

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*

**Structure et biodiversité zooplanctonique des eaux de  
quelques mangroves de la côte littorale  
camerounaise et rôle potentiel des facteurs abiotiques**

**THESE**

Présentée et soutenue le 02 mai 2025 en vue de l'obtention du diplôme de  
**Doctorat/Ph.D en Biologie des Organismes Animaux**

Option : **Hydrobiologie et Environnement**

Par :

**NANFACK DONGMO Rodrigue**

Matricule : 10Q0443

*Master ès-Sciences*



Devant le jury composé de :

Président : **AJEAGAH Gideon AGHAINDUM**, *Professeur*,

Université de Yaoundé I;

Rapporteur : **ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert**, *Professeur*,

Université de Yaoundé I;

Membres : **EFOLE EWOUKEM Thomas**, *Professeur*,

Université de Dschang;

**FOTO MEMBOHAN Samuel**, *Maître de Conférences*,

Université de Yaoundé I;

**TAMSA ARFAO Antoine**, *Maître de Conférences*,

Université de Yaoundé I.

**Année 2025**

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 **NANFACK DONGMO Rodrigue**, matricule **10Q0443**, soutenance autorisée par la correspondance N° 25--1374/UYI/VR-EPDTIC/DAAC/DA-AAC/DRD/SR/SR-A/Alc du Recteur de l'Université de Yaoundé I en date du 04 avril 2025 sur le sujet intitulé : «**structure et biodiversité zooplanctonique des eaux de quelques mangroves de la côte littorale camerounaise et rôle potentiel des facteurs abiotiques**», attestons que les corrections exigées au candidat lors de cette évaluation, qui a eu lieu le **vendredi 02 mai 2025** dans la **S01/S02** 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.....

L'Examineur

P. S. Foto Mbombohan


P. S. DAMISA ABOGA



Le Chef de Département

Pr. Sévillor KEKEUNOU  
Faculté des Sciences  
Université de Yaoundé

06 MAI 2025 Le Président du Jury

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

**ANNÉE ACADEMIQUE 2024/2025**  
(Par Département et par Grade)

**DATE D'ACTUALISATION 30 septembre 2024**

**ADMINISTRATION**

**DOYEN** : OWONO OWONO Luc Calvin, *Professeur*

**VICE-DOYEN / DPSAA** : NDJIGUI Paul-Désiré, *Professeur*

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

**VICE-DOYEN / DRC** : NOUNDJEU Pierre, *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 Sclolarité DAARS** :  
AJEAGAH Gideon AGHAINDUM, *Professeur*

<b>1- DÉPARTEMENT DE BIOCHIMIE (BC) (44)</b>			
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.	AKINDEH MBUH NJI	Maître de Conférences	En poste
11.	ATOgho Barbara MMA	Maître de Conférences	En poste
12.	AZANTSA KINGUE GABIN BORIS	Maître de Conférences	En poste

13.	BELINGA née NDOYE FOE F. M. C.	Maître de Conférences	<i>Chef DAF / FS</i>
14.	DAKOLE DABOY Charles	Maître de Conférences	En poste
15.	DONGMO LEKAGNE Joseph Blaise	Maître de Conférences	En poste
16.	DJUIDJE NGOUNOUE Marceline	Maître de Conférences	En poste
17.	DJUIKWO NKONGA Ruth Viviane	Maître de Conférences	En poste
18.	EFFA ONOMO Pierre	Maître de Conférences	<i>VD/FS/Univ Ebwa</i>
19.	EWANE Cécile Annie	Maître de Conférences	En poste
20.	KENGNE NOUEMSI Anne Pascale	Maître de Conférences	En poste
21.	KOTUE TAPTUE Charles	Maître de Conférences	En poste
22.	LUNGA Paul KEILAH	Maître de Conférences	En poste
23.	MANANGA Marlyse Joséphine	Maître de Conférences	En poste
24.	MBONG ANGIE M. Mary Anne	Maître de Conférences	En poste
25.	MOFOR née TEUGWA Clotilde	Maître de Conférences	<i>Doyen FS / UDs</i>
26.	NANA Louise épouse WAKAM	Maître de Conférences	En poste
27.	NGONDI Judith Laure	Maître de Conférences	En poste
28.	Palmer MASUMBE NETONGO	Maître de Conférences	En poste
29.	PECHANGOU NSANGOU Sylvain	Maître de Conférences	En poste
30.	TCHANA KOUATCHOUA Angèle	Maître de Conférences	En poste
31.	BEBEE Fadimatou	Chargée de Cours	En poste
32.	BEBOY EDJENGUELE Sara N.	Chargé de Cours	En poste
33.	FONKOUA Martin	Chargé de Cours	En poste
34.	FOUPOUAPOUOGNIGNI Yacouba	Chargé de Cours	En poste
35.	KOUOH ELOMBO Ferdinand	Chargé de Cours	En poste
36.	MBOUCHE FANMOE Marceline J.	Chargé de Cours	En poste
37.	OWONA AYISSI Vincent Brice	Chargé de Cours	En poste
38.	WILFRED ANGIE ABIA	Chargé de Cours	En poste
39.	BAKWO BASSOGOG Christian Bernard	Assistant	En Poste
40.	ELLA Fils Armand	Assistant	En Poste
41.	EYENGA Eliane Flore	Assistant	En Poste
42.	MADIESSE KEMGNE Eugenie Aimée	Assistant	En Poste
43.	MANJIA NJIKAM Jacqueline	Assistant	En Poste

44.	WOGUIA Alice Louise	Assistant	En Poste
<b>2- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE ANIMALES (BPA) (50)</b>			
1.	AJEAGAH Gideon AGHAINDUM	Professeur	<i>DAARS/FS</i>
2.	DIMO Théophile	Professeur	En Poste
3.	DJIETO LORDON Champlain	Professeur	En Poste
4.	DZEUFJET DJOMENI Paul Désiré	Professeur	En Poste
5.	ESSOMBA née NTSAMA MBALA	Professeur	<i>CD et Vice Doyen/FMSB/UYI</i>
6.	KEKEUNOU Sévilor	Professeur	<i>Chef de Département</i>
7.	NJAMEN Dieudonné	Professeur	En poste
8.	NOLA Moïse	Professeur	En poste
9.	TAN Paul VERNYUY	Professeur	En poste
10.	TCHUEM TCHUENTE Louis Albert	Professeur	<i>Inspecteur de service / Coord.Progr./MINSANTE</i>
11.	ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert	Professeur	En poste
12.	ALENE Désirée Chantal	Maître de Conférences	<i>Vice Doyen/ Uté Ebwa</i>
13.	ATSAMO Albert Donatien	Maître de Conférences	En poste
14.	BILANDA Danielle Claude	Maître de Conférences	En poste
15.	DJIOGUE Séfirin	Maître de Conférences	En poste
16.	GOUNOUE KAMKUMO Raceline épouse FOTSING	Maître de Conférences	En poste
17.	JATSA BOUKENG Hermine épouse MEGAPTCHE	Maître de Conférences	En Poste
18.	KANDEDA KAVAYE Antoine	Maître de Conférences	En poste
19.	LEKEUFACK FOLEFACK Guy B.	Maître de Conférences	En poste
20.	MAHOB Raymond Joseph	Maître de Conférences	En poste
21.	MBENOUN MASSE Paul Serge	Maître de Conférences	En poste
22.	MEGNEKOU Rosette	Professeur	En poste
23.	MOUNGANG Luciane Marlyse	Maître de Conférences	En poste
24.	NOAH EWOTI Olive Vivien	Maître de Conférences	En poste
25.	MONY Ruth épouse NTONE	Maître de Conférences	En Poste
26.	MVEYO NDANKEU Yves Patrick	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.	AMBADA NDZENGUE GEORGIA ELNA	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.	FOSSI TANKOUA Olivia Epse DJEUTCHOUANG SAYANG	Chargé de Cours	En poste (transfert Uté de Dla)
37.	GONWOUO NONO Legrand	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 NSANGOU Indou	Chargé de Cours	En poste
41.	METCHI DONFACK MIREILLE FLAURE EPSE GHOUMO	Chargé de Cours	En poste
42.	NGOUATEU KENFACK Omer Bébé	Chargé de Cours	En poste
43.	NJUA Clarisse YAFI	Chargée de Cours	<i>Chef Div. Uté Bamenda</i>
44.	NWANE Philippe Bienvenu	Chargé de Cours	En poste
45.	TADU Zephyrin	Maître de Conférences	En poste
46.	YEDE	Maître de Conférences	En poste
47.	YOUNOUSSA LAME	Chargé de Cours	En poste
48.	KODJOM WANCHE Jacguy Joyce	Assistante	En poste
49.	NDENGUE Jean De Matha	Chargé de Cours	En poste
50.	ZEMO GAMO Franklin	Chargé de Cours	En poste

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

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.	NDONGO BEKOLO	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.	NGALLE Hermine BILLE	Maître de Conférences	En poste
13.	NGONKEU MAGAPTCHE Eddy L.	Maître de Conférences	<i>CT / MINRESI</i>
14.	TONFACK Libert Brice	Maître de Conférences	En poste
15.	TSOATA Esaïe	Maître de Conférences	En poste
16.	ONANA JEAN MICHEL	Maître de Conférences	En poste
17.	DJEUANI Astride Carole	Chargé de Cours	En poste
18.	GONMADGE CHRISTELLE	Chargé de Cours	En poste
19.	MAFFO MAFFO Nicole Liliane	Chargé de Cours	En poste
20.	MANGA NDJAGA JUDE	Chargé de Cours	En poste
21.	NNANGA MEBENGA Ruth Laure	Chargé de Cours	En poste
22.	NOUKEU KOUAKAM Armelle	Chargé de Cours	En poste
23.	NSOM ZAMBO EPSE PIAL ANNIE CLAUDE	Chargé de Cours	<i>En détachement /UNESCO MALI</i>
24.	GODSWILL NTSOMBOH NTSEFONG	Chargé de Cours	En poste
25.	KABELONG BANAHOU Louis- Paul-Roger	Chargé de Cours	En poste
26.	KONO Léon Dieudonné	Chargé de Cours	En poste
27.	LIBALAH Moses BAKONCK	Chargé de Cours	En poste
28.	LIKENG-LI-NGUE Benoit C	Chargé de Cours	En poste
29.	TAEDOUNG Evariste Hermann	Chargé de Cours	En poste
30.	TEMEGNE NONO Carine	Chargé de Cours	En poste
31.	DIDA LONTSI Sylvere Landry	Assistant	En poste
32.	METSEBING Blondo-Pascal	Assistant	En poste

#### 4- DÉPARTEMENT DE CHIMIE INORGANIQUE (CI) (27)

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.	NGOMO Horace MANGA	Professeur	<i>Vice Chancellor/UB</i>
6.	NJIOMOU C. épse DJANGANG	Professeur	En poste
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.	NYAMEN Linda Dyorisse	Maître de Conférences	En poste
17.	PABOUDAM GBAMBIE AWAWOU	Maître de Conférences	En poste
18.	TCHAKOUTE KOUAMO Hervé	Maître de Conférences	En poste
19.	BELIBI BELIBI Placide Désiré	Maître de Conférences	<i>Chef Service/ ENS Bertoua</i>
20.	CHEUMANI YONA Arnaud M.	Maître de Conférences	En poste
21.	KOUOTOU DAOUDA	Maître de Conférences	En poste
22.	MAKON Thomas Beauregard	Chargé de Cours	En poste
23.	NCHIMI NONO KATIA	Chargée de Cours	En poste
24.	NJANKWA NJABONG N. Eric	Chargé de Cours	En poste
25.	PATOUOSSA ISSOFA	Chargé de Cours	En poste
26.	SIEWE Jean Mermoz	Chargé de Cours	En Poste
27.	BOYOM TATCHEMO Franck W.	Assistant	En Poste

#### **6- DÉPARTEMENT DE CHIMIE ORGANIQUE (CO) (33)**

1.	Alex de Théodore ATCHADE	Professeur	<i>DEPE/Univ. Bertoua</i>
2.	DONGO Etienne	Professeur	<i>Vice-Doyen/FSE/UYI</i>
3.	NGOUELA Silvère Augustin	Professeur	<i>Chef de Département UDS</i>
4.	PEGNYEMB Dieudonné Emmanuel	Professeur	<i>Recteur UBertoua/ Chef de Département</i>
5.	MBAZOA née DJAMA Céline	Professeur	En poste
6.	MKOUNGA Pierre	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.	MVOT AKAK CARINE	Maître de Conférences	En poste
13.	NGO MBING Joséphine	Maître de Conférences	<i>Chef de Cellule MINRESI</i>
14.	NGONO BIKOBO Dominique Serge	Maître de Conférences	<i>C.E.A/ MINESUP</i>
15.	NOTE LOUGBOT Olivier Placide	Maître de Conférences	<i>Dir ENS/Uté Bertoua</i>
16.	NOUNGOUE TCHAMO Diderot	Maître de Conférences	En poste
17.	TABOPDA KUATE Turibio	Maître de Conférences	En poste
18.	TAGATSING FOTSING Maurice	Maître de Conférences	En poste
19.	OUAHOUE WACHE Blandine M.	Maître de Conférences	En poste
20.	ZONDEGOUMBA Ernestine	Maître de Conférences	En poste
21.	MESSI Angélique Nicolas	Chargé de Cours	En poste
22.	MUNVERA MFIFEN Aristide	Chargé de Cours	En poste
23.	NGNINTEDO Dominique	Chargé de Cours	En poste
24.	NGOMO Orléans	Chargée de Cours	En poste
25.	NONO NONO Éric Carly	Chargé de Cours	En poste
26.	OUETE NANTCHOUANG Judith Laure	Chargée de Cours	En poste
27.	SIELINOU TEDJON Valérie	Chargé de Cours	En poste
28.	TCHAMGOUE Joseph	Chargé de Cours	En poste
29.	TSAFFACK Maurice	Chargé de Cours	En poste
30.	TSAMO TONTSA Armelle	Chargé de Cours	En poste
31.	TSEMEUGNE Joseph	Chargé de Cours	En poste
32.	NDOGO ETEME Olivier	Assistant	En poste
33.	NGUEMDJO CHIMEZE Valery Wilfried	Assistant	En poste
<b>6- DEPARTEMENT DES ENERGIES RENOUVELABLES (ER) (1)</b>			
1.	BODO Bertrand	Professeur	<i>Chef de Département</i>
<b>7- DÉPARTEMENT D'INFORMATIQUE (IN) (22)</b>			

1.	ATSA ETOUNDI Roger	Professeur	<i>Chef de Division des SI/ MINESUP</i>
2.	FOUDA NDJODO Marcel Laurent	Professeur	<i>Inspecteur Général Académique/ MINESUP</i>
3.	NDOUNDAM 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.	AMINOU 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.	EKODECK Stéphane Gaël Raymond	Chargé de Cours	En poste
11.	HAMZA Adamou	Chargé de Cours	En poste
12.	JIOMEKONG AZANZI Fidel	Chargé de Cours	En poste
13.	KOUOKAM KOUOKAM E. A.	Chargé de Cours	En poste
14.	MELATAGIA YONTA Paulin	Chargé de Cours	En poste
15.	MESSI NGUELE Thomas	Chargé de Cours	En poste
16.	MONTHE DJIADEU Valery M.	Chargé de Cours	En poste
17.	NZEKON NZEKO'O ARMEL JACQUES	Chargé de Cours	En poste
18.	OLLE OLLE Daniel Claude Georges Delort	Chargé de Cours	<i>Directeur Adjoint ENSET Ebolowa</i>
19.	TAPAMO Hyppolite	Chargé de Cours	En poste
20.	BAYEM Jacques Narcisse	Assistant	En poste
21.	MAKEMBE. S. Oswald	Assistant	<i>Directeur CUTI</i>
22.	NKONDOCK. MI. BAHANACK.N.	Assistant	En poste

### **8- DÉPARTEMENT DE MATHÉMATIQUES (MA) (34)**

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	<i>Chef de Division/ENSPY</i>
5.	MBELE BIDIMA Martin Ledoux	Maître de Conférences	<i>Chef de Département de modélisation et applications industrielles/ENSPY</i>
6.	NOUNDJEU Pierre	Maître de Conférences	<i>VDRC/FS/UYY</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.	BITYE MVONDO Esther Claudine	Chargé de Cours	En poste
13.	CHENDJOU Gilbert	Chargé de Cours	En poste
14.	DJIADEU NGAHA Michel	Chargé de Cours	En poste
15.	DOUANLA YONTA Herman	Chargé de Cours	En poste
16.	KIKI Maxime Armand	Chargé de Cours	En poste
17.	KOKOMO AYISSI Eric Brice	Chargé de Cours	En poste (transfert de l'université de Douala)
18.	LOUMNGAM KAMGA Victor	Chargé de Cours	En poste
19.	MBAKOP Guy Merlin	Chargé de Cours	En poste
20.	MBATAKOU Salomon Joseph	Chargé de Cours	En poste
21.	MENGUE MENGUE David Joël	Chargé de Cours	<i>Chef Dpt /ENS Université d'Eboulawa</i>
22.	MBIAKOP Hilaire George	Chargé de Cours	En poste
23.	NGUEFACK Bernard	Chargé de Cours	En poste
24.	NIMPA PEFOUKEU Romain	Chargée de Cours	En poste
25.	OGADOA AMASSAYOGA	Chargée de Cours	En poste
26.	POLA DOUNDOU Emmanuel	Chargé de Cours	<i>En stage</i>
27.	TENKEU JEUFACK Yannick Léa	Chargé de Cours	En poste
28.	TCHEUTIA Daniel Duviol	Chargé de Cours	En poste
29.	TETSADJIO TCHILEPECK M. Eric.	Chargé de Cours	En poste
30.	FOKAM Jean Marcel	Assistant	En poste
31.	GUIDZAVAI KOUCHERE Albert	Assistant	En poste
32.	MANN MANYOMBE Martin Luther	Assistant	En poste
33.	MEFENZA NOUNTU Thiery	Assistant	En poste
34.	NYOUMBI DLEUNA Christelle	Assistant	En poste

**9- 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.	SADO KAMDEM Sylvain Leroy	Professeur	En poste
4.	ASSAM ASSAM Jean Paul	Maître de Conférences	En poste
5.	BOUGNOM Blaise Pascal	Maître de Conférences	En poste
6.	BOYOMO ONANA	Maître de Conférences	En poste
7.	KOUITCHEU MABEKU Epse KOUAM Laure Brigitte	Maître de Conférences	En poste
8.	RIWOM Sara Honorine	Maître de Conférences	En poste
9.	NJIKI BIKOÏ Jacky	Maître de Conférences	En poste
10.	TCHIKOUA Roger	Maître de Conférences	<i>Chef de Service de la Scolarité</i>
11.	ESSONO Damien Marie	Chargé de Cours	En poste
12.	LAMYE Glory MOH	Chargé de Cours	En poste
13.	MEYIN A EBONG Solange	Chargé de Cours	En poste
14.	MONI NDEDI Esther Del Florence	Chargé de Cours	En poste
15.	NKOUDOU ZE Nardis	Chargé de Cours	En poste
16.	NKOUÉ TONG Abraham	Chargé de Cours	En poste
17.	TAMATCHO KWEYANG Blandine Pulchérie	Chargé de Cours	En poste
18.	SAKE NGANE Carole Stéphanie	Chargé de Cours	En poste
19.	TOBOLBAÏ Richard	Chargé de Cours	En poste
20.	EZO'O MENGO Fabrice Télésfor	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

### **10. DEPARTEMENT DE PHYSIQUE(PHY) (42)**

1.	BEN- BOLIE Germain Hubert	Professeur	En poste
2.	BIYA MOTTO Frédéric	Professeur	<i>DG/HYDRO Mekin</i>
3.	DJUIDJE KENMOE épouse ALOYEM	Professeur	En poste
4.	EKOBENA FOU DA Henri Paul	Professeur	<i>Vice-Recteur. Uté Ngaoundéré</i>
5.	ESSIMBI ZOBO Bernard	Professeur	En poste
6.	EYEBE FOU DA Jean sire	Professeur	En poste

7.	HONA Jacques	Professeur	En poste
8.	NANA ENGO Serge Guy	Professeur	En poste
9.	NANA NBENDJO Blaise	Professeur	En poste
10.	NDJAKA Jean Marie Bienvenu	Professeur	<i>Chef de Département</i>
11.	NJANDJOCK NOUCK Philippe	Professeur	En poste
12.	SAIDOU	Professeur	<i>Chef de centre/IRGM/MINRESI</i>
13.	SIMO Elie	Professeur	En poste
14.	TABOD Charles TABOD	Professeur	<i>Doyen FSUniv/Bda</i>
15.	TCHAWOUA Clément	Professeur	En poste
16.	WOAFO Paul	Professeur	En poste
17.	ZEKENG Serge Sylvain	Professeur	En poste
18.	ENYEGUE A NYAM épouse BELINGA	Maître de Conférences	<i>Chef de Division de la formation continue et à distance/ENSPY</i>
19.	FEWO Serge Ibraïd	Maître de Conférences	En poste
20.	FOUEJIO David	Maître de Conférences	<i>Chef Cell/ MINADER</i>
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.	VONDOU Derbetini Appolinaire	Maître de Conférences	En poste
28.	WAKATA née BEYA Annie Sylvie	Maître de Conférences	<i>Directeur/ENS/UYY</i>
29.	WOULACHE Rosalie Laure	Maître de Conférences	<i>En stage depuis février 2023</i>
30.	ABDOURAHIMI	Chargé de Cours	En poste
31.	AYISSI EYEBE Guy François Valérie	Chargé de Cours	En poste
32.	CHAMANI Roméo	Chargé de Cours	En poste
33.	DJIOTANG TCHOTCHOU Lucie Angennes	Chargée de Cours	En poste
34.	EDONGUE HERVAIS	Chargé de Cours	En poste
35.	KAMENI NEMATCHOUA Modeste	Chargé de Cours	En poste
36.	LAMARA Maurice	Chargé de Cours	En poste
37.	NGA ONGODO Dieudonné	Chargé de Cours	En poste

38.	OTTOU ABE Martin Thierry	Chargé de Cours	<i>Directeur Unité de production des réactifs/IMPM</i>
39.	TEYOU NGOUPO Ariel	Chargé de Cours	En poste
40.	TOGUEU MOTCHEYO Alain Bertrand	Chargé de Cours	En poste
41.	WANDJI NYAMSI William	Chargé de Cours	En poste
42.	SOUFFO TAGUEU Merimé	Assistant	En poste
<b>11- DÉPARTEMENT DE SCIENCES DE LA TERRE (ST) (33)</b>			
1.	EKOMANE Emile	Professeur	<i>Chef Div./Uté Ebolowa</i>
2.	GANNO Sylvestre	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.	ONANA Vincent Laurent	Professeur	<i>Chef de Département/Uté. Eb.</i>
7.	YENE ATANGANA Joseph Q.	Professeur	<i>Chef Div. /MINTP</i>
8.	BISSO Dieudonné	Maître de Conférences	En poste
9.	Elisé SABABA	Maitre de Conférences	En poste
10.	EYONG John TAKEM	Maître de Conférences	En poste
11.	FUH Calistus Gentry	Maître de Conférences	<i>Sec. D'Etat/MINMIDT(ai)</i>
12.	MBIDA YEM	Maitre de Conférences	En poste
13.	MBESSE Cécile Olive	Maitre de Conférences	En poste
14.	METANG Victor	Maître de Conférences	En poste
15.	NGO BIDJECK Louise Marie	Maître de Conférences	En poste
16.	NGUEUTCHOUA Gabriel	Maître de Conférences	<i>CEA/MINRESI</i>
17.	NJILAH Isaac KONFOR	Maître de Conférences	En poste
18.	TCHAKOUNTE Jacqueline épouse NUMBEM	Maître de Conférences	<i>Chef. Cell /MINRESI</i>
19.	TCHOUANKOUE Jean-Pierre	Maître de Conférences	En poste
20.	TEMGA Jean Pierre	Maître de Conférences	En poste
21.	ZO'O ZAME Philémon	Maître de Conférences	<i>DG/ART</i>
22.	ANABA ONANA Achille Basile	Chargé de Cours	En poste
23.	BEKOA Etienne	Chargé de Cours	En poste
24.	MAMDEM TAMTO Lionelle Estelle, épouse BITOM	Chargée de Cours	En poste
25.	NGO BELNOUN Rose Noël	Chargée de Cours	En poste

26.	NGO'O ZE ARNAUD	Chargé de Cours	En poste
27.	NOMO NEGUE Emmanuel	Chargé de Cours	En poste
28.	NTSAMA ATANGANA Jacqueline	Chargée de Cours	En poste
29.	TCHAPTCHET TCHATO De P.	Chargé de Cours	En poste
30.	TEHNA Nathanaël	Chargé de Cours	En poste
31.	FEUMBA Roger	Chargé de Cours	En poste
32.	MBANGA NYOBE Jules	Chargé de Cours	En poste
33.	KOAH NA LEBOGO Serge P.	Assistant	En poste
34.	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)	20 (12)	9 (04)	6 (05)	<b>44 (20)</b>
BPA	11 (01)	19 (09)	16 (05)	3 (02)	<b>49 (16)</b>
BPV	6 (01)	10 (02)	14 (08)	2 (00)	<b>32 (10)</b>
CI	7 (01)	14 (04)	5 (01)	1 (00)	<b>27 (05)</b>
CO	7 (01)	15 (05)	11 (05)	1 (00)	<b>33 (09)</b>
ER	1 (00)		/	/	<b>01 (0)</b>
IN	2 (00)	2 (00)	14 (01)	4 (00)	<b>22 (01)</b>
MAT	1 (00)	8 (00)	19 (02)	5 (01)	<b>34 (02)</b>
MIB	3 (01)	7 (03)	9 (05)	5 (02)	<b>24 (11)</b>
PHY	18 (01)	12 (04)	11 (01)	1 (00)	<b>42 (06)</b>
ST	10 (00)	17 (03)	13 (03)	3 (01)	<b>34 (07)</b>
<b>Total</b>	<b>74 (07)</b>	<b>124 (42)</b>	<b>121 (35)</b>	<b>31 (11)</b>	<b>342 (87)</b>

Soit un total de **342 (87)** dont :

- Professeurs **69 (07)**
- Maîtres de Conférences **123 (41)**
- Chargés de Cours **120 (30)**
- Assistants **30 (09)**

() = Nombre de Femmes **87**

# DÉDICACE

**À**

*Mon grand-frère CHOUNTSA Alain Martial*

## REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord rendre grâce au Seigneur Jésus-Christ pour la vie, la santé physique, spirituelle, morale et les moyens financiers qu'il m'a accordés durant toutes ces années d'études universitaires.

Je tiens à remercier le Professeur **ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert**, mon Directeur de thèse. Son dévouement au travail, sa rigueur scientifique et sa simplicité ont été pour moi des éléments catalyseurs pour effectuer un travail consciencieux et rigoureux.

Qu'il me soit permis de dire un merci tout particulier au Professeur **NOLA Moïse**, Chef du Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement, qui m'a donné l'opportunité de travailler au sein dudit Laboratoire. J'exprime toute ma gratitude à l'endroit de tous les enseignants du Département de Biologie et Physiologie Animales de la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé I pour la formation reçue, les encouragements et les conseils prodigués lors de l'accomplissement de ce travail. Particulièrement, je dis un immense merci aux Professeurs **AJEAGAH Gidéon AGHAINDUM, FOTO MENBOHAN Samuel, FOMENA Abraham, MEGNEKOU Rosette, KEKEUNOU Sévilor, NOAH EWOTI Vivien Olivier, TAMSA ARFAO Antoine et MOUNGANG Marlyse** dont les enseignements, les conseils scientifiques, le dynamisme, la simplicité et l'humour permanents ont été pour moi, des sources d'inspiration et d'encouragement.

J'adresse mes remerciements au Professeur **DENISE Françoise de Le Mans Université**, pour sa disponibilité et les orientations apportées dans la rédaction de cette thèse.

Je tiens également à remercier par anticipation tous les membres du jury qui me feront l'immense honneur de juger ce travail. Leurs remarques et suggestions m'aideront sans aucun doute, à en améliorer la qualité.

Je remercie particulièrement mon père **CHIOGO François** et ma maman **MADA'A Régine** pour leurs encouragements, les sages conseils et la bénédiction, et ma copine **PEGHUABO Chirelle** pour son soutien inconditionnel pendant la réalisation de ce travail.

Je tiens également à remercier les Professeurs **ONANA Fils Mamert, NYAMSI TCHATCHO Nectaire** et les Docteurs **MADOMGUIA Diane, CHINCHE BELENGFE Sylvie, TUEKAM KAYO Raoul** pour m'avoir transmis des éléments scientifiques essentiels à la réalisation de cette thèse.

Le travail de terrain et même de laboratoire n'étant pas une mission facile, plusieurs personnes se sont impliquées pour l'aboutissement de ce travail. Il s'agit de **Dr. MOANONO Patrick Geoges Thiery, Dr. TSOMENE Pierre, Dr. NWAHA Mathias, Dr. BOUDEM TSANE Cécile Rita, Dr KOUEDEUM KUEPPO Éric** et **SOB NANGOU**. Par la suite mes camarades de laboratoire **Dr POUNTOUGNIGNI Farikou, OWONA EDOA François Désiré, ZAMBO Gabriel Bertrand** et Mesdames **TAYOU Blandine**, à qui je tiens à témoigner tout particulièrement ma sympathie et ma reconnaissance.

J'aimerais remercier la grande famille **CHIOGO** pour le soutien affectif et moral. Je vous porte dans mon cœur. Il me tient à cœur de remercier particulièrement mes frères et sœurs, **DOUANLA Albert, ZEFO Michel, NGUEO Bertrand, TSAGO Eric, VOUGKENG Elise, TSAKEM Georgette** et **KIFACK Nadège**. Merci pour vos soutiens multiformes, vos encouragements et l'amour que vous m'avez toujours témoigné ainsi que vos innombrables prières en mon endroit.

Très affectueusement, j'adresse un merci particulier à mes amis **AZEMO GOUNE Marcelin, KOUEMENDEU Arnaud, ESSAMBE Roland, MOUKEU Christelle, MBALLA Mariette, TALLA Stéphane, TCHOKOMENIE Brunelle, GUIMFACK Giovanni, SIBATCHEU Rostant Sibaro** qui ont contribué de leur manière à l'aboutissement de ce travail.

La réalisation des travaux de terrain n'aurait pas été facile sans l'assistance des personnes à qui j'exprime ma profonde gratitude. Il s'agit du **Dr AJONINA Gordon** (Directeur du Cameroon Wildlife Conservation Society en abrégé CWCS), du piroguier **TIMBA Martins**, ainsi que l'ensemble du personnel du CWCS.

J'adresse un merci chaleureux à tous les membres de l'**Association dénommée « ACBA »** pour l'esprit d'équipe, l'ambiance, la solidarité, les moments de détente, la fraternité et l'entraide dont ils m'ont témoigné pendant cette étude. Mes remerciements vont aussi à l'endroit de mes amis d'enfance regroupés au sein de l'**Association « ÉMERGENCE** pour leur soutien moral pendant toute la réalisation de ce travail.

Je ne saurais terminer sans dire un vibrant merci à mes beaux-frères et belles soeurs. Merci pour leur soutien et leurs différentes aides apportés au cours de toutes ces années d'études universitaires. À toutes ces nombreuses personnes qui, de près ou de loin, ont contribué de quelque façon que ce soit à l'aboutissement de ce travail et que je n'ai pas pu citer, j'adresse mes sincères remerciements. Soyez-en bénis.

## SOMMAIRE

<b>DÉDICACE</b> .....	<b>xiv</b>
<b>REMERCIEMENTS</b> .....	<b>xv</b>
<b>SOMMAIRE</b> .....	<b>xvii</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>xix</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>xxii</b>
<b>LISTE DES ANNEXES</b> .....	<b>xxiii</b>
<b>LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES ACRONYMES</b> .....	<b>xxiv</b>
<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>xxv</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>xxvii</b>
<b>INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
<b>CHAPITRE I : REVUE DE LA LITTÉRATURE</b> .....	<b>5</b>
I.1. Description du milieu estuarien .....	6
I.2. Processus hydrodynamique en domaine estuarien .....	7
I.3. Généralités sur les écosystèmes de mangroves .....	8
I.3.1. Définitions .....	8
I.3.2. Hydrologie .....	9
I.3.3. Conditions d'équilibre .....	10
I.3.4. Végétation.....	11
I.3.5. Faune .....	12
I.4. Rôle de la mangrove.....	12
I.4.1. Rôle écologique .....	12
I.4.2. Rôles écologique et Services écosystémiques des mangroves .....	13
I.5. Pressions sur les mangroves .....	15
I.5.1. Pressions naturelles.....	15
I.5.2. Changement climatique .....	16
I.5.3. Pressions anthropiques .....	17
I.6. Distribution des mangroves au Cameroun .....	21
I.7. Surveillance de la qualité des eaux de mangrove.....	22
I.7.1. Caractérisation physicochimique.....	22
I.7.2. Organismes zooplanctoniques et bioévaluation de la santé des hydrosystèmes .....	26

I.8. Importance écologique du zooplancton dans les hydrosystèmes.....	40
<b>CHAPITRE II : ZONE D'ETUDE, MATERIEL ET METHODES.....</b>	<b>42</b>
II.1. ZONE D'ETUDE.....	43
II.1.1. Présentation de la zone d'étude.....	43
II.1.2. Choix des sites et des stations d'étude .....	44
II.1.3. Description des stations d'étude.....	45
II.2. MATERIEL ET METHODES.....	51
II.2.1. Echantillonnage pour la mesure des paramètres physicochimiques et biologiques.....	51
II.2.2. Techniques de mesure des variables physico-chimiques .....	52
II.2.3. Identification et dénombrement des espèces zooplanctoniques .....	55
II.2.4. Analyse des données .....	57
<b>CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION .....</b>	<b>63</b>
III.1. RÉSULTATS.....	64
III.1.1. Caractérisation physicochimique des eaux des mangroves étudiées .....	64
III.1.2. Zooplancton prélevé dans les eaux de mangroves étudiées.....	88
III.2. DISCUSSION.....	131
III.2.1. Caractérisation physico-chimique des eaux des mangroves étudiées.....	131
III.2. 2. Typologie abiotique de la zone de mangrove analysée .....	134
III.2.3. Caractérisation biologique des eaux de mangroves étudiées.....	135
<b>CONCLUSION, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES .....</b>	<b>143</b>
<b>CONCLUSION.....</b>	<b>144</b>
<b>PERSPECTIVES.....</b>	<b>145</b>
<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>147</b>
<b>ANNEXES.....</b>	<b>170</b>
<b>Annexe 5 : Photo de quelques espèces zooplanctoniques identifiées pendant l'étude ...</b>	<b>178</b>
<b>PUBLICATION ISSUE DE LA THÈSE.....</b>	<b>179</b>
<b>LISTE DES COMMUNICATIONS SCIENTIFIQUES.....</b>	<b>179</b>

## LISTE DES FIGURES

<b>Figure 1</b> : Répartition géographique de l'estuaire .....	6
<b>Figure 2</b> : Circulation résiduelle de densité dans un estuaire.. .....	8
<b>Figure 3</b> : Bénéfices procurés par la mangrove .....	15
<b>Figure 4</b> : Impact des changements climatiques sur les mangroves.....	17
<b>Figure 5</b> : Carte de la distribution des zones de mangrove le long de la côte camerounaise ..	22
<b>Figure 6</b> : Organisation générale d'un Copépode.....	29
<b>Figure 7</b> : Cycle de vie des copépodes .....	30
<b>Figure 8</b> : Organisation générale de l'espèce de Rotifère <i>seison africanus</i> .....	32
<b>Figure 9</b> : Cycle de reproduction par parthénogenèse chez les Rotifères .....	33
<b>Figure 10</b> : Organisation générale de l'espèce de Cladocère <i>Penilia avirostris</i> .....	35
<b>Figure 11</b> : Représentation du cycle de vie général des crabes de mangrove. ....	39
<b>Figure 12</b> : Stades zoé de <i>Neosarmatium meinerti</i> .....	40
<b>Figure 13</b> : Cycle biologique des crevettes du genre <i>Penaeus</i> .....	38
<b>Figure 14</b> : Localisation géographique des stations d'étude dans les communes de Mouanko et Manoka.....	45
<b>Figure 15</b> : Vues partielles des stations d'échantillonnage dans les eaux à influence dulcicole de Mouanko.....	47
<b>Figure 16</b> : Vues partielles des stations d'échantillonnage dans les eaux à influence marine de Mouanko. ....	49
<b>Figure 17</b> : Vues partielles des stations d'échantillonnage dans les eaux à influence marine de l'île Manoka.....	50
<b>Figure 18</b> : Schéma montrant les stades de succession écologique.....	59
<b>Figure 19</b> : Variation spatio-temporelle de la température des eaux étudiées.....	64
<b>Figure 20</b> : Variation spatio-temporelle des MES des eaux étudiées.....	65
<b>Figure 21</b> : Variation spatio-temporelle des TDS des eaux étudiées. ....	66
<b>Figure 22</b> : Variation spatio-temporelle de la turbidité des eaux étudiées .....	67
<b>Figure 23</b> : Variations spatio-temporelle de la Couleur des eaux étudiées .....	68
<b>Figure 24</b> : Variations spatio-temporelle de l'oxygène dissous des eaux étudiées .....	69

<b>Figure 25</b> : Variations spatio-temporelle de l'oxydabilité des eaux étudiées.....	70
<b>Figure 26</b> : Variations spatio-temporelle du dioxyde de carbone des eaux étudiées .....	71
<b>Figure 27</b> : Variations spatio-temporelle de la salinité et conductivité électrique étudiées ....	72
<b>Figure 28</b> : Variations spatio-temporelle des valeurs du pH des eaux étudiées .....	73
<b>Figure 29</b> : Variations spatio-temporelle des valeurs de l'alcalinité des eaux étudiées .....	74
<b>Figure 30</b> : Variations spatio-temporelle de la dureté calcique des eaux étudiées.....	75
<b>Figure 31</b> : Variations spatio-temporelle de la dureté magnésique des eaux étudiées.....	76
<b>Figure 32</b> : Variations spatio-temporelle des teneurs en nitrates dans les eaux étudiées.....	77
<b>Figure 33</b> : Variations spatio-temporelle des teneurs en nitrites dans les eaux étudiées.....	78
<b>Figure 34</b> : Variations spatio-temporelle d'azote ammoniacal dans les eaux étudiées.....	79
<b>Figure 35</b> : Variations spatio-temporelle des orthophosphates des eaux étudiées .....	80
<b>Figure 36</b> : Variations spatio-saisonnière des teneurs en $Cl^-$ dans les eaux étudiées .....	80
<b>Figure 37</b> : Variations spatio-saisonnière des teneurs en $K^+$ dans les eaux étudiées .....	81
<b>Figure 38</b> : Variations spatio-saisonnière des teneurs en $Na^+$ dans les eaux étudiées.....	82
<b>Figure 39</b> : Variation des concentrations moyennes des éléments traces métalliques dans les eaux de mangroves étudiées.....	83
<b>Figure 40</b> : Variation des valeurs de l'IPO durant la période d'étude.....	85
<b>Figure 41</b> : Classification hiérarchique des stations d'échantillonnage .....	86
<b>Figure 42</b> : Analyse en Composantes Principales dans les différentes stations .....	88
<b>Figure 43</b> : Richesse taxonomique des différentes familles zooplanctoniques récoltés dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise .....	90
<b>Figure 44</b> : Abondance absolue des groupes zooplanctonique identifiés dans les EDMo.....	92
<b>Figure 45</b> : Abondance absolue des groupes zooplanctonique identifiés dans les EMMo .....	95
<b>Figure 46</b> : Abondance absolue des groupes zooplanctonique identifiés dans les EMMa.....	97
<b>Figure 47</b> : Fréquences d'occurrence des espèces aux différentes stations d'échantillonnage durant la période d'étude. ....	100
<b>Figure 48</b> : Variation spatio-temporelle de la richesse spécifique zooplanctonique.....	101
<b>Figure 49</b> : Variation spatio-saisonnière de la richesse spécifique zooplanctonique.....	102
<b>Figure 50</b> : Variation de la richesse spécifique zooplanctonique en fonction du régime	

des marées .....	103
<b>Figure 51</b> : Distribution de la richesse spécifique des groupes zooplanctonique des sites. ..	104
<b>Figure 52</b> : Distribution saisonnière de la richesse spécifique zooplanctonique.....	105
<b>Figure 53</b> : Abondance relative des groupes zooplanctoniques .....	105
<b>Figure 54</b> : Variation spatio-temporelle de l'abondance relative zooplanctoniques. ....	107
<b>Figure 55</b> : Variation saisonnière de l'abondance relative zooplanctoniques.....	108
<b>Figure 56</b> : Variation de l'abondance relative des groupes zooplanctoniques en fonction du régime des marées.....	109
<b>Figure 57</b> : Variation de spatio-temporelle de la densité zooplanctonique. ....	110
<b>Figure 58</b> : Variation de spatio-saisonnière de la densité zooplancton .....	111
<b>Figure 59</b> : Variation de spatio-saisonnière de la densité des groupes zooplanctonique .....	112
<b>Figure 60</b> : Variations spatiale de l'indice de diversité de Shannon et Weaver et de l'équitabilité de Piélu.....	114
<b>Figure 61</b> : Variations saisonnière de l'indice de diversité de Shannon et Weaver et d'équitabilité de Piélu.....	116
<b>Figure 62</b> : Variations suivant le régime des marées de l'indice de diversité de Shannon et Weaver et d'équitabilité de Piélu .....	117
<b>Figure 63</b> : Diagrammes rang-fréquence des espèces zooplanctoniques .....	119
<b>Figure 64</b> : ACH des valeurs des variables biologiques.....	120
<b>Figure 65</b> : Analyse en Composantes Principales effectuée sur les espèces zooplanctoniques des mangroves étudiées .....	121
<b>Figure 66</b> : Analyse Canonique des Redondances des taxons zooplanctoniques et des paramètres abiotiques des eaux de la mangrove .....	129
<b>Figure 67</b> : Analyse Canonique des Redondances des taxons zooplanctoniques et des métaux lourds des eaux de la mangrove.....	130

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau 1</b> : Produits issus des mangroves.....	14
<b>Tableau 2</b> : Détermination des sources de pollution en fonction des métaux lourds.....	26
<b>Tableau 3</b> : Limites des classes de l'Indice de Pollution Organique .....	57
<b>Tableau 4</b> : Concentrations moyennes des métaux lourds dans l'eau.....	84
<b>Tableau 5</b> : Richesse taxonomique du zooplancton des eaux étudiées. ....	89
<b>Tableau 6</b> : Liste des abondances et des fréquences d'occurrence espèces en EDMo .....	93
<b>Tableau 7</b> : Liste des abondances et des fréquences d'occurrence des espèces en EMMA.....	96
<b>Tableau 8</b> : Richesse taxonomique du zooplancton dans les sites étudiés.....	113
<b>Tableau 9</b> : Valeurs du coefficient de similarité de Sørensen.....	118
<b>Tableau 11</b> : Matrice des corrélations de Spearman en EDMO.....	125
<b>Tableau 12</b> : Matrice des corrélations de Spearman en EMMO.....	126
<b>Tableau 13</b> : Matrice des corrélations de Spearman en EMMA.....	127
<b>Tableau 14</b> : Matrice des corrélations de Spearman entre les variables biotiques et les métaux lourds .....	128

## LISTE DES ANNEXES

<b>Annexe 1</b> : Régime des marées en fonction des stations et mois d'échantillonnage.....	171
<b>Annexe 2</b> : Récapitulatif des valeurs moyennes (Moy) $\pm$ écart-types ( $\sigma$ ), minimales (Min), maximales (Max) des paramètres physicochimiques mesurés .....	172
<b>Annexe 3</b> : Récapitulatif des valeurs moyennes (Moy) $\pm$ écart-types ( $\sigma$ ), minimales (Min), maximales (Max) des paramètres physicochimiques mesurés .....	174
<b>Annexe 4</b> : Récapitulatif des valeurs moyennes (Moy) $\pm$ écart-types ( $\sigma$ ), minimales (Min), maximales (Max) des paramètres physicochimiques mesurés .....	176
<b>Annexe 5</b> : Photo de quelques espèces zooplanctoniques identifiées.....	178

## **LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES ACRONYMES**

- ACH** : Analyse de Classification Hiérarchique
- ACP** : Analyse en Composantes Principales
- ACR** : Analyse Canonique des Redondances
- APHA** : American Public Health Association
- BIR** : Bataillon d'Intervention Rapide
- CEAEQ** : Centre d'Expertise et d'Analyse Environnementale du Québec
- CVUC** : Communes et Villes Unies du Cameroun
- CWCS** : Cameroon Wildlife Conservation Society
- DRF** : Diagrammes Rang Fréquence
- EDMo** : Eau des mangroves à influence Dulcicole de Mouanko
- EMMa** : Eau des mangroves à influence Marine de Manoka
- EMMo** : Eau des mangroves à influence Marine de Mouanko
- Envi-Rep** : Environnement de la République
- FAO** : Fond des Nations Unies pour l'alimentation
- FTU** : Formazine Turbidity Unit
- IPO** : Indice de Pollution Organique
- MES** : Matières en Suspension
- MINEPDED** : Ministère de l'Environnement pour la Protection de la nature et du Développement Durable
- OMS** : Organisation Mondiale de la Santé
- ONG** : Organisation Non Gouvernementale
- PACEBCO** : Programme d'appui à la conservation des écosystèmes du bassin du Congo
- pH** : Potentiel d'Hydrogène
- ProPSFE** : Programme d'appui au Programme Sectoriel Forêts – Environnement
- Pt. Co** : Platinium Cobalt
- SAA** : Spectrophotométrie à Absorption Atomique
- TDS** : Solides Totaux Dissous
- UC** : Unité Conventionnelle
- UICN** : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

## RÉSUMÉ

Avec l'accroissement des activités anthropiques et la pollution des écosystèmes aquatiques, la question de gestion optimale de ces hydrosystèmes se pose de plus en plus. C'est dans le contexte de recherche des solutions face à la dégradation des écosystèmes forestiers de mangroves que s'inscrit le présent travail qui a pour objectif d'évaluer la structure et la diversité du peuplement zooplanctonique des eaux de quelques mangroves de la côte littorale camerounaise en relation avec quelques facteurs abiotiques.

Les échantillonnages ont été réalisés de novembre 2019 à novembre 2020 suivant une fréquence mensuelle. Quatorze (14) stations d'échantillonnage ont été retenues à raison de six (06) stations dans les mangroves d'influence marine de Mouanko (EMMo), quatre (04) stations dans les mangroves d'influence marine de Manoka (EMMa) et quatre (04) stations dans les mangroves d'influence dulcicole de Mouanko (EDMo). Les analyses physicochimiques ont été réalisées *in situ* et au laboratoire suivant les méthodes standard. Les variables telles que la Température, le pH, la Conductivité électrique, la Salinité, les TDS, les MES, la Couleur, l'Oxygène dissous (O<sub>2</sub>), la Turbidité et les Métaux lourds (Manganèse, Fer, Nickel, Plomb, Zinc...) ont été analysées. Pour ce qui est des analyses biologiques, 100 litres d'eau ont été filtrés à l'aide d'un filet de 64 µm d'ouverture de maille au niveau de chaque station. Le concentré obtenu a été fixé avec de l'alcool 96° puis les identifications et dénombrements des espèces zooplanctoniques effectués en laboratoire à l'aide d'un microscope optique et d'une loupe binoculaire, en utilisant les clés et ouvrages appropriés.

L'analyse des variables abiotiques montre que les eaux des mangroves étudiées sont légèrement basiques ( $7,59 \pm 0,04$  UC), moyennement oxygénées ( $65,36 \pm 1,21$  %), faiblement riches en Nitrites ( $0,08 \pm 0,008$  mg/L), Nitrates ( $6,82 \pm 0,27$  mg/L) et Orthophosphates ( $0,05 \pm 0,01$  mg/L) avec de fortes concentrations de MES ( $14,09 \pm 1,35$  mg/L), Turbidité ( $30,85 \pm 2,66$  mg/L) et Couleur ( $213,73 \pm 18,1$  Pt. Co). Les stations situées dans les EDMo sont moins minéralisées et moins salées ( $1354,3 \pm 34$  µS/cm et  $74,25 \pm 20,12$  mg/L) que celles situées en EMMo ( $8236,46 \pm 898,6$  µS/cm et  $4627,09 \pm 419,9$  mg/L) et EMMa ( $12580,42 \pm 1012,36$  µS/cm et  $6985,46 \pm 595,5$  mg/L). Les teneurs en éléments métalliques mesurées sont inférieures aux normes environnementales en la matière (SEQ-Eau, 2003).

Sur le plan faunistique, 81 espèces de zooplancton dont 72 d'Holozooplancton et 9 de Mérozooplancton ont été identifiées. L'Holozooplancton identifié comprend 30 espèces de Rotifères appartenant à 12 familles dont la plus riche et abondante est celle des Brachionidae ; 22 Copépodes appartenant à 11 familles dont la plus riche et abondante est celle des

Paracalanidae ; 16 Cladocères appartenant à 5 familles dont la plus riche est celle des Chydoridae ; 03 Ostracodes appartenant à 2 familles dont la plus riche et abondante est celle des Cypridae et 01 Chétognathe appartenant à la famille des Sagittidae. Le Mérozooplancton comprend quant à lui 06 Décapodes appartenant à 06 familles dont la plus abondante est celle des Parthénopidae ; 02 Urochordés appartenant à 02 familles dont la plus abondante est celle des Oikopleuridae et 01 Mysidacés appartenant à la famille des Mysidacae. Les EDMo ont été les plus riches, suivi des EMMo et des EMMa avec 64, 61 et 47 espèces respectivement. Par contre, les EMMo ont été les plus denses, suivi des EMMa et des EDMo avec respectivement 722,94 ind./L, 104,25 ind./L et 36,75 ind./L. Dans l'ensemble, les Copépodes ont été plus abondants (83,71% en EMMo, 94,53% en EMMa et 61,96% en EDMo) représentés principalement par les stades larvaires et les espèces *Paracalanus indicus*, *Parvocalanus elegans*, *Oithona nana* et *Oithona* sp. ; tandis que les Mysidacés (0,07 %) représentés uniquement par l'espèce *Mysis oculata* dans les EMMa ont été les moins abondants. Excepté les Rotifères qui ont présenté une forte abondance en saisons sèche, les autres groupes zooplanctoniques récoltés ont présenté leurs plus fortes abondances en saison des pluies.

Les indices de diversité de Shannon-Weaver et d'Équitabilité de Piélu ont montré que les stations des EDMo ont une faune plus diversifiée ( $H' = 4,19 \pm 0,05$  bits/ind) et mieux répartie ( $J' = 0,79 \pm 0,005$ ). De même, la diversité spécifique et l'équirépartition des taxons ont été plus élevées en marée basse ( $3,81 \pm 0,11$  bits/ind et  $0,82 \pm 0,01$  respectivement) ainsi qu'en saison pluvieuse ( $4,07 \pm 0,07$  bits/ind et  $0,85 \pm 0,01$  respectivement). L'Analyse Canonique de Redondance (ACR) et le test de corrélation de Spearman révèlent que les fortes teneurs de salinité, conductivité électrique, TDS et ion Potassium favorisent la prolifération des espèces *Parvocalanus elegans*, *Paracalanus indicus*, *Oncaea clevei*, dans les EMMo et EMMa tandis que la température et les nitrates favorisent la prolifération des espèces *Oncaea* sp., et *Oithona* sp., dans les EDMo

La répartition des espèces dans les EDMo est tributaire des eaux provenant des cours d'eau Sanaga et Kwa-Kwa qui enrichissent le milieu en espèces d'eau douce tandis les EMMo et EMMa sont fortement influencées par les mouvements des marées qui y apportant des espèces à affinité marine en provenance de l'océan Atlantique. Ces résultats montrent dans l'ensemble que les eaux étudiées sont de bonne qualité écologique et les espèces *Oithona nana* et *Paracalanus parvus* sont celles qui caractérisent mieux ce milieu. Cependant, certaines stations présentent déjà des indices de dégradabilité avancée.

**Mots clés :** Côte littorale camerounaise, Mangrove, Zooplancton, Abiotique, Biodiversité

## ABSTRACT

With the increase of human activity and pollution of aquatic ecosystems, the question of optimal management of these hydrosystems becomes increasingly important. It is in the context of the search for solutions to the degradation of mangrove forest ecosystems that the present work takes place. Its aim is to evaluate the structure and diversity of the zooplankton population in the waters of a few mangroves on in Cameroonian coast, in relation to a number of abiotic factors.

Sampling was carried out from November 2019 to November 2020 on a monthly basis. Fourteen (14) sampling stations were selected, with six (06) stations in the Mouanko marine-influenced mangroves (EMMo), four (04) stations in the Manoka marine-influenced mangroves (EMMa) and four (04) stations in the Mouanko freshwater-influenced mangroves (EDMo). Physicochemical analyses were carried out in situ and in the laboratory using standard methods. Variables such as Temperature, pH, Electrical Conductivity, Salinity, TDS, TSS, Color, dissolved oxygen (O<sub>2</sub>), Turbidity and heavy metals (Manganese, Iron, Nickel, Lead, Zinc...) were analyzed. For biological analysis, 100 liters of water were filtered through a 64 µm mesh at each station. The concentrate obtained was fixed with 96° alcohol, then zooplankton species were identified and counted in the laboratory using an optical microscope and a binocular magnifying glass, and appropriate keys and books.

Analysis of abiotic variables shows that the mangrove waters studied are slightly basic ( $7.59 \pm 0.04$  UC), moderately oxygenated ( $65.36 \pm 1.21$  %), low in Nitrite ( $0.08 \pm 0.008$  mg/L), Nitrates ( $6.82 \pm 0.27$  mg/L) and Orthophosphates ( $0.05 \pm 0.01$  mg/L) with high concentrations of TSS ( $14.09 \pm 1.35$  mg/L), Turbidity ( $30.85 \pm 2.66$  mg/L) and Color ( $213.73 \pm 18.1$  Pt. Co). Stations located in EDMo are respectively less mineralized and less salty ( $1354.3 \pm 34$  µS/cm and  $74.25 \pm 20.12$  mg/L) than those located in EMMo ( $8236.46 \pm 898.6$  µS/cm and  $4627.09 \pm 419.9$  mg/L) and EMMa ( $12580.42 \pm 1012.36$  µS/cm et  $6985.46 \pm 595.5$  mg/L). The metal element levels measured are below the relevant environmental standards (SEQ-Eau, 2003).

In terms of fauna, 81 species of zooplankton were identified, including 72 Holozooplankton and 9 Merozooplankton. The Holozooplankton identified include 30 species of Rotifera belonging to 12 families, the richest and most abundant of which is the Brachionidae ; 22 Copepoda belonging to 11 families, the richest and most abundant of which is the Paracalanidae ; 16 Cladocera belonging to 5 families, the richest of which is the Chydoridae ; 03 Ostracoda belonging to 2 families, the richest and most abundant of which is the Cypridae ; and 01 Chetognath belonging to the Sagittidae family. Merozooplankton includes 06 decapods

belonging to 06 families, the most abundant of which is the Parthenopidae ; 02 Urochordae belonging to 02 families, the most abundant of which is the Oikopleuridae ; and 01 Mysidacea belonging to the Mysidaceae family. The EDMo were the richest, followed by the EMMo and EMMA with 64, 61 and 47 species respectively. On the other hand, EMMo was the densest, followed by EMMA and EDMo with 722.94, 104.25 and 36.75 ind./L respectively. Overall, copepods were the most abundant (83.71% in EMMo, 94.53% in EMMA and 61.96% in EDMo), represented mainly by larval stages and the species *Paracalanus indicus*, *Parvocalanus elegans*, *Oithona nana* and *Oithona* sp. ; while Mysidaceans (0.07%), represented only by the species *Mysis oculata* in EMMA, were the least abundant. With the exception of Rotifers, which were most abundant in the dry season, the other zooplankton groups harvested were most abundant in the rainy season.

The Shannon-Weaver diversity and Pielou equitability indices showed that the EDMo stations had a more diverse ( $H' = 4.19 \pm 0.05$  bits/ind) and better distributed fauna ( $J' = 0.79 \pm 0.005$ ). Specific diversity and taxon evenness were also higher at low tide ( $3.81 \pm 0.11$  bits/ind and  $0.82 \pm 0.01$  respectively) and in the rainy season ( $4.07 \pm 0.07$  bits/ind and  $0.85 \pm 0.01$  respectively). Canonical Redundancy Analysis (CRA) and Spearman's correlation test revealed that high levels of salinity, electrical conductivity, TDS and Potassium ion favored the proliferation of *Parvocalanus elegans*, *Paracalanus indicus* and *Oncaea clevei* species in EMMo and EMMA, while temperature and nitrates favored the proliferation of *Oncaea* sp. and *Oithona* sp. in EDMo.

Species distribution in the EDMo depends on water from the Sanaga and Kwa-Kwa rivers, which enrich the environment with freshwater species, while the EMMo and EMMA are strongly influenced by tidal movements, which bring in species with a marine affinity from the Atlantic Ocean. Overall, these results show that the waters studied are of good ecological quality, and the species *Oithona nana* and *Paracalanus parvus* are those that best characterize this environment. However, some stations are already showing signs of advanced degradability.

**Key words :** Coastal Cameroon, Mangrove, Zooplankton, Abiotic, Biodiversity

# **INTRODUCTION**

Réparties au niveau du biome tropical et subtropical, les mangroves apparaissent comme des zones humides influencées par les marées et constituées de forêts marécageuses et autres habitats associés dans la zone intertidale (zone où l'océan rencontre la terre entre les marées hautes et basses) (Banque mondiale, 2004). Ces mangroves constituent des formations végétales des régions côtières. Elles sont caractérisées par la présence de palétuviers, qui sont des arbres dont les racines en forme d'échasses s'enfoncent dans des vases ou des limons des estuaires et des lagunes (étendue d'eau en liaison restreinte avec la mer, et presque totalement fermée par un cordon littoral de sable ou galets) (Ajonina *et al.*, 2009). Présent dans près de 124 pays au monde, l'Afrique possède environ 3,2 millions d'hectares d'écosystème des mangroves (FAO, 2007). Ces mangroves sont reconnues pour leur capacité à jouer un rôle écologique, socioéconomique et de régulation du climat (Locatelli, 2013). Elles contribuent à la conservation d'une grande diversité de la faune. En effet, ce milieu offre une multitude d'habitats propices à l'alimentation et au développement des poissons, des crustacés (Copépodes, Cladocères...) et des mollusques, dont elles constituent un lieu de frayère (Nagelkerken *et al.*, 2000). Elles constituent également la base de la productivité des eaux marines, et recèlent de bonnes potentialités pour l'aquaculture en eaux saumâtres (Youmbi *et al.*, 1991). De même, elles participent à la protection du littoral et constituent des puits de carbone (Armah *et al.*, 2010 ; Ajonina *et al.*, 2009), présentant un élément clé de la stabilisation de la côte en formant une barrière contre l'avancement du front de mer (érosion côtière) (Envi-Rep Cameroun, 2010). Les populations riveraines de ces zones tirent d'importants revenus de l'exploitation du bois, de la pêche, de la riziculture, de l'extraction du sel, du maraîchage et d'autres activités, notamment la récolte de miel et des plantes médicinales (Sinsin *et al.*, 2018).

Au Cameroun, la zone occupée par les mangroves s'étend sur près de 230 000 hectares (CameEco, 2010) ce qui fait de lui l'un des dix-huit pays qui compte les plus grandes superficies de mangroves au monde (WCMC, 1992). De ce fait, il a ratifié plusieurs accords internationaux et a mis sur pied, tant sur le plan régional que national des programmes en vue de la préservation des écosystèmes et de gestion des ressources naturelles (PANGIRE, 2009). Il s'agit notamment de la Convention des Nations Unies sur la Diversité Biologique, du Programme d'appui au Programme Sectoriel Forêts - Environnement (ProPSFE), du Programme d'Appui à la Conservation des Ecosystèmes du Bassin du Congo (PACEBCO) entre autres. Ces accords et programmes offrent ainsi un cadre d'action globale qui vont garantir la conservation de la biodiversité, l'utilisation durable des ressources et le partage équitable de ses avantages. C'est dans cette perspective que le gouvernement camerounais s'est engagé à travers ses structures

étatiques à sensibiliser aux rôles écologiques et à l'importance des mangroves, ainsi qu'à promouvoir des actions de restauration et de sauvegarde.

Au fil des dernières décennies, des nombreuses activités anthropiques ont perturbé l'équilibre des mangroves au Cameroun. Ces changements ont entraîné la dégradation et la déforestation des mangroves, la surexploitation des ressources sans oublier les effets indirects de la pollution et d'autres formes d'utilisation de la terre (Alexandris *et al.*, 2013). À ceux-ci s'ajoutent les effets des changements climatiques et de l'érosion des côtes (PANGIRE, 2009). Ces diverses menaces conduisent à une perte de près de 10000 hectares entre 2000 et 2010 avec sans cesse des changements dans sa structure entraînant la perte de sa biodiversité. Pourtant, la présence de poissons et d'autres animaux est tributaire de celles d'organismes microscopiques appartenant à des réseaux trophiques complexes. Ces microorganismes jouent un rôle de premier plan dans ce réseau trophique. La chaîne alimentaire aquatique débute par les producteurs que sont les algues microscopiques qui constituent le phytoplancton. L'énergie et la matière produites par le phytoplancton sont transférées ensuite au zooplancton, qui les transfère ensuite à des consommateurs de niveaux plus élevés (Etilé *et al.*, 2018). La conservation de la biodiversité concerne donc autant les espèces de grande taille que le zooplancton, qui jouent un rôle important dans les milieux aquatiques. Berline *et al.* (2012) considèrent en effet le zooplancton comme un marqueur des variations des conditions de l'environnement pour trois raisons essentielles : i) il est admis comme outil essentiel de mesure de ces changements et d'analyse de l'évolution des zones côtières ; ii) il tient une place importante dans le fonctionnement du réseau trophique et dans les phénomènes d'autoépuration ; iii) il constitue un bon indicateur de la dynamique des masses d'eau et leur cycle de vie très bref facilite la liaison entre la taille de la population et les perturbations rapides des conditions environnementales.

La plupart des travaux effectués dans les écosystèmes de mangroves au Cameroun se sont portés sur les espèces végétales qui la composent (Ajonina *et al.*, 2009 ; Ajonina, 2010 Ajonina, 2022). Les travaux réalisés en 2017 par le Ministère de l'Environnement de la Protection de la nature et du Développement Durable (MINEPDED) dans les mangroves de l'estuaire du Cameroun ont permis de faire un inventaire de la diversité zooplanctonique. Ils présentent les Copépodes comme le groupe le plus diversifié et plus abondant de ce milieu. Cependant, très peu d'informations sont disponibles sur les facteurs abiotiques qui pourraient influencer la diversité et la structure de la faune zooplanctonique ; de même peu d'études ont montré le rôle des saisons et du cycle de la marée sur la distribution de ladite faune. En réalité,

l'équilibre entre la structure des communautés biologiques et leurs caractéristiques fonctionnelles tient compte des réactions adaptatives des organismes aux facteurs environnementaux (Zane et Patarnello, 2000). L'étude de l'hétérogénéité spatiale du zooplancton permettra une meilleure compréhension de la dynamique des populations et leur interaction avec les autres compartiments planctoniques et nectoniques avec des implications importantes dans la structure et le fonctionnement des hydrosystèmes (Pinel-Alloul *et al.*, 1999). Ainsi, l'intérêt porté au comportement du zooplancton dans les mangroves de Mouanko et de Manoka de l'estuaire du Cameroun contribuerait à la stratégie de préservation de cet environnement. C'est pourquoi il est essentiel de réaliser des études visant à mieux comprendre la biologie et l'écologie des organismes à protéger. L'objectif principal de ce travail est donc de déterminer la structure et la composition du peuplement zooplanctonique des eaux de mangroves de Mouanko et Manoka en relation avec les facteurs environnementaux. Les objectifs spécifiques assignés à ce travail sont les suivants :

- Caractériser les variables physicochimiques des eaux des mangroves de Mouanko et de Manoka ;
- décrire la structure du peuplement zooplanctonique qui colonise ces plans d'eau ;
- évaluer l'influence de quelques facteurs environnementaux sur la dynamique du peuplement zooplanctonique.

Cette thèse tient en quatre parties dont la première est une revue de la littérature, la seconde situe l'étude dans son cadre géographique et présente les différentes techniques et le matériel utilisés, la troisième est consacrée à la présentation des résultats et la discussion de ces derniers. Une conclusion, des recommandations en vue d'élaborer une meilleure stratégie de gestion de ces mangroves et des perspectives de recherche achèvent cette présentation.

# **CHAPITRE I : REVUE DE LA LITTERATURE**

## I.1. Description du milieu estuarien

Un estuaire est une portion de l'embouchure d'un fleuve où l'effet de l'océan (mer) dans lequel il se jette est perceptible (Ducrotoy, 2010). C'est un système physique et écologique dynamique incluant des zones humides comme les mangroves. Plusieurs facteurs se combinent, de façon complexe, pour expliquer l'abondance des organismes post-larves et juvéniles dans les estuaires et le rôle de nourricerie joué par ceux-ci. Les deux facteurs les plus souvent avancés sont la concentration en ressource trophique et la turbidité. En effet les courants fluviaux, côtiers et tidaux ont généralement pour conséquence d'accumuler la matière organique détritique ou minérale en aval de l'estuaire (Wolanski *et al.* 1990). L'accumulation, dont l'importance est modulée selon la saison (Wattayakorn *et al.*, 1990), constitue un "volume oscillant turbide" révélé par un panache de turbidité. L'estuaire est considéré comme "une avancée de la mer dans une vallée fluviale jusqu'à la limite supérieure de la zone d'influence des marées, dans laquelle on distingue en fonction du régime hydrosédimentaire trois secteurs : a) un estuaire marin ou inférieur, ouvert sur la mer. Les eaux de mangroves de cette partie de l'estuaire ont généralement des salinités très élevées ; b) un estuaire intermédiaire où se réalise un mélange intense des eaux douces et marines, c'est la zone d'eau saumâtre ; c) un estuaire supérieur ou fluvial (zone d'influence dulcicole), caractérisé par de l'eau douce mais sujet à une alternance marégraphique quotidienne (Kazmierczak et Foussard, 2018) (Figure 1).

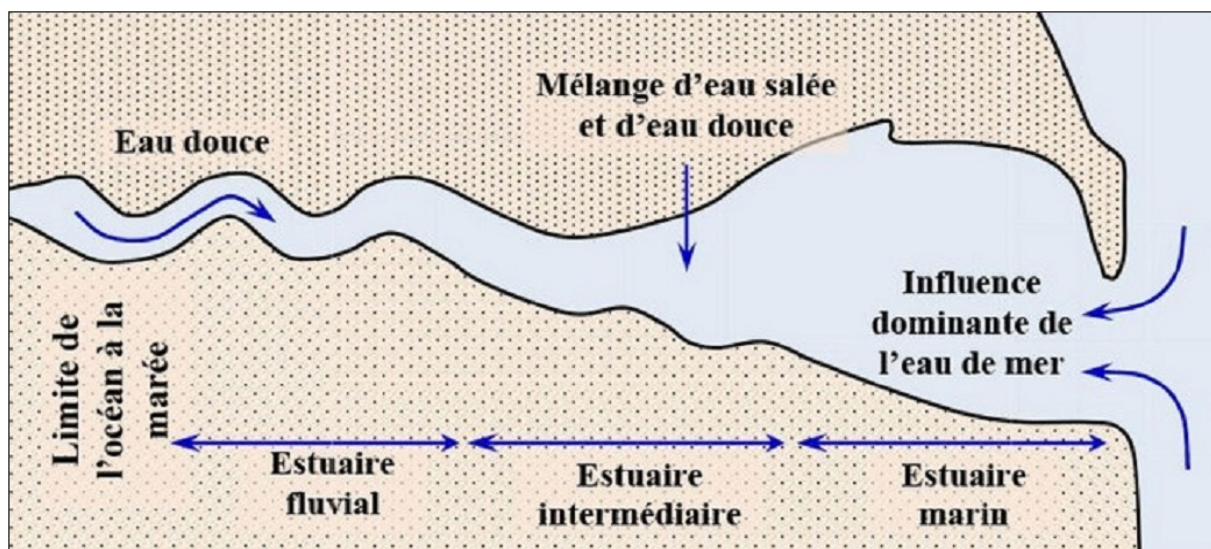


Figure 1 : Répartition géographique de l'estuaire (Kazmierczak et Foussard, 2018)

## **I.2. Processus hydrodynamique en domaine estuarien**

### **➤ Marée**

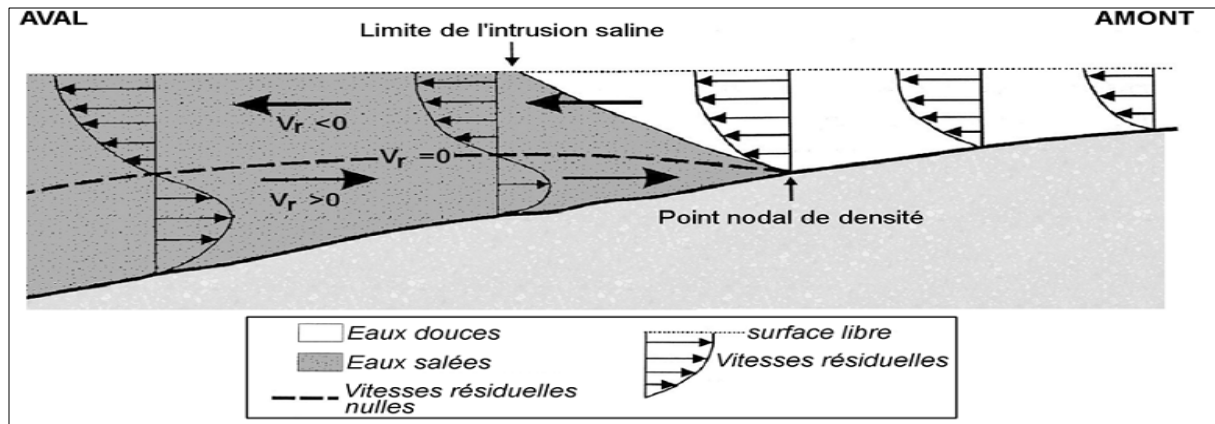
Le phénomène de marée résulte des forces attractives exercées par la lune et le soleil sur les masses d'eau. En raison des vitesses relatives de rotation de la lune et du soleil autour de la terre, ces attractions entraînent différents cycles (Deloffre, 2005) :

- ❖ Le cycle pleine mer/basse mer : au niveau de la Manche, le cycle est semi-diurne d'une durée de 12h25 minutes,
- ❖ Le cycle morte-eau/vive-eau ou cycle semi-lunaire, d'une durée de 14 jours environ,
- ❖ Le cycle grande vive-eau/petite vive-eau ou cycle lunaire, d'une durée de 28 jours environ,
- ❖ Le cycle solstice/équinoxe. Les périodes d'équinoxe correspondent à des amplitudes de marées globalement fortes (mars et septembre), et inversement, en période de solstice, elles sont globalement faibles (juin et décembre).

### **➤ Débit fluvial**

Au cours de l'année, les cours d'eau subissent des variations entraînant des périodes d'étiage et des périodes de crue. Pour les bassins d'une superficie restreinte, le régime hydrologique des cours d'eau est principalement lié aux évolutions des conditions climatiques régionales (Kingsford, 2000). Alors que les crues sont des épisodes soudains, les étiages sont des phénomènes progressifs, brusquement interrompus par une crue (Guilcher, 1965). Toutefois, des lâchers de barrage ou des événements météorologiques exceptionnels peuvent entraîner des variations épisodiques du débit fluvial (Jay et Flinchem, 1997). Il est à noter que les fleuves transportent des Matières En Suspension (MES), composées majoritairement de particules fines. Les variations du débit fluvial sont associées à une augmentation de la charge transportée par des fleuves.

L'interaction entre le débit fluvial, la propagation de la marée et les houles entraîne le mélange des eaux douces et des eaux salées (Dyer, 1997). Les modalités de dilution des eaux salées et des eaux douces conditionnent les phénomènes hydrodynamiques en domaine estuarien. En raison de sa densité, l'eau de mer circule au fond, alors que l'eau douce s'écoule en surface ; leur mélange entraîne la formation d'un coin salé. Ce mélange permet d'établir la formation des gradients de salinité longitudinaux, verticaux et latéraux (Pritchard, 1952). En raison de la différence de salinité des eaux, des courants résiduels sont associés à ce mécanisme, auxquels correspondent des vitesses résiduelles (Allen, 1977). Le point nodal de densité est alors défini comme le lieu où les vitesses résiduelles au fond sont nulles (Figure 2).



**Figure 2 :** Circulation résiduelle des masses d'eau dans un estuaire. Les vitesses résiduelles sont calculées suivant l'écoulement du flot ( $S_f$ ), l'écoulement du jusant ( $S_j$ ) et une durée d'intégration ( $T$ ), suivant la formule :  $V_r = (S_f - S_j) / T$  (Allen, 1977).

### ➤ Vent

En raison de leur morphologie et de leur faible profondeur, les estuaires sont soumis à l'action indirecte du vent (vagues, houles et clapot), susceptible de participer au transport sédimentaire. Pour de faibles profondeurs, les mouvements de l'eau, induits par la houle, génèrent sur le fond des contraintes de pression et de cisaillement pouvant provoquer la remise en suspension des vases et des sables fins, ensuite transportés par les courants de marée (Ryan et Cooper, 1998). Les sédiments fins peuvent subir, sous ces conditions, des modifications de leurs propriétés rhéologiques par le mécanisme de liquéfaction (De Wit et Kranenburg, 1996). Généralement, l'impact du vent sur la remise en suspension des sédiments est surtout significatif à l'embouchure des estuaires, et des agitations peuvent avoir, en domaine ouvert, une influence importante sur la morphodynamique de l'embouchure (Andersen, 2001).

## I.3. Généralités sur les écosystèmes de mangroves

### I.3.1. Définitions

L'étymologie du terme « mangrove » vient du mot Malais « *mangui* » introduit par la langue anglaise et néerlandaise (Cabanis *et al.*, 1969). D'autres auteurs considèrent qu'il viendrait du mot Portugais « *mangue* » et de l'anglais « *grove* » (Kathiresan et Bingham, 2001). L'origine de ce mot reste cependant relativement floue. La définition qui lui est donnée varie selon les auteurs. Le terme « *mangrove* » peut aussi bien désigner une espèce végétale ou même un seul individu qu'un écosystème entier. Duke (1992) définit ce terme comme étant un arbre, un arbuste, un palmier ou une fougère, dont la hauteur excède généralement un mètre et demi, et qui croît normalement au-dessus du niveau d'eau moyen de la zone intertidale des environnements marins côtiers, ou en marge des estuaires. Ici, les « *mangroves* » désignent en

partie (arbre et arbuste seulement) ce que l'on nomme en français les « mangliers » ou « palétuviers ». L'écosystème dans lesquelles ces plantes évoluent est alors nommé écosystème de mangroves (« mangrove ecosystem » en anglais) ou communauté de mangroves (« mangroves community ») (Tomlinson, 1986). Afin d'éviter toute confusion, de nombreux auteurs préféreront utiliser le terme « mangal », proposé par MacNae (1969), qui lui, désigne à coup sûr l'écosystème.

Quelle que soit la nomenclature utilisée, tous s'accordent à dire que les mangroves sont un écosystème de marais maritime incluant un groupement de végétaux spécifique principalement ligneux (palétuviers, halophiles). Ils désignent une communauté végétale spécifique ayant développé des caractéristiques physiologiques lui permettant de prospérer sur les zones intertidales soumises au balancement des marées et de résister à des variations extrêmes des conditions environnementales.

### **I.3.2. Hydrologie**

Dans le domaine littoral intertropical, la mangrove occupe la zone directement soumise aux influences des marées et correspond ainsi aux étages supralittoraux, médiolittoral et à la partie supérieure de l'étage infralittoral par rapport au système de zonation classiquement adopté en milieu marin (Marchand *et al.*, 2004). La mangrove se développe à l'interface de l'océan et de la terre, dans un mélange d'eau de mer saline et d'eau fluviale. Cet écosystème joue un rôle capital dans la protection des côtes, contre les phénomènes d'érosion dus aux marées et à la houle, ainsi que dans la filtration des écoulements souterrains et fluviaux, limitant ainsi la sédimentation. Elle est colonisée par des palétuviers, ceux-ci constituant une formation végétale amphibie dénommée « mangal » par MacNae (1969), et formant, d'une manière plus générale, un écosystème spécifique. Sous les tropiques, la mangrove représente 60 % à 75 % de la végétation côtière et correspond ainsi à l'un des écosystèmes majeurs de la biosphère (Por, 1984).

Comprendre la dynamique hydrique dans les mangroves est un volet indispensable pour l'étude de cet écosystème, puisqu'elle est un des facteurs clefs des changements topographiques du milieu, de la distribution de la végétation, des organismes animaux et qu'elle conditionne aussi les processus d'oxygénation et de recyclage des éléments nutritifs dans les sols (Hughes *et al.*, 1998). Interpréter les mouvements de la nappe phréatique et l'influence des différents facteurs environnementaux qui la contrôlent est également essentiel pour comprendre la structuration et le fonctionnement global des mangroves. Ainsi, lorsque le niveau de la nappe est très bas, la diffusion de l'oxygène dans les sédiments se modifie, ce qui influence

indirectement les processus d'oxydoréduction et de décomposition de la matière organique (Marchand *et al.*, 2004). Lorsque la marée monte, la nappe semble s'élever en moyenne 30 minutes plus tard ; Il en est de même pour l'abaissement de la nappe à marée descendante. Par ailleurs en saison sèche, la nappe s'abaisse et cela engendre une diminution de la diffusion de l'oxygène dans le sédiment, d'où une modification des processus d'oxydoréduction et de décomposition de la matière organique (Marchand *et al.*, 2004) ainsi qu'une augmentation de la salinité vers la surface du sol (Cadamuro, 1999).

