



COTUTELLE INTERNATIONALE DE THESE



BURKINA FASO

BENIN

Université Nazi Boni

Université d'Abomey-Calavi

Ecole Doctorale Sciences
Naturelles et Agronomie

Ecole Doctorale Sciences de
la Vie

THÈSE

de

DOCTORAT UNIQUE EN DEVELOPPEMENT RURAL

Option : Systèmes de Productions Forestières

Spécialité : Sciences Halieutiques

Présentée par

Toundji Olivier AMOUSSOU

TITRE

Caractérisation morphologique, génétique et zootechnique des populations naturelles de tilapias *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) et *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852 du Sud du Bénin en vue de leur valorisation dans les systèmes piscicoles



Soutenu le 08 septembre 2017 devant le jury composé de :

Présidente	Chantal Yvette ZOUNGRANA/KABORE	Professeur Titulaire	Université Nazi Boni (Burkina Faso)
Membres	Gustave B. KABRE	Professeur Titulaire	Université Ouaga 1 Pr Joseph KI-ZERBO (Burkina Faso)
	Issaka YOUSAO ABDOU KARIM	Professeur Titulaire	Université d'Abomey-Calavi (Bénin)
	Aboubacar TOGUYENI	Professeur Titulaire	Université Nazi Boni (Burkina Faso)

Dédicaces

Je dédie ce travail à:

- ☞ Dieu tout-Puissant, le commencement et la fin de toute oeuvre humaine, qui m'a béni et protégé tout mon cursus durant ;
- ☞ mon père, E. David AMOUSSOU, dont les bénédictions n'ont cessé de me soutenir ;
- ☞ ma mère, S. Monique K. TOSSOU, pour tous les sacrifices pour moi consentis ;
- ☞ mon "Mon Grand", Olafèmi Nelson, pour qui je serai toujours là ;
- ☞ ma fille, Enagnon Yaëlle, en compensation des absences dont tu as tant souffert ;
- ☞ mon épouse, Windkouni Ina F. SIMPORE, pour ta patience et ton indéfectible soutien.

Remerciements

Au terme de ces recherches, il m'est agréable de remercier très sincèrement toutes les personnes morales ou physiques qui, de quelque manière, y ont contribué.

Je pense particulièrement:

Aux Professeurs Aboubacar TOGUYENI et Issaka YOUSAO ABDOU KARIM, mes Directeurs de thèse, pour la confiance et l'opportunité que vous m'avez donné pour réaliser cette thèse. Vos nombreuses connaissances et expériences dans ce domaine de recherche m'ont guidé depuis la collecte des données au Bénin et ont été pour moi une source inépuisable d'idées et de suggestions pour le parachèvement de ce travail. Recevez mes hommages pour m'avoir motivé à conduire ce travail à terme. Je ne vous serai jamais assez reconnaissant. Que Dieu vous garde et vous rende au centuple tous vos bienfaits à mon égard.

Aux Professeurs Brice SINSIN et Georges Anicet OUEDRAOGO, respectivement Recteur de l'Université d'Abomey-Calavi et Président de l'Université Nazi Boni, pour votre actif soutien et vos sages conseils qui ont aidé à l'aboutissement de cette thèse.

Aux Professeurs Adrien Marie Gaston BELEM, Frédéric LOKO, Adjima THIOMBIANO, Marc KPODEKON, Benoît KOUTINHOIN, Marc Napoléon ASSOGBA et Agathe FANTODJI, pour vos sages conseils et orientations qui ont illuminé cette thèse.

Aux Professeurs Chantal Yvette ZOUNGRANA/KABORE, Gustave B. KABRE, Issaka YOUSAO ABDOU KARIM et Aboubacar TOGUYENI, pour avoir accepté, malgré vos nombreuses occupations, d'examiner ce travail.

Aux Docteurs Valentine C. YAPI-GNAORE et Zakaria BENGALY, respectivement Directrice Générale et Directeur Scientifique du CIRDES, pour m'y avoir facilité mes travaux de recherche.

Aux Docteurs Ibrahim IMOROU TOKO, Thierry DE MEEÛS, Guiguigbaza-Kossigan DAYO et Antoine CHIKOU, pour vos pertinentes contributions à ce travail.

Aux Docteurs Cyrille BOKO, Séré MODOU, Hamidou ILBOUDO, Martin Bienvenu SOMDA, Abel BIGUEZOTON et Inoussa COMPAORE, pour vos diverses aides durant ce travail.

Aux Doyens Eugène DESSOUASSI, Serge AHOUNOU, Mesmin AFFOMASSE, pour toutes les facilités que vous m'avez accordées dans l'exécution de ce travail.

Aux sieurs Marc BOSSOU, Mivice BRAVO, Souleymane SYLLA, Maurice KONKOBO, Saïdou SANTI, Aboubacar SOURABIE, Marc KABOUL, Arsène HOUSSOU, Belfrid DJIHOUESSI et Thierry AGBLONON, pour toute aide reçue durant la réalisation cette thèse.

Aux Demoiselles Rokyatou SISSAO, Chérita ASSAOU et Sabine VINANKPON, pour les aides et soutiens multiformes.

Ce travail a été financé par le projet PAES/Tilapia de l'UEMOA, le projet HAAGRIM de l'Union Européenne, la bourse SCAC du Gouvernement de France et la bourse de l'IFS.

Table des matières

Liste des sigles et des abréviations -----	x
Résumé -----	xi
Abstract -----	xii
Liste des tableaux -----	xiii
Liste des figures-----	xvi
INTRODUCTION GENERALE-----	1
1. Contexte et justification de la recherche-----	2
2. Problématiques de la recherche -----	6
3. Objectifs et organisation de la thèse -----	8
PREMIERE PARTIE: ETAT DES CONNAISSANCES-----	10
CHAPITRE 1 : Etat des connaissances sur la biologie des tilapias <i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) et <i>Sarotherodon melanotheron</i> Rüppell, 1852-----	11
1. INTRODUCTION-----	11
2. BIOLOGIE ET ECOLOGIE DES TILAPIAS-----	12
2.1. Systématique -----	12
2.2. Exigences physico-chimiques-----	13
2.3. Habitat et distribution -----	15
2.4. Régime alimentaire et nutritionnel -----	15
2.5. Reproduction -----	16
2.6. Caractéristiques morphologiques -----	18
2.7. Croissance -----	19
2.8. Importance aquacole des tilapias -----	21
3. CONCLUSION -----	23
CHAPITRE 2 : Etat des connaissances sur les caractéristiques génétiques des tilapias -----	24
1. INTRODUCTION-----	24
2. PRODUCTION DE POPULATIONS MONOSEXES -----	25
a. Hybridation-----	26
b. Gynogénèse-----	26
c. Androgénèse-----	27

3.	DETERMINISME DU SEXE -----	27
4.	CONCEPTS DE GENETIQUE EVOLUTIVE ET DES POPULATIONS-----	28
5.	PHYLOGEOGRAPHIE ET PHYLOGENETIQUE -----	29
6.	GESTION DES POPULATIONS OU DES STOCKS -----	30
7.	SEQUENÇAGE ET CARTOGRAPHIE DU GENOME -----	30
8.	OUTILS DE CARACTERISATION GENETIQUE-----	31
a.	ADNmt (ADN mitochondrial)-----	34
b.	Allozymes -----	35
c.	RAPD (Random Amplified Polymorphic DNA)-----	36
d.	RFLP (Restriction Fragment Length Polymorphism) -----	36
e.	AFLP (Amplified Fragment Length Polymorphism) -----	37
f.	SSR ou VNTR (Microsatellites)-----	37
g.	VNTR (Minisatellites) -----	39
h.	EST (Expressed Sequence Tags) -----	39
i.	SSCP (Single-Strand Conformation Polymorphism) -----	40
j.	SNP (Single Nucleotide Polymorphism) -----	40
k.	Indels (Insertions/délétions)-----	41
9.	PARAMETRES INFLUENÇANT L'ANALYSE GENETIQUE DES TILAPIAS	42
a.	Allèles nuls -----	42
b.	Dropout allélique -----	42
c.	Stuttering-----	43
d.	Effet Wahlund-----	43
e.	Superdominance -----	44
f.	Endogamie-----	44
10.	CONCLUSION -----	45

**DEUXIEME PARTIE : SITUATION DES REPEULEMENTS DES PLANS D'EAUX
DU BENIN -----46**

1.	INTRODUCTION-----	47
2.	MATERIEL ET METHODES-----	48
3.	RESULTATS -----	49
3.1.	Profil des pêcheurs -----	49
3.2.	Caractéristiques des différents programmes de repeuplement-----	52
3.3.	Impacts des programmes de repeuplement sur les ressources halieutiques----	56

3.4.	Introduction des poissons d'aquaculture en cage ou en enclos dans le milieu naturel	58
4.	DISCUSSION	60
5.	CONCLUSION	62

TROISIEME PARTIE : CARACTERISATION MORPHOLOGIQUE DES POPULATIONS-----**64**

1.	INTRODUCTION	65
2.	MATERIEL ET METHODES	67
2.1.	Provenance des poissons	67
2.2.	Caractérisation des habitats de pêche	67
2.3.	Organisation de la collecte des données	69
2.4.	Traitement des données	72
2.5.	Analyses statistiques	72

CHAPITRE 1 : Analyse des paramètres morphologiques des populations sauvages d'*Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) des trois bassins hydrographiques du Sud du Bénin-----**73**

1.	PREAMBULE	73
2.	RESULTATS	73
2.1.	Paramètres physico-chimiques	73
2.2.	Distribution des individus échantillonnés par classe de tailles	76
2.3.	Croissance relative et facteur de condition	76
2.4.	Paramètres métriques et pondéraux	78
2.5.	Paramètres méristiques	79
2.6.	Corrélations entre les paramètres méristiques	83
2.7.	Analyse multivariée des paramètres métriques et méristiques	84
3.	DISCUSSION	86
3.1.	Relation entre l'environnement et les paramètres morphologiques chez <i>Oreochromis niloticus</i>	86
3.2.	Variabilité morphométrique intra et inter population chez <i>Oreochromis niloticus</i>	87
4.	CONCLUSION	89

CHAPITRE 2 : Diversité morphologique des populations sauvages de *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852 du Sud du Bénin-----90

1. PREAMBULE -----	90
2. RESULTATS -----	90
2.1. Qualité physico-chimique de l'eau -----	90
2.2. Analyse multivariée des paramètres physico-chimiques-----	93
2.3. Répartition des individus échantillonnés par classe de tailles -----	94
2.4. Relation longueur standard-hauteur du corps (LS-HC) -----	95
2.5. Relation longueur totale-poids (TL-PT)-----	95
2.6. Facteur de condition (K)-----	96
2.7. Paramètres métriques et pondéraux -----	97
2.8. Paramètres méristiques -----	100
2.9. Corrélations entre paramètres méristiques -----	102
2.10. Analyse multivariée des paramètres métriques et méristiques-----	104
3. DISCUSSION-----	105
4. CONCLUSION -----	108

QUATRIEME PARTIE : DIVERSITE ET STRUCTURATION GENETIQUES DES POPULATIONS DE *OREOCHROMIS NILOTICUS* ET DE *SAROTHERONDON MELANOTHERON*-----109

1. INTRODUCTION-----	110
2. MATERIEL ET METHODES-----	111
2.1. Matériel de laboratoire -----	111
2.2. Extraction de l'ADN génomique-----	111
2.3. Quantification de l'ADN par spectrophotométrie -----	111
2.4. Sélection des marqueurs microsatellites -----	112
2.5. Détermination des conditions optimales d'amplification -----	113
2.6. Génotypage-----	113
2.7. Ré-arrangement des plaques -----	114
2.8. Migration des produits PCR-----	116
2.9. Analyses des profils de la migration -----	116
2.10. Analyse des données -----	116

**CHAPITRE 1 : Diversité et structure génétiques des populations “sauvages”
d'*Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) du Sud du Bénin ----- 119**

1. PREAMBULE -----	119
2. RESULTATS -----	120
2.1. Identification du déséquilibre de liaison-----	120
2.2. <i>F</i> -Statistiques de Wright par locus -----	121
2.3. Variabilité génétique -----	123
2.4. Structure hiérarchique de la population -----	123
2.5. Isolement par la distance -----	123
2.6. Effectifs efficaces -----	124
2.7. Regroupement génétique des populations-----	125
2.8. Relations entre génotypes et température et entre génotypes et paramètres morphométriques -----	127
3. DISCUSSION-----	129
4. CONCLUSION -----	130

**CHAPITRE 2: Diversité et structure génétiques des populations “sauvages” de
Sarotherodon melanotheron Rüppell, 1852 du Sud du Bénin----- 131**

1. PREAMBULE -----	131
2. RESULTATS -----	131
2.1. Déséquilibre de liaison-----	131
2.2. <i>F</i> -Statistiques de Wright-----	133
2.3. Variabilité génétique -----	137
2.4. Structure hiérarchique de la population-----	138
2.5. Isolement par la distance entre les sites d'échantillonnage-----	139
2.6. Effectifs efficaces-----	140
2.7. Groupement génétique -----	141
2.8. Relations génotype - salinité et génotype - morphométrie -----	145
3. DISCUSSION-----	146
4. CONCLUSION -----	149

**CINQUIEME PARTIE : ANALYSE DE L'INFLUENCE DU PLAN D'EAU D'ORIGINE
SUR LES CARACTERISTIQUES ZOOTECHNIQUES DES POPULATIONS----- 150**

1. INTRODUCTION-----	151
2. MATERIEL ET METHODES-----	153
2.1. Dispositif expérimental-----	153
2.2. Nourrissage et contrôles-----	154
2.3. Calculs et paramètres physico-chimiques-----	154
2.4. Détermination de la biomasse des microalgues-----	155
2.5. Détermination de l'abondance du plancton-----	155
2.6. Détermination des paramètres de reproduction-----	156
2.7. Analyses statistiques-----	158

**CHAPITRE 1 : Evaluation des paramètres zootechniques des populations sauvages
d'*Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) du Sud Bénin élevées dans des bassins en béton
----- 159**

1. PREAMBULE-----	159
2. RESULTATS-----	159
2.1. Qualité biologique de l'eau d'élevage-----	159
2.2. Qualité physico-chimique de l'eau d'élevage-----	161
2.3. Effet du plan d'eau, du sexe et de l'âge à la pêche expérimentale sur les caractéristiques zootechniques d' <i>Oreochromis niloticus</i> -----	161
2.4. Relation entre les paramètres zootechniques-----	165
2.5. Analyse multivariée-----	168
2.6. Croissance relative et paramètres de reproduction-----	169
3. DISCUSSION-----	171
3.1. Qualité physico-chimique et biologique de l'eau d'élevage-----	171
3.2. Performances zootechniques d' <i>Oreochromis niloticus</i> -----	173
4. CONCLUSION-----	175

**CHAPITRE 2 : Evaluation des paramètres zootechniques et reproductifs des
populations sauvages de *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852 du Sud Bénin élevé
en captivité----- 176**

1. PREAMBULE-----	176
2. RESULTATS-----	176
2.1. Caractéristiques de l'eau d'élevage-----	176

2.2.	Influence du plan d'eau, du sexe et de l'âge à la pêche expérimentale sur les caractéristiques zootechniques de <i>Sarotherodon melanotheron</i> -----	179
2.3.	Corrélation entre les paramètres zootechniques -----	181
2.4.	Analyse multivariée basée sur les paramètres zootechniques -----	185
2.5.	Croissance relative et paramètres de reproduction -----	186
3.	DISCUSSION-----	189
4.	CONCLUSION -----	191
SIXIEME PARTIE : DISCUSSION GENERALE -----		192
1.	DISCUSSION GENERALE -----	193
1.1.	Interaction entre l'environnement et la morphologie des tilapias -----	193
1.2.	Facteurs influençant l'analyse de la diversité et de la structure génétique des tilapias	195
1.3.	Variabilité zootechnique des populations de tilapia-----	197
2.	CONCLUSION GENERALE-----	200
3.	PERSPECTIVES ET QUELQUES ELEMENTS DE REFLEXION POUR LA VALORISATION DES ACQUIS DE LA RECHERCHE-----	201
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES-----		202
ANNEXES -----		229
Annexe 1: Synthèse des analyses Micro-Cheker pour <i>Oreochromis niloticus</i> -----		229
Annexe 2: Synthèse des analyses Micro-Cheker pour <i>Sarotherodon melanotheron</i> ----		234
Annexe 3: Liste des articles -----		239

Liste des sigles et des abréviations

ADN	: Acide DésoxyriboNucléique
AFLP	: Amplified Fragment Length Polymorphism
AquaDeD	: Aquaculture et Développement Durable
DPH	: Direction de la Production Halieutique
EST	: Expressed Sequence Tags
CIRDES	: Centre International de Recherche-Développement sur l'élevage en zone Subhumide
CREDI	: Centre Régional de Recherche et d'Education pour un Développement Intégré
FAO	: Food and Agriculture Organisation
FIDA	: Fonds International de Développement Agricole
IFS	: International Foundation for Science
Indels	: Insertions/deletions
JICA	: Japan International Cooperation Agency
MAEP	: Ministère de l'Agriculture, de l'Elevage et de la Peche
OMD	: Objectif du Millénaire pour le Développement
ONG	: Organisation Non Gouvernementale
PAES	: Projet d'Appui à l'Enseignement Supérieur
PADA	: Projet d'Appui à la Diversification Agricole
PCR	: Polymerase Chain Reaction
PROVAC	: Projet de Vulgarisation de l'Aquaculture Continentale
RAPD	: Random Amplified Polymorphic DNA
RFLP	: Restriction Fragment Length Polymorphism
SCAC	: Service de Coopération et d'Action Culturelle
SSCP	: Single-Strand Conformation Polymorphism
SNP	: Single Nucleotide Polymorphism
SSR	: Simple Sequence Repeat
VTR	: Variable Number Tandem Repeat
UEMOA	: Union Economique et Monétaire Ouest Africaine
WFP	: World Food Programme

Résumé

Le développement de souches locales performantes des tilapias *Oreochromis niloticus* et de *Sarotherodon melanotheron* et adaptées à une gamme variée d'environnements (eaux douces et saumâtres) est la condition fondamentale pour un développement durable de l'aquaculture au Bénin. Cela nécessite d'abord une meilleure connaissance des populations de ces deux espèces. Cette étude vise à faire un état des lieux des caractéristiques morphologiques, génétiques et zootechniques des populations naturelles de ces tilapias afin non seulement d'améliorer leur production et leur productivité mais aussi de donner des pistes pour une conservation durable de leur diversité. Pour ce faire, les données morphométriques, génétiques et zootechniques de leurs populations naturelles du Sud Bénin ont été collectées et analysées afin de proposer des stratégies de valorisation. Ceci a été précédé d'un état des lieux des diverses campagnes de repeuplement effectuées au Bénin au regard de leur impact sur la diversité génétique des espèces. Les investigations prospectives et retrospectives menées auprès de 174 pêcheurs et 36 pisciculteurs ont permis de noter que les alevins ont été les plus utilisés en comparaison avec les fingerlings. Des impacts d'ordre environnemental, génétique et économique ont été observés par les différents acteurs. Les empoissonnements réalisés ont permis d'améliorer les revenus de certains pêcheurs. Des analyses morphométriques, deux groupes ont été identifiés chez les deux espèces: fleuve Ouémé vs fleuve Couffo + lac Toho pour *Oreochromis niloticus* et fleuve Ouémé + lac Nokoué vs lagune de Grand-Popo + lac Toho pour *Sarotherodon melanotheron*. Les analyses génétiques ont indiqué de forts et significatifs déséquilibres de liaison entre les loci testés. Les F_{IS} pour la plupart des loci ont été significativement supérieures à zéro indiquant un déficit global en hétérozygotes dans toutes les populations. Les différentes populations sont génétiquement isolées avec l'éloignement géographique. Cependant, les migrations des individus de ces poissons à travers le système lagunaire d'une part, les campagnes de repeuplement et les introductions de nouvelles espèces d'autre part, fragilisent leur diversité. Dans l'ensemble, les variables environnementales (température et salinité) et la plupart des paramètres morphométriques ont été faiblement corrélés aux génotypes observés ($p > 0,05$). En milieu d'élevage, les individus d'*Oreochromis niloticus* ont été plus performants que ceux de *Sarotherodon melanotheron* avec des poids moyens finaux de 66,78 g vs 30,13 g, des taux de croissance journaliers de 1,42 g/jour vs 0,32 g/jour et des rendements de 10,62 g/m² vs 2,4 g/m². Toutefois, les paramètres zootechniques ont été globalement influencés par l'origine sauvage et géographique des individus des deux espèces.

Mots clés: Bénin, tilapia, caractérisation génétique, aquaculture, microsattellites, morphométrie.

Abstract

The development of efficient local strains of tilapias *Oreochromis niloticus* and *Sarotherodon melanotheron* adapted to a varied range of environments (fresh and brackish waters) is the fundamental condition for the sustainable development of aquaculture in Benin. This requires, first of all, a better knowledge of the populations of these two species. This study aims to make an inventory of the morphological, genetic and zootechnical characteristics of the natural populations of these tilapias in order not only to improve their production and their productivity but also to provide a basis for a sustainable conservation of their diversity. To this end, morphometric, genetic and zootechnical data from their natural populations in southern Benin have been collected and analyzed in order to propose valuation strategies. This was preceded by an inventory of the various restocking campaigns carried out in Benin with regard to their impact on the genetic diversity of the species. The prospective and retrospective investigations carried out with 174 fishermen and 36 fish farmers made it possible to note that the fry were the most used in comparison with fingerlings. Environmental, genetic and economic impacts have been observed by the different actors. The restocking activities have improved the incomes of some fishermen. Morphometric analyzes revealed two groups: Ouémé river vs Couffo river + lake Toho for *Oreochromis niloticus* and Ouémé river + lake Nokoué vs Grand-Popo lagoon + lake Toho for *Sarotherodon melanotheron*. Genetic analyzes indicated high and significant linkage disequilibrium between the loci tested. F_{IS} for most loci were significantly higher than zero indicating an overall heterozygous deficit in all populations. The different populations are genetically isolated with geographical remoteness. However, these fish individuals' migrations through the lagoon system on one hand, fish restocking campaigns and new species' introduction on the other hand, weaken their diversity. Overall, environmental variables (temperature and salinity) and most of morphometric parameters were weakly correlated with the observed genotypes ($p > 0.05$). In aquaculture environments, *Oreochromis niloticus*'s individuals performed better than those of *Sarotherodon melanotheron* with final average weights of 66.78 g vs 30.13 g, daily weight gains of 1.42 g/day vs 0.32 g/day and yields of 10.62 g/m² vs 2.4 g/m². However, the zootechnical parameters were globally influenced by the wild and geographic origin of the individuals of the two species.

Key words: Bénin, tilapia, genetic characterization, aquaculture, microsatellites, morphometry.

Liste des tableaux

Tableau I: Position systématique de <i>Oreochromis niloticus</i> et <i>Sarotherodon melanotheron</i>	12
Tableau II: Comparaison de la tolérance de <i>Oreochromis niloticus</i> et <i>Sarotherodon melanotheron</i> par rapport aux paramètres physico-chimiques classiques de l'eau.	14
Tableau III: Caractéristiques et applications des différents marqueurs.	33
Tableau IV: Groupes ethniques des pêcheurs.	51
Tableau V: Caractéristiques des différentes campagnes de repeuplement.	54
Tableau VI: Issue des repeuplements et différences entre les performances des poissons introduits et ceux d'avant ou d'après introduction.	55
Tableau VII: Impacts des empoisonnements sur les ressources halieutiques et le revenu des pêcheurs.	57
Tableau VIII: Introduction des poissons d'aquaculture dans le milieu naturel.	59
Tableau IX: Caractéristiques des sites d'échantillonnage.	68
Tableau X: Mensurations effectuées sur chaque spécimen et leurs descriptions.	70
Tableau XI: Nombre d'individus échantillonnés par plan d'eau.	71
Tableau XII: Equations et coefficients de détermination (R^2) des relations LS-HC par sexe en relation avec les plans.	77
Tableau XIII: Facteurs de condition (K) enregistré par plan d'eau et sexe.	77
Tableau XIV: Equations et coefficients de détermination (R^2) des relations LT-PT selon le sexe des échantillons et par rapport aux plans d'eau.	78
Tableau XV: Paramètres métriques et pondéraux selon la période d'échantillonnage et plan d'eau.	80
Tableau XVI: Paramètres métriques et pondéraux selon le sexe.	81
Tableau XVII: Caractéristiques méristiques par plan d'eau.	82
Tableau XVIII: Comptages méristiques en fonction du sexe du poisson.	83
Tableau XIX: Corrélations entre les différents paramètres méristiques de <i>Oreochromis niloticus</i>	84
Tableau XX: Paramètres physico-chimiques par plan d'eau en fonction du moment de la journée et de la période hydrobiologique.	92
Tableau XXI: Equations et coefficients de détermination des relations LS-HC par sexe dans les plans d'eau échantillonnés.	95

Tableau XXII: Equations et coefficients de détermination des relations LT-PT par sexe.....	96
Tableau XXIII: Coefficient de condition (K) par plan d'eau en fonction du sexe.	97
Tableau XXIV: Paramètres métriques et pondéraux par période hydrobiologique d'échantillonnage, par plan d'eau et par sexe.	99
Tableau XXV: Caractéristiques méristiques par plan d'eau et par sexe.	101
Tableau XXVI: Corrélations entre les paramètres méristiques de <i>Sarotherodon melanotheron</i>	103
Tableau XXVII: Equipements, matériels, solutions et réactifs utilisés.	112
Tableau XXVIII: Composition du Mix pour la PCR.....	113
Tableau XXIX: Description des marqueurs microsatellites utilisés.	115
Tableau XXX: Emplacement des sites d'échantillonnage à partir des bassins hydrographiques du Bénin méridional.....	119
Tableau XXXI: Tests de déséquilibre de liaison des paires significatives de loci et ajustement de Bonferroni.	121
Tableau XXXII: Richesse allélique (R) et estimateur non biaisé de la diversité génétique de Nei (H_S) par locus.	123
Tableau XXXIII: Effectif efficace des populations avec l'intervalle de confiance à 95% obtenu par l'approche sous déséquilibre de liaison à l'aide de NeEstimator et le taux de croisements frères-soeurs estimé (b) par population.....	125
Tableau XXXIV: Relation entre la température de l'eau et les génotypes et entre les paramètres morphométriques et les génotypes, estimée à partir des méthodes de régression et de Mantel.	128
Tableau XXXV: Caractéristiques des sites d'échantillonnage.	131
Tableau XXXVI: Paires significatives de loci pour le déséquilibre de liaison et ajustement de Bonferroni.	132
Tableau XXXVII: Paires significatives de loci pour le déséquilibre de liaison et l'ajustement de Bonferroni sans les loci aberrants.	133
Tableau XXXVIII: Estimateur non biaisé de la diversité génétique (H_S) de Nei et richesse allélique (R) par locus.	138
Tableau XXXIX: Effectif efficace des populations avec l'intervalle de confiance à 95% obtenu par l'approche de déséquilibre de liaison sous NeEstimator et le taux de croisements frères-soeurs (b) estimé par population.....	141
Tableau XL: Relation entre la salinité et la distance génétique et entre la morphométrie et la distance génétique, calculée à partir des méthodes de régression et de Mantel.	146

Tableau XLI: Composition des aliments commerciaux (Skretting®) utilisés durant l'expérimentation.....	154
Tableau XLII: Calcul des paramètres zootechniques.	157
Tableau XLIII: Echelle de maturation des gonades	158
Tableau XLIV: Paramètres physico-chimiques en fonction du moment de la journée et de la période post-alevinage.	162
Tableau XLV: Corrélation entre les paramètres physico-chimiques du matin et du soir	163
Tableau XLVI: Paramètres zootechniques par plan d'eau, sexe et âge à la pêche expérimentale.	164
Tableau XLVII: Corrélation entre les caractéristiques zootechniques de <i>Oreochromis niloticus</i>	167
Tableau XLVIII: Relations poids-longueur des individus d' <i>Oreochromis niloticus</i>	170
Tableau XLIX: Paramètres physico-chimiques de l'eau selon le moment de la journée et la période post-alevinage.	178
Tableau L: Corrélation entre les paramètres physico-chimiques dans la matinée et dans la soirée	179
Tableau LI: Paramètres zootechniques par plan d'eau, sexe et âge à la pêche expérimentale.	180
Tableau LII: Corrélation entre les paramètres zootechniques des individus de <i>Sarotherodon melanotheron</i> du lac Nokoué et du lac Toho	183
Tableau LIII: Corrélation entre les paramètres zootechniques des individus de <i>Sarotherodon melanotheron</i> de la lagune de Grand-Popo.....	184
Tableau LIV: Paramètres des relations poids-longueur de <i>Sarotherodon melanotheron</i>	187

Liste des figures

Figure 1: Répartition géographique des potentialités aquacoles du Bénin.....	3
Figure 2: Statistiques des productions halieutiques et importations des poissons congelés au cours de cette décennie.	4
Figure 3: Le Bénin et son réseau hydrographique.	8
Figure 4: <i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) et <i>Sarotherodon melanotheron</i> Rüppell, 1852.....	12
Figure 5: Répartition géographique de <i>Oreochromis niloticus</i> et de <i>Sarotherodon melanotheron melanotheron</i>	15
Figure 6: Karyogrammes d' <i>Oreochromis niloticus</i> et de <i>Sarotherodon melanotheron</i>	28
Figure 7: Carte de liaisons génétiques de la descendance (hybride) F ₂ issue du croisement entre <i>Oreochromis niloticus</i> et <i>Oreochromis aureus</i>	32
Figure 8: Evolution des tonnages de tilapias de la pêche et de l'aquaculture mondiales	23
Figure 9: Profil des pêcheurs	50
Figure 10: Mensurations effectuées sur chaque spécimen.....	71
Figure 11: Carte du réseau hydrographique du Bénin montrant la situation géographique des sites échantillonnés.	73
Figure 12: AFC basée sur les paramètres physico-chimiques en fonction du moment de la journée.....	74
Figure 13: Paramètres physico-chimiques par plan d'eau selon le moment de la journée et la période hydrobiologique	75
Figure 14: Classification numérique basée sur les facteurs physico-chimiques, montrant les proximités des populations d' <i>Oreochromis niloticus</i> selon le moment de la journée.....	75
Figure 15: Distribution des tailles des poissons des cours d'eau échantillonnés.	76
Figure 16: AFC basée sur les variables métriques et méristiques	85
Figure 17: Dendrogramme basé sur les variables métriques et méristiques.....	85
Figure 18: Carte du réseau hydrographique du Sud du Bénin, montrant l'emplacement géographique des sites d'échantillonnage.	90
Figure 19: AFC basée sur des variables physico-chimiques en fonction du moment de la journée.....	93
Figure 20: Classification numérique basée sur les facteurs physico-chimiques, montrant les proximités entre les populations de <i>Sarotherodon melanotheron</i> en fonction du moment de la journée.....	94

Figure 21: Distribution des tailles de poissons dans les cours d'eau échantillonnés.	94
Figure 22: AFC basée sur les variables métriques et méristiques	104
Figure 23: Dendrogrammes (méthode de Ward) basés sur les variables métriques et méristiques	105
Figure 24: Dosage de l'ADN sur Nanodrop 2000 et analyse de l'image de gel sur l'ordinateur après migration sur le séquenceur.....	116
Figure 25: Bassins hydrographiques du Sud du Bénin montrant les neuf sites d'échantillonnage	120
Figure 26: Valeurs moyennes du F_{IS} et du F_{ST} par locus et intervalle de confiance ($F_{IS} \pm t_{n-1,\alpha} * SE$; $F_{ST} \pm t_{n-1,\alpha} * SE$) obtenus pour les microsatellites d' <i>Oreochromis niloticus</i>	122
Figure 27: Corrélation entre le F_{IS} et les données manquantes et entre les fréquences des allèles nuls (2ème méthode de Brookfield (1996)) et les données manquantes par locus et site d'échantillonné.	122
Figure 28: Représentation de l'isolement par la distance entre les sites échantillonnés.	124
Figure 29: Amplitude des ΔK en fonction des k -values calculées à partir de tous les 15 loci.	126
Figure 30: Arbre 'Neighbor-Joining tree (NJtree)' d'individus d' <i>Oreochromis niloticus</i> basé sur la matrice des distances de corde de Cavalli-Sforza et Edwards entre les profils des microsatellites.	126
Figure 31: Regroupement bayésien des populations obtenu avec différentes k -values.....	127
Figure 32: Valeurs moyennes du F_{IS} et du F_{ST} par locus et intervalle de confiance ($F_{IS} \pm t_{n-1,\alpha} * SE$; $F_{ST} \pm t_{n-1,\alpha} * SE$) obtenus pour tous les 15 microsatellites testés pour <i>Sarotherodon melanotheron</i>	134
Figure 33: Valeurs moyennes du F_{IS} et du F_{ST} par locus et intervalle de confiance ($F_{IS} \pm t_{n-1,\alpha} * SE$; $F_{ST} \pm t_{n-1,\alpha} * SE$) obtenus pour tous les 15 microsatellites testés pour <i>Sarotherodon melanotheron</i> après retrait des loci aberrants.	135
Figure 34: Corrélation entre le F_{IS} et les données manquantes par locus et site d'échantillonnage	136
Figure 35: Corrélation entre les fréquences des allèles nuls (2 ^{ème} méthode de Brookfield (1996)) et les données manquantes par locus et site d'échantillonnage	137
Figure 36: Représentation de l'isolement par la distance sur l'ensemble des sites et par zone.	139
Figure 37: Représentation de l'isolement par la distance sur l'ensemble des sites et par zone sans les loci outliers.	140
Figure 38: Magnitude de ΔK en fonction des k -values.....	142

Figure 39: Analyse factorielle des correspondances d'individus sauvages de <i>Sarotherodon melanotheron</i> des quatre zones.....	143
Figure 40: Structure génétique basée sur la méthode bayésienne avec différentes <i>k</i> -values calculées à partir de tous les 15 loci.....	144
Figure 41: Structure génétique basée sur la méthode bayésienne avec différentes <i>k</i> -values calculées sans les loci aberrants.....	145
Figure 42: Vue partielle de la station d'élevage et du dispositif d'élevage.....	153
Figure 43: Concentration en chlorophylle «a» au niveau de chaque bassin d'élevage.....	160
Figure 44: Diversité et abondance des planctons.....	160
Figure 45: ACP basée sur les paramètres zootechniques de <i>Oreochromis niloticus</i>	168
Figure 46: Dendrogramme indiquant la proximité entre les populations d' <i>Oreochromis niloticus</i>	168
Figure 47: Rapport gonado-somatique, indice gonado-somatique et le rapport taille-poids des gonades des individus d' <i>Oreochromis niloticus</i> à la fin de l'expérience.....	169
Figure 48: Stade de maturité sexuelle des individus d' <i>Oreochromis niloticus</i> à la fin de l'expérience.	171
Figure 49: Concentration en chlorophylle «a» au niveau de chacun des bassins d'élevage.....	177
Figure 50: Abondance des planctons par bassin et par espèce ou groupe.....	177
Figure 51: ACP basée sur les paramètres zootechniques de <i>Sarotherodon melanotheron</i>	185
Figure 52: Dendrogramme montrant la proximité entre les populations de <i>Sarotherodon melanotheron</i>	186
Figure 53: Rapport gonado-somatique, indice gonado-somatique et le rapport taille-poids des gonades des individus de <i>Sarotherodon melanotheron</i> à la fin de l'expérience.....	188
Figure 54: Stade de maturité sexuelle des individus selon le plan d'eau d'origine, à la fin de l'expérience.	188

▪

INTRODUCTION GENERALE

1. Contexte et justification de la recherche

L'atteinte de l'autosuffisance alimentaire constitue un défi majeur pour les pays en développement en l'occurrence ceux de l'Afrique. Ce défi constitue le premier Objectif du Millénaire pour le Développement (OMD1) portant sur la pauvreté et la sécurité alimentaire (FAO, 2011). En Afrique de l'Ouest, 33,7 millions de personnes sont encore sous-alimentées avec une prévalence (de sous-alimentation) estimée à 9,6% (FAO-FIDA-WFP, 2015). Dans cette situation, la croissance de la demande en protéines d'origine halieutiques devrait se poursuivre au cours des prochaines années. En outre, la croissance démographique et l'augmentation des revenus, auxquelles viennent se greffer l'urbanisation et la diversification des régimes alimentaires, devraient donc engendrer une demande supplémentaire de produits d'origine animale (notamment de poisson) dans les pays en développement (FAO, 2014). Le secteur de la pêche et de l'aquaculture doit ainsi répondre à des priorités telles que la sécurité alimentaire et la lutte contre la pauvreté tout en assurant la durabilité environnementale.

Le Bénin (6°15' et 12°25' de latitude nord et entre 0°45' et 4°00 de longitude est) est constitué de huit zones agro écologiques au sein desquelles se développent diverses activités de productions végétales, animales, halieutiques et forestières. Parmi ces activités, les productions animales et halieutiques contribuent à la couverture des besoins de la population en protéines d'origine animale. Dans la région septentrionale du Bénin caractérisée par un climat de type soudanien favorable à l'élevage des bovins, la viande bovine est la principale source d'approvisionnement en protéines animales (CountryStat/Benin, 2016). Par contre, au Sud du Bénin où le climat de type méridional est propice à l'exubérance des galeries forestières, l'élevage des bovins est fortement limité par la trypanosomose animale et l'absence de pâturage (CountryStat/Benin, 2016). De ce fait, la couverture en protéines animales y est essentiellement assurée par les produits halieutiques dont la production est favorisée par la présence de nombreux cours d'eau (Bossou, 2013). Plus de 90% des exploitations piscicoles béninoises sont concentrés dans la zone méridionale au Sud du pays (Figure 1). En effet, les exploitations piscicoles sont particulièrement nombreuses dans les départements de l'Atlantique et de l'Ouémé (MAEP/JICA, 2010).

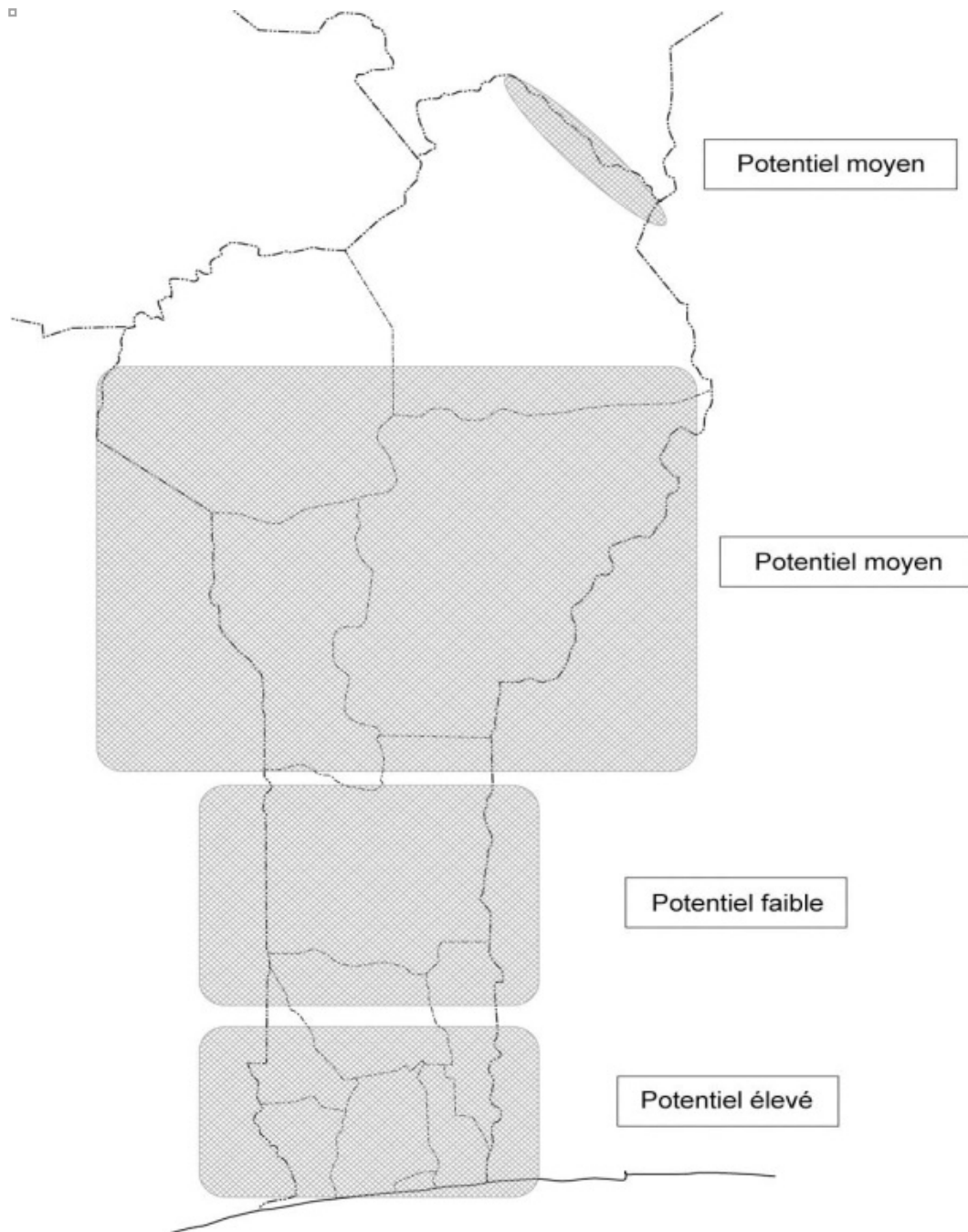


Figure 1: Répartition géographique des potentialités aquacoles du Bénin (PACODER, 2009).

Les potentialités aquacoles du Bénin sont énormes et sont favorisées par la présence de nombreux cours d'eau. En effet, le pays dispose d'une façade maritime d'environ 121 km que jouxtent une série de lagunes d'environ 333 km² et de nombreux cours, plans et retenues d'eau (MAEP, 2007). Trois sous secteurs d'importance inégale, caractérisent le régime d'exploitation du secteur des pêches au Bénin. Il s'agit de la pêche maritime artisanale, de la pêche maritime industrielle et de la pêche continentale. La pêche continentale fournit 72,22% des captures contre 22,6% pour la pêche maritime artisanale, 1,24% pour la pêche maritime industrielle et 3,94% pour la pêche thonière (DPH, 2016). Les pêches de captures sont restées relativement stables durant cette dernière décennie (Figure 2), ce qui témoigne de l'état de surexploitation intense des ressources aquatiques. Quant à la production aquacole, elle est essentiellement

Introduction générale

assurée par l'aquaculture continentale, la mariculture étant presque inexistante. L'aquaculture continentale reste peu pratiquée avec seulement 931 exploitations piscicoles pour une production moyenne de 159 tonnes de poissons (MAEP/JICA, 2010). Cette dernière décennie, la production aquacole a timidement évolué. En effet, l'aquaculture continentale a produit en moyenne 418,04 tonnes de poissons entre 2005 et 2012 et 139.857 tonnes entre 2013 et 2015 (Figure 2).

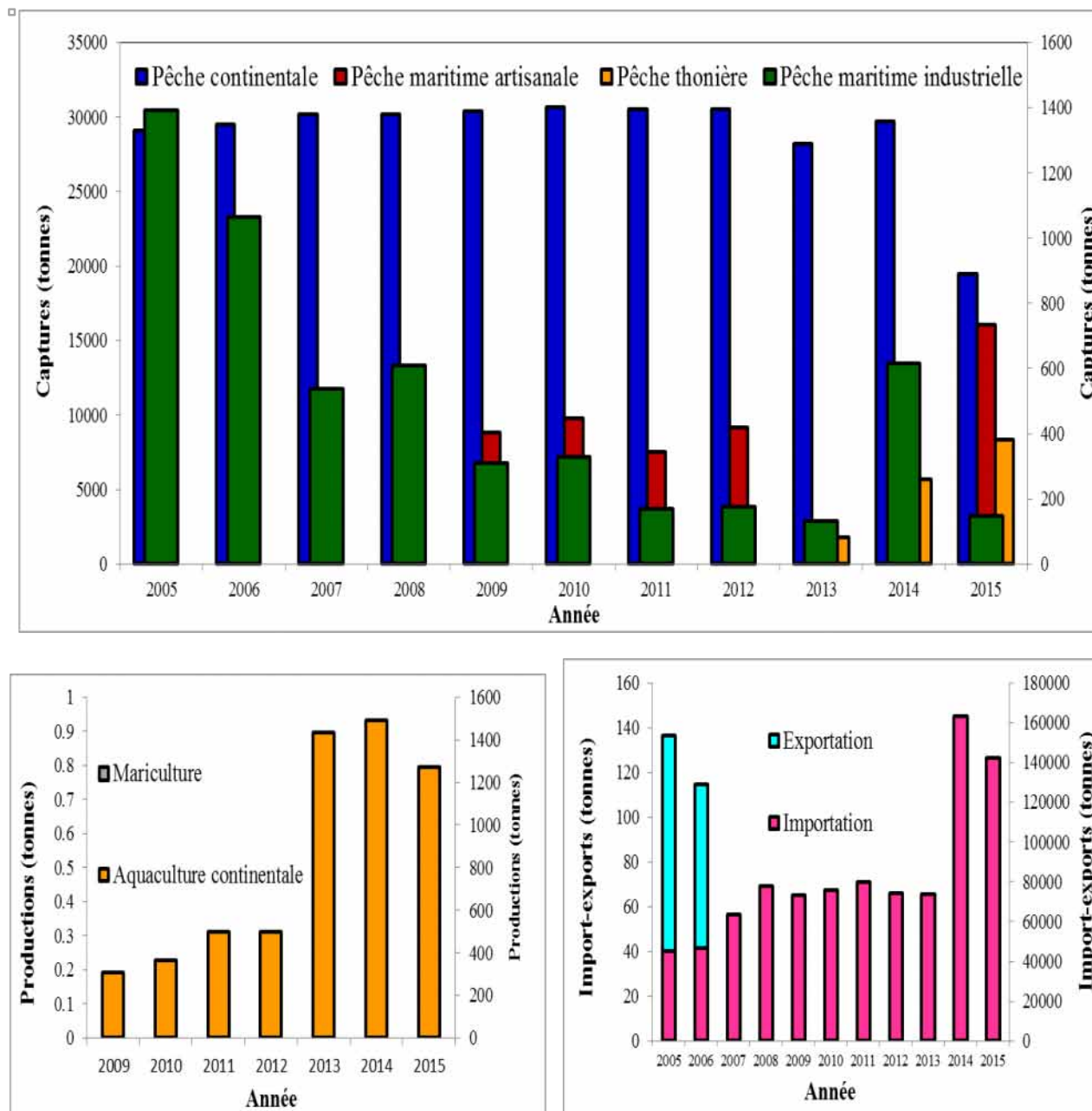


Figure 2: Statistiques des productions halieutiques et importations des poissons congelés au cours de cette décennie (DPH, 2016).

Les productions enregistrées entre 2013 et 2015 ont été favorisées par les nombreux projets d'aquaculture initiés au cours de cette période et le développement de nouvelles structures aquacoles privées. Pour ce qui est des projets, on peut citer le PROVAC (Projet de Vulgarisation de l'Aquaculture Continentale en République du Bénin), le PADA (Projet d'Appui à la

Introduction générale

Diversification Agricole), le PPAAO (Projet de Productivité Agricole en Afrique de l'Ouest), le PANA (Programme intégré d'adaptation pour la lutte contre les effets néfastes des changements climatiques sur la production agricole et la sécurité alimentaire au Bénin), le PDPA (Projet de Développement de la Pisciculture Artisanale) et le Ré-SyPiEx (Réseau de Recherche-Développement sur les Systèmes Piscicoles Extensifs Familiaux en Afrique de l'Ouest et du Centre). De même, plusieurs grandes entreprises privées ont favorisé cet essor de l'aquaculture: Centre Songhaï, Royal Fish Bénin S.A., Fondation Tonon. D'autres structures telles que : Bénin Continental Fish, Ferme Johan Estève, AquaDeD ONG, CREDI ONG, Distichodus ONG, etc. (Rurangwa *et al.*, 2014) ont également contribué à l'amélioration de la production aquacole à travers le pays. Malgré la prédisposition naturelle du pays et les nombreux investissements consentis dans la production halieutique, la pêche de capture et l'aquaculture n'arrivent pas à couvrir les besoins de la population en produits halieutiques, un déficit comblé par des importations de poissons congelés qui ne cessent de croître d'année en année. En effet, en 2005, la quantité des importations des produits de la pêche était de 45.228 tonnes; en 2015, elle était estimée à 142.353 tonnes, soit un taux d'accroissement de 214,75% (DPH, 2016). Cependant, les achats quotidiens des ménagères témoignent d'un marché important de proximité où le poisson des pisciculteurs se compare très favorablement en prix et en qualité aux autres produits offerts, dont les poissons congelés importés (Ré-SyPiEx, 2013).

De manière générale, dans les exploitations piscicoles béninoises, les espèces de poissons les plus élevées sont : les Cichlidae : *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), *Oreochromis mossambicus* (Peter, 1852), *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852, *Tilapia guineensis* (Bleeker, 1962) et les Clariidae : *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) et *Heterobranchus longifilis* (Valenciennes, 1840). Parmi ces espèces, les tilapias sont les plus élevés et les plus estimés par les pisciculteurs et les consommateurs béninois (PROVAC, 2013b). Les tilapias ont une grande importance économique et écologique au Bénin (Ahouansou-Montcho & Laleye, 2008). *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* constituent les espèces de tilapia les plus exploitées dans les pays tropicaux et subtropicaux (Beveridge & McAndrew, 2010). Ces espèces représentent une proportion importante de la faune ichtyologique des grandes retenues béninoises (Lalèyè *et al.*, 2004; Lalèyè, 2006). Elles sont devenues les principales espèces de captures avec plus de 70% du total des captures des pêches continentales (PROVAC, 2013b). Contrairement à ce que l'on observe pour la majorité des autres espèces de poissons exploitées en aquaculture au Bénin, en milieu d'élevage, la reproduction des tilapias s'effectue spontanément et à un rythme soutenu (Amoussou *et al.*, 2016b). Leur régime alimentaire (végétal : riz, coton, etc.) et leur faible durée entre générations (six mois) font de ces poissons des espèces de choix les plus exploitées en aquaculture (Lazard, 2009). Cependant, la productivité de cette tilapiaculture reste limitée par la faible croissance et la grande variabilité du poids marchand des adultes.

Dans ce contexte et au regard des menaces de dégradation de la biodiversité liées à la surexploitation des plans d'eau, observées depuis le début des années 1990, une des conditions nécessaires à la promotion de l'aquaculture continentale (en eaux douces et saumâtres) au Bénin est l'amélioration génétique des populations locales de poissons à travers la sélection génétique ou le croisement.

2. Problématiques de la recherche

Au Bénin, l'aquaculture constitue une activité traditionnelle pratiquée dans différents systèmes (trous à poissons, étangs, cages, enclos, bassins, etc.). Cependant, dans sa globalité, elle n'a pas encore atteint un niveau commercial important (PROVAC, 2013a). Les contraintes liées au développement de l'aquaculture au Bénin sont de divers ordres : la cherté de la réalisation des infrastructures piscicoles, la disponibilité en alevins de qualité à moindre coût, le problème d'approvisionnement en aliments poisson, la faible technicité des promoteurs aquacoles, l'insuffisance de la qualité de l'encadrement technique et le manque de souches de poissons adaptées à chaque environnement (eau douce et eau saumâtre). Les problèmes génétiques en aquaculture sont tout aussi divers : la perte d'espèces pures par la mauvaise gestion des hybridations caractérisée par l'introggression entre les souches améliorées et les populations sauvages. La gestion des espèces allochtones et/ou autochtones améliorées ou non améliorées devient un important défi pour l'aquaculture (Jamu & Brummett, 2004). Les systèmes de production aquacole et les méthodes de gestion des stocks exposent les poissons aux facteurs environnementaux qui diffèrent de ceux qu'ils rencontrent dans leurs habitats naturels (Cnaani *et al.*, 2004). Les changements d'environnements induisent des réactions comportementales et physiologiques chez les poissons conduisant notamment au stress (Cnaani *et al.*, 2004).

La baisse des captures observées de nos jours est attribuable à l'augmentation de l'intensité des pêches, à la pollution des milieux aquatiques, à la destruction des habitats des poissons, à l'introduction de nouvelles espèces et au changement climatique (Lalèyè *et al.*, 2004; Dudgeon *et al.*, 2006; Ndiaye *et al.*, 2010; FAO, 2015). La régulation de l'exploitation des ressources aquatiques naturelles est essentiellement basée sur l'évaluation de l'abondance des stocks à travers les paramètres tels que la densité des populations, l'effort de pêche, la capture par unité d'effort, etc. (Payne & Cowan, 1998; Gustafson, 1988; Birkeland & Dayton, 2005) et néglige les paramètres informant sur leur évolution et leur viabilité (Abban *et al.*, 2004; Nguyen *et al.*, 2006; Nikolic, 2009; Dudgeon *et al.*, 2012). Or les informations contenues dans les gènes peuvent s'avérer utiles pour non seulement informer sur la viabilité d'une population mais aussi pour proposer des stratégies de gestion des stocks de poissons (Nikolic *et al.*, 2009a; Nikolic *et al.*, 2009b; Ambali & Malekano, 2004; Brinez *et al.*, 2011). En outre, l'identification morphologique d'une espèce de poisson est souvent entravée par les variations intraspécifiques des paramètres morphologiques classiquement utilisés. Pour remédier à ces obstacles, l'utilisation des techniques moléculaires comme outils additionnels est recommandée (Ollivier *et al.*, 2000).

Au Bénin, les études sur la diversité génétique des populations locales de *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* sont rares. Les informations génétiques disponibles pour *Sarotherodon melanotheron* impliquent pour la plupart les allozymes, les séquences d'ADN mitochondrial (marqueur cytoplasmique) et les RAPDs (marqueurs dominants) (Pouyaud & Agnèse, 1994; Adépo-Gourène *et al.*, 1998; Falk *et al.*, 2000; Yoboué *et al.*, 2012; Usman *et al.*, 2013). Il convient alors d'étudier la diversité génétique de ces populations à l'aide de marqueurs microsatellites. Les microsatellites correspondent à de courtes séquences d'ADN répétées en tandem distribuées à travers le génome et qui sont pour la plupart du temps, sans fonctions (De Meeûs, 2012). Ce sont des marqueurs très variables, co-dominants et se

transmettant selon le modèle Mendélien (Xu *et al.*, 2001). Ils ont reçu quelques applications dans la conservation et la gestion des espèces de tilapia telles que *Oreochromis niloticus*, *Sarotherodon melanotheron*, *Oreochromis aureus*, *Oreochromis mossambicus* et *Sarotherodon galilaeus* (Kocher *et al.*, 1998; Adépo-Gourène *et al.*, 1998; Agresti *et al.*, 2000; Appleyard *et al.*, 2001; Brinez *et al.*, 2011; Bezault *et al.*, 2011; Yoboue *et al.*, 2014).

Oreochromis niloticus, est une espèce de tilapia principalement d'eaux douces introduite au Bénin en 1979 comme ressource pour l'aquaculture. Elle est caractérisée par un élevage et une reproduction facile, un taux de croissance élevé et un régime alimentaire varié. Cependant, malgré les informations scientifiques disponibles sur tous les aspects de son élevage et les nombreux programmes nationaux de développement de sa pisciculture, les souches (améliorées) introduites n'ont toujours pas favorisé une progression notable de la filière aquacole béninoise. Dès lors, il paraît essentiel d'évaluer les potentialités pour l'élevage des individus locaux non seulement de *Oreochromis niloticus* mais aussi celles de *Sarotherodon melanotheron*. Ces deux espèces s'adaptent aussi bien aux milieux d'eaux douces qu'aux milieux saumâtres (Gbäï *et al.*, 2014; Mashaii *et al.*, 2016). Elles ont une croissance rapide et une reproduction facile (Ouattara *et al.*, 2009). Mais il existe encore des contraintes qui limitent le développement de leur élevage (survie, nutrition, alimentation, programmes de sélection, etc.).

Il n'existe pas, à l'heure actuelle, de programmes d'amélioration génétique basés sur les populations de tilapias autochtones du Bénin. L'amélioration des productions doit se baser sur les ressources génétiques endogènes et doit d'abord commencer par une meilleure connaissance de celles-ci (Youssao *et al.*, 2007; Youssao *et al.*, 2010; Lazard, 2009). Par ailleurs, il faut noter que *Sarotherodon melanotheron*, bien adaptée à la pisciculture n'a jamais fait l'objet d'un programme d'amélioration génétique. L'amélioration génétique des poissons, comme pour les autres productions animales, est un élément clé du développement d'élevages performants (Toguyeni *et al.*, 2007; Quillet *et al.*, 2007; Vandeputte *et al.*, 2009; Vandeputte, 2009; Chatain & Chavanne, 2009). De même, le manque de travaux de sélections des tilapias pour l'aquaculture constitue une contrainte majeure dans l'augmentation de la productivité des élevages et le développement de la filière (Lazard, 2009). Trois types d'amélioration peuvent être réalisés lorsqu'il s'agit de poissons : la production de populations monosexes, les manipulations chromosomiques et la sélection (Chatain & Chavanne, 2009). La sélection sur la croissance est connue pour générer des gains importants (4-20% par génération) chez les poissons (Vandeputte, 2009).

Le Bénin est traversé par plusieurs bassins hydrographiques (Figure 3), ce qui suggère plusieurs origines possibles des populations de tilapias, qui pourraient avoir des performances zootechniques différentes ainsi que des variabilités génétiques importantes au sein de la même espèce, paramètres qu'il faudrait évaluer.



Figure 3: Le Bénin et son réseau hydrographique (Adam & Boko, 1993).

3. Objectifs et organisation de la thèse

La présente étude s'inscrit dans le cadre de la mise en place d'un plan stratégique de développement de l'aquaculture au Bénin à travers la sélection génétique en vue d'une augmentation de la production locale de poissons et partant une diminution des importations de poissons congelés. C'est une approche prospective de développement de souches locales des tilapias *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron*. Elle vise à évaluer la diversité morphologique, génétique et zootechnique des populations sauvages des deux espèces en vue de leur valorisation dans les systèmes piscicoles d'eaux douces et saumâtres du Bénin. De façon spécifique, cette étude vise à :

- analyser les repeuplements des plans d'eaux continentales conduits au Bénin ;
- discriminer les caractéristiques morphométriques des populations de *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* des bassins hydrographiques (Ouémé, Mono et Couffo) du Sud Bénin ;
- estimer à l'aide des marqueurs microsatellites, la diversité et la structure génétiques des populations d'*Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* des principaux plans d'eau de Ouémé, du Mono et du Couffo en vue de valoriser leur diversité ;

Introduction générale

- évaluer les paramètres zootechniques des populations naturelles d'*Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* du Sud Bénin en milieux d'élevage.

Les hypothèses qui sous-tendent ces objectifs spécifiques sont :

- les campagnes de repeuplement ont à la fois des effets positifs et négatifs sur les ressources halieutiques et les revenus des pêcheurs ;
- les conditions environnementales locales influencent significativement la morphologie des tilapias ;
- les populations d'*Oreochromis niloticus* et de *Sarotherodon melanotheron* du Sud Bénin sont génétiquement structurées ;
- les performances zootechniques des tilapias diffèrent selon leur bassin hydrographique d'origine (de provenance).

En dehors de l'introduction générale qui aborde non seulement le contexte de l'étude mais aussi la problématique du sujet et les objectifs poursuivis, cette thèse est organisée en six grandes parties. La première partie fait un état des connaissances sur la biologie, l'importance et la génétique des tilapias *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron*. La deuxième partie présente la situation actuelle des différentes campagnes de repeuplement effectuées du Bénin. La troisième partie développe la caractérisation de la différence morphologique des populations de *Oreochromis niloticus* (Chapitre 1) et *Sarotherodon melanotheron* (Chapitre 2). La quatrième partie porte sur l'analyse de la diversité et de la structure génétiques des populations. Quant à la cinquième partie, elle aborde les performances zootechniques des deux espèces en station expérimentale. La sixième partie de ce travail discute des résultats importants obtenus en relation avec les objectifs et hypothèses de l'étude. Enfin, la conclusion et les recommandations de cette thèse sont présentées.

■

**PREMIERE PARTIE:
ETAT DES CONNAISSANCES**

■
CHAPITRE 1 : Etat des connaissances sur la biologie des tilapias *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) et *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852

1. INTRODUCTION

Depuis quelques années, les tilapias constituent les espèces prédominantes de la pisciculture commerciale africaine (FAO, 2012, 2014). Ils ont une grande importance économique et écologique sur les plans et cours d'eau d'Afrique (Ahouansou-Montcho et Laleye, 2008; Adebo & Alfred, 2008; Sirima *et al.*, 2009; Tanoh Kamelan *et al.*, 2013). Ils représentent également les espèces les plus élevées et les plus appréciées par les pisciculteurs et les consommateurs (Ouattara *et al.*, 2009; Toguyeni *et al.*, 2009). Ces espèces sont exploitées aussi bien par la pêche que dans l'aquaculture et représentent une proportion importante de la faune ichtyologique des grandes retenues africaines (Lorenzen, 2000; Lazard, 2009). Parmi ces espèces de tilapias, *Oreochromis niloticus* est la plus connue et la plus utilisée car ayant fait l'objet d'immenses programmes de recherche et de vulgarisation en Afrique et dans le monde entier. Cette espèce a été longtemps présentée comme la pierre précieuse de la pisciculture africaine au regard de sa demande élevée sur le marché, de la facilité de sa reproduction et de son élevage, de sa croissance élevée et surtout de son régime alimentaire relativement plastique (Lazard, 2009). Ces caractéristiques lui valurent son introduction dans plusieurs pays africains en dehors de ses aires naturelles de répartition (Vitule *et al.*, 2009; Lazard & Levêque, 2009; Lazard, 2013).

Malgré les informations scientifiques disponibles sur leur élevage et les nombreux programmes nationaux de développement de leur pisciculture, les souches introduites de *Oreochromis niloticus* n'ont toujours pas favorisé un véritable essor de la filière aquacole. Dès lors, il paraît essentiel d'évaluer les potentialités pour l'élevage des individus non seulement de *Oreochromis niloticus* mais aussi celles de *Sarotherodon melanotheron*. Ces deux espèces s'adaptent aussi bien aux milieux d'eaux douces qu'aux milieux saumâtres (Gbäï *et al.*, 2014; Mashaii *et al.*, 2016). Elles ont une croissance rapide et une reproduction facile (Ouattara *et al.*, 2009). Cependant, bien qu'il existe des contraintes limitant le développement de leur élevage (survie, nutrition, alimentation, programmes de sélection, etc.), la masse d'informations disponibles sur leur biologie et croissance reste peu exploitée par les développeurs.

Cette synthèse vise à établir l'inventaire des connaissances actuelles sur la diversité biologique, zootechnique et morphologique des deux espèces de tilapias *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron*. Les informations générales fournies ont été établies à partir de la revue de littérature.

2. BIOLOGIE ET ECOLOGIE DES TILAPIAS

2.1. Systématique

Avec au moins 60.000 espèces, les perciformes représentent le plus grand ordre des vertébrés. Plus de 1.300 espèces de cet ordre sont dans la famille des Cichlidae (Nelson, 2006), y compris plus de 70 espèces de tilapias (Trewavas, 1984). Les Cichlidae sont répandus dans toutes les régions intertropicales d’Afrique, d’Amérique et d’Asie et ont réalisé des phénomènes adaptatifs impressionnants dans les lacs de l’Afrique de l’Est (Lee *et al.*, 2005; Brawand *et al.*, 2014). La sous-famille des tilapias appartient à la famille des Cichlidae et comprend une centaine d’espèces regroupées en trois genres: *Oreochromis*, *Sarotherodon* et *Tilapia* qui se différencient notamment par leur comportement reproducteur et leur régime alimentaire. De ces trois genres, deux espèces font aujourd’hui l’objet d’élevage à un niveau important : *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* ainsi que leurs hybrides (Toguyeni, 2004; Bamba *et al.*, 2008; Lazard, 2009; Toguyeni *et al.*, 2009; Cnaani & Hulata, 2011; FAO, 2014). La classification systématique de *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* (Figure 4) proposée par Paugy *et al.* (2004) est dans le tableau I.

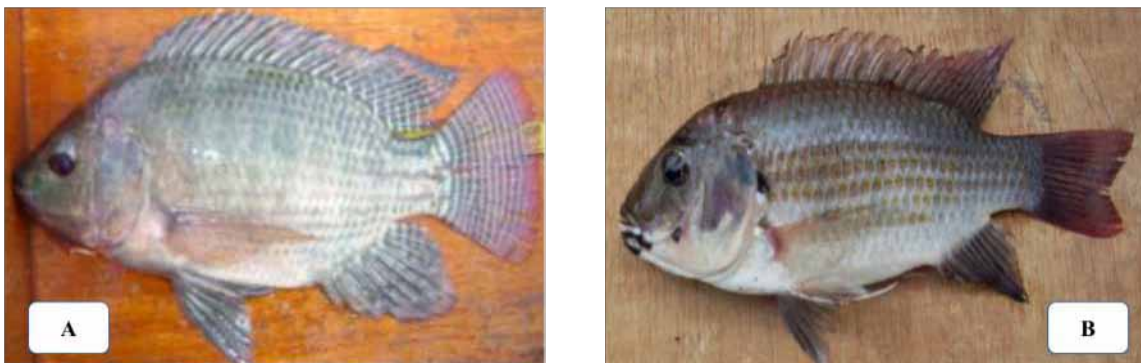


Figure 4: *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) (A) et *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852 (B).

Tableau I: Position systématique de *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* (Paugy *et al.*, 2004).

Classe :	Actinopterygii	
Sous -classe :	Neopterygii	
Division :	Teleostei	
Super ordre :	Acanthopterygii	
Ordre :	Perciformes	
Famille :	Cichlidae	
Genre :	<i>Oreochromis</i>	<i>Sarotherodon</i>
Espèce :	<i>niloticus</i>	<i>melanotheron</i>
Sous - espèce :	<i>niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>melanotheron</i> Rüppell, 1852

2.2.Exigences physico-chimiques

Oreochromis niloticus est une espèce relativement eurytopye. Elle peut s'adapter à une large variation des facteurs écologiques du milieu aquatique et peut coloniser des milieux extrêmement variés (Tableau II). Dans son habitat naturel, cette espèce peut supporter des températures comprises entre 14 et 31°C; mais elle peut endurer des conditions extrêmes des températures de 7 à 41°C pendant plusieurs heures. Toutefois, les meilleures performances de croissance sont observées entre 24 et 28°C (Lacroix, 2004). L'optimum d'élevage est compris entre 28 et 32°C pour *Oreochromis niloticus* (Lazard, 2009). Elle peut survivre dans des eaux dont la salinité est proche de 11,5 g/l (Mashaii *et al.*, 2016) et dont le pH varie de 8 à 11 (Lacroix, 2004). Cette espèce peut survivre durant plusieurs heures à des teneurs en oxygène dissous très faibles, de l'ordre de 0,1 mg/l (Lacroix, 2004). Le tilapia *Sarotherodon melanotheron*, caractéristique des écosystèmes estuariens ouest africains, présente une tolérance à des milieux très divers, qui pourrait s'expliquer par des caractéristiques physiologiques originales, lui permettant d'importantes facultés adaptatives (Ouattara, 2009). Cette espèce est eurytherme avec un préférendum thermique se situant entre 17 et 32°C (Jennings & Williams, 1993). A une température supérieure à 23°C il se reproduit en permanence à une fréquence de 15 jours (Gilles, 2005). De même, elle tolère de faibles niveaux d'oxygène dissous et ne rencontre pas de difficultés métaboliques particulières si le taux d'oxygène dissous dans l'eau n'est pas inférieur à 3 mg/l (Ouattara *et al.*, 2003). Toutefois, certaines réductions de performances apparaissent en dessous de 2,3 mg/l d'oxygène dissous (Ross, 2000). *Sarotherodon melanotheron* peut supporter de grandes variations du pH (3,5 à 7,6) (Ouattara *et al.*, 2003). Elle présente également une forte tolérance à la turbidité et à la pollution de l'eau (Jennings & Williams, 1993). Elle est aussi caractérisée par sa forte euryhalinité (Lemarié *et al.*, 2004; Panfili *et al.*, 2004; Panfili *et al.*, 2006; Ouattara *et al.*, 2009) qui lui permet de survivre à des salinités supérieures à 0,3 mg/l (Chikou *et al.*, 2013). Sa gamme de tolérance à la salinité va de 0 à 110 g/l (Gilles, 2005). Elle supporte également des variations saisonnières de la salinité de son milieu avec des amplitudes pouvant aller jusqu'à 130 g/l (Panfili *et al.*, 2004; Diouf *et al.*, 2006).

Tableau II: Comparaison de la tolérance de *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* par rapport aux paramètres physico-chimiques classiques de l'eau.

Paramètres physico-chimiques	<i>Oreochromis niloticus</i>	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	Sources
O ₂ dissous minimum (mg/l)	>3,2	3	Tran-Duy <i>et al.</i> (2008) Ouattara <i>et al.</i> (2003)
pH	6,5 et 9	3,5 - 7,6	Kanangire (2001) Ouattara <i>et al.</i> (2003)
Température (°C)	28 à 32	17 - 32	Lazard (2009) Jennings & Williams (1993)
Salinité	<30‰	0 à 110 g/l	Lacroix (2004) Gilles (2005)
Transparence (cm)	0,35 - 67,73	0,35 - 67,73	Chikou <i>et al.</i> (2013)
TDS (ppm)	-	0,35 - 9,74	Chikou <i>et al.</i> (2013)

2.3. Habitat et distribution

Oreochromis niloticus a une répartition originelle strictement africaine couvrant les bassins du Nil, du Tchad, du Niger, de la Volta et du Graben Est africain jusqu'au lac Tanganyika (Lévêque & Paugy, 2006). En Afrique de l'Ouest, la répartition géographique naturelle de *Oreochromis niloticus* couvre les bassins du Sénégal, de la Gambie, de la Volta, du Niger, de la Bénoué et du Tchad (Figure 5). Vu son intérêt piscicole, *Oreochromis niloticus* figure parmi les espèces les plus importantes en pisciculture africaine (Lazard 2007, 2009; Ansah *et al.*, 2014). Cette espèce a été introduite dans différentes stations de pisciculture d'où elle s'échappe régulièrement (Lazard, 2007; Lazard & Levêque, 2009; Lazard, 2013). C'est pourquoi elle est souvent signalée dans plusieurs bassins côtiers d'Afrique de l'Ouest (Paugy *et al.*, 2004).

Espèce endémique de l'Afrique de l'Ouest (Adépo-Gourène & Gourène, 2008), *Sarotherodon melanotheron* est présente de l'estuaire du fleuve Sénégal jusqu'à celui du fleuve Congo. Généralement dans les eaux saumâtres des lagunes ou des estuaires, elle est abondante dans les zones de mangrove d'Afrique de l'Ouest (Paugy *et al.*, 2004; Fagnon *et al.*, 2013). Quelques fois, des individus sont retrouvés en mer notamment le long de la côte sénégalaise ou en eau douce (Ouattara, 2009). Elle peut migrer d'un estuaire à un autre précisément durant les marées hautes (Panfili *et al.*, 2004). En dehors de son aire d'origine, *Sarotherodon melanotheron* a été introduite dans plusieurs pays d'Asie, d'Amérique du Nord et d'Europe.

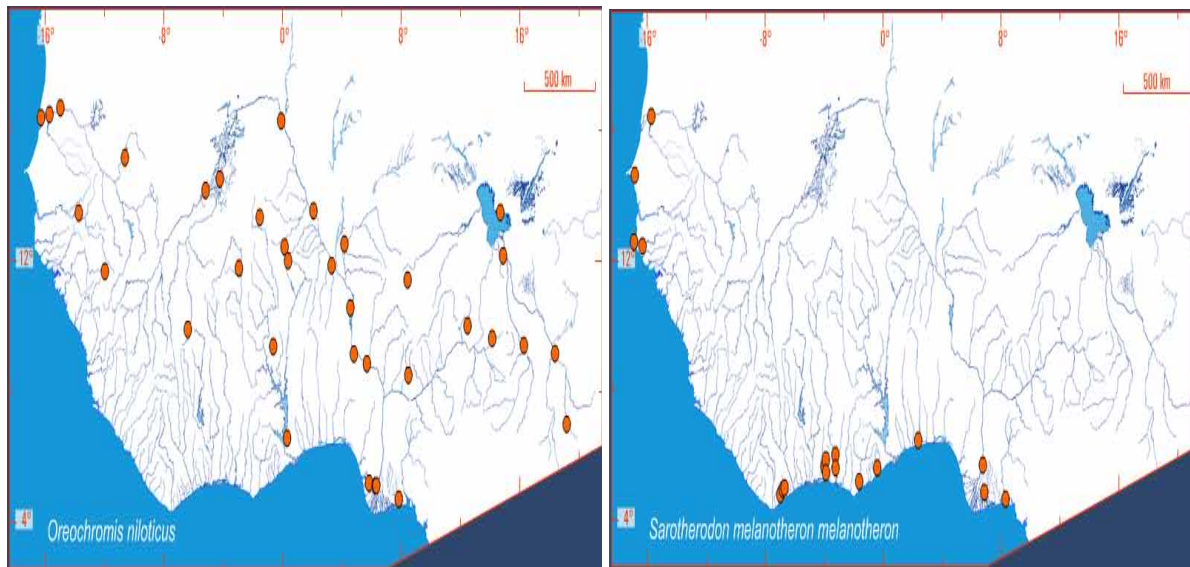


Figure 5: Répartition géographique de *Oreochromis niloticus* et de *Sarotherodon melanotheron melanotheron* (Paugy *et al.*, 2004).

2.4. Régime alimentaire et nutritionnel

Chez les tilapias, l'activité de nourrissage et la prise alimentaire sont fortement influencées par les facteurs environnementaux tels que l'oxygène dissous, la température, la lumière et la disponibilité alimentaire (Kestemont & Baras, 2001; Madrid *et al.*, 2001; Houlihan *et al.*, 2001).

L'alimentation de *Oreochromis niloticus* en milieu naturel est essentiellement constituée de phytoplancton (Huchette & Beveridge, 2003; Ouattara *et al.*, 2009; Avit *et al.*, 2012). L'espèce peut aussi ingérer des sédiments riches en bactéries et diatomées surtout à l'étape d'alevin (0 à 5 g) (Lacroix, 2004). En milieu artificiel, elle est pratiquement omnivore valorisant divers déchets agricoles (tourteaux d'oléagineux, drèches de brasserie, farine de tomate, etc.) (Ouedraogo, 2000; Azaza *et al.*, 2006; Ble *et al.*, 2011; Bamba *et al.*, 2015). Elle peut aussi tirer profit des excréments de porc ou de volailles, de déchets ménagers, etc. (Mikolasek *et al.*, 2009; Ipungu *et al.*, 2015). En élevage, cette espèce accepte facilement des aliments composés (Lazard, 2009). Son acidité gastrique particulièrement forte lui permet d'être parmi les rares espèces à pouvoir digérer les cyanophycées (Iga-Iga, 2008). Cette capacité d'adaptation à divers aliments est à la base de sa haute potentialité pour la pisciculture.

Sarotherodon melanotheron est caractérisée par un régime alimentaire opportuniste (Ofori-Danson & Kumi, 2009; Arizi *et al.*, 2014) qui lui permet de changer d'aliments en fonction des conditions environnementales (Koné & Teugels, 1999). Les juvéniles se nourrissent de zooplancton tandis que les adultes, à tendance herbivore, se nourrissent de macrophytes, necton, phytoplancton et de bactéries du sédiment (Gilles 2005; Ofori-Danson & Kumi, 2009). En aval des estuaires (riches en détritiques), elle est essentiellement zoo-benthophage se nourrissant de périphyton (invertébrés benthiques fixés sur les racines de palétuviers) en l'occurrence des gastéropodes, des ostracodes, des siphonophores et des ascidies (Koné & Teugels, 2003; Ble *et al.*, 2006; Gning Cisse, 2008; Gilles *et al.*, 2008). En amont où la mangrove est absente, *Sarotherodon melanotheron* se nourrit de dépôts sédimentaires composés de vase, de détritiques et de quelques ostracodes (Gning Cisse, 2008).

En aquaculture intensive des tilapias, le poste alimentation représente une part importante du coût de la production (Bamba *et al.*, 2008; Elegbe *et al.*, 2015). L'intérêt économique de ce type d'élevage est donc très dépendant de la disponibilité et du coût des aliments (Azaza *et al.*, 2005). Le tilapia requiert au moins 30% de protéines dans leur ration alimentaire (Médale & Kaushik, 2009). La farine de poissons et le tourteau de soja sont les composantes principales des aliments standards pour l'élevage des tilapias (Azaza *et al.*, 2005). Ils sont riches en macronutriments indispensables, mais leur prix d'achat élevé ne rendent leur utilisation possible que dans la production aquacole à haute valeur ajoutée. De ce fait, pour remplacer la farine de poisson, les aquaculteurs ont recours aux protéines d'origine végétale fournissant aux poissons l'ensemble des éléments requis pour leur croissance et survie (Cahu, 2004; Bamba *et al.*, 2007). Les apports protéiques et énergétiques sont essentiels dans la production du tilapia (Moreau *et al.*, 2001). En effet, chez les tilapias, les besoins en protéines sont de 35% de la matière sèche de l'aliment tandis que ceux en acides gras essentiels (18: 2n-6) sont d'environ 1% de la ration (Cahu, 2004). Les besoins en énergie digestible sont compris entre 1,507 et 1,632 MJ pour un individu de 100 g (Luquet & Moreau, 1989).

2.5. Reproduction

Les schémas comportementaux associés à la reproduction et aux soins parentaux prodigués aux œufs et aux alevins différencient nettement *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon*

melanotheron et constituent plus généralement un des critères distinctifs entre les genres *Oreochromis*, *Sarotherodon* et *Tilapia* (Duponchelle *et al.*, 2000; Paugy *et al.*, 2004).

En conditions optimales dans les milieux naturels, les femelles de *Oreochromis niloticus* commencent à se reproduire vers l'âge de 5 à 10 mois (Duponchelle & Panfili, 1998). La reproduction a lieu chez *Oreochromis niloticus* lorsque la température est comprise entre 28 et 32°C (Lazard, 2009). Pour la reproduction, les mâles convergent vers une zone de nidification à faible profondeur et sur un substrat meuble (gravier, sable, argile, etc.). Dans cette zone, chaque mâle délimite et défend un territoire, y aménage un nid où il attire et retient une femelle mature et prête à pondre (Lacroix, 2004). Après une parade de synchronisation sexuelle, la femelle dépose un lot d'ovules immédiatement fécondés par le mâle. Les ovules fécondés sont ensuite repris en bouche par la femelle pour incubation (Lacroix, 2004). La fécondité d'une femelle de tilapia est relativement faible et très variable en fonction du poids, des saisons, de la photopériode et de la concentration en chlorophylle a (Campos-Mendoza *et al.*, 2004; Peterson *et al.*, 2004; Peña-Mendoza *et al.*, 2005). Une femelle pesant 100 g peut pondre environ 100 œufs, alors que celle de 600 à 1000 g en pond 1 000 à 1 500 (Van Eer *et al.*, 2004). Après incubation, les œufs vont éclore dans la bouche de la femelle 4 à 5 jours après la fécondation. La vésicule vitelline est complètement résorbée à l'âge de 11 à 18 jours post-fécondation. Toutefois, la durée de cette phase dépend principalement de la température de l'eau (Mélard, 2014a). Dès que la vésicule vitelline est résorbée et que les alevins sont capables de prendre de la nourriture exogène, la femelle laisse échapper de sa bouche un nuage d'alevins qui la suivent et se réfugient dans sa bouche au moindre danger et à l'appel de ses mouvements (Ouedraogo, 2000; Lacroix, 2004). Lorsque les alevins atteignent une taille de 9 à 10 mm, ils quittent définitivement leur mère qui les libère en eau peu profonde (sur les bords) où ils s'organisent en banc et continuent leur croissance (Lacroix, 2004). La reproduction de *Oreochromis niloticus* est très influencée par le stress, le changement de température et les corticostéroïdes (Gennotte *et al.*, 2012b). Cependant, elle peut se reproduire en captivité sans stimulation hormonale. En conditions d'élevage, il peut y avoir un cannibalisme des gros alevins sur les petits à partir d'une différence d'âges de 3 à 4 semaines si la reproduction n'est pas bien contrôlée (Lazard & Legendre, 1996). Une femelle en bonnes conditions peut se reproduire selon une périodicité de 30 à 50 jours (Coward & Bromage, 2000) et peut effectuer jusqu'à 10 pontes par an (Peña-Mendoza *et al.*, 2005). La période la plus productive des géniteurs est constante pendant les 12 premiers mois d'activité sexuelle (Peterson *et al.*, 2004). Cette prolificité conduit à la production d'individus de performances médiocres. Pour y remédier, des individus monosexes mâles sont produits par traitement hormonal masculinisant pendant la période de différenciation sexuelle (Gennotte *et al.*, 2012a).

Sarotherodon melanotheron est un incubateur buccal biparental qui se reproduit tout au long de l'année malgré les conditions sévères dans les estuaires et lagunes d'Afrique de l'Ouest (Ouattara, 2009). La formation de couples reproducteurs est stable, la séduction et la construction des nids étant à l'initiative de la femelle. L'importance de la ponte est liée à la taille des géniteurs, notamment au volume de la cavité buccale du mâle. L'efficacité de l'incubation buccale chez *Sarotherodon melanotheron* est optimale lorsqu'une femelle s'accouple avec un partenaire de taille supérieure (Hem *et al.*, 1994). Les mâles atteignent la

maturité sexuelle plus rapidement que les femelles (Koné & Teugels, 1999). Les femelles matures (6 à 8 mois) en milieu contrôlé ont une taille inférieure à 140 mm par rapport aux femelles du milieu naturel (176 mm) (Panfili *et al.*, 2004). Toutefois, la taille de première maturité peut être réduite lorsque les conditions de milieu deviennent extrêmes: pollution (Lévêque & Paugy, 2006). La fréquence moyenne de ponte et la période moyenne d'incubation sont de 14 jours (Lazard & Legendre, 1996). En milieu naturel, la reproduction se fait toute l'année mais s'arrête en dessous de 20 à 23°C (Hem *et al.*, 1994). Les œufs qui atteignent un diamètre de 3 mm ont une teinte jaune ocre et sont légèrement piriformes (en forme de poires). Les alevins à l'éclosion mesurent 5 mm de long et 9 mm lorsque la vésicule vitelline est résorbée. L'alevin pèse environ 30 mg à la première prise de nourriture (Lacroix, 2004). Les géniteurs pratiquent une forte garde parentale (Arizi *et al.*, 2014). Les femelles défendent agressivement les sites de nidification lorsque les mâles au corps efflanqué ont la bouche en incubation distendue (Jennings & Williams, 1993). Les femelles sont souvent écartées de la garde parentale afin d'accélérer leurs propres activités de reproduction. L'éclosion des œufs a lieu dans la cavité buccale et ce n'est qu'après résorption complète de la vésicule vitelline que ce comportement de protection parentale prend fin (Hem *et al.*, 1994; Koné & Teugels, 1999).

2.6. Caractéristiques morphologiques

Les Cichlidae appartiennent à l'ordre des Perciformes constitués de 150 familles (Nelson, 2006). Cette famille est caractérisée par la présence d'une seule narine de chaque côté de la tête. Le corps de forme variable, mais jamais très allongé, est plus ou moins comprimé et recouvert d'écaillés cycloïdes ou cténoïdes (Lévêque *et al.*, 1990; Lévêque *et al.*, 1992; Paugy *et al.*, 2004). Toute la panoplie des nageoires (dorsale, anale, pectorale, pelvienne) est présente. Les os pharyngiens inférieurs, unis l'un à l'autre forment un triangle denté (Lévêque *et al.*, 1992). Paugy *et al.* (2004), en se basant sur des caractères morphométriques, méristiques et comportementaux, ont décomposé la famille des Cichlidae en 14 genres parmi lesquels on trouve les genres *Tilapia*, *Oreochromis* et *Sarotherodon* communément appelés les tilapias.

Le genre *Tilapia* renferme les espèces qui collent leurs œufs sur un substrat, les surveillent jusqu'à l'éclosion (Lévêque *et al.*, 1994) et pratiquent une garde biparentale des œufs. Ces espèces ont au maximum 17 branchiospines sur la partie inférieure du premier arc branchial (Paugy *et al.*, 2004). L'os pharyngien inférieur aussi long que large, a la partie antérieure pas plus longue que la partie dentée (Lévêque *et al.*, 1992). Elles sont souvent macrophytophages. Le genre *Oreochromis* est composé d'espèces à incubation buccale avec garde uniparentale maternelle. Les espèces possèdent 18 à 26 branchiospines longues et fines sur la partie inférieure du premier arc branchial (Paugy *et al.*, 2004). Elles sont planctonophages avec un os pharyngien inférieur plus long que large ayant une partie antérieure plus longue que la partie dentée (Paugy *et al.*, 2004). Le genre *Sarotherodon* regroupe les espèces pratiquant l'incubation buccale avec garde biparentale ou paternelle. Ces espèces possèdent 12 à 27 branchiospines sur la partie inférieure du premier arc branchial (Paugy *et al.*, 2004). Les espèces appartenant au genre *Sarotherodon* sont aussi planctonophages (Lévêque *et al.*, 1994) avec la mâchoire et l'os pharyngien inférieur garnis de dents fines (Paugy *et al.*, 2004).

Oreochromis niloticus est facilement reconnaissable grâce aux rayures verticales régulières noires sur sa nageoire caudale (Paugy *et al.*, 2004). Sa nageoire dorsale grisâtre et formée d'une

seule pièce, comprend une partie épineuse présentant 15 à 18 épines et une partie molle comptant 12 à 14 rayons souples (Lévêque *et al.*, 1992). D'après Lévêque *et al.* (1992), la ligne latérale, un organe sensoriel, est discontinue chez cette espèce, donnant ainsi une ligne latérale supérieure de 21 à 24 écailles et une ligne latérale inférieure de 10 écailles. Ces écailles sont uniquement cycloïdes (Lévêque *et al.*, 1992). Les tilapias du Nil ont généralement une teinte grisâtre mais relativement foncée chez l'adulte. Le dos est vert-olive; les flancs sont plus pâles avec six à neuf bandes transversales peu apparentes; le ventre et la lèvre inférieure sont blanchâtres. La lèvre supérieure est vert-pâle ou blanche tandis que la lèvre inférieure est blanche (Paugy *et al.*, 2004). Les nageoires dorsale et anale sont grisâtres, parfois avec un liseré rouge très mince. Les nageoires pelviennes sont grises et les pectorales sont transparentes. *Oreochromis niloticus* possède 19 à 26 branchiospines sur la partie inférieure du premier arc branchial (Lévêque *et al.*, 1992; Paugy *et al.*, 2004). Il existe chez *Oreochromis niloticus* un dimorphisme sexuel qui se remarque au niveau de la papille génitale. Cette dernière est allongée chez le mâle alors que chez la femelle, elle est forte, courte et présente en son milieu une fente transversale (oviducte). Ce dimorphisme sexuel rend très facile le sexage qui n'est applicable qu'à des poissons de 20 à 50 g (Lévêque & Paugy, 2006). Les mâles matures ont la gorge, le ventre et les nageoires impaires teintés de noir (Paugy *et al.*, 2004).

Chez *Sarotherodon melanotheron*, l'opercule de la femelle mature est transparente et le rouge des branchies en dessous lui donne une apparence pourpre (Lévêque *et al.*, 1992). La papille génitale du mâle est petite; l'os pharyngien inférieur est plus long que large et sa partie dentée qui est plus courte que la partie antérieure. Les dents pharyngiennes postérieures bicuspidées ont la cuspidée inférieure réduite ou pas nette. L'os pharyngien inférieur est long et étroit, avec la partie antérieure faisant 1,2 à 2,2 fois la longueur médiane de la partie dentée (Paugy *et al.*, 2004). La lèvre inférieure est pâle, souvent blanche chez les mâles matures (Lévêque *et al.*, 1992). Cette espèce se différencie des autres par la présence de taches noires sur la tête et le corps. *Sarotherodon melanotheron* comprend trois sous-espèces: *Sarotherodon melanotheron heudelotti* (Dumeril, 1859) présente dans les côtes du Sénégal jusqu'à celles de la Guinée, *Sarotherodon melanotheron leonensis* (Thys van den Audenaerde, 1971) des côtes de la Sierra Leone jusqu'à celles de l'Ouest du Libéria et *Sarotherodon melanotheron melanotheron* Rüppell, 1852 des côtes de la Côte d'Ivoire jusqu'à celles du Bénin (Falk *et al.*, 2003).

2.7. Croissance

La croissance des tilapias varie d'une espèce à une autre et d'une population à une autre. Cette variation est liée à la souche utilisée, à la disponibilité alimentaire en qualité et en quantité, à la structure démographique des populations, à la sélectivité des captures et/ou à la prédation, à l'étendue du plan d'eau et aux variables environnementales (température, salinité, etc.) (Boyd & Tucker, 1998; Lazard, 2009; Ouattara *et al.*, 2009).

Le tilapia *Oreochromis niloticus* est connu pour sa croissance rapide et son indice de croissance plus performant que ceux des autres espèces de tilapia (Frimpong *et al.*, 2014). Mais la vitesse de croissance de ce poisson est extrêmement variable d'un milieu à l'autre, ce qui signifie que la taille maximale est plus dépendante des conditions environnementales que d'éventuelles différences génétiques (Toguyeni, 1996; Trintignac *et al.*, 2013). Ainsi, *Oreochromis niloticus*

grandit plus vite dans le lac Albert (R.D. Congo) à raison de 34 cm à 4 ans, que dans le lac Tchad avec 26 cm à 4 ans ou le lac Mariout en Egypte avec 24 cm à 4 ans (Moreau, 1979). En milieu contrôlé, le gain de poids dépend de la densité de mise en charge, de l'état physiologique, de la souche et de l'origine du tilapia (Mensah *et al.*, 2014). Pour 10 individus/m² et 13 individus/m², les gains de poids respectifs variant de 40,24±7,64 g à 54,03±7,76 g et 36,65±5,73 g à 46,11±5,87 g ont été enregistrés (Bamba *et al.*, 2008). De plus, des gains de poids de 25,79±1,54 g et 33,43±2,47 g ont été observés respectivement en trous à poissons et en cages (Amoussou *et al.*, 2014). Des gains de poids moyen de 11,19 ± 0,41 g et de 11,04± 0,05g ont été obtenus en 4 mois respectivement en rizipisciculture et en pisciculture (Avit *et al.*, 2012). Une autre grande caractéristique de *Oreochromis niloticus* concerne son dimorphisme sexuel de croissance. A maturité, les individus mâles présentent une croissance nettement plus rapide que les femelles et atteignent une taille nettement supérieure (Toguyeni *et al.*, 2002, 2009). Après 91 jours d'élevage en bassins fertilisés, Owusu-Frimpong *et al.* (2005) a enregistré des taux de croissance spécifique s'élevant à 2,77±0,09%/jour et 2,38 ± 0,05%/jour respectivement pour les mâles et femelles de *Oreochromis niloticus*. Par ailleurs, en améliorant la production d'aliments naturels dans le milieu d'élevage, la croissance du tilapia peut s'accélérer à coûts réduits (Sakr *et al.*, 2015). La durée de vie de *Oreochromis niloticus* est relativement courte (4 à 7 ans) (Ipungu *et al.*, 2015) avec les mâles et les femelles atteignant respectivement un poids de 2 kg pour 38 cm et 950 g pour 28 cm.

Quant à *Sarotherodon melanotheron*, elle présente une croissance discontinue caractérisée par une succession de périodes de croissance lente et d'autres de croissance rapide (Gilles, 2005). En milieu lagunaire, l'élevage intensif en cages flottantes de *Sarotherodon melanotheron* a montré des performances plus faibles par rapport aux acadja. En milieu naturel, la croissance de *Sarotherodon melanotheron* est lente, conséquence de l'influence de la température combinée à celle de la salinité (leurs variations brusques qui modifient le métabolisme du poisson provoquant ainsi la baisse de consommation d'aliments naturels) (Ouattara *et al.*, 2009). Toutefois, le système d'élevage semble avoir plus d'effet sur la croissance que le milieu d'élevage. En Côte d'Ivoire, la croissance enregistrée en eau douce pour *Sarotherodon melanotheron* en cages flottantes (0,42±0,00 g/j) (Ouattara *et al.*, 2005) est supérieure à celle enregistrée en eau lagunaire (0,38 g/j) (Gbaï *et al.*, 2014). En bassins en béton, ces valeurs sont de 0,19±0,01 g/j en eau douce et 0,21 g/j en eau saumâtre (Gilles, 1994). Dans des bassins en béton alimentés en eau saumâtre, Gilles (1994) montre que la croissance de *Sarotherodon melanotheron heudelotii*, sous-espèce provenant du Sénégal est supérieure (0,66 g/j) à celles de *Sarotherodon melanotheron melanotheron*, sous-espèce provenant de la Côte d'Ivoire : 0,21 g/j et de *Sarotherodon melanotheron nigripinnis*, sous-espèce provenant du Congo : 0,19 g/j. Des trois structures d'élevage testées par Ouattara *et al.*, (2005), les étangs en terre se sont révélés plus intéressants (0,47±0,02 g/j) que les cages flottantes (0,42±0,00 g/j) et les bassins en béton (0,19±0,01 g/j). Il est donc possible que l'aménagement des étangs donne des productions intéressantes de *Sarotherodon melanotheron melanotheron* ou même de *Sarotherodon melanotheron heudelotii* qui est la plus performante des sous-espèces. Le mâle de *Sarotherodon melanotheron* croît moins vite que la femelle en élevage mixte alors qu'on observe le contraire en élevage monosexue (Ouattara *et al.*, 2009).

Toute variation dans le régime de températures peut entraîner une différence de croissance chez les poissons (Halvorsen & Svenning, 2000). L'augmentation de la température de l'eau d'élevage de 22,7 à 30,7°C et la diminution de la teneur en oxygène dissous de l'eau ont des effets inverses sur la croissance de *Oreochromis niloticus*. Pour cette espèce, une exposition chronique à des stressseurs entraîne une diminution des performances de croissance, de reproduction et de résistance aux maladies (Mélard, 2014b). Chez *Oreochromis aureus*, la croissance journalière est plus importante à 35°C qu'à 27°C (Baras *et al.*, 2000). Chez *Sarotherodon melanotheron*, certaines réductions de performances apparaissent en dessous de 2,3 mg/l d'oxygène dissous et à des valeurs de pH inférieures à 6 (Ross, 2000).

2.8.Importance aquacole des tilapias

L'aquaculture est en pleine expansion avec une croissance annuelle de l'ordre de 8 à 10% du tonnage produit à l'échelle mondiale (Sauvant *et al.*, 2004). Le poisson, dans de nombreux pays en développement, est une source importante de protéines de bonne qualité alimentaire et d'un prix modéré. Les pays ouest africains se partagent entre eux plusieurs espèces de tilapias d'intérêt aquacole (www.fishbase.org). Cependant, quelques-unes seulement présentent des potentialités remarquables aussi bien sur le plan écologique, zootechnique qu'économique.

La sous famille des tilapias appartient à la famille des Cichlidae qui comporte environ 100 espèces groupées en trois genres (*Oreochromis*, *Sarotherodon* et *Tilapia*) se différenciant par leur comportement alimentaire et reproductif (Trewavas, 1984; Paugy *et al.*, 2004). Ces espèces font l'objet d'une pisciculture importante dans les pays du Sud (Asie, Amérique Latine, et Afrique d'où ils sont originaires), mais aussi dans certains pays du Nord (Etats-Unis et quelques pays d'Europe) (Fitzsimmons, 2000). Les principaux types de tilapia utilisés en aquaculture sont *Oreochromis* et *Sarotherodon* comprenant quatre espèces actuellement produites à une échelle significative à savoir : *Oreochromis niloticus*, *Sarotherodon melanotheron*, *Oreochromis aureus*, *Oreochromis mossambicus* et leurs hybrides (Li *et al.*, 2006; Toguyeni *et al.*, 2009; Lazard, 2009; FAO, 2010; Ansah *et al.*, 2014). Deux principales espèces ainsi que leurs hybrides font aujourd'hui l'objet d'élevage à une échelle significative: *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* (Toguyeni, 2004; Bamba *et al.*, 2008; Lazard, 2009; Toguyeni *et al.*, 2009; Cnaani & Hulata, 2011; FAO, 2014).

Les tilapias présentent de nombreux avantages qui expliquent leur succès en aquaculture. Tout d'abord, leur régime alimentaire opportuniste permet des apports alimentaires appropriés à tous les degrés d'intensification, y compris une simple fertilisation organique/minérale des étangs (Lacroix, 2004; Lazard, 2009). Le poste «nourriture» qui représente souvent près de la moitié des coûts d'élevage, peut donc être extrêmement réduit, en particulier en élevage extensif (Lacroix, 2004). Par ailleurs, leurs caractéristiques biologiques (reproduction continue, comportement parental très développé avec incubation buccale des œufs et alevins, ...) permettent une reproduction aisée en élevage (Lazard & Legendre 1996; Koné & Teugels, 1999; Lacroix, 2004; Panfili *et al.*, 2004). Paradoxalement, l'efficacité de reproduction de ces espèces peut même conduire à des problèmes de nanisme dans les populations d'élevage, du fait d'une grande précocité de la maturité sexuelle; c'est pourquoi l'élevage en populations monosexes mâles (les mâles grossissant généralement plus vite que les femelles) est systématiquement recherché (Legendre & Lévêque, 1996; Lazard, 2009; Gbaï *et al.*, 2014).

Selon les statistiques mondiales de la pêche et de l'aquaculture (FAOSTAT, 2013), les Cichlidae dont font partie les tilapias, occupent le deuxième rang après les Cyprinidés avec un taux d'accroissement annuel de 10,9% entre 2002 et 2004 (Josupeit, 2004). Leur production par l'aquaculture et la pêche (Figure 6) est estimée à environ 27 millions de tonnes en 2011 dont plus de 80% proviendrait d'aquaculture (FAOSTAT, 2013). La production des tilapias est devenue de nos jours le type d'aquaculture la plus pratiquée en Afrique (FAO, 2012, 2014). *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* sont les espèces de tilapia les plus utilisées en pisciculture en eaux douces et saumâtres (Gourène *et al.*, 1999; Ouattara *et al.*, 2003; Toguyeni, 2004; Ouattara *et al.*, 2009).

En 2012, la production de l'aquaculture en Afrique a atteint 1.485.367 tonnes, représentant 2,23% de la production totale mondiale (FAO, 2014), avec une moyenne de 20% pour la pisciculture (Abban & Agyakwa, 2004). En effet, la tilapiaculture est devenue le type de pisciculture le plus pratiqué en Afrique (FAO, 2012; FAO, 2014). Dans les pays en développement, la production de tilapia augmente avec une nouvelle offre ciblant les consommateurs nationaux et régionaux plutôt que les marchés internationaux (FAO, 2014). Elle représente actuellement la principale source de revenu des pisciculteurs africains (Adebo & Alfred, 2008) (ADB, 2005). La production des tilapias a une grande importance économique et écologique dans les pays africains (Adebo & Alfred, 2008). Elle est la principale source de revenus pour les pisciculteurs (ADB, 2005). En terme de projection, leur production s'élèvera à plus de 9,2 millions de tonnes en 2030 (FAO, 2014). *Sarotherodon melanotheron* est autochtone d'Afrique occidentale avec un intérêt particulier pour le développement de la pisciculture dans les régions côtières ou régions à salinité variable. Elle est détritivore et présente une croissance faible par rapport au tilapia du Nil, *Oreochromis niloticus*, d'où l'introduction de ce dernier dans de nombreux pays.

Les tilapias ont subi un événement de spéciation rapide et étendu (Chew *et al.*, 2002); ainsi ils constituent un modèle d'espèce intéressante pour les études d'écologie évolutive. La génétique et la génomique de ces tilapias deviennent de plus en plus attractives car elles fournissent des outils pour la gestion des souches (Cnaani *et al.*, 2004; Gupta *et al.*, 2004; Soler *et al.*, 2010; Lee *et al.*, 2010; Cnaani & Hulata 2011; Brawand *et al.*, 2014).

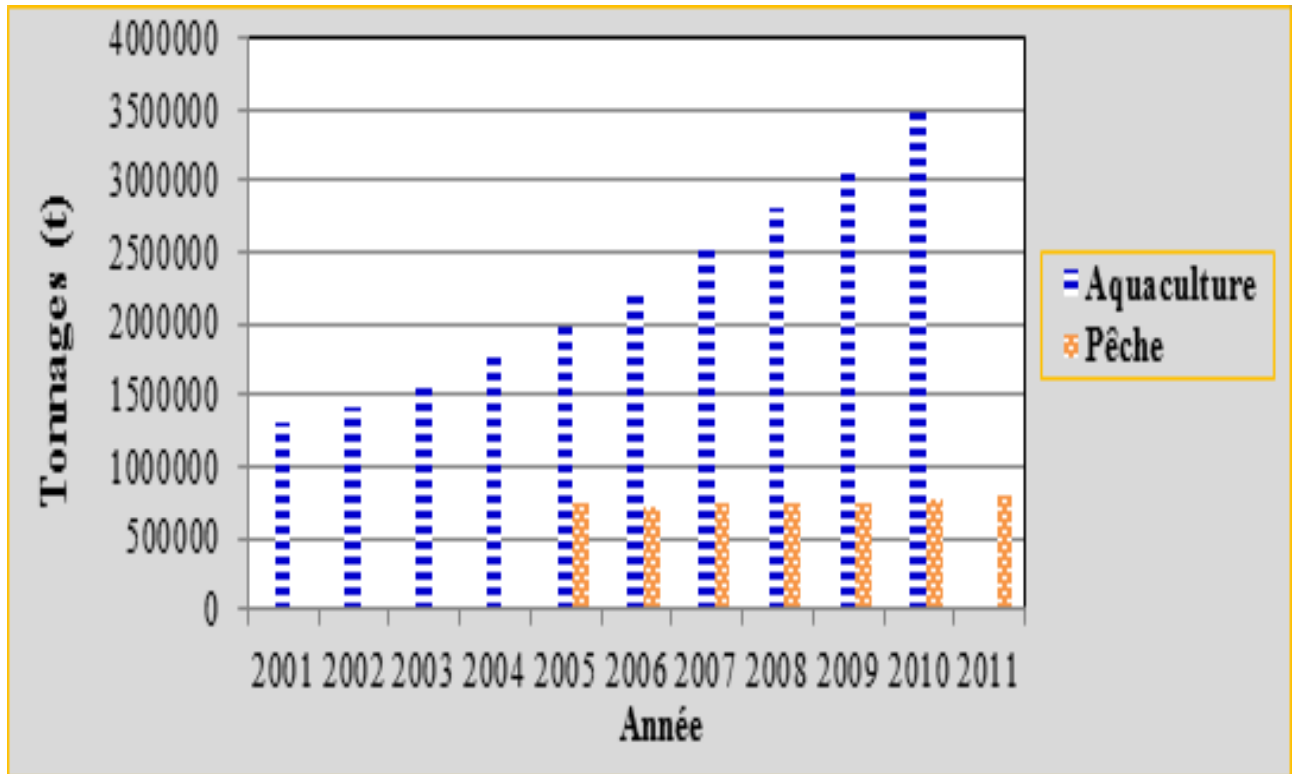


Figure 6: Evolution des tonnages de tilapias de la pêche et de l'aquaculture mondiales (FAOSTAT, 2013).

