

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

**État écologique de quelques cours d'eau du bassin du Nyong
au Cameroun: diversité des macroinvertébrés benthiques et
des hyphomycètes aquatiques, décomposition de la litière et
physico-chimie des eaux**

THÈSE

Présentée et soutenue le 18 mars 2024 en vue de l'obtention du diplôme de

Doctorat/Ph.D. en Biologie des Organismes Animaux

Option: **Hydrobiologie et Environnement**

Par

DZAVI Jean

Matricule : 08Q0223

Maître ès-Sciences



Devant le jury composé de :

Président : **FOMENA Abraham**, *Professeur*, Université de Yaoundé I

Rapporteurs: **FOTO MENBOHAN Samuel**, *Maître de Conférences*, Université de Yaoundé I
PISCART Christophe, *Directeur de Recherches*, CNRS, Université de Rennes

Membres : **AJEAGAH Gideon AGHAINDUM**, *Professeur*, Université de Yaoundé I
SEINO Richard AKWANJOH, *Maître de Conférences*, Université de Bamenda
DJIETO-LORDON Champlain, *Professeur*, Université de Yaoundé I

Année 2024

REPUBLIQUE DU CAMEROUN
Paix - Travail - Patrie

UNIVERSITE DE YAOUNDE I
FACULTE DES SCIENCES

B.P. 812 Yaoundé
Tél: (237) 242 23 95 84
Fax: (237) 242 23 44 96



REPUBLIC OF CAMEROON
Peace - Work - Fatherland

UNIVERSITY OF YAOUNDE I
FACULTY OF SCIENCE

P.O. BOX 812 Yaounde
Phone: (237) 242 23 95 84
Fax: (237) 242 23 44 96

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

ATTESTATION DE CORRECTION

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 **DZAVI Jean**, matricule **08Q0223**, soutenance autorisée par la correspondance N° 240232/UYI/VR-EPDTIC/DAAC/DAACA/DRD/SR/CB-ER du Recteur de l'Université de Yaoundé I en date du 26 janvier 2024 sur le sujet intitulé : «**État écologique de quelques cours d'eau du bassin du Nyong au Cameroun: diversité des macroinvertébrés benthiques et des hyphomycètes aquatiques, décomposition de la litière et physico-chimie des eaux**», attestons que les corrections exigées au candidat lors de cette évaluation, qui a eu lieu le **lundi 18 mars 2024** dans la **salle Multimédia** de la **Faculté des Sciences**, ont réellement été effectuées et que le présent document peut être déposé sous sa forme actuelle.

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

Fait à Yaoundé, le **17 AVR 2024**

L'Examineur

Le Président du Jury



A. SEAGAH


A. FONKWA




Pr Sévilor KEKEUNOU
Faculté des Sciences
Université de Yaoundé I


C. E. S. S. S.

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

ANNÉE ACADEMIQUE 2022/2023
 (Par Département et par Grade)
DATE D'ACTUALISATION 31 MAI 2023

ADMINISTRATION

DOYEN : TCHOUANKEU Jean- Claude, *Maître de Conférences*
VICE-DOYEN / DPSAA: ATCHADE Alex de Théodore, *Professeur*
VICE-DOYEN / DSSE : NYEGUE Maximilienne Ascension, *Professeur*
VICE-DOYEN / DRC : ABOSSOLO ANGUE Monique, *Maître de Conférences*
Chef Division Administrative et Financière : NDOYE FOE Florentine Marie Chantal, *Maître de Conférences*
Chef Division des Affaires Académiques, de la Recherche et de la Scolarité DAARS :
 AJEAGAH Gideon AGHAINDUM, *Professeur*

1- DÉPARTEMENT DE BIOCHIMIE (BC) (43)

N°	NOMS ET PRÉNOMS	GRADE	OBSERVATIONS
1.	BIGOGA DAIGA Jude	Professeur	En poste
2.	FEKAM BOYOM Fabrice	Professeur	En poste
3.	KANSCI Germain	Professeur	En poste
4.	MBACHAM FON Wilfred	Professeur	En poste
5.	MOUNDIPA FEWOU Paul	Professeur	<i>Chef de Département</i>
6.	NGUEFACK Julienne	Professeur	En poste
7.	NJAYOU Frédéric Nico	Professeur	En poste
8.	OBEN Julius ENYONG	Professeur	En poste
9.	ACHU Merci BIH	Maître de Conférences	En poste
10	ATOGHO Barbara MMA	Maître de Conférences	En poste
11	AZANTSA KINGUE GABIN BORIS	Maître de Conférences	En poste
12	BELINGA née NDOYE FOE F. M. C.	Maître de Conférences	<i>Chef DAF / FS</i>
13	DJUIDJE NGOUNOUE Marceline	Maître de Conférences	En poste
14	DJUIKWO NKONGA Ruth Viviane	Maître de Conférences	En poste
15	EFFA ONOMO Pierre	Maître de Conférences	<i>VD/FS/Univ Ebwa</i>
16	EWANE Cécile Annie	Maître de Conférences	En poste
17	KOTUE TAPTUE Charles	Maître de Conférences	En poste
18	LUNGA Paul KEILAH	Maître de Conférences	En poste
19	MBONG ANGIE M. Mary Anne	Maître de Conférences	En poste
20	MOFOR née TEUGWA Clotilde	Maître de Conférences	<i>Doyen FS / UDs</i>

21.	NANA Louise épouse WAKAM	Maître de Conférences	En poste
22.	NGONDI Judith Laure	Maître de Conférences	En poste
23.	TCHANA KOUATCHOUA Angèle	Maître de Conférences	En poste
24.	AKINDEH MBUH NJI	Chargé de Cours	En poste
25.	BEBEE Fadimatou	Chargée de Cours	En poste
26.	BEBOY EDJENGUELE Sara Nathalie	Chargé de Cours	En poste
27.	DAKOLE DABOY Charles	Chargé de Cours	En poste
28.	DONGMO LEKAGNE Joseph Blaise	Chargé de Cours	En poste
29.	FONKOUA Martin	Chargé de Cours	En poste
30.	FOUPOUPOUOGNIGNI Yacouba	Chargé de Cours	En poste
31.	KOUOH ELOMBO Ferdinand	Chargé de Cours	En poste
32.	MANANGA Marlyse Joséphine	Chargée de Cours	En poste
33.	OWONA AYISSI Vincent Brice	Chargé de Cours	En poste
34.	Palmer MASUMBE NETONGO	Chargé de Cours	En poste
35.	PECHANGOU NSANGOU Sylvain	Chargé de Cours	En poste
36.	WILFRED ANGIE ABIA	Chargé de Cours	En poste
37.	BAKWO BASSOGOG Christian Bernard	Assistant	En Poste
38.	ELLA Fils Armand	Assistant	En Poste
39.	EYENGA Eliane Flore	Assistant	En Poste
40.	MADIESSE KEMGNE Eugenie Aimée	Assistant	En Poste
41.	MANJIA NJIKAM Jacqueline	Assistant	En Poste
42.	MBOUCHE FANMOE Marceline Joëlle	Assistant	En poste
43.	WOGUIA Alice Louise	Assistant	En Poste

2- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE ANIMALES (BPA) (52)

1.	AJEAGAH Gideon AGHAINDUM	Professeur	<i>DAARS/FS</i>
2.	BILONG BILONG Charles- Félix	Professeur	<i>Chef de Département</i>
3.	DIMO Théophile	Professeur	En Poste
4.	DJIETO LORDON Champlain	Professeur	En Poste

5.	DZEUFLET DJOMENI Paul Désiré	Professeur	En Poste
6.	ESSOMBA née NTSAMA MBALA	Professeur	<i>CD et Vice Doyen/FMSB/UYI</i>
7.	FOMENA Abraham	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	<i>Inspecteur de service / Coord.Progr./MINSANTE</i>
14.	ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert	Professeur	En poste
15.	ALENE Désirée Chantal	Maître de Conférences	<i>Vice-Doyen/ Uté Ebwa</i>
16.	BILANDA Danielle Claude	Maître de Conférences	En poste
17.	DJIOGUE Séfirin	Maître de Conférences	En poste
18.	GOUNOUE KAMKUMO Raceline épse FOTSING	Maître de Conférences	En poste
19.	JATSA BOUKENG Hermine épse MEGAPTCHE	Maître de Conférences	En Poste
20.	LEKEUFACK FOLEFACK Guy B.	Maître de Conférences	En poste
21.	MAHOB Raymond Joseph	Maître de Conférences	En poste
22.	MBENOUN MASSE Paul Serge	Maître de Conférences	En poste
23.	MEGNEKOU Rosette	Maître de Conférences	En poste
24.	MOUNGANG Luciane Marlyse	Maître de Conférences	En poste
25.	NOAH EWOTI Olive Vivien	Maître de Conférences	En poste
26.	MONY Ruth épse NTONE	Maître de Conférences	En Poste
27.	NGUEGUIM TSOFAK Florence	Maître de Conférences	En poste
28.	NGUEMBOCK	Maître de Conférences	En poste
29.	TAMSA ARFAO Antoine	Maître de Conférences	En poste
30.	TOMBI Jeannette	Maître de Conférences	En poste
31.	ATSAMO Albert Donatien	Chargé de Cours	En poste
32.	BASSOCK BAYIHA Etienne Didier	Chargé de Cours	En poste
33.	ETEME ENAMA Serge	Chargé de Cours	En poste
34.	FEUGANG YOUMSSI François	Chargé de Cours	En poste
35.	FOKAM Alvine Christelle Epse KENGNE	Chargé de Cours	En poste
36.	GONWOUO NONO Legrand	Chargé de Cours	En poste
37.	KANDEDA KAVAYE Antoine	Chargé de Cours	En poste

38.	KOGA MANG DOBARA	Chargé de Cours	En poste
39.	LEME BANOCK Lucie	Chargé de Cours	En poste
40.	MAPON NSANGO Indou	Chargé de Cours	En poste
41.	METCHI DONFACK MIREILLE FLAURE EPSE	Chargé de Cours	En poste
42.	MVEYO NDANKEU Yves Patrick	Chargé de Cours	En poste
43.	NGOUATEU KENFACK Omer Bébé	Chargé de Cours	En poste
44.	NJUA Clarisse YAFI	Chargée de Cours	<i>Chef Div. Uté Bamenda</i>
45.	NWANE Philippe Bienvenu	Chargé de Cours	En poste
46.	TADU Zephyrin	Chargé de Cours	En poste
47.	YEDE	Chargé de Cours	En poste
48.	YOUNOUSSA LAME	Chargé de Cours	En poste
49.	AMBADA NDZENGUE GEORGIA ELNA	Assistante	En poste
50.	KODJOM WANCHE Jacguy Joyce	Assistante	En poste
51.	NDENGUE Jean De Matha	Assistant	En poste
52.	ZEMO GAMO Franklin	Assistant	En poste

3- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE VÉGÉTALES (BPV) (34)

1.	AMBANG Zachée	Professeur	<i>Chef de Département</i>
2.	DJOCGOUE Pierre François	Professeur	En poste
3.	MBOLO Marie	Professeur	En poste
4.	MOSSEBO Dominique Claude	Professeur	En poste
5.	YOUMBI Emmanuel	Professeur	En poste
6.	ZAPFACK Louis	Professeur	En poste
7.	ANGONI Hyacinthe	Maître de Conférences	En poste
8.	BIYE Elvire Hortense	Maître de Conférences	En poste
9.	MAHBOU SOMO TOUKAM. Gabriel	Maître de Conférences	En poste
10.	MALA Armand William	Maître de Conférences	En poste
11.	MBARGA BINDZI Marie Alain	Maître de Conférences	<i>DAAC /UDla</i>
12.	NDONGO BEKOLO	Maître de Conférences	En poste
13.	NGALLE Hermine BILLE	Maître de Conférences	En poste
14.	NGODO MELINGUI Jean Baptiste	Maître de Conférences	En poste
15.	NGONKEU MAGAPTCHE Eddy L.	Maître de Conférences	<i>CT / MINRESI</i>
16.	TONFACK Libert Brice	Maître de Conférences	En poste
17.	TSOATA Esaïe	Maître de Conférences	En poste
18.	ONANA JEAN MICHEL	Maître de Conférences	En poste
19.	DJEUANI Astride Carole	Chargé de Cours	En poste

20.	GONMADGE CHRISTELLE	Chargée de Cours	En poste
21.	MAFFO MAFFO Nicole Liliane	Chargé de Cours	En poste
22.	NNANGA MEBENGA Ruth Laure	Chargé de Cours	En poste
23.	NOUKEU KOUAKAM Armelle	Chargé de Cours	En poste
24.	NSOM ZAMBO EPSE PIAL ANNIE CLAUDE	Chargé de Cours	<i>En détachement/UNESCO MALI</i>
25.	GODSWILL NTSOMBOH NTSEFONG	Chargé de Cours	En poste
26.	KABELONG BANAHOU Louis-Paul-Roger	Chargé de Cours	En poste
27.	KONO Léon Dieudonné	Chargé de Cours	En poste
28.	LIBALAH Moses BAKONCK	Chargé de Cours	En poste
29.	LIKENG-LI-NGUE Benoit C	Chargé de Cours	En poste
30.	TAEDOUNG Evariste Hermann	Chargé de Cours	En poste
31.	TEMEGNE NONO Carine	Chargé de Cours	En poste
32.	MANGA NDJAGA JUDE	Assistant	En poste
33.	DIDA LONTSI Sylvere Landry	Assistant	En poste
34.	METSEBING Blondo-Pascal	Assistant	En poste

4- DÉPARTEMENT DE CHIMIE INORGANIQUE (CI) (28)

1.	GHOGOMU Paul MINGO	Professeur	<i>Ministre Chargé de Mission PR</i>
2.	NANSEU NJIKI Charles Péguy	Professeur	En poste
3.	NDIFON Peter TEKE	Professeur	<i>CT MINRESI</i>
4.	NENWA Justin	Professeur	En poste
5.	NGAMENI Emmanuel	Professeur	<i>Doyen FS Univ.Ngaoundere</i>
6.	NGOMO Horace MANGA	Professeur	<i>Vice Chancellor/UB</i>
7.	NJOYA Dayirou	Professeur	En poste
8.	ACAYANKA Elie	Maître de Conférences	En poste
9.	EMADAK Alphonse	Maître de Conférences	En poste
10.	KAMGANG YOUBI Georges	Maître de Conférences	En poste
11.	KEMMEGNE MBOUGUEM Jean C.	Maître de Conférences	En poste
12.	KENNE DEDZO GUSTAVE	Maître de Conférences	En poste
13.	MBEY Jean Aime	Maître de Conférences	En poste
14.	NDI NSAMI Julius	Maître de Conférences	<i>Chef de Département</i>
15.	NEBAH Née NDOSIRI Bridget NDOYE	Maître de Conférences	<i>Sénatrice/SENAT</i>
16.	NJIOMOU C. épouse DJANGANG	Maître de Conférences	En poste
17.	NYAMEN Linda Dyorisse	Maître de Conférences	En poste
18.	PABOUDAM GBAMBIE AWAWOU	Maître de Conférences	En poste

19.	TCHAKOUTE KOUAMO Hervé	Maître de Conférences	En poste
20.	BELIBI BELIBI Placide Désiré	Maître de Conférences	<i>Chef Service/ ENS Bertoua</i>
21.	CHEUMANI YONA Arnaud M.	Maître de Conférences	En poste
22.	KOUOTOU DAOUDA	Maître de Conférences	En poste
23.	MAKON Thomas Beauregard	Chargé de Cours	En poste
24.	NCHIMI NONO KATIA	Chargée de Cours	En poste
25.	NJANKWA NJABONG N. Eric	Chargé de Cours	En poste
26.	PATOUOSSA ISSOFA	Chargé de Cours	En poste
27.	SIEWE Jean Mermoz	Chargé de Cours	En Poste
28.	BOYOM TATCHEMO Franck W.	Assistant	En Poste

5- DÉPARTEMENT DE CHIMIE ORGANIQUE (CO) (37)

1.	Alex de Théodore ATCHADE	Professeur	<i>Vice-Doyen / DPSAA</i>
2.	DONGO Etienne	Professeur	<i>Vice-Doyen/FSE/UIYI</i>
3.	NGOUELA Silvère Augustin	Professeur	<i>Chef de Département UDS</i>
4.	PEGNYEMB Dieudonné Emmanuel	Professeur	<i>Directeur/ MINESUP/ Chef de Département</i>
5.	WANDJI Jean	Professeur	En poste
6.	MBAZOA née DJAMA Céline	Professeur	En poste
7.	AMBASSA Pantaléon	Maître de Conférences	En poste
8.	EYONG Kenneth OBEN	Maître de Conférences	En poste
9.	FOTSO WABO Ghislain	Maître de Conférences	En poste
10.	KAMTO Eutrophe Le Doux	Maître de Conférences	En poste
11.	KENMOGNE Marguerite	Maître de Conférences	En poste
12.	KEUMEDJIO Félix	Maître de Conférences	En poste
13.	KOUAM Jacques	Maître de Conférences	En poste
14.	MKOUNGA Pierre	Maître de Conférences	En poste
15.	MVOT AKAK CARINE	Maître de Conférences	En poste
16.	NGO MBING Joséphine	Maître de Conférences	<i>Chef de Cellule MINRESI</i>
17.	NGONO BIKOBO Dominique Serge	Maître de Conférences	<i>C.E.A/ MINESUP</i>
18.	NOTE LOUGBOT Olivier Placide	Maître de Conférences	<i>DAAC/Uté Bertoua</i>
19.	NOUNGOUE TCHAMO Diderot	Maître de Conférences	En poste
20.	TABOPDA KUATE Turibio	Maître de Conférences	En poste
21.	TAGATSING FOTSING Maurice	Maître de Conférences	En poste
22.	TCHOUANKEU Jean- Claude	Maître de Conférences	<i>Doyen /FS/ UYI</i>
23.	YANKÉP Emmanuel	Maître de Conférences	En poste

24.	ZONDEGOUMBA Ernestine	Maître de Conférences	En poste
25.	MESSI Angélique Nicolas	Chargé de Cours	En poste
26.	NGNINTEDO Dominique	Chargé de Cours	En poste
27.	NGOMO Orléans	Chargée de Cours	En poste
28.	NONO NONO Éric Carly	Chargé de Cours	En poste
29.	OUAHOUE WACHE Blandine M.	Chargée de Cours	En poste
30.	OUETE NANTCHOUANG Judith Laure	Chargée de Cours	En poste
31.	SIELINOUE TEDJON Valérie	Chargé de Cours	En poste
32.	TCHAMGOUE Joseph	Chargé de Cours	En poste
33.	TSAFFACK Maurice	Chargé de Cours	En poste
34.	TSAMO TONTSA Armelle	Chargé de Cours	En poste
35.	TSEMEUGNE Joseph	Chargé de Cours	En poste
36.	MUNVERA MFIFEN Aristide	Assistant	En poste
37.	NDOGO ETEME Olivier	Assistant	En poste

6- DÉPARTEMENT D'INFORMATIQUE (IN) (22)

1.	ATSA ETOUNDI Roger	Professeur	<i>Chef de Division MINESUP</i>
2.	FOUDA NDJODO Marcel Laurent	Professeur	<i>Inspecteur Général/ MINESUP</i>
3.	NDOUNAM René	Maître de Conférences	En poste
4.	TSOPZE Norbert	Maître de Conférences	En poste
5.	ABESSOLO ALO'O Gislain	Chargé de Cours	<i>Chef de Cellule MINFOPRA</i>
6.	AMINOUE HALIDOU	Chargé de Cours	<i>Chef de Département</i>
7.	DJAM XAVIERA YOUH - KIMBI	Chargé de Cours	En Poste
8.	DOMGA KOMGUEM Rodrigue	Chargé de Cours	En poste
9.	EBELE Serge Alain	Chargé de Cours	En poste
10.	HAMZA Adamou	Chargé de Cours	En poste
11.	JIOMEKONG AZANZI Fidel	Chargé de Cours	En poste
12.	KOUOKAM KOUOKAM E. A.	Chargé de Cours	En poste
13.	MELATAGIA YONTA Paulin	Chargé de Cours	En poste
14.	MESSI NGUELE Thomas	Chargé de Cours	En poste
15.	MONTHÉ DJIADEU Valéry M.	Chargé de Cours	En poste
16.	NZEKON NZEKO'O ARMEL JACQUES	Chargé de Cours	En poste
17.	OLLE OLLE Daniel Claude Georges Delort	Chargé de Cours	<i>Sous-Directeur ENSET Ebolowa</i>
18.	TAPAMO Hyppolite	Chargé de Cours	En poste
19.	BAYEM Jacques Narcisse	Assistant	En poste
20.	EKODECK Stéphane Gaël Raymond	Assistant	En poste
21.	MAKEMBE. S . Oswald	Assistant	<i>Directeur CUTI</i>

22.	NKONDOCK. MI. BAHANACK.N.	Assistant	En poste
-----	------------------------------	-----------	----------

7- DÉPARTEMENT DE MATHÉMATIQUES (MA) (33)

1.	AYISSI Raoult Domingo	Professeur	<i>Chef de Département</i>
2.	KIANPI Maurice	Maître de Conférences	En poste
3.	MBANG Joseph	Maître de Conférences	En poste
4.	MBEHOU Mohamed	Maître de Conférences	En poste
5.	MBELE BIDIMA Martin Ledoux	Maître de Conférences	En poste
6.	NOUNDJEU Pierre	Maître de Conférences	<i>Chef Service des Programmes & Diplômes/FS/UJI</i>
7.	TAKAM SOH Patrice	Maître de Conférences	En poste
8.	TCHAPNDA NJABO Sophonie B.	Maître de Conférences	<i>Directeur/AIMS Rwanda</i>
9.	TCHOUNDJA Edgar Landry	Maître de Conférences	En poste
10.	AGHOUKENG JIOFACK Jean Gérard	Chargé de Cours	<i>Chef Cellule MINEPAT</i>
11.	BOGSO ANTOINE Marie	Chargé de Cours	En poste
12.	CHENDJOU Gilbert	Chargé de Cours	En poste
13.	DJIADU NGAHA Michel	Chargé de Cours	En poste
14.	DOUANLA YONTA Herman	Chargé de Cours	En poste
15.	KIKI Maxime Armand	Chargé de Cours	En poste
16.	LOUMNGAM KAMGA Victor	Chargé de Cours	En poste
17.	MBAKOP Guy Merlin	Chargé de Cours	En poste
18.	MBATAKOU Salomon Joseph	Chargé de Cours	En poste
19.	MENGUE MENGUE David Joël	Chargé de Cours	<i>Chef Dpt /ENS Université d'Ebolowa</i>
20.	MBIAKOP Hilaire George	Chargé de Cours	En poste
21.	NGUEFACK Bernard	Chargé de Cours	En poste
22.	NIMPA PEFOUKEU Romain	Chargée de Cours	En poste
23.	OGADOA AMASSAYOGA	Chargée de Cours	En poste
24.	POLA DOUNDOU Emmanuel	Chargé de Cours	<i>En stage</i>
25.	TCHÉUTIA Daniel Duviol	Chargé de Cours	En poste
26.	TETSADJIO TCHILEPECK M. Eric.	Chargé de Cours	En poste
27.	BITYE MVONDO Esther Claudine	Assistante	En poste
28.	FOKAM Jean Marcel	Assistant	En poste
29.	GUIDZAVAI KOUCHERE Albert	Assistant	En poste
30.	MANN MANYOMBE Martin Luther	Assistant	En poste

31.	MEFENZA NOUNTU Thierry	Assistant	En poste
32.	NYOUMBI DLEUNA Christelle	Assistant	En poste
33.	TENKEU JEUFACK Yannick Léa	Assistant	En poste

8- DÉPARTEMENT DE MICROBIOLOGIE (MIB) (24)

1.	ESSIA NGANG Jean Justin	Professeur	<i>Chef de Département</i>
2.	NYEGUE Maximilienne Ascension	Professeur	<i>VICE-DOYEN / DSSE</i>
3.	ASSAM ASSAM Jean Paul	Maître de Conférences	En poste
4.	BOUGNOM Blaise Pascal	Maître de Conférences	En poste
5.	BOYOMO ONANA	Maître de Conférences	En poste
6.	KOUITCHEU MABEKU Epse KOUAM Laure Brigitte	Maître de Conférences	En poste
7.	RIWOM Sara Honorine	Maître de Conférences	En poste
8.	NJIKI BIKOÏ Jacky	Maître de Conférences	En poste
9.	SADO KAMDEM Sylvain Leroy	Maître de Conférences	En poste
10.	ESSONO Damien Marie	Chargé de Cours	En poste
11.	LAMYE Glory MOH	Chargé de Cours	En poste
12.	MEYIN A EBONG Solange	Chargé de Cours	En poste
13.	MONI NDEDI Esther Del Florence	Chargé de Cours	En poste
14.	NKOUDOU ZE Nardis	Chargé de Cours	En poste
15.	TAMATCHO KWEYANG Blandine Pulchérie	Chargé de Cours	En poste
16.	TCHIKOUA Roger	Chargé de Cours	<i>Chef de Service de la Scolarité</i>
17.	TOBOLBAÏ Richard	Chargé de Cours	En poste
18.	NKOUÉ TONG Abraham	Assistant	En poste
19.	SAKE NGANE Carole Stéphanie	Assistant	En poste
20.	EZO'O MENGO Fabrice Téléstor	Assistant	En poste
21.	EHETH Jean Samuel	Assistant	En poste
22.	MAYI Marie Paule Audrey	Assistant	En poste
23.	NGOUE NAM Romial Joël	Assistant	En poste
24.	NJAPNDOUNKE Bilkissou	Assistant	En poste

9. DEPARTEMENT DE PYSIQUE(PHY) (43)

1.	BEN- BOLIE Germain Hubert	Professeur	En poste
----	---------------------------	------------	----------

2.	DJUIDJE KENMOE épouse ALOYEM	Professeur	En poste
3.	EKOBENA FOUDA Henri Paul	Professeur	<i>Vice-Recteur. Uté Ngaoundéré</i>
4.	ESSIMBI ZOBO Bernard	Professeur	En poste
5.	HONA Jacques	Professeur	En poste
6.	NANA ENGO Serge Guy	Professeur	En poste
7.	NANA NBENDJO Blaise	Professeur	En poste
8.	NDJAKA Jean Marie Bienvenu	Professeur	<i>Chef de Département</i>
9.	NJANDJOCK NOUCK Philippe	Professeur	En poste
10	NOUAYOU Robert	Professeur	En poste
11	SAIDOU	Professeur	<i>Chef de centre/IRGM/MINRESI</i>
12	TABOD Charles TABOD	Professeur	<i>Doyen FSUniv/Bda</i>
13	TCHAWOUA Clément	Professeur	En poste
14	WOAFO Paul	Professeur	En poste
15	ZEKENG Serge Sylvain	Professeur	En poste
16	BIYA MOTTO Frédéric	Maître de Conférences	<i>DG/HYDRO Mekin</i>
17	BODO Bertrand	Maître de Conférences	En poste
18	ENYEGUE A NYAM épse BELINGA	Maître de Conférences	En poste
19	EYEBE FOUDA Jean sire	Maître de Conférences	En poste
20	FEWO Serge Ibraïd	Maître de Conférences	En poste
21	MBINACK Clément	Maître de Conférences	En poste
22	MBONO SAMBA Yves Christian U.	Maître de Conférences	En poste
23	MEL'I Joelle Larissa	Maître de Conférences	En poste
24	MVOGO ALAIN	Maître de Conférences	En poste
25	NDOP Joseph	Maître de Conférences	En poste
26	SIEWE SIEWE Martin	Maître de Conférences	En poste
27	SIMO Elie	Maître de Conférences	En poste
28	VONDOU Derbetini Appolinaire	Maître de Conférences	En poste
29	WAKATA née BEYA Annie Sylvie	Maître de Conférences	<i>Directeur/ENS/UYI</i>
30	WOULACHE Rosalie Laure	Maître de Conférence	<i>En stage depuis février 2023</i>
31	ABDOURAHIMI	Chargé de Cours	En poste
32	AYISSI EYEBE Guy François Valérie	Chargé de Cours	En poste
33	CHAMANI Roméo	Chargé de Cours	En poste
34	DJIOTANG TCHOTCHOU Lucie Angennes	Chargée de Cours	En poste
35	EDONGUE HERVAIS	Chargé de Cours	En poste
36	FOUEJIO David	Chargé de Cours	<i>Chef Cell. MINADER</i>

37	KAMENI NEMATCHOUA Modeste	Chargé de Cours	En poste
38	LAMARA Maurice	Chargé de Cours	En poste
39	OTTOU ABE Martin Thierry	Chargé de Cours	Directeur Unité de production des réactifs/IMPM
40	TEYOU NGOUPO Ariel	Chargé de Cours	En poste
41	WANDJI NYAMSI William	Chargé de Cours	En poste
42	NGA ONGODO Dieudonné	Assistant	En poste
43	SOUFFO TAGUEU Merimé	Assistant	En poste

10- DÉPARTEMENT DE SCIENCES DE LA TERRE (ST) (42)

1.	BITOM Dieudonné-Lucien	Professeur	<i>Doyen / FASA /UDs</i>
2.	NDAM NGOUPAYOU Jules-Remy	Professeur	En poste
3.	NDJIGUI Paul-Désiré	Professeur	<i>Chef de Département</i>
4.	NGOS III Simon	Professeur	En poste
5.	NKOUMBOU Charles	Professeur	En poste
6.	NZENTI Jean-Paul	Professeur	En poste
7.	ONANA Vincent Laurent	Professeur	<i>Chef de Département/Uté. Eb.</i>
8.	YENE ATANGANA Joseph Q.	Professeur	<i>Chef Div. /MINTP</i>
9.	ABOSSOLO née ANGUE Monique	Maître de Conférences	<i>Vice-Doyen / DRC</i>
10.	BISSO Dieudonné	Maître de Conférences	En poste
11.	EKOMANE Emile	Maître de Conférences	<i>Chef Div./Uté Ebolowa</i>
12.	Elisé SABABA	Maitre de Conférences	En poste
13.	FUH Calistus Gentry	Maître de Conférences	<i>Sec. d'Etat/MINMIDT</i>
14.	GANNO Sylvestre	Maître de Conférences	En poste
15.	GHOGOMU Richard TANWI	Maître de Conférences	<i>Chef de Div. /Uté Bertoua</i>
16.	MBIDA YEM	Maitre de Conférences	En poste
17.	MOUNDI Amidou	Maître de Conférences	<i>CT/MINIMDT</i>
18.	NGO BIDJECK Louise Marie	Maître de Conférences	En poste
19.	NGUEUTCHOUA Gabriel	Maître de Conférences	<i>CEA/MINRESI</i>
20.	NJILAH Isaac KONFOR	Maître de Conférences	En poste
21.	NYECK Bruno	Maître de Conférences	En poste
22.	TCHAKOUNTE Jacqueline épse NUMBEM	Maître de Conférences	<i>Chef. Cell /MINRESI</i>
23.	TCHOUANKOUE Jean-Pierre	Maître de Conférences	En poste
24.	TEMGA Jean Pierre	Maître de Conférences	En poste
25.	ZO'O ZAME Philémon	Maître de Conférences	<i>DG/ART</i>
26.	ANABA ONANA Achille Basile	Chargé de Cours	En poste
27.	BEKOA Etienne	Chargé de Cours	En poste

28.	ESSONO Jean	Chargé de Cours	En poste
29.	EYONG John TAKEM	Chargé de Cours	En poste
30.	MAMDEM TAMTO Lionelle Estelle, épouse BITOM	Chargée de Cours	En poste
31.	MBESSE Cécile Olive	Chargée de Cours	En poste
32.	METANG Victor	Chargé de Cours	En poste
33.	MINYEM Dieudonné	Chargé de Cours	<i>Chef Serv./Uté Maroua</i>
34.	NGO BELNOUN Rose Noël	Chargée de Cours	En poste
35.	NOMO NEGUE Emmanuel	Chargé de Cours	En poste
36.	NTSAMA ATANGANA Jacqueline	Chargée de Cours	En poste
37.	TCHAPTCHET TCHATO De P.	Chargé de Cours	En poste
38.	TEHNA Nathanaël	Chargé de Cours	En poste
39.	FEUMBA Roger	Chargé de Cours	En poste
40.	MBANGA NYOBE Jules	Chargé de Cours	En poste
41.	KOAH NA LEBOGO Serge Parfait	Assistant	En poste
42.	NGO'O ZE ARNAUD	Assistant	En poste
43.	TENE DJOUKAM Joëlle Flore, épouse KOUANKAP NONO	Assistante	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 (01)	15 (11)	13 (03)	7 (05)	43 (20)
BPA	14 (01)	16 (09)	18 (04)	4 (02)	52 (16)
BPV	6 (01)	12 (02)	13 (07)	3 (00)	34 (10)
CI	7 (01)	15 (04)	5 (01)	1 (00)	28 (06)
CO	6 (01)	18 (04)	11 (04)	2 (00)	37 (09)
IN	2 (00)	2 (00)	14 (01)	4 (00)	22 (01)
MAT	1 (00)	8 (00)	17 (01)	7 (02)	33 (03)
MIB	2 (01)	7 (03)	8 (04)	7 (02)	24 (10)
PHY	15 (01)	15 (04)	11 (01)	2 (00)	43 (06)
ST	8 (00)	17 (03)	15 (04)	3 (01)	43 (08)
Total	69 (07)	125 (40)	125 (30)	40 (12)	359 (89)

Soit un total de **359 (89)** dont :

- Professeurs **69 (07)**
- Maîtres de Conférences **125 (40)**
- Chargés de Cours **125 (30)**
- Assistants **40 (12)**

() = Nombre de Femmes **89**

«L'eau reste la plus grande dénonciatrice des secrets de la terre et la plus belle source n'est qu'une trahison de ses entrailles».

Hippolyte Jean GIRAUDOUX, 1943, *La folle de Chaillot*, P.31

DÉDICACE

À Maman NGOSSAHA HACHEKED

et

À Papa DJAVI BOURHA

REMERCIEMENTS

Je rends grâce à Dieu pour toute sa bonté.

Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance et mes sincères remerciements au Professeur FOTO MENBOHAN Samuel qui m'a fait confiance et l'honneur de me prendre sous son aile et de me former depuis le cycle de Master. Il m'a donné l'opportunité de faire mes premiers pas dans le monde de la recherche et surtout l'envie d'y continuer. Je me souviens encore des discussions lors de la conception de ce projet de thèse qui duraient des heures parce qu'il rendait chaque aspect de l'hydrobiologie passionnant et captivant. Qu'il trouve ici le témoignage de toute ma reconnaissance et mon respect.

J'adresse un merci particulier au Docteur PISCART Christophe, Directeur de Recherches au Centre National de Recherches Scientifiques (CNRS) et Enseignant associé à l'Université de Rennes 1 (ECOBIO) en France d'avoir accepté de co-diriger ce travail de thèse. Il n'a ménagé aucun effort de la conception du projet jusqu'à la rédaction de ce manuscrit malgré la distance et ses nombreuses occupations au CNRS, à l'Université ou à la tête de la Société Française de Limnologie. En bon guide, il a su accepter et répondre à mes différentes questions et préoccupations parfois à des moments inopportuns. Dr PISCART Christophe, merci pour tout.

Je remercie le Chef du Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement, le Professeur NOLA Moïse, pour l'accueil et le suivi tout au long de ma formation à l'Université de Yaoundé 1. Qu'il trouve à travers ce manuscrit ma profonde reconnaissance.

Je remercie tous les enseignants du Département de Biologie et Physiologie Animales, pour les connaissances scientifiques qu'ils m'ont inculquées depuis mon arrivée à l'Université de Yaoundé 1. Il s'agit des Professeurs BILONG BILONG Charles Félix (Chef de Département), FOMENA Abraham, DJIETO-LORDON Champlain, AJEAGAH AGHAINDUM Gideon, ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert, KEKEUNOU Sévilor, MEGNEKOU Rosette entre autres.

Je tiens également à remercier le Professeur ZAPFACK Louis du Département de Biologie et Physiologie Végétales de l'Université de Yaoundé 1 pour son appui et expertise lors de l'identification de l'espèce végétale utilisée pour le test de décomposition de la litière dans ces travaux.

Je tiens à remercier les Professeurs WARREN Philip de l'Université de Sheffield (Grande Bretagne) et GESSNER Mark de l'Institut d'Ecologie des Eaux Douces et Pêches Continentales de Leibniz (Berlin, Allemagne) pour leurs recommandations et conseil lors du développement du projet de cette thèse. Je remercie les Professeurs MONAGHAN Michael de l'Institut d'Ecologie des Eaux Douces et Pêches Continentales de Leibniz (Berlin, Allemagne) et TIEGS Darel Scott de l'Université d'Oakland en Californie (USA), qui ont accepté de tenir avec moi de longues discussions scientifiques sur la biodiversité d'eau douce et le processus de décomposition. Je suis reconnaissant envers les Professeurs SITES Robert du Musée d'Entomologie de l'Université de Missouri (USA), SHEPARD William de l'Université de Californie (USA), NOVELO-GUTIERREZ Rodolfo et le Docteur GOMEZ-ANAYA Antonio du Musée National de Mexico (Mexique) pour leur appui lors des identifications des macroinvertébrés benthiques. Je dis aussi merci au Professeur CHELMICK David de l'Institut Macromia (West Sussex, Grande Bretagne), spécialiste des larves d'odonates du Cameroun, pour m'avoir fourni la documentation nécessaire à leur identification. J'adresse également mes remerciements aux Docteurs GATTOLIATT Jean-Luc et KALTENBACH Thomas, spécialistes des Ephéméroptères et Plécoptères du Musée Cantonal de Lausanne (Suisse) pour leurs nombreux appuis dans les identifications des spécimens.

J'adresse une reconnaissance particulière à madame JILL WALLIN et à la Fondation Internationale pour la Science (IFS) (Stockholm, Suède) qui m'ont accompagné dans ce travaux à travers la bourse de la recherche N° I-2-A-6099-1.

C'est également le lieu ici d'adresser mes sincères remerciements à tous mes aînés de laboratoire pour leur accueil, leurs conseils et leurs critiques constructives, en particulier aux Professeurs ONANA Fils Mamert et TAMSA ARFAO Antoine, aux Drs KAPSO TCHOUANKEP Mireille, SAFIA MAHAMAT, NYAMSI TCHATCHO Nectaire-Lié, BIRAM à NGON Éric Belmond, TCHAKONTE Siméon, KENGNE TENKEU Janvier, KAYO TUEKAM Raoul, ENAH Dickson ACHUO, à Mesdames NGALAMOU Chamberline, TEMGOUA ZEMO Anita, KALIEU W. Isabelle, BANGA MEDJO Marie Pascale et Messieurs MBOHOU NJOYA Zakari et NGUIÉMA Cédric.

J'exprime ma gratitude au Docteur MBOYE Blaise Rollinat et Monsieur GWOS NHIOMOCK Serge pour leur aide dans les analyses statistiques des données.

Mes remerciements vont également à l'endroit de tous mes compagnons du laboratoire et du terrain pour leur soutien. Il s'agit de Dr FOTSEU KOUAM Arnold Landry, Madame

TCHOUAPY Yvonne Laure, des Messieurs ZEBAZE MEGUIE Joel, TCHOUTA Ulrich DZEPANG Thiery, HARISSOU, MOUTAPAM Armand et NASSI Géraldin.

Je voudrais exprimer ma reconnaissance à toutes les personnes qui ont facilité la collecte des données sur le terrain en qualité de guide et de transporteur. Il s'agit de Messieurs ESSISSIMA André, CHERIF Abdel et ESSESSA Narcisse.

Je remercie les responsables de l'Institut de Recherches Géologiques et Minières (IRGM) qui n'ont ménagé aucun effort pour me permettre de mener ces travaux. Il s'agit du Directeur Général, le Dr HELL Victor; du Chef de Centre de Recherches sur l'Eau et les Changements Climatiques, le Dr NTONGA Jean-Claude et de son Adjoint, le Dr NTCHANTCHO TCHOUYA Romaric Victorien.

Un grand merci est également adressé aux personnes ci-après pour leur conseils et appui multiple. Il s'agit de Messieurs, KALDADAK Pierre, REKABAI Paul, KALDAOUSSA FAISSAM, FOU DAMA, ABDOU MAHAMA, HAMIDOU OUMAR, ZAINA David et IMAM BOUBA.

Je pense également à ma famille, notamment mes sœurs TCHIVED, DEMA, DAGALAK, YAKADAM, DOUVGUI et MOUNAGUI, mes frères MEDJE, BALDINA, ZINAHAD, HILEWENE, GUEME, VECHE pour leur patience et soutien inconditionnel.

J'adresse un merci particulier à l'endroit de mes amis AMINOU HAMIDOU, DELI Arnaud, Pr BOMGNI Alain Bertrand, Dr GANAVA Maurice, Dr KOUMA Joseph, Dr NGUÉLÉODAI Roger, Mme NDEHTCHEK Elizabeth pour leurs encouragements.

Je ne saurais terminer sans remercier mes voisins du quartier Mesdames NGENYI, KALTOUMI, ABISSO, TEKUH, Messieurs NZIE, YASSERI, ZIBAMA, BEHADOUM, BUSH, TANKOUA, OUSSEINI, HAMZA et GONMOGA pour les moments de détente passés en leur compagnie.

Enfin, que tous ceux qui, de près ou de loin, ont contribué de manière quelconque à ces travaux trouvent ici l'expression de mes sincères remerciements.

SOMMAIRE

DÉDICACE.....	xv
REMERCIEMENTS.....	xvi
LISTE DES ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES	xxi
LISTE DES FIGURES.....	xxii
LISTE DES TABLEAUX	xxvii
RÉSUMÉ.....	xxix
ABSTRACT	xxxii
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I : REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	5
I.1. Généralités sur les écosystèmes aquatiques	6
I.1.1. Caractéristiques des plans d'eau	6
I.1.2. Cours d'eau des forêts tropicales	7
I.1.3. Menaces sur les milieux lotiques	8
I.2. Evaluation et suivi des cours d'eau	9
I.2.1. Paramètres météorologiques	9
I.2.2. Paramètres hydrologiques.....	10
I.2.3. Paramètres physico-chimiques	10
I.2.4. Paramètres biologiques	13
I.3. Processus de décomposition de la litière dans les rivières	15
I.3.1. Macroinvertébrés benthiques associés à la litière.....	15
I.3.2. Hyphomycètes aquatiques associés à la litière	17
I.3.3. Vitesse de décomposition de la litière dans les cours d'eau	23
CHAPITRE II : ZONE D'ETUDE, MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	26
II.1. Zone d'étude.....	27
II.1.1. Présentation de la zone d'étude	27
II.1.2. Description des stations d'échantillonnage	29
II.2. Matériel et Méthodes.....	35
II.2.1. Variables environnementales	35
II.2.2. Macroinvertébrés benthiques non associés à la litière	36
II.2.3. Décomposition de la litière.....	36
II.2.5. Analyse des données	41
CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION	48

III.1. Résultats	49
III.1.1. Paramètres météorologiques	49
III.1.2. Paramètres hydrologiques	54
III.1.3. Variables physiques	60
III.1.4. Variables chimiques.....	70
III.1.5. Typologie environnementale des stations	97
III.1.6. Variables biologiques.....	100
III.1.7. Influence des paramètres environnementaux sur les assemblages des MIB non associés à la litière	128
III.1.8. Biotypologie des stations	140
III.1.9. Processus de décomposition de la litière	149
III.2. Discussion	165
III.2.1. Variables environnementales	165
III.2.2. Macroinvertébrés benthiques non associés à la litière	167
III.2.3. Influence des paramètres environnementaux sur la distribution des macroinvertébrés benthiques non associés à la litière	169
III.2.4. Macroinvertébrés benthiques et hyphomycètes aquatiques associés à la litière.....	170
III.2.5. Vitesse de décomposition de la litière et paramètres de contrôle	171
CONCLUSION, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES	174
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	179
ANNEXES	207

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES

AA : Abondance Absolue

ACP : Analyse en Composantes Principales

AFD : Analyse Factorielle Discriminante

DBO₅ : Demande biologique en oxygène pendant cinq (5) jours

DCE : Directive Cadre Européen sur l'Eau

EPT : Ephéméroptères-Plécoptères-Trichoptères

EPTH : Éphéméroptères-Plécoptères-Trichoptères-Hétéroptères

EPTO : Éphéméroptères-Plécoptères-Trichoptères-Odonates

EPTB : Éphéméroptères-Plécoptères-Trichoptères-Blattoptères

FM : Sac à Fines Mailles

GM : Sac à Grosse Mailles

H' : Indice de Diversité de Shannon & Weaver

INC : Institut National de Cartographie

J : indice d'Equitabilité de Pielou

MES : Matières en Suspension

MIB : Macroinvertébrés benthiques

NH₄⁺ : Ammonium

NMDS : positionnement multidimensionnel non-métrique

NO₂⁻ : Nitrites

NO₃⁻ : Nitrates

pH : Potentiel d'Hydrogène

PO₄⁻ : Orthophosphates

RDA : Analyse de redondance canonique

SND30 : Stratégie Nationale de Développement 2020-2030 pour la transformation structurelle et le développement inclusif

SOM : Carte Neuronal de Kohonen

TDS : Solides Totaux dissous

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Répartition des types d'eau sur la terre	6
Figure 2: Système hydrologique d'un cours d'eau d'après Nivesse.	7
Figure 3: Menaces de cours d'eau par les déchets plastiques et domestiques à Bogor en Indonésie en 2018 et pollution des cours d'eau par rejets directs d'effluents industriels dans le Michigan aux Etats Unis en 2017.....	9
Figure 4: Macroinvertébrés benthiques généralement associés à la décomposition de la litière.....	16
Figure 5: Schémas illustratifs de classification de Saccardo d'après Piepenbring	17
Figure 6: Modèle simplifié d'intervention des hyphomycètes aquatiques dans la décomposition des litières.	21
Figure 7: Quelques hyphomycètes aquatiques associés aux litières de exposées dans les cours d'eau en Guinée Conakry.....	22
Figure 8: Diagramme ombrothermique de la zone de Mbalmayo de janvier 2019 à décembre 2019	28
Figure 9: Carte de localisation de la Zone d'étude et des treize stations d'échantillonnage....	29
Figure 10: Vue partielle des stations d'échantillonnage sur le cours d'eau Kongolo..	30
Figure 11: Vue partielle des stations d'échantillonnage sur le cours d'eau Nloumou..	31
Figure 12: Vue partielle de la station d'échantillonnage IM sur le cours d'eau Ibe-Mfeme. ..	32
Figure 13: Vue partielle de la station d'échantillonnage NM sur le cours d'eau Nsoe-Mekok	32
Figure 14: Vue partielle des stations d'échantillonnage sur le cours d'eau Akoumbegue..	33
Figure 15: Vue partielle des stations d'échantillonnage sur le cours d'eau Zoetoupsi..	34
Figure 16: Vue partielle de la station d'échantillonnage ON sur le cours d'eau Ossoe-Nkoro.	34
Figure 17: Processus de préparation de la litière à <i>Funtumia africana</i> à exposer dans les stations.....	37
Figure 18: Dispositif expérimental et installations des sacs de la litière dans les cours d'eau	38
Figure 19: Traitement de la litière au laboratoire après exposition.....	39
Figure 20: Dispositifs de séchage et de pesage de la litière au laboratoire après exposition dans les cours d'eau.....	40

Figure 21: Dispositif expérimental d'incubation et d'identification des conidies de la litière en laboratoire	41
Figure 22: Schéma simplifié de la carte auto-organisatrice de Kohonen	45
Figure 23: Variation spatio-temporelle de l'intensité lumineuse incidente dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude	50
Figure 24: Variation spatio-temporelle du taux d'humidité de l'air dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude	52
Figure 25: Variation spatio-temporelle de la température de l'air dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude.....	54
Figure 26: Variation spatio-temporelle de la vitesse d'écoulement dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude	56
Figure 27: Variation spatio-temporelle de la largeur du lit dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude.....	58
Figure 28: Variation spatio-temporelle de la profondeur de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude.....	60
Figure 29: Variation spatio-temporelle de la température de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude	62
Figure 30: Variation spatio-temporelle de solides totaux dissous de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude	64
Figure 31: Variation spatio-temporelle de la couleur de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude.....	66
Figure 32: Variation de la turbidité de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude	68
Figure 33: Variation de matières en suspension de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude.....	70
Figure 34: Variation du taux d'oxygène de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude	72
Figure 35: Variation de la teneur en dioxyde de carbone de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude.....	74
Figure 36: Variation du pH de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude	76
Figure 37: Variation de la DBO ₅ dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude	78

Figure 38: Variation de la conductivité électrique de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude.....	80
Figure 39: Variation de la teneur de l'eau en nitrites dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude.....	82
Figure 40: Variation de la teneur de l'eau en nitrates dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude.....	84
Figure 41: Variation de la teneur de l'eau en ammonium dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude.....	86
Figure 42: Variation de la teneur de l'eau en orthophosphates dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude	88
Figure 43: Variation de l'alcalinité de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude	90
Figure 44: Variation de la dureté totale de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude	92
Figure 45: Variation de la teneur de l'eau en potassium dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude.....	94
Figure 46: Variation de la teneur de l'eau en manganèse dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude.....	96
Figure 47: Classification hiérarchique ascendante des stations et analyse en Composantes Principales des variables environnementales	98
Figure 48: Analyses en Composantes Principales et Factorielle Discriminante discriminant les variables environnementales en fonction de la nature du substrat.....	99
Figure 49: Analyse factorielle discriminante des variables environnementales en fonction de saisons.....	100
Figure 50: Abondances absolue et relative des embranchements de macroinvertébrés benthiques pendant la période d'étude	100
Figure 51: Abondances absolue et relative des classes de macroinvertébrés benthiques collectés pendant toute la période d'étude	101
Figure 52: Abondances absolue et relative des ordres de macroinvertébrés benthiques pendant la période d'étude.....	102
Figure 53: Abondance des familles par ordre de macroinvertébrés benthiques pendant la période d'étude	103
Figure 54: Abondances absolue et relative des familles de macroinvertébrés benthiques pendant la période d'étude.....	104

Figure 55: Variation spatio-temporelle de l'abondance et de la richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques pendant la période d'étude	119
Figure 56: Indices de diversité de Shannon & Weaver et d'équitabilité de Pielou par station et par mois pendant la période d'étude.....	120
Figure 57: Variation spatiale des indices EPT, EPTO, EPTH, EPTB et EPTHOB pendant la période d'étude. Le signe + indique la moyenne.	121
Figure 58: Abondances absolue et relative des groupes trophiques de macroinvertébrés benthiques dans l'ensemble des cours d'eau pendant la période d'étude	123
Figure 59: Abondance par station des groupes trophiques pendant la période d'étude.....	124
Figure 60: Abondance des groupes trophiques pendant la période d'étude.....	125
Figure 61: Variation spatio-temporelle de la richesse taxonomique des groupes trophiques de macroinvertébrés benthiques pendant la période d'étude.....	126
Figure 62: Abondance relative par saison des groupes trophiques pendant la période d'étude	127
Figure 63: l'AFD montrant les effets du substrat sur les abondances, les indices biocénétiques et les groupes trophiques des macroinvertébrés benthiques dans les cours d'eau pendant la période d'étude.....	129
Figure 64: l'AFD montrant les effets des saisons sur les abondances, les indices biocénétiques et les groupes trophiques des macroinvertébrés benthiques dans les cours d'eau pendant la période d'étude.....	131
Figure 65: Analyse de redondance canonique montrant l'influence des principales variables environnementales sur les abondances des principaux taxons de MIB pendant la période d'étude.	134
Figure 66: Analyse de redondance canonique montrant l'influence des principales variables environnementales sur la distribution des abondances des groupes trophiques pendant la période d'étude.....	137
Figure 67: Analyse de redondance canonique montrant l'influence de principales variables environnementales sur les indices de diversité pendant la période d'étude.	139
Figure 68: Classification hiérarchique ascendante des échantillons biologiques collectés pendant la période d'étude.	141
Figure 69: Ordination des échantillons et identification des groupes selon la SOM	141
Figure 70: Contributions de chaque variable biologique dans chaque groupe défini par la carte neuronale	143

Figure 71: Analyse factorielle discriminante des MIB et leur distribution dans les groupes selon la SOM.	147
Figure 72: Variation spatiale du taux de décomposition de la litière de <i>Funtumia africana</i> une exposition de 15 jours dans les sacs GM et FM.	159
Figure 73: Variation de la vitesse de décomposition totale et microbienne de <i>Funtumia africana</i> dans les différent cours d'eau pendant la période d'étude	161
Figure 74: Ordination par échelle multidimensionnelle non métrique des macroinvertébrés benthiques collectés dans des sacs à litière à grosses mailles et à l'aide du filet troubleau.	163
Figure 75: Analyse en composantes principales des paramètres environnementaux dans les différents cours d'eau. Les taux de décomposition K_c et K_f sont projetés comme variables supplémentaires quantitatives.	164
Figure 76 : Corrélations de Pearson entre les métriques de décomposition et les paramètres environnementaux.	165

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I: Paramètres d'évaluation et valeurs-seuils indicatives proposées pour la classification de l'intégrité fonctionnelle des rivières par le test de décomposition de la litière.....	23
Tableau II: Vitesse de décomposition totale et ratio de vitesse de décomposition totale par rapport au taux de décomposition microbienne dans certains cours d'eau forestiers tropicaux	24
Tableau III: Données de température de l'air, saturation en eau de l'air et précipitations moyennes journalières du mois de février 2019 à février 2020 dans la zone de Mbalmayo.....	27
Tableau IV: Typologie des stations sur la base de la similarité des variables environnementales.....	97
Tableau V: Richesse taxonomique, occurrence et abondance absolue des macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Kongolo.....	105
Tableau VI: Richesse taxonomique, occurrence et abondance absolue des macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Nloumou	108
Tableau VII: Richesse faunistique, occurrence et abondance absolue de macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Ossoe-Nkoro	110
Tableau VIII: Richesse taxonomique, occurrence et abondance absolue de macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Zoetoupsi.....	111
Tableau IX: Richesse taxonomique, occurrence et abondance absolue des macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Akoumbegue	113
Tableau X: Richesse faunistique, occurrence et abondance absolue des macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Nsoe-Mekok.....	115
Tableau XI: Richesse taxonomique, occurrence et abondance absolue des macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Ibe-Mfeme.....	117
Tableau XII: Test de comparaison multiple de Tukey des indices EPT, EPTO, EPTH, EPTHOB et EPTB.....	121
Tableau XIII: Matrice de corrélation de Spearman des principaux taxons d'invertébrés benthiques et les variables environnementales.....	133
Tableau XIV: Matrice de corrélation de Spearman entre les groupes trophiques et les variables environnementales	136

Tableau XV: Matrice de corrélation de Spearman entre les indices biocénétiques et les variables environnementales. Les valeurs en gras sont significatifs au seuil de 5%.....	138
Tableau XVI: Matrice de sélection de la carte de Kohonen à partir des erreurs de quantification et de topographie	140
Tableau XVII: Valeurs de spécificité, de fidélité, d'IndVal et de significativité des espèces indicatrices de milieux spécifiques.....	148
Tableau XVIII: Valeurs de spécificité, de fidélité, d'IndVal et de significativité des taxons indicateurs des milieux vaseux à sableux.....	149
Tableau XIX: Variables abiotiques dans le processus de décomposition de la litière dans les cours d'eau pendant 15 jours d'exposition.	150
Tableau XX: Liste des macroinvertébrés benthiques associés à la litière de <i>Funtumia africana</i>	152
Tableau XXI: Indices biocénétiques des macroinvertébrés benthiques associés à la litière..	154
Tableau XXII: Liste des hyphomycètes aquatiques associés à la litière dans les stations étudiées.....	156
Tableau XXIII: Indices biocénétiques des hyphomycètes aquatiques associés à la litière....	157
Tableau XXIV: Minima, maxima, moyennes et écart-types des vitesses de décomposition de la litière de <i>Funtumia africana</i> dans les cours d'eau étudiés	160
Tableau XXV: Moyennes spatiales et écart-types des indices biocénétiques des hyphomycètes aquatiques et des macroinvertébrés benthiques récoltés par le filet troubleau	162

RÉSUMÉ

Dans le but de contribuer à l'amélioration de la connaissance sur la biodiversité et le fonctionnement des cours d'eau forestiers du Cameroun, une étude sur l'écologie des macroinvertébrés benthiques et des hyphomycètes aquatiques ainsi que leur contribution à la décomposition des feuilles sénescents de *Funtumia africana* (Benth) Stapf (Apocynaceae) a été menée. Sept cours d'eau ont été choisis pour cette étude menée dans le bassin versant du Nyong au Cameroun de février 2019 à août 2021. Au total, 167 prélèvements d'eau et des macroinvertébrés benthiques ont été effectués dans 13 stations suivant une fréquence mensuelle d'une part et les expériences sur la décomposition de la litière dans les rivières menées pendant 15 jours d'exposition d'autre part. Les macroinvertébrés ont été collectés à l'aide du filet troubleau suivant l'approche multihabitat et selon une fréquence mensuelle, excepté le mois de février 2020 où le cours d'eau Akoumbegue s'est asséché (stations A et C). Les macroinvertébrés benthiques associés aux sacs de litières à grosses mailles ont été également collectés. Les variables environnementales ont été mesurées à la fois sur le terrain et au laboratoire par mois à l'aide des appareils et méthodes indiqués dans la littérature. Les variables environnementales n'ont pas significativement varié entre les stations, mais des variations significatives ont été observées sur le plan temporel. Les variables très dépendantes de paramètres climatiques / météorologiques (profondeur, vitesse, largeur, humidité, température ...) ont significativement fluctué d'un mois à l'autre et surtout pendant la grande saison de pluies. Toutefois, les eaux ont été légèrement acides en moyenne avec de faibles teneurs en composés azotés, en orthophosphates, en particules solides, des valeurs de dureté totale, d'alcalinité, de manganèse, du potassium et de conductivité faibles. Au cours de cette étude, 13690 macroinvertébrés benthiques appartenant à 4 embranchements, 7 classes, 16 ordres et 93 familles ont été collectés. Les macroinvertébrés benthiques ont été plus abondants et plus riches dans les stations caractérisées par un courant modéré et un substrat varié, notamment les stations K1 (109 espèces), K2 (111 espèces), K3 (129 espèces), AN1 (93 espèces), AN2 (96 espèces), N (87 espèces) et A (89 espèces). La diversité a varié significativement de $1,33 \pm 0,14$ bits/ind à $2,00 \pm 0,35$ bits/ind ($P = 0,0101$) et les valeurs élevées ont été trouvées dans les stations à substrats varié et aux eaux bien oxygénées. Sur le plan temporel, la diversité a varié considérablement de $1,10 \pm 0,16$ bits/ind dans la station d'échantillonnage NM en février 2020 à $1,87 \pm 0,1$ bits/ind dans la station d'échantillonnage OB en septembre 2019 ($P = 0,0399$). De plus, le peuplement a été plus abondant durant la petite saison sèche, notamment au mois d'août 2019 (1471 individus) ($P = 0,0060$) mais plus riche pendant la grande saison sèche au mois de

février 2019 (54 familles) ($P = 0,0481$). Quatre groupes typologiques ont été identifiés à partir de la classification hiérarchique ascendante, de la SOM et des analyses factorielles discriminantes. Les valeurs relativement élevées des indices EPT et EPTB témoignent de la bonne qualité écologique des eaux indiquant leur capacité à héberger une diversité d'organismes polluo-sensibles. Il en est de même des indices EPTH et EPTO dans lesquels les affinités entre les EPT, les hétéroptères et les Odonates sont avérées. Les groupes trophiques identifiés sont les prédateurs, les racleurs, les collecteurs, les déchiquteurs, les herbivores, les filtreurs et les omnivores, les prédateurs et les racleurs étant dominants, suivis des collecteurs et des déchiquteurs. Le processus de décomposition a été réalisé grâce à la méthode des sacs à litière avec des feuilles mortes de *Funtumia africana* exposées dans sept cours d'eau. L'installation et le retrait des sacs ont été accompagnés de la mesure de certains paramètres biologiques et environnementaux contrôlant le processus de décomposition de la litière. Ainsi, la vitesse de décomposition a varié de $0,035 \text{ g.j}^{-1}$ à $0,056 \text{ g.j}^{-1}$ avec une moyenne de $0,042 \pm 0,006 \text{ g.j}^{-1}$ dans les sacs de litière à grosses mailles (K_c) et de $0,018 \text{ g.j}^{-1}$ à $0,059 \text{ g.j}^{-1}$ avec une moyenne de $0,037 \pm 0,01 \text{ g.j}^{-1}$ dans les sacs de litière à mailles fines (K_f). Aucune différence significative n'a été observée entre les stations ($P = 0,162$ pour K_c ; $P = 0,045$ -pour K_f) et les saisons ($P = 0,043$ pour K_c ; ; $P = 0,053$ pour K_f). La décomposition a été essentiellement due aux activités microbiennes, la contribution des déchiquteurs étant négligeable. Mais les vitesses obtenues indiquent une décomposition rapide ($> 0,01 \text{ g.j}^{-1}$). Le rapport K_c sur K_f et le taux de fragmentation de la litière F ont confirmé cette faible contribution des macroinvertébrés benthiques déchiquteurs dans le processus. Parmi les paramètres environnementaux considérés, seuls la distance à la source ($P = 0,0134$) et le pH ($P = 0,063$) semblent positivement influencer la vitesse de décomposition de la litière à *Funtumia africana* bien que de façon non significative.

Mots clés : Ecologie, Macroinvertébrés Benthiques, Hyphomycètes Aquatiques, Décomposition de la Litière, Guildes Trophiques, Paramètres Environnementaux, Litière de *Funtumia africana*, Afrique Centrale.

ABSTRACT

With the aim of contributing to improvement of knowledge on biodiversity and functioning of forest watercourses in Cameroon, a study on the ecology of benthic macroinvertebrates and aquatic hyphomycetes as well as their contribution to the decomposition of dead leaves of *Funtumia africana* (Benth) Stapf (Apocynaceae) was carried out in seven streams of the Nyong watershed in Cameroon from February 2019 to August 2021. A total of 167 samples of water and benthic macroinvertebrates were taken at 13 stations over 13 months, and experiments on litter decomposition in streams were carried out for 15 days of exposure. Benthic macroinvertebrates were collected using the kick net method following the multihabitat approach and on a monthly sampling frequency, except the month of February 2020 when the Akoumbegue stream dried up (stations CA and C). Benthic macroinvertebrates associated with coarse mesh litter bags were also collected and identified under binocular with appropriated keys. Environmental variables were measured both in the field and in the laboratory per month using devices and methods from literature. Environmental variables were not significantly different between stations, but significant variations were observed temporally. The variables dependent on climatic / meteorological parameters (depth, speed, width, humidity, temperature, etc.) varied significantly from one month to another and especially during the long rainy season. However, the waters were slightly acidic with low levels of nitrogen compounds, orthophosphates, solid particles, low hardness, alkalinity, manganese, potassium and conductivity values. During this study, 13690 benthic macroinvertebrates belonging to 4 phyla, 7 classes, 16 orders and 93 families were collected. Benthic macroinvertebrates were more abundant and richer at stations characterized by moderate current and varied substrate including stations K1 (109 species), K2 (111 species), K3 (129 species), AN1 (93 species), AN2 (96 species), N (87 species) and A (89 species). The diversity varied significantly from 1.33 ± 0.14 bits/ind to 2.00 ± 0.35 bits/ind (P -value = 0.0101) and the high values were found in stations with multiple substrates and well-oxygenated water. In time, the diversity varied considerably from 1.10 ± 0.16 bits/ind in the sampling station NM in February 2020 to 1.87 ± 0.1 bits/ind in the sampling station OB in September 2019 (P -value = 0.0399). In addition, the community was more abundant during the short dry season, especially in August 2019 (1471 individuals) (P -value = 0.0060) but richer during the long dry season in February 2019 (54 families) (P -value = 0.0481). Four typological groups were identified from ascending hierarchical classification, SOM and discriminant factor analyses. The relatively high values of the EPT and EPTB indices testify the good ecological quality of

waters, indicating their capacity to host a high diversity of polluo-sensitive organisms. The same applies to the EPTH and EPTO indices in which the affinities between the EPT, the Heteroptera and the Odonata are proven. The trophic groups identified are predators, scrapers, collectors, shredders, herbivores, filter feeders and omnivores, with predators and scrapers being dominant, followed by collectors and shredders. The decomposition process was carried out using the litter bag method with dead leaves of *Funtumia africana* exposed in seven streams. The installation and removal of the bags were accompanied by the measurement of certain biological and environmental parameters controlling the process of decomposition of the litter. Thus, the decomposition rate varied from 0.035 g.d⁻¹ to 0.056 g.d⁻¹ with an average of 0.042 ± 0.006 g.d⁻¹ in the coarse mesh (K_c) litter bags and from 0.018 g.d⁻¹ to 0.059 g.d⁻¹ with an average of 0.037 ± 0.01 g.d⁻¹ in fine-mesh (K_f) litter bags. No significant difference was observed between stations (P -value = 0.162 for K_c ; P -value = 0.045 for K_f) and seasons (P -value = 0.043 for K_c ; P -value = 0.053 for K_f). Decomposition was mainly due to microbial activities and the contribution of shredders was less. But the rates obtained indicate rapid decomposition (> 0.01 g.d⁻¹). The K_c to K_f ratio and the litter fragmentation rate F confirmed this weak contribution of the shredding benthic macroinvertebrates in the process. Among the environmental factors considered, only the distance to the source (P -value = 0.0134) and the pH (P -value = 0.063) seem to positively influence the rate of decomposition of the litter of *Funtumia africana* but not significant.

Key words: Ecology, Benthic Macroinvertebrates, Aquatic Hyphomycetes, Leaf Litter Breakdown, Trophic Guilds, Environmental Factors, *Funtumia africana* Litter, Central Africa.

INTRODUCTION

La planète terre est aujourd'hui confrontée à de nombreux problèmes qui résultent du développement industriel et urbain, de l'agriculture intensive, du surpâturage et de la surexploitation des ressources naturelles. Au premier rang, les plus impactés sont l'air, l'eau et la biodiversité. Ces impacts constituent un enjeu majeur pour l'avenir de la planète. L'eau utilisable devient de plus en plus rare dans certaines régions du monde et les réserves en eau douce sont les plus concernées tant en quantité qu'en qualité. Pour Remini (2005), la quantité d'eau douce disponible est passée de 17000m³/habitant en 1950 à 9700m³/habitant et devrait arriver à 5100m³/habitant en 2025. À cet effet, il devient impératif d'en comprendre les causes et de procéder à une gestion durable des écosystèmes aquatiques qui nous entourent et dont nous dépendons. Les eaux continentales couvrent 1% de la surface de la terre et abritent 10 % d'espèces animales connues (Dijkstra *et al.*, 2014). Dans ces 10%, on retrouve principalement les poissons, les amphibiens, les annélides, les crustacés, les mollusques, les arachnides, les insectes, les helminthes, les protozoaires, les champignons et les bactéries.

Pendant de nombreuses années, les scientifiques n'ont cessé d'attirer l'attention sur les effets néfastes des activités anthropiques, de plus en plus importantes, sur l'environnement aquatique (Assako Assako, 2001; Lecerf, 2005; Soulard, 2007; Ramade, 2009; Hladyz *et al.*, 2011; Davis *et al.*, 2015; Foto Menbohan *et al.*, 2019; Allan *et al.*, 2021a). Parfois, les politiques de développement ne tiennent pas toujours compte des avis et alertes donnés par des scientifiques sur les conséquences néfastes de l'industrialisation sur la planète (SDN30, 2020). L'évaluation des écosystèmes aquatiques prend en compte les méthodes généralement locales ou adaptées à une région précise à cause des variations des paramètres à considérer (Tampo *et al.*, 2021; Kaboré *et al.*, 2022). Ces méthodes présentent ainsi certaines limites qui rendent leur application plus difficile sous d'autres cieux. Des méthodes développées plus récemment impliquant les organismes aquatiques (invertébrés benthiques, hyphomycètes aquatiques, bactéries, plancton...), les paramètres physico-chimiques et biochimiques, le réseau trophique hétérotrophe de base tant à l'échelle des individus que des écosystèmes entiers permettent d'apprécier la qualité et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Chamier, 1987; Chauvet & Merce, 1988; Gessner *et al.*, 1991, 2004, 2010; Chauvet, 1992; Gessner & Chauvet, 2002; Lecerf *et al.*, 2007; Masese *et al.*, 2014b; Chauvet *et al.*, 2016; Tenkiano & Chauvet, 2017; Seena *et al.*, 2019; Ferreira *et al.*, 2021).

En Afrique subsaharienne et surtout Centrale, les travaux hydrobiologiques connus se limitent à la morphométrie des milieux, à l'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux et à l'étude de la macrofaune benthique, du plancton, des helminthes, des protozoaires et des

bactéries. Par exemple en République Centrafricaine, Ngoay-Kossy *et al.* (2018) ont mené une étude sur la qualité physico-chimique et la structure des macroinvertébrés benthiques du cours d'eau Nguitto, partiellement anthropisé qui a révélé une richesse taxonomique de 71 taxa. Dans le bassin de la Mabounié au Gabon, 202 taxa de macroinvertébrés benthiques ont été identifiés (Mboye, 2019).

Au Cameroun, les premières études sur la faune aquatique remontent à l'époque coloniale, avec l'Office de Recherche Scientifique d'Outre-Mer (ORSTOM). Nous citerons ici à titre d'exemples quelques documents issus de la recherche de cette période (Poisson, 1929; Durand & Levêque, 1980, 1981; Olivry, 1986; Suchel, 1987). Les études sont menées actuellement dans les régions du Sud, de l'Est, du Centre et du Nord sur la qualité physico-chimique des eaux et la diversité des macroinvertébrés benthiques des cours d'eau. Ainsi, les travaux de Madomguia *et al.* (2016, 2019) ont été effectués à l'Extrême-Nord, ceux de Tchakonté *et al.* (2015); Koji *et al.* (2017); Onana *et al.* (2019, 2021) et Bilounga *et al.* (2020) dans le Littoral, ceux de Enah Achuo *et al.* (2018) dans le Nord-Ouest, ceux de Foto Menbohan *et al.* (2012, 2013, 2019); Ajeagah *et al.* (2018); Biram à Ngon *et al.* (2018, 2020) dans le Centre et le Sud, ceux de Gwos Nhiomock *et al.* (2022a, 2022b) à l'Est et ceux de Foto Menbohan *et al.* (2021) dans la région du Sud-Ouest. Ces travaux montrent que les macroinvertébrés benthiques sont diversifiés et dominés par les insectes. Ils révèlent aussi que la pollution affecte la qualité de l'eau et la structure des macroinvertébrés benthiques. De tous les travaux menés au Cameroun, seuls ceux de Tchakonté *et al.* (2015), (Madomguia *et al.*, 2016, 2019; Onana *et al.*, 2021) ont pris en compte la diversité fonctionnelle et les traits écologiques.

Bien que Chen *et al.* (2000) aient étudié les hyphomycètes aquatiques du Cameroun, leur contribution tout comme les autres organismes aquatiques dans le fonctionnement écologique des rivières n'a pas été abordée, notamment la décomposition de la litière et le cycle de la matière. En Afrique, seuls les travaux menés en Guinée Conakry (Tenkiano & Chauvet, 2017) ont pris en compte à la fois le rôle des macroinvertébrés benthiques et d'hyphomycètes dans la décomposition de la litière. Par contre, ceux menés au Kenya (Dobson *et al.*, 2004; Kadeka *et al.*, 2021; Masese *et al.*, 2014b; Mathooko *et al.*, 2000; Mathooko *et al.*, 2000) et en Uganda (Fugère *et al.*, 2020) ont seulement considéré le rôle des organismes microbiens dans le processus de décomposition de la litière en milieu lotique.

En outre, avec l'urbanisation et la croissance rapide de la population du Cameroun, il s'avère prioritaire et extrêmement important de constituer une base de données sur les

écosystèmes aquatiques peu ou non anthropisés. C'est le souci de cette étude qui se focalise sur l'état écologique de quelques cours d'eau affluents du Nyong dans deux réserves forestières de la région du Centre. Ces données nous permettraient de déterminer l'état écologique ces cours d'eau forestiers en vue de leur utilisation comme référentiels dans l'étude de l'état de santé de ces milieux et orienter les prises de décisions des pouvoirs publics et des acteurs de développement dans le cadre de la conservation de l'environnement dulçaquicole. De plus, la vitesse de décomposition des litières est un paramètre synthétique pertinent qui permet de quantifier le dynamisme du réseau trophique détritique de base ainsi que l'importance des flux de carbone dont dépendent la productivité et l'équilibre des niveaux trophiques supérieurs. Ce travail a pour objectif principal de contribuer à la connaissance de l'écologie de cours d'eau du bassin du Nyong dans le plateau Sud camerounais. Spécifiquement, il s'est agi:

- ✓ de caractériser les paramètres abiotiques des eaux des cours d'eau forestiers;
- ✓ d'inventorier les macroinvertébrés benthiques non associés à la litière et étudier leur dynamique et leur diversité fonctionnelle;
- ✓ d'évaluer l'influence des paramètres environnementaux sur les macroinvertébrés benthiques dans les cours d'eau;
- ✓ de recenser les macroinvertébrés benthiques et les hyphomycètes aquatiques associés à la litière;
- ✓ de déterminer la vitesse de décomposition de la litière et les paramètres qui la contrôlent.

La présente étude s'étale sur trois chapitres. Le premier chapitre porte sur la revue de la littérature. Le deuxième chapitre présente le matériel et les méthodes utilisés et le troisième, les résultats et la discussion qui en découle. Une conclusion, des recommandations et perspectives clôturent ce travail.

CHAPITRE I : REVUE DE LA LITTÉRATURE

I.1. Généralités sur les écosystèmes aquatiques

L'importance de l'eau pour le développement social et toutes les formes de vie sur terre n'est plus à démontrer. Pour les populations humaines, elle est essentielle pour l'alimentation, l'agriculture, l'industrie, l'assainissement, et de nombreux autres usages tels que la production de l'hydroélectricité et la navigation (Sighomnou, 2004). Les océans, les mers, les lacs et toutes les eaux courantes servent également d'habitats à une multitude d'êtres vivants (Springe *et al.*, 2010). Il va de soi dans ces conditions qu'au-delà de l'alimentation en eau, tout changement qui intervient dans le fonctionnement des systèmes hydrologiques peut être désastreux pour l'environnement, l'économie et la société (Mander *et al.*, 2011).

I.1.1. Caractéristiques des plans d'eau

Les eaux sont très inégalement réparties à la surface de la planète (Figure 1): 97,2 % du volume total s'accumulent dans les océans et les mers et seulement 2,8 % se trouvent sur le continent sous forme d'eau douce dont 2,1 % sous forme de glace, 0,6 % sous forme d'eaux souterraines, 0,01 % dans les lacs et cours d'eau et 0,001 % dans l'atmosphère (Touati, 2021). Les milieux lotiques regroupent des eaux douces courantes et prennent des dénominations différentes en fonction de la largeur du lit, et vont des ruisselets dont la largeur est inférieure à 1m, aux fleuves de largeur supérieure à 25m (Allan & Castillo, 2007). Ces milieux se caractérisent par un écoulement des eaux dépendant principalement de la pente.

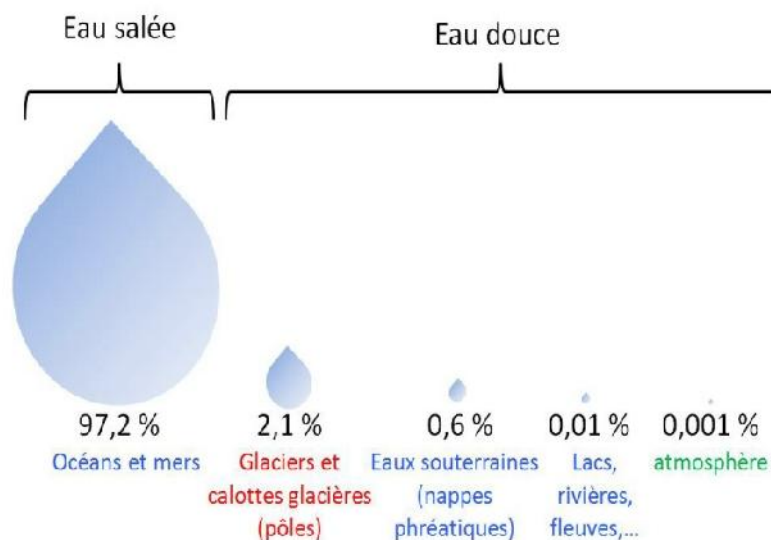


Figure 1: Répartition des types d'eau sur la terre (Touati, 2021)

I.1.2. Cours d'eau des forêts tropicales

Les rivières ont toujours joué un rôle essentiel dans l'écologie de la forêt tropicale, mais également dans la vie des peuples (Lienou *et al.*, 2010; Dudgeon, 2011). Les forêts tropicales constituent ainsi un élément régulateur essentiel du cycle de l'eau. En effet, la couverture forestière réduit la température de l'eau, le ruissellement et atténue les fluctuations du débit des cours d'eau (Bedimo Bedimo, 1999). En facilitant l'infiltration de l'eau dans le sol, les forêts contribuent également à filtrer les polluants et à alimenter les nappes phréatiques en eau de qualité minérale et organique très stable. Les massifs forestiers peuvent être assimilés à des châteaux d'eau régulant la distribution de l'eau dans le temps. Mais les sols des forêts tropicales sont souvent fragiles, et la disparition de la couverture végétale conduit bien souvent à modifier l'ensemble du bilan hydrologique d'une région, avec des conséquences parfois catastrophiques (Hamilton, 2009). La Figure 2 donne un aperçu sur le cours d'eau et son bassin versant d'après Nivesse cité par Fouillet & Magnier (2022).



Figure 2: Système hydrologique d'un cours d'eau d'après Nivesse cité Fouillet & Magnier, 2022). Image illustratif du cycle de l'eau : évaporation/évapotranspiration-condensation-transport-précipitation d'une part ; écoulement-plans d'eau-infiltration.

I.1.3. Menaces sur les milieux lotiques

À la fois complexe et fragile, l'équilibre des milieux lotiques dépend en grande partie de la dynamique hydro-climatique qui détermine la nature et le développement des organismes qui y vivent (Vannote *et al.*, 1980; Allan *et al.*, 2021b). Les autres impacts environnementaux peuvent être des modifications des conditions des habitats de surface au niveau des bassins versants, l'accentuation de la désertification, résultant des actions conjuguées de la baisse des précipitations et de la dégradation du couvert végétal (Elosegi & Sabater, 2013).

Les cours d'eau apparaissent comme les écosystèmes les plus vulnérables de la planète (Allan, 2004). L'harmonie de ces milieux se heurte à certains facteurs naturels ou artificiels qui provoquent son altération ou son dysfonctionnement (Allan *et al.*, 2021b). Les pressions exercées par l'homme sur le milieu naturel sont de plus en plus importantes du fait de la mécanisation et de l'intensification de l'agriculture couplées à une explosion démographique sans cesse croissante (Piscart *et al.*, 2009; Allan *et al.*, 2021c; Onana *et al.*, 2021), ce qui entraîne d'années en années la dégradation de la qualité du milieu et de la biodiversité aquatique (Davis *et al.*, 2015).

Les cours d'eau, surtout ceux situés en milieu urbain ou qui traversent ces milieux, sont plus affectés car ils subissent directement l'action anthropique, car constituant de ce fait le réceptacle majeur des déchets, des substances ou des composés polluants de l'environnement (Enah Achuo *et al.*, 2018; Bowen & Currie, 2021). L'intégrité biotique et abiotique de ces cours d'eau est donc altérée par la variation de la qualité physico-chimique des eaux, la modification de l'habitat et la baisse de la biodiversité polluo-sensibles (Sweeney *et al.*, 1992; SPANB II - MINEPDED, 2012; Allan *et al.*, 2021c).

En Afrique et au Cameroun en particulier, les politiques économiques s'organisent autour des ressources en eau: projets de développement, agriculture, hydroélectricité, alimentation en eau des populations humaines et bétails, infrastructures de protection entre autres (SDN30, 2020). Les cours d'eau sont alors plus sollicités et potentiellement exposés par le développement de villes et de l'économie (Figure 3). En d'autres termes, qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropique, les transformations qui interviennent dans ces écosystèmes engendrent de nombreux bouleversements qui vont des modifications / destructions des sources d'alimentation à celui des habitats de la faune aquatique et terrestre (Tchakonté *et al.*, 2015; Finlayson *et al.*, 2018; Foto Menbohan *et al.*, 2019).



Figure 3: Menaces de cours d'eau par les déchets plastiques et domestiques à Bogor en Indonésie en 2018 (https://fr.m.wikipedia.org/wiki/pollution_par_le_plastique) (A) et pollution des cours d'eau par rejets directs d'effluents industriels dans le Michigan aux Etats Unis en 2017 (<https://www.bridgemi.com/guest-commentary/waste-water-why-michigan-needs-state-septic-code>) (B).

I.2. Evaluation et suivi des cours d'eau

Plusieurs outils d'évaluation et de suivi des cours d'eau ont été mis sur pied. Parmi lesquels, l'utilisation de bioindicateurs tels que les invertébrés aquatiques. Leur utilisation dans l'évaluation de la qualité de l'eau présente de nombreux avantages. Cet outils prend en compte la rémanence des organismes, c'est-à-dire leur capacité à témoigner d'une pollution plus ou moins ancienne et les conditions de pollution toxique, intermittente et organique modérée (US EPA, 2002). Tout récemment, la décomposition de la litière dans les cours d'eau a été présenté comme une étude de l'expression synthétique de la qualité générale des systèmes lotiques (Boonsoong *et al.*, 2009; Chauvet *et al.*, 2016; Ferreira *et al.*, 2021).

I.2.1. Paramètres météorologiques

Certains paramètres météorologiques influencent fortement les cours d'eau. Parmi ceux-ci la température de l'air (°C), l'humidité de l'air (%), le vent (m/s), les précipitations (mm), l'ensoleillement. La hauteur et la densité de la canopée (%) peuvent également contribuer à la détermination des paramètres météorologiques. Le vent et les précipitations contribuent à la réaération de l'eau. Ce phénomène correspond à l'apport d'oxygène à travers l'interface air-eau et varie en fonction de la température de l'eau, du débit, du type d'écoulement (laminaire vs turbulent) ou de la vitesse du courant (Villeneuve *et al.*, 2006). Les échanges d'oxygène air-eau peuvent être suffisamment élevés pour compenser les pertes en oxygène dues à une forte activité hétérotrophe. La lumière incidente permet le développement des activités autotrophes des organismes chlorophylliens dans les cours d'eau. La température de l'air permet de réguler la

température de l'eau soit en baissant lorsque l'eau des rivières devient plus chaude ou en augmentant lorsqu'elle devient plus froide. La température de l'air permet également le brassage des eaux et la dissolution de l'oxygène. Le cycle de l'oxygène est fortement influencé par la disponibilité de la lumière car elle conditionne d'une part l'activité autotrophe, et d'autre part, les variations de la température de l'eau. La température et la lumière sont d'ailleurs les paramètres environnementaux prédominants dans le contrôle de la production primaire (Villeneuve *et al.*, 2006; Elozegi & Sabater, 2013).

I.2.2. Paramètres hydrologiques

Les paramètres les plus importants permettant de caractériser l'écoulement d'un cours d'eau sont généralement la vitesse du courant (m/s), la profondeur de l'eau (m), la largeur du lit (m) et le débit (m³/s). Ils peuvent être influencés par des paramètres abiotiques tels que la pente et la structure du sol (Bedimo Bedimo, 1999; Springe *et al.*, 2010; Hydrobio DCE, 2014). La vitesse peut modifier la qualité physico-chimique des eaux, la nature des dépôts sédimentaires et participe à l'autoépuration des cours d'eau par brassage des eaux et transport des matières organiques et détritiques présents dans l'eau (Lienou *et al.*, 2010).

I.2.3. Paramètres physico-chimiques

I.2.3.1. Variables physiques

La température de l'eau (°C) est un paramètre physique qui détermine un grand nombre des processus biologiques et chimiques qui se déroulent dans l'eau. En général, ces processus s'accroissent avec le réchauffement de l'eau (Kalala *et al.*, 2016). Une température plus élevée de l'eau augmente la production primaire et pourrait contribuer à l'accélération des processus biologiques et chimiques, à la solubilité des gaz dans l'eau et surtout à la dissociation des sels dissous et des complexes métalliques (Cheney *et al.*, 2019). Elle permet le développement d'une vie équilibrée dans les cours d'eau (Dallas, 2008). La température de l'eau constitue un paramètre clé influençant la biologie et la distribution des espèces aquatiques (Blumenthal, 1990). Dans les systèmes lotiques, l'altitude (m) et l'ensoleillement affectent la température qui, elle aussi, conditionne la solubilité des gaz et la vitesse des réactions chimiques et biochimiques (Jabiol *et al.*, 2020).