Les variations de la nappe et celles de la marée semblent être en relation. Le décalage de temps entre le cycle des marées et la réaction de la nappe phréatique peut s'expliquer par le temps de propagation de la pression hydrique induite par la marée. Donc, les facteurs jouant un rôle important dans la dynamique de la nappe en mangrove sont d'ordre climatique et environnementaux (Marchand *et al.*, 2004).

### **I.3.3. Conditions d'équilibre**

Les mangroves s'épanouissent le mieux dans les estuaires des grands fleuves qui finissent leurs courses sur les plateaux continentaux peu profonds. En revanche, le bassin Amazonien et du Congo ne comportent pas beaucoup de mangroves du fait des masses d'eau douce trop importantes qui y coulent (Thibault, 2016). En effet, la distribution des mangroves est intimement liée à plusieurs facteurs limitant (Smith, 1996) :

**Le climat :** La distribution et l'abondance des espèces végétales de mangrove est déterminée par la température de l'air et de l'eau, ainsi que des précipitations. Leur développement est optimal lorsqu'elles sont soumises à de fortes pluies avec des températures moyennes annuelles d'environ 18°C (Golley *et al.*, 1975).

**La salinité** affecte la composition spécifique des mangroves. Elle confère par ailleurs à la flore un avantage face aux autres plantes vasculaires non adaptées à ce milieu et limite ainsi la compétition avec ces dernières.

**Le balancement des marées :** L'inondation par des eaux salées dans les estuaires exclue les autres plantes vasculaires et permet d'étendre le développement des mangroves sur les terres. Elle permet également l'apport de sédiments, de nutriments et d'eau propre dans l'environnement et l'export de la matière organique. Il a été montré que les palétuviers étaient plus grands et plus productifs, et les mangroves plus matures, lorsqu'ils étaient près des berges, là où les fluctuations des marées sont plus importantes (Mendelssohn et McKee 2000).

**Sédimentation et énergie des vagues** : D'après Tomlinson (1986), la flore des mangroves possède une meilleure croissance dans un environnement sédimenté soumis à une faible houle. En effet, des fortes vagues empêchent les propagules des palétuviers de s'établir, exposent les systèmes racinaires superficiels et limitent l'accumulation de sédiments fins (Smith, 1996).

#### **I.3.4. Végétation**

La flore des mangroves possède une faible richesse spécifique en comparaison avec d'autres écosystèmes forestiers tropicaux (Giri et Muhlhausen, 2008). Selon Saenger (2002), on distingue deux groupes d'espèces végétales dans la mangrove : les espèces exclusives de la mangrove (c'est-à-dire celles dont la présence est limitée à l'habitat de mangrove) et les espèces non exclusives ou associées (que l'on peut rencontrer en dehors des mangroves mais qui tiennent une place importante dans cet habitat). Ces dernières sont généralement rencontrées en arrière-mangrove. À l'échelle mondiale, Saenger (2002) a recensé une soixantaine d'espèces exclusives et une vingtaine d'espèces non exclusives. Les estimations du nombre d'espèces exclusives varient entre 50 et 70 selon les auteurs (FAO, 2007).

Dans les mangroves du Cameroun en particulier et celles de toute la côte atlantique dans le Golfe de Guinée en général, six espèces exclusives et une espèce associée forment le fond floristique ligneux (Ajonina, 2010). Elles sont ordinairement regroupées sous le terme de palétuviers. Les espèces exclusives sont : *Rhizophora racemosa*, *Rhizophora harrisonii*, *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae), *Avicennia germinans* (Avicenniaceae), *Laguncularia racemosa*, *Conocarpus erecrus* (Combretaceae) ; l'espèce associée est *Nypa fructicans* (Arecaceae). Ces six espèces de palétuviers vivent le plus souvent, en association avec plus de 40 autres espèces végétales considérées comme « espèces compagnes » ou « accidentelles » (Ajonina, 2022). Parmi ces plantes considérées comme les plus couramment observées il y a : *Drepanocarpus lunatus*, *Dalbergia ecastaphylum*, *Hibiscus tiliaceus*, *Phoenix reclinata*, *Acrostichum aureum*, *Pandanus candelabrum*, *Raphia palma pinus*, *Sesuvium portulacastrum*, *Alchorneacordifolia*, *Annonaglabra*, *Elaeis guinensis*, *Athocleista vogeli*, *Bambusa vulgaris*, *Coco nucifera*, *Eremospatha wendlandiana*, *Guiborutia demensei*, *Raphia palma-pinus*, etc (Ajonina *et al.*, 2009).

Ces espèces végétales qui caractérisent cet habitat possèdent des particularités anatomiques et physiologiques propres pour supporter des salinités élevées et des sols anoxiques (Polidoro *et al.*, 2010). Pour répondre aux conditions extrêmes du sol, elles adoptent des racines particulières : les pneumatophores et les racines aériennes pourvues d'aérenchymes

et de lenticelles pour assurer les échanges gazeux (Ish-Shalom-Gordon et Dubinsky, 1992). Les tissus sont également équipés de glandes excrétrices de sel (Dschida *et al.*, 1992). Ayant de faibles capacités à se reproduire de façon végétative, la plupart des espèces ligneuses de mangroves, optent pour des graines vivipares (mode de reproduction où la germination des graines se produit alors qu'elles sont encore dans le fruit accroché à la plante-mère) adaptées à l'hydrochorie (mode de dispersion des graines des végétaux se faisant grâce à l'eau) (Elmqvist et Cox, 1996). Ainsi, les marées ont la capacité d'emporter les graines, une fois mures, sur de longues distances. La viviparité augmente les chances de germination dans des conditions difficiles et l'hydrochorie le potentiel de dispersion des semences.

### **I.3.5. Faune**

La faune sauvage que l'on trouve dans les mangroves est très diversifiée : reptiles, amphibiens, mammifères, poissons, mollusques, crustacés, oiseaux, insectes, microorganismes ... La plupart de ces animaux ne sont pas exclusifs de la mangrove, qui va, suivant les cas, leur servir d'abri, de zone de reproduction et/ou de nourrissage (Bojan et Ndeso-Atanga, 2009). Toutefois, les mangroves abritent un nombre relativement important d'espèces qui leur sont propres, par suite des adaptations spéciales nécessaires pour subsister dans ce milieu particulier. En outre, les dernières populations de certaines espèces très menacées ne sont plus présentes que dans cet écosystème, qui leur offre un abri difficilement accessible aux braconniers (Penha-Lopes *et al.*, 2011). Cependant, les microorganismes constituent la faune la plus importante de la composante aquatique de la mangrove (Budiarsa et Rizal, 2014). Les copépodes représentent 99 % de l'abondance du zooplancton total dans les milieux marins et les environnements côtiers tel que les lagunes, estuaires, mangroves (Etilé *et al.*, 2018).

## **I.4. Rôle de la mangrove**

### **I.4.1. Rôle écologique**

Les rôles écologiques de la mangrove sont multiples et agissent à différents niveaux, qu'ils soient physiques, chimiques ou biologiques (FAO, 2007).

Au niveau physique, les mangroves constituent une zone de protection de la côte contre l'agression de la houle, des tempêtes et des cyclones. Selon l'UNEP (2007), les mangroves dispersent les vagues grâce à la résistance qu'exercent leurs racines et leurs tiges multiples. Les racines diminuent la force des vagues et l'effet du ressac. L'énergie d'une vague peut ainsi être réduite de 75 % lorsqu'elle passe à travers 200 mètres de mangroves (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2005).

La fonction de piégeage des mangroves possède un double rôle physique et chimique. Elle est due aux racines des arbres, qui créent petit à petit leur substrat en retenant les alluvions. Elles augmentent ainsi la sédimentation, permettant alors à d'autres plantules de prendre racine. Le piégeage des particules a également des implications au niveau chimique qui se répercutent sur l'ensemble de l'écosystème. Les palétuviers peuvent consommer du phosphore organique et inorganique (Thollot et Wantiez, 1994) et des sels nutritifs puisés dans les dépôts amenés par la mer et les rivières. Des algues portées par les racines aériennes participent également à ce processus, aboutissant à une photosynthèse importante (Ligerot, 2015). De ce fait, la mangrove est l'écosystème terrestre le plus productif de la planète, en termes de production primaire. Par ailleurs, la mangrove possède la particularité de fixer certains polluants.

D'un point de vue biologique, la mangrove joue un véritable rôle de tampon entre le milieu terrestre et le milieu marin, qui est favorable à la flore et à la faune marines. En effet, cette flore marine pourra disposer des éléments nutritifs après transformation des substances d'origine terrigène par les palétuviers (Thollot et Wantiez 1994). La mangrove participe donc à la fertilisation du lagon (petit lac ou étang situé près des côtes et communiquant avec la mer), via les nutriments pour les herbiers de phanérogames. De plus, elle influence le compartiment faunistique en favorisant le développement du phytoplancton qui sera récupéré par les organismes filtreurs (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2006). Par ailleurs, l'effet de piégeage permet le développement d'une vase argileuse molle où les crabes peuvent creuser des terriers pour s'abriter. L'enrichissement en nutriment provoque aussi la prolifération d'herbes marines ou d'herbes à tortue, qui attire la faune de crustacés le long des mangroves (MacNae, 1969). Enfin, l'importance des mangroves comme zones de nourriture, de reproduction et d'alevinage pour de nombreux poissons et mollusques dont des espèces d'intérêt commercial reconnue (Jasinska *et al.*, 2015).

#### **I.4.2. Rôles écologique et Services écosystémiques des mangroves**

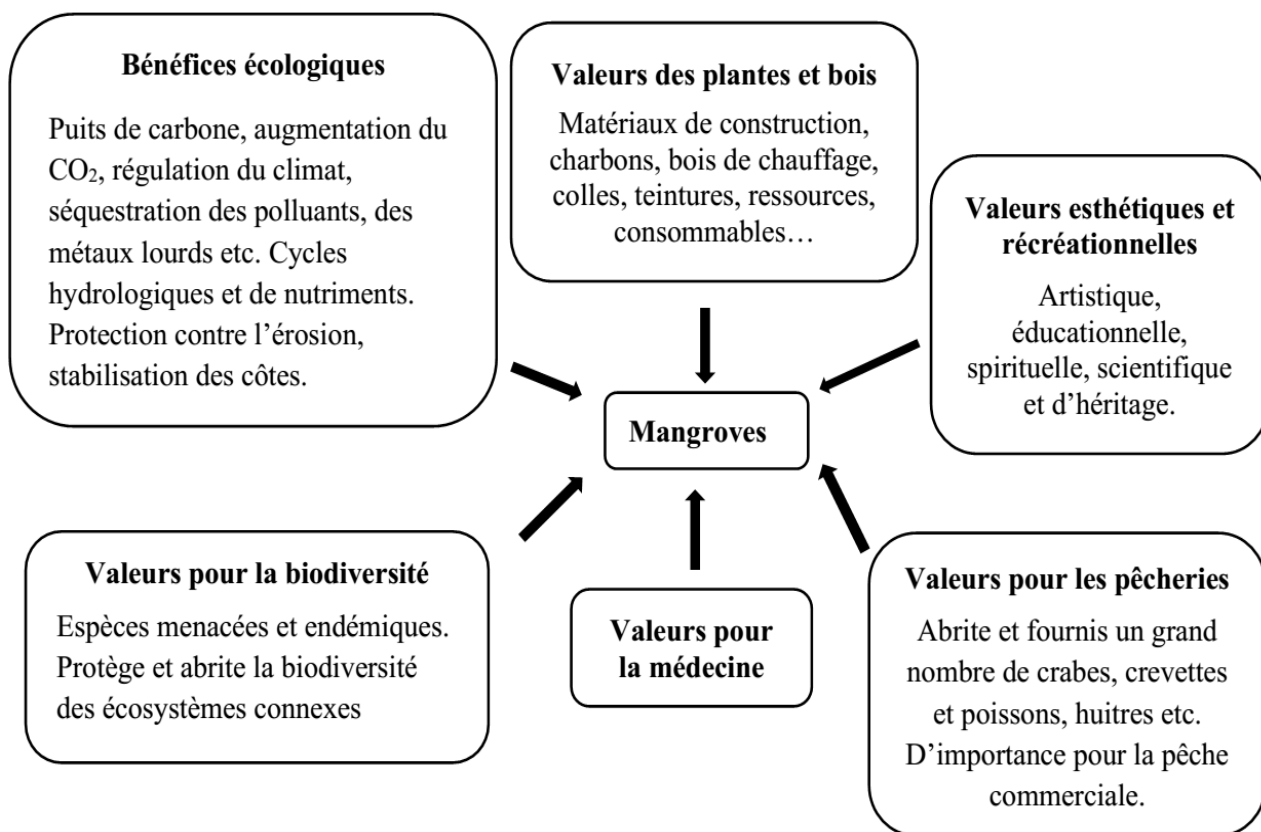
La valeur économique des mangroves est mise en relief dans un rapport du programme des Nations Unies pour l'environnement (UNEP, 2006). Ce rapport souligne le rôle essentiel que ces éléments naturels jouent en limitant l'érosion côtière, promouvant le tourisme et servant de pépinières aux poissons. Ces zones sont également une source directe d'alimentation, principalement en coquillages, homards, crabes mais aussi d'autres organismes vivant dans les arbres et à la surface ou en-dessous de l'eau (Fromard, 2000). Les feuilles de certaines espèces de mangrove sont utilisées par les éleveurs comme fourrage pour plusieurs herbivores. Les palmiers présents dans les mangroves sont parfois exploités pour la production d'alcool et leurs

feuilles sont utilisées comme source de fibres et pour couvrir les maisons (Ellison, 2008). Ainsi, la plupart des bénéfices tirés des mangroves résultent de la pêche, de l'exploitation du bois pour la construction et le chauffage, du tourisme et de la protection du littoral (UNEP, 2007).

Au Cameroun, la population riveraine des mangroves est estimée à environ 500 000 habitants et est composée de plusieurs nationalités : camerounais, nigériens, béninois et ghanéens dont les activités essentielles sont la pêche, la collecte d'autres produits halieutiques comme les coquillages, le fumage du poisson, la chasse, l'agriculture, la coupe et la commercialisation du bois de palétuvier utilisé pour la fabrication de matériel de pêche et l'extraction de sable (ONEQUIP, 2008). Le tableau 1 donne une gamme de produits tirés des mangroves et la figure 3 les bénéfices procurés par ces dernières. Les différentes criques des zones de mangroves constituent un réseau de voies de communication côtière privilégié pour le transport des biens et des personnes dans ces zones où le transport terrestre est souvent déficient (MINEPDED, 2017). Enfin les mangroves camerounaises présentent de grandes potentialités pour la crevetticulture et la pisciculture, mais qui ne sont pas actuellement exploitées (Envi-Rep Cameroun, 2010).

**Tableau 1:** Produits issus des mangroves (Envi-Rep Cameroun, 2010)

<b>Domaine d'activité</b>	<b>Produits</b>
<b>Pêche</b>	Abris attirant le poisson, crabes, Crevettes, huîtres.
<b>Construction</b>	Bois d'œuvre, charpente, gros œuvre, traverses de chemin de fer, bois de mine, construction de bateaux, pilots pour les docks, madriers et perches, lambris, chaume ou nattes, piquets de clôture et panneaux de particules.
<b>Combustible</b>	Bois de chauffe et charbon de bois
<b>Textile</b>	Fibres synthétiques, teinture pour vêtements, tanin pour la protection du cuir.
<b>Papiers</b>	Papier toilette, papiers de bureau et cartons
<b>Aliments, médicaments et boissons</b>	Sucre, alcool, huile de friture, miel, vinaigre, substitut du thé, boissons fermentées, garnitures de desserts, condiments (écorce), confiserie et légumes.
<b>Agriculture</b>	Fourrage, zones idéales pour la riziculture
<b>Articles ménagers</b>	Colle, graisse pour cheveux, manches d'outils, mortier à riz, jouets, allumettes et encens.
<b>Autres produits forestiers</b>	Boîtes pour le fumage du poisson, caouthouc en feuille et plantes médicinales.
<b>Chasse</b>	Oiseaux, Mammifères, Reptiles et autres animaux sauvages.



**Figure 3** : Bénéfices procurés par la mangrove (liste non exhaustive) (Thibault, 2016)

### **I.5. Pressions sur les mangroves**

Les mangroves, qui sont des écosystèmes terrestres les plus productifs, procurent des ressources naturelles renouvelables menacées de toutes parts. Les équilibres écologiques et physiques qui ont permis l'installation des mangroves sont modifiés et les mangroves peuvent être détruites par des travaux réalisés parfois très loin sur les bassins versants (modification hydraulique : construction de barrages, détournement des rivières, développement de l'agriculture et de l'aquaculture dans la zone intertidale, flux de pollution, remblais...). D'importantes surfaces sont transformées en rizières, aménagées pour la pisciculture ou la crevetticulture, d'autres enfin sont consacrées à l'établissement d'industries et à diverses utilisations autres que la production de bois.

#### **I.5.1. Pressions naturelles**

Les cyclones constituent la cause naturelle la plus brutale de dégradation des mangroves (Imbert, 2002). Les impacts des cyclones sur les mangroves sont relativement bien étudiés tout autour du monde. L'effet généralement observé conduit au déracinement et à la destruction de la ceinture des arbres pionniers situés sur le front de mer. Cette ceinture protège normalement la forêt dense en arrière, qui subit alors peu de dommages. Mais ces observations restent générales et chaque situation revêt ses propres particularités, suivant les caractéristiques et l'état

de santé de la forêt de mangrove. Naturellement, les mangroves forment une barrière qui protège les côtes contre les tsunamis (Roussel *et al.*, 2010). Mais le tsunami qui a eu lieu à Noël 2004 dans l'océan Indien a mis en évidence que les zones où la mangrove était fragilisée par la déforestation ne pouvaient plus jouer ce rôle de barrière. Parce que les mangroves y étaient préservées, seulement 7 % des 418 villages qui ont été frappés par le tsunami le long de la côte d'Andaman, ont été dévastés. Ailleurs, dans les régions où les mangroves étaient dégradées, ce pourcentage atteint 80 à 100 %, et les portions de mangroves qui subsistaient ont également été ravagées par les vagues (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2005). Pour l'instant, aucun dégât dû à un tsunami n'est à déplorer dans la côte littorale camerounaise.

### **I.5.2. Changement climatique**

Bien qu'il soit souvent intégré dans les menaces naturelles, il est maintenant admis que le changement climatique mondial est principalement causé par les activités humaines (Gilman *et al.*, 2008). Son impact sur les mangroves a fait l'objet d'un rapport récent (Gilman *et al.*, 2008), qui aborde en particulier l'effet de l'élévation du niveau des océans sur les zones de mangroves des îles du Pacifique. Les projections du niveau moyen de la mer indiquent une élévation de 9 à 88 cm entre 1990 et 2100 (Roussel *et al.*, 2010). Ainsi, les mangroves peuvent être sérieusement menacées par cette pression, qui pourrait déjà affecter les îles basses sans reliefs. D'après Gilman *et al.*, 2008, une réduction de 13 % de la surface actuelle des mangroves (524 369 ha pour les 16 îles du Pacifique possédant des mangroves naturelles) pourrait être possible à l'horizon 2100. En revanche, les réponses des mangroves aux autres conséquences du changement climatiques - augmentation de la température de l'air ou des eaux de surface, changements des précipitations et de la salinité ne sont pas bien comprises et sont moins certaines (Sandilyan, 2014). Le réchauffement de la planète pourrait ainsi favoriser l'extension de cette aire de répartition vers les zones tempérées, ou bien encore l'élévation du niveau de CO<sub>2</sub> pourrait accélérer les taux de croissance des palétuviers sans que les conséquences de cette accélération pour les écosystèmes soient connues. Une augmentation des précipitations pourrait limiter la sécheresse mais augmenter l'érosion des sols, et changerait localement la salinité, entraînant un bouleversement des phénomènes de compétition entre les palétuviers et les autres plantes des zones humides (Thomassin *et al.*, 2011). Sandilyan (2014) montre les impacts potentiels des changements climatiques sur les mangroves indiennes (Figure 4).

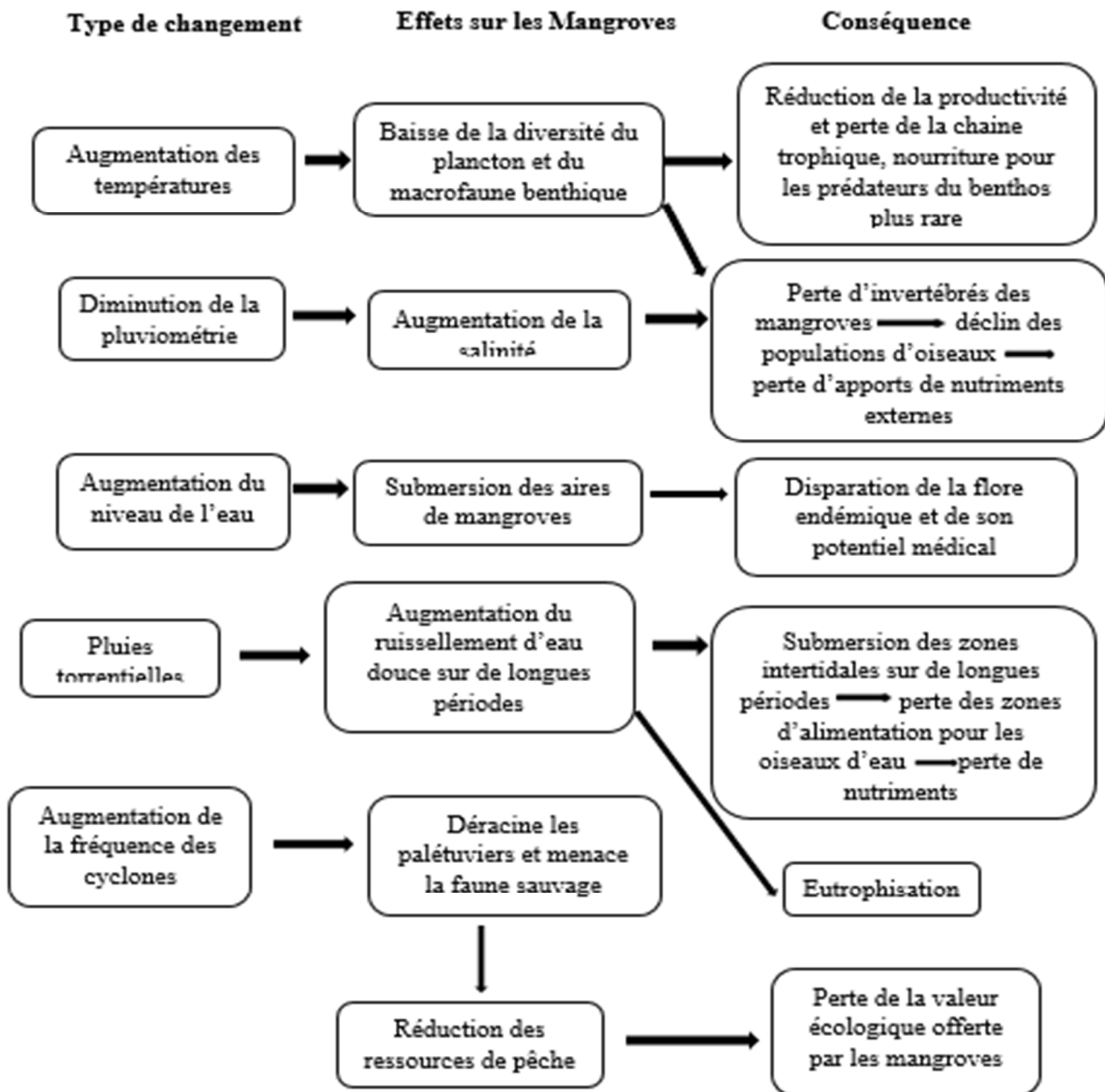


Figure 4 : Impact des changements climatiques sur les mangroves (Sandilyan, 2014)

### I.5.3. Pressions anthropiques

D'un point de vue général, les sources de dégradations des mangroves proviennent d'abord d'une pression démographique grandissante sur la zone côtière. En effet, 90 % des mangroves sont situées dans des pays pauvres ou émergents avec une faible population (Ding *et al.*, 2014). Cette pression démographique est accompagnée de la pauvreté, du développement rapide et d'un manque de gestion appropriée. Dans beaucoup d'endroits, l'importance des mangroves n'est pas prise en compte et n'est même pas reliée aux biens et services divers qu'elles procurent (FAO, 2007). Le Cameroun a perdu plus de 30 % de sa forêt de mangroves

entre 1980 et 2006 au rythme de 3 000 ha/an (MINEPDED, 2017). Parmi les activités dégradant les écosystèmes de mangroves au Cameroun, on note la déforestation, la pêche, l'exploitation du sable, les activités industrielles et le développement des infrastructures à proximité des mangroves.

#### **I.5.3.1. Déforestation et gestion des ressources de mangrove au Cameroun**

D'après le rapport du MINEPDED (2017), entre 2000 et 2015, environ 14550 ha de forêt de mangroves ont été détruites par déforestation dans les localités de Mouanko, Manoka et Dizangue. Cette activité est bien observée dans toute la zone de mangrove du Cameroun. Le bois issu de la déforestation des mangroves est utilisé pour le fumage du poisson, la construction des fumoirs et des habitations, la fabrication des pirogues, la production du latex et la conservation des filets de pêche, etc (MINEPDED, 2017). En raison de toutes ces sollicitations, le commerce de bois entre les villages et tout le long de la côte est florissant. Les perches de palétuviers sont utilisées par les riverains et parfois exportées pour faire des échafaudages. Le *Rhizophora* (palétuvier rouge), une des essences les plus abondantes dans la mangrove camerounaise est aussi la plus utilisée. Les arbres de 10 à 20 cm de diamètre sont sectionnés en pièces de 1,5 à 2,5 mètres maximum, afin de faciliter le transport par pirogue (Jean-Hude *et al.*, 2016). À Cap Cameroun, les petits exploitants sont organisés au sein d'une association, la « Firewood Cutters Union ».

#### **I.5.3.2. Pratiques de pêche dans les zones de mangroves**

La pêche représente la principale activité économique des zones de mangrove du Cameroun. La pêche industrielle est assez limitée (CWCS, 2010). En revanche, la pêche artisanale est très répandue et est pratiquée par des pêcheurs rattachés à des campements mobiles ou fixes. Cette activité est le moteur d'une chaîne formée d'autres activités qui rentrent dans ce qu'on peut appeler la filière pêche. Les acteurs de la filière pêche représentent le plus grand groupe d'exploitants des ressources naturelles des mangroves (ONEQUIP, 2008). Ce groupe est dominé par les jeunes, surtout dans le Rio Del Rey et à l'Estuaire du Cameroun où les pêcheurs vivent dans des campements provisoires, loin de leurs familles. En revanche, une augmentation des effectifs de pêcheurs a été notée dans les villages et campements autour de Biako, Yoyo, l'île de Manoka, etc.

#### **I.5.3.3. Exploitation du sable**

L'exploitation du sable est l'une des activités importantes dans les zones de mangroves et tout particulièrement celles proches des grandes agglomérations (Douala, Tiko, Edéa, etc.). À Youpwè (Douala), l'extraction artisanale de sable est estimée à plus de 4 tonnes par jour

(ONEQUIP, 2008). Tout comme les perches de palétuviers, le sable de l'estuaire du Cameroun est de nos jours exporté en grande quantité vers la Guinée Équatoriale pour les besoins de constructions.

#### **I.5.3.4. Développement industriel**

Parmi les autres activités pratiquées dans les zones de mangroves, il y a l'agriculture industrielle conduite par les sociétés telles que SOCAPALM, HEVECAM et CDC qui exploitent les cultures de palmier à huile, d'hévéa, de bananier et de thé à une échelle industrielle (Envi-Rep, 2010). Ces sociétés sont plus souvent localisées dans la bande côtière de la région du Sud-ouest, dans les zones de Dizangué, Mouanko et aussi aux environs de Kribi. Elles utilisent beaucoup d'engrais, de pesticides et d'herbicides stockés dans les sols dont le lessivage affecte les zones de mangroves. Ces produits génèrent des nitrites, des phosphates, du chlore qui sont susceptibles de provoquer des phénomènes d'eutrophisation en milieu naturel (MINEPDED, 2017). Il en résulte une réduction de la productivité naturelle des mangroves. Les plantations industrielles rencontrées dans la zone abritent d'importantes cités ouvrières. Cette diversité présage une grande variété d'activités dont celles des zones rurales et celles des villes industrielles et touristiques.

#### **I.5.3.5. Aménagement urbain**

Les mangroves sont souvent perçues comme des zones sans grand intérêt et, au voisinage des agglomérations. Les problèmes fonciers et la pauvreté poussent les populations à occuper des espaces libres à faibles coûts (Rizand *et al.*, 2006). En outre, les constructions de grandes infrastructures liées au transport (routes, aéroports et ports) ou au commerce (zones industrielles et commerciales) sont très souvent des projets publics qui mobilisent des moyens importants. La prise de décision est le plus souvent plus proche des aspirations économiques qu'environnementales. Ces aménagements conduisent à une disparition de la mangrove encore trop rarement accompagnée des études d'impact nécessaires et a fortiori par des mesures compensatoires. Parmi ces aménagements, les installations portuaires ont une grande influence sur les zones de mangrove, notamment en raison de l'activité de dragage (et du rejet des produits de dragage), nécessaire pour libérer les voies de navigation (Robbé, 2000). Les rejets peuvent littéralement étouffer la mangrove et provoquent en même temps une acidité accrue, causée par l'oxydation des sédiments à forte teneur en sulfures (Lokanadinpouille, 2001). De plus, les modifications côtières après la construction de ports et de digues altèrent la circulation des courants côtiers, et conduisent à des changements aussi bien structurels que fonctionnels des écosystèmes marins et côtiers. Par ailleurs, la croissance démographique couplée aux

conditions de vie de plus en plus difficile dans les zones urbaines côtières pousse les riverains à converger vers les zones de mangroves (Ajonina *et al.*, 2009). Cette colonisation entraîne non seulement l'exploitation des forêts de mangroves, mais aussi l'augmentation des déchets domestiques et ménagers. Dans cet environnement, les pêcheurs ne sont plus les seuls habitants de l'espace qui à certains endroits change radicalement d'activités (MINEPDED, 2017). Parallèlement, les facilitateurs des activités de ce secteur des pêches tels que les fabricants de pirogues, les mécaniciens hors-bord, les agriculteurs purs, l'administration des pêches et les autorités traditionnelles ne sont plus les seuls à avoir une activité dans les mangroves.

#### **I.5.3.6. Pollution des mangroves**

Les substances issues des activités humaines telles que les déchets solides, les composés chimiques toxiques, les polluants organiques persistants, les nutriments et la matière particulaire, altèrent les communautés de mangroves (Silva *et al.*, 1990). Ces substances peuvent provenir d'une ou plusieurs sources, comme l'industrie, les égouts domestiques, les forages, les effluents des bassins, et les rejets agricoles et urbains. Leurs effets vont de la destruction complète au dysfonctionnement des écosystèmes (Proffitt *et al.*, 2005). Ils aboutiront à l'empoisonnement chronique des palétuviers et de la faune associée et à la perte de la biodiversité et de la productivité de l'écosystème (Jeanson *et al.*, 2014). Dans certains cas, le flux de la marée et les processus biologiques auront la capacité d'assimiler et de transformer les polluants, agissant ainsi en filtre naturel (Herteman, 2010). Pourtant, les limites auxquelles la toxicité devient dommageable ne sont pas connues. De manière similaire, les mangroves sont très adaptées pour survivre à de hauts niveaux de sédimentation, mais quand elle empêche le drainage des eaux, les sols deviennent anaérobies et font mourir même les arbres matures (Marchand *et al.*, 2012).

Parmi les contaminants des mangroves, les Hydrocarbures sont responsables d'impacts aussi bien mortels que chroniques. Par exemple, l'huilage peut entraîner la mortalité des grands arbres des mangroves entre quelques semaines et plusieurs mois (Duke *et al.*, 2000), le jaunissement du feuillage et la défoliation (Wardrop *et al.*, 1998). Parmi les impacts moins sévères, on peut citer la multiplication des pneumatophores, l'absence de germination, la réduction du feuillage, l'augmentation du taux de mutation, et l'augmentation de la sensibilité à d'autres stress (Böer, 1993). La pollution par les hydrocarbures dans les mangroves a aussi des impacts néfastes sur la pêche. Au Cameroun, la pêche est l'activité socio-économique la plus importante dans les zones de mangrove, soutenant des milliers de familles (Envi-Rep Cameroun, 2010). Une baisse importante des captures de la pêche due à la pollution aurait des

impacts économiques sévères sur la population. L'évaluation de la sensibilité des mangroves aux pollutions par les hydrocarbures est nécessaire pour mettre des processus de suivi et de contrôle afin de faire face efficacement à des éventuels déversements accidentels d'hydrocarbures.

### **I.6. Distribution des mangroves au Cameroun**

Les mangroves sont des formations végétales occupant certaines franges littorales camerounaises. Les espèces végétales se répartissent sur la zone intertidale en fonction des paramètres pédologiques et hydrologiques et conduisent à une disposition en bandes qui apparaît très clairement aussi bien sur le terrain que sur les images satellites optiques et radar (Waffo, 2009). La cartographie a été faite de façon continue pour les mangroves le long de la côte camerounaise, de la frontière avec le Nigeria à l'ouest à la frontière avec la Guinée Equatoriale au sud (Figure 5). La superficie des mangroves le long du littoral camerounais est de l'ordre de 2 749 km<sup>2</sup> (Envi-Rep Cameroun, 2010). Pour des raisons de commodité et de format de présentation, un zonage a été effectué en privilégiant la contiguïté spatiale (Figure 5). Ainsi, on distingue du nord au sud :

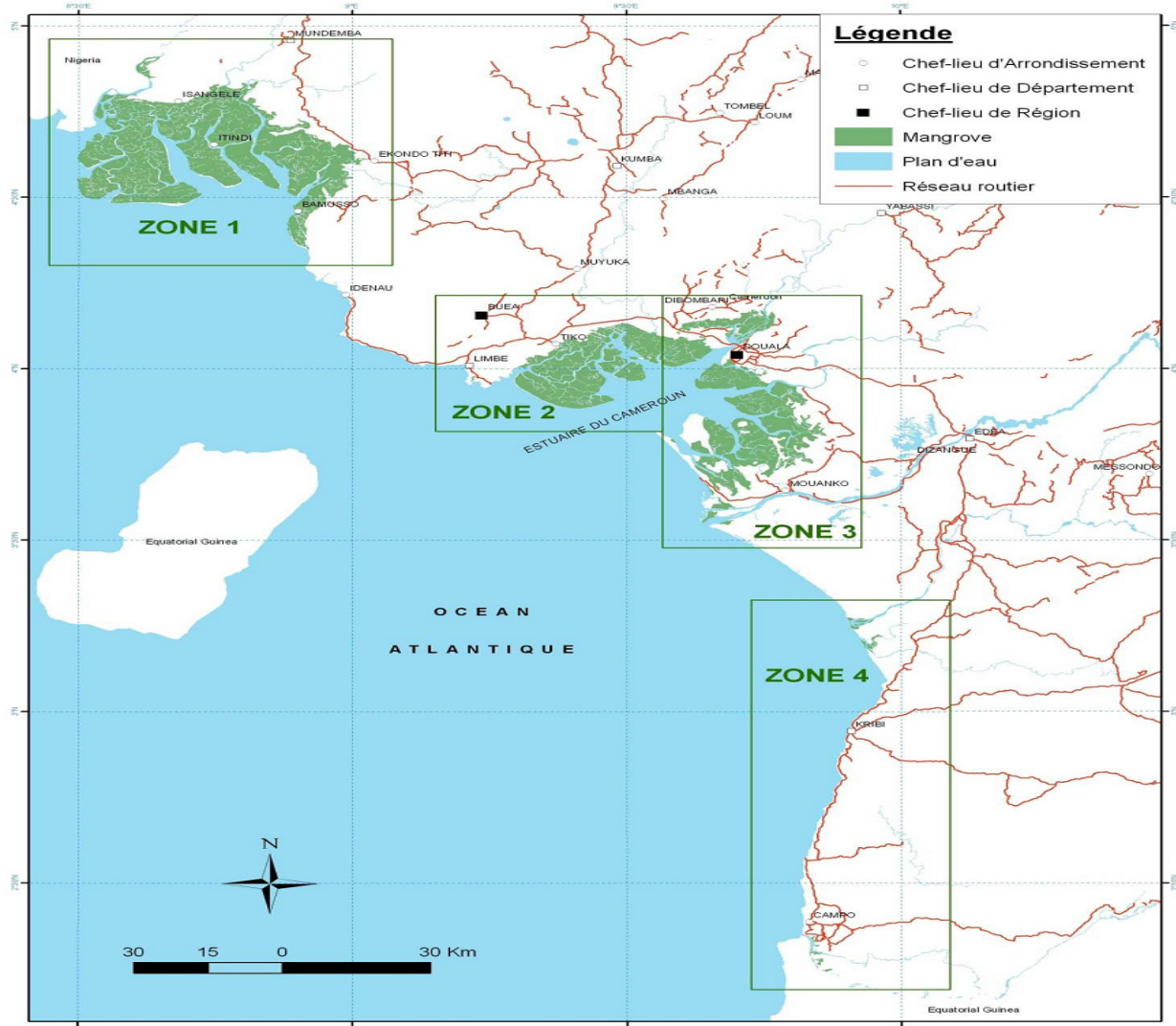
Zone 1 : la zone du Rio Del Rey qui va de la frontière avec le Nigeria jusqu'à Njangassa.

Zone 2 : la zone de Tiko qui va de Limbe à Mougangué sur l'embouchure du Mungo.

Zone 3 : la zone de Douala-Edéa qui va de Mougangué à l'embouchure de la Sanaga

Zone 4 : La zone de Kribi-Campo qui va du Nyong à la rivière Ntem.

Du Nyong jusqu'à Campo, la mangrove se présente sous forme de petites parcelles isolées et ne sont pas exploitées par les populations locales. Dans cette zone, en dehors des embouchures de la Lokoundjé et du Ntem, les mangroves ont été détruites pour la construction des habitations (faute de moyenne financier), si bien qu'elles n'existent que par endroits et sont isolées en petites zones dont certaines sont visibles le long de la route entre Lokoundjé et Kribi (Envi-Rep Cameroun, 2010 ; Moanono, 2022).



**Figure 5 :** Carte de la distribution des zones de mangroves le long de la côte camerounaise (Envi-Rep Cameroun, 2010)

### **I.7. Surveillance de la qualité des eaux de mangrove**

L'appréciation de la qualité des eaux de surface a d'abord été liée à la mesure de ses paramètres physicochimiques (composante abiotique). Cependant, l'inventaire des organismes microscopiques (composante biologique) indicateurs de sa qualité s'est avéré nécessaire. Avec le temps, le rôle de mémoire que jouent les sédiments de fond quant au déroulement de la vie du milieu aquatique, a été pris en compte (Ramade, 2005). Il constitue notamment un enregistrement des différentes périodes de pollution par la matière organique non dégradable, les Polychlorobiphényles (PCB) et les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP).

#### **I.7.1. Caractérisation physicochimique**

La nature physico-chimique et les caractéristiques mésologiques dans les eaux de mangrove expliquent la présence ou l'absence de certaines espèces animales et conditionnent

leur développement (Tuffery, 1980). Autrement dit, la diversité biologique et structurelle des milieux aquatiques est étroitement liée à l'intégrité abiotique du milieu (Moisan et Pelletier, 2008). En effet, chaque organisme est sensible à différents facteurs abiotiques de son milieu de vie (température, pH, salinité, oxygène dissous, etc.) et présente en général, des seuils de tolérance minimum et maximum pour chacun de ces facteurs. L'écart entre ce minimum et ce maximum est appelé valence écologique qui, selon Ramade (2005), est la capacité d'une espèce à tolérer les variations plus ou moins grande des facteurs écologiques d'un milieu différent de son milieu naturel et de le coloniser.

#### **I.7.1.1. Variables physiques des eaux de mangrove**

Plusieurs paramètres physiques sont généralement employés pour la caractérisation des milieux aquatiques humides. On peut citer entre autres, la température, les matières en suspension (MES), la turbidité et la couleur. Concernant la température, c'est un facteur clé parce que les espèces dans ces milieux aquatiques sont pour la plupart poïkilothermes (Giller et Malmqvist, 1998). D'une façon générale, pour un milieu aquatique, la température des eaux superficielles est influencée par la température ambiante, et ceci d'autant plus que la profondeur est faible. Elle dépend de la latitude, de l'altitude, de la saison, de l'heure et du débit (Rodier *et al.*, 2009). Les teneurs en MES dans les mangroves proviennent en majorité des feuilles des arbres (Herteman, 2010). Une forte concentration de l'eau en MES présente des effets néfastes sur la faune aquatique ; elle peut constituer un facteur limitant pour le développement de la faune benthique en provoquant sa mort suite au colmatage des organes respiratoires (Camacho, 1992). La turbidité et la couleur augmentent avec les MES ; elles réduisent la quantité de lumière qui pénètre dans la colonne d'eau et par conséquent, diminuent la productivité des végétaux autotrophes phytoplanctoniques (Dajoz, 2000).

#### **I.7.1.2. Variables chimiques des eaux de mangrove**

Le pH est l'un des premiers indicateurs d'une altération chimique de la qualité des eaux car, il varie avec la nature géologique du lit et du bassin versant, celle des apports d'effluents industriels et domestiques, en fonction des eaux de la mer, mais aussi avec l'activité biologique (Jullian *et al.*, 2005). Ses variations sont inversement proportionnelles à la teneur de l'eau en CO<sub>2</sub> dissous. Toutefois, la solution tampon déterminée par l'ensemble des réactions du système eau – carbonates insolubles – CO<sub>2</sub> dissous – bicarbonates solubles, constitue un milieu vital stable capable de maintenir un pH favorable au développement des organismes vivants (Angelier, 2003).

L'alcalinité d'une eau témoigne la présence conjuguée d'hydrogencarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ), de carbonates ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) et d'ions hydroxydes ( $\text{OH}^-$ ). Les variations de cette composante sont à rapprocher de celles des degrés de minéralisation des eaux et d'oxydation des composés organiques, mais aussi de la teneur en anhydride carbonique (Lévêque et Balian, 2005). Les eaux provenant des terrains calcaires et surtout des terrains gypseux présentent des duretés (qualité de l'eau qui renferme certains sels et ne produit pas de mousse avec le savon) très élevées, tandis que celles qui s'écoulent sur les terrains cristallins, métamorphiques ou schisteux affichent des duretés très faibles (Rodier *et al.*, 2009).

La conductivité électrique est proportionnelle à la quantité de sels ionisables dissous et sa mesure constitue une bonne indication du degré de minéralisation d'une eau (Rodier *et al.*, 2009). Elle varie en fonction de l'origine des eaux, la nature géologique du substrat, les confluences ou les afférences souterraines et la pollution du support aqueux (Camacho, 1992 ; Jullian *et al.*, 2005).

L'oxygène dissous est une variable chimique relative à la qualité biologique du support aqueux (Rodier *et al.*, 2009). Les conditions d'équilibre écologique normales exigent un taux de saturation en oxygène de 75 %, la situation devenant critique en deçà de 50% (Foto Menbohan et Njiné, 1991). Rodier *et al.* (2009) soulignent que les variations de la teneur de l'eau en oxygène dissous sont inversement proportionnelles à celles des matières organiques fermentescibles, des hydrocarbures et des détergents, du nombre d'organismes et germes aérobies. Toutefois, une meilleure oxygénation de l'eau notamment à l'interface eau/sédiment est favorable à l'installation des communautés benthiques (Devidal *et al.*, 2007).

L'azote dans les milieux aquatiques se trouve sous différentes formes, notamment, sous forme d'azote organique, d'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), de nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ), de nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ), ou associé à d'autres composés (CEAEQ, 2007). Dans les eaux naturelles, l'azote provient du sol et de la minéralisation de la matière organique morte (nécromasse). Toutefois, l'activité humaine accélère le processus d'enrichissement de l'eau en cet élément par apport d'effluents urbains et industriels, rejet d'eaux usées domestiques, lessivage des sols agricoles fortement enrichis en engrais et en pesticides (Jullian *et al.*, 2005 ; Jain, 2012 ; Bhat *et al.*, 2014). D'après CEAEQ (2007), la teneur en ions  $\text{NH}_4^+$  est très élevée dans les eaux riches en matières organiques lorsque le pourcentage de saturation en oxygène est insuffisant pour assurer son oxydation en nitrates. De plus, une augmentation excessive de la température transforme l'ion  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NH}_3$  qui est toxique pour de nombreux organismes (Kourradi *et al.*, 2005). Quant aux nitrites, c'est la forme intermédiaire de l'azote qui ne se maintient dans les eaux que lorsque le

milieu est insuffisamment oxygéné. Leur rémanence indique un état de pollution organique (Foto Menbohan et Njiné, 1991). Les orthophosphates ou « phosphore réactif » représentent la forme de phosphate biodisponible dans les milieux aquatiques (CEAEQ, 2007). Une concentration élevée des eaux en cet élément est indicatrice d'une pollution par les eaux vannes et les effluents industriels contenant des phosphates organiques et des détergents synthétiques (INRA, 2005). Les fortes teneurs en orthophosphates entraînent généralement des blooms algaux avec pour conséquence une réduction de l'éclairement en profondeur, l'anoxie nocturne, les variations diurnes de pH et à long terme l'eutrophisation (Devidal *et al.*, 2007).

L'oxydabilité renseigne sur la teneur de l'eau en matières organiques biodégradables qui, en milieu naturel, proviennent essentiellement du lessivage des sols, de la ripisylve et du métabolisme des organismes aquatiques (Lecerf, 2005). Les teneurs élevées de ces variables dans les mangroves traduisent généralement un apport de matières organiques provenant de la décantation des eaux des fleuves et d'une pollution endogène (Failler *et al.*, 2010).

Concernant les métaux lourds, cette expression regroupe autant les véritables métaux lourds (Cadmium, Mercure, Plomb) que les métaux traces (Aluminium, Nickel, Titane, Etain) (Levesque, 2006). Les principaux métaux pris en compte lors des études des hydrosystèmes sont le Cuivre, le Nickel, le Chrome, le Plomb, le Zinc, le Cadmium et l'Arsenic (Babut et Perrodin, 2001). Si certains métaux (cuivre, cobalt, fer, manganèse, nickel) sont essentiels à l'état de trace pour les organismes, d'autres comme le cadmium, le mercure et le plomb peuvent être néfastes pour le développement des espèces présentes dans les hydrosystèmes et même pour l'homme (Wang *et al.*, 2003). Du fait de leur toxicité, de leur remenace et de leur bioaccumulation dans la chaîne alimentaire, il est crucial de contrôler les concentrations en métaux lourds (densité  $> 5 \text{ g/cm}^3$ ) dans les eaux de surface (Huynh, 2009). De Villiers *et al.* (2005) proposent une caractérisation de l'origine des pollutions (tableau 2) liée à la présence de ces métaux lourds.

**Tableau 2:** Détermination des sources de pollution en fonction des métaux lourds rencontrés dans le milieu (De Villiers *et al.*, 2005).

Métaux lourds	Source de pollution
<b>Cuivre et Nickel</b>	Industrie de traitement des métaux
<b>Chrome</b>	Tannerie – activité métallurgique – galvanoplastie – lessivage des terres agricoles
<b>Plomb</b>	Pollution diffuse (transport routier – site industriel désaffecté - lessivage des terres agricoles)
<b>Zinc</b>	Industrie de galvanisation ou de préparation d’alliage (lait, bronze) – contact entre eau de ruissellement et matériaux galvanisés (toitures métalliques, gouttières)
<b>Cadmium</b>	Usine de galvanoplastie et industrie chimique de textiles et de teinture – combustion du charbon et du pétrole – métallurgie des métaux non ferreux

### I.7.2. Organismes zooplanctoniques et bioévaluation de la santé des hydrosystèmes

En pratique, pour une évaluation plus informative et complète, le diagnostic biologique de la santé des écosystèmes aquatiques se fonde généralement sur la présence ou non des organismes appelés bioindicateurs. Ces organismes permettent de caractériser l’état d’un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible, leurs modifications naturelles ou provoquées (Blandin, 1986). Ils permettent d’obtenir un portrait précis de l’intégrité d’un écosystème par rapport à l’analyse chimique de la colonne d’eau ou de la dimension physique de l’écosystème (Yoder, 1995). Un bon bioindicateur doit avoir des exigences écologiques très spécifiques afin qu’on puisse faire un lien direct entre sa présence/absence et une particularité environnementale (Leclercq, 2001). Dans l’écosystème de mangrove par exemple, les outils biologiques de suivi ont la capacité unique d’intégrer, et donc de refléter, les conditions générales qui règnent. Ils représentent ainsi la meilleure approche qui permet d’évaluer l’effet des influences multiples sur l’environnement (Simon, 1999). Parmi ces outils biologiques, les organismes zooplanctoniques ont montré une certaine efficacité. Ce sont des organismes dont les déplacements sont fortement tributaires des mouvements de l’eau. Ils regroupent ainsi tous les animaux qui flottent ou qui nagent faiblement dans l’eau. Ils sont très diversifiés, englobant la plupart des groupes zoologiques, depuis les protozoaires jusqu’aux Chordés. Reversat *et al.* (1992) et Dussart (1992) proposent des classifications du zooplancton. Selon ces auteurs, On distingue plusieurs classifications :

❖ **Selon la taille**, on distingue : Le picozooplancton (taille inférieure à 1 µm), l’ultranano-

zooplancton (taille inférieure à 5  $\mu\text{m}$ ), le nannozooplancton (taille comprise entre 5  $\mu\text{m}$  et 20  $\mu\text{m}$ ), le microzooplancton (taille comprise entre 20  $\mu\text{m}$  et 100  $\mu\text{m}$ ), le mésozooplancton (taille comprise entre 100  $\mu\text{m}$  et 200  $\mu\text{m}$ ), le macrozooplancton (de taille comprise entre 200  $\mu\text{m}$  et 2 mm) et le mégazooplancton (taille supérieure 2 mm).

- ❖ **Selon leur cycle biologique, on distingue** : le Holozooplancton (regroupe les organismes animaux qui passent toute leur vie dans l'eau, aussi bien au stade larvaire qu' à l'état adulte) et le Mérozooplancton (regroupe les organismes animaux qui passent une partie de leur vie dans l'eau sous forme de larves planctoniques ; le restant de leur vie se passe dans le benthos ou dans le pélagos) ;
- ❖ **Selon le mode de nutrition** : herbivores et Carnivores ;
- ❖ **Selon la distribution géographique** : Zooplancton côtier, néritique, océanique ;
- ❖ **Selon la distribution verticale** : Epizooplancton (qui vit en surface), Mésozooplancton (qui vit en intermédiaire entre la surface et la profondeur) et Bathyzooplancton (qui vit en profondeur).

Quel que soit leur taille, leur mode de nutrition, leur distribution géographique et verticale, ces organismes sont répartis en deux cycles biologiques. Ainsi, on distingue les holozooplanctons et les mérozooplanctons.

### **I.7.2.1. Holozooplancton**

Il s'agit entre autres des Chétognathes, Copépodes, Cladocères, Salpes, Siphonophores et Appendiculaire.

#### **I.7.2.1.1. Copépodes**

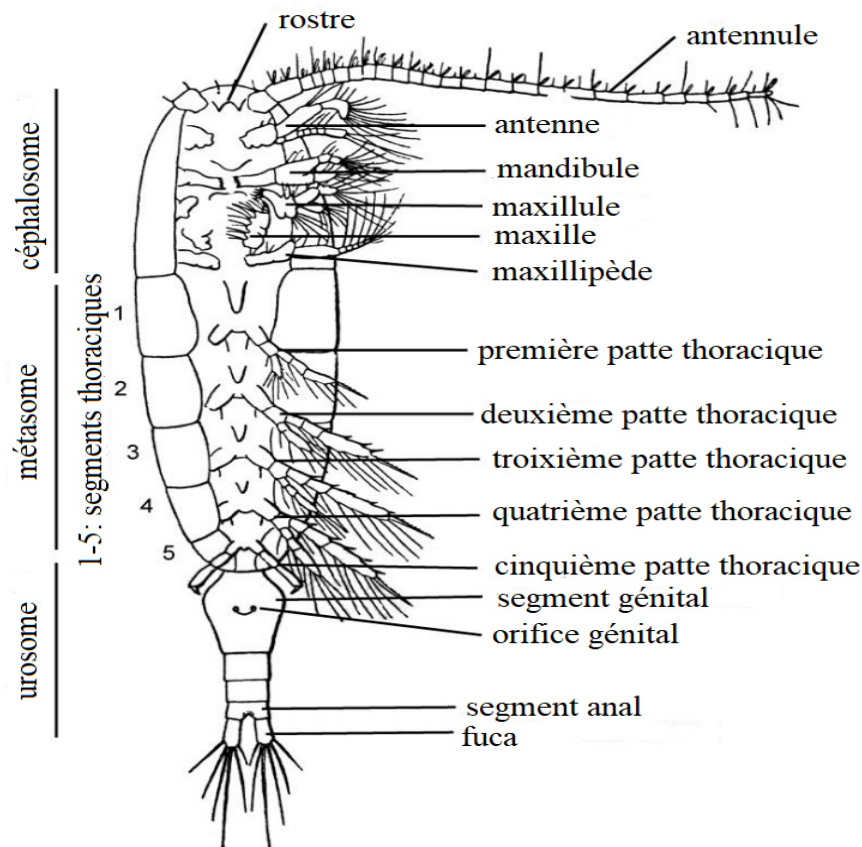
Les copépodes sont des petits crustacés de taille comprise entre 0,2-12mm. Plus de 10.000 espèces de copépodes libres et parasites habitent les eaux marines, saumâtres et douces (Boxshall et Defaye, 2008). Ils sont largement distribués dans les océans et toutes les mers, les lacs et les bassins d'eau. Les formes pélagiques, cantonnent les eaux côtières, néritiques et océaniques et sont ainsi épi méso et bathypélagiques effectuant des migrations verticales importantes. Les copépodes marins sont soit planctoniques, soit benthiques, soit même parasites d'organismes marins, surtout des poissons (Bradford-Grieve, 1999).

##### **I.7.2.1.1.1. Classification et morphologie**

Les Copépodes (Figure 6) constituent un groupe dominant parmi les crustacés planctoniques et au sein même de l'ensemble du zooplancton. C'est l'une des principales composantes du zooplancton marin et côtier et représentent plus de 80 % de la biomasse zooplanctonique (Schutze et Ramos 1999). Les Copépodes appartiennent à la classe des

Crustacés qui constitue elles-mêmes une subdivision de l'embranchement (ou phylum) des Arthropodes (Rossi et Jamet 2009). Ils forment un groupe extrêmement diversifié dans lequel on distingue 10 ordres (Calanoida, Harpacticoida, Cyclopoida, Poecilostomatoida, Siphonostomatoida, Monstrilloida, Platycopioida, Misophrioida, Mormonilloida et Gellyelloida) (Bradford-Grieve, 1999 ; Bandeira, 2013). Parmi ces dix ordres, 3 seulement sont libres : Calanoida, Harpacticoida et Cyclopoida (Poore, 2016). Excepté les Gellyelloida uniquement présent dans les eaux souterraines, tous sont présents en milieu marin et côtier (Legrand, 2016).

Dans ce groupe, deux grands ordres sont plus représentés en milieu marin et côtier : les Calanoida représentés par plusieurs genres dont les plus importants sont les *Calanus*, *Eucalanus*, *Acartia*, *Temora*, *Centropages*, *Candacia*, *Pontella*, *Labidocera*, etc et les Cyclopoida comprenant plusieurs genres comme *Oncaea*, *Oithona*, *Saphirina* etc (Nowaczyk, 2011). En générale, les copépodes ont un corps fusiforme, protégé par un exosquelette quasiment transparent et divisé en trois parties (figure 6) : le métasome, constitué par la tête soudée avec le 1<sup>er</sup> segment thoracique et le thorax formé de 5 segments libres et l'urosome ou abdomen formé de 4-5 segments plus petits ; la tête (Céphalosome) possédant un œil médian (parfois 2) et 5 paires d'appendices (1<sup>ères</sup> antennes aussi longues que le corps, 2<sup>èmes</sup> antennes (antennules), mandibules, maxilles et maxillules). Le segment thoracique soudé à la tête porte des maxillipèdes ; les 5 segments thoraciques libres portent 5 paires de pattes natatoires. L'urosome n'a pas d'appendices et se termine par les lames fucales. Sur son premier segment abdominal s'ouvrent les orifices génitaux (sexes séparés) et sur le dernier segment l'anus (Moison, 2009). L'animal se déplace dans l'eau en battant des 1<sup>ères</sup> antennes et nage à l'aide de ses pattes natatoires.



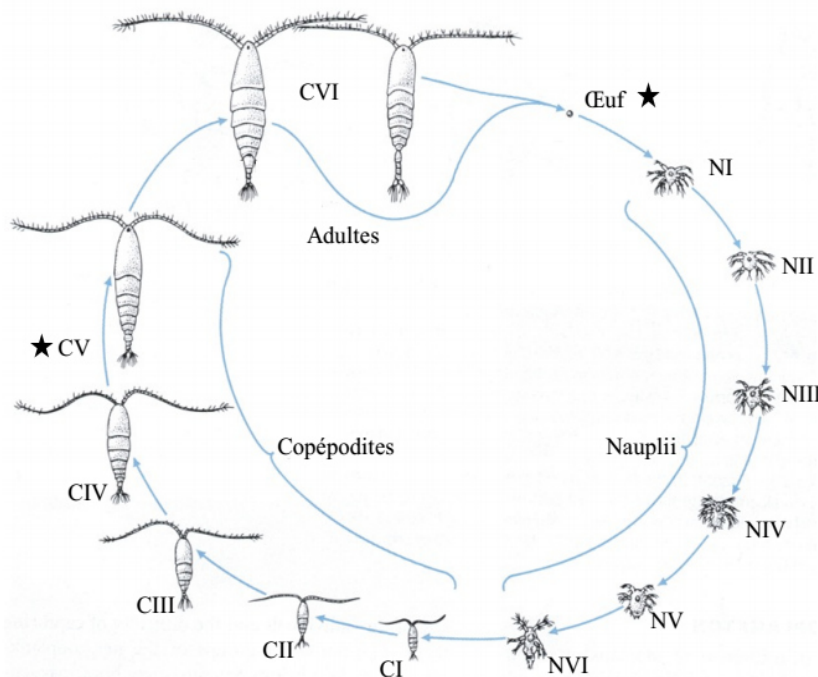
**Figure 6 :** Organisation générale d'un Copépode (Dussart, 1980).

#### **I.7.2.1.1.2. Reproduction et cycle de vie**

La reproduction chez les Copépodes est assurée par la voie sexuée. Elle peut se dérouler tout au long de l'année ou de façon saisonnière selon les espèces, l'environnement et la disponibilité des ressources alimentaires (Moison, 2009). Chez les Calanoïdes, les œufs issus de la fécondation sont généralement rejetés directement dans l'eau, mais chez de nombreuses espèces des ordres des Cyclopoïdes et Harpacticoïdes, ils sont conservés dans un sac ovigère fixé à l'urosome jusqu'à leur éclosion (Poore, 2016). Ces œufs sont aussi des formes de résistance aux périodes difficiles. Ils peuvent ainsi rester au fond des plans d'eau, à l'état quiescent pendant de longues périodes, en attendant le retour des conditions favorables à leur éclosion ou après leur remise en suspension dans l'eau (Poore, 2016). Toutefois, ces œufs riches en lipides ont une faible vitesse de sédimentation et par conséquent éclosent généralement en pleine eau lorsque le milieu est favorable (Moison, 2009).

L'obtention d'un individu adulte passe par 12 stades de développement comportant 6 stades naupliens (N1 à N6 = stade nauplius 1 à stade nauplius 6), 5 stades copépodites (C1 à C5 = stade copépodite 1 à stade copépodite 5) et le stade adulte (C6) (Moison, 2009) (figure 7). L'éclosion d'un œuf permet d'obtenir une larve nauplius dont la tête porte 3 paires d'appendices

(antennules, antennes, mandibules), le thorax et l'abdomen n'étant pas différenciés. Le passage d'un stade à l'autre est assuré par une mue au bout de laquelle apparaît une segmentation et une nouvelle paire d'appendices. Le passage du stade N6 au stade C1 permet de voir un individu morphologiquement semblable à l'adulte, mais qui ne possède que 2 paires de péréiopodes (patte mâchoire ou patte marcheuse). Au bout de 5 mues il devient un adulte aux caractères sexuels bien visibles. Plusieurs études ont montré l'impact de la température sur la physiologie et le cycle de développement des Copépodes (Devreker *et al.*, 2007). En effet, leur cycle de développement est fortement lié à la température car ils sont poïkilothermes (Moison, 2009) et dans une moindre mesure sensibles à la présence de nourriture dans le milieu (Drira *et al.*, 2007). Pour Drits *et al.* (1994) et Moison (2009) la durée du cycle de développement qui va de l'éclosion à l'adulte peut s'étendre d'une semaine (espèces tempérées) à 1 an (espèces polaires) ; la température accélère donc le cycle de développement chez les copépodes. Selon Zébazé Togouet (2000), le cycle de développement des Copépodes aurait une durée inférieure à une semaine en région tropicale où la température est plus importante par rapport à la zone tempérée (Figure 7).



**Figure 7 :** Cycle de vie des copépodes avec les 6 stades naupliens (N) et les 6 stades copépodites (C) (Moison, 2009).

★ Stades où un arrêt du développement peut exister (la dormance)

### I.7.2.1.1.3. Écologie

Les copépodes marins habitent les océans et les mers, depuis la surface jusqu'aux plus grandes profondeurs, et depuis les eaux côtières jusqu'au large (Poore, 2016). Les copépodes euryhalins et eurythermes ont une large aire de distribution géographique, ce sont les copépodes cosmopolites ; alors que les espèces sténothermes et les sténohalins sont cantonnés dans des zones déterminées (Bradford-Grieve, 1999). Ainsi on distingue les formes tropicales qui vivent dans les mers chaudes et les formes tempérées qui habitent les mers entre les latitudes 20° S et 40° N. On distingue aussi les formes boréales qui vivent dans les mers froides ou polaires. Certains groupes de copépodes vivent près des côtes ou dans les estuaires, d'autres sont néritiques alors que, beaucoup sont des formes océaniques vivant dans les eaux profondes. Dans la répartition verticale, les copépodes planctoniques vivent dans la colonne d'eau entre la surface et les grandes profondeurs (Bandeira, 2013). Ainsi on distingue les formes épipélagiques, mésopélagiques et bathypélagiques. Aussi plusieurs espèces effectuent des migrations verticales importantes pour des raisons physiologiques et trophiques (lumière, nutrition).

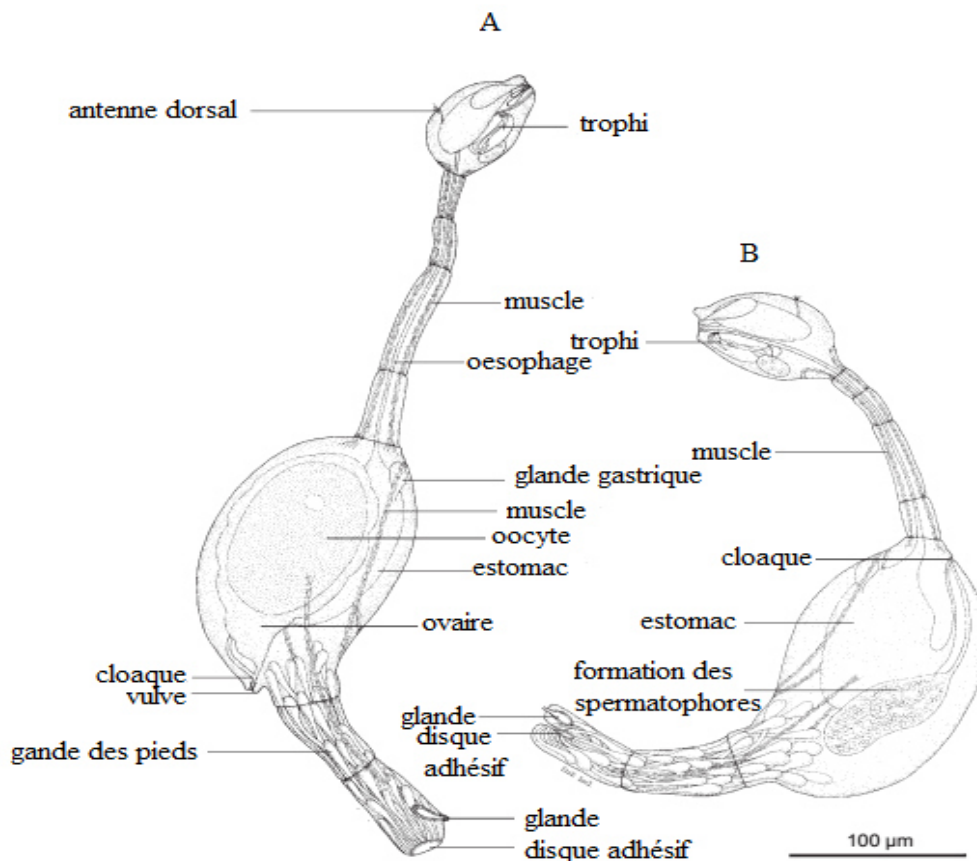
#### **I.7.2.1.2. Rotifères**

L'embranchement des rotifères est composé d'environ 2 000 espèces d'animaux microscopiques qui vivent dans tous les types d'eau, y compris les eaux douces, les milieux marins ainsi que les habitats limno-terriens tels que les mousses, les lichens et le sol (Fontaneto et De Smet 2015). D'après Pourriot et Francez, 1986, il est divisé en trois classes : la classe des Bdelloidea, la classe des Monogononta et la classe des Seisonacea. Des 3 classes, seule celle des Seisonacea est présente dans le milieu marin ; les autres, Monogononta et Bdelloïdea, sont terrestres ou d'eau douce. Les espèces de rotifères d'eau salée et saumâtre sont peu nombreuses et se retrouvent dans deux types d'habitats : dans les milieux ouverts comme les estuaires et les zones côtières, différentes espèces de la famille du genre Brachionidae sont fréquemment répertoriées tandis que dans les milieux fermés tels que les lagunes et les marais salants, on retrouve souvent les espèces de la famille des Synchaetidae (Pourriot, 1982 ; Hagiwara *et al.* 2007).

##### **I.7.2.1.2.1. Classification et morphologie**

L'embranchement des Rotifères sont des métazoaires triploblastiques pseudo cœlomates de petite taille (0,1 à 1 mm de longueur), qui présentent deux principales caractéristiques : la présence à l'extrémité apicale d'une *corona* qui est une zone ciliée intervenant dans la locomotion et dans la capture des proies ; l'existence dans le système digestif d'un pharynx musculueux pourvu d'un mastax suivi d'un œsophage, d'un estomac, d'un intestin et d'un

cloaque (Pourriot et Francez, 1986). Le corps des Rotifères, constitué d'un nombre fixe de cellules dès l'éclosion (un millier environ), est divisé en trois parties : la tête, le tronc et le pied (Figure 8). La tête porte l'appareil rotateur et la double couronne de cils qui entourent la bouche. Les cils, par battement, créent un tourbillon qui charrie l'eau et les particules alimentaires dans la bouche. Le pied se termine le plus souvent par deux orteils qui permettent à l'animal de se fixer à un substrat (Clément, 2009). Chez les individus pélagiques stricts des genres *Filinia*, *Keratella*, *Polyarthra*, le pied a complètement disparu (Pourriot, 1980). Les Rotifères se meuvent suivant deux modalités : les espèces périphytiques et benthiques rampent sur substrat alors que celles planctoniques nagent avec des trajectoires qui tournent autour de leur axe (*Asplanchna*), des trajectoires hélicoïdales (*Brachionus*, *Filinia*) ou des trajectoires droites (*Epiphanes*) (Clément, 2009).



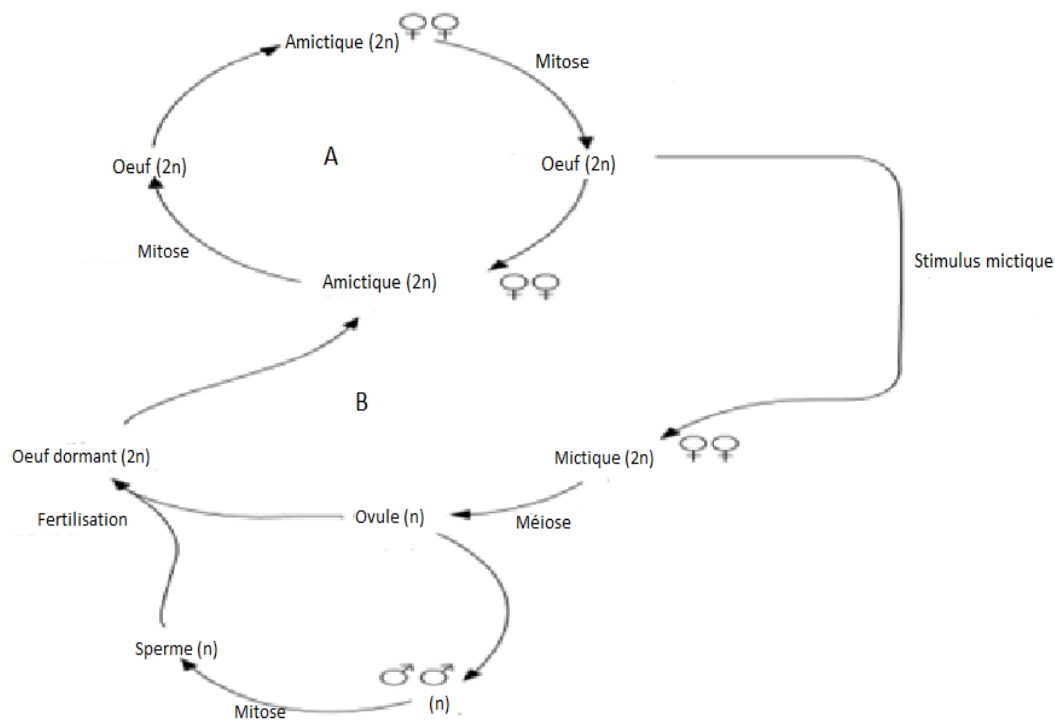
**Figure 8** : Organisation générale de l'espèce de Rotifère *Seison africanus*. A = vue latérale de la femelle, B = vue latérale du mâle (Sørensen *et al.*, 2005).

#### I.7.2.1.2.2. Reproduction

Les rotifères possèdent deux modes de reproduction distincts : une reproduction sexuée (Monogonontes, seisonidés), impliquant un mâle et une femelle, et une reproduction par

parthénogénèse ou asexuée (Monogonontes, Bdelloïdes), impliquant seulement une femelle (Lenormand *et al.*, 2016).

La reproduction par parthénogénèse permet le développement d'un individu à partir d'un ovule non fécondé, indépendamment de toute sexualité (Figure 9). Cette méthode de reproduction est pratiquée lorsque le milieu de vie est idéal, permettant aux rotifères de se développer de façon exponentielle en très peu de temps (Doumenge, 1986). Les rotifères femelles donneront naissance à une progéniture femelle uniquement. La mise en place des conditions difficiles déclenche le cycle de développement par voie sexuée pour assurer la survie de l'espèce. Les femelles produisent alors des œufs de durée qui vont résister pendant toute cette période difficile : c'est la diapause. Le retour des conditions favorables dans le milieu déclenche l'éclosion de ces œufs et les femelles amictiques issues de cette éclosion pondent de façon parthénogénétique pour donner naissance à d'autres femelles amictiques. Toutefois, après un nombre indéterminé de cycles amictiques apparaît le cycle mictique. Les femelles mictiques issues des femelles amictiques pondent alors des œufs plus petits qui donnent naissance à des individus mâles dépourvus de tube digestif qui se chargeront de les féconder (Pourriot, 1982). Les stimuli déclenchant le phénomène de diapause et la production des mâles chez les Rotifères sont encore mal connus.



**Figure 9** : Cycle de reproduction par parthénogénèse chez les Rotifères (Pourriot, 1982)

### I.7.2.1.2.3. Écologie

Peu nombreux dans les milieux marins, les Rotifères abondent dans les eaux douces où ils vivent aussi bien en zone littorale, fixés sur des substrats, que dans la colonne d'eau ou à l'interface vase-eau (Pourriot, 1980). De nombreux organismes sont caractéristiques d'un type de milieu particulier. En effet, les organismes du genre *Brachionus* préfèrent les eaux basiques et eutrophes dans lesquelles ils atteignent des densités élevées, à l'exemple de *Brachionus dimidiatus* dont la densité est de 600 000 ind/L dans les eaux natronnées (Iltis et Riou-Duwat, 1971). De même, les espèces *Brachionus plicatilis* et *Hexarthra fennica* prolifèrent dans les eaux saumâtres (Iltis et Riou-Duwat, 1971). Ces observations permettent de dire avec Green (1967) et Pourriot (1980) que malgré le cosmopolitisme de certaines espèces de Rotifères, la répartition de ces organismes tient plus compte des caractéristiques du biotope que de la région géographique. Les espèces psychrophiles du genre *Notholca* sont très rares sous les tropiques alors que les espèces *Anuraeopsis coelata*, *Anuraeopsis navicula*, *Keratella lenzi*, *Keratella tropica*, *Lecane leontina*, *Lecane unguolata*, *Trichocerca ruttneri* y sont abondantes. Cependant, elles ne représentent que 15 à 20 % des individus rencontrés en zone soudanienne, 80 à 85 % étant constitués d'espèces cosmopolites, périphytiques et benthiques (De Ridder, 1981 ; Pourriot et Francez, 1986).

### **I.7.2.1.3. Cladocères**

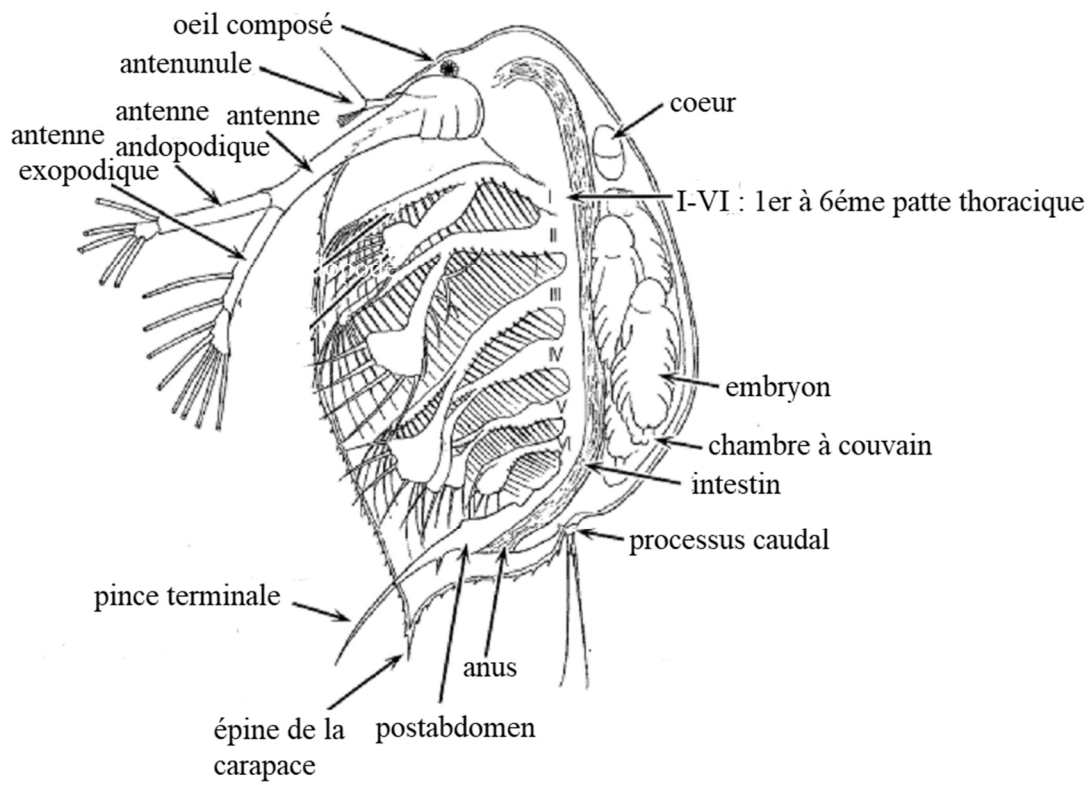
Les Cladocères sont largement représentés dans le plancton de l'eau douce par les Daphnies, dont le corps mesure quelques mm (pourriot *et al.*, 1982). Dans les eaux marines et côtières, quelques espèces se rencontrent et leurs populations constituent des essaims très denses. Parmi les taxons côtiers, citons les genres *Podon*, *Evadne* et l'espèce *Penilia avirostris*, très abondants dans les eaux marines et littorales (Lakkis, 1981).

#### **I.7.2.1.3.1. Classification et morphologie**

Les cladocères sont des arthropodes crustacés, appartenant à la classe des branchiopodes et à la sous-classe des phyllopoètes, dont les longueurs s'échelonnent entre 0,2 et 3 mm, et atteignent exceptionnellement 18 mm chez les individus de la famille des Leptodoridae (Amoros, 1984) (figure 10). Sur environ 600 espèces de cladocères, 8 seulement sont marines ; *Bosmina maritima* habite exclusivement la mer Baltique dont l'eau est saumâtre (Brooks et Dodson, 1965). Les cladocères marins comprennent une espèce de Cténopode et 7 Onychopodes (Lakkis, 1981).

Les Cladocères sont des Branchiopodes de petite taille avec des appendices thoraciques (4 à 6 paires) foliacés assurant la natation et la locomotion (Debiase et Taylor, 2005). D'après Amoros (1984), les Cladocères ont : un corps court avec peu de segments (figure 10) et un

postabdomen (telson) armé d'une paire de griffes terminales ; le tronc et les appendices sont enveloppés dans une carapace bivalve non calcifiée. Le thorax porte six paires de pattes, la 6<sup>ème</sup> étant très petite. La tête courte porte les yeux composés formant un œil médian sessile à plusieurs lentilles ; les antennes biramées natatoires sont formées par les exopodes et les endopodes constitués de 3 articles.