3. CONCLUSION

Les tilapias *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* ont une bonne résilience aux variations des facteurs environnementaux. Toutefois, au-delà d'une certaine valeur, ces paramètres peuvent affecter les fonctions biologiques comme la croissance et la reproduction. Contrairement à ce qui est observé pour la majorité des autres espèces exploitées en pisciculture, la reproduction de *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* s'effectue spontanément. Il est donc relativement aisé d'obtenir une production massive et régulière d'alevins, à condition de toutefois gérer convenablement les stocks de géniteurs. La principale difficulté réside, en pratique, dans la production simultanée d'un grand nombre d'alevins des tailles calibrées ou voisines. Pour une promotion durable de leur élevage, une connaissance précise de leurs performances zootechniques semble nécessaire. De même, pour une aquaculture durable de ces deux espèces, la mise en place d'un programme d'amélioration génétique prenant en compte tous les facteurs environnementaux paraît indispensable.

■
CHAPITRE 2 : Etat des connaissances sur les caractéristiques génétiques des tilapias

1. INTRODUCTION

De nos jours, les captures des pêches sont en plein recul dans de nombreux pays. Ceci est à attribuer à l'exploitation intensive des pêcheries, à la pollution, à la destruction des habitats, à l'introduction de nouvelles espèces et au changement climatique (Lalèyè *et al.*, 2004; Dudgeon *et al.*, 2006; Ndiaye *et al.*, 2010). La régulation de l'exploitation des ressources aquatiques naturelles est principalement basée sur l'évaluation de l'abondance des stocks à travers les paramètres tels que la densité proportionnelle des stocks, la densité relative des stocks, l'effort de pêche, la capture par unité d'effort, etc. (Payne & Cowan, 1998; Gustafson, 1988; Birkeland & Dayton, 2005). Ces paramètres sont utilisés tout en négligeant ceux informant sur leur évolution et leur viabilité (Abban *et al.*, 2004; Nguyen *et al.*, 2006a; Nikolic *et al.*, 2009a; Dudgeon *et al.*, 2012). Toutefois, les informations contenues dans les gènes peuvent être utiles à cet effet (Nikolic *et al.*, 2009a, 2009b). Les marqueurs génétiques offrent de grands avantages en permettant l'évaluation directe de la diversité génétique (Ollivier *et al.*, 2000). Ce sont des instruments puissants pour détecter l'unicité génétique des individus, des populations ou des espèces (Park & Moran, 1994; Askari *et al.*, 2013). Leur utilisation concerne les recherches sur la domestication, l'évolution, la conservation, la gestion des ressources naturelles (l'impact des populations domestiques sur les populations sauvages et l'impact des introductions d'espèces exotiques) ou sur l'amélioration des stocks à travers la sélection assistée par marqueurs (Ferguson *et al.*, 1995; Rognon *et al.*, 1996; Verrier & Rognon, 2000; Liu & Cordes, 2004; Romana-Eguia *et al.*, 2004; Lazard, 2013).

Les problèmes de gestion des ressources génétiques des tilapias sont de trois ordres: la perte d'espèces pures à travers la mauvaise gestion des hybridations interspécifiques, les niveaux élevés de dépression consanguine et la contamination des souches génétiquement améliorées par l'introgession avec les individus sauvages (Kocher *et al.*, 1998; Lazard, 2013). La connaissance des ressources génétiques existantes peut s'avérer essentielle pour la pêche et l'aquaculture (Falk *et al.*, 2004). Selon Appleyard *et al.* (2001), la significativité des polymorphismes génétiques des populations ou stocks peut être analysée en étudiant les associations entre les caractères de performance et les caractéristiques génotypiques individuelles au niveau des régions codantes et non codantes du génome. De plus, la détection des associations entre les génotypes et les performances peut dépendre de la diversité allélique, du taux de recombinaison et du degré de déséquilibre de liaison observés dans une population (Appleyard *et al.*, 2001; Balloux *et al.*, 2004; Szulkin *et al.*, 2010; Mittell *et al.*, 2015). En ce qui concerne les tilapias, les études actuelles visent à l'amélioration de leurs performances et à l'étendue de la tolérance aux faibles températures et à la salinité de l'eau (Cnaani *et al.*, 2000; Ouattara *et al.*, 2003; Ouattara *et al.*, 2005; Ouattara *et al.*, 2009a; Ouattara *et al.*, 2009b; Amoussou *et al.*, 2014). Une grande utilisation des marqueurs génétiques pour la gestion des stocks, l'identification des loci à effets quantitatifs et l'amélioration des souches à travers la

sélection assistée par marqueurs pourrait être encouragée (Cnaani *et al.*, 2004; Gupta *et al.*, 2004; Cnaani & Hulata, 2011).

Cette synthèse concerne les marqueurs moléculaires qui peuvent être utilisés en génétique moléculaire des tilapias. *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* représentent une importante part des stocks de poissons commerciaux en Afrique. Ces deux espèces de tilapia sont celles principalement utilisées à la fois en pisciculture d'eaux douces et saumâtres (Gourène *et al.*, 1999; Ouattara *et al.*, 2003; Toguyeni, 2004; Ouattara *et al.*, 2009a). Toutefois, des études comparatives de génétique moléculaire portant sur les populations de *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* d'Afrique de l'Ouest manquent. En considérant que la systématique de ces tilapias est basée sur les divers paramètres morphologiques, écologiques, et comportementaux, ceci peut s'avérer difficile du fait des caractéristiques morphologiques similaires entre ces espèces et la grande variation morphologique intraspécifique, de surcroît compliquée par des événements occasionnels d'hybridation (Adépo-Gourène *et al.*, 2006). Ce chapitre vise à inventorier les techniques de biologie moléculaire le plus souvent utilisées pour caractériser les espèces et/ou stocks de tilapias et à décrire leurs avantages et limites. Tout d'abord, la cytogénétique des tilapias et les concepts de base en génétique des poissons sont discutés suivis ensuite par la phylogénie des espèces de tilapias, la cartographie du génome et le séquençage du génome; enfin, les marqueurs génétiques et les échantillonnages effectués pendant les différentes études de diversité génétique des tilapias ont été discutés.

2. PRODUCTION DE POPULATIONS MONOSEXES

Chez les espèces de tilapia à fort potentiel de reproduction, la réactivité au traitement d'inversion du sexe est un caractère désiré pour la production de populations monosexes afin de contrôler la surpopulation qui entraîne une croissance réduite (Owusu-Frimpong *et al.*, 2005). Ainsi, de nombreux acteurs de l'industrie aquacole produisent des populations entièrement mâles pour améliorer la productivité et contrôler la reproduction, car les mâles ont un taux de croissance supérieur à celui des femelles (Lind *et al.*, 2015). Les facteurs exogènes tels que la température et les stéroïdes sexuels peuvent induire des modifications sexuelles lorsqu'ils sont administrés précocement avant et pendant la différenciation sexuelle, c'est-à-dire 15 jours après la fécondation (Baroiller *et al.*, 1995; Tessema *et al.*, 2006; Bezault *et al.*, 2007; Rougeot *et al.*, 2008a; Rougeot *et al.*, 2008b; Wessels & Hörstgen-Schwark, 2011; Gennotte *et al.*, 2014). La méthode d'inversion sexuelle permet la masculinisation partielle ou totale et la féminisation partielle ou totale de la descendance dont les phénotypes peuvent être opposés aux génotypes. L'utilisation de températures d'élevage élevées ($\approx 36^{\circ}\text{C}$) pour modifier le sexe-ratio de la progéniture du tilapia est effectuée pendant les 30 jours post résorption du sac vitellin (Bezault *et al.*, 2007). La thermo-sensibilité de la différenciation sexuelle varie d'une progéniture à l'autre et dépend des caractéristiques génétiques des géniteurs utilisés (Baras *et al.*, 2001; Tessema *et al.*, 2006). Les stéroïdes sexuels mâles et femelles (testostérone vs œstradiol) sont administrés par injection, par immersion, ou par incorporation dans l'alimentation des poissons (Rougeot *et al.*, 2008a; El-Sayed *et al.*, 2012). L'efficacité de l'inversion hormonale du sexe dépend de la période d'application, de la durée du traitement, de la densité du stock de poissons, de la nature et de la concentration de l'hormone (Desprez *et al.*,

2003; Gennotte *et al.*, 2014). Les principaux facteurs environnementaux qui influent sur l'inversion hormonale du sexe sont la température et l'oxygène dissous (Baroiller *et al.*, 1995; Beaven & Muposhi, 2012). En aquaculture, plusieurs méthodes telles que l'hybridation, la gynogénèse, l'androgénèse sont utilisées pour obtenir des individus monosexes.

a. Hybridation

De nombreux facteurs intrinsèques et environnementaux conduisent à une hétérogénéité de la croissance chez les poissons (Kestemont *et al.*, 2003; Toguyeni *et al.*, 2009). De nos jours, pour pallier cela, l'hybridation est utilisée non seulement pour améliorer la productivité des poissons, mais encore pour améliorer la viabilité et pour créer des populations monosexes, en obtenant des individus issus de croisements intraspécifiques ou interspécifiques ou intergénériques (Tave *et al.*, 1990; Scribner *et al.*, 2000; Adépo-Gourène *et al.*, 2006; Hutchings & Fraser, 2008; Bakhoun *et al.*, 2009; Toguyeni *et al.*, 2009; Mélard, 2015). Cependant, l'hybridation peut avoir un impact négatif sur les stocks de poissons. Le croisement répété d'individus hybrides et d'espèces parentales peut favoriser l'introgression des gènes d'une espèce (ou d'une population) dans le pool génétique d'une autre (Senanan *et al.*, 2004). Lorsque les hybrides naturels sont moins performants ou moins viables que les espèces parentales, le contact secondaire se traduit par un renforcement de l'isolement reproductif et représente une impasse phylogénétique (D'Amato *et al.*, 2007). Chez les espèces de poissons, les différents niveaux d'hybridation sont détectés par assignation bayésienne (D'Amato *et al.*, 2007).

b. Gynogénèse

La gynogénèse consiste à produire une progéniture diploïde à travers un processus dans lequel l'embryon ne contient que des chromosomes maternels en raison de l'activation d'un œuf par un sperme qui dégénère sans fusionner avec le noyau de l'œuf (Felip *et al.*, 2001; Devlin & Nagahama, 2002; Castro *et al.*, 2003). L'inactivation des spermatozoïdes peut être réalisée par irradiation UV à une dose de 250-265 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ pendant 2 minutes (Sarder *et al.*, 1999). La diploïdie est restaurée par un choc ou une pression thermique appliquée pendant la période post-fécondation (inhibition de l'éjection du second globule polaire ou de la première division mitotique) (Mélard, 2015). Deux types de gynogénèse peuvent être pratiqués, impliquant des chromosomes méiotiques ou mitotiques (Onozato, 1984). Pour induire la gynogénèse méiotique, les oeufs reçoivent un choc thermique après la fécondation (Sarder *et al.*, 1999). La progéniture ne reçoit que les chromosomes maternels et si la femelle est homogamétique (XX), toute la descendance gynogénote sera femelle (Lee *et al.*, 2003). La gynogénèse peut donc être utilisée pour produire des individus entièrement homozygotes dans la première génération (Sarder *et al.*, 1999; Jenneckens *et al.*, 1999). D'autre part, si la femelle est hétérogamétique (ZW), en raison de la ségrégation de différents chromosomes sexuels, la descendance sera WW (femelles), ZZ (mâles) et ZW (femelles) dans des proportions variables selon le crossover (deuxième globule polaire Z ou W dans un ovocyte Z ou W). Cependant, la gynogénèse est parfois utilisée pour obtenir une progéniture monosexue qui est ensuite soumise à une inversion sexuelle hormonale afin de produire des géniteurs de génotype-phénotype différent (Ezaz *et al.*, 2004).

c. Androgénèse

Contrairement à la gynogénèse, l'androgénèse est plus difficile à mettre en œuvre. Cette technique a une application limitée en aquaculture (Shelton, 1997; Gupta *et al.*, 2004). Cette méthode est définie comme l'héritage tout-paternel (Arai, 2001; Kirankumar & Pandian, 2003). En effet, elle consiste en la fécondation (par un spermatozoïde normal) d'un œuf dont le matériel génétique a été détruit par irradiation UV ($150 \mu\text{W}/\text{cm}^2$ pendant 4 minutes) (Sarder *et al.*, 1999) suivie de la restauration de la diploïdie. La diploïdie est restaurée par application d'un choc thermique après fécondation (Myers *et al.*, 1995; Sarder *et al.*, 1999). Le zygote androgénétique haploïde obtenu ne contient donc que le matériel génétique mâle (Devlin & Nagahama, 2002). L'androgénèse peut être indispensable pour le développement de banques de gènes cryoconservées pour les espèces de poissons (Myers *et al.*, 1995). Cette technique est utilisée pour produire très rapidement des "supermales" YY dans les systèmes XY tels que chez des espèces de tilapia (Ezaz *et al.*, 2004). L'induction de l'androgénèse est la méthode alternative de production de populations mâles génétiquement induites chez le tilapia et d'autres espèces de poissons améliorées pour remplacer l'inversion hormonale du sexe (Hussain, 2004). Pour les espèces du système ZW, des croisements impliquant des poissons inversés et réguliers peuvent également être utilisés pour développer des souches monosexes dans une approche complémentaire à celle décrite ci-dessus pour les systèmes XY (Devlin & Nagahama, 2002).

3. DETERMINISME DU SEXE

Deux systèmes de déterminisme chromosomique du sexe peuvent être observés chez les tilapias: le système XY où les femelles sont homogamétiques et le système WZ où elles sont hétérogamétiques (Mair *et al.*, 1991; Harvey *et al.*, 2002a). Chez les tilapias, la présence de chromosomes sexuels est le plus souvent détectée par cytogénétique. Beaucoup d'informations scientifiques sont déjà disponibles sur le génome des tilapias. Les caryotypes des diverses espèces de tilapias sont très similaires, se composant d'environ $1,06 \cdot 10^9$ paires de bases réparties sur 22 paires de chromosomes ($2n=44$, Majumdar & McAndrew 1986; Froese & Pauly, 2015) sans chromosomes sexuels morphologiquement distincts (Figure 7) (Kocher *et al.*, 1998; Harvey *et al.*, 2002b; Chew *et al.*, 2002; Hussain, 2004). Les types de chromosomes le plus souvent rencontrés chez les tilapias sont métacentriques, télocentriques, submetacentriques et subtélocentriques (Chew *et al.*, 2002; Sofy *et al.*, 2008). La détermination du sexe est sous l'influence de facteurs environnementaux, génétiques, comportementaux et physiologiques (Devlin & Nagahama, 2002). La différenciation thermique du sexe a été mise en évidence par Bezault *et al.* (2011) chez les populations naturelles d'*Oreochromis niloticus* adaptées à trois régimes thermiques extrêmes. Seuls 10% des poissons téléostéens ont des chromosomes sexuels différenciés (Martins *et al.*, 2004; Mélard, 2015).

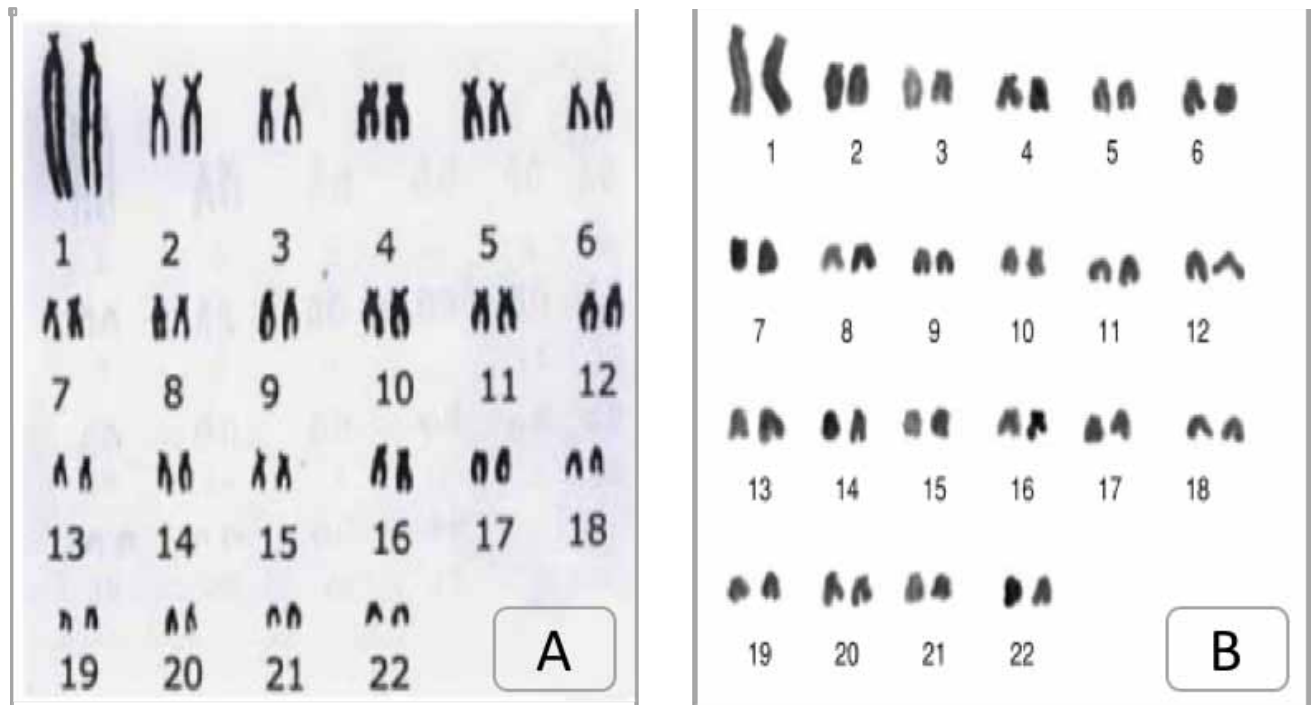


Figure 7: Karyogrammes d'*Oreochromis niloticus* (A) et de *Sarotherodon melanotheron* (B) (Harvey *et al.*, 2002; Manosroi *et al.*, 2003; Sofy *et al.*, 2008).

4. CONCEPTS DE GENETIQUE EVOLUTIVE ET DES POPULATIONS

Comprendre les processus qui influencent la structure des populations naturelles dépend de la maîtrise des concepts de base en génétique des populations. La variabilité génétique au sein des populations est habituellement évaluée à l'aide de l'estimateur non biaisé de la diversité génétique de Nei H_s (Nei & Chesser, 1983). La perte de la variabilité génétique peut avoir certaines conséquences sur la survie et peut conduire la population à perdre sa capacité d'adaptation en cas de changement brutal de l'environnement en raison de la perte d'allèles adaptatifs et de l'accumulation des allèles délétères (Nikolic *et al.*, 2009a). Il existe plusieurs étapes dans le processus d'expression d'un gène: la transcription, l'épissage de l'ARN, la translocation et la modification post-translocation d'une protéine. L'expression génique peut être influencée par des facteurs environnementaux externes (Nguyen *et al.*, 2006a). En outre, les changements dans les conditions environnementales abiotiques et biotiques peuvent modifier la direction, la force et la forme de la sélection qui génère et maintient les différences d'espèces et la coexistence d'espèces (Hudson *et al.*, 2013). Plusieurs facteurs biologiques et géographiques peuvent influencer la structure des populations de tilapias: le comportement sédentaire des espèces et les systèmes de reproduction (Laroche *et al.*, 1999; Falk *et al.*, 2003; Romana-Eguia *et al.*, 2004; Toguyeni *et al.*, 2007; Bezault *et al.*, 2011; Yoboue *et al.*, 2014). En raison de son affinité du substrat pendant l'incubation buccale des œufs et la garde maternelle en période de reproduction, *Oreochromis niloticus* est considérée comme une espèce sédentaire (Bezault *et al.*, 2011). De plus, la fragmentation des habitats des poissons peut augmenter la divergence entre les populations en raison de la réduction du flux génétique (Laroche & Durand 2004). Plusieurs espèces de tilapias ont été introduites dans de nombreux

pays tropicaux et subtropicaux et constituent une source importante de protéines animales (Lee *et al.*, 2005). Cependant, ces introductions favorisent des événements de colonisation multiples et une hybridation qui altère grandement la diversité génétique locale (D'Amato *et al.*, 2007; Brawand *et al.*, 2014). Les indices de variabilité génétique (richesse allélique, différenciation génétique entre sous-populations) sont fortement liés aux tailles des populations (Ollivier *et al.*, 2000; Hartl & Clark, 2007; Nikolic *et al.*, 2009a; De Meeûs, 2012; Griffiths *et al.*, 2013). A l'échelle locale, la composition génotypique peut être comparée à la proportion attendue sous le modèle panmictique (union aléatoire des gamètes). Chez les espèces dioïques comme les poissons, un petit excès d'hétérozygotes est attendu si les adultes s'accouplent au hasard et que les populations sont de petites tailles (Balloux, 2004). Si des déficits en hétérozygotes sont observés, cela peut être dû à de nombreux problèmes. Certains sont spécifiques au locus, comme les problèmes techniques (allèles nuls, dominance des allèles courts, stuttering), la sélection (sous-dominance, homogamie), mais d'autres problèmes affectent le génome entier équitablement: l'endogamie (croisements frères-sœurs) ou l'effet Wahlund (mélange dans un même échantillon d'individus génétiquement hétérogènes) (Pouyaud *et al.*, 1999; Verrier & Rognon, 2000; Hartl & Clark, 2007; De Meeûs, 2012; Baldauf *et al.*, 2013). L'effectif efficace de la population (N_e), paramètre fondamental en conservation des populations (Nikolic *et al.*, 2009a), fournit des informations sur le potentiel évolutif à court et à long terme des populations (Bernatchez & Wilson, 1998; Hartl & Clark, 2007). L'effectif efficace d'une population détermine le taux auquel la diversité génétique est perdue dans la population par dérive génétique (Hedgcock & Sly, 1990). Tout étant égal, la subdivision augmente l'effectif efficace global de la population (De Meeus *et al.*, 2006; Thomas *et al.*, 2010) car même si la diversité locale est perdue plus rapidement, la diversité globale est maintenue beaucoup plus efficacement (De Meeûs, 2012).

5. PHYLOGEOGRAPHIE ET PHYLOGENETIQUE

La phylogéographie permet d'évaluer l'impact des événements historiques démographiques (tels que le flux génique, les effectifs efficaces des populations et les trajectoires évolutives) sur la composition génétique et la structure des populations modernes (Bernatchez & Wilson, 1998; Avise, 2000). La phylogénétique établit la hiérarchie de parenté entre les individus d'un groupe (Gibson & Muse, 2004; Thomas *et al.*, 2010; Griffiths *et al.*, 2013). Les deux méthodes sont le plus souvent utilisées pour les espèces de poissons. En ce qui concerne les outils de génétiques moléculaires, les informations génétiques sont très peu disponibles sur les interrelations phylogénétiques ou les schémas phylogéographiques des espèces de tilapias (Falk *et al.*, 2003; D'Amato *et al.*, 2007). Pour ces espèces, les études phylogénétiques sont essentiellement basées sur l'alozyme et l'ADNmt (Sodsuk & McAndrew, 1991; Sodsuk *et al.*, 1995; Rognon *et al.*, 1996; Falk *et al.*, 2000; Abban *et al.*, 2004; D'Amato *et al.*, 2007). Les RFLP et SSR sont rarement utilisés pour analyser les relations phylogénétiques et les schémas phylogéographiques des espèces de tilapias (Zardoya *et al.*, 1996; D'Amato *et al.*, 2007; Toniato *et al.*, 2010). Cependant, les SSR ont été appliqués pour résoudre des schémas phylogéographiques chez d'autres espèces de poissons (Koskinen *et al.*, 2002; Gum *et al.*, 2005). Les relations phylogénétiques des populations de Salmonidae européen *Thymallus*

thymallus suggèrent que l'Europe du Nord a été colonisée à partir de deux refuges du Pléistocène distincts. Pour cette espèce, les microsatellites ont révélé un fort regroupement des populations continentales suédoises, norvégiennes, danoises, allemandes et slovènes, ce qui suggère que l'ombre de rivière du nord-ouest et de l'Europe centrale provient de ses congénères du Sud (Koskinen *et al.*, 2002). En plus de ces observations, les analyses phylogénétiques et imbriquées des clades ont révélé au moins quatre lignées d'ADNmt majeures, qui ont évolué en isolement géographique au cours du Pléistocène. Ces lignées devraient être considérées comme des unités significatives évolutives pour l'ombre de rivière d'Europe centrale et septentrionale (Gum *et al.*, 2005).

6. GESTION DES POPULATIONS OU DES STOCKS

La diminution des captures de poissons observée dans de nombreux pays relève de nombreux facteurs tels que l'augmentation de l'intensité de la pêche, la pollution, la destruction des habitats, l'introduction de nouvelles espèces et le changement climatique (Lalèyè *et al.*, 2004; Dudgeon *et al.*, 2006; Ndiaye *et al.*, 2010). Par le passé, la réglementation de l'exploitation des ressources naturelles aquatiques reposait principalement sur les évaluations de l'abondance des stocks (Payne & Cowan, 1998; Gustafson, 1988; Birkeland & Dayton, 2005) tout en ignorant les paramètres génétiques informant sur leur évolution et viabilité (Abban *et al.*, 2004; Nguyen *et al.*, 2006a; Nikolic *et al.*, 2009a; Dudgeon *et al.*, 2012). De nos jours, beaucoup d'études ont montré toute l'importance de l'analyse de la structuration génétique pour une exploitation durable de la biodiversité. *Oreochromis niloticus* a été introduite dans certains pays africains tels que le Bénin, la Côte d'Ivoire (Lazard, 1990), le Zimbabwe et la Zambie (Ambali & Malekano, 2004) car cette espèce croît plus vite que les autres espèces de tilapia locales. En raison de la mauvaise gestion, certaines de ces souches introduites se sont échappées (intentionnellement ou non délibérément) dans la nature et se sont hybridées avec les espèces locales (Ambali & Malekano, 2004; Amoussou *et al.*, 2017). Dans ce contexte, l'ampleur du mélange des stocks, la survie relative des différents stocks et la façon par laquelle ils sont disséminés sont des questions importantes qui doivent souvent être abordées pour une gestion efficace des espèces aquacoles (Brinez *et al.*, 2011). Bezault *et al.* (2011) ont étudié les modèles hiérarchiques de la structuration génétique des populations d'*Oreochromis niloticus* en Afrique. Le modèle dynamique révélé à l'échelle micro-géographique et temporelle semble important pour une gestion des ressources génétiques ainsi que d'un point de vue de la conservation de la biodiversité.

7. SEQUENÇAGE ET CARTOGRAPHIE DU GENOME

L'analyse des séquences génomiques permet, entre autres, de déterminer les fonctions des gènes. Des cartes génétiques et physiques, des cartes de liaisons génétiques, des chromosomes bactériens artificiels (BAC), des marqueurs de séquences exprimées (EST) sont déjà disponibles pour les espèces de tilapias (Kocher *et al.*, 1998; Agresti *et al.*, 2000; Cnaani *et al.*, 2002; Lee *et al.*, 2005; Katagiri *et al.*, 2005; Lee *et al.*, 2010; Guyon *et al.*, 2012; Kudo *et al.*, 2015). Ceux-ci sont développés pour soutenir l'isolement des gènes contrôlant les traits

économiquement importants chez ces espèces et pour l'annotation des séquences de génome des Cichlidae pour des études de la physiologie, du développement et de l'évolution des tilapias (Schliewen *et al.*, 2001; Falk *et al.*, 2003; Katagiri *et al.*, 2005; Kudo *et al.*, 2015). La carte génétique la plus complète pour le tilapia contient 525 microsatellites et 21 marqueurs basés sur les gènes (Figure 8) couvrant un total de 1311 cM (centiMorgans) dans 24 groupes de liaison (Lee *et al.*, 2005). Une carte physique génomique du tilapia, *Oreochromis niloticus*, a été construite par empreinte de restriction de 35.245 clones de BAC. Il se compose de 3.621 contigs (séquences partielles d'ADN formées de clones contigus) et s'étend sur environ 1.752 Gb de longueur physique (Katagiri *et al.*, 2001; Kocher *et al.*, 2005; Katagiri *et al.*, 2005).

8. OUTILS DE CARACTERISATION GENETIQUE

Les différents marqueurs génétiques déjà testés sur les tilapias sont présentés dans le tableau III. Il existe deux types de marqueurs génétiques à savoir : les marqueurs phénotypiques et les marqueurs génomiques. Les protéines sont des marqueurs phénotypiques alors que les séquences d'ADN sont qualifiées de marqueurs génomiques (Watson *et al.*, 2012; Griffiths *et al.*, 2013). En génétique des populations, pour être utile, un marqueur génétique doit être transmis selon la loi mendélienne, polymorphe (variable entre individus), discriminant (différencie des individus apparentés), neutre (qui reflète strictement les paramètres démographiques tels que le système reproducteur, la dispersion et la taille de la population, etc.), reproductible d'une expérience à l'autre, utilisable à grande échelle (spatiale ou temporelle) et économique (Nikolic *et al.*, 2009a, 2009b; De Meeûs, 2012). Cependant, pour les études sur les caractères phénotypiques à sélectionner (par exemple la sélection génétique), le marqueur génétique doit être exempt d'épistasie (indépendant de l'expression d'autres marqueurs). L'évaluation de la variabilité génétique intra et inter spécifique nécessite d'autres propriétés pour les marqueurs génétiques utilisés: leur ubiquité sur le génome et la possibilité d'automatiser leur identification (Ollivier *et al.*, 2000). Pour les études de génétique des populations, il est recommandé d'utiliser un grand nombre de loci (7-20 pour les microsatellites, 10-20 pour les allozymes ou beaucoup plus pour les SNP) parce que les données basées sur un nombre relativement faible de loci peuvent ne pas fournir une indication précise du niveau de variation génétique au sein des individus, des populations et des espèces (Lee & Kocher, 2007). Les marqueurs génétiques sont des outils puissants qui ont reçu diverses applications pour cartographier le génome, étudier la génétique des populations, détecter des loci codant pour des caractères quantitatifs ou qualitatifs, préciser l'emplacement des gènes responsables des maladies héréditaires, réaliser le diagnostic prénatal des maladies héréditaires (Ferguson *et al.*, 1995; Liu & Cordes, 2004; Chistiakov *et al.*, 2006; Hossain *et al.*, 2012; Schmouth *et al.*, 2015). Allozymes, AFLPs, Indels, SSRs, Minisatellites, MtDNAs, RAPDs, RFLPs, SNPs et SSCPs sont utilisés pour la gestion et la conservation des populations de tilapias (Ferguson, 1994; Ferguson *et al.*, 1995; Rognon *et al.*, 1996; Adépo-Gourène *et al.*, 1998; Agresti *et al.*, 2000; Appleyard *et al.*, 2001; Liu & Cordes 2004; Brinez *et al.*, 2011; Bezault *et al.*, 2011; Lazard, 2013; Yoboue *et al.*, 2014). Dans cette discussion, une exception a été faite pour les Multilocus Sequence Typing (MLST) qui sont le plus souvent utilisés pour identifier les micro-organismes pathogènes (Maiden *et al.*, 1998).

Etat des connaissances

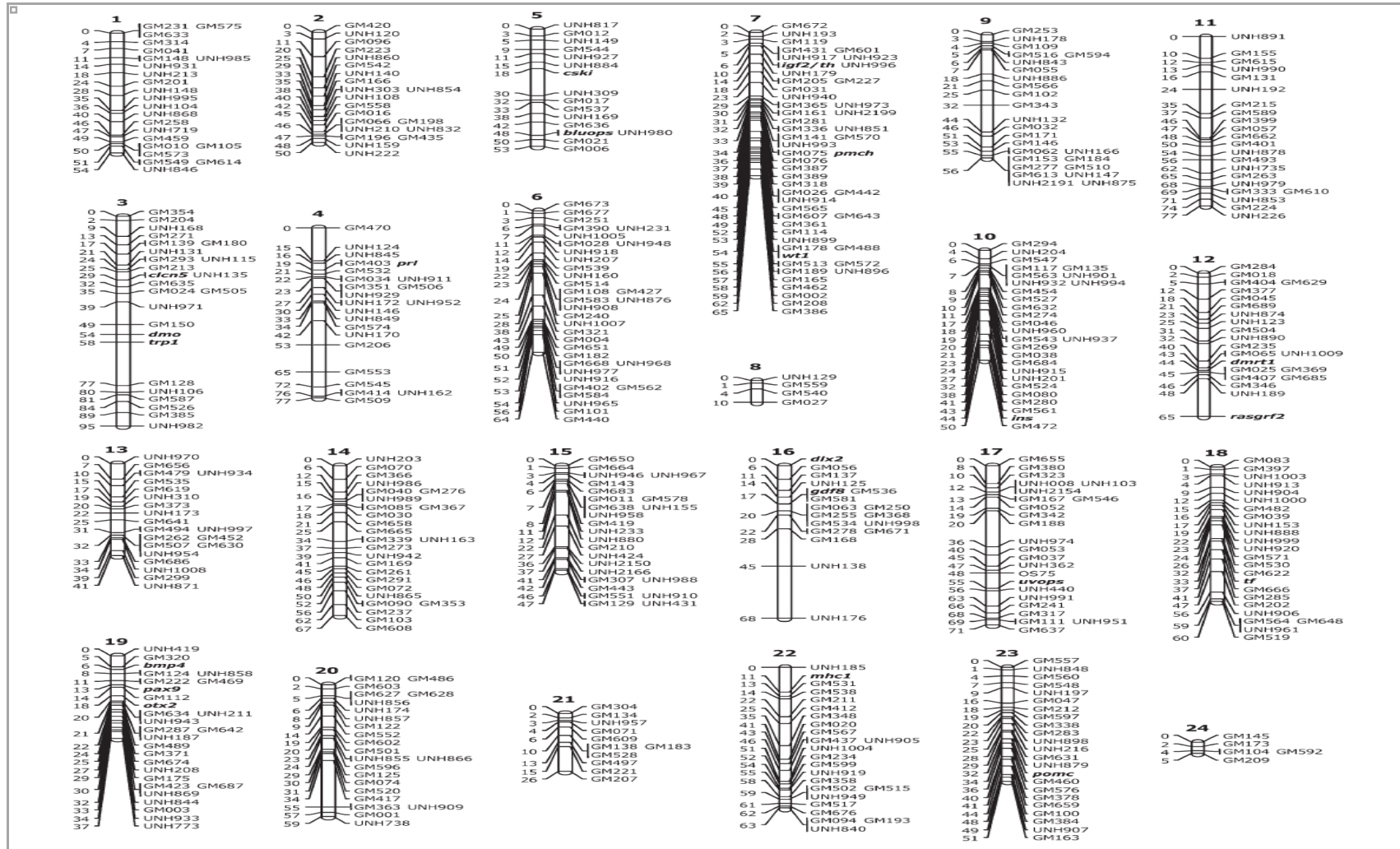


Figure 8: Carte de liaisons génétiques de la descendance (hybride) F₂ issue du croisement entre *Oreochromis niloticus* et *Oreochromis aureus*. Les distances en Kosambi centiMorgans sont données à gauche de chaque idéogramme (Lee *et al.*, 2005).

Etat des connaissances

Tableau III: Caractéristiques et applications des différents marqueurs.

Nom	Mode d'héritage	Type de marqueur	Nombre de locus	Nombre probable d'allèles	Polymorphisme ou puissance	Principales applications
Allozymes	Mendélien, Codominant	Phénotypique	Multiple	1–6	Faible	Etudes des populations, Phylogénie
AFLP	Mendélien, Codominant	Génomique	Multiple	Multiple	Fort	Fingerprinting, Cartes des liaisons génétiques, Etudes des populations
EST	Mendélien, Codominant	Phénotypique	Multiple	2	Faible	Carte des liaisons génétiques, Cartes physiques, Cartographie comparée
Indels	Mendélien, Codominant	Phénotypique ou Génomique	Multiple	2	Faible	Cartes des liaisons génétiques, Etudes des populations
SSR	Mendélien, Codominant	Génomique	Multiple	Multiple	Fort	Fingerprinting, Cartes des liaisons génétiques, Etudes des populations, Analyse de paternité, Phylogeographie
VNTR	Mendélien, Codominant	Génomique	Multiple	Multiple	Fort	Fingerprinting, Cartographie du génome, Etudes des populations, Conservation évolutive, Sélection génétique, Biologie écologique et de conservation, Phylogénétique
ADNmt	Héritage maternel	Génomique	Multiple	Haplotypes, Multiple	Faible	Lignée maternelle, Phylogéographie, Phylogénie, Etudes des populations
RAPD	Mendélien, Dominant	Génomique	Multiple	2	Intermédiaire	Évaluation des parentés, Etudes des populations, Identification des hybrides
RFLP	Mendélien, Codominant	Phénotypique ou Génomique	Multiple	Principalement bialélic	Faible	Cartes des liaisons génétiques, Etudes des populations, Phylogénie
SNP	Mendélien, Codominant	Phénotypique ou Génomique	Multiple	2, mais jusqu'à 4	Fort seulement si de nombreux loci sont utilisés	Cartes des liaisons génétiques, Etudes des populations
SSCP	Mendélien, Codominant	Génomique	Multiple	2	Faible	Cartes des liaisons génétiques, Etudes des populations

a. ADNmt (ADN mitochondrial)

L'ADNmt est un petit ADN circulaire dont la longueur varie de 15 à 20 kb. Ayant un taux de mutation 5 à 10 fois supérieur à l'ADN nucléaire, l'ADNmt a souvent été utilisé pour faire une inférence sur la structure de la population et l'histoire récente de celle-ci (Hartl & Clark, 2007). L'ADNmt est analysé au niveau de la séquence de certains gènes comme la cytochrome oxydase I (Cox1) et le cytochrome b (CytB) (Liu & Cordes, 2004; Papadopoulou *et al.*, 2010; Dudgeon *et al.*, 2012). Ces marqueurs sont haploïdes et ne donnent donc pas accès à l'hétérozygotie locale. L'ADNmt ne se recombine que rarement ou jamais (Birky, 2001); ainsi, tous les marqueurs ADNmt sont condamnés au même sort, ouvrant de fait la porte à de nombreux événements de sélection auto-stop. En effet, pendant le balayage sélectif d'un allèle favorable, tous les allèles neutres suffisamment liés à la séquence sélectionnée seront traînés le long. En d'autres termes, lorsqu'une mutation sélectivement favorable se produit dans une population et s'y fixe ensuite, ce processus modifiera les fréquences des allèles à d'autres loci liés. Ainsi, un allèle neutre peut être transporté en raison de l'avantage sélectif de l'allèle associé (Scribner *et al.*, 2000). De plus, plusieurs études montrent que ces marqueurs ne sont pas neutres et/ou ne présentent pas d'évolution constante (Gerber *et al.*, 2001; Bazin *et al.*, 2006; Galtier *et al.*, 2009; Papadopoulou *et al.*, 2010). De même, l'application de ADNmt dans l'étude de l'hybridation et l'introgession est limitée en raison de son héritage maternel (Toniato *et al.*, 2010). Pour cette raison, les ADNmt sont plus indiqués pour les études phylogéographiques que pour les études génétiques de populations (Falk *et al.*, 2003; De Meeûs, 2012).

Chez les poissons, plusieurs études basées sur des marqueurs ADNmt ont permis d'évaluer la structure génétique, la phylogénie, les modèles démographiques et phylogéographiques à des échelles intraspécifiques (Agnèse *et al.*, 1997; Avise, 2000; Falk *et al.*, 2003; Rognon & Guyomard, 2003; Falk & Abban, 2004; Toguyeni *et al.*, 2007; Dunz & Schliewen, 2013). Ces investigations ont dévoilé trois groupes géographiquement distincts d'*Oreochromis niloticus* en Afrique: les populations d'Afrique de l'Ouest, les populations de la vallée du Rift du Kenya et d'Ouganda (Agnèse *et al.*, 1997). Quant à *Sarotherodon melanotheron*, elle comprend trois sous-espèces: *Sarotherodon melanotheron heudelotii* (Dumeril, 1859) prédominante du Sénégal à la Guinée, *Sarotherodon melanotheron leonensis* (Thys van den Audenaerde, 1971) répandue de la Sierra Leone à l'ouest du Libéria et *Sarotherodon melanotheron melanotheron* Rüppell, 1852 endémique de la Côte d'Ivoire au Bénin (Falk *et al.*, 2003). Cela a apporté pour la première fois un soutien génétique à l'existence de *Sarotherodon melanotheron leonensis*. Rognon & Guyomard (2003) ont souligné une introgession différentielle de l'ADNmt d'*Oreochromis aureus* à *Oreochromis niloticus* impliquant toute la zone ouest-africaine. Dans le système de la Volta du Ghana, des divergences génétiques ont été constatées chez les individus d'*Oreochromis niloticus* des régions du Sud (Kpandu/Kope et Yeji/Pru) (Falk & Abban, 2004). Les populations d'*Oreochromis niloticus* sont génétiquement hétérogènes au Burkina Faso (Toguyeni *et al.*, 2007). Dunz & Schliewen (2013) ont fourni une classification révisée de l'assemblage de tilapiine paraphylétique. De nouvelles tribus ont été proposées pour les anciens sous-genres *Coptodon* Gervais, 1853, *Heterotilapia* Regan, 1920 et *Pelmatolapia* Thys van den Audenaerde, 1969, en plus de "*Tilapia*" *joka*, *Tilapia* sensu stricto et

Chilochromis, *Etia*, *Steatocranus* sensu stricto, les tilapias incubateurs buccaux et pour un clade de tilapiines d'Afrique de l'ouest.

b. Allozymes

Les allozymes sont des enzymes spécifiques par la mobilité électrophorétique en raison de différences alléliques dans le gène correspondant (Hartl & Clark, 2007) et qui sont caractérisées après électrophorèse de protéines sur un gel (De Meeûs, 2012). Ces marqueurs très abordables sur le marché sont faciles à manipuler (De Meeûs *et al.*, 2007). Néanmoins, les loci allozymiques sont généralement faiblement polymorphes (Appleyard *et al.*, 2001; Romana-Eguia *et al.*, 2004). D'autres inconvénients sont associés aux allozymes dont les déficiences occasionnelles en hétérozygotes dues à des allèles (enzymatiquement inactifs) nuls (Gaffney, 1994; Skalamera *et al.*, 1999). Ils sont sensibles non seulement à la quantité mais aussi à la qualité des échantillons de tissus (Brown & Epifanio, 2003; Liu & Cordes, 2004; Larsson *et al.*, 2007; Askari *et al.*, 2013). Les allozymes correspondent à des séquences codantes et, comme tels, sont fréquemment suspectés de refléter des événements plus sélectifs que démographiques (Karl & Avise, 1992; Lemaire *et al.*, 2000; Skalamera *et al.*, 1999). En outre, ces marqueurs présentent de considérables inconvénients pour la collecte et le stockage des échantillons (les poissons doivent être tués dans la plupart des cas, les tissus doivent être conservés congelés jusqu'à leur analyse) par rapport aux marqueurs d'ADN amplifiés par PCR (où les petites biopsies sont généralement suffisantes et peuvent être conservées dans de l'éthanol sans congélation) (Romana-Eguia *et al.*, 2004; Toniato *et al.*, 2010). Néanmoins, les marqueurs allozymes et les traits de performance sont parfois corrélés (McGoldrick & Hedgecock, 1997).

Les allozymes peuvent être utilisés comme outils de gestion et de conservation des populations de tilapias (Rognon *et al.*, 1996; Pouyaud & Agnèse, 1994; Gourène & Agnèse, 1994; De Silva, 1997; Agnèse *et al.*, 1997; Adépo-Gourène *et al.*, 1998; Appleyard *et al.*, 2001; Rognon & Guyomard, 2003; Yoboué *et al.*, 2012). Une étude menée en Afrique de l'Ouest et de l'Est a permis d'observer le polymorphisme des allozymes chez *Tilapia zillii*, le tilapia du Nil (*Oreochromis niloticus*) sauvage et les stocks domestiques de tilapia du Nil (Rognon *et al.*, 1996). Les auteurs ont observé le même schéma de différenciation géographique des deux espèces entre les populations d'Afrique de l'Ouest et de l'Est. Une étude a été réalisée sur la diversité génétique et l'adaptabilité de *Sarotherodon melanotheron melanotheron* et *Sarotherodon melanotheron heudelotii* dans l'écosystème côtier du Sénégal, de la Gambie et de la Côte d'Ivoire avec sept marqueurs enzymatiques (Yoboué *et al.*, 2012). La variabilité génétique de *Sarotherodon melanotheron melanotheron* dans l'écosystème ivoirien s'est avérée inférieure à celle de *Sarotherodon melanotheron heudelotii* des estuaires de la Gambie et du Saloum (Sénégal). Dans une autre étude (Appleyard *et al.*, 2001), aucune relation n'a été prouvée entre l'“allozyme multilocus heterozygosity (MLH)” et les performances de croissance individuelle sur trois générations. Ainsi, sélectionner des géniteurs d'*Oreochromis niloticus* en se basant uniquement sur le niveau individuel du MLH est donc improbable pour améliorer les performances de croissance relative.

c. RAPD (Random Amplified Polymorphic DNA)

Développé en 1990 (Welsh & McClelland, 1990; Williams *et al.*, 1990), le polymorphisme d'ADN par amplification aléatoire (RAPD) est révélé après l'amplification du génome total par un ensemble de petites amorces qui se recoupent n'importe où (Sezonlin, 2011). Si deux de ces amorces sont suffisamment proches, le fragment entre elles sera amplifié. Les RAPD sont donc des marqueurs dominants supposés neutres (Dudgeon *et al.*, 2012). Le principal atout des marqueurs RAPD est la rapidité avec laquelle il est possible de révéler un grand nombre de loci et pour un grand nombre d'individus (Lynch & Milligan, 1994), avec l'avantage supplémentaire que les amorces sont disponibles dans le commerce et ne nécessitent pas une connaissance préalable de la séquence d'ADN cible ou de l'organisation du gène (Liu & Cordes, 2004; Dudgeon *et al.*, 2012). Ils sont également bon marché. Par leur nature aléatoire, il est impossible de savoir à quoi correspondent les différentes portions d'ADN amplifiées par RAPD. Il est donc impossible de savoir si ces loci sont liés aux gènes ou non, ni d'appréhender leurs taux de mutation, etc. (De Meeûs, 2012). Les RAPD ont également l'inconvénient d'être peu reproductibles en raison des variations stochastiques de l'efficacité des cycles d'amplification (la faible température d'hybridation utilisée dans l'amplification par PCR) et de la faible reproductibilité (Dudgeon *et al.*, 2012). Ces difficultés ont freiné l'application de ces marqueurs dans les sciences halieutiques (Askari *et al.* 2013).

Malgré cela, ils ont été utilisés pour les études des populations de tilapias (*Oreochromis niloticus*, *Sarotherodon melanotheron* et *Tilapia guineensis*) et l'identification des espèces (Bardakci & Skibinski 1994; Usman *et al.*, 2013). Bardakci & Skibinski (1994) ont mis en évidence que les RAPD pourraient être utiles pour l'identification des tilapias aux niveaux des espèces et des sous-espèces. Les RAPD ont également été utilisés pour comparer la variabilité génétique des espèces de tilapias au Nigeria (Usman *et al.*, 2013).

d. RFLP (Restriction Fragment Length Polymorphism)

Le principe du RFLP est basé sur le polymorphisme de la taille des fragments d'ADN en raison des mutations (substitutions nucléotidiques, insertions, délétions) se produisant aux sites des enzymes de restriction entre les différents individus d'une espèce (Liu & Cordes, 2004; Sezonlin, 2011). Les enzymes de restriction coupent l'ADN à des séquences spécifiques et la migration des fragments résultants dépend de leur taille (Hartl & Clark, 2007; Gibson & Muse, 2004; Hartl & Clark, 2007). Du fait que les RFLP sont abondants dans le génome de la plupart des organismes, ils reçoivent de nombreuses applications dans les analyses de la génétique des populations de poissons. Il existe toutefois plusieurs limites à l'analyse RFLP (Semagn *et al.*, 2006): (i) elle requiert la présence d'une quantité et qualité élevées d'ADN, (ii) dépend du développement de banques de sonde spécifiques pour l'espèce, (iii) la technique n'est pas susceptible d'être automatisée, (iv) le niveau de polymorphisme est faible, et peu de loci sont détectés par essai, (v) elle exige beaucoup de temps, est laborieux et coûteux, (vi) nécessite généralement des sondes radioactivement marquées. L'analyse des RFLP s'est révélée utile dans la clarification des relations entre espèces de poissons étroitement apparentées (Meyer, 1993; Bernatchez & Wilson, 1998; Liu & Cordes, 2004; Askari *et al.*, 2013).

La répartition spatiale des populations d'*Oreochromis niloticus* et d'*Oreochromis aureus* en Afrique de l'Ouest, du Centre, du Nord et de l'Est a été analysée à l'aide des RFLP (Agnèse *et al.*, 1997). Le réseau obtenu montre qu'il existe trois groupes géographiquement distincts. Toutes les populations d'Afrique de l'Ouest sont regroupées, les deux populations de la vallée du Rift éthiopienne sont distinctes et entre ces deux groupes se trouvent les populations de la vallée du Rift du Kenya et d'Ouganda. Les populations du Nil montrent des affinités avec celles d'Afrique de l'Ouest et les spécimens des lacs Tana et Turkana (Agnèse *et al.*, 1997). Au Burkina Faso, ces marqueurs ont permis d'étudier la structure génétique des populations domestiques et sauvages du tilapia du Nil, *Oreochromis niloticus* (Toguyeni *et al.*, 2007). Il semble que les populations du Bazèga aient pu être introgressées par celles de la Kompienga. Certains individus de la population de la Kompienga doivent être maintenus dans la même station d'élevage du Bazèga.

e. AFLP (Amplified Fragment Length Polymorphism)

Développée en 1995, la technique AFLP constitue une variante de RFLP (Vos *et al.*, 1995). Au cours de la dernière décennie, les AFLP ont été le plus souvent utilisés pour étudier la structure génétique des populations naturelles (Foll *et al.*, 2010). Le principe est basé sur l'amplification sélective de fragments d'ADN générés par digestion par une combinaison de deux enzymes de restriction, par exemple MseI et EcoRI (Liu & Cordes, 2004). Des adaptateurs sont ensuite ajoutés aux extrémités des sites de clivage de sorte que les amorces de PCR puissent se lier aux fragments digérés (Sezonlin, 2011). Les AFLP sont applicables à toute espèce, y compris aux espèces de poissons moins bien étudiées (Liu & Cordes, 2004). Ils sont des marqueurs dominants.

Ils se sont avérés utiles pour caractériser génétiquement les populations d'*Oreochromis niloticus* (Nyingi *et al.*, 2009). Dans le but de détecter des loci à effets quantitatifs (QTL) chez les tilapias pour l'aquaculture, des cartes de liaisons génétiques (schéma montrant l'emplacement des gènes sur les chromosomes) ont été développées au moyen d'AFLP et des loci microsatellites pour la tolérance au froid et à la salinité et la qualité des carcasses (Kocher *et al.*, 1998; Agresti *et al.*, 2000). Kocher *et al.* (1998) ont identifié des liaisons entre 93,1% des marqueurs testés. De plus, 95% des microsatellites et 92% des AFLP étaient liés sur la carte finale de liaison construite. Cette carte s'étend sur 704 Kosambi centiMorgans sur 30 groupes de liaison couvrant les 22 chromosomes d'*Oreochromis niloticus*. Agresti *et al.* (2000) ont noté que lorsqu'on marque les marqueurs AFLP, on marque des allèles et pas forcément des loci. En effet, il existe de nombreux cas où deux polymorphismes adjacents issus de la même combinaison d'amorces présentent une liaison absolue sur la carte. Il est probable que ce soient réellement des allèles au même endroit.

f. SSR ou VNTR (Microsatellites)

Encore appelée SSR (Simple Sequence Repeat) ou VNTR (Variable Number Tandem Repeat, qui est aussi appliquée pour les marqueurs minisatellites), les marqueurs microsatellites sont de courtes séquences d'ADN répétées en tandem, réparties sur l'ensemble du génome et, la plupart du temps, sans fonction connue (De Meeûs, 2012). La séquence d'ADN est composée par la

répétition de quelques (1 à 9) nucléotides (Richard *et al.*, 2008), comme le dinucléotide -CA- ou le trinucléotide -CGG- (Carleton *et al.*, 2002; Watson *et al.*, 2012). La technique nécessite des quantités relativement faibles de matériel biologique pour le criblage d'un individu et présente souvent une plus grande variabilité que d'autres marqueurs (Estoup *et al.*, 1998; Romana-Eguia *et al.*, 2004). Leur grande variabilité est due aux taux élevés de mutations compris entre 0,01 et 0,0001 (Balloux & Lugon-Moulin, 2002; Ellegren, 2004). Ils sont le plus souvent utilisés au niveau intraspécifique pour les études de structure génétique des populations et l'inférence des événements historiques qui se sont produits au sein des populations d'organismes vivants (Lee & Kocher, 1996; Liu & Cordes, 2004). Ces marqueurs fournissent également des outils précieux pour un large éventail d'investigations génétiques. Ils permettent la comparaison des espèces à l'aide d'amorces de PCR développées pour une espèce et amplifiées sur des taxons étroitement apparentés (Bezault *et al.*, 2011; Bezault *et al.*, 2012). Ils sont également utiles pour la cartographie des liaisons génétiques, la parenté ou l'analyse médico-légale (Ellegren, 2004). Des niveaux élevés de polymorphisme donnent aux marqueurs microsatellites une puissance accrue de discrimination (Wright & Bentzen, 1994; Toniato *et al.*, 2010).

En pêche et aquaculture, les marqueurs microsatellites sont utiles pour la caractérisation génétique des stocks, la sélection des stocks de géniteurs, la construction de vastes cartes de liaisons génétiques, la cartographie de traits quantitatifs économiquement importants, l'identification des gènes responsables de ces traits dans le cadre des programmes de sélection assistée par marqueur (Bentzen *et al.*, 1991; Chistiakov *et al.*, 2006) et la recherche de gènes contrôlant la détermination du sexe (Lee *et al.*, 2003). Les microsatellites ont reçu de nombreuses applications dans la caractérisation et la cartographie génomique des espèces de tilapias telles que *Oreochromis niloticus*, *Sarotherodon melanotheron*, *Oreochromis aureus*, *Oreochromis mossambicus* et *Sarotherodon galilaeus* (Kocher *et al.*, 1998; Adépo-Gourène *et al.*, 1998; Agresti *et al.*, 2000; Appleyard *et al.*, 2001; Brinez *et al.*, 2011; Bezault *et al.*, 2011; Yoboue *et al.*, 2014). Afin de soutenir la gestion des stocks Kocher *et al.*, (1998) ont construit une carte génétique pour *Oreochromis niloticus*, en utilisant des SSR. 95% des microsatellites isolés sont liés sur la carte et 24 des groupes de liaisons contenaient au moins un microsatellite polymorphe. Adépo-Gourène *et al.* (1998) ont montré que les populations de *Sarotherodon melanotheron* d'Afrique de l'Ouest sont génétiquement différentes. Appleyard *et al.* (2001) ont observé qu'aucune corrélation significative avec la longueur ou le poids n'a été observée sur plusieurs loci microsatellites testés. Les auteurs suggèrent donc que sélectionner des stocks de géniteurs en se basant uniquement sur les niveaux d'hétérozygotie des microsatellites des individus n'aura vraisemblablement pas pour effet d'accroître la croissance relative chez les populations domestiques Fidjiennes d'*Oreochromis niloticus*. En utilisant les SSR, Brinez *et al.* (2011) ont évalué la diversité génétique de six populations d'hybrides rouges de tilapias de Colombie. Les résultats ont indiqué que les échantillons sont génétiquement différenciés et qu'il est possible de les utiliser dans le cadre d'un programme d'amélioration génétique. La diversité génétique et la structure des échantillons de *Sarotherodon melanotheron* représentant deux sous-espèces endémiques d'Afrique de l'Ouest, *Sarotherodon melanotheron melanotheron* et *Sarotherodon melanotheron heudelotii* ont été étudiées en utilisant des marqueurs de

microsatellites (Yoboue *et al.*, 2014). Une différenciation génétique significative a été observée entre les trois populations étudiées.

g. VNTR (Minisatellites)

Les minisatellites ou VNTR (Variable Number Tandem Repeats) sont des séquences de répétitions en tandem dont les répétitions sont longues d'environ 9 à 65 paires de bases dans les génomes des eucaryotes (Harris & Wright, 1995; Richard *et al.*, 2008). Le nombre de ces répétitions varie d'un individu à l'autre et constitue un ensemble d'allèles. Comme les marqueurs microsatellites, les allèles minisatellites sont mendéliens (Oreilly & Wright, 1995; Harris & Wright, 1995). Les VNTR présentent des taux de mutation extrêmement élevés (Wright, 1994) conduisant à de grands taux de polymorphisme dans les populations naturelles.

Les minisatellites ont reçu diverses applications dans les études sur les poissons, principalement pour les Salmonidae et les tilapias notamment en ce qui concerne l'empreinte génétique et la conservation évolutive (Bentzen *et al.*, 1991; Bentzen & Wright, 1993; Harris & Wright, 1995). Ils ont également été utilisés pour les études des populations d'*Oreochromis niloticus* (Harris *et al.*, 1991; Harris & Wright, 1995). Les résultats de Harris *et al.* (1991) en génétique de l'aquaculture comprenaient l'évaluation des taux de consanguinité, l'identification des individus et des groupes familiaux et l'étiquetage des géniteurs pour assurer leur appartenance.

h. EST (Expressed Sequence Tags)

Les EST sont des morceaux de séquences courtes (200-800 bases nucléotidiques de longueur) dérivées d'un groupe aléatoire de transcription inverse de molécules d'ARNm: ce sont donc des ADNc (Gibson & Muse, 2004; Nagaraj *et al.*, 2007; Hartl & Clark, 2007; Tagu & Risler, 2010). En effet, chaque gène doit être converti ou transcrit en ARNm qui sert de modèle pour la synthèse des protéines. L'ARNm résultant guide alors la synthèse d'une protéine par un processus appelé traduction (Semagn *et al.*, 2006). L'ARNm (très instable à l'extérieur d'une cellule) est ensuite converti en ADNc (beaucoup plus stable) en utilisant une enzyme appelée transcriptase inverse (Semagn *et al.*, 2006). Le séquençage des extrémités 5'- et 3'- des clones d'ADNc pour générer des EST est la méthode la plus efficace pour la découverte de gènes (Chistiakov *et al.*, 2006; Lee & Kocher, 2007; Askari *et al.*, 2013). En général, les EST permettent la découverte de gènes, l'annotation du génome, l'identification de la structure génique, l'établissement de la viabilité des transcrits alternatifs ; ils guident la caractérisation des RFLP, des SSR et des SNP et facilitent l'analyse du protéome (Semagn *et al.*, 2006; Nagaraj *et al.*, 2007; Liu, 2007).

Les EST sont utiles pour cartographier le génome des espèces d'aquaculture (Liu & Cordes, 2004). Un grand nombre d'EST a été développé pour les espèces étroitement apparentées de Cichlidae haplochromine de l'Afrique de l'Est (Watanabe *et al.*, 2004). De même, une vaste collection d'EST (116.899) issue de 19 banques d'ADNc représentant 16 tissus de tilapias est déjà construite pour *Oreochromis niloticus* (Lee *et al.*, 2010) afin de soutenir les études d'expression génique, de cartographie comparative et d'annotation du génome des tilapias.

i. SSCP (Single-Strand Conformation Polymorphism)

Les SSCP utilisent la capacité d'un acide nucléique monocaténaire pour constituer les paires de bases intramoléculaires, pour la découverte des SNP (Gibson & Muse, 2004; Liu & Cordes, 2004). En effet, le SSCP repose sur le fait que dans un court segment d'ADN (habituellement pas plus de 300 paires de bases), un unique changement de base dans la séquence peut provoquer des changements majeurs dans la conformation monocaténaire qui est un reflet de la structure secondaire de la séquence d'ADN monocaténaire sur la formation en épingle à cheveux et les appariements mineurs de base (Vignal *et al.*, 2002; Liu, 2007). Techniquement, le produit PCR amplifié est dénaturé dans une solution faiblement alcaline et ensuite déposé sur un gel d'acrylamide (8%). Ensuite, l'électrophorèse est réalisée dans une salle où le gel est maintenu à une température constante (Gibson & Muse, 2004; Semagn *et al.*, 2006; Chenuil, 2006; Nguyen *et al.*, 2006b).

Les SSCP ont été utilisés pour le génotypage de trois souches (GIFT, Chitralada et Supreme) d'*Oreochromis niloticus* (Rodrigues *et al.*, 2014). Trois polymorphismes ont été identifiés dans une partie de la région de régulation du gène pour l'aromatase ovarienne (CYP19a), résultant en deux séquences différentes, dans la souche GIFT alors qu'aucun polymorphisme n'a été trouvé dans les souches Supreme et Chitralada. En bref, même avec des polymorphismes dans la zone d'étude cible, en tenant compte des trois souches, on peut supposer que la portion de la région régulatrice du gène de l'aromatase ovarienne chez les souches Supreme et Chitralada ne présente pas de polymorphisme.

j. SNP (Single Nucleotide Polymorphism)

Le SNP est un site dans le génome au sein duquel il y a un unique nucléotide ayant deux, et moins fréquemment 3 ou 4 états différents au sein d'une collection d'individus de la même espèce (Gibson & Muse, 2004). En effet, certaines molécules d'ADN dans une population peuvent avoir un nucléotide T (thymidine) à ce site, tandis que d'autres molécules d'ADN dans la même population peuvent avoir un nucléotide C (cytosine) sur le même site (Hartl & Clark, 2007). Les SNP sont utiles en génétique des populations (Hartl & Clark, 2007; Griffiths *et al.*, 2013). Les SNP peuvent théoriquement avoir 4 allèles (les 4 bases bien sûr). Le fait que les taux de mutation soient très faibles et que les transversions soient deux fois moins susceptibles que la transition rend les SNP fonctionnellement bi-alléliques (Vignal *et al.*, 2002; De Meeûs, 2012; Liu & Cordes, 2004; Askari *et al.*, 2013). Ils sont informatifs, mais leur analyse est encore coûteuse et nécessite l'étude de nombreux loci, selon la taille des échantillons: 30 SNP apparaissent comme une limite acceptable dans les meilleures conditions, mais 500 SNP peuvent être nécessaires, même si la consanguinité et la parenté resteront difficiles à estimer avec précision (Morin *et al.*, 2009; Smouse, 2010).

L'utilisation des SNP pour étudier la génétique des tilapias est encore rarissime. Cependant, un ensemble de SNP génomiques disponibles pour le tilapia du Nil a été développé par Guyon *et al.* (2012); Brawand *et al.* (2014). Guyon *et al.* (2012) ont génotypé 1358 marqueurs constitués de 850 gènes, 82 marqueurs correspondant aux séquences finales BAC, 154 microsatellites et 272 polymorphismes de nucléotide unique (SNP). Brawand *et al.* (2014) ont séquencé les

génomomes et les transcriptomes de cinq lignées de Cichlidae africains: le tilapia du Nil (*Oreochromis niloticus*), *Neolamprologus brichardi/pulcher*, *Metriaclima zebra*, *Pundamilia nyererei* (radiation très récente au lac Victoria) et *Astatotilapia burtoni* (lac Tanganyika). Ils ont trouvé un excès de duplications de gènes dans la lignée de l'Afrique de l'Est par rapport au tilapia et autres téléostes, l'évolution accélérée de la séquence codante, la divergence d'expression associée aux insertions d'éléments transposables et la régulation par de nouveaux microARN. Ces auteurs ont conclu qu'un certain nombre de mécanismes moléculaires ont façonné les génomes des Cichlidae de l'Afrique de l'Est et que l'accumulation de variations stationnaires pendant les périodes de sélection purifiante relaxée a pu être importante pour faciliter la diversification évolutive subséquente.

k. Indels (Insertions/délétions)

L'Indel (polymorphisme dû à une insertion ou à une délétion) est une mutation qui consiste en l'événement d'insertion ou de délétion d'un ou plusieurs nucléotides dans l'ADN, l'ARN ou les acides aminés des protéines, qui sont fréquemment observés dans les alignements de séquence (Thomas *et al.*, 2010; Griffiths *et al.*, 2013). Les indels d'une base sont considérés comme des SNP (Gibson & Muse, 2004; Griffiths *et al.*, 2013). Ainsi, de nombreuses techniques de détection SNP peuvent également être utilisées pour la notation de petits indels (Vignal *et al.*, 2002). Les indels plus petits nécessitent un séquençage d'ADN ou des techniques électrophorétiques plus élaborées pour déterminer de petits changements en taille (Liu & Cordes, 2004). La variation souvent détectée dans les allozymes, les ADNmt, les RAPD, les AFLP et les RFLPs peut être le résultat d'indels (Liu & Cordes, 2004; Schliewen & Klee, 2004; Liu, 2007).

La possibilité de détecter des indels dans les génomes de nombreuses espèces de tilapia a été étudiée: *Tilapia zillii* (Szitenberg *et al.*, 2012), *Sarotherodon melanotheron*, *Sarotherodon nigripinnis*, *Oreochromis niloticus*, *Sarotherodon galilaeus* (Falk *et al.*, 2003; Schliewen & Klee, 2004) et *Oreochromis niloticus* (Rengmark & Lingaas, 2007). Szitenberg *et al.* (2012) ont exploré les variations génétiques et morphologiques de cette espèce (*Tilapia zillii*) répandue, en utilisant des séquences de régions de contrôle mitochondriales et des caractères méristiques. Les fragments d'ADN ont été séquencés sur les deux brins. Les indels ont été détectés manuellement en regardant la région correspondante sur le chromatogramme. L'alignement final comprenait deux indels. En se focalisant sur les 58 différents haplotypes d'ADNmt identifiés dans la partie séquencée de la région de contrôle (372-377 pb), Falk *et al.* (2003) ont construit un arbre (neighbour-joining tree), pour les populations de *Sarotherodon melanotheron* et *Sarotherodon nigripinnis* d'Afrique de l'Ouest et du Centre. Plusieurs indels ont été détectés et plusieurs autres observés dans les alignements de séquences du gène de transferrine d'*Oreochromis niloticus* (Rengmark & Lingaas, 2007). Cependant, aucun indel de plus d'une paire de bases (pb) n'a été détecté dans le génome des populations de *Sarotherodon galilaeus* des lacs cratères du Cameroun (Schliewen & Klee, 2004).

9. PARAMETRES INFLUENÇANT L'ANALYSE GENETIQUE DES TILAPIAS

L'utilisation des marqueurs génétiques susmentionnés peut présenter des problèmes techniques à savoir les allèles nuls, le dropout allélique, la dominance des allèles courts, le stuttering, l'effet Wahlund, la sous-dominance, la superdominance, l'hétérogamie, l'homogamie et l'endogamie. Dans la suite, seuls ceux qui sont récurrents et qui affectent l'analyse génétique chez les tilapias seront évoqués.

a. Allèles nuls

Un allèle nul est défini comme n'importe quel allèle faiblement ou non visible à un locus donné (De Meeûs *et al.*, 2007). Les allèles nuls correspondent à des allèles qu'on ne peut pas déceler avec la méthode de détection biochimique utilisée. Ils sont invisibles à l'état hétérozygote, car récessifs par rapport aux autres allèles, et mal détectés à l'état homozygote (blancs), car il est souvent difficile de séparer les cas où la manipulation a échoué (mauvaise amplification, matériel dégradé, etc.) des cas où on a réellement à faire à un homozygote nul (De Meeûs, 2012). Cela peut se produire chez les allozymes pour les allèles qui ne sont plus fonctionnels. Si le site actif est muté par exemple et ne permet pas la dégradation du substrat à la fin de la migration, aucune précipitation ne se produira et l'allèle correspondant restera invisible (De Meeûs *et al.*, 2007). Cela se produit également chez les marqueurs PCR dépendants comme les SSR (Van Oosterhout *et al.*, 2006; Chapuis & Estoup, 2007). En effet, si la séquence flanquante est mutée à l'une des deux amorces de telle sorte que l'hybridation ne soit pas effectuée, l'allèle correspondant n'est pas amplifié: c'est ce qu'on appelle un allèle nul (Pompanon *et al.*, 2005; De Meeûs, 2012). Les allèles nuls conduisent à un déficit d'hétérozygotes par rapport aux attentes de Hardy-Weinberg (De Meeûs *et al.*, 2007) et augmenteront la différenciation génétique entre les populations (Chapuis & Estoup, 2007). Les allèles nuls affectent rarement tous les loci équitablement et une signature typique d'allèles nuls est la forte variance observée sur des loci présentant une déviation des estimations statistiques de panmixie comme le F_{IS} de Wright (De Meeûs *et al.*, 2007). Les occurrences de génotypes blancs peuvent également être la signature de la présence de tels allèles à l'état homozygote. L'estimation des fréquences alléliques nulles peut facilement être évaluée par des procédures supposant une panmixie comme sous le logiciel Micro-Checker (Van Oosterhout *et al.*, 2004; Van Oosterhout *et al.*, 2006). La subdivision ou la distance génétique peut être ajustée facilement avec FreeNA (Chapuis & Estoup, 2007) tout en corrigeant ces allèles nuls. Des allèles nuls peuvent apparaître chez les populations de tilapia (Hassanien & Gilbey, 2005; Bezault *et al.*, 2011).

b. Dropout allélique

Ce problème est spécifique aux marqueurs génétiques basés sur la PCR. "Un dropout allélique survient lorsque la PCR (Polymerase Chain Reaction) définie pour un locus donné ne parvient pas à amplifier un ou les deux allèles d'un individu diploïde. Dans le cas où un seul allèle disparaît, un seul allèle (bande ou pic) est alors révélé et l'individu est ainsi mal interprété comme homozygote au locus concerné. Il s'agit d'un événement aléatoire (l'un des deux allèles est aussi susceptible de subir le phénomène) qui survient généralement lorsque l'ADN est en faible quantité et/ou dégradé. Plusieurs phénomènes peuvent conduire à un dropout allélique:

faible concordance entre les amorces et la séquence flanquante de l'ADN du marqueur, faible qualité de l'ADN, faible qualité de l'extrait, réactifs de mauvaise qualité, mauvaise précision ou fiabilité des équipements, erreur expérimentale due à l'utilisation d'un protocole inapproprié (Pompanon *et al.*, 2005). Les dropouts alléliques sont donc la plupart du temps censés être spécifiques au locus. Le dropout allélique peut également causer des génotypes manquants (si les deux alleles ne s'expriment pas)" (Séré *et al.*, 2014). Chez les tilapias, le dropout allélique affecte souvent les SSR (Henning *et al.*, 2014). Il conduit à une surestimation des coefficients de consanguinité puisque les individus hétérozygotes sont cochés (faux) génotype homozygote par erreur (Bonin *et al.*, 2004). Pour y remédier, les protocoles d'extraction et d'amplification de l'ADN devraient être bien adaptés à l'espèce.

c. Stuttering

Bien que le stuttering ne soit pas un problème dans les études de cartographie où le nombre et le type d'allèles possibles sont connus a priori, c'est une source de préoccupation en génétique des populations où les erreurs de notation peuvent conduire à un excès artificiel d'homozygotes (O'Connell & Wright, 1997). Techniquement, si les amorces de PCR ne s'accrochent pas bien, il est possible que la Taq polymérase bégaye et amplifie différentes tailles pour le même allèle de sorte que les individus hétérozygotes pour deux allèles de taille similaire apparaîtront comme des individus homozygotes (De Meeûs, 2012). Le bégaiement de la polymérase peut survenir lorsque les allèles des microsatellites apparaissent sous la forme d'une série de bandes et non d'une seule bande discrète (notation des pics de bégaiement ou «bandes fantômes») (O'Connell & Wright, 1997; Chenuil, 2006) conduisant à une déficience de génotypes hétérozygotes avec des allèles de différence d'une unité répétée (Karlsson & Mork, 2005). Le stuttering est souvent observé dans les données SSR (Moradi & Keyvanshokoh, 2013) et est détecté automatiquement par Micro-Checker (Van Oosterhout *et al.*, 2004). Il est également généralement plus élevé dans les SSR de tilapias avec des matrices de répétition plus grandes (O'Connell & Wright, 1997). Une approche possible pour éviter ce problème est de sélectionner des loci de tétranucléotides au lieu du dinucléotide (Sekar *et al.*, 2009). Une seconde méthode pour réduire les potentielles difficultés de notation consiste à utiliser des loci dinucléotidiques avec une taille de produit réduite (<120) (Oreilly & Wright, 1995; Sekar *et al.*, 2009).

d. Effet Wahlund

Ce problème a été décrit pour la première fois par Wahlund (Wahlund, 1928). L'effet Wahlund est un déficit hétérozygote observé, comparé à la composition génotypique attendue de Hardy-Weinberg, lorsque deux ou plusieurs sous-échantillons ayant des fréquences alléliques différentes sont mélangés (Karlsson & Mork, 2005; Nyingi *et al.*, 2009; Foll *et al.*, 2010). L'effet Wahlund peut se produire lorsqu'un échantillon est composé d'individus appartenant à plusieurs cohortes et à des sous-populations ou même des espèces cryptiques différenciées (Hassanien & Gilbey, 2005; Larsson *et al.*, 2007). L'effet Wahlund a été rapporté dans certaines études génétiques sur les tilapias (Agnèse *et al.*, 2009; Nyingi *et al.*, 2009).

e. Superdominance

C'est un processus sélectif dans lequel la survie et/ou la fertilité d'un individu sont augmentées si l'individu est hétérozygote à un locus donné (De Meeûs *et al.*, 2007; De Meeûs, 2012). La surperdominance génère un excès d'individus hétérozygotes par rapport aux attentes de Hardy-Weinberg (De Meeûs *et al.*, 2007). L'un des exemples les plus documentés est l'anémie falciforme contre l'agent infestieux du paludisme *Plasmodium falciparum* (Thomas *et al.*, 2010). Il peut également se produire en aquaculture (Fjalestad, 2005; Liu, 2007). Le croisement de deux lignées dans lesquelles différents allèles sont fixés donne un F₁ dans lequel tous les individus sont hétérozygotes, et c'est la seule façon de produire un groupe d'individus qui sont tous hétérozygotes. Dans une population non consanguine, pas plus de 50% des individus ne peuvent être hétérozygotes pour une paire particulière d'allèles (Fjalestad, 2005). En outre, la surperdominance peut affecter les caractères des hybrides de tilapia (*Oreochromis mossambicus* X *Oreochromis aureus*) (Cnaani *et al.*, 2003). Un effet croissant de superdominance a été observé pour la longueur, le poids et la tolérance au froid chez ces hybrides, car les poissons hétérozygotes pour chaque marqueur étaient plus tolérants au froid et plus petits que les poissons homozygotes.

f. Endogamie

L'endogamie est un système de reproduction dans lequel seuls les individus apparentés s'accouplent. Il peut être accompli par l'autofécondation (selfing) et par le croisement frère-soeur. La progéniture provient d'un individu hermaphroditique qui féconde ses propres ovules avec ses propres spermatozoïdes. Le processus d'autofécondation est une forme extrême de consanguinité (accouplement entre apparentés), car dans ce cas le soi est soi-même (Hartl & Clark, 2007). Il conduit à un déficit de génotypes hétérozygotes par rapport à celle attendue sous panmixie (De Meeûs *et al.*, 2007). Elle s'observe le plus souvent chez les plantes et les invertébrés (Thomas *et al.*, 2010; Griffiths *et al.*, 2013). Chez les poissons, l'autofécondation a été signalée chez le cyprinodonte *Rivulus marmoratus* (Schartl, 2004) et *Kryptolebias marmoratus* (Kanamori *et al.*, 2006; Kanamori *et al.*, 2016). Elle peut se produire chez les truites arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* mâles (Chevassus *et al.*, 1988) et *Clarias lazereus* (Liu & Yao, 1995) lorsque des hermaphroditismes sont induits. Le croisement frère-soeur se produit lorsque les individus ont tendance à préférer s'accoupler avec des membres de la même famille. Les descendants de ces croisements causent un grand risque de maladies héréditaires et sont plus susceptibles d'être homozygotes pour n'importe quel locus (Griffiths *et al.*, 2013). Au niveau des souches de poisson, l'endogamie conduit le plus souvent à de faibles performances comme le taux de croissance, la survie et la fécondité (Garduno-Lugo *et al.*, 2004; Neves *et al.*, 2009) à travers la dépression consanguine. Le F_{IS} peut mesurer la probabilité que les deux allèles d'un individu proviennent de la même copie d'un ancêtre commun (Griffiths *et al.*, 2013) et peut donc être une mesure du taux d'accouplements endogamiques dans la population. Les accouplements endogamiques ont été signalés chez des espèces de tilapia telles que *Sarotherodon melanotheron* (Yoboué *et al.*, 2012; Yoboué *et al.*, 2014).

10. CONCLUSION

L'utilisation d'un marqueur génétique est conditionnée par les objectifs de recherche et le rapport qualité-prix des analyses à effectuer. Les marqueurs moléculaires les plus utilisés pour les études génétiques d'*Oreochromis niloticus* et de *Sarotherodon melanotheron* sont les allozymes, les RFLP, les ADNmt et les SSR. Les loci allozymiques sont moins polymorphes que les SSR, ADNmt, RFLP et AFLP. A l'avenir, les SSR, les AFLP et les SNP sont des outils prometteurs pour la caractérisation génétique des tilapias, notamment en ce qui concerne la cartographie physique et génétique, la cartographie des liaisons génétiques, les études génétiques des populations et les analyses de paternité. Il apparaît également essentiel de comparer les génomes de ces deux espèces de tilapia afin d'identifier les gènes qui sous-tendent leur remarquable diversité morphologique et comportementale. Les techniques de cartographie génomique et les analyses des loci à effets quantitatifs utilisés pour soutenir la sélection assistée par marqueurs, seront éventuellement utiles pour identifier et cloner des gènes qui pourraient s'avérer économiquement importants pour des fermes aquacoles.

■

DEUXIEME PARTIE :

SITUATION DES REPEUPEMENTS DES PLANS D'EAUX DU BENIN

1. INTRODUCTION

Le but du repeuplement des plans et cours d'eau est de parer à la diminution des stocks de poissons (McNease *et al.*, 1984; Cowx, 1998). Il permet aussi de réduire les importations de poissons congelés (DPH, 2015) et de rétablir et protéger les espèces menacées (AquaDeD, 2010). Cependant, la promotion du repeuplement pose de nombreuses questions concernant les espèces et les souches à utiliser ainsi que les dispositions à prendre pour la gestion durable des ressources aquatiques. En effet, le repeuplement doit être précédé de la construction de frayères artificielles (AquaDeD, 2010) et ne devrait être entrepris qu'après une évaluation appropriée des facteurs d'utilisation des écosystèmes, de dégradation de l'environnement, des risques potentielles liées à la biosécurité et des possibilités d'invasion d'espèces exotiques (De Groot, 2002).

Dans de nombreux pays d'Afrique tels que le Bénin, le Nigéria, l'Afrique du Sud, etc., les campagnes de repeuplement ont eu des impacts négatifs sur la biodiversité aquatique et les conservateurs pourraient s'y opposer à cause des éventuels risques de pollution des stocks de poissons indigènes (De Silva, 1997; Vitule *et al.*, 2009). En effet, les déséquilibres écologiques, les changements dans la structure des communautés et la perte d'intégrité génétique sont des risques potentiels liés au repeuplement (Peterson *et al.*, 2004; Petersson, 2009). De même, le repeuplement de poissons en dehors de leurs aires de répartition géographique en vue de l'amélioration des captures ou à d'autres fins de gestion a souvent abouti à l'hybridation entre espèces indigènes et celles introduites (De Silva, 1997). Bien entendu, l'hybridation interspécifique a été suggérée comme une force évolutive importante générant la diversité biologique par la recombinaison de matériel génétique entre lignées divergentes (Mallet, 2005; Bezault *et al.*, 2012). L'hybridation introgressive se produit non seulement au moment de l'amélioration des caractères phénotypiques tels que la couleur du corps, la croissance, mais aussi lors de l'amélioration de la tolérance des conditions environnementales (Bezault *et al.*, 2012). Elle peut également survenir en aquaculture en cage lors des tris, lors de la mise en charge des juvéniles, lors des rejets intentionnels, lors des pêches, ou dans le cas où des cages sont endommagées, etc (De Azevedo-Santos *et al.*, 2011). En règle générale, le repeuplement ne peut être considéré comme un succès que lorsque des efforts ont été faits pour éliminer les espèces exotiques et pour améliorer le mode de gestion des écosystèmes aquatiques (De Groot, 2002).

Au Bénin, de 2000 à nos jours, plusieurs programmes de réempoisonnement ont été menés à travers le pays par de nombreux acteurs tels que la Direction de la Production Halieutique de 2000 à 2015; le Laboratoire d'Hydrobiologie et d'Aquaculture de l'Université d'Abomey-Calavi en 2002; le Programme d'Appui au Développement Participatif de la Pêche Artisanale (PADPPA) en 2009 et 2013; l'ONG Aquaculture et Développement Durable (AquaDeD) en 2012; et le Programme Cadre d'Appui à la diversification agricole (ProCAD) en 2015. La majorité de ces campagnes de repeuplement n'a pas été précédée ni suivie de l'évaluation de leurs impacts, notamment en terme de biodiversité et d'abondance des poissons introduits dans les cours d'eau. L'objectif de la présente étude est donc d'analyser les programmes

d'empoissonnement effectués au Bénin, d'évaluer leurs impacts sur les ressources halieutiques et de proposer des mesures pour une gestion durable des ressources naturelles halieutiques avant et après leur mise en œuvre.

2. MATERIEL ET METHODES

L'étude a été conduite de juillet 2014 à octobre 2015 au Bénin (6°30'-12°30' latitude Nord et 1°-30°40' longitude Est). Le Bénin a deux types de climat. Le premier au Sud est un climat équatorial dont l'humidité est élevée, alternant les saisons sèches (novembre-mars et mi-juillet à mi-septembre) et les saisons des pluies (avril à mi-juillet et mi-septembre à octobre). Le Centre et le Nord sont caractérisés par un climat tropical avec une saison sèche de novembre à avril et une saison des pluies de juin à septembre (Boko *et al.*, 2012). Les températures ont des amplitudes faibles, avec des maxima variant de 28 à 32°C et les minima oscillant entre 23 et 26°C. Les précipitations annuelles sont comprises entre 999 mm et 1090 mm (Boko *et al.*, 2012; MAEP/JICA, 2009). Le relief du Bénin est légèrement inégal et se compose d'une zone côtière, "faible" et argileuse limitée par des lagunes, d'un plateau argileux ferrugineux, d'un plateau silico-argileux parsemé de sous-bois, du massif de l'Atacora (800 m) au Nord-Ouest et au Nord-Est, de plaines silico-argileuses très fertiles du Niger.

Les données ont été collectées auprès de 174 pêcheurs et 36 pisciculteurs répartis sur l'ensemble des départements territoriaux du Bénin. Le matériel utilisé est composé de deux formulaires d'enquête. Pour les pêcheurs, les formulaires de sondage contiennent les informations suivantes:

- Profil des pêcheurs ;
- Professions des pêcheurs ;
- Espèces, catégories de poisson utilisées pendant les campagnes de repeuplement et raisons du repeuplement ;
- Conditions préalables, années de réempoissonnement et origines des poissons utilisés ;
- Différence entre les performances des poissons introduits et ceux d'avant ou d'après introduction ;
- Les impacts environnementaux, génétiques et économiques du repeuplement sur les ressources halieutiques et les revenus des pêcheurs ;
- L'introduction des poissons d'aquaculture en cages ou en enclos dans le milieu naturel.

Pour les pisciculteurs, l'enquête a permis de recueillir des renseignements sur :

- Le profil des pisciculteurs en cages et en enclos ;
- Les caractéristiques de chaque introduction (volontaire ou involontaire) ;
- Les impacts environnementaux, génétiques et économiques de ces introductions sur les ressources halieutiques et les revenus des pisciculteurs.

La méthodologie utilisée dans la présente étude était l'enquête par des entretiens prospectifs et rétrospectifs avec les pêcheurs et les pisciculteurs. L'enquête a ainsi porté sur la compilation des rapports techniques de la Direction de la Production Halieutique (DPH) et ceux du Programme d'Appui au Développement Participatif de la Pêche Artisanale (PADPPA), de

l'ONG Aquaculture et Développement Durable (ONG AquaDeD), du Programme Cadre d'Appui à la Diversification Agricole (ProCAD) et du Projet d'Appui à la Diversification Agricole (PADA).

Les données collectées lors de l'enquête ont été revues, codées et stockées dans une base de données conçue à l'aide du logiciel Excel. Les données ont été ensuite analysées à l'aide de SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) et de R i386 3.2.1 (<http://cran.r-project.org>). Les fréquences ont été calculées en utilisant la procédure *crosstabs* de SPSS et elles ont été comparées avec le test du Chi-carré et le test bilatéral de Z en utilisant les scripts *chisq.test* et *prop.test* sous le logiciel R. Pour chaque fréquence P, un intervalle de confiance (IC) à 95% a été calculé en utilisant la formule suivante:

$$IC = 1,96 \sqrt{\frac{[P(1 - P)]}{N}}$$

Où: P est la fréquence relative et N la taille de l'échantillon.

3. RESULTATS

3.1.Profil des pêcheurs

Au Bénin, la pêche est principalement pratiquée par les hommes (95,4 à 100%) et en minorité par les femmes (0-4,6%). Mais les proportions d'hommes et de femmes ne varient pas significativement d'un bassin hydrographique à un autre. Les acteurs de la pêche sont principalement représentés par les jeunes de 25 à 35 ans (11,1-35,3%) et ceux de 35 à 45 ans (21,5-33,3%). Ces groupes sont suivis des groupes d'âge de 45 à 55 ans (15,7-22,2%), de 55 à 65 ans (11,8-22,2%), de 15 à 25 ans (7,7-11,1%), de 75 à 85 ans (0-4.6%) et de 65 à 75 ans (0-2%) (Figure 9).

Dans le tableau IV, 15 groupes ethniques répartis sur tous les départements territoriaux sont impliqués dans l'activité de pêche : Bariba, Dendi, Ditamari, Fon, Goun, Idacha, Ifè, Lokpa, Mahi, Phéda, Sahouè, Tchabè, Wama, Wémè et Xwla. Les Bariba sont actifs respectivement dans le bassin du Niger (28,6%) et de Ouémé (3,1%) ($p < 0,001$). En ce qui concerne l'ethnie Dendi, les pêcheurs parlant cette langue sont présents dans 3 bassins hydrographiques : Niger (44,9%), Ouémé (13,8%) et Volta (23,5%). La proportion de pêcheurs appartenant aux groupes ethniques suivants : Ditamari, Goun, Idacha, Ifè, Mahi et Xwla n'a pas varié significativement selon le bassin hydrographique ($p > 0,05$). Les pêcheurs du groupe ethnique Fon sont présents uniquement dans le Mono (11,1%) et l'Ouémé (7,7%). La proportion des acteurs de la pêche parlant le Lokpa et le Wama est plus importante (13,7% et 23,5% respectivement, $p < 0,05$) dans le bassin de Volta que dans les 3 autres bassins. Les pêcheurs parlant le Phéda et le Sahouè ne sont actifs que dans le Mono. Ces deux groupes ethniques représentent 11,1% des pêcheurs de ce bassin. Le groupe ethnique Tchabé ne pratiquent la pêche que dans le bassin de l'Ouémé (13,8%). Les pêcheurs du groupe Wémè étaient actifs dans les quatre bassins hydrographiques avec respectivement 44,4% dans le bassin du Mono, 15,7% dans le bassin de la Volta et 10,2%

Repeuplement

dans le bassin du Niger ($p < 0,05$). En outre, 27,7% des pêcheurs du bassin de l'Ouémé proviennent du groupe ethnique Wémè. Les acteurs interrogés sont principalement engagés dans l'agriculture (0-46,9%, $p < 0,05$) et la pêche (44,9-100%, $p < 0,05$). Comme activités secondaires, les acteurs sont des agriculteurs (32,2-55,6%, $p > 0,05$), des pêcheurs (0-55,1%, $p < 0,05$) et des pisciculteurs (4,1-44,4%; $p < 0,01$) (Figure 9).

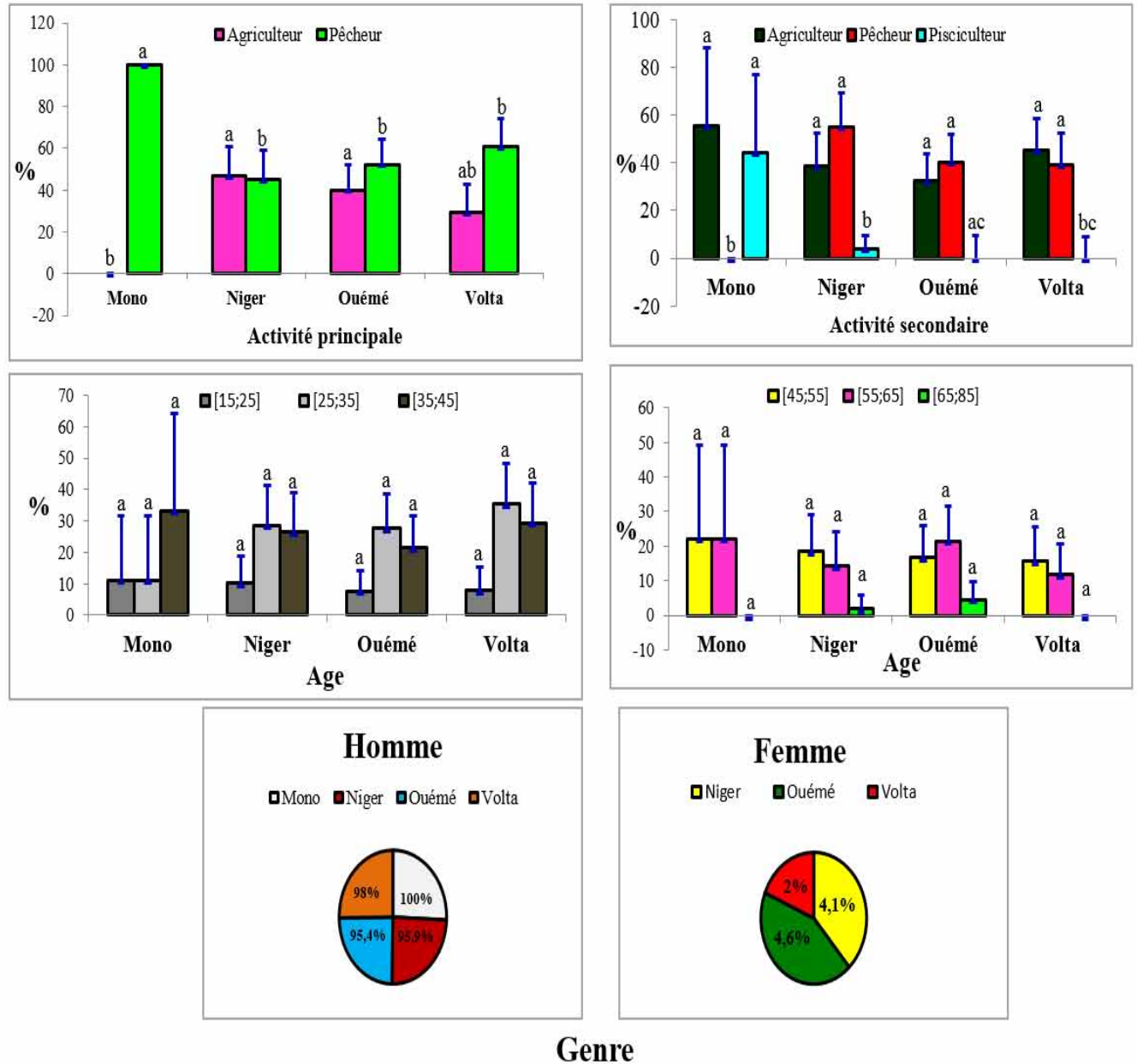


Figure 9: Profil des pêcheurs. Les proportions de la même modalité, suivies de lettres différentes, sont significativement différentes avec le seuil de 5%.

Repeuplement

Tableau IV: Groupes ethniques des pêcheurs.

Variable	Mono (N=9)			Niger (N=49)			Ouémé (N=65)			Volta (N=51)			Test de Chi-carré
	n	%	IC	n	%	IC	n	%	IC	n	%	IC	
Bariba	0	0ab	0	14	28,6a	12,65	2	3,1b	4,2	0	0b	0	***
Dendi	0	0b	0	22	44,9a	13,93	9	13,8b	8,4	12	23,5b	11,64	***
Ditamari	0	0a	0	0	0a	0	0	0a	0	4	7,8a	7,38	NS
Fon	1	11,1a	20,52	0	0b	0	5	7,7a	6,48	0	0b	0	*
Goun	0	0a	0	2	4,1a	5,55	4	6,2a	5,84	2	3,9a	5,33	NS
Idacha	0	0a	0	1	2a	3,95	6	9,2a	7,04	1	2a	3,81	NS
Ifè	0	0a	0	1	2a	3,95	2	3,1a	4,2	3	5,9a	6,46	NS
Lokpa	0	0ab	0	1	2b	3,95	2	3,1b	4,2	7	13,7a	9,44	*
Mahi	0	0a	0	1	2a	3,95	4	6,2a	5,84	0	0a	0	NS
Phéda	1	11,1a	20,52	0	0b	0	0	0b	0	0	0b	0	***
Sahouè	1	11,1a	20,52	0	0b	0	0	0b	0	0	0b	0	***
Tchabè	0	0ab	0	0	0b	0	9	13,8a	8,4	0	0b	0	***
Wama	0	0ab	0	0	0b	0	0	0b	0	12	23,5a	11,64	***
Wémè	4	44,4a	32,46	5	10,2b	8,48	18	27,7a	10,88	8	15,7ab	9,98	*
Xwla	2	22,2a	27,15	2	4,1a	5,55	4	6,2a	5,84	2	3,9a	5,33	NS

N : taille de l'échantillon; n : individus observés; % : Pourcentage, IC : intervalle de confiance; NS : non significatif; *** : $p < 0,001$; * : $p < 0,05$; Les proportions de la même ligne, suivies de lettres différentes, sont significativement différentes au seuil de 5%.

3.2. Caractéristiques des différents programmes de repeuplement

Dans l'ensemble, les campagnes de repeuplement ont inclu 13 cours d'eau (rivière Sô, fleuve Couffo, fleuve Mono, fleuve Ouémé, lac Azilin, lac Doukou, lac Hlan, lac Sré, lac Togbadji, lac Ahémé, lac Nokoué, lagune de Grand-Popo et lagune Toho) et 69 retenues d'eau répartis sur l'ensemble des 4 bassins hydrographiques parmi les 5 que compte le pays. Les espèces de poissons utilisées pendant les différents programmes de réempoissonnement sont *Clarias* (*Clarias*) *gariépinus* (Burchell, 1822), *Heterobranchus longifilis* Valenciennes, 1840, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) et *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852. A part de *C. gariépinus*, la proportion des autres espèces utilisées au cours de ces repeuplements n'a pas varié significativement d'un bassin hydrographique à l'autre ($p > 0,05$). De plus, *O. niloticus* et *C. gariépinus* ont été introduites simultanément dans les bassins du Mono, Niger, Ouémé et Volta, avec des pourcentages respectifs de 11,1%, 8,2%, 10,8% et 2%. Cependant, *H. longifilis* et *S. melanotheron* ont été utilisées séparément dans le bassin de l'Ouémé seulement (3,1% contre 4,6%). Comparativement aux fingerlings, les alevins étaient les plus utilisés au cours des divers programmes de repeuplement. Le dépeuplement des cours d'eau, le dépeuplement lié à la surpêche, la diminution des stocks de poissons et les espèces en voie de disparition sont les principales raisons mises en évidence par les pêcheurs et qui justifient les différentes campagnes de repeuplement (Tableau V). Avant chaque campagne de repeuplement, les différents plans et retenues d'eau ont montré: une diminution des captures (56,9-100%, $p < 0,05$), une diminution de l'abondance des espèces (0-28,6%, $p > 0,05$) et la rareté des espèces dans les captures (0-16,9%, $p < 0,01$).

La plupart des campagnes de repeuplement ont été réalisées en 2009 et 2015. Au cours de ces deux années, ils ont couvert tous les 4 bassins. En 2007, les programmes de repeuplement ont été réalisés uniquement dans les bassins du Mono et de l'Ouémé. En 2002, 2012 et 2013, ils ont intéressé uniquement le bassin de l'Ouémé. En 2000, le repeuplement n'a été effectué que dans le bassin de la Volta, pendant que celui de 2006 n'a été mené que dans le bassin du Mono. Les institutions ayant fourni les alevins et les fingerlings utilisés au cours des différents programmes de repeuplement sont : le Centre Songhaï dont les poissons ont été envoyés dans le bassin du Niger, le Centre d'alevinage de Tohonou avec des poissons envoyés vers les bassins du Mono et de Ouémé, les fermes piscicoles artisanales, la Fondation Tonon dont les poissons ont été envoyés dans les 4 bassins ; le Laboratoire d'Hydrobiologie et d'Aquaculture dont les poissons furent destinés uniquement au bassin de l'Ouémé et la Société Royal Fish Benin avec des poissons pour les bassins d'Ouémé et de la Volta. La majorité des acteurs (98-100%; $p > 0,05$) ont reconnu que les divers programmes de repeuplement avaient été réussis (Tableau VI). A leur avis, ceci s'est reflété par l'abondance des espèces dans les cours d'eau et les retenues d'eau (55,6-79,6%, $p > 0,05$), l'amélioration de la disponibilité du poisson (0-2%, $p > 0,05$) et la présence des espèces dans les captures des pêcheurs (0-16,3%, $p > 0,05$). Toutefois, pour d'autres pêcheurs, ces campagnes n'ont pas été couronnées de succès puisque les poissons ont disparu après quelques captures. De plus, les enquêtés du Mono (44,4%), de l'Ouémé (16,9%) et de la Volta (9,8%) ont estimé qu'il n'y avait pas eu d'études d'impacts environnementaux, génétiques et économiques. Une différence très significative ($p < 0,001$) a été observée entre les proportions de ces derniers. Six institutions, à savoir l'ONG Aquaculture et Développement Durable

Repeuplement

(AquaDeD ONG), la Direction de la Production Halieutique du Ministère de l'Agriculture, de l'Elevage et de la Pêche (DPH/MAEP), le Laboratoire d'Hydrobiologie et d'Aquaculture (LHA), le Projet d'Appui au Développement Participatif de la Pêche Artisanale (PADPPA) et le Programme Cadre d'Appui à la Diversification Agricole (ProCAD) ont mené les diverses campagnes de repeuplement.

Une partie des pêcheurs estime que les poissons introduits ont de meilleures performances par rapport à ceux d'avant repeuplement en ce qui concerne le poids à âge-type (74,5-100%), la longueur (80,4-100%), la résistance aux maladies (58,8-100%), la mortalité (56,9-100%), les préférences des pêcheurs (64,7-100%) et les préférences des consommateurs (66,7-100%). Cependant, tous les pêcheurs (100%) ont reconnu que les poissons introduits ont des goûts similaires à ceux d'avant introduction (Tableau VI). Par ailleurs, 74,5% à 100% des pêcheurs ont reconnu que les poissons introduits atteignent de meilleures performances que ceux d'après introduction. Il en va de même pour la longueur (74,5-100%), la résistance aux maladies (62,7-100%), la mortalité (56,9-100%), le goût, les préférences des pêcheurs et les préférences des consommateurs (74,5-100%). Excepté de la mortalité, aucune différence significative n'a été observée entre les six autres appréciations. Le nombre de poissons utilisés au cours ces différents programmes a été comme suit: 86.172 individus dans le bassin du Mono, 779.555 individus dans le bassin du Niger, 378.955 individus dans le bassin de l'Ouémé et 342.265 individus dans le bassin de la Volta.

Repeuplement

Tableau V: Caractéristiques des différentes campagnes de repeuplement.

Variable	Mono (N=9)			Niger (N=49)			Ouémé (N=65)			Volta (N=51)			Test de	
	n	%	IC	n	%	IC	n	%	IC	n	%	IC	Chi-carré	
Espèces utilisées pendant les repeuplements	<i>Clarias gariepinus</i>	0	0b	0,00	9	18,4ab	10,85	8	12,3b	7,99	16	31,4a	12,74	*
	<i>Heterobranchus longifilis</i>	0	0a	0,00	0	0a	0,00	2	3,1a	4,20	0	0a	0,00	NS
	<i>Oreochromis niloticus</i>													
	+	1	11,1a	20,53	4	8,2a	7,68	7	10,8a	7,54	1	2a	3,81	NS
	<i>Clarias gariepinus</i>													
	<i>Oreochromis niloticus</i>	8	88,9a	20,53	36	73,5a	12,36	45	69,2a	11,22	34	66,7a	12,94	NS
	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	0	0a	0,00	0	0a	0,00	3	4,6a	5,10	0	0a	0,00	NS
Catégorie de poisson utilisée pendant les empoissonnements	Alevin	9	100a	0,00	49	100a	0,00	63	96,9a	4,20	51	100a	0,00	NS
	Fingerling	0	0a	0,00	0	0a	0,00	2	3,1a	4,20	0	0a	0,00	NS
Raisons du repeuplement	Dépeuplement	0	0a	0,00	0	0a	0,00	5	7,7a	6,48	4	7,8a	7,38	NS
	Dépeuplement dû à la surpêche	0	0a	0,00	2	4,1a	5,55	5	7,7a	6,48	4	7,8a	7,38	NS
	Diminution des stocks de poissons	9	100a	0,00	33	67,3a	13,13	42	64,6a	11,63	28	54,9a	13,66	NS
	Espèces en voie de disparition	0	0a	0,00	14	28,6a	12,65	13	20a	9,72	15	29,4a	12,51	NS
Etat des lieux avant le repeuplement	Diminution des captures dans les plans d'eau continentale	9	100a	0,00	35	71,4ab	12,65	45	69,2ab	11,22	29	56,9b	13,59	*
	Diminution de l'abondance de l'espèce	0	0a	0,00	14	28,6a	12,65	9	13,8a	8,40	14	27,5a	12,25	NS
	Rareté de l'espèce dans les captures	0	0a	0,00	0	0b	0,00	11	16,9a	9,12	8	15,7a	9,98	**

N : taille de l'échantillon; n : individus observés; % : Pourcentage, IC : intervalle de confiance; NS : non significatif; ** : p<0,01; * : p<0,05; Les proportions de la même ligne, suivies de lettres différentes, sont significativement différentes au seuil de 5%.

Repeuplement

Tableau VI: Issue des repeuplements et différences entre les performances des poissons introduits et ceux d'avant ou d'après introduction.