La mesure de la turbidité (Turbidité Formazine par Atténuation – FAU) permet de préciser les informations visuelles sur l'eau. La turbidité traduit la présence de particules en

suspension dans l'eau (débris organiques, argiles, organismes microscopiques). Cependant, une turbidité forte peut permettre à des micro-organismes de se fixer sur des particules en suspension (Mori *et al.*, 2018). La turbidité de l'eau est influencée par la quantité de matières en suspension présentes dans l'eau qui peut induire potentiellement le changement de la couleur de l'eau. Elles réduisent la quantité et la profondeur de pénétration de la lumière dans la colonne d'eau (Zebaze *et al.*, 2006). L'augmentation de la turbidité de l'eau entraîne la baisse de la production primaire (Foto Menbohan *et al.*, 2013).

Les particules solides (MES et TDS en mg/l) varient en fonction du bassin versant, la nature des terrains traversés, la saison et les apports éventuels des effluents (Gantayat *et al.*, 2023). Toutefois, une forte concentration de l'eau en MES présente des effets néfastes sur certains organismes en provoquant leur mort suite au colmatage des organes respiratoires (Tachet *et al.*, 2010). La concentration en matières en suspension influence aussi la production primaire de façon indirecte par la diminution de la quantité de lumière disponible pour la photosynthèse (Villeneuve *et al.*, 2006; Dethier *et al.*, 2019).

I.2.3.2. Variables chimiques

La concentration en oxygène dissous (mg/l ou %) est un paramètre essentiel dans le maintien de la vie, et donc dans les phénomènes de dégradation de la matière organique et de la photosynthèse. Il est utilisé essentiellement pour les eaux de surface et constitue un excellent indicateur de leur qualité. La saturation en O₂ diminue lorsque la température et l'altitude augmentent (Sambraus *et al.*, 2018). Les conditions normales d'équilibre écologique exigent un minimum de saturation en oxygène de 75%, la situation devenant critique en deçà de 50% (Agence de l'Eau, 2003). Toutefois, une meilleure oxygénation de l'eau, notamment à l'interface eau/sédiment est favorable à l'installation des communautés benthiques (Mboye, 2019).

La conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$) est fonction de la température de l'eau : elle est plus importante lorsque la température augmente. La conductivité électrique est proportionnelle à la quantité de sels ionisables dissous, et sa mesure renseigne sur le degré de minéralisation d'une eau. Elle varie en fonction de l'origine des eaux, la nature géologique du substrat, les confluences ou les afférences souterraines, la pollution du support aqueux (Kengne Fotsing *et al.*, 2022). L'eau douce, tout comme l'eau d'une rivière, devrait avoir une conductivité comprise entre 300 et 1.200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Rodier *et al.*, 2009). Si une eau présente une conductivité inférieure à 300, on peut en déduire qu'elle est pauvre en ions et que, la moindre modification du milieu

ambiant entraînera une variation brutale de la valeur du pH (UC) (Allan, 2004; Allan *et al.*, 2021d). Une eau dont la conductivité est supérieure à 1,200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ne peut plus être considérée comme eau douce (Rodier *et al.*, 2009).

Le pH (UC) dans les milieux aquatiques est très fortement influencé par la photosynthèse, et lui-même influence un grand nombre de processus biologiques et chimiques (Trevelline *et al.*, 2018; Westwood *et al.*, 2018). Le pH influence ainsi la formation de certains composés chimiques (gaz carbonique, acide sulfurique, ammonium/ammoniaque etc.). Une partie de ces formes chimiques peuvent devenir toxiques quand le pH dépasse certaines limites. Outre cette toxicité indirecte, le pH peut avoir des effets néfastes directs pour les organismes aquatiques (Angelier & Munnick, 2019).

En milieu aquatique, l'azote se trouve sous forme d'azote organique, d'azote ammoniacal (NH_4^+ en mg/l), de nitrites (NO_2^- en mg/l), de nitrates (NO_3^- en mg/l), ou associé à d'autres composés. Dans la nature, l'azote provient du sol et de la minéralisation de la nécromasse. Toutefois, l'activité humaine accélère le processus d'enrichissement de l'eau en cet élément par apport d'effluents urbains et industriels, de rejets d'eaux usées domestiques, de lessivage des sols agricoles fortement enrichis en engrais (Jullian *et al.*, 2005; Le *et al.*, 2017). D'après Rodier *et al.* (2009), la teneur en NH_4^+ est très élevée dans les eaux riches en matières organiques lorsque la teneur en oxygène est insuffisante pour assurer sa transformation. De plus, une augmentation excessive de la température transforme l'ammonium en ammoniaque qui est toxique pour de nombreux organismes. Les nitrites sont la forme intermédiaire de l'azote qui se maintient dans les eaux courantes à faible teneur en oxygène. Leur rémanence indique un état de pollution organique (Foto Menbohan *et al.*, 2010). Les nitrates constituent la forme d'azote la plus courante dans l'eau naturelle. Les cours d'eau s'enrichissent en nitrates par le processus des apports latéraux successifs et une accumulation des matières organiques endogènes progressivement minéralisées (Cunha *et al.*, 2011).

Les orthophosphates ou « phosphore réactif » (PO_4 en mg/l) représentent la forme de phosphate disponible dans les milieux aquatiques (Baturin, 2006; Pestana *et al.*, 2018). Une élévation de la teneur en orthophosphates dans les eaux naturelles indiquerait une pollution par les eaux vannes et effluents industriels contenant des phosphates organiques et des détergents synthétiques (Dakwen *et al.*, 2019; Onana *et al.*, 2021). Les fortes teneurs en orthophosphates entraînent généralement des blooms algaux avec pour conséquence une réduction de

l'éclairement en profondeur, l'anoxie, les variations de pH et à long terme, l'eutrophisation (Kengne Tenkeu *et al.*, 2021; Zebaze *et al.*, 2006).

L'alcalinité (mg/l) d'une eau témoigne de la présence conjuguée d'ions hydrogénocarbonates (HCO_3^-), carbonates (CO_3^{2-}) et d'ions hydroxydes (OH^-). L'alcalinité se rapproche du degré de minéralisation des eaux et d'oxydation des composés organiques, ainsi que de la teneur en anhydride carbonique (Levêque & Balian, 2005; Bilounga *et al.*, 2020). Les eaux provenant des terrains calcaires et gypseux (constitués de sulfate hydraté de calcium) présentent des duretés très élevées, tandis que celles qui s'écoulent sur les terrains cristallins, métamorphiques ou schisteux sont moins dures (Nola *et al.*, 1998; Rains *et al.*, 2008).

Dans les cours d'eau, la demande biologique en oxygène (DBO_5 en mg/l) correspond à l'estimation globale de la concentration en matières organiques biodégradables par la détermination de la quantité d'oxygène nécessaire pour sa décomposition par les microorganismes dans l'eau (Cunha *et al.*, 2011).

I.2.4. Paramètres biologiques

Les êtres vivants aquatiques sont très souvent mis à contribution dans la surveillance des milieux aquatiques (Brasil *et al.*, 2020; Bae *et al.*, 2023). De par leur diversité taxonomique et fonctionnelle, leur durée de vie variable et leur large distribution, les organismes aquatiques constituent d'excellents indicateurs de l'état de santé des systèmes lotiques. Balian *et al.* (2008) et Strayer & Dudgeon (2010) soulignent à cet effet que l'utilisation de certains organismes aquatiques (bactéries, protozoaires, diatomées, macroinvertébrés benthiques, planctons, mousses aquatiques, amphibiens ou poissons) comme indicateurs est plus appropriée et complète les analyses physico-chimiques de l'eau.

I.2.4.1. Macroinvertébrés benthiques

Les macroinvertébrés benthiques sont des organismes aquatiques sans colonne vertébrale suffisamment gros pour être vus sans microscope. Ils comprennent les vers, les crustacés et les insectes aquatiques tels que les nymphes de la mouche des pierres et de l'éphémère (Resh, 2007; Mezgebu, 2020). Les macroinvertébrés benthiques peuvent être des indicateurs importants de la qualité de l'eau (Bikuña *et al.*, 2015; Koudenoukpo *et al.*, 2021). Les macroinvertébrés benthiques constituent un maillon important de la chaîne alimentaire. Ils sont une source de nourriture pour plusieurs espèces de poissons, d'amphibiens et d'oiseaux. Ils vivent inféodés à divers types de microhabitats dans les conditions normales, une mobilité

réduite à quelques dizaines de mètres. Ils n'ont donc pas d'autre choix que de subir des perturbations en résistant ou en mourant (Tachet *et al.*, 2010; Dudgeon, 2011). De nombreuses espèces de nymphes d'éphémères, de larves de phryganes et de larves de phlébotomes ne tolèrent pas très bien la pollution et ne peuvent survivre que dans des eaux rapides, fraîches et bien oxygénées (Foto Menbohan *et al.*, 2010). Leur présence est généralement un signe de bonne qualité de l'eau (Biram à Ngon *et al.*, 2020; Onana *et al.*, 2021). Les larves de mouches noires (Diptères), les sangsues (Achètes) et les vers aquatiques (Polychètes, Oligochètes, Helminthes) sont un peu plus tolérants à la pollution et peuvent être trouvés dans une eau de bonne et de mauvaise qualité. Si ces espèces sont les seules présentes, alors elles peuvent être des indicateurs d'une eau riche en matières organiques avec une faible teneur en oxygène dissous (Enah Achuo *et al.*, 2018).

I.2.4.2. Groupes trophiques des macroinvertébrés benthiques

Les groupes trophiques décrivent le mode d'alimentation des macroinvertébrés. Cummins, (1973) et Cummins & Klug (1979) ont proposé une classification des invertébrés benthiques par catégorie trophique. Cummins, (1973) s'est appuyé sur la façon dont les insectes se procurent leur nourriture et non par ce qu'ils mangent pour établir les groupes trophiques. D'autres auteurs comme Durand & Levêque (1981, 1980) et Tachet *et al.* (2010) ont élargi cette classification aux autres groupes de macroinvertébrés benthiques (Annélides, Crustacés et Mollusques) pour proposer sept (7) catégories trophiques d'invertébrés benthiques à savoir les déchiqueteurs, collecteurs, herbivores, racleurs, omnivores, filtreurs et prédateurs.

- Les déchiqueteurs ou détritivores se nourrissent des plantes vasculaires mortes (bryophytes, macrophytes) et de matières organiques de grosse taille. Leurs pièces buccales leur permettent de couper et de broyer les particules organiques à l'instar des Hydroscaphidae, Tipulidae, Phryganeidae, Scirtidae, Limoniidae ou des Limnephilidae.

- Les collecteurs sont des invertébrés qui récoltent les particules fines qui dérivent dans l'eau (algue vivante, matières organiques fines en décomposition). Ce sont par exemple des Leptophlebiidae, Scatophagidae, Ptychopteridae, Caenidae, Gerridae et Oligochètes.

- Les herbivores ou brouteurs sont des êtres vivants qui consomment des macrophytes. Ce sont par exemple des Dryopidae, Chrysomelidae et Curculionidae.

- Les filtreurs sont des invertébrés qui consomment des débris organiques fins et des microphytes / microinvertébrés en produisant une sécrétion filtrante ou à partir de structures

morphologiques adaptées. Ce sont des Brachycentridae, Sphaeriidae, Unionidae, Simuliidae et Culicidae.

- Les racleurs sont des organismes qui raclent le périphyton ainsi que la matière minérale ou organique. Ils sont généralement concentrés dans les zones à végétation abondante dont les eaux sont calmes. Ce sont des Elmidae, Atyidae, Physidae, Lymnaeidae, Heptagenidae, Siphonuridae entre autres.

- Les prédateurs constituent l'ensemble des macroinvertébrés benthiques qui sont adaptés à la capture des proies vivantes, qui mangent d'autres invertébrés ou petits vertébrés. Ils possèdent des pièces buccales robustes et adaptées à la prédation comme les masques (odonates) ou produisent des filets de capture (certains trichoptères). Ils chassent, piquent ou sucent leurs proies. Il s'agit des odonates, des hétéroptères excepté les Corixidae, des Hirudidae, des Dytiscidae, des Gyrinidae, des Perlidae etc.

- Les omnivores sont des êtres qui se nourrissent de tous les aliments tant d'origine végétale qu'animale en fonction de la disponibilité et de leur goût. Ce sont par exemple les Paleomonidae et Potamonautidae.

I.3. Processus de décomposition de la litière dans les rivières

Le processus de décomposition de la litière dans les cours d'eau est un phénomène très complexe. Dans ces milieux, la décomposition est réalisée sous plusieurs conditions tant abiotiques que biologiques. Côté abiotique, le pH, l'altitude, la température, la vitesse de l'eau ou la distance à la source peuvent influencer la vitesse de décomposition de la litière (Chamier, 1987; Seena *et al.*, 2019; Jabiol *et al.*, 2020; Cornejo *et al.*, 2021) et côté biologique, les invertébrés détritivores, les champignons et les bactéries participent au processus de décomposition de la litière (Gessner *et al.*, 2010; Ferreira *et al.*, 2021).

I.3.1. Macroinvertébrés benthiques associés à la litière

L'abondance et la richesse des macroinvertébrés benthiques peuvent varier d'un type de litière à un autre en fonction de la qualité et de la quantité de cette litière (Bastian *et al.*, 2007; Chará-Serna *et al.*, 2012; Almeida Júnior *et al.*, 2020). La colonisation des litières par ces organismes peut être influencée par la qualité physico-chimique des eaux (Boyero *et al.*, 2016a). Ainsi, l'augmentation de la température et l'acidification de l'eau diminuent l'abondance des macroinvertébrés benthiques détritivores, entraînant la baisse de leur contribution au processus de décomposition de la litière (Boyero *et al.*, 2011; Tenkiano &

Chauvet, 2017; Jabiol *et al.*, 2020). En zone tropicale, deux écoles s'affrontent sur la question des abondances des détritivores dans les cours d'eau tropicaux. Celle de Dobson *et al.* (2002), Boulton *et al.* (2008) et Boyero *et al.* (2009) estime que les détritivores sont rares tandis que celle de Cheshire *et al.* (2005) et Camacho *et al.* (2009) pense qu'ils sont présents, riches et diversifiés. La Figure 4 présente quelques macroinvertébrés benthiques généralement associés aux litières. Ces organismes peuvent être des détritivores (*Leptophlebia* sp., *Hydroscapha* sp., *Ecnomus* sp., *Apatania* sp.), des prédateurs (*Neoperla* sp., *Crenitis* sp., *Libellula* sp.), des collecteurs (*Caenis* sp., *Baetis* sp., *Adenophlebia* sp.), des racleurs (*Elmidae*) ou des herbivores (*Macrolea* sp.) (Tenkiano, 2017).

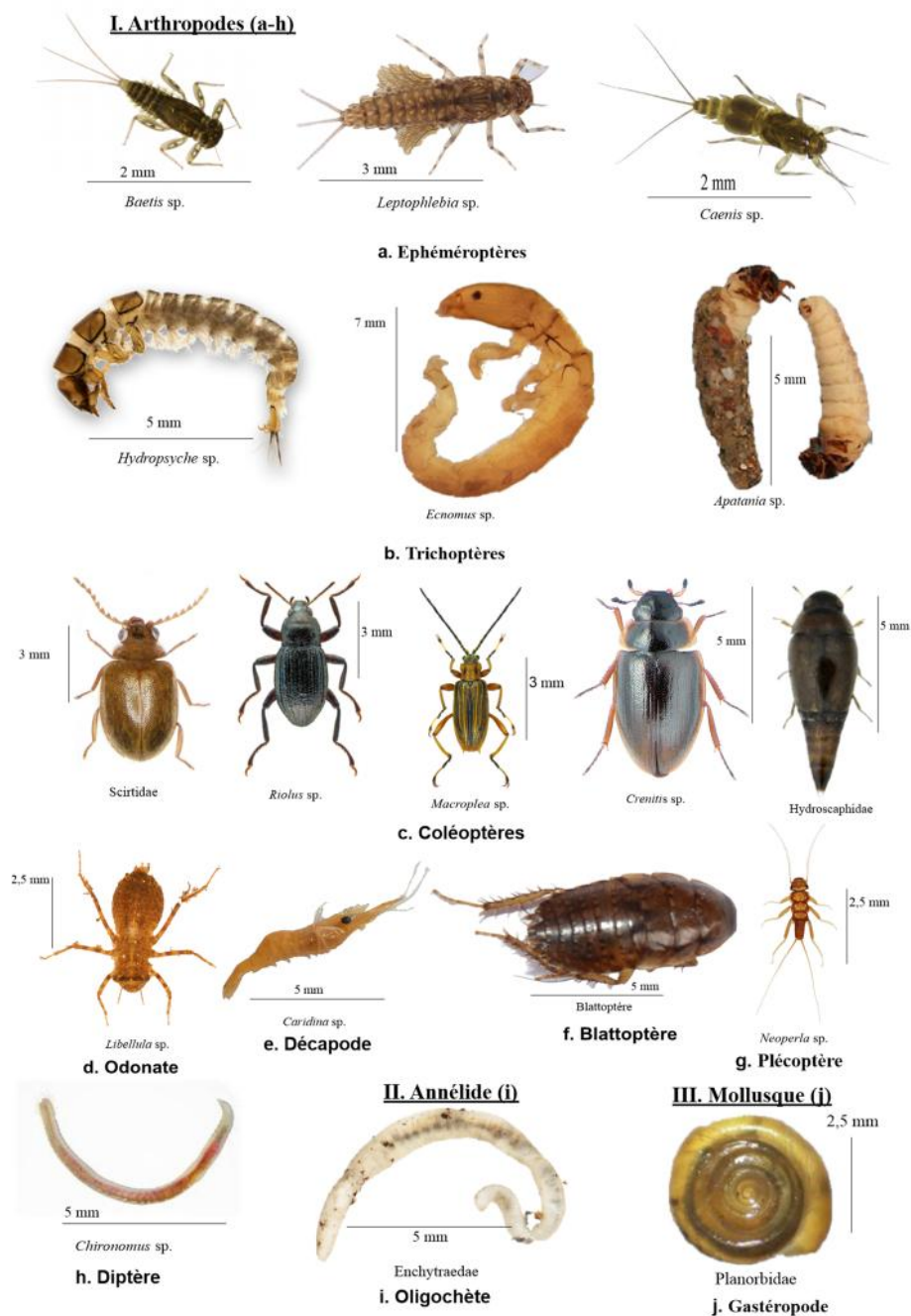


Figure 4: Macroinvertébrés benthiques généralement associés à la décomposition de la litière

I.3.2. Hyphomycètes aquatiques associés à la litière

I.3.2.1. Généralités sur les hyphomycètes aquatiques

En raison de l'absence de stade sexué, un système parfait de classification des hyphomycètes n'a pas pu être développé comme chez Ascomycotina et Basidiomycotina. La classification est donc toujours restée un sujet de débat depuis Saccardo (1904). Il a considéré la forme, le cloisonnement et la coloration des conidies comme base de la classification et a donc reconnu sept sections (Figure 5) à savoir : les amérospores, les hélicospores, les didymospores, les phragmospores, les dictyospores, les scoléospores et les staurospores. Les préfixes hyalo- ou phaeo- sont ajoutés à chaque nom de section pour indiquer respectivement les spores hyalines et pigmentées foncées.

Forme et structure classées par Saccardo (1904) :

-) Amérospore: 1 cellule
-) Didymospore: 2 cellules
-) Phragmospore: > 2 cellules, parois parallèles
-) Dictyospore: > 2 cellules, parois perpendiculaires
-) Scoléospore: filiforme, uni ou pluricellulaires
-) Hélicospore: en forme d'hélice
-) Staurospore: ramifiée

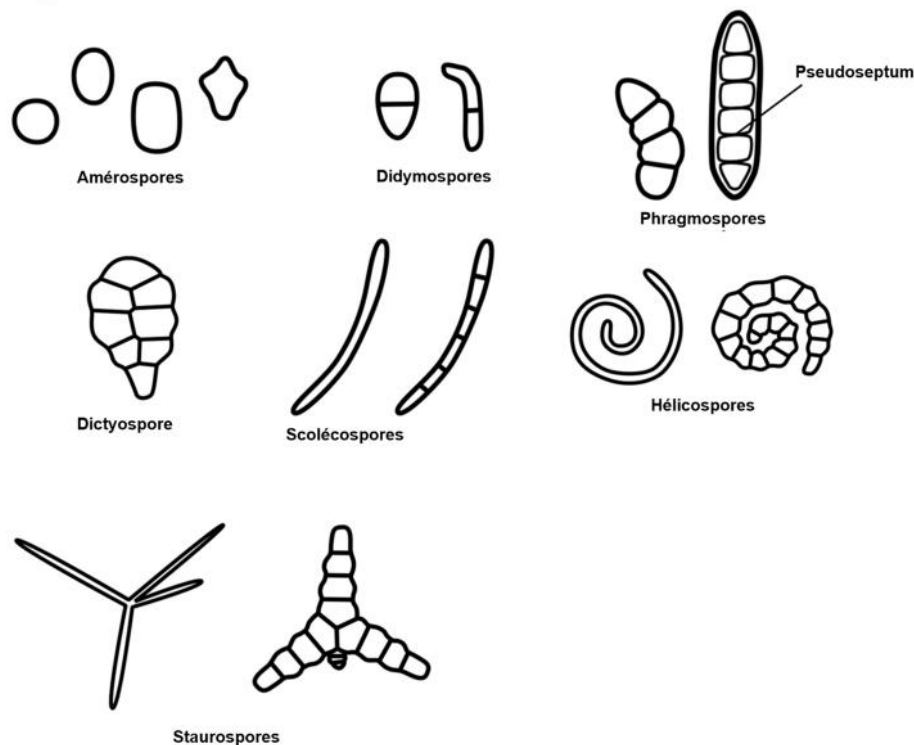


Figure 5: Schémas illustratifs de classification de Saccardo d'après Piepenbring (2015)

Ellis (1971) a proposé une classification mettant l'accent sur la morphologie des conidiophores, la conidiogénèse, la forme, la taille et la couleur des conidies et des hyphomycètes dématiés en six divisions. Alexopoulos *et al.* (2007) n'ont reconnu que deux ordres (Moniliales et Agonomycetales) sous la sous-classe des Hyphomycetidae. Les hyphomycètes produisant des conidies sont inclus dans l'ordre des Moniliales tandis que ceux dont le mycélium est stérile sans conidies sont regroupés dans l'ordre des Agonomycetales.

Sous-classe : Hyphomycetidae

Ordre : Moniliales

Les Moniliales ont des spores asexuées formées librement sur des ramifications du mycélium, ils produisent des conidies.

Familles : Moniliaceae, Dematiaceae, Tuberculariaceae et Stilbaceae.

Moniliaceae ont des hypes et conidies de couleur claire ;

Les Dematiaceae ont des hypes et conidies de couleur foncée ;

Les Tuberculariaceae ont des conidies qui poussent sur un sporodochia ;

Les Stilbaceae ont des conidies groupées en faisceaux ou coremies.

Ordre : Agonomycetales

Les Agonomycetales sont des champignons qui ne forment pas des spores ni d'origine sexuée ou ni d'origine asexuée.

Famille : Agonomycetaceae.

Les Agonomycetaceae ne produisent pas des conidies et le mycélium est stérile.

L'idée que les champignons forment un règne distinct des plantes et des animaux n'a été progressivement acceptée qu'après Whittaker (1969). Les champignons en tant que groupe méga-divers s'étendent sur trois royaumes, la plupart appartenant au Royaume de Eumycètes, tandis que d'autres sont classés dans le royaume de Protozoaires et de Chromistes (Cavalier-Smith 1998). Les mycologues ont estimé qu'il existe environ 1,5 million d'espèces fongiques sur terre (Blackwell, 2011) dont environ 3000 espèces sont associées aux habitats aquatiques (Hawksworth, 1991; Shearer *et al.*, 2007; Hyde *et al.*, 2020).

Les champignons aquatiques sont généralement des organismes microscopiques, qui ne produisent pas de fructifications visibles mais se développent de manière asexuée (champignons mitosporiques / anamorpha). Les champignons associés à l'eau ont été connus historiquement sous le nom de Phycomycètes, un groupe fonctionnellement défini composé de "vrais champignons" appartenant aux Eumycètes ou Eumycota (Chytridiomycètes,

Zygomycètes, Ascomycètes et Basidiomycètes) et "d'organismes ressemblant à des champignons évolués de manière analogue" appartenant au royaume des Chromistes ou Chromista (Oomycètes, Thraustochytridiomycètes...). D'autres groupes anciennement placés dans le royaume fongique comprennent les moisissures visqueuses (Amobae), les Ichthyosporae (Mesomycetozoea) et les Actinomycètes (Bacteria), qui sont maintenant reconnus comme des royaumes distincts. Les « vrais champignons » aquatiques sont des osmoorganotrophes, absorbant les nutriments à travers leur paroi cellulaire. La plupart d'entre eux ont un stade de croissance filamenteux au cours de leur cycle de vie. Cette morphologie leur permet d'envahir profondément les substrats et de digérer directement la matière organique particulaire pour acquérir des nutriments pour la croissance et la reproduction. Les filaments fongiques varient en longueur de plusieurs micromètres pour les "rhizoïdes" des Chytridiomycètes à plusieurs mm pour les hyphes ou les réseaux d'hyphes, par exemple des hyphomycètes colonisant les feuilles, le bois et le sol.

L'histoire des hyphomycètes d'eau douce remonte à Reinsch (1888) qui a illustré un champignon *Tetracladium marchalianum* qui appartenait sans doute aux champignons Ingoldiens. Il l'a décrit cependant comme une variété d'algues planctoniques : *Cerasterias raphidiodes*. Plus tard, De Wildeman (1866 - 1947) a décrit quatre nouvelles espèces, à savoir *Tetracladium marchalianum*, *Fusarium elongatum* (maintenant *Anguillospora longissima*), *Clavariopsis aquatic* et *Lemonniera aquatica* de ses collections d'algues aux champignons aquatiques *imperfecti* (voir Robyns, 1948). Kegel (1906) a ajouté un genre intéressant, *Varicosporium* (espèce type *V. elodea*). Grove (1912) a décrit *Tridentaria setigera* (aujourd'hui *Tetracladium setigerum* décrit par Ingold, 1942). De 1912 à 1942, toutes les questions relatives aux hypomycètes d'eau douce sont restées totalement inaperçues. À l'exception des six espèces mentionnées ci-dessus, aucune autre espèce d'hyphomycètes d'eau douce n'a pu être connue jusqu'en 1942, date à laquelle le Mycologue Anglais Ingold (5 juillet 1905 – 31 mai 2010) a décrit 16 espèces d'hyphomycètes aquatiques poussant sur des feuilles d'Aulne (*Alnus* spp. Mill. 1754, Betulaceae) submergées en décomposition ainsi que leurs conidies flottant dans les mousses d'eau accumulées dans un cours d'eau en Angleterre (Ingold, 1975, 1979).

Plus tard, il s'est lancé dans une longue série d'enquêtes sur ces champignons collectés dans diverses parties du monde notamment au Nigeria jusqu'à il y a quelques décennies. Lui et ses collègues ont fourni des informations substantielles sur la morphologie et le développement des conidies chez de nombreux taxons (Ingold, 1979). Au cours des 70 dernières années, plusieurs chercheurs ont exploré ces champignons dans différentes parties du globe, notamment

en Afrique du sud (Sinclair & Eicker, 1983), Nigeria (Alasoadura, 1968), Maroc (Chergui, 1990), Cameroun (Chen *et al.*, 2000) et Guinée Conakry (Tenkiano & Chauvet, 2017) pour le cas de l'Afrique. Il existerait plus de 600 espèces d'hyphomycètes d'eau douce connues (Wong *et al.*, 1998).

I.3.2.2. Caractéristiques des habitats et rôle des hyphomycètes aquatiques

Selon leur forme et leur cycle de vie, une classification des champignons hyphomycètes d'eau douce dans les quatre groupes suivants a été proposée : les hyphomycètes dits ingoldiens (exclusivement dépendants du milieu aquatique pour la reproduction), les hyphomycètes aéro-aquatiques (champignons qui peuvent supporter des conditions submergées mais se reproduisent hors des environnements aquatiques), les hyphomycètes terrestres-aquatiques et les hyphomycètes aquatiques submergés, qui sont observés dans les environnements aquatiques et terrestres en tant qu'organismes facultatifs (Goh & Hyde, 1996). Plus tard, trois groupes de plus de 600 espèces ont été distingués parmi les premiers à savoir : les champignons ingoldiens, les champignons aéro-aquatiques et les champignons aquatiques lignicoles (Wong *et al.*, 1998; Chen *et al.*, 2000; Barros & Seena, 2022). Les champignons colonisent tant les milieux lenticules que lotiques et peuvent se retrouver à la fois en zone tempérée qu'en zone tropicale (da Silva *et al.*, 2019). Ils jouent plusieurs rôles dans les hydrosystèmes – parasites des plantes et d'animaux, décomposeurs des matières organiques – et peuvent résister à certaines variations des conditions abiotiques (Wong *et al.*, 1998). La Figure 6 présente un schéma fonctionnel du processus de décomposition dans les cours d'eau d'après Chauvet (1992). En effet, lorsque la litière arrive dans un cours d'eau, elle est attaquée premièrement par les hyphomycètes. Ceux-ci tapissent la surface de la litière et commencent à la consommer par osmose en utilisant une enzyme capable de dégrader la paroi cellulosique de la litière. Puis, les macroinvertébrés benthiques détritivores viennent à leur tour consommer la litière dépourvue de l'enveloppe cellulosique et facile à digérer. De plus, la présence des hyphomycètes sur la litière augmente l'appétit des détritivores (Gessner & Chauvet, 1994). Les bactéries arrivent au dernier stade de la décomposition pour terminer le processus de la minéralisation et contribuent pour moins de 15 % (Baldy *et al.*, 1995 ; Hieber & Gessner, 2002). Deux scénarii peuvent se dérouler dans un cours d'eau : soit la litière est colonisée successivement par les hyphomycètes, invertébrés benthiques et bactéries (a-b-c) ou soit elle est successivement décomposée par les hyphomycètes et les bactéries (a'-b').

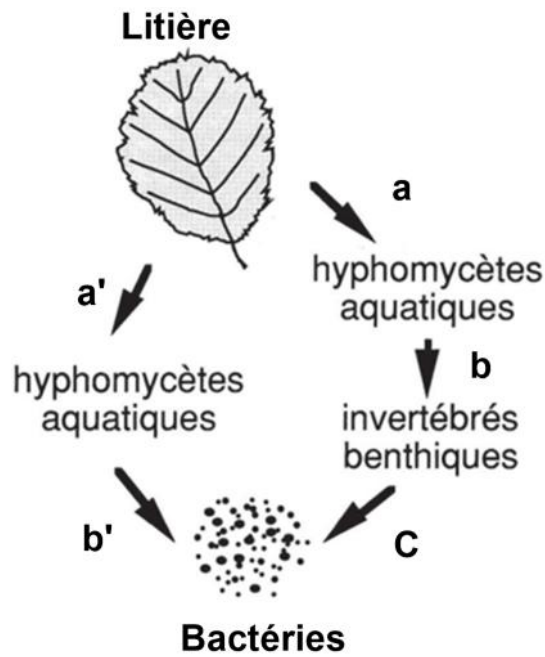


Figure 6: Modèle simplifié d'intervention des hyphomycètes aquatiques dans la décomposition des litières (Chauvet, 1992). Intervention en premier des hyphomycètes aquatiques sur la matière végétale particulière dans l'eau (a et a'), puis des invertébrés benthiques (b) et des bactéries en dernier niveau (b' et c).

I.3.2.3. Hyphomycètes aquatiques associés aux litières en Afrique

Des récentes études menées en Afrique et précisément en Guinée Conakry, Tenkiano & Chauvet (2017) ont recensé quelques espèces d'hyphomycètes associés à la décomposition de la litière dans les cours d'eau forestiers. Nous reportons à la Figure 7, les espèces signalées dans la décomposition de la litière dans les cours d'eau forestiers en Guinée Conakry. Cinq des espèces reportées dans la liste de Tenkiano & Chauvet (2017) ont été déjà signalées par Chen *et al* (2000) au Cameroun. Il s'agit des espèces *Triscelophorus acuminatus*, *Lunulospora cymbiformis*, *Clavariopsis aquatica*, *Campylospora chaetocladia* et *Anguillospora longissima*.

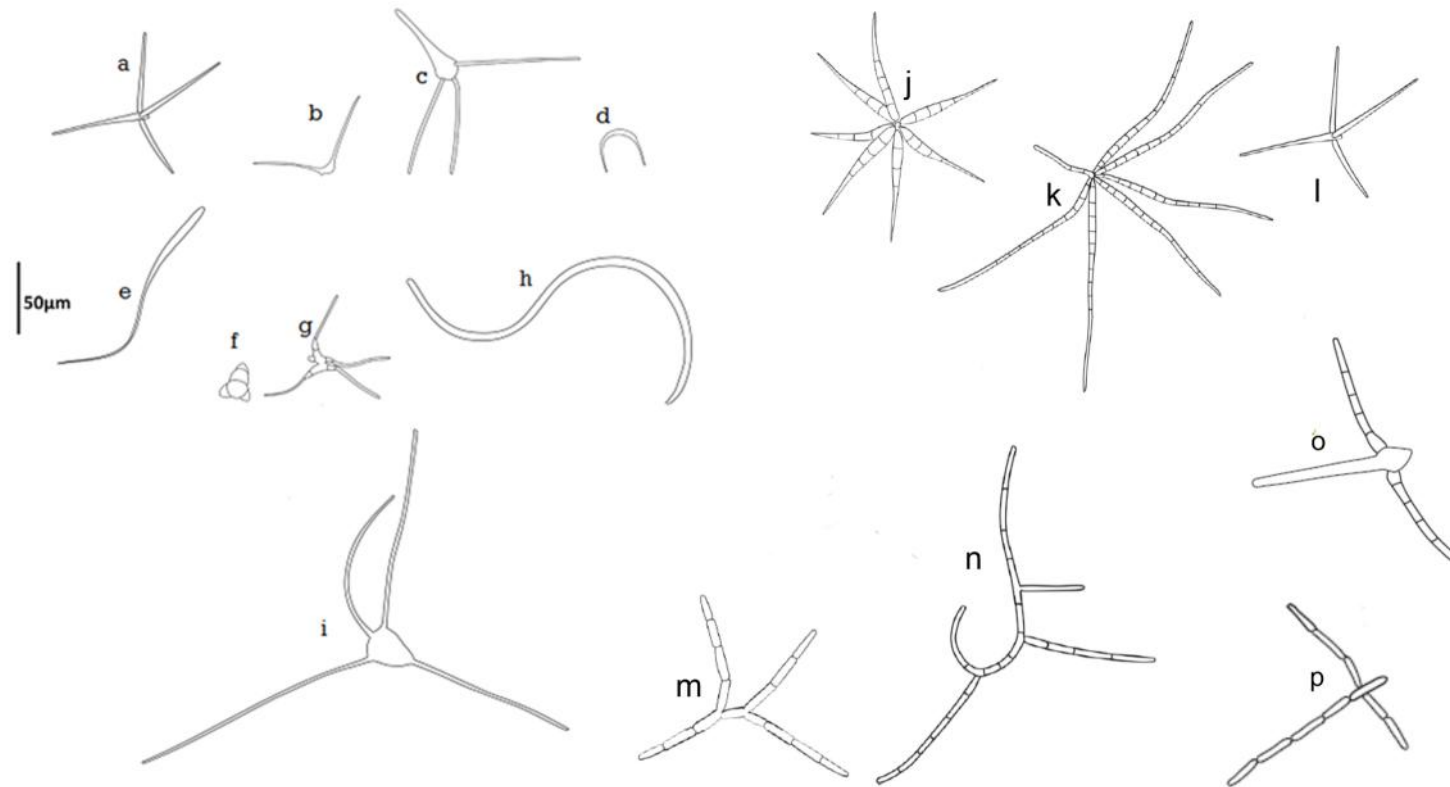


Figure 7: Quelques hyphomycètes aquatiques associés aux litières de *Albizia zygia* et *Millettia zechiana* exposées dans les cours d'eau en Guinée Conakry (Tenkiano & Chauvet, 2017): *Triscelophorus acuminatus* (a); *Lunulospora cymbiformis* (b); *Clavariopsis aquatica* (c); *Lunulospora curvula* (d); *Camposporium pellucidum* (e); *Clavariopsis Brachycladia* (f); *Campylospora chaetoclada* (g); *Anguillospora longissima* (h); *Clavariana aquatica* (i); *Flabellospora acuminata* (j); *Flabellospora verticillata* (k); *Triscelophorus acuminatus* (l); *Phalangispora constricta* (m); *Varicosporium* sp. (n); *Trifurcospora irregularis* (o); *Trisulcosporium acerinum* (p).

I.3.3. Vitesse de décomposition de la litière dans les cours d'eau

De nombreuses études sur le processus de décomposition de la litière dans les rivières en milieu tempéré ont été faites montrant une forte contribution des invertébrés détritiques (Gessner & Chauvet, 1994; Baldy *et al.*, 1995; Gessner & Ryckegem, 2003; Gulis *et al.*, 2005; Chauvet *et al.*, 2016). Cependant, ce processus est très sensible aux changements des conditions de l'environnement (Boyero *et al.*, 2016b; Follstad Shah *et al.*, 2017). Plusieurs auteurs en Europe utilisent la vitesse de décomposition de la litière pour évaluer la qualité et le fonctionnement des cours d'eau (Gessner & Chauvet, 2002; Casas *et al.*, 2011; Chauvet *et al.*, 2016; Ferreira *et al.*, 2021). En fonction de la gestion des territoires et d'utilisation des sols, le fonctionnement des rivières peut être perturbé (Boyero *et al.*, 2021, 2021). Des valeurs-seuil indicatives du taux de décomposition des litières ont été proposées par Gessner & Chauvet (2002) pour différents états écologiques des cours d'eau européens, comme indiqué dans le tableau I. Ces normes sont certes destinées à la classification des cours d'eau européens, mais peuvent servir de point de départ pour l'évaluation de l'état fonctionnel des cours d'eau.

Tableau I: Paramètres d'évaluation et valeurs-seuils indicatives proposées pour la classification de l'intégrité fonctionnelle des rivières par le test de décomposition de la litière (Gessner & Chauvet, 2002).

Méthode	Paramètre dévaluation	Valeur du critère	Classification
Comparaison avec la référence	Rapport du taux de décomposition sur les sites impactés (k_i) et référence (k_r)	$k_i/k_r = 0,8 - 1,25$	Bon
		$k_i/k_r = 0,5 - 0,8$ ou $1,25 - 2$	Moyen
		$k_i/k_r = <0,5$ ou >2	Mauvais
Valeur absolue ¹	Taux de décomposition sur le site impacté (k_i) (j^{-1})	$0,01 - 0,03 j^{-1}$	Bon
		$0,005 - 0,01$ ou $0,03 - 0,05 j^{-1}$	Moyen
		$<0,005$ ou $>0,05 j^{-1}$	Mauvais
Valeur absolue ou rapport	Rapport du taux de décomposition dans les sacs à maille grosse (k_c) et fine (k_f) ²	$k_c/k_f = 1,2 - 1,5$	Bon
		$k_c/k_f = 1,5 - 2$ ou $<1,2$	Moyen
		$k_c/k_f = >2$	Mauvais
	Rapport des taux pour des litières à décomposition rapide (k_r) et lente (k_s) ³	$k_r/k_s = 3 - 5$	Bon
		$k_r/k_s = 1,5 - 3$ ou $5 - 8$	Moyen
		$k_r/k_s = <1,5$ ou >8	Mauvais

¹ pour des feuilles d'*Alnus glutinosa*

² lorsque les décheteteurs contribuent significativement à la faune locale de la rivière

³ pour des feuilles d'*Alnus glutinosa* et *Quercus robur*

En zone tropicale, le climat et le régime hydrologique étant très différents (Bernhard-Reversat, 1982; McMahan *et al.*, 1992; Ndam Ngoupayou *et al.*, 1998), les études montrent que les communautés biologiques dans les cours d'eau ne sont pas les mêmes (Benstead, 1996; Yule,

1996; Boyero *et al.*, 2009; Yule *et al.*, 2009). Par exemple, les détritivores semblent moins contribuer à la décomposition que les microbes et de plus, les vitesses de décomposition sont faibles (voir tableau II). Surtout en Afrique, les études ont montré que la décomposition est essentiellement microbienne et que la contribution des invertébrés est moindre.

Tableau II: Vitesse de décomposition totale (K_c) et ratio de vitesse de décomposition totale par rapport au taux de décomposition microbienne (K_c/K_f) dans certains cours d'eau forestiers tropicaux

Pays	Régions	Espèces végétales	Durée d'exposition (jours)	K_c (g.j ⁻¹)	K_c/K_f	Références
Guinée Conakry	Afrique de l'Ouest	<i>Albizia zygia</i>	48	0,00025 – 0,0507	1,51	Tenkiano & Chauvet, 2017
Guinée Conakry	Afrique de l'Ouest	<i>Millettia zechiana</i>	48	0,0623 – 0,0803	1,42	Tenkiano & Chauvet, 2017
Kenya	Afrique de l'Est	<i>Vernonia myriantha</i>	28	0,031 – 0,043	1,38	Kadeka <i>et al.</i> , 2021
Kenya	Afrique de l'Est	<i>Syzygium cordatum</i>	28	0,004 – 0,009	1,1	Kadeka <i>et al.</i> , 2021
Kenya	Afrique de l'Est	<i>Eucalyptus globulus</i>	28	0,006 – 0,01	1,36	Kadeka <i>et al.</i> , 2021
Kenya	Afrique de l'Est	<i>Neoboutonia macrocalyx</i> (confondu à <i>Croton macrostachyus</i>)	56		1,65	Masese <i>et al.</i> , 2014b
Kenya	Afrique de l'Est	<i>Eucalyptus globulus</i>	56		1,48	Masese <i>et al.</i> , 2014b
Kenya	Afrique de l'Est	<i>Syzygium cordatum</i>	56		1,52	Masese <i>et al.</i> , 2014b
Kenya	Afrique de l'Est	<i>Eucalyptus saligna</i>	48	0,01 - 0,04	-	Tsisiche <i>et al.</i> , 2019
Kenya	Afrique de l'Est	<i>Neoboutonia macrocalyx</i>	48	0,004 - 0,022	-	Tsisiche <i>et al.</i> , 2019
Kenya	Afrique de l'Est	<i>Vangueria madagascariensis</i>	70	0,047	-	Dobson <i>et al.</i> , 2004
Kenya	Afrique de l'Est	<i>Dombeya goetzenii</i>	70	0,010	-	Dobson <i>et al.</i> , 2004
Kenya	Afrique de l'Est	<i>Syzygium cordatum</i>	70	0,022	-	Dobson <i>et al.</i> , 2004
Kenya	Afrique de l'Est	<i>Rhus natalensis</i>	70	0,026	-	Dobson <i>et al.</i> , 2004
Kenya	Afrique de l'Est	<i>Syzygium cordatum</i>	56	0,001	-	Mathooko <i>et al.</i> , 2000a
Kenya	Afrique de l'Est	<i>Dombeya goetzenii</i>	70	0,711-0,789	-	Mathooko <i>et al.</i> , 2000b
Ouganda	Afrique de l'Est	<i>Neoboutonia macrocalyx</i>	28		3,82	Fugère <i>et al.</i> , 2020
Brésil	Amérique du Sud	<i>Myrcia guyanensis</i>	120	0,0058 – 0,0068		Moretti <i>et al.</i> , 2007
Brésil	Amérique du Sud	<i>Ocotea</i> sp.	120	0,0082 – 0,0094		Moretti <i>et al.</i> , 2007
Argentine	Amérique du Sud	<i>Salix humboldtiana</i>	56	0,0119	-	Capello <i>et al.</i> , 2004

Pays	Régions	Espèces végétales	Durée d'exposition (jours)	K_c (g.j⁻¹)	K_c/K_f	Références
Colombie	Amérique du Sud	<i>Tessaria integrifolia</i>	56	0,009 - 0,029	-	Rueda-Delgado <i>et al.</i> , 2006
Colombie	Amérique du Sud	<i>Symmeria paniculata</i>	56	0,001 - 0,010	-	Rueda-Delgado <i>et al.</i> , 2006
Colombie	Amérique du Sud	<i>Cecropia latiloba</i>	56	0,009 – 0,031	-	Rueda-Delgado <i>et al.</i> , 2006
Thaïlande	Asie du Sud	<i>Acacia mangium</i>	35	0,0682	-	Parnrong <i>et al.</i> , 2002
Thaïlande	Asie du Sud	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	35	0,0747	-	Parnrong <i>et al.</i> , 2002
Thaïlande	Asie du Sud	<i>Hevea brasiliensis</i>	35	0,0636	-	Parnrong <i>et al.</i> , 2002
France	Europe	<i>Alnus glutinosa</i>	28		8,2	Lecerf <i>et al.</i> , 2006
Portugal	Europe	<i>Alnus glutinosa</i>	26	0,0411 – 0,0523	2,3	Ferreira <i>et al.</i> , 2012

CHAPITRE II : ZONE D'ETUDE, MATÉRIEL ET MÉTHODES

II.1. Zone d'étude

II.1.1. Présentation de la zone d'étude

La zone d'étude est située dans le plateau Sud camerounais, Département du Nyong et So'o entre 3°20' - 3°37' de latitude Nord et 11°26' - 11°34' de longitude Est (Carte topographique de Yaoundé et ses environs au 1/20000, Institut National de Cartographie (INC), 1980).

Le climat est de type équatorial guinéen à quatre saisons inégalement réparties et de durée variable d'une année à l'autre, alternant comme suit : une grande saison sèche qui va globalement de mi-novembre à mi-mars, une petite saison des pluies qui s'étend de mi-mars à fin juin, une petite saison sèche allant de juillet à août et une grande saison pluvieuse s'étendant de septembre à mi-novembre. Les précipitations varient de 1500 à 1800 mm et le réseau hydrographique est dense. La température moyenne annuelle de l'air est de l'ordre de 25°C avec une amplitude moyenne annuelle de 2,4 (Sighomnou, 2004), ayant pratiquement doublé (4,19) pendant la période allant de février 2019 à février 2020 (24,6°C) (Tableau III). La Figure 8 présente le diagramme ombrothermique de Gaussen établi à partir des données satellitaires de Mbalmayo disponible sur le site de *Weather and Climate* (<https://tcktcktck.org/cameroon/centre-cameroon/mbalmayo/>).

Tableau III: Données de température de l'air, saturation en eau de l'air et précipitations moyennes journalières du mois de février 2019 à février 2020 dans la zone de Mbalmayo (Source: NOAA, USA; consultées le 6/1/2021)

Mois	Température de l'air (°C)	Humidité de l'air (%)	Précipitation (mm/mois)
Fév_19	25,944	76,643	3,327
Mar_19	25,203	89,185	7,545
Avr_19	26,012	88,35	7,465
Mai_19	25,398	91,54	8,971
Juin_19	23,814	94,1	8,74
Juil_19	22,748	94,323	7,553
Aou_19	22,47	93,024	6,025
Sept_19	23,053	96,083	7,251
Oct_19	23,517	94,694	9,673
Nov_19	24,602	91,542	8,511
Déc_19	24,697	90,274	7,28
Jan_20	25,648	78,798	2,462
Fév_20	26,661	73,397	0,305
Amplitudes	4,191	22,69	9,368
Moyennes annuelles	24,6	88,61	6,547
Erreurs standards	0,3781	2,067	0,7783

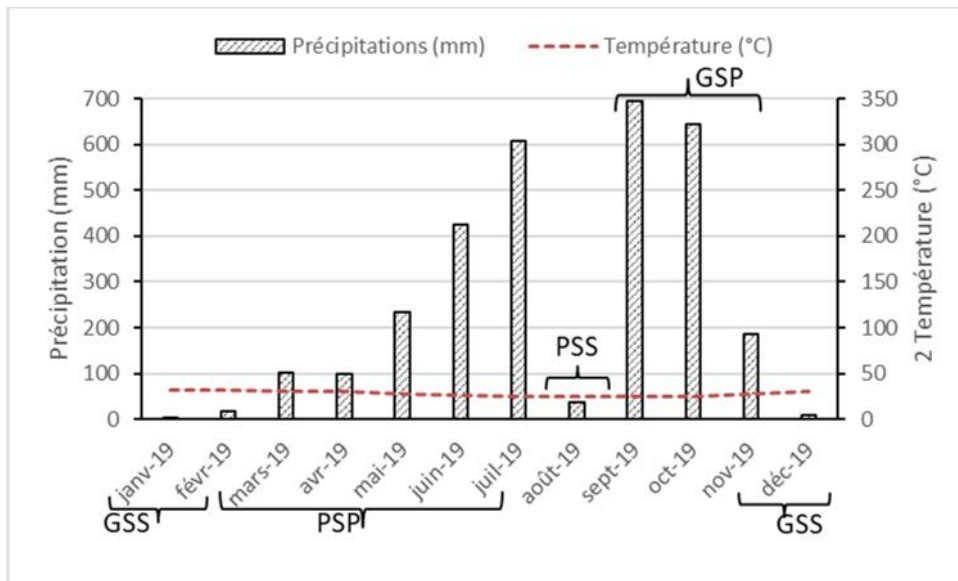


Figure 8: Diagramme ombrothermique de la zone de Mbalmayo de janvier 2019 à décembre 2019 (Source: *Weather and Climate* ; consultées le 10/09/2023)

Sur le plan pédologique, on retrouve trois types des sols: les sols ferrallitiques situés au sommet des interfluves et en bas des pentes, les sols hydromorphes dans les vallées marécageuses et les sols peu évolués sur les reliefs montagneux à forte pente (Ndam Ngoupayou, 1997; Olivry, 1986). La végétation est de type forêt dense secondaire, humide semi-sempervirente de moyenne et haute altitudes et une forêt dense humide semi-décidue de haute altitude (Temgoua, 2007).

II.1.2. Description des stations d'échantillonnage

Lors de la première phase de ces travaux, treize stations d'échantillonnage ont été choisies sur sept cours d'eau en fonction de leur accessibilité et de leur représentativité (Figure 9).

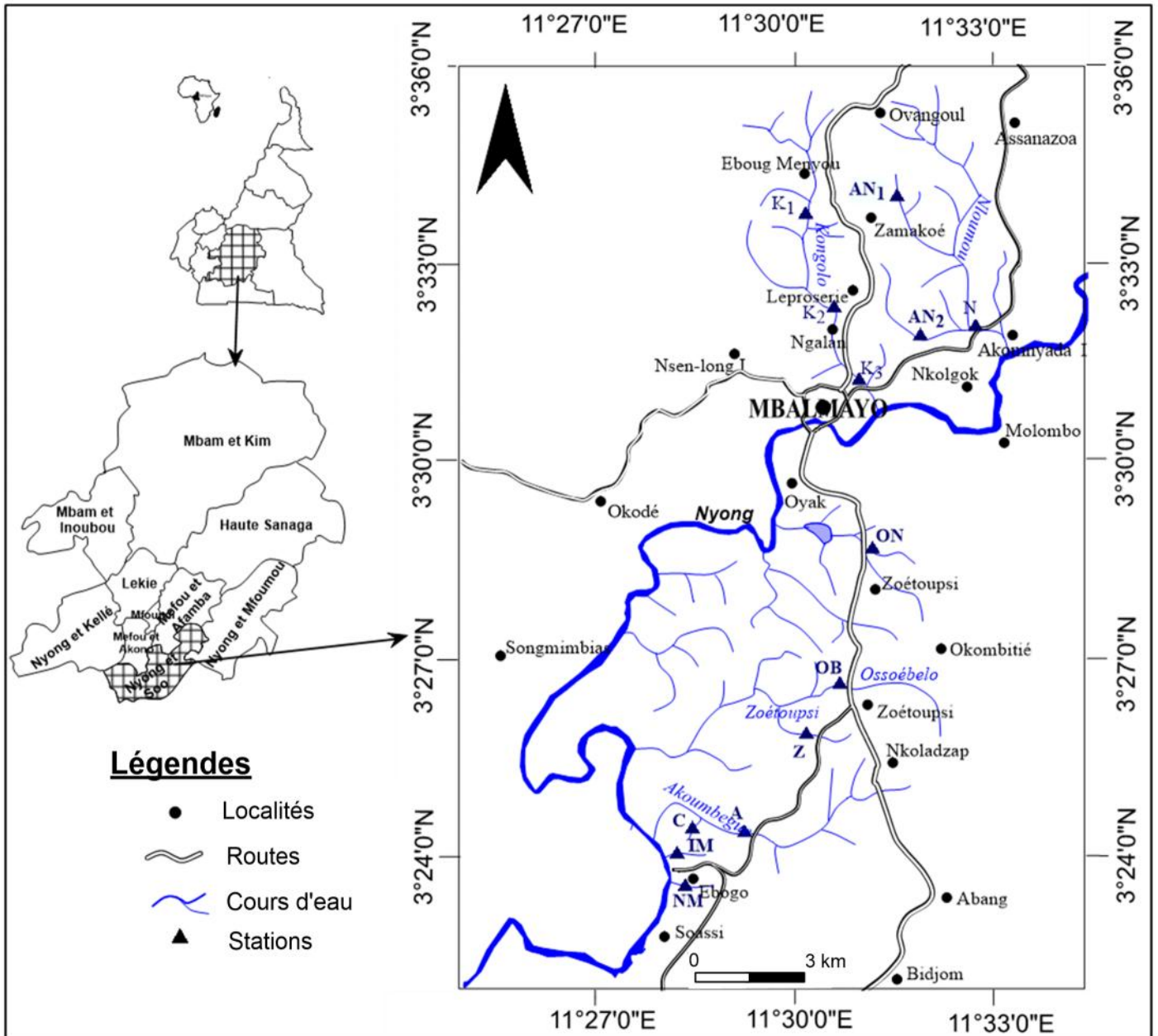


Figure 9: Carte de localisation de la Zone d'étude et des treize stations d'échantillonnage

II.1.2.1. Cours d'eau Kongolo

Le cours d'eau Kongolo est long d'environ 14,59 Km. Il prend sa source à l'Ouest du village Ovangoul et se dirige dans le sens Nord – Sud pour se jeter dans le Nyong au Sud-Est de la ville de Mbalmayo.

La station K_1 de l'ordre 3 (Strahler, 1957), a pour coordonnées $03^{\circ}36'41,3''N$; $011^{\circ}29'37,1''E$ et se situe à une altitude de 681 m du niveau de la mer. Elle est située dans la partie supérieure du cours d'eau à 3,9 Km de la source. La végétation y est de type dense secondaire et le substrat sableux (Figure 10A). La station K_2 est de l'ordre 3, avec comme coordonnées $03^{\circ}32'28,7''N$; $011^{\circ}30'30,9''E$ et à une altitude de 638 m. Elle est située sur la partie médiane du cours d'eau, en amont de la ville de Mbalmayo, à 7,35 Km de la source. Le substrat y est sableux et la végétation moins dégradée (Figure 10B). La station K_3 est de l'ordre 3, avec comme coordonnées $03^{\circ}31'14,3''N$; $011^{\circ}31'00''E$ et une altitude de 634 m. Elle est située en aval du cours d'eau, à 9,65 Km de la source. Cette partie du cours d'eau est plus ou moins exposée aux activités urbaines de la ville de Mbalmayo (rejets domestiques et urbains, laverie des voitures et motos). Les arbres y sont rares et le substrat est boueux (Figure 10C).

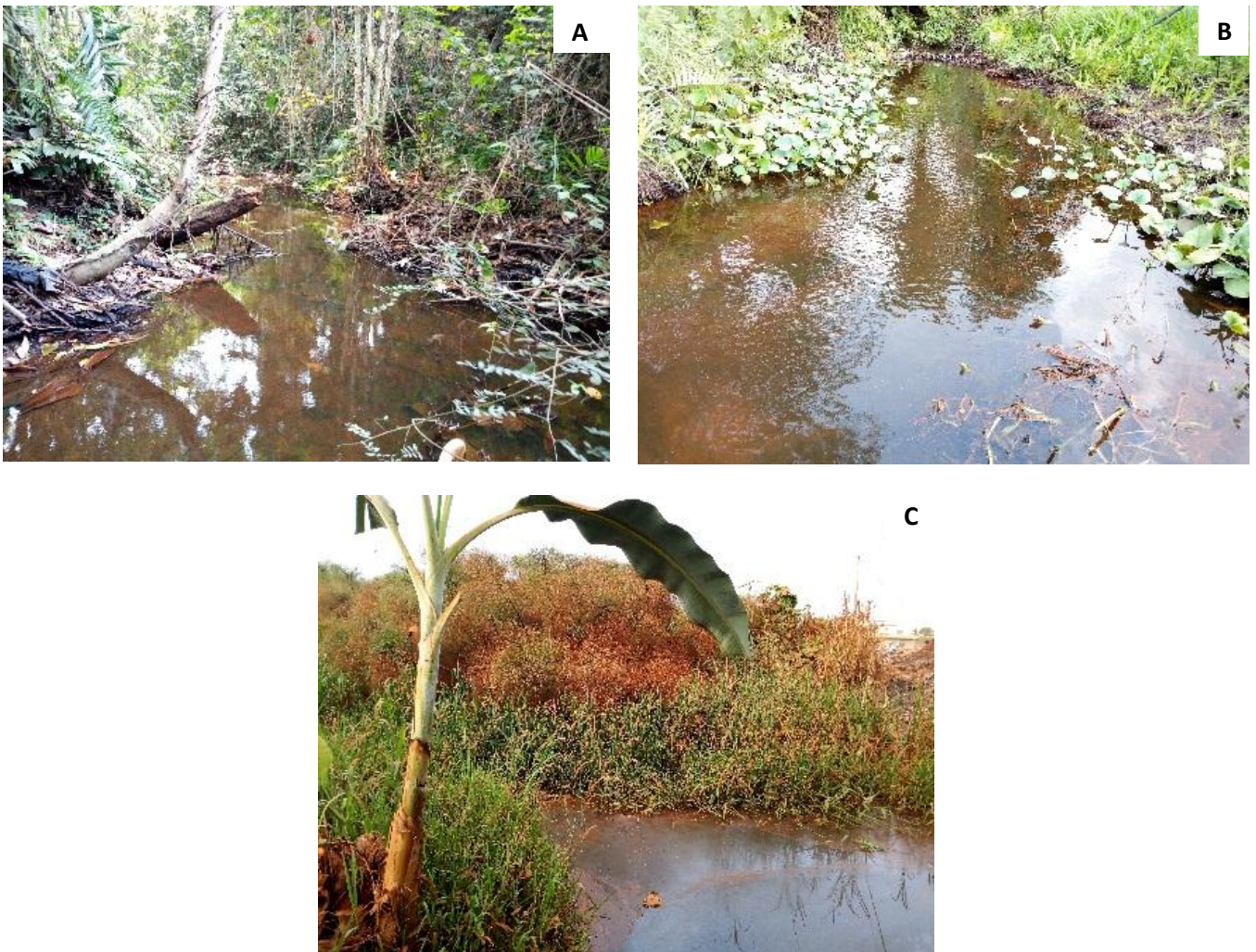


Figure 10: Vue partielle des stations d'échantillonnage sur le cours d'eau Kongolo. L'image A indique une vue partielle de la station K_1 , B indique la station K_2 et C cette de K_3 (photos prises le 16 février 2019).

II.1.2.2. Cours d'eau Nloumou

Le cours d'eau Nloumou est long d'environ 10,05 Km. Il prend sa source au Nord du village Ovangoul et se dirige dans le sens Nord-Sud-Est pour se jeter dans le fleuve Nyong à Akoumyada.

La station AN₁ est de l'ordre 1, de coordonnées 03°33'46,2"N ; 011°30'02,8"E et d'altitude 645 m au dessus de la mer. Elle est située sur un affluent en amont de la rivière, au milieu de la réserve forestière de Zamakoe, à 1,85 Km de la source. Le substrat y est sableux/rocheux et la végétation de type dense secondaire (Figure 11A). La station AN₂ est de l'ordre 2, de coordonnées 03°32'02,6"N ; 011°31'59;4"E et d'altitude 645 m. Elle est située sur un affluent en aval de la rivière, à 3,4 Km de la source. Le substrat y est sableux et la végétation formée de herbes hautes et d'arbres moyens (Figure 11B). La station N est de l'ordre 3, de coordonnées 03°32'09,0"N ; 011°32'43,9"E et d'altitude 643 m. Elle est située en aval de la rivière dans la réserve forestière de Zamakoe, à 8,35 Km de la source. Le substrat est sableux/rocheux et la végétation de type dense secondaire (Figure 11C).



Figure 11: Vue partielle des stations d'échantillonnage sur le cours d'eau Nloumou. L'image A indique une vue partielle de la station AN₁, B indique la station AN₂ et C celle de la station N (photos prises le 28 mars 2019).

II.1.2.3. Cours d'eau Ibe-Mfeme

Le cours d'eau Ibe-Mfeme est long d'environ 1,1 Km. Il prend sa source à l'Ouest du village Ebogo et se dirige dans le sens Est – Ouest pour se jeter dans le Nyong à l'Ouest du village Ebogo. La station IM est de l'ordre 1, de coordonnées $03^{\circ}24'02,1''N$; $011^{\circ}28'01,1''E$ et d'altitude 644 m au dessus de la mer. Elle est située à 0,9 Km de la source et une activité touristique pratiquée dans la partie Sud-Est du cours d'eau (Figure 12).



Figure 12: Vue partielle de la station d'échantillonnage IM sur le cours d'eau Ibe-Mfeme (photo prise le 16 février 2019).

II.1.2.4. Cours d'eau Nsoe-Mekok

Le cours d'eau Nsoe-Mekok est long d'environ 1,75 Km. Il prend sa source à l'Est du village Ebogo et se dirige dans le sens Est – Ouest pour se jeter dans le Nyong au sud du village Ebogo. La station NM est de l'ordre 1, de coordonnées $03^{\circ}23'44,5''N$; $011^{\circ}28'02,9''E$ et d'altitude 647 m au dessus de la mer. Elle est située à 1,3 Km de la source. Le substrat y est rocheux et la station totalement couverte par les grands arbres forestiers (Figure 13).



Figure 13: Vue partielle de la station d'échantillonnage NM sur le cours d'eau Nsoe-Mekok (photo prise le 23 mars 2019)

II.1.2.5. Cours d'eau Akoumbegue

Le cours d'eau Akoumbegue est long d'environ 12,85 Km. Il prend sa source au Sud du village Nkoladzap et se dirige dans le sens Est – Sud-Ouest pour se jeter dans le Nyong dans la réserve forestière de Mbalmayo.

La station A de l'ordre 2, de coordonnées $03^{\circ}24'26,0''N$; $011^{\circ}29'20,3''E$ et d'altitude 643 m au dessus de la mer. est située dans la réserve forestière, à 5,85 Km de la source et se trouve totalement couverte par la végétation. Le substrat est sableux et la végétation dense secondaire (Figure 14A). La station C de l'ordre 1, de coordonnées $03^{\circ}24'30,5''N$; $011^{\circ}28'24,5''E$ et d'altitude 641 m, est située sur le cours d'eau Codjoe, un affluent de Akoumbegue dans la réserve forestière de Mbalmayo, à 0,7 Km de la source. Le fond de l'eau est boueux et la végétation dense secondaire (Figure 14B).



Figure 14: Vue partielle des stations d'échantillonnage sur le cours d'eau Akoumbegue. L'image A montre une vue partielle de la station A et B celle de la station C (photos prises le 28 mars 2019).

II.1.2.6. Cours d'eau Zoetoupsi

Le cours d'eau Zoetoupsi est long d'environ 6,3 Km. Il prend sa source au Sud-Est du village du même nom et se dirige dans le sens Sud-Est – Sud-Ouest pour se jeter dans le Nyong dans la réserve forestière de Mbalmayo.

La station Z de l'ordre 1, de coordonnées géographiques $03^{\circ}26'10,0''N$; $011^{\circ}30'38,2''$ et d'altitude 653 m au dessus de la mer. est située en pleine réserve forestière de Mbalmayo, à 0,9 Km de la source. Le substrat y est boueux et la végétation dense secondaire (Figure 15A). La station OB est de l'ordre 1, de coordonnées $03^{\circ}26'38,7''N$; $011^{\circ}30'43,7''E$ et d'altitude 651 m.

Elle est située sur le cours d'eau Ossoe-Belo, un affluent du cours d'eau Zoetoupsi en aval d'une ferme piscicole et est totalement couverte de végétaux (Figure 15B). Cette station est située à 3,55 Km de la source.

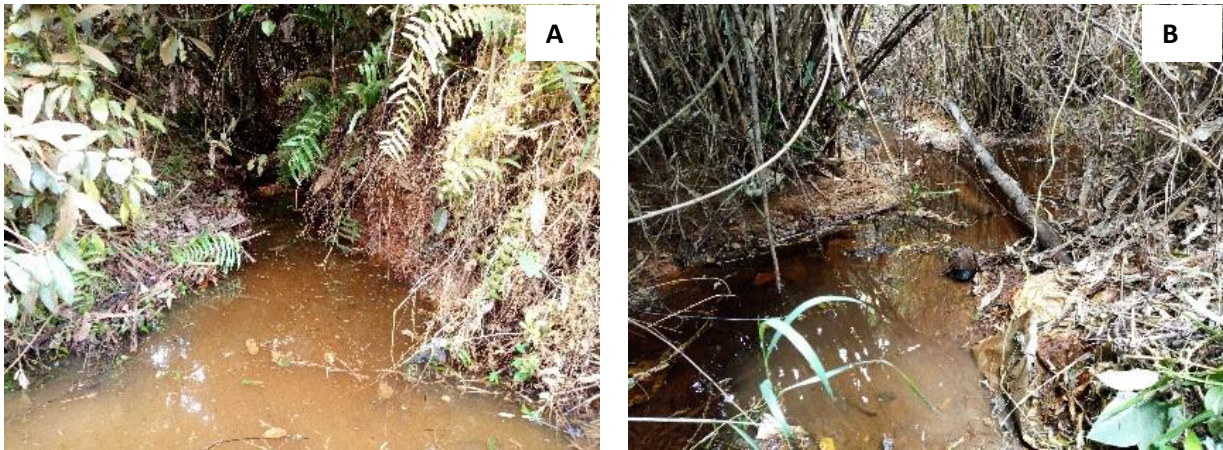


Figure 15: Vue partielle des stations d'échantillonnage sur le cours d'eau Zoetoupsi. L'image A montre la vue partielle de la station A et B celle de la station OB (photos prises le 16 février 2019).

II.1.2.7. Cours d'eau Ossoe-Nkoro

Le cours d'eau Ossoe-Nkoro est long d'environ 3,01 Km. Il prend sa source au Sud-Est du village Zoetoupsi et se dirige dans le sens Sud-Est – Ouest pour se jeter dans le Nyong au sud du village Oyak. La station ON est de l'ordre 1, de coordonnées $03^{\circ}28'40,6''N$; $011^{\circ}31'01,2''E$ et d'altitude 645 m au dessus de la mer. Elle est située en zone agro-écologique entourée d'arbustes et d'herbes, située à 1,5 Km de la source(Figure 16).



Figure 16: Vue partielle de la station d'échantillonnage ON sur le cours d'eau Ossoe-Nkoro (photo prise le 16 février 2019).

II.2. Matériel et Méthodes

La deuxième phase de ces travaux a consisté aux descentes sur le terrain pendant 13 mois de février 2019 à février 2020 avec un pas mensuel pour les analyses physico-chimiques des eaux et le prélèvement des macroinvertébrés benthiques. Pour l'expérience de la décomposition, une quinzaine de jours a été adoptée pour l'exposition des sacs de litière dans les cours d'eau (Tenkiano, 2017). La méthodologie est décrite dans les sections suivantes.

II.2.1. Variables environnementales

Les distances de stations à la source ont été mesurées sur la carte, tandis que les coordonnées géographiques et l'altitude de stations d'échantillonnage ont été prises avec le GPS de marque Gamin® 60S. Les paramètres météorologiques ont été mesurés sur le terrain à l'aide d'un thermo-hygromètre Testo® 610 pour la température ambiante et l'humidité, et à l'aide d'un luxmètre Testo® 540 pour la luminosité.

Pour les paramètres hydrologiques, la largeur moyenne du lit de la station, la profondeur moyenne de l'eau et la vitesse moyenne du courant ont été calculées à partir des valeurs mesurées à différents microhabitats de chaque station une fois tous les deux mois. La largeur de la colonne d'eau a été mesurée à l'aide d'une ficelle graduée et tendue horizontalement d'une rive à l'autre. La profondeur a été calculée à partir des valeurs mesurées grâce à un piquet gradué. La vitesse de ruissellement a été mesurée à l'aide d'un polystyrène de masse négligeable parcourant une distance connue (0,5 m) pendant un temps obtenu à l'aide d'un chronomètre.

Les analyses physico-chimiques ont été réalisées à la fois sur le terrain et au laboratoire suivant les protocoles standards (American Public Health Association *et al.*, 2017; Rodier *et al.*, 2009). Au total quinze (15) paramètres ont retenu notre attention dans cette étude. La température, l'oxygène dissous, le pH et la conductivité électrique ont été mesurés *in situ* à l'aide du multimètre de marque Combo® Water Quality Meter 86031. Pour des analyses au laboratoire, des échantillons d'eau ont été prélevés dans chaque station à l'aide des flacons en polyéthylène à double bouchage de 1000 mL et transportés au laboratoire dans une enceinte réfrigérée. Le dioxyde de carbone a été mesuré par titration. La DBO₅ a été mesurée par respirométrie au DBOmètre de marque Liebherr®. Les matières en suspension, la couleur, la turbidité, l'alcalinité, la dureté totale, le potassium, le manganèse, les nitrites, les nitrates, l'ammonium et les orthophosphates ont été mesurés au laboratoire à l'aide d'un spectrophotomètre HydroTest® HT 1000.

II.2.2. Macroinvertébrés benthiques non associés à la litière

La collecte des macroinvertébrés benthiques a été faite à l'aide d'un troubleau de forme carrée de 30 cm de côté, muni d'un filet conique de 500 μm d'ouverture de maille et de 50 cm de profondeur, suivant l'approche multihabitat (Barbour *et al.*, 1999 et Stark *et al.*, 2001). Pour chaque station, une vingtaine de traits d'épuisette a été effectuée chacun sur environ 50 cm de long, équivalent au total à une surface approximative de 3 m^2 , dans différents habitats caractérisés par le couple substrat/vitesse. Les organismes retenus dans le filet ont été collectés à l'aide d'une paire de pinces fines et fixés au formol 10 %. Au laboratoire, les spécimens récoltés ont été lavés à l'eau de robinet puis conservés dans l'éthanol 70° avant les opérations d'identification et de comptage. Pour chaque station, les organismes ont été introduits dans des boîtes de Pétri et regroupés suivant leur taille et leur caractéristique morphologique, puis identifiés éventuellement jusqu'au rang de l'espèce, sous une loupe binoculaire de marque Bresser® Science ETD-101, en utilisant les clés d'identification proposées par Durand & Levêque (1980); Dethier (1981, 1985, 1986); Chelmick (2000); Cook (2002); Day *et al.* (2002); De Moor *et al.* (2003, 2003, 2009); Stals & de Moor (2007); Lowe *et al.* (2009); Tachet *et al.* (2010).

II.2.3. Décomposition de la litière

➤ Préparation des sacs de litière

Les litières ont été constituées de feuilles sénescentes de *Funtumia africana* collectées juste après abscission, non endommagées ni parasitées (Figure 17A). Au laboratoire, les feuilles ont été étalées sur une grande surface pour séchage à l'air libre durant 15 jours (Figure 17B). Après séchage, des lots de $3 \pm 0,1$ g de litière ont été constitués à l'aide de la balance Humeau® puis introduits dans les sacs d'exposition (Figure 17C). Une humidification préalable à l'eau distillée était nécessaire pour éviter d'endommager les feuilles lors des descentes sur le terrain (Tenkiano, 2017). Les sacs sont des petites poches de forme tétraédrique et de dimension 10 x 10 cm formés soit par un grillage plastique rigide (grosses mailles, mailles carrées de 10 mm de côté) ou soit une toile en nylon (mailles fines, mailles de 0,5 mm) (Figure 17D) (Gessner & Chauvet, 2002).

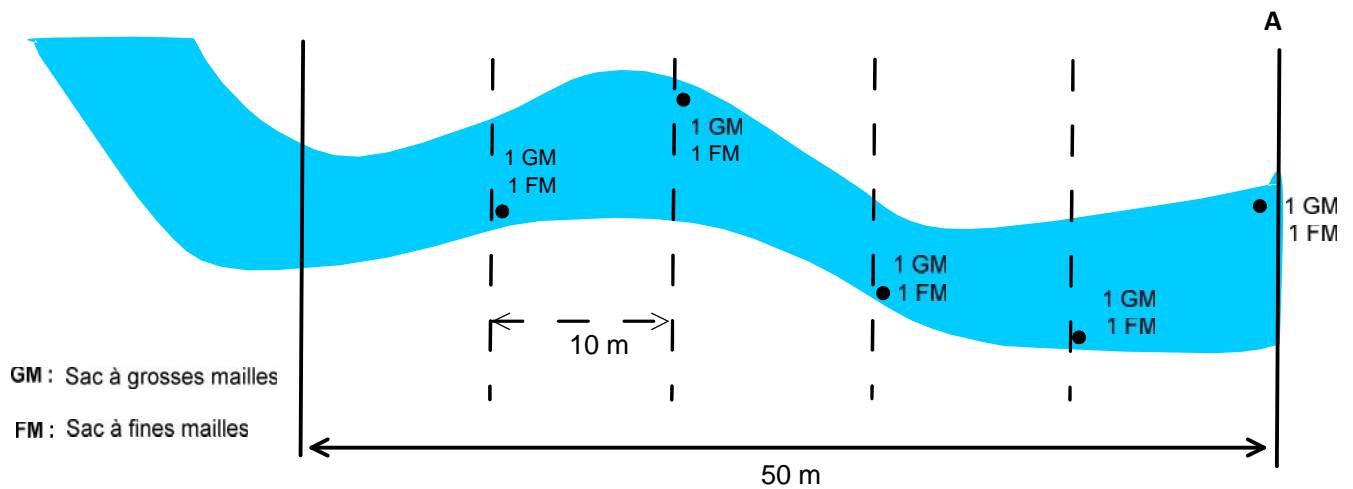


Figure 17: Processus de préparation de la litière à *Funtumia africana* à exposer dans les stations : feuilles fraîches (A) ; feuilles collectées après abscission (B), pesage de feuilles (C) et litières prêtes à l'exposition (D)

➤ **Installation et retrait des sacs dans les cours d'eau**

Les sacs de litière ont été préparés la veille du jour de leur mise en place sur le terrain. Leur conservation s'est faite dans des sachets plastiques hermétiquement fermés afin de conserver l'humidité. Sur le terrain, les sacs de litière ont été fixés par paires (un sac à mailles fines et un sac à grosses mailles) et en 5 réplicats par station, à des barres métalliques (fer à béton de diamètre 10-15 mm ; longueur 1-1,5 m) grâce à des cordelettes en nylon (diamètre 1mm) de longueurs différentes, afin de garantir l'indépendance entre les échantillons. Les paires sont espacées de 10 m les unes des autres (Figure 18A). Les barres métalliques ont ensuite été profondément ancrées dans le fond des cours d'eau à courant modéré à l'aide d'une massette et

les sacs stabilisés en posant des pierres sur le cordon juste en amont du nœud (Figure 18B) (Gessner & Chauvet, 2002). L'étude du processus de décomposition de la litière s'est globalement déroulée du 22 février au 23 août 2020, notamment du 22 février au 09 mars 2020 dans les cours d'eau Kongolo et Nloumou, et du 08 au 23 août 2020 dans les cours d'eau Ossoe-Nkoro, Zoetoupsi, Akoumbegue, Nsoe-Mekok et Ibe-Mfeme.



Total de sacs exposés par station { 10 (5 sacs GM + 5 sacs FM)
20 répartis 2 à 2 sur 50 m de long à 10 m d'intervalle
soit (1 GM + 1 FM) cinq fois }



Figure 18: Dispositif expérimental (A) et installations des sacs de la litière (B) dans les cours d'eau

Le prélèvement des sacs de litière s'est fait en coupant le cordon les reliant à la barre. Pour les sacs à grosses mailles, l'utilisation d'une épuisette (troubleau) en aval des sacs permet de récupérer les invertébrés s'échappant durant l'opération. Les sacs ont ensuite été conditionnés individuellement dans des sachets plastiques à fermeture zip contenant un peu d'eau du ruisseau et conservés dans une glacière à la température de l'échantillon pour analyses au laboratoire (Gessner & Chauvet, 2002).

➤ **Traitement des échantillons au laboratoire**

Les feuilles provenant des sacs ont été rincées à l'eau de robinet afin de les débarrasser des sédiments, des particules organiques et des invertébrés, collectés dans un tamis à maille 0,5mm. Les invertébrés des sacs à grosses mailles ont été conservés dans l'alcool 70°. Pour la culture en laboratoire des hyphomycètes pendant 48 heures (Figure 19), des sous-échantillons de cinq feuilles par lot ont été réalisés sous forme de rondelles (une par feuille) de 10-12 mm de diamètre en évitant la nervure principale (Gessner & Chauvet, 2002).



Figure 19: Traitement de la litière au laboratoire après exposition

Ensuite, la litière restante a été séchée à l'étuve pendant 72 heures à 60°C (Figure 20A), puis pesée à température ambiante après refroidissement dans un dessiccateur afin de déterminer la masse sèche (Figure 20B) (Piscart *et al.*, 2011). Bien que certains auteurs disent que la masse sans cendre est préférable à la masse sèche pour calculer les vitesses de décomposition de la litière lorsque les sédiments minéraux contaminent la litière exposée (Tenkiano & Chauvet,

2017), dans notre étude, nous nous sommes contentés des masses sèches. Des lots de litière séchée à l'air libre et non exposée ont subi le même traitement pour déterminer la masse sèche.



Figure 20: Dispositifs de séchage (A) et de pesage (B) de la litière au laboratoire après exposition dans les cours d'eau. L'image A montre le séchage à l'étuve à 60°C et l'image B, le pesage après refroidissement sur la balance électronique

II.2.4. Organismes associés à la litière

➤ **Macroinvertébrés benthiques**

Le tri et l'identification des invertébrés associés à la litière ont été effectués sous une loupe binoculaire.

➤ **Hyphomycètes aquatiques**

Chaque lot de 5 rondelles fraîchement découpées a été placé dans un flacon en verre à col large de 100 mL contenant 25 mL d'eau filtrée du cours d'eau. Ensuite, une agitation rotative

des flacons placés à température ambiante du laboratoire (20-25°C) pendant 48H a permis d'induire la sporulation des hyphomycètes aquatiques colonisant les rondelles. La suspension de spores ainsi obtenues a été fixée dans 2,5 mL de formol 35% et conservée dans un tube à centrifuger contenant 35 mL de liquide issu des eaux de rinçage de l'erenmeyer (Figure 21A). Un volume de 10 mL de suspension a été filtré sur membrane de cellulose. La membrane imbibée d'un colorant vital, bleu coton, est montée entre lame et lamelle pour observation au microscope UpEdu® et Bresser® (Figure 21B).

L'identification et le comptage des spores conidiennes sur la base de la morphologie de leur conidiophores, leur conidiogénèse, leur taille et couleur ont été réalisés grâce aux ouvrages de Alasoadura (1968), Iqbal (1971), Ingold, (1975, 1979), Descals & Webster (1982), Marvanová & Descals (1985), Chen *et al.* (2000) et Gulis *et al.* (2005).

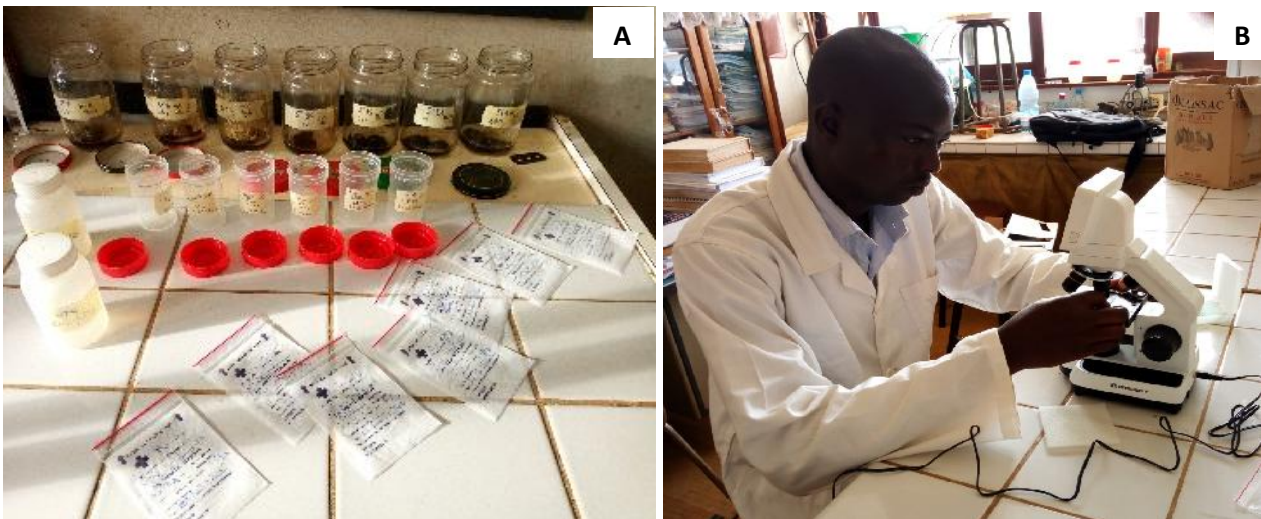


Figure 21: Dispositif expérimental d'incubation (A) et d'identification (B) des conidies de la litière en laboratoire

II.2.5. Analyse des données

II.2.5.1. Données non associées à la litière

Pour déterminer s'il existe une différence significative entre les variables étudiées, nous avons vérifié si la distribution des variables suit la loi de Poisson à l'aide du test de normalité de Shapiro-Wilk (Shapiro & Wilk, 1965). Ce test a révélé que la distribution de données ne suit pas la loi de Poisson. Les tests statistiques F de Friedman (Friedman, 1939, 1940), D de Dunn (Dunn, 1961) et W de Wilcoxon (Wilcoxon, 1945) ont été effectués pour comparer les échantillons appariés. Le test de Friedman est un test non paramétrique utilisé pour comparer plusieurs échantillons appariés. Le test de Dunn est un test non paramétrique de comparaisons multiples

par paires pour des données quantitatives. Le test de Dunn permet de corriger les tests de comparaison de Friedman. Le test de Wilcoxon est un test non paramétrique qui permet de tester l'hypothèse selon laquelle les distributions de deux groupes de données appariées sont proches. Ces tests ainsi que les graphiques des paramètres mesurés ont été réalisés à l'aide du logiciel Prism GraphPad version 8.

La fréquence d'occurrence ou de constance (C) est le rapport exprimé en pourcentage entre le nombre de relevés (p) d'échantillons (ou prélèvement) où l'espèce i apparaît sur le nombre total (P) d'échantillons (Dajoz, 2003). Cet indice est basé sur la matrice de Présence/Absence et calculé selon l'équation 1 sur Microsoft Excel 365:

$$C(\%) = \frac{1}{P} \quad (1)$$

avec p_i = nombre de prélèvements où l'espèce i est représentée et P = nombre total de prélèvements. Selon la valeur de C, on distingue cinq groupes d'espèces (Dufrêne & Legendre, 1997) :

Si C = 100%, espèce omniprésente ; si 75 % < C < 100, espèce régulière ; si 50 % < C < 75 %, espèce constante ; si 25 % < C < 50 %, espèce accessoire et si C < 25 %, espèce rare ou accidentelle.

Les indices de diversité de Shannon et Weaver (Shannon, 1948), de dominance de Simpson, d'équitabilité de Pielou (Pielou, 1966) et la variance (diversité β) ont été calculés grâce aux logiciels Canoco version 4.5 et PAST version 1.0.0.0 pour caractériser la structure des peuplements.

L'indice de Shannon & Weaver a permis de quantifier l'hétérogénéité de la communauté d'un milieu d'étude et donc d'observer une évolution au cours du temps. Cet indice varie toujours de 0 (homogène ou constitué d'une seule et même espèce) au logarithme en base 2 de la richesse taxonomique (hétérogène). Elle est représentée par un nombre réel positif souvent compris entre 0 et 5, mais n'ayant en théorie pas de maximum. Ce nombre est calculé à l'aide d'une fonction d'information inversement proportionnelle à la probabilité d'occurrence d'une observation (Marcon, 2010) (Equation 2).

$$H' = \sum_{i=1}^S \frac{N_i}{N} \log_2 \frac{N}{N_i} \quad (2)$$

H' = indice de Shannon et Weaver exprimé en bits/ind. ; N_i = effectifs du taxon i ; N = abondance totale.

Le calcul de l'indice d'équitabilité de Pielou a permis de déterminer le niveau de structure du peuplement (Equation 3). En effet, deux peuplements peuvent présenter un même indice de diversité, mais des richesses taxonomiques différentes, donc des niveaux de structure différents. Plus l'indice de régularité est élevé (tend vers 1), plus le peuplement est équilibré, le maximum étant de 1 pour une équi-répartition parfaite des taxons (Pielou, 1966). Lorsque E tend vers 0, on considère que la quasi-totalité des effectifs est dominée par un ou deux taxons, c'est-à-dire que le peuplement est déséquilibré.

$$E = \frac{H'}{L_2 S} \quad (3)$$

Où H' est l'indice de Shannon & Weaver et S , la richesse taxonomique.

