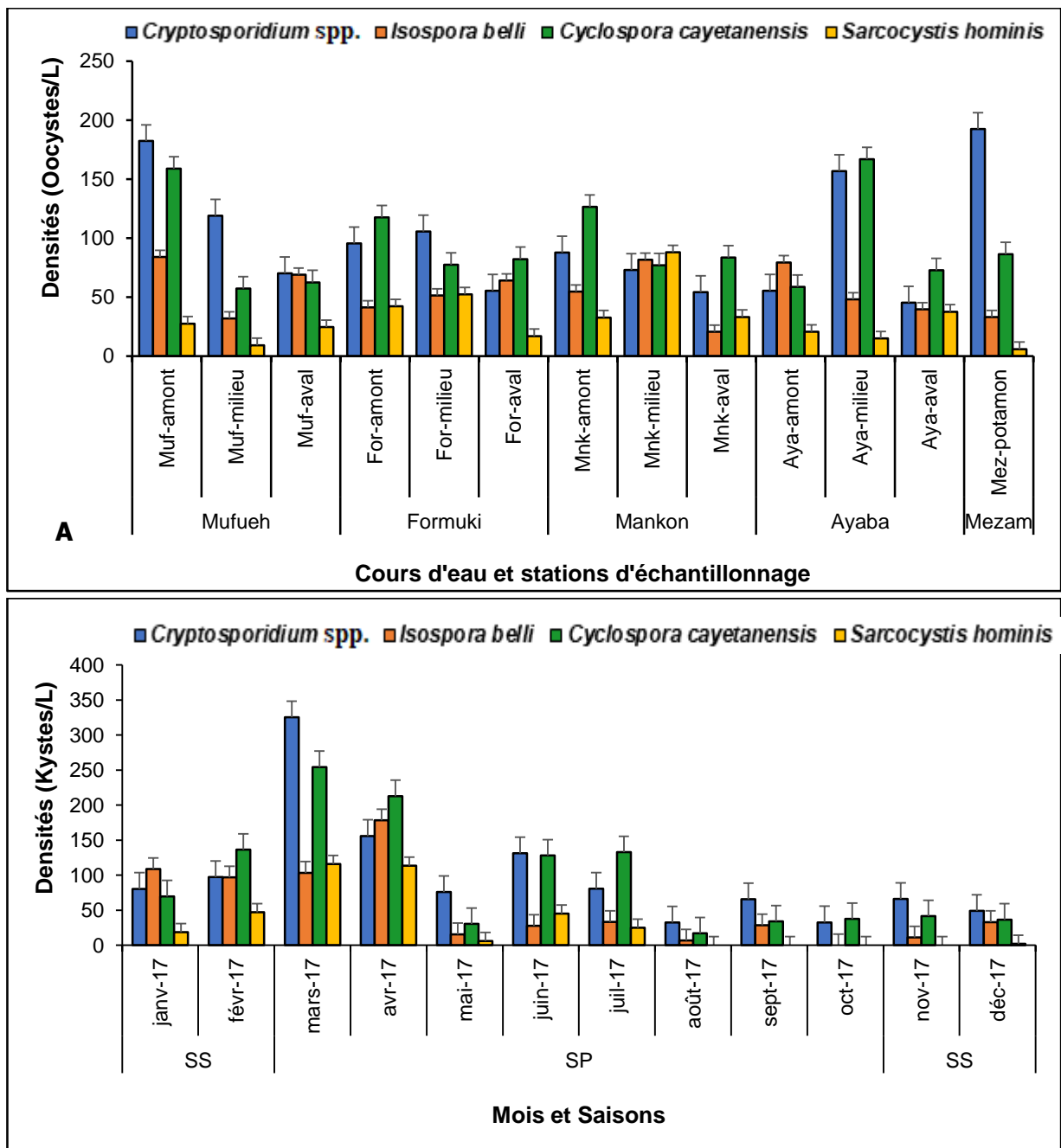


Figure 53 : Variations spatiale (A) et temporelle (B) des densités moyennes des Sporozoaires

Sur le plan temporel (Figure 53B), les densités moyennes des kystes des Sporozoaires entéro-pathogènes ont varié entre 0 Oocyste/L (mois d'août, septembre, octobre et novembre) pour *Sarcocystis hominis*, 0 Oocyste/L au mois d'octobre pour *Isospora belli* ; et 325 Oocystes/L au mois de mars pour *Cryptosporidium* spp. Les plus fortes densités des oocystes des Sporozoaires sont obtenues aux mois de mars, d'avril, juin, juillet, janvier et février. Dans l'ensemble les plus fortes densités des oocystes des Sporozoaires entéro-pathogènes sont relevées pendant la saison des pluies (SP).

III.1.3.2.5. Variation saisonnière des densités des Protozoaires entéro-pathogènes

Sur le plan saisonnier (Figure 54), les densités ont oscillé entre 22 Parasites/L (Mez-potamon) en SS ; et 106 Parasites/L (Muf-amont) en SP. Les densités les plus élevées sont obtenues pendant la SP à toutes les stations à l'exception des stations Mnk-aval et Aya-milieu qui ont enregistré les fortes densités en SS. Pendant la SP, on a noté une diminution des densités de l'amont vers l'aval de chaque cours d'eau à l'exception du cours d'eau Ayaba. Dans l'ensemble, les cours d'eau Mufueh et Mankon ont montré les densités moyennes de Protozoaires entéro-pathogènes les plus élevées comparées aux autres cours d'eau. Cette répartition saisonnière des Protozoaires dans ces cours d'eau n'a pas présenté de différences significatives d'une station à l'autre (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$).

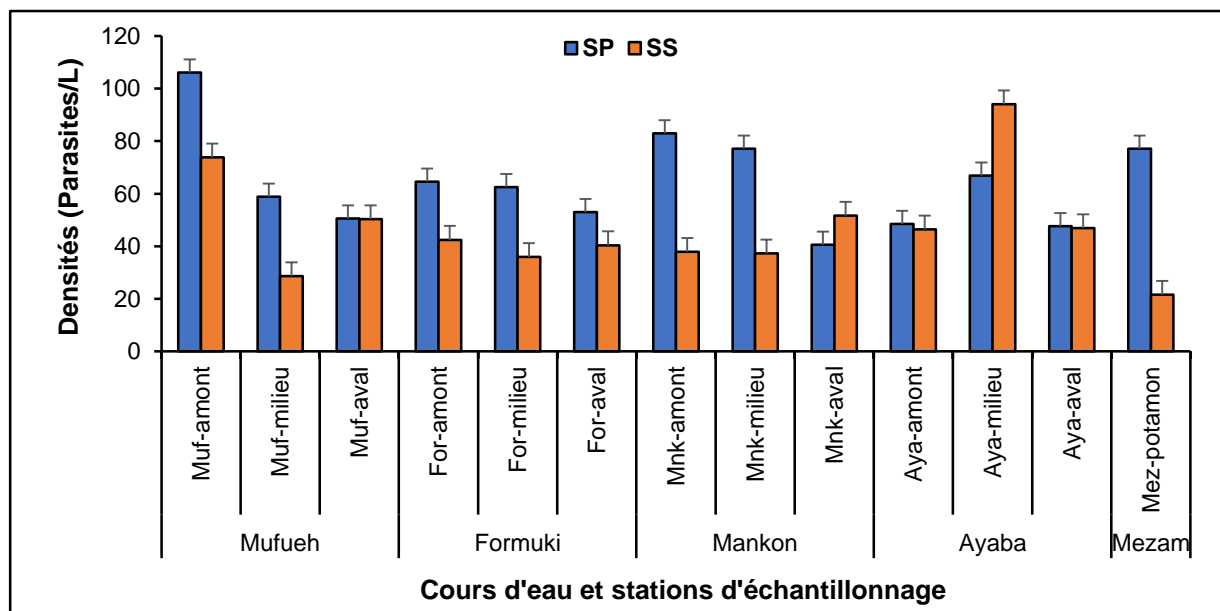


Figure 54 : Variation saisonnière des densités moyennes des Protozoaires.

La figure 55 présente les densités moyennes des espèces des Protozoaires entéro-pathogènes pendant la période de l'étude. L'espèce *Cryptosporidium* spp. a dominé dans l'ensemble avec une densité moyenne de 99 Oocystes/L. Cette espèce est suivie par *Cyclospora cayetanensis* et *Entamoeba coli* avec des densités moyennes respectives de 94 Oocystes/L et 71

Kystes/L. Ces espèces possèdent des coques rigides qui leur confèrent une forte résistance aux contraintes environnementales. Les espèces les moins abondantes dans ont été *Sarcocystis hominis* et *Chilomastix mesnili* avec des densités moyennes respectives de 31 Oocystes/L et 7 Kystes/L.

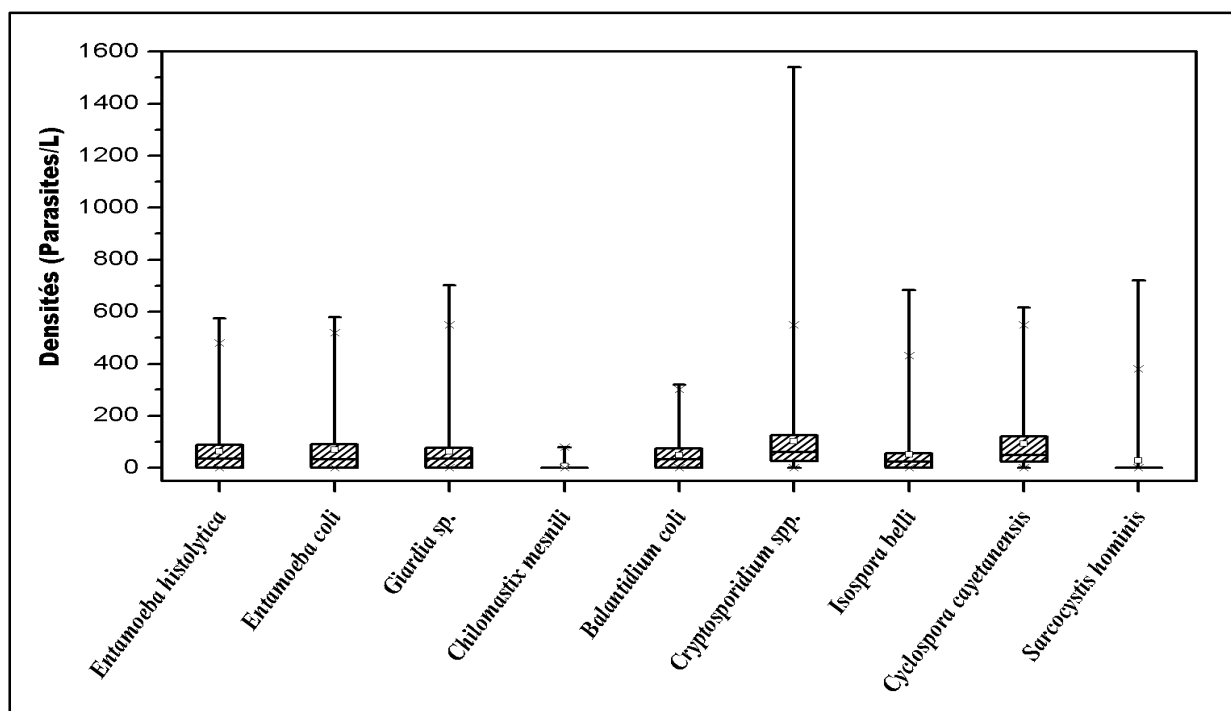


Figure 55 : Densités moyennes des Protozoaires entéropathogènes pendant la période d'étude.

III.1.3.3. Helminthes entéropathogènes

Les formes environnementales des Helminthes entéropathogènes observées dans les échantillons pendant la période d'étude sont représentées par les œufs et les larves. Elles sont subdivisées en 3 principales classes : les Nématodes, les Cestodes et les Trématodes. Les espèces d'Helminthes identifiées ont été : *Ascaris lumbricoïdes*, *Enterobius vermicularis*, *Ancylostoma sp.*, *Trichuris trichiura*, *Strongyloïdes sp.*, *Taenia sp.*, *Hyménolepis sp.*, *Diphyllobothrium latum*, *Fasciola hepatica* et *Schistosoma haematobium*.

III.1.3.3.1. Caractéristiques morphologiques des œufs et larves des Nématodes

Les espèces de Nématodes entéropathogènes sont représentées par *Ascaris lumbricoïdes*, *Ancylostoma sp.*, *Enterobius vermicularis*, *Strongyloïdes sp.* et *Trichuris trichiura* (Figures 56 à 60).

Les œufs d'*Ascaris lumbricoïdes* (Figure 56) sont retrouvés dans les eaux sous deux principales formes : les formes matures et les formes immatures. Ces œufs sont bruns, symétriques et comportent une paroi épaisse et transparente constituée de trois membranes : la membrane externe épaisse et mamelonnée, la membrane moyenne fine, transparente et chitineuse et la membrane interne très épaisse et incolore. Les œufs embryonnés d'*Ascaris lumbricoïdes*

(Figure 56 A) ont une forme ovoïde et mesurent entre 55 et 75 μm de long sur 30 à 45 μm de large. Leur cytoplasme est constitué d'une masse embryonnaire isolée qui ne remplit pas toute la cavité de l'œuf. Les œufs non embryonnés d'*Ascaris lumbricoïdes* (Figure 56 B) ont une forme allongée et mesurent entre 85 et 95 μm de long sur 40 à 45 μm de large. Leur cytoplasme est constitué d'une masse embryonnaire non différenciée et diffuse.

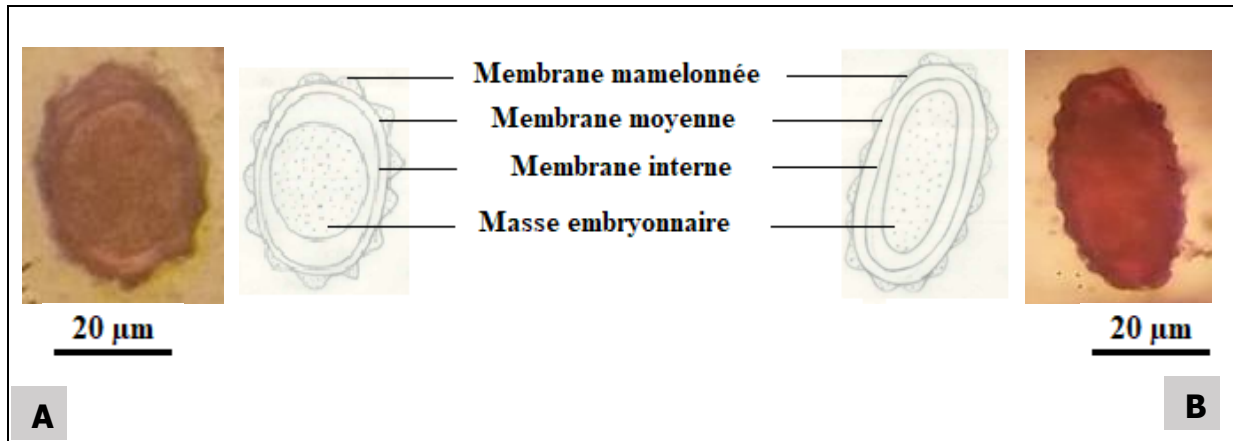


Figure 56 : Photos (A) et dessins annotés (B) des œufs d'*Ascaris lumbricoïdes*

Les œufs d'*Ancylostoma* sp. (Figure 57) ont une taille comprise entre 60 et 75 μm de long sur 35 à 40 μm de large. Ils sont ovoïdes, symétriques et présentent une coque fine et transparente avec les extrémités plus aplaties. Leur contenu est constitué de 4 à 8 blastomères séparés de la coque interne par un espace réfringent.

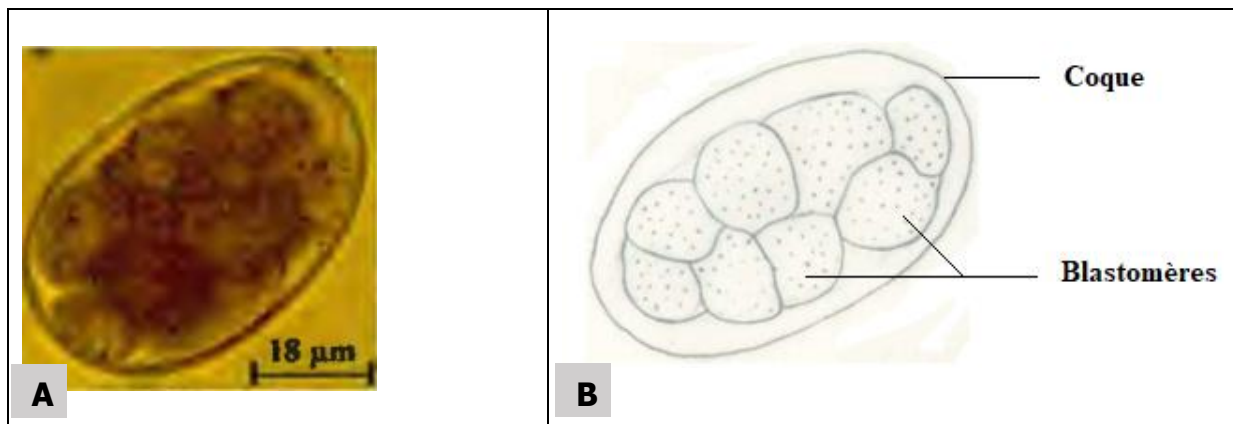


Figure 57 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'œuf d'*Ancylostoma* sp.

Les œufs d'*Enterobius vermicularis* (Figure 58) ont une taille variant de 50 à 60 μm de long sur 20 à 25 μm de large. Ils sont ovalaires (forme de banane), asymétriques, avec deux faces dont l'une est convexe et l'autre presque plane. La coque est lisse, fine et comporte deux membranes. Le contenu de l'œuf est fait d'un embryon peu visible et replié. Elle est l'espèce d'Helminthe intestinale qui est retrouvée dans l'environnement déjà mature.

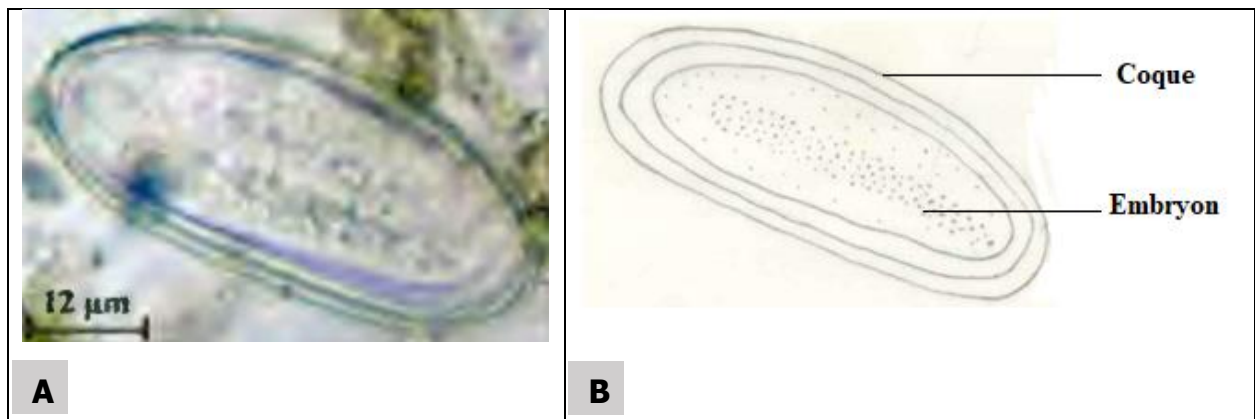


Figure 58 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'œuf d'*Enterobius vermicularis*

Dans les eaux analysées, deux types de larves de *Strongyloïdes* sp. ont été retrouvés : les larves rhabditoïdes et les larves strongyloïdes (Figure 59).

Les larves rhabditoïdes (Figure 59 A) mesurent entre 180 et 380 µm de long. Leur cavité buccale est courte et l'extrémité postérieure est peu effilée. Elles présentent un double renflement au niveau de l'œsophage qui occupe le tiers de la larve.

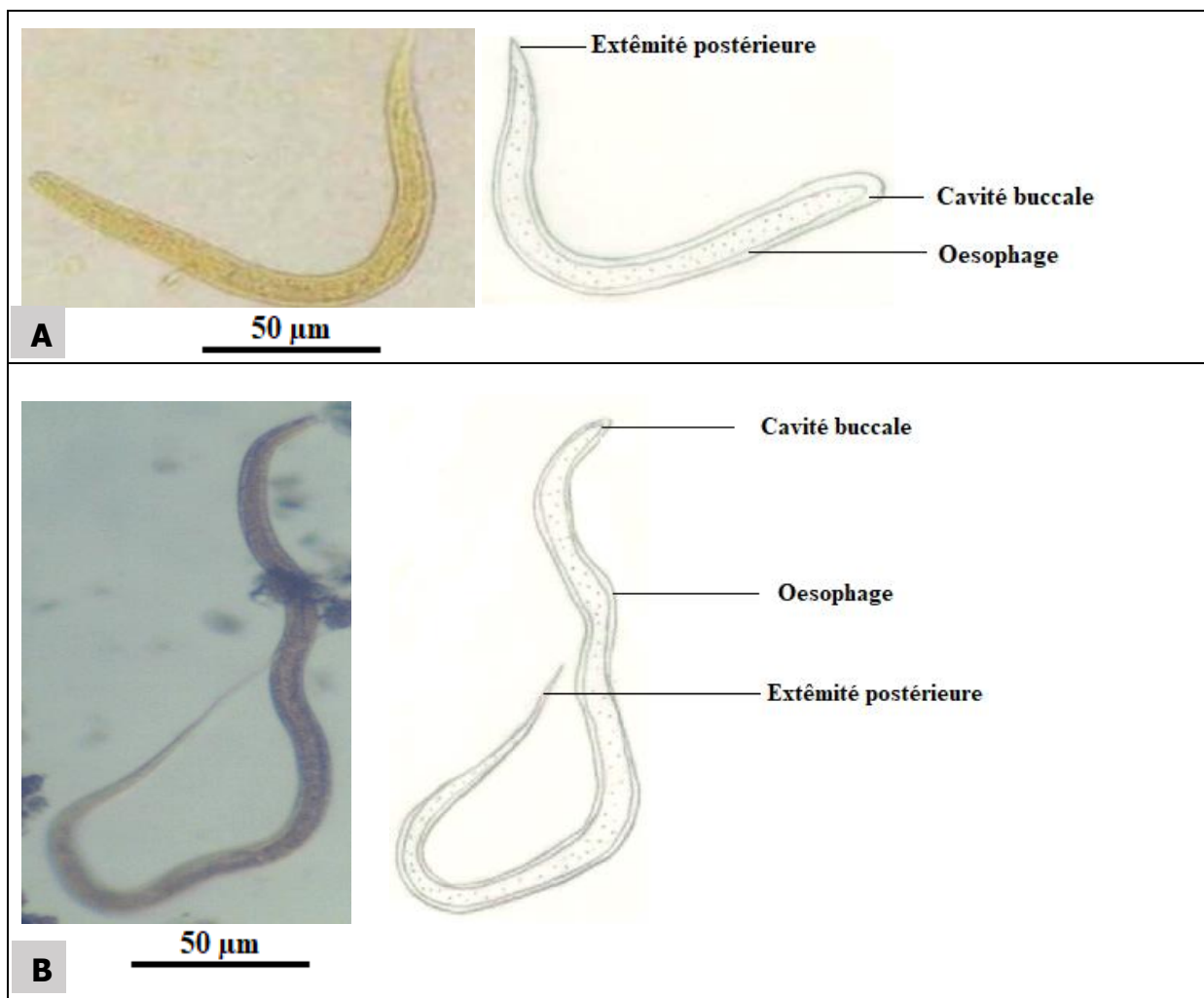


Figure 59 : Photos et dessins annotés des Larves de *Strongyloïdes* sp. : larve rhabditoïde (A) et larve strongyloïde (B)

Les larves strongyloïdes (Figure 59 B) mesurent entre 500 et 700 μm de long. Ce sont des larves infestantes avec la cavité buccale courte et l'extrémité postérieure tronquée ou bifide. On note un seul renflement au niveau de l'œsophage, qui occupe la moitié de la larve et une absence de la gaine.

Les œufs de *Trichuris trichiura* (Figure 60) ont un aspect en citron et mesurent entre 50 et 55 μm de long sur 20 à 25 μm de large. Ils ont une forme ovale (forme de baril ou de citron) et possèdent une double coque épaisse et interrompue au niveau des 2 pôles par deux bouchons muqueux. La cavité de l'œuf contient une masse embryonnaire qui évolue en fonction du degré de maturation de l'œuf. Dans l'œuf mature, on observe la formation d'une larve.

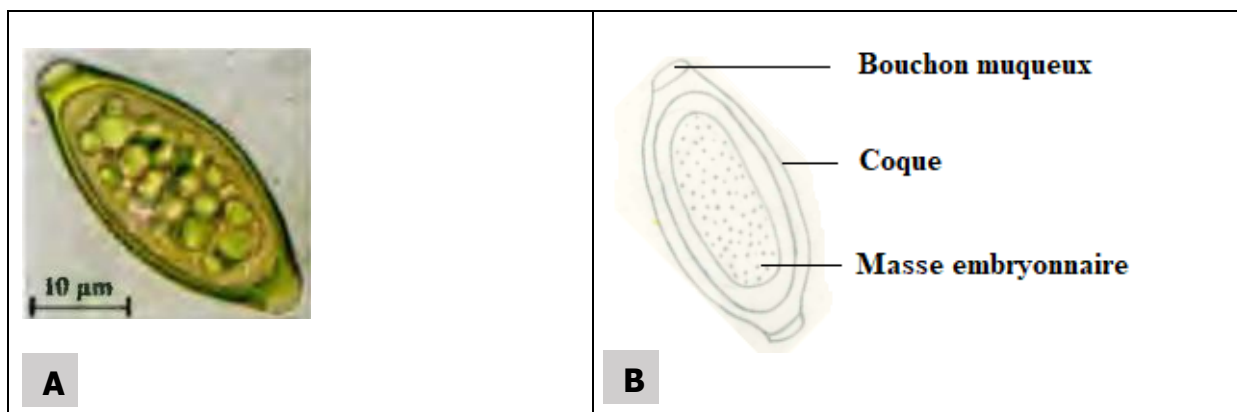


Figure 60 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'œuf de *Trichuris trichiura*

III.1.3.3.2. Caractéristiques morphologiques des œufs des Cestodes entéropathogènes

Les espèces de Cestodes entéropathogènes sont présentées aux figures 61 à 63. Elles sont représentées par les espèces *Hymenolepis* sp., *Diphyllobothrium latum* et *Taenia* sp. Les œufs d'*Hymenolepis* sp. (Figure 61) mesurent entre 30 et 50 μm de diamètre. Ils sont ronds ou légèrement ovales et possèdent 2 enveloppes : une externe, transparente et mince ; et une autre interne avec 2 pôles d'où partent des filaments suspenseurs parfois visibles.

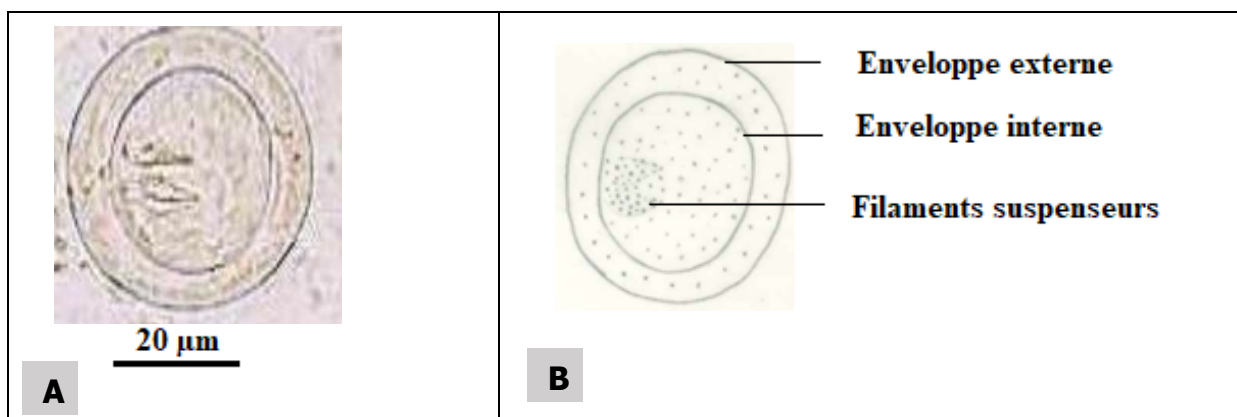


Figure 61 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'œuf d'*Hymenolepis* sp.

Les œufs de *Diphyllobothrium latum* identifiés pendant la période d'étude (Figure 62) ont une forme ovoïde ou ovale et mesurent entre 55 et 75 μm de long sur 20 à 25 μm de large. La coque est épaisse, operculée incolore et possède un bouton terminal parfois visible. Leur contenu est fait d'une masse embryonnaire qui occupe toute la cavité de l'œuf.

