



**UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE
UFR ENVIRONNEMENT**

**REPUBLIQUE DE COTE D'IVOIRE
Union-Discipline-Travail**

**Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique**

**ANNEE : 2019-2020
N° D'ORDRE 21**

THESE

**Pour l'obtention du grade de Docteur de
l'Université Jean LOROUGNON GUEDE**

**Mention : Ecologie, Biodiversité et Evolution
Spécialité : Hydrobiologie**

CANDIDATE

**Nom : N'DRI
Prénoms : Olga Rosemonde
Eponse AKA**

**Identification et caractérisation des
frayères à poissons dans le lac de
barrage de Buyo (Côte d'Ivoire)**

JURY

**Président : M. KOUADIO Yatty Justin, Professeur Titulaire, Université
Jean LOROUGNON GUEDE**

**Directeur : M. KONE Tidiani, Professeur Titulaire, Université Jean
LOROUGNON GUEDE**

**Rapporteur : M. OUATTARA Mamadou, Professeur Titulaire, Université
NANGUI ABROGOUA**

**Examineurs : M. ALIKO N'guessan Gustave, Maître de Conférences,
Université Jean LOROUGNON GUEDE**

**M. KOUAMELAN Essetchi Paul, Professeur Titulaire,
Université Felix HOUPHOUËT BOIGNY**

**Soutenue publiquement
le : 12 septembre 2020**

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS ----- viii

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS ----- xii

LISTE DES TABLEAUX-----xiv

LISTE DES FIGURES-----xvi

INTRODUCTION----- xx

CHAPITRE I : GENERALITES ----- 5

I.1. Reproduction des poissons en milieu naturel ----- 6

 I.1.1. Régulation de la fonction de reproduction -----6

 I.1.1.1. Facteurs internes----- 6

 I.1.1.2. Facteurs externes ----- 6

 I.1.2. Stratégies de reproduction -----7

 I.1.2.1. Reproduction limitée dans le temps ----- 7

 I.1.2.2. Reproduction étalée dans le temps----- 8

 I.1.2.3. Reproduction toute l'année ----- 8

 I.1.3. Nids de poissons -----8

 I.1.4. Modes de reproduction-----9

 I.1.5. Guildes de reproduction -----9

 I.1.5.1. Espèces phytophiles -----10

 I.1.5.2. Espèces lithophiles-----10

 I.1.5.3. Espèces phyto-lithophiles-----10

 I.1.5.4. Gardiens de nids -----10

 I.1.6. Frayères à poissons ----- 11

Table des matières

I.1.6.1. Définition -----	11
I.1.6.2. Facteurs influençant le choix des frayères-----	11
I.1.6.2.1. Substrat -----	11
I.1.6.2.2. Pente et profondeur de l'eau-----	12
I.1.6.2.3. Température -----	12
I.1.6.3. Importance des frayères-----	13
I.1.6.4. Aménagement des frayères-----	13
I.2. Milieux d'étude -----	14
I.2.1. Parc National de Taiï-----	14
I.2.1.1. Caractéristiques générales -----	14
I.2.1.2. Climat-----	16
I.2.1.3. Faune -----	17
I.2.1.4. Végétation -----	18
I.2.2. Fleuve Sassandra-----	18
I.2.2.1. Réseau hydrographique -----	18
I.2.2.2. Géologie et géomorphologie-----	19
I.2.2.3. Régime hydrologique-----	19
I.2.3. Lac de barrage de Buyo -----	20
I.2.3.1. Caractéristiques générales -----	20
I.2.3.2. Géologie et géomorphologie-----	23
I.2.3.3. Caractéristiques limnologiques et environnementales -----	23
I.2.3.4. Caractéristiques biologiques -----	25
I.2.3.5. Activités de pêche sur le lac-----	25
I.2.3.6. Production halieutique du lac -----	26
I.2.3.7. Surexploitation du lac -----	27
I.2.3.8. Perte de la biodiversité du lac de barrage de Buyo -----	27

Table des matières

CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES-----	29
II.1. Matériel-----	30
II.1.1. Matériel biologique-----	30
II.1.2. Matériel de caractérisation environnementale des sites d'étude -----	30
II.1.3. Matériel d'étude des indices de frai -----	33
II.1.3.1. Matériel d'échantillonnage des nids de poissons -----	33
II.1.3.2. Matériel d'échantillonnage de l'ichtyoplancton et des alevins-----	33
II.1.3.3. Matériel de suivi des stades de maturité sexuelle des poissons -----	35
II.1.3.3.1. Engin de pêche des poissons -----	35
II.1.3.3.2. Matériel de traitement des poissons-----	35
II.1.3.4. Matériel d'observation des nids de poisson-----	35
II.1.4. Autres matériels-----	38
II.2. Méthodes -----	38
II.2.1. Choix des sites d'échantillonnage-----	38
II.2.2. Caractérisation environnementale des sites d'échantillonnage-----	45
II.2.2.1. Mesures des paramètres physico-chimiques des eaux -----	45
II.2.2.2. Mesures des autres paramètres environnementaux -----	45
II.2.2.2.1. Prélèvement et analyse granulométrique du substrat -----	45
II.2.2.2.2. Détermination des pentes des sites -----	46
II.2.3. Inventaire de l'ichtyofaune -----	46
II.2.3.1. Capture des poissons -----	46
II.2.3.2. Détermination de la diversité des espèces de poissons dans les sites d'étude-----	47
II.2.3.2.1. Richesse spécifique et occurrence des taxons-----	47
II.2.3.2.2. Pourcentage numérique ou pondéral-----	47

Table des matières

II.2.3.2.3. Indice de diversité de Shannon-----	48
II.2.3.2.4. Equitabilité-----	48
II.2.3.2.5. Structure en taille -----	49
II.2.3.2.6. Relation longueur-masse -----	49
II.2.3.2.7. Facteur de condition-----	50
II.2.4. Indices de frai des poissons-----	50
II.2.4.1. Inventaire des nids de ponte des poissons-----	51
II.2.4.2. Echantillonnage de l'ichtyoplancton -----	51
II.2.4.3. Echantillonnage des alevins-----	52
II.2.4.4. Suivi de l'état de maturité sexuelle des poissons -----	52
II.2.4.5. Vidéosurveillance des nids -----	54
II.2.4.6. Observations directes des nids-----	54
II.2.5. Traitements statistiques -----	55
II.2.5.1. Corrélations et régressions linéaires-----	55
II.2.5.2. Test de Kruskal-Wallis -----	56
II.2.5.3. Test de Mann-Whitney-----	56
II.2.5.4. Test t de Student-----	57
II.2.5.5. Coefficient de corrélation de rang de Spearman -----	57
II.2.5.6. Analyse canonique de correspondance-----	57
II.2.5.7. Analyse de redondance-----	58
II.2.5.8. Analyse de classification hiérarchique-----	58
CHAPITRE III: RESULTATS ET DISCUSSIONS-----	60
III.1. Caractéristiques environnementales des sites d'échantillonnage -----	61
III.1.1. Résultats-----	61
III.1.1.1. Variation spatiale des paramètres environnementaux-----	61

Table des matières

III.1.1.2. Variation saisonnière des paramètres environnementaux -----	61
III.1.1.3. Variation des paramètres environnementaux en fonction du niveau des eaux -----	63
III.1.1.4. Variation des autres paramètres environnementaux -----	66
III.1.1.4.1. Substrat -----	66
III.1.1.4.2. Plantes aquatiques, débris végétaux et canopée -----	67
III.1.1.4.3. Pente des sites d'étude -----	68
III.1.2. Discussion -----	68
III.2. Etat de l'ichtyofaune dans les sites d'étude -----	72
III.2.1. Résultats -----	72
III.2.1.1. Richesse taxonomique -----	72
III.2.1.2. Variation spatiale de la richesse spécifique et de l'abondance -----	72
III.2.1.3. Variation saisonnière de la richesse spécifique -----	76
III.2.1.4. Variation de la richesse spécifique en fonction du niveau des eaux -----	77
III.2.1.5. Structure en tailles et en masses des poissons -----	78
III.2.1.6. Relation longueur-masse et facteur de condition -----	83
III.2.2. Discussion -----	83
III.3. Identification des zones de rassemblement des individus matures pendant la fraie -----	90
III.3.1. Résultats -----	90
III.3.1.1. Répartition spatiale des individus en fonction de l'état de maturité sexuelle -----	90
III.3.1.2. Identification des zones de frai -----	92
III.3.1.3. Influence des paramètres environnementaux sur la distribution des espèces -----	92
III.3.2. Discussion -----	95
III.4. Evaluation de l'abondance de l'ichtyoplancton et des alevins -----	98
III.4.1. Résultats -----	98
III.4.1.1. Densité des œufs -----	98

Table des matières

III.4.1.1.1. Variation spatiale -----	98
III.4.1.1.2. Variation saisonnière-----	99
III.4.1.1.3. Variation en fonction du niveau des eaux-----	99
III.4.1.2. Densité des larves -----	101
III.4.1.2.1. Variation spatiale -----	101
III.4.1.2.2. Variation saisonnière-----	102
III.4.1.2.3. Variation en fonction du niveau des eaux-----	102
III.4.1.3. Influence des paramètres environnementaux sur la distribution des œufs et des larves----	103
III.4.1.4. Abondance des alevins -----	105
III.4.1.4.1. Variation spatiale -----	105
III.4.1.3.2. Variation saisonnière-----	106
III.4.1.3.3. Variation en fonction du niveau des eaux-----	106
III.4.1.5. Influence des variables environnementales sur l'abondance des alevins-----	108
III.4.2. Discussion -----	108
III.5. Analyse des nids de ponte des poissons dans les sites d'échantillonnage -----	110
III.5.1. Résultats-----	110
III.5.1.1. Identification des poissons constructeurs de nids sur les sites échantillonnés -----	110
III.5.1.2. Garde du nid chez <i>Coptodon zillii</i> -----	112
III.5.1.3 Morphologie des nids de <i>Coptodon zillii</i> dans le lac de Buyo -----	113
III.5.1.4. Supports de ponte Chez <i>Coptodon zillii</i> dans le lac de Buyo-----	118
III.5.1.5. Dynamique de répartition des nids de <i>Coptodon zillii</i> sur les berges du lac Buyo-----	120
III.5.1.5.1. Variations spatio-temporelles de l'abondance des nids -----	120
III.5.1.5.2. Influence des paramètres environnementaux sur la densité des nids de <i>Coptodon zillii</i> -----	122
III.5.2. Discussion -----	128

Table des matières

CONCLUSION RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES----- 130
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES----- 133
ANNEXES ----- 155

REMERCIEMENTS

Les travaux présentés dans ce mémoire ont été réalisés dans le cadre du projet de recherche intitulé « *Identification et caractérisation des frayères à poissons dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire)* ». Ce projet, lui même a été co-financé par le Programme d'Appui Stratégique à la Recherche Scientifique (PASRES) et l'Office Ivoirien des Parcs et Réserves (OIPR).

Au terme de ce travail, il nous est particulièrement agréable de remercier toutes les personnes qui ont contribué à divers niveaux, à le mener à son terme.

Nous exprimons notre infinie reconnaissance au Professeur TIDOU Abiba Sanogo Epouse KONE, Professeur Titulaire, Présidente de l'Université Jean LOROUGNON GUEDE, pour avoir autorisé notre inscription en thèse de Doctorat.

Nous sommes particulièrement reconnaissants au Professeur KONE Tidiani, Professeur Titulaire, Vice-président en charge de la Pédagogie, de la Vie Universitaire, de la Recherche et de l'Innovation Technologique à l'Université Jean LOROUGNON GUEDE et Directeur de la présente thèse pour son implication dans ce travail. Nous lui exprimons toute notre gratitude pour sa disponibilité et pour les échanges fructueux et déterminants dans l'aboutissement de cette étude.

Merci aux Eminents Professeurs, en leur rang et grade, qui ont accepté de juger ce travail au sein de ce jury de soutenance.

Au Professeur KOUADIO Yatty Justin, Professeur Titulaire à l'Université Jean LOROUGNON GUEDE, nous exprimons notre profonde gratitude pour ses encouragements et pour avoir accepté de présider le jury de cette thèse.

Au Professeur, OUATTARA Mamadou, Professeur Titulaire à l'Université NANGUI ABROGOUA, nous exprimons notre infinie reconnaissance pour son précieux concours et sa contribution à l'amélioration de la qualité de ce document.

Nous sommes reconnaissants au Professeur KOUAMELAN Essetchi Paul, Professeur Titulaire, Directeur de l'UFR Biosciences de l'Université Félix Houphouët Boigny, pour ses conseils, son importante contribution à notre formation et pour avoir accepté de juger ce travail.

Nous adressons nos chaleureux remerciements au Docteur ALIKO N'Guessan Gustave, Maître de Conférences à l'Université Jean LOROUGNON GUEDE, pour ses conseils et pour avoir accepté d'être membre du jury de cette thèse.

Remerciements

Nous sommes reconnaissants au Docteur OUATTARA Nahoua Issia, Maître de Conférences à l'Université Felix HOUPHOUËT-BOIGNY, Rapporteur de cette thèse, pour ses critiques pertinentes qui nous ont aidées dans l'amélioration de ce manuscrit.

Nous témoignons notre reconnaissance et notre profonde gratitude à Feu Docteur KONAN Koffi Félix, pour ses qualités humaines et pour son importante contribution à l'amélioration du manuscrit en tant que rapporteur.

La collecte des données de terrain a été faite dans le cadre de missions de terrain conduites par une équipe mixte constituée d'enseignants-chercheurs et d'étudiants de l'Université Jean LOROUGNON GUEDE (Laboratoire de Biodiversité et Gestion Durable des Ecosystèmes Tropicaux) et de l'Université Félix HOUPHOUËT-BOIGNY (Laboratoire d'Hydrobiologie et d'Ecotoxicologie des Eaux).

Nous exprimons ici notre reconnaissance, respectivement, au Directeur de l'UFR Environnement, Docteur KOUASSI Kouakou Lazare, Maître de Conférences, au Directeur du Laboratoire de Biodiversité et Gestion Durable des Ecosystèmes Tropicaux, Docteur BENE Koffi Jean-Claude, Maître de Conférences, aux enseignants-chercheurs de l'Equipe Hydrobiologie, les Docteurs, ASSEMIAN N'Guéssan Emmanuel, N'GORAN Kouamé Germain, BONY Kotchi Yves (tous Maîtres de Conférences), BOUSSOU Koffi Charles et KONE Mamadou (Maîtres Assistants), DJIRIEOULOU Kémomadjèhi Claver (Assistant) et aux Docteurs ASSI Romuald et DOFFOU Richard Jean-Olive) pour leur disponibilité et leur contribution à cette étude.

Nous tenons à remercier Docteur KOUASSI Kouadio Henri, Maître de Conférences à l'UFR Agroforesterie, pour sa disponibilité et sa participation dans la mise en place de la méthodologie d'inventaire des végétaux et des nids de poissons.

Nos remerciements vont également à l'endroit du Docteur BAMBA Mamadou, Maître Assistant au Laboratoire d'Hydrobiologie et d'Ecotoxicologie des Eaux de l'UFR Biosciences de l'université Félix HOUPHOUËT-BOIGNY, qui a contribué à la définition du thème de notre recherche et qui a facilité grandement les premières missions de terrain en mettant son véhicule à la disposition de l'équipe de recherche. Nous éprouvons à son égard un sentiment de profonde estime et d'infinie reconnaissance pour son implication dans les travaux et ses précieux conseils.

Nous exprimons également notre gratitude aux docteurs N'ZI Konan Gervais, Maître de Conférences, KONAN Yao Aristide et KAMELAN Tanoh Marius, Maîtres Assistants du Laboratoire d'Hydrobiologie et d'Ecotoxicologie des Eaux de l'UFR Biosciences, Université Félix

Remerciements

HOUPHOUËT-BOIGNY, pour leurs conseils et leur contribution aux travaux de terrain et lors du traitement des données.

Nous tenons à exprimer notre infinie reconnaissance à Docteur MONNEY Attoubé Ida, Assistante au Laboratoire de Biodiversité et Gestion Durable des Ecosystèmes Tropicaux à l'Université Jean Lorougnon Guédé, pour ses conseils, ses encouragements et son précieux concours dans la collecte et le traitement des données.

Nous remercions également les étudiants SORO Mamadou, YAO Kouassi Anderson et ORE Patrick du Laboratoire d'Hydrobiologie et d'Ecotoxicologie des Eaux à l'UFR Biosciences, Université Félix Houphouët-Boigny, avec qui nous avons partagé des moments de joie et aussi de difficultés sur le terrain.

Que les doctorants ATTOUNGBRE Severin et ABO Kouakou Jean Baptiste trouvent ici, l'expression de nos sincères remerciements pour leurs contributions diverses et leurs encouragements.

Les analyses du substrat benthique prélevé dans les sites d'étude ont été effectuées au Centre de Recherche en Ecologie (CRE) de l'Université Nangui Abrogoua. Nous profitons de la présente occasion pour remercier Docteur TAHOU Martine Gauze, Maître de Conférences, Directrice de ladite structure, pour nous avoir permis d'y faire nos analyses. Nous exprimons aussi toute notre reconnaissance à monsieur KOUASSI Kan Martin, doctorant-stagiaire au CRE, pour nous avoir assisté lors des analyses granulométriques de nos échantillons.

Nous tenons à exprimer notre reconnaissance à monsieur OBOUMOU Kevin, Directeur de la Compagnie Ivoirienne d'Electricité (CIE) de Buyo ainsi qu'à ses collaborateurs, messieurs POODA Serge et KANGA Ernest, qui ont bien voulu mettre à notre disposition des données de pluviométrie et de cotes des eaux de la zone d'étude.

Les échantillonnages sur le terrain ont été rendus possibles et/ou facilités grâce à l'implication de plusieurs personnes.

Ainsi, nous remercions la Direction Zone Sud-Ouest de l'OIPR à la tête de laquelle se trouve le Lieutenant-colonel DIARRASSOUBA Abdoulaye, qui nous a apporté son soutien tant matériel, logistique que financier (subvention mensuelle de stage pendant 10 mois). Nous exprimons notre profonde gratitude au Capitaine ASSIE Djeyao Roy, Chef du secteur ADK/V6 du Parc National de Taï et à ses collaborateurs, le Lieutenant SILUE François et les autres agents de l'OIPR, qui ont assuré notre sécurité et favorisé notre intégration.

Remerciements

Nous adressons nos chaleureux remerciements à la Direction des Pêches et de l'Aquaculture de Buyo avec à sa tête, le Lieutenant KAMAGATE Beman pour sa disponibilité.

Nous tenons à remercier les chefs de communauté du campement PK 15, messieurs KOUASSI Yao Martin et ZAKARIA Sako, respectivement chef des communautés ivoirienne et malienne, messieurs SANGARE Seydou et BAMBA Issiaka, pour l'accueil chaleureux dont nous avons chaque fois fait l'objet et aussi pour nous avoir offert un hébergement dans les différentes stations d'étude. Nous remercions également le guide de terrain, monsieur MAÏGA Oumar, ainsi que les pêcheurs, messieurs AMADOU Togo et AMADA Maïga, pour leur participation aux travaux d'échantillonnages.

Nous exprimons notre gratitude aux membres de notre famille dont la sympathie, les encouragements et les marques de soutien tant affectif que matériel ont été de réelles sources de motivation. Parmi eux, je pense particulièrement à mon époux, Dr AKA N'Guessan Kouakan Albert et à notre fille, AKA Anne-Maélys N'guetta qui ont cru en moi. Je leur suis reconnaissante pour leur compréhension, leur patience et leurs marques d'attention et d'amour. A ma mère, Madame OWOUSSO N'Gbesso Agnès, pour m'avoir appris la patience, la persévérance et que je remercie très fortement pour ses prières ; maman, je t'aime tendrement. A mon grand-père Dr MANGUE N'Takpé Emmanuel Jaurès et son épouse, pour leur soutien indéfectible à ma formation et mon éducation. A mon oncle, monsieur N'DRI Brou et à mon parrain, Pasteur KOUADIO Aka David pour leur soutien spirituel et financier. A mes frères et sœurs pour leurs conseils, leurs encouragements et leur soutien moral dans la réalisation de ces travaux.

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

AC	: <i>Action Cameras</i>
ACC	: Analyse Canonique de Correspondance
ANOVA	: <i>Analysis of Variance</i>
ARSO	: Autorité pour l'Aménagement de la Région du Sud-Ouest
CIE	: Compagnie Ivoirienne d'Electricité
CRE	: Centre de Recherche en Ecologie
CSRS	: Centre Suisse de Recherches Scientifiques
EECI	: Energie Electrique de Côte d'Ivoire
FAO	: <i>Food and agriculture organization</i>
GIZ	: <i>Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit</i>
GPS	: <i>Global Positioning System</i>
GVC	: Groupements à Vocation Coopérative
IDESSA	: Institut Des Savanes
IBGE	: Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement
JEAO	: Jet d'Est d'Afrique Occidentale
KFW	: <i>Kreditanstalt für Wiederaufbau</i>
MINAGRA	: Ministère de l'Agriculture et des Ressources Animales
OIPR	: Office Ivoirien des Parcs et Réserves

Liste des abréviations

ORSTOM	: Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer
PNT	: Parc National de Taï
RDA	: <i>Redondance Analysis</i>
SODEXAM	: Société d'Exploitation et de Développement Aéroportuaire, Aéronautique et Météorologique
UNESCO	: Organisation des Nations Unies pour l'Education, la Science et la Culture
WCF	: <i>Wild Chimpanzee Foundation</i>

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Caractéristiques générales des sites d'échantillonnage retenus sur le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).40

Tableau II : Echelle macroscopique d'identification des stades de maturation sexuelle d'après Legendre & Ecoutin (1989) et N'Goran (1995).53

Tableau III : Valeurs (moyenne \pm écart-type) des paramètres physico-chimiques mesurés en saison sèche et en saison pluvieuse dans les sites d'échantillonnage dans le lac de barrage de Buyo de juin 2018 à mai 2019.64

Tableau IV : Valeurs (moyenne \pm écart-type) des paramètres physico-chimiques mesurés dans les sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo durant les phases de hautes et basses eaux de juin 2018 à mai 2019.65

Tableau V : Valeurs (moyenne) de la canopée, des débris végétaux et du taux de couverture des plantes aquatiques estimées dans les sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo de juin 2018 à 2019.68

Tableau VI : Valeurs (moyennes \pm écart-type) de la pente mesurées en saisons sèche et pluvieuse dans les sites d'échantillonnage situés dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) entre juin 2018 et mai 2019.69

Tableau VII : Richesse spécifique et distribution des poissons échantillonnés dans 11 sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.73

Tableau VIII : Relation longueur-masse et facteur de condition de 16 espèces de poissons capturés dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.84

Tableau IX : Proportions (%) des individus matures et immatures des espèces de poissons capturés dans les sites d'échantillonnage au lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.91

Tableau X : Répartition spatio-temporelle des géniteurs capturés dans les sites d'échantillonnage au lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.93

Tableau XI : Résultats de l'analyse de corrélation de rang de Spearman entre la densité des alevins de poissons et les facteurs environnementaux dans le lac de barrage de Buyo.108

Liste des tableaux

Tableau XII : Diamètres, profondeurs et nombre de chambres à couvain (moyenne \pm écart-type) des nids de <i>Coptodon zillii</i> dans les sites S4, S5 et S6 situés dans lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).....	115
Tableau XIII : Pente du substrat de ponte et profondeur maximale de nidification (valeur moyenne \pm écartype) de <i>Coptodon zillii</i> dans les sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.	123
Tableau XIV : Résultats de l'analyse de corrélation de rang de Spearman entre la densité de nids de <i>Coptodon zillii</i> et les facteurs environnementaux dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).	127

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Localisation du Parc National de Taï (Côte d'Ivoire). 15

Figure 2 : Diagramme ombro-thermique de la région du Parc National de Taï de 2006 à 2015 ... 17

Figure 3 : Vue partielle du barrage hydroélectrique de Buyo (Côte d'Ivoire)..... 21

Figure 4 : Localisation du Lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire). 22

Figure 5 : Variation mensuelle du niveau des eaux du lac de barrage de Buyo de juin 2018 à mai 2019. 24

Figure 6 : Matériel de mesure des paramètres physico-chimiques du milieu. 31

Figure 7 : Matériel de prélèvement et d'analyse du substrat. 32

Figure 8 : Vue d'un quadrat (dimension 1 m × 1 m) pour l'inventaire des nids de ponte de poissons. 33

Figure 9 : Matériel de prélèvement et d'observation de l'ichtyoplancton et des alevins. 34

Figure 10 : Matériel de pêche de poissons. 36

Figure 11 : Matériel de pesée. 37

Figure 12 : Vue d'une caméra de vidéosurveillance et de son boîtier étanche. 38

Figure 13 : Localisation des sites d'échantillonnage dans la partie du lac de barrage de Buyo 39

Figure 14 : Vue des sites d'échantillonnage localisés dans les plaines inondables du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019. 41

Figure 15 : Vues des sites d'échantillonnage situés dans les baies du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019. 42

Figure 16 : Vues des sites d'échantillonnage situés en pleine eau, dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019. 44

Figure 17 : Vue de la disposition d'une caméra immergée pour la vidéosurveillance des nids dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire). 55

Figure 18 : Variation spatiale des paramètres physico-chimiques mesurés dans les différents sites d'échantillonnage (S1 à S11) sur lac de barrage de Buyo de juin 2018 à mai 2019. 62

Figure 19 : Composition granulométrique du substrat dans les sites échantillonnés sur lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019. 66

Figure 20 : Dendrogramme montrant la similarité des sites de frai du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) en fonction de la granulométrie du substrat, de juin 2018 à mai 2019. 67

Liste des figures

Figure 21 : Abondance relative (%) des différentes familles de poissons capturés dans les sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.....	74
Figure 22 : Variations spatiales de l'indice de Shannon (H') et de l'Equitabilité (E) du peuplement de poissons récoltés dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.	74
Figure 23 : Abondance relative (%) des principales familles de poissons (proportion $\geq 1\%$) capturés dans les sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.	75
Figure 24 : Abondance relative (%) des principales espèces de poissons (proportion $\geq 5\%$) capturés dans les sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.	76
Figure 25 : Variation saisonnière de la richesse spécifique de l'ichtyofaune dans les sites échantillonnés dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.....	76
Figure 26 : Variation de la richesse spécifique de l'ichtyofaune en fonction du niveau des eaux dans les sites échantillonnés dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.....	77
Figure 27 : Distribution des fréquences de tailles des espèces de poissons capturés dans les sites échantillonnés de juin 2018 à mai 2019 dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).....	79
Figure 28 : Relation longueur-masse des espèces de poissons capturés dans les sites d'échantillonnage de juin 2018 à mai 2019 dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).	85
Figure 29 : Analyse canonique de correspondance (ACC) appliquée aux paramètres physico-chimiques et aux espèces de poisson se reproduisant dans les frayères du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).....	94
Figure 30 : Vue d'un échantillon d'œufs de poissons prélevés dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019 observés à la loupe binoculaire.	98
Figure 31 : Variation de la densité moyenne des œufs de poissons collectés de juin 2018 à mai 2019 au lac de barrage Buyo (Côte d'Ivoire) dans les différents sites d'échantillonnage.	99
Figure 32 : Variation de la densité moyenne des œufs de poissons récoltés au lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019 en fonction des saisons dans les différents sites d'échantillonnage.	100

Liste des figures

Figure 33 : Variation de la densité moyenne des œufs de poissons collectés de juin 2018 à mai 2019, au lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) en fonction du niveau des eaux dans les différents sites d’échantillonnage.	100
Figure 34 : Vue d’un échantillon de larves prélevées dans le lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) de juin 2018 à mai 2019 observées à la loupe binoculaire.	101
Figure 35 : Variation de la densité moyenne des larves de poissons collectées de juin 2018 à mai 2019, dans les différents sites d’échantillonnage au lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire). ...	101
Figure 36 : Variation saisonnière de la densité moyenne des larves de poissons collectées de juin 2018 à mai 2019 dans les sites d’échantillonnage du lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire). ...	102
Figure 37 : Variation de la densité moyenne des larves de poissons collectées de juin 2018 à mai 2019, en fonction du niveau des eaux dans les différents sites d’échantillonnage du lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire).	103
Figure 38 : Influence des facteurs environnementaux sur la distribution de l’ichtyoplancton (Analyse de redondance).	104
Figure 39 : Vue des alevins capturés dans le lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.	105
Figure 40 : Variation du nombre moyen (\pm écart-type) d’alevins capturés de juin 2018 à mai 2019 au lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) en fonction des sites d’échantillonnage.	106
Figure 41 : Variation saisonnière du nombre d’alevins récoltés dans les différents sites d’échantillonnage du lac de barrage de Buyo de juin 2018 à mai 2019.	107
Figure 42 : Variation du nombre d’alevins capturés en fonction du niveau des eaux dans les différents sites d’échantillonnage du lac de barrage de Buyo de juin 2018 à mai 2019.	107
Figure 43 : Vue d’un nid fonctionnel de poisson dans le lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire).	110
Figure 44 : Vue d’un nid abandonné par les géniteurs.	111
Figure 45 : Répartition des catégories de nids dans les sites S4, S5 et S6 échantillonnés dans le lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.	111
Figure 46 : Photographie montrant la présence des géniteurs de <i>Coptodon zillii</i> dans un nid au lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) (images issues d’un enregistrement vidéo, février 2019). ..	112
Figure 47 : Vue d’ensemble des frayères de <i>Coptodon zillii</i> dans différents sites du lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire).	114

Liste des figures

Figure 48 : Vue de nids de <i>Coptodon zillii</i> sur différents types de substrats dans le lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire).	116
Figure 49 : Coupe sagittale de nids de <i>Coptodon zillii</i> dans le lac de barrage de Buyo.	117
Figure 50 : Vue de la disposition d’un support de ponté dans un nid de <i>Coptodon zillii</i> dans le lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire).	118
Figure 51 : Proportion (%) des types de supports de ponté de <i>Coptodon zillii</i> dans le lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire).	118
Figure 52 : Vue des supports de ponté chez <i>Coptodon zillii</i> dans le lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire).	119
Figure 53 : Variation de la densité des nids de <i>Coptodon zillii</i> identifiés de juin 2018 à mai 2019 en fonction des sites d’échantillonnage au lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire).	120
Figure 54 : Variation de la densité des nids de <i>Coptodon zillii</i> de juin 2018 à mai 2019 dans le lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) en fonction des sites d’échantillonnage et des saisons.	121
Figure 55 : Variation de la densité des nids de <i>Coptodon zillii</i> dans le du lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) de juin 2018 à mai 2019 en fonction des sites d’échantillonnage et du niveau des eaux.	121
Figure 56 : Composition granulométrique du substrat de nidification dans les sites d’échantillonnage du lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.	122
Figure 57 : Densités moyennes des nids de <i>Coptodon zillii</i> en fonction de la profondeur de nidification durant les saisons pluvieuse (A) et sèche (B) au lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.	124
Figure 58 : Relation entre la densité des nids et la pente des sites de nidification pendant la saison sèche chez les spécimens de <i>Coptodon zillii</i> capturés au lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.	125
Figure 59 : Relation entre la densité des nids et la pente des sites de nidification pendant la saison des pluies chez les spécimens de <i>Coptodon zillii</i> capturés au lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.	126
Figure 60 : Relation entre la densité des nids de <i>Coptodon zillii</i> et la profondeur de l’eau pendant la saison sèche dans le lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.	126
Figure 61 : Relations entre la densité des nids de <i>Coptodon zillii</i> et la profondeur de l’eau pendant la saison des pluies dans le lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.	127

INTRODUCTION

Les ressources vivantes des milieux aquatiques sont sans conteste, des sources d'innombrables richesses à travers le monde entier. Elles représentent en effet 16 % des apports annuels de protéine animale, génèrent quelques 150 millions d'emplois (Le Roux & Noel, 2007).

En liaison avec une mondialisation toujours plus poussée du système alimentaire (Rastoin & Gherzi, 2010), le secteur halieutique demeure comme d'autres productions nourricières, au cœur d'enjeux et d'intérêts divergents qui interrogent sa capacité à répondre aux défis alimentaires, et plus largement au développement durable des populations et des territoires (Carré, 2008).

La consommation mondiale de poisson par habitant a plus que doublé en cinquante ans : elle est passée de 9,9 kg par individu dans les années 1960 à 19,2 kg en 2012 (FAO, 2016). Cette croissance s'explique par la combinaison de différents moteurs de la consommation : l'augmentation de la population mondiale, l'amélioration des revenus, un taux d'urbanisation croissant, l'expansion de la pêche et des canaux de distribution plus efficaces. En effet, le poisson est devenu la seconde source de protéines animales la plus consommée, juste derrière le porc (FAO, 2016).

Le maintien d'un approvisionnement constant en ressources halieutiques passe avant tout par la maîtrise de la reproduction de la ressource. En effet, la reproduction constitue une étape cruciale dans le cycle de vie d'un poisson. L'équilibre démographique d'une espèce de poisson est étroitement lié au bon déroulement de cette phase critique. Les facteurs abiotiques du milieu (température, débit, etc.) influencent de manière prépondérante l'abondance, la diversité et la composition spécifique des classes d'âge les plus jeunes (Schlosser, 1985). L'abondance de celles-ci est déterminée par l'adéquation du milieu de vie aux exigences de reproduction (disponibilité en habitat de reproduction) et par la survie pendant les stades de vie précoces. La survie des embryons et des larves est elle-même dépendante de la qualité de leur milieu de développement. Or, c'est durant les stades précoces qu'une espèce se montre la plus sensible aux limitations quantitatives et qualitatives de son habitat (Stalnaker *et al.*, 1996). De plus, la faible mobilité des individus au début de leur vie ne leur permet pas de réagir face aux contraintes du milieu abiotique et à celles imposées par la présence des autres organismes de la biocénose. Ces contraintes sont, les compétitions intra et interspécifique, l'évitement des prédateurs, la recherche active de la nourriture et des conditions optimales d'habitat. La gestion et la préservation efficaces d'une population de poissons ne peuvent donc s'affranchir de la prise en compte des exigences écologiques des différentes espèces en termes

d'habitats de reproduction et de la protection de cet habitat au sein de l'écosystème (Mills & Mann, 1985).

L'identification exacte des sites naturels de reproduction et de nurserie des espèces de poissons et la connaissance de leurs caractéristiques sont donc indispensables pour la prise de dispositions à même de garantir un renouvellement durable des stocks exploités (Nakatani *et al.*, 2001).

Par ailleurs, les changements climatiques, la pollution et la dégradation des habitats aquatiques par des actions anthropiques, conduisent à une réduction considérable des ressources halieutiques (Binet, 1982). De même, la surpêche mène au déclin des populations de poissons, de crustacés, de mollusques et autres ressources aquatiques. On parle plus précisément de surpêche lorsque l'augmentation de l'activité de pêche entraîne une baisse du nombre d'individus pêchés jusqu'à leur disparition, une baisse de leur taille et âge moyens, une baisse de leur poids moyen et une diminution de leur capacité à se reproduire des individus (Tah *et al.*, 2010).

En Afrique de l'Ouest, les rares investigations ont porté sur l'identification des habitats de reproduction de quelques poissons marins au Sénégal (Ndour & Ndiaye, 2016), cela, malgré les signes évidents de surexploitation dans plusieurs plans d'eau. Ce schéma est applicable au fleuve Sassandra en Côte d'Ivoire où la construction d'un barrage hydroélectrique a engendré un lac d'une superficie de 600 km², laissant en amont plusieurs rivières tributaires du lac. Ce complexe comprend plusieurs types d'habitats aquatiques qui se répartissent entre les milieux lenticques (du lac) et lotiques (l'amont du fleuve et les rivières tributaires du lac de Buyo). Compte tenu de l'importance des pêcheries réalisées dans le lac de barrage de Buyo et le fleuve Sassandra, il apparaît urgent de connaître les différents types d'habitats utilisés pour la reproduction des différentes espèces de poissons. C'est dans ce contexte que la présente étude se propose d'évaluer la présence d'indices de frai des poissons (œufs, larves, nids de ponte, stades gonadiques indicateurs de ponte) dans différents habitats du lac de Buyo, partant de l'hypothèse que ces paramètres pourraient varier en fonction du temps, de l'espace et de l'espèce. Cette étude vise à déterminer au moyen de méthodes modernes (vidéosurveillance) relevant de la biologie et de l'éthologie, les sites de frai des poissons. De façon spécifique, il s'agira de :

- 1) caractériser l'environnement physico-chimique des différents sites.
- 2) inventorier le peuplement ichthyologique du milieu.
- 3) identifier les zones de rassemblement des individus matures.

4) évaluer l'abondance de l'ichtyoplancton et des alevins.

5) analyser la distribution des nids de ponte des poissons dans les sites d'échantillonnage.

Ce mémoire s'articule autour de trois chapitres. Le premier traite des généralités relatives au thème. Le deuxième chapitre porte sur le matériel utilisé et les méthodes employées pour atteindre les objectifs visés. Les résultats obtenus sont exposés et discutés au troisième chapitre.

CHAPITRE I : GENERALITES

I.1. Reproduction des poissons en milieu naturel

I.1.1. Régulation de la fonction de reproduction

I.1.1.1. Facteurs internes

Différents aspects des connaissances acquises sur la régulation endocrinienne de la reproduction chez les poissons ont été revus par de nombreux auteurs (Reinboth, 1972 ; Donaldson, 1973 ; Fontaine, 1975 ; Fontaine, 1976 ; Peter & Crim, 1979 ; Harvey & Hoar, 1980). Il est à présent clairement établi que le système neuro-endocrinien, en particulier le complexe hypothalamo-hypophysaire, sert de lien entre l'environnement et les organes reproducteurs (Peter, 1981, 1982a et 1982b). Chez les téléostéens, il est actuellement bien connu que les axones des cellules neurosécrétrices atteignent directement la *pars distalis* de l'hypophyse (De Vlaming, 1974). Leurs extrémités axonales sont susceptibles d'effectuer des connexions synaptiques directes avec les cellules gonadotropes (Peter, 1982a). L'hypophyse qui sécrète plusieurs hormones parmi lesquelles la gonadotropine qui exerce un rôle majeur dans l'activité des gonades (Billard *et al.*, 1982). Les autres hormones hypophysaires (TSH, GH, prolactine, AGTH etc.) peuvent cependant participer directement ou indirectement au contrôle de certains processus liés à la reproduction (Olivereau, 1977).

I.1.1.2. Facteurs externes

Chez les poissons téléostéens, les mécanismes impliqués dans la chronologie des cycles reproducteurs, en liaison avec les biotopes très divers dans lesquels ils vivent, sont très variés (De Vlaming, 1972 et 1974, Billard & Breton, 1981). De plus, comme le suggère Scott (1979), cette chronologie est certainement le résultat d'un compromis subtil qui intègre de nombreux paramètres de l'environnement. L'influence des variations saisonnières très marquées de la température et de la photopériode, apparaît néanmoins prépondérante chez les espèces vivant en régions tempérées, pour lesquelles la reproduction est généralement limitée à une courte période de l'année. Dans les régions tropicales et équatoriales, où ces facteurs varient peu, certaines espèces ont une reproduction apparemment continue et pour les espèces présentant une cyclicité annuelle, le moment de la reproduction est souvent lié aux pluies ou aux crues, mais la nature exacte du stimulus perçu reste dans ce cas mal définie (De Vlaming, 1974 ; Lowe-McConnell, 1979 ; Scott, 1979). La réalisation des phases finales de la gamétogénèse et du frai peut aussi dépendre de la présence dans le milieu de stimuli spécifiques plus ponctuels (substrat de ponte, par exemple). Les facteurs sociaux, par la perception de différents stimuli sensoriels d'origine visuelle, sonore, phéromonale (communication

chimique) (Solomon, 1977 ; Saglio, 1979) ont aussi une grande influence sur la reproduction, en particulier pour le frai.

I.1.2. Stratégies de reproduction

La stratégie de reproduction d'une espèce de poisson est un ensemble de traits biologiques comme l'âge et la taille à la première reproduction, la fécondité, le développement des gonades, la taille des gamètes et le comportement reproducteur y compris l'existence de soins parentaux et la saison de reproduction, etc. (Peter, 1981 ; Trewavas, 1992). Toutefois, un individu peut également développer des stratégies, qui sont en réalité des variations par rapport au schéma de reproduction type de l'espèce, de manière à répondre avec succès à des modifications des facteurs de l'environnement (Duponchelle *et al.*, 1998 et 1999). Il s'agit alors d'un comportement adaptatif à des conditions écologiques particulières qui a pour objectif d'assurer la survie de l'espèce. C'est le cas par exemple du tilapia du nil *Oreochromis niloticus* dans les retenues d'eau artificielles de Côte d'Ivoire, dont les caractéristiques de reproduction varient d'une année à l'autre en fonction des conditions environnementales (Duponchelle & Panfili, 1998 ; Duponchelle *et al.*, 2000). En Côte d'Ivoire, la reproduction de nombreuses espèces de poissons d'eau douce a été étudiée de façon détaillée (Kouassi, 1973 ; Kouassi, 1978 ; Paugy, 1978 ; Merona, 1980 ; Paugy, 1982a ; Koné, 2000 ; Konan, 2014 ; Kouassi *et al.*, 2019). Il ressort de ces études que, d'une manière générale, les poissons d'eau douce de Côte d'Ivoire adoptent trois types de stratégies de reproduction : les espèces à reproduction bien limitée dans le temps, les espèces dont la reproduction est plus étalée dans le temps et les espèces se reproduisant toute l'année.

I.1.2.1. Reproduction limitée dans le temps

Pour la grande majorité des poissons, la reproduction est un phénomène cyclique limité à une courte période de l'année (Levêque & Herbinet, 1980). Le cycle reproducteur se caractérise par une courbe de rapport gonado-somatique comportant deux principales phases :

- une phase ascendante qui matérialise l'accroissement progressif du poids de la gonade durant la période de maturation ;
- une rapide phase descendante correspondant à la ponte et qui précède la phase de repos sexuel.

Ces poissons ont une période de reproduction limitée à quelques mois (Merona, 1980 ; Konan, 2014 ; Kouassi *et al.*, 2019). Dans l'ensemble, la reproduction est précoce, débutant

pour plusieurs espèces, en fin de saison sèche et se terminant en pleine saison de pluie. Il s'agit de la plupart des espèces de la famille des Characidae, des Mochokidae, des Mormyridae, des Schilbeidae et des Cyprinidae.

I.1.2.2. Reproduction étalée dans le temps

Les espèces du genre *Barbus* ont généralement une reproduction très étalée dans le temps, avec cependant une interruption en saison sèche. Les *Labeo* par contre, ont une période de reproduction plus étroitement limitée à la période de la crue maximale. Chez les Clariidae, la reproduction est limitée généralement à la période de crue (Paugy, 1978). La reproduction coïncide avec la crue dont le volume et la durée peuvent jouer un rôle important. A une crue forte et durable doit correspondre un bon recrutement, alors qu'inversement, une crue annuelle déficitaire peut avoir des conséquences néfastes sur les stocks. L'influence de la crue est primordiale, puisqu'elle coïncide avec la ponte et qu'elle peut, même dans le cas d'espèces à reproduction continue, correspondre à un pic de reproduction (Kouassi, 1978).

I.1.2.3. Reproduction toute l'année

Généralement, les Cichlidae sont capables de se reproduire toute l'année (Koné, 2000). De même, cette stratégie concerne certaines espèces de Characidae qui ont une reproduction plus ou moins continue (Paugy, 1982b).

I.1.3. Nids de poissons

Chez les poissons, une forme de protection des œufs et des larves consiste à les placer dans un nid qui peut être gardé ou non par les parents. Il existe une grande variété de nids chez les poissons (McKaye, 1983), certains sont des dépressions aménagées, ou se présentent sous forme de terriers comme le nid de *Protopterus annectens* où les nids flottants sont une forme assez répandue dans les milieux où existent des risques d'anoxie. Des nids flottants en écume sont également construits par *Hepsetus odoe* (Rossiter & Yamagishi, 1997). La construction de nids a été observée chez de nombreuses espèces de Cichlidae telles que *Lethrinops aurita*, *Copadichromis eucinostomus*, *Protomelas kirkii* et *Oreochromis squamipinnis* (Fermon & Bigorne, 2006).

I.1.4. Modes de reproduction

La plupart des poissons sont ovipares : les ovocytes et le sperme sont expulsés dans l'eau où la fécondation intervient immédiatement (Balon ; 1990). Toutefois, il existe également des cas de fécondation intrabuccale, notamment chez les Cichlidae (Trewavas, 1992). Suivant les stratégies démographiques mises en œuvre par les poissons et les adaptations écologiques à certains types de milieux, on distingue différents modes ou styles de reproduction.

La classification générale proposée par Balon (1975), basée sur le degré de soins parentaux (éthologie) et les sites de reproduction, est généralement acceptée. Cet auteur retient trois grands ensembles à l'intérieur desquels on distingue des sous-ensembles étho-écologiques, éthologiques, quelle que soit l'origine phylétique des espèces. Ce sont :

- les poissons qui ne s'occupent pas de leurs œufs une fois qu'ils ont été pondus : parmi eux on peut distinguer ceux qui les déposent simplement sur des substrats ouverts et ceux qui assurent un minimum de protection en les cachant. Généralement, ce sont des poissons qui ont une forte fécondité et un développement de type indirect.
- les poissons qui gardent leurs œufs soit dans des nids, soit sur des substrats préalablement sélectionnés ou aménagés : Ces espèces pondent généralement des œufs peu nombreux mais assez gros, auxquels elles apportent divers soins parentaux.
- les poissons qui transportent leurs œufs durant au moins une partie de la période embryonnaire : Chez ces porteurs externes, les œufs sont portés à la surface du corps ou dans la bouche, ou encore dans des structures s'ouvrant sur l'extérieur ; chez les porteurs internes, les œufs sont fécondés et transportés à l'intérieur du corps.

I.1.5. Guildes de reproduction

Chez les poissons, la fécondation des ovocytes, le développement des œufs et l'émergence des alevins se déroulent dans l'eau. Le taux de fécondation, le taux de survie des œufs et des larves dépendent donc essentiellement des conditions du milieu (température, oxygène dissous...) et de la prédation (Balon, 1975 ; Bruton & Merron, 1990 ; Gophen 2016). Dans ces conditions, l'éclosion et le développement des futurs alevins peuvent paraître plus qu'incertain, c'est pourquoi la reproduction représente un fort investissement énergétique. Les espèces de poissons ovipares ont adopté des comportements distincts qui peuvent être regroupés dans les guildes (Keith *et al.*, 2011). Chaque section étho-écologique comprend différentes guildes de reproduction. Ces guildes sont basées sur la combinaison de critères morphologiques, comportementaux et écologiques (Bruton & Merron, 1990). Balon (1975) a proposé une

classification des guildes basée à la fois sur le type de frayère, le comportement reproducteur des parents et la forme des larves. Il a ainsi défini 32 guildes, englobant 20 000 espèces. Selon Keith *et al.* (2011), quatre types de guildes ont été définis : les phytophiles, les lithophiles, les phyto-lithophiles et enfin les gardiens de nids.

I.1.5.1. Espèces phytophiles

Les espèces phytophiles regroupent l'ensemble des espèces qui pondent préférentiellement sur de la végétation aquatique (Keith *et al.*, 2011). Il s'agit avant tout des espèces de poissons des cours d'eau de plaine (cours d'eau moyens ou inférieurs) ou de lacs. Ces espèces ne maximisent pas le succès de leur reproduction. Les œufs sont déposés à même la végétation sans protection et ne sont pas gardés. Afin d'assurer leur descendance, ces espèces ont généralement de forts taux de fécondité (Bruton & Merron, 1990) ou une longue durée de vie et de nombreuses reproductions. Les carpes, les brèmes et de nombreux autres cyprinidés ont opté pour cette stratégie.

I.1.5.2. Espèces lithophiles

Les espèces lithophiles sont les poissons qui enfouissent leurs œufs dans un substrat minéral (gravier, sable) (Balon, 1975). Il s'agit plus généralement des espèces d'eaux vives où le courant d'eau ayant évacué l'ensemble des particules fines (limons, vase). Le fait d'enfouir ses œufs dans le sable ou le gravier assure une certaine protection contre les prédateurs jusqu'à l'émergence des alevins. Néanmoins, les œufs ont besoin d'oxygène pour assurer leur développement. De ce fait, tout colmatage des sables ou graviers par une fine couche de vase peut être néfaste et anéantir tout succès de reproduction (Jalabert & Zohar, 1982).

I.1.5.3. Espèces phyto-lithophiles

Selon Balon (1975), les espèces phyto-lithophiles sont les espèces qui pondent indifféremment sur des plantes ou des cailloux tels que la vandoise et le gardon. Ce groupe rassemble l'ensemble des espèces opportunistes, c'est-à-dire des poissons qui déposent leurs œufs indifféremment sur des substrats minéraux ou végétaux (Keith *et al.* 2011).

I.1.5.4. Gardiens de nids

Les gardiens de nids ne se contentent plus de déposer ou d'enfouir leurs œufs, ils assurent aussi une surveillance et une oxygénation de ces derniers (Balon, 1975). Parfois, ils se

préoccupent même du développement des très jeunes alevins. Certaines espèces comme les épinoches et les épinochettes, vont jusqu'à construire de véritables nids (Bruton & Merron, 1990). Les poissons présentent donc des comportements bien distincts quant à leur manière de se reproduire. Le fait de pondre sur différents supports (végétal, minéral) et le fait d'enfouir ou de garder les œufs, ne sont pas seulement liés à la nature des milieux (eaux vives, eaux calmes) et des substrats présents. Ceci est également corrélé à la biologie de l'espèce (longévité, âge de maturité sexuelle, taux de fécondation, diamètre des œufs) (Keith *et al.*, 2011).

I.1.6. Frayères à poissons

I.1.6.1. Définition

Une frayère est un lieu où se reproduisent les poissons, les grenouilles, les crustacés et par extension, les mollusques (Palomera *et al.*, 2007). Le terme "frayère" comprend la zone sur laquelle a lieu l'action de reproduction, ainsi que celle où les œufs sont émis (Bakun, 1996). Selon Palomera *et al.* (2007), elle est caractérisée par :

- des conditions physiques (granulométrie du fond, vitesse de courant, température) et des conditions chimiques particulières ;
- une association avec des zones de fortes disponibilités alimentaires telles que des estuaires ou des upwellings.

Les frayères sont le fruit d'une évolution sur un long terme, des habitats offrant un meilleur environnement de développement aux œufs et aux larves (Munk & Nielsen, 2005). Leur positionnement n'est pas exclusivement lié aux conditions optimales pour les embryons, mais aussi à leur devenir. Les frayères sont donc situées dans des secteurs d'où les œufs et les larves dériveront avec succès dans des conditions favorables d'alimentation et de survie vers des secteurs optimaux de nourricerie (Bakun, 1996).

I.1.6.2. Facteurs influençant le choix des frayères

I.1.6.2.1. Substrat

La composition granulométrique du substrat contribue au succès de la reproduction chez plusieurs espèces de poisson (Bruton & Gophen, 1992). Le substrat est l'un des descripteurs de l'hydromorphologie des milieux aquatiques. Il joue un rôle fondamental dans le cycle de vie des différentes espèces.

Pour les macrophytes, la nature du substrat conditionne la colonisation des milieux (Mc Glashan, 2000) ; dans le cas des invertébrés benthiques, il favorise l'installation de certaines

espèces (Biesel *et al.*, 2000). Le substrat peut également être une source de nourriture et un abri potentiel pour le repos et contre les prédateurs (Lelièvre *et al.*, 2014). La nature du substrat joue un rôle important dans de nombreuses étapes du cycle de vie des poissons, notamment au cours de la reproduction où chaque espèce a besoin d'un substrat spécifique pour pondre (Gillet, 1983).

Aussi, la nature du substrat contribue-t-elle efficacement au succès de l'éclosion (Witzel & Mac Crimmon, 1983). Le type de substrat recherché varie selon les espèces et à l'intérieur d'une même espèce selon les besoins (frai, couvert, alimentation) ou le stade de vie (larve, alevins, adulte) (Olsson & Persson, 1988). Le couplage des informations concernant les superficies utilisées pour le frai avec celles du substrat permet de caractériser les habitats utilisés par les poissons (Kondolf & Wolman, 1993).