L'indice de Hill ($N2/N1$), a été utilisé par plusieurs auteurs pour leur complémentarité (Blanchar, 2001). L'indice de diversité $N1$ est l'exponentielle de l'indice de Shannon & Weaver (Equation 4) et l'indice de diversité $N2$ est l'inverse de l'indice de Simpson (Equation 5). $N2$ est sensible à la présence des espèces les plus abondantes puisque chaque proportion est élevée au carré, tandis que $N1$ l'est moins, car dans ce cas, chaque proportion est pondérée par son logarithme (Hill, 1973). $N1$ est sensible aux changements des espèces rares. Ces deux indices dépendent de la richesse spécifique (S), c'est-à-dire du nombre d'espèces. L'indice $N1$ et la richesse spécifique (S) sont sensibles à l'effort d'échantillonnage, contrairement à l'indice $N2$ (Hill, 1973; Lande, 1996). Dans cette étude, on a utilisé les trois indices ($N1$, $N2$ et $N2/N1$) conjointement afin d'extraire le maximum d'information de la distribution des espèces et de mieux comprendre la structure des peuplements. En effet, l'indice de Hill ($N2/N1$) a pour objectif d'apprécier le rapport entre d'un côté ($N2$) la prise en compte des espèces abondantes (indice de dominance de Simpson) et de l'autre côté ($N1$) l'influence des espèces rares (indice de Shannon & Weaver) (Equation 6). Ce sont des indices synthétiques et se calculent selon les équations suivantes:

$$N1 = \exp \left(- \sum_{i=1}^n \frac{N_i}{N} L_2 \left(\frac{N_i}{N} \right) \right) \quad (4)$$

$$N2 = \frac{1}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{N_i}{N} \right)^2} \quad (5)$$

$$H = \frac{N2}{N1} \quad (6)$$

H' = indice de Shannon et Weaver exprimé en bits/ind. ; N_i = effectifs de l'espèce i ; N = nombre d'individu total.

La diversité β ou la variation de la composition des taxons d'un site à l'autre traduit la diversité inter-assemblage. Cette variance ou diversité β a été calculée et a permis d'identifier le degré de similarité, d'association ou de différenciation des taxons ou espèces entre les différents sites d'échantillonnage. En effet, cet indice permet de comparer le nombre de taxons caractéristiques entre différents habitats et de voir son évolution à travers les changements des paramètres environnementaux (amont – aval, d'un cours d'eau à l'autre...) (Whittaker, 1960; Marcon, 2010). Cette variance est calculée selon les formule de Whittaker suivante (équation 7).

$$\beta = \frac{S}{\bar{\alpha}} \quad (7)$$

Où S = nombre total de taxons enregistrés dans les deux communautés ou stations ; $\bar{\alpha}$ = moyenne du nombre de taxons au sein des communautés.

Par ailleurs, les indices Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT), couplés aux Odonates (EPTO), aux Hétéroptères (EPTH), aux Blattoptères (EPTB) et aux Hétéroptères, Odonates et Blattoptères (EPTHOB), ont été calculés pour évaluer la richesse des organismes sensibles à la pollution (Akamagwuna *et al.*, 2019) et partant de l'état de santé écologique des cours d'eau.

Pour les groupes trophiques de macroinvertébrés, Cummins (1973) et Cummins & Klug (1979) ont proposé une classification des insectes aquatiques par catégorie trophique en s'appuyant sur la façon dont les organismes se procurent leur nourriture et non par ce qu'ils mangent pour établir sept (7) catégories trophiques dont les déchiqueteurs, les collecteurs, racleurs, les herbivores, les filtreurs, les omnivores et les prédateurs. Avec les ouvrages de Durand & Levêque (1981, 1980) et Tachet *et al.* (2010), nous avons complété cette classification.

Le test de corrélation r de Spearman (1904) a été effectué pour ressortir les degrés de liaison et de corrélation entre les variables abiotiques et/ou biotiques.

La typologie environnementale et la typologie biotique ont été déterminées à l'aide de la carte topographique de Kohonen (1997) ou *Self-Organizing Map* (SOM) sur Matlab version 6.1. La SOM permet de classer les observations similaires par groupe. En effet, les cartes auto-organisatrices proviennent d'une méthode d'apprentissage non-supervisée développée par Kohonen (1982). Elles permettent de réduire la dimension des données observées à une faible dimension, généralement 2 ou 3. Les observations sont rassemblées dans des nœuds d'observations similaires. Les nœuds sont ensuite répartis sur une carte bidimensionnelle où les

nœuds similaires sont regroupés les uns à côté des autres. Chaque nœud contient des informations sur le nombre d'observations qu'il transporte et sur les valeurs représentatives des différentes variables d'entrée de ces observations (Figure 22).

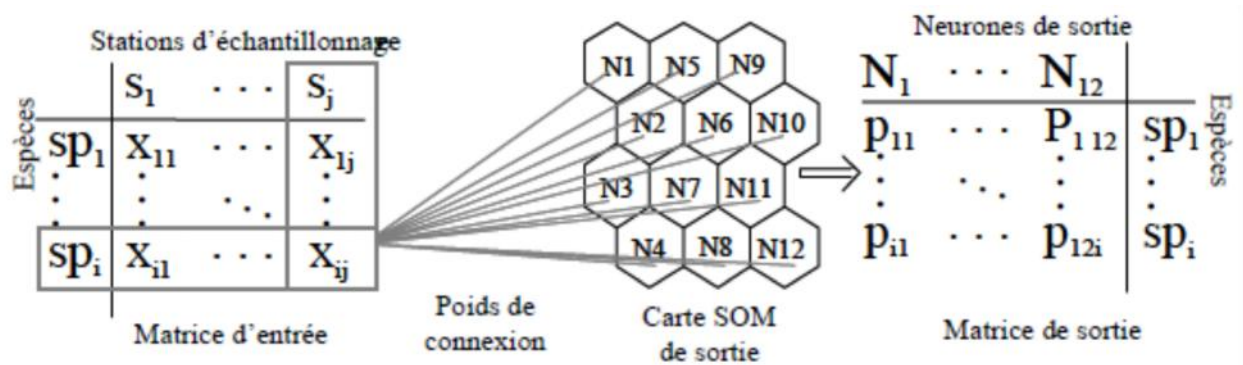


Figure 22: Schéma simplifié de la carte auto-organisatrice de Kohonen (1997)

La méthode IndVal ou Valeur Indicatrice a été utilisée pour calculer le pouvoir indicateur des taxons collectés. Basée sur la fidélité des espèces, elle est mesurée à partir de la proportion de sites où l'espèce est présente et la spécificité de ces espèces à ne se déployer que dans un groupe donné (Dufrêne & Legendre, 1997). IndVal permet de maximiser des informations sur la qualité des habitats où sont extraits les bioindicateurs (Davis *et al.*, 2015), mais aussi de caractériser les espèces une à une et de tester l'existence des taxons spécialisés (présents dans une gamme restreinte de site) et des taxons ubiquistes ou généralistes (présents dans tous les sites). La technique consiste à définir la typologie des stations en s'appuyant sur les méthodes de classification. Un taxon est considéré comme indicateur dans un groupe, lorsque sa valeur indicatrice correspondant à la plus grande valeur d'IndVal observée dans ce groupe. La spécificité est de 100 % lorsque le taxon n'est rencontré que dans un seul groupe et la fidélité de 100 % lorsque le taxon est présent dans tous les groupes. Un taxon est considéré comme indicateur, lorsque sa valeur IndVal est supérieure ou égale à 25 % (Dufrêne & Legendre, 1997). Les données de base proviennent de la classification des paramètres abiotiques et biotiques. Pour chaque espèce i dans chaque groupe de relevés j , on calcule le produit de A_{ij} par B_{ij} où A_{ij} est la moyenne des abondances de l'espèce i dans les sites du groupe de relevés j par rapport à tous les groupes et B_{ij} , la fréquence relative d'occurrence de l'espèce i dans les sites du groupe j . IndVal a été calculé dans R par la fonction *IndVal.g* suivant l'équation 8.

$$I_n = A_{ij} \times B_{ij} \times 100 \quad (8)$$

Avec : $A_{ij} = N_{\text{individus } ij} / N_{\text{individus } i}$ et $B_{ij} = N_{\text{sites } ij} / N_{\text{sites } j}$.

L'Analyse Factorielle Discriminante (AFD) a été effectuée pour tester les effets substrat majeur et saison sur les variables environnementales et biologiques (Fisher, 1936). Cette analyse nous a permis de vérifier sur des graphiques à deux dimensions si les groupes auxquels appartiennent les observations (substrat ou saison) sont bien distincts, d'identifier quelles sont les caractéristiques des groupes sur la base des variables explicatives (substrat ou saison) et de prédire le groupe d'appartenance pour une nouvelle observation. Ces analyses ainsi que certaines figures ont été réalisées par le logiciel XL Stat 2007.

L'Analyse Canonique de Redondance (RDA) développée par Van den Wollenberg (1977), et exécutée à l'aide du logiciel Canoco for Windows version 4.5 (Braak, 1994) a été utilisée pour étudier la relation entre les paramètres environnementaux et les macroinvertébrés benthiques et d'obtenir une représentation simultanée des observations (échantillons), des variables (variables biologiques – taxons, guildes ou indices biocénotiques) et des variables explicatives (ici ce sont des variables environnementales).

II.2.5.2. Données associées à la litière

Les vitesses de décomposition K_c (dans les sacs à grosses mailles) et K_f (dans les sacs à mailles fines) ont été calculées à l'aide du modèle de décroissance exponentielle négative (Equation 9) :

$$K = \frac{\left[\ln \left(\frac{W_t}{W_0} \right) \right]}{t} \quad (9)$$

où t est le temps d'exposition (jours), W_t la masse à la fin de l'exposition et W_0 la masse initiale.

La vitesse (K) est exprimée en g.jour^{-1} aussi bien pour les sacs à grosses mailles (K_c) que pour les sacs à mailles fines (K_f). Le rapport K_c/K_f a été calculé pour montrer les contributions relatives des détritivores et des microbes. Le taux de fragmentation de la litière par les détritivores (F) a été calculé à partir de K_c et K_f selon Lecerf (2017) (Equation 10) :

$$F = K_c - \frac{K_f - K_c}{\ln(K_f) - \ln(K_c)} \quad (10)$$

Dans les analyses du processus de décomposition de la litière de *Funtumia africana*, une ANOVA à deux facteurs a été calculée en utilisant les vitesses de décomposition comme variables de réponse, pour tester la variabilité des taux de décomposition entre les cours d'eau, puis d'une saison à l'autre. Les comparaisons par paires ont été effectuées à l'aide du test F de Fisher pour vérifier la différence de deux variances (Fisher, 1918, 1921).

La richesse taxonomique des hyphomycètes (Sh) et des macroinvertébrés (Sm), l'abondance moyenne (Q) et la diversité de Shannon & Weaver (H') des macroinvertébrés ont également été calculées pour chaque station. Le pourcentage de chaque groupe trophique a été calculé sur la base de la littérature (Cummins, 1973; Cummins & Klug, 1979; Tachet *et al.*, 2010; Masese *et al.*, 2014a; Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014). Une ANOVA à deux facteurs a également été calculée en utilisant des indices biocénotiques comme variables de réponse, pour tester la variabilité des indices biocénotiques entre les stations et les cours d'eau, avec des tests LSD de Fisher pour des comparaisons par paires. Les corrélations entre les paramètres environnementaux et les taux de décomposition ont aussi été testées.

Les méthodes d'échantillonnage (sacs GM - filet troubleau) ont été confrontées en comparant la composition des communautés de macroinvertébrés benthiques collectées par le filet troubleau avec celles des sacs de litière, à l'aide d'un positionnement multidimensionnel non-métrique (*Non-metric multidimensional scaling* - NMDS) et d'un ANOSIM bidirectionnel imbriqué à l'habitat (sacs GM - filet troubleau) dans le cours d'eau. L'analyse du positionnement multidimensionnel non-métrique (*Non-metric multidimensional scaling* - NMDS) est une méthode d'ordination non contrainte qui permet d'organiser les observations (sites, mois...) caractérisées par des descripteurs (taxons, paramètres environnementaux...) dans un espace comprenant l'ensemble des dimensions décrites par l'ellipsoïde représentant le nuage des points de données (Legendre & Legendre, 2012). L'analyse du positionnement multidimensionnel non-métrique permet de représenter fidèlement les relations entre les observations selon un petit nombre d'axes, généralement 2 ou 3. Le graphique produit par le NMDS correspond donc à la meilleure solution pour représenter la similarité (plus proche) ou la dissimilarité (plus éloigné) entre les observations. Le NMDS applique une procédure itérative visant à positionner les observations dans le nombre spécifié de dimensions de façon à minimiser une fonction de stress variant entre 0 et 1 qui mesure la qualité d'ajustement de la distance entre observations dans l'espace d'ordination. Ainsi, plus la valeur du stress est faible, plus la représentation des observations dans l'espace d'ordination est exacte (Kenkel & Orloci, 1986).

Les liens entre les paramètres environnementaux et les vitesses de décomposition ont été étudiés à l'aide d'une analyse en composantes principales (ACP). Ces analyses ont été réalisées avec le logiciel statistique Primer® 6.

CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION

III.1. Résultats

III.1.1. Paramètres météorologiques

III.1.1.1. Variation spatio-temporelle de la luminosité incidente

Sur le cours d'eau Kongolo, l'intensité de la luminosité incidente a significativement varié entre 81 lux (K1 en juillet 2019) et 419700 lux (K3 en février 2019) (Test de Friedman, $P = 0,0001$). Sur le plan spatial, le test de Dunn pour les échantillons appariés a montré une différence significative entre les stations K1 et K2 ($P = 0,0026$) et entre les stations K1 et K3 ($P = 0,0001$) (Figure 23A).

Au niveau du cours d'eau Nloumou, la luminosité incidente se situait entre 219 lux (AN1 en octobre 2019) et 53920 lux (N en février 2019). Le test de Friedman au seuil de 5% a permis de montrer une différence significative d'une station à l'autre ($P = 0,0001$). Avec le test de Dunn, une différence significative a été observée entre les stations AN1 et AN2 ($P = 0,0001$), AN2 et N ($P = 0,0324$) et AN1 et N ($P = 0,0324$) (Figure 23B).

Sur le cours d'eau Ossoe-Nkoro, l'intensité de la luminosité à la station ON a varié de 5594 lux (juillet 2019) à 17879 lux (septembre 2019) avec une moyenne de 9067 ± 1016 lux. Le test W de Wilcoxon au seuil de sécurité de 5 % a montré une différence significative entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$) (Figure 23C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi à la station OB, l'intensité lumineuse a fluctué entre 1015 lux (janvier 2020) et 13722 lux (avril 2019) avec une moyenne annuelle de 4676 ± 1019 lux. Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative entre les valeurs mensuelles enregistrées au niveau de la station Z ($P = 0,0002$), mais aucune différence significative sur le plan spatial ($P = 0,8926$) (Figure 23D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, la luminosité a varié entre 256 lux (C en octobre 2019) et 45620 lux (A en janvier 2020). Cette différence a été significative au seuil de 5% sur le plan spatial ($P = 0,0005$) et d'un mois à l'autre ($P = 0,0005$) (Figure 23E).

A la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok, des intensités lumineuses comprises entre 185 lux (juin 2019) et 872 lux (février 2019) ont été observées avec une moyenne de $358,8 \pm 53,78$ lux (Figure 23F). Une différence significative a été observée à 5% entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$) (test W de Wilcoxon).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, la station IM a reçu des intensités lumineuses allant de 908 lux (avril 2019) à 36543 lux (mai 2019) avec une moyenne de 7259 ± 2515 lux. Des différences significatives ont été observées d'un mois à l'autre ($P = 0,0002$) (Figure 23G).

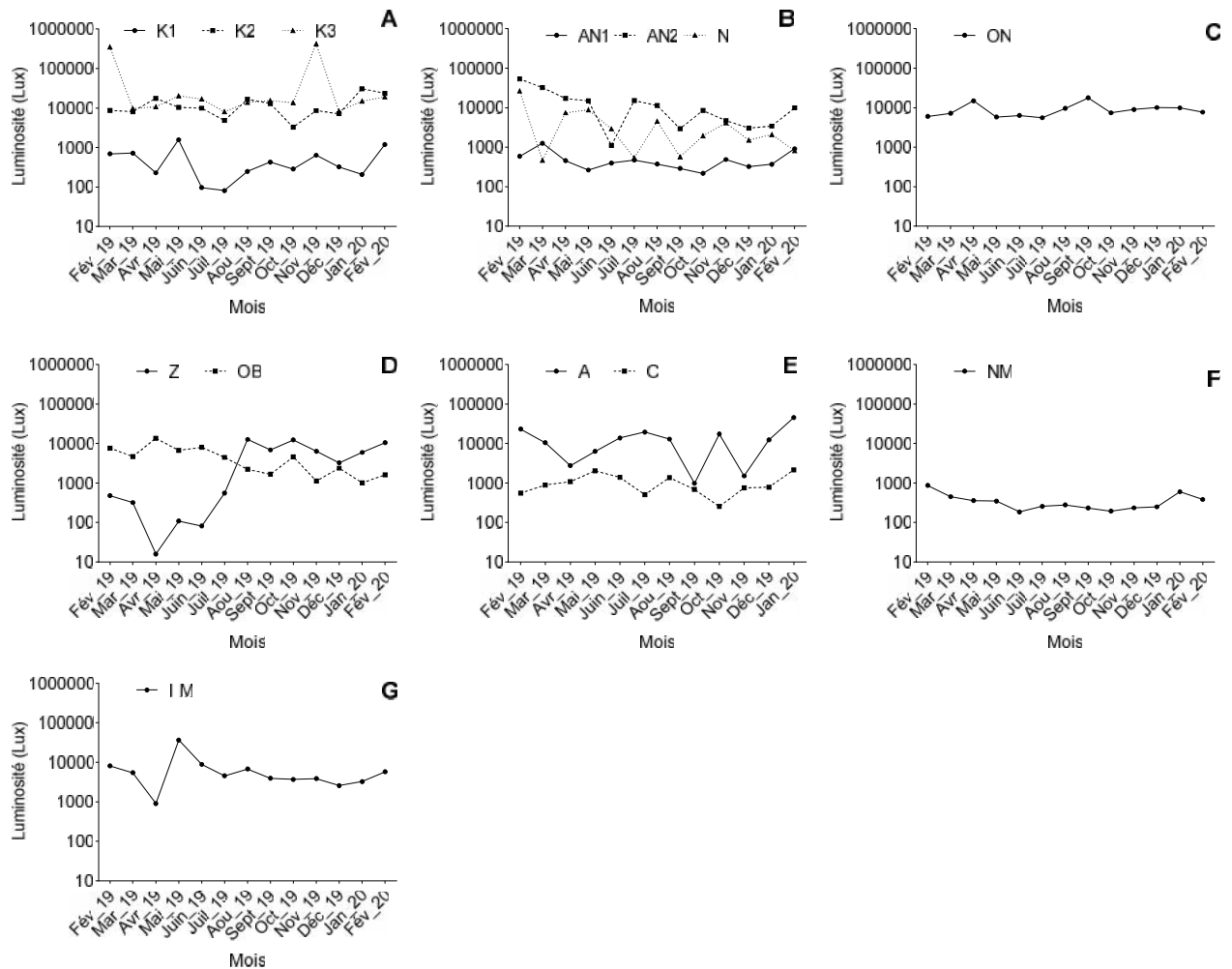


Figure 23: Variation spatio-temporelle de l'intensité lumineuse incidente dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.1.2. Variation spatio-temporelle d'humidité dans l'air

Le taux d'humidité dans l'air au niveau du cours d'eau Kongolo a significativement varié entre 46,70 % (K3 en juillet 2019) et 87,60 % (K2 en février 2019) sur le plan spatial (Test de Friedman, $P = 0,0498$). La différence significative d'un mois à l'autre a été observée ($P = 0,0002$) (Figure 24A).

Sur le cours d'eau Nloumou, le taux d'humidité a significativement varié entre 41,10 % (N en février 2019) et 86,30 % (AN1 en juin 2019) (Test de Friedman, $P = 0,0092$). Avec le

test de Dunn, une différence significative a été observée entre les stations AN1 et AN2 ($P = 0,0324$), puis entre AN1 et N ($P = 0,0181$) (Figure 24B).

Sur le cours d'eau Ossoe-Nkoro, le taux d'humidité à la station ON a varié de 53,20 % (mars 2019) à 93,40 % (octobre 2019) avec une moyenne de $76,06 \pm 3,12$ %. Le test W de Wilcoxon au seuil de sécurité 5 % a montré une différence significative entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$) (Figure 24C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, le taux d'humidité a varié entre 64,90 % (OB en novembre 2019) et 87,10 % (OB en octobre 2019) (test apparié de Wilcoxon à 5 %, $P = 0,4548$) (Figure 24D). Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative entre les valeurs mensuelles enregistrées au niveau de la station Z ($P = 0,0002$).

Sur le cours d'eau Akoumbegue, l'humidité de l'air a varié entre 55,60 % (C en décembre 2019) et 98,20 % (A en novembre 2019). Le test de Wilcoxon au seuil de significativité 5% a révélé une différence significative entre les stations A et C ($P = 0,0259$) (Figure 24E). Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative d'un mois à l'autre aux stations Z et C ($P = 0,0005$).

Le taux d'humidité à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok a varié entre 64,00 % (août 2019) et 83,4 % (mai 2019) avec une moyenne estimée à $73,71 \pm 1,56$ %. Le test W de Wilcoxon a révélé une différence significative entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$) (Figure 24F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, à la station IM, le taux d'humidité de l'air a varié entre 63,40 % (février 2020) et 93,30 % (mai 2019) avec une moyenne de $75,53 \pm 9,72$ %. Des différences significatives sont observées entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$) avec le test de Wilcoxon (Figure 24G).

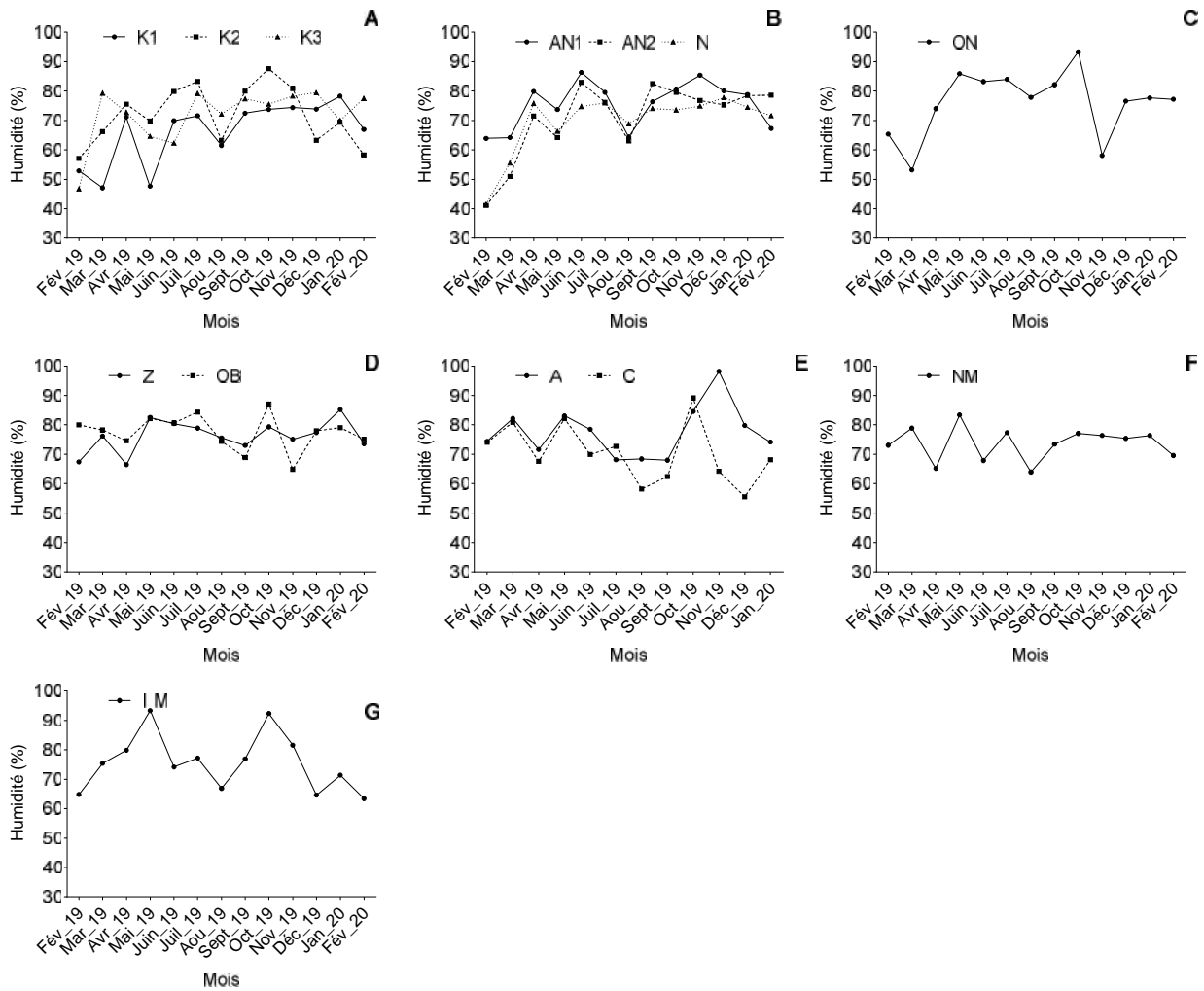


Figure 24: Variation spatio-temporelle du taux d'humidité de l'air dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.1.3. Variation spatio-temporelle de la température de l'air

La température de l'air sur le cours d'eau Kongolo a varié entre 25,10 °C (K3 en juillet 2019) et 38,70 °C (K1 en mai 2019) (Test de Friedman, $P = 0,0183$). Sur le plan spatial, le test de comparaison multiple de Dunn a montré une différence significative entre les stations K1 et K3 ($P = 0,0181$). Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative d'un mois à l'autre ($P = 0,0002$) (Figure 25A).

Sur le cours d'eau Nloumou, la température de l'air a varié entre 25,20 °C (AN1 en juin 2019) et 39,40 °C (AN2 en février 2019). Aucune différence significative n'a été observée entre les stations (Test de Friedman, $P = 0,1679$), mais une différence significative a été observée d'un mois à l'autre (Test de Wilcoxon, $P = 0,0002$) (Figure 25B).

Sur le cours d'eau Ossoe-Nkoro, la température de l'air à la station ON a varié entre 23,80 °C (mai 2019) et 37,20 °C (novembre 2019) avec une moyenne de $27,89 \pm 1,19$ °C. Le test W de Wilcoxon au seuil de sécurité de 5 % a montré des différences significatives entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$) (Figure 25C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, la température de l'air a varié entre 24,10 °C (Z en mai 2019) et 33,80 °C (OB en novembre 2019). Aucune différence significative n'a été observée sur le plan spatial (test apparié de Wilcoxon à 5 %, $P = 0,4548$), mais significative d'un mois à l'autre ($P = 0,0002$) (Figure 25D).

Sur le cours d'eau Akoumbegue, la température de l'air a varié entre 24,50 °C (A en mai 2019) et 34,60 °C (C en décembre 2019). Aucune différence significative entre les valeurs de température de l'air obtenues au niveau des stations A et C ($P = 0,3491$). Des différences significatives d'un mois à l'autre ont été observées ($P = 0,0002$) (Figure 25E).

La température de l'air au-dessus de la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok a varié significativement de 27,00 °C (mai 2019) à 31,40 °C août 2019) avec une moyenne de $29,19 \pm 0,39$ °C ($P = 0,0002$) (Figure 25F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, à la station IM, la température de l'air a varié significativement entre 25,10 °C (octobre 2019) et 30,40 °C (février 2020) avec une moyenne de $28,53 \pm 0,40$ °C ($P = 0,0002$) (Figure 25G).

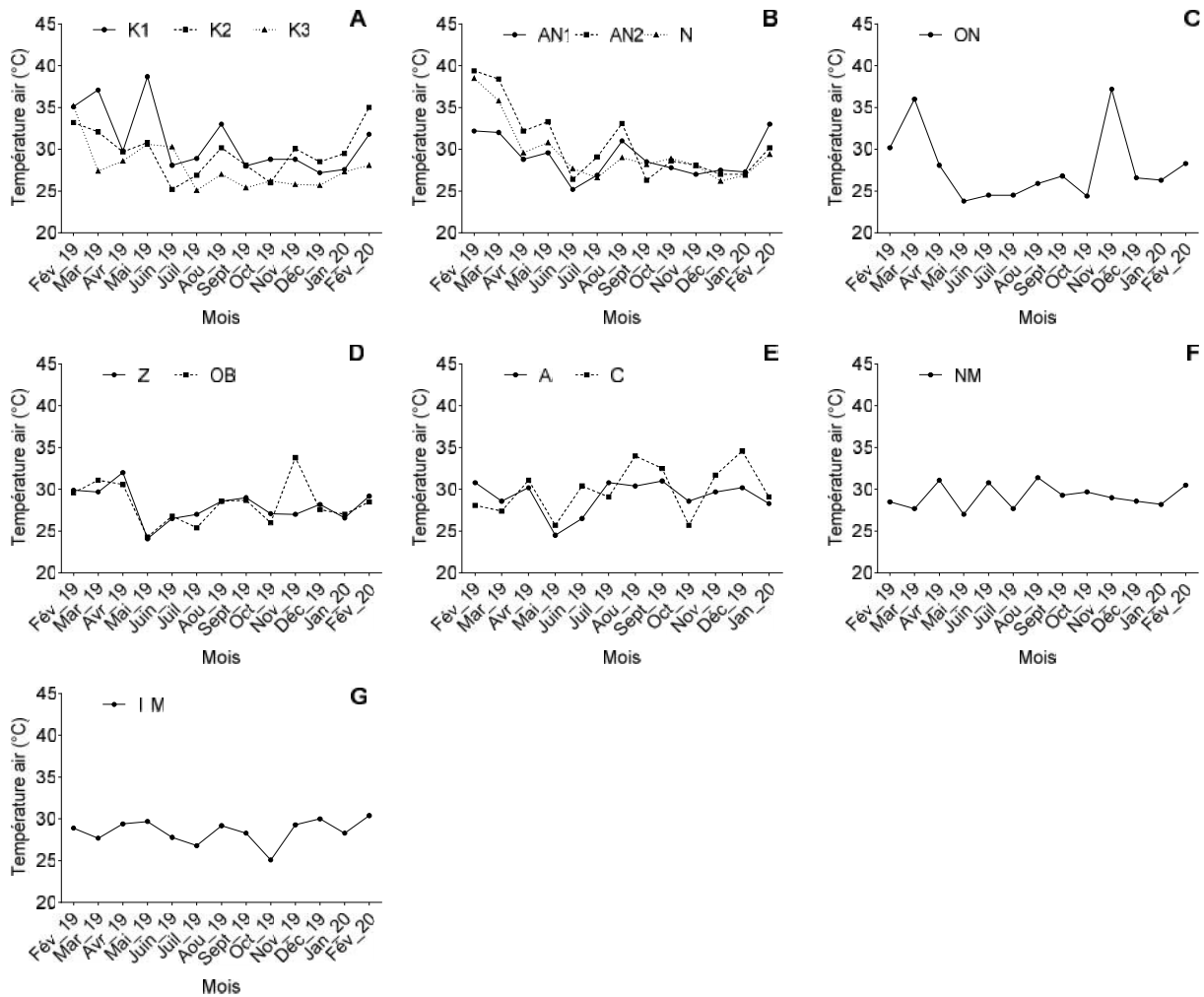


Figure 25: Variation spatio-temporelle de la température de l'air dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.2. Paramètres hydrologiques

III.1.2.1. Variation spatio-temporelle de la vitesse d'écoulement

Dans le cours d'eau Kongolo, la vitesse de l'eau a fluctué entre 0,0122 m/s (K3 en mars 2019) et 20,08 m/s (K1 en septembre 2019). La vitesse de l'eau a baissé de l'amont vers l'aval, le test F de Friedman n'a indiqué aucune différence significative sur le plan spatial ($P = 0,141$). Sur le plan temporel, le test W de Wilcoxon a montré que la vitesse a varié significativement au seuil de 5% ($P = 0,0313$) (Figure 26A).

Dans le cours d'eau Nloumou, la vitesse de l'eau a varié de 0,125 m/s (N en mars 2019) à 24,03 m/s (N en septembre 2019). Elle a varié significativement d'un mois à l'autre (juillet et septembre) ($P = 0,0313$) (Figure 26B).

Dans le cours d'eau Ossoé-Nkoro, la vitesse au niveau de la station ON a fluctué entre 0,047 m/s (mars 2019) et 31,10 m/s (septembre 2019) avec une moyenne de $5,360 \pm 5,148$ m/s. Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative sur le plan temporel ($P = 0,0313$) (Figure 26C).

Dans le cours d'eau Zoetoupsi, la vitesse de l'eau à la station OB a oscillé entre 0,029 m/s (mars 2019) et 37,28 m/s (septembre 2019) avec une moyenne de $6,396 \pm 6,183$ m/s (Figure 24D). Sur la station Z du cours d'eau Zoetoupsi, la vitesse a fluctué de 0,027 m/s (mars 2019) à 9,42 m/s (septembre 2019) avec une moyenne de $1,908 \pm 1,512$ m/s. Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative sur le plan temporel ($P = 0,0313$), mais aucune sur le plan spatial ($P > 0,9999$) (Figure 26D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, la vitesse a fluctué entre 0,02 m/s (A en mars 2019) et 22,22 m/s (A en septembre 2019). Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative sur le plan temporel ($P = 0,0313$), mais aucune sur le plan spatial ($P = 0,1563$) (Figure 26E).

Pour le cours d'eau Nsoe-Mekok, la vitesse de courant a oscillé entre 0,133 m/s (mars 2019) et 6,710 m/s (septembre 2019) avec une moyenne de $1,359 \pm 1,074$ m/s (Figure 26G).

Au niveau de la station IM sur le cours d'eau Ibe-Mfeme, la vitesse du courant a varié de 0,015 m/s (mars 2019) à 1,160 m/s (septembre 2019) avec une moyenne annuelle de $0,432 \pm 0,231$ m/s (Figure 26F).

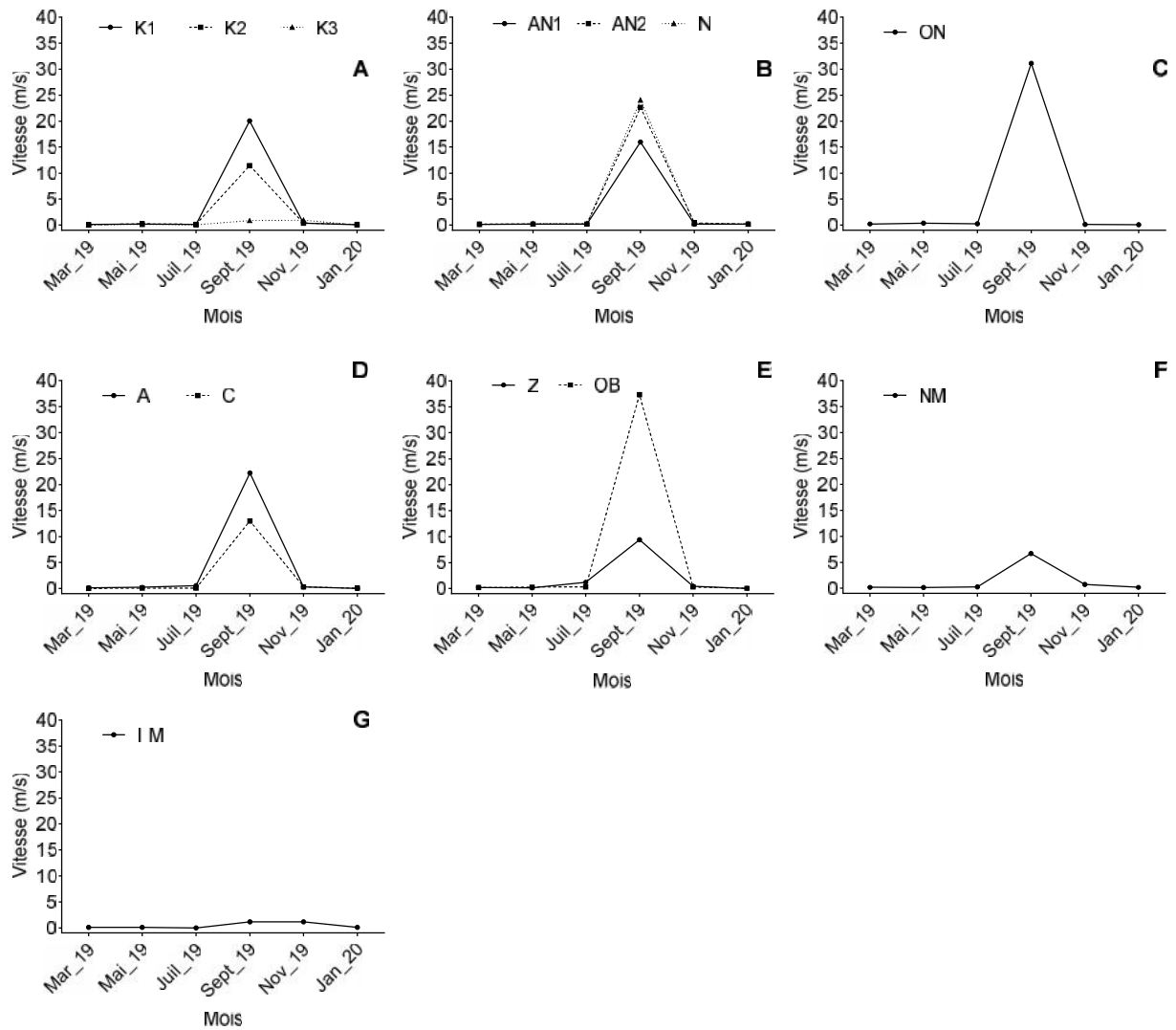


Figure 26: Variation spatio-temporelle de la vitesse d'écoulement dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.2.2. Variation spatio-temporelle de la largeur du lit

La largeur du lit du cours d'eau Kongolo a varié de 2,48 m (K2 en juillet 2019) jusqu'à 7,98 m (K3 en novembre 2019). Le test F de Friedman a montré une différence significative entre les valeurs obtenues d'une station à l'autre ($P = 0,0001$). En effet, la station K2 est significativement moins large que la station K3 ($P = 0,0016$) (Figure 27A).

Dans le cours d'eau Nloumou, la largeur du lit a oscillé de 1,32 m (AN2 en novembre 2019) jusqu'à 4,00 m (N en mars 2019). Le test F de Friedman a montré une différence significative entre la largeur des stations AN2 et N ($P = 0,0011$) (Figure 27B).

Dans le cours d'eau Ossoé-Nkoro, la largeur du lit à la station ON a varié significativement de 0,047 m (janvier 2020) à 5,61 m (septembre 2019) avec une valeur moyenne de $5,36 \pm 5,15$ m (Figure 27C).

La largeur du lit du cours d'eau Zoetoupsi a varié de 0,970 m (OB en septembre 2019) à 2,702 m (Z en novembre 2019) (Figure 27D). Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative sur le plan temporel ($P = 0,0313$), mais aucune différence sur le plan spatial ($P > 0,9999$).

Dans le cours d'eau Akoumbegué, la largeur du lit a fluctué entre 1,40 m (C en mars 2019) et 3,95 m (A en mai 2019). Le test W de Wilcoxon à 5 % n'a montré aucune différence significative entre les valeurs ($P = 0,1563$) (Figure 27E).

La largeur du lit à la station NM du cours d'eau Nsoe-Mekok a varié de 1,12 m en janvier 2020 à 11,16 m en novembre 2019 avec une moyenne annuelle de $2,99 \pm 1,64$ m. Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative sur le plan temporel (en septembre 2019 ; $P = 0,0313$) (Figure 27F).

Dans le cours d'eau Ibe-Mfeme, la largeur du lit à la station IM a oscillé entre 2,70 m (janvier 2020) et 26,30 m (novembre 2019) avec une moyenne annuelle de $8,01 \pm 9,10$ m. Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative sur le plan temporel ($P = 0,0313$) (Figure 27G).

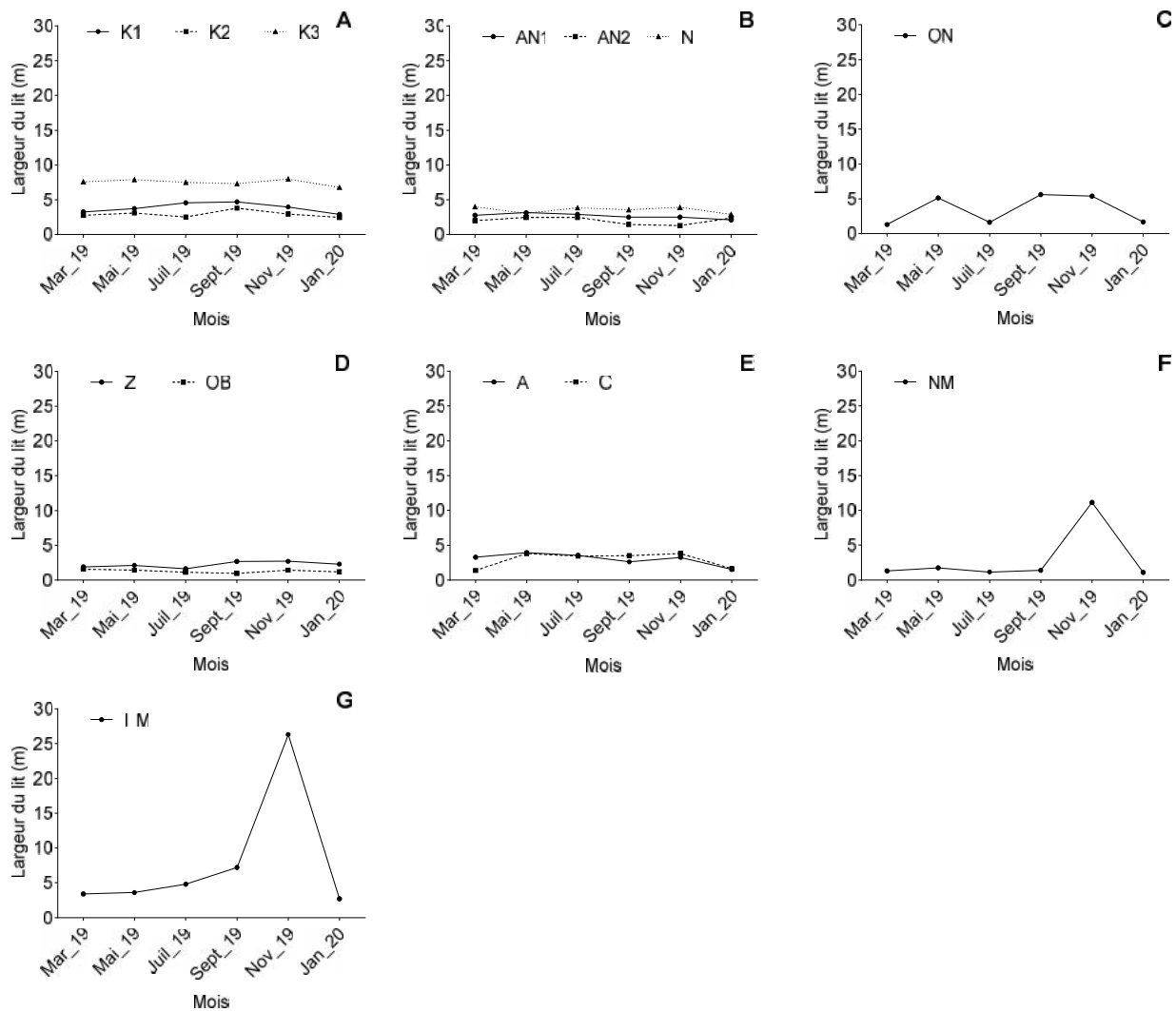


Figure 27: Variation spatio-temporelle de la largeur du lit dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.2.3. Variation spatio-temporelle de la profondeur de l'eau

La profondeur de la colonne d'eau du cours d'eau Kongolo a varié de 0,200 m (K1 en mars 2019) jusqu'à 1,310 m (K3 en novembre 2019). Le test F de Friedman au seuil de 5 % a montré une différence significative d'une station à l'autre ($P = 0,0003$), notamment entre les stations K1 et K3 ($P = 0,0027$). Sur le plan temporel, le test W de Wilcoxon a montré que la profondeur a varié significativement ($P = 0,0313$) (Figure 28A).

Dans le cours d'eau Nloumou, la profondeur a fluctué de 0,140 m (AN1 en septembre 2020) jusqu'à 0,900 m (AN2 en janvier 2020). Le test F de Friedman pour les échantillons appariés n'a montré aucune différence significative entre les stations ($P = 0,0521$). Le test W

de Wilcoxon a montré une variation significative sur le plan temporel ($P = 0,0313$) (Figure 28B).

La profondeur de l'eau du cours d'eau Ossoé-Nkoro au niveau de la station ON a fluctué entre 0,120 m (janvier 2020) et 0,306 m (novembre 2019) avec une moyenne annuelle de $0,23 \pm 0,025$ m. Le test W de Wilcoxon à 5 % a indiqué une variation significative entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0313$) (Figure 28C).

Au niveau du cours d'eau Zoetoupsi, la profondeur de l'eau a oscillé entre 0,110 m (OB en janvier 2020) et 0,940 m (Z en novembre 2019). Au seuil de 5%, le test W de Wilcoxon a montré une variation significative au niveau spatial ($P = 0,0152$) (Figure 28D).

Dans le cours d'eau Akoumbegué, la profondeur de l'eau a fluctué entre 0,140 m (C en novembre 2019) et 0,420 m (A en juillet 2019). Le test W de Wilcoxon à 5% n'a montré aucune différence significative les stations ($P = 0,4848$), mais des variations significatives ont été observées sur le plan temporel ($P = 0,0313$) (Figure 28E).

La profondeur à la station NM du cours d'eau Nsoe-Mekok a significativement varié de 0,110 m en septembre 2019 à 0,800 m en janvier 2020 avec une moyenne annuelle de $0,292 \pm 0,257$ m (test W de Wilcoxon, $P = 0,0156$) (Figure 28F).

Dans le cours d'eau Ibe-Mfeme, la profondeur à la station IM a oscillé significativement entre 0,21 m (janvier 2020) et 0,90 m (novembre 2019) avec une moyenne annuelle de $0,45 \pm 0,23$ m (test W de Wilcoxon 5 % ; $P = 0,0066$) (Figure 28G).

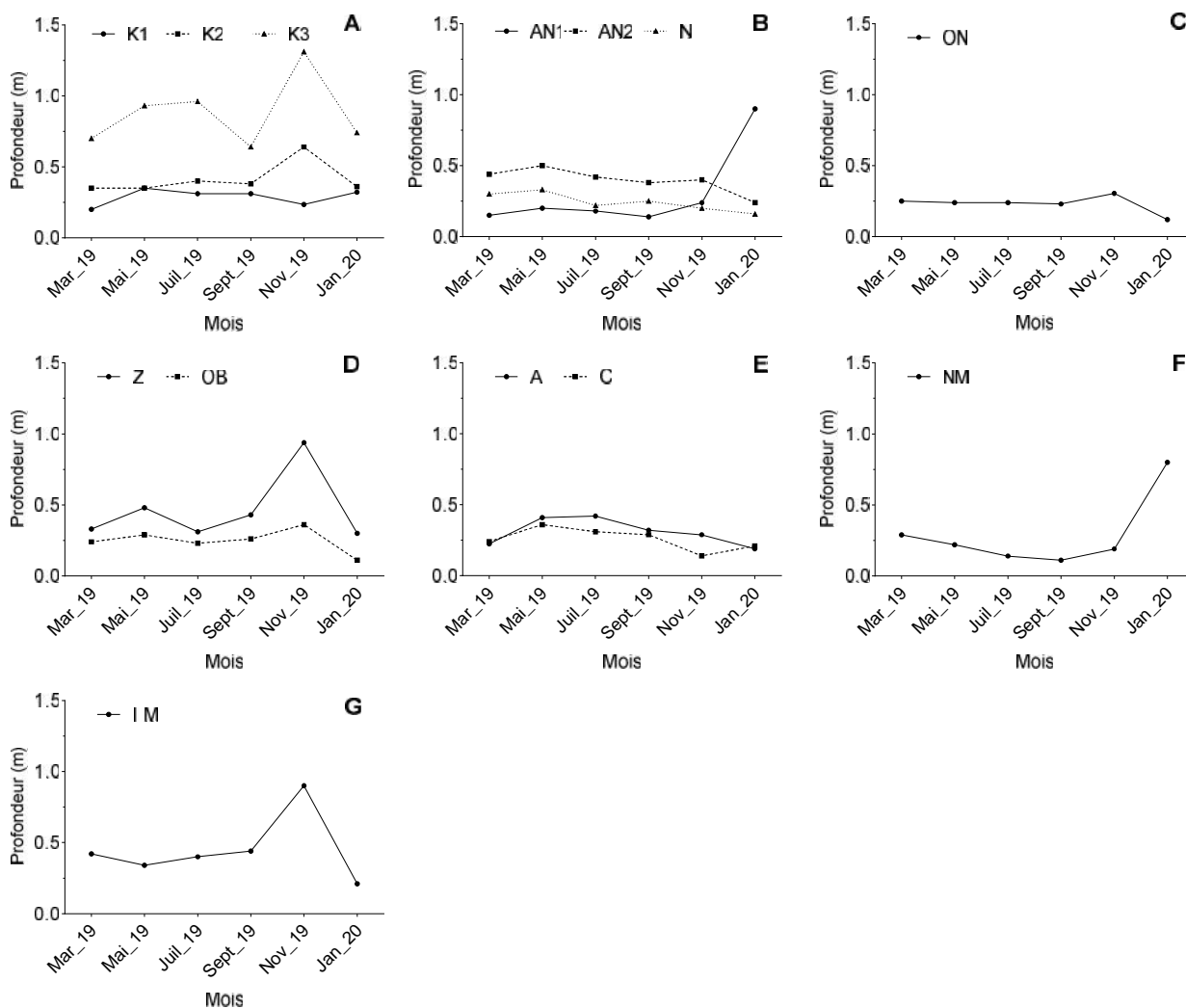


Figure 28: Variation spatio-temporelle de la profondeur de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.3. Variables physiques

III.1.3.1. Variation spatio-temporelle de la température de l'eau

La température de l'eau dans le cours d'eau Kongolo a varié entre 22,20 °C (K1 en juin 2019) et 27,70 °C (K2 en février 2020) (Test de Friedman, $P = 0,0049$). Sur le plan spatial, le test de comparaison multiple de Dunn a montré une différence significative entre les stations K1 et K2 ($P = 0,0134$) puis entre K2 et K3 ($P = 0,0181$) (Figure 29A).

Dans le cours d'eau Nloumou, la température de l'eau a varié significativement entre 22,00 °C (AN1 en juin 2019) et 26,80 °C (AN1 en février 2020 et AN2 en mars 2019) (Test de

Friedman, $P = 0,0433$). Avec le test de comparaison multiple de Dunn, une différence significative a été observée entre les stations AN1 et AN2 ($P = 0,0427$) (Figure 29B).

Au niveau du cours d'eau Ossoe-Nkoro, la température de l'eau à la station ON a varié significativement entre 22,30 °C (juillet 2019) et 28,00 °C (novembre 2019) avec une moyenne de $23,58 \pm 0,42$ °C (Test de Wilcoxon, $P = 0,0002$) (Figure 29C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, la température de l'eau a varié entre 21,60 °C (Z en mars 2019) et 27,50 °C (OB en novembre 2019). Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative entre les stations OB et Z ($P = 0,0002$) (Figure 29D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, la température de l'eau a varié entre 21,80 °C (A en février 2019) et 25,90 °C (C en novembre 2019). Le test de Wilcoxon n'a révélé aucune différence significative entre les stations A et C ($P = 0,1943$) (Figure 29E).

La température de l'eau à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok a varié de 22,30 °C (février 2019) à 25,40 °C (novembre 2019) avec une moyenne de $23,62 \pm 0,26$ °C. Le test W de Wilcoxon a révélé une différence significative entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$) (Figure 29F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, à la station IM, la température de l'eau a varié entre 21,90 °C (février 2019) et 28,90 °C (mars 2019) avec une moyenne de $24,78 \pm 0,47$ °C. Des variations significatives ont été observées entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$) (Figure 29G).

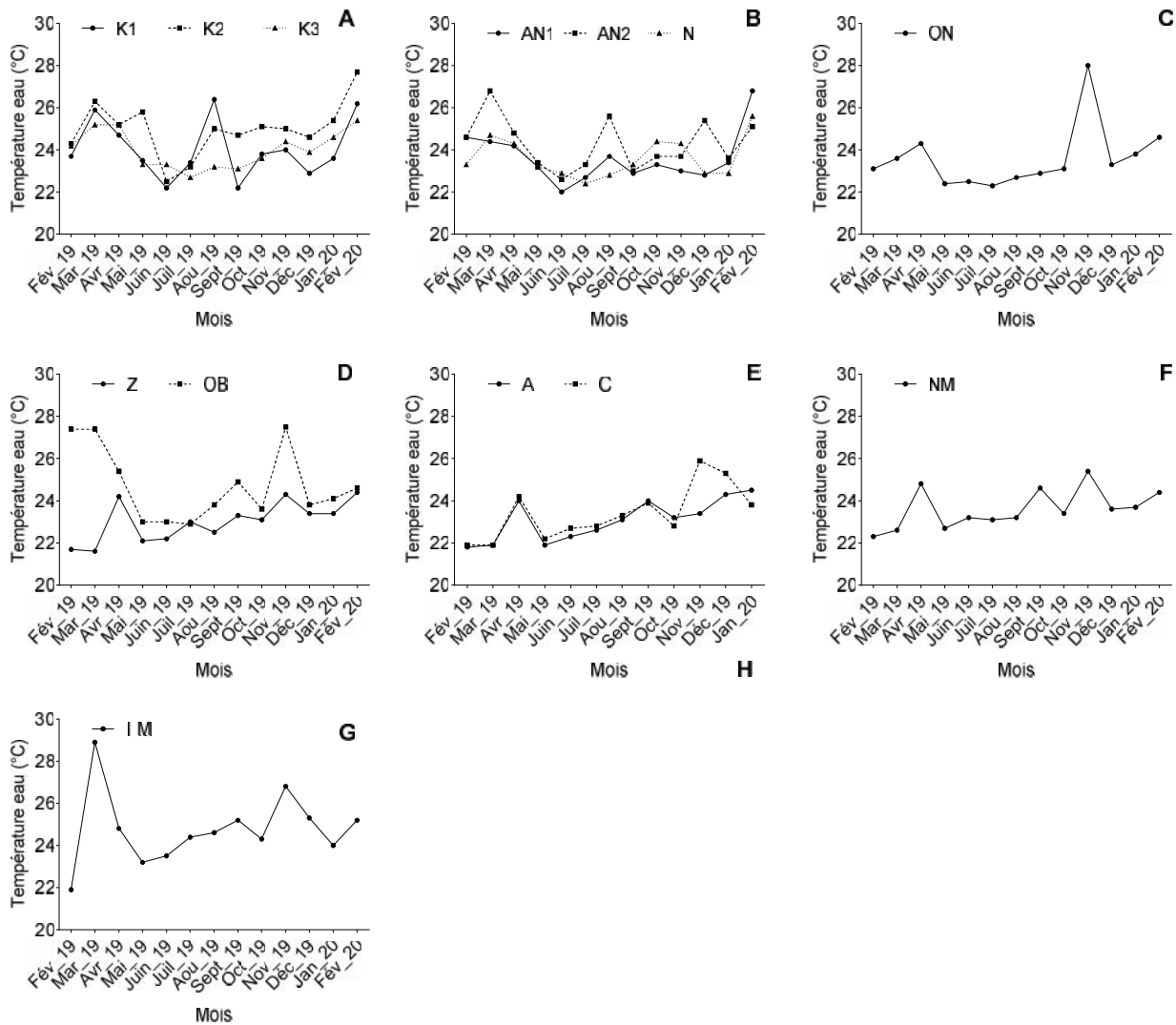


Figure 29: Variation spatio-temporelle de la température de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.3.2. Variation spatio-temporelle des Solides Totaux Dissous

Les solides totaux dissous (TDS) dans l'eau du cours d'eau Kongolo ont varié entre 8,10 mg/l (K1 en février 2019) et 38,70 mg/l (K3 en mars 2020). Sur le plan spatial, le test de comparaison multiple de Dunn a montré une différence significative entre les stations K1 et K3 ($P = 0,0001$) puis entre K2 et K3 ($P = 0,0098$). Sur le plan temporel, les teneurs de l'eau en TDS ont varié significativement ($P = 0,0002$) (Figure 30A).

Dans le cours d'eau Nloumou, les teneurs de l'eau en TDS ont varié entre 7,90 mg/l (N en mai 2019) et 14,30 mg/l (AN2 en mars 2019). Avec le test de comparaison multiple de

Dunn, une différence significative a été observée entre les TDS dans l'eau des stations AN1 et N (Test de Friedman $p = 0,05$ et $P = 0,0051$) (Figure 30B).

Au niveau du cours d'eau Ossoe-Nkoro, les teneurs de l'eau en TDS à la station ON ont varié significativement entre 7,30 mg/l (février 2019) et 29,30 mg/l (février 2020) avec une moyenne de $13,34 \pm 1,542$ mg/l (Test de Wilcoxon, $P = 0,0002$) (Figure 30C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, les teneurs en TDS ont varié entre 7,70 mg/l (Z en février 2019 et OB en novembre 2019) et 34,20 mg/l (OB en février 2020). Le test W de Wilcoxon au seuil de 5 % a montré une différence significative entre les valeurs mensuelles enregistrées au niveau des stations OB et Z ($P = 0,0002$) (Figure 30D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, les teneurs en TDS ont varié entre 7,90 mg/l (C en mai 2019) et 27,00 mg/l (A en janvier 2020). Le test de Wilcoxon au seuil de sécurité de 5% n'a révélé aucune différence significative entre les stations A et C ($P = 0,3804$). Sur le plan temporel, le test de Wilcoxon a montré des différences significatives d'un moi à l'autre ($P = 0,0005$) (Figure 30E).

Les teneurs de l'eau en TDS à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok, ont varié de 4,30 mg/l (juin 2019) à 13,90 mg/l (février 2020) avec une moyenne de $10,47 \pm 0,67$ mg/l. Le test W de Wilcoxon a révélé une différence significative entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$) (Figure 30F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, à la station IM, les teneurs de l'eau en TDS ont varié entre 6,80 mg/l (février 2019) et 14,30 mg/l (mars 2019) avec une moyenne de $8,66 \pm 0,66$ mg/l toute l'année. Le test de Wilcoxon à 5 % a montré des variations significatives sur le plan temporel ($P = 0,0002$) (Figure 30G).

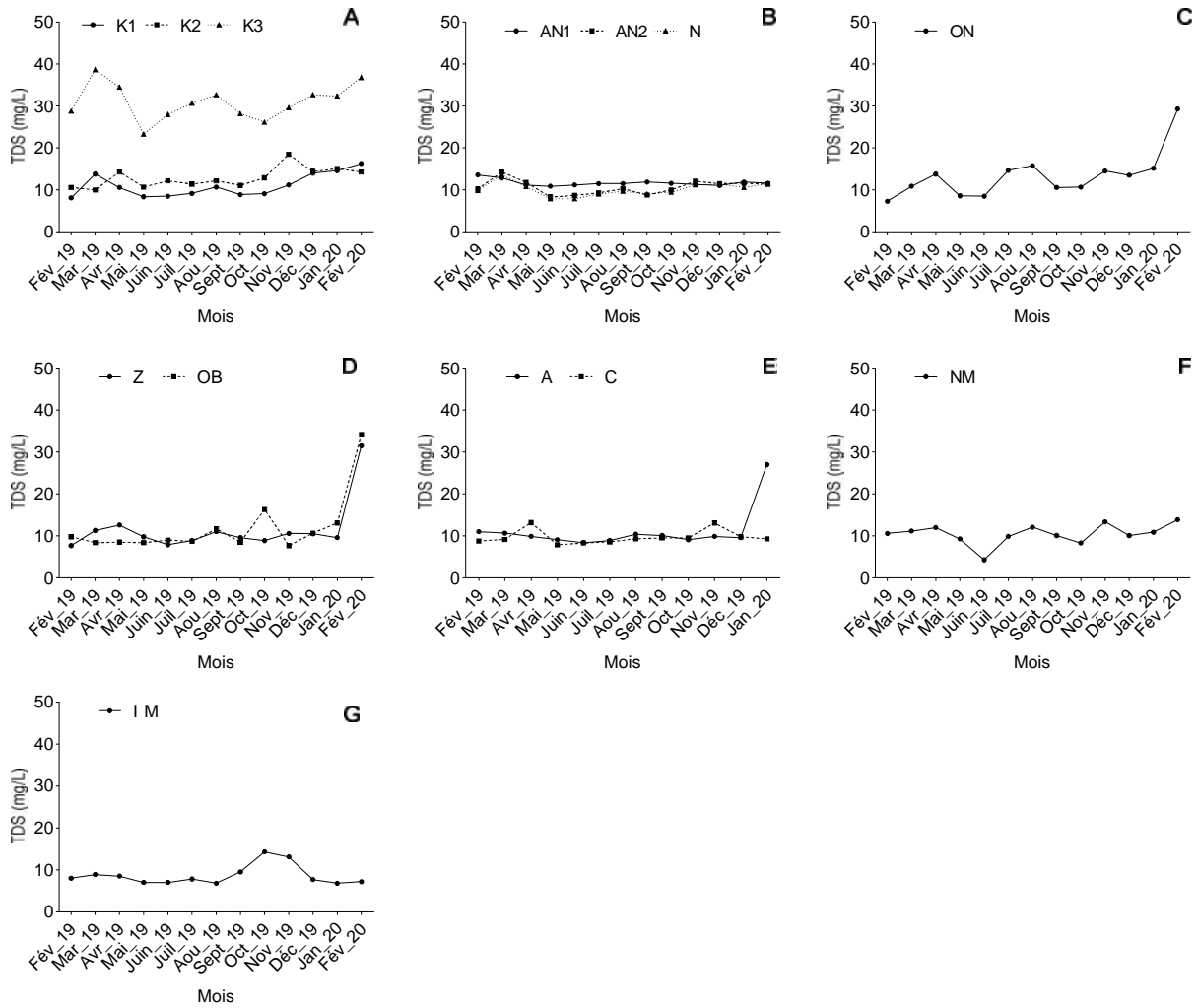


Figure 30: Variation spatio-temporelle de solides totaux dissous de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.3.3. Variation spatio-temporelle de la couleur

La couleur de l'eau du cours d'eau Kongolo a varié entre 76,00 Pt-Co (K2 en août 2019) et 494,00 Pt-Co (K1 en février 2020). Sur le plan spatial, le test de Dunn a montré une différence significative entre les stations K1 et K2 ($P = 0,0098$) puis entre K2 et K3 ($P = 0,0001$) et sur le plan temporel ($P = 0,0002$) (Figure 31A).

Sur le cours d'eau Nloumou, la couleur a varié entre 61,00 Pt-Co (AN1 en mars 2019) et 499,00 Pt-Co (AN1 en février 2019). Sur le plan temporel, les valeurs de la couleur de l'eau ont varié significativement ($P = 0,0002$), aucune variation significative n'ayant été observée sur plan spatial ($P = 0,2952$) (Figure 31B).

Au niveau du cours d'eau Ossoe-Nkoro, la couleur à la station ON a varié significativement entre 297,00 Pt-Co (juillet 2019) et 1376,00 Pt-Co (octobre 2019) avec une moyenne de $604,70 \pm 106,70$ Pt-Co (Test de Wilcoxon, $P = 0,0002$) (Figure 31C).

Dans le cours d'eau Zoetoupsi, la couleur de l'eau a varié entre 176,00 Pt-Co (OB en mars 2019) et 25984,00 Pt-Co (Z en février 2020) sur le plan spatial. Le test W de Wilcoxon au seuil de 5 % a montré une différence significative entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$) (Figure 31D).

Pour le cours d'eau Akoumbegue, la couleur de l'eau a varié entre 61,00 Pt-Co (C en mars 2019) et 742,00 Pt-Co (A en avril 2019). Le test de Wilcoxon a montré une différence significative sur le plan temporel ($P = 0,0005$) (Figure 31E).

La couleur de l'eau à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok, a varié significativement de 18,00 Pt-Co (décembre 2019) à 271,00 Pt-Co (novembre 2019) avec une moyenne de $119,20 \pm 22,94$ Pt-Co ($P = 0,0002$) (Figure 31F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, la couleur de l'eau à la station IM a varié significativement entre 79,00 Pt-Co (décembre 2019) et 343,00 Pt-Co (septembre 2019) avec une moyenne de $194,80 \pm 25,57$ Pt-Co (test de Wilcoxon; $P = 0,0002$) (Figure 31G).

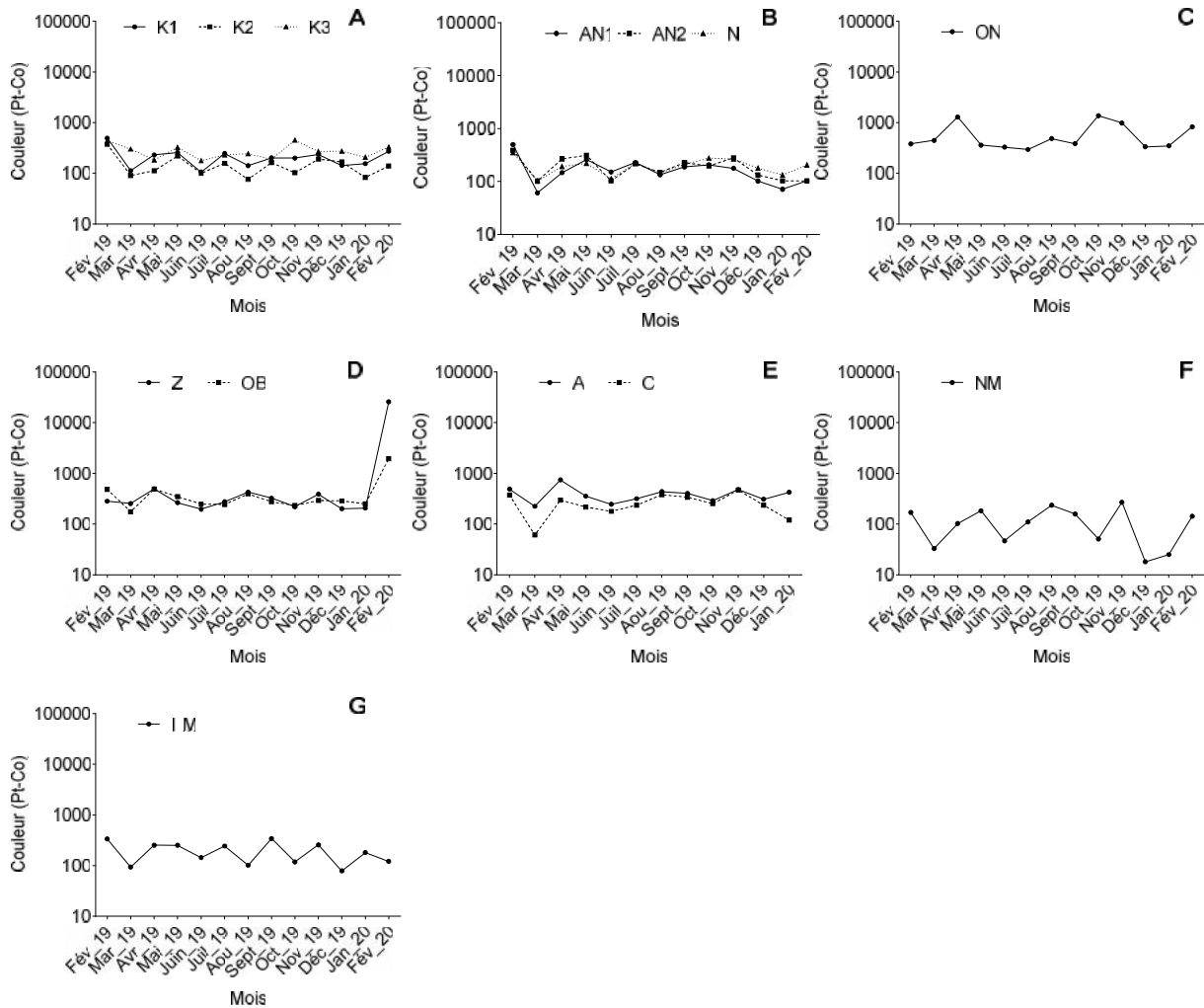


Figure 31: Variation spatio-temporelle de la couleur de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.3.4. Variation spatio-temporelle de la turbidité

La turbidité de l'eau du cours d'eau Kongolo a significativement varié entre 2,00 FAU (K2 en juillet 2019) et 134,00 FAU (K3 en mars 2019) (Test de Friedman, $P = 0,0079$). Une variation significative a été observée sur le plan spatial entre les stations K2 et K3 ($P = 0,0098$) et sur le plan temporel ($P = 0,0002$) (Figure 32A).

Au niveau du cours d'eau Nloumou, les valeurs de la turbidité ont varié non significativement sur le plan spatial entre 1,00 FAU (AN2 en octobre 2019) et 133,00 FAU (AN2 en mars 2019) (Test de Friedman, $P = 0,3125$). Sur le plan temporel, les valeurs de turbidité de l'eau ont varié significativement ($P = 0,0002$) (Figure 32B).

Pour le cours d'eau Ossoe-Nkoro, les valeurs de la turbidité à la station ON ont varié significativement entre 7,00 FAU (juillet 2019) et 160,00 FAU (novembre 2019) avec une moyenne de $71,46 \pm 15,87$ FAU (Test de Wilcoxon, $P = 0,0002$) (Figure 32C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, les valeurs de la turbidité ont varié entre 5,00 FAU (Z en juillet 2019) et 6138,00 FAU (Z en février 2020). Le test W de Wilcoxon au seuil de 5 % a montré une différence significative entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$) (Figure 32D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, les valeurs de la turbidité de l'eau ont varié entre 6,00 FAU (C en juillet 2019) et 198,00 FAU (C en août 2019). Le test de Wilcoxon au seuil de sécurité de 5% n'a révélé aucune différence significative entre les stations A et C ($P = 0,5684$) (Figure 32E).

Les valeurs de la turbidité de l'eau à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok, ont varié significativement de 1,00 FAU (juillet 2019) à 186,00 FAU (août 2019) avec une moyenne de $68,54 \pm 15,47$ FAU ($P = 0,0002$) (Figure 32F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, les valeurs de la turbidité de l'eau à la station IM ont varié significativement entre 5,00 FAU (juin 2019) et 123,00 FAU (mars 2019) avec une moyenne de $50,31 \pm 12,23$ FAU toute l'année. Le test de Wilcoxon à 5 % a montré des différences significatives ($P = 0,0002$) (Figure 32G).

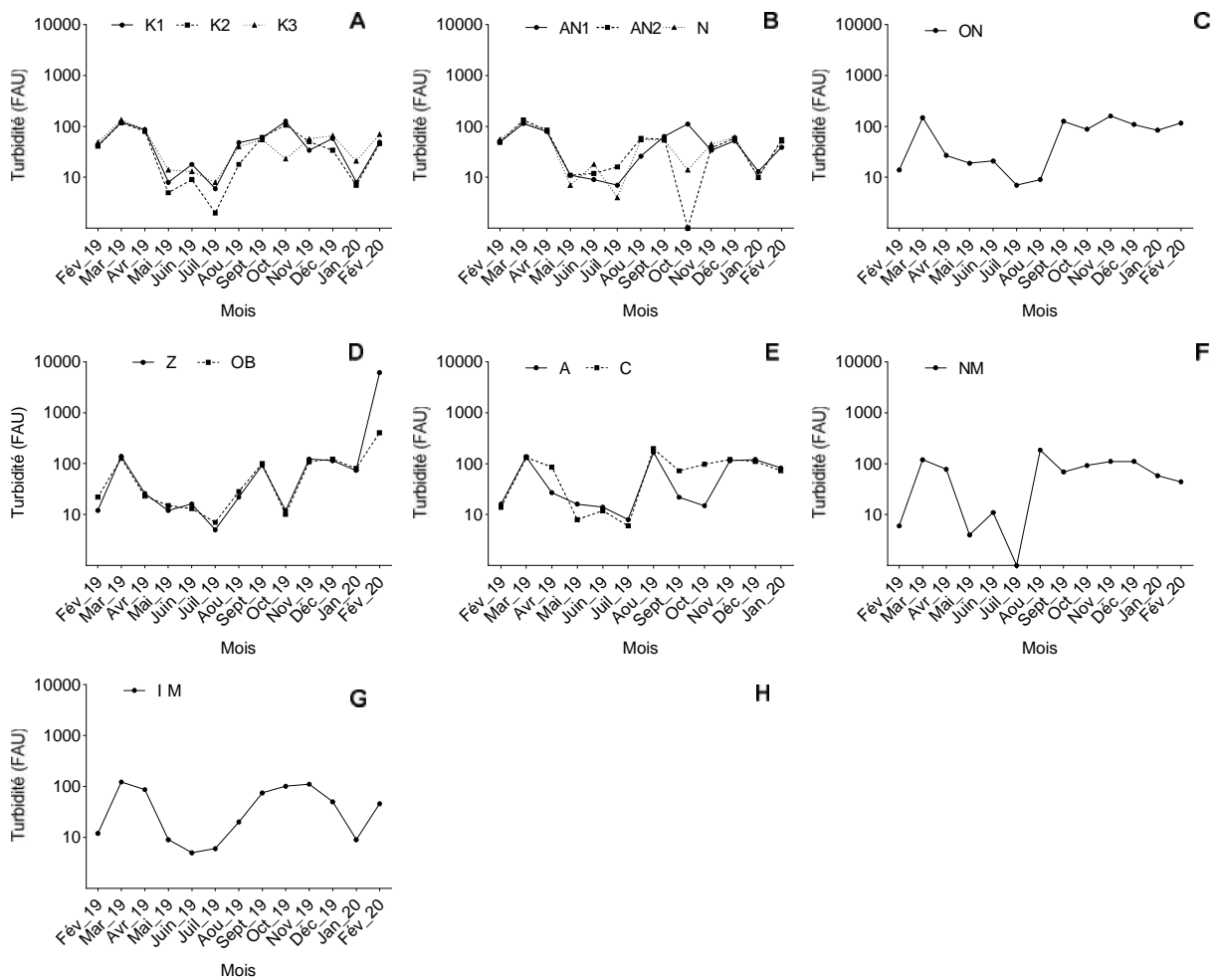


Figure 32: Variation spatio-temporelle de la turbidité de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.3.5. Variation spatio-temporelle des Matières en Suspension

Les matières en suspension (MES) dans l'eau du cours d'eau Kongolo ont significativement varié entre 1,00 mg/l (K2 en mai 2019) et 726,00 mg/l (K3 en août 2019) (Test de Friedman à 5 % et $P = 0,0010$). Sur le plan spatial, le test de Dunn a montré une différence significative entre les stations K1 et K3 ($P = 0,0181$), K2 et K3 ($P = 0,0018$). Bien qu'étant faibles, les teneurs en MES ont significativement varié sur le plan temporel ($P = 0,0002$) (Figure 33A).

Dans le cours d'eau Nloumou, les teneurs de l'eau en MES bien que faibles ont varié significativement entre 1,00 mg/l (N en mai 2019) et 701,00 mg/l (AN2 en août 2019) (Test de

Friedman, $P = 0,0323$). Avec le test de Dunn, une différence significative a été observée entre les stations AN1 et AN2 (Test de Friedman, $P = 0,0427$). Sur le plan temporel, les teneurs de l'eau en MES ont varié significativement ($P = 0,0002$) (Figure 33B).

Au niveau du cours d'eau Ossoe-Nkoro, les teneurs de l'eau en MES à la station ON ont varié significativement entre 6,00 mg/l (février 2019) et 203,00 mg/l (novembre 2019) avec une moyenne de $55,77 \pm 15,94$ mg/l (Test de Wilcoxon, $P = 0,0002$) (Figure 33C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, les teneurs en MES ont varié entre 2,00 mg/l (Z en juin 2019) et 19840,00 mg/l (Z en février 2020). Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$) (Figure 33D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, les teneurs en MES ont varié entre 1,00 mg/l (C en mai 2019) et 182,00 mg/l (C en août 2019). Le test de Wilcoxon au seuil de sécurité de 5% n'a révélé aucune différence significative entre les stations A et C ($P = 0,2969$), mais sur le plan temporel ($P = 0,0002$) (Figure 33E).

Les teneurs de l'eau en MES à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok, ont varié significativement de 2,00 mg/l (mai 2019) à 168,00 mg/l (août 2019) avec une moyenne de $50,46 \pm 15,42$ mg/l ($P = 0,0002$) (Figure 33F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, les teneurs de l'eau en MES à la station IM ont varié significativement entre 2,00 mg/l (mai 2019) et 153,00 mg/l (novembre 2019) avec une moyenne de $49,15 \pm 13,86$ mg/l ($P = 0,0002$) (Figure 33G).

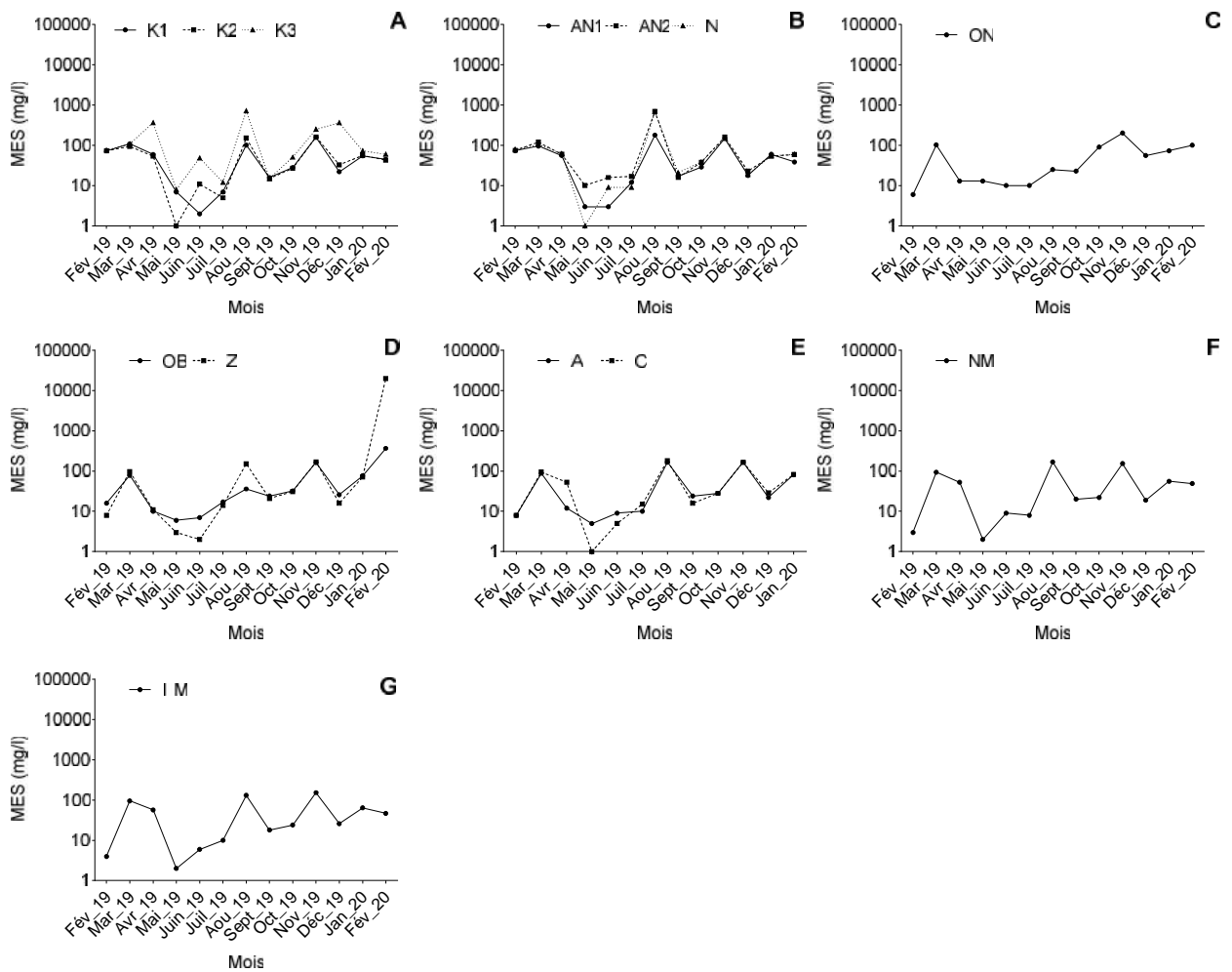


Figure 33: Variation spatio-temporelle de matières en suspension de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.4. Variables chimiques

III.1.4.1. Variation spatio-temporelle de la saturation de l'eau en oxygène

Le taux de saturation de l'eau en oxygène dans le cours d'eau Kongolo a varié sur le plan spatial entre 25,40 % (K3 en mars 2019) et 96,30 % (K1 en mai 2019) (Test de Friedman à 5 % ; $P = 0,0005$). Le test de Wilcoxon a montré des différences significatives sur le plan temporel ($P = 0,0002$) (Figure 34A).

Dans le cours d'eau Nloumou, le taux d'oxygène dissous dans l'eau a significativement varié entre 42,00 % (AN2 en février 2019) et 89,10 % (N en juillet 2019)

(Test de Friedman; $P = 0,0194$). Le test de Dunn a montré des différences significatives entre les taux d'oxygène dissous aux stations AN2 et N ($P = 0,0243$) et d'un mois à l'autre (Test de Friedman à 5 % ; $P = 0,0002$) (Figure 34B).

Au niveau du cours d'eau Ossoe-Nkoro, le taux d'oxygène dissous à la station ON a varié de 24,00 % (février 2019) à 86,10 % (juillet 2019) avec une moyenne de $59,07 \pm 3,94$ %. Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$) (Figure 34C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, le taux d'oxygène dissous a varié significativement sur le plan spatial entre 12,20 % (Z en février 2019) et 87,90 % (OB en novembre 2019) (test apparié de Wilcoxon à 5 %, $P = 0,0034$). Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative entre les valeurs mensuelles à la station Z ($P = 0,0002$) (Figure 34D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, le taux de saturation en oxygène a varié significativement entre 24,60 % (C en décembre 2019) et 91,30 % (A en novembre 2019). Le test de Wilcoxon au seuil de sécurité de 5% a révélé une différence significative entre les stations A et C ($P = 0,0024$). Le test W de Wilcoxon a révélé une différence significative entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0005$) (Figure 34E).

Le taux d'oxygène dissous à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok a varié significativement entre 61,50 % (août 2019) et 98,70 % (mai 2019) avec une moyenne estimée à $81,49 \pm 2,62$ % ($P = 0,0002$) (Figure 34F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, le taux d'oxygène dissous à la station IM a varié significativement de 61,50 % (février 2020) à 98,70 % (mai 2019) avec une moyenne de $81,49 \pm 2,62$ % toute l'année ($P = 0,0002$) (Figure 34G).