Variable	Mono (N=9)			Niger (N=49)			Ouémé (N=65)			Volta (N=51)			Test de Chi-carré		
	n	%	IC	n	%	IC	n	%	IC	N	%	IC			
	Oui														
		Abondance des espèces dans les cours et retenues d'eau empoissonnés													
Succès des repeuplements	Justification	Amélioration de la disponibilité des poissons	0	0a	0,00	0	0a	0,00	0	0a	0,00	1	2a	3,81	NS
		Disparition de l'espèce après quelques captures	0	0a	0,00	2	4,1a	5,55	1	1,5a	2,99	1	2a	3,81	NS
		Espèce retrouvée durant les pêches	0	0a	0,00	8	16,3a	10,35	9	13,8a	8,40	8	15,7a	9,98	NS
		Pas d'études d'impact	4	44,4a	32,46	0	0c	0,00	11	16,9ab	9,12	5	9,8b	8,16	***
		Poids à âge-type	9	100a	0,00	41	83,7a	10,35	54	83,1a	9,12	38	74,5a	11,96	NS
Différence entre les performances des poissons introduits et ceux introduits avant le repeuplement	Longueur	Oui	9	100a	0,00	43	87,8	9,18	54	83,1	9,12	41	80,4	10,9	NS
	Résistance aux maladies	Oui	9	100a	0,00	35	71,4a	12,65	47	72,3a	10,88	30	58,8a	13,51	NS
	Mortalité	Oui	9	100a	0,00	36	73,5ab	12,36	48	73,8ab	10,68	29	56,9b	13,59	*
	Goût du poisson	Non	9	100a	0,00	49	100a	0,00	65	100a	0,00	51	100a	0,00	NS
	Préférences des pêcheurs	Oui	9	100a	0,00	36	73,5a	12,36	52	80a	9,72	33	64,7a	13,12	NS
	Préférences des consommateurs	Oui	9	100a	0,00	37	75,5a	12,04	51	78,5a	9,99	34	66,7a	12,94	NS
Différence entre les performances des poissons introduits et ceux introduits après le repeuplement	Poids à âge-type	Oui	9	100a	0,00	41	83,7	10,35	57	87,7	7,99	38	74,5	11,96	NS
	Longueur	Oui	9	100a	0,00	42	85,7a	9,80	57	87,7a	7,99	38	74,5a	11,96	NS
	Résistance aux maladies	Oui	9	100a	0,00	35	71,4a	12,65	48	73,8a	10,68	32	62,7a	13,27	NS
	Mortalité	Oui	9	100a	0,00	35	71,4ab	12,65	47	72,3ab	10,88	29	56,9b	13,59	*
	Goût du poisson	Oui	9	100a	0,00	42	85,7a	9,80	57	87,7a	7,99	38	74,5a	11,96	NS
	Préférences des pêcheurs	Oui	9	100a	0,00	42	85,7a	9,80	57	87,7a	7,99	38	74,5a	11,96	NS
	Préférences des consommateurs	Oui	9	100a	0,00	42	85,7a	9,80	57	87,7a	7,99	38	74,5a	11,96	NS

N : taille de l'échantillon; n : individus observés; % : Pourcentage, IC : intervalle de confiance; NS : non significatif; *** : p<0,001; * : p<0,05; Les proportions de la même ligne, suivies de lettres différentes, sont significativement différentes au seuil de 5%.

3.3.Impacts des programmes de repeuplement sur les ressources halieutiques

La plupart des acteurs ont reconnu qu'il n'y a pas eu d'études d'impact des différentes campagnes de repeuplement. Cependant, d'autres pêcheurs ont déclaré avoir noté des impacts environnementaux, génétiques et économiques. Ils ont également noté des effets sur la reproduction, la santé et la survie des poissons. Les impacts environnementaux sont d'ordre écologique et démographique (87,8-100%). La destruction des frayères et des nids est le principal impact écologique souligné uniquement par les pêcheurs du bassin de l'Ouémé (3,1%). De même, jusqu'à 12,3% des intervenants ont affirmé que l'impact démographique s'est reflété à travers l'augmentation de l'abondance des espèces (Tableau VII). La plupart des pêcheurs ont affirmé qu'il n'y a pas d'impact génétique de ces repeuplements sur les populations de poissons: 93,8% à 100% pour l'introgression et 88,9% à 95,9% pour la consanguinité. Les différentes campagnes d'empoissonnement ont contribué à améliorer les revenus des pêcheurs du bassin du Niger (36,7%), du bassin de l'Ouémé (30,8%) et du bassin de la Volta (43,1%). Ces proportions n'ont pas différencié significativement d'un bassin hydrographique à un autre ($p > 0,05$). Plusieurs pêcheurs (74,5 à 100%) ont indiqué que les programmes de repeuplement ont contribué à l'amélioration du taux de reproduction des poissons. Certains d'entre eux ont affirmé que les poissons introduits ont un comportement de reproduction moins vigoureux que les espèces sauvages (0-6,2%). Cependant, l'amélioration du taux de reproduction (29,2-47,1%) et du comportement reproductif normal (27,5-55,6%) sont les deux arguments exprimant l'impact positif du repeuplement sur la capacité de reproduction des poissons (Tableau VII). En ce qui concerne le taux de survie, 96,9% à 100% des pêcheurs ont affirmé que très peu de poissons sont morts après les différentes campagnes.

Repeuplement

Tableau VII: Impacts des empoisonnements sur les ressources halieutiques et le revenu des pêcheurs.

Variable	Mono (N=9)			Niger (N=49)			Ouémé (N=65)			Volta (N=51)			Test de Chi-carré		
	n	%	IC	n	%	IC	n	%	IC	N	%	IC			
Environnemental	Oui	9	100a	0	43	87,8a	9,18	61	93,8a	5,84	46	90,2a	8,16	NS	
	Ecologique	Destruction des frayères et des nids, en réduisant les performances reproductives	0	0a	0	0	0a	0	2	3,1a	4,2	0	0a	0	NS
		Pas d'études d'impact	9	100a	0	49	100a	0	63	96,9a	4,2	51	100a	0	NS
	Démographique	Oui	9	100a	0	43	87,8a	9,18	60	92,3a	6,48	46	90,2a	8,16	NS
		Amélioration de l'abondance de l'espèce	0	0a	0	2	4,1a	5,55	8	12,3a	7,99	4	7,8a	7,38	NS
		Pas d'études d'impact	9	100a	0	47	95,9a	5,55	57	87,7a	7,99	47	92,2a	7,38	NS
Génétique	Non	9	100a	0	47	95,9a	5,55	61	93,8a	5,84	48	94,1a	6,46	NS	
	Introgression	Existence d'hybrides	0	0a	0	2	4,1a	5,55	4	6,2a	5,84	3	5,9a	6,46	NS
		Pas d'hybrides	9	100a	0	47	95,9a	5,55	61	93,8a	5,84	48	94,1a	6,46	NS
	Consanguinité	Non	8	88,9a	20,53	47	95,9a	5,55	61	93,8a	5,84	48	94,1a	6,46	NS
		Susceptibilité aux maladies	1	11,1a	20,53	2	4,1a	5,55	4	6,2a	5,84	3	5,9a	6,46	NS
		Pas d'effet de consanguinité	8	88,9a	20,53	47	95,9a	5,55	61	93,8a	5,84	48	94,1a	6,46	NS
Economique	Non	9	100a	0	31	63,3a	13,5	45	69,2a	11,22	29	56,9a	13,59	NS	
	Amélioration des revenus des pêcheurs	0	0a	0	18	36,7a	13,5	20	30,8a	11,22	22	43,1a	13,59	NS	
	Pas d'amélioration	9	100a	0	31	63,3a	13,5	45	69,2a	11,22	29	56,9a	13,59	NS	
Reproduction	Oui	9	100a	0	37	75,5a	12,04	53	81,5a	9,43	38	74,5a	11,96	NS	
	Amélioration du taux de reproduction	4	44,4a	32,46	17	34,7a	13,33	19	29,2a	11,06	24	47,1a	13,7	NS	
	Comportement reproductif moins vigoureux par rapport aux espèces sauvages	0	0a	0	0	0a	0	4	6,2a	5,84	0	0a	0	NS	
	Comportement reproductif normal	5	55,6a	32,46	20	40,8a	13,76	31	47,7a	12,14	14	27,5a	12,25	NS	
	Pas d'amélioration	0	0a	0	12	24,5a	12,04	11	16,9a	9,12	13	25,5a	11,96	NS	
Survie	Oui	9	100a	0	0	0b	0	2	3,1b	4,2	0	0b	0	***	
	Pas de mortalité	9	100a	0	49	100a	0	63	96,9a	4,2	51	100a	0	NS	
	Quelques mortalités observées	0	0a	0	0	0a	0	2	3,1a	4,2	0	0a	0	NS	
Sanitaire	Oui	9	100a	0	0	0b	0	0	0b	0	1	2b	3,81	***	
	Champignons	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2a	3,81	NS	
	Pas de maladies	9	100a	0	49	100a	0	65	100a	0	50	98a	3,81	NS	

N : taille de l'échantillon; n : individus observés; % : Pourcentage, IC : intervalle de confiance; NS : non significatif; *** : $p < 0,001$; Les proportions de la même ligne, suivies de lettres différentes, sont significativement différentes au seuil de 5%.

3.4.Introduction des poissons d'aquaculture en cage ou en enclos dans le milieu naturel

Au Sud du Bénin, l'aquaculture en cage est menée dans les cours d'eau des bassins du Mono (66,7%) et de l'Ouémé (76,7%) ainsi que l'aquaculture en enclos (16,7% vs 23,3%). Aucune différence significative n'a été observée entre les proportions de ces deux systèmes. L'aquaculture en étangs a également été réalisée, mais seulement sur le lac Toho dans le bassin du Mono (16,7%) uniquement. La majorité (66,7 à 93,3%) des exploitations piscicoles compte entre 1 à 5 cages ou enclos. Dans les bassins du Mono et de l'Ouémé, les pisciculteurs (16,7% contre 3,3%) exploitaient entre 5 et 10 cages ou enclos. De plus, dans les bassins d'Ouémé et de Mono, deux pisciculteurs utilisent respectivement 10-50 et 50-100 cages ou enclos avec des proportions respectives de 3,3% et 16,7%. Sur les différents cours d'eau investigués, la pisciculture est pratiquée avec différentes espèces dont certains sont exploités en association. La co-culture d'*O. niloticus* et de *C. gariepinus* dans la pisciculture a été réalisée uniquement dans le bassin de l'Ouémé (43,3%). L'élevage d'*O. niloticus* se pratique exclusivement sur les cours d'eau des bassins du Mono et de l'Ouémé (33,3% contre 26,7%, $p > 0,05$). De plus, la co-culture d'*O. niloticus* et de *S. melanotheron* dans la pisciculture a été réalisée dans les deux bassins hydrographiques: 50% pour le Mono et 6,7% pour l'Ouémé. En outre, 16,7% des pisciculteurs du bassin de l'Ouémé produisent uniquement la *C. gariepinus*. *Porogobius schlegelii* est élevé dans deux cages du bassin de l'Ouémé avec un pourcentage de 6,7%. Enfin, *Oreochromis mossambicus*, *O. niloticus* et *C. gariepinus* sont en polyculture en cages sur la lagune de Toho dans le bassin Mono (16,7%). Les échappées des poissons d'aquaculture dans l'environnement naturel sont observées lors des inondations (16,7%; $p < 0,001$), lors des tris de poissons (33,3-36,7%), lors de la mise en charge des cages et des enclos (26,7%-33,3%), lors des pêches dans les cages et les enclos (33,3-36,7%) et aussi à cause des cages ou enclos endommagés (40-50%). Le seul événement d'inondation observé est dû à une élévation du niveau de l'eau dans le lac Toho (bassin du Mono) qui a inondé un étang situé au bord de ce lac (Tableau VIII). Aucun pêcheur n'a indiqué de lâchages intentionnels de poissons dans le milieu aquatique naturel.

Repeuplement

Tableau VIII: Introduction des poissons d'aquaculture dans le milieu naturel.

Variable	Mono (N=6)			Ouémé (N=30)			Test de Z			
	n	%	IC	n	%	IC				
Type de pisciculture pratiqué sur le plan d'eau	Cage	Oui	4	66,7a	37,72	23	76,7a	15,14	NS	
	Enclos	Oui	1	16,7a	29,82	7	23,3a	15,14	NS	
	Etang	Oui	1	16,7a	29,82	0	0b	0,00	*	
	Nombre de cages ou enclos	[1;5[4	66,7a	37,72	28	93,3a	8,93	NS
		[5;10[1	16,7a	29,82	1	3,3a	6,42	NS
		[10;50[0	0a	0,00	1	3,3a	6,42	NS
[50;100]			1	16,7a	29,82	0	0b	0,00	*	
Espèces de poisson élevées	Elevage de <i>Clarias gariepinus</i> uniquement		0	0a	0,00	5	16,7a	13,34	NS	
	Elevage de <i>Porogobius schlegelii</i>		0	0a	0,00	2	6,7a	8,93	NS	
	Co-culture de <i>Oreochromis mossambicus</i> , <i>Oreochromis niloticus</i> et <i>Clarias gariepinus</i>		1	16,7a	29,82	0	0b	0,00	*	
	Elevage de <i>Oreochromis niloticus</i> uniquement		2	33,3a	37,72	8	26,7a	15,83	NS	
	Co-culture de <i>Oreochromis niloticus</i> et <i>Sarotherodon melanotheron</i>		3	50a	40,01	2	6,7b	8,93	**	
	Co-culture de <i>Oreochromis niloticus</i> et <i>Clarias gariepinus</i>		0	0b	0,00	13	43,3a	17,73	*	
Existence des échappées de poissons	Oui		4	66,7a	37,72	17	56,7a	17,73	NS	
	Lors des inondations		Oui	1	16,7a	29,82	0	0b	0,00	*
	Pendant les tris		Oui	2	33,3a	37,72	11	36,7a	17,24	NS
	Lors des mises en charge		Oui	2	33,3a	37,72	8	26,7a	15,83	NS
	Lors des lâchages intentionnels		Non	6	100a	0,00	30	100a	0,00	NS
	Lors des pêches		Oui	2	33,3a	37,72	11	36,7a	17,24	NS
	A cause des cages ou enclos endommagés		Oui	3	50a	40,01	12	40a	17,53	NS

N : taille de l'échantillon; n : individus observés; % : Pourcentage, IC : intervalle de confiance; NS : non significatif; ** : p<0,01; * : p<0,05; Les proportions de la même ligne, suivies de lettres différentes, sont significativement différentes au seuil de 5%.

4. DISCUSSION

La majorité des pêcheurs continentaux du Bénin est de sexe masculin (FAO, 2008, 2009). Dans le pays, on dénombre 14.674 hommes et 853 femmes exerçant l'activité de pêche à plein temps (CountryStat/Benin, 2016). De même, la grande majorité (93%) des exploitations piscicoles sont gérées par des hommes (MAEP/JICA, 2009). La même observation a été faite dans la présente enquête. L'analphabétisme caractérise la communauté des pêcheurs. Dans les pêcheries continentales, il y a, entre autres, 43.000 pêcheurs totalement analphabètes (FAO, 2008). Dans le Nord du Bénin, la pisciculture est pratiquée par des personnes âgées de 20 à 65 ans. En outre, trois groupes ethniques participent directement à la pêche dans cette partie du pays: Dendi (93,3%), Fulani (3,3%) et Fon (3,3%) (Imorou Toko *et al.*, 2011).

Au Bénin, 243 retenues d'eau principalement situées dans les 4 départements du Nord sont construites pour l'irrigation, la pisciculture et l'approvisionnement en eau pour le bétail (MAEP/JICA, 2009). La gestion des retenues d'eau est assurée par les comités locaux. La source des revenus est la vente des poissons et celle de l'eau pour le bétail (MAEP/JICA, 2009). Dans le pays, 55,6% des cages sont installées au Nord dans les départements du Borgou, de l'Atacora et des Collines, tandis que 44,4% sont installées au Sud dans les départements du Mono, de l'Atlantique et de l'Ouémé. Les enclos sont tous (100%) exclusivement installés dans le Sud, particulièrement dans les départements de l'Atlantique et l'Ouémé (MAEP/JICA, 2009).

Les principales raisons évoquées par les pêcheurs et qui ont justifié les différentes campagnes de repeuplement sont le dépeuplement des cours d'eau, le dépeuplement lié à la surpêche, le déclin des stocks de poissons et les espèces en voie de disparition. Ces raisons corroborent celles évoquées par Cowx (1998): disparition, amélioration, restauration et création de nouvelles pêcheries. De nombreux programmes de stockage sont effectués sans définition d'objectifs ni évaluation du succès potentiel ou réel de l'exercice (Cowx, 1998). Au Bénin, les campagnes de repeuplement réalisées n'ont pas eu d'études d'impact comme l'ont relevé les différents acteurs. Bien qu'il n'y ait pas eu d'études d'impact, certains pêcheurs ont estimé que de nombreuses campagnes ont été couronnées de succès. Cependant, dans les pays en développement, les programmes de stockage réussis semblent être associés aux retenues d'eau qui ont été fortement stockées pour augmenter le rendement (Barbosa & Hartmann, 1998; Cowx, 1998).

La plupart des pisciculteurs ont signalé un faible nombre de cages ou d'enclos (de 1 à 5). Cependant, au Brésil, De Azevedo-Santos *et al.* (2011) ont enregistré un grand nombre de cages (supérieur à 40). Cela reflète le niveau de développement de l'aquaculture en cage dans ce pays. Contrairement au Brésil où seul *O. niloticus* est élevée en cage (De Azevedo-Santos *et al.*, 2011), au Bénin, on observe une diversité d'espèces dans l'aquaculture en cages ou en enclos (*O. niloticus*, *C. gariepinus*, *S. melanotheron*, *P. schlegelii* et *O. mossambicus*). Ils sont élevés soit en monoculture ou soit en polyculture. Par ailleurs, pour des raisons d'aquaculture, plusieurs espèces de poissons ont été introduites dans les cours d'eau du pays en provenance de diverses régions du monde *O. niloticus* en 1979, *Oreochromis urolepis hornorum* en 1983, *Oreochromis aureus* en 1983, *O. mossambicus* en 1985 et *Oreochromis spilurus* en 1986

(Lazard, 1990). L'aquaculture en cage et en enclos constituent un vecteur important pour l'introduction de poissons dans la nature (De Azevedo-Santos *et al.*, 2011). La même remarque a été faite dans cette étude. Au Bénin, les poissons d'aquaculture s'échappent dans le milieu sauvage de cinq manières: lors des inondations, lors des tris, lors des mises en charge des cages/enclos, lors des pêches dans les cages et enclos et en raison des cage ou enclos endommagés (33.3-100 %). Ansah *et al.* (2014) ont constaté que les pays africains n'ont pas actuellement la capacité d'empêcher l'introduction de poissons améliorés dans les installations d'aquaculture ou d'empêcher les échappées intentionnelles de ces poissons dans la nature. De même, De Azevedo-Santos *et al.* (2011) ont observé que les introductions étaient principalement accidentelles et se produisaient au cours de certaines activités de gestion (tri, capture du poisson et empoisonnement des juvéniles) ou en raison du mauvais état des cages et de rejets délibérés. *O. niloticus* et *O. mossambicus* ne sont pas autochtones, ce qui peut perturber les populations locales ainsi que les processus des écosystèmes.

Selon les pêcheurs, la plupart des campagnes de repeuplement ont été couronnées de succès, ce qui a entraîné: l'augmentation de l'abondance des espèces, l'amélioration de la disponibilité des poissons et la disponibilité des espèces dans les captures. Les introductions d'espèces sont un moyen idoine pour améliorer la production et les retombées économiques de la pêche et de l'aquaculture (Ali & Islam, 1998; Lazard, 2006; Vitule *et al.*, 2009). Environ 17% de la production mondiale de poissons reposent sur les espèces exogènes (Hung *et al.*, 2011; Vitule *et al.*, 2009). La production des tilapias africains est beaucoup plus importante en Asie (>700.000 tonnes) que dans la plupart des régions d'Afrique (environ 40.000 tonnes) (Bartley & Casal, 1998). Les Salmonidae introduits au Chili soutiennent une florissante industrie de l'aquaculture assurant environ 20% du Saumon d'élevage dans le monde et employant directement environ 30.000 personnes (Bartley & Casal, 1998; Garibaldi & Bartley, 1998). Si la plupart des introductions d'espèces sont sans effet écologique, leurs impacts socio-économiques sont cependant fréquemment bénéfiques (Bartley & Casal, 1998).

Toutefois, les évasions des stocks d'aquaculture sont courantes, elles peuvent avoir des effets pervers sur les espèces indigènes résidentes (Cross, 2000). En effet, il existe de nombreuses souches de poissons comme le GIFT/GST dont les effets peuvent être très nocifs sur les écosystèmes africains (Ansah *et al.*, 2014). Les déséquilibres écologiques, les changements dans la structure des communautés, la transmission des pathogènes et la perte d'intégrité génétique sont des risques potentiels liés aux empoisonnements (Daszak *et al.*, 2001; Petersson, 2009; Lazard, 2013). Les pêcheurs béninois ont observé des impacts environnementaux (écologiques et démographiques), ce qui est en cohérence avec ceux évoqués par Lazard (2013).

En outre, dans la présente étude, certains pêcheurs ont déclaré avoir constaté certains cas de maladies des poissons. En effet, la consanguinité entre les populations de poissons naturels et les poissons introduits est le principal effet direct du repeuplement (Ansah *et al.*, 2014). L'autre impact génétique est la réduction de l'effectif efficace des populations due à la diminution de l'abondance des poissons (Nikolic, 2009). Les introductions de stocks domestiques peuvent réduire l'abondance des poissons par la compétition, la prédation, la destruction des habitats ou les changements dans la structure trophique des communautés ou des réseaux alimentaires

(Ansah *et al.*, 2014; Hudson *et al.*, 2013). En Thaïlande, en utilisant des allozymes et des microsatellites, Senanan *et al.* (2004) ont montré que l'introgession génétique du poisson-chat africain *C. gariepinus* avec le poisson-chat indigène *Clarias macrocephalus* est intervenue dans 4 populations naturelles et 2 populations d'élevage. L'utilisation d'individus domestiques sélectionnés dans les populations sauvages peut donner une descendance présentant une faible condition physique, ce qui pose le risque de dépression à l'échelle locale (Cross, 2000; Hutchings & Fraser, 2008; Neraas & Spruell, 2001). Cela corrobore les résultats de cette étude où certains pêcheurs ont reconnu que les poissons introduits développent de meilleures performances comparés à ceux d'après introduction.

Le principal problème des repeuplements réside dans leur mauvaise organisation et évaluation (études de préféabilité et d'impact) (Cowx, 1998; Ansah *et al.*, 2014). Une stratégie d'évaluation d'un programme de stockage minimisant les risques potentiels et maximisant les avantages potentiels a été proposée par Cowx (1998). Nonobstant, l'évaluation des impacts des repeuplements demeure largement approximative et les indicateurs de performances restent à inventer (Lazard, 2013). Au Brésil, De Azevedo-Santos *et al.* (2011) recommandent la prudence et la responsabilité dans les programmes d'aquaculture en cages tout en encourageant la production des espèces locales. Pour être durables, les espèces utilisées pour le repeuplement doivent être spécifiques ou se rapporter au type de cours d'eau (Hung *et al.*, 2011). En effet, une communauté stable est une communauté dont la structure et la fonction reviennent à leurs conditions initiales après une perturbation (Isumbisho Mwapu, 2006). Les objectifs de repeuplement doivent d'abord trouver un compromis entre la conservation et la protection de l'écosystème et ensuite en trouver un entre le retour économique positif et la sécurité alimentaire ou l'emploi (Cowx, 1998). L'empoissonnement ne peut réussir sans une réduction de la surpêche, de la dégradation de l'environnement et sans une stratégie de gestion améliorée (Cross, 2000; Hung *et al.*, 2011). De même, il est impérieux de mener des actions encourageant le recrutement naturel comme la fertilisation de l'eau et l'alimentation complémentaire (Petersson, 2009). En outre, l'instabilité politique et économique, les changements dans les objectifs du secteur des pêches, les changements dans la conscience environnementale et les changements dans l'utilisation des ressources aquatiques peuvent affecter le succès à long terme du repeuplement (Cowx, 1998). De plus, des initiatives de gestion coopérative ou communautaire doivent être encouragées afin d'assurer la pérennité de l'activité (Ahmad *et al.*, 1998; Siri & Born, 1998). Généralement, les revenus ne couvrent pas les coûts du programme de repeuplement. Pour cela, il est nécessaire d'encourager les pêches sportives où les gens payent des frais élevés pour être autorisés à capturer du poisson (Cowx, 1998).

5. CONCLUSION

Sur l'ensemble du Bénin, les différentes introductions ont porté sur les espèces locales et exogènes (*C. gariepinus*, *H. longifilis*, *P. schlegelii*, *S. melanotheron* vs *O. niloticus*, *O. urolepis hornorum*, *O. aureus*, *O. mossambicus*, *O. spilurus*). La plupart des acteurs ont reconnu qu'il n'y a pas eu d'études d'impact des différentes campagnes de repeuplement. Toutefois, certaines parties prenantes ont constaté des répercussions environnementales, génétiques, reproductives, de survie, sanitaires et économiques après que les campagnes d'empoissonnement aient été

Repeuplement

menées. Les poissons d'aquaculture en cages et en enclos s'échappent dans l'environnement sauvage pendant les inondations, les tris, les mises en charges, les pêches et à cause des cages et/ou enclos endommagés. Aucun pêcheur n'a évoqué de rejets intentionnels de poissons dans le milieu aquatique naturel. Des études de préfaisabilité et d'impact doivent être menées pour assurer la durabilité des programmes de repeuplement.

■

TROISIEME PARTIE :

CARACTERISATION MORPHOLOGIQUE DES POPULATIONS

1. INTRODUCTION

Au Bénin, la production halieutique est essentiellement assurée par la pêche dans les plans et cours d'eau (Sohou *et al.*, 2009). Le pays possède des eaux continentales constituées de fleuves, de lagunes et de lacs très favorables à la pêche (FAO, 2008). Le secteur de la pêche, en tant que composante essentielle du développement rural, apparaît comme stratégique dans la stimulation d'une croissance soutenue de l'économie béninoise (FAO, 2008). En effet, elle joue un rôle non négligeable dans l'économie nationale tout en contribuant notamment à la réduction du chômage et à la satisfaction des besoins des populations en protéines. Le secteur de la pêche génère plus de 600.000 emplois directs et indirects dans le pays (FAO, 2008). La pêche continentale est d'une importance fondamentale pour le pays, puisqu'elle représente plus de 75% de la production halieutique nationale (Direction des Pêches, 2012). Toutefois, les quantités de poissons capturées et importées ne couvrent pas la demande locale (Direction des pêches, 2007) puisque, depuis quelques années, les besoins des populations en poisson n'ont cessé d'augmenter pendant que les captures dans les cours d'eau regressent d'année en année. De 2003 à 2008, cette diminution a été évaluée à environ 15% (MAEP/JICA, 2009). La quantité totale des produits de la pêche a été évaluée à environ 46.491,90 tonnes en 2013 (CountryStat, 2016) alors que les besoins annuels des populations en poissons sont estimés à plus de 90.000 tonnes (MAEP/JICA, 2009). Pour combler ce déficit, le Bénin a, en 2013, importé environ 73.577,21 tonnes de produits de pêche, l'essentiel étant des poissons (CountryStat, 2016). Cette dépendance à l'importation fait peser une grande menace sur la sécurité alimentaire et constitue une perte de devises pour le pays.

Face à cette situation, l'aquaculture apparaît comme la seule alternative viable pour l'augmentation de la production halieutique dans le but de satisfaire les besoins en protéines des populations (FAO, 2014). Aujourd'hui, la pisciculture est orientée essentiellement vers la production du tilapia et du poisson-chat dans les trous à poisson traditionnels, étangs, enclos et cages (Ouattara *et al.*, 2003; Sohou *et al.*, 2009). Dans ces exploitations, la tilapiaculture est d'une importance fondamentale car, depuis 1980, elle connaît un taux de croissance continu et pertinent, confirmant le fait que cette pratique devient le type d'aquaculture le plus pratiqué en Afrique (FAO, 2012; FAO, 2014). En effet, depuis le milieu du XX^{ème} siècle, l'aquaculture a été introduite dans la tradition du continent africain (Lazard, 2009) grâce à la découverte de performances pour l'aquaculture du groupe des espèces de tilapia, en l'occurrence *Oreochromis niloticus*. Cette espèce qui a été introduite au Bénin en 1979 à des fins d'aquaculture (Ahouansou-Montcho & Laleye, 2008) est actuellement la base de la pisciculture d'eau douce béninoise, ceci étant lié à la production massive de monosexes mâles par inversion hormonale du sexe ces dernières années (Direction des Pêches, 2012). Les performances de croissance des populations de cette espèce sont différentes dans les différentes régions du pays (Sohou *et al.*, 2009). Le plus souvent, les conditions hydrologiques et environnementales ne permettent pas aux espèces de poissons d'exprimer leur plein potentiel de croissance (Palomares & Pauly, 1998; Paugy *et al.*, 2004; Vreven *et al.*, 1998). Chez *Oreochromis niloticus*, les caractéristiques métriques sont beaucoup plus dépendantes des paramètres environnementaux (température, pH, oxygène dissous,...) que tout autre facteur génétique (Lacroix, 2004). Etant donné que le Bénin

possède plusieurs bassins hydrographiques (Direction Générale de l'Eau, 2008), ces populations peuvent avoir des origines différentes pouvant expliquer la diversité des performances zootechniques liées à la variabilité génétique inter et/ou intra-souche. En outre, les performances de ces populations sont très peu connues à travers le pays. En effet, chez les organismes aquatiques, les facteurs d'isolement géographique tels que les courants d'eau et les étendues des cours d'eau peuvent influencer les mouvements des individus entre les populations tout en diminuant le flux génétique (Crispo & Chapman, 2008) et en affectant leur performance. Par ailleurs, depuis leur introduction dans les cours d'eau béninois, les individus de cette espèce n'ont jamais été caractérisés morphologiquement ou génétiquement. Or la connaissance de la diversité de ces populations constitue un préalable à la gestion durable et à l'amélioration des stocks de poissons (Toguyeni *et al.*, 2003). De plus, l'histoire de la vie d'une espèce peut influencer sa morphologie. Le Sud du Bénin est marqué par une profusion de cours d'eau constitués de lacs, de fleuves et de lagunes. Il semble que les souches introduites ne soient pas toujours les mêmes et varient selon leur origine. Il est donc intéressant de mettre en évidence les caractéristiques de cette espèce dans ces différents habitats, dont certains pourraient favoriser un meilleur essor de la pisciculture.

Dans le pays, la tilapiaculture est donc beaucoup plus orientée vers *Oreochromis niloticus* qui, malgré son potentiel aquacole dans les eaux douces, ne tolère pas les environnements hypersalés que *Sarotherodon melanotheron* dont les potentialités aquacoles ont été démontrées dans les lagunes et les estuaires d'Afrique de l'Ouest, tolère (Ouattara *et al.*, 2003; Ouattara *et al.*, 2005; Ouattara *et al.*, 2009). *Sarotherodon melanotheron* est une espèce de tilapia indigène d'Afrique de l'Ouest et d'Afrique Centrale (Adépo-Gourène & Gourène, 2008). Elle est particulièrement adaptée aux estuaires et aux eaux saumâtres et est endémique le long de la côte ouest africaine, du Sénégal jusqu'au Congo (Paugy *et al.*, 2004). Ainsi, elle peut être utilisée en pisciculture dans les zones où les eaux douces sont rares (Ouattara *et al.*, 2014). Pour une meilleure utilisation de *Sarotherodon melanotheron* en aquaculture, il est important d'évaluer l'identité morphologique et génétique des populations (ou souches) localement disponibles. En effet, l'établissement de l'identité taxonomique d'une espèce présente dans différents cours d'eau est très important pour l'utilisation de ses ressources halieutiques parce que la qualité de la souche existante est très cruciale pour la réussite de tout programme de sélection génétique (Omoniyi & Agbon, 2008). La connaissance de la diversité de ces souches constitue donc un préalable à l'amélioration durable de leur production (Toguyeni *et al.*, 2003).

Les variations écologiques sont importantes dans la structuration des populations naturelles (Crispo & Chapman, 2008) et la variation de certains caractères morphométriques est phénotypique (Adépo-Gourène & Gourène, 2008). Cependant, les divergences morphologiques observées entre les souches sont généralement soutenues par des différenciations génétiques (Toguyeni *et al.*, 2003; Adépo-Gourène & Gourène, 2008). La présente étude vise à analyser les modèles morphologiques des populations locales de *Oreochromis* et *Sarotherodon melanotheron* en relation avec leur plan d'eau d'origine, la période hydrobiologique d'échantillonnage et leur sexe dans le but de promouvoir leur élevage.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. Provenance des poissons

Les données ont été collectées au niveau du lac Nokoué, du lac Toho, du fleuve Ouémé, de la lagune de Grand-Popo et au niveau du fleuve Couffo. Les caractéristiques des différents plans d'eau et sites sont présentées au Tableau IX.

2.2. Caractérisation des habitats de pêche

Bien que l'écologie des cinq plans d'eau prospectés soit assez relativement bien connue en ce qui concerne leur caractéristique physico-chimique, les paramètres physico-chimiques ont néanmoins été mesurés dans cette étude. Il s'agit de la température de l'eau, du pH, de la conductivité, du taux d'oxygène dissous, de la salinité, de la transparence et du TDS (Total des Solides Dissous). Les paramètres physico-chimiques de l'eau ont été enregistrés tous les mois à 7 heures et à 17 heures sur tous les plans d'eau. La conductivité de l'eau, le pH, la température et la salinité ont été mesurés directement à l'aide d'un multimètre portable (Hanna[®]), l'oxygène dissous à l'aide d'un oxymètre (Horiba[®]) et TDS au moyen d'un TDS mètre (Hanna[®]). Un disque Secchi a permis d'enregistrer la transparence de l'eau. Toutes ces données ont été analysées dans le temps et dans l'espace en vue d'apprécier leur influence probable sur les caractères à mettre en exergue chez les différentes populations.

Caractérisation morphologique

Tableau IX: Caractéristiques des sites d'échantillonnage.

Plan d'eau	Site	Coordonnées GPS		Zone Climatique	Couvert végétal	Végétation aquatique
Fleuve Ouémé	Agonlinlowé	06°39'54,0" N	002°28'57,0" E	Equatoriale	Prairies	Eparse
	Hêtin Sota	06°35'41,6" N	002°30'16,9" E	Equatoriale	Prairies	Abondante et diverse
	Avagbodji	06°31'30,3" N	002°31'55,7" E	Equatoriale	Prairies	Abondante et diverse
Lac Toho	Logbo	06°37'02,6" N	001°46'03,5" E	Subéquatoriale	Forêt-savane guinéenne	Eparse
	Douimè	06°37'33,1" N	001°46'59,0" E	Subéquatoriale	Forêt-savane guinéenne	Abondante et diverse
	Kpinnou	06°36'36,3" N	001°46'21,8" E	Subéquatoriale	Forêt-savane guinéenne	Abondante et diverse
Fleuve Couffo	Lanta	07°06'43,6" N	001°52'44,3" E	Subéquatoriale	Forêt semi-aride sèche et forêt-savane guinéenne	Eparse
	Sahouamè	07°07'09,0" N	001°52'14,6" E	Subéquatoriale	Forêt semi-aride sèche et forêt-savane guinéenne	Abondante
	Tohou	07°05'54,4" N	001°52'46,6" E	Subéquatoriale	Forêt semi-aride sèche et forêt-savane guinéenne	Abondante
Lagune de Grand-Popo	Gbèkon	06°16'55,8"N	001°50'33,0E	Subéquatoriale	Savane herbeuse	Abondante
	Gbeffa	06°17'01,8"N	001°50'51,0"E	Subéquatoriale	Savane herbeuse	Abondante
	Hêvê	06°16'59,0"N	001°50'40,2"E	Subéquatoriale	Savane herbeuse	Abondante
Lac Nokoué	Abomey-Calavi	06°26'54,0"N	002°21'57,0"E	Equatoriale	Prairies	Eparse
	Ganvié	06°27'41,6"N	002°23'16,9"E	Equatoriale	Prairies	Eparse
	So-Ava	06°29'30,3"N	002°23'55,7"E	Equatoriale	Prairies	Eparse

2.3. Organisation de la collecte des données

Les données morphologiques ont été collectées durant quatre mois (mai à août 2013). Chaque mois, tous les douze sites ont fait l'objet d'échantillonnage systématique en spécimens de *Oreochromis nitoticus* et *Sarotherodon melanotheron*. Les poissons ont été échantillonnés auprès des pêcheurs ou des mareyeuses au niveau des débarcadères. Les captures échantillonnées sont celles des pêcheurs locaux utilisant les filets maillants, les filets éperviers, les hameçons, les nasses et les palangres. Aucune différenciation n'a été faite des différents sous habitats des plans d'eau au niveau desquels ceux-ci ont été pêchés. Au total, 459 individus de *Oreochromis nitoticus* et 609 autres de *Sarotherodon melanotheron* ont été échantillonnés durant quatre campagnes (une campagne par mois) (Tableau XI). Deux campagnes d'échantillonnage ont été effectuées pendant la crue et deux autres durant l'étiage. Au cours de l'échantillonnage, les poissons sont pris au hasard. Ils sont ensuite ramenés au laboratoire conservés dans des glaçons et des carboglaces. Des mesures morphométriques, méristiques et pondérales sont ensuite réalisées sur chaque individu.

Pour chaque spécimen, 17 mensurations ont été relevées comme indiquées sur la figure 10. Ce sont : longueur totale (LT), longueur standard (LS), hauteur du corps (HC), longueur de la tête (LTe), longueur du museau (LM), diamètre de l'œil (DO), largeur inter-orbitaire (LIO), longueur pré-dorsale (LPrD), longueur pré-anale (LPrA), longueur pré-pectorale (LPrP), longueur pré-pelvienne (LPrPe), longueur de base de la nageoire dorsale (LD), longueur de base de la nageoire anale (LA), longueur de la nageoire pectorale (LNP), longueur de la nageoire pelvienne (LNPe), hauteur du pédoncule caudal (HPC) et longueur dorso-anale (LDA) (Tableau X). Au total, 10 comptages méristiques ont été effectués sur chaque spécimen. Il s'agit du : nombre de rayons mous dorsaux (RMD), nombre de rayons épineux dorsaux (RDD), nombre de rayons mous anaux (RMA), nombre de rayons épineux anaux (RDA), nombre d'écailles sur la ligne latérale supérieure (ELLS), nombre d'écailles sur la ligne latérale inférieure (ELLI), nombre d'écailles pré-dorsales (Epd), nombre d'écailles autour du pédoncule caudal (EPC), nombre d'écailles au niveau de l'opercule (EOp), nombre de branchiospines sur le premier arc branchial (Bsp). Les poissons échantillonnés ont été pesés individuellement à l'aide d'une balance électronique (Ohaus[®], précision: 0,1 g). Quand cela a été nécessaire, ils ont été ensuite éviscérés pour la détermination de leur sexe.

Caractérisation morphologique

Tableau X: Mensurations effectuées sur chaque spécimen et leurs descriptions.

Numéro	Région	Désignation	Abréviation	Définition
1	Corps	Longueur Totale	LT	Distance horizontale de l'extrémité avant du museau à l'extrémité postérieure de la nageoire caudale
2	Corps	Longueur Standard	LS	Distance horizontale de l'extrémité avant du museau à la base (ou l'articulation) de la nageoire caudale
3	Corps	Hauteur du Corps	HC	Hauteur verticale maximale du poisson, à l'exclusion des nageoires
4	Tête	Longueur de la Tête	LTe	Distance horizontale de l'extrémité avant du museau à la marge postérieure de la couverture branchiale
5	Tête	Longueur du Museau	LM	Distance horizontale de l'extrémité avant de la mâchoire supérieure à la marge antérieure de l'œil
6	Tête	Diamètre de l'Œil	DO	Diamètre horizontal de l'œil
7	Tête	Largeur Inter-orbitaire	LIO	Distance horizontale séparant les deux orbites oculaires
8	Nageoire	longueur pré-dorsale	LPrD	Distance horizontale de l'extrémité avant du museau à l'articulation du premier rayon de la nageoire dorsale
9	Nageoire	Longueur Pré-anale	LPrA	Distance horizontale de l'extrémité avant du museau à l'articulation du premier rayon de la nageoire anale
10	Nageoire	Longueur Pré-pectorale	LPrP	Distance horizontale de l'extrémité avant du museau à l'articulation du premier rayon de la nageoire pectorale
11	Nageoire	Longueur Pré-pelvienne	LPrPe	Distance horizontale de l'extrémité avant du museau à l'articulation du premier rayon de la nageoire pelvienne
12	Nageoire	Longueur de base de la nageoire Dorsale	LD	Distance horizontale maximale mesurée entre les deux extrémités de la nageoire dorsale
13	Nageoire	Longueur de base de la nageoire Anale	LA	Distance horizontale maximale mesurée entre les deux extrémités de la nageoire anale
14	Nageoire	Longueur de la Nageoire Pectorale	LNP	Longueur de l'articulation du premier rayon à l'extrémité du plus long rayon de la nageoire pectorale
15	Nageoire	Longueur de la Nageoire Pelvienne	LNPe	Longueur de l'articulation du premier rayon à l'extrémité du plus long rayon de la nageoire pelvienne
16	Queue	Hauteur du Pédoncule Caudal	HPC	Hauteur verticale minimale du pédoncule caudal
17	Corps	Longueur Dorso-Anale	LDA	Distance verticale de l'extrémité supérieure de la nageoire dorsale à l'extrémité inférieure de la nageoire anale

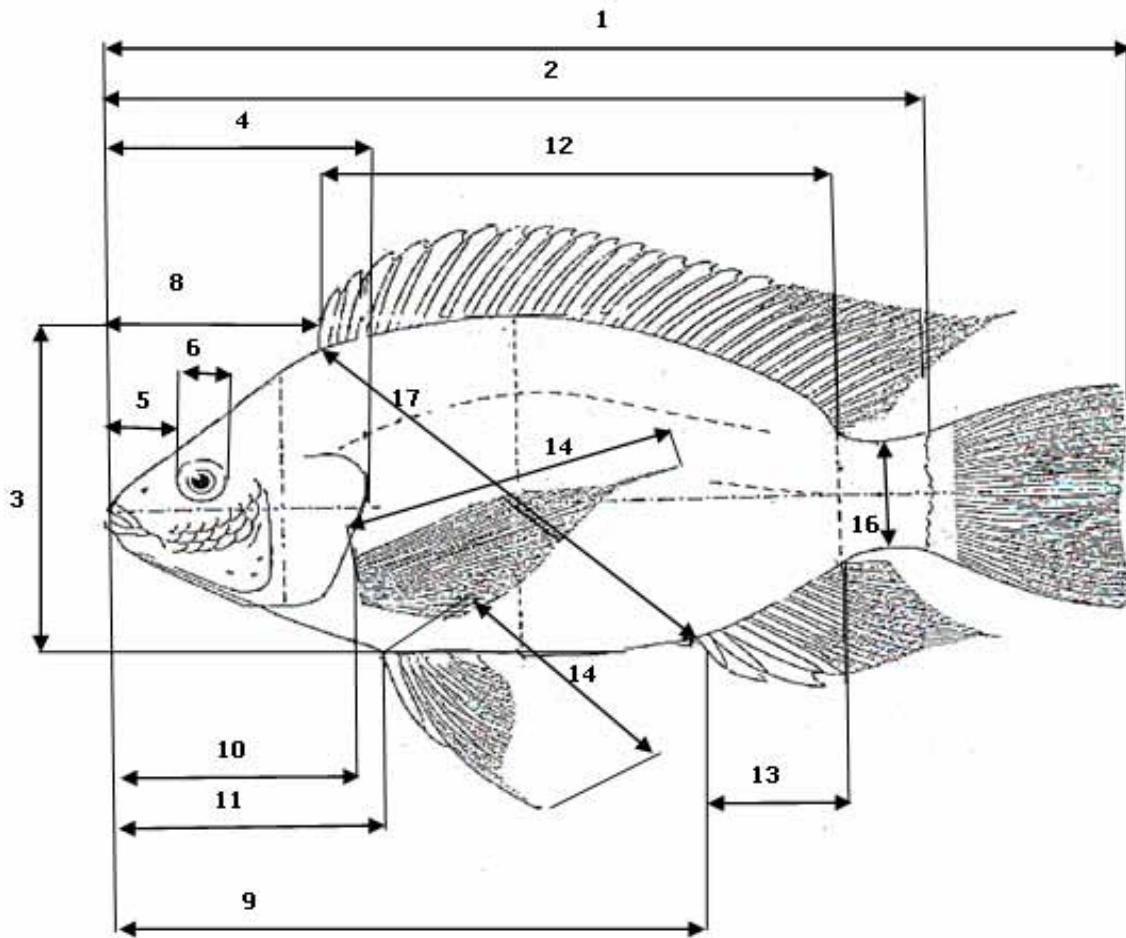


Figure 10: Mensurations effectuées sur chaque spécimen (les numéros d'ordre sur la figure représentent les caractères métriques correspondants): 1 (LT), 2 (LS), 3 (HC), 4 (LT_e), 5 (LM), 6 (DO), 7 (LIO), 8 (LPrD), 9 (LPrA), 10 (LPrP), 11 (LPrPe), 12 (LD), 13 (LA), 14 (LNP), 15 (LNPe), 16 (HPC), 17 (LDA) (Paugy *et al.*, 2004).

Tableau XI: Nombre d'individus échantillonnés par plan d'eau.

Bassin Hydrographique	Plans d'eau	<i>S. melanotheron</i>	<i>O. niloticus</i>
Ouémé	Fleuve Ouémé	126	112
	Lac Nokoué	180	-
Mono	Lagune de Grand-Popo	138	-
	Lac Toho	165	140
Couffo	Fleuve Couffo	-	207
Total		609	459

2.4. Traitement des données

Des histogrammes de fréquence de taille ont été tracés par plan d'eau pour illustrer les structures de poissons échantillonnés. Les relations entre le poids corporel et la longueur totale ont été établies en utilisant l'équation : $PT = a LT^b$ (Le Cren, 1951), où PT= Poids Total (g), LT= Longueur Totale (cm), a = coefficient lié à l'environnement du poisson et b = coefficient de croissance relative. Les relations entre la longueur standard et la hauteur du corps ont été décrites par l'équation : $LT = a + bLS$, avec a = ordonnée à l'origine, b = pente de la droite de régression, LS= longueur standard (cm). Le facteur de condition a été calculé sur la base de la formule : $K = 100 \times PT/LT^3$ (Tesch, 1971), où K = facteur de condition, PT= Poids Total (g), LT= Longueur Totale (cm).

2.5. Analyses statistiques

Les moyennes des paramètres physico-chimiques, morphométriques et méristiques ont été calculées par la procédure *summar* du logiciel R. Le test F a été utilisé pour déterminer la significativité de chaque effet (période hydrobiologique et moment de la journée pour les paramètres physico-chimiques et période hydrobiologique, plan d'eau et sexe pour les paramètres morphologiques) et les moyennes ont été comparées deux à deux en utilisant le test t de Student après vérification de la normalité de la distribution et de l'homogénéité des variances. Les corrélations, d'une part, entre paramètres physico-chimiques et, d'autre part, entre paramètres morphologiques ont été calculées par la procédure *cor* de R. La significativité de chaque corrélation a été estimée par la procédure *cor.test* de R. L'analyse factorielle des correspondances (AFC) des données physico-chimiques, morphométriques et méristiques a été réalisée par la procédure *CA* de R. La méthode *hclust* de R a été utilisée pour obtenir la Classification Numérique (CN). La précision de chaque relation linéaire a été estimée en utilisant la procédure *lm* du logiciel R.

CHAPITRE 1 : Analyse des paramètres morphologiques des populations sauvages d'*Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) des trois bassins hydrographiques du Sud du Bénin

1. PREAMBULE

Le tilapia du Nil, *Oreochromis niloticus*, est un poisson d'eau douce. Au Sud du Bénin, les principaux plans d'eau douce sont le fleuve Ouémé, le lac Tohou et le fleuve Couffo (Figure 11). Dans ces trois plans d'eau, un total de 459 individus de cette espèce ont été collectés sur neuf sites d'échantillonnage. Les paramètres morphologiques de ces individus ont été analysés en fonction de leur plan d'eau d'origine, de la période hydrobiologique d'échantillonnage et du sexe.

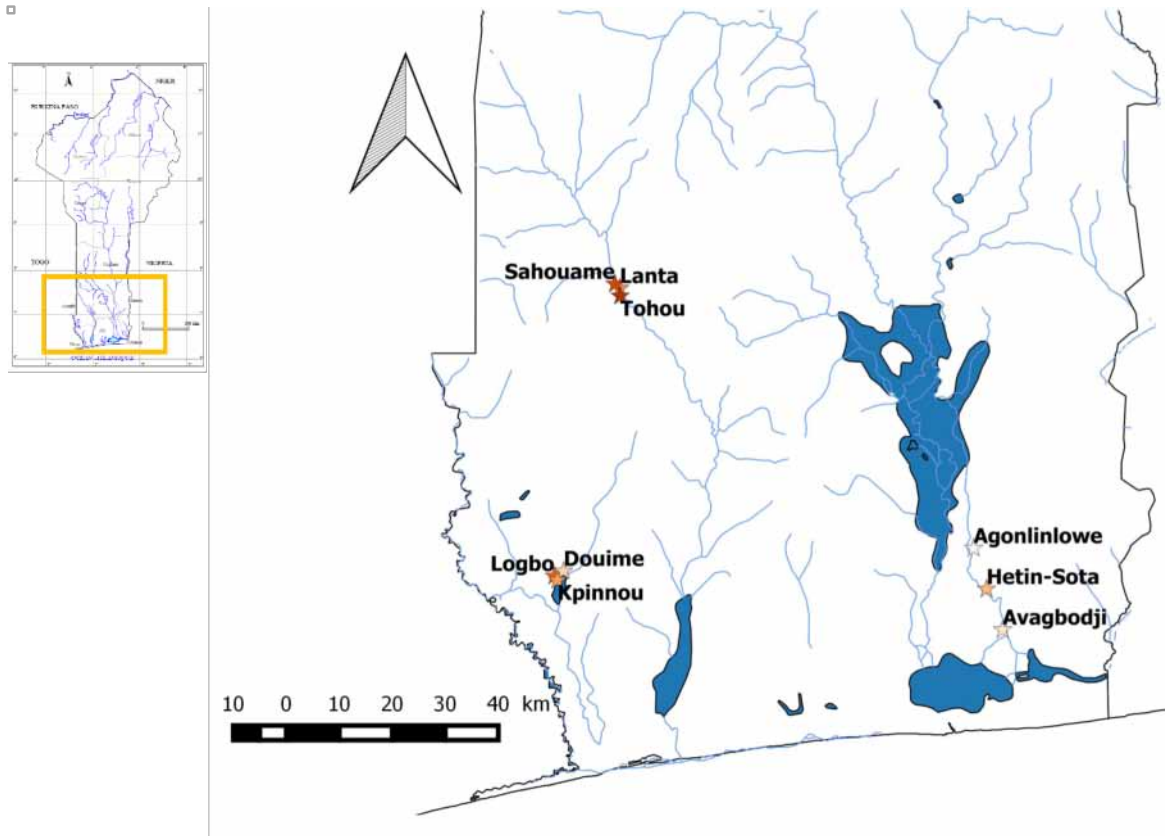


Figure 11: Carte du réseau hydrographique du Bénin montrant la situation géographique des sites échantillonnés.

2. RESULTATS

2.1. Paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques de l'eau sont résumés dans la figure 13. Dans la plupart des cas, aucune différence significative n'a été observée pour ces paramètres en fonction du temps

Caractérisation morphologique

et de la période hydrobiologique de collecte des données. Cependant, au niveau du Couffo, la température de l'eau a été plus élevée le soir que le matin ($p < 0,05$). Par ailleurs, au fleuve Ouémé, la conductivité, la salinité et le TDS étaient significativement plus élevées pendant l'étiage que durant la crue ($p < 0,001$). En outre, l'oxygène dissous a été plus élevé ($p < 0,05$) pendant la crue que lors de l'étiage (7,02 mg/l vs 5,56 mg/l). Au lac Toho, la température était significativement plus élevée ($p < 0,01$) pendant l'étiage que lors de la crue. De même, au fleuve Couffo, le niveau de TDS a été significativement plus élevé pendant l'étiage que pendant la crue ($p < 0,001$). Dans la matinée, les pourcentages de la variance ont diminué brusquement avec le premier axe expliquant 97,04% des variations entre les cours d'eau, et le deuxième axe 2,96% (Figure 12a). Sur l'axe 1, la température, la transparence et le TDS ont permis de rapprocher le fleuve Ouémé du lac Toho et de les éloigner du fleuve Couffo (Figures 12a et 14a). Dans la soirée, les pourcentages de la variance ont également diminué soudainement avec le premier axe expliquant 95,51% des variations entre cours d'eau et le second axe 4,49% (Figure 12b). Sur l'axe 1, la température, la transparence et le TDS ont permis également de rapprocher le fleuve Ouémé et le lac Toho et de les éloigner de la rivière Couffo (Figures 12b et 14b). Du point de vue des paramètres physico-chimiques, deux groupes ont été mis en évidence: le groupe constitué d'une part par le lac Toho et le fleuve Ouémé et le groupe constitué d'autre part par le fleuve Couffo.

□

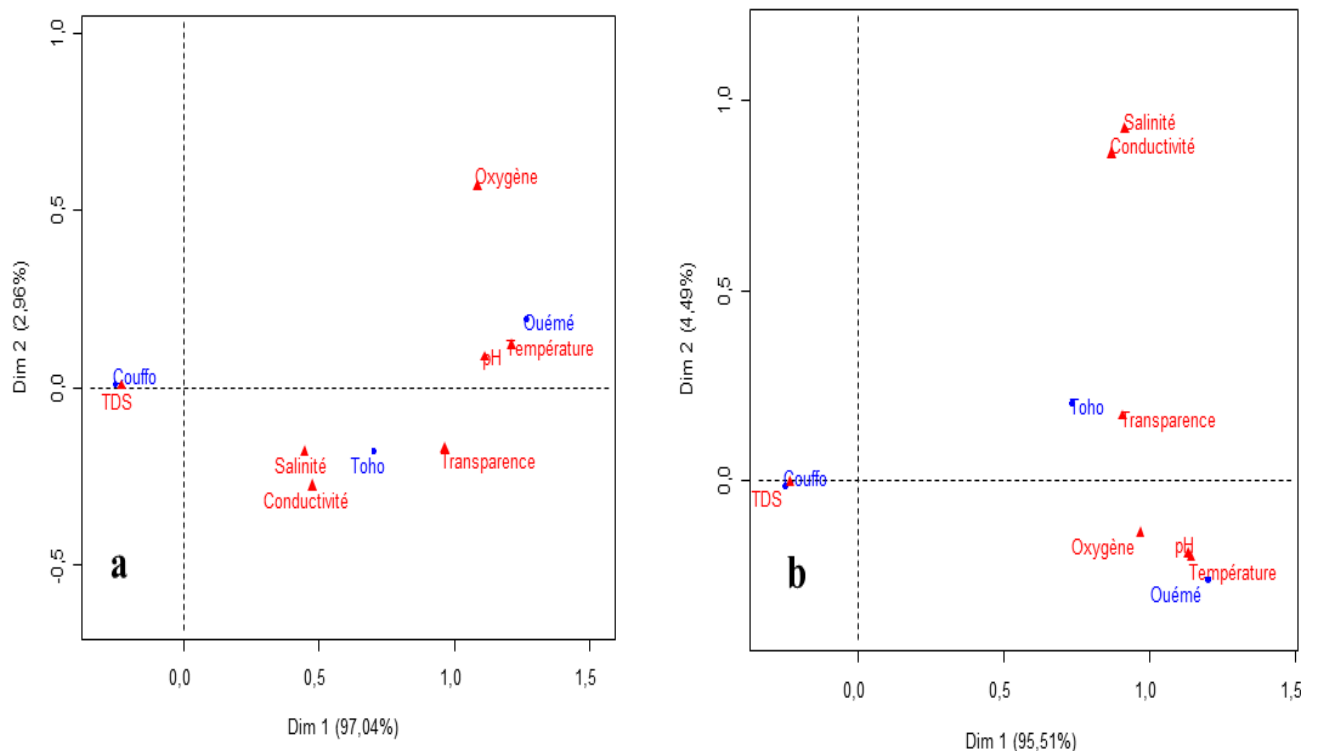


Figure 12: AFC basée sur les paramètres physico-chimiques en fonction du moment de la journée (a: matin vs b: soir).

Caractérisation morphologique

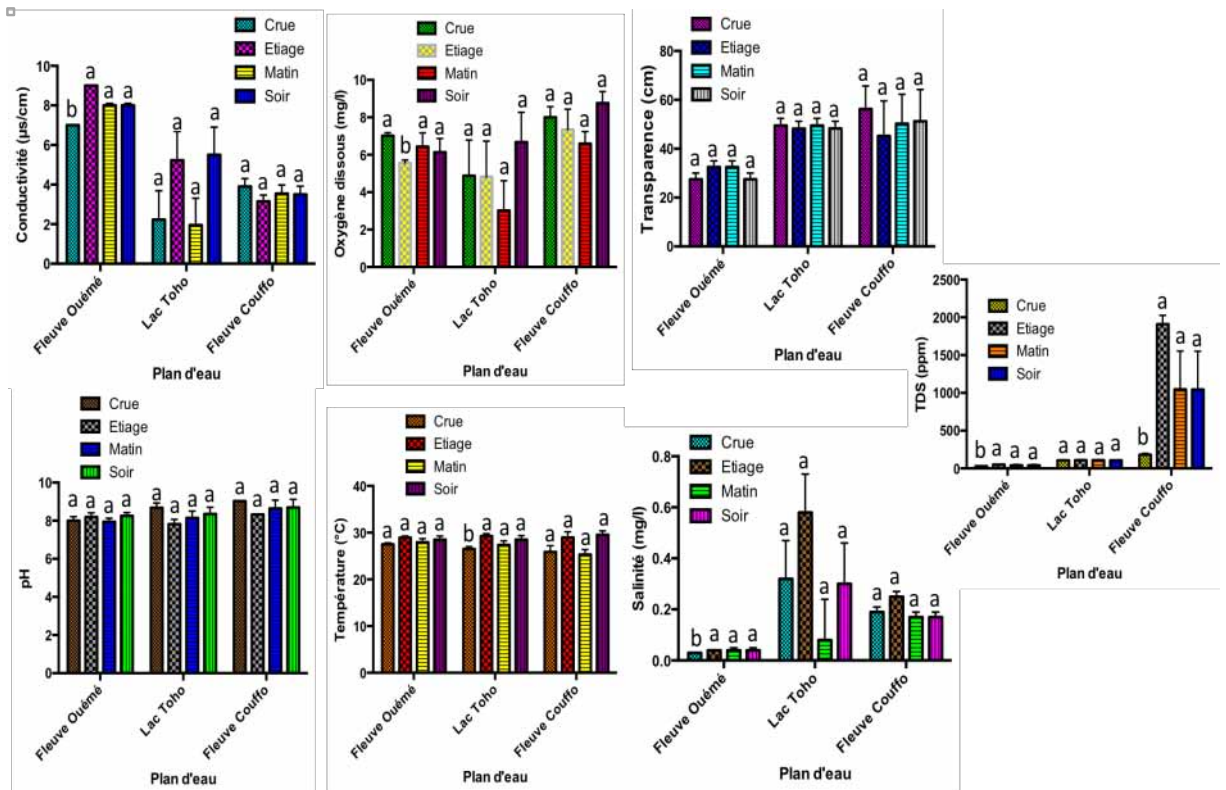


Figure 13: Paramètres physico-chimiques par plan d'eau selon le moment de la journée et la période hydrobiologique. Les moyennes du même paramètre suivies d'une même lettre ne diffèrent pas significativement avec le seuil de 5%.

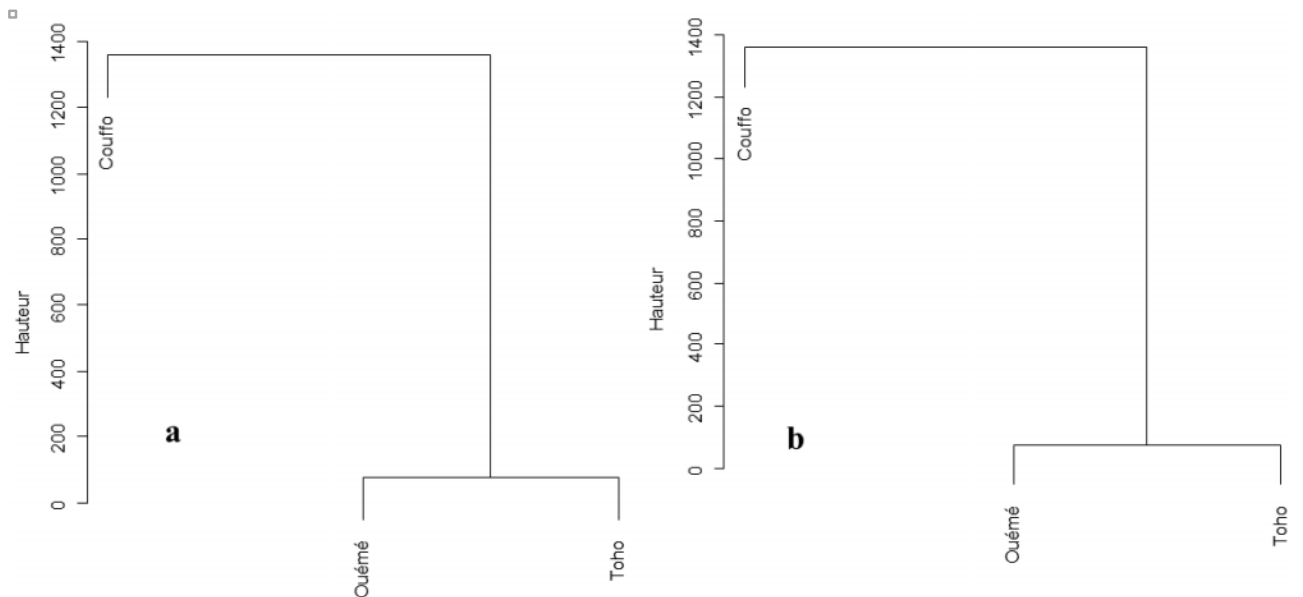


Figure 14: Classification numérique basée sur les facteurs physico-chimiques, montrant les proximités des populations d'*Oreochromis niloticus* selon le moment de la journée (a: matin vs b: soir).

2.2. Distribution des individus échantillonnés par classe de tailles

Les repartition des individus d'*Oreochromis niloticus* par taille et par plan d'eau montre que la majorité des individus capturés sont de petites tailles (Figure 15). La classe modale est de 10 à 15 pour les 3 cours d'eau avec respectivement 53,15%, 49,29% et 68,60% pour le fleuve Ouémé, le lac Toho et le fleuve Couffo. Le coefficient d'asymétrie de Pearson était égale à 1,51 (>0) indiquant que la distribution est biaisée vers la droite.

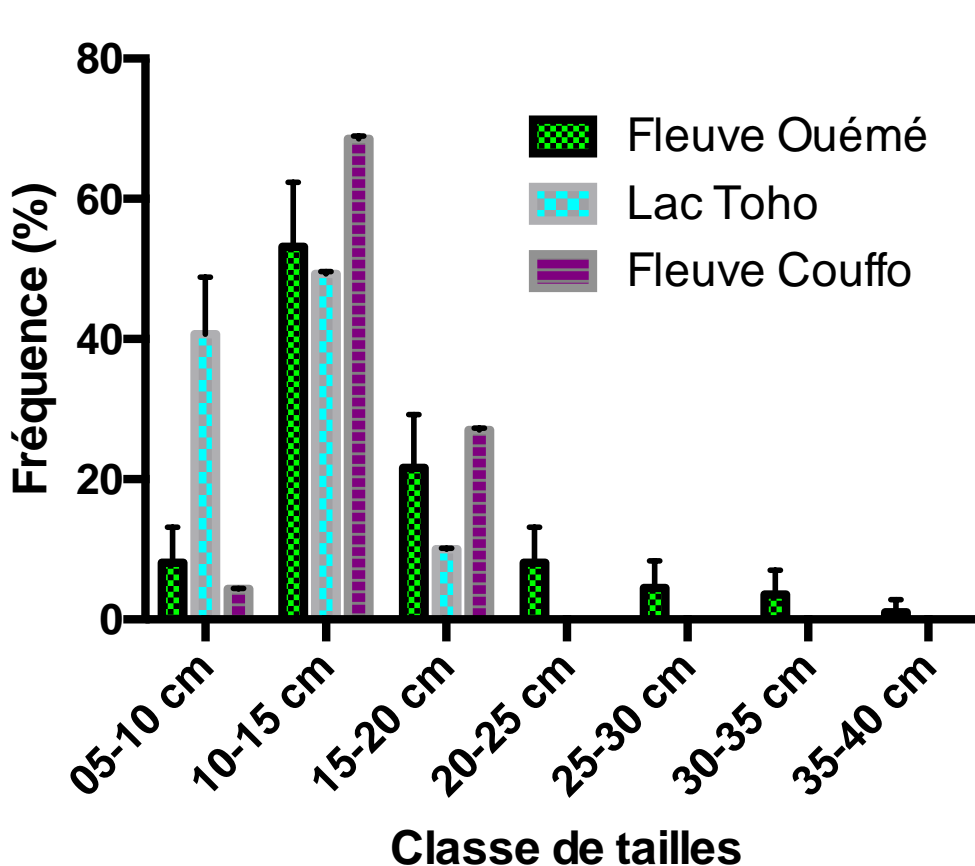


Figure 15: Distribution des tailles des poissons des cours d'eau échantillonnés.

2.3. Croissance relative et facteur de condition

La hauteur du corps des individus d'*Oreochromis niloticus* a été fortement et significativement associée à la longueur standard dans les trois cours d'eau ($p < 0,001$). Cette relation (LS-HC) est linéaire et les coefficients de détermination (R^2) ont varié de 0,68 à 0,96 pour les mâles et sont entre 0,57 et 0,79 pour les femelles (Tableau XII). Cependant, la précision la plus élevée a été obtenue chez les mâles du fleuve Ouémé ($R^2 = 0,96$, $p < 0,001$). La relation entre le poids corporel et la longueur totale (LT-PT) a suivi une équation de type puissance (Tableau XIV). Chez les mâles, les coefficients de croissance relatifs (b) ont varié de 2,0 à 3,0 avec des coefficients de détermination variant de 0,74 à 0,95 et de 2,5 à 3,0 chez les femelles. Pour les femelles, les coefficients de détermination variaient de 0,69 à 0,95. Dans chaque plan d'eau, le facteur de condition n'a pas varié de façon significative ($p > 0,05$) selon le sexe (Tableau XIII). Les valeurs les plus faibles et les plus fortes de K ont été enregistrées respectivement chez les femelles du fleuve Ouémé (1,56) et celles du lac Toho (2,11).

Caractérisation morphologique

Tableau XII: Equations et coefficients de détermination (R^2) des relations LS-HC par sexe en relation avec les plans.

Plan d'eau		Mâle	Femelle
	Equation	$y=2,409x+1,876$	$y=1,650x+4,590$
Fleuve	R^2	0,96	0,57
Ouémé	ESR	1,01	2,61
	Test de significativité	***	*
	Equation	$y=2,007x+2,846$	$y=2,111x+2,524$
Lac Toho	R^2	0,82	0,78
	ESR	0,95	1,14
	Test de significativité	***	***
	Equation	$y=2,372x+0,928$	$y=2,055x+2,670$
Fleuve Couffo	R^2	0,68	0,79
	ESR	1,18	0,68
	Test de significativité	**	***

*** : $p < 0,001$; ESR : Erreur Standard Résiduelle.

Tableau XIII: Facteurs de condition (K) enregistré par plan d'eau et sexe.

Plan d'eau	Mâle		Femelle		Test de significativité
	Moyenne	ET	Moyenne	ET	
Fleuve Ouémé	1,60a	0,36	1,56a	0,3	NS
Lac Toho	1,91a	0,53	2,11a	1,86	NS
Fleuve Couffo	1,88a	0,79	1,85a	0,61	NS

Les moyennes d'une même ligne suivies de la même lettre ne diffèrent pas significativement avec le seuil de 5%; NS : $p > 0,05$; ET : Ecart-type.

Caractérisation morphologique

Tableau XIV: Equations et coefficients de détermination (R^2) des relations LT-PT selon le sexe des échantillons et par rapport aux plans d'eau.

Plan d'eau		Mâle	Femelle
Fleuve Ouémé	Equation	$y=0,014x^{2,0}$	$y=0,020x^{3,0}$
	R²	0,95	0,95
	Equation logarithmique	$\text{LogPT}=2\text{LogTL}-1,85$	$\text{LogPT}=3\text{LogTL}-1,7$
Lac Toho	Equation	$y=0,026x^{3,0}$	$y=0,067x^{2,5}$
	R²	0,91	0,69
	Equation logarithmique	$\text{LogPT}=3\text{LogTL}-1,59$	$\text{LogPT}=2,5\text{LogTL}-1,17$
Fleuve Couffo	Equation	$y=0,048x^{2,6}$	$y=0,035x^{2,7}$
	R²	0,74	0,78
	Equation logarithmique	$\text{LogPT}=2,6\text{LogTL}-1,32$	$\text{LogPT}=2,7\text{LogTL}-1,46$

PT : Poids Total; LT : Longueur Totale.

2.4. Paramètres métriques et pondéraux

La plupart des paramètres métriques et pondéraux n'ont pas varié significativement entre la crue et l'étiage (Tableau XV). La hauteur du corps a été plus élevée chez les individus capturés lors de la crue que ceux de l'étiage (38,06%LS vs 32,03%LS, $p<0,01$). La même tendance a été observée pour le diamètre de l'oeil (8,34%LS vs 6,75%LS, $p<0,001$) et la longueur dorso-anale (53,13%LS vs 48,73%LS; $p<0,05$). Le poids a été significativement plus élevé chez les individus échantillonnés au fleuve Ouémé que ceux du fleuve Couffo ($p<0,05$) et plus élevé chez ces deux cours d'eau qu'au lac Toho ($p<0,05$). La même tendance a été obtenue pour la longueur totale, la longueur standard et la largeur interorbitaire. La longueur de la tête, la hauteur du corps, la longueur prépectorale, la longueur de base de la nageoire dorsale, la hauteur du pédoncule caudal et la longueur dorso-anale ont été plus élevées chez les individus du fleuve Couffo que chez ceux de l'Ouémé ($p<0,05$). De plus, ces paramètres métriques étaient plus importants dans ces deux cours d'eau qu'au niveau lac Toho ($p<0,05$). La longueur de la nageoire pelvienne a été plus importante au niveau du fleuve Couffo que dans le lac Toho et plus importante dans ces deux cours d'eau que dans l'Ouémé ($p<0,001$). La longueur de la nageoire pectorale a été similaire chez les individus du fleuve Ouémé et ceux du fleuve Couffo. Toutefois, elle a été plus élevée dans ces deux cours d'eau que dans le lac Toho ($p<0,001$). Par ailleurs, la longueur du museau, le diamètre de l'oeil, la longueur pré-dorsale, la longueur du pré-anale, la longueur pré-pelvienne et la longueur de base de la nageoire anale ont été similaires d'un cours d'eau à un autre. En ce qui concerne le sexe, le poids corporel, la longueur totale, la longueur standard, la longueur du museau et la longueur de base de l'anale étaient plus élevés chez les mâles que chez les femelles ($p<0,05$) (Tableau XVI).

2.5. Paramètres méristiques

Les rayons mous dorsaux ont été significativement plus élevés chez les individus d'*Oreochromis niloticus* du fleuve Couffo qu'au niveau de ceux des deux autres cours d'eau ($p < 0,05$). De plus, ce comptage méristique a été plus important ($p < 0,05$) au fleuve Ouémé qu'au lac Toho (Tableau XVII). Au Sud du Bénin, les rayons épineux dorsaux des individus d'*Oreochromis niloticus* ont été intermédiaires entre le lac Toho et les fleuves Ouémé et Couffo, mais ils étaient significativement plus importants au fleuve Couffo qu'au fleuve Ouémé ($p < 0,05$). De plus, les rayons mous anaux, les rayons épineux anaux et les écailles autour du pédoncule caudal n'ont pas varié significativement d'un plan d'eau à l'autre. Les écailles sur la ligne latérale supérieure ont été d'une part, moins importantes chez les individus du fleuve Ouémé que chez ceux des deux autres plans d'eau et d'autre part, significativement plus élevées au lac Toho qu'au fleuve Couffo ($p < 0,001$). Les écailles sur la ligne latérale inférieure, écailles pré-dorsales et les branchiospines sur le premier arc branchial ont été significativement plus importantes chez les individus du fleuve Ouémé que chez ceux du fleuve Couffo et significativement plus élevées au fleuve Couffo que dans le lac Toho ($p < 0,001$). En ce qui concerne les écailles operculaires, leurs nombres étaient intermédiaires entre les individus d'*Oreochromis niloticus* du lac Toho et les fleuves Ouémé et Couffo ($p < 0,05$). Cependant, elles ont été significativement plus élevées ($p < 0,05$) au fleuve Ouémé qu'au fleuve Couffo. En ce qui concerne le sexe, seules les écailles sur la ligne latérale inférieure ont varié significativement ($p < 0,05$) d'un sexe à l'autre. En effet, elles étaient significativement plus élevées ($p < 0,05$) chez les mâles que chez les femelles (Tableau XVIII).

Caractérisation morphologique

Tableau XV: Paramètres métriques et pondéraux selon la période d'échantillonnage et plan d'eau.

Variable	Période hydrobiologique					Plan d'eau						
	Crue		Etiage		ANOVA	Fleuve Ouémé		Lac Toho		Fleuve Couffo		ANOVA
	M	ES	M	ES		M	ES	M	ES	M	ES	
Poids (g)	51,74a	3,06	54,88a	4,6	NS	91,31a	13,25	31,70c	1,96	49,09b	1,63	***
LT (cm)	13,16a	0,25	13,47a	0,23	NS	11,27c	0,55	15,57a	0,25	13,65b	0,15	***
LS (cm)	10,08a	0,19	10,45a	0,18	NS	8,95c	0,44	11,97a	0,2	10,44b	0,12	***
LTe (%LS)	32,52a	0,17	34,85a	0,64	NS	29,69c	0,22	31,81b	0,51	34,01a	0,98	***
HC (%LS)	38,06a	0,25	32,03b	0,66	**	33,50c	0,95	34,98b	0,49	37,48a	0,91	**
LM (%LS)	7,05a	0,14	7,75a	0,43	NS	7,63a	0,15	7,52a	1,01	7,56a	0,2	NS
DO (%LS)	8,34a	0,09	6,75b	0,15	***	7,04a	0,37	6,92a	0,12	7,35a	0,14	NS
LIO (%LS)	7,99a	0,17	8,45a	0,22	NS	6,99c	0,22	9,08a	0,27	8,83b	0,3	***
LPrD (%LS)	31,36a	0,21	32,53a	0,59	NS	32,07a	0,65	31,30a	0,46	32,84a	0,87	NS
LPrA (%LS)	69,26a	0,92	72,04a	1,28	NS	70,60a	0,46	68,73a	0,83	73,25a	2,1	NS
LPrP (%LS)	34,29a	0,2	33,17a	0,64	NS	31,01c	0,62	33,48b	0,34	35,09a	0,96	***
LPrPe (%LS)	39,38a	0,44	38,20a	0,72	NS	37,1	0,59	37,5	0,62	39,99	1,1	NS
LD (%LS)	53,84a	0,32	51,07a	0,94	NS	49,05c	0,69	49,95b	0,56	54,60a	1,46	***
LA (%LS)	13,51a	0,21	15,49a	0,83	NS	16,32a	0,4	14,42a	1,96	14,39a	0,36	NS
LNP (%LS)	34,98a	0,42	33,68a	0,65	NS	30,25b	0,71	35,60a	0,53	35,69a	0,93	***
LNPe (%LS)	26,46a	0,24	25,81a	0,59	NS	26,07b	0,5	23,21c	0,43	27,40a	0,89	***
HPC (%LS)	10,81a	0,14	10,19a	0,2	NS	9,09c	0,22	10,70b	0,19	11,01a	0,28	***
LDA (%LS)	53,13a	0,34	48,73b	0,99	*	45,96c	0,41	49,16b	0,78	52,84a	1,55	***

Les moyennes intra-classes d'une même ligne suivies d'une même lettre ne diffèrent pas significativement avec le seuil de 5%; *** : $p < 0,001$; ** : $p < 0,01$; * : $p < 0,05$; NS : $p > 0,05$; M = moyenne; ES = Erreur Standard; ANOVA = Analyse de la variance; LT : Longueur Totale; LS : Longueur Standard; HC : Hauteur du Corps; LTe : Longueur de la Tête; LM : Longueur du Museau; DO : Diamètre de l'Œil; LIO : Largeur Inter-Orbitaire; LPrD : Longueur Pré-dorsale; LPrA : Longueur Pré-anale; LPrP : Longueur Pré-pectorale; LPrPe : Longueur Pré-pelvienne; LD : Longueur de base de la nageoire Dorsale; LA : Longueur de base de la nageoire Anale; LNP : Longueur de la Nageoire Pectorale; LNPe : Longueur de la Nageoire Pelvienne; HPC : Hauteur du Pédoncule Caudal; LDA : longueur dorso-anale.

Caractérisation morphologique

Tableau XVI: Paramètres métriques et pondéraux selon le sexe.

Variable	Femelle		Mâle		Test t
	M	ES	M	ES	
Poids (g)	46,56b	3,15	66,20a	7,58	**
LT (cm)	13,03b	0,19	13,98a	0,36	**
LS (cm)	10,07b	0,15	10,81a	0,29	**
LTe (%LS)	32,03a	0,27	32,34a	1,17	NS
HC (%LS)	35,18a	0,43	36,42a	1,11	NS
LM (%LS)	6,97b	0,1	8,54a	0,82	*
DO (%LS)	7,27a	0,16	6,95a	0,16	NS
LIO (%LS)	8,10a	0,12	8,71a	0,41	NS
LPrD (%LS)	32,16a	0,33	32,35a	1,03	NS
LPrA (%LS)	70,62a	0,55	72,51a	2,42	NS
LPrP (%LS)	33,59a	0,33	33,23a	1,13	NS
LPrPe (%LS)	38,37a	0,38	38,70a	1,31	NS
LD (%LS)	50,80a	0,4	53,34a	1,73	NS
LA (%LS)	13,76b	0,18	16,96a	1,6	**
LNP (%LS)	33,65a	0,35	34,58a	1,17	NS
LNPe (%LS)	25,34a	0,26	27,00a	1,08	NS
HPC (%LS)	10,19a	0,11	10,60a	0,36	NS
LDA (%LS)	48,82a	0,41	51,49a	1,86	NS

Les moyennes intra-classes d'une même ligne suivies d'une même lettre ne diffèrent pas significativement avec le seuil de 5%; **: $p < 0,01$; * : $p < 0,05$; NS : $p > 0,05$; M = moyenne; ES = Erreur Standard; LT : Longueur Totale; LS : Longueur Standard; HC : Hauteur du Corps; LTe : Longueur de la Tête; LM : Longueur du Museau; DO : Diamètre de l'Œil; LIO : Largeur Inter-Orbitaire; LPrD : Longueur Pré-dorsale; LPrA : Longueur Pré-anale; LPrP : Longueur Pré-pectorale; LPrPe : Longueur Pré-pelvienne; LD : Longueur de base de la nageoire Dorsale; LA : Longueur de base de la nageoire Anale; LNP : Longueur de la Nageoire Pectorale; LNPe : Longueur de la Nageoire Pelvienne; HPC : Hauteur du Pédoncule Caudal; LDA : longueur dorso-anale.

Caractérisation morphologique

Tableau XVII: Caractéristiques méristiques par plan d'eau.

Variable	Fleuve Ouémé			Lac Toho			Fleuve Couffo			ANOVA
	M	ES	Intervalle	M	ES	Intervalle	M	ES	Intervalle	
RMD	12,11b	0,06	11-14	11,53c	0,08	9-15	12,16a	0,05	10-14	***
RDD	16,51c	0,13	7-18	16,74b	0,05	15-19	16,76a	0,04	15-18	*
RMA	9,12a	0,06	8-11	9,01a	0,06	07-11	9,19a	0,05	07-12	NS
RDA	3a	0	3-3	3a	0	3-3	3a	0	3-3	NS
ELLS	21,54c	0,13	17-25	22,72a	0,27	14-29	21,71b	0,21	7-32	***
ELLI	15,11a	0,21	11-21	13,64c	0,12	10-17	13,75b	0,15	8-25	***
Epd	8,28a	0,22	5-18	6,63c	0,2	3-15	6,75b	0,14	2-17	***
EPC	14,75a	0,19	10-20	14,5a	0,28	10-22	15,24a	0,21	7-28	NS
EOp	21,88a	0,53	9-31	17,59b	0,67	3-34	16,8c	0,58	4-39	***
Bsp	24,61a	0,27	18-31	20,55c	0,42	9-29	24,01b	0,28	10-35	***

Les moyennes intra-classes d'une même ligne suivies d'une même lettre ne diffèrent pas significativement avec le seuil de 5%; *** : $p < 0,001$; * : $p < 0,05$; NS : $p > 0,05$; M = moyenne; ES = Erreur Standard; ANOVA = Analyse de la variance; RMD : nombre de rayons mous dorsaux; RDD : nombre de rayons épineux dorsaux; RMA : nombre de rayons mous anaux; RDA : nombre de rayons épineux anaux; ELLS : nombre d'écailles sur la ligne latérale supérieure; ELLI : nombre d'écailles sur la ligne latérale inférieure; Epd : nombre d'écailles pré-dorsales; EPC : nombre d'écailles autour du pédoncule caudal; EOp : nombre d'écailles au niveau de l'opercule; Bsp : nombre de branchiospines sur le premier arc branchial.

Caractérisation morphologique

Tableau XVIII: Comptages méristiques en fonction du sexe du poisson.

Variable	Femelle			Mâle			Test t
	M	ES	Intervalle	M	ES	Intervalle	
RMD	11,95a	0,05	9-15	11,95a	0,07	9-15	NS
RDD	16,72a	0,03	15-19	16,65a	0,09	7-19	NS
RMA	9,14a	0,05	7-12	9,09a	0,05	7-11	NS
RDA	3a	0	3-3	3a	0	3-3	NS
ELLS	22,09a	0,17	7-32	21,8a	0,2	13,-29	NS
ELLI	13,88b	0,11	8-21	14,32a	0,17	9-25	*
Epd	7,01a	0,13	2-17	7,21a	0,2	2-18	NS
EPC	14,57b	0,15	7-26	15,42a	0,25	8-28	**
EOp	18,68a	0,5	3-39	17,64a	0,53	3-34	NS
Bsp	22,83a	0,26	9-35	23,53a	0,33	9-33	NS

Les moyennes intra-classes d'une même ligne suivies d'une même lettre ne diffèrent pas significativement avec le seuil de 5%; **: $p < 0,01$; * : $p < 0,05$; NS : $p > 0,05$; M = moyenne; ES = Erreur Standard; ANOVA = Analyse de la variance; RMD : nombre de rayons mous dorsaux; RDD : nombre de rayons épineux dorsaux; RMA : nombre de rayons mous anaux; RDA : nombre de rayons épineux anaux; ELLS : nombre d'écailles sur la ligne latérale supérieure; ELLI : nombre d'écailles sur la ligne latérale inférieure; Epd : nombre d'écailles pré-dorsales; EPC : nombre d'écailles autour du pédoncule caudal; EOp : nombre d'écailles au niveau de l'opercule; Bsp : nombre de branchiospines sur le premier arc branchial.

2.6. Corrélations entre les paramètres méristiques

En ce qui concerne les paramètres méristiques, le nombre de rayons épineux dorsaux et le nombre d'écailles sur la ligne latérale supérieure ont été négativement et faiblement corrélés avec le nombre d'écailles pré-dorsales ($r = -0,11$; $r = -0,12$; $p < 0,05$). Le nombre de rayons mous dorsaux était lié positivement et moyennement au nombre d'écailles pré-dorsales ($r = 0,12$; $p < 0,01$). Le nombre d'écailles sur la ligne latérale supérieure était négativement et moyennement corrélé avec le nombre d'écailles autour du pédoncule caudal ($r = -0,13$; $p < 0,01$). De plus, le nombre d'écailles sur la ligne latérale inférieure était positivement et moyennement lié au nombre d'écailles autour du pédoncule caudal ($r = 0,14$; $p < 0,01$) et au nombre d'écailles au niveau de l'opercule ($r = 0,14$; $p < 0,01$). Par ailleurs, le nombre d'écailles autour du pédoncule caudal a été négativement et moyennement corrélé au nombre d'écailles au niveau de l'opercule ($r = -0,13$; $p < 0,01$) (Tableau XIX). Le nombre de rayons mous dorsaux était positivement et fortement corrélé ($p < 0,001$) au nombre de rayons mous anaux ($r = 0,31$), au nombre d'écailles sur la ligne latérale supérieure ($r = 0,24$), au nombre d'écailles au niveau de l'opercule ($r = 0,16$) et au nombre de branchiospines sur le premier arc branchial ($r = 0,19$) respectivement. En outre, le nombre de rayons mous anaux a été positivement et fortement lié au nombre d'écailles sur la ligne latérale supérieure ($r = 0,34$), au nombre d'écailles au niveau de l'opercule ($r = 0,27$) et au nombre de branchiospines sur le premier arc branchial ($r = 0,20$) respectivement. Par ailleurs, le nombre d'écailles sur la ligne latérale supérieure était positivement et fortement corrélé avec le nombre d'écailles au niveau de l'opercule ($r = 0,40$; $p < 0,001$). Le nombre d'écailles sur la ligne latérale inférieure, le nombre d'écailles autour du pédoncule caudal et le nombre d'écailles sur l'opercule ont été positivement et fortement liés au nombre de branchiospines sur le premier arc branchial (Tableau XIX).

Caractérisation morphologique

Tableau XIX: Corrélations entre les différents paramètres méristiques de *Oreochromis niloticus*.

	RDD	RMA	ELLS	ELLI	Epd	EPC	EOp	Bsp
RMD	-0,06NS	0,31***	0,24***	-0,05NS	0,12**	-0,04NS	0,16***	0,19***
RDD		-0,02NS	-0,04NS	-0,07NS	-0,11*	0,06NS	-0,09NS	0,03NS
RMA			0,34***	0,01NS	0,01NS	-0,04NS	0,27***	0,20***
ELLS				-0,003NS	-0,12*	-0,13**	0,40***	0,05NS
ELLI					0,19NS	0,14**	0,14**	0,19***
Epd						0,03NS	0,18***	0,05NS
EPC							-0,13**	0,26***
EOp								0,27***

*** : $p < 0,001$; ** : $p < 0,01$; * : $p < 0,05$; NS : $p > 0,05$; RMD : nombre de rayons mous dorsaux; RDD : nombre de rayons épineux dorsaux; RMA : nombre de rayons mous anaux; RDA : nombre de rayons épineux anaux; ELLS : nombre d'écaillés sur la ligne latérale supérieure; ELLI : nombre d'écaillés sur la ligne latérale inférieure; Epd : nombre d'écaillés pré-dorsales; EPC : nombre d'écaillés autour du pédoncule caudal; EOp : nombre d'écaillés au niveau de l'opercule; Bsp : nombre de branchiospines sur le premier arc branchial.

2.7. Analyse multivariée des paramètres métriques et méristiques

Afin d'analyser la proximité entre les 3 cours d'eau, les AFC et les CN (Figures 16 et 17) ont été réalisés sur les paramètres métriques et méristiques. Ainsi, les pourcentages de la variance ont diminué brusquement avec le premier axe expliquant 96,65% des variations entre les cours d'eau et le second axe 3,35%. Sur l'axe 1, la longueur totale, la longueur standard et la longueur de la nageoire pelvienne ont permis d'éloigner le lac Toho du fleuve Ouémé (Figures 16a et 17a). Avec les comptages méristiques, les pourcentages de la variance ont également diminué soudainement avec le premier axe expliquant 71,70% des variations entre les cours d'eau et le second axe 28,30%. Sur l'axe 1, le nombre de rayons épineux dorsaux, le nombre d'écaillés sur la ligne latérale supérieure, le nombre d'écaillés pré-dorsales et le nombre d'écaillés au niveau de l'opercule ont également permis d'éloigner le lac Toho du fleuve Ouémé. Sur l'axe 2, le nombre de branchiospines sur le premier arc branchial a permis de rapprocher le lac Toho et le fleuve Couffo (Figures 16b et 17b). Les AFC et les CN des variables métriques et méristiques ont permis de distinguer deux groupes: le groupe constitué d'une part, du lac Toho et du fleuve Couffo et le second groupe constitué d'autre part, du fleuve Ouémé.

Caractérisation morphologique

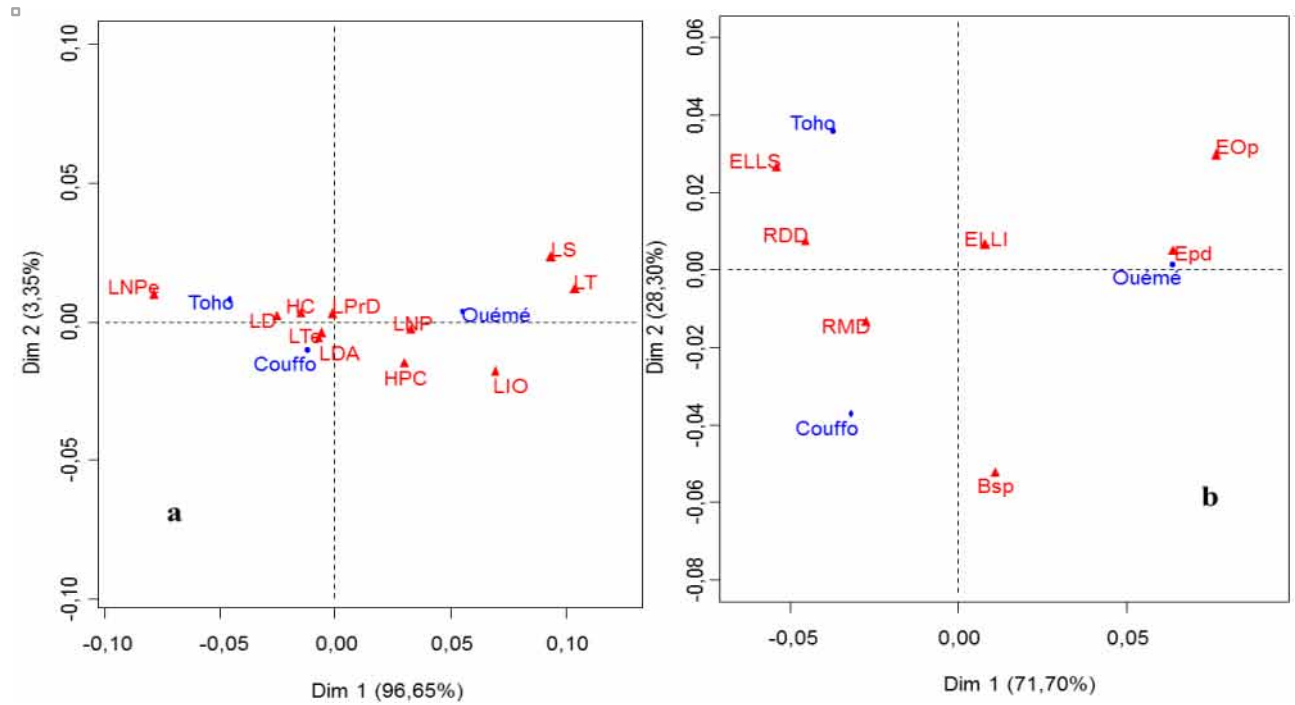


Figure 16: AFC basée sur les variables métriques et méristiques. a : variables métriques; b : variables méristiques.

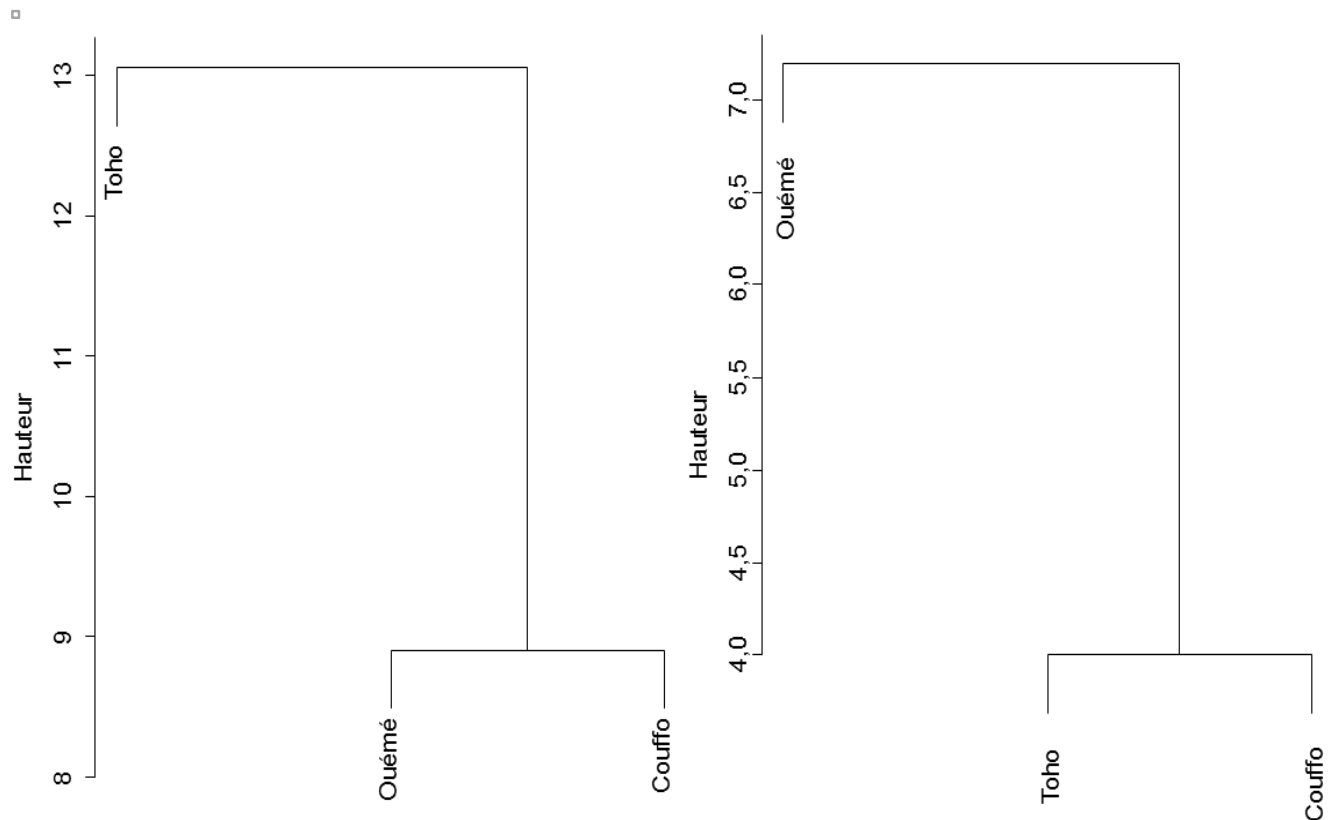


Figure 17: Dendrogrammes basés sur les variables métriques et méristiques. a: variables métriques; b: variables méristiques.

3. DISCUSSION

3.1. Relation entre l'environnement et les paramètres morphologiques chez *Oreochromis niloticus*

Concernant les paramètres physico-chimiques, la qualité de l'eau est restée dans les limites recommandées pour les tilapias (Frimpong *et al.*, 2014; Kolding *et al.*, 2008; Lemarié *et al.*, 2004; Mélard, 2014a). Par ailleurs, la plupart des poissons échantillonnés ont une taille comprise entre 10 et 15 cm, quel que soit le cours d'eau (fleuve Ouémé, lac Toho et fleuve Couffo). Ces données peuvent indiquer une surpêche au regard des données de la littérature qui montrent que dans les bonnes conditions, le tilapia peut atteindre des tailles comprises entre 10 et 63 cm (lac Nakuru, Kenya, (Palomares & Pauly, 1998)). Les mêmes observations ont été faites par Lalèyè *et al.* (2004) au fleuve Ouémé par Ahouansou-Montcho & Laleye (2008) au lac Toho et par Hadji (2013) au fleuve Couffo. Mais étant donné que cette espèce a été introduite, on peut aussi penser que les conditions hydrologiques et environnementales ne lui permettent pas d'exprimer son plein potentiel de croissance comme le suggèrent de nombreux auteurs (Palomares & Pauly, 1998; Paugy *et al.*, 2004; Vreven *et al.*, 1998). La taille maximale de cette espèce est plus dépendante des conditions environnementales que des différences génétiques (Lacroix, 2004). En Côte d'Ivoire où l'espèce a également été introduite, certains individus ont atteint la taille de 46 cm au lac Kossou (Palomares & Pauly, 1998). Par exemple, au lac Tchad, *Oreochromis niloticus* a atteint 30 cm après 3 ans tandis qu'au lac Mariout (Egypte), 5 ans ont été nécessaires pour atteindre la même taille (Lacroix, 2004).

L'analyse des relations entre la longueur standard et la hauteur du corps a révélé que, plus un individu est gros, meilleure est sa croissance. Pour les deux sexes (mâle et femelle), les coefficients de croissance relative (b) des relations poids-longueur totale (TL-PT) ont varié de 2 à 3. Cette relation permet de comparer la croissance des espèces de différentes régions (Froese, 2006). Chez les mâles du fleuve Ouémé et du fleuve Couffo et les femelles du lac Toho et du fleuve Couffo, la croissance d'*Oreochromis niloticus* a été allométrique et l'espèce croît plus en taille qu'en poids. Pour les mâles du lac Toho et les femelles du fleuve Ouémé, la croissance est isométrique ($b = 3$). Ces résultats sont en accord avec ceux généralement trouvés dans la littérature pour cette espèce. En effet, en se basant sur les études précédentes sur *Oreochromis niloticus* au Bénin, les valeurs trouvées pour b étaient de 2,799 pour le fleuve Ouémé (Lalèyè, 2006), 3,06 pour le lac Toho (Ahouansou-Montcho & Laleye, 2008) et 2,86 pour le fleuve Couffo (Hadji, 2013). La valeur de b n'a pas varié significativement selon le sexe et ceci est en accord avec les observations de Ahouansou-Montcho & Laleye (2008). Par ailleurs, l'analyse d'un grand nombre de relations longueur-poids (L-W) de Fishbase montre que les valeurs du coefficient de croissance relatif b sont généralement comprises entre 2 et 4. En effet, dans son étude, Froese (2006) a montré que 90% des individus avaient des valeurs de b comprises entre 2,7 et 3,4. Nos résultats ont été dans la même tendance des données obtenues par Ouattara *et al.* (2009) sur deux espèces de tilapia, *Oreochromis niloticus* et *S. melanotheron* dans le lac Ayamé en Côte d'Ivoire. Nous avons également analysé le coefficient de condition (K) utilisé comme indicateur de la variabilité attribuable au coefficient de croissance (b). En effet, pour Tesch (1971), le facteur de condition permet de caractériser l'état physiologique et

nutritionnel du poisson. Il permet également d'apprécier l'état biologique et l'embonpoint des poissons. Cependant, les relations longueur-poids chez les poissons peuvent être affectées par plusieurs facteurs, dont l'habitat, la maturité des gonades, le sexe, la santé et la plénitude de l'estomac (Tesch, 1971; Wootton, 1998). Les données obtenues pour les mâles et les femelles sont semblables à celles observées par Ahouansou-Montcho & Laleye (2008) au lac Toho et Hadji (2013) dans le fleuve Couffo. De façon similaire, chez les populations naturelles de cette espèce, Ishikawa *et al.* (2013) ont noté que les valeurs de K variaient de 0,11 à 0,75 ($0,44 \pm 0,14$). Les valeurs observées révèlent une bonne adaptation de cette espèce aux différents plans d'eau. Nehemia *et al.* (2012) ont démontré sur *T. zillii* et *O. urolepsi* que b est plus important dans l'eau saumâtre que dans l'eau douce ($3,3$ vs $2,94$ et $3,45$ vs $2,81$). La tendance inverse a été observée pour K ($0,74$ vs $2,07$ et $0,53$ vs $0,86$). En somme, les différences observées au niveau de chaque population seraient dues à leur habitat, aux ressources alimentaires disponibles, à la structure démographique des populations, à la sélectivité des engins de pêche, à la prédation, à la superficie du plan d'eau et au courant d'eau, comme suggéré par les études précédentes (Ahouansou-Montcho *et al.*, 2015; Bezault *et al.*, 2011; Isumbisho Mwapu, 2006; Lalèyè, 2006; Montchowui *et al.*, 2009). Nos observations suggèrent que ces poissons subissent à la fois un effet environnemental et une dérive génétique.

3.2. Variabilité morphométrique intra et inter population chez *Oreochromis niloticus*

Depuis leur introduction dans les plans d'eau béninois en 1979 à des fins d'aquaculture, aucune étude n'a été menée sur la caractérisation morphologique de ces populations d'*Oreochromis niloticus*. Les données obtenues dans cette étude ne peuvent être comparées qu'à celles disponibles dans la littérature. Plusieurs comptages méristiques (nombre de rayons mous dorsaux, nombre de rayons épineux dorsaux, nombre d'écailles sur la ligne latérale supérieure, nombre d'écailles sur la ligne latérale inférieure, nombre d'écailles sur l'opercule et nombre de branchiospines sur le premier arc branchial) ont permis de discriminer les populations du lac Toho et Couffo et de les différencier de celles du fleuve Ouémé. De même, de nombreuses mensurations combinées (la longueur totale, la longueur standard, la longueur de la tête, la hauteur du corps, la largeur interorbitaire, la longueur prépectorale, la longueur de base de la nageoire dorsale, la longueur de la nageoire pectorale, la longueur de la nageoire pelvienne, la hauteur du pédoncule caudal et la longueur dorso-anale) ont aussi permis de discriminer les populations du lac Toho et du fleuve Couffo de celles du fleuve Ouémé. La même tendance a été obtenue précédemment par Gourène & Teugels (1993) sur les souches de tilapia du bassin de la Volta (Burkina Faso), du bassin du Nil (Ouganda) et du lac Manzaleh (Egypte). Les différences observées entre les populations en ce qui concerne le nombre de certaines variables méristiques pourraient indiquer que les individus utilisés au cours des différentes campagnes de repeuplement et introductions de poissons ne sont probablement pas de la même souche. De plus, ces différences pourraient également révéler des mutations génétiques dues à la qualité physico-chimique de l'eau dans ces trois cours d'eau. Chapman *et al.* (2002) ont souligné que, dans la nature, les poissons provenant des zones hypoxiques ont tendance à avoir des branchies plus larges que les poissons des régions normoxiques, ce qui est probablement une réponse adaptative. Ces différences peuvent être dues à la petite taille des individus échantillonnés de cette étude et qui pourraient également être liés à la surpêche au niveau de ces cours d'eau. En

effet, outre le filet maillant, le filet épervier, l'hameçon et la palangre, les pêcheurs utilisent aussi d'autres filets dont certaines variantes contribuent à la capture de poissons à tous les niveaux de l'eau (eau de surface, eau de fond et eau profonde) contribuant à la destruction des frayères.

La variabilité inter-population a montré des différences significatives ($p < 0,01$) pour le poids, la longueur standard, la longueur de la tête, la hauteur du corps, la largeur inter-orbitaire, la longueur prépectorale, la longueur de base de la nageoire dorsale, la longueur de la nageoire pectorale, la longueur de la nageoire pelvienne et la longueur dorso-anal. La même observation a été faite par Duponchelle & Panfili (1998) pour la taille à la première maturité sexuelle des femelles d'*Oreochromis niloticus* provenant de lacs artificiels de Côte d'Ivoire. Les AFC montrent clairement que les variables métriques sont plus discriminatives que les variables méristiques. Ces observations corroborent celles de Gourène & Teugels (1993) qui considèrent ces caractères comme une caractéristique écologique clé liée à l'habitat du poisson. Les travaux de Gourène & Teugels (1993) montrent aussi les variables métriques comme pertinentes pour la discrimination des populations d'*Oreochromis niloticus* notamment la longueur pré-pelvienne, la longueur prépectorale, la longueur de la tête, la longueur préanale. Pour Pante *et al.* (1988), le caractère métrique le plus discriminant chez les tilapias est la longueur de la tête. Selon Schliewen *et al.* (2001), pour les tilapias, le diamètre de l'œil est l'une des variables métriques les plus discriminatives. Dans notre étude, nous avons trouvé de nombreuses mensurations discriminantes comme la longueur totale, la longueur standard, la longueur de la nageoire pelvienne et la longueur dorso-anale. Ces paramètres identifiés comme pertinents, ont permis de discriminer les populations étudiées dans les deux groupes.