**Figure 10 :** Organisation générale de l'espèce de Cladocère *Penilia avirostris* (Dana ,1852).

#### I.7.2.1.3.2. Cycle biologique

Le cycle biologique des cladocères est hétérogène avec alternation de générations parthénogénétique et gamétogénétique (Khemissi Amira, 2017). En effet, dans les conditions favorables du milieu, et en l'absence des mâles, ils se reproduisent par parthénogenèse. Ce qui explique la grande densité de leurs populations, formées uniquement de femelles diploïdes (2n). Lorsque la densité atteint le pic, la fécondité des femelles parthénogénétiques diminue ; les mâles et femelles peuvent donner des gamètes haploïdes (n) qui, par gamogenèse donnent des œufs diploïdes. Cette succession constitue une forme de reproduction bisexuelle. Il semble que cette alternation de générations serait une excellente stratégie que les cladocères suivent pour s'adapter aux changements physico-chimiques et trophiques du milieu en maximisant leur potentiel reproductif dans l'exploitation efficace des ressources (Delhaye, 2012). Le régime alimentaire et les modes de nutrition des cladocères diffèrent selon les groupes et les espèces.

*Penilia avirostris* se nourrit par filtration de microorganismes et de bactéries aussi petites que 2 microns. Ainsi ils jouent un rôle important dans le réseau trophique des microbes. D'autres espèces comme *Podon leuckarti* et *Evadne nordmanni* se nourrissent sur les microalgues et les protistes (Govender, 2022).

#### **I.7.2.1.3.3. Écologie**

Les cladocères marins sont des formes cosmopolites, largement distribués dans toutes les mers et les océans (Khemissi Amira, 2017). Ils sont plus abondants dans les eaux néritiques (eau salée qui se trouve dans la zone côtière des océans) et côtières et pullulent surtout dans les couches de surface stratifiées. On les trouve également dans la zone pélagique des lacs profonds, toutefois ils sont plus abondants et plus diversifiés dans la zone littorale, particulièrement au niveau des herbiers (Rey et Saint-Jean, 1968). Adandedjan et al., (2017) attribue de façon générale la répartition des Cladocères à des facteurs exogènes tels que la composition ionique, la teneur en gaz du milieu et endogène comme le degré d'eurythermie et le mode de nutrition.

#### **I.7.2.2. Mérozooplancton**

Presque tous les animaux marins aussi bien pélagiques que benthiques, excepté les mammifères et quelques grands invertébrés, passent par des stades œuf et larvaires planctoniques (Lakkis, 1981). Une fois adultes, ils deviennent soit benthiques, sessiles ou vagiles, soit pélagiques et nageurs. Les larves planctoniques sont très diversifiées aussi bien dans la forme que dans leur abondance et leur cycle biologique (Lacalli, 2005). Elles appartiennent à tous les groupes zoologiques aquatiques. Une même espèce dans son évolution larvaire, passe souvent par des stades morphologiquement différents, soit par métamorphose, soit par croissance et différenciation progressive. Ces variations morphologiques sont tellement importantes que deux stades larvaires d'une même espèce peuvent être difficiles à différencier (Norenburg et Stricker, 2002).

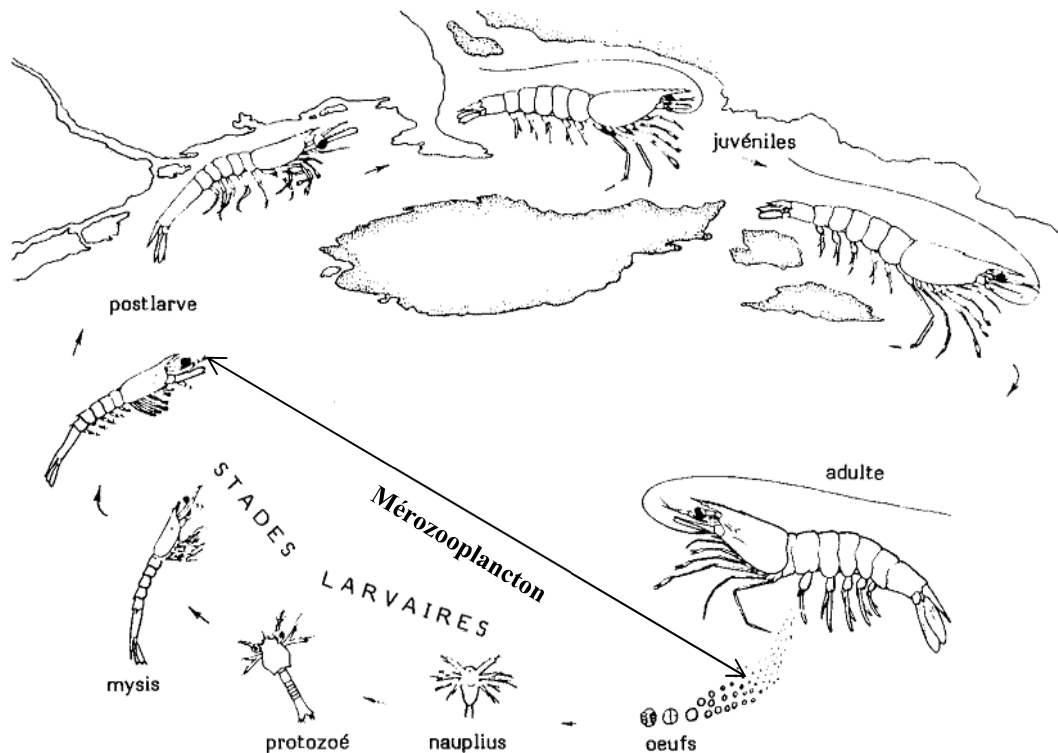
##### **I.7.2.2.1. Larves des Crustacés**

Les larves des crustacés constituent un des éléments les plus abondants du plancton (Elles forment environ 50% du méroplancton). En effet, tous les crustacés adultes, aussi bien pélagiques que benthiques, ont les larves planctoniques. Le développement larvaire des crustacés diffère selon les groupes et même selon les espèces dans le même groupe. En général, l'éclosion de l'œuf donne un nauplius avec plusieurs stades, puis un métanauplius, un protozoé, une zoé, un Mysis qui aboutit à l'adulte (Mollo et Loir, 2008).

Au stade nauplius, les larves passent par 6 stades nauplius. Ce nombre peut être plus ou moins réduit suivant les espèces. Le nauplius typique est un organisme plus ou moins ovoïde à tégument chitineux et non segmenté. Il porte un œil impair dit « nauplien » frontal, des organes sensoriels et 3 paires d'appendices natatoires articulés, biramés : 1<sup>ères</sup> antennes A1, 2<sup>ème</sup> antennes A2 et une paire de mandibules (Castille et Lawrence ;1986). Le nauplius possède un tube digestif complet et un système nerveux formé de 2 ganglions œsophagiens et 3 ventraux, une paire de mandibules.

Au stade métanauplius, après plusieurs mues, les segments apparaissent dans la région postérieure du corps du nauplius. Au niveau de ces segment bourgeonne des appendices. Chez les Copépodes par exemple, à la suite d'une 5<sup>ème</sup> mue, apparaît un bouclier céphalothoracique caractérisant le stade copépodite qui subira 5 mues pour donner l'adulte (Mollo et Loir, 2008). Le nauplius chez les Cirripèdes se transforme par une mue rapide en une larve caractéristique, la *Cypris*, qui se fixe par la tête sur un support fixe ou flottant et se métamorphose en adulte (Lakkis et Zeidane, 1988). Chez les Crustacés Isopodes, les larves sont pour la plupart parasites sur d'autres crustacés ou animaux marins divers.

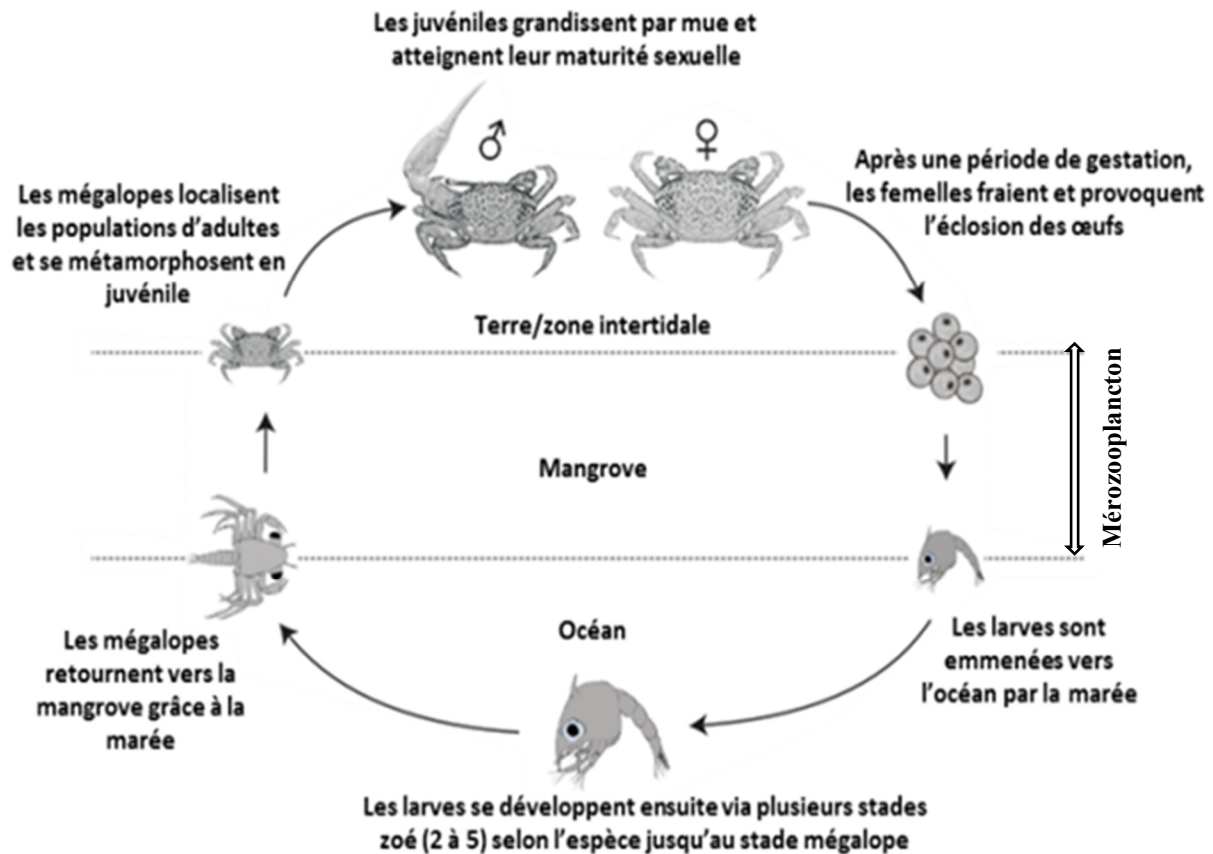
Chez les Malacostracés, le métanauplius évolue et passe au stade Protozoé qui est caractérisé par la métamérisation de la région thoracique. En plus d'un œil nauplien, il existe 2 gros yeux composés (Baklouti Zouari, 2010). La Protozoé donnera par la suite une larve typique des Malacostracés : la Zoe qui, après mues devient un Mysis avec un thorax segmenté portant des appendices natatoires bifurqués (Sultana *et al.*, 2022). Le cycle général chez les Malacostracés peut être résumé comme suit : oeuf → Nauplius → Métanauplius → Protozoé → Zoe → Mysis → Adulte. La figure 11 ci-dessous illustre le cycle biologique des crevettes du genre *Penaeus*



**Figure 11 :** Cycle biologique des crevettes du genre *Penaeus*

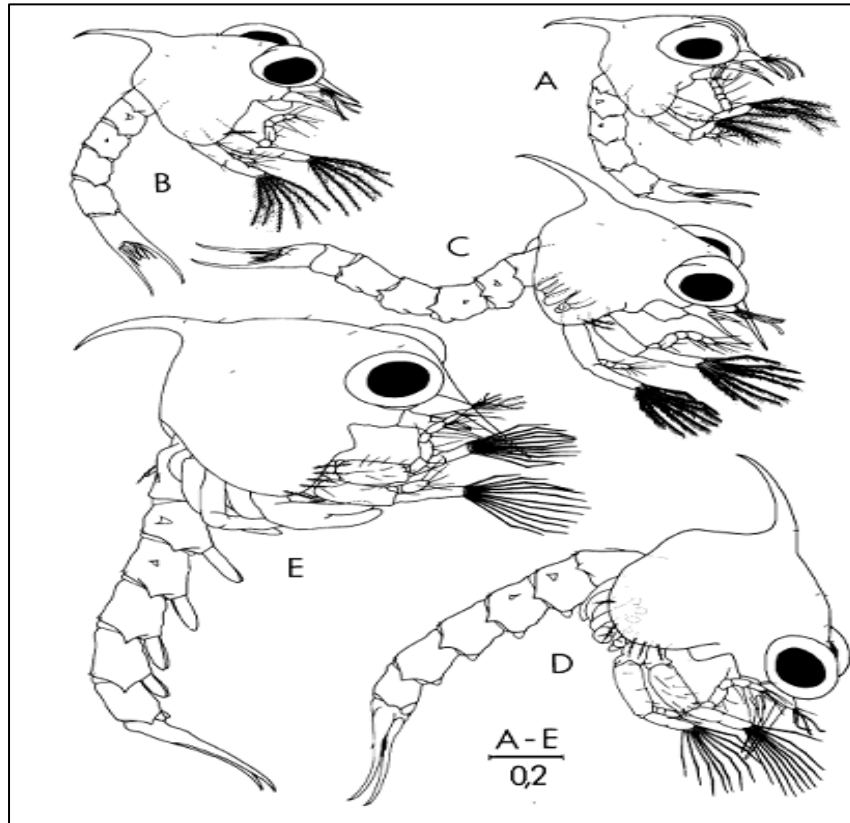
#### **I.7.2.2.2. Larves des Décapodes**

Les Décapodes passent une grande partie de leur vie dans le plancton. Les crabes de mangrove ont tous un cycle assez semblable et sont toujours inféodés au milieu marin par leur développement larvaire pélagique. Ils libèrent leurs larves pendant la nuit lors des grandes marées (Papadopoulos *et al.*, 2002, Skov *et al.*, 2005 ; Theuerkauff, 2018). Elles peuvent alors être transportées vers les eaux océaniques qui assureront leur dispersion. Les crabes se reproduisent ainsi toute l'année, mais avec des pics pendant l'été (Emmerson, 1994 ; Theuerkauff, 2018). Au cours de leur vie océanique, les larves vont se développer et passer par un nombre de stades zoé déterminé (2 à 5 selon l'espèce) ayant chacun une capacité différente de migration verticale dans la colonne d'eau. La figure 12 montre les milieux de vie à chaque stade de développement.



**Figure 12 :** Représentation du cycle de vie général des crabes de mangrove (Modifié par Theuerkauff, 2018).

Le développement larvaire de *N. meinerti* par exemple (Figure 13) comprend 5 stades zoé et dure environ 25 jours (Emmerson, 2001). Les migrations verticales dans la colonne d'eau permettent aux larves de suivre différents courants, de maintenir une certaine capacité à se guider dans les eaux océaniques (Queiroga et Blanton, 2005) et ainsi permettent de coloniser un habitat adéquat lors de leur dernier stade larvaire : le stade mégaloïpe. Lors de ce recrutement larvaire, les larves migrent vers la mangrove probablement guidée par des indices chimiques et physiques tels que la salinité (Brodie *et al.*, 2005 ; Islam *et al.*, 2002) et s'aident à nouveau des mouvements de marée (Tankersley et Forward, 1994). Dans la mangrove, les mégaloïpes flottent en surface pendant la marée haute et s'accrochent au sédiment avant la marée basse pour éviter de retourner vers l'océan. Elles se métamorphosent en juvénile lorsque deux stimuli sont rassemblés : présence de sédiment et d'adultes (O'Connor, 1991). La localisation exacte du lieu de recrutement est toutefois flexible car leur stade adulte est vagile (O'Connor, 1993). Ils grandiront alors jusqu'à atteindre la maturité après plusieurs cycles de mues et le cycle pourra recommencer.



**Figure 13 :** Stades zoé de *Neosarmatium meinerti* : A = 1<sup>ère</sup> stade zoé, B = 2<sup>ème</sup> stade zoé, C = 3<sup>ème</sup> stade zoé, D = 4<sup>ème</sup> stade zoé et E = 5<sup>ème</sup> stade zoé. Barre d'échelle : 0,2 mm.  
(Emmerson, 2001).

### I.8. Importance écologique du zooplancton dans les hydrosystèmes

Le zooplancton est un maillon essentiel de la chaîne trophique en milieu aquatiques entre la production primaire et les niveaux trophiques supérieurs (Voarino, 2006). Il constitue en effet la principale source de nourriture pour les poissons au stade larvaire ou adulte et les invertébrés planctoniques (Franco *et al.*, 2006 ; Ribeiro *et al.*, 2006). Les organismes zooplanctoniques sont brouteurs d'algues et de détritux, ce qui leur confère un rôle de bioépurateurs des hydrosystèmes associé au rôle crucial dans le transfert des éléments nutritifs des niveaux inférieurs de la chaîne trophique vers les niveaux supérieurs.

Le zooplancton intervient de façon essentielle dans le déroulement des cycles biogéochimiques du carbone qu'il transfère vers les niveaux supérieurs. En effet, les alevins se nourrissent à près de 70 % du zooplancton et trouvent ainsi, comme les invertébrés tels que *Chaoborus* spp., *Leptodora kindtii* et *Ischnura* spp., une source importante de carbone pour leur croissance (Burks *et al.*, 2002 ; Van de Meutter *et al.*, 2004) ; et ainsi, le transfert du carbone

remonte jusqu'aux niveaux supérieurs du réseau trophique aquatique. Parallèlement, le zooplancton intervient aussi dans le cycle de l'azote qu'il contribue à piéger dans les sédiments.

L'ensemble du zooplancton contrôle la population d'algues et de microorganismes. En effet, au cours de ses travaux, De Wilde (2005) constate une évolution en sens contraire de la densité de *Chlorella* sp. et *Brachionus plicatilis*, traduisant l'importance de ce dernier dans le contrôle de la biomasse algale.

Le tégument des Rotifères est perméable à l'eau et aux électrolytes ; ils ont une respiration cutanée. Ces caractéristiques les rendent vulnérables à toute modification des conditions de leur biotope. Ils sont par conséquent de bons indicateurs des perturbations que peuvent subir les hydrosystèmes (Nziéleu Tchagnouo, 2016).

De tous les grands groupes zooplanctoniques, les Cladocères sont les organismes régulièrement utilisés en paléolimnologie pour la datation (Brassard, 2009). Leur sensibilité à divers stimulus tels que les changements biologiques induisant des variations trophiques, de même que les changements physicochimiques du milieu font d'eux d'excellents indicateurs biologiques (Patoine *et al.*, 2002). En effet, leur exosquelette chitineux se conserve dans les sédiments. Ils peuvent ainsi être utilisés pour indiquer la structure passée des communautés zooplanctoniques (Frey, 1986) et établir l'histoire de l'hydrosystème considéré. Les fossiles de Cladocères se retrouvent régulièrement dans les sédiments (Korhola, 1999), ce qui fait d'eux un bon matériel pour l'étude de l'évolution d'un plan d'eau.

Les Copépodes occupent une place majeure dans la chaîne alimentaire aquatique (Moison, 2009). Ils constituent, en région tempérée, le maillon essentiel de transfert de matière des producteurs primaires (phytoplancton et bactéries) vers les crustacés, les poissons, les oiseaux et les mammifères. En effet, pendant leurs stades larvaires, les poissons commercialement exploités en zone tempérée tels que les bars, les sardines et les morues se nourrissent directement de copépodes. Ceci peut continuer même au cours de leur vie adulte, comme pour le Hareng (Turner, 1984). Outre les Copépodes pélagiques, les poissons se nourrissent également d'Harpacticoïdes à valeur nutritive élevée et à rôle important en pisciculture (Gee, 1989).

## **CHAPITRE II : ZONE D'ETUDE, MATERIEL ET METHODES**

## **II.1. ZONE D'ETUDE**

### **II.1.1. Présentation de la zone d'étude**

Cette étude a été menée à Mouanko et sur l'île de Manoka, deux localités situées dans la Région du Littoral et dans les départements de la Sanaga Maritime et du Wouri respectivement.

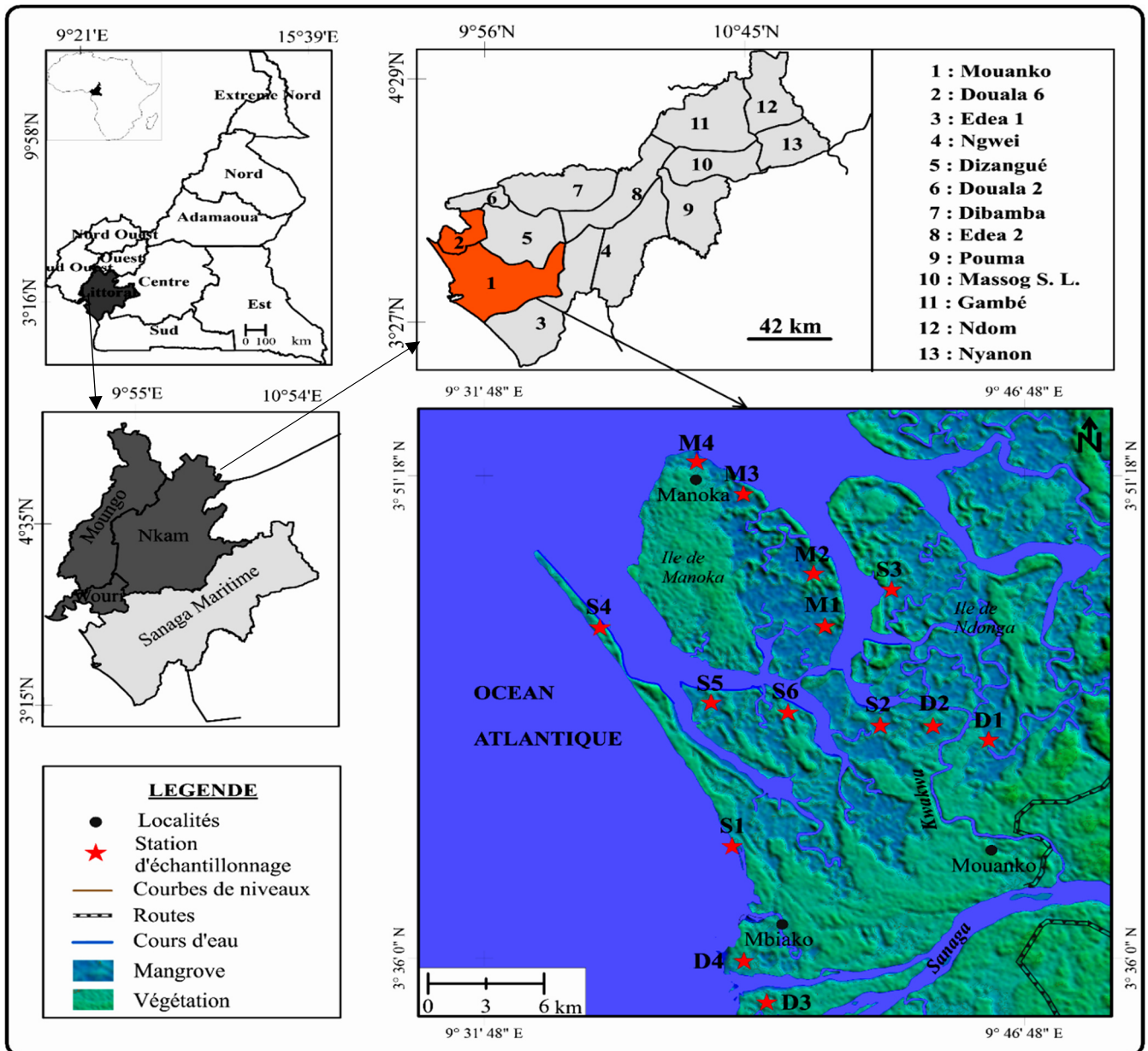
Mouanko est une Commune d'une superficie de 1378 km<sup>2</sup> située entre 9°35' et 9°40' de longitude Est et 3°15' et 3°45' de latitude Nord (BUCREP, 2010). La principale activité dans la ville est la pêche qui occupe 90 % de la population active. Le tourisme encore restreint, pourrait véritablement se développer du fait des 100 km de plage sur l'Océan Atlantique (CVUC, 2014). Il y règne un climat tropical côtier à deux saisons, mais beaucoup plus humide que les zones de haute altitude, par suite des précipitations très abondantes (Suchel, 1972 ; Suchel, 1988 ; Sighomnou, 2004). Cette commune couvre la frange côtière au sud de 4° N, jusqu'à la localité d'Edéa. La répartition saisonnière des pluies est monomodale et caractérisée par une longue saison des pluies qui s'étend de mars à octobre, marquée par des précipitations très abondantes et suivie d'une courte saison sèche de novembre à février, avec une température moyenne de 28,7 °C (Suchel, 1972 ; Sighomnou, 2004). Les vents soufflent généralement suivant une direction sud-ouest/ nord-est avec des vitesses inférieures à 3 m/s. Ces vitesses peuvent atteindre des valeurs comprises entre 5 et 14 m/s, une ou deux fois par mois. Dans la zone, les sols sont de type ferrallitique, hydromorphe, sablonneux de couleur rouge à noir (Din, 2001). Son hydrographie est constituée par le fleuve Sanaga (avec la Kwa-kwa) et un bras de la mer (océan Atlantique) (Olivry, 1986). La mangrove constitue la principale végétation sur sa partie côtière (Onana, 2018). Sur les niveaux surélevés à la côte, la végétation présente une diversification d'espèces avec une stratification complète des grands arbres jusqu'à la strate herbacée.

Manoka est la plus grande île du Cameroun avec une superficie de 88 km<sup>2</sup>, située entre 3°51'19'' longitude Est et 9°36'53'' latitude Nord. Située en dessous du 4°N (BUCREP, 2010), l'île de Manoka a un climat similaire à celui de Mouanko c'est-à-dire tropical côtier à deux saisons : une longue saison de pluies de mars à octobre et une courte saison sèche de novembre à février (Suchel, 1972 ; Sighomnou, 2004). A Mouanko comme à Manoka, on enregistre de fortes précipitations, environ 4000 mm/an, une moyenne des températures annuelles de 28,7 °C et un rythme de marées semi-diurne d'amplitude moyenne de 2,5 m (Sighomnou, 2004). La mangrove couvre la moitié de l'île, sur les côtes Nord et surtout Est (Onana, 2018). Elle présente deux paysages particuliers. Une zone de grands palétuviers, dense, presque toujours inondée,

difficilement pénétrable caractérise la mangrove à *Rhizophora racemosa* en position externe vers le large. En direction de l'île, apparaît un peuplement de *Rhizophora harrisonii*, dont la taille et la densité diminuent quand la distance au rivage augmente, puis lui succède un mélange de fougères (*Acrostichum aureum*) et de zones herbeuses (Din, 2001).

### **II.1.2. Choix des sites et des stations d'étude**

Le choix des sites a été fait de façon à apprécier l'influence des eaux marines et des eaux dulcicoles au sein de l'écosystème de mangroves étudiées. Ainsi, deux sites ont été retenus : le premier, dans les mangroves de Mouanko qui se développent d'une part dans la zone à influence dulcicole, plus précisément à l'embouchure des fleuves Sanaga et Kwa-kwa et d'autre part dans la zone à influence marine et le deuxième, dans les mangroves de l'île de Manoka qui se développent essentiellement dans la zone à influence marine. Le choix des stations d'échantillonnage est appuyé sur de multiples facteurs dont les plus déterminants sont la présence de foyers de pollution anthropique, le niveau d'exploitation et/ou de déforestation des palétuviers, la proximité avec les maisons d'habitation ou campements de pêche et le type de végétation associée aux palétuviers (Figure 14). L'accès aux différentes stations d'échantillonnage a été effectué à l'aide d'une pirogue.



**Figure 14 :** Localisation géographique des stations d'étude dans les communes de Mouanko et Manoka. D1 à D4 = stations 1 à 4 situées dans les mangroves à influence dulcicole de Mouanko ; S1 à S6 = stations 1 à 6 situées dans les mangroves à influence marine de Mouanko ; M1 à M4 = station 1 à 4 situées dans les mangroves à influence marine de l'île de Manoka

### II.1.3. Description des stations d'étude

Dans les mangroves de la zone d'influence dulcicole de Mouanko, quatre (04) stations ont été retenues, désignées D1, D2, D3 et D4. Dans les mangroves des zones d'influence marine, dix (10) stations ont été retenues dont six (06) dans la zone d'influence marine de Mouanko nommées S1, S2, S3, S4, S5, S6 et quatre (04) dans la zone d'influence marine de Manoka désignées M1, M2, M3 et M4.

## **II.1.3.1. Stations d'échantillonnage des mangroves à influence dulcicole de Mouanko**

### **II.1.3.1.1. Station D1**

Cette station a pour coordonnées 3° 43' 32''N et 9° 45' 20''E et est située à 20 m d'altitude, dans le village Logbayang, sur la rive droite du cours d'eau Kwa-kwa (bras de la Sanaga) et à environ 30 km de l'océan Atlantique (Figure 15). C'est une zone de mangrove faiblement impactée par les activités anthropiques. On note cependant la présence d'arbustes au sol et des maisons d'habitation à environ 200 m. La végétation dominante de la mangrove est de type *Rhizophora racemosa* de taille moyenne (8 à 12 m). On observe également à cette station, la présence de plusieurs terriers creusés par des crabes.

### **II.1.3.1.2. Station D2**

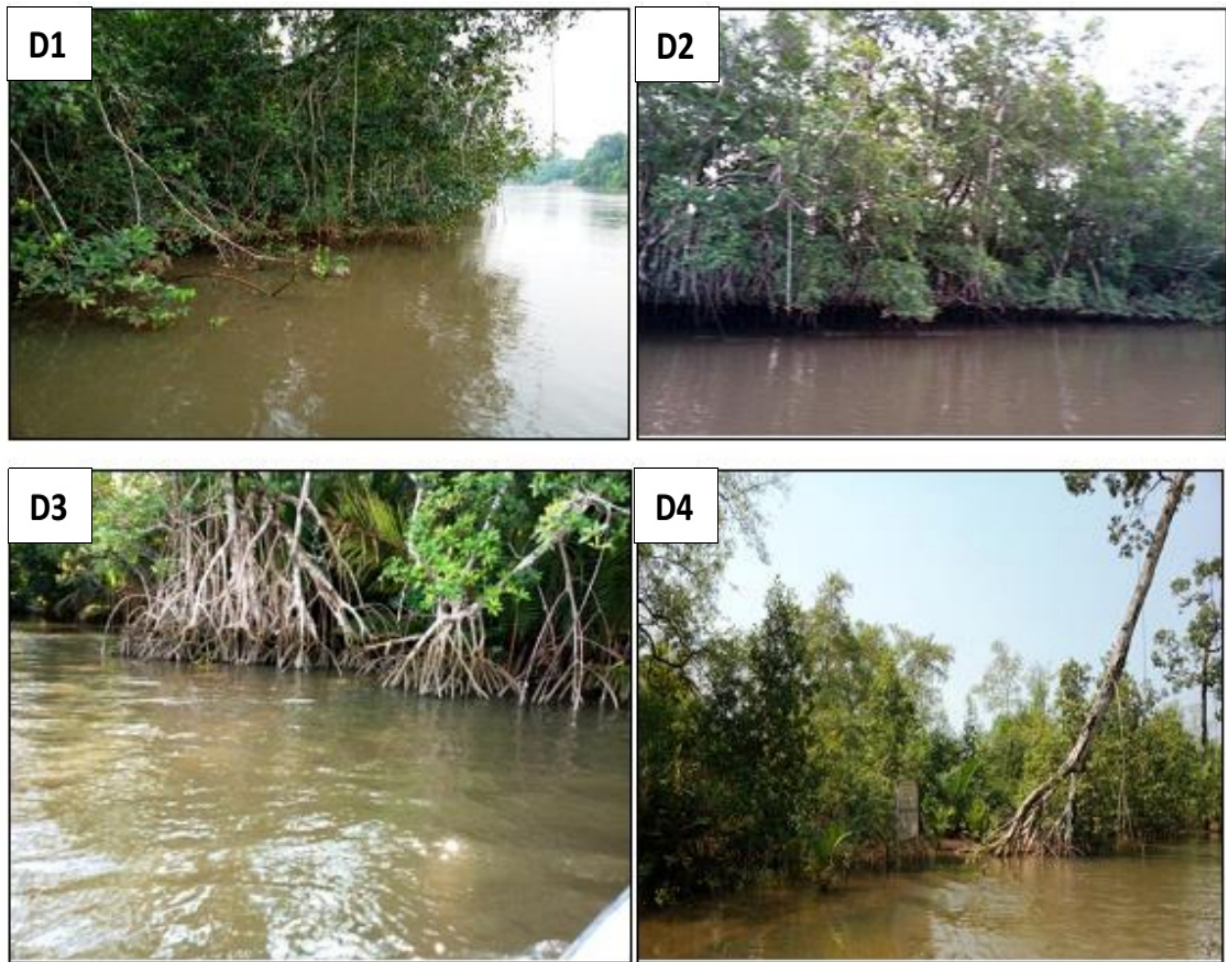
Elle a pour coordonnées 3° 43' 59''N et 9° 44' 12''E, et se trouve à 15 m d'altitude, non loin du village Logbayang, sur la rive gauche du cours d'eau Kwa-kwa et à 2 km de la station D1 (Figure 15). C'est une zone de mangrove ne présentant aucune trace d'exploitation anthropique. La végétation principale est de type *Rhizophora racemosa* de taille moyenne (6 à 12 m).

### **II.1.3.1.3. Station D3**

Elle a pour coordonnées 3°35'1''N et 9°39'37''E, et se trouve à 13 m d'altitude, dans le village Mbiako sur la rive gauche du fleuve Sanaga, à environ 5 km de l'océan Atlantique. Elle est essentiellement alimentée par les eaux en provenance du fleuve Sanaga. Sa végétation dominante est de type *Rhizophora mangle* et *Nypa fruticans* de taille moyenne et grande (5 - 8 m) formant une canopée. Cette station se caractérise par des coupes des troncs d'arbres par les populations avoisinantes pour le feu de bois (Figure 15).

### **II.1.3.1.4. Station D4**

Elle a pour coordonnées 3°35'33''N et 9°38'46''E, et se trouve à environ 13 m d'altitude, dans le village Mbiako. Située à environ 2,5 km de la station D3 et 3 km de l'océan Atlantique ; elle est une zone de régénérescence des mangroves par l'ONG Cameroon Wildlife Conservation Society (CWCS) installée à Mouanko (Figure 15). Cette zone est également marécageuse, principalement alimentée par les eaux en provenance du fleuve Sanaga. La végétation dominante est de type *Rhizophora racemosa*, *Rhizophora mangle* de petite taille (3 - 5 m) et *Nypa fruticans*. C'est une station relativement dégradée par les activités anthropiques notamment les coupes de troncs d'arbres pour le feu de bois.



**Figure 15 :** Vue partielle des stations d'échantillonnage dans les mangroves à influence dulcicole de Mouanko (D1 à D4)

### **II.1.3.2. Stations d'échantillonnage des mangroves à influence marine de Mouanko**

#### **II.1.3.2.1. Station S1**

Cette station a pour coordonnées 3° 40' 17''N et 9° 38' 55''E et est située à 2 m d'altitude, dans la réserve forestière du village Yoyo à environ 2 km de l'océan Atlantique (Figure 16). L'accès a été facilité à travers une piste frayée par les pêcheurs et les coupeurs de bois. Cette station est caractérisée par une mangrove fortement dégradée par l'activité anthropique notamment, l'exploitation forestière (parc à bois de mangroves) et la pêche artisanale. C'est également un site de transit pour le transport des marchandises par pirogue. La végétation dominante est une mangrove de type *Rhizophora mangle* et *Rizophora racemosa* de petite taille (2 à 4 m), avec une coexistence des fougères (*Acrusticum aurerium*). On note la présence à cette station de plusieurs terriers creusés par des crabes dans le sédiment.

#### **II.1.3.2.2. Station S2**

Elle a pour coordonnées 3° 43' 55''N et 9° 42' 17''E, et se trouve à 15 m d'altitude, sur la rive gauche du cours d'eau Kwa-kwa, à environ 3 km de la station D2. Cette station se caractérise par la présence de débris de bois morts jonchant le sol et d'une énorme couche de boue (Figure 16). La végétation dominante est de type *Rhizophora racemosa* de moyenne taille (3 à 8 m) et *Rhizophora mangle* de petite taille (2 à 5 m). Aucune activité anthropique n'est perceptible à cette station.

#### **II.1.3.2.3. Station S3**

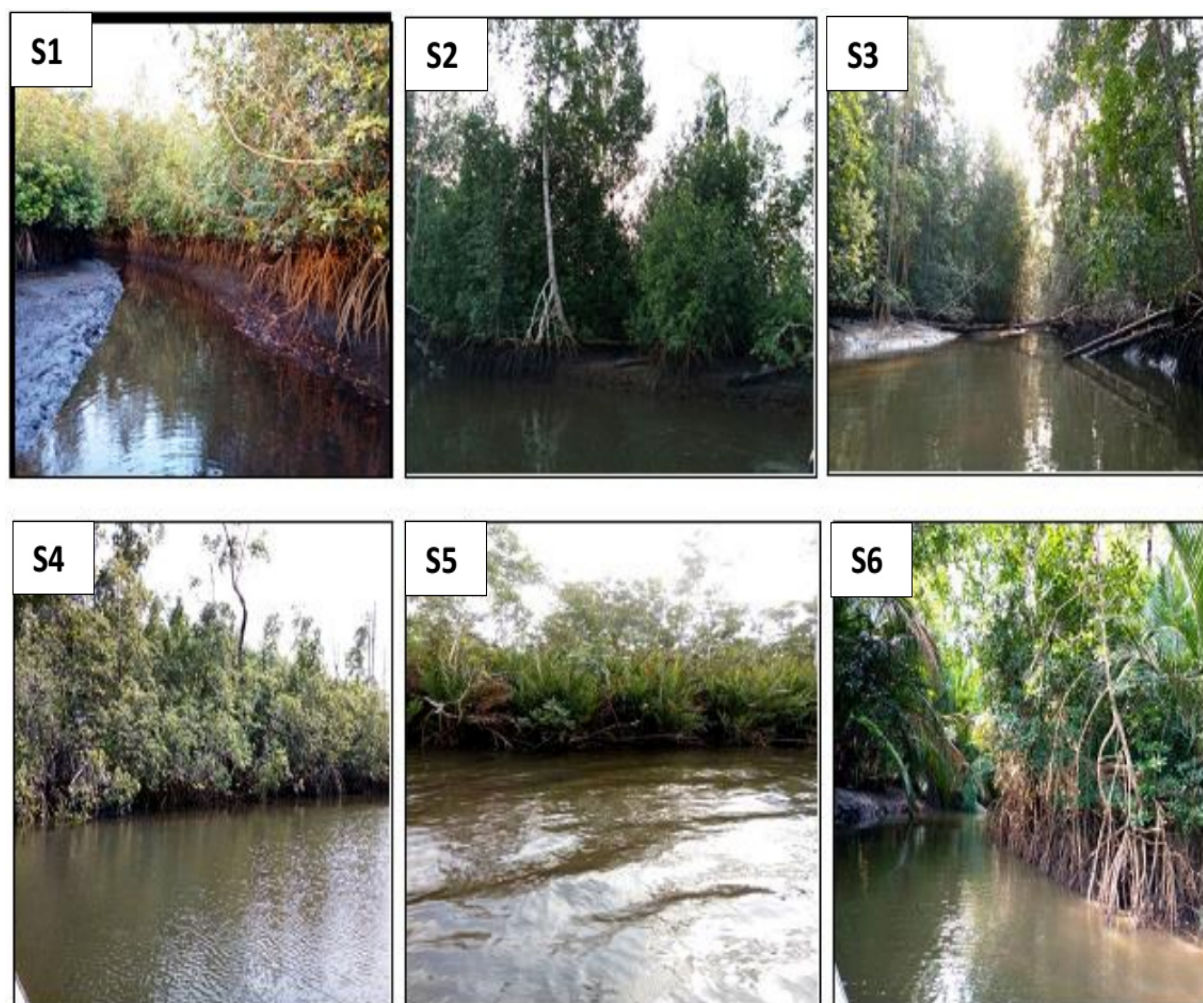
Elle a pour coordonnées 3°47'36''N et 9°42'12''E et est située à une altitude de 1 m dans le village Mapa, près de l'île de Ndonga. Elle est située au niveau de l'estuaire à 3,5 km de la station M1. C'est une zone de mangrove ne présentant aucune trace d'activité anthropique et dont la végétation dominante est de type *Rhizophora racemosa* de taille moyenne et grande (3 à 10 m) et *Rhizophora mangle* de petite taille (2 à 5 m) qui forment une légère canopée. Elle est caractérisée par la présence de troncs d'arbres dans l'eau et le sol (Figure 16).

#### **II.1.3.2.4. Station S4**

Elle a pour coordonnées 3° 47' 28''N et 9° 34' 57''E, et est située à une altitude de 1 m, dans le village Youme I et se trouve à environ 2 km de l'océan Atlantique (Figure 16). C'est une zone de mangrove exempte de toute habitation humaine et marquée par une présence constante d'animaux sauvages. On note également la présence de branches de raphia au sol et de déchets ménagers solides apportés par les mouvements de l'eau. La végétation dominante est de type *Nypa fruticans* (palmiers) et du *Rhizophora mangle* de grande taille (jusqu'à 14 m), celui-ci forme une grande canopée au niveau de cette station.

#### **II.1.3.2.5. Station S5**

Elle a pour coordonnées 3° 44' 46''N et 9° 37' 8''E, et est située à 4m d'altitude au niveau du village Moukouke I, à environ 6 km de l'océan atlantique et 4 km de la station S4 (Figure 16). C'est une zone de mangrove ne présentant aucune trace d'activité anthropique et dont la végétation dominante est de type *Acrusticum aurerium* (Fougère de mangroves), *Nypa fruticans* et *Rhizophora mangle* de petite taille (2 à 6 m).



**Figure 16 :** Vue partielle des stations d'échantillonnage dans les mangroves à influence marine de Mouanko (S1 à S6).

#### **II.1.3.2.6. Station S6**

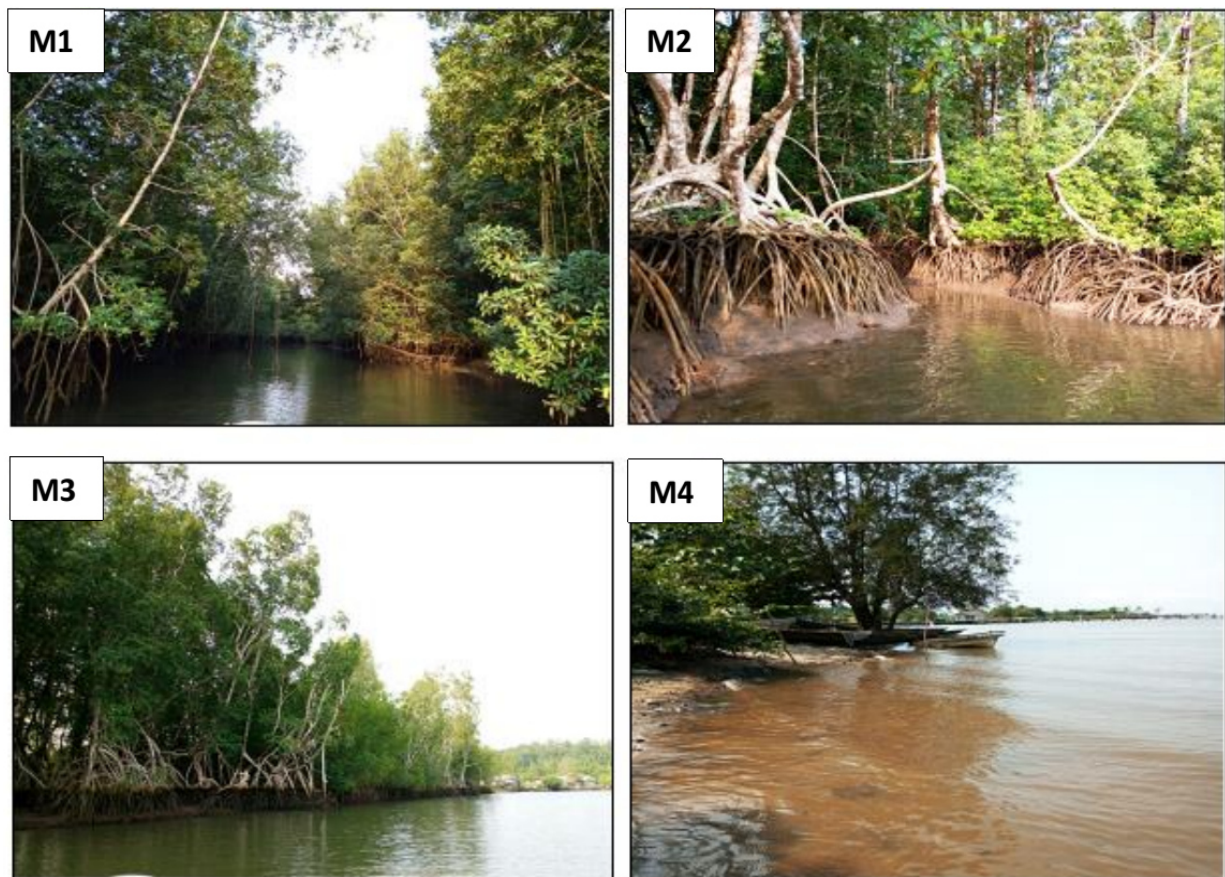
Elle a pour coordonnées 3° 44' 33''N et 9° 39' 28''E et se situe à 3 m d'altitude, dans le village Nkamba, à environ 8 km de l'océan Atlantique et 2 km de la station S5. C'est une zone de mangrove non perturbée par les activités anthropiques (Figure 16). Le mouvement des eaux y est relativement faible et elle ne présente aucune trace d'activité anthropique. Elle est caractérisée par une végétation dominante de *Rhizophora mangle* de taille moyenne (7 m) qui forment une forte canopée.

#### **II.1.3.3. Stations d'échantillonnage des mangroves à influence marine de l'île Manoka**

##### **II.1.3.3.1. Station M1**

Elle a pour coordonnées 3°46'28''N et 9°41'42''E et est située à 10 m d'altitude, au niveau de l'estuaire du Cameroun à environ 3 km de l'océan Atlantique. C'est une zone de mangrove peu anthropisée dont la végétation dominante est de type *Rhizophora racemosa* de

taille moyenne et grande (3 à 12 m) et *Rhizophora mangle* de petite taille (2 à 5 m) qui forme une légère canopée (Figure 17).



**Figure 17 :** Vue partielle des stations d'échantillonnage dans les mangroves à influence marine de l'île Manoka (M1 à M4).

#### **II.1.3.3.2. Station M2**

Elle a pour coordonnées  $3^{\circ} 47' 42''\text{N}$  et  $9^{\circ} 41' 39''\text{E}$ , elle est située à une altitude de 1 m dans le village Garambéré II à l'estuaire du Cameroun et se trouve à environ 2 km de la station M1. C'est une zone de mangrove fortement impactée par la pollution anthropique (Figure 17). La végétation dominante est de type *Rhizophora racemosa* de taille moyenne et grande (5 à 10 m) et *Rhizophora mangle* de petite taille (2 à 5 m) qui forment une légère canopée.

#### **II.1.3.3.3. Station M3**

Elle a pour coordonnées  $3^{\circ} 51' 5''\text{N}$  et  $9^{\circ} 38' 54''\text{E}$ , elle est située à une altitude de 2 m, dans le village Number II Creek sur l'île de Manoka (Douala 6°) dans l'estuaire du Cameroun, à environ 3 km de la station M4 (Figure 17). C'est une zone de mangrove marquée par la présence des habitations en aval de la station (200 – 300 m) et la principale activité qui y

est pratiquée est la pêche. Elle est alimentée majoritairement par les eaux en provenance de l'océan Atlantique et la végétation dominante est de type *Rhizophora racemosa* de taille moyenne (3 à 8 m).

#### **II.1.3.3.4. Station M4**

Elle a pour coordonnées 3° 51' 59''N et 9° 37' 45''E, et est située à une altitude de 1 m, dans le village Number I Creek à environ 7 km de l'océan Atlantique sur l'île de Manoka (Douala 6°) à l'estuaire du Cameroun et à environ 3 km de la station M3 (Figure 17). Cette station est de type plage et proche de l'embouchure du fleuve Wouri. Elle est fortement dégradée par les activités anthropiques issues des habitations, notamment par les rejets d'ordures. On note aussi la présence d'un débarcadère de bateaux en provenance de la ville de Douala et d'un camp militaire (camp du BIR). Elle est alimentée majoritairement par les eaux en provenance de l'océan Atlantique.

## **II.2. MATERIEL ET METHODES**

### **II.2.1. Echantillonnage pour la mesure des paramètres physicochimiques et biologiques**

#### **II.2.1.1. Fréquence d'échantillonnage**

Les échantillonnages ont été effectués sur 13 mois suivant une fréquence mensuelle. Pour le zooplancton, les recommandations de Arnott *et al.* (1998) ont été respectées. Ces auteurs suggèrent que cette fréquence suffit pour rendre compte de 80% des espèces présentes dans un hydrosystème.

#### **II.2.1.2. Échantillonnage pour la physico-chimie**

Suivant les recommandations de Rodier *et al.* (2009), les prélèvements d'eau destinés aux analyses physico-chimiques en laboratoire ont été réalisés avant l'échantillonnage de la faune zooplanctonique afin d'éviter toute perturbation du milieu susceptible de biaiser les résultats. Ces prélèvements d'eau ont été réalisés dans des flacons en polyéthylène de 250 mL et 1000 mL. Ceux destinés au dosage des métaux lourds ont été prélevés à l'aide des flacons en polyéthylène à double bouchage de 500 ml, préalablement nettoyés avec de l'acide nitrique 10%, rincés trois fois avec de l'eau distillée puis séchés à l'étuve. Ces prélèvements ont été effectués sans faire de bulles et les flacons ont été remplis à ras bord. Ceux-ci ont été fermés par double bouchage et conservés au frais dans une enceinte réfrigérée jusqu'au laboratoire où les analyses ont été effectuées.

### **II.2.1.3. Échantillonnage du zooplancton**

Suivant les recommandations de Arnott *et al.* (1998), le prélèvement des organismes zooplanctonique a été réalisé. En effet, l'eau a été prélevée à chaque station au niveau des faciès lenticules à l'aide d'un seau de 5 L, puis filtrée à travers un tamis de 64  $\mu\text{m}$  d'ouverture de maille et 15 cm de diamètre. Le processus a été répété vingt fois afin d'atteindre un volume d'eau filtrée de 100 L. Au niveau de l'herbier, l'échantillonnage a été réalisé à l'aide d'un seau par agitation et pression de l'herbier. Ensuite le filet a été rincé à l'eau de l'échantillon dans le sens contraire de celui de la filtration et l'eau de rinçage a été introduite dans deux flacons de 150 mL chacun. Le premier flacon a servi à conserver l'échantillon fixé *in situ* avec l'alcool 96° et le deuxième l'échantillon dépourvu d'alcool.

### **II.2.2. Techniques de mesure des variables physico-chimiques**

Les analyses physico-chimiques se sont déroulées sur le terrain et au laboratoire suivant les méthodes proposées par APHA (1998) et Rodier *et al.* (2009).

#### **II.2.2.1. Variables physiques**

##### **II.2.2.1.1. Température, Solides Totaux Dissous (TDS) et salinité**

La température (en °C), les TDS (en mg/l) et la salinité (mg/L) ont été mesurés directement sur le terrain à l'aide d'une sonde multiparamètre portable de marque LAQUA HORIBA PC220 de précision 0,01. La lecture s'est faite au niveau de chaque station après introduction des électrodes dans l'eau.

##### **II.2.2.1.2. Humidité de l'air**

L'humidité de l'air a été mesurée à l'aide d'un Hygromètre de marque ThermoPro TP65. Les valeurs ont été données en pourcentage d'humidité (%). La lecture s'est faite au niveau de chaque station après exposition de l'hydromètre à l'air libre.

##### **II.2.2.1.3. Matières En Suspension (MES), Turbidité et Couleur**

Les Matières En Suspension (MES), la turbidité et la couleur de l'eau ont été mesurées au laboratoire par colorimétrie, au spectrophotomètre de marque HACH DR/2010, respectivement aux longueurs d'ondes  $\lambda = 810 \text{ nm}$ ,  $\lambda = 455 \text{ nm}$  et  $\lambda = 120 \text{ nm}$ . Les valeurs ont été exprimées en mg/l, FTU (Formazing Turbidity Unit) et Pt-Co (Platinum-Cobalt) respectivement. Après étalonnage de l'appareil à la longueur d'onde indiquée avec de l'eau distillée, la cellule spectrophotométrique contenant 10 ml d'échantillon est introduite dans l'appareil afin de lire la valeur qui s'affiche à l'écran.

## **II.2.2.2. Variables chimiques**

### **II.2.2.2.1. Potentiel d'Hydrogène (pH), conductivité électrique et oxygène dissous**

Le pH (en U.C), la conductivité électrique (en  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) et l'Oxygène dissous de l'eau (en % de saturation) ont été mesurés directement sur le terrain à l'aide d'une sonde multiparamètre portative de marque LAQUA HORIBA PC220 de précision 0,01 et d'un oxymètre de marque HACH HQ14d (pour l'oxygène dissous). La lecture s'est faite au niveau de chaque station après introduction des électrodes dans l'eau.

### **II.2.2.2.2. Oxydabilité**

L'oxydabilité a été mesurée par volumétrie. Ainsi, dans un Erlenmeyer de 500 ml, 200 mL d'échantillon d'eau brute ont été introduits, puis 2 mL de carbonate monosodique et l'ensemble porté à ébullition sur une plaque chauffante. Dès le début de l'ébullition, 20 mL de permanganate de potassium ( $\text{KMnO}_4$ ) N/80 y ont été ajoutés. Après ébullition, la solution a été refroidie à l'eau courante, puis 5 mL d'acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) 25% et 20 mL de sel de Mohr y ont été ajoutés successivement. La solution décolorée a ensuite été titrée au  $\text{KMnO}_4$  N/80 jusqu'à obtention d'une couleur rose persistante. Le témoin est préparé dans les mêmes conditions, mais en remplaçant l'eau de l'échantillon par de l'eau distillée. L'oxydabilité exprimée en mg/L d' $\text{O}_2$  s'obtient par la formule ci-dessous :

$$\text{Oxydabilité} = [(\text{descente de burette de l'échantillon} - \text{descente de burette du témoin}) / 2] \times 3,95$$

### **II.2.2.2.3. Alcalinité**

L'alcalinité a été déterminée par volumétrie au laboratoire en titrant 50 mL d'échantillon d'eau avec de l'acide sulfurique N/50, en présence du rouge vert de méthyl bromocrésol comme indicateur coloré. La fin du dosage a été marquée par la disparition de la coloration violette. Les résultats exprimés en mg/L de  $\text{HCO}_3^-$  ont été obtenus en multipliant la valeur de la descente de burette par 20.

### **II.2.2.2.4. Gaz carbonique dissous ( $\text{CO}_2$ )**

Sur le terrain, le  $\text{CO}_2$  a été fixé en introduisant dans une burette de 200 mL une quantité d'échantillon d'eau brute jusqu'au trait de jauge indiquant 200 ml. La burette contient au préalable 20 mL de  $\text{NaOH}$  N/40 et 2 à 3 gouttes de phénolphtaléine. Le mélange obtenu, de coloration rose, a été conservé dans un flacon en polyéthylène de 250 mL. Au laboratoire, 50 mL de ce mélange ont été titrés avec du  $\text{HCl}$  N/10 jusqu'à décoloration complète. La teneur de l'eau en  $\text{CO}_2$  exprimée en mg/L a été déterminée par la formule :

$$[\text{CO}_2] = (\text{Descente de burette du témoin} - \text{descente de burette de l'échantillon}) \times 17,6.$$

#### II.2.2.2.5. Composés azotés et orthophosphates

Les mesures des teneurs de l'eau en différentes formes d'azote et en orthophosphates se sont faites par spectrophotométrie, au spectrophotomètre de marque *HACH DR/2010*.

La concentration en azote ammoniacal (en mg/l de  $\text{NH}_4^+$ ) a été mesurée par la méthode de Nessler à partir de 10 ml d'échantillon d'eau du milieu. La lecture est faite à  $\lambda = 425$  nm. Les teneurs en nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) et orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) ont chacune été mesurées à partir 10 ml d'eau de chaque échantillon avec comme réactifs le Nitriver III, le Nitriver V et le Phosver III respectivement. Les lectures sont faites aux longueurs d'onde  $\lambda = 371$  nm,  $\lambda = 500$  nm et  $\lambda = 890$  nm respectivement et les résultats exprimés respectivement en mg/l de  $\text{NO}_2^-$ , mg/l de  $\text{NO}_3^-$  et mg/l de  $\text{PO}_4^{3-}$ . Après étalonnage de l'appareil à la longueur d'onde indiquée avec de l'eau distillée, la cellule spectrophotométrique contenant 10 ml d'échantillon est introduite dans l'appareil afin de lire la valeur qui s'affiche à l'écran quelque temps après.

#### II.2.2.2.6. Dureté calcique et magnésienne

Les duretés calcique et magnésienne ont été mesurées par volumétrie. Pour évaluer la dureté calcique, à 50 mL d'eau d'échantillon contenue dans un bécher, 1 mL de KCN 1 %, 2 mL de NaOH 2N et une pincée de l'indicateur coloré H-H-S-N-N [acide 2-hydroxy-1-(2-hydroxy-4-sulfo-1-naphtyl-azo) -3-naphtéique] ont été ajoutés. Le mélange de coloration rose a été titré à l'Idranal III jusqu'à l'apparition de la coloration bleu franc. Les résultats (mg/L de  $\text{CaCO}_3$ ) ont été calculés par la formule :

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

La méthode de mesure de la teneur en dureté magnésienne, quant à elle, a consisté à introduire successivement dans un bécher, 50 mL d'eau de l'échantillon, 2 mL de KCN 1 %, ainsi que 10 mL de tampon ammoniacal et une pincée de noir Eriochrome T comme indicateur coloré. Le mélange de coloration bleu foncé est ensuite titré à l'Idranal III jusqu'à disparition de la coloration. Les résultats (mg/L de  $\text{mg}^{2+}$ ) ont été calculés par la formule :

$$\text{Dureté magnésienne (mg/L de mg}^{2+}\text{)} = \text{Volume de descente de burette} \times 12$$

#### II.2.1.2.7. Potassiums ( $\text{K}^+$ )

La concentration en potassium a été déterminée par spectrophotométrie à l'aide d'un appareil Wagtech de marque Palintest Photometer 7500. Après avoir remué l'échantillon, un volume de 10 mL a été prélevé puis introduit dans une cellule spectrophotométrique ; ensuite

un comprimé de Potassium K (réactif) a été écrasé à l'intérieur de la solution jusqu'à dissolution et développement complet de la couleur. La lecture s'est faite directement au spectrophotomètre à 30 nm de longueur d'onde. Le résultat a été donné en mg/L de potassium. Il faut noter que le témoin correspond ici à l'eau de l'échantillon proprement dit.

#### **II.2.1.2.8. Chlorures (Cl<sup>-</sup>)**

La concentration en chlorures a été déterminée par spectrophotométrie à l'aide d'un appareil Wagtech de marque Palintest Photometer 7500. Après avoir remué l'échantillon, un volume de 10 mL a été prélevé puis introduit dans une cellule spectrophotométrique ; ensuite un comprimé de Chloridol (réactif) a été écrasé à l'intérieur de la solution jusqu'à dissolution, après cela nous avons laissé reposer pendant 10 min pour développement complet de la couleur. La lecture s'est faite au spectrophotomètre à 51 nm de longueur d'onde. Le résultat a été exprimé en mg/L de chlore. Le témoin correspond ici à l'eau de l'échantillon.

#### **II.2.1.2.9. Sodium (Na<sup>+</sup>)**

Dans une cellule spectrophotométrique, ont été introduits 25 mL d'échantillon, 2 à 3 gouttes d'hydrogénétartrate de sodium et une gélule de NaD II y ont été ajoutées. La mesure s'est faite au spectrophotomètre HANNA Iris 810 à la longueur d'onde 589 nm et le résultat exprimé en mg/L de sodium.

#### **II.2.2.2.10. Métaux lourds**

Deux mesures des métaux lourds ont été faites, une en saison sèche (février 2020) et l'autre en saison pluvieuse (août 2020). Les métaux lourds (Si, Cu, Pb, Ni, Fe, Zn, Cd, Mn, Cr et Al) ont été dosés dans l'eau selon la technique de Devez (2004) par la CODIMLAB (Compagnie de Distribution du Matériel Médical et Equipement de Laboratoire) du Laboratoire National de Yaoundé en utilisant la méthode Spectrophotométrique d'Absorption Atomique (SAA) d'un spectromètre à flamme de type PerkinElmer. Les résultats ont été exprimés en µg/L.

### **II.2.3. Identification et dénombrement des espèces zooplanctoniques**

#### **II.2.3.1. Etude qualitative**

Les échantillons fixés au préalable ont été concentrés dans les piluliers de 100 mL et 10 mL ont été prélevés chaque fois et versés dans une cuve de Dollfuss pour identification.

L'identification de la plupart des Rotifères a été faite directement sous un microscope optique de marque Optika basée sur la forme de la carapace chitineuse ou lorica, le nombre et la disposition des épines. Pour les Rotifères dont le corps mou est affecté par le fixateur

(Bdelloïdes par exemple), une étude préalable a été faite sur l'échantillon non fixé directement de retour du terrain. En effet, après observation minutieuse de la forme et du mode de déplacement à la loupe binoculaire, les mastax des Rotifères ont été mis en évidence après dissolution de leurs tissus à l'hypochlorite de Sodium (eau de javel) suivant la technique de Sanoamuang (1993). Montées entre lame et lamelle, les observations de ces mastax, caractéristiques des différentes espèces, ont été effectuées au microscope optique de marque Optika parfois après dissection. Les clés et ouvrages de Koste (1978), Pourriot et Francez (1986), Nogrady *et al.* (1995), Segers (1995), Shiel (1995), Wallace et Snell (2001) et Al-Yamani *et al.* (2011) ont permis d'identifier les Rotifères jusqu'au rang du genre/espèces.

L'identification des Cladocères se base sur l'observation des caractères morphologiques, tels que la forme du corps, la forme de la capsule céphalique en vue ventrale ou dorsale (crête céphalique, expansions en pointes des bords latéraux, invagination des bords postérieurs), la carapace et l'examen détaillé des appendices et du post-abdomen. L'identification s'est faite à la loupe binoculaire WILD M5 et au microscope optique de marque Optika, parfois après dissection, à l'aide des clés et ouvrages d'identification de Rey et Saint Jean (1968), Amoros (1984), Shiel (1995), Korovchinsky (1992), Dumont et Silva-Briano (1998), Zébazé Togouet (2000), Fernando (2002) et Al-Yamani *et al.* (2011).

Les Copépodes ont été identifiés sur la base de la forme du corps, de la longueur des antennules et des antennes, de l'ornementation latérale des segments de l'abdomen, de la position des sacs ovigères et de la forme du rostre. Cette identification s'est faite à la loupe binoculaire WILD M5 et au microscope optique de marque Optika, parfois après dissection sous un microscope inversé Olympus CK2 ULWCD 0.30, pour laisser découvrir la cinquième paire de pléiopodes dont la forme est caractéristique des espèces. Les clés et ouvrages utilisés sont de Dumont (1980), Van de Velde (1984), Defaye (1988), Dussart (1992), Dussart et Defaye (1995), Zébazé Togouet (2000), Fernando (2002) et Al-Yamani *et al.* (2011).

#### **II.2.3.2. Etude quantitative**

Le dénombrement des espèces zooplanctoniques contenues dans les sous échantillons de 10 mL a été fait dans des cuves de Dollfuss suivant la technique de Legendre et Watt (1972) en duplicat, en triplicat ou dans l'échantillon total lorsque la densité des organismes était faible. La cuve de Dollfuss quadrillée évite la répétition de comptage. L'ensemble des organismes zooplanctoniques contenus dans ce volume a été compté au grossissement 500X sous une loupe binoculaire de marque WILD M5. Lorsque l'identification était difficile, les individus étaient pipettés, puis montés entre lame et lamelle pour une confirmation au microscope optique. Les

lames montées sont conservées au laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement de l'Université de Yaoundé I.

Pour les espèces qui se déforment sous l'action d'alcool 96°, le comptage se fait dès le retour du terrain, dans un délai de 48 heures après l'échantillonnage. Ainsi, 10 mL d'échantillon non fixé ont été introduits dans une cuve de Dollfuss, et pendant l'observation à la loupe WILD M5, les individus identifiés ont été dénombrés et successivement retirés de la partie aliquote. Cette manipulation a été faite en duplicat, en triplicat ou dans l'échantillon total lorsque la densité des organismes était faible. Les abondances obtenues ont été ramenées au litre selon la formule d'Agadjihouédé *et al.* (2011) suivante :

$$D = (N/V1) \times (V2/V3)$$

D = Densité (ind./L) ;

N = Nombre d'individus comptés ;

V1 = Volume du filtrat prélevé ;

V2 = Volume du filtrat concentré (retentât) ;

V3 = Volume d'eau filtrée (100 L).

## II.2.4. Analyse des données

### II.2.4.1. Indice de Pollution Organique (IPO)

L'analyse des données physico-chimiques s'est faite par comparaison des données obtenues lors de l'étude aux valeurs indiquées dans la grille de qualité des eaux de surface proposées par Nisbet et Verneaux (1970). Par ailleurs, l'Indice de Pollution Organique (IPO) a été calculé à partir des classes de qualité obtenues pour les concentrations des trois variables : azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) et orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). La valeur des classes est lue dans le Tableau 3 et les résultats obtenus varient de 1 (pollution organique très forte) à 5 (pollution organique nulle).

**Tableau 3:** Limites des classes de l'Indice de Pollution Organique (IPO) (Leclercq, 2001).

Classes	Paramètres				Moyennes des classes	Niveau de pollution
	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µg/L)	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (µg/L)		
5	< 2	< 0,1	≤ 5	≤ 15	5,0 – 4,6	Nulle
4	2-5	0,1 - 0,9	6 – 10	16 - 75	4,5 – 4,0	Faible
3	5,1 - 10	1 - 2,4	11 – 50	76 - 250	3,9 – 3,0	Modérée
2	10,1 - 15	2,5 - 6	51 – 150	251 -900	2,9 – 2,0	Forte
1	> 15	> 6	> 150	> 900	1,9 – 1,0	Très forte

#### II.2.4.2. Indices biologiques

L'analyse des données biologiques est basée sur le calcul des indices biologiques. Ces indices permettent d'évaluer la qualité biologique des milieux aquatiques par l'expression d'une valeur simple et unique.

##### II.2.4.2.1. Richesse taxonomique (S)

Le calcul de la richesse spécifique a été effectué pour déterminer le nombre de taxons distincts présents dans un échantillon. Elle reflète la diversité d'un échantillon (Resh *et al.*, 1995) et apparaît comme un bon indicateur de la santé de la communauté. Le nombre de taxons varie selon le niveau d'identification. Il est donc important de mentionner le niveau d'identification utilisé.

##### II.2.4.2.2. Indice de diversité de Shannon et Weaver

L'indice de diversité ( $H'$ ) de Shannon-Weaver (1963) a été utilisé pour mettre en évidence la diversité globale du peuplement. Il permet de mesurer le degré d'organisation du peuplement (Dajoz, 2000). Selon Ramade (2005), il convient à l'étude comparative du peuplement parce qu'il est relativement indépendant de la taille de l'échantillon. La diversité est grande lorsque  $H'$  tend vers  $\text{Log}_2 S$  (Lévêque & Balian, 2005). Cet indice se calcule selon la formule

$$H' = - \sum_{i=1}^s P_i \log_2 P_i$$

$H'$  = Indice de diversité de Shannon et Weaver (bits/ind.) ;  
 $P_i$  = Abondance relative du taxon  $i$  ;  
 $S$  = Nombre total de taxons dans l'échantillon.

##### II.2.4.2.3. Indice d'équitabilité de Pielou (Pielou, 1966)

L'indice d'équitabilité de Pielou ( $J$ ) indique l'écart entre la distribution observée et une distribution uniforme. Il correspond au rapport de l'indice de diversité  $H'$  sur la valeur maximale de  $H'$ . L'équitabilité varie de 0 à 1. Une équitabilité faible représente une dominance de quelques espèces (Moisan et Pelletier, 2008). Sa formule est :

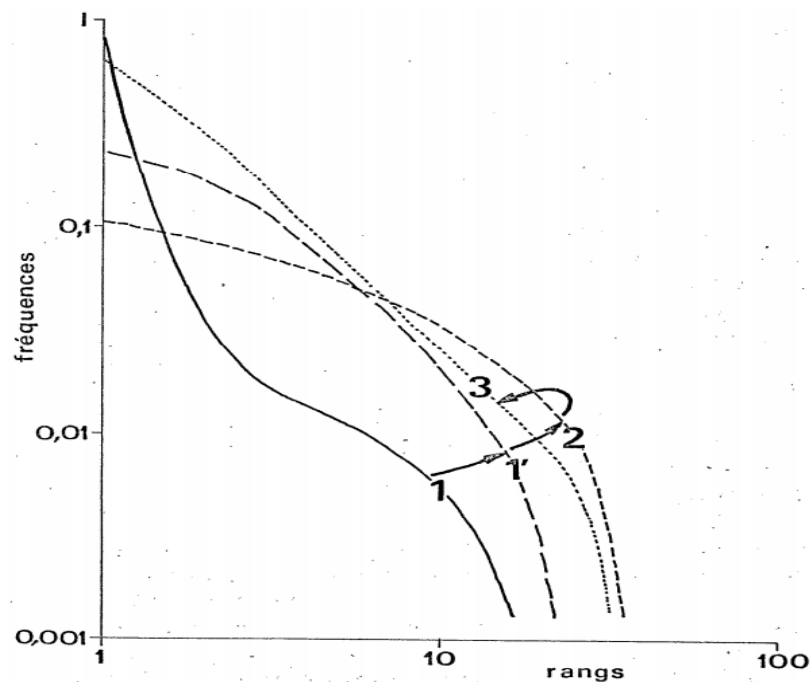
$$J = \frac{H'}{\text{Log}_2 S}$$

$J$  = indice d'équitabilité de Pielou ;  
 $S$  = nombre total de taxons dans l'échantillon.

##### II.2.4.2.4. Diagramme rang-fréquence (DRF)

Les diagrammes rang-fréquence (DRF) ont été utilisés pour représenter la structure du peuplement et permettent de distinguer, au cours de son évolution, les différents stades de succession écologique (Frontier, 1976). De tels diagrammes sont obtenus par présentation en coordonnées logarithmiques de la fréquence relative et du rang classé par ordre décroissant de

chaque espèce. Les DRF mettent en évidence les différents stades reliant les communautés pionnières à sénescentes. Les stades ont été définis en fonction de l'allure des courbes obtenues par construction des DRF (Figure 18) et à l'aide de l'interprétation de Frontier (1976).



**Figure 18 :** Schéma montrant les stades de succession écologique : 1 = stade 1 (peuplement juvénile), 2 = stade 2 (peuplement mature), 3 = stade 3 (peuplement vieilli), 1' = Stade intermédiaire (Frontier, 1976).

Au stade 1 (départ de la succession), la courbe est concave en haut à gauche (Figure 18), indiquant qu'une faible proportion d'espèces est dominante. La courbe s'infléchit et la partie droite devient convexe. La densité des espèces les plus rares décroît rapidement, la diversité est faible. La succession se poursuivant, la partie convexe se déplace encore sur la partie droite. Les espèces dominantes deviennent plus nombreuses et régulièrement distribuées. La diversité augmente et la densité des espèces rares continue à décroître. Au stade 2 (communauté mature), la courbe devient entièrement convexe. La diversité est maximale. Au stade 3 (fin de la succession), la courbe se linéarise, signe de l'augmentation des densités des espèces prédominantes. La diversité est inférieure à celle du stade 2. La communauté devient vieillissante (Figure 18).

#### II.2.4.2.5. Indice de similarité de Sørensen

L'indice de similarité de Sørensen a été calculé pour terminer le degré de ressemblance, du point de vue taxonomique, des différentes stations. Sa formule est :

$$IS = \frac{2c}{a+b} \times 100$$

IS = indice de similarité de Sørensen ;

a = nombre de taxons présents dans la station d'échantillonnage A

b = nombre de taxons présents dans la station d'échantillonnage B

c = nombre de taxons présents à la fois dans les stations A et B

#### II.2.4.2.6. Fréquence d'occurrence

La fréquence d'occurrence (F) exprimée en pourcentage, renseigne sur la constance d'une espèce ou d'un taxon dans un habitat donné sans aucune indication sur son importance quantitative (Dajoz, 2000). On distingue :

- les espèces omniprésentes qui apparaissent dans tous les relevés (100 %) ;
- les espèces régulières, présentes dans 75 à < 100 % des relevés ;
- les espèces constantes, présentes dans 50 à < 75 % des relevés ;
- les espèces accessoires présentes dans 25 à < 50 % des relevés ;
- les espèces rares présentes dans moins de 25 % des relevés (Dufrêne et Legendre, 1997).

Cet indice est basé sur la matrice de présence/absence et se calcule à partir de la relation ci-dessous :

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

F = Fréquence d'occurrence ;

P<sub>t</sub> = Nombre total de prélèvement ;

P<sub>i</sub> = Nombre de prélèvement où l'espèce i est présente.

#### II.2.4.3. Analyses univariées

Les analyses univariées et multivariées des données collectées au cours de la période d'étude ont été réalisées en utilisant le tableur Excel 2016, les logiciels SPSS version 20.0, PAST version 3.0, R version 4.2.1, GraphPad Prism 8.0.

##### ➤ Test de Kolmogorov-Smirnov et coefficient de corrélation de Pearson

Le test de Kolmogorov-Smirnov a été réalisé avant toutes les autres analyses pour déterminer si les données hydrologiques, physicochimiques et biologiques suivaient une loi de distribution normale. L'analyse ayant montré distribution anormale, les tests non paramétriques ont été utilisés. Ces tests ont été réalisés à partir du logiciel SPSS 20.0.

##### ➤ Test de Kruskal-Wallis et test de Mann Withney

Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis (test H) a été utilisé pour vérifier sur le plan spatial et mensuel, la signification des différences (ou similarités) de variances des paramètres abiotiques. Ce test a également été utilisé pour vérifier sur le plan spatial, mensuel et saisonnier, la signification des différences de variances de la richesse taxonomique et de

l'indice de diversité de Shannon et Weaver, relatifs à la distribution des organismes zooplanctoniques. Dans ce cas, deux hypothèses sont émises : une hypothèse nulle selon laquelle les médianes des échantillons à comparer ne diffèrent pas significativement, et une hypothèse alternative selon laquelle il existe une différence significative entre les médianes des échantillons à comparer. L'analyse est effectuée à l'aide du logiciel SPSS 20.0 qui indique la valeur de p (p-value). Si cette valeur est inférieure à 0,05 ( $p < 0,05$ ), l'hypothèse nulle est rejetée. Dans le cas contraire ( $p \geq 0,05$ ) elle est vérifiée.

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

#### **II.2.4.4. Analyses multivariées**

##### **➤ Analyse de Classification Hiérarchique**

L'analyse de classification hiérarchique (ACH) a été effectuée dans l'optique de rassembler les variables dans des classes de plus en plus larges, sur la base de certaines mesures de similarité ou de distance. Les résultats de ce type de classification sont habituellement représentés sous la forme d'un dendrogramme. Cette méthode se distingue de toutes les autres par le fait qu'elle utilise une analyse de variance approchée afin d'évaluer les distances entre les classes (Ward, 1963). Dans ce travail, l'ACH a été utilisée pour regrouper les stations en fonction d'une part, de leurs similarités abiotiques et, d'autre part, de la similarité des peuplements zooplanctoniques sur la base des abondances des taxa. L'ACH a été réalisée à l'aide du logiciel R version 4.2.1

##### **➤ Analyse en Composantes Principales**

Les Analyses en Composantes Principales (ACP) faites à partir des données des treize stations d'étude, ont permis d'identifier les stations qui ont présenté de grandes similitudes au niveau des paramètres abiotiques et biotiques tout au long de l'étude. L'ACP propose une représentation permettant de mettre en évidence d'éventuelles structures au sein des données. Le but de l'utilisation de cette analyse est de résumer le maximum d'informations possibles pour faciliter l'interprétation d'un grand nombre de données initiales.