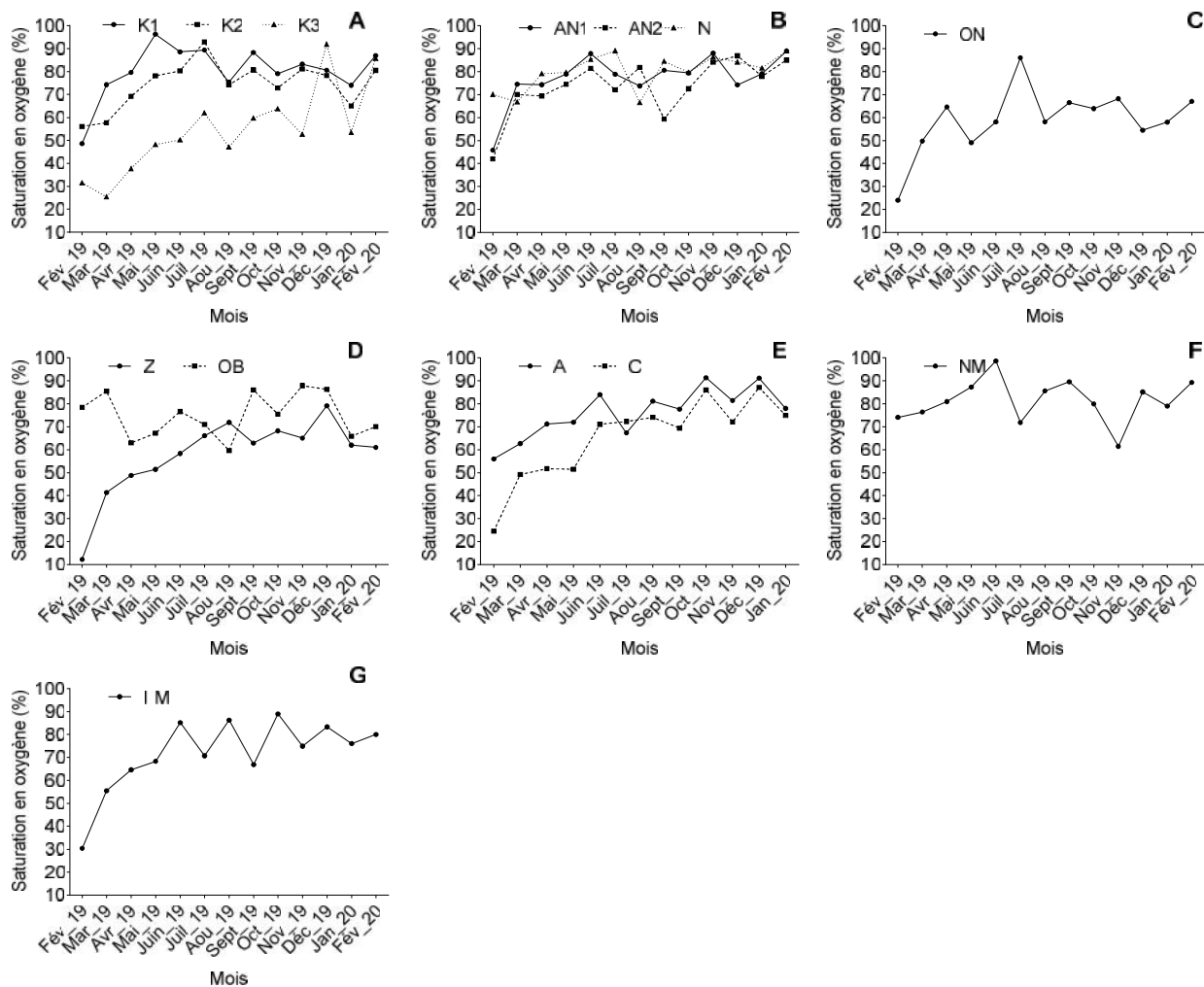


Figure 34: Variation spatio-temporelle du taux d’oxygène de l’eau dans les stations de 7 cours d’eau pendant la période d’étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.4.2. Variation spatio-temporelle du Gaz Carbonique Dissous

La teneur en dioxyde de carbone dissous dans l’eau (CO₂) du cours d’eau Kongolo a varié non significativement entre 1,76 mg/l (K1 en septembre 2019 et K3 en février 2019) et 40,48 mg/l (K1 en avril 2019) (Test de Friedman; $P = 0,8529$). Sur le plan temporel, les différences significatives ont été observées d’un mois à l’autre ($P = 0,0002$) (Figure 35A).

Dans le cours d’eau Nloumou, la teneur en CO₂ a varié entre 1,76 mg/l (AN1 et N en mai 2019) et 35,20 mg/l (AN2 en août 2019). Sur le plan temporel, des différences significatives ont été observées ($P = 0,0002$) (Figure 35B).

Au niveau du cours d'eau Ossoe-Nkoro, les teneurs de l'eau en CO₂ à la station ON ont varié significativement entre 1,76 mg/l (février 2019) et 28,16 mg/l (juillet 2019) avec une moyenne de $8,27 \pm 1,91$ mg/l ($P = 0,0002$) (Figure 35C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, les teneurs en CO₂ ont varié significativement entre 1,76 mg/l (Z en septembre 2019) et 36,96 mg/l (OB en mars 2020) ($P = 0,0002$) (Figure 35D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, les teneurs en CO₂ ont varié significativement entre 1,76 mg/l (A et C en septembre 2019) et 29,92 mg/l (A et C en mai 2019) ($P = 0,0005$). Aucune différence significative n'a révélé entre les stations A et C ($P = 0,6992$), mais des différences sont significatives d'un mois à l'autre ($P = 0,0005$) (Figure 35E).

Les teneurs de l'eau en CO₂ à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok, ont varié significativement de 1,76 mg/l (juin 2019) à 15,84 mg/l (avril 2019) avec une moyenne de $8,26 \pm 1,4$ mg/l ($P = 0,0002$) (Figure 35F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, les teneurs de l'eau en CO₂ à la station IM ont varié entre 1,76 mg/l (septembre 2019) et 17,60 mg/l (mars 2019) avec une moyenne de $6,09 \pm 1,38$ mg/l toute l'année. Le test de Wilcoxon a montré des variations significatives entre le mois de mars 2019 et les autres mois ($P = 0,0002$) (Figure 35G).

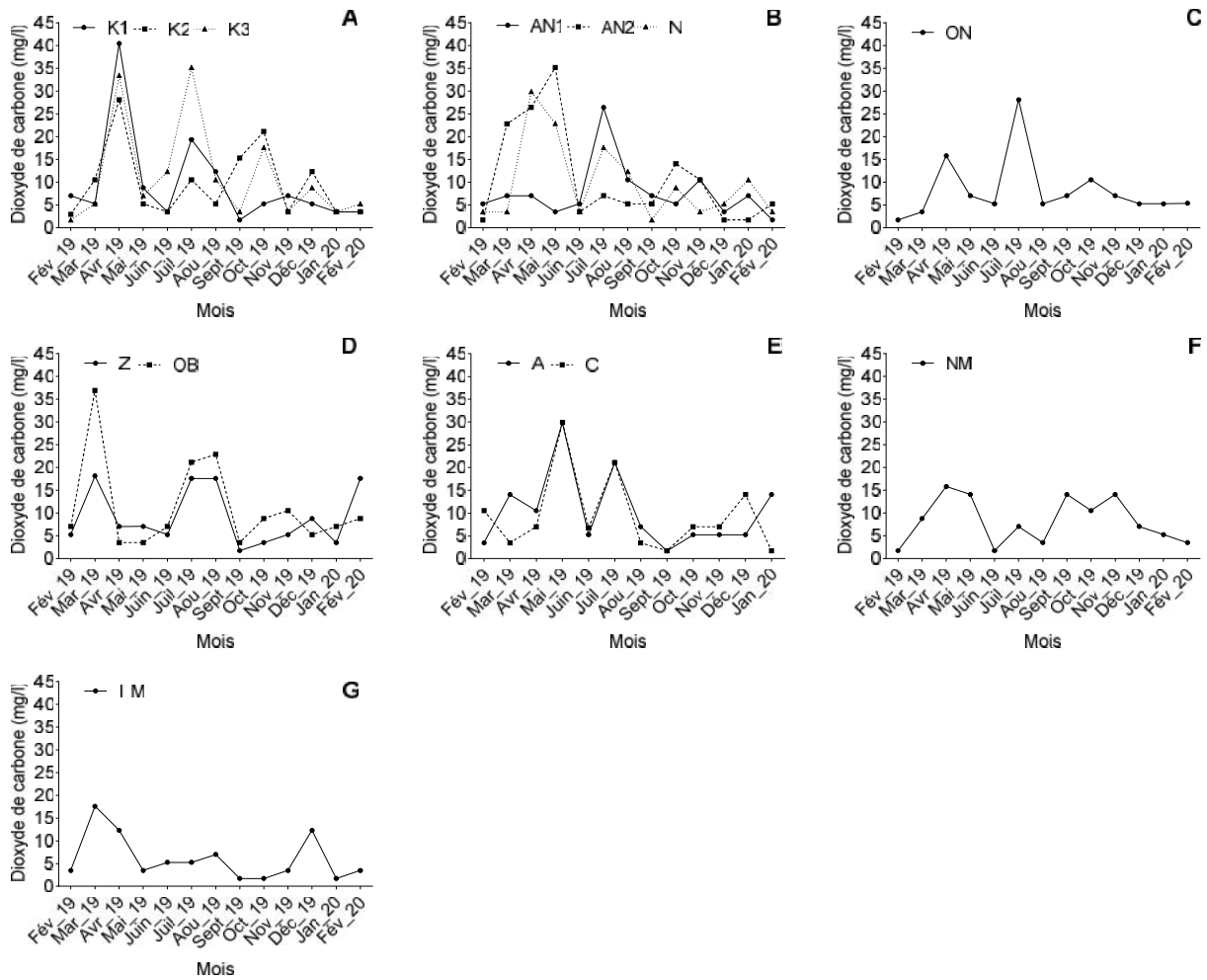


Figure 35: Variation spatio-temporelle de la teneur en dioxyde de carbone de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.4.3. Variation spatio-temporelle du Potentiel d'Hydrogène

Le potentiel d'hydrogène (pH) de l'eau du cours d'eau Kongolo a varié entre 5,20 UC (K1 en septembre 2019) et 7,90 UC (K3 en juillet 2019). Sur le plan spatial, le test de comparaison multiple de Dunn a montré une différence significative entre les valeurs obtenues aux stations K1 et K3 ($P = 0,0071$). Sur le plan temporel, les valeurs diffèrent significativement d'un mois à l'autre ($P = 0,0002$) (Figure 36A).

Dans le cours d'eau Nloumou, le pH de l'eau a varié entre 5,12 UC (AN2 en mai 2019) et 7,17 UC (N en février 2019). Aucune différence n'a été observée entre les stations (Figure 36B).

Au niveau du cours d'eau Ossoe-Nkoro, le pH à la station ON a varié entre 5,07 UC (mars 2019) et 6,86 UC (décembre 2019) avec une moyenne de $5,91 \pm 0,15$ UC (Figure 36C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, le pH de l'eau a varié significativement sur le plan spatial entre 4,66 UC (Z en mai 2019) et 7,77 UC (OB en août 2019) ($P = 0,0007$). Des différences significatives ont été observées d'un mois à l'autre ($P = 0,0002$) (Figure 36D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, le pH de l'eau a varié entre 4,59 UC (A en mai 2019) et 6,32 UC (C en décembre 2019). Le test de Wilcoxon n'a révélé aucune différence significative entre les stations A et C ($P = 0,7334$). Sur le plan temporel, le pH a varié significativement d'un mois à l'autre ($P = 0,0005$) (Figure 36E).

Le pH de l'eau à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok, a varié significativement de 5,30 UC (mai 2019) à 6,84 UC (octobre 2019) avec une moyenne de $5,92 \pm 0,13$ UC ($P = 0,0002$) (Figure 36F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, le pH de l'eau à la station IM a varié significativement entre 4,71 UC (juillet 2019) et 6,72 UC (novembre 2019) avec une moyenne de $5,53 \pm 0,16$ UC toute l'année (Figure 36G).

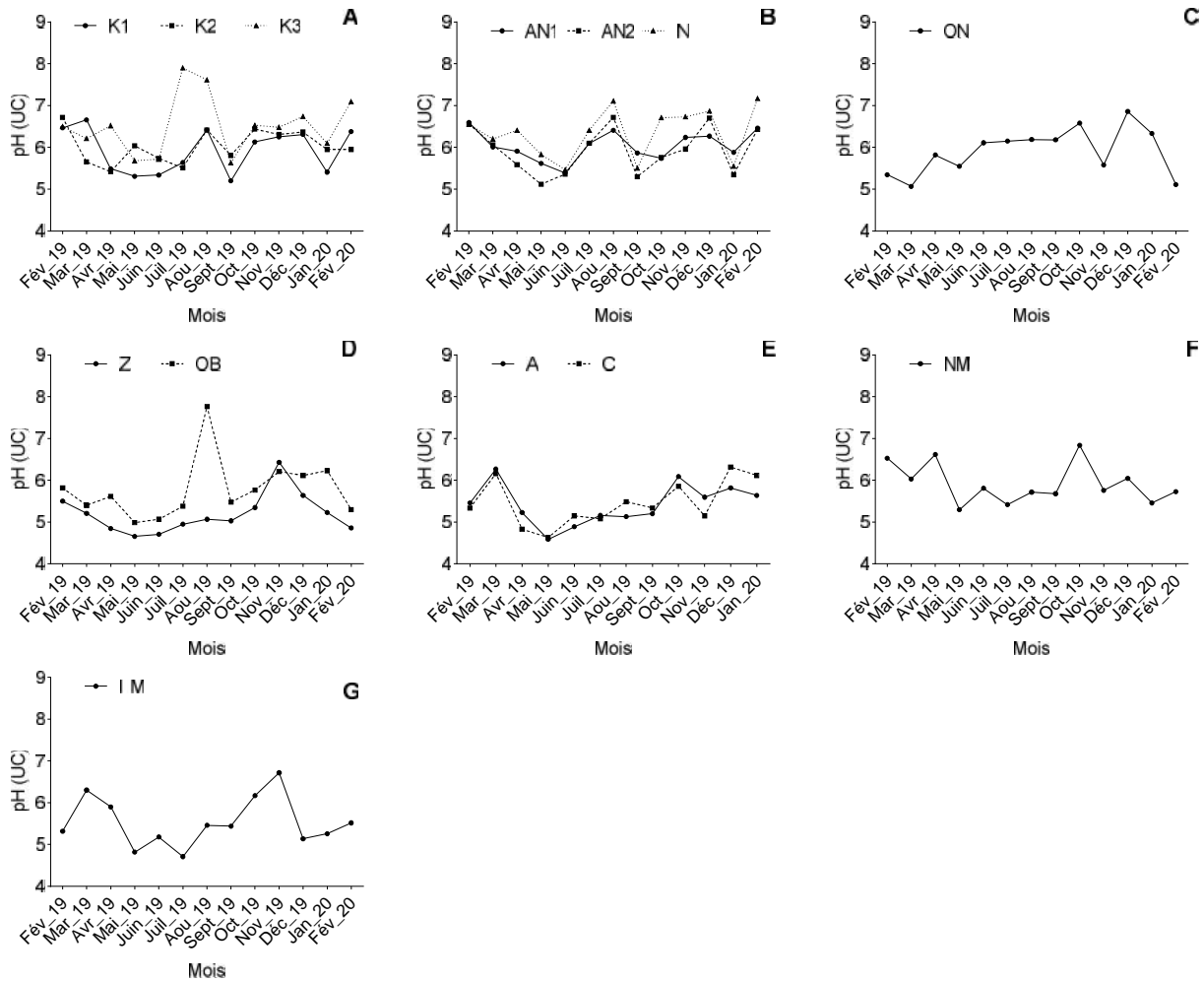


Figure 36: Variation spatio-temporelle du pH de l'eau dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgeue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.4.4. Variation spatio-temporelle de la Demande Biologique en Oxygène pendant 5 jours

La demande biologique en oxygène (DBO_5) des eaux du cours d'eau Kongolo a varié entre 5,00 mg/l de O_2 (K1 en avril et décembre 2019) et 90,00 mg/l (K3 en août 2019). La DBO_5 a significativement varié sur le plan temporel ($P = 0,0020$) (Figure 37A).

Dans le cours d'eau Nloumou, la DBO_5 a varié entre 5,00 mg/l (AN1 en juin 2019, AN2 en octobre 2019 et N en septembre 2019) et 100,00 mg/l (N en juillet 2019). Sur le plan temporel, la DBO_5 a varié significativement ($P = 0,0020$) (Figure 37B).

Au niveau du cours d'eau Ossoe-Nkoro, la DBO₅ à la station ON a varié significativement entre 5,00 mg/l (septembre 2019) et 90,00 mg/l (juillet 2019) avec une moyenne de $34,10 \pm 9,52$ mg/l (Test de Wilcoxon à 5 % ; $P = 0,0020$) (Figure 37C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, la DBO₅ a varié entre 5,00 mg/l (Z en mai 2019) et 90,00 mg/l (OB en juin 2019) ($P = 0,1230$). Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0020$) (Figure 37D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, la DBO₅ a varié non significativement entre 5,00 mg/l (A en juin, septembre et décembre 2019 et C en septembre et octobre 2019) et 60,00 mg/l (A en avril 2019). Aucune différence n'a été observée entre les stations A et C ($P = 0,1230$), sauf sur le plan temporel ($P = 0,0020$) (Figure 37E).

La DBO₅ à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok, a varié significativement de 5,00 mg/l (octobre et novembre 2019) à 30,00 mg/l (avril et août 2019) avec une moyenne de $12,50 \pm 3,01$ mg/l ($P = 0,0020$) (Figure 37F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, la DBO₅ à la station IM a varié significativement entre 5,00 mg/l (juin, septembre 2019 et janvier 2020) et 45,00 mg/l (juillet 2019) avec une moyenne de $13,80 \pm 3,89$ mg/l ($P = 0,0020$) (Figure 37G).

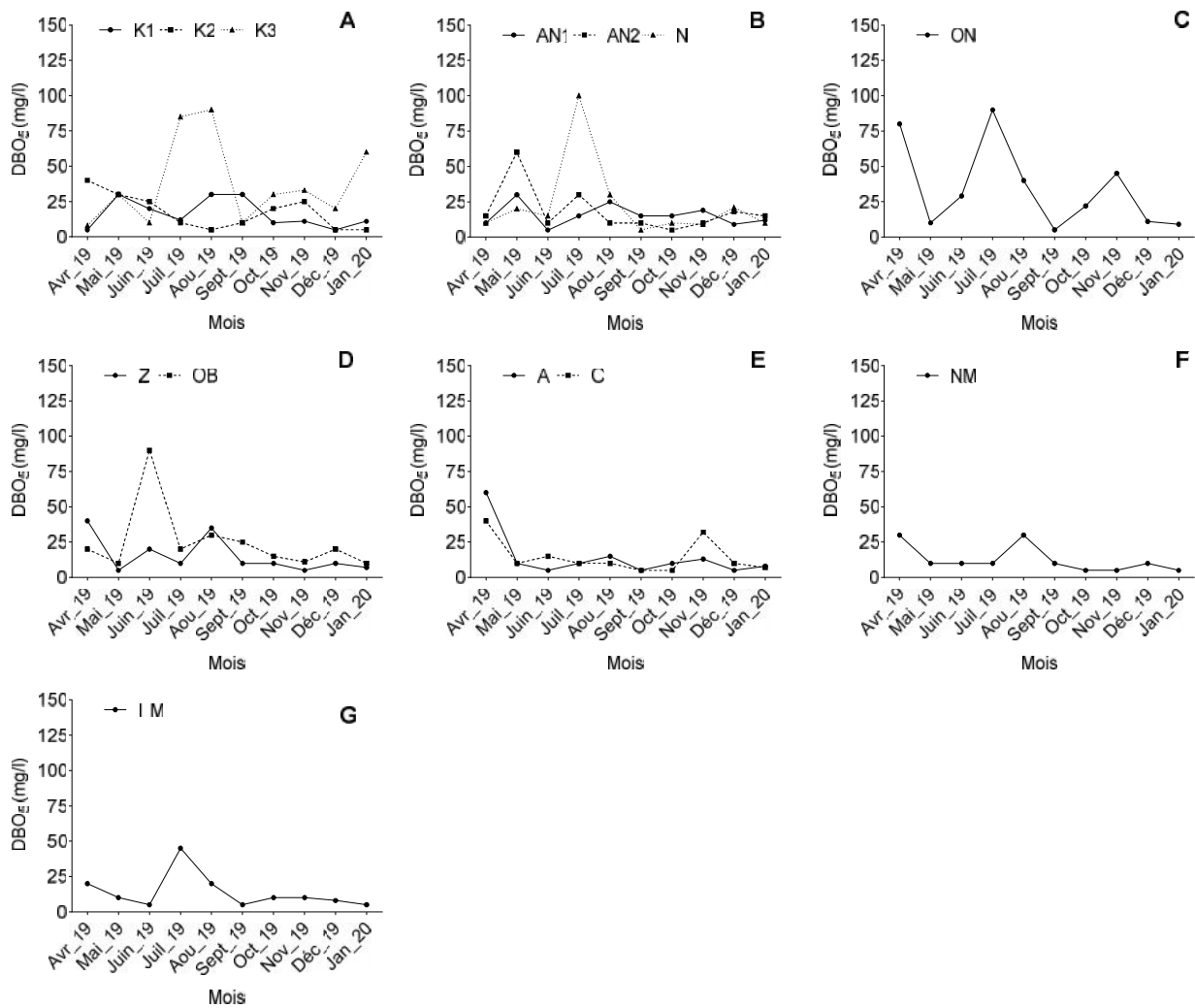


Figure 37: Variation spatio-temporelle de la DBO₅ dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.4.5. Variation spatio-temporelle de la Conductivité Électrique

La conductivité électrique (CE) de l'eau du cours d'eau Kongolo a significativement varié entre 16,10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (K1 en février 2019) et 77,40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (K3 en mars 2019) (Test de Friedman à 5 % ; $P = 0,0001$). Sur le plan spatial, le test de comparaison multiple de Dunn a montré une différence significative entre les stations K1 et K3 ($P = 0,0001$), entre K2 et K3 ($P = 0,0181$) et sur le plan temporel ($P = 0,0002$) (Figure 38A).

Dans le cours d'eau Nloumou, la conductivité électrique de l'eau n'a pas varié significativement entre 15,70 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N en juin 2019) et 27,10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (N en mars 2019) (Figure 38B).

Au niveau du cours d'eau Ossoe-Nkoro, la conductivité électrique à la station ON a varié significativement entre 14,50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (février 2019) et 59,30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (février 2020) avec une moyenne de $26,70 \pm 3,14 \mu\text{S}/\text{cm}$ ($P = 0,0002$) (Figure 38C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, la conductivité électrique a varié entre 8,20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (OB en octobre 2019) et 68,20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (OB en février 2020). Le test W de Wilcoxon au seuil de 5 % a montré une différence significative entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$) (Figure 38D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, la conductivité électrique de l'eau a varié entre 15,70 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (C en mai 2019) et 53,80 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (A en janvier 2019). Le test de Wilcoxon au seuil de sécurité de 5% n'a révélé aucune différence significative entre les stations ($P = 0,3491$) (Figure 38E).

La conductivité électrique à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok, a varié de 8,50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (juin 2019) à 27,90 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (février 2020) avec une moyenne de $20,91 \pm 1,36 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure 38F).

Dans le cours d'eau Ibe-Mfeme, la conductivité électrique de l'eau à la station IM a varié entre 13,50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (janvier 2020) et 28,60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (octobre 2019) avec une moyenne de $17,28 \pm 1,34 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure 38G).

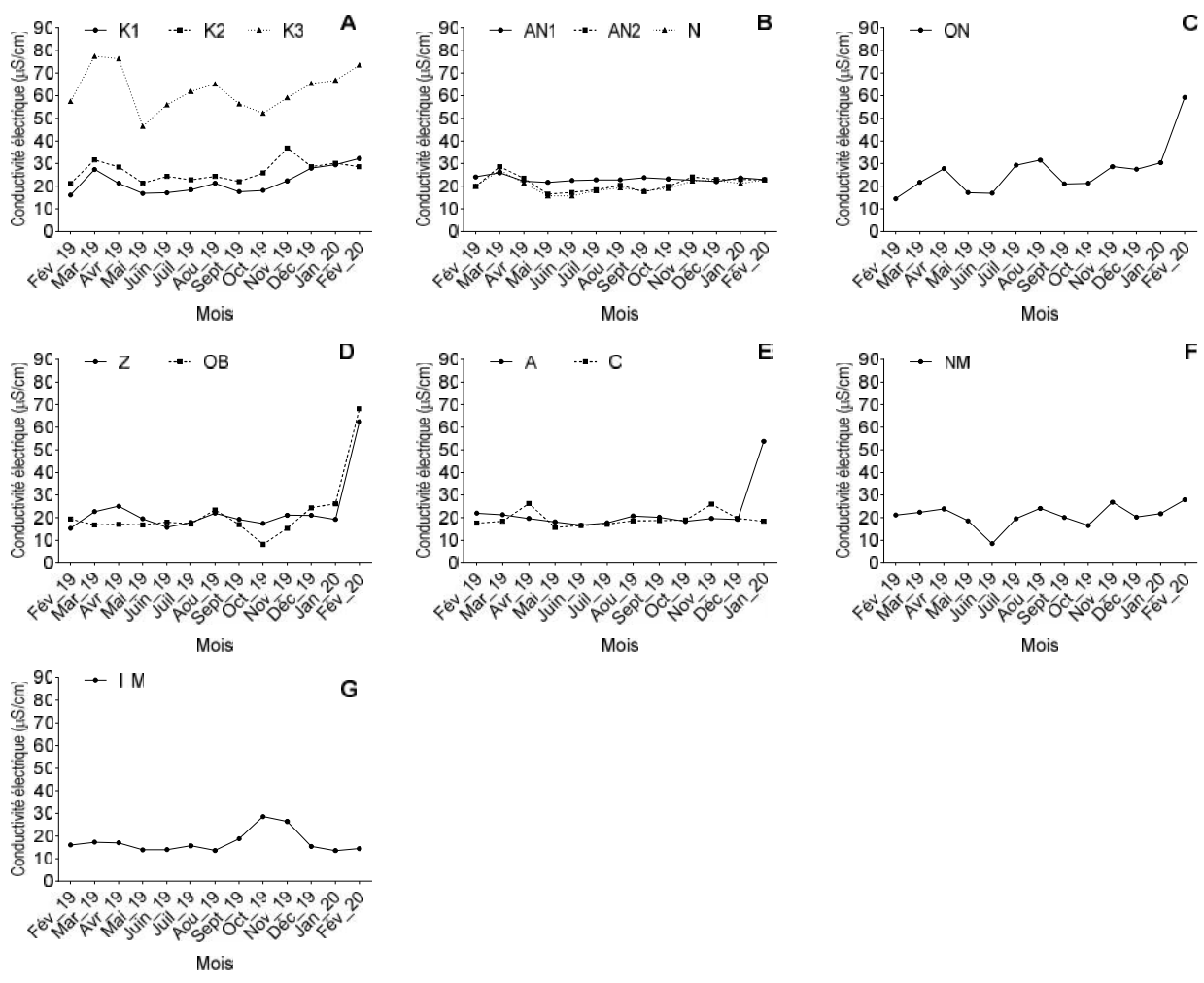


Figure 38: Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique de l’eau dans les stations de 7 cours d’eau pendant la période d’étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.4.5. Variation spatio-temporelle de la teneur de l’eau en nitrites

Les teneurs en nitrites (NO_2^-) de l’eau du cours d’eau Kongolo ont varié entre 0,03 mg/l (K2 en juin 2019) et 3,03 mg/l (K2 en novembre 2019). Ces teneurs ont varié significativement sur le plan temporel ($P = 0,0002$) (Figure 39A).

Dans le cours d’eau Nloumou, les teneurs en nitrites ont varié entre 0,03 mg/l (AN1 en mai 2019) et 5,00 mg/l (AN2 en novembre 2019). Aucune différence significative n’a été observée entre les stations (Test de Friedman, $P = 0,3826$), mais des différences significatives ont été enregistrées sur le plan mensuel ($P = 0,0002$) (Figure 39B).

Dans le cours d'eau Ossoe-Nkoro, les teneurs en nitrites à la station ON ont varié significativement entre 0,10 mg/l (février 2019) et 0,48 mg/l (novembre 2019) avec une moyenne de $0,23 \pm 0,03$ mg/l ($P = 0,0002$) (Figure 39C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, les teneurs en nitrites de l'eau ont varié non significativement entre 0,04 mg/l (OB en mai 2019) et 2,84 mg/l (Z en novembre 2019) ($P = 0,9343$). (Figure 39D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, les teneurs en nitrites ont varié entre 0,03 mg/l (A en mai 2019) et 3,14 mg/l (C en novembre 2019). Le test de Wilcoxon au seuil de sécurité de 5% n'a révélé aucune différence significative entre les teneurs en nitrites de l'eau obtenues au niveau des stations ($P > 0,9999$) (Figure 39E).

Les teneurs en nitrites de l'eau à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok, ont varié de 0,04 mg/l (juillet 2019) à 2,77 mg/l novembre 2019) avec une moyenne de $0,35 \pm 0,21$ mg/l (Figure 39F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, les teneurs en nitrites de l'eau à la station IM ont varié entre 0,04 mg/l (mai 2019) et 2,99 mg/l (novembre 2019) avec une moyenne de $0,44 \pm 0,21$ mg/l toute l'année (Figure 39G).

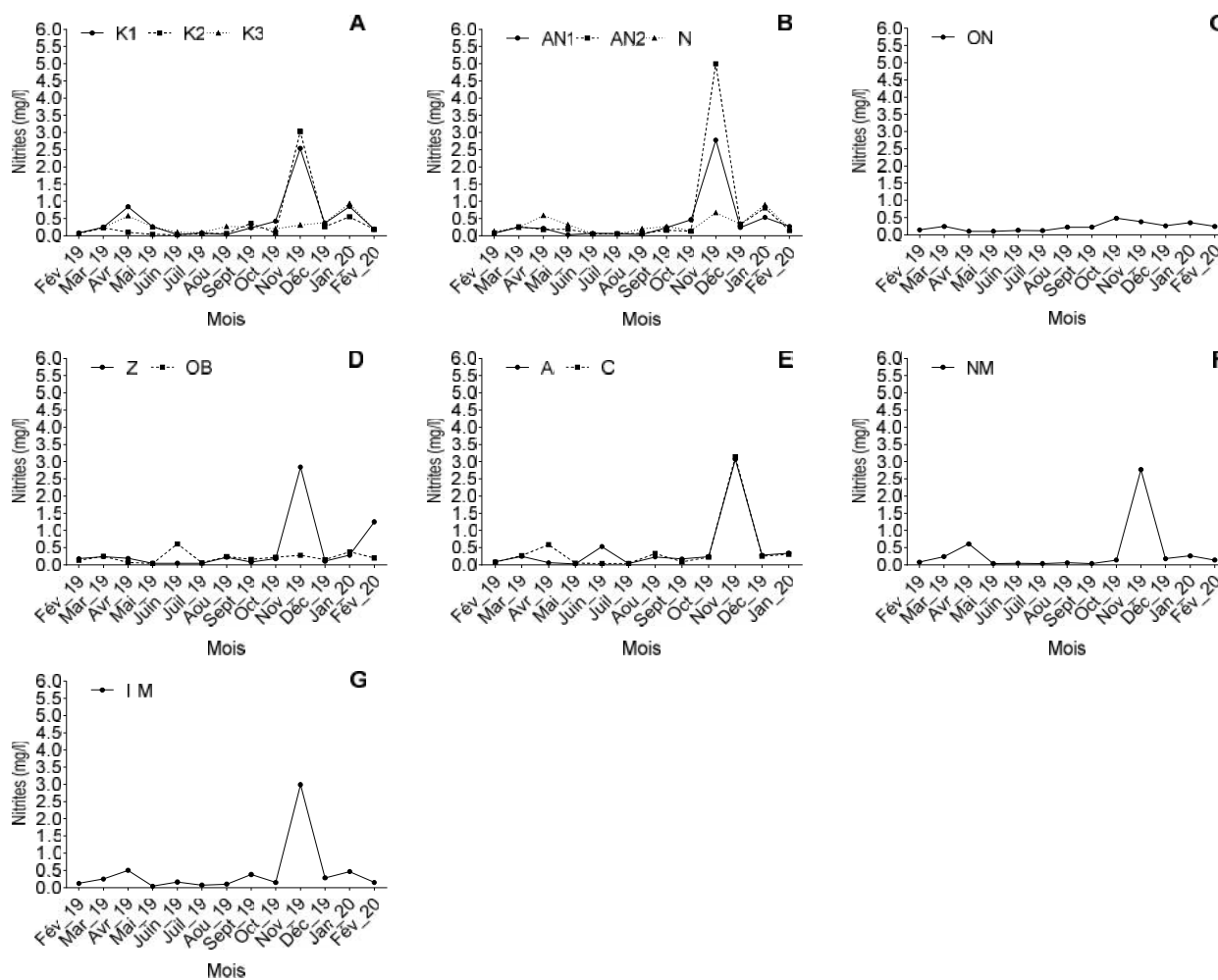


Figure 39: Variation spatio-temporelle de la teneur de l'eau en nitrites dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgege ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.4.6. Variation spatio-temporelle de la teneur de l'eau en nitrates

Les teneurs en nitrates (NO_3) de l'eau du cours d'eau Kongolo ont significativement varié entre 0,36 mg/l (K1 en avril et K2 en février 2019) et 3,94 mg/l (K2 en mai 2019) (Test de Friedman à 5 % ; $P = 0,0058$). Sur le plan spatial, le test de comparaison multiple de Dunn a montré une différence significative entre les stations K1 et K3 ($P = 0,0051$). Les teneurs en nitrates sur le plan temporel ont significativement varié ($P = 0,0002$) (Figure 40A).

Sur le cours d'eau Nloumou, les teneurs en nitrates ont varié non significativement entre 0,54 mg/l (AN1 en octobre 2019) et 4,41 mg/l (N en mars 2019) (Test de Friedman à 5 % et $P = 0,6625$). Sur le plan temporel, les teneurs en nitrates de l'eau ont varié significativement ($P = 0,0002$) (Figure 40B).

Au niveau du cours d'eau Ossoe-Nkoro, les teneurs en nitrates à la station ON ont varié significativement entre 0,65 mg/l (octobre 2019) et 3,61 mg/l (septembre 2019) avec une moyenne de $1,78 \pm 0,27$ mg/l (Test de Wilcoxon à 5 % et $P = 0,0002$) (Figure 40C).

Dans le cours d'eau Zoetoupsi, les teneurs en nitrates ont varié entre 0,48 mg/l (OB en octobre 2019) et 4,86 mg/l (Z en novembre 2019) ($P = 0,9597$). Le test W de Wilcoxon au seuil de 5 % a montré une différence significative entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$) (Figure 40D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, les teneurs en nitrates ont varié entre 0,40 mg/l (A en octobre 2019) et 4,25 mg/l (A en novembre 2019). Le test de Wilcoxon au seuil de sécurité de 5% n'a révélé aucune différence significative entre les ($P = 0,4238$) (Figure 40E).

Les teneurs en nitrates à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok, ont varié significativement de 0,40 mg/l (août 2019) à 3,53 mg/l (novembre 2019) avec une moyenne de $1,46 \pm 0,28$ mg/l ($P = 0,0002$) (Figure 40F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, les teneurs en nitrates à la station IM ont varié significativement entre 0,73 mg/l (avril 2019) et 3,06 mg/l (novembre 2019) avec une moyenne de $1,52 \pm 0,21$ mg/l ($P = 0,0002$) (Figure 40G).

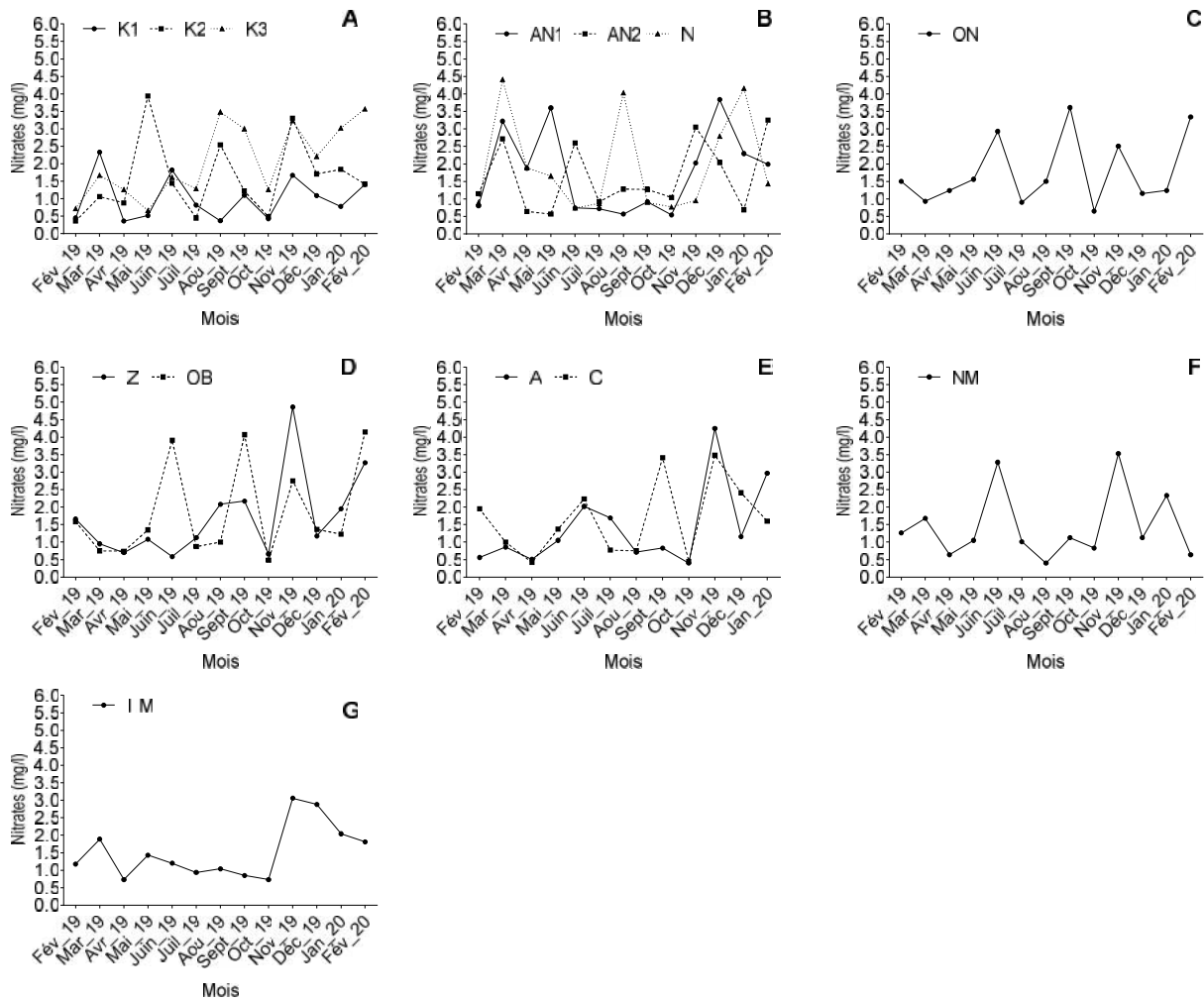


Figure 40: Variation spatio-temporelle de la teneur de l'eau en nitrates dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.4.7. Variation spatio-temporelle de la teneur de l'eau en azote ammoniacal

Les teneurs en ammonium (NH_4^+) du cours d'eau Kongolo ont varié entre 0,03 mg/l (K3 en juin 2019) et 1,66 mg/l (K2 en avril 2019). Le test de Friedman au seuil de 5 % n'a montré aucune différence significative sur le plan spatial ($P = 0,0010$). Ces teneurs sur le plan temporel ont significativement varié ($P = 0,0002$) (Figure 41A).

Sur le cours d'eau Nloumou, les teneurs en ammonium ont varié significativement entre 0,02 mg/l (AN2 en février 2019) et 0,72 mg/l (N en novembre 2019). Le test de Friedman n'a montré aucune différence significative sur le plan spatial ($P = 0,0323$). Sur le plan temporel, les teneurs en ammonium de l'eau ont varié significativement ($P = 0,0002$) (Figure 41B).

Au niveau du cours d'eau Ossoe-Nkoro, les teneurs en ammonium à la station ON ont varié significativement entre 0,03 mg/l (juillet 2019) et 0,86 mg/l (mai 2019) avec une moyenne de $0,38 \pm 0,08$ mg/l (Test de Wilcoxon au seuil de 5 %, $P = 0,0002$) (Figure 41C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, les teneurs en ammonium ont varié entre 0,03 mg/l (OB et Z en juin 2019) et 0,84 mg/l (Z en mai 2019). Le test W de Wilcoxon au seuil de 5 % a montré une différence significative entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$). Sur le plan spatial, aucune différence significative n'a été observée ($P = 0,0791$) (Figure 41D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, les teneurs en ammonium ont varié entre 0,03 mg/l (C en juillet 2019) et 0,79 mg/l (C en mai 2019). Le test de Wilcoxon n'a révélé aucune différence significative entre les stations A et C ($P = 0,8979$) (Figure 41E).

Les teneurs en ammonium à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok, ont varié significativement de 0,04 mg/l (mai 2019) à 0,62 mg/l (novembre 2019) avec une moyenne de $0,23 \pm 0,05$ mg/l. Des différences significatives ont été enregistrées d'un mois à l'autre ($P = 0,0005$) (Figure 41F).

Pour le cours d'eau Ibe-Mfeme, les teneurs en ammonium à la station IM ont varié significativement de 0,03 mg/l (juin 2019) à 0,60 mg/l (novembre 2019) avec une moyenne de $0,19 \pm 0,18$ mg/l toute l'année ($P = 0,0005$) (Figure 41G).

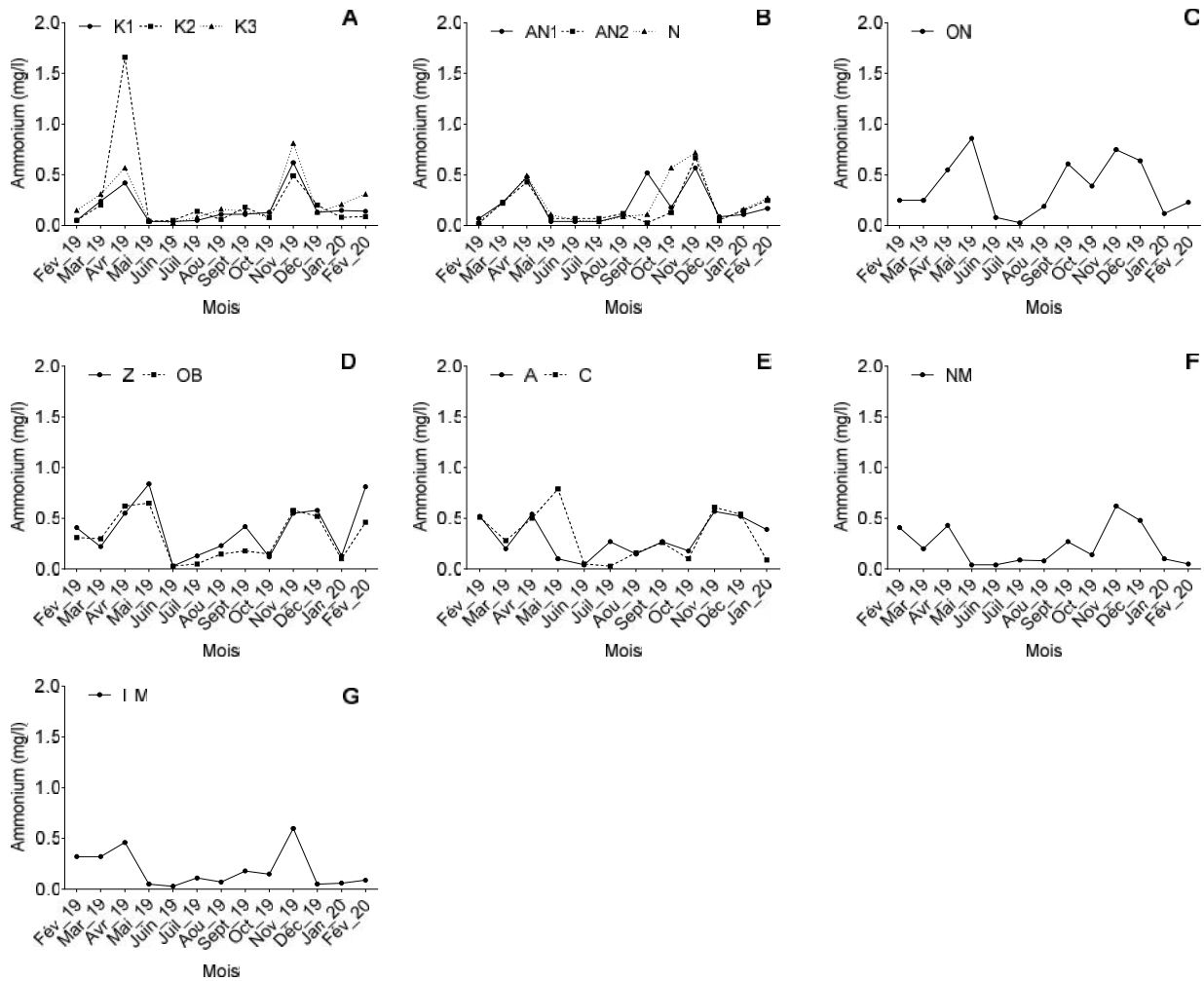


Figure 41: Variation spatio-temporelle de la teneur de l'eau en ammonium dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.4.8. Variation spatio-temporelle de la teneur de l'eau en orthophosphates

Les teneurs en orthophosphates (PO_4) du cours d'eau Kongolo a varié entre 0,05 mg/l (K3 en septembre 2019) et 3,45 mg/l (K3 en novembre 2019). Le test de Friedman n'a montré aucune différence significative entre les stations ($P = 0,2319$), mais des variations significatives ont été observées d'un mois à l'autre ($P = 0,0002$) (Figure 42A).

Dans le cours d'eau Nloumou, les teneurs en orthophosphates ont varié entre 0,05 mg/l (AN2 en mai 2019) et 2,72 mg/l (AN2 en novembre 2019). Le test de Friedman n'a montré aucune différence significative entre les stations ($P = 0,5647$). Des différences significatives ont été enregistrées d'un mois à l'autre ($P = 0,0002$) (Figure 42B).

Au niveau du cours d'eau Ossoe-Nkoro, les teneurs en orthophosphates à la station ON ont varié de 0,13 mg/l (février 2019) et 2,86 mg/l de PO₄ (novembre 2019) avec une moyenne de $0,93 \pm 0,20$ mg/l de PO₄ (Figure 42C).

Pour ce qui est du cours d'eau Zoetoupsi, les teneurs en orthophosphates ont varié non significativement entre 0,06 mg/l (Z en juillet 2019) et 2,80 mg/l (OB en novembre 2019) ($P = 0,6848$) (Figure 42D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, les teneurs en orthophosphates ont varié entre 0,06 mg/l (A en septembre 2019) et 2,76 mg/l (C en novembre 2019). Le test de Wilcoxon au seuil de sécurité de 5% n'a révélé aucune différence significative entre les stations A et C ($P = 0,4854$). Sur le plan temporel, des variations significatives ont été observées ($P = 0,0005$) (Figure 42E).

Les teneurs en orthophosphates à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok, ont varié significativement de 0,14 mg/l (juin 2019) à 2,51 mg/l (novembre 2019) avec une moyenne de $0,82 \pm 0,18$ mg/l ($P = 0,0002$) (Figure 42F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, les teneurs en orthophosphates à la station IM ont varié significativement entre 0,05 mg/l (mai 2019) et 2,62 mg/l (novembre 2019) avec une moyenne de $0,57 \pm 0,18$ mg/l ($P = 0,0002$) (Figure 42G).

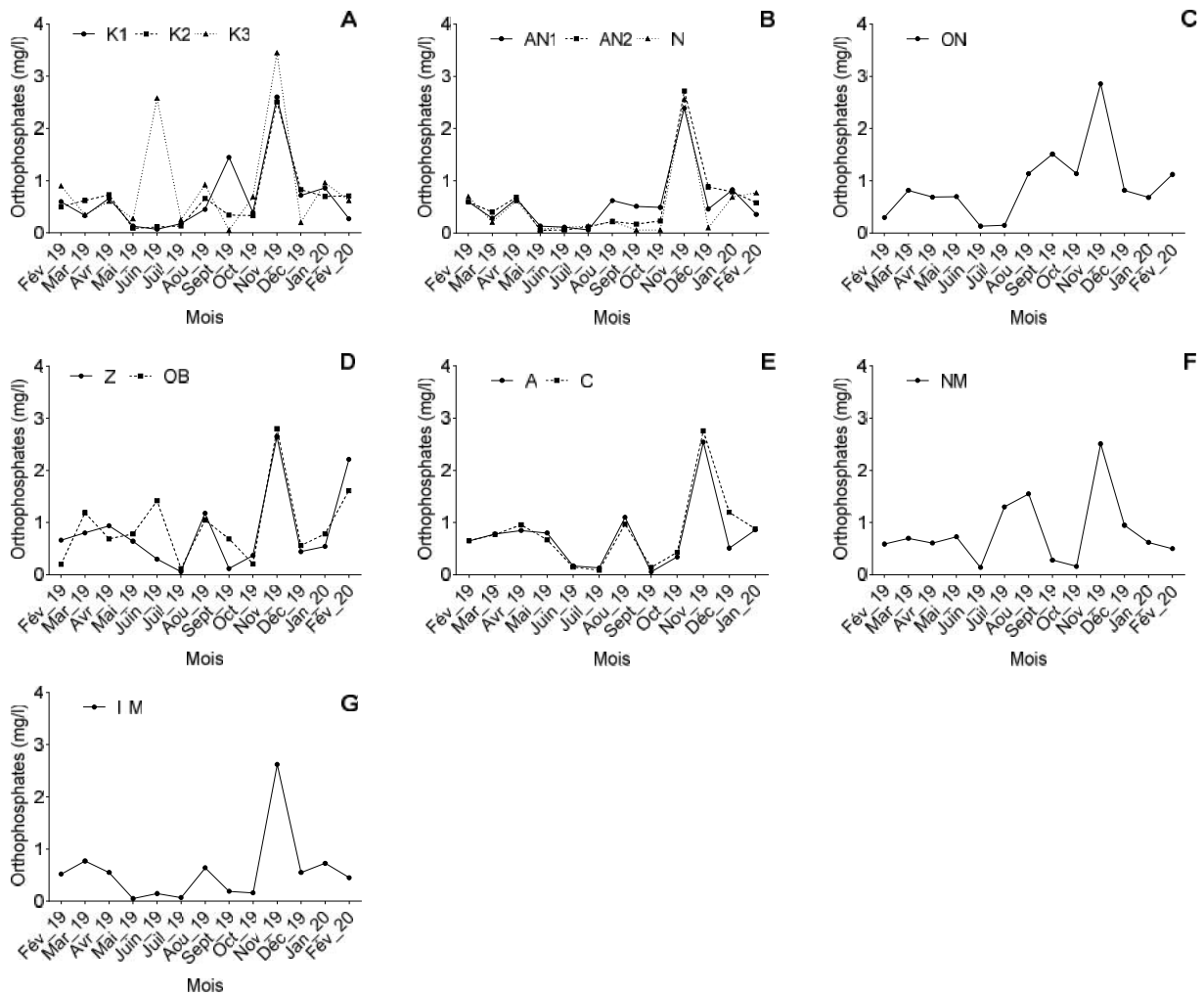


Figure 42: Variation spatio-temporelle de la teneur de l'eau en orthophosphates dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.4.9. Variation spatio-temporelle de l'alcalinité

L'alcalinité dans le cours d'eau Kongolo a varié entre 11,00 mg/l de CaCO_3 (K2 en septembre 2019) et 94,00 mg/l (K3 en mars 2019) (Figure 40A).

Dans le cours d'eau Nloumou, l'alcalinité a varié entre 6,00 mg/l (AN2 en janvier 2020) et 90,00 mg/l (AN1 en janvier 2020). Aucune différence significative n'a été observée entre les stations (Test de Friedman $P = 0,9394$) (Figure 43B).

Au niveau du cours d'eau Ossoe-Nkoro, l'alcalinité à la station ON a varié entre 11,00 mg/l (février 2020) et 105,00 mg/l (août 2019) avec une moyenne de $58,77 \pm 8,39$ mg/l (Figure 43C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, l'alcalinité a varié significativement entre 9,00 mg/l (Z en décembre 2019) et 1048,00 mg/l (Z en février 2020). Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative entre les ($P = 0,0002$) (Figure 43D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, l'alcalinité a varié entre 19,00 mg/l (A en décembre 2019) et 178,00 mg/l (C en août 2019). Le test de Wilcoxon n'a révélé aucune différence significative entre les stations A et C ($P = 0,2744$) (Figure 43E).

L'alcalinité à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok, a varié de 22,00 mg/l (janvier 2020) à 165,00 mg/l (août 2019) avec une moyenne de $66,54 \pm 10,50$ mg/l (Figure 43F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, l'alcalinité à la station IM a varié entre 17,00 mg/l (février 2020) et 85,00 mg/l (mars 2019) avec une moyenne de $48,00 \pm 5,97$ mg/l toute l'année (Figure 43G).

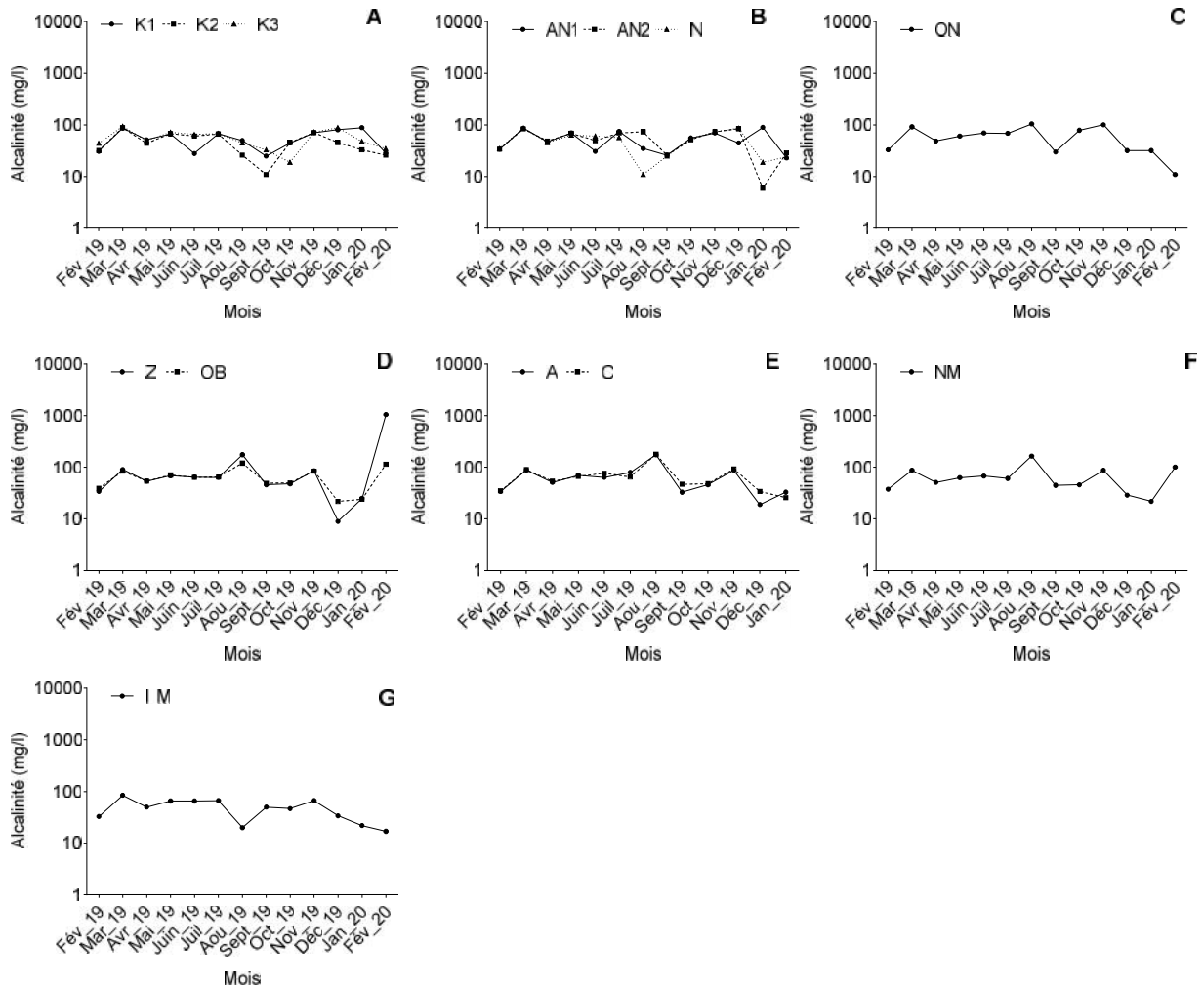


Figure 43: Variation spatio-temporelle de l’alcalinité de l’eau dans les stations de 7 cours d’eau pendant la période d’étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.4.10. Variation spatio-temporelle de la Dureté Totale

La dureté totale de l’eau du cours d’eau Kongolo a varié entre 4,00 mg/l de CaCO₃ (K3 en juin 2019) et 48,00 mg/l (K2 en avril 2019). Le test de Friedman n’a montré aucune différence significative entre les stations ($P = 0,01381$) (Figure 44A).

Dans le cours d’eau Nloumou, la dureté totale a varié entre 5,00 mg/l (AN1 et AN2 en octobre 2019) et 48,00 mg/l (AN1 en avril 2019). Sur le plan temporel, la dureté totale a varié significativement (Test de Wilcoxon ; $P = 0,0002$) (Figure 44B).

Au niveau du cours d'eau Ossoe-Nkoro, la dureté totale à la station ON a varié significativement entre 4,00 mg/l (juin 2019) et 41,00 mg/l (mars 2019) avec une moyenne de $22,08 \pm 3,29$ mg/l (Test de Wilcoxon; $P = 0,0002$) (Figure 44C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, la dureté totale a varié non significativement entre 4,00 mg/l (Z en février 2019) et 592,00 mg/l (Z en février 2020) ($P = 0,9844$). Le test W de Wilcoxon a montré une différence significative entre les valeurs mensuelles ($P = 0,0002$) (Figure 44D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, la dureté totale a varié entre 2,00 mg/l (C en février et juin 2019) et 45,00 mg/l (C en avril 2019). Le test de Wilcoxon n'a révélé aucune différence significative entre les stations ($P = 0,6118$), mais significative sur le plan mensuel ($P = 0,0005$) (Figure 44E).

La dureté totale, à la station NM du cours d'eau Nsoe-Mekok, a varié significativement de 4,00 mg/l (juin 2019) à 47,00 mg/l (avril 2019) avec une moyenne de $23,15 \pm 3,94$ mg/l ($P = 0,0002$) (Figure 44F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, la dureté totale à la station IM a varié significativement entre 5,00 mg/l (février 2019) et 40,00 mg/l (mars et avril 2019) avec une moyenne de $20,85 \pm 2,90$ mg/l toute l'année ($P = 0,0002$) (Figure 44G).

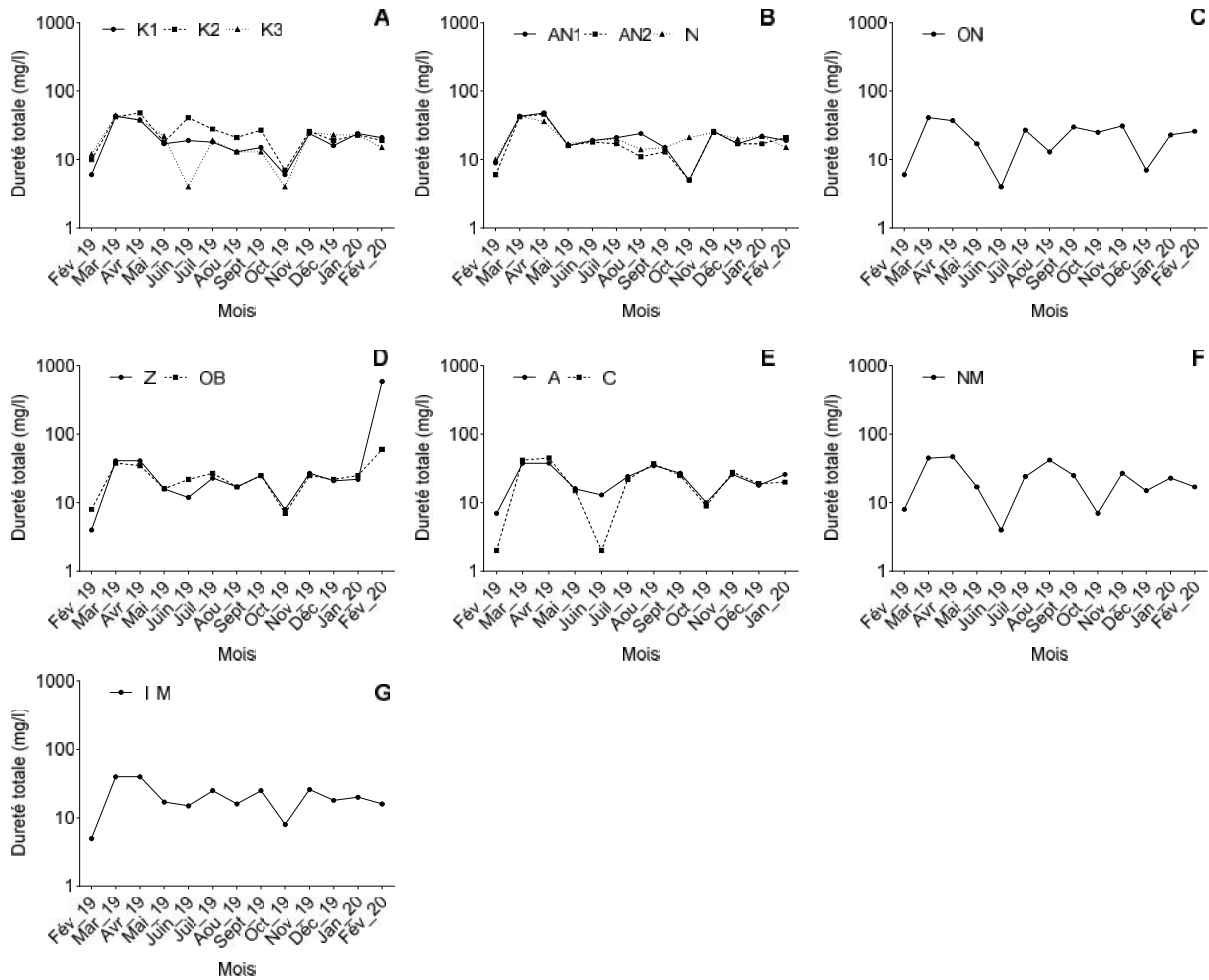


Figure 44: Variation spatio-temporelle de la dureté totale de l’eau dans les stations de 7 cours d’eau pendant la période d’étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.4.11. Variation spatio-temporelle de la teneur de l’eau en Potassium

La teneur de l’eau en potassium (K) du cours d’eau Kongolo a significativement varié entre 0,20 mg/l de K (K1 en février 2019) et 5,80 mg/l (K3 en août 2019) (Test de Friedman ; $P = 0,0128$). Sur le plan spatial, le test de Dunn a montré une légère différence significative entre les stations K2 et K3 ($P = 0,0324$). La teneur en potassium sur le plan temporel a significativement varié ($P = 0,0002$) (Figure 45A).

Dans le cours d’eau Nloumou, la teneur en potassium a varié non significativement entre 0,90 mg/l (AN1 en février 2019 et AN2 en juin 2019) et 4,40 mg/l (AN2 en janvier 2020) (Test de Friedman ; $P = 0,0743$). Sur le plan temporel, la teneur de l’eau en potassium a varié significativement ($P = 0,0002$) (Figure 45B).

Au niveau du cours d'eau Ossoe-Nkoro, la teneur en potassium à la station ON a varié significativement entre 1,20 mg/l (février 2019) et 13,80 mg/l (novembre 2019) avec une moyenne de $3,83 \pm 0,92$ mg/l (Test de Wilcoxon ; $P = 0,0002$) (Figure 45C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, la teneur en potassium a varié non significativement entre 1,10 mg/l (Z en juin et septembre 2019) et 5,40 mg/l (OB en décembre 2019) (Test W, $P = 0,5535$) (Figure 45D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, la teneur en potassium a varié entre 1,10 mg/l (C en juin 2019) et 5,50 mg/l (A en décembre 2019). Sur le plan temporel, des variations significatives ont été observées ($P = 0,0005$) (Figure 45E).

La teneur en potassium à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok, a varié significativement de 0,90 mg/l (septembre 2019) à 4,9 mg/l (décembre 2019) avec une moyenne de $2,29 \pm 0,38$ mg/l ($P = 0,0002$) (Figure 45F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, la teneur en potassium à la station IM a varié significativement entre 0,80 mg/l (mai 2019) et 3,60 mg/l (novembre 2019) autour d'une moyenne de $1,81 \pm 0,23$ mg/l ($P = 0,0002$) (Figure 45G).

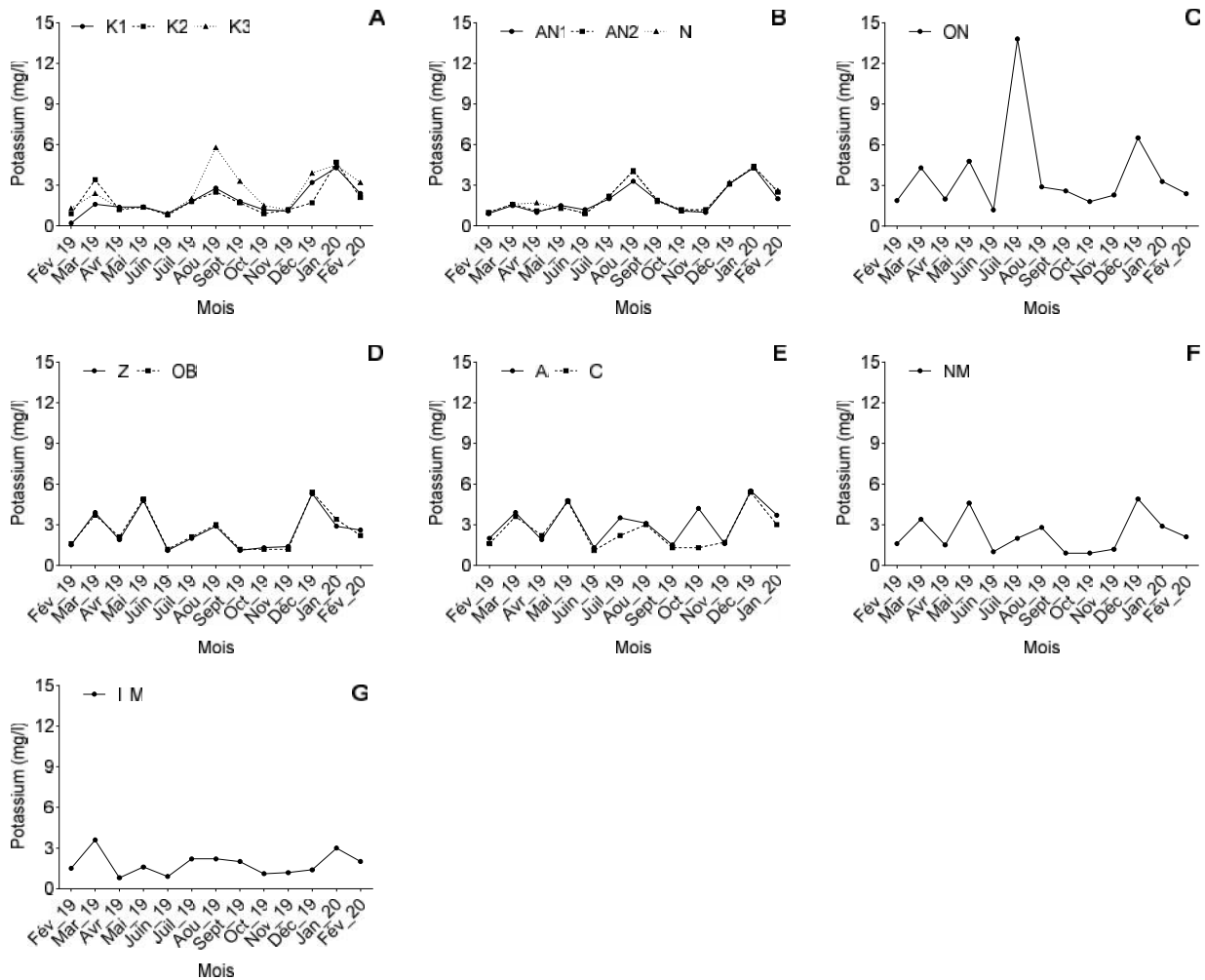


Figure 45: Variation spatio-temporelle de la teneur de l'eau en potassium dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.4.12. Variation spatio-temporelle de la teneur de l'eau en Manganèse

La teneur de l'eau en manganèse (MnO_4) dans le cours d'eau Kongolo a varié entre 0,10 mg/l (K2 en avril 2019) et 4,73 mg/l (K2 en décembre 2019). Le test de Friedman n'a montré aucune différence significative sur le plan spatial ($P = 0,2125$), mais significative sur le plan temporel en avril 2019, juin 2019 et octobre 2019 ($P = 0,0002$) (Figure 46A).

Dans le cours d'eau Nloumou, la teneur en manganèse a varié non significativement entre 0,44 mg/l (AN2 en avril 2019) et 4,32 mg/l (AN1 en décembre 2019) (Test de Friedman ; $P = 0,4304$). Sur le plan temporel, ces teneurs ont varié significativement ($P = 0,0002$) (Figure 46B).

Au niveau du cours d'eau Ossoe-Nkoro, la teneur en manganèse à la station ON a varié significativement entre 0,84 mg/l (février 2019) et 5,11 mg/l (novembre 2019) avec une moyenne de $2,47 \pm 0,34$ mg/l (Test de Wilcoxon, $P = 0,0002$) (Figure 46C).

En ce qui concerne le cours d'eau Zoetoupsi, la teneur en manganèse a varié non significativement entre 0,55 mg/l (OB en juin 2019) et 8,36 mg/l (OB en février 2020) ($P = 0,2510$) (Figure 46D).

Dans le cours d'eau Akoumbegue, la teneur en manganèse a varié entre 0,46 mg/l (C en août 2019) et 3,61 mg/l (A en mai 2019). Le test de Wilcoxon au seuil de sécurité de 5% n'a révélé aucune différence significative entre les stations A et C ($P = 0,9658$). Toutefois, une différence significative a été observée d'un mois à l'autre ($P = 0,0005$) (Figure 46E).

La teneur en manganèse à la station NM, située sur le cours d'eau Nsoe-Mekok, a varié significativement de 0,42 mg/l (octobre 2019) à 2,77 mg/l (novembre 2019) avec une moyenne de $1,56 \pm 0,24$ mg/l ($P = 0,0002$) (Figure 46F).

Au niveau du cours d'eau Ibe-Mfeme, la teneur en manganèse à la station IM a varié significativement entre 0,50 mg/l (mai 2019) et 325 mg/l (novembre 2019) avec une moyenne de $1,93 \pm 0,28$ mg/l toute l'année ($P = 0,0002$) (Figure 46G).

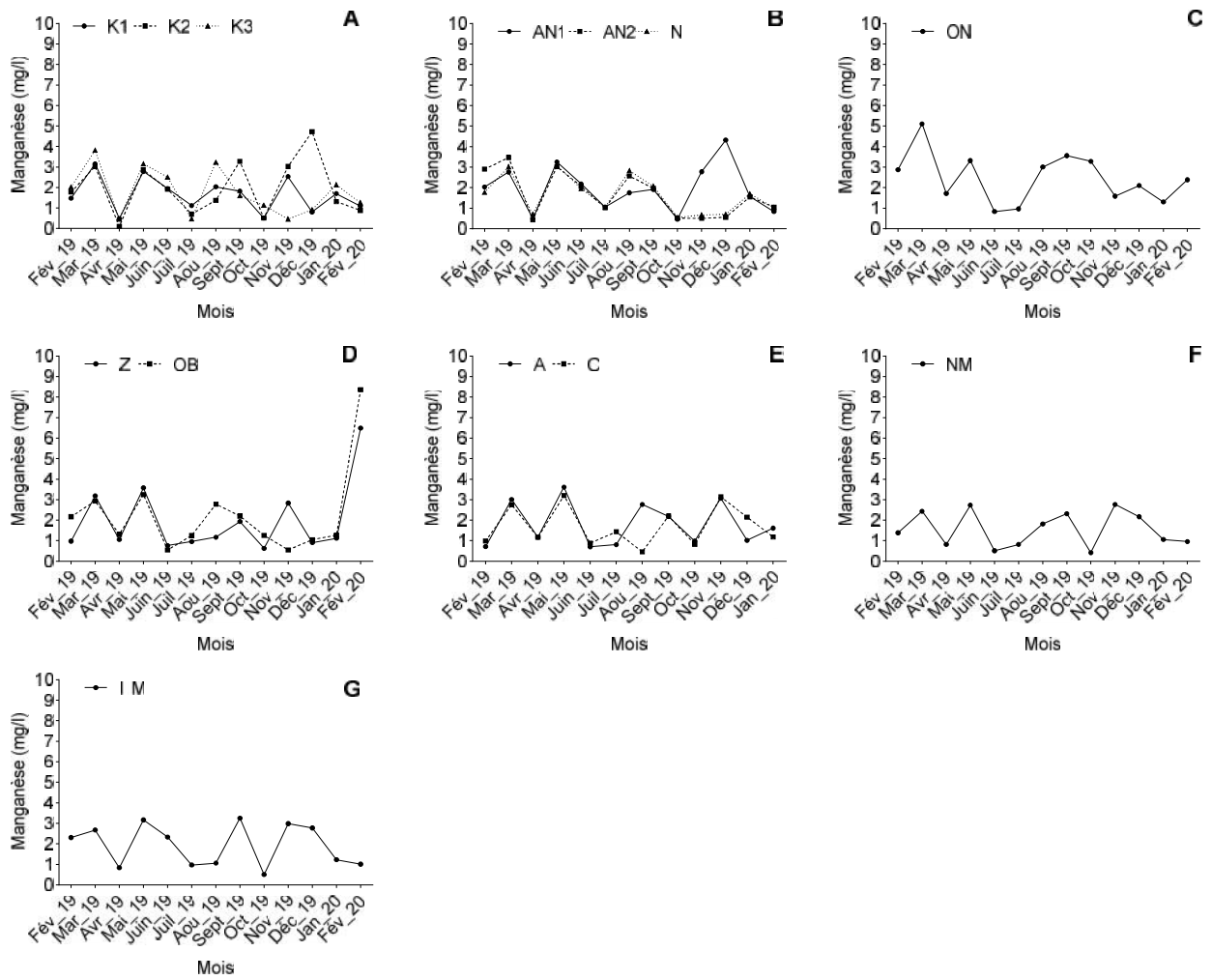


Figure 46: Variation spatio-temporelle de la teneur de l'eau en manganèse dans les stations de 7 cours d'eau pendant la période d'étude (A : Kongolo ; B : Nloumou ; C : Ossoe-Nkoro ; D : Zoetoupsi ; E : Akoumgegue ; F : Nsoe-Mekok ; G : Ibe-Mfeme)

III.1.5. Typologie environnementale des stations

III.1.5.1. Contribution des variables environnementales à la typologie

La classification ascendante hiérarchique (CAH) de 13 stations en fonction de 27 variables environnementales a permis de répartir les stations en quatre groupes suivant leur similarité environnementale (tableau IV).

Tableau IV: Typologie des stations sur la base de la similarité des variables environnementales

Groupe	I	II	III	IV
Nombre de stations	4	1	3	5
Variance intra-classe	39911959,79	0	15566722,19	25947296,07
Distance minimale au barycentre	3083,79	0	2209,61	2096,65
Distance moyenne au barycentre	5237,54	0	3036,84	4065,23
Distance maximale au barycentre	7391,24	0	4554,96	7318,38
Stations du groupe	K1, K2, AN2 et N	K3	AN1, IM et NM	C, A, Z, OB et ON

La Figure 47 présente le regroupement des stations par similarité des variables environnementales. L'analyse en composantes principales explique 58,27 % d'informations. Suivant le facteur F1, 30,26 % d'inertie est expliqué et le facteur F2 donne 28,01 % d'informations.

Le groupe I (G I) est constitué de stations K1, K2, AN2, et N (Figure 47A). Ce groupe se distingue par des stations à forte saturation des eaux en oxygène, une température modérée, un pH légèrement basique et situées très loin de la source (Figure 47B). Dans ce groupe, les teneurs des eaux en composés azotés, phosphorés et autres sont très faibles. Le groupe II (G II) comprend uniquement la station K3 (Figure 47A). Cette station est caractérisée par les valeurs plus élevées de la conductivité électrique, de la demande biologique en oxygène, des nitrates, de la profondeur, des TDS, de la luminosité, de la salinité, du dioxyde de carbone, de l'alcalinité et de la largeur (Figure 47B). Le groupe III (G III) inclut les stations IM, AN1 et NM (Figure 47A) qui se distinguent par des valeurs plus élevées de nitrites et d'oxygène dissous (Figure 47B). Quant au Groupe IV (GIV), il est constitué de stations (ON, OB, Z, C et A) caractérisées par des eaux colorées, dures, turbides et une alcalinité élevée ainsi que fortes teneurs en ammonium, en orthophosphates, en potassium, en manganèse et en matières en suspension (Figure 47A & 47B).

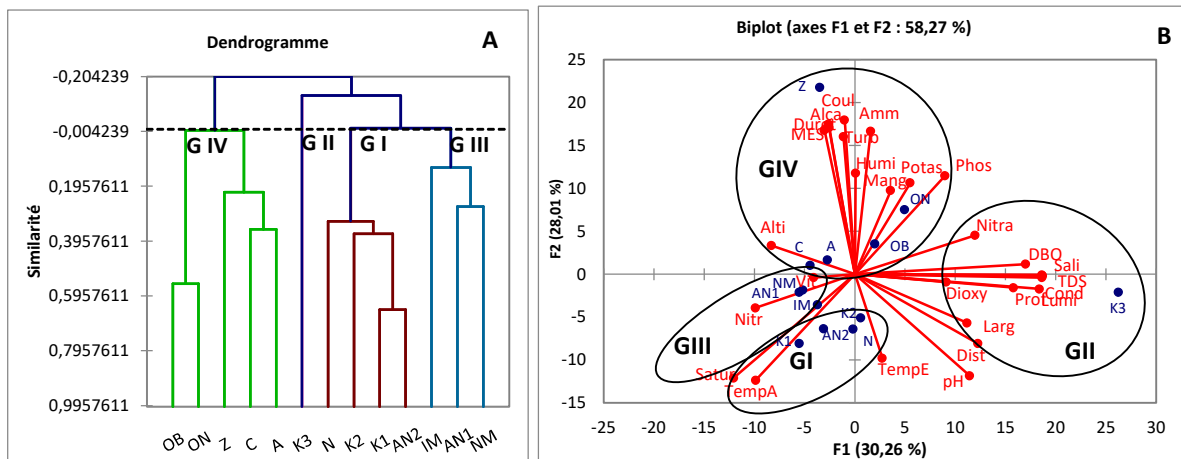


Figure 47: Classification hiérarchique ascendante des stations (A) et analyse en Composantes Principales des variables environnementales (B)

III.1.5.2. Effets du substrat sur les variables environnementales

L'analyse factorielle discriminante (AFD) présente le groupe de stations en fonction du substrat (Figure 48A), le cercle de corrélation des variables environnementales (Figure 48B) et les effets des substrats sur les échantillons d'eau (Figure 48C). L'AFD explique 59,09 % d'informations suivant l'axe F1 et 34,84 % suivant l'axe F2 pour un total de 93,93 %. Les stations dont le substrat principal est sableux (K1, AN1, AN2) sont plus en altitude et riches en oxygène dissous, tandis que celles s'écoulant sur le substrat vaseux (Z, ON, OB, C, IM, K3) ont des teneurs plus élevées en azote ammoniacal, orthophosphates, potassium, solides totaux dissous et sont plus profondes. Les stations aux substrats sableux/vaseux (K2) et vaseux (Z, ON, OB, C, IM, K3) sont très éloignées de la source.

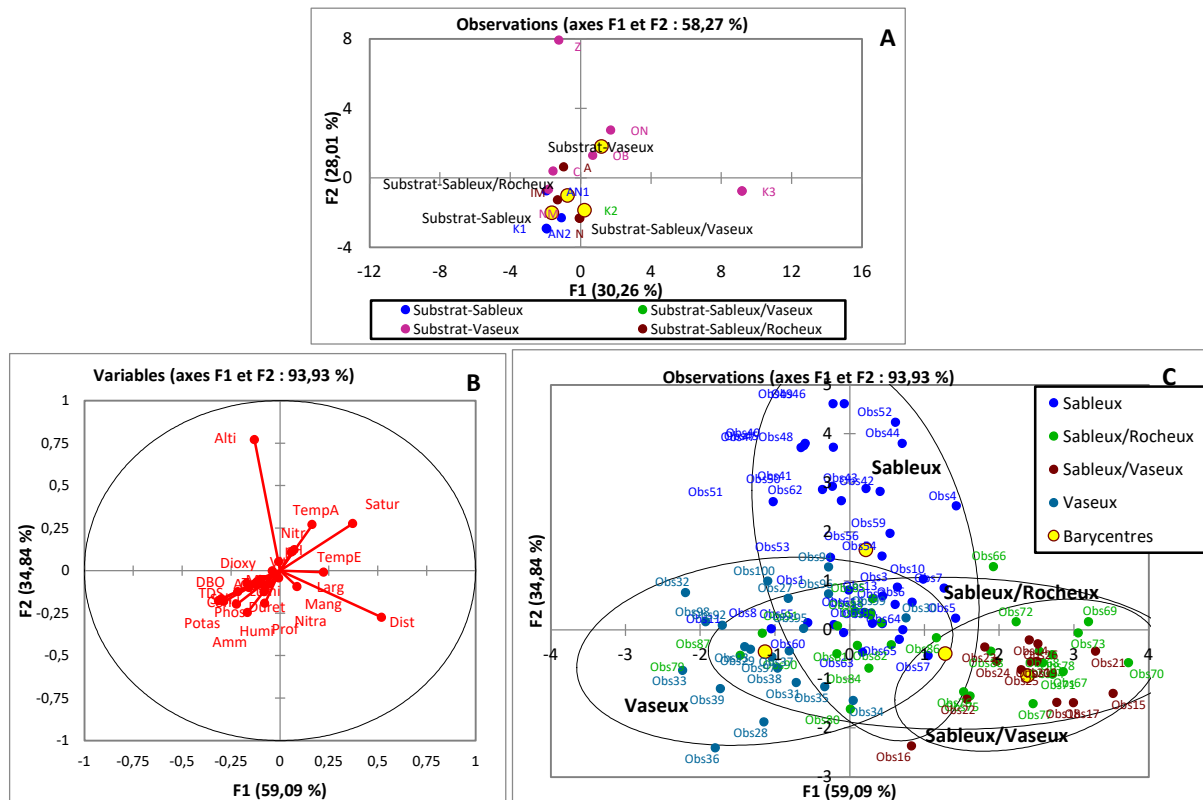


Figure 48: Analyses en Composantes Principales (A) et Factorielle Discriminante discriminant les variables environnementales en fonction de la nature du substrat (B et C)

III.1.5.3. Effets de la saison sur les variables environnementales

La Figure 49 présente le cercle de corrélation des variables environnementales (Figure 49A) et l'analyse factorielle discriminante (Figure 49B) avec 88,90 % d'informations sur les variables caractéristiques des eaux pendant chaque saison. La grande saison des pluies (GP) est caractérisée par les teneurs élevées en azote ammoniacal, nitrites, orthophosphates et oxygène. La vitesse du courant et la largeur du lit ont également été élevées pendant cette période. Pendant la grande saison sèche (GS), les eaux se sont distinguées par de fortes valeurs de conductivité électrique, de solides totaux dissous, de couleur, de matières en suspension et de température de l'eau. Pendant la petite saison des pluies (PP) et la petite saison sèche (PS), les valeurs plus élevées ont été observées en gaz carbonique dissous et en DBO₅.

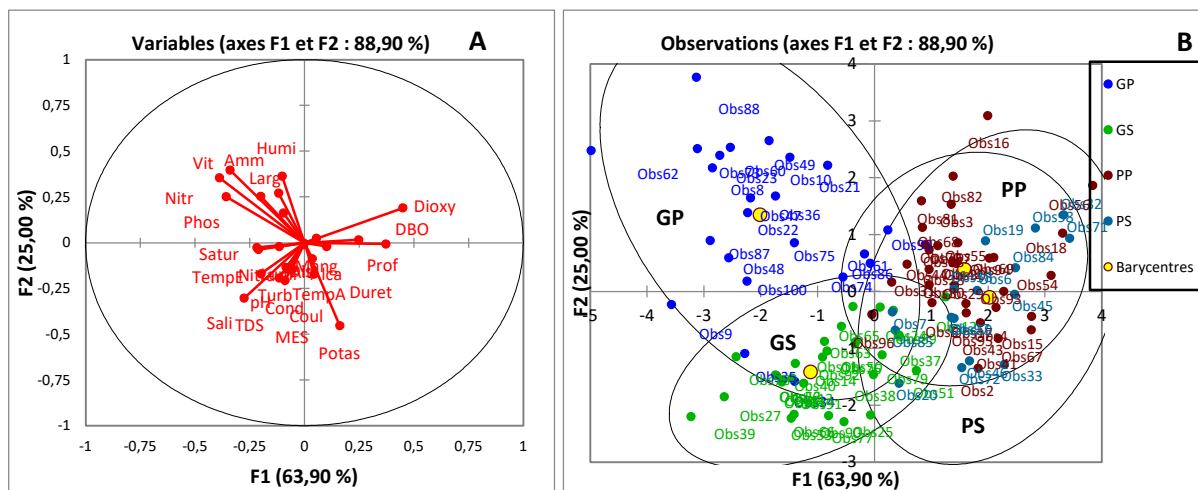


Figure 49: Analyse factorielle discriminante des variables environnementales en fonction de saisons. A : cercle de corrélation ; B : AFD

III.1.6. Variables biologiques

III.1.6.1. Abondance et richesse globales des MIB non associés à la litière

Au total 13690 macroinvertébrés benthiques, répartis dans 4 embranchements, 6 classes, 16 ordres, 93 familles et plus de 183 morphotypes, ont été collectés entre février 2019 et février 2020 dans 13 stations d'échantillonnage et. L'embranchement des Arthropodes domine avec 21186 individus soit 97,82 % d'abondance relative, suivi de l'embranchement des Mollusques 374 individus (1,73 % d'abondance relative) (Figure 50).

