

UNIVERSITE DE YAOUNDE I

UNIVERSITY OF YAOUNDE I



FACULTE DES SCIENCES

FACULTY OF SCIENCE

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

LABORATOIRE D'HYDROBIOLOGIE ET ENVIRONNEMENT
LABORATORY OF HYDROBIOLOGY AND ENVIRONMENT

**Diversité des larves d'Odonates Macroinvertébrés
Benthiques dans les eaux de la zone de Niété (Sud-
Cameroun) et relation avec la qualité des eaux**

THÈSE

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

Option : Hydrobiologie et Environnement

Par

MESSOE William Aurélien

Matricule 12Q0601

Master ès-sciences

Sous la direction de

AJEAGAH Gidéon AGHAINDUM

Professeur



Année 2024

REPUBLIQUE DU CAMEROUN
Paix - Travail - Patrie

UNIVERSITE DE YAOUNDE I
FACULTE DES SCIENCES

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



REPUBLIC OF CAMEROON
Peace - Work - Fatherland

UNIVERSITY OF YAOUNDE I
FACULTY OF SCIENCE

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

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

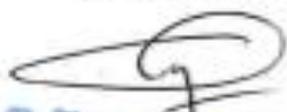
ATTESTATION DE CORRECTION

Nous soussignés, membres du jury de soutenance de la Thèse de Doctorat/Ph.D en Biologie des Organismes Animaux, Option: Hydrobiologie et Environnement, de Monsieur MESSOE William Aurélien, matricule 12Q0601, soutenance autorisée par la correspondance N° 240232/UYI/VR-EPDTIC/DAAC/DAACA/DRD/SR/CB-ER du Recteur de l'Université de Yaoundé I en date du 18 mars 2024 sur le sujet intitulé: « Diversité des larves d'Odonates macroinvertébrés benthiques dans les eaux de la zone de Niété (Sud-Cameroun) et relation avec la qualité des eaux », attestons que les corrections exigées au candidat lors de cette évaluation, qui a eu lieu le vendredi 19 avril 2024 dans la salle Multimédia de la Faculté des Sciences, ont réellement été effectuées et que le présent document peut être déposé sous sa forme actuelle.

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

Fait à Yaoundé, le 17 MAI 2024

Les Examineurs


Dr. Fernand Clément Nkintane
Associate Professor
Hydrogeology & Environment
University of Yaoundé I


Pr. S. Foto Nambouka

Le Chef de Département | est



Pr. Sévillor KEKEUNOU
Faculté des Sciences
Université de Yaoundé I



Le Président du Jury


Professeur

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

LISTE DES ENSEIGNANTS DE LA FACULTÉ DES SCIENCES

ANNÉE ACADEMIQUE 2022/2023

(Par Département et par Grade)

DATE D'ACTUALISATION 31 MAI 2023

ADMINISTRATION

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

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

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

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

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

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

1- DÉPARTEMENT DE BIOCHIMIE (BC) (43)			
N°	NOMS ET PRÉNOMS	GRADE	OBSERVATIONS
1.	BIGOGA DAIGA Jude	Professeur	En poste
2.	FEKAM BOYOM Fabrice	Professeur	En poste
3.	KANSCI Germain	Professeur	En poste
4.	MBACHAM FON Wilfred	Professeur	En poste
5.	MOUNDIPA FEWOU Paul	Professeur	<i>Chef de Département</i>
6.	NGUEFACK Julienne	Professeur	En poste
7.	NJAYOU Frédéric Nico	Professeur	En poste
8.	OBEN Julius ENYONG	Professeur	En poste
9.	ACHU Merci BIH	Maître de Conférences	En poste
10.	ATOGHO Barbara MMA	Maître de Conférences	En poste
11.	AZANTSA KINGUE GABIN BORIS	Maître de Conférences	En poste
12.	BELINGA née NDOYE FOE F. M. C.	Maître de Conférences	<i>Chef DAF / FS</i>
13.	DJUIDJE NGOUNOUE Marceline	Maître de Conférences	En poste
14.	DJUWKWO NKONGA Ruth Viviane	Maître de Conférences	En poste
15.	EFFA ONOMO Pierre	Maître de Conférences	<i>VD/FS/Univ Ebwa</i>
16.	EWANE Cécile Annie	Maître de Conférences	En poste
17.	KOTUE TAPTUE Charles	Maître de Conférences	En poste
18.	LUNGA Paul KEILAH	Maître de Conférences	En poste
19.	MBONG ANGIE M. Mary Anne	Maître de Conférences	En poste
20.	MOFOR née TEUGWA Clotilde	Maître de Conférences	<i>Doyen FS / Uds</i>
21.	NANA Louise épouse WAKAM	Maître de Conférences	En poste
22.	NGONDI Judith Laure	Maître de Conférences	En poste
23.	TCHANA KOUATCHOUA Angèle	Maître de Conférences	En poste
24.	AKINDEH MBUH NJI	Chargé de Cours	En poste
25.	BEBEE Fadimatou	Chargée de Cours	En poste
26.	BEBOY EDJENGUELE Sara Nathalie	Chargé de Cours	En poste
27.	DAKOLE DABOY Charles	Chargé de Cours	En poste
28.	DONGMO LEKAGNE Joseph Blaise	Chargé de Cours	En poste
29.	FONKOUA Martin	Chargé de Cours	En poste
30.	FOUPOUPOUOGNIGNI Yacouba	Chargé de Cours	En poste

31.	KOUOH ELOMBO Ferdinand	Chargé de Cours	En poste
32.	MANANGA Marlyse Joséphine	Chargée de Cours	En poste
33.	OWONA AYISSI Vincent Brice	Chargé de Cours	En poste
34.	Palmer MASUMBE NETONGO	Chargé de Cours	En poste
35.	PECHANGOU NSANGO Sylvain	Chargé de Cours	En poste
36.	WILFRED ANGIE ABIA	Chargé de Cours	En poste
37.	BAKWO BASSOGOG Christian Bernard	Assistant	En Poste
38.	ELLA Fils Armand	Assistant	En Poste
39.	EYENGA Eliane Flore	Assistant	En Poste
40.	MADIESSE KEMGNE Eugenie Aimée	Assistant	En Poste
41.	MANJIA NJIKAM Jacqueline	Assistant	En Poste
42.	MBOUCHE FANMOE Marceline Joëlle	Assistant	En poste
43.	WOGUIA Alice Louise	Assistant	En Poste
2- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE ANIMALES (BPA) (52)			
1.	AJEAGAH Gideon AGHAINDUM	Professeur	<i>DAARS/FS</i>
2.	BILONG BILONG Charles-Félix	Professeur	<i>Chef de Département</i>
3.	DIMO Théophile	Professeur	En Poste
4.	DJIETO LORDON Champlain	Professeur	En Poste
5.	DZEUFIET DJOMENI Paul Désiré	Professeur	En Poste
6.	ESSOMBA née NTSAMA MBALA	Professeur	<i>CD et Vice Doyen/FMSB/UYI</i>
7.	FOMENA Abraham	Professeur	En Poste
8.	KEKEUNOU Sévilor	Professeur	En poste
9.	NJAMEN Dieudonné	Professeur	En poste
10.	NJIOKOU Flobert	Professeur	En Poste
11.	NOLA Moïse	Professeur	En poste
12.	TAN Paul VERNYUY	Professeur	En poste
13.	TCHUEM TCHUENTE Louis Albert	Professeur	<i>Inspecteur de service / Coord.Progr./MINSANTE</i>
14.	ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert	Professeur	En poste
15.	ALENE Désirée Chantal	Maître de Conférences	<i>Vice Doyen/ Uté Ebwa</i>
16.	BILANDA Danielle Claude	Maître de Conférences	En poste
17.	DJIOGUE Séfirin	Maître de Conférences	En poste
18.	GOUNOUE KAMKUMO Raceline épse FOTSING	Maître de Conférences	En poste
19.	JATSA BOUKENG Hermine épse MEGAPTCHE	Maître de Conférences	En Poste
20.	LEKEUFACK FOLEFACK Guy B.	Maître de Conférences	En poste
21.	MAHOB Raymond Joseph	Maître de Conférences	En poste
22.	MBENOUN MASSE Paul Serge	Maître de Conférences	En poste
23.	MEGNEKOU Rosette	Maître de Conférences	En poste
24.	MOUNGANG Luciane Marlyse	Maître de Conférences	En poste
25.	NOAH EWOTI Olive Vivien	Maître de Conférences	En poste
26.	MONY Ruth épse NTONE	Maître de Conférences	En Poste
27.	NGUEGUIM TSOFAK Florence	Maître de Conférences	En poste
28.	NGUEMBOCK	Maître de Conférences	En poste
29.	TAMSA ARFAO Antoine	Maître de Conférences	En poste
30.	TOMBI Jeannette	Maître de Conférences	En poste
31.	ATSAMO Albert Donatien	Chargé de Cours	En poste
32.	BASSOCK BAYIHA Etienne Didier	Chargé de Cours	En poste
33.	ETEME ENAMA Serge	Chargé de Cours	En poste
34.	FEUGANG YOUNSSI François	Chargé de Cours	En poste

35.	FOKAM Alvine Christelle Epse KENGNE	Chargé de Cours	En poste
36.	GONWOUO NONO Legrand	Chargé de Cours	En poste
37.	KANDEDA KAVAYE Antoine	Chargé de Cours	En poste
38.	KOGA MANG DOBARA	Chargé de Cours	En poste
39.	LEME BANOCK Lucie	Chargé de Cours	En poste
40.	MAPON NSANGOU Indou	Chargé de Cours	En poste
41.	METCHI DONFACK MIREILLE FLAURE EPSE GHOUMO	Chargé de Cours	En poste
42.	MVEYO NDANKEU Yves Patrick	Chargé de Cours	En poste
43.	NGOUATEU KENFACK Omer Bébé	Chargé de Cours	En poste
44.	NJUA Clarisse YAFI	Chargée de Cours	<i>Chef Div. Uté Bamenda</i>
45.	NWANE Philippe Bienvenu	Chargé de Cours	En poste
46.	TADU Zephyrin	Chargé de Cours	En poste
47.	YEDE	Chargé de Cours	En poste
48.	YOUNOUSSA LAME	Chargé de Cours	En poste
49.	AMBADA NDZENGUE GEORGIA ELNA	Assistante	En poste
50.	KODJOM WANCHE Jacguy Joyce	Assistante	En poste
51.	NDENGUE Jean De Matha	Assistant	En poste
52.	ZEMO GAMO Franklin	Assistant	En poste
3- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE VÉGÉTALES (BPV) (34)			
1.	AMBANG Zachée	Professeur	<i>Chef de Département</i>
2.	DJOCGOUE Pierre François	Professeur	En poste
3.	MBOLO Marie	Professeur	En poste
4.	MOSSEBO Dominique Claude	Professeur	En poste
5.	YOUMBI Emmanuel	Professeur	En poste
6.	ZAPFACK Louis	Professeur	En poste
7.	ANGONI Hyacinthe	Maître de Conférences	En poste
8.	BIYE Elvire Hortense	Maître de Conférences	En poste
9.	MAHBOU SOMO TOUKAM. Gabriel	Maître de Conférences	En poste
10.	MALA Armand William	Maître de Conférences	En poste
11.	MBARGA BINDZI Marie Alain	Maître de Conférences	<i>DAAC /UDla</i>
12.	NDONGO BEKOLO	Maître de Conférences	En poste
13.	NGALLE Hermine BILLE	Maître de Conférences	En poste
14.	NGODO MELINGUI Jean Baptiste	Maître de Conférences	En poste
15.	NGONKEU MAGAPTCHE Eddy L.	Maître de Conférences	<i>CT / MINRESI</i>
16.	TONFACK Libert Brice	Maître de Conférences	En poste
17.	TSOATA Esaïe	Maître de Conférences	En poste
18.	ONANA JEAN MICHEL	Maître de Conférences	En poste
19.	DJEUANI Astride Carole	Chargé de Cours	En poste
20.	GONMADGE CHRISTELLE	Chargée de Cours	En poste
21.	MAFFO MAFFO Nicole Liliane	Chargé de Cours	En poste
22.	NNANGA MEBENGA Ruth Laure	Chargé de Cours	En poste
23.	NOUKEU KOUAKAM Armelle	Chargé de Cours	En poste
24.	NSOM ZAMBO EPSE PIAL ANNIE CLAUDE	Chargé de Cours	<i>En détachement/UNESCO MALI</i>
25.	GODSWILL NTSOMBOH NTSEFONG	Chargé de Cours	En poste
26.	KABELONG BANAHOU Louis-Paul- Roger	Chargé de Cours	En poste
27.	KONO Léon Dieudonné	Chargé de Cours	En poste

28.	LIBALAH Moses BAKONCK	Chargé de Cours	En poste
29.	LIKENG-LI-NGUE Benoit C	Chargé de Cours	En poste
30.	TAEDOUNG Evariste Hermann	Chargé de Cours	En poste
31.	TEMEGNE NONO Carine	Chargé de Cours	En poste
32.	MANGA NDJAGA JUDE	Assistant	En poste
33.	DIDA LONTSI Sylvere Landry	Assistant	En poste
34.	METSEBING Blondo-Pascal	Assistant	En poste
4- DÉPARTEMENT DE CHIMIE INORGANIQUE (CI) (28)			
1.	GHOGOMU Paul MINGO	Professeur	<i>Ministre Chargé de Mission PR</i>
2.	NANSEU NJIKI Charles Péguy	Professeur	En poste
3.	NDIFON Peter TEKE	Professeur	<i>CT MINRESI</i>
4.	NENWA Justin	Professeur	En poste
5.	NGAMENI Emmanuel	Professeur	<i>Doyen FS Univ.Ngaoundere</i>
6.	NGOMO Horace MANGA	Professeur	<i>Vice Chancellor/UB</i>
7.	NJOYA Dayirou	Professeur	En poste
8.	ACAYANKA Elie	Maître de Conférences	En poste
9.	EMADAK Alphonse	Maître de Conférences	En poste
10.	KAMGANG YOUNBI 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.	NJOMOU C. épouse DJANGANG	Maître de Conférences	En poste
17.	NYAMEN Linda Dyorisse	Maître de Conférences	En poste
18.	PABOUDAM GBAMBIE AWAWOU	Maître de Conférences	En poste
19.	TCHAKOUTE KOUAMO Hervé	Maître de Conférences	En poste
20.	BELIBI BELIBI Placide Désiré	Maître de Conférences	<i>Chef Service/ ENS Bertoua</i>
21.	CHEUMANI YONA Arnaud M.	Maître de Conférences	En poste
22.	KOUOTOU DAOUDA	Maître de Conférences	En poste
23.	MAKON Thomas Beauregard	Chargé de Cours	En poste
24.	NCHIMI NONO KATIA	Chargée de Cours	En poste
25.	NJANKWA NJABONG N. Eric	Chargé de Cours	En poste
26.	PATOUOSSA ISSOFA	Chargé de Cours	En poste
27.	SIEWE Jean Mermoz	Chargé de Cours	En Poste
28.	BOYOM TATCHEMO Franck W.	Assistant	En Poste
5- DÉPARTEMENT DE CHIMIE ORGANIQUE (CO) (37)			
1.	Alex de Théodore ATCHADE	Professeur	<i>Vice-Doyen / DPSAA</i>
2.	DONGO Etienne	Professeur	<i>Vice-Doyen/FSE/UIYI</i>
3.	NGOUELA Silvère Augustin	Professeur	<i>Chef de Département UDS</i>
4.	PEGNYEMB Dieudonné Emmanuel	Professeur	<i>Directeur/ MINESUP/ Chef de Département</i>
5.	WANDJI Jean	Professeur	En poste
6.	MBAZOA née DJAMA Céline	Professeur	En poste
7.	AMBASSA Pantaléon	Maître de Conférences	En poste
8.	EYONG Kenneth OBEN	Maître de Conférences	En poste
9.	FOTSO WABO Ghislain	Maître de Conférences	En poste
10.	KAMTO Eutrophe Le Doux	Maître de Conférences	En poste
11.	KENMOGNE Marguerite	Maître de Conférences	En poste
12.	KEUMEDJIO Félix	Maître de Conférences	En poste
13.	KOUAM Jacques	Maître de Conférences	En poste

14.	MKOUNGA Pierre	Maître de Conférences	En poste
15.	MVOT AKAK CARINE	Maître de Conférences	En poste
16.	NGO MBING Joséphine	Maître de Conférences	<i>Chef de Cellule MINRESI</i>
17.	NGONO BIKOBO Dominique Serge	Maître de Conférences	<i>C.E.A/ MINESUP</i>
18.	NOTE LOUGBOT Olivier Placide	Maître de Conférences	<i>DAAC/Uté Bertoua</i>
19.	NOUNGOUE TCHAMO Diderot	Maître de Conférences	En poste
20.	TABOPDA KUATE Turibio	Maître de Conférences	En poste
21.	TAGATSING FOTSING Maurice	Maître de Conférences	En poste
22.	TCHOUANKEU Jean-Claude	Maître de Conférences	<i>Doyen /FS/ UYI</i>
23.	YANKEP Emmanuel	Maître de Conférences	En poste
24.	ZONDEGOUNBA Ernestine	Maître de Conférences	En poste
25.	MESSI Angélique Nicolas	Chargé de Cours	En poste
26.	NGNINTEDO Dominique	Chargé de Cours	En poste
27.	NGOMO Orléans	Chargée de Cours	En poste
28.	NONO NONO Éric Carly	Chargé de Cours	En poste
29.	OUAHOUE WACHE Blandine M.	Chargée de Cours	En poste
30.	OUETE NANTCHOUANG Judith Laure	Chargée de Cours	En poste
31.	SIELINOU TEDJON Valérie	Chargé de Cours	En poste
32.	TCHAMGOUE Joseph	Chargé de Cours	En poste
33.	TSAFFACK Maurice	Chargé de Cours	En poste
34.	TSAMO TONTSA Armelle	Chargé de Cours	En poste
35.	TSEMEUGNE Joseph	Chargé de Cours	En poste
36.	MUNVERA MFIFEN Aristide	Assistant	En poste
37.	NDOGO ETEME Olivier	Assistant	En poste
6- DÉPARTEMENT D'INFORMATIQUE (IN) (22)			
1.	ATSA ETOUNDI Roger	Professeur	<i>Chef de Division MINESUP</i>
2.	FOUDA NDJODO Marcel Laurent	Professeur	<i>Inspecteur Général/ MINESUP</i>
3.	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.	HAMZA Adamou	Chargé de Cours	En poste
11.	JIOMEKONG AZANZI Fidel	Chargé de Cours	En poste
12.	KOUOKAM KOUOKAM E. A.	Chargé de Cours	En poste
13.	MELATAGIA YONTA Paulin	Chargé de Cours	En poste
14.	MESSI NGUELE Thomas	Chargé de Cours	En poste
15.	MONTHE DJIADEU Valery M.	Chargé de Cours	En poste
16.	NZEKON NZEKO'O ARMEL JACQUES	Chargé de Cours	En poste
17.	OLLE OLLE Daniel Claude Georges Delort	Chargé de Cours	<i>Sous-Directeur ENSET Ebolowa</i>
18.	TAPAMO Hyppolite	Chargé de Cours	En poste
19.	BAYEM Jacques Narcisse	Assistant	En poste
20.	EKODECK Stéphane Gaël Raymond	Assistant	En poste
21.	MAKEMBE. S . Oswald	Assistant	<i>Directeur CUTI</i>
22.	NKONDOCK. MI. BAHANACK.N.	Assistant	En poste
7- DÉPARTEMENT DE MATHÉMATIQUES (MA) (33)			
1.	AYISSI Raoult Domingo	Professeur	<i>Chef de Département</i>
2.	KIANPI Maurice	Maître de Conférences	En poste

3.	MBANG Joseph	Maître de Conférences	En poste
4.	MBEHOU Mohamed	Maître de Conférences	En poste
5.	MBELE BIDIMA Martin Ledoux	Maître de Conférences	En poste
6.	NOUNDJEU Pierre	Maître de Conférences	<i>Chef Service des Programmes & Diplômes/FS/UIYI</i>
7.	TAKAM SOH Patrice	Maître de Conférences	En poste
8.	TCHAPNDA NJABO Sophonie B.	Maître de Conférences	<i>Directeur/AIMS Rwanda</i>
9.	TCHOUNDJA Edgar Landry	Maître de Conférences	En poste
10.	AGHOUKENG JIOFACK Jean Gérard	Chargé de Cours	<i>Chef Cellule MINEPAT</i>
11.	BOGSO ANTOINE Marie	Chargé de Cours	En poste
12.	CHENDJOU Gilbert	Chargé de Cours	En poste
13.	DJIADEU NGAHA Michel	Chargé de Cours	En poste
14.	DOUANLA YONTA Herman	Chargé de Cours	En poste
15.	KIKI Maxime Armand	Chargé de Cours	En poste
16.	LOUMNGAM KAMGA Victor	Chargé de Cours	En poste
17.	MBAKOP Guy Merlin	Chargé de Cours	En poste
18.	MBATAKOU Salomon Joseph	Chargé de Cours	En poste
19.	MENGUE MENGUE David Joël	Chargé de Cours	<i>Chef Dpt /ENS Université d'Ebolowa</i>
20.	MBIAKOP Hilaire George	Chargé de Cours	En poste
21.	NGUEFACK Bernard	Chargé de Cours	En poste
22.	NIMPA PEFOUKEU Romain	Chargée de Cours	En poste
23.	OGADOA AMASSAYOGA	Chargée de Cours	En poste
24.	POLA DOUNDOU Emmanuel	Chargé de Cours	<i>En stage</i>
25.	TCHEUTIA Daniel Duviol	Chargé de Cours	En poste
26.	TETSADJIO TCHILEPECK M. Eric.	Chargé de Cours	En poste
27.	BITYE MVONDO Esther Claudine	Assistante	En poste
28.	FOKAM Jean Marcel	Assistant	En poste
29.	GUIDZAVAI KOUCHERE Albert	Assistant	En poste
30.	MANN MANYOMBE Martin Luther	Assistant	En poste
31.	MEFENZA NOUNTU Thierry	Assistant	En poste
32.	NYOUMBI DLEUNA Christelle	Assistant	En poste
33.	TENKEU JEUFACK Yannick Léa	Assistant	En poste
8- DÉPARTEMENT DE MICROBIOLOGIE (MIB) (24)			
1.	ESSIA NGANG Jean Justin	Professeur	<i>Chef de Département</i>
2.	NYEGUE Maximilienne Ascension	Professeur	<i>VICE-DOYEN / DSSE</i>
3.	ASSAM ASSAM Jean Paul	Maître de Conférences	En poste
4.	BOUGNOM Blaise Pascal	Maître de Conférences	En poste
5.	BOYOMO ONANA	Maître de Conférences	En poste
6.	KOUITCHEU MABEKU Epse KOUAM Laure Brigitte	Maître de Conférences	En poste
7.	RIWOM Sara Honorine	Maître de Conférences	En poste
8.	NJIKI BIKOÏ Jacky	Maître de Conférences	En poste
9.	SADO KAMDEM Sylvain Leroy	Maître de Conférences	En poste
10.	ESSONO Damien Marie	Chargé de Cours	En poste
11.	LAMYE Glory MOH	Chargé de Cours	En poste
12.	MEYIN A EBONG Solange	Chargé de Cours	En poste
13.	MONI NDEDI Esther Del Florence	Chargé de Cours	En poste
14.	NKOUDOU ZE Nardis	Chargé de Cours	En poste
15.	TAMATCHO KWEYANG Blandine Pulchérie	Chargé de Cours	En poste
16.	TCHIKOUA Roger	Chargé de Cours	<i>Chef de Service de la Scolarité</i>

17.	TOBOLBAÏ Richard	Chargé de Cours	En poste
18.	NKOUÉ TONG Abraham	Assistant	En poste
19.	SAKE NGANE Carole Stéphanie	Assistant	En poste
20.	EZO'O MENGO Fabrice 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
9. DEPARTEMENT DE PYSIQUE(PHY) (43)			
1.	BEN- BOLIE Germain Hubert	Professeur	En poste
2.	DJUIDJE KENMOE épouse ALOYEM	Professeur	En poste
3.	EKOBE NA FOU DA Henri Paul	Professeur	<i>Vice-Recteur. Uté Ngaoundéré</i>
4.	ESSIMBI ZOBO Bernard	Professeur	En poste
5.	HONA Jacques	Professeur	En poste
6.	NANA ENGO Serge Guy	Professeur	En poste
7.	NANA NBENDJO Blaise	Professeur	En poste
8.	NDJAKA Jean Marie Bienvenu	Professeur	<i>Chef de Département</i>
9.	NJANDJOCK NOUCK Philippe	Professeur	En poste
10.	NOUAYOU Robert	Professeur	En poste
11.	SAIDOU	Professeur	<i>Chef de centre/TRGM/MINRESI</i>
12.	TABOD Charles TABOD	Professeur	<i>Doyen FSUniv/Bda</i>
13.	TCHAWOUA Clément	Professeur	En poste
14.	WOAFO Paul	Professeur	En poste
15.	ZEKENG Serge Sylvain	Professeur	En poste
16.	BIYA MOTTO Frédéric	Maître de Conférences	<i>DG/HYDRO Mekin</i>
17.	BODO Bertrand	Maître de Conférences	En poste
18.	ENYEGUE A NYAM épse BELINGA	Maître de Conférences	En poste
19.	EYEBE FOU DA Jean sire	Maître de Conférences	En poste
20.	FEWO Serge Ibraïd	Maître de Conférences	En poste
21.	MBINACK Clément	Maître de Conférences	En poste
22.	MBONO SAMBA Yves Christian U.	Maître de Conférences	En poste
23.	MELI'I Joelle Larissa	Maître de Conférences	En poste
24.	MVOGO ALAIN	Maître de Conférences	En poste
25.	NDOP Joseph	Maître de Conférences	En poste
26.	SIEWE SIEWE Martin	Maître de Conférences	En poste
27.	SIMO Elie	Maître de Conférences	En poste
28.	VONDOU Derbetini Appolinaire	Maître de Conférences	En poste
29.	WAKATA née BEYA Annie Sylvie	Maître de Conférences	<i>Directeur/ENS/UYI</i>
30.	WOULACHE Rosalie Laure	Maître de Conférence	<i>En stage depuis février 2023</i>
31.	ABDOURAHIMI	Chargé de Cours	En poste
32.	AYISSI EYEBE Guy François Valérie	Chargé de Cours	En poste
33.	CHAMANI Roméo	Chargé de Cours	En poste
34.	DJIOTANG TCHOTCHOU Lucie Angennes	Chargée de Cours	En poste
35.	EDONGUE HERVAIS	Chargé de Cours	En poste
36.	FOUEJIO David	Chargé de Cours	<i>Chef Cell. MINADER</i>
37.	KAMENI NEMATCHOUA Modeste	Chargé de Cours	En poste
38.	LAMARA Maurice	Chargé de Cours	En poste
39.	OTTOU ABE Martin Thierry	Chargé de Cours	Directeur Unité de production des réactifs/IMPM
40.	TEYOU NGOUPO Ariel	Chargé de Cours	En poste
41.	WANDJI NYAMSI William	Chargé de Cours	En poste

42.	NGA ONGODO Dieudonné	Assistant	En poste
43.	SOUFFO TAGUEU Merimé	Assistant	En poste
10- DÉPARTEMENT DE SCIENCES DE LA TERRE (ST) (42)			
1.	BITOM Dieudonné-Lucien	Professeur	<i>Doyen / FASA /Uds</i>
2.	NDAM NGOUPAYOU Jules-Remy	Professeur	En poste
3.	NDJIGUI Paul-Désiré	Professeur	<i>Chef de Département</i>
4.	NGOS III Simon	Professeur	En poste
5.	NKOUMBOU Charles	Professeur	En poste
6.	NZENTI Jean-Paul	Professeur	En poste
7.	ONANA Vincent Laurent	Professeur	<i>Chef de Département/Uté. Eb.</i>
8.	YENE ATANGANA Joseph Q.	Professeur	<i>Chef Div. /MINTP</i>
9.	ABOSSOLO née ANGUE Monique	Maître de Conférences	<i>Vice-Doyen / DRC</i>
10.	BISSO Dieudonné	Maître de Conférences	En poste
11.	EKOMANE Emile	Maître de Conférences	<i>Chef Div./Uté Ebolowa</i>
12.	Elisé SABABA	Maître de Conférences	En poste
13.	FUH Calistus Gentry	Maître de Conférences	<i>Sec. d'Etat/MINMIDT</i>
14.	GANNO Sylvestre	Maître de Conférences	En poste
15.	GHOGOMU Richard TA NWI	Maître de Conférences	<i>Chef de Div. /Uté Bertoua</i>
16.	MBIDA YEM	Maître de Conférences	En poste
17.	MOUNDI Amidou	Maître de Conférences	<i>CT/MINIMDT</i>
18.	NGO BIDJECK Louise Marie	Maître de Conférences	En poste
19.	NGUEUTCHOUA Gabriel	Maître de Conférences	<i>CEA/MINRESI</i>
20.	NJILAH Isaac KONFOR	Maître de Conférences	En poste
21.	NYECK Bruno	Maître de Conférences	En poste
22.	TCHAKOUNTE Jacqueline épouse NUMBEM	Maître de Conférences	<i>Chef. Cell /MINRESI</i>
23.	TCHOUANKOUE Jean-Pierre	Maître de Conférences	En poste
24.	TEMGA Jean Pierre	Maître de Conférences	En poste
25.	ZO'O ZAME Philémon	Maître de Conférences	<i>DG/ART</i>
26.	ANABA ONANA Achille Basile	Chargé de Cours	En poste
27.	BEKOA Etienne	Chargé de Cours	En poste
28.	ESSONO Jean	Chargé de Cours	En poste
29.	EYONG John TAKEM	Chargé de Cours	En poste
30.	MAMDEM TAMTO Lionelle Estelle, épouse BITOM	Chargée de Cours	En poste
31.	MBESSE Cécile Olive	Chargée de Cours	En poste
32.	METANG Victor	Chargé de Cours	En poste
33.	MINYEM Dieudonné	Chargé de Cours	<i>Chef Serv./Uté Maroua</i>
34.	NGO BELNOUN Rose Noël	Chargée de Cours	En poste
35.	NOMO NEGUE Emmanuel	Chargé de Cours	En poste
36.	NTSAMA ATANGANA Jacqueline	Chargée de Cours	En poste
37.	TCHAPTCHET TCHATO De P.	Chargé de Cours	En poste
38.	TEHNA Nathanaël	Chargé de Cours	En poste
39.	FEUMBA Roger	Chargé de Cours	En poste
40.	MBANGA NYOBE Jules	Chargé de Cours	En poste
41.	KOAH NA LEBOGO Serge Parfait	Assistant	En poste
42.	NGO'O ZE ARNAUD	Assistant	En poste
43.	TENE DJOUKAM Joëlle Flore, épouse KOUANKAP NONO	Assistante	En poste

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

NOMBRE D'ENSEIGNANTS					
DÉPARTEMENT	Professeurs	Maîtres de Conférences	Chargés de Cours	Assistants	Total
BCH	8 (01)	15 (11)	13 (03)	7 (05)	43 (20)
BPA	14 (01)	16 (09)	18 (04)	4 (02)	52 (16)
BPV	6 (01)	12 (02)	13 (07)	3 (00)	34 (10)
CI	7 (01)	15 (04)	5 (01)	1 (00)	28 (06)
CO	6 (01)	18 (04)	11 (04)	2 (00)	37 (09)
IN	2 (00)	2 (00)	14 (01)	4 (00)	22 (01)
MAT	1 (00)	8 (00)	17 (01)	7 (02)	33 (03)
MIB	2 (01)	7 (03)	8 (04)	7 (02)	24 (10)
PHY	15 (01)	15 (04)	11 (01)	2 (00)	43 (06)
ST	8 (00)	17 (03)	15 (04)	3 (01)	43 (08)
Total	69 (07)	125 (40)	125 (30)	40 (12)	359 (89)

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

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

() = Nombre de Femmes **89**

DEDICACE

A mes feus parents *MEGNACK Philippe et AVEZO'O Brigitte Murielle* que cette thèse soit la preuve de ma gratitude pour tous les Sacrifices consentis pour mon éducation.

A mon grand-père, M. **NKOUMOU Albert**, pour m'avoir hissé sur ses épaules pour me montrer le chemin, me permettant ainsi de voir beaucoup plus loin.

REMERCIEMENTS

Avant tout, je remercie notre créateur « **DIEU** » tout puissant qui m'a guidé, m'a donné la force, la santé et la volonté pour réaliser ce travail et arriver à ce stade scientifique.

J'exprime mes plus vifs remerciements et ma profonde gratitude au Professeur **AJEAGAH AGHAINDUM Gidéon** d'avoir accepté d'être mon Directeur de thèse. Je lui suis très reconnaissant pour sa disponibilité, sa rigueur scientifique, sa patience, ses conseils judicieux et ses encouragements. Il me sera difficile de lui rendre ne serait-ce que le quart de ce que j'ai reçu gratuitement et en abondance de sa part. C'est pourquoi, j'aimerais pouvoir lui exprimer ma gratitude en lui disant que je garde espoir de pouvoir peut être moi-même un jour partager à mon tour une part du très précieux savoir scientifique et humain qu'il m'a transmis avec tant de générosité.

Qu'il me soit permis de remercier tous les enseignants du Département de Biologie et Physiologie Animales de la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé I pour la formation, les conseils et les encouragements reçus durant tout mon parcours académique. Je pense aux Professeurs **BILONG BILONG Charles Félix, FOMENA Abraham, NOLA Moïse, DJIÉTO-LORDON Champlain, TAN Paul, DIMO Théophile, DZEUFIET Paul, MEGNEKOU Rosette, ZÉBAZÉ TOGOUET Serges Hubert, KEKEUNOU Sévilor FOTO MENBOHAN Samuel, MOUNGANG Luciane Marlyse et TAMSA ARFAO Antoine.**

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 scientifique.

J'exprime une profonde reconnaissance à l'endroit du Professeur **NOAH Olive** et du Docteur **ETEME** pour tous les appuis matériel et moral dont j'ai bénéficié durant ce travail.

Je remercie « Mon Binôme » Monsieur. **ACHA Yannick ACHA** qui a toujours été là dans les moments de doute et de découragement à Niété.

Je remercie le Motoman et guide, Monsieur **TANGUY**, qui grâce à la maîtrise du site d'étude a facilité notre travail de prélèvement et d'échantillonnage sur le terrain.

J'ai une pensée particulière pour les Docteurs **ENAH, MBOUOMBOUO, TSOMENE, KENGNE, MOGUE, KAYO, MOUSSIMA, NYAMSI, MOANONO, NWAHA, BIRAM A NGON**, pour les conseils et les encouragements durant la réalisation de ce travail.

Je remercie tous les membres du Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement de l'Université de Yaoundé I, pour leur disponibilité lors des analyses physicochimiques.

Je suis très reconnaissant à toutes les personnes qui ont pris du temps pour me tenir compagnie pendant la campagne d'échantillonnage, d'identification, d'analyse des données et de rédaction de cette thèse. Je pense particulièrement à **BETSI Christiane, YONGUI Synthia, TEMGOUA Anita, MENDOUA Loïc, TCHOUTA Ulric et NDEM Valentin**. Oui messieurs et dames, sans vous ce travail n'aurait pas connu son aboutissement.

Je dis merci à monsieur **MINKOUMOU Alex** qui a permis la rédaction de cette thèse en m'envoyant un laptop. Merci l'ami.

Je remercie tous mes amis qui m'ont accompagné durant la réalisation de ce travail. Je pense à **TSILA Philippe, MASSONGO James, TAGNE Nelson, TANG Raïssa, NONKI Luc, TCHAPGA Michelle, NGO Clarice, TALOM Dimitri, BALENG Samuel, BASSOM Yves, SAME Valérie, NOUCHE Nadine, DJATCHEU Gwladys, MVOE Stéphanie, KENGNE Rosine**. Un merci chaleureux à tous les membres de l'Association 2-0 Santé Et Environnement dénommée « 2-0SE » 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 de l'Association « AMIS FOREVER » pour leur soutien moral pendant toute la réalisation de ce travail.

Je remercie particulièrement mes grande-sœurs **EYEBE Naomie** et **BOUMSONG Gabrielle**, pour leurs encouragements, leurs sages conseils et leur bénédiction ainsi que mon petit-frère **MEGNACK Armstrong**, qui croit en moi et m'a donné la force d'avancer.

C'est un honneur pour moi de remercier tous les membres de ma famille, tout particulièrement **MBO Jeannette, NGONO Gisèle, MBO Irène, NGONO Perpétue, NSIZO'O Odile, FOMO Mimie, ABATE Amélie, FOMO Elisabeth, ETEME Jean-Blaise, NDONGO Charles, FOMO Alain, FOMO Philippe, OTTOU François, MONEVENG Serges, AYOMO Charles, MEDJO Frédéric, ATANGANA Patrick, MEGNACK Serge, SOUGA Leonel, EMINI Joël, NGOTA Teddy, NTOLO Francis, FOMO Laurentine, ATSAM Suzanne, ESSAGA Raïssa, SALI Gaétane, AYIG Karla, FOMO Yvan**.

J'exprime avec émotion et une grande affection ma reconnaissance à Mlle **YENE NDEDI Pierrette** pour son amitié inestimable et son amour qui ont été ma source d'inspiration.

Je ne peux omettre de remercier mes camarades de la promotion **PERSEVERANCE**.

J'ai une pensée pieuse pour toutes ces personnes qui ont été présentes au début de cette œuvre et qui auraient souhaité partager cet instant avec nous, mais l'Eternel Dieu en a décidé autrement. Que vos âmes reposent dans la paix éternelle.

Enfin, que tous ceux qui, de près ou de loin, m'ont apporté une aide quelconque trouvent ici l'expression de mes sincères remerciements.

SOMMAIRE

LISTE DES ENSEIGNANTS DE LA FACULTÉ DES SCIENCES	i
DEDICACE.....	x
REMERCIEMENTS	xi
SOMMAIRE	xiii
LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES ACRONYMES	xv
LISTE DES FIGURES	xvi
LISTE DES TABLEAUX.....	xix
RESUME.....	xx
ABSTRACT	xxii
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I : REVUE DE LA LITTÉRATURE	5
I.1 Généralités sur les milieux aquatiques	6
I.1.1 Ecosystèmes marins.....	7
I.1.2 Ecosystèmes continentaux	7
I.1.3 Activités anthropiques et altération des écosystèmes aquatiques.....	10
I.2. Méthodes d'évaluation de la pollution des écosystèmes aquatiques	12
I.2.1. Méthodes d'évaluation de la qualité des eaux par les sédiments.....	13
I.2.2 Qualité physico-chimique des eaux	14
I.3. Macroinvertébrés benthiques : Ecologie et fonctions trophiques.....	17
I.3.1. Annélides	18
I.3.2. Mollusques.....	18
I.3.3. Crustacés.....	19
I.3.4. Insectes	20
I.4. Généralités sur les Odonates.....	24
I.4.1. Morphologie des larves d'Odonates	24
I.4.2. Ecologie des Odonates.....	28
I.4.3. Réseaux trophiques	29
I.4.4 Cycle de développement.....	30
I.4.5. Relation entre les Odonates et la qualité des eaux.....	34
I.4.6. Position systématique des Odonates	35
I.4.7. Diversité des Odonates	36

CHAPITRE II : CADRE GEOGRAPHIQUE, MATERIEL ET METHODES	41
II.1. CADRE GEOGRAPHIQUE	42
II.1.1. Période d'étude.....	42
II.1.2. Présentation de la Région d'étude	42
II.1.3. Présentation de la zone d'étude	43
II.1.4. Choix des Stations d'étude.....	44
II.1.5. Description des stations d'échantillonnage	44
II.2. MATERIEL ET METHODES	48
II.2.1. Caractérisation physico-chimiques des eaux.....	48
II.2.2. Caractérisation biologique.....	52
II.2.3. Analyse et présentation des résultats.....	53
CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION	62
III.1. Résultats	63
III.1.1. Qualité physico-chimique des eaux des stations étudiées.....	63
III.1.2. Indice de Pollution Organique	78
III.1.3. Application des systèmes d'évaluation de la qualité des eaux aux différentes stations d'étude	79
III.1.4. Relation entre les variables physicochimiques	83
III.1.5. Typologie physico-chimique des eaux des stations étudiées	87
III.1.6. Diversité et distribution des larves d'Odonates	89
III.2. Discussion	128
III.2.1. Caractérisation abiotique des stations d'étude	128
III.2.2. Diversité et dynamique d'abondance des Odonates dans les stations d'étude	133
III.2.3. Influence des facteurs abiotique sur la distribution de la faune d'Odonate	Erreur ! Signet non défini.
CONCLUSION, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES	143
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	147
ANNEXE	171
LISTE DES PUBLICATIONS ISSUES DE LA THESE	177

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES ACRONYMES

ACC	: Analyse Canonique des Correspondances
ACH	: Analyse de Classification Hiérarchique
ACP	: Analyse en Composantes Principales
AE	: Agence de l'Eau
APHA	: American Public Health Association
RGPH	: Recensement Général de la Population et de l'Habitat
FAO	: Food and Agriculture Organisation
FTU	: Formazine Turbidity Units
GPS	: Global Positioning System
GSP	: Grande Saison Pluvieuse
GSS	: Grande Saison Sèche
HEVECAM	: Société des Hévéas du Cameroun
Ind	: Individu
ITIS	: Integrated Taxonomic Information System
IPO:	: Indice de Pollution Organique
M1....M4	: Etangs
MZ	: Monezingui
N1, N2, N3	: Niété
NL	: Nlongo
NY	: Nyamessamba
Pt-Co	: Platinum Cobalt Unit
PSP	: Petite Saison Pluvieuse
PSS	: Petite Saison Sèche
SFO	: Société Française d'Odonatologie
UC	: Unité Conventionnelle
WFD	: Water Framework Directive

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Représentation schématique de la quantité d'eau sur Terre.	6
Figure 2 : Illustration des eaux souterraines	8
Figure 3 : Zonation d'un écosystème lacustre.....	9
Figure 4 : Classification du réseau hydrographique selon l'ordre de Strahler	10
Figure 5 : Schéma de la pollution physique et chimique de l'eau.....	11
Figure 6 : Photos de quelques Annélides, Mollusque et Crustacés d'eau douce.	20
Figure 7 : Photos de quelques Insectes d'eau douce	24
Figure 8 : Vue dorsale du stade larvaire d'un Odonate.....	25
Figure 9 : Vue de face de la tête d'un Odonate	25
Figure 10 : Pièces buccales de Cordulegaster	26
Figure 11 : Patte d'une larve d'Odonate	27
Figure 12 : Vue latérale de l'abdomen d'un Zygoptère	28
Figure 13 : Vue dorsal de l'abdomen d'un Anisoptère	28
Figure 14 : Les odonates dans la chaîne trophique.	30
Figure 15 : Accouplement Cœur copulateur	30
Figure 16 : Cycle biologique des Odonates.	31
Figure 17 : Œuf arrondi de <i>Sympetrum méridionale</i>	31
Figure 18 : Différents stades de l'émergence d'une Libellule fauve	32
Figure 19 : Anatomie des odonates adultes.....	33
Figure 20 : Croissance de larve du genre <i>Aeshna</i>	33
Figure 21 : Formes larvaires des Zygoptères.	38
Figure 22 : Formes larvaires des Anisoptères	40
Figure 23 : Localisation géographique des différentes stations étudiées dans l'arrondissement de Niété.....	43
Figure 24 : Vues partielles des stations d'échantillonnage du fleuve Niété.....	45
Figure 25 : Vues partielles des stations d'échantillonnage du cours d'eau Nlongo.....	45
Figure 26 : Vues partielles des stations d'échantillonnage du cours d'eau Nyamessamba, du cours d'eau Monezingui, et effluent,	46
Figure 27 : Vues partielles des stations d'échantillonnage des différents étangs.	47
Figure 28 : Photo du filet troubleau	52
Figure 29 : Pied à coulisse digital à affichage numérique mesurant la longueur de l'Odonate.....	53
Figure 30 : Schéma simplifié de la carte auto-organisatrice (SOM).....	58
Figure 31 : Limites de classe de qualité utilisés dans les SEQ-Eau	61
Figure 32 : Variation spatio-temporelle de la température et des solides totaux dissous pendant la période d'étude.....	64
Figure 33 : Variation spatio-temporelle de la turbidité et des Matière en Suspension pendant la période d'étude	65
Figure 34 : Variation spatio-temporelle de la couleur pendant la période d'étude.	66
Figure 35 : Variation spatio-temporelle du pH et du Dioxyde carbone dissous pendant la période d'étude.....	67

Figure 36 : Variation spatio-temporelle de l'oxygène dissous pendant la période d'étude	68
Figure 37 : Variation spatio-temporelle de l'oxydabilité et de l'alcalinité pendant la période d'étude.....	69
Figure 38 : Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique pendant la période d'étude.....	70
Figure 39 : Variation spatio-temporelle de l'Orthophosphate et de l'azote ammoniacal pendant la période d'étude	71
Figure 40 : Variation spatio-temporelle du nitrate, du nitrite et de la dureté totale pendant la période d'étude	73
Figure 41 : Variation spatio-temporelle de l'aluminium, du sulfate et du fer pendant la période d'étude	75
Figure 42 : Variation spatio-temporelle du chlore libre pendant la période d'étude	76
Figure 43 : Variation spatio-temporelle des valeurs de l'Indice de Pollution Organique pendant la période d'étude.....	79
Figure 44 : Analyse en Composantes Principales à partir des paramètres physico-chimiques dans les stations du bassin hydrographique de Niété.....	88
Figure 45 : Classification Ascendante Hiérarchique de l'ensemble des stations des cours d'eau prospectés sur la base de leurs caractéristiques physico-chimiques.	89
Figure 46 : Répartition de l'abondance relative des différentes familles d'Odonates récoltées pendant la période d'étude.	91
Figure 47 : Répartition de l'abondance relative des différents genres d'Odonates pendant la période d'étude.....	92
Figure 48 : Variations saisonnières de l'abondance relative des différents genres d'Odonates récoltés aux stations pendant la période d'étude	94
Figure 49 : Variations de l'abondance relative des différents genres d'Odonates aux différentes stations des cours d'eau et des étangs pendant la période d'étude	96
Figure 50 : Répartition des larves d'Odonates selon les types d'habitats pendant la période d'étude.....	97
Figure 51 : Variation spatiale et saisonnière de l'abondance totale des odonates pendant la période d'étude.	98
Figure 52 : Larve de <i>Sympetrum Proparte</i>	99
Figure 53 : Vue générale de la morphologie de l'habitus d' <i>Orthetrum caffrum</i>	100
Figure 54 : Vue générale de la morphologie de l'habitus de <i>Brachythemis leucosticta</i>	100
Figure 55 : Vue générale de la morphologie de l'habitus de <i>Brachythemis lacustris</i>	101
Figure 56 : Lave de <i>Crocothemis</i> sp.	102
Figure 57 : Vue générale de la morphologie de l'habitus de <i>Leucorrhinia</i> sp.	103
Figure 58 : Larve de <i>Diplacode lefebvrui</i>	103
Figure 59 : Larve de <i>Trithemis wernerii</i>	104
Figure 60 : Larve de <i>Libellula</i> sp.	105
Figure 61 : Vue générale de la morphologie de l'habitus d' <i>Oxygastra curtisi</i>	105
Figure 62 : Vue générale de la morphologie de l'habitus de <i>Phyllogomphus brunneus</i>	106

Figure 63 : Larve de <i>Aeshna</i> sp.	107
Figure 64 : Larve de <i>Cordulegaster boltonie</i>	108
Figure 65 : Larve de <i>Platycnemis latipese</i>	109
Figure 66 : Larve de <i>Nehalennia speciosa</i>	110
Figure 67 : Larve de <i>Erythromma viridulum</i>	111
Figure 68 : Larve d' <i>Ishnura</i> sp.....	112
Figure 69 : Larve de <i>Cænagrion proparte</i>	113
Figure 70 : Classification hiérarchique des cellules de la SOM par la méthode de Ward	119
Figure 71 : Distribution des échantillons sur la carte SOM à partir de la matrice d'abondance des larves d'Odonates.....	120
Figure 72 : Patron de distribution des taxons d'Odonates récoltés sur la carte SOM, réalisé à partir de la matrice d'abondance	121
Figure 73 : Distribution des taxons de larves d'Odonates dans les différents groupes définis par la SOM illustrée par la figure 72.	121
Figure 74 : Classification Ascendante Hiérarchique de l'ensemble des stations prospectées sur la base de leurs assemblages différents de larves d'Odonates.	122
Figure 75 : Analyse Canonique de Correspondances des principaux taxons de larve d'Odonate et des variables environnementales.	125
Figure 76 : Analyse en Composantes Principales des principaux taxons de larves d'Odonates et des variables environnementales.	125

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Coordonnées géographiques et sources de pollution des différentes stations étudiées.....	48
Tableau II : Echelle d'interprétation des résultats obtenus pour le HBI	55
Tableau III : Classification des espèces selon leur fréquence d'occurrence	56
Tableau IV : Limites des classes de l'IPO	60
Tableau V : Interprétation de la moyenne des classes obtenues dans le tableau Leclercq.....	60
Tableau VI : Teneurs de l'eau en éléments métalliques dans les stations d'échantillonnage ..	77
Tableau VII : Teneurs des sédiments en éléments métalliques dans les stations d'échantillonnage	77
Tableau VIII : Variation des herbicides dans l'eau.....	78
Tableau IX : Variation des herbicides dans les Sédiments	78
Tableau X : Valeurs de l'indice de pollution organique dans les différentes stations	79
Tableau XI : Classes d'aptitude à la production d'eau potable obtenue pour chacune des stations d'étude	80
Tableau XII : Classes d'aptitude à l'aquaculture obtenue pour chacune des stations d'étude.	81
Tableau XIII : Classes d'aptitude aux loisirs et au sport aquatique obtenue pour chacune des stations d'étude	82
Tableau XIV : Classes d'aptitude à l'abreuvement obtenue pour chacune des stations d'étude .	83
Tableau XV : Matrice des corrélations de Spearman entre les variables environnementales des cours d'eau pendant la période d'étude	85
Tableau XVI : Matrice des corrélations de Spearman entre les variables environnementales des étangs pendant la période d'étude.....	86
Tableau XVII : Liste des taxa des larves d'Odonate récoltés dans les différentes stations d'échantillonnage pendant la période d'étude.....	90
Tableau XVIII : Répartition des individus identifiés par familles aux différentes saisons pendant la période d'étude.	93
Tableau XIX : Répartition des individus récoltés par groupe taxonomique aux stations des cours d'eau et aux stations des étangs pendant la période d'étude	95
Tableau XX : Mensurations des larves d'Odonates récoltées pendant la période d'étude	113
Tableau XXI : Fréquence d'occurrence des taxa dans les différentes stations d'échantillonnage	114
Tableau XXII : Variations saisonnières de l'indice biotique de Hilsenhoff aux différentes stations d'étude.....	115
Tableau XXIII : Coefficient de similarité de Sørensen entre les peuplements d'Odonates récoltés aux différentes stations d'échantillonnage.....	116
Tableau XXIV : Coefficient de similarité de Sørensen entre les peuplements d'Odonates récoltés aux différentes saisons	116
Tableau XXV : Variation spatiale de la richesse taxonomique et des indices de diversité pendant la période d'étude	117
Tableau XXVI : Variation saisonnière de la Richesse taxonomique et des indices de diversité pendant la période d'étude	118
Tableau XXVII : Différentes tailles de carte de Kohonen et les erreurs de quantification et de topographie correspondantes	119
Tableau XXVIII : Valeur indicatrice (IndVal) des taxons	123
Tableau XXIX : Pourcentages d'informations exprimées par les trois premiers axes de l'Analyse Canonique de Correspondances.....	124
Tableau XXX : Matrice des corrélations de Spearman entre les variables biotiques et abiotiques des eaux des différentes stations étudiées	127

RESUME

Dans le but de contribuer à l'élaboration des outils biologiques devant permettre l'évaluation de l'état de santé écologique des hydrosystèmes camerounais, une étude a été menée dans les eaux du complexe agro-industriel de Niété et ses environs (Sud-Cameroun). Treize (13) stations d'échantillonnage ont été choisies sur 4 cours d'eau (N1 à EF) et 4 étangs (M1 à M4) et des données collectées mensuellement de septembre 2019 à décembre 2020 ont permis d'apprécier la dynamique spatiale et temporelle des Odonates macroinvertébrés benthiques en relation avec les perturbations anthropiques. Les analyses physicochimiques ont été réalisées suivant les méthodes classiques et les échantillonnages des larves d'Odonates ont été faites suivant l'approche multihabitat, en utilisant un troubleau. Les résultats des analyses physicochimiques révèlent que les eaux sont faiblement acides ($6,40 \pm 0,28$ UC), peu minéralisées ($61,60 \pm 97,75 \mu\text{S}/\text{cm}$), avec une oxygénation satisfaisante ($75,90 \pm 6,72$ %). Elles sont également très chargées en matière organique ($15,70 \pm 7,50$ mg/l KMnO_4), en orthophosphates ($14,30 \pm 6,47$ mg/L) et fortement colorées ($123,60 \pm 106,99$ Pt.Co). Ces valeurs élevées sont révélatrices d'une pollution organique par des intrants agricoles notamment les engrais dans ces milieux aquatiques. Ces résultats selon le système d'évaluation de la qualité de l'eau (SEQ-EAU), permettent de dire que ces eaux sont plutôt dans la gamme des eaux de mauvaise qualité et susceptibles de provoquer d'effets létaux sur les espèces les plus sensibles entraînant une diminution d'abondance. Toutes les stations échantillonnées ont montré des signes de pollution organique des eaux. La pollution par les métaux lourds et les herbicides ont été enregistrés dans toutes les stations d'échantillonnage, avec le glyphosate comme l'herbicide le plus répandu. Un total de 18 taxons de larves d'Odonates a été identifié et dénombré, réparti en 2 sous-ordres (Zygoptères et Anisoptères), 7 familles (Libellulidae, Cœnagrionidae, Cordulegastridae, Gomphidae, Aeshnidae, Corduliidae et Platycnemidae) et 17 genres. Cette Odonatofaune est dominée par les Libellulidae qui représentent 53,96% d'abondance relative, suivis des Cœnagrionidae avec 39% d'abondance relative et enfin des Cordulegastridae, des Gomphidae, des Aeshnidae, des Platycnemidae et des Corduliidae. Ce peuplement est majoritairement constitué de taxons pollutotolérants (Libellulidae et Cœnagrionidae) reflétant ainsi un milieu perturbé. Ainsi, 682 larves d'Odonates ont été récoltées dont 380 dans les stations des cours d'eau (soit 55,72 % d'abondance relative) et 302 individus dans les stations situées dans les étangs (soit 44,28 % d'abondance relative). Le coefficient de similarité de Sørensen a révélé une très grande similitude dans la structure des macrofaunes récoltées dans les cours d'eau et les étangs. La station M1 a enregistré l'abondance la plus élevée (136) suivie par

EF (76) et M3 (68). Les stations N3 et N1 ont enregistré les plus faibles abondances (20 et 24 respectivement). La richesse spécifique était plus élevée dans les stations M1 (12), M2 et EF qui ont toutes enregistré 8 espèces. Elle était plus faible aux stations N3 (2) et NY1 (4). La richesse spécifique et l'abondance étaient plus élevées au cours de la GSS-19 (15 et 168 respectivement) et plus faibles au cours de la PSP-20 (7 et 46 respectivement). Des modifications saisonnières plus ou moins marquées de la structure des communautés des Odonates sont apparues avec une forte abondance des organismes à la station M1 pendant la grande saison sèche coïncidant avec la richesse des eaux en nutriments et un ensoleillement des plans d'eau. Les indices de diversité de Shannon et Weaver, d'Équitabilité de Pielou ainsi que l'indice de Simpson révèlent une Odonatofaune pauvre, déséquilibrée et caractérisée par la disparition totale des taxa sensibles et la prolifération des groupes pollutotolérants (Libellulidae et Cœnagrionidae). La caractérisation biologique réalisée à partir de l'Analyse de Classification Hiérarchique (ACH) montre que les 13 stations sont regroupées sur la base de leurs organismes en trois groupes. L'Analyse Canonique de Correspondance (ACC) a permis de mettre en évidence les paramètres environnementaux qui influencent la distribution des larves d'Odonates dans les différentes stations d'échantillonnages. L'application des informations générées par l'indice de pollution organique (IPO) et l'indice biotique d'Hilsenhoff (HBI), a montré que toutes les stations échantillonnées étaient de mauvaise qualité biologique. Dans l'ensemble, ce travail apporte une contribution scientifique de l'intérêt que présente l'étude des Odonates pour le diagnostic de l'état de santé des cours d'eau et leur utilisation potentielle dans les programmes de surveillance et de gestion de ces milieux lotiques et lentiques au Cameroun.

Mots clés : Odonates, Diversité, Qualité physicochimique, Plans d'eau, Complexe agro-industriel de Niété.

ABSTRACT

With the aim of assessment, the ecological health of Cameroonian hydrosystems, a study was carried out in the waters of the Niété agro-industrial complex in the South region. Thirteen (13) sampling stations were selected on 4 rivers (N1 to EF) and 4 ponds (M1 to M4) and data collected monthly from September 2019 to December 2020 made it possible to assess the spatial and temporal dynamics of Odonata in relation to anthropogenic disturbances. Physicochemical analyses were carried out using conventional methods, while Odonata larvae sampling was carried out using a multihabitat approach, using a hand net. The results of physicochemical analyses reveal that the water is weakly acidic (6.40 ± 0.28 UC), poorly mineralized ($61.60 \pm 97.75 \mu\text{S}/\text{cm}$), with proper oxygenation ($75.90 \pm 6.72\%$). They are also very high in organic matter (15.70 ± 7.50 mg/l KMnO_4) and orthophosphates (14.30 ± 6.47 mg/L), with a high color content (123.60 ± 106.99 Pt.Co). These high values are indicative of organic pollution by agricultural inputs, especially fertilizers, in these aquatic environment. According to the water quality assessment system (SEQ-EAU), these results indicate that the water is of poor quality and likely to have lethal effects on the most sensitive species, leading to a reduction in abundance. All the stations sampled showed signs of organic pollution. Records of heavy metal and herbicide pollution were made at all sampling stations, with glyphosate residues being the most widely spread herbicide. A total of 18 Odonata larval taxa were identified and counted, divided into 2 suborders (Zygoptera and Anisoptera), 7 families (Libellulidae, Cœnagrionidae, Cordulegastridae, Gomphidae, Aeshnidae, Corduliidae and Platycnemidae). This Odonatofauna is dominated by Libellulidae with 53.96% relative abundance, followed by Cœnagrionidae with 39% relative abundance, and finally Cordulegastridae, Gomphidae, Aeshnidae, Platycnemidae and Corduliidae. This population is mainly made up of pollutotolerant taxa (Libellulidae and Cœnagrionidae), reflecting a disturbed environment. A total of 682 Odonata larvae were collected, 380 from stream stations (55.72% relative abundance) and 302 from pond stations (44.28% relative abundance). Sørensen's similarity coefficient revealed a very high degree of similarity in the structure of macrofauna collected in streams and ponds. Station M1 recorded the highest abundance (136) followed by EF (76) and M3 (68). Stations N3 and N1 recorded the least abundances (20 and 24 respectively). Species richness was highest in stations M1 (12), M2 and EF all recorded 8 species. Species richness was lowest in stations N2 (2) and NY1 (4). Species richness and abundance were greatest during the LDS-19 (15 and 168 respectively) and was lower during the SRS-20 (7 and 46 respectively). Seasonal changes in Odonata community structure were

more or less marked, with a high abundance of organisms at station M1 during the long dry season, coinciding with nutrient-rich waters and sunny water bodies. The Shannon-Weaver diversity index, the Pielou Equitability index and the Simpson index reveal a poor and unbalanced Odonatofauna, characterized by the total disappearance of sensitive taxa and the proliferation of pollutant groups (Libellulidae and Cœnagrionidae). Biological characterization using Hierarchical Classification Analysis (HCA) shows that the 13 stations are grouped into three groups on the basis of their organisms. Canonical Correspondence Analysis (CCA) highlighted the environmental parameters influencing the distribution of Odonata larvae at the various sampling stations. Comparison of the information generated by the Organic Pollution Index (IPO) and the Hilsenhoff Biotic Index (HBI), showed greater reliability in that all the stations sampled were of poor biological quality. Overall, this work makes a scientific contribution to the value of studying Odonata for diagnosing the state of health of watercourses, and their potential use in monitoring and management programs for these lotic and lentic environments in Cameroon.

Key words: Odonata, Diversity, physicochemical quality, bodies of water, Niété agro-industrial complex.

INTRODUCTION

L'eau est d'une importance biologique et économique capitale. L'hydrosphère est le fondement de la vie et des équilibres écologiques. L'eau est à la fois un aliment, éventuellement un médicament, une matière première industrielle, énergétique et agricole, et un moyen de transport (Henri, 2012). C'est une ressource naturelle indispensable à la vie dans tout écosystème (Tampo *et al.*, 2015). Elle joue un rôle très important dans le développement socio-économique aussi bien au niveau local, régional que national. Ainsi, les ressources en eau constituent une préoccupation majeure dans les pays à climats arides ou semi-arides comme elles sont absolument essentielles pour le développement des activités humaines, économiques et sociales (Abdelghani *et al.*, 2020). Elle a la particularité d'être abondante mais paradoxalement, sa disponibilité n'est pas toujours conforme à sa qualité. La préservation de la qualité de l'eau est un enjeu majeur pour la gestion durable de l'environnement, mais également pour celle de la biodiversité (Sawadogo, 2018).

L'eau douce qui ne représente qu'environ 2,53% du volume total demeure la seule qui soutient la vie terrestre (Lefèvre, 2013). En outre, les écosystèmes d'eau douce constituent des habitats d'un grand intérêt qui contiennent des quantités importantes de biodiversité. En effet, les connaissances actuelles sur la biodiversité d'eau douce sont incomplètes et son estimation est un travail en cours. Pour plusieurs groupes taxonomiques, le nombre d'espèces décrites a considérablement augmenté au fil des ans (Balian *et al.* 2010). L'augmentation de l'échantillonnage et de l'étude dans des régions moins connues, ainsi que la réévaluation taxonomique de taxons plus difficiles, permettront d'identifier plus d'espèces d'eau douce (Lévêque *et al.* 2005, Dudgeon *et al.* 2006 ; El-Amine, 2015) Par conséquent, bien qu'ils ne représentent qu'une petite fraction des compartiments aquatiques de la planète, les écosystèmes d'eau douce contiennent une diversité considérable, ce qui en fait des cibles importantes pour les études de conservation (El-Amine, 2015). De nos jours, la préservation et la gestion des hydrosystèmes apparaissent être une préoccupation et un défi majeur pour le maintien de la vie sur terre, et peut expliquer la crainte que l'eau douce ne devienne comme le pétrole, une denrée précieuse rare, source de conflits pouvant engendrer des guerres (Biram à Ngon, 2019).

La dégradation progressive de la qualité de l'eau au cours des dernières décennies, notamment par l'augmentation de la teneur en nitrates et résidus de pesticides en lien avec les pratiques de production agricole intensives, oblige les décideurs publics à concevoir des politiques visant à enrayer ce processus (Legras *et al.*, 2016). L'humanité se trouve devant une croissance alarmante de la pollution des eaux par des matières organiques diverses, des pesticides, des détergents, des métaux lourds, et autres substances toxiques. La dégradation des ressources en eau, sous l'effet des rejets bruts pollués, peuvent non seulement détériorer

gravement l'environnement mais aussi entrainer des risques de pénurie, d'où la nécessité de traiter ces eaux usées avant de les rejeter dans le milieu récepteur (Babou et M'zyene, 2018). Au Cameroun, le profil environnemental montre que les problèmes sont multiples et complexes avec notamment la dégradation des sols, de la qualité des eaux et de la biodiversité (Kramkimel *et al.*, 2004). Il devient important d'accorder une attention particulière à la connaissance des groupes biologiques qui peuvent permettre de caractériser les habitats qu'ils colonisent car, la surveillance de la qualité de l'eau basée exclusivement sur les mesures de concentrations des polluants ne permet plus de tirer des conclusions précises sur la santé de l'écosystème (Moisan, 2010 ; Tchakonté, 2016). Ceci se justifie par le fait que les analyses physicochimiques ne donnent qu'un état ponctuel de la qualité de l'eau. De même, elles ne renseignent pas sur la qualité de l'habitat et n'évaluent pas l'effet des polluants non mesurés ou présents à des seuils inférieurs aux limites de détection des méthodes analytiques (Koudenoukpo *et al.*, 2017). De plus, les analyses physicochimiques n'intègrent pas les effets synergiques, additifs ou antagonistes des différents polluants sur les organismes vivants. A cet effet, la surveillance biologique s'avère être l'outil principal pour évaluer la santé des milieux aquatiques (Porchet *et al.*, 2010 ; Schuwirth et Reichert, 2012 ; Tchakonté, 2016).

Ainsi de tous ces organismes aquatiques, les macroinvertébrés benthiques, par leur diversité de forme taxonomique et fonctionnelle, leur durée de vie variable, leur large distribution dans les eaux courantes, leur sensibilité variable aux différents stress, ajoutée à leur caractère sédentaire se trouvent être d'excellents bioindicateurs de l'état de santé des hydrosystèmes (Friedrich *et al.*, 2001, Moisan, 2010 ; Tchakonté, 2016). Ces macroinvertébrés benthiques, présents à différents niveaux des réseaux trophiques, sont relativement faciles à échantillonner, à conserver, et leur prélèvement a peu d'effets sur le biote résident (Moisan et Pelletier, 2008). Ces organismes aquatiques forment une partie importante des écosystèmes d'eau douce et servent de nourriture à bon nombre de poissons, d'amphibiens et d'oiseaux (Foto Menbohan, 2012 ; Xu *et al.*, 2013 ; Touron, 2014). Parmi ces organismes, les Odonates constituent un Ordre très important permettant donc de mieux appréhender la caractérisation, la santé et la richesse de nos milieux aquatiques. De plus l'aspect patrimonial des odonates est essentiel pour guider le gestionnaire au niveau de la valorisation des milieux dont il a la charge (Cotrel, et Roullier., 2007).

En effet, de nombreux spécialistes considèrent aujourd'hui que la disparition ou la dégradation des milieux aquatiques terrestres constitue la principale cause de raréfaction des populations d'odonates (Kalkman *et al.*, 2010 ; Berquier, 2015). De par leur rôle écologique fondamental compte tenu de leur position au sein des chaînes trophiques des écosystèmes

aquatiques et terrestres, les Odonates sont reconnues comme un maillon environnemental essentiel au bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Simaika et Samways, 2009 ; Berquier, 2015). Dans les zones tempérées du globe, les libellules interviennent surtout dans la gestion des milieux naturels et sont souvent aussi considérées comme des espèces indicatrices clés pour la qualité de l'environnement et la gestion de la biodiversité. Leur sensibilité à la bonne ou mauvaise qualité de l'habitat (Moore, 1997), leur caractère amphibie et leur identification relativement simple procurent aux libellules le statut d'indicateurs fiables pour l'évaluation des changements environnementaux sur le court terme (conservation de la biologie, pollution des eaux, altération de la structure des eaux courantes et stagnantes) et le long terme (biogéographie, climatologie), bien qu'elles ne soient pas aussi vulnérables que d'autres invertébrés benthiques, en particulier ceux utilisés pour déterminer des indices biotiques (Riservato *et al.*, 2009).

En Afrique, la connaissance sur la diversité des Odonates reste encore mal connue et loin d'être complète malgré les travaux entrepris (Senouci, 2013 ; Alliche et Ben Bacha, 2020 ; Aissaoui *et al.*, 2022 ; Layada et Kita, 2022) sur les formes terrestres et les formes aquatiques. Il apparaît donc que peu de travaux sont axés sur l'Odonatofaune au Cameroun et sur la caractérisation des milieux aquatiques agricoles malgré la place qu'occupent ces organismes dans les chaînes trophiques et le maintien de l'équilibre écologique. La présente étude vise d'une façon générale à évaluer la composition de la faune des larves d'Odonates et sa variation spatio-temporelle en relation avec la qualité physico-chimique des eaux de quelques milieux aquatiques recevant les influents agro-industriels de la Société des Hévéas. Plus spécifiquement, il s'agit :

- de redécrire et d'établir la structure des peuplements de quelques larves d'Odonates ;
- de déterminer la variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques ;
- d'estimer l'impact des paramètres physico-chimiques sur la distribution des larves d'Odonates ;

Le présent travail s'organise autour de trois chapitres. Le premier chapitre porte sur la revue de la littérature, le deuxième est une présentation du matériel et des méthodes utilisées et le troisième présente les principaux résultats ainsi que la discussion. Une conclusion, quelques recommandations et des perspectives clôturent ce document.

CHAPITRE I : REVUE DE LA LITTÉRATURE

I.1 Généralités sur les milieux aquatiques

Un écosystème aquatique ou hydrosystème est constitué d'éléments non vivants (le biotope ou milieu aquatique) et d'organismes vivants (la biocénose) en interactions sur un territoire géographique identifiable. L'eau qui est à la fois habitat, aliment, moyen de production, de transport et bien marchand est également à la base de toute forme de vie. La quantité d'eau sur Terre est d'environ 1,4 milliards de km³ (Shiklomanov et Rodda, 2003). Cette eau est inégalement répartie à la surface de la planète, 97,5 % du volume total se trouve sous forme d'eau salée et s'accumule dans les mers et les océans (UNESCO, 2006), tandis que 2,5 % (environ 35 millions de km³) seulement se trouve sur les continents sous forme d'eau douce avec 69,5 % en phase solide dans le pergélisol (permafrost), les inlandsis et les glaciers 30,1 % profondément enfouis dans les nappes phréatiques et le reste soit environ 0,4 % directement disponible à la surface de la Terre et réparti comme suit : 67,4 % dans les lacs, 8,5 % dans les zones humides, 12,2 % dans le sol, 1,6 % dans les rivières, 9,5 % dans l'atmosphère et 0,8 % dans les plantes et les animaux (UNESCO, 2006) (Figure 1).

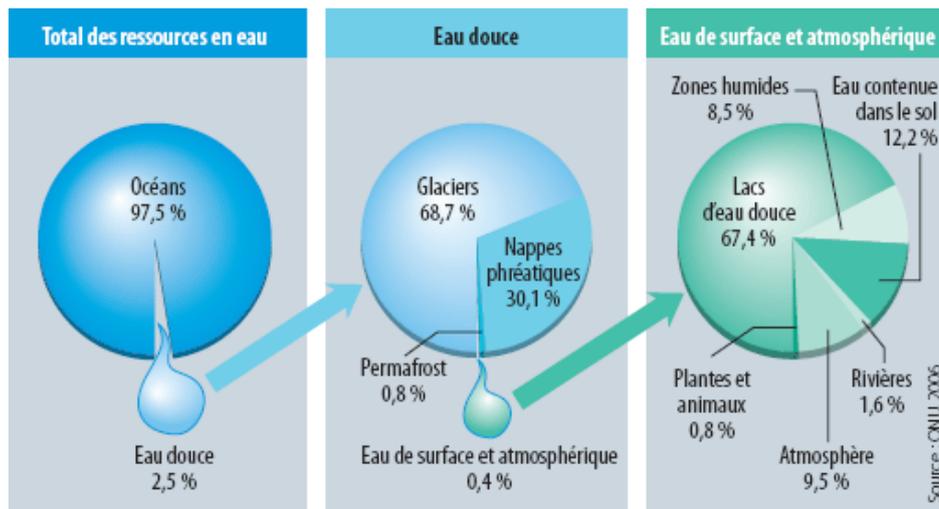


Figure 1 : Représentation schématique de la quantité d'eau sur Terre (UNESCO, 2006).

Cet écosystème aquatique se présente comme une entité équilibrée et organisée où l'eau est la matrice des différentes associations animales et végétales. Cependant, cet équilibre est rompu lorsque les caractéristiques du milieu sont modifiées (Angelier, 2003). En effet, chaque organisme possède des préférences et des exigences vis-à-vis des différents facteurs physico-chimiques et biotiques de l'environnement (Tuffery, 1980). Parmi les écosystèmes aquatiques, on distingue les milieux marins et les milieux continentaux.