I.1.6.2.2. Pente et profondeur de l'eau

La probabilité de présence de frayères est principalement fonction de la pente et de la nature géologique du cours d'eau (Jowett, 1993). La pente reste l'un des critères les plus utilisés dans la discrimination des frayères (Haury *et al.*, 1991). Raventos (2006) divise la pente en 3 catégories : la pente plate (0 à 25 °), douce (26 à 60 °) et raide (> 60 °).

Les critères de pente restent les plus communément utilisés dans la discrimination des frayères (Haury *et al.*, 1991 ; Jowett, 1993). Ils contribuent efficacement au succès de l'éclosion (Witzel & MacCrimmon, 1983). Dans un lac, la pente peut être influencée par les fluctuations du niveau d'eau (Haury *et al.*, 1991). Aussi, comme le relief d'un lac n'est jamais égal partout, cela peut aussi changer sa pente selon le secteur (Morin *et al.*, 1994). Dans les lacs, la pente est étroitement liée à la profondeur qui joue un rôle important dans la distribution de l'ichtyofaune. Les alevins préfèrent généralement les zones de faible profondeur alors que les adultes utilisent principalement les fosses plus profondes (Olsson & Persson, 1988).

I.1.6.2.3. Température

Du fait de son fort impact sur la physiologie des organismes, la température joue un rôle important dans la sélection des zones de ponte par une espèce (Abdele *et al.*, 2004). La sensibilité des très jeunes stades (embryons et larves) aux conditions thermiques est particulièrement forte (Delage *et al.*, 2014). Outre ces paramètres, l'oxygène dissous, le pH, la conductivité et la transparence influencent significativement les zones de reproduction (Dou, 2005 ; Baumgartner *et al.*, 2008).

I.1.6.3. Importance des frayères

Les frayères constituent des zones riches en biodiversité. Elles sont indispensables pour l'accomplissement du cycle de vie des espèces aquatiques et il est nécessaire donc de les préserver (Dulvy *et al.*, 2003). En plus de leur rôle clé dans l'équilibre démographique des populations de poissons, plusieurs études ont mis en avant l'intérêt écologique de la préservation de ces frayères (Brander *et al.*, 2003). L'effet différé d'une protection efficace des frayères permet une augmentation des rendements et donc la diminution de l'effort de pêche et des coûts associés (Davitoglu, 2007). La fermeture de la pêche sur les zones de frai pendant la saison de reproduction constitue une mesure de conservation efficace pour assurer le maintien du potentiel de reproduction d'une ressource halieutique (Harley *et al.*, 2006).

En absence d'une régulation effective des captures basée sur des estimations fiables de l'état du stock, la protection des frayères est une précaution indispensable pour éviter une mortalité excessive des poissons par pêche pouvant entraîner l'effondrement du stock (Gunn & Sein, 2000 ; Davitoglu, 2006). Dans le cas d'une approche pragmatique, la protection des frayères permet de limiter la mortalité par pêche et le risque de déclin des ressources (Pauly 2007 ; Fridrick *et al.*, 2011).

Les comportements grégaires des poissons au moment de la reproduction permettent de diminuer la prédation sur les œufs, de favoriser les échanges génétiques et d'augmenter le succès de la fertilisation des œufs (Sala *et al.*, 2001). Ces comportements indispensables à la structuration sociale et démographique des communautés les ont rendus vulnérables à la surexploitation. Toutefois, une fois découvertes, les fortes densités que peuvent représenter ces groupes facilitent l'effort de pêche en assurant un maximum de prises sur un court intervalle de temps (Baptist *et al.*, 2015a). C'est pourquoi les frayères demeurent des zones d'intérêt halieutique qu'il convient de protéger pour qu'elles conservent leurs qualités écologiques. En conséquence, il est nécessaire d'encadrer l'ensemble des activités anthropiques exercées sur ces zones (St-Onge *et al.*, 2001 ; Baptist *et al.*, 2015b).

I.1.6.4. Aménagement des frayères

Les aménagements de frayères sont des interventions effectuées dans les milieux afin d'optimiser la reproduction des poissons, en leur procurant des sites propices à une bonne reproduction naturelle (Fridrick, 2006). L'objectif est de permettre la reproduction naturelle, en vue d'augmenter la production de poissons en optimisant les éléments essentiels au frai (substrats adéquats, concentration d'oxygène dissous, pente ...) (Copp & Penaz, 1988).

L'aménagement ou la restauration d'une frayère permet aux poissons de se reproduire dans des conditions idéales, favorise la survie des œufs et le développement des alevins. Ces interventions sont profitables pour l'espèce et son habitat (Jaubert & Santal, 2011), mais également pour les acteurs de la pêche puisqu'elles augmentent le rendement des captures. Les aménagements du milieu peuvent apparaître comme des actions de gestion complémentaires, voire dans certains cas, comme une solution de rechange au soutien des populations par repeuplement. Cependant, les connaissances actuelles sur l'efficacité des aménagements piscicoles d'amélioration de l'habitat aquatique sont faibles (Haury *et al.*, 1991). En effet, ces pratiques sont récentes, ce qui ne permet pas d'avoir un recul suffisant pour apprécier leur efficacité à moyen ou long terme. De plus, les échanges d'expériences sont rares dans ce domaine.

I.2. Milieux d'étude

La zone d'étude considérée prend en compte trois milieux qui sont le Parc National de Taï, fleuve Sassandra et le lac de Buyo.

I.2.1. Parc National de Taï

I.2.1.1. Caractéristiques générales

L'ensemble des parcs et réserves de Côte d'Ivoire couvrent actuellement une superficie totale de 2 340 000 hectares, soit 6 % du territoire national. L'histoire de la création du Parc National de Taï (PNT) commence en 1926. L'administration coloniale créa le « Parc refuge de la région forestière du Moyen et du Bas Cavally » par l'arrêté 2508/AG/11/04/1926 (Schweter, 1997). Après plusieurs appellations successives, la réserve intégrale de faune et de flore de Taï devint, en 1972, le « Parc National de Taï » par décret n° 72-544 du 28 août 1972, avec une superficie de 350 000 hectares. En 1973, le Parc fut amputé d'une surface de 20 000 hectares au profit de la Réserve du N'Zo par décret n° 73-132 du 21 mars 1973.

En 1978, le grand intérêt écologique et biologique du parc fut reconnu par la communauté internationale. Ainsi, l'UNESCO l'inclut dans le réseau des Réserves de la biosphère et l'inscrit par la suite en 1981 sur la liste du patrimoine mondial. Le Parc National de Taï est prolongé, au Nord par la Réserve de faune du N'Zo. Cet ensemble constitue le grand bloc intact de forêt ombrophile primaire d'Afrique de l'Ouest (Koné, 2004). Il est situé au sud-ouest de la Côte d'Ivoire (Figure 1), dans l'interfluve entre le Cavally et le Sassandra, précisément entre 5°08' et 6°24' Nord et 6°47' et 7°25' Ouest.



Figure 1 : Localisation du Parc National de Taï (Côte d'Ivoire).
(Source OIPR/ février 2016)

Le PNT occupe actuellement une superficie de 536 018 hectares (Schweter, 1999 ; Martin, 2012). Il est le plus vaste massif forestier d'Afrique de l'Ouest sous stricte protection. Cette superficie est constituée à 98,4 % de forêt, 1,5 % d'eau (une partie du lac de Buyo située à la limite nord) et 0,1 % d'affleurements rocheux, habitat ou sol nu. Il est drainé par plusieurs rivières dont les principales sont la Hana et le Meno qui la traversent du nord-est au sud-ouest. La Direction de Zone Sud-Ouest de l'Office Ivoirien des Parcs et Réserves assure la gestion de cette aire protégée en collaboration avec les partenaires techniques et financiers dont la Coopération Allemande (KFW et GIZ), le Centre Suisse de Recherches Scientifiques et la *Wild Chimpanzee Foundation* (Tiédoué *et al.*, 2018).

I.2.1.2. Climat

Le Parc National de Taï (PNT) est soumis à un climat de type subéquatorial à quatre saisons. Selon Collinet *et al.* (1984), ce climat est caractérisé par deux saisons de pluies dont une grande (de mars à juin) et une petite (de septembre à octobre). Ces deux saisons de pluies alternent avec une grande saison sèche (de novembre à février) et une petite saison sèche (de juillet à août). La pluviosité varie de 1700 à 2200 mm avec une moyenne de précipitations annuelles de 1800 mm.

Cependant les données ombro-thermiques montrent deux saisons (Figure 2). Il s'agit d'une saison sèche (de décembre à janvier) et une saison pluvieuse (de février à novembre). Les températures moyennes mensuelles sont peu élevées. Elles sont pratiquement constantes toute l'année et se situent entre 25 et 27 °C, avec une marge de variation de 3 °C (Boesch & Boesch, 2000). Sur la base des données de l'ORSTOM pour la période de 1967 à 1975, le degré hygrométrique de l'air est très élevé de façon générale et varie entre 85 % et 90 % pour atteindre souvent 100 % pendant la nuit ou en saison pluvieuse (Boesch & Boesch, 2000).

Les chiffres d'évapotranspiration obtenus pour le PNT sont compris entre 1363 et 1465 mm par an, soit 69 % à 73 % des précipitations annuelles. Ceci permet aux paramètres physiques de la masse d'air (humidité et température) en provenance de l'océan de ne pas trop changer lors de son avancée sur le continent (Monteny, 1987). Ces données sont similaires à celles obtenues dans d'autres forêts tropicales de basse altitude en Afrique, en Amazonie et en Asie du Sud-Est (Bruijnzeel, 1990).

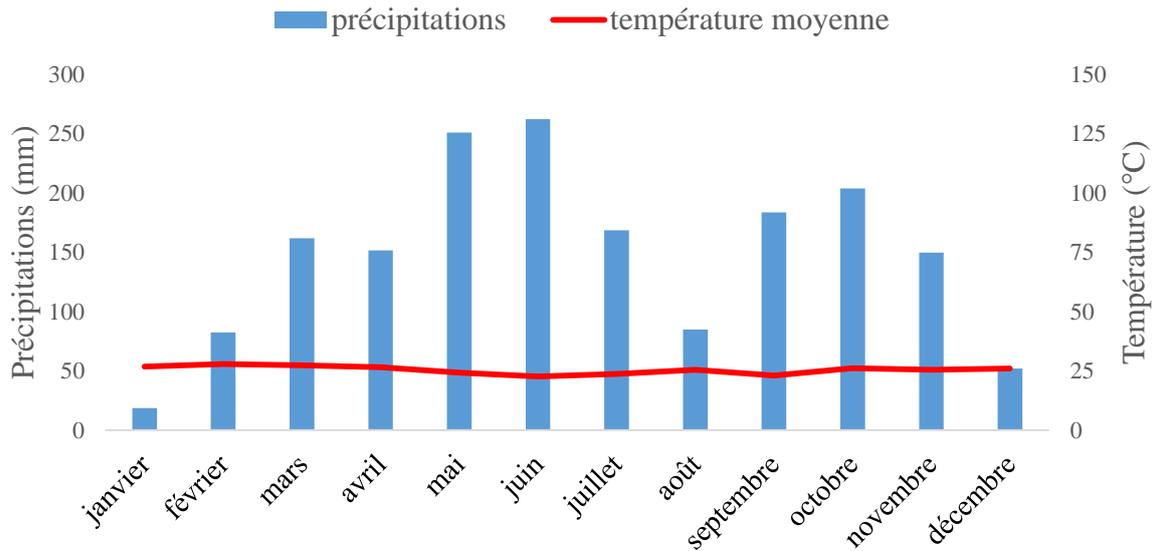


Figure 2 : Diagramme ombro-thermique de la région du Parc National de Taï de 2006 à 2015

(Source SODEXAM).

I.2.1.3. Faune

L'état des connaissances sur la biodiversité du Parc National de Taï s'est amélioré avec la réalisation de nombreuses études et le programme de suivi-écologique mis en œuvre depuis 2005 (Tiédoué *et al.*, 2018). La classe des mammifères compte environ 146 espèces soit 93 % des espèces de mammifères de la zone forestière ouest-guinéenne.

On y dénombre 43 espèces de chiroptères, 15 espèces d'ongulés, 16 espèces de carnivores, 41 espèces de rongeurs, 14 espèces d'insectivores, 12 espèces de primates, trois espèces de pholidotes, une espèce d'hyracoïdes et une espèce de proboscidiens. A titre d'exemple, on y trouve l'Eléphant de forêt, le Buffle de forêt, la panthère, des antilopes (le Céphalophe à dos jaune, le Bongo, le Céphalophe de Maxwell, le Céphalophe noir, le Céphalophe d'Ogilby, le Céphalophe de jentink, le Céphalophe zébré), l'Hylochère, le Potamochère, le Chevrotain aquatique, l'Athérure, les écureuils volants et des primates (Chimpanzé, Colobe de Van Beneden ou Colobe vert, Colobe noir-et-blanc ou Magistrat, Colobe bai, Cercopithèques Diane et Mone, Cercopithèque nictitans ou hocheur, Cercopithèque pétauriste ou hocheur à nez blanc) (Tiédoué *et al.*, 2015). Douze espèces de mammifères, parmi lesquelles l'on peut citer le Céphalophe de Jentink et le Céphalophe zébré et le Cercopithèque diane, sont présentes dans ce parc. L'Hippopotame pygmée ne vit plus qu'en Sierra Léone, au Liberia, en Guinée et en Côte d'Ivoire dans la région d'Azagny et de Taï. Sur un total de 746 espèces d'oiseaux observées en Côte d'Ivoire, 234 (Galat-Luong & Galat, 1982 ; Gartshore,

1989) ont été répertoriées dans le PNT ; les familles les mieux représentées sont les Accipitridae (les rapaces), les Alcedinidae (les martins-pêcheurs et martins-chasseurs) et les Bucerotidae (les calaos) (Roth *et al.*, 2004). Certaines espèces d'importance internationale comme le Gobe-mouche du Nimba ou la Pintade à poitrine blanche sont très rares. De même, des espèces telles que le Picatharte chauve de Guinée, le Bulbul de Baumann, le Bulbul huppé à barbe jaune, le Duc à crinière, le Gladiateur de Lagden, la Nigrette à fond jaune, le Coucou à gorge jaune, la Chouette pêcheuse d'Ussher, l'Echenilleur à barbillon, le Merle métallique à dos bleu sont présentes dans le PNT. L'Aigle couronné, le grand Touraco, le Calao casqué et les Tisserins de forêt ont également été signalés dans le PNT. A l'instar de la quasi-totalité des aires protégées de Côte d'Ivoire, la biodiversité du PNT est menacée (Tiedoue *et al.*, 2019) par les pressions agricoles, la perte d'habitats, le braconnage, l'orpaillage, le feu, etc. Dans les milieux aquatiques, la composition ichtyologique des cours d'eau de l'aire protégée compte 65 espèces réparties en 36 genres, 18 familles et 8 ordres (Kamelan, 2014).

I.2.1.4. Végétation

Les principaux travaux scientifiques portant sur la végétation du Parc National de Taï ont débuté avec ceux de Guillaumet (1967), Aké-Assi & Pfeffer (1975), Huttel (1977) et (Adou *et al.*, 2005). L'essentiel de la végétation est constitué de forêts primaires denses. La majeure partie, surtout septentrionale du parc est recouverte de forêts à *Eremospatha macrocarpa* (Palmier grim pant à feuilles épineuses boursoufflées) et *Diospyros mannii* spp. Ce type forestier est caractérisé par une plus grande variété d'espèces et par sa richesse en taxons endémiques, qualifiés de « sassandriens ». La végétation des bas-fonds est constituée de fourrés à Marantacées et de fourrés à raphia (Tiédoué *et al.*, 2017). Le confluent de la Hana abrite notamment des peuplements purs des formes du palmier vinifère commun *Raphia hookeri* qui ont été classées par Martin (2012) comme des taxons propres et endémiques à la Côte d'Ivoire (*Raphia gigantea* et *Raphia sassandrensis*).

I.2.2. Fleuve Sassandra

I.2.2.1. Réseau hydrographique

Le fleuve Sassandra situé à l'ouest de la Côte d'Ivoire, prend sa source dans la région de Bela en Guinée sous, le nom de Féredougouba (Girard *et al.*, 1971). Il a une longueur de 840

km dont 650 km en Côte d'Ivoire (Iltis & Lévêque, 1982 ; Paugy *et al.*, 1994). Son bassin versant couvre une superficie de 75000 km² dont 67000 km² en Côte d'Ivoire (Lévêque & Paugy, 1999 ; MINAGRA, 2001). Son lit comporte deux secteurs de fortes pentes, l'un dans le cours supérieur et l'autre dans les 60 km qui viennent en aval de Soubré. La pente moyenne est assez élevée avec 0,85 m/km et un débit moyen annuel de 575 m³/s (Iltis & Lévêque, 1982). Du point de vue hypsométrique, près de la moitié du bassin est à une cote inférieure à 300 mètres. Seulement 20 % du bassin sont au-dessus de 500 m (Girard *et al.*, 1971). Le fleuve Sassandra reçoit plusieurs affluents. Sur la rive droite s'étendent du nord vers le sud, le Bafing (8800 km² dont 5300 km² en Côte d'Ivoire) et le N'Zo (7500 km²). Sur la rive gauche coulent la Lobo (12600 km²) et la Davo (7000 km²) (Girard *et al.*, 1971 ; MINAGRA, 2001). Le barrage de Buyo, sur le cours principal de ce bassin, a été construit en 1981 pour la production d'électricité. Depuis 2013, la Côte d'Ivoire et la Chine se sont engagées dans un contrat qui a abouti à la construction du barrage hydroélectrique de Soubré en 2017 présenté comme le plus grand barrage du pays. Le fleuve Sassandra se jette directement dans l'Océan Atlantique au niveau de la ville de Sassandra.

I.2.2.2. Géologie et géomorphologie

La Côte d'Ivoire appartient à la vaste et ancienne plateforme africaine (Craton précambrien). Les roches qui soutiennent la plateforme sont âgées de 1,8 à 3 milliards d'années et elles occupent 97,50 % de la superficie du pays (MINAGRA, 2001). Selon Molinier (1976), le bassin du Sassandra coule sur un socle constitué en majorité de roches granitiques avec une assez faible proportion de roches métamorphiques schisteuses. Il traverse des sols ferrallitiques, fortement dessaturés à l'ouest et moyennement ou faiblement dessaturés à l'est et par endroits, des sols bruns eutrophes tropicaux dérivés de roches basiques. Cette répartition pétrographique et lithologique influence le profil du lit et le type de paysage le long du bassin.

I.2.2.3. Régime hydrologique

Le fleuve Sassandra a un régime hydrologique mixte, car il subit diverses influences du fait de l'étendue de son bassin hydrologique (Iltis & Lévêque, 1982). Ce cours d'eau connaît ainsi trois régimes hydrologiques en relation avec les différents régimes climatiques auxquels il est soumis (Girard *et al.*, 1971 ; Iltis & Lévêque, 1982 ; Brou, 2005). Il s'agit :

- du régime tropical de transition qui se rattache au cours supérieur du bassin du Sassandra. Les périodes d'abondantes précipitations ont lieu de juillet à septembre avec

une crue unique d'août à octobre. La décrue est rapide et s'étend de novembre à décembre. Elle est suivie d'une longue période d'étiage de janvier à mai ;

- du régime équatorial de transition atténué qui concerne la partie centrale du bassin. La saison des hautes eaux s'étale de mai à novembre. Les deux saisons des pluies entraînent deux crues (juin-juillet et septembre-octobre), qui sont d'inégales importances, suivant la prédominance de l'une ou l'autre saison des pluies ;
- du régime équatorial de transition qui s'étend sur les parties avales du bassin. Les périodes de hautes eaux s'observent durant les deux saisons de pluies. Elles entraînent une première crue importante en juin-juillet et une seconde en octobre-novembre. Une période de basses eaux s'observe en août-septembre et une autre, plus marquée, s'étend de décembre à mars.

Le débit moyen annuel du fleuve Sassandra est de 407 m³/s à l'embouchure. Le taux d'écoulement moyen est 0,125 m³/s/100 km² (MINAGRA, 2001).

I.2.3. Lac de barrage de Buyo

I.2.3.1. Caractéristiques générales

Le lac de Buyo doit son existence à la construction d'un barrage hydroélectrique (Figure 3) au sud-ouest de la Côte d'Ivoire en 1981, sur le principal fleuve de la région, le Sassandra (Figure 4). Par sa superficie moyenne estimée à 600 km², il constitue le deuxième plus grand lac de barrage hydroélectrique de Côte d'Ivoire après celui de Kossou. Il est compris entre 06°54' et 07°31' de longitude ouest et 01°14' et 07°03' de latitude nord avec un bassin versant de 75000 km². Le régime hydrologique du lac de barrage dépend de celui du fleuve Sassandra, de l'affluent primaire N'Zo et des précipitations de la région (Traoré, 1989a). A l'instar des barrages hydroélectriques de Kossou et de Taabo sur le fleuve Bandama, d'Ayamé I et II sur la rivière Bia, celui de Buyo change l'hydrologie du lit principal du fleuve Sassandra. Il a une production moyenne annuelle d'électricité estimée à 900 GWH (MINAGRA, 2001). L'espace Buyo se situe dans la zone climatique guinéenne forestière ; il est caractérisé par un régime climatique de type équatorial à deux maxima pluviométriques qui apparaissent aux mois de juin et septembre.



Figure 3 : Vue partielle du barrage hydroélectrique de Buyo (Côte d'Ivoire).
(Auteur N'dri O.R., 2020)

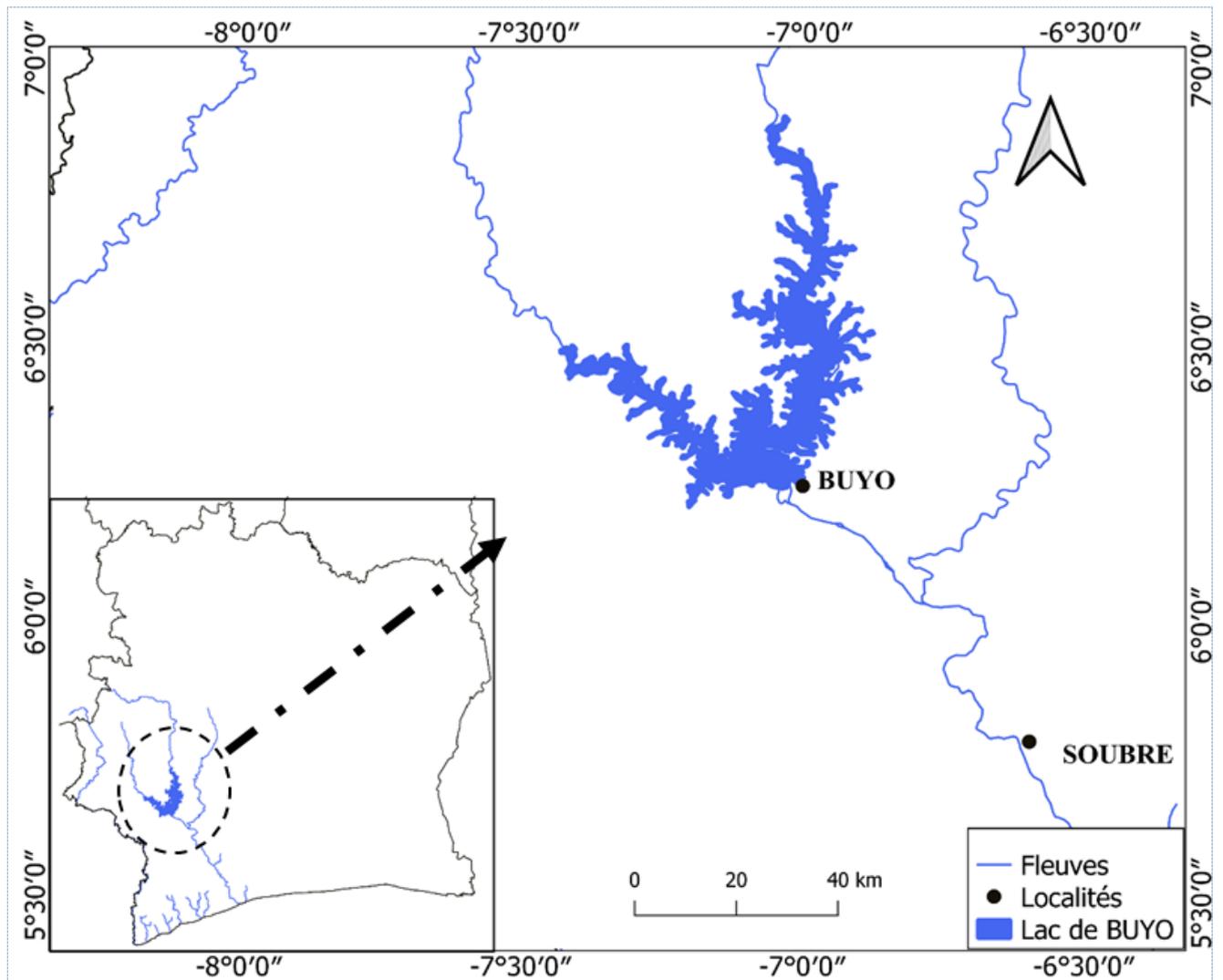


Figure 4 : Localisation du Lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

(Auteur N'dri O.R., 2020)

En moyenne, Buyo enregistre 2000 à 2500 mm de pluies (Anonyme, 1989), ce qui en fait le pôle forestier et pluviométrique de la Côte d'Ivoire. On note cependant des variations dans l'intensité des précipitations dans le temps et dans l'espace. Depuis quelques années, l'on observe une diminution du niveau des précipitations. La chaîne du mont Klon isole une petite zone au sud appartenant au bassin versant d'un fleuve côtier (le San-pedro). La variation annuelle de température est de l'ordre de 3 °C (de 24 à 27 °C). L'humidité relative est toujours très élevée, variant de 70 à 90 % (Aloko, 2001).

I.2.3.2. Géologie et géomorphologie

D'un point de vue topographique, la région comporte un relief relativement monotone, avec des surfaces planes et des paysages colinéaires ; c'est sur ce substrat que se sont développés des sols ferralitiques dessaturés dont le groupe remanié, enrichi d'éléments grossiers (Biemi, 1992). La formation schisteuse, uniforme, trouée de quelques granites, détermine des sols plus ou moins profonds ; ce sont des sols acides et neutres avec un horizon gravillonnaire peu épais. Le long du fleuve Sassandra et de ses affluents, existent des sols hydromorphes.

Au total, les conditions climatiques, favorisant une abondante végétation forestière et une bonne humidité, les sols profonds et fertiles bien arrosés, sont autant d'atouts pour le développement local de l'agriculture, notamment, la culture de café, de cacao et l'agroforesterie.

I.2.3.3. Caractéristiques limnologiques et environnementales

La retenue d'eau de Buyo a une capacité de 8,4 milliards de m³ à la cote 200, dont 7 milliards de m³ utiles. Le lac de Buyo présente un hydrogramme caractérisé par une période des hautes eaux (surfaces maximales inondées de 74200 ha) et une période de basses eaux (surfaces minimales inondées de 31350 ha) (Yapo *et al.*, 2008). Les surfaces maximales annuelles évoluent entre 64000 ha (1983) et 92000 ha (1985) avec une surface maximale moyenne de 81000 ha. Les surfaces minimales évoluent entre 11000 (1984) et 42000 ha (1985), avec une surface minimale moyenne de 25000 ha.

Chaque année, le lac se remplit totalement en décembre puis se vide progressivement jusqu'en juin de l'année suivante (Traoré, 1989a). Sa superficie moyenne maximale est de 67500 ha ; elle correspond à la cote 196,8 (Aloko, 2001).

En période de hautes eaux, le remplissage du lac et les crues du Sassandra et du N'Zo inondent d'importantes surfaces. Cette période correspond à la période où le niveau de l'eau est supérieur au niveau moyen. En-dessous du niveau moyen, l'on parle de basses eaux (Pardé,

1963). Pour la période allant de juin 2018 à mai 2019, les hautes eaux s'étendent d'août à février et les basses eaux, de mars à juillet (Figure 5).

La variation du niveau d'eau du lac se matérialise par la mise en évidence d'une zone de marnage dont la surface varie en fonction des régimes hydrologiques du Sassandra et du N'Zo et des régimes pluviométriques (Yapo *et al.*, 2008). La surface moyenne inondée périodiquement est de l'ordre de 50000 ha et la zone de marnage de l'ordre de 42850 ha. En période de hautes eaux, le remplissage du lac et la crue du Sassandra et celle du N'Zo inondent d'importantes surfaces offrant ainsi à certaines espèces de poissons, qui se reproduisent en zone d'inondation, des possibilités d'effectuer leur frai. Ces zones d'inondation créent de nouvelles possibilités de pêche mais constituent par la même occasion des surfaces de terres perdues pour l'agriculture. En période de basses eaux, le retrait des eaux diminue considérablement la surface du lac qui se réduit pratiquement au seul lit du fleuve. Cela amène les poissons à se réfugier dans les repaires difficilement accessibles. Par ailleurs, l'exondation d'une grande quantité de débris rend la pêche difficile à cause d'une part, de l'inaccessibilité des rives et, d'autre part, parce qu'elle empêche les filets de mouiller correctement. Cela constitue aussi une perte d'une quantité appréciable de planctons qui meurent au moment du retrait des eaux (Traoré, 1989b).

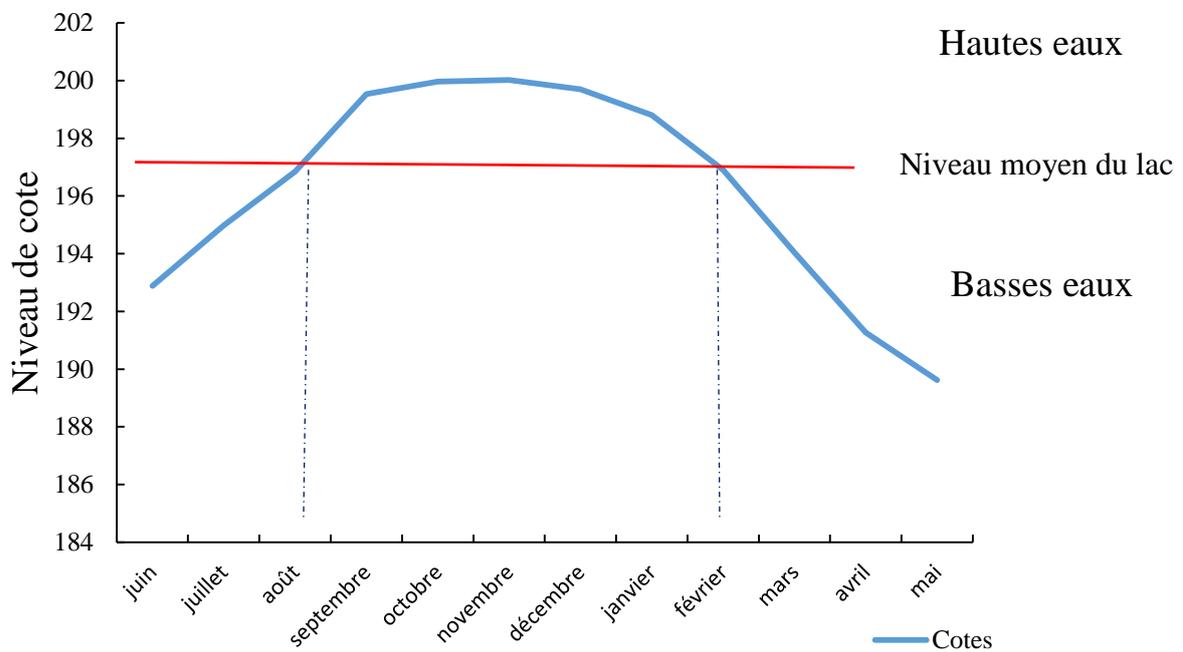


Figure 5 : Variation mensuelle du niveau des eaux du lac de barrage de Buyo de juin 2018 à mai 2019.

(Source : Compagnie Ivoirienne d'Electricité de Buyo)

I.2.3.4. Caractéristiques biologiques

Après la mise en eaux du lac de barrage de Buyo, les arbres formaient un écran entravant l'installation de la végétation littorale, la production phytoplanctonique et affectant les biotopes (Mambo *et al.*, 2001). Les troncs d'arbres ont tendance à se briser au niveau de l'interface eau/air, mais ceux qui subsistent dans l'eau rendent difficiles les pêches en eaux profondes et l'exploitation de l'ichtyofaune benthique. Ils obligent souvent les pêcheurs à plonger pour dégager leurs filets accrochés à ces troncs d'arbres. La densité de phytoplancton s'accroît en période des basses eaux, passe par un maximum à l'étiage, pour décroître ensuite pendant la saison des pluies (Traoré, 1989a). Le stock de zooplancton est sensiblement constant toute l'année (Traoré, 1989b et 1996).

I.2.3.5. Activités de pêche sur le lac

Le lac est devenu une réalité physique et un atout économique incontournable dans l'espace Buyo, à cheval sur plusieurs circonscriptions administratives (Aloko, 2001). L'activité de pêche s'inscrivait dans une vaste opération de réduction des disparités du niveau de vie et de revenus entre régions et à assurer des emplois rémunérateurs aux populations. Le projet pêche, conduit par l'aménagement de la région du sud-ouest (ARSO) a porté sur la sensibilisation, la formation et l'encadrement des pêcheurs.

Les populations riveraines du fleuve Sassandra, pratiquant traditionnellement à la pêche, ont constitué l'ossature des pêcheurs. L'effort important de sensibilisation des paysans a permis d'atteindre 1289 candidats répartis dans 3 zones de pêche, 42 villages, 61 campements et 11 villages centres (Aloko, 2001). Dix-huit encadreurs-pêcheurs, 30 conseillers-pêche ont assuré cette formation ; celle-ci s'est intéressée à la connaissance du produit de la pêche, aux techniques de traitement du poisson, à l'organisation des pêcheurs en groupements à vocation coopérative (GVC). Au total, 7 GVC ont été constitués regroupant 889 adhérents. L'ARSO a équipé les pêcheurs à crédit, à charge pour ceux-ci de rembourser à la production, les 90000 F CFA sur 8 mensualités. Le crédit en nature comprenait l'octroi de matériel suivant : 1 pirogue, 3 filets, 1 pagaie, des flotteurs, 12 bobines. Sur 1289 agriculteurs, pêcheurs volontaires ivoiriens recensés pour la formation, finalement 889 ont effectivement exercé le métier de pêcheur après leur formation. En revanche, sur les 889 pêcheurs ivoiriens riverains du fleuve Sassandra, seuls 134 pêcheurs ivoiriens continuent d'exercer l'activité de pêche ; en 1999, 1243 pêcheurs ont été recensés sur l'espace Buyo. En revanche, il a été observé une poussée spectaculaire des pêcheurs maliens (87 %), guinéens (0,96 %) et burkinabés (0,88 %) (Aloko, 2001).

I.2.3.6. Production halieutique du lac

Depuis la mise en eau du lac de barrage de Buyo, la production annuelle des pêcheries a connu une augmentation régulière d'année en année, passant de 1553 tonnes en 1982 à 10500 tonnes en 1989 (Traoré, 1996 ; Vanga, 1998). Le poisson de Buyo arrive chez le consommateur, fumé (80 %) ou frais (20 %). Le fumage du poisson à Buyo dure un à cinq jours avant son écoulement sur les marchés hebdomadaires. La perte encourue par le poisson frais lors de son fumage est évaluée à 40 %.

Les études menées par l'IDESSA ont montré que l'exploitation halieutique du lac est basée essentiellement sur la capture de cinq espèces (Traoré, 1996) : *Oreochromis niloticus*, *Heterotis niloticus*, *Sarotherodon galilaeus*, *Chrysichthys maurus* et *Coptodon zillii*.

Seules trois familles de poissons sur les dix-sept (17) que comporte le lac participent de façon significative à la production halieutique (Traoré, 1989b). Il s'agit des familles des Cichlidae, des Osteoglossidae et des Claroteidae. Hormis la première année (1982) où les Characidae ont montré une prépondérance dans les captures, ces trois principales familles ont toujours fourni plus de 80 % des captures.

La famille des Cichlidae est de loin la mieux représentée dans les captures réalisées par les pêcheurs. En effet, dans la zone de pêche de Buyo, les Cichlidae représentent plus de 61,7 % des captures totales (dont 38,3 % du tilapia du Nil *Oreochromis niloticus*, 7,8 % de *Sarotherodon galilaeus*, 9,8 % de *Coptodon zillii* et 5,8 % de *Hemichromis fasciatus*). Dans la zone de pêche de Guessabo, les Cichlidae représentent 70 % des captures totales (dont 58,2 % du tilapia du Nil *Oreochromis niloticus*, 6,8 % de *Sarotherodon galilaeus*, 4,2 % de *Coptodon zillii* et 0,8 % de *Hemichromis fasciatus*). Dans la zone de pêche de Guiglo, les Cichlidae ont fourni en moyenne 70,4 % des captures totales avec 59,9 % de tilapia du Nil *Oreochromis niloticus*, 7,2 % de *Sarotherodon galilaeus*, 2,9 % de *Coptodon zillii* et 0,4 % de *Hemichromis fasciatus*.

La famille des Osteoglossidae n'est représentée que par *Heterotis niloticus*. Celle-ci a représenté, en moyenne, 13,1 % des captures totales réalisées dans la zone de pêche de Buyo, 16,1 % à Guessabo et 15,3 % à Guiglo. Sur toute l'étendue du lac, les captures de *Heterotis niloticus* représentent en moyenne 14,8 % des prises totales des pêcheries commerciales. La famille des Claroteidae est représentée par deux espèces : *Chrysichthys maurus* et *Chrysichthys nigrodigitatus*. En termes d'effectif de poissons capturés, les *Chrysichthys* sont très abondamment pêchés mais à des tailles généralement très petites à cause de l'utilisation abusive des pièges-bambou. En termes de biomasse, leurs captures paraissent relativement faibles.

Celles-ci représentent en moyenne, 10,1 % du poids total des captures réalisées sur le lac, soit 17,4 % dans la zone de pêche de Buyo, 9,8 % dans la zone de Guessabo et 3,1 % dans la zone de Guiglo (Traoré, 1996 ; 1989a ; 1989b).

I.2.3.7. Surexploitation du lac

Le lac de barrage de Buyo fait l'objet d'une exploitation excessive. Cette situation est due à la présence d'une forte communauté de pêcheurs allochtones aguerris aux différentes techniques de pêche (Vanga, 2001 et 2004). Les pêcheurs maliens, majoritaires, ont une très longue tradition de pêche. Ils possèdent de gros moyens techniques d'exploitation du lac, et sont donc plus performants.

Un arrêté ministériel autorise un quota de 1000 pêcheurs sur le lac de Buyo. Cependant aujourd'hui, l'on dénombre en réalité entre 900 et 2954 pêcheurs avec une moyenne de 2053 pêcheurs (Gourène *et al.*, 1999).

De plus en plus, l'espace Buyo est le théâtre de conflits fonciers entre allochtones et autochtones, d'une part, entre exploitants piscicoles et l'Etat, d'autre part. Parfois, la colonisation massive des pêcheurs allochtones s'accompagne du non-respect de l'environnement physique et social du lac (Nugent, 1997 ; Golé-Bi *et al.*, 2004). Aussi, certains pêcheurs du lac de barrage de Buyo ne respectent pas les tailles des mailles des filets recommandés ; ces actions peuvent être dangereuses pour l'avenir du lac (Vanga *et al.*, 2002).

I.2.3.8. Perte de la biodiversité du lac de barrage de Buyo

La biodiversité est la variabilité totale de tous les organismes vivants (faune, flore et leur habitat) à l'intérieur des complexes écologiques (Loreau & Naeem, 2001). Depuis, par la création du barrage, du lac et le développement de l'agriculture, les atteintes à l'environnement se sont amplifiées (Vanga, 2001). L'une des principales causes est que les produits agrochimiques sont utilisés dans l'agriculture : ce sont les herbicides qui détruisent les mauvaises herbes, les insecticides qui s'attaquent aux insectes prédateurs et les fongicides indiqués pour détruire les champignons. Du fait de leur capacité à se disperser dans l'environnement, certains pesticides (organochlorés) et métaux lourds, dégradent les habitats aquatiques et constituent une réelle menace pour l'équilibre des différents milieux de vie, notamment le lac et les points d'eau, l'une de leurs principales destinations (Karaki, 1996). Des résultats d'analyse indiquent

des traces de produits chimiques (DDT, hexachlorocyclohexane, lindane) et de certains métaux toxiques (Cu, Cd, Hg, Zn...) dans le sol et dans les sédiments. Selon Karaki (1996), les eaux de ruissellement provenant des champs traités aux engrais, contribuent à l'eutrophisation des eaux de surface et à la lixiviation du nitrate des terres agricoles, l'impact localisé le plus grave ayant pour origine les engrais contenant de l'ammoniac qui favorise l'acidification du sol.

La biodiversité aquatique est aussi menacée par la perturbation de la vie aquatique. En effet, l'abondance des plantes à la surface du lac et leur décomposition diminuent la quantité d'oxygène dissoute dans l'eau. La pénétration des rayons du soleil étant bloquée par ces plantes, la photosynthèse ne peut se réaliser normalement. Ainsi, certaines espèces de poissons se raréfient dans le lac. De plus, certaines malformations apparaissent comme chez *Sarotherodon* (gueule tordue) chez *Chrysichthys* (exagérément maigres ou borgnes). Tout se passe comme si la nouvelle biodiversité aquatique, suite à la transformation de l'écosystème fluvial en un écosystème lacustre, semble n'avoir apporté que des éléments négatifs (Mambo *et al.*, 2001).

**CHAPITRE II : MATERIEL ET
METHODES**

II.1. Matériel

II.1.1. Matériel biologique

Le matériel biologique utilisé dans cette étude est représenté par l'ensemble des poissons à différents stades de développement (adultes et alevins) ainsi que les larves et œufs de poissons prélevés dans la partie du lac de barrage de Buyo jouxtant le Parc National de Taï, de juin 2018 à mai 2019.

II.1.2. Matériel de caractérisation environnementale des sites d'étude

Les paramètres physico-chimiques des différents sites d'échantillonnage ont été mesurés à l'aide d'un multiparamètre de marque HACH et de modèle HQ30d, munis de trois sondes. Une sonde mesure les paramètres tels que la température, la salinité et la conductivité. Une autre sonde mesure l'oxygène dissous et une autre encore mesure le potentiel d'hydrogène (pH) (Figure 6).

Un disque de Secchi en métal de 20 cm de diamètre, divisé en quatre parties peintes alternativement en noir et en blanc et rattaché à une corde graduée, a été utilisé pour mesurer la transparence de l'eau (Figure 6). La profondeur de l'eau a été mesurée au moyen d'une corde lestée et graduée.

Pour la caractérisation granulométrique du substrat des différents sites d'échantillonnage, des prélèvements de sédiments ont été effectués à l'aide d'une benne Van Veen (Figure 7-a). Cette dernière est en acier inoxydable avec une ouverture de 0,05 m². Elle est constituée de deux (2) barres en X reliées à une corde à l'extrémité supérieure et fixées sur deux (2) mâchoires à l'extrémité inférieure. Une étuve (Figure 7-d) a été utilisée pour le séchage du substrat.

L'analyse granulométrique des substrats a été faite à l'aide d'une tamiseuse électrique constituée d'une succession de tamis de différentes mailles posés sur un agitateur électrique (Figures 7b et 7-c).

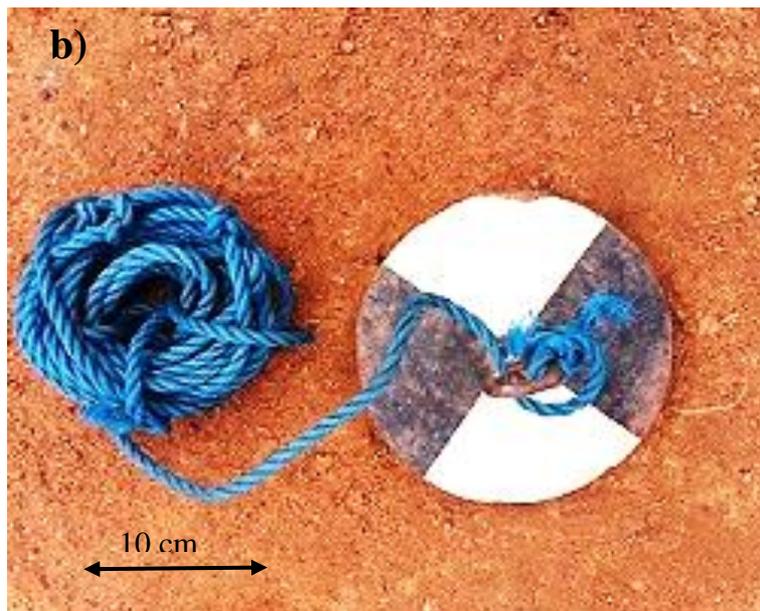


Figure 6 : Matériel de mesure des paramètres physico-chimiques du milieu.

a = multiparamètre et b = Disque de Secchi.

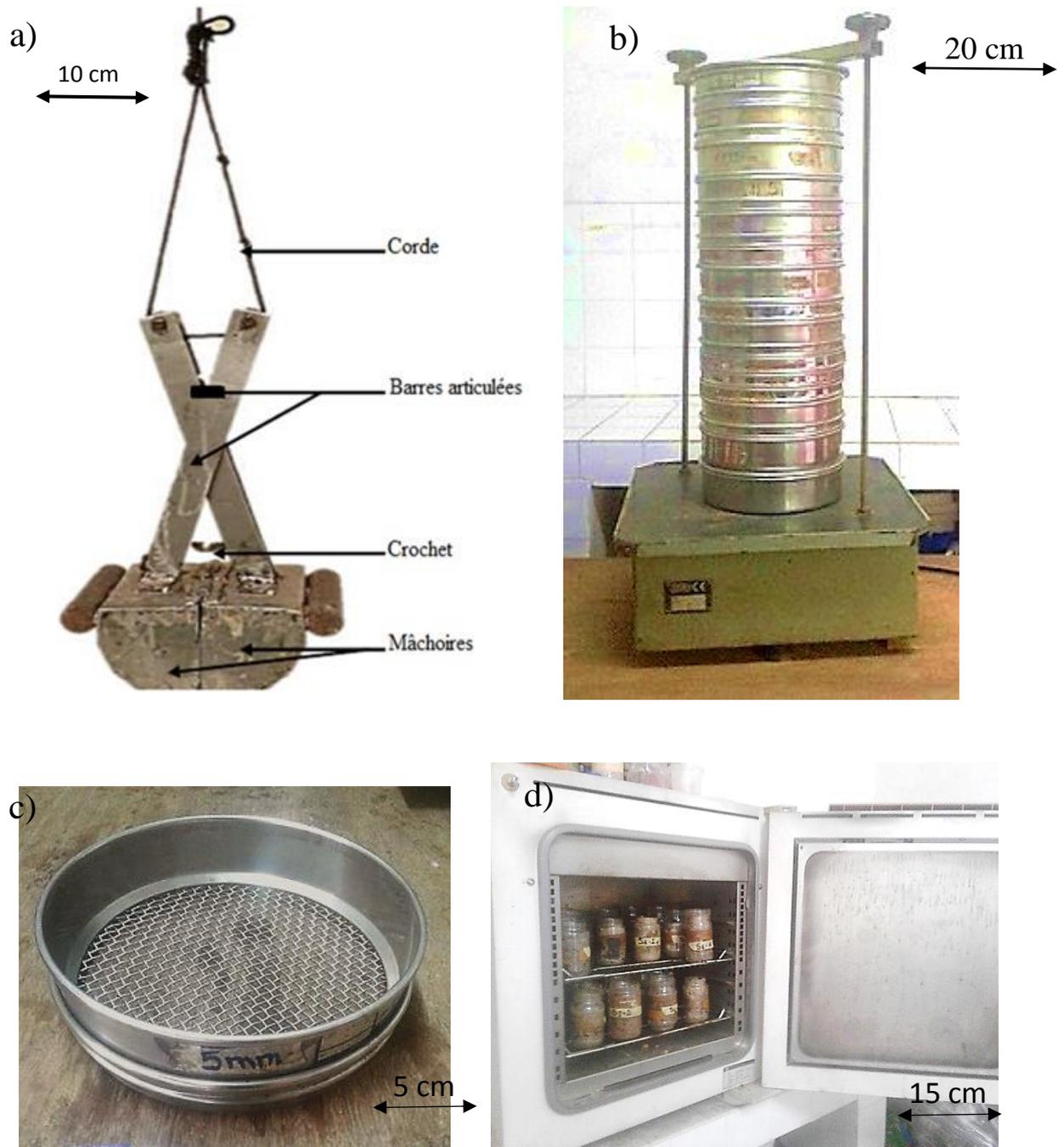


Figure 7 : Matériel de prélèvement et d'analyse du substrat.

a = ben Van Veen ; b = tamiseuse électrique ; c = tamis et d = étuve de séchage.

II.1.3. Matériel d'étude des indices de frai

II.1.3.1. Matériel d'échantillonnage des nids de poissons

Les nids de ponte ont été comptés en utilisant comme unité de base, un quadrat (Figure 8) de dimension 1 m × 1 m. Un décamètre et une corde ont permis de mesurer les distances entre deux points au niveau des sites.

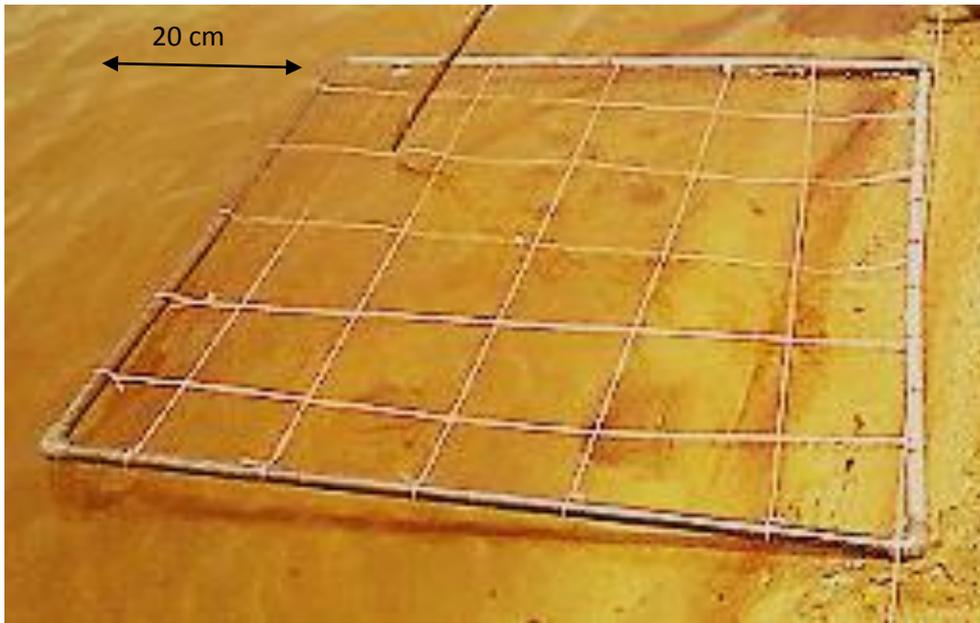


Figure 8 : Vue d'un quadrat (dimension 1 m × 1 m) pour l'inventaire des nids de ponte de poissons.

II.1.3.2. Matériel d'échantillonnage de l'ichtyoplancton et des alevins

La capture des œufs et des larves de poissons a été effectuée à l'aide d'un filet à plancton (Figure 9-a) et d'un filet troubleau (Figure 9-b). Le filet à plancton cylindro-conique de 50 cm de diamètre d'ouverture, de 1,5 m de longueur et de 0,5 mm de vide de maille a été fixé à une embarcation. Le filet troubleau est constitué d'un manche de 2 m et un cadre en métal de 45 cm de longueur (L) sur 40 cm de largeur (l) muni d'un filet de maille 0,5 mm. Le comptage des œufs et des larves a été effectué à l'aide d'une loupe binoculaire de marque Leica et de modèle WILD M3c (grossissements × 160, × 250 et × 400) (Figure 9-c), d'une cuve de Dollfuss, d'une éprouvette graduée et des pipettes Eppendorf. Pour la capture des alevins, une époussette confectionnée avec un filet de 1 mm de vide de maille a été utilisée (Figure 9-d).