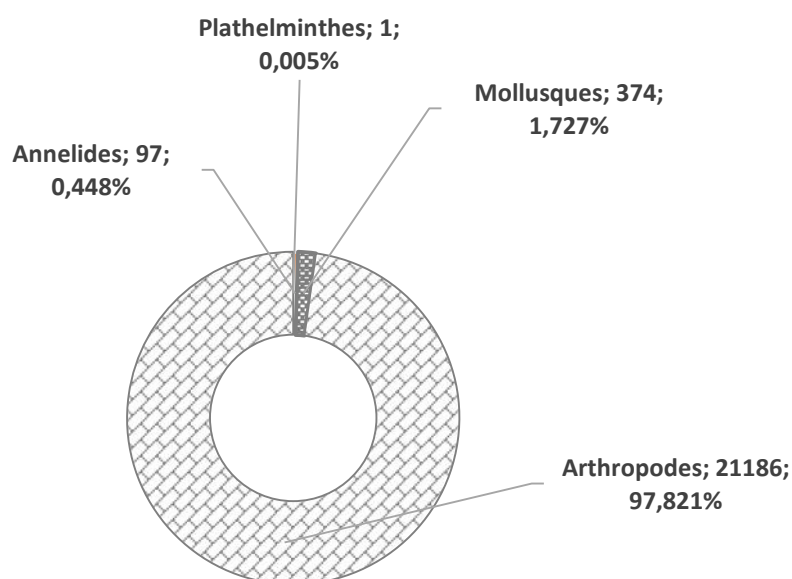


Figure 50: Abondances absolue et relative des embranchements de macroinvertébrés benthiques pendant la période d'étude

La classe des Insectes domine avec 7968 individus soit 58,20 % d'abondance relative, suivie des Crustacés avec 5250 individus soit 38,35 % d'abondance relative, des Bivalves avec 340 individus (2,48 %), des Achètes avec 50 individus (0,37 %), des Gastéropodes avec 34 individus (0,25 %), des Oligochètes et des Turbellariés avec respectivement 0,34 % et 0,01 % d'abondance relative (Figure 51).

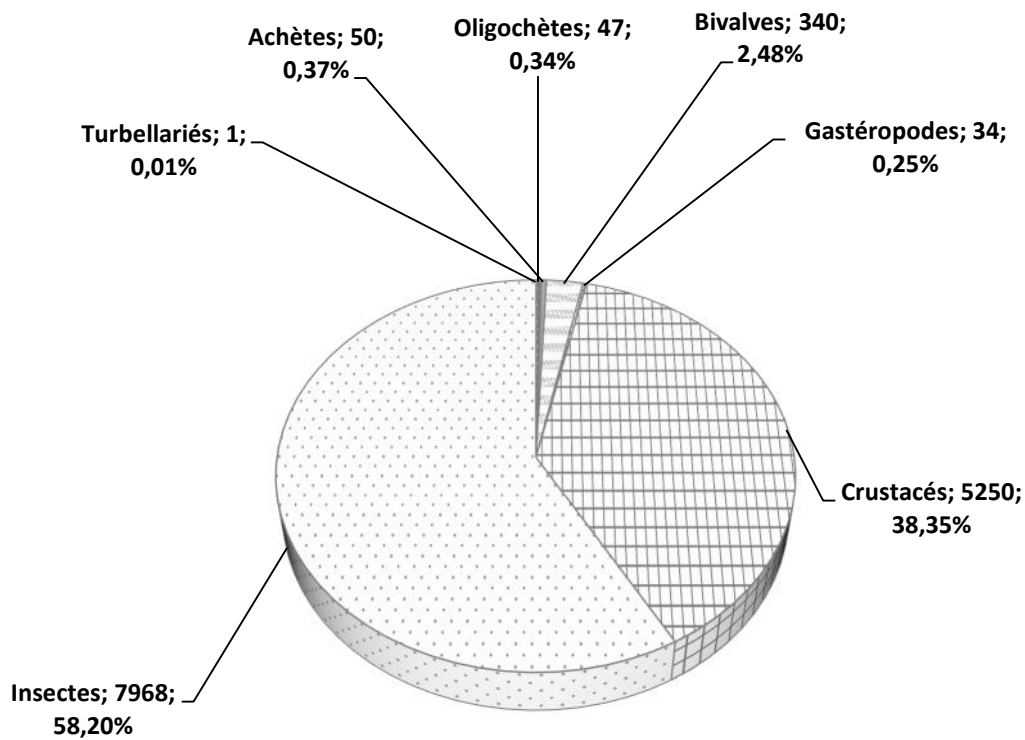


Figure 51: Abondances absolue et relative des classes de macroinvertébrés benthiques collectés pendant toute la période d'étude

L'ordre des Décapodes surplombe avec 5250 individus soit 38,35% d'abondance relative, suivi des Coléoptères avec 3053 individus (22,30%), des Héteroptères avec 1697 individus (12,40 %), des Odonates avec 1147 individus (8,38 %), des Éphéméroptères avec 532 individus (3,89 %). Les ordres de Blattoptères (130 individus), Haplotaxida (47 individus), Mésogastropodes (17 individus), Basommatophores (17 individus), Arhynchobdellida (2 individus) et des Triclades (1 individu) viennent avec moins de 1% d'abondance relative (Figure 52).

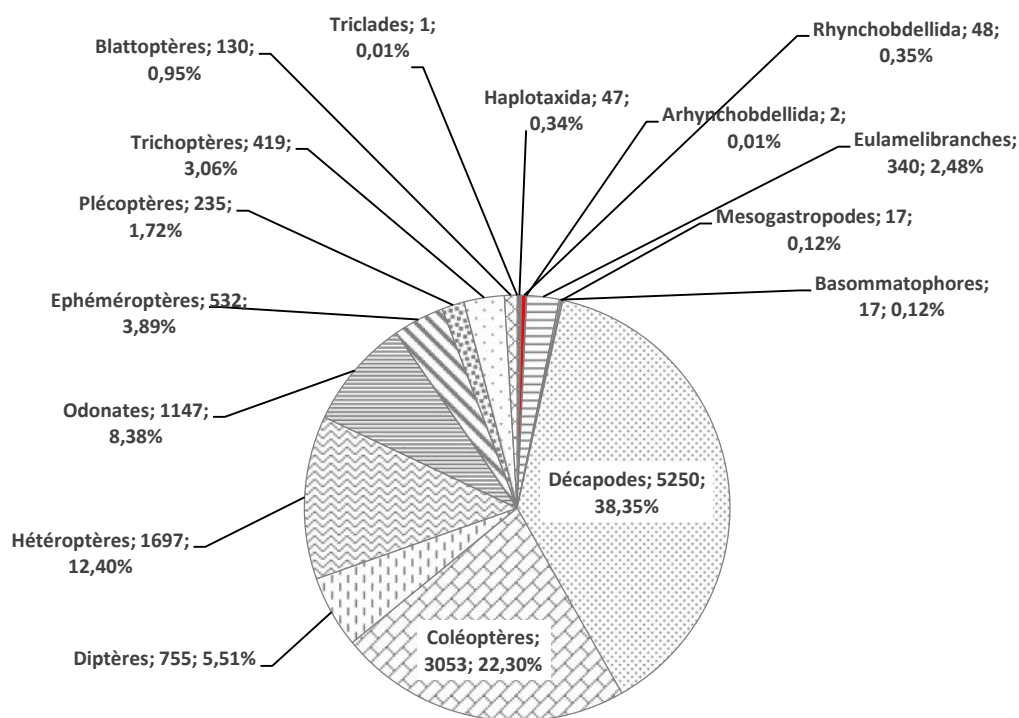


Figure 52: Abondances absolue et relative des ordres de macroinvertébrés benthiques pendant la période d'étude

L'ordre des Diptères domine avec 17 familles, suivi des Coléoptères, des Trichoptères et des Hétéroptères avec respectivement 15, 12 et 11 familles, puis des Odonates et des Éphéméroptères avec 10 familles chacun. Les Haplotaxida et les Décapodes sont constitués de 3 familles, les Eulamellibranches de 2 familles, les Blattoptères, Rynchobdellida, Arhynchobdellida, Triclades, Plécoptères et Basommatophores d'une seule famille. La courbe de Pareto montre la fréquence cumulée des abondances de familles par ordre. En effet, elle montre que les ordres de Diptères, Coléoptères et Trichoptères cumulent plus 50 % d'abondance relative de familles (Figure 53).

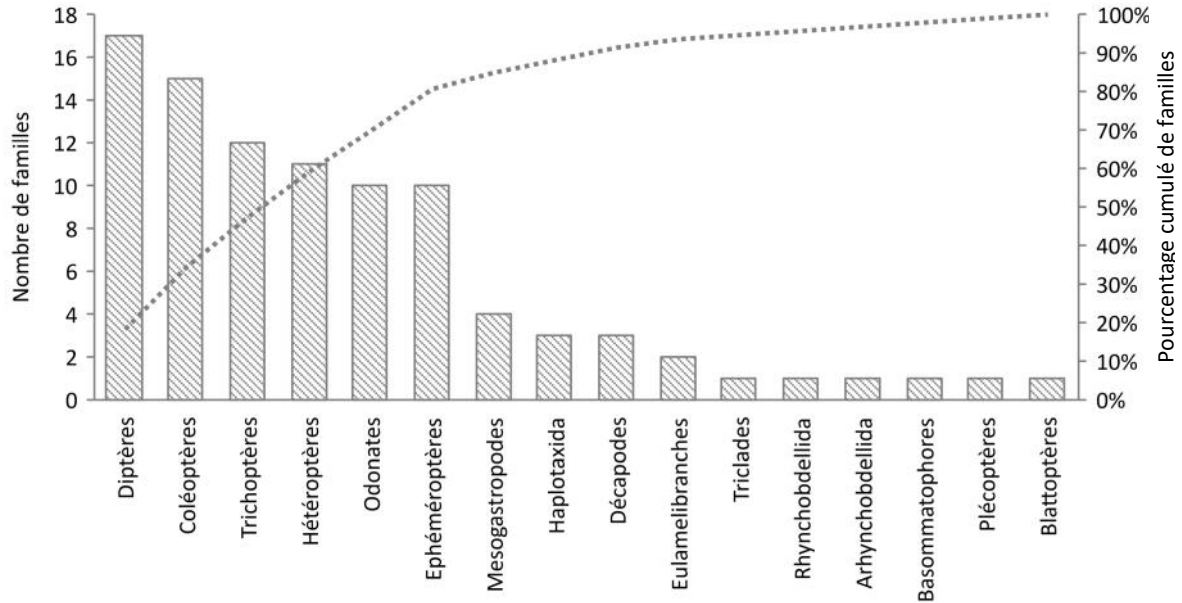


Figure 53: Abondance des familles par ordre de macroinvertébrés benthiques pendant la période d'étude

Pour les abondances par famille, les Atyidae dominant avec 5157 individus, soit 37,67 % d'abondance relative, suivis des Coléoptères, Noteridae et des Veliidae avec respectivement 1196 individus (8,74 %) et 649 individus (4,74 %), puis des Hydrophilidae et des Chironomidae avec respectivement 636 individus (4,65 %) et 586 individus (4,28 %). Les Ephemerellidae, Dryopidae, Hydrochidae, Hydraenidae, Aeshnidae, Unionidae, Platycnemidae et de Siphonuridae sont représentés par 5 à 10 individus (0,45 % d'abondance relative), alors que les familles de Potamanthidae, Calomoceridae, Brachycentridae, Viviparidae, Spercheidae, Curculionidae, Simulidae, Hebridae, Glossosomatidae, Hirudidae, Hydrobiidae, Athericidae, Anthomyidae, Ecnomidae, Planariidae, Enchytraeidae, Valvatidae, Paleomonidae, Dolichopodidae, Ptychopteridae, Syrphidae, Tabanidae, Sciomyzidae, Chaoboridae, Stratiomyidae, Scatophagidae, Ephydriidae, Saldidae, Ameletidae, Ametropodidae, Beraeidae, Leptoceridae, Phryganeidae et Rhyacophilidae sont constitués de moins de 5 individus (0,45 % d'abondance relative). La courbe de Pareto montre les abondances cumulées des familles. En effet, les abondances de Atyidae et des Noteridae représentent plus 45 % d'abondance relative et l'ensemble des Atyidae, Noteridae, Veliidae, Hydrophilidae et Chironomidae cumule plus de 60 % d'abondance relative (Figure 54).

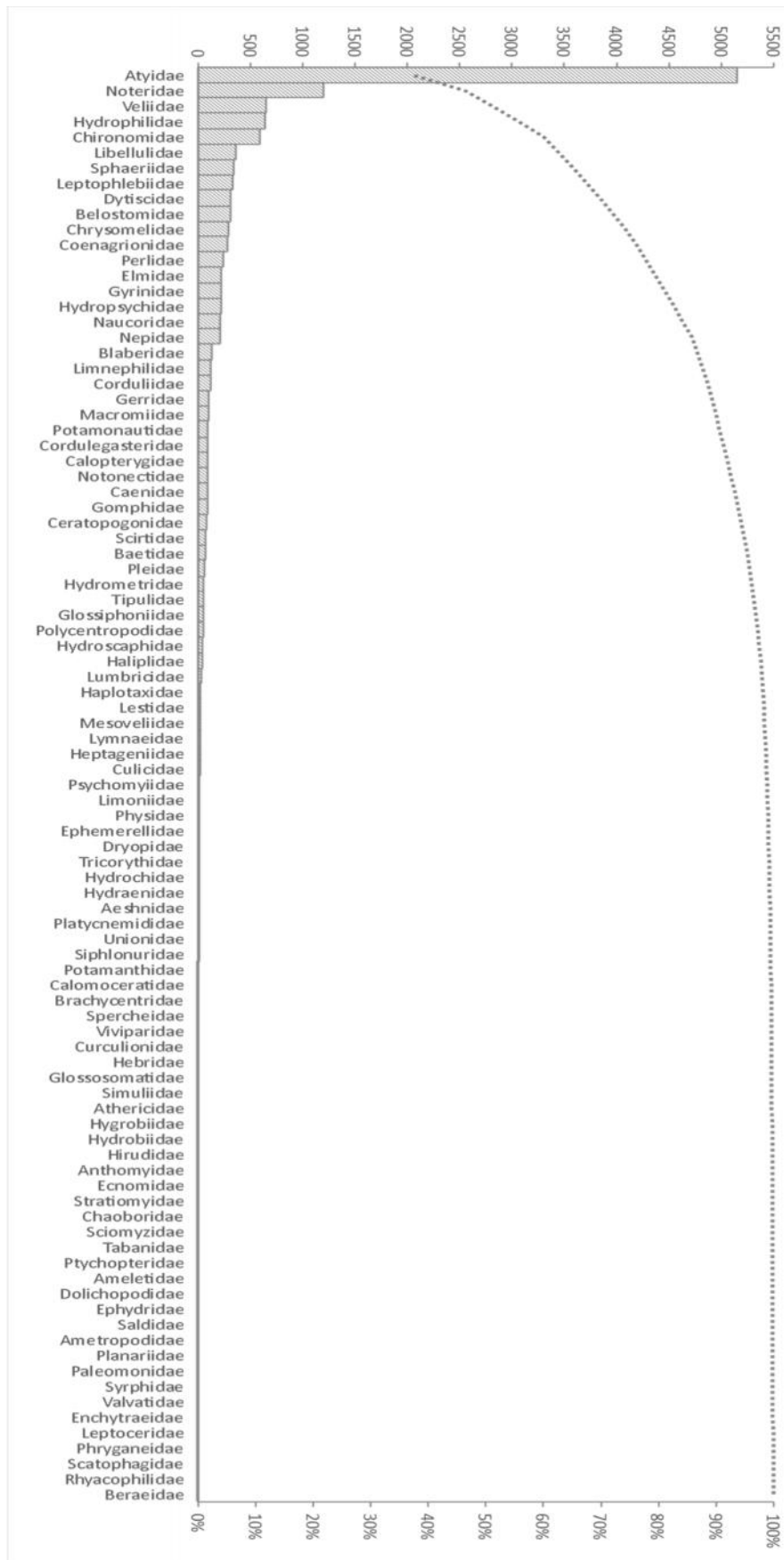


Figure 54: Abondances absolue et relative des familles de macroinvertébrés benthiques pendant la période d'étude

II.1.6.2. Abondance et richesse taxonomique

III.1.6.2.1. Cours d'eau Kongolo

Le tableau V présente les abondances, la richesse taxonomique et les occurrences des macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Kongolo. Au total, 3916 individus ont été dénombrés appartenant à 3 embranchements, 6 classes, 15 ordres, 71 familles et 129 taxons. A la station K1, 1223 individus ont été identifiés appartenant à 109 taxons. A la station K2, 737 individus ont été collectés appartenant à 111 taxons et à la station K3, 1956 individus ont été identifiés appartenant à 117 taxons. Les *Caridina africana* ont été plus dominants dans les stations K1 (45,38 % d'abondance relative) et K2 (55,63 %) alors que les *Noterus* ont dominé à la station K3 (51,43 % d'abondance relative). L'espèce *Caridina caridina* a été omniprésente dans les parties supérieures du cours d'eau (K1 et K2) et rares en aval à la station K3 pendant que *Atya africana* y était régulier. Les *Neoperla* ont été permanents à la station K1 et les *Noterus* sp. et *Chaetarthria* sp. à la station K3. Les taxons de la famille des Gyridae, Hygrobiidae, Limoniidae, Dryopidae, Gomphidae, Aeshnidae, Heptageniidae ainsi que ceux des ordres des Plécoptères, Trichoptères et Epheméroptères sauf les Baetidae ont été absents à la station K3. Toutefois, les espèces *Coenagrion* sp., *Caridina caridina*, *Haementeria costata*, *Hemiclepsis marginata*, *Potamophilus* sp., *Hydrophilus* sp., *Chaetarthria* sp., *Brachythemis leucostica*, *Chironomus* sp. ont été présentes à toutes les stations.

Tableau V: Richesse taxonomique, occurrence et abondance absolue (AA) des macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Kongolo (stations K1, K2 et K3)

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Morphotypes	K1	K2	K3	AA	
Annélides	Oligochètes	Haplotaxida	Lumbricidae	Lumbricidae	*			1	
			Haplotaxidae	Haplotaxidae		*		3	
			Anchytraeidae	Anchytraeidae			*	1	
	Achètes	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	<i>Haementeria costata</i>	*	*	**	16	
				<i>Hemiclepsis marginata</i>	*	*	*	3	
				<i>Glossiphonia</i> sp.			*	5	
				Arhynchodellida	Hirudidae	<i>Hirudo medicinalis</i>		*	
Mollusques	Bivalves	Eulamelibranches	Sphaeriidae	<i>Sphaerium</i> sp.		**	**	26	
			Unionidae	<i>Pseudanodonta complanata</i>			*	5	
	Gastéropodes	Basommatophores	Lymnaeidae	<i>Radix</i> sp.		*	*	3	
				<i>Stagnicola</i> sp.			*	3	
				<i>Limnaea stagnalis</i>		*		1	
		Mésogastropodes	Physidae	<i>Aplexa hypnorum</i>			*	6	
				Viviparidae	<i>Viviparus</i> sp.			*	3
				Valvatidae	<i>Valvata</i> sp.	*			1
	Arthropodes	Insectes	Coléoptères	Atyidae	<i>Atya africana</i>	***	***		96
					<i>Caridina caridina</i>	*****	****	*	967
Potamonautidae				<i>Potamonautes</i> sp.	**	**		14	
Noteridae				<i>Noterus</i> sp.		*	****	1007	
				<i>Peltodytes</i> sp.			*	5	
				<i>Halipilus</i> sp.	*	*	*	19	
				<i>Orectochilus villosus</i>	**			15	
				Gyridae	<i>Aulonogyrus</i> sp.	*			16
				Dytiscidae	<i>Laccophilus</i> sp.	*		***	43

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Morphotypes	K1	K2	K3	AA
				<i>Eretes sticticus</i>		*		1
				<i>Dytiscus</i> sp.		*	*	3
				<i>Copelatus</i> sp.	*		*	4
				<i>Hydrovatus</i> sp.		*	***	50
				<i>Hyphydrus</i> sp.			*	5
			Hydroscaphidae	<i>Hydroscapha</i> sp.	*	*	*	8
			Dryopidae	<i>Helicus</i> sp.	*			1
				<i>Hydrochus</i> sp.			*	6
			Hydrochidae	<i>Potamophilus</i> sp.	*	*	*	5
			Elmidae	<i>Riolus</i> sp.	**		*	22
				<i>Amphiops</i> sp.	*		*	12
				<i>Coelostoma</i> sp.			*	1
				<i>Hydrophilus</i> sp.	*	*	**	12
				<i>Chaetarthria</i> sp.	**	*	****	195
				<i>Helochares</i> sp.		*	*	11
				<i>Laccobius</i> sp.	*	*	*	7
				<i>Hydrochara</i> sp.			*	1
			Hydrophilidae	<i>Crenitis</i> sp.	*			1
			Hygrobiidae	<i>Hygrobia tarda</i>	*			1
				<i>Elodes</i> sp.	*		*	8
				<i>Cyphon</i> sp.			*	3
				<i>Hydrocyphon</i> sp.			*	5
			Scirtidae	<i>Microcara</i> sp.	*			6
			Chrysomelidae	<i>Macrolea appendiculata</i>	*	*	*	118
			Curculionidae	Curculionidae			*	2
			Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.	**	*	***	181
			Syrphidae	Syrphidae			*	1
			Tabanidae	Tabanidae			*	1
			Sciomyzidae	Sciomyzidae		*		1
				<i>Hexatoma</i> sp.	*			1
			Limoniidae	<i>Scleroprocta</i> sp.		*		1
			Athericidae	<i>Atherix</i> sp.	*			1
				Dasyheleinae		*		1
				Ceratopogoninae	*	**	*	17
			Ceratopogonidae	Forcipomylinae			*	2
			Stratiomyidae	Stratiomyidae			*	1
		Diptères	Culicidae	Culicinae			**	9
				<i>Naucoris</i> sp.		*	**	11
			Naucoridae	<i>Ilyocoris cimicoides</i>	*	*	***	32
				<i>Ranatra linearis</i>	*	**	*	22
			Nepidae	<i>Nepa</i> sp.		*		1
				<i>Anisops</i> sp.			*	5
				<i>Notonecta</i> sp.			**	35
			Notonectidae	<i>Nychia</i> sp.			*	13
				<i>Velia</i> sp.	***	**	*	70
			Veliidae	<i>Microvelia</i> sp.	*		*	8
			Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i> sp.			*	1
				<i>Halobates micans</i>	**	*		6
			Gerridae	<i>Gerris</i> sp.	*			2
			Pleidae	<i>Plea leachi</i>	*		*	25
			Hydrometridae	<i>Hydrometra</i> sp.	*			7
				<i>Hydrocyrius</i> sp.			*	1
				<i>Sphaerodema</i> sp.	**	*	***	56
			Belostomidae	<i>Poissonia</i> sp.	*		**	78
				<i>Libellula</i> sp.	*	**	*	20
				<i>Orthetrum</i> sp.		***		13
				<i>Brachythemis leucostica</i>	**	**	*	20
				<i>Leucorrhinia</i> sp.	*	*		7
				<i>Diplacodes lefebvril</i>		*		5
			Libellulidae	<i>Sympetrum</i> sp.	*	*		4
				<i>Gomphus</i> sp.	*			2
				<i>Ophiogomphus</i> sp.	*	*		7
			Gomphidae	<i>Phyllogomphus</i> sp.	*			2
			Aeshnidae	<i>Boyeria irene</i>	*			1
			Macromiidae	<i>Macromia splendens</i>	**	*		21
			Lestidae	<i>Sympecma</i> sp.	**	*		7
			Calopterygidae	<i>Calopteryx</i> sp.	***	*		19
				<i>Somatochlora</i> sp.	**	**		15
				<i>Cordulia aenea</i>			*	1
		Odonates	Corduliidae	<i>Oxygastra curtisii</i>		*	*	5

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Morphotypes	K1	K2	K3	AA
			Cordulegasteridae	<i>Cordulegaster</i> sp.	**	*	*	19
			Platycnemididae	<i>Platycnemis</i> sp.	*			2
				<i>Coenagrion</i> sp.	**	****	**	70
				<i>Erythromma</i> sp.		*	*	23
				<i>Enallagma cyathigerum</i>			*	1
			Coenagrionidae	<i>Nehalennia speciosa</i>	*	*	*	13
			Siphonuridae	<i>Siphonurus</i> sp.		*		2
			Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	**	**		22
				<i>Leptophlebia</i> sp.	**	*		17
				<i>Habroleptoides</i> sp.	*			1
				<i>Adenophlebiodes</i> sp.	**	*		7
			Leptophlebiidae	<i>Thraulius bellus</i>	**	*		29
			Ephemerellidae	<i>Ephemerella</i> sp.	*	*		3
			Ameletidae	<i>Metreletus balcanicus</i>		*		1
				<i>Heptagenia</i> sp.	*			1
				<i>Notonurus</i> sp.	*			1
			Heptageniidae	<i>Electrogena</i> sp.	*			2
				<i>Cloeon</i> sp.		*	*	4
				<i>Baetis</i> sp.	*	*	*	6
			Baetidae	<i>Centroptilum luteolum</i>	*	*	*	8
			Tricorythidae	<i>Diceromyzon femorale</i>	*			3
		Ephéméroptères	Ametropodidae	<i>Ametropodidae</i>		*		1
		Plécoptères	Perlidae	<i>Neoperla</i> sp.	****	*		87
				<i>Hydropsyche</i> sp.	*	***		15
				<i>Diplectrona felix</i>	*	*		9
			Hydropsychidae	<i>Cheumatopsyche lepida</i>	*	*		3
			Limnephilidae	<i>Apatania</i> sp.	***			52
				<i>Neureclipsis</i> sp.	*			1
				<i>Holocentropus</i> sp.	*			6
			Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i> sp.	*			4
			Brachycentridae	<i>Brachycentrus</i> sp.	*			2
			Leptoceridae	<i>Triaenodes</i> sp.	*			1
		Trichoptères	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.		*		1
		Blattoptères	Blattoptères	Blattoptères	*	**	*	11
3	6	15	71	129	109	111	117	129
Totaux des abondances absolues					1223	737	1956	3916

* = taxon rare ; ** = taxon accessoire ; *** = taxon régulier ; **** = taxon permanent ; ***** = taxon omniprésent

III.1.6.2.2. Cours d'eau Nloumou

Le tableau VI présente les abondances, la richesse taxonomique et les occurrences de macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Nloumou. Au total, 3793 individus ont été dénombrés appartenant à 3 embranchements, 4 classes, 10 ordres, 55 familles et 99 taxons. A la station AN1, 2006 individus ont été identifiés appartenant à 93 taxons. A la station AN2, 1278 individus ont été collectés appartenant à 96 taxons et à la station N, 509 individus ont été identifiés appartenant à 87 taxons. L'espèce *Caridina caridina* a été plus abondante dans les parties supérieures notamment aux stations AN1 (49,45 %) et AN2 (40,45 %) alors que l'espèce *Velia* sp. a dominé en aval à la station N (36,15 % d'abondance relative). Les Atyidae *Caridina caridina* et *Atya africana* ont été réguliers à toutes les stations. Les espèces *Neopela* sp., *Leptophlebia* sp., *Velia* sp., *Potamonautes* sp., *Calopteryx* sp. ont été permanents à la station AN1. A la station AN2, les espèces *Coenagrion* sp. et *Caridina caridina* ont été permanents tandis que *Atya africana*, *Chaetarthria* sp., *Macroplea appendiculata*, *Velia* sp., *Ranatra linearis*, *Brachythemis leucostica*, *Caenis* sp., *Apatania* sp. se sont montrées régulières. La station N a été peuplée régulièrement par *Atya africana*, *Caridina*, *Ceratopogoninae*, *Ranatra*

linearis et *Velia* sp. Par contre, les espèces *Microvelia* sp., *Ranatra linearis*, *Neoperla* sp., *Caenis* sp., *Diplectrona felix*, *Brachythemis leucostica*, *Apatania* sp., *Cordulegaster* sp., *Libellula* sp. ou *Velia* sp. ont été présentes à toutes les stations bien que leur occurrence soit très variable.

Tableau VI: Richesse taxonomique, occurrence et abondance absolue (AA) des macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Nloumou (stations AN1, AN2 et N)

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Morphotypes	AN1	AN2	N	AA		
Annélides	Oligochètes	Haplotaxida	Haplotaxidae	Haplotaxidae	*	*		4		
Mollusques	Gastéropodes	Mésogastropodes	Physidae	<i>Physa</i> sp.		*		1		
Arthropodes	Crustacés	Décapodes	Atyidae	<i>Arya africana</i>	**	***	***	216		
				<i>Caridina caridina</i>	*****	*****	***	1606		
		Potamonautidae	<i>Potamonautes</i> sp.	****		*	67			
	Insectes	Coléoptères	Noteridae	<i>Noterus</i> sp.		*	*	5		
			Halipilidae	<i>Haliplus</i> sp.		*	*	5		
				<i>Orectochilus villosus</i>	**	*	*	31		
			Gyrinidae	<i>Aulonogyrus</i> sp.	**		*	32		
				<i>Laccophilus</i> sp.		*		1		
			Dytiscidae	<i>Hyphydrus</i> sp.		*		1		
			Hydrosaphidae	<i>Hydrosapha</i> sp.	*			11		
			Hydraenidae	<i>Hydraena</i> sp.	*	*		5		
			Spercheidae	<i>Spercheus</i> sp.		*		1		
			Dryopidae	<i>Helicus</i> sp.	*			2		
				<i>Potamophilus</i> sp.	*	*	*	3		
				<i>Riolus</i> sp.	**	**	*	181		
				Elmidae	<i>Elmis</i> sp.		*		1	
					<i>Amphiops</i> sp.	*	*		5	
					<i>Hydrophilus</i> sp.	*	*		5	
					<i>Hydrobius</i> sp.		*		1	
					<i>Chaetarthria</i> sp.	**	***	*	35	
					<i>Helochares</i> sp.	*	*	*	5	
					<i>Laccobius</i> sp.	*	*	*	7	
					<i>Cymbiodyta marginella</i>		*		4	
					<i>Hydrochara</i> sp.		*		1	
				Hydrophilidae	<i>Enochrus</i> sp.		*		2	
					<i>Elodes</i> sp.	*			4	
				Scirtidae	<i>Microcara</i> sp.	*			1	
				Chrysomelidae	<i>Macrolea appendiculata</i>	**	***	**	124	
				Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.	***	*	**	28	
				Dolichopodidae	Dolichopodidae		*		1	
				Tipulidae	Tipulidae	**	*	*	32	
					<i>Hexatoma</i> sp.	**			5	
				Limoniidae	<i>Dicranota</i> sp.	*			4	
					Dasyheleinae	*		*	4	
				Ceratopogonidae	Ceratopogoninae	*	*	***	18	
				Culicidae	Culicinae	*			1	
				Diptères	Anthomyiidae	Anthomyiidae		*	*	2
					<i>Naucoris</i> sp.		*		2	
				Naucoridae	<i>Ilyocoris cimicoides</i>	*	*	*	9	
		Nepidae	<i>Ranatra linearis</i>	**	***	***	44			
			<i>Nepa</i> sp.		*		1			
			<i>Velia</i> sp.	****	****	****	388			
		Veliidae	<i>Microvelia</i> sp.	**	**	*	18			
		Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i> sp.		*	*	3			
			<i>Halobates micans</i>	*	**	*	13			
		Gerridae	<i>Gerris</i> sp.	**	*		6			
		Pleidae	<i>Plea leachi</i>	*			11			
	Hétéroptères	Hydrometridae	<i>Hydrometra</i> sp.		*		3			
			<i>Sphaerodema</i> sp.	**	*	*	13			
			<i>Poissonia</i> sp.	*			8			
	Odonates	Libellulidae	<i>Libellula</i> sp.	*	**	*	26			
			<i>Orthetrum</i> sp.	**	*	*	9			
			<i>Brachythemis leucostica</i>	*	***	*	24			
			<i>Leucorrhinia</i> sp.	*	*		12			
			<i>Sympetrum</i> sp.		*		2			

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Morphotypes	AN1	AN2	N	AA
				<i>Gomphus</i> sp.	*		*	6
			Gomphidae	<i>Ophiogomphus</i> sp.	*			2
				<i>Phyllogomphus</i> sp.		*	*	3
			Aeshnidae	<i>Boyeria irene</i>		*	*	2
				<i>Macromia splendens</i>	***		*	35
			Macromiidae	<i>Sympetma</i> sp.	*	*		3
			Calopterygidae	<i>Calopteryx</i> sp.	****	*	*	46
				<i>Somatochlora</i> sp.	*	**	*	15
				<i>Cordulia aenea</i>		*	*	4
			Corduliidae	<i>Oxygastra curtisii</i>		*		1
			Cordulegasteridae	<i>Cordulegaster</i> sp.	**	**	*	46
				<i>Coenagrion</i> sp.	*	****	**	53
				<i>Erythromma</i> sp.		*		9
				<i>Nehalennia speciosa</i>		*		5
			Coenagrionidae	<i>Ischnura</i> sp.			*	1
			Siphonuridae	<i>Siphonurus</i> sp.	*		*	3
			Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	*	***	*	31
				<i>Choroterpes picteti</i>	*			1
				<i>Leptophlebia</i> sp.	****	**	*	128
				<i>Adenophlebiodes</i> sp.	***	*	*	17
			Leptophlebiidae	<i>Thraulius bellus</i>		*	*	9
			Ephemerellidae	<i>Ephemerella</i> sp.			*	1
			Potamanthidae	<i>Potamanthus luteus</i>			*	3
				<i>Heptagenia</i> sp.	*		*	2
			Heptageniidae	<i>Electrogena</i> sp.	*	*		5
				<i>Baetis</i> sp.		*	*	4
			Baetidae	<i>Centropitulum luteolum</i>	*	*	*	10
		Ephéméroptères	Tricorythidae	<i>Diceromyzon femorale</i>		*	*	3
		Plécoptères	Perlidae	<i>Neoperla</i> sp.	****	**	**	144
				<i>Hydropsyche</i> sp.	**	*	*	22
				<i>Diplectrona felix</i>	**	**	*	39
			Hydropsychidae	<i>Cheumatopsyche lepida</i>	*			5
			Beraeidae	<i>Beraeodes minutus</i>		*		1
			Limnephilidae	<i>Apatania</i> sp.	**	***	**	51
				<i>Neureclipsis</i> sp.	*	*		2
				<i>Holocentropus</i> sp.	*	**	*	9
				<i>Polycentropus</i> sp.		*		5
			Polycentropodidae	<i>Cyrnus</i> sp.		*		1
			Calomoceratidae	<i>Anisocentropus</i> sp.	*	*		4
			Brachycentridae	<i>Brachycentrus</i> sp.		*		2
		Trichoptères	Ecnomidae	<i>Ecnomius</i> sp.	*			1
		Blattoptères	Blattoptères	Blattoptères		*	*	5
3	4	11	55	98	93	96	87	99
Totaux des abondances absolues					2006	1278	509	3793

* = taxon rare ; ** = taxon accessoire ; *** = taxon régulier ; **** = taxon permanent ; ***** = taxon omniprésent

III.1.6.2.3. Cours d'eau Ossoe-Nkoro

Le tableau VII présente les abondances, la richesse taxonomique et les occurrences des macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Ossoe-Nkoro. Au total, 1000 individus ont été identifiés appartenant à 3 embranchements, 5 classes, 12 ordres, 34 familles et 68 taxons. Les espèces *Chironomus* sp. et *Sphaerium* sp. ont dominé à cette station avec respectivement 33,10 % et 20,40 % d'abondance relative. Les espèces *Sphaerium* sp. et *Noterus* sp. ont été omniprésents alors que *Orthetrum* sp. et *Ilyocorus cimicoides* ont été permanentes. Les espèces *Coenagrion* sp., *Chironomus* sp., *Sphaerodema* sp. et *Chaetarthria* sp. ont été régulières. Les espèces *Nepa* sp., *Laccophilus* sp. et *Oxygastra* sp. ont été des taxons accessoires et tous les autres taxons rares.

Tableau VII: Richesse faunistique, occurrence et abondance absolue de macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Ossoe-Nkoro (station ON)

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Morphotypes	ON	AA		
Annélides	Oligochètes	Haplotaxida	Haplotaxidae	Haplotaxidae	*	1		
				<i>Haementeria costata</i>	**	9		
	Achètes	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	<i>Hemiclepsis marginata</i>	*	4		
				<i>Glossiphonia</i> sp.	*	2		
				<i>Batrachobdella paludosa</i>	*	1		
Mollusques	Eulamelibranches	Bivalves	Sphaeriidae	<i>Sphaerium</i> sp.	*****	204		
	Basommatophores	Gastéropodes	Lymnaeidae	<i>Stagnicola</i> sp.	*	7		
Insectes				<i>Limnaea stagnalis</i>	*	1		
				Noteridae	<i>Noterus</i> sp.	*****	39	
				Haliplidae	<i>Pelodytes</i> sp.	*	5	
					<i>Haliplus</i> sp.	*	1	
				Dytiscidae	<i>Laccophilus</i> sp.	**	9	
					<i>Eretes sticticus</i>	*	1	
					<i>Hydrovatus</i> sp.	*	2	
					<i>Hyphydrus</i> sp.	*	3	
					<i>Meladema coriaceum</i>	*	1	
					<i>Metaporus meridionalis</i>	*	1	
				Dryopidae	<i>Helicus</i> sp.	*	1	
				Elmidae	<i>Elmis</i> sp.	*	1	
					Hydrophilidae	<i>Amphiops</i> sp.	*	6
						<i>Coelostoma</i> sp.	*	3
						<i>Hydrophllus</i> sp.	*	4
						<i>Chaetarthria</i> sp.	***	42
						<i>Helochaeres</i> sp.	*	7
					<i>Cymbiodyta marginella</i>	*	1	
					Scirtidae	<i>Elodes</i> sp.	*	7
						<i>Cyphon</i> sp.	*	5
					Chrysomelidae	<i>Hydrocyphon</i> sp.	*	1
				<i>Macrolea appendiculata</i>		*	1	
				Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.	***	331	
					Dasyheleinae	*	2	
					Ceratopogonidae	Ceratopogoninae	**	13
						<i>Chaoborus</i> sp.	*	1
					Simuliidae	Simuliidae	*	2
				Diptères	Culicidae	Culicinae	*	4
					Naucoridae	<i>Naucoris</i> sp.	*	14
						<i>Ilyocoris cimicoides</i>	****	40
					Nepidae	<i>Ranatra linearis</i>	*	3
					Nepidae	<i>Nepa</i> sp.	**	7
					Notonectidae	<i>Notonecta</i> sp.	*	2
						<i>Velia</i> sp.	*	2
					Veliidae	<i>Microvelia</i> sp.	*	2
						<i>Halobates micans</i>	*	2
					Gerridae	<i>Gerris</i> sp.	*	7
					Hydrometridae	<i>Hydrometra</i> sp.	*	2
						<i>Hydrocyrius</i> sp.	*	1
					Hétéroptères	<i>Sphaerodema</i> sp.	***	37
						<i>Poissonia</i> sp.	*	33
				<i>Libellula</i> sp.		*	4	
				Libellulidae	<i>Orthetrum</i> sp.	****	48	
					<i>Brachythemis leucostica</i>	*	5	
					<i>Leucorrhinia</i> sp.	*	1	
					<i>Diplacodes lefebvril</i>	*	1	
					<i>Sympetrum</i> sp.	*	1	
					Corduliidae	<i>Somatochlora</i> sp.	*	3
						<i>Cordulia aenea</i>	*	2
					Cordulegasteridae	<i>Oxygastra curtisii</i>	**	16
<i>Cordulegaster</i> sp.	*	2						
Coenagrionidae	<i>Coenagrion</i> sp.	***	14					
	<i>Erythromma</i> sp.	*	2					
	<i>Nehalennia speciosa</i>	*	3					
Leptophlebiidae	<i>Leptophlebia</i> sp.	*	1					
	<i>Adenophlebiodes</i> sp.	*	1					
Arthropodes	Ephéméroptères	Baetidae	<i>Centroptilum luteolum</i>	*	6			

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Morphotypes	ON	AA
				<i>Procloeon bifidum</i>	*	8
		Trichoptères	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> sp.	*	5
		Blattoptères	Blattoptères	Blattoptères	*	1
3	5	12	34	68	68	68
Totaux des abondances absolues					1000	1000

* = taxon rare ; ** = taxon accessoire ; *** = taxon régulier ; **** = taxon permanent ; ***** = taxon omniprésent

III.1.6.2.4. Cours d'eau Zoetoupsi

Le tableau VIII présente les abondances, la richesse taxonomique et les occurrences des macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Zoetoupsi. Au total, 932 individus ont été dénombrés appartenant à 4 embranchements, 6 classes, 11 ordres, 43 familles et 84 taxons. A la station Z, 441 individus ont été répertoriés appartenant à 82 taxons et à la station OB, 491 individus ont été collectés appartenant à 84 taxons. L'espèce *Noterus* sp. a dominé à la station Z (24,71 %) alors que l'espèce *Hydropsyche* sp. domine à la station OB (11,20 %), suivie de *Caridina caridina* (10,39 % d'abondance relative). A la station Z, les espèces *Noterus* sp. et *Chaetarthria* sp. ont été permanentes. Les taxons accessoires ont été les *Caridina caridina*, *Ranatra linearis*, *Coenagrion* sp., *Hydrometra* sp., *Ilyocoris cimicoides*, *Dytiscus* sp., *Hydrovatus* sp. et les Blattoptères. Les taxons des ordres des Ephemeroptères, Trichoptères et Odonates excepté l'espèce *Coenagrion* sp., ont été rares. Au niveau de la station OB, seule l'espèce *Velia* sp. a été permanente. Les taxons *Sphaerium* sp., *Ranatra linearis*, *Hydropsyche* sp. et Blattoptères ont été réguliers. Les taxons accessoires ont été *Haementeria costata*, *Atya africana*, *Caridina caridina*, *Noterus* sp., *Chaetarthria* sp., *Ilyocoris cimicoides*, *Plea leachi*, *Sphaerodema* sp. et *Libellula* sp. Les taxons du groupe des Triclades, Plécoptères et Ephemeroptères sont rares. Par contre, les espèces *Dytiscus* sp., *Hydrovatus* sp., *Chaetarthria* sp., *Caridina caridina*, *Noterus* sp., *Sphaerium* sp., *Ranatra linearis*, *Ilyocoris cimicoides* ou *Chironomus* sp. ont été présentes à toutes les stations.

Tableau VIII: Richesse taxonomique, occurrence et abondance absolue (AA) de macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Zoetoupsi (stations Z et OB)

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Morphotypes	Z	OB	AA	
Plathelminthes	Turbellariés	Triclades	Planariidae	<i>Planaria torva</i>		*	1	
Annélides	Achètes	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	<i>Haementeria costata</i>		**	4	
Mollusques	Bivalves	Eulamelibranches	Sphaeriidae	<i>Sphaerium</i> sp.	*	***	37	
	Gastéropodes	Mésogastropodes	Physidae	<i>Physa</i> sp.		*	1	
Arthropodes	Crustacés	Décapodes	Atyidae	<i>Atya africana</i>	*	**	19	
				<i>Caridina caridina</i>	**	**	66	
			Potamonautidae	<i>Potamonautes</i> sp.		*	1	
			Noteridae	<i>Noterus</i> sp.	****	**	119	
	Insectes	Coléoptères	Coléoptères	Haliplidae	<i>Brychius elevatus</i>		*	1
				Gyrinidae	<i>Aulonogyrus</i> sp.		*	3
				Dytiscidae	<i>Laccophilus</i> sp.	*	*	14
					<i>Eretes sticticus</i>	*		30
					<i>Dytiscus</i> sp.	**	*	9
					<i>Copelatus</i> sp.	*	*	3
					<i>Hydrovatus</i> sp.	**	*	11
					<i>Hyphydrus</i> sp.	*		3

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Morphotypes	Z	OB	AA
				<i>Porhydrus</i> sp.	*		1
				<i>Cybister</i> sp.	*		4
				<i>Hydroporus</i> sp.	*		1
				<i>Hydroglyphus</i> sp.	*		1
				<i>Oreodytes</i> sp.	*		5
			Hydroscaphidae	<i>Hydroscapha</i> sp.	*		4
			Hydraenidae	<i>Hydraena</i> sp.		*	1
			Spercheidae	<i>Spercheus</i> sp.		*	2
			Elmidae	<i>Elmis</i> sp.	*		1
				<i>Amphiops</i> sp.	*	*	8
				<i>Coelostoma</i> sp.		*	4
				<i>Hydrophilus</i> sp.	*	*	14
				<i>Chaetarthria</i> sp.	***	**	35
				<i>Helochares</i> sp.	*	*	27
				<i>Laccobius</i> sp.	*	*	4
			Hydrophilidae	<i>Cymbiodyta marginella</i>	*	*	2
				<i>Elodes</i> sp.	*		3
				<i>Cyphon</i> sp.	*		2
				<i>Hydrocyphon</i> sp.	*	*	18
			Scirtidae	<i>Microcara</i> sp.	*		4
			Chrysomelidae	<i>Macroplea appendiculata</i>	*	*	5
			Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.	**	*	16
				Dasyheleinae	*	*	6
			Ceratopogonidae	Ceratopogoninae	*	*	4
			Ephydriidae	Ephydriidae	*		1
				<i>Naucoris</i> sp.	**		10
			Naucoridae	<i>Ilyocoris cimicoides</i>	**	**	51
				<i>Ranatra linearis</i>	**	***	29
			Nepidae	<i>Nepa</i> sp.	*	*	5
			Notonectidae	<i>Notonecta</i> sp.	**	*	7
				<i>Velia</i> sp.	*	****	25
			Veliidae	<i>Microvelia</i> sp.	*	**	24
			Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i> sp.	*	*	7
				<i>Halobates micans</i>	*	*	3
			Gerridae	<i>Gerris</i> sp.	*	*	3
			Pleidae	<i>Plea leachi</i>	*	**	12
			Hydrometridae	<i>Hydrometra</i> sp.	**		11
				<i>Sphaerodema</i> sp.	*	**	23
			Belostomidae	<i>Poissonia</i> sp.	*	*	4
				<i>Libellula</i> sp.	*	**	14
				<i>Orthetrum</i> sp.	*	**	8
				<i>Brachythemis leucostica</i>		**	15
				<i>Leucorrhinia</i> sp.	*	*	4
			Libellulidae	<i>Sympetrum</i> sp.		*	7
				<i>Gomphus</i> sp.		*	5
				<i>Ophiogomphus</i> sp.		*	10
			Gomphidae	<i>Phyllogomphus</i> sp.		**	9
				<i>Somatochlora</i> sp.		**	5
			Corduliidae	<i>Oxygastra curtisii</i>	*	*	2
			Cordulegasteridae	<i>Cordulegaster</i> sp.		*	3
			Platycnemididae	<i>Platycnemis</i> sp.		*	3
				<i>Coenagrion</i> sp.	**	**	21
				<i>Erythromma</i> sp.		*	1
			Coenagrionidae	<i>Nehalennia speciosa</i>	*		1
			Caenidae	<i>Caenis</i> sp.		*	1
				<i>Leptophlebia</i> sp.		*	2
				<i>Adenophlebiodes</i> sp.		*	1
			Leptophlebiidae	<i>Thraulius bellus</i>	*		10
				<i>Baetis</i> sp.		*	1
				<i>Baetopus tenellus</i>	*		2
				<i>Centroptilum luteolum</i>	*		8
			Ephéméroptères	<i>Procloeon bifidum</i>	*		4
			Plécoptères	<i>Neoperla</i> sp.		*	1
				<i>Hydropsyche</i> sp.		***	55
				<i>Diplectrona felix</i>	*	*	9
				<i>Holocentropus</i> sp.		*	2
			Trichoptères	<i>Ecnomius</i> sp.	*		1
			Blattoptères	Blattoptères	**	***	18
4	6	11	43	84	82	84	84
Totaux des abondances absolues					441	491	932

* = taxon rare ; ** = taxon accessoire ; *** = taxon régulier ; **** = taxon permanent ; ***** = taxon omniprésent

III.1.6.2.5. Cours d'eau Akoumbegue

Le tableau IX présente les abondances, la richesse taxonomique et les occurrences des macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Akoumbegue. Au total, 1791 individus ont été collectés et répartis dans 3 embranchements, 6 classes, 13 ordres, 52 familles et 98 taxons. A la station A, 1294 individus ont été identifiés appartenant à 89 taxons et à la station C, 497 individus appartenant à 91 taxons. Les espèces *Caridina caridina* et *Atya africana* ont dominé à la station A, respectivement avec 51,70 % et 7,57 % d'abondance relative. A la station C, l'espèce *Caridina caridina* a dominé la communauté (28,77 %) suivie du taxon Blattoptère (10,86 % d'abondance relative). Les taxons *Ranatra linearis* et les Blattoptères ont été permanents ainsi que *Gerris* sp. et *Sphaerium* sp. Par ailleurs, les taxons accessoires ont été *Hydrometra* sp., *Notonecta* sp., *Chaetarthria* sp. et *Physa* sp. Les taxons des ordres des Mésogastropodes, Plécoptères, Odonates, Diptères et Coléoptères excepté l'espèce *Chaetarthria* sp., ont été rares. En outre, les Ephéméroptères, les Trichoptères et les Elmidae ont été absents excepté *Potamophilus* sp. A la station C, les espèces *Caridina caridina*, *Atya africana* et *Velia* sp. ont été permanentes. Les taxons réguliers ont été *Apatania* sp., *Calopteryx* sp. et *Coenagrion* sp. et les taxons accessoires *Hydropsyche* sp., *Diplectrona felix*, *Potamonautes* sp., *Macroplea appendiculata*, *Orthetrum* sp., *Chaetarthria* sp. et *Hydrometra* sp. Les taxons des ordres des Diptères, Ephéméroptères et Blattoptères ont été rares.

Tableau IX: Richesse taxonomique, occurrence et abondance absolue (AA) des macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Akoumbegue (stations A et C)

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Morphotypes	A	C	AA
Annélides	Oligochètes	Haplotaxida	Lumbricidae	Lumbricidae		*	4
			Haplotaxidae	Haplotaxidae		*	2
	Achètes	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	<i>Haementeria costata</i>		*	4
Mollusques	Bivalves	Eulamelibranches	Sphaeriidae	<i>Sphaerium</i> sp.	***		22
	Gastéropodes	Mésogastropodes	Hydrobiidae	<i>Lithoglyphus naticoides</i>	*		1
			Physidae	<i>Physa</i> sp.	*		3
Arthropodes	Crustacés	Décapodes	Atyidae	<i>Atya africana</i>	**	****	132
				<i>Caridina caridina</i>		****	812
			Potamonautidae	<i>Potamonautes</i> sp.		**	8
			Noteridae	<i>Noterus</i> sp.		*	21
				<i>Orectochilus villosus</i>		*	2
	Insectes	Coléoptères	Gyrinidae	<i>Aulonogyrus</i> sp.	*		12
				<i>Laccophilus</i> sp.			18
				<i>Eretes sticticus</i>	*		1
				<i>Dytiscus</i> sp.	*		8
				<i>Ilybius</i> sp.	*		5
				<i>Hydrovatus</i> sp.	*		5
				<i>Hyphydrus</i> sp.	*		12
				<i>Cybister</i> sp.	*		2
				<i>Meladema coriaceum</i>	*		2
				<i>Colymbetes</i> sp.	*		2
			Dytiscidae	<i>Rhantus</i> sp.	*		1
			Hydroscaphidae	<i>Hydroscapha</i> sp.		*	2
			Dryopidae	<i>Dryops</i> sp.	*		2
			Elmidae	<i>Potamophilus</i> sp.	*		1

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Morphotypes	A	C	AA
				<i>Riolus</i> sp.		*	1
				<i>Esolus</i> sp.		*	1
				<i>Limnius</i> sp.		*	1
				<i>Stenelmis</i> sp.		*	1
				<i>Coelostoma</i> sp.		*	1
				<i>Hydrophillus</i> sp.	*		1
				<i>Chaetarthria</i> sp.	**	**	64
				<i>Helochares</i> sp.	*	*	8
				<i>Laccobius</i> sp.		*	1
				<i>Hydrochara</i> sp.	*	*	7
			Hydrophilidae	<i>Crenitis</i> sp.		*	1
				<i>Hygrobia tarda</i>		*	1
				<i>Cyphon</i> sp.		*	1
			Hygrobiiidae	<i>Hydrocyphon</i> sp.	*		1
			Chrysomelidae	<i>Macrolea appendiculata</i>		**	42
			Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.			20
			Ptychopteridae	<i>Ptychoptera</i> sp.	*		1
			Limoniidae	<i>Hexatoma</i> sp.		*	1
			Ceratopogonidae	Ceratopogoninae	*	*	4
			Simuliidae	Simuliidae		*	1
			Culicidae	Culicinae	*		1
		Diptères	Scatophagidae	Scatophagidae		*	1
				<i>Naucoris</i> sp.	*	*	16
			Naucoridae	<i>Ilyocoris cimicoides</i>	**	*	12
			Nepidae	<i>Ranatra linearis</i>	****		61
			Notonectidae	<i>Notonecta</i> sp.	**		18
				<i>Velia</i> sp.		****	29
			Veliidae	<i>Microvelia</i> sp.		*	2
			Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i> sp.	*	*	2
				<i>Halobates micans</i>	*	*	5
				<i>Metrobates</i> sp.	*		1
			Gerridae	<i>Gerris</i> sp.	***		17
			Pleidae	<i>Plea leachi</i>			9
			Hydrometridae	<i>Hydrometra</i> sp.	**	**	10
				<i>Hydrocyrius</i> sp.	*		2
				<i>Sphaerodema</i> sp.	*		3
		Hétéroptères	Belostomidae	<i>Poissonia</i> sp.	*	*	5
				<i>Orthetrum</i> sp.	*	**	13
				<i>Brachythemis leucostica</i>	*		25
				<i>Leucorrhinia</i> sp.		*	2
			Libellulidae	<i>Sympetrum</i> sp.		*	3
				<i>Gomphus</i> sp.			11
				<i>Ophiogomphus</i> sp.			6
				<i>Phyllogomphus</i> sp.		*	3
			Gomphidae	<i>Anax</i> sp.		*	1
			Macromiidae	<i>Macromia splendens</i>		*	3
				<i>Lestes</i> sp.		*	2
			Lestidae	<i>Sympecma</i> sp.			4
			Calopterygidae	<i>Calopteryx</i> sp.		***	20
				<i>Somatochlora</i> sp.	*		20
				<i>Cordulia aenea</i>	*		2
			Corduliidae	<i>Oxygastra curtisii</i>	*	*	6
			Cordulegasteridae	<i>Cordulegaster</i> sp.	*		5
				<i>Coenagrion</i> sp.	*	***	27
				<i>Erythromma</i> sp.		*	3
			Coenagrionidae	<i>Nehalennia speciosa</i>	*		2
		Odonates	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.			7
				<i>Choroterpes picteti</i>		*	1
				<i>Leptophlebia</i> sp.			48
				<i>Habroleptoides</i> sp.		*	2
				<i>Paraleptophlebia</i> sp.		*	2
			Leptophlebiidae	<i>Adenophlebiodes</i> sp.			13
			Ephemerellidae	<i>Ephemerella</i> sp.		*	1
			Heptageniidae	<i>Electrogena</i> sp.			5
			Baetidae	<i>Baetis</i> sp.		*	1
		Ephéméroptères	Tricorythidae	<i>Diceromyzon femorale</i>		*	3
		Plécoptères	Perlidae	<i>Neoperla</i> sp.	*	*	3
				<i>Hydropsyche</i> sp.		**	14
			Hydropsychidae	<i>Diplectrona felix</i>		**	20
			Limnephilidae	<i>Apatania</i> sp.		***	16
		Trichoptères	Polycentropodidae	<i>Holocentropus</i> sp.		*	2

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Morphotypes	A	C	AA
				<i>Plectrocnemia</i> sp.		*	1
		Blattoptères	Blattoptères	Blattoptères	****	*	57
3	6	13	52	98	89	91	98
Totaux des abondances absolues					1294	497	1791

* = taxon rare ; ** = taxon accessoire ; *** = taxon régulier ; **** = taxon permanent ; ***** = taxon omniprésent

III.1.6.2.6. Cours d'eau Nsoe-Mekok

Le tableau X présente les abondances, la richesse taxonomique et les occurrences des macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Nsoe-Mekok. Au total, 1657 individus ont été récoltés appartenant à 3 embranchements, 4 classes, 10 ordres, 44 familles et 63 taxons. Les espèces *Caridina caridina* et *Atya africana* ont dominé le cours Nsoe-Mekok avec respectivement 59,51 % et 6,46 % d'abondance relative. Les taxons *Leptophlebia* sp., *Atya africana* et *Caridina caridina* ont été permanente. Les taxons *Gerris* sp., *Velia* sp. et *Haloblatas micans* ont été régulières. Les taxons *Macromia splendens*, *Hydrometra* sp., *Cordulegarster* sp., *Orectochilus villosus*, *Microvelia* sp., *Aulonogyrus* sp., *Sphaerodema* sp., *Orthetrum* sp., *Poissonia* sp. et *Oxygastra* sp. ainsi que des taxons de l'ordre des Blattoptères, des familles des Lumbricidae, Haplotaxidae, Gomphidae ont été des accessoires. Les taxons des ordres des Diptères, Trichoptères et Ephéméroptères excepté *Leptophlebia* sp. ont été rares.

Tableau X: Richesse faunistique, occurrence et abondance absolue (AA) des macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Nsoe-Mekok (station NM)

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Morphotypes	NM	AA	
Annélides	Oligochètes	Haplotaxida	Lumbricidae	Lumbricidae	**	20	
			Haplotaxidae	Haplotaxidae	**	10	
Mollusques	Bivalves	Eulamellibranches	Sphaeriidae	<i>Sphaerium</i> sp.	*	3	
Arthropodes	Crustacés	Décapodes	Atyidae	<i>Atya africana</i>	*****	107	
				<i>Caridina caridina</i>	*****	986	
			Paleomonidae	<i>Macrobranchium</i> sp.	*	1	
			Potamonautidae	<i>Potamonautes</i> sp.	*	2	
			Gyrinidae	<i>Orectochilus villosus</i>	**	9	
	Coléoptères	Insectes	Gyrinidae		<i>Aulonogyrus</i> sp.	**	78
					<i>Laccophilus</i> sp.	*	3
					<i>Eretes sticticus</i>	*	1
			Dytiscidae	<i>Dytiscus</i> sp.	*	21	
			Hydroscaphidae	<i>Hydroscapha</i> sp.	*	12	
			Dryopidae	<i>Helicus</i> sp.	*	3	
				<i>Amphiops</i> sp.	*	1	
				<i>Chaetarthria</i> sp.	*	1	
			Hydrophilidae	<i>Hydrochara</i> sp.	*	1	
			Scirtidae	<i>Elodes</i> sp.	*	1	
			Diptères	Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.	*	3
				Tipulidae	Tipulidae	*	15
				Athericidae	<i>Atherix</i> sp.	*	1
	Ceratopogonidae	Ceratopogoninae		*	4		
		<i>Naucoris</i> sp.		*	1		
	Hétéroptères	Insectes	Naucoridae	<i>Ilyocoris cimicoides</i>	*	5	
				<i>Ranatra linearis</i>	*	1	
			Nepidae	<i>Nepa</i> sp.	*	2	
Notonectidae			<i>Notonecta</i> sp.	*	3		

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Morphotypes	NM	AA
				<i>Velia</i> sp.	***	71
			Veliidae	<i>Microvelia</i> sp.	**	7
			Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i> sp.	*	1
				<i>Halobates micans</i>	***	25
			Gerridae	<i>Gerris</i> sp.	***	9
			Hydrometridae	<i>Hydrometra</i> sp.	**	15
				<i>Sphaerodema</i> sp.	**	12
			Belostomidae	<i>Poissonia</i> sp.	**	9
				<i>Orthetrum</i> sp.	**	7
				<i>Brachythemis leucostica</i>	*	7
			Libellulidae	<i>Diplacodes lefebvril</i>	*	4
				<i>Gomphus</i> sp.	**	11
			Gomphidae	<i>Ophiogomphus</i> sp.	**	6
			Aeshnidae	<i>Boyeria irene</i>	*	2
			Macromiidae	<i>Macromia splendens</i>	**	36
			Lestidae	<i>Sympecma</i> sp.	*	4
			Calopterygidae	<i>Calopteryx</i> sp.	*	5
				<i>Somatochlora</i> sp.	*	3
				<i>Cordulia aenea</i>	*	1
			Corduliidae	<i>Oxygastra curtisii</i>	*	2
			Cordulegasteridae	<i>Cordulegaster</i> sp.	**	14
		Odonates	Coenagrionidae	<i>Erythromma</i> sp.	*	1
			Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	*	5
				<i>Leptophlebia</i> sp.	****	35
			Leptophlebiidae	<i>Adenophlebiodes</i> sp.	*	8
			Potamanthidae	<i>Potamanthus luteus</i>	*	1
		Ephéméroptères	Baetidae	<i>Centroptilum luteolum</i>	*	1
				<i>Hydropsyche</i> sp.	*	13
			Hydropsychidae	<i>Diplectrona felix</i>	*	4
			Limnephilidae	<i>Apatania</i> sp.	*	4
				<i>Holocentropus</i> sp.	*	9
			Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i> sp.	*	1
			Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.	*	1
			Psychomyiidae	<i>Lype</i> sp.	*	13
		Trichoptères	Rhyacophilidae	<i>Metarhyacophila</i> sp.	*	1
		Blattoptères	Blattoptères	Blattoptères	**	14
3	4	10	44	63	63	63
Totaux des abondances absolues					1657	1657

* = taxon rare ; ** = taxon accessoire ; *** = taxon régulier ; **** = taxon permanent ; ***** = taxon omniprésent

III.1.6.2.7. Cours d'eau Ibe-Mfeme

Le tableau XI présente les abondances, la richesse taxonomique et les occurrences des macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Ibe-Mfeme. Au total, 600 individus ont été récoltés appartenant à 3 embranchements, 5 classes, 12 ordres, 42 familles et 65 taxons. L'espèce *Caridina Caridina* a dominé le cours Ibe-Mfeme (20,63 %), suivie de l'espèce *Sphaerium* sp. (7,15 % d'abondance relative). L'espèce *Ranatra linearis* a été permanente et les taxons *Coenagrion* sp., *Brachythemis leucostica*, *Caridina caridina*, *Sphaerium* sp., *Chaetarthria* sp. et ceux de l'ordre des Blattoptères ont été réguliers. Les taxons *Nehalennia speciosa*, *Caenis* sp., *Oxygastra curtisii*, *Libellula* sp., *Somatochlora* sp., *Orthetrum* sp., *Sphaerodema* sp., *Poissonia* sp., *Dytiscus* sp. et *Noterus* sp. ont été accessoires et les 48 taxons restants, rares.

Tableau XI: Richesse taxonomique, occurrence et abondance absolue (AA) des macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau Ibe-Mfeme (station IM)

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Morphotypes	IM	AA	
Annélides	Oligochètes	Haplotaxida	Haplotaxidae	Haplotaxidae	*	1	
Mollusques	Bivalves	Eulamelibranches	Sphaeriidae	<i>Sphaerium</i> sp.	***	43	
	Gastéropodes	Basommatphores	Lymnaeidae	<i>Radix</i> sp.	*	1	
		Mésogastropodes		Hydrobiidae	<i>Lithoglyphus naticoides</i>	*	1
Arthropodes	Crustacés	Décapodes	Atyidae	<i>Atya africana</i>	*	26	
	Insectes	Coléoptères		<i>Caridina caridina</i>	***	124	
			Noteridae	<i>Noterus</i> sp.	**	5	
			Haliplidae	<i>Brychius elevatus</i>	*	1	
			Gyrinidae	<i>Orectochilus villosus</i>	*	1	
				<i>Aulonogyrus</i> sp.	*	21	
				<i>Laccophilus</i> sp.	*	1	
			Dytiscidae	<i>Dytiscus</i> sp.	**	20	
			Elmidae	<i>Riolus</i> sp.	*	1	
				<i>Amphiops</i> sp.	*	36	
				<i>Coelostoma</i> sp.	*	8	
				<i>Hydrophilus</i> sp.	*	1	
				<i>Chaetarthria</i> sp.	***	36	
				Hydrophilidae	<i>Hydrochara</i> sp.	*	7
				Scirtidae	<i>Hydrocyphon</i> sp.	*	4
				Chrysomelidae	<i>Macrolea appendiculata</i>	*	3
				Curculionidae	Curculionidae	*	1
				Diptères	Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.	*
			Tipulidae		Tipulidae	*	1
			Ceratopogonidae		Ceratopogoninae	*	3
					Naucoridae	<i>Ilyocoris cimicoides</i>	*
			Nepidae		<i>Ranatra linearis</i>	****	31
					<i>Nepa</i> sp.	*	1
			Notonectidae		<i>Anisops</i> sp.	*	1
					<i>Notonecta</i> sp.	*	5
			Veliidae		<i>Velia</i> sp.	*	3
			Mesoveliidae		<i>Mesovelia</i> sp.	*	3
				<i>Halobates micans</i>	*	1	
			Gerridae	<i>Gerris</i> sp.	*	3	
			Hydrometridae	<i>Hydrometra</i> sp.	*	4	
				<i>Hydrocyrius</i> sp.	*	1	
			Belostomidae	<i>Sphaerodema</i> sp.	**	9	
				<i>Poissonia</i> sp.	**	12	
			Hebridae	<i>Hebrus</i> sp.	*	3	
			Hétéroptères	Saldidae	<i>Saldula</i> sp.	*	1
				Libellulidae	<i>Libellula</i> sp.	**	12
			<i>Orthetrum</i> sp.		**	10	
			<i>Brachythemis leucostica</i>		***	20	
			<i>Leucorrhinia</i> sp.		*	1	
			<i>Sympetrum</i> sp.		*	2	
			Gomphidae		<i>Gomphus</i> sp.	*	2
			Macromiidae		<i>Macromia splendens</i>	*	1
			Corduliidae		<i>Somatochlora</i> sp.	**	7
					<i>Cordulia aenea</i>	*	5
			Cordulegasteridae		<i>Oxygastra curtisii</i>	**	8
				<i>Cordulegaster</i> sp.	*	2	
			Odonates	Coenagrionidae	<i>Coenagrion</i> sp.	***	12
					<i>Erythromma</i> sp.	*	3
	<i>Nehalennia speciosa</i>	**			10		
	Ephéméroptères	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	**	21		
		Ephemerellidae	<i>Ephemerella</i> sp.	*	5		
Trichoptères	Baetidae		<i>Baetis</i> sp.	*	2		
	Hydropsychidae	<i>Centropitulum luteolum</i>	*	1			
			<i>Hydropsyche</i> sp.	*	6		

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Morphotypes	IM	AA
			Limnephilidae	<i>Apatania</i> sp.	*	1
				<i>Neureclipsis</i> sp.	*	1
			Polycentropodidae	<i>Holocentropus</i> sp.	*	2
			Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.	*	1
			Phryganeidae	Phryganeidae	*	1
		Blattoptères	Blattoptères	Blattoptères	***	24
3	5	12	42	65	65	65
Totaux des abondances absolues					600	600

* = taxon rare ; ** = taxon accessoire ; *** = taxon régulier ; **** = taxon permanent ; ***** = taxon omniprésent

Dans l'ensemble des cours d'eau, l'abondance a varié entre 44 et 285 individus à la station AN1, entre 24 et 213 individus à la station NM, entre 50 et 183 individus à la station K1, entre 10 et 315 individus à la station K3, entre 8 et 112 individus à la station OB et entre 4 et 79 à la station Z. L'abondance absolue a varié significativement ($P < 0,0001$) de 4 individus à la station Z à 315 individus à la station K3 (Figure 55A). Des différences significatives ont été observées entre la station Z et les stations K1 ($P = 0,0185$), K3 ($P = 0,0015$), AN1 ($P = 0,0003$) et NM ($P = 0,0028$) et entre la station OB avec les stations K1 ($P = 0,0300$), K3 ($P = 0,0025$), AN1 ($P = 0,0002$) et NM ($P = 0,004$).

Sur le plan temporel, l'abondance absolue a fluctué significativement ($P < 0,0007$) de 4 individus en mars 2019 à 315 individus en juin 2019 (Figure 55B). Des différences significatives ont été observées entre octobre 2019 et août 2019 ($P = 0,0060$), puis entre septembre et octobre 2019 ($P = 0,0112$).

La richesse a varié entre 10 et 22 taxons à la station AN1, entre 5 et 16 taxons à la station N, entre 7 et 13 taxons à la station C et entre 3 et 13 à la station Z. Elle a varié significativement ($P < 0,0001$) de 3 familles à la station Z à 22 familles aux stations K1 et AN1. Des différences significatives ont été observées entre la station AN1 et les stations N ($P = 0,0028$), C ($P = 0,0101$) et Z ($P = 0,0018$) (Figure 55C).

Sur le plan temporel, la richesse faunistique a fluctué significativement ($P < 0,0001$) de 33 familles en février 2020 à 54 familles en février 2019 (Figure 55D). La richesse taxonomique a varié significativement entre les mois de février 2020 et février 2019 ($P = 0,0481$), juin 2019 ($P = 0,0044$), juillet 2019 ($P = 0,0185$), août 2019 ($P = 0,0023$) et septembre 2019 ($P = 0,030$).

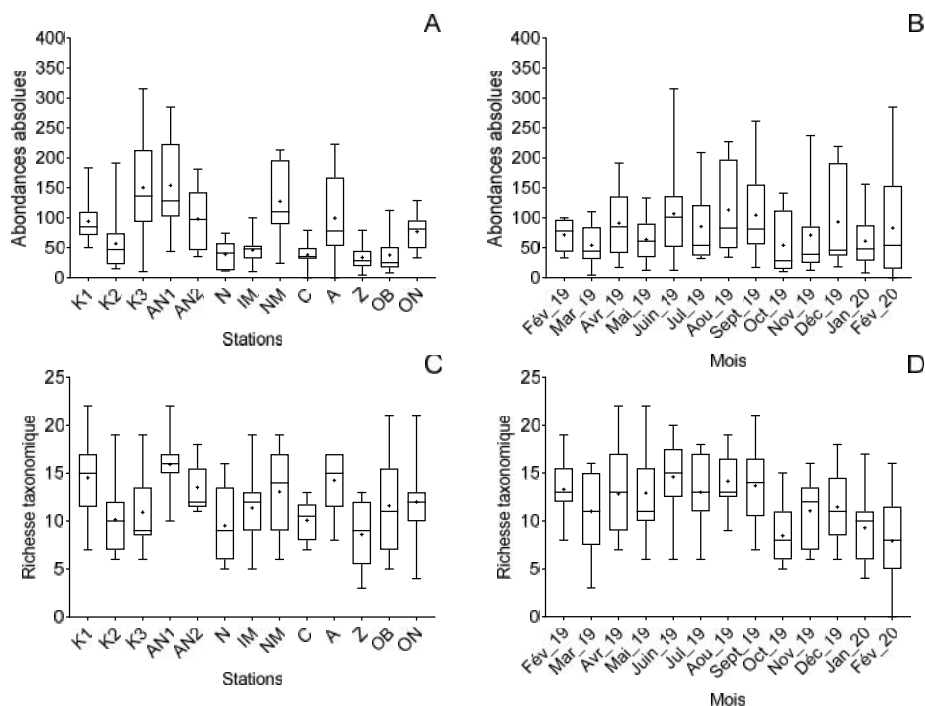


Figure 55: Variation spatio-temporelle de l'abondance et de la richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques pendant la période d'étude. Le signe + indique la moyenne.

III.1.6.3.2. Indice de diversité de Shannon-Weaver et d'Équitabilité de Pielou

Sur le plan spatial, l'indice de diversité de Shannon & Weaver a varié significativement entre 1,69 bits/ind à la station NM et 2,96 bits/ind à la station OB ($P = 0,0101$) (Figure 56A). Néanmoins, dans les stations IM, Z et OB, les communautés des macroinvertébrés benthiques sont plus diversifiées que celles des autres stations. Par contre, au niveau des stations K2, NM et A, quelques taxons dominent le peuplement (Figure 56C). Le test de Friedman a montré au seuil de significativité de 5 % une différence significative de l'indice d'équitabilité entre les stations IM, C, Z et K2 ($P < 0,0001$).

Sur le plan temporel, l'indice de diversité H' de Shannon & Weaver a oscillé significativement entre 1,96 bits/ind au mois de février 2020 et 3,07 bits/ind au mois de mai 2019 ($P = 0,0064$). Le mois de février 2020 a été significativement différent de février 2019 ($P = 0,0481$), mai 2019 ($P = 0,0225$) et septembre 2019 ($P = 0,0399$) (Figure 56B). L'indice J de Pielou a des valeurs comprises entre 0,56 et 0,78. Ces valeurs indiquent que la distribution des abondances est presque uniforme entre les taxons présents chaque mois et qu'aucun taxon ne domine réellement le peuplement (Figure 56D).

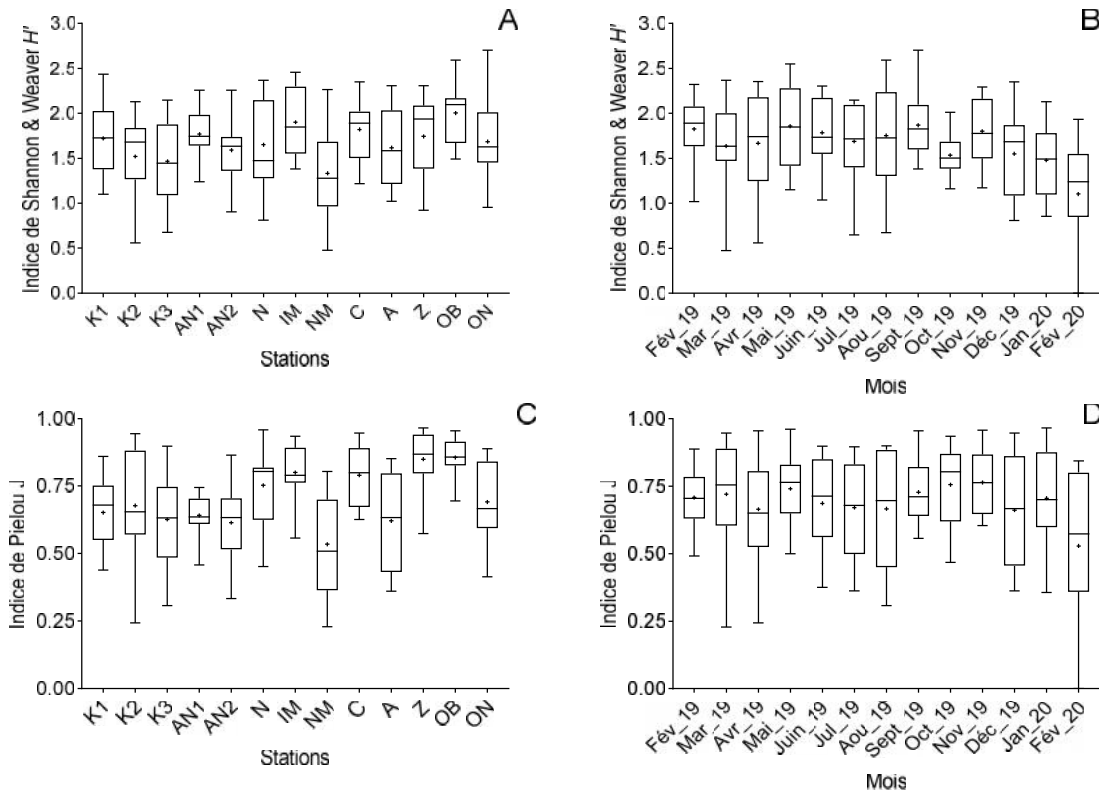


Figure 56: Indices de diversité de Shannon & Weaver et d'équitabilité de Pielou par station et par mois pendant la période d'étude. Le signe + indique la moyenne.

III.1.6.3.3. Indices EPT, EPTO, EPTH et EPTHOB pendant la période d'étude

Le test ANOVA a permis de montrer une différence significative des indices entre les différentes stations ($F_{(5, 924)} = 1561$; $P < 0,0001$). Le tableau XII montre les résultats de test de comparaisons multiples de Tukey au seuil de 5 %. Les indices EPT, EPTB et EPTHOB n'ont pas varié significativement entre les stations. Ces indices sont constitués du nombre cumulé de familles de chaque ordre. Ils ont oscillé autour des moyennes de $1,86 \pm 1,14$ taxons (EPT) ; $4,16 \pm 0,14$ taxons (EPTB) et $7,10 \pm 0,25$ taxons (EPTHOB). Les indices EPTO et EPTH ont significativement varié de 0 à 10 famille et de 0 à 13 famille respectivement (Figure 57).

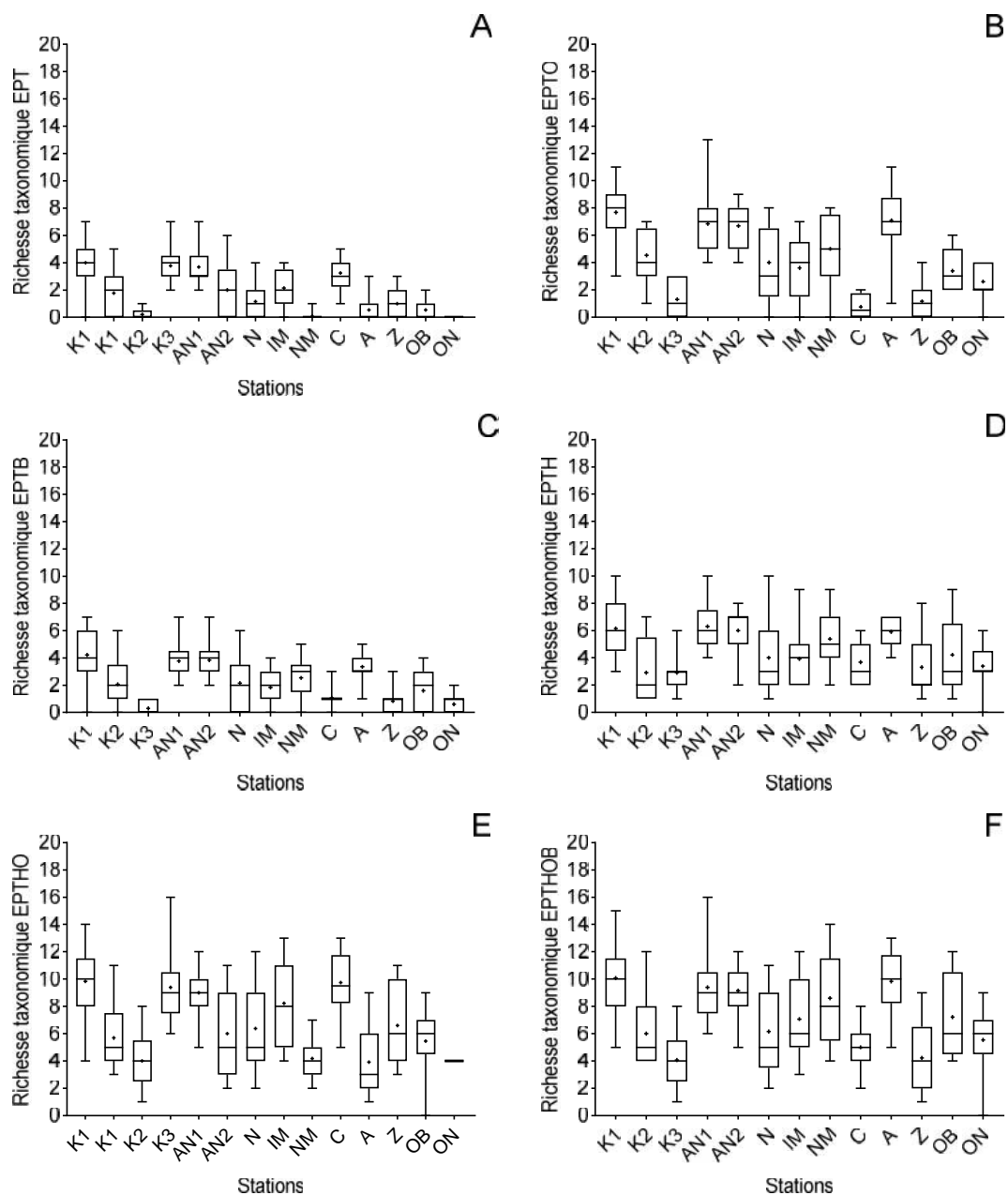


Figure 57: Variation spatiale des indices EPT, EPTO, EPTH, EPTB et EPTHOB pendant la période d'étude. Le signe + indique la moyenne.

Tableau XII: Test de comparaison multiple de Tukey des indices EPT, EPTO, EPTH, EPTHOB et EPTB

	EPT		EPTO		EPTH		EPTHO		EPTHOB		EPTB	
	P	Sig.	P	Sig.	P	Sig.	P	Sig.	P	Sig.	P	Sig.
K1 vs. K2	>0,9999	ns	0,8695	ns	0,6075	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns
K1 vs. K3	>0,9999	ns	<0,0001	****	<0,0001	****	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns
K1 vs. IM	>0,9999	ns	0,0161	*	0,7186	ns	0,9159	ns	>0,9999	ns	0,9159	ns
K1 vs. C	>0,9999	ns	<0,0001	****	<0,0001	****	0,7425	ns	>0,9999	ns	0,7425	ns
K1 vs. Z	>0,9999	ns	<0,0001	****	<0,0001	****	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns
K1 vs. OB	>0,9999	ns	0,0074	**	0,2763	ns	0,9922	ns	>0,9999	ns	0,9922	ns
K1 vs. ON	>0,9999	ns	0,0061	**	0,0824	ns	>0,9999	ns	0,9703	ns	>0,9999	ns

	EPT		EPTO		EPTH		EPTHO		EPTHOB		EPTB	
	P	Sig.	P	Sig.	P	Sig.	P	Sig.	P	Sig.	P	Sig.
K2 vs. K3	>0,9999	ns	<0,0001	****	<0,0001	****	0,997	ns	>0,9999	ns	0,997	ns
K2 vs. AN1	>0,9999	ns	0,0383	*	0,0002	***	0,9882	ns	>0,9999	ns	0,9882	ns
K2 vs. N	>0,9999	ns	0,0005	***	<0,0001	****	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns
K2 vs. IM	>0,9999	ns	<0,0001	****	0,002	**	0,9917	ns	>0,9999	ns	0,9917	ns
K2 vs. NM	>0,9999	ns	<0,0001	****	<0,0001	****	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns
K2 vs. C	>0,9999	ns	<0,0001	****	<0,0001	****	0,9399	ns	>0,9999	ns	0,9399	ns
K2 vs. Z	>0,9999	ns	0,3795	ns	0,0251	*	0,9981	ns	>0,9999	ns	0,9981	ns
K2 vs. OB	>0,9999	ns	<0,0001	****	<0,0001	****	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns
K2 vs. ON	>0,9999	ns	<0,0001	****	0,0001	**	0,9999	ns	>0,9999	ns	0,9999	ns
K3 vs. AN1	>0,9999	ns	<0,0001	****	<0,0001	****	>0,9999	ns	>0,9703	ns	0,9976	ns
K3 vs. AN2	>0,9999	ns	<0,0001	****	0,0001	**	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns
K3 vs. N	>0,9999	ns	<0,0001	****	<0,0001	****	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns
K3 vs. IM	>0,9999	ns	0,0058	**	0,001	**	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns
K3 vs. NM	>0,9999	ns	0,1177	ns	<0,0001	****	0,5027	ns	>0,9999	ns	0,5027	ns
K3 vs. C	>0,9999	ns	0,037	*	0,0012	**	0,9995	ns	>0,9999	ns	0,9995	ns
K3 vs. OB	>0,9999	ns	<0,0001	****	<0,0001	****	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns
K3 vs. ON	>0,9999	ns	0,1985	ns	0,0002	***	0,7997	ns	>0,9999	ns	0,7997	ns
K3 vs. Z	>0,9999	ns	0,2227	ns	0,0019	**	0,966	ns	0,9703	ns	>0,9999	ns
AN1 vs. C	>0,9999	ns	<0,0001	****	0,0089	**	0,1856	ns	>0,9999	ns	0,1856	ns
AN1 vs. Z	>0,9999	ns	<0,0001	****	0,0002	***	0,9865	ns	>0,9999	ns	0,9865	ns
AN2 vs. C	>0,9999	ns	<0,0001	****	<0,0001	****	0,4036	ns	>0,9999	ns	0,4036	ns
AN2 vs. Z	>0,9999	ns	<0,0001	****	<0,0001	****	0,9995	ns	>0,9999	ns	0,9995	ns
AN2 vs. OB	>0,9999	ns	0,0488	*	0,9169	ns	0,899	ns	>0,9999	ns	0,899	ns
AN2 vs. ON	>0,9999	ns	0,0417	*	0,6405	ns	0,9902	ns	0,9703	ns	>0,9999	ns
N vs. C	>0,9999	ns	<0,0001	****	0,0499	*	0,557	ns	>0,9999	ns	0,557	ns
N vs. Z	>0,9999	ns	<0,0001	****	0,002	**	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns
IM vs. C	>0,9999	ns	0,0003	***	0,0013	**	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns
IM vs. Z	>0,9999	ns	0,0049	**	<0,0001	****	0,9929	ns	>0,9999	ns	0,9929	ns
NM vs. C	>0,9999	ns	<0,0001	****	0,0536	ns	0,8744	ns	>0,9999	ns	0,8744	ns
NM vs. Z	>0,9999	ns	0,0009	***	0,0022	**	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns
NM vs. ON	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns	0,9703	ns	0,9996	ns
C vs. C	>0,9999	ns	<0,0001	****	0,0003	***	0,3491	ns	>0,9999	ns	0,3491	ns
C vs. OB	>0,9999	ns	0,0007	***	0,0157	*	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns
C vs. ON	>0,9999	ns	0,0009	***	0,0766	ns	0,9924	ns	0,9703	ns	0,2897	ns
C vs. Z	>0,9999	ns	<0,0001	****	<0,0001	****	0,9978	ns	>0,9999	ns	0,9978	ns
Z vs. OB	>0,9999	ns	0,0109	*	0,0004	***	>0,9999	ns	>0,9999	ns	>0,9999	ns
Z vs. ON	>0,9999	ns	0,0131	*	0,0037	**	>0,9999	ns	0,9703	ns	0,9971	ns

Sig. = Significativité ; * = 0,05 ; ** = 0,01 ; *** = 0,001 ; **** = 0,0001 ; EPT = Ephéméroptères- Trichoptères-Plécoptères ; EPTH = Ephéméroptères-Trichoptères-Plécoptères-Hétéroptères ; EPTO = Ephéméroptères-Trichoptères-Plécoptères-Odonates ; EPTB = Ephéméroptères-Trichoptères-Plécoptères-Blattoptères ; EPTHOB = Ephéméroptères-Trichoptères-Plécoptères-Hétéroptères-Odonates-Blattoptères

III.1.6.3.4. Groupes trophiques

Sept groupes trophiques (déchiqueteurs, prédateurs, racleurs et collecteurs, herbivores, filtreurs et omnivores) ont été formés sur la base des critères issus de la littérature (Cummins, 1973; Cummins & Klug, 1979; Tachet *et al.*, 2010) avec tous les 13690 individus collectés. Globalement, les prédateurs et racleurs dominent respectivement avec 40,98 % et 40,30 % d'abondance relative. Les collecteurs occupent la troisième place avec 10,03 % et les déchiqueteurs arrivent en quatrième position avec 3,17 %. Les filtreurs, herbivores et omnivores occupent respectivement 2,62 %, 2,23 % et 0,68 % d'abondance relative (Figure 58).