I.1.1 Ecosystèmes marins

Les écosystèmes marins sont constitués par l'ensemble des mers et des océans qui bordent les continents et sont estimés à environ 1,4 million de km³ (Couper, 1983). Ces écosystèmes marins représentent le plus vaste écosystème de la planète, tant par sa surface (71 % de notre planète) que par sa profondeur (3800 m en moyenne) et représentent environ 97 % de l'eau sur Terre (UNESCO, 2006). Ils connectent les Hommes, fournissent nourriture et oxygène, régulent notre climat en absorbant une partie du CO₂ produit et abritent une grande diversité d'espèces. La dynamique des milieux marins est aujourd'hui contrainte par des pressions d'origine anthropique qui entraînent des modifications rapides des propriétés physiques, chimiques et biologiques des écosystèmes. Le risque de bouleversements écologiques dû à l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre s'accroît, comme le confirment de nombreux travaux scientifiques récents (Doney, 2010, Hoegh-Guldberg et Bruno, 2010). Pour comprendre les effets présents et futurs du changement climatique sur la biodiversité marine, il est essentiel d'approfondir la connaissance des interactions qu'entretient la vie dans l'océan avec la dynamique de son environnement physicochimique (Kengne Tenkeu, 2021).

I.1.2 Ecosystèmes continentaux

Les milieux aquatiques continentaux représentent moins de 3% du volume d'eau de notre planète et regroupent les eaux souterraines (98,5%) et les eaux superficielles (1,5%) (Moss, 1988).

I.1.2.1 Eaux souterraines

Les eaux souterraines sont des eaux à l'état liquide et gazeux qui circulent sous terre dans les sables, les fissures des roches et les galeries creusées dans le sol (Rodier *et al.*, 2009). Du point de vue écologique, le milieu souterrain aquatique est divisé en deux catégories : les nappes libres ou phréatiques et les nappes captives ou géologiques (Figure 2).

Les eaux souterraines représentent un réservoir pour l'approvisionnement en eau potable et pour une utilisation dans l'industrie et l'agriculture. En effet, 70-90 % de la population mondiale utilise l'eau d'origine souterraine (Aït Boughrous *et al.*, 2007). Elles se différencient par la nature des roches, les caractéristiques physicochimiques des eaux et les conditions climatiques. Du point de vue écologique, malgré ces conditions qui peuvent paraître hostiles au développement de la vie, les milieux souterrains représentent des immenses biotopes pour de nombreuses espèces animales (Ferreira *et al.*, 2016). C'est un réservoir d'une

biodiversité inégale (Griebler *et al.*, 2010) adaptée de façon naturelle aux habitats aquatiques non pollués ou légèrement pollués (Goldscheider *et al.*, 2006).

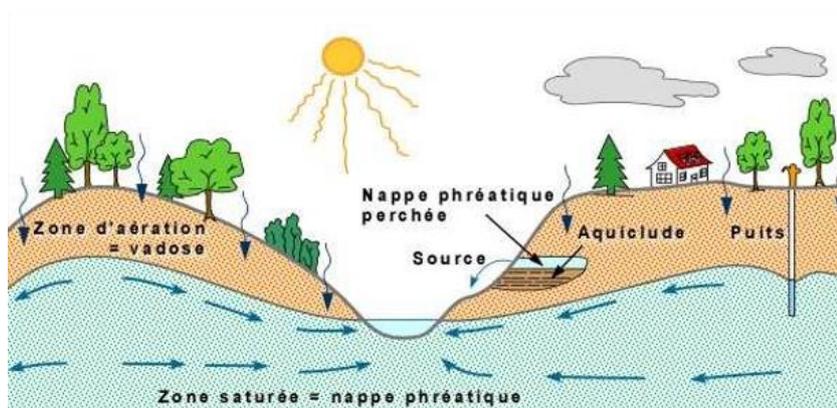


Figure 2 : illustration des eaux souterraines (<https://www.aquaportail.com>)

I.1.2.2 Eaux superficielles

Les eaux douces continentales superficielles regroupent les hydrosystèmes lenticques (eaux stagnantes) et lotiques (eaux courantes). Les systèmes lenticques constituent les eaux continentales moins dynamiques dans lesquels l'écoulement des eaux est très lent. Les systèmes lotiques quant à eux prennent des formes diverses allant du ruisseau peu large aux grands fleuves de plusieurs kilomètres de large (Allan, 2004), caractérisés par un écoulement rapide des eaux qui dépend principalement de la pente et du débit, ce qui leur confère un perpétuel changement physique et chimique.

I.1.2.2.1 Milieux lenticques ou eaux calmes

Les milieux lenticques sont des systèmes naturels ou artificiels se distinguant les uns des autres selon leur taille et leur profondeur. Ce sont des systèmes qui prennent des formes très diverses, allant d'une petite collection d'eau temporaire de quelques centimètres de profondeur aux grandes étendues d'eau de plusieurs mètres de profondeur. Ils sont constitués des flaques d'eau, des étangs, des mares, des marécages et des lacs (Figure 3). Malgré leurs affluents et confluents ces systèmes restent relativement fermés à la différence des eaux courantes (Tefiani, 2000). Ils représentent environ 1,4 % des ressources d'eau douce disponibles sur la Terre (Tachet *et al.*, 2006). Les conditions écologiques qui prévalent en milieu lenticque sont très variées selon la localisation géographique, la dimension, l'ancienneté et les caractéristiques physicochimiques de la collection d'eau considérée (Tachet *et al.*, 2010). En raison de leur stagnation, les milieux lenticques sont directement soumis aux phénomènes d'acidification et d'eutrophisation. De façon générale, la teneur en oxygène dissous de ces milieux est

relativement faible à cause de l'agitation peu prononcée des eaux qui rend vulnérables ces hydrosystèmes à toute pollution par les matières organiques. La teneur en nutriments qui constitue le principal facteur limitant de leur productivité biologique présente de grandes variations en fonction de multiples paramètres environnementaux naturels ou résultant d'actions anthropogéniques. Les facteurs physicochimiques présentent une distribution verticale parfois homogène dans les biotopes lenticques peu profonds comme les mares, les marécages et les étangs (Kengne Tenkeu, 2021).

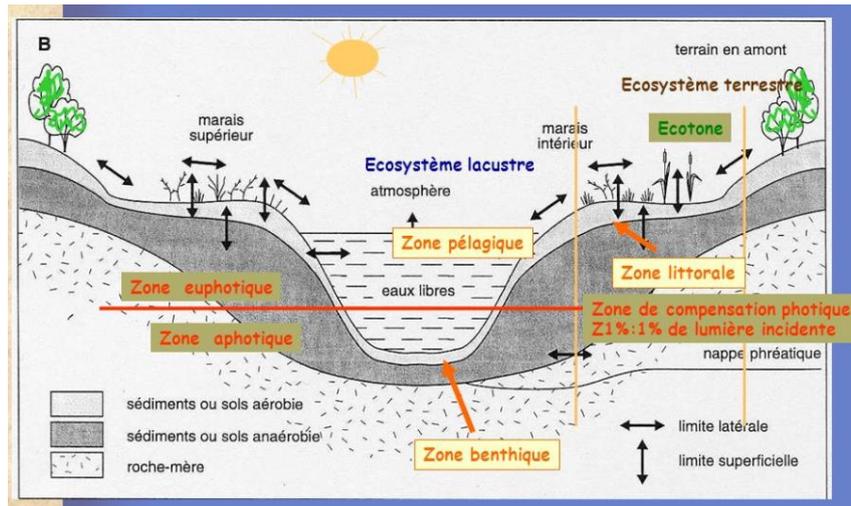


Figure 3 : Zonation d'un écosystème lacustre (<https://www.aquaportail.com>)

I.1.2.2.2 Milieux lotiques ou eaux courantes

Les écosystèmes lotiques ou eaux courantes sont des collecteurs des eaux naturelles qui se dirigent vers un lac ou une mer. Les milieux lotiques représentent une infime partie des réserves en eau douce, mais leur taux de renouvellement est élevé (Tachet *et al.*, 2006). Ces hydrosystèmes regroupent les ruisselets, les ruisseaux, les rivières et les fleuves se distinguent entre eux par la longueur du chenal, la largeur du lit, le débit de l'eau, la nature du substrat et éventuellement la position (rang de Strahler) dans le réseau hydrographique (Wasson *et al.*, 2002) (Figure 4). Ils sont structurés en fonction de l'évolution des conditions abiotiques de l'amont vers l'aval, notamment en fonction de la vitesse du courant et de la nature des ressources trophiques disponibles à chaque niveau du cours d'eau. Ainsi, Les organismes qui les peuplent sont répartis en fonction de leurs exigences vis-à-vis de certaines conditions hydrologiques et physico-chimiques d'une part et, d'autre part, en fonction de leurs affinités

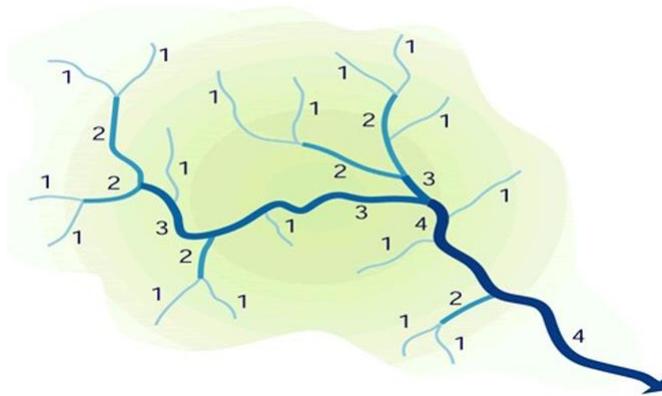


Figure 4 : Classification du réseau hydrographique selon l'ordre de Strahler (Environmental Protection Agency, 2009)

I.1.3 Activités anthropiques et altération des écosystèmes aquatiques

La pollution consiste à la dégradation de la qualité des eaux par introduction accidentelle ou pas, de substances ou de radiations altérant de manière plus ou moins importante le fonctionnement de l'hydrosystème (Domaizon *et al.*, 2003). Dans la plupart des cas, les activités humaines constituent les principales sources de pollution des milieux aquatiques. Ces rejets polluants peuvent être d'origine domestique (y compris urbaine), agricole et industrielle (Ebang menye, 2014). Les rejets d'origine agricole se composent essentiellement des pesticides et d'engrais chimiques utilisés pour la fertilisation des terres et la lutte contre les ravageurs des cultures. Quant aux effluents industriels, leur composition varie en fonction du type d'activité concernée. Ils peuvent contenir les matières organiques (industries agro-alimentaires), les hydrocarbures (usines pétrolières ou leurs entrepôts), les composés radioactifs (centrales nucléaires) ou d'autres substances chimiques toxiques (Ritter *et al.*, 2002 ; Audry *et al.*, 2004 ; Debenest, 2007 ; Porter *et al.*, 2008).

Plusieurs types de pollution sont susceptibles de dégrader l'état de santé des hydrosystèmes aquatiques et peuvent se distinguer selon la nature du rejet polluant (physique, chimique, microbiologique), le type de rejet (ponctuel, diffus) et le rythme des apports (aigu, chronique, saisonnière).

I.1.3.1 Pollution physique

La pollution physique est due à une charge importante des eaux en éléments en suspension (particules de charbon, d'amiante, de silice, de sable, de limon) et des débris divers provenant d'effluents industriels, d'eaux usées issues des carrières ou de ruissellement de surface (Arrignon, 1998 ; Lepimpec *et al.*, 2002). Il s'y ajoute des embâcles, des atterrissements et des bouteilles en polyéthylène (Ebang Menye, 2014). On peut également ranger dans cette

catégorie de pollution, les rejets d'eaux chaudes et des composés radioactifs qui proviennent essentiellement des centrales électriques et nucléaires (Figure 5).

I.1.3.2 Pollution chimique

Ce type de pollution résulte de la présence des substances dissoutes dans l'eau. Les rejets polluants de nature chimique peuvent être à dominance minérale ou organique. La pollution à dominance minérale est le fait d'éléments tels que les ions phosphates, nitrites, nitrates, ammonium et sulfates rencontrés dans la nature à des teneurs généralement faibles ou des métaux lourds et des détergents. La pollution à dominance organique résulte essentiellement du rejet des industries agro-alimentaires (brasseries, laiteries, conserveries), des unités de transformation du bois et des eaux usées domestiques (Figure 5). Les apports importants en matières biodégradables, associés aux détergents et engrais, conduisent à l'eutrophisation rapide des cours d'eau due à une prolifération des algues et des macrophytes (Kemka *et al.*, 2006). Quant aux pesticides, aux métaux lourds et aux hydrocarbures, ils sont toxiques pour les biocénoses aquatiques dont la réponse varie selon le groupe d'organismes ou du taxon donné et dépend également de leur état morphologique (Nystrom *et al.* 1999 ; Schmitt-Jansen et Altenburger, 2005 ; Morin, 2006).



Figure 5 : Schéma de la pollution physique et chimique de l'eau (selon www.ledictionnairevisuel.com)

I.1.3.3 Pollution microbiologique

Elle est due à la présence dans l'eau des microorganismes. Certains pouvant être pathogènes, tels que les bactéries, les champignons, les protozoaires, les métazoaires et les virus. Ces microorganismes contaminent les cours d'eau à travers le dépôt direct des déjections humaines et animales dans le lit ou alors le rejet des eaux usées domestiques et d'égouts urbains souillés dans ces milieux (Njiné *et al.*, 2001 ; Ajeegah *et al.*, 2007).

Le type de rejet est également un critère important pour caractériser les pollutions des cours d'eau. En effet, le mode d'écoulement des polluants vers le milieu aquatique conditionne la réponse de l'écosystème ainsi que les moyens potentiels à mettre en œuvre pour quantifier, collecter et traiter ces rejets (Genin *et al.*, 1997 ; Othoniel, 2006). Ainsi, une pollution peut être localisée dans le cas des déversements d'effluents domestiques et industriels ou des eaux usées issues de l'épandage du fumier et des lisiers. Par ailleurs, la pollution diffuse résulte du lessivage des sols agricoles ou de ruissellement des surfaces urbaines imperméabilisées (Tchotsoua, 1993 ; Ritter *et al.*, 2002).

En tenant compte du rythme des apports, on distingue la pollution aiguë et la pollution chronique. La première entraîne des perturbations à court terme du milieu récepteur et peut être accidentelle ou provoquée. La deuxième est surtout due à un apport continu des polluants généralement en faibles concentrations dans l'hydrosystème pendant de longues période de temps. Ce rythme des apports peut causer des dommages sérieux aux cours d'eau en affectant partiellement ou totalement les réseaux trophiques aquatiques et même terrestres à travers la bioaccumulation et la bioamplification (Lepimpec *et al.*, 2002).

I.2. Méthodes d'évaluation de la pollution des écosystèmes aquatiques

L'appréciation de la qualité des eaux se base sur la mesure de paramètres physico-chimiques ainsi que sur la présence ou l'absence d'organismes et de micro-organismes aquatiques, indicateurs d'une plus ou moins bonne qualité de l'eau. Ces données peuvent être complétées par l'analyse des sédiments (boues), qui constituent une "mémoire" de la vie de la rivière. L'ensemble de ces éléments permet d'évaluer le degré de pollution des cours d'eau et d'apprécier leur capacité à s'auto épurer (Devillers *et al.*, 2005). Ainsi, l'intégrité biotique et/ou abiotique de ces cours d'eau est nettement fragilisée du fait de la variation de qualité physico-chimique des eaux, la modification de l'habitat et la baisse de la biodiversité (Beavan *et al.*, 2001 ; Sweeney *et al.*, 2004)

I.2.1. Prédiction faunistique de la qualité des eaux par les sédiments

Les sédiments, mis à part leur rôle de mémoire des hydrosystèmes lenticques et lotiques, participent aux processus d'autoépuration et au maintien de l'équilibre géomorphologique du cours d'eau, ainsi qu'à la diversification des habitats (Malavoi *et al.*, 2011). Les classes granulométriques grossières sont considérées comme primordiales pour les biocénoses aquatiques ainsi que pour le maintien de la géodynamique d'un cours d'eau. Une présence excessive de sédiments fins dans un cours d'eau peut être interprétée comme un dysfonctionnement sédimentaire de ce dernier. Ils sont souvent définis comme des particules organiques ou inorganiques de moins de deux millimètres de diamètre, c'est-à-dire les sables (2000 à 62 μm), limons (62 à 4 μm) et argiles (< 4 μm) (Armitage et Wood, 1997) et sont une composante naturelle et intégrante des écosystèmes aquatiques. Dans les écosystèmes naturels, la concentration des sédiments fins en suspension et les taux de sédimentation sont temporellement variables en fonction des variations saisonnières du débit et spatialement variables en fonction des caractéristiques du bassin versant (Logan, 2004).

La « qualité » du sédiment est également un facteur déterminant pour l'épanouissement de la faune benthique et le déroulement des processus biologiques auxquels elle participe (dégradation de la matière organique et cycles biogéochimiques associés). Elle peut être exprimée en termes de porosité et/ou de conductivité hydraulique (Gayraud et Philippe, 2003). Ainsi, pour les invertébrés benthiques, l'excès de sédiments fins couplé à un taux de dépôt important peuvent provoquer des dommages par abrasion notamment sur les branchies des animaux filtreurs, comme les bivalves (Culp *et al.*, 1986 ; Suren et Jowett, 2010). Les particules fines, en particulier des argiles et les limons, peuvent s'accumuler dans les organes des animaux, colmatant les branchies et les appareils d'alimentation par filtration, rendant ainsi la respiration et l'alimentation difficiles (Jones *et al.*, 2011). Les invertébrés peuvent également être sujets à des problèmes d'enfouissement, et le problème survient lorsque le taux de sédimentation en particules fines est supérieur à la capacité des individus à creuser, ce qui est très dépendant de chaque taxon et de la granulométrie des matériaux déposés (Wood *et al.*, 2005). De plus, une importante concentration de sédiments fins peut aussi entraîner une réponse comportementale des invertébrés benthiques, qui se traduit par une augmentation du nombre d'animaux entraînant leur dérive (Jones *et al.*, 2011). Aussi, bon nombre d'auteurs s'accordent pour dire que les sédiments fins ont un impact sur la densité, l'abondance et la diversité taxonomique des invertébrés dans les cours d'eau (Harrison *et al.*, 2007 ; Jones *et al.*, 2011).

I.2.2 Qualité physico-chimique des eaux

La qualité d'un plan d'eau et les communautés qu'il abrite dépendent de ses variables physico-chimiques (Rodier *et al.*, 2009). C'est pourquoi le suivi d'un hydrosystème passe donc par la connaissance de sa qualité physico-chimique. Le choix des paramètres physicochimiques à mesurer dépend très souvent des objectifs de l'étude entreprise. Les paramètres les plus souvent mesurés incluent la température, le pH, la turbidité, l'oxygène dissous, la demande biochimique en oxygène (DBO5), le phosphore dissous, le phosphore en suspension, les différentes formes de l'azote (nitrites-nitrates, azote ammoniacal, azote total), la Chlorophylle a, le carbone organique dissous (COD), les matières en suspension (MES) et la conductivité électrique (Hébert et Légaré, 2000 ; Liechti 2010). Selon le type de pollution rencontrée, les paramètres de la qualité de l'eau qui sont affectés peuvent varier. Un inventaire des activités menées dans le bassin versant peut-être une source précieuse d'information pour le choix des paramètres pouvant être spécifiquement affectés (Nyamsi Tchatcho, 2018).

I.2.2.1. Variables physiques

La température, les matières en suspension (MES), la turbidité et la couleur sont les principales variables physiques utilisées pour la caractérisation des milieux lotiques et lentiques. Ce sont des facteurs clé influençant la biologie et la distribution des espèces d'eau courante qui sont pour la plupart poïkilothermes (Giller et Malmqvist, 1999). La température influence directement et de façon pertinente le métabolisme des organismes aquatiques et leur répartition spatio-temporelle. La température influe sur la solubilité des gaz et des sels minéraux, la densité et la viscosité de l'eau, ainsi que la vitesse des réactions chimiques et biochimiques du milieu (Hecky, 2000). D'une façon générale, la température des eaux superficielles est influencée par la température de l'air et ceci d'autant plus que leur origine est moins profonde (Hamed *et al.*, 2012).

Les matières en suspension (MES), la turbidité et la couleur sont liées dans la mesure où les particules solides sont responsables de la turbidité et du colmatage des fonds, ce qui influence la couleur des eaux. La teneur en matières en suspension représente, la fraction constituée par l'ensemble des particules, organiques (MVS) ou minérales (MMS), non dissoutes de la pollution. Elles constituent un paramètre important qui marque bien le degré de pollution d'un effluent urbain ou même industriel (Metahri, 2012). Toutefois, une forte concentration de l'eau en MES présente des effets néfastes sur la faune aquatique. Elle peut constituer un facteur limitant pour l'installation et le développement de la faune benthique en provoquant sa mort suite au colmatage des organes respiratoires (Camacho, 1992). La turbidité augmente avec les

MES et la couleur de l'eau devient plus foncée, ce qui réduit la quantité de lumière qui pénètre dans la colonne d'eau et, par conséquent, diminue la productivité des végétaux autotrophes phytoplanctoniques (Dajoz, 1982).

I.2.2.2. Variables chimiques

Le pH est un paramètre qui conditionne les équilibres physico-chimiques et met en évidence le caractère basique, acide ou neutre de l'eau. Il varie avec la nature géologique du lit et du bassin versant, celle des apports d'effluents industriels et domestiques, mais aussi avec l'activité biologique (Jullian *et al.*, 2005). Il dépend de la nature des terrains traversés (Nola *et al.*, 1999) et influence la plupart des mécanismes chimiques et biologiques dans les eaux. Des pH faibles (eaux acides) augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique, alors que des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac, toxique pour les poissons (Devillers *et al.*, 2005).

Quant à la conductivité électrique, elle est proportionnelle à la quantité de sels ionisables dissous et sa mesure constitue une bonne indication du degré de minéralisation d'une eau. Elle varie en fonction de l'origine des eaux, la nature géologique du substrat, les confluences ou les afférences souterraines et la pollution du support aqueux (Camacho, 1992 ; Jullian *et al.*, 2005). La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau (Zeghoud, 2014).

L'oxygène dissous est un paramètre indispensable pour l'action autoépuration des eaux. Sa présence est due à la dissolution à partir de l'atmosphère, mais également au processus de photosynthèse par la végétation aquatique (Zébazé Togouet, 2000 ; Nziéleu Tchapgnoou, 2006). 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 al.*, 2013). Rodier (1996) souligne que la teneur en oxygène dissous varie de façon subsidiaire avec celles en matières organiques fermentescibles, en hydrocarbures et en détergents, en nombre d'organismes et en 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).

Dans les milieux récepteurs, l'oxydabilité correspond à l'estimation globale de la concentration en matières organiques biodégradables, par l'évaluation de la quantité d'oxygène qu'elles enlèvent à un oxydant, ici le Permanganate de Potassium, dans des conditions précises (Verneaux, 1973 ; Derwich *et al.*, 2010). Une oxydabilité élevée est donc un signe de contamination du milieu par la matière organique (Derwich *et al.*, 2010).

Le gaz carbonique dissous dans l'eau provient de l'air, de la respiration des organismes du milieu, de la décomposition aérobie des hydrates de carbone et/ou de la matière organique et des apports de CO₂ par les eaux souterraines et de ruissellement. Le CO₂ peut contribuer de façon significative à la distribution des organismes aquatiques (Angelier, 2000).

Le phosphore est à la fois le métalloïde le plus nécessaire à la vie aquatique et celui qui se présente sous la forme la plus simple : celle de l'orthophosphate. Il intervient dans la synthèse des nouveaux tissus des algues, avant le carbone et l'azote (Rodier *et al.*, 2009). Le phosphore présent dans l'eau peut provenir de diverses sources comme le lessivage des sols, l'érosion des roches, la décomposition bactérienne des substances organiques, les engrais et produits agricoles, les industries chimiques et les détergents. Le dosage des phosphates permet d'apprécier le degré de trophie ainsi que celui de la pollution des eaux (Duchaufour, 1997).

Dans les hydrosystèmes, l'azote se trouve sous forme organique, d'azote ammoniacal (NH₄⁺), de nitrites (NO₂⁻), de nitrates (NO₃⁻), ou associé à d'autres composés (CEAEQ, 2007). Les nitrates (NO₃⁻) présents dans le sol, dans les eaux superficielles et souterraines résultent de la décomposition naturelle, par des microorganismes, de matières organiques azotées telles que les protéines végétales, animales et les excréments animaux. La présence des nitrates dans l'environnement est une conséquence naturelle du cycle de l'azote (Schuddeboom, 1993).

L'azote ammoniacal existe dans les eaux courantes riches en matières organiques où la teneur en oxygène est insuffisante pour assurer sa transformation (Verneaux, 1973 ; CEAEQ, 2007). Sa présence est à rapprocher de celle des autres éléments azotés identifiés dans l'eau (nitrate, nitrite) et des résultats de l'analyse bactériologique (Rodier, 1996). L'azote ammoniacal se transforme en nitrites et en nitrates dans les cours d'eau où la teneur en oxygène est suffisamment élevée (Leynaud & Verrel, 1980). La vie aquatique peut être atteinte pour des concentrations d'environ 2 mg/l et un pH de 7,4 à 8,5. La forme ionisée est moins toxique que celle non ionisée.

L'alcalinité d'une eau témoigne de la présence de bases et de sels acides faibles. Dans les eaux naturelles, l'alcalinité résulte le plus généralement de la présence conjuguée d'hydrogencarbonates (HCO₃⁻), de carbonates (CO₃⁻) et d'ions hydroxydes (OH⁻) (Saidi, 2014). 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 très élevées, tandis que celles qui s'écoulent sur les terrains cristallins, métamorphiques ou schisteux affichent des duretés très faibles (Rodier *et al.*, 2009).

Les rejets industriels, l'érosion, le lessivage des minéraux et des sols et les précipitations constituent pour l'aluminium les principales voies d'accès au milieu aquatique (Vilaginès, 2003). Quant aux sulfates, Ils proviennent des argiles, des marnes, des matières d'origine animale (matières fécales) et des détergents. Leur présence dans l'eau naturelle résulte également de la solubilité des sulfates de calcium (gypse) et de l'oxydation des sulfures dans les roches (Ghazali et Zaid., 2013).

I.3. Macroinvertébrés benthiques : Ecologie et fonctions trophiques

Parmi les communautés biologiques, les communautés de macroinvertébrés benthiques sont les plus utilisées pour évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques (Hellowell, 1986 ; WFD, 2003). Ce sont des organismes souvent supérieurs à un millimètre, visibles à l'œil nu et qui effectuent au moins une partie de leur cycle de vie en milieu aquatique. Dans les eaux continentales, ce grand groupe est composé d'organismes très divers ayant un caractère ubiquitaire, tels que les insectes, les mollusques, les crustacés et les vers, qui habitent le fond des cours d'eau et des lacs. Ils sont essentiels pour la transformation de la matière organique en ce sens qu'ils assurent le recyclage d'une bonne partie de la matière végétale et/ou animale se trouvant dans les hydrosystèmes (Olivier *et al.*, 2004 ; Lecerf, 2005 ; Monoury, 2013). Ils forment un maillon essentiel de la chaîne alimentaire et servent par exemple de nourriture à de nombreuses espèces de poissons, d'amphibiens et d'oiseaux (Moisan, 2010). Ils sont reconnus pour être de bons indicateurs de la santé des écosystèmes aquatiques en raison de leur sédentarité, de leur cycle de vie varié, de leur grande diversité et de leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation de l'habitat. Ils intègrent des effets cumulatifs et synergiques de diverses perturbations (Caquet, 2012). Certaines espèces affectionnent les zones de fort courant (espèces rhéophiles), tandis que celles dites limnophiles privilégient les eaux calmes. D'autres dites héliophiles préfèrent les zones bien éclairées (certaines larves d'Odonates), contrairement à celles dites sciaphiles (Ephéméroptères, Plécoptères, Planaires) qui trouvent refuge sous les pierres, rochers, herbier, feuilles mortes, ou dans les crevasses (Dajoz, 2000 ; Tachet *et al.*, 2010). D'autres encore sont généralistes (eurytopes) et s'adaptent à différents types de milieux.

L'occupation d'une niche dépend donc du métabolisme de base des organismes, des conditions environnementales et des exigences spécifiques des différents taxons (Schuwirth et Reichert, 2012). Ainsi, il apparaît que la présence ou l'absence d'une espèce donnée dans un milieu donné dépend de la combinaison d'une multitude de facteurs. L'habitat des macroinvertébrés benthiques, comme celui de tout autre organisme vivant, possède ainsi des composantes biologiques (végétation), physiques (substrat, écoulement) et chimiques (pH,

azote), et la diversité biologique des rivières étroitement liée à la qualité de l'habitat (Moisan *et al.*, 2013 ; Biram A Ngon, 2019).

I.3.1. Annélides

Les Annélides sont des Métazoaires triploblastiques coelomates, protostomiens, hyponeuriens à symétrie bilatérale. Leur corps métamérisé comprend trois régions : le prostomium, le soma et le pygidium (Tachet *et al.*, 2010 ; Martin et Aït Boughrou, 2012). Cet embranchement est divisé en trois classes que sont les Polychètes, les Oligochètes et les Achètes que l'on rencontre en milieu marins, dans les eaux douces ou encore en milieux terrestres (Figure 6 : A-C ; Monique, 1987 ; Nyamsi Tchatcho, 2018). Les Oligochètes diffèrent des Achètes par l'absence de ventouse et la présence de soies capillaires sur le corps ; les Achètes sont dépourvus de soies et caractérisés par la présence d'une ventouse antérieure buccale et d'une ventouse postérieure (Beaumont et Cassier, 1981 ; Tachet *et al.*, 2010 ; Tchakonté, 2016).

I.3.2. Mollusques

Les Mollusques sont fondamentalement des Métazoaires triploblastiques coelomates, protostomiens, hyponeuriens, à symétrie bilatérale, à corps mou non segmenté et dépourvu d'appendices articulés. Les Mollusques dulçaquicoles peuvent être divisés en deux classes selon que la coquille est formée de deux valves articulées (Bivalves ou Lamellibranches) ou d'une seule pièce (Gastéropodes) (Lioris et Rhcababo, 1984). Chez les Bivalves, la symétrie bilatérale primitive est conservée, contrairement aux Gastéropodes qui se distinguent par la disparition de la symétrie bilatérale au profit d'un enroulement hélicoïdal de la masse viscérale (Lecointre et Guyader, 2001). Les Bivalves (Figure 6D) sont caractérisés par une coquille composée de deux valves calcifiées articulées au niveau de la charnière par un ligament. L'ouverture et la fermeture des valves sont assurées par le jeu des muscles adducteurs. Les Bivalves sont soit gonochoriques, soit hermaphrodites selon les familles.

Les gastéropodes constituent une classe de Mollusques fondamentalement asymétriques par suite d'une torsion qui affecte l'ensemble de l'anatomie, y compris la coquille qui est généralement spiralée (Figure 6E) ; cependant, chez les Ancyliidae notamment, la coquille présente une symétrie bilatérale acquise secondairement (Tachet, 2000). Les Gastéropodes d'eau douce appartiennent à deux sous-classes : celles des prosobranches et celles des pulmonés. Les premiers sont d'origine marine avec souvent des représentants en eaux saumâtres, les seconds sont d'origine terrestre, l'adaptation à la vie en eau douce étant secondaire (Tachet, 2000). Les gastéropodes sont une classe de mollusques caractérisée par la

présence d'une seule coquille habituellement spiralée comme celle des escargots (Moisan, 2010). Certains possèdent une plaque cornée ou calcaire appelée opercule qui ferme l'ouverture de la coquille quand l'animal est à l'intérieur. Un seul groupe possède une forme vraiment différente, soit une forme de petit chapeau. Les gastéropodes avec un opercule (prosobranches) ont une tolérance moyenne à la pollution, et ceux sans opercule (pulmonés) sont considérés comme tolérants (Moisan, 2010).

I.3.3. Crustacés

Les Crustacés qui sont une classe de l'embranchement des Arthropodes, se caractérisent par un squelette externe (exosquelette) et un corps composé de plusieurs articles regroupés en trois parties que sont le céphalon, le thorax et l'abdomen. Chaque article ou segment porte fondamentalement, une paire d'appendices (Day *et al.*, 2001). Au cours de l'évolution, les segments et certaines parties du corps se sont spécialisés. Certains appendices ont évolué pour servir à la respiration, à la nage, à la reptation, à l'alimentation et à la reproduction. D'autres se sont fortement modifiés et sont devenus des mâchoires, des organes reproducteurs ou autres, quand ils n'ont pas régressé ou disparu (Tachet *et al.*, 2010). Les trois sous-classes de Crustacés représentées en eau douce sont les Branchiourses, les Branchiopodes et les Malacostracés. La description sera consacrée à la sous-classe des Malacostracés qui est largement plus diversifiée que les Branchiourses et les Branchiopodes. Le corps peut être divisé en trois tagmes : le céphalon qui est constitué de la fusion des cinq premiers somites portant chacun une paire d'appendices, le péréion qui a huit segments portant chacun, fondamentalement, une paire de péréiopodes, et le pléon constitué de six segments portant chacun une paire de pléopodes. Cette sous-classe est constituée de trois ordres qui sont : les Amphipodes, les Isopodes et les Décapodes.

Les Amphipodes se caractérisent par un aplatissement latéral du corps et la présence de deux paires d'antennes de tailles sensiblement égales (Figure 6F). La première paire de péréiopodes est annexée aux pièces buccales (maxillipèdes), les péréiopodes 2 et 3 sont transformés en pinces et les 5 autres ont une fonction locomotrice (Day *et al.*, 2001, Tachet *et al.* 2010). La différenciation entre le péréion et le pléon n'est pas très nette. Les pléonites sont libres et les 3 premiers portent chacun une paire de pléopodes, tandis que les 3 derniers ont chacun une paire d'uropodes.

Chez les Isopodes, le corps est aplati dorso-ventralement (Figure 6G), les yeux sont sessiles et portent deux paires d'antennes uniramées dont la première est beaucoup plus longue que la seconde. La première paire de péréiopodes est transformée en maxillipèdes, les 7 autres

sont semblables et ont une fonction locomotrice. Le pléon est court et les pléonites (segments abdominaux) peuvent être libres ou alors présenter des fusions variables selon les taxa. Le sixième pléonite est généralement uni au telson et forme avec lui le pléotelson. Ce dernier porte latéralement une paire d'uropodes fourchus plus ou moins allongés (Tachet *et al.*, 2010).

Les Décapodes sont caractérisés par la présence d'une carapace céphalothoracique qui recouvre complètement les bases des péréiopodes et les branchies situées à leur base (Figure 6H). Le péréion comprend huit segments, le pléon six. La dernière paire de pléopodes (uropodes) constituent avec le telson, chez les Macrooures (crevettes et écrevisses), une palette natatoire (Tachet *et al.*, 2010). Les trois premières paires de péréiopodes sont transformées en maxillipèdes. Très souvent, le quatrième et/ou le cinquième péréiopodes sont transformés en pinces. Les yeux sont toujours pédonculés. Chez les Brachyoures (crabes), l'abdomen est très réduit et replié sous le thorax (Day *et al.*, 2001 ; Nyamsi Tchatcho, 2018).

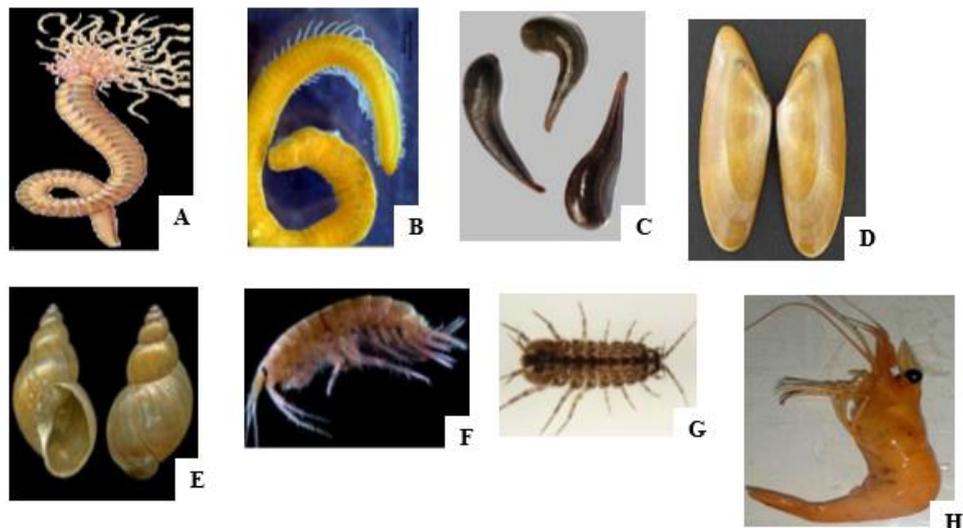


Figure 6 : Photos de quelques Annélides, Mollusque et Crustacés d'eau douce : A= Polychète, Sabellidae ; B= Oligochète, Tubificidae ; C= Achète, Hirudidae ; D= Bivalve, Unionidae ; E= Gastéropodes pulmoné, Lymnaeidae; F= Amphipode, Gammaridae ; G= Isopode, Asellidae ; H = Décapode, Palaemonidae (Leclercq, 2011 ; Tchakonte, 2016 ; Nwaha, 2023) E : 2mm.

I.3.4. Insectes

Les insectes sont des invertébrés articulés respirant par les trachées et dont le corps enveloppé dans un tégument chitineux est divisé en 3 tagmes : la tête, le thorax et l'abdomen. Les Insectes constituent la part importante (en terme de diversité) des macroinvertébrés avec onze ordres présents en eau douce (Merritt, 2008 ; Song *et al.*, 2009). Les larves de cinq de ces ordres sont exclusivement aquatiques (Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères, Odonates et Mégaloptères). Ce sont des Arthropodes pourvus de trois paires de pattes au stade adulte et chez certaines larves. Il existe également des larves apodes qui présentent de fausses pattes

(pseudopodes, pygopodes) ou de bourrelets locomoteurs au niveau du thorax et/ou de l'abdomen.

I.3.4.1. Ephéméroptères

Les éphéméroptères sont des insectes archaïques présentant des caractères primitifs ayant une métamorphose incomplète (hémimétabole) (Grassé *et al.*, 1970) c'est-à-dire qu'il n'y a pas de stade immobile entre la larve aquatique et l'adulte qui est aérien. Leur nom d'éphémère vient de leur courte durée de vie à l'état adulte de l'ordre d'un jour à trois jours. Les larves des Ephéméroptères se distinguent essentiellement par leurs 3 cerques (plus rarement 2) et leurs branchies présentes sur l'abdomen et non sur le thorax. Les griffes sont toujours simples. La distinction des familles se fait en grande partie par l'examen des branchies (nombre, taille, forme, disposition) et des cerques (longueurs relatives, position des soies). La forme des notums thoraciques et des segments abdominaux est aussi utilisée pour distinguer les familles (Figure 7A). Ces caractères permettent le plus souvent une détermination du genre (Merritt et Cummins, 1984 ; Diguingue, 2001).

I.3.4.2. Plécoptères

Les Plécoptères sont des Insectes assez primitifs, un peu plus évolués que les Ephéméroptères (Figure 7B). Ce sont comme eux des hétérométaboles (sans métamorphose complète), classés parmi les Hémimétaboles puisque les larves sont morphologiquement sensiblement différentes des adultes du fait qu'elles vivent dans des milieux dissemblables ; les larves sont aquatiques, les adultes aériens. Les larves des Plécoptères sont très proches morphologiquement de celles des Ephéméroptères. Elles s'en distinguent essentiellement par la présence de 2 griffes aux tarsi (une seule chez les Ephéméroptères). Ce caractère peut être complété par deux autres. Il y a toujours 2 cerques articulés (généralement 3 chez les Ephéméroptères sauf le genre *Epeorus*). Lorsqu'il y a des branchies, celles-ci sont soit sous le cou, soit coxales, soit anales, mais jamais abdominales comme chez les Ephéméroptères (Illies *et al.*, 1955 ; Djemali et Rahal, 2019).

I.3.4.3. Trichoptères

Les Trichoptères sont des insectes holométaboles dont la plupart des larves sont aquatiques et se cachent dans des fourreaux ornementés, un seul genre *Enoicyla* de la famille des Limnephidae est adapté à la vie terrestre. Ces insectes ressemblent à des papillons de nuit. Pendant la journée, ils restent immobiles cachés au sein de la végétation. De façon générale, les trichoptères sont sensibles à la pollution (Grac, 1990 ; Nwaha, 2023).

La larve de trichoptère est de type eucéphale et on peut aisément distinguer la tête, le thorax et l'abdomen (Figure 7C). Les yeux sont petits avec des simples tâches oculaires, les antennes sont très réduites et les pièces buccales comportent un labre, une paire de mandibules qui s'articulent ventralement et qui portent des soies sur la face interne (Grac, 1990 ; Nwaha, 2023). Le thorax est formé de 3 segments bien individualisés portant chacun une paire de pattes. Le pronotum est toujours entièrement sclérifié, ventralement le prothorax peut porter une ou plusieurs pièces sclérifiées. Le mésonotum est soit membraneux ou sclérifié, ventralement pour le métathorax la disposition est la même que le mésothorax c'est-à-dire soit membraneux ou présenter des tâches sclérifiées. Les pattes sont longues, formées de plusieurs articles à savoir hanche, trochanter, fémur, tibia et tarse composé d'un seul article qui se termine par une griffe. Les pattes pro thoraciques sont courtes et trapues et sont un auxiliaire à l'appareil buccal et servent également à la construction de l'étui. Alors que les pattes méso et métathoraciques servent à la locomotion (Grac, 1990 ; Nwaha, 2023).

I.3.4.4. Coleoptères

Les Coléoptères sont des insectes holométaboles, dans ce cas la larve ne ressemble pas à l'adulte et passe par une métamorphose complète au cours d'un stade immobile : la nymphe. Les Coléoptères sont bien adaptés au milieu aquatique (larves et adultes) et sont phylogénétiquement les plus primitifs. Deux familles semi-aquatiques sont rencontrées en grand nombre au niveau du 1er mètre précédant le niveau d'eau. Il s'agit de la famille des Hydraenidae et des Staphylinidae caractérisées par des espèces ayant une respiration aérienne, Parmi celles rencontrées dans l'eau, la famille des Dytiscidae, des Staphylinidae et celle des Hydraenidae sont majoritaires (Auber, 1976 ; André, 2001 ; Chafai et Selaimia, 2018). Les coléoptères sont des insectes à deux paires d'ailes (Figure 7D). Les antérieures sont repliées sous les ailes postérieures transformées en étuis protecteurs ou élytres. Appareil buccal de type broyeur (Chirouf et Moumene, 2015).

I.3.4.5. Hémiptères

L'ordre des Hémiptères se subdivise en deux sous-ordres, les Hétéroptères et les Homoptères et se caractérisent par la transformation de l'appareil buccal en rostre piqueur-suceur qui comporte deux canaux, un canal pour la salive et un autre pour l'absorption des liquides (Tachet *et al.* 2000). Les Hétéroptères se différencient des Homoptères par la composition de leurs ailes antérieures ou hémélytres. Celles-ci sont composées de deux parties inégales, une partie sclérotinisée (rigide), et une partie membraneuse, (Djebnoui et Nouar

2015). Les Hémiptères peuvent être retrouvés dans les habitats aquatiques ou semi-aquatiques, (adultes et larves).

Les yeux sont composés chez la larve et l'adulte, les antennes possèdent un à cinq articles, le rostre est dirigé antérieurement. Labre, maxilles et mandibules sont transformés en stylets qui délimitent un canal salivaire ou un canal d'aspiration. Le métathorax est moins développé que le mésothorax. Ce dernier possède une pièce impaire triangulaire appelé le scutellum (écusson) (Figure 7E). Les pattes sont de formes variées selon les groupes et selon leur position, le tarse composé de un à trois articles chez l'adulte et un seul chez les larves se terminent par une ou deux griffes. Les ailes présentent typiquement les deux parties caractéristiques des Hétéroptères : une partie proximale sclérifiée et une partie membraneuse, lorsque les ailes sont rabattues à plat sur l'abdomen (Djebnoui et Nouar, 2015 ; Fodé et Vall Zouboye, 2018 ; Nwaha, 2023).

I.3.4.6. Diptères

Les Diptères constituent avec les Coléoptères le groupe des ordres d'insectes les plus variés en espèces et abondants dans le monde. Les formes aquatiques sont par contre moins nombreuses que les formes terrestres mais bien souvent ils sont d'un intérêt économique et médical (figure 7F). Ce groupe, à métamorphose complète (holométabole), est le plus important des insectes aquatiques aussi bien en milieu lentique que lotique. Selon les espèces, les stades larvaires (3 à 4 mues) aquatiques durent plusieurs semaines à près de 2 ans. La plupart des espèces ont une génération par an, certains en ont deux. La plupart des larves ont une respiration cutanée ou branchiale (Dejoux *et al.*, 1983 ; Djemali et Rahal, 2019).

I.3.4.7. Odonates

Les Odonates forment un ensemble assez homogène quant à leur cycle de développement leur morphologie, et écologie générale. Le caractère le plus étonnant est l'appartenance de toutes les espèces à deux mondes radicalement différents : le milieu aquatique où se développent les larves et le milieu aérien où volent les adultes (Jourde, 2010). L'ordre des Odonates se divise en deux sous ordres principaux dont les caractéristiques sont très distinctes, les Zygoptères (figure 7G) et les Anisoptère (Figure 7H) (Tachet *et al.*, 2010).



Figure 7 : Photos de quelques Insectes d'eau douce : A= Ephéméroptères, Heptageniidae ; B= Plécoptères, Perlidae ; C= Trichoptères, Hydropsychidae ; D= Coléoptères, Dytiscidae ; E= Hémiptères, Népidae ; F= Diptère, Culicidae ; G= Odonates, Coenagrionidae ; H = Odonates, Gomphidae. (Moisan, 2006 ; Leclercq, 2001 ; Doucet, 2012 ; Tchakonte, 2016) E : 2mm.

I.4. Généralités sur les Odonates

Les odonates (Odonata), ou Odonatoptères plus connus sous le nom de libellules, qui comptent actuellement près de 6000 espèces et sous-espèces dans le monde (Silsby, 2001 ; Aguilar et Dommanget, 1998), sont un ordre d'insectes à corps allongé, dotés de deux paires d'ailes membraneuses généralement transparentes, et dont les yeux composés et généralement volumineux leur permettent de chasser efficacement leurs proies. Ils sont aquatiques à l'état larvaire et terrestre à l'état adulte. Ce sont des prédateurs, que l'on peut rencontrer occasionnellement dans tout type de milieu naturel, mais qui se retrouvent plus fréquemment aux abords des zones d'eau douce saumâtre, stagnante à faiblement courante, dont ils ont besoin pour se reproduire (Corbet, 1999).

I.4.1. Morphologie des larves d'Odonates

La larve d'Odonate présente des divisions caractéristiques des insectes : la tête, le thorax et l'abdomen. Chacune de ces trois parties porte des organes importants. Sur la tête, on trouve l'ensemble des organes sensoriels et de mastication, sur le thorax, les 03 paires de pattes et 02 paires de fourreaux alaires, sur l'abdomen, les appendices anaux, différents entre Zygoptères et Anisoptères et les premières ébauches des parties génitales (Figure 8).

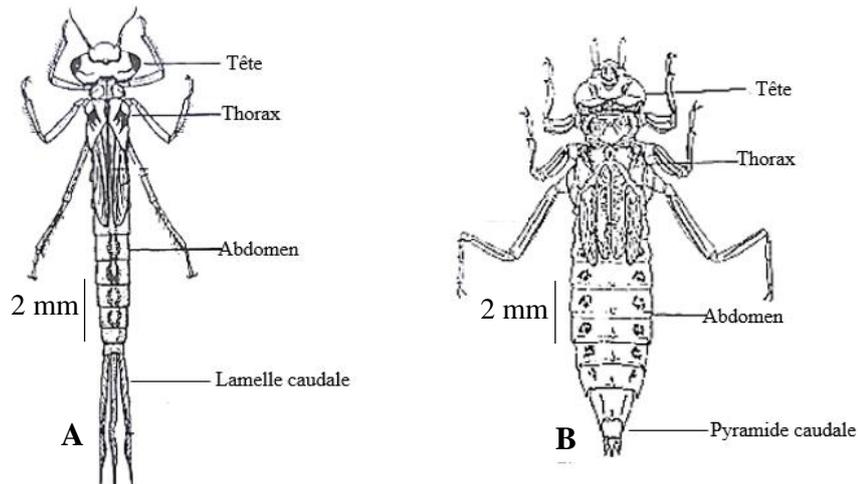


Figure 8 : Vue dorsale du stade larvaire d'un Odonate. (A) Zygoptère et (B) Anisoptère (Samways et Wilmot, 2003).

I.4.1.1. Tête

La tête des Odonates est embryologiquement constituée de deux sous-unités : le protocéphalon qui englobe le front, les yeux et les ocelles, et le gnathocéphalon qui regroupe les pièces buccales et comprend plusieurs sutures (Figure 9). La tête des larves en vue de face présente des yeux composés, qui occupent une partie considérable de la superficie de la tête. Entre les moitiés supérieures des yeux, on trouve le front, sur celui-ci s'insèrent les deux scapes avec les antennes subdivisées en articles. Entre l'ocelle frontal et les deux ocelles caudaux s'étend la limite du front, appelé suture épistomale. Sous cette suture se trouve un sclérite en forme d'une bande transversale ; c'est le clypéus, qui est subdivisé en postclypéus dorsal et en antéclypéus ventral par une suture fine. Au-dessus du front, se trouve une ligne imaginaire, le vertex. Derrière le vertex se trouve l'occiput (Heidemann et Seidenbusch, 2002).

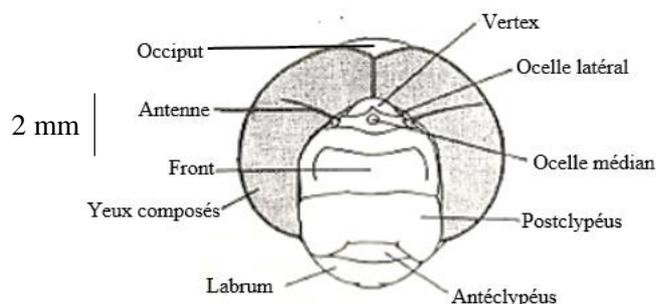


Figure 9 : Vue de face de la tête d'un Odonate (Testard, 1981)

I.4.1.1.1. Antennes

Les antennes sont filiformes ou en massues (Gomphidae), elles assurent une fonction, celle d'organe de sens. Elles présentent la même structure chez tous les individus, et comprend

trois parties : un article basal ou scape structure saillant sur le front, un deuxième article appelé pédicelle souvent court, contenant généralement un organe sensoriel, et enfin, une succession d'articles formant le flagelle ou fouet ou clavola, qui se termine par un finicule. Les antennes ont 7 articles ou moins. On les numérote en commençant à partir du scape.

I.4.1.1.2. Pièces buccales

Les pièces buccales servent essentiellement à la nutrition et à la capture de certaines proies potentielles. Elles comprennent entre autres une lèvre supérieure ou labre, une paire de mandibules, une paire de maxilles ou mâchoires, une lèvre inférieure ou labium. Le mode de vie semi aquatique de ces organismes a favorisé le développement de mandibules puissantes et munies de dents, permettant de broyer leur proie (Figure 10). Le labre est transversal, les mandibules présentent un lobe incisif avec de nombreuses dents aiguës, les maxilles possèdent un palpe uniarticulé avec un apex sclérifié. Le labium comprend un mentum et un prémentum. Ce dernier porte une paire de palpes labiaux modifiés portant eux-mêmes du côté interne des dents plus ou moins développées. A l'extrémité supérieure des palpes labiaux, on trouve une forte soie ou une griffe articulée. Sur le prémentum, des soies prémentales sont présentes en position dorsale. La griffe articulée peut également porter des soies. Le labium est triplement articulé.

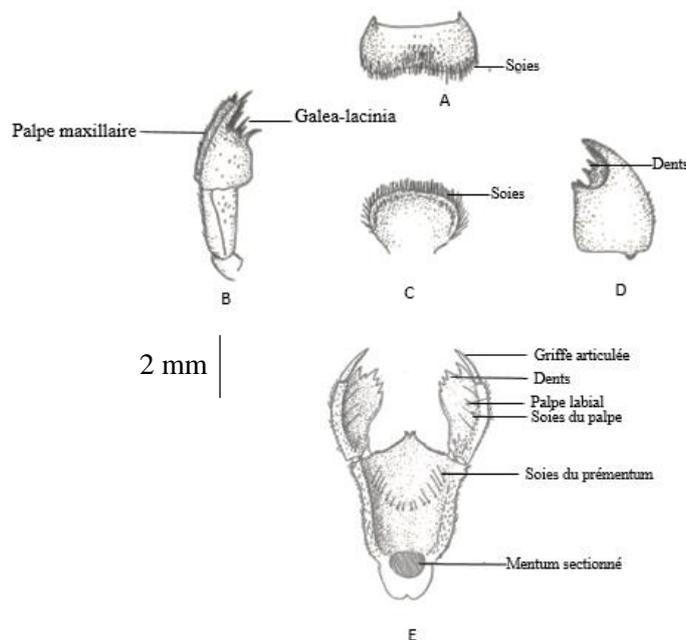


Figure 10 : Pièces buccales de *Cordulegaster*. A : labre ; B : maxille ; C : hypopharynx ; D : mandibule ; E : labium (vue dorsale, d'après Tachet *et al.*, 2006).

I.4.1.2. Thorax

Le thorax se divise en 2 parties, le prothorax et le synthorax (mésomésothorax). Le prothorax est parfois muni d'expansions latérales, les apophyses supra coxales. Le prothorax

est un minuscule organe qui porte la tête et lui permet de pivoter, il porte également la paire de pattes antérieures. Le synthorax porte 4 fourreaux alaires, recouvrant peu à peu les premiers segments abdominaux ainsi que les deux autres paires de pattes, médianes et postérieures.

I.4.1.2.1. Ailes

Les quatre ailes sont formées par la réunion de deux membranes dont les nervures assurent rigidité et souplesse. Les ailes ne sont pas de véritables appendices, ce sont de simples excroissances du corps.

I.4.1.2.2. Pattes

Situées par paires sur les trois segments thoraciques, les pattes sont formées de plusieurs articles, liés entre eux et au corps par des articulations qui sont enveloppées de membranes souples (Figure 11). Le premier article inséré dans le corps est le coxa, qui se joint au deuxième article le trochanter, qui est subdivisé en deux anneaux, liés entre eux de façon rigide et non mobile. L'article suivant est considérablement plus long que l'ensemble coxa et trochanter, le fémur, suivi par un article de longueur comparable, mais beaucoup plus mince, le tibia. La patte se termine par le tarse qui, le plus souvent, comporte trois articles, dont le dernier (l'article distal) porte une paire de griffes (Heidemann et Seidenbusch, 2002).

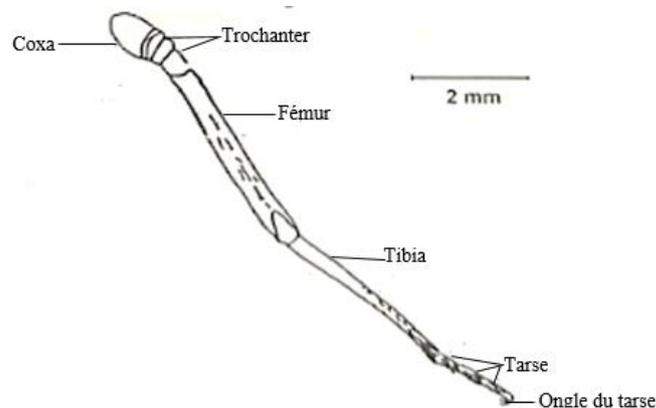


Figure 11 : Patte d'une larve d'Odonate (Heidemann et Seidenbusch, 2002)

I.4.1.3. Abdomen

L'abdomen des larves est toujours plus court que chez les adultes. Il se compose toujours de dix segments nettement circonscrits. Le segment adjacent au thorax reçoit le numéro 1. Les segments sont reliés entre eux par des membranes intersegmentaires qui rendent l'abdomen souple et mobile (Heidemann et Seidenbusch, 2002).

Chez le sous-Ordre des Zygoptères, l'extrémité de l'abdomen de la larve comprend deux pièces latérales très courtes : les paraprotectes, chacun prolongé par une lamelle branchiale

(=lamelle caudale), dorsalement un épiprocte court, également prolongé par une lamelle branchiale. Ces lamelles branchiales ont des formes variées selon le genre et sont de ce fait utilisées en systématique (Tachet *et al* 2006). Les paraproctes sont flanqués latéralement d'une paire de cerques uniarticulés courts (Figure 12).

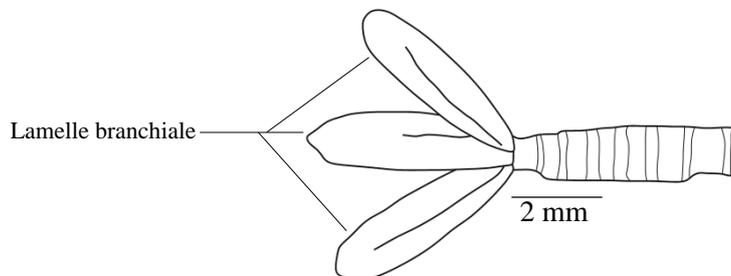


Figure 12 : Vue latérale de l'abdomen d'un Zygoptère (Doucet, 2012)

Chez le sous-Ordre des Anisoptères, l'extrémité de l'abdomen forme une pointe conique (pyramide anale) constituée de deux paraproctes latéraux, flanqués de deux cerques uniarticulés et dorsalement d'un épiprocte impair (Tachet *et al.*, 2006) (Figure 13).

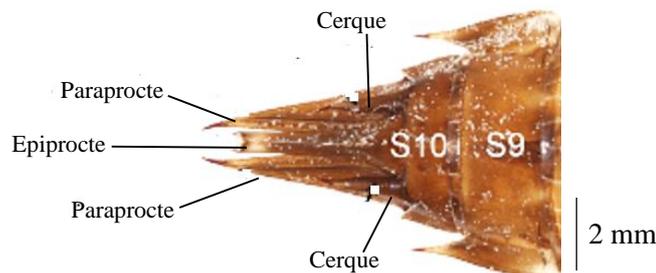


Figure 13 : Vue dorsale de l'abdomen d'un Anisoptère (Doucet, 2012)

I.4.2. Ecologie des Odonates

Les odonates présentent une capacité d'adaptation très impressionnante. Il n'est guère de milieux aquatiques qui ne puissent être colonisé par des odonates allant des bassins saumâtres, lacs de montagnes, zones de sources aux stations de retraitement d'eaux surpolluées, seules les eaux trop salées et les points d'eau très éphémères ne permettent pas le développement des larves d'odonates (Precigout *et al.*, 2009). Les Larves peuvent se rencontrer dans divers habitats aquatiques et elles s'écartent très peu des eaux douces. Seules deux espèces africaines, *Ischnura senegalensis* et *Hemianax ephippiger*, connues pour une certaine tolérance à la salinité, peuvent se développer en eau saumâtre (Senouci, 2013). Les odonates sont des espèces ovipares, leur taille varie de quelques millimètres à quelques centimètres et certaines

espèces sont trouvées dans la végétation ou à la surface des sédiments (Tachet *et al*, 2006) et d'autres émergent sur des tiges de plantes au-dessus de la nappe d'eau ou sur le rivage.

On note une certaine stratification dans la distribution des larves dans leur biotope. Les larves dites « grimpeuses » des Zygoptères, des Aeshnidae et de quelques Libellulidae occupent la strate supérieure, dans les herbes ou le long des rives. Ces larves sont issues des pontes endophytes (oeufs pondus dans les tiges des plantes). Les « marcheuses » se déplacent sur le fond ou parmi des débris grossiers sédimentés (Libellulidae et Corduliidae). Les larves « fousseurs » superficiels (des Libellulidae et Gomphidae) sont plus spécialement limités aux sédiments fins (argileux limoneux, organiques ou mixtes). Les « fousseuses profonds » ou « fousseuses vrais » (quelques Gomphidae) occupent les fonds de sables grossiers des berges des cours d'eau (Ndiaye, 2010).

I.4.3. Réseaux trophiques

Les odonates occupent une place importante dans le réseau trophique des milieux humides en tant que proies mais aussi et surtout en tant que prédateurs. L'impact des larves est cependant plus significatif que celui des adultes dans le fonctionnement des écosystèmes humides (Ndiaye, 2010). Les Odonates jouent un rôle important au niveau du contrôle des populations de moustiques, de moucheron et autres petits insectes qu'ils consomment abondamment tout au long de leur vie (Borror et White, 1999). La larve d'Odonate est une prédatrice vorace. Grâce à son masque, elle parvient à capturer des proies variées : vers, Rotifères, Crustacés, larves d'insectes aquatiques, dont des congénères plus petits, batraciens (du têtard à la petite grenouille) et même de petits alevins. Elle chasse à l'affût : elle repère une proie grâce à sa vue, souvent à moitié enfouie dans les sédiments, immobile, puis projette son masque très rapidement vers l'avant (Figure 14). Les crochets situés à son extrémité saisissent la proie, qui est ensuite ramenée à la bouche où elle sera déchiquetée grâce aux mandibules (Sélys, 1857). Les larves d'Odonates sont la proie de Batraciens, de Poissons, de jeunes Crocodiles. Les espèces de grande taille peuvent s'attaquer aux espèces de petite taille.

Les Odonates adultes sont strictement carnivores, dès leur envol, elles recherchent une proie comme les Trichoptères, les Ephémères et surtout les Diptères. Certains adultes ayant une grande taille peuvent se servir de Zygoptères comme aliment (Baaloudi, 2017).

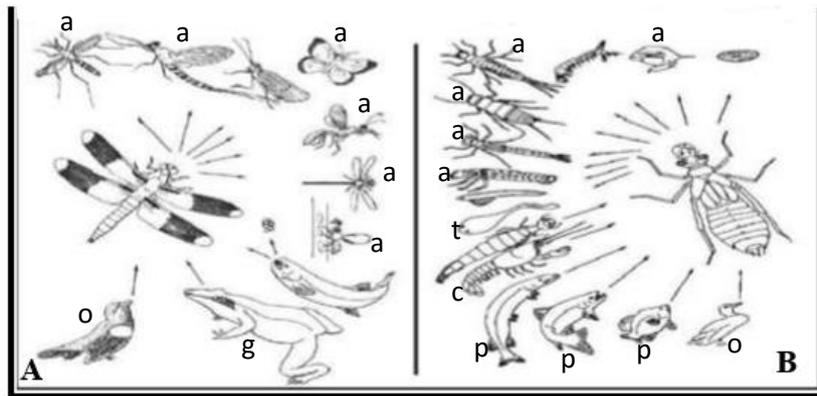


Figure 14 : Les Odonates dans la chaîne trophique (A- adultes / B- larves) : a= Insecte ; c= Crustacée ; g= Grenouille ; o= Oiseau ; p=Poisson ; t= Têtard ; →=proie (Robert, 1963 ; Alliche et Ben Bacha, 2020).

I.4.4 Cycle de développement

Les odonates sont de grands prédateurs des écosystèmes aquatiques et humides auxquels ils sont étroitement liés (Corbet, 2004 ; McPeck, 2008). Le développement des Odonates est de type hétérométabole (pas de stade nymphal immobile entre la larve et l'adulte) ou hémimétabole (la larve et l'adulte vivent dans des milieux différents) (Poignant, 2017). L'accouplement des Odonates adultes présente une singularité par rapport aux autres ordres d'insectes : alors que, de façon générale, les organes génitaux sont situés vers l'extrémité de l'abdomen, le mâle Odonate présente, en plus des organes génitaux classiques prolongeant le dixième et dernier segment abdominal, des pièces copulatrices sous le 2e segment de son abdomen, donc juste derrière le thorax. Cette particularité entraîne un accouplement original en forme de cœur, que l'on appelle cœur copulatoire, la femelle recourbant son abdomen pour mettre son ovipositeur sous le deuxième segment de l'abdomen du mâle (Figure 15) (Sély, 1857).



Figure 15 : Accouplement Cœur copulatoire (*Lestes dryas*) (Delpon, 2012) E : 2mm

Tous les Odonates possèdent un cycle biologique semblable (Figure 16). La vie d'un Odonate se scinde en trois grandes périodes entrecoupées d'événements fondamentaux, dont l'ensemble constitue une génération : l'incubation, la phase larvaire et la phase adulte (Grand *et al.*, 2014), et ils sont de plus en plus utilisés comme organismes modèles de mise en forme des théories à la fois écologiques et évolutionnaires (Boutheyna, 2020).

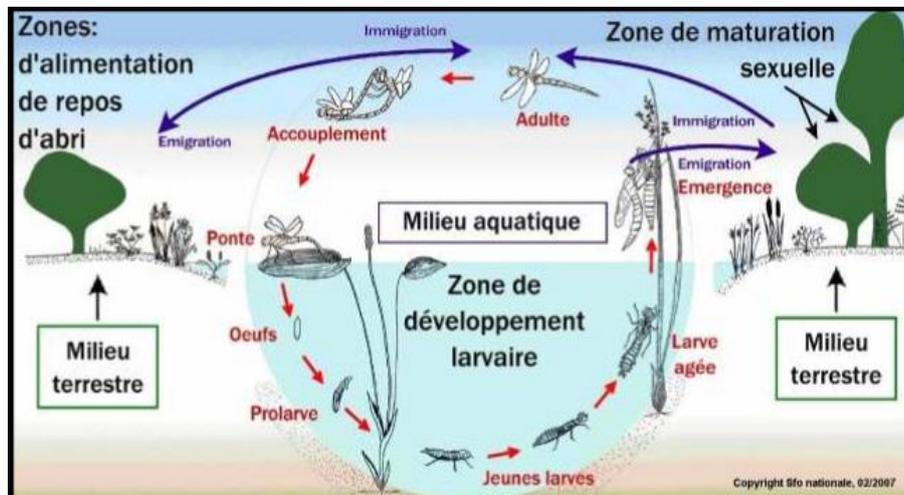


Figure 16 : Cycle biologique des Odonates (SFO, 2006).

I.4.4.1. Stade œuf

Ce cycle de vie commence avec les œufs qui sont de taille relativement réduite par rapport à la taille de l'adulte (Figure 17). Les espèces de petite taille pondent environ quelques centaines d'œufs. Chez les espèces de grande taille, le nombre d'œufs par ponte peut se chiffrer en milliers. Cette phase peut durer de quelques jours à plusieurs mois selon les espèces. Les œufs peuvent être pondus directement dans l'eau, dans ou sur des tissus vivants ou morts des végétaux aquatiques ou riverains, voire même quelquefois sur des substrats exondés (Corbet, 2004 ; Roché *et al.*, 2008 ; Lambret *et al.*, 2015). Quelques jours à quelques semaines après la ponte l'œuf éclos et libère une larve enveloppée appelée pro-larve (stade 1) (Ndiaye, 2010).



Figure 17 : Œuf arrondi de *Sympetrum meridionale* (Zebsa, 2016).

I.4.4.2. Stade larvaire

À l'exception des larves de quelques espèces tropicales qui peuvent se développer dans l'humidité de la litière de feuilles (Jourde, 2010), les odonates ont une vie larvaire exclusivement aquatique. Cette période est la phase la plus longue du cycle de vie des Odonates. Elle peut durer quelques semaines à plusieurs années selon les espèces et les ressources disponibles. Les larves grandissent régulièrement par mues successives (Heidemann et Seidenbuch, 2002 ; Corbet, 2004 ; Kriska, 2013). Les larves sont différentes selon le sous-ordre : les Zygoptères portent trois longues lamelles à l'extrémité de l'abdomen appelées branchies anales. Pour les Anisoptères, dont la taille est généralement plus importante, les lamelles sont très courtes et forment une pyramide. Lorsque leur taille et les conditions environnementales le permettent, ces dernières vont quitter le milieu aquatique, puis se métamorphoser en adultes au cours d'une mue imaginale appelée « émergence » (Berquier, 2015).

Le déroulement de l'émergence chez la larve d'Odonate est hors de l'eau, elle se positionne et s'apprête à la transformation (Figure 18A). La peau du thorax et de la tête se craquelle, l'Odonate sort sa tête, son thorax et ses pattes, l'abdomen restant inséré dans l'exuvie (Figure 18B, C, D). L'insecte est entièrement sorti mais n'a pas débuté l'extension de son corps et de ses ailes (Figure 18E et F). Les ailes et l'abdomen s'allongent sous la pression des fluides corporels (Figure 18G et H). En fin de cette quatrième phase, l'insecte est capable d'entreprendre son premier vol. La durée d'émergence varie selon l'espèce et les conditions météorologiques. Chez de nombreux Odonates, elle prend entre une et deux heures.

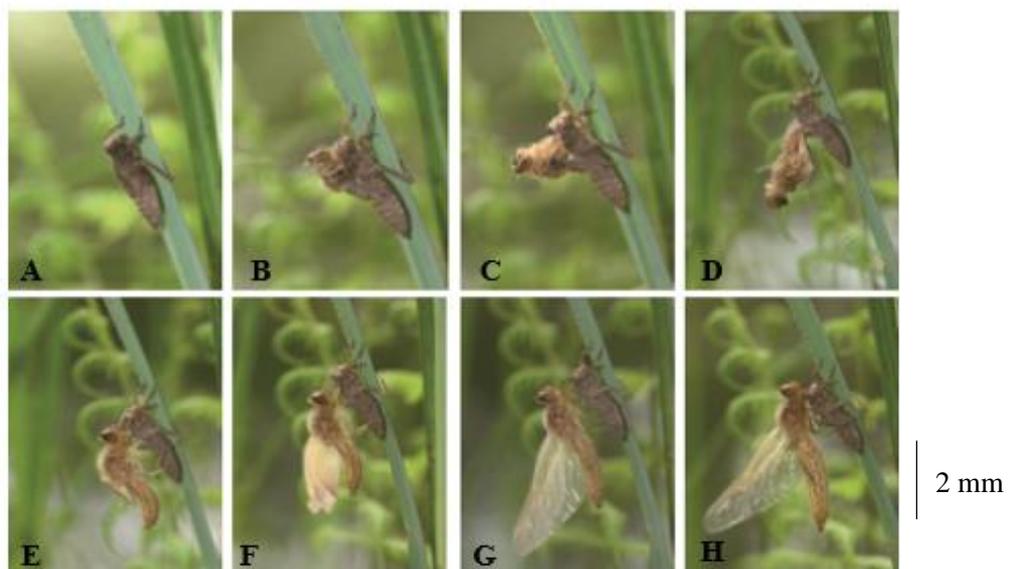


Figure 18 : Différents stades de l'émergence d'une Libellule fauve : A = sortie de l'eau et positionnement sur la plante ; B, C et D = début de la sortie des tagmes de l'exuvie ; E et F = sortie complète des tagmes de l'exuvie ; G et H = allongement des ailes et de l'abdomen (Jourde, 2010).

I.4.4.3. Stade adulte

L'adulte est terrestre et aérien, cette phase est généralement assez courte chez les Odonates. Elle peut durer quelques semaines à plusieurs mois selon les taxons et les conditions environnementales. Les adultes récemment métamorphosés vont préalablement subir une période de maturation avant d'être en mesure d'assurer la reproduction et la dissémination de l'espèce. Cette phase de maturation va en général pousser les individus à s'éloigner, parfois très loin de leur habitat larvaire avant de retourner à proximité de milieux aquatiques plus favorables à la reproduction (Corbet, 2004 ; Doucet, 2010 ; Berquier, 2015). Les adultes se reconnaissent aisément par un corps allongé, dotés de deux paires d'ailes membraneuses, des yeux composés généralement volumineux et des courtes antennes (Figure 19).