Figure 9 : Matériel de prélèvement et d'observation de l'ichtyoplancton et des alevins.

a = filet à plancton ; b = filet troubleau ; c = loupe binoculaire ; d = épuisette.

II.1.3.3. Matériel de suivi des stades de maturité sexuelle des poissons

II.1.3.3.1. Engin de pêche des poissons

Des pêches expérimentales ont été réalisées à l'aide de filets maillants, de nasses artisanales et de filets éperviers (Figure 10). Une batterie de 6 filets maillants monofilaments de vide de maille 8, 10, 15, 20, 30 et 40 mm a été utilisée. Chaque filet mesure 30 m de longueur pour une hauteur de chute de 1,5 m. Le filet est monté avec des flotteurs sur la ralingue supérieure et des plombs au niveau de la ralingue inférieure. Les flotteurs de la ralingue supérieure permettent au filet de flotter et les plombs de la ralingue inférieure maintiennent le filet tendu verticalement et l'empêchent d'être soulevé par le courant d'eau. Ces deux actions conjuguées permettent de garder le filet en position verticale, constituant ainsi un barrage filtrant qui retient les poissons.

Outre les filets maillants, des nasses artisanales de type « papolo » (100 cm de hauteur et 50 cm de diamètre de la base) appâtées avec du son de maïs ainsi que des filets éperviers (de maille 2 cm et 10 m de diamètre) ont aussi servi à capturer les poissons sur chaque site.

II.1.3.3.2. Matériel de traitement des poissons

Un ichtyomètre a été utilisé pour mesurer les longueurs standard et totale de chaque poisson. La masse individuelle des poissons a été déterminé à l'aide d'une balance de marque TOLEDO et de modèle PB810 (précision $\pm 0,1$ g ; portée 5000 g).

Une autre balance de marque JEWELRY et de modèle KL-50 (précision $\pm 0,001$ g ; portée 120 g) a été utilisée pour déterminer le poids des organes prélevés sur le poisson (Figure 11). La dissection des poissons a été réalisée à l'aide de divers instruments (ciseaux, pinces, bistouris) contenus dans une trousse à dissection.

II.1.3.4. Matériel d'observation des nids de poisson

Un dispositif de vidéosurveillance a été utilisé pour l'observation des comportements des poissons sur les nids. Au total, 10 caméras de marque "Apexcam Pro EIS Action" et de modèle M80 ont été utilisées. La caméra est équipée d'une boîte de protection étanche (Figure 12). Elle utilise un objectif "fisheye" en verre 6, qui corrige automatiquement l'image vidéo sous un angle de 170 °. Les caméras ont été équipées de carte mémoire "SanDisk Ultra SDHC Memory Card » de 64 Giga-octés. Chaque caméra a été montée sur un support métallique permettant de la fixer et de l'immobiliser.

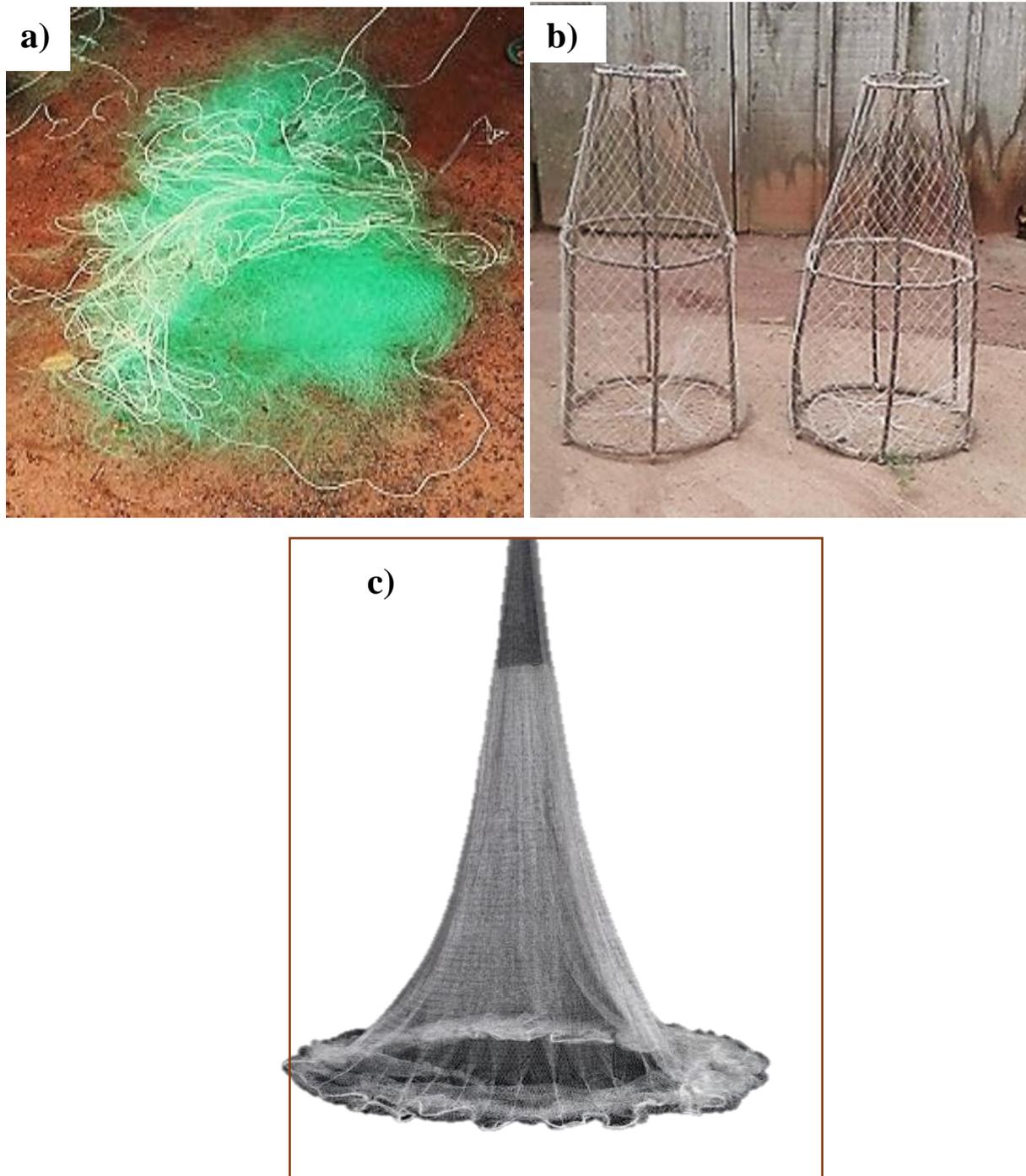


Figure 10 : Matériel de pêche de poissons.
a = filet maillant ; b = nasse artisanale ; c = filet épervier.

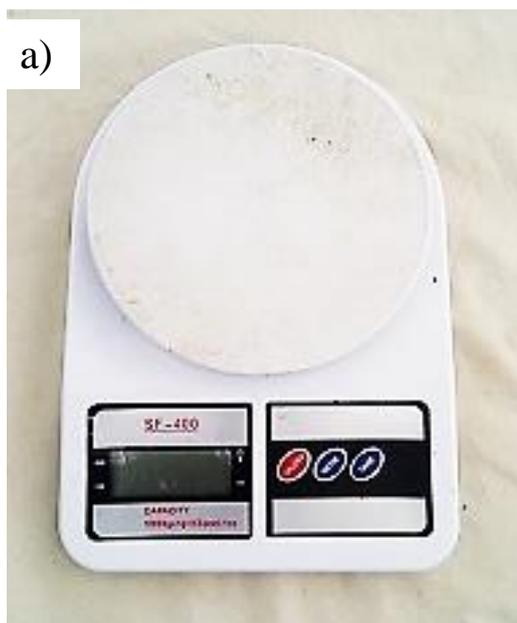


Figure 11 : Matériel de pesée.

a = balances de marque TOLEDO et de modèle PB810 (Précision $\pm 0,1$ g ; portée 5000 g) ; b =
balance de marque JEWELRY et de modèle KL-50 (Précision $\pm 0,001$ g ; portée 120 g).



Figure 12 : Vue d'une caméra de vidéosurveillance et de son boîtier étanche.

II.1.4. Autres matériels

La position géographique (latitude, longitude et altitude) de chaque station d'échantillonnage a été déterminée à l'aide d'un GPS (Global Positioning System), model GPS 60 de marque GARMIN. Un appareil photo numérique de marque SAMSUNG et de modèle DSC-H10 a servi pour les prises de vues. Des piluliers ont été utilisés pour la conservation des organes. Du formaldéhyde 4 % a été utilisé pour la fixation des œufs, larves et alevins.

II.2. Méthodes

II.2.1. Choix des sites d'échantillonnage

La présente étude a été réalisée dans la partie du lac de Buyo située dans le Parc National de Taï (PNT), notamment la partie limitée par l'ancien lit de la rivière N'Zo inondée (OIPR, 2006). Les critères qui ont guidé la sélection des sites d'échantillonnage sont la diversité des habitats et l'accessibilité aux sites à toute période de l'année. Au total, 11 sites d'échantillonnage dont neuf sites localisés sur le littoral, précisément près des berges et deux sites situés en pleine eau ont été identifiés (Figure 13). Les caractéristiques générales propres à chaque site d'échantillonnage sont présentées dans le tableau I. Les sites localisés près des berges renferment les plaines inondables (une zone généralement plate ou légèrement en pente, adjacente au cours d'eau et qui est inondée au cours des crues) et les baies (échancrure du littoral, mais aussi de la berge d'un lac). Au niveau des plaines inondables, trois sites ont été retenus : S7, S9 et S10 (Figure 14). Les sites S1, S2, S4, S5, S6 et S11 sont situés dans les baies du lac (Figures 15). Les sites S3 et S8, situés en pleine eau, ont des profondeurs élevées (Figure 16).

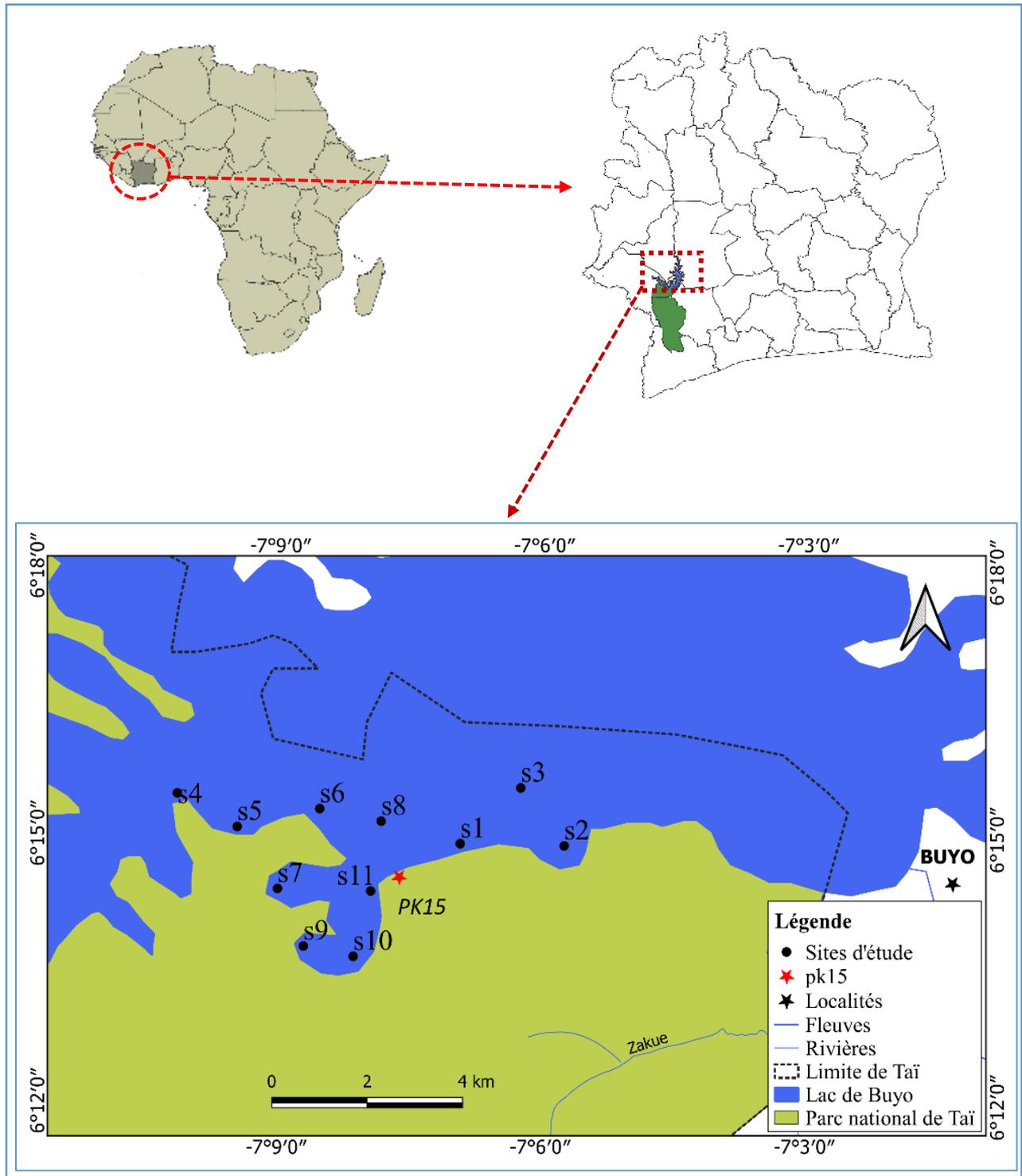


Figure 13 : Localisation des sites d'échantillonnage dans la partie du lac de barrage de Buyo située dans le périmètre du Parc National de Taï (Côte d'Ivoire).

(Auteur N'dri O.R., 2020)

Tableau I : Caractéristiques générales des sites d'échantillonnage retenus sur le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

Sites	Coordonnées géographiques	Caractéristiques spécifiques
S1	7°11' 56" W 6°24'85" N	Site à berge abrupte recouverte d'herbes terrestres pendant l'été.
S2	7°09'59" W 6°24'83" N	Site plus proche du barrage hydroélectrique et riche en débris végétaux.
S3	7°10'42 W 6°25'90"N	Site situé en pleine eau avec une abondance de débris végétaux (feuilles et bois morts).
S4	7°16'92"W 6°25'76"N	Site à pente irrégulière avec un substrat riche en gravier.
S5	7°15'78"W 6°25'14"N	Site à pente douce et homogène colonisé par les plantes terrestres pendant l'été.
S6	7°14'22"W 6°25'49"N	Paysage hétérogène avec de nombreux creux dans les racines des troncs d'arbres, riche en débris végétaux avec une abondance de végétaux aquatiques en période de crue.
S7	7°15' 01" W 6°23'99" N	Pente faible soumise à un assèchement en période d'été.
S8	7°13'06"W 6°25'26" N	Site situé en pleine eau, pauvre en débris végétaux.
S9	7°14'51" W 6°22'92" N	Site riche en blocs granitiques avec un substrat meuble.
S10	7°13'57" W 6°22'73" N	Présence de plusieurs îlots de terre colonisés par les herbes terrestres.
S11	7°13'24" W 6°23'95" N	Site à proximité de village de pêcheurs. Présence d'activités humaines (pollution domestique, amarrage de pirogues...).

Site 7



Site 9



Site 10



Figure 14 : Vue des sites d'échantillonnage localisés dans les plaines inondables du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

Site 1



Site 2



Site 4



Figure 15 : Vues des sites d'échantillonnage situés dans les baies du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

Site 5



Site 6



Site 11



Figure 15 (suite) : Vues des sites d'échantillonnage situés dans les baies du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

Site 3



Site 8



Figure 16 : Vues des sites d'échantillonnage situés en pleine eau, dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

II.2.2. Caractérisation environnementale des sites d'échantillonnage

II.2.2.1. Mesures des paramètres physico-chimiques des eaux

Les mesures des variables abiotiques ont été effectuées *in situ* mensuellement de juin 2018 à mai 2019. Le taux d'oxygène dissous, le pH, la conductivité, la salinité, la température de l'eau ont été mesurés à l'aide du multiparamètre Waterproof DO 330 entre 7 h et 9 h. Les mesures ont été effectuées au niveau des 50 premiers centimètres de profondeur de l'eau. L'appareil a été mis sous tension puis la sonde a été plongée dans l'eau et la valeur du paramètre sélectionné est affichée directement sur l'écran. La valeur de chaque paramètre est notée après sa stabilisation. La transparence a été mesurée en cm par immersion totale du disque de Secchi, suivie de sa remontée progressive. La valeur de la transparence correspond ainsi à la distance à laquelle le disque redevient visible. Afin de déterminer la profondeur des sites d'échantillonnage, la corde lestée graduée en cm a été plongée verticalement dans l'eau jusqu'à atteindre le fond. Les taux moyens de fermeture de la canopée et de couverture du plan d'eau par les plantes aquatiques ont été estimés visuellement en pourcentage.

II.2.2.2. Mesures des autres paramètres environnementaux

II.2.2.2.1. Prélèvement et analyse granulométrique du substrat

Au niveau de chaque site, le substrat a été prélevé à l'aide de la benne Van Veen. A cet effet, trois coups de benne, distants de 100 m ont été effectués. Au laboratoire, chaque échantillon a subi une analyse granulométrique. Elle consiste à fractionner au moyen d'une série de tamis, un échantillon de substrat, en plusieurs classes granulométriques de tailles décroissantes (Bruton & Gophen, 1992 ; Bandara & Amarasinghe, 2017).

Les substrats prélevés ont d'abord été placés dans une étuve à 100 °C jusqu'à l'obtention d'un matériau sec, puis chaque échantillon a été homogénéisé à la main. Cent grammes de substrat sont prélevés et pesés à l'aide de la balance électronique de précision $\pm 0,01$ g. L'échantillon a été ensuite tamisé au travers d'une série de 15 tamis (dont les maillages respectifs ont comme dimensions nominales 5 - 3,15 - 2 - 1,25 - 0,8 - 0,63 - 0,5 - 0,4 - 0,315 - 0,25 - 0,2 - 0,16 - 0,125 - 0,1 - 0,063 mm) disposés sur une tamiseuse électrique (Kouassi, 2007). L'amplitude de vibration appliquée lors du tamisage est de 1,5 mm, durant 10 minutes. Une fois la période de tamisage achevée, les différentes fractions sont récupérées en prenant soin de ne pas forcer le passage de particules au travers des tamis. Chaque particule bloquée au niveau du maillage est comptabilisée dans la classe granulométrique supérieure. Le poids du contenu de chaque tamis a été ensuite noté séparément et exprimé en pourcentage du poids total initial.

Suivant Blott et Pye (2001), la taille des grains a été divisée en 8 catégories en fonction du diamètre (D) :

- rocher ($D \geq 64$ mm) ;
- gravier ($2 \leq D < 64$ mm) ;
- sable très grossier ($1 \leq D < 2$ mm) ;
- sable grossier ($0,5 \leq D < 1$ mm) ;
- sable moyen ($0,25 \leq D < 0,5$ mm) ;
- sable fin ($0,125 \leq D < 0,25$ mm) ;
- sable très fin ($0,063 \leq D < 0,125$ mm) ;
- limon + argile ($D < 0,063$ mm).

II.2.2.2. Détermination des pentes des sites

La pente de chaque site a été déterminée en effectuant deux mesures de profondeurs P1 et P2, respectivement au niveau des points A et B distants de 4 m. La profondeur 1 est la profondeur la plus élevée et la profondeur 2 est la plus faible profondeur. La pente a ensuite été calculée en utilisant la formule suivante (Raventos, 2006) :

$$\text{Pente} = \frac{\text{Profondeur 1} - \text{Profondeur 2}}{\text{distance (A à B)}} \times 100$$

La pente est définie en 3 catégories selon Raventos (2006) :

- pente plate: 0 à 25 °
- pente douce : 26 à 60 °
- pente raide : > 60 °.

II.2.3. Inventaire de l'ichtyofaune

II.2.3.1. Capture des poissons

La présence d'un agrégat de géniteurs en état de ponte ou poste-ponte sur un site est un indicateur de présence de frayères (Comtois *et al.*, 2004 ; Imirizaldu, 2012 ; Gacon, 2014). Dans le cadre de ce travail des pêches expérimentales ont été réalisées mensuellement dans les différents sites d'échantillonnage de juin 2018 à mai 2019.

La capture des poissons a été faite à l'aide de filets maillants, de nasses artisanales et de filets éperviers. En ce qui concerne les filets maillants, la batterie de filets a été posée sur chaque site entre 16 h et 18 h, relevée le lendemain entre 6 h et 8 h. De même, dix nasses artisanales appâtées au son de maïs ont été posées dans les différents sites d'échantillonnage puis relevées après 48 h. Enfin, cinq jets de filet épervier ont été également réalisés, en vue de capturer des géniteurs *in situ* sur chaque site.

Les poissons capturés ont été identifiés selon Paugy *et al.* (2003 a et b) et dénombrés. Ils ont été mesurés au millimètre près et pesés au gramme près (Rhodes *et al.*, 2005).

II.2.3.2. Détermination de la diversité des espèces de poissons dans les sites d'étude

II.2.3.2.1. Richesse spécifique et occurrence des taxons

La richesse spécifique, définie comme le nombre total d'espèces présentes dans un milieu, est un bon indicateur de la qualité écologique d'une station (Alliaume *et al.*, 1990). L'occurrence ou la fréquence (F) permet d'obtenir des informations sur la présence continue (constance) d'une espèce dans un milieu donné. C'est le rapport (en pourcentage) entre le nombre d'échantillons (p) où l'espèce i apparaît et le nombre total d'échantillons (P) dans un milieu (Dajoz, 2000).

$$F(i) = \frac{p(i)}{P} \times 100$$

Selon la valeur de F, Dajoz (2000) adopte la classification suivante :

- espèce constante : présence dans plus de 50 % des échantillons ;
- espèce accessoire : présence dans 25 à 50 % des échantillons ;
- espèce accidentelle : présence dans moins de 25 % des échantillons.

II.2.3.2.2. Pourcentage numérique ou pondéral

Le pourcentage numérique (N) ou pondéral (P) est le rapport du nombre d'individus (ni) ou du poids d'individus (pi) d'un groupe taxonomique i (espèce, famille ou ordre) sur le nombre total d'individus (Nt) ou le poids total d'individus (Pt).

$$N = (ni / Nt) \times 100 \quad \text{ou} \quad P = (pi / Pt) \times 100$$

II.2.3.2.3. Indice de diversité de Shannon

L'indice de diversité de Shannon mesure le degré d'organisation du peuplement (Amanieu & Lassere, 1982). Il est lié à la probabilité que deux individus tirés au hasard de l'ensemble des individus, appartiennent au même groupe taxinomique. Selon Daget (1979), cet indice ne dépend pas de la taille de l'échantillon mais plutôt de l'abondance relative de chaque espèce. Sa formule est :

$$H = - \sum_{i=1}^{l=S} p_i \times \text{Log}_2 p_i$$

Avec $P_i = n_i / N_t$

Où n_i = nombre d'individus d'une espèce i donnée, i allant de 1 à S (nombre total d'espèces).
 N_t = nombre total d'individus et P_i = la probabilité de capture de l'espèce i (i variant de 1 à S) et S le nombre total d'espèces.

H est exprimé en unités d'informations par individus ou bits par individu. H est compris entre 0 et 5 (Amanieu & Lassere, 1982).

- Si $H = 0$, l'échantillon est composé d'une seule espèce.
- Si $H = 5$, toutes les espèces de la communauté ont la même distribution.

Une faible valeur de H traduit un déséquilibre dans le milieu.

II.2.3.2.4. Equitabilité

L'équitabilité (E) a été mise au point pour rendre compte de l'abondance relative de chaque espèce, de la régularité de la distribution des espèces et de la qualité d'organisation du peuplement dans un écosystème (Hill, 1973). Cet indice peut varier de 0 à 1. Il est maximal quand toutes les espèces ont la même abondance dans le peuplement et il est minimal quand une seule espèce domine tout le peuplement (Dajoz, 2006). Insensible à la richesse spécifique, il est très utile pour comparer les dominances potentielles entre stations ou entre saisons d'échantillonnage. En effet, plus un peuplement est équilibré (pas d'espèce largement dominante), plus il est stable. A l'inverse, toute dominance d'une espèce est signe d'un déséquilibre dû à une cause naturelle ou anthropique. L'équitabilité ou indice de Pielou (1966) dérive de l'indice de Shannon et permet d'étudier la régularité de la distribution des espèces dans un écosystème donné. Son expression est la suivante :

$$E = H / \log_2 S$$

où H est l'indice de Shannon et S , la richesse spécifique.

II.2.3.2.5. Structure en taille

La distribution de fréquence de tailles permet d'avoir une image de la structure démographique des populations. Dans cette étude, le nombre d'individus de chaque espèce (n_i) correspond au nombre total d'individus de l'espèce i collectés dans toutes les stations (S1 à S11). Les classes de taille ont été définies sur la base de la règle de Sturge (Scherrer, 1984) et l'effectif des individus par classe a été exprimé en pourcentage du nombre total d'individus de chaque espèce. Le nombre de classe est déterminé par la formule :

$$NC \text{ (Nombre de classe)} = 1 + \log_{10} (n)$$

Où n_i = nombre total des spécimens.

L'intervalle de classe (IC) est déterminé par le rapport suivant :

$$I = (LS_{\max} - LS_{\min}) / NC$$

Avec LS = longueur standard.

Par ailleurs, le coefficient de variation (CV) des tailles de chaque espèce a été calculé à l'aide de la formule suivante:

$$CV = \frac{\text{Ecart type}}{\text{Moyenne}} \times 100$$

Si :

- $CV < 2 \%$, la structure est très homogène ;
- $2 \% \leq CV \leq 30 \%$, la structure est homogène ;
- $CV > 30 \%$, la structure est hétérogène.

II.2.3.2.6. Relation longueur-masse

L'estimation de la croissance à partir de la longueur peut aussi se formuler en fonction de la masse pour son utilisation dans l'évaluation des rendements. Pour l'espèce étudiée, on définit une relation longueur-masse dont les variations permettent de préciser le type d'allométrie. Elle permet, à partir des données sur la longueur plus facilement accessibles sur le terrain, d'en déduire les poids moyens (Lévêque, 2006). Cette relation est établie par la formule :

$$P = aLS^b$$

Où P = masse du poisson (g), LS = longueur standard (mm), a = constante et b = coefficient d'allométrie. Les paramètres a et b ont été estimés après la transformation de la fonction linéaire en une fonction logarithmique de type :

$$\text{Log } P = \text{Log } a + b\text{Log } LS$$

Où, a et b , indépendants l'un de l'autre, sont régis par des lois de croissance. Le coefficient d'allométrie b est généralement compris entre 2 et 4, souvent proche de 3 et représente le rapport des vitesses de croissance spécifique pour le poids et la longueur.

Lorsque b est égal à 3, la croissance est dite isométrique (la densité spécifique de l'animal ne change pas) et lorsqu'il est supérieur ou inférieur à 3, la croissance est dite allométrique.

- Si $b > 3$, l'allométrie est dite majorante : la croissance est meilleure en poids qu'en longueur.
- Si $b < 3$, l'allométrie est dite minorante : la croissance est meilleure en longueur qu'en poids.

II.2.3.2.7. Facteur de condition

Le coefficient de condition (K) permet d'estimer les modifications saisonnières de l'embonpoint sous l'influence des facteurs externes (milieu) ou internes (physiologiques). L'évolution mensuelle de ce coefficient permet de déduire une stratégie dans l'utilisation des apports énergétiques (Bagenal & Tesch, 1978 ; Lalèye, 2006 ; Konan *et al.*, 2007). En effet, K est corrélé positivement à la densité de lipides, ces derniers étant utilisés durant les périodes de jeûne, de reproduction et de maturation (Robinson *et al.*, 2008). Dans cette étude, il a été calculé suivant la formule (Kartas & Quignard, 1984) :

$$K = (PT/LS^3) \times 100$$

Où PT = poids total (g) et LS = longueur standard (cm).

II.2.4. Indices de frai des poissons

L'identification des frayères a été faite en prenant en compte plusieurs indices de frai. En effet, selon les travaux de Marty et Beall (1989), Nakatani *et al.* (2001) et Imirizaldu (2012), les indices qui sont susceptibles de caractériser une zone de frai de poissons sont :

- 1/ la présence de nids de poissons ;
- 2/ la présence d'œufs et/ou de larves de poissons ;
- 3/ la présence d'alevins ;
- 4/ la présence sur un site donné, d'individus matures dont l'état des gonades indique que la ponte est imminente ou qu'elle vient d'avoir lieu.

La méthode d'identification des frayères retenue dans la présente étude a donc consisté à rechercher et à quantifier les indices ci-dessus (Michel, 1999 ; Reynalte-Tataje *et al.*, 2011) dans les différents sites d'étude.

II.2.4.1. Inventaire des nids de ponte des poissons

Pendant la fraie, certaines espèces de poissons construisent des nids pour pondre leurs œufs (Bandara & Amarasinghe, 2017). Les nids de poissons qui ont fait l'objet de dénombrement sont ceux qui apparaissaient fonctionnels, c'est-à-dire ceux qui n'étaient pas couverts de limon et qui contenaient des œufs ou des larves de poisson, parfois avec observation de soins parentaux.

Les nids de poissons ont ainsi été repérés et comptés mensuellement dans les différents sites d'échantillonnage en utilisant un quadrat (Kouassi *et al.*, 2013 ; Gophen, 2016). Sur chaque station d'échantillonnage, une surface totale équivalant à trois fois celle d'un rectangle de 10 m × 3 m a été explorée en utilisant le quadrat de 1 m × 1 m. Ces quadrats n'étaient pas fixes pendant chaque mois, mais leurs emplacements pouvaient changer en fonction des fluctuations du niveau d'eau du site. La densité (d) des nids a été calculée comme suit :

$$\text{Densité (d)} = \frac{\text{nombre de nids (n)}}{\text{superficie (s)}}$$

Pour chaque quadrat, la densité du nid a été déterminée pour différents niveaux de profondeurs d'eau (profondeur 1 : 0 à 15 cm ; profondeur 2 : 15 à 25 cm ; profondeur 3 : 30 à 40 cm ; profondeur 4 : > 40 cm). La profondeur maximale de nidification (profondeur au-delà de laquelle on n'observe plus de nids) a été enregistrée sur chaque site d'échantillonnage.

II.2.4.2. Echantillonnage de l'ichtyoplancton

L'ichtyoplancton désigne l'ensemble des œufs et larves de poissons qui sont entraînés au gré des masses d'eau. En vue d'optimiser les captures, l'échantillonnage de l'ichtyoplancton a été réalisé à l'aide de deux engins : un filet à plancton conique et un filet troubleau. Le filet à plancton a été fixé à une embarcation (Nakatani *et al.*, 2001), puis maintenu horizontalement à une profondeur de 20 centimètres sous l'eau et traîné à vitesse constante de 5 km/h pendant 15 minutes dans chaque site d'étude (Graça & Pavanelli, 2007). Pour étudier la présence d'œufs et de larves des espèces de poissons frayant dans une zone donnée, l'utilisation d'un filet troubleau est une technique éprouvée (Daga *et al.*, 2009). L'échantillonnage a été réalisé entre 25 cm et 1 m de profondeur. Les œufs et larves ont été délogés du fond par brassage du substrat, puis récoltés dans le filet placé en aval. Cette opération a été effectuée sur une distance de 300 m au niveau de chaque site (Nappi-Corrêa *et al.*, 2011). A la fin de chaque séance, le contenu du filet est transvasé dans des bocaux, fixé au formaldéhyde 4 % et transporté au laboratoire. Les œufs et les larves de poissons sont séparés des débris, puis dénombrés sous une loupe binoculaire.

Le volume d'eau filtré a été estimé de la manière suivante :

- filet à plancton :

$$V_1 = \pi r^2 \times d_1$$

- filet troubleau :

$$V_2 = L \times l \times d_2$$

Avec V_1 = volume d'eau filtré au filet à plancton ; V_2 = volume d'eau filtré au filet troubleau ; r = rayon d'ouverture du filet à plancton ; L = longueur de la surface d'ouverture du filet troubleau ; l = largeur de la surface d'ouverture du filet troubleau ; d_1 = distance parcourue avec le filet à plancton ; d_2 = distance parcourue avec le filet troubleau.

Les abondances des œufs et des larves ont été standardisées pour être exprimées par unité de 10 m³ d'eau filtrée (Reynalte-Tataje, 2011 ; Mohamed, 2013).

II.2.4.3. Echantillonnage des alevins

La capture d'alevins vésiculés, combinée à l'observation préalable de géniteurs à un site donné témoigne de la présence d'une frayère. Une pêche à l'épuisette a été réalisée au niveau de chaque site. Elle a été réalisée pendant 30 minutes de pêche active dans le but de capturer les alevins du milieu. A la fin de chaque opération, les alevins capturés ont été transvasés dans des bocaux, fixés au formaldéhyde 4 % et transportés au laboratoire où ils ont été séparés des débris puis dénombrés.

II.2.4.4. Suivi de l'état de maturité sexuelle des poissons

La détermination des sites de frai pour chaque espèce a été faite en prenant en compte les individus matures dont le pourcentage de prises par unité d'effort est supérieur à 70 % (Heyman & Kjerf, 2008). La caractérisation des principales phases évolutives des gonades est basée essentiellement sur les critères d'ordre morphologique, pondéral et histologique (Kartas & Quignard, 1984). Les critères morphologiques portent sur la coloration, la consistance, la forme, l'importance de la vascularisation superficielle, l'épaisseur et la transparence (possibilité d'observer les œufs au travers de la paroi) et le volume occupé par la gonade dans la cavité abdominale (Koné, 2000 ; ParKer-Hum, 2005 ; Paugy *et al.*, 2006). Pour déterminer les stades de maturation sexuelle, nous avons tenu compte de la méthode d'observation indirecte. L'échelle macroscopique d'identification établie par Legendre & Ecoutin (1989) et N'Goran (1995) a été utilisée pour déterminer les stades de maturation sexuelle des spécimens analysés. L'échelle retenue comporte six stades aussi bien pour la femelle que pour le mâle (Tableau II).

Les stades de maturité 1, 2 et 3 correspondent à des individus immatures tandis que les stades 4, 5 et 6 ont été considérés comme matures.

Tableau II : Echelle macroscopique d'identification des stades de maturation sexuelle d'après Legendre & Ecoutin (1989) et N'Goran (1995).

Stades	Femelle	Mâle
1	Immature : Ovaire petit, ferme, de couleur rose clair ou transparent. Ovocytes invisibles.	Immature : Testicule blanc, légèrement translucide, fin et en lame de couteau.
2	Début de maturation : Ovaire peu développé, de volume plus important que le stade 1 et de couleur rose.	Début de maturation : Sensiblement identique au stade 1, mais plus volumineux.
3	Maturation : Ovaire développé avec une couleur variant du rose à l'orange clair. Les ovocytes sont peu visibles à travers la membrane ovarienne.	Maturation : Testicule ferme et blanchâtre. Aucun liquide ne s'écoule à l'incision de la gonade.
4	Pré-ponte : Gonade plus grosse et moins ferme, de couleur orange clair à foncé. La surface de l'ovaire est granuleuse du fait des ovocytes visibles à travers la membrane ovarienne.	Pré-émission : Testicule blanc et plus mou. Un liquide blanchâtre s'écoule lorsqu'on effectue une incision dans la gonade.
5	Ponte : L'ovaire est très gros, de couleur orange foncé et occupe presque la totalité de la cavité abdominale. La membrane ovarienne est très fine et les ovocytes sont expulsés à la moindre pression abdominale.	Émission : Gonade grosse et molle. Le sperme coule à la moindre pression abdominale.
6	Post-ponte : L'ovaire est flasque, très vascularisé et de couleur variant du rose saumon au rouge. Des ovocytes plus petits et des espaces hyalins sont visibles à travers la membrane ovarienne.	Post-émission : Gonade flasque présentant une vascularisation très fine surtout dans la partie postérieure.

II.2.4.5. Vidéosurveillance des nids

Les techniques de vidéo sous-marine sont de plus en plus utilisées dans les études en écologie. Les progrès technologiques concernant les caméras vidéos, les capteurs, l'autonomie des batteries et le stockage des informations rendent ces techniques désormais accessibles à la majorité des utilisateurs (Malleta & Pelletie, 2014 ; Davis *et al.*, 2017).

Les caméras d'action numériques (AC) sont de plus en plus utilisées à des fins de recherche aquatique en raison de leur rentabilité, de leur polyvalence, de leur imagerie haute résolution et de leur durabilité (Struthers *et al.*, 2015). Binder *et al.* (2015) ont montré l'utilisation des caméras sur un substrat de frai pour documenter le comportement de reproduction de la truite de lac *Salvelinus namaycush* dans le lac Huron. Les chercheurs ont également utilisé des AC *in situ* pour enregistrer le comportement et l'utilisation de l'espace des juvéniles de poissons sauvages (*Galaxias anomalus* et *Salmo trutta*) pendant leur quête de nourriture ; des approches traditionnelles, telles que les observations visuelles, auraient été inappropriées à cette fin (Struthers *et al.*, 2015).

Dans cette étude, la vidéosurveillance a permis d'identifier les espèces qui fraient dans les nids observés sur les berges du lac de Buyo. Les nids qui ont fait l'objet de nos investigations sont des nids fonctionnels (c'est-à-dire ceux qui n'étaient pas couverts de limon et qui contenaient des œufs ou des larves de poisson avec parfois la présence de soins parentaux). Des enregistrements vidéo (Figure 17) (30 minutes par nid) ont été réalisés sur 90 nids de poissons à raison de 30 nids par site sur les sites S4, S5, et S6. Les enregistrements vidéo obtenus ont été ensuite analysés à l'ordinateur. Chaque vidéo a été visualisée par séquences de 5 minutes afin de récupérer les informations recueillies (Stoner *et al.*, 2007).

II.2.4.6. Observations directes des nids

Afin d'analyser les formes géométriques possibles des nids et/ou des regroupements de nids, des observations directes ont été faites sur le terrain. Elles ont consisté à réaliser des prises de vues d'ensemble de la disposition des nids sur différents types de substrat sur les sites. Au niveau de chaque site, des mesures de diamètre et de profondeur, ainsi qu'un décompte du nombre de chambres à couvain ont été réalisés pour les nids surveillés. A l'intérieur de chaque nid, la nature du support de ponte a été identifiée.



Figure 17 : Vue de la disposition d'une caméra immergée pour la vidéosurveillance des nids dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

Selon Paugy *et al.* (2006), les comportements de soins parentaux au moment de la reproduction comprennent la construction de nids, la surveillance des nids, la protection des œufs et ou des alevins. La vidéosurveillance des berges a permis d'identifier les espèces occupant les nids observés depuis les berges, d'identifier le type de garde (active ou passive) pratiqué par les espèces présentes dans les nids et d'identifier le nombre d'individus pratiquant la garde du nid. Les paramètres permettant de renseigner les indices recherchés sont :

- le temps d'arrivée correspondant au temps mis par les individus avant de regagner leur nid après les perturbations du milieu dues à la pose de la caméra.
- le temps de présence est le temps où au moins un individu est effectivement présent dans le nid.
- le temps de retrait est le temps où les individus quittent volontairement le nid après le temps d'arrivée.
- les espèces présentes dans le nid et le nombre d'individus effectuant la garde.

II.2.5. Traitements statistiques

II.2.5.1. Corrélations et régressions linéaires

L'analyse de régression linéaire permet de produire un modèle de relation entre 2 variables, d'estimer l'adéquation de ce modèle et de voir, graphiquement la correspondance

entre les données et le modèle. Elle permet de définir une équation de droite de type $y = ax + b$ liant les caractères étudiés. Le coefficient de corrélation (r) est la valeur qui unit les deux variables x et y . Le coefficient de détermination [(r^2) , soit le carré du coefficient de corrélation linéaire (r)] est un indicateur qui permet de juger la qualité d'une régression linéaire simple. Il mesure l'adéquation entre le modèle et les données observées ou encore à quel point l'équation de régression est adaptée pour décrire la distribution des points.

Lorsque la valeur de r n'est pas significativement différente de 0, les variables sont indépendantes. Plus ce coefficient se rapproche de 1 en valeur absolue, et plus l'intensité de la relation entre les deux variables est grande (Schwartz & Lazar, 1964).

L'analyse de régression a été utilisée dans la présente étude pour mettre en relation la longueur standard (LS) et la masse total (PT) des poissons. Cette analyse a été réalisée grâce au logiciel STATISTICA 7.1.

II.2.5.2. Test de Kruskal-Wallis

Le test de Kruskal-Wallis est un test non paramétrique utilisé pour comparer au moins trois échantillons et tester l'hypothèse nulle (test significatif à $p < 0,05$) suivant laquelle les différents échantillons à comparer sont issus de la même distribution ou de distribution de même médiane. Ainsi, l'interprétation du test de Kruskal-Wallis est très similaire à une ANOVA paramétrique d'ordre 1, sauf qu'il est basé sur les rangs au lieu des moyennes.

Dans la présente étude, ce test a permis de comparer les paramètres physico-chimiques en fonction des saisons sèches et pluvieuses et entre les périodes de hautes et de basses eaux dans tous les sites. Il a été également utilisé pour comparer la richesse spécifique en fonction des sites ainsi que l'abondance de l'ichtyoplancton et des alevins en fonction des sites et des périodes. Ce test a aussi servi à comparer les densités de nids en fonction des différents niveaux de profondeur d'eau et la pente moyenne. Cette analyse a été réalisée grâce au logiciel STATISTICA 7.1.

II.2.5.3. Test de Mann-Whitney

Le test de Mann-Whitney est un test non paramétrique similaire à l'ANOVA servant à comparer deux échantillons. Dans cette étude, il a permis d'évaluer le degré de significativité des variations temporelles des densités des œufs, des larves et des alevins pour chaque site. Cette analyse a été réalisée grâce au logiciel STATISTICA 7.1.

II.2.5.4. Test t de Student

Pour déterminer le type d'allométrie de croissance (isométrie, allométrie positive ou négative) des espèces, le test t de Student a été utilisé pour comparer les pentes b des relations longueur standard-masse corporelle à la valeur 3. L'hypothèse nulle considérée ici est H_0 : la pente b est égale à 3.

II.2.5.5. Coefficient de corrélation de rang de Spearman

Le coefficient de corrélation du rang de Spearman est un test non paramétrique qui permet de déterminer un lien significatif ou pas entre deux variables discontinues de distribution quelconque. Si l'on considère, par exemple, deux variables g_1 et g_2 , l'analyse consiste d'abord à ordonner séparément et de manière croissante les valeurs de chaque variable en leur attribuant des rangs. Si à l'issue de l'analyse, la valeur de $p < 0,05$, la corrélation entre les deux séries de mesure est significative et il existe une similitude entre ces deux séries de mesure. Par contre, si $p > 0,05$, la corrélation n'est pas significative et les deux variables présentent des distributions différentes. Dans chacun des deux cas, le coefficient de corrélation r traduit le degré de liaison entre les 2 variables (Leroy & Farnir, 2000).

Dans la présente étude, le test du coefficient de corrélation de rang de Spearman a permis d'étudier la corrélation entre l'ichtyoplancton et les variables environnementales. Il a aussi permis d'évaluer les influences de la profondeur de l'eau, de la pente et du substrat sur la densité des nids.

II.2.5.6. Analyse canonique de correspondance

L'analyse canonique de correspondance (ACC) est réalisée dans le but de dégager d'éventuelles corrélations entre la distribution des entités écologiques (taxons, espèces, ...) et les variables environnementales (Ter Braak, 1988). Les résultats de cette analyse sont présentés sous forme de diagramme où les positions relatives des variables environnementales sont représentées par des flèches : la longueur de la flèche traduit l'importance de la variable environnementale ; sa direction indique comment la variable environnementale est corrélée aux divers axes des espèces ; l'angle entre les flèches montre les corrélations entre les variables ; l'emplacement des espèces par rapport aux flèches met en évidence les préférences environnementales de chaque espèce. Dans ce travail, l'ACC, réalisée à l'aide du programme CANOCO version 4.5, a permis de mettre en évidence les principaux facteurs environnementaux influençant la distribution des poissons.

II.2.5.7. Analyse de redondance

L'analyse de redondance (RDA) est une technique directe d'analyse multivariée dont certains auteurs ont pu démontrer l'intérêt pour le traitement des données floristiques et écologiques (Muylaert *et al.*, 1997 ; O'Farrell *et al.*, 2007). Elle permet une interprétation plus aisée des ordinations puisqu'elle offre une analyse simultanée de plusieurs variables, notamment en écologie où le besoin de pouvoir mettre en relation les variables environnementales et les variables biotiques est grand (Ter Braak, 1988). Les résultats de ces analyses sont représentés sous la forme de diagramme où les positions relatives des variables environnementales représentées par les flèches permettent de préciser les inter-relations.

La longueur de la flèche dans l'ordination traduit l'importance de la variable environnementale. La direction montre comment la variable environnementale est corrélée aux divers axes des espèces. L'angle entre les flèches indique la corrélation entre les variables. L'emplacement des espèces par rapport aux flèches met en évidence les préférences environnementales de chaque espèce (Angermeier & Karr, 1983 ; Ter Braak, 1987). Dans l'interprétation des ordinations, seuls les axes 1 et 2, qui expriment à eux seuls la plus grande variation des "espèces-variables environnementales", ont été considérés. Une décroissance progressive dans les grandeurs des valeurs des 4 premiers axes s'observe avec une baisse entre le premier et le second axe, indiquant que le premier axe exprime le plus de variation dans les données (Ter Braak & Smilauer, 2002). En écologie, cette analyse a été déjà appliquée par N'Zi (2007), Komoé (2010), Aboua (2012) et Etilé (2012), respectivement sur les données carcinologiques, phytoplanctoniques, ichtyologiques et zooplanctoniques, dans le but d'apprécier la relation entre les variables environnementales et la distribution des différents taxons.

Cette analyse a été réalisée dans le but de mettre en évidence les principales variables environnementales qui influencent la distribution des indices de frai.

II.2.5.8. Analyse de classification hiérarchique

L'analyse de classification hiérarchique (ACH) a pour principe de rassembler les objets qui ont un degré de similarité suffisant pour être réunis dans le même ensemble (Dufrêne, 1992). La première étape de cette méthode est la constitution d'une matrice de similarité ou de distance.

Dans le présent travail, l'analyse de classification hiérarchique a été utilisée pour regrouper les sites sur la base de la composition granulométrique du substrat. La distance

euclidienne a été retenue sur ces données de substrats (Dufrêne, 1992). Les résultats de cette analyse se présente sous forme de dendrogramme. Cette analyse a été réalisée grâce au logiciel STATISTICA 7.1.

**CHAPITRE III: RESULTATS ET
DISCUSSIONS**

III.1. Caractéristiques environnementales des sites d'échantillonnage

III.1.1. Résultats

III.1.1.1. Variation spatiale des paramètres environnementaux

La figure 18 présente les variations des paramètres physico-chimiques (Température, oxygène dissous, pH, conductivité, transparence et profondeur) dans les 11 sites d'échantillonnages du lac barrage de Buyo.

Sur l'ensemble des sites prospectés, les valeurs de la température sont comprises entre 28,42 (S4) et 29,31 °C (S7). Le test de Kruskal Wallis appliqué, montre pour $p > 0,05$ que la différence n'est pas significative ; les valeurs de la température enregistrées sont donc proches.

En ce qui concerne l'oxygène dissous, les valeurs enregistrées ont varié de 4,76 mg/l au site S10 à 6,17 mg/l au site S8.

Les valeurs du pH sont comprises entre 6,27 au site S9 et 6,98 au site S1. Pour ce qui est de la conductivité, les valeurs extrêmes (31 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 37 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ont été obtenues respectivement aux sites S4 et S11. Les valeurs de la transparence sont comprises entre 82,02 (S9) et 116,50 cm (S3).

Selon le test de Kruskal Wallis réalisé ($p > 0,05$), les différences observées ne sont donc pas significatives pour l'ensemble de paramètres considérés.

Au niveau des sites considérés, la profondeur de l'eau est comprise entre 287,24 (S10) et 988 cm (S3). Le test de Kruskal Wallis a montré qu'il existe une différence significative entre la profondeur du site S3 (situé en pleine eau) et celles des sites les sites S6, S7, S9, S10 et S11 (localisés près des berges).

III.1.1.2. Variation saisonnière des paramètres environnementaux

Les valeurs de la température observées en saison des pluies sont comprises entre 28,17 et 29,66 °C ; en saison sèche, ces valeurs s'étendent de 27,91 à 28,57 °C (Tableau III). Le test U de Mann-Whitney appliqué montre pour $p > 0,05$ qu'il n'existe aucune différence significative de la température entre les saisons sèche et pluvieuse.

En ce qui concerne l'oxygène dissous, les valeurs mesurées en saison pluvieuse oscillent de 4,55 à 6,54 mg/l ; pendant la saison sèche, ces valeurs sont comprises entre 4,35 et 6,20 mg/l. Il n'existe aucune différence significative de ce paramètre entre les saisons (test U de Mann-Whitney, $p > 0,05$).

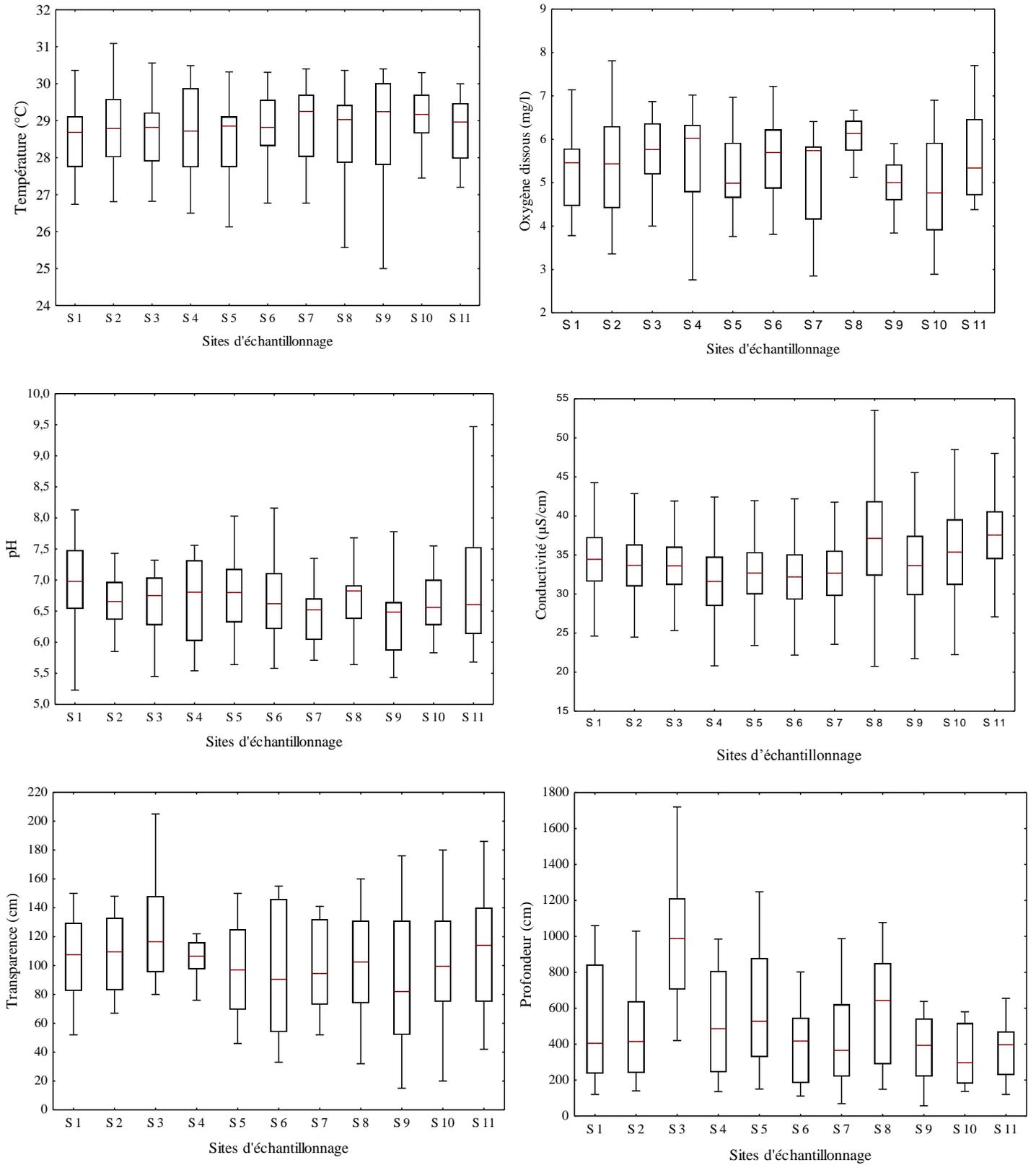


Figure 18 : Variation spatiale des paramètres physico-chimiques mesurés dans les différents sites d'échantillonnage (S1 à S11) sur lac de barrage de Buyo de juin 2018 à mai 2019.