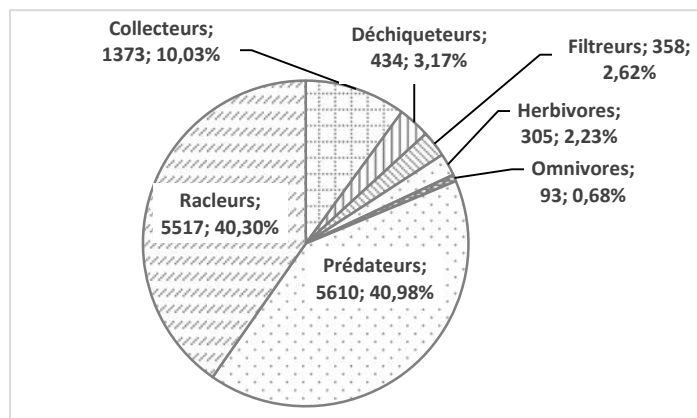


Figure 58: Abondances absolue et relative des groupes trophiques de macroinvertébrés benthiques dans l'ensemble des cours d'eau pendant la période d'étude

Les répartitions des groupes trophiques sont données par les Figures 56, 57, 58 et 59. En effet sur le plan spatial (Figure 59), les peuplements du cours d'eau Kongolo ont été largement dominés par les racleurs dans les cours supérieur et moyen (stations K1 et K2) et par les prédateurs dans le cours inférieur (stations K3). Les filtreurs ont été absents en amont, les herbivores et les omnivores faiblement représentés le long du cours d'eau Kongolo.

Dans le cours d'eau Nloumou, la prédominance des racleurs a été observée dans les cours supérieur et moyen (station AN1 et AN2). Par contre, à la station en aval (station N), ce sont les prédateurs qui dominent. Les déchetteurs, herbivores et omnivores ont été moins abondants, les filtreurs quasiment absents.

Le cours d'eau Ossoe-Nkoro a présenté une configuration différente avec plus de collecteurs, de prédateurs et de filtreurs et moins de racleurs. Les déchetteurs et les herbivores ont été également moins abondants avec une moyenne inférieure à 2 individus.

Le cours d'eau Zoetoupsi a été dominé par les prédateurs et tous les autres groupes trophiques ont été faiblement représentés et parfois absents comme le cas des omnivores à la station Z.

Dans le cours d'eau Akoumbegue, les racleurs ont largement dominé en amont, suivis des prédateurs et des collecteurs (station A). Les omnivores ont été absents en aval (station C). Les filtreurs et les herbivores ont été très rares.

Dans le cours d'eau Nsoe-Mekok (station NM), les racleurs ont dominé suivis des prédateurs, l'effet inverse étant observé dans le cours d'eau Ibe-Mfeme (station NM).

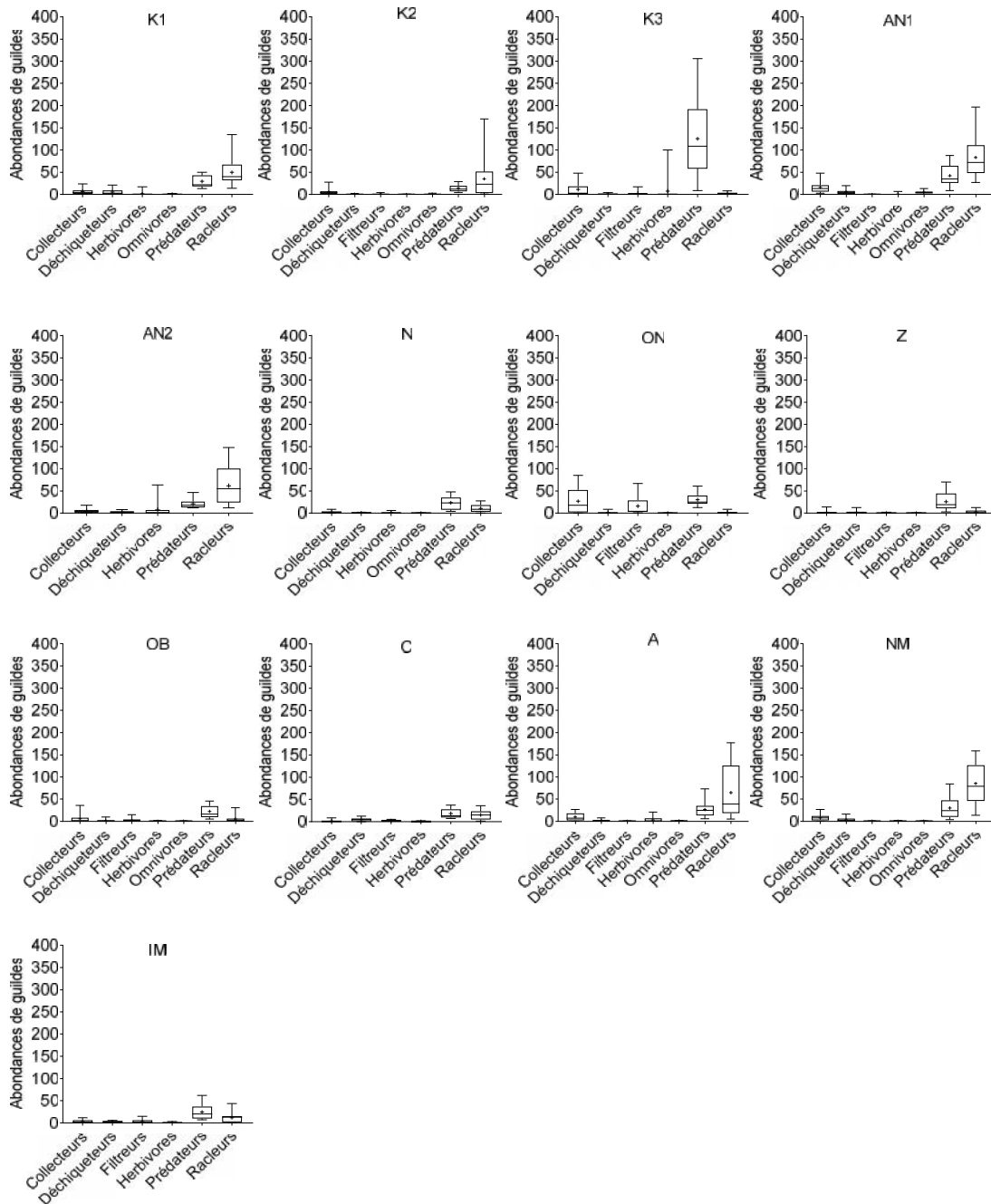


Figure 59: Abondance par station des groupes trophiques pendant la période d'étude

Sur le plan temporel (Figure 60), les prédateurs et les racleurs ont été plus abondants. En effet, les prédateurs ont dominé le peuplement en février, mai, septembre, novembre 2019 et janvier 2020. Les racleurs ont été les plus abondants pendant les autres périodes (mars, avril, juin, juillet, août, octobre et décembre 2019, et février-janvier 2020). Les filtreurs et omnivores sont restés moins abondants. On peut également signaler une augmentation apparente de l'abondance absolue des collecteurs aux mois de mai, juin, septembre, novembre et décembre 2019.

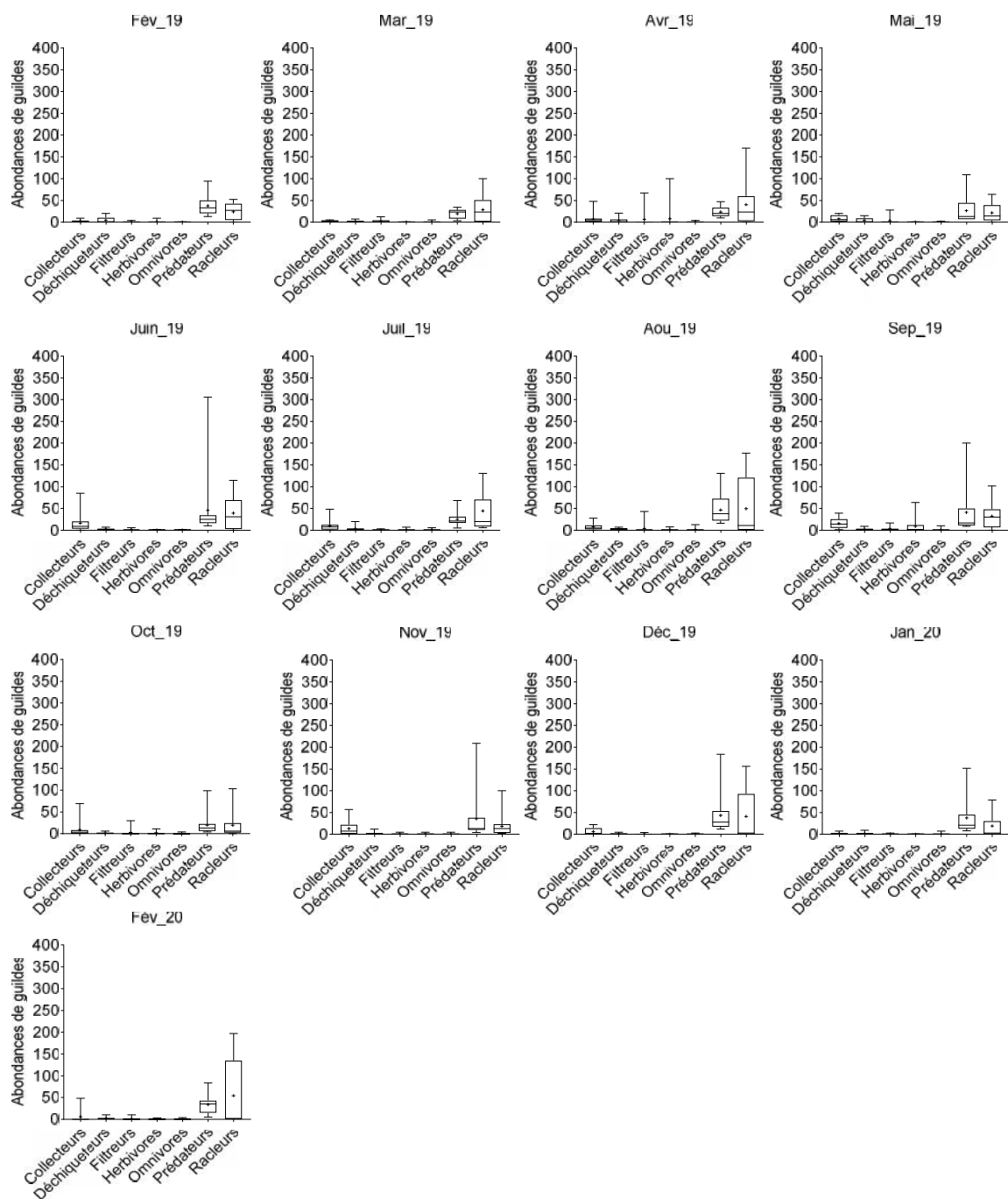


Figure 60: Abondance des groupes trophiques pendant la période d'étude

En termes de richesse taxonomique, les prédateurs ont été plus riches dans toutes les stations sauf au mois de mai et septembre 2019 à la station K2 et en septembre 2019 à la station AN2 où ils ont été surclassés par les collecteurs. Les herbivores, les déchiqueteurs, les filtreurs et les racleurs ont été les moins riches (Figure 61).

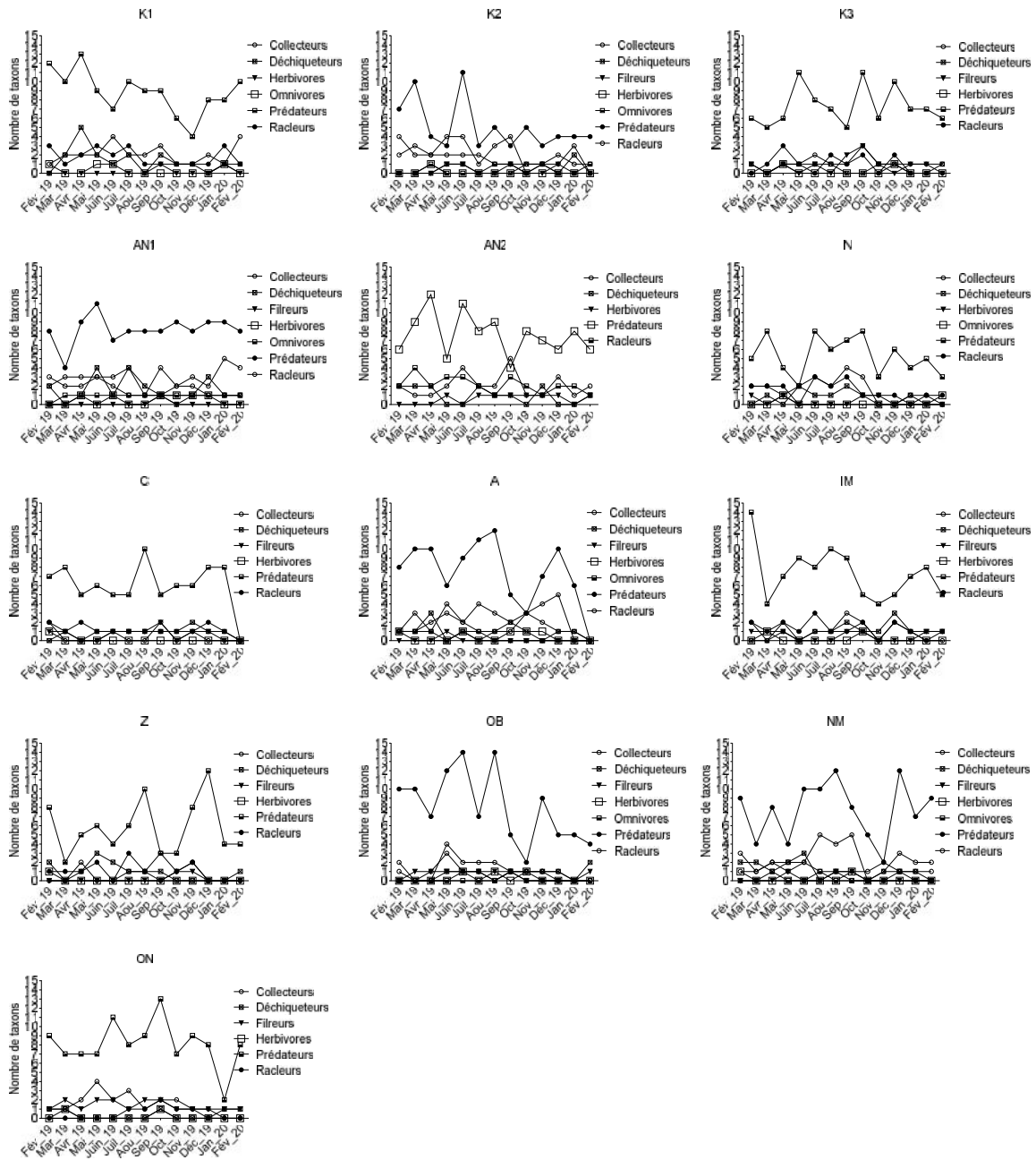


Figure 61: Variation spatio-temporelle de la richesse taxonomique des groupes trophiques de macroinvertébrés benthiques pendant la période d'étude

La Figure 62 présente les proportions des groupes trophiques en fonction de la saison. Pendant la grande saison des pluies (GP), 1627 Macroinvertébrés benthiques ont été collectés. Le peuplement a été dominé par les prédateurs (44,13 % d'abondance relative) suivis des racleurs (30,30 %). Les collecteurs ont occupé la troisième position avec 17,27 % suivis des déchiqueteurs avec 2,95 % d'abondance relative. Lors de la grande saison sèche (GS), 5905 individus ont été collectés. Les racleurs ont supplanté la communauté avec une proportion de

43,83 % suivis des prédateurs (41,90 %). Les collecteurs et les déchiquteurs ont représenté respectivement 5,57 % et 3,30 % d'abondance relative. À la petite saison de pluies (PP), 3328 macroinvertébrés benthiques ont été collectés. Les racleurs ont dominé avec 41,17 % d'abondance relative suivis des prédateurs (38,37 %). Les collecteurs (13,61 %) et les déchiquteurs (3,91 %) ont occupé respectivement la troisième et la quatrième place. Pendant la petite saison sèche (PS), 2830 macroinvertébrés benthiques ont été collectés. Les prédateurs (40,32 %) ont supplanté le peuplement, suivis des racleurs (37,67 %) et des collecteurs (10,95 % d'abondance relative).

Les racleurs ont dominé en grande saison sèche (GS) et en petite saison de pluies (PP) tandis que les prédateurs ont été plus abondants pendant la grande saison de pluies (GP) et la petite saison sèche (PS). Les omnivores, filtreurs et herbivores ont occupé moins de 5 % d'abondance relative à toutes les saisons. Pendant la grande saison de pluies (GP), les prédateurs (39 taxa) ont été les plus riches suivis respectivement des racleurs (36 taxa) et des collecteurs (33 taxa). Les omnivores ont été les moins riches (6 taxa). Pendant la grande saison sèche (GS), les prédateurs ont été plus riches (50 taxa) suivis des racleurs (35 taxa), des collecteurs (33 taxa) et des déchiquteurs (30 taxa). Lors de la petite saison de pluies (PP), les prédateurs ont été représentés par 52 taxa et les racleurs 44 taxa. En petite saison sèche (PS), les prédateurs, les racleurs et les collecteurs ont été respectivement représentés par 26, 25 et 24 taxa. On remarque que les prédateurs ont été les plus riches en toutes saisons, bien que faibles pendant la petite saison sèche. De même, les omnivores ont été les moins riches en toutes saisons.

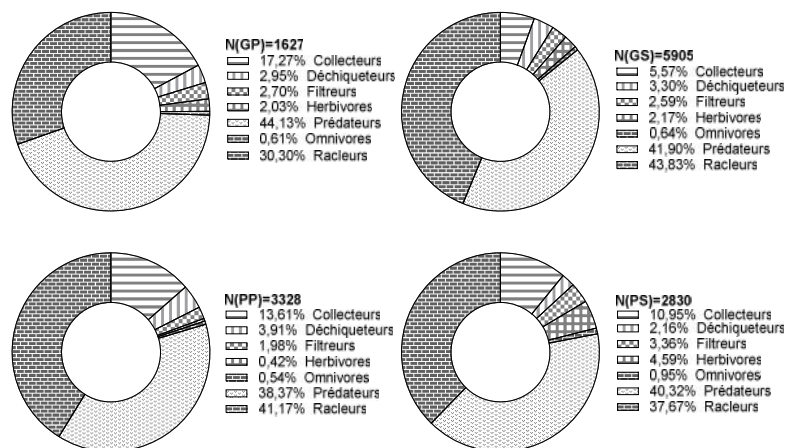


Figure 62: Abondance relative par saison des groupes trophiques pendant la période d'étude, N = abondance absolue par saison, GP = grande saison de pluies, GS = grande saison sèche, PP = petite saison de pluies, PS : petite saison sèche

III.1.7. Influence des paramètres environnementaux sur les assemblages des MIB non associés à la litière

III.1.7.1. Effets du substrat sur la distribution des macroinvertébrés benthiques

La Figure 63 présente l'AFD des taxons, indices et groupes trophiques des MIB en fonction des substrats majeurs dans les cours d'eau étudiés.

Au niveau des Figures 63A et 63B, l'AFD explique 87,38 % d'informations sur la distribution des abondances des MIB dans les cours d'eau en fonction de substrats majeurs, soit 65,69 % en coordonnées F1 et 21,69 % en coordonnées F2. L'axe F1 sépare distinctement le substrat sableux du substrat vaseux. En effet, le substrat sableux convient mieux aux Perlidae, Polycentropodidae, Leptophlebiae, Brachycentridae, Limnephilidae, Cordulegasteridae, Calopterygidae, Potamonautidae et Caenidae alors que le substrat vaseux est favorable au développement des Dytiscidae, Noteridae, Hydrophilidae, Notonectidae, Naucoridae et Culicidae. Le substrat sableux/vaseux héberge mieux les Coenagrionidae, Ametropodidae, Ameletidae, Libellulidae, Glossosomatidae et Sciomyzidae.

L'AFD à travers les Figures 63C et 63D explique 94,44 % d'informations sur les indices biocénétiques en fonction de substrats majeurs, soit 65,93 % en coordonnées F1 et 28,51 % en coordonnées F2, mais aucun des axes ne discrimine distinctement un indice biocénétique en fonction du substrat. En effet, les stations à substrat majeur sableux ont présenté une grande richesse taxonomique que celles à substrat sableux/vaseux ou sableux/rocheux. La diversité de Hill a été plus élevée dans les stations à substrat majeur sableux/vaseux alors que la diversité (diversité inter communauté) semble plus importante dans les stations à substrat vaseux. Les stations à substrat sableux/rocheux ont montré des liens avec l'équi-répartition *J* de Pielou.

Les Figures 63E et 63F de l'AFD expliquent 99,04 % d'informations sur la distribution des guildes trophiques en fonction de substrats majeurs, soit 76,59 % en coordonnées F1 et 22,45 % en coordonnées F2, mais aucun des axes ne discrimine distinctement un groupe trophique en fonction du substrat. En effet, le substrat vaseux est mieux approprié aux prédateurs et filtreurs, et le substrat sableux aux déchetteurs, omnivores et racleurs.

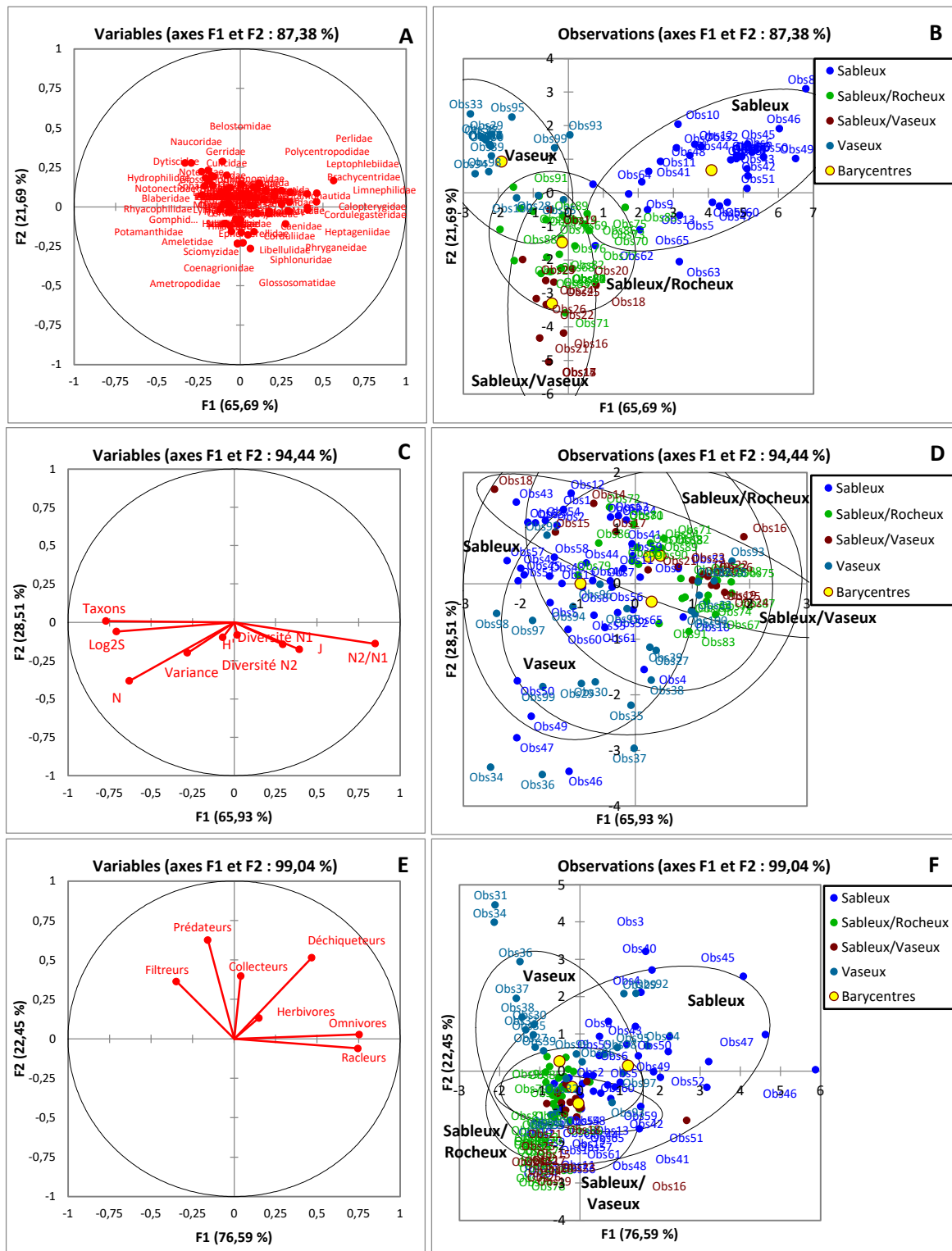


Figure 63: l'AFD montrant les effets du substrat sur les abondances (A et B), les indices biocénétiques (B et C) et les groupes trophiques (D et E) des macroinvertébrés benthiques dans les cours d'eau pendant la période d'étude

III.1.7.2. Effets de la saison sur la distribution des macroinvertébrés benthiques

La Figure 64 présente l'AFD des taxons, indices et groupes trophiques des MIB en fonction des saisons.

Au niveau des Figures 64A et 64B, l'AFD explique 76,71 % d'informations sur la distribution des abondances des MIB dans les cours d'eau en fonction de saisons, soit 45,26 % en coordonnées F1 et 31,45 % en coordonnées F2. La grande saison sèche (GS) convient mieux aux Siphonuridae, Ameletidae, Ecnomidae, Hydrophilidae, Beraeidae, Nepidae et Ceratopogonidae tandis que la petite saison sèche (PS) est plus favorable au développement des Caenidae, Libellulidae, Macromiidae, Baetidae, Gomphidae et Rhyacophilidae. La petite saison des pluies (PP) correspond à l'épanouissement des Mesoveliidae, Aeshnidae, Glossosomatidae, Hydroscaphidae, Ephemerellidae, Brachycentridae, Coenagrionidae et Cordulegasteridae. Presque tous les taxons ont été observés pendant la grande saison des pluies (GP).

L'AFD à travers les Figures 64C et 64D explique 81,58 % d'informations sur les indices biocénétiques en fonction de saisons, soit 60,00 % en coordonnées F1 et 21,58 % en coordonnées F2. Aucun des axes ne discrimine distinctement un indice biocénétique en fonction de la saison.

Les Figures 64E et 64F de l'AFD expliquent 90,18 % d'informations sur la distribution des guildes trophiques en fonction de saisons, soit 64,47 % en coordonnées F1 et 25,71 % en coordonnées F2, mais aucun des axes ne discrimine distinctement un groupe trophique en fonction de la saison. Les indices biocénétiques et les groupes trophiques ont montré des distributions similaires quelle que soit la saison. En effet, les barycentres sont concentrés au même endroit et les cercles superposés les uns sur les autres sur la carte factorielle 61D. Aucune discrimination particulière n'a ainsi été observée pour les indices biocénétiques et les groupes trophiques en fonction de saison.

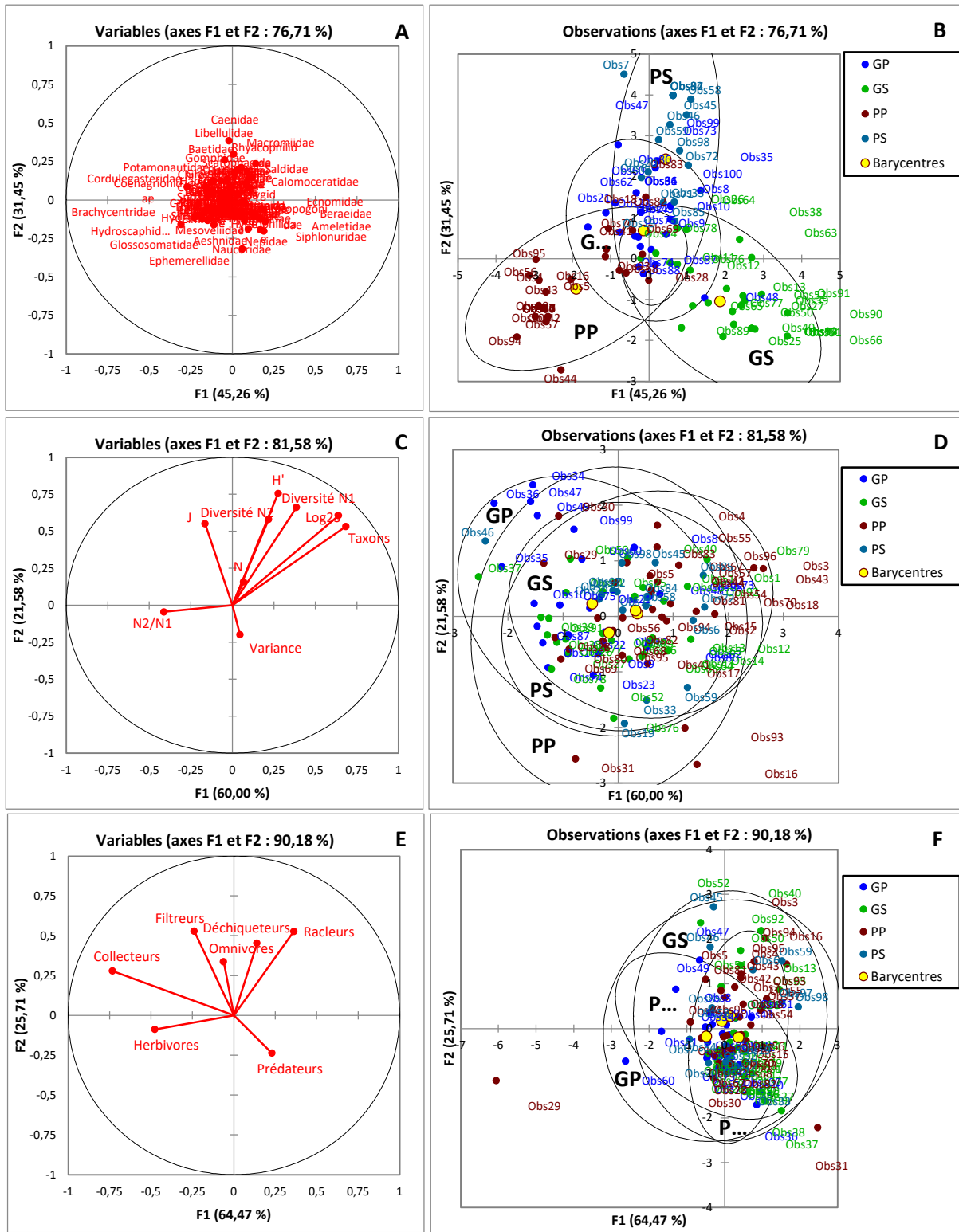


Figure 64: l'AFD montrant les effets des saisons sur les abondances (A et B), les indices biocénétiques (B et C) et les groupes trophiques (D et E) des macroinvertébrés benthiques dans les cours d'eau pendant la période d'étude

III.1.7.3. Influence des paramètres environnementaux sur les macroinvertébrés benthiques

Le tableau XIII montre les coefficients des corrélation r de Spearman entre les principaux taxons et certaines variables environnementales au seuil de sécurité $\alpha = 0,05$. Les principaux taxons sont constitués des taxons dont l'abondance absolue est supérieure ou égale à 50 individus. Ainsi, les Décapodes Atyidae sont significativement et positivement corrélés à l'altitude ($r = 0,194$) et à la saturation en oxygène ($r = 0,357$). Par contre, les Atyidae sont influencés significativement et de façon négative par les solides totaux dissous ($r = -0,157$), la couleur ($r = -0,401$), les nitrates ($r = -0,179$) et les orthophosphates ($r = -0,176$). Les Noteridae sont négativement influencés par l'altitude ($r = -0,178$) et l'oxygène dissous ($r = -0,418$), mais positivement influencés par la luminosité ($r = 0,299$) et la couleur ($r = 0,326$). Les fortes valeurs des variables altitude ($r = 0,263$), distance à la source ($r = 0,264$) et oxygène dissous ($r = 0,269$) ont positivement et significativement influencé la distribution des Veliidae, alors que ces derniers sont négativement influencés par la luminosité ($r = -0,270$) et la salinité ($r = -0,156$). Les Coléoptères Hydrophilidae ont été positivement et significativement corrélés à la luminosité ($r = 0,257$) et à la couleur de l'eau ($r = 0,156$). Les Dytiscidae ont été négativement et significativement influencés par les variables altitude ($r = -0,170$), distance à la source ($r = -0,251$), le pH ($r = -0,182$) et la saturation en oxygène dissous ($r = -0,331$). Par contre, les paramètres luminosité ($r = 0,153$), salinité ($r = 0,172$) et couleur de l'eau ($r = 0,169$) ont positivement influencé les Dytiscidae. La largeur du lit a positivement et significativement influencé les Chironomidae ($r = 0,196$), Belostomidae ($r = 0,157$), Coenagrionidae ($r = 0,229$), Corduliidae ($r = 0,173$) et les Gerridae ($r = 0,195$). Les Blattoptères Blaberidae sont significativement et négativement corrélés avec les variables distance à la source ($r = -0,349$), pH ($r = -0,200$), conductivité électrique ($r = -0,271$) et solides totaux dissous ($r = -0,254$). Les Chrysomelidae n'ont aucune corrélation significative avec les principales variables environnementales.

Tableau XIII: Matrice de corrélation de Spearman des principaux taxons d'invertébrés benthiques et les variables environnementales

Variables	Alti	Dist	Lum	Larg	Prof	pH	Cond	TDS	Sali	Satur	Coul	Turb	MES	Alca	DureT	Mang	Nitra	Phos	DBO5
Atyidae	0,194	-0,009	-0,353	-0,145	-0,021	-0,052	-0,147	-0,157	-0,339	0,357	-0,401	-0,113	-0,143	-0,009	0,037	-0,125	-0,179	-0,176	-0,120
Noteridae	-0,178	-0,066	0,299	0,118	0,094	-0,037	0,147	0,128	0,128	-0,418	0,326	0,071	0,008	0,096	-0,042	0,081	0,106	0,141	0,108
Veliidae	0,263	0,264	-0,270	-0,078	-0,080	0,125	-0,103	-0,085	-0,156	0,269	-0,125	-0,096	-0,115	-0,063	-0,059	-0,088	-0,141	-0,135	0,014
Hydrophilidae	-0,015	0,042	0,257	0,032	0,032	-0,073	0,087	0,072	0,150	-0,108	0,156	-0,030	0,048	-0,100	-0,051	-0,037	0,124	0,090	0,051
Chironomidae	-0,060	0,077	0,127	0,196	-0,040	0,057	0,157	0,155	-0,020	-0,089	0,085	-0,045	-0,015	-0,042	-0,051	0,095	0,178	0,066	0,083
Libellulidae	0,045	0,043	0,166	0,016	0,164	-0,038	-0,101	-0,140	-0,191	0,051	0,022	-0,136	-0,135	0,015	0,020	-0,028	-0,095	-0,096	0,065
Sphaeriidae	-0,084	-0,249	0,174	-0,017	-0,090	-0,075	-0,073	-0,077	-0,016	-0,223	0,284	0,088	-0,016	0,044	0,070	0,219	0,122	0,183	0,139
Leptophlebiidae	0,315	0,085	-0,322	0,035	-0,100	-0,081	-0,118	-0,118	-0,294	0,351	-0,190	-0,098	-0,199	-0,040	-0,101	-0,001	-0,099	-0,134	-0,132
Dytiscidae	-0,170	-0,251	0,153	0,047	0,035	-0,182	0,022	0,015	0,172	-0,331	0,169	-0,073	-0,004	-0,030	-0,093	0,003	0,081	0,136	0,089
Belostomidae	0,088	-0,087	-0,012	0,157	-0,052	0,050	0,105	0,101	0,184	0,093	-0,005	-0,084	-0,029	0,069	-0,136	-0,021	0,209	0,113	0,046
Chrysomelidae	0,079	0,144	0,067	-0,061	0,069	0,005	-0,101	-0,061	-0,057	0,075	0,017	-0,023	-0,011	-0,063	-0,113	-0,147	-0,067	-0,065	-0,106
Coenagrionidae	-0,275	0,235	0,424	0,229	0,181	0,020	0,059	0,031	-0,147	-0,137	0,046	-0,153	-0,069	0,167	-0,001	-0,036	-0,046	-0,045	0,076
Perlidae	0,304	0,141	-0,393	0,050	-0,100	0,114	0,045	0,024	-0,067	0,306	-0,261	-0,012	0,022	0,018	-0,061	-0,017	-0,085	-0,082	-0,085
Gyrinidae	0,316	-0,161	-0,401	-0,024	-0,152	0,026	-0,091	-0,091	-0,105	0,326	-0,287	-0,045	-0,023	-0,129	-0,069	-0,064	-0,064	-0,012	-0,027
Elmidae	0,029	0,130	0,007	0,104	0,188	0,026	-0,066	-0,065	-0,143	-0,046	0,077	-0,061	-0,053	-0,063	-0,064	0,069	-0,152	-0,197	0,047
Hydropsychidae	0,194	0,125	-0,028	-0,243	-0,009	-0,017	-0,086	-0,081	-0,211	0,304	-0,100	-0,115	-0,168	0,073	0,038	0,099	0,126	-0,073	-0,042
Naucoridae	-0,010	-0,124	0,148	-0,088	-0,025	-0,020	0,133	0,117	0,112	-0,436	0,247	0,145	0,024	-0,002	0,093	0,064	0,055	0,214	0,149
Nepidae	-0,111	-0,188	0,129	-0,091	-0,105	-0,174	-0,130	-0,168	-0,009	-0,012	-0,017	0,150	0,102	-0,007	0,092	0,049	0,134	0,140	-0,021
Blattoptères	-0,068	-0,349	-0,111	0,017	-0,022	-0,200	-0,271	-0,254	-0,112	0,056	-0,107	-0,008	-0,088	0,083	-0,058	0,066	0,078	0,008	-0,025
Limnephilidae	0,053	0,205	-0,073	0,053	0,075	-0,016	-0,087	-0,087	-0,147	0,194	-0,024	-0,002	-0,015	-0,032	-0,036	0,016	-0,117	-0,167	-0,010
Corduliidae	-0,054	-0,025	0,070	0,173	-0,083	0,002	-0,035	-0,055	-0,054	-0,030	0,006	0,153	0,091	0,198	0,146	0,023	0,092	0,096	-0,015
Gerridae	0,144	-0,356	-0,320	-0,195	-0,231	-0,010	-0,282	-0,280	-0,123	0,114	-0,139	0,014	-0,072	-0,028	-0,081	-0,101	-0,097	-0,054	-0,136

Satur = saturation en oxygène ; Alti = altitude ; pH= potentiel d'hydrogène ; Dist= distance à la source ; V= vitesse du courant ; Larg= largeur du lit ; Prof= profondeur de l'eau ; Phos = orthophosphates ; Nitra= nitrates ; Lum= luminosité incidente ; TDS= solides totaux dissous ; Cond= conductivité électrique ; Mang= manganèse ; Coul = couleur ; Sali= salinité ; MES= matières en suspension ; Turb= turbidité ; Duret= dureté totale ; Alca= alcalinité.

La Figure 65 est le résultat d'analyse directe de redondance canonique montrant les relations entre les taxons des macroinvertébrés benthiques et les variables environnementales en projection graphique suivant deux axes principaux (F1= 46,20 % et F2= 14,00 %) pour une variance totale cumulée de 60,20 %. Une permutation de 499 de Monte Carlo a été effectuée pour déterminer si le décalage spatial des indices est significatif. Suivant l'axe F1 en coordonnées positives, les Noteridae, Hydrophilidae, Dytiscidae et Chironomidae sont fortement influencés par la conductivité électrique, les solides totaux dissous, la salinité et la luminosité. En coordonnées négatives, les Atyidae, Heptageniidae, Calopterygidae, Gyrinidae, Veliidae, Leptophlebiidae, Perlidae et Calopterigidae sont fortement influencés par la saturation de l'eau en oxygène et l'altitude. Suivant le second axe principal (F2) et en coordonnées positives, les Syrphidae, Ecnomidae, Belostomatidae, Culicidae, Tipulidae et Limoniidae sont influencés par le pH et la distance à la source. En coordonnées négatives, il y a une influence des températures de l'eau et de l'air sur les Nepidae, Blattoptères, Corduliidae et les Sphaeriidae.

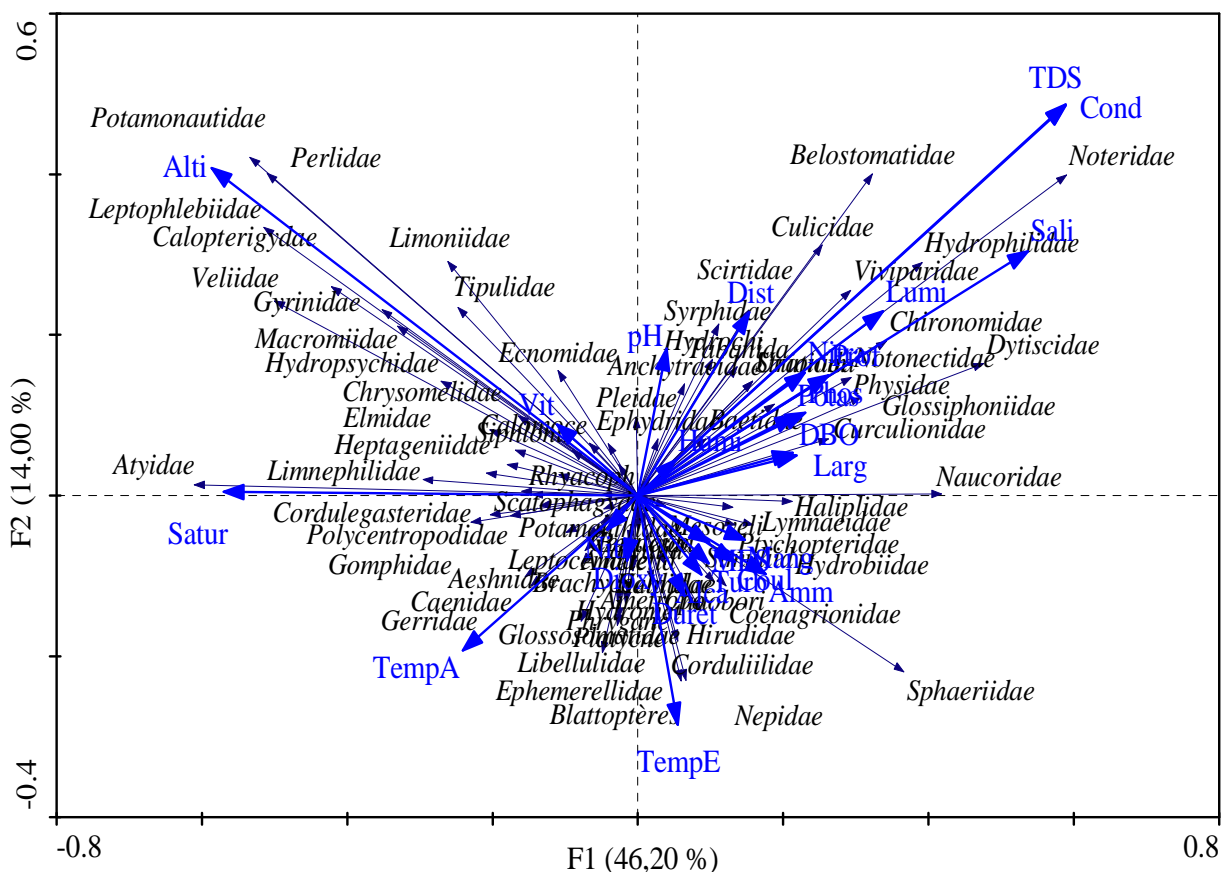


Figure 65: Analyse de redondance canonique montrant l'influence des principales variables environnementales sur les abondances des principaux taxons de MIB pendant la période d'étude. Satur = saturation en oxygène ; Nitr = nitrites ; TempA = température de l'air ; TempE

= température de l'eau ; Alti = altitude ; pH = potentiel d'hydrogène ; Hum = humidité de l'air ; Dist = distance à la source ; Dioxyd = dioxyde de carbone ; Vit = vitesse du courant ; Larg = largeur du lit ; Prof = profondeur de l'eau ; Phos = orthophosphates ; Nitra = nitrates ; Lum = luminosité incidente ; Potas = potassium ; TDS = solides totaux dissous ; Cond= conductivité électrique ; Mang = manganèse ; Amm = ammonium ; Coul = couleur ; Sali = salinité ; MES = matières en suspension ; Turb = turbidité ; Duret = dureté totale ; DBO₅ = demande biochimique en oxygène.

III.1.7.4. Influence des paramètres environnementaux sur les groupes trophiques

Le tableau XIV ci-dessous présente les coefficients de corrélation r de Spearman au seuil de 0,05. Les collecteurs ont été positivement et significativement corrélés à la température de l'eau ($r = 0,156$), la vitesse du courant ($r = 0,195$) et la teneur de l'eau en oxygène ($r = 0,155$), mais négativement et significativement corrélés à la turbidité de l'eau ($r = -0,180$), aux matières en suspension ($r = 0,201$) et à la salinité ($r = -0,240$). Les filtreurs ont été significativement et positivement corrélés aux variables luminosité incidente ($r = 0,219$), manganèse ($r = 0,230$) et phosphate ($r = 0,220$), mais négativement à la distance à la source ($r = -0,189$) et la saturation en oxygène ($r = -0,269$). Seule une corrélation positive et significative a été observée entre les filtreurs et la vitesse d'écoulement des eaux ($r = 0,187$). Des corrélations significatives et positives ont été observées entre les omnivores et l'altitude ($r = 0,221$), la saturation de l'eau en oxygène ($r = 0,194$) et négatives entre la luminosité ($r = -0,186$) et la couleur de l'eau ($r = -0,245$). Quant aux prédateurs, ils ont été significativement et positivement corrélés à la demande biochimique en oxygène ($r = 0,159$) mais négativement au taux d'humidité de l'air ($r = -0,191$). Des corrélations positives et significatives ont été observées entre les abondances des racleurs et les variables altitude ($r = 0,167$) et saturation de l'eau en oxygène ($r = 0,336$). En même temps, des corrélations négatives et significatives ont été observées entre ces racleurs et la luminosité ($r = -0,301$), la salinité ($r = -0,327$), les nitrites ($r = -0,160$), les nitrates ($r = -0,160$) et les orthophosphates ($r = -0,194$).

Tableau XIV: Matrice de corrélation de Spearman entre les groupes trophiques et les variables environnementales. Les valeurs en gras sont significatifs au seuil de 5%.

Variables	Collecteurs	Déchetteurs	Filtreurs	Herbivores	Omnivores	Prédateurs	Racleurs
Altitude (m)	0,108	0,129	-0,140	0,074	0,221	0,036	0,167
Distance à la source (m)	0,151	-0,220	-0,189	0,095	0,118	0,139	0,000
Luminosité (Lux)	0,009	-0,260	0,219	0,037	-0,186	0,133	-0,301
Humidité (%)	0,067	-0,083	-0,005	0,142	0,008	-0,191	-0,031
Température air (°C)	-0,087	0,094	-0,146	-0,047	0,093	0,045	0,181
Température de l'eau (°C)	-0,156	-0,103	-0,009	-0,090	-0,044	-0,121	-0,101
Potentiel d'hydrogène (UC)	0,051	-0,097	-0,068	0,017	0,046	0,085	-0,031
Conductivité électrique (µS/cm)	0,016	-0,088	-0,014	-0,079	0,072	0,142	-0,108
Solides totaux dissous (mg/l)	0,007	-0,077	-0,018	-0,043	0,077	0,114	-0,118
Salinité (mg/l)	-0,240	-0,146	0,000	-0,069	-0,108	0,116	-0,327
Saturation en Oxygène (%)	0,100	0,098	-0,269	0,045	0,194	-0,069	0,336
Oxygène dissous (mg/l)	0,155	0,086	-0,252	0,106	0,205	-0,055	0,329
Couleur (Pt-Co)	-0,032	-0,065	0,281	0,000	-0,245	0,070	-0,366
Turbidité (FAU)	-0,180	-0,045	0,086	-0,034	-0,067	-0,009	-0,117
Matières en suspension (mg/l)	-0,201	-0,081	0,004	-0,034	-0,063	0,111	-0,128
Alcalinité (mg/l CaCO ₃)	0,016	0,023	0,038	-0,075	-0,089	-0,093	0,017
Dureté totale (mg/l CaCO ₃)	-0,067	-0,004	0,050	-0,095	0,075	-0,105	0,046
Potassium (mg/l K)	-0,076	-0,095	0,152	-0,142	-0,078	0,088	-0,125
Manganèse (mg/l Mn)	0,091	-0,014	0,230	-0,132	-0,065	0,009	-0,117
Nitrites (mg/l NO ₂)	-0,091	-0,080	0,010	0,105	-0,005	0,024	-0,160
Nitrates (mg/l NO ₃)	0,079	-0,010	0,137	-0,036	-0,030	0,136	-0,175
Ammonium (mg/l NH ₃)	-0,090	-0,080	0,116	0,108	-0,022	-0,061	-0,135
Orthophosphates (mg/l PO ₄)	-0,115	-0,073	0,220	-0,029	-0,022	0,123	-0,194
Dioxyde de carbone (mg/l)	0,001	-0,027	0,036	-0,051	0,021	-0,007	0,014
DBO ₅ (mg/l O ₂)	0,133	-0,027	0,124	-0,121	0,033	0,159	-0,104
Vitesse de l'eau (m/s)	0,195	-0,016	0,084	0,187	0,082	0,075	0,054
Largeur du lit (m)	0,140	0,001	0,019	-0,077	-0,057	0,065	-0,089
Profondeur d'eau (m)	0,018	-0,092	-0,067	0,040	-0,144	-0,111	-0,012

La Figure 66 est le résultat d'analyse direct de redondance canonique entre les groupes trophiques et les variables environnementales après une permutation de 499 de Monte Carlo (pour déterminer si la définition du décalage spatial des indices est significative) et projeté graphiquement suivant deux axes principaux (F1= 53,90 % et F2= 18,20 %) pour une variance totale cumulée de 72,10 %. Suivant l'axe F1 en coordonnées positives, les filtreurs sont fortement influencés par la conductivité électrique de l'eau, les solides totaux dissous, les orthophosphates et le potassium. En coordonnées négatives, les déchetteurs, les omnivores, les herbivores et les racleurs sont fortement influencés par la saturation de l'eau en oxygène dissous et l'altitude. Suivant le second axe principal (F2), seules les coordonnées négatives disposent des informations sur les groupes trophiques. Il y a une influence forte de la vitesse de

courant, de la demande biologique en oxygène, de nitrates et de luminosité sur les prédateurs et les collecteurs.

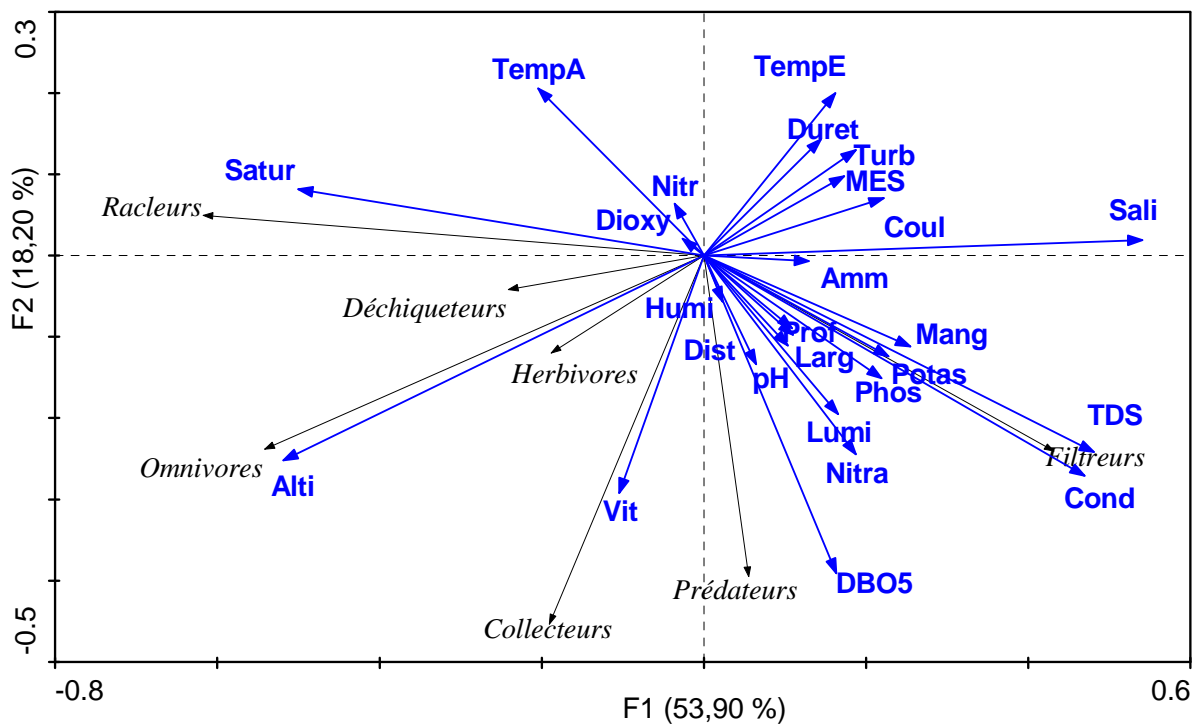


Figure 66: Analyse de redondance canonique montrant l'influence des principales variables environnementales sur la distribution des abondances des groupes trophiques pendant la période d'étude.

III.1.7.5. Influence des paramètres environnementaux sur les indices biocénotiques

Le tableau XV présente la matrice de coefficients de corrélation entre les variables environnementales et les indices biocénotiques. En effet, la richesse taxonomique S a été significativement et positivement corrélée à l'altitude ($r = 0,208$) et négativement à la température de l'eau ($r = -0,193$), la salinité ($r = -0,270$), MES ($r = -0,164$), nitrites ($r = -0,188$) et ammonium ($r = -0,158$). L'abondance des MIB a été positivement et significativement corrélée à la distance à la source ($r = 0,153$), la conductivité électrique ($r = 0,181$) et les solides totaux dissous ($r = 0,159$). Des corrélations significatives et négatives ont été observées entre l'indice de diversité H' de Shannon & Weaver et les variables pH ($r = -0,119$), conductivité électrique ($r = -0,330$), solides totaux dissous ($r = -0,340$) et la salinité ($r = -0,193$). L'indice de Hill ($N2/N1$) a été positivement et significativement corrélé aux orthophosphates ($r = 0,153$), à l'ammonium ($r = 0,159$) et à la couleur ($r = 0,162$). Des corrélations positives et négatives ont été observées entre l'indice de Pielou et les paramètres conductivité électrique ($r = -0,242$), solides totaux dissous ($r = -0,225$) et distance à la source ($r = -0,200$).

Tableau XV: Matrice de corrélation de Spearman entre les indices biocénétiques et les variables environnementales. Les valeurs en gras sont significatifs au seuil de 5%.

Variabiles	Diversité N2	Diversité N1	N2/N1	Taxons	H'	Log ₂ S	J	Variance	N
Altitude (m)	0,096	0,128	-0,099	0,208	0,128	0,208	0,071	0,027	0,066
Distance à la source (m)	-0,159	-0,140	-0,060	0,016	-0,140	0,016	-0,200	0,166	0,153
Luminosité (Lux)	-0,021	-0,073	0,130	-0,127	-0,073	-0,127	-0,038	-0,005	-0,014
Humidité (%)	0,023	0,008	0,035	-0,067	0,008	-0,067	0,029	-0,050	-0,060
Température air (°C)	-0,037	-0,013	-0,057	0,062	-0,013	0,062	-0,038	0,011	0,010
Température de l'eau (°C)	-0,044	-0,111	0,105	-0,193	-0,111	-0,193	0,065	-0,117	-0,150
Potentiel d'hydrogène (UC)	-0,173	-0,199	-0,018	-0,109	-0,199	-0,109	-0,150	0,112	0,078
Conductivité électrique (µS/cm)	-0,306	-0,330	-0,033	-0,122	-0,330	-0,122	-0,242	0,234	0,181
Solides totaux dissous (mg/l)	-0,301	-0,340	-0,006	-0,150	-0,340	-0,150	-0,225	0,212	0,159
Salinité (mg/l)	-0,117	-0,193	0,175	-0,270	-0,193	-0,270	-0,035	-0,009	-0,041
Saturation en Oxygène (%)	-0,056	-0,020	-0,107	0,096	-0,020	0,096	-0,077	0,083	0,077
Oxygène dissous (mg/l)	-0,063	-0,033	-0,111	0,106	-0,033	0,106	-0,083	0,107	0,105
Couleur (Pt-Co)	0,133	0,077	0,162	-0,061	0,077	-0,061	0,168	-0,161	-0,128
Turbidité (FAU)	0,026	-0,020	0,103	-0,090	-0,020	-0,090	0,072	-0,058	-0,064
Matières en suspension (mg/l)	-0,090	-0,144	0,103	-0,164	-0,144	-0,164	-0,033	0,024	0,000
Alcalinité (mg/l CaCO ₃)	-0,032	-0,003	-0,058	0,027	-0,003	0,027	-0,015	-0,017	-0,041
Dureté totale (mg/l CaCO ₃)	-0,066	-0,063	-0,009	-0,014	-0,063	-0,014	-0,022	0,008	-0,017
Potassium (mg/l K)	-0,080	-0,100	0,023	-0,050	-0,100	-0,050	-0,070	0,051	0,020
Manganèse (mg/l Mn)	0,119	0,121	0,012	0,067	0,121	0,067	0,077	-0,021	0,001
Nitrites (mg/l NO ₂)	-0,038	-0,092	0,116	-0,188	-0,092	-0,188	0,018	-0,060	-0,087
Nitrates (mg/l NO ₃)	0,017	0,012	0,034	-0,041	0,012	-0,041	0,015	0,004	-0,002
Ammonium (mg/l NH ₃)	-0,017	-0,091	0,159	-0,158	-0,091	-0,158	0,057	-0,095	-0,106
Orthophosphates (mg/l PO ₄)	0,021	-0,026	0,153	-0,113	-0,026	-0,113	0,062	-0,046	-0,038
Dioxyde de carbone (mg/l)	-0,057	-0,091	0,003	-0,050	-0,091	-0,050	-0,039	0,047	0,036
DBO ₅ (mg/l O ₂)	-0,043	-0,007	-0,017	0,027	-0,007	0,027	-0,078	0,088	0,095
Vitesse de l'eau (m/s)	0,044	0,022	0,037	0,093	0,022	0,093	0,004	0,098	0,149
Largeur du lit (m)	0,092	0,069	0,092	0,025	0,069	0,025	0,088	-0,019	0,026
Profondeur d'eau (m)	0,018	0,022	-0,040	0,040	0,022	0,040	-0,001	0,015	0,019

La Figure 67 est le résultat d'analyse direct de redondance canonique montrant l'influence des variables environnementales sur les indices biocénétiques et projeté graphiquement après permutation de Monte Carlo de 499 (pour déterminer si la définition du décalage spatial des indices est significative) sur deux axes principaux (F1= 89,20 % et F2= 10,00 %) pour une variance totale cumulée de 99,2 %. Suivant l'axe F1 en coordonnées positives, l'indice N2/N1 de Hill est fortement influencé par les orthophosphates, l'ammonium et la couleur. En coordonnées négatives, les abondances absolues et la variance sont fortement influencées par la saturation de l'eau en oxygène dissous, la conductivité électrique, les solides totaux dissous et la luminosité incidente. Suivant le second axe principal (F2), seules les coordonnées négatives présentent les informations sur les indices biocénétiques. La richesse

taxonomique théorique, la richesse taxonomique calculée, l'indice de diversité de Shannon & Weaver, les diversités N2 et N1 sont influencés par la vitesse du courant, l'altitude, le manganèse et la largeur du lit.

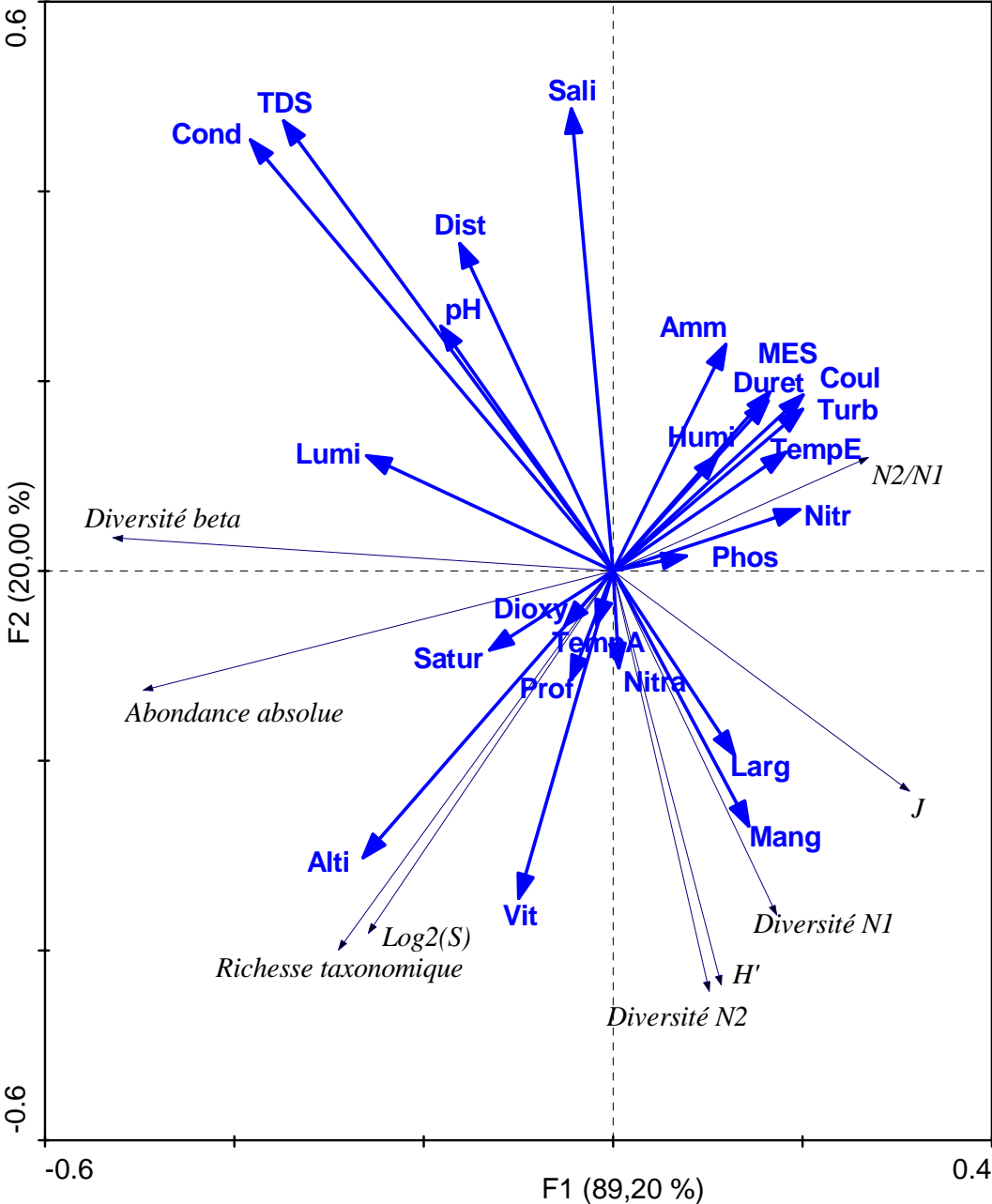


Figure 67: Analyse de redondance canonique montrant l'influence de principales variables environnementales sur les indices de diversité pendant la période d'étude.

III.1.8. Biotypologie des stations

III.1.8.1. Carte neuronale basée sur les macroinvertébrés benthiques non associés à la litière

L'utilisation de la carte de Kohonen à 167 échantillons des variables biologiques prélevées dans 13 stations a permis de dresser une carte neuronale de Kohonen de 72 cellules à partir de la matrice de 9 lignes et 8 colonnes dont l'erreur topographique est de 0,000. Cette carte a permis de distinguer 4 groupes de stations en fonction des contributions des taxons (Tableau XVI).

Tableau XVI: Matrice de sélection de la carte de Kohonen à partir des erreurs de quantification et de topographie (en gras, la combinaison liée à notre étude).

Cartes	Erreurs quantitatives	Erreurs topographiques
7X7 = 49	1,269	0,000
7X8 = 56	1,249	0,000
8X7 = 56	1,235	0,012
8X8 = 64	1,233	0,024
9X8 = 72	1,241	0,000
8X9 = 72	1,244	0,000

Les Figures 68 et 69 ci-dessous présentent la classification hiérarchique ascendante et l'ordination des 167 échantillons biologiques en 72 (9 x 8) cellules de quatre groupes définis par la carte neuronale (SOM). Le groupe I (G I) est constitué de 31 cellules caractérisées par 65 échantillons appartenant principalement aux stations AN2, NM, K1, A, N et OB, le groupe II (G II) de 23 cellules caractérisées par 57 échantillons correspondant essentiellement aux échantillons des stations K3, ON, Z et C et le groupe III (G III) de 12 cellules caractérisées par 25 échantillons appartenant aux stations IM et K2. Quant au Groupe IV (G IV), il est composé de 6 cellules caractérisées par 20 échantillons provenant principalement des stations AN1, K1 et NM.

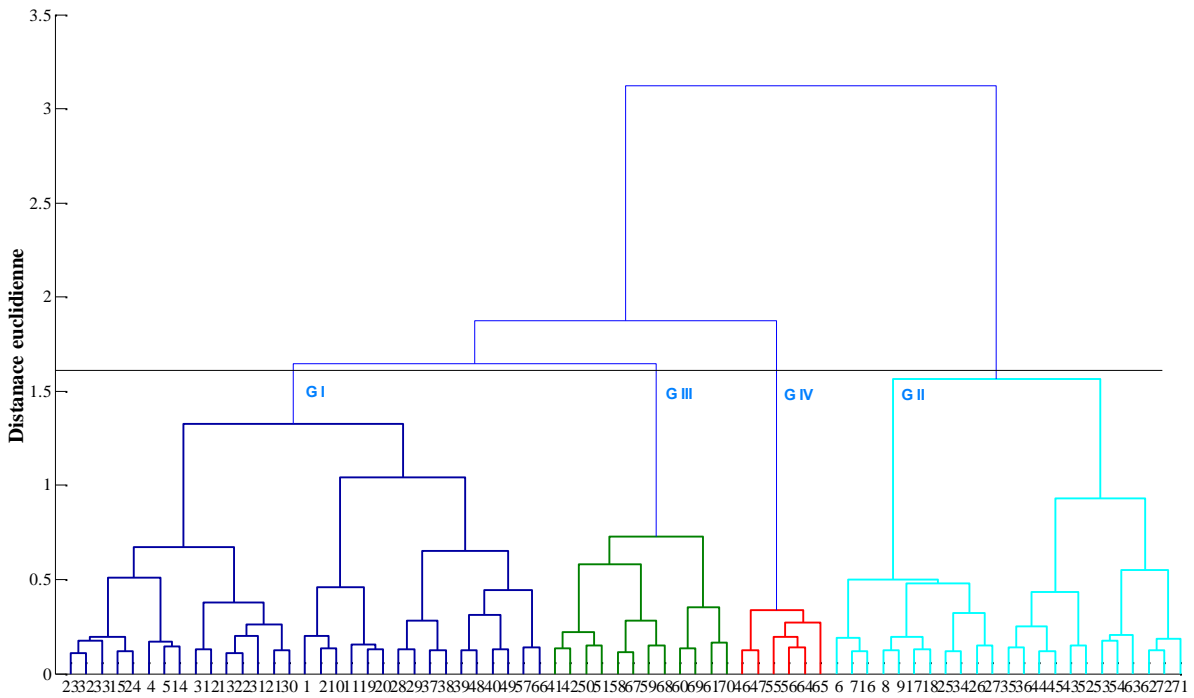


Figure 68: Classification hiérarchique ascendante des échantillons biologiques collectés pendant la période d'étude.

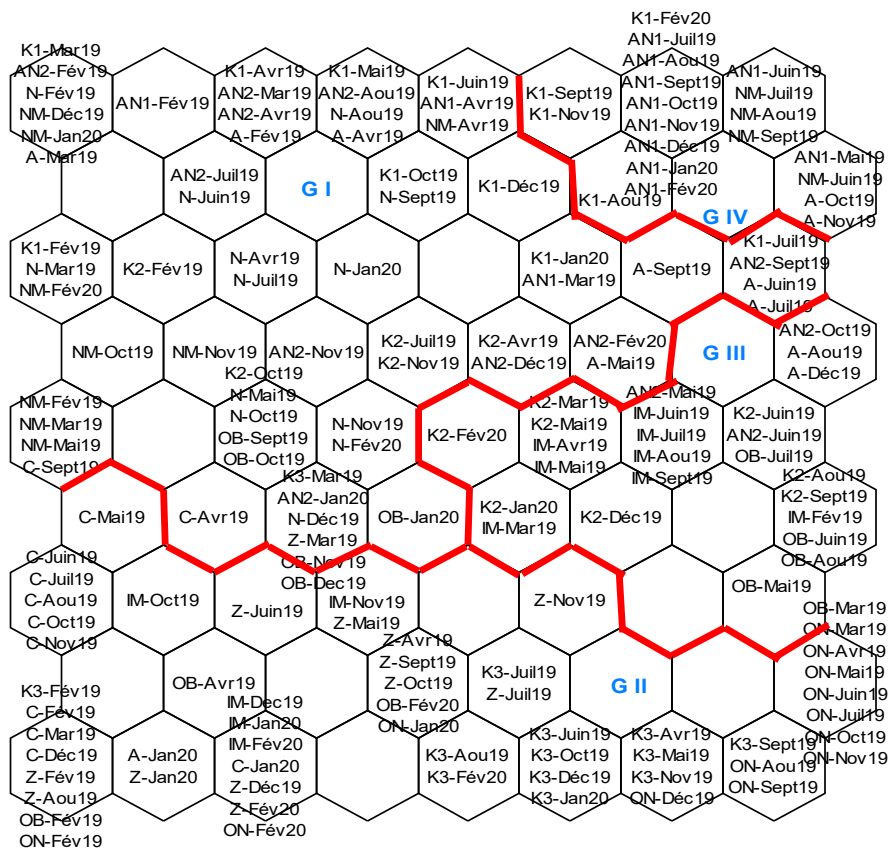


Figure 69: Ordination des échantillons et identification des groupes selon la SOM

La carte neuronale (Figure 70) montre la contribution de chaque variable environnementale dans les différents groupes formés par la SOM. Les cellules foncées désignent des valeurs élevées et donc, de fortes contributions du taxon, tandis que les cellules claires indiquent de faibles valeurs et donc, de faibles contributions du taxon. La barre d'échelle indique le poids vertical et les nombres à droite, le poids de la variable. Ainsi, les Hirudidae, Atyidae, Valvatidae, Haliplidae, Spercheidae, Hydroscaphidae, Elmidae, Hygrobiidae, Ceratopogonidae, Gerridae, Pleidae, Anthomyidae, Aeshnidae, Platycnemididae, Cordulegasteridae, Siphonuriidae, Ephemerellidae, Amelitidae, Potamanthidae, Calomoceratidae, Polycentropodidae, Brachycentridae, Bereidae, Limnephilidae, Leptoceridae, Glossosomatidae et Blattoptères forment le groupe G I. Le groupe G II est constitué des Anchytraeidae, Glossiphonidae, Physidae, Viviparidae, Limnaeidae, Noteridae, Haliplidae, Dytiscidae, Spercheidae, Curculionidae, Chironomidae, Ptychopteridae, Syrphidae, Tabanidae, Ceratopogonidae, Chaoboridae, Simuliidae, Stratiomyidae, Culidae, Ephydriidae, Naucoridae, Nepidae, Notonectidae, Gerridae, Hydrometridae, Belostomatidae, Libellulidae, Cordulidae, Coenagrionidae, Baetidae, Ecnomidae, Blattoptères. Quant au groupe G III, il est composé des Planariidae, Glossiphonidae, Hydrobiidae, Haliplidae, Hydraenidae, Dolichopodidae, Ceratopogonidae, Nepidae, Mesoveliidae, Hebridae, Saldidae, Libellulidae, Gomphidae, Cordulidae, Coenagrionidae, Caenidae, Baetidae, Tricorythidae, Ametropodidae, Hydropsychidae, Glossosomatidae et Phryganeidae. Les Lumbricidae, Haplotaxidae, Atyidae, Potamonautidae, Gyrinidae, Dryopidae, Chrysomelidae, Limoniidae, Veliidae, Calopterygidae, Gomphidae, Macromiidae, Lestidae, Ecnomidae et Hydropsychidae forment le groupe G IV.

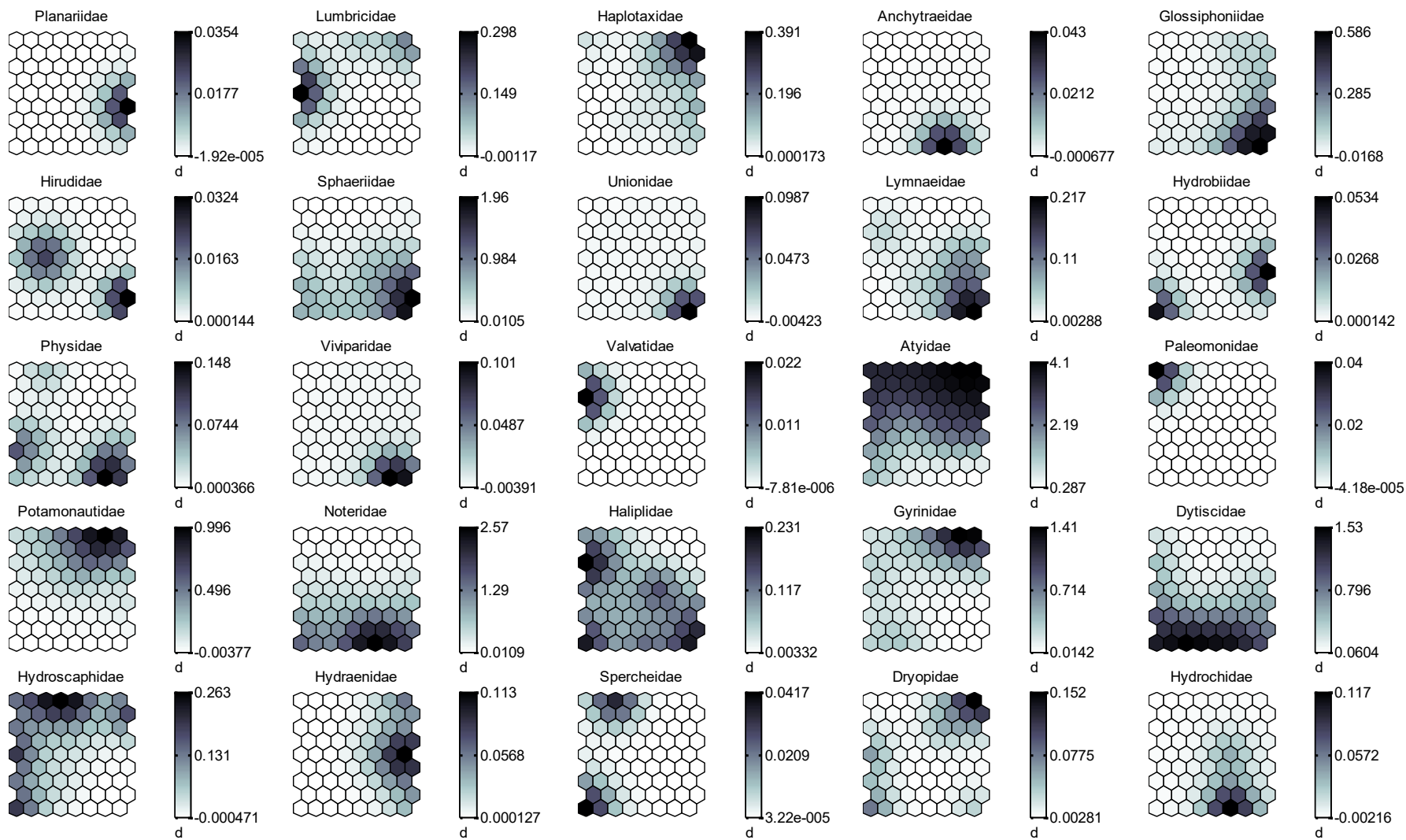


Figure 70: Contributions de chaque variable biologique dans chaque groupe défini par la carte neuronale

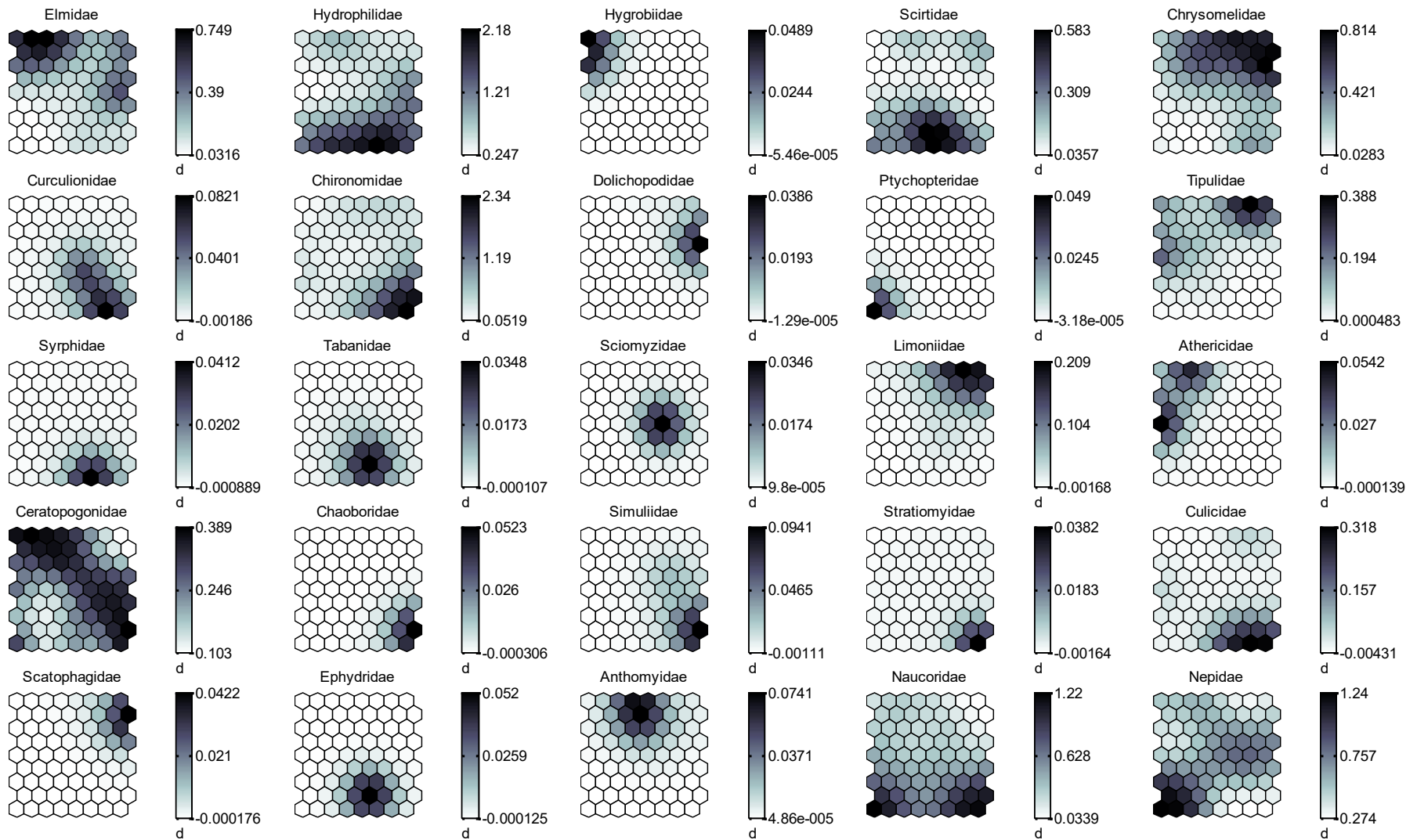


Figure 70: Contributions de chaque variable biologique dans chaque groupe défini par la carte neuronale (suite)

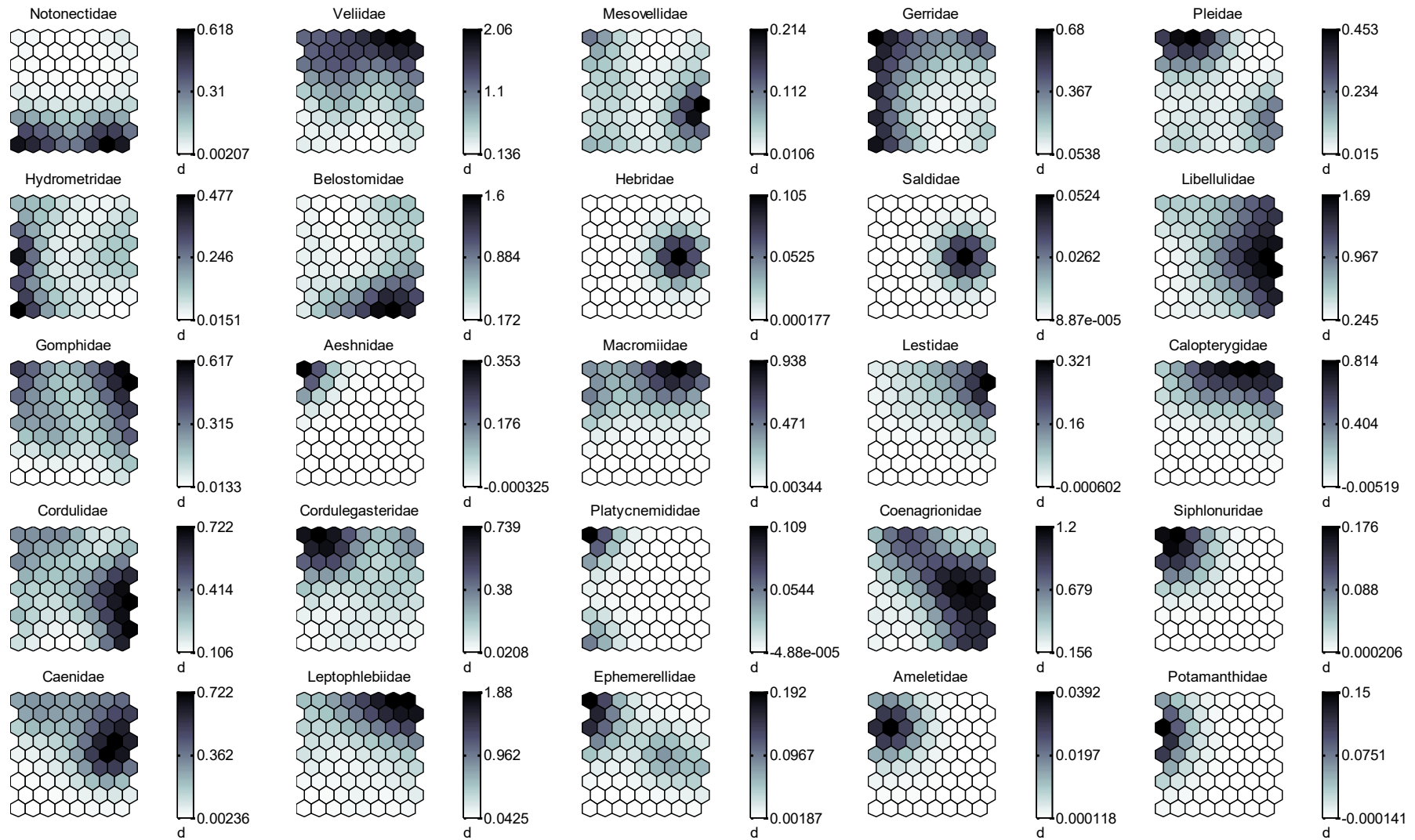


Figure 70: Contributions de chaque variable biologique dans chaque groupe défini par la carte neuronale (suite)

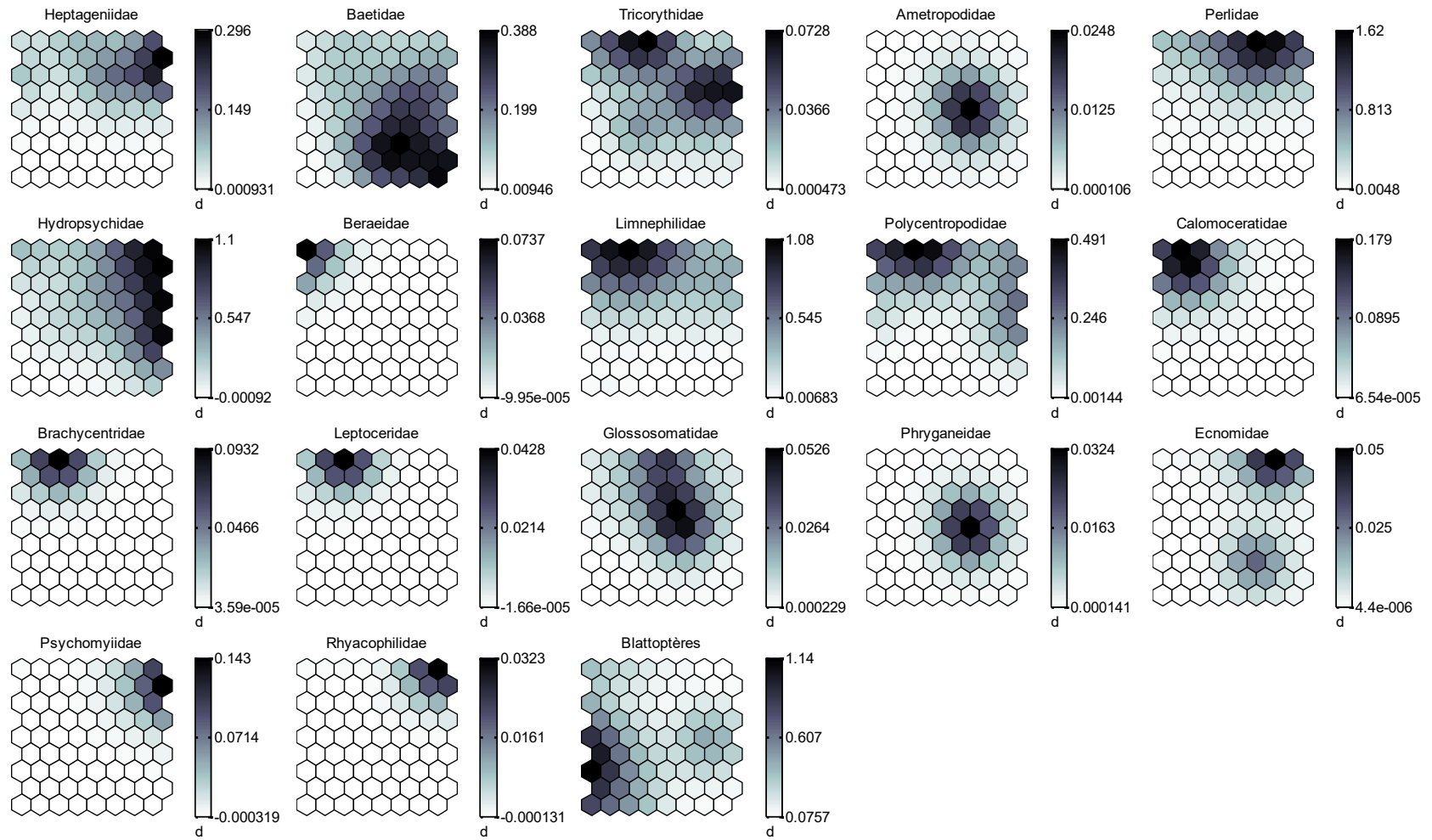


Figure 70: Contributions de chaque variable biologique dans chaque groupe défini par la carte neuronale (fin)

III.1.8.2. Taxons caractéristiques des groupes formés par la SOM

La Figure 71 présente les résultats de l'analyse factorielle discriminante effectuée sur 167 échantillons et 93 variables biologiques (taxons). Ces résultats expliquent 81,60 % d'informations dont 57,72 % suivant le premier axe et 23,88 % pour le second. Le cercle de corrélation (Figure 71A) montre que les variables biologiques contribuent beaucoup plus à discriminer les groupes GII, GIII et GIV que le groupe GI (voir Figure 71B). En effet, les Naucoridae, Dytiscidae, Hydrophilidae, Chironomidae, Belostomidae, Notonectidae, Noteridae ou les Scirtidae caractérisent le groupe GII bien distinct du groupe GIII comprenant les Phryganeidae, Ceratopogonidae, Libellulidae ou les Coenagrionidae et du groupe GIV composé des Velliidae, Perlidae, Macromiidae, Haplotaxidae, Atyidae, Leptophlebiidae, Gyrimidae ou Limoniidae. Le groupe GI comprend entre autre les Glossosomatidae, Viviparidae, Cordulegasteridae, Nepidae ou les Brachycentridae.