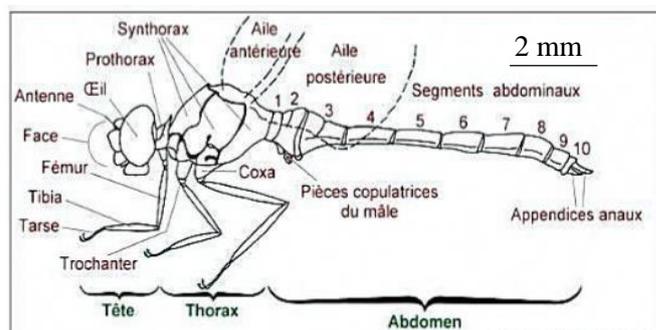


Figure 19 : Anatomie des odonates adultes (Société française d'odonatologie national, 2007)

La croissance des larves se fait par une succession de 8 à 18 mues, généralement de 11 à 13. Le premier stade est bref (Figure 20). Une prolarve vermiforme émerge de l'œuf et se transforme rapidement, parfois dès l'éclosion, en une larve pourvue de pattes, d'antennes et d'un masque mentonnier. A partir de là, les mues s'enchaînent. Au fil de son développement, la larve gagne en taille et en complexité pour finalement aboutir à un insecte prêt à quitter le milieu aquatique et à conquérir les airs (Jourde, 2010).

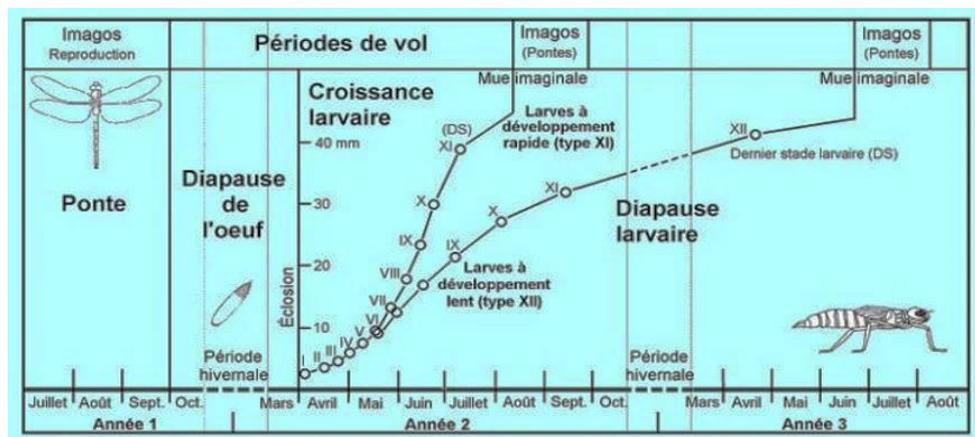


Figure 20 : Croissance de larve du genre *Aeshna* (Schaller et Mouze, 1970).

La respiration des naïades se fait grâce à des trachéobranches de forme et de disposition variables. Les naïades de Zygoptères possèdent à l'extrémité de leur abdomen trois lames foliacées qui jouent le rôle de trachéobranches. Celles des Anisoptères, au contraire, sont dépourvues de trachéobranches externes mais leur rectum, séparé de l'intestin moyen par un sphincter, est plissé et porte des lamelles branchiales au niveau desquelles se terminent les ramifications des trachées. Grâce à la musculature abdominale, l'eau est introduite dans l'ampoule rectale, puis rejetée. Mais l'opposition entre le système respiratoire des deux sous-ordres d'Odonates n'est pas aussi tranchée qu'on l'avait cru, car les Zygoptères possèdent aussi des branchies rectales limitées à trois bourrelets situés à la partie postérieure du rectum ; ces lamelles sont cependant fonctionnelles et semblent même jouer dans la respiration un rôle aussi important que les trois grandes branchies externes dont l'ablation n'entraîne jamais la mort de la naïade (Gaumont, 2023).

I.4.5. Relation entre les Odonates et la qualité de l'eau

Les Odonates passent la majeure partie de leur vie sous l'eau, lorsqu'ils sont sous forme d'une larve vorace qui se nourrit de petits animaux aquatiques. La dépendance des Odonates à ces milieux en fait d'excellents indicateurs de la qualité. Ils sont très sensibles aux pollutions de l'eau et à l'eutrophisation qui leur est néfaste et provoquent la disparition de la microfaune aquatique dont ils se nourrissent. Dans leur majorité, les Odonates se caractérisent par leur héliophilie. Ils se rattachent, qu'ils soient ou non sédentaires à la zone littorale des milieux aquatiques, tous sont fortement inféodés plus ou moins durablement à leurs abords immédiats ou aux paysages de transition (herbiers, zones palustres, marais, rives dénudées ou boisées) où l'eau fait partie intégrante de l'environnement et exerce sur eux une attractivité primordiale par sa propriété de réfléchir la lumière. Très peu d'espèces maintiennent une activité régulière et prolongée à l'écart des rives au-dessus des grandes étendues d'eau (Testard, 1981).

Très opportunistes, les Odonates sont capables de se reproduire sur des milieux aussi différents que les rivières, les mares et autres zones humides : on parle d'espèces eurytopes. Pourtant quelques espèces s'observent uniquement dans des habitats particuliers. Pour ces espèces dites sténotopes, il semblerait qu'elles aient des exigences particulières quant à l'acidité de l'eau, sa qualité ou encore en ce qui concerne le profil général de la végétation. Les Odonates font partie des espèces les plus menacées de notre faune. Très exigeantes quant à la qualité de leurs milieux de reproduction, elles se développent généralement sur des habitats très spécifiques (Martin *et al.*, 2003 ; Senouci, 2013). Leur impératif quant à la propreté et à la teneur en oxygène de l'eau varient suivant les espèces. Les plus exigeantes sont celles des

ruisseaux, rivières et fleuves. Chez certaines inféodées à l'eau courante, on a prouvé que la fine pellicule entre la surface du corps et l'eau environnante doit être renouvelée de façon permanente pour que la larve reçoive assez d'oxygène. Quand une larve de Zygoptère est à bout de souffle, à la suite d'un réchauffement par exemple, elle commence à agiter l'abdomen pour renouveler plus rapidement cette pellicule et augmenter le contact entre les organes et l'eau, surtout la couche enveloppant les lamelles caudales. Si la détresse devient insurmontable, elle monte à la surface et la transperce avec l'avant du corps pour respirer l'air atmosphérique. Les larves d'Anisoptère présentent le même comportement (Heidemann et Seidenbusch, 2002).

Les Odonates sont considérés comme de bons bioindicateurs de la qualité des milieux aquatiques et pour l'évaluation environnementale des zones humides, ou pour la mesure d'efficacité de procédures de restauration écologique de cours d'eau ou de zones humides, tant par l'observation et l'étude des adultes, que des larves ou des exuvies (D'Amico *et al.*, 2004). La disparition progressive des Odonates sur un site traduit la dégradation du milieu dans lequel elles se développent. Leur bon état de connaissance taxonomique et leurs exigences écologiques ont fait d'eux un groupe idéal pour être utilisé comme outils d'évaluation et de suivi de l'état de conservation global des milieux aquatiques. Partout dans le monde, ils sont en régression du fait des impacts humains, ce qui incite à se préoccuper de leur conservation (Elhaissofi *et al.*, 2010).

I.4.6. Position systématique des Odonates (ITIS, 2013)

Règne : Animalia

Organismes hétérotrophes pluricellulaires, Eucaryotes dont les cellules sont dépourvues de paroi pectocellulosique.

Sous-règne : Bilatéral

Corps divisé en deux moitiés (gauche et droite) images l'une de l'autre suivant un plan sagittal.

Infra-règne : Protostomien

Le blastopore devient la bouche et l'anus se forme secondairement.

Super-embranchement : Ecdysozoaire

Organismes sécrétant une cuticule non viable appelée exosquelette, développement post-embryonnaire comporte des mues.

Embranchement : Arthropodes

Présence d'appendices articulés, corps segmenté et regroupés en tagmes. Système circulatoire fermé, mode de respiration trachéen, pulmonaire ou branchial. Organismes portant des yeux composés et certains ayant en plus des yeux simples (Ocelle)

Sous-embranchement : Hexapodes

Corps composé des 19 somites vrais (plus un acron et un telson). Corps organisé en une tête (5-6 somites), un thorax (3 somites) et un abdomen (11 somites). Pattes uniramées et présentes sur les trois segments thoraciques.

Classe : Insectes (Ectognathe)

Appendices buccaux ectognathes, mandibules portant deux points d'articulation. La musculature intrinsèque des articles de l'antenne fortement réduite, tube de Malpighi bien développé.

Sous-classe : Ptérygotes

Deux paires d'ailes portées par le deuxième et troisième segment thoracique. Mues cessant à la maturité. Gonopores femelles portés par le huitième segment abdominal et celui du mâle par le dixième. Femelles portant souvent un ovipositeur.

Infra-classe : Paléoptère

Ailes ne pouvant se replier au-dessus du corps, Antennes fortement réduites ou vestigiales chez les adultes et développement est hémimétabole.

Ordre : Odonates

Adultes portant des antennes filiformes, de larges yeux composés, des appendices buccaux de type broyeur avec de puissantes mandibules. Labium modifié en un organe préhensile chez la larve. Œufs et larves aquatiques avec des lamelles caudales et rectales.

I.4.7. Diversité des Odonates

Les Odonates regroupent trois sous-ordres : les demoiselles (Zygotères), les libellules (Anisoptères) et un troisième sous-ordre, les Anisozygotères ne comptent qu'une espèce himalayenne et une autre japonaise (Tachet *et al.*, 2006). Seuls les Zygotères et les Anisoptères ont des représentants africains avec environ 700 espèces connues (Ndiaye, 2010). Cette classification est bien entendu susceptible d'être modifiée au gré de nouvelles découvertes, liées notamment aux études phylogénétiques (Grand D. et Boudot, 2006). Les sous-ordres des Zygotères et Anisoptères renferment plusieurs familles.

I.4.7.1. Sous-ordre des Zygotères

Les naïades grêles ont un abdomen cylindrique qui se termine par trois lamelles caudales donc deux latérales ou paraproctes et une médiane ou épiprocte.

I.4.7.1.1. Famille des Calopterygidae

Larve Présentant une ouverture losangique sur le prémentum, premier article antennaire très long par rapport aux autres (Tachet *et al.*, 2006). Sur la face ventrale de la larve, mentum,

perforé par un trou rhomboïdal, mentum et palpes labiaux dépourvus de soies. Abdomen couvert de soies beaucoup plus fine, bords arrière du dernier segment portant quelques épines (Figure 21A). Cerques étant courts et pointus chez la femelle, plus longs, en forme de saucisses recourbées chez le mâle. Paraproctes longs et étroits, épiprocte un peu plus court et plus larges (Heidemann et Seidenbusch, 2002).

I.4.7.1.2. Famille des Lestidae

Larve présentant une incision médiane sur le bord antérieur du mentum. Rameaux trachéens secondaires peu ou pas ramifiés et insérés régulièrement (perpendiculaires ou obliques) sur le rameau axial. Soies présentes à la fois sur le palpe et sur le crochet mobile (Testard, 1981). Palpes labiaux de forme très caractéristique. Contours du mentum, au niveau de la face inférieure portant deux séries de soies longues. Abdomen parsemé d'épines, ébauchées ou développées (Figure 21B). Bord antérieur du dernier segment portant une série de grandes épines. Cerques longs, pointus et bien visibles, proctes n'ayant pas de ligne nodale transverse et portant des séries de dents se présentant, à première vue, comme des dents de scie. (Heidemann et Seidenbusch, 2002).

I.4.7.1.3. Famille des Platycnemidae

Larve ayant une absence d'incision médiane sur le bord du mentum (Tachet *et al.*, 2010). Branchies lamellaires renforcées sur une longueur variable par de courtes épines en une seule ou deux parties distinctes. Rameaux trachéens secondaires, sinueux, insérés irrégulièrement sur le rameau axial et irrégulièrement ramifiés (Testard, 1981). Nombre des soies sur le mentum supérieur à 2, soies placées en ligne transverse. Palpe labial portant sur sa grande surface 2 à 4 grandes soies habituellement 3. Surface du thorax muni de protubérances (Figure 21C). Epines de bordure se trouvant qu'au bord postérieur du dernier segment (Heidemann et Seidenbusch, 2002).

I.4.7.1.4. Famille des Chlorocyphidae

Larves minces, allongées, tête nettement plus large que le corps. Premier segment antennaire deux fois plus longue que le reste de l'antenne. Prémentum plat et triangulaire, lobe médian n'étant que peu incisé, abdomen ayant tendance à être large et aplati (Figure 21D). Appendice caudal rudimentaire ou absence, appendices latéraux plus courts (De Moor *et al.*, 2003).

I.4.7.1.5. Famille des Synlestidae

Larve présentant des palpes labiaux sans soies dorsales (figure 21E). Appendices caudaux apicalement très arrondis et avec une large bande sombre (De Moor *et al.*, 2003).

I.4.7.1.6. Famille des Amphipferygidae

Premier article antennaire étant le plus court de tous les articles. Second article antennaire élargi et piriforme, le plus long de tous les articles. Mentum quadrangulaire avec fente médiane allongée (Figure 21F). Branchie médiane très courte en forme de trident et Branchies latérales en forme de fleuret (De Moor *et al.*, 2003).

I.4.7.1.7. Famille des Cœnagrionidae

Larve présentant un prémentum sans incision médiane au bord antérieur, lamelle caudale de forme variée mais sans processus effilé avec de nombreuses soies et les soies du prémentum en deux rangées oblique (Tachet *et al.*, 2006). Abdomen parsemé d'épines, bord postérieure du dernier segment portant une série, très régulière, de grande épines. Procte à peu près de même longueur, trachée médiane ramifiée portant une série d'épines sur le côté extérieur des paraproctes et sur les deux côtés de l'épiprocte (Figure 21G). Cerques courts, épais, en forme de cône (Heidemann et Seidenbusch, 2002).

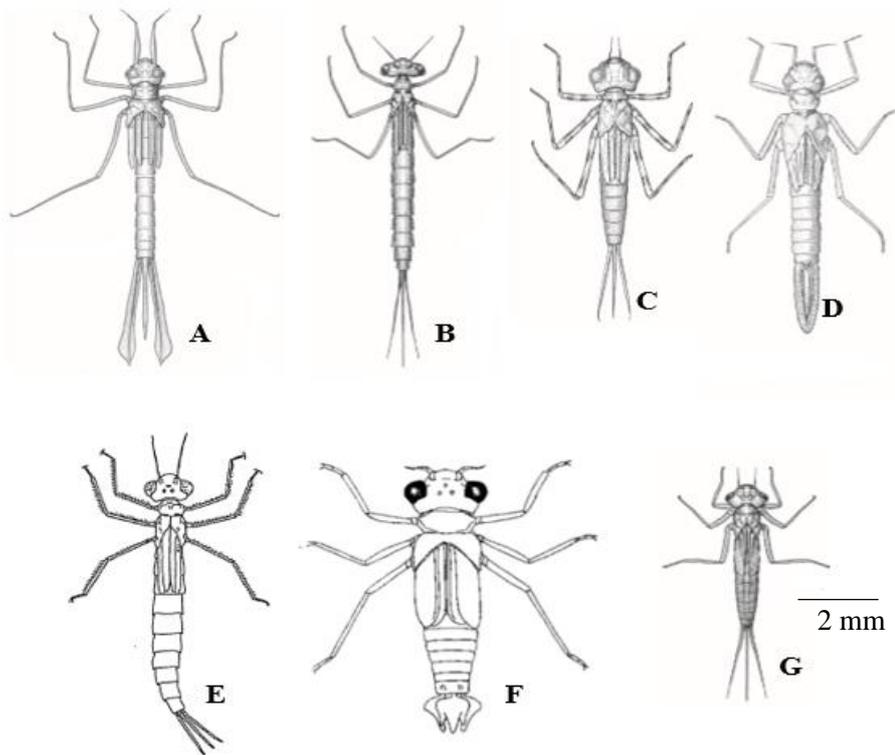


Figure 21 : Formes larvaires des Zygoptères. A : Calopterygidae ; B : Lestidae ; C : Platycnemidae ; D : Chlorocyphidae ; E : Synlestidae ; F : Amphipferygidae ; G : Cœnagrionidae (De Moor *et al.*, 2003 ; Suhling et Martens, 2007)

I.4.7.2. Sous-Ordre des Anisoptères

Les naïades ont un abdomen plus larges et beaucoup plus trapues. Leur corps est souvent parsemé de poils et se termine par des appendices anaux forment une pyramide anale qui se compose de 2 appendices supérieurs, les cerques, de deux appendices inférieurs, les paraproctes et d'un appendice médian, l'épiprocte.

I.4.7.2.1. Famille des Libellulidae

Larve ayant un masque en cuillère, absence de fissure à la base du masque et dents des palpes labiaux très peu développées (Tachet *et al.*, 2006). Ondulation peu marquée ou absente sur le bord du palpe, avec un nombre réduit de soies. Surface granuleuse des yeux séparés de la majeure partie du vertex (Figure 22A). Abdomen plus court et plus large, souvent pourvu d'épines latérales et dorsale (Heidemann et Seidenbusch, 2002).

I.4.7.2.2. Famille des Cordulegastridae

Larve présentant un prémentum en forme de cuillère recouvrant le labre et atteignant presque la base des antennes. Dents du bord interne des palpes labiaux puissantes et irrégulières, bord antérieur médian du prémentum avec deux dents (Tachet *et al.*, 2006). Abdomen dépourvu d'épines dorsales, mais pouvant présenter des épines latérales. La pyramide anale ayant de longs proctes pointus, courbés vers le bas (Figure 22B). Cerques pointus, mais non courbés vers le bas, mesurant moins de la moitié des paraproctes (Heidemann et Seidenbusch, 2002).

I.4.7.2.3. Famille des Corduliidae

Larve présentant un prémentum en forme de cuillère recouvrant le labre et atteignant presque la base des antennes. Dentelure du palpe labial portant des entailles profondes entre les dents (Tachet *et al.*, 2006). Pattes extrêmement longue, fémurs lisses ayant des soies courtes. Abdomen très aplati dorso-ventralement souvent presque aussi long que large (Figure 22C). Cerques assez long, mesurant les trois quarts ou même les quatre cinquièmes de la longueur des paraproctes.

I.4.7.2.4. Famille des Macromiidae

Larve présentant un prémentum en forme de cuillère recouvrant le labre et atteignant presque la base des antennes. Epines medio-dorsales arquées sur les segments abdominaux 2 à 9 (Figure 22D). Protubérance entre les deux antennes, larve présentant de nombreuses soies sur tout le corps (Tachet *et al.*, 2006). Pattes extrêmement longue, la dernière paire dépassant d'un cinquième la longueur du corps entier. Cerques mesurant trois quarts de la longueur des paraproctes.

I.4.7.2.5. Famille des Aeshnidae

Larve présentant un masque plat ne recouvrant pas le labre, antennes filiformes oscillant entre 6 et 7 articles dont le troisième article antennaire pas plus long que les autres. Présente de grands yeux donc la partie arrière de l'œil effilée en lobe se dirigeant vers l'intérieure de la tête (Figure 22E). Prothorax montrant deux paires de protubérances, sur chaque côté (Heidemann et Seidenbusch, 2002). Abdomen possédant des épines latérales paires mais souvent dépourvu d'épines dorsale, pyramide anale nettement plus longue que le segment abdominal 10 (Tachet *et al.*, 2006).

I.4.7.2.6. Famille des Gomphidae

Larve présentant un masque plat ne recouvrant pas le labre, antennes en massue courte de quatre articles robustes avec le troisième article nettement plus long que les autres et dernier réduit à un crochet ou une courte proéminence (Figure 22F). Pattes antérieures et moyennes montrant des éperons aux tibias, tarse pro- et méso-thoraciques à 2 articles. Larve ayant des petits yeux (Testard, 1981; Tachet *et al.*, 2006).

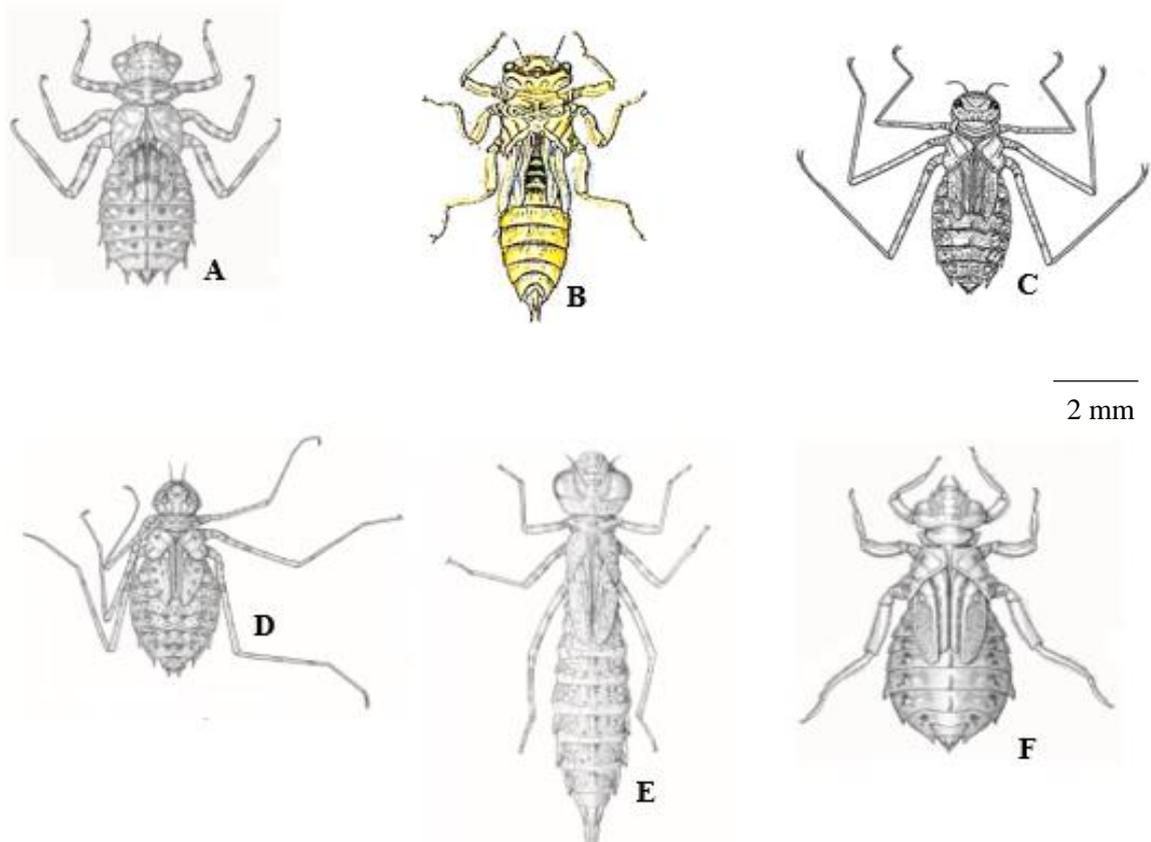


Figure 22 : Formes larvaires des Anisoptères. A : Libellulidae ; B : Cordulegastridae ; C : Corduliidae ; D : Macromiidae ; E : Aeshnidae ; F : Gomphidae (d'après De Moor *et al.*, 2003 ; Suhling et Martens, 2007)

CHAPITRE II : CADRE GEOGRAPHIQUE, MATERIEL ET METHODES

II.1. CADRE GEOGRAPHIQUE

II.1.1. Période d'étude

Cette étude s'est déroulée en deux phases. La première phase, effectuée de juin à juillet 2019, a consisté à la prospection du site, dans le but d'avoir une bonne connaissance des différents cours d'eau et étangs et procéder au choix des différentes stations d'échantillonnage. La seconde phase qui s'est étendue de septembre 2019 à décembre 2020, a été consacrée aux prélèvements d'échantillons d'eau pour les analyses physico-chimiques et à la collecte des Odonates suivant une fréquence mensuelle.

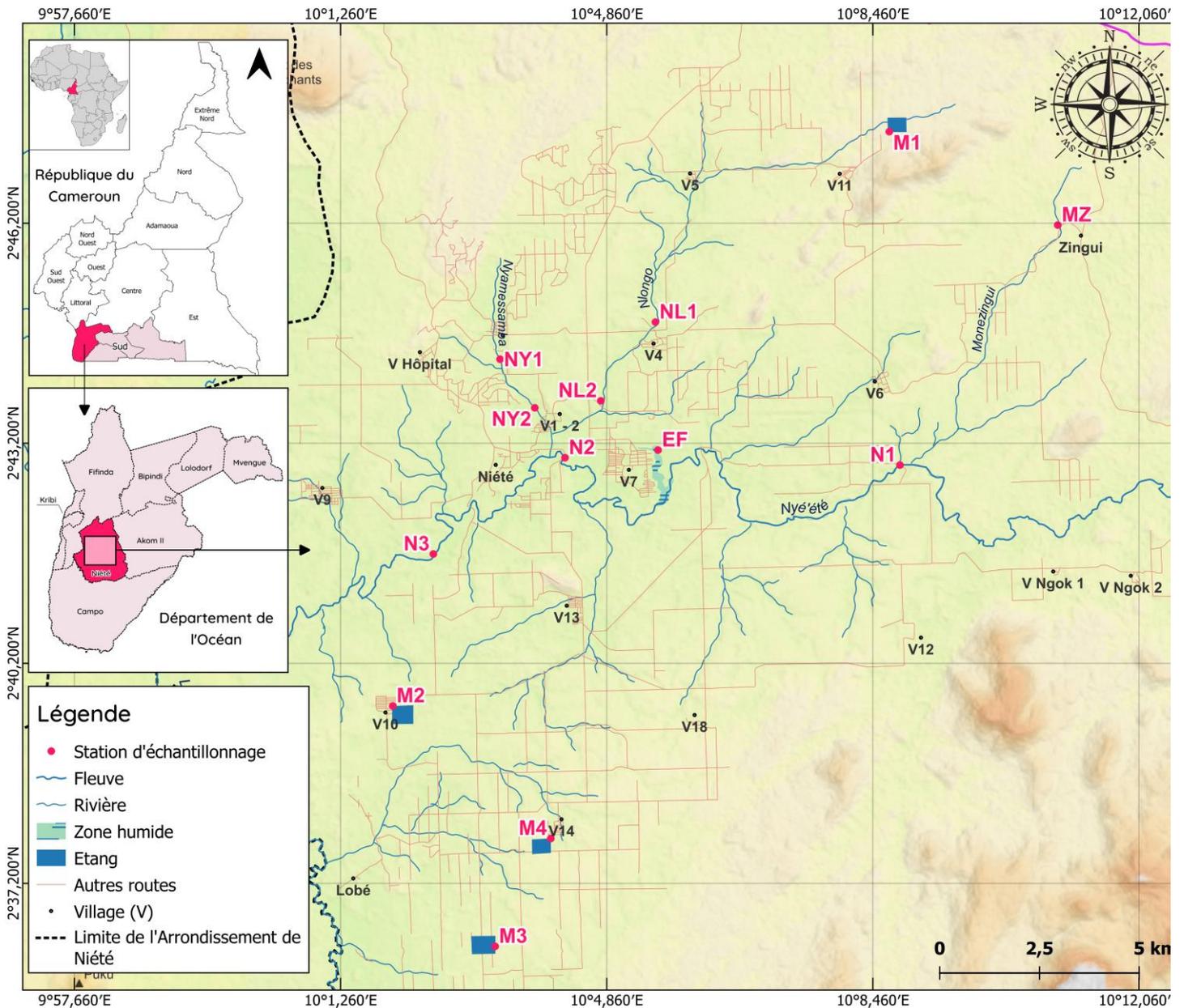
II.1.2. Présentation de la Région d'étude

La Région de Sud-Cameroun est située entre les 2° 30' de latitude Nord et 11° 45' de longitude Est. Elle est limitée au Nord-Ouest par la Région du Littoral, au Nord par la région du Centre et à l'Est par la région de l'Est. La partie méridionale de la région est limitrophe de trois pays : la Guinée équatoriale, le Gabon et la République du Congo. La région du Sud possède une façade maritime sur le golfe de Guinée, laquelle occupe tout son flanc. Le relief de la Région est dominé par le plateau Sud-Camerounais constitué de vastes pénéplaines dont l'altitude varie entre 0 et environ 1000 m (Segalen, 1967). La superficie est d'environ 47 720 Km² avec un climat qui a favorisé au cours des temps, le développement d'une végétation de forêt dense équatoriale toujours verte, mais qui présente quelques dégradations par endroits. Les forêts primaires, paysages classiques des milieux non perturbés sont reconnues par leurs grands arbres (pouvant atteindre 40 m de haut), leurs sous-bois obscurcis par le feuillage et couverts par un maigre tapis herbeux. Les forêts secondaires sont le plus souvent le résultat de la mise en jachère des terres ou de leur abandon après exploitation (Nyeck *et al.*, 1993). Le réseau hydrographique de la Région est composé de 4 fleuves qui font partie de deux des trois principaux bassins hydrographiques du pays (Olivry, 1986) : le bassin de l'Atlantique regroupant 2 fleuves (Lokoundjé et Ntem) ; le bassin du Congo avec le Dja et la Lobo.

Sur le plan géomorphologique, la Région du Sud fait partie du complexe de base de l'Afrique Centrale, caractérisé par la présence de sédiments et de roches cristallines du précambrien (Segalen, 1967). Sur le plan pédologique, elle est formée des sols ferrallitiques rouges peu fertiles sur les interfluviaux et rouges-bruns très fertiles dans les fonds des vallées (Segalen, 1967). Sur le plan agronomique, les conditions de fertilité des sols sont favorables à l'agriculture, mais nécessitent parfois un apport d'engrais pour une culture intensive (Kamgho Tezanou, 2010).

II.1.3. Présentation de la zone d'étude

Cette étude a été menée dans l'arrondissement agro-industriel de Niété situé dans la région du Sud, département de l'Océan, de coordonnées géographiques 2° 40' 00" de latitude Nord et 10° 03' 00" de longitude Est. L'altitude varie entre 20 et 200 mètres avec un relief relativement plat à l'intérieur de la plantation HEVECAM (3e RGPH, 2005). L'arrondissement de Niété (Figure 23) couvre une superficie de 2117 Km² et une densité de population de 19,31 habitants/Km². La population active est constituée en majeure partie des jeunes dont les activités principales sont l'hévéaculture, le transport et les travaux champêtres.



SOURCE : OpenStreetMap (OMS) 2023. SCR : EPSG4326 - WGS 84. Logiciel : 3.28.0. Edition : Stéphane A. NOAH. Fait le : 13-06-2023.

Figure 23 : Localisation géographique des différentes stations étudiées dans l'arrondissement de Niété.

La localité de Niété regorge deux types de sols principalement : les sols ferrallitiques et les sols hydromorphes. La végétation de la zone est celle de la forêt dense équatorial ombrophile, hydrophile et sempervirente. Le réseau hydrographique est principalement constitué par la rivière Niété et ses affluents. L'arrondissement agro-industriel de Niété est dominé par un climat de type équatorial guinéen à quatre saisons comprenant : une grande saison sèche de novembre à mi-mars ; une petite saison pluvieuse de mi-mars à mi-juin ; une petite saison sèche de mi-juin à mi-août et une grande saison pluvieuse de mi-août à fin octobre. La température moyenne est de 25°C, l'hygrométrie est de 75%, la pluviométrie varie entre 1800 et 2000mm par an (CVUC, 2014).

II.1.4. Choix des Stations d'étude

Pour réaliser ce travail, 13 stations ont été choisies dont, 11 à l'intérieur de la plantation d'hévéas HEVECAM et 2 à l'extérieur. Les stations ont été sélectionnées selon les critères suivants : accessibilité, proximité des sources potentielles de pollution (terres agricoles, ménages et usine de conditionnement du caoutchouc), présence ou absence des microhabitats et type d'environnement aquatique (lentique ou lotique).

Quatre cours d'eau, un effluent et quatre étangs dont treize stations ont fait l'objet d'étude. Trois stations ont été choisies sur la rivière Niété (N1, N2 et N3), deux sur Nlongo (NL1 et NL2), deux sur Nyamessamba (NY1 et NY2), un sur Monezingui (MZ), un sur l'effluent (EF) et quatre sur les étangs (M1, M2, M3 et M4) (Figure 23).

II.1.5. Description des stations d'échantillonnages

La station N1 est localisée dans la partie supérieure du fleuve Niété, dans le village 6 et le débit de l'eau à cette station est relativement élevé. Le lit du fleuve est bordé de manière dominante par des espèces de palétuviers portant des racines aériennes. Cette station, bien que située dans la plantation d'hévéas, est assez éloignée de la ferme d'hévéas et de l'habitat humain (Figure 24A).

La station N2 est située dans la partie moyenne du fleuve Niété, dans le village 2. Cette station est immédiatement adjacente à la principale route d'HEVECAM. Le lit de la rivière est assez large recouvert de grosses pierres et le débit d'eau fluctue énormément avec les saisons. On note la présence de quelques espèces de mangroves et de macrophytes à certains endroits du lit du fleuve. Présence de très peu de substrats naturels et de micro ou méso-habitats. Cette station est proche l'habitat humain (Figure 24B).

La station N3 est située dans la partie inférieure du fleuve Niété, dans Niété village. Cette station se trouve dans une zone sans exploitation au sein de la plantation d'hévéas. Le lit

de la rivière est bordé de plantes de bambou qui réduisent l'éclairage de l'eau, en particulier aux abords de la rivière, et dont les feuilles mortes et les branches agissent comme des substrats naturels, créant un micro climat distinct aux abords du Fleuve au débit rapide. Aucun signe apparent d'eutrophisation n'est présent (Figure 24C).



Figure 24 : Vues partielle des stations d'échantillonnage du fleuve Niété. (A) N1 ; (B) N2 ; (C) N3.

La station NL1 est située en amont du cours d'eau Nlongo dans le village 4. Cette station est très près d'un pont. Le lit est sableux et la végétation abondante sur les berges et est dominée par les espèces herbacées. L'eau à ce niveau est éclairée en raison de l'absence d'une canopée et sert à la lessive et au lavage des motos. La principale source potentielle de pollution est la présence de l'exploitation du caoutchouc à proximité (figure 25A).

La station NL2 est localisée en aval du cours d'eau Nlongo, dans le village 1. Cette station a montré des signes évidents d'eutrophisation avec une présence marquée de macrophytes. La végétation est abondante sur les berges et le débit de l'eau varie considérablement d'une saison à l'autre sur cette station (Figure 25B).



Figure 25 : Vue partielle des stations d'échantillonnage du cours d'eau Nlongo. (A) NL1 ; (B) NL2.

La station NY1, localisée en amont du cours Nyamessamba mais à l'extérieur de la plantation d'HEVECAM, au sein de la forêt équatoriale. Le lit du cours d'eau est relativement petit et peu profond. L'eau à ce niveau a un faible débit et la végétation à certains endroits forme un véritable ombrage qui maintient le lit dans une obscurité relative. Il y'a une absence totale de toute forme d'activités anthropiques autour de cette station (Figure 26A).

La station NY2 est située en aval du cours d'eau Nyamessamba au sein de la plantation d'HEVECAM dans le village 2. Cette station est marquée par un développement dense de plantes aquatiques flottantes à la surface de l'eau et de macrophytes en grande quantité en bordure du lit du cours d'eau. L'eau à ce niveau est utilisée pour le lavage des motos et vélos (Figure 26B).

La station MZ est localisée dans le village Zingui à quelques kilomètres de la plantation d'hévéas. L'accès à ce point est possible grâce à une piste frayée par les populations riveraines et le lit du cours d'eau est large, profond, bordé d'espèces de macrophytes avec un courant rapide. De nombreux grands arbres environnants forment un véritable ombrage qui maintient le lit dans une obscurité relative. Les eaux de cette station sont utilisées par les populations riveraines pour des besoins domestiques comme la lessive, la vaisselle, le lavage des motos ainsi que pour la baignade (Figure 26C).

La station EF est un effluent industriel provenant de l'usine de transformation du caoutchouc. Cette station est localisée dans le village 7 au sein de la plantation d'HEVECAM et est marquée par la présence des macrophytes autour des berges. L'eau et les sédiments de cette station sont très sombres et dégagent une odeur de volaille indiquant des conditions réductrices anoxiques riches en sulfure d'hydrogène (Figure 26D)



Figure 26 : Vue partielle des stations d'échantillonnage du cours d'eau Nyamessamba (A) NY1 ; (B) NY2, du cours d'eau Monezingui, MZ (C) et effluent, EF (D).

La station M1 est un grand étang localisé dans le village 11 et est très proche d'une plantation d'exploitations d'hévéas. Cette station est caractérisée par de nombreux macrophytes

qui recouvrent une partie de la surface de l'étang empêchant une meilleure pénétration de la lumière et une forte végétation de plantes qui prolifèrent au niveau des berges tout autour de l'étang (Figure 27A).

La station M2 est un étang situé dans le village 10, Les eaux de cet étang sont surtout caractérisées par une forte végétation de macrophytes qui l'entourent et plantes aquatiques flottantes qui prolifèrent. La principale source de pollution provient d'une plantation d'exploitations d'hévéas fortement dépendantes de l'utilisation d'herbicides et de fertilisants (Figure 27B).

La station M3 est un étang situé tout près des plantations d'hévéas, le long de la route reliant le village 14 au village 15. Il montre plusieurs signes clairs d'eutrophisation en cours tels que de nombreux assemblages de macrophytes qui l'entourent et le développement excessif de plantes aquatiques et d'algues dans son eau. La couleur de l'eau est anormalement sombre, ce qui indique des processus biochimiques intenses en cours (Figure 27C).

La station M4 est un étangs assez large situé sur le bord de la route au niveau du village 14 (V14). Elle est localisée très près des exploitations de caoutchouc et au sein de son eau, il y'a la présence plantes aquatiques et d'algues ainsi que des spécimens de bambous au bord de l'étang. Au fond de l'étang, les feuilles mortes des macrophytes créent de nombreux substrats naturels (Figure 27D).



Figure 27 : Vue partielle des stations d'échantillonnage des différents étangs (A) M1 ; (B) M2 ; (C) M3 ; (D) M4.

Tableau I : Coordonnées géographiques et sources de pollution des différentes stations étudiées.

Stations	Coordonnées GPS			Principales sources de pollution
	Latitude (°N)	Longitude (°E)	Altitude (m)	
N1	02°42'54,2''	010°08'49,7''	36	Plantations d'hévéa
N2	02°43'00,2''	010°04'17,8''	20	Plantations d'hévéa, rejet domestique
N3	02°41'19,9''	010°03'01,8''	29	Habitation, Plantations d'hévéa
NL1	02°44'50,7''	010°05'25,3''	44	l'exploitation du caoutchouc à proximité
NL2	02°43'26,8''	010°03'50,3''	29	Plantations d'hévéa, activités ménagères
NY1	02°43'26,5''	010°03'55,4''	101	Habitation
NY2	02°43'26,2''	010°03'55,3''	57	Habitation, baignade, lessive, lavage moto
MZ	02°44'49,9''	010°05'25,4''	22	Habitation, baignade, lessive
EF	02°43'06,5''	010°05'33,3''	24	Rejets domestique et agricole
M1	02°47'36,8''	010°08'45,5''	90	Rejets domestique et agricole
M2	02°41'31,7''	010°07'48,9''	35	Plantations d'hévéa, activités ménagères
M3	02°36'21,3''	010°03'10,8''	72	Plantations d'hévéa, Habitation
M4	02°58'37,6''	010°04'35,7''	68	Plantations d'hévéa, Habitation

II.2. MATERIEL ET METHODES

II.2.1. Caractérisation physico-chimiques de l'eau

Les mesures des paramètres physicochimiques se sont déroulées à la fois sur le terrain et au laboratoire suivant les recommandations de APHA (1998) et Rodier *et al.* (2009). Les mesures et les prélèvements d'eau ont été réalisés avant l'échantillonnage des organismes benthiques pour éviter toute perturbation du milieu susceptible de biaiser les résultats.

II.2.1.1. Température et potentiel d'Hydrogène (pH)

La température de l'eau, exprimée en degrés Celsius (°C), a été mesurée *in situ*, à l'aide d'un thermomètre à mercure gradué au 1/10°C. La mesure du pH a été réalisée *in situ* à l'aide du multimètre de marque HANNA HI 991301. Les valeurs sont exprimées en unités conventionnelles (UC).

II.2.1.2. Conductivité et Solides Totaux Dissous (STD)

Ces deux paramètres ont été mesurés au laboratoire à l'aide d'un multimètre de marque HANNA HI 991301 de 0,1 de précision. Les valeurs sont exprimées en $\mu\text{S}/\text{cm}$ (microsiemens par centimètre) pour la conductivité électrique et en mg/L pour les STD.

II.2.1.3. Couleur, Turbidité et Matières En Suspension (MES)

La couleur, la turbidité et les MES ont été déterminées par colorimétrie au spectrophotomètre de marque HACH DR/2010, aux longueurs d'onde respectives 455nm, 860nm et 810 nm. Les valeurs sont exprimées en Pt. Co (Platinum Cobalt), FTU (Formazing Turbidity Unit) et mg/L respectivement.

II.2.1.4. Oxygène dissous

Sa détermination s'est faite en deux étapes : Sur le terrain, l' O_2 a été fixé à l'aide d'une bouteille de Winkler de 125 mL. Introduire 123ml d'eau d'échantillon dans la bouteille à Winkler, puis ajouter 1ml de MnCl_2 , attendre 5minutes et introduire 1ml de réactif de Winkler (KI+KOH) il se forme un précipité blanc laiteux.

Au laboratoire, introduire 1ml d'acide sulfurique concentré (H_2SO_4) pour dissoudre le précipité, prélever 50 mL de l'échantillon, puis ajouter quelques gouttes d'empois d'amidon et enfin titrer avec le thiosulfate de sodium jusqu'à décoloration complète. La teneur de l'eau en O_2 est exprimée en mg/L descente de burette de l'échantillon. Le pourcentage de saturation de ce gaz a été estimé au moyen de l'abaque de Mortimer (1956) en tenant compte de la température de l'eau et de l'altitude du point de prélèvement.

II.2.1.5. Dioxyde de Carbone dissous (CO_2 dissous)

Sa détermination s'est faite en deux étapes. Sur le terrain, le CO_2 a été fixé en introduisant dans une fiole jaugée de 200 ml contenant préalablement 20 ml de NaOH N/20 et 2 à 3 gouttes de phénolphaléine, de l'échantillon d'eau brute jusqu'au trait de jauge. Le mélange obtenu, de coloration rose, a été conservé dans un flacon en polyéthylène à double bouchage de 250 mL et ramené au laboratoire.

Au laboratoire, 50 mL de cet échantillon ont été titrés avec du HCl N/10 jusqu'à décoloration complète. La teneur de l'eau en CO_2 exprimée en mg/L a été déterminée par la formule :

$$\text{CO}_2 (\text{mg}/\text{L}) = (\text{descente de burette du témoin} - \text{descente de burette de l'échantillon}) \times 17.6$$

II.2.1.6. Alcalinité et Oxydabilité

L'alcalinité a été mesurée par volumétrie en titrant 50 mL d'échantillon d'eau avec le H₂SO₄ N/50, en présence du rouge vert de methylbromocresol. La réaction s'achève lorsque la solution vire du bleu au gris. Les résultats, exprimés en mg/L de HCO₃⁻, sont obtenus par la formule :

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

L'oxydabilité renseigne sur le taux de matières organiques présentes dans le milieu et par conséquent, permet d'apprécier le degré de pollution des eaux. Elle est mesurée par volumétrie. Sa mesure se fait de la manière suivante : un volume de 200 mL de l'échantillon auquel on ajoute 2 mL de carbonate monosodique seront portés à ébullition sur une plaque chauffante, ensuite, 20 mL de permanganate de potassium y seront ajoutés. 10 minutes plus tard, l'ensemble sera laissé à refroidissement. Après refroidissement, ajouter 5 mL d'acide sulfurique 25% et 20 mL de sel de Mohr. La solution ainsi constituée sera titrée avec du permanganate de potassium N/80. Les résultats exprimés sont par la formule :

$$\text{Oxydabilité (mg/L de KMnO}_4) = \frac{q - q_0}{2} \times 3.95 \text{ avec}$$

q = descente de burette de l'échantillon,

q_0 = descente de burette du témoin.

II.2.1.7. Composés azotés et Orthophosphates

Les mesures des teneurs de l'eau en orthophosphates et en différentes formes d'azote se sont faites à l'aide du spectrophotomètre HACH DR/2000. La teneur en azote ammoniacal (exprimée en mg/L de NH₄⁺) s'est faite par la méthode de Nessler, qui consiste à prendre 25mL de l'échantillon d'eau brute dans une cellule spectrophotométrique, introduire 2 à 3 gouttes de sel de Rochelle, puis ajouter le réactif de Nessler. La lecture s'est faite à la longueur d'onde $\lambda=425\text{nm}$.

Quant aux teneurs en nitrates (NO₃⁻), en nitrites (NO₂⁻) et en orthophosphates (PO₄³⁻), elles ont été mesurées sur 25mL d'échantillon d'eau brute dans une cellule spectrophotométrique propre avec comme réactif le Nitriver V, Nitriver III et le Phosver III respectivement. Les lectures se sont faites aux longueurs d'onde 500 nm, 507 nm et 890 nm respectivement et les résultats ont été exprimés respectivement en en mg/L de NO₃⁻, de NO₂⁻ et de PO₄³⁻.

II.2.1.8. Dureté totale

La dureté totale a été déterminée par complexométrie au moyen de l'idranal III, en utilisant le réactif de Patton et Reeder, H.H.S.N.N (acide 2-hydroxy-4-sulfo-1-naphtyl-azo) -

3naphtoïque) des établissements Siegfried Zofingue (Suisse), comme indicateur coloré. Les résultats sont exprimés en mg/L.

II.2.1.9. Métaux lourds

L'aluminium a été évaluée par colorimétrie au spectrophotomètre selon la méthode « d'absorption atomique sans flamme » qui consiste à introduire dans une fiole conique de 250 mL, 50 mL d'eau à analyser puis 1 goutte de solution de paranitrophénol. Préparer de la même façon un témoin avec 50 mL d'eau déionisée. La lecture est effectuée à 525 nm et les résultats sont exprimés en mg/L.

Le fer a été évalué par colorimétrie au spectrophotomètre selon la méthode d'absorption atomique à l'aide d'une flamme air acétylène oxydant, en utilisant une lampe à cathode creuse au fer, à la longueur d'onde de 248,3 nm et les résultats sont exprimés en mg/L.

Le dosage du chlore libre a été évaluée par colorimétrie au spectrophotomètre à l'aide du NN-Diéthyl-Paraphénylène-Diamine qui réagit avec le chlore libre en donnant un composé rougeâtre et l'intensité de la couleur est proportionnelle à la teneur du chlore libre. La lecture est effectuée à 515 nm et les résultats sont exprimés en mg/L.

Les sulfates sont précipités en milieu chloridrique à l'état de sulfate de baryum. Le précipité obtenu est stabilisé à l'aide d'une solution de tween 20 le polyvinylpyrrolidone. Les suspensions homogènes sont mesurées au photomètre. La lecture est effectuée à 650 nm et les résultats sont exprimés en mg/L.

Les échantillons d'eau destinés au dosage des métaux lourds (Cu, Pb, Ba, Hg, Ni, Zn, Cd, Mg et Mn) ont été prélevés à l'aide des flacons en polyéthylène à double bouchage de 500 ml, préalablement nettoyés avec de l'acide nitrique 10%, puis rincés trois fois avec de l'eau distillée et séchés à l'étuve. Par contre, Les échantillons de sédiments ont été prélevés jusqu'à une profondeur de 2 à 5 cm à l'aide du Benne Ekman, puis homogénéisés et tamisés à travers un tamis métallique de maille 2 mm sur le terrain. Au laboratoire, les sédiments ont de nouveau été homogénéisés et un sous échantillon de 100 g a été séché à 40 °C dans une boîte de pétri. Les métaux lourds (eau et sédiment) exprimés en mg/L et la méthode utilisée est la spectrométrie d'absorption atomique, à l'aide d'un spectromètre à flamme de type PerkinElmer.

II.2.1.10. Herbicides

Les échantillons d'eau destinés au dosage des herbicides ont été prélevés à l'aide des flacons en verre de préférence désactivé par silanisation pour éviter les phénomènes de photolyse et conservé enceinte réfrigérée pour analyse au laboratoire. Par contre, Les échantillons de sédiments ont été prélevés jusqu'à une profondeur de 2 cm à l'aide du Benne Ekman puis tamisés à travers un tamis métallique de maille 2 mm sur le terrain. Les résidus d'herbicides (eau et sédiment) ont été analysés par chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS) afin d'identifier et de quantifier les résidus présents. Les échantillons extraits sont introduits dans l'analyseur et les résultats sont générés en mg/kg.

II.2.2. Caractérisation biologiques

II.2.2.1. Echantillonnage des larves d'Odonates

La collecte des larves d'Odonates a été faite suivant l'approche multi-habitat de Stark *et al.* (2001). Cette approche se base sur la nature du substrat et la diversité des habitats présents dans chacune des stations. L'outil utilisé est un troubleau (Figure 28) de forme carrée de 30 cm de côté, muni d'un filet conique de 400 μm d'ouverture de maille et de 50 cm de profondeur. Pour chaque station d'étude et à chaque campagne d'échantillonnage, une vingtaine de coups de troubleau sont effectués contre le sens d'écoulement des eaux, sur environ 50 cm de long, équivalent au total à une surface approximative de 3 m², dans une station d'environ 100 m de long. Les coups de filet sont effectués dans différents microhabitats caractérisés par le couple substrat/vitesse. Chaque fois, les organismes retenus par les mailles du filet sont déposés dans un bac pour tri. Le tri se fait manuellement à l'aide d'une paire de pinces fines et fixés dans du formol à 10 %.

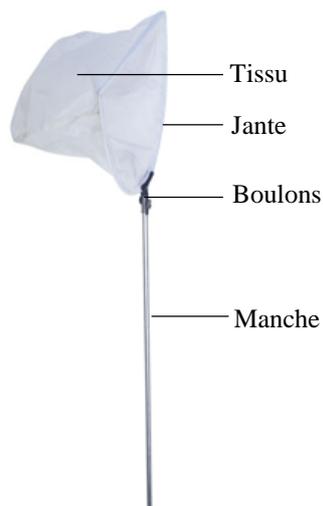


Figure 28 : Photo du filet troubleau (d'après Kalache et Firas, 2021)

II.2.2.2. Identification et dénombrement des larves d'Odonates

Au laboratoire, les spécimens capturés et fixés au formol sont transvasés dans des bocaux et lavés à l'eau de robinet puis conservés dans des piluliers contenant de l'éthanol à 70° avant les opérations d'identification et de dénombrement des spécimens sous forme larvaire. Pour chaque station, les organismes sont introduits dans des boîtes de Pétri de 90 mm de diamètre. Regroupés suivant leurs caractères généraux, leur taille et leur morphologie, ils sont identifiés et dénombrés sous une loupe binoculaire de marque WILD M5 à éclairage épiscopique, à l'aide des clés d'identification et ouvrages de Durand et Levêque (1991), Tachet *et al.* (2006), Heidemann et Seidenbusch (2002), Day *et al.* (2002), De Moor *et al.* (2003), Stals et De Moor (2007) et Moisan (2006).

II.2.2.3. Morphométrie des larves d'Odonates

En vue de la réalisation d'une approche comparative entre les différentes espèces inventoriées, les mesures morphométriques ont été effectuées sur des larves à l'aide d'un pied à coulisse de marque mm/inch (Figure 29).



Figure 29 : Pied à coulisse digital à affichage numérique mesurant la longueur de l'Odonate

II.2.2.4. Réalisation des dessins des larves d'Odonates

La réalisation des dessins s'est faite à l'aide du logiciel Coreldraw

II.2.3. Analyse et présentation des résultats

Les résultats obtenus ont été regroupés en saisons : la grande saison pluvieuse en 2019 (GSP-19), la grande saison sèche en 2019 (GSS-19), la petite saison pluvieuse en 2020 (PSP-20), la petite saison sèche en 2020 (PSS-20), la grande saison pluvieuse en 2020 (GSP-20) et la grande saison sèche en 2020 (GSS-20).

II.2.3.1. Test H de Kruskal-Wallis et test U de Mann-Whitney

Les tests H de Kruskal-Wallis et U de Mann-Whitney ont été utilisés pour comparer les valeurs des paramètres physicochimiques et la structure des peuplements entre les saisons et les stations d'échantillonnage étudiées. Les différences ont été considérées comme significatives à $p < 0,05^*$. Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été utilisé pour vérifier sur le plan spatio-saisonnier, la signification des différences (ou similarités) de variances des paramètres biotiques et abiotiques. Chaque fois que le test de Kruskal-Wallis a montré une différence significative entre les variances des échantillons comparés, le test U de Mann-Whitney (comparaison 2 à 2) a été utilisé afin d'isoler les échantillons qui ont différencié significativement. Ces analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel SPSS version 20.0.

II.2.3.2. Indice de diversité de Simpson (D)

Déterminé à partir du logiciel PAST 3.24, cet indice permet d'évaluer la biodiversité d'un peuplement. Il renseigne sur la qualité et le fonctionnement des peuplements. Cet indice est calculé par la formule :

$$D = 1 - \frac{n(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

n_i : nombre d'individus d'une espèce ou d'une famille,

N : nombre total d'individus dans l'échantillonnage.

L'indice de diversité de Simpson varie de 0 (diversité faible) à 1 (diversité forte).

II.2.3.3. Indice de diversité (H') de Shannon et Weaver (1963)

L'indice de Shannon et Weaver est un indice qui permet de mesurer la diversité naturelle des organismes vivants. Il permet de quantifier l'hétérogénéité et d'observer une évolution au cours du temps de la biodiversité d'un milieu d'étude.

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

P_i : abondance relative du taxon i .

L'indice de diversité de Shannon et Weaver varie entre 0 (peuplement dominé par un seul taxon) et $\log_2 S$ (tous les taxons sont également représentés), avec S : nombre total de taxons dans l'échantillon.

II.2.3.4. Indice d'équitabilité (J) de Piélou (1969)

L'indice d'équitabilité (J) de Piélou permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces du peuplement par rapport à une répartition théorique égale pour l'ensemble

des espèces (Barbault, 2000). Indépendamment de la richesse spécifique, sa valeur varie de 0 (dominance d'un taxon) à 1 (équipartition des taxons). Cet indice est calculé par la formule :

$$J = \frac{H'}{\log_2 S}$$

J : indice d'équitabilité de Pielou ;

H' : indice de Shannon & Weaver ;

S : nombre total de taxons dans l'échantillon.

II.2.3.5. Test de Similarité de Sørensen (E)

Le coefficient de similarité a permis de rendre compte du degré de ressemblance ou de dissemblance des espèces entre les stations à l'aide de la formule :

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

a= nombre de taxons présents dans la station 1,

b= nombre de taxons présents dans la station 2,

C= nombre de taxons communs aux deux sites.

II.2.3.6. Indice Biotique de Hilsenhoff (HBI)

L'indice d'Hilsenhoff est largement utilisé pour évaluer l'intégrité biotique des communautés d'invertébrés benthiques (Hilsenhoff, 1988). La variante utilisée se base sur l'identification à la famille (FBI). Chaque famille est associée à un indice de tolérance à la pollution. Pour chacune des familles, le nombre d'individus échantillonnés est multiplié par son indice de tolérance. Les résultats par famille sont additionnés. Ce nombre est ensuite divisé par le nombre total d'organismes dans l'échantillon. La cote finale de l'indice (une par station) est alors rapportée à l'échelle d'Hilsenhoff pour l'associer à une qualité d'eau (tableau II).

$$HBI = \sum xi ti / n \text{ avec,}$$

xi = nombre d'individus du ième taxon, ti = cote de tolérance du ième taxon,

n = nombre d'observations.

Tableau II : Echelle d'interprétation des résultats obtenus pour le HBI

Echelle d'Hilsenhoff	Classe de qualité de l'eau
0,00 à 3,75	Excellente : sans pollution organique
3,76 à 4,25	Très bonne : légère pollution organique possible
4,26 à 5,00	Bonne : pollution organique probable
5,01 à 5,75	Moyenne : pollution organique assez substantielle
5,76 à 6,50	Plutôt mauvaise : pollution organique substantielle
6,51 à 7,25	Mauvaise : pollution organique très substantielle
7,26 à 10,00	Très mauvaise : pollution organique grave

II.2.3.7. Abondance relative (Nr) et Fréquence d'occurrence (F)

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

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

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

N = nombre total d'individus récoltés.

La fréquence d'occurrence (F) exprimée en pourcentage, renseigne sur la constance d'une espèce ou d'un taxon dans un habitat donné sans aucune indication sur son importance quantitative (Dajoz, 2000) (tableau III). Ce nombre est exprimé en pourcentage du nombre total de prélèvements et donne des informations sur les espèces fréquemment rencontrées dans un hydrosystème sans aucune indication sur l'importance quantitative des espèces rencontrées. Elle se calcule comme suit (Dufrêne et Legendre, 1997) :

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

Fi = nombre de relevés contenant l'espèce i ;

Ft = nombre total de prélèvements effectués.

Tableau III : Classification des espèces selon leur fréquence d'occurrence d'après Dufrêne et Legendre (1997)

Fréquence d'occurrence	Information sur l'espèce
F = 100 %	espèces omniprésentes
75 % ≤ F < 100 %	espèces régulières
50 % ≤ F < 75 %	espèces constantes
25 % ≤ F < 50 %	espèces accessoires
F < 25 %	espèces rares

II.2.3.8. Test de corrélations de Spearman

Le coefficient de corrélation de rang de Spearman mesure les degrés de liaison entre les variables abiotiques d'une part, puis entre les variables abiotiques et biotiques d'autre part. Ce coefficient se calcule selon la formule suivante :

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

n = nombre total d'observations ;

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

Cette analyse a été faite avec le logiciel SPSS version 20.0.

II.2.3.9. Analyse en Composantes Principales (ACP)

L'ACP est une méthode de statistique pour évaluer l'influence de quelques facteurs abiotiques sur la distribution des organismes. Elle a été réalisée entre les variables physicochimiques et hydromorphologiques. La matrice de données est composée des échantillons « n » en ligne sur lesquels ont été mesurés des variables quantitatives « p » disposées en colonnes. Cette analyse a été effectuée à l'aide du logiciel XLSTAT 2018.

II.2.3.10. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)

Afin de compléter l'interprétation de l'ACP, une classification ascendante hiérarchique (CAH) a été appliquée aux données de manière à classer objectivement les stations sous forme de dendrogramme selon leurs caractéristiques physico-chimiques et la composition spécifique des communautés d'Odonates. Les cours d'eau étudiés ont pu être délimités en tronçons homogènes peu ou très altérés par les pollutions et caractérisés par des assemblages différents d'Odonates (biotypes). Cette analyse a également été effectuée à l'aide du logiciel statistique XLSTAT 2018.

II.2.3.11. Analyse Canonique des Correspondances (ACC)

L'Analyse Canonique des Correspondances réalise les analyses de gradients indirectes habituelles comme l'analyse en composantes principales et l'analyse factorielle des correspondances. Son exécution nécessite deux fichiers de données, la matrice espèces-sites et la matrice variables environnementales-sites. Pour cette étude, l'ACC a permis de mettre en relation les abondances des principaux taxa de macroinvertébrés benthiques et les variables environnementales après avoir subi une transformation logarithmique [$\log(X + 1)$] (Ter Braak et Smilauer, 2002). Elle a permis de déterminer les facteurs abiotiques influençant l'abondance des taxons dans les différents groupes définis par la SOM. Les principaux taxa sont ceux qui constituent au moins 5 % des effectifs d'organismes récoltés au moins à une des stations. La pertinence de l'analyse a été d'abord vérifiée grâce au test de permutation de Monte-Carlo (Manly, 1991) sur 499 permutations aléatoires (McQuoid et Godhe, 2004). Le résultat de cette analyse est présenté par un graphique sur lequel sont projetées les variables abiotiques, les espèces et les sites d'échantillonnage. L'Analyse Canonique des Correspondances a été effectuée grâce au logiciel CANOCO for Windows version 4.5 (Ter Braak et Smilauer, 2002).

II.2.3.12. Réseau de Neurones Artificiels : cartes auto-organisatrices

La Self Organizing Maps (SOM) ou cartes de Kohonen ou réseaux de neurones artificiels (Kohonen, 1982 et 2001) a été utilisée pour traiter les données multifactorielles et

non linéaires donc complexe (Giraudel et Lek, 2001 ; Gevrey *et al.*, 2003 et 2004 ; Aguilar Ibarra *et al.*, 2005). Elles organisent les stations en fonction de leur similarité sur la base de la matrice d'abondance des taxa.

En effet, la matrice d'entrée contient les variables faunistiques (x_{ij}) de chaque station d'échantillonnage (s_j). Une fois que la SOM (Self Organizing Map) a déterminé les poids de connexion (p_{ij}) sous forme d'erreur minimale d'apprentissage, on obtient la carte et la couche de sortie ou « nodes » (Figure 30).

Une fois la carte de Kohonen obtenue, un algorithme d'analyse de classification hiérarchique (ACH) basée sur la méthode Ward comme critère d'agrégation et la distance Euclidienne permet ensuite de mettre en évidence des assemblages des stations réels sur la carte (Dufrême, 1992 ; Park *et al.*, 2003). Cet algorithme est exécuté grâce à la SOM Toolbox pour Matlab, version 6.1 (Alhoniemi *et al.*, 2000).

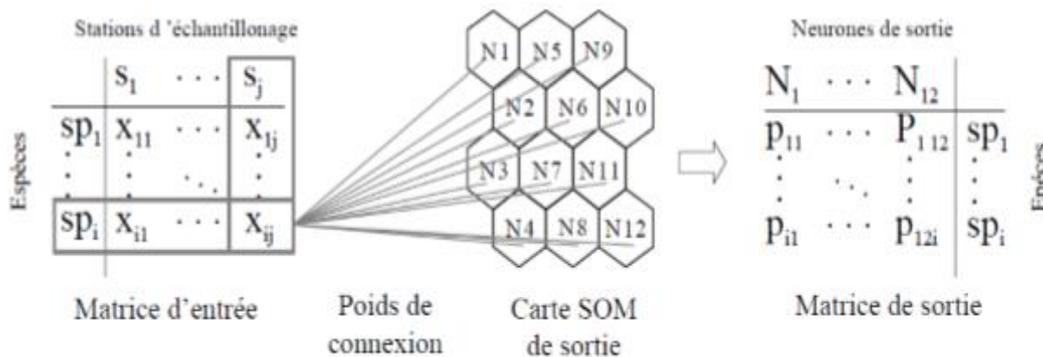


Figure 30 : Schéma simplifié de la carte auto-organisatrice (SOM). La matrice ou couche d'entrée contient les données d'abondance (X_{ij}) pour chaque station d'échantillonnage (S_j). Une fois que la SOM a trouvé les poids de connexion (P_{ij}) en erreur minimale d'apprentissage, on obtient la carte et la matrice de sortie (d'après Aguilar Ibarra *et al.*, 2005).

II.2.3.13. Valeur indicatrice (IndVal)

La méthode des valeurs indicatrices « Indval : Indicator value » est une méthode permettant de sélectionner les espèces les plus indicatrices des conditions environnementales des groupes obtenus après une ordination (Dufrême et Legendre, 1997). Le principe de la méthode « Indval » repose sur la définition du caractère indicateur d'une espèce : une espèce est considérée comme indicatrice si elle est typique d'un groupe de relevés (elle est absente des autres groupes) et si elle est présente dans tous les relevés de ce groupe.

Pour chaque espèce i dans chaque groupe de relevés j , on calcule le produit de A_{ij} par B_{ij} . Le facteur A_{ij} est la moyenne des abondances de l'espèce i dans les sites du groupe de relevés j par rapport à tous les groupes. Le second facteur B_{ij} représente la fréquence relative

d'occurrence de l'espèce **i** dans les sites du groupe **j**. Toutes ces variables se calculent selon les formules 1, 2 et 3 :

$$A_{ij} = \frac{\text{Nombre d'individus}_{ij}}{\text{Nombre d'individus}_i} \quad (1); \quad B_{ij} = \frac{\text{Nombre de sites}_{ij}}{\text{Nombre de sites}_i} \quad (2); \quad \text{IndVal} = (A_{ij} \times B_{ij}) \times 100 \quad (3)$$

Où IndVal., est la valeur indicatrice de l'espèce **i** dans le groupe de relevés **j**. Ainsi, A_{ij} mesure la spécificité de l'espèce pour un groupe tandis que B_{ij} indique la fidélité de cette espèce à l'intérieur de ce groupe. La spécificité est maximale (100%) quand l'espèce n'occupe qu'un groupe et la fidélité est maximale (100%) lorsque l'espèce est présente dans tous les relevés d'un groupe. La valeur indicatrice de l'espèce est maximale (100%) lorsque la spécificité et la fidélité sont maximales.

La valeur indicatrice des espèces pour les différents niveaux est de plus contrôlée par une procédure de permutation aléatoire le test de permutation de Monte-Carlo en l'occurrence. Ce test a permis de vérifier si la préférence d'une espèce pour un groupe est significativement plus élevée que ne laisse supposer une distribution aléatoire (Legendre et Legendre, 2012). Cette procédure répartit les données de présence de l'espèce de nombreuses fois dans les différents groupes et compare pour chaque niveau du groupement, la moyenne de la valeur Indval ainsi calculée à la valeur Indval obtenue pour le groupement de départ. Si cette dernière valeur est significativement plus grande que la moyenne des valeurs obtenues de façon aléatoire, l'espèce peut être considérée comme réellement indicatrice du niveau du groupement. Ce test est surtout utile pour les espèces qui n'ont pas une fidélité importante.

Dans cette étude, un taxon est considéré comme indicateur d'un groupe donné quand le test de permutation appliqué à ses différentes valeurs indicatrices est significatif pour ce groupe (Thomas *et al*, 2004). Outre ce test, les taxons qui ont une valeur indicatrice supérieure ou égale à 25% pour un groupe ont été également assimilés aux taxons indicateurs de cet habitat (Nahmani et Rossi, 2003). Cette dernière considération signifie que le taxon caractéristique apparaît au moins à 50% dans un groupe donné de sites et que son abondance relative dans ce groupe atteint 50% (Dufrêne et Legendre, 1997).

II.2.3.14. Indice de Pollution Organique (IPO)

L'IPO a été réalisé en utilisant les teneurs des polluants en cinq classes. Le principe est de répartir les valeurs des éléments polluants en 5 classes, puis de déterminer, à partir de ses propres mesures, le numéro de classe correspondant pour chaque. (Tableau IV).

Tableau IV : Limites des classes de l'IPO d'après Leclercq (2001).

Paramètres	NH ₄ ⁺ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (µg/L)	PO ₄ ³⁻ (µg/L)	DBO5
Classes				
5	< 0,1	≤ 5	≤ 15	< 2
4	0,1 – 0,9	6 – 10	16 – 75	2-5
3	1 – 2,4	11 – 50	76 – 250	5,1-10
2	2,5 – 6	51 – 150	251 – 900	10,1-15
1	> 6	> 150	> 900	> 15

Suite à l'analyse des échantillons, on détermine à quelle classe appartient chacun des ions mesurés et ensuite on fait une moyenne et la valeur correspondante est reportée dans le tableau d'interprétation (Tableau V) et on détermine ensuite le niveau de pollution. Cet indice présente l'avantage d'être facile à réaliser, et détermine aisément l'ampleur de la pollution organique de façon saisonnière ou annuelle.

Tableau V : Interprétation de la moyenne des classes obtenues dans le tableau précédent d'après Leclercq (2001).

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

II.2.3.15. Application des Systèmes d'Evaluation de la Qualité des Eaux (SEQ-Eau) à l'appréciation de la qualité des eaux

Les grilles des SEQ-Eau ont également été utilisées pour apprécier l'aptitude des eaux de la région à différents usages (MEDD et Agence de l'eau, 2003). Aussi bien pour les classes et indices d'aptitude de l'eau à la biologie que pour les classes d'aptitude de l'eau aux différents usages, l'évaluation est faite à partir d'un indice et 5 classes spécifiquement définies (figure 31).

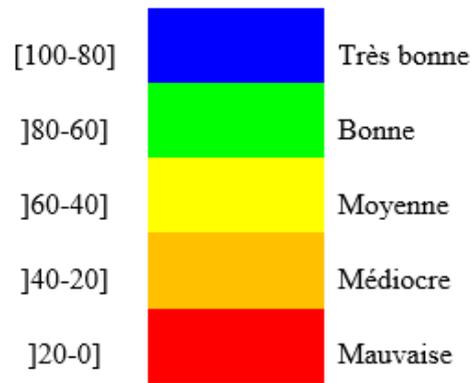


Figure 31 : Limites de classe de qualité utilisés dans les SEQ-Eau

CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION

III.1. Résultats

III.1.1. Qualité physico-chimique des eaux des stations étudiées

Les variations spatiales et temporelle, les valeurs minimales et maximales, les moyennes et écart-types des paramètres physicochimiques mesurés par station d'échantillonnage et regroupés en Grande Saison Pluvieuse 2019 (GSP-19), Grande Saison Sèche 2019 (GSS-19), Petite Saison Pluvieuse 2020 (PSP-20), Petite Saison Sèche 2020 (PSS-20), Grande Saison Pluvieuse 2020 (GSP-20) et Grande Saison Sèche 2020 (GSS-20) dans les stations d'échantillonnage pendant l'étude sont présentées ci-dessous.

III.1.1.1. Variation spatio-temporelle des paramètres physiques

III.1.1.1.1 Température et Solides Totaux Dissous (STD)

Les données de la température des eaux ont varié d'une station à l'autre et d'une saison à l'autre pendant la période d'étude. Dans les cours d'eau, la température varie peu et se situe entre 24,30 °C et 26,30 °C, avec une moyenne de $25,20 \pm 0,50$ °C et une amplitude thermique de 2 °C. La plus faible valeur (24,30 °C) a été observée pendant la grande saison de pluie (GSP-19) dans la stations MZ et la plus forte valeur (26,30 °C) a été observée pendant la petite saison pluvieuse (PSP-20) à la station NL1 (Figure 32A). Sur le plan spatial, test H de kruskal-wallis montre qu'il n'existe pas de différence significative ($P > 0,05$) alors que sur le plan saisonnier, il existe une différence significative ($P < 0,05$), entre GSS-19 et PSS-20, PSP-20 et PSS-20 et PSP-20 et GSS-20. Les étangs quant à eux présentent des valeurs de température oscillant très peu entre 24,50 °C et 26,50 °C autour d'une moyenne de $25,40 \pm 0,63$ °C et une amplitude thermique de 2 °C. La plus faible valeur et la plus forte valeur ont été observées à la station M2 pendant la PSP-20 et GSS-19 respectivement (Figure 32B). Le test H de kruskal-wallis montre une différence significative entre les saisons, notamment entre GSS-19 et PSS-20 et PSP-20, par contre sur le plan spatial, il n'existe pas de différence significative.

Les fluctuations des STD observées varient entre 11 mg/L à la station N3 pendant la petite saison sèche (PSS-20) et 460 mg/L à la station EF pendant la grande saison sèche (GSS-19) (Figure 32C). Sur le plan spatio-temporel, il existe une différence significative entre la saison PSS-20 et GSP-20 et entre la station NY2 et EF. Concernant les étangs, le profil des STD a varié de 9 mg/L dans la station M4 pendant la petite saison pluvieuse (PSP-20) à 40 mg/L dans la station M1 pendant la grande saison pluvieuse (GSP-20) (Figure 32D). Sur le plan spatio-saisonnier, le test H de kruskal-wallis montre qu'il n'existe pas de différence significative.