Les valeurs de la conductivité enregistrées pendant la saison pluvieuse varient de 38,08 à 43,83 $\mu\text{S}/\text{cm}$; elles s'étendent de 28,75 à 41,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en saison sèche. Le test U de Mann-Whitney appliqué, montre pour $p > 0,05$ que la différence n'est pas significative.

Les valeurs du pH varient de 5,96 à 6,98 en saison pluvieuse ; ces valeurs sont comprises entre 6,18 et 6,83 pendant la saison sèche (Tableau III). Les valeurs du pH enregistrées ne présentent pas de différence significative au cours des saisons (test U de Mann-Whitney, $p > 0,05$).

La profondeur de l'eau se situe entre 124,33 et 621,60 cm en saison des pluies et entre 339,00 et 1061,25 cm en saison sèche. Ce paramètre donne une différence saisonnière significative au niveau des sites S1, S3, S5 et S8 (test U de Mann-Whitney, $p < 0,05$).

III.1.1.3. Variation des paramètres environnementaux en fonction du niveau des eaux

Le tableau IV présente la variation de six paramètres physico-chimiques en fonction du niveau des eaux dans les différents sites considérés.

Pendant la période des basses eaux, les températures enregistrées sont comprises entre 28,17 et 29,66 $^{\circ}\text{C}$. Ces valeurs varient de 28,36 à 29,90 $^{\circ}\text{C}$ en période de basses eaux. Le test U de Mann-Whitney appliqué a montré pour $p > 0,05$ que la différence n'est pas significative. Le taux d'oxygène noté en période de hautes eaux est compris entre 4,52 et 6,03 mg/l. Pendant les basses eaux, ce taux varie de 4,55 à 6,54 mg/l. L'application du test U de Mann-Whitney a montré pour $p < 0,05$ qu'une différence significative de ce paramètre a été observée dans les sites S7 et S11.

Concernant le pH, les valeurs enregistrées se situent entre 6,49 et 7,14 pendant la période de hautes eaux. Ces valeurs sont comprises entre 5,95 et 7,05 pendant les basses eaux. Le test U de Mann-Whitney appliqué a montré que ce paramètre ne présente pas de différence significative ($p > 0,05$).

Quant à la conductivité, en période de hautes eaux, les valeurs relevées oscillent entre 27,62 et 36,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$; elles sont comprises entre 36,26 et 42,81 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en période de basses eaux. Une différence significative de ce paramètre a été notée au niveau des sites S4 et S5 (test U de Mann-Whitney, $p < 0,05$).

Tableau III : Valeurs (moyenne \pm écart-type) des paramètres physico-chimiques mesurés en saison sèche et en saison pluvieuse dans les sites d'échantillonnage dans le lac de barrage de Buyo de juin 2018 à mai 2019.

Stations	Saisons	Température (°C)	Oxygène dissous (mg/l)	Conductivité (μ s/cm)	Transparence (cm)	Profondeur de l'eau (cm)	pH
S1	SP	28,74 \pm 1,23 ^a	5,17 \pm 0,55 ^a	41,08 \pm 10,71 ^a	81,80 \pm 26,75 ^a	258,80 \pm 101,33 ^a	6,59 \pm 0,85 ^a
	SS	27,91 \pm 1,02 ^a	5,02 \pm 0,96 ^a	33,00 \pm 4,69 ^a	119,50 \pm 28,57 ^a	553,50 \pm 242,55 ^b	6,80 \pm 0,63 ^a
S2	SP	29,12 \pm 1,47 ^a	5,06 \pm 0,83 ^a	40,02 \pm 7,61 ^a	87,00 \pm 28,08 ^a	240,20 \pm 116,14 ^a	6,46 \pm 0,90 ^a
	SS	28,21 \pm 1,20 ^a	5,47 \pm 0,79 ^a	32,25 \pm 8,66 ^a	116,75 \pm 22,17 ^a	495,75 \pm 136,16 ^a	6,62 \pm 0,23 ^a
S3	SP	28,82 \pm 1,27 ^a	5,35 \pm 1,01 ^a	38,08 \pm 9,29 ^a	105,60 \pm 11,37 ^a	621,60 \pm 228,05 ^a	6,68 \pm 0,73 ^a
	SS	28,05 \pm 1,08 ^a	6,20 \pm 0,46 ^a	33,75 \pm 4,64 ^a	120,00 \pm 41,58 ^a	1061,25 \pm 130,12 ^b	6,40 \pm 0,51 ^a
S4	SP	28,46 \pm 1,31 ^a	5,00 \pm 1,55 ^a	40,28 \pm 7,14 ^a	93,20 \pm 24,47 ^a	311,80 \pm 160,80 ^a	6,61 \pm 0,96 ^a
	SS	28,32 \pm 1,64 ^a	6,06 \pm 0,83 ^a	29,00 \pm 9,76 ^a	108,00 \pm 12,36 ^a	565,00 \pm 323,19 ^a	6,66 \pm 0,74 ^a
S5	SP	28,48 \pm 1,54 ^a	4,55 \pm 0,65 ^a	39,24 \pm 8,46 ^a	67,60 \pm 20,79 ^a	309,20 \pm 219,73 ^a	6,41 \pm 0,55 ^a
	SS	28,13 \pm 1,36 ^a	5,98 \pm 0,92 ^a	28,75 \pm 8,66 ^a	110,00 \pm 33,67 ^a	732,50 \pm 205,94 ^b	6,83 \pm 0,43 ^a
S6	SP	28,33 \pm 1,58 ^a	5,59 \pm 0,74 ^a	40,18 \pm 18,57 ^a	52,40 \pm 19,75 ^a	160,00 \pm 146,14 ^a	6,86 \pm 0,97 ^a
	SS	28,43 \pm 1,45 ^a	5,85 \pm 1,12 ^a	31,25 \pm 12,82 ^a	112,75 \pm 28,61 ^a	481,25 \pm 87,22 ^a	6,69 \pm 0,65 ^a
S7	SP	29,59 \pm 0,46 ^a	5,74 \pm 0,40 ^a	39,56 \pm 3,61 ^a	69,67 \pm 16,26 ^a	166,33 \pm 84,44 ^a	6,12 \pm 0,46 ^a
	SS	28,20 \pm 1,56 ^a	4,35 \pm 2,40 ^a	29,75 \pm 12,69 ^a	99,75 \pm 30,83 ^a	365,75 \pm 18,19 ^a	6,63 \pm 0,67 ^a
S8	SP	28,28 \pm 1,59 ^a	5,84 \pm 0,91 ^a	38,72 \pm 8,71 ^a	64,00 \pm 28,97 ^a	382,60 \pm 315,13 ^a	6,78 \pm 0,73 ^a
	SS	28,57 \pm 1,65 ^a	6,17 \pm 0,38 ^a	41,00 \pm 27,76 ^a	102,00 \pm 18,01 ^a	735,25 \pm 113,37 ^b	6,49 \pm 0,46 ^a
S9	SP	28,17 \pm 2,76 ^a	5,00 \pm 0,41 ^a	43,83 \pm 8,75 ^a	28,33 \pm 20,55 ^a	182,33 \pm 194,15 ^a	5,96 \pm 0,62 ^a
	SS	28,48 \pm 1,60 ^a	4,47 \pm 0,53 ^a	32,00 \pm 13,29 ^a	82,50 \pm 8,19 ^a	367,75 \pm 121,54 ^a	6,31 \pm 0,39 ^a
S10	SP	29,66 \pm 0,12 ^a	5,66 \pm 1,56 ^a	41,9 \pm 4,26 ^a	54,00 \pm 45,31 ^a	124,33 \pm 77,75 ^a	6,98 \pm 0,54 ^a
	SS	28,35 \pm 1,48 ^a	4,73 \pm 0,87 ^a	35,50 \pm 20,34 ^a	107,75 \pm 53,47 ^a	339,00 \pm 190,75 ^a	6,24 \pm 0,34 ^a
S11	SP	28,74 \pm 1,75 ^a	6,54 \pm 1,22 ^a	41,32 \pm 6,03 ^a	62,40 \pm 27,81 ^a	299,00 \pm 285,83 ^a	6,44 \pm 1,48 ^a
	SS	28,25 \pm 1,21 ^a	5,04 \pm 0,60 ^a	37,25 \pm 15,17 ^a	113,50 \pm 28,24 ^a	408,75 \pm 144,59 ^a	6,18 \pm 0,34 ^a

SP = Saison pluvieuse ; SS = Saison sèche. Les valeurs moyennes ayant une lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement (test *U* de Mann-Whitney, $p > 0,05$).

Tableau IV : Valeurs (moyenne \pm écart-type) des paramètres physico-chimiques mesurés dans les sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo durant les phases de hautes et basses eaux de juin 2018 à mai 2019.

Sites	Niveau de l'eau	Température (°C)	Oxygène				
			dissous (mg/l)	Conductivité (μ s/cm)	Transparence (cm)	Profondeur de l'eau (cm)	pH
S1	H E	28,36 \pm 0,92 ^a	5,31 \pm 1,25 ^a	29,71 \pm 6,15 ^a	121,57 \pm 21,01 ^a	724,00 \pm 283,78 ^a	7,14 \pm 0,70 ^a
	B E	28,73 \pm 1,23 ^a	5,17 \pm 0,55 ^a	41,08 \pm 10,71 ^a	81,80 \pm 26,75 ^b	198,80 \pm 63,93 ^b	6,59 \pm 0,89 ^a
S2	H E	28,63 \pm 1,01 ^a	5,68 \pm 1,47 ^a	29,14 \pm 7,66 ^a	123,85 \pm 19,23 ^a	638,71 \pm 239,25 ^a	6,70 \pm 0,21 ^a
	B E	29,12 \pm 1,47 ^a	5,06 \pm 0,83 ^a	40,02 \pm 7,61 ^a	87,00 \pm 28,08 ^b	240,20 \pm 116,13 ^b	6,456 \pm 0,89 ^a
S3	H E	28,45 \pm 0,92 ^a	6,00 \pm 0,68 ^a	30,43 \pm 6,34 ^a	138,00 \pm 43,59 ^a	1333,28 \pm 460,95 ^a	6,62 \pm 0,50 ^a
	B E	28,82 \pm 1,26 ^a	5,35 \pm 1,01 ^a	38,08 \pm 9,28 ^a	105,60 \pm 11,37 ^a	681,60 \pm 178,23 ^b	6,68 \pm 0,73 ^a
S4	H E	28,87 \pm 1,27 ^a	5,90 \pm 0,83 ^a	27,62 \pm 10,05 ^a	109,00 \pm 9,74 ^a	630,50 \pm 291,38 ^a	6,86 \pm 0,65 ^a
	B E	28,46 \pm 1,31 ^a	5,00 \pm 1,55 ^a	40,28 \pm 7,14 ^b	93,20 \pm 24,46 ^a	291,80 \pm 175,34 ^b	6,60 \pm 0,96 ^a
S5	H E	28,52 \pm 1,08 ^a	5,59 \pm 0,91 ^a	28,00 \pm 6,97 ^a	117,42 \pm 27,83 ^a	712,28 \pm 175,99 ^a	7,09 \pm 0,60 ^a
	B E	28,47 \pm 1,54 ^a	4,55 \pm 0,65 ^a	39,24 \pm 8,45 ^b	67,60 \pm 20,79 ^b	309,60 \pm 186,93 ^b	6,41 \pm 0,55 ^a
S6	H E	28,90 \pm 1,22 ^a	5,61 \pm 1,15 ^a	29,28 \pm 9,84 ^a	128,28 \pm 28,26 ^a	575,71 \pm 162,24 ^a	6,63 \pm 0,49 ^a
	B E	28,33 \pm 1,57 ^a	5,588 \pm 0,74 ^a	36,26 \pm 9,72 ^a	52,40 \pm 19,76 ^b	200,00 \pm 101,76 ^b	6,85 \pm 0,96 ^a
S7	H E	28,64 \pm 1,16 ^a	4,54 \pm 1,82 ^a	29,71 \pm 8,58 ^a	113,14 \pm 25,59 ^a	474,00 \pm 290,56 ^a	6,61 \pm 0,44 ^a
	B E	29,59 \pm 0,46 ^a	5,74 \pm 0,39 ^a	39,56 \pm 3,61 ^a	69,66 \pm 16,26 ^b	166,33 \pm 84,44 ^a	6,12 \pm 0,45 ^a
S8	H E	28,81 \pm 1,22 ^a	6,03 \pm 0,49 ^a	36,00 \pm 20,93 ^a	124,42 \pm 31,09 ^a	849,71 \pm 176,66 ^a	6,61 \pm 0,38 ^a
	B E	28,28 \pm 1,58 ^a	5,844 \pm 0,90 ^a	38,72 \pm 8,70 ^a	70,00 \pm 26,25 ^b	302,6 \pm 181,17 ^b	6,776 \pm 0,73 ^a
S9	H E	28,88 \pm 1,29 ^a	4,96 \pm 0,68 ^a	29,28 \pm 9,85 ^a	109,85 \pm 34,86 ^a	467,14 \pm 142,27 ^a	6,57 \pm 0,60 ^a
	B E	28,17 \pm 2,76 ^a	5,01 \pm 0,41 ^a	42,81 \pm 9,55 ^a	28,33 \pm 20,55 ^b	192,33 \pm 182,58 ^b	5,95 \pm 0,62 ^a
S10	H E	28,65 \pm 1,12 ^a	4,52 \pm 0,95 ^a	32,57 \pm 14,89 ^a	119,71 \pm 41,04 ^a	412,71 \pm 165,00 ^a	6,49 \pm 0,45 ^a
	B E	29,66 \pm 0,094 ^a	5,66 \pm 1,27 ^a	41,90 \pm 3,47 ^a	60,00 \pm 35,00 ^a	157,66 \pm 25,38 ^b	7,01 \pm 0,54 ^a
S11	H E	28,53 \pm 0,93 ^a	5,03 \pm 0,53 ^a	34,85 \pm 12,50 ^a	132,14 \pm 33,90 ^a	461,42 \pm 136,28 ^a	6,82 \pm 0,87 ^a
	B E	28,744 \pm 1,75 ^a	6,54 \pm 1,21 ^b	41,32 \pm 6,03 ^a	78,40 \pm 27,52 ^b	237,20 \pm 110,75 ^b	7,05 \pm 1,48 ^a

H E = Hautes eaux ; B E = Basses eaux. Les valeurs moyennes ayant une lettre (a ou b) en commun ne diffèrent pas significativement (test U de Mann-Whitney, $p > 0,05$).

Pour la transparence des eaux, elle a varié de 109,00 à 138,00 cm en période de hautes eaux et de 28,33 à 105,60 cm en période de basses eaux. A l'exception des sites S3 et S4, il a été observé une différence significative de ce paramètre dans tous les sites (test U de Mann-Whitney, $p < 0,05$). Dans l'ensemble des sites, les valeurs de la profondeur de l'eau sont comprises entre 412,71 et 1333,28 cm en période de hautes eaux. Ces valeurs varient de 157,66 à 681,60 pendant les basses eaux. Selon le test U de Mann-Whitney appliqué, il existe une différence significative de la profondeur entre les périodes de basses et de hautes eaux dans tous les sites considérés ($p < 0,05$).

III.1.1.4. Variation des autres paramètres environnementaux

III.1.1.4.1. Substrat

L'analyse du substrat a montré qu'il est composé de gravier, de sable et d'un mélange de limon et d'argile (Figure 19). Les proportions de sable sont dominantes dans tous les sites, variant entre 62,16 % et 82,84 % à l'exception du site S4 où la valeur est de 41,39 %. Les proportions de gravier sont faibles aux sites S3 (3,26 %) et S8 (0,69 %) et élevés au site S4 (54,55 %). Concernant le limon et l'argile, les valeurs sont faibles dans tous les sites (entre 0,4 % et 4,64 %). Une analyse de classification hiérarchique a été réalisée afin de regrouper les sites d'échantillonnage en fonction de la composition granulométrique du substrat (Figure 20).

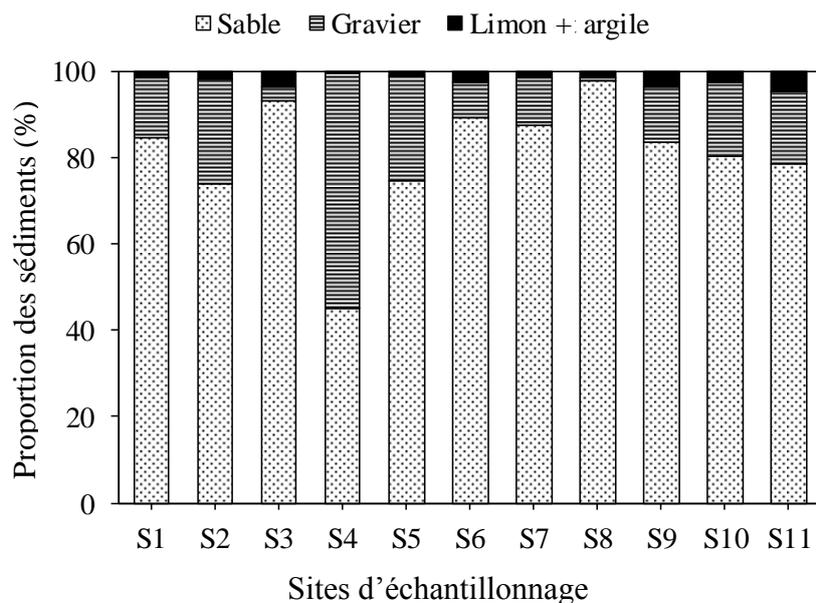


Figure 19 : Composition granulométrique du substrat dans les sites échantillonnés sur lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

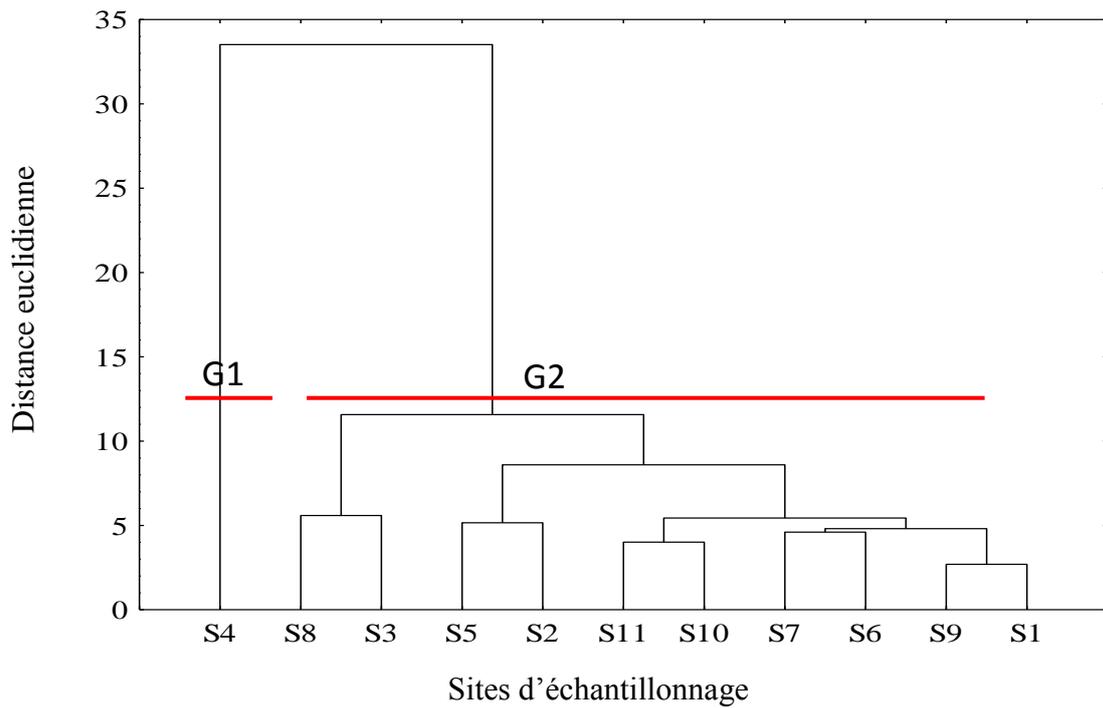


Figure 20 : Dendrogramme montrant la similarité des sites de frai du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) en fonction de la granulométrie du substrat, de juin 2018 à mai 2019.

Le dendrogramme obtenu a regroupé les sites d'échantillonnage en deux grands groupes :

- le groupe 1 (G1) qui comprend le site S4 dont le sédiment est dominé par le gravier ;
- le groupe 2 (G2) constitué par les autres sites qui se distinguent par leurs sédiments dominés par le sable ;

III.1.1.4.2. Plantes aquatiques, débris végétaux et canopée

Les plantes aquatiques ont une proportion variant entre 0 et 10 % (Tableau V). La plus forte proportion a été notée dans le site S6 (10 %). Le taux de couverture de la canopée varie entre 0 et 15 %. Le taux de couverture le plus élevé a été obtenu dans les sites S4 et S6. Les débris végétaux sont présents dans toutes les stations, la proportion la plus élevée est enregistrée au niveau du site S3.

Tableau V : Valeurs (moyenne) de la canopée, des débris végétaux et du taux de couverture des plantes aquatiques estimées dans les sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo de juin 2018 à 2019.

Sites	Plantes aquatiques (%)	Débris végétaux (%)	Canopée (%)
S1	5	15	5
S2	5	20	5
S3	0	30	0
S4	5	10	15
S5	8	15	10
S6	10	20	15
S7	0	10	3
S8	0	5	0
S9	0	10	5
S10	5	15	5
S11	3	15	5

III.1.1.4.3. Pente des sites d'étude

La pente moyenne au niveau du substrat benthique des sites échantillonnés varie de 6,49 % (S6) à 13,30 % (S4) (Tableau VI). L'application du test de Kruskal-Wallis a montré que pour $p < 0,05$, il existe une différence significative entre le site S4 et les sites S6 et S7. Le test U de Mann-Whitney effectué a montré une différence significative de la pente entre les saisons uniquement pour le site S2 ($p < 0,05$).

III.1.2. Discussion

Selon Konan (2014), la distribution et l'abondance des organismes aquatiques, notamment des poissons, dans les hydrosystèmes sont déterminées par les caractéristiques physico-chimiques des eaux.

Pour la température notamment, celle de l'eau, influence la biologie des poissons, en particulier leur reproduction (Duponchelle *et al.*, 1999). Les températures relevées dans la présente étude varient de 28,42 à 29,31 °C.

Tableau VI : Valeurs (moyennes \pm écart-type) de la pente mesurées en saisons sèche et pluvieuse dans les sites d'échantillonnage situés dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) entre juin 2018 et mai 2019.

Sites	Saisons	Valeurs moyennes des pentes (%)
S1	SP	10,03 \pm 4,93
	SS	6,60 \pm 1,51
S2	SP	10,06 \pm 2,76
	SS	6,75 \pm 2,84
S3	SP	9,59 \pm 1,12
	SS	8,89 \pm 2,20
S4	SP	14,26 \pm 5,94
	SS	11,37 \pm 4,93
S5	SP	9,46 \pm 3,51
	SS	9,11 \pm 5,40
S6	SP	6,13 \pm 2,30
	SS	7,18 \pm 4,03
S7	SP	7,70 \pm 2,35
	SS	6,40 \pm 2,50
S8	SP	7,98 \pm 0,40
	SS	8,44 \pm 4,21
S9	SP	12,27 \pm 5,12
	SS	8,59 \pm 4,30
S10	SP	8,99 \pm 4,33
	SS	7,40 \pm 2,00
S11	SP	9,99 \pm 4,31
	SS	8,92 \pm 3,53

S1 à S11 = sites d'échantillonnage ; SS = saison sèche ; saison pluvieuse.

Ces données sont comprises dans l'intervalle obtenu par Yté *et al.* (1996) (25 à 33 °C) et Yapo *et al.* (2008) (26,4 à 32,3 °C) dans ce même milieu. Toutefois, la dense végétation du Parc National de Taï sur les rives du lac pourrait justifier les faibles variations de température observées dans cette portion du lac.

En effet, la végétation joue un rôle important dans la régulation de la température (Pramova *et al.*, 2012). Elle empêche, par ses feuilles, que les radiations solaires frappent directement les plans d'eau. Selon Itis et Lévêque (1982), cette relative stabilité thermique caractérise les eaux ivoiriennes.

Pour ce qui est de l'oxygène, les valeurs moyennes du taux dissous sont comprises entre 4,35 et 6,54 mg/l. Ces valeurs sont similaires à celles indiquées par IGBE (2005) selon lesquelles une teneur de 4 à 6 mg/l caractérise des conditions optimales pour la vie aquatique. La teneur en oxygène des eaux des lacs et des rivières est contrôlée par divers facteurs tels que la température, l'activité photosynthétique, la demande en oxygène des organismes aquatiques, etc. (Villeneuve *et al.*, 2006). Dans la présente étude, les résultats obtenus pourraient traduire un faible degré de minéralisation bactérienne des eaux et indique par la même occasion de bonnes conditions d'oxygénation.

S'agissant du pH, les valeurs obtenues indiquent un milieu légèrement acide (5,56 à 6,98). Ces valeurs sont faibles, comparativement à celles obtenues par Kouamé (2010) (7,16 à 7,86) dans la portion du lac située hors du Parc National de Taï. Dans ce milieu, cette faible acidité pourrait être liée à la faible minéralisation de la matière organique stagnant dans ce lac. Selon CRE (2009a), les variations de pH susceptibles d'assurer le développement et la protection de la vie aquatique se situent entre 6 et 9. En dehors de cet intervalle, les organismes pourraient subir un stress qui compromettrait certaines de leurs fonctions vitales. Ces valeurs de pH observées dans le présent travail sont donc propices à la vie aquatique.

Concernant la conductivité, les valeurs relativement élevées obtenues pendant la saison pluvieuse (43,83 $\mu\text{S}/\text{cm}$), traduisent selon Welcomme (1985), une forte concentration des ions dissous, et à l'opposé une faible concentration de ces mêmes ions pendant la période des eaux basses. Des observations semblables ont été réalisées dans la partie fluviale du bassin de la Bia par Kouamélan (1999) et par Koné (2000).

Relativement à la profondeur des eaux, Smith (1973), Shirvell & Dungey (1983) et Fragnoud (1987) soulignent l'importance de la profondeur dans le choix des frayères et Grost *et al.* (1990) concluent même qu'elle est la variable la plus importante dans la distribution des

zones de reproduction. En effet, nos résultats ont montré que les nids sont netement moins présents dans les zones situées en pleine eau que sur les rivages.

Concernant le substrat, nos résultats vont dans le même sens que les observations faites par Bagliniere *et al.* (1979), Nihouarn (1983), Witzel & Mac Crimmon (1983) qui ont souligné que les zones propices au frai sont surtout déterminées par la granulométrie du substrat.

L'hétérogénéité du relief et en particulier la valeur des pentes joue un rôle important dans la distribution des frayères (Haury *et al.*, 1991 ; Jowett, 1993). En effet, nos résultats montrent que les frayères sont situées très majoritairement dans les zones de faible pente ce qui assure leur stabilité. Selon Delacoste *et al.* (1993), Graham *et al.* (1981), la pente est négativement corrélée à la densité de frayères. De même, Champigneulle (1978) souligne l'importance de la pente dans la localisation des zones de reproduction.

III.2. Etat de l'ichtyofaune dans les sites d'étude

III.2.1. Résultats

III.2.1.1. Richesse taxinomique

Dans la présente étude, la richesse taxinomique de l'ensemble des sites d'échantillonnage est de 32 espèces réparties en 19 genres et 13 familles (Tableau VII). Parmi les espèces capturées, 2 espèces sont à affinité estuarienne et/ou marine : *Pellonula leonensis* et *Sarotherodon melanotheron* et 2 espèces introduites *Heterotis niloticus* et *Oreochromis niloticus*. La famille des Cichlidae est la plus diversifiée avec sept espèces représentant 21 % de l'ensemble des espèces (Figure 21). Elle est suivie des Cyprinidae comptant cinq espèces (15 %), des Mormyridae avec quatre espèces (12 %) et des Mochokidae représentées par trois espèces (10 %). Les autres familles possèdent moins de 10 % des espèces. Les Clupeidae, Latidae, Distichodontidae, Malapteruridae et Arapaimidae sont représentées chacune par une seule espèce.

Les captures ont permis d'observer 15 espèces constantes (Fréquence ≥ 50 %) ; parmi elles, *Chrysichthys nigrodigitatus*, *Lates niloticus* et *Oreochromis niloticus* ont été collectées dans tous les sites. Elles sont suivies de *Schilbe mandibularis*, *Hemichromis fasciatus* et *Coptodon zillii* (91 %), de *Brycinus longipinnis*, *Enteromius macrops*, *Synodontis punctifer* et *Sarotherodon melanotheron* (82 %). Les espèces telles que *Brycinus imberi*, *Synodontis koensis*, *Hemichromis bimaculatus* et *Clarias anguillaris* ont une fréquence inférieure à 75 %. Contrairement aux espèces constantes, *Labeo parvus*, *Mormyrops anguilloides*, *Distichodus rostratus*, *Labeo coubie*, *Labeo senegalensis*, *Schilbe intermedius*, *Heterobranchus longifilis* et *Synodontis bastiani* ont été collectées seulement dans un seul site, soit une fréquence de 9 %.

Les valeurs de l'indice de Shannon H' ont varié entre 1,28 et 2,51 et celles de l'Equitabilité, entre 0,79 et 0,81 dans l'ensemble des sites (Figure 22). Le site S3 a présenté le plus faible indice de Shannon et d'Equitabilité.

III.2.1.2. Variation spatiale de la richesse spécifique et de l'abondance

La richesse spécifique a varié en fonction des sites prospectés. Les sites S1, S2, S5, S6 et S11 ont présenté plus de 50 % des espèces récoltées tandis que dans les sites S3 et S8 peu d'espèces y ont été capturées (37,5 % et 34,37 %, respectivement) (Tableau VII). Le nombre d'espèces de poissons capturés dans les sites situés en pleine eau est de 11 à 12 espèces ; ce nombre varie de 12 à 17 dans les sites localisés dans les plaines d'inondation et de 15 à 22 espèces dans les baies.

Tableau VII : Richesse spécifique et distribution des poissons échantillonnés dans 11 sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

Familles	Espèces	Auteurs	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	
Clupeidae	<i>Pellonula leonensis</i>	Boulenger, 1916	+		+	+	+	+	+	+	+		+	
Arapaimidae	<i>Heterotis niloticus</i>	Cuvier, 1829							+		+			
Mormyridae	<i>Mormyrus rume</i>	Valenciennes, 1847	+	+				+					+	
	<i>Marcusenius ussheri</i>	Günther, 1867		+				+						
	<i>Marcusenius senegalensis</i>	Steindachner, 1870					+							
	<i>Mormyrops anguilloides</i>	Linnaeus, 1758			+									
Alestidae	<i>Brycinus longipinnis</i>	Günther, 1867	+	+	+		+	+		+		+	+	
	<i>Brycinus imberi</i>	Peters, 1852	+		+	+	+					+	+	
Distichodontidae	<i>Distichodus rostratus</i>	Günther, 1864						+						
Cyprinidae	<i>Enteromius macrops</i>	Boulenger, 1911	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
	<i>Enteromius ablabe</i>	Bleeker, 1863	+	+	+			+						
	<i>Labeo coubie</i>	Rüppell, 1832				+								
	<i>Labeo parvus</i>	Boulenger, 1902						+						
	<i>Labeo senegalensis</i>	Valenciennes, 1842							+					
Claroteidae	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	Lecepede, 1803	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
	<i>Chrysichthys maurus</i>	Valenciennes, 1840		+		+	+	+						
Schilbeidae	<i>Schilbe mandibularis</i>	Günther, 1867	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	
	<i>Schilbe intermedius</i>	Rüppell, 1832						+						
Clariidae	<i>Clarias anguillaris</i>	Linnaeus, 1758	+	+		+		+	+		+	+	+	
	<i>Heterobranchus longifilis</i>	Valenciennes, 1840									+			
Malapteruridae	<i>Malapterurus electricus</i>	Gmelin, 1789	+					+		+	+		+	
Mochokidae	<i>Synodontis punctifer</i>	Daget, 1965	+	+	+	+	+	+		+		+	+	
	<i>Synodontis koensis</i>	Pellegrin, 1933	+	+	+	+	+					+		
	<i>Synodontis bastiani</i>	Daget, 1948	+	+										
Latidae	<i>Lates niloticus</i>	Linnaeus, 1758	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
Cichlidae	<i>Coptodon guineensis</i>	Günther, 1862										+	+	+
	<i>Coptodon zillii</i>	Gervais, 1848	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	
	<i>Hemichromis bimaculatus</i>	Gill, 1862	+	+			+	+	+		+	+	+	
	<i>Hemichromis fasciatus</i>	Peters, 1857	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	
	<i>Oreochromis niloticus</i>	Linnaeus, 1758	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	
	<i>Sarotherodon galilaeus</i>	Linnaeus, 1758	+	+			+	+		+				
	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	Rüppell, 1852	+	+		+	+	+	+		+	+	+	
13	32		20	19	12	15	17	22	12	11	15	15	17	

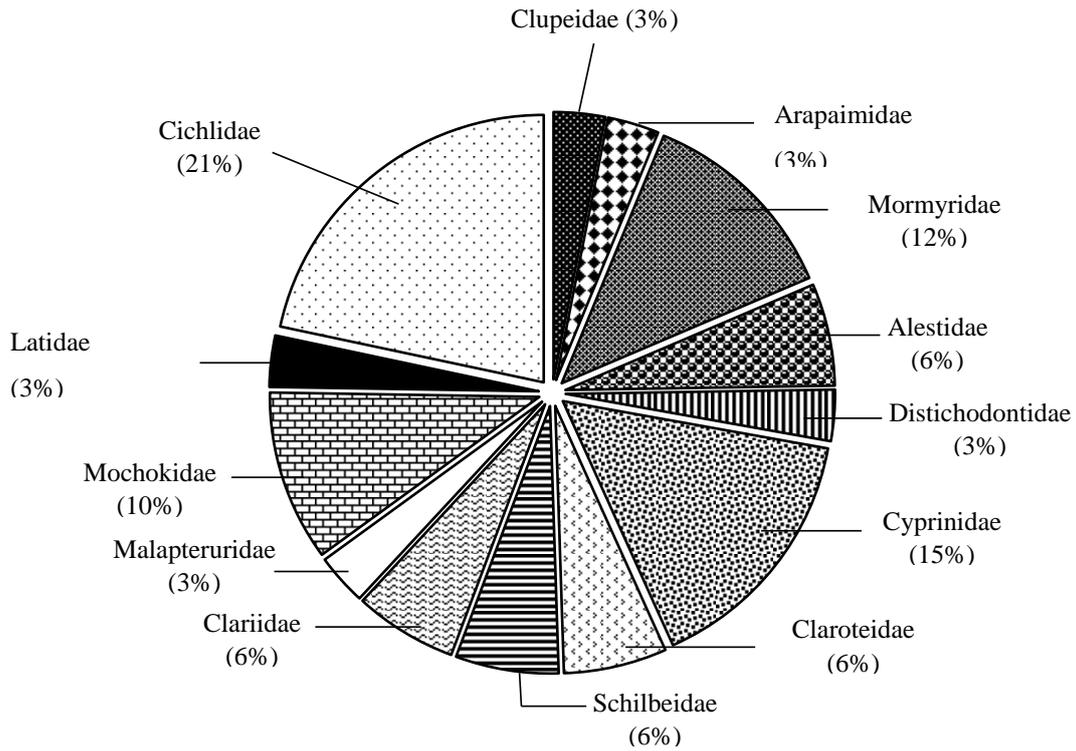


Figure 21 : Abondance relative (%) des différentes familles de poissons capturés dans les sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

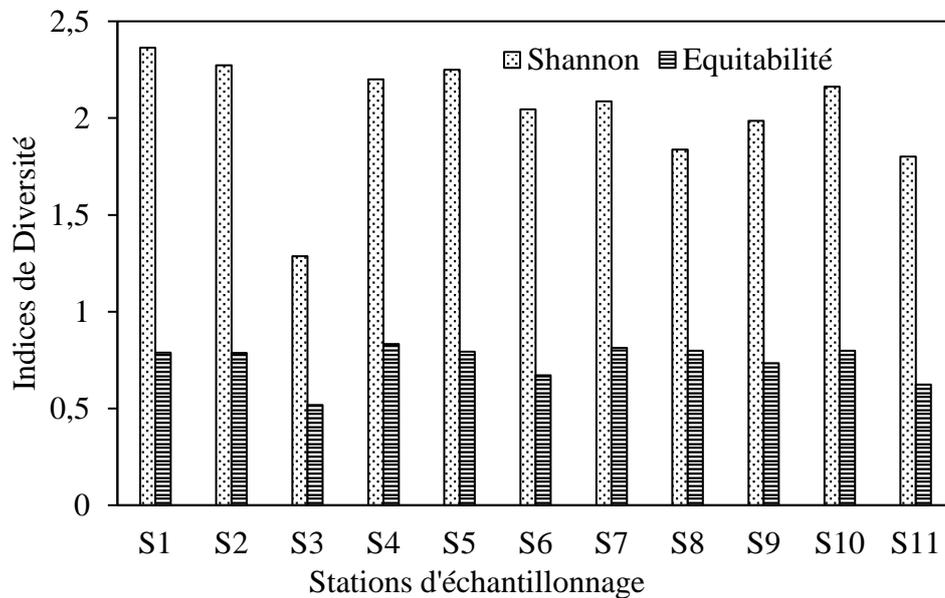


Figure 22 : Variations spatiales de l'indice de Shannon (H') et de l'Equitabilité (E) du peuplement de poissons récoltés dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

La comparaison de la richesse spécifique entre les sites a montré des différences significatives entre les sites situés près des berges et ceux situés en pleine eau (Kruskall-Wallis, $p < 0,05$). Les représentants de la famille des Cichlidae ont été les plus abondants (73,25 %), suivis de ceux des Mochokidae (9,37 %), des Latidae (4,04 %) et des Clariidae (3,29 %) (Figure 23).

Les familles les moins abondantes (moins de 1 %) sont celles des Osteoglossidae, des Distichodontidae, des Mormyridae et des Alestidae. Parmi les espèces, *Coptodon zillii* est la plus abondante, représentant 26,87 % de l'abondance totale. Elle est suivie de *Enteromius macrops* (13 %), *Chrysichthys nigrodigitatus* (7,64 %), *Oreochromis niloticus* (7,6 %), *Schilbe mandibularis* (6,82 %), *Synodontis punctifer* (6 %) et *Hemichromis fasciatus* (5,33 %), les 26 autres espèces représentant moins de 26,74 % (Figure 24).

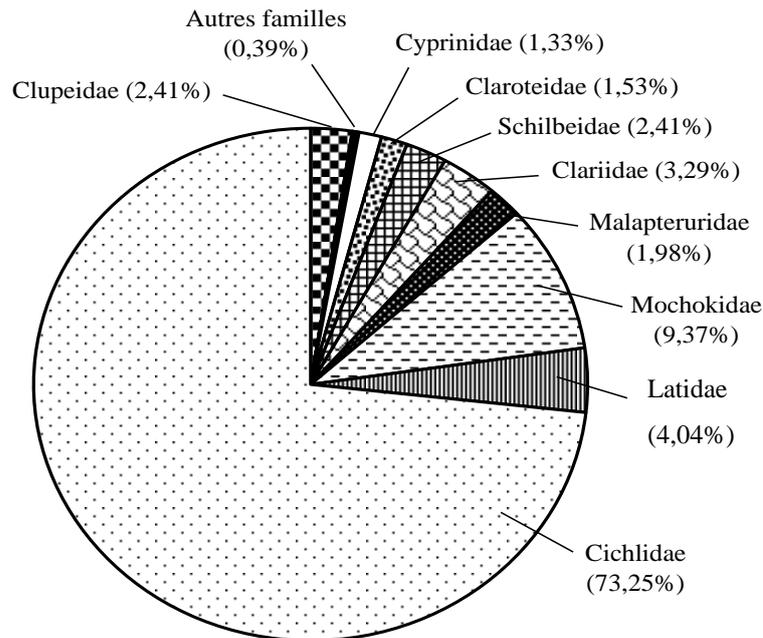


Figure 23 : Abondance relative (%) des principales familles de poissons (proportion $\geq 1\%$) capturés dans les sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

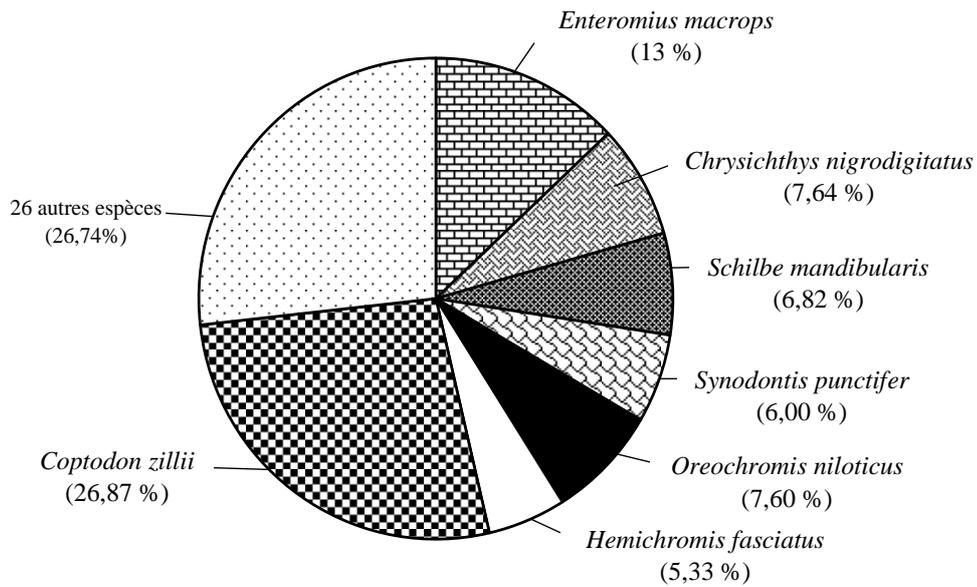


Figure 24 : Abondance relative (%) des principales espèces de poissons (proportion $\geq 5\%$) capturés dans les sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

III.2.1.3. Variation saisonnière de la richesse spécifique

Dans l'ensemble des sites, la richesse spécifique en saison des pluies varie de 7 à 19 espèces alors que celle obtenue durant la saison sèche est de 1 à 10 espèces (Figure 25).

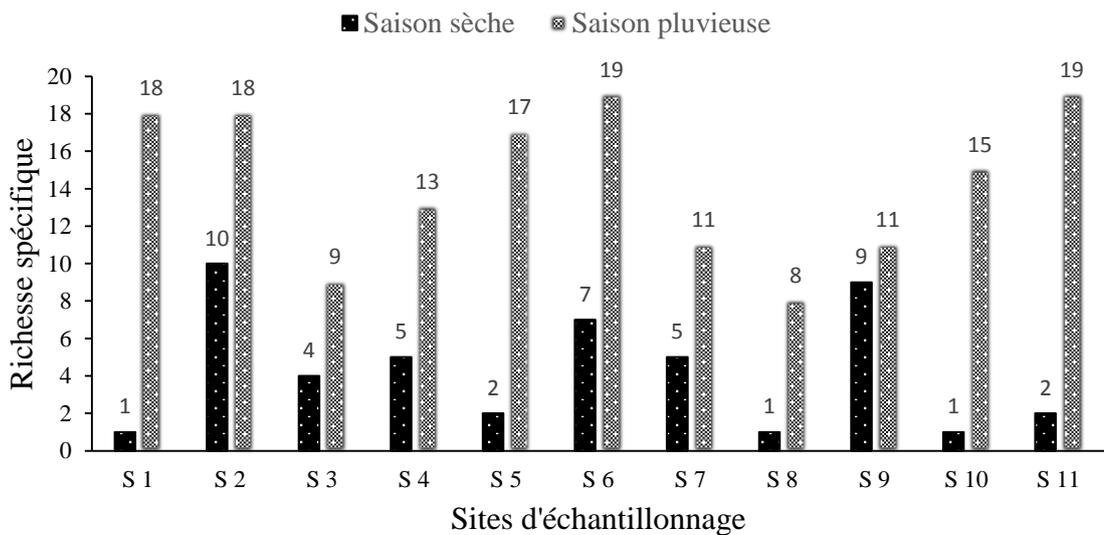


Figure 25 : Variation saisonnière de la richesse spécifique de l'ichtyofaune dans les sites échantillonnés dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

Pendant la saison sèche, la pêche effectuée a permis de capturer 24 espèces, contre 30 espèces échantillonnées en saison pluvieuse. Le test U de Mann-Whitney appliqué a montré pour $p < 0,05$ qu'il existe une différence significative du nombre d'espèces capturées entre les saisons dans tous les sites à l'exception du site 9.

III.2.1.4. Variation de la richesse spécifique en fonction du niveau des eaux

La figure 26 illustre les variations de la richesse spécifique en fonction des fluctuations du niveau des eaux. Le nombre d'espèces échantillonnées en période de basses eaux varie de 6 à 18 espèces alors que celui obtenu durant la période de hautes eaux est de 6 à 16 espèces. A la station S11, la richesse spécifique (13 espèces) n'a pas varié au cours des deux périodes. Dans les sites S7 et S9 qui sont des plaines d'inondation, le nombre d'espèces capturées pendant les basses eaux a doublé en période de hautes eaux. Par ailleurs, la pêche effectuée pendant la période de hautes eaux a permis de recenser 31 espèces, contre 24 espèces échantillonnées en période de basses eaux. Les analyses statistiques ont montré une différence significative dans les sites S3, S6, S7 et S9 (test U de Mann-Whitney, $p < 0,05$) entre les deux périodes.

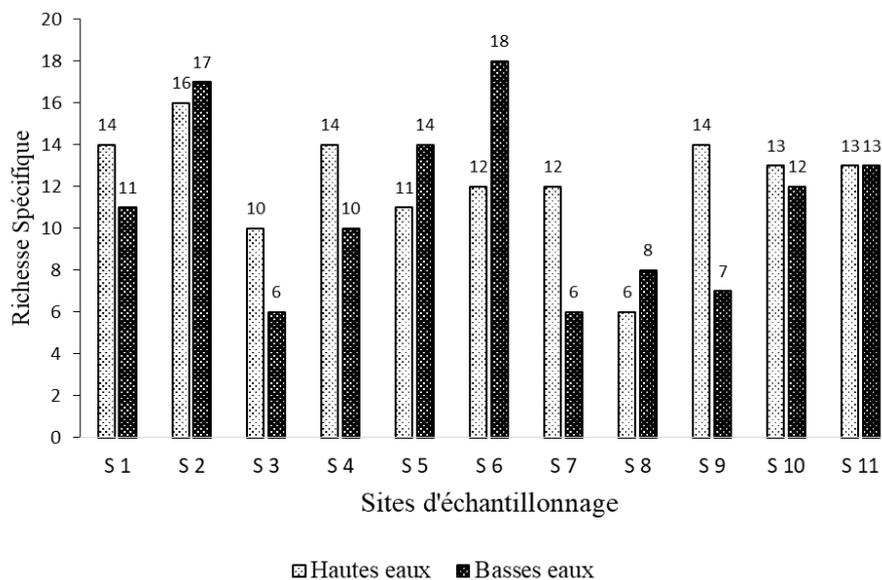


Figure 26 : Variation de la richesse spécifique de l'ichtyofaune en fonction du niveau des eaux dans les sites échantillonnés dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

III.2.1.5. Structure en tailles et en masses des poissons

Trente-deux espèces de poissons ont été capturées de juin 2018 à mai 2019 dans les 11 sites d'échantillonnage considérés. L'étude de la structure en tailles (Figure 27) a concerné les espèces les plus représentées dans l'ensemble des captures. Il s'agit des espèces ayant un effectif supérieur à 50 individus.

L'analyse de la composition démographique de *Brycinus longipinnis* montre que les captures portent sur les tailles allant de 58 à 95 mm, pour un effectif total de 53 individus. Les masses varient entre 8 et 19 g avec une moyenne de $10,70 \pm 2,14$ g. Les poissons dont les tailles sont comprises entre 65 et 80 mm représentent 79,24 % de la capture totale. L'histogramme présente une structure unimodale avec une classe modale de [75 ; 80[. Le coefficient de variation a été de 9,73 % pour une taille moyenne de $72,50 \pm 7,05$ mm (Figure 27-a)

Les longueurs standard de *Enteromius macrops* ont varié entre 49 et 80 mm pour un effectif total de 618 individus et des masses oscillant entre 3 et 14 g avec une moyenne de $8,18 \pm 2,75$ g. L'intervalle significatif de taille qui représente plus de 50 % des captures est situé entre 70 et 80 mm avec pour classe modale [70 ; 85[. L'histogramme présente une structure unimodale et le coefficient de variation a été de 10,67 % pour une taille moyenne de $68,03 \pm 7,26$ mm (Figure 27-b).

La gamme de taille des 339 individus de *Chrysichthys nigrodigitatus* a varié entre 75 et 350 mm. Chez cette espèce, les masses ont varié, entre 8 et 886 g, avec une moyenne de $96,90 \pm 27,75$ g. Les poissons dont les tailles varient entre 100 et 160 mm ont représenté l'essentiel des captures (60,18 %) et la classe modale est de [100;130[. Les individus de taille située entre 250 et 370 mm sont peu abondants dans les captures (4,72 %). Le coefficient de variation a été de 35 % pour une taille moyenne de $143,93 \pm 20,37$ mm (Figure 27-c).

Les tailles des 62 individus de *C. maurus* sont comprises entre 75 et 218 mm, leurs masses oscillant entre 14 et 280 g avec une moyenne de $148,65 \pm 39,26$ g. Les captures sont dominées par les individus de tailles situées dans l'intervalle [140;180[; ils représentent 64,52 % des captures. L'histogramme présente une structure unimodale avec pour classe modale [140 ; 160[. Le coefficient de variation a été de 32,28 % pour une taille moyenne de $168,55 \pm 24,41$ mm (Figure 27-d).