##### **➤ Analyse Canonique des Redondances**

L'analyse canonique des redondances (ACR) est la version canonique de l'ACP. Elle met en relation deux matrices, une matrice de variables à expliquer et une matrice de variables explicatives et, dans le cadre de cette étude, cherche la combinaison de variables

environnementales qui explique le mieux la variation ou la dispersion de la matrice "espèces". Le calcul consiste d'abord à régresser tour à tour chaque variable réponse sur les variables explicatives. De ces régressions multiples, sont extraites les valeurs ajustées. Le tableau des valeurs ajustées est ensuite soumis à une ACP (Makarenkov et Legendre, 1999). Cette analyse permet d'expliquer la distribution des paramètres enregistrés dans les eaux. L'ACR a été réalisée à l'aide du logiciel R version 4.2.1

# **CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION**

### III.1. RÉSULTATS

#### III.1.1. Caractérisation physicochimique des eaux des mangroves étudiées

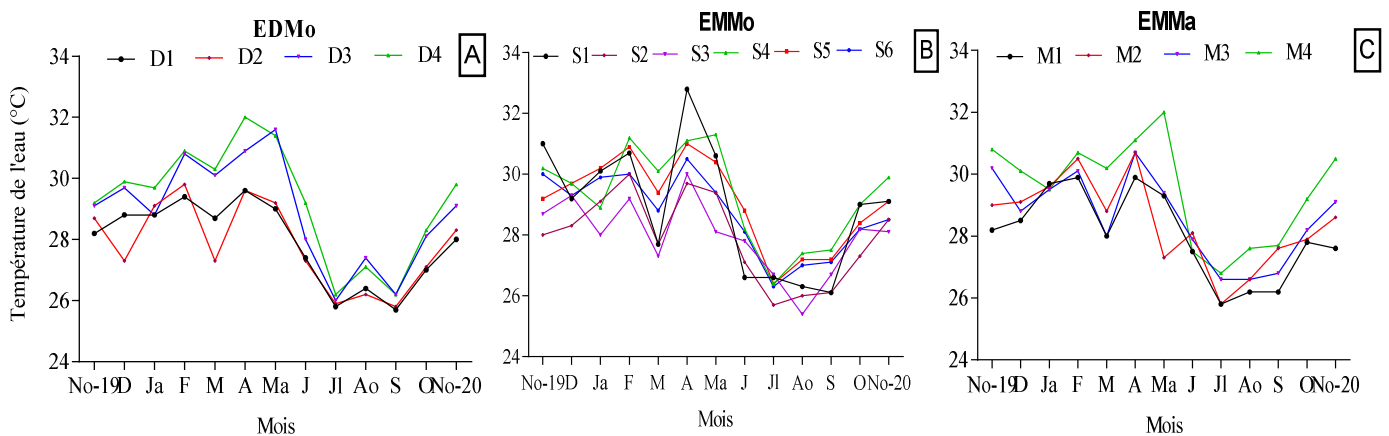
Les valeurs minimales, maximales, moyennes annuelles et écart-types des variables physicochimiques mesurées pendant la période d'étude sont présentées par station d'échantillonnage dans les annexes 2, 3 et 4. Les variations spatio-temporelles des variables physicochimiques sont présentées ci-dessous. Dans l'ensemble, les paramètres physicochimiques ont varié significativement (test H de Kruskal-Wallis,  $p < 0,05$ ) d'un mois à l'autre dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise.

##### III.1.1.1. Variations spatiales et mensuelles des paramètres physiques

###### III.1.1.1.1. Température de l'eau

Les données de la température des eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise ont varié d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre pendant la période d'étude avec une moyenne de  $28,59 \pm 0,11^\circ\text{C}$ . Le test H de Kruskal-Wallis a montré qu'il existe une différence significative entre les valeurs obtenues dans les différentes stations ( $p = 0,03$ ).

Dans les EDMo, la température de l'eau a varié entre  $25,7^\circ\text{C}$  (D1 en septembre 2020) et  $30,9^\circ\text{C}$  (D4 en février 2020), avec une moyenne de  $28,46 \pm 0,23^\circ\text{C}$  et une amplitude thermique de  $5^\circ\text{C}$  (Figure 19A). Le test U de Mann-Whitney a montré qu'il existe une différence significative entre la station D4 et D1 ( $p = 0,02$ ) et la station D4 et D2 ( $p = 0,02$ ).



**Figure 19 :** Variation spatio-temporelle de la température des eaux dans chaque zone pendant la période d'étude.

En EMMo, elle a présenté des valeurs comprises entre  $25,4^\circ\text{C}$  (S3 en août 2020) et  $32,8^\circ\text{C}$  (S1 en avril 2020), autour d'une moyenne de  $28,64 \pm 0,17^\circ\text{C}$  (Figure 19B). Ce paramètre a varié fortement dans ce milieu avec une amplitude thermique de  $7,4^\circ\text{C}$ . Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,11$ ). En

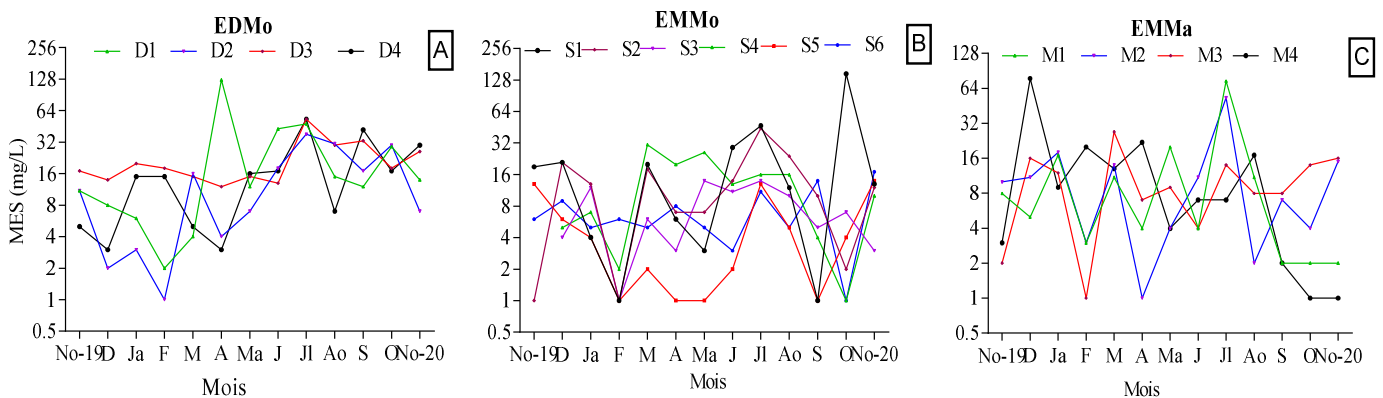
EMMa, la température a oscillé entre 25,8°C (M2 en juillet 2020) et 30,8°C (M4 en novembre 2019), avec une moyenne de  $28,65 \pm 0,21^\circ\text{C}$  et une amplitude thermique de 5°C (Figure 19C). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative sur le plan spatial ( $p = 0,12$ ).

Pour cette variable, le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les valeurs des trois zones ( $p = 0,77$ ).

### III.1.1.1.2. Matières En Suspension (MES)

Les valeurs des MES des eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise ont évolué d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre pendant la période d'étude avec une moyenne de  $14,09 \pm 1,35 \text{ mg/L}$ . Le test H de Kruskal-Wallis a montré que les valeurs obtenues dans les différentes stations sont significativement différentes ( $p = 0,003$ ).

Dans les EDMo, les MES ont présenté des valeurs comprises entre 1 (D2 en février 2020) et 126 mg/L (D1 en avril 2020) autour d'une moyenne de  $19,75 \pm 2,78 \text{ mg/L}$  (Figure 20A). Le test H de Kruskal-Wallis réalisé entre les différentes stations de cette zone n'a révélé aucune différence significative ( $p = 0,27$ ). Dans les EMMo, les valeurs de ce paramètre ont oscillé entre 0,9 mg/L (S1 et S5 en septembre 2020) et 147 mg/L (S1 en octobre 2020) avec une moyenne de  $11,53 \pm 2,04 \text{ mg/L}$  (Figure 20B). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative sur le plan spatial ( $p = 0,1$ ).



**Figure 20 :** Variation spatio-temporelle des MES des eaux dans chaque zone pendant la période d'étude.

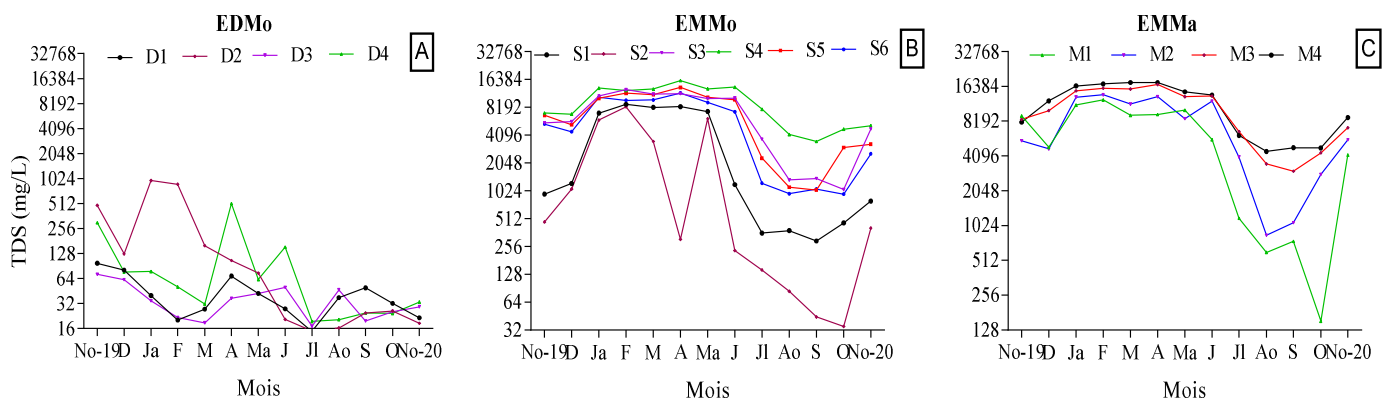
Concernant les EMMa, ce paramètre a présenté des valeurs qui fluctuent entre 1 (M2 en février 2020, M3 en avril 2020 et M4 en octobre 2020) et 78 mg/L (M4 en décembre 2020) autour d'une moyenne de  $12,29 \pm 2,16 \text{ mg/L}$  (Figure 20C). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations de cette zone ( $p = 0,92$ ).

Pour cette variable, Le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre les zones d'étude, notamment entre les EDMo et les EMMo ( $p = 0,0001$ ), et entre les EDMo et les EMMa ( $p = 0,002$ ).

### III.1.1.1.3. Solides Totaux Dissous (TDS)

Les TDS dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise ont présenté des valeurs fluctuantes d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre autour d'une moyenne de  $4995,18 \pm 390,13$  mg/L pendant la période d'étude. Le test H de Kruskal-Wallis a révélé que les stations d'étude présentent des différences significatives ( $p = 3.10^{-9}$ ).

Dans les EDMo, Les valeurs de cette variable ont oscillé entre 14 mg/L (D1 en juillet 2020) et 967 mg/L (D2 en janvier 2020) avec une moyenne de  $102,64 \pm 26,79$  mg/L (Figure 21A). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations de cette zone ( $p = 0,61$ ). Dans les EMMo, elles ont varié entre 35 mg/L (S2 en octobre 2020) et 15900 mg/L (S4 en avril 2020) autour d'une moyenne de  $5731,36 \pm 515,16$  mg/L (Figure 21B). Le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre plusieurs stations. Ces différences se situent entre S1 et S3 ( $p = 0,03$ ), S1 et S4 ( $p = 0,04$ ), S1 et S5 ( $p = 0,001$ ), S2 et S3 ( $p = 0,001$ ), S2 et S4 ( $p = 10^{-4}$ ), S2 et S5 ( $p = 0,001$ ), S2 et S6 ( $p = 0,01$ ).



**Figure 21 :** Variation spatio-temporelle des TDS des eaux dans chaque zone pendant la période d'étude.

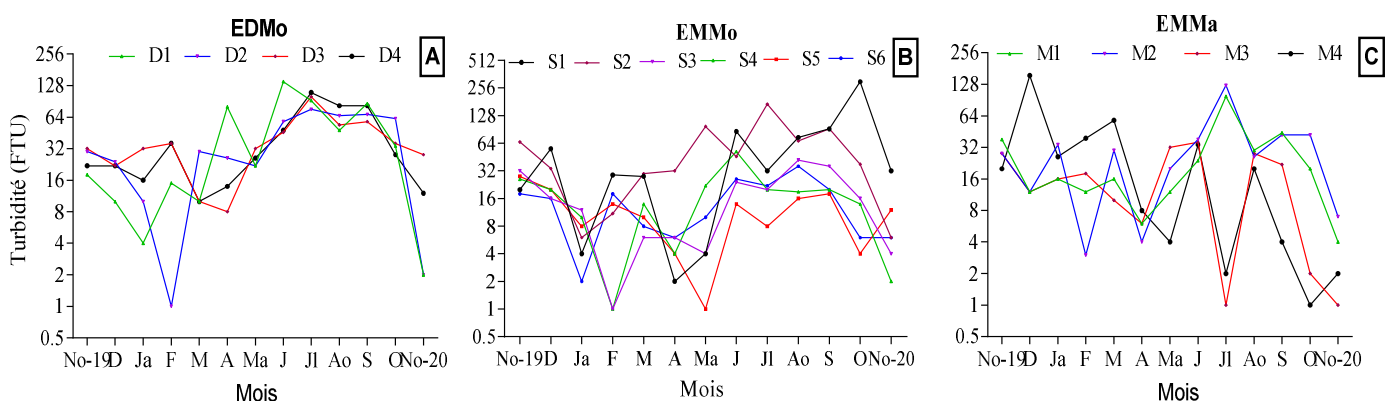
En EMMa, cette variable a présenté des valeurs comprises entre 153 mg/L (M1 en octobre 2020) et 17690 mg/L (M4 en mars 2020) avec une moyenne de  $8783,46 \pm 722,19$  mg/L (Figure 21C). Le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre les stations M1 et M4 ( $p = 0,01$ ).

Pour cette variable, Le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives les différentes zones d'étude. Ces différences se situent entre les EDMo et les EMMo ( $p = 7,36.10^{-17}$ ), entre les EDMo et les EMMa ( $p = 10^{-15}$ ), et enfin entre les EMMo et les EMMa ( $p = 0,015$ ).

#### III.1.1.1.4. Turbidité

Les valeurs de la turbidité dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise ont varié d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre avec d'une moyenne de  $30,85 \pm 2,66$  mg/L pendant la période d'étude. Le test H de Kruskal-Wallis a montré que les stations d'étude présentent des différences significatives ( $p = 0,001$ ).

Dans les EDMo, Les valeurs de cette variable ont oscillé entre 1 (D2 en février 2020) et 140 FTU (D1 en juin 2020) avec une moyenne de  $39,19 \pm 4,34$  FTU (Figure 22A). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,95$ ). Dans les EMMo, elles ont varié entre 1 FTU (S1 et S2 en février 2020, S5 en mai 2020) et 300 FTU (S1 en octobre 2020) autour d'une moyenne de  $28,84 \pm 4,73$  FTU (Figure 22B). Le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre plusieurs stations. Dont S1 et S5 ( $p = 0,007$ ), S1 et S6 ( $p = 0,03$ ), S2 et S5 ( $0,001$ ), S2 et S6 ( $p = 0,007$ ), S2 et S3 ( $p = 0,009$ ), S2 et S4 ( $p = 0,01$ ). En EMMa, cette variable a présenté des valeurs comprises entre 1 (M3 en juillet 2020 et novembre 2020, M4 en octobre 2020) et 155 FTU (M4 en décembre 2019) avec une moyenne de  $25,53 \pm 4,05$  FTU (Figure 22B). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,4$ ).



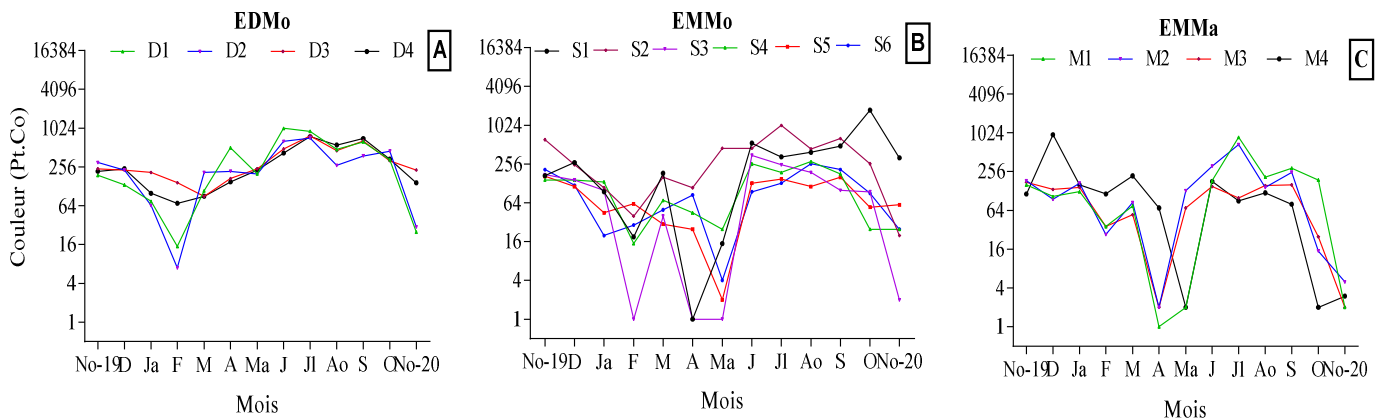
**Figure 22 :** Variation spatio-temporelle de la turbidité des eaux dans chaque zone pendant la période d'étude.

Pour cette variable, Le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre les EDMo et les EMMo ( $p = 0,003$ ) et entre les EDMo et les EMMa ( $p = 0,007$ )

### III.1.1.1.5. Couleur

Les valeurs de la Couleur dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise ont varié d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre avec une moyenne de  $213,73 \pm 18,1$  Pt.Co pendant la période d'étude. Le test H de Kruskal-Wallis a révélé des différences significatives entre les stations ( $p = 6.10^{-4}$ ).

Dans les EDMo, Les valeurs de la couleur ont oscillés entre 7 (D2 en février 2020) et 1020 Pt.Co (D1 en juin 2020) avec une moyenne de  $320,26 \pm 34,26$  Pt.Co (Figure 23A). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations de cette zone ( $p = 0,91$ ). Dans les EMMo, elles ont varié entre 1 Pt.Co (S1 en avril 2020 et S3 en février 2020, avril 2020, mai 2020) et 1760 Pt.Co (S1 en octobre 2020) autour d'une moyenne de  $186,88 \pm 26,73$  Pt.Co (Figure 23B). Le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre plusieurs stations, notamment entre S1 et S5 ( $p = 0,03$ ), S1 et S3 ( $p = 0,04$ ), S2 et S5 ( $0,007$ ), S2 et S6 ( $p = 0,001$ ), S2 et S3 ( $p = 0,009$ ), S2 et S4 ( $p = 0,03$ ). En EMMa, cette variable a présenté des valeurs comprises entre 1 (M1 en avril 2020) et 960 Pt.Co (M4 en décembre 2019) avec une moyenne de  $147,46 \pm 26,46$  Pt.Co (Figure 23C). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations de cette zone ( $p = 0,79$ ).



**Figure 23 :** Variation spatio-temporelle de la Couleur des eaux dans chaque zone pendant la période d'étude.

Pour cette variable, Le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre les zones, notamment entre les EDMo et les EMMa ( $p = 3,6.10^{-6}$ ) et entre les EDMo et les EMMo ( $p = 4.10^{-4}$ ).

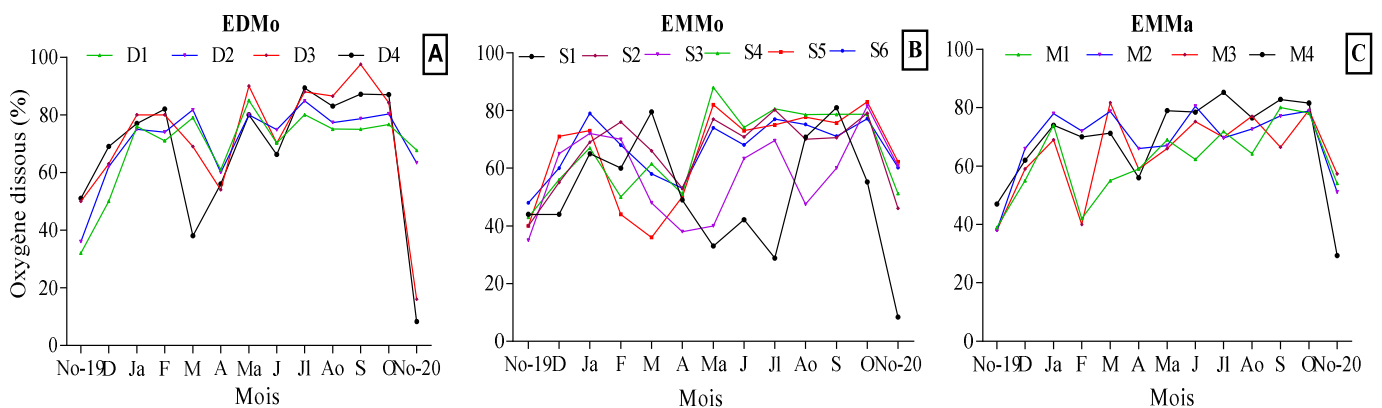
### III.1.1.2. Variations spatiales et mensuelles des paramètres chimiques

#### III.1.1.2.1. Pourcentage de saturation en Oxygène dissous (O<sub>2</sub>)

La saturation en oxygène dissous dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise a varié d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre avec une moyenne de  $65,36 \pm 1,21$  % pendant la période d'étude. Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,07$ ).

Dans les EDMo, la saturation en oxygène dissous a présenté des valeurs comprises entre 8,3 % (D3 novembre 2020) et 97,6 % (D3 septembre 2020) pour une moyenne de  $70 \pm 2,53$  % (Figure 24A). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative sur le plan spatial ( $p = 0,28$ ). La saturation en oxygène dissous dans les EMMo a oscillé entre 8,4 % (S1 en novembre 2020) et 83 % (S5 en octobre 2020) avec une moyenne de  $61,99 \pm 1,8$  % (Figure 24B). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative sur le plan spatial ( $p = 0,77$ ). Concernant les EMMa, la saturation en oxygène dissous a varié entre 30 % (M2 et M3 en novembre 2019) et 85,3 % (M4 en juillet 2020) pour une moyenne de  $65,95 \pm 1,9$  % (Figure 24C). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,28$ ).

Pour cette variable, Le test U de Mann-Whitney n'a montré aucune différence significative entre les différentes zones ( $p = 0,17$ ).



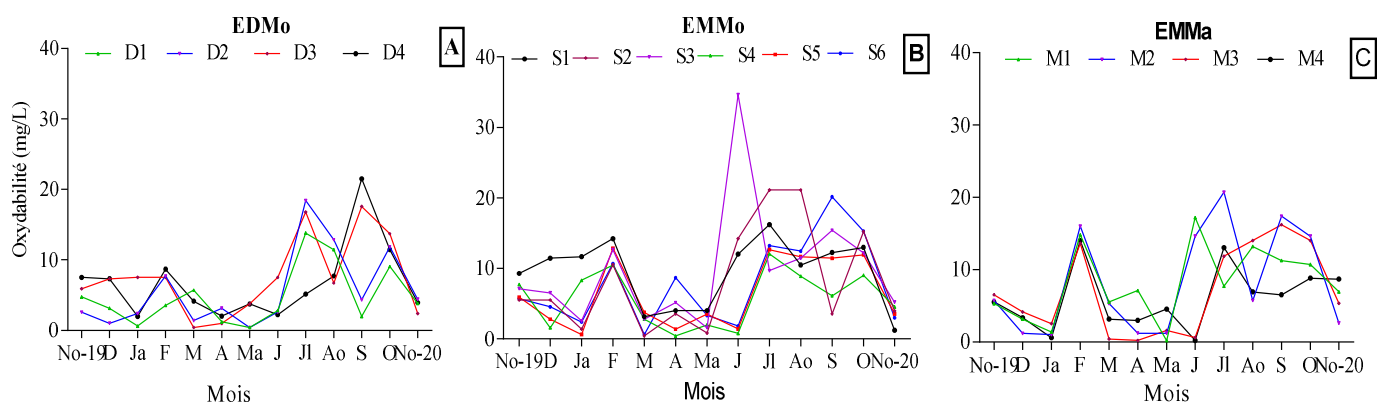
**Figure 24 :** Variation spatio-temporelle des teneurs en oxygène dissous des eaux dans chaque zone pendant la période d'étude.

### III.1.1.2.2. Oxydabilité

Les valeurs de l'oxydabilité dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise ont varié d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre avec une moyenne de  $7,24 \pm 0,49$  mg/L pendant la période d'étude. Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,71$ ).

Dans les EDMo, Les valeurs de l'oxydabilité ont oscillé entre 0,39 mg/L (D2 en mai 2020) et 21,53 mg/L (D4 en septembre 2020) avec une moyenne de  $6,17 \pm 0,7$  mg/L (Figure 25A). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,48$ ). Dans les EMMo, elles ont varié entre 0,4 mg/L (S2 et S4 en mars 2020 et avril 2020 respectivement) et 34,65 mg/L (S3 en juin 2020) avec une moyenne de  $7,99 \pm 0,69$  mg/L (Figure 25B). Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative sur le plan spatial ( $p = 0,44$ ). En EMMa, cette variable a présenté des valeurs comprises entre 0,2 mg/L (M4 en juin 2020) et 20,73 mg/L (M2 en juillet 2020) avec une moyenne de  $7,33 \pm 0,79$  mg/L (Figure 25C). Le test H de Kruskal-Wallis n'a pas présenté de différence significative entre les stations ( $p = 0,77$ ).

Pour cette variable, le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les différentes zones ( $p = 0,3$ ).



**Figure 25 :** Variation spatio-temporelle de l'oxydabilité des eaux dans chaque zone pendant la période d'étude.

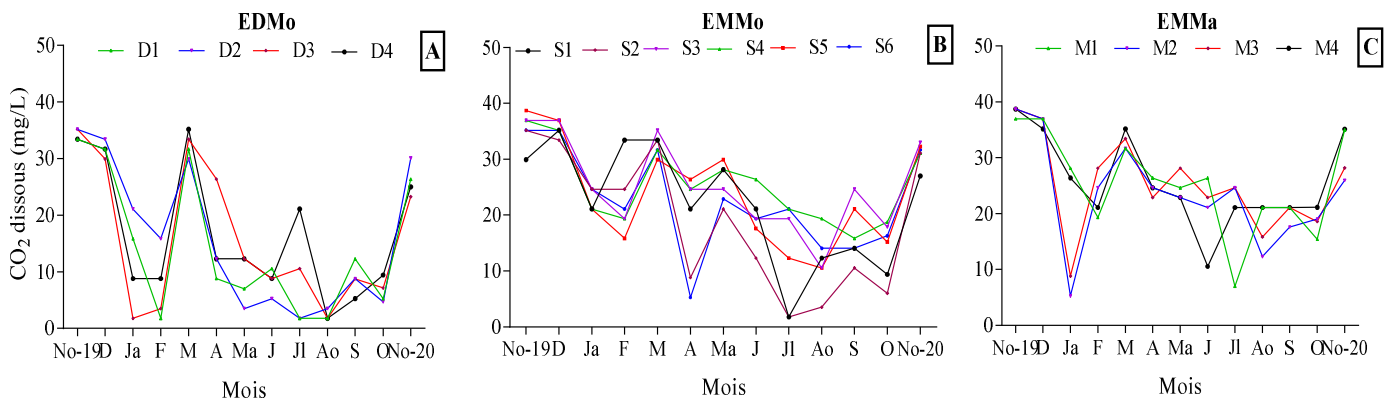
### III.1.1.2.3. Gaz carbonique dissous (CO<sub>2</sub>)

Le CO<sub>2</sub> dissous dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise a présenté les valeurs fluctuant d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre avec une moyenne de  $21,43 \pm 0,78$  mg/L pendant la période d'étude. Le test H de Kruskal-Wallis a révélé des différences significatives entre les stations ( $p = 0,04$ ).

Dans les EDMo, Les valeurs de cette variable ont oscillés entre 1,76 mg/L (D1 et D2 en juillet 2020 ; D1, D3 et D4 en août 2020) et 35,2 mg/L (D2 et D3 en novembre 2019) avec une moyenne de  $15,59 \pm 1,62$  mg/L (Figure 26A). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,92$ ). Dans les EMMo, elles ont varié entre 1,76 (S1 en juillet 2020) et 38,72 mg/L (S5 en novembre 2019) avec une moyenne de  $22,97 \pm 1,06$  mg/L (Figure 26B). Le test H de Kruskal-Wallis n'a présenté aucune différence significative

sur le plan spatial ( $p = 0,77$ ). En EMMa, cette variable a présenté des valeurs comprises entre 7,04 mg/L (M1 en juillet 2020) et 38,78 mg/L avec une moyenne de  $24,97 \pm 1,16$  mg/L (Figure 26C). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,93$ ).

Pour cette variable, le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre les EDMo et les EMMo ( $p = 4.10^{-4}$ ) et entre les EDMo et les EMMa ( $p = 2.10^{-4}$ ).



**Figure 26 :** Variation spatio-temporelle des valeurs de dioxyde de carbone des eaux dans chaque zone pendant la période d'étude.

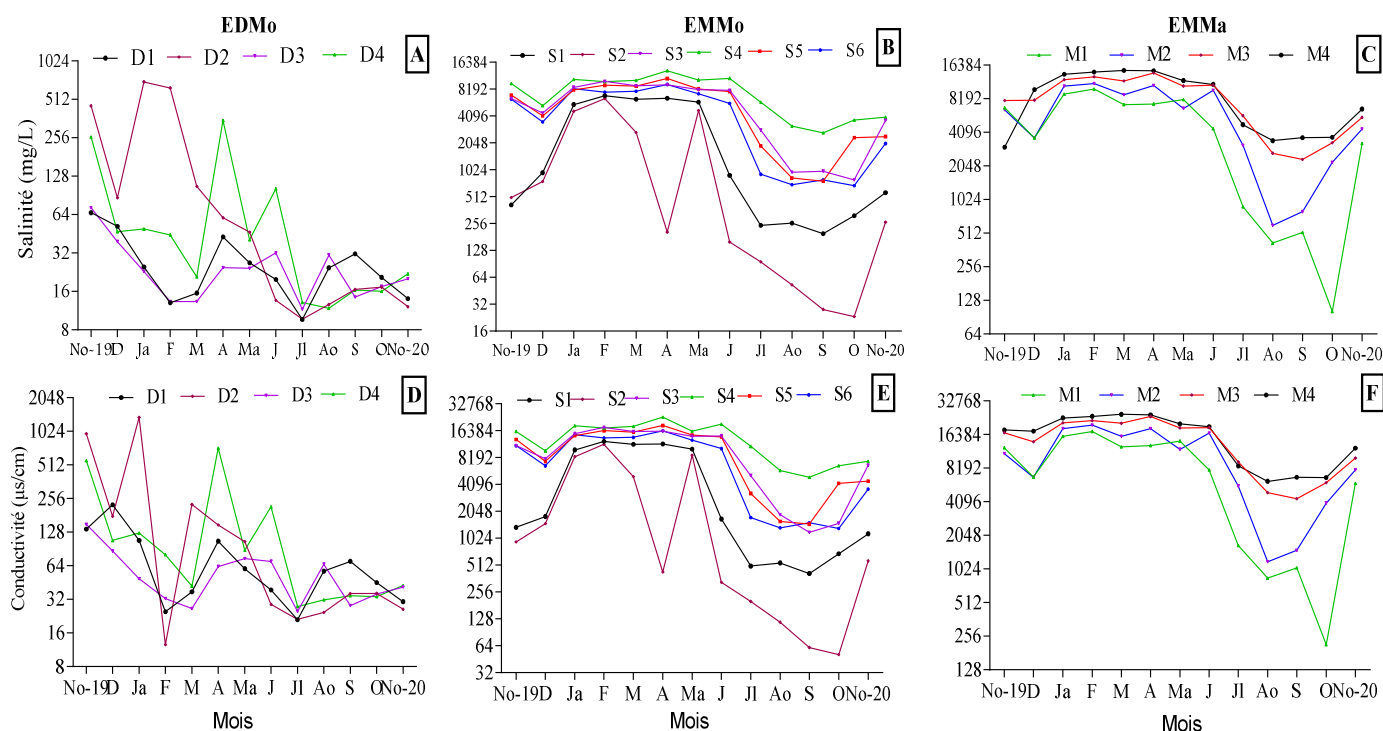
#### III.1.1.2.4. Salinité et Conductivité électrique

La salinité et la conductivité électrique dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise ont présenté des valeurs fluctuant d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre avec des moyennes de  $4000,1 \pm 316,31$  mg/L et  $7162,69 \pm 554,7$   $\mu$ S/cm respectivement pendant la période d'étude. Le test H de Kruskal-Wallis a montré que les valeurs de ces paramètres sont significativement différentes entre les stations ( $p = 8,7.10^{-19}$  et  $p = 9,18.10^{-20}$  respectivement).

Les profils de variation de la salinité et de la conductivité électrique dans les EDMo ont fluctué de 9,07 mg/L et 21  $\mu$ S/cm (D1 en juillet 2020) à 703 mg/L et 1359  $\mu$ S/cm (D2 en janvier 2020) avec des moyennes de  $74,25 \pm 20,12$  mg/L et  $1354,3 \pm 34$   $\mu$ S/cm respectivement (Figure 27A et D). Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative sur le plan spatial concernant ces variables ( $p = 0,54$  pour la salinité et  $p = 0,07$  pour la conductivité électrique). Dans les EMMo, ces variables ont oscillé de 23,3 mg/L et 51  $\mu$ S/cm respectivement (S2 en octobre 2020) à 13220 mg/L et 23300  $\mu$ S/cm respectivement (S4 en avril 2020) avec des moyennes de  $4627,09 \pm 419,9$  mg/L et  $8236,46 \pm 898,6$   $\mu$ S/cm respectivement (Figure 27B et E). Le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre les valeurs de ces variables dans plusieurs stations, notamment entre S1 et S4 ( $p = 0,001$ ), S1 et S5 ( $p = 0,001$ ), S1 et S6 ( $p = 0,02$ ), S2 et S3 ( $p = 0,001$ ), S2 et S4 ( $p = 9.10^{-6}$ ), S2 et S5 ( $p = 0,001$ ), S2 et S6 ( $p = 0,001$ ), S3 et S4 ( $p = 0,001$ ), S3 et S5 ( $p = 0,001$ ), S3 et S6 ( $p = 0,001$ ), S4 et S5 ( $p = 0,001$ ), S4 et S6 ( $p = 0,001$ ), S5 et S6 ( $p = 0,001$ ).

= 0,009). Concernant les EMMA, elles ont varié de 102 mg/L et 215  $\mu\text{S}/\text{cm}$  respectivement (M1 en octobre 2020) à 14600 mg/L et 24900  $\mu\text{S}/\text{cm}$  respectivement (M4 en mars 2020) avec des moyennes de  $6985,46 \pm 595,5$  mg/L et  $12580,42 \pm 1012,36$   $\mu\text{S}/\text{cm}$  respectivement (Figure 27C et F). Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significatives ( $p = 0,06$ ) entre les stations pour la variable salinité. Le test U de Mann-Whitney réalisé a révélé que ces différences se trouvent entre M1 et M3 ( $p = 0,03$ ), M1 et M4 ( $p = 0,007$ ), et entre M2 et M4 ( $p = 0,04$ ).

Pour ces deux variables, le test U de Mann-Whitney a montré des différences significatives entre les EDMo et les EMMo ( $p = 8,6 \cdot 10^{-17}$ ), entre les EDMo et les EMMA ( $p = 9,1 \cdot 10^{-19}$ ), et enfin entre les EMMA et les EMMo ( $p = 0,02$ ).



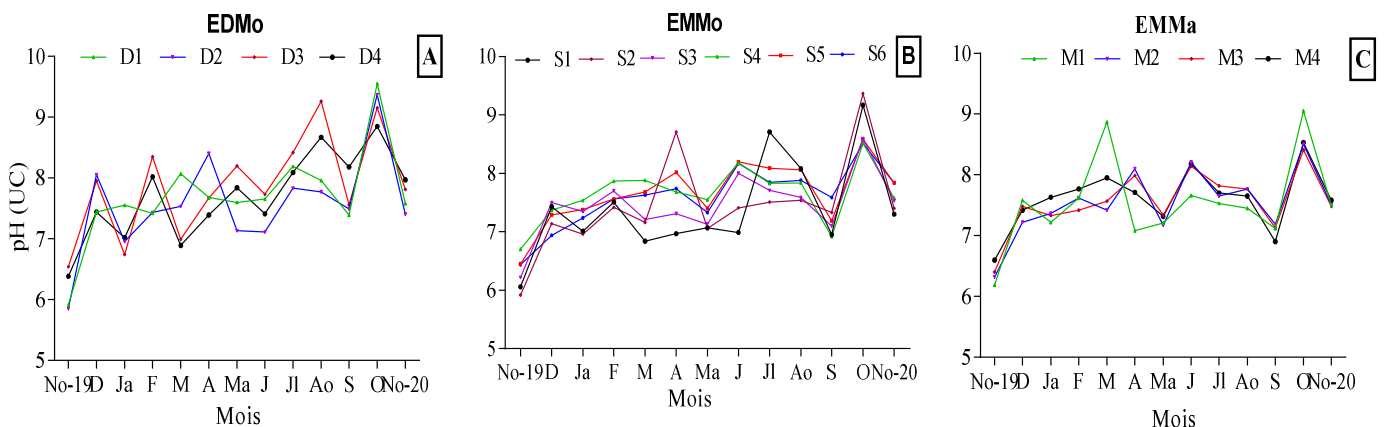
**Figure 27 :** Variation spatio-temporelle des valeurs de la salinité (A, B et C) et de la conductivité électrique (D, E et F) des eaux dans chaque zone pendant la période d'étude.

### III.1.1.2.5. Potentiel d'Hydrogène (pH)

Le pH dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise a présenté les valeurs variant d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre avec une moyenne de  $7,59 \pm 0,04$  UC pendant la période d'étude. Aucune différence significative n'a été relevée durant la période d'étude entre les stations étudiées ( $p = 0,57$ ).

Dans les EDMo, Les données ont varié entre 5,85 UC (D2 en novembre 2019) et 9,53 UC (D1 en octobre 2020) avec une moyenne de  $7,7 \pm 0,1$  UC (Figure 28A). Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,67$ ). Dans les EMMo, elles ont oscillé entre 5,92 UC (S2 en novembre 2019) et 9,37 UC (S2 en octobre 2020) avec une moyenne de  $7,53 \pm 0,07$  UC (Figure 28A). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative sur le plan spatial dans cette zone ( $p = 0,27$ ). En EMMa, cette variable a présenté des valeurs comprises entre 6,19 UC (M1 en novembre 2019) et 9,05 UC (M1 en octobre 2020) avec une moyenne de  $7,56 \pm 0,07$  UC (Figure 28C). Le test H de Kruskal-Wallis n'a présenté aucune différence significative entre les stations de cette zone ( $p = 0,77$ )

Pour cette variable, le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les différentes zones ( $p = 0,3$ ).



**Figure 28 :** Variation spatio-temporelle des valeurs du pH de l'eau dans chaque zone pendant la période d'étude.

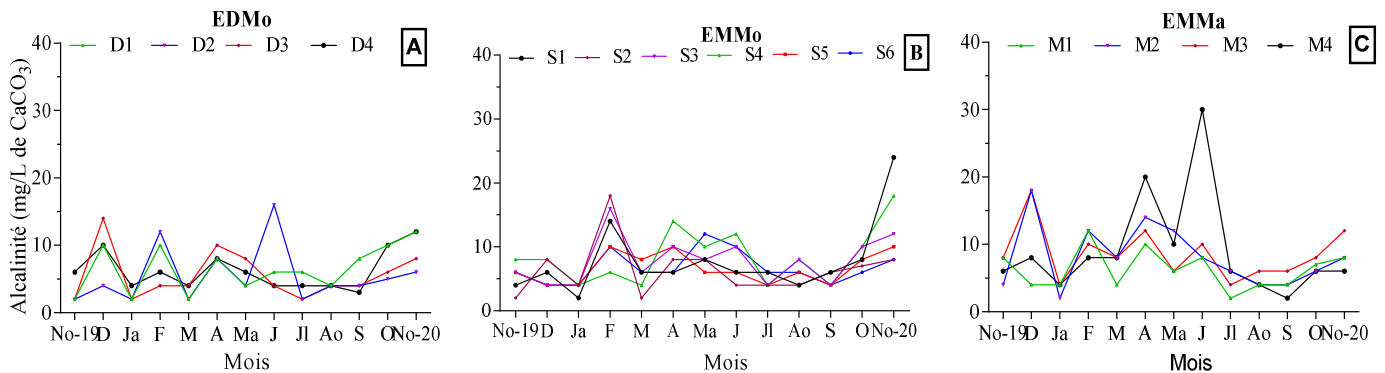
### III.1.1.2.6. Alcalinité

L'alcalinité dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise a présenté les valeurs variant d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre avec une moyenne de  $7,1 \pm 0,31$  mg/L pendant la période d'étude. Aucune différence significative n'a été relevée durant la période d'étude entre les stations étudiées ( $p = 0,34$ ).

Dans les EDMo, ces données ont varié entre 2 mg/L (D1, D2 et D3 en novembre 2019 et janvier 2020, D1 en mars 2020, D3 et D4 en juillet 2020) et 16 mg/L (D2 en juin 2020) avec une moyenne de  $5,92 \pm 0,48$  mg/L (Figure 29A). Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,6$ ). Dans les EMMo, elles ont oscillé entre 2 (S1 en janvier 2020, S2 en novembre 2019) et 24 mg/L (S1 en novembre 2020) avec

une moyenne de  $7,29 \pm 0,44$  mg/L (Figure 29B). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative sur le plan spatial ( $p = 0,7$ ). Dans les EMMa, cette variable a présenté des valeurs comprises entre 2 mg/L (M1 en juillet 2020, M2 en janvier 2020 et M4 en septembre 2020) et 30 mg/L (M4 en janvier 2020) avec une moyenne de  $8,01 \pm 0,7$  mg/L (Figure 29C). Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,46$ ).

Pour cette variable, le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre les EDMo et les EMMo ( $p = 0,02$ ) et entre les EDMo et les EMMa ( $p = 0,01$ ).

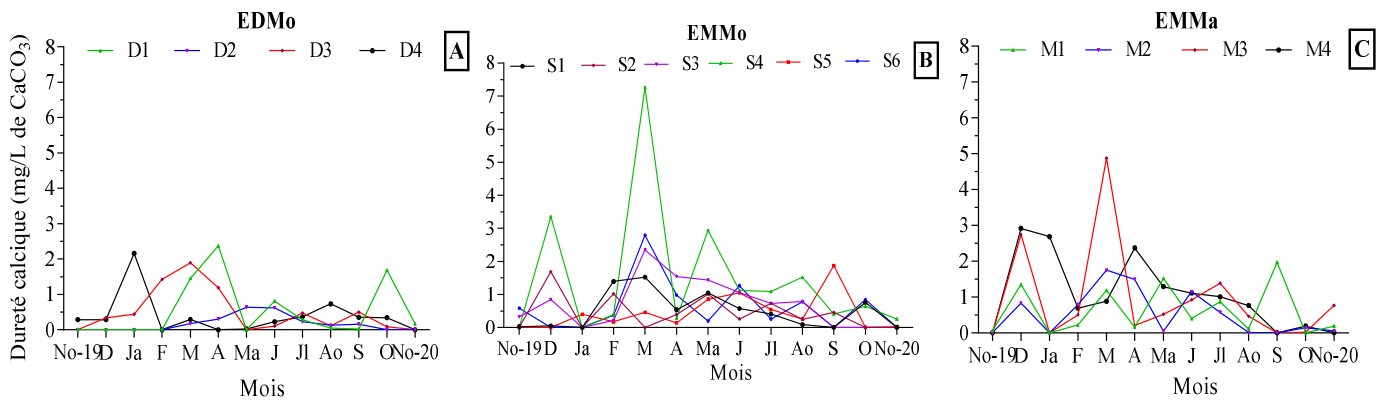


**Figure 29 :** Variation spatio-temporelle des valeurs de l'alcalinité de l'eau dans chaque zone pendant la période d'étude.

### III.1.1.2.7. Dureté calcique

La dureté calcique dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise a présenté des valeurs variant d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre avec une moyenne de  $0,64 \pm 0,06$  mg/L pendant la période d'étude. Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,4$ ).

Dans les EDMo, cette variable a présenté des valeurs qui ont varié entre 0 et 2,38 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  avec une moyenne de  $0,4 \pm 0,08$  mg/L de  $\text{CaCO}_3$  (Figure 30A). Aucune différence significative n'a été relevée entre les stations de cette zone ( $p = 0,63$ ).



**Figure 30 :** Variation spatio-temporelle des valeurs de la dureté calcique de l'eau dans chaque zone pendant la période d'étude.

Dans les EMMo, elles ont oscillé entre 0 et 7,26 mg/L de CaCO<sub>3</sub> avec une moyenne de  $0,7 \pm 0,11$  mg/L de CaCO<sub>3</sub> (Figure 30B). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative sur le plan spatial ( $p = 0,59$ ). Dans les EMMA, cette variable a présenté des valeurs comprises entre 0 et 2,92 mg/L de CaCO<sub>3</sub> avec une moyenne de  $0,79 \pm 0,13$  mg/L de CaCO<sub>3</sub> (Figure 30C). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations de cette zone ( $p = 0,64$ ).

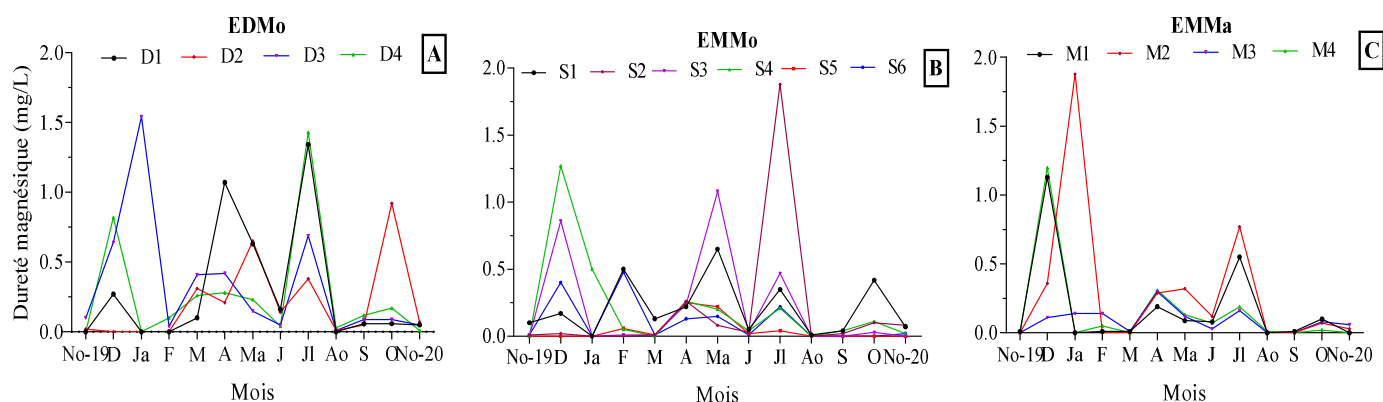
Pour cette variable, le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre les EDMo et les EMMA ( $p = 0,01$ ).

### III.1.1.2.8. Dureté magnésienne

La dureté magnésienne dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise a présenté les valeurs variant d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre avec une moyenne de  $0,19 \pm 0,02$  mg/L pendant la période d'étude. Pour cette variable, le test H de Kruskal-Wallis n'a présenté aucune différence significative entre les stations prospectées. ( $p = 0,19$ ).

Dans les EDMo, cette variable a présenté des valeurs qui ont fluctué entre 0 à 1,43 mg/L avec une moyenne de  $0,27 \pm 0,05$  mg/L de CaCO<sub>3</sub> (Figure 31A). Aucune différence significative n'a été relevée entre les stations de cette zone ( $p = 0,72$ ). Dans les EMMo, elles ont oscillé entre 0 à 1,88 mg/L de CaCO<sub>3</sub> avec une moyenne de  $0,16 \pm 0,03$  mg/L de CaCO<sub>3</sub> (Figure 31B). Aucune différence significative n'a été relevée entre les stations de cette zone ( $p = 0,11$ ). En EMMA, cette variable a présenté des valeurs comprises entre 0 et 1,88 mg/L avec une moyenne de  $0,17 \pm 0,04$  mg/L de CaCO<sub>3</sub> (Figure 31C). Aucune différence significative n'a été relevée entre les stations de cette zone ( $p = 0,9$ ).

Pour cette variable, le test U de Man Whitney a révélé des différences significatives entre les zones d'étude, notamment entre les EDMo et les EMMo ( $p = 0,017$ ), et entre les EDMo et les EMMa ( $p = 0,03$ ).



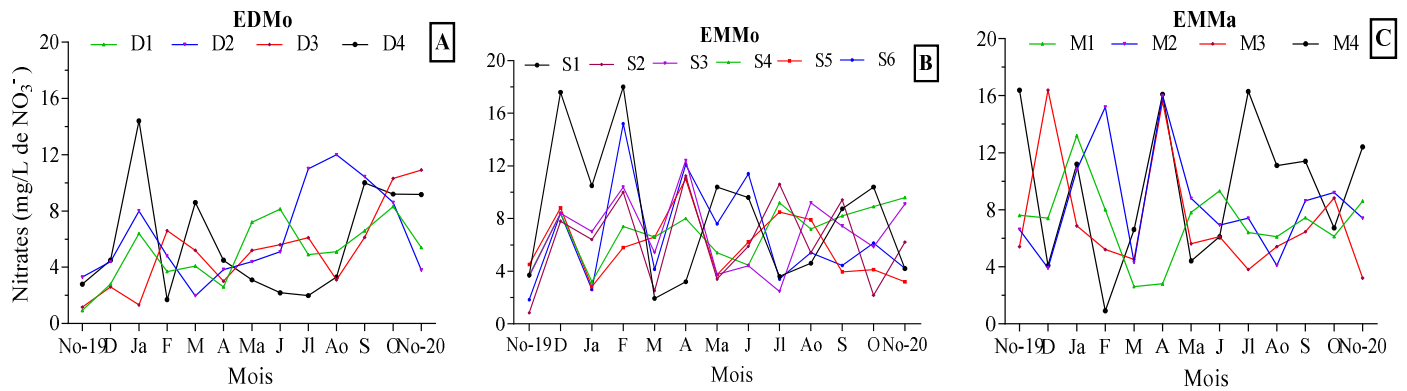
**Figure 31 :** Variation spatio-temporelle des valeurs de la dureté magnésique des eaux de chaque zone pendant la période d'étude.

### III.1.1.2.9. Nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )

Les nitrates dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise ont présenté des valeurs variant d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre avec une moyenne de  $6,82 \pm 0,27$  mg/L pendant la période d'étude. Pour cette variable, le test H de Kruskal-Wallis n'a présenté aucune différence significative entre les stations prospectées ( $p = 0,22$ ).

Dans les EDMo, les valeurs de cette variable ont oscillé entre 0,94 mg/L (D1 en novembre 2019) et 14,4 mg/L (D4 en janvier 2020) avec une moyenne de  $5,58 \pm 0,43$  mg/L (Figure 31A). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations de cette zone ( $p = 0,87$ ). Dans les EMMo, elles ont oscillé entre 0,84 (S2 en novembre 2019) et 17,6 mg/L (S1 en décembre 2019) avec une moyenne de  $6,8 \pm 0,39$  mg/L (Figure 32B). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative sur le plan spatial ( $p = 0,9$ ). Dans les EMMa, cette variable a présenté des valeurs comprises entre 2,6 mg/L (M4 en février 2020) et 16,4 mg/L (M3 en décembre 2019) avec une moyenne de  $8,07 \pm 0,55$  mg/L (Figure 32C). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations de cette zone ( $p = 0,37$ ).

Pour cette variable, le test U de Man Whitney a révélé des différences significatives entre les zones d'étude, notamment entre les EDMo et les EMMo, entre les EDMo et les EMMa ( $p = 0,04$ ) et enfin entre les EDMo et les EMMa ( $p = 0,001$ ).



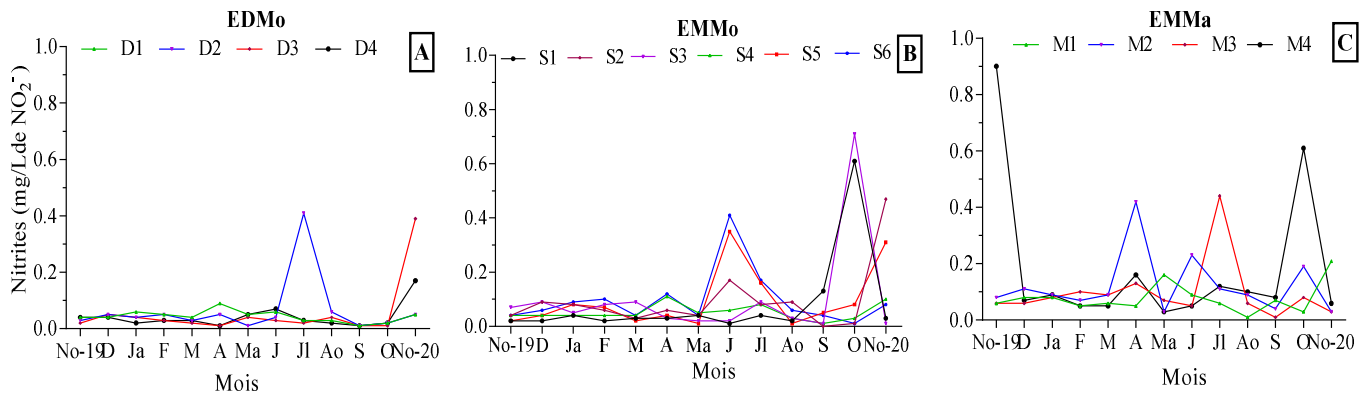
**Figure 32 :** Variation spatio-temporelle des teneurs en nitrates dans les eaux de chaque zone pendant la période d'étude.

### III.1.1.2.10. Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )

Les nitrites dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise ont présenté des valeurs variant d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre avec une moyenne de  $0,08 \pm 0,008$  mg/L pendant la période d'étude. Le test H de Kruskal-Wallis a montré que cette variable présente des valeurs significativement différentes entre les stations prospectées ( $p = 0,0002$ ).

Dans les EDMo, les valeurs de cette variable ont oscillé entre 0,01 et 0,4 mg/L avec une moyenne de  $0,05 \pm 0,009$  mg/L (Figure 33A). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,24$ ). Dans les EMMo, elles ont oscillé entre 0 (S2 en septembre 2020) et 0,71 mg/L (S3 en octobre 2020) avec une moyenne de  $0,08 \pm 0,01$  mg/L (Figure 33B). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative sur le plan spatial ( $p = 0,32$ ). Dans les EMMa, cette variable a présenté des valeurs comprises entre 0,01 mg/L (M1 en août 2020 et M3 en septembre 2020) et 0,9 mg/L (M4 en novembre 2019) avec une moyenne de  $0,11 \pm 0,02$  mg/L (Figure 33C). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,48$ ).

Pour cette variable, le test U de Mann-Whitney a révélé une différence significative entre les différentes zones. Ces différences se situent entre les EDMo et les EMMa ( $p = 6,5 \cdot 10^{-8}$ ), entre les EDMo et les EMMo ( $p = 0,009$ ) et entre les EMMo et les EMMa ( $p = 0,001$ ).



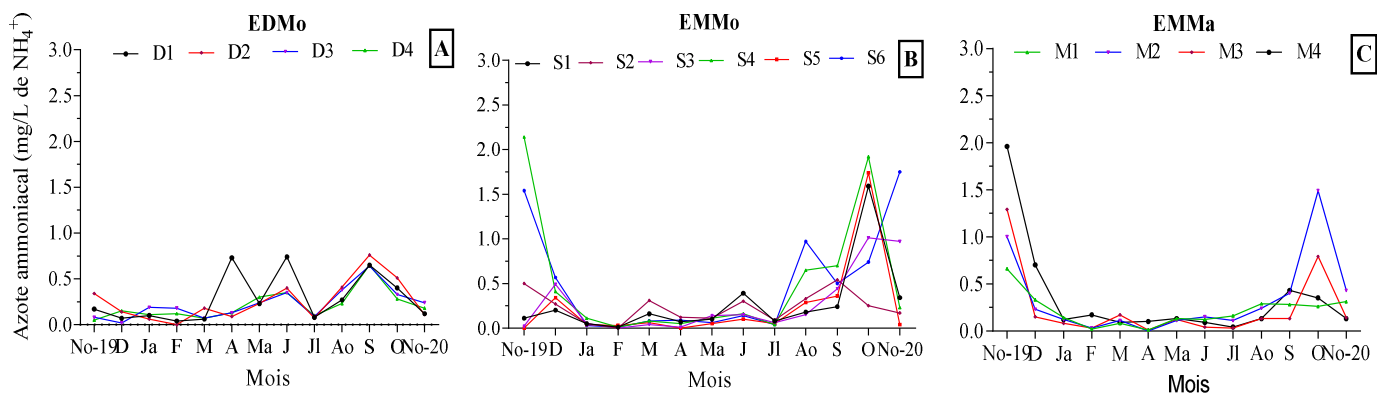
**Figure 33 :** Variation spatio-temporelle des teneurs en nitrites dans les eaux de chaque zone pendant la période d'étude.

### III.1.1.2.11. Azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ )

L'azote ammoniacal dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise a présenté les valeurs variant d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre avec une moyenne de  $0,29 \pm 0,02$  mg/L pendant la période d'étude. Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,89$ ).

Dans les EDMo, les valeurs de cette variable ont oscillé entre 0 mg/L (D2 en février 2020) et 0,76 mg/L (D2 en septembre 2020) avec une moyenne de  $0,24 \pm 0,02$  mg/L (Figure 34A). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,99$ ). Dans les EMMo, elles ont oscillé entre 0 mg/L (S2 et S3 en février 2020, S5 en novembre 2019 et avril 2020) et 2,14 mg/L (S4 en novembre 2019) avec une moyenne de  $0,33 \pm 0,05$  mg/L (Figure 34B). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,47$ ). Dans les EMMa, cette variable a présenté des valeurs comprises entre 0 mg/L (M2 en avril 2020) et 1,96 mg/L (M4 en novembre 2019) avec une moyenne de  $0,28 \pm 0,06$  mg/L (Figure 34C). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,75$ ).

Pour cette variable, le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les différentes zones ( $p = 0,66$ ).



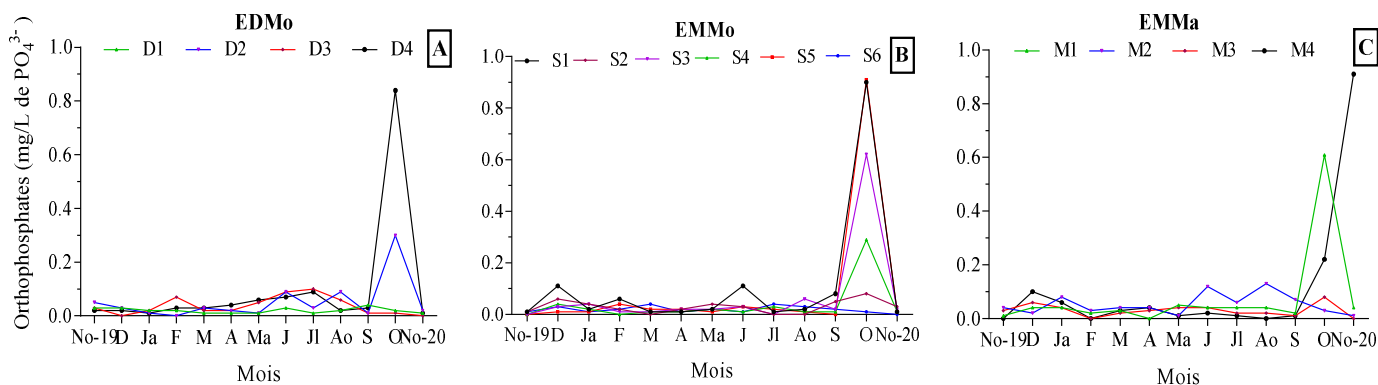
**Figure 34 :** Variation spatio-temporelle des teneurs en azote ammoniacal dans les eaux de chaque zone pendant la période d'étude.

### III.1.1.2.12. Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

Les orthophosphates dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise ont présenté les valeurs variant d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre avec une moyenne de  $0,05 \pm 0,01$  mg/L pendant la période d'étude. Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,15$ ).

Dans les EDMo, les valeurs de cette variable ont oscillé entre 0 mg/L (D3 en décembre 2019 et novembre 2020) et 0,84 mg/L (D4 en octobre 2020) avec une moyenne de  $0,05 \pm 0,02$  mg/L (Figure 35A). Le test H de Kruskal-Wallis n'a ressorti aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,34$ ). Dans les EMMo, elles ont oscillé entre 0 mg/L (S2 en mars, juillet et août 2020, S3 en novembre 2019 et juillet 2020, S4 en novembre 2019 et février 2020, S5 en novembre 2019 et septembre 2020, S6 en novembre 2020) et 0,91 mg/L (S5 en octobre 2020) avec une moyenne de  $0,05 \pm 0,01$  mg/L (Figure 35B). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative sur le plan spatial ( $p = 0,58$ ). Dans les EMMa, cette variable a présenté des valeurs comprises entre 0 mg/L (M1 en avril 2020, M3 en février et novembre 2020, M4 en novembre 2019, février et août 2020) et 0,91 mg/L (M4 novembre 2020) avec une moyenne de  $0,06 \pm 0,02$  mg/L (Figure 35C). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,42$ ).

Pour cette variable, le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre les EMMo et les EMMa ( $p = 0,009$ ).

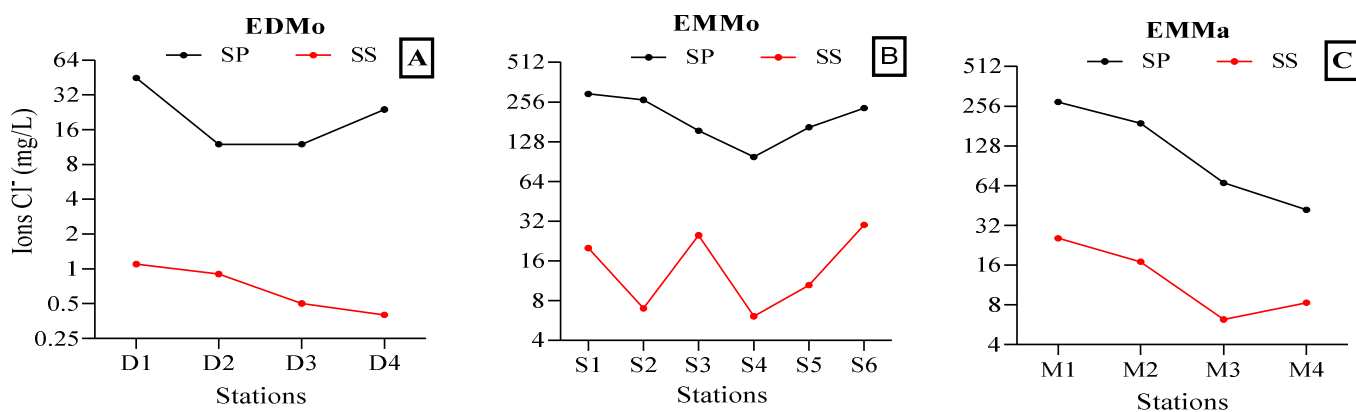


**Figure 35 :** Variation spatio-temporelle des teneurs en orthophosphates dans les eaux de chaque zone pendant la période d'étude.

### III.1.1.3. Variation spatiale et saisonnière des teneurs en ions

#### III.1.1.3.1. Ions chlorures

Les ions chlorures dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise ont présenté des valeurs variant d'une station à l'autre et d'une saison à l'autre avec des moyennes de  $133,92 \pm 19,66$  mg/L en saison pluvieuse et  $11,32 \pm 3,64$  mg/L en saison sèche durant la période d'étude. Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,65$ ), mais ce test a présenté des différences significatives entre les saisons ( $p = 0,001$ ).



**Figure 36 :** Variation spatio-saisonnière des teneurs en ions Chlorures dans les eaux de chaque zone pendant la période d'étude.

En saison pluvieuse, les données EDMo ont varié de 12 mg/L (D2) à 45 mg/L (D1) avec une moyenne de  $23,25 \pm 5,51$  mg/L (Figure 36A). Dans les EMMo, elles ont varié de 98 mg/L (S4) à 295 mg/L (S1) avec une moyenne de  $201,33 \pm 21,54$  mg/L (Figure 36B). Dans les EMMa, cette variable a présenté des teneurs qui fluctuent de 42 mg/L (M4) à 275 mg/L (M1) avec une moyenne de  $158,5 \pm 17,24$  mg/L.

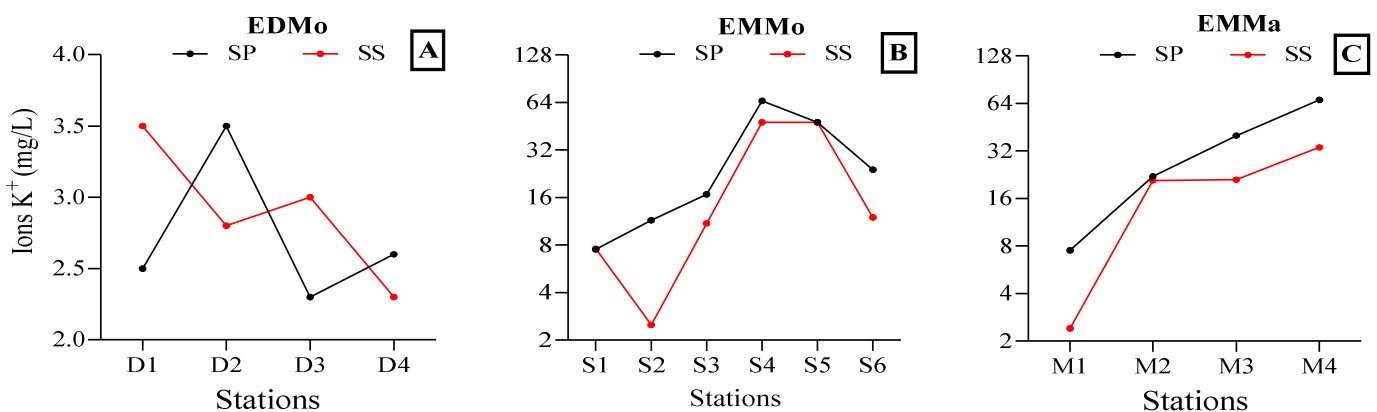
En saison sèche, les données des EDMo ont varié de 0,4 mg/L (D4) à 1,1 mg/L (D1) avec une moyenne de  $0,72 \pm 0,11$  mg/L (Figure 36A). Dans les EMMo, elles ont varié de 6,1 mg/L (S4) à 30 mg/L (S6) avec une moyenne de  $16,43 \pm 2,89$  mg/L (Figure 36B). Dans les EMMA, cette variable a présenté des teneurs qui fluctuent de 6,2 mg/L (M3) à 25,5 mg/L (M1) avec une moyenne de  $14,25 \pm 3,13$  mg/L (Figure 36C).

Pour cette variable, le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre les EDMo et les EMMA ( $p = 0,04$ ), et entre les EDMo et EMMo ( $p = 0,01$ ).

### III.1.1.3.2. Ions potassium

Les ions potassium dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise ont présenté les valeurs variant d'une station à l'autre et d'une saison à l'autre avec des moyennes de  $22,9 \pm 4,37$  mg/L en saison pluvieuse et  $15,6 \pm 4,78$  mg/L en saison sèche durant la période d'étude. Le test H de Kruskal-Wallis a montré que les valeurs de ces paramètres sont significativement différentes entre les stations ( $p = 0,02$ ), mais pas entre les différentes saisons ( $p = 0,42$ ).

En saison pluvieuse, les données des EDMo ont varié de 2,3 mg/L (D3) à 3,5 mg/L (D2) avec une moyenne de  $2,72 \pm 0,18$  mg/L (Figure 37A). Dans les EMMo, elles ont varié de 7,5 mg/L (S1) à 65,6 mg/L (S4) avec une moyenne de  $28,9 \pm 6,61$  mg/L (Figure 37B). Dans les EMMA, cette variable a présenté des teneurs qui fluctuent de 7,5 mg/L (M1) à 67,2 mg/L (M4) avec une moyenne de  $34,17 \pm 9,11$  mg/L (Figure 37C).



**Figure 37 :** Variation spatio-saisonnier des teneurs en ions Potassium dans les eaux de chaque zone pendant la période d'étude.

En saison sèche, les données des EDMo ont varié de 2,3 mg/L (D4) à 3,5 mg/L (D1) avec une moyenne de  $2,9 \pm 0,17$  mg/L (Figure 37A). Dans les EMMo, elles ont varié de 2,5 mg/L (S2) à 48 mg/L (S4) avec une moyenne de  $21,51 \pm 6$  mg/L (Figure 37B). En EMMA, cette

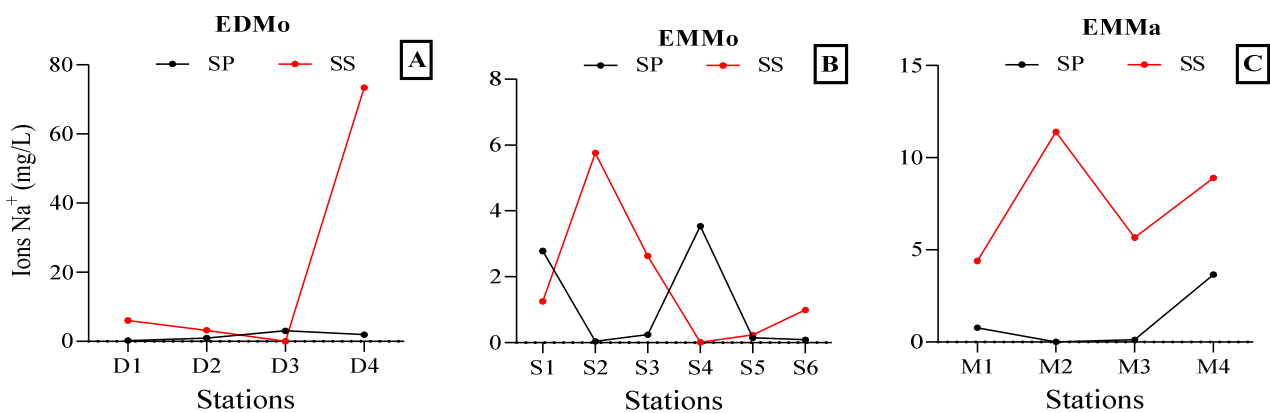
variable a présenté des teneurs qui fluctuent de 2,4 mg/L (M1) à 33,6 mg/L (M4) avec une moyenne de  $19,45 \pm 4,55$  mg/L (Figure 37C)

Pour cette variable, le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre les EDMo et les EMMA ( $p = 0,002$ ), et entre les EDMo et les EMMo ( $p = 0,003$ ).

### III.1.1.3.3. Ion sodium

Le sodium dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise a présenté les valeurs variant d'une station à l'autre et d'une saison à l'autre avec des moyennes de  $1,26 \pm 0,26$  mg/L en saison pluvieuse et  $8,85 \pm 3,57$  mg/L en saison sèche durant la période d'étude. Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,87$ ), mais ce test a présenté des différences significatives entre les saisons ( $p = 0,001$ ).

En saison pluvieuse, les données des EDMo ont varié de 0,23 mg/L (D1) à 3,1 mg/L (D3) avec une moyenne de  $1,56 \pm 0,43$  mg/L (Figure 38A). Dans les EMMo, elles ont varié de 0,04 mg/L (S2) à 3,54 mg/L (S4) avec une moyenne de  $1,13 \pm 0,45$  mg/L (Figure 38B). Dans les EMMA, cette variable a présenté des teneurs qui fluctuent de 0,01 mg/L (M2) à 3,66 mg/L (M4) avec une moyenne de  $1,14 \pm 0,6$  mg/L (Figure 38C).



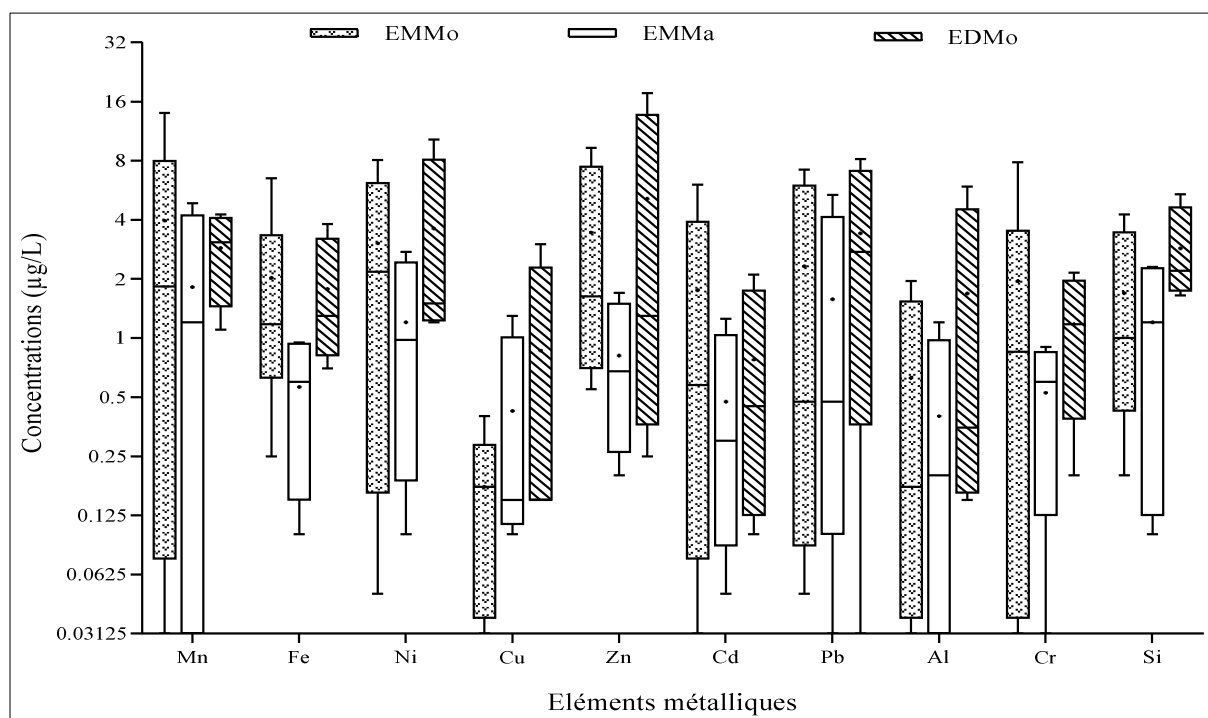
**Figure 38 :** Variations spatio-saisonniers des teneurs en ions Sodium dans les eaux de chaque zone pendant la période d'étude.

En saison sèche, les données des EDMo ont varié de 0,04 mg/L (D3) à 73,4 mg/L (D4) avec une moyenne de  $20,67 \pm 12,49$  mg/L (Figure 38A). Dans les EMMo, elles ont varié de 0,01 mg/L (S4) à 5,76 mg/L (S2) avec une moyenne de  $1,81 \pm 0,61$  mg/L (Figure 38B). Dans les EMMA, cette variable a présenté des teneurs qui fluctuent de 4,4 mg/L (M1) à 11,4 mg/L (M2) avec une moyenne de  $7,59 \pm 1,12$  mg/L (Figure 38C).

### III.1.1.4. Concentrations en éléments traces métalliques dans les eaux étudiées

Dans les EDMo, les concentrations moyennes en Ni, Cu, Zn, Pb, Al et Si sont plus élevées. Les EMMo ont présenté des concentrations moyennes élevées du Mn, Fe, Cd et Cr tandis qu'aucun élément trace métallique n'a dominé dans les EMMA (Figure 39).

Le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre les teneurs en Fe, Cu, Zn, Cd et Cr obtenues dans les EMMo et les EMMA ( $p < 0,05$ ).



**Figure 39 :** Variation des concentrations moyennes des métaux lourds dans l'eau des zones des mangroves étudiées. **EMMo** : zone à influence marine de Mouanko ; **EMMa** : zone à influence marine de Manoka ; **EDMo** : zone à influence dulcicole de Mouanko ; **Mn** : Manganèse ; **Fe** : Fer ; **Ni** : Nickel ; **Cu** : Cuivre ; **Zn** : Zinc ; **Cd** : Cadmium ; **Pb** : Plomb ; **Al** : Aluminium ; **Cr** : Chrome ; **Si** : Silice.

La comparaison des teneurs moyennes en éléments traces métalliques au sein des stations est illustrée dans le Tableau 4.

Les éléments métalliques les plus abondants varient selon la station. Dans les EDMo, la silice est l'un des éléments les plus abondants au niveau des stations D1 ( $5,37 \pm 2,01 \mu\text{g/L}$ ), D2 ( $4,22 \pm 0,83 \mu\text{g/L}$ ) et D3 ( $1,62 \pm 0,75 \mu\text{g/L}$ ). En outre, à la station D1, les eaux de mangroves sont riches en plomb ( $4,05 \pm 1,42 \mu\text{g/L}$ ). A la station D4, on enregistre de fortes concentrations en zinc dans l'eau ( $17,60 \pm 5,66 \mu\text{g/L}$ ), en nickel ( $10,33 \pm 4,94 \mu\text{g/L}$ ) et en plomb ( $8,14 \pm 0,12 \mu\text{g/L}$ ).

Dans les EMMo, les éléments métalliques dominants sont plus variés. La station S1 est plus concentrée en cuivre ( $2,98 \pm 0,64 \mu\text{g/L}$ ). Par ailleurs à la station S2, les teneurs en manganèse ( $13,90 \pm 0,32 \mu\text{g/L}$ ), zinc ( $9 \pm 2,2 \mu\text{g/L}$ ) et chrome ( $7,9 \pm 1,3$ ) sont les plus élevées dans l'eau. Concernant la station S3, les teneurs en zinc ( $6,5 \pm 1,55 \mu\text{g/L}$ ), manganèse ( $6 \pm 1,26 \mu\text{g/L}$ ) et plomb ( $5,6 \pm 1,42 \mu\text{g/L}$ ) sont plus élevées dans les eaux. Le manganèse est le métal le plus dominant au sein de la station S4 ( $3,4 \pm 1,38 \mu\text{g/L}$ ). Les eaux de la station S5 sont plus concentrées en fer ( $6,2 \pm 2,53 \mu\text{g/L}$ ). Enfin, au niveau de la station S6 les teneurs en métaux dans l'eau sont en général très faibles et n'excédant pas  $0,5 \mu\text{g/L}$ .