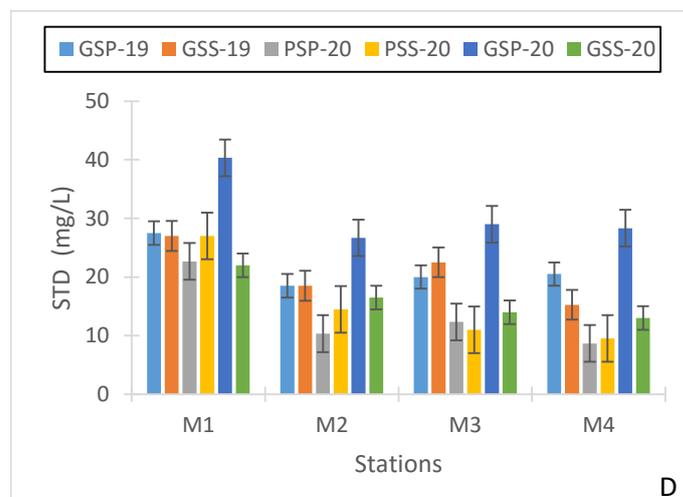
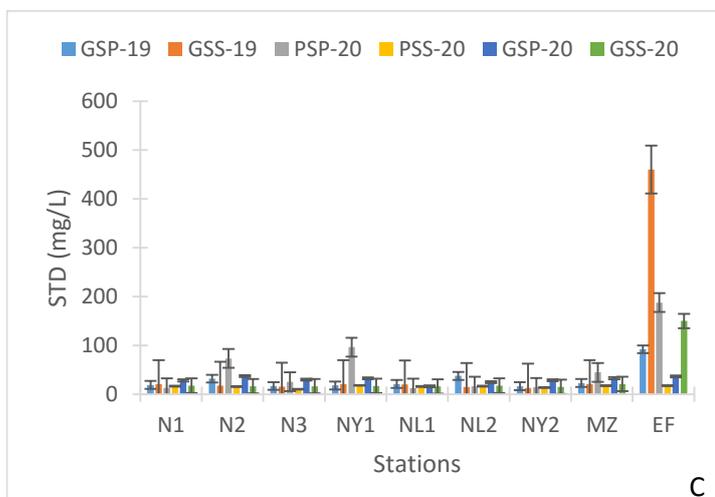
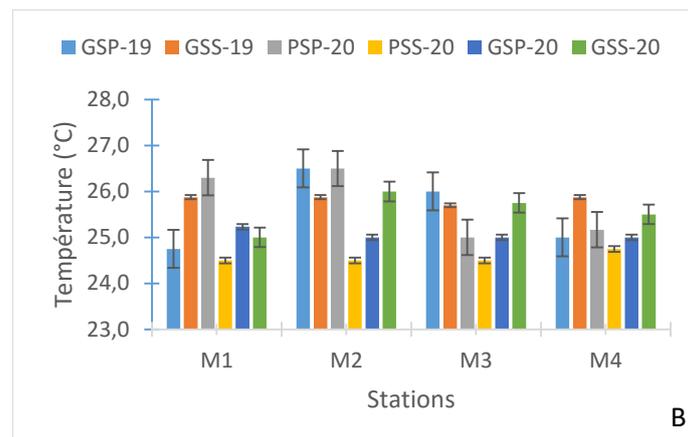
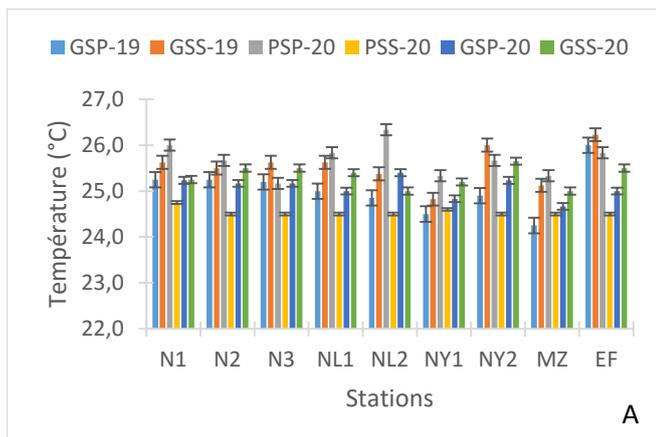


Figure 32 : Variation spatio-temporelle de la température (A=cours d'eau, B=étang) et des solides totaux dissous (C=cours d'eau, D=étang) pendant la période d'étude

III.1.1.1.2 Turbidité, Matières en Suspension (MES) et Couleur

Les valeurs de la turbidité observées au niveau des cours d'eau ont varié entre 3 et 59 FTU avec une moyenne de $14,30 \pm 10,72$ FTU et une amplitude de 56 FTU. La valeur la plus faible est obtenue aux station N3 et NY2 pendant la grande saison sèche (GSS-20) et la plus forte valeur (59 FTU) est obtenue pendant la grande saison pluvieuse (GSP-20) dans la station EF (Figure 33A). Le test H de kruskal-wallis montre une différence significative entre les stations et les saisons, notamment entre la station EF et les stations MZ, N3 et NY2 et entre la GSS-20 et les GSP-20 et GSP-19. Pour ce qui est de la variation de la turbidité dans les étangs, elle fluctue d'une station à une autre, les teneurs relevées varient entre 5 FTU à la station M4 et 107 FTU à la station M1 pendant la petite saison sèche (PSS-20) (Figure 33B). Sur le plan spatio-saisonnier, il n'existe pas de différence significative.

Les valeurs de MES obtenues dans les cours d'eau pendant la période d'étude oscillent entre 4 mg/L à la station NY2 pendant la petite saison pluvieuse (PSP-20) et 54 mg/L dans la station EF pendant la grande saison pluvieuse (GSP-20) (Figure 33C). Le test H de kruskal-wallis montre une différence significative entre les saisons (PSP-20 et GSP-20) et entre les stations (EF et les autres NY1, NY2 et N3). Dans les étangs, les teneurs enregistrées ont varié de 5 mg/L pendant la grande saison sèche (GSS-20) à la station M3 à 79 mg/L pendant la petite saison pluvieuse (PSP-20) dans la station M1 (Figure 33D). Sur le plan saisonnier, on note une différence significative entre GSP-20 et PSP-20 par contre sur le plan spatial, il n'existe pas de différence significative.

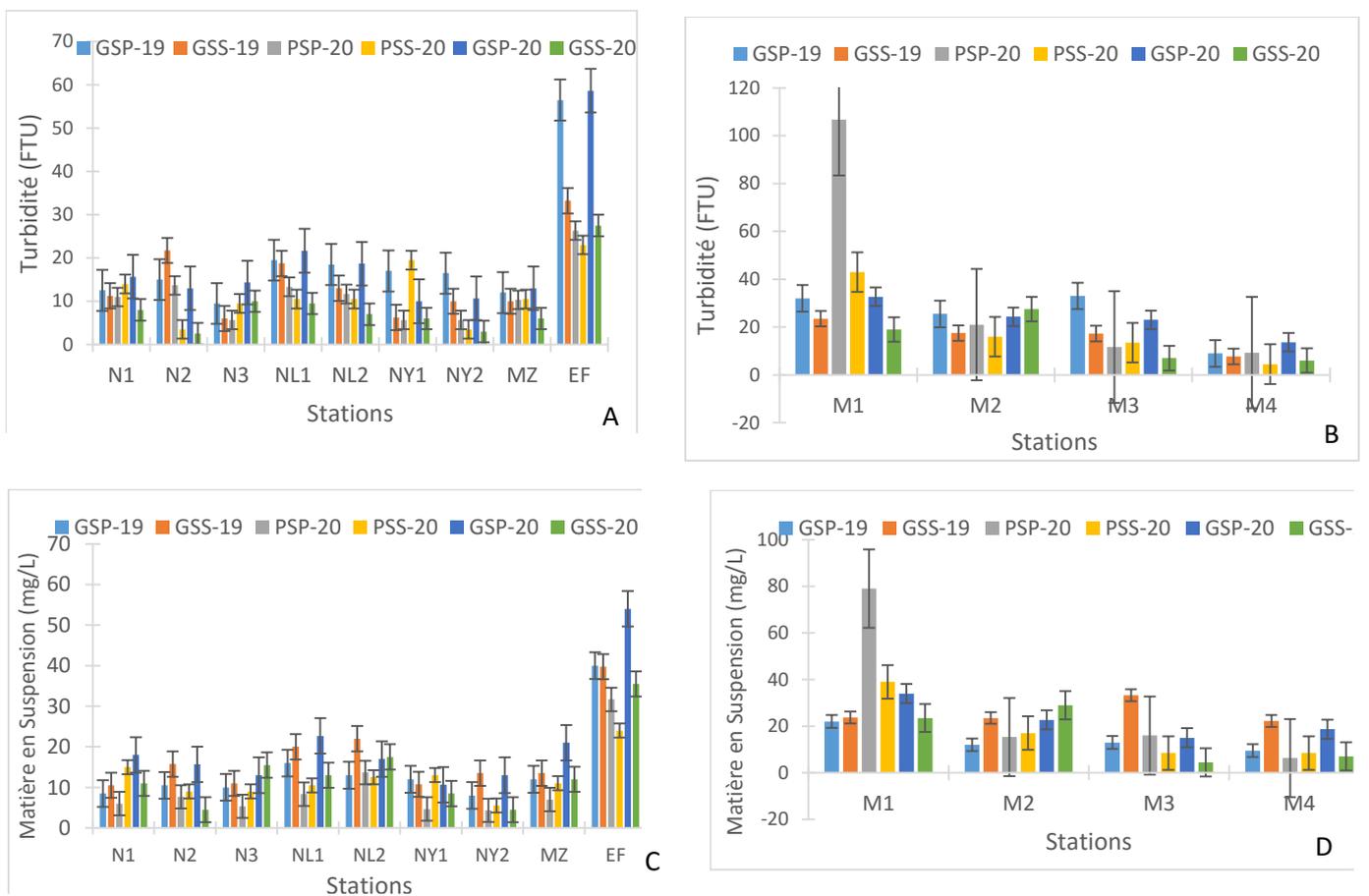


Figure 33 : Variation spatio-temporelle de la turbidité (A=cours d'eau, B=étang) et des Matières en Suspension (C=cours d'eau, D=étang) pendant la période d'étude

Concernant la couleur des cours d'eau, les valeurs ont fluctué entre 34 Pt.Co à la station NY1 et 267 Pt.Co pendant la grande saison sèche (GSS-19) et la petite saison pluvieuse (PSP-20) respectivement (Figure 34A). Le test H de kruskal-wallis montre qu'il existe une différence significative entre les saisons ($p < 0,05$), spécifiquement entre PSS-20 et les saisons GSS-19 et

GSP-20 et entre la station NY1 et EF. Au niveau des zones des étangs, la plus forte valeur (804 Pt.Co) a été obtenue pendant la petite saison sèche (PSS-20) dans la station M1 et la plus faible valeur (60 Pt.Co) a été enregistrée à la station M4 pendant la grande saison sèche (GSS-20) (Figure 34B). Sur le plan saisonnier, il existe une différence significative ($p < 0,05$) entre GSS-19 et PSS-20 alors que sur le plan spatial, aucune différence significative n'a été observée.

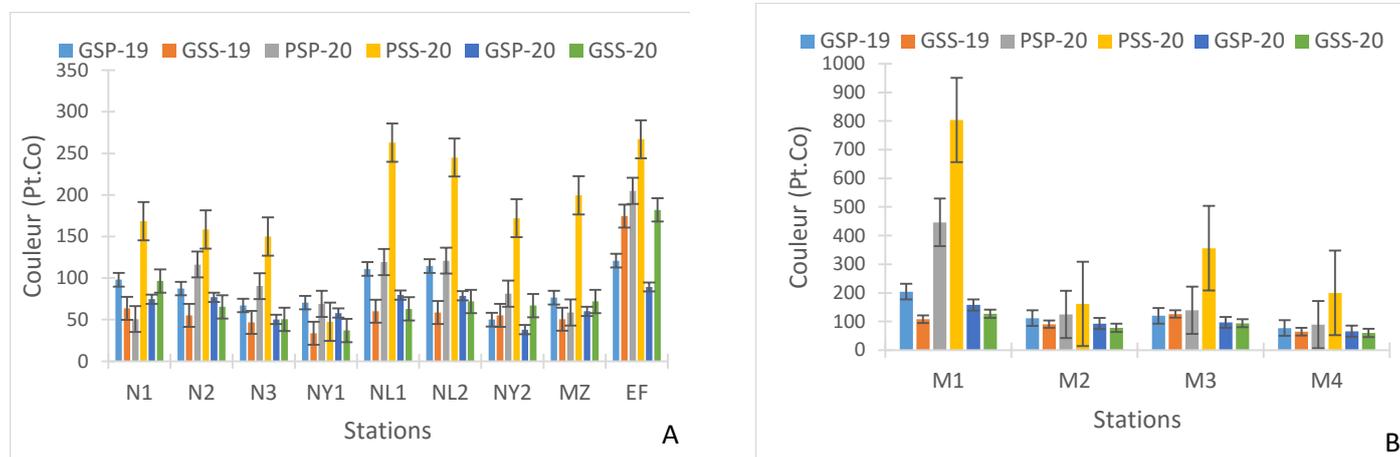


Figure 34 : Variation spatio- temporelle de la couleur (A=cours d'eau et B=étang) pendant la période d'étude.

III.1.1.2. Variation spatio- temporelle des paramètres chimiques

III.1.1.2.1. pH et CO₂ dissous

Dans les cours d'eau, les teneurs du pH se situent entre 5,75 UC pendant la petite saison sèche 2020 dans la station NY1 et 7,74 UC pendant la grande saison pluvieuse 2019 à la station EF, autour d'une moyenne de $6,4 \pm 0,29$ UC, avec une amplitude de 0,99 UC (Figure 35A). Le test H de kruskal-wallis montre qu'il existe une différence significative entre les stations ($p < 0,05$), notamment entre NY2 et EF mais sur le plan saisonnier, il n'existe pas de différence significative. Les valeurs du pH dans les étangs ont oscillé entre 5,84 UC dans la station M4 pendant la grande saison sèche 2020 et 6,59 pendant la grande saison pluvieuse 2019 à la station M2, autour d'une moyenne de $6,2 \pm 0,20$ UC, avec une amplitude de 0,75 UC (Figure 35B). Sur le plan spatio-saisonnier, le test de Kruskal-Wallis montre qu'il n'y'a pas de différence significative ($p > 0,05$).

Le profil de fluctuation du CO₂ dans les cours d'eau présente des teneurs qui varient entre 4 et 41 mg/L avec une moyenne de $11 \pm 05,29$ mg/L et une amplitude de 37 mg/L. La plus faible valeur a été observée pendant la grande saison pluvieuse 2019 à la station N1 et la plus forte valeur pendant la grande saison pluvieuse 2020 à la station NL1 (Figure 35C). Sur le plan spatial, le test de Kruskal-Wallis montre qu'il n'y'a pas de différence significative entre les différentes stations ($p > 0,05$) alors que, sur le plan saisonnier on observe une différence

significative ($p < 0,05$) entre PSP-20 et les autres saisons. Indépendamment des cours d'eau, la valeur minimale (6,5 mg/L) du CO_2 dans les étangs est obtenue pendant la grande saison pluvieuse 2019 (GSP-19) dans la station M4 et la valeur maximale (37,5 mg/L) enregistrée à la station M1 pendant la grande saison sèche 2019 (GSS-19), ceci autour d'une moyenne de $11,5 \pm 06,21$ mg/L avec une amplitude de 31 mg/L (Figure 35D). Sur le plan saisonnier, il existe une différence significative ($p < 0,05$) entre la GSP-19 et PSP-20 mais sur le plan spatial, le test de Kruskal-Wallis montre qu'il n'y'a pas de différence significative entre les différentes stations ($p > 0,05$).

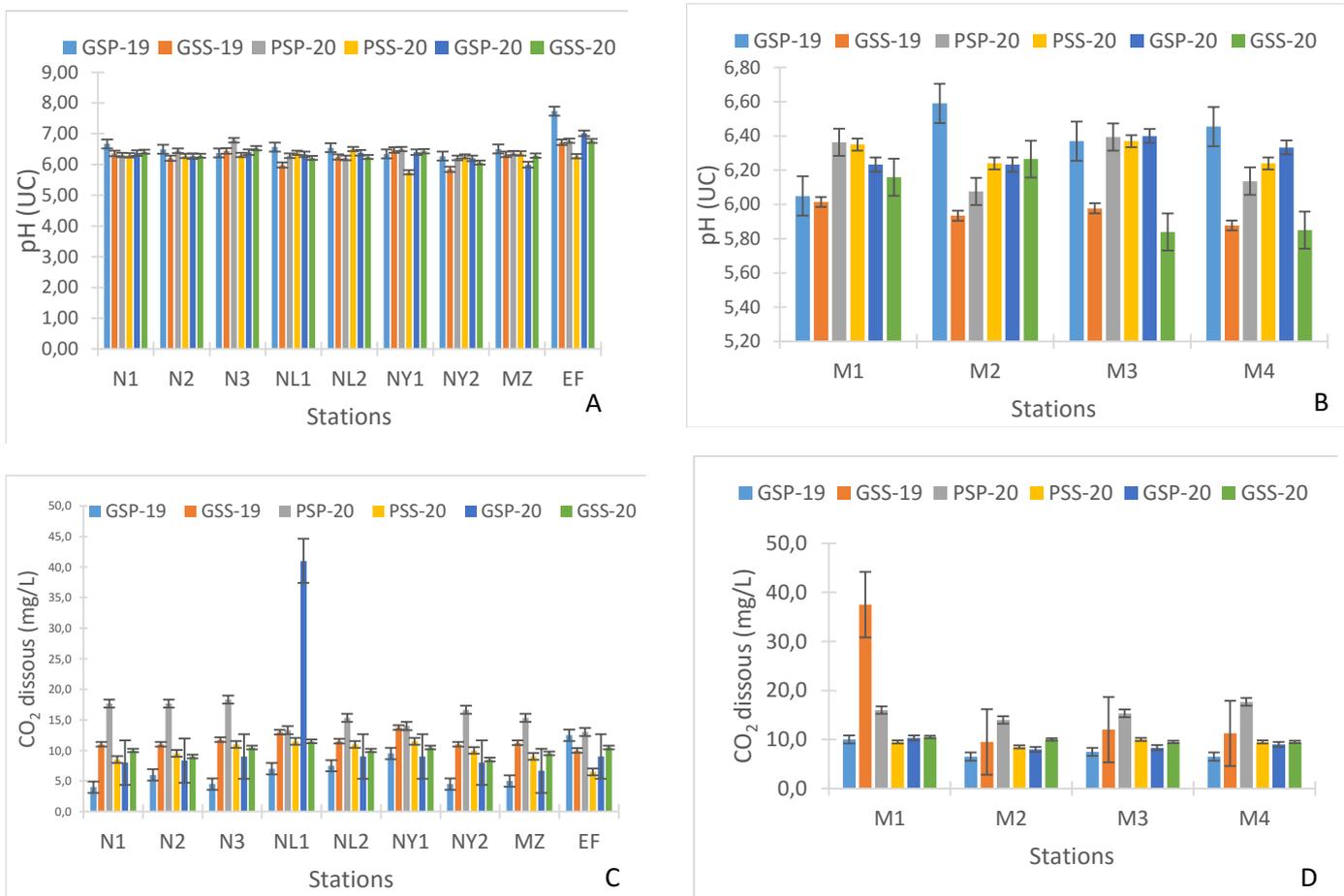


Figure 35 : Variation spatio- temporelle du pH (A=cours d'eau, B=étang) et du CO_2 dissous (C=cours d'eau, D=étang) pendant la période d'étude

III.1.1.2.2. Oxygène dissous

Les teneurs en O_2 fluctuent d'un cours d'eau à un autre (Figure 36A), les valeurs enregistrées variant de 52,50 % à 81,50 % avec une moyenne de $76 \pm 08,04$ % et une amplitude de 29%. La faible valeur (52,50 %) a été observée pendant la grande saison sèche 2019 et la petite saison sèche 2020 à la station EF et les fortes valeurs (81,50%) relevées pendant la grande saison pluvieuse 2019 aux stations N1 et N3. Sur le plan spatio-saisonnier, le test H de Kruskal-

Wallis montre qu'il y'a une différence significative entre les différentes stations et saisons ($p < 0,05$). Quant à la variation de l'oxygène dissous au niveau des étangs, les valeurs oscillent entre 71,3% et 80,5% autour d'une moyenne de $76,4 \pm 2,26\%$, avec une amplitude de 9,2% (Figure 36B). La valeur minimale et la valeur maximale ont été enregistrées aux station M1 et M4 pendant la grande saison sèche 2019 (GSS-19) et la grande saison pluvieuse 2019 (GSP-19) respectivement. Le test H de Kruskal-Wallis montre qu'il y'a une différence significative entre les différentes saisons ($p < 0,05$), notamment entre GSS-20 et GSP-19, par contre, entre les stations il n'existe pas de différence significative ($p > 0,05$).

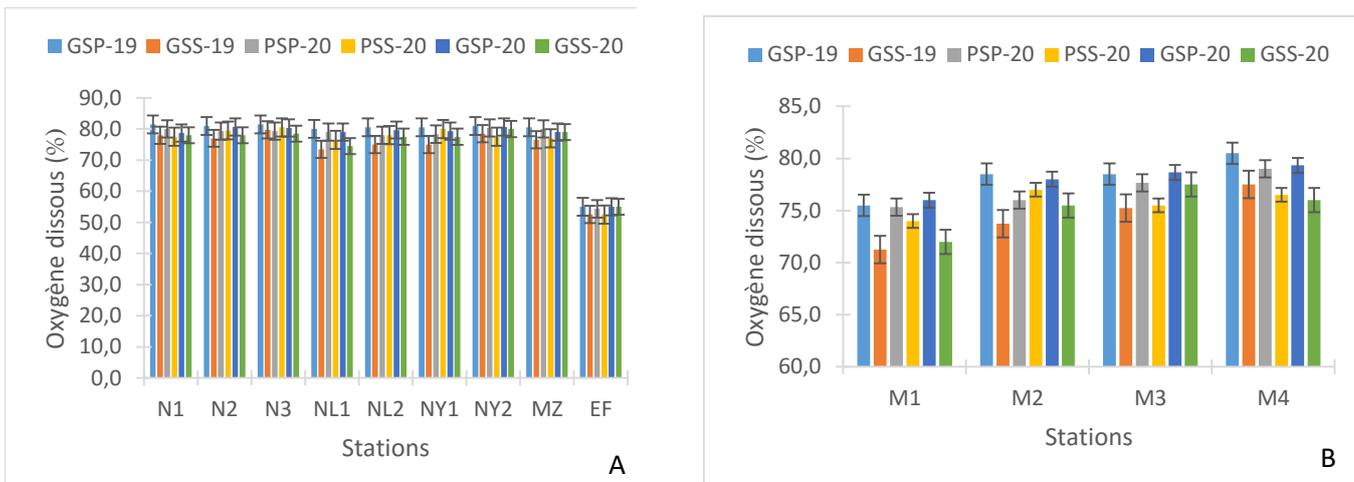


Figure 36 : Variation spatio- temporelle de l'oxygène dissous (A=cours d'eau et B=étang) pendant la période d'étude

III.1.1.2.3. Oxydabilité et Alcalinité, Conductivité électrique

Les cours d'eau présentent des valeurs de l'oxydabilité fluctuant entre 5,5 mg/L à la station NY1 en grande saison pluvieuse 2019 (GSP-19) et 36,5 mg/L à la station EF en petite saison pluvieuse 2020, pour une amplitude thermique de 31 mg/L (Figure 37A). Les valeurs n'ayant montré aucune différence significative entre les stations mais entre les saisons, il existe une différence significative ($p < 0,05$) notamment, entre la saison GSS-19 et les saisons PSP-20 et PSS-20 et entre la saison GSP-19 et les saisons PSP-20 et PSS-20. La moyenne chevauche autour de $14,90 \pm 7,02$ mg/L. Le profil de l'oxydabilité dans les stations des étangs varie de 4 (M4 en GSP-19) à 38 mg/L (M1 en PSP-20) autour d'une moyenne de $17,60 \pm 8,40$ mg/L avec une amplitude de 34 mg/L (Figure 37B). Toutefois, dans l'ensemble des stations, elles ne montrent de différences significatives que sur le plan saisonnier ($p < 0,05$), notamment entre les saisons GSS-19 et PSS-20 et GSP-19 et GSP-20.

Les valeurs de l'alcalinité ont fluctué d'un cours d'eau à l'autre et d'une saison à l'autre pendant la période d'étude. Les données enregistrées oscillent entre 04 mg/L à la station NL2 en PSP-20 et 114 mg/L à la station EF en GSS-19 avec une moyenne de $16,4 \pm 22,12$ mg/L et une amplitude de 110 mg/L (Figure 37C). Le test H de kruskal-wallis montre qu'il existe une différence significative ($p < 0,05$) entre les saisons et entre les stations, notamment entre la saison PSP-20 et les saisons PSS-20 et GSS-20 et entre la station EF et les stations N3, NL1, NL2 et MZ. Dans les stations des étangs, les valeurs de l'alcalinité évoluent de 04 mg/L à 22,7 mg/L avec une moyenne de $11,70 \pm 5,37$ mg/L (Figure 37D). Le test H de Kruskal-wallis montre une différence significative ($p < 0,05$) des valeurs de l'alcalinité entre la saison PSS-20 et PSP-20. Les profils de variation des stations des étangs montrent que les valeurs de l'alcalinité ont une faible amplitude.

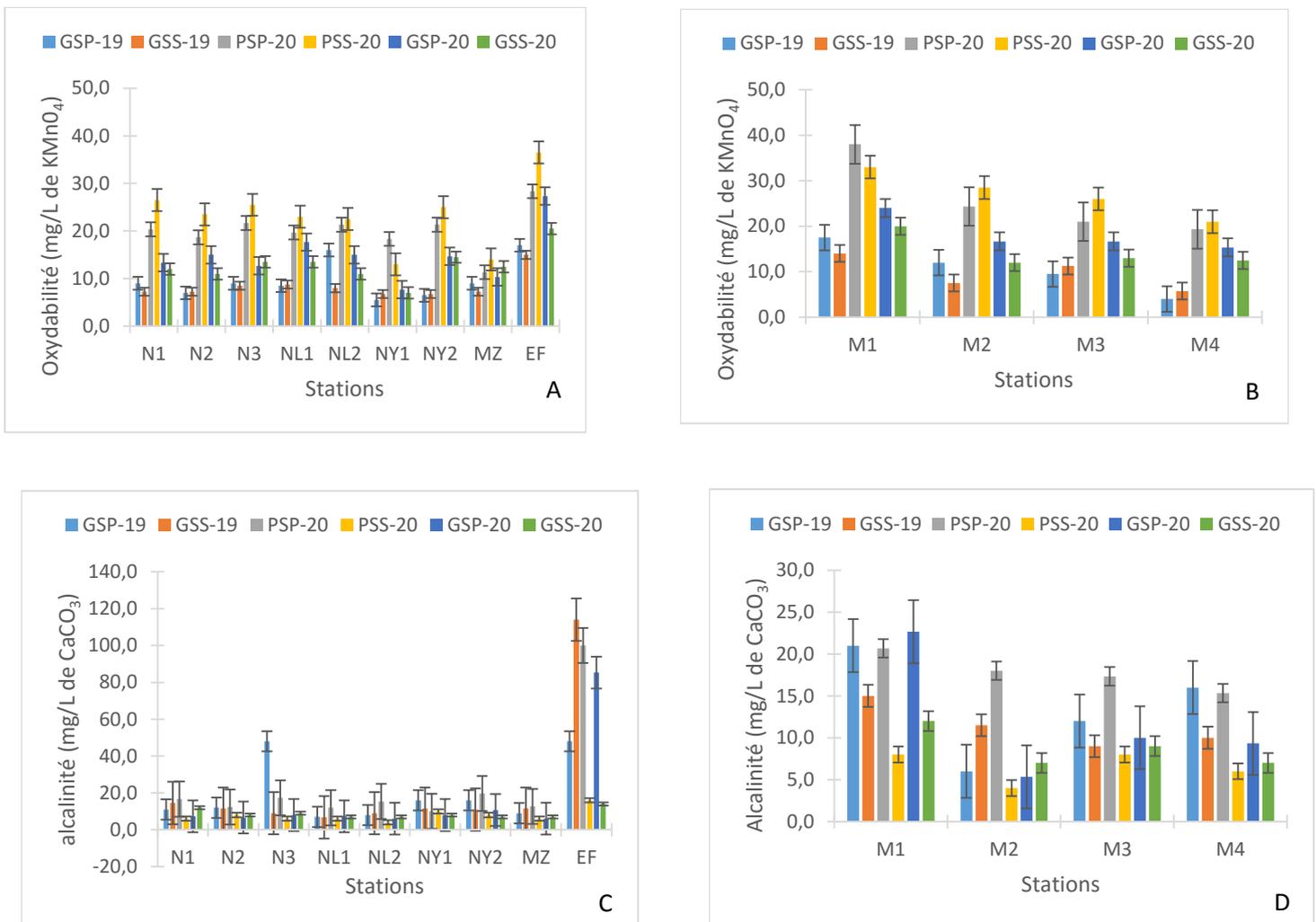


Figure 37 : Variation spatio- temporelle de l'oxydabilité (A=cours d'eau, B=étang) et de l'alcalinité (C=cours d'eau, D=étang) pendant la période d'étude

Les données de conductivité électrique dans les cours d'eau sont comprises entre 15 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (station NY2 pendant PSS-20) et 762 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (station EF pendant GSS-19) avec une moyenne de $70,70 \pm 116,24 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure 38A). Le test H de Kruskal-wallis montre que les variations spatiales de la conductivité sont significatives ($p < 0,05$) entre les stations N3 et EF. Relativement aux cours d'eau, les valeurs de la conductivité dans les stations des étangs sont comprises entre 12 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (station M4 pendant PSS-20) et 71 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (station M1 pendant GSP-20), autour d'une moyenne de $37,90 \pm 14,22 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure 38B). Dans l'ensemble, les fluctuations relevées entre les valeurs ne sont pas significativement différentes d'une saison et d'une station à l'autre.

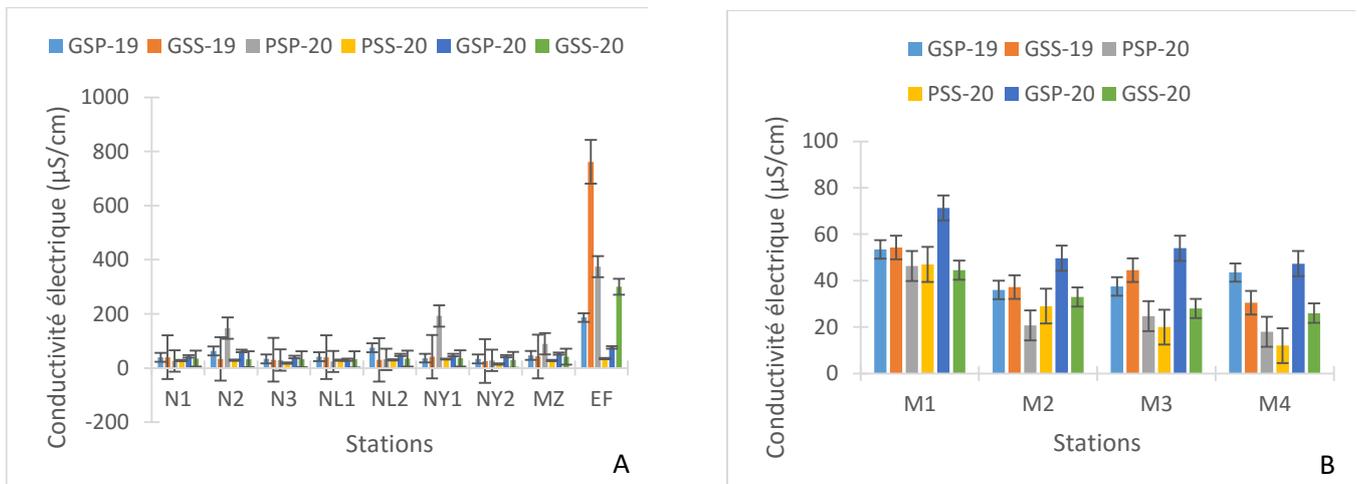


Figure 38 : Variation spatio- temporelle de la conductivité électrique (A=cours d'eau et B=étang) pendant la période d'étude

III.1.1.2.4. Orthophosphates et Azote ammoniacal

Dans les cours d'eau, le profil de variation des teneurs de l'eau en orthophosphates oscille entre 0,4 mg/L (station NY1 pendant la grande saison pluvieuse 2019) et 23,7 mg/L (station MZ pendant la petite saison sèche 2020), la moyenne chevauchant autour de $13,30 \pm 6,10 \text{ mg}/\text{L}$. Pendant la grande saison sèche, le relevé présente sensiblement la même configuration avec des valeurs inférieures à 07 mg/L à toutes les stations sauf la station EF (Figure 39A). Cependant, sur le plan saisonnier on note une différence significative ($p < 0,05$) entre les saisons GSS-19 et GSP-20, GSS-19 et PSS-20, GSP-20 et PSP-20 et PSP-20 et PSS-20. Dans les stations des étangs, le profil de variation de l'orthophosphate évolue de 07 mg/L (station M3 et M4 pendant la grande saison sèche 2019) à 29,7 mg/L (station M1 pendant la petite saison pluvieuse 2020), autour d'une moyenne de $15,90 \pm 7,27 \text{ mg}/\text{L}$ (Figure 39B). Cependant, les fluctuations enregistrées au sein des différentes stations ne présentent pas de différences significatives dans l'ensemble ($p > 0,05$).

L'azote ammoniacal dans les cours d'eau, présente des teneurs qui s'échelonnent de 0,020 mg/L à la station NY1 et EF pendant la petite saison sèche 2020 et la station MZ pendant la petite saison pluvieuse 2020 à 0,330 mg/L à la station EF pendant la grande saison pluvieuse 2019, avec une moyenne oscillant autour de $0,10 \pm 0,10$ mg/L (Figure 39C). Cependant, une différence significative ($P < 0,05$) a été observée sur le plan saisonnier entre les saisons PSP-20 et GSP-20, GSS-20 et GSP-20, GSP-20 et PSP-20 et GSP-20 et PSS-20. Concernant le profil de variation des stations des étangs, les valeurs oscillent entre 0,033 mg/L (station M4 pendant la grande saison sèche 2019) et 0,315 mg/L (station M1 pendant la grande saison pluvieuse 2019), chevauchant autour d'une moyenne de $0,11 \pm 0,11$ mg/L (Figure 39D). Pendant les grandes saisons pluvieuses, on enregistre des valeurs élevées à toutes les stations. Seulement, sur le plan saisonnier on note une différence significative ($p < 0,05$) entre la saison PSP-20 et les saisons GSP-20 et GSS-19 et GSP-19 et PSS-20.

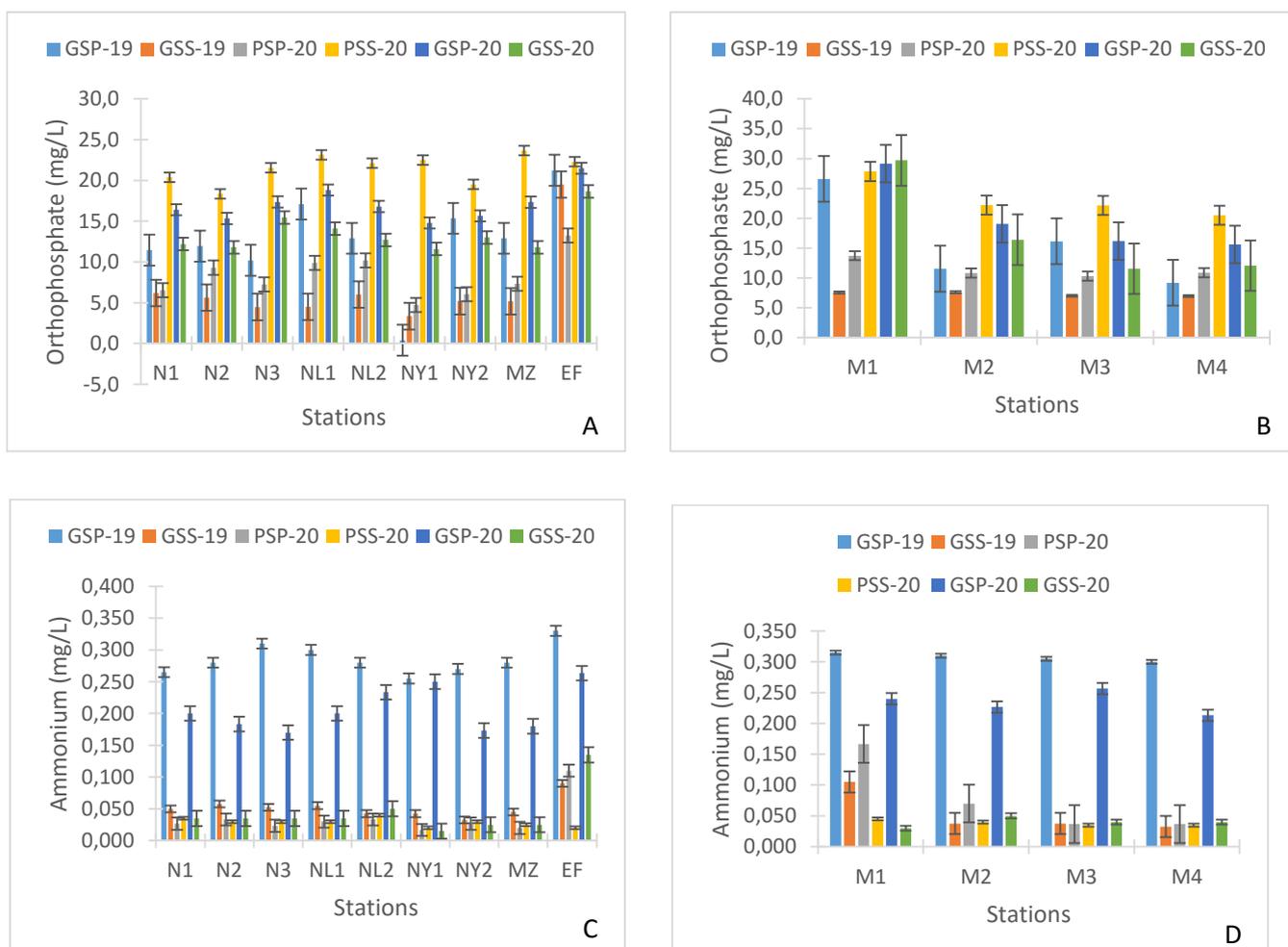


Figure 39 : Variation spatio- temporelle de l'Orthophosphate (A=cours d'eau, B=étang) et de l'azote ammoniacal (C=cours d'eau, D=étang) pendant la période d'étude

III.1.1.2.5. Nitrates, Nitrites et Dureté total

Les cours d'eau présentent des valeurs de nitrate variant entre 0,5 mg/L à la station NY1 en grande saison pluvieuse 2019 (GSP-19) et 03,10 mg/L à la station EF en grande saison pluvieuse 2020, pour une amplitude de 2,5 mg/L (Figure 40A). Les valeurs n'ayant montré aucune différence significative entre les saisons mais entre les stations, il existe une différence significative ($p < 0,05$) notamment, entre la station EF et les stations N1, N3 et NY1. La moyenne chevauche autour de $1,20 \pm 0,55$ mg/L. Le profil du nitrate dans les stations des étangs varie de 0,8 mg/L (station M4 en grande saison sèche 2020) à 2,8 mg/L (M1 en grande saison pluvieuse 2020) autour d'une moyenne de $1,40 \pm 0,57$ mg/L avec une amplitude de 2 mg/L (Figure 40B). Toutefois, dans l'ensemble des stations, il ne montre pas de différences significatives ($p > 0,05$).

Les valeurs de Nitrites ont fluctué d'un cours d'eau à l'autre et d'une saison à l'autre pendant la période d'étude. Les données enregistrées fluctuent entre 0,008 mg/L à la station N3 en petite saison pluvieuse 2020 et 0,170 mg/L à la station EF en Grande saison pluvieuse 2019 avec une moyenne de $0,023 \pm 0,022$ mg/L et une amplitude de 0,162 mg/L (Figure 40C). Le test H de kruskal-wallis montre qu'il existe une différence significative entre les stations ($p < 0,05$) notamment, entre la station EF et les stations N1, N3 et NY1. Dans les stations des étangs, les valeurs de nitrite évoluent de 0,008 mg/L à 0,038 mg/L dans les stations M4 et M1 respectivement pendant la petite saison pluvieuse 2020, avec une moyenne de $0,022 \pm 0,009$ mg/L (Figure 40D). Sur le plan spatio-saisonnier, le test H de Kruskal-wallis montre qu'il n'existe pas de différences significatives ($p > 0,05$).

Dans les cours d'eau, le profil de variation de teneurs de l'eau en dureté oscille entre 0,1 mg/L (station NY1 pendant la grande saison pluvieuse 2019) et 10,4 mg/L (station NL1 pendant la petite saison sèche 2020), la moyenne chevauchant autour de $3,90 \pm 2,23$ mg/L (Figure 40E). Cependant, sur le plan saisonnier on note une différence significative ($p < 0,05$) entre les saisons GSS-19 et PSS-20, GSS-19 et PSS-20, GSP-20 et PSP-20 et GSP-19 et PSS-20. Dans les étangs, le profil de variation de la dureté totale évolue 1,20 mg/L (station M4 pendant la grande saison sèche 2020) et 10,5 mg/L (station M1 pendant la petite saison sèche 2020), autour d'une moyenne de $3,80 \pm 2,50$ mg/L (Figure 40F). Les valeurs n'ayant montré aucune différence significative entre les stations mais entre les saisons, il existe une différence significative ($p < 0,05$) notamment, entre la saison GSS-19 et PSS-19.

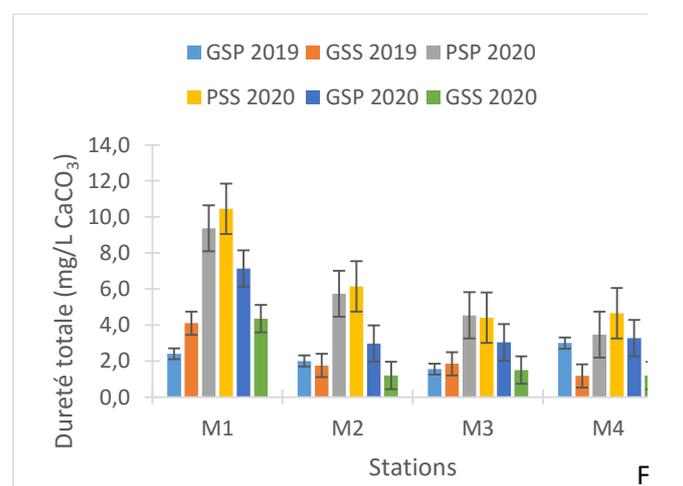
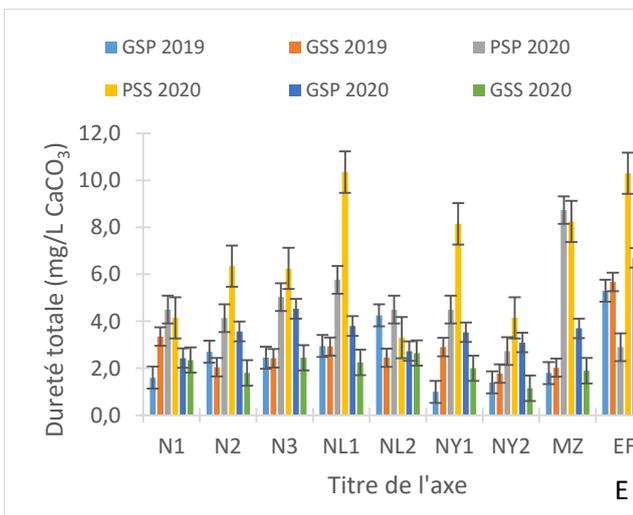
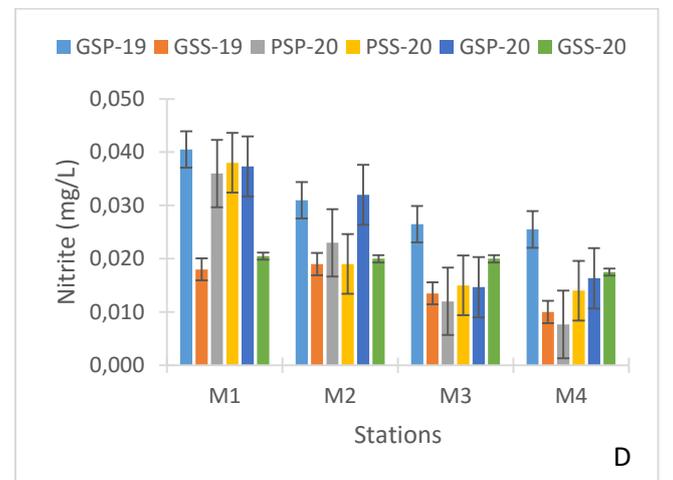
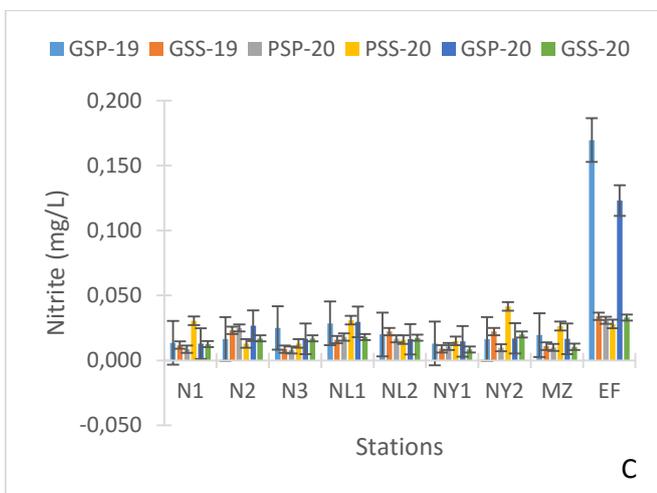
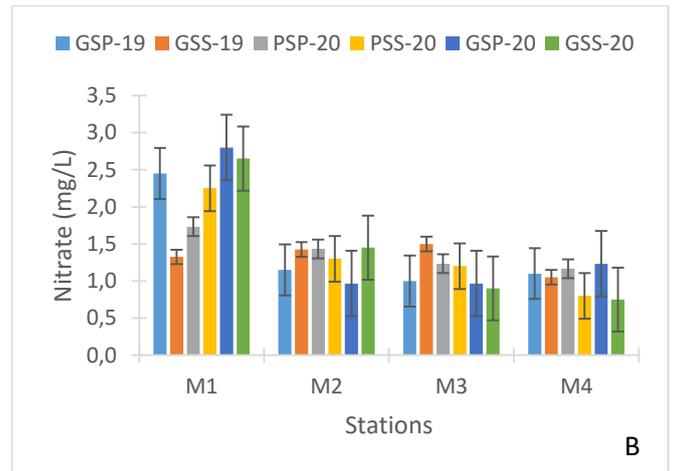
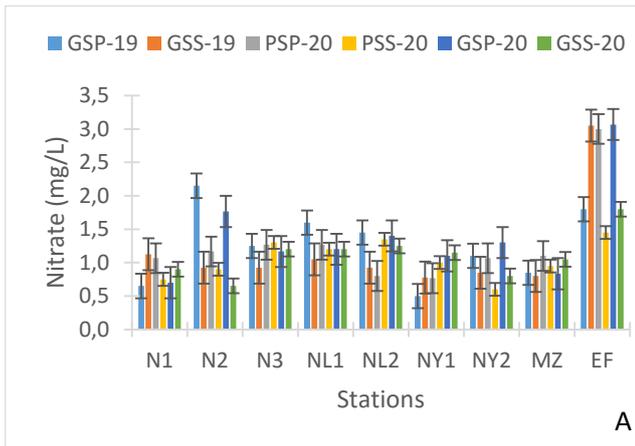


Figure 40 : Variation spatio- temporelle du nitrate (A=cours d'eau, B=étang), du nitrite (C=cours d'eau, D=étang) et de la dureté totale (E=cours d'eau, F=étang) pendant la période d'étude

III.1.1.2.6. Métaux lourds

III.1.1.2.6.1. Aluminium, Sulfate et Fer

Dans les cours d'eau, les teneurs d'aluminium se situent entre 0,106 mg/L pendant la grande saison pluvieuse 2019 dans la station N1 et 0,580 mg/L pendant la grande saison sèche 2019 à la station EF, autour d'une moyenne de $0,209 \pm 0,105$ mg/L, avec une amplitude de 0,474 mg/L (Figure 41A). Le test H de kruskal-wallis montre qu'il existe une différence significative entre les stations ($p < 0,05$), notamment entre la station EF et les stations NY1 et NL1 mais sur le plan saisonnier, il n'existe pas de différence significative ($p > 0,05$). Les valeurs de l'aluminium dans les étangs ont oscillé entre 0,151 dans la station M2 pendant la petite saison pluvieuse 2020 et 0,200 mg/L pendant la petite saison sèche 2020 dans la station M1, autour d'une moyenne de $0,178 \pm 0,011$ mg/L, avec une amplitude de 0,49 mg/L (Figure 41B). Cependant, on observe une différence significative entre les stations ($p < 0,05$), notamment entre la station M1 et les stations M2 et M3.

Le profil de fluctuation du sulfate dans les cours d'eau présente des teneurs qui varient entre 1 et 7 mg/L avec une moyenne de $2,80 \pm 1,15$ mg/L et une amplitude de 6 mg/L. La faible valeur (1 mg/L) a été observée pendant la grande saison pluvieuse 2020 à la station N1 et NY1 et la plus forte valeur (7 mg/L) pendant la grande saison pluvieuse 2019 à la station NL1 (Figure 41C). Sur le plan spatio-saisonnier, le test H de Kruskal-Wallis montre qu'il y'a une différence significative entre les différentes stations ($p < 0,05$) notamment, entre la saison GSP-20 et PSP-20 et entre la station NY1 et NL1. Indépendamment des cours d'eau, la valeur minimale (1 mg/L) et la valeur maximale (6,50 mg/L) des sulfates sont obtenues à la station M4 pendant la grande saison pluvieuse 2020 et la grande saison pluvieuse 2019 respectivement, avec une moyenne de $03,20 \pm 01,32$ mg/L et une amplitude de 5,50 mg/L (Figure 41D). Sur le plan spatio-saisonnier, le test H de Kruskal-Wallis montre qu'il n'y'a pas de différence significative entre les différentes stations ($p > 0,05$).

Les valeurs du fer enregistrées dans les cours d'eau évoluent de 0,38 mg/L à la station NY1 pendant petite saison pluvieuse 2020 à 2,31 mg/L à la station EF en grande saison pluvieuse 2020, pour une amplitude de 1,93 mg/L (Figure 41E). Les valeurs ayant montré une différence significative sur le plan spatio-saisonnier ($p < 0,05$) notamment, entre la station EF et les stations N3 et MZ et entre la saison PSS-20 et les saisons GSP-19, PSP-20 et GSP-20. Ces valeurs observées chevauchent autour d'une moyenne de $0,92 \pm 0,40$ mg/L. Le profil du fer dans les étangs varie de 0,53 mg/L (station M4 en grande saison pluvieuse 2019) à 3,05 mg/L (M1 en petite saison pluvieuse 2020) autour d'une moyenne de $1,52 \pm 0,67$ mg/L avec

une amplitude de 2,52 mg/L (Figure 41F). Sur le plan spatio-saisonnier, le test H de Kruskal-Wallis montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les différentes stations ($p > 0,05$).

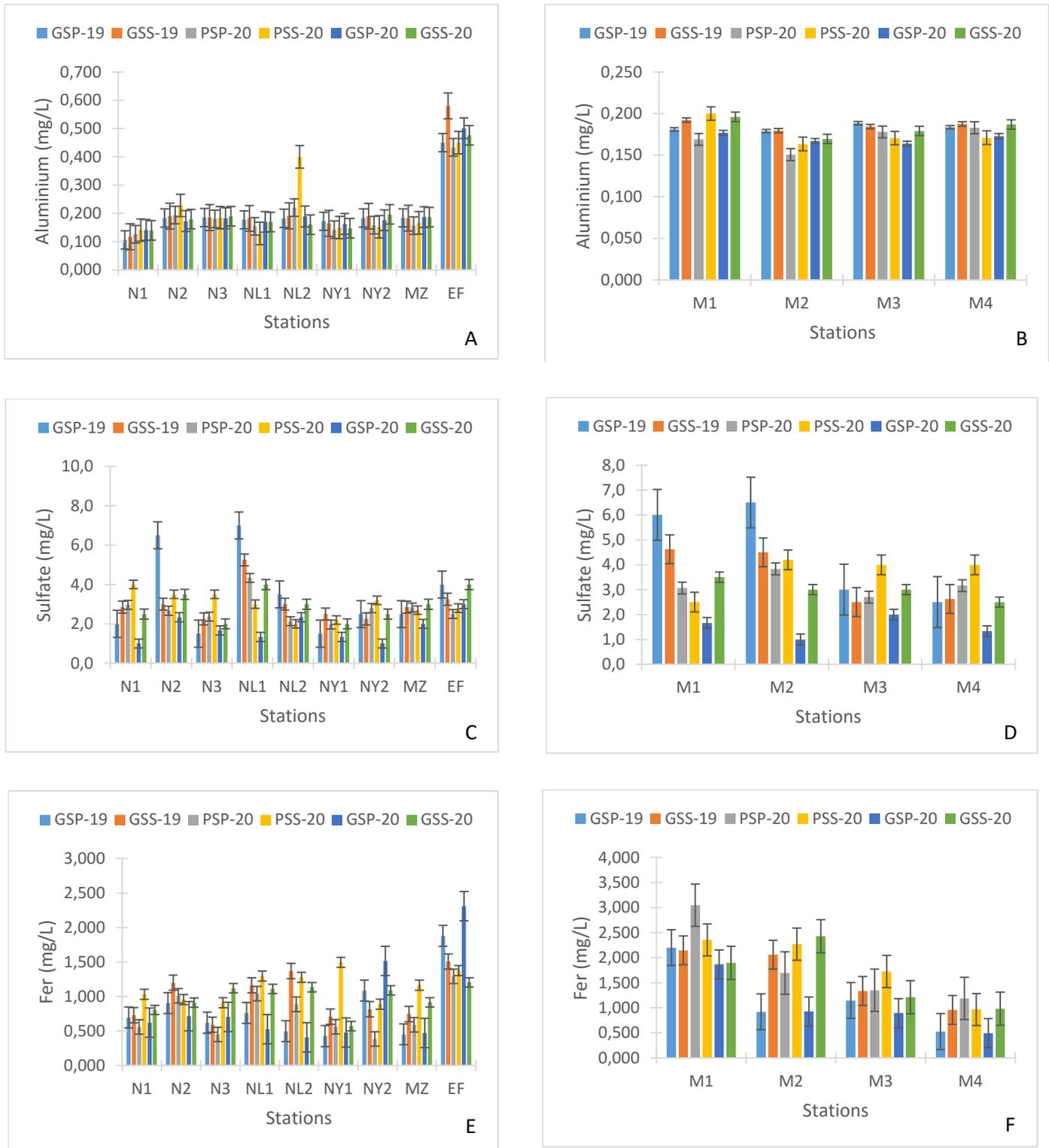


Figure 41 : Variation spatio- temporelle de l'aluminium (A=cours d'eau, B=étang), du sulfate (C=cours d'eau, D=étang) et du fer (E=cours d'eau, F=étang) pendant la période d'étude

III.1.1.2.6.2. Chlore libre

Dans les cours d'eau, les teneurs du chlore libre observées oscillent de 0,06 mg/L (station N2 pendant grande saison sèche 2020) à 2,62 mg/L (station NL2 en petite saison pluvieuse 2020), autour d'une moyenne de $0,30 \pm 0,15$ mg/L pour une amplitude de 8,56 mg/L (Figure 42A). Sur le plan spatial le test de Kruskal-Wallis montre qu'il y'a une différence significative entre les différentes stations ($p < 0,05$) notamment, entre la station EF et les stations NY1 et MZ. Les valeurs du chlore libre enregistrées dans les étangs varient de 0,07 mg/L (station M3 en grande saison sèche 2020) à 0,20 mg/L (M1 en grande saison pluvieuse 2020 et M2 en grande saison pluvieuse 2019) autour d'une moyenne de $0,20 \pm 0,16$ mg/L avec une amplitude de 0,13 mg/L (Figure 42B). Sur le plan spatio-saisonnier, le test H de Kruskal-Wallis montre qu'il n'y'a pas de différence significative entre les différentes stations ($p > 0,05$).

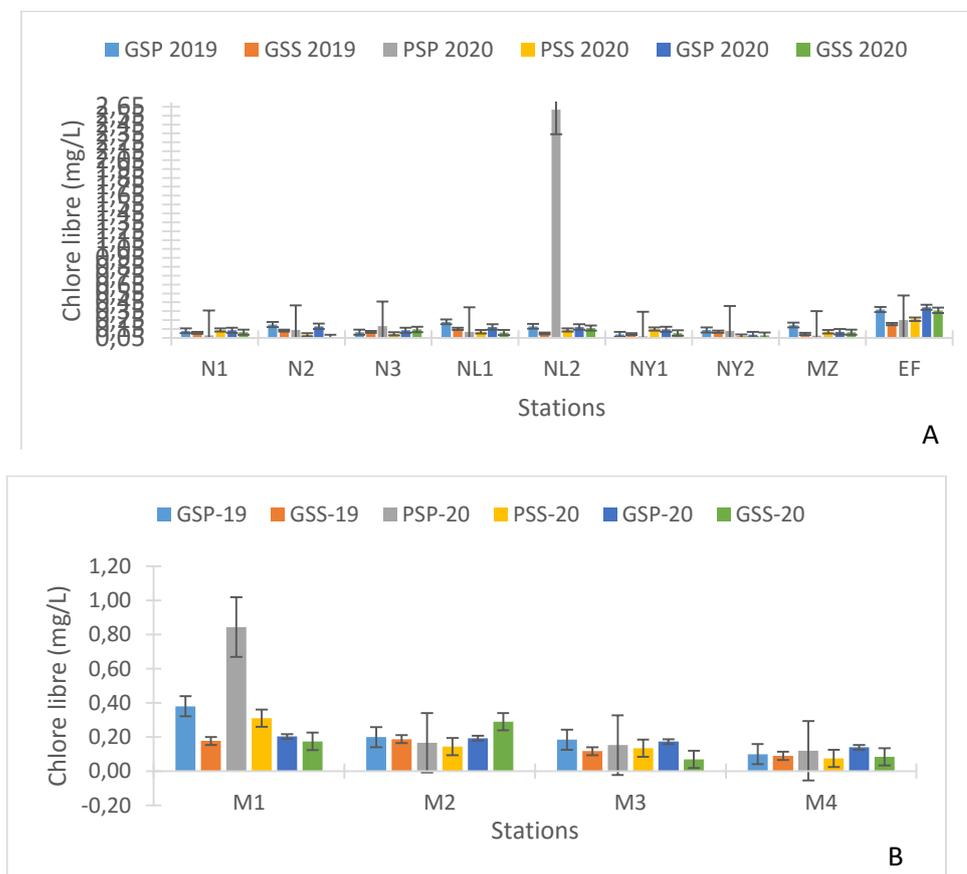


Figure 42 : Variation spatio- temporelle du chlore libre (A=cours d'eau, B=étang) pendant la période d'étude

III.1.1.2.6.3. Concentrations en éléments métalliques dans les milieux étudiés

Les teneurs des eaux en éléments traces métalliques dans les différentes stations d'échantillonnage sont présentées dans le tableau VI. Pour tous les métaux recherchés, la station

EF a d'une part rendu les plus fortes teneurs (zinc : 50,34 mg/l, manganèse : 27 mg/l, nickel : 0,4 mg/l, magnésium : 39,48 mg/l, sodium : 39,48 mg/l) et, d'autre part, les valeurs maximales pour le cadmium et le mercure (2,3 mg/l et 0,4 mg/l à NY2), le cuivre (2,2 mg/l à M2) et le baryum (0,4 mg/l à NL1). Le plomb a été absent dans toute les stations.

Les teneurs des sédiments en éléments traces métalliques dans les différentes stations d'échantillonnage sont présentées dans le tableau VII. La station NY2 enregistre d'une part des concentrations élevées en Plomb (99 mg/l), en cadmium (12 mg/l), en mercure (113 mg/l), en cuivre (65 mg/l), en zinc (204 mg/l) et de l'autre part la stations EF enregistre les valeurs élevées en magnésium (322 mg/l), en sodium (699 mg/l) et en baryum (75 mg/l). La concentration élevée en manganèse a été observée à la station MZ.

Tableau VI : Teneurs de l'eau en éléments métalliques dans les stations d'échantillonnage

Eléments métalliques (mg/l)	N1	N2	N3	NL1	NL2	NY1	NY2	MZ	EF	M1	M2	M3	M4
Plomb (Pb)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cadmium (Cd)	0,23	0	0,4	0,1	0,03	0	2,3	0,8	0,5	0,18	0	0	0
Mercure (Hg)	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0
Cuivre (Cu)	1	0	1,6	0,7	0	0,5	0	0	0	0,9	2,2	0	0
Zinc (Zn)	2,5	0	0,7	14,14	17,76	6,9	6	0	50,34	0	0	0	0
Manganèse (Mn)	0,1	0,9	0,5	0,2	0,1	0,4	0	0	27	0,3	0,2	0,3	0,4
Nickel (Ni)	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0
Magnésium (Mg)	14,14	21,38	35,86	3,28	6,9	3,96	6,72	10,52	39,48	0,34	17,16	25	28,62
Sodium (Na)	14,14	21,38	35,86	3,28	6,9	3,48	6,72	10,52	39,48	3,54	17,16	25	28,62
Baryum (Ba)	0,31	0,33	0,37	0,4	0,2	0,2	0,02	0,3	0,38	0,3	0,32	0,34	0,35

Tableau VII: Teneurs des sédiments en éléments métalliques dans les stations d'échantillonnage

Eléments métalliques (mg/l)	N1	N2	N3	NL1	NL2	NY1	NY2	MZ	EF	M1	M2	M3	M4
Plomb (Pb)	1,95	0	0,7	1,4	0,5	2,35	99	13,3	2,2	3,25	1,1	1,2	0,3
Cadmium (Cd)	0,2	0,4	4,6	0,1	1	1,7	12	0	2,7	0,2	0,3	0,2	1,1
Mercure (Hg)	1,8	1,7	3,7	1,2	0,4	0,1	113	0,8	4,8	0,7	3,3	0,9	0
Cuivre (Cu)	21,2	49,4	11,3	56,8	22,8	21,75	65	20,3	51,5	33	16,3	12,2	32
Zinc (Zn)	0,11	0,9	1,9	57,9	3,14	9,05	204	2,8	3,7	9,5	1,4	1,7	3,7
Manganèse (Mn)	29,7	7,2	6,7	0,25	25,3	1,5	32	37,3	4,5	0,96	3,27	7,4	6,4
Nickel (Ni)	0	0	0	0,1	0,18	0,13	0	0	0	1,8	0	0,11	0
Magnésium (Mg)	9	12	5	12	36	23	72	53	322	15	18	11	23
Sodium (Na)	67	45	65	23	87	58	39	95	699	34	32	65	7
Baryum (Ba)	18	9	1	2,2	12	11	3	16	75	2,4	11	6	4

III.1.1.2.6. Herbicides

Comme les éléments métalliques, plusieurs herbicides ont été enregistrés dans nos stations d'étude. Le plus abondant étant le Glyphosate, dont la concentration était de 6,4 mg/L dans les échantillons d'eau et de 11,9 mg/L dans les échantillons de sédiments à la station EF. D'autres herbicides tels que le paraquat et le flumeturon étaient présents à des concentrations plus faibles allant jusqu'à 6,4mg/L et 7,9mg/L respectivement dans les sédiments. La station EF a enregistré le plus grand nombre de résidus d'herbicides, tandis que la station NY2 n'a enregistré aucun résidu, tant dans l'eau que dans les sédiments (Tableau VIII et IX).

Tableau VIII : Variation spatiale des herbicides dans l'eau

Herbicides (mg/L)	N1	N2	N3	NL1	NL2	NY1	NY2	MZ	EF	M1	M2	M3	M4
Paraquat	0	0	0	0	0	0	0	0	1,3	1,12	0	0	0
Bentazone	0	0	0	0	0	0	0	0	3,8	0	0	0	0
Metachlorine	0	0	0	0	0	0	0	0,02	4,5	0	0	0,01	0
Atrazine	0	0	0	0	0	0	0	0	2,7	0	0	0	0
Diuron	0	0	0	0	0	0	0	0	1,7	0	0	0	0,07
Glyphosate	0,01	0	0	0,09	0,02	1,2	0	0	6,8	1,1	0	0	0
Flumeturon	0	0	0	0	0	0,12	0	0	8,5	0	0	0,03	0

Tableau IX : Variation spatiale des herbicides dans les Sédiments

Herbicides (mg/L)	N1	N2	N3	NL1	NL2	NY1	NY2	MZ	EF	M1	M2	M3	M4
Paraquat	0	2,2	0,1	0,1	0,12	0	0	2,1	6,4	0	0	0	0
Bentazone	0,4	0,6	1,2	1,2	0	0	0	0,01	27	0	0,05	0	0
Metachlorine	0	0,7	1	0	0	0	0	0,09	11,4	0,3	0	0	0
Atrazine	0,2	0	0	0	0	0	0	0,06	11,7	0,5	0	0	0
Diuron	0	1,4	0,9	2	0	0	0	0	11,9	0	0	0	0,19
Glyphosate	0	0	0,01	0	0	0	0	0	19,8	0,2	0	0	1
Flumeturon	0	0,17	0	0	0,6	0	0	0	7,9	0	0	0	1,8

III.1.2. Indice de Pollution Organique (IPO)

Les résultats du calcul de l'indice de pollution organique (IPO) sont contenus dans le tableau X. Déterminé à partir des concentrations des éléments indicateurs de pollution organique, cet indice présente des valeurs qui oscillent entre 2 (pollution forte) et 3,33 (pollution modérée), les faibles valeurs ont été enregistrées à la station EF pendant les grandes saisons pluvieuses. La représentation de l'évolution de la pollution organique au sein des différentes stations prospectées (Figure 43), montre que l'ensemble des valeurs est compris dans la zone de qualité de forte à modérée.

Tableau X : Valeurs de l'indice de pollution organique dans les différentes stations

Variabes	N1	N2	N3	NL1	NL2	NY1	NY2	MZ	EF	M1	M2	M3	M4
GSP-19	2,67	2,67	2,67	2,67	2,67	3	2,67	2,67	2	2,67	2,67	2,67	2,67
GSS-19	3	3	3,33	3	3	3,33	3	3	3	2,67	2,67	2,67	3
PSP-20	3,33	3	3,33	3	3	3	3,33	3,33	2,67	2,67	2,67	2,67	3
PSS-20	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2,67	2,67	2,67	2,67
GSP-20	2,67	2,67	2,67	2,67	2,67	2,67	2,67	2,67	2,33	2,67	2,67	2,67	2,67
GSS-20	3	3	3	3	3	3,33	3	3	2,67	2,67	2,67	2,67	2,67
Moyenne	2,95	2,89	3	2,89	2,89	3,06	2,95	2,95	2,61	2,67	2,67	2,67	2,78
Niveau pollution organique	Forte	forte	Modérée	Forte	forte	Modérée	Forte						

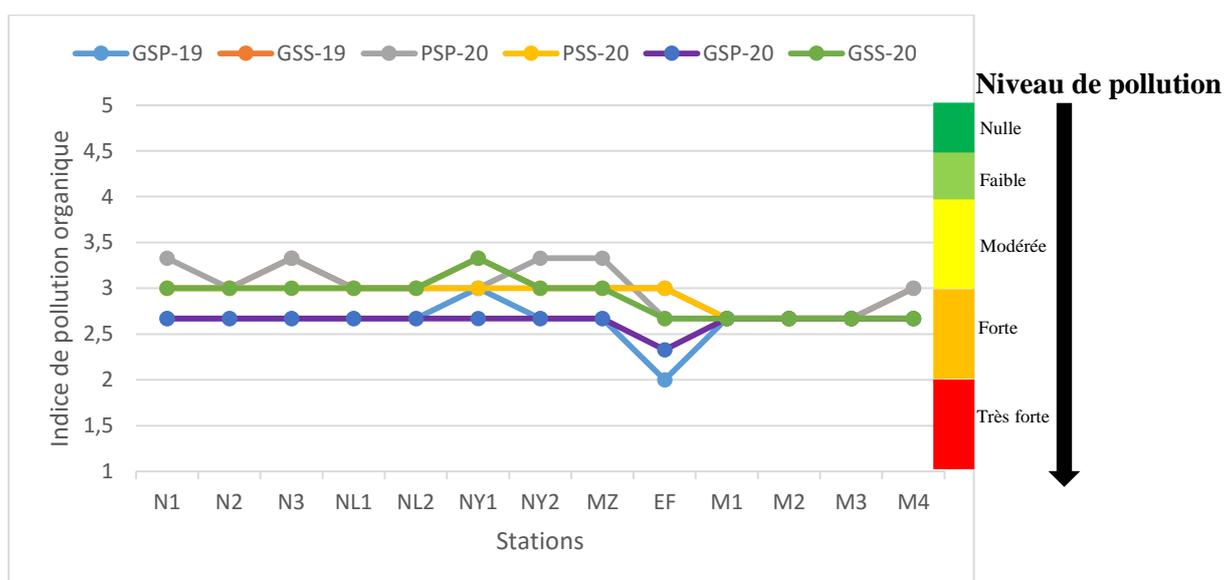


Figure 43 : Variation spatio-temporelle des valeurs de l'Indice de Pollution Organique (IPO) pendant la période d'étude.

III.1.3. Application des systèmes d'évaluation de la qualité de l'eau (SEQ-Eau) aux différentes stations d'étude

III.1.3.1. Aptitude des sites étudiés à la production d'eau potable

La détermination de l'aptitude des eaux étudiées à la production de l'eau potable sur la base de cet indice a indiqué que ces eaux appartiennent à trois classes de qualité :

- la classe jaune, correspondant aux eaux nécessitant un traitement classique (physique, chimique, et désinfection) avant distribution, c'est à cette gamme qu'appartiennent les stations N1, N2, N3, NY1, MZ et M4 ;

- la classe orange, correspondant aux eaux nécessitant un traitement complexe (physique, chimique poussée, affinage et désinfection) avant la distribution, à laquelle appartiennent les stations NL1, NL2, NY2, EF M2 et M3 ;

- la classe rouge, correspondant aux eaux inaptes à la production d'eau potable, à laquelle appartiennent la station M1 (Tableau XI).

Tableau XI : Classes d'aptitude à la production d'eau potable obtenue pour chacune des stations d'étude

Stations	Classe de qualité par paramètre physicochimique										Classe de qualité par station
	O ₂ (%)	NH ⁺ ₄	NO ⁻ ₃	MES	Turb	pH	Cond	SO ₄ ²⁻	Coul	Na	
N1	78,9	0,1	0,9	11,5	12,1	6,4	35,4	2,6	92,0	14,14	
N2	79,3	0,1	1,3	10,5	11,6	6,3	61,5	3,6	93,3	21,38	
N3	80	0,1	1,2	10,6	9,2	6,5	30,9	2,2	75,8	35,86	
NL1	77,1	0,1	1,3	15,1	15,5	6,3	33,1	4,2	116,0	3,28	
NL2	78,1	0,1	1,2	15,9	13,2	6,4	41,8	2,7	114,9	6,9	
NY1	78,4	0,1	0,9	9,9	10,7	6,3	64,6	1,9	52,6	3,48	
NY2	76,5	0,1	1,2	19,0	15,0	6,5	42,6	2,1	136,6	6,72	
MZ	78,7	0,1	0,9	12,8	10,3	6,3	50,4	2,6	86,2	10,52	
EF	54,1	0,2	2,4	37,5	37,5	6,9	289,1	3,3	173,1	39,48	
M1	74	0,2	2,2	36,9	42,8	6,2	52,8	3,6	308,0	3,54	
M2	76,5	0,1	1,3	19,9	22,0	6,2	34,3	3,8	110,0	17,16	
M3	77,2	0,1	1,1	15,0	17,6	6,2	34,8	2,9	155,5	25	
M4	78,1	0,1	1,0	12,0	8,4	6,1	29,6	2,7	92,9	28,62	

Qualité très bonne
 qualité bonne
 qualité moyenne
 qualité mauvaise
 qualité très mauvaise

III.1.3.2. Aptitude de l'eau à la production aquacole

La détermination de l'aptitude des eaux étudiées à la production en pisciculture, sur la base du SEQ-Eau, a indiqué que ces eaux appartiennent à deux classes de qualité :

- la classe verte, correspondant aux eaux apte à l'élevage de tous les poissons adulte peu sensibles, c'est à cette gamme qu'appartiennent les stations N2, NL2, MZ, M3 et M4 ;

- la classe rouge, correspondant aux eaux inaptes à une utilisation directe en aquaculture, à laquelle appartiennent les stations N1, N3, NL1, NY1, NY2, EF, M1 et M2 (tableau XII).