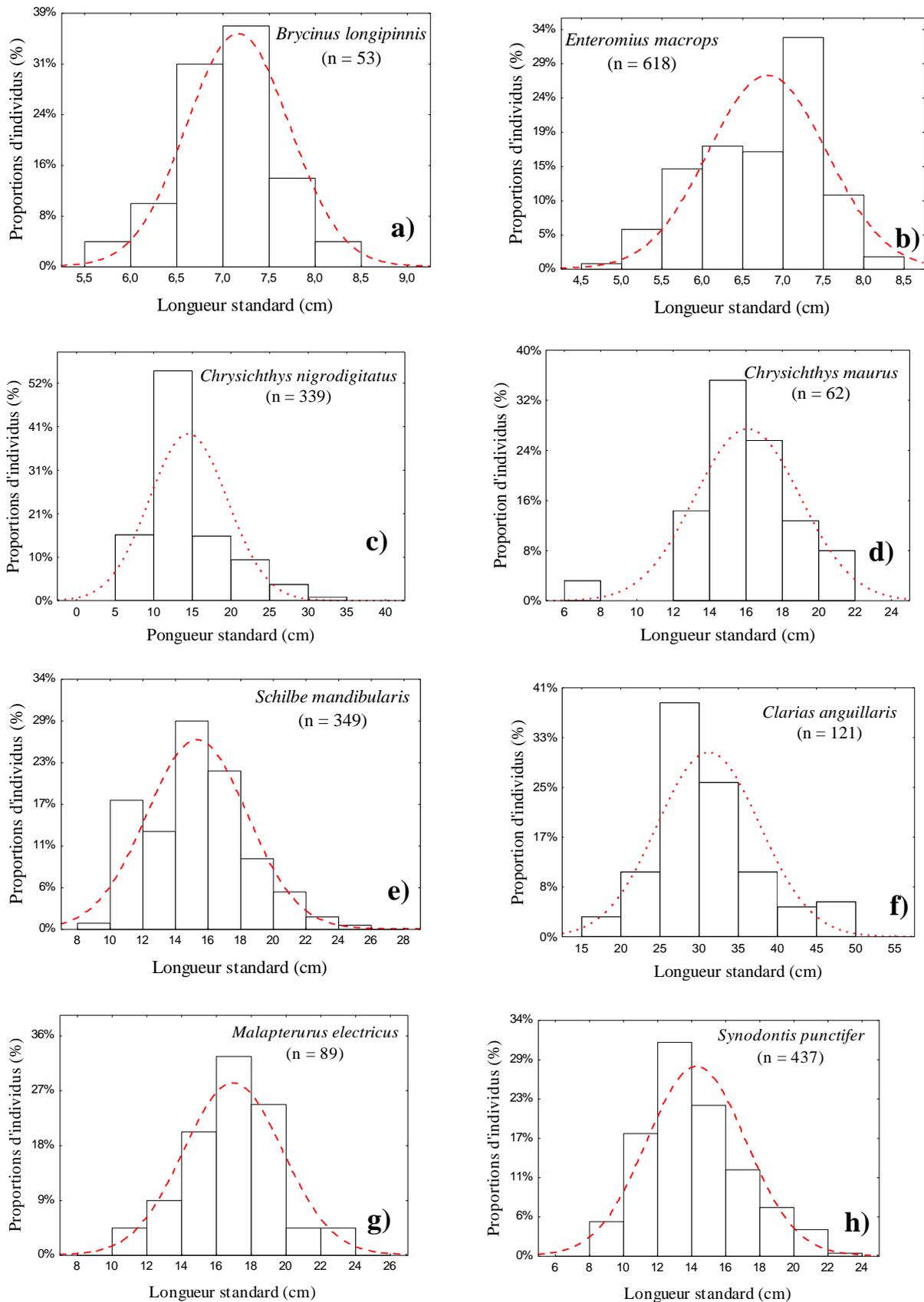


Figure 27 : Distribution des fréquences de tailles des espèces de poissons capturés dans les sites échantillonnés de juin 2018 mai 2019 dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

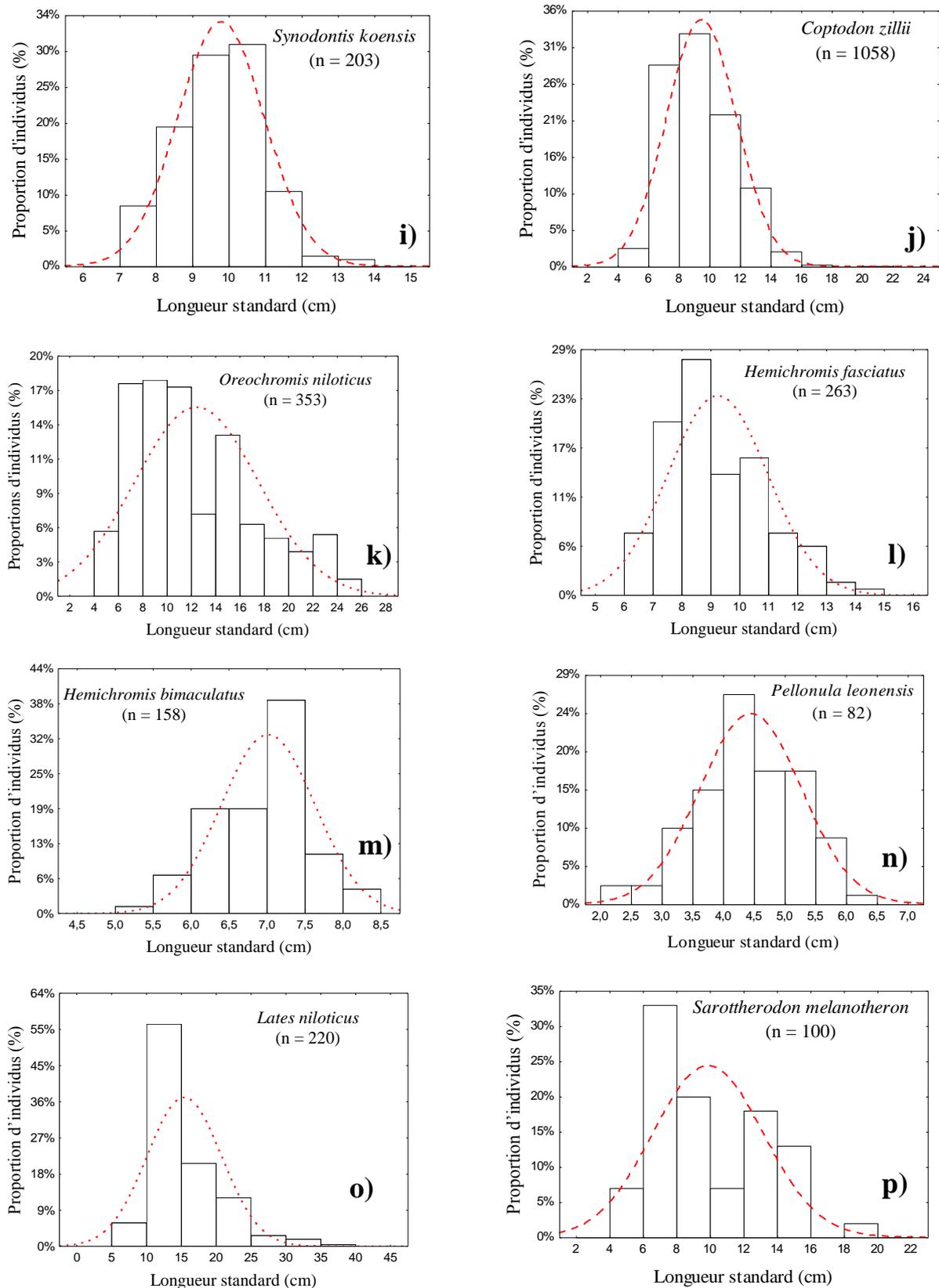


Figure 27 (suite et fin) : Distribution des fréquences de tailles des espèces de poissons capturées dans les sites échantillonnés entre de 2018 à mai 2019 dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

Chez *Schilbe mandibularis*, les tailles des spécimens capturés sont comprises entre 100 et 250 mm avec des masses oscillant entre 11 et 150 g, soit un poids moyen de $50,04 \pm 13,25$ g. Les individus dont les tailles sont comprises entre 140 et 180 ont été plus présents dans nos captures (51,72 %). La structure de l'histogramme est unimodale et la classe modale se situe à 140-159 mm. Le coefficient de variation a été de 20 % pour une taille moyenne de $153,28 \pm 30,63$ mm (Figure 27-e).

Chez *Clarias anguillaris*, 8 classes de tailles ont été définies. Les tailles des 121 individus récoltés ont varié entre 185 et 480 mm. Les masses sont comprises entre 62 et 970 g, avec une moyenne de $340,79 \pm 22,03$ g. Les individus les plus abondants (80,16 %) ont des tailles comprises entre 240 et 400 mm et la classe modale se situe à 240-279 mm. Le coefficient de variation a été de 20,95 % pour une taille moyenne de $311,10 \pm 35,17$ mm (Figure 27-f).

Les 89 individus de *Malapterurus electricus* ont eu des tailles qui varient entre 109 et 235 mm et des masses de 32 à 357 g avec une moyenne de $133,46 \pm 65,95$ g. Les spécimens les plus capturés ont des tailles variant entre 140 et 200 mm et représentent 74,17 % des captures. La structure démographique est unimodale avec pour classe modale [160;180[. Le coefficient de variation a été de 16,72 % pour une taille moyenne de $169,54 \pm 28,35$ mm (Figure 27-g).

Chez *Synodontis punctifer*, les tailles des 437 individus ont varié entre 85 et 225 mm avec des masses de 16-277 g. Les individus dont les tailles varient entre 100 et 160 représentent 72,31 % des captures et ont pour classe modale [120 ; 140[. Le coefficient de variation a été de 20,30 % pour une taille moyenne de $142,78 \pm 29,0$ mm (Figure 27-h).

Le plus petit individu capturé chez les 203 *Synodontis koensis* mesure 70 mm et l'individu le plus grand mesure 135 mm. Les individus de tailles variant entre 80 et 110 mm ont représenté 80,29 % des captures. Les masses des individus de la population ont varié entre 9 et 63 g et la moyenne est de $25,61 \pm 8,83$ g. L'histogramme montrant la répartition des effectifs dans les classes de taille indique une structure unimodale avec pour classe modale [100;110[. Le coefficient de variation a été de 12,18 % pour une taille moyenne de $97,78 \pm 11,91$ mm (Figure 27-i).

Les 1058 individus de *Coptodon zillii* capturés ont des tailles variant entre 47 et 215 mm et des masses de 5 à 389 g, avec une moyenne de $38,70 \pm 11,29$ g. Les poissons de tailles comprises entre 70 et 130 représentent 78,25 % des captures totales de l'espèce. La distribution générale des tailles est plus étalée chez cette espèce et la proportion d'individus de grande taille [130 ; 230[est faible dans les échantillons (10,69 %). La structure démographique est

unimodale avec une classe modale de [70 ; 90[. Le coefficient de variation a été de 24,06 % pour une taille moyenne de $94,52 \pm 22,74$ mm (Figure 27-j).

Chez les 353 individus de *Oreochromis niloticus*, les tailles oscillent entre 30 et 250 mm avec une moyenne de $137,11 \pm 32,17$; les masses varient de 3 à 646 g, soit une moyenne de $112,81 \pm 42,28$ g. Les individus de taille variant entre 50 et 125 mm sont les plus nombreux dans les échantillons, soit une proportion de 59,09 %. La distribution des tailles est également étalée chez cette espèce et la structure est bimodale. Le coefficient de variation a été de 41,41% pour une taille moyenne de $123,16 \pm 60$ mm (Figure 27-k).

Les 263 individus de *Hemichromis fasciatus* collectés dans nos échantillons ont des tailles variant entre 62 et 144 mm soit une moyenne de $95,22 \pm 18,02$ pour la taille et des masses oscillant entre 6,92 et 83 g, soit une moyenne de $26,87 \pm 6,28$ g pour la masse. Les individus les plus abondants dans nos captures avaient une taille allant de 70 à 110 mm, avec une proportion de 77,57 %. Le coefficient de variation a été de 18,68 % pour une taille moyenne de $92,14 \pm 17,22$ mm (Figure 27-l).

Chez *Hemichromis bimaculatus*, les tailles des 158 individus échantillonnés sont comprises entre 52 et 80 mm et des masses de 5 à 18 g. L'essentiel des captures (90,5 %) comprend les individus de tailles comprises entre 60 et 80 mm. La distribution des tailles est peu étalée, avec pour classe modale de [70;75[. Le coefficient de variation a été de 8,70 % pour une taille moyenne de $70 \pm 6,08$ mm (Figure 27-m).

L'ensemble des 82 individus de *Pellonula leonensis* capturés à une taille variant de 24 à 63 mm et une masse variant entre 0,23 et 3,94 g, avec une moyenne de $1,58 \pm 0,69$ g pour la masse. La structure des tailles est unimodale avec pour classe modale [40 ; 45[. Les individus de tailles allant de 35 et 54 mm représentent l'essentiel (78,04 %) des captures et le coefficient de variation est de 18,47 % (Figure 27-n).

La composition démographique montre que les captures de *Lates niloticus* ont porté sur des individus de taille variant entre 75 et 374 mm et des masses comprises entre 8 et 941 g. Parmi les 220 individus capturés, ceux dont les tailles ont varié entre 100 et 189 ont représenté 75 % de la population. La structure de la population est unimodale avec pour classe modale [100 ; 130[et un coefficient de variation de 124,91 % (Figure 27-o).

Chez les 100 individus de *Sarotherodon melanotheron* capturés dans le lac de Buyo, les tailles varient entre 45 et 190 mm et des masses entre 6 et 202 g avec une moyenne de $98,61 \pm 16,21$ g pour la masse et une moyenne de $91,22 \pm 14,06$ mm pour la taille. La structure de la population est unimodale avec une abondance de 55 % des individus de tailles variant entre 60

et 100 mm. Le coefficient de variation est de 33,23 % et la taille moyenne de 98 ± 12 g (Figure 27-p).

III.2.1.6. Relation longueur-masse et facteur de condition

Les paramètres de croissance des 16 espèces de poissons les plus représentées dans les captures sont illustrés par le tableau VIII et la figures 28.

Ces relations se traduisent par les équations de droite indiquées aux figures (28-a à 28-p). Les valeurs du coefficient de détermination r^2 varient entre 0,60 et 0,99 et le coefficient d'allométrie b , entre 1,74 et 3,34. et la constante "a" a varié de 2,21 à 5,67.

Le test de Student a révélé que le coefficient d'allométrie b est significativement différent de 3 ($p < 0,05$) pour quatre espèces. Parmi elles, *Brycinus longipinnis*, *Pellonula leonensis* et *Lates niloticus* présentent une croissance allométrique négative alors que *Enteromius macrops* présente une croissance allométrique positive. En revanche, la croissance des 12 autres espèces est de type isométrique (test de Student, $p > 0,05$).

Concernant, le facteur de condition, il a oscillé entre $0,48 \pm 0,08$ et $33,91 \pm 4,44$ (Tableau VIII). Les valeurs les plus élevées de ce paramètre ont été obtenues chez *Hemichromis bimaculatus*, *Synodontis koensis* et *Brycinus longipinnis* et les plus faibles chez *Schilbe mandibularis*, *Enteromius macrops* et *Synodontis punctifer*.

III.2.2. Discussion

La richesse spécifique (32 espèces au total) obtenue dans la présente étude est dominée par la famille des Cichlidae (7 espèces). Ce résultat est en conformité avec les travaux de Traoré (1996) selon lesquels la famille des Cichlidae est de loin, la mieux représentée dans les captures des pêcheurs commerçants du lac de Buyo. Cette dominance par rapport aux autres familles peut être justifiée par la capacité des représentants de cette famille à supporter une gamme variée de conditions environnementales (Lévêque & Paugy, 2006), mais aussi par leur cycle de reproduction assez court et rapide.

En effet, les Cichlidae ont un régime alimentaire très varié et présentent de fortes capacités d'adaptation aux conditions environnementales. Cette famille possède une grande capacité d'adaptation comportementale dans certains types d'habitats où la nourriture est présente (Lévêque & Agnèse, 2006). L'abondance de cette famille dans les milieux lacustres a également été observée par Montchowui *et al.* (2008) dans le lac Hlan (Bénin) et par Aboua *et al.* (2010) dans le fleuve Bandama.

Tableau VIII : Relation longueur-masse et facteur de condition de 16 espèces de poissons capturés dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

Espèces (n = 16)	r ²	b	Test t de Student	Type de croissance	Facteur de condition		
					min	Max	Moy ± éct
<i>Brycinus longipinnis</i>	0,60	1,74	-3,6295891	A-	23,09	42,02	33,91±4,44
<i>Enteromius macrops</i>	0,88	3,31	4,16037317	A+	0,92	2,13	1,38±0,19
<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	0,88	2,84	-0,1165451	I	1,54	12,57	3,56±1,30
<i>Chrysichthys maurus</i>	0,89	2,79	-0,0777297	I	2,51	5,16	4,28±0,73
<i>Schilbe mandibularis</i>	0,94	3,34	0,61313847	I	0,3	0,8	0,48±0,08
<i>Clarias anguillaris</i>	0,94	2,80	-0,0642545	I	1,46	2,84	2,02±0,28
<i>Malapterurus electricus</i>	0,92	2,79	-0,0848092	I	3,52	6,5	4,63±0,67
<i>Synodontis punctifer</i>	0,93	3,07	0,08462432	I	1,19	3,51	1,79±0,31
<i>Synodontis koensis</i>	0,73	2,37	-1,2723497	I	7,51	18,07	11,25±2,04
<i>Coptodon zillii</i>	0,96	2,93	-0,1692503	I	2,34	7,06	4,55±0,60
<i>Oreochromis niloticus</i>	0,99	2,95	-0,0337155	I	1,93	11,74	4,36±0,80
<i>Hemichromis fasciatus</i>	0,94	2,91	-0,1615935	I	2,56	5,69	3,81±0,53
<i>Hemichromis bimaculatus</i>	0,71	2,55	-1,278491	I	5,88	12,68	8,44±1,30
<i>Pellonula leonensis</i>	0,95	2,60	-1,674	A-	2,26	3,95	3,08±0,37
<i>Lates niloticus</i>	0,98	2,88	-1,784	A-	1,77	3,99	2,97±0,38
<i>Sarotherodon melanotheron</i>	0,98	2,92	-0,807	I	3,38	8,11	5,12±0,80

A+ = allométrie positive ; A- = allométrie négative ; I = isométrie ; r² = coefficient de détermination ; b = coefficient d'allométrie ; min = minimale ; max = maximale ; moy = moyenne ; éct = écart-type.

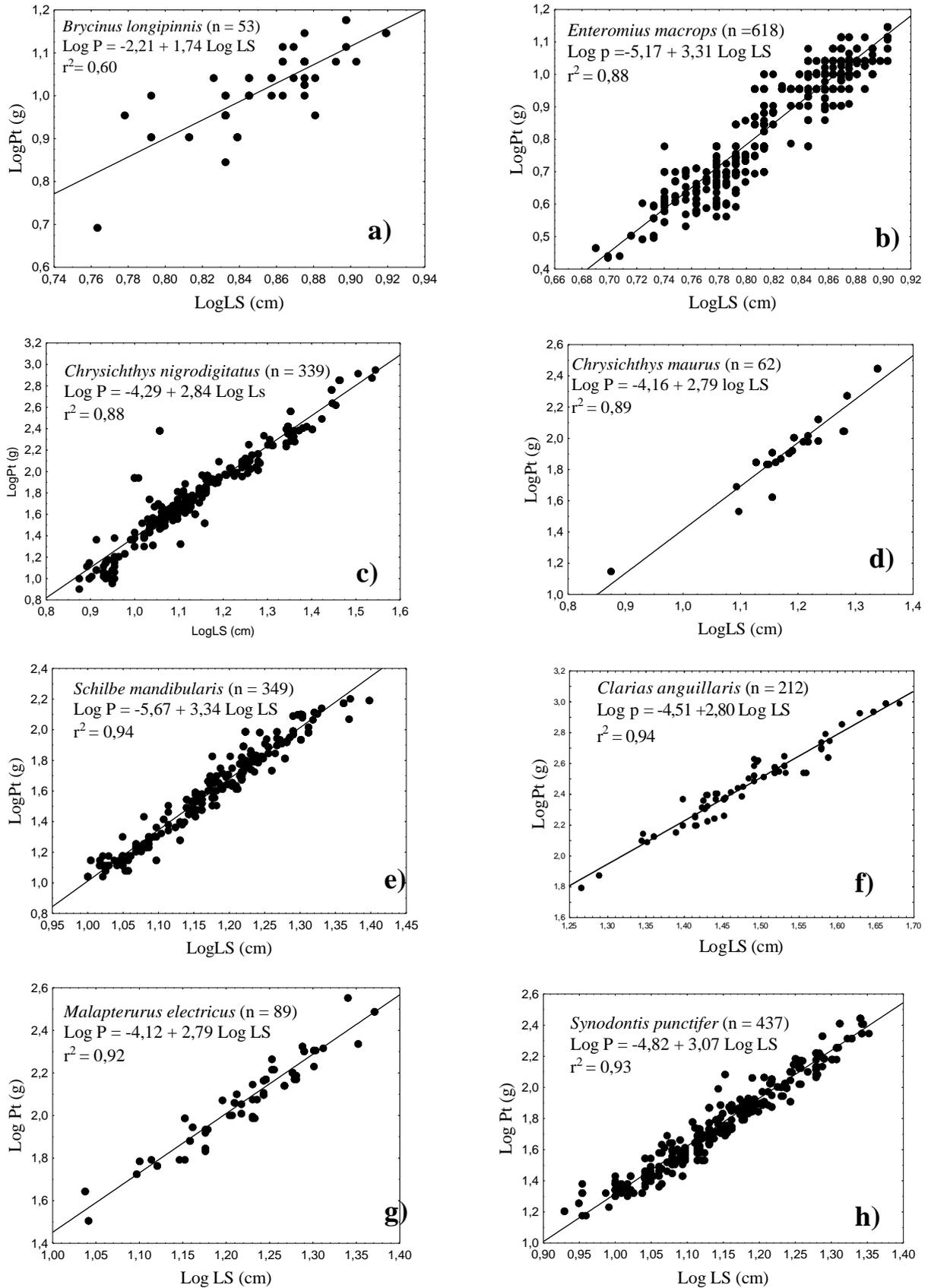


Figure 28 : Relation longueur-masse des espèces de poissons capturés dans les sites d'échantillonnage de juin 2018 à mai 2019 dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

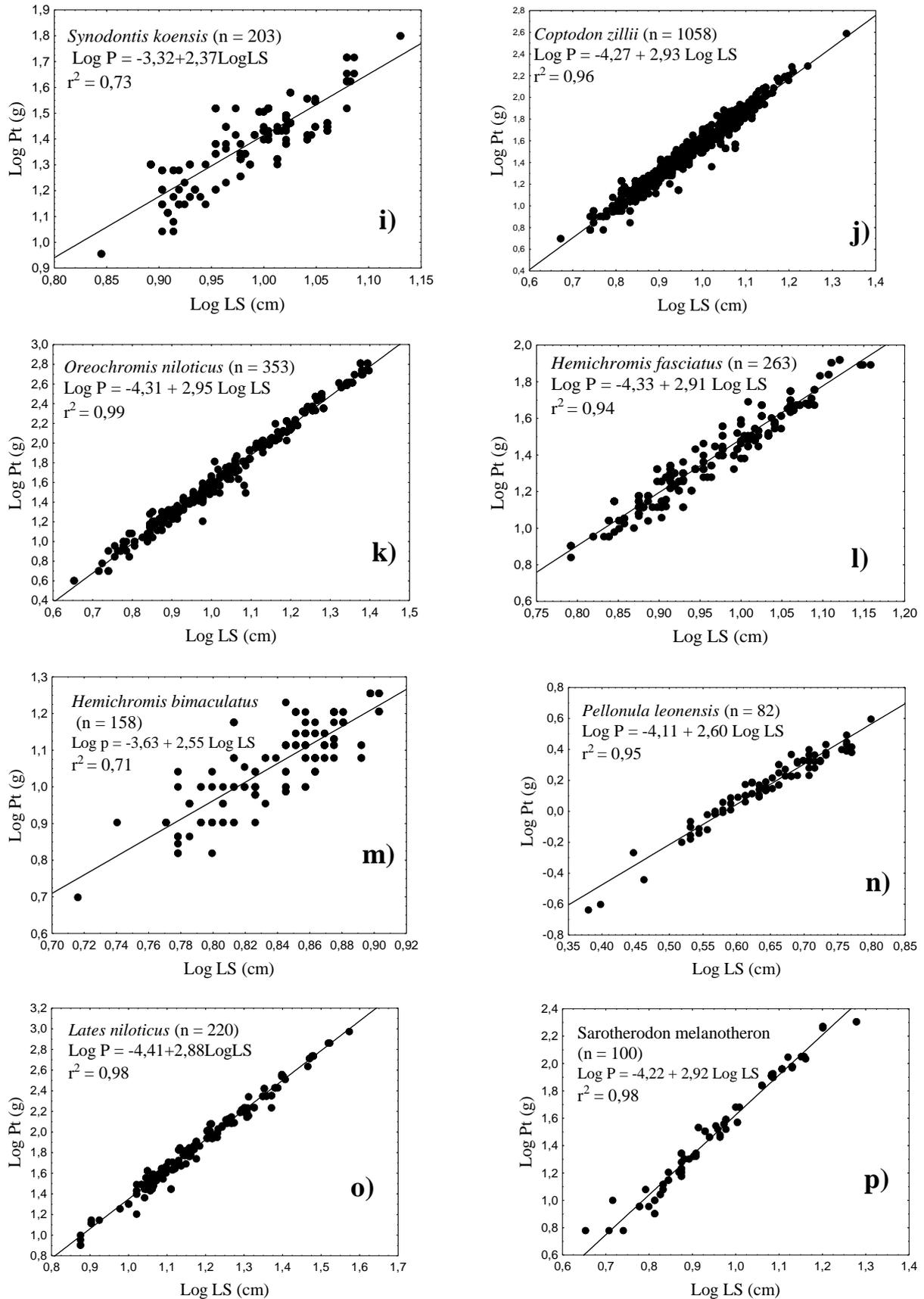


Figure 28 (suite et fin) : Relation longueur-masse des espèces de poissons capturés dans les sites d'échantillonnage de juin 2018 à mai 2019 dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

Le nombre d'espèces capturées est relativement faible en comparaison aux travaux de Goli Bi *et al.* (2019a) qui ont signalé la présence de 45 espèces dans le même lac. Aussi, des études antérieures (Traoré, 1996) ont-elles révélé la présence de 65 espèces dans le même lac. Cette différence serait due au fait que ces auteurs ont échantillonné à Buyo ville et à Guessabo, alors que les échantillonnages, dans la présente étude, ont porté sur la portion du lac située dans le périmètre du Parc National de Taï. Par ailleurs, la richesse spécifique obtenue est faible par rapport à celles d'autres hydrosystèmes tels que le lac d'Ayamé 2 (40 espèces) (Adou *et al.*, 2017), les lacs de Taabo (36 espèces) et Kossou (37 espèces) (Aboua *et al.*, 2010). De plus, dans la présente étude, les données ne concernent que la pêche expérimentale alors que dans les autres études (Kouamé, 2010 ; Goli Bi *et al.*, 2019a), des espèces issues de la pêche commerciale ont été comptabilisées en plus de la pêche expérimentale.

La présence des espèces estuariennes et/ou marines *Pellonula leonensis* et *Sarotherodon melanotheron* peut être liée à la remontée de ces espèces avant la construction du barrage pour accomplir leurs besoins bio-écologiques et une adaptation à ces milieux. D'après Lévêque et Paugy (2006), les eaux continentales africaines hébergent des espèces d'origine marine qui effectuent, saisonnièrement ou sporadiquement, des migrations entre la mer et les eaux continentales et qui se sont adaptées aux eaux douces.

La variation spatio-temporelle de la richesse spécifique observée dans la présente étude est un phénomène fréquent dans les milieux lacustres (Lévêque, 1999). Le site S6 localisé dans la baie du lac et caractérisé par une faible pente, un substrat riche en sable et une faible valeur de la transparence a enregistré le plus grand nombre d'espèces (22 espèces, soit 68,75 %). Le site S8 situé en pleine eau est la plus pauvre en espèces (34,37 %). Selon Bouchereau (1997), la variation spatio-temporelle de la richesse spécifique peut être liée soit aux changements de comportement des poissons, face à la pression de pêche, soit aux migrations des populations. Cependant, dans cette étude, l'hypothèse la plus vraisemblable est la migration d'espèces entre le lac et les rivières tributaires durant les périodes de crue et de décrue. En effet, beaucoup d'espèces lacustres ont conservé l'habitude d'effectuer des migrations de reproduction dans les tributaires. Dans le lac Turkana, par exemple, *Alestes baremoze*, *Citharinus citharus*, *Distichodus niloticus* et *Barbus bynni* migrent dans la rivière Omo, alors que *Brycinus nurse*, *Labeo horie*, *Clarias gariepinus* et *Synodontis schall* migrent dans des petits affluents temporaires (Hopson, 1982).

La diversité spécifique a varié d'une station à l'autre, avec des valeurs d'indice de Shannon et d'Equitabilité plus faibles à la station S3 qui se distingue par une forte profondeur

(respectivement $H = 1,28$ et $E = 0,79$). Cela traduirait une bonne organisation du peuplement dans l'ensemble de ces sites et un déséquilibre à la station S3 (Amanieu & Lassere, 1982). Ce déséquilibre pourrait être confirmé par les variations des conditions environnementales.

Le nombre de classes de tailles des espèces observées dans cette étude a varié généralement entre 7 et 9, sauf chez *Chrysichthys nigrodigitatus* où 10 classes de tailles ont été définies. Chez la même espèce, Goli-Bi *et al.* (2019b) ont obtenu 11 classes de tailles. Ce résultat témoigne d'une distribution plus étalée des fréquences de tailles chez cette espèce qui se situe entre 75 et 350 mm. En effet, Tah *et al.* (2012) ont trouvé des gammes de tailles de 70 à 280 mm chez la même espèce dans le lac de Buyo. Cette hausse de la fréquence de tailles observée dans la présente étude pourrait s'expliquer par la faible pression de pêche exercée dans la zone du lac située dans le Parc National de Taï qui est une aire protégée.

Le coefficient de variation a oscillé entre 9,73 et 41,41 et parmi les espèces recensées dans cette étude, seules *C. nigrodigitatus*, *C. maurus* et *O. niloticus* ont présenté une structure hétérogène de la population, tandis que la structure des tailles est homogène pour les autres espèces. Cette homogénéité pourrait s'expliquer par un déplacement de ces espèces en bancs composés d'individus de tailles relativement similaires (Fonteneau & Pallarès, 1999). Par conséquent, la capture des poissons va porter sur ces individus lors du déplacement. Cependant, l'hétérogénéité de la structure démographique des 3 espèces témoigne d'une large gamme de tailles et leur abondance dans les captures.

Les résultats des relations longueur-masse ont indiqué des modes de croissance isométrique et allométrique en fonction des espèces. Les espèces *C. nigrodigitatus*, *Schilbe mandibularis*, *H. fasciatus* et *O. niloticus* ont présenté une croissance isométrique dans la présente étude. Ces résultats, comparés aux travaux de Tah *et al.* (2012) dans le même lac, ont indiqué des résultats similaires pour *C. nigrodigitatus*. Selon Da *et al.* (2018), la croissance de *Clarias anguillaris* est de type allométrie positive et celle de *Synodontis punctifer*, de type allométrie négative dans le lac de Taabo (Koffi *et al.*, 2018). Dans la présente étude, la croissance de ces 2 espèces est isométrique. En effet, ces variations du coefficient b en fonction de l'espèce sont dues au fait que chez beaucoup d'espèces, il peut y avoir modification de la forme du corps ou variation du poids au cours de la croissance. D'après Biswas (1993) et Lévêque (2006), la variation du coefficient de croissance dans différents écosystèmes est due aux fluctuations saisonnières des paramètres environnementaux, aux conditions physiologiques du poisson au moment de la capture, au sexe, au développement des gonades et aux conditions nutritives dans l'environnement des poissons. Dans le cas du lac de Buyo, les fluctuations du

niveau de l'eau et la pression de pêche (Vanga *et al.*, 2002) sont des facteurs qui pourraient influencer considérablement sur la croissance des poissons. La forte valeur du coefficient de détermination (0,60 à 0,99) dans cette étude traduit une forte corrélation entre la masse et la longueur du poisson chez la plupart des espèces récoltées.

Le coefficient de condition permet de suivre l'évolution de l'état d'embonpoint du poisson. Il est considéré comme étant un bon instrument pour comparer l'état physiologique global de populations au cours d'un cycle saisonnier ou entre bassins présentant des conditions écologiques différentes (Lévêque, 2006). Dans la présente étude, les coefficients de condition de *Brycinus longipinnis*, *Synodontis koensis* et *Hemichromis bimaculatus* ont été les plus élevés (respectivement 33,91 ; 11,25 et 8,44). Cela pourrait s'expliquer par le fait que ces espèces ne sont pas ciblées par les pêcheurs en raison de leur taille maximale relativement faible. Par contre, les espèces telles que *Lates niloticus*, *Chrysichthys nigrodigitatus*, *Chrysichthys maurus* et *Oreochromis niloticus* ont un coefficient de condition plus bas ; cela pourrait traduire une surexploitation de ces espèces dans le lac de Buyo.

III.3. Identification des zones de rassemblement des individus matures pendant la fraie

III.3.1. Résultats

III.3.1.1. Répartition spatiale des individus en fonction de l'état de maturité sexuelle

Des individus en état de ponte ou post-ponte ont été observés dans tous les sites d'échantillonnage avec des proportions variables selon les espèces (Tableau IX). Chez les espèces telles que *Pellonula leonensis*, *Mormyrus rume*, *Lates niloticus* et *Sarotherodon melanotheron*, seuls des individus immatures ont été capturés durant toute la campagne. En effet, les individus immatures ont été uniquement récoltés (100 %) dans les sites S5 et S6 (*Pellonula leonensis*), S6 (*Mormyrus rume*), S8 (*Chrysichthys nigrodigitatus*), S6 (*Chrysichthys maurus*), S4 (*Synodontis punctifer*), S1 et S4 (*Oreochromis niloticus*).

Les individus matures des quatre espèces suivantes n'ont été capturés que sur un seul site ; il s'agit de *Chrysichthys maurus* (76,9 % au site S 4), *Malapterurus electricus* (83,8 % au site S6), *Synodontis punctifer* (73,3 % au site S3) et *Hemichromis bimaculatus* (75,5 % au site S6). Les individus matures des espèces telles que *Heterotis niloticus* et *Clarias anguillaris* n'ont été échantillonnés en grande quantité que dans deux sites.

Dans les sites S7 et S9, *H. niloticus* a été capturé respectivement à 81,8 % et 84 % et au niveau des sites S4 et S10, l'espèce *C. anguillaris* a été échantillonnée respectivement à 83,8 % et 72 %.

Chez *Brycinus longipinnis*, *Chrysichthys nigrodigitatus*, *Schilbe mandibularis*, *Synodontis koensis*, *Oreochromis niloticus* et *Hemichromis fasciatus*, la forte proportion d'individus matures a été observée dans plus de 2 sites. Chez *Enteromius macrops*, les individus matures ont dominé les captures (S2 : 80 % ; S5 : 100 % ; S6 : 91,2 % ; S7 : 85,7 % ; S9 : 100 % ; S10 : 96,2 % ; S11 : 100 %).

Coptodon zillii présente une forte proportion d'individus matures dans l'ensemble des sites (S2 : 82 % ; S5 : 78,3 % ; S6 : 86,8 % ; S7 : 73,7 % ; S8 : 75 % ; S9 : 77,8 % ; S10 : 74 % ; S11 : 80,4 %) à l'exception des sites S1, S3 et S4 où les proportions des individus matures sont inférieures à 70 %.

Chapitre III : Résultats et discussions

Tableau IX : Proportions (%) des individus matures et immatures des espèces de poissons capturés dans les sites d'échantillonnage au lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

Espèces	S1		S2		S3		S4		S5		S6		S7		S8		S9		S10		S11		
	Mat	Imm	Mat	Imm	Mat	Imm	Mat	Imm	Mat	Imm	Mat	Imm	Mat	Imm									
<i>Pellonula leonensis</i>	19	81							0	100	0	100											
<i>Heterotis niloticus</i> *													81,8	18,2			84	16					
<i>Mormyrus rume</i>			35,7	64,3							0	100											
<i>Brycinus longipinnis</i> *	100	0	77,8	22,2																	70	30	
<i>Enteromius macrops</i> *			80	20					100	0	91,24	8,76	85,7	14,3			100	0	96,2	3,8	100	0	
<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> *	73,3	26,7	70,5	29,5	72,7	27,3	30	70	27,3	72,7	23,1	76,9			0	100			5	75	25,9	74,1	
<i>Chrysichthys maurus</i> *							76,9	23,1			0	100											
<i>Schilbe mandibularis</i> *	72,2	27,8	71,1	28,9			46,2	53,9	70,7	29,3					33,3	66,7						100	0
<i>Clarias anguillaris</i> *							83,8	16,2											72	28			
<i>Malapterurus electricus</i> *	46,1	53,9									83,3	16,7					40	60					
<i>Synodontis punctifer</i> *			0	100	73,3	26,7	0	100			44	56			50	50							
<i>Synodontis koensis</i> *	72,7	27,3	75	25	71,4	28,6																	
<i>Lates niloticus</i>	35,1	64,9									9,1	90,9	19	81					23,5	76,5	28,6	71,4	
<i>Coptodon zillii</i> *	53,5	46,5	82,4	17,6			66,7	33,3	78,3	21,7	86,8	13,2	73,7	26,3	75	25	77,8	22,2	74	26	80,4	19,6	
<i>Oreochromis niloticus</i> *	0	100	73,7	26,3			0	100	16,7	83,3	73,7	26,3	81,8	18,2					0	100	35,2	64,8	
<i>Hemichromis fasciatus</i> *									72,7	27,3	87,1	12,9					71,7	28,3	36,8	63,2			
<i>Hemichromis bimaculatus</i> *									75,5	24,5												7,7	92,3
<i>Sarotherodon melanotheron</i>																						21	79

En gras * = espèces ayant un pourcentage d'individus matures $\geq 70\%$; Mat = matures ; Imm = immatures.

III.3.1.2. Identification des zones de frai

Tous les sites considérés dans cette étude constituent des zones de reproduction sur la base de l'examen des gonades des individus capturés (Tableau X). Des individus matures ont été observés chez toutes les espèces récoltées. Toutefois, seules 14 espèces de poissons ont présenté des proportions d'individus matures supérieures ou égales à 70 % de l'effectif total dans les sites considérés. Parmi elles, douze espèces de poissons se reproduisent dans les sites localisés dans les baies. Les plaines d'inondation sont occupées par cinq espèces pendant leur reproduction. Des zones de rassemblement d'individus matures de quatre espèces ont été notées dans les sites situés en pleine eau.

A l'exception du site S8 qui est une frayère monospécifique, tous les autres sites sont des frayères multispécifiques. Le site S2 a abrité le plus grand nombre d'espèces, car sept espèces de poissons viennent s'y reproduire ; puis vient le site S6 où on note six espèces. Les sites S1, S5, S7, S9 et S11 comptabilisent chacun quatre espèces. Les sites S3, S4 et S10 sont utilisés chacun par trois espèces et le site S8, une seule espèce.

Parmi les espèces, *Enteromius macrops* et *Coptodon zillii* ont été recensées dans la majorité des sites d'échantillonnage. Chez *Chrysichthys maurus*, *Malapterurus electricus*, *Hemichromis bimaculatus* et *Synodontis punctifer*, un seul site de reproduction a été identifié.

Sur 12 mois d'échantillonnage, les individus matures de *Enteromius macrops* ont été capturés sur une période de neuf mois, de janvier à septembre, qui correspond à la période de basses eaux, tandis que *Chrysichthys nigrodigitatus*, *Coptodon zillii* et *Oreochromis niloticus* ont été capturés pendant 8 mois.

Les géniteurs de *Brycinus longipinnis*, *Clarias anguillaris* et *Hemichromis bimaculatus* ont été capturés en juin et juillet en saison pluvieuse. *Chrysichthys maurus* et *Malapterurus electricus* matures ont été capturés seulement en juillet. Peu d'espèces se reproduisent dans la zone pendant la saison sèche (4 espèces) alors qu'en saison pluvieuse, les 14 espèces y effectuent des rassemblements en vue de la reproduction.

III.3.1.3. Influence des paramètres environnementaux sur la distribution des espèces

La figure 29 fait état d'une analyse canonique de correspondance traduisant l'influence des variables environnementales sur la distribution des géniteurs. Les résultats de l'analyse indiquent que les axes I ($\lambda_1=0,48$) et II ($\lambda_1=0,23$) expriment 63,10 % des valeurs de la variance cumulée pour les données relatives aux espèces. Ces axes ont donc été considérés dans l'interprétation des résultats.

Tableau X : Répartition spatio-temporelle des géniteurs capturés dans les sites d'échantillonnage au lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

Sites	Espèces	Période de capture des individus matures											
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
S 1	<i>Brycinus longipinnis</i>						+	+					
	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>		+	+	+	+	+	+	+	+			
	<i>Schilbe mandibularis</i>						+	+	+	+			
	<i>Synodontis koensis</i>								+	+	+	+	
S 2	<i>Brycinus longipinnis</i>						+	+					
	<i>Enteromius macrops</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>		+	+	+	+	+	+	+	+			
	<i>Schilbe mandibularis</i>						+	+	+	+			
	<i>Synodontis koensis</i>								+	+	+	+	
	<i>Coptodon zillii</i>	+	+	+	+	+	+	+	+				
	<i>Oreochromis niloticus</i>	+	+	+					+	+	+	+	
S3	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>		+	+	+	+	+	+	+	+			
	<i>Synodontis punctifer</i>						+	+	+	+	+		
	<i>Synodontis koensis</i>								+	+	+	+	
S4	<i>Chrysichthys maurus</i>									+			
	<i>Clarias anguillaris</i>							+	+				
	<i>Coptodon zillii</i>	+	+	+	+	+	+	+	+				
S5	<i>Enteromius macrops</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
	<i>Schilbe mandibularis</i>						+	+	+	+			
	<i>Coptodon zillii</i>	+	+	+	+	+	+	+	+				
	<i>Hemichromis fasciatus</i>	+	+		+	+	+	+					
S6	<i>Hemichromis fasciatus</i>	+	+		+	+	+	+					
	<i>Oreochromis niloticus</i>	+	+	+	+				+	+	+	+	
	<i>Hemichromis bimaculatus</i>							+	+				
	<i>Coptodon zillii</i>	+	+	+	+	+	+	+	+				
	<i>Malapterurus electricus</i>								+				
	<i>Enteromius macrops</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
S7	<i>Enteromius macrops</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
	<i>Coptodon zillii</i>	+	+	+	+	+	+	+	+				
	<i>Heterotis niloticus</i>										+	+	
	<i>Oreochromis niloticus</i>	+	+	+	+				+	+	+	+	
S8	<i>Coptodon zillii</i>	+	+	+	+	+	+	+	+				
S9	<i>Heterotis niloticus</i>										+	+	
	<i>Enteromius macrops</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
	<i>Coptodon zillii</i>	+	+	+	+	+	+	+	+				
	<i>Hemichromis fasciatus</i>	+	+		+	+	+	+					
S10	<i>Enteromius macrops</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
	<i>Clarias anguillaris</i>							+	+				
	<i>Coptodon zillii</i>	+	+	+	+	+	+	+	+				
S11	<i>Brycinus longipinnis</i>							+	+				
	<i>Enteromius macrops</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
	<i>Schilbe mandibularis</i>							+	+	+	+		
	<i>Coptodon zillii</i>	+	+	+	+	+	+	+	+				

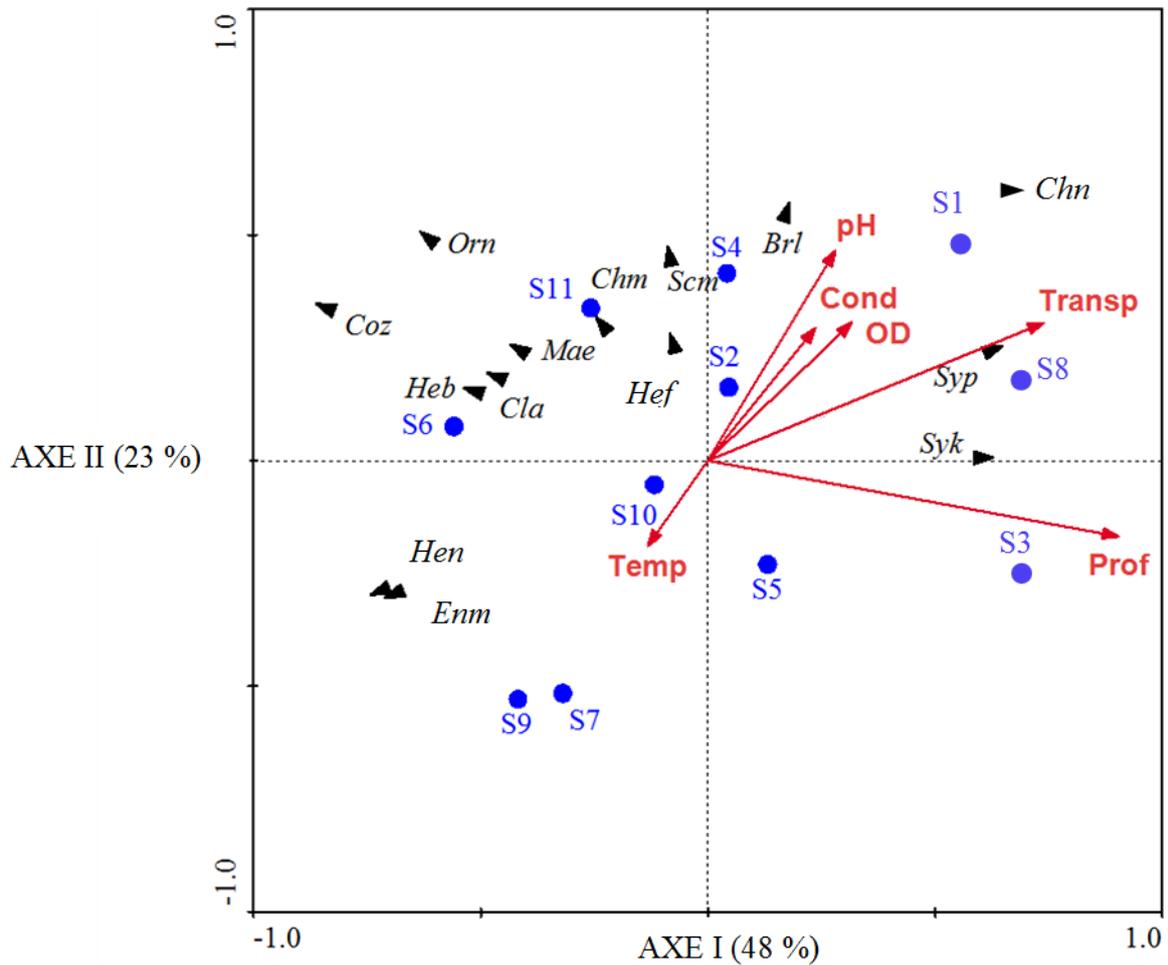


Figure 29 : Analyse canonique de correspondance (ACC) appliquée aux paramètres physico-chimiques et aux espèces de poisson se reproduisant dans les frayères du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

Cond = Conductivité ; Temp = Température ; Prof = Profondeur ; Transp = Transparence ; OD = oxygène dissous ; Hen = *Heterotis niloticus* ; Brl = *Brycinus longipinnis* ; Enm = *Enteromius macrops* ; Chn = *Chrysichthys nigrodigitatus* ; Chm = *Chrysichthys maurus* ; Scm = *Schilbe mandibularis* ; Cla = *Clarias anguillaris* ; Mae = *Malapterurus electricus* ; Syp = *Synodontis punctifer* ; Syk = *Synodontis koensis* ; Coz = *Coptodon zillii* ; Orn = *Oreochromis niloticus* ; Hef = *Hemichromis fasciatus* ; Heb = *Hemichromis bimaculatus*.

Six paramètres physico-chimiques (le pH, la conductivité, la température, la transparence, la profondeur et le taux d'oxygène dissous) ont été mis en relation avec la distribution des espèces qui se reproduisent dans les frayères identifiées.

L'axe I sépare les espèces en deux groupes. Le premier groupe est composé de *Synodontis punctifer*, *Chrysichthys nigrodigitatus*, *Brycinus longipinnis* et *S. koensis*. Ce groupe d'espèces associé aux sites S3 et S8 est positivement corrélé au taux d'oxygène dissous, au pH, à la transparence, à la profondeur et à la conductivité.

Le second groupe est négativement corrélé à la profondeur, la transparence et au pH.

L'axe II sépare le second groupe en deux sous-groupes. Le premier sous-groupe, composé de *Clarias anguillaris*, *Coptodon zillii*, *Malapterurus electricus*, *Oreochromis niloticus* et *Hemichromis bimaculatus* est associé aux sites S6 et S11 qui sont les baies du lac. Ces sites sont positivement corrélés au taux d'oxygène dissous et à la conductivité et négativement corrélés à la profondeur.

Le second sous-groupe, composé de *Heterotis niloticus* et *Enteromius macrops*, est quant à lui, associé aux sites S7, S9 et S10. Ces sites qui sont localisés dans les plaines d'inondation sont positivement corrélés à la température et négativement corrélés à la transparence, à la profondeur et au pH.

III.3.2. Discussion

Sur la base de l'état de maturité sexuelle des individus, seules 14 espèces sur les 32 capturées fraient dans les 11 sites d'échantillonnage. Parmi elles, *Enteromius macrops*, capturée de janvier à septembre, période correspondant aux basses eaux et *Coptodon zillii*, échantillonnée de janvier à août pendant les basses eaux ont été capturées dans la majorité des sites échantillonnés. Cela pourrait s'expliquer par la stratégie de reproduction de ces espèces et au changement des conditions environnementales.

En effet, les *Barbus* ont généralement une reproduction très étalée dans le temps (Paugy, 1978). De la même manière, les Cichlidae sont connus pour se reproduire toute l'année (Paugy, 1982 ; Lowe-McConnell, 1987 ; Koné, 2000).

Contrairement aux espèces ci-dessus citées, les individus matures de *Mormyrops anguilloides*, *Distichodus rostratus*, *Labeo coubie*, *L. parvus* et *L. senegalensis* n'ont pas été suffisamment représentés dans les captures (< 70 %) pendant toute la période d'échantillonnage. Peut-être que nos moyens d'investigation ne nous ont pas permis de déceler leur zone de frai. Une des explications plausibles viendrait de ce que dans les lacs africains,

plusieurs espèces effectuent des migrations de reproduction dans les tributaires des lacs (Bénech *et al.*, 1983).

Les géniteurs de *Heterotis niloticus*, *Brycinus longipinnis*, *Chrysichthys maurus*, *Clarias anguillaris*, *Malapterurus electricus* et *Hemichromis bimaculatus* ont été capturés seulement durant une ou deux campagnes consécutives (juin-juillet : période de basses eaux et septembre-octobre : période de hautes eaux) traduisant peut-être que les espèces concernées ont une saison de ponte unique. En effet, selon Bénech & Quensièrre (1985) et Konan (2014), de nombreuses espèces équatoriales présentent une ponte annuelle unique. C'est l'exemple de *Brycinus longipinnis* et *B. imberi* des bassins de Côte d'Ivoire (Paugy, 1982a).

Pour la grande majorité des poissons, la reproduction est un phénomène cyclique limité à une courte période de l'année (Levêque & Herbinet, 1980). Parmi les espèces à reproduction limitée à quelques mois, on trouve *S. koensis* pendant les mois de juillet et octobre (saison pluvieuse). Les résultats obtenus sont similaires à ceux de Kouassi *et al.* (2019) qui ont étudié les caractéristiques de reproduction de *S. koensis* dans le lac de Buyo et ont indiqué que cette espèce s'y reproduisait entre juillet et novembre (saison pluvieuse) avec des pics de reproduction en août et octobre.

Les résultats relatifs aux espèces *Chrysichthys maurus*, *Malapterurus electricus*, *Synodontis punctifer* et *Hemichromis bimaculatus* ont montré qu'elles ont un seul site de frai tandis que les autres espèces se reproduisent dans plusieurs sites. Cette stratégie de sélection des sites de frai pourrait être liée à la composition des micro-habitats de reproduction et au comportement reproducteur de ces poissons (Comptois *et al.*, 2004).