Le premier groupe comprend les populations du lac Toho et du fleuve Couffo et le second, celui du fleuve Ouémé. Des résultats similaires ont été obtenus en Afrique australe, dans le Zambèze. L'étude sur l'évolution des Cichlidae locaux de ce bassin a révélé la présence de groupes isolés par les barrières biogéographiques (Katongo *et al.*, 2007). Selon Dynes *et al.*, (1999), les variations de certaines variables métriques (hauteur du corps, hauteur du pédoncule caudal, longueur du museau, longueur de la nageoire pectorale) et descripteurs méristiques sont phénotypiques et sont liées à l'environnement. L'influence de ces caractères dans la discrimination des trois populations étudiées justifie la similitude de certains facteurs écologiques ou environnementaux de ces cours d'eau. Cependant, bien que le type climatique soit différent, le fleuve Ouémé et le lac Toho se rencontrent en termes de paramètres physico-chimiques. De ce point de vue, seul le fleuve Couffo est restée isolée. En outre, Duponchelle & Panfili (1998) ont démontré que le niveau des variations intra et interpopulations de l'âge et de la taille à la première maturité sexuelle chez les *Oreochromis niloticus* femelles pourrait s'expliquer par la différence des variables environnementales (plasticité phénotypique). De plus, la proximité morphométrique entre le lac Toho et le fleuve Couffo pourrait s'expliquer par la proximité géographique de ces cours d'eau et la similitude de certains facteurs écologiques.

4. CONCLUSION

La surexploitation des ressources halieutiques est un fait au Bénin. L'analyse des populations a permis d'identifier deux groupes d'*Oreochromis niloticus* à valoriser dans l'aquaculture béninoise. Les divergences morphologiques observées indiquent que plusieurs souches de cette espèce ont été utilisées au moment de son introduction dans le pays. Les facteurs environnementaux et écologiques influent sur la variabilité morphologique des poissons. En se basant sur les variables morphologiques, deux populations à gérer différemment sont identifiées: la première est constituée par les individus du lac Toho et du fleuve Couffo et la seconde par ceux du fleuve Ouémé. La prospection moléculaire s'avère indispensable pour clarifier cette diversité afin de proposer des stratégies de gestion génétique durable.

CHAPITRE 2 : Diversité morphologique des populations sauvages de *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852 du Sud du Bénin

1. PREAMBULE

Le tilapia *Sarotherodon melanotheron* est caractérisé par une extrême euryhalinité et prospère dans les lagunes et estuaires côtiers d'Afrique de l'Ouest. Il est donc présent au Sud du Bénin, notamment dans la lagune de Grand-Popo, le lac Nokoué, le fleuve Ouémé et le lac Toho (Figure 18). Ce chapitre a pour objectif d'analyser les paramètres morphologiques des populations autochtones de cette espèce en relation avec leur plan d'eau origine, la période hydrobiologique de collecte et le sexe.

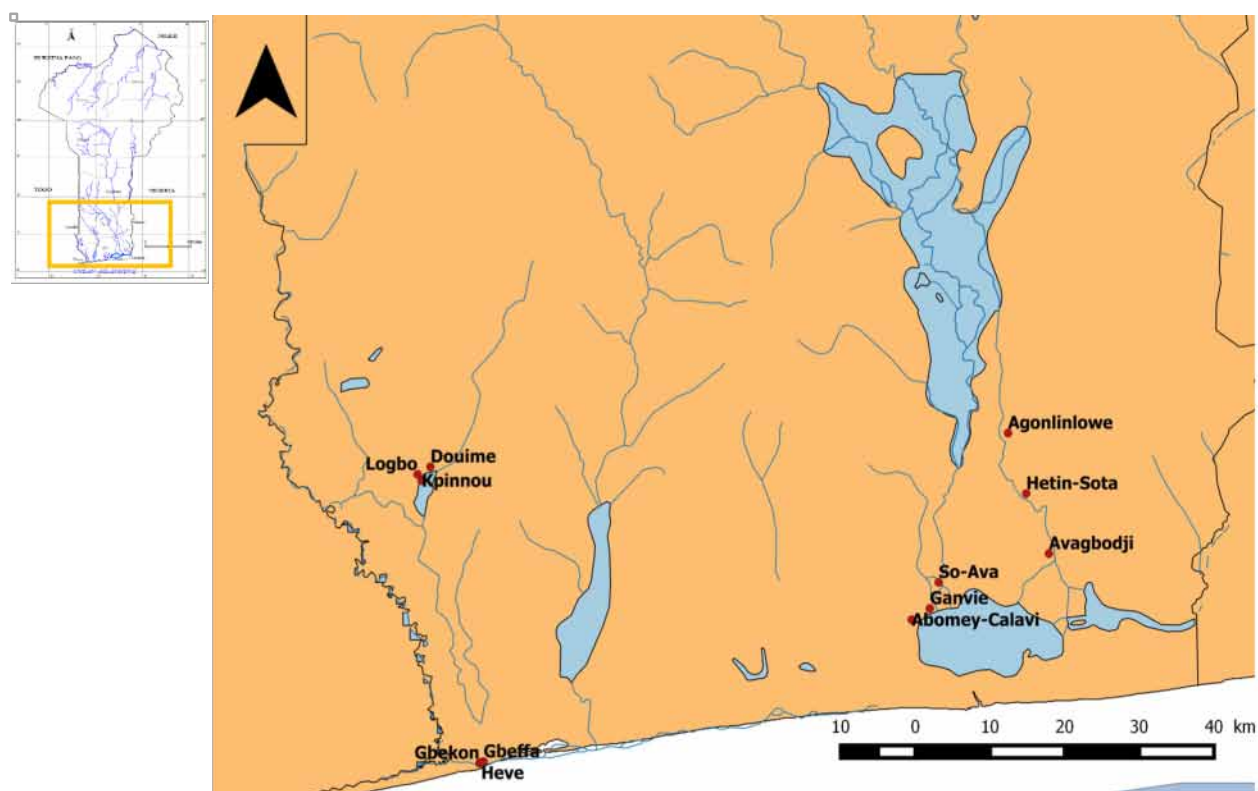


Figure 18: Carte du réseau hydrographique du Sud du Bénin, montrant l'emplacement géographique des sites d'échantillonnage.

2. RESULTATS

2.1. Qualité physico-chimique de l'eau

En tenant compte du moment de la journée, pour la lagune de Grand-Popo, en dehors de l'oxygène dissous et de la température, tous les autres paramètres physico-chimiques n'ont pas varié significativement selon le moment de la journée (Tableau XX). Au lac Nokoué, le pH, la transparence, la salinité et le TDS n'ont pas varié significativement selon le moment de la

Caractérisation morphologique

journée. D'autre part, la conductivité, l'oxygène dissous et la température ont été plus élevés le soir que le matin ($p < 0,05$). Au fleuve Ouémé et au lac Toho, aucun des paramètres physico-chimiques n'a varié significativement selon le moment de la journée (Tableau XX). En considérant la période hydrobiologique d'échantillonnage, la conductivité, le pH, l'oxygène dissous, la température, la salinité et le TDS n'ont pas varié significativement selon la période hydrobiologique de collecte. Par ailleurs, la transparence a été plus élevée ($p < 0,01$) pendant l'étiage que pendant la crue. Au fleuve Ouémé, le pH, la température et la transparence n'ont pas varié significativement selon la période de collecte. Cependant, la conductivité, la salinité et le TDS ont été plus élevés pendant l'étiage que durant la crue ($p < 0,001$). Une tendance inverse a été observée pour le taux d'oxygène dissous (Tableau XX). Au lac Nokoué, seule la salinité a varié significativement d'une période à l'autre ($p < 0,01$). Au lac Toho, seule la température a varié significativement en fonction de la période d'échantillonnage. En effet, elle a été plus élevée pendant l'étiage que lors de la crue ($p < 0,01$).

Caractérisation morphologique

Tableau XX: Paramètres physico-chimiques par plan d'eau en fonction du moment de la journée (1) et de la période hydrobiologique (2).

(1)																				
Variable	Lagune de Grand-Popo					Lac Nokoué					Fleuve Ouémé					Lac Toho				
	Matin		Soir		ANOVA	Matin		Soir		ANOVA	Matin		Soir		ANOVA	Matin		Soir		ANOVA
	M	ES	M	ES		M	ES	M	ES		M	ES	M	ES		M	ES			
Conductivité (µs/cm)	12,6a	6,83	6,3a	6,83	NS	7,8b	0,27	8,86a	0,27	*	8,0a	0,1	8,0a	0,1	NS	1,95a	1,36	5,50a	1,4	NS
pH	8,93a	0,05	9a	0,05	NS	8,2a	0,11	8,55a	0,11	NS	7,95a	0,18	8,25a	0,18	NS	8,15a	0,35	8,35a	0,35	NS
Oxygène dissous (mg/l)	7,51b	0,26	8,39a	0,26	*	4,07b	0,57	8,05a	0,57	**	6,44a	0,73	6,14a	0,73	NS	3,02a	1,59	6,68a	1,59	NS
Température (°C)	27,4b	0,82	28,23a	0,82	*	26,13b	0,88	29,45a	0,88	*	27,95a	0,78	28,5a	0,78	NS	27,38a	0,88	28,5a	0,88	NS
Transparence (cm)	42,5a	13,62	42,5a	13,62	NS	21,25a	2,9	22,5a	2,9	NS	32,5a	2,5	27,5a	2,5	NS	49,5a	2,96	48,3a	2,96	NS
Salinité (mg/l)	0,63a	0,35	0,3a	0,35	NS	2,36a	0,64	2,42a	0,64	NS	0,04a	0,01	0,04a	0,01	NS	0,08a	0,16	0,3a	0,16	NS
TDS (ppm)	623a	358	402,5a	357,97	NS	10	0	10	0	NS	40a	10	40a	10	NS	110a	1,77	108a	1,77	NS

(2)																				
Variable	Lagune de Grand-Popo					Lac Nokoué					Fleuve Ouémé					Lac Toho				
	Crue		Etiage		ANOVA	Crue		Etiage		ANOVA	Crue		Etiage		ANOVA	Crue		Etiage		ANOVA
	M	ES	M	ES		M	ES	M	ES		M	ES	M	ES		M	ES			
Conductivité (µs/cm)	15,5a	5,39	17,36a	5,39	NS	8,33a	0,41	8,33a	0,41	NS	7,0b	0	9,0a	0	***	2,23a	1,46	5,23a	1,46	NS
pH	8,9a	0,05	9,03a	0,05	NS	8,28a	0,14	8,48a	0,14	NS	8a	0,21	8,2a	0,21	NS	8,68a	0,25	7,82a	0,25	NS
Oxygène dissous (mg/l)	8,03a	0,36	7,87a	0,36	NS	6,54a	1,25	5,58a	1,25	NS	7,02a	0,16	5,56b	0,16	*	4,88a	1,91	4,82a	1,91	NS
Température (°C)	26,86a	0,67	28,7a	0,68	NS	27,43a	1,29	28,15a	1,29	NS	27,5a	0,32	28,95a	0,32	NS	26,53b	0,47	29,3a	0,47	**
Transparence (cm)	22,5b	7,22	62,5a	7,22	**	24,5a	2,5	19,25a	2,5	NS	27,5a	2,5	32,5a	2,5	NS	49,5a	2,96	48,25a	2,96	NS
Salinité (mg/l)	0,053a	0,28	0,88a	0,28	NS	3,34a	0,33	1,44b	0,33	**	0,03b	0	0,04a	0	***	0,32a	0,15	0,058a	0,15	NS
TDS (ppm)	75a	261,48	950a	261,48	NS	10	0	10	0	NS	30b	0	50a	0	***	107,5a	1,77	110a	1,77	NS

M : Moyenne; ES : Erreur Standard; ANOVA : Analyse de la variance; * : p<0,05; ** : p<0,01; *** : p<0,001; NS : p> 0,05; Les moyennes entre les classes d'une même ligne suivies par les mêmes lettres ne diffèrent pas significativement avec le seuil de 5%.

2.2 Analyse multivariée des paramètres physico-chimiques

Les AFC et les CN (Figures 19 et 20) ont été réalisés sur les facteurs physico-chimiques afin d'analyser les proximités possibles entre les 4 plans d'eau. Dans la matinée, les pourcentages de la variance ont diminué brusquement avec le premier axe expliquant 89,05% des variations entre plans d'eau, le second axe 8,76% et le troisième 2,20%, soit 100% pour l'ensemble des 3 axes. Sur l'axe 1, la température, la transparence et le TDS ont permis de rapprocher le lac Nokoué du fleuve Ouémé et de les éloigner de la lagune de Grand-Popo. Sur l'axe 2, la conductivité et la salinité ont permis d'éloigner le lac Toho des 3 autres cours d'eau (Figures 19A et 20A). Dans la soirée, les pourcentages de la variance ont également diminué soudainement avec le premier axe expliquant 82,94% des variations entre plans d'eau, le deuxième axe 11,47% et le troisième 5,59%. Sur l'axe 1, la conductivité, la température, la salinité et le TDS ont permis de séparer le lac Nokoué du lac Toho. Sur l'axe 2, l'oxygène dissous a permis d'éloigner le fleuve Ouémé des 3 autres cours d'eau (Figure 19B et 20B).

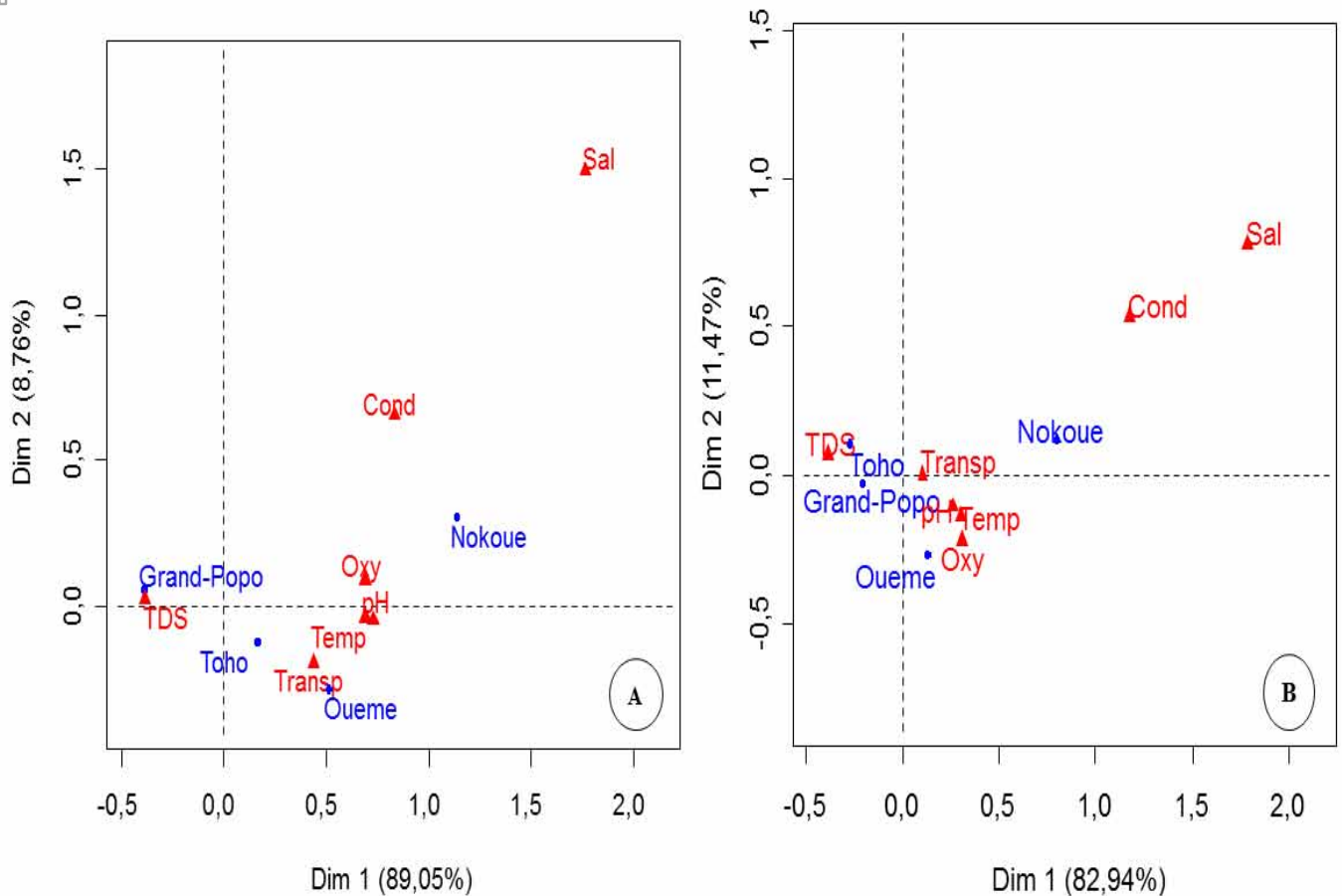


Figure 19: AFC basée sur des variables physico-chimiques en fonction du moment de la journée (A = matin vs B = soir).

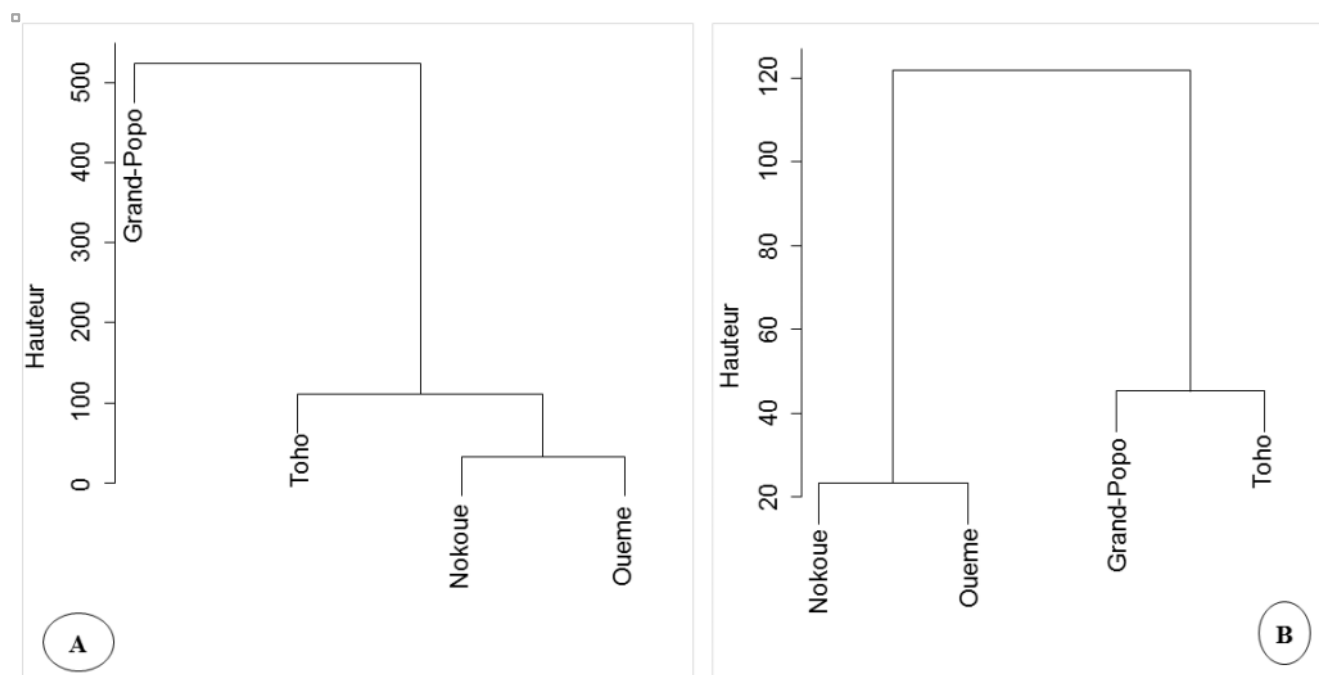


Figure 20: Classification numérique basée sur les facteurs physico-chimiques, montrant les proximités entre les populations de *Sarotherodon melanotheron* en fonction du moment de la journée (A = matin vs B = soir).

2.3. Répartition des individus échantillonnés par classe de tailles

Les structures par taille des individus de *Sarotherodon melanotheron* par plan d'eau ont montré que la majorité des individus capturés était de petites tailles. La classe modale a été de 10 à 15. La plupart des poissons échantillonnés ont une taille comprise entre 10 et 15 cm avec 57,66%, 31,85%, 36,62% et 22,19% respectivement dans la lagune de Grand-Popo, le lac Nokoué, le fleuve Ouémé et le lac Toho (Figure 21).

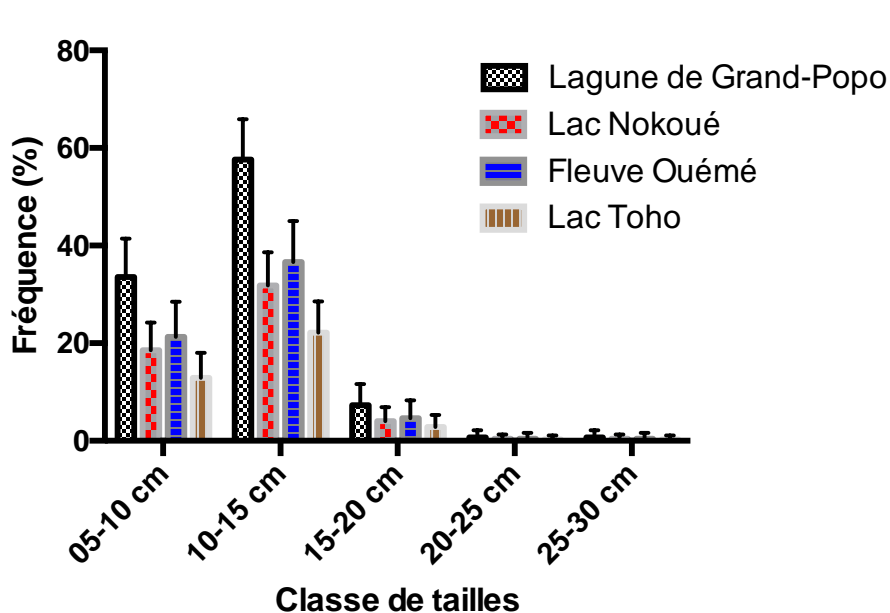


Figure 21: Distribution des tailles de poissons dans les cours d'eau échantillonnés.

2.4. Relation longueur standard-hauteur du corps (LS-HC)

Globalement, la hauteur du corps chez *Sarotherodon melanotheron* a été fortement associée à la longueur standard ($p < 0,001$, Tableau XXI). Dans l'ensemble, cette relation est linéaire et les équations de régression développées indiquent des coefficients de détermination (R^2) variant de 0,18 à 0,79 chez les mâles. Pour les femelles, les équations de prédiction de la longueur standard à partir de la hauteur du corps étaient plus précises avec R^2 allant de 0,54 à 0,92. Cependant, la plus grande précision des observations a été obtenue chez les femelles du fleuve Ouémé ($R^2 = 0,92$; $p < 0,001$).

2.5. Relation longueur totale-poids (TL-PT)

Les équations de régression du type puissance ont été développées entre le poids corporel et la longueur totale (Tableau XXII). Pour les mâles, b a varié de 2,32 à 2,79 avec des coefficients de détermination allant de 0,77 à 0,93 tandis que pour les femelles, il a fluctué entre 1,74 et 2,99 avec des coefficients de détermination allant de 0,38 à 0,94.

Tableau XXI: Equations et coefficients de détermination des relations LS-HC par sexe dans les plans d'eau échantillonnés.

Plan d'eau		Mâle	Femelle
Lagune Grand-Popo	Equation	$y=1,321x+4,552$	$y=2,048x+2,479$
	R²	0,471	0,853
	N	57	80
	ESR	1,92	0,59
	Significativité	*	***
Lac Nokoué	Equation	$y=0,114x+11,25$	$y=2,170x+2,361$
	R²	0,181	0,638
	N	89	92
	ESR	1,31	0,87
	Significativité	***	**
Fleuve Ouémé	Equation	$y=1,625x+4,465$	$y=2,431x+1,270$
	R²	0,546	0,918
	N	66	60
	ESR	0,90	0,59
	Significativité	*	***
Lac Toho	Equation	$y=1,884x+3,275$	$y=1,219x+5,209$
	R²	0,79	0,535
	N	86	79
	ESR	0,65	1,04
	Significativité	***	*

* : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$; ESR : Erreur Standard Résiduelle; R^2 : Coefficients de détermination; N : Taille de l'échantillon.

Caractérisation morphologique

Tableau XXII: Equations et coefficients de détermination des relations LT-PT par sexe.

Plan d'eau		Mâle	Femelle
Lagune de Grand-Popo	Equation	$y=0.037x^{2.696}$	$y=0.025x^{2.854}$
	R²	0.93	0.887
	N	57	80
	Equation logarithmique	$\text{LogW}=2.7\text{LogTL}-1.43$	$\text{LogW}=2.9\text{LogTL}-1.6$
Lac Nokoué	Equation	$y=0.055x^{2.583}$	$y=0.532x^{1.737}$
	R²	0.788	0.381
	N	89	92
	Equation logarithmique	$\text{LogW}=2.6\text{LogTL}-1.26$	$\text{LogW}=1.7\text{LogTL}-0.27$
Fleuve Ouémé	Equation	$y=0.108x^{2.317}$	$y=0.023x^{2.896}$
	R²	0.77	0.944
	N	66	60
	Equation logarithmique	$\text{LogW}=2.3\text{LogTL}-0.97$	$\text{LogW}=2.9\text{LogTL}-1.64$
Lac Toho	Equation	$y=0.031x^{2.786}$	$y=0.018x^{2.991}$
	R²	0.925	0.942
	N	86	79
	Equation logarithmique	$\text{LogW}=2.8\text{LogTL}-1.51$	$\text{LogW}=3\text{LogTL}-1.74$

W: Poids; TL: Longueur Totale; R² : Coefficients de détermination; N : Taille de l'échantillon.

2.6. Facteur de condition (K)

Sur l'ensemble des cours d'eau, K n'a pas varié significativement d'un sexe à l'autre ($p>0,05$). La plus petite valeur de K a été enregistrée chez les femelles du lac Nokoué (1,79), tandis que sa plus forte valeur a été observée chez les mâles du fleuve Ouémé (1,88) (Tableau XXIII).

Caractérisation morphologique

Tableau XXIII: Coefficient de condition (K) par plan d'eau en fonction du sexe.

Plan d'eau	Mâle		Femelle		Test de significativité
	Moyenne	ET	Moyenne	ET	
Lagune de Grand-Popo	1,87a	0,42	1,87a	0,36	NS
Lac Nokoué	1,81a	0,37	1,79a	0,29	NS
Fleuve Ouémé	1,88a	0,42	1,83a	0,23	NS
Lac Toho	1,87a	0,25	1,85a	0,20	NS

ET : Ecart-type; NS : $p > 0,05$; Les moyennes intra-classes d'une même ligne suivies par les mêmes lettres ne diffèrent pas significativement avec le seuil de 5%.

2.7. Paramètres métriques et pondéraux

La hauteur du corps du poisson, la longueur de la tête, la longueur du museau, la longueur pré-pectorale, la longueur pré-pélvienne, la longueur de base de la nageoire dorsale, la longueur de la nageoire pelvienne et la hauteur du pédoncule caudal n'ont pas varié significativement selon la période hydrobiologique d'échantillonnage ($p > 0,05$). Cependant, le poids, la longueur totale, la largeur inter-orbitaire, la longueur pré-dorsale, la longueur de base de la nageoire anale et la longueur dorso-anale étaient moins importants lors de la crue que pendant l'étiage ($p < 0,01$). D'autre part, le diamètre de l'œil et la longueur de la nageoire pectorale ont été plus importants lors de la crue que durant l'étiage ($p < 0,01$) (Tableau XXIV).

En dehors de la hauteur du corps, de la longueur pré-pectorale et de la longueur de base de la nageoire anale, tous les autres paramètres ont varié significativement d'un plan d'eau à l'autre. En effet, le poids a été significativement moins élevé chez les individus de *Sarotherodon melanotheron* de la lagune de Grand-Popo que ceux du lac Toho ($29,63 \pm 2,81$ g vs $38,28 \pm 0,49$ g). De même, le poids corporel a été également moins important chez les individus du lac Toho que ceux du fleuve Ouémé ($38,28 \pm 1,49$ g vs $46,61 \pm 2,26$ g). De plus, ce paramètre pondéral était plus élevé au lac Nokoué qu'au niveau des individus des 3 autres cours d'eau ($p < 0,001$). La même tendance a été observée pour la longueur totale, la longueur standard, la largeur interorbitaire et la hauteur du pédoncule caudal (Tableau XXIV). La longueur de la tête a été significativement plus importante chez les individus du fleuve Ouémé que chez ceux des 3 autres cours d'eau ($p < 0,001$). Elle était aussi d'une part plus importante au niveau du lac Nokoué qu'à celui de la lagune de Grand-Popo ($33,20 \pm 0,23$ %LS vs $31,43 \pm 0,32$ %LS) et d'autre part, plus élevée à la lagune de Grand-Popo qu'au lac Toho ($31,43 \pm 0,32$ %LS vs $29,1 \pm 0,47$ %LS). La longueur du museau a été nettement plus faible non seulement chez les individus de la lagune de Grand-Popo que chez ceux du fleuve Ouémé mais aussi chez ceux du fleuve Ouémé que chez ceux du lac Nokoué ($p < 0,05$). En outre, elle a été significativement plus faible chez les individus de *Sarotherodon melanotheron* du lac Nokoué que chez ceux du lac Toho ($11,01 \pm 0,12$ %LS vs $11,11 \pm 0,49$ %LS, $p < 0,05$) (Tableau XXIV). Le diamètre de l'œil et la longueur de base de la nageoire dorsale étaient significativement plus élevés au fleuve Ouémé qu'au lac Nokoué ($p < 0,05$). De la même manière, ils étaient significativement plus élevés au niveau de ces deux cours d'eau qu'au lac Toho et à la lagune de Grand-Popo.

Cependant, ils ont été significativement plus faibles à la lagune de Grand-Popo qu'au lac Toho ($6,15 \pm 0,14$ %LS vs $6,54 \pm 0,43$ %LS, $p < 0,05$). Au lac Toho, la longueur pré-dorsale était intermédiaire entre la lagune de Grand-Popo et le fleuve Ouémé ($p < 0,05$). La longueur pré-dorsale était significativement moins élevée chez les individus de *Sarotherodon melanotheron* du lac Nokoué que chez ceux des 3 autres cours d'eau ($p < 0,001$). En ce qui concerne la longueur du pré-anale, elle était d'une part significativement plus élevée au lac Toho ($75,58 \pm 0,29$ %LS) qu'à la lagune de Grand-Popo ($75,06 \pm 0,56$ %LS). Il a été également significativement plus élevé chez les individus de la lagune de Grand-Popo que chez ceux du fleuve Ouémé ($74,01 \pm 0,41$ %LS) ($p < 0,05$). De plus, elle a été plus importante au fleuve Ouémé qu'au lac Nokoué ($73,76 \pm 0,27$ %LS) ($p < 0,05$). Au fleuve Ouémé, la longueur pré-pectorale a été intermédiaire entre la lagune de Grand-Popo et le lac Nokoué ($p < 0,05$). Cette mensuration était plus faible ($p < 0,001$) au lac Toho que dans les 3 autres cours d'eau. La longueur de la nageoire pectorale était sensiblement identique dans la lagune de Grand-Popo et dans le lac Toho ($p > 0,05$). Elle a été plus faible pour ces deux derniers plans d'eau que pour le lac Nokoué et le fleuve Ouémé ($p < 0,05$). En outre, elle était significativement moins importante au lac Nokoué qu'au fleuve Ouémé ($38,94 \pm 0,30$ %LS vs $39,37 \pm 0,34$ %LS, $p < 0,05$). La longueur de la nageoire pelvienne était significativement identique ($p > 0,05$) dans la lagune de Grand-Popo et dans le lac Toho. De même, elle était plus élevée au lac Nokoué qu'au fleuve Ouémé ($p < 0,05$). Quant à la longueur dorso-anale, elle a été d'une part, moins élevée chez les individus de la lagune de Grand-Popo que chez ceux du fleuve Ouémé et d'autre part, moins importante au fleuve Ouémé qu'au lac Toho ($p < 0,05$). De plus, elle était plus faible ($p < 0,05$) chez les individus du lac Toho que chez ceux du lac Nokoué (Tableau XXIV).

La hauteur du corps, la longueur de la tête, le diamètre de l'œil, la largeur interorbitaire, la longueur pré-dorsale, la longueur pré-anale, la longueur pré-pectorale, la longueur pré-pelvienne, la longueur de base de la nageoire dorsale, la longueur de la nageoire pectorale, la longueur de la nageoire pelvienne et la hauteur du pédoncule caudal n'ont pas varié significativement entre Les femelles et les mâles (Tableau XXIV). Le poids corporel, la longueur totale, la longueur standard, la longueur du museau et la longueur de base de la nageoire anale étaient significativement moins élevés ($p < 0,05$) chez les femelles que chez les mâles. D'autre part, la longueur dorso-anale était significativement moins importante ($p < 0,001$) chez les mâles que chez les femelles ($50,54 \pm 0,24$ %LS vs $51,69 \pm 0,25$ %LS).

Caractérisation morphologique

Tableau XXIV: Paramètres métriques et pondéraux par période hydrobiologique d'échantillonnage, par plan d'eau et par sexe.

Variable	Période hydrobiologique					Plan d'eau								Sexe					
	Crue		Étiage		ANOVA	Lagune de Grand-Popo		Lac Nokoué		Fleuve Ouémé		Lac Toho		ANOVA	Femelle		Mâle		ANOVA
	M	ES	M	ES		M	ES	M	ES	M	ES	M	ES		M	ES	M	ES	
Poids (g)	34,11b	1,31	53,16a	1,61	***	29,63d	2,81	64,78a	1,67	46,61b	2,26	38,28c	1,49	***	43,31b	1,43	48,55a	1,89	*
LT (cm)	11,85b	0,18	13,87a	0,14	***	11,01d	0,24	15,26a	0,13	13,14b	0,31	12,45c	0,15	***	12,87b	0,16	13,34a	0,17	*
LS (cm)	9,12b	0,12	10,65a	0,10	***	8,57d	0,17	11,6a	0,11	10,15b	0,19	9,57c	0,11	***	9,85b	0,11	10,28a	0,13	**
HC (%LS)	35,39a	0,56	36,70a	0,87	NS	35,26a	0,90	37,79a	1,64	35,35a	0,33	35,66a	0,40	NS	35,82a	0,25	36,59a	1,17	NS
LTe (%LS)	31,75a	0,39	31,51a	0,21	NS	31,43c	0,32	33,20b	0,23	33,34a	0,44	29,1d	0,47	***	31,45a	0,30	31,76a	0,26	NS
LM (%LS)	10,53a	0,36	10,34a	0,16	NS	8,72d	0,16	11,01b	0,12	10,56c	0,43	11,11a	0,49	***	9,91b	0,24	10,97a	0,23	**
DO (%LS)	7,34a	0,06	6,52b	0,24	**	6,15d	0,14	7,15b	0,11	7,87a	0,39	6,54c	0,43	***	6,94a	0,24	6,73a	0,16	NS
LIO (%LS)	8,16b	0,14	8,93a	0,08	***	7,59d	0,13	9,78a	0,07	9,35b	0,14	7,89c	0,16	***	8,55a	0,10	8,73a	0,11	NS
LPrD (%LS)	33,05b	0,31	34,45a	0,23	***	34,92a	0,48	32,96d	0,23	33,87c	0,38	34,12b	0,38	***	33,79a	0,27	34,03a	0,26	NS
LPrA (%LS)	74,67a	0,36	74,62a	0,22	NS	75,06b	0,56	73,76d	0,27	74,01c	0,41	75,58a	0,29	***	74,85a	0,32	74,42a	0,21	NS
LPrP (%LS)	33,88a	0,28	33,74a	0,17	NS	33,39c	0,45	34,61a	0,20	34,25b	0,26	32,99d	0,22	***	33,78a	0,18	33,81a	0,24	NS
LPrPe (%LS)	38,0a	0,21	37,93a	0,25	NS	38,07a	0,34	38,47a	0,21	37,73a	0,29	37,43a	0,44	NS	37,95a	0,25	37,97a	0,23	NS
LD (%LS)	51,59a	0,23	52,01a	0,22	NS	50,71d	0,39	52,29b	0,20	52,88a	0,32	51,79c	0,34	***	51,91a	0,21	51,79a	0,25	NS
LA (%LS)	12,11b	0,13	13,5a	0,30	***	12,19a	0,46	13,44a	0,21	13,14a	0,17	12,98a	0,47	NS	12,49b	0,24	13,47a	0,30	**
LNP (%LS)	38,34a	0,32	36,95b	0,23	***	36,09c	0,48	38,94b	0,30	39,37a	0,34	36,08c	0,30	***	37,80a	0,25	37,15a	0,29	NS
LNPe (%LS)	26,43a	0,23	26,72a	0,25	NS	25,19c	0,30	28,32a	0,21	27,89b	0,35	25,25c	0,42	***	26,34a	0,21	26,9a	0,29	NS
HPC (%LS)	11,54a	0,46	11,51a	0,09	NS	10,50d	0,15	12,54a	0,15	11,98b	0,16	11,02c	0,58	***	11,61a	0,33	11,42a	0,13	NS
LDA (%LS)	50,45b	0,26	51,57a	0,23	**	49,43d	0,31	52,35a	0,24	51,01c	0,40	51,3b	0,40	***	51,69a	0,25	50,54b	0,24	***

Les moyennes intra-classes d'une même ligne suivies d'une même lettre ne diffèrent pas significativement avec le seuil de 5%; *** : $p < 0,001$; ** : $p < 0,01$; * : $p < 0,05$; NS : $p > 0,05$; M = moyenne; ES = Erreur Standard; ANOVA = Analyse de la variance; LT : Longueur Totale; LS : Longueur Standard; HC : Hauteur du Corps; LTe : Longueur de la Tête; LM : Longueur du Museau; DO : Diamètre de l'Œil; LIO : Largeur Inter-orbitaire; LPrD : Longueur Pré-dorsale; LPrA : Longueur Pré-anale; LPrP : Longueur Pré-pectorale; LPrPe : Longueur Pré-pelvienne; LD : Longueur de base de la nageoire Dorsale; LA : Longueur de base de la nageoire Anale; LNP : Longueur de la Nageoire Pectorale; LNPe : Longueur de la Nageoire Pelvienne; HPC : Hauteur du Pédoncule Caudal; LDA : longueur dorso-anale.

2.8. Paramètres méristiques

Selon les plans d'eau, les rayons mous dorsaux étaient d'une part significativement plus élevés à la lagune de Grand-Popo ($10,9 \pm 0,08$) qu'aux lacs Nokoué et Toho ($10,59 \pm 0,06$ et $10,59 \pm 0,07$) et d'autre part plus élevés dans ces 2 derniers plans d'eau qu'au fleuve Ouémé ($10,3 \pm 0,10$). Cependant, les rayons épineux dorsaux et les rayons épineux anaux n'ont pas varié de façon significative d'un plan d'eau à l'autre (Tableau XXV). Au lac Nokoué, les rayons mous anaux étaient intermédiaires au niveau de la lagune de Grand-Popo et du fleuve Ouémé. En outre, ils étaient plus faibles au lac Toho que dans les 3 autres cours d'eau ($p < 0,001$). Les écailles sur la ligne latérale supérieure ont été d'une part, plus importantes à Grand-Popo qu'à l'Ouémé et d'autre part, plus élevées à l'Ouémé qu'au lac Nokoué. De même, elles étaient significativement plus élevées au lac Nokoué qu'au lac Toho ($p < 0,001$). Elles varient de 14 à 26, 14 à 27, 16 à 21 et 13 à 24 respectivement pour les individus de la lagune de Grand-Popo, du lac Nokoué, du fleuve Ouémé et du lac Toho. Quant aux écailles sur la ligne latérale inférieure, elles étaient moins importantes au lac Toho que dans les 3 autres cours d'eau. De même, elles ont été d'une part, nettement moins élevées au fleuve Ouémé qu'à la lagune de Grand-Popo et d'autre part, plus faibles à la lagune de Grand-Popo qu'au lac Nokoué ($p < 0,001$). Au lac Nokoué, les écailles pré-dorsales étaient intermédiaires ($p < 0,05$) entre le fleuve Ouémé et le lac Toho. De plus, elles ont été significativement plus élevées ($p < 0,001$) au lac Nokoué, au fleuve Ouémé et au lac Toho qu'à la lagune de Grand-Popo. Les écailles autour du pédoncule caudal ont été d'une part, significativement plus élevées ($p < 0,05$) au niveau du lac Nokoué ($13,92 \pm 0,10$) qu'au fleuve Ouémé ($12,98 \pm 0,19$) et d'autre part, plus élevées ($p < 0,05$) au fleuve Ouémé qu'à la lagune de Grand-Popo ($12,89 \pm 0,21$). De même, elles étaient également plus élevées à la lagune de Grand-Popo qu'au lac Toho ($12,02 \pm 0,15$). Les écailles au niveau de l'opercule varient de 4 à 37, 4 à 36, 3 à 29 et 2 à 26 respectivement pour la lagune de Grand-Popo, le lac Nokoué, le fleuve Ouémé et le lac Toho. A la lagune de Grand-Popo, elles ont été intermédiaires entre le lac Nokoué et le lac Toho ($p < 0,05$). De plus, elles ont été plus faibles ($p < 0,001$) au fleuve Ouémé que dans les trois autres cours d'eau (Tableau XXV). Les branchiospines sur le premier arc branchial ont été d'une part plus importantes à la lagune de Grand-Popo qu'au lac Nokoué ($18,91 \pm 0,24$ vs $18,29 \pm 0,18$) et d'autre part, nettement plus élevées au lac Nokoué qu'au lac Toho ($18,29 \pm 0,18$ vs $18,09 \pm 0,19$). Elles étaient également plus élevées au lac Toho qu'au fleuve Ouémé ($18,09 \pm 0,19$ vs $17,83 \pm 0,24$).

Parmi tous les paramètres méristiques, seules les écailles sur la ligne latérale supérieure et les branchiospines sur le premier arc branchial ont varié significativement selon le sexe. En effet, elles étaient plus élevées chez les mâles que chez les femelles ($p < 0,001$) (Tableau XXV).

Caractérisation morphologique

Tableau XXV: Caractéristiques méristiques par plan d'eau et par sexe.

Variable	Plan d'eau												ANOVA	Sexe						ANOVA
	Grand-Popo			Nokoué			Ouémé			Toho				Femelle			Mâle			
	M	ES	Classe	M	ES	Classe	M	ES	Classe	M	ES	Classe		M	ES	Classe	M	ES	Classe	
RMD	10,9a	0,08	8-13	10,59b	0,06	8-13	10,3c	0,10	9-15	10,59b	0,07	8-13	***	10,52a	0,05	8-13	10,65a	0,06	8-15	NS
RDD	15,54a	0,05	14-17	15,46a	0,04	13-17	15,65a	0,08	11-16	15,29a	0,16	14-17	NS	15,46a	0,03	13-17	15,57a	0,10	11-40	NS
RMA	8,75a	0,08	7-12	8,58b	0,05	7-12	8,41c	0,08	7-12	8,29d	0,06	6-12	***	8,49a	0,04	7-12	8,57a	0,06	6-12	NS
RDA	3a	0	3-3	3,01a	0,01	3-4	2,99a	0	3-3	3a	0,01	2-3	NS	3a	0,00	2-4	3,00a	0,00	3-4	NS
ELLS	21,02a	0,20	14-26	18,96c	0,13	14-27	19,39b	0,13	16-21	18,87d	0,18	13-24	***	19,2b	0,12	13-26	19,97a	0,13	15-18	***
ELLI	11,83b	0,11	8-16	11,92a	0,11	7-17	11,5c	0,15	7-15	11d	0,12	7-18	***	11,55a	0,09	7-16	11,73a	0,09	7-18	NS
Epd	6,51d	0,15	4-16	7,46b	0,10	4-11	7,83a	0,14	5-10	6,71c	0,21	3-16	***	7,12a	0,10	3-16	7,33a	0,14	4-16	NS
EPC	12,89c	0,21	7-22	13,92a	0,10	10-18	12,98b	0,19	8-16	12,02d	0,15	8-22	***	13,18a	0,11	8-22	13,04a	0,13	7-22	NS
EOp	16,99b	0,61	4-37	14,79c	0,41	4-36	13,05d	0,65	3-29	18,45a	0,44	2-26	***	15,09a	0,38	2-37	15,68a	0,37	2-28	NS
Bsp	18,91a	0,24	10-26	18,29b	0,18	11-28	17,83d	0,24	11-22	18,09c	0,19	11-29	**	17,92b	0,14	10-26	18,66a	0,16	11-29	***

Les moyennes intra-classes d'une même ligne suivies d'une même lettre ne diffèrent pas significativement avec le seuil de 5%; *** : $p < 0,001$; ** : $p < 0,01$; NS : $p > 0,05$; M = moyenne; ES = Erreur Standard; ANOVA = Analyse de la variance; RMD : nombre de rayons mous dorsaux; RDD : nombre de rayons épineux dorsaux; RMA : nombre de rayons mous anaux; RDA : nombre de rayons épineux anaux; ELLS : nombre d'écailles sur la ligne latérale supérieure; ELLI : nombre d'écailles sur la ligne latérale inférieure; Epd : nombre d'écailles pré-dorsales; EPC : nombre d'écailles autour du pédoncule caudal; EOp : nombre d'écailles au niveau de l'opercule; Bsp : nombre de branchiospines sur le premier arc branchial.

2.9. Corrélations entre paramètres méristiques

Pour les comptages méristiques, les rayons mous dorsaux ont été négativement et fortement corrélés aux rayons épineux dorsaux ($r = -0,22$, $p < 0,001$). Toutefois, ils ont été positivement et fortement liés aux rayons mous anaux ($r = 0,34$, $p < 0,001$), aux écailles sur la ligne latérale supérieure ($r = 0,23$, $p < 0,001$), aux écailles au niveau de l'opercule ($r = 0,27$, $p < 0,001$) et branchiospines sur le premier arc branchial ($r = 0,16$, $p < 0,001$). Les rayons épineux dorsaux étaient d'une part positivement et faiblement liés aux écailles sur la ligne latérale inférieure et d'autre part positivement et moyennement corrélés aux écailles sur la ligne latérale supérieure ($r = 0,10$, $p < 0,05$ vs $r = 0,11$, $p < 0,01$). Quant aux rayons mous anaux, ils étaient corrélés négativement et modérément aux écailles pré-dorsales ($r = -0,12$, $p < 0,01$). En revanche, ils étaient positivement et fortement corrélés respectivement aux écailles sur la ligne latérale supérieure ($r = 0,28$), aux écailles sur l'opercule ($r = 0,28$) et branchiospines sur le premier arc branchial ($r = 0,20$) (Tableau XXVI). Les écailles sur la ligne latérale supérieure ont été positivement et fortement corrélés aux écailles sur la ligne latérale inférieure ($r = 0,24$, $p < 0,001$), aux écailles au niveau de l'opercule ($r = 0,34$, $p < 0,001$) et aux branchiospines sur le premier arc branchial ($r = 0,32$, $p < 0,001$). En ce qui concerne les écailles sur la ligne latérale inférieure, elles étaient positivement et moyennement liées aux écailles autour du pédoncule caudal, aux écailles au niveau de l'opercule et aux branchiospines sur le premier arc branchial ($r = 0,13$, $r = 0,10$, $r = 0,11$, $p < 0,01$) respectivement. En outre, ils étaient fortement ($p < 0,001$) corrélés aux écailles pré-dorsales. Cette corrélation est positive ($r = 0,18$). Les écailles pré-dorsales étaient négativement et faiblement liées aux branchiospines sur le premier arc branchial ($r = -0,09$, $p < 0,05$). Cependant, elles étaient positivement et fortement liées aux écailles au niveau de l'opercule ($r = 0,22$, $p < 0,001$). Les écailles au niveau de l'opercule ont été négativement et fortement corrélées aux écailles au niveau de l'opercule ($r = -0,22$, $p < 0,001$). Chez les individus de *Sarotherodon melanotheron*, les écailles au niveau de l'opercule étaient positivement et fortement corrélées aux branchiospines sur le premier arc branchial ($r = 0,23$, $p < 0,001$) (Tableau XXVI).

Caractérisation morphologique

Tableau XXVI: Corrélations entre les paramètres méristiques de *Sarotherodon melanotheron*.

	RDD	RMA	RDA	ELLS	ELLI	Epd	EPC	Eop	Bsp
RMD	-0,22***	0,34***	-0,02NS	0,23***	0,03NS	-0,07NS	0,01NS	0,27***	0,16***
RDD		0,07NS	0,03NS	0,11**	0,10*	0,00NS	-0,00NS	0,01NS	0,02NS
RMA			-0,02NS	0,28***	0,06NS	-0,12**	0,00NS	0,28***	0,20***
RDA				0,04NS	0,07NS	0,02NS	0,01NS	-0,01NS	0,02NS
ELLS					0,24***	0,02NS	0,01NS	0,34***	0,32***
ELLI						0,18***	0,13**	0,10**	0,11**
Epd							0,22***	-0,08NS	-0,09*
EPC								-0,22***	0,02NS
Eop									0,23***

*** : $p < 0,001$; ** : $p < 0,01$; * : $p < 0,05$; NS : $p > 0,05$; RMD : nombre de rayons mous dorsaux; RDD : nombre de rayons épineux dorsaux; RMA : nombre de rayons mous anaux; RDA : nombre de rayons épineux anaux; ELLS : nombre d'écailles sur la ligne latérale supérieure; ELLI : nombre d'écailles sur la ligne latérale inférieure; Epd : nombre d'écailles pré-dorsales; EPC : nombre d'écailles autour du pédoncule caudal; EOP : nombre d'écailles au niveau de l'opercule; Bsp : nombre de branchiospines sur le premier arc branchial.

2.10. Analyse multivariée des paramètres métriques et méristiques

Comme pour les paramètres physico-chimiques, les AFC et les dendogrammes (Figures 22 et 23) ont également été obtenus sur des paramètres métriques et méristiques afin d'analyser la proximité possible entre les 4 plans d'eau. Ainsi, pour les paramètres métriques, les pourcentages de la variance ont diminué soudainement, le premier axe expliquant 73,41% des variations entre plans d'eau, le second axe 20,25% et le troisième 6,35%. Sur l'axe 1, la longueur totale, la longueur standard, la longueur de la tête, la largeur interorbitaire, la longueur pré-dorsale et la longueur du pré-anale ont permis d'éloigner la lagune de Grand-Popo du lac Nokoué. Sur l'axe 2, la longueur pré-pectorale et la longueur dorso-anale ont permis d'éloigner le fleuve Ouémé du lac Toho. Pour les numérotations méristiques, les pourcentages de la variance ont également diminué brusquement avec le premier axe expliquant 86,47% des variations entre plan d'eau, le second axe 9,57% et le troisième 3,98%. Sur l'axe 1, les rayons mous anaux, les écailles sur la ligne latérale inférieure, les écailles pré-dorsales, les écailles autour du pédoncule caudal et les écailles operculaires ont permis de rapprocher le lac Nokoué et le fleuve Ouémé et de les éloigner de la lagune de Grand-Popo et du lac Toho. Sur l'axe 2, les écailles sur la ligne latérale supérieure permettaient de rapprocher la lagune de Grand-Popo et le lac Toho et de les éloigner du lac Nokoué et du fleuve Ouémé. En bref, les AFC et les CN des variables métriques et méristiques ont permis de distinguer deux groupes: le groupe constitué, du lac Nokoué et du fleuve Ouémé et le groupe constitué, de la lagune de Grand-Popo et du lac Toho.

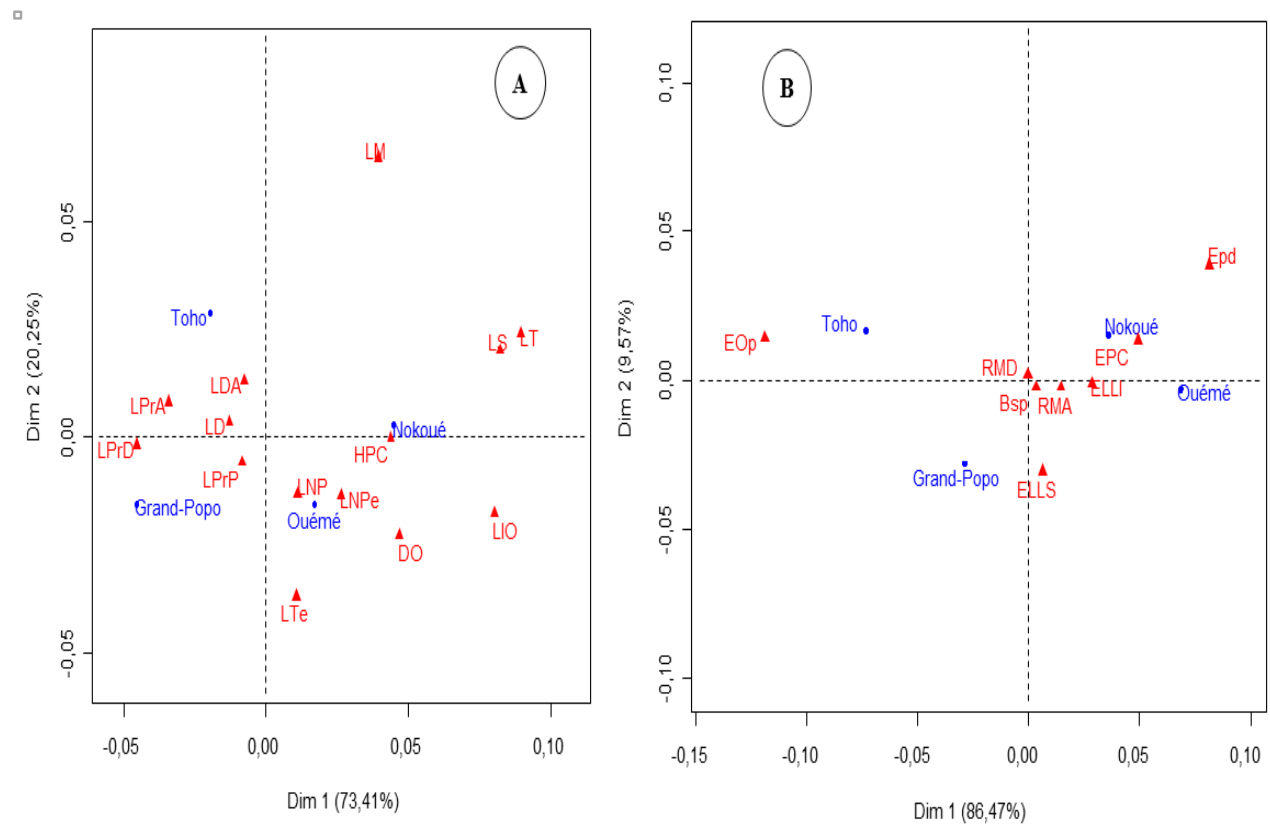


Figure 22: AFC basée sur les variables métriques (A) et méristiques (B).

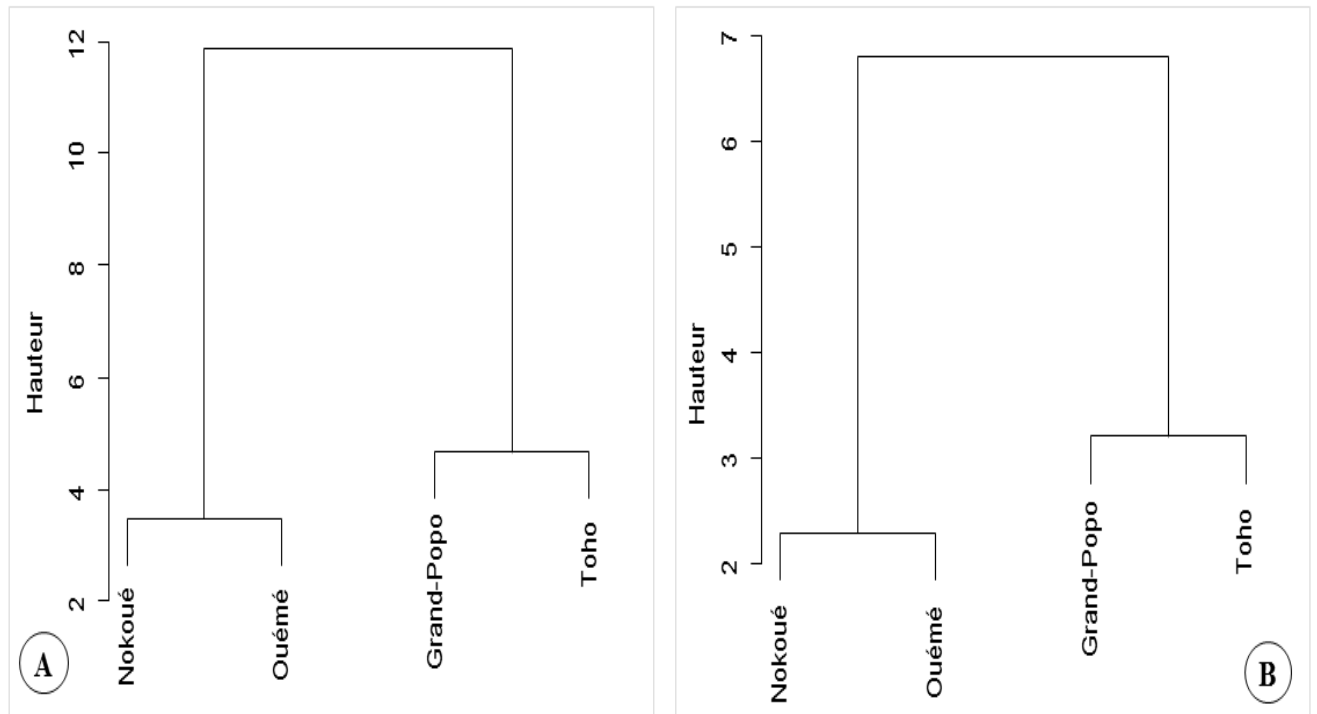


Figure 23: Dendrogrammes (méthode de Ward) basés sur les variables métriques (A) et méristiques (B).

3. DISCUSSION

L'espèce de tilapia *Sarotherodon melanotheron* endémique dans les écosystèmes estuariens d'Afrique de l'Ouest, présente une tolérance à divers environnements qui pourraient s'expliquer par ses caractéristiques physiologiques originales, lui permettant d'importantes facultés d'adaptation. Dans la présente étude, les valeurs des paramètres physico-chimiques sont restées dans les limites d'une bonne survie et de production d'individus de *Sarotherodon melanotheron* (Ouattara *et al.*, 2003; Lemarié *et al.*, 2004; Panfili *et al.*, 2004; Panfili *et al.*, 2006). Nos résultats indiquent que les tailles de la plupart des individus échantillonnés variaient entre 5 et 15 cm quel que soit le cours d'eau. Ces données peuvent indiquer une surpêche au regard des données de la littérature qui montrent que dans les bonnes conditions, *Sarotherodon melanotheron* peut atteindre 19,4 cm (Lalèyè, 2006), 19,6 cm (Diouf *et al.*, 2006) et 22 cm (Panfili *et al.*, 2004). La taille maximale des tilapias est plus dépendante des conditions environnementales que les différences génétiques (Lacroix, 2004). De même, l'âge et la taille à la première reproduction de la plupart des tilapias sont variables et influencés par l'environnement (Brummett, 1995). *Sarotherodon melanotheron* représente un exemple d'adaptation (à des environnements de salinité fluctuante) agissant indirectement sur le produit de gène à travers son promoteur (Agnèse *et al.*, 2009). Selon Panfili *et al.* (2004), cette espèce de tilapia est capable de résister à des milieux salés en limitant sa croissance, en réduisant la taille à la maturité et en modifiant sa fécondité. La taille à la maturation était plus faible dans le milieu salin, pour les femelles et les mâles (170 mm en Gambie et 131 mm à Saloum vs 162

en Gambie et 113 mm à Saloum). De même, sa croissance est réduite dans l'environnement hypersalin (Panfili *et al.*, 2004).

La longueur standard des individus de *Sarotherodon melanotheron* a été fortement associée à la hauteur du corps. Cette relation montre que plus le poisson croit en hauteur, mieux il croit en taille. Les coefficients de croissance relative (b) des relations longueur totale - poids varient de 1,74 à 3 chez les femelles et chez les mâles. Cette relation est utilisée pour comparer la croissance des espèces de différentes régions (Froese, 2006). Lorsque b est égal à 3, le modèle isométrique de croissance s'observe, mais quand b n'est pas égal à 3, le modèle allométrique de croissance s'observe, ce qui peut être positif si $b > 3$ ou négatif si $b < 3$ (Le Cren, 1951). Chez les mâles du fleuve Ouémé et les femelles du lac Nokoué, $b < 3$ montrant que la croissance de *Sarotherodon melanotheron* est allométrique et l'espèce croit plus en longueur qu'en poids. Au sein des mâles de la lagune de Grand-Popo, du lac Nokoué, du lac Toho et les femelles de la lagune de Grand-Popo, du fleuve Ouémé, du lac Toho, la croissance est isométrique ($b = 3$). Ces valeurs sont celles généralement mentionnées dans la littérature sur cette espèce. En effet, chez *Sarotherodon melanotheron*, la valeur de b était de 2,73 au lac Nokoué (Fagnon, 2011), 3,07 au fleuve Ouémé (Lalèyè, 2006) et 2,67 au lac Toho (Fagnon, 2011). En Côte d'Ivoire, Ouattara *et al.* (2009) a obtenu un coefficient allométrique égal à 2,93 au lac Ayamé. Nos résultats concordent également avec ceux de Ndimele *et al.* (2010) (2,38) à la lagune Ologe au Nigeria. En outre, les valeurs obtenues pour b dans cette étude sont similaires à celles observées par Ecoutin & Albaret (2003) à la lagune Ebrié (2,79) en Côte d'Ivoire. De plus, l'analyse d'un grand nombre de relations longueur-poids (L-W) provenant de Fishbase montre que les valeurs de b varient généralement entre 2 et 4, avec 90% de valeurs allant de 2,7 à 3,4 (Froese, 2006).

Le coefficient de condition (K) est utilisé comme indicateur de la variabilité attribuable au coefficient de croissance (b). K (Tesch, 1971) permet de caractériser l'état physiologique et nutritionnel du poisson. De la même manière, il permet d'apprécier l'état biologique et l'embonpoint des poissons. Dans la présente étude, K n'a pas varié significativement selon le sexe du poisson ($p > 0,05$). Cela confirme que l'espèce s'adapte à la fois aux eaux saumâtres et douces. Les valeurs observées révèlent une bonne adaptation de cette espèce à ces différents plans d'eau. Bien que naturellement adaptée à l'environnement lagunaire, *Sarotherodon melanotheron* tolère également l'eau douce (Koné & Teugels, 1999). Ces observations sont similaires à celles de Panfili *et al.* (2004) et Ouattara *et al.* (2009) qui soulignent une bonne adaptation de cette espèce avec une croissance plus élevée dans le lac Ayamé qu'en environnement lagunaire (Gambie et les estuaires du Saloum). Les différences observées chez chacune de nos populations sont peut-être dues à leur habitat, à la disponibilité des ressources alimentaires, à la structure démographique des individus, à la sélectivité des engins de pêche, à la prédation, à l'étendue du plan d'eau, etc.

Parmi les 27 variables morphologiques, 22 (14 pour les traits métriques et 08 pour les comptages méristiques) permettent de différencier significativement ces populations. Parmi les caractères métriques, seules la longueur totale, la longueur standard, la longueur de la tête, la largeur interorbitaire, la longueur pré-dorsale, la longueur pré-pectorale, la longueur du pré-anale et la longueur dorso-anale permettent de différencier spécifiquement les 4 plans d'eau. Ils

ont permis de rapprocher les individus du lac Nokoué et du fleuve Ouémé et de les distinguer de ceux de la lagune de Grand-Popo et du lac Toho. En ce qui concerne les dénombrements méristiques, les rayons mous anaux, les écailles sur la ligne latérale inférieure, les écailles pré-dorsales, les écailles autour du pédoncule caudal, les écailles au niveau de l'opercule et les écailles sur la ligne latérale supérieure ont permis de discriminer spécifiquement les individus du lac Nokoué et du fleuve Ouémé et de les éloigner de ceux de la lagune de Grand-Popo et du lac Toho. Dans la présente étude, les variables métriques sont plus discriminatives que les comptages méristiques. Ces observations rejoignent celles de Gourène & Teugels (1993); Amon *et al.* (2013) qui considèrent ces caractéristiques comme une caractéristique écologique clé liée à l'habitat du poisson. En Côte d'Ivoire, la longueur de la tête a été mentionnée par Adépo-Gourène & Gourène (2008) comme le trait le plus discriminatif des populations naturelles de *Sarotherodon melanotheron*. Fagnon *et al.* (2013) ont également fait la même remarque en caractérisant les populations de *Sarotherodon melanotheron melanotheron* des eaux douces et saumâtres du Bénin. Les résultats de Gourène & Teugels (1993) ont également montré des variables métriques pertinentes pour la discrimination de *Oreochromis niloticus* précisément la longueur pré-pelvienne, la longueur pré-pectorale, la longueur de la tête, la longueur pré-anale. Pour Pante *et al.* (1988), le caractère métrique le plus discriminatif chez les tilapias est la longueur de la tête. Selon Huber *et al.* (1997); Schliewen *et al.* (2001), pour les tilapias, le diamètre de l'œil est l'une des variables métriques les plus discriminatives. Dans notre étude, les mensurations les plus discriminantes sont: la longueur totale, la longueur standard, la longueur de la tête, la largeur inter-orbitaire, la longueur pré-dorsale, la longueur pré-pectorale, la longueur du pré-anale et la longueur dorso-anale. Ces paramètres identifiés comme pertinents, ont discriminé les populations étudiées et ont permis de considérer deux groupes. Le premier groupe constitué du fleuve Ouémé et du lac Nokoué et le second incluant la lagune de Grand-Popo et le lac Toho. Les nuances observées entre ces populations au regard de certains comptages méristiques peuvent être dus à la qualité de l'eau dans ces 4 cours d'eau. Chapman *et al.* (2002) soulignent que, dans la nature, les poissons des zones hypoxiques ont tendance à avoir des branchies plus grandes que les poissons des environnements normoxiques, ce qui est probablement une réponse adaptative. Ces différences peuvent aussi être attribuables à la petite taille des individus échantillonnés de cette étude et à la surpêche dans ces plans d'eau. La surpêche a pour corollaire la pêche d'individus de petites tailles. De même, les variations significatives de certaines caractéristiques métriques et méristiques pourraient être dues aux fluctuations environnementales, en particulier la température de l'eau et la salinité. Pour plusieurs auteurs, les caractères métriques et méristiques sont sensibles à tout changement environnemental. La variation de certaines variables métriques (hauteur du corps, hauteur du pédoncule caudal, longueur du museau, longueur de la nageoire pectorale) et descripteurs méristiques est phénotypique parce qu'elles sont liées à l'environnement (Barlow, 2007; Dynes *et al.*, 1999). L'influence de ces traits dans la discrimination des 4 populations étudiées justifie la proximité de facteurs écologiques ou environnementaux dans ces plans d'eau. La proximité entre le fleuve Ouémé et le lac Nokoué d'une part, la lagune de Grand-Popo et le lac Toho d'autre part s'explique par la proximité géographique de ces cours d'eau et la similitude de certains facteurs écologiques. En outre, Omoniyi & Agbon (2008) ont montré que les populations d'eau douce de *Sarotherodon melanotheron* pouvaient être phénotypiquement séparables des populations d'eau saumâtre qui était la source originale. Cette observation

semble ne pas être confirmée dans la présente étude compte tenu de la proximité observée entre nos populations. La nette distinction entre ces populations permet aussi de prédire que ces cours d'eau subissent des pressions importantes (surpêche, détérioration des habitats, etc.). Cela pourrait avoir un effet sur les traits de vie des poissons et leur disponibilité en grande taille.

4. CONCLUSION

L'étude a permis d'identifier les populations de *Sarotherodon melanotheron* adaptées pour la promotion de l'aquaculture en eaux saumâtres au Bénin. Elle révèle l'existence de très importantes et significativement diversités morphologiques chez les individus. Les facteurs environnementaux et écologiques influencent la variabilité morphométrique de cette espèce de tilapia. Les différents groupes issus des analyses doivent être considérés, dès lors, comme différentes populations à ne pas se mélanger en pisciculture. Ainsi, deux populations sont différenciées: la première est constituée par les individus du fleuve Ouémé et du lac Nokoué et la seconde par les individus de la lagune de Grand-Popo et du lac Toho. Des études complémentaires concernant l'analyse génétique doivent être étudiées pour expliquer et confirmer la base génétiques des variations avant qu'un programme d'amélioration sélective de l'espèce ne soit initié.

■

QUATRIEME PARTIE :

**DIVERSITE ET STRUCTURATION GENETIQUES DES POPULATIONS DE
OREOCHROMIS NILOTICUS ET DE *SAROTHERONDON MELANOTHERON***

1. INTRODUCTION

Au Bénin, les poissons sont des ressources importantes exploités à des fins commerciales et de subsistance à partir de la mer et des cours d'eaux intérieurs (lacs, fleuves, rivières et réservoirs, etc.). L'importance de la pêche comme activité économique fournissant du poisson, générant des revenus et des emplois dans le pays, a progressé significativement avec l'accroissement de la population (Amoussou, 2010; Ahouandjogbe *et al.*, 2013). Néanmoins, la production nationale de poissons ne dépasse guère les 40.000 tonnes par an dont environ 30.000 tonnes pour les pêches intérieures, alors que les besoins annuels nationaux sont estimés à plus de 120.000 tonnes (CountryStat/Benin, 2009; MAEP/JICA, 2009). En outre, les ressources aquatiques sont des ressources à accès libre, ce qui a pour conséquence une surexploitation des stocks de poisson dans tout le pays (Lederoun *et al.*, 2016). En effet, si de nos jours, les captures de poissons sont en déclin dans de nombreux pays, cela s'explique par l'augmentation de l'intensité de la pêche, de la pollution, de la destruction des habitats, de l'introduction de nouvelles espèces et des changements climatiques (Lalèyè *et al.*, 2004; Dudgeon *et al.*, 2006; Ndiaye *et al.*, 2010). Par ailleurs, l'exploitation des ressources naturelles aquatiques est principalement réglementée sur la base des évaluations de l'abondance des stocks (densité proportionnelle de stocks, densité relative des stocks, effort de pêche, capture par unité d'effort, etc.) (Payne & Cowan, 1998; Gustafson, 1988; Birkeland & Dayton, 2005) et néglige les paramètres rendant compte de leur évolution et de leur viabilité (Abban *et al.*, 2004; Nguyen *et al.*, 2006; Nikolic *et al.*, 2009a; Dudgeon *et al.*, 2012). De plus, l'identification morphologique des espèces de poissons est grandement compliquée par la variation intraspécifique extensive des caractéristiques morphologiques utilisées pour leur identification classique. Pour pallier ces obstacles, il est recommandé d'utiliser les techniques moléculaires comme outils supplémentaires (Ollivier *et al.*, 2000) non seulement pour leur identification mais aussi pour informer sur la viabilité d'une population (Nikolic *et al.*, 2009a, 2009b) et proposer des stratégies de gestion des stocks (Ambali & Malekano, 2004; Brinez *et al.*, 2011; Bezault *et al.*, 2011).

Au Bénin, les problèmes de génétique en l'aquaculture sont de plusieurs ordres dont la perte d'espèces pures par la mauvaise gestion des hybridations qui se caractérise par l'introgression entre les souches améliorées et les populations sauvages. L'utilisation de marqueurs génétiques peut ainsi aider à une bonne gestion des stocks de poissons. Le développement de marqueurs moléculaires adaptés à *Sarotherodon melanotheron* est donc nécessaire. Cela aidera à mieux caractériser sa diversité et le développement de souches indigènes à travers la sélection assistée par marqueurs. *Sarotherodon melanotheron*, endémique dans les estuaires et les lagunes d'Afrique de l'Ouest, a une importance économique et écologique (Amoussou *et al.*, 2016b). Au Bénin, la diversité génétique des populations locales de *Oreochromis niloticus* et de *Sarotherodon melanotheron* est très peu connue voire anecdotique (Pouyaud & Agnès, 1994; Adépo-Gourène *et al.*, 1998; Falk *et al.*, 2000; Falk *et al.*, 2003; Yoboué *et al.*, 2012; Usman *et al.*, 2013). L'information génétique disponible pour *Sarotherodon melanotheron* concerne principalement des marqueurs allozymes, des séquences d'ADN mitochondrial (marqueurs cytoplasmiques) et des RAPD (marqueurs dominants). De nos jours, les outils parmi les plus

utilisés sont les microsatellites. Ce sont de courtes séquences d'ADN répétées en tandem, réparties dans tout le génome et, la plupart du temps, sans fonction connue. Ils sont des marqueurs génétiques très polymorphes et sont hérités de manière codominante selon la loi mendélienne (Xu *et al.*, 2001). Ils sont utiles dans la caractérisation des stocks génétiques, la sélection des stocks de géniteurs, la construction de cartes de liaisons génétiques denses (Chistiakov *et al.*, 2006). Les microsatellites ont également reçu des applications dans la conservation et la gestion de *Sarotherodon melanotheron* (Adépo-Gourène *et al.*, 1998; Yoboue *et al.*, 2014). Adépo-Gourène *et al.* (1998) ont démontré que les populations de *Sarotherodon melanotheron* d'Afrique occidentale sont génétiquement différentes. La diversité génétique et la structure des échantillons de *Sarotherodon melanotheron* représentant deux sous-espèces endémiques d'Afrique de l'Ouest, *Sarotherodon melanotheron melanotheron* et *Sarotherodon melanotheron heudelotii* ont aussi été étudiées en utilisant des marqueurs de microsatellites (Yoboue *et al.*, 2014). Une différenciation génétique significative a été observée entre les trois populations étudiées.

La présente étude vise à analyser la diversité génétique d'un ensemble représentatif d'individus de *Oreochromis niloticus* et de *Sarotherodon melanotheron* provenant des trois bassins hydrographiques du Sud du Bénin en utilisant 15 microsatellites. L'étude vise globalement à fournir un aperçu complet de la diversité des deux espèces entre et dans ces bassins hydrographiques pour une meilleure gestion des ressources génétiques à utiliser dans les programmes de sélection.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. Matériel de laboratoire

Les équipements, matériels, solutions et réactifs utilisés sont présentés au tableau XXVII.

2.2. Extraction de l'ADN génomique

L'ADN génomique a été extrait de morceaux de nageoires d'environ 1 cm² en utilisant des kits d'extraction commerciaux (kit Promega Wizard) conformément aux recommandations du fabricant. L'ADN a été extrait par ébullition dans 640 µl de solution (EDTA, Nuclei Lysis et protéinase K) à 55°C pendant plusieurs heures, avec une période finale de 65°C pendant 1 heure. Après une nuit à 4°C, le surnageant a été dilué dans 150 µl de DNA rehydration puis conservé à -20°C.

2.3. Quantification de l'ADN par spectrophotométrie

Le Nanodrop 2000 a permis de quantifier et d'analyser la pureté des ADN après leur purification. Ce spectrophotomètre a en effet permis de mesurer l'absorbance ou densité optique des ADN à 260 nm. Leurs puretés ont ensuite été déterminées en mesurant l'absorbance à 280 nm, 230 nm et 320 nm.

2.4.Sélection des marqueurs microsatellites

Quinze loci microsatellites (Tableau XXIX) ont été sélectionnés sur la base de l'efficacité d'amplification, du polymorphisme intra et inter populations de *Oreochromis niloticus* et de *Sarotherodon melanotheron* et de leur position sur la carte génétique des tilapias. La température d'hybridation a été déterminée pour chaque paire d'amorces. Les conditions PCR ont été les suivantes: dénaturation pendant 3 minutes à 94°C suivie de 35 cycles durant 30 secondes à 94°C, 30 secondes à la température d'hybridation des deux amorces, 45 secondes à 72°C et l'élongation pendant 2 minutes à 72°C. Les produits PCR ont ensuite été visualisés après migration (1500 Volts pendant 1 heure 30) sur gel d'acrylamide au moyen d'un séquenceur Licor (DNA Analyser 4300).

Tableau XXVII: Equipements, matériels, solutions et réactifs utilisés.

Equipements et matériel	Solutions, réactifs et consommables
■ Pipettes P10, P20, P200, P1000	■ Cônes à filtres type ART de 10, 20, 100, 200 et 1000
■ Thermocycleur BIOMETRA® (T-Gradient thermoblock, No: 1912460)	■ Agarose
■ Séquenceur Li-Cor 4300 DNA Analyzer	■ Eau distillée
■ Hotte à flux laminaire	■ TBE 1X
■ Centrifugeuses	■ BET
■ Cuve électrophorèse horizontale	■ Amorces des marqueurs microsatellites 10 µM
■ Réfrigérateur	■ Tampon 10X
■ Congélateur	■ dNTP 2,5 mM
■ Plaque UV muni d'un appareil photo avec moniteur	■ Taq polymérase (5 U/µl)
■ Four micro-onde	■ Papier sopalin
■ Balance	■ Papier aluminium
■ Erlenmeyer	■ Film adhésif
■ Agitateur (vortex)	■ Bleu de formaldéhyde
■ Marqueurs pour écrire	■ Urée
■ Nanodrop 2000	■ Marqueur de taille
	■ Papier photo
	■ Parafilm,
	■ Gants
	■ Extrait d'ADN

2.5. Détermination des conditions optimales d'amplification

Les conditions optimales d'amplification des marqueurs microsatellites sont obtenues par la réalisation de plusieurs essais PCR en jouant sur les différents facteurs d'amplification à savoir la température d'hybridation, la concentration en chlorure de magnésium, les volumes des réactifs et le programme PCR (nombre de cycles, temps de chaque étape des cycles).

2.6. Géotypage

La PCR froide a été réalisée avec les couples d'amorces simples (Forward et Reverse) pour la détermination des conditions optimales d'amplification de chaque marqueur microsatellite (Tableau XXIX). La composition du Mix pour cette PCR (pour 1 échantillon) est présentée au tableau XXVIII. Les produits de la PCR ont été migrés sur un gel d'agarose 1,5% dans du tampon TBE 1X en utilisant un marqueur de taille afin de détecter la présence ou l'absence des bandes spécifiques. Une bande est dite spécifique lorsqu'elle apparaît au niveau de la taille attendue. La révélation des bandes d'ADN est rendue possible par le BET ajouté au gel d'agarose et qui sous les rayons UV s'excite et fluoresce, ce qui va permettre de visualiser l'ADN dans le gel sous forme de bande.

Pour la PCR Licor, l'amorce Forward contient une queue M13 (une séquence nucléotidique de 19 bases clonée dans un phage M13) à son extrémité 5'. Le milieu réactionnel contient un dye IR700 ou IR800 (séquence M13 marquée à un fluorophore absorbant à des longueurs d'onde de 700 ou 800 nanomètres). Le séquenceur Licor utilisant le gel d'acrylamide a permis de détecter, avec une bonne résolution, des fragments d'ADN de 50 à 700 pb amplifiés soit avec le dye IR700 ou soit avec le dye IR800. Les images électrophorétiques obtenues sont ensuite analysées à l'aide du logiciel SAGA^{GT} Génération 2 conçu pour la lecture des profils microsatellites chez les organismes diploïdes. Toutes les manipulations utilisant ces dyes ont été réalisées à l'abri de la lumière. De même, les plaques contenant les produits PCR ont été emballées dans du papier aluminium et conservées à -20°C jusqu'à leur migration sur le séquenceur.

Tableau XXVIII: Composition du Mix pour la PCR.

Réactifs	Volume réactionnel pour 1 échantillon (µl)
H2O	6,1
TP 10X	1,25
dNTP(2,5 mM)	1
MgCl ₂ (25 mM)	2,5
AMFM13 (10 µM)	0,25
AMR (10 µM)	0,25
Taq (5 U/µl)	0,1
M13 (10 µM)	0,15
Total MIX	11,6
ADN	2
Volume réactionnel	13,6

2.7.Ré-arrangement des plaques

Le ré-arrangement des plaques a consisté à mélanger deux microsatellites qui ont été amplifiés par PCR Licor, les uns avec le dye IR700 et les autres avec le dye IR800 et de les migrer ensemble dans le même gel sur le séquenceur (multiplexage). Cela a nécessité une mise au point qui a permis d'équilibrer le milieu réactionnel de sorte que tous les allèles des différents marqueurs microsatellites mélangés puissent être distingués. Afin de faire une lecture plus précise de la taille des différents allèles, des marqueurs de taille (variant de 71 à 367 bp) ont été ajoutés sur les plaques de ré-arrangement.

Diversité et structure génétiques

Tableau XXIX: Description des marqueurs microsatellites utilisés.

GenBank	Locus	Amorce Forward	Amorce Reverse	Taille des allèles (bp)	Température d'hybridation (°C)	Groupe de liaison	Motifs répétés
G12268	UNH115	ACCTTCATCTCGGTCAG	TCAAGCAGCTGATTTTT	100-146	54	3	(AC)16
G12282	UNH129	AGAAGTCGTGCATCTCTC	TGTACATCATCTGTGGG	180-253	56	8	(CA)10
G12284	UNH131	CAGAATCAACTTTTGGA	GTGATTTTTAAATAGACCTTCACTA	283-303	50	3	(CA)25
G12294	UNH142	CTTTACGTTGACGCAGT	GTGACATGCAGCAGATA	142-192	58		(AC)22
G12298	UNH146	CCACTCTGCCTGCCCTCTAT	AGCTGCGTCAAACCTCTCAAAAG	111-149	54	4	(AC)10
G12301	UNH149	TAAAAACCAGGCCTACC	GTTCTGAGCTCATGCAT	143-225	60	5	(AC)9
G12306	UNH154	ACGGAAACAGAAGTACTT	TTCCTACTTGTCCACCT	98-176	52	6	(AC)24
G12311	UNH159	TTGTTTTAGGAGCTTCTTTTGTC	ATATTCATCTGGATTTGGCTCTAA	205-267	50	2	(CA)21
G12314	UNH162	CAGACACAGCAGAGGAT	TGATAAGTAATTCATCTGTTTG	125-252	56	4	(CA)17
G12326	UNH174	TGAAAAATGGAATTTGG	TTAGATGAGATATGAAACTGC	146-187	50	20	(AC)19
G12341	UNH189	ATCGATGCTTTAAGAATCAG	TTCTCTGACATTTTTTCAGC	135-208	58	12	(CA)39
G12342	UNH190	CGCGATCGAGCATTCTAA	TGTCTGCACGCGTTTTGT	133-202	56	21	(CA)20
G12348	UNH197	CAGGATGGTGAGATGTTT	TTAAGTGGGAAGAAGTCAATG	154-228	54	23	(CA)35
G12367	UNH216	GGGAAACTAAAGCTGAAATA	TGCAAGGAATATCAGCA	126-212	56	23	(CA)8
BV005290	GM055	CATGCCTGTAAACCTTTTCC	ATCCAGCGTTTACAGAGTGAA	112-277	50		(AC)31

2.8. Migration des produits PCR

Les produits de la PCR Licor multiplexés ont d'abord été dénaturés sur une plaque chauffante à 94°C pendant 3 minutes, distribués sur un Rack, aspirés par capillarité sur un peigne membrane et déposés sur un gel d'acrylamide 6,5% préalablement monté sur le séquenceur Licor. Les allèles ont été ensuite séparés par électrophorèse verticale haut voltage (1500 volts pendant 1 heure 30 minutes) en fonction de leur taille. La détection des allèles a été faite grâce aux deux lasers du séquenceur et la visualisation de la migration a été possible grâce à un ordinateur connecté au séquenceur (Figure 24). Les images des gels stockées sur le séquenceur ont été exportées sur l'ordinateur pour leur analyse.

2.9. Analyses des profils de la migration

L'analyse des profils de migration a été effectuée grâce au logiciel SAGA^{GT}. Après confirmation et validation de la lecture des gels avec le programme SAGA^{GT}, les résultats du génotypage ont été exportés sous format Excel pour leur traitement.

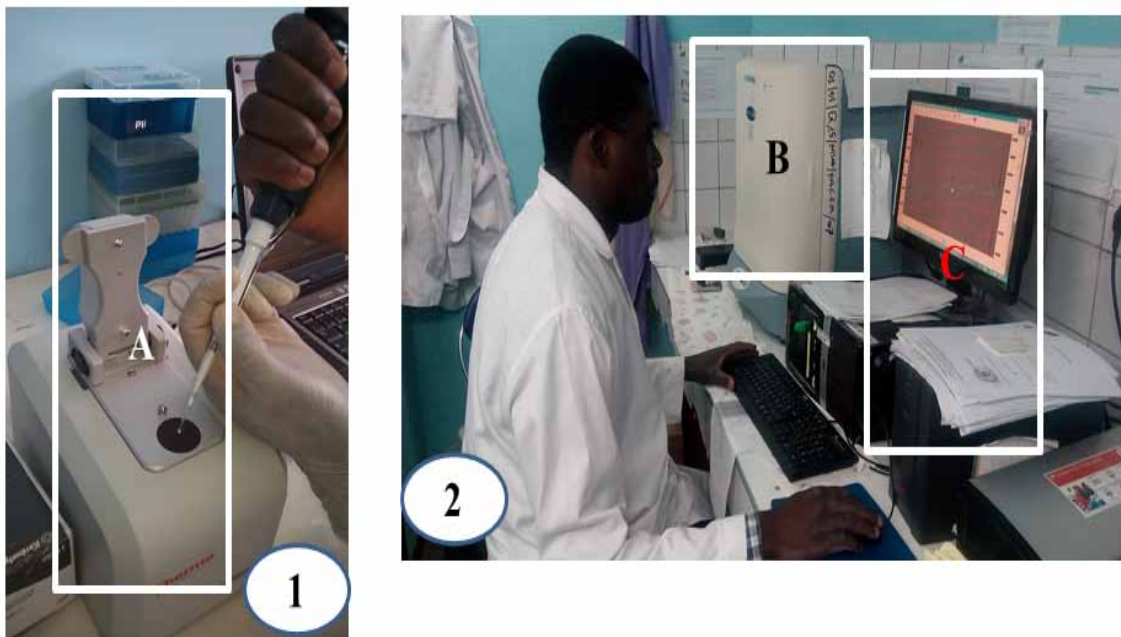


Figure 24: Dosage (1) de l'ADN sur Nanodrop 2000 (A) et analyse (2) de l'image de gel sur l'ordinateur (C) après migration sur le séquenceur (B).

2.10. Analyse des données

2.10.1. Diversité génétique et tests de l'équilibre de Hardy-Weinberg

La panmixie locale et les déséquilibres de liaison par paire de loci ont d'abord été testés en utilisant Fstat version 2.9.4 (Goudet, 2003). Pour les déséquilibres de liaison, les tests significatifs ont été ajustés par la méthode de Bonferroni sur les loci les plus polymorphes. La méthode de Bonferroni consistait à multiplier la plus petite *P*-value par 105 (105 paires possibles de loci), la suivante par 104, et ainsi de suite jusqu'à ce que la probabilité ajustée

dépasse 0,05. Un test binomial a ensuite été effectué sous le logiciel R (<http://cran.r-projet.org>) en utilisant pour *Oreochromis niloticus*, le script (19, 105, p=0.05, alternative="greater") et pour *Sarotherodon melanotheron*, les scripts binom.test (21, 105, p=0.05, alternative="greater") et binom.test (5, 55, p=0.05, alternative="greater") respectivement avec et sans les loci aberrants (outlier loci). La panmixie a été mesurée avec l'estimateur non biaisé de Weir & Cockerham (1984) du F_{IS} de Wright (1965). Sous l'hypothèse nulle (panmixie locale), la valeur attendue pour cet indice est 0 et les valeurs positives reflètent un déficit en hétérozygotes par rapport aux proportions génotypiques attendues de Hardy-Weinberg. L'écart significatif du F_{IS} de 0 a été testé avec 10.000 permutations d'allèles entre les individus au sein de chaque sous-échantillon. Ceci a été entrepris avec Fstat 2.9.4.

Pour identifier et corriger les erreurs de génotypage dans les données SSR (stuttering, dropout allélique et allèles nuls), le logiciel Micro-Checker a été utilisé (Van Oosterhout *et al.*, 2004). La dominance des allèles courts "large allele dropout" a également été mis en évidence en utilisant une approche de régression généralisée sous le logiciel R (<http://cran.r-projet.org>) comme dans De Meeûs *et al.* (2004). La significativité de la relation entre le F_{IS} et les données manquantes (blancs) d'une part, et celle de la relation entre les fréquences d'allèles nuls (2^{ème} méthode de Brookfield (1996)) et les données manquantes d'autre part ont été calculées avec le logiciel R pour les deux avant et après la suppression des loci aberrants. L'estimateur non biaisé de la diversité génétique de Nei (H_S) (Nei & Chesser, 1983) et l'indice de raréfaction de la richesse allélique R de El Mousadik & Petit (1996) ont été estimés à l'aide du logiciel Fstat version 2.9.4 (Goudet, 2003).

2.10.2. Structure des populations

L'échantillonnage de *Sarotherodon melanotheron* comprenait plusieurs niveaux hiérarchiques pouvant être rattachés à autant de niveaux de consanguinité relative: le site dans la zone, la zone dans le sous-bassin hydrographique et le sous-bassin hydrographique dans le total. La contribution de chacun de ces niveaux à la consanguinité a été mesurée avec les F -statistiques hiérarchiques de Yang (1998) comme F_{SZ} , F_{ZB} et F_{BT} respectivement. Pour *Oreochromis niloticus*, les niveaux hiérarchiques explorés ont été le Site dans la Zone et la Zone dans le total. Leur déviation significative de 0 a été testée par un test de randomisation basé sur G (1000 permutations). Tout cela a été implémenté avec le package HierFstat (Goudet, 2005) du logiciel R (R-Development-core-team, 2016). Un guide convivial d'explications étape par étape de comment ce package peut être utilisé est dans De Meeûs & Goudet (2007). Pour calculer les différenciations génétiques standardisées (F'), les allèles de toutes les populations ont été recodés comme recommandé par Meirmans (2006). Les F_{max} ont ensuite été calculés à l'aide du package HierFstat. Chaque F' standard a été obtenu comme $F' = F/F_{max}$. Dans une hiérarchie à trois niveaux (individu, sous-population et total), le F_{ST} de Wright mesure la contribution de la subdivision en sous-populations (ou sous-échantillons) à la consanguinité totale. Il est estimé avec l'estimateur non biaisé θ de Weir et Cockerham. Néanmoins, pour l'évaluation de l'isolement par la distance, cette statistique est mesurée entre chaque paire de sous-échantillons et est transformée en $F_{ST}/(1-F_{ST})$ pour la régression contre les distances géographiques (D_G) (Rousset, 1997). Dans un modèle en une dimension, comme c'est le cas pour *Sarotherodon melanotheron*, il est prouvé que $F_{ST}/(1-F_{ST})=b(D_G)+a$, où la pente

$b=1/4\pi D_e \sigma^2$ et D_e est la densité efficace de la population (individus par m^2) et σ la distance moyenne entre adultes reproducteurs et leurs parents (distance de dispersion) (Rousset, 1997). Pour *Oreochromis niloticus*, le modèle d'isolement par distance en deux dimensions a été utilisé et était de la forme $\theta/(1-\theta) \sim b * \ln(D_G) + a$. Le produit $4\pi D_e \sigma^2$ est également appelé le voisinage ou Nb . Si D_e peut être estimé indépendamment, la dispersion peut être déduite comme $\sigma = \sqrt{1/4\pi D_e b}$. Ces inférences ne sont valables que si le signal est significatif. Ceci peut être corroboré si l'intervalle de confiance ABC bootstrap de la pente exclut 0. Un test très puissant consiste en un test de Mantel entre la matrice des distances géographiques et la matrice des distances de corde de Cavalli-Sforza et Edwards (Cavalli-Sforza & Edwards (1967) (D_{CSE}) correspondante (Séré *et al.*, 2016). En raison des allèles nuls observés dans tous les sites échantillonnés, le F_{ST} et le D_{CSE} ont été calculés avec les méthodes ENA et INA respectivement avec le logiciel FreeNA (Chapuis & Estoup, 2007). La régression de l'isolement par la distance et son test ont été effectués avec GENEPOP version 4.5.1 (Rousset, 2008; Rousset, 2015) après 1.000.000 de randomisations. Le nombre efficace d'immigrants par génération a également été estimé comme $N_e m = 1/2\pi b$. Les effectifs efficaces des populations ont été estimés sous la version 2 de NeEstimator en utilisant l'approche de déséquilibre de liaison (Do *et al.*, 2014). En raison de l'importance des déficits en hétérozygotes observés, le taux de croisement frères-sœurs (b) a été calculé par population comme $b = 4F_{IS}/(1+3F_{IS})$.

Pour *Oreochromis niloticus*, les relations entre les plans d'eau et les sites ont été étudiées en générant un arbre 'neighbour-joining tree (NJTree)' basé sur la matrice des distances de corde de Cavalli-Sforza et Edwards selon les principes de Takezaki & Nei (1996) et calculées avec MSA 4.05 (Dieringer & Schlötterer, 2003). Le NJTree a été construit avec MEGA 4.0 (Tamura *et al.*, 2007). Par contre pour *Sarotherodon melanotheron*, une analyse factorielle des correspondances (AFC) a été menée sur les individus afin de vérifier leur organisation les uns par rapport aux autres en fonction de leur génotype. Ceci a été entrepris sous Genetix v 4.05 (Belkhir *et al.*, 2004). Pour détecter d'une part la présence de populations distinctes, d'autre part les structures cachées dans les populations et affecter des individus aux populations, la méthode de regroupement bayésien, telle que mise en œuvre par STRUCTURE 2.3.4 (Pritchard *et al.*, 2000; Falush *et al.*, 2003; Pritchard *et al.*, 2010) a été utilisée. STRUCTURE a également été utilisé dans les sous-échantillons afin de détecter les effets Wahlund possibles (mélange d'individus provenant de sous-populations génétiquement divergentes). Le logiciel a été exécuté cinq fois avec une période d'amorçage aléatoire de 50.000 itérations suivie de 100.000 itérations pour chaque valeur de k comme dans Dayo *et al.* (2009). Le nombre réel de populations a été identifié en utilisant la valeur modale de ΔK comme décrit par Evanno *et al.* (2005). Afin d'évaluer la relation entre les génotypes observés et le gradient de salinité des plans d'eau d'une part et entre les génotypes observés et les paramètres morphométriques des individus de *Sarotherodon melanotheron* d'autre part, la matrice des différentes distances a été utilisée. Deux approches ont été utilisées pour tester la significativité de chaque corrélation à savoir la méthode de régression et le test de Mantel. Pour la méthode de régression, la matrice de distance a été linéarisée avec Fstat 2.9.4. La régression entre les paires de variables a ensuite été implémentée sous le logiciel R. Pour le test de Mantel, la significativité de chaque paire de matrices a été calculée en utilisant la méthode décrite précédemment.

**CHAPITRE 1 : Diversité et structure génétiques des populations “sauvages”
d'*Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) du Sud du Bénin**

1. PREAMBULE

Les nombreuses campagnes de repeuplement effectuées au Bénin ont eu des impacts aussi positifs que négatifs sur la diversité génétique des espèces (voir deuxième partie de cette thèse). De ce fait, cette étude a pour but de proposer de durables stratégies de gestion et de conservation de la diversité génétique des populations naturelles de *Oreochromis niloticus* du Sud Bénin. La diversité et la structure génétiques de ces populations du fleuve Ouémé, du lac Toho et du fleuve Couffo (Figure 25, Tableau XXX) ont donc été analysées en relation avec leur origine géographique. Au total, 150 échantillons, à raison de 50 individus par plan d'eau, ont été choisis parmi ceux ayant servi à l'analyse morphologique et ont été génotypés à l'aide de 15 marqueurs microsatellites polymorphes.

Tableau XXX: Emplacement des sites d'échantillonnage à partir des bassins hydrographiques du Bénin méridional.

Sous bassin hydrographique	Zone	Site	Coordonnées GPS		Date de collecte
			Latitude	Longitude	
Couffo	Fleuve Couffo	Lanta	07°06'43,6"N	001°52'44,3"E	20 juillet 2014
		Sahouamè	07°07'09,0"N	001°52'14,6"E	
		Tohou	07°05'54,4"N	001°52'46,6"E	
Mono	Lac Toho	Logbo	06°37'02,6"N	001°46'03,5"E	21 juillet 2014
		Douimè	06°37'33,1"N	001°46'59,0"E	
		Kpinnou	06°36'36,3"N	001°46'21,8"E	
Ouémé	Fleuve Ouémé	Agonlinlowé	06°39'54,0"N	002°28'57,0"E	23 juillet 2014
		Hêtin-Sota	06°35'41,6"N	002°30'16,9"E	
		Avagbodji	06°31'30,3"N	002°31'55,7"E	

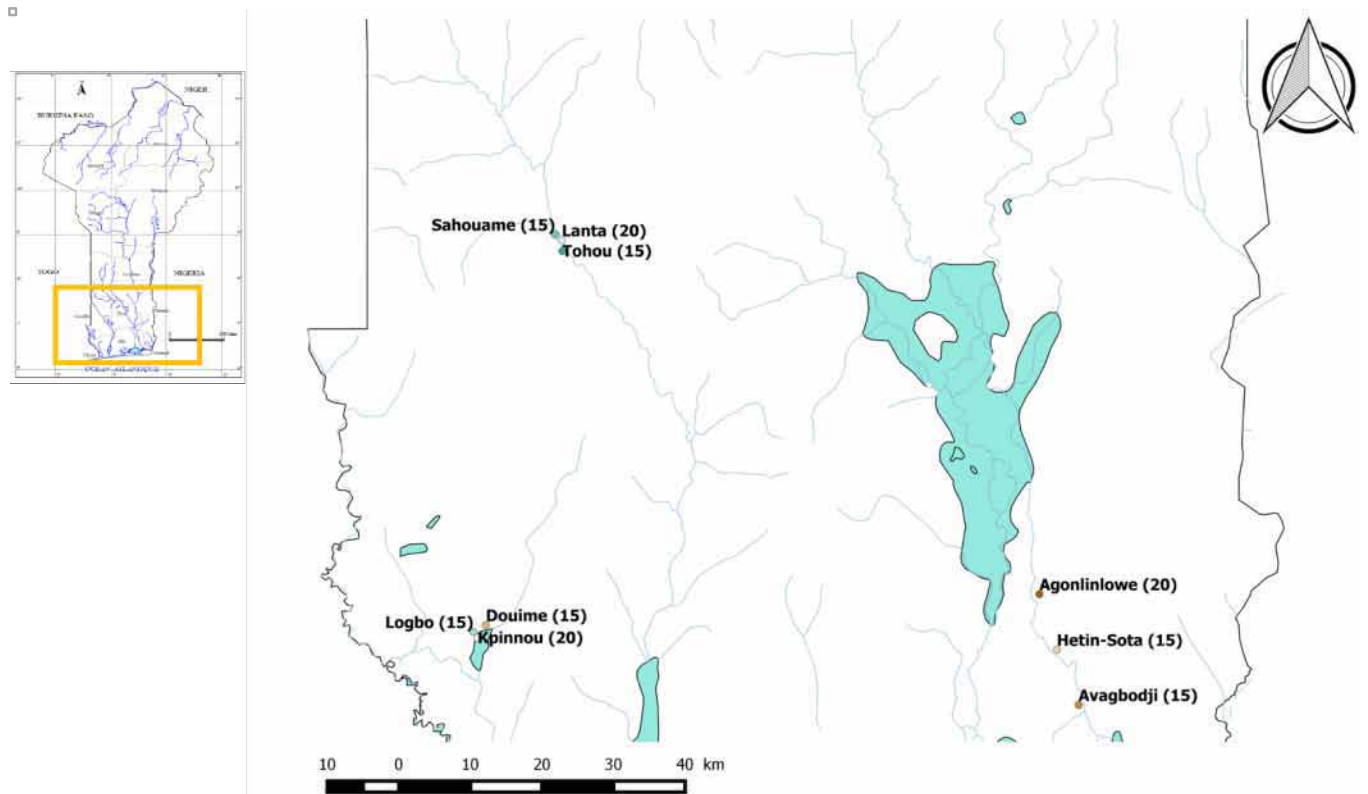


Figure 25: Bassins hydrographiques du Sud du Bénin montrant les neuf sites d'échantillonnage (taille de l'échantillon entre parenthèses).

2. RESULTATS

2.1. Identification du déséquilibre de liaison

Globalement, 105 paires possibles de loci ont été testées (Tableau XXXI). Parmi ces 105 paires possibles de loci, 19 paires étaient significatives. Ceci est supérieur à la proportion de 5% attendue sous l'hypothèse nulle. Le test binomial a donné une P -value $< 0,000001$. Une seule paire est demeurée significative après l'ajustement de Bonferroni. Dans l'ensemble, 12 loci sur les 15 testés sont impliqués au moins une fois dans une paire significativement liée. Ainsi, il existe un déséquilibre de liaison global et hautement significatif entre la plupart de ces marqueurs. Cela reflète une forte liaison à une échelle génomique.

Tableau XXXI: Tests de déséquilibre de liaison des paires significatives de loci et ajustement de Bonferroni.

Locus A	Locus B	P-value	Nombre de test	Adjustment de Bonferroni
UNH154	UNH190	0,00048	105	0,0504
UNH154	UNH159	0,00254	104	-
UNH131	UNH190	0,00265	103	-
UNH189	UNH190	0,00397	102	-
UNH189	UNH216	0,00529	101	-
UNH129	UNH162	0,00931	100	-
UNH129	UNH190	0,01032	99	-
UNH149	UNH159	0,01079	98	-
UNH159	UNH190	0,01122	97	-
UNH190	UNH216	0,01228	96	-
UNH129	UNH159	0,02339	95	-
UNH115	UNH154	0,02344	94	-
UNH190	UNH197	0,02354	93	-
UNH115	UNH159	0,02836	92	-
UNH154	UNH216	0,02894	91	-
UNH162	UNH190	0,03815	90	-
UNH154	UNH162	0,04243	89	-
GM055	UNH154	0,04265	88	-
UNH129	UNH149	0,0455	87	-

2.2. *F*-Statistiques de Wright par locus

Les valeurs du F_{IS} ont varié de -0,171 à 0,582 respectivement pour les loci UNH154 et UNH131 (Figure 26). En dehors du fait que les loci GM055 et UNH154 avaient un $F_{IS} < 0$ avec une P -value $> 0,05$ et que les loci UNH129 et UNH190 avaient des $F_{IS} > 0$ avec une P -value $> 0,05$, tous les onze autres loci avaient un F_{IS} significativement supérieur à zéro (P -value < 0.05). Les analyses de MicroChecker ont montré des allèles nuls (Annexes). Toutes les populations étaient exemptes de stuttering et de dropout allélique. Tous les loci (sauf UNH115) ont montré des valeurs de F_{ST} significativement supérieures à zéro (P -value $< 0,001$). Les valeurs du F_{ST} ont varié de -0,003 à 0,339 (Figure 26). La part de F_{IS} expliquée par les données manquantes était forte ($R^2 = 0,5896$) et très fortement significative (P -value $< 2,2e-16$). De plus, les allèles nuls ont été faiblement ($R^2 = 0,0288$) corrélés avec les données manquantes (P -value = 0,04893) (Figure 27).