Tableau XII : Classes d'aptitude à l'aquaculture obtenue pour chacune des stations d'étude

Stations	Classe de qualité par paramètre physicochimique							Classe de qualité par station
	NO ₂	NH ⁺ ₄	NO ₃	MES	pH	Zinc	Cuivre	
N1	0,015	0,1	0,9	11,5	6,4	2500	1000	
N2	0,019	0,1	1,3	10,5	6,3	0	0	
N3	0,015	0,1	1,2	10,6	6,5	700	1600	
NL1	0,023	0,1	1,3	15,1	6,3	14140	700	
NL2	0,018	0,1	1,2	15,9	6,4	17760	0	
NY1	0,013	0,1	0,9	9,9	6,3	6900	500	
NY2	0,019	0,1	1,2	19,0	6,5	6000	0	
MZ	0,018	0,1	0,9	12,8	6,3	0	0	
EF	0,07	0,2	2,4	37,5	6,9	50340	0	
M1	0,034	0,2	2,2	36,9	6,2	0	900	
M2	0,024	0,1	1,3	19,9	6,2	0	2200	
M3	0,017	0,1	1,1	15,0	6,2	0	0	
M4	0,016	0,1	1,0	12,0	6,1	0	0	

■ qualité très bonne,
 ■ qualité bonne
 ■ qualité très mauvaise

III.1.3.3. Aptitude de l'eau aux loisirs

La détermination de l'aptitude des eaux étudiées aux loisirs et sport aquatique a indiqué qu'à l'exception des stations EF et M1, dont les valeurs de MES obtenues correspondent à la classe de qualité bonne (couleur verte), ces eaux ont été toutes de la classe de qualité très bonne (couleur bleue) (Tableau XIII). La classe bleue correspondant à des eaux de qualité optimale

pour les loisirs et le sport aquatique tandis que la verte est plutôt de qualité acceptable nécessitant une surveillance accrue.

Tableau XIII : Classes d'aptitude aux loisirs et au sport aquatique obtenue pour chacune des stations d'étude

Stations	Classe de qualité pour MES	Classe de qualité pour les Loisirs et les nautiques
N1	11,5	
N2	10,5	
N3	10,6	
NL1	15,1	
NL2	15,9	
NY1	9,9	
NY2	19,0	
MZ	12,8	
EF	37,5	
M1	36,9	
M2	19,9	
M3	15,0	
M4	12,0	

■ qualité très bonne ■ qualité bonne

III.1.1.3.4. Aptitude de l'eau à l'abreuvement des animaux

La détermination de l'aptitude des eaux étudiées à l'abreuvement des animaux sur la base de cet indice a indiqué que ces eaux appartiennent à trois classes de qualité :

- la classe bleue, correspondant aux eaux permettant l'abreuvement de tous les animaux, y compris les plus sensible, c'est à cette gamme qu'appartiennent les stations N2, MZ, M3 et M4 ;

- la classe verte, correspondant aux eaux permettant l'abreuvement des animaux mature, moins vulnérable (bovins et ovins). Surveillance accrue, à laquelle appartiennent les stations N1, N3, NL1, NL2, NY1, NY2, M1 et M2 ;

- la classe rouge, correspondant aux eaux inaptes à l'abreuvement des animaux, à laquelle appartiennent la station EF (Tableau XIV).

Tableau XIV : Classes d'aptitude à l'abreuvement obtenue pour chacune des stations d'étude

Stations	Classe de qualité par paramètre physicochimique					Classe de qualité par station
	Nitrite	Sulfate	nitrate	Zinc	Cuivre	
N1	0,015	2,6	0,9	2500	1000	
N2	0,019	3,6	1,3	0	0	
N3	0,015	2,2	1,2	700	1600	
NL1	0,023	4,2	1,3	14140	700	
NL2	0,018	2,7	1,2	17760	0	
NY1	0,013	1,9	0,9	6900	500	
NY2	0,019	2,1	1,2	6000	0	
MZ	0,018	2,6	0,9	0	0	
EF	0,07	3,3	2,4	50340	0	
M1	0,034	3,6	2,2	0	900	
M2	0,024	3,8	1,3	0	2200	
M3	0,017	2,9	1,1	0	0	
M4	0,016	2,7	1,0	0	0	

■ qualité très bonne ■ qualité bonne ■ qualité très mauvaise

III.1.4. Relation entre les variables physicochimiques

Les corrélations de Spearman ont montré des relations entre les variables physicochimiques des eaux des différentes stations pendant la période d'étude. Notons que le code (*) signifie une corrélation significative au seuil de 5 % ($P < 0,05^*$) et le code (**) une corrélation significative au seuil de 1 % ($P < 0,01^{**}$).

III.1.4.1. Test de corrélations de Spearman dans les cours d'eau

Dans les cours d'eau, le test de Spearman a montré des corrélations positives de la température avec CO_2 dissous ($0,415^*$) et l'alcalinité ($0,433^{**}$), du pH avec l'alcalinité

(0,280*), la conductivité (0,476**), les TDS (0,540**), la couleur (0,303*), l'ammonium (0,337*), les nitrates (0,401*) et le chlore libre (0,374*). De l'Oxydabilité avec la couleur (0,696**), l'orthophosphate (0,532**), les nitrites (0,327*) et les nitrates (0,332**). La dureté totale est corrélée positivement avec l'orthophosphate (0,504**), la couleur (0,468**), le nitrate (0,397**) et l'oxydabilité (0,655**) (Tableau XV).

Des corrélations négatives de l'orthophosphate avec la température (-0,448**), CO₂ dissous (-0,350**) et l'alcalinité (-0,330*), de l'ammonium avec CO₂ dissous (-0,494**). De l'oxygène dissous avec le CO₂ dissous (-0,345*), les MES (-0,483**), le nitrite (-0,338), le sulfate (-0,334*) et le fer (-0,533) (Tableau XV).

III.1.4.1. Test de corrélations de Spearman dans les étangs

Dans les étangs, le test de Spearman a montré des corrélations positives du pH avec l'oxygène dissous (0,410*), de l'alcalinité avec le CO₂ dissous (0,514*) et le nitrate (0,430*), du CO₂ dissous avec le nitrate (0,459*) et le fer (0,502*). Des corrélations positives de l'oxydabilité avec la couleur (0,748**), l'orthophosphate (0,586**) et la dureté totale (0,873**), de la conductivité avec les TDS (0,987**), MES (0,652**), la turbidité (0,660**), le nitrite (0,533**), l'ammonium (0,601) et le chlore libre (0,578) (Tableau XV).

Ces étangs présentent aussi des corrélations négatives du CO₂ dissous avec pH (-0,407*) et l'ammonium (-0,470*), de la température avec l'oxydabilité (-0,426*) et l'orthophosphate (-0,555*), de l'oxygène dissous avec le CO₂ dissous (-0,510*), les MES (-0,603*), la couleur (-0,436*), les nitrates (-0,628**) et le fer (-0,791*).

Tableau XV : Matrice des corrélations de Spearman entre les variables environnementales des cours d'eau pendant la période d'étude ; les valeurs coloriées et en gras représentent les corrélations significatives.

Variables	Temp	pH	O ₂	CO ₂	Oxyd	Alc	STD	Cond	MES	Turb	Coul	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	SO ₄ ²⁻	alu	fer	chlore	dur
Température (°C)	1																			
pH (UC)	,08	1																		
O ₂ dissous (%)	-,152	-,068	1																	
CO ₂ dissous (mg/L)	,415**	-,027	-,345*	1																
Oxydabilité (mg/L)	-,040	,115	-,220	,226	1															
Alcalinité (mg/L)	,433**	,280*	-,058	,224	-,001	1														
STD (mg/L)	,023	,540**	-,075	-,182	-,026	,210	1													
Conductivité (µS/cm)	,121	,476**	-,063	-,205	-,156	,245	,929**	1												
MES (mg/L)	,034	,071	-,483*	-,128	,054	-,045	,345*	,393**	1											
Turbidité (NTU)	,067	,214	-,161	-,149	,110	,219	,418**	,438**	,702**	1										
Couleur (Pt.Co)	-,141	,303	-,253	-,050	,696**	-,019	,079	-,033	,145	,271*	1									
Orthophosphate (mg/L)	-,448**	,111	-,140	-,350*	,532**	-,330*	,086	-,020	,338*	,340*	,507**	1								
Nitrate (mg/L)	,115	,401**	-,074	-,019	,332*	,170	,358**	,335*	,369**	,455**	,324*	,379**	1							
Nitrite (mg/L)	0,000	,067	-,338*	-,246	,327*	-,007	,119	,119	,522**	,544**	,507**	,537**	,379**	1						
Ammonium (mg/L)	-,035	,337*	,228	-,494*	-,321*	,085	,392**	,482*	,455**	,533**	-,023	,069	,245	,331*	1					
Sulfate (mg/L)	,129	,001	-,334*	,088	,188	-,001	-,083	-,076	,052	,126	,368**	,079	,251	,301*	-,067	1				
Aluminium (mg/L)	,174	,128	-,229	-,079	,186	,196	,179	,242	,460**	,317*	,224	,185	,381**	,396**	,204	,123	1			
Fer (mg/L)	,083	-,099	-,533**	,010	,271*	,052	-,009	-,016	,402**	,317*	,261	,438**	,323**	,544**	-,098	,386**	,399**	1		
Chlore libre (mg/L)	,075	,374*	-,0143	-,143	,231	,177	,424**	,382	,624**	,682**	,397**	,361**	,600**	,462**	,449*	0,72	,419**	,191	1	
Dureté total (mg/L)	-,151	,145	-,0230	,276*	,655**	,063	,201	,024	,108	,261	,468**	,504**	,397**	,249	-,278*	,239	,045	,265	,229	1

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

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

Tableau XVI : Matrice des corrélations de Spearman entre les variables environnementales des étangs pendant la période d'étude ; les valeurs coloriées et en gras représentent les corrélations significatives.

Variabiles	Temp	Ph	O ₂	CO ₂	Oxyd	Alc	STD	Cond	MES	Turb	Coul	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	SO ₄ ²⁻	alu	fer	chlore	dur
Température (°C)	1																			
pH (UC)	-,188	1																		
O ₂ dissous (%)	-,054	,410*	1																	
CO ₂ dissous (mg/L)	,208	,407*	-,510*	1																
Oxydabilité (mg/L)	-,426*	,202	-,258	,322	1															
Alcalinité (mg/L)	,221	-,030	-,086	,514*	,098	1														
STD (mg/L)	-,113	,143	-,178	-,193	-,044	,216	1													
Conductivité (µS/cm)	-,048	,081	-,175	-,117	-,050	,279	,987**	1												
MES (mg/L)	,098	-,051	-,603**	,310	,166	,208	,627**	,652**	1											
Turbidité (NTU)	,227	,307	-,334	,008	,243	,261	,624**	,660**	,675**	1										
Couleur (Pt.Co)	-,366	,279	-,436*	,204	,748**	,142	,104	,094	,296	,430*	1									
Orthophosphate (mg/L)	-,555**	,260	-,148	,241	,586**	-,159	,274	,230	,149	,374	,515*	1								
Nitrate (mg/L)	,022	-,045	-,628**	,459*	,363	,430*	,389	,420*	,762**	,621**	,471*	,276	1							
Nitrite (mg/L)	,087	,173	-,198	-,301	,179	-,183	,502*	,533**	,382	,734**	,338	,475*	,424*	1						
Ammonium (mg/L)	,198	,381	,320	-,470*	-,152	,208	,601**	,605**	,090	,591**	-,022	,120	,042	,661**	1					
Sulfate (mg/L)	,148	-,086	-,370	,193	,113	,028	-,374	-,321	-,152	,046	,324	-,029	,202	,026	-,121	1				
Aluminium (mg/L)	,030	-,273	-,254	,125	-,397	,151	,112	,147	,088	-,035	-,128	-,172	,095	,002	-,161	,025	1			
Fer (mg/L)	,009	-,184	-,791**	,502*	,477*	,202	,041	,101	,575**	,494**	,555**	,295	,732**	,329	-,158	,417*	,023	1		
Chlore libre (mg/L)	,175	,298	-,375	,019	,265	,245	,539**	,578**	,668**	,947**	,405*	,399	,661**	,726**	,517**	,169	-,071	,559**	1	
Dureté total (mg/L)	-,395	,341	-,197	,273	,873**	,242	,087	,087	,269	,263	,716**	,415*	,419*	,197	-,067	,071	-,264	,360	,253	1

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

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

III.1.5. Typologie physico-chimique de l'eau des stations étudiées

L'analyse en composantes principales (ACP) et la classification ascendante hiérarchique (CAH) effectuées concomitamment avec les 20 paramètres physico-chimiques ont permis de grouper l'ensemble des 13 stations étudiées et de caractériser globalement la qualité de leurs eaux (Figures 44 et 45).

Les axes dim1 et dim2 de l'ACP restituent 79,23 % de l'information. L'axe dim1 (59,99 % d'inertie) est déterminé par la température, pH, aluminium, fer, chlore libre, sulfate, dureté totale et les paramètres révélateurs de la pollution organique, de la minéralisation et de l'eutrophisation (l'oxydabilité, alcalinité, conductivité électrique, couleur, turbidité, MES, TDS, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}). Cet axe est négativement corrélé avec oxygène dissous. L'axe F2 (19,23 % d'inertie) individualise l'oxygène dissous, le sulfate, la couleur de l'eau, le fer, la turbidité, l'oxydabilité et les matières en suspension (MES), comme paramètres prépondérants dans la variation de la qualité de l'eau (figure 44A). La répartition des différentes stations sur le plan factoriel de l'ACP (figure 44B), couplé à la CAH (Figure 45), permet de distinguer 3 groupes de stations ayant des caractéristiques physico-chimiques plus ou moins similaires, qui dépendent des influences anthropiques s'exerçant dans leurs bassins versants et des paramètres mésologiques (végétation rivulaire, ombrage, position des stations).

Le groupe 1 comprend la station EF qui est un effluent industriel provenant de l'usine de transformation du caoutchouc. Cette station présente des eaux dures, très minéralisées, riches en ions indicateurs de pollution organique et d'eutrophisation. Ces eaux sont également caractérisées par des fortes températures, des valeurs élevées fer, aluminium et en chlore libre présentant une faible oxygénation.

Le groupe 2 isole la station M1 située en aval d'une plantation d'hévéas soumise à de fortes pressions anthropiques. Cette station présente des eaux de bonne oxygénation, faiblement minéralisées mais très turbides et colorées. Les fortes valeurs en ions indicateurs de pollution organique y ont été enregistrées.

Le groupe 3 comprend l'ensemble des autres stations étudiées. Ce groupe de stations est caractérisé par les eaux de bonne qualité, faiblement minéralisées, moins turbides et présentant des valeurs moyennes en matières organiques et une bonne oxygénation.

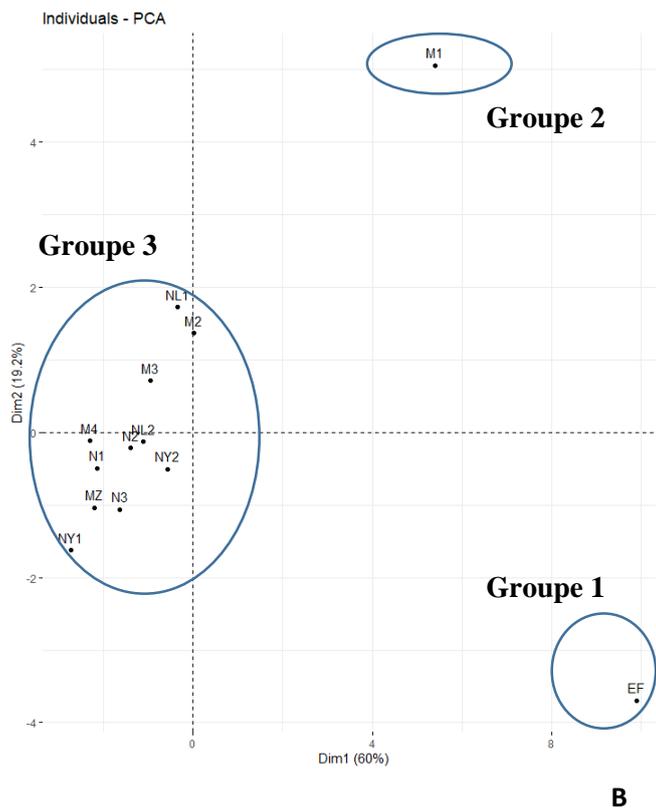
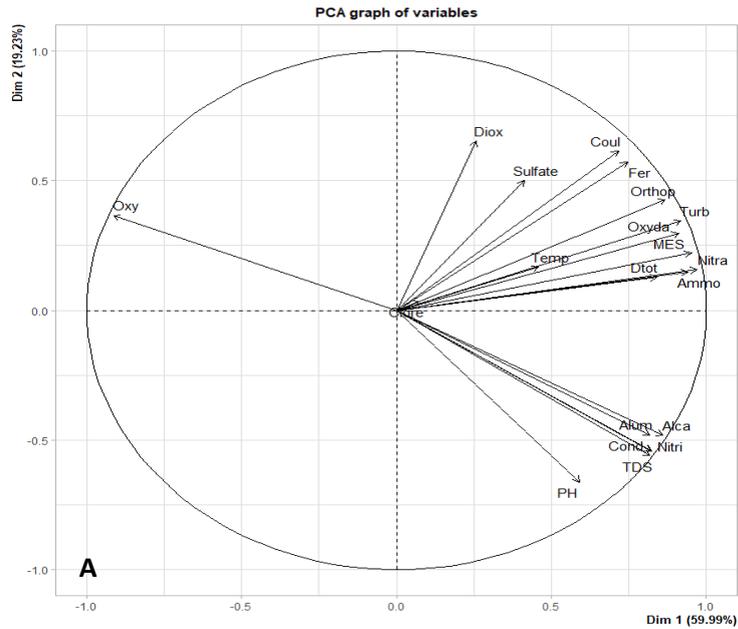


Figure 44 : Analyse en Composantes Principales (ACP) réalisée à partir des paramètres physico-chimiques mesurés dans les stations prospectées du bassin hydrographique de Niété. Projection des paramètres physico-chimiques (A) et des groupes de stations (B) sur le plan de deux premiers axes factoriels de l'ACP (axe 1 horizontal et axe 2 vertical).

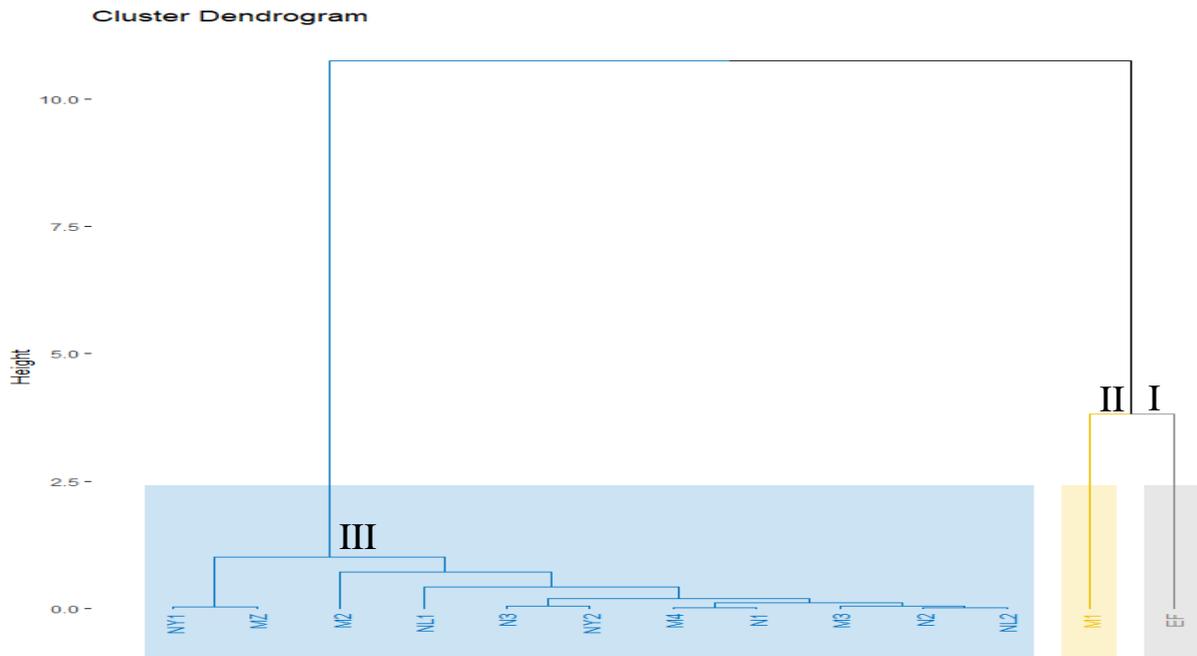


Figure 45 : Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) de l'ensemble des stations des cours d'eau prospectés sur la base de leurs caractéristiques physico-chimiques. Chaque couleur indique un groupe de station

III.1.6. Diversité et distribution des larves d'Odonates

III.1.6.1. Structure des peuplements des larves d'Odonates

III.1.6.1.1. Inventaire global du peuplement des larves d'Odonates

Les larves d'Odonates identifiées et dénombrées au niveau des différentes stations dans la zone d'étude appartiennent à l'embranchement des Arthropodes, à la classe des Insectes. En effet, des prélèvements effectués, un total de 682 individus a été dénombré et regroupé dans deux sous-ordres (Anisoptères et Zygoptères), sept (07) familles (Libellulidae, Cœnagrionidae, Cordulegastridae, Gomphidae, Aeshnidae, Corduliidae et Platycnemidae), 17 genres et 18 espèces (Tableau XVII).

Des 18 espèces de larves d'Odonates identifiées, 9 (50 %) appartiennent à la famille des Libellulidae, 4 (25 %) sont de la famille des Cœnagrionidae et les 5 autres sont réparties entre les Cordulegastridae, Gomphidae, Aeshnidae, Corduliidae et Platycnemidae avec 1 espèce chacune (5 %). Le sous-ordre des Anisoptères est plus diversifié avec 5 familles, 12 genres et 13 espèces (soit 70 % des taxons) et le sous-ordre des Zygoptères moins diversifié avec 2 familles, 5 genres et 5 espèces

De toutes les familles inventoriées au cours de cette étude, les Corduliidae sont rencontrés exclusivement dans les cours d'eau, plus précisément à la station N1. Par contre, les Platycnemidae sont absents dans les cours d'eau.

Tableau XVII : Liste des taxa des larves d'Odonate récoltés dans les différentes stations d'échantillonnage pendant la période d'étude

Ordre	Sous-ordres	Familles	Genres/Espèces	Acronyme	N1	N2	N3	NL1	NL2	NY1	NY2	MZ	EF	M1	M2	M3	M4	
Types écosystèmes					Cours d'eau								Etang					
Odonate	Anisoptère	Libellulidae	<i>Libellula sp.</i>	Libsp	4	0	0	2	2	20	0	14	14	8	6	2	0	
			<i>Orthetrum cafferum</i>	Orth	4	6	12	10	30	2	6	8	8	16	8	6	0	
			<i>Brachythemis lacustris</i>	Bralac	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			<i>Brachythemis leucosticta</i>	Braleu	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	0	4
			<i>Sympetrum proparte</i>	Symp	0	0	8	0	0	0	0	8	10	32	0	10	12	
			<i>Trithemis weneri</i>	Trit	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	12	0	4	
			<i>Leucorrhinia sp.</i>	Leuco	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	
			<i>Diplacode lefebvrii</i>	Dipla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	12	4	
			<i>Crocothemis sp.</i>	Croco	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	4	0	2	
		Corduliidae	<i>Oxygastra curtisii</i>	Oxy	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Gomphidae	<i>Phyllogomphus brunneus</i>	Phyllo	0	0	0	4	0	4	0	0	0	6	0	0	0		
	Cordulegastridae	<i>Cordulegaster boltonie</i>	Cordu	0	0	0	6	0	0	4	0	0	8	0	0	0		
	Aeshnidae	<i>Aeshna sp.</i>	Aesh	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4	0	0	0		
	Zygoptère	Cœnagrionidae	<i>Nehalennia speciosa</i>	Neh	10	8	0	8	10	12	4	18	0	26	0	12	8	
			<i>Ishnura sp.</i>	Ish	0	12	0	0	0	0	2	0	0	6	0	18	0	
<i>Erythromma viridulum</i>			Ery	0	2	0	0	2	2	0	0	0	0	8	0	0		
<i>Coenagrion proparte</i>			Coepro	0	20	0	0	0	0	12	10	14	12	14	8	8		
Platycnemidae		<i>Platycnemis latipes</i>	Plat	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4		

Sur le plan quantitatif, la famille des Libellulidae prédomine le peuplement avec 368 individus soit 53,96% d'abondance relative, suivis des Cœnagrionidae avec 258 individus soit 39% d'abondance relative, des Cordulegastridae avec 18 individus soit 2,64% d'abondance relative, des Gomphidae avec 14 individus soit 2,05% d'abondance relative, des Aeshnidae avec 08 individus soit 1,17% d'abondance relative, des Platycnemidae et des Corduliidae avec 04 individus chacun soit 0,59% d'abondance relative (Figure 46).

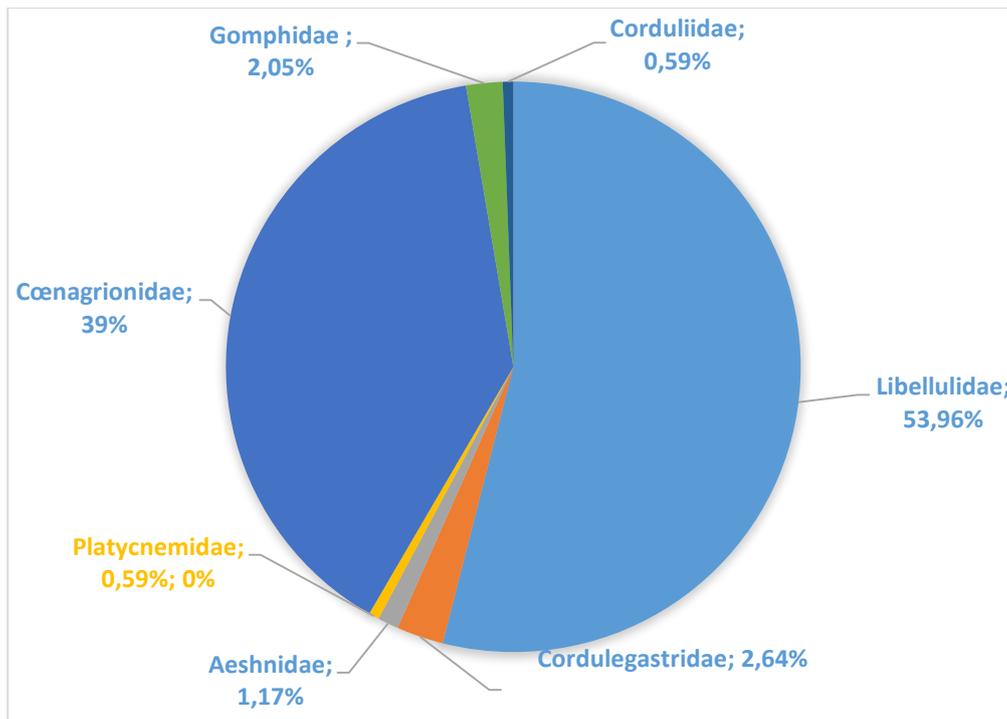


Figure 46 : Répartition de l'abondance relative des différentes familles d'Odonate récoltées pendant la période d'étude.

Au niveau taxonomique représenté par la catégorie des genres, la répartition quantitative des individus indique une dominance de *Nehalennia* et d'*Orthetrum* avec 116 individus chacun (soit 17 % d'abondance relative), suivi de *Cœnagrion* avec 98 individus (soit 14,37% d'abondance relative), de *Sympetrum* avec 80 individus (soit 11,73 % d'abondance relative) et de *Libellula* avec 72 individus (soit 10,56 % d'abondance relative) suivis d'*Ishnura* avec 38 individus (soit 5,57% d'abondance relative), de *Trithemis* avec 34 individus (soit 4,99 % d'abondance relative), de *Diplacode* avec 26 individus (soit 3,81 % d'abondance relative), de *Brachythemis* avec 22 individus (soit 3,23 % d'abondance relative), de *Cordulegaster* avec 18 individus (soit 2,64 % d'abondance relative), de *Crocothemis*, de *Phyllogomphus* et d'*Erythromma* avec 14 individus chacun (soit 2,05 % d'abondance relative). Les autres genres

(*Aeshna*, *Oxygastra*, *Leucorrhinia*, *Platycnemis*) ayant chacun une abondance relative inférieure à 2 % (Figure 47).

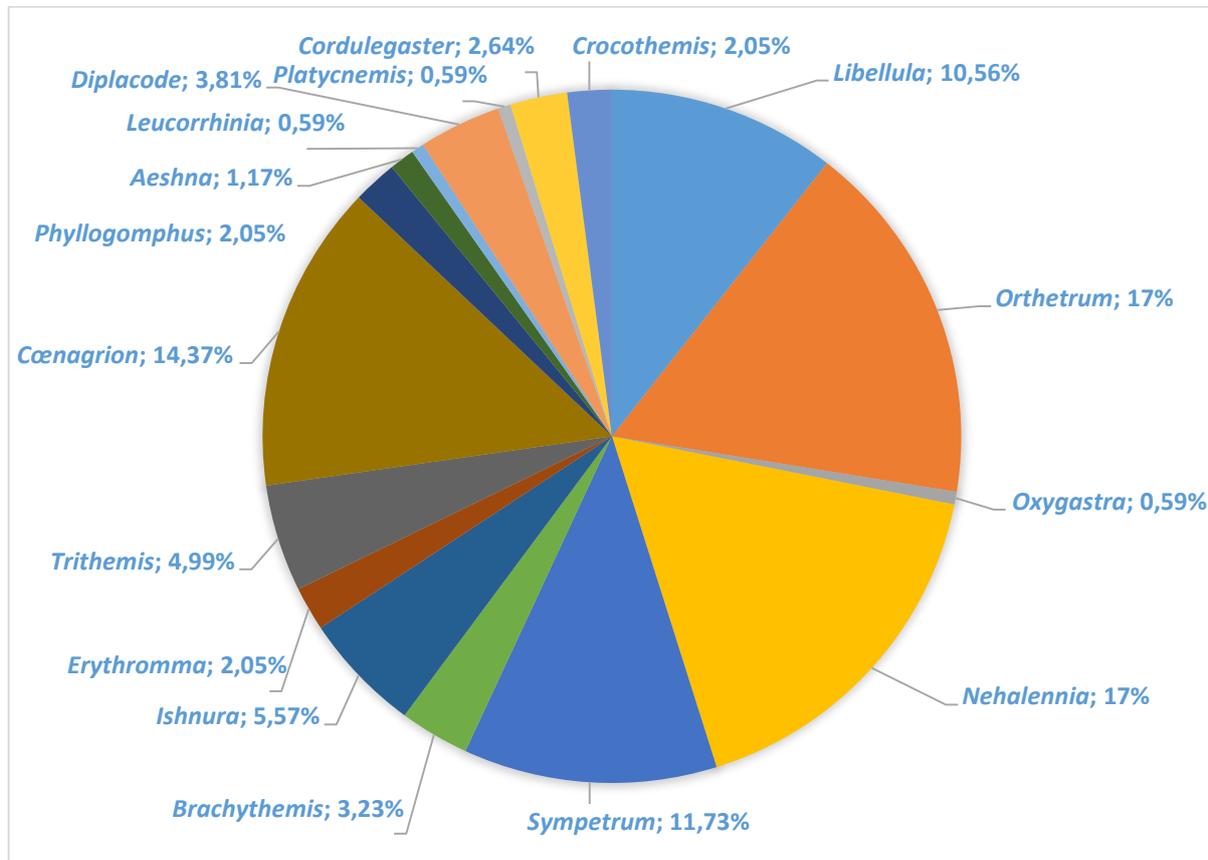


Figure 47 : Répartition de l'abondance relative des différents genres d'Odonates récoltées pendant la période d'étude.

La fréquence des spécimens récoltés indique que le peuplement des Odonates des différentes stations étudiées est dominé par les espèces *Nehalennia speciosa* et *Orthetrum caffrum* (17 %), *Cænagrion proparte* (14,37 %), *Sympetrum proparte* (11,73 %) et *Libellula* sp. (10,56 %). Les espèces *Ishnura* sp. (5,57 %), *Trithemis weneri* (4,99 %), et *Diplacode lefebvrii* (3,81 %) sont dites influentes tandis que les 10 autres espèces sont dites résidentes.

III.1.6.1.2. Inventaire saisonnier du peuplement des Odonates pendant la période d'étude

Les larves d'Odonates récoltées d'une saison à l'autre pendant la période d'étude ont globalement gardé la même répartition par familles avec toutefois l'absence des Cordulegastridae, des Gomphidae, des Aeshnidae, des Platycnemidae et Corduliidae au cours de la grande saison pluvieuse 2019 et la petite saison pluvieuse 2020 (Tableau XVIII).

Tableau XVIII : Répartition des individus identifiés par familles aux différentes saisons pendant la période d'étude.

Familles	Fréquence des individus récoltés (%)					
	GSP-19	GSS-19	PSP-20	PSS-20	GSP-20	GSS-20
Libellulidae	61,41	40,48	76,47	60,86	56,32	46,43
Cœnagrionidae	38,59	41,67	23,53	21,74	39,08	51,79
Cordulegastridae	0	8,33	0	0	0	0
Gomphidae	0	5,95	0	0	1,15	1,78
Aeshnidae	0	2,38	0	0	2,30	0
Platycnemidae	0	0	0	8,70	0	0
Corduliidae	0	1,19	0	8,70	1,15	0

Avec 14 genres d'Odonates identifiés dont 6 (42,86 %) de la famille des Libellulidae, 4 (28,57 %) de la famille des Cœnagrionidae et les 4 autres étant répartis entre les Cordulegastridae, les Corduliidae, les Gomphidae et les Aeshnidae, la grande saison sèche 2019 a été la plus riche. Elle a été suivie de la grande saison pluvieuse 2020 avec 12 genres dont 5 genres (41,67 %) de la famille des Libellulidae, 4 (33,33 %) de la famille des Cœnagrionidae et les 3 autres étant répartis entre les Corduliidae, les Gomphidae et les Aeshnidae. La grande saison sèche 2020 fait suite avec 10 genres dont 5 (50 %) de la famille des Libellulidae, 4 (40 %) de la famille des Cœnagrionidae et 1 genre (10 %) de la famille des Gomphidae. La grande saison pluvieuse 2019 vient avec 9 genres dont 5 (55,56 %) de la famille des Libellulidae et 4 (44,44 %) de la famille des Cœnagrionidae. Ensuite vient la petite saison pluvieuse 2020 avec 8 genres dont 5 (62,50 %) de la famille des Libellulidae et 3 (37,50 %) de la famille des Cœnagrionidae. La richesse taxonomique a été la plus faible au cours de la petite saison sèche 2020 avec 7 genres dont 3 (42,86 %), 2 (28,57 %) de la famille des Cœnagrionidae et les autres étant répartis entre Platycnemidae et Cordulegastridae.

On a observé une relative stabilité de la structure du peuplement au niveau des différents genres d'Odonates recensés, avec une prépondérance des *Nehalennia*, *Orthetrum*, *Cœnagrion*, *Sympetrum* et *Libellula* dont l'abondance relative cumulée est de 80,70 % au cours de la grande saison des pluies 2019, 65,48 % pendant la grande saison sèche 2019, 38,24 % au cours de la petite saison pluvieuse 2020, 73,91 % lors de la petite saison sèche 2020, 77,01 % au cours de la grande saison pluvieuse 2020 et 69,64 % pendant la grande saison sèche 2020 (Figure 48). Le peuplement a été dominé par *Nehalennia* pendant les grandes saisons sèche 2019 et 2020, avec respectivement 21,43 % de l'abondance relative alors que le genre *Orthetrum* (27,59 %) a

été dominant au cours de la grande saison pluvieuse 2020. La petite saison sèche 2020 aurait été plus favorable à l'installation du genre *Libellula* avec 43,48 % de l'abondance relative. Pendant la grande saison pluvieuse 2019, les genres *Cænagrion* et *Sympetrum* sont prédominants avec respectivement 28,07 % et 26,32 % de l'abondance relative par contre la petite saison des pluies 2020 est dominée par le genre *Diplacode* avec 29,41 % de l'abondance relative (figure 48).

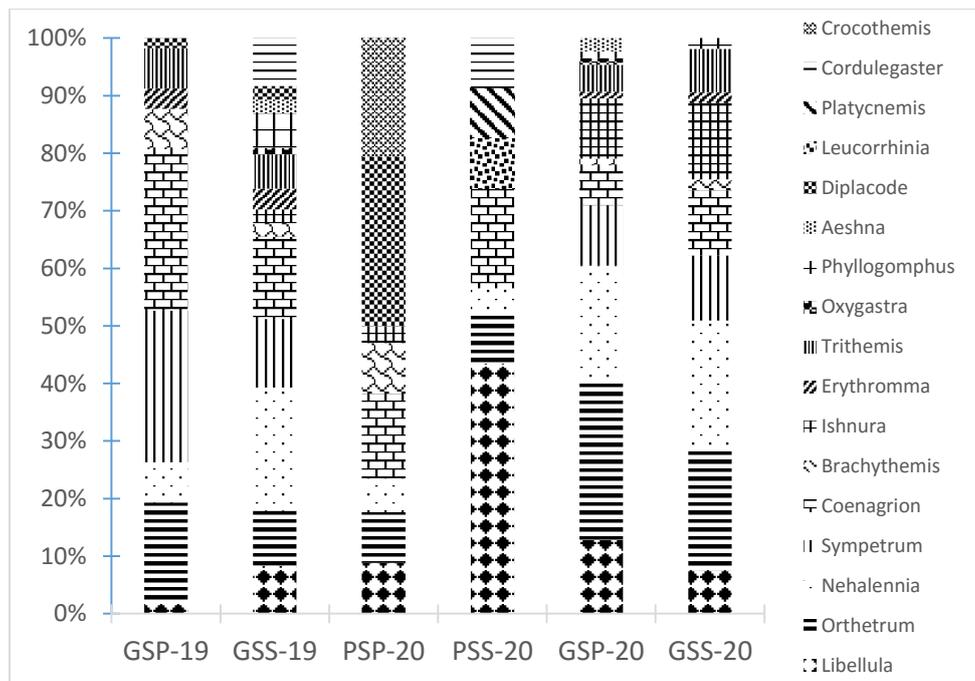


Figure 48 : Variation temporelle de l'abondance relative des différents genres d'Odonates récoltés aux stations pendant la période d'étude

Cette relative stabilité dans la structure du peuplement a également été perçue au niveau des espèces recensées d'une saison à l'autre. On note ainsi que :

Au cours de la grande saison pluvieuse 2019 (GSP-19), les taxons prépondérants ont été *Cænagrion proparte* de la famille des Cænagrionidae, *Sympetrum proparte* et *Orthetrum caffrum* de la famille Libellulidae avec respectivement 28,07%, 26,32 % et 17,54 % d'abondance relative.

Au cours de la grande saison sèche 2019 (GSS-19), les taxons les plus représentés ont été *Nehalennia speciosa* et *Cænagrion proparte* de la famille des Cænagrionidae (soit 21,43 % et 14,29 % d'abondance relative) et *Sympetrum proparte* de la famille Libellulidae (soit 11,91 % d'abondance relative).

Lors de la petite saison pluvieuse 2020 (PSP-20), les taxons dominants ont été *Diplacode lefebvrii* et *Crocothemis* sp. de la famille des Libellulidae avec respectivement 29,41 % et 20,59 % d'abondance relative.

Au cours de la petite saison sèche 2020 (PSS-20), le taxon prédominant a été *Libellula* sp. de la famille des Libellulidae avec 43,48 % d'abondance relative.

Pendant la grande saison pluvieuse 2020 (GSP-20), les taxons les plus représentés ont été *Orthetrum cafferum* de la famille des Libellulidae (soit 27,59 % d'abondance relative) et *Nehalennia speciosa* de la famille des Cœnagrionidae (soit 20,69 % d'abondance relative).

Pendant la grande saison sèche 2020 (GSS-20), les taxons prépondérants ont été *Nehalennia speciosa* de la famille des Cœnagrionidae (soit 26,79 % d'abondance relative) et *Orthetrum* sp. de la famille des Libellulidae (soit 19,64 % d'abondance relative).

III.1.6.1.3. Inventaire du peuplement des Odonates au niveau des cours d'eau et des étangs pendant la période d'étude

III.1.6.1.3.1. Inventaire qualitatif des larves d'Odonates

Avec 16 genres d'Odonates identifiés dont 8 (50 %) de la famille des Libellulidae, 4 (25 %) de la famille des Cœnagrionidae et les 4 autres réparties entre les Aeshnidae, les Platycnemidae, les Gomphidae et les Cordulegastridae, les stations des étangs ont été les plus riches.

Des 14 genres identifiés aux stations des cours d'eau, 6 (42,85 %) sont de la famille des Libellulidae, 4 (28,57 %) de la famille des Cœnagrionidae et les 4 autres étant réparties entre les Aeshnidae, les Corduliidae, les Gomphidae et les Cordulegastridae (Tableau XIX).

Le coefficient de similarité de Sorensen calculé entre les peuplements des Odonates obtenus aux différentes stations des cours d'eau et ceux des étangs a été de 96,77 %.

Tableau XIX : Répartition des individus récoltés par groupe taxonomique au niveau des stations des cours d'eau et au niveau des stations des étangs pendant la période d'étude

Ordre	Sous-Ordre	Familles	Nombre de genres aux stations		Nombre d'individus aux stations	
			Cours d'eau	Etangs	Cours d'eau	Etangs
Odonates	Anisoptères	Libellulidae	6	8	200	168
		Corduliidae	1	0	4	0
		Gomphidae	1	1	8	6
		Cordulegastridae	1	1	10	8
		Aeshnidae	1	1	4	4
	Zygoptères	Cœnagrionidae	4	4	154	112
		Platycnemidae	0	1	0	4
Total			14	16	380	302

III.1.6.1.3.2. Inventaire quantitatif des larves d'Odonates

Les larves d'Odonates dénombrés au niveau des cours d'eau et des étangs ont présenté des répartitions globalement apparentées avec toutefois des légères différences au niveau de l'abondance relative des différentes familles. L'abondance relative des Libellulidae a été de 55,63 % aux stations des étangs contre 52,63 % aux stations de cours d'eau. Elle a été de 40,53 % contre 37,09 % pour les Cœnagrionidae, 2,63 % contre 2,65 % pour les Cordulegastridae, 2,11 % contre 1,99 % pour les Gomphidae, 1,05 % contre 1,32 % pour les Aeshnidae, 1,05 % contre 0 % pour les Platycnemidae, 0 % contre 1,05 % chez les Corduliidae respectivement aux stations de cours d'eau et aux stations d'étang. En effet, des prélèvements ont été effectués sur les stations de cours d'eau et un total de 380 individus ont été dénombrés, soit 15 espèces d'Odonates, réparties dans 14 genres et 6 familles. Au niveau des stations des étangs, un total de 302 individus dénombrés, distribués dans 6 familles, 16 genres et 16 espèces (Tableau XIX). Le peuplement des Odonates recensés aux stations des cours d'eau a indiqué au niveau des différents genres, une structure apparentée à celle obtenue dans toute la zone d'étude avec une prépondérance d'*Orthetrum* (22,63 %), de *Nehalennia* (20,53 %), de *Libellula* et de *Cœnagrion* (14,75 %). Aux étangs, on observe la dominance de *Sympetrum* (17,88 %) suivi de *Cœnagrion* (13,90 %) puis de *Nehalennia* (12,58 %) et ensuite *Orthetrum* (9,93 %) (Figure 49).

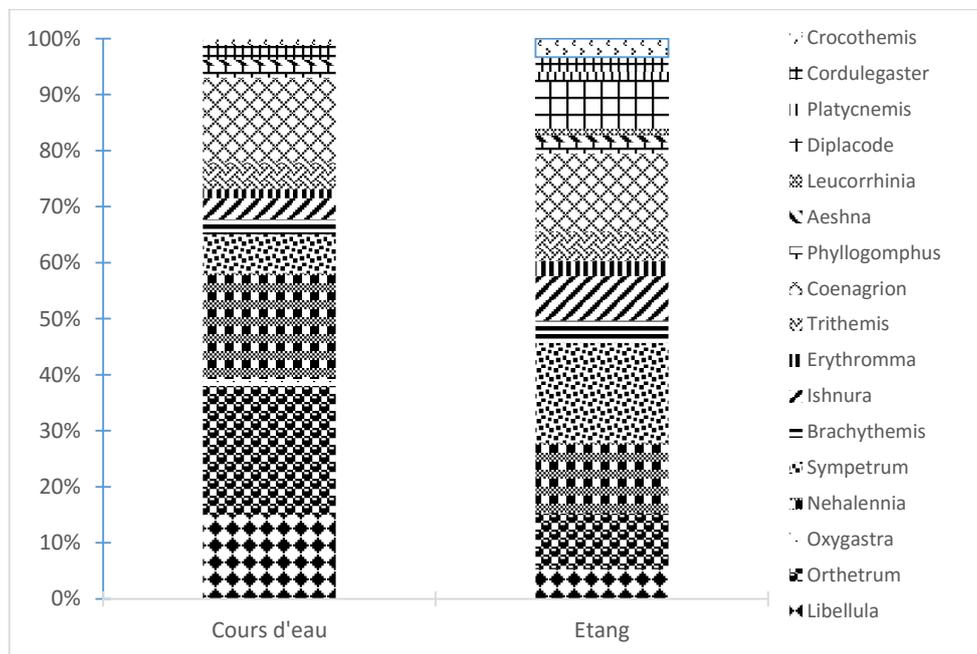


Figure 49 : Variation de l'abondance relative des différents genres d'Odonates récoltés aux différentes stations des cours d'eau et des étangs pendant la période d'étude

La fréquence des espèces recensées aux stations des cours d'eau a indiqué une prédominance de l'espèce *Orthetrum caffrum* de la famille des Libellulidae (22,63 %) suivie de

Nehalennia speciosa et de *Cænagrion proparte* de la famille des Cænagrionidae (20,53 % et 14,75 % respectivement) et de *Libellula* sp. (14,75 %) de la famille des Libellulidae. Sur les sites des étangs, les taxons les plus représentés ont été *Sympetrum proparte* de la famille des Libellulidae (17,88 %), *Cænagrion proparte* (13,91 %) et *Nehalennia speciosa* (12,58 %) de la famille des Cænagrionidae et de *Orthetrum caffrum* de la famille des Libellulidae (9,93 %).

Les Odonates occupent une gamme d'habitats pour la survie et la reproduction (rivières, mares, étangs, lacs etc). Nous avons enregistré que le nombre d'espèces qui occupent les étangs (3espèces) est sensiblement pareil que celui des habitats des eaux courantes (2 espèces), et nous avons 15 espèces qui sont généralistes, c'est-à-dire retrouvées dans les deux types de milieu (Figure 50).

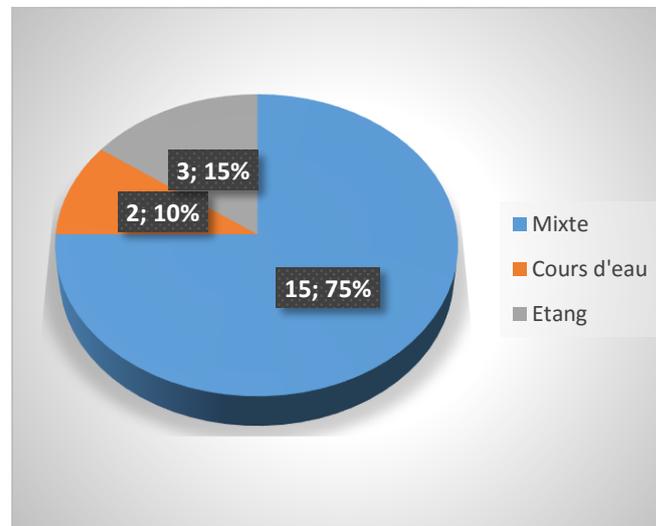


Figure 50 : Répartition des larves d'Odonates identifiées selon les types d'habitats pendant la période d'étude

III.1.6.1.4. Variation spatiale et temporelle des abondances des peuplements d'Odonates

Au total, 682 individus d'Odonates ont été récoltés dans 13 stations étudiées. Les 9 stations des cours d'eau à elles seules ont rendu 380 individus (soit 55,72 % de l'abondance totale) dont 24 à N1, 50 à N2, 20 à N3, 36 à NL1, 52 à NL2, 36 à NY1, 28 à NY2, 58 à MZ et 76 à EF. Dans ce dernier type d'écosystème, le profil de variation des abondances est le suivant EF > MZ > NL2 > N2 > NL1 = NY1 > NY2 > N1 > N2 (Figure 51A). Les 4 stations d'étangs ont contribué à hauteur de 302 larves d'Odonates (136 à M1, 60 à M2, 68 à M3 et 38 à M4) soit 44,28 % du peuplement global. Le profil de variation des abondances dans cet écosystème est le suivant M1 > M3 > M2 > M4. Entre les stations des étangs d'un côté et cours d'eau de l'autre côté, les effectifs n'ont pas différencié significativement ($p > 0,05$).

Sur le plan saisonnier, des 682 individus récoltés, 174 ont été récoltés pendant la grande saison sèche 2020, 168 pendant la grande saison sèche 2019, 114 au cours de la grande saison pluvieuse 2019, 112 lors de la grande saison pluvieuse 2020, 68 au cours de la petite saison sèche 2020 et 46 pendant la petite saison pluvieuse (Figure 51B). Le test H de Kruskal-wallis montre que la différence n'est pas significative ($p > 0,05$).

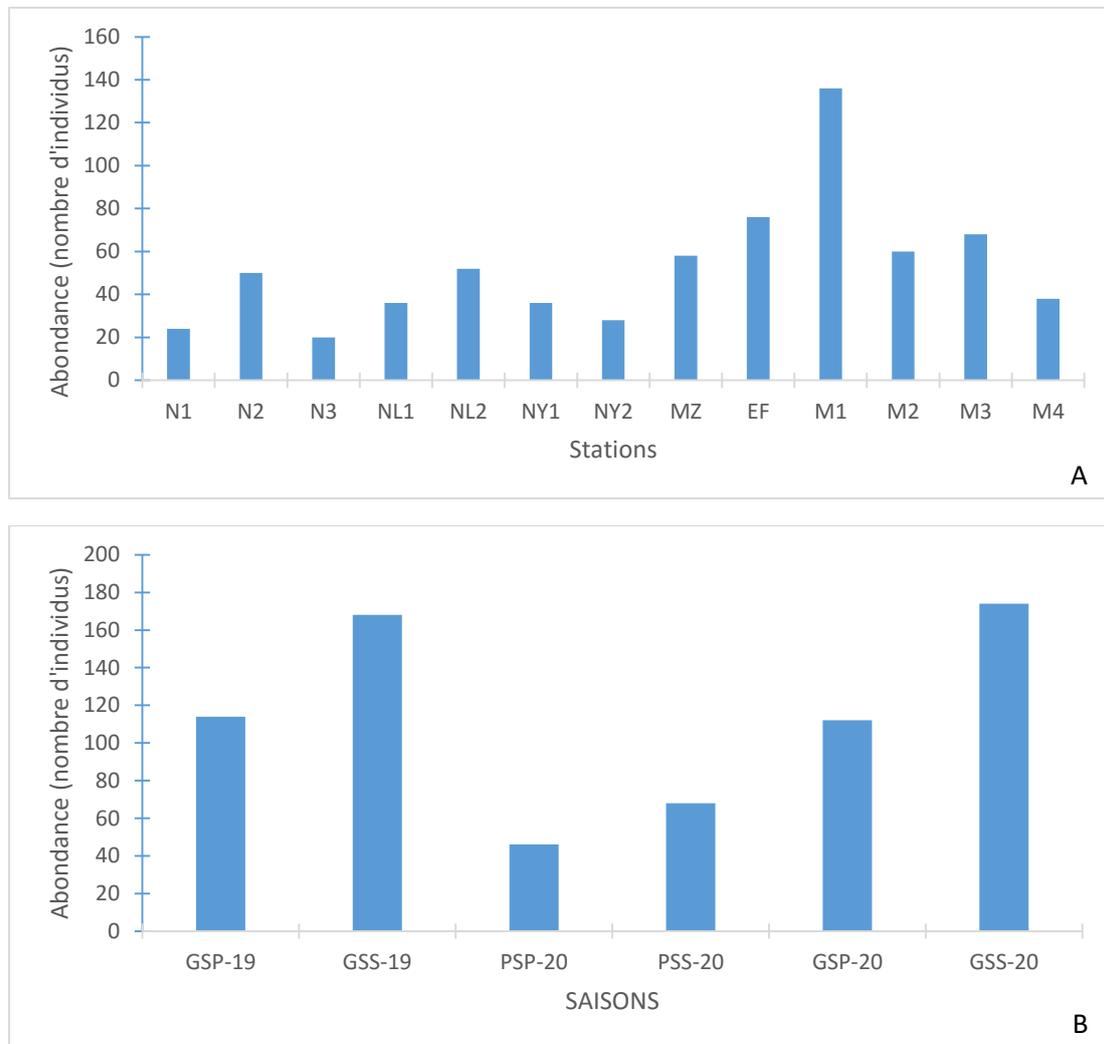


Figure 51 : Variation spatiale (A) et saisonnière (B) de l'abondance totale des odonates pendant la période d'étude.

III.1.6.1.5. Caractéristiques morphologiques et écologie des taxons répertoriés

III.1.6.1.5.1. Redescription des espèces du genre *Sympetrum* Newman, 1833 (Libellulidae)

Chez toutes les espèces dudit genre, l'abdomen possède toujours deux paires d'épines latérales aux segments 8 et 9. Le rapport entre la longueur du segment 8 et ses épines latérales ainsi que la longueur des épines latérales du segment 9 par rapport à la pyramide anale sont d'importance diagnostique.

- **Redescription de l'espèce *Sympetrum proparte* (Tachet *et al.*, 2006)**

Les spécimens étudiés sont caractérisés par des épines médio-dorsales sur les segments abdominaux, sauf le segment 9. On note la présence d'épines latérales sur les segments abdominaux 8 et 9. Les pattes sont plus étroites, présente moins de soies et le fémur est plus long que large. Bord dorsal des palpes labiaux porte chacun onze soies et au niveau du prémentum une série de douze soies sur chaque côté (Figure 52). La tête vue de face est relativement étroite et les yeux sont hémisphériques. Cette espèce fréquente les eaux stagnantes bien ensoleillées, oligotrophes et mésotrophes, généralement acides et riches en végétaux. Elle occupe également les prairies humides inondées, des zones d'atterrissement au bord des lacs et des étangs et les bas-marais mais serait moins apte à coloniser des milieux secondaires créés par l'homme.

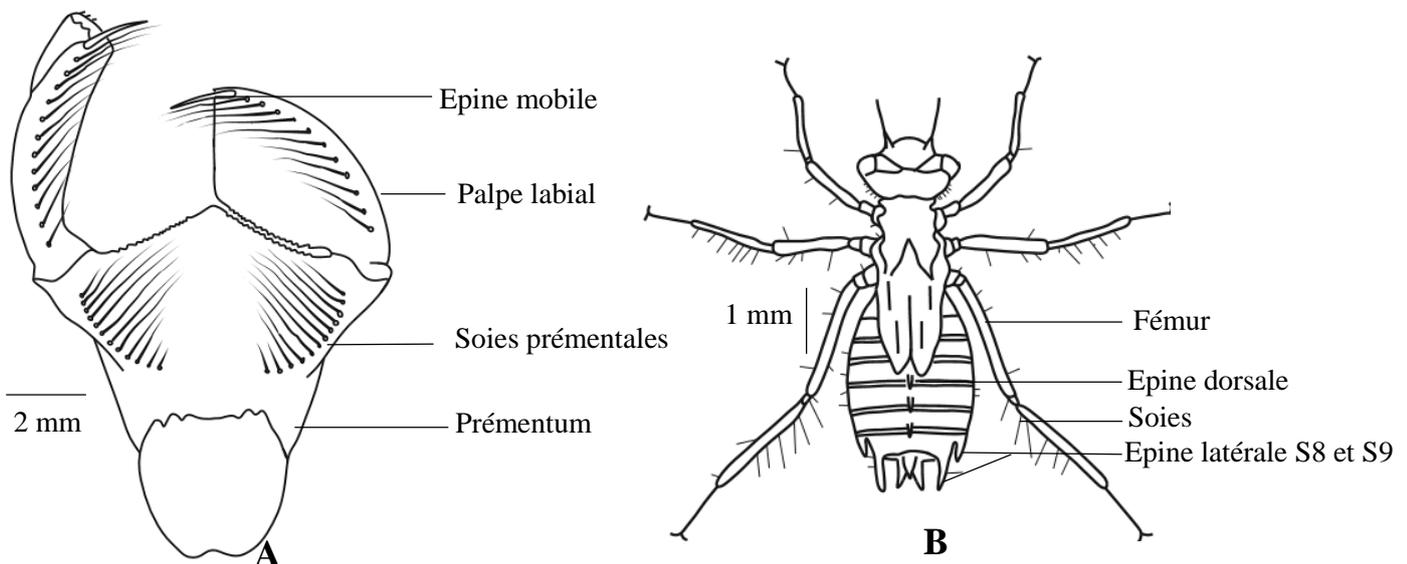


Figure 52 : Larve de *Sympetrum Proparte*, A : labium ; B : habitus

III.1.6.1.5.2. Redescription des espèces du genre *Orthetrum* Newman, 1833 (Libellulidae)

Les épines dorsales peuvent être absentes ou, si présentes, aller du segment 3 au segment 4, 5 ou 6. Les palpes labiaux présentent des bords mordants et onduleux, les parties proéminentes symétriques et seulement légèrement courbées, séparées par des entailles peu profondes.

- **Redescription de l'espèce *Orthetrum caffrum* (De Moor *et al.*, 2003)**

Les spécimens étudiés ont de petits yeux, un abdomen densément couvert de soies fines, avec absence d'épines latérales et dorsales sur les segments abdominaux (Figure 53). Les Cerques mesurent moins de la moitié de la longueur de l'épiprocte. L'espèce fréquente les eaux

stagnantes de toutes natures, acides, saumâtres ou modérément polluées, surtout à basse altitude. Les larves aiment l'eau d'une hauteur limitée qui se réchauffe rapidement.

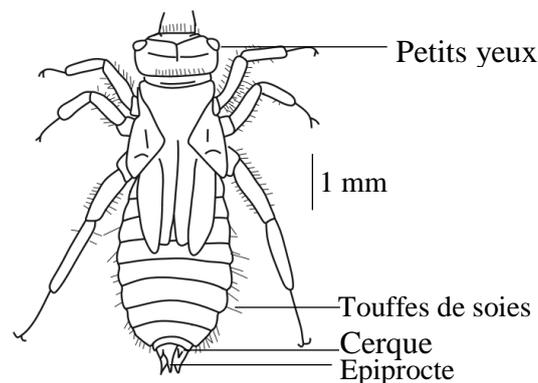


Figure 53 : Vue générale de la morphologie de l'habitus d'*Orthetrum caffrum*

III.1.6.1.5.3. Redescription des espèces du genre *Brachythemis* Brauer, 1868 (Libellulidae)

Ce genre est caractérisé par de petits yeux, la forme de ses épines latérales et la suture entre le vertex et l'occiput séparent très nettement deux surfaces de structures différentes.

- **Redescription de l'espèce *Brachythemis leucosticta* (Heidemann et Seidenbusch, 2002)**

Les spécimens récoltés sont caractérisés par des épines latérales sur les segments abdominaux 8 et 9, les épines du segments 9 s'étendant jusqu'à la moitié de la pyramide anale, puis les épines dorsales sur les segments 4 à 9 dont les premières sont verticales et les dernières penchées vers l'arrière, avec une absence de soies sur les pattes (Figure 54). Cette espèce affectionne les rivières, les grands lacs et autres eaux stagnantes dans les paysages ouverts. Souvent, elle préfère les eaux avec des berges dénudées et probablement un fond sablonneux et/ou mou (comme la boueux)

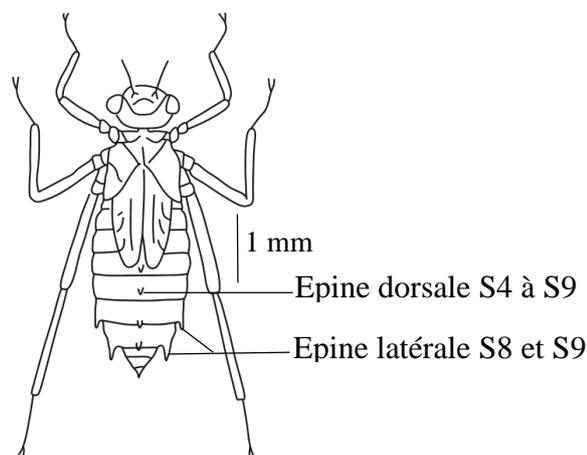


Figure 54 : Vue générale de la morphologie de l'habitus de *Brachythemis leucosticta*

- **Redescription de l'espèce *Brachythemis lacustris* (Brauer, 1868)**

Les spécimens récoltés ont deux bandes sombres sur le fémur, Les épines latérales du segments 9 atteignent l'extrémité de la pyramide anale, avec une absence de soies sur les pattes. Les gaines des ailes s'étendent jusqu'au segment abdominal 6. L'abdomen présente une épine dorsale sur le 9 proéminente, pointant vers l'arrière, s'étendant sur le segment 10 (Figure 55). Cette espèce fréquente les eaux stagnantes mais toujours au long des rivières bordées d'arbres ou de hautes herbes.

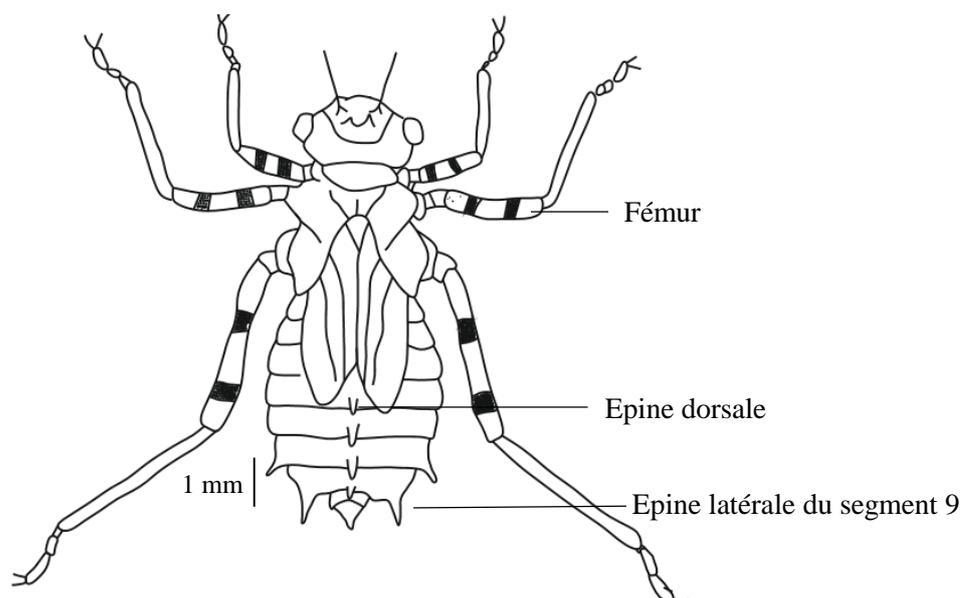


Figure 55 : Vue générale de la morphologie de l'habitus de *Brachythemis lacustris*

III.1.6.1.5.4. Redescription des espèces du genre *Crocothemis* Brauer, 1868 (Libellulidae)

Le bord interne du palpe labial finement crénelé avec 12 indentations, les cerques mesurent plus de la moitié de la longueur des paraproctes. Epines dorsales absentes

- **Redescription de l'espèce *Crocothemis* sp.**

Les spécimens identifiés sont caractérisés par un abdomen ne présentant pas d'épines dorsales mais des épines latérales aux segments 7 et 8. Les cerques mesurent plus de la moitié de la longueur des paraproctes, le bord postérieur des sternites 6 et 7 peigne de soies bien développées. Le bord dorsal des palpes labiaux porte chacun dix soies et au niveau du prémentum une série de quinze soies sur chaque côté. Le palpe labial présente des entailles entre les dents peu profondes (Figure 56). Cette espèce occupe une vaste gamme d'habitats d'eaux stagnantes et faiblement courantes. Elle tolère les eaux saumâtres et fortement

eutrophisées. Les larves vivent sur les plantes aquatiques ou le sédiment et peuvent survivre aux dessèchements temporaires.

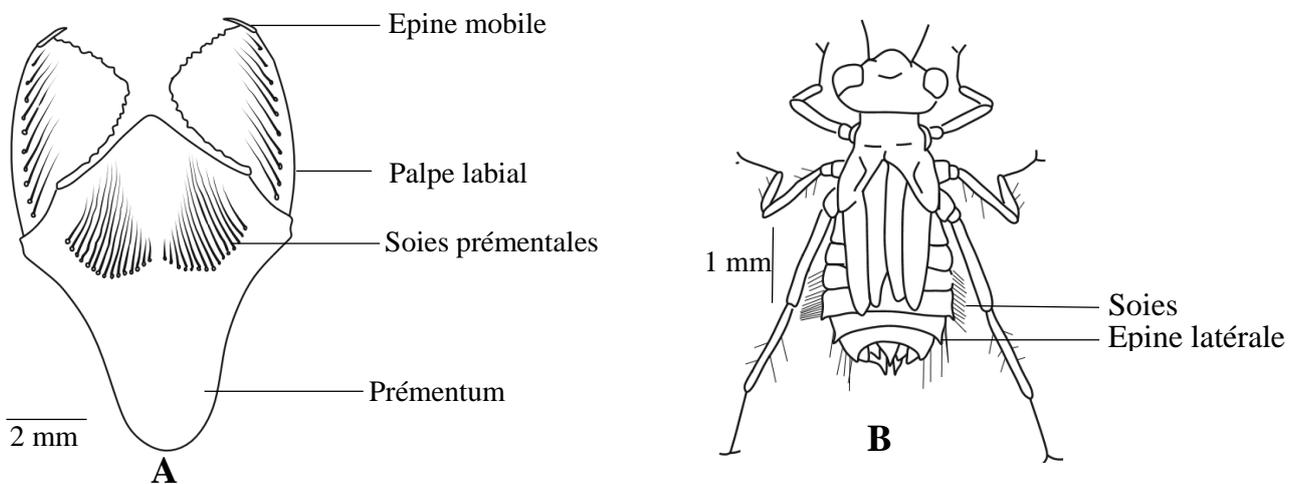


Figure 56 : Larve de *Crocothemis* sp. A : labium ; B : habitus

III.1.6.1.5.5. Redescription des espèces du genre *Leucorrhinia* Brittinger, 1850 (Libellulidae)

Les espèces de ce genre sont de configuration assez différente. Leur caractère commun est surtout la forme aplatie des yeux. Le nombre de paires d'épines latérales peut être de 2, 3 ou 4, le nombre d'épines dorsales de 0 à 7. Chez *L. rubicunda*, le nombre d'épines dorsales peut osciller de 0 à 4. Chez *caudalis*, l'abdomen est très élargi au milieu, pour les autres espèces il est plus étroit.

- Redescription de l'espèce *Leucorrhinia* sp. (Tachet *et al.*, 2010)

En vue frontale, les yeux ont une forme aplatie (Figure 57). Présence d'épines dorsales aux segments 1 à 8 et d'épines latérales aux segments 8 et 9. Les épines latérales du segment 9 atteignent presque la base de la pyramide anale et les fourreaux alaires sont écartés. Espèce se développe principalement dans les milieux lenticules oligotrophes ou mésotrophes moyennement riche en végétaux, fréquemment acides et situés dans un environnement assez ouvert, mais présentant la plupart du temps des petites zones boisées ou des secteurs forestiers.

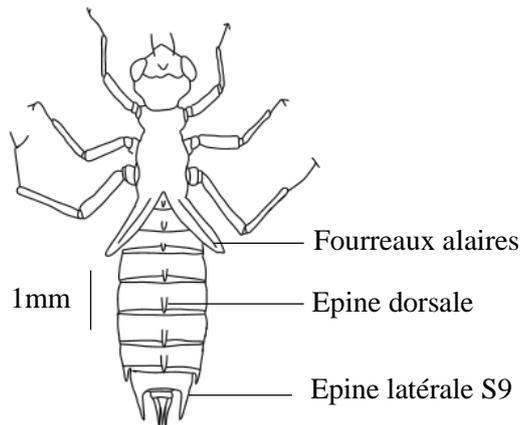


Figure 57 : Vue générale de la morphologie de l’habitus de *Leucorrhinia* sp.

III.1.6.1.5.6. Redescription des espèces du genre *Diplacode* Rambur, 1842 (Libellulidae)

Les pattes arrières, lorsqu’elles sont étendues, sont à peu près aussi longues que l’abdomen. L’abdomen est ventralement et dorsalement avec un motif sombre irrégulier ou complètement sombre.

- Redescription de l’espèce *Diplacode lefebvrui* (Rambur, 1842)

La larve est très petite de taille et l’abdomen dépourvu d’épines dorsales et latérales. Les pattes postérieures, lorsqu’elles sont tendues, sont plus longues que l’abdomen. Cette espèce présente dix soies sur le bord dorsal des palpes labiaux et une série de douze soies sur chaque côté du prémentum. Le palpe labial présente des entailles entre les dents peu profondes (Figure 58).

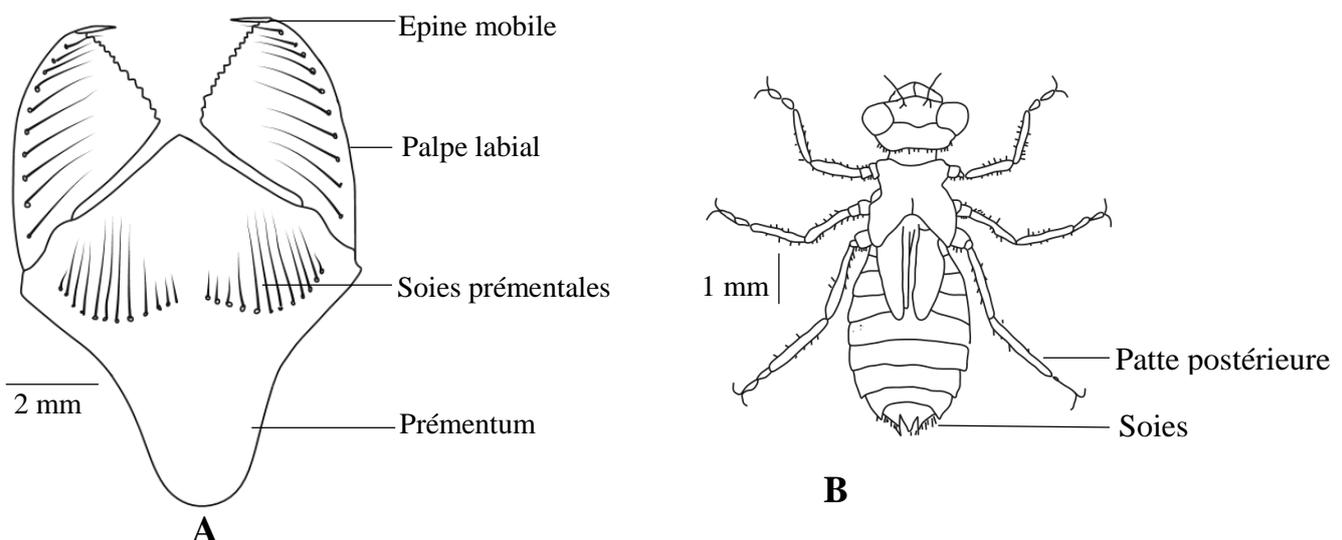


Figure 58 : larve de *Diplacode lefebvrui*, A : labium ; B : habitus

III.1.6.1.5.7. Redescription des espèces du genre *Trithemis* Palisot de Beauvois, 1805 (Libellulidae)

Les palpes labiaux présentent des crénelures moins distinctes. Les épines dorsales sur les segments 6-9 ne forment pas une telle quille, la pyramide anale n'est pas allongée. On note la présence d'un motif sur l'abdomen.