Dans la présente étude, une forte proportion d'individus matures de *Synodontis punctifer*, *S. koensis* et *Chrysichthys nigrodigitatus* a été capturée dans les sites S3 et S8 pendant la saison pluvieuse. Ces sites sont caractérisés par des valeurs élevées de profondeur de l'eau (avec un maximum de 1333,28 cm), de transparence (pouvant atteindre 138 cm) et de conductivité (41,08 $\mu\text{S}/\text{cm}$). La profondeur joue un rôle déterminant dans le succès de la reproduction des poissons en ce sens que les faibles profondeurs permettent le réchauffement des eaux, le développement de la végétation et assure la sécurité face aux prédateurs (Bénech & Quensièrre, 1989). Cependant, certaines espèces choisissent préférentiellement les zones profondes pour se reproduire. C'est l'exemple de la lotte (*Lota lota*) dont les frayères sont situées à des profondeurs élevées (30 à 60 m) (Gillet, 2001). En revanche, les espèces telles que *Enteromius macrops* et *Heterotis niloticus* se reproduisent préférentiellement dans les sites S7, S9 et S10 qui sont des plaines d'inondation. Ces sites peu profonds (124 cm) sont de faible

transparence (28,33cm) ; les températures y sont relativement élevées. En effet, plusieurs espèces de poissons lacustres effectuent des migrations de reproduction dans les zones inondables (Bénech & Quensièrre, 1989) qu'elles utilisent comme aires de ponte et de nurserie. Selon Moreau (1982), *Heterotis niloticus* construit son nid dans la végétation herbacée des plaines inondables pendant la crue des lacs.

Par ailleurs, les géniteurs de *Clarias anguillaris*, *Coptodon zillii*, *Malapterurus electricus* et *Oreochromis niloticus* ont été capturés dans les sites S6 et S11 qui sont des baies. Dans la présente étude, la majorité des espèces se reproduit dans sites localisés dans les baies. Une des explications plausibles viendrait de ce que les baies sont des zones riches en matières nutritives et présentent un microclimat modéré, favorable à la reproduction des poissons (Fermon & Bigorne, 2006). Ces sites sont caractérisés par de faibles valeurs de transparence (52 cm au site S6 pendant la période de basses eaux) et de profondeur (160 cm en saison pluvieuse au site S6) ainsi qu'une oxygénation optimale (6,54 mg / l au site 11 pendant la saison pluvieuse). Les pentes y sont relativement faibles (4,2 % au site S6 et 5,41 % au site S11) avec un substrat dominé par le sable. Les conditions environnementales de ces sites sont propices à la reproduction des espèces de Cichlidae constructeurs de nids (Fryer & Iles, 1972 ; Gophen, 2016).

La plupart des sites considérés sont des frayères multispécifiques à l'exception du site S8 qui est une frayère monospécifique. Le choix des frayères peut témoigner d'un comportement territorial de l'espèce qui consiste à la défense d'un espace contre la prédation d'une part et d'autre part pour s'adonner à la pratique des soins parentaux (Mckaye *et al.*, 1994). Toutefois, certains auteurs mentionnent l'existence de différences dans le choix des microhabitats de frai et dans le comportement reproducteur ; ces différences servant à réduire la compétition entre ces espèces dans les frayères multispécifiques (Kwak & Skelly 1992).

III.4. Evaluation de l'abondance de l'ichtyoplancton et des alevins

III.4.1. Résultats

III.4.1.1. Densité des œufs

III.4.1.1.1. Variation spatiale

Les œufs de poissons (Figure 30) ont été récoltés dans tous les sites pendant la période d'échantillonnage. Dans les sites (S3 et S8) situés en pleine eau, la densité des œufs capturés varie de 1 à 2 œufs / 10 m³. Cette densité oscille de 186 à 393 œufs / 10 m³ dans les plaines d'inondation. Elle est comprise entre 230 et 667 œufs / 10 m³ dans les sites localisés dans les baies du lac (Figure 31). Le test de Kruskal-Wallis appliqué a montré pour $p < 0,05$ que les différences de la densité des œufs observées entre les différents types d'habitats sont significatives



Figure 30 : Vue d'un échantillon d'œufs de poissons prélevés dans le lac de barrage de Buyo (Côte d' Ivoire) de juin 2018 à mai 2019 observés à la loupe binoculaire.

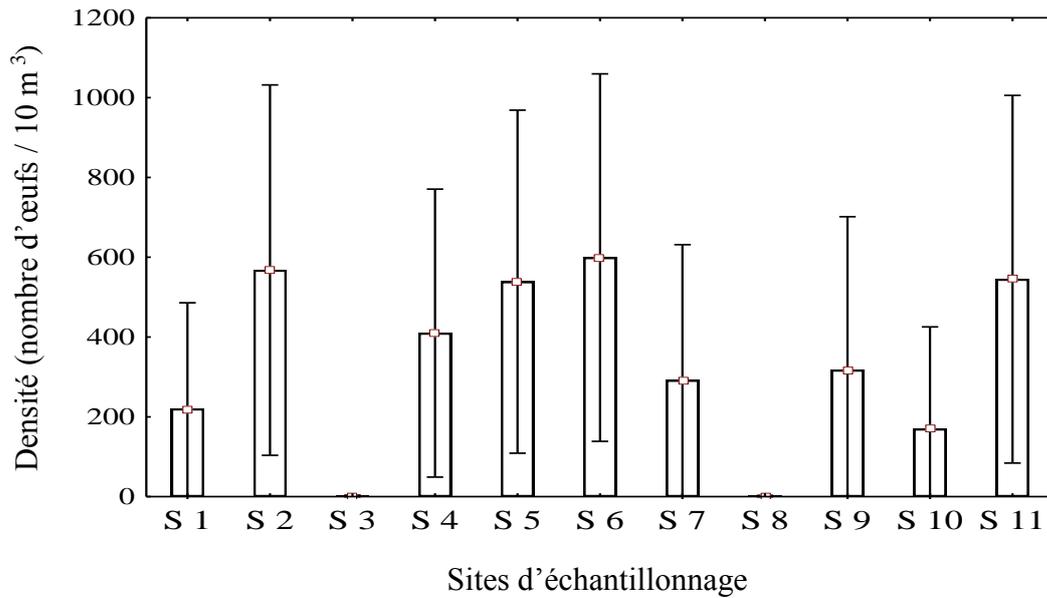


Figure 31 : Variation de la densité moyenne des œufs de poissons collectés de juin 2018 à mai 2019 au lac de barrage Buyo (Côte d'Ivoire) dans les différents sites d'échantillonnage.

III.4.1.1.2. Variation saisonnière

A l'échelle de la zone d'étude, pendant la saison sèche, la densité moyenne des œufs est de 441 œufs / 10 m³ ; elle est de 384 œufs / 10 m³ pendant la saison des pluies (Figure 32). Cependant, aucune différence significative de la densité des œufs (test *U* de Mann-Whitney) n'a été observée entre les saisons ($p > 0,05$).

A l'échelle des sites, la densité moyenne des œufs en saison sèche dans les sites localisés près des berges varie de 394 à 969 œufs / 10 m³. En saison des pluies, elle est comprise entre 161 et 653 œufs / 10 m³. Aucune différence significative de la densité des œufs n'a été notée entre saisons pour tous les sites d'échantillonnage (test *U* de Mann-Whitney ; $p < 0,05$).

III.4.1.1.3. Variation en fonction du niveau des eaux

La densité moyenne des œufs enregistrée pendant la période des basses eaux varie de 263 à 920 œufs / 10 m³ ; tandis que celle notée pendant les hautes eaux est comprise entre 120 et 446 œufs / 10 m³) (Figure 33). Le test *U* de Mann-Whitney appliqué, a montré pour $p < 0,05$ qu'il existe une différence significative de la densité des œufs entre les basses eaux et les hautes eaux dans les sites S2 et S4, S5, S6 et S11.

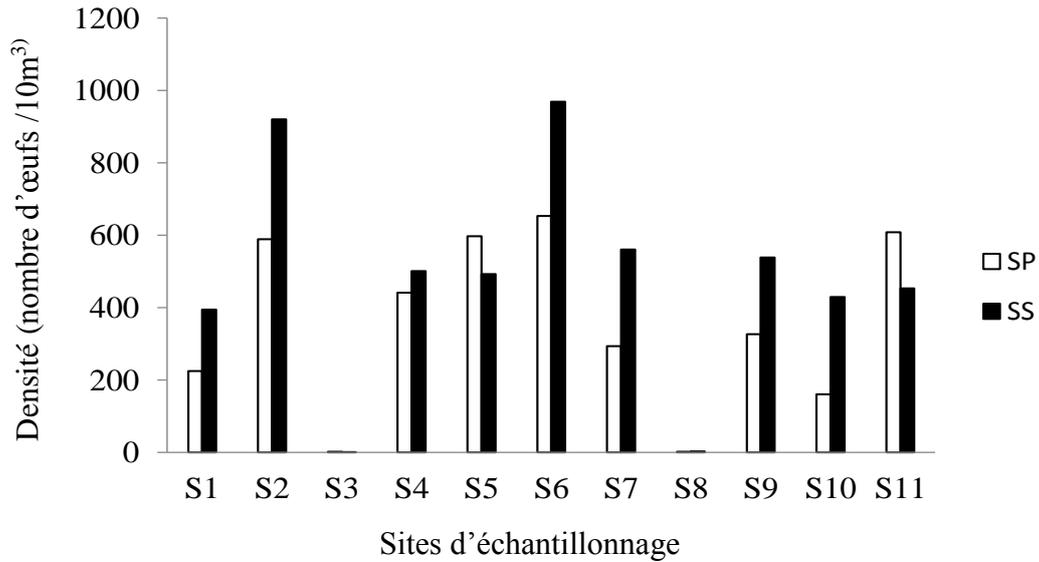


Figure 32 : Variation de la densité moyenne des œufs de poissons récoltés au lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) de juin 2018 à mai 2019 en fonction des saisons dans les différents sites d’échantillonnage.

SP = Saison pluvieuse ; SS = Saison sèche.

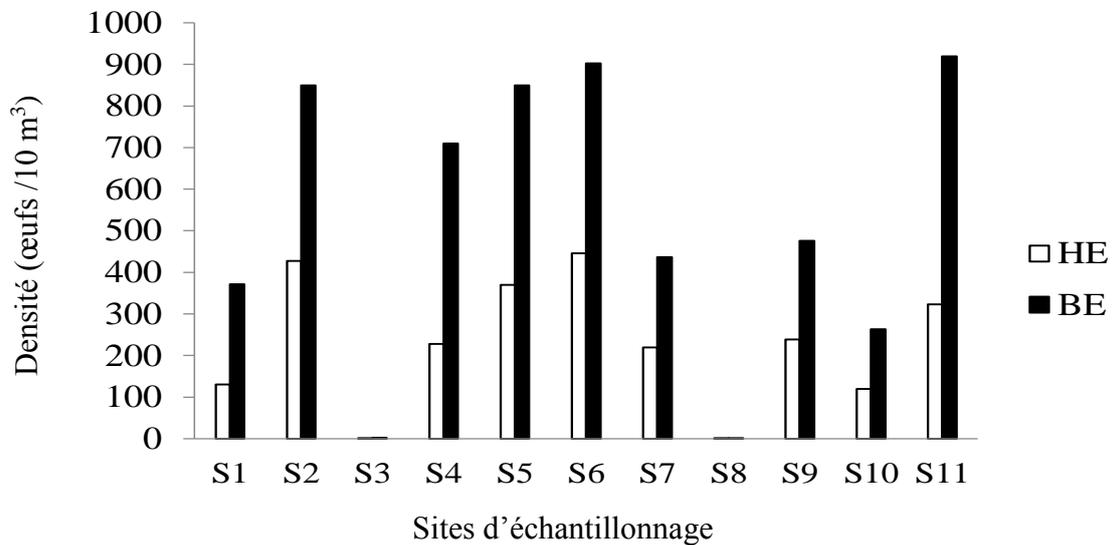


Figure 33 : Variation de la densité moyenne des œufs de poissons collectés de juin 2018 à mai 2019, au lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) en fonction du niveau des eaux dans les différents sites d’échantillonnage.

HE = Hautes eaux ; BE = Basses eaux.

III.4.1.2. Densité des larves

III.4.1.2.1. Variation spatiale

La densité moyenne des larves (Figure 34) présente une variation spatiale similaire à celle des œufs, elle est comprise entre 0 et 1 larve / 10 m³ dans des sites situés en pleine eau et varie de 289 à 723 larves / 10 m³ dans des sites situés près du rivage (S1, S2, S4, S5, S6, S7, S9, S10 et S11) (Figure 35). Il existe une différence significative (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$) entre les sites S3 et S8 situés en pleine eau et les sites S2, S5, S6 et S11 localisés dans les baies du lac.



Figure 34 : Vue d'un échantillon de larves prélevées dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019 observées à la loupe binoculaire.

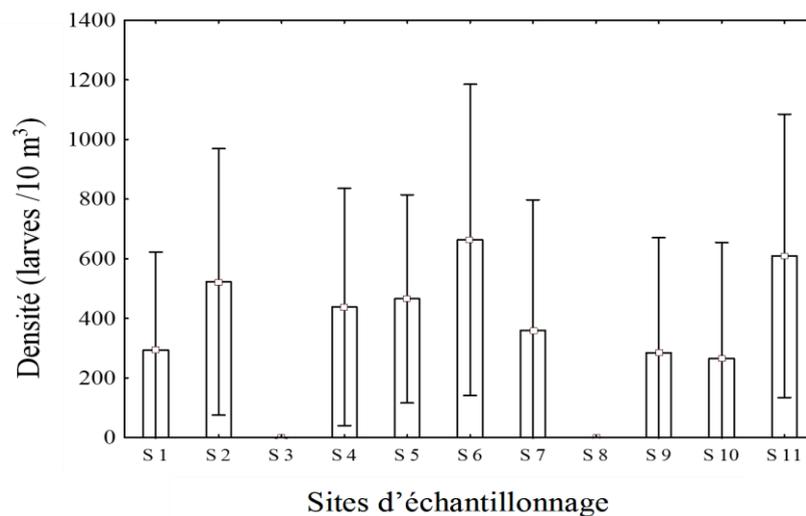


Figure 35 : Variation de la densité moyenne des larves de poissons collectées de juin 2018 à mai 2019, dans les différents sites d'échantillonnage au lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

III.4.1.2.2. Variation saisonnière

Dans les sites situés près des berges, en saison sèche, la densité moyenne des larves de poisson varie de 211 à 690 larves / 10 m³. Pendant la saison des pluies, elle est comprise entre 290 et 663 larves / 10 m³ (Figure 36). Aucune différence significative (test *U* de Mann-Whitney, $p > 0,05$) n'a été observée entre les valeurs saisonnières de la densité des larves dans les différents sites d'échantillonnage.

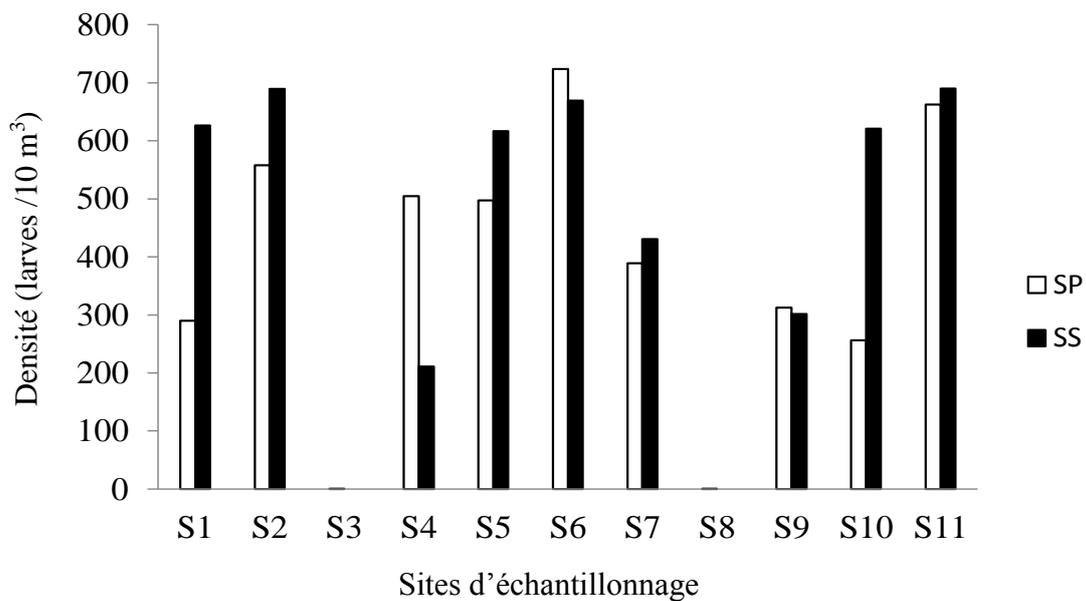


Figure 36 : Variation saisonnière de la densité moyenne des larves de poissons collectées de juin 2018 à mai 2019 dans les sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire). SP = saison pluvieuse ; SS = saison sèche.

III.4.1.2.3. Variation en fonction du niveau des eaux

Les valeurs de la densité moyenne des larves enregistrées pendant les basses eaux s'étendent de 1 à 920 larves/10 m³; tandis que ces valeurs varient de 1 à 370 larves/10 m³ pendant les périodes de hautes eaux (Figure 37). Les comparaisons des densités des larves de poissons ont montré des différences significatives (test *U* de Mann-Whitney, $p < 0,05$) entre les deux périodes pour les sites S2, S5, S6 et S11.

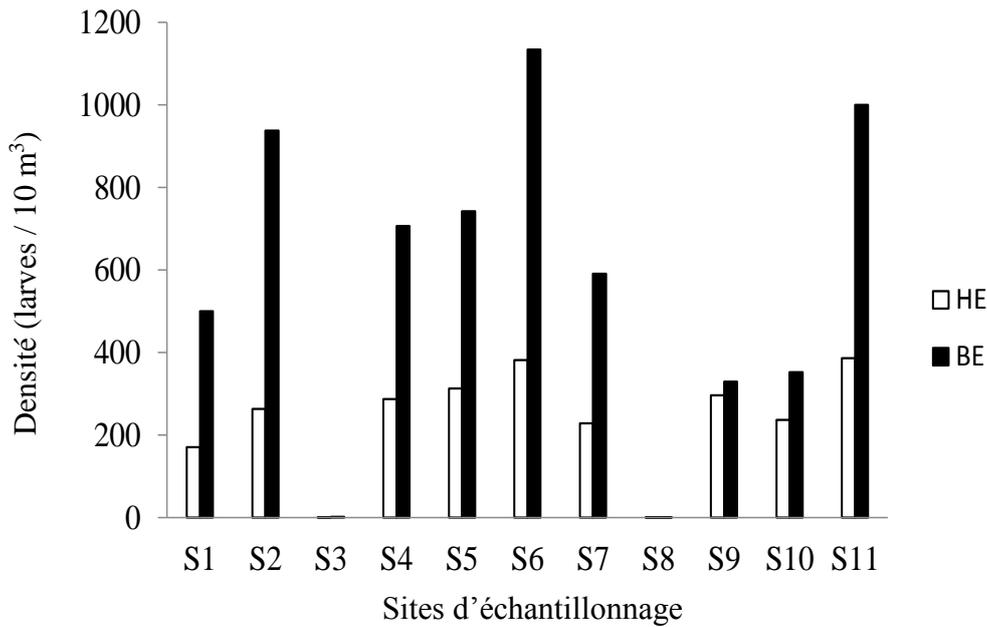


Figure 37 : Variation de la densité moyenne des larves de poissons collectées de juin 2018 à mai 2019, en fonction du niveau des eaux dans les différents sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

HE = Hautes eaux ; BE = basse eaux.

III.4.1.3. Influence des paramètres environnementaux sur la distribution des œufs et des larves

La figure 38 traduit l'influence des variables environnementales sur la distribution de l'ichtyoplancton à l'aide de l'Analyse de Redondance (RDA) (Figure 38). Les résultats de cette analyse montrent qu'il existe une corrélation entre les facteurs environnementaux et la distribution de l'ichtyoplancton. Elle s'explique principalement par l'axe 1 (99,8 % de la variance totale).

L'ordination en RDA suivant l'axe factoriel 1 sépare les sites en pleine eau de ceux situés près du rivage. Les sites localisés en pleine eau (S3 et S8) sont principalement situés dans la partie positive de l'axe 1. Ces sites sont caractérisés par des valeurs élevées de la profondeur de l'eau, des pourcentages élevés de sable grossier et sont associés à une absence d'œufs et de larves. Le deuxième groupe caractérisé par une forte densité d'œufs et de larves est associé aux sites S1, S2, S4, S5, S6, S7, S9, S10 et S11.

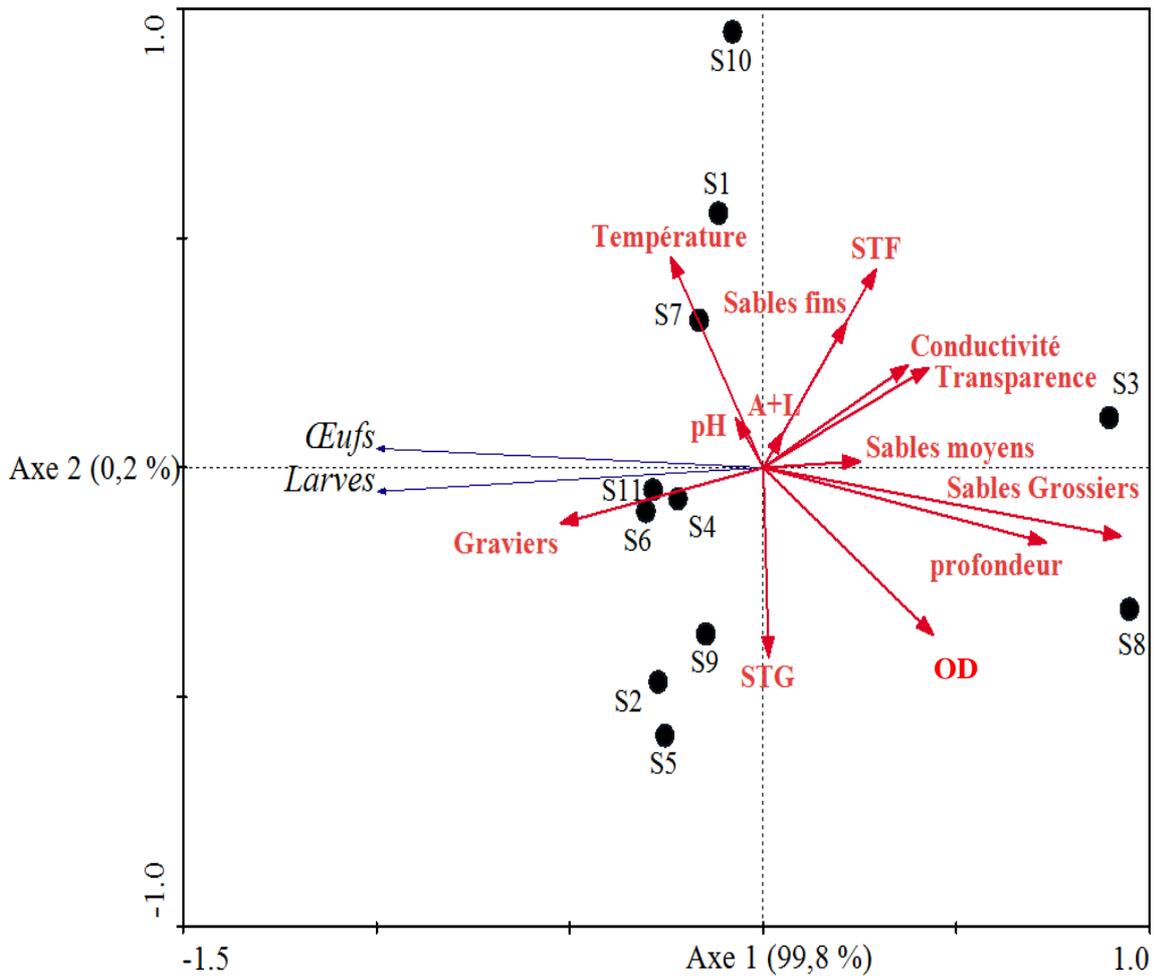


Figure 38 : Influence des facteurs environnementaux sur la distribution de l'ichtyoplancton (Analyse de redondance).

STG = sable très grossier ; OD = oxygène ; STF = sable très fin ; A + L = argile + limon

III.4.1.4. Abondance des alevins

III.4.1.4.1. Variation spatiale

Les abondances moyennes des alevins collectés (Figure 39) dans les sites d'échantillonnage ont été exprimées en effectif d'alevins capturés après 30 minutes de pêche active à l'épuisette. Dans les sites S3 et S8 situés en pleine eau, l'abondance moyenne des alevins ont variée de 2 à 3 individus. Tandis que ces valeurs ont varié de 110 à 204 alevins dans les sites localisés dans les baies (S1, S2, S4, S5, S6 et S11) et de 95 à 192 alevins au niveau des plaines d'inondation (S7, S9 et S10) (Figure 40). Le test de Kruskal-Wallis a révélé des différences significatives du nombre d'alevins entre les sites situés près des berges et les sites situés en pleine eau (S3 et S8) ($p < 0,05$).



Figure 39 : Vue des alevins capturés dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

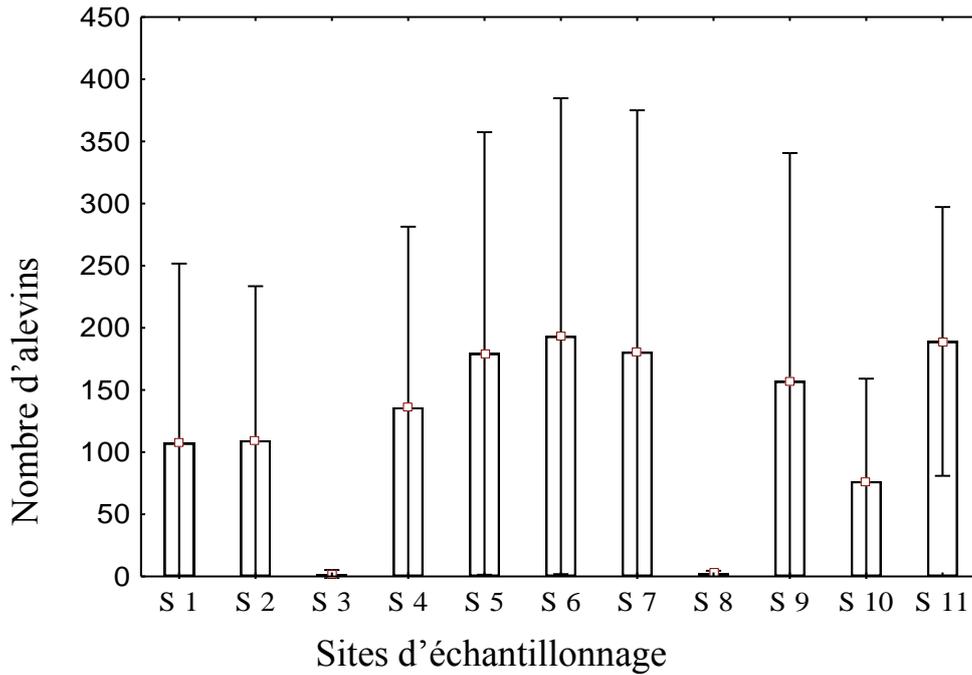


Figure 40 : Variation du nombre moyen (\pm écart-type) d'alevins capturés de juin 2018 à mai 2019 au lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) en fonction des sites d'échantillonnage.

III.4.1.3.2. Variation saisonnière

Pour les sites situés près des berges, l'abondance moyenne d'alevins capturés pendant la saison sèche a varié de 20 à 115. En saison des pluies, 82 à 223 alevins ont été pêchés. Le test U de Mann-Whitney appliqué montre pour $p < 0,05$ qu'il existe une différence significative de l'abondance des alevins entre les saisons sèche et pluvieuse dans les sites S1, S2, S4, S7 et S11.

III.4.1.3.3. Variation en fonction du niveau des eaux

L'abondance moyenne des alevins capturés après 30 minutes de pêche pendant la période des basses eaux, a varié de 34 à 141 alevins dans les sites situés près des berges. La valeur moyenne des alevins a oscillé entre 97 et 327 individus, pendant la période des hautes eaux (Figure 42). L'application du test U de Mann-Whitney a indiqué une variation significative de l'abondance des alevins en fonction du niveau des eaux dans les sites S1, S2, S4, S5, S6, S9 et S11 ($p < 0,05$).

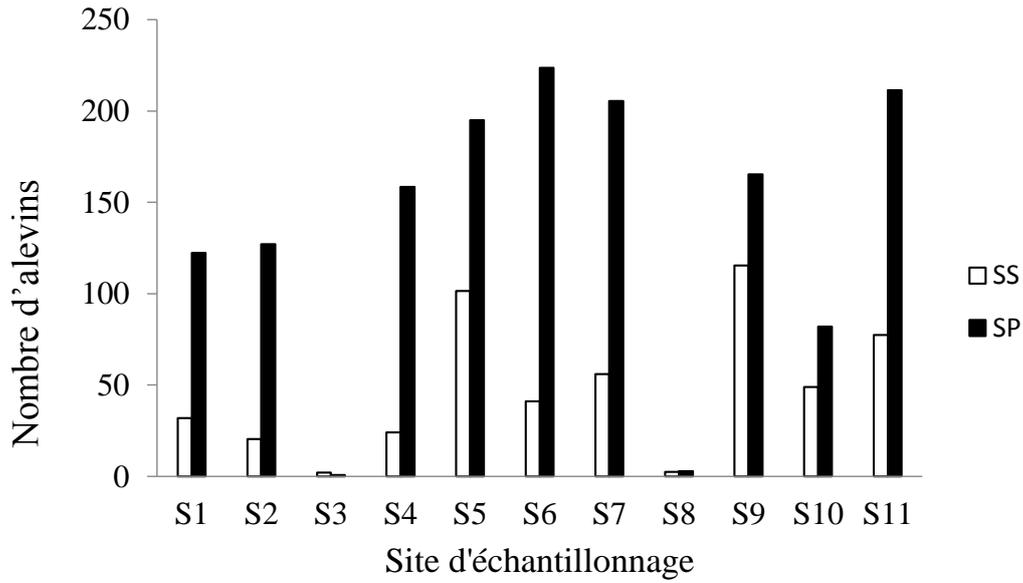


Figure 41 : Variation saisonnière du nombre d'alevins récoltés dans les différents sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo de juin 2018 à mai 2019.

SS = Saison sèche ; SP = Saison pluvieuse.

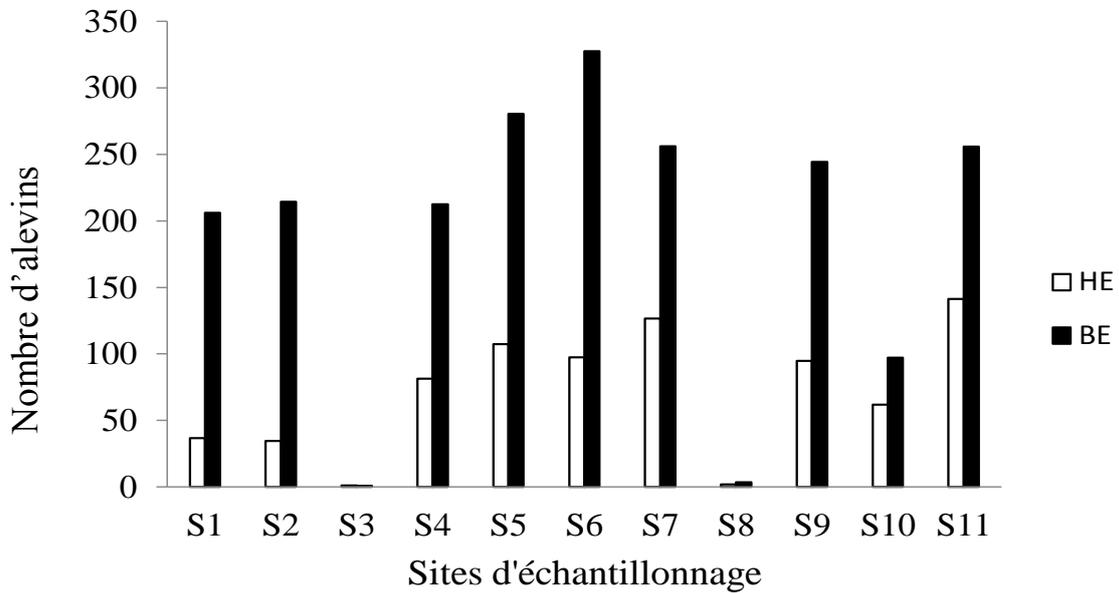


Figure 42 : Variation du nombre d'alevins capturés en fonction du niveau des eaux dans les différents sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo de juin 2018 à mai 2019.

HE = Hautes eaux ; BE = Basses eaux.

III.4.1.5. Influence des variables environnementales sur l'abondance des alevins

Les résultats de l'analyse de la corrélation de Spearman appliquée sur la matrice ichtyoplancton / variables environnementales ont montré que la conductivité, la transparence et la profondeur influencent fortement la distribution des alevins ($p < 0,05$) (Tableau XI). L'abondance des alevins est corrélée positivement à la conductivité et négativement à la transparence et à la profondeur.

Tableau XI : Résultats de l'analyse de corrélation de rang de Spearman entre la densité des alevins de poissons et les facteurs environnementaux dans le lac de barrage de Buyo.

	T (°C)	OD (mg/l)	Cond (µs/cm)	Transp (cm)	Prof (cm)	pH
<i>p</i>	0,05	-0,18	0,48	-0,67	-0,82	-0,11

T = température ; OD = oxygène dissous ; Cond = conductivité ; Transp = transparence ; Prof = profondeur ; pH = potentiel d'hydrogène.

III.4.2. Discussion

La production d'œufs, de larves et d'alevins s'est déroulée toute l'année et dans tous les sites d'échantillonnage. Ils sont plus abondants dans les sites situés près du rivage. Cette abondance de l'ichtyoplancton et des alevins dans les sites situés près du rivage pourrait être due au calme relatif des eaux à ces endroits, ce qui éviterait leur dispersion. On pourrait également signifier qu'en ces endroits, œufs, larves et alevins seraient moins exposés aux nombreux prédateurs qui vivent en pleine eau. D'ailleurs, c'est ce que confirment certains auteurs (Hergenrader *et al.*, 1982 ; Araújo-Lima & Oliveira, 1998 ; Bialecki *et al.*, 2004) en indiquant que dans les cours d'eau, les zones d'alevinage sont généralement localisées dans les milieux peu profonds riches en nutriments.

Dans les sites peu profonds, la lumière solaire pénètre les eaux et permet aux algues et plantes de réaliser la photosynthèse et enrichit ainsi le milieu en nutriments. Les sites échantillonnés dans le Parc National de Taï présentent des caractéristiques environnementales appropriées pour la reproduction des poissons. Les niveaux de la température, d'oxygène dissous, du pH et de la conductivité obtenue sont favorables pour le développement de l'ichtyoplancton et des alevins (Pavlov, 1994 ; CRE, 2009b).

Pour exemple, Gophen (2016) indique à propos de l'espèce *Coptodon zillii* que les ressources alimentaires des adultes et des jeunes alevins se trouvent au fond des eaux peu

profondes. L'abondance des œufs et des larves en eau profonde est extrêmement faible ; ce qui témoigne d'une faible activité de reproduction dans cette partie du lac.

Par ailleurs, dans l'ensemble des sites d'échantillonnage localisés près des berges, les densités d'œufs, de larves et d'alevins entre les saisons sèche et pluvieuse n'ont pas présenté de différence significative. Par contre, une différence significative de ces paramètres a été notée entre les périodes de basses eaux et celles de hautes eaux.

Comme montré plus haut, les principaux facteurs environnementaux qui déterminent les fortes densités de l'ichtyoplancton sont la température, le substrat et la profondeur. Ces résultats concordent avec ceux de Godoy (1975) qui indique qu'en règle générale, le frai des poissons migrateurs coïncide avec les hausses de la température de l'eau. De même, les études de Nikolski (1963) ont montré que l'influence de la température sur le développement des œufs et des larves consiste à la modification de la vitesse des réactions chimiques et biochimiques des organismes.

La densité des oeufs collectés dans le lac Buyo est relativement élevée (723 oeufs / 10 m³). Dans la Manche de l'estuaire de la lagune de Patos (Brésil), l'on a noté une densité de 18,9 oeufs / 10 m³ (Muelbert & Weiss 1991). L'abondance des alevins est corrélée positivement à la conductivité et négativement corrélée à la profondeur et à la transparence. Une faible transparence est liée à une vision réduite des poissons (Berg & Northcote, 1985), qui affecte à son tour la recherche de nourriture (Gregory & Northcote 1993 ; Vogel & Beauchamp, 1999), permettant ainsi de réduire la prédation des alevins et de l'ichtyoplancton (Miner & Stein 1993 ; Meager *et al.*, 2005).

La densité des larves capturées dans le lac Buyo est relativement élevée (653 larves /10m³). Des études similaires menées dans la rivière Paraná située dans le Parc national de Ilha Grande au Brésil ont permis de recueillir 69,06 larves / m³ (Tatiane *et al.*, 2013). Le lac Buyo, et particulièrement les sites situés dans le Parc National de Taï, offrent des caractéristiques environnementales favorables à la reproduction des espèces de poissons. La présente étude a montré que les poissons utilisent la zone littorale comme frayère.

III.5. Analyse des nids de ponte des poissons dans les sites d'échantillonnage

III.5.1. Résultats

III.5.1.1. Identification des poissons constructeurs de nids sur les sites échantillonnés

La lecture des vidéos enregistrées dans les sites (S4, S5 et S6) du lac de barrage de Buyo permet d'avoir des informations sur les nids contruits sur les berges du lac de barrage de Buyo et les constructeurs potentiels (Figure 43). Ces observations présentent trois catégories de nids.

- Les nids à occupants indéterminés : ce sont les nids pour lesquels, la vidéosurveillance n'a pas permis d'identifier clairement les occupants.
- Les nids à occupants absents (Figure 44) : ce sont les nids avec présence d'œufs ou de larves avec une absence de géniteurs. Ces nids sont caractérisés par la présence d'œufs et de larves sans protection, face aux prédateurs.
- Les nids à occupants bien identifiés : dans ce cas, le nom de l'espèce et le nombre d'individus présents sont notés.



Figure 43 : Vue d'un nid fonctionnel de poisson dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

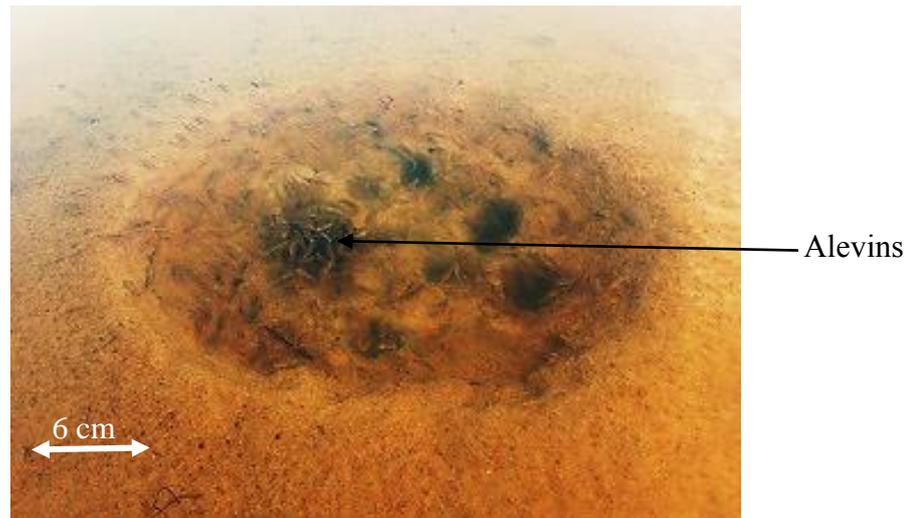


Figure 44 : Vue d'un nid abandonné par les géniteurs.

Sur un total de 30 nids investigués par site, on a observé 26 nids occupés par *Coptodon zillii*, deux nids abandonnés et deux nids à occupants indéterminés sur le site S4. Sur le site S5, 28 nids de *C. zillii* et deux nids abandonnés ont été notés. Le site S6 a enregistré 27 nids occupés par *C. zillii*, deux à occupants indéterminés et un nid abandonné (Figure 45). Pour l'ensemble des 90 nids investigués dans les berges sous vidéosurveillance, 90 % sont gardés par l'espèce *C. zillii*. Les lots constitués par les nids abandonnés et les nids à occupants indéterminés, ne représentent que 10 %.

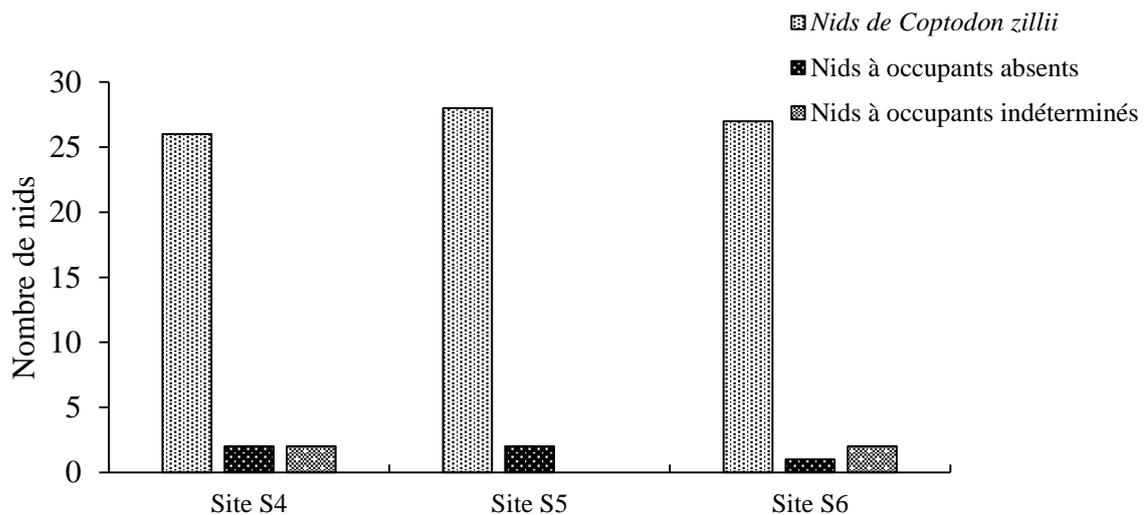


Figure 45 : Répartition des catégories de nids dans les sites S4, S5 et S6 échantillonnés dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

III.5.1.2. Garde du nid chez *Coptodon zillii*

Chaque vidéo enregistrée sur un nid a une durée de 30 minutes, soit 1 800 secondes. A la pose de la caméra, les individus gardiens quittent leur nid à cause des perturbations du milieu relatives à la pose. Le temps mis par ceux-ci avant de regagner le nid est défini comme étant le temps d'arrivée. La moyenne des temps d'arrivée de l'espèce *Coptodon zillii* sur les nids identifiés est de 67 secondes sur les 1 800 secondes de la vidéo. Pendant le temps de l'enregistrement, il arrive que certains individus quittent temporairement leur nid ; ce temps est défini comme étant le temps de retrait. La moyenne des temps de retrait est de 55 secondes. Le temps moyen de présence des *C. zillii* est de 1678 secondes sur les 1800 secondes de la vidéo. Ce temps représente 93 % du temps total d'enregistrement. Par ailleurs, sur 81 nids gardés par *Coptodon zillii* dans les sites investigués, 90 % sont gardés par 2 individus et 10 % sont gardés par un seul individu (Figure 46).

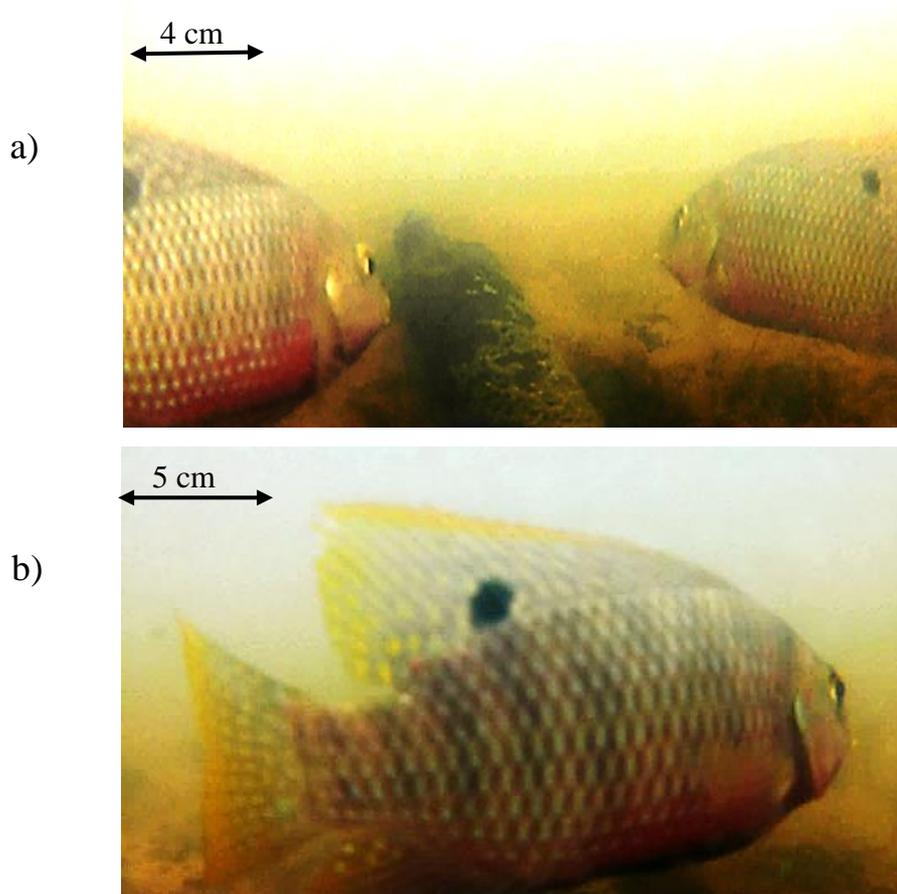


Figure 46 : Photographie montrant la présence des géniteurs de *Coptodon zillii* dans un nid au lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) (images issues d'un enregistrement vidéo, février 2019). a = garde biparentale ; b = garde monoparentale.

III.5.1.3 Morphologie des nids de *Coptodon zillii* dans le lac de Buyo

L'observation des frayères de *Coptodon zillii* dans les sites S4, S5 et S6 montrent une vue d'ensemble de celles-ci (Figure 47). Dans le site S4 où le substrat est dominé par du gravier, les nids sont isolés les uns des autres contrairement au site S6 de substrat argilo-sableux où les nids sont accolés. Le tableau XII présente le résultat des mensurations de diamètre et de profondeur ainsi que des décomptes de chambres à couvain.

Les valeurs les plus élevées de diamètre de nids ont été enregistrées dans le site S6 (15 à 68 cm) avec une moyenne de 47,55 cm et les plus faibles dans le site S4 avec une moyenne de 13,2 cm. Une différence significative a été enregistrée entre les diamètres des nids des différents sites considérés (test de Kruskal-Wallis ; $p < 0,05$). Dans l'ensemble, les diamètres des nids prospectés varient de 3 à 68 cm avec une moyenne de 27,43 cm.

Les profondeurs des nids investigués varient entre 1 et 38 cm. Elles sont plus élevées au site S6 avec une moyenne de 22 cm. Au site S4, on a enregistré les plus faibles profondeurs avec une moyenne de 3,7 cm. Le test de Kruskal-Wallis réalisé montre que les différences sont significatives entre les sites S4, S5 et S6.

Pour l'ensemble des nids prospectés, le nombre de chambres est compris entre 1 (S4 et S5) et 22 (S6). Les plus faibles nombres de chambres ont été notés dans le site S4. Il existe une différence significative entre le nombre de chambres à couvain dans les sites considérés (test de Kruskal-Wallis ; $p < 0,05$).

Les nids de *C. zillii* présentent des morphologies différentes en fonction du type de substrat (Figure 48). Sur les substrats à dominance sableuse, les nids présentent de grands diamètres, une profondeur plus élevée, un plus grand nombre de chambres à couvain. En revanche, sur les substrats à dominance graviers, les nids sont isolés les uns des autres avec des dimensions plus réduites.

Des coupes sagittales réalisées sur des nids de *C. zillii* montrent qu'ils présentent des structures différentes en fonction du type de substrat. Sur les substrats fins (argilo-sableux), le nid est constitué d'une dépression dont la profondeur peut atteindre 30 cm. On y observe une chambre à couvain principale ayant un diamètre et une profondeur plus importants que ceux des chambres secondaires. Sur les substrats à dominance gravier, on note une absence de dépression avec des chambres à couvain de dimensions approximativement égales (Figure 49).

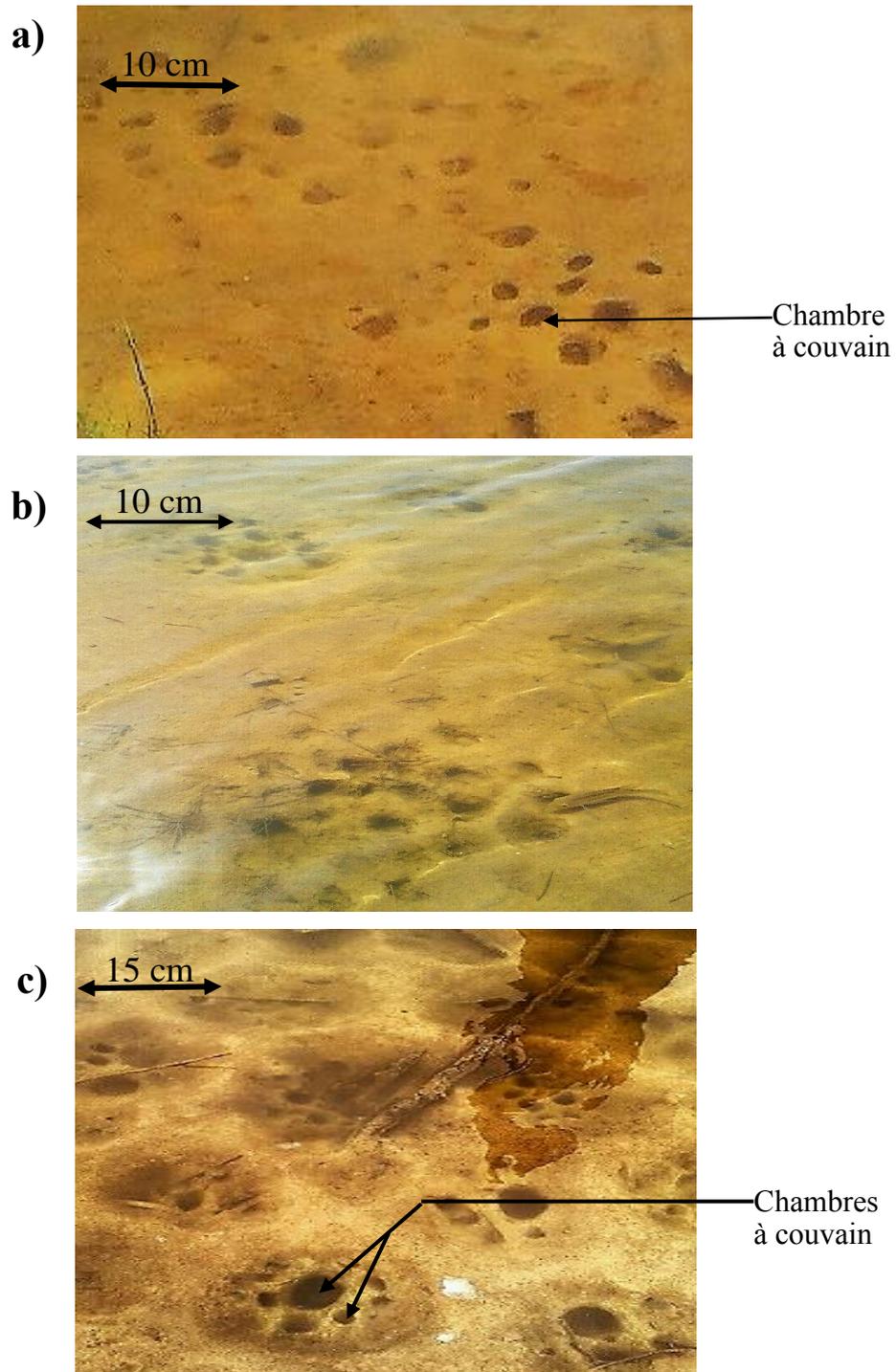


Figure 47 : Vue d'ensemble des frayères de *Coptodon zillii* dans différents sites du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

a = site S4 à substrat à dominance gravier ; b = site S5 à substrat argilo-sablo-gravier ; c = site S6 à substrat argilo-sableux.