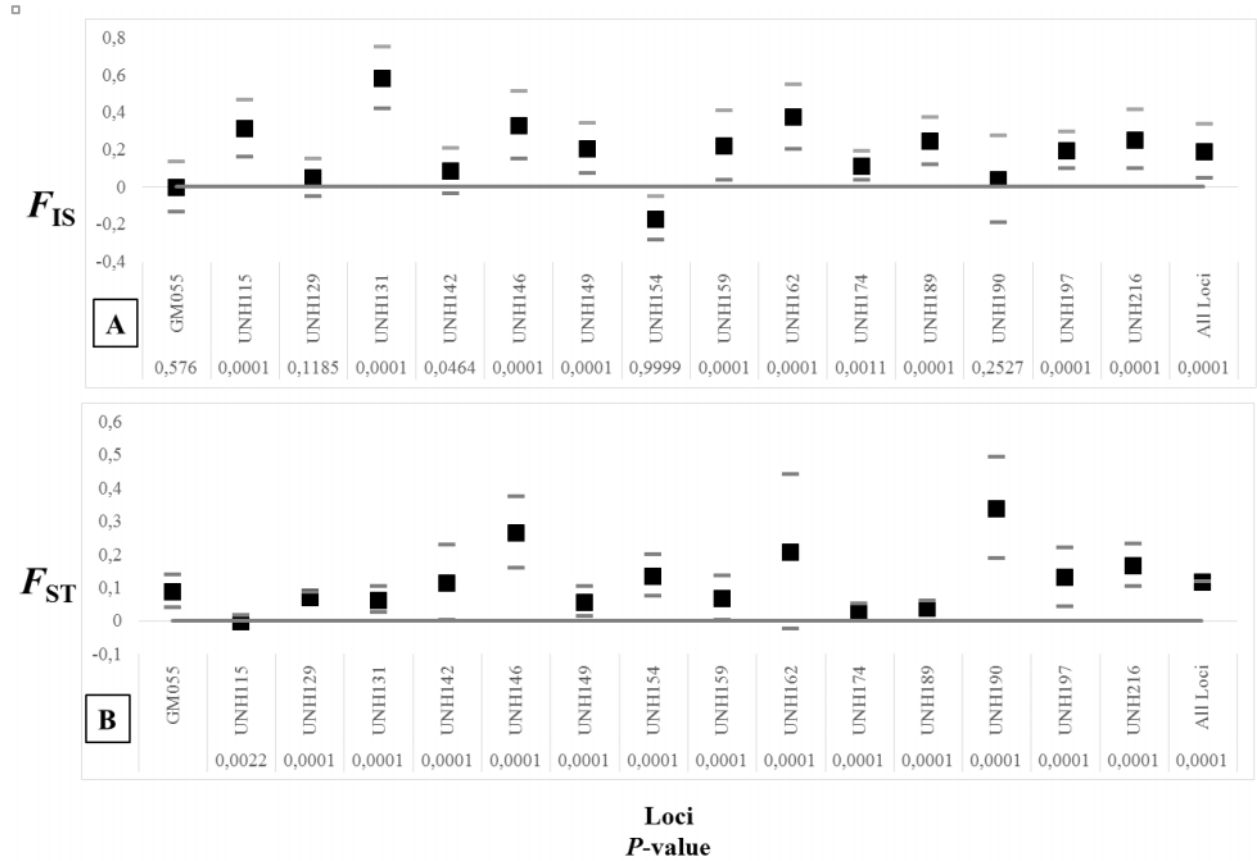


Figure 26: Valeurs moyennes du F_{IS} (A) et du F_{ST} (B) par locus et intervalle de confiance ($F_{IS} \pm t_{n-1,\alpha} * SE$; $F_{ST} \pm t_{n-1,\alpha} * SE$) obtenus pour les microsatellites d'*Oreochromis niloticus*.

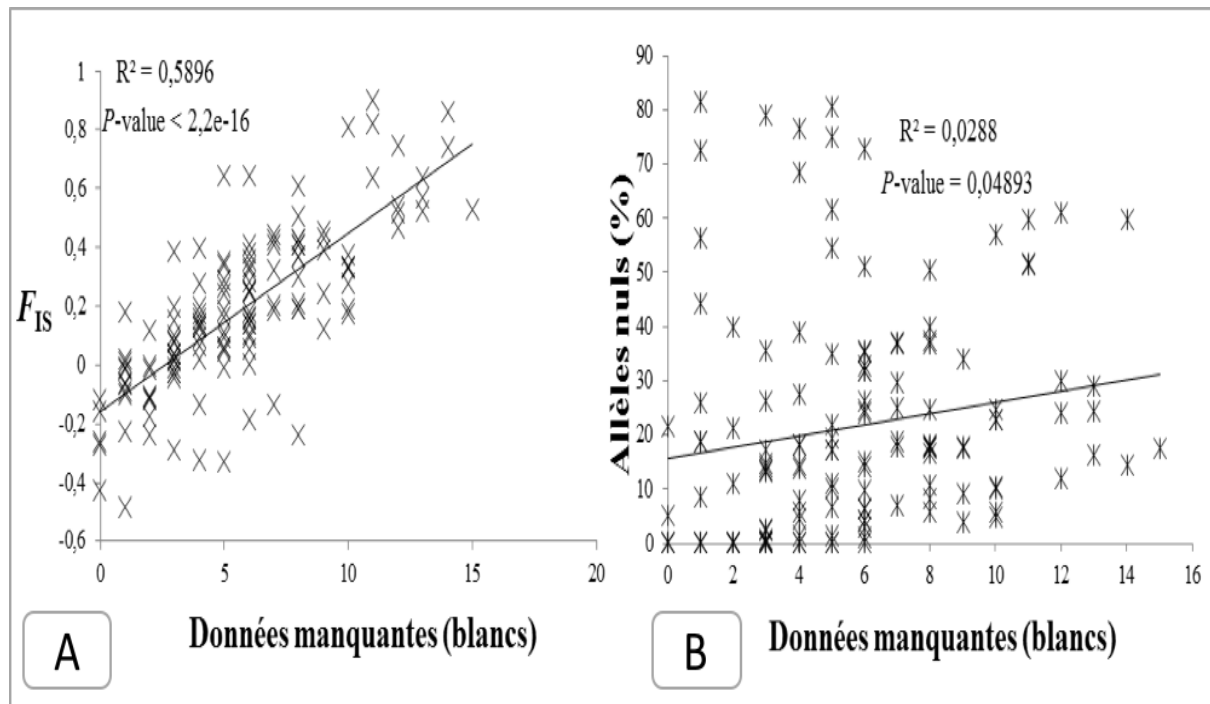


Figure 27: Corrélation entre le F_{IS} et les données manquantes (A) et entre les fréquences des allèles nuls (2ème méthode de Brookfield (1996)) et les données manquantes (B) par locus et site d'échantillonné.

2.3. Variabilité génétique

Pour tous les loci, la richesse allélique a été en moyenne égale à 5,89. Le locus le plus pauvre en allèles a été UNH149 (4,38 allèles) tandis que le plus riche a été UNH189 (7,42 allèles). Le H_S a varié de 0,583 sur le locus UNH190 à 0,888 sur le locus UNH189 (Tableau XXXII).

Tableau XXXII: Richesse allélique (R) et estimateur non biaisé de la diversité génétique de Nei (H_S) par locus.

Locus	R	H_S
GM055	7,32	0,84
UNH115	4,48	0,752
UNH129	6,42	0,834
UNH131	7,14	0,864
UNH142	5,24	0,73
UNH146	5,37	0,627
UNH149	4,38	0,727
UNH154	4,83	0,717
UNH159	6,16	0,826
UNH162	5,13	0,673
UNH174	6,69	0,875
UNH189	7,42	0,888
UNH190	5,99	0,583
UNH197	6,28	0,768
UNH216	5,52	0,703
Moyenne	5,89	0,761

2.4. Structure hiérarchique de la population

Le site d'échantillonnage et la zone géographique ont influencé de façon significative (P -value = $1e-04$ vs P -value = 0,0033) la structure génétique des populations d'*Oreochromis niloticus*. Ces deux niveaux ont expliqué une infime part ($F_{SZ} = 0,04626518$ vs $F_{ZT} = 0,0197698$) de la subdivision totale. Les différenciations génétiques standardisées a été respectivement $F_{SZ}' = 0,2152504576$ et $F_{ZT}' = 0,93042495$.

2.5. Isolement par la distance

Dans l'ensemble, il y a isolement par la distance après la correction de FreeNA. La pente de régression ($b = 0,0185017$) est très significative selon le test de Mantel (P -value = 0,00193). Le voisinage a été de 54,05 individus. Le nombre efficace d'immigrants par génération a été de 8,61 individus mais le produit de la densité efficace d'individus par la surface efficace de

dispersion a été de 4,30. Les résultats du ABC bootstrap pour la pente ont montré que l'intervalle de confiance à 95% a été: [0,011246; 0,0306704]. La relation entre $F_{ST}/(1-F_{ST})$ et le Ln de la distance géographique est représentée sur la figure 28.

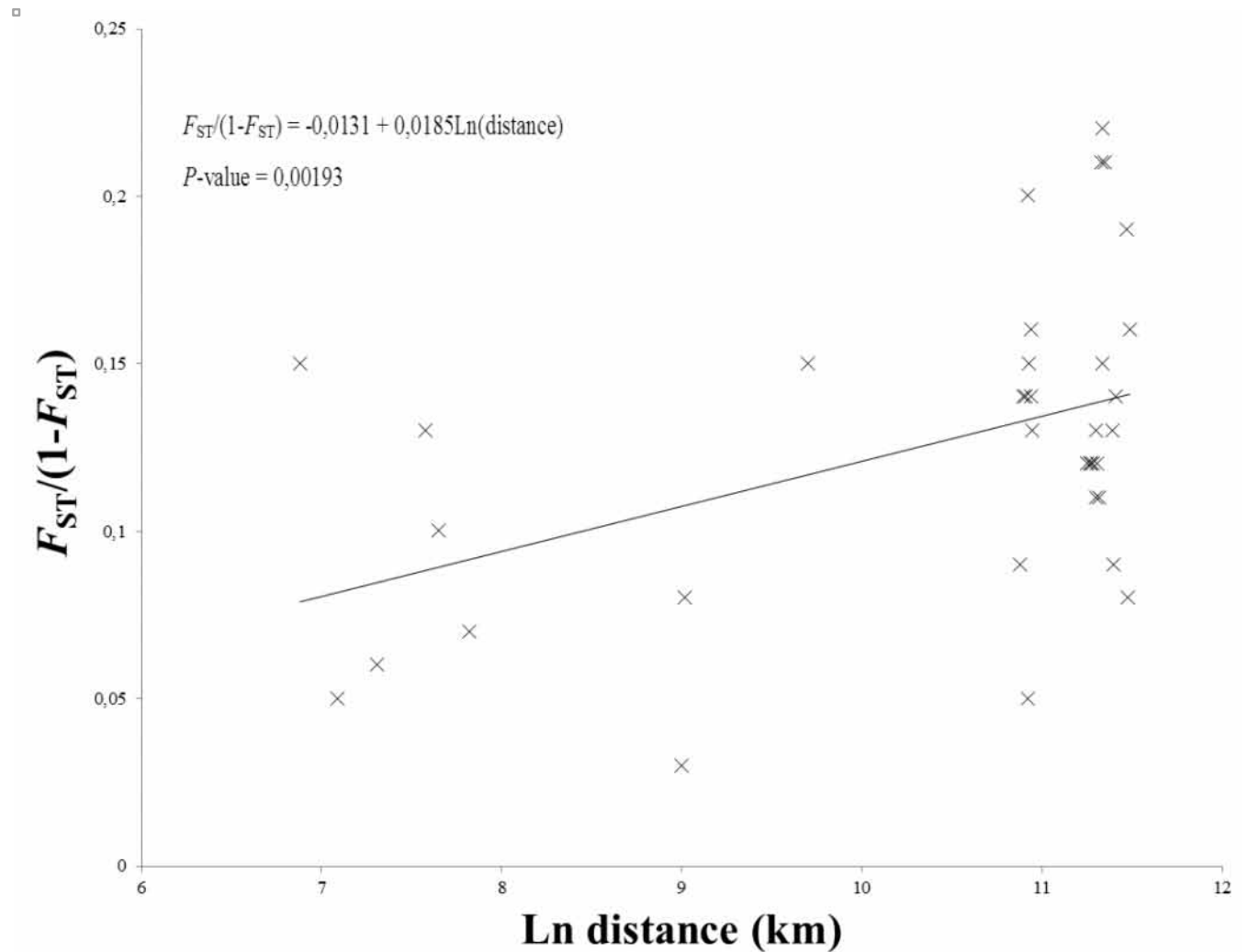


Figure 28: Représentation de l'isolement par la distance entre les sites échantillonnés.

2.6. Effectifs efficaces

L'effectif efficace a été en moyenne de 47,56 avec un intervalle de confiance à 95% de [26,80; 50,17]. La valeur minimale a été observée chez les individus de Lanta (11,8) et la valeur maximale a été observée chez ceux de Logbo (129,8). Le taux de croisements frères-soeurs (b) a varié entre 29,81% et 62,49% (Tableau XXXIII).

Tableau XXXIII: Effectif efficace des populations avec l'intervalle de confiance à 95% obtenu par l'approche sous déséquilibre de liaison à l'aide de NeEstimator et le taux de croisements frères-soeurs estimé (*b*) par population.

Site	Ne	IC		<i>b</i>
		<i>Li</i>	<i>Ls</i>	
Agonlinlowé	57	24,6	Infini	46,75
Hêtin-Sota	42,2	18,6	Infini	54,30
Avagbodji	24,6	16,2	44,2	30,29
Lanta	11,8	7,5	29,9	60,39
Sahouamè	Infini	39,9	Infini	29,81
Tohou	47,8	19,7	Infini	62,49
Kpinnou	Infini	74,1	Infini	47,59
Logbo	129,8	30	Infini	50,77
Douimè	19,7	10,6	76,4	37,41
Global	47,56	26,80	50,17	

Ne : Effectif efficace estimé; IC : Intervalles de Confiance à 95% de jackknife sur les loci; *Li* : Limite inférieure de l'intervalle de confiance; *Ls* : Limite supérieure de l'intervalle de confiance.

2.7. Regroupement génétique des populations

Deux grappes ont été observées dans l'arbre NJTree (Figure 30) ; l'une regroupe des individus du fleuve Ouémé et l'autre ceux du fleuve Couffo et du lac Toho. Cependant, certains individus du lac Toho sont parmi ceux du fleuve Ouémé notamment deux individus venant de Douimè et de Logbo. En outre, dix individus de Lanta et deux autres de Tohou (fleuve Couffo) se retrouvent également parmi ceux du fleuve Ouémé. Avec la méthode de regroupement bayésien (Pritchard *et al.*, 2000), le gain d'information le plus régulier a été observé avec $k = 3$ (Figure 29). La figure 31 montre le regroupement de populations obtenu avec différentes valeurs de k . Avec $k = 3$, la combinaison observée avec le NJTree a été obtenue.

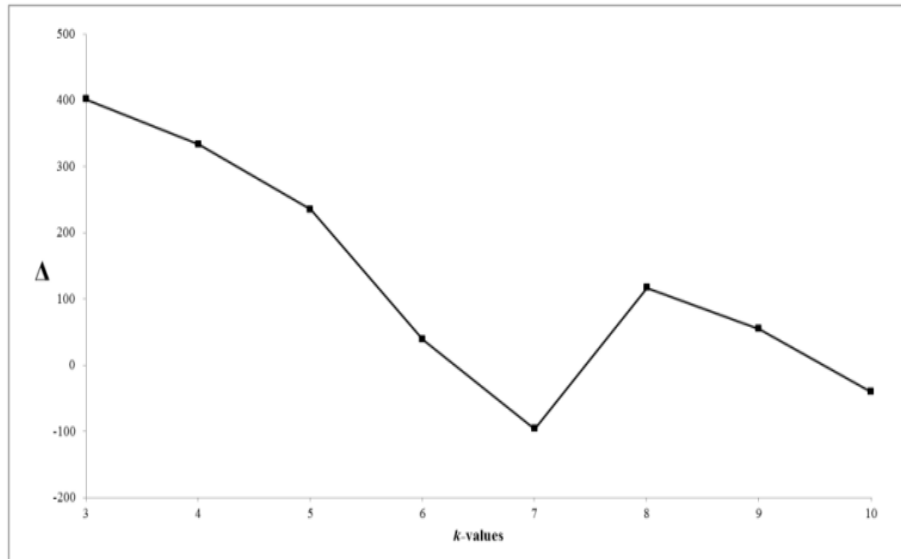


Figure 29: Amplitude des ΔK en fonction des k -values calculées à partir de tous les 15 loci.

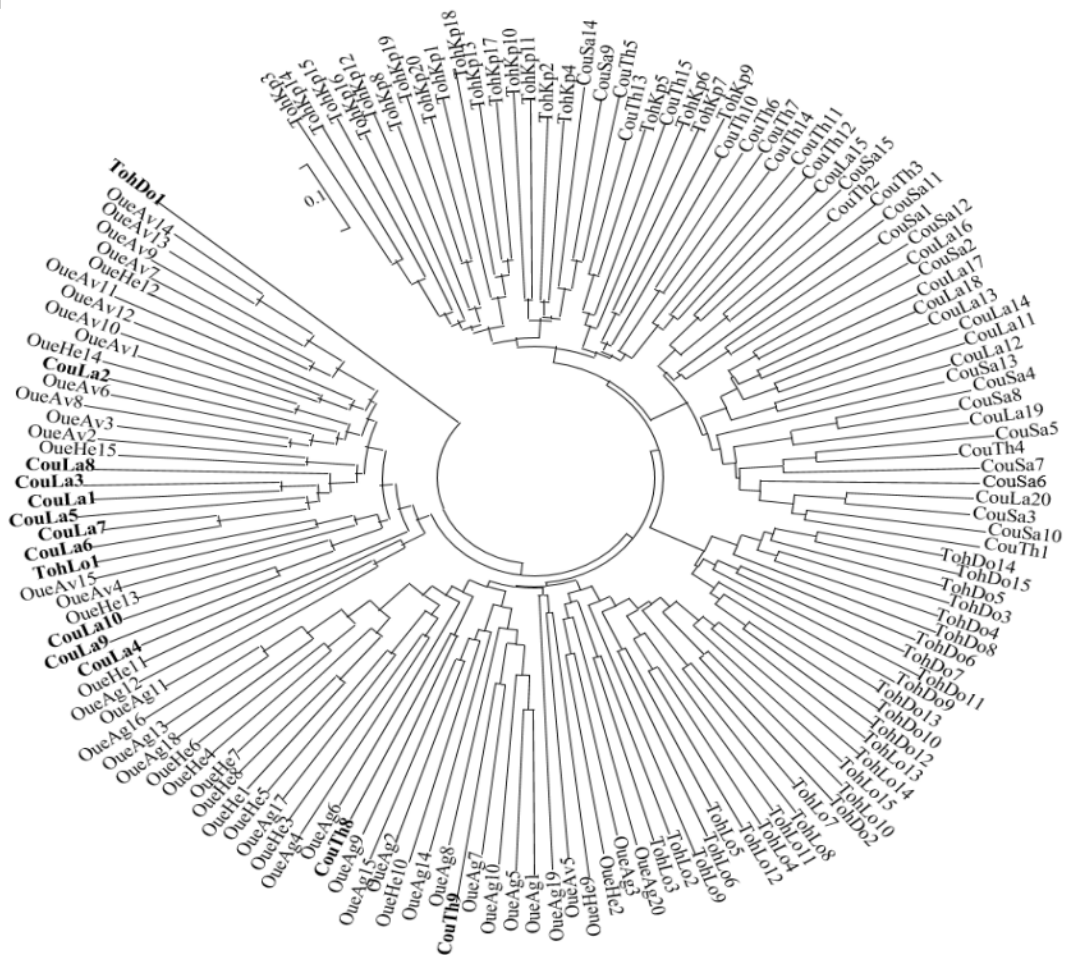


Figure 30: Arbre ‘Neighbor-Joining tree (NJtree)’ d’individus d’*Oreochromis niloticus* basé sur la matrice des distances de corde de Cavalli-Sforza et Edwards entre les profils des microsatellites.

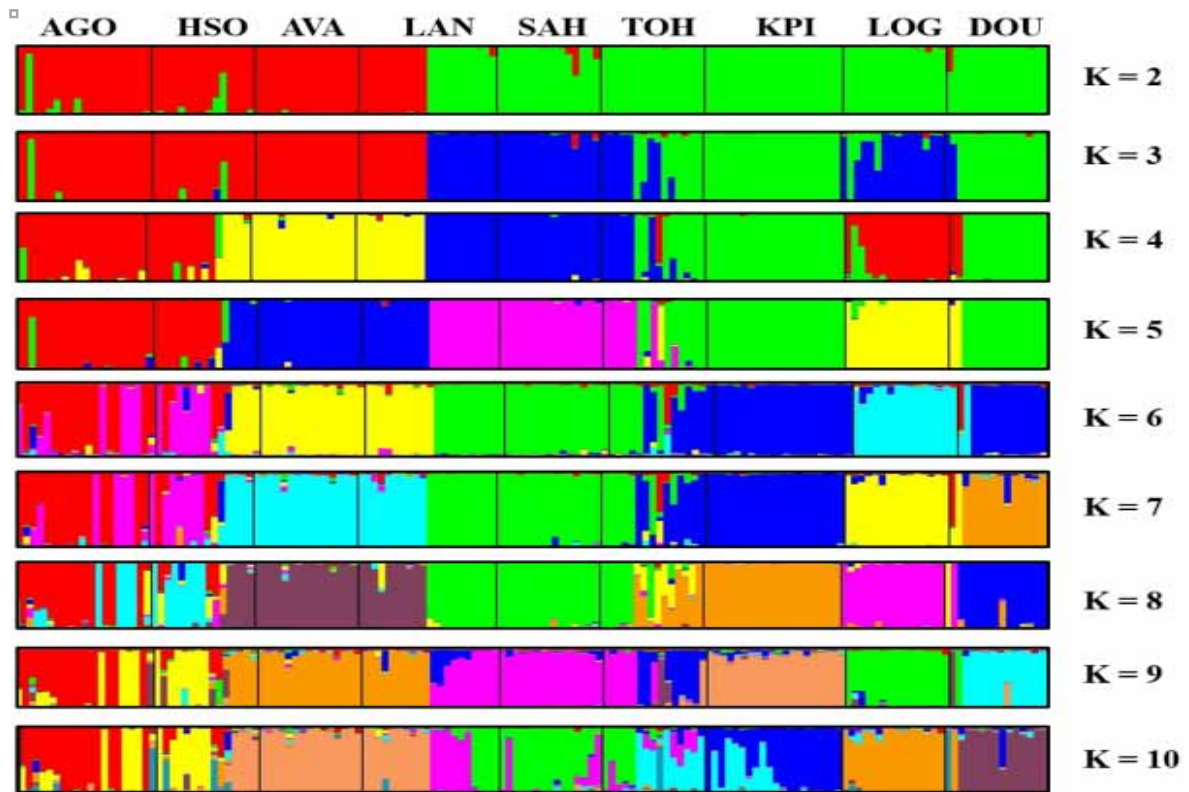


Figure 31: Regroupement bayésien des populations obtenu avec différentes k -values. AGO : Agonlinlowé; HSO : Hêtin-Sota; AVA : Avagbodji; LAN : Lanta; SAH : Sahouamè; TOH : Tohou; KPI : Kpinnou; LOG : Logbo; DOU : Douimè.

2.8. Relations entre génotypes et température et entre génotypes et paramètres morphométriques

Dans l'ensemble, la distance génétique a été faiblement liée à la température de l'eau et aux variables morphométriques des individus d'*Oreochromis niloticus* (Tableau XXXIV). Les coefficients de détermination (R^2) ont varié de 0,002054 (pour la longueur prépectorale) à 0,3719 (pour la longueur de la nageoire pelvienne). Parmi ces relations, seules celles de la longueur de la nageoire pelvienne, de la longueur préanale et de la longueur dorso-anale ont été significatives à la fois pour les approches de régression et de Mantel. Pour la longueur totale, la longueur standard et la longueur de la tête, les relations ont été significatives uniquement par la méthode de Mantel (P -value = 0,004504, P -value = 0,018914 et P -value = 0,001362 respectivement).

Diversité et structure génétiques

Tableau XXXIV: Relation entre la température de l'eau et les génotypes et entre les paramètres morphométriques et les génotypes, estimée à partir des méthodes de régression et de Mantel.

Paramètres	Ddl	ESR	R ²	F	P-value	
					Regression	Test de Mantel
Température	34	0,03881	0,03566	1,257	0,27	0,713606
LT	34	0,03755	0,09705	3,654	0,06439	0,004504
LS	34	0,03857	0,04765	1,701	0,2009	0,018914
LTe(%LS)	34	0,03768	0,09098	3,403	0,0738	0,001362
DO(%LS)	34	0,03799	0,07582	2,789	0,1041	0,824933
LNPe(%LS)	34	0,03132	0,3719	20,13	7,87e-05	0,000629
LPrA(%LS)	34	0,03632	0,1553	6,252	0,01739	0,011158
LPrP(%LS)	34	0,03948	0,002054	0,06998	0,793	0,425829
LPrPe(%LS)	34	0,03881	0,03549	1,251	0,2712	0,208252
LDA(%LS)	34	0,03696	0,1256	4,882	0,03398	0,00464

Ddl : Degré de liberté; ESR : Erreur Standard Résiduelle; R² : R-carré multiple; F : Fisher-statistique; LT : Longueur Totale; LS : Longueur Standard; LTe : Longueur de la Tête; DO : Diamètre de l'Œil; LNPe : Longueur de la Nageoire Pelvienne; LPrA : Longueur Pré-anale; LPrP : Longueur Pré-pectorale; LPrPe : Longueur Pré-pelvienne; LDA : longueur dorso-anale; En gras: les *P*-values significatives.

3. DISCUSSION

Il existe une liaison statistiquement significative entre 12 des 15 loci testés. Cette forte liaison concerne presque tout le génome d'*Oreochromis niloticus*. Par contre nos observations ne confirment pas l'association précédemment observée par Bezault *et al.* (2012) entre les loci UNH197 et UNH216. De plus, aucun déséquilibre de liaison significatif n'a été observé entre UNH142 et UNH146, UNH142 et UNH174, UNH146 et UNH174. Il existe donc une signature d'associations génomiques entre les loci testés. Cela semble en effet indiquer que tous les loci sélectionnés sont liés. Nos résultats tendent à confirmer l'emplacement de ces marqueurs sur la carte génétique d'*Oreochromis niloticus* comme décrit par Lee *et al.* (2005).

Le F_{IS} mesure l'identité (ou l'homozygotie) des allèles entre individus, entre sous-populations par rapport aux attentes de Hardy-Weinberg. C'est donc une mesure d'écart par rapport à la panmixie locale (union aléatoire des gamètes produisant des zygotes). A l'exception de GM055 et UNH154 qui avaient des $F_{IS} < 0$, tous les autres loci ont indiqué des $F_{IS} > 0$. Ceci suggère des déficits importants en hétérozygotes sur l'ensemble des populations étudiées. Si des déficits en hétérozygotes sont observés, cela peut être dû à de nombreux problèmes dont certains sont spécifiques au locus, notamment les problèmes techniques (allèles nuls, dropout allélique et stuttering), la sélection (sous-dominance, homogamie) ; les autres affectant équitablement tout le génome: l'endogamie (croisements frères-soeurs) ou l'effet Wahlund (mélange dans un même échantillon d'individus génétiquement hétérogènes) (Pouyaud *et al.*, 1999; Verrier & Rognon, 2000; Hartl & Clark, 2007; De Meeûs, 2012; Baldauf *et al.*, 2013). Sur l'ensemble des sites échantillonnés, tous les loci étaient exempts de dropout allélique et de stuttering, toutes les populations avaient indiqué des allèles nuls lors de l'exécution de Micro-Checker (Van Oosterhout *et al.*, 2004), au moins pour trois loci par population. La sous-dominance n'a pas encore été signalée chez les tilapias. Par contre, l'homogamie a été rapportée pour *Oreochromis niloticus* et contribue à la spéciation dans les populations fortement structurées (Kocher *et al.*, 2005). Selon Nyingi *et al.* (2009), si l'effet Wahlund est observé, il peut s'agir d'un effet transitoire qui peut persister si les individus issus de deux populations originales ne s'accouplent pas au hasard mais pratiquent une homogamie. Le déséquilibre de liaison élevé observé dans cette étude suggèrent un effet de Wahlund dans les neuf sites d'échantillonnés. Les observations obtenues à partir de STRUCTURE indiquent que, de $k = 2$ à $k = 10$, il y a un effet Wahlund au niveau des individus de Lanta (fleuve Couffo). De plus, avec $k = 4$, il existe une similitude entre une partie des individus de Logbo (lac Toho) et une partie des individus d'Agonlinlowé et Hêtin-Sota (fleuve Ouémé). Cette observation a été confirmée par le NJTree. Ces mélanges peuvent être dûs aux différentes campagnes de repeuplement conduites dans tout le pays (Amoussou *et al.*, 2017) dans la mesure où les trois bassins hydrographiques ne communiquent pas directement entre eux. De plus, les bassins du Mono et du Couffo sont sous un climat subéquatorial alors que le bassin de l'Ouémé est sous un climat équatorial. Toutefois, nos résultats indiquent que la température n'a pas d'effet significatif sur les génotypes observés. L'effet Wahlund peut se produire lorsqu'un échantillon est composé d'individus appartenant à plusieurs cohortes, des sous-populations différenciées ou même des espèces cryptiques (Hassanien & Gilbey 2005; Larsson *et al.*, 2007). Les importants déficits en hétérozygotes

observés peuvent également être dûs aux modèles comportementaux (espèces sédentaires, etc.) et au système de reproduction (endogamie) de cette espèce puisque le taux de croisements frères-soeurs a varié de 29,81% à 62,49%. L'endogamie est un système de reproduction dans lequel seuls les individus apparentés s'accouplent. Chez les poissons, l'endogamie conduit le plus souvent à une faible performance, comme le taux de croissance, la survie et la fécondité (Garduno-Lugo *et al.*, 2004; Neves *et al.*, 2009) à travers la dépression consanguine.

L'isolement par la distance significatif observé dans les trois sous-bassins indique que la différenciation génétique augmente avec la distance géographique chez les individus d'*Oreochromis niloticus* du Sud du Bénin. Ceci confirme les conclusions de Rognon *et al.* (1996) qui ont souligné que la différenciation génétique reflète le plus souvent la différence entre les bassins hydrographiques. Cet isolement génétique par la distance a également été signalé pour *Oreochromis niloticus* au Kenya (Ndiwa *et al.*, 2014), les populations d'*Oreochromis mossambicus* en Afrique du Sud (D'Amato *et al.*, 2007) et d'autres espèces de Cichlidae africains (Crispo & Chapman, 2008).

4. CONCLUSION

Cette étude est la première tentative de quantification de la diversité génétique et de la structure de population d'*Oreochromis niloticus* dans le Sud du Bénin. Elle indique que des pools de gènes isolés géographiquement évoluent au sein des populations d'*Oreochromis niloticus* dans cette zone du pays. Deux populations sont distinguées: la première se compose d'individus du fleuve Ouémé et la deuxième est formée par ceux du lac Toho et du fleuve Couffo. Il existe un déséquilibre de liaison significatif et un important déficit en hétérozygotes chez *Oreochromis niloticus*. A ces informations moléculaires, s'ajouteront les données zootechniques pour proposer une stratégie de valorisation des tilapias locales à travers des programmes de sélection assistée par marqueurs pour des traits de production économiquement souhaités.

CHAPITRE 2: Diversité et structure génétiques des populations “sauvages” de *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852 du Sud du Bénin

1. PREAMBULE

Les plans d'eau saumâtre du Sud Bénin communiquent entre eux à travers le système lagunaire. Cela favorise le mélange entre les différentes populations de *Sarotherodon melanotheron*. La connaissance de la diversité génétique des populations de *Sarotherodon melanotheron* des trois bassins hydrographiques du Sud Bénin (Tableau XXXV) est cruciale avant de concevoir des programmes de valorisation. Pour déterminer la diversité génétique en fonction de l'origine géographique, 202 échantillons ont été choisis parmi ceux ayant servi à l'analyse morphologique et ont été génotypés à l'aide de 15 marqueurs microsatellites.

Tableau XXXV: Caractéristiques des sites d'échantillonnage.

Sous-bassin	Zone	Site	Coordonnées UTM		Taille de l'échantillon	Date de collecte
			Latitude	Longitude		
Mono	Lagune de Grand-Popo	Gbèkon	694513	371959	20	22 juillet 2014
		Gbeffa	694696	372512	15	
		Hêvê	694636	372174	15	
	Lac Toho	Logbo	731603	363751	15	21 juillet 2014
		Douimè	732551	365474	15	
Ouémé	Lac Nokoué	Kpinnou	730803	364302	20	24 juillet 2014
		Abomey-Calavi	712808	429875	20	
		Ganvié	714249	432304	15	
	Fleuve Ouémé	So-Ava	717595	433505	17	23 juillet 2014
		Agonlinlowé	736746	442801	20	
		Hêtin-Sota	728974	445218	15	
		Avagbodji	721264	448251	15	

UTM : Universal Transverse Mercator

2. RESULTATS

2.1. Déséquilibre de liaison

Parmi les 105 paires possibles de loci testés, 21 paires étaient significatives. Ceci est supérieur à la proportion de 5% attendue sous l'hypothèse nulle. Le test binomial a donné une P -value =

Diversité et structure génétiques

5,11e-08. Parmi les 15 loci testés, 13 étaient impliqués dans ces déséquilibres de liaison. Par conséquent, il existe un déséquilibre de liaison global significatif à travers le génome des populations naturelles de *Sarotherodon melanotheron*. Parmi les 105 paires possibles de loci, une seule paire est restée significative après l'ajustement de Bonferroni avec une P -value = 0,021 (Tableau XXXVI). Après retrait des loci aberrants (UNH131, UNH174, UNH190 et UNH197), parmi les 55 paires possibles de loci testés, seules 5 paires ont été significatives. Ceci est également supérieur à la proportion de 5% attendue sous l'hypothèse nulle. Dans ce cas, le test binomial a donné une P -value non significative = 0,1397. Les loci tels que GM055, UNH115, UNH142, UNH149, UNH154, UNH189 et UNH216 ont été impliqués dans ces déséquilibres de liaison. Ici aussi, une seule paire est restée significative après la correction de Bonferroni avec une P -value = 0,0165 (Tableau XXXVII).

Tableau XXXVI: Paires significatives de loci pour le déséquilibre de liaison et ajustement de Bonferroni.

Paire de loci		P -value	Nombre de test	Ajustement de Bonferroni
Locus A	Locus B			
UNH142	UNH189	0,0002	105	0,021
UNH159	UNH190	0,001	104	-
UNH174	UNH190	0,0018	103	-
UNH131	UNH159	0,003	102	-
UNH142	UNH216	0,0032	101	-
UNH131	UNH146	0,005	100	-
UNH146	UNH190	0,005	99	-
GM055	UNH190	0,0052	98	-
UNH131	UNH174	0,0058	97	-
UNH197	UNH216	0,0071	96	-
UNH142	UNH190	0,0079	95	-
UNH190	UNH197	0,0083	94	-
UNH154	UNH197	0,0085	93	-
GM055	UNH142	0,0112	92	-
UNH115	UNH154	0,0116	91	-
UNH149	UNH216	0,0118	90	-
UNH115	UNH197	0,018	89	-
UNH131	UNH190	0,0252	88	-
UNH159	UNH197	0,0271	87	-
UNH189	UNH190	0,0301	86	-
UNH142	UNH197	0,0487	85	-

Tableau XXXVII: Paires significatives de loci pour le déséquilibre de liaison et l'ajustement de Bonferroni sans les loci aberrants.

Paire de loci		P-value	Nombre de test	Correction de Bonferroni
Locus A	Locus B			
UNH142	UNH189	0,0003	55	0,0165
UNH142	UNH216	0,0021	54	-
GM055	UNH142	0,011	53	-
UNH115	UNH154	0,0126	52	-
UNH149	UNH216	0,0131	51	-

2.2. F-Statistiques de Wright

Les valeurs F_{IS} ont varié de -0,373 à 0,619 (Figure 32A). A l'exception des 3 loci UNH154, UNH174 et UNH190, les 12 autres ont des valeurs de F_{IS} significativement supérieures à zéro (P -value<0,01). Les analyses de Micro-Checker ont montré des allèles nuls mais aucun stuttering ou dropout allélique n'a été trouvé sur l'ensemble des loci testés (Annexes : Tableaux S1 à S5). Les valeurs du F_{ST} étaient significativement plus élevées que zéro pour tous les 15 loci (P -value<0,001). Ils ont varié de 0,002 à 0,709 (Figure 32B). De plus, le locus UNH131 avait un F_{IS} très élevé et supérieur à la moyenne. En outre, UNH174 et UNH190 avaient des valeurs de F_{IS} très faibles et inférieures à la moyenne. Quant à UNH197, il avait un F_{IS} extrêmement variable d'un site à l'autre (Figure 32A). Par ailleurs, les valeurs du F_{ST} de UNH131, UNH174, UNH190 et UNH197 étaient très supérieures à la moyenne (Figure 32B). Par conséquent, ces quatre loci (UNH131, UNH174, UNH190 et UNH197) ont été considérés comme ayant des valeurs aberrantes et ont ensuite été retirés de la suite de l'analyse. Ainsi, sans les loci aberrants, les valeurs du F_{IS} ont varié entre 0,032 (UNH154) et 0,619 (UNH131) (Figure 33C). A l'exception du locus UNH154, les 10 autres ont des valeurs de F_{IS} significativement supérieures à zéro (P -value<0,05). Les valeurs du F_{ST} ont été très significativement plus élevées que zéro pour les 11 loci maintenus (P -value<0,001). Ils ont varié de 0,002 (UNH149) à 0,243 (UNH131) (Figure 33D). La part de F_{IS} expliquée par les données manquantes est faible ($R^2 = 0,15$ avec P -value = 8,997e-08) (Figure 34A). En supprimant les loci aberrants, R^2 était égal à 0,12 avec une P -value = 5,229e-05 (Figure 34B). De même, les fréquences des allèles nuls étaient faiblement liées au nombre de données manquantes. Cette relation a été significative (P -value = 0,001078) lorsqu'on utilisait tous les 15 loci mais non significative après élimination des loci outliers (P -value = 0,1572) (Figure 35).

Diversité et structure génétiques

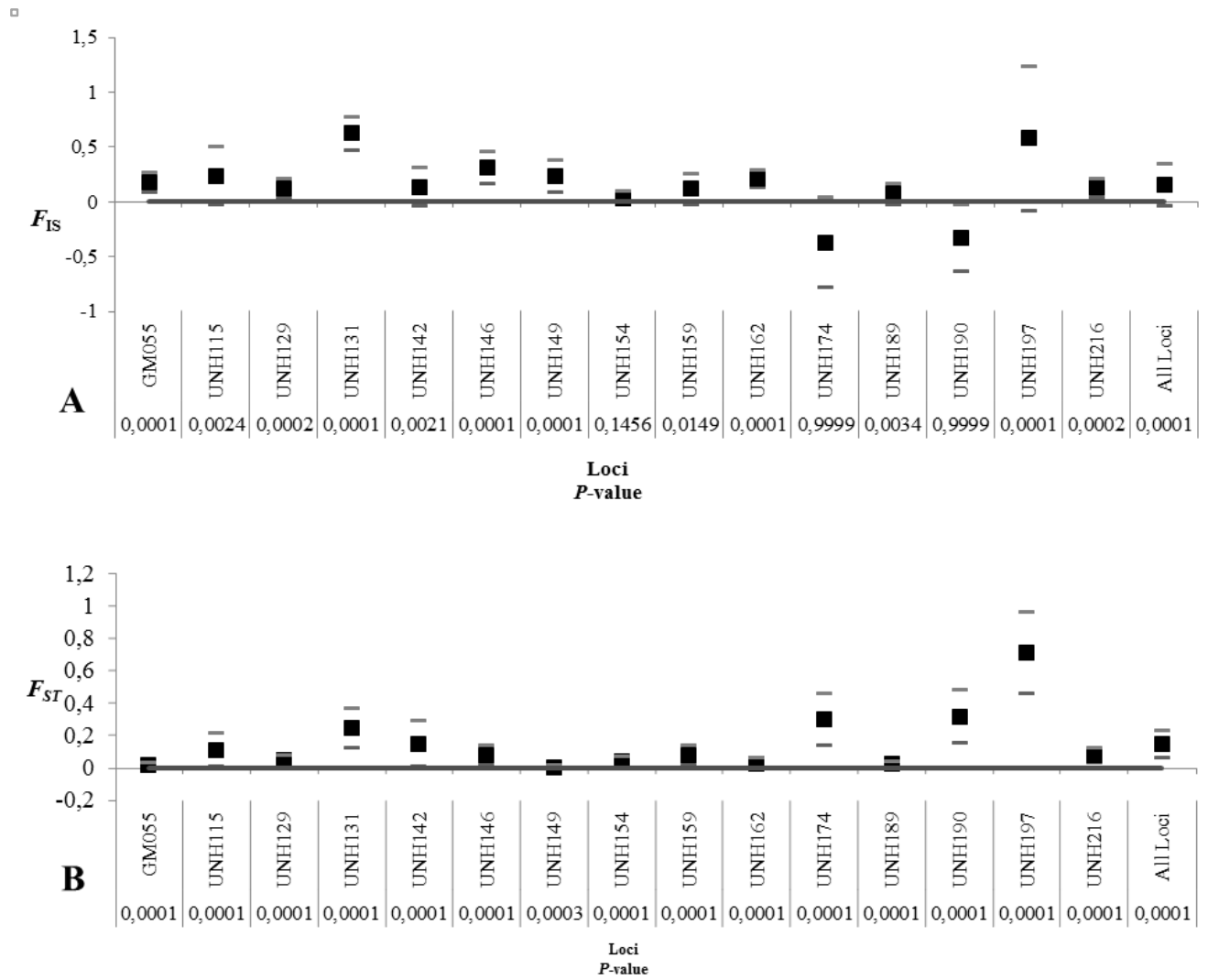


Figure 32: Valeurs moyennes du F_{IS} (A) et du F_{ST} (B) par locus et intervalle de confiance ($F_{IS} \pm t_{n-1,\alpha} * SE$; $F_{ST} \pm t_{n-1,\alpha} * SE$) obtenus pour tous les 15 microsatellites testés pour *Sarotherodon melanotheron*.

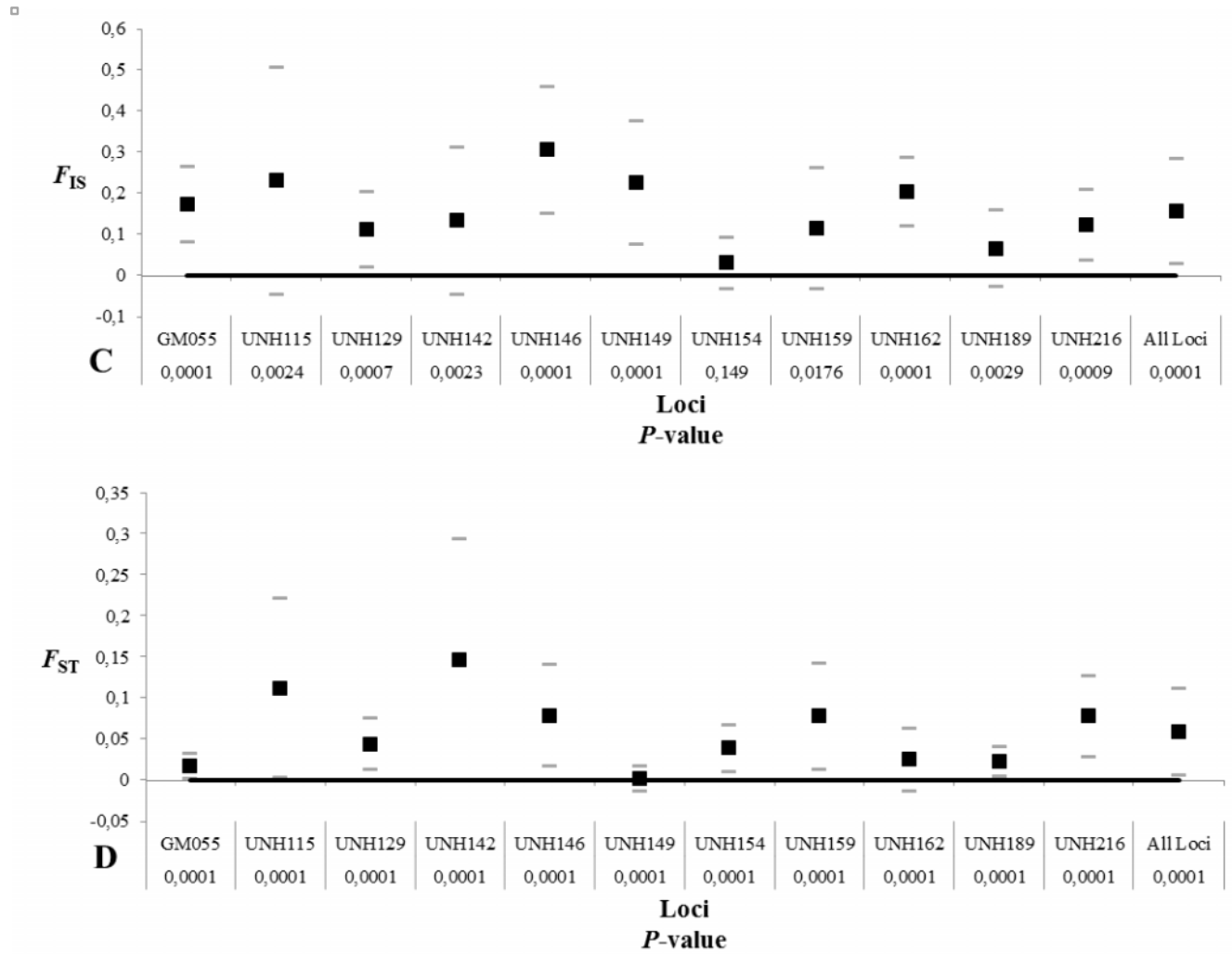


Figure 33: Valeurs moyennes du F_{IS} (A) et du F_{ST} (B) par locus et intervalle de confiance ($F_{IS} \pm t_{n-1,\alpha} * SE$; $F_{ST} \pm t_{n-1,\alpha} * SE$) obtenus pour tous les 15 microsatellites testés pour *Sarotherodon melanotheron* après retrait des loci aberrants.

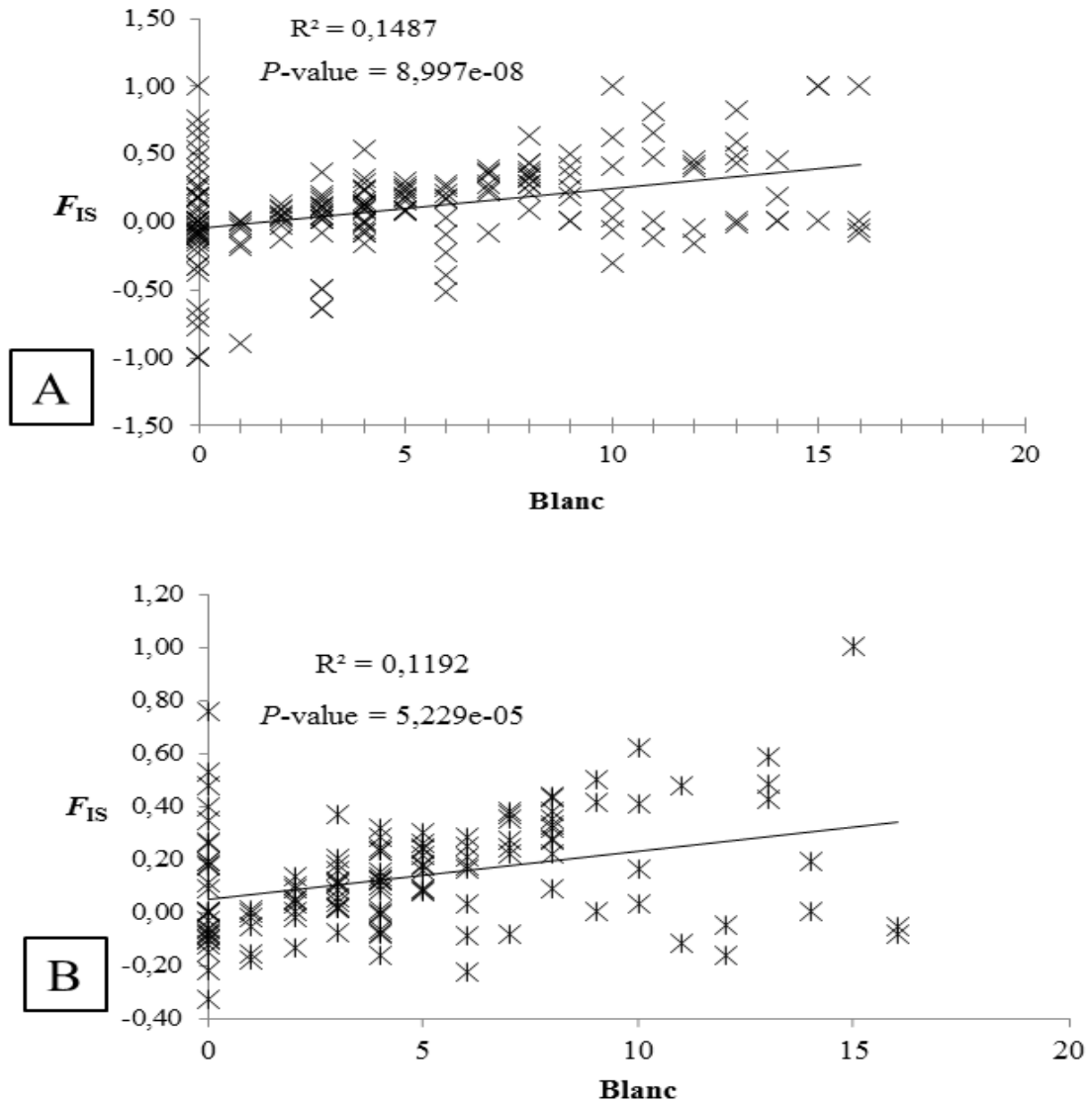


Figure 34: Corrélation entre le F_{IS} et les données manquantes par locus et site d'échantillonnage (A : tous les loci ; B : sans les loci aberrants).

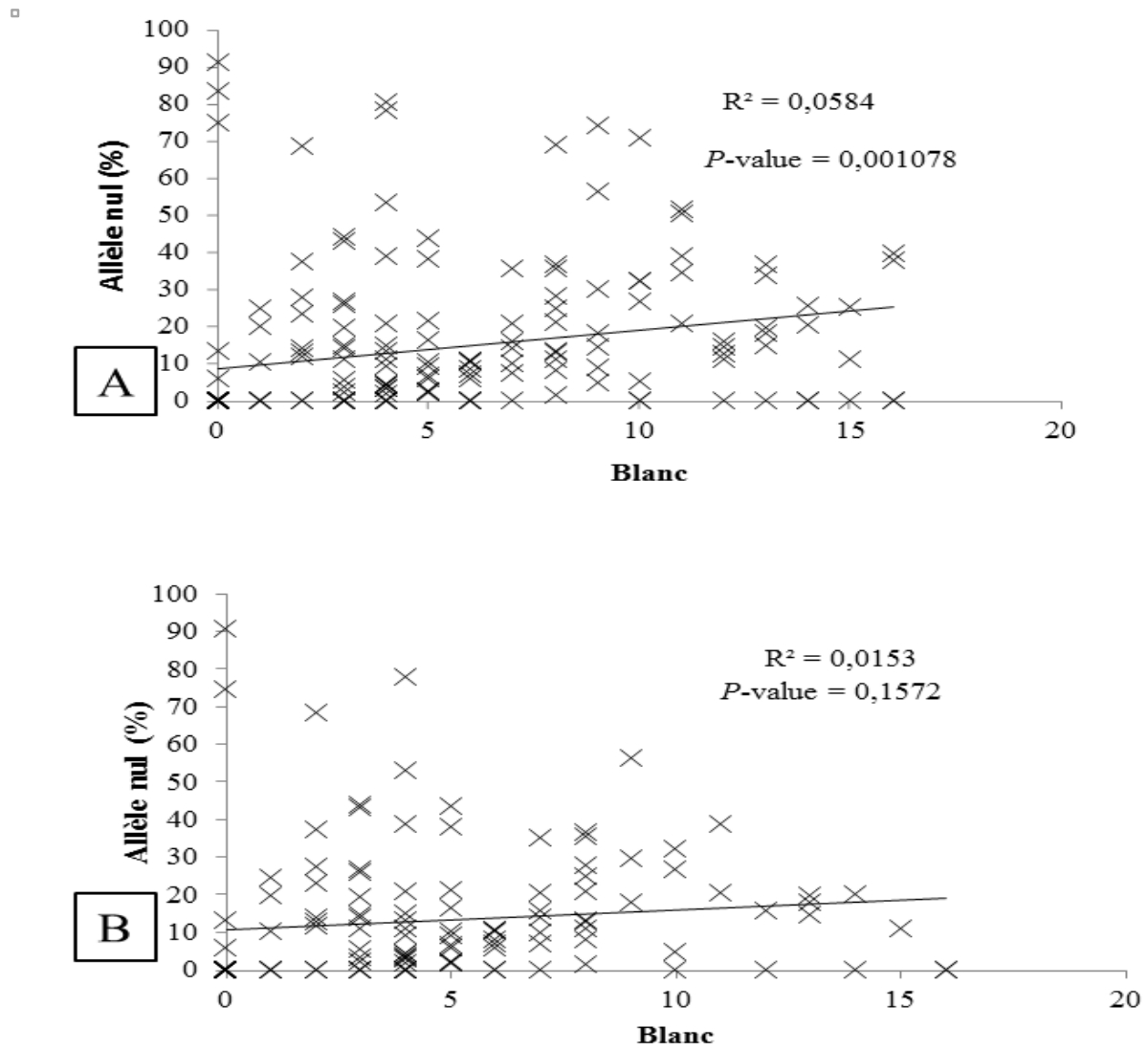


Figure 35: Corrélation entre les fréquences des allèles nuls (2^{ème} méthode de Brookfield (1996)) et les données manquantes par locus et site d'échantillonnage (A : tous les loci ; B : sans les loci aberrants).

2.3. Variabilité génétique

La richesse allélique (R) a varié de 1,27 (UNH115) à 1,94 (UNH189). Le H_S variait de 0,24 sur le locus UNH115 à 0,93 sur le locus UNH149 (Tableau XXXVIII).

Tableau XXXVIII: Estimateur non biaisé de la diversité génétique (H_S) de Nei et richesse allélique (R) par locus.

Locus	H_S	R
GM055	0,88	1,89
UNH115	0,24	1,27
UNH129	0,83	1,87
UNH131	0,64	1,81
UNH142	0,59	1,67
UNH146	0,77	1,83
UNH149	0,93	1,93
UNH154	0,86	1,89
UNH159	0,65	1,69
UNH162	0,85	1,88
UNH174	0,47	1,64
UNH189	0,92	1,94
UNH190	0,5	1,71
UNH197	0,27	1,56
UNH216	0,8	1,86
Tous	0,68	1,76

2.4. Structure hiérarchique de la population

Le site d'échantillonnage et la zone géographique ont influencé de façon significative (P -value = $8e-04$ et P -value = $3e-04$ respectivement) la structure génétique des populations de *Sarotherodon melanotheron*. La contribution du site et de la zone à la consanguinité été respectivement de $F_{SZ} = 0,08122054$ et $F_{ZB} = 0,03802129$. Quant au sous-bassin hydrographique, il a expliqué une petite part ($F_{BT} = 0,03691348$) et une variation génétique marginalement non significative (P -value = $0,0531$). Les différenciations standardisées étaient respectivement de $F_{SZ}' = 0,2736389$, $F_{ZB}' = 0,383599547$ et $F_{BT}' = 0,340307363$. Sans les loci aberrants, la contribution de chaque niveau a été respectivement de $F_{SZ} = 0,04320400$, $F_{ZB} = 0,00997762$ et $F_{BT} = 0,0003187243$. Le site d'échantillonnage et la zone ont également influencé significativement la structure génétique de ces populations (P -value = $1e-04$). Cependant, le sous-bassin hydrographique n'a pas influencé la variation génétique (P -value = $0,1206$). Les différenciations génétiques standardisées ont été les suivantes: $F_{SZ}' = 0,18834702$, $F_{ZB}' = 0,88862151$ et $F_{BT}' = 0,10337968$.

2.5. Isolement par la distance entre les sites d'échantillonnage

Dans l'ensemble, il y a eu isolement par la distance après correction de FreeNA. La pente de régression ($b = 9,73008e-007$) était significative selon le test de Mantel ($P\text{-value} = 8,20e-05$) (Figure 36). Le voisinage a été de 1027740,78 individus. Le nombre efficace d'immigrants par génération était de 163652,99 individus, mais le produit de la densité efficace d'individus par la surface efficace de dispersion était 81826,495. Les résultats du ABC bootstrap pour la pente ont montré que l'intervalle de confiance à 95% a été: [3,75458e-007 ; 3,56738e-006]. Après avoir enlevé les loci aberrants (UNH131, UNH174, UNH190 et UNH197), la pente de régression ($b = 2,33116e-007$) était également significative selon le test de Mantel avec une $P\text{-value}$ égale à 0,020117 dans le modèle unidimensionnel de tous les 12 sites d'échantillonnage (Figure 37). Le voisinage a été à nouveau de 4289710 individus. Le nombre efficace d'immigrants par génération a ensuite été de 683074,8 individus, mais le produit de la densité efficace d'individus par la surface efficace de dispersion était de 341537,4. Dans ce cas, les résultats du ABC bootstrap pour la pente ont montré que l'intervalle de confiance à 95% était: [5,6686e-008 ; 4,68147e-007].

□

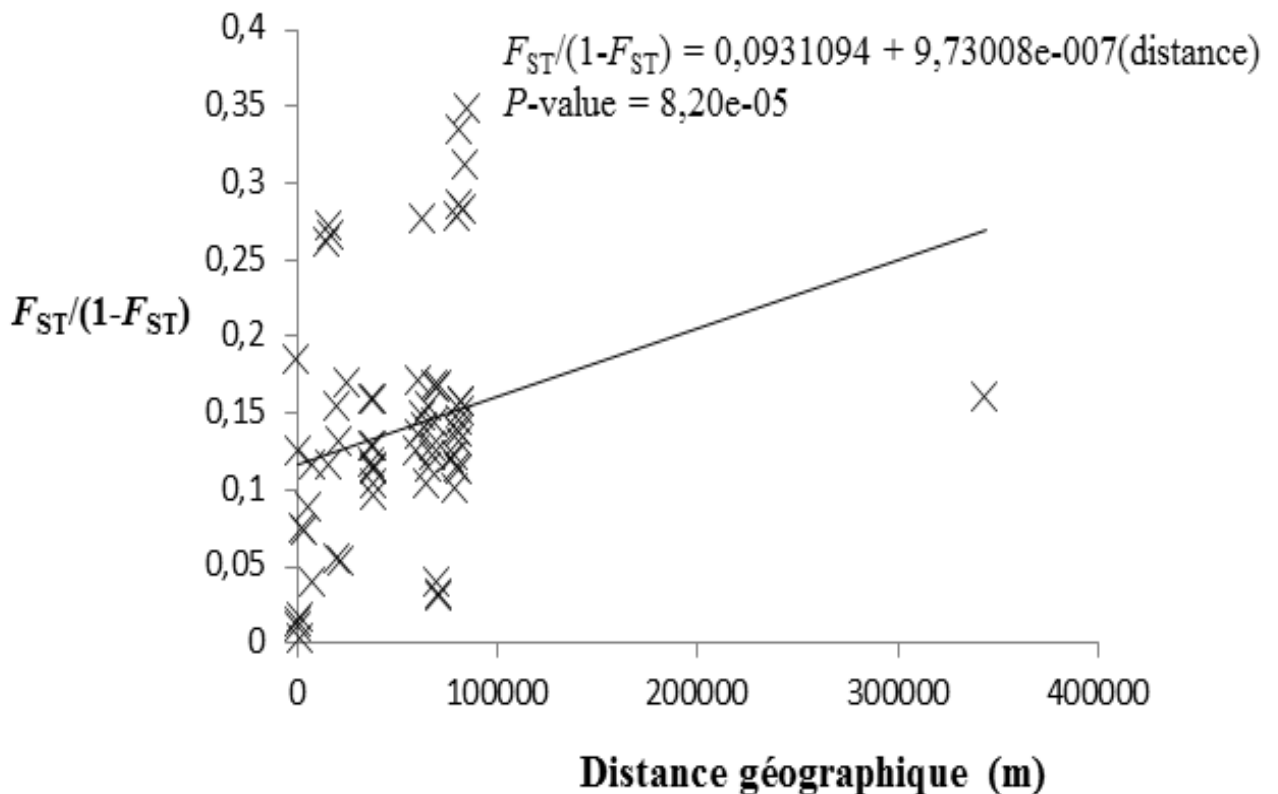


Figure 36: Représentation de l'isolement par la distance sur l'ensemble des sites et par zone.

□

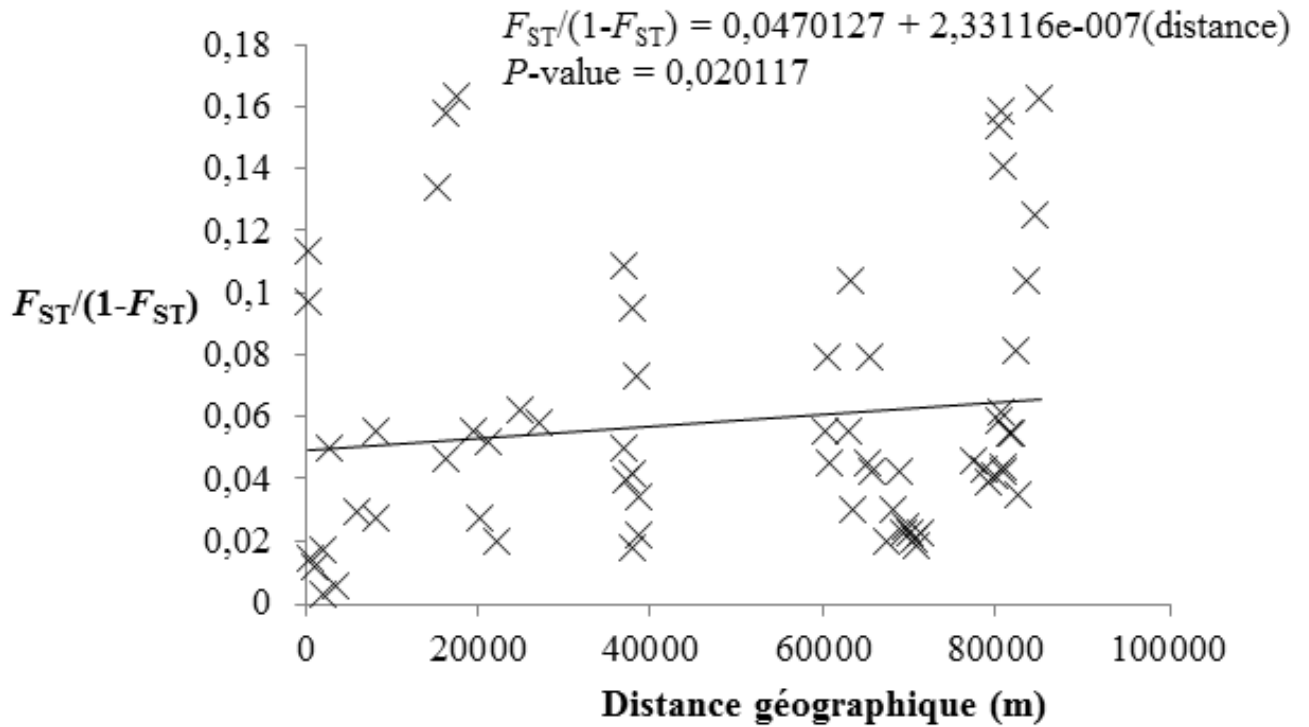


Figure 37: Représentation de l'isolement par la distance sur l'ensemble des sites et par zone sans les loci outliers.

2.6. Effectifs efficaces

En considérant tous les 15 loci, sur l'ensemble des échantillons, l'effectif efficace a été en moyenne de 89,17 avec un intervalle de confiance à 95% de [49,1 ; 108,8]. La valeur minimale a été observée à Abomey-Calavi (25,3) alors que la valeur maximale a été enregistrée à Agonlinlowe (229,3). Les valeurs obtenues pour le F_{IS} observé ont été expliquées par le taux de croisements frères-sœurs (b) (Tableau XXXIX). b a varié entre 9,6% et 62,5%. Par ailleurs, après élimination des loci aux valeurs aberrantes, l'effectif efficace a été à nouveau en moyenne de 213,38 avec un intervalle de confiance à 95% de [39,7, 764,7]. Il a fluctué de 38,5 (Hêtin-Sota) à 595,4 (Logbo). Le taux de croisements frères-sœurs a varié de 6,1% à 53,3% (Tableau XXXIX).

Diversité et structure génétiques

Tableau XXXIX: Effectif efficace des populations avec l'intervalle de confiance à 95% obtenu par l'approche de déséquilibre de liaison sous NeEstimator et le taux de croisements frères-sœurs (b) estimé par population.

Site	Sur tous les loci				Sans les loci aberrants			
	Ne	IC		b	Ne	IC		b
		Li	Ls			Li	Ls	
Agonlinlowé	229,3	45,9	Infini	38,2	378,1	52	Infini	34,9
Hêtin-Sota	44,6	19,1	Infini	62,5	38,5	17,7	764,7	49,4
Avagbodji	Infini	Infini	Infini	43,1	Infini	66	Infini	53,0
Abomey- Calavi	25,3	14,8	87,7	59,3	113,7	42,5	Infini	53,3
Ganvié	Infini	135,9	Infini	24,2	Infini	58,2	Infini	30,3
So-Ava	33,3	19	129,9	39,8	61,4	26,9	Infini	44,1
Kpinnou	158,5	49,7	Infini	34,2	259,9	52	Infini	41,6
Logbo	Infini	85,1	Infini	31,2	595,4	49,6	Infini	41,0
Douimè	52,7	19,9	Infini	33,8	135,4	22,1	Infini	38,0
Gbèkon	Infini	84,6	Infini	-	264,4	23,8	Infini	28,1
Gbeffa	80,5	17	Infini	29,6	73,6	15,5	Infini	34,0
Hêvê	Infini	Infini	Infini	9,6	Infini	50,5	Infini	6,1
Moyenne	89,17	49,1	108,8		213,38	39,73	764,7	

Ne : Effectif efficace estimé par population; IC : Intervalles de Confiance à 95% de jackknife sur les loci; Li : Limite inférieure de l'intervalle de confiance; Ls : Limite supérieure de l'intervalle de confiance.

2.7. Groupement génétique

L'AFC a permis de diviser les populations en trois groupes: le premier est constitué en majorité d'individus du fleuve Ouémé (Avagbodji et Hêtin-Sota) et de neuf autres d'Abomey-Calavi (lac Nokoué) ; le second regroupe en majorité des individus de la lagune de Grand-Popo (Gbèkon et Gbeffa), un individu d'Abomey-Calavi (lac Nokoué) et deux autres de Douimè (lac Toho) ; le troisième rassemblant des individus du lac Toho et ceux des autres sites échantillonnés (Figure 39).

Avec tous les 15 loci, le gain d'informations le plus constant a été observé avec $k = 2$ (Figure 38A). Avec $k = 2$, on observe deux groupes: le premier cluster regroupe des individus provenant de tous les sites d'échantillonnage du lac Toho et de la lagune de Grand-Popo ainsi que ceux de Ganvié, So-Ava (lac Nokoué), d'Agonlinlowé (fleuve Ouémé) de Hêtin-Sota en partie (fleuve Ouémé) et d'Abomey-Calavi (lac Nokoué) ; le second cluster comprend principalement les individus d'Avagbodji (fleuve Ouémé) et partiellement ceux de Hêtin-Sota (fleuve Ouémé) et

d'Abomey-Calavi (lac Nokoué) (Figure 40). Sans les loci aberrants, le gain d'informations le plus constant a été observé avec $k = 5$ (Figure 38B). Quatre groupes ont été observés. La première grappe était constituée principalement d'individus provenant d'Agonlinlowé (fleuve Ouémé), de Hêvê (lagune de Grand-Popo), partiellement de Hêtin-Sota (fleuve Ouémé) et de Gbeffa (lagune de Grand-Popo). La seconde comptait principalement les individus d'Avagbodji (fleuve Ouémé) et en partie quelques uns de Hêtin-Sota (fleuve Ouémé) et d'Abomey-Calavi (lac Nokoué). La troisième rassemblait surtout des individus épars de *Sarotherodon melanotheron* du lac Toho (Kpinnou, Logbo et Douimè), de Ganvié, de So-Ava ainsi qu'en partie d'autres d'Abomey-Calavi (lac Nokoué), de Gbeffa et de Gbèkon (lagune de Grand-Popo), d'Agonlinlowé et de Hêtin-Sota (fleuve Ouémé). Quant à la quatrième, elle était composée de quelques individus de Douimè (lac Toho), de Gbèkon et de Gbeffa (lagune de Grand-Popo) (Figure 41).

□

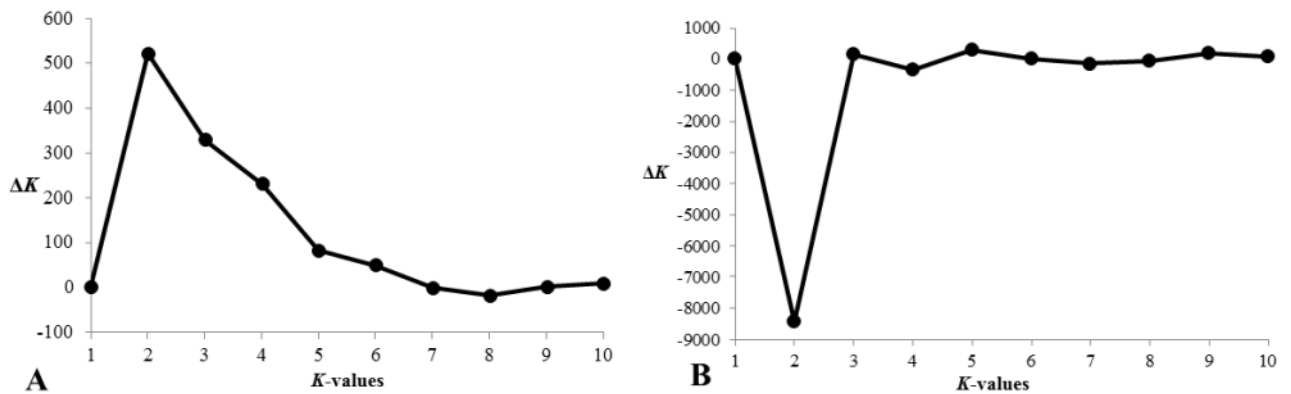
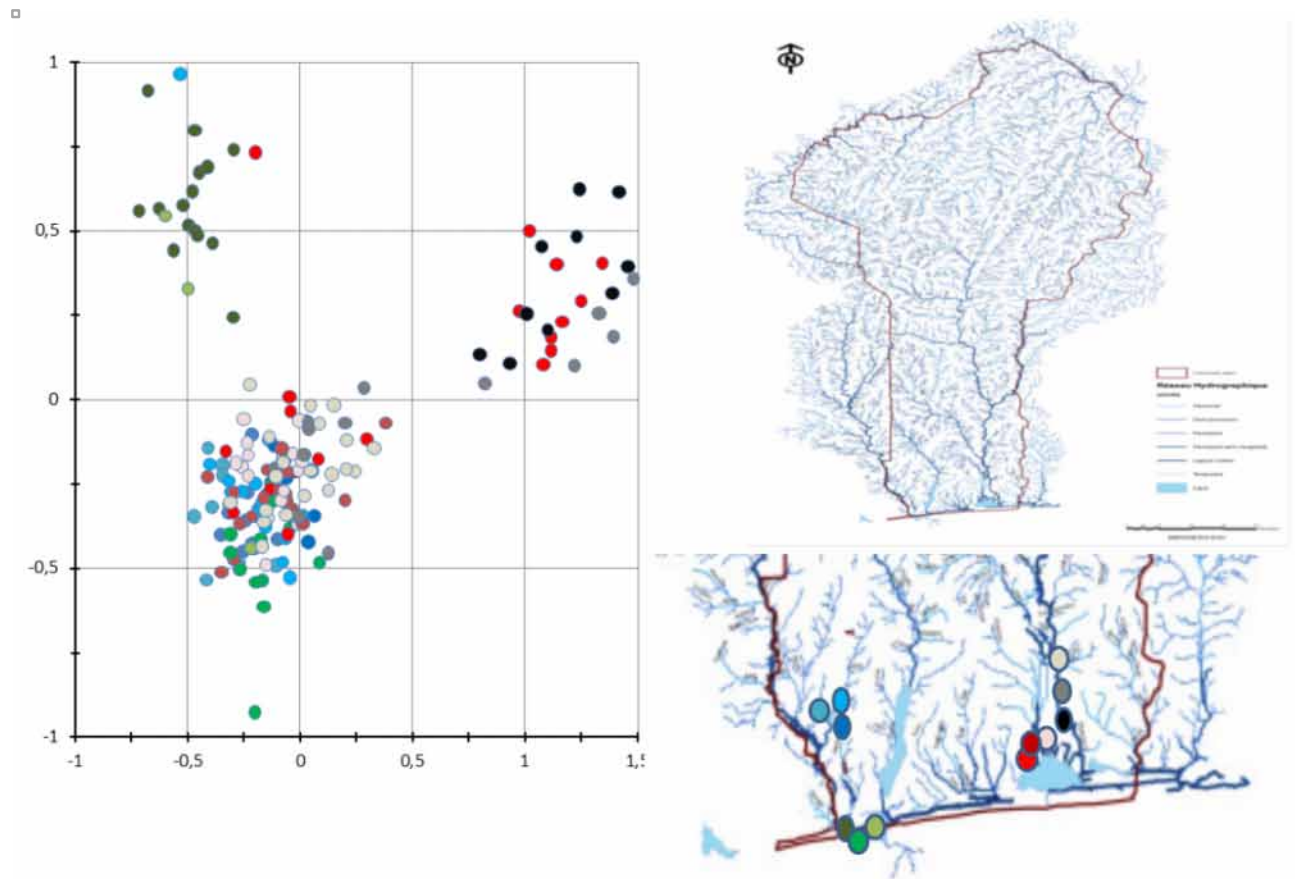


Figure 38: Magnitude de ΔK en fonction des k -values. A : k -values calculées à partir de tous les 15 loci; B = k -values calculées sans les loci outliers.



Hêvê		Douimè		Abomey-Calavi		Hêtin-Sota	
Gbeffa		Kpinnou		So-Ava		Avagbodji	
Gbèkon		Logbo		Ganvié		Agonlinlowé	

Figure 39: Analyse factorielle des correspondances d'individus sauvages de *Sarotherodon melanotheron* des quatre zones. Les 202 individus ont également été cartographiés en fonction de leurs régions géographiques. Les différentes couleurs attribuées représentent les différents groupes déduits par l'analyse.

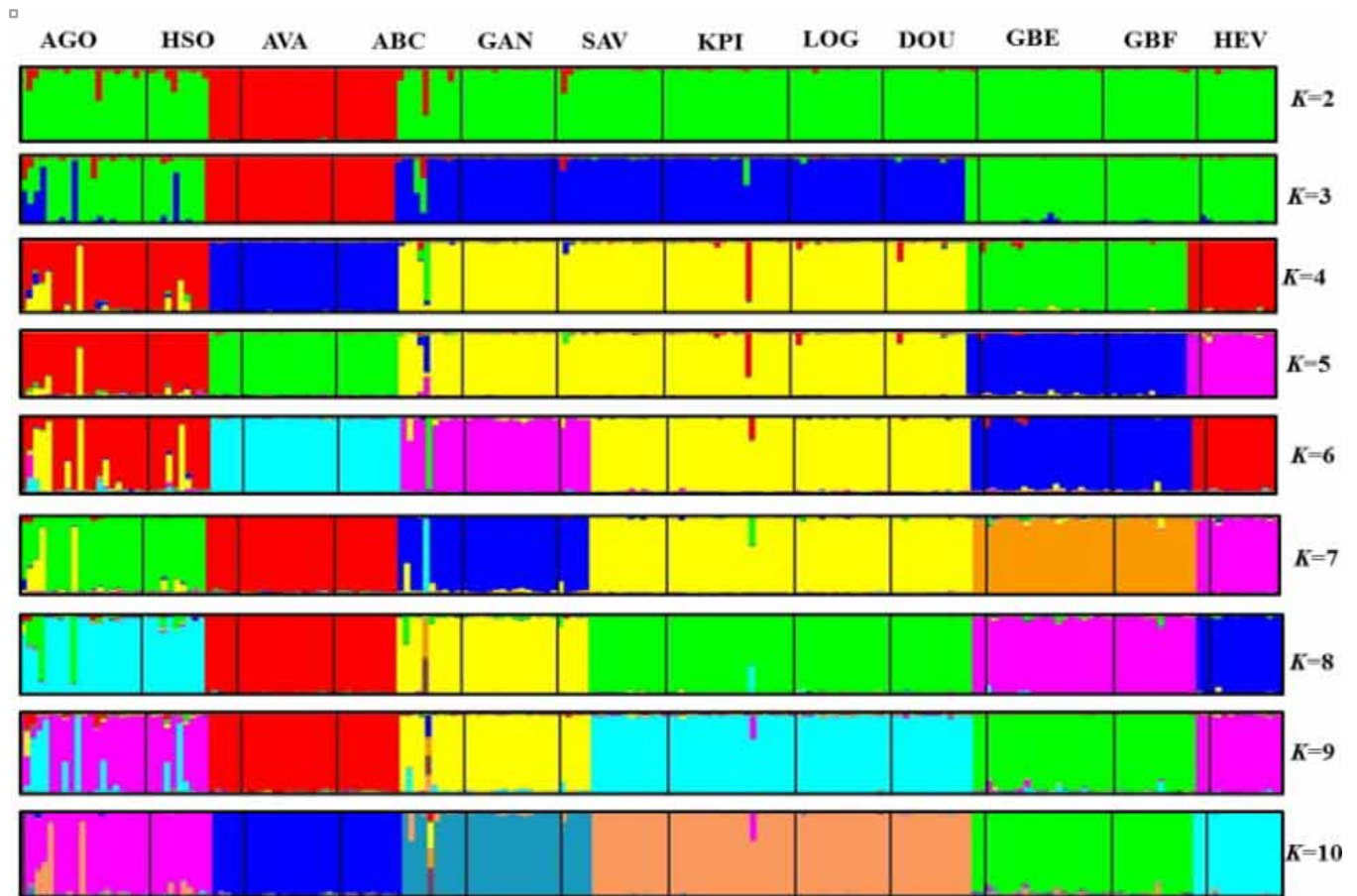


Figure 40: Structure génétique basée sur la méthode bayésienne avec différentes k -values calculées à partir de tous les 15 loci. AGO = Agonlinlowé; HSO = Hêtin-Sota; AVA = Avagbodji; ABC = Abomey-Calavi; GAN = Ganvié; SAV = So-Ava; KPI = Kpinnou; LOG = Logbo; DOU = Douimè; GBE = Gbèkon; GBF = Gbeffa; HEV = Hêvê.



Figure 41: Structure génétique basée sur la méthode bayésienne avec différentes k -values calculées sans les loci aberrants. AGO = Agonlinlowé; HSO = Hétin-Sota; AVA = Avagbodji; ABC = Abomey-Calavi; GAN = Ganvié; SAV = So-Ava; KPI = Kpinnou; LOG = Logbo; DOU = Douimè; GBE = Gbèkon; GBF = Gbeffa; HEV = Hêvê.

2.8.Relations génotype - salinité et génotype - morphométrie

Globalement, les génotypes observés ont été faiblement associés à la salinité de l'eau des différents plans d'eau et aux paramètres morphométriques des individus de *Sarotherodon melanotheron* (Tableau XL). Les coefficients de détermination (R^2) ont varié de 0,0006556 (pour le diamètre de l'oeil) à 0,06713 (pour la largeur inter-orbitaire). Parmi ces relations, seules celles de la longueur totale et de la largeur inter-orbitaire ont été significatives à la fois pour les méthodes de régression et de Mantel (P -value = 0,04051 et P -value = 0,045225 vs P -value = 0,03567 et P -value = 0,015658 respectivement).

Tableau XL: Relation entre la salinité et la distance génétique et entre la morphométrie et la distance génétique, calculée à partir des méthodes de régression et de Mantel.

Paramètres	Ddl	ESR	R ²	F	P-value	
					Regression	Test de Mantel
Salinité	64	0,05995	0,000682	0,04368	0,8351	0,397875
LT	64	0,05802	0,06395	4,372	0,04051	0,045225
LS	64	0,05847	0,04932	3,32	0,0731	0,06685
LTe(%LS)	64	0,05952	0,01507	0,9791	0,3261	0,368938
DO(%LS)	64	0,05995	0,000656	0,04199	0,8383	0,374267
LIO(%LS)	64	0,05792	0,06713	4,605	0,03567	0,015658
LPrD(%LS)	64	0,05995	0,000879	0,05628	0,8132	0,187661
LPrA(%LS)	64	0,05894	0,03426	2,27	0,1368	0,056837
LPrP(%LS)	64	0,05956	0,01364	0,8852	0,3503	0,315678
LPrPe(%LS)	64	0,05994	0,001062	0,06806	0,795	0,240944
LDA(%LS)	64	0,05992	0,001751	0,1122	0,7387	0,553374

Ddl : Degré de liberté; ESR : Erreur Standard Résiduelle; R² : R-carré multiple; F : Fisher-statistique; LT : Longueur Totale; LS : Longueur Standard; LTe : Longueur de la Tête; DO : Diamètre de l'Œil; LIO : Largeur Inter-orbitaire; LPrD : Longueur Pré-dorsale; LPrA : Longueur Pré-anale; LPrP : Longueur Pré-pectorale; LPrPe : Longueur Pré-pelvienne; LDA : longueur dorso-anale.

3. DISCUSSION

De nombreux facteurs peuvent influencer le déséquilibre de liaison (structure de la population, système de reproduction, sélection, etc.) (De Meeûs, 2012). Dans la présente étude, le déséquilibre de liaison est fortement significatif dans la mesure où tous les loci sont ainsi statistiquement liés les uns aux autres. De même, Agnèse *et al.* (2009) ont observé des déséquilibres de liaison importants dans la population Aby de *Sarotherodon melanotheron* en Côte d'Ivoire pour les loci UNH887 et UNH860, UNH1003 et UNH874, UNH887 et UNH874. Dans le génome de *Sarotherodon melanotheron*, des associations ont été observées entre les loci UNH102 et UNH125, UNH125 et UNH138, UNH131 et UNH135, UNH154 et UNH207, UNH197 et UNH216 (Bezault *et al.*, 2012). L'association de liaison observée par Bezault *et al.* (2012) entre les loci UNH197 et UNH216, a été confirmée par notre étude. Le nombre de grappes révélées par STRUCTURE pourrait parfaitement expliquer le très significatif déséquilibre global constaté. Avec $k = 10$, 6 clusters ont été observés lors de l'utilisation de tous les 15 loci, mais après le retrait des loci outliers, seuls 4 clusters demeuraient. En effet, un fort déséquilibre de liaison peut conduire la STRUCTURE à surestimer le nombre de grappes lors d'une analyse de structure génétique de population (Kaeuffer *et al.*, 2007). En outre, les

déséquilibres de liaison incroyables peuvent être également liés à l'extrême faiblesse des effectifs efficaces observés ($N_e = 89,17$ pour tous les 15 loci).

Le F_{IS} mesure l'identité (ou l'homozygoté) des allèles intra-individus et intra sous-populations par rapport aux attentes de Hardy-Weinberg. C'est donc une mesure de l'écart par rapport à la panmixie locale (union aléatoire de gamètes produisant des zygotes). Globalement, les loci testés présentaient un $F_{IS} > 0$, ce qui suggère un déficit global en hétérozygotes. Si des déficits en hétérozygotes surviennent, cela peut être dû à de nombreux problèmes (allèles nuls, effet Wahlund, sous-dominance, dominance des allèles courts, dropout allélique, stuttering) et au système de reproduction tel que l'endogamie (Pouyaud *et al.*, 1999; Verrier & Rognon, 2000; Hartl & Clark, 2007; De Meeûs, 2012; Baldauf *et al.*, 2013). L'effet Wahlund peut se produire lorsqu'un échantillon est composé d'individus appartenant à plusieurs cohortes différenciées, à de multiples sous-populations ou même espèces cryptiques (Hassanien & Gilbey, 2005; Larsson *et al.*, 2007). C'est un déficit en hétérozygotes observé lorsque sont mélangés deux ou plusieurs sous-échantillons aux fréquences alléliques différentes (Karlsson & Mork, 2005; Nyingi *et al.*, 2009; Foll *et al.*, 2010). Le fort déséquilibre de liaison observé dans cette étude suggère un effet Wahlund dans les douze sites d'échantillonnage tel que révélé par STRUCTURE. Ces mélanges peuvent être dûs aux différentes campagnes de repeuplement conduites dans tout le pays (Amoussou *et al.*, 2017). Par ailleurs, il peuvent être justifiés par le fait que ces plans d'eau du Bénin méridional communiquent entre eux à travers le système lagunaire (Azonsi *et al.*, 2008). En supprimant les loci aberrants, le nombre efficace d'immigrants par génération était de 683074,8 individus. En outre, les différenciations génétiques standardisées suggèrent une migration importante entre les quatre zones ($F_{SZ}' = 0,18834702$, $F_{ZB}' = 0,88862151$ et $F_{BT}' = 0,10337968$). En outre, les F_{IS} observés s'expliquent également par les taux de croisements frères-sœurs relativement élevés enregistrés et qui confirment le système de reproduction endogamique de *Sarotherodon melanotheron*.

Les allèles nuls peuvent aussi conduire à un déficit en hétérozygotes par rapport aux attentes de Hardy-Weinberg (De Meeûs *et al.*, 2007) et augmenteront la différenciation génétique entre les populations (Chapuis & Estoup, 2007). La corrélation entre le F_{IS} et les données manquantes d'une part, et la corrélation entre les allèles nuls et les données manquantes d'autre part, a diminué lorsque les loci aberrants ont été retirés de l'analyse. Par conséquent, les allèles nuls pourraient expliquer le déficit en hétérozygotes observé. Des allèles nuls peuvent apparaître chez les populations de tilapia (Hassanien & Gilbey, 2005; Bezault *et al.*, 2011). En utilisant les échantillons du Sénégal et de la Côte d'Ivoire, Yoboue *et al.* (2014) ont enregistré un déficit significatif en hétérozygotes au sein des populations de *Sarotherodon melanotheron melanotheron* des lagunes de Grand-Lahou, Layo et Adiaké et du lac Ayamé (Ayamé et Kétesso) et celles de *Sarotherodon melanotheron heudelotii* provenant de Sibassor et Albreda sur tous les 10 loci analysés. Bien que n'utilisant pas les mêmes loci que ceux utilisés dans notre étude, cette observation confirme nos résultats. En outre, dans les milieux lagunaires, les bancs de *Sarotherodon melanotheron* adultes sont composés d'individus apparentés qui se reproduisent de préférence entre eux (Pouyaud *et al.*, 1999).

Le F_{ST} mesure l'identité des individus dans les sous-populations par rapport à ceux d'autres sous-populations au sein de la population totale. Il s'agit donc d'une mesure de la différenciation entre sous-populations (De Meeûs & Goudet, 2007). Les populations de *Sarotherodon melanotheron* d'Afrique de l'Ouest et du Centre sont génétiquement différentes (Pouyaud & Agnèse, 1994; Adépo-Gourène *et al.*, 1998). Cette espèce comprend trois sous-espèces: *Sarotherodon melanotheron heudelotii* (Dumeril, 1859) répandue du Sénégal à la Guinée, *Sarotherodon melanotheron leonensis* (Thys van den Audenaerde, 1971) courant l'espace de la Sierra Leone à l'Ouest du Libéria, *Sarotherodon melanotheron melanotheron* Rüppell, 1852 présente de la Côte d'Ivoire au Bénin (Falk *et al.*, 2003) et *Sarotherodon melanotheron nigripinnis*, occupant le domaine allant de la Guinée équatoriale jusqu'à l'embouchure du fleuve Congo (Falk *et al.*, 2000). Au Bénin, les individus de *Sarotherodon melanotheron* de Guézin (lac Ahémé) et de Sotchanhoué (lac Nokoué) étaient génétiquement légèrement différents de ceux de Zogbo (lac Nokoué) (Falk *et al.*, 2000). Dans notre étude, les 4 populations (fleuve Ouémé, lac Nokoué, lac Toho et lagune de Grand-Popo) ont présenté une importante différenciation génétique ($F_{ST} > 0$; P -value = 0,0001). La variation génétique a également été observée sur les 12 sites d'échantillonnage.

Chez les tilapias, les différences en longueur des microsatellites chez les individus peuvent affecter l'expression génique avec des conséquences physiologiques associées (différences de taux de croissance) (Streelman & Kocher, 2002). *Sarotherodon melanotheron* habite les milieux lagunaires où la salinité peut varier avec les marées de l'eau douce et de l'eau de mer deux fois par jour (dans les deux directions) (Agnèse *et al.*, 2009). Les différences en niveaux de diversité génétique pourraient être liées aux différences de salinité entre les localités (Yoboué *et al.*, 2012). Cependant, comme le révèle la relation entre la distance génétique et le gradient de salinité, nos observations indiquent que la structure génétique globale observée n'est pas due à la différence de caractéristiques physico-chimiques plus précisément le niveau de salinité entre ces plans d'eau. Contrairement à cela, en se focalisant sur les caractéristiques morphologiques de *Sarotherodon melanotheron*, Amoussou *et al.* (2016a) ont observé que la différence en profils morphologiques est compatible avec la différence des caractéristiques physico-chimiques des quatre cours d'eau. La variation de quelques caractères morphométriques est souvent seulement phénotypique (Adépo-Gourène & Gourène, 2008) et ne sont pas liés à des divergences génétiques. Cette observation a été confirmée dans notre étude vu que parmi les 10 caractéristiques morphométriques testées, seule la longueur totale et la largeur interorbitaire étaient significativement associées aux génotypes observés. Cependant, l'isolement entre les individus de *Sarotherodon melanotheron* des environnements doux et saumâtres est principalement dû à l'isolement géographique. Les divergences observées pourraient résulter de réponses adaptatives aux différentes conditions environnementales. Dans la mesure où *Sarotherodon melanotheron* est naturellement adapté à l'eau saumâtre, les individus qui ont colonisé les lacs et les fleuves ont pu développer une réponse adaptative. Cela suppose qu'au Bénin, le flux génique est relativement faible entre les populations de cette espèce comme en témoigne l'isolement par la distance observé. La différenciation génétique de ces populations est principalement due aux modèles comportementaux (espèces sédentaires, etc.), et au système de reproduction (endogamie, tel que révélé par les taux de croisements frères-sœurs) chez *Sarotherodon melanotheron*.

4. CONCLUSION

Cette étude est la première tentative de quantifier efficacement la diversité génétique et la structure des populations de *Sarotherodon melanotheron* au Bénin. Elle indique que des pools de gènes géographiquement isolés évoluent selon cette étude parmi trois populations de *Sarotherodon melanotheron* dans la zone Sud du pays. De plus, il y a un déficit en hétérozygotes significatif au sein de ces populations. Des données zootechniques complèteront ces informations pour proposer une bonne stratégie de valorisation des tilapias locaux par sélection génétique. En effet, ces informations constitueront une base pour le développement d'un programme intégré d'amélioration génétique pour le développement durable de l'aquaculture au Bénin ou même plus loin en Afrique de l'Ouest. Dans une vision plus large, les souches les plus performantes du point de vue zootechnique et rentables économiquement seront obtenues par sélection génétique, puis distribuées aux petits pisciculteurs pour améliorer leurs revenus.

■

CINQUIEME PARTIE :

**ANALYSE DE L'INFLUENCE DU PLAN D'EAU D'ORIGINE SUR LES
CARACTERISTIQUES ZOOTECHNIQUES DES POPULATIONS**

1. INTRODUCTION

Le poisson représente 16,6% des approvisionnements en protéines animales de la population mondiale et 6,5% de toutes les protéines consommées (FAO, 2014). En outre, ce secteur fournit des revenus substantiels à une portion importante de la population mondiale (FAO, 2014). Toutefois, dans de nombreuses régions d'Afrique subsaharienne, la consommation de poisson reste trop faible. Aussi, les populations de ces régions ne bénéficient-elles pas pleinement des parts croissantes qu'apporte dans le monde la pêche et l'aquaculture sur le plan de la sécurité alimentaire et de revenus durables (Gnakadja, 2000; Avit *et al.*, 2012; Amoussou *et al.*, 2014; FAO, 2014). Cela s'explique par plusieurs facteurs, dont la surpêche et la pollution des cours d'eau, la destruction des habitats naturels de poissons, l'introduction de nouvelles espèces et les changements climatiques qui peuvent entraîner le déclin ou la disparition de plusieurs espèces de poissons (Villanueva, 2004; Ouattara, 2009; Tanoh Kamelan *et al.*, 2013; Tembeni *et al.*, 2014). Selon Ahouandjogbe *et al.* (2013), le Bénin est confronté à un déficit en produits de pêche, la demande étant estimée à plus de 120.000 tonnes/an pendant que les productions halieutiques nationales ne dépassent à peine que 40.000 tonnes/an (Imorou Toko, 2007; CountryStat/Benin, 2009; MAEP/JICA, 2009). Les captures de poissons ont regressé d'environ 15% entre 2003 et 2008 (MAEP/JICA, 2009) en raison de la surpêche. Ainsi, l'aquaculture devient une solution idoine (Béné *et al.*, 2015) pour parer à cette désastreuse situation au Bénin comme en Afrique de façon générale.

Dans ce cadre, les tilapias sont devenus les espèces dominantes utilisées en pisciculture commerciale en Afrique (FAO, 2014). Leurs espèces étant les plus appréciées et par les pisciculteurs (Ouattara, 2009) et par les consommateurs (Toguyeni *et al.*, 2009; FAO, 2014). Les tilapias ont une grande importance économique et écologique dans les plans et cours d'eau africains (Ahouansou-Montcho & Laleye, 2008; Kapute *et al.*, 2016). La sous-famille des tilapias appartient à la famille des Cichlidae et comprend environ 100 espèces regroupées au sein des trois genres *Oreochromis*, *Sarotherodon* et *Tilapia* qui se différencient par leur comportement reproducteur et leur alimentation (Trewavas, 1984; Paugy *et al.*, 2004). Les principaux types utilisés en aquaculture appartiennent aux genres *Oreochromis* et *Sarotherodon* et quatre espèces ainsi que leurs hybrides étant actuellement élevées à une grande échelle: *Oreochromis niloticus*, *Sarotherodon melanotheron*, *Oreochromis aureus*, *Oreochromis mossambicus* (Li *et al.*, 2006; Toguyeni *et al.*, 2009; Lazard, 2009; FAO, 2010; Ansah *et al.*, 2014).

Parmi les espèces de tilapia, *Oreochromis niloticus* est le poisson commercial le plus connu et le plus fréquemment utilisé. En outre, il a fait l'objet d'immenses recherches (Van Eer *et al.*, 2004; Lacroix, 2004; Lazard, 2009) et de programmes de vulgarisation au niveau mondial. Elle constitue, depuis des décennies, la principale espèce de pisciculture commerciale en Afrique (Lazard, 2009; Lazard, 2014). Ses caractéristiques (comme la ponte et l'élevage faciles, le taux de croissance élevé et l'alimentation relativement variée) ont aidé à son introduction dans plusieurs pays africains, en dehors de ses zones naturelles de distribution, comme le Bénin, la Côte d'Ivoire et le Niger (Lazard, 1990, 2006, 2013). Cependant, bien que cette espèce soit

présente dans les cours d'eau béninois, plusieurs pisciculteurs importent ses alevins des pays de la sous-région (Nigeria et Ghana). Cela peut être lié à un manque d'informations sur les paramètres biologiques et zootechniques des populations locales de cette espèce. Il est donc urgent de combler ce manque d'informations.

De même, en dépit d'une abondance d'informations scientifiques sur tous les aspects de son élevage et de nombreux programmes nationaux de développement de son élevage, *Oreochromis niloticus* n'a pas été un élément important du secteur de l'aquaculture au Bénin. La plupart des projets lancés dans tout le pays pour le développement de son élevage n'ont pas été couronnés de succès, ce qui rend impératif l'évaluation du potentiel aquacole des espèces autochtones de tilapia. A ce niveau, *Sarotherodon melanotheron* est probablement le candidat qui peut promouvoir un véritable boom de la pisciculture commerciale dans les pays côtiers de africains. Cette espèce est naturellement adaptée aux environnements doux et saumâtres (Ouattara *et al.*, 2005). Elle a une croissance rapide et une reproduction facile (Hem *et al.*, 1994). Selon Ofori-Danson & Kumi (2009), cette espèce se nourrit également à différents niveaux trophiques (Phytoplanctons: Cyanophyceae, Bacillariophyceae, Diatomophyceae, Chlorophyceae, and Chrysophyceae Conjugatophyceae; Zooplanctons: Rotifera, Cladocera, Copepoda, Euglenophyceae; proies accidentelles : larves de poissons, détritus, larves de bivalves, écailles, œufs de poissons, sable, etc.). Dans l'environnement lagunaire, l'élevage intensif de *Sarotherodon melanotheron melanotheron* en cages flottantes a montré des performances plus faibles par rapport à Acadja. Dans l'environnement naturel, l'espèce a une croissance lente, en raison de l'influence combinée de la température et de la salinité. En effet, les variations abruptes de l'habitat modifient le métabolisme du poisson, conduisant à la diminution de la consommation de l'aliment naturel (Ouattara *et al.*, 2009). Cependant, le système d'élevage semble avoir plus d'effet sur la croissance que l'environnement d'élevage. En Côte d'Ivoire, la croissance en eau douce de *Sarotherodon melanotheron* en cages flottantes ($0,42 \pm 0,00 \text{ g.jour}^{-1}$) (Ouattara *et al.*, 2005) a été supérieure à celle enregistrée en eau lagunaire ($0,38 \text{ g.jour}^{-1}$) (Gbaï *et al.*, 2014). Dans les bassins en béton, ces valeurs étaient de $0,19 \pm 0,01 \text{ g.jour}^{-1}$ en eau douce et $0,21 \text{ g.jour}^{-1}$ en eau saumâtre (Gilles, 1994). En bassins en béton fertilisés alimentés d'eau saumâtre, Gilles (1994) a montré que la croissance de *Sarotherodon melanotheron heudelotii* (sous-espèce provenant du Sénégal) est plus élevée ($0,66 \text{ g.jour}^{-1}$) que celle de *Sarotherodon melanotheron melanotheron* (sous-espèce de Côte d'Ivoire: $0,21 \text{ g.jour}^{-1}$) et *Sarotherodon melanotheron nigripinnis* (sous-espèce du Congo: $0,19 \text{ g.jour}^{-1}$). De plus, parmi les trois systèmes d'élevage testés par Ouattara *et al.* (2005), les étangs étaient plus intéressants ($0,47 \pm 0,02 \text{ g.jour}^{-1}$) que les cages flottantes ($0,42 \pm 0,00 \text{ g.jour}^{-1}$) et les bassins en béton ($0,19 \pm 0,01 \text{ g.jour}^{-1}$). Il est donc possible que l'utilisation des étangs donne des productions intéressantes de *Sarotherodon melanotheron melanotheron* ou même de *Sarotherodon melanotheron heudelotii* qui est la sous-espèce la plus performante. De plus, en élevage mixte, le mâle de *Sarotherodon melanotheron* se développe moins vite que la femelle alors que l'inverse a été observé dans l'élevage mono-sexe (Ouattara *et al.*, 2009).

La présente étude est la première tentative de quantification efficace des paramètres zootechniques des populations sauvages de *Oreochromis niloticus* et de *Sarotherodon melanotheron* au Bénin. Ainsi, le but de l'étude est la caractérisation zootechnique des

populations locales de *Oreochromis niloticus* et de *Sarotherodon melanotheron* afin de promouvoir et d'améliorer leur élevage au Bénin. Plus précisément, il s'agit de l'évaluation des paramètres de croissance, de survie et de reproduction des individus de ces espèces provenant du lac Nokoué, du fleuve Ouémé, du fleuve Couffo, du lac Toho et de la lagune de Grand-Popo en relation avec leur sexe et leur âge à la pêche expérimentale pour une meilleure gestion des ressources à valoriser dans le cadre des programmes de sélection génétique.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. Dispositif expérimental

L'expérience a été réalisée au sein de la station piscicole du Département de Production et Santé et Animales de l'Université d'Abomey-Calavi. Elle a été conduite dans 4 bassins identiques de volume immergé 4 m^3 ($2 \text{ m} \times 2 \text{ m} \times 1 \text{ m}$) (Figure 42). Tous les individus ont été sexés manuellement. Un filet de pêche d'une maille de 10 mm a été utilisé comme hapa et a permis de garder séparément des individus des cinq cours d'eau (fleuve Ouémé, lac Nokoué, lagune de Grand-Popo, lac Toho et fleuve Couffo). Chaque réplikat a été constitué en gardant séparément les deux sexes (mâle vs femelle). La densité de stockage de chaque hapa a été de $20 \text{ individus.m}^{-3}$. Les groupes expérimentaux d'alevins de *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* d'un poids moyen égal à $21,27 \pm 11,57 \text{ g}$, issus de la première génération d'accouplements entre les géniteurs provenant des cinq plans d'eau ont été constitués. Au début de l'expérience, les alevins étaient en moyenne âgés de 3 mois 15 jours et ont été marqués individuellement.



Figure 42: Vue partielle de la station d'élevage et du dispositif d'élevage.

2.2. Nourrissage et contrôles

Pendant l'alevinage, les poissons ont été nourris avec de l'aliment commercial (Skretting®) granulé à un diamètre de 1 mm et titré à 57% de protéines. Pour l'élevage des fingerlings, les poissons ont aussi été nourris avec de l'aliment commercial (Skretting®) granulé, titré à 35% de protéines (Skretting®) et mesurant 3 mm de diamètre (Tableau XLI). Les différents groupes constitués ont été nourris manuellement. La ration journalière a été divisée en 3 repas et distribuée successivement à 8 heures, à midi et à 17 heures. Pour le nourrissage, le ratio de 5% de la biomasse a été appliqué durant l'expérience. Les contrôles du gain de poids et de la survie ont été effectués tous les 15 jours sur 10% et 100% de la population en élevage respectivement pendant l'alevinage et lors de la période post-alevinage.

Tableau XLI: Composition des aliments commerciaux (Skretting®) utilisés durant l'expérimentation.

Ingrédient	Aliment granulé (1 mm)	Aliment granulé (3 mm)
Protéine (%)	57	35
Lipide (%)	15	9
Cendre (%)	10,5	6
Calcium (%)	-	1
Phosphore (%)	1,5	1
Lysine (%)	-	1,5
Méthionine (%)	-	0,5
Cuivre (CuSO ₄) (mg/kg)	8	5
Cellulose (%)	0,5	3,4
Vitamine A (UI/kg)	7500	5000
Vitamine D3 (UI/kg)	1125	750
Vitamine E (mg/kg)	200	150
Vitamine C (mg/kg)	-	200

2.3. Calculs et paramètres physico-chimiques

Les paramètres zootechniques (Tableau XLII) ont été calculés selon les procédures utilisées par Khwuanjai Hengsawat *et al.* (1997); Imorou Toko (2007); Kapute *et al.* (2016). Les paramètres physico-chimiques tels que la conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), le pH, l'oxygène dissous ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), la température ($^{\circ}\text{C}$), la salinité ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) et le TDS (ppm) ont été mesurés deux fois par jour à 7 heures et à 17 heures).