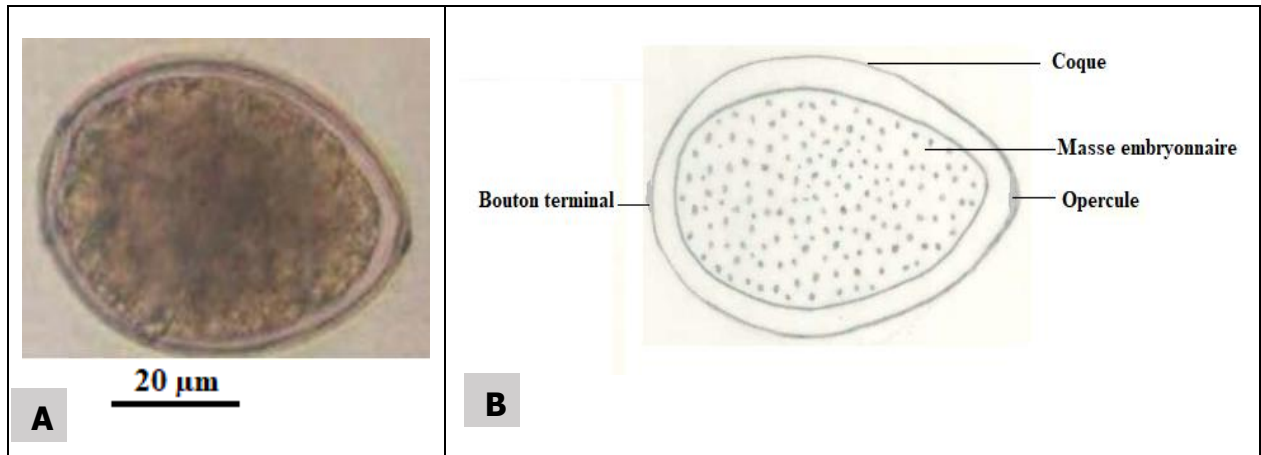


Figure 62 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'œuf de *Diphyllobothrium latum*

Les œufs de *Tenia* sp. (Figure 63 A1) sont sphériques et mesurent entre 30 et 40 μm de diamètre. Ils sont dotés d'une coque épaisse et striée radialement en rayons de roue. Le contenu est fait d'un embryon hexacanthe avec des crochets peu visibles. Dans les conditions optimales (milieu oxygéné, une température comprise entre 20 et 30°C), on peut observer un éclatement de la paroi de l'œuf et la libération de l'embryon hexacanthe (Figure 63 A2).

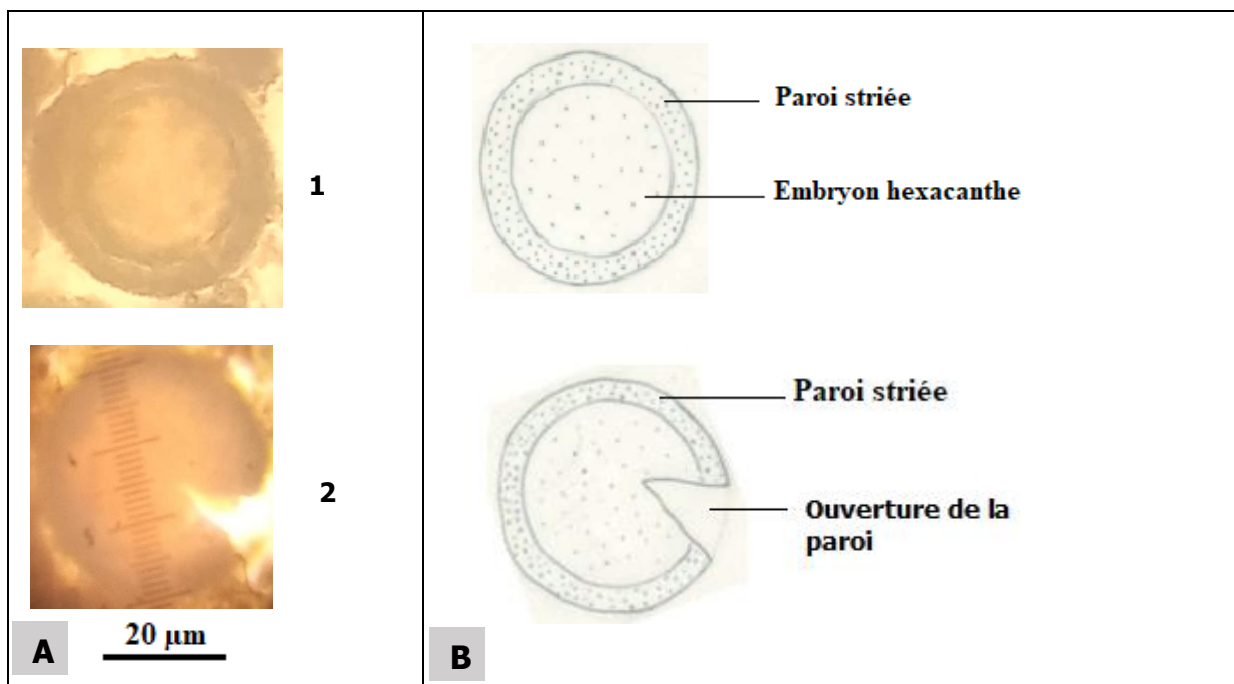


Figure 63 : Photos (A) et dessins annotés (B) des œufs de *Tenia* sp.

Légende : (A) : 1 = œuf de *Taenia* sp. et 2 = ouverture de la paroi et libération de l'embryon.

III.1.3.3.3. Caractéristiques morphologiques des œufs des Trématodes

Les espèces de la classe des Trématodes sont représentées par *Schistosoma haematobium* et *Fasciola hepatica* (Figures 64 et 65). Les œufs de *Schistosoma haematobium* (Figure 64) ont une taille qui varie entre 110 et 170 μm de long sur 40 à 60 μm de large. Ils ont une forme allongée avec un rétrécissement dans la largeur sur le côté de l'éperon. La coque est lisse, épaisse, transparente et possède un éperon terminal. Ils contiennent une masse embryonnaire qui occupe toute la cavité de l'œuf.

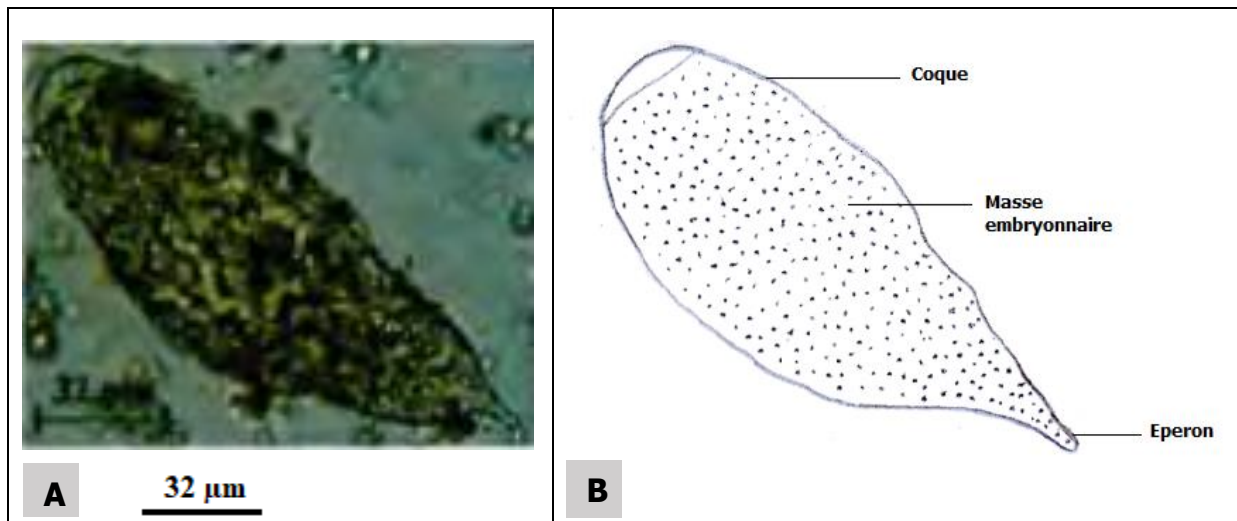


Figure 64 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'œuf de *Schistosoma haematobium*

Les œufs de *Fasciola hepatica* (Figure 65) ont une taille comprise entre 120 et 150 μm de long sur 60 à 80 μm de large. Ils ont une forme ovale, symétriques et de couleur jaunâtre. Leur paroi est mince avec un opercule peu visible à une extrémité, l'autre étant renfoncé. Le contenu est fait d'une masse de cellules indifférenciées.

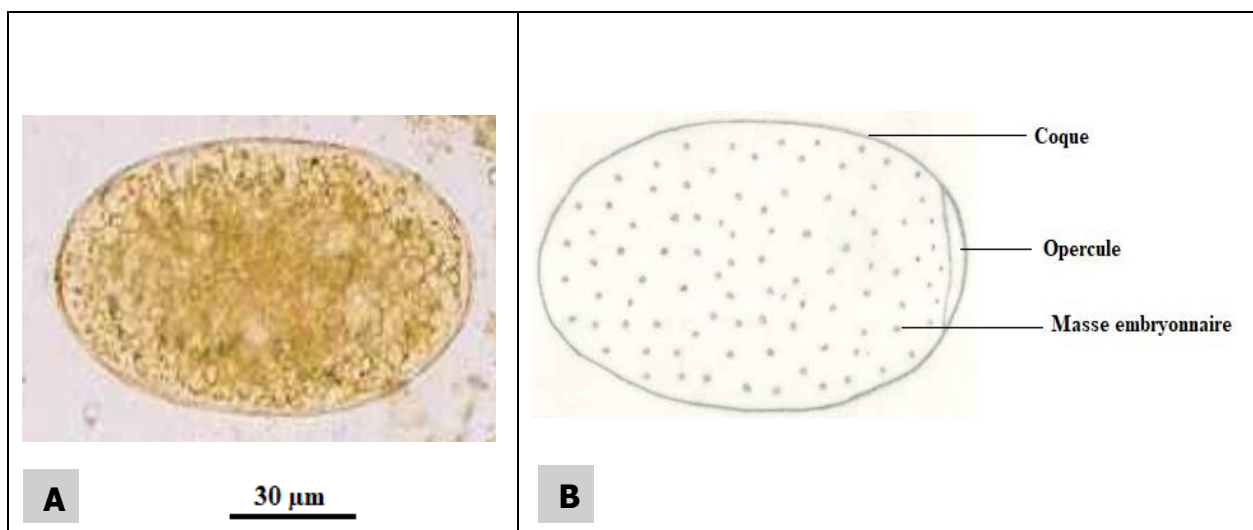


Figure 65 : Photo (A) et dessin annoté (B) de l'œuf de *Fasciola hepatica*

III.1.3.4. Variation spatio-temporelle des densités des Helminthes entéropathogènes

III.1.3.4.1. Variation spatio-temporelle des densités des Nématodes entéropathogènes

La figure 66 présente les variations spatio-temporelles des densités moyennes des œufs et larves des Nématodes entéropathogènes dans les cours d'eau étudiés. Ces densités ont oscillé sur le plan spatial, de 0 Œuf/L pour *Trichuris trichiura*, *Enterobius vermicularis* et *Ancylostoma* sp. ; à 308 Larves/L pour *Strongyloïdes* sp. Les larves de *Strongyloïdes* sp. ont présenté des densités plus élevées dans toutes les stations exceptée la station Mez-potamon où on a observé une domination des œufs d'*Ascaris lumbricoïdes*. Les espèces de *Trichuris trichiura* et d'*Ancylostoma* sp. n'ont pas été retrouvées dans plusieurs stations de ces cours d'eau (0 Œuf/L). Les stations Mnk-aval, Muf-amont et Aya-amont ont présenté des densités moyennes les plus élevées des œufs et larves des Nématodes ; tandis que la station For-amont a été la moins contaminée par ces parasites intestinaux (Figure 66A).

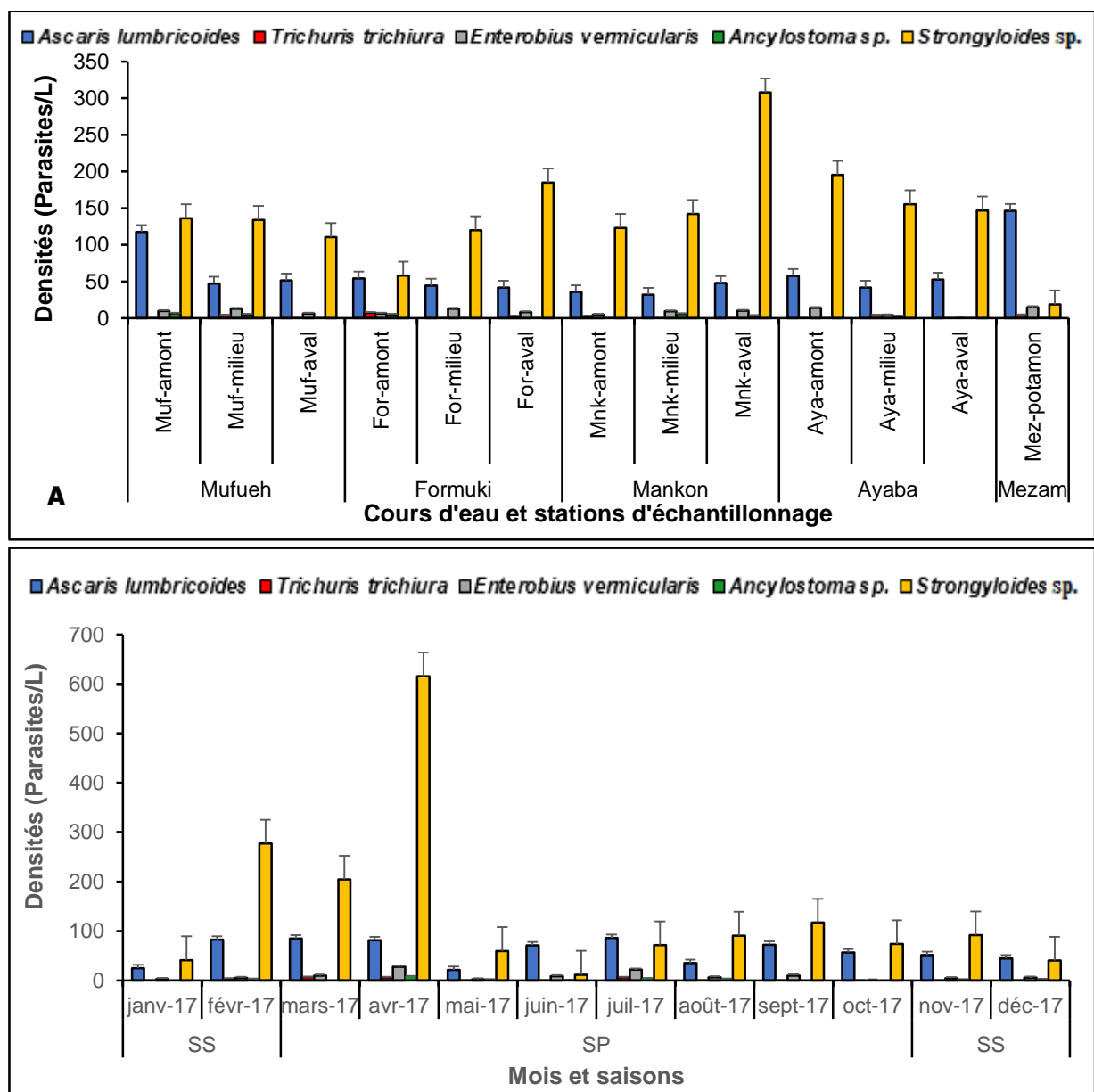


Figure 66 : Variations spatiale (A) et temporelle (B) des densités moyennes des Nématodes entéropathogènes

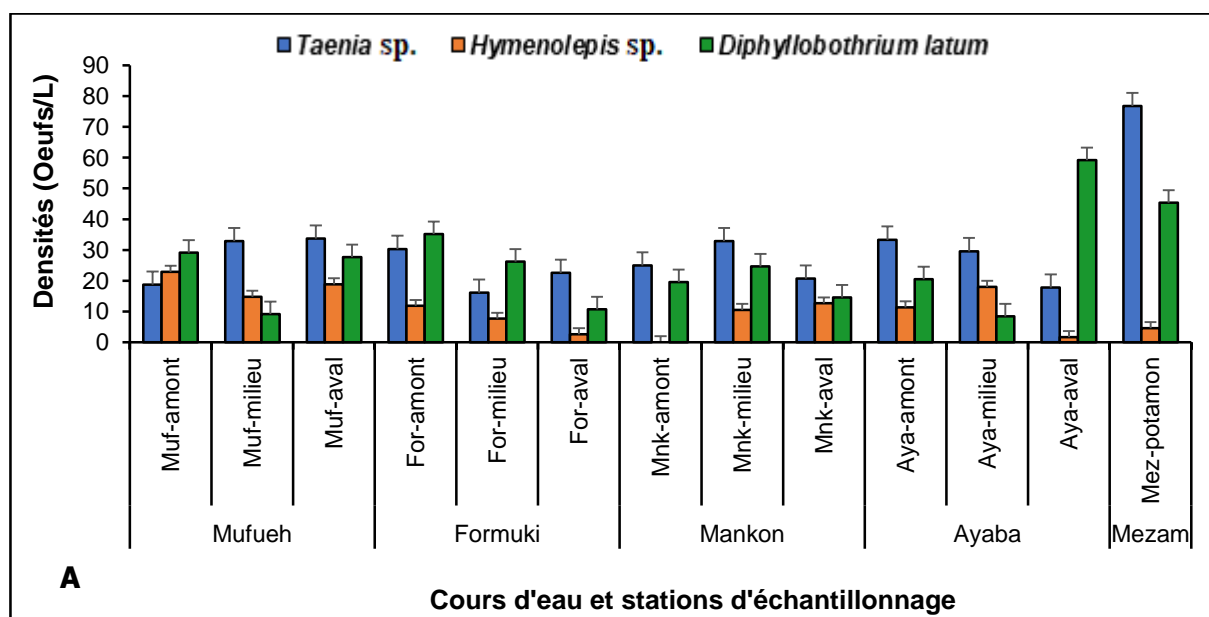
Dans l'ensemble, ces espèces ont montré des densités élevées dans les cours d'eau Mankon et Ayaba. La variation spatiale des œufs et larves des Nématodes dans ces cours d'eau n'a pas montré de différence significative entre les stations (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$).

Au plan temporel (Figure 66B), les larves de *Strongyloïdes* sp. ont dominé pendant tous les mois d'échantillonnage à l'exception des mois de juin, de juillet et de décembre où l'on a observé des fortes densités des œufs d'*Ascaris lumbricoïdes*. Les espèces *Trichuris trichiura* et *Ancylostoma* sp. ont montré des très faibles densités, notamment aux mois d'août, de septembre, d'octobre et de novembre (0 Œufs/L). Les mois d'avril, de février et de mars ont présenté des densités les plus élevées des œufs et larves des Nématodes comparées aux autres mois.

III.1.3.4.2. Variation spatio-temporelle des densités moyennes des Cestodes entériques

Les variations spatio-temporelles des densités moyennes des Cestodes entéropathogènes sont présentées à la figure 67. Sur le plan spatial, en dehors de la station Mnk-amont qui est la moins contaminée par les œufs d'*Hymenolepis* sp. (0 Œuf/L), les cours d'eau étudiés ont présenté des charges plus ou moins remarquables en œufs de Cestodes (Figure 67A). Les œufs de *Taenia* sp. ont montré des densités élevées dans la plupart des stations de ces cours d'eau et notamment à la station Mez-potamon où l'on a relevé une densité moyenne de 77 Œufs/L. L'espèce *Diphyllobothrium latum* a été dominante dans les stations Muf-amont, For-amont, For-milieu et Aya-aval. De manière globale, les cours d'eau Mufueh et Ayaba sont les plus contaminés par ces espèces de Cestodes alors que la station Mez-potamon s'est démarquée de toutes les autres stations. Les tests statistiques n'ont pas montré de différence significative entre les stations de ces cours d'eau (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$).

Sur le plan temporel (Figure 67B), les densités des œufs des Cestodes ont varié de 0 Œuf/L (mois de mai) pour *Diphyllobothrium latum* à 77 Œufs/L pour *Taenia* sp. obtenue au mois d'avril.



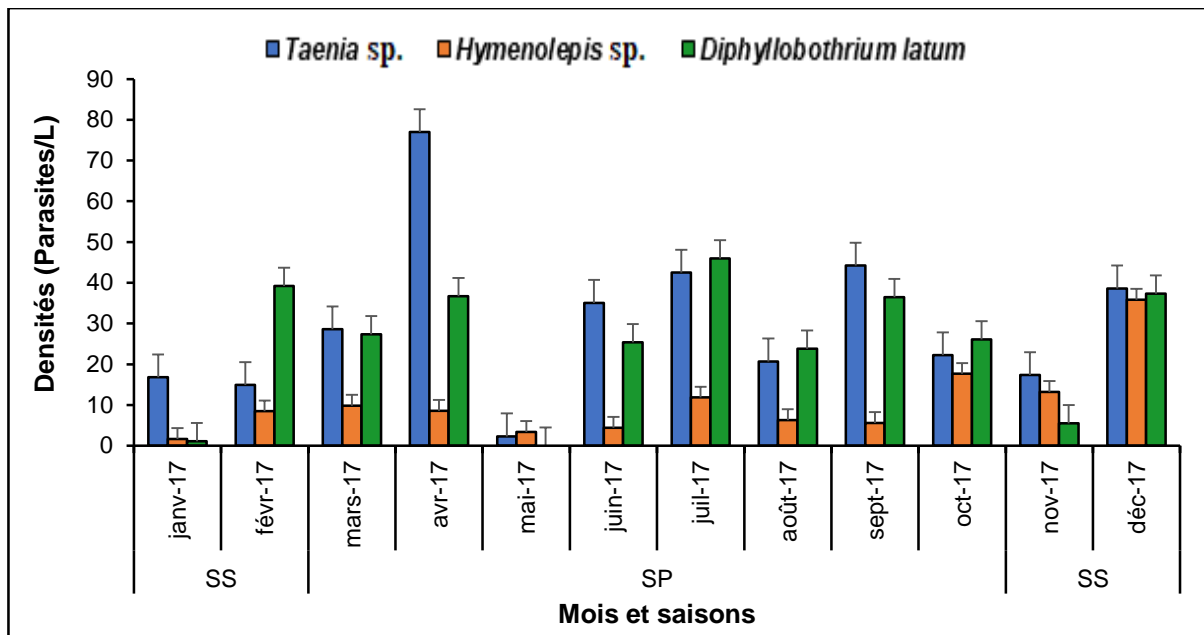


Figure 67 : Variations spatiale (A) et temporelle (B) des densités moyennes des Cestodes

Les œufs de *Tenia* sp. ont dominé pendant la plupart des mois d'échantillonnage, tandis que les œufs d'*Hymenolepis* sp. ont présenté des fortes densités au mois de décembre. Pour ce qui est des œufs de *Diphylobothrium latum*, ils ont dominé aux mois de juillet, août, octobre et février. Dans l'ensemble, les plus fortes densités des œufs des Cestodes entéropathogènes sont enregistrées pendant la saison des pluies.

III.1.3.4.3. Variation spatio-temporelle des densités des Trématodes entéropathogènes

La figure 68 présente les variations spatio-temporelles des densités moyennes des Trématodes entéropathogènes dans les cours d'eau étudiés. Sur le plan spatial (Figure 68A), les densités moyennes des œufs des Trématodes sont restées inférieures à 10 Œufs/L dans toutes les stations. La plus grande densité moyenne (9 Œufs/L) a été obtenue à la station Aya-milieu pour *Schistosoma haematobium*. Les œufs de *Fasciola hepatica* ont été abondants à la station Mezopotamon qui est la station où les éleveurs viennent abreuver les bœufs. Les œufs des Trématodes ont montré la plus faible densité (0 Œuf/L) au niveau des stations Mnk-amont, Mnk-aval et Aya-aval. La répartition spatiale des œufs de Trématodes dans les stations des cours d'eau étudiés n'a pas présenté de différence significative d'une station à l'autre (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$).

Sur le plan temporel (Figure 68B), les densités moyennes des œufs des Trématodes entériques ont fluctué entre 0 et 16 Œufs/L. Les faibles densités sont observées aux mois de mai, octobre et janvier. À l'exception des mois de mars, juin et novembre qui ont montré la présence des œufs de *Fasciola hepatica* et de *Schistosoma haematobium*, les autres mois n'ont montré soit aucune espèce de Trématodes, soit l'une des deux. Les tests statistiques n'ont pas montré de différence significative entre les saisons (test de Kruskal-Wallis ; $p > 0,05$).

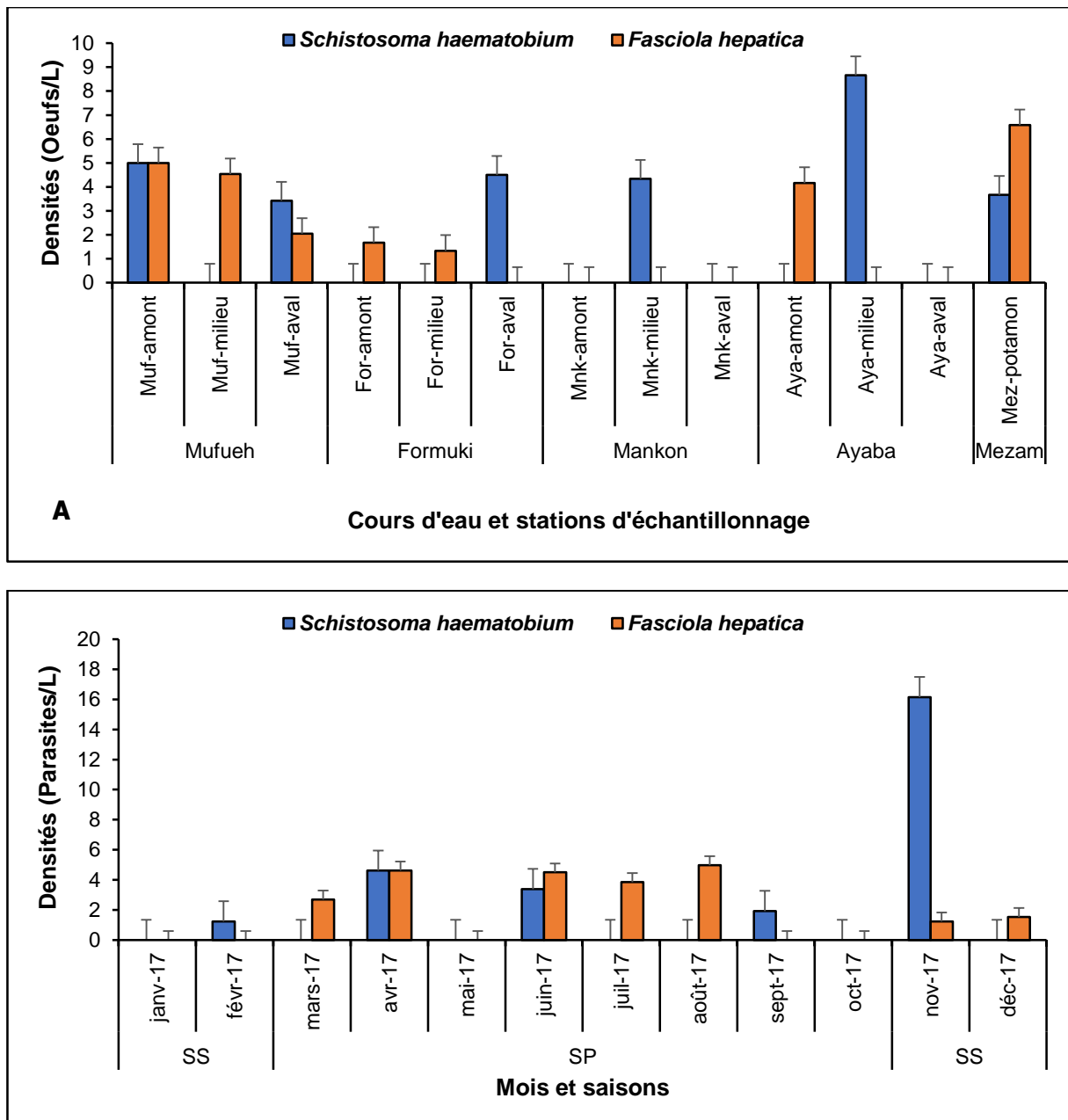


Figure 68 : Variations spatiale (A) et temporelle (B) des densités moyennes des Trématodes

III.1.3.4.4. Variation saisonnière des densités moyennes des Helminthes entéropathogènes

La figure 69 présente la variation saisonnière des densités moyennes des œufs et larves d'Helminthes entéropathogènes. Ces densités ont oscillé entre 21 Parasites/L (Muf-milieu) et 42 Parasites/L (Mnk-aval) pendant la SP et entre 9 Parasites/L (For-amont) et 41 Parasites/L (Mnk-aval) en SS. Les densités moyennes élevées des Helminthes sont obtenues pendant la SP à toutes les stations, à l'exception de Muf-milieu, Aya-milieu et Aya-aval où l'on observe des fortes densités pendant la SS. Globalement, les cours d'eau Ayaba et Mufueh ont été les plus contaminés avec les densités moyennes respectives de $30,79 \pm 6,71$ et $28,43 \pm 9,05$ Parasites/L. Par contre, le cours d'eau Formuki a été le moins contaminé par ces œufs et larves d'Helminthes ($20,93 \pm 10,76$ Parasites/L).