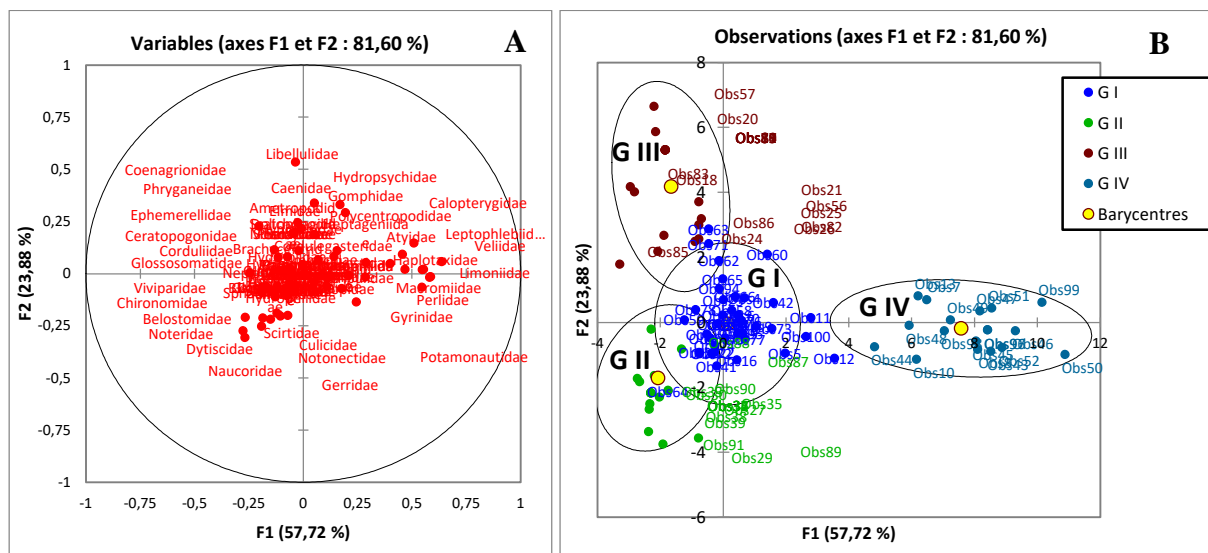


Figure 71: Analyse factorielle discriminante des MIB (A) et leur distribution dans les groupes selon la SOM (B).

III.1.8.3. Identification des taxons indicateurs par la méthode *Individual Value* (IndVal) des MIB non associés à la litière

Les espèces indicatrices des différents types de stations ont été identifiées à l'aide de l'indice de valeur indicatrice IndVal (Dufrêne & Legendre, 1997). Ainsi, quatre groupes ont été définis dont le Groupe I (faible profondeur, écoulement lent, composés azotés, orthophosphates et substrat sableux/rocheux), le Groupe II (écoulement assez rapide, température basse et riche en oxygène substrat sableux), le Groupe III (substrat sableux/vaseux, très faible en composés

azotés) et le Groupe IV (écoulement assez rapide, température faible et riche en oxygène substrat rocheux). Après avoir préétabli des groupes à partir des paramètres environnementaux (profondeur, vitesse d'écoulement, composés azotés, composés phosphatés, température de l'eau, oxygène dissous, type de substrat et luminosité) ordonnés par l'analyse en classification hiérarchique ascendante, l'indice est calculé sous le postulat qu'un taxon indicateur est spécifique (c'est-à-dire trouvé majoritairement dans un seul groupe) et fidèle (c'est-à-dire présent dans la plupart des sites de ce groupe) lorsque ces deux paramètres sont maximaux. Sur un total de 93 familles, seules 7 ont été identifiées comme bioindicateurs.

Au seuil de 5 %, dans la première partition considérée comme la partition des taxons spécialistes, 3 taxons indicateurs ont été identifiés (Tableau XVII). Il s'agit de des Scirtidae (47,8 %) pour le groupe GII (K3, ON, Z et C), des Glossosomatidae (46,3 %) et des Viviparidae (30,9 %) pour le groupe GI (AN2, NM, K1, A, N et OB) caractérisé par la vitesse, la profondeur, la largeur et le substrat sableux/vaseux. Il n'y a pas de taxons indicateurs spécifiques pour le groupe GIII (IM et K2) et le groupe GIV (AN1, K1 et NM) au seuil de significativité de 5%. En effet, tous les taxons ont des valeurs IndVal inférieures à 25 % et la valeur de *P* du test de Student n'est pas significative. Ainsi, avec un indice IndVal de 47,8% et une *P* = 0,047, les Scirtidae passent pour les seuls indicateurs des milieux riches en minéraux (composés azotés et phosphatés) où le substrat dominant est de type sableux/vaseux. Deux (2) taxons, les Glossosomatidae (46,3% IndVal ; *P* = 0,020) et les Viviparidae (30,9% IndVal ; *P* = 0,015), caractérisent les milieux sableux/rocheux influencés par les paramètres hydrologiques (vitesse d'écoulement, largeur du lit et profondeur de l'eau élevées).

Tableau XVII: Valeurs de spécificité, de fidélité, d'IndVal et de significativité (*p*) des espèces indicatrices de milieux spécifiques.

Familles	Spécificité (A)	Fidélité (B)	Valeur IndVal	<i>P</i>	Groupe ou association de groupes	Milieux
Scirtidae	0,5705	0,4000	47,8 %	0,047 *	GII (stations K3, ON, Z et C)	Sable/vase, azote, orthophosphates, turbidité
Glossosomatidae	0,75154	0,28571	46,3 %	0,020 *	GI (stations AN2, NM, K1, A, N et OB)	Sable/roche, largeur, profondeur, vitesse
Viviparidae	1,00000	0,09524	30,9 %	0,015 *		

Seuil de significativité du test de Student : 0,05 ‘*’

Au seuil de significativité de 5%, dans la deuxième partition où les groupes sont associés c'est-à-dire partition des généralistes, 4 familles sont indicatrices de milieux associés.

Ainsi, l'association des groupes GII et GIII largement influencés par les stations du cours d'eau Kongolo est favorable à l'épanouissement de Chironomidae (61,4% et $P = 0,035$). L'association des groupes GI, GII et GIII, caractérisés par le substrat sableux/vaseux et les éléments minéraux, permet de classer les Blattoptères (56,9% IndVal, $P = 0,035$) comme meilleurs indicateurs alors que les Coenagrionidae (68,8% IndVal, $P = 0,010$) et les Baetidae (49,1% IndVal, $P = 0,019$) prolifèrent dans les milieux à faible luminosité et fort taux d'humidité (GII, GIII et GIV) (Tableau XVIII).

Tableau XVIII: Valeurs de spécificité, de fidélité, d'IndVal et de significativité (p) des taxons indicateurs des milieux vaseux à sableux.

Familles	Spécificité (A)	Fidélité (B)	Valeurs IndVal	P	Groupe ou association de groupes
Chironomidae	0,6878	0,5484	61,4 %	0,035 *	GII+GIII (influencé par les stations du Kongolo)
Blattoptères	0,9351	0,3462	56,9 %	0,035 *	GI+GII+GIII (minéraux, sable/vase)
Coenagrionidae	0,8264	0,5735	68,8 %	0,010 **	GII+GIII+GIV (luminosité faible, humidité élevée)
Baetidae	0,9101	0,2647	49,1 %	0,019 *	

Seuil de significativité du test de Student : 0,05 '*' et 0,01 '**'

III.1.9. Processus de décomposition de la litière

L'étude du processus de la décomposition de la litière s'est déroulée entre février et août 2020. En effet, l'étude s'est effectuée du 22 février au 09 mars 2020 dans les cours d'eau Kongolo et Nloumou, et du 08 au 23 août 2020 dans les cours d'eau Ossoe-Nkoro, Zoetoupsi, Akoumbegue, Nsoe-Mekok et Ibe-Mfeme. Dans le processus d'estimation du taux et de la vitesse de décomposition, certaines variables abiotiques ont été mesurées. Les macroinvertébrés benthiques et les hyphomycètes aquatiques associés à la litière de *Funtumia africana* ont été collectés et identifiés. Les variables abiotiques et biotiques sont présentées ci-dessous.

III.1.9.1. Variables abiotiques associés à la litière

Dans le cadre de cette expérience, les variables considérées sont la température de l'air, la luminosité incidente, l'humidité de l'air, la température de l'eau, le pH, la conductivité électrique, les solides totaux dissous, la teneur de l'eau en oxygène et la salinité. Les valeurs mesurées sont consignées dans le tableau XIX.

Tableau XIX: Variables abiotiques dans le processus de décomposition de la litière dans les cours d'eau pendant 15 jours d'exposition.

Stations	Temps	TempA	Hum	Lum	TempE	pH	Cond	TDS	Oxyg (%)	Oxyg	Sal
K1	ti	31,8	67	1199	26,2	6,38	32,3	16,3	87	7,3	0,02
	tf	26,2	80,2	189	22,6	5,01	30,3	15,2	86,6	7,6	0,02
K2	ti	35	58,3	23670	27,7	5,95	28,6	14,3	80,5	6,6	0,02
	tf	28,5	60,9	96720	23,7	4,82	38,6	19,4	75,7	6,8	0,03
K3	ti	28,1	77,5	19024	25,4	7,1	73,5	36,8	85,8	7,3	0,04
	tf	27,5	74	14256	23,6	5,88	100,4	50,1	55,5	5,4	0,05
AN1	ti	33	67,3	916	26,8	6,46	23	11,6	89	7,4	0,02
	tf	25,9	88,5	1253	22,3	4,71	23,8	11,9	92	8	0,01
AN2	ti	30,2	78,6	9954	25,1	6,43	22,8	11,4	85	7,2	0,01
	tf	26,7	82,9	5613	22,6	4,88	27,3	13,7	80	7,2	0,02
N	ti	29,4	71,6	813	25,6	7,17	22,8	11,5	89	7,4	0,02
	tf	28	72,8	1572	22,2	5,78	27,1	13,6	75	6,6	0,01
IM	ti	26,3	77,2	5678	22,4	6,45	13,7	6,8	92,4	8	0,01
	tf	22,1	87,1	2230	21,8	4,79	13,5	6,8	79,8	6,7	0,01
NM	ti	25,2	77,4	310	21,9	6,24	19,9	10	97	9,5	0,02
	tf	22,2	83,6	440	21,6	4,78	20,8	10,4	92,1	7,8	0,03
C	ti	27	72,4	592	22,1	5,3	19,2	9,6	83,1	7,2	0,01
	tf	25	80,3	380	21,6	4,21	17,1	8,5	71,2	6	0,02
A	ti	26,9	81,7	14839	21,7	6,11	18,3	9,1	92,3	7,9	0,02
	tf	25,4	86,7	7509	21,6	4,18	23	11,5	86,6	7,6	0,02
Z	ti	26,8	89,6	6396	21,5	4,17	22,6	11,3	79,4	6,6	0,02
	tf	25,8	85	10350	21,6	4,43	19,2	9,6	62,5	5,3	0,02
OB	ti	24,5	76,3	12417	22,4	5,54	19,5	9,9	92,3	7,8	0,02
	tf	25,9	75,1	7826	22,1	5,74	31	15,5	73,5	6,2	0,03
ON	ti	28	63,1	14855	23,3	5,25	30,7	14,5	87,4	7,4	0,02
	tf	26	78,3	32010	22	4,59	22,2	11,1	72,3	6,3	0,03

ti : temps initial d'installation de litière; tf : temps de retrait (fin d'exposition)

III.1.9.2. Macroinvertébrés benthiques associés à la litière

Dans cette partie, il est question de présenter la liste et les indices biocénologiques des macroinvertébrés benthiques collectés dans les sacs à grosses mailles de litières exposés dans les rivières pendant 15 jours.

III.1.9.2.1. Composition et abondance des macroinvertébrés benthiques associés à la litière

Sur les 65 sacs à grosses mailles exposés dans les cours d'eau, 57 ont été récupérés et 449 macroinvertébrés benthiques collectés appartenant à 3 embranchements, 4 classes, 12 ordres, 34 familles et plus 46 taxons. Les 8 autres sacs de litière à grosses mailles ont été emportés par le courant pendant l'exposition. Le tableau XX présente la liste et les abondances de MIB obtenues. Les Chironomidae de la sous-famille de Chironominae (collecteurs) et Tanypodinae (prédateurs) ont été retrouvés dans tous les sacs à grosses mailles. Les déchiqueteurs ont été moins représentés. Néanmoins, dans les sacs GM exposés aux stations IM et ON, ils représentent respectivement 8,89 % et 8,33 % d'abondance relative. Les astérisx indiquent les taxons associés aux litières de *Albizia zigia* et *Milletia zechiana* dans les cours d'eau de Guinée (Tenkiano & Chauvet, 2017).

Tableau XX: Liste des macroinvertébrés benthiques associés à la litière de *Funtumia africana*.

Embranchements	Classes	Ordres	Familles	Taxons	K1	K2	K3	AN1	AN2	N	IM	NM	C	A	Z	OB	ON	Total	Guildes		
Mollusques		Gastéropodes	Planorbidae	<i>Bathyomphalus contortus</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3	He		
Annélides	Oligochètes	Haplotaxita	Haplotaxidae	Haplotaxidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	Co		
			Enchytraedae	Enchytraedae	0	0	0	0	4	0	2	0	0	0	0	0	0	0	6	Co	
			Tubificidae	<i>Branchyura sowerbye</i>	0	0	0	0	0	0	0	8	0	2	0	0	0	0	10	Co	
			Spargonophilidae	Spargonophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	6	Co	
	Achètes	Rhynchobdellida	Glossophoniidae	<i>Haementeria costata</i>	1	2	0	1	0	0	0	7	0	0	0	0	1	12	Pr		
Arthropodes	Crustacés	Ostracodes	Ostracoda	Ostracoda	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	6	0	9	Co		
		Décapodes	Atyidae	<i>Caridina</i> sp. *	0	6	0	4	1	0	0	9	0	0	0	0	0	20	Déch		
				<i>Atya africana</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	Déch	
	Insectes	Diptères	Tabanidae	Tabanidae *	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Pr	
			Chironomidae	Chironominae *	20	10	7	58	7	1	3	1	19	40	2	16	34	218	Co		
				Tanypodinae	2	6	1	2	2	0	4	1	1	7	3	5	4	38	Pr		
				Orthocladinae	0	4	0	3	0	0	0	0	2	0	0	0	0	9	Co		
		Coléoptères	Noteridae	<i>Noterus</i> sp.	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	Pr	
			Dytiscidae	<i>Laccophilus</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Pr	
			Hydroscaphidae	<i>Hydroscapha</i> sp.	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	Déch	
			Scirtidae	<i>Elodes</i> sp.	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	Déch	
				<i>Hydrocyphon</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	Déch	
				<i>Cyphon</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	Déch	
			Chrysomelidae	<i>Macrolea</i> sp.	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	2	0	2	2	9	He	
			Elmidae	<i>Normandia</i> sp.	1	0	0	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	Ra	
				<i>Dupophilus</i> sp.	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	Ra	
				<i>Riolus</i> sp.	1	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	Ra	
				<i>Esolus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	Ra	
			Hydrophilidae	<i>Berosus</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Pr
				<i>Crenitis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	4	Pr	
<i>Hydrochares</i> sp.	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	Pr				

Embranchements	Classes	Ordres	Familles	Taxons	K1	K2	K3	AN1	AN2	N	IM	NM	C	A	Z	OB	ON	Total	Guildes		
			Haliplidae	<i>Haliplus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	Pr		
			Psephenidae	<i>Eubria</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	Ra	
			Dryopidae	<i>Helicus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	He
		Hétéroptères	Naucoridae	Naucoridae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Pr	
		Odonates	Libellulidae	<i>Libellula</i> sp. *	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Pr
			Coenagrionidae	<i>Coenagrion proparte</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Pr
				<i>Erythromma</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Pr
		Ephéméroptères	Baetidae	Baetidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Co
			Caenidae	<i>Caenis</i> sp.	0	2	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	Co
			Leptophlebiidae	<i>Adenophlebia</i> sp. *	0	1	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	Co
				<i>Adenophlebiodes</i> sp.	0	12	0	3	2	0	4	0	0	8	0	0	0	0	0	29	Co
				<i>Thraululus bellus</i>	1	0	0	0	4	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	9	Co
			<i>Leptophlebia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	4	Co			
		Tricorithidae	<i>Diceromyson demoulin</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Pr		
		Plécoptères	Perlidae	<i>Neoperla</i> sp.*	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Pr	
		Trichoptères	Ecnomidae	<i>Ecnomus</i> sp.	1	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	Déch	
			Limnephilidae	<i>Apatania</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Déch	
			Sericostomatidae	Sericostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	Déch		
			Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2	Déch		
		3	4	12	34	46	28	49	17	90	31	3	28	29	30	62	6	29	47	449	

* = specimen reporté sur la litière de *Albizia zigia* et *Milletia zechiana* en Guinée (Tenkiano & Chauvet, 2017) ; Pr = prédateurs ; Co = Collecteurs, He = Herbivores ; Ra = Racleurs, Déch =

Déchiqueteurs

III.1.9.2.2. Diversité taxonomique des macroinvertébrés benthiques associés à la litière

Le tableau XXI présente l'abondance, la richesse taxonomique et les indices de diversité des macroinvertébrés benthiques associés à la litière. La richesse taxonomique a varié entre 2 familles à la station Z et 13 familles à la station AN1. Les stations N, C, Z et OB sont les moins riches dans cette étude. À part les communautés des stations K2, Z et OB qui ont atteint la richesse maximale théorique (Chao-1, Tableau XXI), les autres communautés sont loin de la richesse maximale. Par exemple, au niveau de la station AN1, 13 familles ont été collectées contre 41 familles attendues. De même, 8 familles ont été recensées à la station K3 pour 23 attendues (Chao-1, Tableau XXI). En termes d'abondance, le nombre d'individus a varié de 3 individus à la station N à 90 individus à la station AN1. Les faibles abondances ont été relevées au niveau des stations N et Z. Les indices de diversité de Shannon & Weaver sont faibles à toutes les stations, malgré la tendance à l'équi-répartition observée au sein de peuplement de stations K2, K3, AN2, IM et NM ($J = 0,65$). Une prédominance de certaines familles a été observée au niveau des stations K1, C, A, Z, OB et ON.

Tableau XXI: Indices biocénétiques des macroinvertébrés benthiques associés à la litière

Indices biocénétiques	K1	K2	K3	AN1	AN2	N	IM	NM	C	A	Z	OB	ON
Nombre de familles	6	9	8	13	8	3	8	6	4	6	2	3	8
Abondances	28	49	17	90	31	3	28	29	30	62	6	29	47
Simpson_1-D	0,37	0,74	0,73	0,50	0,81	0,67	0,81	0,78	0,44	0,40	0,28	0,43	0,34
Shannon & Weaver_H	0,85	1,66	1,66	1,26	1,81	1,10	1,84	1,61	0,86	0,81	0,45	0,74	0,85
Equitabilité_J	0,48	0,75	0,80	0,49	0,87	1	0,88	0,90	0,62	0,45	0,65	0,68	0,41
Chao-1	9	9,2	23	41	8,33	6	8,33	6	4	7,5	2	3	11,33

III.1.9.3. Hyphomycètes aquatiques associés à la litière

Dans cette partie, il est question de présenter la liste et la diversité des hyphomycètes identifiés sur la litière restante dans les sacs à mailles fines après exposition dans les rivières pendant 15 jours.

III.1.9.3.1. Composition et abondance absolue des hyphomycètes aquatiques associés à la litière

Sur les 65 sacs à fines mailles exposés dans les cours d'eau, 57 ont été récupérés et 470 hyphomycètes aquatiques identifiés, appartenant à 2 Phyla, 6 classes, 9 ordres, 16 familles et 22 espèces. Les 8 autres sacs de litière à mailles fines ont été emportés par le courant lors de

l'exposition. Le tableau XXII présente la liste et les abondances des hyphomycètes aquatiques collectés à chaque station. En effet, l'espèce *Lunulospora curvula* était la plus abondante et la plus présente à toutes les stations, suivie de *Taeniospora gracilis*, *Heliscus lugdunensis* et *Flagellospora curvula*. Les astérisx (*) et les dièses (#) indiquent respectivement les taxons identifiés sur les litières de *Albizia zigia* et *Milletia zechiana* dans les cours d'eau de Guinée et dans les écumes d'eau au Cameroun (Tenkiano & Chauvet, 2017 ; Chen *et al.*, 2000).

Tableau XXII: Liste des hyphomycètes aquatiques associés à la litière dans les stations étudiées.

Phyla	Classes	Ordres	Familles	Espèces	K1	K2	K3	AN1	AN2	N	IM	NM	C	A	Z	OB	ON	Total	
Ascomycota	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	<i>Heliscina campanulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	
				<i>Diplocladiella scalaroides</i> *	0	5	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Dothideomycetes	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	<i>Triscelophorus monosporus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
					Pleosporales	Amniculicolaceae	<i>Anguillospora furtiva</i> *	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Anguillospora longissima</i> * #	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
		Pleomassariaceae	<i>Tumularia tuberculata</i>	0			0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
		Capnodiales	Capnodiaceae	<i>Tripospermum camelopardus</i> *	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	Leotiomycetes	Helotiales	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	<i>Tricellula aquatica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
					<i>Margaritispota aquatica</i> *	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Dermateaceae	<i>Casaresia sphagnorum</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
			Helotiaceae	<i>Culicidospora gravida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
				<i>Dendrospora torulosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
			Leotiaceae	<i>Flagellospora curvula</i> #	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	8	0	11	
			Discinellaceae	<i>Tetrachaetum elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	
			Solenopezaceae	<i>Tricladium curvisporum</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
			Hydrocinaceae	<i>Varicosporium elodeae</i>	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	4	
			Myxotrichaceae	<i>Volucrispora graminea</i>	0	0	0	0	1	5	0	0	0	2	0	0	1	9	
	Orbiliomycetes	Orbiliales	<i>Incertae sedis</i>	<i>Incertae sedis</i>	<i>Tridentaria</i> sp. *	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	
	Sordariomycetes	Sordariales			<i>Lunulospora curvula</i>	16	39	12	19	24	12	19	18	46	41	48	27	47	368
	Basidiomycota	Agaricomycetes	Atheliales	Atheliaceae	<i>Taeniospora gracilis</i>	0	3	0	1	2	0	0	5	0	10	0	2	5	28
					2	6	9	16	22	16	49	15	22	29	23	25	24	49	60

Incertae sedis = Taxon Non Attribué ; * = espèces reportées sur la litière de *Albizia zigia* et *Milletia zechiana* en Guinée (Tenkiano & Chauvet, 2017) ; # = espèces reportées dans les écumes au Cameroun (Chen *et al.*, 2000)

III.1.9.3.2. Diversité taxonomique des hyphomycètes aquatiques associés à la litière

Le tableau XXIII présente l'abondance, la richesse taxonomique et les indices de diversité des hyphomycètes aquatiques associés à la litière après exposition de 15 jours. La richesse taxonomique a varié entre 1 espèce aux stations K1 et Z et 11 espèces à la station OB. Les stations K1, K3, AN1, AN2, IM, NM, C et Z sont les moins riches avec moins de 5 espèces. En termes d'abondances, le nombre d'individus a varié entre 15 individus à la station K3 et 60 individus aux stations A et ON. Les faibles abondances ont été relevées au niveau des stations K1 et K3 avec moins de 20 individus chacune. Les indices de diversité de Shannon & Weaver sont faibles à toutes les stations, probablement à cause de la domination de l'espèce *Lunulospora curvula*. Néanmoins, une tendance à l'équi-répartition est observée à la station N ($J = 0,80$ et $Simpson_1-D = 0,68$).

Tableau XXIII: Indices biocénétiques des hyphomycètes aquatiques associés à la litière.

Indices	K1	K2	K3	AN1	AN2	N	IM	NM	C	A	Z	OB	ON
Nombre de taxons	1	5	2	3	4	6	3	3	3	6	1	11	7
Abondances	16	49	15	22	29	23	25	24	49	60	48	51	60
Simpson_1-D	0	0,35	0,32	0,24	0,30	0,68	0,39	0,39	0,12	0,50	0	0,72	0,38
Shannon & Weaver_H	0	0,74	0,50	0,49	0,64	1,43	0,70	0,68	0,27	1,03	0	1,75	0,87
Equitabilité_J		0,46	0,72	0,44	0,46	0,80	0,64	0,61	0,25	0,58		0,73	0,45

III.1.9.4. Taux de décomposition de la litière

La Figure 69 présente les boîtes à moustache du pourcentage de décomposition de la litière de *Funtumia africana* après exposition de 15 jours dans les cours d'eau. La figure 69A montre la variation de la décomposition dans les sacs GM. Dans le cours d'eau Kongolo à la station K1, le taux a fluctué de 13,29 % à 18,88 % avec un taux moyen de $15,65 \pm 2,66$ %. Au niveau de la station K2, ce taux a oscillé entre 11,54 % et 18,88 % avec en moyenne $14,83 \pm 2,85$ %. À la station K3, on a observé une variation de 12,59 % à 30,42 % avec une moyenne de $22,80 \pm 6,83$ %. Dans le cours d'eau Nloumou, le taux de décomposition de la litière a fluctué entre 14,34 % et 25,17 % avec un taux moyen de $19,02 \pm 4,13$ % à la station AN1, puis entre 2,80 % et 23,08 % avec un taux moyen de $15,15 \pm 10,84$ % à la station AN2 et enfin à la station N, un taux de décomposition de 26,57 %. Dans le cours d'eau Ossoe-Nkoro, le taux a oscillé entre 8,74 % et 26,57 % avec un taux moyen de $16,17 \pm 8,35$ % à la station ON. Dans le cours d'eau Zoetoupsi, au niveau de la station Z, le taux a varié de 13,29 % à 19,93 % avec un taux moyen de $16,57 \pm 1,35$ % et à la station OB, entre 14,69 % et 19,93 avec en moyenne

17,41 ± 2,41 %. Dans le cours d'eau Akoumbegue à la station A, le taux de décomposition a oscillé de 13,99 % à 23,78 avec un taux moyen de 18,39 ± 4,36 % et à la station C, entre 13,64 % et 17,83 avec une moyenne 16,36 ± 1,82 %. Dans le cours d'eau de Nsoe-Mekok (station NM), ce taux a oscillé entre 6,64 % et 27,27 % avec un taux moyen de 17,13 ± 9,33 %. Dans le cours d'eau Ibe-Mfeme (station IM), le taux de décomposition de la litière a varié entre 15,73 % et 19,58 % avec un taux moyen de 17,48 ± 1,39 %. En définitive, les valeurs dans le cas des sacs GM ont été légèrement plus élevées au niveau des stations K3, AN1 et N qu'à d'autres stations, mais cette différence n'est pas significative.

Dans le cas des sacs FM (Figure 72B), le taux de décomposition a varié, mais aucune différence significative n'a été observée à 5 % . Dans le cours d'eau Kongolo à la station K1, le taux a fluctué de 8,39 % à 17,13 % avec un taux moyen de 13,78 ± 1,47 %. Au niveau de la station K2, ce taux a oscillé entre 16,78 % et 25,87 % avec en moyenne 21,47 ± 1,69 %. À la station K3, on a observé une variation de 12,59 % à 30,42 % avec une moyenne de 22,80 ± 3,05 %. Dans le cours d'eau Nloumou, le taux de décomposition de la litière a fluctué entre 10,14 % et 50,35 % avec un taux moyen de 28,32 ± 9,04 % à la station AN1, puis entre 7,69 % et 18,53 % avec un taux moyen de 11,54 ± 3,50 % à la station AN2 et à la station N, un taux de décomposition de 13,64 %. Dans le cours d'eau Ossoe-Nkoro, le taux a oscillé entre 9,79 % et 24,48 % avec un taux moyen de 16,87 ± 3,00 % à la station OM. Dans le cours d'eau Zoetoupsi, au niveau de la station Z, le taux a varié de 10,84 % à 17,83 % avec un taux moyen de 14,62 ± 1,32 % tandis qu'à la station OB, ce taux a varié entre 14,34 % et 19,58 avec en moyenne 16,92 ± 0,97 %. Dans le cours d'eau Akoumbegue à la station C, le taux de décomposition a oscillé de 9,44 % à 20,28 avec un taux moyen de 14,97 ± 1,97 % tandis qu'à la station A, ce taux a varié entre 14,34 % et 18,88 avec un taux moyen 16,43 ± 0,95 %. Dans le cours d'eau Nsoe-Mekok (station NM), ce taux a fluctué entre 13,64 % et 24,13 % avec un taux moyen de 18,18 ± 2,06 %. Dans le cours d'eau Ibe-Mfeme (station IM), le taux de décomposition a varié entre 12,59 % et 18,88 % avec un taux moyen de 14,13 ± 1,19 %. Les valeurs élevées ont été relevées au niveau des stations AN1 et K3.

Globalement, le taux de décomposition dans les sacs GM a varié entre 2,80 % (AN2) et 30,42 % (K3) avec un taux moyen de 17,30 ± 5,93 % (Figure 72A). Celui de sacs FM a oscillé entre 6,64 % (K1) et 50,35 % (AN1) avec un taux moyen de 17,52 ± 8,89 % (Figure 72B).

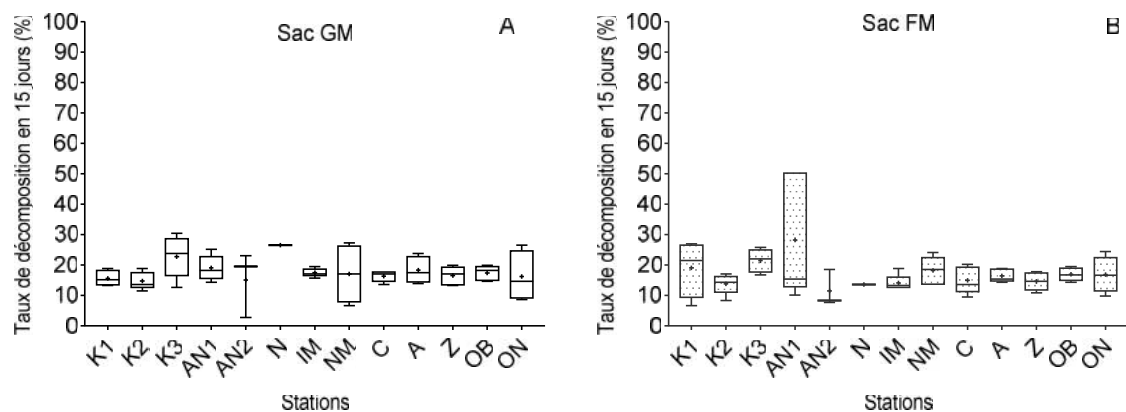


Figure 72: Variation spatiale du taux de décomposition de la litière de *Funtumia africana* une exposition de 15 jours dans les sacs GM (A) et FM (B).

III.1.9.5. Vitesse de décomposition de la litière

Dans le cours d'eau Kongolo, la vitesse de décomposition a fluctué entre $0,029 \text{ g.j}^{-1}$ (K2) et $0,063 \text{ g.j}^{-1}$ (K3) pour les sacs à grosses mailles (GM) et entre $0,021 \text{ g.j}^{-1}$ et $0,057 \text{ g.j}^{-1}$ à la même station (K1) pour les sacs à fines mailles (FM).

Dans le cours d'eau Nloumou, la vitesse de décomposition a fluctué entre $0,014 \text{ g.j}^{-1}$ (AN2) et $0,056 \text{ g.j}^{-1}$ (N) pour les sacs GM et entre $0,023 \text{ g.j}^{-1}$ (AN2) et $0,099 \text{ g.j}^{-1}$ (AN1) pour les sacs FM.

Dans le cours d'eau Ossoe-Nkoro (station ON), la vitesse a fluctué entre $0,026 \text{ g.j}^{-1}$ et $0,060 \text{ g.j}^{-1}$ avec une moyenne de $0,040 \pm 0,016 \text{ g.j}^{-1}$ pour les sacs GM et entre $0,028 \text{ g.j}^{-1}$ et $0,056 \text{ g.j}^{-1}$ avec une moyenne de $0,042 \pm 0,011 \text{ g.j}^{-1}$ pour les sacs FM.

Dans le cours d'eau Zoetoupsi, la vitesse de décomposition a fluctué entre $0,035 \text{ g.j}^{-1}$ (station Z) et $0,047 \text{ g.j}^{-1}$ (stations Z et OB) pour les sacs GM et entre $0,030 \text{ g.j}^{-1}$ (Z) et $0,047 \text{ g.j}^{-1}$ (OB) pour les sacs FM.

Dans le cours d'eau Akoumbegue, la vitesse a fluctué entre $0,035 \text{ g.j}^{-1}$ (station C) et $0,055 \text{ g.j}^{-1}$ (station A) pour les sacs GM et entre $0,027 \text{ g.j}^{-1}$ et $0,048 \text{ g.j}^{-1}$ à la même station (C) pour les sacs FM.

Dans le cours d'eau Nsoe-Mekok (station NM), la vitesse a fluctué entre $0,022 \text{ g.j}^{-1}$ et $0,061 \text{ g.j}^{-1}$ avec une moyenne de $0,043 \pm 0,018 \text{ g.j}^{-1}$ pour les sacs GM et entre $0,035 \text{ g.j}^{-1}$ et $0,055 \text{ g.j}^{-1}$ avec une moyenne de $0,044 \pm 0,009 \text{ g.j}^{-1}$ pour les sacs FM.

Dans le cours d'eau Ibe-Mfeme, la vitesse a fluctué entre 0,039 g.j⁻¹ et 0,047 g.j⁻¹ avec une moyenne de 0,043 ± 0,003 g.j⁻¹ pour les sacs GM et entre 0,033 g.j⁻¹ et 0,045 g.j⁻¹ avec une moyenne de 0,036 ± 0,005 g.j⁻¹ pour les sacs FM. Le tableau XXIV présente les vitesses de décomposition de la litière dans l'eau.

Tableau XXIV: Minima, maxima, moyennes et écart-types des vitesses de décomposition de la litière de *Funtumia africana* dans les cours d'eau étudiés

	Stations	K1	K2	K3	AN1	AN2	N	IM	NM	C	A	Z	OB	ON
K_c	Minimum	0,033	0,029	0,031	0,034	0,014	0,056	0,039	0,022	0,035	0,036	0,035	0,037	0,026
	Maximum	0,043	0,043	0,063	0,054	0,050	0,056	0,047	0,061	0,043	0,055	0,047	0,047	0,060
	Moyenne	0,037	0,035	0,050	0,043	0,036	0,056	0,043	0,042	0,041	0,044	0,041	0,043	0,040
	Ecart-type	0,005	0,005	0,012	0,007	0,019	0,000	0,003	0,018	0,003	0,008	0,006	0,005	0,016
K_f	Minimum	0,021	0,024	0,039	0,027	0,023	0,033	0,033	0,035	0,027	0,037	0,030	0,037	0,028
	Maximum	0,057	0,039	0,055	0,099	0,042	0,033	0,045	0,055	0,048	0,045	0,043	0,047	0,056
	Moyenne	0,029	0,033	0,047	0,059	0,029	0,033	0,036	0,044	0,038	0,041	0,037	0,042	0,042
	Ecart-type	0,024	0,006	0,007	0,036	0,011	0	0,005	0,009	0,008	0,004	0,006	0,004	0,011

Globalement, les vitesses de décomposition ont été légèrement faibles dans les stations AN2 et K1, mais aucune différence significative n'a été observée entre les stations pour la décomposition totale K_c (Figure 73, $F_{6,44} = 1,63$; $P = 0,162$). De même, la vitesse de décomposition microbienne K_f a légèrement varié, mais pas significativement (Figure 73 ; $F_{6,44} = 2,28$; $P = 0,053$). Elle est légèrement plus élevée dans les stations AN1, K3, N , NM et ON que dans la plupart des autres stations ($P < 0,045$).

Les vitesses de décomposition globales K_f et K_c n'ont pas été différentes (test t pour échantillons appariés, $P = 0,506$). Le rapport K_c/K_f a varié entre 0,72 à AN1 et 2,03 à AN2, mais aucune différence significative n'a été observée entre les stations, que ce soit entre les rapports K_c/K_f ($F_{6,43} = 0,73$; $P = 0,63$) ou les taux de fragmentation de la litière F ($F_{6,44} = 1,64$; $P = 0,158$). De même, les vitesses de décomposition globales ont été similaires entre les saisons, à l'exception de F ($F_{1,44} = 4,32$; $P = 0,043$).

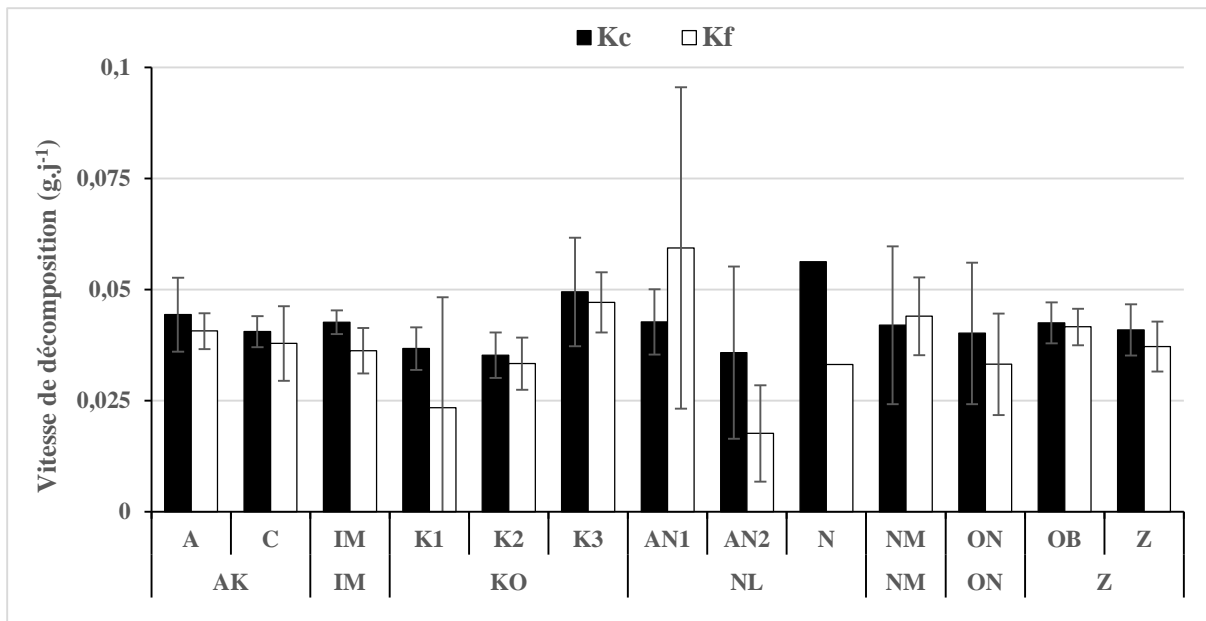


Figure 73: Variation de la vitesse de décomposition totale (K_c) et microbienne (K_f) de *Funtumia africana* dans les différents cours d'eau pendant la période d'étude. AK : Akoumbegue ; IB : Ibe-Mfeme ; KO : Kongolo ; NL : Nloumou ; NS : Nsoe-Mekok ; OS : Ossoe-Nkoro ; ZO : Zoetoupsi.

La richesse spécifique en hyphomycètes associés à la litière a varié entre les stations, de 1 espèce (stations Z et C) à 9 espèces (station OB) (Tableau XXV). De même, les valeurs moyennes de tous les indices biocénotiques pour les macroinvertébrés benthiques diffèrent significativement entre les stations ($P < 0,027$) mais pas entre les cours d'eau ($P > 0,09$). La communauté des macroinvertébrés benthiques a été dominée par les déchetéateurs et les prédateurs dans la plupart des stations, sauf dans les stations K3, ON, OB et Z où la proportion de déchetéateurs a été relativement faible. Dans ces stations, les déchetéateurs ont été remplacés par des collecteurs (K3, ON et Z), sauf pour OB.

Tableau XXV: Moyennes spatiales (\pm écart-type) des indices biocénotiques des hyphomycètes aquatiques et des macroinvertébrés benthiques récoltés par le filet troubleau

Cours d'eau	Stations	Hyphomycètes	Macroinvertébrés benthiques							
		Richesses (S_h)	Richesse (S_m)	Diversité (H')	Abondance (Q)	%Déchiqueteurs	%Collecteurs	%Racleurs	%Prédateurs	%Herbivores
Akoumbegue	A	6	15,8 \pm 1,9	2,6 \pm 0,1	144 \pm 74	67,6 \pm 8,7	7,1 \pm 5,2	0,1 \pm 0,2	22,7 \pm 9,7	2,6 \pm 5,2
	C	3	11,3 \pm 2,4	2,3 \pm 0,2	53 \pm 21	49,5 \pm 12,2	7,6 \pm 3,2	0,9 \pm 1,9	41,4 \pm 9,6	0,6 \pm 1,2
Ibe-Mfeme	IM	3	12,6 \pm 5,1	2,3 \pm 0,4	56 \pm 26	30,3 \pm 15,2	19,5 \pm 3,8	2,6 \pm 5,8	47,0 \pm 18,9	0,6 \pm 1,4
Kongolo	K1	1	15,4 \pm 2,1	2,5 \pm 0,1	109 \pm 43	56,9 \pm 15,2	10,6 \pm 10,9	4,8 \pm 4,0	27,7 \pm 13,9	-
	K2	5	10,0 \pm 4,1	2,1 \pm 0,4	48 \pm 26	46,2 \pm 30,9	4,0 \pm 4,1	3,8 \pm 3,3	45,9 \pm 32,4	-
	K3	2	8,4 \pm 1,8	2,0 \pm 0,2	73 \pm 51	1,2 \pm 2,7	55,5 \pm 27,4	9,6 \pm 12,1	33,7 \pm 16,1	-
Nloumou	AN1	3	14,2 \pm 2,9	2,5 \pm 0,2	156 \pm 98	59,9 \pm 16,5	11,5 \pm 6,9	5,7 \pm 9,9	22,9 \pm 7,5	-
	AN2	4	13,8 \pm 2,2	2,4 \pm 0,1	111 \pm 54	60,9 \pm 22,1	7,3 \pm 2,8	2,9 \pm 3,3	26,2 \pm 18,7	2,7 \pm 2,9
	N	5	11,0 \pm 4,1	2,2 \pm 0,4	42 \pm 20	26,0 \pm 20,4	6,5 \pm 8,8	4,6 \pm 4,3	62,6 \pm 14,0	0,3 \pm 0,7
Nsoe-Mekok	NM	3	14,4 \pm 4,4	2,4 \pm 0,4	165 \pm 57	74,5 \pm 13,7	1,0 \pm 0,7	1,4 \pm 2,1	22,9 \pm 13,3	0,2 \pm 0,5
Ossoe-Nkoro	ON	7	12,0 \pm 1,2	2,3 \pm 0,1	62 \pm 27	1,1 \pm 1,5	25,9 \pm 16,9	22,7 \pm 27,6	49,8 \pm 25,3	0,5 \pm 1,1
Zoetoupsi	OB	9	12,2 \pm 4,0	2,3 \pm 0,3	40 \pm 13	7,0 \pm 10,7	11,0 \pm 9,4	12,1 \pm 17,9	69,5 \pm 14,3	0,4 \pm 0,8
	Z	1	8,8 \pm 4,5	1,9 \pm 0,6	47 \pm 31	10,9 \pm 8,6	23,8 \pm 15,3	8,8 \pm 11,7	56,2 \pm 25,6	0,3 \pm 0,6

III.1.10.3. Comparaison des macroinvertébrés benthiques issus de l'échantillonnage au troubleau et des sacs à litière

Les résultats du positionnement multidimensionnel non-métrique (NMDS) ont montré une forte dissemblance entre les communautés de macroinvertébrés collectées par le troubleau et celles collectées dans les sacs à litière lors de l'expérience de la décomposition (ANOSIM $R = 0,854$, $P = 0,001$) (Figure 74).

En effet, dans les sacs GM, 449 individus ont été récoltés répartis dans 3 embranchements, 4 classes, 12 ordres et 34 familles. Les Chironomidae (59,02 % d'abondance relative) ont été dominants, suivis des Leptophlebiidae (10,47 %) et des Atyidae (4,89 %). Les collecteurs ont été plus abondants. Dans le filet troubleau, 2174 individus ont été récoltés répartis dans 3 embranchements, 4 classes, 11 ordres et 95 familles. Les Atyidae (45,99 % d'abondance relative) ont dominé, suivis des Noteridae (7,41 %) et des Veliidae (5,10 %). Les prédateurs (24,31 % d'abondance relative) ont été plus abondants suivis des déchetiqueurs (22,63 % d'abondance relative).

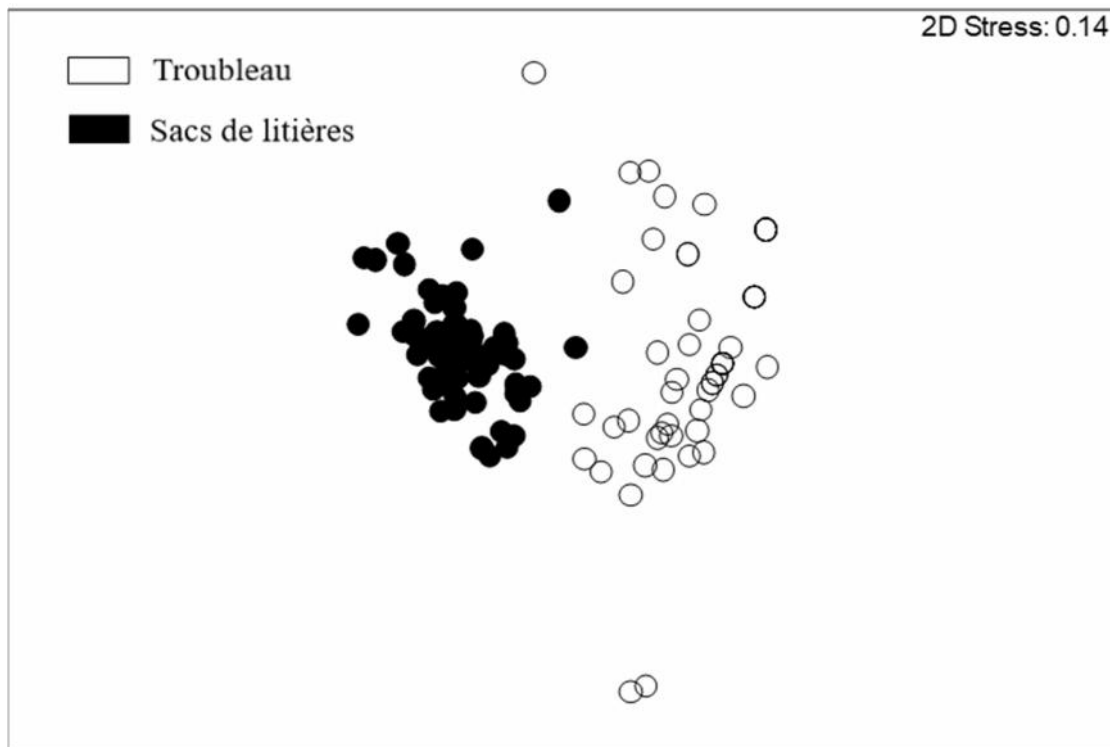


Figure 74: Ordination par échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS) des macroinvertébrés benthiques collectés dans des sacs à litière à grosses mailles et à l'aide du filet troubleau.

III.1.10.4. Analyse des liens entre vitesse de décomposition et paramètres environnementaux

Les deux premières composantes principales de l'ACP expliquent respectivement 36,50 % et 20,70 % de la variance totale (Figure 75). La première composante s'explique principalement par la position longitudinale des stations, ainsi que la conductivité électrique (19,40 %), la profondeur de l'eau (17,90 %), la distance à la source (17,30 %), la température de l'eau (10,60 %) et la largeur du lit (10,50 %). La deuxième composante s'explique principalement par les paramètres météorologiques avec le pourcentage d'humidité (24,70 %), la température de l'eau (11,40 %), mais aussi la vitesse du courant (11,50 %).

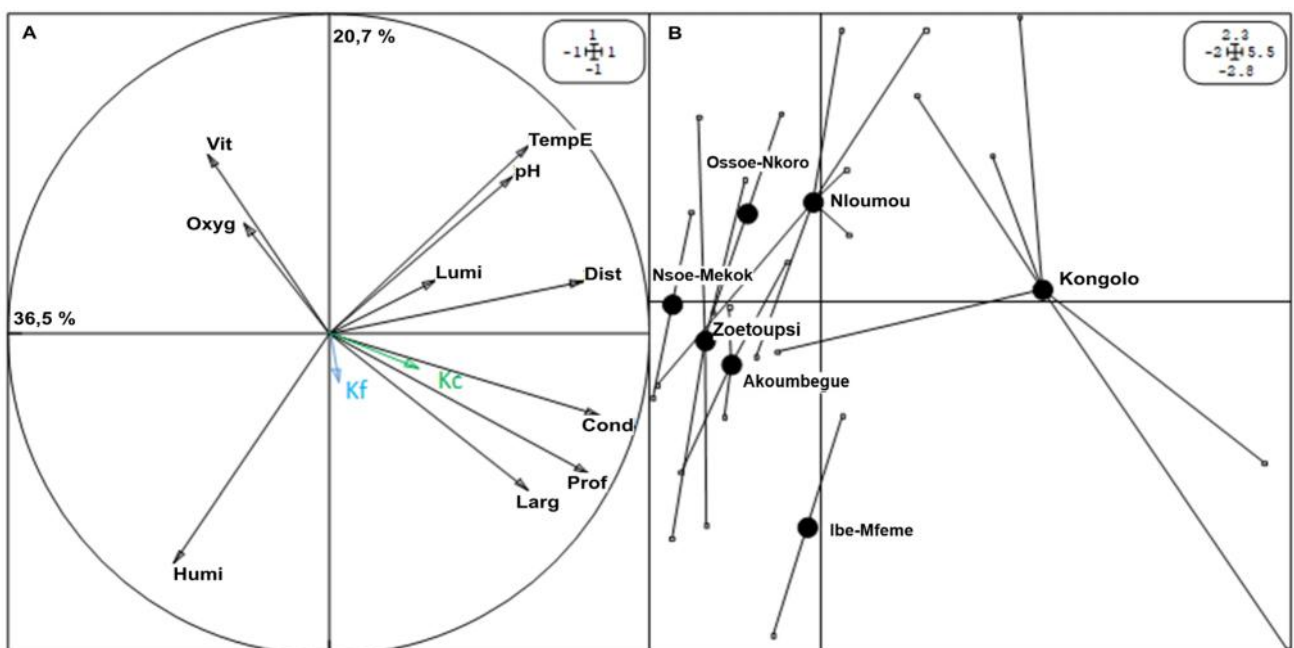


Figure 75: Analyse en composantes principales des paramètres environnementaux (A) dans les différents cours d'eau (B). Les taux de décomposition K_c (flèche verte) et K_f (flèche bleue) sont projetés comme variables supplémentaires quantitatives.

La vitesse de décomposition totale (K_c) et la vitesse de décomposition microbienne (K_f) projetés sur l'ACP ne sont pas clairement corrélés avec les composants principaux (figure 72). Ce résultat est confirmé par la matrice de corrélation (Figure 76) où seul K_c semble être positivement mais pas significativement corrélé à la distance à la source ($P = 0,0134$) et au pH ($P = 0,063$), alors que K_f n'est pas corrélé aux paramètres environnementaux. Cela semble logique si les macroinvertébrés benthiques n'ont pas joué un rôle majeur dans le processus de décomposition de la litière dans ces cours d'eau.

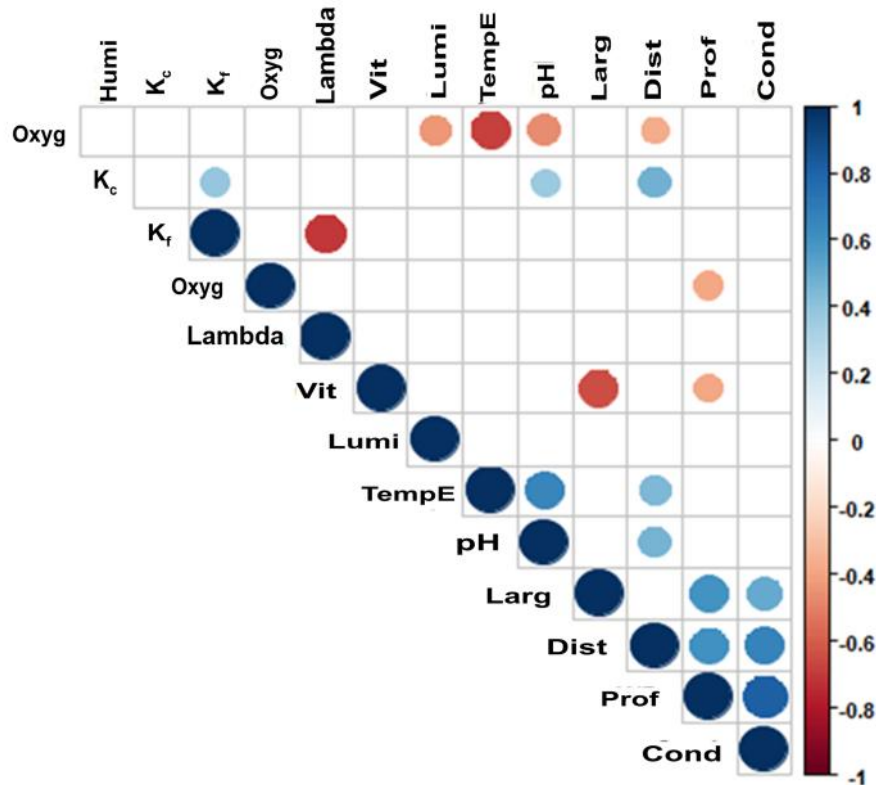


Figure 76 : Corrélations de Pearson entre les métriques de décomposition (K_c , K_f , F) et les paramètres environnementaux. Les carrés colorés représentent les coefficients significatifs ($P < 0,05$).

III.2. Discussion

III.2.1. Variables environnementales

Les paramètres météorologiques ont été essentiellement influencés par les saisons et par la couverture végétale. En effet, il y a eu plus d'ensoleillement pendant les saisons sèches que les saisons de pluies. Notamment, la température de l'air et la luminosité ont été plus élevées et significativement différentes de celles obtenues pendant les saisons de pluies. Par contre, lorsque la température de l'air augmente, l'humidité relative diminue. D'après Villeneuve *et al.* (2006), la température et la lumière sont des paramètres prédominants dans le contrôle des milieux aquatiques. Elles permettent la photosynthèse qui est utile à la croissance des végétaux qui constituent la base alimentaire des êtres-vivants (Elosegi & Sabater, 2013 ; Jabiol *et al.*, 2020). Les taux d'humidité toujours supérieurs à 50 % seraient liés au temps pluvieux et les température faibles. En effet, Faty *et al.* (2017) pensent que la température de l'air et l'humidité relative de l'air sont des paramètres de la variabilité temporelle des régimes pluviométriques.

Les paramètres hydrologiques ont été essentiellement influencés par les saisons et l'altitude. En effet, les stations les plus en altitude et dont la pente est raide, ont une vitesse du courant plus élevée que celles en aval. Dans le cour inférieur, les stations ont une profondeur et une largeur du lit plus élevées avec une vitesse d'écoulement lente. La vitesse est d'ailleurs un paramètre clé définissant les types de dépôts sédimentaires, des substrats et des microhabitats et même la qualité physico-chimique des eaux (Hydrobio DCE, 2014; Brouwer *et al.*, 2017; Mori *et al.*, 2018). Des auteurs ont montré que les paramètres hydrologiques influencent également le transfert d'énergie et la structure du peuplement biologique (Brouwer *et al.*, 2017; Mori *et al.*, 2018; Angelier & Munnick, 2019; Allan *et al.*, 2021a).

Le caractère peu anthropisé des cours d'eau et la forte présence de forêts dans la plupart des stations seraient à l'origine d'une forte saturation de l'eau en oxygène dissous. Certains auteurs ont relevé que les eaux des cours d'eau forestiers sont riches en oxygène en journée grâce au processus photosynthétique (Tchakonté *et al.*, 2014; Biram à Ngon *et al.*, 2020; Mboye *et al.*, 2020). Néanmoins, certaines faibles valeurs d'oxygène dissous enregistrées en février 2019 à certaines stations seraient liées à la forte demande en oxygène dans le processus de décomposition de la matière organique. En effet, cette période correspond à la grande saison sèche pendant laquelle les arbres renouvellent ses feuilles en faisant tomber les anciennes dans les cours d'eau. Ainsi, Foto Menbohan *et al.* (2019) ont observé des faibles valeurs d'oxygène dans un cours d'eau ayant reçu une grande quantité de matière organique en décomposition. Les valeurs de la turbidité, des matières en suspension, de la couleur et de l'alcalinité élevées pendant la grande saison des pluies seraient dues aux eaux de ruissellement chargées des particules solides et de boues riches en carbonate de calcium (Mori *et al.*, 2018; Michailova *et al.*, 2021). Les eaux de lessivage peuvent favoriser la dissolution des sols et des roches, puis contribuer à rendre troubles les eaux de cours d'eau (Cheney *et al.*, 2019). En effet, Bilounga *et al.* (2020) ont constaté les effets des eaux de ruissèlement enrichies en Carbonate de Calcium dans quelques cours d'eau. Les faibles teneurs en orthophosphates et en composés azotés couplées aux faibles valeurs de la conductivité électrique peuvent témoigner du faible apport en matières organiques allochtones (Allan *et al.*, 2021b). De ce fait, les valeurs obtenues seraient l'effet de la dégradation de la matière organique autochtone. Les eaux peuvent également se charger en orthophosphates à partir des terrains traversés et roches lessivées (Rodier *et al.*, 2009; Pestana *et al.*, 2018). De même, les teneurs des eaux en potassium et en manganèse obtenues seraient liées à la composition chimique du sol. La décomposition des végétaux peut également contribuer à la libération du potassium dans l'eau. Les teneurs en

potassium obtenues sont similaires à celles reportées par Mboye (2019) au Gabon. Par contre, les teneurs en manganèses sont 30 à 50 fois inférieures à celles obtenues par Mboye (2019) au Gabon, mais similaires à celle relevées par Dzavi *et al.* (2020) dans la région du Nord-Cameroun.

Les analyses en composantes principales qui expliquent 58,27 % d'informations ont montré que les eaux de stations K1, K2, AN2 et N dont le substrat est sableux/rocheux ont été légèrement basiques alors que les eaux des stations AN1, IM et NM avec le substrat rocheux ont été très oxygénées et acides. Par ailleurs, les eaux des stations C, A, Z, OB et ON au substrat sableux/vaseux ont été plus troubles et dures que les eaux de la station K3 au substrat vaseux, profondes, riches en matières organiques et à courant lent. Les paramètres environnementaux ont varié en fonction de la saison. En effet, pendant la grande saison des pluies, les eaux ont été plus rapides, larges, riches en ammonium, riches en nitrites, plus riche en oxygène dissous avec une forte humidité de l'air alors que, pendant la grande saison sèche, les eaux ont été plus turbides, légèrement basiques et riches en particules en suspension. Mboye (2019) a trouvé que la teneur de l'eau en composés azotés était plus élevée pendant la grande saison de pluies dans le bassin versant de la Mabounié au Gabon. Néanmoins, ces teneurs restent tout de même très faibles comme dans tous les cours d'eau peu ou pas anthropisés (Foto Menbohan *et al.* 2010; Biram à Ngon *et al.*, 2020). Lors de la petite saison de pluies et de la petite saison sèche correspondant aux périodes de transition entre la grande saison de pluies et la grande saison sèche, les eaux ont été principalement dures, riches en matières organiques et en dioxyde de carbone. Ces caractères seraient liés aux apports élevés de matières particulaires et organiques dans l'eau. Pendant ces périodes, les eaux reçoivent des feuilles mortes issues de la végétation riveraine ainsi que de débris inertes entraînés par le vent.

III.2.2. Macroinvertébrés benthiques non associés à la litière

La prédominance des insectes (58,20 % d'abondance relative) serait liée au caractère peu anthropisé des cours d'eau abritant en outre des microhabitats diversifiés et bien oxygénés. A cet effet, Mboye (2019) et Onana *et al.* (2019) ont remarqué que les insectes dominent dans les eaux naturelles. De plus, la grande richesse taxonomique des insectes serait liée aux nombreux microhabitats au sein des cours d'eau qui semblent présenter et témoigner de l'état naturel de l'environnement (Mboye *et al.*, 2020). La présence très remarquable de Décapodes dans ces milieux s'explique par la forte oxygénation des eaux et la présence de substrats rocheux et sableux. Tchakonté *et al.* (2014) et Ajeegah *et al.* (2017) affirment que les décapodes

affectionnent les environnements non pollués et hautement oxygénés. Les Achètes, Oligochètes et Gastéropodes très faiblement représentés ne semblent pas proliférer dans les cours d'eau probablement à cause de la bonne qualité écologique des milieux.

Certaines stations seraient propices au développement des taxons impliqués dans les calculs des indices de la sensibilité. Or, la stabilité des communautés EPT et EPTB dans ces travaux ainsi que des Décapodes indiquerait que toutes les stations d'échantillonnage sont écologiquement stables et propices au développement des organismes sensibles (Biram à Ngon *et al.*, 2018; Akamagwuna *et al.*, 2019; Andrade *et al.*, 2020). Les valeurs d'indices EPT obtenues dans ces travaux sont supérieures à celles relevées dans la région de l'Extrême-Nord par Madomguia *et al.* (2019). Par ailleurs, aucune différence significative des EPT ou des EPTB n'a été observée entre les stations exceptées les richesses taxonomiques des familles des odonates et hétéroptères qui ont varié significativement. Ceci pourrait s'expliquer par la tendance des odonates et des hétéroptères (en majorité prédateurs) à se développer dans les stations à fort potentiel en macrophytes et en litière favorable à la chasse à l'affût (Nicola *et al.*, 2010; Jara, 2016). Ils retrouvent dans ces conditions les moyens de se mouvoir et se camoufler pour la prédation. Wilson & Tilman (1991) et Weiher & Keddy (1999) pensent que les gradients abiotiques et d'autres règles d'assemblage des communautés peuvent également influencer l'évolution de la structure du peuplement.

Sur les sept groupes trophiques répertoriés, les prédateurs et les racleurs ont dominé le peuplement avec plus de 81 % d'abondance relative. La dominance de prédateurs en grande saison de pluies serait liée à l'abondance de proies due à l'augmentation du volume d'eau et du courant, empêchant les proies de se camoufler (Fincke, 1994; Nicola *et al.*, 2010). L'abondance des racleurs en grande saison sèche serait favorisée par la stabilité du milieu et la disponibilité des aliments à racler (Pastorino *et al.*, 2020). Cette prédominance des prédateurs et des racleurs a également été reportée par Onana *et al.* (2021) dans le cours d'eau forestier Miana dans la région du Littoral au Cameroun. Ces résultats semblent refléter les caractéristiques des cours d'eau forestiers, contrairement aux cours d'eau urbains colonisés par une faune de macroinvertébrés benthiques dominée par les collecteurs (Madomguia *et al.*, 2016; Onana *et al.*, 2019, 2021). Cette abondance de prédateurs dans les cours d'eau forestiers serait liée à la présence de proies variées et diversifiées. Sur le plan spatial, les racleurs ont dominé les parties supérieures des cours d'eau, mais ils sont remplacés par les prédateurs dans la zone du potamon. Ils préféreraient les eaux calmes et riches en sédiments. Les prédateurs ont été les plus diversifiés exceptés les mois de mai et de septembre au niveau des stations K3 et AN2 où les

collecteurs ont été plus diversifiés. Sur le plan temporel, les racleurs et les prédateurs ont dominé le peuplement, les prédateurs – petite saison sèche et grande saison des pluies et les racleurs – petite saison des pluies et grande saison sèche. L'abondance et la richesse relativement faibles des déchiqueteurs seraient probablement dues au climat tropical. Cette rareté de déchiqueteurs a été observée au Kenya (Dobson *et al.*, 2002; Masese *et al.*, 2014a) et dans les cours d'eau tropicaux en général (Yule, 1996; Yule *et al.*, 2009), bien que certains auteurs pensent que l'effort d'échantillonnage et les difficultés à les capturer justifieraient éventuellement cette rareté (Cheshire *et al.*, 2005; Serpa *et al.*, 2020).

III.2.3. Influence des paramètres environnementaux sur la distribution des macroinvertébrés benthiques non associés à la litière

Les macroinvertébrés benthiques préfèrent certains microhabitats plutôt que d'autres. En effet, ils étaient plus abondants dans les stations où la vitesse de l'eau était modérée. En revanche, les abondances étaient faibles dans les cours d'eau lents avec des substrats boueux ou vaseux. La vitesse du courant aurait donc une influence sur la disponibilité des microhabitats capables d'héberger une communauté diversifiée. Le courant lent permettrait le dépôt de particules fines et l'homogénéisation du fond de l'eau. Dudgeon *et al.* (2006), Onana *et al.* (2019) et Kengne Fotsing *et al.* (2022) ont relevé que la richesse taxonomique augmente avec la diversité des microhabitats. Par ailleurs, il a été observé qu'en période d'inondation, les communautés semblaient encore moins riches et moins abondantes et dominées par les prédateurs. Les faibles abondances relevées en saison des pluies seraient liées à l'augmentation des prédateurs, de la vitesse d'écoulement, de la profondeur et à l'apport de matières exogènes par les eaux de ruissellement, entraînant la modification des microhabitats et de la communauté. En effet, Foto Menbohan *et al.* (2012) et Arenas-Sánchez *et al.* (2021) stipulent que la modification des berges ainsi que du fond des cours d'eau entraîne la réduction des microhabitats et la modification à la baisse de la structure du peuplement. De même, Munasinghe *et al.* (2021) affirment que l'augmentation du débit et de la turbidité entraîne une diminution de la richesse taxonomique. Par contre, les plus fortes abondances et richesses taxonomiques enregistrées pendant les périodes de saison sèche ou de faibles précipitations seraient liées à la stabilité des milieux favorables à la mise en place des microhabitats variés. A ce propos, Dallas (2007) et Bancé *et al.* (2021)) considèrent que la stabilité environnementale est l'une des conditions de la prolifération des macroinvertébrés benthiques et de la diversification des communautés. De même, Foto Menbohan *et al.* (2010) ont montré que le peuplement est stable en période d'étiage lorsque les eaux sont calmes. Cela permet la

différenciation des microhabitats préférentiels pour le développement de plusieurs espèces. De plus, Dallas (2004) et Everaert *et al.* (2014) indiquent que la distribution des macroinvertébrés benthiques est conditionnée par la profondeur de l'eau, l'oxygène dissous et le débit. Toutefois, aucune communauté n'a atteint une diversité maximale, peut-être en raison du renouvellement constant des taxons ou de l'effort d'échantillonnage. En effet, les efforts considérables d'échantillonnage pourraient éventuellement aider à maximiser la richesse taxonomique et par ricochet la diversité (Chao, 1984; Cayuela *et al.*, 2015; Budka *et al.*, 2019).

L'étude de relation entre les paramètres environnementaux et la distribution des macroinvertébrés benthiques a montré que les Potamonautidae affectionnent les eaux très chargées en oxygène. Ils ont été plus abondants dans les stations situées plus en tête de bassin. Ceci pourrait se justifier par leur capacité de mobilité même à contre-courant. Ajeegah *et al.* (2017) ont d'ailleurs reporté dans un cours de la même région écologique que les abondances des crabes diminuent de l'amont vers l'aval du cours. Des taxons comme les Perlidae, Leptophlebiidae, Atyidae, Hydrpsychidae, ou Gyrinidae prolifèrent ce même de type de milieux. Par contre, les Noteridae, Dytiscidae, Coenagrionidae et les Nepidae préfèrent les eaux calmes. Les eaux situées des têtes de bassins, peu profondes et très chargées en oxygène avec la vitesse du courant modérée ont hébergé un peuplement plus riche et abondants (Clarke *et al.*, 2008; Richardson & Dudgeon, 2022). La diversité y était également plus élevée. En effet, ces conditions permettent la mise en place des plusieurs microhabitats propices au développement des organismes (Brasil *et al.*, 2020; Bae *et al.*, 2023). Ces constats ont été reportés par Foto Menbohan *et al.* (2019) dans un cours d'eau forestier du Cameroun.

III.2.4. Macroinvertébrés benthiques et hyphomycètes aquatiques associés à la litière

Les macroinvertébrés benthiques et les hyphomycètes associés à la décomposition de la litière de *Funtumia africana* sont riches et diversifiés. Sur 46 taxons de macroinvertébrés benthiques identifiés, 10 taxons seulement sont des décheteteurs et 14 des prédateurs. Ces résultats confortent le point de vue de Boyero *et al.* (2015) sur la rareté des décheteteurs en zone tropicale. En comparaison aux résultats obtenus dans quelques cours d'eau en Guinée Conakry, 6 taxons sur 14 reportés sur les litières de *Albizia zigia* et *Milletia zechiana* par Tenkiano & Chauvet (2017) ont été retrouvés dans nos travaux. Il s'agit de *Caridina* sp., *Adenophlebia* sp., *Neoperla* sp., *Libellula* sp., Chironominae et Tabanidae. Les hyphomycètes aquatiques ont été plus riches et plus diversifiés que les décheteteurs. De plus, les prédateurs plus abondants contribuent lors de leur alimentation davantage à la baisse des abondances des

déchiqueteurs. Cette faible proportion des déchiqueteurs a été observée dans les cours d'eau tropicaux en général (Boyero *et al.*, 2015) et les cours d'eau africains en particulier (Masese *et al.*, 2014a; Tenkiano & Chauvet, 2017). L'hyphomycète *Lunulospora curvula* était la plus abondante et la plus présente des 22 espèces associées à la litière de *Funtumia africana*. Le nombre d'espèces identifiées dans ces travaux est similaire à celui observé sur les litières de *Albizia zigia* et *Milletia zechiana* exposées dans les cours d'eau de Guinée par Tenkiano & Chauvet (2017). Six espèces observées en Guinée ont été retrouvées associées à *Funtumia africana*, il s'agit des espèces *Diplocladiella scalaroides*, *Anguillospora furtiva*, *Anguillospora longissima*, *Tripospherum camelopardus*, *Margaritispora aquatica* et *Tridentaria* sp. De plus, Chen *et al.* (2000) avaient déjà identifié 24 espèces dans les écumes d'eau dans la partie supérieure du bassin de la Méfou dont 2 espèces (*Anguillospora longissima* et *Flagellospora curvula*) associées à la litière de *Funtumia africana*.

III.2.5. Vitesse de décomposition de la litière et paramètres de contrôle

Dans cette étude, nous n'avons observé aucune modification spatio-temporelle de la vitesse de décomposition, bien que la vitesse de décomposition microbienne ait varié légèrement entre les stations. Cette faible variabilité peut être liée à la stabilité des conditions environnementales dans les cours d'eau prospectés et aux apports plus ou moins continus de litière de feuilles dans les cours d'eau tropicaux (Wantzen *et al.*, 2008; Fugère *et al.*, 2020). En effet, les sites étudiés sont situés dans la forêt tropicale équatoriale du Cameroun où les variations physico-chimiques saisonnières, hors hydrologie, sont plus faibles que dans les autres zones climatiques (Boulton *et al.*, 2008). Ensuite, la stabilité des conditions environnementales peut probablement expliquer la stabilité de la vitesse de décomposition. La stabilité spatiale de la vitesse de décomposition dans les cours d'eau africains a déjà été signalée dans une étude en zones agricole et forestière au Kenya (Kadeka *et al.*, 2021). Les auteurs expliquent leurs résultats par la présence des zones riveraines de cours d'eau de bonne qualité qui maintiennent la qualité des habitats riverains, de la canopée et des stocks permanents de matière organique. Ces constatations sont similaires avec nos résultats obtenus dans une zone sans pressions anthropiques importantes.

La vitesse de décomposition de *Funtumia africana* trouvée dans notre étude ($0,042 \pm 0,006 \text{ g.j}^{-1}$) est similaire à celle obtenue dans des études précédentes dans des cours d'eau tropicaux avec d'autres types de feuilles. Elle est donc rapide ($K > 0,01 \text{ g.j}^{-1}$) et semble relativement supérieure à la vitesse de décomposition relevée en Guinée Conakry (Tenkiano,

2017). Nous confirmons également le rôle prépondérant joué par les activités microbiennes alors que la contribution des macroinvertébrés détritvires (F) est plutôt limitée dans les cours d'eau tropicaux. Le faible rôle de ceux-ci est confirmé par le faible rapport K_c/K_f ($1,21 \pm 0,34$), qui est l'un des plus faibles en Afrique. L'absence ou la rareté des invertébrés est courante dans les cours d'eau tropicaux (Dobson *et al.*, 2002; Masese *et al.*, 2014a; Boyero *et al.*, 2021). Les raisons avancées sont la température relativement élevée et le pH légèrement acide empêchant la prolifération de détritvires (Boyero *et al.*, 2021). D'autres auteurs avaient déjà indiqué que la prédation participe à cette baisse de détritvires (Obernborfer *et al.*, 1984). Par conséquent, la diversité des détritvires est négativement liée à la température (Boyero *et al.*, 2011). Les températures élevées favorisent plutôt les activités microbiennes (Dobson *et al.*, 2002; Boyero *et al.*, 2011; Boyero *et al.*, 2015; Tenkiano & Chauvet, 2017) et notamment les bactéries (Ferreira *et al.*, 2012).

Cependant, nous avons remarqué une corrélation significative et positive entre la vitesse de décomposition totale (K_c) de *Funtumia africana* avec la distance à la source et le pH, suggérant une contribution plus élevée des détritvires en aval. Une autre raison pourrait être que dans les cours d'eau tropicaux, les macrocrustacés détritvires tels que les Décapodes Palaemonidae (Pringle *et al.*, 1993; Pringle & Hamazaki, 1998) ou les crabes d'eau douce (Dobson, 2004) jouent un rôle majeur dans la décomposition des feuilles où les insectes détritvires sont rares ou absents. Andrade *et al.* (2017) ont rapporté que les crustacés peuvent réduire l'abondance des insectes déchetueuses par prédation ou inhibition comportementale, puis favoriser la dégradation des feuilles en tant que déchetueuses. Cependant, l'abondance de ces crustacés augmente dans les parties inférieures des bassins versants (Saito *et al.*, 2012). Malheureusement, nos données ne nous permettent pas de valider cette hypothèse car de tels invertébrés sont difficiles à capturer avec le filet troubleau. En effet, certains chercheurs ont montré que les déchetueuses sont abondants bien que leur nombre soit souvent sous-estimé (Covich, 1988; Dobson, 2004; Dobson *et al.*, 2007; Boulton *et al.*, 2008; Camacho *et al.*, 2009; Kadeka *et al.*, 2021). De plus, nous avons également beaucoup de difficultés à connaître les habitudes alimentaires des invertébrés africains (Jacobsen, 2008; Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014). Outre les rôles que jouent les déchetueuses dans le processus de décomposition de la litière de feuilles dans les cours d'eau, les habitats spécifiques de différents taxons sont des paramètres importants affectant l'abondance des déchetueuses dans les cours d'eau de la forêt tropicale humide (Iwata *et al.*, 2003; Serpa *et al.*, 2020).

Même si l'activité microbienne est la force motrice de la décomposition de la litière de feuilles tropicales, l'influence de la richesse spécifique des hyphomycètes sur le taux de décomposition était négligeable, car aucune différence significative n'a été observée entre les vitesses de décomposition dans les différents sacs à litière. Le nombre d'espèces (22) sur les feuilles de *Funtumia africana* est similaire à celui rapporté par Tenkiano & Chauvet (2017) sur la litière de *Milletia zechiana* et *Albizia zigia* dans les cours d'eau guinéens (19). Ces mêmes observations ont été également rapportées par Bergfur & Sundberg en 2014. Ferreira *et al.* (2012) ont constaté que le nombre d'espèces et les activités fongiques sont plus faibles dans les cours d'eau tropicaux que dans les cours d'eau tempérés, probablement en raison de la température élevée. Ces auteurs ont également montré que la colonisation des litières par les hyphomycètes diminue après quelques jours dans les cours d'eau tropicaux alors qu'elle augmente dans les cours d'eau tempérés. Il semble possible que ce phénomène ait eu un impact sur le nombre d'espèces d'hyphomycètes obtenues dans cette étude. De plus, la température toujours élevée des eaux tropicales favorise les activités bactériennes. Abelho (2001) et Abelho *et al.* (2005) ont trouvé une contribution plus élevée des bactéries, en particulier au dernier stade de décomposition de la litière dans un cours d'eau tropical. Par conséquent, en limitant les macroinvertébrés décheteteurs et en favorisant les activités microbiennes, la distance à la source et le pH de l'eau semblent être les principaux paramètres contrôlant la décomposition globale des litières de feuilles. Bien qu'aucune corrélation significative n'a été observée entre la vitesse de décomposition et la température, la température jouerait un rôle important dans la colonisation des litières par les décomposeurs et ainsi que dans le processus de minéralisation. Des observations similaires ont été signalées dans des cours d'eau tropicaux non africains, en particulier en Asie du Sud-Est (Yule *et al.*, 2009), en Amérique du Sud et en Australie (Boulton *et al.*, 2008; Boyero *et al.*, 2015).

CONCLUSION, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

Ces travaux de thèse ont porté sur l'état écologique de quelques cours d'eau du bassin du Nyong au Cameroun: diversité des macroinvertébrés benthiques et des hyphomycètes aquatiques, décomposition de la litière et physico-chimie des eaux. En effet, c'est une contribution à la connaissance de l'écologie des cours d'eau forestiers et les méthodes utilisées sur le terrain et au laboratoire ont permis d'obtenir des résultats originaux qui répondent à nos objectifs.