**Tableau 4 :** Concentrations moyennes des métaux lourds dans les eaux des mangroves étudiées

	Pb	Zn	Cd	Fe	Si	Cu	Mn	Ni	Cr	Al
	Moyenne $\pm$ écart-type ( $\mu\text{g/L}$ )									
D1	$4,05 \pm 1,42$	$1,88 \pm 0,35$	$0,17 \pm 0,08$	$2,24 \pm 0,5$	$5,37 \pm 2,01$	$0,15 \pm 0,07$	$3,65 \pm 1,22$	$1,32 \pm 0,64$	$0,17 \pm 0,08$	$0,50 \pm 0,19$
D2	$0,13 \pm 0,06$	$2,12 \pm 0,29$	$0,7 \pm 0,00$	$0,72 \pm 0,34$	$4,22 \pm 0,83$	$0,24 \pm 0,07$	$0,23 \pm 0,01$	$1,38 \pm 0,65$	$0,35 \pm 0,17$	$0,15 \pm 0,05$
D3	$0,005 \pm 0,00$	$0,21 \pm 0,07$	$0,09 \pm 0,03$	$1,45 \pm 0,02$	$1,62 \pm 0,76$	$0,15 \pm 0,07$	$1,05 \pm 0,49$	$1,17 \pm 0,23$	$1,37 \pm 0,61$	$0,11 \pm 0,06$
D4	$8,14 \pm 0,12$	$17,6 \pm 5,66$	$0,70 \pm 0,34$	$1,15 \pm 0,37$	$2,37 \pm 0,09$	$0,13 \pm 0,05$	$4,24 \pm 2,08$	$10,3 \pm 4,92$	$0,92 \pm 0,23$	$5,91 \pm 0,74$
S1	$1,45 \pm 0,42$	$0,71 \pm 0,2$	$2,11 \pm 0,86$	$0,71 \pm 0,02$	$1,95 \pm 0,38$	$2,98 \pm 0,64$	$2,50 \pm 0,00$	$1,68 \pm 0,19$	$2,16 \pm 0,83$	$0,2 \pm 0,08$
S2	$7,25 \pm 2,39$	$9 \pm 2,2$	$6,10 \pm 2,04$	$0,79 \pm 0,28$	$3,16 \pm 0,00$	$0,18 \pm 0,04$	$13,9 \pm 0,32$	$7,76 \pm 2,71$	$7,9 \pm 1,3$	$0,06 \pm 0,02$
S3	$5,6 \pm 1,42$	$6,5 \pm 1,55$	$3,16 \pm 0,43$	$1,52 \pm 0,21$	$0,83 \pm 0,32$	$0,13 \pm 0,05$	$6 \pm 1,26$	$5,2 \pm 2,08$	$2,13 \pm 0,85$	$1,4 \pm 0,00$
S4	$0,79 \pm 0,28$	$1,09 \pm 0,41$	$0,41 \pm 0,14$	$2,3 \pm 0,32$	$1,37 \pm 0,29$	$0,39 \pm 0,15$	$3,4 \pm 1,34$	$2,92 \pm 1,17$	$1,32 \pm 0,17$	$0,20 \pm 0,06$
S5	$0,07 \pm 0,02$	$0,73 \pm 0,29$	$0,02 \pm 0,00$	$6,2 \pm 2,53$	$0,48 \pm 0,19$	$0,01 \pm 0,00$	$0,01 \pm 0,00$	$0,00 \pm 0,00$	$0,03 \pm 0,00$	$1,95 \pm 0,22$
S6	$0,05 \pm 0,01$	$0,49 \pm 0,1$	$0,1 \pm 0,00$	$0,21 \pm 0,05$	$0,15 \pm 0,03$	$0,06 \pm 0,02$	$0,08 \pm 0,00$	$0,16 \pm 0,02$	$0,07 \pm 0,01$	$0 \pm 0,00$
M1	$5,35 \pm 1,47$	$1,70 \pm 0,84$	$1,25 \pm 0,02$	$0,96 \pm 0,46$	$2,28 \pm 0,13$	$0,14 \pm 0,05$	$4,85 \pm 0,6$	$2,75 \pm 0,32$	$0,85 \pm 0,22$	$1,2 \pm 0,14$
M2	$0,63 \pm 0,2$	$0,85 \pm 0,03$	$0,41 \pm 0,02$	$0,26 \pm 0,09$	$0,15 \pm 0,01$	$0,09 \pm 0,00$	$2,32 \pm 0,64$	$1,47 \pm 0,71$	$0,50 \pm 0,21$	$0,09 \pm 0,00$
M3	$0,4 \pm 0,01$	$0,45 \pm 0,21$	$0,2 \pm 0,09$	$0,85 \pm 0,1$	$1,12 \pm 0,54$	$1,25 \pm 0,24$	$0,02 \pm 0,00$	$0,46 \pm 0,21$	$0,73 \pm 0,33$	$0,26 \pm 0,01$
M4	$0,03 \pm 0,00$	$0,16 \pm 0,03$	$0,05 \pm 0,02$	$0,08 \pm 0,01$	$0,08 \pm 0,00$	$0,16 \pm 0,07$	$0,01 \pm 0,00$	$0,09 \pm 0,04$	$0,01 \pm 0,00$	$0,02 \pm 0,00$

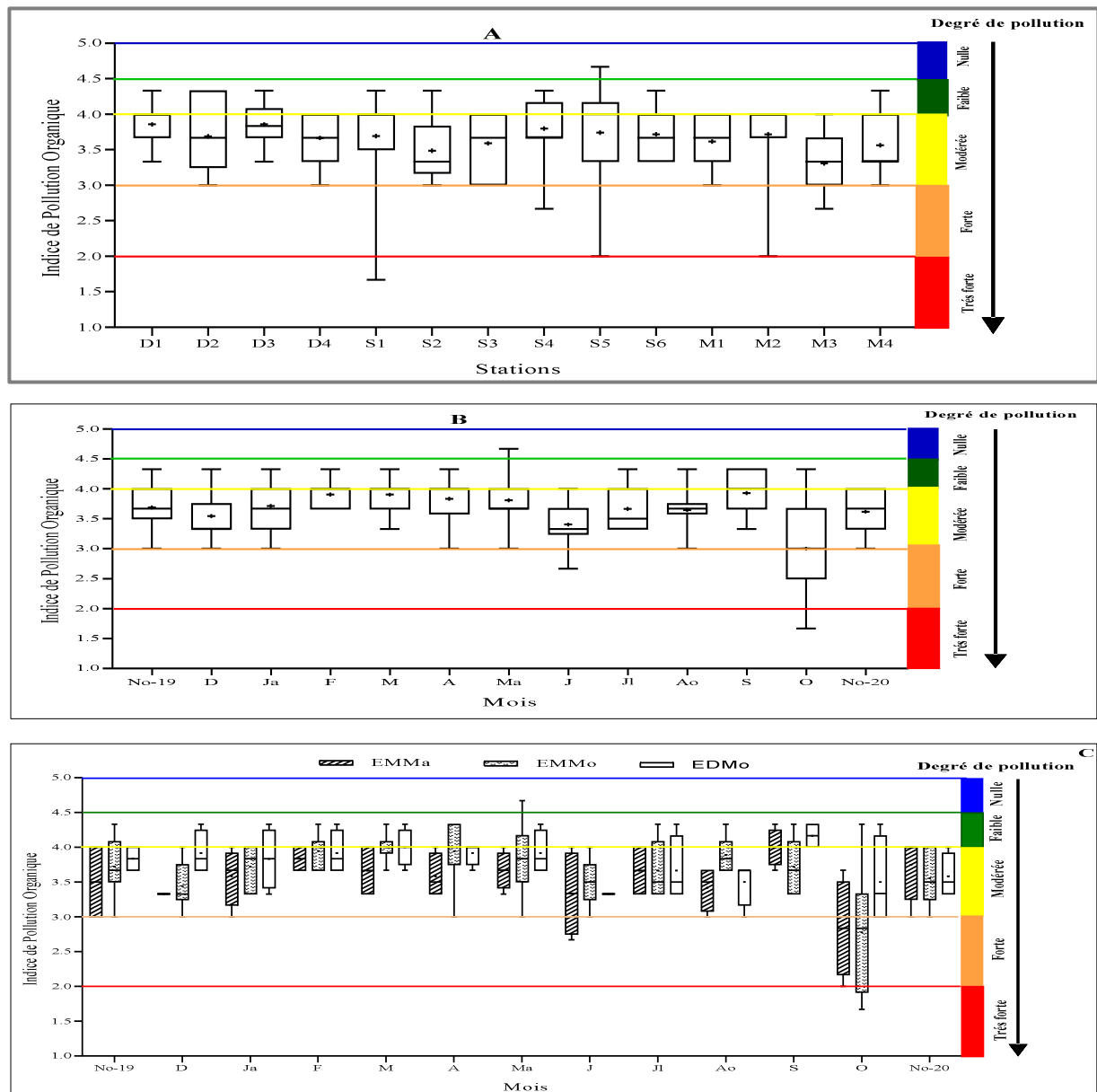
Dans les EMMA, la station M1 est la plus concentrée en manganèse ( $4,85 \pm 1,72 \mu\text{g/L}$ ) et en plomb ( $5,35 \pm 1,47 \mu\text{g/L}$ ). Le manganèse ( $2,32 \pm 0,64 \mu\text{g/L}$ ) est le plus abondant à la station M2. A la station M3 les teneurs en métaux sont faibles dans l'eau, le cuivre est le plus concentré avec une valeur moyenne de  $1,25 \pm 0,24$ . Les concentrations en éléments trace métalliques restent dans l'ensemble très faibles à la la station M4 avec des valeurs qui ne dépassent pas  $0,2 \mu\text{g/L}$ .

### III.1.1.5. Indice de Pollution Organique (IPO)

L'IPO calculé à partir des concentrations en orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) et nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ), est représenté à la figure 40. Dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise, il a présenté les valeurs variant d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre avec une moyenne de  $3,66 \pm 0,46$  pendant la période d'étude. Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les valeurs obtenues dans les différentes stations ( $p = 0,07$ ). Par contre, le test U de Man Whitney a révélé des différences significatives

sur le plan mensuel ( $p = 0,0002$ ), entre le mois d'octobre 2020 et tous les autres mois exceptés les mois de décembre 2019 et juin 2020.

Dans les EDMo, les valeurs de cet indice ont oscillé entre 3 (D2 et D4 en octobre) et 4,34 (D1 en août, septembre et octobre) autour d'une moyenne de  $3,77 \pm 0,37$  (Figure 40A et B). Le test de H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,62$ ) et les mois ( $p = 0,07$ ).



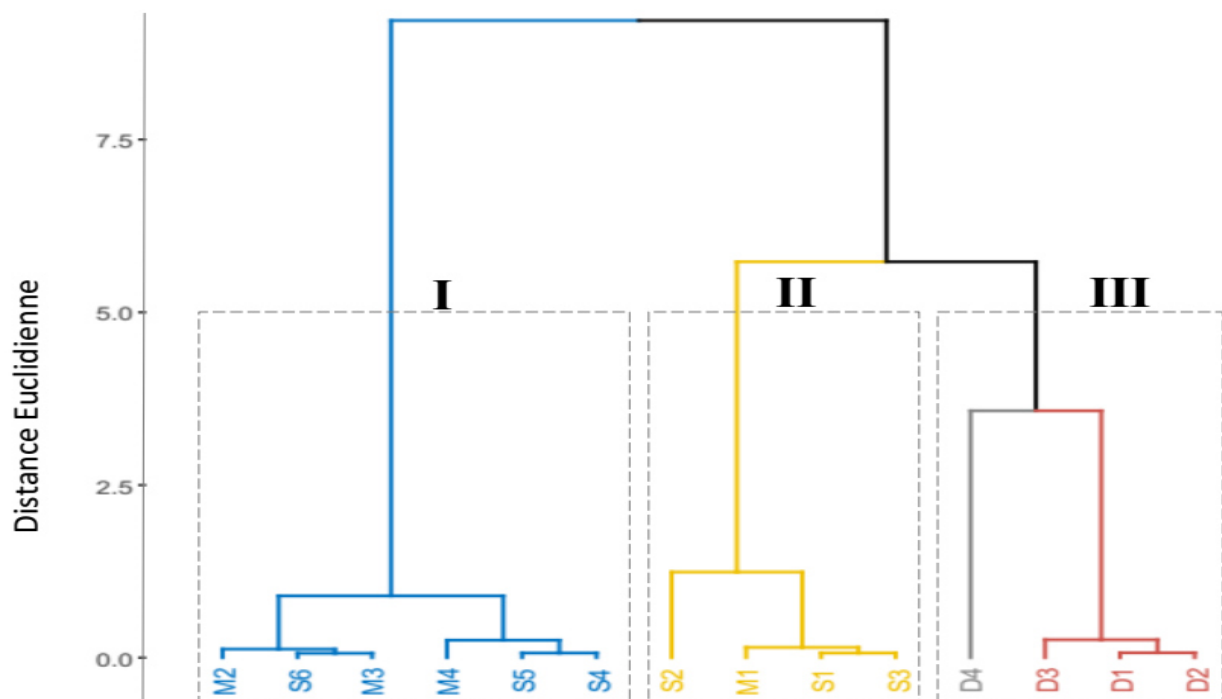
**Figure 40 :** Variation des valeurs de l'IPO sur le plan spatial (A), temporel (B) et spatio-temporel (C) durant la période d'étude. *No-19 = Novembre 2019, D = décembre, Ja = janvier, F = février, M = mars, A = avril, Ma = mai, J = juin, Jl = juillet, Ao = août, S = septembre, O = octobre, No-20 = novembre 2020*

En EMMo, cet indice a présenté des valeurs variant entre 1,67 (S1 en octobre) et 4,6 (S4 et S5 en mai) autour d'une moyenne de  $3,67 \pm 0,51$  (Figures 40A et B). Le test de H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,32$ ) et les mois ( $p = 0,56$ ). Dans les EMMa, les valeurs de l'IPO ont fluctué entre 2 (M2 en octobre) et 4,33 (M4 en septembre) autour d'une moyenne de  $3,55 \pm 0,46$  (Figures 40A et B). Le test de H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les mois ( $p = 0,56$ ). Par contre, le test U de de Man Whitney révèle des différences significatives entre les stations M3 et M2 ( $p = 0,005$ ).

Pour cet indice, le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les différentes zones ( $p > 0,05$ ) (Figure 40C).

### III.1.1.6. Typologie abiotique des stations

La typologie abiotique réalisée par l'analyse de classification Hiérarchique (ACH) a permis de classer les stations d'échantillonnage en trois groupes (Figure 41).



**Figure 41** : Classification hiérarchique des stations d'échantillonnage à partir des valeurs des variables physiques et chimiques enregistrées pendant l'étude. **NB** : les chiffres romains **I**, **II** et **III** désignent les groupes constitués.

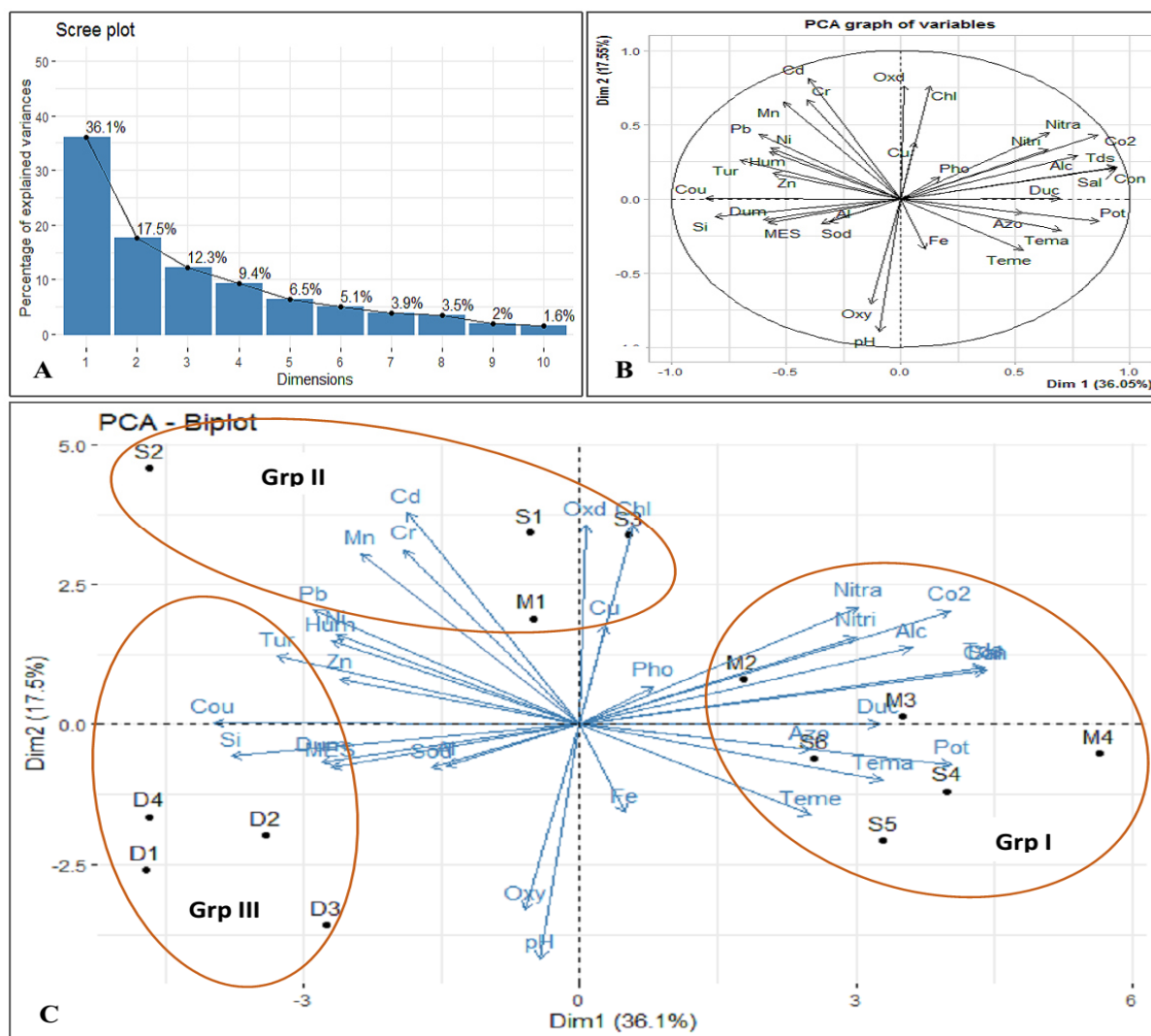
Le groupe I est constitué des stations M2, S6, M3, M4, S5 et S4, toutes situées en zone d'influence marine. Le groupe II est composé également des stations situées en zone marine, à

savoir S2, M1, S1 et S3. Enfin, le groupe III est principalement composé des stations situées en zone d'influence dulcicole, à savoir D4, D3, D1 et D2.

Une Analyse en Composantes Principales (ACP) permet de déterminer les paramètres physicochimiques caractéristiques des différents groupes. La matrice analysée est un tableau de 33 colonnes correspondant aux paramètres environnementaux pris en compte et 182 lignes représentant les échantillons prélevés dans les 14 stations d'échantillonnage pendant les 13 mois d'étude. L'essentiel de la variance totale est fourni sur les deux premières dimensions (Dim 1 et Dim 2) ou axes factoriels F1 (36,05 %) et F2 (17,55 %) qui cumulent 53.6 % de l'inertie totale (Figure 42A).

Sur le cercle de corrélation (Figure 42B), le dioxyde de carbone, nitrates, nitrites, solides totaux dissous, conductivité électrique, salinité, potassium, alcalinité, dureté calcique et température ambiante sont d'une part, significativement et positivement corrélés entre eux et, d'autre part, significativement et positivement corrélés à la dimension 1. De même, la silice, couleur, turbidité, matières en suspensions et dureté magnésique sont significativement et positivement corrélés entre eux, et négativement corrélés à la dimension 1 et au précédent groupe de variables. D'autre part, l'oxydabilité, les éléments chlore, chrome, manganèse et cadmium sont positivement et significativement corrélés à la dimension 2. En revanche, l'Oxygène dissous et le potentiel d'hydrogène sont significativement et négativement associés à la dimension 2. Par ailleurs, le phosphore, fer, azote ammoniacal, température de l'eau, nickel, plomb, aluminium, humidité de l'aire, cuivre, zinc et sodium ne sont pas significativement liés à ces deux dimensions.

La carte factorielle (Figure 42C) présente une distribution des 14 stations d'échantillonnage relativement à leurs caractéristiques physicochimiques. Trois grands groupes de stations se dégagent dans ce plan factoriel. L'axe F1 discrimine en coordonnées négatives les stations D1, D2, D3 et D4 (groupe III), caractérisées par des eaux riches en silice, bien colorées, bien turbides avec de fortes charges en matières en suspension et une dureté magnésique élevée. L'axe F1 isole également dans sa partie positive, les stations M2, S6, M3, M4, S5 et S4 (groupe I) qui se distingue par de très fortes valeurs du CO<sub>2</sub>, TDS, conductivité électrique, salinité, nitrites et ions potassium. L'axe F2 discrimine en coordonnées positives les stations M1, S1, S2 et S3 (groupe II) caractérisées par les valeurs élevées de l'oxydabilité, des ions chlorures, du cadmium et du chrome.



**Figure 42 :** Analyse en Composantes Principales effectuée à partir des données physicochimiques et des métaux lourds dans les différentes stations : (A) Histogramme des valeurs propres, (B) Cercle de corrélation des paramètres physicochimiques et des métaux lourds ; (C) Biplot montrant distribution des stations d'échantillonnage leurs caractéristiques physicochimiques sur le plan factoriel Dim1 \* Dim2. Acronymes : **Al** = Aluminium ; **Azo** = Azote ammoniacal ; **Cd** = Cadmium ; **Chl** = ion Chlorure ; **Cou** = Couleur ; **Con** = conductivité électrique ; **Sal** = salinité ; **Cr** = Chrome ; **Cu** = Cuivre ; ; **Fe** = Fer ; **MES** = Matières En Suspension ; **Mn** = Manganèse ; **Ni** = Nickel ; **Oxy** = Oxygène ; **Pho** = Orthophosphate ; **Pot** = ion Potassium ; **Si** = Silice ; **Sod** = ion Sodium ; **Tema** = Température ambiante **Teme** = Température de l'eau ; **Tur** = Turbidité ; **Zn** = Zinc.

### III.1.2. Zooplancton prélevé dans les eaux de mangroves étudiées

#### III.1.2.1. Diversité et répartition des taxons

Au total, 81 espèces zooplanctoniques appartenant à 51 genres, 39 familles et regroupées au sein de 14 ordres ont été identifiées (Tableau 5). Ces espèces appartiennent à huit groupes zooplanctoniques dont cinq sont holoplanctoniques (Rotifères, Copépodes, Cladocères,

Ostracodes et Chétognathes) et trois sont méroplanctoniques (Urochordés, Décapodes et Mysidacés).

**Tableau 5** : Richesse taxonomique du zooplancton des eaux des mangroves de la côte littorale camerounaise pendant la période d'étude

Cycle biologique	Groupes	Ordres	Familles	Genres	Espèces
<b>Holozooplancton</b>	Rotifères	3	12	14	30
	Copépodes	3	11	14	22
	Cladocères	3	5	11	16
	Ostracodes	1	2	3	3
	Chétognathes	1	1	1	1
<b>Mérozooplancton</b>	Urochordés (larves)	1	2	2	2
	Décapodes (larves)	1	5	5	6
	Mysidacés (larves)	1	1	1	1
<b>Totaux</b>	<b>08</b>	<b>14</b>	<b>39</b>	<b>51</b>	<b>81</b>

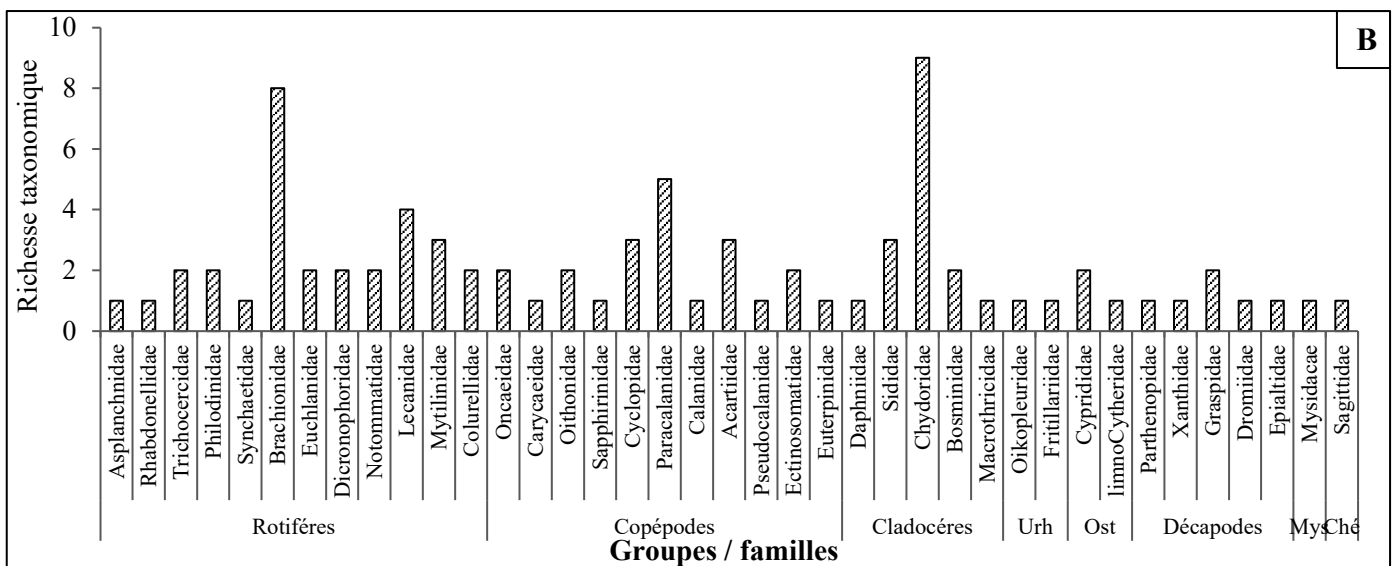
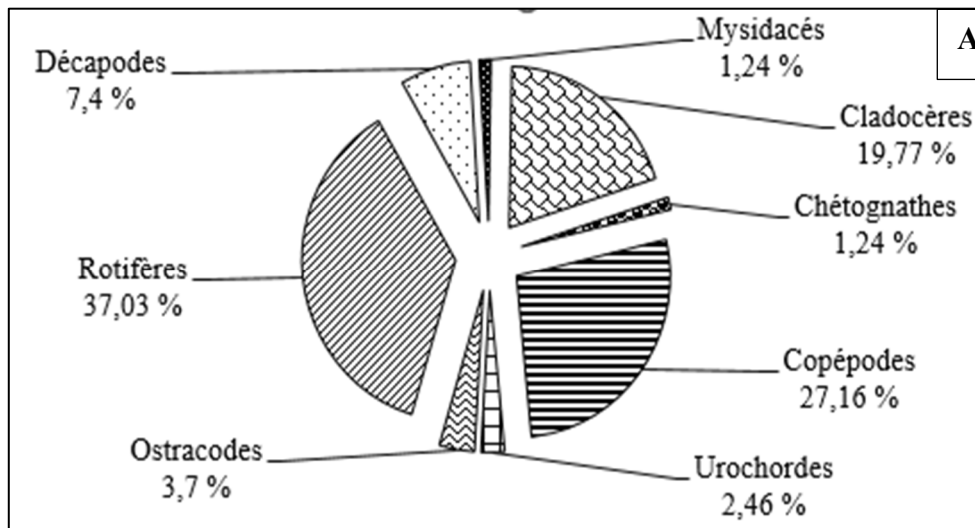
Les Rotifères recensés dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise représentent 37,03% du nombre total d'espèces identifiées (Figure 43A). Parmi les 03 ordres identifiés, les Ploima dominant avec 10 familles dont celle des Brachionidae plus diversifiée avec 10 espèces, Viennent ensuite les familles des Lecanidae et des Mytilinidae avec respectivement 04 et 03 espèces (Figure 43B). L'ordre des Bdelloïda quant à lui est représenté par l'unique famille des Philodinidae qui compte 02 espèces. Quant à l'ordre des Choréotrichides, il est représenté également par l'unique famille des Rhabdonellidae qui compte une seule espèce.

Les Copépodes recensés représentent 27,16% du nombre total d'espèces identifiées (Figure 43A). Parmi les 03 ordres identifiés, les Cyclopoïdes dominant avec 05 familles dont celle des Cyclopidae plus diversifiée avec 03 espèces, suivie des Oithonidae et Oncaeiidae avec 02 espèces chacune. Pour ce qui est de l'ordre des Calanoïdes, il est représenté par 04 familles dont la plus dominante est celle des Paracalanidae avec 05 espèces. Viennent ensuite les familles des Acartiidae avec 03 espèces et celles des Pseudocalanidae et Calanidae avec une seule espèce chacune. Quant à l'ordre des Hapaticoides, il est représenté par 02 familles (Ectinosomatidae avec 02 espèces et Euterpinidae avec 01 espèce) (Figure 43B).

Les cladocères récoltés représentent 19,75 % du nombre total d'espèces identifiées (Figure 43A). Des 03 ordres identifiés, les Anomopodes dominant avec 03 familles dont celle des Chydoridae plus diversifiée avec 09 espèces, suivie des Bosminidae avec 02 espèces et des

que Macrothricidae avec une seule espèce. Les ordres des Ctenopoda et Cladocera ne présentent qu'une seule famille chacune (Figure 43B).

Les Décapodes recensés représentent 7,4 % du nombre total des espèces identifiées (Figure 43A). Seul l'ordre des décapoda a été identifié. Cet ordre a présenté 05 familles. La plus riche en espèces a été celle des Graspidae avec 02 espèces. Les familles des Xanthidae, Dromiidae et Epialtidae ont été les moins riche avec une seule espèce (Figure 43B).



**Figure 43 :** Abondance relative des différentes familles zooplanctoniques récoltées dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise : **Ché** = Chétognathes, **Mys** = Mysidacés, **Mys** = Mysidacés, **Urh** = Urochordés, **Ost** = Ostracodes.

Les Ostracodes recensés représentent 3,7 % du nombre total d'espèces identifiées (Figure 43A). Seul l'ordre des Podocopida a été identifié. Cet ordre a présenté 02 familles dont les Cyprididae avec 02 espèces et les Limnocytheridae avec une seule espèce (Figure 43B).

Les Urochordés recensés représentent 2,46 % du nombre total d'espèces identifiées (Figure 43A). Seul l'ordre des Copélata a été identifié. Cet ordre est représenté par 02 familles dont les Oikopleuridae et les Fritillaridae avec également une seule espèce chacune (Figure 43B).

Les Chétognathes et les Mysidacés recensés représentent chacun 1,24% du nombre total des espèces identifiées (Figure 43A). Ils ont été représentés chacun par un seul ordre, une famille et une espèce. Il s'agit de l'espèce *Sagitta* sp., appartenant à la famille des Sagittidae et à l'ordre des Aphragmophora pour les Chétognathes, et de l'espèce *Mysis oculata*, appartenant à la famille des Mysidaceae et à l'ordre des Crustacés pour les Mysidacés (Figure 43B).

#### **III.1.2.1.1. Eaux de mangroves d'influence Dulcicole de Mouanko (EDMo)**

Un total de 64 espèces de zooplancton dont 26 Rotifères, 18 Copépodes, 15 Cladocères, 3 Ostracodes, 1 Urochordés et 1 Décapode a été identifié dans les EDMo. Les Rotifères, les Copépodes et les Cladocères ont été respectivement composés de 10, 09 et 05 familles. Les Ostracodes ont été composés de 02 familles tandis que les Urochordés et les Décapodes n'ont été représentés que par une seule famille chacun (Tableau 6).

Les Rotifères recensés représentent 40,66 % du nombre total d'espèces identifiées dans ce site (Figure 44). Des 10 familles obtenues, celle des Brachionidae est la plus riche avec 08 espèces, suivie des Lecanidae avec 04 espèces. Les Trichocercidae et Mitylinidae sont représentées chacune par 03 espèces. Les Notommatidae et Euchlanidae comprennent 02 espèces chacune. Les Philodinidae, Asplanchnidae, Diconophoridae et Colurellidae ne sont représentées que par une seule espèce chacune (Tableau 6).

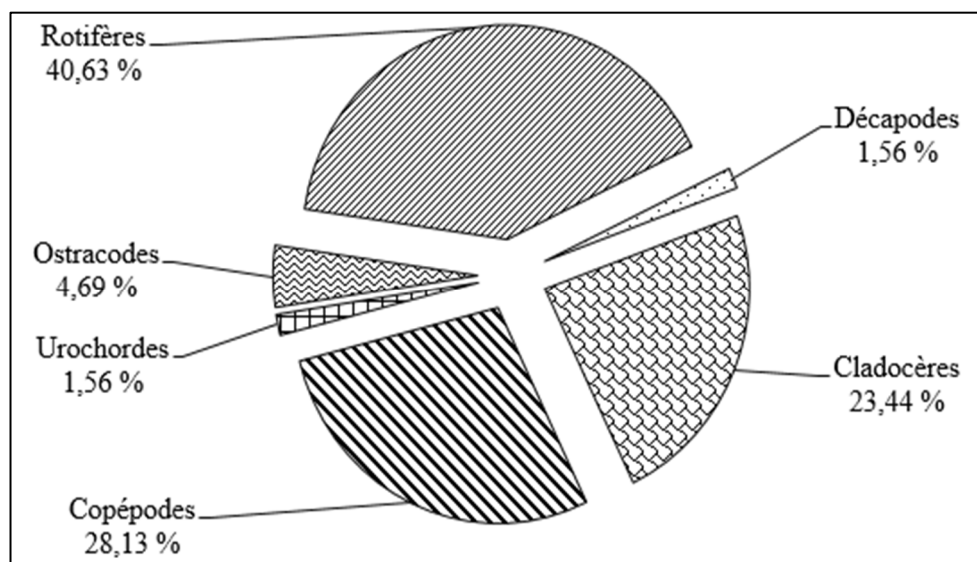
Les Copépodes recensés représentent 28,13 % du nombre total d'espèces identifiées dans ce site (Figure 44). Parmi les 09 familles obtenues, celle des Paracalanidae est la plus riche avec 05 espèces, suivie des Cyclopidae avec 03 espèces. Les familles des Oithonidae, Acartiidae et Ectinosomatidae sont représentées par 02 espèces tandis que celles des Oncaeidae, Calanidae, Pseudocalanidae et Euterpinidae ne sont représentées que par une seule espèce chacune (Tableau 6).

Les Cladocères recensés représentent 23,44% du nombre total d'espèces identifiées (Figure 44). Ils sont représentés par 05 familles. Celle des Chydoridae est la plus riche avec 09 espèces, suivie des Bosminidae et Sididae avec 02 espèces chacune. Les Daphniidae et Macrothricidae sont représentées chacune par une seule espèce (Tableau 6).

Les Ostracodes recensés représentent 4,69 % du nombre total d'espèces identifiées (Figure 44). Ils sont représentés par 02 familles dont Cyprididae plus riches avec 02 espèces et les Limnocytheridae moins riche avec une seule espèce (Tableau 6).

Les Urochordés et les Décapodes recensés représentent chacun 1,56 % du nombre total d'espèces identifiées (Figure 44). Ils sont représentés chacun par une seule famille (Oikopleuridae et Xanthidae respectivement) et une seule espèce (Tableau 6).

Après les stades larvaires de Copépodes qui sont les plus abondants (509 ind.) vient le Copépode *Tropocyclops confinis* avec 56 ind., suivi du Rotifère *Keratella tecta* (49 ind.), des Copépodes *Paracalanus parvus* (34 ind.), *Tropocyclops* sp. (32 ind.) et *Mesocyclops* sp. (27 ind.). Les autres espèces zooplanctoniques récoltées dans cette zone ont présenté des abondances très faibles (en moyenne < 20 ind. / espèce) (Tableau 6).



**Figure 44 :** Abondance relative des groupes zooplanctoniques identifiés dans les EDMo pendant la période d'étude

**Tableau 6** : Liste des abondances (en chiffres) et des fréquences d'occurrence (astérisques) des différentes espèces récoltées au sein des stations des EDMo

Cycle biologique	Groupes	Ordres	Familles	Genres / Espèces	D1	D2	D3	D4	Total		
Holozooplancton	Rotifères (Embranchement)	Bdelloïda	Philodinidae	<i>Rotaria rotatoria</i> (Pallas, 1766)	2*	4*	0*	1*	7		
		Ploima	Asplanchnidae	<i>Asplanchna</i> sp.	3*	8**	0*	4*	15		
			Trichocercidae	<i>Trichocerca chattoni</i> (De Beauchamp, 1907)	5*	0*	6*	4*	15		
				<i>Trichocerca</i> sp.	4*	2*	1*	0*	7		
				<i>Philodina</i> sp.	1*	0*	0*	0*	1		
			Brachionidae	<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)	0*	15***	0*	0*	15		
				<i>Brachionus caudatus</i> (Barrois & Daday, 1894)	1*	5*	0*	12**	18		
				<i>Brachionus</i> sp.	4*	5*	0*	0*	9		
				<i>Keratella serrulata</i> (Ehrenberg, 1838)	0*	0*	0*	5*	5		
				<i>Keratella quadrata</i> (O.F. Mülle, 1776)	6*	6*	0*	7**	19		
				<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	8**	2*	0*	9*	19		
		<i>Keratella</i> sp.		2*	0*	0*	1*	3			
		Euchlanidae	<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrenberg, 1832)	0*	0*	0*	5*	5			
			<i>Euclanis</i> sp.	0*	0*	0*	10**	10			
			Dicronophoridae	<i>Dicranophorus</i> sp.	1*	0*	0*	2*	3		
		Notommatidae	<i>Cephalodella</i> sp.	5**	0*	0*	8**	13			
			<i>Cephalodella gracilis</i> (Ehrenberg, 1830)	0*	0*	0*	2*	2			
		Lecanidae	<i>Lecane</i> sp.	7*	0*	0*	0*	7			
			<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1886)	3*	5*	1*	6*	15			
			<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1930)	3*	0*	3*	0*	6			
			<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	4*	7*	0*	5*	16			
		Mytilinidae	<i>Lepadella ovalis</i> (O.F. Mülle, 1786)	4*	1*	0*	7**	12			
			<i>Lepadella</i> sp.	6**	0*	7**	6**	19			
			<i>Mytilina</i> sp.	0*	0*	0*	1*	1			
		Colurellidae	<i>Colurella obtusa</i> (Gosse, 1986)	2*	0*	3*	0*	5			
		Copépodes (Sous-classe)	Cyclopoida	Oncaeidae	<i>Oncaea clevei</i> (Frucht, 1923)	1*	0*	0*	0*	1	
				Oithonidae	<i>Oithona</i> sp.	0*	2*	0*	2*	4	
					<i>Oithona nana</i> (Giesbrecht, 1892)	3*	3*	3*	2*	11	
				Cyclopidae	<i>Tropocyclops confinis</i> (Kiefer, 1930)	16**	5*	23***	12***	56	
					<i>Tropocyclops</i> sp.	19***	10***	1*	2*	32	
			Calanoida	Paracalanidae	<i>Parvocalanus elegans</i> (Andronov, 1972)	0*	5*	0*	0*	5	
					<i>Paracalanus parvus</i> (Claus, 1863)	7*	6*	15*	6*	34	
					<i>Paracalanus indicus</i> (Wolfenden, 1905)	1*	0*	0*	0*	1	
	<i>Acrocalanus gracilis</i> (Giesbrecht, 1888)				0*	1*	0*	0*	1		
	<i>Acrocalanus longicornis</i> (Giesbrecht, 1888)				0*	1*	9*	1*	11		
	Calanidae			<i>Canthocalanus pouper</i> (Giesbrecht, 1888)	0*	0*	0*	1*	1		
	Acartiidae	<i>Acartia tonsa</i> (Dana, 1849)		1*	7*	7*	1*	16			
		<i>Acartia</i> sp.		0*	0*	0*	3*	3			
	Pseudocalanidae	<i>Pseudodiaptomus</i> sp.		1*	5*	7*	0*	13			
	Hapaticoida	Ectinosomatidae		<i>Microsetella</i> sp.	2*	3*	3*	11*	19		
			<i>Macrosetella</i> sp.	3*	4*	2*	2*	11			
		Euterpinidae	<i>Euterpina acutifrons</i> (Dana, 1848)	0*	1*	0*	3*	4			
	Stades larvaires		<i>Nauplius</i>	43	70	82	45	240			
			<i>Copépodites</i>	82	84	58	45	269			
	Cladocères (Sous-ordres)	Cladocera	Daphniidae	<i>Simocephalus vetulus</i> (O.F. Mülle, 1776)	6*	6*	1*	0*	13		
			Sididae	<i>Diaphanosoma excisum</i> (Sars, 1885)	5*	4*	0*	0*	9		
		Ctenopoda			<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin, 1848)	0*	0*	12*	2*	14	
			Anomopoda	Chydoridae	<i>Alonella excisa</i> (Fischer, 1854)	0*	0*	9**	4*	13	
		<i>Alona costata</i> (Sars, 1962)			6*	0*	5*	3*	14		
		<i>Alona elegans</i> (Kurz, 1875)			5*	0*	4*	0*	9		
		<i>Alona diaphana</i> (King, 1853)			4*	2*	2*	0*	8		
		<i>Chydorus ovalis</i> (Kurz, 1875)			4*	0*	0*	4*	8		
		<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1834)			0*	2*	1*	7**	10		
		<i>Pleuroxus denticulatus</i> (Birge, 1879)			7*	6*	0*	0*	13		
		<i>Pleuroxus trigonellus</i> (O.F. Mülle, 1776)		6*	6*	0*	3*	15			
		<i>Kurzia longirostris</i> (Daday, 1898)		1*	4*	0*	5*	10			
		Bosminidae		<i>Bosmina longirostris</i> (O.F. Mülle, 1776)	0*	9**	0*	2*	11		
				<i>Bosminopsis</i> sp.	2*	0*	2*	0*	4		
		Macrothricidae	<i>Lliocryptus</i> sp.	1*	3*	0*	0*	4			
		Ostracodes	Podocopida	Cyprididae	<i>Cypris</i> sp.	0*	2*	2*	1*	5	
					<i>Eucypris</i> sp.	0*	0*	3*	0*	3	
			Limnocytheridae	<i>Limnocythere</i> sp.	1*	0*	0*	0*	1		
		Mérozooplancton	Urochordes	Copelata	Oikopleuridae	<i>Oikopleura dioica</i> (Fol, 1872)	0*	2*	1*	0*	3
		Décapodes	Decapoda	Xanthidae	Zoés de <i>Pilumnus hintellus</i> (Linnaeus, 1761)	4*	0*	0*	0*	4	
<b>Totaux</b>	<b>6</b>	<b>12</b>	<b>28</b>	<b>64</b>	<b>316</b>	<b>338</b>	<b>293</b>	<b>279</b>	<b>1226</b>		

**Légende** : \* = Espèces accidentelles      \*\* = Espèces accessoires      \*\*\* = Espèces constantes

### III.1.2.1.2. Eaux de mangroves d'influence marine de Mouanko (EMMo)

Au cours de cette étude, 61 sur 81 espèces zooplanctoniques dont 24 Rotifères, 22 Copépodes, 05 Cladocères, 05 Décapodes, 02 Urochordés, 02 Ostracodes et 01 Chétognathes ont été identifiées dans les EMMo. Les larves nauplii ainsi que les copépodites ont également été identifiés (Tableau 7).

Les Rotifères recensés représentent 39,34 % du nombre total d'espèces identifiées (Figure 45). Ils sont composés de 12 familles parmi lesquelles les Brachionidae sont les plus riches avec 05 espèces. Cette famille est suivie successivement les Lecanidae et les Mytilinidae (03 espèces chacune) puis les Trichocercidae, Philodinidae, Euchlanidae et Colurellidae qui comptent chacune 02 espèces. Les familles les moins représentées sont celles des Asplanchnidae, Rhabdonellidae, Synchaetidae, Notommatidae et Dicronophoridae, qui comptent chacune une seule espèce (Tableau 7).

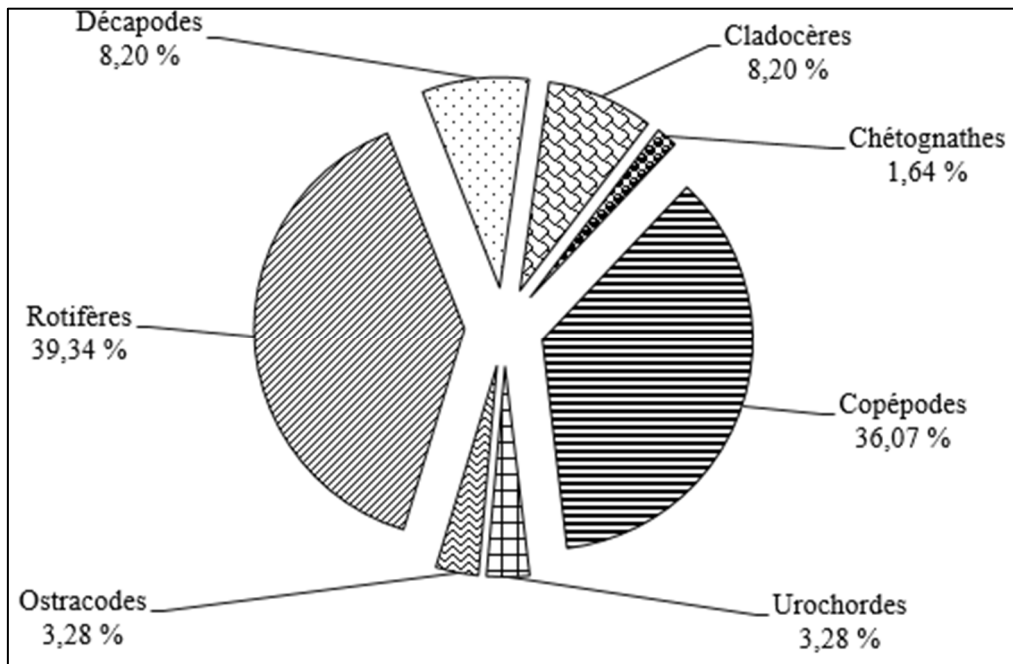
Les Copépodes recensés représentent 36,07 % du nombre total d'espèces identifiées (Figure 45). Ils sont composés de 11 familles, celle des Paracalanidae étant la plus représentée avec 05 espèces. Elle est suivie par celles des Cyclopidae et Acartiidae (03 espèces chacune). Viennent ensuite celles des Oncaedae, Oithonidae et Ectinosomatidae qui comptent 02 espèces chacune. Les moins diversifiées avec une seule espèce sont celles des Carycaeidae, Sapphirinidae, Calanidae, Pseudocalanidae et Euterpinidae (Tableau 7).

Les Cladocères et les Décapodes recensés représentent chacun 8,20 % du nombre total d'espèces identifiées (Figure 45). Ils ont présenté 04 familles chacun. Chez les Cladocères, la famille des Bosminidae était la plus riche avec 02 espèces, suivie des Sididae, Chydoridae et Macrothricidae avec une espèce chacune. Chez les Arthropodes, la famille des Grapsidae domine avec 02 espèces, suivie des Parthénopidae, Xanthidae et Epialtidae avec une seule espèce chacune (Tableau 7).

Les Urochordés recensés représentent 39,34 % du nombre total d'espèces identifiées dans ce site (Figure 45). Ils sont représentés par 02 familles (Oikopleuridae et Fritillaridae) avec une seule espèce chacune (Tableau 7).

Les Ostracodes et les Chétognathes recensés représentent 3,28 % du nombre total d'espèces identifiées (Figure 45). Ils sont les moins représentés avec une seule famille chacun. La famille des Cypridae obtenue chez les Ostracodes est représentée par 02 espèces tandis celle des Sagittidae rencontrée chez les Chétognathes n'en compte qu'une seule (Tableau 7).

Après les stades larvaires de Copépodes qui sont les plus abondants (20174 ind.), le Copéptide *Oithona nana* a suivi avec une abondance totale de 754 ind. Viennent ensuite les Copépodes *Paracalanus parvus* (617 ind.), *Oithona* sp. (307 ind.), *Oncaea clevei* (210 ind.), *Parvocalanus elegans* (256 ind.) et *Paracalanus indicus* (153 ind.) Notons que les autres groupes zooplanctoniques ont présenté des espèces avec des abondances très faibles (en moyenne < 100 ind. / espèce) (Tableau 7).



**Figure 45 :** Abondance relative des groupes zooplanctoniques identifiés dans les EMMo pendant la période d'étude

**Tableau 7 :** Liste des abondances (en chiffres) et des fréquences d'occurrence (astérisques) des différentes espèces récoltées au sein des stations des EMMa.

Cycle biologique	Groupes	Ordres	Familles	Genres / Espèces	S1	S2	S3	S4	S5	S6	Total	
Holozooplanctons	Rotifères	Choréotrichida	Rhabdonellidae	<i>Rhabdonella conica</i> (Campbell, 1929)	0*	0*	0*	7*	7*	0*	2	
		Bdelloïda	Philodinidae	<i>Rotaria rotatoria</i> (Pallas, 1766)	4*	4*	0*	0*	0*	0*	14	
		Ploima	Trichocercidae	<i>Trichocerca chattoni</i> (De Beauchamp, 1907)	0*	0*	2*	0*	0*	0*	0*	2
				<i>Trichocerca</i> sp.	0*	3*	2*	0*	0*	0*	5	
			Asplanchnidae	<i>Asplanchna</i> sp.	0*	0*	2*	0*	0*	0*	8	
			Philodinidae	<i>Philodina</i> sp.	1*	2*	0*	0*	0*	0*	3	
			Synchaetidae	<i>Synchaeta</i> sp.	0*	0*	0*	0*	0*	2*	2	
			Brachionidae	<i>Keratella serrulata</i> (Ehrenberg, 1838)	0*	0*	3*	0*	0*	0*	3	
				<i>Keratella quadrata</i> (O.F. Mülle, 1776)	0*	1*	0*	0*	0*	0*	1	
				<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	0*	5*	0*	0*	5*	0*	10	
				<i>Keratella</i> sp.	0*	1*	0*	2*	0*	0*	3	
				<i>Keratella tecta</i> (Gosse, 1851)	0*	2*	0*	0*	0*	0*	2	
			Euchlanidae	<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrenberg, 1832)	0*	0*	1*	0*	0*	0*	1	
				<i>Euclanis</i> sp.	0*	1*	0*	0*	0*	0*	1	
			Dicronophoridae	<i>Dicranophorus</i> sp.	0*	0*	8*	2*	0*	2*	12	
			Notommatidae	<i>Cephalodella gracilis</i> (Ehrenberg, 1830)	0*	1*	0*	0*	0*	0*	1	
			Lecanidae	<i>Lecane</i> sp.	0*	3*	1*	0*	0*	0*	4	
	<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1886)	5*		1*	4*	0*	1*	2*	13			
	<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1930)	0*		0*	3*	0*	0*	0*	3			
	Mytilinidae	<i>Lepadella ovalis</i> (O.F. Mülle, 1786)	1*	0*	0*	0*	0*	0*	1			
		<i>Lepadella</i> sp.	0*	1*	0*	0*	0*	0*	1			
		<i>Mytilina</i> sp.	2*	0*	0*	0*	0*	0*	2			
	Colurellidae	<i>Colurella obstusa</i> (Gosse, 1986)	7*	0*	2*	0*	0*	0*	9			
		<i>Collurella</i> sp.	3*	1*	0*	2*	0*	0*	6			
	Holozooplanctons	Cyclopoida	Oncaeidae	<i>Oncaea clevei</i> (Fruchtl, 1923)	120****	22**	8**	6*	30**	24**	210	
				<i>Oncaea</i> sp.	94**	29**	5*	33*	23*	2*	186	
			Carycaidae	<i>Corycaeus</i> sp.	11*	9*	0*	78**	33****	25**	156	
			Oithonidae	<i>Oithona</i> sp.	122****	27**	16*	63****	41**	38**	307	
				<i>Oithona nana</i> (Giesbrecht, 1892)	255****	118****	28****	159****	72****	122****	754	
			Sapphirinidae	<i>Capilia mirabilis</i> (Dana, 1849)	30**	0*	0*	37****	15**	37****	119	
			Cyclopidae	<i>Tropocyclops confinis</i> (Kiefer, 1930)	0*	3*	0*	0*	0*	0*	3	
		<i>Tropocyclops</i> sp.		0*	0*	1*	0*	0*	0*	1		
		<i>Mesocyclops</i> sp.		0*	1*	0*	0*	0*	0*	1		
		Calanoida	Paracalanidae	<i>Parvocalanus elegans</i> (Andronov, 1972)	20*	11*	26*	62****	82****	55****	256	
				<i>Paracalanus parvus</i> (Claus, 1863)	6*	16*	38**	154****	258****	145****	617	
				<i>Paracalanus indicus</i> (Wolfenden, 1905)	0*	0*	5*	25**	65****	58****	153	
<i>Acrocalanus gracilis</i> (Giesbrecht, 1888)				18*	2*	1*	6*	0*	2*	29		
<i>Acrocalanus longicornis</i> (Giesbrecht, 1888)				11*	17*	29*	1*	12*	5*	75		
Calanidae			<i>Canthocalanus pouper</i> (Giesbrecht, 1888)	34*	0*	6*	4*	0*	8*	52		
Acartiidae			<i>Acartiella faoensis</i> (Khalaf, 1991)	29*	0*	0*	1*	11*	19*	60		
			<i>Acartia tonsa</i> (Dana, 1849)	58*	13*	41****	5*	21*	0*	138		
			<i>Acartia</i> sp.	12***	9**	45****	3*	35*	0*	104		
Pseudocalanidae			<i>Pseudodiaptomus</i> sp.	39***	2*	26****	2*	16*	1*	86		
Hapaticoida		Ectinosomatidae	<i>Microsetella</i> sp.	51***	11**	12**	15**	16***	12*	117		
			<i>Macrosetella</i> sp.	22***	9**	5**	4*	4*	0*	44		
		Euterpinidae	<i>Euterpina acutifrons</i> (Dana, 1848)	13**	2*	1*	4*	0*	0*	20		
		Stades larvaires	<i>Nauplius</i>	386	180	2319	8020	3137	1740	15782		
			<i>Copépodites</i>	572	222	682	1934	588	394	4392		
Cladocères		Ctenopoda	Sididae	<i>Penilia avirostris</i> (Dana, 1849)	0*	3*	4*	22**	9*	36**	74	
		Anomopoda	Chydoridae	<i>Kurzia longirostris</i> (Daday, 1898)	2*	2*	0*	0*	0*	0*	4	
			Bosminidae	<i>Bosmina longirostris</i> (O.F. Mülle, 1776)	1*	1*	0*	0*	0*	0*	2	
				<i>Bosminopsis</i> sp.	0*	5*	0*	0*	0*	0*	5	
		Macrothricidae	<i>Lliocryptus</i> sp.	1*	0*	0*	0*	0*	0*	1		
Ostracodes		Podocopida	Cyprididae	<i>Cypris</i> sp.	4*	0*	2*	8**	2*	6*	22	
		<i>Eucypris</i> sp.	0*	0*	3*	2*	0*	0*	5			
Chétognathes	Aphragmophora	Sagittidae	<i>Sagitta</i> sp.	0*	0*	3*	9*	4*	1*	17		
Mézooplanctons	Urochordes	Copelata	Oikopleuridae	<i>Oikopleura dioica</i> (Fol, 1872)	0*	7*	10*	8*	46**	20*	91	
			Fritillariidae	<i>Appencularia sicula</i> (Fol, 1872)	0*	6*	4*	21**	23**	13*	67	
	Arthropodes	Décapoda	Parthenopidae	Zoés de <i>Parthenope</i> sp.	0*	0*	2*	2*	4*	2*	10	
			Xanthidae	Zoés de <i>Pilumnus hintellus</i> (Linnaeus, 1761)	1*	2*	5*	3*	0*	3*	14	
			Graspidae	Zoés de <i>Graspidae</i> sp.	0*	1*	1*	0*	0*	3*	5	
				Zoés de <i>Brachyoure</i> sp.	0*	0*	1*	2*	2*	2*	7	
Epialtidae	Zoés de <i>Acanthonyx lunulatus</i> (risso, 1816)	0*	0*	0*	0*	2*	1*	3				
<b>Totaux</b>	<b>7</b>	<b>11</b>	<b>36</b>	<b>61</b>	<b>1935</b>	<b>756</b>	<b>3357</b>	<b>10706</b>	<b>4564</b>	<b>2780</b>	<b>24098</b>	

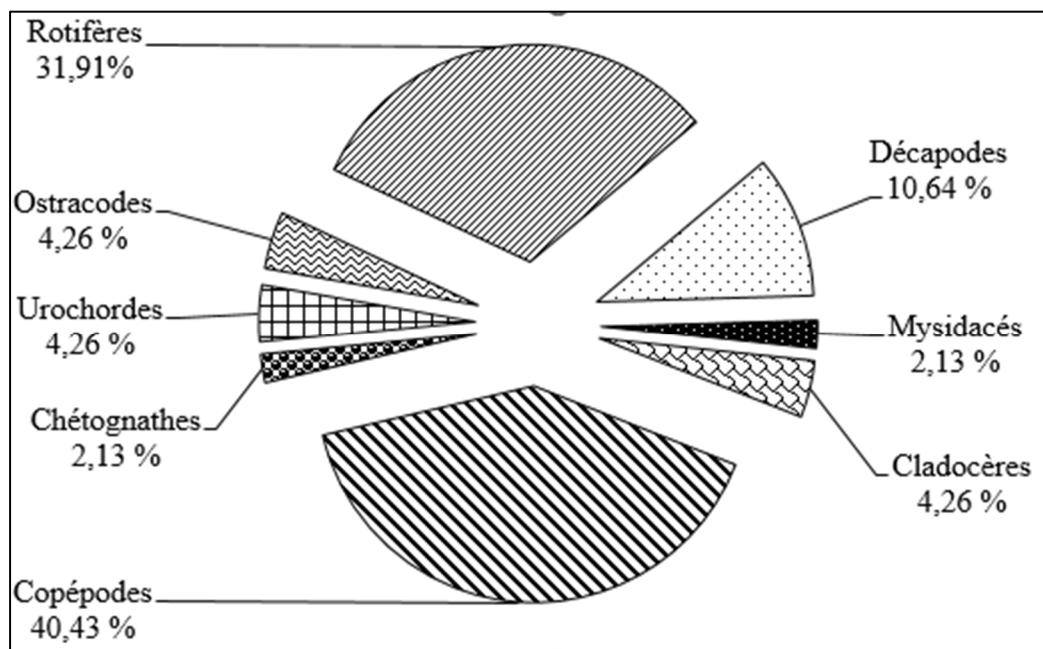
**Légende :** \* = Espèces rares    \*\* = Espèces accessoires    \*\*\* = Espèces constantes    \*\*\*\* = Espèces régulières

### III.1.2.1.3. Eaux de mangroves d'influence marine de Manoka (EMMa)

Un total de 47 espèces zooplanctoniques appartenant à 30 familles a été dénombré dans les EMMa. Cette faune est constituée de 19 espèces de Copépodes, 15 Rotifères, 05 Décapodes. Les Cladocères, Urochordés et Ostracodes ont présenté 02 espèces chacun contre les Chétognathes et les Mysidacés avec une seule espèce. Les larves nauplii et copépodites ont également été identifiés (Tableau 8).

Les Copépodes recensés représentent 40,43 % du nombre total d'espèces identifiées dans ce site. (Figure 46). Ils ont présenté 10 familles. La famille des Paracalanidae est la plus riche avec 05 espèces, suivies de celle des Acartiidae (03 espèces), Oncaeidae, Oithonidae et Ectinosomatidae avec 02 espèces chacune. Les Carycaeiidae, Sapphiridae, Calanidae, Pseudocalanidae et Euterpinidae occupent la dernière place avec une seule espèce chacune (Tableau 8).

Les Rotifères recensés représentent 31,91 % du nombre total d'espèces identifiées (Figure 46). Ils sont regroupés au sein de 09 familles, celle des Lecanidae est la plus riche avec 03 espèces, suivie des Trichocercidae, Brachionidae, Euchlanidae et Colurellidae avec 02 espèces chacune. Enfin, les Philodinidae, Synchaetidae, Dinophoridae et Netommatidae sont les moins représentées avec une seule espèce chacune (Tableau 8).



**Figure 46 :** Abondance relative des groupes zooplanctoniques identifiés dans les EMMa pendant la période d'étude

**Tableau 8** : Liste des abondances (en chiffres) et des fréquences d'occurrence (astérisque) des différentes espèces récoltées au sein des stations des EMMA.

Cycle biologique	Groupes	Ordres	Familles	Genres / Espèces	M1	M2	M3	M4	Total	
Holozooplanktons	Rotifères	Ploima	Bdelloïda	Philodinidae	<i>Rotaria rotatoria</i> (Pallas, 1766)	0*	0*	0*	2*	2
			Trichocercidae		<i>Trichocerca</i> sp.	0*	0*	1*	0*	1
					<i>Trichocerca chattoni</i> (De Beauchamp, 1907)	0*	0*	1*	0*	1
			Synchaetidae		<i>Sychaeta</i> sp.	3*	0*	0*	0*	3
			Brachionidae		<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	1*	1*	0*	2*	4
					<i>Keratella</i> sp.	0*	0*	0*	3*	3
			Euchlanidae		<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrenberg, 1832)	0*	0*	1*	2*	3
					<i>Euclanis</i> sp.	0*	0*	0*	1*	1
			Dicronophoridae		<i>Dicranophorus</i> sp.	0*	18*	4*	4*	26
			Notommatidae		<i>Cephalodella</i> sp.	0*	0*	0*	1*	1
	Lecanidae		<i>Lecane</i> sp.	0*	1*	0*	0*	1		
			<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1886)	0*	1*	0*	0*	1		
			<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1930)	0*	0*	4*	0*	4		
	Colurellidae		<i>Colurella obstusa</i> (Gosse, 1986)	0*	1*	0*	0*	1		
			<i>Collurella</i> sp.	1*	4*	1*	0*	6		
	Copépodes	Cyclopoida	Oncaeidae		<i>Oncaea clevei</i> (Fruchtl, 1923)	35**	2*	15*	6**	58
					<i>Oncaea</i> sp.	31*	7****	14*	4*	56
			Carycaeiidae		<i>Corycaeus</i> sp.	13*	37****	29**	17**	96
			Oithonidae		<i>Oithona</i> sp.	28**	35**	22*	19*	104
				<i>Oithona nana</i> (Giesbrecht, 1892)	67****	52****	43****	28****	190	
		Sapphirinidae		<i>Capilia mirabilis</i> (Dana, 1849)	9*	18**	12**	13**	52	
		Calanoida	Paracalanidae		<i>Parvocalanus elegans</i> (Andronov, 1972)	63**	53**	44****	52****	212
					<i>Paracalanus parvus</i> (Claus, 1863)	56**	131****	112****	129****	428
					<i>Paracalanus indicus</i> (Wolfenden, 1905)	16*	46**	40**	25**	127
					<i>Acrocalanus gracilis</i> (Giesbrecht, 1888)	7*	6*	2*	3*	18
				<i>Acrocalanus longicornis</i> (Giesbrecht, 1888)	35*	16*	10*	15**	76	
			Calanidae		<i>Canthocalanus pouper</i> (Giesbrecht, 1888)	9*	2*	2*	0*	13
			Acartiidae		<i>Acartiella faoensis</i> (Khalaf, 1991)	13*	6**	10*	4*	33
					<i>Acartia tonsa</i> (Dana, 1849)	26**	14*	24*	8*	72
				<i>Acartia</i> sp.	51****	17*	7*	1*	76	
		Pseudocalanidae		<i>Pseudodiaptomus</i> sp.	32**	3*	0*	2*	37	
		Hapaticoida	Ectinosomatidae		<i>Microsetella</i> sp.	24**	17**	14**	22****	77
					<i>Macrosetella</i> sp.	7*	5*	7**	8**	27
			Euterpinae		<i>Euterpina acutifrons</i> (Dana, 1848)	3*	3*	3*	4*	13
		Stades larvaire			<i>Nauplius</i>	413	370	425	325	1533
				<i>Copépodites</i>	469	497	558	418	1942	
	Cladocères	Cladocera	Daphniidae		<i>Simocephalus vetulus</i> (O.F. Mülle, 1776)	4*	0*	0*	0*	4
		Ctenopoda	Sididae		<i>Penilia avirostris</i> (Dana, 1849)	26**	7*	10**	14**	57
	Ostracodes	Podocopida	Cyprididae		<i>Cypris</i> sp.	3*	3*	0*	10**	16
					<i>Eucypris</i> sp.	2*	1*	1*	4*	8
	Chétognathes	Aphragmophora	Sagittidae		<i>Sagitta</i> sp.	0*	14*	20*	0*	34
	Mérozooplanktons	Urochordes	Copelata	Oikopleuridae		<i>Oikopleura dioica</i> (Fol, 1872)	4	18	18	10
Fritillariidae					<i>Appencularia sicula</i> (Fol, 1872)	5	24	10	10	49
Arthropode		Decapoda	Parthenopidae		Zoés de <i>Parthenope</i> sp.	6*	0*	1*	0*	7
			Xanthidae		Zoés de <i>Pilumnus hintellus</i> (Linnaeus, 1761)	2*	0*	4*	1*	7
			Graspidae		Zoés de <i>Graspidae</i> sp.	2*	5*	0*	0*	7
					Zoés de <i>Brachyoure</i> sp.	1*	3*	0*	0*	4
Dromiidae			Zoés de <i>Dromia personata</i> (Linnaeus, 1758)	1*	0*	0*	0*	1		
Mysidacés	Crustacés	Mysidacae		<i>Mysis oculata</i> (Fabricius, 1780)	0*	1*	0*	0*	1	
<b>Totaux</b>	<b>8</b>	<b>12</b>	<b>30</b>	<b>47</b>	<b>1468</b>	<b>1439</b>	<b>1469</b>	<b>1167</b>	<b>5543</b>	

**Légende :** \* = Espèces rares      \*\* = Espèces accessoires      \*\*\* = Espèces constantes      \*\*\*\* = Espèces régulières

Les Décapodes recensés représentent 10,66 % du nombre total d'espèces identifiées (Figure 46). Ils ont été regroupés en 04 familles, les Graspidae étant plus riches avec 02 espèces par rapport aux Parthénopidae, Xanthidae et Droniidae moins diversifiées avec une seule espèce chacune (Tableau 8).

Les Cladocères, Urochordés et Ostracodes recensés représentent chacun 4,26 % du nombre total d'espèces identifiées (Figure 46). Les Cladocères et Urochordés sont regroupés dans 02 familles chacun, dont les Daphniidae et Sididae pour les Cladocères puis les Oikopleuridae et Fritilariidae pour les Urochordés, chacune ayant présenté une seule espèce. Les Ostracodes ont présenté une seule famille (Cyprididae) et deux espèces (Tableau 8).

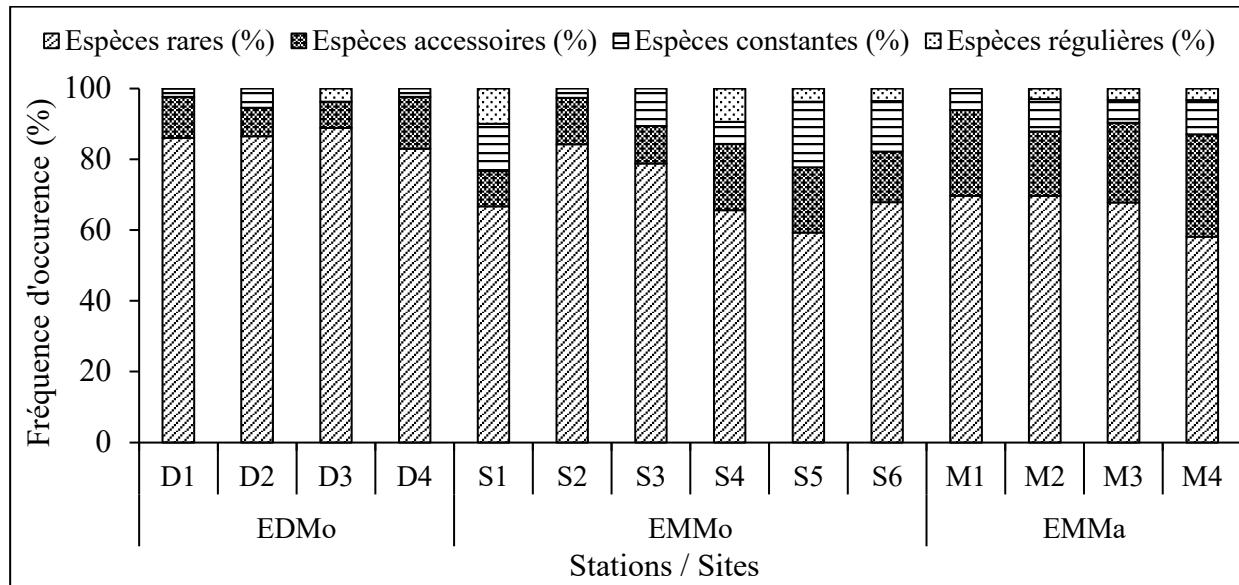
Les Chétognathes et les Mysidacés recensés représentent 2,13 % du nombre total d'espèces identifiées (Figure 46). Ils ont présenté une seule famille chacun dont les Sagittidae chez les Chétognathes et les Mysidacae chez les Mysidacés, chacune représentée par une seule espèce (Tableau 8).

Après les stades larvaires de Copépodes qui sont les plus abondants (3475 ind.), le Copépe *Paracalanus parvus* présente une abondance totale de 428 ind. Viennent ensuite les Copépodes *Parvocalanus elegans* (212 ind.), *Oithona nana* (190 ind.), *Paracalanus indicus* (127 ind.) et *Oithona* sp (104 ind.). Notons que les autres groupes zooplanctoniques ont présenté des espèces avec des abondances très faibles (en moyenne < 60 ind. / espèce) (Tableau 8).

### **III.1.2.2. Fréquence d'occurrence des espèces aux différentes stations d'étude**

Le calcul des fréquences d'occurrence des espèces zooplanctoniques récoltées montre que les espèces régulières représentent 2,84 % de l'ensemble des espèces rencontrées le long de notre étude. Elles sont plus présentes dans le site à influence marine de Mouanko, plus précisément dans les stations S1 et S4. Les espèces constantes représentent 7,64 % de l'ensemble des espèces rencontrées. Elles sont présentes au niveau de toutes les stations de chaque site d'étude exceptée la station D3 du site à influence dulcicole de Mouanko, mais plus nombreuses dans les stations S1, S5 et S6 du site sous influence marine de Mouanko. Les espèces accessoires ont représenté 15,79 % de l'ensemble des espèces identifiées durant cette étude. Elles sont présentes dans toutes les stations des trois sites étudiés mais, plus nombreuses dans les stations du site à influence marine de Manoka. Les espèces rares, plus nombreux que les précédentes ont représentés jusqu'à 73,71 % de l'ensemble des espèces rencontrées dans cette étude. Elles sont présentes dans toutes les stations de chaque site avec un nombre plus élevé dans les stations du site sous influence dulcicole de Mouanko (D1, D2, D3 et D4) et les stations S2 et S3 du site à influence marine de Mouanko. Excepté *Penilia avirostris* qui est un

Cladocère, les espèces accessoires, constantes et régulières identifiées appartiennent au groupe des Copépodes (Tableaux 6,7 et 8 ; Figure 47).



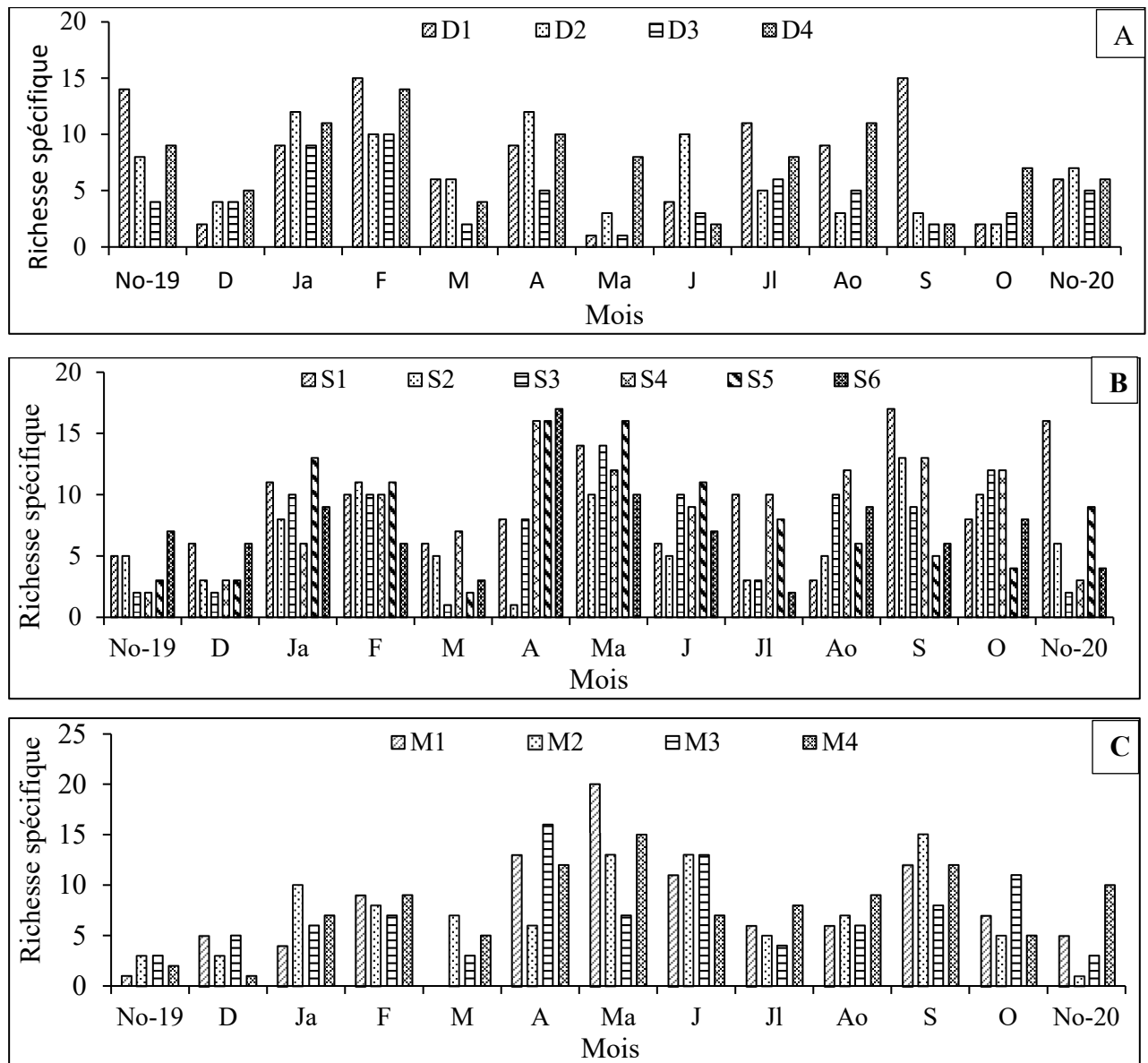
**Figure 47 :** Fréquence d'occurrence des espèces aux différentes stations d'échantillonnage durant la période d'étude.

### III.1.2.3. Variation de la richesse spécifique

#### III.1.2.3.1. Variation spatio - temporelle

Globalement, la richesse spécifique obtenue au sein des mangroves, à chaque station d'échantillonnage et d'un mois à l'autre, a varié entre 0 et 20 espèces avec une moyenne de  $7,40 \pm 0,3$  espèces (Figure 49). Le test H de Kruskal-Wallis n'a révélé aucune différence significative entre les stations de chaque site d'étude ( $p > 0,05$ ).

Dans les EDMo, cette richesse a varié entre 1 (D1 et D3 en mai) et 15 (D1 en février et septembre) avec une moyenne de  $6,61 \pm 0,53$  espèces (Figure 48A). Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative sur le plan spatial ( $p > 0,92$ ). Le mois de février a présenté la plus grande richesse spécifique ( $12,25 \pm 0,62$  espèces) tandis que le mois de mars a présenté la plus faible ( $3,25 \pm 0,82$  espèces). Le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre les différents mois ( $p < 0,01$ ).



**Figure 48 :** Variation spatio-temporelle de la richesse spécifique durant la période d'étude : **A** = EMMo, **B** = EMMa, **C** = EDMo.

Dans les EMMo, la richesse spécifique a oscillé entre 1 (S5 en mars, S6 en avril) et 17 (S1 en septembre, S6 en avril) avec une moyenne de  $7,87 \pm 0,48$  espèces (Figure 48B). Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative sur le plan spatial ( $p = 0,56$ ). Le mois de mai a présenté la plus grande richesse spécifique ( $12,66 \pm 0,81$  espèces) tandis que le mois de décembre a présenté la plus faible ( $3,83 \pm 0,72$  espèces). Le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre les différents mois ( $p < 0,001$ ).