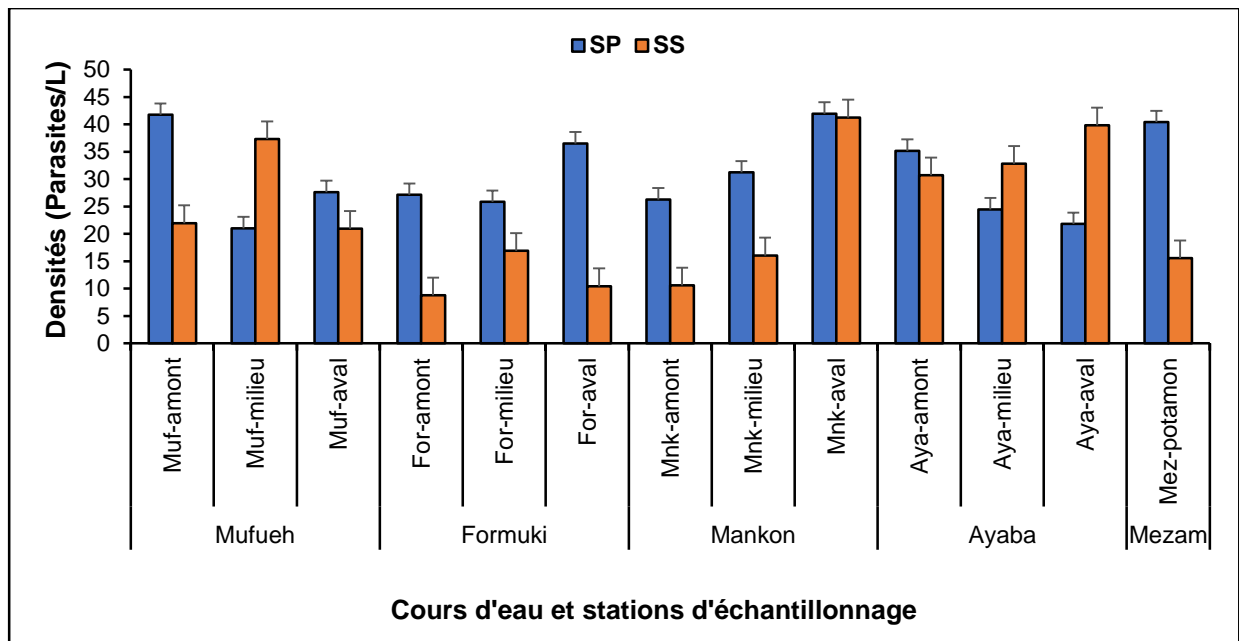


Figure 69 : Variation saisonnière des densités moyennes des Helminthes entéropathogènes.

La figure 70 présente les densités moyennes des œufs et larves d'Helminthes entéropathogènes pendant la période d'étude. Avec une densité moyenne de 141 Larves/L, l'espèce *Strongyloïdes* sp. a dominé dans l'ensemble des échantillons analysés. Elle présente des valeurs atypiques et une valeur de 1580 Larves/L. Cette espèce est suivie par les espèces telles que *Ascaris lumbricoïdes* et *Taenia* sp. avec des densités moyennes respectives de 59 et 30 Œufs/L. Les espèces les moins abondantes ont été *Schistosoma haematobium* et *Fasciola hepatica* avec des densités moyennes respectives de 2 et 1 Œufs/L.

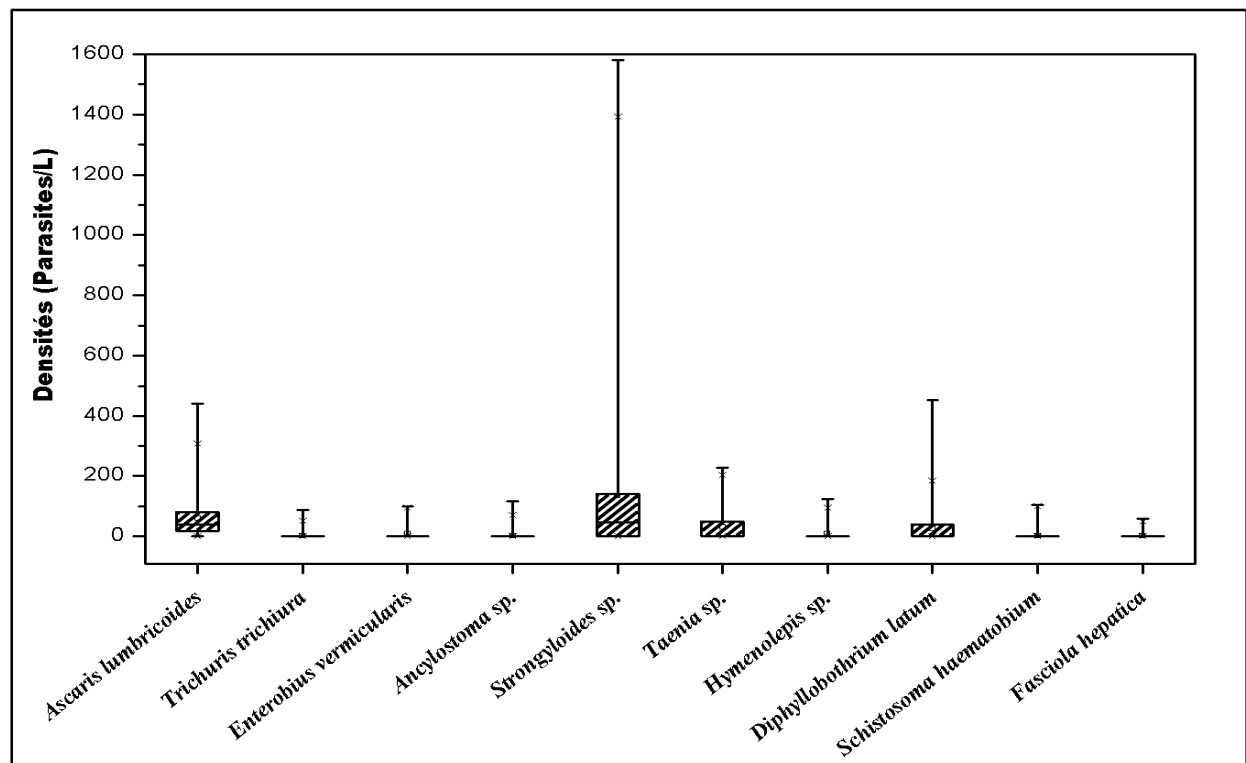


Figure 70 : Densités moyennes des Helminthes entéropathogènes pendant la période d'étude

III.1.3.4. Variation des taux de maturation chez quelques espèces des entéropathogènes

En raison de leur abondance et de leurs formes variées retrouvées dans les échantillons analysés, les taux de maturation ont été calculés chez les œufs d'*Ascaris lumbricoïdes*, les larves de *Strongyloïdes* sp., les oocystes d'*Isospora belli* et de *Cyclospora cayetanensis*. Les oocystes matures sont caractérisés par la présence de 2 sporocystes visibles à l'intérieur du parasite. Les œufs d'*Ascaris lumbricoïdes* sont caractérisés par la présence d'une triple membrane avec la membrane externe nettement mamelonnée. Les larves matures de *Strongyloïdes* sp. ont des tailles supérieures à 400 µm de long et leur extrémité postérieure est tronquée ou bifide.

Le tableau XVIII présente les taux de maturation de quatre espèces des parasites (*Ascaris lumbricoïdes*, *Strongyloïdes* sp, *Isospora belli* et *Cyclospora cayetanensis*). Le taux de maturation a varié chez *Ascaris lumbricoïdes* de 45,31% (station Mnk-amont) à 90,78% (station For-aval), pour un pourcentage de maturation global de 66,35%. Chez les larves de *Strongyloïdes* sp., la station Mez-potamon est celle qui a montré un taux de maturation élevé (48,83%), tandis que la station Muf-aval a montré le taux de maturation le plus faible (12,5%). Pour ce qui est des oocystes, *Isospora belli* et *Cyclospora cayetanensis* ont présenté les taux de maturation respectifs de 37,55 et 39,58%. Ces taux ont varié de 10,25% (station Mnk-aval) à 75,94% (station For-amont) pour *Isospora belli* et de 17,16% (station For-milieu) à 52,54% (station Muf-milieu) pour *Cyclospora cayetanensis*. La saison des pluies a montré les taux de maturation les plus élevés comparée à la saison sèche notamment en ce qui concerne les œufs d'*Ascaris lumbricoïdes*.

Tableau XVIII : Taux de maturation de quelques espèces des entéropathogènes

Stations	<i>Ascaris lumbricoïdes</i>		<i>Strongyloïdes</i> sp.		<i>Isospora belli</i>		<i>Cyclospora cayetanensis</i>	
	Dt (Œufs/L)	Dm (Œufs/L)	Dt (Larves/L)	Dm (Larves/L)	Dt (Oocystes/L)	Dm (Oocystes /L)	Dt Oocystes /L)	Dm (Oocystes /L)
Muf-amont	226	115(50,88)	241	57(23,65)	165	53(32,12)	298	115(38,59)
Muf-milieu	99	67(67,68)	294	96(32,65)	54	29(53,70)	118	62(52,54)
Muf-aval	95	59(62,10)	208	26(12,5)	169	71(42,01)	130	61(46,92)
For-amont	99	56(56,57)	94	18(19,14)	79	60(75,94)	243	123(50,61)
For-milieu	88	49(55,68)	223	58(26,01)	95	16(16,84)	134	23(17,16)
For-aval	76	69(90,78)	297	74(24,91)	169	52(30,76)	131	25(19,08)
Mnk-amont	64	29(45,31)	218	72(33,02)	124	64(51,61)	216	93(43,05)
Mnk-milieu	60	54(90,00)	227	89(39,21)	133	34(25,56)	137	44(32,11)
Mnk-aval	90	55(61,11)	639	179(28,01)	39	4(10,25)	161	65(40,37)
Aya-amont	123	104(84,55)	360	79(21,94)	154	81(52,59)	121	53(43,80)
Aya-milieu	70	57(81,42)	349	121(34,67)	120	30(25,00)	356	140(39,32)
Aya-aval	129	95(73,64)	290	102(35,17)	95	21(22,11)	140	53(37,85)
Mez-potamon	261	173(66,28)	43	21(48,83)	58	31(53,44)	192	84(43,75)
T (%)	66,35%		28,48%		37,55%		39,58%	

Légende : T (en %) = taux de maturation, Dm = densité moyenne des parasites matures de l'espèce et Dt = densité moyenne totale (parasites matures et immatures) de l'espèce.

III.1.4. Caractérisation statistique des variables physico-chimiques et biologiques

III.1.4.1. Corrélations de rang (r) de Spearman

Les tableaux XIX et XX présentent les corrélations relevées entre quelques paramètres physico-chimiques et les espèces de parasites identifiées.

Chez les Protozoaires intestinaux (Tableau XIX), *Isospora belli* ($r=0,194$) et *Sarcocystis hominis* ($r=0,168$) ont présenté des corrélations significatives et positives avec les MES, traduisant leur forte adhérence aux matières en suspension dans l'eau. Bien qu'étant non significatives, des corrélations positives ont également été obtenues entre certaines espèces de Protozoaires entériques et les MES, confirmant ainsi cette adhésion des kystes aux particules en suspension dans l'eau. Le Gaz carbonique dissous a montré des liaisons significatives et positives avec *Entamoeba histolytica* ($r=0,179$), *Entamoeba coli* ($r=0,241$), *Giardia* sp. ($r=0,170$), *Cryptosporidium* spp. ($r=0,217$), *Cyclospora cayetanensis* ($r=0,190$) et *Sarcocystis hominis* ($r=0,195$). Les espèces telles que *Entamoeba histolytica*, *Entamoeba coli*, *Cryptosporidium* spp., *Isospora belli*, *Cyclospora cayetanensis* et *Sarcocystis hominis* ont montré des corrélations positives et significatives avec la couleur de l'eau et l'azote ammoniacal.

Tableau XIX : Corrélations de Spearman (r) entre les espèces des Protozoaires entéropathogènes et les paramètres physico-chimiques

Variabes	<i>Histo.</i>	<i>Coli</i>	<i>Giardia</i>	<i>Chilomas.</i>	<i>Balant.</i>	<i>Crypto.</i>	<i>Isospo.</i>	<i>Cyclo.</i>	<i>Sarco.</i>
Gaz	0,179*	0,241**	0,170*	0,071	-0,037	0,217**	0,035	0,190*	0,195*
Oxyda	-0,067	-0,095	0,044	-0,087	-0,099	-0,095	-0,043	-0,175*	-0,029
Alca	-0,133	-0,167*	-0,280**	-0,068	0,132	-0,263**	-0,334**	-0,232**	-0,232**
Sali	0,031	0,026	0,14	0,057	-0,036	-0,051	0,036	0,096	0,169*
MES	0,036	0,055	0,121	0,04	-0,061	0,124	0,194*	0,132	0,168*
Coul	0,154*	0,186*	0,042	-0,209**	0,145	0,173*	0,209**	0,189*	0,154*
Phosp	-0,07	0,101	0,256**	0,137	-0,163*	0,064	0,111	0,05	0,15
Nitra	-0,06	-0,201**	-0,236**	-0,023	0,083	-0,057	0,007	-0,097	-0,089
Amon	0,15	0,271**	0,218**	0,057	-0,143	0,302**	0,241**	0,297**	0,306**
IPO	0,108	0,096	-0,178*	-0,028	0,148	0,029	-0,033	0,043	-0,113

* = La corrélation est significative au niveau 0,05 (bilatéral) ** = La corrélation est significative au niveau 0,01(bilatéral).

Légende : Gaz = Gaz carbonique dissous, Oxyda = Oxydabilité, Alca = Alcalinité, Sali = Salinité, MES = Matières en Suspension, Coul = Couleur, Phosp = Orthophosphates, Nitra = Nitrates, Amon = Ammonium, IPO = Indice de pollution organique ; *Histo* = *Entamoeba histolytica*, *Coli* = *Entamoeba coli*, *Giardia* = *Giardia* sp., *Chilomas* = *Chilomastix mesnili*, *Balant* = *Balantidium coli*, *Crypto* = *Cryptosporidium* spp., *Isospo* = *Isospora belli*, *Cyclo* = *Cyclospora cayetanensis* et *Sarco* = *Sarcocystis hominis*.

Chez les Helminthes entériques (Tableau XX), les corrélations significatives et négatives entre *Ascaris lumbricoïdes* ($r=-0,188$), *Hymenolepis* sp. ($r=-0,182$), *Fasciola hepatica* ($r=-0,155$) et la salinité montrent que ces espèces résistent très peu aux teneurs élevées en sels dissous. Ce phénomène de faible résistance à la salinité s'est observé chez toutes les espèces d'Helminthes avec des corrélations négatives, à l'exception des œufs de *Trichuris trichiura* et des larves de *Strongyloïdes* sp. Les corrélations positives obtenues entre *Ascaris lumbricoïdes* ($r=0,163$), *Strongyloïdes* sp. ($r=0,164$), *Fasciola hepatica* ($r=0,160$) et l'IPO montrent que ces espèces affectionnent des milieux ayant une pollution organique faible et bien oxygénés. Cela se confirme d'ailleurs par des corrélations positives et significatives obtenues entre *Hymenolepis* sp. ($r=0,203$), *Fasciola hepatica* ($r=0,185$) et l'oxygène dissous. La couleur et l'azote ammoniacal ont montré des corrélations négatives avec *Ascaris lumbricoïdes* ($r=-0,207$), *Hymenolepis* sp. ($r=-0,176$) et *Diphyllobothrium latum* ($r=-0,190$).

Tableau XX : Corrélations de Spearman (r) entre les espèces d'Helminthes entéropathogènes et les paramètres physico-chimiques

Variables	<i>Ascaris</i>	<i>Trich.</i>	<i>Entero.</i>	<i>Ancylo.</i>	<i>Strongy.</i>	<i>Taenia</i>	<i>Hymeno.</i>	<i>Diphyl.</i>	<i>Schisto.</i>	<i>Fascio.</i>
Temp	-0,196*	-0,056	-0,06	-0,052	0,028	-0,11	-0,036	-0,077	-0,096	-0,129
Oxyg	0,109	0,034	0,003	0,061	-0,099	0,024	0,203**	0,009	-0,013	0,185*
Gaz	-0,001	0,078	0,157*	0,038	0,128	0,029	-0,076	0,114	0,045	-0,054
Alca	-0,023	-0,171*	-0,126	-0,116	-0,016	-0,01	-0,035	0,134	0,003	-0,059
Solid	-0,194*	0,039	0,001	-0,14	0,04	-0,009	-0,079	-0,053	-0,064	-0,109
Cond	-0,194*	0,038	0,003	-0,137	0,041	-0,009	-0,08	-0,051	-0,063	-0,107
Sali	-0,188*	0,057	-0,006	-0,133	0,049	-0,013	-0,182*	-0,081	-0,114	-0,155*
Résis	0,200**	-0,035	-0,022	0,096	-0,057	0,016	0,056	0,059	0,063	0,109
Coul	-0,207**	0,092	0,057	-0,002	0,13	-0,078	-0,176*	-0,190*	-0,14	-0,109
Phosp	-0,07	0,027	-0,082	-0,09	-0,041	-0,129	-0,074	-0,144	-0,02	-0,131
Nitra	-0,287**	-0,09	-0,042	-0,002	-0,097	-0,124	-0,131	-0,134	0,093	-0,118
Amon	-0,092	0,115	0,085	0,043	0,067	-0,132	-0,15	-0,157*	-0,016	-0,051
IPO	0,163*	-0,001	0,117	0,057	0,164*	0,205**	0,132	0,082	0,097	0,160*

* = La corrélation est significative au niveau 0,05 (bilatéral) ** = La corrélation est significative au niveau 0,01(bilatéral).

Légende : Temp =Température, Oxyg=Oxygène dissous, Gaz = Gaz carbonique dissous, Alca = Alcalinité, Solid = Solides Totaux Dissous, Cond = Conductivité électrique, Sali = Salinité, Résis = Résistivité, Coul = Couleur, Phosp = Orthophosphates, Nitra = Nitrates, Amon = Ammonium, IPO = Indice de pollution organique ; *Ascaris* = *Ascaris lumbricoïdes*, *Trich* = *Trichuris trichiura*, *Entero* = *Enterobius vermicularis*, *Ancylo* = *Ancylostoma* sp., *Strongy* = *Strongyloïdes* sp., *Hymeno* = *Hymenolepis* sp., *Taen* = *Taenia* sp., *Diphyl* = *Diphyllobothrium latum*, *Schisto* = *Schistosoma haematobium* et *Fascio* = *Fasciola hepatica*.

Le tableau XXI présente les corrélations entre les ions métalliques, les métaux lourds et les espèces des parasites. *Ascaris lumbricoïdes* ($r=-0,178$), *Hymenolepis* sp. ($r=-0,185$), *Fasciola hepatica* ($r=-0,179$) et *Cryptosporidium* spp. ($r=-0,201$) ont été négativement liées à l'ion chlorures (Cl^-). Des corrélations significatives et négatives sont également obtenues entre ces espèces de parasites et les ions sodium (Na^+) et potassium (K^+). Ceci montre que l'augmentation des teneurs en certains ions dans l'eau pourrait ralentir la maturation des formes de résistances des parasites.

Pour ce qui est des métaux lourds, le Chrome (Cr), le Cobalt (Co), le Nickel (Ni), le Fer (Fe) et le Cadmium (Cd) ont montré des corrélations significatives et positives avec les densités de certaines espèces de parasites. Le Zinc (Zn) est le seul métal qui a montré des corrélations significatives et négatives avec certaines espèces de parasites. Les espèces de parasites telles que *Ascaris lumbricoïdes* ($r=-0,186$), *Strongyloïdes* sp. ($r=-0,152$) et *Isospora belli* ($r=-0,170$) ont été négativement liées au métal Zinc (Zn).

Tableau XXI : Corrélations de Spearman (r) entre les ions métalliques, les métaux lourds et les espèces des parasites intestinaux

Variabiles	<i>Ascaris</i>	<i>Strongy.</i>	<i>Trich.</i>	<i>Hymeno.</i>	<i>Fascio.</i>	<i>Histo.</i>	<i>Coli</i>	<i>Chilomas.</i>	<i>Crypto.</i>	<i>Isospo.</i>
Ca^{2+}	-0,115	0,008	0,047	-0,142	-0,138	-0,06	0,02	0,011	-0,149	-0,167*
Mg^{2+}	-0,078	0,111	-0,013	-0,134	-0,078	-0,102	-0,043	-0,002	-0,179*	-0,15
Cl^-	-0,178*	-0,046	0,016	-0,185*	-0,179*	-0,123	0,019	0,001	-0,201**	-0,143
HCO_3^-	-0,074	-0,016	-0,065	-0,079	-0,134	0,016	0,063	0,14	-0,01	-0,063
Mn^{2+}	0,014	0,014	-0,033	0,189*	0,037	0,240**	0,104	0,160*	0,227**	-0,054
Na^+	-0,195*	-0,004	-0,001	-0,182*	-0,190*	-0,125	0,003	0,027	-0,176*	-0,104
K^+	-0,179*	0,091	-0,009	-0,167*	-0,193*	-0,121	0,015	0,046	-0,161*	-0,082
Cr	0,124	-0,095	0,025	0,032	0,065	0,155*	0,075	0,011	0,122	-0,047
Co	0,151	0,205**	0,158*	-0,091	-0,077	-0,05	-0,062	0,155*	-0,128	0,006
Ni	-0,091	0,234**	0,026	-0,017	-0,085	-0,007	0,152*	-0,034	0,015	0,071
Fe	0,163*	0,087	-0,073	0,052	0,036	-0,05	-0,116	-0,001	-0,092	0,033
Cd	0,171*	0,08	0,108	0,172*	-0,038	0,167*	0,190*	0,160*	0,242**	0,182*
Zn	-0,186*	-0,152*	0,021	-0,078	-0,045	0,002	-0,081	-0,129	-0,016	-0,170*

* = La corrélation est significative au niveau 0,05 (bilatéral) ** = La corrélation est significative au niveau 0,01 (bilatéral).

Légende : Ca^{2+} = Calcium, Mg^{2+} = Magnésium, Cl^- = Chlorures, HCO_3^- = Bicarbonates, Mn^{2+} = Manganèse, Na^+ = Sodium, K^+ = Potassium, Cr = Chrome, Co = Cobalt, Ni = Nickel, Fe = Fer, Cd = Cadmium, Zn = Zinc ; *Ascaris* = *Ascaris lumbricoïdes*, *Trich* = *Trichuris trichiura*, *Strongy* = *Strongyloïdes* sp., *Hymeno* = *Hymenolepis* sp., *Fascio* = *Fasciola hepatica*, *Histo* = *Entamoeba histolytica*, *Coli* = *Entamoeba coli*, *Chilomas* = *Chilomastix mesnili*, *Crypto* = *Cryptosporidium* spp. et *Isospo* = *Isospora belli*.

Le tableau XXII présente les corrélations entre les paramètres physico-chimiques, les ions, les métaux lourds et les formes matures de certaines espèces de Protozoaires et Helminthes intestinaux. Chez les œufs et larves d'Helminthes, les paramètres tels que la couleur ($r=-0,207$), les nitrates ($r=-0,329$) et les ions ont montré des corrélations négatives avec les œufs matures d'*Ascaris lumbricoides* tandis l'oxygène dissous est lié positivement avec les densités de ces parasites. Les larves matures de *Strongyloides* sp. sont positivement liées au pH ($r=0,174$) et aux ions HCO_3^- ($r=0,191$) ; et négativement avec l'oxygène dissous ($r=-0,158$).

Chez les kystes et oocystes de Protozoaires intestinaux, les oocystes matures de *Cyclospora cayetanensis* ($r=0,291$) et d'*Isospora belli* ($r=0,286$) ont présenté des corrélations significatives et positives avec l'oxygène dissous, mettant en évidence le rôle de l'oxygène dissous dans la sporulation des oocystes des Protozoaires dans l'environnement aquatique.

Tableau XXII : Corrélations de Spearman (r) entre les paramètres physico-chimiques et les formes matures des parasites

Paramètres	<i>Ascaris</i> matures	Larves matures	<i>Isospora</i> matures	<i>Cyclospora</i> matures
Temp	-0,145	0,125	-0,128	-0,039
pH	0,023	0,174*	-0,04	-0,054
Oxyg	0,063	-0,158*	0,286**	0,291**
Gaz	0,031	0,092	0,058	0,171*
Alca	-0,021	0,052	-0,336**	-0,269**
Sali	-0,13	0,114	-0,207**	-0,004
Coul	-0,207**	0,129	0,121	0,203*
Nitra	-0,329**	-0,031	-0,104	-0,165*
Amon	-0,073	0,063	0,182*	0,309**
Ca^{2+}	-0,06	0,036	-0,305**	-0,047
Mg^{2+}	-0,008	0,039	-0,331**	-0,352**
Cl^-	-0,111	0,109	-0,315**	-0,092
HCO_3^-	-0,004	0,191*	-0,288**	-0,159*
Na^+	-0,127	0,11	-0,303**	-0,109
K^+	-0,12	0,097	-0,283**	-0,084
Cr	-0,004	-0,088	0,239**	-0,027
Pb	-0,065	-0,041	-0,157*	-0,014
Cd	0,122	-0,034	0,231**	0,202**
Zn	-0,116	-0,025	-0,047	-0,234**

* = La corrélation est significative au niveau 0,05 (bilatéral) ** = La corrélation est significative au niveau 0,01(bilatéral).

Légende : Temp =Température, pH= Potentiel Hydrogène, Oxyg=Oxygène dissous, Gaz = Gaz carbonique dissous, Alca = Alcalinité, Sali = Salinité, Coul = Couleur, Nitra = Nitrates, Amon = Ammonium, Ca^{2+} = Calcium, Mg^{2+} = Magnésium, Cl^- = Chlorures, HCO_3^- = Bicarbonates, Na^+ = Sodium, K^+ = Potassium, Cr = Chrome, Pb = Plomb, Cd = Cadmium, Zn = Zinc ; *Ascaris* matures= Œufs matures d'*Ascaris lumbricoides*, Larves matures = Larves matures de *Strongyloides* sp., *Isospora* matures = Oocystes matures d'*Isospora belli* et *Cyclospora* matures = Oocystes matures de *Cyclospora cayetanensis*.

Les oocystes ont également montré des corrélations positives avec les ions ammoniums et négatives avec l'ensemble des ions et d'autres paramètres physico-chimiques tels que la couleur, l'alcalinité et la salinité. Les métaux lourds tels que le Plomb ($r=-0,157$) et le Zinc ($r=-0,234$) ont montré des corrélations significatives et négatives respectivement avec les formes matures de *Isospora belli* et *Cyclospora cayetanensis*. Par contre, le Chrome ($r=0,239$) et le Cadmium ($r=0,231$; $r=0,202$) sont liés positivement et significativement avec ces deux espèces.

III.1.4.2. Test H de Kruskal-Wallis

Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis (test H) nous a permis de vérifier le sens de variation des paramètres aussi bien d'une station à l'autre que d'une saison à l'autre. Les paramètres physico-chimiques tels que : la température, le pH, l'oxygène dissous, l'alcalinité, les STD, la conductivité électrique, la salinité et la résistivité ont montré des variations significatives sur le plan spatiotemporel (test de Kruskal-Wallis ; $p \leq 0,05$). Quant aux variables biologiques, seule l'espèce *Cryptosporidium* spp. a montré des variations significatives sur le plan spatial (test de Kruskal-Wallis ; $p \leq 0,05$). Le test U de Mann-Whitney a été utilisé pour une comparaison deux à deux, afin d'isoler les échantillons qui ont montré des différences significatives.

III.1.4.3. Analyse en Composantes Principales (ACP)

Une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été effectuée pour déterminer les paramètres physico-chimiques et biologiques qui caractérisent les différentes stations d'échantillonnage ou groupes des stations (Figures 71 et 72). Chez les Protozoaires intestinaux (Figure 71), l'ACP a montré un regroupement entre les paramètres abiotiques et les densités des parasites sur les deux premiers axes factoriels F1 (41,61%) et F2 (21,65%) cumulant 63,26%.