L'analyse des variables environnementales a permis de faire une caractérisation abiotique des cours d'eau. Ainsi, les variables luminosité et température de l'air étaient faibles au-dessus de la plupart des cours d'eau et l'humidité était élevée. Ces paramètres météorologiques ont significativement varié en liaison avec les saisons et la période journalière. Les valeurs plus élevées de la luminosité (> 100000 Lux) ont été notées à la station K3 alors que les très faibles valeurs (< 1000) ont été obtenues au-dessus des stations K1, AN1, NM et C. Le faible taux d'humidité de l'air (< 60 %) a été mesuré seulement au-dessus de stations AN2 et N (février et mars) et à la station ON (mars) pendant la grande saison sèche. Globalement, le taux d'humidité a été très élevé. C'est caractéristique d'une zone humide. La température de l'air s'est située globalement entre 25 °C et 35 °C. Les cours d'eau étudiés sont généralement peu profonds, peu larges et à courant faible à modérée. Ces paramètres ont significativement augmenté pendant la grande saison des pluies. La température de l'eau a globalement fluctué entre 22 °C et 26 °C et est principalement liée à la température ambiante de l'air. Les eaux des cours d'eau ont été faiblement minéralisées et contiennent de faibles teneurs en éléments nutritifs. La couleur et la turbidité de l'eau ont varié significativement avec des valeurs élevées enregistrées au niveau des stations Z et OB en février 2020. Elles ont été légèrement acides, douces, peu alcalines et très bien oxygénées. De même, les teneurs en dioxyde de carbone, en potassium, manganèse et les particules solides ont été faibles.

Les communautés de macroinvertébrés benthiques ont été riches et diversifiées. Parmi les 7 classes répertoriées, la classe des Crustacés a dominé le peuplement suivie des Insectes. La classe des Insectes est dominée par les Coléoptères suivis des Hétéroptères et des Odonates. Les classes des Gastéropodes, Oligochètes et Achètes ont été faibles et rares. Les triclades, Arhynchobdellida et Mesogastropodes, Basommatophores, Haplotaxida et les Rhynchobdellida ont été rares. La famille des Atyidae a été dominante suivie des Noteridae et des Veliidae. Les cours d'eau étudiés présentent des conditions favorables au développement des insectes et des crustacés d'eau douce. La diversité taxonomique a varié d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre. Les indices biocénotiques montrent que les peuplements ont été diversifiés. Les plus

fortes abondances et richesses ont été obtenues pendant les périodes d'été, période favorable à la mise en place de microhabitats diversifiés. Les indices EPT et EPTB ainsi que la présence des Décapodes montrent que tous les cours d'eau étudiés sont écologiquement stables et propices au développement des organismes sensibles. L'analyse des groupes trophiques montre que les communautés des macroinvertébrés dans les cours d'eau étudiés ont été dominés par les prédateurs suivis des racleurs et des collecteurs. Les déchiqueteurs (détritivores) arrivent en quatrième position en termes d'abondance relative et de richesse. De plus, l'abondance des déchiqueteurs baisse de l'amont vers l'aval.

Cette étude montre que les peuplements ont été diversifiés dans les cours d'eau à substrats variés avec une vitesse de courant modérée et bien oxygénés. Les Caenidae, Heptageniidae et Leptophlebiidae (Ephéméroptères), tous les Trichoptères, Perlidae (Plécoptères), les Macromiidae, Calopterygidae, Corduliidae et Gomphidae (Odonates), les Gerridae, Hydrophilidae, Gyrinidae, Dryopidae, Hydrometridae, les Nepidae, Veliidae et Mesoveliidae (Hétéroptères), les Atyidae et les Potamonautidae (Décapodes) ont été principalement collectés dans les stations à substrats variés tandis que les Chironomidae (Diptères), Noteridae, Scirtidae, Dytiscidae (Coléoptères); les Sphaeridae, Limnaeidae et Physidae (Mollusques); les Naucorides, Belostomatidae et Notonectidae (Hétéroptères) ont été retrouvés dans les eaux lentes, turbides et riches en éléments nutritifs. Les collecteurs et les filtreurs affectionnent les eaux chargés en particules en suspension tandis que les prédateurs et les déchiqueteurs sont positivement influencés par la saturation de l'eau en oxygène. Les racleurs ont été abondants pendant la période des eaux calmes alors que les prédateurs ont proliféré pendant les crues.

Dans le processus de décomposition, 46 taxons de macroinvertébrés benthiques et 22 espèces d'hyphomycètes ont colonisé les feuilles mortes de *Funtumia africana*. Les macroinvertébrés benthiques associés sont plus composés de prédateurs (15 taxons) et collecteurs (13 taxons). Les détritivores ont été moins riches (10 taxons). La contribution des détritivores à la décomposition est très faible.

La vitesse de décomposition de *Funtumia africana* dans les cours d'eau prospectés est rapide ($> 0,01 \text{ g.j}^{-1}$), bien que très inférieure à celle observée dans les cours d'eau tempérés. Cette vitesse indique un état écologique intègre et un bon fonctionnement des cours d'eau étudiés. La décomposition est essentiellement contrôlée par les organismes microbiens, la

distance à la source et le pH de l'eau. Les eaux acides semblent limiter la vitesse de décomposition alors que la distance à la source semble l'augmenter.

Lors de l'exécution de ces travaux, les limites suivantes ont été observées :

- ✓ Manque d'outils pour les études alphataxonomiques et moléculaires des spécimens collectés ;
- ✓ Difficulté pour quantifier la force de l'eau sur la décomposition de la litière ;
- ✓ Manque d'outils pour distinguer la contribution des bactéries et d'hyphomycètes dans la décomposition de la litière.

A l'issue de ces travaux où les résultats obtenus posent des bases à la compréhension du fonctionnement des cours d'eau, nous recommandons aux autorités en charge de la gestion des ressources naturelles et de recherche & développement de promouvoir la recherche l'écologie fonctionnelle pour mieux les protéger et appréhender les changements globaux au moment où les changements climatiques deviennent de plus en plus perceptibles. Ceci par la mise sur pied d'un :

- ✓ programme de recherches multidisciplinaires des cours d'eau qui prend en compte les dix-sept objectifs de développement durable ;
- ✓ plan de financement graduel en fonction de problèmes soulevés et des objectifs à atteindre ;
- ✓ centre de recherche multidisciplinaire et équipé répondant aux normes standards ;
- ✓ système de vulgarisation et d'utilisation des données de la recherche qui permettra aux citoyens de connaître l'importance des cours d'eau tant pour la disponibilité en eau de boisson et de ménage que pour le milieu de vie.

Aux chercheurs en écologie des cours d'eau, nous recommandons de :

- ✓ créer des équipes mixtes et multidisciplinaires de recherche pour mieux appréhender tous les éléments qui interagissent dans les cours d'eau ;
- ✓ approfondir l'étude sur la diversité des macroinvertébrés benthiques et des hyphomycètes aquatiques et surtout mettre l'accent sur leur rôle dans l'écosystème ;
- ✓ créer des lobbyings de la recherche de financement et de défense des résultats des recherches auprès de politiques et des gouvernants.

A la lumière de limites et manquements observés lors de ces travaux, nous suggérons en guise des perspectives:

- ✓ l'étude taxinomique (morphologique et moléculaire) de certains groupes comme les Décapodes, Plécoptères, Ephéméroptères, les Blattoptères et hyphomycètes qui sont très importants dans le processus de décomposition ;
- ✓ l'évaluation des autres paramètres qui peuvent contrôler la vitesse de composition en zone tropicale forestière;
- ✓ l'étude comparative de la vitesse de décomposition dans les écorégions du Cameroun.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abelho, M. (2001). From Litterfall to Breakdown in Streams: A Review. *TheScientificWorldJOURNAL*, 1, 656-680.
- Abelho, M., Cressa, C., & Graça, M. A. S. (2005). Microbial Biomass, Respiration, and Decomposition of *Hura crepitans* L. (Euphorbiaceae) Leaves in a Tropical Stream. *Biotropica*, 37(3), 397-402.
- Agence de l'Eau. (2003). *Grilles d'évaluation version 2 du Système d'Evaluation de la Qualité de l'Eau des Cours d'eau (SEQ-EAU)*. Agence de l'eau. 40p.
- Ajeagah Aghaindum, G., Yogback, G. E., Menbohan, S. F., Tchakonté, S., & Djieto-Lordon, C. (2017). Facteurs environnementaux et répartition spatiale des crustacés dans un cours d'eau peu anthropisé à Makak (Région du Centre Cameroun). *Physio-Géo. Géographie physique et environnement*, 11, 181-196.
- Ajeagah Aghaindum, G., Yogback, G., Tchakonté, S., Nana, P., Bricheux, G., Sime-Ngando, T., & Djiéto-Lordon, C. (2018). Biomorphologie des crustacés d'un cours d'eau peu anthropisé en forêt équatoriale au Cameroun. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 31(1), 29-40.
- Akamagwuna, F. C., Mensah, P. K., Nnadozie, C. F., & Odume, O. N. (2019). Evaluating the responses of taxa in the orders Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) to sediment stress in the Tsitsa River and its tributaries, Eastern Cape, South Africa. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(11), 664.
- Alasoadura, S. O. (1968). Some aquatic hyphomycetes from Nigeria. *Transactions of the British Mycological Society*, 51(3), 535-540.
- Alexopoulos, C. J., Mims, C. W., & Blackwell, M. M. (2007). *Introductory Mycology*. 4th edition. Wiley India Pvt. Limited. 884p.
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 257-284.
- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (Éds.). (2007). Streamflow. In *Stream Ecology: Structure and function of running waters*, 13-32. Springer Netherlands.
- Allan, J. D., Castillo, M. M., & Capps, K. A. (2021a). Detrital Energy and the Decomposition of Organic Matter. In J. D. Allan, M. M. Castillo, & K. A. Capps (Éds.), *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*, 177-224. Springer International Publishing.
- Allan, J. D., Castillo, M. M., & Capps, K. A. (2021b). Energy Flow and Nutrient Cycling in Aquatic Communities. In J. D. Allan, M. M. Castillo, & K. A. Capps (Éds.), *Stream*

- Ecology : Structure and Function of Running Waters*, 357-381. Springer International Publishing.
- Allan, J. D., Castillo, M. M., & Capps, K. A. (2021c). Lotic Communities. In J. D. Allan, M. M. Castillo, & K. A. Capps (Éds.), *Stream Ecology : Structure and Function of Running Waters*, 325-355. Springer International Publishing.
- Allan, J. D., Castillo, M. M., & Capps, K. A. (2021d). Rivers in the Anthropocene. In J. D. Allan, M. M. Castillo, & K. A. Capps (Éds.), *Stream Ecology : Structure and Function of Running Waters*, 1-17. Springer International Publishing.
- Allan, J. D., Castillo, M. M., & Capps, K. A. (2021e). Trophic Relationships. In J. D. Allan, M. M. Castillo, & K. A. Capps (Éds.), *Stream Ecology : Structure and Function of Running Waters*, 247-284. Springer International Publishing.
- Almeida Júnior, E. S., Martínez, A., Gonçalves, A. L., & Canhoto, C. (2020). Combined effects of freshwater salinization and leaf traits on litter decomposition. *Hydrobiologia*, 847(16), 3427-3435.
- American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (R. B. Baird, A. D. Eaton, & E. W. Rice, Éds.; 23^e éd.). American Public Health Association. 1546p.
- Andrade, C. M., Neres-Lima, V., Moulton, T. P., Andrade, C. M., Neres-Lima, V., & Moulton, T. P. (2017). Differentiating the roles of shrimp and aquatic insects in leaf processing in a Neotropical stream. *Marine and Freshwater Research*, 68(9), 1695-1703.
- Andrade, I. C. P., Krolow, T. K., Boldrini, R., & Pelicice, F. M. (2020). Diversity of EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) Along Streams Fragmented by Waterfalls in the Brazilian Savanna. *Neotropical Entomology*, 49(2), 203-212.
- Angelier, E., & Munnick, J. (2019). *Ecology of Streams and Rivers* (3^e éd.). CRC Press. 228p.
- Arenas-Sánchez, A., Dolédec, S., Vighi, M., & Rico, A. (2021). Effects of anthropogenic pollution and hydrological variation on macroinvertebrates in Mediterranean rivers : A case-study in the upper Tagus river basin (Spain). *Science of The Total Environment*, 766, 144044.
- Assako Assako, R. J. (2001). Formulation et validation d'une hypothèse de pollution de l'eau de surface Le cas du lac municipal de Yaoundé. *Dechets-sciences-techniques*, 23, 35-38.
- Bae, M.-J., Hwang, Y., Ham, S.-N., Kim, S.-Y., & Kim, E.-J. (2023). Community recovery of benthic macroinvertebrates in a stream influenced by mining activity : Importance of microhabitat monitoring. *Environmental Research*, 234, 116499.

- Baldy, V., Gessner, M. O., & Chauvet, E. (1995). Bacteria, Fungi and the Breakdown of Leaf Litter in a Large River. *Oikos*, 74(1), 93-102.
- Balian, E. V., Lévêque, C., Segers, H., & Martens, K. (Éds.). (2008). *Freshwater Animal Diversity Assessment* (1^{re} éd.). Springer Netherlands. 640p.
- Bancé, V., Adama, O., Kaboré, I., Ouédraogo, I., Mano, K., Weesie, P. D. M., & Kabré, G. B. (2021). Influence of micro-habitats on the distribution of macroinvertebrates in Burkina Faso (West Africa). *International Journal of Aquatic Biology*, 9(3), 177-186.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish* (2^e éd.). United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Water. 339p.
- Barros, J., & Seena, S. (2022). Fungi in Freshwaters : Prioritising Aquatic Hyphomycetes in Conservation Goals. *Water*, 14(4), 605.
- Bastian, M., Boyero, L., Jackes, B. R., & Pearson, R. G. (2007). Leaf Litter Diversity and Shredder Preferences in an Australian Tropical Rain-Forest Stream. *Journal of Tropical Ecology*, 23(2), 219-229.
- Baturin, G. N. (2006). Primary production of organic matter in the ocean and phosphate accumulation. *Doklady Earth Sciences*, 407(2), 486-490.
- Bedimo Bedimo, J. P. (1999). *Hydrologie d'un milieu tropical humide—Le bassin expérimental du Mengong à Nsimi (Sud Cameroun)*. Rapport de stage. IRD, Laboratoire d'Hydrologie de Montpellier. 108p.
- Benstead, J. P. (1996). Macroinvertebrates and the Processing of Leaf Litter in a Tropical Stream. *Biotropica*, 28(3), 367-375.
- Bergfur, J., & Sundberg, C. (2014). Leaf-litter-associated fungi and bacteria along temporal and environmental gradients in boreal streams. *Aquatic Microbial Ecology*, 73(3), 225-234.
- Bernhard-Reversat, F. (1982). Measuring litter decomposition in a tropical forest ecosystem : Comparison of some methods. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 8, 63-71.
- Bikuña, B. G. D., López, E., Leonardo, J. M., Arrate, J., Martínez, A., Agirre, A., & Manzanos, A. (2015). Reduction of sampling effort assessing macroinvertebrate assemblages for biomonitoring of rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 416, 08.
- Bilounga, U. J. F., Onana, F. M., Nyamsi Tchatcho, N. L., Koji, E., Tchakonte, S., Tamsa, A. A., Mfoula Nkolo, F., Ntyam Ondo, S. C., & Zebaze Togouet, S. H. (2020). Carbonate Chemistry and Structure of Macro-invertebrate Communities in Relation to Organic

- Pollution in the Coastal Atlantic Ocean at Kribi (Cameroon). *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 15(1), 12-21.
- Biram à Ngon, E. B., Foto Menbohan, S., Ndjama, J., Nyame Mbia, D.-L., Mboye, B. R., & Ajeegah, G. A. (2018). Ecological factors and Dictyoptera (Blaberidae) association— Benthic macroinvertebrates, in some forest streams in the Centre region of Cameroon. *International Journal of Advanced Research in Biological Sciences*, 5(7), 235-246.
- Biram à Ngon, E. B., Menbohan, S., Ndjama, J., Njoya, Z., Mboye, B. R., Dzavi, J., Oumar Mahamat, O., Tarkang, carine, Nyame Mbia, D.-L., Mbondo Biyong, S. R., & Ngalamou, C. (2020). Water quality assessment in a less anthropogenic forest stream in the Centre Region of Cameroon. *Haya: The Saudi Journal of Life Sciences*, 5(1), 1-8.
- Blackwell, M. (2011). The Fungi : 1, 2, 3 ... 5.1 million species? *American Journal of Botany*, 98(3), 426-438.
- Blanchar, F. (2001). Une approche de dynamique des peuplements de poissons démersaux exploités : Analyse comparée de la diversité spécifique dans le golfe de Gascogne (Océan Atlantique) et dans le golfe du Lion (mer Méditerranée). *Aquatic Living Resources*, 14, 29-40.
- Blumenthal, M. B. (1990). Effects of West African Air Humidity on Atlantic Sea Surface Temperature. In R. Paepe, R. W. Fairbridge, & S. Jelgersma (Éds.), *Greenhouse Effect, Sea Level and Drought*, 21-40. Springer Netherlands.
- Boonsoong, B., Sangpradub, N., & Barbour, M. T. (2009). Development of rapid bioassessment approaches using benthic macroinvertebrates for Thai streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 155(1-4), 129-147.
- Boulton, A. J., & Boon, P. I. (1991). A review of methodology used to measure leaf litter decomposition in lotic environments : Time to turn over an old leaf? *Marine and Freshwater Research*, 42(1), 1-43.
- Boulton, A. J., Boyero, L., Covich, A. P., Dobson, M., Lake, S., & Pearson, R. (2008). Are tropical streams ecologically different from temperate streams? In *Tropical stream ecology*, 257-284.
- Bowen, K. L., & Currie, W. J. S. (2021). Effect of the urbanized embayment Toronto Harbour on the composition and production of zooplankton. *Journal of Great Lakes Research*, 47(2), 378-394.
- Boyero, L., Gessner, M. O., Pearson, R. G., Chauvet, E., Pérez, J., Tiegs, S. D., Tonin, A. M., Correa-Araneda, F., López-Rojo, N., & Graça, M. A. S. (2021). Global Patterns of Plant

- Litter Decomposition in Streams. In C. M. Swan, L. Boyero, & C. Canhoto (Éds.), *The Ecology of Plant Litter Decomposition in Stream Ecosystems*, 51-71. Springer International Publishing.
- Boyero, L., Pearson, R. G., & Camacho, R. (2006). Leaf breakdown in tropical streams : The role of different species in ecosystem functioning. *Archiv Für Hydrobiologie*, 166(4), 453-466.
- Boyero, L., Pearson, R. G., Dudgeon, D., Graça, M. A. S., Gessner, M. O., Albariño, R. J., Ferreira, V., Yule, C. M., Boulton, A. J., Arunachalam, M., Callisto, M., Chauvet, E., Ramírez, A., Chará, J., Moretti, M. S., Gonçalves, J. F., Helson, J. E., Chará-Serna, A. M., Encalada, A. C., ... Pringle, C. M. (2011). Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology*, 92(9), 1839-1848.
- Boyero, L., Pearson, R. G., Gessner, M. O., Barmuta, L. A., Ferreira, V. M., Graça, M. A. S., Dudgeon, D., Boulton, A. J., Callisto, M., Chauvet, E., Helson, J. E., Bruder, A., Albariño, R. J., Yule, C. M., Arunachalam, M., Davies, J. N., Figueroa, R., Flecker, A. S., Ramírez, A. C., ... West, D. C. (2011). A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. *Ecology letters*, 14(3), 289-294.
- Boyero, L., Pearson, R. G., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Ramírez, A., Yule, C. M., Callisto, M., Pringle, C. M., Encalada, A. C., Arunachalam, M., Mathooko, J., Helson, J. E., Rincón, J., Bruder, A., Cornejo, A., Flecker, A. S., Mathuriau, C., M'Erimba, C., Gonçalves, J. F., ... Jinggut, T. (2015). Leaf-litter breakdown in tropical streams : Is variability the norm? *Freshwater Science*, 34(2), 759-769.
- Boyero, L., Pearson, R. G., Hui, C., Gessner, M. O., Pérez, J., Alexandrou, M. A., Graça, M. A. S., Cardinale, B. J., Albariño, R. J., Arunachalam, M., Barmuta, L. A., Boulton, A. J., Bruder, A., Callisto, M., Chauvet, E., Death, R. G., Dudgeon, D., Encalada, A. C., Ferreira, V., ... Yule, C. M. (2016a). Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams : A global study. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1829), 20152664.
- Boyero, L., Pearson, R. G., Hui, C., Gessner, M. O., Pérez, J., Alexandrou, M. A., Graça, M. A. S., Cardinale, B. J., Albariño, R. J., Arunachalam, M., Barmuta, L. A., Boulton, A. J., Bruder, A., Callisto, M., Chauvet, E., Death, R. G., Dudgeon, D., Encalada, A. C., Ferreira, V., ... Yule, C. M. (2016b). Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams : A global study. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1829), 20152664.

- Boyero, L., Pearson, R. G., Swan, C. M., Hui, C., Albariño, R. J., Arunachalam, M., Callisto, M., Chará, J., Chará Serna, A. M., Chauvet, E., Cornejo, A., Dudgeon, D., Encalada, A. C., Ferreira, V., Gessner, M. O., Gonçalves, J. F., Graça, M. A. S., Helson, J. E., Mathooko, J. M., ... Yule, C. M. (2015). Latitudinal gradient of nestedness and its potential drivers in stream detritivores. *Ecography*, 38(9), 949-955.
- Boyero, L., Pérez, J., López-Rojo, N., Tonin, A. M., Correa-Araneda, F., Pearson, R. G., Bosch, J., Albariño, R. J., Anbalagan, S., Barmuta, L. A., Beesley, L., Burdon, F. J., Caliman, A., Callisto, M., Campbell, I. C., Cardinale, B. J., Casas, J. J., Chará-Serna, A. M., Ciapała, S., ... Yule, C. M. (2021). Latitude dictates plant diversity effects on instream decomposition. *Science Advances*, 7(13), eabe7860.
- Boyero, L., Ramírez, A., Dudgeon, D., & Pearson, R. G. (2009). Are tropical streams really different? *Journal of the North American Benthological Society*, 28(2), 397-403.
- Braak, C. J. F. T. (1994). Canonical community ordination. Part I: Basic theory and linear methods. *Ecoscience*, 1, 127-140.
- Brasil, L. S., Luiza-Andrade, A., Calvão, L. B., Dias-Silva, K., Faria, A. P. J., Shimano, Y., Oliveira-Junior, J. M. B., Cardoso, M. N., & Juen, L. (2020). Aquatic insects and their environmental predictors : A scientometric study focused on environmental monitoring in lotic environmental. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(3), 194. h
- Braun, U. (2009). New species, combinations and records of hyphomycetes. *Schlechtendalia*, 19, 63-71.
- Brouwer, J. H. F. de, Besse-Lototskaya, A. A., Braak, C. J. F. ter, Kraak, M. H. S., & Verdonschot, P. F. M. (2017). Flow velocity tolerance of lowland stream caddisfly larvae (Trichoptera). *Aquatic Sciences*, 79(3), 419-425.
- Bruder, A., Schindler, M. H., Moretti, M. S., & Gessner, M. O. (2014). Litter decomposition in a temperate and a tropical stream : The effects of species mixing, litter quality and shredders. *Freshwater Biology*, 59(3), 438-449.
- Budka, A., Łacka, A., & Szoszkiewicz, K. (2019). The use of rarefaction and extrapolation as methods of estimating the effects of river eutrophication on macrophyte diversity. *Biodiversity and Conservation*, 28(2), 385-400.
- Camacho, R., Boyero, L., Cornejo, A., Ibáñez, A., & Pearson, R. G. (2009). Local Variation in Shredder Distribution can Explain their Oversight in Tropical Streams. *Biotropica*, 41(5), 625-632.

- Capello, S., Marchese, M. R., & Ezcurra de Drago, I. (2004). Descomposición de hojas de *Salix humboldtiana* y colonización por invertebrados en la llanura de inundación del río Paraná Medio. *Amazoniana*, 18(1/2), 125-144.
- Casas, J. J., Gessner, M. O., López, D., & Descals, E. (2011). Leaf-litter colonisation and breakdown in relation to stream typology : Insights from Mediterranean low-order streams. *Freshwater Biology*, 56(12), 2594-2608.
- Cavalier-Smith, T. (1998). A revised six-kingdom system of life. *Biological Reviews*, 73(3), 203-266.
- Cayuela, L., Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2015). Ecological and biogeographic null hypotheses for comparing rarefaction curves. *Ecological Monographs*, 85(3), 437-455.
- Chamier, A.-C. (1987). Effect of pH on microbial degradation of leaf litter in seven streams of the English Lake District. *Oecologia*, 71(4), 491-500.
- Chao, A. (1984). Nonparametric Estimation of the Number of Classes in a Population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11(4), 265-270.
- Chará-Serna, A. M., Chará, J. D., Zúñiga, M. del C., Pearson, R. G., & Boyero, L. (2012). Diets of leaf litter-associated invertebrates in three tropical streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 48(2), 139-144.
- Chauvet, E. (1992). De la biologie des hyphomycètes aquatiques à l'écologie des rivières. *Cryptogamie Mycologie*, 13(3), 203-214.
- Chauvet, E., Ferreira, V., Giller, P. S., McKie, B. G., Tiegs, S. D., Woodward, G., Eloisegi, A., Dobson, M., Fleituch, T., Graça, M. A. S., Gulis, V., Hladyz, S., Lacoursière, J. O., Lecerf, A., Pozo, J., Preda, E., Riipinen, M., Rî noveanu, G., Vadineanu, A., ... Gessner, M. O. (2016). Litter Decomposition as an Indicator of Stream Ecosystem Functioning at Local-to-Continental Scales : Insights from the European RivFunction Project. In A. J. Dumbrell, R. L. Kordas, & G. Woodward (Éds.), *Advances in Ecological Research*, 55, 99-182. Academic Press.
- Chauvet, E., & Merce, J. (1988). Hyphomycètes aquatiques : Importance dans la décomposition des litières. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 1(3), 203-216.
- Chelmick, D. G. (2000). *The dragonflies of Cameroon : An identification key to the larvae* (The Cameroon dragonfly project). Macromia. 95p.
- Chen, J. S., Feng, M. G., & Fomelack, T. S. (2000). Aquatic and Aero-Aquatic Hyphomycetes Occured in Central Cameroon, Western Africa. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 3(11), 1847-1848.

- Cheney, K. N., Roy, A. H., Smith, R. F., & Dewalt, R. E. (2019). Effects of Stream Temperature and Substrate Type on Emergence Patterns of Plecoptera and Trichoptera From Northeastern United States Headwater Streams. *Environmental Entomology*, 48(6), 1349-1359.
- Chergui, H. (1990). Introduction à l'étude des hyphomycètes du Maroc oriental. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat*, 14, 35-43.
- Cheshire, K., Boyero, L., & Pearson, R. G. (2005). Food webs in tropical Australian streams : Shredders are not scarce. *Freshwater Biology*, 50(5), 748-769.
- Clarke, A., Mac Nally, R., Bond, N., & Lake, P. (2008). Macroinvertebrate diversity in headwater streams : A review. *Freshwater Biology*, 53(9), 1707-1721.
- Cook, C. (2002). Guides to the freshwater invertebrates of southern Africa. Volume 2 : Crustacea I. Notostraca, Anostraca, Conchostraca and Cladocera. *African Journal of Aquatic Science*, 27(1), 92-92.
- Cornejo, A., Pérez, J., López-Rojo, N., García, G., Pérez, E., Guerra, A., Nieto, C., & Boyero, L. (2021). Litter decomposition can be reduced by pesticide effects on detritivores and decomposers : Implications for tropical stream functioning. *Environmental Pollution*, 285, 117243.
- Covich, A. P. (1988). Atyid shrimp in the headwaters of the Luquillo Mountains, Puerto Rico : Filter feeding in natural and artificial streams. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 23(4), 2108-2113.
- Covich, A. P., Austen, M., Barlocher, F., Chauvet, E., Biles, C. L., Inchausti, P., Dangles, O., Statzner, B., Solan, M., Moss, B. R., & Asmus, H. (2004). The role of biodiversity in the functioning of freshwater and marine benthic ecosystems. *BioScience*, 54(8), 767-775.
- Cristiano, G., Cicolani, B., Miccoli, F. P., & Sabatino, A. D. (2019). A modification of the leaf-bags method to assess spring ecosystem functioning : Benthic invertebrates and leaf-litter breakdown in Vera Spring (Central Italy). *PeerJ*, 7, e6250.
- Cummins, K. W. (1973). Trophic Relations of Aquatic Insects. *Annual Review of Entomology*, 18(1), 183-206.
- Cummins, K. W., & Klug, M. J. (1979). Feeding Ecology of Stream Invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10(1), 147-172.
- Cunha, D. G. F., Dodds, W. K., & Carmo Calijuri, M. do. (2011). Defining nutrient and biochemical oxygen demand baselines for tropical rivers and streams in São Paulo State

- (Brazil): A comparison between reference and impacted sites. *Environmental Management*, 48(5), 945-956.
- Dajoz, R. (2003). *Précis d'écologie*. Edition Dunod, Paris. Vol. 1-6. 615p.
- Dakwen, J. P., Togouet, S. H. Z., Chinche, S. B., Ewoti, O. V. N., Tchouankep, M. K., & Njine, T. (2019). Influence of the Quality of Maintenance of Fish Ponds on the Biomass of Zooplankton *in situ* in Tropical Zone (Yaoundé-Cameroon-Central Africa). *International Journal of Natural Resource Ecology and Management*, 4(3), 62.
- Dallas, H. (2008). Water temperature and riverine ecosystems : An overview of knowledge and approaches for assessing biotic responses, with special reference to South Africa. *Water SA*, 34(3), 393-404.
- Dallas, H. F. (2004). Seasonal variability of macroinvertebrate assemblages in two regions of South Africa : Implications for aquatic bioassessment. *African Journal of Aquatic Science*, 29(2), 173-184.
- Dallas, H. F. (2007). The effect of biotope-specific sampling for aquatic macroinvertebrates on reference site classification and the identification of environmental predictors in Mpumalanga, South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 32(2), 165-173.
- Dangles, O., Gessner, M. O., Guerold, F., & Chauvet, E. (2004). Impacts of stream acidification on litter breakdown : Implications for assessing ecosystem functioning. *Journal of Applied Ecology*, 41(2), 365-378.
- da Silva, G. V. R., Castañeda-Ruiz, R. F., & Malosso, E. (2019). Comparison of aquatic hyphomycetes communities between lotic and lentic environments in the Atlantic rain forest of Pernambuco, Northeast Brazil. *Fungal Biology*, 123(9), 660-668.
- Davis, J., O'Grady, A. P., Dale, A., Arthington, A. H., Gell, P. A., Driver, P. D., Bond, N., Casanova, M., Finlayson, M., Watts, R. J., Capon, S. J., Nagelkerken, I., Tingley, R., Fry, B., Page, T. J., & Specht, A. (2015). When trends intersect : The challenge of protecting freshwater ecosystems under multiple land use and hydrological intensification scenarios. *The Science of the Total Environment*, 534, 65-78.
- Day, J. A., Harrison, A. D., & De Moor, I. J. (2002). Guides to the freshwater invertebrates of southern Africa. Volume 9 : Diptera. WRC Report No. TT 201/02. *Water Research Commission, Pretoria, South Africa*, 200p.
- De Moor, I. J., Day, J. A., & De Moor, F. C. (2003). *Insecta I Ephemeroptera, Odonata & Plecoptera* (WRC Project No. 916 WRC Report No. TT 207/03; Guides to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa, p. 301). Water Research Commission. 301p.

- De Moor, I. J., Day, J. A., & De Moor, F. C. (2009). *Guides to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa. Volume 7 : Insecta I. Ephemeroptera, Odonata and Plecoptera*. Taylor & Francis. 288p.
- Descals, E., & Webster, J. (1982). Taxonomic studies on aquatic hyphomycetes : III. Some new species and a new combination. *Transactions of the British Mycological Society*, 78(3), 405-437.
- Dethier, E. N., Sartain, S. L., & Lutz, D. A. (2019). Heightened levels and seasonal inversion of riverine suspended sediment in a tropical biodiversity hot spot due to artisanal gold mining. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116(48), 23936-23941.
- Dethier, M. (1981). Héteroïptères. In *Flore et faune aquatiques de l'Afrique Sahelo-Soudanienne: Vol. Tome 2*. In Durand & C. Lévêque, 661-685. Office de Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer.
- Dethier, M. (1985). *Hétéroïptères aquatiques et ripicoles : Genres et principales espèces*. Association française de Limnologie. Paris. 68p.
- Dethier, M. (1986). Héteroïptères aquatiques et ripicoles. Genres et principales espèces (suite). *Publications de la Société Linnéenne de Lyon*, 55(1), 11-40.
- Dijkstra, K.-D. B., Monaghan, M. T., & Pauls, S. U. (2014). Freshwater biodiversity and aquatic insect diversification. *Annual Review of Entomology*, 59, 143-163.
- Dobson, M. (2004). Freshwater crabs in Africa. *Freshwater Forum*, 21, 3-26.
- Dobson, M., Magana, A. M., Mathooko, J. M., & Ndegwa, F. K. (2007). Distribution and abundance of freshwater crabs (Potamonautes spp.) in rivers draining Mt Kenya, East Africa. *Fundamental and Applied Limnology*, 271-279.
- Dobson, M., Magana, A., Mathooko, J. M., & Ndegwa, F. K. (2002). Detritivores in Kenyan highland streams : More evidence for the paucity of shredders in the tropics? *Freshwater Biology*, 47(5), 909-919.
- Dobson, M., Mathooko, J. M., Ndegwa, F. K., & M'Erumba, C. (2004). Leaf litter processing rates in a Kenyan highland stream, the Njoro River. *Hydrobiologia*, 519(1), 207-210.
- Dudgeon, D. (2011). *Tropical Stream Ecology*. Elsevier. 343p.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity : Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163-182.

- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species Assemblages and Indicator Species : The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345-366.
- Dunn, O. J. (1961). Multiple comparison among means. *American Statistical Association*, 56(293), 52-64.
- Durand, J. R., & Levêque, C. (1980). *Flore et faune aquatiques de l'Afrique Sahélo-soudanienne* (I). Office des Recherches Scientifiques et Techniques d'Outre-Mer (ORSTOM). 389p.
- Dzavi, J., Kodji, E., Koji, E., Kalieu, W. A. I., Dionkas, J., & Foto Menbohan, S. (2020). An Idea on Physico-Chemical Parameters of Waters in Two Streams of Savannah Agro-Pastoral Zone, North Region of Cameroon. *International Journal of Research and Scientific Innovation*, 7(4), 160-166.
- Ellis, M. B. (1971). Dematiaceous Hyphomycetes. *Dematiaceous Hyphomycetes.*, 46.
- Elosegi, A., & Sabater, S. (2013). Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: A review and suggestions for assessing ecological impacts. *Hydrobiologia*, 712(1), 129-143.
- Enah Achuo, D., Ajeagah Aghaindum, G., Foto Menbohan, S., T, T. B., Mama, M., Estelle, Y. G., Kowenje, C., & Pare, S. (2018). Distribution of Chironomidae (Diptera : Insecta): Bio-Indicators of Organic Pollution in the Bamenda River Basin, North West Region, Cameroon. *The International Journal of Science & Technoledge*, 6(7), 99-110.
- Everaert, G., Neve, J. D., Boets, P., Dominguez-Granda, L., Mereta, S. T., Ambelu, A., Hoang, T. H., Goethals, P. L. M., & Thas, O. (2014). Comparison of the Abiotic Preferences of Macroinvertebrates in Tropical River Basins. *PLOS ONE*, 9(10), e108898.
- Faty, A., Kane, A., & Ndiaye, A. (2017). Influence de la manifestation climatique sur les régimes pluviométriques saisonniers dans le haut bassin versant du Sénégal. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 30(2), 79-87.
- Fausch, K. D., Torgersen, C. E., Baxter, C. V., & Li, H. W. (2002). Landscapes to riverscapes : Bridging the gap between research and conservation of stream fishes. In *BioScience*, 52(6),16.
- Ferreira, V., Encalada, A. C., & Graça, M. A. S. (2012). Effects of litter diversity on decomposition and biological colonization of submerged litter in temperate and tropical streams. *Freshwater Science*, 31(3), 945-962.
- Ferreira, V., Silva, J., Cornut, J., Sobral, O., Bachelet, Q., Bouquerel, J., & Danger, M. (2021). Organic-matter decomposition as a bioassessment tool of stream functioning: A

- comparison of eight decomposition-based indicators exposed to different environmental changes. *Environmental Pollution*, 290, 118111.
- Fincke, O. M. (1994). Population regulation of a tropical damselfly in the larval stage by food limitation, cannibalism, intraguild predation and habitat drying. *Oecologia*, 100(1-2), 118-127.
- Finlayson, C. M., Pittock, J., & Pittock, J. (2018). Climate change and the management of freshwater protected areas. In *Freshwater Ecosystems in Protected Areas*. 1st Edition, 242-255. Routledge.
- Fisher, R. A. (1918). The correlation between relatives on the supposition of Mendelian inheritance. *Transactions of the Royal Society of Edinburgh*, 52, 399-433.
- Fisher, R. A. (1921). On the « probable error » of a coefficient of correlation deduced from a small sample. *Metron*, 1, 3-32.
- Fisher, R. A. (1936). The use of multiple measurements in taxonomic problems. *Annals of Eugenics*, 7(2), 179-188.
- Follstad Shah, J. J., Kominoski, J. S., Ardón, M., Dodds, W. K., Gessner, M. O., Griffiths, N. A., Hawkins, C. P., Johnson, S. L., Lecerf, A., LeRoy, C. J., Manning, D. W. P., Rosemond, A. D., Sinsabaugh, R. L., Swan, C. M., Webster, J. R., & Zeglin, L. H. (2017). Global synthesis of the temperature sensitivity of leaf litter breakdown in streams and rivers. *Global Change Biology*, 23(8), 3064-3075.
- Foto Menbohan, S., Dzavi, J., Kenfack Nzongang, C., Biram à Ngon, E. B., & Ntchantcho, R. (2019). Impact of the anthropogenic activities on the diversity and structure of benthic macroinvertebrates in tropical forest stream. *International Journal of Progressive Sciences and Technologies*, 15(1), 280-292.
- Foto Menbohan, S., Koji, E., Ajeegah, G. A., Bilong Bilong, C. F., & Njiné, T. (2012). Impact of dam construction on the diversity of benthic macroinvertebrates community in a periurban stream in Cameroon. *International Journal of Biosciences*, 2(11), 137-145.
- Foto Menbohan, S., Nwaha, M., Biram à Ngon, E. B., Dzavi, J., Boudem, R. C., Sob Nangou, P. B., & Nyame Mbia, D.-L. (2021). Water Quality And Benthic Macroinvertebrates Of Tropical Forest Stream In South-West Region, Cameroon. *International Journal of Progressive Sciences and Technologies*, 25(1), 183-192.
- Foto Menbohan, S., Tchakonte, S., Ajeegah, G. A., Zebaze 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(5), 91-104.

- Foto Menbohan, S., Zebaze Togouet, S. H., Nyamsi Tchatcho, N. L., & Njiné, T. (2010). Macroinvertébrés du cours d'eau Nga : Essai de Caractérisation d'un Référentiel par des Analyses Biologiques. *European Journal of Scientific Research*, 43(1), 96-106.
- Foucreau, N., Piscart, C., Puijalon, S., & Hervant, F. (2013). Effect of Climate-Related Change in Vegetation on Leaf Litter Consumption and Energy Storage by *Gammarus pulex* from Continental or Mediterranean Populations. *PLoS ONE*, 8(10), e77242.
- Foucreau, N., Puijalon, S., Hervant, F., & Piscart, C. (2013). Effect of leaf litter characteristics on leaf conditioning and on consumption by *Gammarus pulex*. *Freshwater Biology*, 58(8), 1672-1681.
- Fouillet, M., & Magnier, J. (2022). *Inventaire d'illustrations pédagogiques sur les cours d'eau*. Office International de l'Eau. 20p.
- Friedman, M. (1939). A correction : The use of ranks to avoid the assumption of normality implicit in the analysis of variance. *American Statistical Association*, 34(205), 109.
- Friedman, M. (1940). A comparison of alternative tests of significance for the problem of m rankings. *The Annals of Mathematical Statistics*, 11(1), 86-92.
- Fugère, V., Jacobsen, D., Finestone, E. H., & Chapman, L. J. (2018). Ecosystem structure and function of afrotropical streams with contrasting land use. *Freshwater Biology*, 63(12), 1498-1513.
- Fugère, V., Lostchuck, E., & Chapman, L. J. (2020). Litter decomposition in Afrotropical streams : Effects of land use, home-field advantage, and terrestrial herbivory. *Freshwater Science*, 39(3), 497-507.
- Gantayat, R. R., Mohan Viswanathan, P., Ramasamy, N., & Sabarathinam, C. (2023). Spatial and temporal variations of geochemical processes and toxicity of water, sediments, and suspended solids in Sibuti River Estuary, NW Borneo. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(40), 92692-92719.
- Gessner, M. O. (2010). Functional leaf traits and biodiversity effects on litter decomposition in a stream : Reply. *Ecology*, 91(6), 1869-1871.
- Gessner, M. O., & Chauvet, E. (1994). Importance of Stream Microfungi in Controlling Breakdown Rates of Leaf Litter. *Ecology*, 75(6), 1807-1817.
- Gessner, M. O., & Chauvet, E. (2002). A Case for Using Litter Breakdown to Assess Functional Stream Integrity. *Ecological Applications*, 12(2), 498-510.
- Gessner, M. O., Chauvet, E., & Dobson, M. (1999). A Perspective on Leaf Litter Breakdown in Streams. *Oikos*, 85(2), 377-384.

- Gessner, M. O., Inchausti, P., Persson, L., Raffaelli, D. G., & Giller, P. S. (2004). Biodiversity effects on ecosystem functioning : Insights from aquatic systems. *Oikos*, 104(3), 419-422.
- Gessner, M. O., Meyer, E., & Schwoerbel, J. (1991). Rapid processing of fresh leaf litter in an upland stream. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 24(3), 1846-1850.
- Gessner, M. O., & Ryckegem, G. V. (2003). Water Fungi as Decomposers in Freshwater Ecosystems. In *Encyclopedia of Environmental Microbiology* (p. 38). American Cancer Society.
- Gessner, M. O., Swan, C. M., Dang, C. K., McKie, B. G., Bardgett, R. D., Wall, D. H., & Hättenschwiler, S. (2010). Diversity meets decomposition. *Trends in ecology & evolution*, 25(6), 372-380.
- Goh, T.-K., & Hyde, K. D. (1996). Biodiversity of freshwater fungi. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 17(5-6), 328-345.
- Grove. (1912). *Tridentaria setigera*. *Journal of Botany of London*, 50, 16.
- Gulis, V., Ferreira, V., & Graça, M. a. S. (2006). Stimulation of leaf litter decomposition and associated fungi and invertebrates by moderate eutrophication : Implications for stream assessment. *Freshwater Biology*, 51(9), 1655-1669.
- Gulis, V., Marvanová, L., & Descals, E. (2005). An Illustrated Key to the Common Temperate Species of Aquatic Hyphomycetes. In M. A. S. Graça, F. Bärlocher, & M. O. Gessner (Éds.), *Methods to Study Litter Decomposition : A Practical Guide*, 153-167. Springer Netherlands.
- Gwos Nhiomock, S. R., Foto Menbohan, S., Nyame Mbia, D.-L., Betsi, W. C. N., Biram à Ngon, E. B., Disso, E., & Mboye, B. R. (2022). Characterization by benthic macroinvertebrates and some environmental factors of streams in the East Cameroon region. *World Journal of Biology Pharmacy and Health Sciences*, 11(1), 005-017.
- Gwos Nhiomock, S. R., Foto Menbohan, S., Nyame Mbia, D.-L., Tchouapi, Y. L., Biram à Ngon, E. B., & Disso, E. (2022). Biodiversity and water health status of four rivers in the East Cameroon region. *GSC Biological and Pharmaceutical Sciences*, 18(3), 226-241.
- Hamilton, L. S. (Éd.). (2009). *Les forêts et l'eau* (FAO). FAO. 108p.
- Hawksworth, D. L. (1991). The fungal dimension of biodiversity : Magnitude, significance, and conservation. *Mycological Research*, 95(6), 641-655.
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness : A unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54, 427-432.

- Hladyz, S., Åbjörnsson, K., Chauvet, E., Dobson, M., Elozegi, A., Ferreira, V., Fleituch, T., Gessner, M. O., Giller, P. S., Gulis, V., Hutton, S. A., Lacoursière, J. O., Lamothe, S., Lecerf, A., Malmqvist, B., McKie, B. G., Nistorescu, M., Preda, E., Riipinen, M. P., ... Woodward, G. (2011). Stream Ecosystem Functioning in an Agricultural Landscape : The Importance of Terrestrial–Aquatic Linkages. In G. Woodward (Éd.), *Advances in Ecological Research*. 44, 211-276. Academic Press.
- Hyde, K. D., Dong, Y., Phookamsak, R., Jeewon, R., Bhat, D. J., Jones, E. B. G., Liu, N.-G., Abeywickrama, P. D., Mapook, A., Wei, D., Perera, R. H., Manawasinghe, I. S., Pem, D., Bundhun, D., Karunarathna, A., Ekanayaka, A. H., Bao, D.-F., Li, J., Samarakoon, M. C., ... Sheng, J. (2020). Fungal diversity notes 1151–1276: Taxonomic and phylogenetic contributions on genera and species of fungal taxa. *Fungal Diversity*, 100(1), 5-277.
- Hydrobio DCE. (2014). Hydromorphologie. *Hydrobio DCE*. <https://hydrobio-dce.inrae.fr/cours-deau/hydromorphologie/>. 3p.
- INC, 1980. *Carte topographique de Yaoundé et ses environs au 1/200000*. Institut Nationale de Cartographie (INC). [Map].
- Ingold, C. T. (1975). *Guide to Aquatic Hyphomycetes* (Freshwater Biological Association).
- Ingold, C. T. (1979). Advances in the Study of So-Called Aquatic Hyphomycetes. *American Journal of Botany*, 66(2), 218-226.
- Iqbal, S. H. (1971). New aquatic hyphomycetes. *Transactions of the British Mycological Society*, 56(3), 343-352.
- Iwata, T., Inoue, M., Nakano, S., Miyasaka, H., Doi, A., & Covich, A. P. (2003). Shrimp abundance and habitat relationships in tropical rain-forest streams, Sarawak, Borneo. *Journal of Tropical Ecology*, 19(4), 387-395.
- Jabiol, J., Gossiaux, A., Lecerf, A., Rota, T., Guérol, F., Danger, M., Poupin, P., Gilbert, F., & Chauvet, E. (2020). Variable temperature effects between heterotrophic stream processes and organisms. *Freshwater Biology*, 00, 1-12.
- Jabiol, J., Lecerf, A., Lamothe, S., Gessner, M. O., & Chauvet, E. (2019). Litter Quality Modulates Effects of Dissolved Nitrogen on Leaf Decomposition by Stream Microbial Communities. *Microbial Ecology*, 77(4), 959-966.
- Jacobsen, D. (2008). 8—Tropical High-Altitude Streams. In D. Dudgeon (Éd.), *Tropical Stream Ecology*, 219-VIII. Academic Press.

- Jacobsen, D., Cressa, C., Mathooko, J. M., & Dudgeon, D. (2008). Macroinvertebrates : Composition, life histories and production. In *Tropical stream ecology*, 65-105. Elsevier.
- Jara, F. G. (2016). Predator-prey body size relationship in temporary wetlands : Effect of predatory insects on prey size spectra and survival. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 52, 205-216.
- Jullian, E., Hirbeck, A., Ker, B. N., & Liu, R. (2005). Qualité de l'eau du bassin versant de l'Ardèche. *Knowledge of Management Ecology*, 393, 1-10.
- Kaboré, I., Ouéda, A., Moog, O., Meulenbroek, P., Tampo, L., Bancé, V., & Melcher, A. H. (2022). A benthic invertebrates-based biotic index to assess the ecological status of West African Sahel Rivers, Burkina Faso. *Journal of Environmental Management*, 307, 114503.
- Kadeka, E. C., Masese, F. O., Lusega, D. M., Sitati, A., Kondowe, B. N., & Chirwa, E. R. (2021). No Difference in Instream Decomposition Among Upland Agricultural and Forested Streams in Kenya. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 794525.
- Kalala, S. K., Christian, M. S. S., & Adelin, M. K. (2016). Involvement of physicochemical parameters of the water quality of the river Lubumbashi (Katuba Bridge to downstream of the river Kafubu) Lubumbashi, Haut Katanga / DR Congo. *International Journal of Innovation and Scientific Research*, 25(1), 141-151.
- Kegel, W. (1906). *Varicosporium elodeae*. *Berichte der deutschen botanischen Gesellschaft*, 24, 213.
- Kengne Fotsing, J., Foto Menbohan, S., Meyer, A., Leprêtre, A., & Usseglio-Polatera, P. (2022). Relationships between Physico-Chemical Parameters and Taxonomic Structure of Benthic Macroinvertebrate Assemblages in Streams of West Cameroon. *Water*, 14(9), 1490.
- Kengne Tenkeu, J., Tuekam, R. P., Nzieleu Tchagnouo, J. G., Tchakonte, S., Mogue Kamdem, G. J., Banga Medjo, P. B., Kouedem Kueppo, E. J., Owona, F. D., Boudem Tsane, C. R., & Zebaze Togouet, S. H. (2021). Trophic status and phytoplankton diversity of two dam ponds in Eastern Cameroon (Central Africa). *International Journal of Environment, Agriculture and Biotechnology*, 6(1), 142-154.
- Kenkel, N. C., & Orloci, L. (1986). Applying metric and nonmetric multidimensional scaling to ecological studies : Some new results. *Ecology*, 67, 919-928.
- Kohonen, T. (1982). Self-organized formation of topologically correct feature maps. *Biological Cybernetics*, 43(1), 59-69.

- Kohonen, T. (1997). *Self-Organizing Map* (II, Vol. 30). Springer, Germany. 426p.
- Koji, E., Ewoti, O. V. N., Onana, F. M., Tchakonté, S., Djimeli, C. L., Arfao, A. T., Bricheux, G., Sime-Ngando, T., & Nola, M. (2017). Influence of Anthropogenic Pollution on the Abundance Dynamics of Some Freshwater Invertebrates in the Coastal Area of Cameroon. *Journal of Environmental Protection*, 8(7), 810-829.
- Koudenoukpo, Z. C., Odountan, O. H., Agboho, P. A., Dalu, T., Van Bocxlaer, B., Janssens de Bistoven, L., Chikou, A., & Backeljau, T. (2021). Using self-organizing maps and machine learning models to assess mollusc community structure in relation to physicochemical variables in a West Africa river-estuary system. *Ecological Indicators*, 126, 107706.
- Lande, R. (1996). Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, 76, 5-13.
- Le, T. T. H., Zeunert, S., Lorenz, M., & Meon, G. (2017). Multivariate statistical assessment of a polluted river under nitrification inhibition in the tropics. *Environmental Science and Pollution Research International*, 24(15), 13845-13862.
- Lecerf, A. (2005). *Perturbations anthropiques et fonctionnement écologique des cours d'eau de tête de bassin : Étude du processus de décomposition des litières*. Thèse de Doctorat, Toulouse 3. 159p.
- Lecerf, A. (2017). Methods for estimating the effect of litterbag mesh size on decomposition. *Ecological Modelling*, 362(C), 65-68.
- Lecerf, A., Risnoveanu, G., Popescu, C., Gessner, M. O., & Chauvet, E. (2007). Decomposition of diverse litter mixtures in streams. *Ecology*, 88(1), 219-227.
- Lecerf, A., Usseglio-Polatera, P., Charcosset, J.-Y. L., Bracht, B., & Chauvet, E. (2006). Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. *Archiv Für Hydrobiologie*, 105-126.
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology* (3^e éd.). Elsevier, Pays-Bas. 1006p.
- Levêque, C., & Balian, E. V. (2005). Levêque C. et Balian E. V., 2005. Conservation of freshwater. Biodiversity : Does the real world meet scientific dream? *Hydrobiologia*, 542, 25-26.
- Lienou, G., Mahe, G., Paturel, J. E., Sighomnou, D., & Servat, E. (2010). Impact de la variabilité climatique sur le régime des cours d'eau du sud-cameroun : Climat équatorial. *Annales Des Sciences Agronomiques*, 13(1), 1.

- Lowe, S. (2009). Guides to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa. Volume 8 : Insecta II. Hemiptera, Megaloptera, Neuroptera, Trichoptera and Lepidoptera. *African Journal of Aquatic Science*, 34(2), 203-204.
- Lowe, S., De Moor, I. J., Day, J. A., & De Moor, F. C. (2009). Guides to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa. Volume 8 : Insecta II. Hemiptera, Megaloptera, Neuroptera, Trichoptera and Lepidoptera. *African Journal of Aquatic Science*. 34(2), 203-204.
- Madeirasos, A. O., Callisto, Marcos, Graça, Manuel A. S., Ferreira, Verónica, Rosa, Carlos A., França, Juliana, Eller, Ana, Rezende, Renan S., & Gonçalves Jr., José Francisco. (2015). Microbial colonisation and litter decomposition in a Cerrado stream are limited by low dissolved nutrient concentrations. *Limnetica*, 34, 283-292.
- Madomguia, D., Togouet, S. H. Z., & Fomena, A. (2016). Macro Invertebrates Functional Feeding Groups, Hilsenhoff Biotic Index, Percentage of Tolerant Taxa and Intolerant Taxa as Major Indices of Biological Assessment in Ephemeral Stream in Sudano-Sahelian Zone (Far-North, Cameroon). *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 5(10), 792-806.
- Madomguia, D., Zébazé Togouet, S. H., & Fomena, A. (2019). Biological Assessment of the Mayo Kaliao River, an Ephemeral Stream in Sudano-Sahelian Zone (Far North, Cameroon). *New York Science Journal*, 12(4), 79-87.
- Mander, Ü., Maddison, M., Soosaar, K., & Karabelnik, K. (2011). The Impact of Pulsing Hydrology and Fluctuating Water Table on Greenhouse Gas Emissions from Constructed Wetlands. *Wetlands*, 31(6), 1023-1032.
- Marcon, E. (2010). *Mesures de la biodiversité*. Guyane. 58p.
- Marvanová, L., & Descals, E. (1985). New and critical taxa of aquatic hyphomycetes. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 91(1-2), 1-23.
- Masee, F. O., Abrantes, K. G., Gettel, G. M., Irvine, K., Bouillon, S., & McClain, M. E. (2018). Trophic structure of an African savanna river and organic matter inputs by large terrestrial herbivores : A stable isotope approach. *Freshwater Biology*, 63(11), 1365-1380.
- Masee, F. O., Kitaka, N., Kipkemboi, J., Gettel, G. M., Irvine, K., & McClain, M. E. (2014a). Macroinvertebrate functional feeding groups in Kenyan highland streams : Evidence for a diverse shredder guild. *Freshwater Science*, 33(2), 435-450.

- Masese, F. O., Kitaka, N., Kipkemboi, J., Gettel, G. M., Irvine, K., & McClain, M. E. (2014b). Litter processing and shredder distribution as indicators of riparian and catchment influences on ecological health of tropical streams. *Ecological Indicators*, 46, 23-37.
- Mathooko, J. M., Magana, A. M., & Nyang'au, I. M. (2000). Decomposition of *Syzygium cordatum* leaves in a Rift valley stream ecosystem. *African Journal of Ecology*, 38(4), 365-368.
- Mathooko, J. M., M'Erimba, C. M., & Leichtfried, M. (2000). Decomposition of leaf litter of *Dombeya goetzenii* in the Njoro River, Kenya. *Hydrobiologia*, 418(1), 147-152.
- Mboye, B. R., Koumba, A. A., Dzavi, J., Tchinga, G., Foto Menbohan, S., & Mbega, J. D. (2020). Abondance, diversité et valeur indicatrice des macroinvertébrés benthiques des cours d'eau forestier du bassin versant de la Mabounié au Gabon. *Afrique science*, 17(1), 89-103.
- Mboye, R. B. (2019). *Diversité des macroinvertébrés benthiques des cours d'eau du bassin de la Mabounié (Gabon) : Essai de biotypologie*. Thèse de Doctorat/PhD, Université de Yaoundé 1. 241p.
- McMahon, T. A., Finlayson, B. L., Haines, A. T., & Srikanthan, R. (1992). *Global Runoff: Continental Comparisons of Annual Flows and Peak Discharges*. Catena Verlag, Cremlingen-Destedt, Germany. 166p.
- Mezgebu, A. (2020). A review on freshwater biomonitoring with benthic invertebrates in Ethiopia. *Int. J. of Aquatic Science*, 11(1), 45-51.
- Michailova, P., Szarek-Gwiazda, E., & Kownacki, A. (2021). Physicochemical characteristics of the Dombrovska pit lake (Ukraine) formed in an opencast potassium salt mine and the genome response of *Chironomus salinarius* Kieffer (Chironomidae, Diptera) to these conditions. *Environmental Science and Pollution Research International*, 28(1), 446-458.
- Moretti, M., Gonçalves, J. F., & Callisto, M. (2007). Leaf breakdown in two tropical streams : Differences between single and mixed species packs. *Limnologia*, 37(3), 250-258.
- Mori, T., Miyagawa, Y., Onoda, Y., & Kayaba, Y. (2018). Flow-velocity-dependent effects of turbid water on periphyton structure and function in flowing water. *Aquatic Sciences*, 80(1), 6.
- Munasinghe, D. S. N., Najim, M. M. M., Quadroni, S., & Musthafa, M. M. (2021). Impacts of streamflow alteration on benthic macroinvertebrates by mini-hydro diversion in Sri Lanka. *Scientific Reports*, 11.

- Ndam Ngoupayou, J. R. (1997). *Bilans hydrogéochimiques sous forêt tropicale humide en Afrique : Du bassin expérimental de Nsimi à Zoétélé aux réseaux hydrographiques du Nyong et de la Sanaga (Sud-Cameroun)*, Thèse de Doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI. 214p.
- Ndam Ngoupayou, J. R., Braun, J. J., Meybeck, M., & Bedimo Bedimo, J. P. (1998). Réactualisation des données hydroclimatologiques des bassins fluviaux de la Sanaga et du Nyong (Sud Cameroun). In *Vicat and Bilong (Collect GEOCAM)*, 2, 51-64. Presses Universitaires de Yaoundé.
- Ngoay-Kossy, J. C., Zebazé Togouet, S. H., Wango, S. P., Bolevane Ouantinam, S. F., Tchakonté, S., & Piscart, C. (2018). Bioindicators of running freshwaters in Central African Republic : Benthic macroinvertebrates and anthropogenic stress in the Nguitto Stream. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 73(4), 603-616.
- Nicola, G. G., Almodóvar, A., & Elvira, B. (2010). Effects of environmental factors and predation on benthic communities in headwater streams. *Aquatic Sciences*, 72(4), 419-429.
- Nilsson, S. (1964). *Freshwater hyphomycetes : Taxonomy, morphology and ecology*. Acta Universitatis Upsaliensis. 130p.
- Nola, M., Njiné, T., Monkiedje, A., Sikati Foko, V., & Djuikom, E. (1998). Qualité bactériologique des eaux des sources et des puits de Yaoundé. *Cahiers Santé*, 8, 330-336.
- Obernborfer, R. Y., McArthur, J. V., Barnes, J. R., & Dixon, J. (1984). The Effect of Invertebrate Predators on Leaf Litter Processing in an Alpine Stream. *Ecology*, 65(4), 1325-1331.
- Olivry, J. C. (1986). *Fleuves et rivières du Cameroun* (9^e éd.), Monographies Hydrologiques Office des Recherches Scientifiques et Techniques d'Outre-Mer (ORSTOM). 781p.
- Omoniyi, G. E., Bergerot, B., Pellan, L., Delmotte, M., Crave, A., Heyman, J., & Piscart, C. (2021). In-Stream Variability of Litter Breakdown and Consequences on Environmental Monitoring. *Water*, 13(16), 2246.
- Onana, F. M., Tamsa, A. A., Tchakonte, S., Koji, E., Tchatcho, N. L. N., Nfongmo, Y. N., & Togouet, S. H. Z. (2021). Effects of Industrial Agriculture and Urbanization on Structure and Functional Organization of Macroinvertebrate of Coastal Streams in Cameroon. *Journal of Water Resource and Protection*, 13(2), 154-171.
- Onana, F. M., Zebaze Togouet, S. H., Tamsa Arfao, A., Tchatcho, N. L. N., Tchakonte, S., Koji, E., Yemeli, A. W. Y., & Makong, A. N. S. M. (2019). Comparing Freshwater

- Benthic Macroinvertebrate Communities in Forest and Urban Streams of the Coastal Ecological Region of Cameroon. *Open Journal of Ecology*, 9(12), 521-537.
- Parnrong, S., Buapetch, K., & Buathong, M. (2002). Leaf decomposition rates in three tropical streams of southern Thailand : The influence of land use. *SIL Proceedings*, 1922-2010, 28(1), 475-479.
- Pastorino, P., Zaccaroni, A., Doretto, A., Falasco, E., Silvi, M., Dondo, A., Elia, A. C., Prearo, M., & Bona, F. (2020). Functional Feeding Groups of Aquatic Insects Influence Trace Element Accumulation : Findings for Filterers, Scrapers and Predators from the Po Basin. *Biology*, 9(9), 288.
- Pestana, I. A., Meneguelli-Souza, A. C., Gomes, M. A. C., Almeida, M. G., Suzuki, M. S., Vitória, A. P., & Souza, C. M. M. (2018). Effects of a combined use of macronutrients nitrate, ammonium, and phosphate on cadmium absorption by *Egeria densa* Planch. And its phytoremediation applicability. *Aquatic Ecology*, 52(1), 51-64.
- Petersen, R. C., & Cummins, K. W. (1974). Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, 4(4), 343-368.
- Pielou, E. C. (1966). Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology*, 10(2), 370-383.
- Piscart, C., Genoel, R., Doledec, S., Chauvet, E., & Marmonier, P. (2009). Effects of intense agricultural practices on heterotrophic processes in streams. *Environmental Pollution*, 157(3), 1011-1018.
- Piscart, C., Mermillod-Blondin, F., Maazouzi, C., Merigoux, S., & Marmonier, P. (2011). Potential impact of invasive amphipods on leaf litter recycling in aquatic ecosystems. *Biological Invasions*, 13(12), 2861-2868.
- Piscart, C., Pellan, L., Puijalon, S., & Santonja, M. (2017). Functional importance of freshwater amphipods in the leaf litter recycling process : The role of leaf litter characteristics. *Biodiversity Journal*, 8(2), 429-430.
- Poisson, R. (1929). Contribution à la faune du Cameroun, Hémiptères aquatiques. *Faune Colonies Françaises*, 3, 135-164.
- Pringle, C. M., Blake, G. A., Covich, A. P., Buzby, K. M., & Finley, A. (1993). Effects of omnivorous shrimp in a montane tropical stream : Sediment removal, disturbance of sessile invertebrates and enhancement of understory algal biomass. *Oecologia*, 93(1), 1-11.
- Pringle, C. M., & Hamazaki, T. (1998). The Role of Omnivory in a Neotropical Stream : Separating Diurnal and Nocturnal Effects. *Ecology*, 79(1), 269-280.

- Rains, M. C., Dahlgren, R. A., Fogg, G. E., Harter, T., & Williamson, R. J. (2008). Geological control of physical and chemical hydrology in California vernal pools. *Wetlands*, 28(2), 347-362.
- Ramade, F. (2009). *Eléments d'écologie : Ecologie fondamentale - 4e édition* (4^e éd.). Dunod. 715p.
- Ramírez, A., & Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2014). Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America : A critical analysis and review of existing literature. *Revista De Biología Tropical*, 62 Suppl 2, 155-167.
- Reinsch, P. F. (1888). Familiae Polyedriearum Monographia. *Notarisia*, 3, 493-516, pls 4-7.
- Remini, B. (2005). *La problématique de l'eau en Algérie*. Office des publications universitaires. 162p.
- Resh, V. H. (2007). Multinational, freshwater biomonitoring programs in the developing world : Lessons learned from African and Southeast Asian river surveys. *Environmental Management*, 39(5), 737-748.
- Richardson, J. S., & Dudgeon, D. (2022). Headwater Stream Ecosystems : An Initial Evaluation of Their Threat Status. In *Imperiled : The Encyclopedia of Conservation* (p. 479-484). Elsevier.
- Robyns, W. (1948). Émile De Wildeman (1866-1947). *Bulletin du Jardin botanique de l'État a Bruxelles*, 19(1), 1-35.
- Rodier J., Legube B., Merlet N. et Collaborateurs, 2009. *L'analyse de l'eau*. 9e édition, Dunod, Paris, 1579 p.
- Rueda-Delgado, G., Wantzen, K. M., & Tolosa, M. B. (2006). Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream : Effects of seasonal hydrological changes. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(1), 233-249.
- Saccardo, P. A. (1904). De Diagnostica et nomenclatura mycologica, Admonita quaedam. *Annales Mycologici*, 2, 195-198.
- Saito, M., Yamashiro, T., Hamano, T., & Nakata, K. (2012). Factors affecting distribution of freshwater shrimps and prawns in the Hiwasa River, southern central Japan. *Crustacean Research*, 41, 27-46.
- Samraus, F., Remen, M., Olsen, R. E., Hansen, T. J., Waagbø, R., Torgersen, T., Lock, E. J., Imsland, A., Fraser, T. W. K., & Fjellidal, P. G. (2018). Changes in water temperature and oxygen : The effect of triploidy on performance and metabolism in large farmed Atlantic salmon. *Aquaculture Environment Interactions*, 10, 157-172.

- Santonja, M., Pellan, L., & Piscart, C. (2018). Macroinvertebrate identity mediates the effects of litter quality and microbial conditioning on leaf litter recycling in temperate streams. *Ecology and Evolution*, 8(5), 2542-2553.
- Schindler, M. (2006). *Effects of litter diversity, leaf quality and water chemistry on litter decomposition in streams*. ETH Zurich.13p.
- Schindler, M. H., & Gessner, M. O. (2009). Functional leaf traits and biodiversity effects on litter decomposition in a stream. *Ecology*, 90(6), 1641-1649.
- SND30. (2020). *Stratégie Nationale de Développement 2020-2030 Pour la Transformation Structurelle et le Développement Inclusif*. MINEPAT. 243p.
- Seena, S., Bärlocher, F., Sobral, O., Gessner, M. O., Dudgeon, D., McKie, B. G., Chauvet, E., Boyero, L., Ferreira, V., Frainer, A., Bruder, A., Matthaei, C. D., Fenoglio, S., Sridhar, K. R., Albariño, R. J., Douglas, M. M., Encalada, A. C., Garcia, E., Ghate, S. D., ... Graça, M. A. S. (2019). Biodiversity of leaf litter fungi in streams along a latitudinal gradient. *Science of The Total Environment*, 661, 306-315.
- Serpa, K. V., Kiffer, W. P., Borelli, M. F., Ferraz, M. A., & Moretti, M. S. (2020). Niche breadth of invertebrate shredders in tropical forest streams : Which taxa have restricted habitat preferences? *Hydrobiologia*, 847(7), 1739-1752.
- Shannon, C. E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *Bell System Technical Journal*, 27(3), 379-423.
- Shapiro, S. S., & Wilk, M. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3-4), 591-611.
- Shearer, C. A., Descals, E., Kohlmeyer, B., Kohlmeyer, J., Marvanová, L., Padgett, D., Porter, D., Raja, H. A., Schmit, J. P., Thornton, H. A., & Voglymayr, H. (2007). Fungal biodiversity in aquatic habitats. *Biodiversity and Conservation*, 16(1), 49-67.
- Sighomnou, D. (2004). *Analyse et redéfinition des régimes climatiques et hydrologiques du Cameroun : Perspectives d'évolution des ressources en eau*. Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Yaoundé 1. 294p.
- Sinclair, R. C., & Eicker, A. (1983). Ten interesting species of aquatic Hyphomycetes from South Africa. *Africa Bothalia*, 14(3 & 4), 939-942.
- Soulard, B. (2007). *Ecologie fondamentale eau et milieux humides*. Semaine Européenne ATHENS: MP7. 66p.
- SPANB II - MINEPDED. (2012). *Stratégie et Plan d'Action National pour la Biodiversité— Version II 2012 – MINEPDED*. MINEPDED - République du Cameroun; 29/03/2021. <https://www.cbd.int/doc/world/cm/cm-nbsap-v2-fr.pdf>. 189p.

- Spearman, C. (1904). The proof and measurements of association between two things. *American Journal of Psychology*, 15(1), 72-101.
- Springe, G., Grinberga, L., & Briede, A. (2010). Role of hydrological and hydromorphological factors in ecological quality of medium-sized lowland streams. *Hydrology Research*, 41(3-4), 330-337.
- Stals, R., & de Moor, I. J. (2007). *Guides to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa: Coleoptera*. Volume 10, WRC Report No. TT320/07. 263p.
- Stark, J. D., Boothroyd, I., Harding, J., Maxted, J. R., & Scarsbrook, M. (2001). Protocols for Sampling Macroinvertebrates in Wadeable Streams. *New Zealand Macroinvertebrate Working Group Report No. 1, Ministry for the Environment Sustainable Management Fund Contract No. 5103*, 65p.
- Strahler, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 38(6), 913-920.
- Strayer, D. L., & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation : Recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344-358.
- Suchel, J. B. (1987). *Les climats du Cameroun*. Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Bordeaux III. 1186p.
- Sweeney, B. W., Jackson, J. K., Newbold, J. D., & Funk, D. H. (1992). Climate change and the life histories and biogeography of aquatic insects in eastern North America. In *Global climate change and freshwater ecosystems* (p. 143-176). Springer.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2010). *Invertébrés d'eau douce : Systématique, biologie et écologie* (3^e éd.). CNRS Paris. 588p.
- Tampo, L., Kaboré, I., Alhassan, E. H., Ouéda, A., Bawa, L. M., & Djaneye-Boundjou, G. (2021). Benthic Macroinvertebrates as Ecological Indicators : Their Sensitivity to the Water Quality and Human Disturbances in a Tropical River. *Frontiers in Water*, 3.
- Tchakonté, S., Ajeegah Aghaindum, G., Diomandé, D., Camara, A. I., Konan Koffi, M., & Ngassam, P. (2014). Impact of anthropogenic activities on water quality and Freshwater Shrimps diversity and distribution in five rivers in Douala, Cameroon. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 4(2), 183-194.
- Tchakonté, S., Ajeegah, G. A., Camara, A. I., Diomandé, D., Nyamsi Tchatcho, N. L., & Ngassam, P. (2015). Impact of urbanization on aquatic insect assemblages in the coastal zone of Cameroon : The use of biotraits and indicator taxa to assess environmental pollution. *Hydrobiologia*, 755(1), 123-144.

- Temgoua, L. F. (2007). *Etude préalable à l'aménagement de la réserve forestière de Mbalmayo (Cameroun) : Pratiques et modes d'accès des populations locales*. Master Recherche, Université Paul Valéry Montpellier III. 122p.
- Tenkiano, N. S. D. (2017). *Macroinvertébrés benthiques et hyphomycètes aquatiques : Diversité et implication dans le fonctionnement écosystémique des cours d'eau de Guinée*. Thèse de Doctorat, Université Paul Sabatier - Toulouse III. 250p.
- Tenkiano, N. S. D., & Chauvet, E. (2017). Tropical shift in decomposers' relative contribution to leaf litter breakdown in two Guinean streams. *Biotropica*, 49(4), 439-442.
- Testard, P. (1981). Odonates. In J. R. Durand & C. Lévêque (Éds.), *Flore et faune aquatiques de l'Afrique Sahélo-soudanienne* (II, p. 445-481). Office des Recherches Scientifiques et Techniques d'Outre-Mer (ORSTOM).
- Touati, L. (2021). *Les écosystèmes aquatiques continentaux terrestres*. Université Frères Mentouri Constantine 1. 55p.
- Townsend, C. R., Dolédec, S., Norris, R., Peacock, K., & Arbuckle, C. (2003). The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables : Description and prediction. *Freshwater Biology*, 48(5), 768-785.
- Trevelline, B. K., Nuttle, T., Porter, B. A., Brouwer, N. L., Hoenig, B. D., Steffensmeier, Z. D., & Latta, S. C. (2018). Stream acidification and reduced aquatic prey availability are associated with dietary shifts in an obligate riparian Neotropical migratory songbird. *PeerJ*, 6, e5141.
- Tsisiche, A., M'merimba, C. M., & Mbaka, J. K. (2019). Effect of Land Use on Leaf Litter Decomposition in Upper Mara Streams, Kenya. *Egerton Journal of Science and Technology*, 16(1-139), 1-139.
- US EPA. (2002). *Biological Assessments and Criteria : Crucial Components of Water Quality Programs*. United States Environmental Protection Agency. 6p.
- USA NOAA Physical Sciences Laboratory. (2022, juin 9). *Create Monthly Mean Timeseries : NOAA Physical Sciences Laboratory*. NOAA Physical Sciences Laboratory. <https://psl.noaa.gov/data/timeseries/>
- Van den Wollenberg, A. L. (1977). Redundancy analysis : An alternative for canonical correlation analysis. *Psychometrika*, 42(2), 207-219.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130-137.

- Villeneuve, V., L egar e, S., Painchaud, J., & Vincent, W. (2006). Dynamique et mod elisation de l'oxyg ne dissous en rivi re. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 19(4), 259-274.
- Wallace, J. B., & Webster, J. R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41, 115-139.
- Wantzen, K. M., & Wagner, R. (2006). Detritus processing by invertebrate shredders : A neotropical–temperate comparison. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(1), 216-232.
- Wantzen, K. M., Yule, C. M., Mathooko, J. M., & Pringle, C. M. (2008). Organic matter processing in tropical streams. In *Tropical stream ecology* (p. 43-64). Elsevier.
- Weih er, E., & Keddy, P. (1999). Assembly rules as general constraints on community composition. In *Ecological assembly rules : Perspectives, advances, retreats* (E. Weih er & P. Keddy, p. 251-271). Cambridge University Press.
- Westwood, K. J., Thomson, P. G., van den Enden, R. L., & Maher, L. E. (2018). Ocean acidification impacts primary and bacterial production in Antarctic coastal waters during austral summer. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 498, 46-60.
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30, 279-338.
- Whittaker, R. H. (1969). New concepts of kingdoms or organisms. Evolutionary relations are better represented by new classifications than by the traditional two kingdoms. *Science (New York, N.Y.)*, 163(3863), 150-160.
- Wilcoxon, F. (1945). Individual comparisons by ranking methods. *Biometrics Bulletin*, 1(6), 80-83.
- Wilson, Scott. D., & Tilman, D. (1991). Components of plant competition along an experimental gradient of nitrogen availability. *Ecology*, 72, 1050-1065.
- Wong, M. K. M., Goh, T.-K., Hodgkiss, I. J., Hyde, K. D., Raghoo, V. M., Tsui, C. K. M., Ho, W.-H., Wong, W. S. W., & Yuen, T.-K. (1998). Role of fungi in freshwater ecosystems. *Biodiversity & Conservation*, 7(9), 1187-1206.
- Yule, C. M. (1996). Trophic relationships and food webs of the benthic invertebrate fauna of two aseasonal tropical streams on Bougainville Island, Papua New Guinea. *Journal of Tropical Ecology*, 12(4), 517-534.
- Yule, C. M., Leong, M. Y., Liew, K. C., Ratnarajah, L., Schmidt, K., Wong, H. M., Pearson, R. G., & Boyero, L. (2009a). Shredders in Malaysia : Abundance and richness are higher

- in cool upland tropical streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(2), 404-415.
- Yule, C. M., Leong, M. Y., Liew, K. C., Ratnarajah, L., Schmidt, K., Wong, H. M., Pearson, R. G., & Boyero, L. (2009b). Shredders in Malaysia : Abundance and richness are higher in cool upland tropical streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(2), 404-415.
- Zebaze, T. S. H., Njine, T., Kemka, N., Niyitegeka, D., Nola, M., Foto, M. S., Djiukom, E., Ajeegah, G., & Dumont, H. J. (2006). Biodiversity and spatial distribution of Rotifera in a shallow hyperuetrophic tropical Lake (Cameroon). *Journal of the Cameroon Academy of Sciences*, 6(3), 149-165.

ANNEXES

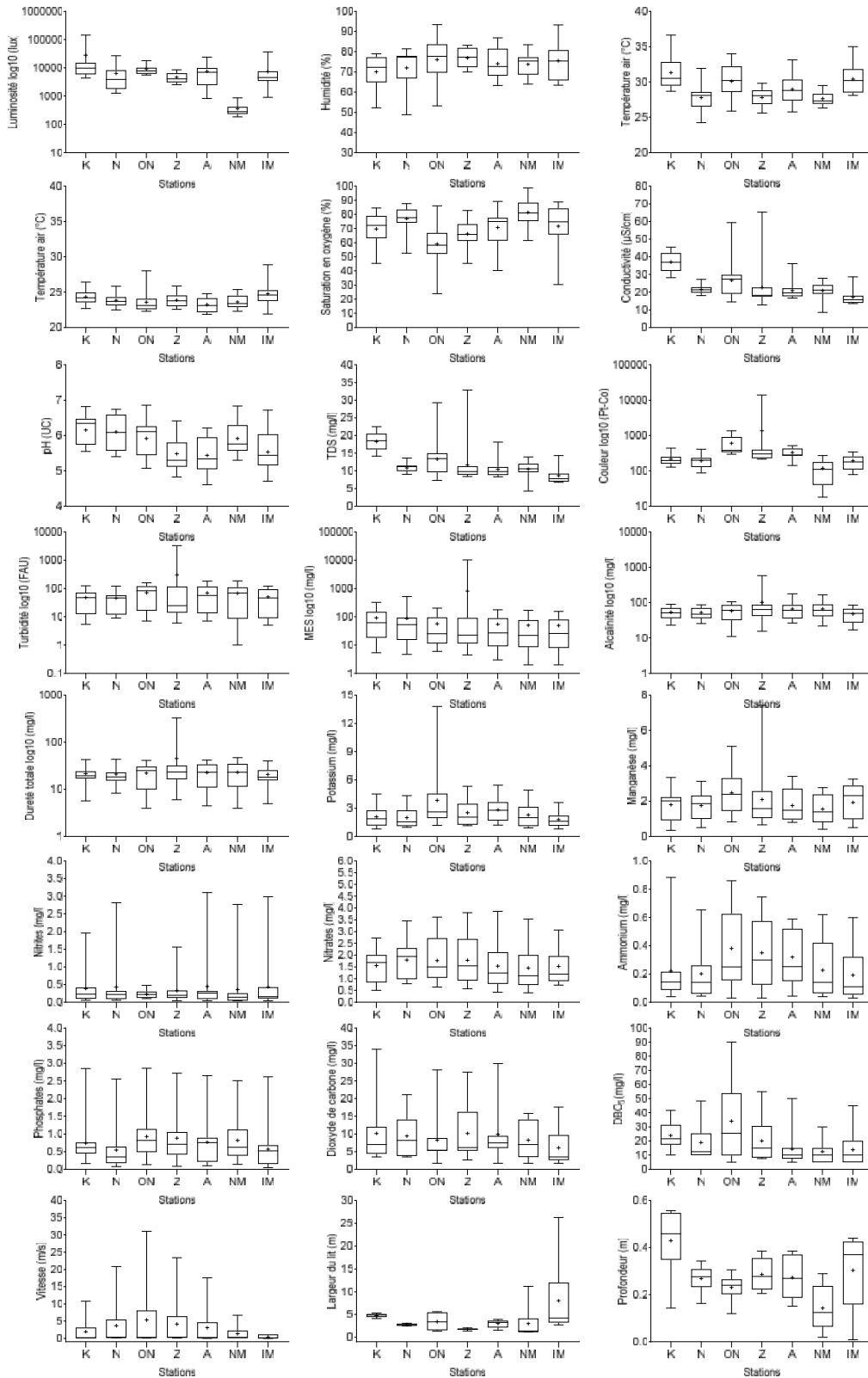
Annexe I: Caractéristiques sommaires des stations étudiées.

Cours d'eau	Stations	Altitude (m a.s.l)	Ordre de Strahler	Distance à la source (Km)	Profondeur de l'eau (m)	Largeur du lit (m)	Substrat dominant
Akoumbegue	C	641	1	0,7	0,24 ± 0,12	2,93 ± 1,11	Vaseux
	A	643	2	5,86	0,31 ± 0,09	3,04 ± 0,86	Sableux/Rocheux
Ibe-Mfeme	IM	644	1	0,9	0,30 ± 0,17	8,01 ± 9,10	Vaseux
Kongolo	K1	645	3	3,9	0,29 ± 0,06	3,88 ± 0,70	Sableux
	K2	638	3	7,35	0,32 ± 0,13	2,95 ± 0,49	Sableux/Vaseux
	K3	634	3	9,65	0,68 ± 0,29	7,52 ± 0,43	Vaseux
Nloumou	AN1	681	1	1,85	0,17 ± 0,05	2,68 ± 0,37	Sableux
	AN2	645	1	3,4	0,40 ± 0,09	2,03 ± 0,53	Sableux/Vaseux
	N	643	3	8,35	0,24 ± 0,06	3,56 ± 0,46	Sableux/Rocheux
Nsoe-Mekok	NM	647	1	1,3	0,14 ± 0,10	2,99 ± 4,01	Rocheux
Ossoe-Nkoro	ON	645	1	1,5	0,23 ± 0,06	3,47 ± 2,11	Vaseux
Zoetoupsi	OB	651	1	2,7	0,25 ± 0,08	1,29 ± 0,23	Vaseux
	Z	653	1	0,9	0,32 ± 0,13	2,23 ± 0,43	Vaseux

Annexe II: Pourcentage de guildes trophique des macroinvertébrés benthiques collectés dans les sacs à grosses mailles et ceux collectés par le filet troubleau

Cours d'eau	Sacs à grosse mailles					Filet troubleau				
	Collecteurs	Déchiquteurs	Prédateurs	Racleur	Herbivores	Collecteurs	Déchiquteurs	Prédateurs	Racleurs	Herbivores
Akoumbegue	88,77	5	0,53	5,44	0,26	7,32	58,53	32,03	0,52	1,6
Ibe-Mfeme	83,33	8,89	0	3,33	4,45	19,52	30,26	46,97	2,61	0,64
Kongolo	69,27	2,38	0	18,47	9,88	23,36	34,78	35,78	6,08	0
Nloumou	70,16	7,91	2,97	5,45	13,51	8,48	48,91	37,21	4,41	0,99
Nsoe-Mekok	53,33	6,67	0	0	40	0,97	74,46	22,94	1,42	0,21
Ossoe-Nkoro	75,05	8,33	2,03	6,26	8,33	25,94	1,1	49,78	22,69	0,49
Zoetoupsi	98,53	0	1,47	0	0	17,41	8,96	62,88	10,43	0,32

Annexe III: Variation des paramètres abiotiques par cours d'eau (K = cours d'eau Kongolo ; N = cours d'eau Nloumou ; ON = cours d'eau Ossoe-Nkoro ; Z = cours d'eau Zoetoupsi ; A = cours d'eau Akoumbegue ; NM = cours d'eau Nsoe-Mekok et IM = cours d'eau Ibe-Mfeme)



LISTE DE PUBLICATIONS

Article soumis

Dzavi Jean, Foto Menbohan Samuel, Piscart Christophe. Factors controlling the leaf litter breakdown rate in natural streams of the equatorial forest in Cameroon. Article soumis pour un numéro special “Advances in freshwater ecology in Sub-Saharan Africa” à *International Journal of Limnology*.

Articles publiés

Dzavi, Jean., Foto Menbohan Samuel, Mboye Blaise Rollinat, Nwaha Mathias, Biram à Ngon Eric Belmond (2022). Spatiotemporal variation of benthic Macroinvertebrates in some Tropical Forest Streams of the Nyong catchment (Cameroon). *Open Journal of Applied Sciences*, 12, 1210-1231. <https://doi.org/10.4236/ojapps.2022.127082>

Dzavi, Jean, Foto Menbohan, Samuel, Mboye, Blaise Rollinat, Tsowa Pianta, Leonelle, Nzépang Tchizé, Audrey Glwadys., Toumbou Nouazi, Amandine Laure, Biram à Ngon, Eric Belmond, & Eneke Takem, Gloria (2021). Preliminary Study on Water Quality and Heteropterans Diversity in a Semi-Urban Stream (Central Region of Cameroon). *Indonesian Journal of Social and Environmental Issues*, 2(2), 86-97. <https://doi.org/10.47540/ijsei.v2i2.191>

Foto Menbohan, Samuel., **Dzavi, Jean**, Kenfack Nzongang, Charleine, Biram à Ngon, Eric Belmond, & Ntchantcho, Romaric (2019). Impact of the anthropogenic activities on the diversity and structure of benthic macroinvertebrates in tropical forest stream. *International Journal of Progressive Sciences and Technologies*, 15(1), 280-292.