- Redescription de l'espèce *Trithemis weneri* (Ris, 1912)

Le mésosternum entre les coxa présente une paire de longues soies et une rangée de six soies plus petites et les palpes labiaux ont des crénelures distinctes. On note la présence des épines dorsales sur les segments abdominaux 3 à 8 et des épines latérales sur les segments abdominaux 8 et 9 (Figure 59). L'espèce tropicale qui colonise des pièces d'eau différentes, même des eaux légèrement courantes. Cette espèce affectionne les pièces d'eau ensoleillées qui sont dégagées de végétation haute au moins sur une partie de ses abords.

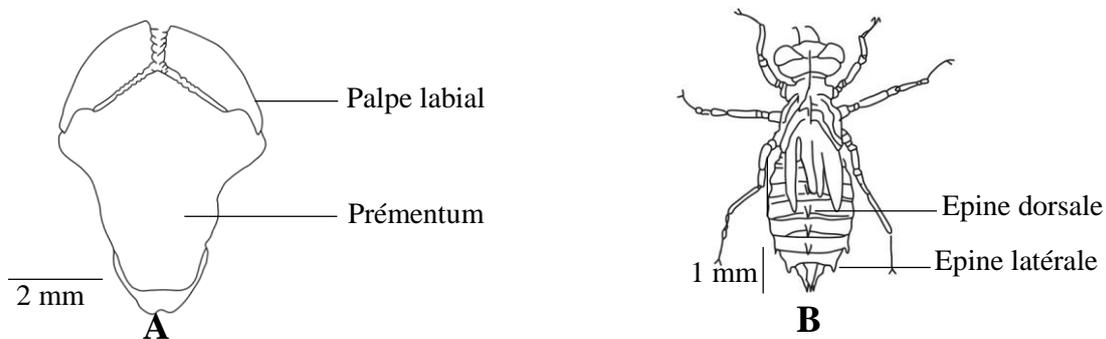


Figure 59 : Larve de *Trithemis weneri*, A : labium ; B : habitus

III.1.6.1.5.8. Redescription des espèces du genre *Libellula* Linnaeus, 1758 (Libellulidae)

Les espèces de ce genre ont des épines dorsales qui vont du troisième ou quatrième jusqu'au septième, huitième ou neuvième segment abdominal. Chez certaines espèces, le bord mordant du palpe labial a des entailles profondes et des dents asymétriques et Chez d'autres espèces, ce bord est plutôt onduleux, les parties proéminentes sont symétriques et seulement légèrement courbées, les entailles peu profondes. Les cerques peuvent mesurer jusqu'à trois quarts de la longueur des paraprotectes.

- Redescription de l'espèce *Libellula* sp.

Présence des épines dorsales qui vont du quatrième jusqu'au neuvième segment abdominal, le bord mordant du palpe labial a des entailles profondes et des dents asymétriques. On note la présence de sept soies sur le bord dorsal des palpes labiaux et d'une série de huit soies sur chaque côté du prémentum. Les cerques mesurent moins de la moitié des paraprotectes (Figure 60). C'est une espèce typique des plans d'eau temporaires et des milieux pionniers dans lesquels presque aucune végétation n'a pu se développer. La larve vit dans les zones calmes de drains,

de profondeur faible, les rivières ou canaux. Elle vit à la surface des sédiments, enfouie ou cachée entre les débris des végétaux morts.

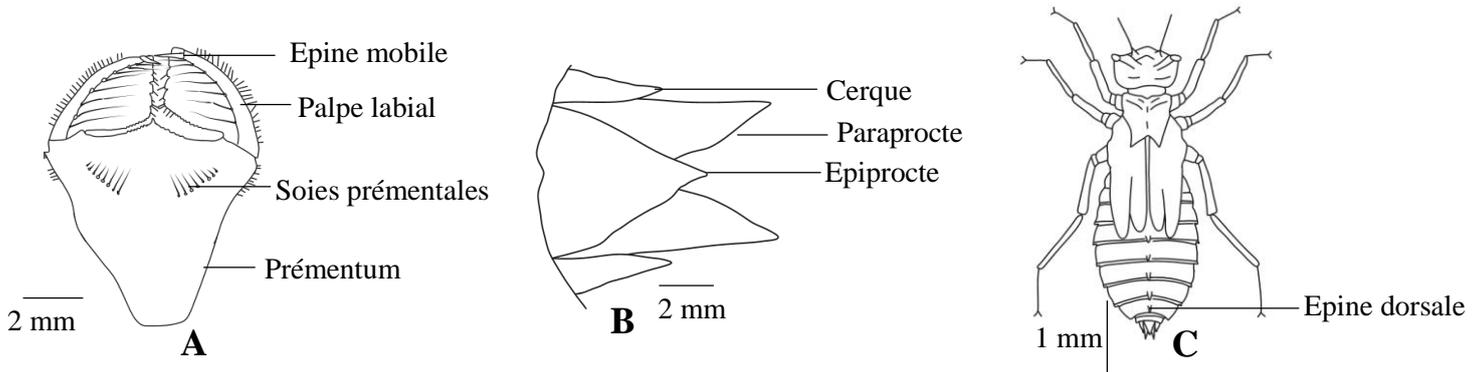


Figure 60 : Larve de *Libellula* sp. A : labium ; B : pyramide caudale ; c : habitus

III.1.6.1.5.9. Redescription des espèces du genre *Oxygastra* Selys, 1854 (Corduliidae)

Ce genre se caractérise surtout par la façon dont le corps est couvert de soies. La tête est couverte de zones lisses et zones rugueuses mais les zones rugueuses sont marquées par de longues soies raides. Certaines zones de l'occiput se réunissent à leur bord supérieur pour former une sorte de peigne, composé de soies, parallèle à la suture jalonnée de soies, qui s'étend entre le vertex et l'occiput. Sur l'abdomen, on note la présence des épines dorsales. Les dents des palpes labiaux sont grandes. L'extrémité des cerques ne se courbe jamais vers l'intérieur. Elles sont droites ou se courbent vers l'extérieur.

- Redescription de l'espèce *Oxygastra curtisi* (Dale, 1834)

Les spécimens étudiés sont caractérisés par une présence d'épines dorsales. Les épines latérales sont présentes sur les segments abdominaux 8 et 9 (Figure 61). L'espèce vit surtout les rivières et grands cours d'eau dont les rivages sont partiellement ombragés par des arbres ou arbustes. Elle se rencontre aussi dans des ruisselets, dégagés et semi-permanents et affectionne les eaux calmes courantes à légèrement stagnantes.

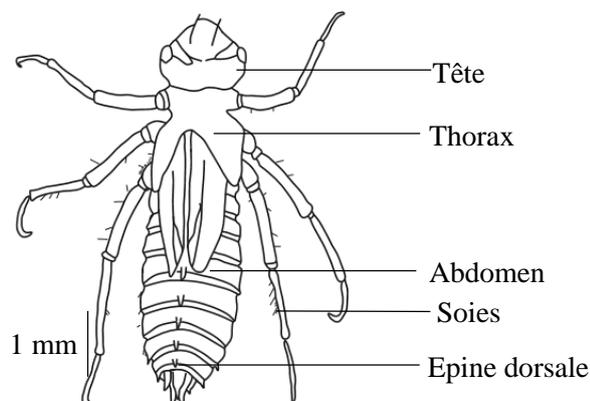


Figure 61 : Vue générale de la morphologie de l'habitus d' *Oxygastra curtisi*

III.1.6.1.5.10. Redescription des espèces du genre *Phyllogomphus* Selys, 1854 (Gomphidae)

Les pattes postérieures sont plus courtes que l'abdomen, les segments abdominaux 5-7 dépourvus d'épines dorsales ou lorsqu'elles sont présentes, petites et émoussées. L'abdomen a des boutons dorsaux et parfois de petites épines latérales aux segments abdominaux 8-9.

- Redescription *Phyllogomphus brunneus* (Selys, 1854)

La larve se distingue par un abdomen long et plat, le tube respiratoire formé par S10 est à peu près aussi long que les segments 8 et 9 réunis. Les pattes sont très courtes par rapport à la longueur du corps. On note la présence d'épines dorsales aux segments 3-8 et l'absence d'épines latérales (Figure 62). Cette espèce préfère les rivières et les grands ruisseaux en forêt et se trouve également dans les paysages plus secs et dans les grands lacs.

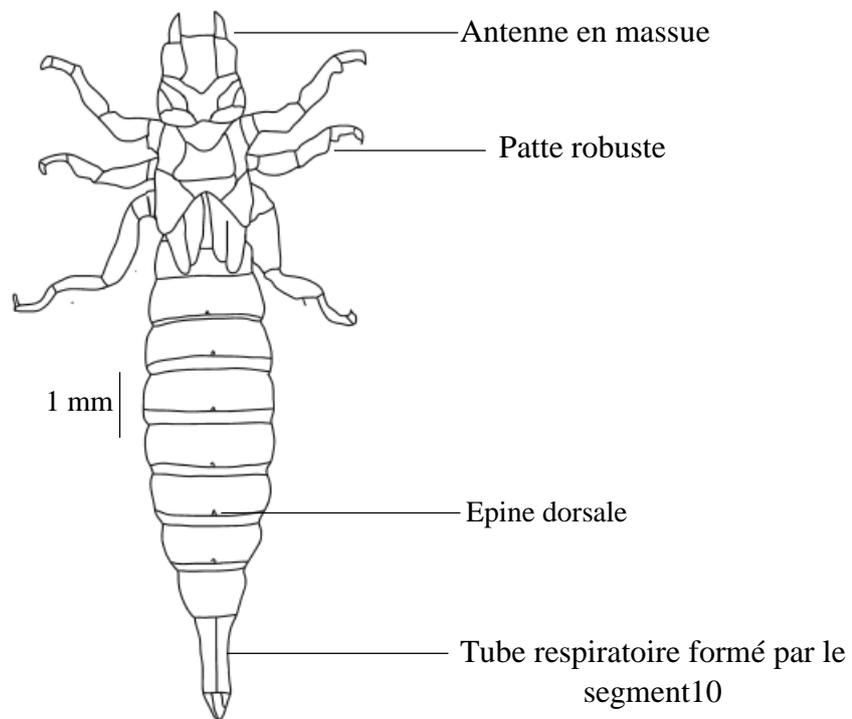


Figure 62 : Vue générale de la morphologie de l'habitus de *Phyllogomphus brunneus*

III.1.6.1.5.12. Redescription des espèces du genre *Aeshna* Fabricius, 1775 (Aeshnidae)

Ce genre se caractérise par un occiput arrondi ou avec des angles arrondis. L'abdomen porte des épines latérales aux segments 6 à 9 ou 7 à 9. Les épines au segment 6 ou 7 sont plus petites que les autres ou, dans quelques rares cas, absentes. L'expansion sur l'épiprocte a la forme d'un triangle.

- **Redescription de l'espèce *Aeshna* sp. (Heidemann et Seidenbusch, 2002)**

Les spécimens étudiés sont de grande taille et ont des cerques qui mesurent moins de la moitié des paraproctes, des épines latérales aux segments 7-9. La longueur du prémentum est de 1,5 fois la largeur, Le prémentum est large, mais dans sa partie basale un peu plus rétrécie (Figure 63). Cette espèce apprécie les mares et les étangs tourbeux. Elle se développe dans les habitats forestiers et les milieux aquatiques avec présence de végétations. Elle est présente dans les petites pièces d'eau stagnante, peu profondes, ensoleillés, acides et fortement envahies par la végétation. La larve vit sur les sédiments, les tiges des plantes, dans les sphaignes, sur les berges abruptes et même sur des végétaux flottants.

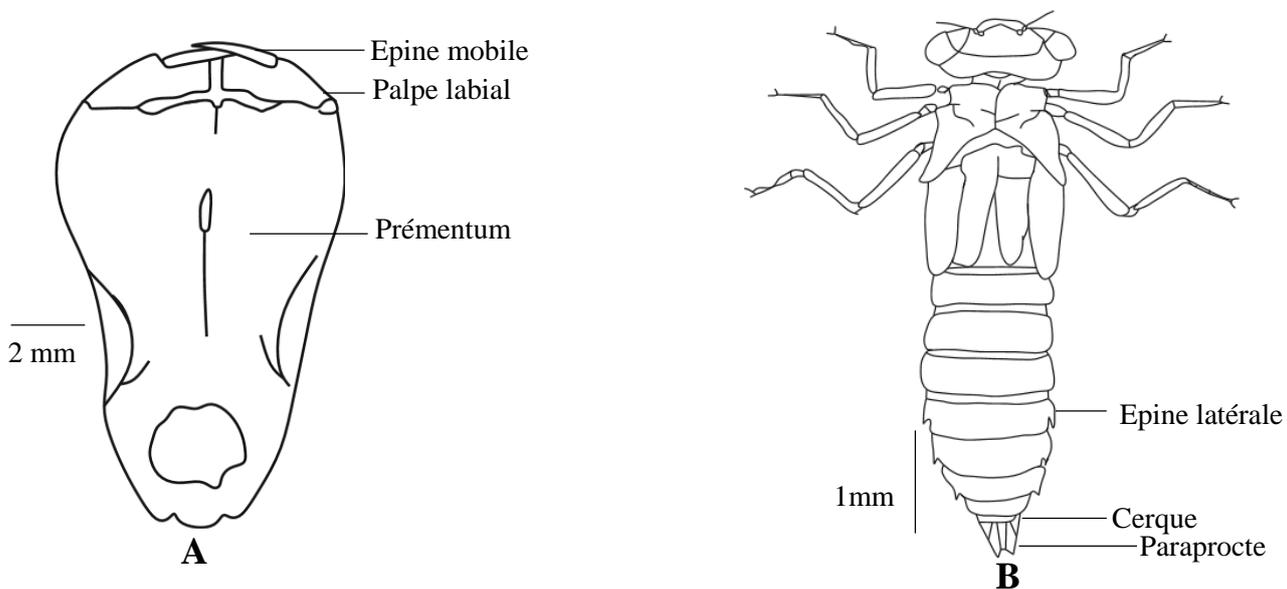


Figure 63 : Larve de *Aeshna* sp. A : labium ; B : habitus

III.1.6.1.5.13. Redescription des espèces du genre *Cordulegaster* Leach, 1815 (Cordulegastridae)

Ce genre est caractérisé par un masque en forme de cuillère, les bords des palpes labiaux avec les dents longues et pointues, de taille différentes. Le bord antérieur du mentum proéminent dans son ensemble, montre au milieu deux petits bouts, séparés par une entaille. Au deux côtés de cette double pointe, il y'a des séries de petites soies. Les yeux sont petits, plus ou moins hémisphériques. L'abdomen est dépourvu d'épines dorsales mais les épines latérales peuvent être présentes. La pyramide anale est constituée de longs proctes pointus recourbés vers le bas. Les cerques sont également pointus, mais non courbés vers le bas et mesurent moins de la moitié des paraproctes.

- **Redescription de l'espèce *Cordulegaster boltonie* (Donovan, 1807)**

Les spécimens récoltés ont des épines latérales aux segments 8 et 9. Les épines atteignent le bord antérieur du segment suivant. En vue dorsale, les paraprotectes et cerques sont élancés et les extrémités des cerques légèrement recourbées vers l'intérieur. Les fourreaux alaires sont faiblement écartés et les dents du bord interne des palpes labiaux puissantes et irrégulières. On note la présence de quatre soies sur le bord dorsal des palpes labiaux et d'une série de cinq soies sur chaque côté du prémentum (Figure 64). L'espèce préfère les cours supérieurs des ruisseaux et rivières, ensoleillés ou ombragés. La larve vit dans les zones où le courant d'eau est réduit, derrière des pierres ou bancs de sable ou à la berge glissante. Elle s'enfouit dans le sable, la vase ou les détritux et occasionnellement se pose entre des cailloux.

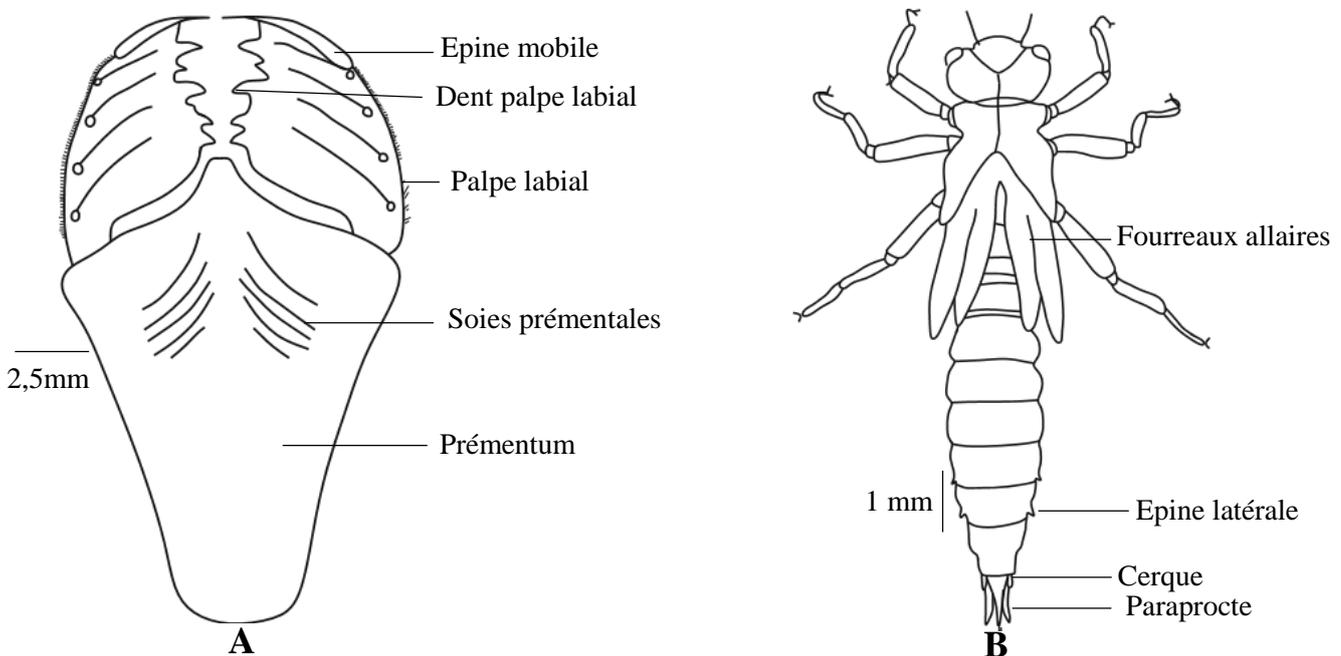


Figure 64 : Larve de *Cordulegaster boltonie*, A : labium ; B : habitus

III.1.6.1.5.14. Redescription des espèces du genre *Platycnemis* Rambur, 1842 (Platycnemidae)

Les espèces de ce genre ont des soies sur le mentum disposées en ligne transversale. Leur nombre s'élève de 2 à 6, le plus souvent à 4. Les épines sur les bords latéraux du mentum et s'étendent souvent jusqu'à la moitié dans la moitié basale. Souvent, elles ne se limitent pas aux bords, mais sont aussi placées sur la face inférieure du mentum. Un palpe labial porte sur sa grande surface de 2 à 4 grandes soies, habituellement 3. Les proctes sont plus étroites, sans la pointe effilée, le rapport entre largeur et longueur s'élève de 1 : 2,5 à 1 : 6,5.

- **Redescription de l'espèce *Platycnemis latipes* (Rambur, 1842)**

Les individus récoltés ont un prémentum sans incision médiane au bord antérieur. Soies du prémentum sur une seule ligne transverse au nombre de 6. Pas de soies sur la griffe articulée du palpe labial. Sur la grande surface d'un palpe labial on note trois grande soies. Lamelle caudale (procte) se terminant par un processus effilé, portant de nombreuses soies et dépourvu de dent et de ligne nodale transverse. Les pattes sont annelées, pourvues de soies et le fémur présente deux bandes sombres (Figure 65). L'espèce préfère des eaux stagnantes ou courantes, exceptionnellement des tourbières alcalines. Elle évite des eaux acides et ne colonise pas de tourbières ombrogènes.

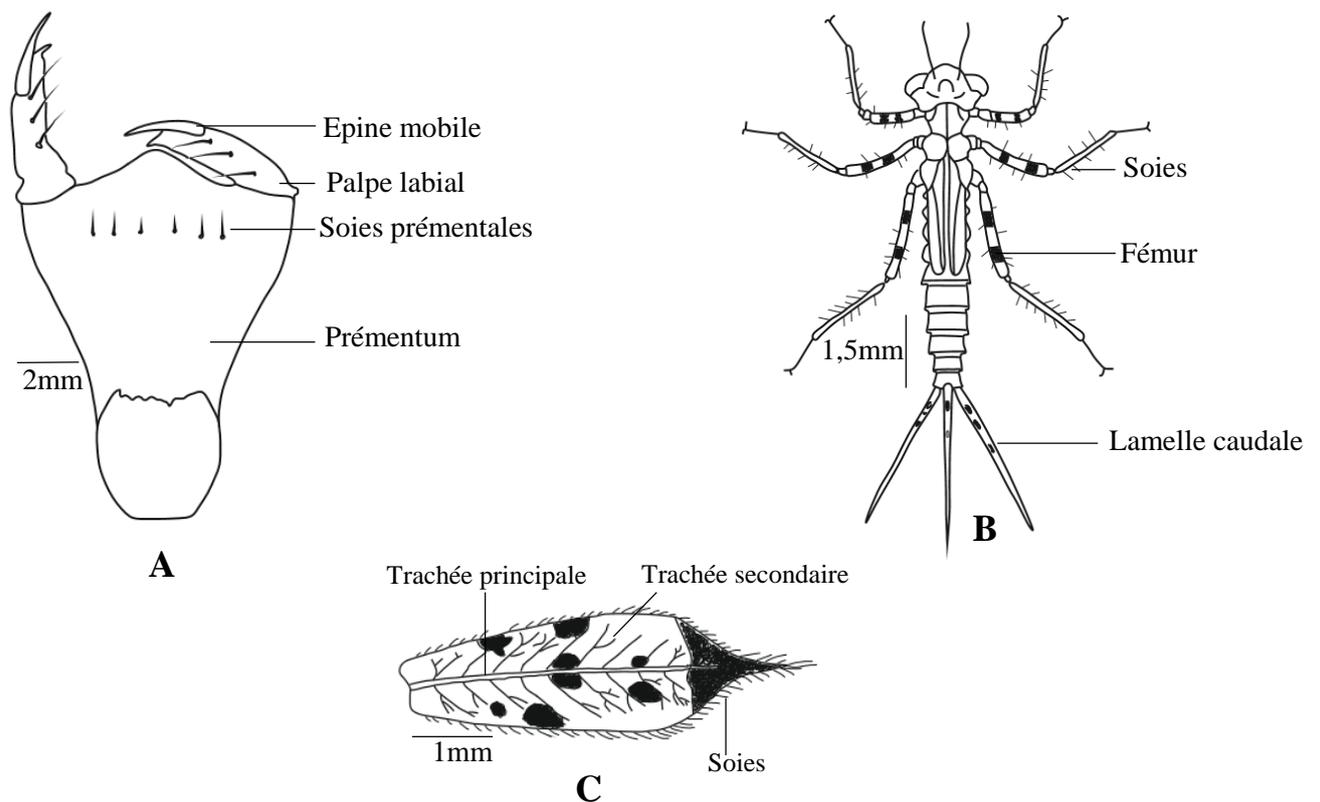


Figure 65 : Larve de *Platycnemis latipes*, A : labium ; B : habitus ; C : procte

III.1.6.1.5.15. Redescription des espèces du genre *Nehalennia* Selys, 1850 (Cœnagrionidae)

La longueur des proctes est de 2,5 à 3 mm. Le côté ventral de l'occiput : bords des yeux sont dépourvus de séries d'épines, tout au plus des séries de soies minces, appliquées sur leur support, qui deviennent visibles sous un grossissement de 20. On note la présence de six articles antennaires, quatre bandes sombres sur les fémurs et la partie postéro-latérale de la tête est arrondie. Les lamelles caudales sont très pointues à leur extrémité, avec des taches sombres irrégulières.

- **Redescription de l'espèce *Nehalennia speciosa* (Charpentier, 1840)**

Les spécimens étudiés ont des proctes dont la longueur varie 2,5 à 3 mm. L'extrémité des proctes (lamelle caudale) très pointue, avec des taches sombres irrégulières. Les séries de dents se ressemblent dans leur longueur et leur développement. Le Fémur a au moins 4 anneaux sombres. La partie arrière de la tête, vue de dessus, n'a pas l'aspect anguleux. Le prémentum ne porte pas de séries de soies, mais seulement une soie sur chaque côté (Figure 66). Cette espèce apprécie particulièrement les mares et lacs oligotrophes, mésotrophes à eutrophes légèrement acides ainsi que les dépressions dans les tourbières. La larve se développe dans la végétation aquatique des eaux peu profondes.

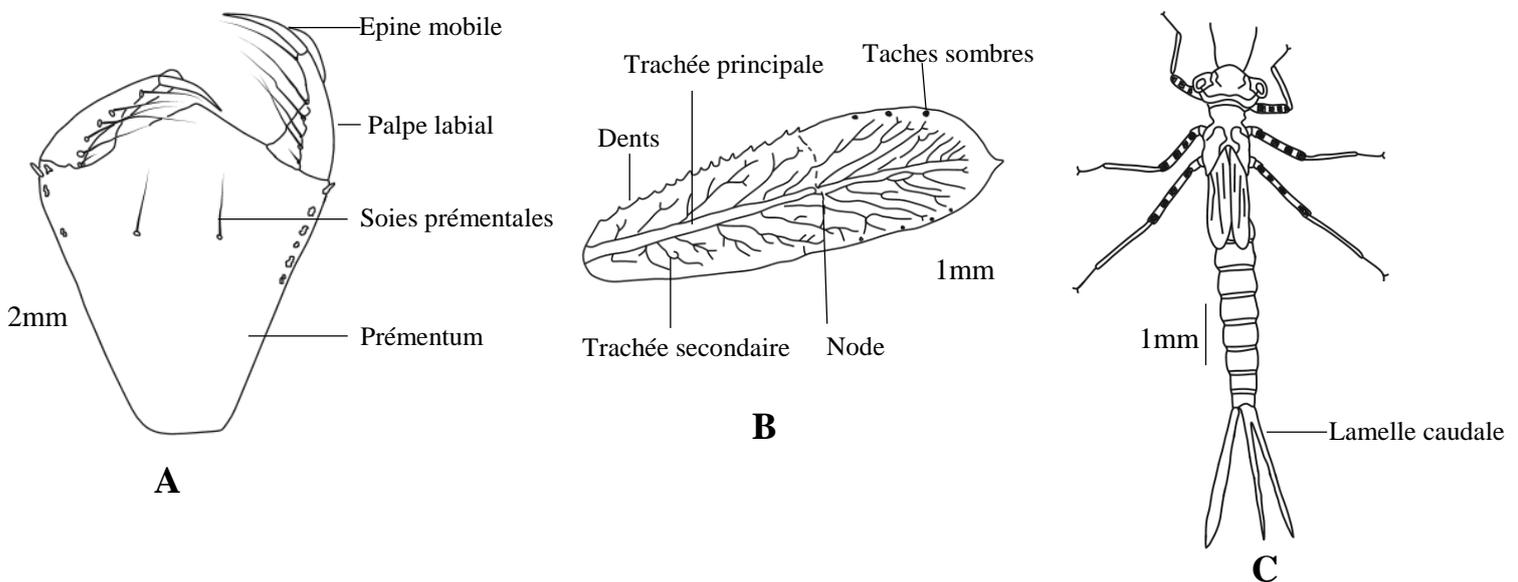


Figure 66 : Larve de *Nehalennia speciosa*, A : labium ; B : Procte ; C : habitus

III.1.6.1.5.16. Redescription des espèces du genre *Erythromma* Charpentier, 1840 (Cœnagrionidae)

Les traits distinctifs des espèces du genre *Erythromma* sont la présence de Six à Sept articles antennaires, les tergites et les sternites de l'abdomen portent des épines. Les épines de bordure se trouvent aux segments 4 à 10, parfois aussi 3. Sur les premiers sternites portant des épines de bordure, celles-ci sont peu distantes du bord postérieur. Le caractère le plus typique du genre est une série transverse de grandes épines sur le premier sternite. Les extrémités des proctes sont arrondies ou montrent une petite pointe, qui a l'air d'être collée sur une extrémité arrondie dans son ensemble. La série de dents des proctes sont, sur les bords opposés, habituellement inégales dans leur longueur et souvent dans leur développement. La ligne nodale transverse est totalement ou partiellement visible. Le peigne du palpe labial est étroit.

- **Redescription de l'espèce *Erythromma viridulum* (Charpentier, 1840)**

Les individus récoltés ont des extrémités des proctes arrondies dans leur ensemble avec une petite pointe. La pigmentation des proctes est beaucoup plus faible mais les trachées latérales sont riches en contrastes. Il n'y a pas de dendrites et pas de bandes de couleur longeant la trachée médiane. Les séries de dents sur les deux côtés des proctes sont inégales et la ligne nodale absente. Le poststernite du thorax et abdomen est dépourvu d'épines (Figure 67). Cette espèce colonise les eaux stagnantes ou parties calmes d'eaux courantes bien ensoleillées, de préférence riches en végétation immergée et flottante.

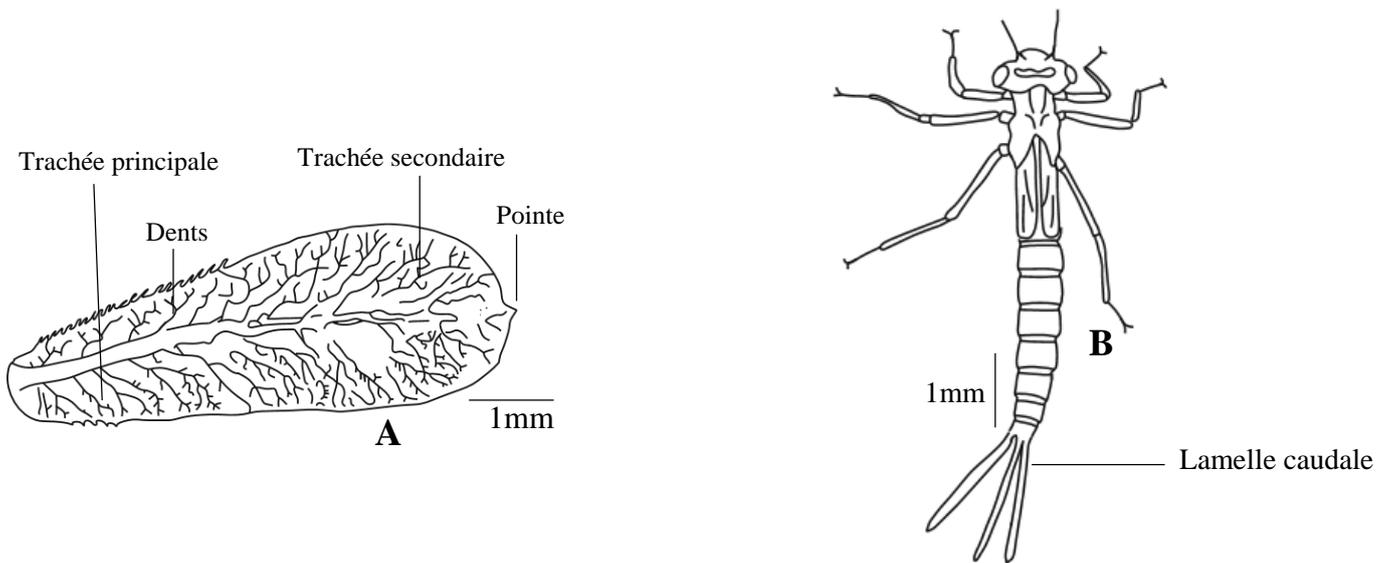


Figure 67 : larve de *Erythromma viridulum*, A : procte ; B : habitus

III.1.6.1.5.17. Redescription des espèces du genre *Ishnura* Charpentier, 1840 (Cœnagrionidae)

Les espèces de ce genre ont des séries de dents sur les deux côtés des proctes, inégales quant à leur longueur et au niveau de leur développement. La série la plus longue peut atteindre ou dépasser un peu la moitié du bord d'un procte ; le plus souvent, elle n'atteint pas la moitié. La ligne nodale transverse est peu visible ou absente. Les épines sur la trachée médiane peuvent, dans quelques cas, être moins nombreuses sur chaque côté de l'épiprocte que sur les paraproctes. Les proctes sont pointues aux extrémités et le rapport entre les proctes et la longueur du corps est de 1 : 2 à 1 : 2,8.

- **Redescription de l'espèce *Ishnura* sp. (Charpentier, 1840)**

Les spécimens étudiés ont sept articles antennaires. Les sternites abdominaux sont dépourvus des rangées d'épines et les pattes annelées. Les proctes au niveau des extrémités sont pointus. Les séries de dents sur les deux côtés des proctes sont inégales et la ligne nodale transverse est absente. Le prémentum porte une série de quatre soies sur chaque côté et le bord

dorsal des palpes labiaux sept soies (Figure 68). Cette espèce occupe différents types d'eaux stagnantes ou légèrement courantes même saumâtres. Elle évite des pièces d'eau extrêmement acides des tourbières.

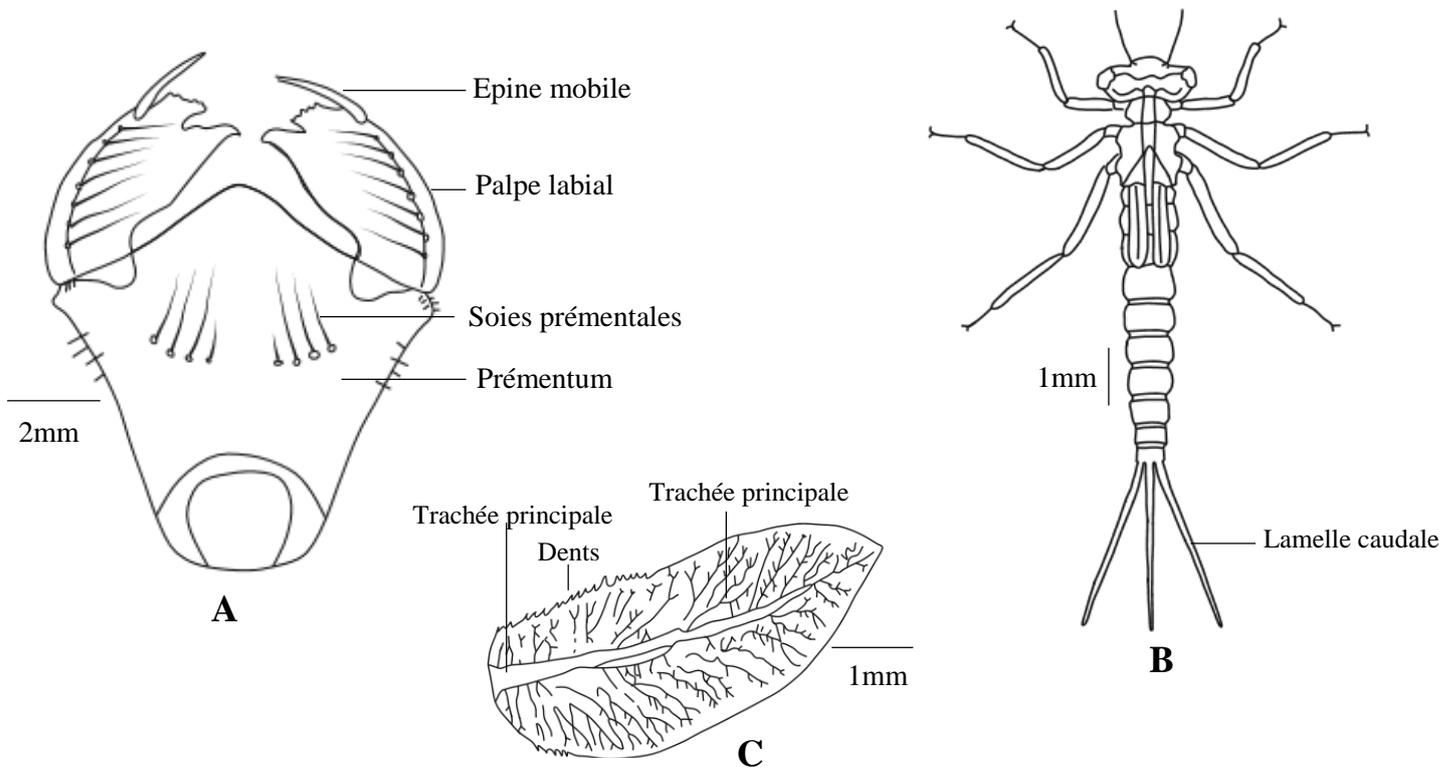


Figure 68 : Larve d'*Ishnura* sp. A : labium ; B : habitus ; C : procte

III.1.6.1.5.18. Redescription des espèces du genre *Cænagrion* Kirby, 1890 (Cænagrionidae)

Les proctes mesurent, chez la plupart des espèces, presque la moitié de la longueur du corps. L'occiput peut être unicolore ou couvert de pointes foncées. Les articles 2 et 3 des antennes ont un rapport de longueur qui varie entre 1 : 0,9 et 1 : 1,6. Le peigne du palpe labial est, chez la plupart des espèces, plus large que long, l'échancrure qui se sépare de la grande dent immobile n'est pas aussi profonde que sa largeur.

- Redescription de l'espèce *Cænagrion proparte* (Kirby, 1890)

Les individus identifiés ont six articles antennaires. Les premiers sternites abdominaux sont dépourvus des rangées d'épines courtes. Le procte a une extrémité arrondie, pourvue d'une ligne nodale transverse sans dents. Les séries de soies sur le mentum comprenant au moins 2 grandes soies par série. La largeur du peigne du palpe labial atteint au moins la moitié de la longueur du crochet mobile (Figure 69). L'espèce vit aux abords de l'eau, tels que les sources, fossés et ruisseaux. Un bon ensoleillement avec une végétation aquatique riche sont deux critères indispensables à sa présence.

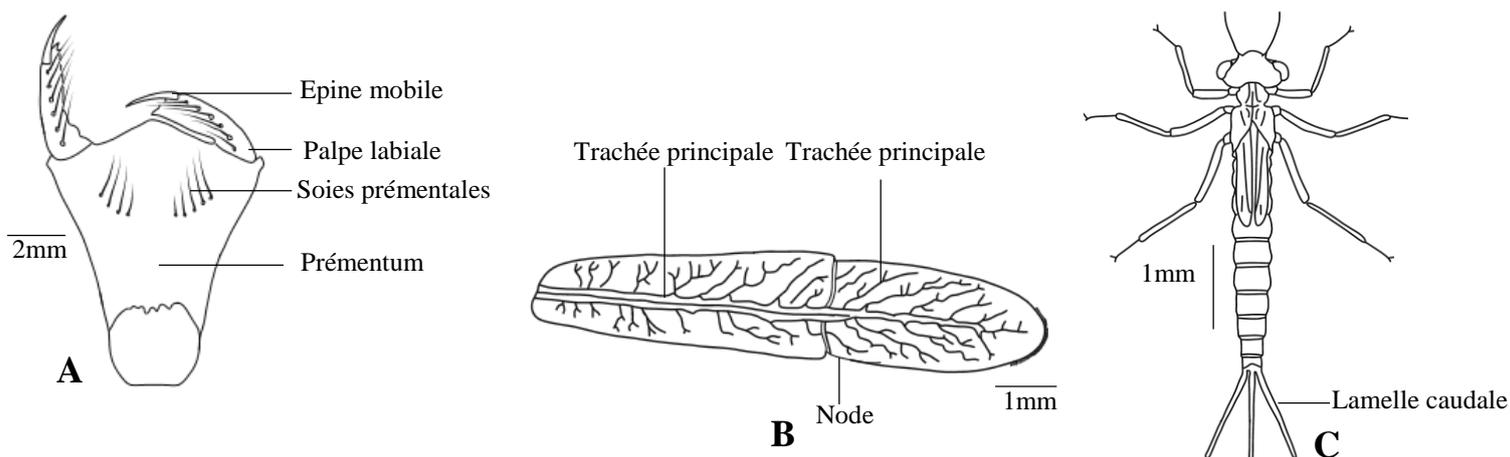


Figure 69 : Larve de *Cœnagrion proparte*, A : labium ; B : proctes ; C : habitus

III.1.6.1.6. Morphométrie

Le résultat de la mensuration chez quelques espèces de larves d'odonates est reporté sur le tableau XX.

Tableau XX: Mensurations des larves d'Odonates récoltées pendant la période d'étude

Genres/Espèces	Longueur du corps (mm)
<i>Libellula</i> sp.	26,6-27,4
<i>Orthetrum caffrum</i>	20-25
<i>Brachythemis lacustris</i>	25-31
<i>Brachythemis leucosticta</i>	16-20
<i>Sympetrum proparte</i>	17-19
<i>Trithemis weneri</i>	14,2-16
<i>Leucorrhinia</i> sp.	18-22
<i>Diplacode lefebvrei</i>	17-20
<i>Crocothemis</i> sp.	17-19
<i>Oxygastra curtisii</i>	20-22
<i>Phyllogomphus brunneus</i>	24
<i>Cordulegaster boltonie</i>	27-30
<i>Aeshna</i> sp.	28-31
<i>Nehalennia speciosa</i>	15-29,1
<i>Ishnura</i> sp.	15,3-17,1
<i>Erythromma viridulum</i>	22-29,7
<i>Coenagrion proparte</i>	23,2-25,6
<i>Platycnemis latipes</i>	17

III.1.6.2. Fréquence d'occurrence des taxa dans les différentes stations d'échantillonnage

Selon le tableau XXI des fréquences d'occurrence, les espèces telles que *Brachythemis lacustris* et *Oxygastra curtisii* récoltées dans les cours d'eau Niété et Nlongo respectivement étaient accessoires ($25 \% < F < 50 \%$) tandis que *Leucorrhinia* sp. et *Platycnemis latipes* collectées dans les étangs M2 et M4 respectivement étaient rares ($F \leq 25 \%$). L'espèce *Aeshna* sp. retrouvée dans le cours d'eau Nlongo et l'étang M1 avait un statut de rare alors que *Trithemis weneri* collectée dans l'effluent et les étangs M2 et M4 avait un statut d'accessoire ($25 \% < F < 50 \%$). L'espèce *Sympetrum proparte*, *Libellula* sp. et *Coenagrion proparte* ont changé de statut entre rare, accessoires et constantes selon le milieu aquatique. L'espèce *Orthetrum caffrum* a varié de régulier, constante et accessoire selon le milieu aquatique.

Tableau XXI : Fréquence d'occurrence des taxa dans les différentes stations d'échantillonnage

Types écosystèmes		Cours d'eau					Etangs			
Familles	Genres/Espèces	Niété	Nlongo	Nyamessamba	Monezingui	Effluent	M1	M2	M3	M4
Libellulidae	<i>Libellula</i> sp.	A	r	C	C	C	A	A	r	
	<i>Orthetrum caffrum</i>	R	C	A	A	A	C	A	A	
	<i>Brachythemis lacustris</i>		A							
	<i>Brachythemis leucosticta</i>	r					r	r		r
	<i>Sympetrum proparte</i>	A			A	A	C		A	r
	<i>Trithemis weneri</i>					A		A		A
	<i>Leucorrhinia</i> sp.							r		
	<i>Diplacode lefebvreii</i>						r		C	r
	<i>Crocothemis</i> sp.					r	r	r		r
Corduliidae	<i>Oxygastra curtisii</i>	A								
Gomphidae	<i>Phyllogomphus brunneus</i>		r	A			r			
Cordulegasteridae	<i>Cordulegaster boltonie</i>		r	r			r			
Aeshnidae	<i>Aeshna</i> sp.		r				r			
Cœnagrionidae	<i>Nehalennia speciosa</i>	C	C	C	C		C		A	A
	<i>Ishnura</i> sp.	A		r			A		C	
	<i>Erythromma viridulum</i>	r	r	r				C		
	<i>Coenagrion proparte</i>	C		A	r	C	C	C	A	A
Platycnemidae	<i>Platycnemis latipes</i>									r

R = taxon régulier ; C = taxon constant ; A = taxon accessoire ; r = taxon rare

III.1.6.3. Variation spatio-saisonnière de l'indice biotique de Hilsenhoff dans la zone d'étude

Sur le plan spatial, la valeur moyenne la plus faible a été obtenue à la station N3 ($3 \pm 4,65$; qualité excellente) et la plus élevée aux stations EF et M3 (9 ± 0 ; qualité très mauvaise).

Les valeurs moyennes de l'indice biotique de Hilsenhoff prises aux différentes stations d'échantillonnage ont permis un essai de classification par ordre de pollution croissante ainsi qu'il suit : N3 > N1 > NL2 et MZ > M4 > NY2 > NY1 > NL1 > N2 et M2 > M1 > EF et M3 (Tableau XXII). Toutefois, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis n'indique aucune différence significative entre les séries d'observations d'une station à l'autre.

La valeur de l'indice biotique de Hilsenhoff calculée d'une saison à l'autre aux différentes stations d'étude a globalement indiqué une évolution de la qualité d'une saison à l'autre (Tableau XXII). Le test de Kruskal-Wallis n'a toutefois révélé aucune différence significative entre les valeurs de l'indice d'une saison à l'autre aux différentes stations (Tableau XVI). La comparaison des valeurs moyennes de l'indice indique qu'elles ont été légèrement plus élevées au cours de la GSP-20 ($8,69 \pm 0,76$) suivie de la PSP-20 ($7,62 \pm 3,38$), la GSS-20 ($7,41 \pm 3,37$), la GSS-19 ($6,25 \pm 3,39$), la GSP-20 ($5,77 \pm 4,32$), puis la PSS-20 ($4,46 \pm 4,45$) (Tableau XVI). Ces valeurs moyennes ont varié de qualité Excellente à qualité Très mauvaise.

Tableau XXII : Variations saisonnières de l'indice biotique de Hilsenhoff aux différentes stations d'étude

Stations	Indice biotique de Hilsenhoff moyen par saison						Moyenne	Classe de qualité
	GSP-19	GSS-19	PSP-20	PSS-20	GSP-20	GSS-20		
N1	0	8,2	9	0	8,33	0	$4,26 \pm 4,67$	Bonne
N2	9	9	9	0	9	9	$7,50 \pm 3,67$	Très mauvaise
N3	0	0	0	0	9	9	$3,00 \pm 4,65$	Excellente
NL1	3	3,4	9	9	9	9	$7,07 \pm 3,00$	Mauvaise
NL2	0	9	9	0	9	9	$6,00 \pm 4,65$	Plutôt mauvaise
NY1	9	9	9	0	6,33	6,33	$6,61 \pm 3,49$	Mauvaise
NY2	9	9	9	3	9	0	$6,50 \pm 3,99$	Plutôt mauvaise
MZ	0	9	0	9	9	9	$6,00 \pm 4,65$	Plutôt mauvaise
EF	9	9	9	9	9	9	$9,00 \pm 0,00$	Très mauvaise
M1	9	6,71	9	9	8,25	9	$8,49 \pm 0,92$	Très mauvaise
M2	9	0	9	9	9	9	$7,50 \pm 3,67$	Très mauvaise
M3	9	9	9	9	9	9	$9,00 \pm 0,00$	Très mauvaise
M4	9	0	9	1	9	9	$6,17 \pm 4,40$	Plutôt mauvaise
Moyenne	$5,77 \pm 4,32$	$6,25 \pm 3,39$	$7,62 \pm 3,38$	$4,46 \pm 4,45$	$8,69 \pm 0,76$	$7,41 \pm 3,37$	$6,70 \pm 1,51$	Mauvaise

III.1.6.4. Similarité entre les peuplements d'Odonates des différentes stations

Le calcul de l'indice de Sørensen à partir des relevés biologiques effectués sur le terrain a permis de dresser le tableau XXIII. Bien que la distribution varie d'une station à l'autre, le coefficient de similarité de Sørensen calculé consécutivement entre les stations révèle que les

plus grandes ressemblances sont observées entre les peuplements des stations EF et MZ (83,33 %), M3 et MZ (83,33 %) puis entre M1 et M3 (73,68%), NY1 et NL1 (72,73%), N2 et NY2 (72,73%), N2 et NL2 (72,73%) et entre EF et M3 qui est de 71,43 %. Cependant, la station M4 se démarque nettement. Les dissemblances sont prononcées entre la station M4 et les stations NL1, NL2 et NY1 avec des coefficients de similarité de 0 %.

Tableau XXIII : Coefficient de similarité de Sørensen (%) entre les peuplements d'Odonates récoltés aux différentes stations d'échantillonnage

Stations	N2	N3	NL1	NL2	NY1	NY2	MZ	EF	M1	M2	M3	M4
N1	36,36	28,57	50	60	66,67	40	60	50	47,06	46,15	50	16,67
N2		25	46,15	72,73	40	72,73	54,55	46,15	44,44	42,86	61,54	15,38
N3			22,22	28,57	33,33	28,57	57,14	44,44	28,57	20	44,44	22,22
NL1				66,67	72,73	50	50	42,86	63,16	26,67	42,86	0
NL2					66,67	40	60	50	31,58	46,15	50	0
NY1						44,44	66,67	54,55	50	33,33	54,55	0
NY2							60	50	58,82	30,77	66,67	16,67
MZ								83,33	58,82	46,15	83,33	33,33
EF									63,16	66,67	71,43	57,14
M1										50	73,68	52,63
M2											40	53,33
M3												42,85

Sur le plan saisonnier, l'indice de Sørensen a varié d'une saison à l'autre, le coefficient de similarité de Sørensen calculé consécutivement entre les saisons révèle que la plus grande ressemblance a été observée entre les peuplements des saisons GSS-19 et GSP-20 (92,30 %) et la plus grande dissemblance entre les saisons PSS-20 et GSS-20 (47,06 %) (Tableau XXIV).

Tableau XXIV : Coefficient de similarité de Sørensen (%) entre les peuplements d'Odonates récoltés aux différentes saisons

Saisons	GSS-19	PSP-20	PSS-20	GSP-20	GSS-20
GSP-19	69,56	70,59	50	66,67	73,68
GSS-19		54,55	47,62	92,30	75
PSP-20			53,33	50	55,56
PSS-20				42,11	47,06
GSP-20					90,91

III.1.6.5. Variation spatiale de la richesse taxonomique et des indices de diversité

Pendant la période d'étude, le nombre moyen de taxons enregistrés au niveau des différentes stations s'échelonne autour d'une moyenne de $6,15 \pm 2,38$ espèces. La déviation standard est supérieure à 2 taxons d'une station à l'autre et traduit une relative instabilité de la richesse taxonomique (S) d'une station à l'autre. La station M1 enregistre la richesse taxonomique la plus élevée (12 espèces) tandis que la plus faible est relevée en N3 (02 espèces) (Tableau XXV).

L'indice de Shannon & Weaver (H') fluctue d'une station à l'autre. La plus faible valeur (0,67 bits/ind.) a été observée à la station N3 et la plus forte (2,24 bits/ind.) à la station M1. De même, l'indice de diversité de Simpson (1-D) a varié de 0,48 bits/ind. (station N3) à 0,87 bits/ind (station M1). En ce qui concerne l'indice d'équitabilité de Pielou (J), il a varié très légèrement de 0,70 bits/ind (station NL2) à 0,97 bits/ind (stations MZ) (Tableau XXIII).

Tableau XXV : Variation spatiale de la richesse taxonomique et des indices de diversité pendant la période d'étude

Stations	Descripteurs			
	S	1-D	H'	J
N1	5	0,74	1,47	0,96
N2	6	0,74	1,51	0,86
N3	2	0,48	0,67	0,91
NL1	7	0,83	1,85	0,95
NL2	5	0,59	1,12	0,70
NY1	4	0,60	1,09	0,78
NY2	5	0,72	1,44	0,89
MZ	5	0,78	1,56	0,97
EF	7	0,83	1,86	0,96
M1	12	0,87	2,24	0,90
M2	8	0,85	1,97	0,95
M3	7	0,82	1,82	0,93
M4	7	0,81	1,80	0,92
Moyenne et écart type	$6,15 \pm 2,38$	$0,74 \pm 0,12$	$1,57 \pm 0,42$	$0,90 \pm 0,08$

III.1.6.6. Variation saisonnière de la Richesse taxonomique et des indices de diversité

Au cours de la période d'étude, la moyenne de taxons obtenue au niveau des différentes saisons s'échelonne autour de $10 \pm 2,61$ espèces. La déviation standard est supérieure à 3 taxons d'une saison à l'autre et traduit une relative instabilité de la richesse taxonomique d'une saison à l'autre. La grande saison sèche 2019 enregistre la richesse taxonomique la plus élevée (14 espèces) tandis que la plus faible est relevée pendant la petite saison sèche 2020 (07 espèces) (Tableau XXVI).

L'indice de Shannon & Weaver (H') oscille entre une saison et l'autre et s'échelonne autour d'une moyenne de $1,96 \pm 0,24$. La plus faible valeur (1,65 bits/ind.) a été observée pendant la PSS-20 et la plus forte (2,36 bits/ind.) lors de la GSS-19. De même, l'indice de diversité de Simpson a fluctué très légèrement de 0,74 bits/ind (PSS-20) à 0,90 bits/ind (GSS-19). En ce qui concerne l'indice d'équitabilité de Pielou, il a fluctué très légèrement de 0,81 bits/ind (GSP-20) à 0,90 bits/ind (GSS-19 et PSP-20) (tableau XXVI).

Tableau XXVI : Variation saisonnière de la Richesse taxonomique et des indices de diversité pendant la période d'étude

Stations	Descripteurs			
	S	1-D	H'	J
GSP-19	9	0,81	1,83	0,83
GSS-19	14	0,89	2,36	0,90
PSP-20	8	0,82	1,88	0,90
PSS-20	7	0,75	1,65	0,85
GSP-20	12	0,84	2,03	0,81
GSS-20	10	0,84	2,00	0,87
Moyenne et écart type	$10,83 \pm 3$	$0,82 \pm 0,04$	$1,96 \pm 0,24$	$0,86 \pm 0,04$

III.1.6.7. Biotypologie faunistique des stations étudiées

La carte auto-organisatrice de Kohonen (SOM : Self-Organizing Maps) réalisée sur la matrice d'abondance des macroinvertébrés benthiques récoltés a permis de classer les 78 échantillons (13 stations \times 6 saisons) en tenant compte de la distribution et de la probabilité d'occurrence des taxa dans les échantillons. Sur la base des valeurs minimales des erreurs de quantification et de topographie (Tableau XXVII), une carte de Kohonen de 20 cellules (4 lignes \times 5 colonnes) a été retenue pour projeter les échantillons.

Tableau XXVII : Différentes tailles de carte de Kohonen et les erreurs de quantification et de topographie correspondantes ; NB : la taille retenue et ses caractéristiques sont en gras

Taille de la carte	Erreur de quantification	Erreur de topographie
25 (5 x 5)	0.662	0.013
20 (5 x 4)	0.688	0.013
20 (4 x 5)	0.678	0.000

Par la suite, une classification hiérarchique a été réalisée pour regrouper les 20 cellules de la carte auto-organisatrice de Kohonen selon leurs affinités taxonomiques et déterminer les limites entre les groupes formés. Ces cellules sont réparties en trois groupes (I à III) (Figure 70).

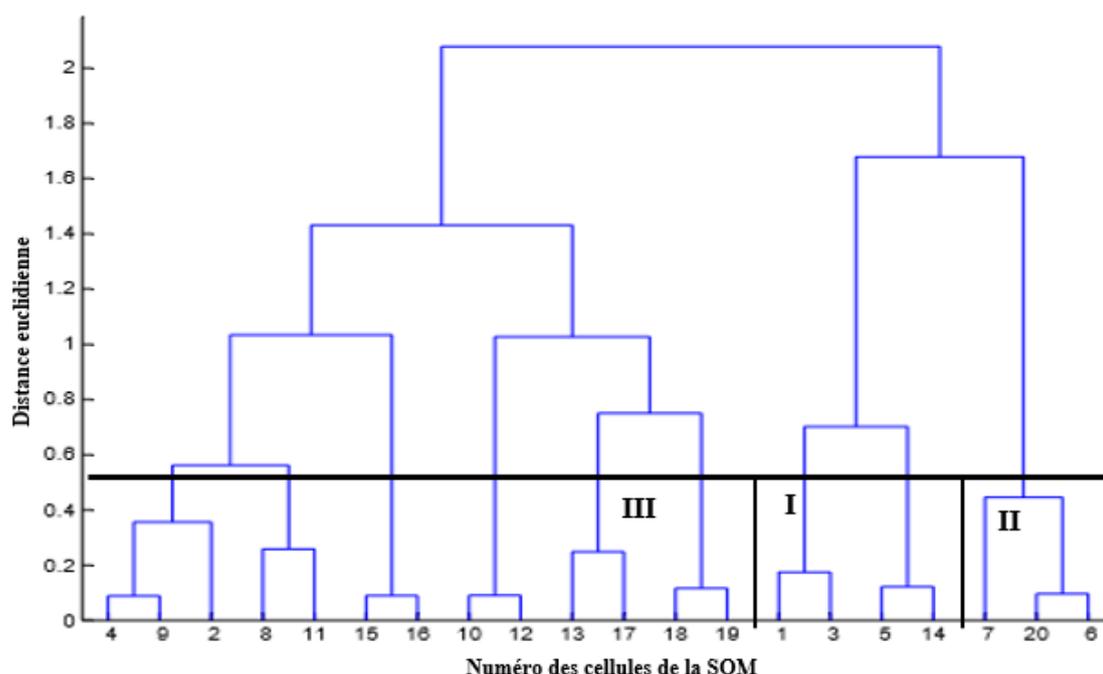


Figure 70 : Classification hiérarchique des cellules de la SOM par la méthode de Ward ; I, II et III = groupes identifiés ; les nombres 1 à 20 correspondent aux numéros de cellules de la carte SOM.

La carte de Kohonen (Figure 71) montre la distribution des 78 échantillons dans les différents groupes. Le groupe I situé à l'angle antérieur gauche de la carte, est constitué exclusivement des 12 échantillons récoltés dans les stations M1, N1, N2, NL1, NL2, MZ, NY1 et NY2. Le groupe II situé dans la partie inférieure gauche de la carte, rassemble 14 échantillons dont 7 provenant des étangs (M1, M2, M3, M4), 3 chacune des stations N2 et NY2 et 1 provenant de la station MZ. Quant au groupe III situé dans la partie droite de la carte, il comprend 52 échantillons dont 2 chacune proviennent des stations MZ, M1 et N2, 3 de chacune

des stations NY2 et M4 et 4 autres provenant des stations NY1, NL1 et M3. Chacune des stations M2, EF et NL2 y est représentée par 6 échantillons, alors que les stations N1 et N3 comptent 5 échantillons.

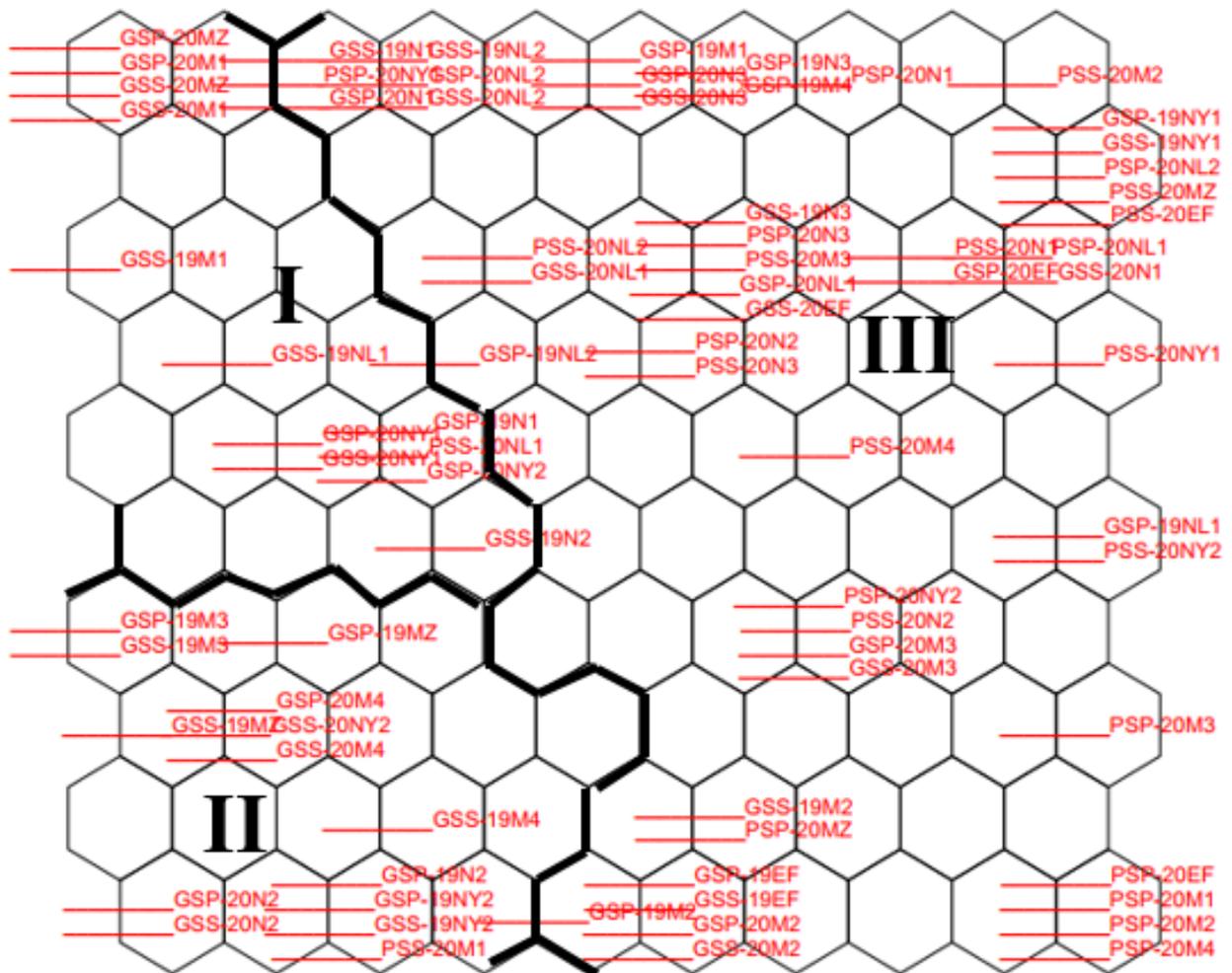


Figure 71 : Distribution des échantillons sur la carte SOM à partir de la matrice d'abondance des larves d'Odonates : I à III = groupes identifiés ; N1, N2,..., M4= stations ; les GSP, GSS, PSP et PSS représentent les saisons d'échantillonnage.

La figure 72 présente le profil de la probabilité de distribution de chaque taxon d'Odonate recensé dans les groupes définis par la SOM. La synthèse de cette répartition est indiquée sur la figure 73 qui montre que le groupe III enregistre la plus forte richesse taxonomique avec 14 taxons, alors que le groupe II est le moins riche avec seulement 3 taxons recensés pendant la période d'étude. Quant aux groupes I, il compte 8 taxons.

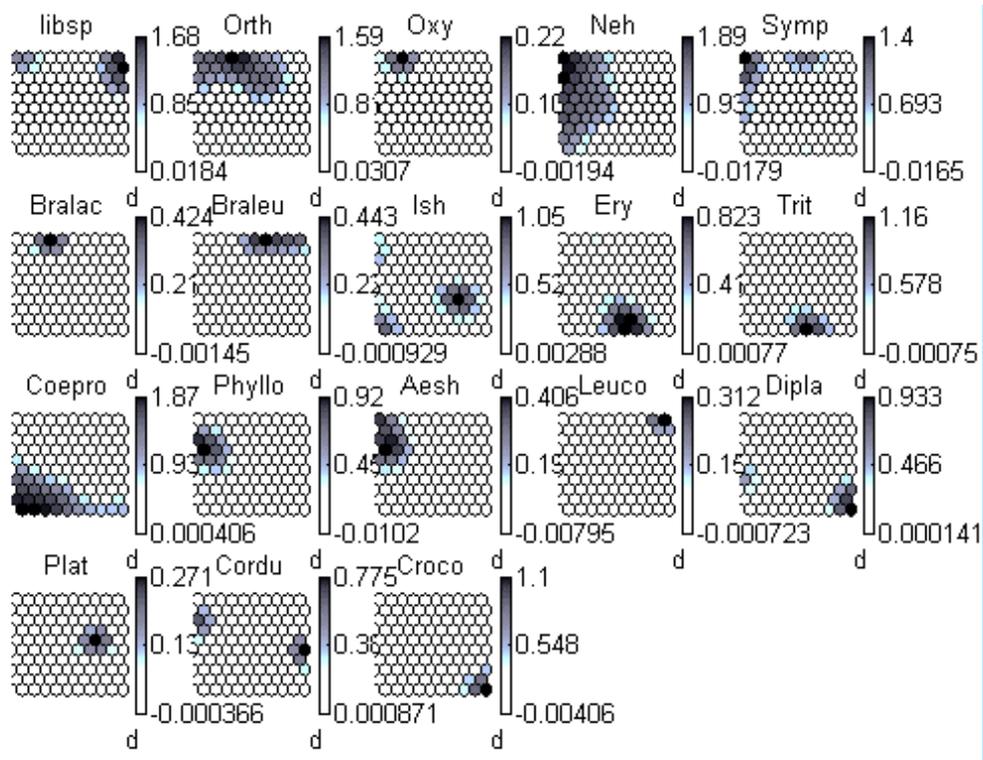
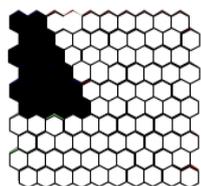
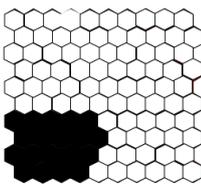


Figure 72 : Patron de distribution des taxons d'Odonates récoltés sur la carte SOM, réalisé à partir de la matrice d'abondance : couleur sombre = forte probabilité de présence ; couleur claire = faible probabilité de présence ; d = échelle. Voir tableau VII pour les acronymes des taxons.



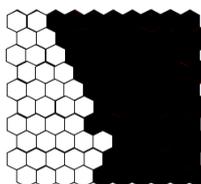
Groupe I

Orthetrum caffrum, *Nehalennia speciosa*, *Sympetrum proparte*, *Cordulegaster boltonie*, *Oxygastra curtisii*, *Phyllogomphus brunneus*, *Aeshna* sp., et *Libellula* sp.



Groupe II

Nehalennia speciosa, *Cænagrion proparte* et *Ishnura* sp.



Groupe III

Orthetrum caffrum, *Sympetrum proparte*, *Oxygastra curtisii*, *Libellula* sp., *Brachythemis lacustris*, *Brachythemis leucosticta*, *Leucorrhinia* sp., *Platynemis latipes*, *Crocothemis* sp., *Trithemis weneri*, *Cordulegaster boltonie*, *Diplacode lefebvrii*, *Erythromma viridulum* et *Ishnura* sp.

Figure 73 : Distribution des taxons des larves d'Odonate dans les différents groupes définis par la SOM illustrée par la figure 72.

La projection des différentes stations sur le plan factoriel de la CAH (Figure 74), permet de distinguer 3 groupes de stations caractérisés par des assemblages différents des larves d'Odonates.

Le groupe 1 isole la station M1 fortement polluée. Cette station est caractérisée par la prédominance de *Sympetrum proparte*, *Nehalennia speciosa* et *Orthetrum caffrum*. Ces taxons sont accompagnés de *Diplacode lefebvrii*, *Coenagrion proparte* et *Libellula sp.*

Le groupe 2 rassemble les stations M2, EF et M4. Dans ces stations prolifèrent massivement *Trithemis weneri*, *Coenagrion proparte*. Ces larves d'Odonates sont secondées en terme d'abondance par *Sympetrum proparte*, *Orthetrum caffrum* et *Libellula sp.*

Le groupe 3 individualise les stations des cours d'eau Niété, Nyamessamba, Nlongo, Monezingui et un étang (M3). Il se singularise par la dominance de *Nehalennia speciosa*, *Libellula sp.*, *Orthetrum caffrum*, *Coenagrion proparte*, *Ishnura sp.* et *Sympetrum proparte*. Ces taxons sont suivis de *Erythromma viridulum*, *Diplacode lefebvrii*, *Phyllogomphus brunneus*

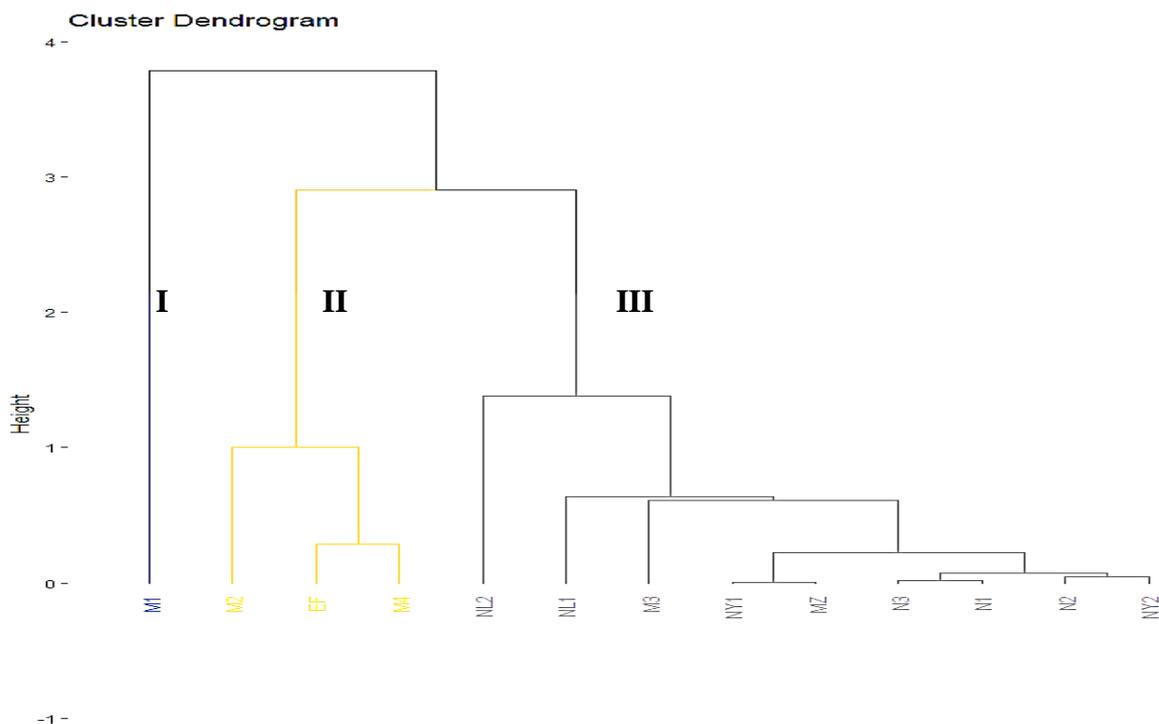


Figure 74 : Classification Ascendante Hiérarchique (CAH, distances euclidiennes-méthodes de Ward) de l'ensemble des stations prospectées sur la base de leurs assemblages différents de larve d'Odonate. Chaque couleur indique un groupe de stations.