Sur le diagramme de dispersion des variables (Figure 71A), l'axe F1 discrimine dans sa partie positive les paramètres physico-chimiques tels que la température, les MES, la conductivité électrique, les solides totaux dissous, les formes d'azote, la turbidité et l'espèce *Sarcocystis hominis*. L'IPO, la résistivité, l'oxygène dissous et l'espèce *Giardia* sp. sont corrélés négativement à l'axe F1. Les espèces telles que *Entamoeba histolytica*, *Chilomastix mesnili*, *Balantidium coli*, *Cryptosporidium* spp. et *Cyclospora cayetanensis* sont positivement corrélées entre elles et à l'axe F2.

La carte factorielle qui présente une distribution des stations d'échantillonnage relativement à leurs caractéristiques physico-chimiques et aux densités des Protozoaires a défini 3 grands groupes d'échantillons (Figure 71B). Le groupe 1, formé des stations Muf-amont, Mnk-amont, Mez-potamon, Mnk-milieu et Aya-milieu, est caractérisé par des densités élevées des Protozoaires et par des eaux riches en MES, en CO₂ dissous et en turbidité. Le groupe 2, constitué

des stations For-amont, For-milieu, Muf-milieu et Muf-aval, est caractérisé par des valeurs élevées de l'IPO, de l'oxygène dissous, de la résistivité et les densités élevées de *Giardia sp.*

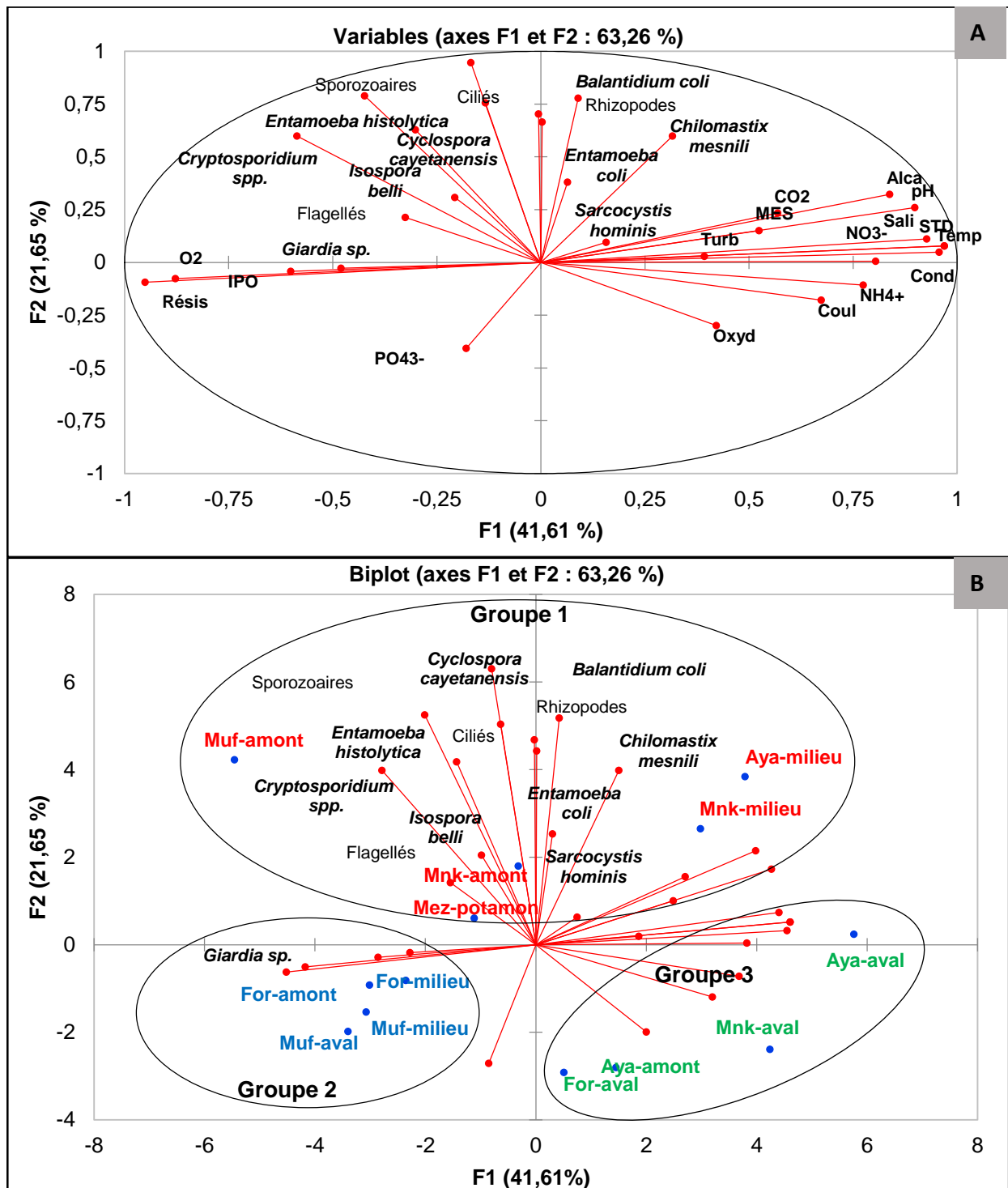


Figure 71 : Analyse en Composantes Principales (ACP) effectuée à partir des données physico-chimiques et les densités des Protozoaires entéropathogènes : (A) Diagramme de dispersion des variables et (B) Biplot montrant la distribution des échantillons dans le plan factoriel F1 X F2.

Les stations telles que For-aval, Mnk-aval, Aya-amont et Aya-aval, caractérisées par des valeurs élevées des paramètres abiotiques à l'instar de la température, la couleur, les solides totaux dissous,

les orthophosphates et les faibles densités des Protozoaires, forment le groupe 3.

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) effectuée chez les Helminthes entériques (Figure 72) a montré un regroupement des paramètres sur les deux premiers axes factoriels F1 (46,11%) et F2 (20,12%), cumulant 66,23% d'expression des variables.

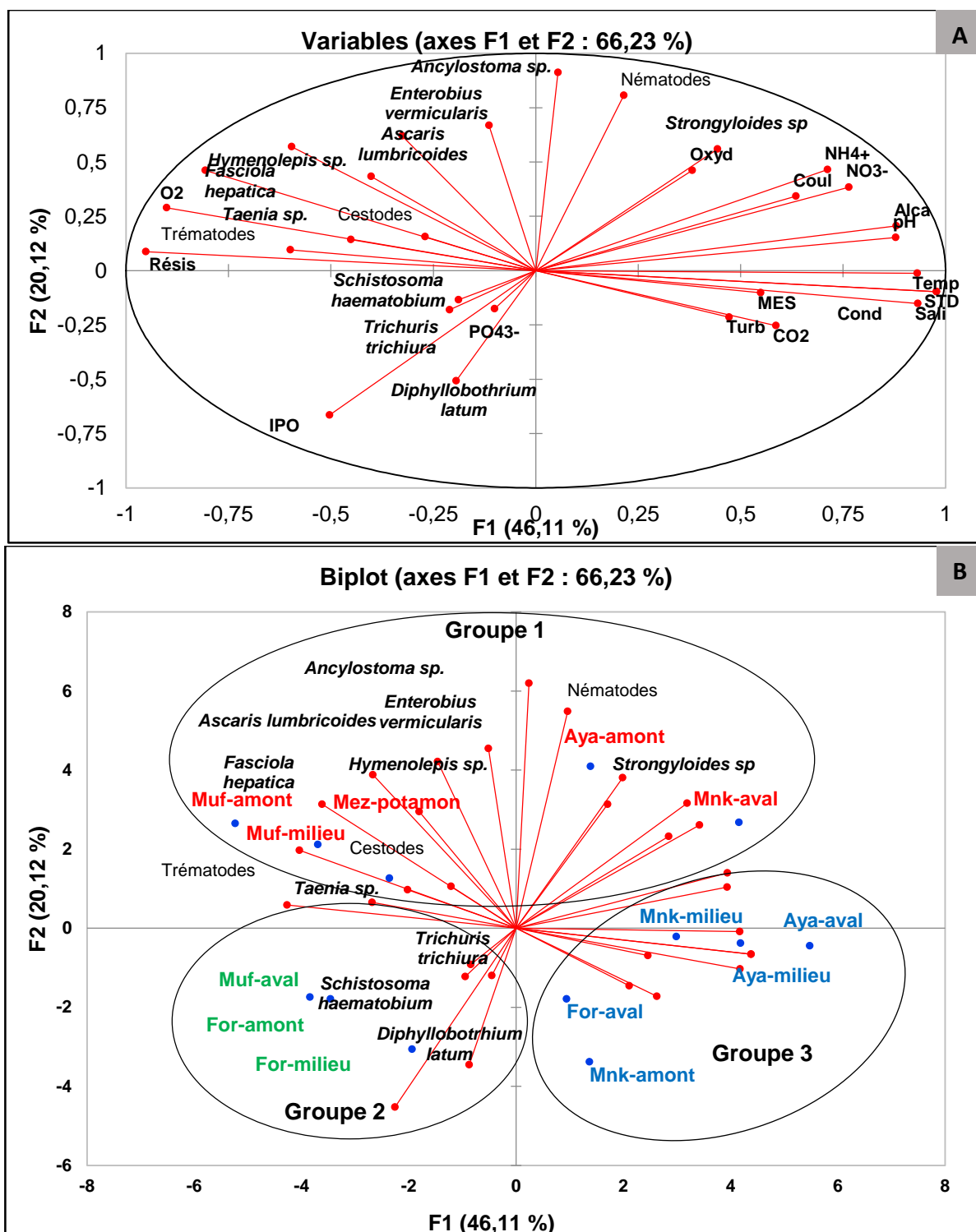


Figure 72 : Analyse en Composantes Principales effectuée (ACP) à partir des données physico-chimiques et les densités des Helminthes entéropathogènes : (A) Diagramme de dispersion des variables et (B) Biplot montrant la distribution des échantillons dans le plan factoriel F1 X F2.

Le diagramme de dispersion des variables (Figure 72A) montre que l'axe F1 discrimine dans sa partie positive les paramètres physico-chimiques tels que la température, le pH, l'alcalinité et les formes d'azote. Les densités élevées des œufs de *Fasciola hepatica*, d'*Hymenolepis* sp. et de *Taenia* sp. sont corrélées positivement à l'oxygène dissous et à la résistivité, et négativement à l'axe F1. Les œufs d'*Ascaris lumbricoïdes*, d'*Ancylostoma* sp., d'*Enterobius vermicularis* et les larves de *Strongyloïdes* sp. sont corrélés positivement à l'axe F2. Dans la partie négative de l'axe F2, se trouvent liés l'Indice de Pollution Organique (IPO) et les œufs de *Diphyllobothrium latum*.

La carte factorielle (Figure 72B) a défini 3 grands groupes d'échantillons relativement à leurs caractéristiques physico-chimiques et aux densités des œufs et larves d'Helminthes entériques. Le groupe 1 est formé des stations Muf-amont, Muf-milieu et Mez-potamon, caractérisées par des eaux bien oxygénées, des fortes valeurs de résistivité, des densités élevées des œufs d'*Ascaris lumbricoïdes*, de *Fasciola hepatica*, d'*Hymenolepis* sp., d'*Ancylostoma* sp. et de *Taenia* sp. Les stations Mnk3 et Aya1 sont caractérisées par les fortes densités des larves de *Strongyloïdes* sp. et les paramètres physico-chimiques tels que l'oxydabilité, la couleur et les formes d'azote. Le groupe 2, constitué des stations Muf-amont, For-amont et For-milieu, est caractérisé par des fortes densités des œufs de *Schistosoma haematobium*, *Trichuris trichiura*, *Diphyllobothrium latum* et des grandes valeurs de l'IPO et des orthophosphates. Les stations Mnk-amont, For-aval, Mnk-milieu, Aya-milieu et Aya-aval, caractérisées par des faibles densités des œufs et larves d'Helminthes entéropathogènes et des valeurs élevées des paramètres physico-chimiques tels que la température, le CO₂ dissous, la salinité et la conductivité électrique, forment le groupe 3.

III.1.4.4. Analyse de Classification Hiérarchique (ACH)

L'Analyse de Classification Hiérarchique (ACH) a été réalisée à partir des résultats des paramètres physico-chimiques et les densités des parasites intestinaux afin de regrouper ces données selon leurs ressemblances et les représenter sous la forme d'un arbre de classification hiérarchique (Figures 73 et 74).

Chez les Protozoaires intestinaux, l'Analyse de Classification Hiérarchique (ACH) a défini 5 classes (Figure 73). La classe I est constituée de la station Muf-amont et présente 78,5% de similitude avec la classe II constituée exclusivement de la station Mnk-milieu. La classe III est constituée par l'association des stations Mez-potamon - (Aya-milieu et Mnk-amont) liées entre elles à plus de 95% et présentant 86% de similarité avec la classe IV qui est formée de l'association des stations For-aval-For-milieu-Muf-milieu - (For-amont et Muf-aval). Les stations Aya-amont - (Mnk-aval et Aya-aval) qui forment la classe V, montrent plus de 93% de similarité entre elles et sont liées à 90% aux stations de la classe IV. Les classes I, II et III constituent le groupe des stations présentant des fortes densités des kystes et oocystes des Protozoaires

intestinaux ; tandis que les stations des classes IV et V montrent des faibles densités de ces parasites.

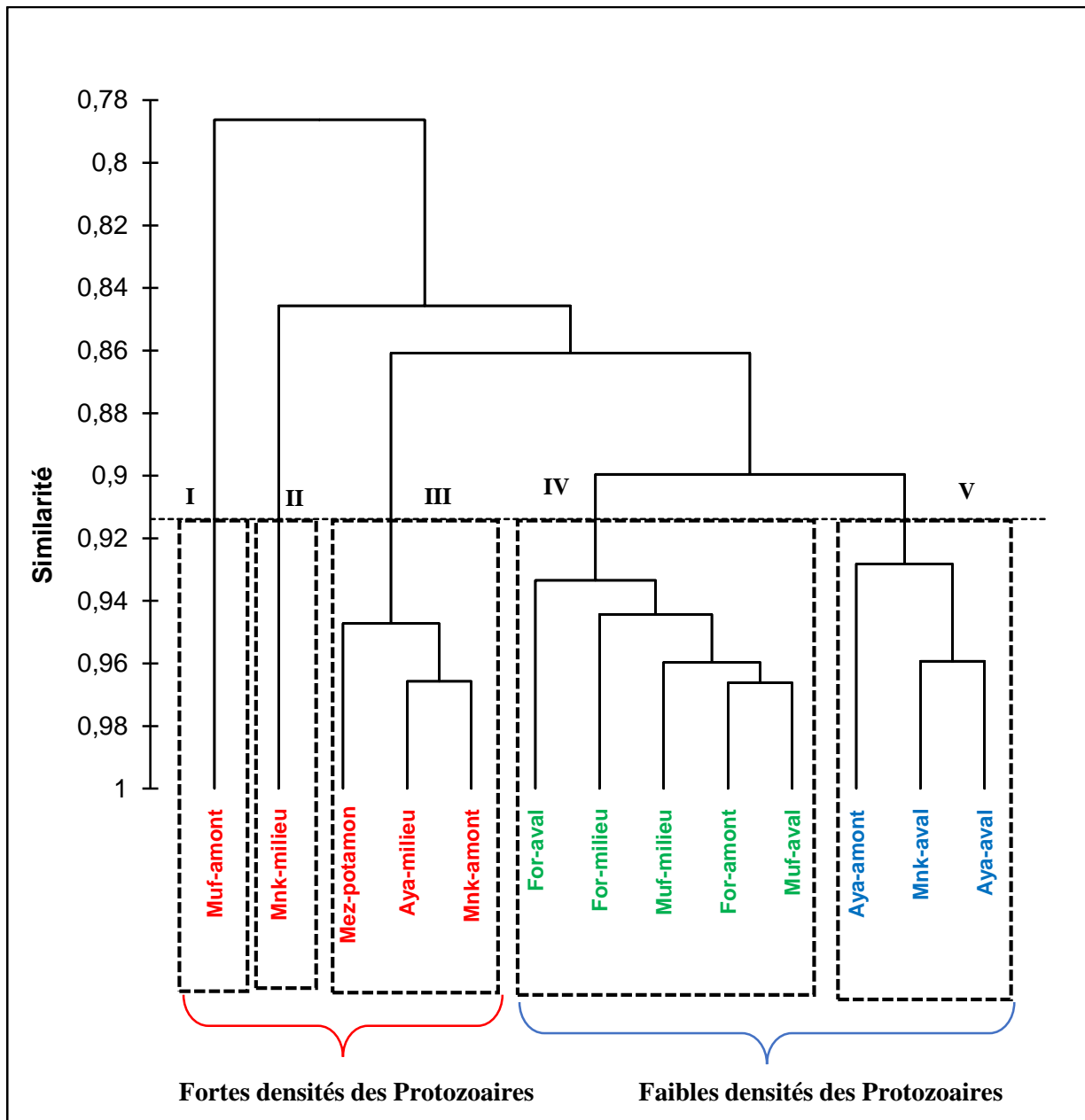


Figure 73 : Analyse de Classification Hiérarchique (ACH) des stations d'échantillonnage à partir des valeurs des paramètres physico-chimiques et les densités des Protozoaires entéropathogènes.

Chez les œufs et larves d'Helminthes entériques (Figure 74), l'Analyse de Classification Hiérarchique (ACH) a défini 6 classes des stations. La classe I est constituée de la station Mnk-amont et présente 87,9% de similitude avec la classe II qui est constituée exclusivement de la station For-aval. Les stations Muf-aval et For-amont forment la classe III et présentent 85% de similarité avec les précédentes classes. La classe IV est constituée d'une association des stations

Mnk-milieu – (Aya-aval et Aya-milieu). Ces stations sont liées entre elles à plus de 96% de similarité. Les stations For-milieu et Mez-potamon représentent la classe V. Les associations des stations (Mnk-aval - Aya-amont) et (Muf-amont - Muf-milieu) représentent respectivement la classe VI. Elles présentent 93% de similitude avec la classe III. Les stations Mnk-aval et Aya-amont sont caractérisées par des densités élevées de *Strongyloïdes* sp., tandis que Muf-milieu et Muf-amont ont montré des fortes charges des espèces telles que *Ascaris lumbricoïdes*, *Fasciola hepatica*, *Hymenolepis* sp. et de *Taenia* sp. Les stations Muf-aval, For-amont et For-milieu ont présenté les faibles densités des œufs et larves d’Helminthes entériques.

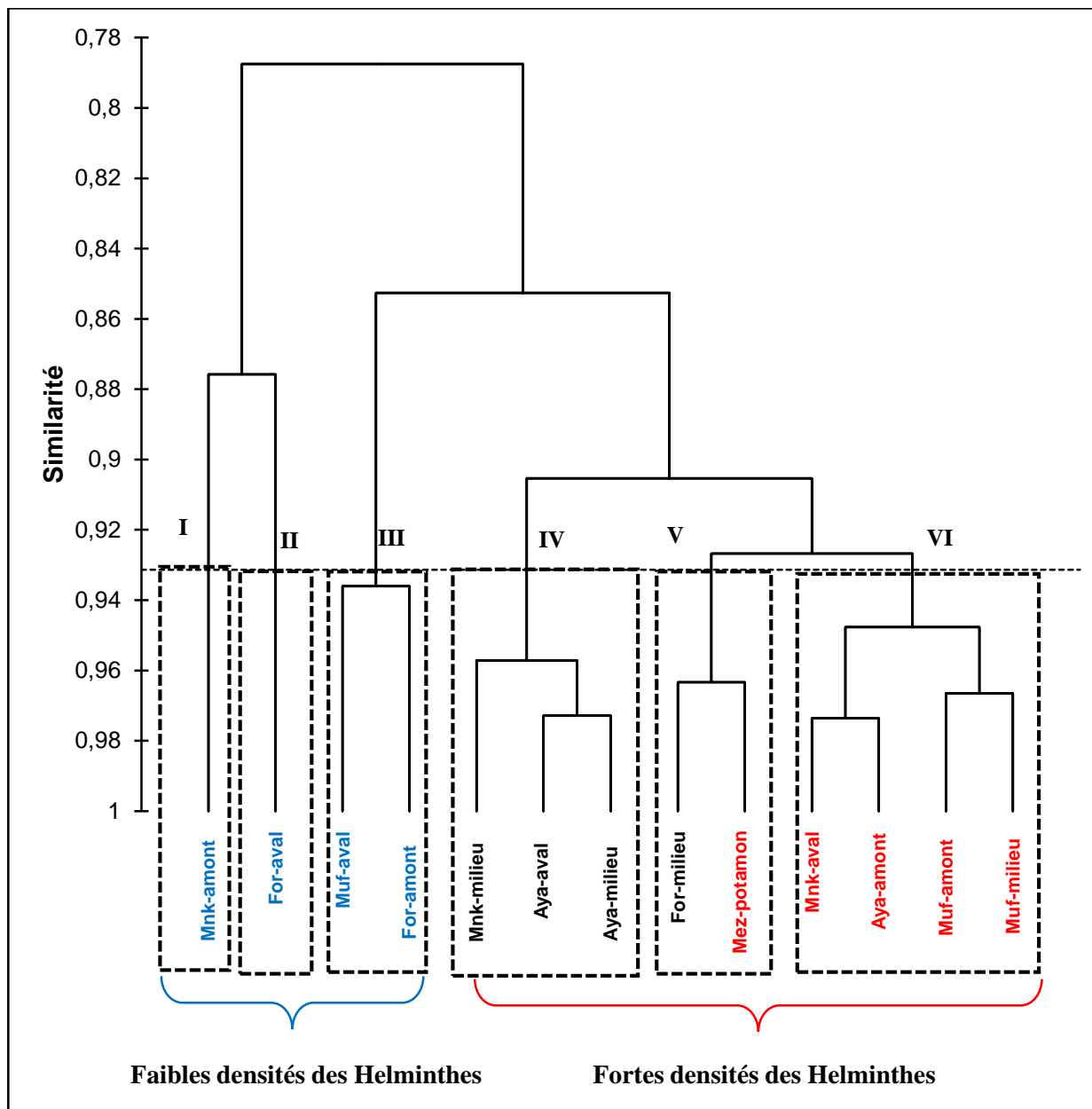


Figure 74 : Analyse de Classification Hiérarchique (ACH) des stations d’échantillonnage à partir des valeurs des paramètres physico-chimiques et les densités des Helminthes entéropathogènes.

III.2. Discussion

III.2.1. Paramètres hydrologiques et physico-chimiques des eaux étudiées

III.2.1.1. Paramètres hydrologiques

Les paramètres hydrologiques examinés pendant la période d'étude (vitesse d'écoulement, débit, largeur du lit mouillée et profondeur de l'eau) ont montré des valeurs moyennes plus élevées pendant la saison des pluies. Ceci pourrait se justifier essentiellement par l'apport des eaux des pluies pendant ladite saison. En effet, les fortes pluies observées dans la ville de Bamenda (moyenne de 2311 mm par an) (Tita *et al.*, 2012 ; Saha et Tchindjang, 2017) couplées aux pentes élevées, limitent le phénomène d'infiltration contribuant ainsi à l'augmentation du volume d'eau dans les cours d'eau. Cette augmentation du volume d'eau serait à l'origine de l'augmentation des vitesses d'écoulement des eaux, du débit, de la largeur du lit mouillé ainsi que de la profondeur de l'eau. Cela aurait des répercussions surtout dans les zones de faibles pentes, où on observe parfois des eaux qui débordent les lits des cours d'eau, entraînant des inondations. Ces résultats sont similaires à ceux de Tchakonté (2016) dans certains cours d'eau de la ville de Douala.

III.2.1.2. Paramètres physico-chimiques

Pour les paramètres physiques, les faibles valeurs de température enregistrées dans les stations Muf-amont, Muf-milieu, Muf-aval, For-amont, For-milieu, For-aval, Mnk-amont et Mez-potamon (16 - 24°C) pourraient être dues aux caractéristiques environnantes de ces stations. En effet, ces stations sont caractérisées par un important couvert végétal qui se dresse sur les berges des cours d'eau et forme une canopée (Qiu, 2013) ; laquelle constitue une barrière réduisant l'impact des rayonnements solaires sur les lits de ces eaux. Le faible ensoleillement dû à cette végétation riveraine influe sur la température de ces eaux en absorbant une partie du rayonnement entrant. À ces propos, Bouzidi *et al.* (2010) affirment que les conditions d'ensoleillement, la période d'échantillonnage et l'environnement conditionnent la température des eaux de surface. Par contre les valeurs élevées de température (23 - 27°C) observées dans certaines stations Mnk-milieu, Mnk-aval, Aya-milieu et Aya-aval s'expliqueraient d'une part, par l'absence de la canopée exposant les plans d'eau directement aux rayonnements solaires (Jain, 2012 ; Porse, 2013), et d'autres part, par les rejets dans les cours d'eau des déchets de toutes natures dont leur dégradation contribue à l'augmentation de la température.

Les profils de variation des MES sont similaires à ceux de la turbidité et de la couleur (Figures 24 à 26). Les faibles valeurs des MES (4 - 53 mg/L), de couleur (6 - 317 Pt.Co) et de turbidité (2 - 67 NTU) relevées dans certaines stations des cours d'eau Mufueh, Formuki et à la station Mez-potamon pendant la période d'étude pourraient s'expliquer par la faible charge de

l'eau en matière organique et le faible apport de matières allogènes dans le plan d'eau. En effet, la présence d'un couvert végétal abondant autour de ces stations limite les phénomènes d'érosion des sols et de ruissellement des eaux, principaux facteurs naturels responsables de la turbidité des eaux. Les résultats similaires ont été obtenus par Foto Menbohan *et al.* (2013) dans deux cours d'eau périurbains de la ville de Yaoundé, et par Tchakonté (2016) dans un cours d'eau périurbain de la ville de Douala.

En revanche, les teneurs élevées des MES, de la couleur et de la turbidité enregistrées dans les stations des cours d'eau Mankon et Ayaba seraient un indice de pollution anthropique. En effet, ces stations sont situées à proximité des zones où il y a intensification de pratique d'activités d'élevage du bétail, du lavage des véhicules et d'extraction quotidienne du sable. Ces activités entraînent la remise en suspension des particules dans l'eau et augmentent la turbidité de ces eaux. De plus dans ces zones, les cours d'eau constituent le réceptacle majeur de divers déchets qui sont, soit déversés directement dans le plan d'eau par les riverains, soit drainés par les eaux de ruissellement. Dhirendra *et al.* (2009) soulignent que les cours d'eau ayant reçu divers effluents urbains sont riches en particules et autres matières en suspension et présentent des valeurs élevées de couleur et de turbidité. Ces résultats s'apparentent à ceux obtenus par Aguiza *et al.* (2014) en milieu urbain de la ville de Ngaoundéré, et sont supérieurs à ceux relevés par Aboubakar *et al.* (2017) dans les eaux de surface de la ville de Maroua.

Les pics observés de ces trois paramètres (MES, couleur et turbidité) pendant la saison des pluies dans ces cours d'eau seraient essentiellement liés à la remise en suspension des particules par les eaux des pluies et à l'augmentation de la vitesse et du débit de l'eau pendant cette saison. Auby *et al.* (1994) affirment en effet que les pluies favorisent l'érosion des particules du bassin versant et leur transport dans les eaux, provoquant ainsi leur enrichissement en matière organique et leur brassage. Selon l'OMS (2011), la couleur et la turbidité de l'eau sont liées à la présence de la matière organique associée à l'humus et aux particules en suspension dans l'eau. Ceci expliquerait les corrélations significatives et positives obtenues entre les MES et la couleur ($r=0,674$; $p=10^{-4}$) ; la turbidité ($r=0,736$; $p=10^{-4}$) et l'oxydabilité ($r=0,155$; $p=0,044$).

En ce qui concerne les paramètres chimiques, la valeur moyenne du pH ($7,46 \pm 0,46$ UC) obtenue pendant l'étude montre que les eaux du réseau hydrographique du Mezam à Bamenda sont légèrement basiques à neutres. Ces valeurs de pH ne diffèrent pas significativement des celles obtenues dans la même étude au niveau des sédiments de ces eaux ($6,75 \pm 0,62$ UC) (Tableau XVII). Nola *et al.* (2006) et Rodier *et al.* (2009) affirment à cet effet que le pH des eaux de surface sont généralement liés à la nature du sol traversé. Les valeurs élevées du pH obtenues dans certaines stations des cours d'eau Mankon et Ayaba seraient dues aux activités de lessives menées à proximité ou sur lesdites stations (El Ouali *et al.*, 2010) et aux teneurs élevées en

matières organiques. En effet, les valeurs élevées en nitrates et en orthophosphates contribuent à relever le pH des eaux (Wang *et al.*, 2014). Ceci expliquerait les corrélations positives obtenues entre le pH et les nitrates ($r=0,167$; $p=0,030$).

Les valeurs élevées du pH obtenues en saison sèche seraient attribuables aux taux élevés des matières organiques relevés pendant cette saison. En saison sèche, il y a accumulation des matières organiques et leur dégradation contribue à relever le pH. Néanmoins ces valeurs sont restées dans la gamme de pH des eaux naturelles favorables à la vie aquatique (5-9 UC) (Dussart et Defaye, 1995).