Tableau XII : Diamètres, profondeurs et nombre de chambres à couvain (moyenne \pm écart-type) des nids de *Coptodon zillii* dans les sites S4, S5 et S6 situés dans lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

Sites	Valeurs	Diamètre (cm)	Profondeur (cm)	Chambres à couvain (nombre)
S4 (26 nids)	Min	3	1	1
	Max	30	6	14
	Moy \pm écartype	13,2 \pm 3,58	3,7 \pm 1,28	5 \pm 2,01
S5 (28 nids)	Min	4	1,5	1
	Max	41	20	19
	Moy \pm écartype	21,55 \pm 5,78	10,6 \pm 3,66	10 \pm 3,2
S6 (27 nids)	Min	15	10	3
	Max	68	38	22
	Moy \pm écartype	47,55 \pm 6,9	22 \pm 5,06	14 \pm 4,5
L'ensemble des sites (S4 ; S5 et S6) (81 nids)	Min	3	1	1
	Max	68	38	22
	Moy \pm écartype	27,43 \pm 9,32	12,08 \pm 5,03	10 \pm 4,2

Min = Valeur minimale ; Max = Valeur maximale ; Moy = Valeur moyenne

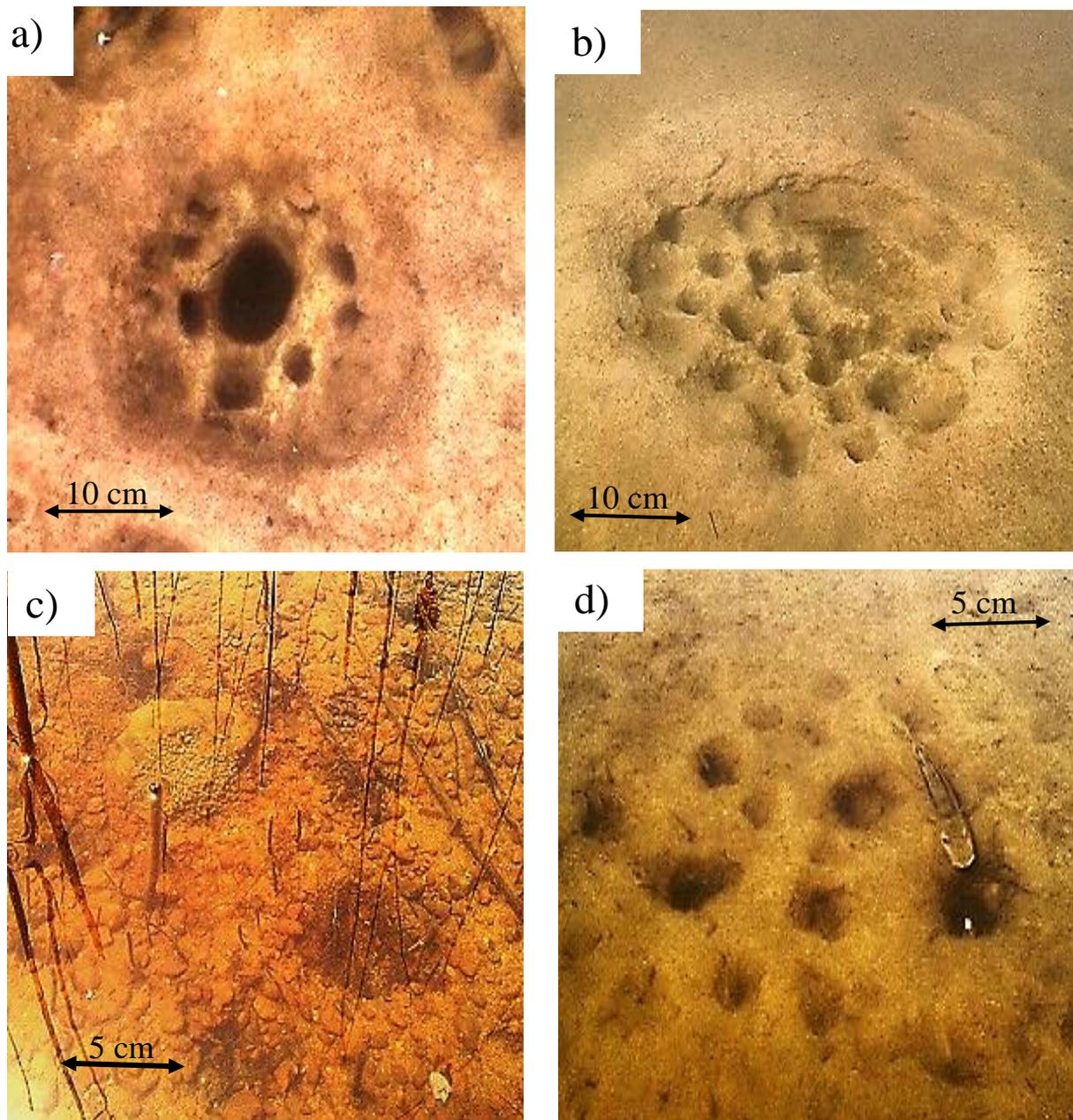


Figure 48 : Vue de nids de *Coptodon zillii* sur différents types de substrats dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

a et b = Nids de *Coptodon zillii* sur un substrat fin (argilo-sableux) ; c et d = Nids de *Coptodon zillii* sur un substrat grossier (gravier).

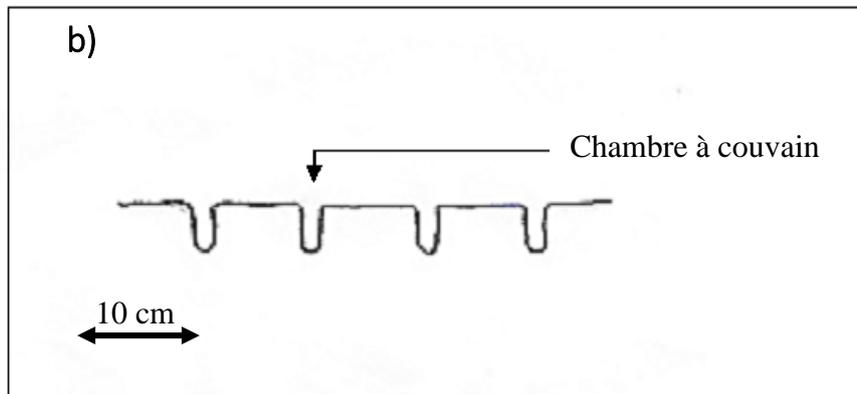
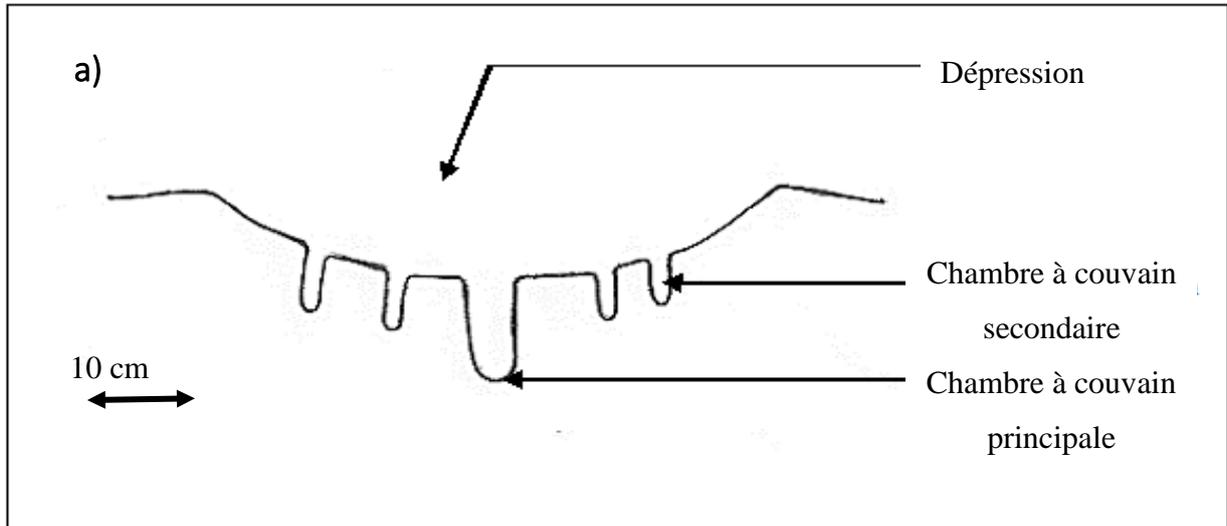


Figure 49 : Coupe sagittale de nids de *Coptodon zillii* dans le lac de barrage de Buyo.

a = Structure du nid sur un substrat fin (argilo-sableux) ; b = Structure du nid sur un substrat grossier (gravier).

(Auteur N'Dri O.R.).

III.5.1.4. Supports de ponte Chez *Coptodon zillii* dans le lac de Buyo

Les œufs de *Coptodon zillii* sont déposés sur différents supports de ponte préalablement nettoyés par les géniteurs et situés dans le nid, hors des chambres à couvain (Figure 50). Pour l'ensemble des 81 nids de poisson considérés, les supports de ponte sont constitués de 36 % de blocs de pierre, 27 % de racines de plantes, 21 % de débris végétaux et 16 % d'œufs pondus à même le substrat (Figure 51 et 52).

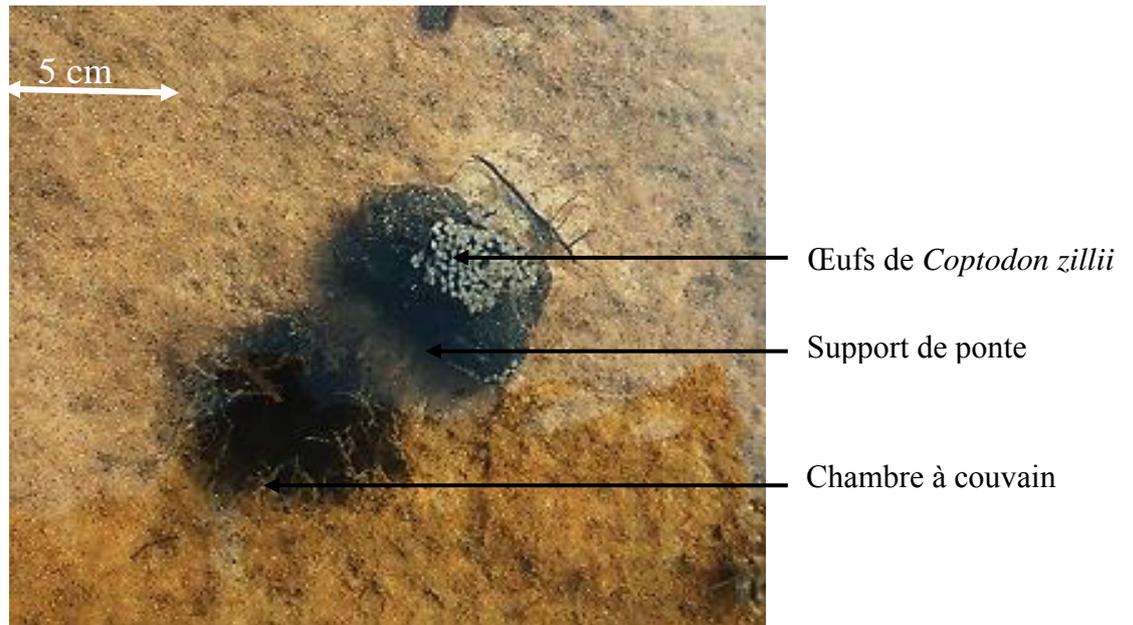


Figure 50 : Vue de la disposition d'un support de ponte dans un nid de *Coptodon zillii* dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

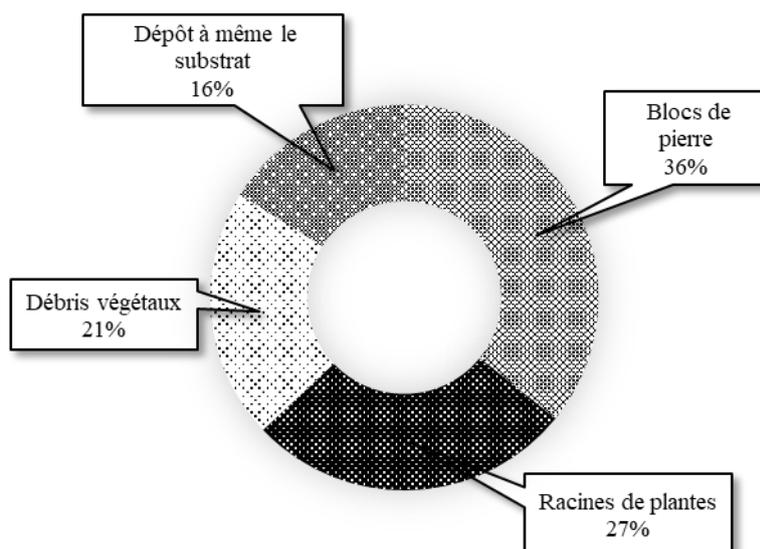


Figure 51 : Proportion (%) des types de supports de ponte de *Coptodon zillii* dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

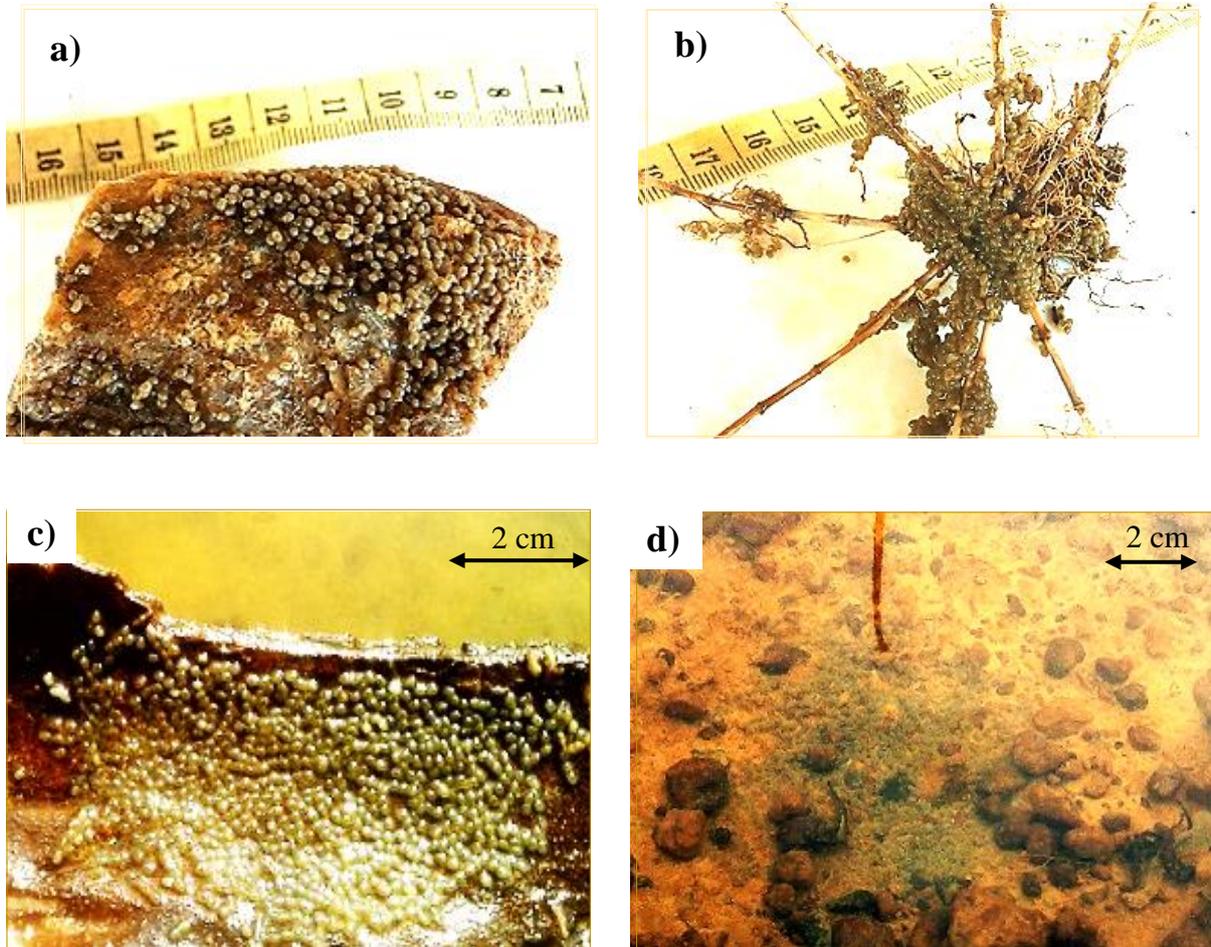


Figure 52 : Vue des supports de ponte chez *Coptodon zillii* dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

a = Bloc de pierres ; b = Racines de plante ; c = Débris végétaux (écorce d'arbre) ; d = Dépôt à même le substrat.

III.5.1.5. Dynamique de répartition des nids de *Coptodon zillii* sur les berges du lac Buyo

III.5.1.5.1. Variations spatio-temporelles de l'abondance des nids

Les résultats des investigations montrent qu'il n'y a pas de nid de *Coptodon zillii* dans des sites situés en pleine eau (S3 et S8). Dans les sites situés près des rivages, la densité moyenne des nids est comprise entre $1,47 \pm 1,05$ (S10) et $3,67 \pm 2,10$ nids / m² (S6) (Figure 53). Aucune différence significative (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) n'a été observée entre les sites d'échantillonnage situés près des berges.

Pendant la saison sèche, la densité moyenne des nids rencontrés est 2,18 à 4,19 nids / m². En saison des pluies, elle est 0,94 à 3,13 nids / m² (Figure 54). Le test *U* de Mann-Whitney a montré une différence significative ($p < 0,05$) pour la densité des nids entre les saisons sèche et pluvieuse au niveau des sites S7, S9 et S10 situés dans les zones d'inondation.

Les densités moyennes des nids pendant les basses eaux sont situées entre 1,66 et 4,75 nids / m² ; à la période des hautes eaux elles varient de 0,42 à 1,82 nids / m² (Figure 55). Ces valeurs présentent une différence significative en fonction du niveau d'eau dans tous les sites, à l'exception des sites S4 et S7 (test *U* de Mann-Whitney, $p < 0,05$).

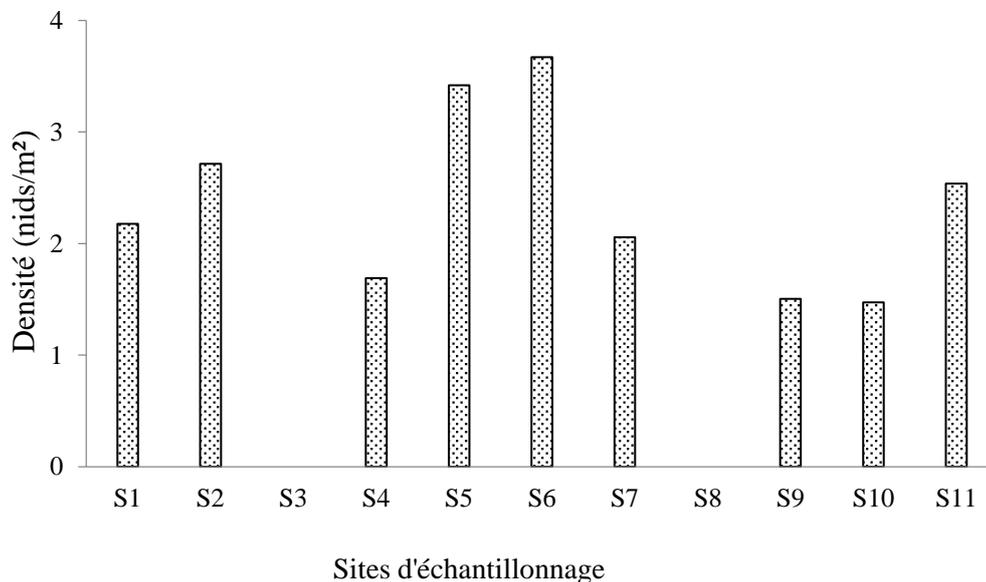


Figure 53 : Variation de la densité des nids de *Coptodon zillii* identifiés de juin 2018 à mai 2019 en fonction des sites d'échantillonnage au lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

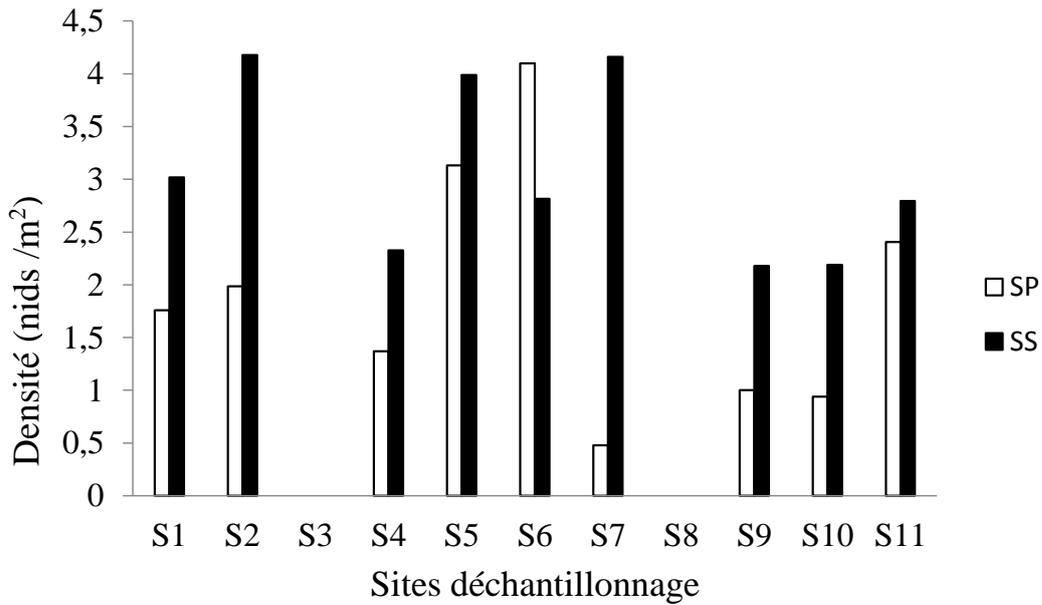


Figure 54 : Variation de la densité des nids de *Coptodon zillii* de juin 2018 à mai 2019 dans le lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) en fonction des sites d’échantillonnage et des saisons. SS = Saison sèche ; SP = Saison des pluies.

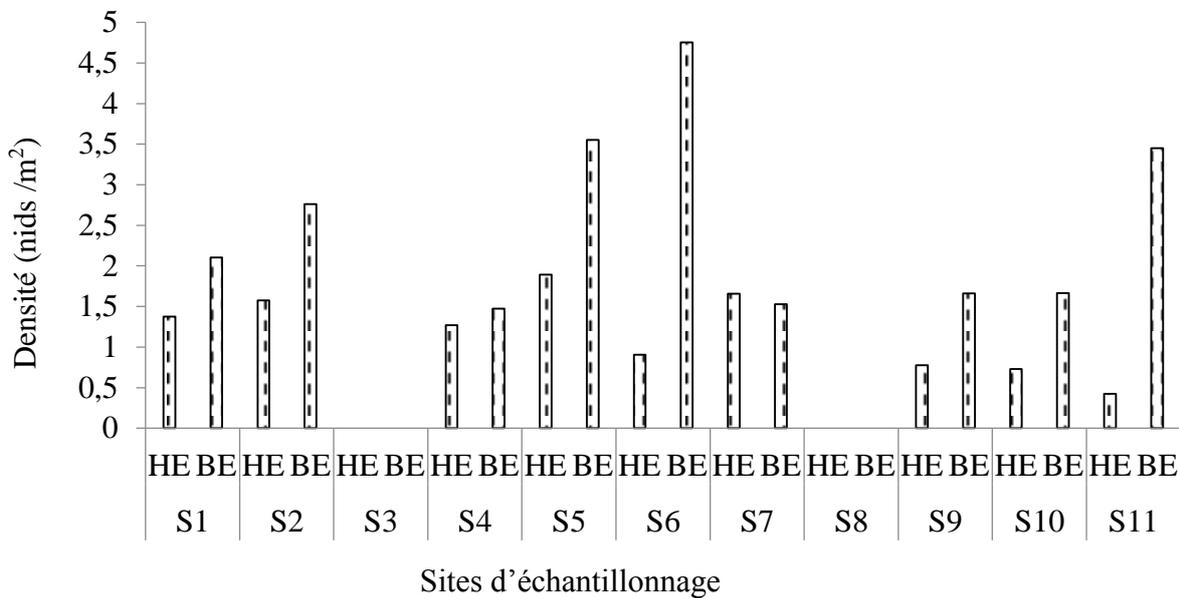


Figure 55 : Variation de la densité des nids de *Coptodon zillii* dans le lac de barrage de Buyo (Côte d’Ivoire) de juin 2018 à mai 2019 en fonction des sites d’échantillonnage et du niveau des eaux. HE : Hautes eaux ; BE : Basses eaux.

III.5.1.5.2. Influence des paramètres environnementaux sur la densité des nids de *Coptodon zillii*

Dans les sites S4, le substrat utilisé par *Coptodon zillii* pour la construction du nid est dominé par le gravier (respectivement 54,55 %). En revanche, dans les autres sites, le substrat des nids est principalement constitué de sable moyen (22,24 à 30,65 %) (Figure 56).

La profondeur maximale de nidification varie en moyenne entre $19,5 \pm 6,48$ cm (S10) et $26,13 \pm 4,73$ cm (S7). Cependant, il n'existe aucune différence significative (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) entre les sites d'échantillonnage. La profondeur maximale de nidification en saison sèche est comprise entre 20,08 et 27,33 cm ; en saison des pluies, elle est de 18,4 à 24,86 cm dans les sites d'échantillonnage proches du rivage (Tableau XIII). Le test *U* de Mann-Whitney a montré une différence significative entre les saisons uniquement au niveau du site S7 ($p < 0,05$).

La densité des nids en fonction de quatre niveaux de profondeur de l'eau pendant les saisons sèche et pluvieuse (Figure 57) a été enregistrée. Aucun nid n'a été signalé à des profondeurs supérieures à 40 cm. L'application du test de Kruskal-Wallis a montré que pour $p < 0,05$ que la différence est significative entre les différents niveaux de profondeur.

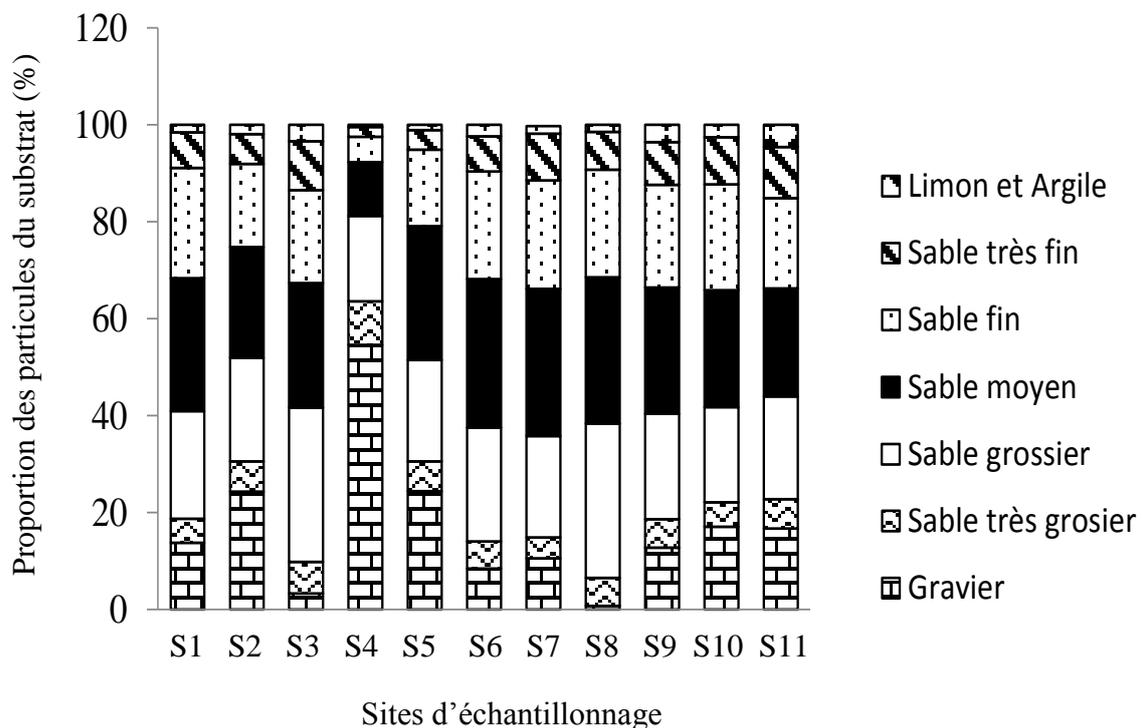


Figure 56 : Composition granulométrique du substrat de nidification dans les sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

Tableau XIII : Pente du substrat de ponte et profondeur maximale de nidification (valeur moyenne \pm écartype) de *Coptodon zillii* dans les sites d'échantillonnage du lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

Sites	Saisons	Profondeur maximale de nidification (cm)
S1	SP	21,2 \pm 7,59
	SS	23,5 \pm 6,52
S2	SP	23,1 \pm 4,43
	SS	25,17 \pm 7,33
S4	SP	19,45 \pm 6,36
	SS	21,8 \pm 7,56
S5	SP	24,86 \pm 6,62
	SS	21,17 \pm 7,63
S6	SP	22,82 \pm 7,04
	SS	22,25 \pm 6,31
S7	SP	22,5 \pm 4,95
	SS	27,33 \pm 4,41
S9	SP	19 \pm 9,99
	SS	21,5 \pm 7,12
S10	SP	18,4 \pm 7,92
	SS	20,42 \pm 5,63
S11	SP	19,95 \pm 8,55
	SS	20,08 \pm 6,90

SP = Saison pluvieuse ; SS = Saison sèche.

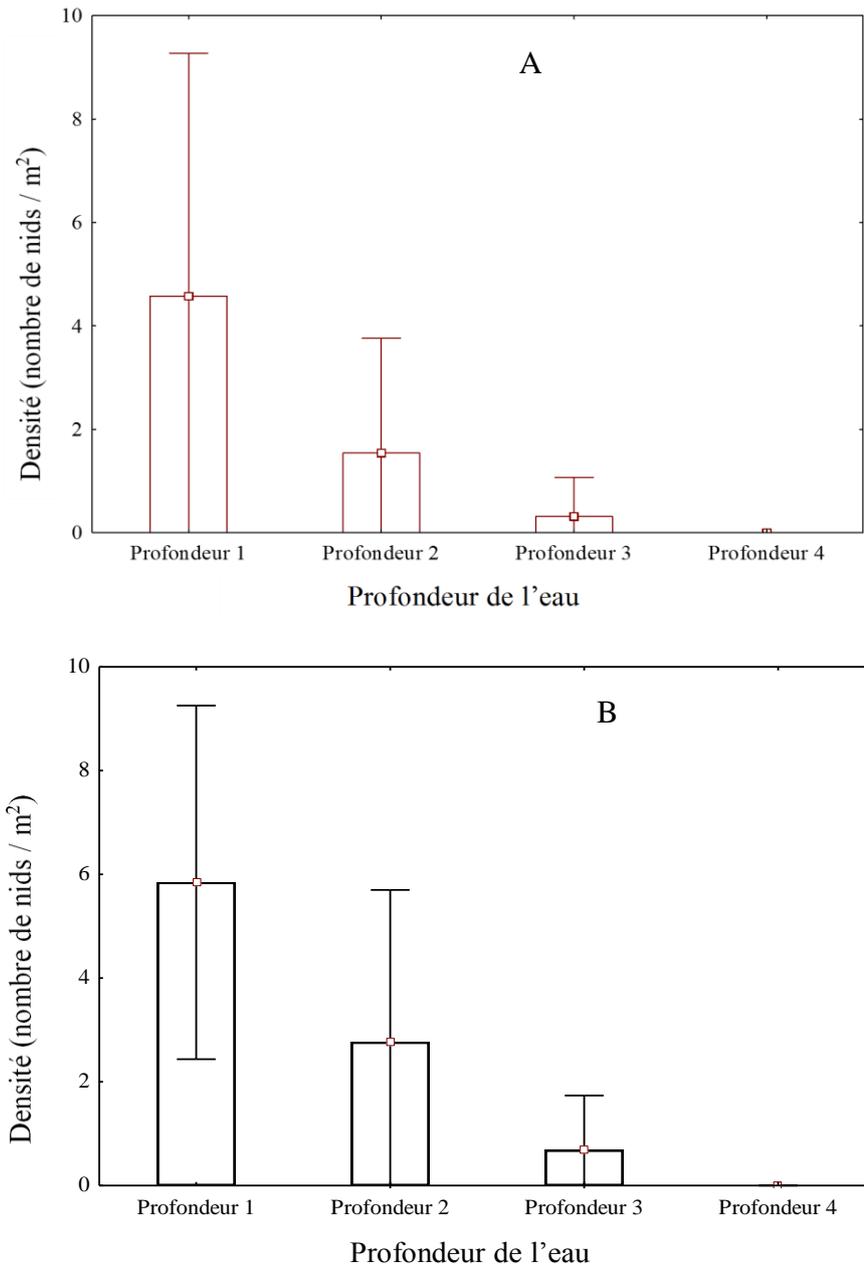


Figure 57 : Densités moyennes des nids de *Coptodon zillii* en fonction de la profondeur de nidification durant les saisons pluvieuse (A) et sèche (B) au lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

Profondeur 1 = 0 à 15 cm ; Profondeur 2 = 15 à 25 cm ; Profondeur 3 = 25 à 40 cm ; Profondeur 4 > 40 cm).

Une différence significative de la densité des nids entre la profondeur 2 et les profondeurs 3 et 4 à toutes les saisons a été observée. La densité des nids montre une corrélation négative avec la pente et la profondeur de l'eau à la fois pour les saisons sèches et pluvieuses (Figures 58, 59, 60 et 61).

L'analyse du coefficient de corrélation de rang de Spearman a révélé que la profondeur de l'eau, la pente et la profondeur de nidification maximale influencent fortement l'abondance des nids (Tableau XIV). Cette abondance des nids est corrélée négativement à la pente et à la profondeur de l'eau et positivement corrélée au substrat à sable moyen.

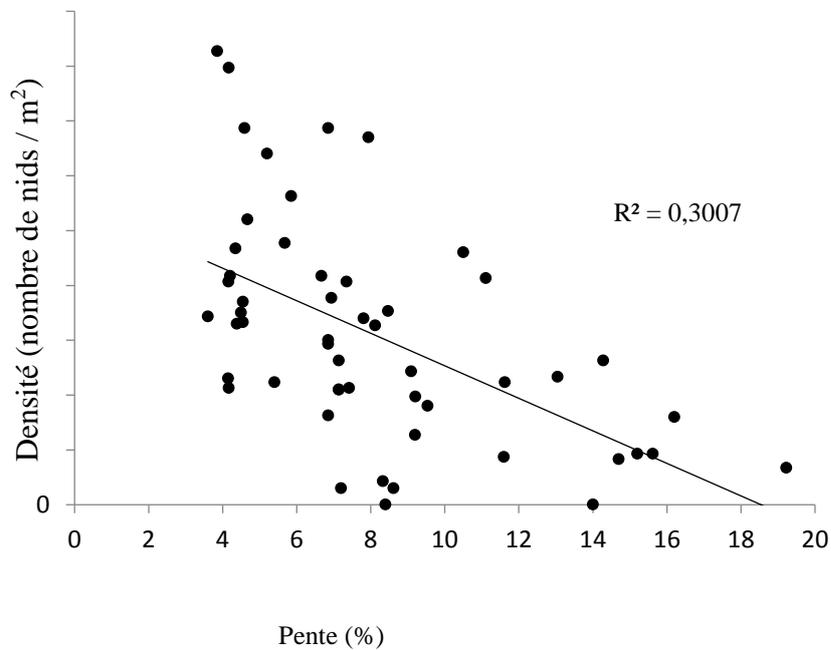


Figure 58 : Relation entre la densité des nids et la pente des sites de nidification pendant la saison sèche chez les spécimens de *Coptodon zillii* capturés au lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

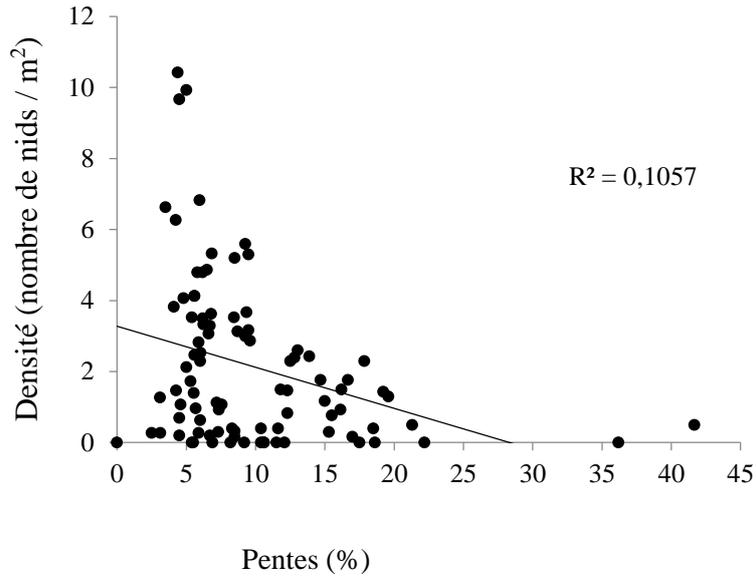


Figure 59 : Relation entre la densité des nids et la pente des sites de nidification pendant la saison des pluies chez les spécimens de *Coptodon zillii* capturés au lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

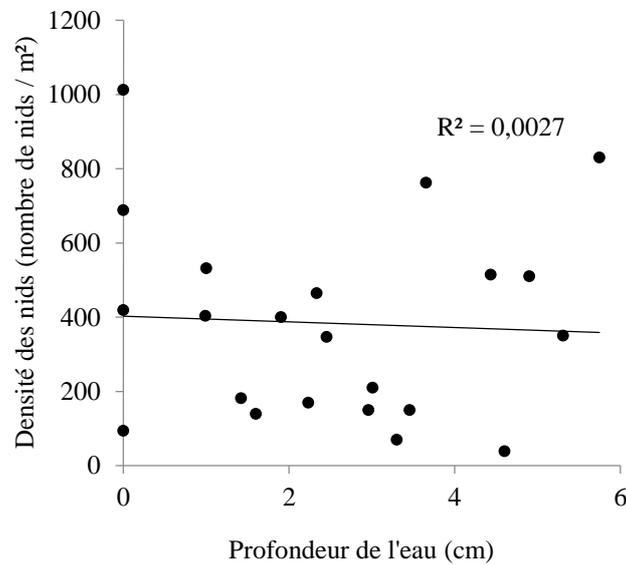


Figure 60 : Relation entre la densité des nids de *Coptodon zillii* et la profondeur de l'eau pendant la saison sèche dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

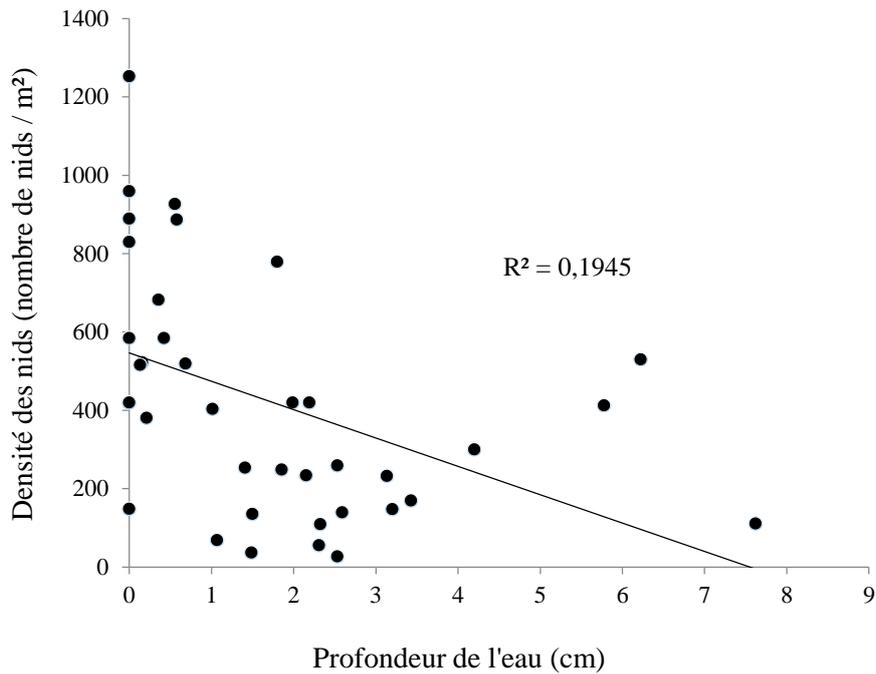


Figure 61 : Relations entre la densité des nids de *Coptodon zillii* et la profondeur de l'eau pendant la saison des pluies dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire) de juin 2018 à mai 2019.

Tableau XIV : Résultats de l'analyse de corrélation de rang de Spearman entre la densité de nids de *Coptodon zillii* et les facteurs environnementaux dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire).

	PE	Pente	Gravier	STG	SG	SM	SF	STF	Limon + argile
<i>P</i>	-0,63	-0,82	0,09	-0,01	0,09	0,70	0,13	-0,05	-0,04

Les corrélations significatives sont en gras ; PE = profondeur de l'eau ; PNO = profondeur de nidification optimale ; STG = sable très grossier ; SG = sable grossier ; SM = sable moyen ; SF = sable fin ; STF = sable très fin.

III.5.2. Discussion

L'examen des films issus de la vidéosurveillance des sites de frai montre la présence permanente de spécimens adultes de *Coptodon zillii* dans 90 % des nids prospectés. Une telle pratique pourrait traduire un comportement de garde parentale. Les résultats obtenus sont similaires à ceux de Balon (1975) qui classent *C. zillii* dans le groupe des espèces pratiquant une garde active avec présence de soins parentaux. L'activité réalisée par les deux parents, indique que le comportement est plus précisément de type biparental.

Par ailleurs, les nids de *C. zillii* identifiés présentent une diversité morphologique en fonction des types de substrat. Rappelons que deux types de nids ont été identifiés dans la présente étude. Sur les substrats argilo-sableux, les nids sont de forme circulaire, de grand diamètre avec une dépression plus ou moins profonde à l'intérieur de laquelle sont creusées des chambres à couvain (de 3 à 22 chambres) de dimensions inégales. La profondeur des nids est comprise entre 10 et 38 cm sur le substrat argilo-sableux. Selon Gophen (2016), les nids de *C. zillii* sont construits sur un fond sablo-argileux avec des chambres à couvain profondes (20 à 80 cm). Ces variations morphologiques des nids en fonction du type de substrat mais également en fonction de la profondeur des eaux peuvent être considérées comme étant des stratégies de nidification et d'adaptations structurelles permettant à l'espèce d'exploiter efficacement différents écosystèmes aquatiques (Gophen, 2016). Pour Bruton et Gophen (1992), *C. zillii* est une espèce monogame à garde biparentale qui adopte un large éventail de comportements de nidification en fonction des substrats ; les nids contiennent les œufs ou les larves et sont gardés par le mâle et la femelle.

Selon nos résultats, les œufs adhésifs de *C. zillii* ont été observés sur différents supports de ponte solides (blocs de pierre, racines de plantes, écorces et œufs posés à même le substrat) posés à l'extérieur des chambres à couvain. Cela pourrait s'expliquer par la capacité d'adaptation aux conditions environnementales observée chez les Cichlidae (Trewavas, 1992).

De plus, la stratégie de nidification ci-dessus décrite ne se limite pas seulement à l'adaptation de la forme du nid en fonction du substrat et de la profondeur des plans d'eau, mais elle s'étend à la prise en compte de la densité des nids qui elle-même varie en fonction des saisons.

En effet, le dénombrement des nids de *C. zillii* montre que la densité de ceux-ci varie de 1,47 à 3,67 nids /m² au niveau des sites d'échantillonnage localisés près des berges. Un travail similaire effectué par Bandara et Amarasinghe (2017) dans 10 réservoirs d'irrigation au Sri Lanka a donné des densités allant de 0,18 à 0,56 nids / m².

La densité moyenne de nids de *Coptodon zillii* est plus élevée pendant les périodes de basses eaux (1,66 à 4,75 nids / m²). En effet, il a été rapporté que les fluctuations du niveau de l'eau dans les réservoirs influencent les communautés de poissons par la destruction des nids (Gafny *et al.*, 1992 ; Sutela & Vehanen, 2008). Des résultats semblables ont été notés pour les nids du Cichlidae *Oreochromis niloticus* dans le lac Mutirikwi au sud-est du Zimbabwe (Sud de l'Afrique) où les densités les plus fortes ont été notées en période de basses eaux (Rachel, 2015). Dans le cas du barrage de Buyo, l'alternance d'ouverture et de fermeture des vannes du barrage pourrait perturber fortement la disponibilité des sites de nidification de *C. zillii*. En effet, lors de l'ouverture des vannes il y a retrait d'une grande quantité d'eau ; ce qui pourrait laisser les nids dans un état d'exondation. A l'opposé, la fermeture des vannes pourrait provoquer une inondation des nids. Une telle situation correspond à l'assertion de Reynolds (1974), selon laquelle, la saison de frai d'une espèce donnée peut changer avec la variation des caractéristiques environnementales.

**CONCLUSION RECOMMANDATIONS
ET PERSPECTIVES**

CONCLUSION

L'étude des frayères des poissons, rarement envisagée et même menée, par leur identification et leur caractérisation est en réalité une étape fondamentale dans le maintien et/ou l'amélioration de la production halieutique des plans d'eau. En ce sens, notre travail est une véritable innovation.

Les paramètres physico-chimiques analysés aussi bien pour le pH, le taux d'oxygène que pour la température indiquent qu'ils sont compatibles avec la vie en milieu aquatique. En ce qui concerne le substrat, il est majoritairement constitué de sable. Dans l'ensemble des sites échantillonnés, les pentes sont relativement faibles.

Les échantillonnages de poissons réalisés ont permis de recenser au total 32 espèces dominés par la famille des Cichlidae (7 espèces). La majorité (75 %) des espèces présentent un mode de croissance isométrique. Sur les 32 espèces capturées dans le lac, 14 effectuent leur frai dans les 11 sites d'échantillonnage considérés. La plupart des sites sont des frayères multispécifiques. Les sites S3 et S8, caractérisés par des valeurs constamment élevées de la profondeur, de la transparence (138 cm) et de la conductivité (41,08 $\mu\text{S}/\text{cm}$), sont des frayères des espèces telles que, *Synodontis punctifer*, *S. koensis* et *Chrysichthys nigrodigitatus*. En revanche, les espèces telles que *Enteromius macrops* et *Heterotis niloticus* se reproduisent préférentiellement dans les plaines d'inondation (S7, S9 et S10). Les frayères localisés dans les baies du lac ont hébergé un plus grand nombre d'espèces (*Clarias anguillaris*, *Coptodon zillii*, *Malapterurus electricus*, *Hemichromis fasciatus*, *Hemichromis bimaculatus* et *Oreochromis niloticus*).

Les densités moyennes d'alevins, d'ichtyoplancton et d'œufs sont relativement élevées dans les sites situés près du rivage ; les plus fortes densités ont été enregistrées pendant la période des basses eaux. Les principaux facteurs environnementaux qui déterminent ces fortes densités sont la température, le taux d'oxygène, le substrat et la profondeur de l'eau.

Par ailleurs, les résultats de la vidéosurveillance ont révélé que 90 % des nids rencontrés dans les sites échantillonnés sont des nids de *Coptodon zillii*. Des analyses plus approfondies ont permis de différencier clairement les nids de *C. zillii* de ceux des autres espèces sur la base de l'identification de l'espèce assurant la garde parentale au niveau des nids. Les nids de *C. zillii* identifiés présentent une diversité morphologique en fonction du type de substrat.

De plus, un inventaire des nids a montré que ceux-ci sont plus abondants dans les zones de faibles profondeurs (0 à 15 cm de profondeur). Leur densité moyenne est plus élevée pendant

la période de basses eaux (4,75 nids / m²). Aussi, l'espèce construit préférentiellement ses nids sur des substrats riches en sable moyen dans les zones de faible pente.

RECOMMANDATIONS

Les agrégats de poissons se forment très souvent au moment de la reproduction sur des points remarquables au niveau desquels ces bancs très importants de poissons sont très vulnérables à la pêche.

Par conséquent, il est nécessaire d'encadrer l'ensemble des activités anthropiques exercées sur ces zones. C'est pourquoi nous recommandons pour les sites qui ont fait l'objet de cette étude, une approche pragmatique pour la protection des frayères. Ainsi, la fermeture de la pêche pendant la fraie constitue parfois l'unique moyen d'assurer le maintien du potentiel de reproduction d'une ressource halieutique, préalable indispensable à son exploitation durable.

La présente étude a montré que les espèces de poisson du lac de barrage de Buyo choisissent préférentiellement les baies pour se reproduire. Par conséquent, l'alternance d'ouverture et fermeture des vannes du barrage hydroélectrique pourrait entraîner l'inondation ou l'exondation de ces frayères. Dans ces conditions, il serait nécessaire de synchroniser la gestion du barrage avec les activités de reproduction des poissons pour une amélioration de la production halieutique du lac.

PERSPECTIVES

Les frayères identifiées dans la présente étude sont majoritairement des frayères multispécifiques. En vue de connaître avec précision les espèces qui s'y reproduisent sur la base de l'ichtyoplancton, il apparaît important de procéder à la mise en place d'une base de données afin de permettre une identification des espèces sur la base de la morphologie des œufs et des larves.

Aussi, parmi les 32 espèces capturées dans la présente étude, seules, les zones de reproduction de 14 espèces ont été identifiées dans le lac. Des investigations similaires à la présente étude pourraient être envisagées dans les rivières tributaires du lac afin de localiser et caractériser les frayères des 18 autres espèces pour le maintien de la biodiversité du lac.

L'utilisation de la biotélémetrie apparaît également comme un outil intéressant qui pourrait permettre de suivre les poissons dans leur milieu naturel. En effet, connaissant les habitats qui sont régulièrement visités par une espèce donnée, il sera possible d'établir un lien entre les œufs et larves trouvés dans un habitat donné et les espèces qui fréquentent ces habitats.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

- Abdele I., Abella E., Lopez-albors O., Valdes P., Norte M.J., & Garcia-Alcazar A. (2004). Abnormalities in the juvenile stage of sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) reared at different temperatures : types, prevalence and effect on growth. *Aquaculture International*, 12 : 523-53.
- Aboua B.R.D. (2012). Développement d'un indice d'intégrité biotique piscicole pour la préservation de la biodiversité du fleuve Bandama. Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 227 p.
- Aboua B.R.D., N'zi K.G., Kouamelan E.P., Berté S. & Bamba M. (2010). Organisation spatiale du peuplement de poissons dans le Bandama. *International Journal of Biological and Chemical Science*, 4(5) : 1480-1493.
- Adou C.Y., Blom E.C., Dengueadhe K.T.S., Van Rompaey R.S.R.R., N'guessan E.K., Wittebolle G. & Bongers F. (2005). Diversité floristique et végétation dans le Parc National de Taï, Côte d'Ivoire. Abidjan, Tropenbos, Côte d'Ivoire, 5 : 92 p.
- Adou Y.E., Blahoua K.G., Bamba M., Yao S.S., Kouamelan E.P. & N'douba V. (2017). Premières données sur l'inventaire du peuplement ichthyologique d'un lac ouest africain situé entre deux barrages hydroélectriques : Lac d'Ayamé 2 (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 110 : 10808- 10818.
- Aké-Assi L. & Pfeffer P. (1975). Etude d'aménagement touristique du Parc National de Taï. Tome 2: Inventaire de la flore et de la faune. BDPA, IIRSDA, Paris, France, 58 p.
- Aliaume C., Lasserre G. & Louis M. (1990). Organisation spatiale des peuplements ichthyologiques des herbiers à Thalassia du Grand Cul-de-Sac Marin en Guadeloupe. *Revue d'Hydrobiologie tropicale*, 23 (3) : 231-250.
- Aloko N.J. (2001). L'impact de la création du lac de Buyo sur l'organisation de l'espace Buyo dans le sud-ouest de la Côte d'Ivoire. *Revue CAMES*, 13 (03) : 86 - 96.
- Amanieu M. & Lasserre G. (1982). Organisation et évolution des peuplements lagunaires. *Océanologica Acta*, N°SP : 201-213.
- Angermeier P.L. & Karr J.R. (1983). Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9: 117-135.
- Araújo-Lima C.A.R.M. & Oliveira. E.C. (1998). Transport of larval fish in the Amazon. *Journal of Fish Biology*, 53: 297-306.
- Bagenal T.B. & Tesch A.T. (1978). Conditions and Growth Patterns in Fresh Water Habitats. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp 75-89.