2.4.Détermination de la biomasse des microalgues

Des échantillons d'eau ont été recueillis tous les mois à 7 heures dans des tubes de 15.000 ml. Ces échantillons ont été immédiatement transportés au laboratoire où ils ont été analysés pour la détermination de la chlorophylle «a». La concentration en chlorophylle «a» a été déterminée par la méthode de Lorenzen (1967) par spectrométrie d'absorption moléculaire (T 90-117). En effet, 250 ml de chaque échantillon ont été filtrés à travers un filtre Whatman GF/C (porosité de 0,45 µm et diamètre de 90 mm). Une pompe à vide millipore (KNF Neuberger, type N 022 AT. 18) sous une pression de 25 kPa a été utilisée pour accélérer la filtration. Les papiers Whatman contenant les résidus d'eau ont été placés dans les tubes à essai en verre (10 ml) qui ont reçu chacun 5 ml d'un mélange de solvants (mélange acétone-méthanol 5:1). Les tubes ont été chauffés pendant 5 minutes à 70°C dans un bain d'eau pour accélérer l'extraction des pigments de la chlorophylle. La densité optique de chaque extrait a été mesurée dans un spectrophotomètre (WPA, S104), à 665 nm avant et après acidification (HCl 0,1 N).

La concentration en chlorophylle «a» dans chaque extrait a été déterminée par différence selon Marker *et al.* (1980) et Pechar (1987) en utilisant l'équation suivante:

$$Chl a (ug.l^{-1}) = \frac{v}{V * d} * (Db - Da) * 2,439 * 11,89$$

Où Db : Densité optique de l'extrait avant acidification; Da : Densité optique de l'extrait après acidification; v : Volume de l'extrait total (ml); V : Volume de l'échantillon d'eau filtrée (l); D : Diamètre de la cellule optique utilisée (cm).

Une biomasse de microalgues brute a été calculée à partir des valeurs de chlorophylle «a». Etant donné que la chlorophylle « a » représente environ 1,5% du poids sec de la matière organique des algues, la biomasse algale peut donc être estimée en multipliant la teneur de la chlorophylle « a » par un facteur de 67 (Raschke, 1993).

2.5.Détermination de l'abondance du plancton

Un filet à plancton de 20 µm de maille a été utilisé pour déterminer l'abondance du plancton. L'échantillonnage a été effectué avec un câble à plancton vertical. Les échantillons ont été fixés avec une solution de Lugol. L'identification des espèces a été réalisée à l'aide d'un microscope photonique. Les individus de chaque espèce identifiée ont été comptés. 400 individus ont été comptés pour chaque espèce et le volume d'échantillonnage correspondant noté. Les espèces rares ont été étudiées et comptées sur l'ensemble du volume de l'échantillon. La densité de chaque espèce a été calculée en utilisant la formule suivante:

$$D = \left(n * \frac{Vs}{Vd} * S * P \right) * 1000$$

Où, D : Densité par litre d'eau; n : nombre d'individus comptés; Vs : Volume total de l'échantillon; Vd : Volume d'échantillon correspondant à n; S : surface de base du filet à plancton; P : Profondeur de l'échantillonnage; 1000 = Facteur de conversion (m³ en l).

2.6.Détermination des paramètres de reproduction

Les stades de maturité des gonades ont été déterminés par analyse macroscopique en se basant sur l'échelle de maturation des gonades comportant 5 stades (Tableau XLIII). Le rapport gonado-somatique (RGS) et l'indice gonado-somatique (IGS) correspondent respectivement au poids des gonades (PG) en pourcentage du poids vif (PT) ($RGS = PG/PT \cdot 100$) et du poids du poisson éviscéré (PE) ($IGS = PG/PE \cdot 100$). La formule utilisée pour calculer le rapport poids des gonades - taille du poisson a été $R = PG/LT^3 \cdot 10^3$. Où PG : Poids des Gonades (g); PT : Poids Total; PE : Poids du poisson Eviscéré (g), LT : Longueur Totale du poisson (cm).

Caractérisation zootechnique

Tableau XLII: Calcul des paramètres zootechniques.

Paramètres	Formules	Références
Gain de poids (GP) (g)	Poids final – poids initial	Kang'ombe <i>et al.</i> (2006)
Gain de poids moyen (GPM) (g)	Poids moyen final/nombre final de poissons	Belal <i>et al.</i> (2015)
Gain de poids journalier (GP _j) (g/j)	Gain de poids moyen/Durée d'élevage (jours)	Imorou Toko (2007); Kapute <i>et al.</i> (2016)
Taux de Croissance Spécifique Pondérale (TCSP) (%/j)	$[\ln ((\text{Poids moyen final des poissons à la fin de l'expérience}) - \ln (\text{Poids moyen initial}))/ \text{Durée d'élevage (jours)}] \times 100$	Gbaï <i>et al.</i> (2014)
Taux de Croissance Spécifique Linéaire (TCSL) (%/j)	$[\ln ((\text{Longueur totale moyenne finale (cm) des poissons à la fin de l'expérience}) - \ln (\text{Longueur totale moyenne initiale}))/ \text{Durée d'élevage (jours)}] \times 100$	Gbaï <i>et al.</i> (2014)
Quotient nutritif (QN)	Quantité d'aliment sec distribuée/ Gain de poids (Biomasse finale - Biomasse initiale)	Bamba <i>et al.</i> (2008)
Taux de survie (Ts)	Nombre final de poissons/Nombre initial de poissons) x 100	Bamba <i>et al.</i> (2008)
Biomasse nette (BN) (g)	Biomasse finale – Biomasse initiale	Bamba <i>et al.</i> (2008)
Biomasse par mètre carré (g/m ²)	Biomasse nette/superficie	Kang'ombe <i>et al.</i> (2006); Bamba <i>et al.</i> (2008)

Tableau XLIII: Echelle de maturation des gonades (Plisnier *et al.*, 1988).

Stade	Femelle	Mâle
I	Ovaires non différenciés, coloration rougeâtre	Testicules blanchâtre à peine apparents
II	Ovaires différenciés, ovules très petits non mobiles	Testicules déjà développés mais pas de sperme
III	Ovaires différenciés, ovules gros et mobiles mais non expulsés à la pression manuelle	Sperme dans les testicules mais non expulsé à la pression manuelle
IV	Ovules expulsés à la pression manuelle	Sperme expulsé à la pression manuelle
V	Ovaires vides	Testicules vides

2.7. Analyses statistiques

Les données sur l'alimentation, la performance du poisson et le rendement ont été calculées à l'aide de Microsoft Excel 2010. Les données collectées ont été analysées à l'aide du logiciel R. Pour les paramètres physico-chimiques, les facteurs de variation considérés ont été le bassin d'élevage, le moment de la journée et la période post-alevinage. Pour les paramètres zootechniques, le double effet du plan d'eau d'origine et de l'âge à la pêche expérimentale, et le double effet du sexe et de l'âge à la pêche expérimentale ont été testés. Les interactions ne sont significatives que pour le taux de survie (chez *Sarotherodon melanotheron* uniquement). Le plan d'eau, le sexe et l'âge de la pêche expérimentale ne sont donc pas influencés par leurs interactions. L'expression mathématique du modèle sans interaction obtenue est :

$$Y_{ijkl} = \mu + W_i + S_j + Age_k + e_{ijkl}$$

Où:

Y_{ijkl} : Performance zootechnique de l'individu l, provenant du $i^{\text{ème}}$ plan d'eau, du $j^{\text{ème}}$ sexe et du $k^{\text{ème}}$ âge à la pêche expérimentale;

μ : Effet moyen général;

P_i : Effet différentiel du $i^{\text{ème}}$ plan d'eau (fleuve Ouémé, fleuve Couffo, lac Nokoué, lac Toho et lagune de Grand-Popo)

S_j : Effet différentiel du $j^{\text{ème}}$ sexe (mâle et femelle);

Age_k : Effet différentiel du $k^{\text{ème}}$ âge à la pêche expérimentale (30, 60 et 90 JPA);

e_{ijkl} : Effet résiduel de la performance zootechnique de l'individu l, provenant du $i^{\text{ème}}$ plan d'eau, du $j^{\text{ème}}$ sexe et du $k^{\text{ème}}$ âge à la pêche expérimentale;

La procédure du modèle linéaire du logiciel R a été utilisée pour l'analyse des données. L'analyse a été réalisée avec le package R Commander. Le test F a été utilisé pour déterminer la significativité de chaque effet et les moyennes ont été comparées par paire en utilisant le test t de Student. La matrice de corrélations a été exprimée par les coefficients de Pearson avec le logiciel R suivant le plan d'eau d'origine pour les paramètres zootechniques. Elles ont été par ailleurs estimées pour chaque paramètre physico-chimique. Leurs significativités ont aussi été estimées par paires avec le même logiciel. L'analyse en composantes principales (ACP) des données zootechniques a été réalisée selon la procédure PCA de R et la méthode *hclust* de R a été utilisée pour réaliser le dendrogramme.

■
CHAPITRE 1 : Evaluation des paramètres zootechniques des populations sauvages d'*Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) du Sud Bénin élevées dans des bassins en béton

1. PREAMBULE

Bien que *Oreochromis niloticus* soit connue pour sa croissance rapide, cette croissance peut varier d'une population à une autre. Afin de tester l'influence de l'origine géographique sur ce paramètre, les caractéristiques de croissance et de survie des populations d'*Oreochromis niloticus* provenant du fleuve Ouémé, du lac Toho et du fleuve Couffo ont été analysées en relation avec leur plan d'eau d'origine, leur sexe et leur âge à la pêche expérimentale.

2. RESULTATS

2.1. Qualité biologique de l'eau d'élevage

La plus forte production de chlorophylle «a» a été observée dans le bassin n°3 alors que sa valeur la plus basse a été enregistrée dans le bassin 4 (Figure 43). De même, la production de chlorophylle «a» a été significativement plus importante ($p < 0,05$) dans les bassins 2 et 3 que dans les bassins piscicoles 1 et 4. Au total, 3 espèces de phytoplancton (*Scenedesmus quadricauda*, *Euglena oxyuris*, *Aulacoseira granulata*) ont été numérotées contre 5 espèces de zooplancton (*Lecane bulla*, *Lepadella ovalis*, *Trichocerca sp*, *Polyarthra vulgaris*, *Elaphoidella grandidieri*). *Elaphoidella grandidieri* a été retrouvée à la fois sous forme de nauplii de copépode et de copépode harpacticôïde. Le bassin 3 était le plus riche en espèces de phytoplancton (60.240 individus.l⁻¹), tandis que le bassin le moins riche a été le numéro 1 (17.866 individus.l⁻¹). En ce qui concerne les espèces de zooplancton, les bassins n°2 et 3 ont été respectivement les plus (643 individus.l⁻¹) et les moins (87 individus.l⁻¹) adondants (Figure 44).

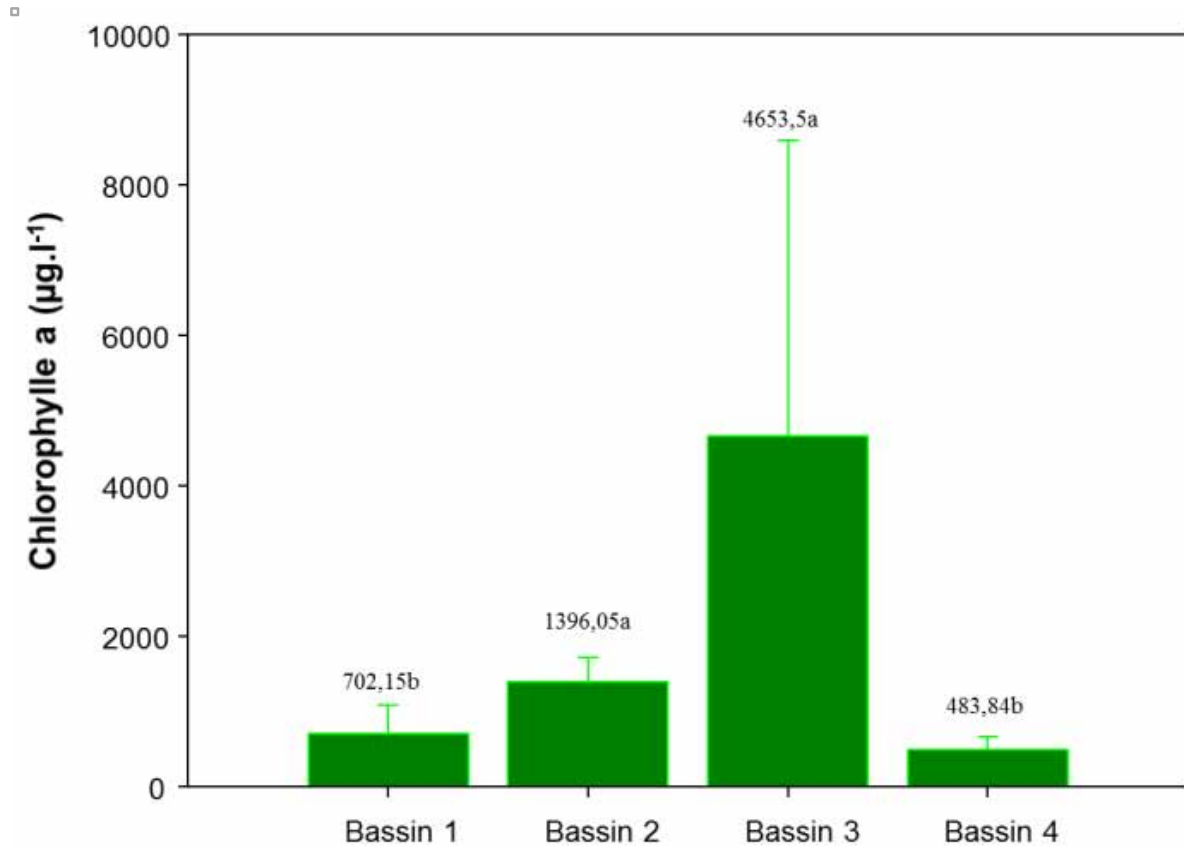


Figure 43: Concentration en chlorophylle «a» au niveau de chaque bassin d'élevage (d'un bassin à l'autre, les moyennes suivies de lettres différentes sont différentes au seuil de 5%).

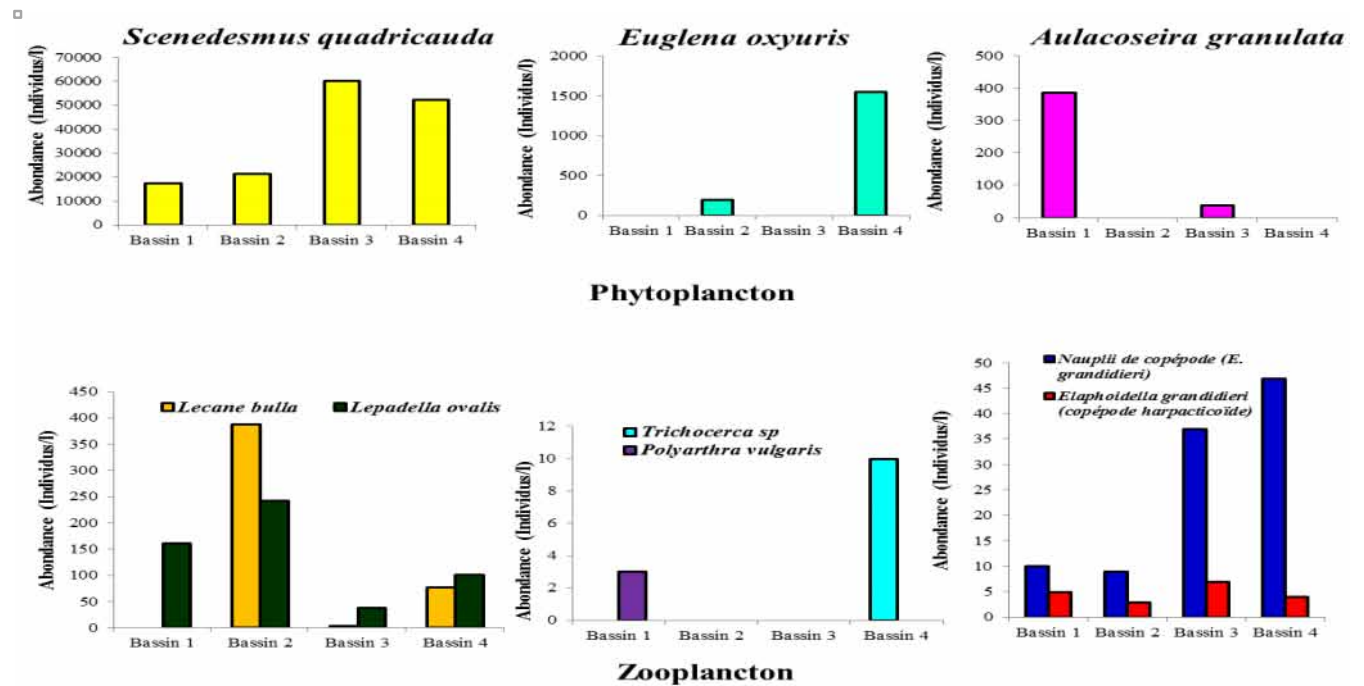


Figure 44: Diversité et abondance des planctons.

2.2. Qualité physico-chimique de l'eau d'élevage

Que ce soit le matin ou le soir, les paramètres physico-chimiques tels que le pH, l'oxygène dissous, la salinité et le TDS n'ont pas varié significativement en fonction du bassin d'élevage. La conductivité de l'eau a suivi la même tendance sauf pour les matins des 30 premiers JPA (Tableau XLIV). En effet, au cours de cette période, ce paramètre a été significativement plus faible ($p < 0,05$) dans les bassins 2 et 3 que dans les bassins 1 et 4. De même, il a été, d'une part, similaire entre les bassins 2 et 3 d'autre part entre les bassins 1 et 4. Dans la soirée, la température de l'eau a été identique ($p > 0,05$) dans chacun des bassins d'élevage à l'autre quelle que soit la période d'élevage. Dans la matinée, la même tendance a été observée au cours des 60 premiers JPA. Cependant, au cours des 30 derniers jours d'élevage, dans le bassin 3, la température était intermédiaire ($p < 0,01$) entre les bassins 1, 2 et 4. Elle a été plus élevée dans les bassins 1 et 2 que dans le bassin n°4 ($p < 0,05$).

Dans la matinée, la conductivité de l'eau a été positivement et faiblement corrélée avec la température ($r = 0,4$; $p < 0,05$). De plus, elle a été positivement et fortement liée au TDS ($r = 0,8$, $p < 0,001$). Le taux d'oxygène dissous dans l'eau était négativement et faiblement ($r = -0,37$; $p < 0,05$) corrélé avec la température. En soirée, la conductivité de l'eau d'élevage a été liée positivement au pH, à la température et au TDS (Tableau XLV). Mais, le degré de liaison a été faible avec le pH ($p < 0,05$), modéré avec la température ($p < 0,01$) et fort avec le TDS ($p < 0,001$). Par ailleurs, le TDS a été positivement et fortement corrélé à la température de l'eau ($r = 0,42$; $p < 0,001$).

2.3. Effet du plan d'eau, du sexe et de l'âge à la pêche expérimentale sur les caractéristiques zootechniques d'*Oreochromis niloticus*

Le gain de poids, le gain de poids journalier, le facteur de condition, la biomasse nette et la biomasse par mètre carré n'ont pas varié significativement d'un plan d'eau à l'autre ($p > 0,05$). Cependant, le poids vif, la longueur totale, la longueur standard, le gain de poids moyen, le quotient nutritif et le taux de survie étaient similaires ($p > 0,05$) entre le lac Toho et le fleuve Couffo mais plus faibles dans ces deux cours d'eau qu'au fleuve Ouémé ($p < 0,05$). Les taux de croissance spécifique pondérale et linéaire ont été significativement identiques entre le lac Toho et le fleuve Couffo mais plus importants dans ces deux cours d'eau qu'au fleuve Ouémé ($p < 0,001$). En dehors du poids corporel qui a été significativement plus élevé chez les mâles que chez les femelles ($51,54 \pm 25,16$ vs $40,32 \pm 20,41$, $p < 0,05$), tous les autres paramètres zootechniques n'ont pas varié significativement selon le sexe ($p > 0,05$). Le gain de poids moyen et le quotient nutritif n'ont pas varié significativement ($p > 0,05$) selon le JPA. Cependant, le poids vif, le gain de poids, le gain de poids journalier, la biomasse nette et la biomasse par mètre carré étaient significativement plus élevés au cours des 30 derniers jours d'élevage que pendant les 60 premiers jours d'élevage ($p < 0,001$). La longueur totale, la longueur standard, le taux de croissance spécifique pondérale et le taux de croissance spécifique linéaire étaient d'une part plus faibles durant les 30 premiers jours d'élevage que pendant les 60 derniers jours d'élevage et d'autre part plus faibles pendant les 60 JPA que pendant les 30 derniers JPA ($p < 0,01$). Quant au facteur de condition, il a suivi la tendance inverse. Le taux de survie a été plus important pendant les 30 premiers jours d'élevage que durant les 30 derniers jours d'élevage ($p < 0,05$). Au

Caractérisation zootechnique

cours des 60 JPA, ce taux était intermédiaire ($p < 0,05$) entre les 30 premiers jours et les 30 derniers JPA (Tableau XLVI).

Tableau XLIV: Paramètres physico-chimiques en fonction du moment de la journée et de la période post-alevinage.

Variable	Moment	Période	Bassin 1		Bassin 2		Bassin 3		Bassin 4		ANOVA
			M	ET	M	ET	M	ET	M	ET	
Conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	Matin	30JPA	7,08a	0,46	6,65b	0,25	6,73b	0,63	7,3a	0,51	*
		60JPA	6,04a	1,61	6,43a	1,08	6,69a	0,45	6,67a	0,43	NS
		90JPA	5,2a	2,32	5,82a	2,66	6,2a	0,61	6,53a	0,13	NS
	Soir	30JPA	6,67a	0,46	6,52a	0,32	6,46a	0,3	6,56a	0,37	NS
		60JPA	6,28a	0,81	5,1a	1,99	6,24a	0,31	5,64a	1,45	NS
		90JPA	4,63a	2,49	5,68a	2,67	5,51a	2,02	5,11a	2,45	NS
pH	Matin	30JPA	7a	0,38	6,84a	0,37	6,81a	0,21	7,5a	0,22	NS
		60JPA	7,1a	0,3	7,12a	0,3	7,12a	0,28	7,13a	0,27	NS
		90JPA	6,76a	0,46	6,98a	0,4	6,73a	0,19	6,83a	0,27	NS
	Soir	30JPA	6,99a	0,32	7a	0,33	6,93a	0,26	6,97a	0,3	NS
		60JPA	6,96a	0,21	7,01a	0,36	6,93a	0,33	6,92a	0,3	NS
		90JPA	6,86a	0,23	6,89a	0,39	6,88a	0,3	6,89a	0,34	NS
Oxygène dissous (mg/l)	Matin	30JPA	5,16a	3,9	7,84a	0,57	7,43a	0,28	7,07a	0,29	NS
		60JPA	5,87a	2,75	5,73a	2,86	7,47a	0,36	7,47a	0,36	NS
		90JPA	7,87a	0,95	7,34a	0,34	7,25a	0,07	7,33a	0,06	NS
	Soir	30JPA	5,86a	3,05	7,53a	0,41	7,72a	0,42	6,58a	2,49	NS
		60JPA	6,47a	2,74	6,82a	2,54	7,2a	0,26	6,8a	2,33	NS
		90JPA	7,5a	0,45	7,64a	0,47	7,55a	0,07	7,57a	0,48	NS
Température ($^{\circ}\text{C}$)	Matin	30JPA	30,26a	2,41	29,49a	0,5	29,5a	0,32	30,2a	0,54	NS
		60JPA	28,77a	1,04	29,44a	0,37	29,49a	0,27	29,47a	0,26	NS
		90JPA	27,76a	0,61	27,75a	0,48	27,52ab	0,54	27,38b	0,37	**
	Soir	30JPA	31,66a	0,97	31,14a	0,74	31a	0,94	31,3a	0,94	NS
		60JPA	30,72a	0,58	28,55a	2,56	30,53a	0,57	29,67a	1,75	NS
		90JPA	29,01a	0,71	28,79a	0,6	28,38a	0,65	28,6a	0,69	NS
Salinité (mg/l)	Matin	30JPA	0,34a	0,02	0,32a	0,01	0,33a	0,03	0,36a	0,22	NS
		60JPA	0,39a	0,37	0,31a	0,05	0,33a	0,02	0,33a	0,02	NS
		90JPA	0,32a	0,05	0,32a	0,05	0,3a	0,03	0,32a	0,01	NS
	Soir	30JPA	0,32a	0,02	0,32a	0,02	0,32a	0,01	0,32a	0,02	NS
		60JPA	0,31a	0,04	0,39a	0,6	0,3a	0,02	0,35a	0,42	NS
		90JPA	0,3a	0,05	0,31a	0,07	0,29a	0,04	0,29a	0,06	NS
TDS (ppm)	Matin	30JPA	276,25a	10,25	278,13a	8,34	280,63a	9,29	260a	40,27	NS
		60JPA	247,1a	58,32	261,25a	41,45	270a	7,07	272a	9,19	NS
		90JPA	225,63a	53,91	246,88a	66,81	248,75a	32,84	265a	39,64	NS
	Soir	30JPA	267,5a	29,1	270,63a	13,89	274,38a	11,53	270,61a	19,41	NS
		60JPA	262,63a	31,21	205a	76,33	271,25a	12,58	240,03a	60,47	NS
		90JPA	244,38a	52,78	255a	59,33	254,38a	30,32	243,59a	50,75	NS

** : $p < 0,01$; * : $p < 0,05$; NS : $p > 0,05$; M : moyenne; ET : Ecart-type; JPA : Jours Post-Alevinage; ANOVA = Analyse de la variance.

Caractérisation zootechnique

Tableau XLV: Corrélation entre les paramètres physico-chimiques du matin (au-dessus de la diagonale) et du soir (en dessous de la diagonale).

Variable	Conductivité	pH	Oxygène dissous	Température	Salinité	TDS
Conductivité		0,13NS	-0,1NS	0,4*	0,02NS	0,8***
pH	0,32*		-0,16NS	0,18NS	0,1NS	0,06NS
Oxygène dissous	-0,15NS	-0,08NS		-0,37*	0,08NS	-0,03NS
Température	0,41**	0,21NS	-0,23NS		-0,21NS	0,33NS
Salinité	0,15NS	0,05NS	0,01NS	-0,07NS		0,17NS
TDS	0,62***	0,21NS	-0,08NS	0,42***	0,24NS	

* : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$; NS : $p > 0,05$.

Caractérisation zootechnique

Tableau XLVI: Paramètres zootechniques par plan d'eau, sexe et âge à la pêche expérimentale.

Variable	Plan d'eau						Sexe				Age à la pêche expérimentale						Significativité		
	Fleuve Ouémé		Lac Toho		Fleuve Couffo		Mâle		Femelle		30 JPA		60 JPA		90 JPA		Plan d'eau	Sexe	Age
	M	ET	M	ET	M	ET	M	ET	M	ET	M	ET	M	ET	M	ET			
PV (g)	64,45a	22,7	34,14b	17,7	39,22b	17,88	51,54a	25,16	40,32b	20,41	42,67b	27,5	49,99b	12,5	66,78a	15,7	***	*	***
LT (cm)	14,15a	1,68	11,35b	2,18	12,07b	2,15	12,86a	2,26	12,19a	2,35	11,75c	1,38	13,37b	1,16	14,96a	1,3	***	NS	***
LS (cm)	12,05a	3,18	8,87b	1,82	9,46b	1,79	10,71a	3,23	9,55a	1,92	9,31c	1,72	10,53b	0,97	11,86a	1,06	***	NS	**
GP (g)	32,74a	17,71	24,65a	12,86	29,55a	14,05	32,27a	15,69	25,68a	13,85	18,36b	17,6	26,09b	4,74	42,48a	7,09	NS	NS	***
GPM (g)	9,09a	2,77	2,58b	1,1	3,01b	1,16	5,22a	3,79	4,57a	3,28	3,93a	4,02	4,49a	2,66	6,26a	3,56	***	NS	NS
GPJ (g.jour ⁻¹)	1,09a	0,59	0,82a	0,43	0,98a	0,47	1,08a	0,52	0,86a	0,46	0,61b	0,59	0,87b	0,16	1,42a	0,23	NS	NS	***
TCSP (%.jour ⁻¹)	1,91b	0,81	3,2a	1,25	3,17a	1,03	2,92a	1,12	2,8a	1,28	1,83c	0,69	2,76b	1,02	3,7a	1,03	***	NS	***
TCSL (%.jour ⁻¹)	0,63b	0,31	1,17a	0,39	1,15a	0,38	1,97a	0,43	1a	0,45	0,56c	0,2	1,02b	0,31	1,37a	0,31	***	NS	***
QN	3,48a	2,1	1,79b	0,66	1,71b	0,3	2,38a	1,61	2,28a	1,42	2,6a	1,71	2,58a	1,89	1,79a	0,42	**	NS	NS
K	3,85a	1,44	3,86a	1,01	3,7a	0,93	3,93a	1,29	3,67a	0,94	4,87a	1,1	4,17b	0,2	3,94c	0,17	NS	NS	***
TS (%)	95,11a	10,23	82,73b	13,97	83,1b	11,67	85,15a	15	88,81a	10,94	93,72a	10,2	87,82ab	12,4	79,4b	13,1	*	NS	*
BN (g)	32,74a	17,71	24,65a	12,86	29,55a	14,05	32,27a	15,69	25,68a	13,85	18,36b	17,6	26,09b	4,74	42,48a	7,09	NS	NS	***
BPM (g.m ⁻²)	8,18a	4,43	6,16a	3,21	7,39a	3,51	8,07a	3,92	6,42a	3,46	4,59b	4,4	6,52b	1,19	10,62a	1,77	NS	NS	***

*** : p<0,001; ** : p<0,01; * : p<0,05; NS : p> 0,05; M = Moyenne; ET = Ecart-type; JPA = Jours Post-Alevinage; Les moyennes intra-classe de la même ligne suivies par les mêmes lettres ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%; PV : Poids Vif; LT : Longueur Totale; LS : Longueur Standard; GP : Gain de Poids; GPM : Gain de Poids Moyen; GPJ : Gain de Poids Journalier; TCSP : Taux de Croissance Spécifique Pondérale; TCSL : Taux de Croissance Spécifique Linéaire; QN : Quotient Nutritif ; K : facteur de condition; TS : Taux de Survie; BN : Biomasse Nette; BPM: Biomasse Par Mètre carré.

2.4.Relation entre les paramètres zootechniques

Les degrés de liaison entre les paramètres zootechniques des individus d'*Oreochromis niloticus* provenant du fleuve Ouémé, du lac Toho et du fleuve Couffo indiquent que la majorité des corrélations significatives est positive (Tableau XLVII). Chez les individus du delta de l'Ouémé, le poids vif a été corrélé positivement mais faiblement avec la longueur standard et le taux de croissance spécifique pondérale ($r = 0,84$ vs $r = 0,86$; $p < 0,05$). De même, le poids vif a été positivement et modérément associé au gain de poids ($r = 0,88$; $p < 0,01$). Il a été positivement et fortement corrélé respectivement avec le gain de poids, le gain de poids journalier, la biomasse nette et la biomasse par mètre carré ($r = 0,96$, $p < 0,001$). Quant à la longueur totale, elle est liée positivement et moyennement au taux de croissance spécifique linéaire ($r = 0,9$; $p < 0,01$). La longueur standard était positivement et faiblement corrélée au gain de poids, au gain de poids journalier, à la biomasse nette et à la biomasse par mètre carré ($0,51 \leq r \leq 0,83$; $p < 0,05$). Le gain de poids a été, quant à lui, positivement et fortement, corrélé au gain de poids moyen, au gain de poids journalier, au taux de croissance spécifique pondérale, à la biomasse nette et à la biomasse par mètre carré ($0,94 \leq r \leq 1$; $p < 0,001$). De même, le gain de poids moyen a été positivement et fortement corrélé respectivement au gain de poids journalier, au taux de croissance spécifique pondérale, à la biomasse nette et à la biomasse par mètre carré ($0,93 \leq r \leq 0,94$; $p < 0,001$). Le gain de poids journalier a également été positivement et fortement lié au taux de croissance spécifique pondérale, à la biomasse nette et à la biomasse par mètre carré ($0,95 \leq r \leq 1$; $p < 0,001$). Inversement, le taux de croissance spécifique pondérale a été négativement et faiblement corrélé avec le quotient nutritif ($r = -0,84$; $p < 0,05$). Mais elle était fortement et positivement liée à la biomasse nette et à la biomasse par mètre carré ($r = 0,95$; $p < 0,001$). Quant à la biomasse nette, elle était positivement et fortement liée à la biomasse par mètre carré ($r = 1$, $p < 0,001$).

En ce qui concerne les individus du lac Toho, le poids vif a été corrélé positivement mais moyennement avec le gain de poids, le gain de poids journalier, la biomasse nette et la biomasse par mètre carré ($0,88 \leq r \leq 0,89$; $p < 0,01$). De plus, le poids vif était positivement et fortement lié aux longueurs totale et standard ($r = 0,97$; $p < 0,001$). La longueur totale a été corrélée positivement et fortement avec la longueur standard, le gain de poids, le gain de poids journalier, la biomasse nette et la biomasse par mètre carré ($0,93 \leq r \leq 0,99$; $p < 0,001$). La longueur standard a eu le même degré de liaison respectivement avec le gain de poids, le gain de poids journalier, la biomasse nette et la biomasse par mètre carré ($r = 0,95$; $p < 0,001$). D'autre part, le gain de poids a été lié de façon positive et faible au taux de croissance spécifique linéaire ($r = 0,86$; $p < 0,05$). De plus, la corrélation était positive et modérée avec le gain de poids moyen ($r = 0,91$; $p < 0,01$). En outre, la corrélation était forte et positive avec le gain de poids journalier, la biomasse nette et la biomasse par mètre carré ($r = 1$, $p < 0,001$). Le gain de poids moyen a été corrélé positivement et modérément au gain de poids journalier, au taux de croissance spécifique pondérale, à la biomasse nette et à la biomasse par mètre carré ($0,91 \leq r \leq 0,92$; $p < 0,01$). En outre, le gain de poids moyen était positivement et fortement lié au taux de croissance spécifique linéaire ($r = 0,96$; $p < 0,001$). De plus, le gain de poids journalier était positivement et faiblement ($r = 0,86$; $p < 0,05$) corrélé au taux de croissance spécifique linéaire. Il a été positivement et fortement corrélé avec la biomasse nette et la biomasse par mètre carré

($r = 1$, $p < 0,001$). Le taux de croissance spécifique pondérale était positivement et fortement lié au taux de croissance spécifique linéaire ($r = 0,94$; $p < 0,001$). En ce qui concerne le taux de croissance spécifique linéaire, il a été faiblement et positivement corrélé avec la biomasse nette et la biomasse par mètre carré ($r = 0,86$; $p < 0,05$). La biomasse nette a été positivement et fortement corrélée à la biomasse par mètre carré ($r = 1$, $p < 0,001$).

Au niveau des individus du fleuve Couffo, le poids vif a été faiblement et négativement lié au facteur de condition ($r = -0,82$; $p < 0,05$). Cependant, il était lié positivement et fortement à la longueur totale, à la longueur standard, au gain de poids, au gain de poids moyen, au gain de poids journalier, aux taux de croissance spécifiques pondérales et linéaires, à la biomasse nette et à la biomasse par mètre carré ($0,93 \leq r \leq 0,99$; $p < 0,001$). De plus, la longueur totale a été négativement et moyennement corrélée avec le facteur de condition ($r = -0,87$; $p < 0,01$). Cependant, il a été positivement et fortement lié à la longueur standard, au gain de poids, au gain de poids moyen, au gain de poids journalier, au taux de croissance spécifique pondérale, au taux de croissance spécifique linéaire, à la biomasse nette et à la biomasse par mètre carré ($0,92 \leq r \leq 1$; $p < 0,001$). La longueur standard était négativement et moyennement corrélée au facteur de condition ($r = -0,88$; $p < 0,01$). Le gain de poids, le gain de poids moyen, le gain de poids journalier, les taux de croissances spécifiques pondérale et linéaire, la biomasse nette et la biomasse par mètre carré ont été positivement et fortement corrélés ($0,93 \leq r \leq 0,98$; $p < 0,001$). Le gain de poids était négativement et faiblement lié au facteur de condition ($r = -0,81$; $p < 0,05$). En revanche, il était fortement et positivement corrélé au gain de poids moyen, au gain de poids journalier, au taux de croissance spécifique pondérale, au taux de croissance spécifique linéaire, à la biomasse nette et à la biomasse par mètre carré ($0,94 \leq r \leq 1$, $p < 0,001$). Le gain de poids moyen a été quant à lui, négativement et fortement lié au quotient nutritif ($r = -0,67$; $p < 0,001$). Cependant, il a été positivement et fortement lié au gain de poids journalier, au taux de croissance spécifique pondérale, à la biomasse nette et à la biomasse par mètre carré ($0,92 \leq r \leq 0,94$; $p < 0,001$). Le gain de poids journalier était négativement et faiblement corrélé avec le facteur de condition ($r = -0,81$, $p < 0,05$). De plus, il a été positivement et fortement corrélé aux taux de croissances spécifiques pondérale et linéaire, à la biomasse nette et à la biomasse par mètre carré ($0,97 \leq r \leq 1$; $p < 0,001$). Quant au taux de croissance spécifique pondérale, il est positivement et fortement lié au taux de croissance spécifique linéaire, à la biomasse nette et à la biomasse par mètre carré ($0,98 \leq r \leq 0,99$; $p < 0,001$). Le taux de croissance spécifique linéaire a été négativement et moyennement lié au facteur de condition ($r = -0,85$; $p < 0,01$). Cependant, il a été positivement et fortement corrélé à la biomasse nette et à la biomasse par mètre carré ($r = 0,98$; $p < 0,001$). Le facteur de condition a été négativement et faiblement corrélé avec la biomasse nette et la biomasse par mètre carré ($r = -0,81$; $p < 0,05$). Enfin, la biomasse nette a été liée positivement et fortement à la biomasse par mètre carré ($r = 1$, $p < 0,001$).

Caractérisation zootechnique

Tableau XLVII: Corrélation entre les caractéristiques zootechniques de *Oreochromis niloticus*.

Plan d'eau	Variable	LT	LS	GP	GPM	GPJ	TCSP	TCSL	QN	K	TS	BN	BPM
Fleuve Ouémé	PV	0,53NS	0,84*	0,96***	0,88**	0,96***	0,86*	0,33NS	-0,71NS	-0,04NS	-0,21NS	0,96***	0,96***
	LT		0,76NS	0,51NS	0,5NS	0,51NS	0,58NS	0,9**	-0,4NS	-0,44NS	-0,46NS	0,51NS	0,51NS
	LS			0,83*	0,79NS	0,51*	0,78NS	0,62NS	-0,51NS	-0,57NS	-0,32NS	0,83*	0,83*
	GP				0,94***	1***	0,95***	0,42NS	-0,79NS	-0,1NS	-0,21NS	1***	1***
	GPM					0,94***	0,93***	0,48NS	-0,67NS	-0,15NS	-0,22NS	0,94***	0,94***
	GPJ						0,95***	0,42NS	-0,79NS	-0,1NS	-0,21NS	1***	1***
	TCSP							0,6NS	-0,84*	-0,13NS	-0,25NS	0,95***	0,95***
	TCSL								-0,41NS	-0,51NS	-0,45NS	0,42NS	0,42NS
	QN									-0,14NS	0,17NS	-0,79NS	-0,79NS
	K										0,2NS	-0,1NS	-0,1NS
	TS											-0,21NS	-0,21NS
	BN												1***
	Lac Toho	PV	0,97***	0,97***	0,89**	0,68NS	0,88**	0,39NS	0,6NS	0,02NS	-0,31NS	-0,31NS	0,89**
LT			0,99***	0,94***	0,8NS	0,93***	0,57NS	0,74NS	-0,1NS	-0,44NS	-0,41NS	0,94***	0,94***
LS				0,95***	0,8NS	0,95***	0,57NS	0,74NS	-0,14NS	-0,49NS	-0,42NS	0,95***	0,95***
GP					0,91**	1***	0,76NS	0,86*	-0,38NS	-0,65NS	-0,56NS	1***	1***
GPM						0,92**	0,91**	0,96***	-0,47NS	-0,74NS	-0,74NS	0,91**	0,92**
GPJ							0,76NS	0,86*	-0,38NS	-0,65NS	-0,56NS	1***	1***
TCSP								0,94***	-0,71NS	-0,84X	-0,71NS	0,76NS	0,76NS
TCSL									-0,52NS	-0,78NS	-0,7NS	0,86*	0,86*
QN										0,8NS	0,49NS	-0,38NS	-0,38NS
K											0,59NS	-0,65NS	-0,65NS
TS												-0,56NS	-0,56NS
BN													1***
Fleuve Couffo		PV	0,99***	0,99***	0,99***	0,93***	0,99***	0,96***	0,96***	-0,61NS	-0,82*	-0,49NS	0,99***
	LT		1***	0,98***	0,92***	0,98***	0,96***	0,97***	-0,57NS	-0,87**	-0,46NS	0,98***	0,98***
	LS			0,98***	0,93***	0,98***	0,96***	0,97***	-0,57NS	-0,88**	-0,5NS	0,98***	0,98***
	GP				0,94***	1***	0,98***	0,98***	-0,63NS	-0,81*	-0,49NS	1***	1***
	GPM					0,93***	0,94NS	0,92***	-0,67***	-0,74NS	-0,74NS	0,94***	0,94***
	GPJ						0,98***	0,97***	-0,63NS	-0,81*	-0,49NS	1***	1***
	TCSP							0,99***	-0,69NS	-0,79NS	-0,54NS	0,98***	0,98***
	TCSL								-0,6NS	-0,85**	-0,45NS	0,98***	0,98***
	QN									0,23NS	0,66NS	-0,63NS	-0,63NS
	K										0,23NS	-0,81*	-0,81*
	TS											-0,49NS	-0,49NS
	BN												1***

***: $p < 0,001$; **: $p < 0,01$; * : $p < 0,05$; NS : $p > 0,05$; PV : Poids Vif; LT : Longueur Totale; LS : Longueur Standard; GP : Gain de Poids; GPM : Gain de Poids Moyen; GPJ : Gain de Poids Journalier; TCSP : Taux de Croissance Spécifique Pondérale; TCSL : Taux de Croissance Spécifique Linéaire; QN : Quotient Nutritif ; K : facteur de condition; TS : Taux de Survie; BN : Biomasse Nette; BPM: Biomasse Par Mètre carré.

2.5. Analyse multivariée

L'analyse en composantes principales et le dendrogramme appliqué aux caractéristiques zootechniques d'*Oreochromis niloticus* ont mis en évidence deux groupes: le groupe uniquement constitué du fleuve Ouémé et celui du lac Toho et du fleuve Couffo (Figures 45 et 48). Les individus d'*Oreochromis niloticus* du fleuve Couffo et du lac Toho sont caractérisés par des taux de croissances spécifiques pondérale et linéaire plus faibles tandis que ceux du fleuve Ouémé sont caractérisés par un poids vif, une longueur totale, une longueur standard, un gain de poids, un gain de poids moyen, un gain de poids journalier, un taux de survie, une biomasse nette et une biomasse par mètre carré plus élevés (Figure 46).

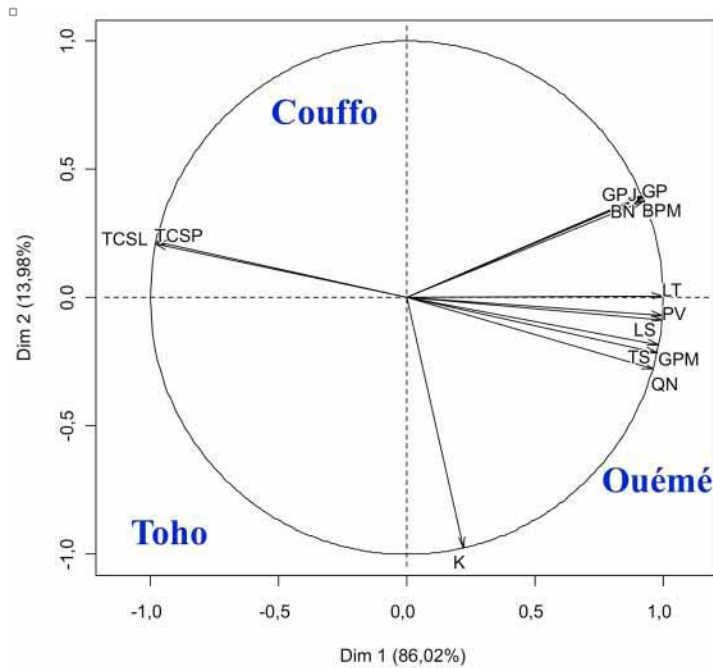


Figure 45: ACP basée sur les paramètres zootechniques de *Oreochromis niloticus*.

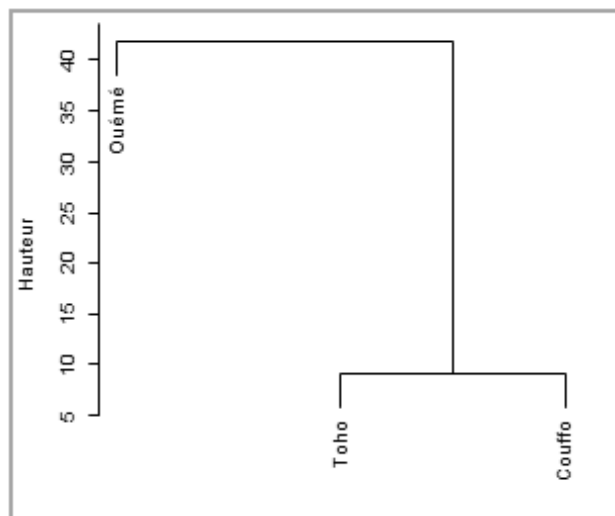


Figure 46: Dendrogramme indiquant la proximité entre les populations d' *Oreochromis niloticus*.

2.6. Croissance relative et paramètres de reproduction

Les équations des relations longueur totale-poids ont globalement montré que le poids corporel a été fortement lié à la longueur totale ($0,74 \leq R^2 \leq 0,99$). Le coefficient de croissance relative (b) a varié de 2,38 à 3,22. De façon générale, les femelles avaient leurs valeurs de b supérieures à celles des mâles (Tableau XLVIII).

A l'issue de l'élevage, les paramètres gonado-somatiques étaient globalement plus élevés chez les femelles que chez les mâles. En effet, chez les mâles, le poids des gonades, le rapport gonado-somatique, l'indice gonado-somatique et le rapport taille - poids des gonades ont varié respectivement de $0,21 \pm 0,2$ g à $0,23 \pm 0,2$ g, de $0,20 \pm 0,15$ à $0,27 \pm 0,19$, de $0,23 \pm 0,17$ à $0,31 \pm 0,23$ et $0,07 \pm 0,06$ à $0,10 \pm 0,07$. Par contre, chez les femelles, ces paramètres sont demeurés respectivement dans l'intervalle de $1,41 \pm 0,78$ g à $2,03 \pm 1,93$ g, de $1,86 \pm 1,51$ à $2,59 \pm 1,17$, de $0,67 \pm 0,55$ à $2,93 \pm 1,33$ et de $0,67 \pm 0,55$ à $1,01 \pm 0,46$ (Figure 47). De plus, la majorité des individus était au stade IV de maturité avec des pourcentages allant de 42,86% à 93,33% (Figure 48).

□

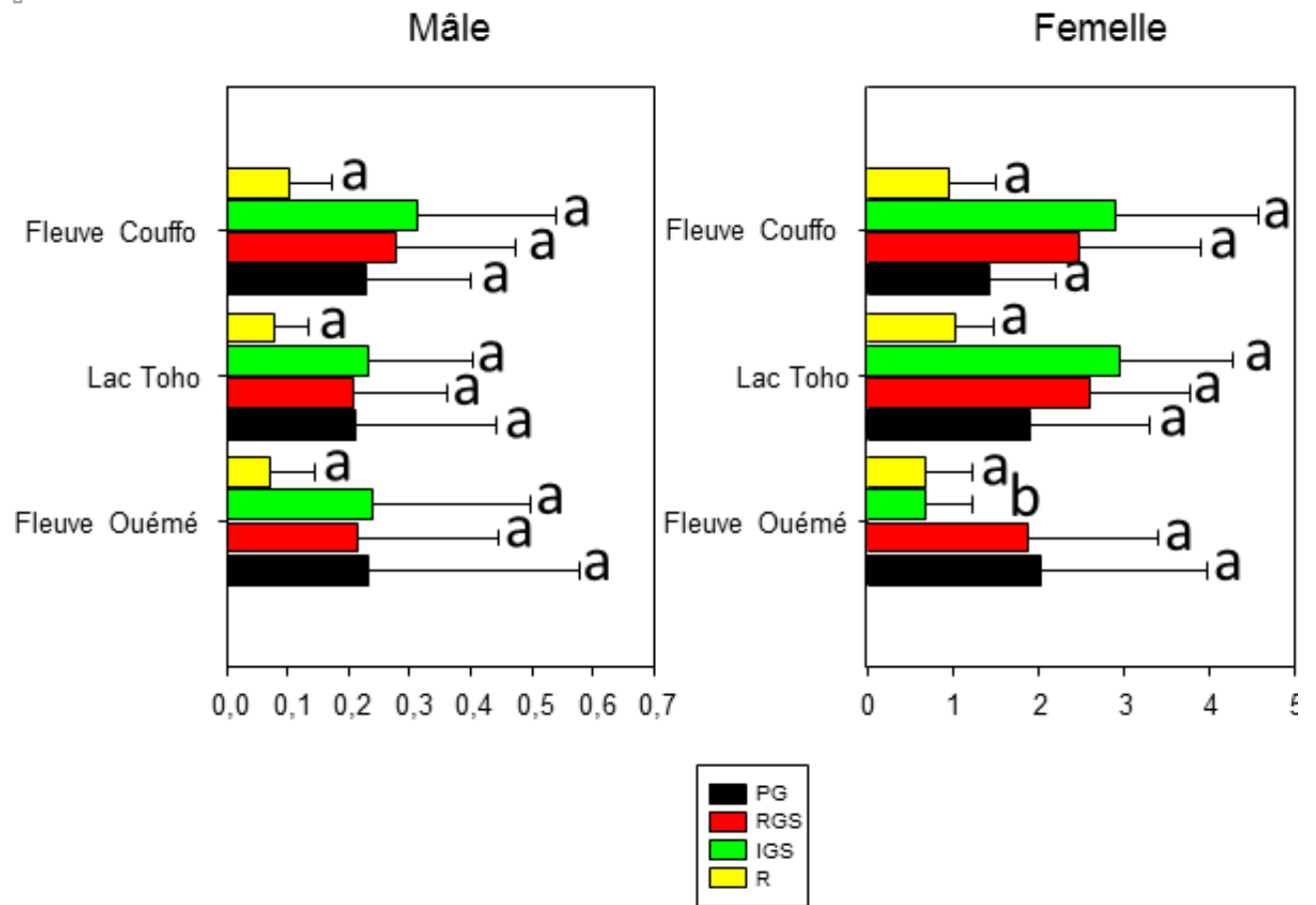


Figure 47: Rapport gonado-somatique, indice gonado-somatique et le rapport taille-poids des gonades des individus d'*Oreochromis niloticus* à la fin de l'expérience (PG : Poids des Gonades ; RGS : Rapport Gonado-Somatique ; RGS : Indice Gonado-Somatique ; R = Rapport taille-poids des gonades).

Caractérisation zootechnique

Tableau XLVIII: Relations poids-longueur des individus d'*Oreochromis niloticus*.

Plan d'eau	Rapport	Sexe	b	a	R ²	Nombre	Equations logarithmiques
Fleuve Ouémé	PT/LT	M+F	2,8	0,03	0,97	26	LogPT=2,8LogLT-1,52
		M	2,74	0,04	0,96	15	LogPT=2,74LogLT-1,40
		F	2,9	0,02	0,98	11	LogPT=2,9LogLT-1,70
	PE/LT	M+F	2,8	0,03	0,97	26	LogPT=2,8LogLT-1,52
		M	2,77	0,03	0,96	15	LogPT=2,77LogLT-1,52
		F	2,87	0,02	0,98	11	LogPT=2,87LogLT-1,70
	PT/LS	M+F	2,71	0,08	0,97	26	LogPT=2,71LogLT-1,10
		M	2,65	0,09	0,98	15	LogPT=2,65LogLT-1,05
		F	2,83	0,06	0,97	11	LogPT=2,83LogLT-1,22
	PE/LS	M+F	2,71	0,07	0,97	26	LogPT=2,71LogLT-1,15
		M	2,69	0,07	0,98	15	LogPT=2,69LogLT-1,15
		F	2,79	0,06	0,96	11	LogPT=2,79LogLT-1,22
Lac Toho	PT/LT	M+F	2,82	0,03	0,98	30	LogPT=2,82LogLT-1,52
		M	2,77	0,04	0,99	15	LogPT=2,77LogLT-1,40
		F	2,84	0,03	0,97	15	LogPT=2,84LogLT-1,52
	PE/LT	M+F	2,83	0,03	0,98	30	LogPT=2,83LogLT-1,52
		M	2,76	0,03	0,99	15	LogPT=2,76LogLT-1,52
		F	2,84	0,03	0,97	15	LogPT=2,84LogLT-1,52
	PT/LS	M+F	2,58	0,11	0,98	30	LogPT=2,58LogLT-0,96
		M	2,62	0,1	0,98	15	LogPT=2,62LogLT-1
		F	2,52	0,13	0,98	15	LogPT=2,52LogLT-0,89
	PE/LS	M+F	2,59	0,1	0,98	30	LogPT=2,59LogLT-1
		M	2,6	0,1	0,98	15	LogPT=2,6LogLT-1
		F	2,52	0,11	0,98	15	LogPT=2,52LogLT+0,96
Fleuve Couffo	PT/LT	M+F	2,8	0,03	0,96	29	LogPT=2,8LogLT-1,52
		M	2,61	0,06	0,91	14	LogPT=2,61LogLT-1,22
		F	3,22	0,01	0,97	15	LogPT=3,22LogLT-2
	PE/LT	M+F	2,89	0,02	0,93	29	LogPT=2,89LogLT-1,7
		M	2,38	0,1	0,86	14	LogPT=2,38LogLT-1
		F	3,17	0,01	0,9	15	LogPT=3,17LogLT-2
	PT/LS	M+F	2,81	0,06	0,91	29	LogPT=2,81LogLT-1,22
		M	2,6	0,11	0,77	14	LogPT=2,6LogLT-0,96
		F	2,98	0,04	0,92	15	LogPT=2,98LogLT-1,4
	PE/LS	M+F	2,92	0,04	0,9	29	LogPT=2,92LogLT-1,4
		M	2,39	0,16	0,74	14	LogPT=2,39LogLT-0,8
		F	2,99	0,03	0,89	15	LogPT=2,99LogLT-1,52

M : mâle; F : femelle; b : pente logarithmique; R² : coefficient de régression; PG : Poids des Gonades; PT : Poids Total; PE : Poids du poisson Eviscéré (g), LT : Longueur Totale ; LS : longueur standard.

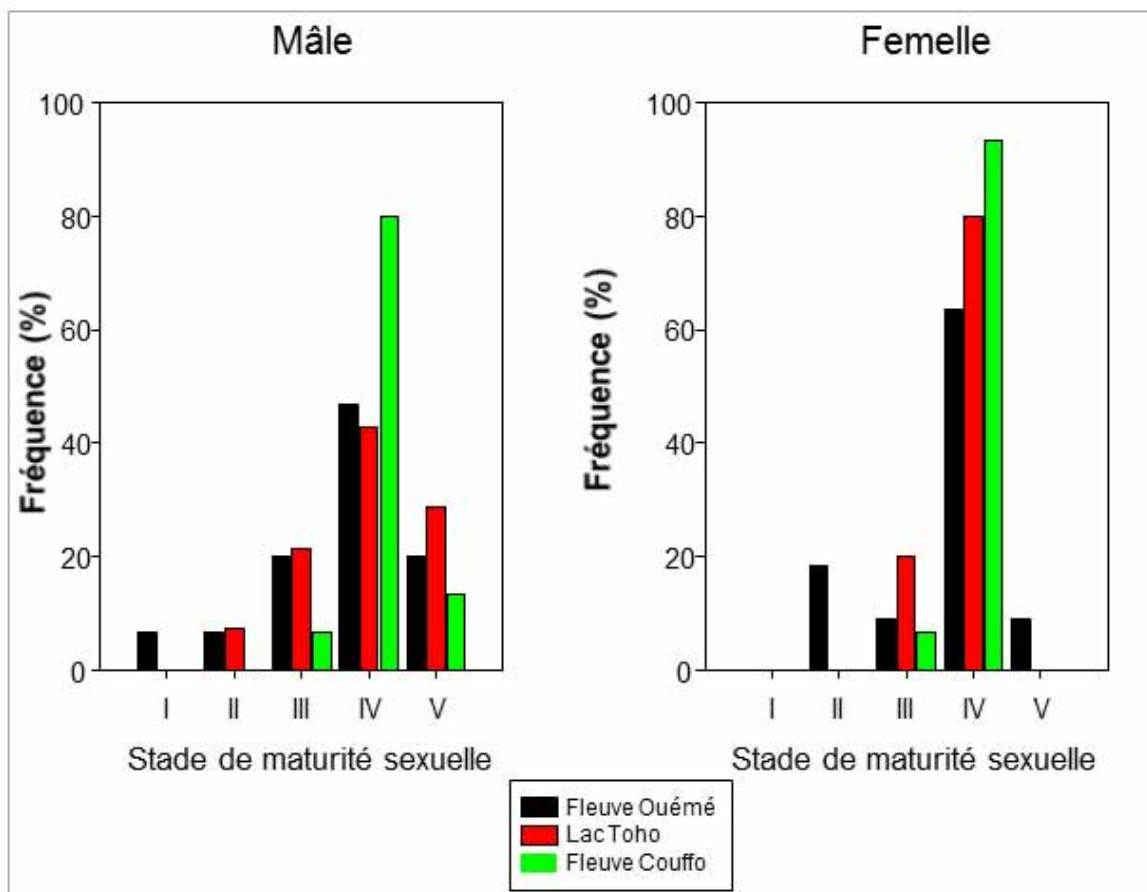


Figure 48: Stade de maturité sexuelle des individus d'*Oreochromis niloticus* à la fin de l'expérience.

3. DISCUSSION

3.1. Qualité physico-chimique et biologique de l'eau d'élevage

Le tilapia *Oreochromis niloticus* peut s'adapter à une grande variation de facteurs écologiques et coloniser des environnements aquatiques variés. Globalement, dans cette étude, quel que soit le moment de la journée, les paramètres physico-chimiques de l'eau d'élevage sont restés relativement stables ($p > 0,05$) tout au long de la période expérimentale. Les données de la conductivité de l'eau ont varié de $4,63 \pm 2,49 \mu\text{s}.\text{cm}^{-1}$ à $7,3 \pm 0,51 \mu\text{s}.\text{cm}^{-1}$. Ces valeurs sont inférieures à celles rapportées par Ighwela *et al.* (2011); Amoussou *et al.* (2014) ($24,0$ à $32,0 \mu\text{s}.\text{cm}^{-1}$ vs $13,5 \pm 4,95 \mu\text{s}.\text{cm}^{-1}$ à $21 \pm 4,24 \mu\text{s}.\text{cm}^{-1}$) en pisciculture de tilapia respectivement au Nigeria et au Burkina Faso. Ces variations reflètent des changements dans les différentes concentrations ioniques de l'eau (Bénech and Ouattara, 1990; Baijot *et al.*, 1994). Le pH de l'eau d'élevage fluctuait entre $6,73 \pm 0,19$ et $7,5 \pm 0,22$. Ces valeurs sont comprises dans les limites de tolérances d'*Oreochromis niloticus* (5 à 11) (Chervinski, 1982). Elles sont également dans les limites recommandées pour cette espèce (6.2 à 9) (De Kinkelin *et al.*, 1985; Kanangire, 2001). Lacroix (2004) souligne que *Oreochromis niloticus* peut survivre à des valeurs de pH comprises entre 8 et 11. Gbaï *et al.*, (2014) obtiennent un pH moyen égal à 6,93 pour cette

espèce de tilapia. Toutefois, ces valeurs sont légèrement supérieures à celles enregistrées par Amoussou (2011) ($5,34 \pm 0,13$ à $6,08 \pm 0,45$) en étangs d'*Oreochromis niloticus* au Burkina Faso. Cette différence peut s'expliquer par le fait que dans cette étude, les bassins ont été alimentés par un château d'eau, tandis qu'au Burkina Faso, les étangs ont été alimentés par l'eau légèrement acide du lac de la vallée du Kou. La teneur en oxygène influence aussi la croissance d'*Oreochromis niloticus*. En effet, une diminution du niveau d'oxygène implique une disponibilité insuffisante d'oxygène pour les besoins énergétiques élevés du poisson, un ralentissement ou une interruption de l'apport alimentaire et donc une réduction de la croissance (Mélard, 2014a; Mélard, 2014b). Dans cette étude, l'oxygène dissous est demeuré dans la fourchette entre $5,16 \pm 3,9$ mg.l⁻¹ et $7,87 \pm 0,95$ mg.l⁻¹. Cette gamme corrobore l'optimum d'élevage ($5,5$ à $8,5$ mg.l⁻¹) rapporté par De Kinkelin *et al.* (1985). Ces valeurs corroborent également celles observées par Amoussou (2011) en étangs piscicoles au Burkina Faso, qui se situaient entre $6,85 \pm 0,85$ mg.l⁻¹ et $7,60 \pm 1,04$ mg.l⁻¹. Cependant, ils restent inférieurs à la moyenne de $11,3$ mg.l⁻¹ observée dans un étang suburbain en Côte d'Ivoire par Dabbadie (1996). Par rapport aux étangs piscicoles, les bassins d'élevage sont moins producteurs d'algues capables de fournir suffisamment d'oxygène à l'aide de la lumière du soleil (Van Eer *et al.*, 2004). Cela pourrait justifier cette différence. En ce qui concerne la température de l'eau, les extrêmes recommandés pour l'élevage d'*Oreochromis niloticus* se situent entre 16°C et 38°C avec un optimum variant de 28°C à 32°C (Lazard, 2009). De même, l'intervalle thermique favorable à une meilleure croissance d'*Oreochromis niloticus* est de 24°C à 28°C (Beveridge & McAndrew, 2012; Lacroix, 2004). Dans la présente étude, la température de l'eau a oscillé entre $27,38 \pm 0,37^{\circ}\text{C}$ et $31,66 \pm 0,97^{\circ}\text{C}$ tout en restant dans les limites recommandées pour la croissance de cette espèce de tilapia. En effet, selon De Kinkelin *et al.* (1985), pour une bonne croissance de cette espèce, la température doit être comprise entre $26,5^{\circ}\text{C}$ et 32°C . La salinité de l'eau, quant à elle, a varié de $0,29 \pm 0,04$ mg.l⁻¹ à $0,39 \pm 0,6$ mg.l⁻¹. Selon Kestemont *et al.* (1989); Lacroix (2004), *Oreochromis niloticus* peut tolérer des salinités de $0,015$ à 30 ‰. De plus, *Oreochromis niloticus* est une espèce sténohaline dont les meilleurs taux de croissance ont été observés à des salinités entre 0 et 1 g.l⁻¹, bien que cette espèce soit capable de tolérer des salinités allant de 0 à 7 g.l⁻¹ (Likongwe *et al.*, 1996). Les valeurs observées dans cette étude ne constituent pas un facteur limitant pour sa survie et sa croissance car elle est naturellement adaptée à l'eau douce. Les concentrations en TDS comprises entre 25 mg.l⁻¹ et 80 mg.l⁻¹, n'ont pas d'incidence significative sur la productivité des exploitations piscicoles, mais 80 mg.l⁻¹ est déjà une valeur maximale (Montchowui, 2011). Dans la présente étude, l'eau était beaucoup plus concentrée en matières en suspension parce que le TDS était entre $205 \pm 76,33$ ppm et $280,63 \pm 9,29$ ppm. Cependant, en suivant le guide d'évaluation du niveau TDS de l'eau (WHO, 1996), une appréciation de «eau d'excellente qualité» pourrait être attribuée à l'eau utilisée dans l'expérience. Dans l'ensemble, les paramètres physico-chimiques de l'eau d'élevage étaient faiblement corrélés entre eux. Cette remarque est semblable à celle faite par Amoussou (2011) dans les étangs d'*Oreochromis niloticus* au Burkina Faso. Cependant, cette remarque s'oppose à celle faite par Agadjihouede (2006) dans le milieu naturel dans la lagune de Grand-Popo dont l'eau est saumâtre.

Les concentrations en chlorophylle «a» variaient de $306,82$ µg.l⁻¹ à $8591,07$ µg.l⁻¹. Elles sont supérieures à celles enregistrées par Elegbe (2012) en étang piscicole au nord du Bénin ($287,09$

$\pm 304,77 \mu\text{g.l}^{-1}$ à $603,19 \pm 41,01 \mu\text{g.l}^{-1}$). Au Ghana, Frimpong *et al.* (2014) ont rapporté des concentrations en chlorophylle «a» comprises entre $150 \mu\text{g.l}^{-1}$ et $500 \mu\text{g.l}^{-1}$ en pisciculture intensive. Cela reflète la disponibilité d'une grande quantité de microalgues pour les individus *Oreochromis niloticus* utilisés au cours de l'expérimentation. Ces différences pourraient être dues à la fertilisation et aux résidus alimentaires qui favorisent une augmentation de la teneur en nutriments dans les bassins (Agadjihouede *et al.*, 2011). Les espèces de zooplancton et de phytoplancton dénombrées dans cette étude sont celles généralement rapportées dans la littérature pour l'élevage des tilapias d'eau douce (Dabbadie, 1996; Isumbisho Mwapu, 2006; Avit *et al.*, 2012; Trintignac *et al.*, 2013; Houssou *et al.*, 2015).

3.2. Performances zootechniques d'*Oreochromis niloticus*

La croissance du tilapia varie considérablement d'une espèce à l'autre et d'une population à l'autre. Cette variation est liée à la souche utilisée, à la disponibilité alimentaire, à la structure démographique des populations, à la sélectivité des captures et/ou de la prédation et à la superficie du plan d'eau (Lazard, 2009; Ouattara *et al.*, 2009). Le gain de poids n'a pas différé significativement d'un plan d'eau à l'autre ($24,65 \pm 12,86 \text{ g}$ à $32,74 \pm 17,71 \text{ g}$, $p > 0,05$). Selon la densité de stockage d'*Oreochromis niloticus*, Bamba *et al.* (2008) obtiennent respectivement des gains de poids allant de $40,24 \pm 7,64 \text{ g}$ à $54,03 \pm 7,76 \text{ g}$ (pour $10 \text{ individus.m}^{-2}$) et $36,65 \pm 5,73$ à $46,11 \pm 5,87 \text{ g}$ (pour $13 \text{ individus.m}^{-2}$). Au Burkina Faso, Amoussou *et al.* (2014) enregistrent les gains de poids de $25,79 \pm 1,54 \text{ g}$ dans un trou à poisson et de $33,43 \pm 2,47 \text{ g}$ dans une cage pour cette espèce de tilapia. La valeur du gain de poids dépend de l'état physiologique, de l'effet de densité de charge, de la souche et de l'origine du poisson (Mensah *et al.*, 2014). Les différences observées pourraient être dues à la composition de l'aliment commercial utilisé pendant l'expérience et à l'origine sauvage du poisson. Le gain de poids moyen n'a pas statistiquement varié selon le sexe ($p > 0,05$). Cependant, il était plus élevé chez les mâles que chez les femelles ($5,22 \pm 3,79 \text{ g}$ vs $4,57 \pm 3,28 \text{ g}$). Dans les bassins d'élevage d'*Oreochromis niloticus*, Mair and Van Dam (1996) ont observé que les gains de poids moyens les plus élevés sont obtenus dans les lots qui contiennent 95% de mâles et plus. En Côte d'Ivoire, Avit *et al.* (2012) ont observé un gain de poids moyen de $11,04 \pm 0,05 \text{ g}$ en pisciculture. Ce paramètre est influencé par l'effet de stockage et le poids initial du poisson utilisé pendant les expériences. Selon la souche utilisée, les conditions d'alimentation et d'élevage, le tilapia peut avoir une croissance journalière individuelle de 2 à 4 g.jour^{-1} (Lazard, 2009). Dans cette étude, le gain de poids journalier n'a pas varié de façon significative d'une population à l'autre. Les valeurs obtenues sont semblables à celles souvent rapportées dans la littérature. En effet, Morissens *et al.* (1996) ont noté une croissance moyenne individuelle de $2,81 \pm 0,07 \text{ g.jour}^{-1}$ pour la souche Bouaké, $2,50 \pm 0,05 \text{ g.jour}^{-1}$ pour la souche Daloa et $2,50 \pm 0,10 \text{ g.jour}^{-1}$ pour la souche Burkina Faso. En pisciculture en eau saumâtre d'*Oreochromis niloticus*, Gbaï *et al.* (2014) ont rapporté un gain moyen journalier de $0,75 \text{ g.jour}^{-1}$. Doudet (1991) a observé un gain moyen journalier égal à $0,70 \text{ g.jour}^{-1}$ en pisciculture lagunaire en Côte d'Ivoire. Au Burkina Faso, Amoussou *et al.* (2014) ont observé respectivement des gains de poids journaliers de $0,67 \pm 0,04 \text{ g.jour}^{-1}$ et de $0,88 \pm 0,07 \text{ g.jour}^{-1}$ respectivement en cage et en trou à poissons. Les individus mâles ont montré des taux de croissance spécifique pondérale et linéaire plus élevés que ceux des femelles. Ces résultats concordent avec ceux de Toguyeni (1996); Toguyeni *et al.*

(2002); Owusu-Frimpong *et al.* (2005); Sissao (2014); Mensah *et al.* (2014) qui montrent que les tilapias mâles ont une meilleure performance de croissance que les femelles. Après 91 jours d'élevage dans des bassins fertilisés, Owusu-Frimpong *et al.* (2005) enregistrent des taux de croissance spécifiques égaux à $2,77 \pm 0,09 \text{ \%} \cdot \text{jour}^{-1}$ et $2,38 \pm 0,05 \text{ \%} \cdot \text{jour}^{-1}$ respectivement pour les mâles et les femelles d'*Oreochromis niloticus*. En aquaculture en cage et en hapa, Mensah *et al.* (2014) ont trouvé des taux de croissance spécifique respectifs de $1,22 \pm 0,03 \text{ \%} \cdot \text{jour}^{-1}$ et de $0,80 \pm 0,04 \text{ \%} \cdot \text{jour}^{-1}$. En pisciculture en eau saumâtre d'*Oreochromis niloticus*, Gbaï *et al.* (2014) ont déclaré un taux de croissance spécifique égal à $1,49 \text{ \%} \cdot \text{jour}^{-1}$. En améliorant la production d'aliments naturels dans les étangs, la production de poissons peut augmenter et ses coûts peuvent diminuer. Sakr *et al.* (2015) ont montré que le périphyton joue un rôle central dans la croissance d'*Oreochromis niloticus*. En effet, les juvéniles de Tilapia du Nil nourris avec des régimes pauvres en protéines avec periphyton ont obtenu de meilleurs résultats ($p < 0,05$) que ceux alimentés par le régime de 25% de protéines brutes sans periphyton ($3,36 \pm 0,04$ et $3,39 \pm 0,05 \text{ \%} \cdot \text{jour}^{-1}$ vs $3,06 \pm 0,05 \text{ \%} \cdot \text{jour}^{-1}$). Dans la présente étude, la présence de plusieurs espèces de planctons a favorisé les meilleurs taux de croissance enregistrés. Les taux de croissance spécifique linéaire enregistrés dans la présente étude sont semblables à ceux rapportés pour *Oreochromis niloticus* par Gbaï *et al.* (2014) dans les lagunes ivoiriennes ($0,48 \text{ \%} \cdot \text{jour}^{-1}$).

Les quotients nutritifs relevés dans cette étude sont plus élevés que ceux observés par Bamba *et al.* (2007); Bamba *et al.* (2008) en aquariums et en étangs en Côte d'Ivoire. En effet, selon le traitement alimentaire, les alevins d'*Oreochromis niloticus* soumis à un régime sans farine de poisson ont montré les quotients nutritifs de 0,98 et 1,3 en bassins d'élevage (Bamba *et al.*, 2007). Les fingerlings d'*Oreochromis niloticus* élevés à des densités de 10 individus.m⁻² et 13 individus.m⁻² ont montré des quotients nutritifs allant de 1,13 à 1,87 (Bamba *et al.*, 2008). En République du Congo, Ngokaka *et al.* (2010) ont rapporté les quotients nutritifs respectifs de $10,2 \pm 0,2$ et de $12,2 \pm 6,3$ en étangs et cages flottantes d'*Oreochromis niloticus*. De plus, Amoussou *et al.* (2014) observent les valeurs de 2,72, 0,97 et 7,37 pour ce paramètre en cage et trou à poisson au Burkina Faso. Par ailleurs, chez une souche isolée du tilapia *Sarotherodon melanotheron*, Ouattara *et al.* (2005) ont enregistré des quotients nutritifs élevés égaux à $17,66 \pm 0,54$, $6,13 \pm 2,23$ et $8,28 \pm 1,75$ respectivement dans les bassins, les étangs et les cages. Ces différences pourraient être dues à la qualité des aliments utilisés au cours de ces diverses expérimentations. Le facteur de condition est un paramètre important de l'expression de l'embonpoint relatif du poisson. Il est utile pour la compréhension des impacts des variations des conditions environnementales sur les espèces et est également utilisé comme une mesure de l'étape de développement physiologique du poisson (Oni, 1983). Globalement, le facteur de condition calculé pour *Oreochromis niloticus* variait de $3,67 \pm 0,94$ à $5,25 \pm 1,51$, ce qui est indicatif d'un bon état de santé pendant l'expérience. Les facteurs de condition similaires ont été obtenus par Mensah *et al.* (2014) en cage flottante ($3,83 \pm 0,09$) et en hapa ($3,80 \pm 0,05$). De même, Attipoe (2006) rapporte des facteurs de condition égaux à $3,54 \pm 0,02$ et $3,66 \pm 0,02$ au Ghana. Dans le lac Toho, Ahouansou Montcho & Laleye (2008) ont enregistré la variation mensuelle du facteur de condition comprise entre 1 et 2 pour *Oreochromis niloticus*. Avec les fingerlings d'*Oreochromis niloticus* nourris à différents niveaux de maltose, les facteurs de condition étaient de 1,64, 1,77, 1,74, 1,72 et 1,79 (Ighwela *et al.*, 2011). Les taux de survie

enregistrés sont satisfaisants et semblables à ceux rapportés pour *Oreochromis niloticus* dans la littérature: $65,02 \pm 4,71\%$ (Avit *et al.*, 2012), $79,34 \pm 6,55\%$ à $94,2 \pm 2,48\%$ (Bamba *et al.*, 2008), $52,85\%$ (Gbaï *et al.*, 2014), 80% et $95-100\%$ (Beaven & Muposhi, 2012), 97.5 et 98.2 (Owusu-Frimpong *et al.*, 2005). Morissens *et al.* (1996) indiquent un taux de survie égal à $90,20(0)\%$ pour la souche Bouaké, $94,24(3,09)$ pour la souche Daloa et $89,69(1,55)$ pour la souche Burkina Faso. Conformément à Ighwela *et al.* (2011), il existe une corrélation significative entre la longueur et le poids des individus d'*Oreochromis niloticus* du lac Toho et du fleuve Couffo.

Lorsque b est égal à 3, le modèle isométrique de croissance s'observe, mais lorsque b n'est pas égal à 3, c'est le modèle allométrique de croissance qui s'observe, ce qui peut être positif si $b > 3$ ou négatif si $b < 3$ (Froese, 2006). Dans notre étude, b variait de 2,38 à 3,22. La majorité des individus a la valeur de $b < 3$, donc ils croissent plus en longueur qu'en poids. Avit *et al.* (2012) ont obtenu les coefficients allométriques égaux à $2,84 \pm 0,14$ et $2,79 \pm 0,23$ respectivement en pisciculture et dans le système intégré poisson-riz d'*Oreochromis niloticus*. D'autre part, pour Ighwela *et al.* (2011), les valeurs du coefficient de régression pour les poissons nourris à différents niveaux de maltose (0,0%, 20%, 25%, 30% et 35%) étaient respectivement de 0,82, 0,87, 0,93, 0,82 et 0,90. Pour cette espèce, Sirima *et al.* (2009) ont enregistré les valeurs de b variant de 2.169 et 3.441 dans le bassin hydrographique de la Comoé (Burkina Faso).

A la fin de l'expérience, la plupart des individus étaient au stade IV de maturité sexuelle (42,86-93,33%). Cela tient au fait qu'ils ont été séparés au cours de l'expérience. Ceci est en accord avec l'observation de Toguyeni *et al.* (2002) qui ont conclu que la maturation sexuelle pourrait être impliquée dans l'expression du dimorphisme sexuel de la croissance. Le rapport gonado-somatique (RGS) et l'indice gonado-somatique (IGS) ont permis de caractériser la maturation sexuelle des individus d'*Oreochromis niloticus*. Les variations du RGS et de l'IGS montrent que le poids des ovaires est plus élevé que celui des testicules. Ainsi, dans la présente étude, les paramètres de reproduction étaient plus élevés chez les femelles que chez les mâles. Ceci corrobore les observations de Toguyeni *et al.* (2002). Bhujel *et al.* (2001) ont observé que les IGS finaux des femelles et des mâles (2,57% à 3,22% vs 0,64% à 0,81%) n'ont pas été affectés par le type d'aliment ($p > 0,05$).

4. CONCLUSION

Dans l'ensemble, les individus d'*Oreochromis niloticus* du fleuve Ouémé ont été beaucoup plus performants que ceux du lac Toho et du fleuve Couffo. La majorité des individus ont indiqué une croissance allométrique qui est moins désirable en pisciculture. Dès lors deux populations se distinguent: le groupe qui n'est constitué que du fleuve Ouémé et celui comprenant le lac Toho et le fleuve Couffo. La mise en place d'un programme d'élevage sélectif de ces populations locales d'*Oreochromis niloticus* améliorera leurs performances zootechniques.

■ CHAPITRE 2 : Evaluation des paramètres zootechniques et reproductifs des populations sauvages de *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852 du Sud Bénin élevé en captivité

1. PREAMBULE

En milieu d'élevage, *Sarotherodon melanotheron* est moins performante que *Oreochromis niloticus*. Afin d'améliorer le potentiel aquacole de *Sarotherodon melanotheron* à travers la sélection génétique, cette étude a évalué la croissance, la survie et les paramètres reproductifs des individus de trois plans d'eau du Sud du Bénin (lac Toho, lagune de Grand-Popo et lac Nokoué) en fonction de leur sexe et de leur âge à la pêche expérimentale.

2. RESULTATS

2.1. Caractéristiques de l'eau d'élevage

Les paramètres physico-chimiques de l'eau sont restés relativement stables pendant les 90 JPA (Tableau XLIX). L'oxygène dissous et le TDS n'ont pas varié significativement d'un bassin à l'autre ($p > 0,05$). Dans la matinée, à 30 et 90 JPA (Jours Post-Alevinage), la conductivité était similaire entre les bassins 3 et 4. Mais elle était plus faible ($p < 0,05$) dans ces deux derniers bassins que dans les bassins 1 et 2. Tous les soirs, le pH n'a pas varié de façon significative dans tous les bassins pendant toute l'expérience. La même tendance a été enregistrée pour ce paramètre dans la matinée à 90 JPA. Cependant, le matin, à 30 et 60 JPA, ce paramètre physico-chimique est resté semblable entre les bassins 3 et 4, mais inférieur à celui des bassins 1 et 2. A 60 et 90 JPA, dans la matinée et à 90 DPN, le soir, la salinité ne variait pas significativement entre les bassins 2, 3 et 4. Cependant, elle était moins élevée dans ces trois bassins que dans le bassin 1 ($p < 0,001$). Il était similaire ($p > 0,05$) entre tous les bassins à 30 JPA le matin et respectivement à 30 et 60 JPA le soir. Toutes les corrélations significatives entre les paramètres physico-chimiques étaient très fortes ($p < 0,001$). Dans la matinée, la conductivité de l'eau a été positivement liée au pH, à la salinité et au TDS ($r = 0,23$, $r = 0,91$, $r = 0,32$ respectivement). De même, le pH et la salinité ont été corrélés positivement respectivement avec la salinité et la TDS ($r = 0,24$ vs $r = 0,28$). En revanche, le TDS était négativement ($r = -0,66$) lié à la température de l'eau d'élevage (Tableau L). Dans la soirée, seule la température a montré une corrélation significative. En effet, elle était négativement et fortement liée au TDS ($r = -0,64$, $p < 0,001$). La production de chlorophylle «a» variait significativement dans les bassins expérimentaux ($p < 0,05$). La concentration en chlorophylle «a» a varié de $1.113,12 \mu\text{g.l}^{-1}$ à $1.956,51 \mu\text{g.l}^{-1}$ (Figure 49). Trois espèces de phytoplancton (*Scenedesmus quadricauda*, *Euglena oxyuris*, *Aulacoseira granulata*) et cinq espèces de zooplancton (*Lecane bulla*, *Lepadella ovalis*, *Trichocerca* sp, *Polyarthra vulgaris*, *Elaphoidella grandidieri*) ont été observées dans les bassins d'élevage (Figure 50). Les espèces phytoplanctoniques et zooplanctoniques les plus importantes étaient respectivement *Scenedesmus quadricauda*

Caractérisation zootechnique

(81.563 individus.l⁻¹) et *Lecane bulla* (1.165 individus.l⁻¹). Les détails des résultats d'abondance des planctons ont été présentés à la figure 50.

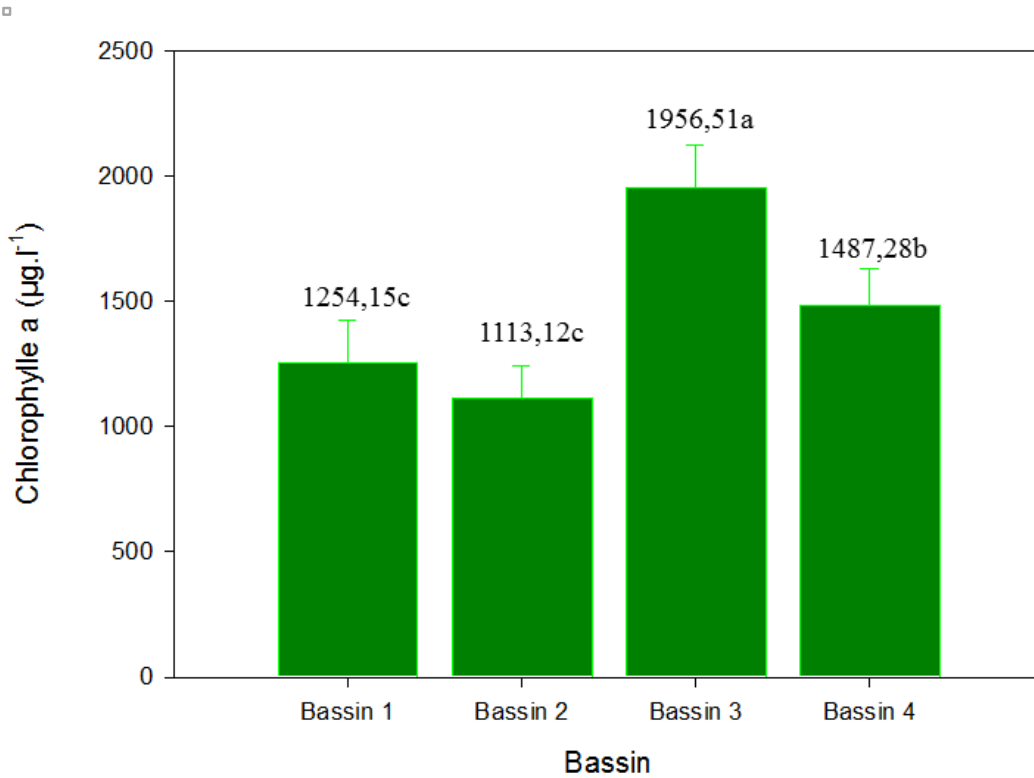


Figure 49: Concentration en chlorophylle «a» au niveau de chacun des bassins d'élevage (d'un bassin à l'autre, les moyennes avec différentes lettres alphabétiques sont différentes au seuil de 5%).

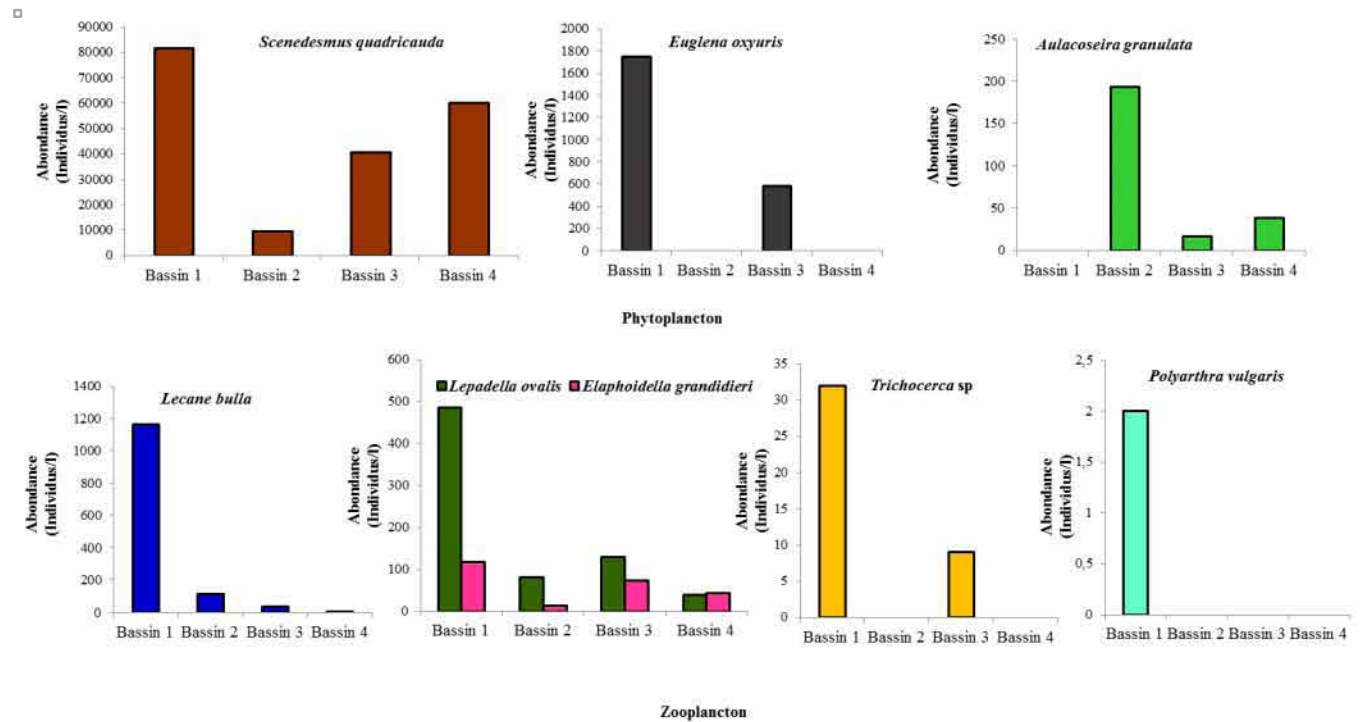


Figure 50: Abondance des planctons par bassin et par espèce ou groupe.

Caractérisation zootechnique

Tableau XLIX: Paramètres physico-chimiques de l'eau selon le moment de la journée et la période post-alevinage.

Variable	Moment	Période	Bassin 1		Bassin 2		Bassin 3		Bassin 4		ANOVA
			M	ET	M	ET	M	ET	M	ET	
Conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	Matin	30JPA	7,07a	0,12	6,99b	0,09	6,95c	0,15	6,95c	0,14	***
		60JPA	7,07a	0,75	6,82b	0,17	6,74c	0,16	6,66d	0,29	**
		90JPA	6,84a	0,33	6,6b	0,09	6,52c	0,11	6,52c	0,16	***
	Soir	30JPA	6,99a	0,14	6,99a	0,21	6,96a	0,11	8,52a	9,88	NS
		60JPA	6,93a	0,59	6,71b	0,16	6,65c	0,21	6,75b	0,22	*
		90JPA	6,86a	0,3	6,58b	0,25	6,55bc	0,2	6,52c	0,17	***
pH	Matin	30JPA	6,67a	0,31	6,55b	0,25	6,44c	0,27	6,44c	0,31	***
		60JPA	6,92a	0,35	6,71b	0,32	6,58c	0,32	6,58c	0,33	***
		90JPA	6,63a	0,29	6,46a	0,25	6,43a	0,36	6,41a	0,32	NS
	Soir	30JPA	6,7a	0,37	6,63a	0,33	6,53a	0,29	6,58a	0,3	NS
		60JPA	6,84a	0,36	6,74a	0,32	6,73a	0,28	6,65a	0,33	NS
		90JPA	6,82a	0,38	6,75a	0,26	6,75a	0,31	6,67a	0,25	NS
Oxygène dissous (mg/l)	Matin	30JPA	7,67a	0,78	7,65a	0,67	7,91a	0,64	7,73a	0,91	NS
		60JPA	8,01a	1,3	7,91a	1,35	7,81a	0,93	7,93a	1,39	NS
		90JPA	7,94a	1,11	7,89a	1,05	8,19a	1,58	7,61a	0,7	NS
	Soir	30JPA	7,8a	0,81	7,88a	1,09	7,49a	0,82	7,7a	0,87	NS
		60JPA	7,96a	1,09	7,82a	1,31	7,64a	1,28	7,35a	0,92	NS
		90JPA	8,2a	1,7	7,65a	0,94	8,92a	2,03	7,54a	1,24	NS
Température ($^{\circ}\text{C}$)	Matin	30JPA	28,38a	0,63	28,25a	0,6	28,27a	0,63	28,35a	0,55	NS
		60JPA	28,9a	0,69	28,87a	0,63	28,83a	0,64	28,86a	0,67	NS
		90JPA	28,93a	0,47	29,01a	0,43	28,89a	0,81	28,99a	0,49	NS
	Soir	30JPA	29,21b	0,86	29,51a	0,61	29,54a	0,58	29,66a	0,68	*
		60JPA	30,07a	0,6	29,9a	0,53	30,32a	0,57	30,11a	0,49	NS
		90JPA	30,09a	0,55	30,33a	0,51	30,34a	0,54	30,39a	0,52	NS
Salinité (mg/l)	Matin	30JPA	0,34a	0,01	0,34a	0,01	0,34a	0,01	0,34a	0,01	NS
		60JPA	0,35a	0,04	0,33b	0,01	0,33b	0,01	0,33b	0,01	***
		90JPA	0,34a	0,02	0,32b	0	0,32b	0,01	0,32b	0,01	***
	Soir	30JPA	0,34a	0,01	0,34a	0,01	0,34a	0,01	0,34a	0,01	NS
		60JPA	0,34a	0,03	0,33a	0,01	0,32a	0,01	0,33a	0,01	NS
		90JPA	0,34a	0,02	0,32b	0,01	0,32b	0,01	0,32b	0,01	***
TDS (ppm)	Matin	30JPA	307,62a	13,4	313,1a	12,97	312,62a	13,26	314,05a	14,83	NS
		60JPA	294,29a	12	291,43a	7,05	292,14a	5,68	293,57a	7,8	NS
		90JPA	285a	7,6	285,71a	5,14	287,14a	4,69	287,86a	5,79	NS
	Soir	30JPA	309,52a	14,31	313,1a	14,73	313,33a	13,73	315a	14,86	NS
		60JPA	293,21a	14,16	294,29a	8,36	293,57a	6,78	292,86a	8,1	NS
		90JPA	286,43a	7,45	287,86a	8,02	288,57a	5,35	287,86a	5,79	NS

*** : $p < 0,01$; **: $p < 0,01$; * : $p < 0,05$; NS : $p > 0,05$; M : moyenne; ET : Ecart-type; JPA : Jours Post-Alevinage; ANOVA = Analyse de la variance.

Caractérisation zootechnique

Tableau L: Corrélation entre les paramètres physico-chimiques dans la matinée (au-dessus de la diagonale) et dans la soirée (en dessous de la diagonale).

Variable	Conductivité	Oxygène dissous	pH	Salinité	TDS	Température
Conductivité	1	-0,00NS	0,23***	0,91***	0,32***	-0,14NS
Oxygène dissous	-0,04NS	1	-0,05NS	0,01NS	-0,09NS	0,08NS
pH	-0,02NS	0,07NS	1	0,24***	0,05NS	-0,14NS
Salinité	0,13NS	0,01NS	0,12NS	1	0,28***	-0,11NS
TDS	0,05NS	-0,08NS	-0,02NS	0,34***	1	-0,66***
Température	-0,17NS	0,07NS	-0,14NS	-0,14NS	-0,64***	1

***: $p < 0,001$; NS: $p > 0,05$.

2.2. Influence du plan d'eau, du sexe et de l'âge à la pêche expérimentale sur les caractéristiques zootechniques de *Sarotherodon melanotheron*

A la fin de l'expérience, le gain de poids, le gain de poids journalier, le taux de croissance spécifique pondérale, le facteur de condition, le taux de survie, la biomasse nette et la biomasse par mètre carré n'ont montré aucune variation significative par rapport au plan d'eau d'origine. Le poids corporel des individus du lac Nokoué était intermédiaire entre celui du lac Toho et celui de la lagune de Grand-Popo ($p < 0,001$). La même tendance a été observée pour la longueur totale, la longueur standard et le gain de poids moyen (Tableau LI). Le taux de croissance spécifique linéaire et le quotient nutritif étaient similaires ($p > 0,05$) entre les individus du lac Nokoué et de la lagune de Grand-Popo. Cependant, ces deux paramètres étaient plus élevés chez les individus du lac Toho que chez ceux du lac Nokoué et de la lagune de Grand-Popo ($p < 0,05$). Toutes les caractéristiques zootechniques n'ont pas différencié significativement entre les mâles et les femelles ($p > 0,05$) excepté le quotient nutritif qui était significativement plus élevé chez les mâles que chez les femelles ($p < 0,05$). Le poids corporel, la longueur totale et la longueur standard ont été non seulement similaires entre les 30 et 60 JPA, mais également similaires entre les 60 et 90 JPA. Le gain de poids, le gain de poids journalier, le taux de croissance spécifique pondérale, le taux de croissance spécifique linéaire, la biomasse nette et la biomasse par mètre carré ont été non seulement significativement moins importants pendant les 30 JPA que pendant les 60 JPA mais aussi plus faibles pendant les 60 JPA que pendant 90 JPA ($p < 0,001$). Le facteur de condition et le taux de survie ont été similaires pendant les 30 et 60 JPA et plus élevés pendant ces deux périodes que pendant les 90 JPA ($p < 0,001$). De plus, le gain de poids moyen et le quotient nutritif n'ont pas varié de façon significative pendant les trois périodes post-alevinage (Tableau LI).

Caractérisation zootechnique

Tableau LI: Paramètres zootechniques par plan d'eau, sexe et âge à la pêche expérimentale.

Variable	Plan d'eau						Sexe				Age à la pêche expérimentale						Significativité		
	Lac Nokoué		Lac Toho		Lagune de Grand-Popo		Mâle		Femelle		30 JPA		60 JPA		90 JPA		Plan d'eau	Sexe	Age
	M	ET	M	ET	M	ET	M	ET	M	ET	M	ET	M	ET	M	ET			
PV (g)	24,81b	4,71	32,88a	5,2	18,48c	3,8	26,49a	7,99	24,28a	6,89	23,98b	6,53	27,1ab	7,06	30,13a	7,26	***	NS	**
LT (cm)	10,86b	0,89	11,67a	0,74	9,56c	0,83	10,85a	1,29	10,55a	1,09	10,46b	0,97	11,06ab	1,02	11,57a	0,93	***	NS	***
LS (cm)	8,34b	0,65	9,06a	0,57	7,5c	0,62	8,42a	0,97	8,16a	0,8	8,07b	0,75	8,51ab	0,75	8,98a	0,71	***	NS	***
GP (g)	7,23a	3,63	6,94a	4,15	5,63a	2,85	7,64a	3,43	5,57a	3,45	3,43c	1,29	6,76b	2,45	9,61a	3,4	NS	NS	***
GPM (g)	0,8b	0,3	1,88a	0,45	0,58c	0,15	1,08a	0,63	1,1a	0,7	0,86a	0,5	1,04a	0,68	1,36a	0,72	***	NS	NS
GPJ (g.jour ⁻¹)	0,24a	0,12	0,23a	0,14	0,19a	0,1	0,26a	0,11	0,19a	0,11	0,12c	0,04	0,23b	0,08	0,32a	0,11	NS	NS	***
TCSP (%.jour ⁻¹)	1,1a	0,5	0,73a	0,37	1,15a	0,47	1,09a	0,43	0,9a	0,51	0,57c	0,18	1,03b	0,31	1,39a	0,47	NS	NS	***
TCSL (%.jour ⁻¹)	0,47a	0,2	0,32b	0,14	0,5a	0,2	0,47a	0,2	0,39a	0,2	0,25c	0,07	0,45b	0,14	0,59a	0,18	*	NS	***
QN	12,5b	8,39	37,94a	33,54	12,8b	9,87	13,45b	16,8	28,71a	27,07	31,35a	26,24	18,09a	20,45	13,81a	21,65	**	*	NS
K	4,13a	0,2	4,27a	0,26	4,3a	0,27	4,2a	0,25	4,27a	0,26	4,34a	0,18	4,21a	0,3	4b	0,19	NS	NS	***
TS (%)	88,17a	15,97	90,37a	10,53	82,73a	11,16	90,65a	7,15	83,53a	16,16	95,22a	5,85	90,85a	8,65	75,2b	13,2	NS	NS	***
BN (g)	7,23a	3,63	6,94a	4,15	5,63a	2,85	7,64a	3,43	5,57a	3,45	3,43c	1,29	6,76b	2,45	9,61a	3,4	NS	NS	***
BPM (g.m ⁻²)	1,81a	0,91	1,74a	1,04	1,4a	0,71	1,91a	0,86	1,39a	0,86	0,86c	0,32	1,69b	0,61	2,4a	0,85	NS	NS	***

*** : p<0,001; ** : p<0,01; * : p<0,05; NS : p> 0,05; M = Moyenne; ET = Ecart-type; JPA = Jours Post-Alevinage; Les moyennes intra-classe de la même ligne suivies par les mêmes lettres ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%; PV : Poids Vif; LT : Longueur Totale; LS : Longueur Standard; GP : Gain de Poids; GPM : Gain de Poids Moyen; GPJ : Gain de Poids Journalier; TCSP : Taux de Croissance Spécifique Pondérale; TCSL : Taux de Croissance Spécifique Linéaire; QN : Quotient Nutritif ; K : facteur de condition; TS : Taux de Survie; BN : Biomasse Nette; BPM: Biomasse Par Mètre carré.

2.3. Corrélation entre les paramètres zootechniques

A la fin de l'expérimentation, chez les individus du lac Nokoué, le gain de poids moyen était positivement et modérément ($r = 0,89$; $p < 0,01$) associé à la biomasse par mètre carré, au gain de poids journalier, à la biomasse nette et au gain de poids (Tableau LII). Il a été positivement et fortement corrélé avec le taux de croissance spécifique linéaire, le taux de croissance spécifique pondérale ($0,9 \leq r \leq 0,92$, $p < 0,001$). Cependant, il était négativement et fortement lié au taux de survie ($r = -0,93$, $p < 0,001$). La biomasse par mètre carré était fortement liée au gain de poids journalier, au taux de croissance spécifique linéaire, à la biomasse nette, au taux de croissance spécifique pondérale et au gain de poids ($0,96 \leq r \leq 1$; $p < 0,001$). Quant au gain de poids journalier, ses degrés de liaison avec le taux de croissance spécifique linéaire, la biomasse nette, le taux de croissance spécifique pondérale et le gain de poids étaient positifs et forts ($0,96 \leq r \leq 0,99$; $p < 0,001$). Le poids corporel était positivement et fortement associé à la longueur totale ($r = 0,97$) et à la longueur standard ($r = 0,98$). De même, le taux de croissance spécifique linéaire était positivement et fortement corrélé à la biomasse nette, au taux de croissance spécifique pondérale et au gain de poids ($0,96 \leq r \leq 0,98$; $p < 0,001$). La biomasse nette a suivi la même tendance avec le taux de croissance spécifique pondérale et le gain de poids ($0,97 \leq r \leq 1$, $p < 0,001$). D'autre part, le taux de croissance spécifique pondérale était négativement et faiblement lié au taux de survie ($r = -0,83$; $p < 0,05$). Cependant, il était positivement et fortement associé au gain de poids ($r = 0,97$; $p < 0,001$). La longueur standard a été positivement et fortement corrélée avec la longueur totale ($r = 0,99$, $p < 0,001$).

Parmi les individus du lac Toho, le gain de poids moyen a été négativement et modérément associé au taux de survie ($r = -0,85$; $p < 0,01$). D'autre part, il était lié positivement et moyennement au poids corporel, à la longueur standard et à la longueur totale ($0,83 \leq r \leq 0,91$; $p < 0,01$). La biomasse par mètre carré était négativement et fortement ($r = -0,89$; $p < 0,001$) corrélé au quotient nutritif (Tableau LII). Cependant, elle a été positivement et fortement associée au gain de poids journalier, au poids corporel, au taux de croissance spécifique linéaire, à la biomasse nette, au taux de croissance spécifique pondérale, à la longueur standard, à la longueur totale et au gain de poids ($0,92 \leq r \leq 1$; $p < 0,001$). La même tendance a été suivie par le gain de poids journalier. Quant au poids corporel, il a été positivement et moyennement corrélé avec le taux de croissance spécifique linéaire ($r = 0,86$; $p < 0,01$). De plus, il était d'une part lié négativement et fortement au quotient nutritif ($r = -0,92$, $p < 0,001$) et, d'autre part, positivement et fortement associée à la biomasse nette, au taux de croissance spécifique pondérale, à la longueur standard, à la longueur totale et au gain de poids ($0,93 \leq r \leq 0,97$, $p < 0,01$). Le taux de croissance spécifique linéaire a été associé positivement à la biomasse nette ($r = 0,94$), au taux de croissance spécifique pondérale ($r = 0,95$), à la longueur standard ($r = 0,93$), à la longueur totale ($r = 0,89$) et au gain de poids ($r = 0,94$). La corrélation était modérée avec la longueur totale ($p < 0,01$) mais forte ($p < 0,001$) avec la biomasse nette, le taux de croissance spécifique pondérale, la longueur standard et le gain de poids (Tableau LII). La biomasse nette a été négativement et modérément associée au quotient nutritif ($r = -0,89$; $p < 0,01$). Cependant, elle était fortement liée au taux de croissance spécifique pondérale, à la longueur standard, à la longueur totale et au gain de poids ($0,92 \leq r \leq 1$; $p < 0,001$). Le quotient nutritif a été négativement et faiblement ($p < 0,05$) lié à la longueur standard ($r = -0,81$) et à la longueur totale ($r = -0,83$).

De même, il était négativement et modérément associé au taux de croissance spécifique pondérale et au gain de poids ($-0,86 \leq r \leq -0,89$, $p < 0,001$). En ce qui concerne le taux de croissance spécifique pondérale, il a été d'une part positivement et modérément associé à la longueur totale ($r = 0,9$; $p < 0,01$) et d'autre part, positivement et fortement corrélé à la longueur standard et au gain de poids ($0,92 \leq r \leq 0,99$, $p < 0,001$). De plus, la longueur standard était positivement et fortement ($p < 0,001$) liée à la longueur totale ($r = 0,96$) et au gain de poids ($r = 0,93$). De même, la longueur totale était positivement et fortement associée au gain de poids ($r = 0,92$; $p < 0,001$).