Les teneurs en alcalinité (2-78 mg/L) révèlent un caractère faiblement alcalin des eaux du réseau hydrographique de la Mezam (Gentilini, 2005). Ces valeurs d'alcalinité sont caractéristiques des cours d'eau situés en région à substrat acide (Rodier *et al.*, 2009). Ces résultats de l'alcalinité corroborent donc ceux du pH, d'où la corrélation positive et significative ($r = 0,160$; $p = 0,037$) observée entre ces deux paramètres. Les faibles valeurs de l'alcalinité obtenues dans la plupart des stations (2 - 36 mg / L) pourraient être essentiellement dues au caractère faiblement basique de ces eaux et à aux faibles valeurs des matières organiques oxydables. Rodier *et al.* (2009) affirment que la variation de l'alcalinité de l'eau est directement liée à son état de minéralisation et à l'oxydation du composant organique. Selon Mary (1999), la nature du sol du bassin versant influence également la concentration en hydrogénocarbonates et en bicarbonates, et donc l'alcalinité des eaux. D'après Azinwi *et al.* (2017), les sols des Bamenda sont composés de sable fin, d'argiles fines et de limon ; ce qui confèrerait à ces sols un caractère faiblement alcalin.

Les valeurs élevées en pourcentage de saturation en oxygène dissous observées dans les stations du cours d'eau Mufueh (Muf-amont, Muf-milieu et Muf-aval), en amont des autres cours d'eau (For-amont, Mnk-amont et Aya-amont) et dans la station Mez-potamon montreraient des eaux bien oxygénées (Nisbet et Verneaux, 1970). Les fortes pentes observées dans la ville de Bamenda ainsi que les substrats qui sont composés pour la plupart de grosses pierres et de roches, créent une turbulence permettant la circulation rapide des eaux, favorisant ainsi leur réoxygénation (Fernandes *et al.*, 2014). Ces résultats sont proches de ceux obtenus par Foto Menbohan *et al.* (2006 et 2013) dans quelques cours d'eau périurbains de la ville de Yaoundé. Par contre, la baisse du taux d'oxygène observée pendant la saison des pluies dans les autres stations pourrait être attribuée à la quantité de matières organiques qui augmentent dans ces stations pendant cette saison. À ce sujet, Elias *et al.* (2009) et Cabral-Oliveira *et al.* (2014) soulignent que les fortes charges en matière organique biodégradable dans une rivière augmentent la demande biologique, biochimique et chimique en oxygène, donc une plus grande

consommation d'oxygène dans les processus de dégradation de la matière organique par les microorganismes décomposeurs.

Les faibles teneurs en salinité (0,01 - 0,05 PSU) obtenues dans le cours d'eau Mufueh et en amont de tous les cours d'eau seraient attribuables aux faibles quantités en éléments minéraux dissous dans lesdites stations. Au juste, la salinité d'une eau est définie par la quantité totale des éléments dissous (Foussard et Etcheber, 2011), lesquels peuvent provenir de la dégradation des matières organiques issues des déchets domestiques. Selon Aguiza *et al.* (2014), la source la plus probable des ions dans les eaux est anthropique notamment les déchets domestiques. Ces faibles teneurs en salinité expliqueraient les forts taux d'oxygénation obtenues dans ces stations ainsi que les corrélations significatives et négatives relevées entre la salinité et l'oxygène dissous ($r = -0,581$; $p = 10^{-4}$). Par contre, les valeurs élevées obtenues dans les autres stations d'échantillonnage se justifieraient par des teneurs élevées en différents ions observées dans ces eaux (Tableau XVII) et par la forte anthropisation de ces stations. Des corrélations positives ($p \leq 0,05$) ont d'ailleurs été obtenues entre la salinité et les ions Ca^{2+} ($r = 0,728$), Mg^{2+} ($r = 0,438$), Cl^- ($r = 0,756$), HCO_3^- ($r = 0,600$), Na^+ ($r = 0,745$) et K^+ ($r = 0,719$), mesurés dans ces eaux.

Les valeurs élevées de la conductivité électrique (21 - 466 $\mu\text{S} / \text{cm}$) et des Solides Totaux Dissous (STD) (12 - 283 mg / L) relevées dans certaines stations des cours d'eau Formuki, Mankon et Ayaba confirment les teneurs élevées en salinité observées dans ces stations. C'est ainsi que des corrélations significatives et positives ont été obtenues entre la salinité et la conductivité électrique ($r = 0,920$; $p = 10^{-4}$). Ces grandes valeurs seraient probablement dues au rejet continu dans ces eaux des déchets urbains et domestiques riches en matières organiques. La minéralisation de ces matières organiques par les microorganismes contribue à augmenter la conductivité électrique de ces eaux (Baldy *et al.*, 1995). D'après Rodier *et al.* (2009), ces valeurs de conductivité électrique traduiraient une minéralisation moyenne à moyennement accentuée. Elles ne diffèrent pas de celles obtenues dans la même étude au niveau des sédiments (Tableau XVII) et montre que la conductivité électrique d'une eau pourrait dépendre également de celle de son terrain traversé.

Les faibles valeurs de l'oxydabilité observées dans les stations Muf-amont, Muf-milieu et Muf-aval sont indicatrices des faibles teneurs en matières organiques et inorganiques oxydables, et donc une faible activité métabolique des décomposeurs dans ces eaux. Des valeurs similaires ont été obtenues par Ngoay-Kossy (2018) dans les eaux des cours d'eau Nguito et Pala en République Centrafricaine (RCA). Par ailleurs, elles sont inférieures aux valeurs retrouvées par Tchakonté (2016) dans un cours d'eau périurbain de Douala. Par contre, les valeurs élevées d'oxydabilité observées dans les autres stations pourraient s'expliquer par l'apport excessif de

matières organiques et inorganiques d'origine anthropique dans ces différents points de prélèvement. En effet, les eaux de ces stations reçoivent des déchets domestiques et urbains des zones fortement peuplées de la ville. Ceci montrerait une synergie de la pollution domestique et urbaine dans l'augmentation des matières organiques oxydables dans une eau et partant de sa pollution. À cet effet, Rodier *et al.* (2009) soulignent qu'une valeur d'oxydabilité supérieure à 6 mg/L est indicatrice de pollution organique élevée et d'une mauvaise qualité de l'eau. Des corrélations positives et significatives ont été trouvées entre l'oxydabilité et les orthophosphates ($r=0,163$; $p=0,034$), témoignant ainsi la nature organique de la pollution. Ces valeurs d'oxydabilité ont été plus élevées pendant la saison sèche par rapport à la saison des pluies. En effet pendant cette saison, la faible vitesse d'écoulement des eaux favorise une accumulation des matières organiques et leur dégradation par les microorganismes contribue à augmenter l'oxydabilité.

Les faibles teneurs des eaux en azote minérale (NH_4^+ et NO_3^-) et en orthophosphates (PO_4^{3-}) dans les cours d'eau étudiés pourraient être attribuées d'une part, à la faible utilisation des intrants agricoles dans cette zone pour les cultures, et à la précipitation de ces éléments dans les sédiments d'autres part. À cet effet, Djeddi (2007) souligne que les réactions d'adsorption et de précipitation dans les sédiments diminuent les teneurs en orthophosphates dans le milieu aquatique. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Foto Menbohan *et al.* (2013) et Ajeegah *et al.* (2018) dans les cours d'eau périurbains de la ville de Yaoundé ; par Kourradi (2007) dans les eaux de l'estuaire du Bou Regreg au Maroc et par Boukari (2018) dans les eaux du barrage de Kpassa sur l'Okpara au Bénin.

La valeur moyenne de l'IPO ($3,81 \pm 0,64$) obtenue pendant la période d'étude dans les du réseau hydrographique de la Mezam montre une pollution organique modérée des eaux. Ceci s'expliquerait par les valeurs relativement faibles des nitrates, des orthophosphates et de l'oxydabilité obtenues dans les eaux de Bamenda. Le cours d'eau Mufueh situé dans une zone périurbaine se démarque des autres cours par son IPO élevée ($4,22 \pm 0,46$) traduisant une faible pollution organique de ses eaux. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Nyamsi Tchatcho *et al.* (2014) dans certaines stations de référence d'un cours d'eau forestier à Yaoundé où les niveaux de pollution variaient entre modérés et nuls.

Les métaux lourds ont été retrouvés à l'état de trace dans les eaux étudiées et traduirait la faible pollution métallique des eaux de Bamenda. Rodier *et al.* (2009) ont souligné que les métaux lourds se retrouvent généralement à l'état de traces dans les eaux naturelles. Ces faibles teneurs s'expliqueraient d'une part, par la faible utilisation des engrais et des pesticides dans ces zones, et d'autres part, par l'absence des grandes industries dans la ville de Bamenda. Avec une présence

faible des grandes industries dans la ville, ces métaux pourraient provenir des émissions des véhicules, des engrais et aussi des minéraux issus des roches (Paramasivama et Suresh, 2015). Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Asongwe *et al* (2016) dans les zones urbaines et périurbaines inondables de Bamenda. Par ailleurs, les teneurs en éléments traces métalliques sont restées inférieures aux normes de l’OMS (2006) pour les eaux de surface.

Par contre, les concentrations en métaux lourds ont été plus élevées dans les sédiments prélevés dans ces eaux. En effet, les sédiments constituent la « mémoire » des hydrosystèmes et renseigne sur le type et la source de pollution. Ils jouent aussi un rôle primordial dans la séquestration des métaux par adsorption puis sédimentation, ou par simple précipitation. Des résultats similaires ont été obtenus par Tchakonté (2016) dans les sédiments de certains cours d’eau de la ville de Douala.

III.2.2. Paramètres biologiques des eaux étudiées

Les analyses biologiques des eaux de Bamenda montrent qu’elles sont contaminées par 19 espèces de parasites intestinaux réparties en 10 espèces d’Helminthes et 9 espèces de Protozoaires. Cette variété des parasites retrouvés dans ces eaux serait liée à la prévalence et à l’intensité d’infestation de la population humaine et animale desservie (Bouhoum *et al.*, 1997). En effet, ces espèces de parasites sont excrétés sous forme de kystes ou d’œufs éliminés avec les matières fécales. Des espèces de parasites intestinaux identifiées, les espèces de Protozoaires ont dominé avec une densité moyenne de $58,47 \pm 101,91$ Parasites/L contre $28,34 \pm 97,44$ Parasites/L chez Helminthes. Cette domination des Protozoaires pourrait se justifier non seulement par leur mode de reproduction (multiplication asexuée et sexuée), mais aussi par leurs caractéristiques morphologiques (présence d’une membrane rigide parfois double) qui leur confèrent une forte résistance aux contraintes environnementales. Ils présentent également une plus grande diversité comparée à celle des Helminthes. Plusieurs travaux effectués dans les eaux ont montré la domination des kystes des Protozoaires sur les œufs d’Helminthes (Bouhoum *et al.*, 1997 ; El Ouali *et al.*, 2014 ; Ouarrak *et al.*, 2017).

III.2.2.1. Kystes et oocystes des Protozoaires entéropathogènes

Les kystes et oocystes identifiés de Protozoaires entéropathogènes dans les eaux analysées appartiennent aux classes des Flagellés, des Rhizopodes, des Sporozoaires et des Ciliés (Figures 41 à 49) avec une prédominance espèces de la classe des Sporozoaires. Cette prédominance serait probablement liée à leurs caractéristiques morphologiques (petite taille, présence d’une coque rigide), à leur biologie (mode de reproduction) et à leur faible dose infestante. Cette classe des Protozoaires a été la plus diversifiée avec 4 espèces (*Cryptosporidium* spp., *Cyclospora cayetanensis*, *Isoospora belli* et *Sarcocystis hominis*), comparée aux autres classes.

Chez les Sporozoaires, les fortes densités des espèces *Cryptosporidium* spp. et *Cyclospora cayetanensis* dans l'ensemble des stations seraient dues à leur mode de reproduction et à leur taille. En effet, ces espèces sont caractérisées par des tailles relativement petites, la présence d'une coque rigide et leur résistance vis-à-vis des désinfectants usuels. La petite taille permettrait à ces parasites d'échapper le plus souvent au processus de filtration ; tandis que la coque rigide leur facilite une forte résistance aux conditions environnementales. Leur mode de reproduction (asexuée et sexuée) serait également en faveur de leur excrétion en grande quantité dans le milieu extérieur. Leur forte occurrence dans ces eaux pourrait aussi s'expliquer par leur résistance aux méthodes habituelles de traitement telles que la chloration et l'ozonation (Ajeegah *et al.*, 2007). La présence élevée de *Cryptosporidium* spp. et de *Cyclospora cayetanensis* avait déjà été signalée dans certains cours d'eau de la ville de Yaoundé (Ajeegah *et al.*, 2007 ; Ajeegah *et al.*, 2014).

Les densités élevées des espèces *Sarcocystis hominis* et *Isospora belli* dans les stations Mnk2 et Aya2 seraient attribuables probablement à la proximité de ces stations avec les fermes d'élevage et aux teneurs élevées des MES relevées dans ces deux stations d'échantillonnage. Ceci expliquerait les corrélations positives obtenues entre les MES, *Isospora belli* ($r=0,194$; $p=0,012$) et *Sarcocystis hominis* ($r=0,168$; $p=0,029$), montrant la forte adhésion de ces espèces aux matières en suspension dans l'eau (Medema *et al.*, 1998).

Chez les Flagellés, deux espèces (*Giardia* sp. et *Chilomastix mesnili*) ont été identifiées dans les eaux analysées, avec une domination des kystes de *Giardia* sp. à toutes les stations. Ces résultats sont plus ou moins similaires à ceux obtenus par certains auteurs (El Ouali *et al.*, 2014 ; Prystajec *et al.*, 2015 et Ajeegah *et al.*, 2016). La forte occurrence des kystes de *Giardia* sp. dans les eaux de Bamenda se justifierait par la grande quantité des kystes excrétée dans les fèces d'une part, et leur forte résistance dans l'environnement d'autre part (Santé Canada, 2019). D'après O'Handley et Olson (2006), les kystes de *Giardia* sont excrétés en grande quantité dans les fèces des personnes infectées (7×10^8 kystes par jour chez un adulte) et des animaux infectés (par exemple les bovins infectés excrètent jusqu'à un million de kystes par gramme de fèces). Ces kystes peuvent survivre dans l'environnement pendant des semaines, voire des mois, en fonction de certains facteurs abiotiques comme la température (plus la température augmente, plus la période de survie des kystes diminue) (Santé Canada, 2019). Cet effet de la température explique, en partie, les pics de concentration de kystes de *Giardia* sp. signalés en amont des cours d'eau Mufueh, Formuki, Mankon et Ayaba (Van Dyke *et al.*, 2012). En effet, ces stations d'échantillonnage ont montré des faibles valeurs de température pendant la période d'étude, contrairement aux autres stations qui ont présenté des faibles densités de ces parasites avec des températures relativement élevées.

Les concentrations élevées des kystes des Rhizopodes (*Entamoeba histolytica* et *Entamoeba coli*), des Ciliés entériques (*Balantidium coli*) et d'autres Protozoaires relevés aux stations Muf-amont, Mnk-amont, Mnk-milieu, Aya-milieu et Mez-potamon (Figure 71) seraient dues à leurs coques rigides, qui leur confèrent une forte résistance aux stress environnementaux. Cela s'expliquerait aussi par la proximité de ces stations avec les sources de pollution (latrines canons avec évacuation des produits dans les cours d'eau ou ferme d'élevage du bétail). Au juste, les densités élevées des kystes de *Balantidium coli* ont été relevées en aval des stations qui reçoivent les déchets issus des porcheries (stations Mnk-amont, Aya-milieu et Mez-potamon). En effet, les porcs sont les réservoirs majoritaires des kystes de *Balantidium coli* (Bourée *et al.*, 2016). Des observations similaires ont été faites par Ajeagah et Moussima Yaka (2014) qui ont trouvé des densités élevées des kystes de *Balantidium coli* en aval d'une porcherie dans le cours d'eau Ewoue à Yaoundé.

La diminution des densités des kystes des Protozoaires intestinaux dans les autres stations d'échantillonnage se justifierait par des valeurs élevées de certains paramètres physico-chimiques. Ainsi, les matières organiques sous forme ioniques et certains ions ont la capacité de pénétrer les cellules des parasites, entraînant leur destruction ou leur inactivation (Kato *et al.*, 2002). Des corrélations significatives et négatives ($p \leq 0,05$) ont été d'ailleurs obtenues entre la densité de certaines de ces espèces de Protozoaires entéropathogènes et les ions dans les eaux étudiées (Tableau XXI). Ces faibles charges parasitaires observées dans certaines stations auraient également pour explications les fortes valeurs de température observées dans lesdites stations, le phénomène de prédation et/ou d'autoépuration. Certains auteurs (Revetta *et al.*, 2005 ; McGuigan *et al.*, 2006 et Heaselgrave et Kilvington, 2011) ont montré que les fortes températures, l'exposition aux rayons UV ou la prédation par d'autres organismes, peuvent également raccourcir le temps de survie de certains kystes de Protozoaires dans l'environnement aquatique.

Sur le plan temporel, la saison des pluies a montré des densités moyennes les plus élevées des Protozoaires entéropathogènes. Ceci pourrait s'expliquer par le fait qu'en saison de pluie, les eaux de ruissellement drainent divers déchets riches en matières organiques provenant des latrines à fond perdu et des latrines canons ouvertes pendant cette saison (Ajeagah *et al.*, 2016). Cela se confirme avec des grandes valeurs des paramètres physico-chimiques relevées pendant cette saison comme la couleur, le CO₂, la turbidité et les matières en suspension, supports des kystes dans l'eau (Medema *et al.*, 1998). Ceci expliquerait les corrélations positives obtenues entre les MES, le CO₂, la couleur et les densités des kystes des Protozoaires entéropathogènes

($p \leq 0,05$). Ces fortes densités ont été observées notamment au mois de Mars. En effet, c'est pendant ce mois que les pluies reviennent dans la ville de Bamenda.

Les espèces (*Isospora belli* et *Cyclospora cayetanensis*) ont présenté les taux de maturation faibles dans les échantillons analysés (37,55 et 39,58% respectivement). Ces faibles taux traduiraient une contamination récente des eaux du réseau hydrographique de la Mezam. En effet, la maturation de *Cyclospora cayetanensis* nécessite une durée de 7 à 15 jours, une température comprise entre 15 et 25°C et passe par plusieurs étapes. Chez les autres espèces de Protozoaires, la sporulation est complète 48 heures après leur émission dans l'environnement (Ortega et Robertson, 2017). Sur le plan spatial, les taux de maturation ont été remarquables dans les stations qui ont présenté des pourcentages élevés d'oxygène dissous. Ceci montrerait le rôle de l'oxygène dissous dans la sporulation des oocystes des Protozoaires (Ortega et Robertson, 2017). Des corrélations significatives et positives ont d'ailleurs été obtenues entre les oocystes matures de *Cyclospora cayetanensis* ($r=0,291$), d'*Isospora belli* ($r=0,286$) et l'oxygène dissous.

III.2.2.1. Œufs et larves d'Helminthes

Les œufs d'Helminthes entéropathogènes rencontrés dans les eaux du réseau hydrographique du Mezam appartiennent aux classes des Cestodes, des Nématodes et des Trématodes avec une nette prédominance des espèces de la classe des Nématodes. Cette prédominance des œufs et larves des Nématodes est probablement liée à leur mode de transmission (cycle direct) (Mrabet, 1991 ; Bouhoum *et al.*, 1997 ; Schwartzbrod et Banas, 2003, El Ouali *et al.*, 2014). En générale les œufs embryonnés des Nématodes se transmettent directement d'un homme infesté à un homme sain sans un passage chez des hôtes intermédiaires. Ce mode de transmission direct favorise une production rapide et abondante des œufs des Nématodes. En revanche, le mode de transmission est complexe et long chez les Cestodes et les Trématodes. Ce mode de transmission nécessite le passage des œufs chez au moins un hôte intermédiaire. La dominance des œufs et larves de Nématodes dans les eaux a déjà été signalée par certains auteurs (Guessab *et al.*, 1993 ; Alouini *et al.*, 1995 ; Sylla et Belghyti, 2008 ; Tsama *et al.*, 2010 ; El Ouali *et al.*, 2014).

Les fortes densités des larves de *Strongyloides* sp. et des œufs d'*Ascaris lumbricoïdes* observées dans les échantillons analysés pourraient se justifier par leur écologie, leur biologie, ainsi que par la résistance élevée de ces deux parasites dans l'environnement aquatique. Les larves de *Strongyloides* sp. peuvent résister de nombreux mois en milieu humide. Elles ont un tropisme pour la chaleur, l'humidité et la peau, ce qui facilite la poursuite de leur cycle dans l'environnement. Ainsi, dans le milieu aquatique, les larves rhabditoïdes de *Strongyloides* sp. se transforment en adultes libres stercoraux mâles et femelles, qui, après copulation donnent

naissance à des œufs qui éclosent et donnent des larves rhabditoïdes de deuxième génération qui se transforment au bout de 2 ou 3 jours en larves strongyloïdes infestantes (Nanfah Woda, 2008 ; Safaa, 2017). Cette poursuite du cycle dans le milieu naturel serait à l'origine des fortes densités des espèces de *Strongyloides* sp. (141 Larves/L) dans les eaux étudiées.

Les œufs d'*Ascaris lumbricoïdes* possèdent une coque mamelonnée et épaisse constituée de 3 membranes : la membrane externe mamelonnée, la membrane moyenne chitineuse et la membrane interne. Cette coque leur permettrait de résister aux facteurs qui leur sont nuisibles (fortes températures, dessiccation, pH acide ou basique, sels et produits chimiques) et donc de survivre dans des conditions défavorables. L'abondance de ces œufs serait également due à leur haute potentialité de production des œufs. Selon Feachem *et al.* (1983), une femelle d'*Ascaris lumbricoïdes* produit 200 000 œufs par jour, soit une vingtaine de fois de plus que ceux produits par une femelle de *Trichuris trichiura*.

Comparativement aux œufs et larves des Nématodes, les faibles concentrations en œufs des Trématodes (*Schistosoma haematobium* et *Fasciola hepatica*) seraient imputables non seulement au fait que ces espèces ont une faible résistance dans l'environnement, mais également à leur mode de transmission qui est indirecte. En effet, ces parasites possèdent des cycles de vie qui nécessitent obligatoirement un passage par un hôte intermédiaire. Les œufs des Schistosomes éclosent rapidement (après 24 h) en milieu aquatique et libèrent les miracidiums qui vont pénétrer un hôte intermédiaire (mollusque). Il en est de même pour les œufs de *Fasciola hepatica* qui se éclosent dans le milieu aquatique pour libérer le miracidium qui nage à la recherche d'un hôte intermédiaire. La présence de ces œufs dans les échantillons analysés témoigne d'une contamination récente de ces eaux.

Sur le plan spatio-temporel, les densités élevées des œufs et larves d'Helminthes observées dans les stations Mnk-aval, Mez-potamon, Aya-amont, Muf-amont et Muf-milieu pendant la saison des pluies (Figures 69 et 72) seraient dues aux caractéristiques physico-chimiques de ces stations et à leur proximité avec les sources de pollution. De plus, la bonne oxygénation des eaux ainsi que les températures peu élevées obtenues dans certaines stations, seraient à l'origine de ces fortes densités en offrant des conditions favorables à la survie des œufs d'Helminthes (OMS, 1989). Les fortes densités des œufs et larves d'Helminthes obtenues pendant la saison des pluies se justifieraient également par l'action des eaux de ruissellement qui charrient les trop pleins des latrines canons ainsi que des déchets domestiques dans les cours d'eau pendant cette saison. Ces résultats corroborent ceux de Dssouli (2002) ; Bouhoum *et al.* (2002) ; EL Guamri et Belghyti (2007) et Cissé *et al.* (2011) ; qui indiquent que la teneur en œufs d'Helminthes est plus élevée en saison pluvieuse qu'en saison sèche.

Par contre, les faibles densités des œufs et larves d'Helminthes entéropathogènes retrouvées dans certaines stations pourraient être attribuées aux valeurs élevées de certains ions et des matières organiques sous forme ionique présentes dans ces stations. Ces éléments minéraux pourraient avoir un impact négatif sur les densités de ces organismes. C'est ainsi que des corrélations négatives et significatives ont été retrouvées entre les ions, les nitrates, les orthophosphates, l'azote ammoniacal et les densités de ces parasites ($p < 0,05$). Ceci montrerait que les teneurs élevées en éléments minéraux et en sels dissous peuvent diminuer les densités des parasites par leur grande capacité de pénétration dans les parois des cellules (Jenkins *et al.*, 1998).

Les œufs fécondés d'*Ascaris lumbricoïdes* et les larves infestantes (matures) de *Strongyloïdes* sp. ont montré des taux de maturation respectifs de 66,35% et 28,53%. Le taux de maturation élevé (66,35%) obtenu chez les œufs d'*Ascaris lumbricoïdes* traduirait les conditions optimales qu'offrent les eaux étudiées dans le processus de maturation de ces œufs. Les conditions les plus importantes qui favorisent le développement optimal de ces œufs sont la température, l'humidité, les nutriments, la présence d'autres microorganismes, le rayonnement solaire et le pH (Heinss *et al.*, 1998). Par contre, le faible taux de maturation des larves de *Strongyloïdes* sp. s'expliquerait par le fait que ces organismes continuent leur cycle de reproduction dans l'environnement aquatique, donnant ainsi naissances aux larves rhabditoïdes de seconde génération. Les taux de maturation élevés obtenus pendant la saison pluvieuse permettraient de mettre en évidence le rôle de l'humidité et de la température dans le processus de maturation des œufs d'Helminthes. En effet, l'humidité offre des conditions de stockage favorables à la survie des œufs d'Helminthes (Cissé *et al.*, 2011).

III.2.3. Influence des variables abiotiques sur la distribution et la maturation des parasites

Les valeurs élevées des paramètres hydrologiques obtenues pendant la saison des pluies, notamment la vitesse d'écoulement des eaux et le débit (Figure 22) seraient à l'origine des fortes densités des parasites ainsi que des taux élevés de maturation relevés pendant cette saison. En effet, pendant la saison des pluies, les eaux de ruissellement drainent les déchets domestiques des divers effluents et les contenus des fosses septiques qui sont vidangés dans les cours d'eau (Ajeegah *et al.*, 2016). Ces fortes valeurs de la vitesse d'écoulement et du débit de l'eau limitent le processus de sédimentation des parasites, les maintenant en suspension dans la colonne d'eau, augmentant ainsi leurs densités. L'augmentation du volume d'eau favoriserait aussi la maturation des œufs d'Helminthes en ce sens que l'humidité offre des conditions de stockage favorables à la survie des œufs d'Helminthes (Cissé *et al.*, 2011). Les densités élevées des parasites en saison des pluies seraient un signal d'un risque sanitaire élevé (Moustier et Fall, 2004 ; Chumtchoua *et al.*, 2016).

Les corrélations significatives et positives obtenues entre les MES, les oocystes d'*Isospora belli* ($r=0,194$) et de *Sarcocystis hominis* ($r=0,168$) montreraient leur forte adhérence aux matières en suspension dans l'eau (Tableau XIX). En effet, pour éviter la dérive, les parasites restent fixés ou adhérents aux matières organiques en suspension dans l'eau. Les observations similaires ont été faites dans les cours d'eau par certains auteurs (Ajeegah *et al.*, 2016 et Chumtchoua *et al.*, 2016). Les corrélations significatives et négatives sont relevées entre les œufs d'*Ascaris lumbricoides* ($r=-0,188$), d'*Hymenolepis* sp. ($r=-0,182$) de *Fasciola hepatica* ($r=-0,155$), les oocystes matures d'*Isospora belli* ($r=-0,207$) et la salinité. Des corrélations négatives ont également été obtenues entre certains espèces de parasites, les formes matures de *Isospora belli*, de *Cyclospora cayetanensis* et les ions chlorures (Cl^-), calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), sodium (Na^+), potassium (K^+), bicarbonates (HCO_3^-) et nitrates (NO_3^-). Ceci montrerait que l'augmentation des teneurs en ces ions et en salinité dans l'eau pourrait ralentir la maturation des parasites et diminuer leurs densités par leur capacité de pénétration et de destruction des cellules (Jenkins *et al.*, 1998).

Les corrélations positives et significatives obtenues entre *Hymenolepis* sp. ($r=0,203$), *Fasciola hepatica* ($r=0,185$), les oocystes matures d'*Isospora belli* ($r=0,286$), de *Cyclospora cayetanensis* ($r=0,291$) et l'oxygène dissous montreraient que ces parasites affectionnent les milieux oxygénés ayant un faible niveau de pollution organique. Cela met aussi en évidence le rôle de l'oxygène dissous dans la sporulation des oocystes des Protozoaires dans l'eau (Ortega et Robertson, 2017).