III.1.6.8. Identification des taxons indicateurs par la méthode des valeurs indicatrices (IndVal)

La méthode IndVal appliquée aux organismes biologiques nous montre que sur les 18 taxons pris en compte, nous avons 6 taxons indicateurs significatifs donc 4 taxons sont

indicateurs d'un groupe (GI, GII et GIII) et 2 taxons indicateurs des combinaisons de groupes GI+GII et GI+GIII (Tableau XXVIII).

Au niveau du GI, 2 taxons dont la valeur IndVal varie de 40,80% à 46,20 % ont été définis comme étant des indicateurs significatifs des conditions de ce groupe. Il s'agit d'un taxon appartenant à la famille des Gomphidae (*Phyllogomphus brunneus*) et un taxon appartenant à la famille des Aeshnidae (*Aeshna* sp.). Le taxon le plus indicateur de ce groupe (GI) est le Gomphidae *Phyllogomphus brunneus* (Indval = 46,20%) Avec une forte spécificité (A= 85,48%) couplée à une très faible fidélité (B= 25%). Au niveau du GII, seul 1 taxon appartenant à la famille des Cœnagrionidae a été défini comme étant indicateur significatif. Il s'agit de *Coenagrion proparte* (IndVal = 90,50%). Quant au groupe III, un seul taxon donc la valeur IndVal est de 72,60 % a été défini comme indicateur significatif des conditions du milieu. Il s'agit *Libellula* sp. de la famille des Libellulidae.

La combinaison des organismes appartenant aux groupes I et II (GI + GII), nous laisse identifier un taxon indicateur significatif appartenant à la famille des Cœnagrionidae (*Nehalennia speciosa*). La valeur IndVal de ce taxon est de 84,40%. Le taxon de cette combinaison a de fortes valeurs de spécificité et de fidélité. La fusion des GI + GIII, fait apparaitre 1 taxon indicateur donc la valeur IndVal est de 76,10 %. Ce taxon appartient à la famille des Libellulidae (*Orthetrum caffrum*).

Tableau XXVIII : Valeur indicatrice (IndVal) des taxons

Groupe GI (2 espèces)					
Taxons	A	B	IndVal	P value	Sig
<i>Phyllogomphus brunneus</i>	0,8548	0,2500	0,462	0,016	*
<i>Aeshna</i> sp.	1,0000	0,1667	0,408	0,027	*
Groupe GII (1 espèce)					
<i>Coenagrion proparte</i>	0,8187	1,0000	0,905	0,001	***
Groupe GIII (1 espèce)					
<i>Libellula</i> sp.	0,72624	0,7000	0,726	0,001	***
Groupe GI+GII (1 espèce)					
<i>Nehalennia speciosa</i>	0,8908	0,8000	0,844	0,001	***
Groupe GI+GIII (1 espèce)					
<i>Orthetrum caffrum</i>	0,9100	0,6113	0,761	0,011	*

A=Spécificité, B=Fidélité, Sig. = Niveau de significativité

Codes de significativité: 0 `***' 0,001 `**' 0,01 `*' 0,05 `.' 0,1 `ns ' 1 ; IndVal ≥ 0,250

III.1.6.9. Facteurs abiotiques influençant l'abondance des taxons

Dans le but d'établir l'influence des variables environnementales sur l'abondance des principaux taxons de larves d'Odonates aquatiques inventoriées dans la zone d'étude, une Analyse Canonique de Correspondances (ACC) est effectuée. Le test de Monte-Carlo (n = 999 permutations) indique que les résultats de cette analyse sont significatifs ($p < 0,05$). Les deux premiers axes (axe 1 = 75,94 % et axe 2 = 24,06 %) utilisés pour l'expression des résultats de l'ACC cumulent 100 % de l'inertie totale (Tableau XXIX).

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

Axes	1	2
Valeurs propres	0,10158	0,032188
Pourcentage cumulés (%)	75,94	0

L'ordination de cette ACC dans le plan factoriel 1×2 permet de dissocier nettement les échantillons en trois grands groupes (Figure 75). L'axe 1 isole en coordonnées positives, tous les échantillons récoltés dans les stations N2, N3, NY1, MZ et EF. Ces stations sont caractérisées par les eaux légèrement acides, faiblement minéralisée ayant des faibles teneurs en alcalinité, en TDS et en nitrites. Ces conditions de milieu sont propices à la prolifération des taxons tels que *Libellula* sp. et *Trithemis weneri*.

Dans sa partie négative, l'axe 1 isole deux groupes, l'un des échantillons provenant des stations des étangs (M1, M2, M3, M4). Ces stations sont caractérisées par les eaux peu turbides, ayant de faibles teneurs en couleur, en MES, en nitrates, en fer et ayant des températures moyennes. Globalement, dans de telles conditions, les taxons constamment rencontrés sont *Aeshna* sp., *Sympetrum proparte*, *Phyllogomphus brunneus*, *Cænagrion proparte*, *Ishnura* sp., *Erythromma viridulum*, *Diplacode lefebvrii*, *Leucorrhinia* sp., *Brachythemis leucosticta*, *Platycnemis latipes*, *Crocothemis* sp. et *Cordulegaster boltonie*. L'autre échantillon provient des stations N1, NL1, NL2 et NY2, qui regroupent les taxons *Nehalennia speciosa*, *Orthetrum caffrum*, *Brachythemis lacustris* et *Oxygastra curtisii* qui semblent proliférer dans les eaux bien oxygénées, faiblement minéralisées, riches en CO₂ dissous et en sulfate avec une forte charge en matières organiques (figure 75).

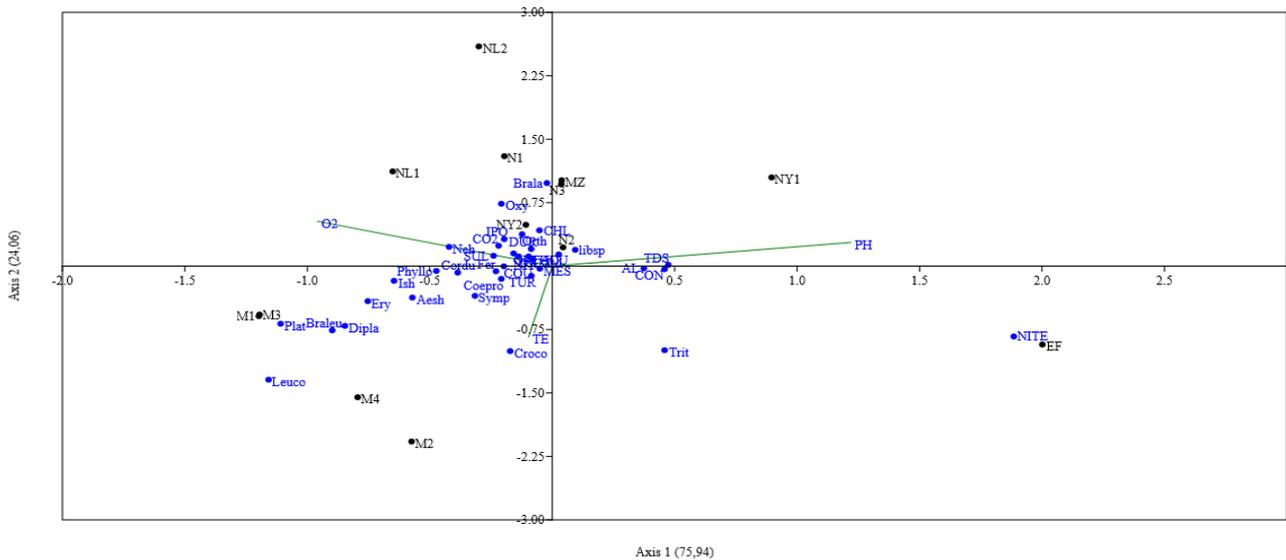


Figure 75 : Analyse Canonique de Correspondances (ACC) des principaux taxons de larve d’Odonate et des variables environnementales (Alc = Alcalinité, Amm = Ammonium, Cond = Conductivité, DO = Oxygène dissous, Nitr = Nitrates, Nitri = Nitrites, Ox= Oxydabilité, Or = Orthophosphates, MES = Matières en suspension, TDS = Solides Totaux Dissous, Temp = Température, Tur = Turbidité, Coul = Couleur, CO₂ = Gaz carbonique dissous, sul = sulfate, O₂ = oxygène dissous).

III.1.6.10. Analyse en Composantes principales (ACP)

L’Analyse en Composantes Principales (ACP) réalisée à partir des taxons rares, constants et réguliers, présente une carte factorielle dont les informations sont présentées sur les deux premiers axes (68,84%). L’axe F1 regroupe 44,71% des informations globales tandis que l’axe F2 elle regroupe 24,13 % des informations totales (Figure 76). Cette analyse a permis de regrouper les différentes stations en trois grands groupes (I, II et III).

Ainsi, le groupe I situé dans la partie négative de l’axe F1 et la partie positive et négative de l’axe F2 est constitué des stations N1, N2, N3, NY1, NY2, NL2, MZ et M4 et se caractérise par les organismes tels que *Brachythemis lacustris*, *Oxygastra curtisii* et *Platycnemis latipes* qui sont corrélés négativement sur l’axe F1 et positivement sur l’axe F2. Ces organismes ont des affinités élevées avec les variables chimiques prédominantes dans ces stations à l’instar du pH, l’oxygène dissous, le CO₂ dissous et le chlore libre.

Le groupe II, situé dans les parties positives des axes F1 et F2 est composé des stations NL1, EF et M1 et regroupe des organismes à l’instar d’*Orthetrum cafferum*, *Nehalennia speciosa*, *Phyllogomphus brunneus*, *Cordulegaster boltonie*, *Libellula* sp., *Aeshna* sp. et

Ishnura sp. qui sont corrélés positivement sur les deux axes F1 et F2. Ces organismes affectionnent les stations à forte pollution organique et riche en éléments nutritifs. (Figure 76).

Le groupe III quant à lui situé dans la partie positive de l'axe F1 et dans la partie négative de l'axe F2 est constitué des stations M2 et M3 et regroupe *Sympetrum proparte*, *Coenagrion proparte*, *Diplacode lefebvreii*, *Erythromma viridulum*, *Brachythemis leucosticta*, *Trithemis weneri* et *Leucorrhinia* sp. qui sont corrélés positivement sur l'axe F1 et négativement sur l'axe F2 (Figure 76). Ces organismes affectionnent les stations faiblement minéralisées avec une température moyenne.

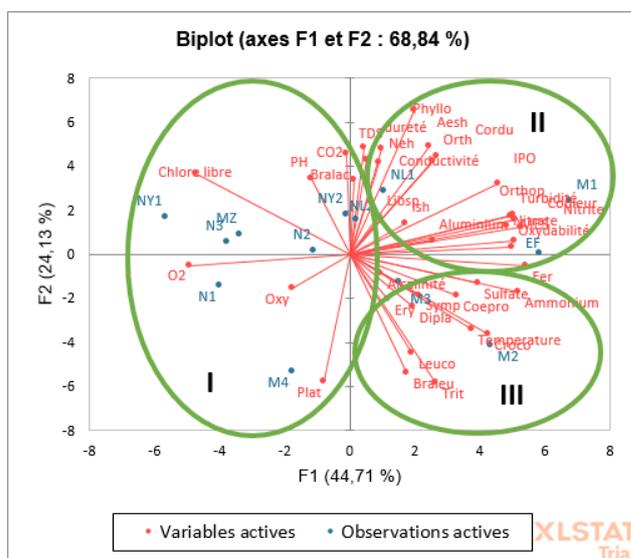


Figure 76 : Analyse en Composante Principale (ACP) des principaux taxons de larve d'Odonate et des variables environnementales.

III.1.6.11. Affinité entre les variables biotiques et abiotiques

Les corrélations de Spearman ont montré des relations entre la biologie et les variables physicochimiques des eaux des différentes stations pendant la période d'étude. Notons que le code (*) signifie une corrélation significative au seuil de 5 % ($P < 0,05^*$) et le code (**) une corrélation significative au seuil de 1 % ($P < 0,01^{**}$).

Dans les différentes stations d'échantillonnage, le test de Spearman a montré des corrélations positives entre *Coenagrion proparte* et la température, l'alcalinité, la turbidité, la couleur et les MES. De *Trithemis weneri* avec les MES, de *Sympetrum proparte* avec alcalinité, la conductivité, les nitrates, les TDS et l'aluminium et d'*Orthetrum caffrum* avec les TDS, la conductivité électrique et les MES.

Des corrélations négatives sont aussi observées entre *Nehalennia speciosa* et le pH, oxydabilité et la couleur et entre *Coenagrion proparte* et l'oxygène dissous (Tableau XXX).

Tableau XXX : Matrice des corrélations de Spearman entre les variables biotiques et abiotiques des eaux des différentes stations étudiées ; les valeurs en gras désignent les corrélations significatives.

Variabiles	Temp	Ph	O ₂	CO ₂	Oxyd	Alc	TDS	Cond	MES	Turb	Coul	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	SO ₄ ²⁻	alu	fer	chlore	dur
<i>Libellula</i> sp.	-,155	-,161	-,164	-,066	,089	,087	,123	,126	,137	,078	,077	,063	-,060	6,008	-,160	-,131	,011	,044	,006	,181
<i>Orthetrum caffrum</i>	,128	-,050	-,063	,012	-,034	,091	,255*	,305*	,260*	,216	-,116	,019	,102	,171	,185	-,058	,139	-,017	,108	-,032
<i>B. lacustris</i>	-,009	-,041	,069	-,067	-,050	-,184	,020	,049	,081	-,051	-,085	,032	,121	-,036	,083	-,020	-,005	-,112	,067	-,083
<i>B. leucosticta</i>	-,100	-,101	,076	-,062	,066	,114	-,086	-,048	-,082	,013	,038	,037	,075	,069	,089	,174	-,115	,032	-,048	,044
<i>S. proparte</i>	,103	-,091	-,141	-,038	-,062	,232*	,307**	,332**	,293**	,225*	,069	,176	,241*	,207	,198	,044	,346**	,198	,158	,008
<i>Trithemis weneri</i>	,194	-,004	-,194	-,067	,009	,002	,142	,155	,235*	,217	-,019	,172	,108	,219	,176	-,047	,117	,135	,180	-,064
<i>Leucorrhinia</i> sp.	-,165	-,101	-,046	-,112	,180	-,190	-,137	-,127	,051	,041	,124	,147	,069	,023	-,038	,155	-,106	,175	,015	,127
<i>Diplacode lefebvrii</i>	,175	-,113	-,059	,217	,104	,213	-,116	-,093	,093	,120	,202	-,118	,096	-,069	,015	,073	,041	,228*	,078	-,002
<i>Crocothemis</i> sp.	,256*	-,053	-,160	,302**	,303**	,310**	-,067	-,046	,103	,165	,215	,078	,227*	,101	,045	,120	-,013	,242*	,170	,136
<i>Oxygastra curtisii</i>	,065	,009	,049	-,054	-,124	,009	,085	,045	-,013	,014	-,130	-,070	,167	-,182	,070	-,121	-,250*	-,139	-,088	-,061
<i>P. brunneus</i>	,067	-,101	-,125	,131	-,211	-,066	-,068	,112	-,006	-,023	-,215	-,176	-,006	-,153	,001	,032	-,051	-,034	,004	-,055
<i>C. boltonie</i>	-,047	,060	-,077	-,002	-,029	-,108	,153	,036	,094	,121	,150	,061	,159	,161	,141	,211	,035	,124	,035	,084
<i>Aeshna</i> sp.	,065	-,198	-,166	,092	,018	,029	,108	,112	,175	,171	-,011	,005	,094	,087	,099	,016	-,009	,137	,096	,083
<i>N. speciosa</i>	,066	-,317**	-,103	,005	-,238**	-,184	,177	,213	,103	-,045	-,319**	-,090	-,158	-,138	,008	-,127	,000	-,093	-,152	-,216
<i>Ishnura</i> sp.	,134	-,212	-,057	,009	,053	,076	,108	,153	-,021	,014	,073	-,041	,059	,053	,063	-,064	-,050	-,091	-,008	-,052
<i>E. viridulum</i>	,195	-,056	-,080	-,017	-,124	-,171	-,014	,028	,062	,150	-,159	-,167	-,146	,134	,056	,017	-,034	,080	,014	-,187
<i>C. proparte</i>	,395**	,091	-,237*	,079	,062	,252*	,184	,207	,301**	,364**	,296**	,059	,234*	,237*	,187	,041	,165	,188	,235*	,017
<i>Platycnemis latipes</i>	-,114	-,101	-,066	-,048	,106	-,152	-,188	-,195	-,127	-,185	,147	,119	-,158	-,099	-,094	,137	-,061	,003	-,170	,094

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

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

III.2. Discussion

III.2.1. Caractérisation abiotique des stations d'étude

Les résultats des analyses physico-chimiques de l'eau de l'ensemble des stations prospectées révèlent que la qualité de l'eau, dans la plupart des cas, varie significativement d'une station à une autre. Pour une même station, la qualité de l'eau présente des différences au cours des saisons sèches et pluvieuses. Ces différences observées seraient certainement attribuées aux caractéristiques écorégionales et météorologiques (géologie, géomorphologie, climat) associées aux différentes pressions anthropiques auxquelles ces biotopes sont soumis.

Les faibles fluctuations de la température des eaux (24,3 – 26,5°C) enregistrées tout au long de la présente étude résulteraient de la synergie entre la température ambiante, l'heure de prélèvement et d'autres facteurs tel que l'environnement immédiat des stations (végétation rivulaire, ombrage). A cet effet, Garner *et al.* (2013) relevaient qu'il existe une relation linéaire entre la température de l'eau et la température de l'air. Cette gamme de température s'apparente à celle obtenue par Moussima Yaka (2022) dans quelques plans d'eau de surface de la ville de Yaoundé ainsi que par Tchakonté (2016) dans les eaux urbaines et périurbaines de Douala.

Les relevés de pH sont relativement faibles (5,80 UC- 7,70 UC), et seraient d'après Ebang *et al.* (2014) dues à une faible dissolution des roches encaissantes, ainsi qu'à la présence des acides humiques issus des litières (zone rurale). Le pH des eaux de surface est généralement lié à l'environnement notamment, la composition minérale, le type de sol et la roche même (Korfali et Jurdi, 2011; Buhungu *et al.*, 2018). De plus, la dissolution du dioxyde de carbone atmosphérique, couplée à l'activité métabolique des organismes biologiques présents dans les cours d'eau, contribuent à la conversion des carbonates en bicarbonates, favorisant l'acidification du milieu (Ajeegah *et al.*, 2016). Nos résultats se rapprochent de ceux obtenus par Nyamsi Tchatcho (2018) dans le réseau hydrographique de la Mefou ainsi que par Moanono *et al.* (2021) dans quelques mangroves du littoral camerounais. Les valeurs de pH enregistrées restent tout de même favorables à la vie aquatique (SEEE, 2007) ainsi qu'à l'irrigation agricole (FAO, 2003).

Le profil des valeurs des matières en suspension (MES) des eaux de la région étudiée est relativement faible (4,5 - 79 mg/L) et serait dû à une action combinée de la faible érosion du sol et de la décantation des particules diverses dans les plans d'eau. Ces résultats se rapprochent de ceux de Ajeegah *et al.* (2014), mais sont très différents des résultats de Ajeegah *et al.* (2016 et 2017) dans les cours d'eau urbains. D'après l'AE (2003), les teneurs en MES

inférieures à 75 mg/L n'ont généralement pas d'effets néfastes sur le développement de la plupart des communautés aquatiques. Les valeurs de la turbidité (2,5 NTU et 107 NTU) seraient liées à la faible charge de l'eau en matières organiques et le faible apport de matières alloènes dans le plan d'eau. En effet, en zone de forêt, le phénomène d'infiltration et l'abondance du couvert végétal limitent le ruissellement des eaux et l'érosion des sols, principaux facteurs naturels responsables de la turbidité des eaux (Ebang *et al.*, 2014). Les valeurs de la couleur oscillent entre 33,5 Pt.Co et 804 Pt.Co et s'expliqueraient par les apports réguliers et permanents des déchets et par les nombreuses sources de pollution que sont les eaux résiduelles des résidences environnantes et des différentes activités menées dans le plan d'eau. Ces eaux reçoivent en effet des déchets ménagers déposés par les populations riveraines. De plus, des activités agricoles, la lessive, sont menées sur le bassin versant, ce qui contribue à augmenter la couleur tel que décrit par Dodds *et al.* (1991).

Le pourcentage de saturation en oxygène présente des valeurs satisfaisantes et une valeur moyenne de $75,90 \pm 6,72$ %. Cette valeur s'apparente à celle obtenue par Biram A Ngon (2019) dans le bassin versant de la Mefou, mais elle est supérieure à celle obtenue par Mogue (2021) dans quelques étangs de la ville de Bertoua. La bonne oxygénation serait due à la forte activité photosynthétique du bassin versant, la ventilation naturelle induite par le feuillage, la présence de radiers et de méandres qui créent des conditions de turbulence et de recirculation des eaux, favorisant leur réoxygénation à l'interface eau/air (Fernandes *et al.*, 2014). En effet, selon Foto Menbohan *et al.* (2013), le taux de saturation en oxygène dans un milieu naturel ne devrait pas être inférieur à 75 % et est favorable à l'épanouissement de la macrofaune benthique et propices à la production de l'eau potable, en cas de débit acceptable. Par contre, la faible oxygénation des eaux au niveau de la station recevant les effluents industriels (54,1 % station EF) pourrait être imputable à un enrichissement excessif de ces plans d'eau en matières organiques d'origine anthropique. A ce sujet, Williams *et al.* (2012) soulignent que l'activité métabolique des bactéries décomposeurs (consommatrices d'oxygène) augmente avec l'anthropisation et l'apport de nutriments dans le cours d'eau. Les teneurs élevées obtenues en saison pluvieuse traduisent le brassage des eaux provoqué par les fortes pluies, favorisant ainsi la dissolution relativement importante de ce gaz dans l'eau à partir de l'atmosphère (APHA-AWWA 2012).

Les fortes valeurs de l'oxydabilité ($15,70 \pm 7,50$ mg/l) enregistrées, seraient liées aux rejets d'eaux usées domestiques et aux effluents industriels non traités qui sont à l'origine des fortes charges en matières organiques matérialisées. Cet apport de substances organiques, plus

important pendant la petite saison sèche serait attribuable au phénomène d'écoulement relativement plus lent, permettrait aux décomposeurs de minéraliser beaucoup plus de matière (Mary, 1999).

La conductivité électrique est directement liée aux Solides Totaux Dissous (STD) et est fonction de la quantité de sels et d'ions dissous dans l'eau, ce qui explique la corrélation positive ($p < 0,01$) observée entre ces deux paramètres dans la présente étude. Les faibles valeurs de la conductivité électrique (12 - 193 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et des STD (8,7 - 96 mg/L) enregistrées dans les cours d'eau et étangs seraient liées à la faible minéralisation des eaux. De plus, la faible minéralisation serait liée à la nature légèrement anthropisée de nos différentes zones de captage et à la nature des sols (Ajeegah *et al.*, 2018). En effet, selon Esteves (1988), la conductivité électrique est une variable importante dans la caractérisation et la détection des sources de pollution dans les cours d'eau. Par contre, les fortes valeurs de conductivité électrique et STD observées au niveau de la station recevant les effluents industriels (76-702 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 36 - 460 mg/L station EF) s'expliqueraient par les apports permanents et diffus d'eaux usées domestiques, communales et industrielles fortement minéralisées. A juste titre, Montgomery (1992) souligne que les effluents d'industries chimiques sont très souvent chargés en polluants minéraux divers (organiques, sulfurés, phosphatés, silicatés, métalliques, etc.). De plus, Les valeurs élevées en ions dissous perturbent la qualité biologique des eaux et ont une incidence négative sur le développement des organismes aquatiques (Monney *et al.*, 2016 ; Sanogo *et al.*, 2021).

Les variations spatio-temporelle de l'alcalinité et de la dureté totale sont similaires à celles de la conductivité électrique, révélant que les ions bicarbonates contribuent significativement à la minéralisation de l'eau de ces hydrosystèmes (Leland et Porter, 2000). En effet, selon Rodier *et al.* (2009) et Nwaha, (2023), les variations de l'alcalinité d'une eau sont étroitement liées au degré de minéralisation et d'oxydation des composés organiques. Les moyennes d'alcalinité significativement plus élevées en saison pluvieuse (GSP et PSP) comparativement à la saison sèche (GSS et PSS), trouveraient une explication dans l'apport de matières organiques par les eaux de ruissellement dont la dégradation par les microorganismes augmente la teneur de l'eau en CO_2 , qui par solvation forme les carbonates et bicarbonates responsables de l'augmentation de l'alcalinité des eaux (Groga, 2012).

L'azote (N) et le phosphore (P) sont deux éléments importants au niveau du fonctionnement des écosystèmes aquatiques, car ils participent activement à l'eutrophisation. Les teneurs élevées en orthophosphates dans les eaux des cours d'eau et des étangs ($14,30 \pm 6,47$

mg/l) est, selon la grille SEQ-Eau (MEDD et Agence de l'eau, 2003) en moyenne dans la gamme des eaux de très mauvaise qualité, susceptible de provoquer la disparition de certains taxons polluosensibles au profit des taxons polluo-résistants. Ces fortes teneurs en Orthophosphates proviendraient des eaux de ruissellement d'origines diverses du bassin versant, démontrant d'un état trophique avancé des eaux. A ce sujet, Dunette (1992) estime que la teneur d'un biotope en phosphore permet de prévoir le degré d'eutrophisation de ses eaux. Des corrélations positives ont été trouvées entre l'oxydabilité et les orthophosphates, témoignant ainsi la nature organique de la pollution. Les éléments minéraux azotés (NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^-) présentent des valeurs faibles dans l'ensemble, traduisant une bonne oxygénation. De plus, ils seraient dûs à la dilution et la précipitation de ces éléments dans les sédiments. Aussi, dans toutes les stations échantillonnées, les teneurs en ammonium sont plus élevées que celles des nitrites. Ceci résulte d'un processus de dégradation incomplète de la matière organique et cela en présence de faibles quantités de matières toxiques (Sondergaard *et al.*, 2003 ; Zinsou *et al.*, 2016) ce qui entrainerait une faible nitrification des eaux. Des faibles teneurs en azote minérale avaient également été relevées par Sahnun (2008) dans les eaux du bassin de l'Ardenne en Belgique.

Des valeurs relativement élevées de métaux lourds ont été enregistrées dans les stations d'échantillonnage. Tous les métaux lourds à l'exception du nickel enregistrent des valeurs supérieures aux normes de l'OMS pour l'eau potable dans au moins une station. Ces valeurs sont significativement plus élevées que celles enregistrées par Moussima Yaka (2022) dans quelques plans d'eau de la ville de Yaoundé mais sont similaires à celle obtenues par Tchakonté (2016) dans la ville industrielle de Douala. Les échantillons de sédiments présentent des concentrations beaucoup plus élevées de métaux lourds par rapport aux échantillons d'eau, des métaux tels que le Pb étant pratiquement absents des échantillons d'eau mais présents dans les sédiments. Les résultats obtenus au cours de la présente étude s'expliquent facilement étant donné que les métaux lourds sont peu solubles dans l'eau. Ils s'adsorbent donc principalement aux particules en suspension qui se déposent ensuite sous forme de sédiments (Algül et Beyhan, 2020). Les métaux lourds peuvent ainsi entrer dans la chaîne alimentaire du milieu aquatique et devenir disponibles pour s'accumuler dans le biotope. La station EF a enregistré les niveaux les plus élevés de ces métaux lourds, ceci peut être facilement lié à la réception directe des effluents de l'usine de conditionnement de caoutchouc. Les contaminations par les métaux lourds dans le reste des stations pourraient être liées à l'utilisation à long terme d'engrais sur les terres agricoles voisines, dont le ruissellement pendant les périodes de pluie entraîne ces métaux

dans les plans d'eau. À cet égard, Ai *et al.* (2020) ont montré qu'une utilisation excessive d'engrais sur une longue période de temps entraîne une accumulation de métaux lourds dans les sols agricoles. Cela diminue la fertilité des sols et réduit la croissance et la productivité des plantes. C'est particulièrement le cas des métaux tels que Cu, Zn et Cd avec des potentiels d'accumulation plus élevés dans les terres agricoles (Wang *et al.*, 2020).

La station EF a enregistré des valeurs élevées de tous les résidus d'herbicides détectés, ce qui contraste fortement avec le reste des stations étudiées où les quelques résidus d'herbicides détectés l'ont été à des concentrations bien inférieures aux valeurs limites prescrites par la plupart des autorités réglementaires telles que l'OMS, l'EPA et les gouvernements (Allan *et al.*, 2003). La contamination par les herbicides n'est donc pas une menace dans les stations étudiées, à l'exception de la station EF. Selon l'EPA (2021), les herbicides peuvent entraîner des dégradations biologiques des masses d'eau s'ils sont présents dans l'eau ou les sédiments à des concentrations suffisantes. Cependant, ils pénètrent dans les eaux de surface par ruissellement ou lixiviation, mais comme ils sont peu toxiques pour les poissons et les invertébrés, une toxicité aiguë n'est probable que lorsqu'ils sont délibérément ou accidentellement appliqués directement dans les masses d'eau. De plus les valeurs d'herbicides enregistrées à la station EF sont trop élevées pour s'expliquer uniquement par des lixiviats et des écoulements provenant des terres de production agricole situées à proximité. Elles pourraient cependant provenir de rejets de divers types de l'usine de conditionnement de caoutchouc. Selon l'EPA (2021), les herbicides stockés, tant sur les sites où ils sont utilisés que sur les sites où ils sont fabriqués, peuvent être accidentellement transportés vers les cours d'eau via le ruissellement ou le transport par les eaux souterraines. Ces valeurs élevées pourraient donc résulter d'accidents de stockage dans l'usine de conditionnement du caoutchouc où ces herbicides sont souvent stockés avant d'être utilisés dans la plantation. Dans l'eau, le glyphosate était l'herbicide le plus représenté, puisqu'il était présent dans 6 des 13 stations, tandis que les autres herbicides étaient présents sporadiquement à des concentrations négligeables. Cette présence généralisée, associée à la faible rémanence du glyphosate dans l'environnement, indique son utilisation constante dans les plantations d'hévéas d'HEVECAM. Dans les sédiments, les herbicides étaient plus abondants et représentés, le moins représenté étant présent dans 4 des 13 stations d'échantillonnage. La concentration élevée et la diversité des herbicides dans les sédiments sont liées à leur élimination de la colonne d'eau par adsorption sur les particules de sol dans les sédiments. Selon Margoum *et al.* (2003), l'adsorption est un processus majeur qui peut influencer la concentration des pesticides dans les eaux de surface.

L'indice de pollution organique (IPO) indique que toutes les stations échantillonnées ont été sujettes à une pollution organique modérée à forte. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Moussima Yaka (2022) pour quelques plans d'eaux de surface de la ville de Yaoundé, où le niveau de pollution s'échelonne de modéré à forte. Cette pollution organique forte étant la conséquence des apports diffus et permanents de déchets ménagers et des eaux usées agricoles et domestiques non épurées issues du bassin versant, qui sont transportés dans les cours d'eau et les étangs par érosion ou par ruissellement. Ces polluants contenant de fortes charges en substances nutritives, matières organiques et substances dissoutes engendrent une dégradation de la qualité des eaux et favorisent la croissance rapide et continue d'algues et de végétaux aquatiques qui lors de la dégénérescence augmentent la charge des eaux en matières organiques et minérales, favorisant l'envasement et accélérant le processus d'eutrophisation, pouvant aboutir à la disparition des plans d'eau (Devidal *et al.*, 2007) si des mesures de réhabilitation ne sont pas mises en place. De plus, les activités humaines engendrent une forte concentration de nutriments (azote et phosphore) et contribuent au déséquilibre des mécanismes naturels de recyclages de ces nutriments dans le milieu aquatique (Sondergaard *et al.*, 2003 ; Li *et al.*, 2009 ; Zinsou *et al.*, 2016).

Il ressort de l'application du SEQ-Eau qu'aucune station d'étude n'appartient à la classe bleue, des eaux acceptables ne nécessitant qu'un traitement de désinfection avant distribution dans le réseau d'adduction en eau potable (MEDD et Agence de l'eau, 2003). De même dans leur majorité, ces eaux ne seraient pas aptes à tous les élevages aquacoles, y compris aux œufs, aux alevins et aux adultes d'espèces sensibles de poissons. Ces constats qui corroborent quelque peu avec les résultats obtenus dans le cadre de cette étude. En somme, l'analyse physico-chimique des eaux de surface étudiées révèle une pollution organique importante de ces biotopes. La qualité physicochimique des eaux se détériore davantage pendant la saison de pluies due certainement à la multiplication des sources diffuses de pollution et à l'importance du ruissellement des bassins versants.

III.2.2. Diversité et dynamique d'abondance des Odonates dans les stations d'étude

III.2.2.1. Diversité des Odonates

Avec un total de 18 espèces de larves d'Odonates collectées, la richesse taxinomique des sites d'étude est proche de celle trouvée dans les cours d'eau urbains et périurbains de la ville de Douala (23 espèces) par Tchakonté (2016), dans la réserve nationale de chasse de faune sauvage d'Orlu (20 espèces) par Bonifait *et al.* (2018), dans les zones humides de deux régions

sahariennes Nord-Est de l'Algérie (17 espèces) par Larouci et Zerrouki (2021). En effet, La similitude des richesses taxonomiques observées serait due au caractère hétérogène des microhabitats de ces stations d'échantillonnage. Cette richesse est à contrario largement inférieure à celle rapportée dans le Département Tarn en France (49 espèces) par Delpon (2012) ou dans le réseau hydrographie de la Méfou (28 espèces) par Nyamsi Tchatcho (2018). Ceci pourrait se justifier par la forte anthropisation de la ville agro-industriel de Niété. Ainsi, Xu *et al.* 2013 stipulent que le nombre d'espèces de macrofaune benthique diminue drastiquement avec l'urbanisation et l'industrialisation des bassins versants. De plus, Cette faible richesse spécifique serait attribuée à l'usage de produits chimiques (d'herbicides et de fertilisants) notamment pour améliorer la production agro-pastorale, réduit fortement la diversité des invertébrés. Ainsi, ces eaux n'accueillent qu'une faible diversité d'odonates, parmi les plus résistantes (Murguey, 2005).

Les peuplements d'odonates récoltés dans l'ensemble des stations étudiés étaient constitués à 53,96 % de Libellulidae. La dominance numérique de cette famille a également été constatée par Tchakonté (2016) dans des cours d'eau urbains et péri-urbains de la ville de Douala. Ces résultats s'accordent aussi avec ceux de Nyamsi Tchatcho (2018) sur des cours d'eau peu anthropisés du Centre Sud. Cette prédominance est due à leur Capacité à remonter à la surface de l'eau pour rechercher l'oxygène, ce qui favorise leur disponibilité au sein des milieux aquatiques et les rend facilement capturables. De plus, cette vaste famille d'odonates aquatiques est en majorité constituée d'espèces polluo-tolérantes (Foto Menbohan *et al.* 2023). Ainsi, ils les associent d'ailleurs, à la pollution organique des eaux. Ceci expliquerait leur dominance quasi absolue dans les eaux polluées étudiées.

Au cours de cette étude, les Libellulidae (9 espèces) et les Cœnagrionidae (4 espèces) représentent à eux seules près 70 % de la richesse taxonomique. Cette prédominance de deux familles pourrait s'expliquer par leur plasticité génétique, leur grande diversité, leur cosmopolitisme et donc leur aptitude à coloniser les niches écologiques variées (Caryou *et al.*, 2000 ; Hepp *et al.* 2013 et Prommi & Payakka 2015). En effet, la diversité génétique de ces familles d'Odonates constitue pour ces organismes un atout majeur sur leurs capacités d'adaptation aux différentes conditions du milieu ainsi qu'à la faculté à coloniser les niches écologiques variées.

Le test H de Kruskal-Wallis montre que la richesse taxonomique globale dans les stations des étangs (M1, M2, M3 et M4) ne varie pas significativement. Ceci serait liée à la relative homogénéité de la qualité physicochimique des eaux et à la similitude de

l'environnement physique dans ces stations. Toutefois, la forte richesse taxonomique et le nombre élevé de taxons (12 espèces) rencontrés uniquement à la station M1 montrent qu'elle offre sans doute une plus grande variété de microhabitats. A ce sujet, Lewin *et al.* (2013) et Fernandes *et al.* (2014) soulignent que l'installation et la stabilité des communautés macrozoobenthiques sont étroitement dépendantes de l'intégrité abiotique du milieu.

III.2.2.2 Dynamique d'abondance des peuplements d'Odonates

Sur le plan spatial, la variation de l'abondance du peuplement des Odonates a varié d'une station à une autre avec un pic à la station M1, ceci s'expliquerait par la présence d'une abondance de microhabitats. A cet effet, Moisan et Pelletier (2008) stipulent que l'augmentation de l'abondance de la macrofaune benthique est liée à la diversification croissante des microhabitats. De plus, la grande abondance des Odonates observée dans la station M1 serait liée à la présence d'une forte végétation de macrophytes. Cette observation corrobore les propos de Ndiaye (2010) qui souligne que l'abondance des odonates dans un milieu est liée à la qualité des eaux mais également à la végétation aquatique et terrestre environnante des masses d'eau. Les modifications des masses d'eau et de la végétation associée se répercutent sur la diversité et sur l'abondance des odonates.

Au niveau de la station recevant les effluents agricoles (EF), on note l'émergence de deux familles les Libellulidae et les Cœnagrionidae ayant pour cote de tolérance 9 (Barbour *et al.*, 1999 ; Bode *et al.*, 2002 ; Mandaville, 2002). L'unique présence des familles des Libellulidae et des Cœnagrionidae à cette station serait une conséquence écologique de l'importante pollution organique de cette station due aux rejets issus de l'usine de transformation du caoutchouc. En effet, cette station a présenté les moins bonnes valeurs pour la quasi-totalité des paramètres physico-chimiques mesurés suggérant que le type de stress auquel elle est sujette aurait de plus grandes conséquences sur l'intégrité des assemblages des larves d'Odonates sur les eaux de surface dans cette zone.

La station M1 située dans l'étang est sujette à une pollution anthropique en raison du ruissellement des eaux issues d'une plantation d'hévéas situé en amont. On y voit émerger, des familles de forte tolérance telles que les Libellulidae et Cœnagrionidae (cote de tolérance 9) caractéristique des sites anthropisés (Barbour *et al.*, 1999 ; Bode *et al.*, 2002 ; Mandaville, 2002). En effet, les groupes faunistiques indicateurs polluosensibles sont généralement des espèces qui supportent mal les grandes variations de la matière organique, telles que les Gomphidae, les Aeshnidae et les Cordulegastridae rencontrées en faible abondance donc les cote de tolérance respectives sont 1, 3 et 3. Toutefois, le caractère polluo-tolérant de ces familles

dominantes Libellulidae et Cœnagrionidae augure un début de pollution organique des eaux à cette station (Foto Menbohan *et al.* 2023). La nature des spécimens qui y prolifèrent et leur structure indiquent une légère évolution de l'intégrité écologique des peuplements d'Odonates en faveur des groupes pollutolérants. En effet, à l'exception de l'indice de Pielou, les indicateurs de structure du peuplement à la station M1 s'apparentent à ceux de la station EF.

La station N3 située en amont du cours d'eau Niété est sujette à une forte vitesse d'écoulement des eaux se traduisant par une faible conductivité électrique et faible charge en matières organiques qui s'expliquerait par la destruction des potentiels habitats et une baisse de la biodiversité, ce qui favoriserait le développement des Odonates rhéophiles (Libellulidae) (Foto Menbohan *et al.* 2012). L'indice biotique de Hilsenhoff moyen des eaux à cette station indique une qualité dite excellente sans pollution organique.

La régularité des genres *Orthetrum* et de *Nehalennia* dans les stations sauf en M4 et M2 respectivement serait liée à la présence de la végétation et à la faible profondeur des eaux d'où leurs abondances à la station M1 et NL2. A cet effet, Grand (1990) et Schmidt (1993) ont associé la présence des genres *Orthetrum* et *Nehalennia* dans un hydrosystème à celle de la végétation, des eaux stagnantes ou légèrement courantes, peu profondes et ensoleillées. Les faibles fréquences d'échantillonnage du genre *Oxygastra* et *Phyllogomphus* dans certaines stations d'échantillonnage pourraient s'expliquer par le fait que l'échantillonnage à ces stations n'a été réalisé que dans l'herbier au niveau des berges, excluant les sédiments du fond. *Platycnemis latipes* bien qu'ayant été échantillonné à la station M4, a été défini comme taxon rare. Selon Heidemann et Seidenbusch (2002), *Platycnemis latipes* est souvent récolté dans les eaux stagnantes ou les bras morts riches en hydrophytes. Il s'agit en fait d'une espèce qui affectionne les surfaces ouvertes bien ensoleillées et les étangs alcalins. Cette espèce évite les eaux acides et ne colonise pas les tourbières ombrogènes. Ces qualités ou caractéristiques des conditions environnementales extrêmes pourraient expliquer non seulement la faible abondance de cette espèce dans les stations étudiées car les conditions environnementales ne seraient pas propices à leur épanouissement. Le statut de rare de *Leucorrhinia* s'expliquerait par la sensibilité des larves à la prédation par les poissons et les Anoures car au lieu de longer le sol ou la végétation, la larve nage en pleine eau et est donc une proie facile.

Sur le plan saisonnier, on note une abondance des larves d'Odonates, plus importante en saison sèche qu'en saison pluvieuse. Ceci peut s'expliquer par la faible mobilité des larves d'Odonate. En effet, reconnus pour leur faible dynamisme, le déplacement d'un grand nombre de larve d'Odonate est beaucoup influencé par le cycle hydrologique. Ainsi, ils seraient plus

dynamiques en saison pluvieuse, notamment en période de crue en raison du ruissellement de l'eau qu'en période d'étiage. La saison sèche s'avère donc très favorable pour l'étude de l'abondance des larves d'Odonate des milieux aquatiques. Des études comme celle de Mary (2015) en Nouvelle-Calédonie ont aussi montré que la période favorable pour collecter le maximum de taxa était la saison sèche. Car plusieurs taxons montrent de grandes abondances durant les périodes de régimes stables correspondant à la saison sèche. Aussi ceci s'expliquerait par les fortes valeurs de température et la baisse du débit de l'eau car les Odonates nécessitent des conditions d'habitat spécialisées avec des eaux claires, bien oxygénées, à débit régulier durant toute l'année et une température favorable assurée par un rideau végétal (Wafa et Boudjema, 2012).

La faible abondance observée durant les saisons de pluie (GSP et PSP) pourrait être également attribuée à l'augmentation de la vitesse, du débit et de la colonne d'eau. Ceci aurait eu comme conséquence la destruction de certains microhabitats favorables à certains organismes, ou encore la dérive des organismes non adaptés à ces nouvelles conditions du milieu (Moretti et Callisto, 2005 ; Callisto et Goulart, 2005). Néanmoins, soulignons que les saisons pluvieuses offrent un peuplement d'Odonates assez-bien diversifié par rapport à leurs abondances relatives. C'est dans ce sens que Xu *et al.* (2014), relevaient que les mois pluvieux sont souvent associés à une plus grande diversité taxonomique des peuplements de macroinvertébrés benthiques. Durant le stade larvaire, de longues périodes de froid et de pluie peuvent réduire sensiblement les effectifs des Odonates. À l'inverse, une sécheresse durable peut réchauffer l'eau à un tel point que cette température dépasse le seuil admissible par certaines espèces notamment *Orthetrum*, *Nehalennia*, *Coenagrion* et *Platycnemis* qui apprécient plutôt les eaux fraîches. L'assèchement désormais chronique de certains cours d'eau compromet localement la survie de plusieurs espèces (Joude, 2010). Lorsque la température monte, certains Cœnagrionidae s'immobilisent de façon à absorber le moins de radiations possible, tandis que certains Gomphidae et Aeshnidae stoppent leur activité et se réfugient dans la vase.

L'indice de similarité de Sørensen calculé sur la base de la ressemblance taxonomique des différents peuplements d'Odonate des eaux étudiées a une valeur minimale de 0 % entre la station M4 et les stations NL1, NL2 et NY1 et une valeur maximale de 83,33 % entre les stations EF et MZ et MZ et M3. Les ressemblances relativement fortes (supérieures à 50 %) s'expliqueraient par le fait que ces plans d'eau drainent des bassins versants dont les caractéristiques sont à peu près similaires. En effet, le fort taux de ressemblance des

communautés d'Odonates s'explique par le fait qu'elles soient soumises aux mêmes types de pressions anthropiques (Villéger, 2008). Les faibles similarités (inférieures à 50 %) s'expliqueraient par les conditions particulières et intrinsèques propres à chaque station caractéristique de la nature et du type de pollution présent dans chaque bassin versant.

D'un point de vue saisonnier, la composition taxonomique du peuplement des Odonates de la zone d'étude a varié d'une saison à une autre avec des redistributions de l'ordre de dominance aussi bien au niveau taxonomique de la famille que du genre. Le coefficient de similarité de Sørensen, compris entre 47,06 et 92,30 %, conforte l'idée de l'instabilité du peuplement d'une saison à l'autre. Concernant la dominance au niveau spécifique, on note l'omniprésence de *Nehalennia speciosa* et de *Libellula* sp. qui sont dominantes pendant la GSS-19 et la PSS-19 respectivement, la régularité de *Cænagrion proparte* et *Orthetrum* sp. (absentes groupe dominant respectivement au cours de la PSP-20 et la PSS-20) la constance de *Sympetrum proparte*, *Erythromma viridulum* et *Trithemis weneri* (absente du groupe dominant au cours de la PSP-20 et la PSS-20) et de *Phyllogomphus brunneus* et *Brachythemis lacustris* (absente du groupe dominant au cours de la GSP-19, la PSP-20 et la PSS-20) puis *Diplacode lefebvrei*. dominante respectivement pendant la PSS-19.

III.2.2.1. Indices Biocénétiques

Le degré d'organisation des communautés d'Odonates des stations d'échantillonnage a été analysé par le biais des indices de diversité de Shannon-Weaver, de diversité de Simpson et d'équitabilité de Piélou. Les indices de diversité sont d'une grande importance pour diagnostiquer l'état de santé écologique d'un écosystème aquatique (Lobry *et al.*, 2003 ; Mbete *et al.*, 2021). Les stations M1, M2, M3 et M4 situées dans les étangs et la station EF recevant les effluents agricoles ayant respectivement 2,24 ; 1,97 ; 1,82 ; 1,80 et 1,86 comme indice de Shannon et Weaver ont une meilleure appréciation écologique parce que ces valeurs sont plus proches de H'max que les autres ce qui traduit à peu près dans ces stations la même abondance de toute les espèces, tandis que les stations N3 (aval du cours d'eau Niété), NL2 (aval du cours d'eau Nlongo) et NY1 (amont du cours d'eau Nyamessamba) ont respectivement 0,67 ; 1,12 et 1,09 comme indice de Shannon et Weaver ont une mauvaise appréciation écologique, ces valeurs se rapprochant plus de 0 montrent une prédominance d'une espèce dans ces stations. Selon Davies *et al.* (2010), les faibles valeurs d'indice de diversité traduisent une mauvaise organisation du peuplement, conséquence de la prolifération de quelques espèces dominantes au détriment d'autres espèces. L'analyse des stations montre que les taxa sont équitablement répartis dans les stations car dans la plupart des cas, l'indice d'équitabilité (J) est supérieur à

0,85. Des observations pareilles ont permis à Fisher *et al.* (1982) de souligner qu'un indice de diversité est d'autant plus élevé que les conditions du milieu permettent l'installation et le maintien d'une communauté biologique équilibrée, intégrée et capable de s'adapter aux changements.

Cependant, ces indicateurs de diversité spécifique évalués (richesse spécifique, indice de diversité de Shannon et Weaver, équitabilité) diffèrent significativement entre les cours d'eau et les étangs, les valeurs élevées étant notées dans les eaux des étangs. La différence en diversité entre les sites peut être interprétée par les différents facteurs de chacun et par l'influence du microclimat sur le peuplement des odonates dont la diversité plus importante reflète une forte interaction entre les espèces comme la compétition, prédation et le cannibalisme. Les indices de diversité de Shannon-Weaver et d'équitabilité de Pielou révèlent également une bonne structuration des peuplements des cours d'eau et des étangs durant la grande saison sèche.

III.2.2.2. Typologie abiotique et biotique des eaux étudiés

La typologie abiotique réalisée à partir de la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) et l'Analyse en Composantes Principales (ACP) a permis de classer les étangs en trois groupes en fonction de l'origine majeure des polluants. Le groupe I représenté par la station EF dont l'essentiel de la pollution provient d'une usine de transformation de caoutchouc située en amont, dont les résidus augmentent la teneur des eaux en matières organiques, en carbonates et en hydrogénocarbonates ayant tendance à élever les teneurs en fer, en aluminium et en chlore libre et à diminuer l'oxygénation des eaux de ce site. Le groupe II représenté par l'étang M1 situé près d'une plantation d'hévéas principalement pollué par les terres agricoles situées dans le bassin versant, riches en éléments nutritifs et matières organiques qui nécessitent des teneurs élevées en oxygène dissous pour sa dégradation avec possibilité d'augmentation de la température des eaux lors du processus d'oxydation qui est producteur d'énergie. Le groupe III renferment les stations situées dans la plantation d'hévéas (N1, N2, N3, NL1, NL2, NY2, M2, M3 et M4) et au périphérique (NY1 et MZ) polluées par les eaux usées agricoles et ménagères qui sont acides, avec une forte pollution physique et un degré élevé de minéralisation des eaux. Notons que tous ces sites sont anthropisés, possédant des eaux de mauvaise qualité écologique et les similarités et dissimilarités observées renseignent surtout sur l'origine majeure des polluants.

La typologie biotique des stations d'échantillonnage réalisée à partir de la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) a montré que les températures moyennes de l'eau, la bonne oxygénation, la forte teneur élément nutritifs, la forte minéralisation, les faibles valeurs de l'IPO, la faible vitesse d'écoulement et un ensoleillement des eaux constituent l'ensemble de conditions de milieu propices à l'installation d'une grande diversité de larves d'Odonates. L'inverse de l'ensemble de ces conditions observé (tel que le montre les groupes III de la CAH) a entraîné une forte baisse de la richesse taxonomique et un déséquilibre des peuplements des larves d'Odonates dans les eaux. A ce propos, Colas *et al.* (2014) soulignent que les organismes aquatiques intègrent divers types et degrés de perturbations environnementales qui se produisent sur une variété d'échelles spatio-temporelles. Leur structure permet alors d'obtenir un schéma beaucoup plus précis de l'intégrité de l'hydrosystème (Borics *et al.*, 2013).

L'analyse de la SOM a rassemblé les organismes en trois groupes en fonction des caractéristiques de l'environnement. Ainsi, les organismes du groupe 1 étaient mieux représentés pendant la Grande saison sèche. Ces organismes présentent donc de fortes capacités de résistance au stress hydrique et aux fortes concentrations des éléments chimiques. Les organismes appartenant au groupe 2 et 3 présentent des affinités avec à la grande saison de pluie et la grande saison sèche. Ces organismes présentent des aptitudes à mieux résister aux fortes variations des paramètres abiotiques tels que la vitesse du courant, la température, les matières en suspensions, les métaux lourds et les éléments indicateurs de pollution organique, ce qui assure donc les meilleures chances de survie à ces organismes. Malgré la forte amplitude de variation des abondances entre les taxa et le taux important de taxons rares dans nos échantillons, la typologie par la SOM a permis une représentation visuelle des profils simplifiés de l'odonatofaune. L'efficacité du model SOM a déjà été prouvée dans de nombreuses études écologiques, y compris celles des macroinvertébrés aquatiques (Lek *et al.*, 2000 ; Song *et al.*, 2009 ; Kouadio, 2011 ; Camara, 2013 ; Colas *et al.*, 2014 ; Milošević *et al.*, 2014).

L'analyse IndVal a permis de ressortir les principaux taxons selon la typologie des groupes définis par la SOM et d'établir une hiérarchisation de leur statut de bioindicateur en fonction des valeurs de l'indice IndVal (%). Ces taxons pourront être utilisés pour le biomonitoring des hydrosystèmes de cette région écologique. Ainsi, des 18 taxa inventoriés, 6 retenus comme indicateurs des trois groupes ou combinaison des groupes. Au cours de cette analyse, les taxons qui sont considérés comme indicateurs sont ceux donc la valeur IndVal est > 25% et donc la significativité a été révélée par le test de Monte-carlo. Selon Miquel De Cáceres et Legendre (2009), la relation entre une espèce et un site ou groupe de sites n'est

complète que si après le calcul des valeurs indicatrices, l'espèce est significative c'est-à-dire préfère les conditions environnementales qui prévalent dans le milieu. *Coenagrion proparte*, *Nehalennia speciosa* (famille des Cœnagrionidae), *Orithetrum caffrum* et *Libellula* sp. (famille des Libellulidae) qui ont une valeur IndVal > 70 % et une valeur de fidélité très élevée (B > 60%) peuvent être considérées comme étant les taxons les plus tolérants des conditions du milieu. Par ailleurs, cette analyse révèle que les familles des Cœnagrionidae et des Libellulidae sont généralistes (ubiquistes), donc présentes dans divers types de milieu avec cependant une forte affinité pour les milieux présentant une forte pollution organique. Selon McGeoh *et al.* (1998), les espèces indicatrices pourraient être employées sous trois angles distincts : (1) pour refléter l'état biotique ou abiotique de l'environnement ; (2) pour indiquer l'effet des changements environnementaux et (3) pour indiquer la diversité des autres espèces, taxa, ou communautés dans un milieu.

III.2.3. Influence des facteurs abiotiques sur la distribution de la faune d'Odonates

Les paramètres abiotiques occupent une place importante dans la structuration et la composition des différentes espèces d'Odonates au cours du temps. Sur la faune Plusieurs interactions entre les facteurs abiotiques et les Odonates dans les eaux de surface étudiées ont été notées. En particulier, il apparaît que l'espèce *Sympetrum proparte* est corrélé positivement avec la conductivité, les TDS, les MES, la couleur, la turbidité et l'alcalinité. Ceci montrerait que l'espèce *Sympetrum proparte* affectionne les eaux minéralisées et chargées en matières organiques d'où son abondance à la station EF et M1. Des eaux moins acides et faiblement colorées seraient favorables au développement et la multiplication de l'espèce *Nehalennia speciosa* d'où la corrélation négative avec le pH et la couleur. *Coenagrion proparte* est corrélé positivement avec la température, l'alcalinité et les composés azotés mais négativement avec l'oxygène dissous. La préférence des *Coenagrion* aux fortes teneurs de température s'expliquerait par le fait qu'une température élevée et constante, joue un rôle positif important dans la croissance des jeunes larves (Carron, 2008). Cependant, la structure et la croissance des larves sont toutes dépendantes de conditions biologiques et physiques particulières du milieu aquatique dans lequel elles vivent. Certaines espèces se développent en eau courante et d'autres en eau stagnante. La permanence de l'eau constitue également un facteur déterminant pour de nombreuses espèces, bien que certaines puissent supporter un assèchement de leur habitat ou de fortes variations du niveau d'eau (telles que *Ischnura* ou *Sympetrum*). De plus, la vitesse du courant, le type de substrat et le développement de la végétation influent sur l'odonatofaune (Merlet et Itrac-bruneau, 2016).

L'Analyse Canonique de Correspondances (ACC) utilisée pour mettre en évidence les corrélations entre l'odonatofaune et les variables abiotiques a permis de montrer que les organismes appartenant au genre *Coenagrion*, *Trithemis* et *Libellula* ont une préférence pour les eaux de surface légèrement acides, faiblement minéralisées et ayant des teneurs élevées en nitrite. Le genre *Libellula* est commun aux environnements moins minéralisées et est avantagé dans les eaux acides (Heidemann et Seidenbusch, 2002). Les genres *Orthetrum*, *Oxygastra* et *Nehalennia* affectionnent les eaux riches en matières organiques avec des teneurs élevées en CO₂ dissous issues de la dégradation de la matière organique par les microorganismes aérobies des sédiments tandis que ceux des genres *Phyllogomphus* et *Cordulegaster* renferment des organismes qui préfèrent les eaux oxygénées avec des faibles teneurs en MES, en couleur et en turbidité. A ce propos, Heidemann et Seidenbusch (2002) affirment que pendant la période de croissance, une eau claire et riche en oxygène influence la dynamique des Cordulegasters. Les organismes du genre *Platycnemis* affectionnent les eaux calmes bien qu'ils soient inféodés aux eaux courantes. Ceci corrobore les propos Wafa et Boudjema (2012) qui stipulent que *Platycnemis* semblent avoir une grande plasticité d'adaptation leur permettant de réaliser leurs cycles de vie dans les eaux calmes malgré les différences notamment climatiques et hydrologiques.

Les larves d'Odonates récoltés dans nos sites d'étude ont présenté certaines singularités morphologiques. L'espèce *Platycnemis latipes* avait un procte avec une pointe effilée par rapport à celle collecté en France et en Allemagne (Heidemann et Seidenbusch, 2002). Dans le même ordre d'idée, les organismes du genre *Aeshna* récoltés bien qu'ils ressemblaient à *A. isocles* du fait que les cerques mesurent moins de la moitié des paraproctes et on note une présence d'épines latérales peu développées aux segments 7-9 et une absence d'épines au segment 6. De plus la partie distale du mentum est étroite, le bord dorsal des palpes labiaux est dépourvu de soie et on note la présence des antennes avec sept articles. Des études moléculaires sont nécessaires pour révéler s'il s'agit d'espèce différente d'une même d'espèces tel qu'évoqué par Heidemann et Seidenbusch (2002) pour *A. isocles*.

CONCLUSION, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

Dans l'optique de contribuer à la connaissance de la qualité physicochimique des eaux, de la diversité et de la dynamique spatiale et temporelle des larves d'Odonates du Cameroun, la présente étude a été menée sur 13 stations d'échantillonnage choisies dans 4 cours d'eau et 4 étangs de la localité agro-industrielle de Niété, de septembre 2019 à décembre 2020.

L'analyse des variables physicochimiques des eaux a révélé que les eaux des différentes stations présentent des valeurs de pH légèrement acides, peu minéralisées, avec une oxygénation satisfaisante. D'après la grille d'évaluation SEQ-Eau, les teneurs en orthophosphates et en couleur des eaux de la zone d'étude sont dans la gamme de qualité médiocre nécessitant un traitement complexe pour la production d'eau potable et capable de provoquer d'effets létaux sur les espèces les plus sensibles entraînant une diminution d'abondance. Le calcul de l'indice de pollution organique révèle également un degré de pollution allant de médiocre à fort. Les cours d'eaux étudiées sont caractérisés par des eaux plus riches en STD avec une conductivité élevée tandis que les étangs sont plus colorés, plus turbides, plus riches en MES. La présence d'herbicide dans le milieu aquatique montre l'effet de la pollution par le complexe agricole HEVECAM. Les résultats physicochimiques traduisent donc un bassin qui est sous la menace des activités anthropiques comme l'agriculture menée par HEVECAM.

L'inventaire des larves d'Odonates a permis de recenser 18 espèces dans l'ensemble des différentes stations échantillonnées. Ces espèces se répartissent dans 7 familles (Libellulidae, Cœnagrionidae, Cordulegastridae, Gomphidae, Aeshnidae, Corduliidae et Platycnemidae) et 17 genres. Le coefficient de similarité de Sørensen révèle une très grande ressemblance dans la composition et la structure du peuplement récolté dans les cours d'eau comparé à celui inventorié dans les étangs. La richesse du peuplement global récolté était constituée à 53,96% de Libellulidae, 39% Cœnagrionidae, 2,64% Cordulegastridae, 2,05% Gomphidae, 1,17% Aeshnidae et 0,59% Platycnemidae et Corduliidae. Les genres *Orthetrum* et de *Nehalennia* étaient réguliers à toutes les autres stations, probablement en raison de la végétation aussi l'ensoleillement de ces plans d'eau. Alors que les genres *Oxygastra* et *Platycnemis* bien qu'ayant été échantillonnés aux stations N1 et M4 respectivement, ont été définis comme taxons rares.

Les indices de diversité de Shannon et Weaver, d'Équitabilité de Pielou ainsi que l'indice de Simpson révèlent une Odonatofaune pauvre et déséquilibrée, qui est caractérisée par la disparition totale des taxa sensibles et la prolifération des groupes polluotolérants (Libellulidae et Cœnagrionidae). L'indice biotique d'Hilsenhoff (HBI) a été appliqué pour estimer la qualité biologique de l'eau de surface et a révélé une pollution organique grave à

substantielle de ces eaux. Ce qui traduit une modification de la composition des communautés d'Odonates face aux changements de la qualité de l'eau. Des modifications saisonnières plus ou moins marquées de la structure des communautés d'Odonates sont apparues avec une forte abondance des organismes à la station M1 pendant la grande saison sèche coïncidant avec la richesse des eaux en nutriments et un ensoleillement des plans d'eau. La méthode IndVal a permis dans cette étude d'identifier 6 taxons d'Odonates indicateurs significatifs des conditions du milieu. Parmi les 6 taxons indicateurs, quatre taxons qui présentent des valeurs IndVal > 70 % et des valeurs de fidélité très élevées (B > 60%) peuvent être considérés comme étant les meilleurs indicateurs des conditions qui règnent dans ces différents cours d'eau. Il s'agit notamment de *Cænagrion proparte*, *Nehalennia speciosa* (famille des Cænagrionidae), *Orthetrum caffrum* et *Libellula* sp. (famille des Libellulidae).

La composition et la répartition des peuplements d'Odonates dans nos milieux d'échantillonnage ont été influencées par de nombreux facteurs à savoir : la disponibilité de la nourriture (matière organique), la présence de la végétation (qui a fortement conditionné l'abondance des *Nehalennia*, *Orthetrum* et *Coenagrion* dans les sites), la nature du substrat. La vitesse d'écoulement des eaux a été l'élément de base affectant la distribution de ces animaux. La typologie biotique réalisée sur la base des analyses multivariées telles que la CAH, l'ACC et la SOM a permis de mettre en évidence les paramètres environnementaux qui influent sur la distribution des Odonates dans ces milieux. Ainsi, Les espèces telles que *Sympetrum proparte*, *Diplacode lefebvrii*, *Libellula* sp. et *Orthetrum caffrum* proliféreraient dans les eaux bien oxygénées, légèrement acide et fortement chargées en matière organiques. Alors que les espèces telles que *Nehalennia speciosa* et *Coenagrion proparte* affecteraient des milieux turbides, minéralisés, riches en éléments nutritifs cependant, leur distribution a été plus influencée par la présence de la végétation.

RECOMMANDATIONS

Les eaux de surface du complexe agro-industriel de Niété utilisées par les populations riveraines sont de mauvaise qualité et les exposent certainement à des maladies d'origine hydrique. Afin d'optimiser les services rendus par ces milieux aquatiques, l'amélioration de leur état de santé est primordiale, Nous recommandons :

- de mettre sur pied un schéma directeur d'aménagement, de restauration et de gestion intégrée des ressources en eau ;

- la mise sur pied d'un programme de protection des zones aquatiques par la construction d'un réseau de canalisation des eaux usées (domestiques, municipales et industrielles), ainsi que les stations d'épuration de ces eaux résiduaires ;
- un changement d'approche méthodologique pour la proposition des normes et grilles de qualité des eaux destinées à divers usages est nécessaire. Elle devrait s'appuyer sur l'étude des spécificités écologiques de nos milieux et non sur la transposition des normes et grilles produites sous d'autres latitudes ;
- la restitution des travaux de recherche sur le terrain (avec l'aide de la municipalité) à travers les campagnes de sensibilisation des populations riveraines sur l'importance socio-économique des cours d'eau de manière à les inciter à coopérer activement à la gestion de la salubrité.

Aux populations, nous recommandons d'adopter des comportements plus respectueux vis-à-vis de l'environnement et de ne plus considérer les cours d'eau comme des décharges.

Aux hydrobiologistes nous recommandons d'accentuer les travaux dans tous les autres hydrosystèmes du pays afin de disposer d'une masse critique de données sur les odonates des cours d'eau urbains, périurbains et forestiers du Cameroun.

PERSPECTIVES

La réalisation de ce travail a suscité en nous un certain nombre de questionnements dont l'absence de réponses ouvre à coup sûr des nouveaux axes de recherche qui se résument en quatre points. (1) Proposer une clé dichotomique d'identification des Odonates aquatiques et réaliser les cycles biologiques des différentes espèces. (2) La réalisation des essais de toxicité en microcosme avec d'une part, les groupes polluosensibles pour déceler les concentrations limites de polluants entraînant leur fuite ou leur mort et, d'autre part, avec les groupes polluotolérants pour déterminer les concentrations à effet perceptible ou non ; ceci afin de définir les cotes de tolérance propres au contexte camerounais pour ces organismes. (3) Les dosages histologiques de métaux lourds chez les taxons les plus résistants à la pollution, afin d'étudier les phénomènes de bioaccumulation/bioamplification et mieux appréhender leur vulnérabilité. (4) Les Libellulidae et Cœnagrionidae se sont avérés être les mieux adaptés à la pollution ; il serait intéressant de comprendre davantage leurs traits de vie et leur capacité d'adaptation à ces conditions difficiles en abordant l'étude de la génétique des populations à l'écologie de ces communautés.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abdelghani T., Abdellah El H., Hajar J., Habiba O. (2020).** Calcul De L'indice De Qualité De L'eau (IQE) Pour L'évaluation De La Qualité Physico-Chimique Des Eaux Superficielles De L'Oued Moulouya (NE, Maroc). *European Scientific Journal*, 16(2): 1857 – 7881
- AE. (2003).** Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau : grilles d'évaluation. Version 2 du Seq-Eau, *Agences de l'Eau*, 40 p.
- Aguilar Ibarra A., Park Y.S., Brosse S., Reyjol Y., Lim P., Lek S. (2005).** Nested patterns of spatial diversity revealed for fish assemblages in a West European River. *Ecology of Freshwater Fish*, 14: 233-242.
- Aguilar J. D., Dommaget J. L. (1998).** Guide des libellules d'Europe et d'Afrique du Nord. L'identification et la biologie de toutes les espèces. *Delachaux et Niestlé*, Neuchâtel-Paris, 2e éd., 463p.
- Ai P., Jin K., Alengebawy A., Elsayed M., Meng L., Chen M., Ryan Y. (2020).** Effet de l'application de différents engrais biogaz sur la production d'aubergines : analyse de la valeur de l'engrais et évaluation des risques. *Technologie environnementale et innovation*. 19: 101019.
- Aissaoui N., Kaour D., Benmarce B. (2022).** Contribution à l'étude des Odonates et Macroinvertébrés des mares de la Moyenne et Haute Seybouse. *Mémoire de master*, Université 8 Mai 1945 Guelma, 127 p.
- Aït Boughrou A., Boulanouar M., Yacoubi M., Coineau N. (2007).** The first Microcharon (Crustacea, Isopoda, Microparasellidae) from the Moroccan North Saharan Platform. Phylogeny, origin and paleobiogeography. *Contributions to Zoology*, 76 (1): 19-32.
- Ajeegah, G.A., Njiné, T., Nola, M., Foto Menbohan, S., Wouafo Ndayo M. (2007).** Évaluation de l'abondance des formes de résistance de deux protozoaires pathogènes (*Giardia* sp. et *Cryptosporidium* sp.) dans deux biotopes aquatiques de Yaoundé (Cameroun). *Cahier Santé*, 17 (3): 167-172.
- Ajeegah, G. A., Kekenou, S., Njiawoua Pountigni, E. N., Foto Menbohan, S. (2014).** Morphologie et abondance des stades de développement d'*Ilyocoris cimicoides* Linné 1758 (Heteroptera : Naucoridae) dans un lac anthropisé en zone tropicale (Cameroun). *Journal of Applied Bioscience*, 79: 6926 - 6937.
- Ajeegah G. A., Enah D. A., Foto Menbohan S. (2016).** Chironomid bio-ecology in an anthropized aquatic ecosystem in Yaoundé (Cameroon): community diversity and

relationship with the environmental variables of the water system. *Entomology and Applied Science Letters* 3(5), 196-203.

- Ajeegah G. A., Enah D. A., Foto Menbohan S. (2017).** A Study of the Morphological Structure of Chironomidae (Diptera) in a Tropical Urban Polluted Water System. *International Journal of Sciences*, 6(6): 1-9.
- Ajeegah, G. A., Mbondo Biying, S., Kapso Tchouankep M. (2018a).** Dynamique des formes de résistance des amibes entéropathogènes en milieu aquatique pollue (Yaoundé, Cameroun). *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 73 (3) : 242 – 254.
- Ajeegah, G.A., Mbainaissem, M. S., Njiawouo, P., Ngakomo, R. A. (2018b).** Caractérisation physico-chimique et biologique des eaux en zone périurbaine en Afrique équatoriale : cas de Ngoumou au Centre du Cameroun. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 23 (1): 33 – 43.
- Algül F., Beyhan M. (2020).** Concentrations and sources of heavy metals in shallow sediments in lake Bafa, Turkey. *Scientific Report*. 10: 11782.
- Alhoniemi E., Himberg J., Parhankangas J., Vesanto J. (2000).** SOM Toolbox, <http://www.cis.hut.fi/projects/somtoolbox>, 10p. (6 mai 2023, 12h06min).
- Allan S. F., Arata K., Caroline H., Unsworth J. (2003).** Regulatory limits for pesticides residues in water. *Pure Applied Chemistry*, 75: 1123-1155.
- Allan J. D. (2004).** Landscape and rivers cape: the influence of land use on stream ecosystems. *Annals Review of Ecological System*, 35: 257-284.
- Alliche F., Ben Bacha T. (2020).** La biodiversité des Odonates du sous bassin versant de l'oued Aïssi et leur rôle dans la bioindication. *Mémoire de Master*, Université Mouloud Mammeri De Tizi-Ouzou, 79p.
- Andre T. (2001).** Etude des macroinvertébrés benthiques et de l'alimentation d'espèces de poissons en relation avec le rétrécissement saisonnier de la superficie d'eau du lac de barrage de la Comoé. *Diplôme d'ingénieur*, université polytechnique de Bobo-Dioulasso, 113p.
- Angelier E. (2000).** Ecologie des eaux courantes. Edition Tec et Doc, édition, Paris, 199p.
- Angelier E. (2003).** Ecology of streams and rivers. *Science Publisher, Inc.* Enfield: 211-213.
- APHA. (1998).** Standard method for examination of water and wastewater. *American Public Health Association*, 20th edition, Washington, DC, 1150p.
- APHA-AWWA . (2012).** Standard methods for the examination of water and wastewater. 22 th edition, *APHA-AWWA-WPCF*, Pennsylvania, Washington, DC, U.S.A., Part.2000-4500.