Concernant les individus provenant de la lagune de Grand-Popo, le gain de poids a été positivement et faiblement ($p < 0,05$) lié respectivement à la longueur standard ($r = 0,86$) et à la longueur totale ($r = 0,85$). De même, la biomasse par mètre carré était positivement et modérément ($p < 0,01$) associée à la longueur standard ($r = 0,87$) et à la longueur totale ($r = 0,89$). De plus, elle était positivement et fortement corrélée au gain de poids journalier, au poids corporel, au taux de croissance spécifique linéaire, à la biomasse nette, au taux de croissance spécifique pondérale et au gain de poids ($0,93 \leq r \leq 1$; $p < 0,001$). Quant au gain de poids journalier, il a été positivement et modérément associé à la longueur standard et à la longueur totale des individus de *Sarotherodon melanotheron* ($0,87 \leq r \leq 0,89$; $p < 0,01$). En outre, il était positivement et fortement associé au poids corporel, au taux de croissance spécifique linéaire, à la biomasse nette, au taux de croissance spécifique pondérale et au gain de poids ($0,93 \leq r \leq 0,99$; $p < 0,001$). En ce qui concerne le poids corporel, il a été positivement et faiblement associé au taux de croissance spécifique pondérale ($r = 0,84$; $p < 0,05$). Par ailleurs, la corrélation entre la biomasse nette ($r = 0,93$), la longueur standard ($r = 0,95$), la longueur totale ($r = 0,96$) et le gain de poids ($r = 0,93$) était positive et forte ($p < 0,001$). Le taux de croissance spécifique linéaire a été positivement et faiblement lié à la longueur totale ($r = 0,82$; $p < 0,05$). De plus, ce paramètre zootechnique a été positivement et fortement associé à la biomasse nette, au taux de croissance spécifique pondérale et au gain de poids ($0,96 \leq r \leq 0,97$; $p < 0,001$). Quant à la biomasse nette, elle était positivement et modérément ($p < 0,01$) liée à la longueur standard ($r = 0,87$) et à la longueur totale ($r = 0,89$). D'autre part, elle a été positivement et fortement corrélée ($p < 0,001$) avec le taux de croissance spécifique pondérale ($r = 0,97$) et le gain de poids ($r = 1$). Le taux de croissance spécifique pondérale était d'une part, positivement et faiblement lié à la longueur totale ($r = 0,83$; $p < 0,05$) et d'autre part positivement et fortement associé au gain de poids ($r = 0,97$; $p < 0,001$). La longueur standard des individus de *Sarotherodon melanotheron* provenant de cette lagune a été d'une part, positivement et moyennement liée au gain de poids ($r = 0,87$; $p < 0,01$) et d'autre part, positivement et fortement corrélée à la longueur totale ($r = 0,99$; $p < 0,001$). La longueur totale elle-même était en corrélation positive et modérée ($p < 0,01$) avec le gain de poids ($r = 0,89$, Tableau LIII).

Caractérisation zootechnique

Tableau LII: Corrélation entre les paramètres zootechniques des individus de *Sarotherodon melanotheron* du lac Nokoué (au-dessus de la diagonale) et du lac Toho (en dessous de la diagonale).

Variable	GPM	BPM	GPJ	PV	K	TCSL	BN	QN	TCSP	LS	TS	LT	GP		
GPM		0,89**	0,89**	0,58NS	-0,44NS	0,9***	0,89**	-0,63NS	0,92***	0,55NS	-0,93***	0,515NS	0,89**		
BPM	0,78NS		0,99***	0,8NS	-0,61NS	0,96***	1***	-0,79NS	0,97***	0,77NS	-0,74NS	0,74NS	1***		
GPJ	0,78NS	0,99***		0,81NS	-0,61NS	0,96***	0,99***	-0,79NS	0,97***	0,77NS	-0,74NS	0,74NS	0,99***		
PV	0,87**	0,96***	0,96***		-0,66NS	0,68NS	0,8NS	-0,78NS	0,66NS	0,98***	-0,33NS	0,97***	0,803NS		
K	0,14NS	-0,13NS	-0,12NS	-0,02NS		-0,65NS	-0,61NS	0,61NS	-0,53NS	-0,8NS	0,26NS	-0,77NS	-0,61NS		
TCSL	0,75NS	0,94***	0,93***	0,86**	-0,36NS		0,96***	-0,73NS	0,98***	0,68NS	-0,78NS	0,66NS	0,96***		
Lac Toho															
BN	0,78NS	1***	0,99***	0,96***	-0,13NS	0,94***		-0,79NS	0,97***	0,7NS	-0,74NS	0,74NS	1***	Lac Nokoué	
QN	-0,79NS	-0,89**	-0,89**	-0,92***	-0,14NS	-0,71NS	-0,89**		-0,72NS	-0,75NS	0,51NS	-0,74NS	-0,79NS		
TCSP	0,75NS	0,99***	0,99***	0,93***	-0,19NS	0,95***	0,99***	-0,86**		0,63NS	-0,83*	0,59NS	0,97***		
LS	0,83**	0,93***	0,92***	0,94***	-0,3NS	0,93***	0,93***	-0,81*	0,92***		-0,3NS	0,99***	0,77NS		
TS	-0,85**	-0,46NS	-0,46NS	-0,52NS	-0,02NS	-0,58NS	-0,46NS	0,41NS	-0,46NS	-0,58NS		-0,26NS	-0,74NS		
LT	0,91**	0,92***	0,92***	0,97***	-0,13NS	0,89**	0,92***	-0,83*	0,9**	0,96***	-0,65NS		0,738NS		
GP	0,78NS	1***	0,99***	0,96***	-0,13NS	0,94***	1***	-0,89**	0,99***	0,93***	-0,46NS	0,92***			

***: $p < 0,001$; **: $p < 0,01$; *: $p < 0,05$; NS : $p > 0,05$; PV : Poids Vif; LT : Longueur Totale; LS : Longueur Standard; GP : Gain de Poids; GPM : Gain de Poids Moyen; GPJ : Gain de Poids Journalier; TCSP : Taux de Croissance Spécifique Pondérale; TCSL : Taux de Croissance Spécifique Linéaire; QN : Quotient Nutritif ; K : facteur de condition; TS : Taux de Survie; BN : Biomasse Nette; BPM: Biomasse Par Mètre carré.

Caractérisation zootechnique

Tableau LIII: Corrélation entre les paramètres zootechniques des individus de *Sarotherodon melanotheron* de la lagune de Grand-Popo.

Variable	BPM	GPJ	PV	K	TCSL	BN	QN	TCSP	LS	TS	LT	GP
GPM	0,76NS	0,76NS	0,81NS	-0,6NS	0,69NS	0,76NS	-0,45NS	0,77NS	0,86*	-0,82NS	0,85*	0,76NS
BPM		0,99***	0,93***	-0,37NS	0,96***	1***	-0,78NS	0,97***	0,87**	-0,3NS	0,89**	1***
GPJ			0,93***	-0,36NS	0,96***	0,99***	-0,78NS	0,97***	0,87**	-0,3NS	0,89**	0,99***
PV				-0,41NS	0,81NS	0,93***	-0,72NS	0,84*	0,95***	-0,35NS	0,96***	0,93***
K					-0,44NS	-0,37NS	-0,01NS	-0,37NS	-0,67NS	0,47NS	-0,63NS	-0,37NS
Lagune de Grand- Popo	TCSL					0,96***	-0,72NS	0,97***	0,81NS	-0,27NS	0,82*	0,96***
	BN						-0,78NS	0,97***	0,87**	-0,3NS	0,89**	1***
	QN							-0,78NS	-0,6NS	0,03NS	-0,62NS	-0,78NS
	TCSP								0,81NS	-0,39NS	0,83*	0,97***
	LS									-0,44NS	0,99***	0,87**
	TS										-0,44NS	-0,3NS
	LT											0,89**

***: $p < 0,001$; **: $p < 0,01$; * : $p < 0,05$; NS : $p > 0,05$; PV : Poids Vif; LT : Longueur Totale; LS : Longueur Standard; GP : Gain de Poids; GPM : Gain de Poids Moyen; GPJ : Gain de Poids Journalier; TCSP : Taux de Croissance Spécifique Pondérale; TCSL : Taux de Croissance Spécifique Linéaire; QN : Quotient Nutritif ; K : facteur de condition; TS : Taux de Survie; BN : Biomasse Nette; BPM: Biomasse Par Mètre carré.

2.4. Analyse multivariée basée sur les paramètres zootechniques

L'analyse en composantes principales et le dendrogramme appliqués sur les caractéristiques zootechniques de *Sarotherodon melanotheron* ont permis de ressortir deux groupes: le groupe qui est constitué du seul lac Toho et celui qui comprend le lac Nokoué et la lagune de Grand-Popo (Figures 51 et 52). Les individus de *Sarotherodon melanotheron* du lac Nokoué et du lac Toho ont été caractérisés par un poids corporel, une longueur totale, une longueur standard, un gain de poids, un gain de poids moyen, un gain de poids journalier, un quotient nutritif, un taux de survie, une biomasse nette et une biomasse par mètre carré les plus élevés tandis que ceux de la lagune de Grand-Popo sont caractérisés par des taux de croissance spécifique pondérale et linéaire et un facteur de condition les plus élevés (Figure 51). Le lac Nokoué et la lagune de Grand-Popo ont été trouvés plus proches en terme de quotient nutritif et de taux de survie tandis que le lac Toho a été trouvé très éloigné d'eux (Figure 52).

□

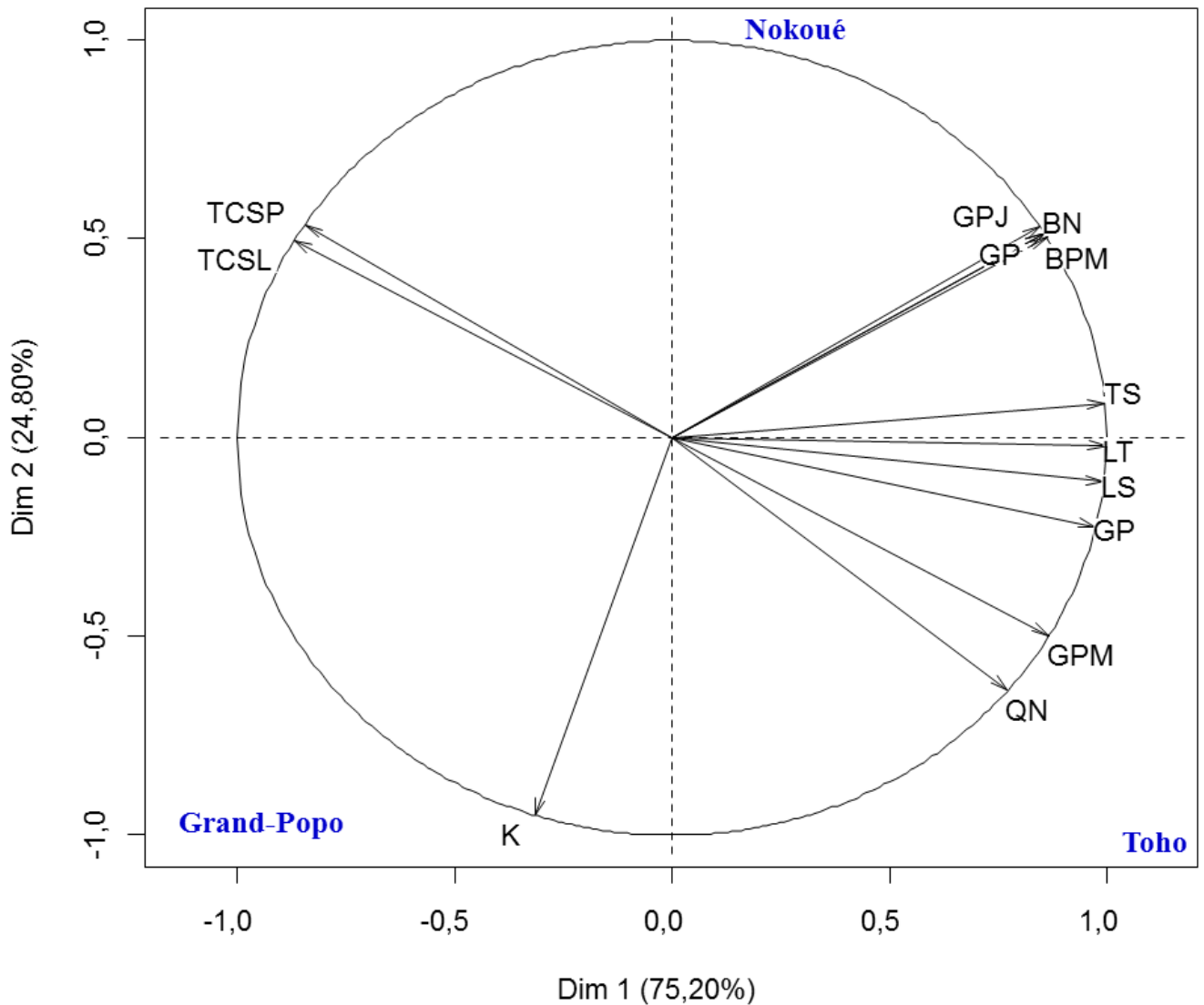


Figure 51: ACP basée sur les paramètres zootechniques de *Sarotherodon melanotheron*.

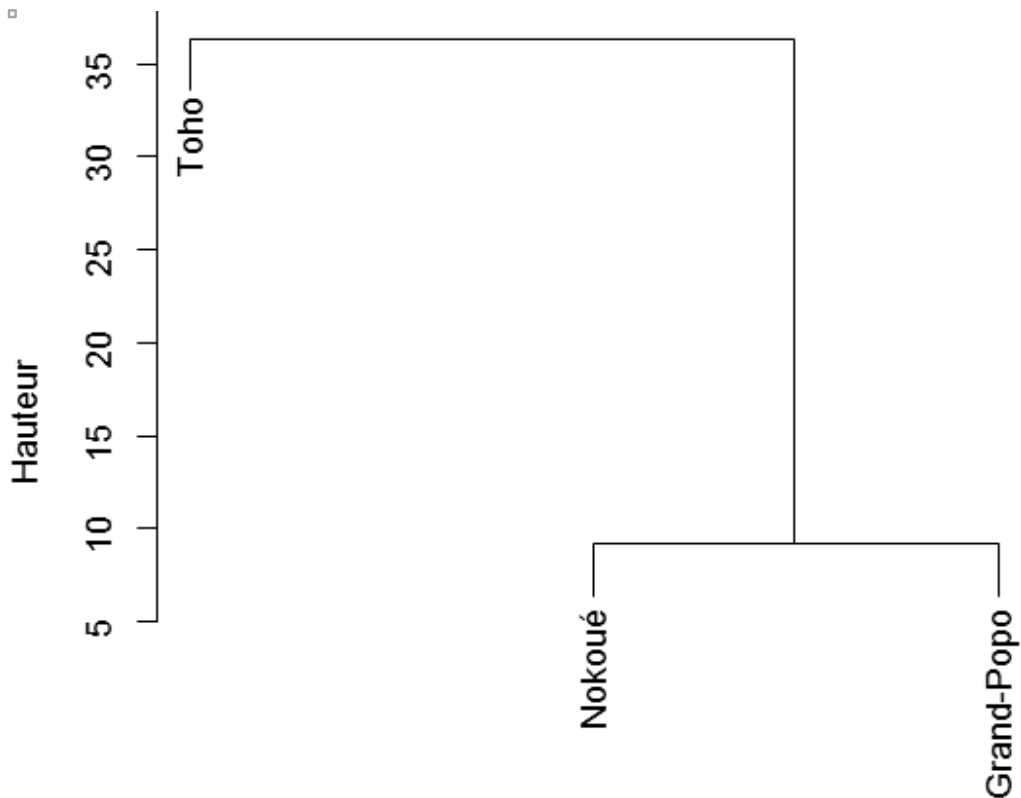


Figure 52: Dendrogramme montrant la proximité entre les populations de *Sarotherodon melanotheron*.

2.5. Croissance relative et paramètres de reproduction

Le coefficient de croissance relatif (b) a varié de 1,35 à 2,74 pour les mâles et de 1,83 à 3,17 pour les femelles. Le poids corporel et les poids éviscérés étaient relativement liés aux longueurs totale et standard $0,34 \leq R^2 \leq 0,87$ pour les mâles et $0,6 \leq R^2 \leq 0,88$ pour les femelles. Pour les deux sexes, b a varié de 1,94 à 3,27 avec $0,59 \leq R^2 \leq 0,93$ (Tableau LIV). Les valeurs les plus élevées du poids des gonades, du rapport gonado-somatique, de l'indice gonado-somatique et du rapport taille du poisson-poids des gonades ont été enregistrées chez les femelles du lac Toho pendant que les valeurs les plus faibles ont été observées chez les mâles du lac Toho. Chez les mâles, tous les paramètres de reproduction ne variaient pas significativement ($p > 0,05$) suivant le plan d'eau d'origine alors que pour les femelles, ces paramètres étaient significativement plus élevés pour les individus des lacs Nokoué et Toho que chez ceux de la lagune de Grand-Popo ($p < 0,05$) (Figure 53). Dans toutes les populations combinées, la majorité des mâles étaient au stade de maturité V au moment où les femelles n'étaient qu'au stade IV (Figure 54).

Caractérisation zootechnique

Tableau LIV: Paramètres des relations poids-longueur de *Sarotherodon melanotheron*.

Plan d'eau	Rapport	Sexe	b	a	R ²	Nombre	Equations logarithmiques
Nokoué	PT/LT	M+F	2,05	0,21	0,82	30	LogPT=2,05LogLT-0,68
		M	2,48	0,06	0,85	15	LogPT=2,48LogLT-1,2
		F	2,42	0,08	0,74	15	LogPT=2,42LogLT-1,1
	PE/LT	M+F	2,41	0,07	0,89	30	LogPT=2,41LogLT-1,16
		M	2,51	0,05	0,85	15	LogPT=2,51LogLT-1,28
		F	2,42	0,07	0,78	15	LogPT=2,42LogLT-1,17
	PT/LS	M+F	1,94	0,47	0,85	30	LogPT=1,94LogLT-0,33
		M	2,3	0,19	0,73	15	LogPT=2,3LogLT-0,72
		F	1,83	0,6	0,8	15	LogPT=1,83LogLT-0,22
	PE/LS	M+F	2,2	0,22	0,87	30	LogPT=2,2LogLT-0,67
		M	2,31	0,17	0,71	15	LogPT=2,31LogLT-0,76
		F	1,84	0,5	0,84	15	LogPT=1,84LogLT-0,3
Toho	PT/LT	M+F	2,85	0,03	0,93	30	LogPT=2,85LogLT-1,58
		M	2,46	0,08	0,87	15	LogPT=2,46LogLT-1,12
		F	3,17	0,01	0,81	15	LogPT=3,17LogLT-1,95
	PE/LT	M+F	3,27	0,01	0,92	30	LogPT=3,27LogLT-2,13
		M	2,41	0,08	0,84	15	LogPT=2,41LogLT-1,1
		F	3,07	0,01	0,77	15	LogPT=3,07LogLT-1,91
	PT/LS	M+F	2,69	0,08	0,91	30	LogPT=2,69LogLT-1,1
		M	2,22	0,26	0,8	15	LogPT=2,22LogLT-0,58
		F	2,31	0,2	0,88	15	LogPT=2,31LogLT-0,71
	PE/LS	M+F	3,01	0,03	0,87	30	LogPT=3,01LogLT-1,5
		M	2,19	0,26	0,78	15	LogPT=2,19LogLT-0,59
		F	2,21	0,21	0,82	15	LogPT=2,21LogLT-0,68
Grand-Popo	PT/LT	M+F	2,13	0,17	0,59	30	LogPT=2,13LogLT-0,76
		M	2,74	0,03	0,85	15	LogPT=2,74LogLT-1,48
		F	2,99	0,02	0,67	15	LogPT=2,99LogLT-1,72
	PE/LT	M+F	2,35	0,08	0,65	30	LogPT=2,35LogLT-1,07
		M	2,6	0,04	0,78	15	LogPT=2,6LogLT-1,37
		F	2,9	0,02	0,6	15	LogPT=2,9LogLT-1,69
	PT/LS	M+F	2,02	0,4	0,6	30	LogPT=2,02LogLT-0,4
		M	1,46	1,48	0,4	15	LogPT=1,46LogLT+0,17
		F	3,12	0,03	0,88	15	LogPT=3,12LogLT-1,52
	PE/LS	M+F	2,15	0,25	0,61	30	LogPT=2,15LogLT-0,6
		M	1,35	1,71	0,34	15	LogPT=1,35LogLT+0,23
		F	3,06	0,03	0,81	15	LogPT=3,06LogLT-1,53

M : mâle; F : femelle; b : pente logarithmique; R² : coefficient de régression; PG : Poids des Gonades; PT : Poids Total; PE : Poids du poisson Eviscéré (g), LT : Longueur Totale ; LS : longueur standard.

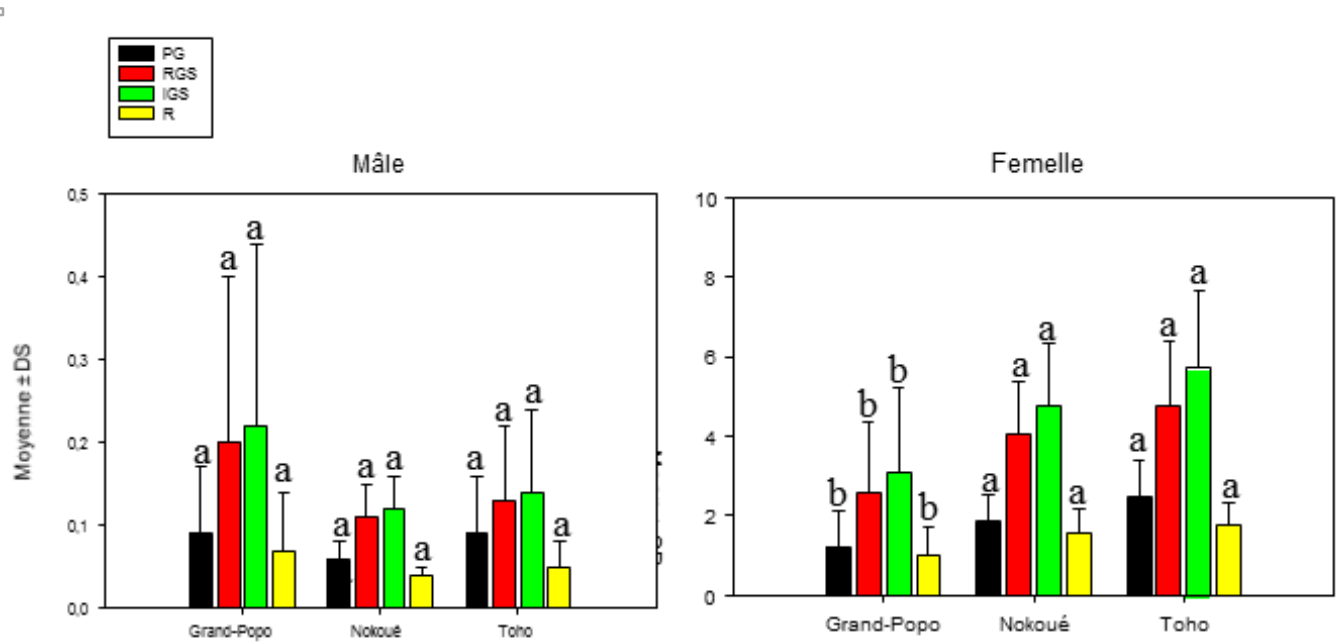


Figure 53: Rapport gonado-somatique, indice gonado-somatique et le rapport taille-poids des gonades des individus de *Sarotherodon melanotheron* à la fin de l'expérience (PG : Poids des Gonades ; RGS : Rapport Gonado-Somatique ; IGS : Indice Gonado-Somatique ; R = Rapport taille-poids des gonades).

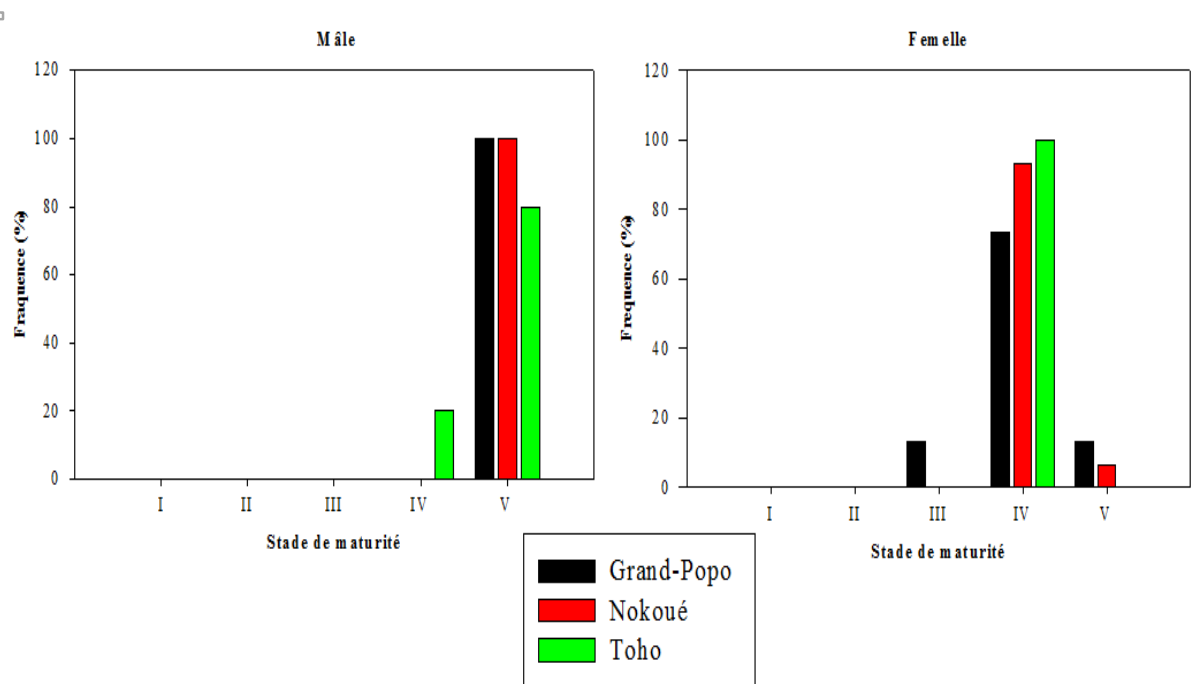


Figure 54: Stade de maturité sexuelle des individus selon le plan d'eau d'origine, à la fin de l'expérience.

3. DISCUSSION

L'espèce de tilapia *Sarotherodon melanotheron*, caractéristique des écosystèmes estuariens d'Afrique de l'Ouest, a une tolérance à une variété d'habitats, ce qui pourrait s'expliquer par des caractéristiques physiologiques originales, lui offrant d'importantes capacités d'adaptation. En effet, ce poisson a une tolérance élevée aux faibles niveaux d'oxygène dissous (Ouattara *et al.*, 2003; Ouattara, 2009). Comme la plupart des espèces de tilapia, *Sarotherodon melanotheron* ne rencontre pas de difficultés métaboliques particulières si l'oxygène dissous de l'eau ne tombe pas en dessous de 3 mg.l⁻¹ (Ouattara, 2009). Cette espèce supporte aussi de grandes variations du pH (3,5 à 7,6) de son environnement (Ouattara *et al.*, 2003), une tolérance élevée à la turbidité (Mélard, 2014c), une bonne résistance à la pollution et survit dans une gamme étendue de températures (espèces eurythermiques) allant de 22 et 32°C (Philippart & Ruwet, 1982). La gamme de température optimale pour sa reproduction se propage entre 17 et 32°C (Philippart & Ruwet, 1982). Ce qui caractérise le plus cette espèce est sa forte euryhalinité (Panfili *et al.*, 2006; Yoboué *et al.*, 2012) lui permettant de survivre à des salinités supérieures à 0,3 mg.l⁻¹ (cas du lac Nokoué au Bénin) (Chikou *et al.*, 2013) et de probablement développer une gamétogenèse normale et de se reproduire à des salinités élevées (les alevins ont été observés jusqu'à 85.10³ mg.l⁻¹ dans la nature) (Pauly, 1976). Si peu de connaissances sont disponibles sur le comportement de *Sarotherodon melanotheron* dans les conditions hypersalines, en termes d'acclimatation et d'adaptation certains individus transférés directement de l'eau douce vers l'eau de mer (35.10³ mg.l⁻¹) se sont acclimatés à des conditions expérimentales sans aucune mortalité (Gilles, 2005). Cependant, d'autres études ont indiqué que la salinité élevée pourrait constituer un facteur limitant pour la croissance de l'espèce (Panfili *et al.*, 2004; Tine *et al.*, 2007). De plus, les études menées par Chikou *et al.* (2013) dans les cours d'eau béninois comme la lagune de Porto-Novo, la lagune côtière de Djègbadji, le lac Ahémé et la retenue d'eau de SUCOBE, indiquent que l'espèce peut vivre confortablement dans des environnements où le taux d'oxygène dissous varie de 0,35 à 9,74 mg.l⁻¹. Les mêmes auteurs indiquent que l'espèce peut résister aux habitats relativement turbides avec une transparence de 0,35 à 67,73 cm. Les valeurs enregistrées dans cette étude pour ces paramètres physico-chimiques sont dans des limites compatibles avec la bonne survie et la bonne croissance des individus de *Sarotherodon melanotheron*.

Sarotherodon melanotheron se caractérise par un régime alimentaire opportuniste (Ofori-Danson & Kumi, 2009; Arizi *et al.*, 2014). Les juvéniles se nourrissent de zooplancton tandis que les adultes avec une tendance herbivore, se nourrissent de macrophytes, de necton, de phytoplancton et de bactéries sédimentaires (Gilles, 2005). Une étude menée sur la lagune de Sakumo au Ghana a montré qu'il n'y a pas de différence nette entre les types de plancton exploités par les juvéniles et les adultes avec des indices de diversité de Shanno respectifs de 1,1 et 1,2 (Ofori-Danson & Kumi, 2009). Cependant, il est nécessaire de noter que les juvéniles ont une préférence pour les Cyanophyceae, Chlorophyceae et Rotifera tandis que les adultes préfèrent Cladocera, Bacillariophyceae et Cyanophyceae (Gilles, 2005; Ofori-Danson & Kumi, 2009). La plupart de ces espèces de planctons était disponible dans les bassins d'élevage pendant l'élevage de nos juvéniles.

Les paramètres de croissance enregistrés dans cette étude sont semblables à ceux disponibles dans la littérature. La croissance du poisson est influencée par de nombreux facteurs, dont les aliments (qualité et quantité) et les variables environnementales (Boyd & Tucker, 1998). La variabilité de ce processus dépend également de l'habitat du poisson. Dans l'environnement lagunaire, l'élevage intensif (basé sur l'alimentation composée) de *Sarotherodon melanotheron* dans les cages flottantes a montré une performance plus faible par rapport aux résultats enregistrés dans Acadja (Ouattara *et al.*, 2009). Le système d'élevage semble avoir plus d'effet sur la croissance que l'environnement d'élevage. Une étude menée en Côte d'Ivoire (Ouattara *et al.* 2005) a montré que dans les cages flottantes, la croissance de *Sarotherodon melanotheron* ($0,42 \pm 0,00 \text{ g.jour}^{-1}$) était plus élevée que celle enregistrée dans l'environnement lagunaire ($0,38 \text{ g.jour}^{-1}$) (Gbaï *et al.* 2014). Dans les bassins en béton, ces valeurs étaient de $0,19 \pm 0,01 \text{ g.jour}^{-1}$ en eau douce et $0,21 \text{ g.jour}^{-1}$ en eau saumâtre (Gilles, 1994). Parmi les trois structures d'élevage testées par Ouattara *et al.* (2005), les étangs étaient plus intéressants ($0,47 \pm 0,02 \text{ g.jour}^{-1}$) que les cages flottantes ($0,42 \pm 0,00 \text{ g.jour}^{-1}$) et les bassins en béton ($0,19 \pm 0,01 \text{ g.jour}^{-1}$). Dans la lagune d'Ebrié en Côte d'Ivoire, une forte augmentation a été observée en ce qui concerne la croissance des mâles de *Sarotherodon melanotheron* entre l'élevage mixte et l'élevage monosexte tandis que la croissance des femelles est restée stable (Ouattara *et al.*, 2009). Ceci a été confirmé dans notre étude où le gain de poids journalier ne différait pas significativement entre les mâles et les femelles ($0,26 \text{ vs } 0,19$; $p > 0,05$). Dans la nature, la croissance de *Sarotherodon melanotheron* est lente en raison de l'influence de la température combinée à celle de la salinité (leurs variations abruptes altèrent le métabolisme du poisson provoquant ainsi la diminution de la consommation alimentaire naturelle) (Ouattara *et al.*, 2009). Selon Ouattara *et al.* (2005), le gain de poids journalier de *Sarotherodon melanotheron* augmentent avec la température, l'oxygène dissous, la transparence et le pH variant respectivement de $25,3$ à $32,1^\circ\text{C}$, $0,70$ à $12,40 \text{ mg.l}^{-1}$, 200 à 1.370 mm et $6,73$ à $8,77$ (faible corrélation, $p < 0,05$). Certaines réductions des performances zootechniques apparaissent à oxygène dissous et à pH inférieur respectivement à $2,3 \text{ mg.l}^{-1}$ et 6 (Ross, 2000). Ces observations corroborent les résultats rapportés dans notre étude. Le gain de poids journalier observé pour *Sarotherodon melanotheron* est resté inférieur aux valeurs le plus souvent enregistrées pour *Oreochromis niloticus*. A la vallée du Kou au Burkina Faso, les valeurs enregistrées par Amoussou *et al.* (2014) variaient entre $0,67 \pm 0,04 \text{ g.jour}^{-1}$ et $0,88 \pm 0,08 \text{ g.jour}^{-1}$. Un gain de poids journalier égal à $0,36 \text{ g.jour}^{-1}$ a été obtenu pour le tilapia indigène *Sarotherodon melanotheron* de Côte d'Ivoire (Gbaï *et al.* 2014). En outre, nos gains de poids moyens quotidiens sont semblables à ceux enregistrés pour la population naturelle de cette espèce en Côte d'Ivoire ($0,18 \text{ g.jour}^{-1}$ et $0,22 \text{ g.jour}^{-1}$) (Ouattara *et al.*, 2004).

Quant au quotient nutritif, plus il est petit, plus la qualité de la nourriture est bonne et plus le poisson croît. Les quotients nutritifs enregistrés dans notre étude sont relativement similaires à ceux obtenus pour *Oreochromis niloticus* (Ngokaka *et al.*, 2010). Cependant, nos valeurs ont montré que les individus sauvages de *Sarotherodon melanotheron* ont très peu valorisé les aliments de haute qualité (35% et 57% de protéines) utilisés au cours de l'expérience. Cela peut être dû à l'origine de ces individus et à la densité de stockage utilisée au cours de l'étude. Le quotient nutritif peut également être influencé par la qualité des aliments naturels (plancton) disponibles dans les bassins d'élevage. En outre, le lac Nokoué et la lagune du Grand-Popo ont

des eaux saumâtres tandis que le lac Toho a de l'eau douce. Comme l'élevage a été effectué en eau douce, les individus du lac Toho semblent s'y être rapidement adaptés tout en profitant à la fois de l'alimentation artificielle utilisée et des aliments naturels (planctons) disponibles dans les bassins. Cela peut justifier leur meilleure performance.

La croissance relative la plus souhaitable en aquaculture est la conformation isométrique ($b = 3$). Dans l'ensemble, les femelles ont leurs valeurs de b (coefficient de croissance relative) supérieures à celles des mâles et une conformation allométrique ($b < 3$) de la croissance s'observe chez la plupart des populations élevées. Cette remarque concorde avec les résultats de Amoussou *et al.* (2016a) sur des individus sauvages de *Sarotherodon melanotheron* provenant de ces cours d'eau. Koné & Teugels (1999) ont observé une variabilité significative du rapport gonado-somatique dans le lac Ayamé (Côte d'Ivoire). De même, le rapport gonado-somatique comme les stades de maturité observés dans cette étude sont en conformité avec ceux rapportés par ces auteurs. La maturation sexuelle et le comportement reproducteur sont contrôlés par une interaction de paramètres endogènes (internes/hormonaux) et exogènes (environnementaux) (Brummett, 1995; Toguyeni *et al.*, 2009). Blay (1998) a rapporté des âges à la maturité de 3 mois en estuaire et de 5 mois dans la lagune pour *Sarotherodon melanotheron melanotheron*. Ceci pourrait expliquer la présence d'individus au stade de maturité III après 90 JPA (soit 6 mois d'âge) dans le lot d'individus de la lagune de Grand-Popo.

4. CONCLUSION

Les individus de *Sarotherodon melanotheron* du lac Toho ont été plus performants que ceux du lac Nokoué et de la lagune de Grand-Popo. La majorité d'entre eux ont indiqué une croissance allométrique, ce qui est peu souhaitable en pisciculture. Deux populations ont été distinguées dont la première constituée des individus du lac Nokoué et de la lagune de Grand-Popo et la seconde composée de ceux du lac Toho. Les deux groupes obtenus justifient la qualité de l'eau dans les trois cours d'eau. En effet, le lac Nokoué et la lagune de Grand-Popo ont des eaux saumâtres alors que le lac Toho a de l'eau douce. Comme l'élevage a eu lieu en eau douce, les individus du lac Toho semblent s'y être adaptés plus rapidement par rapport à ceux de la lagune de Grand-Popo et du lac Nokoué. Les individus de *Sarotherodon melanotheron* provenant de ces plans d'eau peuvent être recommandés pour l'aquaculture. La mise en place d'un programme de sélection génétique (en eaux douces et saumâtres) de ces populations locales permettra d'améliorer leurs performances zootechniques.

■

SIXIEME PARTIE :
DISCUSSION GENERALE

1. DISCUSSION GENERALE

L'objectif de ce travail était d'évaluer la diversité morphologique, génétique et zootechnique des populations sauvages de *Oreochromis niloticus* et de *Sarotherodon melanotheron* en vue de leur valorisation dans les systèmes piscicoles locaux d'eaux douces et d'eaux saumâtres. Cette partie de la présente thèse, présente le compilé et la discussion les principaux résultats obtenus sur l'ensemble des recherches afin d'explorer les possibilités d'amélioration des performances zootechniques des populations locales de tilapia. Elle propose également des pistes pour une gestion durable de la diversité génétique de ces populations.

1.1. Interaction entre l'environnement et la morphologie des tilapias

Plusieurs facteurs tels que l'environnement, la densité des populations, la concurrence, la prédation, le courant d'eau et la pression de pêche influencent fortement, directement ou indirectement, la morphologie du poisson. L'analyse des caractéristiques morphologiques des populations naturelles de *Oreochromis niloticus* (459 individus) et de *Sarotherodon melanotheron* (609 individus) des trois bassins hydrographiques du Sud du Bénin a révélé deux groupes morphologiquement différents chez chacune des deux espèces. Chez *Oreochromis niloticus*, le premier groupe est constitué uniquement d'individus provenant du fleuve Ouémé et le second groupe est constitué d'individus du fleuve Couffo et du lac Toho. Chez *Sarotherodon melanotheron*, le premier groupe comporte les individus du fleuve Ouémé et du lac Nokoué et le deuxième est composé de ceux de la lagune de Grand-Popo et du lac Toho. Chez cette espèce, la structuration morphologique observée corrobore la structuration physico-chimique des quatre plans d'eau étudiés. Par contre, chez *Oreochromis niloticus*, la structuration morphologique n'est pas totalement en accord avec les discriminations notées du point de vue physico-chimique. En effet, chez cette espèce, les paramètres physico-chimiques de l'eau ont permis d'observer le groupe constitué du fleuve Ouémé et du lac Toho d'une part, et d'autre part du fleuve Couffo uniquement. En somme, le fleuve Couffo et le fleuve Ouémé sont différenciés tant par les variables morphométriques que par celles physico-chimiques. Ces nuances observées pourraient être dues à la qualité de l'eau de ces plans d'eau. Chez les tilapias, les paramètres métriques sont beaucoup plus dépendants des variables environnementales (la température, pH, oxygène dissous, etc.) que des facteurs génétiques (Lacroix, 2004). La variation des facteurs écologiques influence la structuration des populations naturelles de Cichlidae (Crispo & Chapman, 2008). En effet, les poissons vivant dans les milieux hypoxiques ont tendance à développer des branchies plus larges que celles des poissons des milieux normoxiques (Chapman *et al.*, 2002). Inokuchi *et al.* (2008) ont exploré l'altération moléculaire et morphologique des mitochondries branchiales du tilapia *Oreochromis mossambicus* acclimaté à divers gradients de salinités : eau douce déminéralisée, eau douce, eau de mer diluée au 1/3 et eau de mer. La membrane apicale des mitochondries apparaissant comme un disque plat ou légèrement saillant chez les individus acclimatés à l'eau douce déminéralisée et à l'eau douce non déminéralisée est plus grande chez les premiers que chez les seconds. En revanche, la membrane apicale a typiquement formé une structure creuse dans le lot des individus soumis à l'eau de mer diluée au 1/3 et ceux soumis à l'eau de mer pure. En outre, Chang *et al.* (2001) ont testé la structure morphologique des mitochondries des individus de *Oreochromis*

mossambicus acclimatés à une eau douce artificielle avec différentes concentrations en Calcium (forte, moyenne, faible) et à une faible concentration de NaCl. Les poissons soumis à une faible concentration de Ca ont développé plus de composantes mitochondriales branchiales moins creuses que ceux des autres milieux. D'autre part, les individus soumis aux faibles concentrations de NaCl sont ceux qui ont développé le plus de cellules convexes.

Les discriminations morphométriques observées dans cette étude peuvent aussi être dues à la petite taille de la majorité des individus échantillonnés. Chez *Oreochromis niloticus*, la plupart des individus capturés avait une taille comprise entre 10 et 15 cm tandis que chez *Sarotherodon melanotheron*, la longueur totale était majoritairement comprise entre 5 et 15 cm. La capture d'individus de petites tailles est principalement liée à la surexploitation de ces plans d'eau. Dans les conditions normales, *Oreochromis niloticus* peut atteindre des tailles comprises entre 10 et 63 cm (cas du lac Nakuru au Kenya) (Palomares & Pauly, 1998). Vu que cette espèce a été introduite au Bénin, nous pouvons supposer que les conditions hydrologiques et environnementales n'ont pas permis aux souches importées d'exprimer leur potentiel de croissance tel que suggéré par plusieurs auteurs (Palomares & Pauly, 1998; Vreven *et al.*, 1998; Paugy *et al.*, 2004). La taille maximale de cette espèce est beaucoup plus dépendante des conditions environnementales (Lacroix, 2004). En Côte d'Ivoire où cette espèce a été aussi introduite, quelques individus ont pu atteindre 46 cm dans le lac Kossou (Palomares & Pauly, 1998). Au lac Tchad, cette espèce a atteint 30 cm en trois ans tandis qu'au lac Mariout en Egypte, cinq années ont été nécessaires pour qu'elle atteigne cette même taille (Lacroix, 2004). *Sarotherodon melanotheron* quant à elle peut atteindre 19,4 cm (Lalèyè, 2006), 19,6 cm (Diouf *et al.*, 2006) et 22 cm (Panfili *et al.*, 2004) en longueur. Chez les tilapias, l'âge et la taille à la première reproduction sont variables et sont influencés par l'environnement (Brummett, 1995). *Sarotherodon melanotheron* est un exemple de tilapia présentant une grande adaptation à la fluctuation de la salinité dans son environnement (Agnès *et al.*, 2009). Cette espèce s'adapte à un large gradient de salinité en limitant sa croissance, en réduisant sa taille à la maturité et en changeant sa fécondité (Panfili *et al.*, 2004). La taille à la maturité est faible dans les environnements les plus salés pour les mâles et les femelles (17 cm en Gambie et 13,1 cm au Saloum vs 16,2 cm en Gambie et 11,3 cm au Saloum). Enfin, sa croissance est réduite en environnement hyper salé (Panfili *et al.*, 2004).

Le rôle physiologique de la prolactine dans l'adaptation des poissons aux conditions hyposmotiques a été prouvé. Lorsque le poisson de mer *Gillichthys mirabilis* est transféré dans un environnement hypotonique, les données morphologiques et physiologiques indiquent que la sécrétion de prolactine est activée de façon spectaculaire (Nagahama *et al.*, 1975). De même, lorsque des individus de cette espèce portant une hypophyse autogreffée ont été transférés dans de l'eau douce, une diminution significative des granules cellulaires de la prolactine a été observée. Chez *Oreochromis mossambicus*, la libération de la prolactine est directement stimulée par une faible pression osmotique du milieu d'incubation. L'ajout de la dopamine a entraîné une diminution significative de la quantité de prolactine libérée dans le milieu hyposmotique (Nagahama *et al.*, 1975). Par ailleurs, les jeunes poissons sont relativement vulnérables à un ensemble de facteurs environnementaux (physiques et chimiques) qui peuvent aussi affecter l'ontogenèse normale des gonades chez les deux sexes (mâle et femelle). Ceci

conduit à la production de populations monosexes (Chapitre 2 de la première partie) du sexe le plus performant.

L'homogamie "assortative mating" a été signalée chez les Chilidae (Seehausen et al., 1997). Ce mode de croisement basé sur la préférence de couleur dans le choix du partenaire conduit rapidement à un isolement sexuel chez les Chilidae. Les poissons de coloration terne, ayant très peu de variétés de couleurs et de faible diversité spécifique ont été retrouvés dans les zones devenues turbides à la suite d'eutrophisation. De même, les facteurs d'isolement géographique tels que le courant de l'eau et l'étendue des plans d'eau peut empêcher le mouvement des individus entre différentes populations tout en diminuant le flux de gènes (Crispo & Chapman, 2008). Toutefois, Seehausen et al. (1997) observent que le nombre d'espèces de Cichlidae n'est pas significativement corrélé avec la densité globale de la population ($r = 0,40$; $p = 0,18$). La structure des communautés de poissons dépend des ressources alimentaires disponibles et des processus écologiques tels que la compétition et la prédation (Piet, 1998). Ces facteurs affectent également la morphométrie des tilapias.

1.2. Facteurs influençant l'analyse de la diversité et de la structure génétique des tilapias

Dans l'ensemble, de forts et significatifs déséquilibres de liaison ont été enregistrés chez les deux espèces de tilapia. Ces déséquilibres de liaison concernent l'entièreté de leur génome respectif. Plusieurs facteurs peuvent influencer les déséquilibres de liaison notamment la structure des populations, le système de reproduction de l'espèce, la sélection, etc. (De Meeûs, 2012). Ces déséquilibres de liaison affectent négativement l'analyse génétique des populations. Par exemple, les déséquilibres très importants conduisent STRUCTURE à surestimer le nombre de clusters sur l'analyse de la structure génétique d'une population (Kaeuffer *et al.*, 2007). Dans cette étude, avec $k = 10$, 6 clusters ont été observés chez *Sarotherodon melanotheron* en se basant sur tous les 15 loci testés. Par contre, avec la même valeur de k , 4 clusters ont finalement été observés en enlevant les loci outliers. Les déséquilibres de liaison peuvent aussi biaiser l'estimation de l'effectif efficace d'une population. Pour ce faire, plusieurs approches ont été développées pour faciliter une bonne estimation des effectifs efficaces dans le contexte de forts déséquilibres de liaison (Waples, 2006; Waples & Do, 2008). De même, un logiciel a été développé récemment pour estimer ce paramètre génétique en utilisant une approche sous déséquilibre de liaison: NeEstimator version 2 (Do *et al.*, 2014). Dans la présente étude, les déséquilibres de liaison importants observés (Chapitres 1 et 2 de la quatrième partie) s'expliquent par des effectifs efficaces très faibles ($N_e = 47,56$ pour *Oreochromis niloticus* et $N_e = 89,2$ pour *Sarotherodon melanotheron*). Cependant, en enlevant les loci outliers, N_e a pu atteindre 42.525,38 chez *Sarotherodon melanotheron*. Les loci outliers biaisent donc l'estimation des déséquilibres de liaison et celle des effectifs efficaces.

Sur l'ensemble des analyses génétiques (Chapitres 1 et 2 de la quatrième partie), les F_{IS} ont été globalement supérieurs à zéro sur l'ensemble des loci. Ceci suggère un déficit global en hétérozygotes au sein des populations étudiées. S'il y a déficit en hétérozygotes, cela peut être dû à de nombreux problèmes (Chapitre 2 de la première partie) dont certains sont liés aux loci testés notamment ceux qui sont techniques (allèles nuls, dropouts alléliques et stuttering), la

sélection (sous-dominance et homogamie) et d'autres affectant l'ensemble du génome: endogamie (croisements entre apparentés) et l'effet Wahlund (Pouyaud et al., 1999; Verrier & Rognon, 2000; Hartl & Clark, 2007; De Meeûs, 2012; Baldauf et al., 2013). Les dropouts alléliques et les stutterings n'ont pas été observés dans la présente étude. Il en est de même de la sous-dominance et de l'homogamie rarement documentées chez les tilapias (Chapitre 2 de la première partie).

Bien qu'ayant fait l'objet de très peu d'attention dans les études génétiques des tilapias, l'effet Wahlund peut exister au sein des populations de ces espèces (Agnèse et al., 2009; Nyingi et al., 2009). Ce problème décrit pour la première fois par Wahlund (1928), est un déficit en hétérozygotes observé (comparé à la composition génotypique attendue sous Hardy-Weinberg) lorsque deux ou plusieurs sous échantillons avec différentes fréquences alléliques sont mélangés (Karlsson & Mork, 2005; Nyingi *et al.*, 2009; Foll *et al.*, 2010). L'effet Wahlund peut se produire lorsqu'un échantillon est composé d'individus appartenant à plusieurs cohortes différenciées, à plusieurs sous-populations ou même à plusieurs espèces cryptiques (Hassanien & Gilbey, 2005; Larsson *et al.*, 2007). Les forts déséquilibres de liaison observés dans la présente étude indiquent un effet Wahlund entre les sites de collecte des deux espèces tel que révélé par STRUCTURE. Ces mélanges peuvent être dûs aux nombreuses campagnes de repeuplement effectuées à travers le Bénin (Deuxième partie) (Amoussou *et al.*, 2017). De même, chez *Sarotherodon melanotheron*, les plans d'eau échantillonnés (fleuve Ouémé, lac Nokoué, lagune de Grand-Popo et lac Toho) communiquent entre eux à travers le système lagunaire du Sud du Bénin (Azonsi et al., 2008). Cela peut aussi justifier les mélanges observés. En retirant les loci outliers de l'analyse, le nombre de migrants par génération pour cette espèce a été de 683.074,8 individus (Chapitre 2 de la quatrième partie). En plus, la différenciation génétique standardisée a été faible ($F_{\text{Site-Zone}}' = 0,18834702$, $F_{\text{Zone-Bassin}}' = 0,88862151$ et $F_{\text{Bassin-Total}}' = 0,10337968$) et suggère une importante migration entre les quatre plans d'eau. Par ailleurs, les plans d'eau échantillonnés concernant *Oreochromis niloticus* (fleuve Ouémé, lac Toho et fleuve Couffo) sont dans des zones climatiques différentes, les bassins hydrographiques du Mono et du Couffo étant dans la zone climatique subéquatoriale et que l'Ouémé dans la zone équatoriale. Pour ce qui est de la température, elle n'a pas eu un effet significatif sur les génotypes observés (Chapitre 1 de la quatrième partie). D'autre part, telle que révélée par la relation entre la distance génétique et le gradient de salinité chez *Sarotherodon melanotheron*, la structure génétique globale observée n'est pas due aux différences concernant les caractéristiques physico-chimiques, plus précisément la température et la salinité de l'eau.

Un allèle nul se définit comme n'importe quel allèle à un locus qui est faiblement visible ou invisible (De Meeûs et al., 2007). Les allèles nuls peuvent conduire à un déficit en hétérozygotes comparé aux prévisions de Hardy-Weinberg (De Meeûs et al., 2007) tout en augmentant la différenciation génétique entre populations (Chapuis & Estoup, 2007). Chez *Sarotherodon melanotheron*, la corrélation entre le F_{IS} et les données manquantes d'une part et d'autre part entre les allèles nuls et les données manquantes ont décru lorsque les loci outliers ont été retirés des analyses (Chapitre 2 de la quatrième partie). Les allèles nuls peuvent par conséquent expliquer aussi le déficit en hétérozygotes observé. En utilisant des échantillons de *Sarotherodon melanotheron* provenant du Sénégal et de la Côte d'Ivoire, un déficit significatif en hétérozygotes a été enregistré entre les populations des lagunes de Grand-Lahou, Layo et

Adiaké et celles du lac Ayamé (Yoboue et al., 2014). Bien que n'ayant pas utilisé les mêmes loci que ceux testés dans la présente étude, cette observation confirme nos observations. Pour toutes ces raisons, les allèles nuls ont été corrigés à l'aide de FreeNA (Chapuis & Estoup, 2007) avant les analyses de structuration (Chapitres 1 et 2 de la quatrième partie) notamment l'isolement par la distance.

Les importants déficits en hétérozygotes observés peuvent être dûs aussi au comportement sédentaire de ces deux espèces de tilapia et à leur système de reproduction endogamique. Les taux de croisement entre apparentés ont été relativement élevés (29,81% à 62,49% chez *Oreochromis niloticus* et 9,6% à 62,5% chez *Sarotherodon melanotheron*). L'endogamie est un système de reproduction où seuls les individus apparentés se croisent. Chez les poissons, l'endogamie conduit le plus souvent à une faible performance de production notamment au niveau du de croissance, de la survie et de la fécondité (Garduno-Lugo et al., 2004; Neves et al., 2009) à travers la dépression consanguine. La pollution et la surpêche peuvent aussi impacter la variabilité génétique des poissons (Hrbek *et al.*, 2005; Maes *et al.*, 2005) en augmentant le taux d'homozygotes.

1.3. Variabilité zootechnique des populations de tilapia

Les paramètres physico-chimiques de l'eau d'élevage sont restés globalement stables ($p > 0,05$) durant l'expérimentation. Ils sont également restés dans les limites tolérables pour une bonne croissance des deux espèces de tilapia. Les différences observées sur le plan des paramètres zootechniques sont essentiellement liées à l'origine géographique des individus de *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron*. Chez *Oreochromis niloticus*, les individus les plus performants ont été ceux provenant du fleuve Ouémé, suivis de ceux du fleuve Couffo et de ceux du lac Toho (Tableau XLVI, Chapitre 1 de la cinquième partie). Quant à *Sarotherodon melanotheron*, les meilleures performances ont été enregistrées chez les individus du lac Toho suivis de ceux du lac Nokoué, ceux de la lagune de Grand-Popo fermant la manche. Le lac Nokoué et la lagune de Grand-Popo sont des plans d'eau saumâtre tandis que le lac Toho est un plan d'eau douce. Vu que l'élevage a été conduit en eau douce, les individus provenant du lac Toho semblent s'être rapidement adaptés à cet environnement en profitant à la fois de l'aliment artificiel distribué et de l'aliment naturel (phytoplanctons et zooplanctons) disponibles dans les bassins d'élevage. La croissance des tilapias varie non seulement d'une espèce à une autre mais aussi d'une population à une autre. Cette variation est liée à la souche utilisée, à la disponibilité alimentaire (qualité et quantité), à la structure démographique des populations, à la sélectivité des captures et/ou à la prédation, à l'étendue du plan d'eau et aux variables environnementales (température, salinité, etc.) (Boyd & Tucker, 1998; Lazard, 2009; Ouattara *et al.*, 2009; Hernández *et al.*, 2014; Lind *et al.*, 2015). L'impact de l'origine géographique sur les paramètres zootechniques des tilapias est très peu documenté contrairement aux systèmes de production et aux modes d'élevage. Osure & Phelps (2006) ont évalué les caractéristiques de reproduction et de croissance d'un stock hautement domestiqué d'*Oreochromis niloticus* (provenant de Côte d'Ivoire), de deux stocks non domestiqués (provenant d'Égypte et de Sagana) et d'individus sauvages (provenant du lac Victoria). Les effets combinés de la fécondité relative, du pourcentage de femelles en ponte et du succès de l'incubation ont montré que la souche de Côte d'Ivoire donnait huit fois plus d'alevins par kg de

femelle utilisée que la souche du lac Victoria. En se basant sur différents hybrides *Oreochromis niloticus* X *Oreochromis aureus*, Hulata et al. (1993) ont montré que leur origine géographique a un effet significatif sur les traits de production notamment le poids initial moyen, le gain de poids journalier, le taux de survie, le rendement et le sexe-ratio. De même, en se basant sur *Menidia menidia*, Conover & Kynard (1981) ont démontré que la thermosensibilité du sexe-ratio de cette espèce est liée à l'origine géographique des souches utilisées. Des différences significatives de la teneur en lipide total ont été observées chez la Perche (*Perca fluviatilis*) provenant du fleuve Rhine et du lac Geneva (1,21 et 1,48%, respectivement) (Mairesse *et al.*, 2006).

La digestibilité d'un aliment dépend de la nature des ingrédients utilisés (Köprücü & Özdemir, 2005). De même, un quotient nutritif faible indique un aliment de bonne qualité et une meilleure croissance du poisson. Dans la présente étude, les individus d'*Oreochromis niloticus* ont eu des quotients nutritifs nettement plus faibles que ceux de *Sarotherodon melanotheron* (Chapitres 1 et 2 de la cinquième partie). Les individus d'*Oreochromis niloticus* ont donc mieux valorisé l'aliment commercial de haute qualité (35 et 57% de protéines) utilisé durant l'expérimentation. Les individus de cette espèce provenant de plans d'eau testés proviennent essentiellement d'eau douce. Au regard du fait que l'expérimentation a été conduite en eau douce, les individus de *Sarotherodon melanotheron* ont eu une période d'adaptation relativement plus élevée que ceux d'*Oreochromis niloticus*. Ces derniers ont sans doute tiré profit à la fois de l'aliment commercial utilisé et de l'aliment naturel (plancton) disponible dans les bassins. Par contre, les valeurs enregistrées pour le quotient nutritif sont relativement similaires à celles obtenues en étang et en cages flottantes (Ngokaka *et al.*, 2010). Bamba *et al.* (2008) ont montré que la densité d'élevage et le type d'aliment utilisé peuvent avoir un effet significatif sur la valeur du quotient nutritif. Une augmentation du quotient nutritif a été observée chez les lots élevés à la densité de 13 individus/m² à l'opposé des individus élevés à la densité de 10 individus/m².

Dans la présente étude, le sexe des tilapias n'a pas eu d'effets significatifs sur la plupart des paramètres de croissance. Chez *Oreochromis niloticus*, seul le poids vif a été significativement plus élevé chez les mâles que chez les femelles ($p < 0,05$) (Chapitre 1 de la cinquième partie). Par contre, au niveau de *Sarotherodon melanotheron*, seul le quotient nutritif a été significativement plus élevé ($p < 0,05$) chez les femelles que chez les mâles (Chapitre 2 de la cinquième partie). Toutefois, bien que n'ayant pas varié significativement, les différents paramètres zootechniques ont été plus importants chez les mâles que chez les femelles des deux espèces. Des performances de croissance divergentes liées au sexe sont régulièrement observées entre mâles et femelles des souches domestiques de *Oreochromis niloticus* (Toguyeni, 1996; Toguyeni *et al.*, 2002). Les mâles ont généralement les meilleures performances par rapport aux femelles (Ponzoni *et al.*, 2008; Lind *et al.*, 2015) ce qui conduit les aquaculturistes à favoriser la production de populations monosex mâles (Baras *et al.*, 2001; Hussain, 2004). Ce dimorphisme de la croissance est très peu documenté pour les populations sauvages de tilapia. Toguyeni *et al.* (2009) ont mené une étude comparée des performances de croissance et du dimorphisme sexuel de la croissance chez deux espèces pures de tilapia (*Oreochromis niloticus niloticus* et *Sarotherodon melanotheron melanotheron*) et leurs hybrides intergénériques réciproques (mâle *Oreochromis niloticus niloticus* X femelle *Sarotherodon melanotheron melanotheron* et mâle *Sarotherodon melanotheron melanotheron* et femelle *Sarotherodon melanotheron melanotheron*).

X femelle *Oreochromis niloticus niloticus*). Il ressort de cette étude, que les femelles *Oreochromis niloticus niloticus* X *Sarotherodon melanotheron melanotheron* ont montré une croissance rapide par rapport aux femelles *Sarotherodon melanotheron melanotheron* X *Oreochromis niloticus niloticus* ($1,7 \pm 0,4$ %/jour vs $1,3 \pm 0,2$ %/jour) tandis qu'aucune différence de croissance n'a été enregistrée entre les mâles.

2. CONCLUSION GENERALE

En somme, cette thèse a permis de mieux comprendre d'une part les mécanismes impliqués dans l'expression de la morphologie et de la zootechnie et d'autre part les facteurs influençant l'analyse génétique des populations de tilapias *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* du Sud du Bénin. Elle a aussi permis non seulement de faire un état des lieux des différentes campagnes de repeuplement effectuées au Bénin mais aussi d'analyser leurs impacts sur les ressources halieutiques.

Elle a permis de démontrer que les différentes campagnes de repeuplement réalisées au Bénin ont été faites sans des études de faisabilité. De même, aucune des campagnes n'a fait l'objet d'études d'impact. Toutefois, elles ont contribué, même si ce n'est pas de façon significative, à l'amélioration des revenus de certains pêcheurs. En outre, elles ont également eu un impact négatif sur les ressources halieutiques. Les différentes introductions ont porté à fois sur les espèces locales et les espèces exogènes (*C. gariepinus*, *H. longifilis*, *P. schlegelii*, *S. melanotheron* vs *O. niloticus*, *O. urolepis hornorum*, *O. aureus*, *O. mossambicus*, *O. spilurus*)

Du point de vue morphologique, les résultats ont montré qu'il existe des sous populations au sein des deux espèces de tilapia. Chez *Oreochromis niloticus*, le premier groupe est constitué uniquement d'individus provenant du fleuve Ouémé et le second groupe est constitué d'individus du fleuve Couffo et du lac Toho. Par contre, chez *Sarotherodon melanotheron*, le premier groupe comporte les individus du fleuve Ouémé et du lac Nokoué et le deuxième est composé de ceux de la lagune de Grand-Popo et du lac Toho. Les facteurs environnementaux ont beaucoup influencé la discrimination morphologique des populations étudiées.

Il ressort de l'étude de la diversité génétique des populations des deux espèces que le Bénin regorge d'une grande diversité de souches et ceci pourrait s'avérer utile dans le cadre du développement d'un programme de conservation des espèces de poissons. Les forts déséquilibres de liaison enregistrés ont influencé l'analyse génétique des populations. Ces déséquilibres s'expliquent par les effectifs efficaces relativement faibles obtenus.

En milieu d'élevage, les individus d'*Oreochromis niloticus* ont été plus performants que ceux de *Sarotherodon melanotheron* avec des poids moyens finaux de 66,78 g vs 30,13 g, des taux de croissance journaliers de 1,42 g/jour vs 0,32 g/jour et des rendements de 10,62 g/m² vs 2,4 g/m². D'autre part, vu que l'élevage a eu lieu en eau douce, les individus provenant des eaux douces semblent s'y être adaptés plus rapidement par rapport à ceux issus des eaux saumâtres. Toutefois, le plan d'eau d'origine a influencé significativement les paramètres zootechniques des deux espèces.

3. PERSPECTIVES ET QUELQUES ELEMENTS DE REFLEXION POUR LA VALORISATION DES ACQUIS DE LA RECHERCHE

Les principaux problèmes liés au repeuplement des plans d'eau et identifiés par les acteurs des pêches et de l'aquaculture, résident dans leur mauvaise organisation (absence d'études d'impact et de faisabilité). L'introduction de nouvelles espèces et/ou d'espèces améliorées allochtones fragilise la conservation génétique et la durabilité des populations autochtones de tilapias. Il s'avère indispensable d'améliorer l'organisation des campagnes de repeuplement afin d'augmenter les revenus des pêcheurs. Aujourd'hui, le Bénin ne dispose que des codes de conduite pour une aquaculture responsable de la FAO. Cette réglementation reste très peu de mise de nos jours. Dans ce contexte, une réflexion globale sur la façon d'améliorer les repeuplements et introductions d'espèces, mériterait d'être conduite afin de pouvoir guider les responsables nationaux et internationaux de la gouvernance dans le domaine de la gestion de la biodiversité des organismes aquatiques. Pour ce faire, il convient d'initier une étude structurée qui va apprécier les impacts des repeuplements effectués.

Pour valider les équations de prédiction morphométriques développées, il serait intéressant de développer ces équations sur d'autres échantillons en vue de déterminer la différence résiduelle. Il convient également de faire une datation pour déterminer l'âge des individus des populations étudiées afin de pouvoir mieux apprécier leurs structures par taille.

La faune ichtyologique du Bénin est riche mais reste menacée par de nombreux facteurs anthropiques: surpêche, croissance démographique, exploitation forestière ou destruction des habitats, pollution, changements climatiques, etc. Cette étude a révélé l'existence de plusieurs clusters et cela constitue un grand patrimoine génétique (diversité génétique) à conserver afin d'assurer la durabilité des populations. Dans le futur, les SNPs constituent des outils moléculaires les plus prometteurs pour la caractérisation génétique des populations de tilapia. Ainsi, il serait possible de développer des marqueurs moléculaires adaptées à *Sarotherodon melanotheron*. Il apparaît essentiel aussi de comparer les génomes de *Oreochromis niloticus* et *Sarotherodon melanotheron* afin d'identifier les gènes responsables de leur remarquable diversité morphologique et comportementale. Les techniques de cartographie du génome et d'analyse des QTLs utilisées pour développer la sélection assistée par marqueurs seront d'une grande aide afin d'identifier des gènes d'importance économiques pour les fermes aquacoles, dans le cadre d'un programme d'amélioration génétique intégrée prenant en compte les facteurs environnementaux. Pour avoir des données zootechniques fiables sur ces populations, il serait intéressant d'étudier les individus de la F₂.

Les institutions internationales intervenant dans le domaine de la gestion durable des ressources génétiques aquatiques, de l'alimentation, de l'agriculture et du changement climatique sont ici interpellées pour qu'elles s'impliquent réellement dans l'application des acquis de ces recherches. Ces institutions pourront appuyer les structures de recherche nationales ou internationales et les organisations gouvernementales ou non spécialisées dans le développement rural à travers l'octroi de financements ou d'équipements.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABBAN, E.K. and AGYAKWA, S. 2004. Socio-economic importance of tilapia in West Africa. In WorldFish Center Conference Proceedings, Penang, Malaysia. pp. 1–2.
- ABBAN, E.K., CASAL, C.M.V., DUGAN, P. and FALK, T.M. 2004. Biodiversity, management and utilization of west african fishes. In WorldFish Center Conference Proceedings, Penang, Malaysia. 63 p.
- ADAM, K.S. and BOKO, M. 1993. Le Bénin. Editions du Flamboyant/EDICEF. Vanves, Cedex. 96 p.
- ADB. 2005. An impact evaluation of the development of genetically improved farmed tilapia. Edited by Asian Development Bank. Mandaluyong, Philippines.
- ADEBO, G.M. and ALFRED, S.D.Y. 2008. Economic analysis of contribution of tilapia production and marketing to gender empowerment in Ondo and Ekiti states, Nigeria. In 8th International Symposium on Tilapia in Aquaculture, Cairo, Egypte. 657–664.
- ADEPO-GOURENE, B. and GOURENE, G. 2008. Différentiation morphologique des populations naturelles d'une sous espèce de tilapia *Sarotherodon melanotheron melanotheron* Rüppell, 1852 (Teleostei; Cichlidae) de Côte d'Ivoire. *Sciences & Nature*, **5**(1): 15–27.
- ADEPO-GOURENE, B., GOURENE, G. and AGNESE, J.F. 2006. Genetic identification of hybrids between two autochthonous tilapia species, *Tilapia zillii* and *Tilapia guineensis*, in the man-made Lake Ayamé. *Aquatic Living Resources* **19**(3): 239–245.
- ADÉPO-GOURÈNE, B., POUYAUD, L., TEUGELS, G.G., HANSSSENS, M.M. and AGNÈSE, J.F. 1998. Morphological and genetic differentiation of West African populations of *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852 (Teleostei, Cichlidae). In Genetics and Aquaculture in Africa, Paris, France, 189–198.
- AGADJIHOUEDE, H. 2006. Diversité et exploitation des crevettes d'eau douce dans la lagune de Grand-Popo (Bas-Mono). Engineer thesis, Université d'Abomey-Calavi, Benin.
- AGADJIHOUEDE, H., BONOU, C.A., MONTCHOWUI, E., CHIKOU, A. and LALEYE, P. 2011. Capacité de développement de trois espèces zooplanctoniques d'intérêts aquacoles (*Brachionus calyciflorus*, *Moina micrura* et *Thermocyclops sp.*) élevées en condition monospécifique en aquariums avec la fiente de volaille. *Tropicicultura*, **29**(4): 231–237.
- AGNÈSE, J.F., ADEPO-GOURÈNE, B., KOFFI, E. and FERMON, Y. 1997. Genetic differentiation among natural populations of the Nile Tilapia *Oreochromis niloticus* (Teleostei, Cichlidae). *Heredity*, **79**: 88–96.
- AGNÈSE, J.F., ADÉPO-GOURÈNE, B. and NYINGI, D. 2009. Functional microsatellite and possible selective sweep in natural populations of the black-chinned tilapia *Sarotherodon melanotheron* (Teleostei, Cichlidae). *Marine Genomics*, **1**(3–4), 103–107.
- AGRESTI, J.J., SEKI, S., CNAANI, A., POOMPUANG, S., HALLERMAN, E.M., UMIEL, N., HULATA, G., GALL, G.E. and MAY., B. 2000. Breeding new strains of tilapia: Development of an artificial center of origin and linkage map based on AFLP and microsatellite loci. *Aquaculture*, **185**(1–2): 43–56.
- AHMAD, I., BLAND, S.J.R., PRICE, C.R. and KERSHAW, R. 1998. Open water stocking in Bangladesh: Experiences from the third fisheries project. FAO Fisheries Technical Paper. Rome: FAO.
- AHOUANJOGBE, S., DIDAVI, Y.E., GANGBAZO, K.H. and GNITASSOUN, D.L. 2013. Enquête cadre en pêche continentale 2012. Cotonou, Bénin. 124 p.
- AHOUANSOU-MONTCHO, S., AGADJIHOUEDE, H., MONTCHOWUI, E., LALEYÈ, P.A. and MOREAU, J. 2015. Population parameters of *Oreochromis niloticus* (Cichlidae) recently introduced in lake Toho (Benin, West Africa). *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **2**(3), 141–145.

- AHOANSOU-MONTCHO, S. and LALEYE, P.A. 2008. Some aspects of biology of *Oreochromis niloticus* L. (Perciformes : Cichlidae) recently introduced in Lake Toho (Benin, West Africa). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **2**(1): 114–122.
- ALI, L. and ISLAM, Z. 1998. An assessment of the economic benefits from stocking seasonal floodplains in Bangladesh. FAO Fisheries Technical Paper. Rome: FAO.
- AMBALI, A.J.D., and MALEKANO, L.B. 2004. Genetic Improvement with specific reference to tilapia genetic resources in Africa and their use in aquaculture- potential benefits and risks. In WorldFish Center Conference Proceedings, Penang, Malaysia. pp. 11–15.
- AMON, Y.N., YAO, K., OUATTARA, M., KOUMAN, Y.C. and ATSE, B.C. 2013. Morphologie des hybrides issus du croisement intergénérique entre *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) et *Sarotherodon melanotheron* (Rüppel, 1852). *Journal of Applied Bioscience*, **69**: 5475–5486.
- AMOUSSOU, E. 2010. Variabilité pluviométrique et dynamique hydro-sédimentaire du bassin versant du complexe fluvio-lagunaire Mono-Ahémé-Couffo (Afrique de l'Ouest). PhD thesis. Université de Bourgogne. 316 p.
- AMOUSSOU, T.O. 2011. Amélioration durable des systèmes d'exploitation aquacole dans la zone périurbaine de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso. Master thesis, Université d'Abomey-Calavi, Benin. 100 p.
- AMOUSSOU, T.O., YOUSAO, A.K.I. and TOGUYENI, A. 2014. Improving aquaculture production in the Kou valley, Burkina Faso. *Agricultural Innovations for Sustainable Development*, **4**(3): 187–194.
- AMOUSSOU, T.O., TOGUYENI, A., IMOROU TOKO, I., CHIKOU, A., AKITI, T., ENOUHERAN, B.M., BOGNINO, C.F. and YOUSAO ABDOU KARIM, I. (2017). An overview of fish restocking into fresh and brackish inland waterways of Benin (West Africa). *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **5**(2): 164-172.
- AMOUSSOU, T.O., TOGUYENI, A., IMOROU TOKO, I., CHIKOU, A., BOSSOU, M.A. and YOUSAO ABDOU KARIM, I. 2016a. Morphological diversity of wild populations of *Sarotherodon Melanotheron* Rüppel, 1852 of Southern Benin. *Journal of Animal Science Advances*, **6**(11), 1811–1830.
- AMOUSSOU, T.O., TOGUYENI, A., IMOROU TOKO, I., CHIKOU, A., YOUSAO ABDOU KARIM, I. 2016b. Biological and zootechnical characteristics of African tilapias *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) and *Sarotherodon melanotheron* Rüppel, 1852: A review. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **10**(4): 1869–1887.
- ANSAH, Y.B., FRIMPONG, E.A. and HALLERMAN, E.M. 2014. Genetically-improved tilapia strains in Africa: Potential benefits and negative impacts. *Sustainability*, **6**(6): 3697–3721.
- APPLEYARD, S.A., RENWICK, J.M. and MATHER, P.B. 2001. Individual heterozygosity levels and relative growth performance in *Oreochromis niloticus* (L.) cultured under Fijian conditions. *Aquaculture Research*, **32**(4): 287–296.
- AQUADED. 2010. Restaurer et conserver la biodiversité aquatique du delta de l'Ouémé au Bénin. Abomey-Calavi, Benin: AquaDeD ONG. 27 p.
- ARAI, K. 2001. Genetic improvement of aquaculture finfish species by chromosome manipulation techniques in Japan. *Aquaculture*, **197**(1–4): 205–228.
- ARIZI, E.K., OBODAI, E.A. and AGGEY-FYNN, J. 2014. Reproductive biology of *Sarotherodon melanotheron* in the Dominli Lagoon, Ghana. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, **40**(4): 245–253.
- ASKARI, G., SHABANI, A. and MIANDARE, H.K.. 2013. Application of molecular markers in fisheries and aquaculture. *Scientific Journal of Animal Science*, **2**(4): 82–88.

- ATTIPOE, F.Y.K. 2006. Breeding and selection for faster growth strains of the Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* in Ghana. PhD thesis, University of Cape Coast, Ghana. 194 p.
- AVISE, J.C. 2000. Phylogeography: The history and formation of species. Cambridge, Massachusetts. Harvard University Press.
- AVIT J.-B.L.F., BONY K.Y., KOUASSI N.C., KONAN K.F., ASSEMIAN O. and ALLOUKO J.R. 2012. Conditions écologiques de production de fingerlings de *Oreochromis niloticus* (Linné, 1758) en association avec le riz WITA 12 en étang. *Journal of Applied Biosciences*, **59**: 4271–4285.
- AZAZA, M.S., MENSI, F., ABDELMOULEH, A. and KRAÏEM, M.M. 2005. Elaboration d'aliments Secs Pour Le Tilapia de Nil *Oreochromis niloticus* (L., 1758) en élevage dans les eaux géothermales du Sud Tunisien. *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô*, **32**: 23–30.
- AZAZA, M.S., MENSI, F., IMOROU TOKO, I., DHRAIEF, M.N., ABDELMOULEH, A., BRINI, B. and KRAÏEM, M.M. 2006. Effets de l'incorporation de la farine de tomate dans l'alimentation du tilapia du Nil (*Oreochromis niloticus* L. 1758) en élevage dans les eaux géothermales du Sud Tunisien. *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô*, **33**: 47–58.
- AZONSI, F., TOSSA, A., KPOMASSE, M., LANHOUSSE, F., ZANNOU, A. and GOHOUGOSSOU, A. 2008. Atlas hydrographique du Bénin un système d'information sur l'hydrographie. Cotonou, Bénin: Ministère des Mines, de l'Energie et de l'Eau. 22 p.
- BAIJOT, E., MOREAU, J. and BOUDA, S. 1994. Aspects hydrobiologiques et piscicoles des retenues d'eau en zone soudano-sahélienne: Le cas du Burkina Faso. CTA&CCE, Wageningen, Netherlands.
- BALDAUF, S.A., ENGQVIST, L., OTTENHEYM, T., BAKKER, T.C.M. and THÜNKEN, T. 2013. Sex-specific conditional mating preferences in a cichlid fish: Implications for sexual conflict. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **67**(7), 1179–1186.
- BALLOUX, F. 2004. Heterozygote excess in small populations and the heterozygote-excess effective population size. *Evolution*, **58**(9): 1891–1900.
- BALLOUX, F., AMOS, W. and COULSON, T. 2004. Does heterozygosity estimate inbreeding in real populations? *Molecular Ecology*, **13**(10): 3021–3031.
- BALLOUX, F. and LUGON-MOULIN, N. 2002. The estimation of population differentiation with microsatellite markers. *Molecular Ecology*, **11**(2): 155–165.
- BAMBA, Y., OUATTARA, A. and GOURENE, G. 2007. Production d'alevins de tilapia (*Oreochromis niloticus* L. 1758) nourris avec des sous-produits agricoles, sans adjonction de farine de poisson. *Agronomie Africaine*, **19**(2): 211–221.
- BAMBA, Y., OUATTARA, A., DA COSTA, K.S. and GOURENE, G. 2008. Production de *Oreochromis niloticus* avec des aliments à base de sous-produits agricoles. *Sciences & Nature*, **5**(1), 89–99.
- BAMBA, Y., DOUMBIA, L., OUATTARA, S., OUATTARA, A., DA COSTA, K.S. and GOURENE, G. 2015. Effet de l'incorporation de sous-produits de cacao et d'arachide dans l'alimentation du tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) élevé en bassin. *Afrique Science*, **11**(5).
- BARAS, E., JACOBS, B. and MELARD, C. 2001. Effect of water temperature on survival, growth and phenotypic sex of mixed XX–XY progenies of Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. *Aquaculture*, **192**(2–4), 187–199.
- BARAS, E., PRIGNON, C., GOHOUGO, G. and MELARD, C. 2000. Phenotypic sex differentiation of blue tilapia under constant and fluctuating thermal regimes and its adaptive and evolutionary implications. *Journal of Fish Biology*, **57**(1): 210–223.
- BARBOSA, F.I. and HARTMANN, W.D. 1998. Participatory management of reservoir fisheries in North-Eastern Brazil. *FAO Fisheries Technical Paper*, **374**: 1–15.
- BARDAKCI, F., and SKIBINSKI, D.O. 1994. Application of the RAPD technique in tilapia fish: Species and Subspecies Identification. *Heredity*, **73**: 117–123.

- BARLOW, G.W. 2007. Causes and significance of morphological variation in fishes. *Systematic Zoology*, **10**(3): 105–117.
- BAROILLER, J.-F., CHOURROUT, D., FOSTIER, A. and JALABERT, B. 1995. Temperature and sex chromosomes govern sex ratios of the mouthbrooding Cichlid fish (*Oreochromis niloticus*). *Journal of Experimental Zoology*, **273**(3): 216–223.
- BARTLEY, D. and CASAL, C.V. 1998. Impacts of introductions on the conservation and sustainable use of aquatic biodiversity. FAO Aquaculture Newsletter, pp. 15–19. Lisbon, Portugal.
- BAZIN, E., GLEMIN, S. and GALTIER, N. 2006. Population size does not influence mitochondrial genetic diversity in animals. *Science*, **312**(5773): 570–572.
- BEAVEN, U. and V. MUPOSHI. 2012. Aspects of a monosex population of *Oreochromis niloticus* fingerlings produced using 17- α methyl testosterone hormone. *Journal of Aquaculture Research & Development*, **3**(3): 1–5.
- BELAL, I.E.H., EL-TARABILY, K.A., KASSAB, A.A., EL-SAYED, A.F.M., RASHEED, N.M. 2015. Evaluation of date fiber as feed ingredient for Nile tilapia *Oreochromis niloticus* fingerlings. *Journal of Aquaculture Research and Development*, **6**(3):1-6.
- BELKHIR, K., BORSA, NP., CHIKHI, L., RAUFASTE, N. and BONHOMME F. 2004. GENETIX 4.05, logiciel souswindows tm pour la génétique des populations. Montpellier, France: Laboratoire Génome, Populations, Interactions, CNRS UMR 5000, université de Montpellier II.
- BENE, C., BARANGE, M., SUBASINGHE, R., PINSTRUP-ANDERSEN, P., MERINO, G., HEMRE, G.I. and WILLIAMS, M. 2015. Feeding 9 billion by 2050 – Putting fish back on the menu. *Food Security*, **7**(2): 261–274.
- BENECH, V. and OUATTARA, S. 1990. Rôle des variations de conductivité de l'eau et d'autres facteurs externes dans la croissance ovarienne d'un poisson tropical, *Brycinus leuciscus* (Characidae). *Aquatic Living Resources*, **3**: 153–162.
- BENTZEN, P., HARRIS, A.S. and WRIGHT, J.M. 1991. Cloning of hypervariable minisatellite and simple sequence microsatellite repeats for DNA fingerprinting of important aquacultural species of Salmonids and Tilapia. In *DNA Fingerprinting: Approaches and Applications*, 243–262. Birkhäuser Basel.
- BERNATCHEZ, L. and WILSON, C.C. 1998. Comparative phylogeography of nearctic and palearctic fishes. *Molecular Ecology*, **7**(4): 431–452.
- BEVERIDGE, M.C.M. and MCANDREW, B.J. 2010. Tilapias: Biology and exploitation. London, UK: Kluwer Academic.
- BEZAULT, E., BALARESQUE, P., TOGUYENI, A., FERMON, Y., ARAKI, H., BAROILLER, J.F. and ROGNON, X. 2011. Spatial and Temporal variation in population genetic structure of wild Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) across Africa. *BMC Genetics*, **12**(1): 1–16.
- BEZAULT, E., CLOTA, F., DERIVAZ, M., CHEVASSUS, B. and BAROILLER, J.F. 2007. Sex determination and temperature-induced sex differentiation in three natural populations of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) adapted to extreme temperature conditions. *Aquaculture*, **272**(S1): 1-15.
- BEZAULT, E., ROGNON, X., CLOTA, F., GHARBI, K., BAROILLER, J.F. and CHEVASSUS, B. 2012. Analysis of the meiotic segregation in intergeneric hybrids of tilapias. *International Journal of Evolutionary Biology*, (January): 1–10.
- BHUJEL, R.C., YAKUPITIYAGE, A., TURNER, W.A., LITTLE, D.C. 2001. Selection of a commercial feed for Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) broodfish breeding in a hapa-in-pond system. *Aquaculture*, **194**(3–4): 303–314.

- BIRKELAND, C. and DAYTON, P.K. 2005. The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends in Ecology and Evolution*, **20**(7): 356–358.
- BIRKY, C.W. 2001. The inheritance of genes in mitochondria and chloroplasts: Laws, mechanisms, and models. *Annual Review of Genetics*, **35**: 125–148.
- BLANCHET, E. 2009. Développement de marqueurs moléculaires chez les Orthoptères: Application à l'étude du genre *Calliptamus*. PhD thesis, Université Paul Valéry-Montpellier III.
- BLAY, J. 1998. Growth and mortality parameters of *Sarotherodon melanotheron melanotheron* (Teleostei: Cichlidae) in two brackish water systems in Ghana. *Ghana Journal of Science*, **38**:47–55.
- BLE, M.C., ARFI, R., YEBOUA, A.F. and DIOPOH, K.J. 2006. Nutritious quality of food sources in acadja (Ebrie lagoon, Ivory Coast, West Africa). *Vie et Milieu Life and Environment*, **56**(3), 255–264.
- BLE, M.C., OTCHOUMOU, K.A., ALLA, Y.L., KAUSHIK, S. 2011. Utilisation des farines végétales dans l'alimentation des poissons d'élevage en milieu tropical. *Fiches Techniques et Documents de Vulgarisation*, **11**: 7–11.
- BOKO, M., KOSMOWSKI, F. and VISSIN, E.W. 2012. Les Enjeux du changement climatique au Bénin. Konrad-Adenauer-Stiftung Programme.
- BONIN, A., BELLEMAIN, E., EIDSEN, P.B., POMPANON, F., BROCHMANN, C. and TABERLET, P. 2004. How to track and assess genotyping errors in population genetics studies. *Molecular Ecology*, **13**(11): 3261–3273.
- BOSSOU, M.A. 2013. Analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau et des caractéristiques morphologiques et écologiques des populations de *Tilapia guineensis* (Bleeker, 1962) du Lac Nokoué, du Delta de l'Ouémé, de la Lagune de Grand-Popo et du Lac Toho au Sud du Bénin. Mémoire de Master. Université d'Abomey - Calavi. 103 p.
- BOYD, C.E. and TUCKER, C.S. 1998. Pond aquaculture water quality management. Kluwer Academic Publishers: New York.
- BRAWAND, D., WAGNER, C.E., LI, Y.I., MALINSKY, M., KELLER, I., FAN, S., SIMAKOV, O., ... and Di Palma, F. 2014. The genomic substrate for adaptive radiation in African Cichlid fish. *Nature*, **513**: 375–591.
- BRINEZ, B., CARABALLO, X. and SALAZAR, M. 2011. Genetic Diversity of six populations of Red hybrid tilapia, using microsatellites genetic markers. *Revista MVZ Córdoba*, **16**(2): 2491–2498.
- BROOKFIELD, J.F. 1996. A simple new method for estimating null allele frequency from heterozygote deficiency. *Molecular Ecology*, **5**(3): 453–455.
- BROWN, B. and EPIFANIO, J. 2003. Nuclear DNA In: Hallermann, E.M. Ed., Population Genetics: Principles and Applications for Fisheries Scientists. In American Fisheries Society, Bethesda, USA. 458–472.
- BOYD, C.E. and TUCKER, C.S. 1998. Pond aquaculture water quality management. Kluwer Academic. Massachusetts, USA.
- BRUMMETT, R.E. 1995. Environmental regulation of sexual maturation and reproduction in tilapia. *Reviews in Fisheries Science*, **3**(3), 231–248.
- CAHU, C. 2004. Domestication et fonction nutrition chez les poissons. *INRA Production Animale*, **17**(3): 205–210.
- CAMPOS-MENDOZA, A., MCANDREW, B.J., COWARD, K. and BROMAGE, N. 2004. Reproductive response of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) to photoperiodic manipulation; effects on spawning periodicity, fecundity and egg size. *Aquaculture*, **231**(1-4): 299–314.
- CAVALLI-SFORZA, L.L. and EDWARDS, A.W.F. 1967. Phylogenetic analysis: Model and estimation procedures. *Evolution*, **21** (3): 550–570.

- CHANG, I., LEE, C., YANG, T.H., WEI, C.H., CHOU, Y.Y., and HWANG, P.P. 2001. Morphology and function of gill mitochondrial-rich cells in fish acclimated to different environments. *Physiological and Biochemical Zoology*, **74**(1): 111–119.
- CHAPMAN, L.J., CHAPMAN, C.A., NORDLIE, F.G. and ROSENBERGER, A.E. 2002. Physiological refugia: swamps, hypoxia tolerance and maintenance of fish diversity in the Lake Victoria region. *Comparative Biochemistry and Physiology*, **133**(3): 421–437.
- CHAPUIS, M.P. and ESTOUP, A. 2007. Microsatellite null alleles and estimation of population differentiation. *Molecular Biology and Evolution*, **24**(3): 621–631.
- CHATAIN, B. and CHAVANNE H. 2009. La génétique du bar (*Dicentrarchus labrax* L.). *Cahiers Agricultures*, **18**(2–3): 249–255.
- CHERVINSKI, J. 1982. Environmental physiology of tilapia. In: ICLARM, Ed. The biology and culture of tilapia, 119–128.
- CHEVASSUS, B., DEVAUN, A., CHOURROUT, D. and JALABERT, B. 1988. Production of YY Rainbow trout males by self-fertilization of induced hermaphrodites. *Journal of Heredity*, **79**(2): 89–92.
- CHEW, J.S.K., OLIVEIRA, C., WRIGHT, J.M. and DOBSON, M.J. 2002. Molecular and cytogenetic analysis of the telomeric (TTAGGG)_n repetitive sequences in the Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* (Teleostei: Cichlidae). *Chromosoma*, **111**(1): 45–52.
- CHIKOU, A., FAGNON, S.M., YOUSAO, I. and LALEYE, P. 2013. Facteur de condition de *Sarotherodon melanotheron* (Pisces, Cichlidae) dans les eaux douces et saumâtres du Bénin. *Annales des Sciences Agronomiques*, **17**(1).
- CHISTIakov, D.A., HELLEMANS, B. and VOLCKAERT, F.A.M. 2006. Microsatellites and their genomic distribution, evolution, function and applications: A review with special reference to fish genetics. *Aquaculture*, **255**(1–4): 1–29.
- CNAANI, A. and HULATA, G. 2011. Improving salinity tolerance in tilapias: Past experience and future prospects. *The Israeli Journal of Aquaculture*, **63**: 1–21.
- CNAANI, A., HALLERMAN, E.M., RON, M., WELLER, J.I., INDELMAN, M., KASHI, Y., GALL, G.A.E. and HULATA G. 2003. Detection of a chromosomal region with two quantitative trait loci, affecting cold tolerance and fish size, in an F₂ tilapia hybrid. *Aquaculture*, **223**(1–4): 117–128.
- CNAANI, A., and HULATA G. 2011. Improving salinity tolerance in tilapias: Past experience and future prospects. *The Israeli Journal of Aquaculture*, **63**: 1–21.
- CNAANI, A., ZILBERMAN, N., TINMAN, S., HULATA, G. and RON, M. 2004. Genome-scan analysis for quantitative trait loci in an F₂ tilapia hybrid. *Molecular Genetics Genomics*, **272**: 162–172.
- CONOVER, D.O. and KYNARD, B. E. 1981. Environmental sex determination: interaction of temperature and genotype in a fish. *Science*, **213**(4507): 577–579.
- COUNTRYSTAT/BENIN. 2009. Base de données statistiques. Rome, Italie.
- COUNTRYSTAT/BENIN. 2016. Base de données statistiques de la FAO. Rome, Italie.
- COWARD, K. and BROMAGE, N.R. 2000. Reproductive physiology of female tilapia broodstock. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **10**(1): 1–25.
- COWX, I.G. 1998. An appraisal of stocking strategies in the light of developing country constraints. FAO Fisheries Technical Paper. Rome: FAO.
- CRISPO, E. and CHAPMAN, L.J. 2008. Population genetic structure across dissolved oxygen regimes in an African cichlid fish. *Molecular Ecology*, **17**(9): 2134–2148.
- CROSS, T.F. 2000. Genetic implications of translocation and stocking of fish species, with particular reference to Western Australia. *Aquaculture Research*, **31**(1): 83–94.

- DABBADIE, L.M. 1996. Etude de la viabilité d'une pisciculture rurale à faible niveau d'intrant dans le Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire : Approche du réseau trophique. PhD thesis, Université Paris 6, France.
- D'AMATO, M.E., ESTERHUYSE, M.M., VAN DER WAAL, B.C.W., BRINK, D. and VOLCKAERT, F.A.M. 2007. Hybridization and phylogeography of the Mozambique tilapia *Oreochromis mossambicus* in Southern Africa evidenced by mitochondrial and microsatellite DNA Genotyping. *Conservation Genetics*, **8**(2): 475–488.
- DASZAK, P., CUNNINGHAM, A.A. and HYATT, A.D. (2001). Anthropogenic environmental change and the emergence of infectious diseases in wildlife. *Acta Tropica*, **78**: 103–116.
- DAYO, G.K., THEVENON, S., BERTHIER, D., MOAZAMI-GOUDARZI, K., DENIS, C., CUNY, G., EGGEN, A. and GAUTIER, M. 2009. Detection of selection signatures within candidate regions underlying trypanotolerance in outbred Cattle populations. *Molecular Ecology*, **18**(8): 1801–1813.
- DE AZEVEDO-SANTOS, V.M., RIGOLIN-SÁ, O. and PELICICE, F.M. 2011. Growing, losing or introducing? Cage aquaculture as a vector for the introduction of non-native fish in Furnas reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **9**(4): 915–919.
- DE GROOT, S.J. 2002. A review of the past and present status of anadromous fish species in the Netherlands: is restocking the Rhine feasible? *Hydrobiologia*, **478**: 205–218.
- DE KINKELIN, P., MICHEL, C. and GHITTINO, P. 1985. Précis de pathologie des poissons. In: Office Internationale des Epizooties-INRA, Paris, France: Lavoisier.
- DE MEEÛS, T. 2012. Initiation à la génétique des populations naturelles : Application aux parasites et à leurs vecteurs. (IRD, Ed.). 338 p.
- DE MEEÛS, T. and GOUDET, J. 2007. A step-by-step tutorial to use hierfstat to analyse populations hierarchically structured at multiple levels. *Infection, Genetics and Evolution*, **7**(6): 731–735.
- DE MEEÛS, T., HUMAIR, P.F., GRUNAU, C., DELAYE, C. and RENAUD, F. 2004. Non-Mendelian transmission of alleles at microsatellite loci: An example in *Ixodes ricinus*, the Vector of Lyme Disease. *International Journal for Parasitology*, **34**(8): 943–950.
- DE MEEÛS, T., LEHMANN, L. and BALLOUX, F. 2006. Molecular epidemiology of clonal diploids: A quick overview and a short DIY (Do It Yourself) notice. *Infection, Genetics and Evolution*, **6**(2): 163–170.
- DE MEEÛS, T., MCCOY, K.D., PRUGNOLLE, F., CHEVILLON, C., DURAND, P., HURTREZ-BOUSSÈS, S. and RENAUD, F. 2007. Population genetics and molecular epidemiology or how to “débusquer la bête. *Infection, Genetics and Evolution*, **7**(2): 308–332.
- DE SILVA, C.D. 1997. Genetic variation in tilapia populations in man-made reservoirs in Sri Lanka. *Aquaculture International*, **5**: 339–349.
- DESPREZ, D., GÉRAZ, E., HOAREAU, M.C., MELARD, C., BOSC, P. and BAROILLER J.F. 2003. Production of a high percentage of male offspring with a natural androgen, 11 β -hydroxyandrostenedione (11 β OHA4), in Florida Red tilapia. *Aquaculture*, **216**(1–4): 55–65.
- DE SILVA, C.D. 1997. Genetic Variation in tilapia populations in man-made reservoirs in Sri Lanka. *Aquaculture International*, **5**: 339–349.
- DEVLIN, R.H. and NAGAHAMA Y. 2002. Sex determination and sex differentiation in fish: An overview of genetic, physiological, and environmental influences. *Aquaculture*, **208**(3–4): 191–364.
- DIERINGER, D. and SCHLÖTTERER C. 2003. Microsatellite analyser (MSA): A platform independent analysis tool for large microsatellite data sets. *Molecular Ecology Notes*, **3**(1): 167–169.
- DIOUF, K., PANFILI, J., LABONNE, M., ALIAUME, C., TOMAS, J. and DO, CHI, T. 2006. Effects of salinity on strontium: calcium ratios in the otoliths of the West African black-chinned tilapia *Sarotherodon melanotheron* in a hypersaline estuary. *Environmental Biology of Fishes*, **77**(1): 9–20.
- DIRECTION DES PÊCHES. 2007. Statistiques des pêches. Cotonou, Bénin.

- DIRECTION DES PÊCHES. 2012. Elaboration de la politique nationale des pêches et de l'aquaculture. Cotonou, Bénin.
- DIRECTION GÉNÉRALE DE L'EAU. 2008. Atlas hydrographique du Bénin : Un Système d'Information sur l'hydrographie. Cotonou, Bénin.
- DO, C., WAPLES, R.S., PEEL, D., MACBETH, G.M., TILLET, B.J. and OVENDEN, J.R. 2014. NeEstimator v2: Re-implementation of software for the estimation of contemporary effective population size (N_e) from genetic data. *Molecular Ecology Resources*, **14**(1), 209–214.
- DOUDET, T. 1991. Possibilités d'élevage d'espèces et d'hybrides de *Oreochromis* en milieu saumâtre: Expérimentations en lagune ébrié et revue bibliographique. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, **24**(4): 335–347.
- DPH. 2015. Le Bénin repeuple les plans d'eau avec un million d'alevins pour restaurer les stocks halieutiques. Cotonou, Bénin: MAEP/DPH.
- DPH. 2016. Statistiques halieutiques. Cotonou, Bénin: MAEP/DPH.
- DUDGEON, D., A.H. ARTHINGTON, M.O. GESSNER, Z.-I. KAWABATA, D.J. KNOWLER, C. LÉVÊQUE, R.J. NAIMAN, PRIEUR-RICHARD, A.-H., SOTO, D. and STIASSNY, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, **81**(2): 163–182.
- DUDGEON, C.L., BLOWER, D.C., BRODERICK, D., GILES, J.L., HOLMES, B.J., KASHIWAGI, T., KRÜCK, N.C., MORGAN, J.T., TILLET, B.J. and OVENDEN J.R. 2012. A review of the application of molecular genetics for fisheries management and conservation of Sharks and Rays. *Journal of Fish Biology*, **80**(5): 1789–1843.
- DUNZ, A.R. and SCHLIEWEN, U.K. 2010. Description of a tilapia (Coptodon) species flock of lake Ejagham (Cameroon), including a redescription of *Tilapia deckerti* Thys van Den Audenaerde, 1967 (Perciformes, Cichlidae). *Spixiana*, **33**(2): 251–280.
- DUNZ, A.R. and Schliewen, U.K. 2013. Molecular phylogeny and revised classification of the haplotilapiine Cichlid fishes formerly referred to as "Tilapia". *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **68**: 64–80.
- DUPONCHELLE, F. and 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., CECCHI, P., CORBIN, D., NUNEZ, J. and LEGENDRE, M. 2000. Variations in fecundity and egg size of female Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, from man-made lakes of Côte d'Ivoire. *Environmental Biology of Fishes*, **57**: 155–170.
- DYNES, J., MAGNAN, P., BERNATCHEZ, L. and RODRIGUEZ, M.A. 1999. Genetic and morphological variation between two forms of lacustrine brook charr. *Journal of Fish Biology*, **54**: 955–972.
- ECOUTIN, J.-M. and ALBARET, J.-J. 2003. Relation longueur-poids pour 52 espèces de poissons des estuaires et lagunes de l'Afrique de l'Ouest. *Cybim*, **27**(1): 3–9.
- ELEGBE, H.A. 2012. Comparaison des performances biologiques et zootechniques de *Tilapia guineensis* en milieu naturel et en élevage. Engineer thesis, Université de Parakou, Benin.
- ELEGBE, H.A., IMOROU TOKO, I., AGBOHESSI, P., BLE, C., BANAG, A., CHIKOU, A., EYANGO, M. and LALEYE, P. 2015. Co-culture *Clarias gariepinus-Oreochromis niloticus*: Quels avantages pour l'amélioration des performances zootechniques et économiques des poissons élevés dans les « Whedos » du delta de l'Ouémé au Bénin? *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **9**(4): 1937–1949.
- EL MOUSADIK, A. and PETIT, R.J. 1996. High level of genetic differentiation for allelic richness among populations of the Argan tree *Argania spinosa* (L.) skeels endemic to Morocco. *Theoretical and Applied Genetics*, **92**(7): 832–839.

- EL-SAYED, A.F.M., ABDEL-AZIZ, E.S.H. and ABDEL-GHANI, H.M.. 2012. Effects of phytoestrogens on sex reversal of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) larvae fed diets treated with 17 α -Methyltestosterone. *Aquaculture*, **360–361**: 58–63.
- ELLEGREN, H. 2004. Microsatellites: Simple sequences with complex evolution. *Nature Reviews Genetics*, **5**(6): 435–445.
- ESTOUP, A., ROUSSET, F., MICHALAKIS, Y., CORNUET, J.M., ADRIAMANGA, M. and GUYOMARD, R. 1998. Comparative analysis of microsatellite and allozyme markers: A case study investigating microgeographic differentiation in Brown trout (*Salmo trutta*). *Molecular Ecology*, **7**(3): 339–353.
- EVANNO, G., REGNAUT, S. and GOUDET, J. 2005. Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: A simulation study. *Molecular Ecology*, **14**(8): 2611–2620.
- EZAZ, M.T., MYERS, J.M., POWELL, S.F., MCANDREW, B.J. and PENMAN D.J. 2004. Sex ratios in the progeny of androgenetic and gynogenetic YY Male Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* L. *Aquaculture*, **232**(1–4): 205–214.
- FAGNON, M.S. 2011. Caractérisation morphologique et écologique des populations de *S. melanotheron* Rüppell, 1852 (Teleostei; Cichlidae) en eaux douces et en eaux saumâtres au Bénin. Master thesis, Université d'Abomey-Calavi, Benin. 107 p.
- FAGNON, M.S., CHIKOU, A., YOUSAO, I. and LALEYE, P. 2013. Caractérisation morphologique des populations de *Sarotherodon melanotheron* (Pisces, Cichlidae) en eaux douces et saumâtres au Sud Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **7**(2): 619–630.
- FALK, T.M. and ABBAN, E.K. 2004. Genetic diversity of the Nile Tilapia *Oreochromis niloticus* (Teleostei, Cichlidae) from the Volta System in Ghana. In *Biodiversity, Management and Utilization of West African Fishes*. WorldFish Center, pp. 13–14.
- FALK, T.M., TEUGELS, G.G. and ABBAN, E.K. 2000. Genetic characterization of West African populations of *Sarotherodon melanotheron* (Teleostei, Cichlidae). In *Biodiversity and sustainable use of fish in the coastal zone*, 8–11. ICLARM.
- FALK, T.M., TEUGELS, G.G. and ABBAN, E.K. 2004. Genetic diversity of West African lagoon tilapia and its implications for fisheries, aquaculture and biodiversity conservation: Case studies on *Sarotherodon melanotheron*, *Sarotherodon nigripinus* and *Tilapia guineensis*. In *Biodiversity , Management and Utilization of West African Fishes*. WorldFish Center, pp. 6–10.
- FALK, T.M., TEUGELS, G.G., ABBAN, E.K., VILLWOCK, W. and RENWRANTZ, L. 2003. Phylogeographic patterns in populations of the Black-Chinned tilapia complex (Teleostei, Cichlidae) from coastal areas in West Africa: Support for the refuge zone theory. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **27**(1): 81–92.
- FALUSH, D., STEPHENS, M. and PRITCHARD, J. 2003. Inference of population structure using multilocus genotype data: Linked loci and correlated allele frequencies. *Genetics*, **164**(4): 1567–1587.
- FAO. 2008. Vue générale du secteur des pêches national de la République du Bénin. Rome, Italie.
- FAO. 2009. Inventaire national de collecte des données sur la pêche. Cotonou, Bénin.
- FAO. 2010. The state of world fisheries and aquaculture. Rome, Italy.
- FAO. 2011. La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture. Rome, Italie.
- FAO. 2012. The state of world fisheries and aquaculture. Rome, Italy.
- FAO. 2014. The state of world fisheries and aquaculture. Rome, Italy.
- FAO. 2015. Climate change, the roles of genetic resources for food and agriculture. Rome, Italie.
- FAO-FIDA-WFP. 2015. L'état de l'insécurité alimentaire dans le monde. Rome, Italie.