Les métaux lourds tels que le Plomb ($r=-0,157$) et le Zinc ($r=-0,234$) ont montré des corrélations significatives et négatives avec les formes matures d'*Isospora belli* et de *Cyclospora cayetanensis*. Bien qu'étant non significatives, des corrélations négatives ont également été obtenues entre certains métaux lourds et les formes matures des parasites. Ceci traduirait le fait que ces métaux auraient pénétrés les membranes des cellules des parasites par l'intermédiaire du métabolisme, ceci par des mécanismes actifs ou passifs (Mamadou *et al.*, 2007) et auraient entraînés le ralentissement du processus de maturation de ces organismes. Par contre, les corrélations positives et significatives obtenues entre le Chrome ($r=0,155$), le Cadmium ($r=0,242$) et les parasites montreraient que ces métaux sont restés fixés sur les structures cellulaires des parasites et conséquemment biosorbés sur des sites de liaisons (Malik, 2004). Ces deux modes d'interaction entre les métaux lourds et les parasites intestinaux mettent en évidence la bioaccumulation des éléments traces métalliques par les œufs, larves, kystes et oocystes des parasites intestinaux dans l'eau (Desaunay, 2011) et une possibilité de transmission des ces éléments traces métalliques dans les organismes parasités.

A decorative border resembling a scroll, with a vertical strip on the left and a horizontal strip at the top, both with rounded ends and a slight shadow effect.

*CONCLUSION,
RÉCOMMANDATIONS ET
PERSPECTIVES*

Au terme de cette étude, où il était question de caractériser les formes matures de dissémination des Protozoaires et Helminthes intestinaux en relation avec la qualité physico-chimique de l'eau dans le réseau hydrographique de la Mezam à Bamenda, 13 stations d'échantillonnage dont 12 dans les cours d'eau (Mufueh, Formuki, Mankon et Ayaba) et 1 station dans la rivière Mezam ont été choisies. L'analyse des paramètres physico-chimiques montre que le cours d'eau Mufueh et la rivière Mezam situés dans les périphéries de la ville de Bamenda, révèlent des faibles valeurs de température, du pH, une bonne oxygénation, une faible minéralisation et une pollution organique faible. Ces eaux sont de qualité écologique acceptable. Par contre, dans les cours d'eau Formuki, Mankon et Ayaba situés en milieu urbain, les eaux montrent une pollution organique modérée à forte, des grandes valeurs de température, du pH, des eaux plus colorées, une forte minéralisation et des teneurs élevées en éléments métalliques dans les sédiments. Ces eaux sont donc de mauvaise qualité écologique.

Au cours de cette étude, les analyses biologiques ont permis d'identifier, de caractériser et de dénombrer différentes formes environnementales des Protozoaires et Helminthes intestinaux, avec une nette prédominance des kystes et oocystes des Protozoaires ($58,47 \pm 101,91$ Parasites/L) sur les œufs et larves d'Helminthes ($28,34 \pm 97,44$ Parasites/L). La présence de ces parasites intestinaux montre une contamination des eaux par de la matière fécale. Chez les Protozoaires intestinaux, 9 espèces appartenant à 4 classes (les Rhizopodes, les Flagellés, les Ciliés et les Sporozoaires) ont été identifiées, avec une prédominance des Sporozoaires. Ces espèces sont représentées par : *Entamoeba histolytica*, *Entamoeba coli*, *Giardia* sp., *Chilomastix mesnili*, *Balantidium coli*, *Cryptosporidium* spp., *Cyclospora cayetanensis*, *Isospora belli* et *Sarcocystis hominis*. Les espèces *Cryptosporidium* spp. et *Cyclospora cayetanensis* ont montré les densités moyennes les plus élevées dans ces eaux ; tandis que *Sarcocystis hominis* et *Chilomastix mesnili* ont été les espèces de Protozoaires les moins représentées. Sur le plan spatiotemporel, les fortes charges parasitaires ainsi que les formes matures des Protozoaires intestinaux sont relevées pendant la saison des pluies. Les taux de maturation sont respectivement de 37,55% et 39,58% pour *Isospora belli* et *Cyclospora cayetanensis*. Les stations Muf-amont, Aya-milieu, Mnk-amont, Mnk-milieu et Mez-potamon ont été les plus contaminées par ces parasites, tandis que les stations situées en aval des cours d'eau ont montré des faibles charges parasitaires. Les analyses statistiques ont présenté des corrélations significatives et positives entre les densités des Protozoaires et les MES ($p < 0,05$) ; et entre les formes matures des parasites et l'oxygène dissous montrant le rôle de l'oxygène dissous dans la maturation des Protozoaires.

Chez les œufs et larves d'Helminthes intestinaux, 10 espèces appartenant à 3 classes (Nématodes, Cestodes et Trématodes) ont été identifiées, avec une prédominance des Nématodes. Il s'agit par ordre décroissant de densité de *Strongyloides* sp., *Ascaris lumbricoïdes*, *Taenia* sp.,

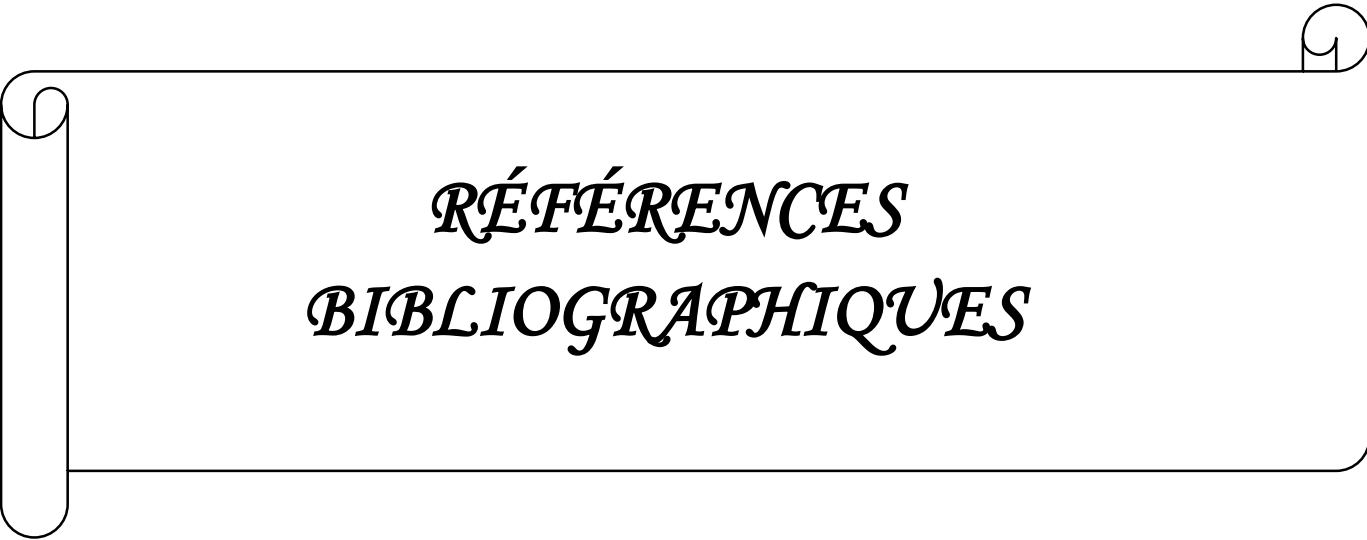
Diphyllobothrium latum, *Hyménolepis* sp., *Enterobius vermicularis*, *Schistosoma haematobium*, *Ancylostoma* sp., *Fasciola hepatica* et *Trichuris trichiura*. Sur le plan spatial, les stations Mnk-aval, Aya-amont, Muf-amont, Muf-milieu et Mez-potamon ont été les plus contaminées par les œufs et larves d'Helminthes intestinaux; tandis que les stations Mnk-amont, For-amont et Muf-aval ont présenté des faibles charges de ces parasites. Le mois d'avril pendant la saison des pluies a enregistré les plus fortes densités ainsi que les formes matures des œufs et larves d'Helminthes. Les taux élevés de maturation des œufs d'*Ascaris lumbricoïdes* (66,35%) traduisent le rôle de l'humidité dans la maturation de ces œufs. Les corrélations négatives ($p \leq 0,05$) obtenues entre la salinité, les ions, la température et les œufs d'Helminthes d'une part, et positives entre l'oxygène dissous, l'IPO et la densité de ces œufs d'autre part, montrent que ces parasites affectionnent les eaux bien oxygénées avec des faibles valeurs de température et une pollution organique faible.

De manière générale, les eaux du réseau hydrographique de la Mezam à Bamenda utilisées à plusieurs fins par la population, sont contaminées par des kystes et oocystes de Protozoaires ainsi que par des œufs et larves d'Helminthes. La distribution des parasites dans ces eaux est fonction des sources de pollution (latrines canons, fermes d'élevages) et aussi sous l'influence des caractéristiques physico-chimiques de chaque station. Vu les densités élevées de ces parasites ainsi que les formes matures des parasites retrouvées dans ces eaux, il est impératif de tirer une sonnette d'alarme en direction des pouvoirs publics, de la population en collaboration avec les chercheurs, de prendre des mesures nécessaires pour limiter la contamination de ces plans d'eau et limiter ainsi la propagation de ces parasitoses. Ainsi, nous recommandons :

- Aux pouvoirs publics, de prendre des mesures de protection de ces hydrosystèmes par la construction des stations d'épuration ; l'application rigoureuse des textes relatifs à la protection de l'environnement et la bonne gestion des déchets urbains et municipaux par la communauté urbaine de Bamenda.

- Aux populations, de respecter les règles d'hygiène de base en construisant des toilettes conformes aux normes ; d'adopter un comportement éco-citoyen en utilisant des moyens appropriés pour l'évacuation des ordures ménagères ; de procéder au traitement des eaux par décantation ou par ébullition avant tout usage.

En vue de compléter certains aspects de cette étude, les résultats obtenus nous amènent à ouvrir de nouveaux axes de recherche qui peuvent se résumer en quatre points. (1) La réalisation des tests de viabilité de ces espèces en vue de connaître leur degré d'infectiosité ; (2) la réalisation des analyses biomoléculaires pour caractériser les souches identifiées et évaluer l'impact des ions et des métaux lourds sur la maturation des parasites ; (3) la réalisation des essais en microcosme sur les moyens efficaces de leur élimination complète dans les eaux destinées à la potabilisation et (4) et l'établissement des arbres généalogiques de contamination de ces parasites.

A decorative border resembling a scroll, with a vertical strip on the left and a horizontal strip at the top, both ending in rounded, curled ends.

*RÉFÉRENCES
BIBLIOGRAPHIQUES*

- Abdelmadjid N. (2006). Traitement biologique des eaux usées par les bactéries anaérobies butyriques (*Clostridium butyricum*) qui produisent de l'hydrogène. *Ghardaïa-Algeria*, 2 : 27-29.
- Aboubakar, Abdoul W., Bouba L. (2017). Caractérisation des eaux de surface aux alentours d'une société agro-industrielle de Maroua - Cameroun. *Larhyss Journal*, 29 : 209-225.
- AFNOR (Association Française de Normalisation) (1999). La qualité de l'eau. Terminologie, échantillonnage, contrôle qualité, Tome 1. 393 p.
- Aguiza A.E., Ombolo M., Ngassoum B.M., Mbawala A. (2014). Suivi de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux des cours d'eau de Ngaoundéré au Cameroun. *Afrique Science*, 10 (4), 135-145.
- Ajeegah G.A., Njiné T., Nola M., Foto Menbohan S., Wouafo N.M. (2007). Evaluation de l'abondance des formes de résistance de deux protozoaires pathogènes (*Giardia* sp. et *Cryptosporidium* sp.) dans deux biotopes aquatiques de Yaoundé (Cameroun). *Cahier d'Etudes et de Recherche Francophones/Santé*, 17 (3) : 167-172.
- Ajeegah G.A., Njine T., Bilong Bilong C.F., Foto Menbohan S., Wouafo Ndayo M., Nola M., Di Giovanni G.D., Huw S. (2010). Seasonal Distribution of Enteric Opportunistic *Cryptosporidium* spp. oocysts and *Giardia* spp. cysts in a tropical Water Basin, Cameroon. *Water*, 12 (1): 44-57.
- Ajeegah G.A., Foto Menbohan S., Talom S.N., Ntwong Mohom M., Tombi J., Nola M., Njiné T. (2014). Propriété physico-chimique et dynamique d'abondance des formes de dissémination des helminthes intestinaux dans les eaux usées et de surface à Yaoundé (Cameroun). *European Journal of Scientific Research*, 1 (1): 44-63.
- Ajeegah G.A, Moussima Yaka D.A. (2014). Study of the influence of environmental factors on the occurrence of *Balantidium coli* cysts in an urban aquatic system in Cameroon. *Journal of Ecology and the Natural Environment*, 6 (6): 190-199.
- Ajeegah G.A, Chumtchoua A.L, Mbouombouo M., Foto Menbohan S., Njine T. (2016). Evaluation de l'abondance des kystes des protozoaires flagellés dans les eaux usées exploitées pour l'agriculture maraîchère en zone urbaine : Cas de Yaoundé, Cameroun. *Journal of Applied Biosciences*, 107: 10450-10459.
- Ajeegah G.A., Asi Quiggle A., Nola M. (2016). Bioqualité des formes de dissémination des protozoaires flagellés entériques dans les eaux souterraines (sources et puits) en zone anthropisée (Yaoundé-Cameroun). *European Scientific Journal*, 12 (33) : 1857-7881.

- Ajeegah G.A., Karie Mouncharou J.E. (2018). Dynamique de l'abondance des oocystes d'*Isospora belli* dans un milieu aquatique en zone tropicale (Cameroun). *Hydroécologie Appliquée*, 20 : 85-102.
- Ajeegah G.A., Yogback G.E., Tchakonté S., Nana P.A., Bricheux G., Sime-Ngando T., Djiéto C. L. (2018). Biomorphologie des crustacés d'un cours d'eau peu anthropisé en forêt équatoriale au Cameroun. *Revue des Sciences de l'Eau*, 31 (1): 29-40.
- Allan J.D. (1995). Influence of land use of stream ecosystems. *Annual Review Ecology Evolution*, 35: 257- 284.
- Allan J. D. (2004). Landscape and rivers cape: the influence of land use on stream ecosystems. *Annals Review of Ecological System*, 35: 257-284.
- Alouini Z., Achour H., Alouini A. (1995). Devenir de la charge parasitaire des eaux usées traitées dans le réseau d'irrigation "Cebala" in Zekri, Laajini A. (Ed) Agriculture durabilité et environnement. Zaragoza : Centre International de Hautes Etudes Agronomiques Méditerranéennes, 117-124 p.
- Aminata N. (2006). *Contribution à l'étude des parasitoses intestinales à l'institut de pédiatrie sociale de Pikine-Guediawaye*. Thèse de médecine, Dakar, 78 p.
- Angelier E. (2000). Ecologie des eaux courantes. Edition Tec et Doc, Paris, 199 p.
- Angelier E. (2003). Ecology of streams and rivers. Science Publisher, Inc. Enfield: 211-213 p.
- ANOFEL (Association Française des Enseignants de Parasitologie et Mycologie) (2014). Bilharzioses. Université Médicale Virtuelle Francophone, 411 p.
- ANOFEL (2016). Polycopié de Parasitologie-Mycologie : support de cours. Université Médicale Virtuelle Francophone, 420 p.
- APHA (American Public Health Association) (1998). Standard method for examination of water and wastewater. American Public Health Association, 20th edition, Washington, DC, 1150 p.
- Asongwe G., Yerima B., Tening A. (2016). Spatial variability of selected physico-chemical properties of soils under vegetable cultivation in urban and peri-urban wetland gardens of Bamenda municipality, Cameroon. *African Journal of Agricultural Research*, 11 (2): 74-86.

- Auby I., Manaud F., Mauder D., Trut G. (1994). Etude de la prolifération des Algues vertes dans le bassin versant d'Arcachon, Ifremer- Cemagre Ssa-sabarc. 192 p.
- Azinwi T., Tsozué D., Tita M., Boukong A., Ngnipa T., Ntangmo T., Mvondo Z. (2017). Effect of Topographic Position and Seasons on the Micronutrient Levels in Soils and Grown Huckleberry (*Solanum scabrum*) in Bafut (North-West Cameroon), *World Journal of Agricultural Research*, 5 (2): 73-87.
- Baldy V., Chauvet E., Gessner M.O. (1995). Bacteria, fungi and the breakdown of leaf in a large river. *Oikos*, 74 : 93-102.
- Barroin G. (2004). Phosphore, azote et carbone. Du facteur limitant au facteur de maîtrise. *Courrier Environnement Institut National de la Recherche Agronomique*, 52 : 23-30.
- Ben Salah. I., Drancourt M. (2010). Surviving within the amoebal exocyst: The Mycobacterium avium complex paradigm. *BioMed Central microbiology*, 10: 99.
- Berrouch S., Escotte-Binet S., Harrak R., Huguenin A., Flori P., Favennec L., Villena I, Hafid J. (2020). Detection methods and prevalence of transmission stages of *Toxoplasma gondii*, *Giardia duodenalis* and *Cryptosporidium* spp. in fresh vegetables: a review. *Parasitology*, 147(5): 516–532.
- Bhat S.A., Meraj G., Yaseen S., Bhat A.R., Pandit A.K. (2013). Assessing the impact of anthropogenic activities on spatio-temporal variation of water quality in Anchar Lake, Kashmir Himalayas. *International Journal of Environmental Sciences*, 3: 1625-1640.
- Blaxter M.L. (2004). The promise of a DNA taxonomy. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series, Biological Sciences*, 359 (4): 669-679.
- Bouhoum K. (1996). *Etude épidémiologique des helminthiases intestinales chez les enfants de la zone d'épandage des eaux usées de Marrakech : Devenir des kystes de protozoaires et des œufs d'helminthes dans les différents systèmes extensifs de traitement des eaux usées*. Thèse de Doctorat Université de Marrakech, 227 p.
- Bouhoum K., Amahmid O., Habba K.H., Schwartzbrod (1997). Devenir des œufs d'helminthes et des kystes de protozoaires dans un canal à ciel ouvert alimenté par les eaux usées de Marrakech. *Revue des Sciences de l'Eau*, 2 : 217- 232.
- Bouhoum K., Amahmid O., Asmama S. (2002). Wastewater reuse for agricultural purposes: Effets on population and irrigated crops. *Proceeding of international symposium environmental pollution control and waste management, Tunis (Tunisie)*: 582-586.

- Boukari T. O. (2018). *Caractérisation écologique et modélisation de la réponse du phytoplancton aux conditions physico-chimiques dans le barrage de Kpassa sur l'Okpara (Nord-Est du Bénin)*. Thèse de Doctorat, Faculté des Sciences, Université de Lomé (Togo), 243 p.
- Bourée P., Bisaro F., Delaigue S., Ensaf A. (2016). La balantidiose : une zoonose du porc pas toujours asymptomatique. *Revue Francophone des Laboratoires*, 483 : 39-44.
- Bouzidi M., Youcef A., Ilhem A., Latrèche A., Benyahia M., Bonguenaya N., Meliani H. (2010). Copépodes, Cladocères et Rotifères du lac Sidi Mohamed Benali (Algérie Nord-occidentale). *Physio-Geo*, 4: 1-19.
- Buret A.G., Cacciò S.M., Favennec L. Svärd S. (2020). Update on *Giardia*: Highlights from the seventh International *Giardia* and *Cryptosporidium* Conference. *Parasite* 27(49): 1-7.
- Byrne M. (2001). The detection of *Cryptosporidium* spp. oocysts and *Giardia* spp. cysts in water. Symposium on the identification of *Cryptosporidium* sp. and *Giardia* sp. in water, Dublin, Ireland.
- Cabral-Oliveira J., Mendes S., Maranhão P., Pardal M.A. (2014). Effects of sewage pollution on the structure of rocky shore macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia*, 726 : 271-283.
- Cazalas F., Gautron R. (1993). *Maîtriser les pollutions*. Paris : Les éditions de l'Environnement, 129 p.
- CDC (Center for Disease Control) (2007). *Acanthamoeba keratitis* multiple states, 2005-2007. *Mortality and Morbidity Weekly Report*, 56 (1): 532-534.
- CEAEQ (Centre d'Expertise en Analyses Environnementales du Québec) (2007). Détermination des Orthophosphates dans l'eau : méthode calorimétrique automatisée à l'acide ascorbique. Centre d'Expertise en Analyses Environnementales du Québec, 185 MA. 3030-P1.0, Revue 3, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 12 p.
- Chang, J. (1997). Biosorption of lead, copper and cadmium by biomass of *Pseudomonas aeruginosa* PU21. *Water Research*, 31: 1651-1658.
- Chia N. P., Ukaga C.N., Yongabi K.A., Nwoke B., Tih P.M. (2015). Baseline study on the occurrence of *Cryptosporidium* Spp. from streams water after torrential rains in Bamenda, Cameroon. *Global Journal of Biology, Agriculture and Health Sciences*, 4 (3): 62-69.

- Chumtchoua A.L, Ajeegah G.A, Zebaze Meguie J., Njine T. (2016). Biodynamique des kystes d'amibes intestinales dans les eaux usées exploitées en agriculture maraîchère en zone urbaine : Cas de la ville de Yaoundé (Cameroun). *Afrique Science*, 12(5): 246-257.
- Cissé M., N'guessan F., Karamoko Y., Tigoli K., Dje Bi Dje F., Gouréne G. (2011). Charge parasitaire des eaux usées du collecteur « Gouro » traversant les communes d'Abobo, Adjamé et Cocody (District d'Abidjan). *Les technologies de laboratoire*, 6 (25): 96-105.
- Corliss J. O. (2002). Biodiversity and biocomplexity of the protists and an overview of their significant roles in maintenance of our biosphere. *Acta Protozoologica* 41(3): 199-219.
- Davies-Colley R.J., Nagels J.W., Smith A.R., Young R.G., Phillips C.J. (2004). Water quality impact of a dairy cow herd crossing a stream. *New Zealand Journal Marine Freshwater Research*, 38:569-576.
- De Ley P., Blaxter M. (2004). A new system for Nematoda: combining morphological characters with molecular trees, and translating clades into ranks and taxa. *Nematology Monographs and Perspectives*, 2: 633-653.
- De Ley P., Decraemer W., Eyuaem-Abebe (2006). Introduction: Summary of present knowledge and research addressing the ecology and taxonomy of freshwater nematodes. *Freshwater nematodes : Ecology and taxonomy*, 30 p.
- Desaunay A. (2011). *Etude et modélisation de la biosorption des métaux par les bactéries. Application au transfert du Cadmium et du Zinc, seuls ou en mélange par Escherichia coli et Cupriavidus metallidurans en colonnes de sable d'Hostun*. Thèse de Doctorat, Faculté des Sciences de la Terre, Université de Grenoble, France, 222 p.
- Devidal S., Richard-Sirois C., Pouet M.F., Thomas O. (2007). Solutions curatives pour la restauration des lacs présentant des signes d'eutrophisation. Rapport interne, Observatoire de l'environnement et du développement durable, Université de Sherbrooke, Québec, 51 p.
- Dhirendra M., Alok K., Namita A. (2009). Studies on physicochemical parameters to assess the water quality of river Ganga for drinking purpose in haridwar district. *Rasayan journal of chemistry*, 2(1), 195-203.
- Dimowo B.O. (2013). Assessment of some physico-chemical parameters of river Ogun (Abeokuta, Ogun State, Southwestern Nigeria) in comparison with national and international standards. *International Journal of Aquaculture*, 3 : 79-84.

- Djeddi H. (2007). Utilisation des eaux d'une station d'épuration pour l'irrigation des essences forestières urbaines. Mémoire de Magistère en Ecologie et Environnement. Université Mentouri Constantine (Algérie), 144 p.
- Djuikom E., Temgoua E., Jugnia L.B., Nola M., Baané M. (2009). Pollution bactériologique des puits d'eau utilisés par les populations dans la Communauté urbaine de Douala-Cameroun. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 3: 967-978.
- Dorris M., De Ley P., Blaxter M.L. (1999). Molecular analysis of nematode diversity and the evolution of parasitism. *Parasitology Today*, 15 (5), 188-193.
- Dssouli K.H. (2002). *Traitement et réutilisation des eaux usées en agriculture au Maroc Oriental (Oujda) : Etude des helminthes parasites*. Thèse de Doctorat. Faculté des Sciences d'Oujda, Maroc, 1 33p.
- Dufour B. (2015). *Synthèse de données et nouvelle contribution à l'étude des parasites de l'époque romaine et apports méthodologiques de l'extraction des marqueurs au traitement des résultats*. Thèse de Doctorat en Archéologie, Territoire et Environnement. Université de Bourgogne Franche-Comté, volume 2- Annexes, 69 p.
- Dussart B.H., Defaye D. (1995). Copepoda: Introduction to the Copepoda. Guide to the identification to the macroinvertebrates of the continental waters of the world 7, Dumont H.J. (ed.), S.P.B. The Hague, *Academic Publishing*, 276 p.
- El Amrani K. (2007). La pollution de l'eau et ses impacts. Formation de formateurs « eau et développement durable ». ALMAE.
- El Guamri Y., Belghyti D. (2007). Charge parasitaire des eaux usées brutes de la ville de Kénitra (Maroc). *Afrique Science*, 3 (1) :123 - 145.
- El Ouali Lalami A., Merzouki M., El Hillali O., Maniar S., Ibnsouda Koraichi S. (2010). Pollution des eaux de surface de la ville de Fes au Maroc : typologie, origine et conséquences. *Larhyss Journal*, 9 : 55-72.
- El Ouali Lalami A., Zanibou A., Bekhti K., Zerrouq F., Merzouki M. (2014). Contrôle de la qualité microbiologique des eaux usées domestiques et industrielles de la ville de Fès au Maroc. *Journal Material Environmental Science*, 5 (1) : 2325-2332.

- Elias R., Rivero M.S., Sanchez M.A., Jaubet L., Vallarino E.A. (2009). Do treatments of sewage plants really work? The intertidal mussels' community of the southwestern Atlantic shore (388S, 578W) as a case study. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44 : 357-368.
- Faurie C., Ferra C., Médori P., Déveaux J. (1998). Ecologie, approche scientifique et pratique. Lavoisier, Londres, Paris, New-York, 210 p.
- Feachem R., Bradley D., Garelick H., Mara D. (1983). Sanitation and disease: Health aspects of excreta and wastewater management. In: Gallizzi K. (Eds): Co-composting reduces helminth in faecal sludge. A field study in Kumasi, Ghana. SANDEC, Switzerland, 46 p.
- Fernandes J.F., De Souza A.L.T., Tanaka M.O. (2014). Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. *Hydrobiologia*, 724: 175-185.
- Foto Menbohan S., Njiné T. (1991). Influence de la pollution organique sur la diversité des peuplements de ciliés de deux cours d'eau urbains au Cameroun. *Annales de la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé I, Série Sciences Naturelles et Vie*, 7 : 281-294.
- Foto Menbohan S., Njine T., Zébazé Togouet S.H., Kemka N., Nola M., Monkiedje A., Boutin C. (2006). Distribution spatiale du zooplancton dans un réseau hydrographique perturbé en milieu urbain tropical (Cameroun). *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle*, 142 : 52-63.
- Foto Menbohan S., Tchakonté S., Ajeegah G.A., Zébazé Togouet S.H., Bilong Bilong C.F., Njiné T. (2013). Water quality assessment using benthic macroinvertebrates in a periurban stream (Cameroon). *The International Journal of Biotechnology*, 2 : 91-104.
- Foussard V., Etcheber H. (2011). Proposition d'une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques pour les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde ; Rapport CR1 CNRS, Université de Bordeaux (France), 71 p.
- Gambari G. (2013). Prévalence des parasitoses intestinales et Connaissances-Attitudes-Pratiques des populations péri-urbaines face aux parasitoses intestinales : cas du canton d'Adidogomé. Mémoire de Master, Université de Lomé, 37 p.
- Garcia L.S. (2007). Intestinal protozoa (Coccidia and Microsporidia) and algae. Diagnostic Medical Parasitology. 5th edition, ASM Press. Washington DC, 57-101.
- Gentilini M. (2005). Médecine tropicale. 5e édition. Flammarion, Paris, 191 p.