- Bagliniere J.L., Champigneulle A. & Nihouarn A. (1979). La fraie du saumon atlantique (*Salmo salar*) et de la truite commune (*Salmo trutta*) sur le bassin du Scorff. *Cybium*, 3 (7) : 75-96.
- Bakun A. (1996). Patterns in the Ocean. Centro de Investigaciones Biologicas de Noreste, La Paz, Mexico, 323 p.
- Balon E.K. (1975). Reproductive guilds of fishes : a proposal and a definition. *Journal of Fish Biology*, 32 (6) : 821-864.
- Balon E.K. (1990). Epigenesis of an epigeneticist: the development of some alternative concepts on the early ontogeny and evolution of fishes. *Guelph ichthyology reviews*, 1: 1-42.
- Bandara N.S.K.V. & Amarasinghe U.S. (2017). Factors Related to Nesting Sites of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1758 ; Cichlidae) in Irrigation Reservoirs, Sri Lanka. *Asian fisheries science*, 30 : 319–335.
- Baptist F., Molina Q., Perceval O., Lacour C., Augéard B., Pelte T., Séon-Massin N. & Poulet N. (2015a). Anticiper l'impact du changement climatique sur les peuplements de poissons. Rapport : Les poissons d'eaux douces à l'heure du changement climatique, 63-85.
- Baptist F., Guillon M., Poulet N., Séon-Massin N. (2015b). Décrire l'évolution des peuplements de poissons à l'heure du réchauffement climatique dans le rapport. Les poissons d'eaux douces à l'heure du changement climatique. Etat des lieux et pistes pour l'adaptation, 41-62.
- Barron J., Jensen N., Anders P., Egan J., Ireland S. & Cain K. (2012). Effects of temperature on the intensive culture performance of larval and juvenile North American burbot (*Lota lota maculosa*). *Aquaculture*, 365 : 67-73.
- Baumgartner G., Nakatani K., Gomes L.C., Bialecki A., Sanches P.V. & Makrakis M.C. (2008). Fish larvae from the upper Paraná River : Do abiotic factors affect larval density ? *Neotropical Ichthyology*, 6(4) : 551-558.
- Bénech V., Durand J. R. & Quensièrre J. (1983). Fish communities of Lake Chad and associated rivers and floodplains. *Monographiae Biologicae*, 53 : 293-356.
- Bénech V. & Quensièrre J. (1985). Stratégies de reproduction des poissons du Tchad en période « Tchad normal » 1966-1971. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 18 : 227-244.
- Berg I. & Northcote T.G. (1985). Changes in territorial, gill-flaring and feeding behavior in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following short-term pulses of

- suspended sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42: 1410-1417.
- Bialetzki A. Nakatani K. Sanches P.V. & Baumgartner G. (2004). Eggs and larvae of the “curvina” *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), (Osteichthyes, Sciaenidae) in the Baía River, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Journal of Plankton Research*, 26 : 1327-1336.
- Biemi J. (1992). Contribution à l'étude géologique, hydrogéologique et par télédétection des bassins versants subsahariens du socle précambrien d'Afrique de l'Ouest : Hydrostructurale, hydrodynamique, hydrochimie et isotopie des aquifères discontinus de sillons et aires granitiques de la Haute Marahoué (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat ès Sciences naturelles, Université Nationale d'Abidjan (Abidjan, Côte d'Ivoire) 493 p.
- Biesel J.N., Usseglio-Polatera P. & Moreteau J.C. (2000). The spatial Heterogeneity of a river bottom : a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, 422 : 163-171.
- Billard R. & Breton B. (1981). Le cycle reproducteur chez les poissons téléostéens. *Cahier de laboratoire de Montereau*, 12 : 43-56.
- Billard R., Fostier A., Weil C. & Breton B. (1982). Endocrine control of spermatogenesis in Teleost fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39: 65-79.
- Binder T.R., Thompson H.T., Muir A.M., Riley S.C., Marsden J.E, Bronte C.R. & Krueger C.C. (2015). New insight into the spawning behavior of Lake Trout, *Salvelinus namaycush*, from a recovering population in the Laurentian Great Lakes. *Environmental Biology of Fishes*, 98 : 173-181.
- Binet D. (1982). Influence des variations climatiques sur les pêcheries des *Sardinella aurita* ivoiro-ghanéennes : relation sécheresse-surpêche. *Océanologica Acta*, 5 : 443-452.
- Biswas S.P. (1993). Manual of methods in fish biology. *Asian publishers*, 157 p.
- Blott S.J., Pye K. & Gradistat A. (2001). Grain Size Distribution and Statistics Package for the Analysis of Unconsolidated Sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26: 1237-1248.
- Boesch C. & Boesch A.H. (2000). The Chimpanzees of the Taï Forest: Behavioural Ecology and Evolution. *Oxford University Press*, 326 p.
- Bouchereau J.L. (1997). Biodiversity of tactics used by three Gobiidae (Pisces, Teleostei) : *Pomatoschistus minutus* (Pallas, 1770), *P. microps* (Krøyer, 1838), *Gobius niger*

- (Linnæus, 1758), to survive in a Mediterranean lagoon environment. *Oceanological Studies*, 2 (3) : 153-170.
- Brander K.M., Blom G., Borges M.F., Erzini K., Henderson G., Mac-Kenzie B.R., Mendes H., Ribeiro J., Santos A.M.P. & Toresen R. (2003). Changes in fish distribution in the eastern North Atlantic : Are we seeing a coherent response to changing temperature ? *ICES Marine Science Symposia*, 219 : 261-270.
- Brou Y.T. (2005). Climat, mutations socio-économiques et paysages en Côte d'Ivoire. Mémoire de synthèse des activités scientifiques. Université de Lille, France, 212 p.
- Bruijnzeel L.A. (1990). Hydrology of moist tropical forest and effects of conversion. UNESCO, Paris (France), 330 p.
- Bruton M.N. & Gophen M. (1992). The effect of environmental factors on the nesting and courtship behaviour of *Tilapia zillii* in Lake Kinneret (Israel). *Hydrobiologia*, 239 : 171-178.
- Bruton M.N. & Merron G.S. (1990). The proportion of different eco-ethological sections of reproductive guilds of fishes in some African inland waters. *Environmental Biology of Fishes*, 28 : 179-187.
- Carré F. (2008). Les produits aquatiques dans l'alimentation des hommes. In : Nourrir les Hommes (Charvet J-P. eds.), Paris, Sedes : 259-294.
- Champigneulle A. (1978). Caractéristiques de l'habitat piscicole et de la population de juvéniles sauvages de saumons atlantiques (*Salmo salar*) sur le cours principal du Scorff (Morbihan). Thèse 3ème cycle, Université de Rennes, 192 p.
- Cole H. (2003). Contemporary challenges : globalisation, global interconnectedness and that "there are not plenty more fish in the sea". Fisheries, governance and globalisation : is there a relationship ? *Ocean & Coastal Management*, 46 (1-2) : 77-102.
- Collinet J., Monteny B. & Pouyaud B. (1984). Le milieu physique. In : Recherche et aménagement en milieu forestier tropical humide. Projet Taï de Côte d'Ivoire, UNESCO, Paris (France) : 35-58.
- Comptois A., Chapleau F., Renaud C.B., Fournier H., Campbelle B. & Pariseau R. (2004). Inventaire printannier d'une frayère multispécifique : l'ichtyofaune des rapides de la rivière Gatineau, Québec. *The Canadian Field-Naturalist*, 118: 522-529.
- Copp G.H. & Penaz M. (1988). Ecology of fish spawning and nursery zones in the flood plain, using a new sampling approach. *Hydrobiologia*, 169 : 209-224.

- CPS. (2012). Pour des pêcheries artisanales durables. *Lettre d'information sur les pêches de la CPS*, 138 : 1-10.
- CRE. (2009a). Le pH. Fiche Thématique. Conseil Régional de l'Environnement des Laurentides, 3 p.
- CRE. (2009b). L'oxygène dissous. Fiche thématique. Conseil Régional de l'Environnement des Laurentides, 4 p.
- Da N., Ouédraogo R. & Ouéda A. (2018). Relation poids-longueur et facteur de condition de *Clarias anguillaris* et *Sarotherodon galilaeus* pêchées dans le lac Bam et le réservoir de la Kompienga au Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 12(4): 1601-1610.
- Daga V.S., Gogola T.M., Sanches P.V., Baumgartner G., Baumgartner D., Piana P. A., Gubiani É.A. & Delariva R.L. (2009). Fish larvae assemblages in two floodplain lakes with different degrees of connection to the Paraná River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(3) : 429-438.
- Dajoz R. (2000). Précis d'écologie. Dunod, Paris, 615 p.
- Dajoz R. (2006). Précis d'écologie. 8ème Édition Dunod (Paris), 631 p.
- Davis L., Cockburn J. & Villard P.V. (2017). Deploying action cameras to observe fish in shallow, ice-covered streams. *Journal of Freshwater Ecology*, 32 (1) : 193-198.
- Davitoglu Y. (2006). Etude de faisabilité pour la préservation des zones humides et la restauration de leurs fonctionnalités piscicoles, 35 p.
- Davitoglu Y. (2007). Restauration des frayères à brochet. Moyenne Vallée de la Charente et Seugnes et Coran. *Natura*, 70 : 125 p.
- De Silva S.S. & Chandrasoma J. (1980). Reproductive biology of *Sarotherodon mossambicus*, an introduced species, in an ancient man-made lake in Sri Lanka. *Environmental Biology of Fishes*, 5: 253-259.
- De Vlaming V.L. (1972). Environmental control of teleost reproductive cycles. A brief review. *Journal of Fish Biology*, 4 : 131-140.
- De Vlaming V.L. (1974). Environmental and endocrine control of teleost reproduction. In : Control of sex in fish, (C.B. SCHRECK, ed.). Extension Division Virginia. Polytechnie Institute and state University. Blacksburg, Virginia, 13-83 p.
- Delacoste M., Baran P. Dauba F. & Belaud A. (1993). Etude du macrohabitat de reproduction de la truite commune (*salmo trutta*) dans une rivière pyrénéenne, la neste du luron.

- Évaluation d'un potentiel de l'habitat physique de reproduction. *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture*, 331 : 341 -356.
- Delage N., Cachot J., Rochard E., Fraty R. & Jatteau P. (2014). Hypoxia tolerance of European sturgeon (*Acipenser sturio* L., 1758) young stages at two temperatures. *Journal of Applied Ichthyology*, 30 : 1195-1202.
- Donaldson E.M. (1973). Reproductive endocrinology of fishes. *American Zoologist*, 13 : 909-927.
- Dou S.Z., Masuda R., Tanaka M. & Tsukamoto K. (2005). Effects of temperature and delayed initial feeding on the survival and growth of Japanese flounder larvae. *Journal of Fish Biology*, 66 : 362-377.
- Dufrêne M. (1992). Biogéographie et écologie des communautés de Carabidae en Wallonie. Thèse de Doctorat, Université Catholique de Louvain, Belgique, 194 p.
- Dulvy K.N., Sadovy Y. & Reynolds J.D. (2003). Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries*, 4 : 25-64.
- Duponchelle F. & Panfili J. (1998). Variations in age and size at maturity of female Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, populations from man-made lakes of Côte d'Ivoire. *Environmental Biology of Fishes*, 52 : 453-465.
- Duponchelle F., Pouyaud L. & Legendre M. (1998). Evidence of environmental effects on reproductive characteristics in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) populations from man-made lakes of Côte d'Ivoire. *Aquatic Living Resources*, 11 : 137-144.
- Duponchelle F., Cecchi P., Corbin D., Nunez J. & Legendre M. (1999). Spawning season variations of female Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, populations from man-made lakes of Côte d'Ivoire. *Environmental Biology of Fishes*, 56 : 377-389.
- Duponchelle F., Cecchi P., Corbin D., Nunez J. & Legendre M. (2000). Variations in fecundity and egg size of female Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, populations from man-made lakes of Côte d'Ivoire. *Environmental Biology of Fishes*, 57 : 155-170.
- Ellis J.R., Milligan S.P., Readdy L., Taylor N. & Brown M.J. (2012). Spawning and nursery grounds of selected fish species in UK waters. *Science Series Technical Report, Cefas Lowestoft*, 147 : 56 p.
- Étilé N.R. (2012). Peuplement zooplanctonique d'une lagune tropicale ouest africaine : cas du complexe lagunaire de Grand-Lahou (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 228 p.

- FAO. (2016). La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2016. Contribuer à la sécurité alimentaire et à la nutrition de tous. Rome, 224 p.
- Fermon Y. & Bigorne R. (2006). L'Éthologie. *In* : Les poissons des eaux continentales africaines : Diversité, écologie, utilisation par l'homme (Lévêque C. & Paugy D, eds). IRD Editions, Paris : 225-252 p.
- Fontaine Y.A. (1975). Hormones in fishes. *Biochemical and Biophysical Perspectives in Marine Biology*, 2 :139-212.
- Fontaine M. (1976). Hormones and the control of reproduction in aquaculture. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33 : 922-939.
- Fonteneau A. & Pallarès P. (1999). Considération sur l'état du stock de listao de l'Atlantique. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 49 (3) : 446-458.
- Fagnoud E. (1987). Préférence d'habitat de la truite fario (*Salmo trutta fario* L., 1758) en rivière. Thèse 3ème cycle de l'Université Claude Bernard Lyon, 435 p.
- Fridrick L. & Heaulme V. (2006). Inventaire, évaluation et vulnérabilité du patrimoine naturel de sept couasnes de la vallée de la Dordogne quercynoise, 113 p.
- Fridrick L., Jaubert P. & Vidal S. (2011). Entretien du milieu naturel et restauration hydraulique de la couasne de Mareuil. Dossier de déclaration des travaux et plans des aménagements, 92 p.
- Fryer G. & Iles T.D. (1972). The cichlid fishes of the Great Lakes of Africa : their biology and evolution. Tropical Fish Hobbyist, London, Oliver and Boyd, 641 p
- Gacon P. (2014). Restauration d'une zone humide favorable à la reproduction du brochet à proximité du bief de Laye. Rapport (Saint Georges de Reneins), 69 p.
- Gafny S., Gasith A. & Goren M. (1992). Effect of water level fluctuation on shore spawning of *Mirogrex terraesanctae* (Steinitz) (Cyprinidae) in Lake Kinneret, Israel. *Journal of Fish Biology*, 41: 863-871.
- Galat-Luong A. & Galat G. (1982). Abondance relative et associations plurispécifiques des primates diurnes du P.N.T., Côte-d'Ivoire. Rapport du centre O.R.S.T.O.M. d'Adiopodoumé, Abidjan, 39 p.
- Gartshore M.E. (1989). An avifaunal survey of Tai National Park, Ivory Coast. ICBP Study report, 39.
- Gillet C. (1983). Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles. Paris, INRA, 167-185.

- Gillet, C. (2001) Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. In : Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles. Gerdeaux D. (Ed.). Paris, INRA : 241-282.
- Girard G., Sircoulon J. & Touchebeuf P. (1971). Aperçu sur les régimes hydrauliques. *Mémoires ORSTOM*, Paris, France, 50 : 392 p.
- Godoy M.P. (1975). Peixes do Brasil, subordem Characoidei: Bacia do rio Mogi Guassu. *Editora Franciscana, Piracicaba*, 4: 847 p.
- Golé-Bi. G., Kouassi J.D. & Sérikpa D. (2004). Contribution socio-économique de la pêche artisanale en Côte d'Ivoire. FAO, Rapport d'étude, DFID/PMEDP : 105 p.
- Goli Bi B.E.P., Kamelan T.M., Kien K.B., Berté S. & Kouamélan E.P. (2019a). The spatio-temporal dynamics of the fish assemblage of the man-made Lake Buyo (Côte d'Ivoire, West Africa). *International Journal of Fisheries and Aquaculture*, 11(3): 72-85.
- Goli Bi B.E.P., Kamelan T.M., Berté S., Kien K.B., Ndiaye S. & Kouamélan E.P. (2019b). The first data on the population parameters of the main fish species in man made Lake Buyo (River Sassandra, Côte d'Ivoire). *Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries*, 23(2) : 585-597.
- Gophen M. (2016). Study on the biology of *Tilapia zillii* (Gervais, 1948) in Lake Kinneret (Israel). *Open Journal of Ecology*, 6: 167-175.
- Gourène G., Teugels G.G., Hugueny B. & Thys Van den Audenaerde D.F.E. (1999). Evaluation de la diversité ichtyologique d'un bassin Ouest-Africain après la construction d'un barrage. *Cybium*, 23 (2) : 147-160.
- Graça W.J. & Pavanelli C.S. (2007). Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá, EDUEM, 308 p.
- Graham P.J., Bradley B.S. & Fraley J.J. (1981). Use of stream habitat classifications to identify bull trout spawning areas in streams. Symposium on Acquisition and Utilisation of Aquatic Habitat Inventory Information. Western Division, Portland, American Fisheries Society, pp 186-190.
- Gregory R.S. & Northcote T.G. (1993). Surface, planktonic, and benthic foraging by juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in turbid laboratory conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50 : 233–240.
- Grost R.T., Hubert W.A. & Weshe T.A. (1990). Redd site selection by brown trout in Douglas creek, Wyoming. *Journal of Freshwater Ecology*, 5 (3) : 365-371.
- Guillaumet J.L. (1967). Recherches sur la végétation et la flore de la région du Bas-Cavally (Côte d'Ivoire). *Mémoires ORSTOM*, 20 : 249 p.

- Gunn J.M. & Sein R. (2000). Effects of forestry roads on reproductive habitat and exploitation of lake trout (*Salvelinus namaycush*) in three experimental lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (2) : 97-104.
- Harley C.D.G., Randall A.H., Hultgren K.M., Miner B.G., Sorte C.J.B., Thornber C.S. Rodriguez L.F., Tomanek L. & Williams S. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9 : 228-241.
- Harvey B.J. & Hoar W.S. (1980). The theory and practice of induced breeding. Ottawa, Ontario, Rapport IDRC-TS, 21 : 48 p.
- Haury J., Ombredane D. & Bagliniere J.L. (1991). L'habitat de la truite commune (*Salmo trutta* L.) en eaux courantes. Paris, INRA, 303 p.
- Hergenrader G.L., Harrow L.G., King R.G., Cada G.F. & Schlesinger A.B. (1982). Larval fishes in the Missouri River and the effects of entrainment. *Bulletin of Marine Science*, 83(3) : 531-551.
- Heyman W.D. & Kjerfve B. (2008). Characterization of transient multi-species reef fish spawning aggregations at Gladden Spit, Belize. *Bulletin of marine science* 83(3): 531-551.
- Hill M.O. (1973). Diversity and evenness : A unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54 : 427-432.
- Hoar W.-S. (1969). Reproduction. In : Fish physiology (Hoar W.S. & Randall D.J., eds), Vol. III, Academic Press, New York : 1-72.
- Hopson A.J. (1982). Lake Turkana. A report on the findings of the Lake Turkana Project 1972-1975. London, Overseas Development Administration, 6 : 114 p.
- Huttel C. (1977). Etude de quelques caractéristiques structurales de la végétation du bassin versant de l'Audrénisrou. ORSTOM, Adiopodoumé, Côte d'Ivoire, 24 p.
- IBGE (2005). Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : cadre général. Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement. Observatoire des Données de l'Environnement, 16 p.
- Iltis A. & Lévêque C. (1982). Caractéristiques physico-chimiques des rivières de Côte d'Ivoire. *Revue d'Hydrobiologie tropicale*, 15 (2) : 115-130.
- Imirizaldu M. (2012). La passe de Kouaré : Caractérisation des frayères et recommandations pour des mesures de gestion. OEIL - Observatoire de l'Environnement en Nouvelle-Calédonie, Nouméa, 45 p.

- Jalabert B. & Zohar Y. (1982). Reproductive physiology in cichlid fishes, with particular reference to *Tilapia* and *Sarotherodon*. The biology and culture of tilapias. *ICLARM conference proceedings*, 7 : 129-140.
- Jaubert P. & Santal J. (2011). Rapport d'étude du bras mort des Bouysses en vue de sa restauration en frayère à brochet, 60 p.
- Jowett I.G. (1993). A method for objectively identifying pool, run, and riffle habitats from physical measurements. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 27 : 241-248.
- Kamelan T.M. (2014). Peuplement ichtyologique de quelques hydrosystèmes de l'espace Taï (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire) 276 p.
- Karaki H. (1996). Evaluation des teneurs en pesticides organochlorés dans le lac de Buyo à travers les matrices eaux-sédiments et poissons. Mémoire de DEA, Université d'Abobo Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire), 50 p.
- Kartas F. & Quignard J.P. (1984). La fécondité des poissons téléostéens. Masson, Collection de biologie des milieux marins, Paris, 117 p.
- Keith P., Persat H., Feunten E. & Allardi J. (2011) : Les poissons d'eau douce de France. Biotope, Mèze ; MNHN, Paris. Collection inventaires et biodiversité, 552 p.
- Koffi H.O., Diaha N.C., Soro Y. & N'Da K. (2018). Pêche et caractéristiques morphologiques d'un poisson-chat endémique *Synodontis punctifer* (Daget, 1964) dans le barrage hydro-électrique de Taabo (Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 14 (15) : 101-116.
- Komoé K. (2010). Distribution du phytoplancton dans le complexe lagunaire de Grand-Lahou, en Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, Université de Cocody-Abidjan (Abidjan, Côte d'Ivoire), 270 p.
- Konan K.F., Ouattara A., Ouattara M. & Gourène G. (2007). Weight-length relationship of 57 fish species of the coastal rivers in South-Eastern of Ivory Coast. *Ribarstvo*, 65 (2): 49-60.
- Konan Y.A. (2014). Diversité de l'ichtyofaune et caractéristiques bioécologiques de *Clarias buettikoferi* (Steindachner, 1894) et *Thysochromis ansorgii* (Boulenger, 1901) dans la forêt des marais Tanoé-Ehy (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 172 p.

- Kondolf G.M. & Wolman M.G. (1993). The sizes of salmonid spawning gravels. *Water Resources Research*, 29 : 2275-2285.
- Koné I. (2004). Identification des sites abritant encore les singes *Cercopithecus diana roloway*, *Cercocebus atys lunulatus* et *Ptilinopus badius waldronae* en Côte d'Ivoire, Rapport CENA, Abidjan, 42 p.
- Koné T. (2000). Régime alimentaire et reproduction d'un tilapia lagunaire (*Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852) dans la rivière Bia et le lac de barrage d'Ayamé (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Katholieke Universiteit Leuven, Belgique, 253 p.
- Kouamé K.A. (2010). Diversité biologique et habitudes alimentaires de quelques espèces de poissons dans le cours inférieur du bassin du fleuve Sassandra (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 219 p.
- Kouamélan E.P. (1999). L'effet du lac de barrage Ayamé (Côte d'Ivoire) sur la distribution et l'écologie alimentaire des poissons Mormyridae (Teleostei, Osteoglossiformes). Thèse de Doctorat, Katholieke Universiteit Leuven, Belgique, 221 p.
- Kouassi K.H.D., Kamelan T.M., Berté S. & Kouamélan E.P. (2019). Paramètres de reproduction de *Synodontis koensis* Pellegrin, 1933 (Siluriformes, Mochokidae) dans le lac de barrage de Buyo (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 132: 13461-13474.
- Kouassi K.L. (2007). Hydrologie, transport solide et modélisation de la sédimentation dans les lacs des barrages hydroélectriques de Côte d'Ivoire : cas du lac de Taabo. Thèse de Doctorat, Université Abobo-Adjamé, 209 p.
- Kouassi K.L., Kouamé K.I., Konan K.S., Angoulo M.S., Demé M. & Meledje N.H. (2013). Two-Dimensional Numerical Simulation of the Hydro-Sedimentary Phenomena in Lake Taabo (Côte d'Ivoire). *Water Resources Management*, 27(12) : 4379-4394.
- Kouassi N. (1973). Note sur la biologie de *Chrysichthys nigrodigitatus* et de *Chrysichthys velifer*. Projet PNUD/AVB/FAO. IVC 526. Développement de la pêche du lac de Kossou, 8 p.
- Kouassi N. (1978). Recherche hydrobiologique et aménagement piscicole en Côte d'Ivoire. Colloque Société Limnologique de France, Lacs naturels, 5 p.
- Kwak T.J. & Skelly T.M. (1992). Spawning habitat, behavior, and morphology as isolating mechanisms of the Golden Redhorse, *Moxostoma erythrurum*, and the Black Redhorse, *M. duquesnei*, two syntopic fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 34: 127-137.

- Lalèyè P.A. (2006). Length-weight and lengthlength relationships of fishes from the Ouémé River in Bénin (West Africa). *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4): 330-333.
- Le Roux S. & Noel J. (2007). Mondialisation et conflits autour des ressources halieutiques. *Ecologie & Politique*, 34 : 69-82.
- Legendre M. & Ecoutin J.M. (1989). Suitability of brackish water tilapia species from the Ivory Coast for lagoon aquaculture. *Aquatic Living Resources*, 2: 71-79.
- Lelièvre S., Vaz S., Martin C.S. & Loots C. (2014). Delineating recurrent fish spawning habitats in the North Sea. *Journal of Sea Research*, 91 : 1-14.
- Leroy P. & Farnir F. (2000). Méthodes statistiques en Médecine Vétérinaire. Faculté de Médecine Vétérinaire, Université de Liège, 270 p.
- Lévêque C. (1999). L'habitat des poissons. *In* : Les poissons des eaux continentales africaines : diversité, écologie, utilisation par l'homme (Lévêque C. & Paugy D., Eds.). IRD, Paris : 251-270.
- Lévêque C. (2006). Croissance et ontogénie. *In* : Les poissons des eaux continentales africaines : Diversité, écologie, utilisations par l'homme (Lévêque C. & Paugy, D., Eds). IRD, Paris : 177-190.
- Lévêque C. & Herbinet P. (1980). Caractères méristiques et biologie de *Eutropius mentalis* (Pisces, Schilbeidae) dans les rivières de Côte d'Ivoire. *Revue de Zoologie Africaine*, 96 (2) : 366-392.
- Lévêque C. & Paugy D. (1999). La diversité des milieux aquatiques. *In* : Les poissons des eaux continentales africaines : diversité, écologie, utilisation par l'homme (Lévêque C. & Paugy D. Eds). IRD, Paris : 11-30.
- Lévêque C. & Agnès J.F. (2006). La diversité des poissons africains : l'héritage de l'évolution. *In* : Les poissons des eaux continentales africaines : Diversité, écologie, utilisation par l'homme (Lévêque C. & Paugy D., Eds). IRD, Paris : 89-103.
- Lévêque C. & Paugy D. (2006). Les caractéristiques générales de la faune ichtyologique. *In* : Les poissons des eaux continentales africaines : Diversité, écologie, utilisation par l'homme (Lévêque C. & Paugy D., Eds). IRD, Paris : 45-56 p.
- Loreau M. & Naeem S. (2001). Ecology, Biodiversity and ecosystem functioning : Current knowledge and future challenges. *Science*, 294 (5543) : 804-808.
- Lowe-Mc Connel R.H. (1979). Ecological aspects of seasonality in fishes of tropical waters. *Symposia of the Zoological Society of London*, 44 : 105-132.

- Lowe-Mc Connell R.H. (1987). Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge, Cambridge University Press, Tropical Biology series, 382 p.
- Malleta D. & Pelletie D. (2014). Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity : A review of sixty years of publications (1952–2012). *Fisheries Research*, 154 : 44-62.
- Mambo V., Tidou A.S., Yapo O.B. & Houenou P. (2001). Evaluation de l'état trophique du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) : aspects physico-chimiques et biologiques, *Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie*, 11 : 95-134.
- Martin S., (2012). Interprétation des images satellites pour déterminer la surface de forêt du Parc National de Taï. OIPR, GIZ. Abidjan, 52 p.
- Marty C. & Beall E. (1989). Modalités spatio-temporelles de la dispersion d'alevins de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) à l'émergence. *Journal of Water Science*, 2 (4) : 831-846.
- McGlashan J.D.H.D.J. (2000). Managing lakeshore erosion : Impact of bank protection on Loch Lomond. *Scottish Geographical Journal*, 116 : 213-219.
- McKaye K.R. (1983). Ecology and breeding behavior of a cichlid fish, *Cyrtocara eucinostomus*, on a large lek in Lake Malawi, Africa. *Environmental Biology of Fishes*, 8 : 81-96.
- McKaye K.R., Mughogho D.E. & Stauffer J.R. (1994). Sex-role differentiation in feeding and defence of young by a parental catfish, *Bagrus meridionalis*. *Animal behavior*, 48: 587-596.
- Meager J.J., Solbakken T., Utne-Palm A.C. & Oen T. (2005). Effects of turbidity on the reaction distance, search time, and foraging success of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 1978–1984.
- Merona B. (1980). Ecologie et biologie de *Petrocephalus bovei* (Poisson : Mormyridae) en Côte d'Ivoire). *Cahier ORSTOM, série Hydrobiologie*, 13 (3-4) : 117-127.
- Michel B. (1999). Ecologie et comportement reproducteur de l'omble de fontaine, *Salvelinus fontinalis*, dans une frayère aménagée. Mémoire. Trois-Rivières, Université du Québec à Trois-Rivières, 57 p.
- Mills C.A. & Mann R.H.K. (1985). Environmentally induced fluctuations in year class strength and their implications for management. *Journal of Fish Biology*, 27 : 209-226.
- MINAGRA (2001). Annuaire des statistiques de la pêche et de l'aquaculture. Annuaire des statistiques de l'Aquaculture et des pêches. MINAGRA/DGRA, Direction de l'Aquaculture, Bureau Statistique, Côte d'Ivoire, 112 p.

- Miner G.J. & Stein R.A. (1993). Interactive influence of turbidity and light on larval bluegill (*Lepomis macrochirus*) foraging. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50: 781-788.
- Mohamed A.E. (2013). Spawning seasons, spawning grounds and nursery grounds of some Red Sea fishes. *The Global Journal of Fisheries and Aquatic Research*, 6 (6) : 105-125.
- Molinier M. (1976). Qualité des eaux de surface en zone forestière équatoriale de Côte d'Ivoire. *Cahier ORSTOM, série Hydrobiologie*, 13(1) : 7-36.
- Montchowui E., Chikou A., Kogbeto M.J. & Lalèyè P. (2008). Biodiversité et structure des communautés de poissons du lac Hlan au Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Science*, 2(2) : 196-206.
- Monteny B.A. (1987). Contribution à l'étude des interactions végétation-atmosphère en milieu tropical humide : importance du rôle du système forestier dans le recyclage des eaux de pluie. Thèse de Doctorat, Université Paris-Sud, Orsay, France, 156 p.
- Moreau J. (1982). Exposé synoptique des données biologiques sur *Heterotis niloticus* (Cuvier, 1829). FAO Synopsis sur les pêches, 45 p.
- Morin J., Boudreau P. & Leclerc M. (1994). Réhabilitation de l'écosystème du Saint-Laurent lac Saint-François : les bases de la modélisation hydrodynamique. Rapport de recherche, 412 p.
- Muelbert J.H & Weiss G. (1991). Abundance and Distribution of Fish Larvae in the Channel Area of the Patos Lagoon Estuary, Brazil. Technical Report NMFS, 95 : 43-54.
- Munk P & Nielsen J. (2005). Eggs and Larvae of North Sea Fishes. Frederiksberg, Denmark, Biofolia, 215 p.
- Muylaert K., Van Kerckvoorde A., Vyverman W. & Sabbe K. (1997). Structural characteristics of phytoplankton assemblages in tidal and non-tidal freshwater systems : a case study from the Schelde basin. *Freshwater biology*, 38 : 263-276.
- N'Goran Y.N. (1995). Biologie, écologie et pêche de l'ethmalose : *Ethmalosa Fimbriata* (Bowdich, 1825) en lagune Aby (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 195 p.
- N'Zi K.G. (2007). Diversité biologique des peuplements de crevettes des eaux douces de Côte d'Ivoire en relation avec les variables environnementales. Thèse de Doctorat, Université de Cocody-Abidjan (Abidjan, Côte d'Ivoire), 178 p.

- Nakatani K., Agostinho A.A., Baumgartner G., Bialetzki A., Sanches P.V., Markrakis M.C. & Pavanelli C. (2001). Ovos e larvas de peixe de água doce : Desenvolvimento e manual de identificação. Maringá, 378 p.
- Nappi-Corrêa R., Hermes-Silva S., Reynalte-Tataje D. & Zaniboni-Filho E. (2011). Distribution and abundance of fish eggs and larvae in three tributaries of the Upper Uruguay River (Brazil). *Environmental Biology of Fishes*, 91 : 51-61.
- Ndour I. & Ndiaye I. (2016). Identification de zones de frayère et de développement larvaire de cinq familles de poissons dans la zone maritime Sénégal-Guinée. Fiches techniques, 11 (2) : 5 p.
- Nihouarn A. (1983). Etude de la truite commune (*Salmo trutta*) dans le bassin du Scorff (Morbihan) : démographie, reproduction, migrations. Thèse 3ème cycle, Université de Rennes, 164 p.
- Nikolski G.V. (1963). The ecology of fishes. London, Academic Press, 352 p.
- Nugent G.C. (1997). Côte d'Ivoire : Assistance en matière de législation portant sur les pêches continentales. Rapport sur l'Aménagement des pêches continentales. F.A.O., Programme de Coopération Technique. TCP/IVC/4553, 86 p.
- O'Farrell I., Tezanos-Pinto P. & Izaguirre I. (2007). Phytoplankton morphological response to the underwater light conditions in a vegetated wetland. *Hydrobiologia*, 578 : 65-77.
- OIPR. (2006). Plan d'Aménagement et de Gestion du Parc National de Taï. OIPR, Abidjan, 99 p.
- Olivereau M. (1977). Données récentes sur le contrôle endocrinien de la reproduction chez les téléostéens. *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras*, 41 : 69-94.
- Olsson T.I. & Persson B.G. (1988). Effects of deposited sand on ova survival and alevin emergence in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Archiv für Hydrobiologie*, 113 : 621-627.
- Palomera I., Olivar M.P., Salat J., Sabates A., Coll M., Garcia A. & Morales-Nin B. (2007). Small pelagique in NW mediterranean sea : an ecological review. *Progress in oceanography*, 74 : 377-396.
- Pardé M. (1963). Fleuves et rivières. Armand-Colin, Paris, 224 p.
- Par-Ker-Hum P.M. (2005). Distribution and relative abundance of demersal fishes from beam trawl surveys in the eastern English Channel (ICES division VIIId) and the southern North Sea (ICES Division IVc) 1993–2001. *Science Series Technical Report, CEFAS, Lowestoft*, 124 : 92 p.

- Paugy D. (1978). Ecologie et biologie d'*Alestes imberi* (Pisces, Characidae) des rivières de Côte d'Ivoire. *Cahier ORSTOM, série Hydrobiologie*, 12 (3-4) : 245-275.
- Paugy D. (1982a). Synonymie d'*Alestes chaperi* Sauvage, 1882 avec *A. longipinnis* (Günther, 1864 ; Pisces, Characidae). *Cybium*, 6 (3) : 75-90.
- Paugy D. (1982b). Synonymie d'*Alestes rutilus* Boulenger, 1916 avec *Alestes macrolepidotus* (Valenciennes, 1849). Biologie et variabilité morphologique. *Revue de zoologie africaine*, 96 (2) : 286-315.
- Paugy D., Traoré K. & Diouf P.S. (1994). Faune ichthyologique des eaux douces d'Afrique de l'Ouest. *Annales du Musée Royal d'Afrique Centrale*, 275 : 36-66.
- Paugy D., Christensen V., Guénette S., Pitcher T.J., Sumaila U.R., Walters C.J., Watson R. & Zeller D. (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418 (6898) : 689-695.
- Paugy D., Lévêque C. & Teugels G.G. (2003a). Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest, Tome I. Editions IRD (Paris), MNHN (Paris), MRAC (Tervuren), 457 p.
- Paugy D., Lévêque C. & Teugels G.G. (2003b). Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest, Tome II. Éditions IRD (Paris), MNHN (Paris), MRAC (Tervuren), 815 p.
- Paugy D., Lévêque C. & Duponchelle F. (2006). La reproduction. *In* : Les poissons des eaux continentales africaines : Diversité, écologie, utilisation par l'homme (Lévêque C. & Paugy D, Eds). IRD Editions, Paris : 147-176 p.
- Pauly G. (2007). Fonctionnalités des frayères de l'ichtyofaune phytophile de la Garonne de Grisolles au plan d'eau de St-Nicolas-de-La-Grave. Guide technique, 82 : 38 p.
- Pavlov D.S. (1994). The downstream migration of young fishes in rivers: mechanisms and distribution. *Folia Zoologica*, 43:193-208.
- Peter R.E. (1981). Gonadotropin secretion during reproductive cycles in teleosts : influences of environmental factors. *General and Comparative Endocrinology*, 45 : 294-305.
- Peter R.E. (1982a). Neuroendocrine control of reproduction in teleosts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39 : 48-55.
- Peter R.E. (1982b). Nature, localization and actions of neurohormones regulating gonadotropin secretion in teleosts. *In* : Reproductive Physiology of Fish (Richter C.J.J. & Goos H.J.Th., Eds). PUDOC, Wageningen : 30-39.

- Peter R.E. & Crim L.W. (1979). Reproductive endocrinology of fishes : gonadal cycles and gonadotropin in teleosts. *Annual Review of Physiology*, 41 : 323-335.
- Piélou E.C. (1966). The mesurment of diversity in different types of biological collection. *Journal of Theoretical Biology*, 13 : 131-144.
- Pramova E., Locatelli B., Djoudi H. & Somorin O.A. (2012). Forests and trees for social adaptation to climate variability and change. *Climate Change*, 3 : 581-596.
- Rachel G. (2015). Water level fluctuations and its implications on fish breeding nests in Lake Mutirikwi, Masvingo, Zimbabwe. *Journal of Veterinary Advances*, 5: 863-868.
- Rastoin J.L. & Ghersi G. (2010). Le système alimentaire mondial. Concepts et méthodes, analyses et dynamiques, Paris, Quae, 584p.
- Raventos N. (2006). Nest site characteristics and nesting success of the five-spotted wrasse *Symphodus roissali* in the north-western Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology*, 68: 305-309.
- Reinboth R. (1972). Hormonal control of the teleost ovary. *American Zoologist*, 12 : 307-324.
- Reynalte-Tataje D.A., Nakatani K., Fernandes R., Agostinho A.A. & Bialecki. A. (2011). Temporal distribution of ichthyoplankton in the Ivinhema River (Mato Grosso do Sul State/ Brazil) : influence of environmental variables. *Neotropical Ichthyology*, 9(2) : 427-436.
- Reynolds J.D. (1974). Biology of small pelagic fishes in the new Volta Lake in Ghana. Part III: sex and reproduction. *Hydrobiologia*, 45: 489-508.
- Rhodes K.L., Joseph E., Mathias D., Malakai S., Kostka W. & David D. (2005). Reef fish spawning aggregation monitoring in Pohnpei, Federated States of Micronesia, in response to local management needs. *SPC Live Reef Fish Information Bulletin*, 5: 20-24.
- Robinson L., Rogers S. & Frid C.L.J. (2008). A marine assessment and monitoring framework for application by UKMMAS and OSPAR. Assessment of pressures and impacts. Phase II : Application for regional assessments. University of Liverpool, School of Biological Sciences. Centre for the Environment. *Fisheries and Aquaculture Science*, 105 p.
- Rossiter A., & Yamagishi S. (1997). Intraspecific plasticity in the social system and mating behaviour of a lekbreeding cichlid fish. *In: Fish communities in Lake Tanganyika* (Kawanabe H., Hori M., Nagoshi M., éd.), Kyoto. University Press: 193-218.

- Roth H., Hoppe-Dominik B., Muhlenberg M., Steinhauer-Burkart B. & Fischer F. (2004). Distribution and status of the hippopotamids in the Ivory Coast. *African Zoology*, 39 : 211-224.
- Saglio P. (1979). Interactions sociales chez les poissons : les phéromones. *Bulletin Français de Pisciculture*, 273 : 173-184.
- Sala E., Ballesteros E. & Starr R.M. (2001). Rapid Decline of Nassau Grouper Spawning Aggregation in Belize : Fishery Management and Conservation Needs. *Fisheries*, 26 (10) : 23-30.
- Scherrer B. (1984). Résultats des données. In Biostatique, Gaetan, Morin (eds). Louiseville, Canada, 850 p.
- Schlosser I.J. (1985). Flow regime, juvenile abundance and the assemblage structure of stream fishes. *Ecology*, 66 (5): 1484-1490.
- Schwartz D. & Lazar P. (1964). Elément de statistique à l'usage des étudiants en propédeutique médicale. Editions Flammarion, 142p.
- Schweter M. (1997). Interpretation des images SPOT. Détermination de la surface de forêt du Parc National de Taï, période 1993-1998. Rapport PACPNT, San-Pedro, 76 p.
- Schweter M. (1999). Interprétation des images SPOT. Evolution de la surface de forêt du Parc National de Taï, période 1993-1998. Rapport PACPNT, San-Pedro, 73 p.
- Scott D.B.C. (1979). Environmental timing and the control of reproduction in teleost fish. *Symposia of the Zoological Society of London*, 44 : 105-132.
- Shirvell C.S. & Dungey R.G. (1983). Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Transactions of the American Fisheries Society*, 112 (3) : 355-357.
- Smith A.K. (1973). Development and application of spawning velocity and depth criteria for Oregon Salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society*, 102 : 312-316.
- Solomon D.J. (1977). A review of chemical communication in freshwater fish. *Journal of Fish Biology*, 11 : 363-376.
- Stalnaker C.B., Waddle T.J. & Bovee K.D. (1996). Importance of the Temporal Aspects of Habitat Dynamics to Fish Population Studies. *Regulated Rivers Research & Management*, 12(2): 145-153.
- Stoner A.W., Laurel B.J. & Hurst T.P. (2007). Using a baited camera to assess relative of abundance of juvenile pacific cod : Field and laboratory trials. *Journal of experimental Marine Biology and Ecology*, 354 : 202-211.

- St-Onge I., Bérubé P. & Magnan P. (2001). Effets des perturbations naturelles et anthropiques sur les milieux aquatiques et les communautés de poissons de la forêt boréale - Rétrospective et analyse de la littérature. *Le naturaliste canadien*, 125 : 81-95.
- Struthers D.P., Danylchuk A.J., Wilson A.D.M. & Cooke S.J. (2015). Action Cameras : Bringing Aquatic and Fisheries Research into View. *Fisheries*, 40 (10) : 502-512.
- Sutela T. & Vehanen T. (2008). Effects of water-level regulation on the nearshore fish community in boreal lakes. *Hydrobiologia*, 613: 13-20.
- Tah L., Joanny T.G., N'Douba V., Kouassi J.N. & Moreau J. (2010). Preliminary estimates of the population parameters of major fish species in Lake Ayamé I (Bia basin; Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Ichthyology*, 26:57-63.
- Tah L., Gooré B.G. & Da Costa K.S. (2012). Length-weight relationships for 36 freshwater fish species from two tropical reservoirs: Ayamé I and Buyo, Côte d'Ivoire. *Revista de Biologia Tropical*, 60 (4): 1847-1856.
- Tatiane M.G., Paulo V.S., Gubiani E.A., Pedro R.L. (2013). Spatial and temporal variations in fish larvae assemblages of Ilha Grande National Park, Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, 22 : 95-105.
- Ter Braak C.J.F. (1987). The analysis of vegetation, environment relationship by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*, 69: 69-77.
- Ter Braak C.J.F. (1988). Partial canonical correspondence analysis. *In: Classification and related methods of data analysis* (Bock H. H., Eds.). North Holland (Amsterdam), 551-558.
- Ter Braak C.J.F. & Smilauer P. (2002). CANOCO reference manual and Canodraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca (New York), 500 p.
- Tiédoúé M.R., Normand E., Diarrassouba A., Tondossama A. & Boesch C. (2015). Etat de conservation du Parc National de Taï : Rapport de suivi écologique, phase 10 (novembre 2014- mai 2015). Rapport OIPR/WCF, Soubré, Côte d'Ivoire, 38 p.
- Tiédoúé M.R., Diarrassouba A. & Tondossama A. (2017). Etat de conservation du Parc National de Taï : Résultats du suivi écologique, Phase 11. Office Ivoirien des Parcs et Réserves/Direction de Zone Sud-ouest. Soubré, Côte d'Ivoire, 37p.
- Tiédoúé M.R., Koné S.S., Diarrassouba A. & Tondossama A. (2018). Etat de conservation du Parc National de Taï : Résultats du suivi écologique, Phase 12. Office Ivoirien des Parcs et Réserves/Direction de Zone Sud-ouest. Soubré, Côte d'Ivoire, 37 p.

- Tiedoué M.R, Koné S.S, Diarrassouba A. & Tondossama A. (2019). Etat de conservation du Parc National de Taï : Résultats du suivi écologique, Phase 13. Office Ivoirien des Parcs et Réserves/Direction de Zone Sud-ouest. Soubré, Côte d'Ivoire, 36 p.
- Traoré K. (1996). Etat des connaissances sur les pêcheries continentales ivoiriennes. Rapport de consultation, Projet F.A.O. TCP, 135 p.
- Traoré K. (1989a). Caractéristique bio-écologique du peuplement ichtyologique du lac de Buyo. Rapport de Recherche, Institut d'Écologie Tropicale (IET), Côte d'Ivoire, 182 p.
- Traoré K. (1989b). Caractéristiques physico-chimiques du Lac de Buyo. Rapport de Recherche, Institut d'Écologie Tropicale (IET), Côte d'Ivoire, 164 p.
- Trewavas E. (1992). Spawning techniques in mouthbrooder : Fertilization in mouthbrooding Cichlids. *ZeehuizenVerduijn Cichlids*, 3 : 93-96.
- Vanga A.F. (1998). Étude socio-économique de la pêche sur le lac de Buyo. Rapport final. Projet de Développement Rural de la Région Forestière Ouest (BAD/FAD, Côte d'Ivoire) : 18-58.
- Vanga A.F. (2001). Conséquences socio-économiques de la gestion des ressources naturelles : cas des pêcheries dans les lacs d'Ayamé et de Buyo (Côte d'Ivoire). Thèse : de doctorat, Université d'Abobo-Adjamé, 196 p.
- Vanga A.F. (2004). Conséquences socio-économiques de l'expulsion des pêcheurs étrangers en Côte d'Ivoire : lacs d'Ayamé et de Buyo. *Revue Européenne des Migrations Internationales*, 20 (1) : 197-205.
- Vanga A.F., Gourène G. & Ouattara M. (2002). Impact de la pêche sur la disponibilité en poissons dans les régions des lacs d'Ayamé et Buyo (Côte d'Ivoire). *Archive scientifique CRO, Abidjan*, 7 (2) : 1-12.
- Villeneuve V., Légaré S., Painchaud J. & Warwick V. (2006). Dynamique et modélisation de l'oxygène dissous en rivière. *Revue des Sciences de l'Eau*, 19(4) : 259-274.
- Vogel J.L. & Beauchamp D.A. (1999). Effects of light, prey size, and turbidity on reaction distances of lake trout (*Salvelinus namaycush*) to salmonid prey. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56 : 1293-1297.
- Welcomme R.L. (1985). River fisheries. FAO fisheries technical paper, 262-330 p.
- Witzel L.D. & Mac Crimmon H.R. (1983). Redd site selection by brook trout and brown trout in south eastern Ontario streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 112 : 760-771.

- Yapo O.B., Mambo V., Sanogo T.A. & Houenou P.V. (2008). Etude Analytique des Caractéristiques Chimiques d'un Lac Eutrophe en Milieu Tropical : La Conductivité comme Indicateur de Trophie du Lac de Buyo (Côte d'Ivoire). *Journal de la Société Ouest Africaine de Chimie*, 25 : 87-108.
- Yté W.A., Kouassi N.C. & Yoro S. (1996). Peuplement zooplanctonique du lac de Buyo (Côte d'Ivoire) : liste faunistique et distribution. *Agronomie Africaine*, 8 (2a) : 143-152.

ANNEXES

RESUME

La présente étude porte sur l'identification et la caractérisation des frayères dans une partie du lac de Buyo incluse dans le Parc National de Taï (Côte d'Ivoire). L'étude a consisté à faire un inventaire des indices de fraie (présence de nids et abondance de l'ichtyoplancton et des alevins, occurrence des stades de maturité sexuelle avancés : stades IV, V et VI) dans 11 sites d'échantillonnage de la zone d'étude. Les variables physiques (profondeur, pente du substrat, température) et chimiques (taux d'oxygène, pH, etc...) ainsi que les caractéristiques des sédiments benthiques (granulométrie) des sites d'échantillonnage ont été évaluées. Au total 32 espèces de poissons ont été capturées dans la zone d'étude. Sur la base des stades de maturité sexuelle, 14 espèces se reproduisent dans la majorité des sites d'étude caractérisée par des substrats sableux. Des nids de *Coptodon zillii* ont été répertoriés dans les zones peu profondes (<40 cm) des sites d'étude. Cette espèce préfère des substrats grossiers (mélange sable gravier) à pente faible (<25°). Concernant l'ichtyoplancton et les alevins, les plus fortes densités ont été obtenues dans les sites ayant de faibles profondeurs des eaux et avec des sédiments dominés par du sable. Par ailleurs, l'analyse de niveau d'eau a montré qu'en période de forte montée des eaux l'abondance des nids de *C. zillii* et aussi celle des œufs et larves de poissons au niveau des berges est à son plus faible niveau.

Mots-clés: site de fraie, stades de maturité sexuelle, œufs, larves, ichtyofaune, lac de Buyo.

ABSTRACT

This study deals with the identification and the characterization of fish spawning grounds in Lake Buyo (Côte d'Ivoire). The study consisted in making an inventory of spawning indices (presence of nests and abundance of ichthyoplankton and fish fry, occurrence of advanced stages of sexual maturity: stages IV, V and VI) in 11 sampling sites of the study area. The physical (depth, slope of the substrate, temperature) and chemical (oxygen level, pH, etc.) variables as well as the characteristics of the benthic sediments (particle size) of the sampling sites were evaluated. A total of 32 species of fish were caught in the study area. Based on the stages of sexual maturity, 14 species reproduce in the majority of study sites which were characterized by sandy substrates. *Coptodon zillii* (Pisces, Cichlidae) nests were identified in the shallow areas (<40 cm) of the study sites. This species prefers coarse substrates (mixture of gravel sand) with a slight slope (<25 °). For fish ichthyoplankton and fingerlings, the highest densities were obtained in sites with shallow water depths and with sediments dominated by sand. Furthermore, water level analysis has shown that during periods of high water levels, the abundance of *C. zillii* nests and also that of fish eggs and larvae at the level of the banks is at its lowest level.

Key-words: spawning ground, sexual maturity stage, egg, larvae, ichthyofauna, Lake Buyo.