- FAOSTAT. 2013. Yearbook of fishery statistics, Summary Tables. Rome, Italy.
- FELIP, A., ZANUY, S., CARRILLO, M. and PIFERRER, F. 2001. Induction of triploidy and gynogenesis in teleost fish with emphasis on marine species. *Genetica*, **111**(1): 175–195.
- FERGUSON, A., TAGGART, J.B., PRODOHL, P.A., MCMEEL, O., THOMPSON, C., STONE, C., MCGINNITY, P. and HYNES, R.A. 1995. The application of molecular markers to the study and conservation of fish populations, with special reference to *Salmo*. *Journal of Fish Biology*, **47**: 103–126.
- FITZSIMMONS, K. 2000. Tilapia: The most important aquaculture species of the 21st century. In Fifth International Symposium on Tilapia Aquaculture. Rio de Janeiro; 3–8.
- FJALESTAD, K.T. 2005. Breeding strategies. In Selection and Breeding Programs in Aquaculture, 145–158. Springer Netherlands.
- FOLL, M., FISCHER, M.C., HECKEL, G. and EXCOFFIER, L. 2010. Estimating population structure from AFLP amplification intensity. *Molecular Ecology*, **19**(21): 4638–4647.
- FRIMPONG, E., ANSAH, Y., AMISAH, S., ADJEI-BOATENG, D., AGBO, N. and EGNA, H. 2014. Effects of two environmental best management practices on pond water and effluent quality and growth of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Sustainability*, **6**(2): 652–675.
- FROESE, R. 2006. Cube law, condition factor, and weight-length relationship: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, **22**(4), 241–253.
- FROESE, R. and PAULY, D. 2015. FishBase. World Wide Web Electronic Publication.
- GAFFNEY, P.M. 1994. Heterosis and heterozygote deficiencies in marine bivalves: More light? In Genetic and Evolution of Aquatic Organisms, 146–153. London, UK: Chapman & Hall.
- GALTIER, N., JOBSON, R.W., NABHOLZ, B., GLÉMIN, S. and BLIER P.U. 2009. Mitochondrial whims: Metabolic rate, longevity and the rate of molecular evolution. *Biology Letters*, **5**(3): 413–416.
- GARDUNO-LUGO, M., MUNOZ-CORDOVA, G. and OLVERA-NOVOA, M.A. 2004. Mass selection for red colour in *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1758). *Aquaculture Research*, **35**(4), 340–344.
- GARIBALDI, L. and BARTLEY, D.M. 1998. The database on introductions of aquatic species (DIAS): the web site. FAO Aquaculture Newsletter, pp. 20–24. Lisbon, Portugal.
- GBAÏ, M., YAO, K. and ATSE, Y.N.A.B.C. 2014. Etude comparée de la croissance et de la survie des hybrides *Sarotherodon melanotheron* X *Oreochromis niloticus*, de *O. niloticus* et des tilapias autochtones des lagunes Ivoiriennes (*S. melanotheron* et *Tilapia guineensis*). *Livestock Research for Rural Development*, **26**(1): 1–8.
- GENNOTTE, V., FRANÇOIS, E., ROUGEOT, C., PONTHER, J., DELEUZE, S. and MÉLARD, C. 2012a. Sperm quality analysis in XX, XY and YY males of the Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Theriogenology*, **78**(1): 210–217.
- GENNOTTE, V., MÉLARD, C., D'COTTA, H., BAROILLER, J.-F. and ROUGEOT C. 2014. The sensitive period for male-to-female sex reversal begins at the embryonic stage in the Nile Tilapia and is associated with the sexual genotype. *Molecular Reproduction and Development*, **81**(12): 1146–1158.
- GENNOTTE, V., SAWADOGO, P., MILLA, S., KESTEMONT, P., MELARD, C. and ROUGEOT, C. 2012b. Cortisol is responsible for positive and negative effects in the ovarian maturation induced by the exposure to acute stressors in Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Fish Physiology and Biochemistry*, **38**(6): 1619–1626.
- GERBER, A.S., LOGGINS, R., KUMAR, S. and DOWLING, T.E. 2001. Does Nonneutral evolution shape observed patterns of DNA variation in animal mitochondrial genomes? *Annual Review of Genetics*, **35**: 539–566.
- GIBSON, G. and MUSE, S.V. 2004. Précis de génomique. 1st Edition. De Boeck.

- GILLES, S. 1994. Comparaison des performances de croissance en milieu lagunaire de trois populations génétiquement différenciées de *Sarotherodon melanotheron*, originaire du Sénégal, de la Côte d'Ivoire et du Congo. In Biodiversité et Aquaculture en Afrique. Abidjan; 73–79.
- GILLES, S. 2005. Le tilapia marin (euryhalin) Sénégalais *Sarotherodon melanotheron heudelotii*. IRD, Dakar, Sénégal.
- GILLES, S., LACROIX, G., CORBIN, D., BÂ, N., LUNA, C.I., NANDJUI, J., OUATTARA, A., OUÉDRAOGO, O. and LAZZARO, X. 2008. Mutualism between euryhaline tilapia *Sarotherodon melanotheron heudelotii* and *Chlorella sp.*-Implications for nano-algal production in warmwater phytoplankton-based recirculating systems. *Aquacultural Engineering*, **39**(2-3): 113–121.
- GNAKADJA, G. 2000. Rapport du consultant national sur pêches continentales et aquaculture. Cotonou, Bénin.
- GNING CISSE, N. 2008. Ecologie trophique des juvéniles de quatre espèces de poissons dans l'estuaire inverse du Sine-Saloum (Sénégal): Influence des conditions de salinité contrastées. PhD thesis, Université Montpellier 2, Montpellier. 171 p.
- GOUDET, J. 2003. FSTAT (Version 2.9.4), a program (for Windows 95 and above) to estimate and test population genetics parameters. Switzerland.
- GOUDET, J. 2005. HIERFSTAT, a package for R to compute and test hierarchical *F*-Statistics. *Molecular Ecology Notes*, **5**: 184–186.
- GOURENE, B. and AGNESE, J.F. 1994. Différenciation génétique de 20 populations d'*Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758). In Atelier Biodiversité et Aquaculture en Afrique, Abidjan, Côte d'Ivoire. pp. 91–96.
- GOURENE, G. and TEUGELS, G.G. (1993). Différenciation morphologique de souches des tilapias *Oreochromis niloticus* et *O. aureus* (Teleostei; Cichlidae) utilisées en pisciculture. *Cybium*, **17**(4), 343–355.
- GOURENE, 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.
- GRIFFITHS, A.J.F., WESSLER, S.R., CARROLL, S.B. and DOEBLEY, J. 2013. Introduction à l'analyse génétique. 6th ed. Paris Bruxelles: De Boeck.
- GUM, B., GROSS, R. and KUEHN R. 2005. Mitochondrial and nuclear DNA phylogeography of European Grayling (*Thymallus thymallus*): Evidence for secondary contact zones in Central Europe. *Molecular Ecology*, **14**(6): 1707–1725.
- GUPTA, M.V., BARTLEY, D.M. and ACOSTA B.O. 2004. Use of Genetically improved and alien species for aquaculture and conservation of aquatic biodiversity in Africa. In WorldFish Center Conference Proceedings, Penang, Malaysia. 113 p.
- GUSTAFSON, K.A. 1988. Management briefs: Approximating confidence intervals for indices of fish population size structure. *North American Journal of Fisheries Management*, **8**(1): 139–141.
- GUYON, R., RAKOTOMANGA, M., AZZOUZI, N., COUTANCEAU, J.P., BONILLO, C., COTTA, H.D., PEPEY, E., SOLER, L., RODIER-GOUD, M., HONT, A.D., CONTE, M.A., BERS, N.E.M.V, PENMAN, D.J., HITTE, C., CROOIJMANS, R.P.M.A., KOCHER, T.D., OZOUF-COSTAZ, C., BAROILLER, J.F. and GALIBERT, F. 2012. A high-resolution map of the Nile Tilapia genome: A resource for studying Cichlids and other Percomorphs. *BMC Genetics*, **13**: 1–17.
- HADJI, J.A. 2013. Contribution à la connaissance et à l'exploitation des poissons du fleuve Couffo au Bénin. Master thesis. Université d'Abomey-Calavi. 81 p.
- HALVORSEN, H. and SVENNING, M.A. 2000. Growth of Atlantic salmon parr in fluvial and lacustrine habitats. *Journal of Fish Biology*, **57**(1): 145–160.

- HARRIS, A.S., BIEGER, S., DOYLE, R.W. and WRIGHT, J.M. 1991. DNA fingerprinting of tilapia, *Oreochromis niloticus*, and its application to aquaculture genetics. *Aquaculture*, **92**: 157–163.
- HARRIS, A.S. and WRIGHT J.M. 1995. Nucleotide sequence and genomic organization of Cichlid fish minisatellites. *Génome*, **38**(1): 177–184.
- HARTL, D.L. and CLARK, A.G. 2007. Principles of population genetics. 4th ed. A.D. Sinauer.
- HASSANIEN, H.A. and GILBEY, J. 2005. Genetic diversity and differentiation of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) revealed by DNA microsatellites. *Aquaculture Research*, **36**(14), 1450–1457.
- HEDGECOCK, D. and SLY F. 1990. Genetic drift and effective population sizes of hatchery-propagated stocks of the Pacific Oyster, *Crassostrea gigas*. *Aquaculture*, **88**(1): 21–38.
- HEM, S., LEGENDRE, M., TREBAOL, L., CISSE, A., OTEME, Z. and MOREAU, Y. 1994. L'aquaculture lagunaire. IRD, Montpellier, France.
- HENNING, F., LEE, H.J., FRANCHINI, P. and MEYER A. 2014. Genetic mapping of horizontal stripes in Lake Victoria Cichlid fishes: Benefits and pitfalls of using dense linkage mapping in non-model organisms. *Molecular Ecology*, **23**(21): 5224–5240.
- HERNÁNDEZ, M., GASCA-LEYVA, E. and MILSTEIN, A. 2014. Polyculture of mixed-sex and male populations of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) with the Mayan cichlid (*Cichlasoma urophthalmus*). *Aquaculture*, **418–419**, 26–31.
- HOSSAIN, M.M., ISLAM, M.M., HOSSAIN, H., ALI, M.S., TEIXEIRA DA SILVA, J.A., KOMAMINE, A. and PRODHAN S.H. 2012. Genetic diversity analysis of aromatic landraces of rice (*Oryza sativa* L.) by microsatellite markers. *Genes, Genomes and Genomics*, **6**: 42–47.
- HOULIHAN, D., BOUJARD, T. and JOBLING, M. 2001. Food intake in fish. Blackwell Science Ltd: Oxford.
- HOUSSOU, A.M., AGADJIHOUEDE, H., MONTCHOWUI, E., BONOU, C.A. and LALEYE, P. 2015. Structure and Seasonal dynamics of phytoplankton and zooplankton in lake Azili , small lake of the pond of river Ouémé, Benin. *International Journal of Aquatic Biology*, **3**(3): 161–171.
- HRBEK, T., FARIAS, I.P., CROSSA, M., SAMPAIO, I., PORTO, J.I.R. and MEYER, A. 2005. Population genetic analysis of *Arapaima gigas*, one of the largest freshwater fishes of the Amazon basin: implications for its conservation. *Animal Conservation*, **8**(3), 297–308.
- HUBER, R., VAN STAADEN, M.J., KAUFMAN, L.S. and LIEM, K.F. 1997. Microhabitat use, trophic patterns, and, the evolution of brain structure in African Cichlids. *Brain, Behavior and Evolution*, **50**(3): 167–182.
- HUCHETTE, S.M.H. and BEVERIDGE, M.C.M. 2003. Technical and economical evaluation of periphyton-based cage culture of tilapia (*Oreochromis niloticus*) in tropical freshwater cages. *Aquaculture*, **218**(1-4): 219–234.
- HUDSON, A.G., VONLANTHEN, P., BEZAULT, E. and SEEHAUSEN, O. 2013. Genomic signatures of relaxed disruptive selection associated with speciation reversal in whitefish. *BMC Evolutionary Biology*, **13**(1): 1–17.
- HULATA, G., WOHLFARTH, G.W., KARPLUS, I., SCHROEDER, G.L., HARPAZ, S., HALEVY, A., ROTHBARD, S., COHEN, S., ISRAEL, I. and KAVESSA, M. 1993. Evaluation of *Oreochromis niloticus* X *O. aureus* hybrid progeny of different geographical isolates, reared under varying management regimes. *Aquaculture*, **115**(3–4): 253–271.
- HUDSON, A.G., VONLANTHEN, P., BEZAULT, E. and SEEHAUSEN, O. 2013. Genomic signatures of relaxed disruptive selection associated with speciation reversal in whitefish. *BMC Evolutionary Biology*, **13**(1): 1–17.
- HUNG, L.T., LUONG, V.C., HOA, N.P. and DIANA, J. 2011. Impacts of the introduction of alien tilapias (*Oreochromis* spp.) on the fisheries and biodiversity of indigenous species in Tri an reservoir, Vietnam. In L. Liping & K. Fitzsimmons (Ed.), Proceedings of the 9th International Symposium on Tilapia in Aquaculture (pp. 88–100). Shanghai, China.

- HUSSAIN, M.G. 2004. Farming of tilapia: Breeding plans, mass seed production and aquaculture techniques. 1st edition. Mymensingh, Bangladesh.
- HUTCHINGS, J.A. and FRASER, D.J. 2008. The nature of fisheries- and farming-induced evolution. *Molecular Ecology*, **17**(1): 294–313.
- IGA-IGA, R. 2008. Contribution à la mise au point d'aliments pour tilapia *Oreochromis niloticus* à base d'intrants locaux : Cas du Gabon. Mémoire de Master, Institut de Recherches Agronomiques et Forestières, Libreville, 47 p.
- IGHWELA, K.A., AHMED, A.B. and ABOL-MUNAFI, A.B. 2011. Condition factor as an indicator of growth and feeding intensity of Nile Tilapia fingerlings (*Oreochromis niloticus*) feed on different levels of maltose. *American-Eurasian Journal of Agriculture & Environmental Sciences*, **11**(4): 559–563.
- IMOROU TOKO, I. 2007. Amélioration de la production halieutique des trous traditionnels à poissons (Whedos) du delta de l'Ouémé (Sud Bénin) par la promotion de l'élevage des poissons-chats *Clarias gariepinus* et *Heterobranchus longifilis*. PhD thesis, Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix, Belgique. 214 p.
- IMOROU-TOKO, I., ATTAKPA, E.Y., BACO, M.N. and GOUDA, A.I. 2011. Analyse des systèmes piscicoles dans la Vallée du Niger (Nord Bénin). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **5**(5): 1993–2003.
- INOKUCHI, M., HIROI, J., WATANABE, S., LEE, K.M. and KANEKO, T. 2008. Gene expression and morphological localization of NHE3, NCC and NKCC1a in branchial mitochondria-rich cells of Mozambique tilapia (*Oreochromis mossambicus*) acclimated to a wide range of salinities. *Comparative Biochemistry and Physiology*, **151**(2): 151–158.
- IPUNGU, L., NGOY, K., BANZE, K., LUMFWA, K., KAFUND, M. 2015. L'étude de la croissance de *Oreochromis niloticus* par la fertilisation des étangs : Le cas de la ferme Naviundu Lubumbashi. *Journal of Applied Biosciences*, **91**: 8503–8510.
- ISHIKAWA, T., SHIMOSE, T. and TACHIHARA, K. 2013. Life history of an invasive and unexploited population of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and geographical variation across its native and non-native ranges. *Environmental Biology of Fishes*, **96**: 603–616.
- ISUMBISHO MWAPU, P. 2006. Ecologie du Zooplancton du Lac Kivu (Afrique de l'Est). PhD thesis. Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix. 180 p.
- JAMU, D. and BRUMMETT, E. 2004. Opportunities and Challenges for African Aquaculture. In WorldFish Center Conference Proceedings, 7–15. Penang, Malaysia.
- JENNINGS, D.P. and WILLIAMS, J.D. 1993. Factors influencing the distribution of blackchin tilapia, *Sarotherodon melanotheron*, in the Indian River system, Florida. *Northeast Gulf Science*, **12**(2): 111–117.
- JOSUPEIT, H. 2004. World market of tilapia. FAO, Globefish research programme: Rome.
- KAEUFFER, R., REALE, D., COLTMAN, D.W. and PONTIER, D. 2007. Detecting population structure using STRUCTURE software: effect of background linkage disequilibrium. *Heredity*, **99**(4): 374–380.
- KANANGIRE, C.K. 2001. Effets de l'alimentation des poissons avec Azolla sur la production d'un écosystème agro-piscicole en zones marécageuses au Rwanda. PhD thesis, Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix, Namur, 220 p.
- KANAMORI, A., SUGITA, Y., YUASA, Y., SUZUKI, T., KAWAMURA, K., UNO, Y., KAMIMURA, K., MATSUDA, Y., WILSON, C.A., AMORES, A., POSTLETHWAIT, J.H., SUGA, K. and SAKAKURA, Y. 2016. A genetic map for the only self-fertilizing vertebrate. *Genes, Genomes, Genetics*, **6**(4): 1095–1106.
- KANAMORI, A., YAMAMURA, A., KOSHIBA, S., LEE, J.-S., ORLANDO, E.F. and HORI, H. 2006. Methyltestosterone efficiently induces male development in the self-fertilizing hermaphrodite fish, *Kryptolebias marmoratus*. *Genesis*, **44**(10): 495–503.

- KANG'OMBE, J., BROWN, J.A. and HALFYARD, L.C. 2006. Effect of using different types of organic animal manure on plankton abundance, and on growth and survival of *Tilapia rendalli* (Boulenger) in ponds. *Aquaculture Research*, **37**(13):1360–1371.
- KAPUTE, F., VALETA, J., LIKONGWE, J., KANG'OMBE, J., NAGOLI, J. and MBAMBA, D. 2016. Growth performance of three tilapia fish species raised at varied pond sizes and water depths. *International Journal of Fisheries and Aquaculture*, **8**(8): 81–86.
- KARLSSON, S. and MORK, J. 2005. Deviation from Hardy-Weinberg equilibrium, and temporal instability in allele frequencies at microsatellite loci in a local population of Atlantic cod. *ICES Journal of Marine Science*, **62**(8): 1588–1596.
- KATAGIRI, T., KIDD, C., TOMASINO, E., DAVIS, J.T., WISHON, C., STERN, J.E., CARLETON, K.L., HOWE, A.E. and KOCHER, T.D. 2005. A BAC-based physical map of the Nile Tilapia genome. *BMC Genomics*, **6**: 1-6.
- KATONGO, C., KOBLMÜLLER, S., DUFTNER, N., MUMBA, L. and STURMBAUER, C. 2007. Evolutionary history and biogeographic affinities of the serranochromine cichlids in Zambian rivers. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **45**(1): 326–338.
- KESTEMONT, P. and BARAS, E. 2001. Environmental factors and feed intake: Mechanisms and interactions. In Food intake in fish, Houlihan D Boujard T Jobling M (ed). Blackwell Science Ltd: Oxford; 131–156.
- KESTEMONT, P., MICHA, J.C. and FALTER, U. 1989. Les méthodes de production d'alevins de *Tilapia nilotica*. FAO, Rome, Italy.
- KESTEMONT, P., JOURDAN, S., HOUBART, M., MELARD, C., PASPATIS, M., FONTAINE, P., CUVIER, A., KENTOURI, M. and BARAS, E. 2003. Size heterogeneity, cannibalism and competition in cultured predatory fish larvae: Biotic and abiotic influences. *Aquaculture*, **227**(1–4): 333–356.
- KHWUANJAI HENGSAWAT, F.J., WARD, F.J. and JARURATJAMORN, P. 1997. The effect of stocking density on yield, growth and mortality of African Catfish (*Clarias gariepinus* Burchell 1822) cultured in cages. *Aquaculture*, **152**(1–4): 67–76.
- KOCHER, T.D., LEE, W.J., SOBOLEWSKA, H., PENMAN, D. and MCANDREW, B. 1998. A genetic linkage map of a Cichlid fish, the tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Genetics Society of America*, **148**: 1225–1232.
- KOCHER, T.D., FERNALD, R., HOFFMAN, H., MEYER, A., OKADA, N., PENMAN, D., SEEHAUSEN, O. and BAROILLER, J.F. 2005. Genome Sequence of a Cichlid fish : The Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). CGC. 46 p.
- KOLDING, J., HAUG, L. and STEFANSSON, S. 2008. Effect of ambient oxygen on growth and reproduction in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **65**: 1413–1424.
- KONE, T. and TEUGELS, G.G. 1999. Données sur la reproduction d'un tilapia estuarien (*Sarotherodon melanotheron*) isolé dans un lac de barrage Ouest-Africain. *Aquatic Living Resources*, **12**(4): 289–293.
- KONE, T. and TEUGELS, G.G.T. 2003. Food habits of *S. melanotheron* (Rüppell) in riverine and lacustrine environments of a West African coastal basin. *Hydrobiologia*, **490**(1): 75–85.
- KÖPRÜCÜ, K. and ÖZDEMİR, Y. 2005. Apparent digestibility of selected feed ingredients for Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture*, **250**(1–2): 308–316.
- KOSKINEN, M.T., NILSSON, J., VESELOV, A.J., POTUTKIN, A.G., RANTA, E. and PRIMMER, C.R. 2002. Microsatellite data resolve phylogeographic patterns in European Grayling, *Thymallus thymallus*, Salmonidae. *Heredity*, **88**: 391–401.
- KUDO, Y., NIKAIIDO, M., KONDO, A., SUZUKI, H., YOSHIDA, K., KIKUCHI, K. and OKADA, N. 2015. A microsatellite-based genetic linkage map and putative sex-determining genomic regions in Lake Victoria Cichlids. *Gene*, **560**(2): 156–164.

- KWAPATA, K., MWASE, W.F., BOKOSI, J.M., KWAPATA, M.B. and MUNYENYEMBE, P. 2007. Genetic diversity of *Annona senegalensis* Pers. populations as revealed by simple sequence repeats (SSRs). *African Journal of Biotechnology*, **6**(10): 1239–1247.
- LACROIX, E. 2004. Pisciculture en zone tropicale. GTZ & GFA Terra Systems, Ed.. Hamburg Allemagne.
- LALEYE, P.A. 2006. Length-weight and length-length relationships of fishes from the Ouémé river in Bénin (West Africa). *Journal of Applied Ichthyology*, **22**(4), 330–333.
- LALEYE, P., CHIKOU, A., PHILIPPART, J.C., TEUGELS, G. and VANDEWALLE, P. 2004. Etude de la diversité ichtyologique du bassin du fleuve Ouémé au Bénin (Afrique de l'Ouest). *Cybium*, **28**(1): 329–339.
- LAROCHE, J. and DURAND, J.D. 2004. Genetic structure of fragmented populations of a threatened endemic Percid of the Rhône River: *Zingel asper*. *Heredity*, **92**(4): 329–334.
- LAROCHE, J., DURAND, J.D., BOUVET, Y., GUINAND, B. and BROHON, B. 1999. Genetic structure and differentiation among populations of two Cyprinids, *Leuciscus cephalus* and *Rutilus rutilus*, in a large European River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **56**(9): 1659–1667.
- LARSSON, L.C., LAIKRE, L., PALM, S., ANDRE, C., CARVALHO, G.R. and RYMAN, N. 2007. Concordance of allozyme and microsatellite differentiation in a marine fish, but evidence of selection at a microsatellite locus. *Molecular Ecology*, **16**: 1135–1147.
- LAZARD, J. 1990. Transferts de poissons et développement de la production piscicole: Exemple de trois pays d'Afrique subsaharienne. *Revue Hydrobiologie Tropicale*, **23**(3): 251–265.
- LAZARD, J. (2006). Aquaculture et espèces introduites: Exemple de la domestication ex situ des tilapias. In Académie de l'Agriculture de France. pp. 1–2.
- LAZARD, J. 2007. Aquaculture et espèces introduites: Exemple de la domestication ex situ des tilapias. *Cahiers Agricultures*, **16**(2): 123–124.
- LAZARD, J. 2009. La pisciculture des tilapias. *Cahiers Agricultures*, **18**(2–3): 393–401.
- LAZARD, J. 2013. Les paradoxes et les questionnements soulevés par l'exploitation de la biodiversité (autochtone et introduite) en aquaculture. *Potentiels de la science pour l'avenir de l'agriculture, de l'alimentation et de l'environnement*, 1–13.
- LAZARD, J. 2014. La Diversité des piscicultures mondiales illustrée par les cas de la Chine et du Nigeria. *Cahiers Agricultures*, **23**(1): 24–33.
- LAZARD, J. and LEGENDRE, M. 1996. La reproduction spontanée du tilapia: Une chance ou un handicap pour le développement de l'aquaculture Africaine ? In Le troisième symposium international sur le tilapia en aquaculture, ICLARM (ed). Jakarta; 82–98.
- LAZARD, J. and LEVEQUE, C. 2009. Introductions et transferts d'espèces de poissons d'eau douce. *Cahiers Agricultures*, **18**(2-3): 157–163.
- LEDEROUN, D., VANDEWALLE, P., BRAHIM, A.A., MOREAU, J. and LALEYE, P.A.. 2016. Population parameters and exploitation rate of *Sarotherodon galilaeus galilaeus* (Cichlidae) in Lakes Doukon and Togbadji, Benin. *African Journal of Aquatic Science*, **41**(2): 151–160.
- LE CREN, E.D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the Perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology*, **20**(2): 201–219.
- LEE, B., PENMAN, D.J. and KOCHER, T.D. 2003. Identification of a sex-determining region in Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) using bulked segregant analysis. *Animal Genetics*, **34**(5): 379–383.
- LEE, B.Y., HOWE, A.E., CONTE, M.A., D'COTTA, H., PEPEY, E., BAROILLER, J.F., DI PALMA, F., CARLETON, K.L. and KOCHER, T.D. 2010. An EST resource for tilapia based on 17 Normalized libraries and assembly of 116,899 sequence tags. *BMC Genomics*, **11**(278): 1–10.

- LEE, B.Y. and KOCHER T.D. 2007. Comparative genomics and positional cloning. In *Aquaculture Genome Technologies*, Iowa, USA. pp. 323–335.
- LEE, B.Y., LEE, W.J., STREELMAN, J.T., CARLETON, K.L., HOWE, A.E., HULATA, G., SLETTAN, A., STERN, J.E., TERAII, Y. and KOCHER, T.D. 2005. A second-generation genetic linkage map of tilapia (*Oreochromis spp.*). *Genetics*, **170**(1): 237–244.
- LEE, W.J. and KOCHER, T.D. 1996. Microsatellite DNA markers for genetic mapping in *Oreochromis niloticus*. *Journal of Fish Biology*, **49**: 169–171.
- LEGENDRE, M. and LEVEQUE, C. 1996. L'aquaculture. IRD: France.
- LEMAIRE, C., ALLEGRUCCI, G., NACIRI, M., BAHRI-SFAR, L., KARA, H. and BONHOMME, F. 2000. Do discrepancies between microsatellite and allozyme variation reveal differential selection between sea and lagoon in the Sea Bass (*Dicentrarchus labrax*)? *Molecular Ecology*, **9**(4): 457–467.
- LEMARIE G., BAROILLER, J.-F., CLOTA, F., LAZARD, J. and DOSDAT, A. 2004. A simple test to estimate the salinity resistance of fish with specific application to *O. niloticus* and *S. melanotheron*. *Aquaculture*, **240**(1-4): 575–587.
- LEVEQUE, C., PAUGY, D. and TEUGELS, G.G.. 1990. Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest (1st edn). Muste Royal de l'Afrique Centrale & ORSTOM: Tervuren & Paris.
- LEVEQUE, C., PAUGY, D. and TEUGELS, G.G. 1992. Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest (2nd edn). Muste Royal de l'Afrique Centrale & ORSTOM: Tervuren & Paris.
- LEVEQUE, C., BRUTON, M.N. and SSENTONGO, G.W. 1994. Biologie et écologie des poissons d'eau douce Africains. ORSTOM: Paris.
- LEVEQUE, C. and PAUGY, D. 2006. Les poissons des eaux continentales Africaines: Diversité, écologie, utilisation par l'homme. IRD: Paris.
- LIKONGWE, J.S., STECKO, T.D., STAUFFER, J.R. and CARLINE, R.F. 1996. Combined effects of water temperature and salinity on growth and feed utilization of juvenile Nile Tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus). *Aquaculture*, **146**(1–2): 37–46.
- LI, S.F., HE, X.J., HU, G.C., CAI, W.Q., DENG, X.W. and ZHOU, P.Y. 2006. Improving growth performance and caudal fin stripe pattern in selected F₆–F₈ generations of GIFT Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) using mass selection. *Aquaculture Research*, **37**(12): 1165–1171.
- LIND, C.E., SAFARI, A., AGYAKWAH, S.K., ATTIPOE, F.Y.K., EL-NAGGAR, G.O., HAMZAH, A., HULATA, G., IBRAHIM, N.A., KHAW, H.L., NGUYEN, N.H., MAHUWA, A.O., ZAID, M., ZAK, T. and PONZONI, R.W. 2015. Differences in sexual size dimorphism among farmed tilapia species and strains undergoing genetic improvement for body weight. *Aquaculture Reports*, **1**, 20–27.
- LIU, S. and YAO, Z. 1995. Self-Fertilization of hermaphrodites of the teleost *Clarias Lazerea* after oral administration of 17- α -Methyltestosterone and their offspring. *The Journal of Experimental Zoology*, **273**(6): 527–532.
- LIU, Z. 2007. Single Nucleotide Polymorphism (SNP). In *Aquaculture Genome Technologies*, 1st ed., 59–72. Iowa, USA.
- LIU, Z.J. 2007. *Aquaculture genome technologies. Statewide agricultural land use baseline 2015*. 1st ed. Iowa, USA: Blackwell.
- LIU, Z.J. and CORDES, J.F.. 2004. DNA marker technologies and their applications in aquaculture genetics. *Aquaculture*, **238**(1–4): 1–37.
- LORENZEN, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, **12**: 343–346.

- LORENZEN, K. 2000. Population dynamics and management. In *Tilapias: Biology and Exploitation*. Kluwer Academic Publishers: Dordrecht; 163–225.
- LUQUET, P. and MOREAU, Y. 1989. Energy-protein management by some warmwater finfishes. *Advances in Tropical Aquaculture*, **9**: 751–755.
- LYNCH, M. and MILLIGAN, B.G. 1994. Analysis of population genetic structure with RAPD markers. *Molecular Ecology*, **3**(2): 91–99.
- MAEP. 2007. Plan d’action national visant à prévenir, à contrecarrer et à éliminer la pêche illicite, non déclarée et non réglementée. Imprimerie NET-PLUS. Cotonou, Bénin.
- MAEP/JICA. 2009. Etude de la promotion de l’aquaculture continentale pour le développement rural en République du Bénin: rapport final. DPH/MEAP. 109 p.
- MAEP/JICA. 2010. Projet de vulgarisation de l’aquaculture continentale en République du Bénin. Cotonou, Bénin: Direction des Pêches. 6 p.
- MADRID, J.A., BOUJARD, T. and SANCHEZ-VÁZQUEZ, F.J. 2001. Feeding rhythms. In *Food intake in fish*. Blackwell Science Ltd: Oxford; 189–215.
- MAES, G.E., RAEYMAEKERS, J.A.M., PAMPOULIE, C., SEYNAEVE, A., GOEMANS, G., BELPAIRE, C. and VOLCKAERT, F.A.M. 2005. The catadromous European eel *Anguilla anguilla* (L.) as a model for freshwater evolutionary ecotoxicology: Relationship between heavy metal bioaccumulation, condition and genetic variability. *Aquatic Toxicology*, **73**(1): 99–114.
- MAIDEN, M.C., BYGRAVES, J.A., FEIL, E., MORELLI, G., RUSSELL, J.E., URWIN, R., ZHANG, Q., ZHOU, J., ZURTH, K., CAUGANT, D.A., FEATHERS, I.M., ACHTMAN, M. and SPRATT, B.G. 1998. Multilocus sequence typing: A portable approach to the identification of clones within populations of pathogenic microorganisms. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **95**(6): 3140–3145.
- MAIR, G.C., SCOTT, A.G., PENMAN, D.J., BEARDMORE, J.A. and SKIBINSKI, D.O.F. 1991. Sex determination in the genus *Oreochromis*: Sex reversal, gynogenesis and triploidy in *O. niloticus* (L.). *Theoretical and Applied Genetics*, **82**(2): 144–152.
- MAIR, G.C. and VAN DAM, A.A. 1996. Effets de sexe ratio à l’empoissonnement sur la croissance et le recrutement dans des étangs d’élevage de Tilapias du Nil (*Oreochromis niloticus* L.). In: ICLARM, Manila, Philippines: 109–117.
- MAIRESSE, G., THOMAS, M., GARDEUR, J.N. and BRUN-BELLUT, J. 2006. Effects of geographic source, rearing system, and season on the nutritional quality of wild and farmed *Perca fluviatilis*. *Lipids*, **41**(3): 221–229.
- MAJUMDAR, K.C. and MCANDREW B. 1986. Relative DNA content of somatic nuclei and chromosomal studies in three genera, *Tilapia*, *Sarotherodon*, and *Oreochromis* of the tribe Tilapiini (Pisces, Cichlidae). *Genetica*, **68**(3): 175–188.
- MALLET, J. 2005. Hybridization as an invasion of the genome. *Trends in Ecology and Evolution*, **20**(5): 229–237.
- MANOSROI, J., PETCHJUL, K., MEVATEE, U. and MANOSROI, A. 2003. Karyotype analysis of the hybrid, Thai Red tilapia (*Oreochromis niloticus* Linn. X *Oreochromis mossambicus* Linn.). *Journal of Biological Sciences*, **3**(7): 612–617.
- MARKER, A.F.H., NUSH, E.A., RAI, H. and RIEMANN, B. 1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: Conclusions and recommendations. *Arch Hydrobiol Beih*, **14**: 91–106.
- MASHAI, N., RAJABIPOUR, F., MOHAMMADI, M., SARSANGI, H., BITARAF, A., HOSSEIN-ZADEH, H. and SHARIF-ROHANI, M. 2016. Reproduction of Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* in Brackish Water. *Journal of Applied Aquaculture*, **28**(1): 1–8.

- MCGOLDRICK, D.J. and HEDGECOCK, D. 1997. Fixation, segregation and linkage of allozyme loci in inbred families of the Pacific Oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg): Implications for the causes of inbreeding depression. *Genetics*, **146**(1): 321–334.
- MCNEASE, L., JOANEN, T., RICHARD, D., SHEPARD, J. and NESBITT, S. 1984. The brown pelican restocking program in Louisiana. In Proc. Annu. Conf. Southeast. Assoc. Fish and Wildl. Agencies, 38, pp. 165–173: SEAFWA.
- MÉDALE, F. and KAUSHIK, S. 2009. Les sources protéiques dans les aliments pour les poissons d'élevage. *Cahiers Agricultures*, **18**(2): 103–111.
- MEIRMANS, P.G. 2006. Using the AMOVA framework to estimate a standardized genetic differentiation measure. *Evolution*, **60**(11): 2399–2402.
- MELARD, C. 2014a. Base biologique de l'aquaculture : Biologie de la reproduction 3. Note de cours à l'intention des étudiants de Master Complémentaire en Aquaculture, Université de Liège, CEFRA, Tihange: Belgique.
- MELARD, C. 2014b. Base biologique de l'aquaculture : Eléments de génétique II. Note de cours à l'intention des étudiants de Master Complémentaire en Aquaculture, Université de Liège, Tihange, Belgique.
- MELARD, C. 2014c. Base biologique de l'aquaculture : Stress chez les poissons. Note de cours à l'intention des étudiants de Master Complémentaire en Aquaculture, Université de Liège, CEFRA, Tihange: Belgique.
- MELARD, C. 2015. Bases biologiques de l'aquaculture : Eléments de génétique. Note de cours à l'intention des étudiants de Master Complémentaire en Aquaculture, Université de Liège, CEFRA, Tihange: Belgique.
- MENSAH, E.T.D., KLENAM, F., ATTIPOE, Y. and ATSAKPO, K. 2014. Comparative growth study of *Oreochromis niloticus* and *Sarotherodon galilaeus* under two different culture regimes (hapa-in-pond and cage systems). *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **1**(5): 53–59.
- MEYER, A. 1993. Evolution of mitochondrial DNA in fishes. *Biochemistry and Molecular Biology of Fishes*, **2**: 1–38.
- MIKOLASEK, O., KHUYEN, T.D., MEDOC, J.M. and PORPHYRE, V. 2009. L'intensification écologique d'un modèle de pisciculture intégrée: Recycler les effluents d'élevages porcins de la province de Thai Binh (Nord Vietnam). *Cahiers Agricultures*, **18**(2-3): 235–241.
- MITTELL, E.A., NAKAGAWA, S. and HADFIELD, J.D. 2015. Are molecular markers useful predictors of adaptive potential? *Ecology Letters*, **18**(8): 772–778.
- MONTCHOWUI, E. 2011. Pisciculture et traitement des produits halieutiques. Notes de cours à l'intention des étudiants en Licence Professionnelle 2 en Production et Santé Animales, Université d'Abomey-Calavi, Abomey-Calavi, Benin.
- MONTCHOWUI, E., KOGBETO, M.J. and LALEYE, P. 2009. Weight-length relationships for commercial fish species caught in Lake Hlan in Benin (West Africa). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **3**(3), 612–616.
- MOREAU, J. 1979. Biologie et évolutions des peuplements de Cichlidés (Pisces) introduits dans les lacs Malgaches d'altitude. Thèse de Doctorat d'Etat, Institut Polytechnique de Toulouse, Toulouse. 301 p.
- MOREAU, Y., DESSEAUX, V., KOUKIEKOLO, R., MARCHIS-MOUREN, G. and SANTIMONE, M. 2001. Starch digestion in tropical fishes: Isolation, structural studies and inhibition kinetics of α -amylases from two tilapias *Oreochromis niloticus* and *Sarotherodon melanotheron*. *Comparative Biochemistry and Physiology - B Biochemistry and Molecular Biology*, **128**(3): 543–552.
- MORISSENS, P., ROGNON, X. and DEMBELE, I. 1996. Comparison of growth performance and electrophoretic characteristics of three strains of *Oreochromis niloticus* present in Côte-d'Ivoire. In ICLARM, Manila, Philippines: 400–407.

- NDIMELE, P.E., KUMOLU-JOHNSON, C.A., ALADETOHUN, N.F. and AYORINDE, O.A. 2010. Length-weight relationship, condition factor and dietary composition of *Sarotherodon melanothron* Rüppell, 1852 (Pisces: Cichlidae) in Ologe lagoon, Lagos, Nigeria. *Agriculture and Biology Journal of North America*, **1**(4): 584–590.
- NELSON, J.S. 2006. *Fishes of the world*. John Wiley & Sons: New York.
- MORADI, A. and KEYVANSHOKOOH S. 2013. Microsatellite DNA marker in aquatic organisms. *Scientific Journal of Biological Sciences*, **2**(9): 184–189.
- MORIN, P.A., MARTIEN K.K. and TAYLOR, B.L. 2009. Assessing statistical power of SNPs for population structure and conservation studies. *Molecular Ecology Resources*, **9**(1): 66–73.
- MYERS, J.M., PENMAN, D.J., BASAVARAJU, Y., POWELL, S.F., BAOPRASERTKUL, P., RANA, K.J., BROMAGE, N. and MCANDREW, B.J. 1995. Induction of diploid androgenetic and mitotic gynogenetic Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus* L.). *Theoretical and Applied Genetics*, **90**(2): 205–210.
- NAGAHAMA, Y., NISHIOKA, R.S., BERN, H.A. and GUNTHER, R.L. 1975. Control of prolactin secretion in teleosts, with special reference to *Gillichthys mirabilis* and *Tilapia mossambica*. *General and Comparative Endocrinology*, **25**(2): 166–188.
- NAGARAJ, S.H., GASSER, R.B. and RANGANATHAN, S. 2007. A hitchhiker's guide to Expressed Sequence Tag (EST) analysis. *Briefings in Bioinformatics*, **8**(1): 6–21.
- NDIAYE, P.G., BAKANOVA, B., BIHIBINDI, A., GAYE, A.T., GUEYE, C., SAMBOU, B. and SENE, M.M.. 2010. Pêche et changements climatiques en Afrique de l'Ouest: État des lieux. REPAO. Dakar, Sénégal. 240 p.
- NDIWA, T.C., NYINGI, D.W. and AGNESE, J.F.. 2014. An important natural genetic resource of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) threatened by aquaculture activities in Lobo drainage, Kenya. *PLoS ONE*, **9**(9): 1-15.
- NEI, M. and CHESSER, R.K. 1983. Estimation of fixation indices and gene diversities. *Annals of Human Genetics*, **47**: 253–259.
- NEHEMIA, A., MAGANIRA, J.D. and RUMISHA, C. 2012. Length-Weight relationship and condition factor of tilapia species grown in marine and fresh water ponds. *Agriculture and Biology Journal of North America*, **3**(3): 117–124.
- NELSON, J.S. 2006. *Fishes of the world*. 3rd ed. New York, USA: John Wiley & Sons.
- NERAAS, L.P. and SPRUELL, P. 2001. Fragmentation of riverine systems: the genetic effects of dams on bull trout (*Salvelinus confluentus*) in the Clark Fork River system. *Molecular Ecology*, **10**(5), 1153–1164.
- NEVES, P.R., NATALI, M.R.M., RIBEIRO, R.P., VARGAS, L., MAEHANA, K.R. and MARENGONI, N.G. 2009. Morphological characteristics of ovarian development of two Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) strains in mixed-culture systems. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária E Zootecnia*, **61**(5): 1173–1182.
- NGOKAKA, C., AKOUANGO, F., MAMONEKENE, V. and MBOUALA, G.K. 2010. Comparison of the zoo technical performances of *Oreochromis niloticus* between the traditional and the new floating cages breeding methods. *Journal of Animal & Plant Sciences*, **7**(1): 760–766.
- NGUYEN, T., HURWOOD, D., MATHER, P., NA-NAKORN, U., KOMONRAT, W. and BARTLEY, D. 2006. Manual on application of molecular tools in aquaculture and inland. Fisheries management- Part 2: Laboratory protocols and data analysis. 134 p.
- NIKOLIC, N. 2009. Diversité génétique et taille efficace chez les populations de poissons sauvages: Le cas du saumon Atlantique un poisson migrateur amphihaline menacé. PhD thesis. Université Toulouse III – Paul Sabatier. 308p.

- NIKOLIC, N., BUTLER, J.R.A., BAGLINIERE, J.-L., LAUGHTON, R., MCMYNN, I.A.G. and CHEVALET, C. 2009. An examination of genetic diversity and effective population size in Atlantic Salmon populations. *Genetics Research*, **91**(6): 395–412.
- NIKOLIC, N., FEVE, K., CHEVALET, C., HØYHEIM, B. and RIQUET, J. 2009. A set of 37 microsatellite DNA markers for genetic diversity and structure analysis of Atlantic Salmon *Salmo salar* populations. *Journal of Fish Biology*, **74**(2): 458–466.
- NYINGI, D., DE VOS, L., AMAN, R. and AGNESE, J.F. 2009. Genetic characterization of an unknown and endangered native population of the Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) (Cichlidae; Teleostei) in the Loboï Swamp (Kenya). *Aquaculture*, **297**(1–4): 57–63.
- O'CONNELL, M. and WRIGHT, J.M. 1997. Microsatellite DNA in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **7**: 331–363.
- OFORI-DANSON, P.K. and KUMI, G.N. 2009. Food and feeding habit of *Sarotherodon melanotheron*, Rüppell, 1852 (Pisces: Cichlidae) in Sakumo Lagoon, Ghana. *West African Journal of Applied Ecology*, **10**(1): 9–18.
- OLLIVIER, L., CHEVALET, C. and FOULLET, J.L. 2000. Utilisation des marqueurs pour la caractérisation des ressources génétiques. *INRA Productions Animales*, 247–252.
- OMONIYI, I.T. and AGBON, A.O. 2008. Morphometric variations in *Sarotherodon melanotheron* (Pisces: Cichlidae) from brackish and fresh water habitats in South-Western Nigeria. *West African Journal Applied Ecology*, **12**(1): 1–5.
- ONI, S.K. 1983. Comparative physiology of three ecologically distinct freshwater fishes, *Alestes nurse* Ruppell, *Synodontis schall* Broch & Schneider and *Tilapia zillii* Gervais. *Journal of Fish Biology*, **22**(1): 105–109.
- ONOZATO, H. 1984. Diploidization of gynogenetically activated salmonid eggs using hydrostatic pressure. *Aquaculture*, **43**(1–3): 91–97.
- OREILLY, P. and WRIGHT, J.M.. 1995. The evolving technology of DNA fingerprinting and its application to fisheries and aquaculture. *Journal of Fish Biology*, **47**(SA): 29–55.
- OSURE, G.O. and PHELPS, R.P. 2006. Evaluation of reproductive performance and early growth of four strains of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L) with different histories of domestication. *Aquaculture*, **253**(1–4): 485–494.
- OUATTARA, N'G. 2009. Adaptation écophysiological des branchies à l'hypersalinité chez le tilapia *Sarotherodon melanotheron*. PhD thesis, Université Montpellier 2, Montpellier. 165 p.
- OUATTARA, N.I., IFTIME, A. and MESTER, L.E. 2009. Age et croissance de deux espèces de Cichlidae (pisces): *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) et *Sarotherodon melanotheron* rüppell, 1852 du Lac de barrage d'Ayamé (Côte d'Ivoire, Afrique de l'Ouest). *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle «Grigore Antipa»*, **LII**, 313–324.
- OUATTARA, N.I., N'DOUBA, V., KONE, T., SNOEKS, J. and PHILIPPART, J.C. 2005. Performances de croissance d'une souche isolée du tilapia estuarien *Sarotherodon melanotheron* (Perciformes, Cichlidae) en bassins en béton, en étangs en terre et en cages flottantes. *Annale de l'Université Marien Ngouabi*, **6**(1): 113–119.
- OUATTARA, N.I., PHILIPPART, J.C., TEUGELS, G.G., DOUBA, V.N. 2004. First results on the aquaculture potential of a landlocked population of the black-chinned tilapia, *Sarotherodon melanotheron*, in a man-made lake, Ayame (Côte d'Ivoire). pp. 17–19 in Biodiversity, Management and Utilization of West African Fishes. Penang, Malaysia.
- OUATTARA, N.I., TEUGELS, G.G., N'DOUBA, V. and PHILIPPART, J.C. 2003. Aquaculture potential of the black-chinned tilapia, *Sarotherodon melanotheron* (Cichlidae). Comparative study of the effect of stocking density on growth performance of landlocked and natural populations under cage culture conditions in lake Ayame (Côte d'Ivoire). *Aquaculture Research*, **34**(13): 1223–1229.

- OUATTARA, N'G., BODINIER, C., NEGRE-SADARGUES, G., D'COTTA, H., MESSAD, S., CHARMANTIER, G., PANFILI, J. and BAROILLER, J.-F. 2009. Changes in gill ionocyte morphology and function following transfer from fresh to hypersaline waters in the tilapia *Sarotherodon melanotheron*. *Aquaculture*, **290**(1–2): 155–164.
- OUATTARA, N'G., OUATTARA, S., BAMBA, Y. and YAO, K 2014. Influence de la salinité sur la structure des branchies et l'ultrastructure des ionocytes chez le tilapia *Sarotherodon melanotheron heudelotii* provenant d'un estuaire hypersalé (Saloum, Sénégal). *Journal of Applied Biosciences*, **79**: 6808–6817.
- OUEDRAOGO, S. 2000. Biologie de reproduction du tilapia : *Oreochromis niloticus* du lac de barrage de la Comoé. Mémoire d'Ingénieur du Développement Rural, Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso, Bobo-Dioulasso. 77 p.
- OWUSU-FRIMPONG, M., ATTIPOE, F.Y.K. and PADI, J.N. 2005. Comparison of some traits of economic importance in tilapias (*Oreochromis niloticus* and *Sarotherodon galilaeus*) with particular reference to their culture in Ghana. *Naga The WorldFish Center Quarterly*, **28**(3 & 4): 33–36.
- PACODER. 2009. Rapport du projet de promotion de l'aquaculture continentale pour le développement rural en République du Bénin. Cotonou, Bénin. 38 p.
- PALOMARES, M.L.D. and PAULY, D. 1998. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Marine and Freshwater Research*, **49**(5): 447–453.
- PANFILI, J., MBOW, A., DURAND, J.D., DIOP, K., DIOUF, K., THIOR, D., NDIAYE, P. and LAË, R. 2004. Influence of salinity on the life-history traits of the West African black-chinned tilapia (*Sarotherodon melanotheron*): Comparison between the Gambia and Saloum estuaries. *Aquatic Living Resources*, **17**(1): 65–74.
- PANFILI, J., THIOR, D., ECOUTIN, J.-M., NDIAYE, P. and ALBARET, J.J. 2006. Influence of salinity on the size at maturity for fish species reproducing in contrasting West African estuaries. *Journal of Fish Biology*, **69**(1): 95–113.
- PANTE, M.J.R., LESTER, L.J. and PULLIN, R.S.V. 1988. A preliminary study on the use of canonical discriminant analysis of morphometric characters to identify cultured tilapias. In the 2nd Int. Symp. on Tilapia in Aquaculture (pp. 251–257). Manila, Philippines: ICLARM.
- PAPADOPOULOU, A., ANASTASIOU, I. and VOGLER, A.P. 2010. Revisiting the insect mitochondrial molecular clock: The mid-aegean trench calibration. *Molecular Biology and Evolution*, **27**(7): 1659–1672.
- PARK, L.K. and MORAN, P. 1994. Developments in molecular techniques in fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **4**: 272–299.
- PAUGY, D., LEVEQUE, C. and TEUGELS, G.G. 2004. Faune des poissons d'eau douce et saumâtre d'Afrique de l'Ouest (2nd ed.). Paris, France: Faune et flore tropicales.
- PAULY, D. 1976. The biology, fishery and potential for aquaculture of *Tilapia melanotheron* in a small West African lagoon. *Aquaculture*, **7**(1):33–49.
- PAYNE, A.I. and COWAN, V. 1998. Review of stock enhancement in the floodplains of Bangladesh. Rome: FAO. 6 p.
- PECHAR, L. 1987. Use of an acetone: Methanol mixture for the extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll-a in phytoplankton. *Archiv Für Hydrobiol*, **78**(1): 99–117.
- PENA-MENDOZA, B., GOMEZ-MARQUEZ, J.L., SALGADO-UGARTE, I.H. and RAMIREZ-NOGUERA, D. 2005. Reproductive biology of *Oreochromis niloticus* (Perciformes: Cichlidae) at Emiliano Zapata Dam, Morelos, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, **53**(3-4): 515–522.
- PETERSON, M.S., SLACK, W.T., BROWN-PETERSON, N.J. and MCDONALD, J.L. 2004. Reproduction in nonnative environments: Establishment of Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus*, in Coastal Mississippi Watersheds. *Copeia*, **4**: 842–849.

- PETERSSON, E. 2009. Impact écologique des repeuplements par des poissons d'élevage sur les espèces sauvages. *Aquaculture et Environnement*, **26**, 36–47.
- PHILIPPART, J.C. and RUWET, J.C. 1982. Ecology and distribution of tilapias. pp. 16–60 in Pullin RSV, Lowe-McConnell RH, editors. *The biology and culture of tilapias*. ICLARM, Manilla, Philippines.
- PIET, G.J. 1998. Ecomorphology of a size-structured tropical freshwater fish community. *Environmental Biology of Fishes*, **51**, 67–86.
- PLISNIER, P.D., MICHA, J.C. and FRANK, V. 1988. Biologie et exploitation des poissons du lac Ihema (Bassin Akagera, Rwanda). Presses universitaires de Namur, Namur, Belgique.
- POMPANON, F., BONIN, A., BELLEMAIN, E. and TABERLET, P. 2005. Genotyping errors: Causes, consequences and solutions. *Nature Reviews. Genetics*, **6**(11): 847–859.
- PONZONI, R.W., NGUYEN, N.H., KHAW, H.L., KAMARUZZMAN, N., HMAZAH, A., ABU BAKAR, R.K. and YEE, H.Y. 2008. Genetic Improvement of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) – Present and future. In 8th International Symposium on Tilapia in Aquaculture, pp. 33–52.
- POUYAUD, L. and AGNESE, J.F. 1994. Différenciation génétique des populations de *Sarotherodon melanotheron*, Rüppell, 1853. In Atelier Biodiversité et Aquaculture en Afrique, 66–73.
- POUYAUD, L., DESMARAIS, E., CHENUIL, A., AGNESE, J.F. and BONHOMME, F. 1999. Kin cohesiveness and possible inbreeding in the mouthbrooding tilapia *Sarotherodon melanotheron* (Pisces Cichlidae). *Molecular Ecology*, **8**(5), 803–812.
- PRITCHARD, J.K., STEPHENS, M. and DONNELLY, P. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, **155**(2): 945–959.
- PRITCHARD, J.K., WEN, X. and FALUSH, D. 2010. Documentation for structure software: Version 2.3.
- PROVAC. 2013a. Gestion de la ferme piscicole. JICA/MAEP. Cotonou, Bénin: Projet de Vulgarisation de l'Aquaculture Continentale en République du Bénin (PROVAC). 18 p.
- PROVAC. 2013b. Production d'alevins de tilapia (*Oreochromis niloticus*) au Bénin. Cotonou, Bénin: Projet de Vulgarisation de l'Aquaculture Continentale en République du Bénin (PROVAC). 41 p.
- QUILLET, E., BOUDRY, P. and LAPEGUE, S. 2007. Variabilité génétique de la réponse aux organismes pathogènes: Un outil pour améliorer la santé des mollusques et poissons d'élevage. *INRA Productions Animales*, **20**(3): 239–252.
- RASCHKE, R.L. 1993. Guidelines for assessing and predicting eutrophication status of small southeastern piedmont impoundments. In: Georgia Water Resources Conference, Athens, Georgia.
- R-DEVELOPMENT-CORE-TEAM. 2016. R foundation for statistical computing. Vienna, Austria.
- RENGMARK, A.H. and LINGAAS, F. 2007. Genomic structure of the Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) transferrin gene and a haplotype associated with saltwater tolerance. *Aquaculture*, **272**(1–4): 146–155.
- RE-SYPIEX. 2013. Réseau de recherche-développement sur les systèmes piscicoles extensifs familiaux en Afrique de l'Ouest et Centrale. Parakou, Bénin.
- RICHARD, G.-F., KERREST, A. and DUJON, B. 2008. Comparative genomics and molecular dynamics of DNA repeats in eukaryotes. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, **72**(4): 686–727.
- RICKER, W.E. 1968. Methods for assessment of fish production in fresh waters. International Biological Programme, London, UK.
- RODRIGUES, M.D.N., TAVARES, R.A., GUTIERREZ, H.J.P., ALMEIDA, D.B., MOREIRA, C.G.A., CALABUIG, C., RAPOSO, J.B. and MOREIRA, H.L.M. 2014. Polymorphism in the regulatory region of the aromatase CYP19a gene in Nile Tilapia. *Journal of Life Sciences*, **8**(2): 101–105.

- ROGNON, X., ANDRIAMANGA, M. and MCANDREW, B. 1996. Allozyme variation in natural and cultured populations in two tilapia species: *Oreochromis niloticus* and *Tilapia zillii*. *Heredity*, **76**: 640–650.
- ROGNON, X. and GUYOMARD, R. 2003. Large extent of mitochondrial DNA transfer from *Oreochromis aureus* to *O. niloticus* in West Africa. *Molecular Ecology*, **12**(2): 435–445.
- ROMANA-EGUIA, M.R.R., IKEDA, M., BASIAO, Z.U. and Taniguchi, N. 2004. Genetic diversity in farmed Asian Nile and Red hybrid tilapia stocks evaluated from microsatellite and mitochondrial DNA analysis. *Aquaculture*, **236**(1–4): 131–150.
- Ross, L.G. 2000. Environmental physiology and energetics. In *Tilapias: Biology and exploitation*, Beveridge MCM McAndrew BJ (ed). Springer Netherlands (Fish and Fisheries Series): Netherlands, 89–128.
- ROUGEOT, C., KANFITINE, S.Y., PRIGNON, C., GENNOTTE, V. and MELARD, C. 2008. Early Sex reversal during embryonic development in the Nile Tilapia. *Cybium*, **32**(2): 104–105.
- ROUGEOT, C., PRIGNON, C., NGOUANA KENGNE, C.V. and MELARD, C. 2008. Effect of high temperature during embryogenesis on the sex differentiation process in the Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Aquaculture*, **276**(1–4): 205–208.
- ROUSSET, F. 1997. Genetic differentiation and estimation of gene flow from *F*-Statistics under isolation by distance. *Genetics*, **145**(4): 1219–1228.
- ROUSSET, F. 2008. GENEPOP'007: A complete re-implementation of the GENEPOP software for Windows and Linux. *Molecular Ecology Resources*.
- RURANGWA, E., VAN DEN BERG, J., LALEYE, P.A., VAN DUIJN, A.P. and ROTHUIS, A. 2014. Mission exploratoire Pêche, Pisciculture et Aquaculture au Bénin - Un quick scan du secteur pour des possibilités d'interventions. Wageningen, Netherlands.
- SAKR, E.M., SHALABY, S.M., WASSEF, E.A., EL-SAYED, A.F.M. and MONEIM, A.I.A. 2015. Evaluation of periphyton as a food source for Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) juveniles fed reduced protein levels in cages. *Journal of Applied Aquaculture*, **27**(1): 50–60.
- SALGUEIRO, P., CARVALHO, G., COLLARES-PEREIRA, M.J. and COELHO, M.M. 2003. Microsatellite analysis of genetic population structure of the endangered Cyprinid *Anaecypris hispanica* in Portugal: Implications for conservation. *Biological Conservation*, **109**: 47–56.
- SARDER, M.R.I., PENMAN, D.J., MYERS, J.M. and MCANDREW, B.J. 1999. Production and propagation of fully inbred clonal lines in the Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus* L.). *Journal of Experimental Zoology*, **284**(6): 675–685.
- SAUVANT, D., PEREZ, J.-M. and TRAN, G. 2004. Tables de composition et de valeur nutritive des matières premières destinées aux animaux d'élevage. INRA. Nancy, France.
- SCHARTL, M. 2004. Sex chromosome evolution in non-mammalian vertebrates. *Current Opinion in Genetics and Development*, **14**(6): 634–641.
- SCHLIEWEN, U., RASSMANN, K., MARKMANN, M., MARKERT, J., KOCHER, T. and TAUTZ, D. 2001. Genetic and ecological divergence of a monophyletic Cichlid species pair under fully sympatric conditions in lake Ejagham, Cameroon. *Molecular Ecology*, **10**(6): 1471–1488.
- SCHLIEWEN, U.K. and KLEE, B. 2004. Reticulate sympatric speciation in Cameroonian crater lake Cichlids. *Frontiers in Zoology*, **1**: 5.
- SCHMOUTH, J.F., ARENILLAS, D., CORSO-DIAZ, X., XIE, Y.Y., BOHACEC, S., BANKS, K.G., BONAGURO, R.J., WONG, S.H., JONES, S.J.M., MARRA, M.A., SIMPSON, E.M. and WASSERMAN, W.W. 2015. Combined serial analysis of gene expression and transcription factor binding site prediction identifies novel-candidate-target genes of Nr2e1 in neocortex development. *BMC Genomics*, **16**(1): 1–19.

- SCRIBNER, K.T., PAGE, K.S. and BARTRON, M.L. 2000. Hybridization in freshwater fishes: A review of case studies and cytonuclear methods of biological inference. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **10**(3): 293–323.
- SEEHAUSEN, O., VAN ALPHEN, J.J.M. and WITTE, F. 1997. Cichlid fish diversity threatened by eutrophication that curbs sexual selection. *Science*, **277**(5333): 1808–1811.
- SEKAR, M., SURESH, E., KUMAR, N.S., NAYAK, S.K. and BALAKRISHNA, C. 2009. Microsatellite DNA markers, a fisheries perspective Part 1: The nature of microsatellites. Bangkok, Thailand: Aquaculture Asia Magazine.
- SEMAGN, K., BJØRNSTAD, A. and NDJIONDJOP, M.N. 2006. An overview of molecular marker methods for plants. *African Journal of Biotechnology*, **5**(25): 2540–2568.
- SENANAN, W., KAPUSCINSKI, A.R., NA-NAKORN, U. and MILLER, L.M. 2004. Genetic impacts of hybrid Catfish Farming (*Clarias macrocephalus* X *C. gariepinus*) on native Catfish populations in Central Thailand. *Aquaculture*, **235**(1–4): 167–184.
- SERE, M., KABORE, J., JAMONNEAU, V., BELEM, A.M.G., AYALA, F.J. and DE MEEUS, T. 2014. Null allele, allelic dropouts or rare sex detection in clonal organisms: Simulations and application to real data sets of pathogenic microbes. *Parasites & Vectors*, **7**(331): 1–13.
- SERE, M., THEVENON, S., BELEM, A.M.G. and DE MEEUS, T. 2016. Testing isolation by distance. *Heredity*.
- SEZONLIN, M. 2011. Biologie moléculaire et ses applications. Cotonou, Bénin: Agence Bénin Syllabus.
- SIRI, P.A. and BORN, A.F. 1998. Inland fisheries enhancement implementation criteria : Are common measures attainable ? a consultation retrospective. *FAO Fisheries Technical Paper*, **374**: 1-8.
- SIRIMA, O., TOGUYENI, A. and KABORE-ZOUNGRANA, C. 2009. Faune piscicole du bassin de la Comoé et paramètres de croissance de quelques espèces d'intérêt économique. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **3**(1): 95–106.
- SISSAO, R. 2014. Inversion thermique du sexe chez le Tilapia du Nil *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) : Étude de la thermosensibilité des alevins de la population du lac de la vallée du Kou à Bama. Master thesis, Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso. 54 p.
- SKALAMERA, J.-P., RENAUD, F., RAYMONG, M. and DE MEEUS, T. 1999. No evidence for genetic differentiation of the Mussel *Mytilus galloprovincialis* between lagoons and the seaside. *Marine Ecology Progress Series*, **178**: 251–258.
- SMOUSE, P.E. 2010. How many SNPs are enough? *Molecular Ecology*, **19**(7): 1265–1266.
- SOFY, H.I., LAYLA, A.M. and IMAN, M.K.A.. 2008. Karyotypic diversity of some tilapia species. *Nature and Science*, **6**(1): 19–27.
- SOHOU, Z., HOUEDJISSIN, R.C. and AHOYO, N.R.A. (2009). La pisciculture au Bénin : de la tradition à la modernisation. *Bulletin de la Recherche Agronomique du Bénin*, **66**(12): 48–59.
- SOLER, L., CONTE, M.A., KATAGIRI, T., HOWE, A.E., LEE, B.Y., AMEMIYA, C., STUART, A., DOSSAT, C., POULAIN, J., JOHNSON, J., DI PALMA, F., LINDBLAD-TOH, K., BAROILLER, J.-F., D'COTTA, H., OZOUF-COSTAZ, C. and KOCHER, T.D. 2010. Comparative physical maps derived from BAC end sequences of tilapia (*Oreochromis niloticus*). *BMC Genomics*, **11**: 1–8.
- STIASSNY, M.L.J., TEUGELS, G.G. and HOPKINS, C.D. 2007. Poissons d'eaux douces et saumâtres de basse Guinée, ouest de l'Afrique centrale: volume 1. Paris, France: IRD & AMNH.
- STREELMAN, J.T. and KOCHER, T.D. 2002. Microsatellite variation associated with prolactin expression and growth of salt-challenged tilapia. *Physiological Genomics*, **9**: 1–4.

- SZITENBERG, A., GOREN, M. and HUCHON, D. 2012. Mitochondrial and morphological variation of *Tilapia zillii* in Israel. *BMC Research Notes*, **5**(172): 1–8.
- SZULKIN, M., BIERNE, N. and DAVID, P.. 2010. Heterozygosity-fitness correlations: A time for reappraisal. *Evolution*, **64**(5): 1202–1217.
- TAKEZAKI, N. and NEI, M. 1996. Genetic distances and reconstruction of phylogenetic trees from microsatellite DNA. *Genetics*, **144**(1): 389–399.
- TAMURA, K., DUDLEY, J., NEI, M. and KUMAR, S. 2007. MEGA4: Molecular evolutionary genetics analysis (MEGA) software Version 4.0. *Molecular Biology and Evolution* **24**(8): 1596–1599.
- TANO KAMELAN, M., BERTE, S., ZI, G.K.N., BAMBA, M., GOORE, G.B. and ESSETCHI, P. 2013. Peuplement ichtyologique du complexe Brimé-Méné-Nounoua , Côte d'Ivoire (Afrique de l'Ouest). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **7**(6): 2248–2263.
- TEMBENI, J.M., MICHA, J.C., MBOMBA, B.N.S., VANDEWALLE, P. and MBADU, V.Z. 2014. Biologie de la reproduction d'un poisson Chat Africain *Euchilichthys guentheri* (Schilthuis, 1891) (Mochokidae, Siluriformes) au pool Malebo, fleuve Congo (République Démocratique du Congo). *Tropicultura*, **32**(3): 129–137.
- TESCH, W. 1971. Age and growth. In *Methods for assessments of fish production in freshwaters* (W.E. Ricke, pp. 97–130). Oxford, England: International Biological Programme.
- TESSEMA, M., MULLER-BELECKE, A. and HORSTGEN-SCHWARK, G. 2006. Effect of rearing temperatures on the sex ratios of *Oreochromis niloticus* populations. *Aquaculture*, **258**(1–4): 270–277.
- THOMAS, F., LEFEVRE, T. and RAYMOND, M. 2010. *Biologie évolutive*. 1st Edition. De Boeck.
- TINE, M., DE LORGERIL, J., PANFILI, J., DIOP, K., BONHOMME, F. and DURAND, J.D. 2007. Growth hormone and prolactin-1 gene transcription in natural populations of the black-chinned tilapia *Sarotherodon melanotheron* acclimatised to different salinities. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, **147**(3):541–549.
- TOGUYENI, A. 1996. La croissance différentielle liée au sexe chez le tilapia (Pisces : Cichlidae), *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758): contribution des facteurs génétiques, nutritionnels, comportementaux, et recherche d'un relais endocrinien. Ph.D. thesis. Université de Renne I. 250 p.
- TOGUYENI, A., BEZAULT, E. and ROGNON, X. 2003. Genetic structure analysis of the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) using microsatellite markers. In *Paradi Symposium*, Cotonou, Benin. 15 p.
- TOGUYENI, A., FAUCONNEAU, B., FOSTIER, A., ABUCAY, J., MAIR, G. and BAROILLER, J.F. 2002. Influence of sexual phenotype and genotype, and sex ratio on growth performances in tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Aquaculture*, **207**, 249–261.
- TOGUYENI, A. 2004. Tilapia production and its global impacts in Central African countries. In 6th International Symposium on Tilapia in Aquaculture, Manila, Philippines. pp 1-8.
- TOGUYENI, A., THEVENON, S., SOARA, E., D'COTTA, H., BAROILLER, J.F. and ROGNON, X. 2007. Genetic structure of domestic and natural populations of the Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* in Burkina Faso, West Africa. *Aquaculture*, **272**: 314–315.
- TOGUYENI, A., FAUCONNEAU, B., MELARD, C., FOSTIER, A., LAZARD, J., BARAS, E., KUHN, E., VAN DER GEYTEN, S. and BAROILLER, J.-F. 2009. Sexual dimorphism in two pure cichlid species, *Oreochromis niloticus niloticus* (Linnaeus, 1758) and *Sarotherodon melanotheron melanotheron* Ruppel 1852, and their intergeneric hybrids. *African Journal of Aquatic Science*, **34**(1), 69–75.
- TONIATO, J., PENMAN, D.J. and MARTINS C. 2010. Discrimination of tilapia species of the genera *Oreochromis*, *Tilapia* and *Sarotherodon* by PCR-RFLP of 5S rDNA. *Aquaculture Research*, **41**(6): 934–938.

- TRAN-DUY, A., SCHRAMA, J.W., VAN DAM, A.A. and VERRETH, J.A.J. 2008. Effects of oxygen concentration and body weight on maximum feed intake, growth and hematological parameters of Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Aquaculture*, **275**(1-4): 152–162.
- TREWAVAS, E. 1984. Tilapiine fishes of the genera *Sarotherodon*, *Oreochromis*, and *Danakilia*. London, UK: Cornell University Press.
- TRINTIGNAC, P, BOUIN, N., KERLEO, V. and LE BERRE, M. 2013. Guide de bonnes pratiques pour la gestion piscicole des etangs. SMIDAP: La Ferrière, France.
- USMAN, B.A., AGBEBI, O.T., BANKOLE, M.O., OGUNTADE, O.R. and POPOOLA, M.O.. 2013. Molecular characterisation of two Cichlids populations (*Tilapia guineensis* and *Sarotherodon melanotheron*) from different water bodies in Lagos state, Nigeria. *International Journal of Biotechnology and Molecular Biology Research*, **4**(5): 71–77.
- VANDEPUTTE, M. 2009. L'amélioration génétique de la carpe commune (*Cyprinus Carpio* L.). *Cahiers Agricultures*, **18**(2–3): 256–261.
- VANDEPUTTE, M., BAROILLER, J.F., HAFFRAY, P. and QUILLET, E. 2009. Amélioration génétique des poissons : Quelles réalisations et quels défis pour demain? *Cahiers Agricultures*, **18**(2–3): 262–269.
- VAN EER, A., VAN SCHIE, T. and HILBRANDS, A. 2004. La pisciculture à petite échelle en eau douce. Fondation Agromisa: Wageningen, Netherlands.
- VAN OOSTERHOUT, C., HUTCHINSON, W.F., WILLS, D.P.M. and SHIPLEY, P. 2004. Micro-Checker: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. *Molecular Ecology Notes*, **4**(3): 535–538.
- VAN OOSTERHOUT, C., WEETMAN, D. and HUTCHINSON, W.F. 2006. Estimation and adjustment of microsatellite null alleles in nonequilibrium populations. *Molecular Ecology Notes*, **6**(1): 255–256.
- VERRIER, E. and ROGNON, X. 2000. Utilisation des marqueurs pour la gestion de la variabilité génétique des populations. *La Génétique Moléculaire et ses Applications*, 291–296.
- VIGNAL, A., MILAN, D., SANCRISTOBAL, M. and EGGEN, A. 2002. A review on SNP and other types of molecular markers and their use in animal genetics. *Genetics, Selection, evolution*, **34**(3): 275–305.
- VILLANUEVA, M.C.S. 2004. Biodiversité et relations trophiques dans quelques milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'ouest: Adaptations aux pressions environnementales. PhD thesis, Institut National Polytechnique de Toulouse, France. 272 p.
- VITULE, J.R.S., FREIRE, C.A. and SIMBERLOFF, D. 2009. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries*, **10**(1): 98–108.
- VOS, P., HOGERS, R., BLEEKER, M., REIJANS, M., DE LEE, T.V., FRIJTERS, A., POT, J., PELEMAN, J., KUIPER, M., ZABEAU, M., KEYGENE, N.V. and BOX, P.O. 1995. AFLP: A new technique for DNA fingerprinting. *Nucleic Acids Research*, **23**(21): 4407–4414.
- VREVEN, E.J., ADEPO-GOURENE, B., AGNESE, J.-F. and TEUGELS, G.G. 1998. Morphometric and allozyme variation in natural populations and cultured strains of the Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (Teleostei, Cichlidae). *Belgian Journal of Zoology*, **128**(1): 23–34.
- WAHLUND, S. 1928. Zusammensetzung von Populationen und Korrelationserscheinungen von Standpunkt der Vererbungslehre aus betrachtet. *Hereditas*, **11**: 65–108.
- WAPLES, R.S. 2006. A bias correction for estimates of effective population size based on linkage disequilibrium at unlinked gene loci. *Conservation Genetics*, **7**(2), 167–184.
- WAPLES, R.S. and DO, C. 2008. LDNE: A program for estimating effective population size from data on linkage disequilibrium. *Molecular Ecology Resources*, **8**(4): 753–756.

- WATANABE, M., KOBAYASHI, N., SHIN-I, T., HORIIKE, T., TATENO, Y., KOHARA, Y. and OKADA, N. 2004. Extensive analysis of ORF sequences from two different Cichlid species in lake Victoria provides molecular evidence for a recent radiation event of the victoria species flock identity of EST sequences between *Haplochromis chilotes* and *Haplochromis sp.* *Gene*, **343**(2): 263–269.
- WATSON, J., BAKER, T., BELL, S., GANN, A., LEVINE, M. and LOSICK, R. 2012. Biologie moléculaire du gène. 6th edition. PEARSON.
- WEIR, B.S. and COCKERHAM, C.C. 1984. Estimating *F*-Statistics for the analysis of population structure. *Evolution*, **38**(6): 1358–1370.
- WELSH, J. and MCCLELLAND M. 1990. Fingerprinting genomes using PCR with arbitrary primers. *Nucleic Acids Research*, **18**(24): 7213–7218.
- WESSELS, S. and HÖRSTGEN-SCHWARK, G. 2011. Temperature dependent sex ratios in selected lines and crosses with a YY-male in Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture*, **318**(1–2): 79–84.
- WHO. 1996. Total dissolved solids in drinking-water. In: World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- WILLIAMS, J.G., KUBELIK, A.R., LIVAK, K.J., RAFALSKI, J.A. and TINGEY, S.V. 1990. DNA polymorphisms amplified by arbitrary primers are useful as genetic markers. *Nucleic Acids Research*, **18**(22): 6531–6535.
- WOOTTON, R.J. 1998. Ecology of teleost fishes. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic.
- WRIGHT, S. 1965. The interpretation of population structure by *F*-Statistics with special regard to systems of mating. *Evolution*, **19**(3): 395–420.
- WRIGHT, J.M. 1994. Mutation at VNTRs: Are minisatellites the evolutionary progeny of microsatellites? *Génome*, **37**(2): 345–347.
- XU, Z., PRIMAVERA, J.H., DE, L.D., PETTIT, P., BELAK, J. and ALCIVAR-WARREN, A. 2001. Genetic diversity of wild and cultured black Tiger Shrimp (*Penaeus monodon*) in the Philippines using microsatellites. *Aquaculture*, **199**: 13–40.
- YANG, R.C. 1998. Estimating hierarchical *F*-Statistics. *Evolution*, **52**(4): 950–956.
- YOBOUE, A.N., ADEPO-GOURENE, A.B., AGNESE, J.F. and LAE, R. 2014. Diversité et structure génétique de *Sarotherodon melanotheron* (Pisces : Cichlidae) révélées par les microsatellites. *European Scientific Journal*, **10**(33): 299–311.
- YOBOUE, A.N., ADEPO-GOURENE, B.A., SEKA, D., DURAND, J.D., PANFILI, J. and LAE, R. 2012. Genetic diversity and adaptability of *Sarotherodon melanotheron* (Cichlidae) in coastal ecosystem. *Ethology Ecology & Evolution*, **24**(3): 230–243.
- YOUSSAO, A.K.I., KOUTINHOIN, G.B., KPODEKON T.M., AGNANDJO, H., TOURE Z., AHISSOU, A., RENAND, G. 2007. Variabilité génétique des performances de croissance et des mesures corporelles de jeunes bovins de race Borgou à la ferme d'élevage de l'Okpara. *Revue Africaine de Santé et de Production Animales*, **5**(3–4).
- YOUSSAO, I.A.K., TOBADA, P.C., KOUTINHOIN, B.G., DAHOUDA, M., IDRISOU, N.D., BONOU, G.A., TOUGAN, U.P., AHOUNOU, S., YAPI-YAORE, V., KAYANG, B., ROGNON, X., TIXIER-BOICHARD, M. 2010. Phenotypic characterisation and molecular polymorphism of indigenous poultry populations of the species *Gallus gallus* of Savannah and forest ecotypes of Benin. *African Journal of Biotechnology*, **9**(3): 369–381.

ANNEXES

Annexe 1: Synthèse des analyses Micro-Cheker pour *Oreochromis niloticus*

Tableau S1

Population	Null	Stuttering	Dropout	Brookfield 2	p_{B2}^2	N	N'	ONH	ENH
GM055									
Agonlinlowé	non	non	non	0	0	20	20	0	2.5
Hêtin-Sota	non	non	non	0.0229	5E-04	15	18	3	2.37
Avagbodji	non	non	non	0	0	15	18	3	5.93
Lanta	non	non	non	0.2383	0.057	18	24	6	4.19
Sahouamè	non	non	non	0.2143	0.046	11	11	0	2.59
Tohou	non	non	non	0.1857	0.034	13	14	1	1.62
Kpinnonu	non	non	non	0	0	20	20	0	3.08
Logbo	oui	non	non	0.1071	0.011	15	20	5	2
Douimè	non	non	non	0.0758	0.006	15	19	4	1.87
UNH115									
Agonlinlowé	oui	non	non	0.2421	0.059	20	33	13	4.38
Hêtin-Sota	non	non	non	0	0	15	18	3	3.67
Avagbodji	non	non	non	0.0966	0.009	15	21	6	3.43
Lanta	oui	non	non	0.2271	0.052	19	29	10	6
Sahouamè	non	non	non	0.2465	0.061	14	21	7	4.18
Tohou	oui	non	non	0.3644	0.133	13	21	8	4.96
Kpinnonu	oui	non	non	0.2434	0.059	19	29	10	5.08
Logbo	oui	non	non	0.1765	0.031	15	24	9	4.5
Douimè	non	non	non	0.1339	0.018	14	17	3	3.64
UNH129									
Agonlinlowé	non	non	non	0.0054	3E-05	20	23	3	2.8
Hêtin-Sota	non	non	non	0	0	15	16	1	2.23
Avagbodji	non	non	non	0	0	15	16	1	2.57
Lanta	non	non	non	0.2712	0.074	17	21	4	3.12
Sahouamè	non	non	non	0.2097	0.044	13	15	2	2.58
Tohou	oui	non	non	0.1635	0.027	15	23	8	3.7
Kpinnonu	non	non	non	0.0279	8E-04	20	26	6	5.02
Logbo	non	non	non	0.0206	4E-04	15	18	3	2.43
Douimè	non	non	non	0	0	15	17	2	3.63

Tableau S2

Population	Null	Stuttering	Dropout	Brookfield 2	p_{B2}^2	N	N'	ONH	ENH
UNH131									
Agonlinlowé	oui	non	non	0.2451	0.06	19	27	8	2.13
Hêtin-Sota	oui	non	non	0.5687	0.323	12	22	10	2.38
Avagbodji	oui	non	non	0.5037	0.254	12	20	8	2.42
Lanta	oui	non	non	0.5952	0.354	16	30	14	2.31
Sahouamè	oui	non	non	0.3533	0.125	13	19	6	2.67
Tohou	oui	non	non	0.5949	0.354	12	23	11	2.71
Kpinnonu	oui	non	non	0.5159	0.266	16	27	11	2.94
Logbo	non	non	non	0.324	0.105	13	19	6	3.69
Douimè	oui	non	non	0.2932	0.086	14	21	7	2.11
UNH142									
Agonlinlowé	non	non	non	0.7637	0.583	8	12	4	3.5
Hêtin-Sota	non	non	non	0.6835	0.467	8	12	4	1.94
Avagbodji	non	non	non	0.3492	0.122	12	18	6	7.12
Lanta	non	non	non	0.2154	0.046	18	23	5	4.08
Sahouamè	non	non	non	0.0847	0.007	14	15	1	3.71
Tohou	non	non	non	0.1714	0.029	14	19	5	4.79
Kpinnonu	non	non	non	0.0608	0.004	20	26	6	3.8
Logbo	non	non	non	0.0413	0.002	15	21	6	4.97
Douimè	non	non	non	0.8134	0.662	5	6	1	0.7
UNH146									
Agonlinlowé	non	non	non	0.1011	0.01	20	30	10	6.63
Hêtin-Sota	oui	non	non	0.175	0.031	15	23	8	3.33
Avagbodji	non	non	non	0	0	15	19	4	6.9
Lanta	oui	non	non	0.2968	0.088	19	31	12	4.97
Sahouamè	non	non	non	0.0446	0.002	15	25	10	9.07
Tohou	non	non	non	0.0663	0.004	15	22	7	5.37
Kpinnonu	oui	non	non	0.1729	0.03	20	35	15	9.77
Logbo	oui	non	non	0.7266	0.528	8	14	6	2.94
Douimè	non	non	non	0.0977	0.01	15	25	10	7.83

Tableau S3

Population	Null	Stuttering	Dropout	Brookfield 2	p_{B2}^2	N	N'	ONH	ENH
UNH149									
Agonlinlowé	non	non	non	0.0902	0.008	20	29	9	5.92
Hêtin-Sota	non	non	non	0.0413	0.002	15	21	6	4.97
Avagbodji	non	non	non	0.066	0.004	15	20	5	3.23
Lanta	non	non	non	0.1494	0.022	19	25	6	4.92
Sahouamè	oui	non	non	0.1729	0.03	15	23	8	3.4
Tohou	non	non	non	0.1689	0.029	14	19	5	4.93
Kpinnonu	oui	non	non	0.2876	0.083	19	32	13	6.95
Logbo	non	non	non	0.192	0.037	14	19	5	3.71
Douimè	non	non	non	0.1345	0.018	14	18	4	5.46
UNH154									
Agonlinlowé	non	non	non	0	0	20	25	5	5.47
Hêtin-Sota	non	non	non	0.1084	0.012	14	16	2	3.57
Avagbodji	non	non	non	0	0	15	15	0	4.7
Lanta	non	non	non	0.05	0.003	19	19	0	4.39
Sahouamè	non	non	non	0	0	15	17	2	4.27
Tohou	non	non	non	0.1313	0.017	14	17	3	3.82
Kpinnonu	non	non	non	0	0	20	25	5	8.93
Logbo	non	non	non	0.0106	1E-04	15	20	5	4.73
Douimè	non	non	non	0	0	15	17	2	4.77
UNH159									
Agonlinlowé	non	non	non	0	0	20	24	4	4.13
Hêtin-Sota	non	non	non	0	0	15	17	2	3.73
Avagbodji	non	non	non	0	0	15	17	2	2.47
Lanta	oui	non	non	0.3717	0.138	17	25	8	3.29
Sahouamè	non	non	non	0.1785	0.032	14	18	4	2.82
Tohou	oui	non	non	0.5101	0.26	13	24	11	2.69
Kpinnonu	non	non	non	0.0791	0.006	20	28	8	5.25
Logbo	oui	non	non	0.3644	0.133	13	20	7	3.35
Douimè	oui	non	non	0.3869	0.15	12	16	4	1.54

Tableau S4

Population	Null	Stuttering	Dropout	Brookfield 2	p_{B2}^2	N	N'	ONH	ENH
UNH162									
Agonlinlowé	non	non	non	0.7464	0.557	9	14	5	3.28
Hétin-Sota	non	non	non	0.7888	0.622	6	9	3	1.67
Avagbodji	oui	non	non	0.1413	0.02	15	29	14	11.4
Lanta	oui	non	non	0.6087	0.371	14	26	12	6.54
Sahouamè	oui	non	non	0.3954	0.156	13	21	8	3.46
Tohou	non	non	non	0.5428	0.295	10	15	5	3.4
Kpinnonu	oui	non	non	0.6134	0.376	12	17	5	2
Logbo	non	non	non	0.56	0.314	8	9	1	2
Douimè	non	non	non	0.0558	0.003	15	23	8	6.7
UNH174									
Agonlinlowé	non	non	non	0.4408	0.194	13	14	1	1.23
Hétin-Sota	non	non	non	0.3539	0.125	12	15	3	1.37
Avagbodji	non	non	non	0.0429	0.002	15	19	4	2.83
Lanta	non	non	non	0.1433	0.021	19	23	4	2.26
Sahouamè	non	non	non	0	0	15	18	3	3.5
Tohou	oui	non	non	0.2598	0.067	14	20	6	2.11
Kpinnonu	non	non	non	0	0	20	23	3	3.1
Logbo	non	non	non	0.0012	1E-06	15	18	3	2.97
Douimè	non	non	non	0.0568	0.003	15	19	4	2.43
UNH189									
Agonlinlowé	non	non	non	0.2604	0.068	17	20	3	1.94
Hétin-Sota	oui	non	non	0.1863	0.035	15	22	7	1.73
Avagbodji	oui	non	non	0.1388	0.019	15	21	6	2.13
Lanta	oui	non	non	0.3362	0.113	18	27	9	2.72
Sahouamè	non	non	non	0.1715	0.029	14	17	3	1.57
Tohou	non	non	non	0.1785	0.032	14	18	4	2.82
Kpinnonu	oui	non	non	0.1728	0.03	20	29	9	2.53
Logbo	non	non	non	0.1863	0.035	13	14	1	1.58
Douimè	non	non	non	0.0127	2E-04	15	19	4	3.67

Tableau S5

Population	Null	Stuttering	Dropout	Brookfield 2	p_{B2}^2	N	N'	ONH	ENH
UNH190									
Agonlinlowé	non	non	non	0.0551	0.003	20	30	10	8.25
Hêtin-Sota	non	non	non	0.0083	7E-05	15	21	6	5.8
Avagbodji	non	non	non	0.14	0.02	14	17	3	3.25
Lanta	non	non	non	0.175	0.031	19	26	7	4.76
Sahouamè	non	non	non	0.1762	0.031	14	22	8	9.29
Tohou	non	non	non	0.3148	0.099	13	19	6	4.15
Kpinnonu	non	non	non	0	0	20	21	1	7.35
Logbo	non	non	non	0.3688	0.136	12	19	7	7.75
Douimè	oui	non	non	0.1598	0.026	15	28	13	9.77
UNH197									
Agonlinlowé	non	non	non	0.7236	0.524	8	9	1	1.38
Hêtin-Sota	non	non	non	0.8044	0.647	6	11	5	3.58
Avagbodji	oui	non	non	0.2454	0.06	14	20	6	2.75
Lanta	non	non	non	0.3475	0.121	16	21	5	4.09
Sahouamè	non	non	non	0.1441	0.021	14	17	3	3
Tohou	non	non	non	0.3962	0.157	11	13	2	1.32
Kpinnonu	non	non	non	0.1806	0.033	19	27	8	5.87
Logbo	oui	non	non	0.5069	0.257	11	17	6	3.05
Douimè	non	non	non	0.3148	0.099	13	19	6	4.15
UNH216									
Agonlinlowé	oui	non	non	0.2386	0.057	20	32	12	3.23
Hêtin-Sota	oui	non	non	0.0975	0.01	15	20	5	2.3
Avagbodji	non	non	non	0.0613	0.004	15	21	6	4.43
Lanta	non	non	non	0.2253	0.051	19	29	10	6.11
Sahouamè	non	non	non	0	0	15	21	6	6.3
Tohou	non	non	non	0.1162	0.014	15	27	12	9.63
Kpinnonu	non	non	non	0.0365	0.001	20	29	9	7.83
Logbo	non	non	non	0.1057	0.011	15	23	8	5.4
Douimè	non	non	non	0.2575	0.066	12	13	1	2.08

Annexe 2: Synthèse des analyses Micro-Cheker pour *Sarotherodon melanotheron*

Tableau S1

Population	Null	Stuttering	Dropout	Brookfield 2	p_{Bz}^2	N	N'	ONH	ENH
GM055									
Agonlinlowé	Oui	Non	Non	0.1	0.01	20	27	7	3.45
Hétin-Sota	oui	Non	Non	0.11	0.01	15	21	6	3.07
Avagbodji	-	-	-	-	-	15	-	-	-
Abomey-Calavi	Non	Non	Non	0.16	0.03	19	24	5	2.45
Ganvié	Non	Non	Non	0.37	0.14	11	13	2	2.41
So-Ava	Oui	Non	Non	0.28	0.08	16	24	8	2.53
Kpinnonu	Oui	Non	Non	0.13	0.02	20	28	8	3.13
Logbo	Oui	Non	Non	0.10	0.01	15	20	5	2.1
Douimè	Non	Non	Non	0.04	0.00	15	18	3	2
Gbèkon	Non	Non	Non	0	0	20	22	2	2.85
Gbeffa	-	-	-	-	-	15	-	-	-
Hévé	Non	Non	Non	0.06	0.00	15	18	3	1.4
UNH115									
Agonlinlowé	Non	Non	Non	0	0	20	36	16	16.3
Hétin-Sota	Non	Non	Non	0	0	15	27	12	12.23
Avagbodji	-	-	-	-	-	15	-	-	-
Abomey-Calavi	Non	Non	Non	0.20	0.04	19	33	14	13.03
Ganvié	Non	Non	Non	0.35	0.13	13	21	8	5.42
So-Ava	Oui	Non	Non	0.20	0.04	17	30	13	7.82
Kpinnonu	Non	Non	Non	0.16	0.03	19	31	12	13.13
Logbo	Non	Non	Non	0.11	0.01	15	30	15	13.13
Douimè	Non	Non	Non	0	0	15	29	14	14.03
Gbèkon	Non	Non	Non	0	0	20	36	16	16.4
Gbeffa	-	-	-	-	-	14	-	-	-
Hévé	Non	Non	Non	0.56	0.32	10	19	9	9.05
UNH129									
Agonlinlowé	Non	Non	Non	0.11	0.01	19	23	4	4.29
Hétin-Sota	Non	Non	Non	0.04	0.00	15	19	4	2.8
Avagbodji	-	-	-	-	-	14	-	-	-
Abomey-Calavi	Non	Non	Non	0.08	0.01	20	26	6	2.9
Ganvié	Non	Non	Non	0.25	0.06	12	13	1	2.83
So-Ava	Non	Non	Non	0.06	0.00	16	16	0	2
Kpinnonu	Non	Non	Non	0.02	0.00	20	25	5	4.25
Logbo	Non	Non	Non	0.00	0.00	15	18	3	3.27
Douimè	Oui	Non	Non	0.14	0.02	15	22	7	3.23
Gbèkon	Oui	Non	Non	0.11	0.01	20	28	8	3.92
Gbeffa	-	-	-	-	-	15	-	-	-
Hévé	Non	Non	Non	0.03	0.00	15	19	4	3.07

Tableau S2

Population	Null	Stuttering	Dropout	Brookfield 2	p_{B2}^2	N	N'	ONH	ENH
UNH131									
Agonlinlowé	-	-	-	-	-	19	-	-	-
Hétin-Sota	oui	Non	Non	0.71	0.50	10	20	10	3.2
Avagbodji	-	-	-	-	-	5	-	-	-
Abomey-Calavi	Oui	Non	Non	0.69	0.47	12	20	8	1.83
Ganvié	Oui	Non	Non	0.50	0.25	13	24	11	3.04
So-Ava	Oui	Non	Non	0.13	0.02	17	29	12	8.8
Kpinnonu	Oui	Non	Non	0.25	0.06	19	33	14	10.18
Logbo	Oui	Non	Non	0.25	0.06	15	30	15	9.93
Douimè	Oui	Non	Non	0.11	0.01	15	27	12	9.77
Gbèkon	Oui	Non	Non	0.14	0.02	20	29	9	3.82
Gbeffa	-	-	-	-	-	12	-	-	-
Hévé	Oui	Non	Non	0.34	0.11	15	28	13	4.33
UNH142									
Agonlinlowé	Non	Non	Non	0.39	0.15	16	27	11	11.66
Hétin-Sota	oui	Non	Non	0.35	0.13	13	20	7	3.85
Avagbodji	-	-	-	-	-	13	-	-	-
Abomey-Calavi	Oui	Non	Non	0.32	0.11	18	28	10	5.03
Ganvié	Non	Non	Non	0.25	0.06	14	22	8	5.54
So-Ava	Non	Non	Non	0.00	0.00	17	21	4	6.12
Kpinnonu	Non	Non	Non	0.11	0.01	19	25	6	8.63
Logbo	Non	Non	Non	0.02	0.00	15	23	8	7.63
Douimè	Oui	Non	Non	0.37	0.14	13	21	8	4.77
Gbèkon	Non	Non	Non	0.00	0.00	20	30	10	9.95
Gbeffa	-	-	-	-	-	15	-	-	-
Hévé	Non	Non	Non	0.28	0.08	12	14	2	3.5
UNH146									
Agonlinlowé	Non	Non	Non	0.21	0.04	19	27	8	4.42
Hétin-Sota	Non	Non	Non	0.27	0.07	15	25	10	2.7
Avagbodji	-	-	-	-	-	15	-	-	-
Abomey-Calavi	Oui	Non	Non	0.21	0.04	20	31	11	3.43
Ganvié	Non	Non	Non	0.00	0.00	15	19	4	4.5
So-Ava	Oui	Non	Non	0.30	0.09	16	25	9	5.74
Kpinnonu	Non	Non	Non	0.21	0.04	19	26	7	3.54
Logbo	Non	Non	Non	0.26	0.07	14	17	3	3.25
Douimè	Non	Non	Non	0.14	0.02	14	17	3	3.25
Gbèkon	Non	Non	Non	0.78	0.61	8	12	4	2.63
Gbeffa	-	-	-	-	-	2	-	-	-
Hévé	Non	Non	Non	0	0	15	19	4	5.17

Tableau S3

Population	Null	Stuttering	Dropout	Brookfield 2	p_{B2}^2	N	N'	ONH	ENH
UNH149									
Agonlinlowé	Oui	Non	Non	0.18	0.03	20	29	9	1.98
Hétin-Sota	oui	Non	Non	0.23	0.05	13	15	2	1.31
Avagbodji	-	-	-	-	-	13	-	-	-
Abomey-Calavi	Non	Non	Non	0.20	0.04	18	21	3	1.81
Ganvié	Non	Non	Non	0.14	0.02	14	16	2	1.39
So-Ava	Oui	Non	Non	0.16	0.03	17	24	7	1.88
Kpinnonu	Non	Non	Non	0.00	0.00	20	21	1	2.43
Logbo	Oui	Non	Non	0.09	0.01	15	19	4	1.3
Douimè	Oui	Non	Non	0.39	0.15	12	16	4	1.46
Gbèkon	Non	Non	Non	0.75	0.56	7	7	0	1.07
Gbeffa	-	-	-	-	-	7	-	-	-
Hévé	Oui	Non	Non	0.21	0.04	14	18	4	1.39
UNH154									
Agonlinlowé	Non	Non	Non	0.06	0.00	20	25	5	2.78
Hétin-Sota	Non	Non	Non	0.02	0.00	15	18	3	2.4
Avagbodji	-	-	-	-	-	15	-	-	-
Abomey-Calavi	Non	Non	Non	0.05	0.00	20	24	4	2.3
Ganvié	Non	Non	Non	0.13	0.02	14	16	2	1.93
So-Ava	Non	Non	Non	0.00	0.00	17	18	1	1.82
Kpinnonu	Non	Non	Non	0.03	0.00	20	24	4	2.8
Logbo	Non	Non	Non	0.00	0.00	15	16	1	3.47
Douimè	Non	Non	Non	0.00	0.00	15	17	2	2.1
Gbèkon	Non	Non	Non	0.00	0.00	20	23	3	3.13
Gbeffa	-	-	-	-	-	14	-	-	-
Hévé	Non	Non	Non	0.02	0.00	15	19	4	3.47
UNH159									
Agonlinlowé	Non	Non	Non	0.00	0.00	20	27	7	8.33
Hétin-Sota	Non	Non	Non	0.02	0.00	15	20	5	4.47
Avagbodji	-	-	-	-	-	15	-	-	-
Abomey-Calavi	Oui	Non	Non	0.15	0.02	20	33	13	8.28
Ganvié	Non	Non	Non	0.07	0.01	15	22	7	5.2
So-Ava	Non	Non	Non	0.00	0.00	17	23	6	7.21
Kpinnonu	Oui	Non	Non	0.18	0.03	20	33	13	7.03
Logbo	Non	Non	Non	0.00	0.00	15	21	6	6.03
Douimè	Non	Non	Non	0.00	0.00	15	19	4	5.13
Gbèkon	Non	Non	Non	0.05	0.00	20	30	10	8.4
Gbeffa	-	-	-	-	-	15	-	-	-
Hévé	Non	Non	Non	0	0.00	15	19	4	5

Tableau S4

Population	Null	Stuttering	Dropout	Brookfield 2	p_{B2}^2	N	N'	ONH	ENH
UNH162									
Agonlinlowé	Non	Non	Non	0.91	0.83	4	4	0	0.75
Hétin-Sota	Non	Non	Non	0.69	0.47	7	9	2	1.71
Avagbodji	-	-	-	-	-	2	-	-	-
Abomey-Calavi	Non	Non	Non	0.44	0.19	14	17	3	2.11
Ganvié	Non	Non	Non	0.38	0.15	12	17	5	3.54
So-Ava	Oui	Non	Non	0.44	0.19	13	18	5	2.19
Kpinnonu	Non	Non	Non	0.07	0.00	20	25	5	2.42
Logbo	Non	Non	Non	0.21	0.05	14	19	5	2.68
Douimè	Non	Non	Non	0.43	0.19	11	14	3	1.55
Gbèkon	Non	Non	Non	0.53	0.28	13	17	4	1.85
Gbeffa	-	-	-	-	-	13	-	-	-
Hévé	Non	Non	Non	0.15	0.02	14	17	3	2.82
UNH174									
Agonlinlowé	-	-	-	-	-	19	-	-	-
Hétin-Sota	oui	Non	Non	0.34	0.12	14	25	11	5.96
Avagbodji	-	-	-	-	-	15	-	-	-
Abomey-Calavi	Oui	Non	Non	0.14	0.02	20	32	12	7.28
Ganvié	Non	Non	Non	0	0	15	18	3	7.8
So-Ava	Non	Non	Non	0	0	17	23	6	9.26
Kpinnonu	Non	Non	Non	0	0	20	30	10	12.5
Logbo	Non	Non	Non	0	0	15	18	3	7.8
Douimè	Non	Non	Non	0	0	15	18	3	7.13
Gbèkon	Non	Non	Non	0	0	20	20	0	10
Gbeffa	-	-	-	-	-	15	-	-	-
Hévé	Non	Non	Non	0	0	15	15	0	7.5
UNH189									
Agonlinlowé	Non	Non	Non	0.11	0.01	19	22	3	2.84
Hétin-Sota	Non	Non	Non	0.11	0.01	14	15	1	1.4
Avagbodji	-	-	-	-	-	15	-	-	-
Abomey-Calavi	Non	Non	Non	0.15	0.02	19	23	4	1.87
Ganvié	Non	Non	Non	0.27	0.07	13	16	3	1.38
So-Ava	Non	Non	Non	0.12	0.01	16	18	2	1.78
Kpinnonu	Oui	Non	Non	0.10	0.01	20	26	6	2.02
Logbo	Non	Non	Non	0.00	0.00	15	15	0	1.43
Douimè	Non	Non	Non	0.00	0.00	15	15	0	1.63
Gbèkon	Non	Non	Non	0.20	0.04	17	18	1	1.59
Gbeffa	-	-	-	-	-	14	-	-	-
Hévé	Non	Non	Non	0	0.00	15	15	0	1.3

Tableau S5

Population	Null	Stuttering	Dropout	Brookfield 2	p_{B2}^2	N	N'	ONH	ENH
UNH190									
Agonlinlowé	-	-	-	-	-	20	20	-	-
Hétin-Sota	Non	Non	Non	0.32	0.10	13	23	10	10.27
Avagbodji	-	-	-	-	-	15	-	-	-
Abomey-Calavi	Non	Non	Non	0.09	0.01	20	29	9	5.95
Ganvié	Non	Non	Non	0.00	0.00	15	15	0	6.3
So-Ava	Non	Non	Non	0.00	0.00	17	17	0	6.74
Kpinnonu	Non	Non	Non	0.00	0.00	20	26	6	10.9
Logbo	Non	Non	Non	0.00	0.00	15	18	3	7.1
Douimè	Non	Non	Non	0.05	0.00	15	24	9	7.93
Gbèkon	Non	Non	Non	0	0	20	21	1	10.03
Gbeffa	-	-	-	-	-	15	-	-	-
Hévé	Non	Non	Non	0	0	15	28	13	13.1
UNH197									
Agonlinlowé	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Hétin-Sota	Non	Non	Non	0.81	0.65	6	10	4	2.25
Avagbodji	-	-	-	-	-	14	-	-	-
Abomey-Calavi	Non	Non	Non	0.74	0.55	9	18	9	9
Ganvié	Non	Non	Non	0.00	0.00	15	30	15	15
So-Ava	Oui	Non	Non	0.40	0.16	16	32	16	9.13
Kpinnonu	Non	Non	Non	0.38	0.14	17	33	16	16.03
Logbo	Non	Non	Non	0.00	0.00	15	29	14	14.03
Douimè	Non	Non	Non	0.52	0.27	11	22	11	11
Gbèkon	Non	Non	Non	0.83	0.69	5	5	0	1.6
Gbeffa	-	-	-	-	-	3	-	-	-
Hévé	Non	Non	Non	0.37	0.13	13	26	13	13
UNH216									
Agonlinlowé	Non	Non	Non	0.07	0.00	20	26	6	3.62
Hétin-Sota	Non	Non	Non	0.09	0.01	15	20	5	2.43
Avagbodji	-	-	-	-	-	15	-	-	-
Abomey-Calavi	Non	Non	Non	0.06	0.00	20	26	6	3.85
Ganvié	Non	Non	Non	0.00	0.00	15	18	3	4.23
So-Ava	Non	Non	Non	0.13	0.02	16	20	4	4.44
Kpinnonu	Non	Non	Non	0.08	0.01	20	28	8	5.1
Logbo	Oui	Non	Non	0.13	0.02	15	23	8	4.77
Douimè	Non	Non	Non	0.04	0.00	15	19	4	2.93
Gbèkon	Non	Non	Non	0.02	0.00	20	25	5	4.13
Gbeffa	-	-	-	-	-	15	-	-	-
Hévé	Non	Non	Non	0.13	0.02	13	13	0	2.69

Annexe 3: Liste des articles

Articles publiés

1. Amoussou T.O., Toguyeni A., Imorou Toko I., Chikou A. & Youssao Abdou Karim I. 2016. Caractéristiques biologiques et zootechniques des tilapias africains *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) et *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852 : une revue. *International Journal of Biological and Chemical Sciences* **10** (4), 1869-1887.
2. Amoussou T.O., Toguyeni A., Imorou Toko I., Chikou A., Akiti T., Enouheran B.M., Bogninou C.F. & Youssao Abdou Karim I. 2017. An overview of fish restocking into fresh and brackish inland waterways of Benin (West Africa). *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* **5** (2), 164-172.
3. Amoussou T.O., Toguyeni A., Imorou Toko I., Chikou A. & Youssao Abdou Karim I. 2017. Analysis of morphological parameters of wild Populations of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) of the three hydrographic basins of southern Benin. *European Journal of Academic Essays* **4** (1), 1-11.
4. Amoussou T.O., Toguyeni A., Imorou Toko I., Chikou A., Bossou M.A. & Youssao Abdou Karim I. 2017. Morphological diversity of wild populations of *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852 of Southern Benin. *Journal of Animal Science Advances* **6** (11), 1811-1830.
5. Amoussou T.O., Toguyeni A., Imorou Toko I., Chikou A., Bravo M. & Youssao Abdou Karim I. 2017. Evaluation of zootechnical and reproductive parameters of wild populations of *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852 of Southern Benin raised in captivity. *International Journal of Fisheries and Aquaculture* **9** (1), 1-13.
6. Amoussou T.O., Toguyeni A., Imorou Toko I., Chikou A., Bravo M. & Youssao Abdou Karim I. 2017. Effect of hydrogeographical origin on zootechnical parameters of wild populations of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758). *International Journal of Sciences* **6** (5), 30-42.

Articles pour soumission

1. Amoussou T.O., Youssao Abdou Karim I., Dayo G.-K., Imorou Toko I., Chikou A., De Meeûs T. & Toguyeni A. Genetic characterisation of some African trading tilapia species: a review. *Journal of Applied Aquaculture*.
2. Amoussou T.O., Youssao Abdou Karim I., Imorou Toko I., Dayo G.-K., Chikou A., De Meeûs T. & Toguyeni A. Genetic diversity and structure of wild populations of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) in Southern Benin as revealed by microsatellites. *Aquaculture Research*.
3. Amoussou T.O., Youssao Abdou Karim I., Dayo G.-K., Imorou Toko I., Chikou A., De Meeûs T. & Toguyeni A. Genetic diversity and structure of *Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852's wild populations in Southern Benin (West Africa). *Aquaculture*.