Concernant les EMMa, la richesse spécifique a fluctué entre 0 (M1 en mars) et 20 (M3 en mars) avec une moyenne de  $7,43 \pm 0,6$  espèces (Figure 48C). Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les stations de ce site ( $p = 0,92$ ). Le mois de

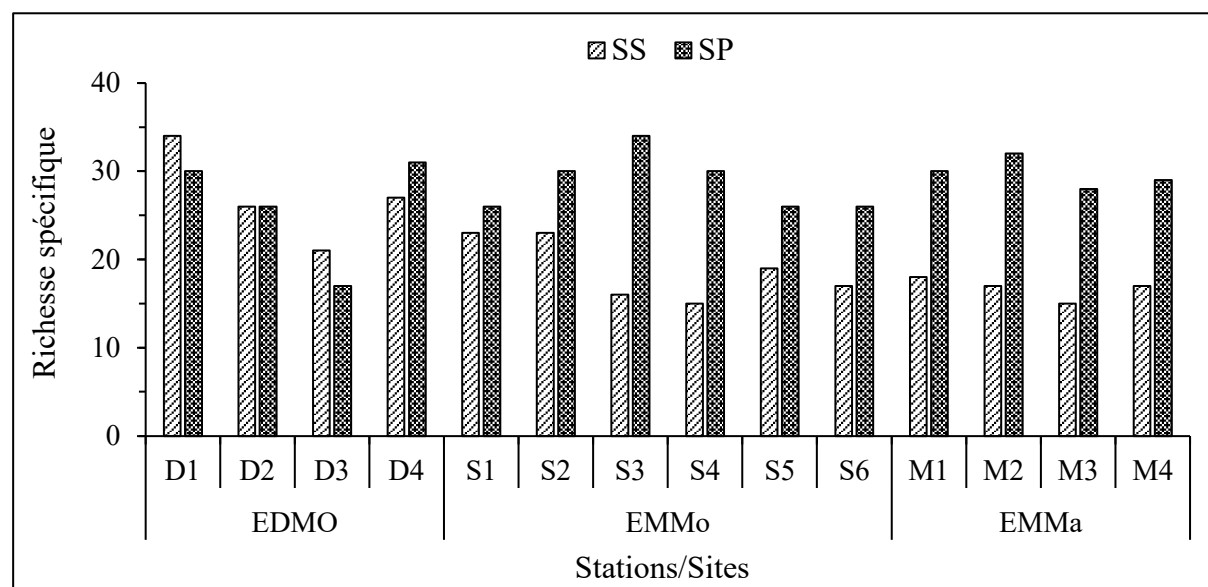
juin a présenté la plus grande richesse spécifique ( $13,75 \pm 1,6$  espèces) et le mois de décembre a présenté la plus faible ( $2,25 \pm 0,82$  espèces). Le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives sur le plan mensuel ( $p < 0,0005$ ).

Les richesses spécifiques zooplanctoniques n'ont pas varié significativement d'un site à l'autre pendant la période d'étude (test H de Kruskal-Wallis ;  $p > 0,24$ ), mais les espèces obtenues à chaque fois n'ont pas toujours été les mêmes.

### III.1.2.3.2. Variation saisonnière

En saison sèche, la richesse spécifique dans les EDMo a varié de 21 à 34 espèces avec une moyenne de  $16,75 \pm 0,44$  espèces. Dans les EMMo, elle a varié entre 15 et 23 espèces avec une moyenne de  $18,83 \pm 0,98$  espèces et de 18 à 15 espèces avec une moyenne de  $16,75 \pm 0,44$  espèces dans les EMMa. En saison pluvieuse cette richesse a varié entre 17 à 31 espèces avec une moyenne de  $26 \pm 2,25$  espèces dans les EDMo, Dans les EMMo, elle a varié de 26 à 34 espèces avec une moyenne de  $28,66 \pm 0,94$  espèces puis de 28 à 32 espèces avec une moyenne de  $29,75 \pm 0,6$  espèces dans les EMMa (Figure 49).

Le test U de Mann-Whitney a montré que les valeurs de la richesse spécifique sont significativement différentes entre les deux saisons dans les EMMo ( $p = 0,002$ ) et les EMMa ( $p = 0,01$ ). Par contre, ce test indique que ces valeurs ne diffèrent pas d'une saison à l'autre dans les EDMo ( $p = 0,82$ ).



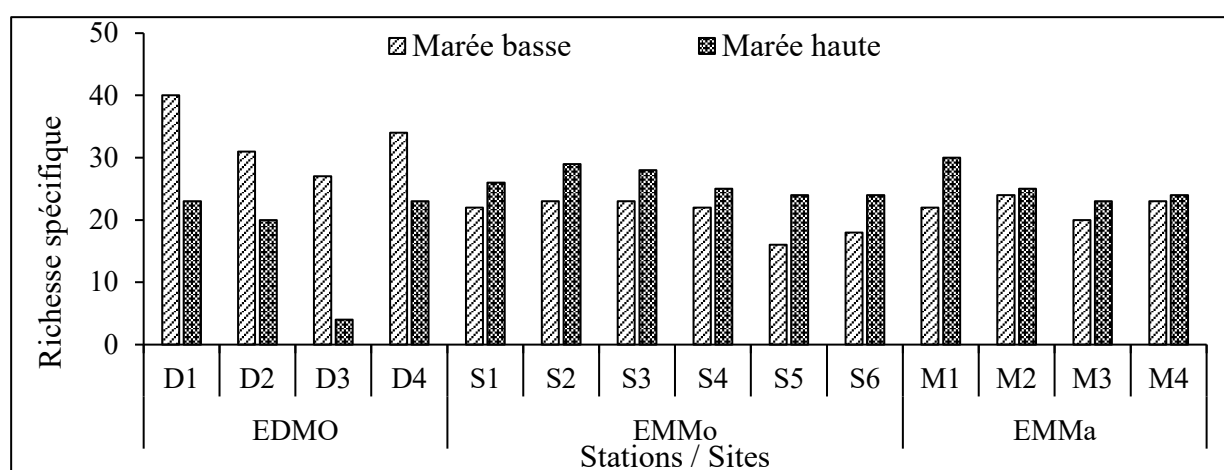
**Figure 49 :** Variation spatio-saisonnière de la richesse spécifique durant la période d'étude

### III.1.2.3.3. Variation en fonction du régime des marées

La richesse spécifique au cours de cette étude a varié d'une station à l'autre que l'on soit en marée haute ou en marée basse. Elle a varié entre 4 et 40 espèces (Figure 50).

La plus faible valeur de la richesse spécifique ( $S = 04$ ) a été obtenue en marée haute à la station D3 située dans les EDMo. Cependant, les valeurs les plus élevées ( $S = 34$  et  $40$ ) ont été obtenues en marée basse respectivement aux stations D4 et D1 situées également dans les EDMo. La comparaison des valeurs de la richesse spécifique montre qu'elle est plus élevée en marée basse ( $33 \pm 1,97$  espèces) qu'en marée haute ( $17,5 \pm 3,23$  espèces) dans les EDMo. Par contre, elle est plus faible en marée basse ( $20,66 \pm 0,84$  et  $22,25 \pm 0,6$  espèces) qu'en marée haute ( $26 \pm 0,6$  et  $25,5 \pm 1,09$  espèces) respectivement dans les EMMo et EMMA (Figure 50).

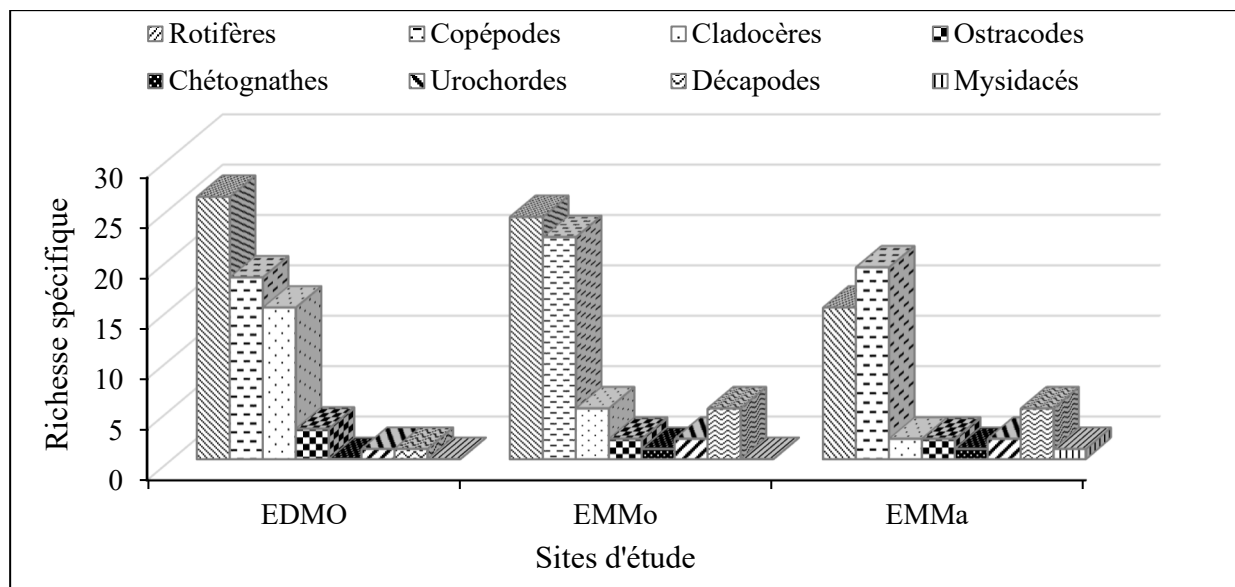
Le test U de Mann-Whitney a montré que la richesse spécifique ne varie pas significativement entre les deux périodes de marées dans les différentes zones (EMMo :  $p = 0,62$  ; EMMo :  $p = 0,53$  ; EDMo :  $p = 0,68$ ).



**Figure 50** : Variation de la richesse spécifique en fonction du régime des marées

### III.1.2.3.4. Variation de la richesse spécifique des groupes zooplanctoniques

La richesse spécifique des différents groupes zooplanctoniques a varié d'un site à l'autre. Dans les EDMo, les Rotifères sont dominants (26 espèces). Ils sont suivis des Copépodes (18 espèces) et des Cladocères (15 espèces). En EMMo, les Rotifères (24 espèces) et les Copépodes (22 espèces) occupent respectivement les premiers et deuxièmes rangs tandis que les Cladocères et les décapodes occupent le troisième rang avec 5 espèces chacune. En EMMA, les Copépodes dominent avec 19 espèces. Ensuite viennent les Rotifères (15 espèces) et les Décapodes avec 5 espèces. Les Ostracodes, Urochordés, Chétognathes et Mysidacés ont obtenu des richesses spécifiques plus faibles pendant toute la période d'étude et sur tous les sites (Figure 51).

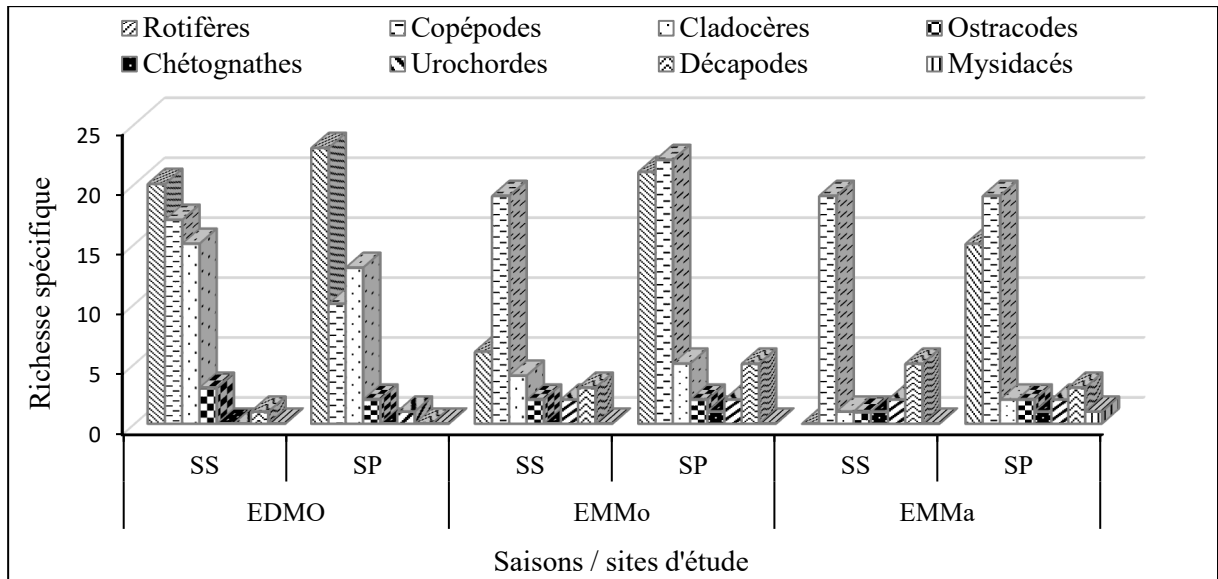


**Figure 51 :** Distribution de la richesse spécifique des groupes zooplanctoniques dans chaque site.

Dans les EDMo, les Rotifères dominent le peuplement à toutes les saisons avec 20 espèces en saison sèche et 23 en saison pluvieuse. Ils sont suivis par les Copépodes (17 espèces) et les Cladocères (15 espèces) en saison sèche ; et par ces mêmes groupes en saison pluvieuse mais avec des richesses spécifiques plus réduites (10 et 13 espèces respectivement). Dans ce site, les autres groupes obtenus présentent chacun un nombre d'espèce inférieur ou égal à 4 que l'on soit en saison sèche ou en saison pluvieuse (Figure 52).

Dans les EMMo, le groupe des Copépodes domine le peuplement à toutes les saisons avec des richesses spécifiques de 19 en saison sèche et 22 en saison pluvieuse. Ce groupe est suivi par celui des Rotifères qui domine également les deux saisons (06 espèces en saison sèche et 21 espèces en saison pluvieuse). Les autres groupes obtenus dans ce site présentent chacun un nombre d'espèce inférieure ou égale à 05 que l'on soit en saison sèche ou en saison pluvieuse (Figure 52).

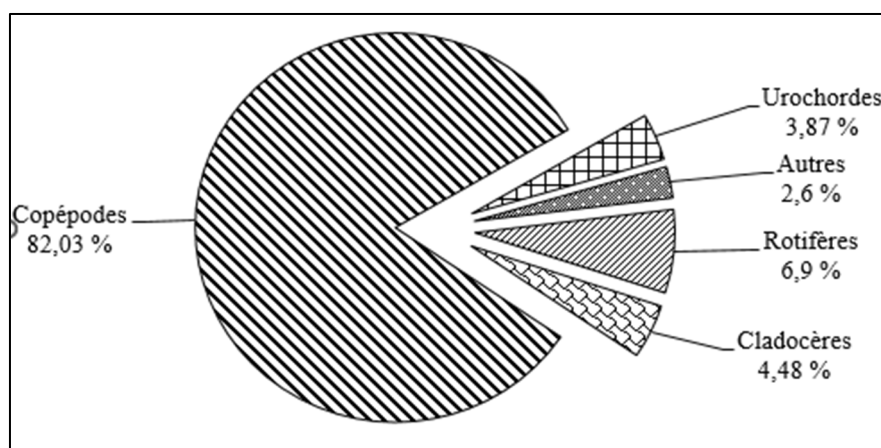
En EMMa le groupe des Copépodes domine également le peuplement. Il présente 19 espèces en saison sèche et 19 espèces en saison pluvieuse. Il est suivi par celui des Rotifères en saison pluvieuse (15 espèces) et celui des Décapodes en saison sèche (05 espèces) (Figure 52).



**Figure 52 :** Distribution saisonnière de la richesse spécifique des groupes zooplanctonique dans chaque site d'étudié. **SS** = saison sèche, **SP** = saison pluvieuse.

#### III.1.2.4. Abondance de la communauté zooplanctonique

Sur le plan quantitatif, les Copépodes dominent l'ensemble des eaux de mangroves étudiées et constituent 82,03% d'abondance relative. Ils sont suivis par les Rotifères et les Cladocères qui représentent respectivement 6,9% et 4,48% d'abondance relative dans les eaux de mangroves étudiées. Les Urochordés quant à eux représentent 3,87% d'abondance relative. Les groupes des Ostracodes (0,88%), Chétognathes (0,76%), Décapodes (1,02%) et Mysidacés (0,01%) très faiblement représenté et regroupés sous le nom "Autres" représentent 2,6% du d'abondance relative (Figure 53).



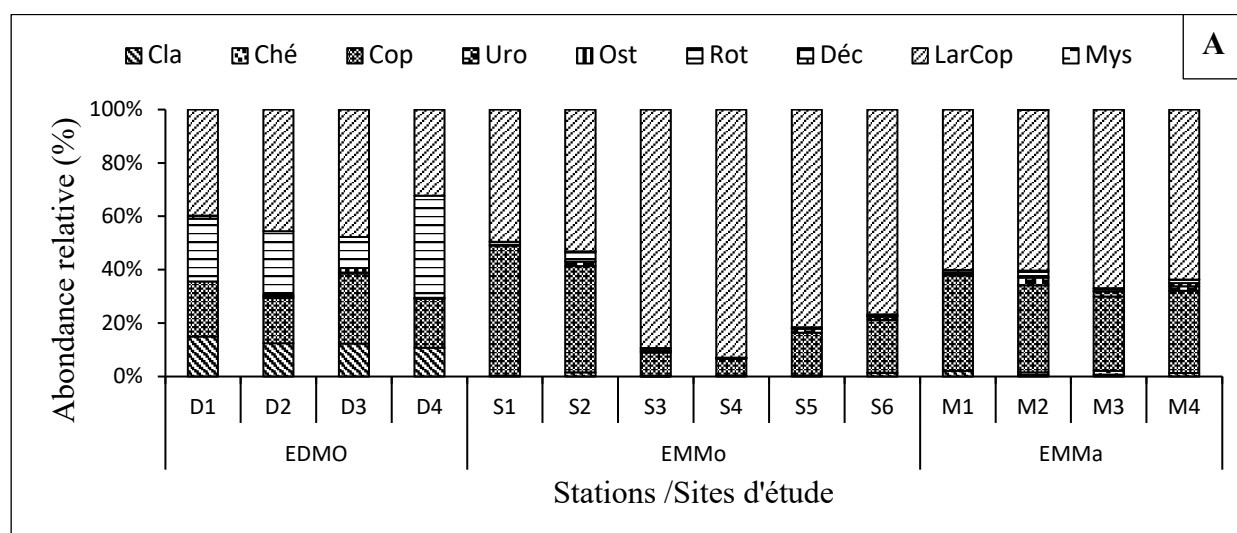
**Figure 53 :** Abondances relatives des groupes zooplanctoniques récoltés dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise pendant la période d'étude

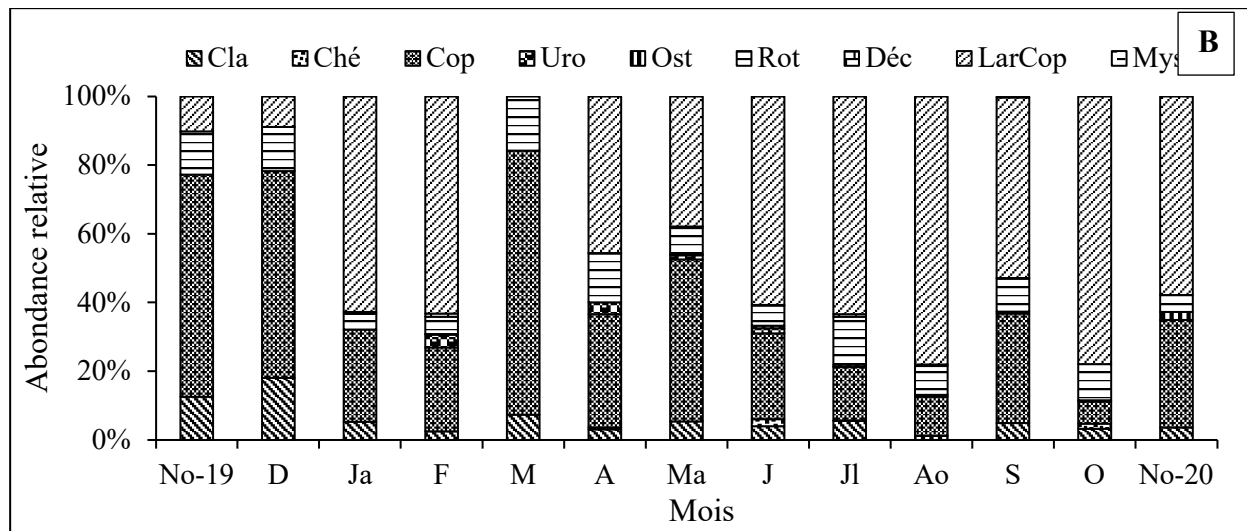
### III.1.2.4.1. Variation spatio-temporelle des abondances zooplanctoniques

Dans les EDMo, les Copépodes et leurs stades larvaires constituent également les groupes les plus abondants. En effet, ils représentent 61,96% d'abondance relative. Les larves de Copépodes ont dominé les stations D1, D2 et D3 avec respectivement 39,68 %, 45,56 %, et 47,73 % et 50,53 % d'abondance relative. Dans la station D4, les Rotifères ont été plus abondants (38, 35%) (Figure 54A).

Dans les EMMo, les Copépodes dominent la communauté zooplanctonique avec 98,19 % d'abondance relative surplannée par les stades larvaires (Copépodes et larves nauplius de Copépodes) qui représentent à eux seuls 83,71 %, d'abondance relative. Les autres groupes constituent moins de 2%. Toutes les stations de ce site sont dominées par les Copépodes (stades larvaires et adultes), qui constituent 98,30 %, 92,98 %, 98,12%, 99,15%, 97,69% et 96,65d'abondance relative dans les stations S1, S2, S3, S4, S5 et S6 respectivement. Ce groupe est suivi des Urochordés malgré leur absence à la station S1, puis des Rotifères, Cladocères, suivi Décapodes, Ostracodes et Chétognathes (Figure 54A).

Dans les EMMa, la prédominance des Copépodes et de leurs stades larvaires est très prononcée par rapport aux autres groupes comme dans les EMMo. En effet, ceux-ci représentent 94,53% d'abondance relative. Les autres groupes présentent des abondances relatives inférieures à 6 %. Toutes les stations, comme dans les EMMo, sont dominées par les Copépodes (stades larvaire et adulte) qui constituent respectivement 95,83%, 92,91%, 94,82% et 94,51% d'abondance relative au niveau des stations M1, M2, M3 et M4 (Figure 54A).





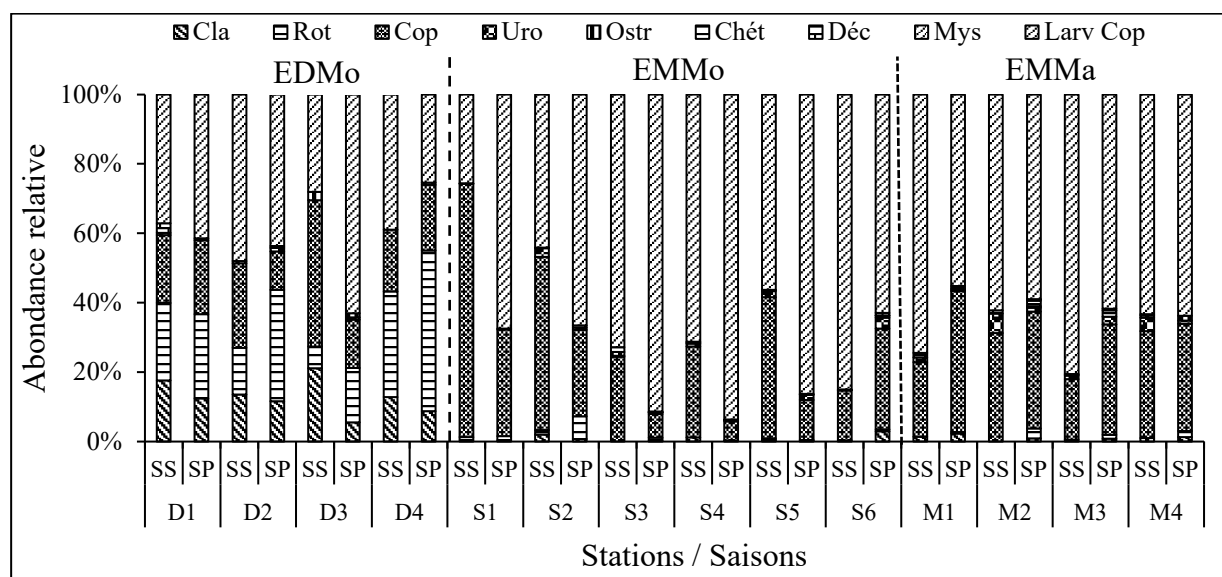
**Figure 54 :** Variations spatiale (A) et temporelle (B) des abondances relatives des différents groupes zooplanctoniques récoltés durant la période d'étude.

D'après les résultats des analyses, les Copépodes et les larves de Copépodes sont dominants dans tous les prélèvements mensuels avec une abondance relative supérieure à 47 %. Viennent ensuite les Cladocères et les Rotifères qui, malgré leurs faibles abondances, ont atteint respectivement 18,02% et 12,93% d'abondance relative en décembre. Les autres groupes (Mysidacés, Décapodes, Ostracodes, Urochordés et Chétognathes) ont présenté de très faibles abondances relatives (< 3%) (Figure 54B).

#### III.1.2.4.2. Variation saisonnière d'abondances zooplanctoniques

La figure 55 présente la variation saisonnière d'abondances relatives des groupes obtenus au sein des différentes stations d'échantillonnage durant la période d'étude. D'après les résultats des analyses, dans les EDMo, les larves de Copépodes dominent tout le peuplement aux stations D1 et D2 avec des abondances relatives de 37,16 % et 41,42 % (D1 en SS et SP respectivement) et, 47,97 % et 43,68 % (D2 en SS et SP respectivement). Au niveau de la station D3, les Copépodes prédominaient en saison sèche (42,19 %) tandis que les larves de Copépodes ont été dominantes en saison pluvieuse (63,09%). Les larves de Copépodes ont été prédominantes au niveau de la station D4 en saison sèche (39,01 %) alors que ce sont les Rotifères qui y ont été prédominants en saison pluvieuse (46,38 %). Dans les EMMo, les larves de Copépodes sont dominantes à toutes les saisons au niveau de toutes les stations (abondances relatives respectives  $\geq 56$  %), excepté S1 et S2 en saison sèche où ce sont les Copépodes adultes qui sont les plus abondants (72,98 % et 49,89 % respectivement). En ce qui concerne les EMMA, les Copépodes constituent le groupe le plus important, le plus souvent sous forme larvaire. En effet, les larves de Copépodes ont été dominantes dans toutes les stations et à toutes les saisons

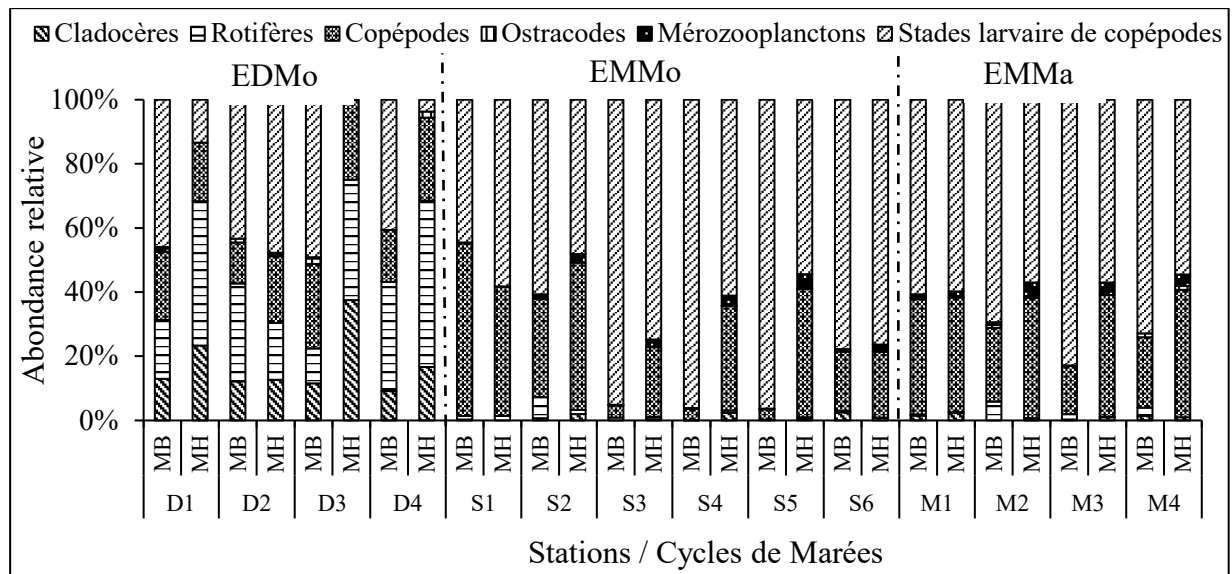
avec des abondances relatives supérieures à 55 %. Elles ont été suivies par les Copépodes adultes avec des abondances relatives allant de 17,46 % (M3 en SS) à 40,06 % (M1 en SP).



**Figure 55 :** Variation saisonnière d'abondances relatives des différents groupes zooplanctoniques récoltés dans chaque station : **Cla** = Cladocères, **Rot** = Rotifères, **Cop** = Copépodes adultes, **Uro** = Urochordes, **Ost** = Ostracodes, **Chét** = Chétognathes, **Déc** = Décapodes, **Mys** = Mysidacés, **Larv Cop** = Larves de Copépodes.

#### III.1.2.4.3. Variation d'abondances zooplanctoniques en fonction des marées

La variation des abondances des groupes zooplanctoniques en fonction des marées montre que les Copépodes adultes et larvaires sont prédominants au niveau des stations des EMMo et EMMA qu'on soit en marée haute ou en marée basse (Figure 56). Dans les EDMo, les larves de Copépodes n'ont prédominé qu'en marée basse, tandis que les Rotifères ont dominé en marée haute au niveau des stations D1 et D4. Les Cladocères quant à eux, ont aussi dominé à la station D3 en marée haute.



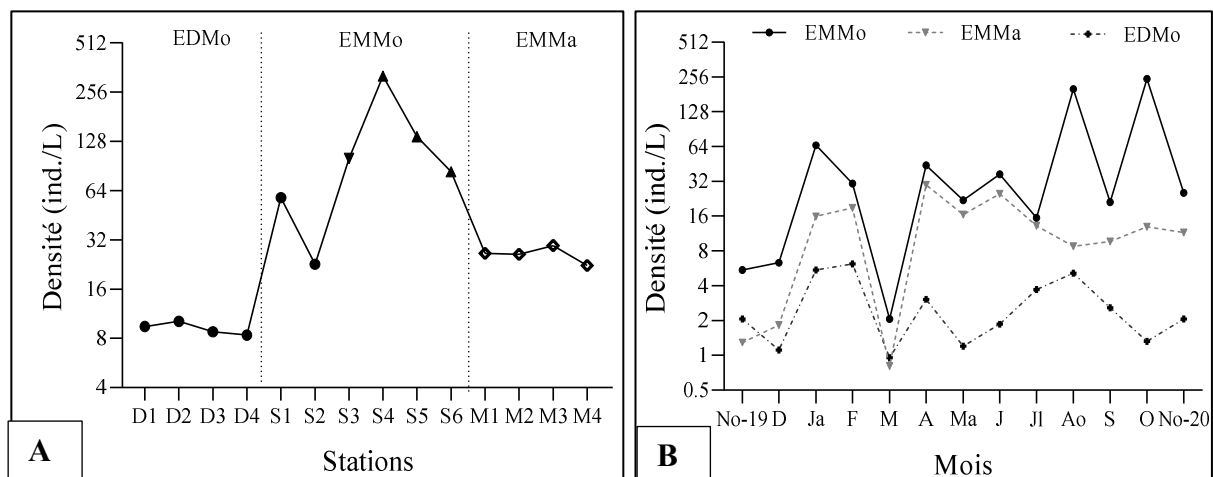
**Figure 56 :** Variation d'abondances relatives des différents groupes zooplanctoniques en fonction du régime des marées dans chaque station.

### III.1.2.5. Densité de la communauté zooplanctonique

#### III.1.2.5.1. Variations spatiales et temporelle

Dans l'ensemble, les valeurs de densité zooplanctonique ont varié à chaque station d'échantillonnage et d'un mois à l'autre autour d'une moyenne de  $61,71 \pm 6,25$  ind./L. Le test H de Kruskal-Wallis a montré qu'elles présentent des différences significatives sur le plan mensuel ( $p = 2,09 \cdot 10^{-7}$ ) et spatial ( $p = 0,007$ ).

Dans les EDMo, la station D4 a présenté la plus faible densité (8,37 ind./L) tandis que la station D2 a présenté la densité la plus élevée (10,14 ind./L) (Figure 57A). La moyenne des densités sur le plan spatial a été de  $9,18 \pm 0,05$  ind./L. Le test U de Mann-Whitney a montré que les densités zooplanctoniques ne présentent aucune différence significative entre les stations ( $p = 0,35$ ) dans cette zone. Le mois de mars a présenté les faibles densités (0,96 ind./L) et le mois de février les fortes densités (6,18 ind./L) (Figure 57B). La moyenne des densités sur le plan mensuel a été de  $2,82 \pm 0,77$  ind./L. Le test U de Mann-Whitney a révélé que les densités zooplanctoniques sont significativement différentes et le mois de mars et les mois de janvier et février ( $p < 0,05$ ).



**Figure 57 :** Variations spatiale (A) et temporelle (B) de la densité du zooplancton dans les eaux de mangroves étudiées.

Dans les EMMo, la densité moyenne a varié entre 22,68 ind./L à la station S2 et 321,18 ind./L à la station S4 avec une moyenne de  $120,49 \pm 11,96$  ind./L sur le plan spatial (Figure 57A). Le test U de Mann-Whitney a montré que les densités zooplanctoniques sont significativement différentes entre les stations S2 et S4 ( $p = 0,002$ ). Elles ont oscillé entre 2,07 ind./L au mois de mars et 246 ind./L au mois d'octobre avec une moyenne de  $55,66 \pm 3,13$  ind./L sur le plan mensuel (Figure 57B). Le test U de Mann-Whitney a montré que les densités zooplanctoniques sont significativement différentes entre le mois de mars et les mois de janvier, août et octobre ( $p < 0,05$ ).

Dans les EMMA, la densité zooplanctonique a varié entre 22,29 ind./L et 29,49 ind./L aux stations M3 et M4 avec une moyenne de  $26,06 \pm 0,4$  ind./L sur le plan spatial (Figure 57A). Le test U de Mann-Whitney a montré que les densités zooplanctoniques ne varient pas significativement sur le plan spatial ( $p > 0,05$ ) dans cette zone. Sur le plan mensuel, elle a oscillé entre 0,81 ind./L au mois de mars et 29,94 ind./L au mois d'avril autour d'une moyenne de  $12,79 \pm 2,79$  ind./L (Figure 57B). Le test U de Mann-Whitney a montré que les densités zooplanctoniques diffèrent significativement entre le mois de mars et les mois de janvier, février, avril mai, juin ( $p < 0,05$ ).

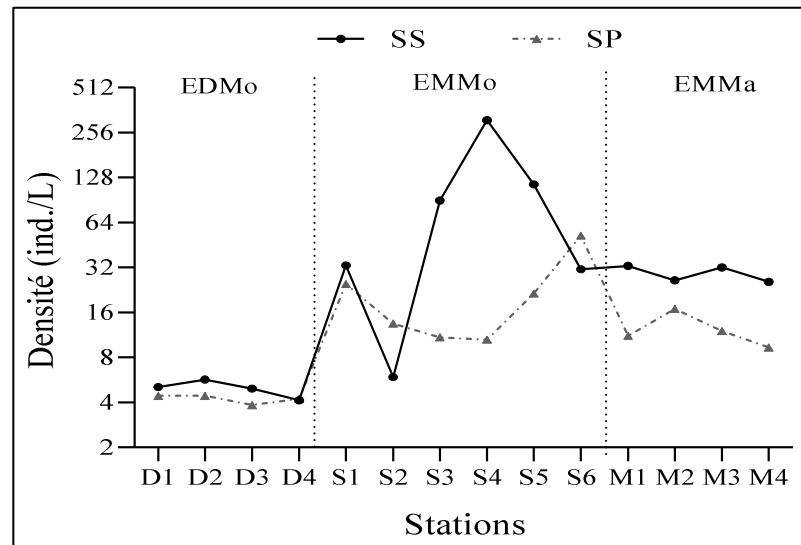
Le test U de Mann-Whitney a montré que les densités zooplanctoniques sont significativement différentes entre les EDMo et les EMMo ( $p = 0,0002$ ), et entre les EMMo et les EMMA ( $p = 0,006$ ).

### III.1.2.5.2. Variation saisonnière

Dans l'ensemble, les densités zooplanctoniques ont varié d'une saison à l'autre avec une moyenne de  $51,63 \pm 15,39$  ind./L. en saison sèche et  $14,27 \pm 2,39$  ind./L en saison pluvieuse.

Le test H de Kruskal-Wallis a montré que la distribution de la densité zooplanctonique ne diffère pas significativement entre les saisons ( $p = 0,07$ ).

En saison sèche (Figure 58), Les valeurs de densité zooplanctonique dans les EDMo ont varié de 14 ind./L à 5,7 ind./L avec une moyenne de  $4,965 \pm 0,22$  ind./L, dans les EMMo, elles ont oscillé entre 5,91 ind./L à 310,65 ind./L autour d'une moyenne de  $97,7 \pm 2,37$  ind./L tandis que dans les EMMa, elles ont fluctué entre 5,7 ind./L et 44,14 ind./L avec une moyenne de  $4,965 \pm 0,28$  ind./L.



**Figure 58 :** Variation de spatio-saisonnnière de la densité du zooplancton dans les eaux de mangroves étudiées : **SS** = Saison Sèche, **SP** = Saison Pluvieuse.

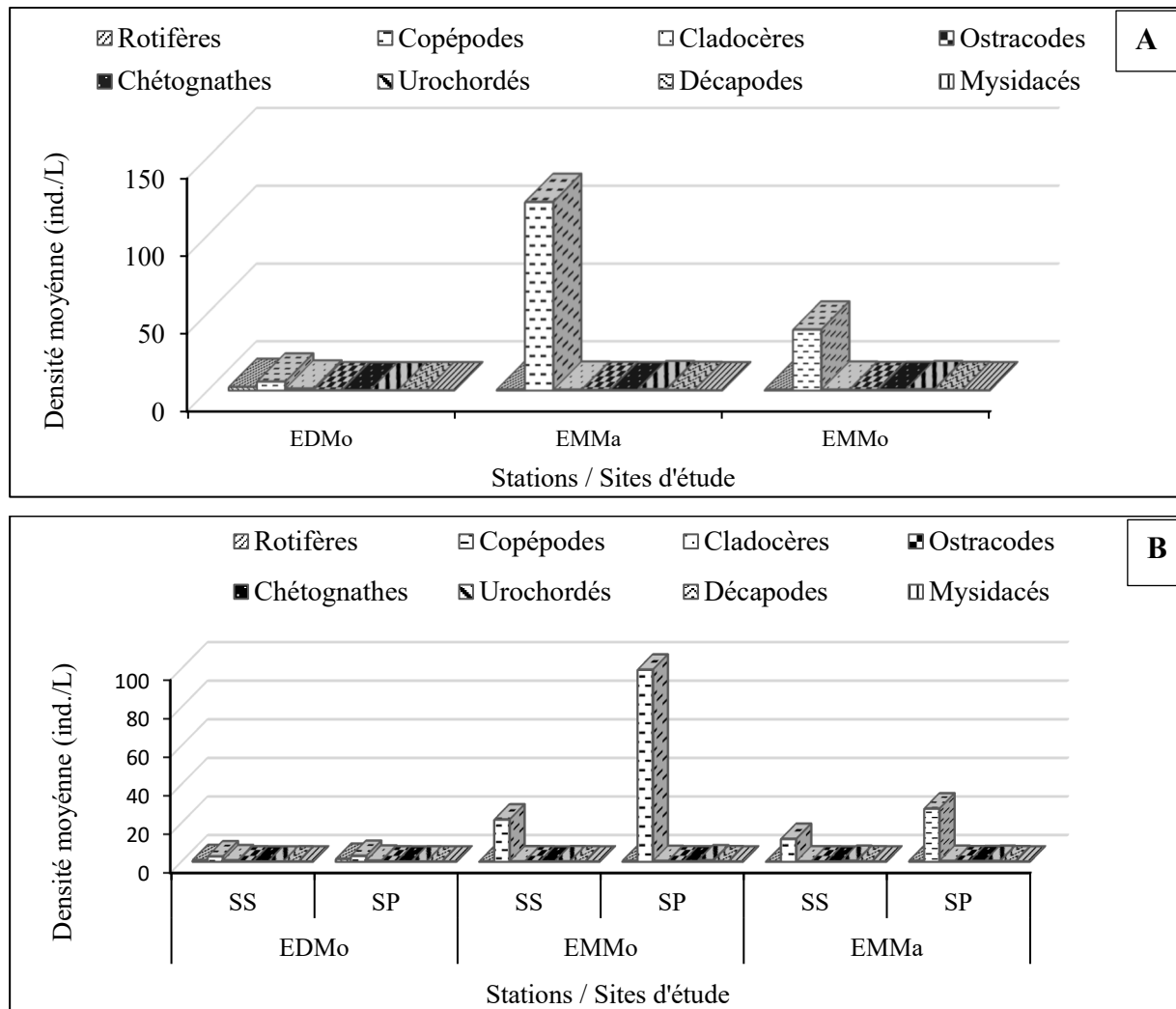
En saison pluvieuse (Figure 58), les valeurs de densité zooplanctonique dans les EDMo ont varié de 3,84 ind./L à 4,44 ind./L autour d'une moyenne de  $4,23 \pm 0,09$  ind./L, dans les EMMo, elles ont oscillé entre 10,53 ind./L et 52,23 ind./L avec une moyenne de  $22,25 \pm 4,56$  ind./L tandis que dans les EMMa, elles ont fluctué entre 16,92 ind./L et 39,33 ind./L autour d'une moyenne de  $12,36 \pm 1,33$  ind./L. Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre la saison sèche et la saison pluvieuse dans chaque site ( $p > 0,05$ ).

### III.1.2.5.3. Variation de la densité des principaux groupes du zooplancton

La densité des différents groupes zooplanctoniques varie d'un site à l'autre (figure 59A). Elle est surtout dominée par les Copépodes adultes au niveau de tous les sites (EMMo = 121,28 ind./L, EMMa = 39,3 ind./L et EDMo = 5,69 ind./L). Le groupe des Rotifères ( $< 5$  ind./L) a été moyennement observé. La plus forte densité de ce groupe a été obtenue dans les EDMo.

Par ailleurs, la plus forte densité de Cladocères (2,3 ind./L) a été obtenue dans les EDMo. Les Ostracodes, les Chétognathes, les Décapodes et les Mysidacés ont présenté des faibles densités avec des valeurs ne dépassant pas 0,4 ind./L dans chaque site pendant l'étude.

Durant toute l'étude, les Copépodes adultes ont constitué le groupe le plus dense en saison sèche comme en saison pluvieuse dans tous les sites d'étude (figure 59B). En effet, ils ont présenté une densité de 99,48 ind./L en saison pluvieuse et 21,8 ind./L en saison sèche dans les EMMo ; 27,52 ind./L en saison des pluies et 11,77 ind./L en saison sèche dans les EMMa ; et 2,98 ind./L en saison pluvieuse contre 2,7 ind./L en saison sèche dans les EDMo.



**Figure 59 :** Variation de spatiale (A) et saisonnière (B) de la densité des différents groupes zooplanctoniques dans les eaux de mangroves étudiées

### III.1.2.6. Richesse taxonomique du zooplancton des trois sites

L'analyse de la composition taxonomique des trois sites (Tableau 9) a montré que la plus grande richesse spécifique a été obtenue dans les EDMo (64 espèces) tandis que la plus faible

(47espèces) a été obtenue dans les EMMA. Dans les EMMo, 16 espèces ont été identifiées. Au niveau taxonomique du genre, ce sont les EMMo qui ont été les plus diversifiées avec 40 genres tandis que les EMMA ont été les moins diversifiées avec 34 genres. Dans les EDMo, 36 genres ont été identifié. Au rang familial, les EMMo ont été les plus diversifiées avec 35 familles tandis que les EDMo ont été les moins diversifiées avec 24 familles. Dans les EMMA, 30 familles ont été identifiées. Tous les 08 groupes zooplanctoniques récoltés dans les eaux des mangroves de la côte littorale camerounaise ont été identifiés dans les EMMA tandis que 07 ont été identifiés dans les EMMo. Dans les EDMo, 06 groupes ont été identifiés

**Tableau 8 :** Richesse taxonomique du zooplancton dans les sites des eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise pendant la période d'étude

Sites d'études	Groupes	Ordres	Familles	Genres	Espèces
<b>EDMo</b>	6	11	24	36	64
<b>EMMo</b>	7	12	35	40	61
<b>EMMA</b>	8	12	30	34	47

### III.1.2.7. Indices biocénétiques des communautés zooplanctoniques des sites étudiés

#### III.1.2.7.1. Indice de diversité de Shannon et Weaver et de l'équitabilité de Piélou

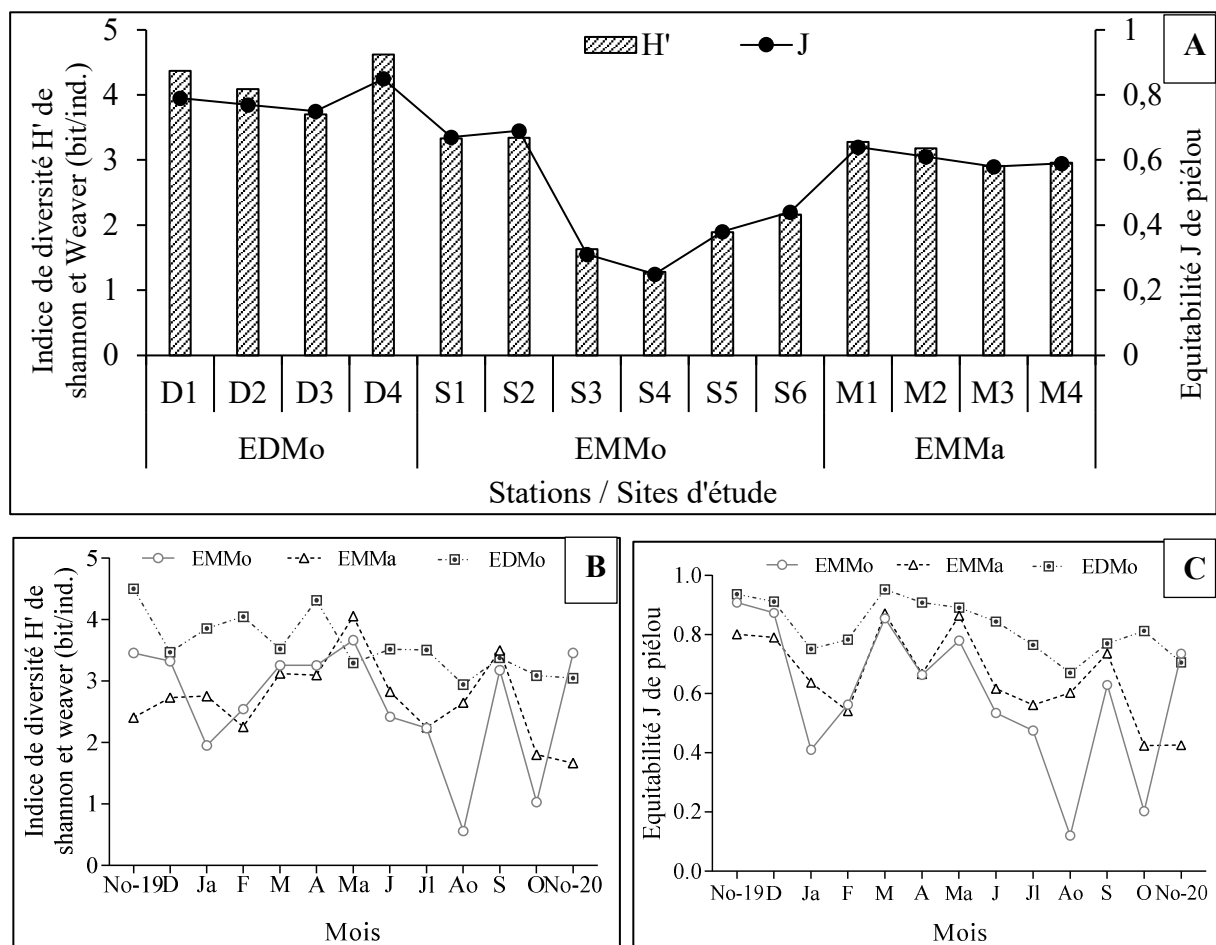
##### III.1.2.7.1.1. Variations spatio-temporelles

Globalement, l'indice de diversité de Shannon et Weaver ( $H'$ ) a varié de 1,28 à 4,62 bits/ind. avec une moyenne de  $3,05 \pm 0,07$  bits/ind. tandis que l'équitabilité de Piélou ( $J$ ) a oscillé entre 0,25 et 0,85 autour d'une moyenne de  $0,59 \pm 0,02$  dans les eaux de mangrove de la côte littorale camerounaise (Figure 60A). Le test H de Kruskal-Wallis a montré qu'il n'existe pas de différence significative entre les valeurs de l'indice  $H'$  et d'équitabilité  $J$  dans les stations prospectées ( $p = 0,25$  et  $p = 0,053$  respectivement). Par contre, ces tests montrent que les valeurs de l'indice  $H'$  et d'équitabilité  $J$  diffèrent significativement d'un mois à l'autre dans ce milieu ( $p = 0,007$  et  $p = 0,003$  respectivement pour  $H'$  et  $J$ ).

Dans les EDMo, l'indice  $H'$  a fluctué entre 3,7 bits/ind à la station D3 et 4,62 bits/ind à la station D4 avec une moyenne de  $4,19 \pm 0,05$  bits/ind. (Figure 60A). Par ailleurs, il a oscillé entre 2,94 bits/ind au mois d'août et 4,5 bits/ind au mois de novembre 2019 autour d'une moyenne de  $3,57 \pm 0,06$  bits/ind. (Figure 60B). L'équitabilité  $J$  a oscillé entre 0,75 à la station D3 et 0,85 à la station D4 avec une moyenne de  $0,79 \pm 0,005$  (Figure 60A). D'autre part, il a

varié entre 0,67 au mois d'août et 0,95 au mois de mars avec une moyenne de  $0,82 \pm 0,01$  (Figure 60C).

En EMMo, l'indice  $H'$  a varié entre 1,28 bits/ind à la station S4 et 3,34 bits/ind à la station S2 avec une moyenne de  $2,27 \pm 0,12$  bits/ind sur le plan spatial (Figure 60A). Par ailleurs, sur le plan mensuel, il a oscillé entre 0,55 bits/ind au mois d'août et 3,66 bits/ind. au mois de mars autour d'une moyenne de  $2,64 \pm 0,1$  bits/ind. (Figure 60B). L'Equitabilité  $J$  a oscillé entre 0,25 à la station S4 et 0,69 à la station S2 avec une moyenne de  $0,45 \pm 0,02$  (Figure 60A). D'autre part, il a varié entre 0,12 au mois de juillet et 0,9 au mois de novembre 2019 avec une moyenne de  $0,6 \pm 0,02$  (Figure 60C).



**Figure 60 :** Variation de l'indice de diversité de Shannon et Weaver (A = spatiale, B = temporelle) et de l'équitabilité de Pielou (A = spatiale, C = temporelle) pendant la période d'étude

Concernant les EMMa, l'indice  $H'$  a varié entre 2,91 bits/ind à la station M3 et 3,28 bits/ind à la station M1 avec une moyenne de  $3,08 \pm 0,02$  bits/ind. (Figure 60A). Par ailleurs, il a oscillé entre 1,66 bits/ind au mois de novembre 2020 et 4,05 bits/ind au mois de mai autour

d'une moyenne de  $2,70 \pm 0,09$  bits/ind. (Figure 60B). L'équitabilité J a oscillé entre 0,58 à la station M3 et 0,64 à la station M1 avec une moyenne de  $0,59 \pm 0,02$  (Figure 60A). D'autre part, il a varié entre 0,42 au mois d'octobre et 0,87 au mois de mars avec une moyenne de  $0,66 \pm 0,02$  (Figure 60C).

Le test H de Kruskal-Wallis a montré que la distribution des valeurs de l'indice H' et d'équitabilité J ne diffère pas significativement entre les stations et les mois de chaque site ( $p > 0,05$ ). Par contre, le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives entre les différents sites pour ces indices. Ces différences se situent entre les EMMo et les EDMo (H' :  $p = 0,002$  ; J :  $p = 0,004$ ), et entre les EMMa e les EDMo (H' :  $p = 0,006$  ; J :  $p = 0,01$ ).

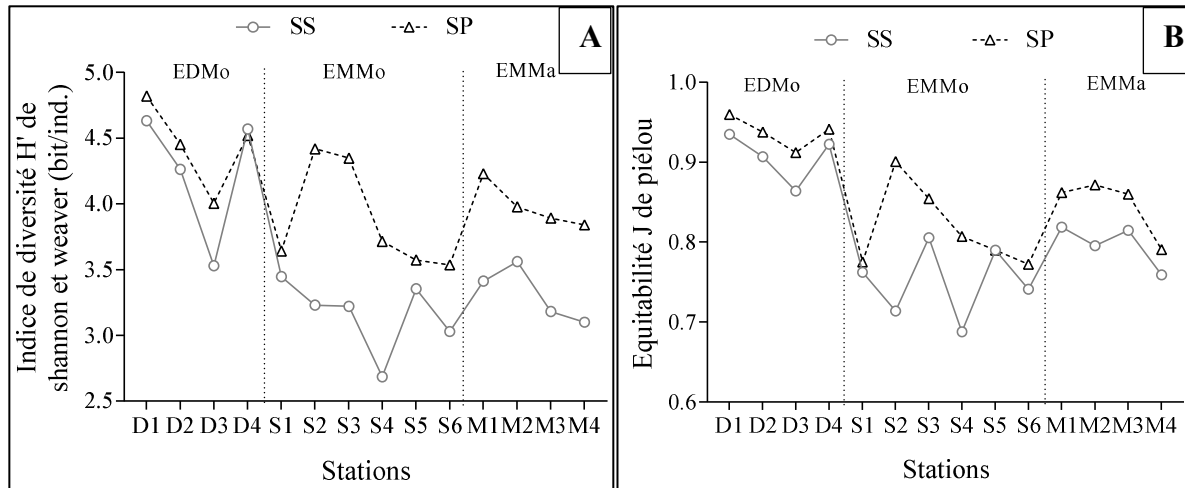
#### **III.1.2.7.1.2. Variations saisonnières**

Dans l'ensemble, l'indice H' a varié de 2,68 à 4,63 bits/ind. autour d'une moyenne de  $3,51 \pm 0,11$  bits/ind. (Figure 61A) tandis que l'équitabilité J a oscillé entre 0,68 et 0,93 autour d'une moyenne de  $0,8 \pm 0,01$  (Figure 61B) en saison sèche dans les eaux de mangrove de la côte littorale camerounaise. En saison pluvieuse, l'indice H' a varié de 3,53 à 4,81 bits/ind. autour d'une moyenne de  $4,07 \pm 0,07$  bits/ind. (Figure 61 A) tandis que l'équitabilité J a oscillé entre 0,77 et 0,95 autour d'une moyenne de  $0,85 \pm 0,01$  (Figure 61B). Le test H de Kruskal-Wallis n'a montré aucune différence significative entre les valeurs de H' ( $p = 0,69$ ) et J ( $p = 0,81$ ) aux différentes saisons.

En saison sèche, l'indice H' dans les EDMo a varié entre 3,53 bits/ind à la station D3 et 4,63 bits/ind à la station D1 avec une moyenne de  $4,25 \pm 0,18$  bits/ind. (Figure 61A) tandis que l'équitabilité J a fluctué entre 0,86 à la station D3 et 0,93 à la station D1 avec une moyenne de  $0,91 \pm 0,01$  (Figure 61B). Dans les EMMo, l'indice de H' a fluctué entre, 69 bits/ind à la station S4 et 3,45 bits/ind à la station S1 avec une moyenne de  $3,16 \pm 0,07$  bits/ind. (Figure 61A) tandis que l'équitabilité J a oscillé entre 0,69 à la station S4 et 0,81 à la station S3 avec une moyenne de  $0,75 \pm 0,11$  (Figure 61B). En EMMa, l'indice H' a varié entre 3,1 bits/ind à la station M4 et 3,56 bits/ind à la station M2 avec une moyenne de  $3,22 \pm 0,07$  bits/ind. (Figure 61A) tandis que l'équitabilité J a oscillé entre 0,76 à la station M4 et 0,82 à la station M1 avec une moyenne de  $0,8 \pm 0,1$  (Figure 61B).

Pendant la saison pluvieuse, l'indice H' dans les EDMo a varié entre 4 bits/ind à la station D3 et 4,82 bits/ind à la station D1 avec une moyenne de  $4,45 \pm 0,12$  bits/ind. (Figure 61 A) tandis que l'équitabilité J a fluctué entre 0,91 à la station D3 et 0,96 à la station D1 avec une moyenne de  $0,94 \pm 0,007$  (Figure 61B). Dans les EMMo, l'indice H' a fluctué entre 3,54 bits/ind à la station S6 et 4,42 bits/ind à la station S2 avec une moyenne de  $3,87 \pm 0,11$  bits/ind. (Figure

61A) tandis que l'équitabilité J a oscillé entre 0,77 à la station S6 et 0,90 à la station S2 avec une moyenne de  $0,82 \pm 0,01$  (Figure 61B). En EMMa, l'indice H' a varié entre 3,84 bits/ind à la station M4 et 4,23 bits/ind à la station M2 avec une moyenne de  $3,99 \pm 0,06$  bits/ind. (Figure 61A) tandis que l'équitabilité J a oscillé entre 0,79 à la station M4 et 0,87 à la station M2 avec une moyenne de  $0,85 \pm 0,14$  (Figure 61 B).



**Figure 61 :** Variation saisonnière de l'indice de diversité de Shannon et Weaver (A) et d'équitabilité de Piéluou (B) dans les stations d'échantillonnage pendant la période d'étude : **SS** = Saison Sèche ; **SP** = Saison des Pluies.

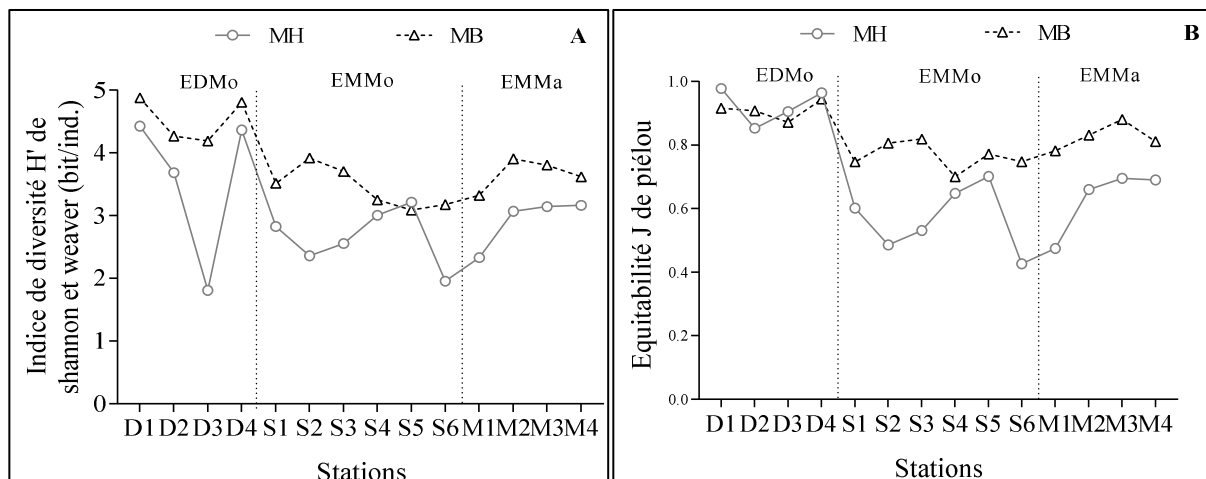
Le test H de Kruskal-Wallis a montré que la distribution des valeurs de l'équitabilité J ne diffère pas significativement entre les saisons de chaque site ( $p > 0,05$ ). Par contre, le test U de Mann-Whitney a montré des différences significatives des valeurs de l'indice H' entre les saisons des EMMo ( $p = 0,02$ ). Notons également que le test U de Mann-Whitney a révélé des différences significatives des valeurs de l'indice H' entre les EMMo et les EDMo ( $p = 0,001$ ) et entre les EMMa et les EDMo ( $p = 0,031$ ) en saison sèche, entre les EMMo et les EDMo ( $p = 0,027$ ) en saison pluvieuse. Ce test indique également que les valeurs de l'équitabilité J sont significativement différentes entre les EMMo et les EDMo ( $p = 0,041$ ) en saison sèche et entre les EMMo et les EDMo ( $p = 0,038$ ) en saison pluvieuse.

### III.1.2.7.1.3. Variations en fonction du régime des marées

Dans l'ensemble, l'indice H' a varié de 1,8 à 4,42 bits/ind. avec une moyenne de  $2,99 \pm 0,14$  bits/ind. (Figure 62A) tandis que l'équitabilité J a oscillé entre 0,042 et 0,97 autour d'une moyenne de  $0,68 \pm 0,03$  (Figure 62B) en marée haute dans les eaux de mangrove de la côte littorale camerounaise. En marée basse, l'indice H' a varié de 3,08 à 4,87 bits/ind. autour d'une moyenne de  $3,81 \pm 0,11$  bits/ind (Figure 62A) tandis que l'équitabilité J a oscillé entre 0,7 et 0,94 autour d'une moyenne de  $0,82 \pm 0,01$  (Figure 62B). Le test H de Kruskal-Wallis n'a

montré aucune différence significative entre les valeurs de l'indice H' ( $p = 0,38$ ) et l'équitabilité J ( $p = 0,14$ ) entre les deux périodes de marée.

En marée haute, l'indice H' dans les EDMo a varié entre 1,81 bits/ind à la station D3 et 4,42 bits/ind à la station D1 avec une moyenne de  $3,57 \pm 0,43$  bits/ind (Figure 62A) tandis que l'équitabilité J a fluctué entre 0,85 à la station D2 et 0,97 à la station D1 avec une moyenne de  $0,93 \pm 0,02$  (Figure 62B). Dans les EMMo, l'indice H' a fluctué entre 1,95 bits/ind à la station S5 et 3,21 bits/ind à la station S6 avec une moyenne de  $2,65 \pm 0,01$  bits/ind. (Figure 62A) tandis que l'équitabilité J a oscillé entre 0,42 à la station S5 et 0,7 à la station S6 avec une moyenne de  $0,57 \pm 0,02$  (Figure 62B). En EMMa, l'indice H' a varié entre 2,32 bits/ind à la station M4 et 3,16 bits/ind à la station M1 avec une moyenne de  $2,93 \pm 0,14$  bits/ind. (Figure 62A) tandis que l'équitabilité J a oscillé entre 0,47 à la station M1 et 0,69 à la station M4 avec une moyenne de  $0,63 \pm 0,03$  (Figure 62B)



**Figure 62 :** Variations suivant le régime des marées de l'indice de diversité de Shannon et Weaver (A) et d'équitabilité de Piélu (B) dans les stations d'échantillonnage pendant la période d'étude : **MH** = marée haute ; **MB** = marée basse

En marée basse, l'indice H' dans les EDMo a varié entre 4,19 bits/ind à la station D3 et 4,87 bits/ind à la station D1 avec une moyenne de  $4,54 \pm 0,12$  bits/ind. (Figure 62A) tandis que l'équitabilité J a fluctué entre 0,87 à la station D3 et 0,94 à la station D4 avec une moyenne de  $0,91 \pm 0,007$  (Figure 62B). Dans les EMMo, l'indice H' a fluctué entre 3,08 bits/ind à la station S5 et 3,91 bits/ind à la station S2 avec une moyenne de  $3,44 \pm 0,09$  bits/ind. (Figure 62A) tandis que l'équitabilité J a oscillé entre 0,7 à la station S4 et 0,81 à la station S3 avec une moyenne de  $0,77 \pm 0,01$  (Figure 62B). En EMMa, l'indice H' a varié entre 3,32 bits/ind à la station M1 et 3,9 bits/ind à la station M2 avec une moyenne de  $3,66 \pm 0,09$  bits/ind. (Figure 62A) tandis

que l'équitabilité J a oscillé entre 0,78 à la station M1 et 0,88 à la station M4 avec une moyenne de  $0,83 \pm 0,01$  (Figure 62B).

Le test U de Mann-Whitney a montré des différences significatives des valeurs de l'indice H' ( $p = 0,009$ ) et l'équitabilité J ( $p = 0,002$ ) entre les deux périodes de marée dans la zone EMMo. Ce test a également montré des différences significatives des valeurs de l'indice H' ( $p = 0,021$ ) et l'équitabilité J ( $p = 0,002$ ) entre les deux périodes de marée dans les EMMA (MH :  $p = 0,02$ ). Aucune différence significative a été enregistrée entre les valeurs de l'indice H' ( $p = 0,34$ ) et l'équitabilité J ( $p = 0,68$ ) des deux périodes de marée dans les EDMo.

### III.1.2.7.2. Coefficient de similarité de Sørensen entre les stations prospectées

Les taux de ressemblance taxonomique entre les peuplements zooplanctoniques récoltés dans les différentes stations sont présentés dans le Tableau 10A.

**Tableau 9 :** Valeurs du coefficient de similarité de Sørensen (%) entre les communautés zooplanctoniques récoltées aux différentes stations (A) et sites (B) d'échantillonnage.

Stations	S1	S2	S3	S4	S5	S6	M1	M2	M3	M4	D1	D2	D3	D4	
S1	1														A
S2	64,7	1													
S3	56,7	58,66	1												
S4	67,74	60	75,36	1											
S5	59,64	55,38	65,62	81,35	1										
S6	58,62	51,51	70,76	80	80	1									
M1	66,66	61,97	71,42	86,15	76,67	78,68	1								
M2	68,75	63,88	78,87	84,84	78,69	77,41	83,58	1							
M3	62,29	57,97	79,41	85,71	68,96	71,18	78,12	76,92	1						
M4	65,57	66,66	67,64	82,53	72,41	67,79	78,12	76,92	77,41	1					
D1	41,09	54,32	42,5	26,67	28,57	22,53	28,94	31,16	29,72	35,13	1				
D2	48,73	58,67	45,94	37,68	40,62	33,84	42,85	42,25	35,29	44,11	67,5	1			
D3	34,48	45,45	49,23	33,34	36,36	28,57	36,06	38,7	37,28	33,89	59,15	55,38	1		
D4	47,88	55,69	43,58	32,87	32,35	23,18	32,43	34,66	33,34	44,45	61,9	64,1	52,17	1	

Sites d'études	Indice de similarité de Sørensen (%)	
EMMo - EMMA	81,62	B
EMMA - EDMo	58,18	
EMMo - EDMo	74,19	

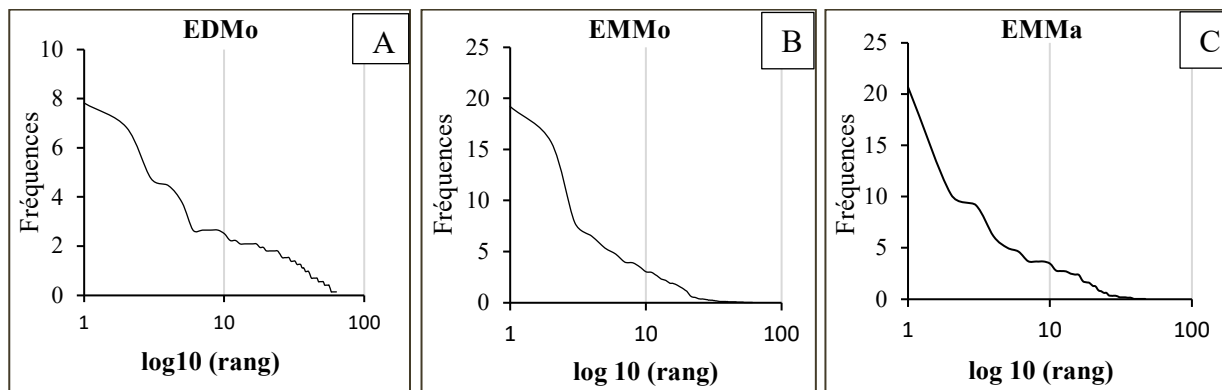
Les valeurs dans les cellules colorées correspondent aux cas de dissimilarité ; Les codes S1, S2, S3, S4, S5, S6, M1, M2, M3, M4, D1, D2, D3 et D4 désignent les stations d'échantillonnage tandis que EMMo, EMMA et EDMo désignent respectivement site à influence marine de Mouanko, site à influence marine de Manoka, Site à influence dulcicole de Mouanko.

Les taxons répertoriés aux stations influencées par les eaux dulcicoles sont similaires avec des pourcentages de similarité variants entre 52,17 % (D3 et D4) et 67,5% (D1 et D2). Cependant, ces taxons sont dissemblables à ceux rencontrés dans les stations situées dans les sites à influence marine, avec des pourcentages de similarités compris entre 22,53 % (D1 et S6) et 49,23 % (D3 et S3). En site à influence marine en revanche, les taxons récoltés sont similaires avec des taux de similarité comprises entre 51,51 % (S3 et S6) et 86 % (S4 et M1). Par ailleurs, la microfaune inventoriée à la station S2 du site à influence marine de Mouanko est similaire à celle obtenue dans les autres stations du site à influence dulcicole de cette même localité car, les taux de similarité obtenus sont dans l'ensemble inférieurs à 54%.

Une analyse comparative de la composition taxonomique du zooplancton dans les trois sites montre que les sites à influences marines sont similaires à 81,62 %, le site à influence dulcicole de Mouanko est similaire au site a influence marine de la même localité à 74,19 % et à celui a influence marine de Manoka à 58,18 % (Tableau 10B).

### III.1.2.8. Diagramme Rang-Fréquence (DRF)

La représentation schématique des Diagrammes Rang-Fréquence (DRF) en vue de décrire la structure des communautés zooplanctoniques des sites pendant la période d'étude présente une allure en S, pour le site EDMo et EMMo, représentant le stade 1 de Frontier (figure 63A et B). Le la courbe représentative du site EMMa est presque linéaire, caractéristique du stade 3 de Frontier (figure 63C).

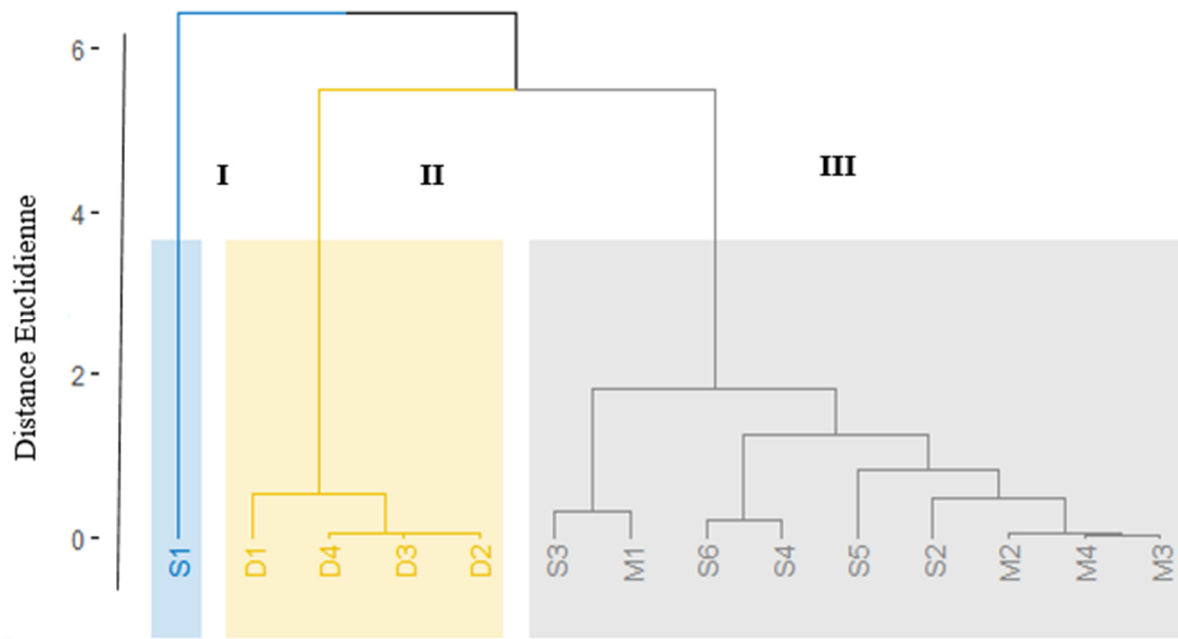


**Figure 63 :** Diagrammes rang-fréquence des espèces zooplanctoniques dans les zones étudiées.

### III.1.2.9. Analyse de Classification Hiérarchique

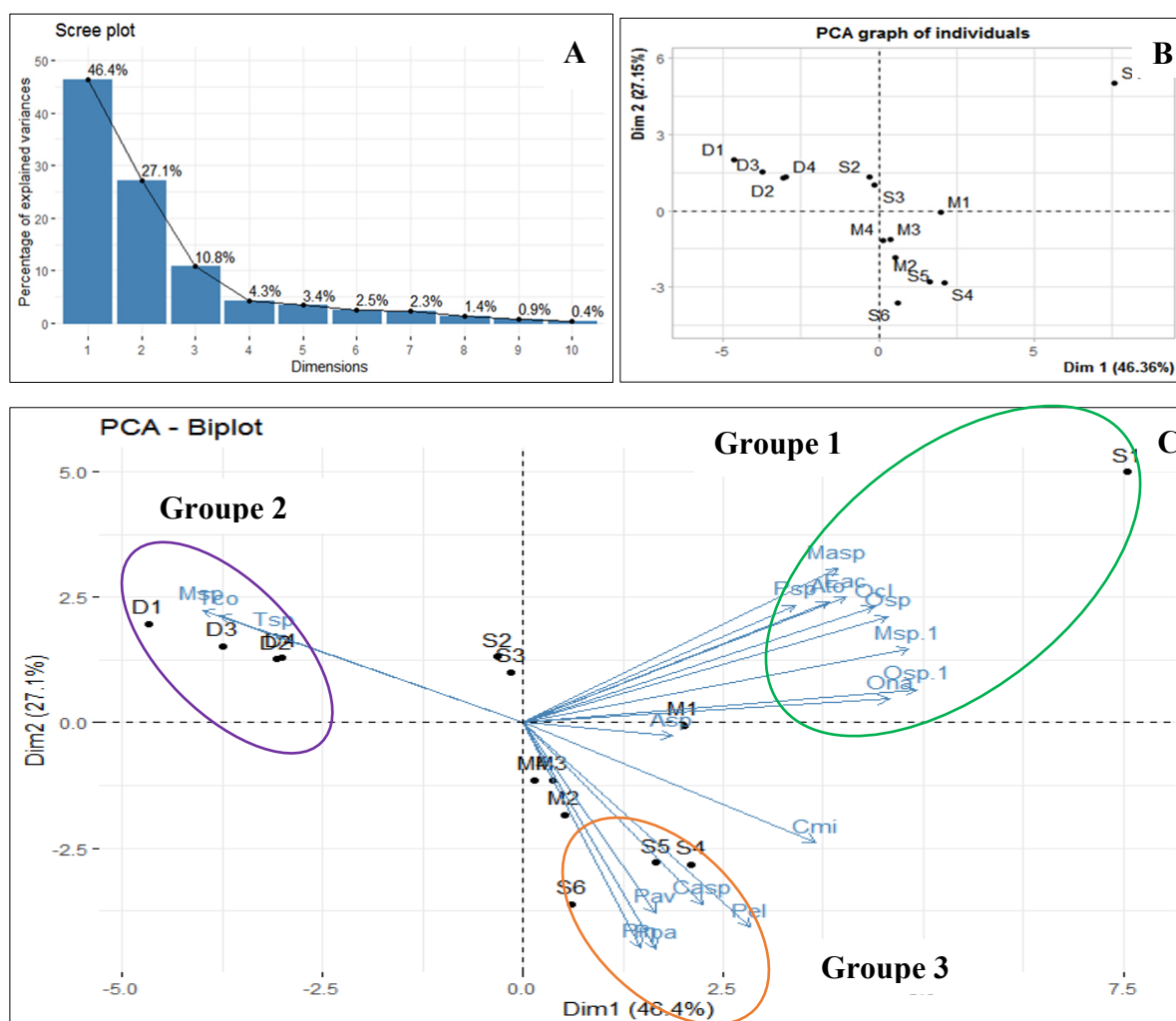
Une Analyse de Classification Hiérarchique (ACH) a été effectuée à partir des espèces zooplanctoniques ayant présentées au moins 25 % de fréquence d'occurrence de l'ensemble de la faune obtenue.

Il ressort de cette ACH, trois groupes de stations aux caractéristiques biologiques distinctes. Le groupe I est constitué uniquement de la station S1 située en zone à influence marine. Les stations D1, D2, D3 et D4 situées en zone à influence dulcicole constituent le groupe II. Les autres stations (S2, S3, S4, S5, S6, M1, M2, M3 et M4) situées en zone à influence marine forment le groupe III (Figure 64).