- Armitage P., Wood P. (1997).** Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. *Environmental management*, 21: 203-207.
- Arrignon, J. (1998).** Aménagement piscicole des eaux douces, 5ème édition, Lavoisier, Paris, 589p.
- Auber L. (1976).** Atlas des Coleopteres de France. Deux tomes. 4eme edition, *Société nouvelle des Editions Boubee*, Paris, 535p.
- Audry S., Schäfer J., Blanc G., Bossy C., Lavaux G. (2004).** Anthropogenic components of heavy metal (Cd, Zn, Cu, Pb) budgets in the Lot-Garonne fluvial system (France). *Applied Geochemistry*, 19(5) : 769-786.
- Baaloudi A. (2017).** Module de formation sur : L'Odonatologie. Université Guelma, 326p.
- Babou L., M'zyene N. (2018).** Suivi des paramètres physico-chimiques et biologiques des eaux brutes et traitées de la STEP Est de Tizi-Ouzou. *Mémoire de Master*, Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, 89p.
- Balian E., Harrison I., Butchart S., Chambers P., Cordeiro J., Cumberlidge N., De Moor F., Gascon C., James H., Kalkman V., Van Dijk P. P., Yeo D. C. J. (2010).** Chapter 2: Diversity of species in freshwater systems. In: R. A. Mittermeier, T. A. Farrell, I. J. Harrison, A. J. Upgreen and T. Brooks (eds.), *Freshwater – The Essence of Life*. Earth in Focus Editions, China.
- Barbault R. (2000).** Ecologie générale : structure et fonctionnement de la biosphère. 5e édition, Dunod, Paris, 202-205.
- Barbour M. T., Geritsen, J., Snyder B. D., Stribling, J. B. (1999).** Rapid Bioassessment Protocols for Use in Wadeable Rivers : Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish., 2e edition, Washington, DC., US. EPA, Office of Water, 339p.
- Beaumont A., Cassier P. (1981).** Biologie Animale : des Protozoaires aux Métazoaires épithélioneuriens. 3ème édition, Tome I, 459p.
- Beaven L., Sadle J., Pinder C. (2001).** The invertebrate fauna of a physical modified urban river. *Hydrobiologia*, 445 : 97-108.
- Berquier C. (2015).** Etude écologique et patrimoniale du peuplement des odonates de Corse appliquée à la conservation des espèces et des zones humides à enjeux. *Thèse de Doctorat*, Université de Corse-Pascal Paoli, 299p.
- Beyene A., Addis T., Kifle D., Legesse W., Kloos H., Triest L. (2009).** Comparative study of diatoms and macroinvertebrates as indicators of severe water pollution: Case study of the Kabena and Akaki rivers in Addis Ababa. *Ethiopian ecology indicator*, 9: 381-392.

- Biram A Ngon E., (2019).** Étude bioécologique des dictyoptères aquatiques dans le bassin versant de la Mefou, *Thèse de Doctorat PhD*, Université de Yaoundé I, Cameroun, 162p.
- Bode R. W., Novak M. A., Abele L. E., Heitzman D. L., Smith A. J. (2002).** Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State, Albany (New York), Stream Biomonitoring Unit Bureau of Water Assessment and Management Division of Water, NYS Department of Environmental Conservation, 41 p. 13 annexes.
- Bonifait P., Defos Du Rau P., Soulet D. (2008).** Les Odonates de la Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage d'Orlu. ONCFS – Cellule technique, D.R. Martinia, 24 (2) : 35-44
- Borics G., Varbiro G., Padisak J. (2013).** Disturbance and stress: different meanings in ecological dynamics? *Hydrobiologia*, 711: 1-7.
- Borrer D. J., White R. E. (1999).** Les insectes de l'Amérique du Nord (au nord du Mexique). *Edition Broquet Inc, Québec*, 408 p.
- Boudot J. P. (2006).** calopteryx exul. in : iucn 2010. IUCN Red List of Threatened species. version 2010.2, 6 p.
- Boutheyna M. (2020).** Effet de la végétation aquatique sur l'état larvaire de *Ischnura graellsii*. *Mémoire de Master*, Université 8 mai 1945 Guelma, 86p.
- Brauer F. (1868).** Semper gesammelte Odonaten. *Verhandlungen der K. Zoologisch-botanischen Gesellschaft*, 18: 167-188.
- Brittinger (1850).** Die Libelluliden der Kaiserreichs Oesterreich. *Sitzungsberichte der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen classe der Kaiserlichen Akademie der Wissenschaften*, 4(4): 328-336.
- Brosse S., Giraudel J. L. et Lek S. (2001).** The temporal dynamic of fish population assemblages and community structure. *Ecological Modelling*, 146: 159-166.
- Buhungu S., Montchowui E., Barankanira E., Sibomana C, Ntakimazi G., Bonou C. A. (2018).** Caractérisation spatio-temporelle de la qualité de l'eau de la rivière Kinyankonge, affluent du Lac Tanganyika, Burundi. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 12(1): 576-595
- Camacho A. I. (1992).** The natural history of biospeleology 7, Madrid, Mus. Nac. Cien Nat. & C.S.I.C, Monografias, 680p.

- Camara I. A. (2013).** Composition, structure et déterminisme des macroinvertébrés de la rivière Banco (Parc National du Banco ; Côte d'Ivoire). *Thèse de Doctorat*, Université Nangui Abrogoua, 151p.
- Carron G. (2008).** Espèces particulièrement menacées de la région genevoise Plans d'actions pour la conservation (phase 3). Agrion de Mercure Coenagrion mercuriale (Odonata: Coenagrionidae). Etat de Genève, *Domaine Nature et Paysage*, 55p.
- Caryou J., Compin A., Giani N., Céréghino R. (2000).** Association spécifique chez les macroinvertébrés benthiques et leur utilisation pour la biotypologie des cours d'eau. Cas du réseau hydrographique d'Adour-Garonne (France). *Annales de limnologie*, 36 : 189-202.
- Caquet T. (2012).** Des invertébrés pour la bioindicateurs de la qualité des cours d'eau : Bilan et perspectives. In Flexi, I., Bispo, A, et Gand, C., Bio-indicateurs pour la caractérisation des sols, journée technique nationale, édition, Paris, 10p.
- CEAEQ (2007).** Détermination des Orthophosphates dans l'eau : méthode calorimétrique automatisée à l'acide ascorbique. Centre d'Expertise en Analyses Environnementales du Québec (CEAEQ), Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, MA. 3030-P1.0, *Revue*, 3 : 1-12.
- Chafai H., Selaimia C. (2018).** Les macroinvertébrés benthiques des eaux douces de la Numidie Occidentale Nord-Est algérien. *Mémoire de Master*, Université 8 mai 1945 Guelma, 69p.
- Charpentier T. (1840).** Libellulinae Europaeae descriptae ac depictae. Leopold Voss, Lipsiae, 180 p.
- Charvet S., Kosmala A., Stanzner B. (1998).** Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv Für Hydrobiologie*, 142 : 415 – 432.
- Chirouf M. A., Moumene M. (2015).** L'étude écologique des macroinvertébrés d'oued Hellia. *Mémoire de Master*, Université de Guelma. 64 p.
- Colas F. Vigneron A. Felten V., Devin S. (2014).** The contribution of a niche-based approach to ecological risk assessment: Using macroinvertebrate species under multiple stressors. *Environmental Pollution*, 185 : 24-34.
- Communes et villes unies du Cameroun. (2014).** Commune de Niete. <https://cvucucc.com/>
- Corbet P. S. (1999).** Dragonflies: Behavior and Ecology of Odonata. Ithaca, NY : Cornell Univ. Press, 829p.

- Corbet P. S. (2004).** Dragonflies. Behavior and Ecology of Odonata, revised edition. Cornell University Press. Ithaca, NY.
- Cotrel N., Roullier P. (2007).** Atlas commenté des odonates des deux sèvres. Revue naturaliste des deux sèvres. Nature Environnement. 2007, pp. 56-76
- Couper J. (1983).** Ecosystèmes marins. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 35-45
- Culp J. M. Wrona F. J., Davies R. W. (1986).** Response of stream benthos and drift to fine sediment deposition versus transport. *Canadian Journal of Zoology*. 64 : 1345-1351.
- D'Amico F., Darblade S., Avignon S., Blanc-Manel S., Ormerod S. J. (2004).** Odonates as indicators of shallow lake restoration by liming: comparing adult and larval responses. *Restoration Ecology*, 12: 439-446.
- Dajoz R. (1982).** Précis d'écologie, 4e édition, Paris, Bordas, 503p.
- Dajoz R. (1985).** Précis d'écologie. 5e édition, Bordas, Paris, 525p.
- Dajoz R. (2000).** Précis d'Ecologie (7e éd). Paris : Dunod : 615p.
- Dale J. C. (1834).** *Cordulia curtisii* Dale, a species hitherto undescribed, characterized. *Magazine of Natural History and Journal of Zoology, Botany*, 7: 60-61
- Day J. A., Stewart B. A., De Moor I.J., Louw A. E. (2001).** Guides to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa, Volume 4: Crustacea III. Water Research Commission Report, No. TT 141/101, Pretoria-South Africa, 151p.
- Day J. A., Harrison A. D., De Moor I. J. (2002).** Guides to the freshwater invertebrates of Southern Africa, Vol 9: Diptera. Water Research Commission Report, No. TT 201/02, Pretoria, 200p.
- Debenest T. (2007).** Caractérisation de l'impact des pollutions agricoles sur les diatomées benthiques, *Thèse de Doctorat* en Ecotoxicologie de l'Environnement, Université de Bordeaux I, France, 251p.
- Dejoux C., Elouard J. M., Forge P., Maslin J. L. (1983).** Catalogue iconographique des insectes aquatiques de Côte d'Ivoire. *ORSTOM*, 178p.
- Della Bella V., Pace G., Barile M., Zedde A., Puccinelli C., Ciadamidaro S., Danieli P. P., Andreani P., Aulicino F.A., Belfiore C., Mancini L. (2012).** Benthic diatom assemblages and their response to human stress in small-sized volcanic-siliceous streams of central Italy (Mediterranean eco-region). *Hydrobiologia*, 695 : 207-222
- Delpon G. (2012).** Contribution à l'inventaire des Odonates du Tarn. *Rapport de Stage*, OPIE-MP. 43P.

- De Moor I.J., Day J.A., De Moor F.C. (2003).** Guides to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa, Volume 7: Insecta I. Ephemeroptera, Odonata & Plecoptera. *Water Research Commission Report*, No. TT 207/03, Pretoria-South Africa, 301p.
- Derwich E., Benabidate L., Zian A., Sadki O., Belghity D. (2010).** Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec oued Fès. *Larhyss journal*, 8 : 101 – 112.
- 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, 51p.
- Devillers J., Squilbin M., Yourassowsky C. (2005).** Qualité physicochimique et chimique des eaux de surface, Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement : 1-4.
- Dias R. J. P., Wieloch A. H., D'Agosto M. (2008).** The influence of environmental characteristics on the distribution of ciliates (Protozoa, Ciliophora) in an urban stream of southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68(2): 1-13.
- Diguingue D. (2001).** Etude des Macroinvertébrés benthiques et de l'alimentation d'espèces de poissons en relation avec le rétrécissement saisonnier de la superficie d'eau du lac de barrage de la Comoe. *Mémoire d'ingénieur* du développement rural, Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso, 113p.
- Djebnoui A., Nouar M. (2015).** Contribution de l'étude des macroinvertébrés de la haute Seybouse, *Mémoire de Master*. Université de Guelma. 83p.
- Djemali N., Rahal Y. (2019).** Les macroinvertébrés benthiques de quelques ruisseaux du parc National d'El Kala : structure, diversité et qualité biologique de l'eau. *Mémoire de Master*. Université Mohamed Khider, Biskra. 81p.
- Dodds W. K., Ellis B. K., Prisc J. M. (1991).** Zooplankton induced decreased in inorganic phosphores uptake in plankton in an oligotrophic lake. *Hydrobiology*, 211: 253-259
- Domaizon I., Viboud S., Fontvieille D. (2003).** Taxon-specific and seasonal variations in flagellates grazing on heterotrophic bacteria in the oligotrophic Lake Annecy – importance of mixotrophy, *FEMS Microbiology Ecology*, 46 (3): 317-329.
- Doney S. C. (2010).** The growing human footprint on coastal and open-ocean biogeochemistry. *Science*, 328: 1512-1516.
- Donovan E. (1807).** The natural history of British insects. *Rivington*, London, 102p.
- Doucet G. (2010)** Clé de détermination des exuvies des Odonates de France. *Société française d'Odonatologie*, 64p.

- Duchaufour P. (1997).** Abrégé de pédologie : sol, végétation et environnement. 5^e édition, Masson(éd).
- Dudgeon, D., Arthington A. H, Gessner M. O., Kawabata Z. I., Knowler D. J., Lévêque C., Naiman R. J., Prieur-Richard A. H., Soto D., Stiassny M. L., Sullivan C. A. (2006).** Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2): 163-182
- Dufrêne M., Legendre P. (1997).** Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345 – 366.
- Dufrêne M. (1992).** Biogéographie et écologie des communautés de Carabidae en Wallonie. Thèse de Doctorat, Université Catholique de Louvain, Belgique, 194p.
- Dunnette D. A. (1992).** Assessing global river water-quality–case study using mechanistic approaches. ACS Symposium Series, 483 : 260-286
- Durand J. R., Levêque C. (1991).** Flore et faune aquatiques de l’Afrique Sahélo-soudanienne. 3 Tome II. Edition ORSTOM, Paris, 517p.
- Ebang Menye D., Zebaze Togouet S.H., Foto Menbohan S., Kemka N., Nola M., Boutin C., Nguetsop V.F., Djaouda M., Njiné T. (2014).** Bio-écologie des diatomées épilithiques de la rivière Mfoundi (Yaoundé, Cameroun): diversité, distribution spatiale et influence des pollutions organiques. *Revue des Sciences de l’eau*, 25 (3) : 203 – 218.
- El-Amine M. (2015).** Diversité et structure du zooplancton : importance pour la conservation de la biodiversité aquatique en zone urbaine. *Thèse de Doctorat/Ph.D* en Sciences Biologiques, Université de Montréal, 218p.
- Elhaissofi M., Lmohdi O., Bennis N., Mellado A., Millan A. (2008).** Les Odonates du bassin versant de laou (Rif occidental de Maroc). *Rabat : Travaux de l’institut scientifique*, 5: 45-59.
- Environmental Protection Agency (EPA). (2009).** National primary and secondary drinking water regulation. United States Environmental Protection Agency, Epa.816-F09-004, Washington. 10p.
- Environmental Protection Agency (EPA). (2021).** Types of Pesticide Ingredients. United States Environmental Protection Agency. [Epa.gov/ingredients used pesticides](https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticides). 12p.
- Esteves F. A. (1988).** Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro : interciência, 575p.
- Fabricius J. C. (1775).** Systema entomologiae, sistens insectorum classes, ordines, genera, species adiectis synonymis, locis, descriptionibus, observationibus, 832p.
- FAO. (2003).** L’irrigation avec des eaux usées traitées, manuel d’utilisation. Bureau Régional pour le Proche-orient et Bureau sous-régional pour l’Afrique du Nord : 68p.

- Fernandes J., de Souza A., Tanaka M. (2014).** Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. *Hydrobiologia*, 724: 175-185.
- Ferreira V., Koricheva J., Duarte S., Niyogi D. K., Guérolde F. (2016).** Effects of anthropogenic heavy metal contamination on litter decomposition in streams – A meta-analysis. *Environmental Pollution*, 210 : 261-270.
- Fisher S. G., Gray L. J., Grimm N. B., Busch D. E. (1982).** Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding. *Ecological Monograph*, 52: 93-110
- Fodé k., Vall Zouboye M. (2018).** Contribution à la Recherche sur la Faunistique et l'Écologie des Macroinvertébrés des cours d'eau du Mali. Mémoire de Master. Université de Guelma. 115p.
- Foto Menbohan S., Zébazé Togouet S. H., Nyamsi Tchatcho N. L., Ajeegah G. A., Njiné T. (2011).** Evolution spatiale de la diversité des peuplements de macroinvertébrés benthiques dans un cours d'eau anthropisé en milieu tropical (Cameroun). *European journal of Scientific Research*, 55 (2): 291-300.
- Foto Membohan S. (2012).** Recherche écologique sur le réseau hydrographique du Mfoundi (Yaoundé): Essai de biotypologie. *Thèse de Doctorat d'Etat*, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I : 179p.
- Foto Membohan, S., Koji, E., Ajeegah, G.A., Bilong Bilong, C.F., Njiné, T. (2012).** Impact of dam construction on the diversity of benthic macroinvertebrates community in a periurban stream in Cameroon. *International Journal of Biosciences*, 11 (2): 137 – 145.
- Foto Menbohan S., Tchakonte S., Ajeegah G. A., Zebaze Togouet S. H., Bilong Bilong C. F., Njine T. (2013).** Water quality assessment using benthic macroinvertebrates in a periurban stream (Cameroon). *International Journal of Biotechnology*, 2: 91-104.
- Foto Menbohan S., Nyame Mbia D., Gwos Nhiomock S., Nwaha M., Tchouta U., Temgoua Zemo M., Biram A Ngon E. (2023).** Qualité écologique de quelques cours d'eau du Bassin Hydrographique de la Mefou par les Macroinvertébrés benthiques. *Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*, 17: 76-88
- Friedrich G., Chapman D., Beim A. (2001).** The use of Biological Materials. In D. Chapman, water quality assessment: a guide to the use of biota, *sediment and water in environmental monitoring*, edition Chapman et Hall :171-238.
- Garner G., Hannah D. M., Sadler J. P., Orr H. G. (2013).** River temperature regimes of England and Wales: spatial patterns, inter-annual variability and climatic sensitivity. *Hydrological Processes* 28: 5583–5598.

- Gaumont R. (2023).** Adaptation à la vie aquatique chez les larves (naïades). Encyclopaedia Universalis (en ligne).
- Gayraud S., Philippe M. (2003).** Influence of Bed-Sediment Features on the Interstitial Habitat Available for Macroinvertebrates in 15 French Streams. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 88(1): 77-93.
- Genin, B., Chauvin C., Menard F. (1997).** Cours d'eau et indices biologiques : pollution-méthodes, IBGN, Dijon, ENESA-CNERTA, 202p.
- Gevrey M., Dimopoulos I., Lek S. (2003).** Review and comparison of methods to study the contribution of variables in artificial neural network models. *Ecological Modelling* 160 (2003): 249-264.
- Gevrey M., Rimet F., Park Y. S., Giraudel J. L., Ector L., Lek S. (2004).** Water quality assessment using diatom assemblages and advanced modeling techniques. *Freshwater Biology*, 49, 208 – 220.
- Giller P. S., Malmqvist B. (1999).** The biology of rivers and streams. Oxford University Press, Oxford, 296p.
- Giraudel J.L., Lek S. (2001).** A comparison of self-organizing map algorithm and some conventional statistical methods for ecological community ordination. *Ecological Modelling*, 146: 329-339.
- Goldscheider N. Hunkeler D., Rossi P. (2006).** Review: microbial biocenoses in pristine aquifers and assessment of investigative methods. *Hydrogeological Journal*, 14 (6): 926–941.
- Grac C., Fernández N., Labat F. (1990).** Estimation de la biomasse disponible en macro-invertébrés aquatiques susceptibles de nourrir les cistudes d'Europe relâchées sur le site alsacien du Woerr (Nord Est de la France) : résultat préliminaire
- Grall J., Coïc N. (2005).** Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Ifremer DYNECO/VIGIES/06-13/REBENT, 90p.
- Grand D. (1990).** Deux nouveautés pour le département de la Gironde : *Leucorrhinia albifrons* (Burneister, 1839) et *Orthetrum albistylum* (Sélys, 1848) (Odonata Anisoptera : Libellulidae). *martinia*, 6(3): 65-66.
- Grand D., Boudot J. P. (2006).** Les libellules de France, Belgique et Luxembourg. Biotope, collection Parthénope, Mèze, 480p.
- Grand D., Boudot J. P., Doucet G. (2014).** Cahier d'identification des libellules de France, Belgique et Luxembourg et Suisse. Collection Parthénope, Mèze, 135p.

- Grassé P. P., Poisson R. A., Tuzet O. (1970)**, Zoologie I, Invertébrés : Précis de Sciences Biologiques, ed. Masson et Cie, Paris, 935p.
- Griebler C., Stein H., Kellermann C., Berkhoff S., Brielmann H., Schmidt S., Selesi D., Steube C., Fuchs A., Hahn H. J. (2010)**. Ecological assessment of groundwater ecosystems—vision or illusion? *Ecological Engineering*, 36: 1174–1190
- Groga N. (2012)**. Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le lac de Taabo (Côte d'Ivoire). *Thèse de Doctorat*, Université de Toulouse, France, 224p.
- Hamed M., Guettache A., Bouamer L. (2012)**. Etude des propriétés physicochimiques et bactériologiques de l'eau du barrage Djorf-Torba Bechar. Mémoire d'Ingénieur d'état en Biologie. Université de Bechar : 7-9p.
- Harrison T, Norris R., Wilkinson S. (2007)**. The impact of fine sediment accumulation on benthic macroinvertebrates: implications for river management. 5th Australian Stream Management Conference, 139-144.
- Hébert S., Légaré S. (2000)**. Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau. Québec, Direction du Suivi de l'Etat de l'Environnement, Ministère de l'Environnement, Envirodoq N° ENV-2001-0141, rapport QE-123, 24p.
- Hecky R. E. (2000)**. A biogeochemical comparison of lakes Superior in Malawie, and the limnological consequences of an endless summer. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 23-33.
- Heidemann H., Seidenbusch R. (2002)**. Larve et exuvies des libellules de France et d'Allemagne, 416p.
- Hellawell J. M. (1986)**. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Applied Science, London, UK, 546p.
- Henri S. (2012)**. Le droit à l'eau potable et à l'assainissement. 6ème Forum mondial de l'eau. Edition Johanet, Paris, 518p.
- Hepp L. U., Restelle R. M., Milesi S. V. (2013)**. Distribution of aquatic insects in urban headwater streams. *Acta limnologica Brasiliensia*, 25: 1-9.
- Hilsenhoff, W. L. (1988)**. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level Biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7 (1): 65-68.
- Hoegh-Guldberg O., Bruno J. F. (2010)**. The impact of climate change on the world's marine ecosystems. *Science*, 328: 1523-1528.
- Hooper B, Peck D., Klemm DJ. (2005)**. Environmental monitoring and assessment program of surface waters. Western Pilot Study Field operations manual for wade able stream unpublished draft, USEPA, Washington D.C, 242p.

- <https://www.aquaportail.com/definition-7594-nappephreatique.html> (10 mars 2023).
- Illies J. (1955).** Mouches à pierre ou plécoptères le monde animal de l'Allemagne et les parties adjacentes de la mer. Edition Fisher Verlag, 150p.
- Integrated Taxonomic Information System (2013).** <http://www.itis.gov/> (24 janvier 2023).
- Jones J. I., Murphy J. F., Collins A. L., Sear D. A., Naden P. S., Armitage P. D. (2011).** The impact of fine sediment on Macro invertebrates, *River Research and Applications*, 28 (8): 1055-1071.
- Jourde P. (2010).** Les Odonates biologie et écologie 1^{ère} partie. 2 (157): 3-8.
- Jullian E., Hirbec 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) (En ligne).
- Kalache S., Firas M. (2021).** Contribution à l'étude de l'odonatofaune d'Oued Djedi (Biskra). *Mémoire de Master, Biologie Et Sciences De La Nature Et De La Vie, Université Mohamed Khider – Biskra*, 55p.
- Kalkman V.J., Boudot J.P., Bernard R., Conze K.J., De Knijf G., Dyatlova E., Ferreira S., JOVIC M., Ott J., Riservato E., Sahlen G., (2010).** European Red List of Dragonflies. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 29p.
- Kamgho Tezanou B. M. (2010).** L'accès à l'eau potable et à l'assainissement au Cameroun : Situation actuelle, contraintes, enjeux et défis pour l'atteinte de l'OMD 7, Rapport de recherche, 13p.
- Kemka N., Njine T., Zebaze Togouet S. H., Foto Menbohan S., Nola M., Monkiedje A., Niyitegeka D., Compere P. (2006).** Eutrophication of lakes in urbanized areas: The case of Yaounde Municipal Lake in Cameroon, Central Africa. *Lakes and Reservoirs Research and Management*, 11: 47-55.
- Kengne Tenkeu J. (2021).** Dynamique phytoplantoniques et niveau trophique de quelques étangs de la ville de Bertoua (Est-Cameroun). *Thèse de Doctorat/Ph.D, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I* : 190p.
- Kirby W. F. (1890).** A synonymic catalogue of Neuroptera of fossil species. Gurney et Jackson, London: 1-202.
- Kiviluoto K. (1996).** Topology preservation in Self-Organizing Maps. *Proceedings of the International Conference on Neural Networks*, 1: 294-299.
- Kohonen T. (1982).** Self-Organized formation of topologically correct features maps. *Biological Cybernetics*, 43: 59-69.

- Kohonen T. (2001).** Self-Organizing Maps (3rd Edition). Springer-Verlag, Berlin, Germany, 501p.
- Kouadio K. N. (2011).** Diversité et structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques des lagunes de Côte d'Ivoire: Aby, Ebrié et Grand-Lahou. *Thèse de Doctorat*, Université d'Abobo-Adjamé, Côte d'Ivoire, 162p.
- Koudenoukpo C. Z., Chikou A., Zebaze Togouet S. H., Mvondo N., Hazoume R. U. S., Houndonougbo P. K., Mensah G. A., Laleye P. A. (2017).** Zooplanctons et Macroinvertébrés aquatiques : vers un assemblage de bioindicateurs pour un meilleur monitoring des écosystèmes aquatiques en région tropicale. *International Journal of Innovation and Applied Studies*. 20(1): 276-287.
- Korfali S. I., Jurdi M. (2011).** Suitability of surface water for domestic water use. Awali River Case Study: *European Water*, 35: 3-12.
- Kramkimel J. D., Grifoni U., Kabeya Mukenyi R. (2004).** Profil Environnemental du Cameroun, Rapport Provisoire des services de coopération dans le Secteur de l'Environnement. Commission Européenne, Contrat-cadre AMS/451, 148p.
- Kriska, G. (2013).** Dragonflies and Damselflies–Odonata. In: Kriska, G. (Ed.). *Freshwater Invertebrates in Central Europe*. Springer Vienna. 194-209.
- Lambret P., Besnard A., Matushkina N. (2015a).** Initial preference for plant species and state during oviposition site selection by an odonata. *Entomological Science*, 18 (3) : 377-382.
- Larouci, Zerrouki (2021).** Diversité du peuplement des Odonates dans les zones humides de deux régions sahariennes (Ouganda et Djamaâ). *Mémoire de master*. Département de Biologie, Université Kasdi Merbah-Ouargla : 80p.
- Layada C., Kita Z. (2022).** Contribution à l'études des Odonates et de la qualité des eaux des sources de la moyenne et haute Seybouse. *Mémoire de master*, Université 8 Mai 1945 Guelma, 103p.
- Leach (1815).** Entomology. Edinburgh encyclopaedia, conducted by David Brewster 9: 57-172.
- Lecerf A. (2005).** Perturbations anthropiques et fonctionnement écologique des cours d'eau de tête de bassin : Etude du processus de décomposition des litières. *Thèse de Doctorat*, Université Paul Sabatier, Toulouse III, 159 p.
- Leclercq L. (2001).** Les eaux courantes : caractéristiques et moyens d'étude, dans Les zones humides. Actes des colloques organisés en 1996 par le Ministère de la Région

Wallonne dans le cadre de l'Année Mondiale des Zones Humides, Jambes, Région Wallonne, DGRNE : 67 - 82.

Lecointre G., Guyader H. L. (2001). Classification phylogénétique du vivant. Belin Ed., Paris (France), 543p.

Lefèvre T. (2013). *La répartition de l'eau sur la Terre. 3p.*

Legendre P. et Legendre L. (2012). Numerical ecology, 3rd English edition. *Elsevier 'Science BV'*, Amsterdam, 397p.

Legras S., Martin E., Régnier C. (2016). Foncier agricole, qualité de l'eau et intervention publique », *Économie rurale* [En ligne], 353-354.

Lek S., Giraudel J. L., Guégan J. F. (2000). Neuronal networks: algorithms and architectures for ecologists and evolutionary ecologists. In: Lek S. & Guégan J.F. (Eds.): *Artificial Neuronal Networks: Application to Ecology and Evolution*. Springer, p. 3-27.

Leland, H.V., Porter, S.D. (2000). Distribution of benthic algae in the upper Illinois River basin in relation to geology and land use. *Freshwater Biology*, 44: 279-301.

Lepimpec P., Liénard A., Bonnard R., Lafont M., Cazin A., Bossard P., Hubert B., Bray M. (2002). Guide de l'agent préleveur chargé de la police des milieux aquatiques. Maurice Merlin, Paris, France, 159p.

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

Lévêque C., Balian E. V., Martens K. (2005). An assessment of animal species diversity in continental waters. *Hydrobiologia* 542: 39-67.

Lewin I., Czerniawska-Kusza I., Szoszkiewicz K., Ławniczak A. E., Jusik S. (2013). Biological indices applied to benthic macroinvertebrates at reference conditions of mountain streams in two ecoregions (Poland, the Slovak Republic). *Hydrobiologia*, 709: 183-200.

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

Li M., Xie G. Q., Dai C. R., Yu L. X., Li F. R., Yang S. P. (2009). A study of the relationship between the water body chlorophyll a and water quality factors of the off coast of Dianchi Lake. *Yunnan Geographic Environment Research*, 21(2), 102–106.

Liechti P., Frutiger A., Zobrist J. (2004). Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau de Suisse. Module chimie, analyses physico-chimiques niveaux R et C. OFEFP Berne, 44p.

- Lioris D., Rhcababo J. (1984).** Guide d'identification des ressources marines vivantes au Maroc ; M.2274/140: 193-201
- Lobry J., Gascuel D., Domain F. (2003).** La biodiversité spécifique des ressources démersales du plateau continental guinéen : utilisation d'indice classique pour un diagnostic sur l'évolution des écosystèmes. *Aquatic living Ressources*, 16: 59-68.
- Logan O. (2004).** Effects of fine sediment deposition on benthic invertebrate communities. *Thesis*, 155p.
- Malavoi J. R., Garnier C. C., Landon N., Recking A., Baran P. (2011).** Eléments de connaissance pour la gestion du transport solide en rivière. Onema, 216p.
- Mandaville, S. M. (2002).** Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance alues, Metrics, and Protocols. Project H-1. Soil et Water Conservation Society of Metro Halifax, 128p.
- Manly B. F. J. (1991).** Randomization and Monte Carlo Methods in Biology. Chapman and Hall, London, 281p.
- Margoum C., Malessard C., Gouy V. (2003).** Experimental design to investigate pesticide adsorbtion on ditch bed sediment and leaves in decay. XII Symposium Pesticide Chemistry. 175-183.
- Martin G., Jonet B., Ternois V., Varin O. (2003).** Pays de soulaine. A la découverte des libellules. CPIE. Paris : Le Réveil de la Marne – Epernay, 98p.
- Martin P., Aït Boughrous A. (2012).** Guide taxonomique des oligochètes dulçaquicoles du Maghreb. Volume 12, 194p.
- Mary N. (1999).** Caractérisations physicochimique et biologique des cours d'eau de la Nouvelle-Calédonie, proposition d'un indice biotique fondé sur l'étude des macroinvertébrés benthiques. Thèse de Doctorat, Université Française du Pacifique, France, 200 p.
- Mary N. 2015.** L'indice Biotique de la Nouvelle Calédonie (IBNC) et l'Indice Biosédimentaire (IBS). Guide Méthodologique et Technique, 78 p
- Mbete V. C., Mbete P., Ibala-Zamba A., Mamonekene V. (2021).** Diversité de la faune des macroinvertébrés benthiques dans la lagune Loya, à l'extrême sud du Congo Brazzaville. *Journal of Animal and Plant Sciences*, 47(3): 8518-8526
- McGeoch et al. (1998).** Augmenter la valeur des bioindicateurs. *Tendances en écologie et évolution*, 13(2): 46-47.

- McPeck M.A. (2008).** Ecological factors limiting the distributions and abundances of Odonata. In: Cordoba-Aguilar, A. (2008). Dragonflies and Damselflies. Model organisms for ecological and evolutionary research. Oxford University Press. 51-62.
- McQuoid M. R., Godhe A. (2004).** Recruitment of coastal planktonic diatoms from benthic versus pelagic cells: Variations in bloom development and species composition. *Limnology and Oceanography*, 49: 1123-1133.
- MDDEFP/Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (2013).** Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – cours d'eau peu profond à substrat grossier. Direction du suivi de l'état de l'environnement : 88p.
- Merlet F., Itrac-Bruneau R. (2016).** Aborder la gestion conservatoire en faveur des Odonates. Guide technique. Office pour les insectes et leur environnement & Société française d'Odonatologie. Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement Hauts de France. 96p.
- Merritt R. W., Cummins K. W. (1984).** An introduction to the aquatic insects of North America, Kendall/ Hunt Publishing Compagny second edition, 722p.
- Merritt R. W., Cummins K. W., Berg M. B. (2008).** An Introduction to the Aquatic Insects of North America. 4th edition, Kendall Hunt Publishing, Dubuque, Iowa, U.S.A, 1159p.
- Metahri M. S. (2012).** Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes. Cas de la STEP Est de la ville de Tizi Ouzou. Thèse doctorat, Université Mouloud Mammeri. 198p.
- Milošević D., Stojković M., Čerba D., Petrović A., Paunović M., Simić V. (2014).** Different aggregation approaches in the chironomid community and the threshold of acceptable information loss. *Hydrobiologia*, 727: 35-50.
- Miquel De Caceres, Légendre P. (2009).** Associations entre espèces et groupes de sites : indices et inférence statistique. *Ecologie*, 90(12):3566-74
- Moanono P., Boudem Tsane C., Tuekam Kayo R., Nanfack Dongmo R., Kuedeum Kueppo E., Françoise D., Zébazé Togouet S. (2021).** Biodiversity of the malacological fauna of some mangroves of the Cameroonian Littoral: Influence of abiotic factors. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 9(4): 41-48.
- Mogue Kamdem G. J. (2021).** Etude comparée des communautés zooplanctoniques et des niveaux trophiques de quelques étangs à Bertoua (Est-Cameroun). *Thèse de Doctorat/Ph.D*, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I : 174p.

- Moisan J. (2010).** Guide d'identification des principaux Macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, 2010 - surveillance volontaire des cours peu profonds, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN-13 : 978-2-550-58416-2, 82p.
- Moisan J., Pelletier L. (2008).** Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier. Direction de suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-53591-1 (version imprimée), 86p.
- Moisan J., Pelletier L., Gagnon E., Piedboeuf N., La Violette N. (2013).** Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec. 2^e éd., Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, Canada, 98p.
- Monique E. (1987).** Evaluation biologique de la qualité des cours d'eau ; méthode simplifiée. Centre technique et pédagogique de l'enseignement de la communauté française. Route de Bavay, 70 B- 7080 FRAMERIES, pp 7-63.
- Monney A. I., Ouattara I. N., Etilé R. N., Aka M. N., 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.
- Monoury E. (2013).** Fonctionnement écologique des zones de dépôt dans les ruisseaux: contribution des invertébrés benthiques aux processus de décomposition des litières et de bioturbation. Thèse de Doctorat, Université Paul-Sabatier, Toulouse III, 283p.
- Montgomery C. W. (1992).** Environmental Geology. Brown Publishers, New York, USA, 465p.
- Moore, W N. (1997).** Status Survey and conservation action plan for Dragonflies IUCN, 28 p.
- Moresco, C., Rodrigues, L. (2014).** Periphytic diatom as bioindicators in urban and rural streams. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 36 (1): 67-78.
- Morin, S. (2006).** Bioindication des effets de pollutions métalliques sur les communautés de diatomées benthiques : Approches in situ et expérimentales. Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux 1, France, 289p.
- Moss B. (1988).** Ecology of freshwaters: Man and Medium, second edition, Blackwell Scientific Publications, 417p.
- Moss B. (2007).** The art and science of Lake Restoration. *Hydrobiologia* 58: 15-28

- Moussima Yaka D. A. (2022).** Bio-évaluation de la qualité des eaux de surface à Yaoundé : rôle des Annélides Oligochètes. *Thèse de Doctorat/Ph.D*, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I : 157p.
- MSTP (2007).** L'eau : enjeux et perspectives de recherche, Mission Scientifique Technique et Pédagogique ; Ministère délégué à l'enseignement supérieur et à la recherche. Paris-France, 110p.
- Murguey, F. (2005).** Etude Faunistique des Odonates de Martinique. Martinique, 81 p.
- Nahmani J., Rossi J. P. (2003).** Soil macroinvertebrates as indicators of pollution by heavy metals. *Comptes Rendus de Biologie*, 326: 295-303.
- Ndiaye, A B. (2010).** Module de formation des formateurs sur le suivi des odonates. [éd.] Wetland International Afrique. Gambie : Projet de démonstration Bassin du fleuve Gambie, 41p.
- Njiné, T., Monkiédjé, A., Nola, M., Sikati Foko, V. (2001).** Evaluation de la charge polluante et de la charge bactérienne des rejets des stations d'épuration à boues activées à Yaoundé (Cameroun). *Cahiers santé*, 11: 79-84
- Newman E. (1833).** Entomological notes. *Entomological Magazine*, 1(5): 505-514.
- Nola M. Njine T., Tailler R. (1999).** Approche calorimétrique des eaux des nappes de la nappe phréatique superficielle de la ville de Yaoundé (Cameroun). *Microbiology of Hygienic Alimentation*, 31: 9-13.
- Nwaha M. (2023).** Influence de quelques facteurs environnementaux sur la distribution des macroinvertébrés benthiques de quelques cours d'eau de la région du Sud-Cameroun. *Thèse doctorat/Ph.D*, Université de Yaoundé I, 226p.
- Nyamsi Tchatcho N. L. (2018).** Macroinvertébrés benthiques du réseau hydrographique de la Méfou : habitat, diversité et dynamique des peuplements, évaluation de l'intégrité biologique des cours d'eau. *Thèse de Doctorat/Ph.D*, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I : 202p.
- Nyeck B., Bilong P., Eno Belinga S. M., Volkoff B. (1993).** Sequence d'évolution de sols sur granite dans le Sud-Cameroun. Cas des sols de Zoetele. Faculté des Sciences, H.S.I Chimie-Sciences de le terre, 254-277.
- Nystrom, B., Bjornsater, B., Blanck, H. (1999).** Effects of sulfonylurea herbicides on non-target aquatic micro-organisms - Growth inhibition of micro-algae and short-term inhibition of adenine and thymidine incorporation in periphyton communities. *Aquatic Toxicology*, 47(1): 9-22.

- Nziéleu Tchagnouo J. G. (2006).** Etude du déterminisme du polymorphisme des Rotifères Brachionidae dans trois plans d'eau de Yaoundé : Lac Municipal, étang de Mélen et étang d'Efoulan, Mémoire de D.E.A., Université de Yaoundé I, Cameroun, 62p.
- Olivier D., Gessner O. M., François G., Eric C. (2004).** Impacts of stream acidification on litter breakdown: implications for assessing ecosystem functioning. *Journal of Applied Ecology*, 41: 365-378.
- Olivry J. C. (1986).** Fleuves et rivières du Cameroun. Ed. Mesres-Orstom, Paris, France, 733p.
- Othoniel C. (2006).** La croissance du biofilm photosynthétique : un indicateur du statut trophique des rivières, *Thèse de Doctorat* en Biogéochimie de l'Environnement, Université de Bordeaux 1, France, 273p.
- Palisot de Beauvois (1805).** Insectes recueillis en Afrique et en Amérique, dans les royaumes d'Oware et de Bénin, à Sainte-Domingue et dans les Etats-Unis, 90p.
- Park Y.S., Céréghino R., Compin A., Lek S. (2003).** Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. *Ecological Modelling*, 160: 265-280.
- Poignant M. (2017).** Les Odonates du Perche état de connaissances, 2010-2022, 168p.
- Point H. (1999).** Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential, Water framework Directive Common Implementation, Strategy Working group 2, Ecological status (Ecostat), 28p.
- Porchet J., Ganty C., Gudmundsson I, Bigler T., Goy O., Juge R., Lachavanne J. B. (2010).** Évaluation de la durabilité de la gestion des ressources en eau dans la région lémanique : Le bassin des Dranses. Rapport étude LEMANO, 280p.
- Porter S. D., Mueller D. K., Spahr N., Munn M. D., Dubrovsky N. M. (2008).** Efficacy of algal metrics for assessing nutrient and organic enrichment in flowing water s. *Freshwater Biology*, 53, 1036– 1054.
- Precigout L., Prud'homme E., Jourde P., Comte F. (2009).** Libellule de Poitou-Charentes. 2009. 12-13, 17-18, 20-21, 42-43, 160-161p.
- Prommi T., Payakka A. (2015).** Aquatic insect biodiversity and water quality parameters of streams in Northern Thailand. *Sains Malaysiana*. 44 : 707-717.
- Rambur P. (1842).** Histoire naturelle des insectes. Névroptères. Librairie Encyclopédique de Roret, Paris, 534p.
- Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH) (2005).** Troisième Recensement Général de la Population et de l'Habitat. Rapport de présentation des résultats, 65p.

- Ris F. (1912).** Libellulinen monographisch bearbeitet. Libellulinen 6. *Collections zoologiques du Bron Edm*, 14: 701-836.
- Riservato E., Boudot J. F., Ferrira S., Jovie M., kalkman V. J., Shneider W., Samraoui B., Cuttelod A. (2009).** Statue de conservation et répartition géographique des libellules du bassin méditerranéen. Gland, Malago, 34p.
- Ritter L., Solomon K., Sibley P., Hall K., Keen P., Mattu G., Linton B. (2002).** Sources, pathways, and relative risks of contaminants in surface water and groundwater: a perspective prepared for the walkerton inquiry. *Toxicology Environmental Health*, 65 (1): 1 - 42.
- Robert P. A. (1958).** Les libellules (Odonates). Delachaux et Niestlé. Neuchâtel. 364p.
- Robert A. (1963).** Les libellules du Québec. Service de la faune. Bulletin 1. 223p.
- Roché B., Dommanget J.L., Grand D., Papazian M. (2008).** Atlas des Odonates de Corse. Direction Régionale de l'Environnement, *Société française d'Odonatologie*.
- Rodier J. (1996).** L'analyse de l'eau. 8^e édition, DUNOD, Paris, 1384p.
- Rodier J., Legube B., Merlet N., Coll. (2009).** L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. 9^e édition, Dunod, Paris, 1526p.
- Sahnun A. (2008).** Etude des peuplements de macroinvertébrés benthiques dans les 4 types d'eaux (dystrophe, oligotrophe, mésotrophe et eutrophe) du Gutland (Grand-Duché de Luxembourg) et de la région wallonne (Belgique). Typologie chimique et faunistique, autoécologie et micro-répartition des taxons. *Thèse de Doctorat*, station Scientifique des HautesFagnes, Université de Liège, 307p.
- Sala O. E., Chapin F. S., Armesto J. J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., HuberSanwald E., Huenneke L. F., Jackson R. B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D. M., Mooney H. A., Oosterheld M., Poff N. L., Sykes M. T., Walker B. H., Walker M., Wall D. H. (2000).** Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287: 1770-1774.
- Samraoui B., Corbet P. S. (2000).** The Odonata of Numidia, Northeasten Algeria parte II, Seasonal Ecology. *International Journal of Odonatologie*, 2000: 27-39.
- Samways M. J., Wilmot C. B. (2003).** Odonates. Dans : De Moor I.J., Day J.A., et De Moor F.C. (2003). *Guides des invertébrés d'eau douce du sud-Afrique, insecte d'eau. Commission de recherche*, Sud-Afrique, 7: 160-212.
- Sanogo S., Compaore I., Senou I., Somda M. B., Ouedraogo R. B., Ouattara B., Kabre Tinkoudgou A. (2021).** Etude comparée de la structuration des macroinvertébrés benthiques de cours d'eau urbain et péri-urbain à l'ouest du Burkina Faso, *International Journal of Development Research*, 11 (01): 43173-43184.

- Sawadogo B. (2018).** Structuration des macroinvertébrés dans un continuum site protégé-site anthropisé et leur application dans la bioindication de la qualité biologique de l'eau : Cas de la rivière Kou en période d'étiage. *Mémoire de Master*, Université Nazi Boni, 80p.
- Schaller F., Mouze M. (1970).** Effets des conditions thermiques agissant sur l'embryogenèse, sur le nombre et la durée des stades larvaire d'*Aeshna mixta* (Odon.Aechnidae). *Annale de la société Entomologique de France, International Journal of Entomology*, 6(2): 339-346.
- Schmidt B. (1993).** Die Sibirische winterlielle (Odonata) im südwestlichen alpenvorland. In : *carolinea*, 51: 83-92.
- Schmitt-Jansen M., Altenburger R. (2005).** Toxic effects of isoproturon on periphyton communities - a microcosm study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62(3): 539-545.
- Schuddeboom J. (1993).** Nitrates et Nitrites dans les denrées alimentaires, éditions du Conseil de l'Europe, Strasbourg, 11p.
- Schuwirth N., Reichert P. (2012).** Prévoir la présence des organismes dans les rivières. *Eawag News* 72: 14-17.
- SEEE/Secrétariat d'Etat auprès du Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, chargé de l'Eau et de l'Environnement, Maroc. (2007).** Normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation, 2 p.
- Segalen P. (1967).** Les sols et la géomorphologie du Cameroun. *O.R.S.T.O.M*, 5(2):137-187.
- Sélys (1850).** Revue des Odonates ou Libellules d'Europe. 1-11 p.
- Sélys (1857).** Larves de Libellule vraies, Anisoptèra (sous-ordre, larves). Monde sauf Antarctique. Clé d'identification, N° 2872.
- Senouci H. (2013).** Intérêt des Odonates dans la biosurveillance de quelques biotopes dans la région de Tiare. *Mémoire de Marster*, Faculté de Science de la Nature et de la Vie, Université IBN KHALDOUN, Tiaret, 158p.
- Shiklomanov I. A., Rodda J. C. (2003).** World Water Resources at the Beginning of the 21st Century. *Cambridge University Press, England*, 281: 358-364.
- Silsby J. (2001).** Dragonflies of the World. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA, 233p.
- Simaika J. P., Samways M.J. (2009).** An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing freshwater sites and for assessing habitat quality. *Biodiversity Conservation*, 18: 1171-1185.

- Société Française d'Odonatologie (SFO). (2006).** Suivi temporel des Libellules STELI, 5p.
- Société Française d'Odonatologie Nationale (2007).** Etude des Odonates de Saül (Guyane française). 40p.
- Sondergaard M., Jensen L. P., Jeppensen E. (2003).** Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506:135-145.
- Song M.Y., Leprieur F., Thomas A., Lek-Ang S., Chon T.S., Lek S. (2009).** Impact of agricultural land use on aquatic insect assemblages in the Garonne river catchment (SW France). *Aquatic Ecology*, 43: 999-1009.
- Stals R., De Moor I. J. (2007).** Guides to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa. Vol.10: Coleoptera. Water Research Commission Report, Prétoria, 263p.
- Stark J. D., Boothroyd K. G., Harding J. S., Maxted J. R., Scarsbrook M. R., (2001).** Protocols for Sampling Macroinvertebrates in Wadeable Streams. New Zealand Macroinvertebrates working group, report n°1, 57p.
- Suhling F., Martens A. (2007).** Dragonflies and Damselflies of Namibia. Gamberg Macmillan Publishers, Meinert printing, Windhoek, Namibia, 12p.
- Suren M., Jowett. (2010).** Effects of deposited sediment on invertebrate drift: An experimental study. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 35(4): 725-737
- Sweeney B. W., Bott T. L., Jackson J. K., Kaplan L. A., Newbold J. D., Standley L. J., Hession R. J. (2004).** Riparian deforestation, stream narrowing and loss of stream ecosystem services. *Proc. Natural Academic Sciences*, 101 : 14132 – 14137.
- Tachet H., Bournaud M., Richoux P., Usseglio-Polatera P. H. (2000).** Invertébrés des eaux douces : Systématique, Ecologie, Biologie : Ed CNRS-Paris. 601p.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polatera P. (2006).** Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie et écologie. CNRS édition, Paris, 588p.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polatera P. (2010).** Introduction. Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie et écologie. Paris : CNRS : 9-50p.
- Tampo L., Gnazou M., Akpataku, V., Bawa L., Djaneyé-Boundjou G. (2015).** Application des méthodes statistiques à l'étude hydrochimique des eaux d'un hydrosystème tropical : Cas du bassin versant de la rivière Zio (Togo). *European Scientific Journal*, 11(14) : 204-225.
- Tchakonté, S. (2016).** Diversité et structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques des cours d'eau urbains et périurbains de Douala (Cameroun). *Thèse de Doctorat/Ph.D*, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I : 233p.

- Tchibozo S., Braet Y. (2004).** Note préliminaire sur les insectes terrestres de la forêt classée de la Lama et de ses alentours (République du Bénin). *Bulletin du SRBE/KBVE*, 140 : 157-162.
- Tchotsoua, M. (1993).** Érosion accélérée et contraintes à l'aménagement du site de la ville de Yaoundé : une contribution à la gestion de l'environnement urbain en milieu tropical humide. *Thèse de Doctorat* de 3e Cycle, Université de Yaoundé 1, Cameroun, 286p.
- Tefiani V. (2000).** L'eau, élément fondamental, 20p.
- Ter Braak C. J. F., Smilauer P. (2002).** CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Window user's guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA, 351p.
- Testard P. 1981.** Odonate in flore et faune aquatique de l'Afrique Sahélo Soudaniennes. Paris : Documentation technique, 446-481.
- Thomas F., Folgarait P., Lavelle P., Rossi J. P. (2004).** Soil macrofaunal communities along an abandoned rice field chronosequence in Northern Argentina. *Applied Soil Ecology*, 27: 23-29.
- Touron P. H. (2014).** Biodiversité des communautés d'invertébrés benthiques des rivières de la Guadeloupe et réponses aux perturbations anthropiques. Université Paul sabatier-Toulouse III, 256p.
- Tuffery G. (1980).** Incidences écologiques de la pollution des eaux courantes. Révélateurs biologiques de la pollution. In : Pollution des eaux continentales, Paris, France, 243-280p.
- UNESCO (2006).** The 2nd UN World Water Development Report: « Water a shared responsibility ». Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO); New York: Berghahn Books. Chapitre 4: The State of Resource.
- Verneaux J. (1973).** Cours d'eau de France-Comté (massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Ann sci Univ Besançon, 3e série, zoologie, physiologie et biologie animale, fascicule 9, 260p.
- Villéger S. (2008).** Dynamique de la diversité fonctionnelle des communautés de poissons (Lagune de Terminos, Mexique). *Thèse de Doctorat*, Centre International d'Études Supérieures en Sciences Agronomiques, Université Montpellier II, 332p.
- Wafa B., Boudjema S. (2012).** Caractérisation écologique et biologique de l'odonatofaune de deux cours d'eau méditerranéens : l'oued El-Kébir et l'oued Bouaroug : 19-27.

- Walsh C. J., Roy A. H., Feminella J. W., Cottingham P. D., Groffman P. M., Morgan R. P. (2005).** The urban stream syndrome: current knowledge and search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24 (3): 706-723.
- Wang X., Liu W., Li Z., Christie P., Luo Y. (2020).** Effect of longterm fertilizer application on peanut yield and quality and plant and soil and heavy metal accumulation. *Pedosphere*. 30: 555-562.
- Wasson J. G., Chandesris, A., Pella H., Blanc L. (2002).** Définition des Hydro-écorégions françaises métropolitaines. Approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés. Rapport, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Cemagref Lyon BEA/LHQ, 190p.
- Williams C. J., Scott A. B., Wilson H. F., Xenopoulos M. A. (2012).** Effects of land use on water column bacterial activity and enzyme stoichiometry in stream ecosystems. *Aquatic Sciences*, 74: 483-494
- WFD (2003).** Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential, Water Framework Directive Common Implementation Strategy Working Group 2, An Ecological Status (ECOSTAT), 28p.
- Winter, J.G. et Duthie, H.C. (1998).** Effects of urbanization on water quality, periphyton and invertebrate communities in a Southern Ontario stream. *Canadian Water Resources Journal*, 23: 235-257.
- Wood P. J., Toone J., Greenwood M. T., Armitage P. D. (2005).** The response of four lotic macroinvertebrate taxa to burial by sediments. *Archiv für Hydrobiologie*, 163(2): 145-162.
- Xu M., Wang Z., Duan X., Pan B. (2013).** Effects of pollution on macroinvertebrates and water quality bio-assessment. *Hydrobiologia* 703: 176-189.
- Zébazé Togouet S. H. (2000).** Biodiversité et dynamique des populations de zooplancton (ciliés, rotifères, cladocères et copépodes) du Lac Municipal de Yaoundé (Cameroun). *Thèse de Doctorat 3ème cycle*, Université de Yaoundé I, Cameroun, 175p.
- Zebba R. (2016).** Ecologie et statut des Gomphidae (Odonata) à Oued Seybouse, *Thèse de Doctorat*. Université 8 Mai 1945 Guelma, 139p.
- Zeghoud (2014).** L'étude de système d'épuration des eaux usées urbaines par lagunage naturel de village de Méghibra. *Mémoire Master*, Université d'El Oued, 89P.
- Zinsou H. L., Attingli A. H., Gnohossou P., Adandedjan D., Laleye P. (2016).** Caractéristiques physico-chimiques et pollution de l'eau du delta de l'Oueme au Benin. *Journal of Applied Biosciences*, 97: 9163 – 9173.

ANNEXE

Annexe 1 : Récapitulatif des valeurs spatio-saisonniers de la physicochimiques

Stations	Saisons	T°C	Ph	O ₂	CO ₂	Oxy	Alc	STD	Cond	MES	Tur	Coul	Ortho	Nitra	Nitri	Amm	Sul	Alu	Fer	Cl	Dur
N1	GSP -19	25,3	6,67	81,5	4,0	9,0	11,0	19	40	9	13	98	11,5	0,7	0,014	0,265	2,0	0,106	0,695	0,13	1,6
	GSS-19	25,6	6,36	78,0	11,0	7,3	14,5	21	40	11	11	64	6,2	1,1	0,012	0,050	2,9	0,117	0,728	0,11	3,4
	PSP-20	26,0	6,31	80,0	17,7	20,3	16,7	13	26	6	11	51	6,5	1,1	0,009	0,027	3,0	0,126	0,557	0,08	4,5
	PSS-20	24,8	6,30	77,5	8,5	26,5	6,0	17	28	15	14	169	20,4	0,8	0,031	0,035	4,0	0,141	1,030	0,14	4,2
	GSP-20	25,2	6,37	78,7	8,0	13,3	7,3	28	43	18	16	75	16,4	0,7	0,013	0,200	1,0	0,141	0,620	0,14	2,4
	GSS-20	25,3	6,42	78,0	10,0	12,0	12,0	18	35	11	8	97	12,2	0,9	0,013	0,035	2,5	0,140	0,805	0,12	2,4
N2	GSP -19	25,3	6,50	81,0	6,0	7,0	12,0	32	63	11	15	88	12,0	2,2	0,017	0,280	6,5	0,184	0,905	0,20	2,7
	GSS-19	25,5	6,21	77,0	11,0	7,3	11,5	17	34	16	22	55	5,6	0,9	0,023	0,058	3,0	0,190	1,200	0,13	2,1
	PSP-20	25,7	6,45	79,3	17,7	18,7	12,3	73	147	8	14	116	9,3	1,2	0,025	0,033	2,7	0,194	1,010	0,14	4,1
	PSS-20	24,5	6,28	79,5	9,5	23,5	8,0	16	29	9	4	159	18,4	0,9	0,013	0,030	3,5	0,228	0,955	0,09	6,4
	GSP-20	25,2	6,27	80,7	8,3	15,0	6,7	37	63	16	13	77	15,3	1,8	0,027	0,183	2,3	0,173	0,713	0,18	3,6
	GSS-20	25,5	6,29	78,0	9,0	11,0	8,0	17	33	5	3	66	11,8	0,7	0,017	0,035	3,5	0,180	0,910	0,06	1,8
N3	GSP -19	25,2	6,38	81,5	4,5	9,0	48,0	17	34	10	10	67	10,2	1,3	0,025	0,310	1,5	0,185	0,620	0,12	2,5
	GSS-19	25,6	6,44	79,8	11,8	8,5	9,0	16	31	11	6	47	4,5	0,9	0,009	0,053	2,3	0,185	0,590	0,12	2,4
	PSP-20	25,2	6,79	79,3	18,3	21,7	17,3	26	29	5	6	90	7,2	1,3	0,008	0,023	2,4	0,181	0,450	0,18	5,0
	PSS-20	24,5	6,31	80,5	11,0	25,5	6,0	11	18	9	10	150	21,6	1,3	0,013	0,030	3,5	0,185	0,910	0,10	6,3
	GSP-20	25,2	6,40	80,3	9,0	12,7	8,0	30	41	13	14	50	17,4	1,2	0,017	0,170	1,7	0,183	0,703	0,14	4,5
	GSS-20	25,5	6,54	78,5	10,5	13,5	9,0	17	33	16	10	51	15,5	1,2	0,017	0,035	2,0	0,190	1,120	0,15	2,5
NL1	GSP -19	25,0	6,57	80,0	7,0	8,5	7,0	21	42	16	20	111	17,1	1,6	0,029	0,300	7,0	0,177	0,760	0,23	3,0
	GSS-19	25,6	5,98	73,5	13,0	8,8	6,7	20	40	20	19	60	4,5	1,1	0,016	0,055	5,3	0,182	1,163	0,15	2,9
	PSP-20	25,8	6,28	79,0	13,3	19,7	12,0	12	24	8	13	119	9,9	1,3	0,018	0,030	4,3	0,154	1,043	0,12	5,8
	PSS-20	24,5	6,38	76,5	11,5	23,0	6,0	16	29	11	11	263	23,2	1,2	0,031	0,030	3,0	0,129	1,295	0,12	10,4
	GSP-20	25,0	6,33	79,0	41,0	17,7	7,3	16	31	23	22	80	18,8	1,2	0,030	0,200	1,3	0,170	0,527	0,17	3,8
	GSS-20	25,4	6,22	74,5	11,5	13,5	7,0	16	32	13	10	63	14,1	1,2	0,018	0,035	4,0	0,170	1,110	0,11	2,3
NL2	GSP -19	24,9	6,55	80,5	7,5	16,0	8,0	38	75	13	19	115	12,9	1,5	0,020	0,280	3,5	0,183	0,495	0,18	4,3
	GSS-19	25,4	6,25	75,0	11,5	8,0	9,0	15	30	22	13	59	6,0	0,9	0,022	0,043	3,0	0,191	1,370	0,10	2,5
	PSP-20	26,3	6,21	78,0	15,3	21,3	15,3	16	32	14	12	121	10,2	0,8	0,017	0,033	2,1	0,220	0,887	8,62	4,5
	PSS-20	24,5	6,51	78,0	11,0	22,5	4,0	17	30	13	11	245	22,1	1,4	0,016	0,040	2,0	0,400	1,280	0,14	3,3
	GSP-20	25,4	6,38	79,7	9,0	15,0	6,0	25	48	17	19	79	16,8	1,4	0,016	0,233	2,3	0,189	0,407	0,17	2,7
	GSS-20	25,0	6,25	77,5	10,0	11,0	7,0	18	35	18	7	72	12,7	1,3	0,018	0,050	3,0	0,160	1,135	0,16	2,7

Suite annexe 1

Stations	Saisons	T°C	Ph	O ₂	CO ₂	Oxy	Alc	STD	Cond	MES	Tur	Coul	Ortho	Nitra	Nitri	Amm	Sul	Alu	Fer	Cl	Dur
NY1	GSP -19	24,5	6,35	80,5	9,5	5,5	16,0	18	37	12	17	71	0,4	0,5	0,013	0,255	1,5	0,172	0,425	0,09	1,0
	GSS-19	24,8	6,47	75,0	13,8	6,8	11,5	21	42	11	6	34	3,4	0,8	0,009	0,043	2,5	0,165	0,708	0,09	2,9
	PSP-20	25,3	6,50	78,3	14,0	18,3	10,0	96	193	5	6	69	4,7	0,8	0,011	0,017	2,0	0,142	0,560	0,07	4,5
	PSS-20	24,6	5,75	80,0	11,5	13,0	10,0	18	33	13	20	48	22,5	1,0	0,015	0,020	2,2	0,150	1,495	0,15	8,2
	GSP-20	24,8	6,40	79,3	9,0	7,7	8,0	33	48	11	10	58	14,8	1,1	0,015	0,250	1,3	0,162	0,477	0,15	3,5
	GSS-20	25,2	6,43	77,5	10,5	7,0	8,0	17	36	9	6	37	11,6	1,2	0,009	0,015	2,0	0,147	0,570	0,11	2,0
NY2	GSP -19	25,3	6,60	78,5	7,0	6,5	7,5	37	73	20	22	107	10,8	1,1	0,021	0,280	2,0	0,186	0,470	0,16	3,2
	GSS-19	25,6	6,40	73,0	10,8	7,3	10,0	16	30	26	8	97	13,9	1,1	0,015	0,038	2,8	0,186	0,783	0,11	2,4
	PSP-20	25,2	6,53	77,0	15,0	24,3	22,7	20	42	8	11	156	12,6	1,3	0,019	0,043	2,2	0,155	0,877	0,20	6,3
	PSS-20	24,5	6,51	75,5	9,5	19,5	4,0	65	30	14	13	290	23,0	1,3	0,033	0,055	2,7	0,140	1,400	0,08	6,2
	GSP-20	25,2	6,41	78,7	9,7	15,7	5,3	81	51	29	24	85	17,9	1,1	0,016	0,190	1,0	0,173	0,750	0,21	3,0
	GSS-20	25,4	6,58	76,5	10,5	15,0	11,0	15	30	18	13	86	13,8	1,2	0,024	0,040	2,0	0,179	1,630	0,16	1,2
MZ	GSP -19	24,3	6,51	80,5	5,0	9,0	9,0	23	47	12	12	77	12,9	0,9	0,020	0,280	2,5	0,184	0,450	0,20	1,8
	GSS-19	25,1	6,33	76,5	11,3	7,3	11,5	21	43	14	10	51	5,2	0,8	0,011	0,045	2,9	0,183	0,745	0,10	2,0
	PSP-20	25,3	6,37	80,0	15,3	11,3	12,7	45	89	7	10	59	7,3	1,1	0,010	0,020	2,8	0,157	0,590	0,07	8,7
	PSS-20	24,5	6,36	77,0	9,0	14,0	6,0	18	28	11	11	200	23,7	1,0	0,027	0,025	2,7	0,167	1,165	0,12	8,3
	GSP-20	24,7	5,99	79,0	6,7	10,3	6,0	33	53	21	13	60	17,3	0,8	0,017	0,180	2,0	0,187	0,470	0,12	3,7
	GSS-20	25,0	6,29	79,0	9,5	12,5	7,0	21	42	12	6	72	11,8	1,1	0,011	0,025	3,0	0,186	0,915	0,12	1,9
EF	GSP -19	26,0	7,74	55,0	12,5	17,0	48,0	92	187	40	57	121	21,3	1,8	0,170	0,330	4,0	0,450	1,880	0,37	5,3
	GSS-19	26,2	6,72	52,5	10,0	15,0	114,0	460	762	40	33	175	19,5	3,1	0,034	0,090	3,3	0,580	1,508	0,21	5,7
	PSP-20	25,8	6,77	54,3	13,0	28,3	100,0	188	375	32	26	205	13,2	3,0	0,031	0,110	2,5	0,433	1,293	0,25	2,9
	PSS-20	24,5	6,27	52,5	6,5	36,5	16,0	18	35	24	23	267	22,3	1,5	0,028	0,020	2,8	0,450	1,375	0,26	10,3
	GSP-20	25,0	7,01	55,0	9,0	27,3	85,3	36	76	54	59	89	21,5	3,1	0,123	0,263	3,0	0,501	2,310	0,39	6,7
	GSS-20	25,5	6,77	55,0	10,5	20,5	14,0	150	301	36	28	182	18,7	1,8	0,033	0,135	4,0	0,476	1,205	0,36	6,8
M1	GSP -19	24,8	6,05	75,5	10,0	17,5	21,0	28	54	22	32	205	26,6	2,5	0,041	0,315	6,0	0,181	2,200	0,38	2,4
	GSS-19	25,9	6,02	71,3	37,5	14,0	15,0	27	54	24	24	108	7,6	1,3	0,018	0,105	4,6	0,192	2,148	0,18	4,1
	PSP-20	26,3	6,36	75,3	16,0	38,0	20,7	23	46	79	107	446	13,7	1,7	0,036	0,167	3,1	0,169	3,047	0,84	9,4
	PSS-20	24,5	6,35	74,0	9,5	33,0	8,0	27	47	39	43	804	27,9	2,3	0,038	0,045	2,5	0,200	2,355	0,31	10,5
	GSP-20	25,2	6,23	76,0	10,3	24,0	22,7	40	71	34	33	158	29,2	2,8	0,037	0,240	1,7	0,177	1,867	0,20	7,1
	GSS-20	25,0	6,16	72,0	10,5	20,0	12,0	22	45	24	19	127	29,7	2,7	0,021	0,030	3,5	0,196	1,895	0,18	4,4

Suite annexe 1

Stations	Saisons	T°C	Ph	O ₂	CO ₂	Oxy	Alc	STD	Cond	MES	Tur	Coul	Ortho	Nitra	Nitri	Amm	Sul	Alu	Fer	Cl	Dur
M2	GSP -19	26,5	6,59	78,5	6,5	12,0	6,0	19	36	12	26	112	11,6	1,2	0,031	0,310	6,5	0,179	0,920	0,20	2,0
	GSS-19	25,9	5,94	73,8	9,5	7,5	11,5	19	37	24	18	91	7,6	1,4	0,019	0,038	4,5	0,180	2,060	0,19	1,8
	PSP-20	26,5	6,08	76,0	14,0	24,3	18,0	10	21	15	21	125	10,8	1,4	0,023	0,070	3,8	0,151	1,693	0,17	5,7
	PSS-20	24,5	6,24	77,0	8,5	28,5	4,0	15	29	17	16	162	22,2	1,3	0,019	0,040	4,2	0,164	2,270	0,15	6,2
	GSP-20	25,0	6,23	78,0	8,0	16,7	5,3	27	50	23	24	93	19,1	1,0	0,032	0,227	1,0	0,167	0,927	0,19	3,0
	GSS-20	26,0	6,27	75,5	10,0	12,0	7,0	17	33	29	28	78	16,4	1,5	0,020	0,050	3,0	0,170	2,430	0,29	1,2
M3	GSP -19	26,0	6,37	78,5	7,5	9,5	12,0	20	38	13	33	120	16,2	1,0	0,027	0,305	3,0	0,189	1,145	0,19	1,6
	GSS-19	25,7	5,98	75,3	12,0	11,3	9,0	23	45	33	17	127	7,0	1,5	0,014	0,038	2,5	0,185	1,338	0,12	1,9
	PSP-20	25,0	6,39	77,7	15,3	21,0	17,3	12	25	16	12	139	10,3	1,2	0,012	0,037	2,7	0,178	1,350	0,15	4,5
	PSS-20	24,5	6,37	75,5	10,0	26,0	8,0	11	20	9	14	356	22,2	1,2	0,015	0,035	4,0	0,171	1,725	0,14	4,4
	GSP-20	25,0	6,40	78,7	8,3	16,7	10,0	29	54	15	23	97	16,2	1,0	0,015	0,257	2,0	0,164	0,893	0,17	3,0
	GSS-20	25,8	5,84	77,5	9,5	13,0	9,0	14	28	5	7	94	11,6	0,9	0,020	0,040	3,0	0,179	1,210	0,07	1,5
M4	GSP -19	25,0	6,46	80,5	6,5	4,0	16,0	21	44	10	9	78	9,2	1,1	0,026	0,300	2,5	0,184	0,525	0,10	3,0
	GSS-19	25,9	5,88	77,5	11,3	5,8	10,0	15	31	22	8	65	7,0	1,1	0,010	0,033	2,6	0,188	0,958	0,09	1,2
	PSP-20	25,2	6,14	79,0	17,7	19,3	15,3	9	18	6	9	89	10,9	1,2	0,008	0,037	3,2	0,183	1,187	0,12	3,5
	PSS-20	24,8	6,24	76,5	9,5	21,0	6,0	10	12	9	5	200	20,5	0,8	0,014	0,035	4,0	0,171	0,965	0,08	4,7
	GSP-20	25,0	6,33	79,3	9,0	15,3	9,3	28	47	19	14	66	15,6	1,2	0,016	0,213	1,3	0,173	0,493	0,14	3,3
	GSS-20	25,5	5,85	76,0	9,5	12,5	7,0	13	26	7	6	60	12,1	0,8	0,018	0,040	2,5	0,187	0,980	0,09	1,2

T°C : température, O₂ : oxygène dissous, CO₂ : dioxyde de carbone, Coul : couleur, MES : matières en suspension, Cond : conductivité, STD : solide totaux dissous, Alc : alcalinité, pH : potentiel d'Hydrogène, Tur : turbidité, Ortho : orthophosphates, Oxy : oxydabilité, Nitra : nitrate, Nitri : nitrite, Amm : ammonium, Sul : sulfate, Alu : aluminium, Cl : chlore libre, Dur : dureté totale.

Annexe 2 : Récapitulatif spatio-saisonnier des larves d'Odonates

Stations	Saisons	Libsp	Orth	Symp	Bralac	Braleu	Trit	Leuco	Dipla	Croco	Oxy	Aesh	Cordu	Phyllo	Neh	Ish	Ery	Coepro	Plat
N1	GSP -19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSS-19	2	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4	0	0	0	0
	PSP-20	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PSS-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSP-20	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	6	0	0	0	0
	GSS-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N2	GSP -19	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0
	GSS-19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	2	0	0
	PSP-20	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PSS-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSP-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6	0	6	0
	GSS-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6	0	6	0
N3	GSP -19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSS-19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PSP-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PSS-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSP-20	0	8	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSS-20	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NL1	GSP -19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
	GSS-19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4	2	0	0	0	0
	PSP-20	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PSS-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
	GSP-20	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSS-20	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
NL2	GSP -19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSS-19	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	2	0	0
	PSP-20	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PSS-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSP-20	0	20	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
	GSS-20	0	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0

Suite annexe 2

Stations	Saisons	Libsp	Orth	Symp	Bralac	Braleu	Trit	Leuco	Dipla	Croco	Oxy	Aesh	Cordu	Phyllo	Neh	Ish	Ery	Coepro	Plat
NY1	GSP -19	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSS-19	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PSP-20	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	2	0	0
	PSS-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSP-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	0	0	0	0
	GSS-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	0	0	0	0
NY2	GSP -19	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0
	GSS-19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
	PSP-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
	PSS-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
	GSP-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
	GSS-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MZ	GSP -19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSS-19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	10	0
	PSP-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PSS-20	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSP-20	4	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0
	GSS-20	4	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
EF	GSP -19	0	0	4	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
	GSS-19	2	0	6	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
	PSP-20	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	4	0
	PSS-20	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
	GSP-20	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSS-20	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M1	GSP -19	0	6	12	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSS-19	0	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	8	6	12	2	0	2	0
	PSP-20	0	0	0	0	0	0	0	10	4	0	0	0	0	0	0	0	4	0
	PSS-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0
	GSP-20	4	4	10	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	6	4	0	0	0
	GSS-20	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0

Suite annexe 2

Stations	Saisons	Libsp	Orth	Symp	Bralac	Braleu	Trit	Leuco	Dipla	Croco	Oxy	Aesh	Cordu	Phyllo	Neh	Ish	Ery	Coepro	Plat	
M2	GSP -19	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	8	0	
	GSS-19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	PSP-20	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	2	0	
	PSS-20	4	0	0	0	4	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	GSP-20	2	4	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0
	GSS-20	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0
M3	GSP -19	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	8	0	0	4	0
	GSS-19	2	2	8	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	4	2	0	4	0
	PSP-20	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PSS-20	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSP-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0
	GSS-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0
M4	GSP -19	0	0	12	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GSS-19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PSP-20	0	0	0	0	0	0	0	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PSS-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
	GSP-20	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4	0
	GSS-20	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4	0

LISTE DES PUBLICATIONS ISSUES DE LA THESE

Messoé William Aurélien, Acha Yannick Acha et Ajeegah Gidéon Aghaindum. (2022).
Dynamique d'abondance des odonates dans le cours d'eau Nyamessamba recevant les influents agro-industriel Société des Hévées du Cameroun-HEVECAM (Nieté -Sud Cameroun). *Cameroon Journal of Biological and Biochemical Sciences*, 30(2): 134-144.

Messoé William Aurélien, Acha Yannick Acha et Ajeegah Gidéon Aghaindum. (2023)
Spatial evolution of the diversity of macroinvertebrate-Odonate larva population dynamics in relation to the environmental variables of the Niete hydrosystem (South Cameroon). *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 11(3): 49-57.