- Giller P.S., Malmqvist B. (1999). The biology of rivers and streams. *Oxford University Press*, Oxford, 296 p.
- Guessab M., Bize J., Schwartzbrod J., Mani A., Morlot M., Nivault N., Schwartzbrod L. (1993). "Wastewater treatment dry infiltration percolation on sand: results in Ben Sergao. Morocco. *Water Science Technology*, 17 : 91-95.
- Guillaume V. (2007). Parasitologie autoévaluation évolution, édition De Boeck. Université de Bruxelles, 183 p.
- Haferburg, G., Kothe, E., (2007). Microbes and metals: interactions in the environment. *Journal of Basic Microbiology*, 47: 453-467.
- Haiao Z., Jinglu W. (2013). Heavy Metal Pollution of Lakes along the Mid-Lower Reaches of the Yangtze River in China: Intensity, Sources and Spatial Patterns. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10(3): 793-807.
- Heaselgrave W., Kilvington, S. (2011). The efficacy of simulated solar disinfection (SODIS) against *Ascaris*, *Giardia*, *Acanthamoeba*, *Naegleria*, *Entamoeba*, and *Cryptosporidium*. *Acta Tropical*, 119 (2-3): 138-143.
- Hecky R.E. (2000). A biogeochemical comparison of Lakes Superior in Malawi, and the limnological consequences of an endless summer. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 23-33.
- Heinss U., Larmie S. A. et Strauss M. (1998). Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Septage and Public Toilet Sludges in Tropical Climate - Lessons Learnt and Recommendations for Preliminary Design. EAWAG/SANDEC. Report N° 05, 98 p.
- Hung C.C., Chang S.Y., Ji D.D. (2012). *Entamoeba histolytica* infection in men who have sex with men. *Lancet Infectious Diseases*, 12 : 729-736.
- IBGE (Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement) (2005). Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : cadre général. Fiche N° 2, 16 p.
- INC (Institut National de la Cartographie) (2016). Carte topographique de la Région du Nord-Ouest au 1/200000. Bamenda : 2 p.
- INS (Institut National de la Statistique) (2015). Annuaire statistique de la Région du Nord-Ouest 2014 (Agence Régionale du Nord-Ouest), 261 p.
- Jain S. (2012). Assessment of water quality at the three Stations of Chambal River. *International Journal of Environmental Sciences*, 3: 881-884.

- Jenkins M.B., Bowman D.D., Ghiorse W.C. (1998). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts in ammonia. *Applied Environmental Microbiology*, 64(2) :784-8.
- Jodra S., Perrier R. (2007). Le Monde vivant : les protozoaires, 1552 p.
- Jouanneau J.M. (1983). *Matières en suspension et oligoéléments métalliques dans le système estuarien girondin : comportement et flux*. Mémoire Institut de Géologie, Bassin d'Aquitaine, Bordeaux, n° 16, 306p.
- Jullian E., Hirbe A., Ker B.N., Liu R.Z. (2005). *Qualité de l'eau du bassin versant de l'Ardèche*. Université de Paris 7 - Denis – Diderot, Unité de Formation et de Recherche des Sciences Physiques de la Terre (Institut Universitaire Professionnalisé, Génie de l'Environnement), 149 p.
- Kapso Tchouankep M. (2018). *Dynamique d'abondance des Amoebidés dans les milieux aquatiques à Yaoundé (Cameroun)*. Thèse de Doctorat/Ph. D, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I, Cameroun, 214 p.
- Karanis P., Kourenti C., Smith H. (2007). Waterborne transmission of protozoan parasites: A worldwide review of outbreaks and lessons learnt. *Journal of Water and Health*, 5(1): 1-38.
- Kato S., Jenkins M.B, Fogarty E.A., Bowman D.D. (2002). Effects of freeze-thaw events on the viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts in soil. *Journal of Parasitology*, 88(7):18-22.
- Katz N., Coelho P., Pellegrino J. (1979). Evaluation of Kato's quantitative method through the recovery of *Schistosoma mansoni* eggs added to human faeces. *Journal of Parasitology*, 56: 1032-1033.
- Kengne I.M., Fonkou T., Nya J., Mefenya R., Amougou Akoa, Atangana E.R., Brissaud F., Bemmo N., Guetsa Kamanou F., Agendia P.L. (2000). Assainissement des eaux usées domestiques par lagunage à macrophytes : Cas du lotissement Sic-maetur de Biyem-Assi II (Yaoundé, Cameroun). *In* : Séminaire international sur l'assainissement urbain, Gorée, Sénégal, 18-20.
- Kouam Kenmogne G.R., Rosillon F., Mpakam H.G., Nono A. (2010). Enjeux sanitaires, socio-économiques et environnementaux liés à la réutilisation des eaux usées dans le

maraîchage urbain : cas du bassin versant de l'Abiergué (Yaoundé-Cameroun), *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 10 (2) : 1-13.

Kourradi R. (2007). *Evaluation du degré de la pollution anthropique de l'estuaire de Bou Regreg et impact sur la biologie et la dynamique de Scrobioocularia plana (Linné, 1758) et Solen marginatus (Linné, 1767)*. Thèse de Doctorat d'Etat, Faculté des Sciences, Université Mohammed V-Agdal. 313 p.

Krometis L.A., Characklis G.W., Sobsey M.D. (2009). Identification of particle size classes inhibiting protozoan recovery from surface water samples via U.S. Environmental Protection Agency method 1623. *Applied and environmental microbiology*, 75 (20) : 6619-6621.

Lacasse D. (2004). *Introduction à la microbiologie alimentaire*. Edition Saint-Martin, Québec, 771 p.

Lacoste R. (2009). *Les parasites intestinaux chez le macaque crabier (Macaca fascicularis) : Etude expérimentale et recommandations pour la diagnose et la gestion des Rhizoflagellés et des ciliés*. Thèse pour le Doctorat vétérinaire, Faculté de Médecine de Créteil/Ecole Nationale Vétérinaire d'Alfort, 237 p.

Landfear S.M. (2011). Nutrient Transport and pathogenesis in selected parasitic Protozoa. *Eukaryotic Cell*, 10 (4) : 483-493.

Le Bailly M. (2005). *Evolution de la relation hôte/parasite dans les systèmes lacustres nord alpins au néolithique (3900-2900 BC), et nouvelles données dans la détection de paléoantigènes de Protozoa*. Thèse de Doctorat, Université de Reims, 129 p.

Leclercq L. (2001). Intérêt et limite des méthodes d'estimation de la qualité de l'eau. Station scientifique des Haute-Fagnes, Belgique, Document de travail, 44 p.

Legendre L., Legendre P. (1979). *Ecologie Numérique*. Masson (Eds), Paris (France), 1-2, 247p.

Lehman L.G., Kouodjip N., Bilong Bilong C.F. (2012). Diagnostic des parasitoses intestinales à l'aide de la microscopie à fluorescence, *Médecine d'Afrique Noire*, 59(7) : 1-9.

Lévêque C., Balian E.V. (2005). Conservation of freshwater Biodiversity: does the real world meet scientific dream? *Hydrobiologia*, 542 : 25-26.

Leynaud G., Verrel J.L. (1980). *Modification du milieu aquatique sous l'influence des pollutions : La pollution des eaux continentales. Influence sur les biocénoses aquatiques*. Edition Gautier-Villar, Paris : 1-28.

- Liechti P., Frutiger A., Zobrist J. (2004). Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse. *Environnement pratique*, 50 p.
- Maggenti A. (1981). General nematology. *Springer-Verlag*, 63-65.
- Maillard V., Loret J.F., Jousset M., Greub G. (2008). Biodiversity of amoebae and amoebae resisting bacteria in a drinking water treatment plant. *Environmental microbiology*, 10 (10): 2728-2745.
- Maizels R. M., Blaxter M. L., Selkirk M. E. (1993). Forms and functions of Nematode surfaces. *Experimental Parasitology*, 77 (3): 380-384.
- Malik, A. (2004). Metal bioremediation through growing cells. *Environment International*, 30: 261-278.
- Mamadou K., Diomandé D., Traore K.S., Dembélé A., Houenou P.V. (2007). Niveaux de contamination des ETM (Cu, Zn, Fe, Cd et Pb) dans les Tissus Mous du Gastéropode *Tympanotonus fuscatus radula* collecté dans la Lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, 4 : 628-638.
- Marry 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, 200 p.
- McGuigan K.G., Méndez-Hermida F., Castro-Hermida J.A., Ares-Mazás E., Kehoe S.C., Boyle M., Sichel C., Fernández-Ibáñez P., Meyer B.P., Ramalingham S., Meyer E.A. (2006). Batch solar disinfection inactivates oocysts of *Cryptosporidium parvum* and cysts of *Giardia muris* in drinking water. *Journal Applied Microbiology*, 101(2): 453-463.
- Medema G.J., Schets F.M., Teunis P.F., Havelaar N.H. (1998). Sedimentation of free and attached *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* in water. *Applied Environmental Microbiology*, 64: 4460-4466.
- Mengistu A., Gebre-Selassie S., Kassa T. (2007). Prevalence of intestinal parasitic infections among urban dwellers in Southwest Ethiopia, *Ethiopian Journal of Health and Development*, 21(1): 12-17.
- Meybeck M. (1995). Les lacs et leurs bassins. In : *Limnologie générale*, Masson, Paris, 6 :59.
- Meyer J.L., Paul M.J., Taulbee W.K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of North America Benthological Society*, 24: 602-612.

- Michael S., Ian S., Litay R., Robert A., Claire N.W., Albania G., Mark C. (2004). Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. *Water Research*, 38 : 863-874.
- Miguel MA. S. (2008). *Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers : Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique*. Université Paul Sabatier (France): 491 p.
- Moisan J., Pelletier L. (2008). Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier. Direction de suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, 86 p.
- Mortimer C. H. (1956). The oxygen content of air-saturated fresh waters, and aids in calculating percentage saturation., *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Limnology*, 6: 1-20.
- Moustier P. et Fall A. S. (2004). Les dynamiques de l'agriculture urbaine : caractérisation et évaluation. In : Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone : enjeux, concepts et méthodes. Smith Olanrewaju B., Moustier P., Mougeot Luc J.A., Fall A. (Eds.). Montpellier : *Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement*, 23-43.
- Mrabet T. K. (1991). *Etude de la contamination des champs d'épandages de la ville d'Oujda par les œufs d'helminthes et leur transmission dans le réseau trophique*. Thèse de 3ème cycle. Faculté des Sciences d'Oujda, Maroc, 120p.
- Nagdeve D.A. (2004). Environmental pollution and control: A case study in Dehli Mega City. *Population and Environment*, 25 (5) : 461-473.
- Nanfah Woda M.P. (2008). *Etude du polyparasitisme intestinal à l'Institut National de Recherche en Santé Publique dans le district de Bamako-Mali*. Thèse de Doctorat en Pharmacie. Faculté de Médecine, de Pharmacie et d'Odontostomatologie, Université de Bamako, 137 p.
- Ngoay-Kossy J.C. (2018). *Diversité des macroinvertébrés benthiques et qualité physicochimique des eaux de deux ruisseaux : Nguitto et Pala en République Centrafricaine (RCA)*. Thèse de Doctorat/Ph. D, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I, Cameroun, 184 p.
- Nisbet M., Verneaux J. (1970). Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie*, 2 : 161-190.

- Nola M., Njine T., Kemka N., Zébazé Togouet S.H., Foto Menbohan S., Monkiedje A., Servais P., Messouli M., Boutin C.L. (2006). Retention of staphylococci and total coliforms during wastewater percolation through equatorial soil in Central Africa: The role of the soil column near soil surface and that closely above groundwater table. *Water, Air and Soil Pollution*, 171: 253-271.
- Norf H., Foissner W. (2010). A new flagship peritrich (Ciliophora, Peritrichida) from the River Rhine, Germany: *Apocarchesium arndti* n. sp." *The Journal of Eukaryotic Microbiology*, 57 (3): 250-264.
- Nozais J.P., Detry A., Danis M. (1996). *Traité de Parasitologie médicale*. Pradel.
- Nyamsi Tchatcho N., Foto Menbohan S., Zébazé Togouet S., Onana Fils M., Adandedjan D., Tchakonté S., Yémélé Tsago C., Koji E., Njiné T. (2014). Indice Multimétrique des Macroinvertébrés Benthiques Yaoundéens (IMMY) pour l'évaluation biologique de la qualité des eaux des cours d'eau de la Région du Centre Sud Forestier du Cameroun. *European Journal of Scientific Research*, 123: 412-430.
- O'Handley, R.M., Olson, M.E. (2006). Giardiasis and cryptosporidiosis in ruminants. *Veterinary Clinical North American Food Animal Practices*, 22(3) : 623-643.
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé) (1988). Importance des parasitoses intestinales en santé publique. *Bulletin de l'OMS*, 66(1), 23-34.
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé) (1989). L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture : recommandations à visées sanitaires. Rapport technique N° 778, Genève, Suisse, 39 p.
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé) (1994). Planches pour le diagnostic des parasites intestinaux. Genève, 29 p.
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé) (1997). Analyse des eaux résiduaires en vue de leur recyclage en agriculture. Manuel des techniques de laboratoire en parasitologie et bactériologie, Genève, Suisse, 36p.
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé) (2004). Schistosomiase et géohelminthiases : prévention et lutte : rapport d'un comité d'experts de l'OMS. Série de Rapports techniques N° 912. Genève, 68p.

- OMS (Organisation Mondiale de la Santé) (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume N°2, Wastewater use in agriculture, WHO Library Cataloguing-in Publication Data, Geneva, 213p.
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé) (2011). Guidelines for drinking-water quality. 4th edition, Geneva, 564 P.
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé) (2017). Number you should know. Reaching a billion and Ending Neglected tropical diseases. A gate way to universal DX health coverage. 5th progress report on the London declaration on NTDs, 9 p.
- Ortega Y.R. et Robertson J.L. (2017). *Cyclospora cayetanensis* as a Foodborne Pathogen. *SpringerBriefs in Food, Health and Nutrition*. ISSN 2197-5728.
- Ostan I., Kilimcioglu A., Girinkardesler N., Ozyurt B., Limoncu M.E. (2007). Health inequities: lower socio-economic conditions and higher incidences of intestinal parasites. *BioMed Central Public Health*; 7: 34-42.
- Ouarrak K., Chahlaoui A., Taha I. (2017). Monitoring of the parasitic load wastewater of Ouedouislane and Ouedbouishak from the city of Meknes, Morocco. *International Journal of Innovation Sciences and Research*, 6 (7) :1063-1067.
- Ouro-Boya Boukari S. (2004). *Evaluation de l'état d'une eau de rivière par l'analyse multidimensionnelle utilisant des paramètres caractéristiques de la matière organique dissoute*. Thèse de Doctorat, Université de Poitier, France, 216p.
- Painchaud J. (1997). La qualité de l'eau des rivières au Québec : État et tendances.
- Paramasivama KR. V., Suresh G. (2015). Impact of sediment characteristics on the heavy metal concentration and their ecological risk level of surface sediments of Vaigai river, Tamilnadu, India. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 137: 10.
- Parry J.D. (2004). Protozoan grazing of freshwater biofilms. *Advances in Applied Microbiology*, 54: 167-196.
- Percival S.L., Walker J.T., Hunter P.R. (2000). Microbiological aspects of biofilms and drinking water. CRC Press, 29 p.
- Petithory J.C., Ardoin-Guidon F., Chaumeil C. (1998c). Amibes et flagellés intestinaux : amibes oculaires, leur diagnostic microscopique. *Cahier de formation - Biologie médicale*, 11 : 237 p.

- Philippeau G. (1992). Comment interpréter les résultats d'une analyse en composantes principales. Service des études statistiques - ITCF, 63 p.
- Porse E.C. (2013). Stormwater Governance and Future Cities. *Water*, 5: 29-52.
- Pourriot P., Meybeck M. (1995). Limnologie Générale. *Masson*, Paris Milan Barcelone. *Collection d'Ecologie*, pp 79-89.
- Prieur D. (2013). *Usage des antihelminthiques en vente libre*. Thèse de Doctorat en Médecine. Faculté mixte de Médecine et de Pharmacie, Université de Rouen, 77 p.
- Prystajec N., Tsui C.K.M., Haijao W.W.L., Uyaguari-Diaz M.L., Ho J., Tang P., Isaac Renton J. (2015). *Giardia* spp. are commonly found in mixed assemblages in surface water, as revealed by molecular and whole-genome characterization. *Applied Environmental Microbiology*, 81(14): 4827-4834.
- Qiu Z. (2013). Comparative Assessment of Stormwater and Nonpoint Source Pollution Best Management Practices in Suburban Watershed Management. *Water*, 5: 280-291.
- Quintero-Betancourt W., Gennaccaro A.L., Scott T.M., Rose J.B. (2003). Assessment of methods for detection of infectious *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in reclaimed effluents. *Applied Environment Microbiology*, 69 : 5380-5388.
- Ramade F. (2002). Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. 2^{ème} édition. Dunod, Paris.
- Revetta R.P., Rodgers M.R., Kinkle B.K. (2005). Isolation and identification of freshwater bacteria antagonistic to *Giardia intestinalis* cysts. *Journal Water Health*, 3(1) : 83-88.
- RGPH (Recensement Général de la Population et de l'Habitat) (2010). Troisième Recensement Général de la Population et de l'Habitat. Rapport de présentation des résultats, 65 p.
- Ritter L., Solomon K., Sibley P., Hall K., Keen P., Linton B. (2002). Sources, pathways and relative risks of contaminants in surface water and groundwater: a perspective prepared for the walkerton inquiry. *Toxicology and Environmental Health*, 65 : 1-142.
- Rodier J. (1996). L'analyse de l'eau. 8^e édition, Dunod, Paris, 1384p.
- Rodier J., Legube B., Marlet N., Brunet R. (2009). L'analyse de l'eau. 9^e édition, Dunod, Paris, France, 1579 p.
- Safaa R. (2017). *Prévalence du portage parasitaire intestinal asymptomatique : Mise en évidence chez les professionnels de l'alimentation de la Région de Meknes*. Thèse de Doctorat en

Médecine. Faculté de Médecine et de Pharmacie, Université Sidi Mohammed Ben Abdellah de Fes, 109 p.

Saha F., Tchindjang M. (2017). Rainfall variability and floods occurrence in the city of Bamenda (Northwest of Cameroon). *Present Environment and Sustainable Development*, 11(1), 65-82.

Santé Canada (2019). Les protozoaires entériques : *Giardia* et *Cryptosporidium*. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Document technique, 135p.

Savioli L., Smith H., Thompson A. (2006). *Giardia* and *Cryptosporidium* join the 'Neglected Diseases Initiative'. *Science Nature et Vie*, 199: 281-294.

Schmidt G.D. (2000). *Foundation of Parasitology*. 6th edition. McGraw-Hill International, 363 p.

Schwartzbrod J., Banas S. (2003). Parasite contamination of liquid sludge from urban wastewater treatment plants. *Water Science Technology*, 47(3) :163-166.

Sintès S. (2007). Les protozoaires ou protistes animaux. *Le Laboratoire de Sonia*, 2 p.

StatSoft France (2005). STATISTICA (logiciel d'analyse de données), version 7.1.

Sundar M.L., Saseetharan M.K. (2008). Ground water quality in Coimbatore, Tamil Nadu along Noyyal River. *Journal of Environmental Science*, 50 (3) :187-190.

Sylla I., Belghyti D. (2008). Analyse parasitologique des eaux usées brutes de la ville de Sidi Yahia du Gharb (Maroc). *World Journal of Biological Research*, 2: 1-10.

Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polatera P. (2006). Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie et écologie. Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS) édition, Paris, 588p.

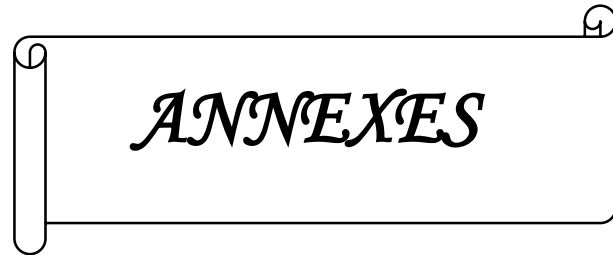
Tchakonté S. (2016). *Diversité et structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques des cours d'eau urbains et périurbains de Douala (Cameroun)*. Thèse de Doctorat/Ph. D, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I, Cameroun, 232 p.

Tchouyabe L. (2012). *Prévalences de quelques parasitoses intestinales chez les élèves de deux Écoles Primaires de l'Arrondissement de Njimom, Région de l'Ouest-Cameroun*. Mémoire de Master, Université de Maroua, Ecole Normale Supérieure, 76p.

- Tchuem Tchuenté L.A., Southgate V.R., Webster B.L., De bont J., Vercruysse J. (2001). Impact of installation of a water pump on schistosomiasis transmission in a focus in Cameroon. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene* 95: 255-256.
- Thivierge K. (2014). Identification morphologique des parasites intestinaux. Cahier de stage. Institut national de santé, Laboratoire de santé publique du Québec. 69 p.
- Tita M., Dorice K., Alice M., Joséphine N., Veronique K. (2012). Occurrence of macrophytes in the Mezam river system in Bamenda (Cameroon) and their role in nutrient retention, *Syllabus Review Science Series*, 3: 1- 10.
- Tsama V., Pial A.C., Youmbi G.T., Akoa A. (2010). Incidence de la charge en œufs d'helminthes contenue dans les boues de vidange sur la qualité parasitaire de quelques cultures maraîchères à Nomayos (Yaoundé - Cameroun). *Afrique Science*, 6 (1) : 106-115.
- Van Dyke M.I., Ong C.S.L., Prystajec N.A., Isaac-Renton J.L., Huck P.M. (2012). Identifying host sources, human health risk and indicators of *Cryptosporidium* and *Giardia* in a Canadian watershed influenced by urban and rural activities. *Journal Water Health*, 10(2) : 311-323.
- Verneaux J. (1973). *Cours d'eau de France – Comité (massif du Jura) : Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs – essai de biotypologie*. Thèse de Doctorat d'Etat, Faculté des Sciences, Université de Besançon, 260 p.
- Vilaginès R. (2003). Eau, environnement et santé publique. Edition Lavoisier, Paris, 236 p.
- Wang S., Bernhardt E., Wrigth J. (2014). Urban stream denitrifier communities are linked to lower functional resistance to multiple stressors associated with urbanization. *Hydrobiologia*, 726 (1) :13-23.
- Ward J.H. (1963). Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of American Statistical Association*, 58: 1-236.
- Williams W.T., Lance G.N., Dale M.B., Clifford H.T. (1971). Controversy concerning the criteria for taxonomic strategies. *Computer Journal*, 14: 1-162.
- Wood W.B. (1988). The nematode *Caenorhabditis elegans*. Cold Spring Harbor Laboratory, 8 p.
- Yera H., Poirier P., Dupouy J. (2015). Classification et mode de transmission des parasites. *Encyclopédie Médico Chirurgicale-Maladies infectueuses*, 12(3) : 1-13.

Zébazé Togouet S.H. (2004). Recherche d'espèces animales indicatrices de la qualité des eaux souterraines du Cameroun. Rapport de stage post-doctorat. Agence Universitaire de la Francophonie, Université de Yaoundé I - Université Toulouse III, 51 p.

Zébazé Togouet S.H. (2008). *Eutrophisation et structure des peuplements zooplanctonique du Lac Municipal de Yaoundé*. Thèse de Doctorat/Ph. D, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I, Cameroun, 200 p.



ANNEXES

Annexe 1 : Récapitulatif des valeurs saisonnières (SP et SS), moyennes (Moy) et écart-types (EC) des paramètres physico-chimiques et de l'Indice de Pollution Organique (IPO) mesurés pendant la période d'étude.

Variables	Saisons	Cours d'eau et stations d'échantillonnage												
		Mufueh			Formuki			Mankon			Ayaba			Mezam
		Muf-am	Muf-ml	Muf-av	For-am	For-ml	For-av	Mnk-am	Mnk-ml	Mnk-av	Aya-am	Aya-ml	Aya-av	Mez-po
Température (°C)	SS	18,75	19,63	19,63	19,38	21,13	22,25	21,31	24,63	23,38	21,75	25,38	24,25	20,88
	SP	19,31	19,62	20,18	20,08	20,75	21,62	20,50	21,31	23,12	20,93	22,26	22,75	21,62
	Moy	19,13	19,63	20,00	19,85	20,88	21,83	20,77	22,42	23,21	21,21	23,30	23,25	21,38
	EC	1,73	1,30	1,13	1,64	1,58	1,61	0,76	2,57	1,54	1,62	2,59	2,01	1,21
pH (UC)	SS	7,54	7,26	7,35	7,18	7,45	7,66	7,30	7,72	7,89	7,50	7,97	7,46	7,52
	SP	7,17	6,97	7,06	7,10	7,22	7,41	7,46	7,60	7,60	7,58	7,84	7,97	7,66
	Moy	7,30	7,07	7,16	7,13	7,30	7,50	7,41	7,64	7,70	7,55	7,88	7,80	7,62
	EC	0,58	0,38	0,39	0,37	0,35	0,31	0,30	0,27	0,43	0,39	0,35	0,56	0,31
Oxygène dissous (%)	SS	69,73	69,95	66,33	66,70	57,60	54,15	61,63	53,88	54,80	60,20	53,60	50,35	64,08
	SP	64,96	65,82	63,03	65,20	58,41	55,17	59,30	52,70	54,51	60,88	54,21	53,25	62,61
	Moy	66,55	67,20	65,47	62,90	58,14	54,83	60,08	53,09	54,61	60,66	54,01	52,28	63,10
	EC	3,91	3,62	3,63	2,95	5,05	3,74	2,49	3,72	4,43	3,05	5,14	4,77	1,44
Gaz carbonique dissous (mg/L)	SS	13,2	14,08	14,38	9,68	9,18	13,2	10,56	15,84	11,44	8,36	14,08	22	5,72
	SP	20,79	18,7	23,98	25,48	18,26	26,4	22,65	32,86	26,18	22,66	31,02	25,52	20,01
	Moy	18,26	17,16	21,11	20,22	15,40	22,00	18,62	27,19	21,27	17,89	25,37	24,35	15,25
	EC	14,33	7,55	17,11	16,07	9,76	17,50	20,72	28,20	18,03	18,09	17,81	19,36	16,02
Oxydabilité (mg/L)	SS	2,91	2,74	2,81	4,10	2,66	4,24	4,00	4,69	7,06	6,32	4,19	2,67	5,85
	SP	3,14	1,84	1,62	2,55	1,39	2,41	2,41	1,99	2,24	2,61	2,09	3,05	2,34
	Moy	3,07	2,15	2,02	3,07	1,82	3,03	2,94	2,89	3,85	3,85	2,79	2,93	3,51
	EC	1,90	1,61	1,54	2,45	2,21	2,36	2,77	2,41	2,77	4,10	1,48	2,15	3,89
Alcalinité (mg/L)	SS	6,5	7	6,5	6,5	7	8,5	8	9	12	10,5	8,5	14	7
	SP	11,5	10	11	8,5	9,75	14,25	18,25	13,5	15	13,5	23,75	15,25	11,5
	Moy	9,67	9,17	9,50	7,83	8,83	12,33	14,83	12,00	14,00	12,50	18,67	14,83	10,00
	EC	9,10	5,22	7,59	6,46	5,75	7,38	11,95	5,72	7,86	7,29	20,22	5,75	5,26
Solides Totaux Dissous (mg/L)	SS	15,25	52,75	58,5	91	64	90,75	83,5	140,5	121,5	93,5	142	180	60,5
	SP	13,87	29,12	32,75	23,25	40,62	61,87	54	93,12	111,12	41	153,5	162,37	55,75
	Moy	14,33	37,00	41,33	45,83	48,42	71,50	63,83	108,92	114,58	58,50	149,67	168,25	57,33
	EC	3,31	21,89	25,86	75,27	27,89	34,56	33,30	48,49	30,84	52,76	36,73	35,99	29,47
Conductivité	SS	30,5	106,75	116,5	190,75	129,25	182,5	169,5	286,75	243	193,8	284	359,75	120,5
	SP	27,87	58,5	65,5	46,5	81,25	123,75	108,12	186,75	222,25	81,75	307,62	324,75	111,62

électrique ($\mu\text{S/cm}$)	Moy	28,75	74,58	82,50	94,58	97,25	143,33	128,58	220,08	229,17	118,83	299,75	336,42	114,58
	EC	5,72	44,56	51,43	160,86	56,21	70,10	68,70	100,95	61,37	112,89	73,74	72,24	59,22
Salinité (PSU)	SS	0,01	0,04	0,03	0,03	0,06	0,09	0,06	0,11	0,09	0,05	0,14	0,17	0,05
	SP	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03	0,05	0,05	0,08	0,10	0,03	0,14	0,15	0,05
	Moy	0,01	0,03	0,03	0,02	0,04	0,07	0,05	0,10	0,10	0,04	0,14	0,16	0,05
	EC	0,00	0,01	0,01	0,01	0,03	0,03	0,02	0,05	0,04	0,02	0,03	0,04	0,03
Matières en Suspension (mg/L)	SS	13,25	17,75	13,25	24,75	17,25	13,75	15,25	6,5	12,75	11,5	13,5	19	19,5
	SP	11,12	17,87	12,22	14,5	41,62	11,5	32,25	57,75	26,87	39	27,75	28,12	12,25
	Moy	11,83	17,83	12,67	17,92	33,50	12,25	26,58	40,67	22,17	29,83	23,00	25,08	14,67
	EC	8,29	22,33	9,88	14,44	75,25	6,44	35,26	107,40	21,80	50,95	37,12	35,44	9,91
Couleur (Pt.Co)	SS	99,75	120,5	78,5	160,25	111,75	110	94,25	46,25	59,5	44,5	119,5	66	120,75
	SP	35,87	140,87	117,62	96,75	70,5	94,25	127,5	151,12	213,37	303,75	218,37	217,37	69,75
	Moy	57,17	134,08	104,58	117,92	84,25	99,50	116,42	116,17	162,08	217,33	185,42	166,92	86,75
	EC	45,43	200,94	132,55	85,77	64,99	57,57	119,68	183,87	165,72	385,01	315,42	233,68	76,05
Turbidité (NTU)	SS	25,75	28,75	23,5	35,5	30,75	22,75	30,5	8,75	18	18,5	14,25	23,25	36,75
	SP	15,37	23,75	16,5	21,5	58	13,5	43,12	48,37	41,12	52,37	37,37	36,5	14,5
	Moy	18,83	25,42	18,83	26,17	48,92	16,58	38,92	35,17	33,42	41,08	29,67	32,08	21,92
	EC	16,60	32,19	17,40	23,87	109,68	11,99	48,18	79,54	31,32	67,33	47,94	45,18	19,42
Orthophosphates (mg/L de PO_4^{3-})	SS	1,46	2,54	1,78	2,03	2,64	3,09	2,14	1,44	0,96	1,65	2,49	1,52	1,61
	SP	0,45	0,41	0,76	1,15	0,71	0,56	0,35	0,45	0,73	0,38	0,32	0,98	0,74
	Moy	0,79	1,12	1,10	1,45	1,36	1,40	0,95	0,78	0,81	0,80	1,05	1,16	1,03
	EC	0,99	1,65	1,18	2,33	2,08	2,57	1,52	0,84	1,00	1,20	1,85	1,35	1,18
Nitrates (mg/L de NO_3^-)	SS	0,58	0,43	0,6	0,88	1,73	1	1,2	1,15	0,93	0,63	1,73	1,4	1
	SP	0,22	1,54	0,53	0,65	0,58	0,67	0,93	3,22	2,17	5,14	3,59	3,13	0,79
	Moy	0,34	1,17	0,56	0,73	0,97	0,78	1,02	2,53	1,76	3,64	2,97	2,56	0,86
	EC	0,38	3,07	0,67	0,74	0,74	0,52	0,74	5,41	2,67	8,80	5,62	4,73	0,75
Azote ammoniacal (mg/L de NH_4^+)	SS	0,13	0,17	0,15	0,19	0,15	0,15	0,31	0,07	0,23	0,16	0,16	0,27	0,28
	SP	0,09	0,27	0,15	0,16	0,12	0,15	0,12	0,31	0,31	0,46	0,36	0,38	0,16
	Moy	0,10	0,24	0,15	0,17	0,13	0,15	0,19	0,23	0,29	0,39	0,29	0,31	0,20
	EC	0,11	0,31	0,20	0,16	0,15	0,15	0,32	0,39	0,30	0,62	0,50	0,48	0,24
Indice de Pollution Organique	SS	4,20	4,27	4,20	3,13	3,73	3,47	3,27	3,40	3,47	3,40	3,40	3,53	3,40
	SP	4,33	4,13	4,21	4,04	4,00	3,88	4,08	3,79	3,71	3,71	3,88	3,50	3,79
	Moy	4,25	4,19	4,19	3,75	3,97	3,78	3,83	3,64	3,64	3,61	3,75	3,58	3,67
	EC	0,47	0,41	0,58	0,77	0,74	0,54	0,61	0,70	0,59	0,71	0,53	0,60	0,82
Niveau de pollution		Faible	Faible	Faible	Modérée	Modérée	Modérée	Modérée	Modérée	Modérée	Modérée	Modérée	Modérée	Modérée

Annexe 2 : Matrice de corrélation de Spearman (r) entre les paramètres physico-chimiques mesurés pendant la période d'étude ; n = 169, ddl = 17.