**Figure 64** : ACH des valeurs des variables biologiques enregistrés pendant l'étude. NB : les chiffres romains I, II et III désignent les groupes constitués

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) a été réalisée à partir des différentes espèces zooplanctoniques récoltées pendant l'étude (Figure 65). Les espèces utilisées dans cette analyse, sont celles ayant présenté au moins 25 % de fréquence d'occurrence de l'ensemble de la faune obtenue. L'ACP a révélé que la dimension 1 (46,4 %) et la dimension 2 (27,1 %) cumulent 73,3 % de la variance totale. La carte obtenue (Figure 65 C), permet de répartir les différentes espèces en 3 groupes. Le groupe 1 : constitué par les espèces *Oncaea* sp., *Microsetella* sp., *Oncaea clevei*, *Oithona nana*, *Euterpina acutifrons*, *Macrosetella* sp., *Acartia tonsa*, *Pseudodiaptomus* sp., et *Oithona* sp. Ces espèces participent positivement à la construction de l'axe 1. La station S1 se définit par ce groupe. Le groupe 2 regroupe les espèces *Tropocyclops confinis*, *Tropocyclops* sp et *Mesocyclops* sp qui sont négativement corrélées à la dimension 1 et se concentrent dans les stations du site EDMo (D1, D2, D3 et D4). Enfin le groupe 3 qui est constitué des espèces *Paracalanus parvus*, *Paracalanus indicus*, *Parvocalanus elegans*, *Corycaeus* sp. et *Penilia avirostris* qui sont négativement à la dimension 2 et sont présentes essentiellement aux stations S4, S5, S6 et M2.



**Figure 65 :** Analyse en Composantes Principales effectuée sur les espèces zooplanctoniques des mangroves étudiées : **(A)** Histogramme des valeurs propres ; **(B)** projection des observations et des dimensions 1 et 2 ; **(C)** Biplot montrant la distribution des différentes espèces dans les dimensions 1 et 2 ; **Osp1** = *Oncaea* sp., **Msp** = *Microsetella* sp., **Ocl** = *Oncaea clevei*, **Ona** = *Oithona nana* , **Eac** = *Euterpina acutifrons*, **Masp** = *Macrosetella* sp., **Ato** = *Acartia tonsa*, **Psp** = *Pseudodiaptomus* sp., **Osp** = *oithona* sp., **Ppa** = *Paracalanus parvus* , **Pin** = *Paracalanus indicus*, **Pel** = *Parvocalanus elegans*, **Casp** = *Corycaeus* sp., **Pav** = *Penilia avirostris*, **Cmi** = *Capilia mirabilis*.

### III.1.2.10. Influence des paramètres physico-chimiques sur la distribution des peuplements zooplanctoniques dans les eaux de mangroves étudiées

Les codes (\*) signifient une corrélation significative au seuil de 5% ( $p < 0,05$ ) et les codes (\*\*) signifient une corrélation significative au seuil de 1 % ( $p < 0,01$ ).

### III.1.2.10.1. Eaux de mangroves à influence dulcicole

Dans les EDMo, le test de Spearman a montré des corrélations positives et significatives. La conductivité électrique a été corrélée positivement avec les espèces *Chydorus ovalis* (0,307\*) et *Brachionus caudatus* (0,405\*\*). La salinité a été corrélée avec les espèces *Chydorus ovalis* (0,282\*), *Brachionus caudatus* (0,373\*\*), *Brachionus* sp. (0,295\*\*). Les orthophosphates ont influencé l'abondance de l'espèce *Cephalodella* sp. (0,278\*) (Tableau 10).

Des corrélations négatives et significatives ont été observées entre l'O<sub>2</sub> dissous et l'espèce *Alona costata* (-0,324\*). Les espèces *Keratella tecta* (-0,471\*) et *Microsetella* sp. (-0,341\*) se sont révélées négativement influencées par la conductivité électrique tandis que l'espèce *Keratella tecta* s'est révélée négativement influencée par les TDS (-0,505\*\*). Les MES ont été négativement corrélés aux espèces *Chydorus ovalis* (-0,300\*), *Brachionus* sp. (-0,346\*) et *Acartia tonsa* (-0,290\*), la salinité avec *Keratella tecta* (-0,509\*\*) et *Microsetella* sp. (-0,310\*), les NO<sub>3</sub><sup>-</sup> avec *Brachionus caudatus* (-0,316\*), l'Azote ammoniacal avec *Alona costata* (-0,373\*\*) et *Oithona nana* (-0,327\*), puis le CO<sub>2</sub> avec *Keratella tecta* (-0,393\*\*) et *Microsetella* sp. (-0,370\*\*) (Tableau 10).

### III.1.2.10.2. Eaux de mangroves à influence marine de Mouanko

Dans les EMMo, le test de Spearman a montré des corrélations positives et significatives entre la température de l'eau et les espèces *Penilia avirostris* (0,256\*), *Oithona* sp. (0,246\*), *Parvocalanus elegans* (0,353\*\*), *Paracalanus parvus* (0,295\*\*), *Paracalanus indicus* (0,277\*), *Oikopleura dioica* (0,290\*\*) et *Appendicularia sicula* (0,419\*\*). La conductivité électrique a conditionné positivement la distribution des espèces *Penilia avirostris* (0,413\*\*), *Parvocalanus elegans* (0,419\*\*), *Paracalanus parvus* (0,456\*\*), *Paracalanus indicus* (0,440\*\*), *Oikopleura dioica* (0,392\*\*) et *Appendicularia sicula* (0,546\*\*). De même, la salinité a été positivement et significativement corrélée aux espèces *Penilia avirostris* (0,415\*\*), *Parvocalanus elegans* (0,423\*\*), *Paracalanus parvus* (0,449\*\*), *Paracalanus indicus* (0,442\*\*), *Oikopleura dioica* (0,387\*\*) et *Appendicularia sicula* (0,542\*\*). Les ions nitrites et la dureté calcique ont été corrélés positivement aux espèces *Bosmina longirostris* (0,239\*) et *Oikopleura dioica* (0,232\*) respectivement. (Tableau 11).

Des corrélations négatives et significatives ont été observées entre l'O<sub>2</sub> et l'espèce *Pseudodiaptomus* sp. (-0,235\*). La conductivité électrique, les TDS et la salinité ont été négativement et significativement corrélés aux espèces *Bosmina longirostris* (-0,227\*) et *keratella tropica* (-0,263\*). La concentration des NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a influencé négativement l'abondance de l'espèce *Oithona* sp. (-0,249\*) tandis que celle des NO<sub>3</sub><sup>-</sup> a influencé négativement

l'abondance de l'espèce *Acrocalanus longicornis* (-0,238\*). L'Azote ammoniacal a influencé négativement la distribution des espèces *Penilia avirostris* (-0,280\*), *Paracalanus indicus* (-0,268\*), *Pseudocalanus* sp. (-0,265\*), *Oikopleura dioica* (-0,332\*\*) et *Appendicularia sicula* (-0,395\*\*) (Tableau 11).

#### III.1.2.10.3. Eaux de mangroves à influence marine de Manoka

Dans les EMMA, le test de Spearman a montré des corrélations positives et significatives de la température de l'eau avec l'espèce *Parvocalanus elegans* (0,312\*). L'O<sub>2</sub> dissous a été positivement corrélé avec les espèces *Keratella tropica* (0,285\*) et *Cypris* sp. (0,467\*\*). La conductivité électrique a influencé positivement l'abondance des espèces *Parvocalanus elegans* (0,485\*\*), *Paracalanus parvus* (0,470\*\*), *Paracalanus indicus* (0,356\*\*), *Oikopleura dioica* (0,412\*\*) et *Appendicularia sicula* (0,402\*\*). De même, la salinité a influencé positivement l'abondance des espèces *Parvocalanus elegans* (0,526\*\*), *Paracalanus parvus* (0,515\*\*), *Paracalanus indicus* (0,398\*\*), *Oikopleura dioica* (0,435\*\*) et *Appendicularia sicula* (0,419\*\*). Les concentrations en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ont influencé positivement la distribution des espèces *Corycaeus* sp. (0,309\*), *Parvocalanus elegans* (0,295\*) et *Acrocalanus longicornis* (0,380\*\*). L'alcalinité a été corrélée positivement et significativement avec les espèces *Oikopleura dioica* (0,440\*\*) et *Appendicularia sicula* (0,453\*\*) (Tableau 12).

Des corrélations négatives et significatives ont été observées entre la température de l'eau et l'espèce *Cypris* sp. (-0,306\*). La conductivité électrique, les TDS et la salinité ont été négativement et significativement corrélés aux espèces *keratella tropica* (-0,313\*), *Microsetella* sp. (-0,285\*) et *Cypris* sp. (-0,318\*). L'espèce *Acrocalanus longicornis* s'est révélée être influencée négativement par la turbidité (-0,295\*) tandis que l'espèce *Macrosetella* sp s'est révélée être influencée négativement par le NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (-0,275\*). L'Azote ammoniacal a été corrélé négativement aux espèces *Parvocalanus elegans* (-0,595\*\*), *Paracalanus parvus* (-0,599\*\*), *Paracalanus indicus* (-0,429\*\*), *Oikopleura dioica* (-0,372\*\*) et *Appendicularia sicula* (-0,354\*) (Tableau 12).

#### III.1.2.10.4. Influence des métaux lourds sur la distribution du zooplancton dans les eaux de mangroves étudiées.

Dans les eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise, le test de Spearman a montré des corrélations positives et significatives du Cadmium avec l'espèce *Microsetella* sp. (0,404\*). La Silice a influencé positivement l'abondance des espèces *Bosmina longirostris* (0,406\*) et *Keratella quadrata* (0,443\*). Les ions Chlorures ont été positivement corrélés aux espèces *Penilia avirostris* (0,419\*), *oncaea clevei* (0,514\*), *Oncaea* sp. (0,382\*), *Corycaeus*

sp. (0,388\*), *Oithona* sp. (0,560\*), *Capillia mirabelis* (0,410\*), *Paracalanus parvus* (0,524\*), *Acrocalanus longicornis* (0,532\*\*), *Acartia tonsa* (0,415\*), *Pseudocalanus* sp. (0,462\*), *Macrosetella* sp. (0,554\*\*) et *Euterpina acutifrons* (0,555\*). Des corrélations significatives et positives ont également existé entre les ions Potassium et les espèces *Penilia avirostris* (0,580\*), *oncaea clevei* (0,375\*), *Corycaeus* sp. (0,653\*), *Oithona* sp. (0,421\*), *Oithona nana* (0,418\*), *Capillia mirabelis* (0,719\*\*), *Paracalanus parvus* (0,776\*\*), *Paracalanus indicus* (0,767\*\*), *Acrocalanus longicornis* (0,672\*\*), *Appendicularia sicula* (0,558\*\*) et *Cypris* sp. (0,652\*\*) (tableau 14)

On a également noté des corrélations négatives et significatives du cuivre avec l'espèce *Appendicularia sicula* (-0,431\*) tandis que *Keratella tecta* s'est révélée influencée par le cadmium (-0,417\*). Le plomb a été corrélé aux espèces *Capillia mirabelis* (-0,616\*\*), *Paracalanus pavus* (-0,375\*), *Paracalanus indicus* (-0,394\*). Le Chrome a influencé l'abondance des espèces *Capillia mirabelis* (-0,444\*), *Paracalanus pavus* (-0,426\*), *Acrocalanus longicornis* (-0,394\*), *Appendicularia sicula* (-0,390\*). La silice a été corrélée négativement aux espèces *Penilia avirostris* (-0,453\*), *Corycaeus* sp. (-0,442\*), *Capillia mirabelis* (-0,448\*), *Paracalanus pavus* (-0,508\*\*), *Paracalanus indicus* (-0,558\*\*), *Acrocalanus longicornis* (-0,619\*\*), *Appendicularia sicula* (-0,591\*\*) et *Cypris* sp. (-0,591\*\*). Les ions Chlorures ont influencé négativement l'abondance des espèces *Alona excisa* (-0,437\*), *Alona costata* (-0,398\*), *Alona elegans* (-0,393\*), *Brachonus* sp. (-0,378\*), *Tropocyclops confinis* (-0,429\*) et *Parvocalanus elegans* (-0,398\*). Les ions Potassium ont été corrélés négativement avec les espèces *Alona excisa* (-0,461\*), *Alona costata* (-0,481\*\*), *Chydorus ovalis* (-0,460\*), *Bosmina longirostris* (-0,394\*), *Asplanchna* sp. (-0,476\*), *Brachionus caudatus* (-0,405\*), *Keratella quadrata* (-0,406\*\*), *Keratella tecta* (-0,425\*), *Lepadella* sp. (-0,599\*), *Tropocyclops confinis* (-0,651\*\*), *Tropocyclops* sp. (-0,478\*) et *Parvocalanus elegans* (-0,642\*\*). L'espèce *Acrocalanus longicornis* s'est révélée négativement influencée par les ions Sodium (-0,379\*) (Tableau 14)

**Tableau 10 :** Matrice des corrélations de Spearman entre les variables biotiques et abiotiques des eaux des mangroves à influence dulcicole de Mouanko.

	Teme	pH	O <sub>2</sub>	Cond	TDS	Coul	MES	Turb	Sal	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	CO <sub>2</sub>	Alc	Oxyd
<i>Alonella excisa</i>															
<i>Alona costata</i>															
<i>Alona elegans</i>			-,324*												
<i>Chydorus ovalis</i>				,307*											
<i>Pleuroxus denticulatus</i>	-,339*														
<i>Brachionus caudatus</i>				,405**	,397**										
<i>Brachionus sp.</i>					,304*	-,356**	-,346*	-,355**	-,373**	-,316*					
<i>Keratella tropica</i>				-,509**	-,450**									,297*	
<i>Keratella tecta</i>	-,470**	,486**	,513**	-,471**	-,505**	,475**	,475**	,475**	,509**					-,393**	,498**
<i>Cephalodella sp.</i>													,278*		
<i>Oithona nana</i>	,324*					-,451**					-,327*				
<i>Tropocyclops sp.</i>	-,326*														
<i>Mesocyclops sp.</i>														-,329*	-,307*
<i>Paracalanus parvus</i>	,428**				,284*	-,356**									
<i>Acrocalanus longicornis</i>						-,276*									
<i>Acartia tonsa</i>	,332*					-,327*	-,290*								
<i>Acartia sp.</i>															
<i>Pseudodiaptomus sp.</i>						-,319*									
<i>Microsetella sp.</i>				-,341*											
<i>Macrosetella sp.</i>						,390*		,390*	-,310*						
<i>Euterpina acutifrons</i>						-,280*									

**Légende :**

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

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

**Tableau 11** : Matrice des corrélations de Spearman entre les variables biotiques et abiotiques des eaux des mangroves à influences marine de Mouanko.

	Teme	pH	O <sub>2</sub>	Cond	TDS	Coul	MES	Turb	Sal	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Alc	Oxyd	Durcal	Durma
<i>Penilia avirostris</i>	,256*	,231*		,413**	,434**	-,265*			,415**			-,280*	,329**			
<i>Bosmina longirostris</i>				-,227*	-,227*				-,227*	-,239*						
<i>Tropocyclops sp.</i>				-,263*	-,265*				-,265*							
<i>Oncaea clevei</i>		-,263*														,313**
<i>Oncaea sp.</i>														-,233*		
<i>Corycaeus sp.</i>			,224*													
<i>Oithona sp.</i>	,246*									-,249*						
<i>Mesocyclops sp.</i>																,244*
<i>Parvocalanus elegans</i>	,353**			,419**	,439**	-,279*		-,317**	,423**				,253*	-,323**	,260*	
<i>Paracalanus parvus</i>	,295**	,251*		,456**	,470**	-,353**	-,323**	-,419**	,449**							
<i>Paracalanus indicus</i>	,277*	,229*		,440**	,458**	-,380**	-,126	-,385**	,442**			-,268*		-,278*		
<i>Acrocalanus longicornis</i>											-,238*					
<i>Acartiella faoensis</i>		-,241*														
<i>Acartia tonsa</i>																,238*
<i>Pseudodiaptomus sp.</i>			-,235*									-,265*				
<i>Oikopleura dioica</i>	,290**			,392**	,412**				,387**			-,332**			,232*	
<i>Appencularia sicula</i>	,419**	,249*		,546**	,561**	-,277*		-,276*	,542**			-,395**	,372**			
<i>Cypris sp.</i>							-,123						,230*			

**Légende :**

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

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

**Tableau 12 :** Matrice des corrélations de Spearman entre les variables biotiques et abiotiques des eaux des mangroves à influences marine de Manoka.

	Teme	O <sub>2</sub>	Cond	TDS	Turb	Sal	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	CO <sub>2</sub>	Alc	Durcal	Durma
<i>Penilia avirostris</i>			,412**	,443**		,451**							,289*
<i>Tropocyclops</i> sp.		-,285*	-,319*	-,313*		-,307*				-,274*		-,350*	
<i>Corycaeus</i> sp.								,309*		-,333*			
<i>Parvocalanus elegans</i>	,312*		,485**	,522**		,526**		,295*	-,595**	-,317*			,481**
<i>Paracalanus parvus</i>			,470**	,509**		,515**			-,599**	-,337*			,393**
<i>Paracalanus indicus</i>			,356**	,393**		,398**			-,429**				
<i>Acrocalanus longicornis</i>					-,295*			,380**					
<i>Acartiella faoensis</i>												,353*	
<i>Acartia tonsa</i>												,289*	
<i>Acartia</i> sp.													,364**
<i>Microsetella</i> sp.			-,290*	-,285*		-,279*				-,302*			
<i>Macrosetella</i> sp.							-,275*						
<i>Oikopleura dioica</i>			,412**	,432**		,435**			-,372**		,440**		
<i>Appencularia sicula</i>			,402**	,422**		,419**			-,354*		,453**		
<i>Cypris</i> sp.	-,306*	,467**	-,324*	-,318*		-,294*				-,407**			

**Légende :**

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

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

**Tableau 13** : Matrice des corrélations de Spearman entre les variables biotiques et les métaux lourds dans les eaux des mangroves de la côte littorale camerounaise

	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Al	Cr	Si	Cl	Pot	Sod
<i>Pénilia avirostris</i>	-,421*				-,442*					-,453*	,419*	,580**	
<i>Alonella excisa</i>											-,437*	-,461*	
<i>Alona costata</i>											-,398*	-,481**	
<i>Alona elegans</i>											-,393*		
<i>Chydorus ovalis</i>												-,460*	
<i>Bosmina longirostris</i>										,406*		-,394*	
<i>Asplanchna sp.</i>							,449*					-,476*	
<i>Brachionus caudatus</i>							,402*					-,405*	
<i>Brachionus sp.</i>											-,378*		
<i>Kerattela quadrata</i>							,461*			,443*		-,506**	
<i>Kerattela tropica</i>		-,401*											
<i>Kerattela tecta</i>						-,417*						-,425*	
<i>Lepadella sp.</i>												-,599**	
<i>Oncaea clevei</i>											,514**	,375*	
<i>Oncaea sp.</i>											,382*		
<i>Corycaeus sp.</i>	-,473*		-,378*		-,444*					-,442*	,388*	,635**	
<i>Oithona sp.</i>											,560**	,421*	
<i>Oithona nana</i>												,418*	
<i>Capilia mirabelis</i>	-,624**	-,482**	-,522**		-,576**		-,616**		-,444*	-,448*	,410*	,719**	
<i>Tropocyclops confinis</i>											-,429*	-,651**	
<i>Tropocyclops sp.</i>												-,478*	
<i>Parvocalanus elegans</i>											-,398*	-,642**	
<i>Paracalanus pavus</i>	-,516**		-,424*		-,453*		-,375*		-,426*	-,508**	,524**	,776**	
<i>Paracalanus indicus</i>	-,477*				-,482**		-,394*			-,558**		,767**	
<i>Acrocalanus longicornis</i>	-,398*		-,426*		-,429*				-,394*	-,619**	,532**	,672**	-,379*
<i>Acartia tonsa</i>											,415*		
<i>Pseudodiaptomus sp.</i>								,408*			,462*		
<i>Microsetella sp.</i>						,404*							
<i>Macrosetella sp.</i>			-,386*								,554**		
<i>Euterpina acutifrons</i>											,555**		
<i>Appendicularia sicula</i>	-,398*		-,459*	-,431*					-,390*	-,591**		,558**	
<i>Cypris sp.</i>										-,552**		,652**	

**Légende :**

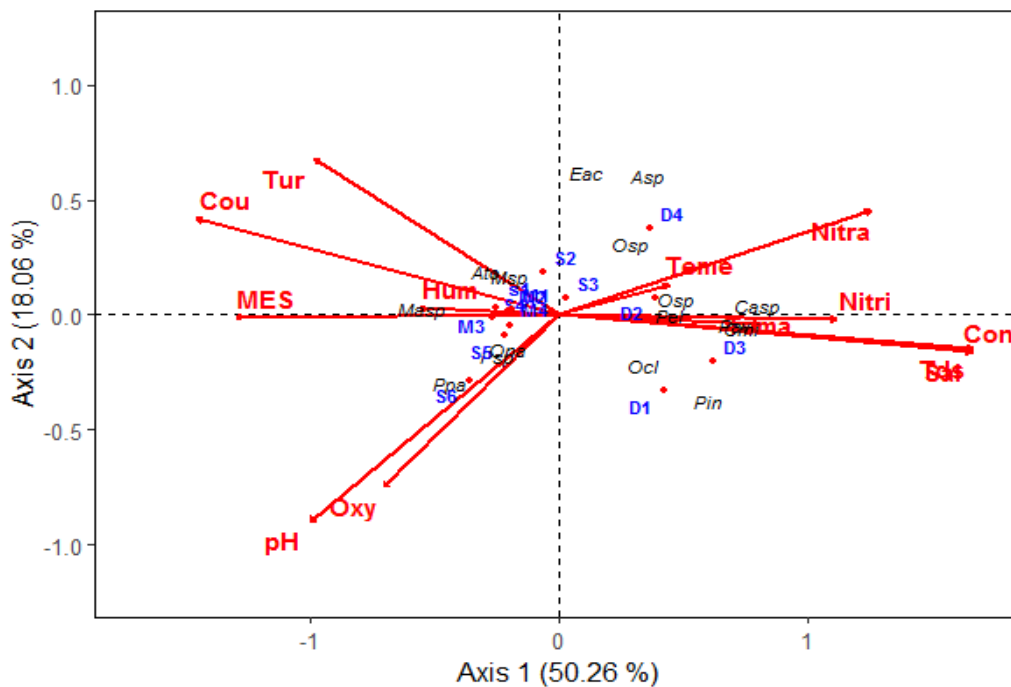
\* La corrélation est significative au niveau 0,05 (bilatéral).

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

### III.1.2.11. Variables abiotiques influençant l'abondance des taxons et classification des stations

L'Analyse Canonique des Redondances (ACR) a été réalisée pour déterminer l'influence des variables environnementales sur l'abondance et la distribution spatiale des principales espèces zooplanctoniques récoltées. Elle a été réalisée d'une part à partir des paramètres physico-chimiques non métalliques mesurés et d'autre part à partir des éléments traces métallique mesurés. Les espèces utilisées dans cette analyse, sont celles ayant présenté au moins 25 % de fréquence d'occurrence de l'ensemble de la faune obtenue.

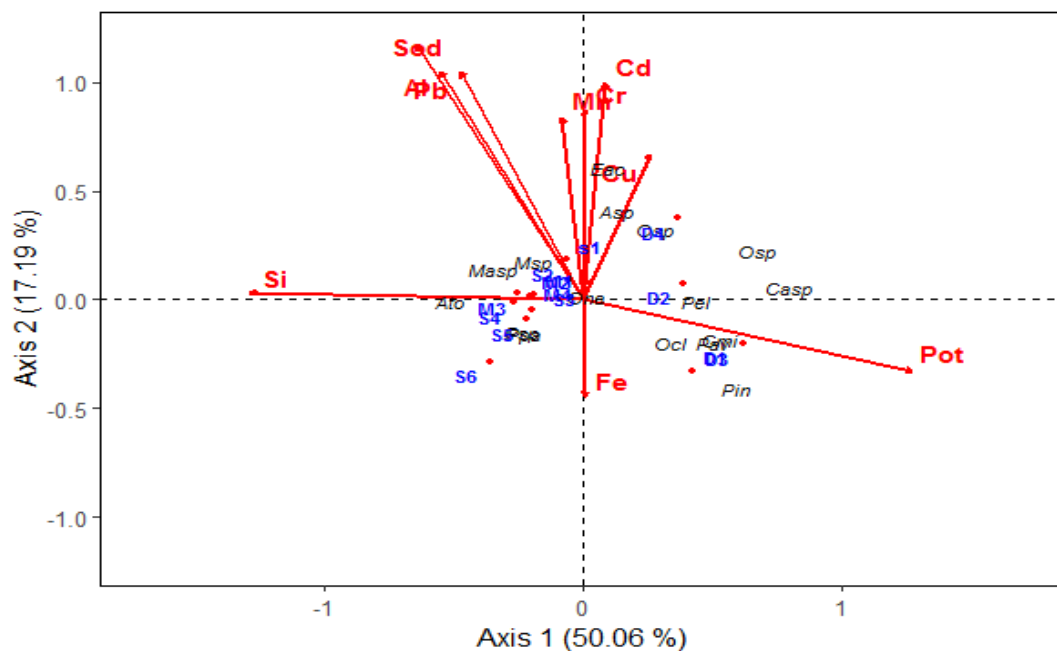
L'ACR réalisée à partir des paramètres physicochimiques non métalliques a révélé que la dimension 1 (50,26 %) et la dimension 2 (18,06 %) cumulent 68,32 % de la variance totale (Figure 66).



**Figure 66 :** Analyse Canonique des Redondances (ACR) des taxons zooplanctoniques et des paramètres abiotiques des eaux de la mangrove. **Alc** = Alcalinité, **Ato** = *Acartia tonsa*, **Cmi** = *Capilia mirabilis*, **Con** = Conductivité, **Cou** = Couleur, **Eac** = *Euterpina acutifrons*, **Hum** = Humidité de l'aire, **Masp** = *Macrosetella* sp., **MES** = Matières en suspension, **Nitra** = Nitrates, **Nitri** = Nitrites, **Ocl** = *Oncaea clevei*, **Ona** = *Oithona nana*, **Osp** = *Oncaea* sp., **Oxy** = Oxygène dissous, **Oxyd** = Oxydabilité, **Pav** = *Penilia avirostris*, **Pel** = *Parvocalanus elegans*, **Pin** = *Paracalanus indicus*, **Sal** = Salinité, **TDS** = Solides Totaux Dissous, **Teme** = Température de l'eau, **Tur** = Turbidité.

La partie positive de l'axe 1 est caractérisée par les espèces *Oncaea* sp., *Oncaea clevei*, *Capilia mirabilis*, *Parvocalanus elegans*, *Paracalanus indicus*, *Corycaeus* sp., et *Penilia avirostris*. Ces espèces sont positivement corrélées aux solides totaux dissous (TDS), à la conductivité électrique, la température ambiante, la salinité, les nitrates et nitrites et sont regroupées principalement dans les stations D1, D2, D3 et D4 du site à influence dulcicole. Par contre sa partie négative regroupe les espèces *Macrosetella* sp. et *Acartia tonsa* qui subissent l'influence de la couleur, de MES, de la turbidité, du pH, d'humidité de l'air et d'oxygène dissous avec pour stations de référence les stations M3, S4 et S6, des sites à influence marine. Cependant, dans la partie positive de l'axe 2 regroupe les espèces *Acartia* sp. et *Euterpina acutifrons* au sein des stations S1 et S2.

L'ACR réalisée à partir des éléments traces métalliques est illustrée à la Figure 67. L'analyse des résultats montre que les axes 1 (50,06 %) et 2 (17,19 %) cumulent 67,25 % de la variance totale.



**Figure 67 :** Analyse Canonique des Redondances (ACR) des taxons zooplanctoniques et des métaux lourds des eaux de la mangrove. **Ato** = *Acartia tonsa*, **Al** = Aluminium, **Cd** = cadmium, **Cmi** = *Capilia mirabilis*, **Chl** = ion chlorure, **Cu** = Cuivre, **Cr** = Chrome, **Eac** = *Euterpina acutifrons*, **Fe** = Fer, **Mn** = Manganèse, **Masp** = *Macrosetella* sp, **Ni** = Nickel, **Ocl** = *Oncaea clevei*, **Osp** = *Oncaea* sp, **Pel** = *Parvocalanus elegans*, **Pav** = *Penilia avirostris*, **Pot** = ion potassium, **Pb** = Plomb, **Pin** = *Paracalanus indicus*, **Sod** = ions sodium, **Si** = Silice, **Zn** = Zinc.

La partie positive de l'axe 1 regroupe les espèces *Oncaea* sp., *Oncaea clevei*, *Capilia mirabilis*, *Parvocalanus elegans*, *Paracalanus indicus*, *Corycaeus* sp. et *Penilia avirostris* qui

prolifèrent en présence des ions potassium dans les stations D1, D2 et D3. Sa partie présente les espèces *Acartia tonsa*, *Macrosetella* sp., *Microsetella* sp., *Paracalanus parvus*, *Pseudodiaptomus* sp. négativement corrélées avec les teneurs en zinc, silice et ions sodium aux stations S4, S5, S6, M2 et M3. La partie positive de l'axe 2 regroupe les espèces *Acartia* sp., *Euterpina acutifrons* et *Oncaea* sp. qui s'épanouissent aisément en présence des teneurs élevées de manganèse, nickel, cuivre, zinc, cadmium, plomb, aluminium, chrome et ions sodium à la station D4.

## III.2. DISCUSSION

### III.2.1. Caractérisation physico-chimique des eaux des mangroves étudiées

La principale caractéristique du climat tropical est sa température qui est généralement au-dessus de 20 °C (Walsh *et al.*, 2012). Les valeurs de températures mesurées durant la présente étude confirment ces propos. La valeur moyenne est proche de celles obtenues par Jamabo et Chinda (2010) dans les mangroves du Delta du Nigeria (28-30°C) et par Tazo *et al.* (2021) dans les mangroves de Mbiako ( $28,66 \pm 0,15^\circ\text{C}$ ) et de Tiko ( $29,49^\circ\text{C} \pm 0,16^\circ\text{C}$ ) au Cameroun. En effet, les mangroves se développent principalement dans les zones soumises au climat tropical. Les températures élevées du milieu aquatique sont dues au rayonnement solaire perpendiculaire ou presque perpendiculaire reçu tout au long de l'année en raison de la position latitudinale de cet environnement.

Les eaux de mangroves étudiées ont révélé un pH légèrement basique ( $7,59 \pm 0,04$  UC). Cette valeur est proche de celle obtenue par Theuerkauff *et al.* (2018) dans les mangroves de l'île de Mayotte ( $7,4 \pm 0,31$  UC). Cependant, le pH des mangroves camerounaises est plus stable que celui de Mayotte. Cette alcalinité est due principalement à l'abondance des ions hydrogénocarbonates, carbonates et hydroxydes contenus dans les eaux de mer apportés dans les mangroves par le biais des marées. En effet, selon Renaudin (2001), le pH des environnements marins est compris entre 7,5 et 8,5 UC. Ces données sont confirmées localement par Zambo *et al.* (2023) dont les mesures indiquent que les eaux de la côte atlantique kribienne au Cameroun se situent dans le haut de la gamme précédemment citée ( $8,43 \pm 0,54$  UC)

Les teneurs en MES obtenues dans les sites d'étude sont du même ordre de grandeur que celles mesurées par Tazo *et al.* (2021) dans les mangroves de Mbiako au Cameroun. Failler *et al.* (2010) estiment que les teneurs élevées de MES dans les mangroves traduisent un apport de matières organiques provenant des cours d'eau, rivières et/ou d'une pollution endogène. En effet, dans le cas de cette étude, les palétuviers de la mangrove produisent directement une

importante quantité de matière organique à base de feuilles, de branches et de bois. En outre, les teneurs en MES évaluées dans les eaux du site à influence dulcicole de Mouanko (EDMo) sont significativement plus élevées de celles évaluées dans les sites à influence marine de Mouanko (EMMo) et Manoka (EMMa). Ces résultats indiquent l'influence prépondérante des cours d'eau sur la qualité des eaux des mangroves dans la région ciblée. Les stations du site EDMo reçoivent en permanence les déchets que charrient les fleuves Kwa-Kwa et Sanaga qui les alimentent. Par ailleurs, selon Theuerkauff *et al.* (2018), les mangroves constituent des réceptacles de déchets venant des cours d'eau et du milieu marin. Ainsi, en plus des matières organiques venant des fleuves et celles issues des palétuviers, les mangroves étudiées reçoivent les eaux de mer qui sont riches en matières organiques. Malgré ces divers apports, le calcul de l'indice de pollution organique dans les mangroves étudiées révèle une pollution modérée du milieu (Leclercq, 2001), preuve que les mangroves ont une capacité bio-épuratrice importante vis-à-vis de la matière organique. Des résultats similaires ont été observés par Theuerkauff *et al.* (2018) dans les eaux de mangroves de Mayotte. Ils montrent que les mangroves constituent des réceptacles de déchets venant des cours d'eau et du milieu marin.

La moyenne des mesures d'oxygène dissous dans le cadre de cette étude confirme les résultats obtenus par Herteman (2010) dans les mangroves de l'île de Mayotte en France (< 60%) et par Moanono *et al.* (2021) dans les mangroves de l'estuaire du Cameroun ( $64,80 \pm 7,94\%$ ). Cette moyenne est faible par rapport à celle généralement obtenue dans les cours d'eau (>75%) au Cameroun (Foto Menbohan *et al.*, 2013) et en République Centre Africaine (Ngoay-Kossy, 2018). Cette baisse des teneurs en oxygène reflète une activité biologique élevée. En effet, les mangroves sont des zones de décantation à forte activité bactérienne. D'après Villanueva (2004), la respiration et la décomposition de la matière organique dans les eaux de mangroves consomment l'oxygène dissous et appauvrissent le milieu. En outre, l'activité photosynthétique est limitée par la présence de la végétation arborée. En effet, les longues branches de *Rhizophora* créent une canopée qui atténue considérablement la pénétration de la lumière dans les eaux et limite l'activité photosynthétique. Ainsi, les apports d'oxygène amoindris par les végétaux dans le milieu aquatique favorisent la faible oxygénation des mangroves étudiées.

Les mesures de la salinité confirment l'influence de la mer dans les sites à influence marine de Manoka (EMMa) et Mouanko (EMMo) et de l'apport d'eau douce par les fleuves dans le site à influence dulcicole de Mouanko (EDMo) avec les valeurs entre 60 et 100 fois plus élevées dans les sites à influence marine que dans le site à influence dulcicole. Comme l'ont

montré Kourradi *et al.* (2005), cette différence de salinité est une conséquence directe du phénomène des marées dans les sites à influence marine. Cependant, le degré de salinité est plus élevé dans le site EMMa qu'en site EMMo. Cette différence peut s'expliquer par la plus grande proximité du site EMMa de l'Atlantique et confirme les données de l'UICN France (2017) qui soulignent que lorsqu'une mangrove est implantée en front de mer et qu'aucun cours d'eau ne s'y déverse, la salinité est décroissante du front de mer (M4) vers l'arrière-mangrove (M1). Par ailleurs, L'influence de l'apport d'eau douce par les fleuves est révélée par une salinité plus faible dans l'arrière mangrove du site EMMo (S2) que sur le front de mer (S1 et S4) et par une salinité très faible dans les stations D3 et D4 malgré leur proximité avec l'océan.

Parallèlement à ce qui a été observé pour la salinité, les teneurs moyennes en chlorures sont plus élevées dans les sites à influence marine (EMMo et EMMa) et faibles dans le site sous influence des fleuves (EDMo). Selon Rodier *et al.* (2009), les teneurs en chlorures dans les eaux côtières subissent des variations sous l'effet des marées. La distance à la mer et l'intensité des apports d'eaux douces expliquent les différences mesures. Les teneurs moyennes en potassium présentent les mêmes fluctuations que celles du chlorure. Ces résultats confirment les propos de Renaudin (2001) selon lesquels, les eaux de mer sont essentiellement chargées de minéraux qui impactent significativement sur la qualité des milieux de transition entre la mer et l'environnement terrestre.

Les sels nutritifs (azote ammoniacal, nitrites et orthophosphates) sont présents en faibles concentrations avec des valeurs moyennes inférieures à 0,5 mg/L dans tous les sites. Ces résultats sont similaires aux concentrations en azote ammoniacal (< 1,5 mg/L), nitrites (< 1 mg/L) et orthophosphates (< 1 mg/L) évaluées dans les mangroves du Rio Del Rey, de Douala et d'Edéa (Rapport Envi-Rep, 2010). Ces faibles teneurs peuvent être liées à une quasi absence d'utilisation d'intrants agricoles et de pesticides azotés et phosphorés dans les sites d'étude. Ce comportement agricole favorise la qualité des eaux puisque, selon Madjida (2023), les eaux de ruissellement drainent les pesticides et les engrais vers les zones de basse altitude, donc vers les mangroves. En outre, les faibles concentrations en orthophosphates pourraient s'expliquer par le fait que les populations environnantes utilisent peu de détergents pour leur activités domestiques. En effet, d'après Herteman (2010), les orthophosphates sont apportés dans les eaux de mangroves par les activités ménagères.

Cependant, malgré la faible utilisation d'engrais, les teneurs moyennes en nitrates dans les eaux de mangroves étudiées ( $6,82 \pm 0,27$  mg/L) dépassent la valeur seuil ( $\leq 2$  mg/L) préconisée par la grille du Système d'Evaluation de la Qualité des Eaux (2003). La richesse du

milieu en nitrate s'explique par la dégradation des feuilles de palétuviers et des macrophytes présents dans les eaux. Selon Rogers (1996) et Chiu *et al.* (2004), les teneurs élevées en nitrates dans les eaux de mangroves sont dues au processus chimique et naturel de nitrification de la matière organique issue des feuilles mortes.

Dans l'ensemble, les concentrations moyennes des éléments traces métalliques ont été faibles dans les eaux des mangroves de l'estuaire du Cameroun durant la période l'étude, comparées aux valeurs recommandations par Rodier *et al.* (2009). Ces faibles valeurs, témoignent d'une faible pollution anthropique et seraient liées non seulement aux faibles concentrations que ces métaux sont habituellement rencontrés dans les eaux naturelles à l'état de traces, mais également au fait que les mangroves étudiées ne sont pas en contact direct avec des effluents industriels qui sont l'une des causes majeures de pollution par les métaux lourds au sein des milieux aquatiques (Tchakonté, 2016). A cela, s'ajoute d'une part la dilution des eaux continentales des mangroves par les eaux marines faibles chargées en ces métaux qui abaisseraient leur concentration, et d'autre part, le potentiel approprié pour la phytoremédiation des espèces de palétuviers (Hossain *et al.*, 2022). En effet, selon Macfarlane *et al.* (2007) et Harguinteguy *et al.* (2014), les palétuviers ont la capacité de stocker des métaux et de transférer ces éléments dans les tissus des feuilles, racines et troncs. La forte concentration de Plomb avec une valeur moyenne de  $2,91 \pm 0,77 \mu\text{g/L}$  enregistrée, pourrait se justifier par le fait que c'est un composé peu soluble et facilement associé aux matières en suspension (Rodier *et al.*, 2009 ; Adame *et al.*, 2010). De plus, ce métal est si répandu et si utilisé dans l'industrie que les possibilités de pollution sont extrêmement nombreuses et variées.

### **III.2. 2. Typologie abiotique de la zone de mangrove analysée**

L'ACP réalisée à partir des valeurs des paramètres physico-chimiques mesurés permet de différencier trois grands groupes au sein des différentes stations d'étude. Contrairement à ce qui était attendu, ces groupes ne reprennent pas complètement les ensembles basés sur les seules valeurs de la salinité et utilisés pour l'analyse des données obtenues au cours de ce travail. Le groupe I représenté par les stations M2, M3, M4, S4, S5 et S6 est caractérisé par des teneurs en  $\text{CO}_2$ , en ions potassium, en TDS, en conductivité électrique et en salinité relativement élevées. Ces paramètres sont attribués aux apports des eaux marines dans les mangroves. Ces stations, dont les caractéristiques physico-chimiques sont assimilables à des eaux mésohalines, constituent l'ensemble des sites de mangroves de l'estuaire où les eaux douces des fleuves se mélangent aux eaux salées de la mer.

Le groupe II est composé des stations M1, S1, S2 et S3. Ces stations sont caractérisées par les eaux fortement chargées en matières organiques biodégradables. En effet, elles reçoivent des eaux riches en matières organiques, deux stations sont sous l'influence d'apports d'origine anthropiques provenant des eaux usées de ménages des populations des villages Yoyo (S1) et Mapa (M1), deux autres se situent sur la rive gauche du fleuve kwa-kwa riche en Matières organiques (S2 et S3). La dernière (S3) est caractérisée par de nombreux débris de bois morts au sol. Toutefois, ces eaux s'appauvrissent en oxygène dissous, ce qui semble être une conséquence de la dégradation aérobie des substances organiques contenues dans ces rejets (Ramade, 2005).

Le groupe III regroupe les stations D1, D2, D3 et D4. Ce groupe correspond au site EDMo et est caractérisé par les eaux bien colorées, très turbides avec de fortes charges de matières en suspension exprimant une pollution physique accentuée dans ce milieu. En effet, les stations sont situées à l'embouchure des fleuves Kwa-Kwa (D1 et D2) et Sanaga (D3 et D4) et reçoivent des déchets charriés depuis l'amont de ces fleuves. Ainsi, la mangrove serait un milieu tampon par lequel tous les déchets organiques issus des fleuves, cours d'eau et rivières transitent avant de se déverser dans la mer.

### **III.2.3. Caractérisation biologique des eaux de mangroves étudiées**

#### **III.2.3.1. Richesses taxonomiques des communautés zooplanctoniques**

La richesse spécifique obtenue dans cette étude (81 espèces) apparaît faible par rapport à celle (109 espèces) obtenue par De Figueiredo (2003) dans les eaux de mangroves des baies de Tamandaré au Brésil. Elle est similaire à celle obtenue par Maung et Aung (2011) (56 espèces) dans les eaux des mangroves de la zone côtière de Myeik au Myanmar, et relativement élevée par rapport à celle obtenue par Nandy *et al.* (2018) dans les eaux de mangroves du système estuarien des Sundarbans en Inde (82 espèces). Les caractéristiques physico-chimiques du milieu mais aussi des engins d'échantillonnage utilisés peuvent expliquer ces différences. En effet, Maung et Aung (2011) ont utilisé un filet à plancton de maille de 100  $\mu\text{m}$  alors que Nandy *et al.* (2018) ont utilisé un filet de maille de 64  $\mu\text{m}$ . C'est le même type de filet qui a été utilisé dans la présente étude. Ce qui peut expliquer la proximité des résultats en termes de richesse spécifique. Par ailleurs, La position des points d'échantillonnage dans la mangrove peut aussi justifier des différences de résultats. En effet, les échantillonnages dans l'étude actuelle ont été réalisés dans les premiers 20 m de la forêt de mangrove perpendiculairement au fleuve ou à la mer. Or, au cours de ses travaux, De Figueiredo (2003) a prospecté la mangrove jusqu'à 150 m perpendiculairement au fleuve ou à la mer. Cette étendue plus vaste a permis

vraisemblablement de prendre en compte la présence probable de micro habitats plus nombreux. En effet, selon Berté *et al.* (2019), une grande variété de microhabitats est capable d'abriter une grande diversité d'espèces. Dans le même ordre d'idées, Yabi *et al.* (2015) affirment que la richesse spécifique est positivement corrélée à la diversité des microhabitats. Les différences de richesses spécifiques enregistrées entre ces travaux pourraient aussi être liées à la période d'échantillonnage. En effet, d'après Cannicci *et al.* (2009), la variation de la richesse spécifique de la faune dans la mangrove est fonction des conditions intrinsèques à la mangrove étudiée et du niveau d'exploitation de ladite mangrove.

D'autre part, la richesse spécifique obtenue dans les eaux de mangroves prospectées est inférieure à celle obtenue par Essomba *et al.* (2021) dans l'estuaire de la Kienke à Kribi (105 espèces). Cette différence en termes de richesse spécifique serait due au fait que les estuaires sont des zones d'intérêt écologique majeur pour de nombreuses espèces zooplanctoniques. D'après Modéran (2010), les quantités importantes de matières organiques qui transitent dans les estuaires favorisent des productions secondaires zooplanctoniques élevées. Par ailleurs, la richesse spécifique obtenue dans ces mangroves est plus élevée que celle obtenue dans le ruisseau Kondi au Cameroun (56 espèces) par Onana *et al.* (2014), dans les quatre rivières côtières en Côte d'Ivoire (28 espèces) par Monney *et al.* (2016) et dans le complexe lacustre Ossa au Cameroun (46 espèces) par Nziéleu Tchagnouo (2016). Les mangroves seraient des écosystèmes favorisant la vie aquatique car d'après Deliot (2000), plusieurs micro-organismes aquatiques s'y développent de façon considérable, en particulier les Copépodes, formant un des premiers maillons de la chaîne trophique des mangroves.

La comparaison des richesses spécifiques des différents groupes zooplanctoniques obtenues dans cette étude à celles obtenues dans les cours d'eau et estuaires soulève trois points. Tout d'abord, les Copépodes représentent 36,07 % de richesse spécifique totale dans les EMMo et de 40,43 % de richesse spécifique totale dans les EMMA alors qu'ils représentent plus de 81% de la richesse spécifique totale dans l'estuaire de la Kienke (Essomba *et al.*, 2021). Par ailleurs, les travaux de Nziéleu Tchagnouo (2016) réalisés dans le complexe lacustre Ossa au Cameroun révèle que 6,52 % des 46 espèces identifiées appartiennent au taxon des Copépodes. De plus, les travaux d'Onana *et al.* (2014) réalisés dans le cours d'eau Kondi au Cameroun révèlent que 5,35 % des 56 espèces identifiées appartiennent au taxon des Copépodes. Enfin, ceux de Monney *et al.* (2016) effectués dans quatre rivières côtières en Côte d'Ivoire révèlent que 14,28 % des 28 espèces identifiées appartiennent au taxon des Copépodes. L'analyse réalisée sur le site EDMo, donc en milieu d'influence dulcicole, souligne que les Copépodes

représentent 28,13 % de la richesse spécifique totale. Ils sont considérés comme l'un des plus importants groupes d'invertébrés en nombre d'espèces dans les systèmes estuariens (Ki *et al.*, 2009). Ainsi, les Copépodes ont une affinité avec le milieu estuarien. Cependant, dans le cadre d'un environnement estuarien bordé de mangroves comme les 3 sites analysés au cours de cette étude, la diversité spécifique des Copépodes est beaucoup faible.

D'autre part, le mérozooplancton représente 3,12 % de richesse spécifique totale des EDMo, 8,20 % des EMMo et 17,03 % des EMMA. Essomba *et al.* (2021) n'ont identifié aucune espèce de ce groupe dans l'estuaire de la Kienke. Les estuaires à mangrove seraient un milieu approprié pour l'accroissement de ces jeunes organismes. En effet, selon Youmbi *et al.* (1991), ces écosystèmes présentent des conditions environnementales favorables au développement des stades larvaires de plusieurs organismes. Ces propos sont approuvés par Emmerson (1994) qui affirme qu'après éclosion des œufs chez les crevettes et le crabe, les larves sont emportées par les marées jusqu'aux mangroves où ils passent l'étape juvénile.

Enfin, les Rotifères identifiés dans cette étude représentent 40,66 % de la richesse spécifique totale obtenue en EDMo, 39,34 % de la richesse spécifique obtenue en EMMo et 31,91 % de la richesse spécifique obtenue en EMMA. Ces richesses spécifiques sont élevées par rapport aux 8,57 % présentés dans les travaux d'Essomba *et al.* (2021) effectués dans l'estuaire de la Kienke. Ceci pourrait s'expliquer par les fortes valeurs de salinité enregistrées dans l'estuaire et ne permettant pas le développement d'espèces de Rotifères. En effet, Essomba *et al.* (2021) ont enregistré une moyenne de salinité de  $12957,8 \pm 835,2$  mg/L alors que la présente étude a présenté la moyenne de  $74,2 \pm 20,1$  mg/L dans le site d'influence dulcicole,  $4627,09 \pm 419,9$  mg/L dans le site d'influence marine de Mouanko et  $6985,46$  mg/L dans le site sous influence marine de Manoka. La présente étude montre des corrélations négatives et significatives entre la salinité et les Rotifères *Brachionus caudatus* ( $r = -0,373$  ;  $p < 0,01$ ), *Brachionus* sp. ( $r = -0,295$  ;  $p < 0,05$ ), etc. De plus, ce groupe constitue plus de 70 % d'espèces rares dans cette étude, preuve qu'elles ne sont pas des espèces natives des mangroves.

Dans la présente étude, la richesse spécifique obtenue dans les mangroves situées à Mouanko (61 espèces en site sous influence marine de Mouanko et 64 espèces en site d'influence dulcicole de Mouanko) est supérieure à celle obtenue dans les mangroves situées à Manoka (47 espèces dans le site d'influence marine de Manoka). En effet, en plus de la matière organique produite par les palétuviers, les mangroves de Mouanko reçoivent les matières organiques emportées par les fleuves Sanaga et Kwa-Kwa. Cette importante quantité de matière organique favoriserait la prolifération des organismes zooplanctoniques dans les mangroves de

cette localité. Nagelkerken *et al.* (2008) affirment à ces propos que la matière organique au sein des mangroves est une ressource importante pour le développement de plusieurs micro-organismes. En outre, la localité de Manoka étant très proche de l'océan, est soumise à une forte influence marine et par conséquent, les paramètres environnementaux y sont moins stables. Ce qui pourrait impacter sur la richesse spécifique zooplanctonique. En effet, El Khalki et Moncef (2007) avaient déjà montré dans les mangroves de l'estuaire de l'Oum Er Rbia au Maroc que les importantes fluctuations des paramètres environnementaux du milieu provoquent une forte sélection des espèces expliquant la faible richesse spécifique du peuplement zooplanctonique.

### **III.2.3.2. Abondance des communautés zooplanctoniques étudiées**

Les Copépodes restent le groupe le plus abondant dans les trois sites, pour toutes les stations dans les mangroves de la côte littorale camerounaise même s'ils sont moins importants dans le site sous influence fluviale. D'après Etilé *et al.* (2018), ce groupe constitue 99 % d'abondance du zooplancton total dans les milieux marins et les environnements côtiers tels que les lagunes, estuaires et mangroves. En effet, la composition faunistique planctonique estuarienne est majoritairement dominée par l'holoplancton qui se compose principalement de Copépodes (Dindinaud, 2015). La dominance de ce groupe sur le plan quantitatif a été signalée dans plusieurs travaux effectués dans les écosystèmes côtiers marocains (Youssara *et al.*, 2004) et camerounais (Envi-Rep Cameroun, 2010 et Essomba *et al.*, 2021). La forte abondance des Copépodes au sein de la mangrove serait ainsi liée à leur adaptation aux eaux salées, mais aussi au fait que certaines espèces de ce groupe peuvent habiter des endroits terrestres très humides tels que les mousses, le paillis, la litière, les racines des palétuviers, entre autres. La forte abondance de ce groupe au sein des mangroves pourrait être positivement corrélée au taux des ions Calcium et Magnésium. En effet, selon Rollin (2021), chez les crustacés marins, le métabolisme de la mue fonctionne dans des conditions de Magnésium élevé tandis que le Calcium intervient dans la formation de la carapace.

Parmi les Copépodes présents dans les mangroves de Mouanko et Manoka, seuls deux genres marins (*Paracalanus* et *Oithona*) semblent aptes à tolérer des fluctuations de salinité. En effet, ils présentent de fortes abondances dans toutes les stations soumises à une influence marine, témoignant ainsi leur forte euryhalinité. De plus, d'après Diouf et Diallo (1987), ces genres peuvent occuper des milieux très salés. Par ailleurs, Aka *et al.* (2000) ont montré que les genres *Paracalanus*, *Acartia* et *Oithona* occupent une large plage de salinité puisqu'ils sont abondants dans des milieux caractérisés par des teneurs de NaCl de 5 à 30 g/L. Une observation

analogue a été faite par El Khalki et Moncef (2007) dans l'estuaire de l'Oum Er Rbia au Maroc où *Oithona* était rencontré à des salinités de 5 à 20 g/L.

Ce groupe de Copépodes est dominé par les stades larvaires (copépodites + larve nauplius) qui représentent 78,26 % de la totalité du zooplancton récolté dans les eaux prospectées. Cette forte abondance des stades larvaires de Copépode au sein des mangroves constitue une conséquence de leur mode de reproduction. En effet, l'écosystème de mangrove est constamment instable ; il reçoit, grâce aux mouvements des marées, les eaux salines marines et par l'intermédiaire des fleuves les eaux douces continentales. Les Copépodes présents doivent tabler plus sur la reproduction pour maintenir leur population dans le milieu. Ils emploient ainsi la stratégie r de MacArthur et Wilson (1967) qui stipule que dans un milieu où les conditions environnementales peuvent rapidement changer et où les espèces doivent faire preuve d'adaptation rapide pour leur survie, les espèces vont consacrer tous leurs efforts à la reproduction.

Les Rotifères représentent 6,9 % d'abondance totale zooplanctonique identifiée dans les eaux prospectées. Le gradient d'abondance de ce groupe est décroissant de la zone à influence dulcicole vers les zones à influence marine. Ce groupe pourrait être emporté des eaux douces continentales jusqu'aux eaux de mangroves par le biais des fleuves et petite collecte d'eau. En effet, selon Nielsen *et al.* (2003), les Rotifères n'ont pas une origine marine et ne présentent généralement pas une grande tolérance à une salinisation de l'eau. Dans le même ordre d'idées, Monney *et al.* (2016) affirment que les Rotifères représentent en eaux douces le groupe zooplanctonique le plus abondant. Cette régression d'abondance dans les mangroves serait aussi due aux variations des conditions du milieu car d'après Miracle et Serra (1989), les fortes fluctuations de température et salinité influencent négativement le cycle biologique des Rotifères. Les espèces *Keratella tropica* et *K. tecta*, généralement rencontrées dans les eaux douces (Onana *et al.*, 2014 ; Monney *et al.*, 2016 ; Nziéleu Tchagnouo, 2016 ; Dakwen *et al.*, 2019), sont, dans le cadre de cette étude, prédominantes dans les eaux de mangroves à influence marine. Elles seraient donc, en fait, capables de s'adapter à une large gamme de salinité. Ces résultats confirment l'observation faite par Branco *et al.* (2007) dans les eaux de mangroves à influence marine de la côte brésilienne. Des corrélations significatives et positives ont d'ailleurs été enregistrées entre la salinité et *K. tropica* ( $r = 0,35$  ;  $p < 0,01$ ) d'une part, et *K. tecta* ( $r = 0,509$  ;  $p < 0,01$ ) d'autre part.

Les Cladocères représentent 4,48% abondance totale du zooplancton récolté dans les eaux de mangroves de Mouanko et Manoka. Cette faible abondance peut être liée à la forte

pression de prédation qu'exercent les alevins et les poissons planctophage sur ce taxon. Selon Pourriot (1982), les poissons planctonophages consomment préférentiellement les cladocères puisqu'il s'agit de proies de grande taille, à mobilité réduite, riches en énergie et facilement repérables. Parallèlement, les familles des Daphniidae et Macrothricidae présentent de très faibles abondances. Les espèces de ces familles sont des maillons essentiels de nombreuses chaînes alimentaires aquatiques et constituent une source alimentaire appréciable pour les petits poissons (Eawag News, 2012). L'espèce *Penilia avirostris* a présenté la plus grande abondance et est présente uniquement dans les mangroves d'influence marine. Cette espèce d'origine marine peut migrer de l'océan vers les mangroves grâce aux phénomènes de marées. En effet, selon Wong *et al.* (1992), c'est la seule espèce de Cladocère marin cosmopolite fréquemment rencontrée dans les eaux de mangroves et estuaires. Elle a d'ailleurs été significativement et positivement corrélée avec les fortes valeurs de salinité et conductivité enregistrées durant cette étude ( $r = 0,4$  ;  $p < 0,01$ ).

Les Ostracodes, les Chétognathes, les Urochordés, les Décapodes et les Mysidacés ne représentent qu'une faible proportion de l'abondance zooplanctonique récoltée au cours de cette étude ( $< 1\%$ ). La plupart des auteurs considèrent qu'ils ne font pas partie de la communauté zooplanctonique, même s'il arrive, comme dans cette étude, qu'on récolte occasionnellement un certain nombre. En effet, on admet généralement, avec Pourriot et Champ (1982), que trois groupes composent l'essentiel du plancton animal : les Copépodes, les Cladocères et les Rotifères. Quant aux autres organismes occasionnellement présents dans le zooplancton, il s'agit des stades larvaires de quelques animaux aquatiques. L'apparition de ces stades larvaires du zooplancton serait dépendante de la phase reproductive des organismes adultes. Il faut toutefois signaler que l'abondance des stades zoé a pu être sous-estimée en raison du mode de prélèvement qui n'exclut pas une fuite partielle de ces organismes.

### III.2.3.3. Structure du peuplement

L'indice de diversité de Shannon et Weaver apparaît relativement faible dans les deux sites sous influence marine (EMMo :  $2,27 \pm 0,12$  bits/ind et EMMa :  $3,08 \pm 0,02$  bits/ind) et plus élevé dans le site sous influence d'eau douce (EDMo :  $4,19 \pm 0,05$  bits/ind). L'indice de diversité de Shannon et Weaver diminue lorsqu'un petit nombre de taxons a une abondance relativement très élevée (Lévêque et Balian, 2005). Les faibles valeurs obtenues reflètent donc une inégale répartition des individus au sein des espèces. Ceci est mieux apprécié avec l'indice d'équitabilité de Piélu qui fait ressortir un déséquilibre de l'écosystème et la répartition inégale des espèces, au regard des valeurs obtenues (EMMo :  $0,45 \pm 0,02$  et EMMa :  $0,59 \pm 0,02$ ). De

manière générale, les deux zones influencées par les eaux marines présentent une forte ressemblance confirmée par l'indice de similarité de Sørensen à plus de 81 %.

La forte valeur moyenne de l'indice de Shannon et Weaver obtenue dans le site sous influence d'eau douce s'explique par le fait que les espèces identifiées présentent des abondances relativement équivalentes dans les différentes stations. La forte valeur de l'indice d'équitabilité de Piélou ( $0,79 \pm 0,005$ ) vient confirmer l'équilibre écologique de ce site. Les variations spatio-temporelles des indices de diversité de Shannon et Weaver et d'équitabilité dans les mangroves prospectées témoignent leur instabilité. Ceci se traduit par le nombre d'espèces rares, plus élevé que le nombre d'espèces constantes, accessoires et régulières.

Les diagrammes rang-fréquence illustrent le fait que les peuplements des sites EMMA et EMMo montrent des fluctuations spatiales autour du stade 1. Ceci confirme l'existence d'un nombre restreint de taxa avec des abondances relatives élevées des espèces telles que *Oithona nana*, *Paracalanus parvus* et les stades larvaires de copépodes qui concentrent plus de 80% d'abondance relatives. De telles courbes sont caractéristiques d'un milieu instable (Heramza *et al.*, 2021). Ces résultats corroborent ceux des indices de Shannon et Weaver et de Piélou.

#### **III.2.3.4. Influence des variables environnementales sur la faune zooplanctonique.**

Les analyses de corrélation mettent en évidence l'influence de facteurs abiotiques sur la prolifération de certaines espèces. Un groupe, constitué de *Penilia avirostris*, *Parvocalanus elegans*, *Paracalanus parvus*, *Paracalanus indicus*, *Oikopleura dioica* et *Appencularia sicula*, se développe au site influencé par les eaux marines caractérisés par de fortes teneurs de salinité, conductivité électrique et solides totaux dissous. Par ailleurs, ces variables abiotiques inhibent la prolifération du Cladocère *Bosmina longirostris* et du Copépode *Tropocyclops* sp. dont la fréquence est faible dans ces sites. Ainsi, la vie des espèces dans les sites à influence marine serait dépendante des teneurs en salinité, solides totaux dissous, conductivité électrique et la température. En effet, selon Da Costa *et al.* (2013), la salinité et la conductivité électrique sont les premiers facteurs déterminants la distribution du zooplancton dans les écosystèmes côtiers. Les ions chlorures et potassium inhibent la prolifération de certaines espèces (*Alona excisa*, *A. elegans*, *Chydorus ovalis*, *Kerattela quadrata*, *Tropocyclops confinis* ...). Par contre, les corrélations positives et significatives entre ces ions et des espèces *Oncaea clevei*, *Corycaeus* sp, *Oithona nana*, *Parvocalanus elegans*...laisseraient supposer que ces espèces tolèrent les eaux riches en ces ions. Ces résultats sont similaires à ceux observés par Gao *et al.* (2011) dans l'estuaire de Changjiang en Chine et El Khalki et Moncef (2007) dans l'estuaire de l'Oum Er Rbia au Maroc.

L'Analyse Canonique des Redondances utilisée pour mettre en évidence les corrélations entre les espèces zooplanctoniques et les variables environnementales a permis de montrer que les espèces *Oncaea* sp., *Oncaea clevei*, *Capilia mirabilis*, *Parvocalanus elegans*, *Paracalanus indicus*, *Corycaeus* sp. et *Penilia avirostris* préfèrent les eaux salées, fortement minéralisées, chaudes, riches en nitrates et nitrites. Les espèces *Macrosetella* sp. et *Acartia tonsa* affectionnent les eaux colorées, troubles, oxygénées et riches en matières en suspension. En effet, la structure de la faune au sein des mangroves est supposée être fonctionnellement liée aux facteurs environnementaux qui favorisent ou défavorisent la prolifération de certaines espèces (Kumar et Khan, 2013).

L'Analyse Canonique des Redondances effectuée entre les métaux lourds, les ions majeurs et les organismes zooplanctoniques a permis de montrer que les espèces *Oncaea* sp., *Oncaea clevei*, *Capilia mirabilis*, *Parvocalanus elegans*, *Paracalanus indicus*, *Corycaeus* sp., et *Penilia avirostris* ont une préférence pour les eaux riches en ions potassium. Les fortes concentrations de silice, de zinc et ions sodium dans l'eau inhibent le développement des espèces *Acartia tonsa*, *Macrosetella* sp., *Microsetella* sp., *Paracalanus parvus*, *Pseudodiaptomus* sp. Tandis que les fortes concentrations de manganèse, nickel, cuivre, zinc, cadmium, plomb, aluminium, chrome et des ions sodium favorisent le développement des espèces *Acartia* sp., *Euterpina acutifrons* et *Oncaea* sp.

**CONCLUSION, RECOMMANDATIONS ET  
PERSPECTIVES**

## CONCLUSION

Une étude visant à déterminer la structure et la biodiversité zooplanctonique associées aux facteurs abiotiques du milieu a été menée dans les eaux de mangroves de la côte du littoral camerounais de novembre 2019 à novembre 2020.

Les eaux de ces mangroves sont moyennement oxygénées, légèrement basiques et contiennent très peu de substances azotées et phosphatées avec une température variant en fonction de la température ambiante. Les paramètres tels que la salinité, la conductivité, les solides totaux dissous, les ions chlorures et potassium sont plus élevés en site sous influence marine qu'en site sous influence dulcicole tandis que les Matières En Suspension et la couleur sont plus élevées en site sous influence dulcicole qu'en site sous influence marine. Dans l'ensemble, les valeurs de l'indice de pollution montrent une pollution modérée dans les zones étudiées. Les teneurs en éléments traces métalliques sont faibles par rapport aux normes environnementales, témoignant ainsi le faible impact des rejets industriels au sein de ces mangroves.

Au total, 81 espèces réparties en 08 groupes, 51 genres, 14 ordres et 39 familles ont été identifiées. Les eaux de mangroves à influence dulcicole ont été les plus riches sur le plan taxonomique. Par ailleurs les eaux du site à influence marine de Mouanko et celles du site à influence dulcicole de Mouanko sont riches en Rotifères tandis que celles du site à influence marine de Manoka se montrent riches en Copépodes. Les Cladocères ont occupé la troisième place après les Rotifères et les Copépodes dans tous les sites. Les Décapodes, Urochordes, Chétognathes et Mysidacés sont restés en abondance faibles durant toute l'étude. Les Copépodes ont présenté les plus fortes abondances relatives dans tous les sites. L'étude de la structure du peuplement zooplanctonique révèle qu'il est généralement dominé par un très faible nombre d'espèces parmi lesquelles *Oithona nana* et *Paracalanus parvus*. L'indice de Pielou, plus élevé dans le site à influence dulcicole (globalement au-dessus de 0,75), traduit une meilleure distribution des individus au sein du peuplement. Par contre, le peuplement du site à influence marine, moins riche et peu diversifié, montre un indice de Pielou irrégulier traduisant généralement des fluctuations dans la distribution du peuplement. Ainsi, les eaux de la zone à influence dulcicole sont de bonne qualité écologique.

La dynamique des populations étudiées met en exergue une variation saisonnière dans leur composition taxonomique. En effet, les crues contribuent à l'augmentation de la densité et la richesse taxonomique zooplanctonique dans les eaux étudiées.

L'étude des relations entre variables physico-chimiques et variables biologiques à travers les corrélations de Spearman et l'Analyse Canonique de Redondance montrent que la quantité de nutriments, la conductivité électrique, les solides totaux dissous, la salinité, les ions  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$  et  $\text{K}^+$  sont des facteurs essentiels régulant la distribution des organismes zooplanctoniques. Toutefois, d'autres facteurs interviennent dans cette distribution, notamment le régime pluvial et les mouvements de marées qui structurent également le peuplement zooplanctonique dans les écosystèmes de mangroves.

## **RECOMMANDATIONS**

Il apparaît que cette étude apporte des informations nouvelles sur la faune zooplanctonique des eaux de mangroves de la côte littorale camerounaise, ce qui suggère une attention toute particulière des autorités et responsables des projets de restauration de ces écosystèmes afin de multiplier les efforts et s'orienter vers une meilleure gestion des hydrosystèmes. A cet effet, quelques recommandations sont nécessaires. Elles s'adressent à tous les acteurs impliqués dans la gestion de cet hydrosystème car pour être efficace, la gestion d'un tel patrimoine doit être collective. Il s'agit de :

- contrôler l'occupation de ces écosystèmes et limiter les exploitations abusives des ressources naturelles, notamment, le bois de mangrove et les ressources halieutiques (poissons, crabes, crevettes, bivalves, entre autres) y afférentes ;
- Sensibiliser les populations riveraines sur l'importance de la végétation des mangroves dans la protection contre les inondations de plus en plus fréquentes. Cette démarche consistera à faire comprendre aux populations riveraines que les mangroves protègent la mer de la terre et la terre de la mer. En effet, en l'absence de mangroves en bon état écologique, les eaux de mer (Océan) envahiraient toutes les villes côtières ;
- associer à la gestion de cet écosystème des spécialistes de la question environnement aquatique ;
- Accompagner les chercheurs dans leurs missions. Cet accompagnement devra principalement être axé sur le financement des travaux de recherche, à travers des programmes préalablement conçus.

## **PERSPECTIVES**

Plusieurs perspectives sont également à envisager à l'issue de ce travail :

- évaluer les capacités biorémediatrices des mangroves camerounaises. Cela pourrait apporter une aide dans les procédés de traitement des déchets urbains.

- Une étude sur le zooplancton des eaux de mangroves de la zone anthropisée de cette région écologique pourrait permettre une comparaison pertinente.

- continuer les identifications de certains genres jusqu'au rang de l'espèce et réaliser des études taxonomiques des Copépodes des eaux de mangroves. Ces études seront basées essentiellement sur des descriptions morphologiques et des analyses biomoléculaires.

- Réaliser des échantillonnages dans les mangroves en tenant compte des différents faciès. Des travaux antérieurs et l'analyse des résultats de la faune obtenue dans la présente étude ont montré que la distribution du zooplancton au sein des mangroves est influencée par les facteurs environnementaux qui varient en fonction de la distance avec la côte. En effet, certains organismes préfèrent des mangroves faiblement impactées par les remontées de marées, contrairement à d'autres.

- Il faudrait ensuite étendre cette étude aux autres eaux de mangroves du pays et ailleurs (dans le cadre de collaboration internationale), ce qui permettrait de mieux documenter la biodiversité zooplanctonique des écosystèmes côtiers qui restent encore sous-évaluée.

## **REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

**Adandedjan D., Makponse E., Hinvi L. C. & Laleye P. (2017).** Données préliminaires sur la diversité du zooplancton du lac Nokoué (Sud-Bénin). *Journal of Applied Biosciences*, 115, 11476-11489

**Agadjihouèdé H., Bonou A. C., Montchowui E. & Laleye P. (2011).** Recherche de la dose optimale de fiente de volaille pour la production spécifique de zooplancton à des fins piscicoles. *Cahiers Agricultures*, 20(4), 247-260

**Ajonina G. N. (2010).** Rapport final de réalisation du mandat. *Consultation Project GEF PPG*, 36 p

**Ajonina G., Tchikangwa B., Chuyong G. & Tchamba M. (2009).** The challenges and prospects of developing a community based generalizable method to assess mangrove ecosystems vulnerability and adaptation to climate change impacts : experience from Cameroon. *Nature and Faune*, 24, 16-25

**Ajonina G. N. (2022).** Cameroon Mangroves : Current Status, Uses, Challenges, and Management Perspectives. In *Mangroves : Biodiversity, Livelihoods and Conservation*, 1, 565-609

**Aka M., Pagano M., Saint-Jean L., Arfi R., Bouvy M., Cecchi P. & Thomas S. (2000).** Zooplankton variability in 49 shallow tropical reservoirs of Ivory Coast (West Africa). *International Review of Hydrobiology : A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology*, 85(4), 491-504

**Alexandris N., Chatenoux B., Lopez Torres L. & Peduzzi P. (2013).** Monitoring mangrove restoration from space. *UNEP/GRID-Geneva*, 49 p

**Allen G. P. (1977).** Etude des processus sédimentaires dans l'estuaire de la Gironde. Thèse d'état, Université Bordeaux I, 338 p

**Alongi D. M. (1994).** Zonation and seasonality of benthic primary production and community respiration in tropical mangrove forests. *Oecologia*, 98, 320-327

**Alongi D. M., Pfitzner J., Trott L. A., Tirendi F., Dixon P. & Klumpp D. W. (2005).** Rapid sediment accumulation and microbial mineralization in forests of the mangrove *Kandelia candel* in the Jiulongjiang Estuary, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63(4), 605-618

**Alongi D. M. (2008).** Mangrove forests : resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, coastal and shelf science*, 76(1), 1-13

**Alongi D. M. (2014).** Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual review of marine science*, 6, 195-219

**Al-Yamani F. Y., Skryabin V., Gubanova A., Khvorov S. & Prusova I. (2011).** Marine zooplankton practical guide. *Kuwait Institute for Scientific Research*, Kuwait, 399 p

- Amoros C. (1984).** Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises-5. Crustacés Cladocères. *Publications de la Société Linnéenne de Lyon*, 53(3), 72-107
- Andersen T. J. (2001).** Seasonal variation in erodibility of two temperate, microtidal mudflats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53(1), 1-12
- APHA (1998).** *Standard method for examination of water and wastewater*. American Public Health Association, 20<sup>th</sup> edition, Washington, DC, 1150 p
- Armah A. K., Diame A., Ajonina G. & Kairo J. (2010).** Protection des mangroves : Le rôle du Réseau africain des mangroves. *Nature et Faune*, 24(1). 25 p
- Arnott S.E., Magnuson J.J. & Yan N.D. (1998).** Crustacean zooplankton species riches : single and multiples years estimates. *Journal Canadien des Sciences Halieutiques et Aquatiques*, 55 : 1573-1582
- Babut M. & Perrodin Y. (2001).** Evaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage. Ministère de l'équipement, Voies Navigables de France, CETMEF, 59p
- Baklouti Zouari S. (2010).** Contribution à l'étude écobiochimique et biochimique du crabe (Master's thesis, Université de Sfax, Faculté des Sciences Sfax), 67 p
- Bandeira B. (2013).** Ecologie des communautés zooplanctoniques au sein de deux écosystèmes littoraux méditerranéens : *traitement des séries temporelles* (Doctoral dissertation, Université de Toulon). 251 p
- Banque Mondiale (2004).** Evaluation Environnementale du Programme de Relance des Activités Economiques et Sociales de la Casamance (PRAESC). Rapport. Final, Buursink, *International Consultants in Environmental*, 124 p
- Berline L., Siokou-Frangou I., Marasović I., Vidjak O., Fernández de Puelles M, Mazzocchi M., Assimakopoulou G., Zervoudaki S., Fonda-Umani S., Conversi A., Garcia-Comas C., Ibanez F., Gasparini S., Stemmann L. & Gorsky G. (2012).** Intercomparison of six Mediterranean zooplankton time series. *Progress in Oceanography*, 97, 76-91
- Berté S., Etilé R. N., Kamelan M. T. & Kouamelan P. E. (2019).** First Data on Zooplankton Community Structure and Abundance of Kankelaba River in Côte d'Ivoire (Bagoé Tributary, Basin Niger). *Nat Sci*, 17, 125-135
- Bhat S. A., Meraj G., Yaseen S. & Pandit A. K. (2014).** Statistical assessment of water quality parameters for pollution source identification in Sukhnag stream : an inflow stream of lake Wular (Ramsar Site), Kashmir Himalaya. *Journal of Ecosystems*, 2014, 19 p
- Blandin P. (1986).** Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie*, 17(4), 215-307

- Böer B. (1993).** Anomalous pneumatophores and adventitious roots of *Avicennia marina* (Forssk) Vierh. Mangroves two years after the 1991 Gulf War oil spill in Saudi Arabia. *Marine Pollution Bulletin*, 27, 207-211
- Bojan F. & Ndeso-Atanga A. (2009).** L'importance des forêts de mangrove pour la pêche, la faune sauvage et les ressources en eau en Afrique. *Nature et Faune (FAO/PNUE)* 24 (1) : 151 p
- Boxshall G. A. & Defaye D. (2008).** Global diversity of copepods (Crustacea : Copepoda) in freshwater. *Freshwater animal diversity assessment*, 5 (2), 195-207
- Bradford-Grieve J. M. (1999).** Copepoda : Sub-order : Calanoida : Family : Acartiidae : Genera : Acartia, Paracartia, Pteriacartia. *International Council for the Exploration of the Sea*. 181 p
- Branco C. W. C., Kozlowsky-Suzuki B. & Esteves F. A. (2007).** Mudanças ambientais e variação temporal e espacial do zooplâncton em uma lagoa costeira brasileira submetida a distúrbios. *Brazilian Journal of Biology*, 67, 251-262
- Brassard D. (2009).** Variabilité à long terme des cladocères dans des lacs de la forêt boréale soumis à des perturbations naturelles et anthropiques. *Mémoire de Master*, Université du Québec à Chicoutimi. 56 p
- Brodie R. J., Behum M. E., Monroe E., Glenn N. & Staton J. L. (2005).** Recruitment to adult habitats following marine planktonic development in the fiddler crabs, *Uca pugnator*, *U. pugnax*, and *U. minax*. *Marine Biology*, 147, 105-111
- Brooks J. L. & Dodson S. I. (1965).** Predation, Body Size, and Composition of Plankton: The effect of a marine planktivore on lake plankton illustrates theory of size, competition, and predation. *Science*, 150(3692), 28-35
- BUCREP (Bureau Central des Recensements et des Etudes de Population du Cameroun) (2010).** Rapport de présentation des résultats définitifs, Troisième recensement général de la population et de l'habitat. Yaoundé, Cameroun. 67 p
- Budiarsa A. A. & Rizal S. (2014).** Community structure of macrozoobenthos in mangrove ecosystem, Kutai National Park, East Kalimantan. *International Journal of Science and Engineering*, 7(1), 91-94
- Burks R. L. Lodge D. M., Jeppesen E. & Lauridsen T. L. (2002).** Diel horizontal migration of zooplankton : costs and benefits of inhabiting the littoral. *Freshwater biology*, 47(3), 343-365
- Cabanis Y., Chabouis L. & Chabouis F. (1969).** Végétaux et groupements végétaux de Madagascar et des Mascareignes. Tananarive, Bureau pour le Développement de la Production Agricole, *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 24(4), 620-622

- Cadamuro L. (1999).** Structure et Dynamique des écosystèmes inondables (forêt marécageuse, mangrove) du bassin du Sinnamary (Guyane Française) (Doctoral dissertation, Université Paul Sabatier-Toulouse III), 255 p
- Camacho A. (1992).** The natural history of biospeleology. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, Monografias, 7, 680 p
- CameEco. (2010).** Schéma Directeur d'Aménagement Participatif des Ecosystèmes de Mangroves et des Bassins Versants de la Zone Côtière de la Réserve de Faune de Douala/Edéa, Cameroun. Cameroun Ecologie, 183 p
- Cannicci S., Bartolini F., Dahdouh-Guebas F., Fratini S., Litulo C., Macia A. & Paula J. (2009).** Effects of urban wastewater on crab and mollusc assemblages in equatorial and subtropical mangroves of East Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84(3), 305-317
- Castille F. L. & Lawrence A. L. (1986).** The toxicity of erythromycin, minocycline, malachite green, and formalin to nauplii of the shrimp *Penaeus stylirostris*. *Journal of the World Aquaculture Society*, 17(1-4), 13-18
- CEAEQ (2007).** Détermination des Orthophosphates dans l'eau : méthode calorimétrique automatisée à l'acide ascorbique. Centre d'Expertise en Analyses Environnementales du Québec, MA. 3030-P1.0, Revue, 3, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 12 p
- Chiu C. Y., Lee S. C., Chen T. H. & Tian G. (2004).** Denitrification associated N loss in mangrove soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 69, 185-189
- Clément P. (2009).** Rotifères, épigénétique et évolution. *Bulletin de la Société zoologique de France*, 134(3-4), 203-224
- CVUC (2014).** Carte communale et administrative de Mouanko, Sanaga-maritime, littoral Cameroun. 575 p
- CWCS (2010).** Activity Report 2009. Cameroon Wildlife Conservation Society, 43 p
- Da Costa K. G., Bezerra T. R., Monteiro M. C., Vallinoto M., Berrêdo J. F., Pereira L. C. C. & da Costa R. M. (2013).** Tidal-induced changes in the zooplankton community of an Amazon estuary. *Journal of Coastal Research*, 29(4), 756-765
- Dahdouh-Guebas F., Jayatissa L. P., Di Nitto D., Bosire J. O., Seen D. L. & Koedam N. (2005).** How effective were mangroves as a defence against the recent tsunami ? *Current biology*, 15(12), R443-R447
- Dahdouh-Guebas F., Giuggioli M., Oluoch A., Vannini M. & Cannicci S. (2006).** Feeding habits of non-ocypodid crabs from two mangrove forests in Kenya. *Bulletin of Marine Science*, 64(2), 291-297

- Dajoz R. (2000).** Précis d'écologie, 7<sup>ème</sup> édition. *Dunod, Paris*, 615 p
- 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, 62
- Danielsen F., Sørensen M. K., Olwig M. F., Selvam V., Parish F., Burgess N. D., Hiraishi T., Karunakaran V.M., Rasmussen M.S., Hansen L.B., Quarto A. & Suryadiputra N. (2005).** The Asian tsunami : a protective rôle for coastal vegetation. *Science*, 310(5748), 643-643
- De Figueiredo Porto Neto F. (2003).** Zooplankton as bioindicator of environmental quality in the Tamandaré reef system (Pernambuco-Brazil) : Anthropogenic influences and interaction with mangroves (Doctoral dissertation, Universität Bremen), 131 p
- De Ridder M. (1981).** Rotifers. In : Symoens ed., Exploration hydrobiologique du bassin du Lac Bangwéolo et du Luapulab, Bruxelles, Cercle hydrobiologique de Bruxelles, 113 p
- De villiers J., Squilbin M. & Yourassowsky C. (2005).** Qualité physicochimique et chimique des eaux de surface : cadre général, Bruxelles, Institut Bruxelloise pour la gestion de l'environnement/Observatoire des données de l'environnement. 156 p
- De Wilde N. (2005).** Dynamique de broutage de *Chlorella sp.* Par *Brachionus plicatilis* dans le "Système Aquacole à Recyclage Intégral", mémoire de stage, Université Montpellier II Sciences et Techniques du Languedoc, France, 52 p
- De Wit P. J. & Kranenburg C. (1996).** On the effects of a liquefied mud bed on wave and flow characteristics. *Journal of Hydraulic Research*, 34(1), 3-18
- Debiase A. E. & Taylor B. E. (2005).** Microcrustaceans (Branchiopoda and Copepoda) of wetland ponds and impoundments on the Savannah river site, Aiken, South Carolina (No. SRO-NERP-28). Savannah River Ecology Laboratory (SREL), Aiken, SC, 38 p
- Defaye D. (1988).** Contribution à la connaissance des Crustacés Copépodes d'Ethiopie. *Hydrobiologia*, 164, 103-147
- Delhaye H. (2012).** Développement d'un bioessai de toxicité chronique en microcosme aquatique de laboratoire et évaluation de l'outil au travers de l'étude des effets du cadmium (Doctoral dissertation, INSA de Lyon). 159 p
- Deliot Gwenola (2000).** Premier inventaire ichthyologique des zones de fonds de baies de l'île de Mayotte « Secteur à mangrove » (océan Indien – canal du Mozambique – Archipel des Comores), Rapport de Stage de l'Université du Littoral Côte d'Opale, DAF / Service des pêches et de l'environnement marin, 41 p

- Deloffre J. (2005).** La sédimentation fine sur les vasières intertidales en estuaires macrotidaux (Doctoral dissertation, Rouen), 205 p.
- Devez A. (2004).** Caractérisation des risques induits par les activités agricoles sur les écosystèmes aquatiques (Doctoral dissertation, ENGREF (AgroParisTech)), 269 p
- Devidal S., Richard-Sirois C., Pouet M-F. & Thomas O. (2007).** Solutions curatives pour la restauration des lacs présentant des signes d'eutrophisation, rapport interne, Observatoire de l'Environnement et du Développement Durable, Université de Sherbrooke, Québec, 51 p
- Devreker D., Souissi S., Forget-Leray J. & Leboulenger F. (2007).** Effects of salinity and temperature on the post-embryonic development of *Eurytemora affinis* (Copepoda ; Calanoida) from the Seine estuary : a laboratory study. *Journal of Plankton Research*, 29 (suppl\_1), i117-i133
- Din N. (2001).** Mangroves du Cameroun, statut écologique et perspectives de gestion durable. Thèse de Doctorat d'Etat. Université de Yaoundé I. 252 p
- Dindinaud F. (2015).** *Approche intégrée des conditions physico-chimiques affectant les cortèges biologiques de la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde* (Doctoral dissertation, Université de Bordeaux), 276 p
- Ding Z., Tang J., Xue H., Li J., Ren Q., Gu W. & Wang W. (2014).** Quantitative detection and proliferation dynamics of a novel *Spiroplasma eriocheiris* pathogen in the freshwater crayfish, *Procambarus clarkii*. *Journal of invertebrate pathology*, 115, 51-54
- Diouf P. S. & Diallo A. (1987).** Variations spatio-temporelles du zooplancton d'un estuaire hyperhalin : la Casamance. *Hydrobiologia*, 20(3-4), 257-269
- Doumenge F. (1986).** La révolution aquacole. In *Annales de géographie*, 95(530), 445-482
- Drira Z., Elloumi J., Ayadi H., Belhassen M., Hamza A. & Bouaïn A. (2007).** Mise en évidence de la présence des tintinnides dans le golfe de gabes (sud-est tunisien), 1 p
- Drits A. V., Pasternak A. F. & Kosobokova K. N. (1994).** Physiological characteristics of the Antarctic copepod *Calanoides acutus* during late summer in the Weddell Sea. *Hydrobiologia*, 292, 201-207
- Dschida W. J., Platt-Aloia K. A. & Thomson W. W. (1992).** Epidermal peels of *Avicennia germinans* (L.) Stearn : a useful system to study the function of salt glands. *Annals of Botany*, 70(6), 501-509
- Ducrottoy J. P. (2010).** The use of biotopes in assessing the environmental quality of tidal estuaries in Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(3), 317-321
- Duke N. C. (1992).** Mangrove floristics and biogeography. *Tropical mangrove ecosystems*, 41, 63-100

- Duke N. C., Burns K. A., Swannell R. P., Dalhaus O. & Rupp R. J. (2000).** Dispersant use and a bioremediation strategy as alternate means of reducing impacts of large oil spills on mangroves : The Gladstone field trials. *Marine pollution bulletin*, 41(7-12), 403-412
- Dumont H. J. (1980).** Zooplankton and the science of biogeography : the example of Africa. In *Evolution and ecology of zooplankton communities*, Hanover, New Hampshire : University Press of New England, 685-696
- Dumont H. J. & Silva-Briano M. (1998).** A reclassification of the anomopod families Macrothricidae and Chydoridae, with the creation of a new sub order, the Radopoda (Crustacea : Branchiopoda). *Hydrobiologia*, 384, 119-149
- Dussart B. H. (1980).** Les crustacés copepodés d'Afrique catalogue et biogéographie. *Hydrobiologia*, 72, 165-170
- Dussart B. H. (1992).** Limnologie : L'étude des eaux continentales. Boubée, Paris, 680 p
- Dussart B. H. & Defaye D. (1995).** Copepoda, Introduction of the Copepoda. Guide to the identification to the micro invertebrates of the continental waters of the world 7, Dumont H. J. (éd.), S. P. B., Acad. Publ., The Hague, 276 p
- Dyer K.R. (1997).** Estuaires : A physical introduction : Wiley, London eds, 140 p
- Eawag News (2012).** Dossier : le biotope aquatique-services rendus et besoins. Le magazine de l'Institut de recherche sur l'eau du domaine des EPF, 72 :1-28
- El Khalki A. & Moncef, M. (2007).** Etude du peuplement de copépodes de l'estuaire de l'Oum Er Rbia (Côte Atlantique du Maroc) : effets des marées et des lâchers de Barrages. *Lebanese Science Journal*, 8, 3-18
- Ellison A. M. (2008).** Managing mangroves with benthic biodiversity in mind : moving beyond roving banditry. *Journal of Sea Research*, 59(1-2), 2-15
- Elmqvist T. & Cox P. A. (1996).** The evolution of vivipary in flowering plants. *Oikos*, 3-9
- Emmerson W. D. (1994).** Seasonal breeding cycles and sex ratios of eight species of crabs from Mgazana, a mangrove estuary in Transkei, southern Africa. *Journal of Crustacean Biology*, 14(3), 568-578
- Emmerson W. D. (2001).** Aspects of the population dynamics of *Neosarmatium meinerti* at Mgazana, a warm temperate mangrove swamp in the East Cape, South Africa, investigated using an indirect method. In *Advances in Decapod Crustacean Research : Proceedings of the 7th Colloquium Crustacea Decapoda Mediterranea, held at the Faculty of Sciences of the University of Lisbon, Portugal, 6-9 September 1999* (pp. 221-229). Springer Netherlands

**Envi-rep Cameroun (2010).** Etudes préliminaires de la deuxième phase du projet de conservation et de gestion des écosystèmes de mangrove au Cameroun. Rapport final du projet, 125 p

**Essomba B.R.E., Noah Ewoti O.V., Tuekam Kayo R.P., Sob Nangou P.B., Tchakounté S., Onana F.M., Nyamsi Tchatcho N.L. & Zébazé Togouet S.H. (2021)** Zooplankton Dynamics of the Kienke Estuary (Kribi, South Region of Cameroon) : Importance of Physico-Chemical Parameters. *Open Journal of Ecology*, 11, 837-869

**Etilé R. N., Aka M. N., Blahoua G. K., Kouamélan P. E. & N'douba V. (2018).** Zooplankton diversity and distribution in a Fresco Lagoon (West Africa, Côte d'Ivoire). *International Research Journal of Environmental Sciences*, 7, 9-20

**Failler P., Petre F. & Maréchal P. (2010).** Détermination de la valeur socio-économique des récifs coralliens, des mangroves et des herbiers de phanérogames de la Martinique. Plan d'actions national IFRECOR 2006- 2010. Thème d'Intérêt Transversal « Socio-économie » Rapport final, 154 p

**FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2007).** The world's mangroves 1980- 2005. FAO Forestry Paper 153. FAO, Rome

**Fernando C. H. (2002).** Zooplankton and tropical freshwater fisheries. *A Guide to Tropical Freshwater Zooplankton. Identification, Ecology and Impact on Fisheries. Backhuys Publishers, Leiden*, 255-280

**Fontaneto D. & De Smet W.H. (2015).** Rotifera, Chapter 4. In : Schmidt-Rhaesa A. (ed.), Hand-book of Zoology, Gastrotricha, Cycloneuralia and Gnathifera., Gastrotricha and Gnathifera. *De Gruyter GmbH, Berlin*, 3, 217-300

**Foto Menbohan S. & Njiné T. (1991).** Influence de la pollution organique sur la diversité des peuplements de ciliés de deux cours d'eau urbains au Cameroun. *Annales de la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé I, Série Sciences Naturelles et Vie*, 7, 281-294

**Foto Menbohan F., Tchakonte S., Ajeegah Gideon A., Bilong Bilong C. F. & Njiné T. (2013).** Water quality assessment using benthic macroinvertebrates in a periurban stream (Cameroun). *The International Journal of Biotechnology*, 2(5), 91-104

**Franco A., Franzoi P., Malavasi S., Riccato F., Torricelli P. & Mainardi D. (2006).** Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66(1-2), 67-83

**Frey D.G. (1986).** Cladocera analysis. In : Berglund ed., *Handbook of holocene palaeoecology and paleohydrology*, Wiley, Chichester, 89 p

**Fromard F. (2000).** Les mangroves de Mayotte : Analyse écologique et propositions de restauration. Société Espaces, Sada et Laboratoire d'Ecologie Terrestre-CNRS, Toulouse. 61 p

- Frontier S. (1976).** Utilisation des diagrammes rang-fréquence dans l'analyse des écosystèmes. *Journal de Recherche en Océanographie*, 1(3), 35-48
- Gao X., Song J. & Li X. (2011).** Zooplankton spatial and diurnal variations in the Changjiang River estuary before operation of the Three Gorges Dam. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 29(3), 591-602
- Gee J. M. (1989).** An ecological and economic review of meiofauna as food for fish. *Zoological journal of the Linnean Society*, 96(3), 243-261
- Giller P. S. & Malmqvist B. (1998).** The biology of rivers and streams. Oxford University Press, Oxford. 296 p
- Gilman E. L., Ellison J., Duke N. C. & Field C. (2008).** Threats to mangroves from climate change and adaptation options : a review. *Aquatic botany*, 89(2), 237-250
- Giri C. & Muhlhausen J. (2008).** Mangrove forest distributions and dynamics in Madagascar (1975–2005). *Sensors*, 8(4), 2104-2117
- Golley F. B., McGinnis J. T., Clements R. G., Child G. I. & Duever M. I. (1975).** Mineral cycling in a tropical moist forest ecosystem. University of Georgia Press, Athens, 184 p
- Govender A., Singh S., Groeneveld J., Pillay S. & Willows-Munro S. (2022).** Metabarcoding analysis of marine zooplankton confirms the ecological role of a sheltered bight along an exposed continental shelf. *Molecular Ecology*
- Green M. J. (1967).** The distribution and variation of *Daphnia lumholtzi* (Crustacea : Cladocera) in relation to fish predation in Lake Albert, East Africa. *Journal of Zoology*, 151(1), 181-197
- Guilcher A. (1965).** Précis d'Hydrologie - Marine et Continentale : Masson, Paris : Paris, 389 p
- Hagiwara A., Suga K., Akazawa A., Kotani T. & Sakakura Y. (2007).** Development of rotifer strains with useful traits for rearing fish larvae. *Aquaculture*, 268(1-4), 44-52
- Harguinteguy C.A., Cirelli A.F. & Pignata M.L. 2014.** Heavy metal accumulation in leaves of aquatic plant *Stuckenia filiformis* and its relationship with sediment and water in the Suquia river (Argentina). *Microchemical Journal*, 114: 111-118
- Heramza K., Barour C., Djabourabi A., Khati W. & Bouallag C. (2021).** Environmental parameters and diversity of diatoms in the Aïn Dalia dam, Northeast of Algeria. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 22(9), 3633-3644
- Herteman M. (2010).** Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte. Thèse de Doctorat PhD. Université Paul Sabatier - Toulouse III. 322 p

**Hossain M.B., Masum Z., Rahman M.S., Yu J., Noman M.A., Jolly Y.N., Begum B.A., Paray B.A. & Arai T. (2022).** Heavy metal accumulation and phytoremediation potentiality of some selected mangrove species from the world's largest mangrove forest. *Biology*, 11: 1-17

**Hughes C. E., Binning P. & Willgoose G. R. (1998).** Characterisation of the hydrology of an estuarine wetland. *Journal of Hydrology*, 211(1-4), 34-49

**Huynh T. M. D. (2009).** Impact des métaux lourds sur les interactions plante/ver de terre/microflore tellurique (Thèse de Doctorat). *Université Paris-Est, France*. 170 p

**Iltis A. & Riou-Duwat S. (1971).** Variations saisonnières du peuplement en rotifères des eaux natronées du Kanem (Tchad). Cahiers Office de la recherche scientifique et technique outre-mer. *Hydrobiologia*, 1(2), 101-1012

**Imbert D. (2002).** Impact des ouragans sur la structure et la dynamique forestières dans les mangroves des Antilles. *Bois et forêts des Tropiques*, 273 (3), 69-78

**INRA. (2005).** L'émergence d'une ingénierie écologique des milieux aquatiques. Institut National de la Recherche Agronomique : Direction Paris Est, France.de l'information et de la communication - 147, rue de l'Université - 75338. Paris Cedex 07, 144 p

**Ish-Shalom-Gordon N. & Dubinsky Z. (1992).** Ultrastructure of the pneumatophores of the mangrove *Avicennia marina*. *South African Journal of Botany*, 58(5), 358-362

**Islam M. S., Shokita S. & Naruse T. (2002).** Effects of salinity on the larval development of the semiterrestrial sesarmid mangrove crab *Neosarmatium indicum* (A. Milne Edwards) under laboratory conditions. *Crustacean Research*, 31, 1-8

**Jain S. M. (2012).** Date palm biotechnology : Current status and prospective-an overview. *Emirates Journal of Food and Agriculture*, 386-399

**Jamabo N. & Chinda A. (2010).** Aspects of the ecology of *Tympanotonus fuscatus* var *fuscatus* (Linnaeus, 1758) in the mangrove swamps of the upper Bonny River, Niger Delta, Nigeria. *Current Research Journal of Biological Sciences*, 2(1), 42-47

**Jasinska E. J., Goss G. G., Gillis P. L., Van Der Kraak G. J., Matsumoto J., de Souza Machado A. A., De Giacomini M., Moon T.W., Massarsky A., Gagné F., Servos M.R., Wilson J., Sultana T. & Metcalfe C. D. (2015).** Assessment of biomarkers for contaminants of emerging concern on aquatic organisms downstream of a municipal wastewater discharge. *Science of the Total Environment*, 530, 140-153

**Jay D. A. & Flinchem E. P. (1997).** Interaction of fluctuating river flow with a barotropic tide : A demonstration of wavelet tidal analysis methods. *Journal of Geophysical Research : Oceans*, 102(C3), 5705-5720

- Jean-Hude E. M., Gordon N. A., Mbarga A. B. & Tchikangwa B. N. (2016).** Bumpy road to improved mangrove resilience in the Douala Estuary, Cameroon. *Journal of Ecology and The Natural Environment*, 8(5), 70-89
- Jeanson M., Anthony E. J., Dolique F. & Cremades C. (2014).** Mangrove Evolution in Mayotte Island, Indian Ocean : A 60-year synopsis based on aerial photographs. *Wetlands*, 34(3), 459-468
- Jullian E., Hirbe A., Ker B.N., Liu R.Z. (2005).** “Qualité de l’eau du bassin versant de l’Ardèche.” Université de Paris 7 - Denis – Diderot, UFR des Sciences Physiques de la Terre (IUP Génie de l’Environnement), 149 p
- Kathiresan K. & Bingham B.L. (2001).** Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 40, 81–251
- Kazmierczak L. & Foussard V. (2018).** Evaluation de la qualité hydro-morphosédimentaire des eaux de transition de Métropole : application de l’indicateur hypsométrique. Rapport final. Université de ROUEN. 88 p
- Khemissi Amira R. K. (2017).** Diversité et écologie de la communauté zooplanctonique des mares temporaires dans le nord-est algérien (Master dissertation, Université 8 Mai 1945 Guelm), 82 p
- Ki J. S., Park H. G. & Lee J. S. (2009).** The complete mitochondrial genome of the cyclopoid copepod *Paracyclops nana* : a highly divergent genome with novel gene order and atypical gene numbers. *Gene*, 435(1-2), 13-22
- Kingsford R. T. (2000).** Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology*, 25(2), 109-127
- Korhola A. (1999).** Distribution patterns of Cladocera in subarctic Fennoscandian lakes and their potential in environmental reconstruction. *Ecography*, 22(4), 357-373
- Korovchinsky N. M. (1992).** Sididae and Holopediidae. *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*, 3, 1-82
- Koste W. A. L. T. E. R. (1978).** Rotaria. Die Radertiere Mitteleuropas I. *Textband, Berlin, Stuttgart*, 1, 673 p
- Kourradi R., Benmassaoud F., Benazzou T. & Menioui M. (2005).** Distribution spatio-temporelle de quelques métaux lourds dans les sédiments de l’estuaire du Bou Regreg. Société Marocaine de Nutrition, Journée d’Etude sur : « Eau : vecteur de Développement Humain ». 22 p
- Kumar P. S. & Khan A. B. (2013).** The distribution and diversity of benthic macroinvertebrate fauna in Pondicherry mangroves, India. *Aquatic biosystems*, 9(1), 1-18

- Lacalli T. C. (2005).** Protochordate body plan and the evolutionary role of larvae : old controversies resolved ? *Canadian Journal of Zoology*, 83(1), 216-224
- Lakkis S. (1981).** Le plancton des eaux Libanaises (Méditerranée Orientale) : caractéristiques biogéographiques
- Lakkis S. & Zeidane R. (1988).** Larves de crustacés décapodes des eaux côtières libanaises : composition, diversité et cycle annuel. *Lebanese Science Bulletin*, 4(2), 5-33
- Lecerf A. (2005).** Perturbations anthropiques et fonctionnement écologique des cours d'eau de tête de bassin : Etude du processus de décomposition des litières (Doctoral dissertation, Toulouse 3). 159 p
- Leclercq L. (2001).** Les eaux courantes : caractéristiques et moyens d'étude, dans les zones humides. Actes des colloques organisés par le Ministère de la Région Wallonne dans le cadre de l'Année Mondiale des Zones Humides, Jambes, Région Wallonne, DGRNE. 67-82
- Lee S. Y. (2008).** Mangrove macrobenthos : assemblages, services, and linkages. *Journal of Sea Research*, 59(1-2), 16-29
- Lee S. Y., Primavera J. H., Dahdouh-Guebas F., McKee K., Bosire J. O., Cannicci S., Diele K., Fromard F., Koedam N., Marchand C., Mendelssohn I., Mukherjee N. & Record S. (2014).** Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems : a reassessment. *Global ecology and biogeography*, 23(7), 726-743
- Legendre L. & Watt W. D. (1972).** On a rapid technique for plankton enumeration. *Ann. Inst. Oceanogr. Paris*, 58, 173-177
- Legrand E. (2016).** Couplage d'approches éco-toxicogénomiques chez le copépode estuarien *Eurytemora affinis* et d'outils bio-analytiques pour l'évaluation du caractère perturbateur endocrinien des contaminants aquatiques : exemple de deux pesticides modèles : le pyriproxyfène et la chlordécone, seuls et en mélange (Doctoral dissertation, Le Havre), 205 p
- Lenormand T., Roze D., Cheptou P. O. & Maurice S. (2016).** L'évolution du sexe : un carrefour pour la biologie évolutive. *Biologie Évolutive*, 121
- Lévêque C. & Balian E. V. (2005).** Conservation of freshwater biodiversity : does the real world meet scientific dreams. *Hydrobiologia*, 542, 23-26
- Levesque E. (2006).** Les intoxications chroniques par les métaux lourds et les pesticides. *Revue Science-Enjeux-Santé*, Paris, 67 p
- Ligerot Y. (2015).** Rôle des strigolactones dans le développement de l'architecture aérienne de la plante en interaction avec les autres hormones végétales (Doctoral dissertation, Université Paris Saclay (COMUE)), 191 p

- Locatelli B. (2013).** Services écosystémiques et changement climatique (Doctoral dissertation, Université de Grenoble), 80 p
- Lokanadinpouille F. (2001).** La mangrove à Mayotte. Contribution à la connaissance de sa structure. DESS Univ. Paris XII, espaces Mayotte, LET-CNRS Toulouse. 67 p. + Ann
- MacArthur R. H. & Wilson E. O. (1967).** The theory of island biogeography Princeton University. *Presse Princeton*, 467 p
- Macfarlane G.R., Koller C.E. & Blomberg S.P. 2007.** Accumulation and partitioning of heavy metals in mangroves : A synthesis of field-based studies. *Chemosphere*, 69: 1454-1464
- MacNae W. (1969).** A general account of the fauna and flora of mangrove swamps and forests in the Indo-West-Pacific region. In *Advances in marine biology* 6, 73-270
- Madjida K. (2023).** Contribution à l'étude de la qualité physicochimique des eaux du bassin d'Oued Kebir-Rhumel (Nord-Est Algérie) (Master dissertation, university center of abdalhafid boussouf-MILA), 98 p
- Makarenkov V. & Legendre P. (1999).** Une méthode d'analyse canonique non linéaire et son application à des données biologiques. *Mathématiques et sciences humaines. Mathematics and social sciences*, 147 p
- Marchand C., Baltzer F., Lallier-Vergès E. & Albéric P. (2004).** Pore-water chemistry in mangrove sediments : relationship with species composition and developmental stages (French Guiana). *Marine geology*, 208(2-4), 361-381
- Marchand C., Fernandez J. M. Moreton B., Landi L., Lallier-Vergès E. & Baltzer F. (2012).** The partitioning of transitional metals (Fe, Mn, Ni, Cr) in mangrove sediments downstream of a ferralitized ultramafic watershed (New Caledonia). *Chemical Geology*, 300, 70-80
- Maung K. M. C. & Aung H. (2011).** Zooplankton of Mangrove Tidal Creek in Myeik Coastal Zone. *Universities Research Journal*, 4(2), 332-352
- Mendelssohn I. A. & McKee K. L. (2000).** Saltmarshes and mangroves. In M. Barbour and W. D. Billings (eds.), *North American Terrestrial Vegetation*, 2nd edition, Cambridge University Press, Cambridge, 501 -536
- MINEPDED (2017).** Les mangroves du Cameroun : état des lieux et gestion. Rapport, 190 p.
- Miracle M.R. & Serra M. (1989).** Salinity and temperature influence in rotifer life history characteristics. *Hydrobiologia*, 186/187 : 81-102
- Moanono P. G. T., Boudem Tsane C. R., Tuekam K. R., Dongmo N. R., Kouedeum Kueppo E. J., Françoise D. & Zébazé Togouet S. H. (2021).** Biodiversity of the

malacological fauna of somemangroves of the Cameroonian Littoral : Influence of abiotics factors. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 9(4), 41-48

**Moanono G, P, T., (2022).** Structure des communautés des macroinvertébrés benthiques de quelques mangroves du littoral camerounais : influence des facteurs environnementaux. Thèse de Doctorat/Ph.D, Université de Yaoundé, 208 p

**Modéran J. (2010).** Estuaire de la Charente : Structure de communauté et écologie trophique du zooplancton, approche écosystémique de la contamination métallique (Doctoral dissertation, Université de La Rochelle), 217 p

**Moisan J. & Pelletier L. (2008).** Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec-Cours d'eau peu profonds à substrat grossier. Direction de Suivi de l'Etat de l'Environnement, Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs. 86 p

**Moison M. (2009).** Approche expérimentale et numérique du comportement individuel de *Temora longicornis* (Müller, 1792), copépode calanoïde typique de la Manche orientale : réponses aux forçages biotiques et abiotiques (Doctoral dissertation, Lille 1). 196 p

**Mollo P. & Loir M. (2008).** Le Plancton. *Aquaculture. Vuibert, Paris*, 3 (2), 237-260

**Monney I. A., Ouattara I. N., Etilé R. N. D., Aka M. N. G., Bamba M. & Koné T. (2016).** Distribution du zooplancton en relation avec les caractéristiques environnementales de quatre rivières côtières du Sud-est de la Côte d'Ivoire (Afrique de l'ouest). *Journal of Applied Biosciences*, 98, 9344-9353

**Nagelkerken I.S.J.M., Van der Velde G., Gorissen M. W., Meijer G. J., Van't Hof T. & Den Hartog C. (2000).** Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, coastal and shelf science*, 51(1), 31-44

**Nagelkerken I. S. J. M., Blaber S. J. M., Bouillon S., Green P., Haywood M., Kirton L. G. & Somerfield P. J. (2008).** The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna : a review. *Aquatic botany*, 89(2), 155-185

**Nandy T., Mandal S. & Chatterjee M. (2018).** Intra-monsoonal variation of zooplankton population in the Sundarbans Estuarine System, India. *Environmental monitoring and assessment*, 190, 1-20

**Ngoay-Kossy J. (2018).** Diversité des macroinvertébrés benthiques et qualité physicochimique des eaux de deux ruisseaux : Nguitto et Pala en République Centrafricaine (RCA). Université de Yaoundé I, Faculté des Sciences. Thèse Ph.D. 184 p

**Nielsen R., Tarpy D. R. & Reeve H. K. (2003).** Estimating effective paternity number in social insects and the effective number of alleles in a population. *Molecular ecology*, 12(11), 3157-3164

**Nisbet M. & Verneaux J. (1970).** Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 6(2), 161-190

**Nogrady T., Pourriot R. & Segers H. (1995).** Rotifera 3. Notommatidae and Scaridiidae. *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. (H. Dumont, T. Nogrady, eds). *SPB Academic Publishing BV*, 8, 248 p

**Norenburg J. L. & Stricker S. A. (2002).** Phylum nemertea. *Atlas of marine invertebrate larvae*, 163, 177 p

**Nowaczyk A. (2011).** Communautés métazooplanctoniques de la zone épipelagique de deux environnements contrastés, le plateau des Kerguelen et la mer Méditerranée : caractérisation, distribution spatiale et rôle dans l'écosystème (Doctoral dissertation, Aix-Marseille Université). 195 p

**Nziéleu Tchapgnoo J. (2016).** Complexe lacustre Ossa (Dizangué, Cameroun) : physicochimie, biodiversité et structure des populations zooplanctoniques. Doctorat PhD. Univ. Yaoundé I, Cameroun, 257

**O'Connor N. J. (1991).** Flexibility in timing of the metamorphic molt by fiddler crab megalopae *Uca pugilator*. *Marine ecology progress series. Oldendorf*, 68(3), 243-247

**O'Connor N. J. (1993).** Settlement and recruitment of the fiddler crabs *Uca pugnax* and *U. pugilator* in a North Carolina, USA, salt marsh. *Marine Ecology-Progress Series*, 93, 227-227

**Olivr J. C. (1986).** Fleuves et rivières du Cameroun. *Monographies hydrologiques* Office de la recherche scientifique et technique outre -mer, (9),745 p

**Onana F. M., Togouet S. H. Z., Tchatcho N. L. N., Teham H. B. D. & Ngassam P. (2014).** Spatio-temporal distribution of zooplankton in relation with the abiotics factors in an urban hydrosystem : the Kondi stream (Douala, Cameroon). *Journal of Applied Biosciences*, 82, 7326-7338

**Onana J. M. (2018).** Cartographie des écosystèmes du Cameroun. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 12(2), 940-957

**ONEQUIP (2008).** Rapport contrat ONEQUI/SNH sur l'élaboration d'un programme de suivi et de vitalité des mangroves camerounaise, 144 p

**PANGIRE (2009).** Etat des lieux du secteur, connaissance et usages des ressources en eau. Ministère de l'eau et de l'énergie, Cameroun. Global Water Partnership. Rapport. 199 p

- Papadopoulos I., Wooldridge T. H. & Newman B. K. (2002).** Larval life history strategies of sub-tropical southern African estuarine brachyuran crabs and implications for tidal inlet management. *Wetlands Ecology and Management*, 10, 249-256
- Patoine A., Pinel-Alloul B. & Prepas E. E. (2002).** Effects of catchment perturbations by logging and wildfires on zooplankton species richness and composition in Boreal Shield lakes. *Freshwater Biology*, 47(10), 1996-2014
- Penha-Lopes G., Torres P., Cannicci S., Narciso L. & Paula J. (2011).** Monitoring anthropogenic sewage pollution on mangrove creeks in southern Mozambique : A test of *Palaemon concinnus* Dana, 1852 (Palaemonidae) as a biological indicator. *Environmental Pollution*, 159(2), 636-645
- Pielou E. C. (1966).** The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of theoretical biology*, 13, 131-144
- Pinel-Alloul B., Guay C., Angeli N., Legendre P., Dutilleul P., Balvay G., Gerdeaux D. & Guillard J. (1999).** Large-scale spatial heterogeneity of macrozooplankton in Lake of Geneva. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(8), 1437-1451
- Polidoro B. A., Carpenter K. E., Collins L., Duke N. C., Ellison A. M., Ellison J. C. & Yong J. W. H. (2010).** The loss of species : mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PloS one*, 5(4), e10095
- Poore G. C. (2016).** The names of the higher taxa of Crustacea Decapoda. *Journal of Crustacean Biology*, 36(2), 248-255
- Por F. D. (1984).** Hydrobiology of the Mangal : the Ecosystem of the Mangrove Forests, *Springer*, 20(1). 23 p
- Pourriot R. (1980).** Rotifères. In : IDT Office de la recherche scientifique et technique outre - me. éd., *Flore et faune aquatique de l'Afrique Sahelo Soudanienne I.*, Paris, France, 2(1), 286 p
- Pourriot R. (1982).** Problèmes de stratégies adaptatives. Ecologie du plancton des eaux continentales. Pourriot R.(ed), *Masson Paris*, 113-146
- Pourriot R. & Champ P. (1982).** Consommateurs et production secondaire. Pourriot R., Capblancq J., Champ P., Meyer JA, *Ecologie du plancton des eaux continentales. Masson (Publ.)*, Paris, France, 49-112
- Pourriot R., Benest D., Champ P. & Rougier C. (1982).** Influence de quelques facteurs du milieu sur la composition et la dynamique saisonnière du zooplancton de la Loire. *Acta oecologica. Série Oecologia generalis Montreuil*, 3(3), 353-371
- Pourriot R. & Francez A. J. (1986).** Introduction pratique a la systematique des organismes des eaux continentales francaises : Rotifères. *Association Françaises de Limnologie*, 37 p

- Pritchard D. W. (1952).** Estuarine hydrography. In *Advances in geophysics, Elsevier*, 1, 243-280
- Proffitt C. E. & Devlin D. J. (2005).** Grazing by the intertidal gastropod *Melampus coffeus* greatly increases mangrove leaf litter degradation rates. *Marine Ecology Progress Series*, 296, 209-218
- Queiroga H. & Blanton J. (2005).** Interactions between behaviour and physical forcing in the control of horizontal transport of decapod crustacean larvae. *Advances in marine biology*, 47, 107-214
- Ramade F. (2005).** Eléments d'écologie : Ecologie appliquée. 4<sup>e</sup> édition, Dunod, Paris, France, 864 p
- Renaudin V. (2001).** Le dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres. Lavoisier tec Doc, 11 p
- Resh V. H., Norris R. H. & Barbour M. T. (1995).** Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*, 20(1), 108-121
- Reversat G., Garcia N. & Dussart B. (1992).** The copepod *Paracyclops affinis* as a predator of plant parasitic nematodes. *Fundamental and applied nematology*, 15(2), 183-185
- Rey J. & Saint-Jean L. (1968).** Les cladocères (crustacés Branchiopodes) du tchad. Première note. *Cahier Office de la recherche scientifique et technique outre -mer, Hydrobiological.*, 2(3), 79-118
- Ribeiro J., Bentes L., Coelho R., Gonçalves J. M., Lino P. G., Monteiro P. & Erzini K. (2006).** Seasonal, tidal and diurnal changes in fish assemblages in the Ria Formosa lagoon (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67(3), 461-474
- Rizand A., Mariel P. & Pinte K. (2006).** La place des scientifiques dans un processus de gestion intégrée des zones côtières : évaluation des pressions polluantes d'origine terrestre sur la baie du Robert (Martinique). *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 7(3), 1-14
- Robbé C. (2000).** Déséquilibre des relations de l'homme avec son milieu, au sein de l'espace insulaire mahorais : dynamique et usages de la mangrove, île de Mayotte, Océan indien, archipel des Comores. Rapport de stage de DESS. Univ. de Bourgogne, 47 p
- Rodier J. Legube B., Marlet N. & Brunet R. (2009).** L'analyse de l'eau. 9<sup>e</sup> édition, Dunod, Paris, France, 1579 p
- Rogers J. (1996).** Nutrient dynamics and productivity in mangrove ecosystems. *B Sc (Hons.) thesis*, 71 p

- Rollin M. (2021).** *Activité chitinolytique et propriétés structurales de la cuticule chez la crevette Palaemon serratus : Description au cours du cycle de mue et perspectives d'utilisation en écotoxicologie* (Doctoral dissertation, Normandie Université), 471 p
- Rossi N., Jamet J.L. (2009).** Structure and succession of plankton communities in two Mediterranean neighbouring coastal ecosystems (Toulon bays, France). In: New. Oceanography Developments,. Nova Science Publishers Inc. 14 p
- Roussel M., Duncombe M. & Gabrié C. (2010).** Les mangroves de l'Outre-Mer français. Écosystèmes associés aux récifs coralliens. Conservatoire du Littoral & IFRECOR (Eds.), 145 p
- Ryan N. M. & Cooper J. A. G. (1998).** Spatial variability of tidal flats in response to wave exposure : Examples from Strangford Lough, Co. Down, Northern Ireland. *Geological Society, London, Special Publications*, 139(1), 221-230
- Saenger P. (2002).** Mangrove ecology, silviculture and conservation. *Kluwer academic publishers*. 360 p
- Sandilyan S. (2014).** Impacts of climate change on Indian mangroves : a review paper. *Global Journal of Environmental Research*, 8(1), 1-10
- Sanoamuang L. O. (1993).** Comparative studies on scanning electron microscopy of trophi of the genus Filinia Bory De St. Vincent (Rotifera). *Hydrobiologia*, 264, 115-128
- Schutze M. L. M. & Ramos J. M. (1999).** Variação anual do zooplâncton na Baía de Buanabara e na região litorânea adjacente (Rio de Janeiro, Brasil) com especial referência aos copépodes. *Oecologia Brasiliensis*, 7(1), 3
- SEQ-Eau (Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau) - MEDD & Agences de l'eau (2003).** Grilles d'évaluation version 2
- Shannon C.E. & Weaver W. (1948).** The mathematical theory of communication. Illinois, Urbana University Press
- Shiel R.J. (1995).** A guide to identification of Rotifers, Cladocerans and Copepods from Australian inland water. Édition CRCFE-MDBC, Albury (Australie), Identification Guide n° 3, 144 p
- Sighomnou D. (2004).** Analyse et redéfinition des régimes climatiques et hydrologiques du Cameroun : perspectives d'évolution des ressources en eau. Thèse PhD, faculté des sciences de l'Université de Yaoundé 1. 292 p
- Silva C. A. R., Lacerda L. D. & Rezende C. E. (1990).** Metals reservoir in a red mangrove forest. *Biotropica*, 22(1), 339-345

**Simon T. P. (1999).** Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities. CRC Press, Boca Raton, Florida, 671 p

**Sinsin B., Assogbadjo A. E., Tenté B., Yo T., Adanguidi J., Lougbégnon T. & Agbani P. (2018).** Inventaire floristique et faunique des écosystèmes de mangroves et des zones humides côtières du Bénin. *FAO/Bénin, LEA/Université d'Abomey-Calavi, rapport d'étude*, 70 p

**Skov M. W., Hartnoll R. G., Ruwa R. K., Shunula J. P., Vannini M. & Cannicci S. (2005).** Marching to a different drummer : Crabs synchronize reproduction to a 14-month lunar-tidal cycle. *Ecology*, 86(5), 1164-1171

**Smith T. J. (1996).** Mangrove forest structure. *Mangrove Ecology : A Manual for a Field Course*. 94 p

**Sørensen M. V., Segers H. & Funch P. (2005).** On a new *Seison* Grube, 1861 from coastal waters of Kenya, with a reappraisal of the classification of the *Seisonida* (Rotifera). *Zoological Studies*, 44, 34-43

**Suchel B. (1972).** La répartition des pluies et les régimes pluviométriques au Cameroun. Travaux et document de géographie tropicale (C.E.G. CNRS), 5 : 1-288

**Suchel B. (1988).** Les climats du Cameroun, thèse de Doctorat d'Etat. 4 tomes, Bordeaux, 88 p + atlas

**Sultana Z., Babarinde I. A. & Asakura A. (2022).** Diversity and molecular phylogeny of pagurid hermit crabs (*Anomura* : *Paguridae* : *Pagurus*). *Diversity*, 14(2), 141 p

**Tankersley R. A. & Forward R. B. (1994).** Endogenous swimming rhythms in estuarine crab megalopae : implications for flood-tide transport. *Marine Biology*, 118, 415-423

**Tazo F.R.D., Ngankam T. M. & Ajonina. N. G. (2021).** Caractérisation physico-chimique et dendrométrie dans les traitements de régénération de mangrove de l'Estuaire du Cameroun. *International Journal of Biological and Chemical Science*, 15(6) : 2701 -2714

**Tchakounté S. (2016).** Diversité et structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques des cours d'eau urbains et périurbains de Douala (Cameroun). Thèse de Doctorat Ph/D. Université de Yaoundé I, 233 p

**Theuerkauff D. (2018).** *Effets des rejets d'eaux usées domestiques sur la physiologie et l'écologie des crabes de mangrove, Sesarmidae et Ocypodidae* (Doctoral dissertation, Université Montpellier). 274 p

**Theuerkauff D., Rivera-Ingraham G. A., Roques J. A., Azzopardi L., Bertini M., Lejeune M. & Sucré E. (2018).** Salinity variation in a mangrove ecosystem : a physiological investigation to assess potential consequences of salinity disturbances on mangrove crabs. *Zoological Studies*, 57, 36 p

**Thibault P. (2016).** Les Mangroves à travers le monde : État des lieux, conservation et restauration. Master 2 Gestion et Conservation de la Biodiversité. Université de Bretagne Occidentale. 112 p

**Thollot P. & Wantiez L. (1994).** Les mangroves du littoral du Grand Nouméa. Inventaire, caractérisation écologique et pressions anthropiques. Province Sud, Nouméa, 52 p

**Thomassin B. A., Garcia F., Sarrazin L., Schembri T., Wafo E., Lagadec V. & Wickel J. (2011).** Coastal seawater pollutants in the coral reef lagoon of a small tropical island in development : the Mayotte example (N Mozambique Channel, SW Indian Ocean). In Global Change : Mankind-Marine Environment Interactions : Proceedings of the 13th French-Japanese Oceanography Symposium. *Springer Netherlands*, 401-407

**Tomlinson P. B. (1986).** The Botany of Mangroves Cambridge University Press London. 413 p

**Tuffery G. & Pesson P. (1980).** Incidences écologiques de la pollution des eaux courantes, révélateurs biologiques de la pollution. *La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques*, 243-280

**Turne J. T. (1984).** The feeding ecology of some zooplankters that are important prey items of larval fish. NOAA Technical Report. NMFS, 34 p

**U I C N France (2017).** La liste rouge des écosystèmes en France-Chapitre Mangroves de Mayotte. Paris, France. 72 p

**UNEP (2007).** Mangroves of Western and Central Africa. UNEP-Regional Seas Programme / UNEP-WCMC. 93 P

**Van de Meutter F., Stoks R. & De Meester L. (2004).** Behavioral linkage of pelagic prey and littoral predators : microhabitat selection by *Daphnia* induced by damselfly larvae. *Oikos*, 107(2), 265-272.

**Van de Velde I. (1984).** Revision of the African species of the genus *Mesocyclops* Sars, 1914 (Copepoda : Cyclopidae). *Hydrobiologia*, 109, 3-66

**Villanueva M. (2004).** Biodiversité et relations trophiques dans quelques milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest : adaptations aux pressions environnementales. Doctorat/Ph. D, Institut National Polytechnique de Toulouse, 272 p.

**Voarino L. (2006).** Analyse temporelle du zooplancton méditerranéen dans la rade de Villefranche-sur-mer. Influence des facteurs environnementaux. Mémoire de Master, Laboratoire océanologique de Villefranche-sur-mer, France. 71 p

**Waffo U. (2009).** Menaces sur la mangrove au Cameroun. Maitrise. Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I. 15 p

- Wallace R.L. & Snell T.W. (2001).** Phylum Rotifera. In : éd., Ecology and Classification of North American Fresh water Invertebrates, New York, Academic Press, 8, 225-271
- Wang Q. R., Cui Y. S., Liu X. M., Dong Y. T. & Christie P. (2003).** Soil contamination and plant uptake of heavy metals at polluted sites in China. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 38(5), 823-838
- Ward Jr J. H. (1963).** Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American statistical association*, 58(301), 236-244
- Wardrop D. H. & Brooks R. P. (1998).** The occurrence and impact of sédimentation in central Pennsylvania wetlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, 51, 119-130
- Walsh K.J.E., McInnes K.L., McBride J.L. (2012).** « Climate change impacts on tropical cyclones and extreme sea levels in the South Pacific : A regional assessment », *Global and Planetary Change*, n° 80-81, 149-164
- Wattayakorn G., Wolanski E. & Kjerfve B. (1990).** Mixing, trapping and outwelling in the Klong Ngao mangrove swamp, Thailand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 31(5), 667-688
- WCMC. (1992).** Structure and natural regeneration status of woody plants of berbere afro-montane moist forest, Bale zone, South East Ethiopia; Implication to biodiversity conservation. *Open Journal of Forestry*, Vol. 7. 585 p
- Wolanski E., Mazda Y., King B. & Gay S. (1990).** Dynamics, flushing and trapping in Hinchinbrook Channel, a giant mangrove swamp, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 31(5), 555-579
- Wong C. K., Chan A. L. & Tang K. W. (1992).** Natural ingestion rates and grazing impact of the marine cladoceran *Penilia avirostris* Dana in Tolo Harbour, Hong Kong. *Journal of plankton research*, 14(12), 1757-1765
- Yabi F. B., Lougbegnon T. O., Houessou L. G. & Codjia J. T. C. (2015).** Effets de l'anthropisation sur la diversité de l'avifaune des galeries forestières des Monts au Bénin. *Afrique Science*, 11(6), 334-348
- Yoder C. O. (1995).** Biological response signatures and the area of degradation value : new tools for interpreting multimetric data. *Biological assessment and criteria : tools for water resource planning and decision making*. Davis, W.S et T.P. Simon (eds), Lewis Publisher, Florida. 263-286 p
- Youmbi J. T., Djama T. & Gabche C. (1991).** Reproductive patterns of *Sardinella maderensis* (Lowe, 1841) off Cameroon. *Journal of applied ichthyology*, 7(1), 60-63
- Youssara F., Gaudy R., Moukrim A. & Moncef M. (2004).** Variations spatio-temporelles du mésozooplancton de la région d'Agadir (Maroc) entre mai 1999 et décembre 2000. *Marine life (Marseille)*, 14(1-2), 3-18

**Zambo G.B., Essomba B.R., Nanfack D.R., Owona F.D.E., Kouedeum K.E., Sob N.P.B., Piscart C. & Zébazé T. S. H. (2023).** Spatiotemporal distribution of zooplankton in relation to some abiotic variables in the waters of the Kribian Atlantic coast (South Cameroon). *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 2023, 17(01), 1256-1270

**Zane L. & Patarnello T. (2000).** Krill : a possible model for investigating the effects of ocean currents on the genetic structure of a pelagic invertebrate. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(S3), 16-23

**Zébazé Togouet S. H. (2000).** Biodiversité et dynamique des populations zooplanctoniques (ciliés, rotifères, cladocères, copépodes) du Lac Municipal de Yaoundé (Cameroun), Thèse de Doctorat de Troisième Cycle, Université de Yaoundé I Cameroun, 175 p + annexe

# **ANNEXES**

**Annexe 1** : Régime des marées en fonction des stations et mois d'échantillonnages. **mh** = marée haute ; **mb** = marée basse ; **nov-19** = novembre 2019 ; **D** = décembre ; **J** = janvier ; **F** = février ; **M** = mars ; **A** = avril ; **Ma** = mai ; **J** = juin ; **Jl** = juillet ; **Ao** = aout ; **S** = septembre ; **O** = octobre ; **Nov-20** = novembre 2020 ; **EMMo** = Eau des mangroves à influence marine de Mouanko ; **EMMa** = Eau des mangroves à influence marine de Manoka ; **EDMo** = Eau des mangroves à influence dulcicole de Mouanko.

		nov-19	D	J	F	M	A	Ma	J	Jl	Ao	S	O	nov-20
<b>EMMo</b>	<b>S1</b>	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb	mb
	<b>S2</b>	mb	mb	mh	mh	mh	mb	mh	mb	mb	mb	mb	mb	mh
	<b>S3</b>	mb	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb
	<b>S4</b>	mh	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb
	<b>S5</b>	mh	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mh	mb	mb	mb
	<b>S6</b>	mh	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb	mb
<b>EMMa</b>	<b>M1</b>	mh	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mh	mb	mb	mb	mb
	<b>M2</b>	mb	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb
	<b>M3</b>	mb	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb
	<b>M4</b>	mb	mb	mh	mh	mh	mh	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb
<b>EDMo</b>	<b>D2</b>	mh	mh	mb	mb	mb	mh	mb	mb	mb	mb	mb	mb	mb
	<b>D2</b>	mh	mb	mh	mh	mb	mh	mb	mb	mb	mb	mb	mb	mb
	<b>D3</b>	mh	mb	mb	mb	mb	mb	mb	mb	mb	mb	mb	mb	mb
	<b>D4</b>	mh	mb	mb	mb	mb	mh	mh	mh	mb	mb	mb	mb	mb

**Annexe 2** : Récapitulatif des valeurs moyennes (**Moy**) ± écart-types (**σ**), minimales (**Min**), maximales (**Max**) des paramètres physicochimiques mesurés ; T°= température ; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>= azote ammoniacal ; O<sub>2</sub>= oxygène dissous ; CO<sub>2</sub>= dioxygène dissous.

Variables		S1	S2	S3	S4	S5	S6
Humidité de l'air (%)	Moy ± δ	74,19 ± 4,48	83,87 ± 2,44	85,39 ± 3,45	70,31 ± 6,46	69,13 ± 8,84	73,56 ± 7,54
	Min - Max	53 - 95,7	71 - 99,99	70 - 99,99	51 - 99,99	35 - 99,99	47 - 99,99
T° ambiante (°C)	Moy ± δ	30,95 ± 1,63	27,96 ± 0,82	29,4 ± 1,16	31,86 ± 1,18	32,88 ± 2,18	31,28 ± 1,26
	Min - Max	24,1 - 40,9	23,8 - 30,6	25,3 - 35,2	27 - 36,4	26,2 - 43,4	26,2 - 35,7
T° de l'eau (°C)	Moy ± δ	28,9 ± 0,86	27,91 ± 0,58	27,96 ± 0,5	29,3 ± 0,63	29,06 ± 0,59	28,7 ± 0,53
	Min - Max	26,1 - 32,8	25,7 - 30	25,4 - 30	26,4 - 31,3	26,4 - 31	26,3 - 30,5
Turbidité (FTU)	Moy ± δ	58,38 ± 32,11	53,61 ± 18,78	16,84 ± 5,43	17,23 ± 5,37	12,07 ± 3,03	14,92 ± 3,98
	Min - Max	2 - 300	6 - 170	1 - 42	1 - 52	1 - 28	2 - 36
MES (mg/L)	Moy ± δ	24,84 ± 15,9	13,38 ± 4,8	6,92 ± 1,96	11,61 ± 4,01	5,15 ± 2,01	7,3 ± 1,82
	Min - Max	1 - 147	1 - 44	0 - 14	0 - 31	1 - 14	1 - 17
Couleur (Pt-Co)	Moy ± δ	352,69 ± 187,12	350,76 ± 118,03	111,53 ± 44,35	118,46 ± 37,51	85,69 ± 22,73	102,15 ± 33,36
	Min - Max	1 - 1760	20 - 1020	1 - 350	15 - 280	2 - 165	4 - 260
O <sub>2</sub> (%)	Moy ± δ	50,85 ± 8,49	65,61 ± 5,3	57,76 ± 5,98	66,03 ± 0,41	64,83 ± 6,76	66,83 ± 4,1
	Min - Max	8,4 - 81	40 - 80,3	35 - 81,6	43 - 88	36 - 83	48 - 79
Oxydabilité (mg/L)	Moy ± δ	9,45 ± 1,94	8,22 ± 3,02	9,76 ± 3,52	5,74 ± 1,61	6,41 ± 1,98	7,82 ± 2,48
	Min - Max	1,2 - 16,2	0,4 - 21,13	1,58 - 34,65	0,4 - 12,05	0,6 - 12,84	0,6 - 20,15
CO <sub>2</sub> (mg/L)	Moy ± δ	22,15 ± 4,22	18,96 ± 5,02	25,17 ± 3,34	25,36 ± 2,77	23,68 ± 3,8	22,51 ± 3,69
	Min - Max	1,76 - 35,2	1,77 - 35,2	10,56 - 36,96	15,84 - 36,96	10,56 - 38,72	5,28 - 35,2
Salinité (mg/L)	Moy ± δ	2686,35 ± 1196,15	1584,74 ± 921,02	5615 ± 1413,21	7650,76 ± 1466,36	5548,76 ± 146,27	4676,92 ± 1353,94
	Min - Max	197,6 - 6890	23,3 - 6440	790 - 10040	2660 - 13220	766 - 10790	682 - 9290
Conductivité (µS/cm)	Moy ± δ	4903,53 ± 211,97	2894,53 ± 1648,55	9922,53 ± 2506,66	13420,46 ± 281,83	9920,84 ± 2564,53	8356,84 ± 2373,31
	Min - Max	412 - 12380	51 - 11470	1193 - 17810	4900 - 23300	1466 - 18710	1320 - 16230
TDS (mg/L)	Moy ± δ	3489,61 ± 1510,40	2049,51 ± 1224,30	6951,07 ± 1253,33	9252,76 ± 1768,44	6887,3 ± 1760,37	5757,92 ± 1685,24
	Min - Max	293 - 8800	35 - 8260	1060 - 12660	3500 - 15900	1046 - 13420	940 - 11670
pH (UC)	Moy ± δ	7,39 ± 0,33	7,45 ± 0,33	7,45 ± 0,2	7,65 ± 0,19	7,67 ± 0,22	7,59 ± 0,21

Annexe 2 (Suite)

	Min - Max	6,06 - 9,17	5,92 - 9,37	6,22 - 8,6	6,7 - 8,52	6,45 - 8,59	6,44 - 8,52	
<b>Alcalinité (mg /L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	7,69 $\pm$ 0,94	6,38 $\pm$ 1,69	7,84 $\pm$ 1,5	8,46 $\pm$ 0,61	6,61 $\pm$ 0,96	6,76 $\pm$ 1,02	
	Min - Max	2 - 24	2 - 18	4 - 16	4 - 18	4 - 8	04 - 12	
<b>Dureté calcique (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	0,49 $\pm$ 0,22	0,44 $\pm$ 0,21	0,71 $\pm$ 0,29	1,48 $\pm$ 0,82	0,44 $\pm$ 0,22	0,62 $\pm$ 0,31	
	Min - Max	0 - 1,53	0 - 1,69	0 - 2,35	0 - 7,26	0 - 1,88	0 - 2,8	
<b>Dureté magnésique (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	0,2 $\pm$ 0,08	0,19 $\pm$ 0,2	0,21 $\pm$ 0,14	0,2 $\pm$ 0,26	0,04 $\pm$ 0,03	0,11 $\pm$ 0,06	
	Min - Max	0 - 0,65	0 - 1,88	0 - 1,08	0 - 1,27	0 - 0,25	0 - 0,48	
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	0,27 $\pm$ 0,16	0,23 $\pm$ 0,06	0,27 $\pm$ 0,14	0,5 $\pm$ 0,28	0,23 $\pm$ 0,18	0,5 $\pm$ 0,24	
	Min - Max	0,01 - 1,59	0 - 0,54	0 - 1,01	0,01 - 2,14	0 - 1,74	0,01 - 1,75	
<b>Nitrites (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	0,08 $\pm$ 0,06	0,09 $\pm$ 0,04	0,1 $\pm$ 0,04	0,05 $\pm$ 0,008	0,09 $\pm$ 0,04	0,09 $\pm$ 0,04	
	Min - Max	0,01 - 0,61	0 - 0,47	0,01 - 0,71	0,01 - 0,11	0,01 - 0,35	0,01 - 0,41	
<b>Nitrates (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	8,19 $\pm$ 2,15	6,29 $\pm$ 0,63	6,87 $\pm$ 1,18	6,94 $\pm$ 0,86	5,93 $\pm$ 1,02	6,68 $\pm$ 1,65	
	Min - Max	1,94 - 18	0,84 - 11,25	2,48 - 12,4	3,2 - 9,6	2,84 - 11	1,84 - 15,2	
<b>Orthophosphate (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	0,1 $\pm$ 0,09	0,02 $\pm$ 0,008	0,06 $\pm$ 0,06	0,03 $\pm$ 0,02	0,08 $\pm$ 0,09	0,01 $\pm$ 0,004	
	Min - Max	0,01 - 0,9	0 - 0,08	0 - 0,62	0 - 0,29	0 - 0,91	0 - 0,04	
<b>Chlore (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	157,5 $\pm$ 79,38	136 $\pm$ 74,46	90 $\pm$ 37,52	52,05 $\pm$ 26,52	87,75 $\pm$ 44,58	130 $\pm$ 57,73	
	Min - Max	20 - 295	7 - 265	25 - 155	6,1 - 98	10,5 - 165	30 - 230	
<b>Potassium (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	7,55 $\pm$ 0,02	7 $\pm$ 2,59	13,9 $\pm$ 1,67	56,6 $\pm$ 5,07	48 $\pm$ 0,001	18 $\pm$ 3,46	
	Min - Max	7,5 - 7,6	2,5 - 11,5	11 - 16,8	48 - 65,6	48 - 48	12 - 24	
<b>Sodium (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	2,015 $\pm$ 0,44	2,9 $\pm$ 1,64	1,43 $\pm$ 0,68	1,77 $\pm$ 1,01	0,18 $\pm$ 0,02	0,54 $\pm$ 0,25	
	Min - Max	1,25 - 2,78	0,04 - 5,76	0,24 - 2,63	0,01 - 3,54	0,14 - 0,23	0,09 - 0,99	
<b>IPO</b>	Analyse	Moy $\pm$ $\delta$	3,69 $\pm$ 0,27	3,48 $\pm$ 0,17	3,59 $\pm$ 0,18	3,79 $\pm$ 0,17	3,74 $\pm$ 0,28	3,71 $\pm$ 0,13
		Min - Max	1,67 - 4,33	3 - 4,33	3 - 4	2,67 - 4,33	2 - 4,67	3,33 - 4,33
	Niveau de pollution	Modérée	Modérée	Modérée	Modérée	Modérée	Modérée	

**Annexe 3** : Récapitulatif des valeurs moyennes (**Moy**)  $\pm$  écart-types ( $\sigma$ ), minimales (**Min**), maximales (**Max**) des paramètres physicochimiques mesurés ; T°= température ; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>= azote ammoniacal ; O<sub>2</sub>= oxygène dissous ; CO<sub>2</sub>= dioxygène dissous.

Variables		M1	M2	M3	M4
Humidité de l'air (%)	Moy $\pm$ $\delta$	85,39 $\pm$ 4,23	82,09 $\pm$ 6,76	76,49 $\pm$ 6,44	69,59 $\pm$ 7,45
	Min - Max	70 - 99,99	55 - 99,99	55 - 99,99	45 - 99,99
T° ambiante (°C)	Moy $\pm$ $\delta$	28,17 $\pm$ 0,93	29,84 $\pm$ 1,23	29,69 $\pm$ 1,23	33,03 $\pm$ 1,84
	Min - Max	24,3 - 30,6	26,5 - 34,5	25,6 - 34	26,3 - 40,3
T° de l'eau (°C)	Moy $\pm$ $\delta$	28,04 $\pm$ 0,7	28,43 $\pm$ 0,71	28,6 $\pm$ 0,69	29,51 $\pm$ 0,81
	Min - Max	25,8 - 29,9	25,8 - 30,7	26,6 - 30,7	26,8 - 32
Turbidité (FTU)	Moy $\pm$ $\delta$	25,5 $\pm$ 12,39	31,61 $\pm$ 15,63	16,31 $\pm$ 6,09	28,69 $\pm$ 20,88
	Min - Max	4 - 98	3 - 125	1- 36	1 - 155
MES (mg/L)	Moy $\pm$ $\delta$	12,53 $\pm$ 12,39	11,76 $\pm$ 6,75	10,61 $\pm$ 3,51	14,15 $\pm$ 10,23
	Min - Max	2-74	1-53	1-27	1-78
Couleur (Pt-Co)	Moy $\pm$ $\delta$	173,15 $\pm$ 114,09	160,69 $\pm$ 90,14	93,07 $\pm$ 32,02	162,92 $\pm$ 124,45
	Min - Max	1 - 870	2 - 670	2 - 175	2 - 960
O <sub>2</sub> (%)	Moy $\pm$ $\delta$	61,84 $\pm$ 6,4	68,9 $\pm$ 6,12	64,47 $\pm$ 6,85	68,72 $\pm$ 7,11
	Min - Max	39 - 80,1	38 - 80,5	38 - 81,75	29,4 - 85,3
Oxydabilité (mg/L)	Moy $\pm$ $\delta$	8,04 $\pm$ 2,58	8,25 $\pm$ 3,63	7 $\pm$ 3,03	6,02 $\pm$ 2,13
	Min - Max	0,19 - 17,2	1 - 20,73	0,2 - 16,2	0,2 - 14,02
CO <sub>2</sub> (mg/L)	Moy $\pm$ $\delta$	25,4 $\pm$ 4,37	23,49 $\pm$ 4,58	25,26 $\pm$ 4,19	25,72 $\pm$ 4,03
	Min - Max	7,04 - 36,96	5,28 - 38,72	8,8 - 38,72	10,56 - 38,72
Salinité (mg/L)	Moy $\pm$ $\delta$	4742,07 $\pm$ 1768,92	6087,46 $\pm$ 1942,35	8278,46 $\pm$ 2029,51	8833,84 $\pm$ 2368,88
	Min - Max	102 - 9970	600 - 11200	2340 - 13930	3010 - 14600
Conductivité ( $\mu$ S/cm)	Moy $\pm$ $\delta$	8503,15 $\pm$ 3106,59	10767,53 $\pm$ 3360,28	14695,76 $\pm$ 3460,87	16355,23 $\pm$ 3636,45
	Min - Max	215 - 17530	1191 - 19900	4350 - 23800	6240 - 24900
TDS (mg/L)	Moy $\pm$ $\delta$	6079,69 $\pm$ 2225,06	7495,31 $\pm$ 2419,73	10261,92 $\pm$ 3029,16	11296,92 $\pm$ 2643,82
	Min - Max	153 - 12480	845 - 13830	3020 - 16970	4490 - 17690

Annexe 3 (suite)

<b>pH (UC)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	7,54 $\pm$ 0,36	7,54 $\pm$ 0,27	7,56 $\pm$ 0,25	7,61 $\pm$ 0,24	
	Min - Max	6,19 - 9,05	6,32 - 8,5	6,4 - 8,41	6,6 - 8,53	
<b>Alcalinité (mg /L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	6,23 $\pm$ 1,44	8,15 $\pm$ 2,32	8,61 $\pm$ 1,93	9,07 $\pm$ 3,82	
	Min - Max	02-12	2-18	4-18	2-30	
<b>Dureté calcique (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	0,61 $\pm$ 0,33	0,52 $\pm$ 0,31	0,95 $\pm$ 0,7	1,07 $\pm$ 0,5	
	Min - Max	0 - 1,97	0 - 1,75	0 - 4,88	0 - 2,92	
<b>Dureté magnésique (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	0,16 $\pm$ 0,16	0,29 $\pm$ 0,26	0,08 $\pm$ 0,04	0,15 $\pm$ 0,02	
	Min - Max	0 - 1,13	0 - 1,88	0 - 0,3	0 - 1,2	
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	0,21 $\pm$ 0,08	0,34 $\pm$ 0,21	0,23 $\pm$ 0,18	0,34 $\pm$ 0,26	
	Min - Max	0,01 - 0,66	0 - 1,49	0,01 - 1,29	0,04 - 1,96	
<b>Nitrites (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	0,07 $\pm$ 0,025	0,12 $\pm$ 0,05	0,09 $\pm$ 0,05	0,18 $\pm$ 0,13	
	Min - Max	0,01 - 0,21	0,03 - 0,42	0,01 - 0,44	0,03 - 0,9	
<b>Nitrates (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	7,18 $\pm$ 1,34	8,4 $\pm$ 1,19	7,18 $\pm$ 2,07	9,51 $\pm$ 2,54	
	Min - Max	2,6 - 13,2	3,9 - 16	3,2 - 16,4	0,9 - 16,4	
<b>Orthophosphate (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	0,07 $\pm$ 0,08	0,05 $\pm$ 0,01	0,03 $\pm$ 0,01	0,11 $\pm$ 0,1	
	Min - Max	0 - 0,61	0,01 - 0,13	0 - 0,08	0 - 0,91	
<b>Chlore (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	150,25 $\pm$ 88,21	103,5 $\pm$ 61,16	36,6 $\pm$ 21,49	25,15 $\pm$ 11,91	
	Min - Max	25,5 - 275	17 - 190	6,2 - 67	8,3 - 42	
<b>Potassium (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	4,95 $\pm$ 1,8	21,4 $\pm$ 0,42	30,5 $\pm$ 6,71	50,4 $\pm$ 11,87	
	Min - Max	2,4 - 7,5	20,8 - 22	21 - 40	33,6 - 67,2	
<b>Sodium (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	2,59 $\pm$ 1,28	5,7 $\pm$ 4,02	2,89 $\pm$ 1,95	6,28 $\pm$ 1,85	
	Min - Max	0,78 - 4,4	0,01 - 11,4	0,12 - 5,66	3,66 - 8,9	
<b>IPO</b>	<b>Analyse</b>	Moy $\pm$ $\delta$	3,61 $\pm$ 0,17	3,71 $\pm$ 0,27	3,31 $\pm$ 0,21	3,56 $\pm$ 0,2
		Min - Max	02 - 4	02 - 4	2,67 - 4	3 - 4,33
	<b>Niveau de pollution</b>	<b>Modérée</b>	<b>Modérée</b>	<b>Modérée</b>	<b>Modérée</b>	

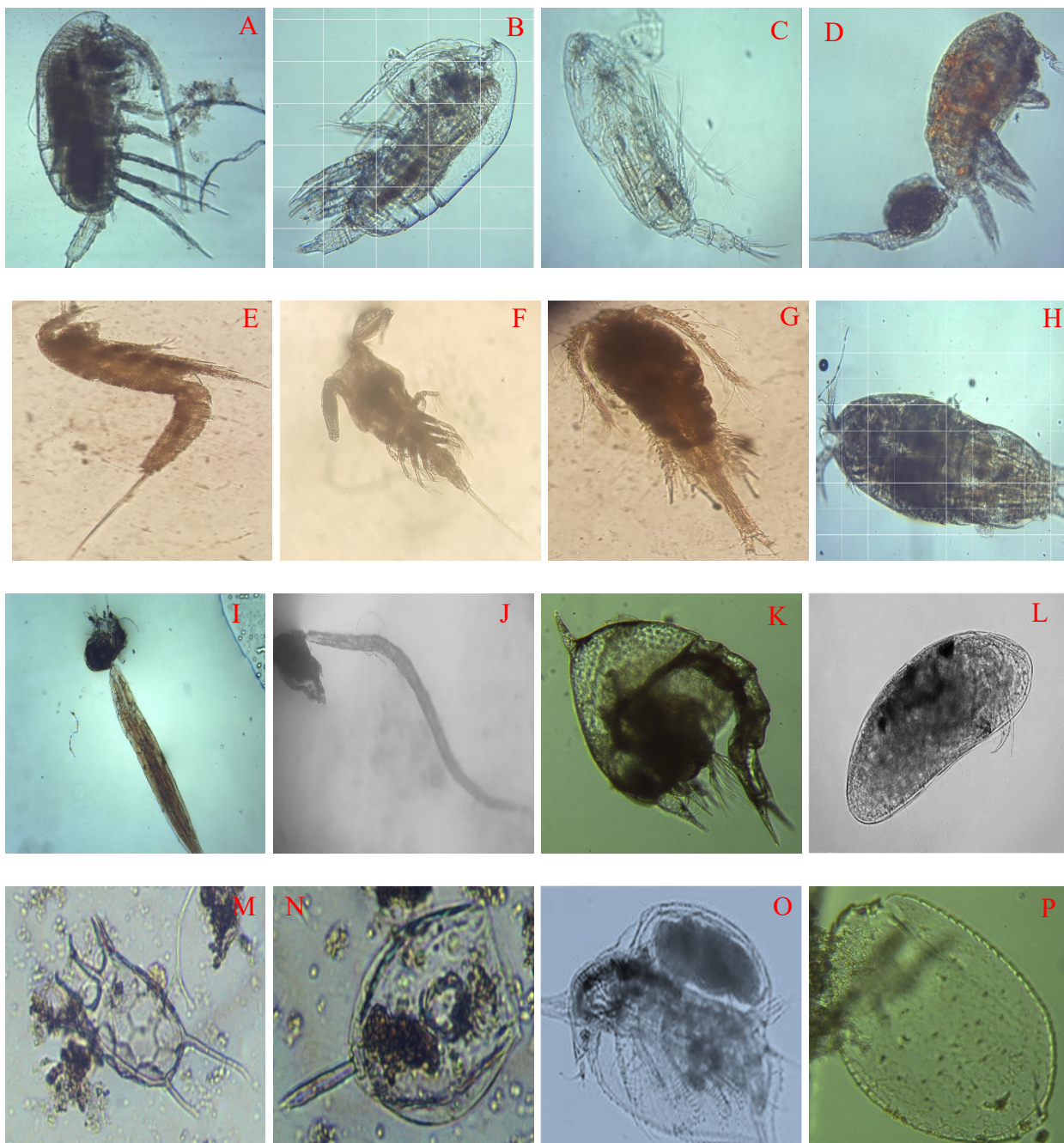
**Annexe 4** : Récapitulatif des valeurs moyennes (Moy) ± écart-types ( $\sigma$ ), minimales (Min), maximales (Max) des paramètres physicochimiques mesurés ; T°= température ; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>= azote ammoniacal ; O<sub>2</sub>= oxygène dissous ; CO<sub>2</sub>= dioxygène dissous.

Variables		D1	D2	D3	D4
Humidité de l'air (%)	Moy ± $\delta$	87,13 ± 3,84	86,26 ± 4,41	73,21 ± 7,95	73,08 ± 7,83
	Min - Max	75 - 97,8	72 - 99,99	52 - 99,99	50 - 99,99
T° ambiante (°C)	Moy ± $\delta$	26,83 ± 1,05	27,58 ± 1,08	30,77 ± 1,52	30,75 ± 1,43
	Min - Max	24 - 30	23,6 - 31	25,2 - 34,9	24,8 - 34,7
To de l'eau (°C)	Moy ± $\delta$	27,91 ± 0,66	27,81 ± 0,69	28,91 ± 0,87	29,24 ± 0,92
	Min - Max	25,7 - 29,6	25,8 - 29,8	26 - 31,6	26,2 - 32
Turbidité (FTU)	Moy ± $\delta$	43,15 ± 21,58	36,53 ± 13,1	38 ± 11,83	39,07 ± 16,08
	Min - Max	2 - 140	1 - 76	8 - 100	10 - 110
MES (mg/L)	Moy ± $\delta$	25,38 ± 16,73	14,23 ± 6,1	21,84 ± 5,71	17,53 ± 7,73
	Min - Max	2 - 126	1 - 38	12 - 53	3 - 53
Couleur (Pt-Co)	Moy ± $\delta$	356,92 ± 167,07	286,31 ± 108,27	327,46 ± 103,55	310,38 ± 117,28
	Min - Max	15 - 1020	7 - 720	90 - 720	70 - 760
O <sub>2</sub> (%)	Moy ± $\delta$	69,15 ± 7,16	71,41 ± 6,61	71,43 ± 10,95	67,24 ± 11,83
	Min - Max	32 - 85	36 - 84,9	16 - 97,6	8,3 - 89,4
Oxydabilité (mg/L)	Moy ± $\delta$	4,79 ± 2,1	5,61 ± 2,75	7,54 ± 2,74	6,72 ± 2,65
	Min - Max	0,4 - 13,8	0,39 - 18,4	0,4 - 17,58	1,98 - 21,53
CO <sub>2</sub> (mg/L)	Moy ± $\delta$	14,48 ± 6,07	15,81 ± 6,31	15,6 ± 6,14	16,46 ± 5,71
	Min - Max	1,76 - 33,44	1,76 - 35,2	1,75 - 35,2	1,75 - 35,2
Salinité (mg/L)	Moy ± $\delta$	27,75 ± 8,3	166,96 ± 126,03	25,87 ± 8,12	76,40 ± 52,95
	Min - Max	9,6 - 66,2	9,7 - 703	11,6 - 72,4	11,8 - 350
Conductivité ( $\mu$ S/cm)	Moy ± $\delta$	73,71 ± 28,71	243,91 ± 210,98	57,49 ± 17,24	162,11 ± 110,39
	Min - Max	21 - 224	12,53 - 1359	25 - 150	27,6 - 721
TDS (mg/L)	Moy ± $\delta$	43 ± 12,53	224,28 ± 167,41	36,6 ± 8,65	106,7 ± 72,38
	Min - Max	14,66 - 97,7	14,87 - 967	17 - 72	19,47 - 513

Annexe 4 (suite)

<b>pH (UC)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	7,69 $\pm$ 0,39	7,56 $\pm$ 0,41	7,87 $\pm$ 0,41	7,7 $\pm$ 0,35	
	Min - Max	5,91 - 9,55	5,85 - 9,37	6,54 - 9,26	6,38 - 8,85	
<b>Alcalinité (mg /L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	6,46 $\pm$ 1,73	5,46 $\pm$ 2,12	5,53 $\pm$ 1,78	6,23 $\pm$ 1,44	
	Min - Max	02 - 12	2 - 16	2 - 14	03 - 12	
<b>Dureté calcique (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	0,53 $\pm$ 0,4	0,17 $\pm$ 0,11	0,51 $\pm$ 0,3	0,39 $\pm$ 0,28	
	Min - Max	0 - 2,38	0 - 0,64	0 - 1,9	0 - 2,16	
<b>Dureté magnésique (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	0,28 $\pm$ 0,22	0,21 $\pm$ 0,14	0,32 $\pm$ 0,21	0,26 $\pm$ 0,2	
	Min - Max	0 - 1,34	0 - 0,92	0,01 - 1,54	0 - 1,43	
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	0,28 $\pm$ 0,13	0,25 $\pm$ 0,1	0,22 $\pm$ 0,08	0,21 $\pm$ 0,08	
	Min - Max	0,04 - 0,74	0 - 0,76	0,02 - 0,64	0,05 - 0,65	
<b>Nitrites (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	0,04 $\pm$ 0,01	0,06 $\pm$ 0,05	0,05 $\pm$ 0,05	0,04 $\pm$ 0,02	
	Min - Max	0,01 - 0,09	0,01 - 0,41	0,01 - 0,39	0,01 - 0,17	
<b>Nitrates (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	5,09 $\pm$ 1,11	6,28 $\pm$ 1,65	5,17 $\pm$ 1,51	5,8 $\pm$ 2	
	Min - Max	0,94 - 8,32	1,98 - 12	1,18 - 10,93	1,7 - 14,4	
<b>Orthophosphate (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	0,02 $\pm$ 0,005	0,05 $\pm$ 0,035	0,03 $\pm$ 0,01	0,09 $\pm$ 0,01	
	Min - Max	0,01 - 0,04	0 - 0,3	0 - 0,1	0,01 - 0,84	
<b>Chlore (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	23,05 $\pm$ 15,52	6,45 $\pm$ 3,92	6,25 $\pm$ 4,06	12,2 $\pm$ 8,34	
	Min - Max	1,1 - 45	0,9 - 12	0,5 - 12	0,4 - 24	
<b>Potassium (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	3 $\pm$ 0,35	3,15 $\pm$ 0,24	2,65 $\pm$ 0,24	2,45 $\pm$ 0,1	
	Min - Max	2,5 - 3,5	2,8 - 3,5	2,3 - 3	2,3 - 2,6	
<b>Sodium (mg/L)</b>	Moy $\pm$ $\delta$	3,15 $\pm$ 2,06	2,09 $\pm$ 0,78	1,57 $\pm$ 1,08	37,66 $\pm$ 25,27	
	Min - Max	0,23 - 6,07	0,99 - 3,2	0,04 - 3,1	1,92 - 73,4	
<b>IPO</b>	<b>Analyse</b>	Moy $\pm$ $\delta$	3,84 $\pm$ 0,16	3,74 $\pm$ 0,24	3,84 $\pm$ 0,17	3,66 $\pm$ 0,16
		Min - Max	3,33 - 4,33	3 - 4,33	3,33 - 4,33	3-4
	<b>Niveau de pollution</b>	<b>Modérée</b>	<b>Modérée</b>	<b>Modérée</b>	<b>Modérée</b>	

**Annexe 5 : Photo de quelques espèces zooplanctoniques identifiées pendant l'étude**



**Légende :** **A** = *Paracalanus parvus* ; **B** = *Parvocalanus elegans* ; **C** = *Acartia* sp. ; **D** = *Corycaeus* sp ; **E** = *Microsetella* sp. ; **F** = *Capilia mirabelis* ; **G** = *Oithona* sp. ; **H** = *Euterpina acutifrons* ; **I** = *Oikopleura dioika* ; **J** = *Appencularia sicula* ; **K** = Zoés de *Brachyoure* sp. ; **L** = *Cypris* sp. ; **M** = *Keratella tropica* ; **N** = *Lecane* sp ; **O** = *Penilia avirostris* ; **P** = *Bosmina longirostris*.

## PUBLICATION ISSUE DE LA THÈSE

**Nanfack, D.R., Kouedeum, K.E.J., Zambo, G.B., Moanono, G.P.T., Tuekam, K.R.P. and Zébazé, T.S.H. (2022).** Spatiotemporal Distribution of Cladocera and Rotifer of the Mangrove Waters of Mouanko (Coastal Cameroon): Influence of Some Abiotic Variables. *Open Journal of Ecology*, 12, 689-710. <https://doi.org/10.4236/oje.2022.1210039>

## LISTE DES COMMUNICATIONS SCIENTIFIQUES ISSUES DES TRAVAUX DE LA THÈSE ET PRÉSENTÉES AUX CONFÉRENCES NATIONALES ET INTERNATIONALES

- 1- 27<sup>ème</sup> Conférence annuelle des Biosciences (Université de Yaoundé I). Du 2 au 4 décembre 2020.
- 2- 28<sup>ème</sup> Conférence annuelle des Biosciences (Université de Dschang). Du 30 novembre au 4 décembre 2021.
- 3- 1<sup>ème</sup> Symposium du marin et côtier (Hôtel Illoumba à Kribi). Du 8 au 11 juin 2022.
- 4- 11<sup>ème</sup> Edition des Journées de Chimie Analytique (Université de Yaoundé I). Du 24 au 26 août 2022.
- 5- 29<sup>ème</sup> Conférence annuelle des Biosciences (IMPM, Yaoundé-Cameroun). Du 1 au 3 décembre 2022.
- 6- Séminaires de diffusion de la culture scientifique au Laboratoire Mer Molécules Santé de l'Université du Mans (FRANCE). Le 11 juin 2025.
- 7- 12<sup>ème</sup> Edition de journées de Chimie Analytique (Université de Dschang). Du 29 au 31 Août 2024.