Variables	Temp	pH	Oxyg	Gaz	Oxyda	Alca	TDS	Cond	Sali	Résis	MES	Coul	Turb	Phosp	Nitra	Amon	IPO
Temp	1,000	0,460**	-0,479**	0,151	0,154*	0,010	0,709**	0,709**	0,656**	-0,709**	0,065	0,152*	0,018	0,060	0,230**	0,118	-0,319**
pH		1,000	-0,302**	0,062	0,088	0,160*	0,483**	0,481**	0,541**	-0,491**	0,101	0,046	-0,006	0,143	0,167*	0,052	-0,286**
Oxyg			1,000	-0,264**	-0,063	-0,191*	-0,579**	-0,579**	-0,581**	0,565**	0,062	-0,032	-0,053	0,137	-0,276**	-0,064	0,146
Gaz				1,000	0,012	-0,097	0,146	0,146	0,182*	-0,145	0,014	0,167*	0,019	-0,019	-0,092	0,285**	-0,060
Oxyda					1,000	0,045	0,081	0,081	0,048	-0,077	0,155*	0,208**	0,186*	0,163*	0,059	0,071	-0,460**
Alca						1,000	0,084	0,082	0,075	-0,081	-0,033	-0,169*	-0,031	-0,108	0,146	-0,228**	-0,052
Solid							1,000	1,000**	0,920**	-0,991**	0,158*	0,226**	0,179*	0,083	0,322**	0,234**	-0,321**
Cond								1,000	0,920**	-0,991**	0,156*	0,226**	0,176*	0,081	0,321**	0,233**	-0,319**
Sali									1,000	-0,912**	0,159*	0,270**	0,164*	0,137	0,353**	0,289**	-0,349**
Résis										1,000	-0,147	-0,225**	-0,177*	-0,088	-0,324**	-0,236**	0,312**
MES											1,000	0,674**	0,736**	0,199**	0,399**	0,550**	-0,310**
Coul												1,000	0,595**	0,238**	0,386**	0,675**	-0,342**
Turb													1,000	0,195*	0,541**	0,547**	-0,273**
Phosp														1,000	0,023	0,287**	-0,670**
Nitra															1,000	0,343**	-0,183*
Amon																1,000	-0,402**
IPO																	1,000

Légende : Temp=Température, pH=Potentiel Hydrogène, Cond=Conductivité Electrique, Gaz=Gaz carbonique dissous, Oxyg=Oxygène dissous, Oxyda=Oxydabilité, Sali=Salinité, Résis= Résistivité, Alca=Alcalinité, Solid=Solides Totaux Dissous, Turb=Turbidité, Coul=Couleur, MES=Matières en Suspension, Phosp⁻=Orthophosphates, Nitra⁻=Nitrates, Amon=Ammonium et IPO= Indice de Pollution Organique. * = La corrélation est significative au niveau 0,05 (bilatéral) **= La corrélation est significative au niveau 0,01(bilatéral).

Annexe 3 : Corrélation de Spearman (r) entre les paramètres physico-chimiques, les ions et les éléments traces métalliques

Variables	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	Mn ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cr	Co	Ni	Fe	Fe ²⁺
Temp	0,545**	0,354**	0,578**	0,514**	-0,055	0,577**	0,565**	-0,074	0,099	-0,029	-0,238**	0,086
pH	0,459**	0,192*	0,495**	0,523**	-0,027	0,510**	0,515**	-0,066	0,05	0,026	-0,327**	-0,019
Oxyg	-0,547**	-0,536**	-0,648**	-0,637**	0,11	-0,682**	-0,668**	0,187*	-0,135	-0,132	0,275**	-0,127
Gaz	0,180*	0,103	0,186*	0,179*	0,15	0,183*	0,178*	-0,09	0,072	0,078	-0,059	0,073
Oxyda	0,101	-0,012	0,135	0,113	-0,045	0,119	0,126	0,002	0,064	0,089	0,027	0,103
Alca	0,273**	0,129	0,324**	0,274**	0,005	0,307**	0,298**	-0,048	0,036	0,035	-0,114	0,006
Solid	0,725**	0,439**	0,756**	0,586**	0,043	0,745**	0,718**	-0,178*	0,123	-0,043	-0,296**	0,086
Cond	0,723**	0,439**	0,755**	0,584**	0,044	0,743**	0,716**	-0,177*	0,124	-0,042	-0,294**	0,086
Sali	0,728**	0,438**	0,756**	0,600**	0,037	0,745**	0,719**	-0,146	0,164*	-0,034	-0,296**	0,065
Résis	-0,714**	-0,439**	-0,747**	-0,582**	-0,062	-0,733**	-0,704**	0,174*	-0,119	0,028	0,287**	-0,094
MES	0,044	-0,049	0,061	-0,021	-0,117	0,063	0,067	-0,005	0,048	-0,093	0,004	-0,048
Coul	0,102	0,019	0,112	-0,034	-0,064	0,088	0,08	-0,038	0,139	-0,038	0,114	0,075
Turb	0,031	-0,075	0,048	-0,045	-0,08	0,043	0,044	0,018	0,064	-0,055	0,051	0,025
Phosp	0,006	0,006	-0,01	-0,039	0,038	-0,024	-0,025	-0,02	-0,001	-0,014	0,031	-0,026
Nitra	0,206**	0,106	0,227**	0,163*	-0,071	0,244**	0,238**	-0,062	0,057	-0,075	-0,114	0,016
Amon	0,116	0,057	0,107	0,069	0,023	0,083	0,074	-0,003	0,029	-0,051	0,008	0,047
IPO	-0,269**	-0,163*	-0,314**	-0,195*	0,205**	-0,327**	-0,324**	0,14	-0,07	-0,001	0,101	-0,047

Légende : Temp=Température, pH=Potentiel Hydrogène, Cond=Conductivité Electrique, Gaz=Gaz carbonique dissous, Oxyg=Oxygène dissous, Oxyda=Oxydabilité, Sali=Salinité, Résis= Résistivité, Alca=Alcalinité, Solid=Solides Totaux Dissous, Turb=Turbidité, Coul=Couleur, MES=Matières en Suspension, Phosp⁻=Orthophosphates, Nitra⁻=Nitrates, Amon=Ammonium, IPO= Indice de Pollution Organique ; Ions :Fe²⁺=Fer, Ca²⁺=Calcium, Mg²⁺=Magnésium, Cl⁻=Chlorures, F⁻=Fluorures, HCO₃⁻=Bicarbonates, Mn²⁺=Manganèse, Na⁺=Sodium et K⁺=Potassium ; Cr=Chrome ; Co=Cobalt ; Ni=Nickel et Fe=Fer. * =La corrélation est significative au niveau 0,05 (bilatéral) **= La corrélation est significative au niveau 0,01(bilatéral)

Annexe 4 : Valeurs minimales, maximales, saisonnières, moyennes et écart-types des Protozoaires intestinaux (en Parasites/L) dénombrés pendant l'étude.

Stations	Saisons	<i>E. histo.</i>	<i>E. coli</i>	<i>Giardia</i>	<i>Chilomas.</i>	<i>Balant</i>	<i>Crypto.</i>	<i>Isospo.</i>	<i>Cyclo.</i>	<i>Sarco.</i>
Mufueh-Amont	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	437,00	429,00	290,00	78,00	300,00	407,00	348,00	420,00	232,00
	SP	172,15	120,15	87,75	5,50	63,18	210,05	86,63	178,25	31,38
	SS	51,25	140,75	73,50	27,00	27,75	126,50	78,25	120,00	19,50
	Moy	131,85	127,02	83,00	12,67	51,37	182,20	83,83	158,83	27,42
	EC	85,49	14,57	10,08	15,20	25,05	59,08	5,92	41,19	8,40
Mufueh-Milieu	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	198,00	198,00	165,00	32,00	224,00	384,00	264,00	165,00	110,00
	SP	67,81	79,94	47,25	4,00	58,51	162,91	42,00	53,71	13,75
	SS	57,50	39,00	37,00	0,00	18,00	31,00	11,50	64,00	0,00
	Moy	64,38	66,29	43,83	2,67	45,01	118,94	31,83	57,14	9,17
	EC	7,29	28,95	7,25	2,83	28,65	93,28	21,57	7,27	9,72
Mufueh-Aval	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	280,00	128,00	392,00	30,00	100,00	280,00	432,00	224,00	140,00
	SP	82,94	27,24	94,48	5,50	42,34	72,33	37,45	62,44	30,00
	SS	45,00	59,00	47,50	0,00	28,00	65,50	132,00	62,50	13,50
	Moy	70,29	37,83	78,82	3,67	37,56	70,05	68,97	62,46	24,50
	EC	26,83	22,46	33,22	3,89	10,14	4,83	66,86	0,04	11,67
Formuki-Amont	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	152,00	304,00	352,00	38,00	240,00	266,00	176,00	418,00	264,00
	SP	44,25	68,88	76,25	4,75	51,63	87,88	44,38	140,13	63,13
	SS	12,00	64,55	65,10	0,00	22,75	110,50	34,85	72,50	0,00
	Moy	33,50	67,43	72,53	3,17	42,00	95,42	41,20	117,58	42,08
	EC	22,80	3,06	7,88	3,36	20,42	16,00	6,74	47,82	44,64
Formuki-Milieu	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	256,00	96,00	440,00	46,00	98,40	320,00	288,00	320,00	380,00
	SP	55,13	33,00	86,23	8,13	34,18	117,25	58,63	98,38	71,50
	SS	58,50	37,50	20,50	9,00	30,50	82,00	36,50	35,50	13,50
	Moy	56,25	34,50	64,32	8,42	32,95	105,50	51,25	77,42	52,17
	EC	2,39	3,18	46,47	0,62	2,60	24,93	15,64	44,46	41,01
Formuki-Aval	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	348,00	580,00	230,40	0,00	140,00	192,00	288,00	275,20	102,00
	SP	79,10	117,05	41,75	0,00	24,75	55,45	22,70	115,40	21,35
	SS	13,00	8,00	74,10	0,00	43,00	55,20	146,60	15,70	8,00
	Moy	57,07	80,70	52,53	0,00	30,83	55,37	64,00	82,17	16,90
	EC	46,74	77,11	22,87	0,00	12,90	0,18	87,61	70,50	9,44
Mankon-Amont	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	480,00	520,00	550,00	35,00	160,00	550,00	250,00	550,00	160,00
	SP	96,28	142,70	98,78	4,38	48,20	114,25	40,25	163,25	38,75
	SS	13,75	28,25	58,75	0,00	50,25	34,50	83,25	52,50	20,25
	Moy	68,77	104,55	85,43	2,92	48,88	87,67	54,58	126,33	32,58
	EC	58,35	80,93	28,30	3,09	1,45	56,39	30,41	78,31	13,08
Mankon-Milieu	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	180,00	504,00	288,00	72,00	168,00	216,00	684,00	288,00	720,00
	SP	51,05	124,10	60,60	23,25	18,75	82,70	111,65	92,98	128,90
	SS	38,50	50,00	49,50	4,50	68,00	53,50	21,50	44,50	6,00
	Moy	46,87	99,40	56,90	17,00	35,17	72,97	81,60	76,82	87,93
	EC	8,87	52,40	7,85	13,26	34,83	20,65	63,75	34,28	86,90

Stations	Saisons	<i>E. histo.</i>	<i>E. coli</i>	<i>Giardia</i>	<i>Chilomas.</i>	<i>B. coli</i>	<i>Crypto.</i>	<i>Isospo.</i>	<i>Cyclo.</i>	<i>Sarco.</i>
Mankon-Aval	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	136,00	374,00	156,00	78,00	84,00	184,00	184,00	238,00	238,00
	SP	40,13	62,25	42,38	15,50	19,38	63,88	23,00	89,13	9,75
	SS	74,50	100,50	41,25	0,00	46,75	35,00	15,50	72,00	79,75
	Moy	51,58	75,00	42,00	10,33	28,50	54,25	20,50	83,42	33,08
	EC	24,31	27,05	0,80	10,96	19,36	20,42	5,30	12,11	49,50
Ayaba-Amont	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	200,00	208,00	702,00	50,00	96,00	156,00	432,00	192,00	144,00
	SP	45,88	19,00	121,75	6,25	25,75	55,00	84,18	54,38	24,25
	SS	36,00	79,10	65,40	0,00	32,00	56,10	69,60	66,70	13,00
	Moy	42,58	39,03	102,97	4,17	27,83	55,37	79,32	58,48	20,50
	EC	6,98	42,50	39,85	4,42	4,42	0,78	10,31	8,72	7,95
Ayaba-Milieu	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	576,00	288,00	137,60	76,00	224,00	550,40	309,60	616,00	76,00
	SP	127,98	87,35	52,13	0,00	31,85	121,38	23,88	144,25	12,88
	SS	83,60	41,80	47,40	27,00	91,50	227,60	96,40	211,80	19,00
	Moy	113,18	72,17	50,55	9,00	51,73	156,78	48,05	166,77	14,92
	EC	31,38	32,21	3,34	19,09	42,18	75,11	51,28	47,77	4,33
Ayaba-Aval	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	126,00	294,00	165,20	40,00	320,00	168,00	218,40	294,00	212,40
	SP	43,95	107,43	65,40	6,45	12,75	47,88	23,95	78,40	42,68
	SS	15,00	49,00	18,20	19,10	122,00	40,10	70,60	61,20	27,30
	Moy	34,30	87,95	49,67	10,67	49,17	45,28	39,50	72,67	37,55
	EC	20,47	41,31	33,38	8,94	77,25	5,50	32,99	12,16	10,87
Mezam-potamon	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	132,00	88,00	350,00	35,00	264,00	1540,00	153,00	308,00	70,00
	SP	57,38	32,75	82,13	4,38	88,75	271,38	41,50	106,75	8,75
	SS	24,25	28,75	23,50	0,00	21,75	34,75	16,00	45,50	0,00
	Moy	46,33	31,42	62,58	2,92	66,42	192,50	33,00	86,33	5,83
	EC	23,42	2,83	41,45	3,09	47,38	167,32	18,03	43,31	6,19

Légende : Min=Minimum, Max=Maximum, Moy=Moyenne, EC=Ecart-type, SP=Saison des Pluies, SS=Saison Sèche, *E. histo*=*Entamoeba histolytica*, *E. coli*=*Entamoeba coli*, *Giardia* = *Giardia* sp., *Chilomas*=*Chilomastix mesnili*, *Balant*=*Balantidium coli*, *Crypto*=*Cryptosporidium* spp., *Isospo*=*Isospora belli*, *Cyclo*=*Cyclospora cayetanensis* et *Sarco*=*Sarcocystis hominis*.

Annexe 5 : Valeurs minimales, maximales, saisonnières, moyennes et écart-types des Helminthes intestinaux (en Parasites/L) dénombrés pendant l'étude.

Stations	Saisons	<i>Ascaris</i>	<i>Trichuris</i>	<i>Enterob.</i>	<i>Ancylos.</i>	<i>Strongy.</i>	<i>Taenia</i>	<i>Hymeno.</i>	<i>Diphylo.</i>	<i>Schisto.</i>	<i>Fascio.</i>
Mufueh-Amont	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	300,00	0,00	60,00	42,00	528,00	76,00	78,00	120,00	60,00	60,00
	SP	127,68	0,00	14,75	5,25	168,38	24,38	21,15	40,90	7,50	7,50
	SS	97,75	0,00	0,00	9,75	72,50	7,50	26,50	5,50	0,00	0,00
	Moy	117,70	0,00	9,83	6,75	136,42	18,75	22,93	29,10	5,00	5,00
	EC	21,16	0,00	10,43	3,18	67,79	11,93	3,78	25,03	5,30	5,30
Mufueh-Milieu	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	184,00	46,00	66,00	30,00	460,00	192,00	78,00	78,00	0,00	40,00
	SP	37,51	0,00	11,88	3,81	108,18	33,03	5,00	4,00	0,00	6,81
	SS	66,50	11,50	15,00	7,50	186,00	32,50	34,50	19,50	0,00	0,00
	Moy	47,18	3,83	12,92	5,04	134,12	32,85	14,83	9,17	0,00	4,54
	EC	20,50	8,13	2,21	2,61	55,03	0,37	20,86	10,96	0,00	4,82
Mufueh-Aval	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	120,00	0,00	52,00	0,00	775,00	110,00	52,00	78,00	25,00	24,60
	SP	58,40	0,00	3,08	0,00	123,40	34,30	18,99	31,80	3,13	3,08
	SS	37,00	0,00	13,00	0,00	85,00	32,50	18,50	19,50	4,00	0,00
	Moy	51,27	0,00	6,38	0,00	110,60	33,70	18,83	27,70	3,42	2,05
	EC	15,13	0,00	7,02	0,00	27,15	1,27	0,34	8,70	0,62	2,17
Formuki-Amont	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	114,00	88,00	38,00	38,00	472,00	228,00	40,00	114,00	0,00	20,00
	SP	63,00	11,00	4,75	7,75	80,75	43,00	8,25	52,75	0,00	0,00
	SS	36,35	0,00	9,30	0,00	13,05	5,00	19,00	0,00	0,00	5,00
	Moy	54,12	7,33	6,27	5,17	58,18	30,33	11,83	35,17	0,00	1,67
	EC	18,84	7,78	3,22	5,48	47,87	26,87	7,60	37,30	0,00	3,54
Formuki-Milieu	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	120,00	0,00	96,00	0,00	448,00	96,00	60,00	96,00	0,00	16,00
	SP	45,70	0,00	19,13	0,00	137,30	24,20	4,00	28,13	0,00	0,00
	SS	42,00	0,00	0,00	0,00	85,50	0,00	15,00	22,50	0,00	4,00
	Moy	44,47	0,00	12,75	0,00	120,03	16,13	7,67	26,25	0,00	1,33
	EC	2,62	0,00	13,52	0,00	36,63	17,11	7,78	3,98	0,00	2,83
Formuki-Aval	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	137,60	34,00	34,40	0,00	1580,00	84,00	31,60	68,80	54,00	0,00
	SP	49,80	4,25	8,25	0,00	257,50	29,35	3,95	12,10	0,00	0,00
	SS	26,00	0,00	8,00	0,00	39,90	9,00	0,00	8,00	13,50	0,00
	Moy	41,87	2,83	8,17	0,00	184,97	22,57	2,63	10,73	4,50	0,00
	EC	16,83	3,01	0,18	0,00	153,87	14,39	2,79	2,90	9,55	0,00
Mankon-Amont	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	150,00	32,00	32,00	0,00	768,00	84,00	0,00	100,00	0,00	0,00
	SP	42,63	4,00	6,88	0,00	151,03	30,75	0,00	27,58	0,00	0,00
	SS	21,75	0,00	0,00	0,00	67,00	13,50	0,00	3,50	0,00	0,00
	Moy	35,67	2,67	4,58	0,00	123,02	25,00	0,00	19,55	0,00	0,00
	EC	14,76	2,83	4,86	0,00	59,41	12,20	0,00	17,02	0,00	0,00
Mankon-Milieu	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	102,00	0,00	72,00	72,00	1116,00	126,00	84,00	84,00	52,00	0,00
	SP	36,20	0,00	13,75	9,00	200,00	24,85	5,25	23,25	0,00	0,00
	SS	23,50	0,00	0,00	0,00	26,50	49,00	21,00	27,50	13,00	0,00
	Moy	31,97	0,00	9,17	6,00	142,17	32,90	10,50	24,67	4,33	0,00
	EC	8,98	0,00	9,72	6,36	122,68	17,08	11,14	3,01	9,19	0,00

Stations	Saisons	<i>Ascaris</i>	<i>Trichuris</i>	<i>Enterob.</i>	<i>Ancylos.</i>	<i>Strongy.</i>	<i>Taenia</i>	<i>Hymeno.</i>	<i>Diphylo.</i>	<i>Schisto.</i>	<i>Fascio.</i>
Mankon-Aval	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	28,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	205,00	0,00	46,00	40,00	1224,00	78,00	124,00	82,00	0,00	0,00
	SP	53,13	0,00	10,88	5,00	285,38	31,00	15,50	18,75	0,00	0,00
	SS	37,25	0,00	8,50	0,00	353,50	0,00	7,00	6,25	0,00	0,00
	Moy	47,83	0,00	10,08	3,33	308,08	20,67	12,67	14,58	0,00	0,00
	EC	11,23	0,00	1,68	3,54	48,17	21,92	6,01	8,84	0,00	0,00
Ayaba-Amont	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	200,00	0,00	100,00	0,00	1392,00	132,00	88,00	144,00	0,00	50,00
	SP	49,88	0,00	18,50	0,00	226,75	22,25	6,00	22,00	0,00	6,25
	SS	73,10	0,00	5,50	0,00	133,30	55,50	22,00	17,50	0,00	0,00
	Moy	57,62	0,00	14,17	0,00	195,60	33,33	11,33	20,50	0,00	4,17
	EC	16,42	0,00	9,19	0,00	66,08	23,51	11,31	3,18	0,00	4,42
Ayaba-Milieu	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	135,00	48,00	48,00	32,00	532,00	145,00	96,00	48,00	104,00	0,00
	SP	55,10	6,00	6,00	0,00	118,00	31,35	19,00	9,38	0,00	0,00
	SS	15,10	0,00	0,00	8,00	230,50	26,10	16,00	6,50	26,00	0,00
	Moy	41,77	4,00	4,00	2,67	155,50	29,60	18,00	8,42	8,67	0,00
	EC	28,28	4,24	4,24	5,66	79,55	3,71	2,12	2,03	18,38	0,00
Ayaba-Aval	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	176,00	0,00	0,00	0,00	798,00	84,00	20,00	452,00	0,00	0,00
	SP	28,75	0,00	0,00	0,00	150,25	17,25	0,00	21,75	0,00	0,00
	SS	100,10	0,00	0,00	0,00	140,00	19,00	5,00	134,00	0,00	0,00
	Moy	52,53	0,00	0,00	0,00	146,83	17,83	1,67	59,17	0,00	0,00
	EC	50,45	0,00	0,00	0,00	7,25	1,24	3,54	79,37	0,00	0,00
Mezam-potamon	Min	23,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Max	440,00	51,00	70,00	0,00	84,00	204,00	32,00	184,00	44,00	44,00
	SP	177,88	6,38	22,50	0,00	13,75	97,38	2,88	68,00	5,50	9,88
	SS	83,00	0,00	0,00	0,00	29,00	35,50	8,00	0,00	0,00	0,00
	Moy	146,25	4,25	15,00	0,00	18,83	76,75	4,58	45,33	3,67	6,58
	EC	67,09	4,51	15,91	0,00	10,78	43,75	3,62	48,08	3,89	6,98

Légende : Min=Minimum, Max=Maximum, Moy=Moyenne, EC=Ecart-type, SP=Saison des Pluies, SS=Saison Sèche, *Ascaris*=*Ascaris lumbricoïdes*, *Trichuris*=*Trichuris trichiura*, *Enterob*=*Enterobius vermicularis*, *Ancylos*=*Ancylostoma* sp., *Strongy*=*Strongyloïdes* sp., *Taenia*=*Taenia* sp., *Hymeno*=*Hymenolepis* sp., *Diphylo*=*Diphyllobothrium latum*, *Schisto*=*Schistosoma* sp. et *Fascio*=*Fasciola hepatica*.

PUBLICATIONS ISSUES DE LA THÈSE

1- **Mama Mbouombouo**, Gideon Ajeegah, Joséphine Ndjama, Ibrahim Tchakala, Baba Gnon, Dickson Enah, Gertrude Yogback (2019). Dynamique d'abondance des charges oocystiques dans le bassin versant du Mezam à Bamenda (Région du Nord-Ouest, Cameroun). *Bulletin de la Société de Pathologie Exotique*, 112 : 61-70.

2- **Mama MBOUOMBOUO**, Gideon AJEAGAH, Ibrahim TCHAKALA, Dickson ENAH, Tomkouani KODOM, Yao Patrick HOEKOU, Baba GNON (2020). Biodynamique des œufs et larves d'helminthes dans les eaux de surface de Bamenda, Région du Nord-Ouest, Cameroun : impact sanitaire et influence des paramètres physico-chimiques. *Afrique Science* 16 (5) : 55-68.

COMMUNICATIONS SCIENTIFIQUES ISSUES DES TRAVAUX DE LA THÈSE

MBOUOMBOUO Mama, AJEAGAH Gideon, TCHAKALA Ibrahim, ENAH Dickson, KODOM Tomkouani, HOEKOU Yao Patrick et GNON Baba (2020). Biodynamique des œufs et larves d'Helminthes dans les eaux de surface de Bamenda (Région du Nord-Ouest, Cameroun) : impact sanitaire et influence des paramètres physico-chimiques. **27^{ième} conférence annuelle de Cameroon Bioscience Society**. Du 2 au 4 Décembre 2020 à l'Université de Yaoundé 1, Cameroun.

MBOUOMBOUO Mama, ENAH Dickson ACHUO, TCHAKALA Ibrahim et AJEAGAH Gideon (2018). Dynamique d'abondance des oocystes de sporozoaires dans la rivière Mezam et ses affluents à Bamenda (Région du Nord-Ouest, Cameroun). **19^{èmes} Journées Scientifiques Annuelles de la SOACHIM (Société Ouest Africaine de la Chimie)**. Du 14 au 17 août 2018 à Lomé (Togo).

MBOUOMBOUO Mama, AJEAGAH Gideon, CHOUMTCHOUA Armel and ZEBAZE MEGUIE Joël (2018). Abundance evaluation of flagellated protozoan cysts in waste water used for urban wetland agricultural practices: case of Yaoundé urban city (Cameroun). **Water Security and Climate Change Conference**. From 3 to 5 December, 2018 at the Kenyatta University, Nairobi (Kenya).