



ESJ Natural/Life/Medical Sciences

Impact Des Aménagements Hydroélectriques Sur Le Peuplement Des Poissons Du Lac De Barrage De Buyo Et De La Zone Périphérique (Côte d'Ivoire)

***Yao Kouassi Anderson,
Konan Yao Aristide,
N'Zi Konan Gervais,
Bamba Mamadou,***

Université Felix Houphouët-Boigny, UFR Biosciences, Laboratoire des milieux Naturels et Conservation de la Biodiversité, Abidjan, Côte d'Ivoire

Koné Tidiani,

Université Jean Lorougnon Guédé, UFR Environnement, Laboratoire de Biodiversité et Ecologie Tropicale, Daloa, Côte d'Ivoire

[Doi:10.19044/esj.2021.v17n40p273](https://doi.org/10.19044/esj.2021.v17n40p273)

Submitted: 21 May 2021
Accepted: 12 October 2021
Published: 30 November 2021

Copyright 2021 Author(s)
Under Creative Commons BY-NC-ND
4.0 OPEN ACCESS

Cite As:

Anderson Y.K., Aristide K.Y., Mamadou B., Gervais N.K., & Tidiani K., (2021). *Impact des aménagements hydroélectriques sur le peuplement des poissons du lac de barrage de Buyo et de la zone périphérique (Côte d'Ivoire)*. European Scientific Journal, ESJ, 17(40), 273

<https://doi.org/10.19044/esj.2021.v17n40p273>

Résumé

L'objectif de ce travail était de déterminer l'impact des variations des niveaux d'eau sur la distribution des poissons dans le lac de Buyo et le cours principal du fleuve Sassandra. Les campagnes ont lieu de Juin 2018 à Mai 2019. Les changements hydrologiques ont été observés après la mise en eau d'un deuxième barrage sur le fleuve Sassandra. Ces changements hydrologiques ont eu un impact sur la diversité piscicole. Les poissons ont été capturés à l'aide des filets maillants et des nasses artisanales. Ces poissons sont repartis en 6 ordres, 14 familles et 42 espèces. Dans le lac de Buyo, l'espèce *Synodontis punctifer* domine le peuplement en période de crue alors que *Coptodon zillii* est prépondérante en période de décrue. Dans le cours principal l'espèce *Synodontis punctifer* domine le peuplement durant les périodes d'ouverture et de fermeture des vannes du barrage, cette espèce est plus adaptée aux changements hydrologiques. Une bonne organisation du peuplement est observée en période de crue dans le lac. Dans le cours

principal, une bonne organisation du peuplement est avérée en période de décrue lorsque les vannes du barrage sont fermées. Le modèle de prévision a montré que dans le lac de Buyo, la richesse spécifique est influencée positivement les cotes de retenue mais négativement par le débit d'apport d'eau et le volume d'eau déversé. Dans le milieu fluvial, le modèle a montré que la richesse spécifique est influencée négativement par la profondeur et le débit d'eau turbiné mais influencé positivement par la vitesse du courant.

Mots clés: Aménagements Hydroélectriques, Lac De Buyo, Fleuve Sassandra, Peuplement De Poissons, Niveau D'eau

Impact Of Hydropower Developments On The Fish Population Of The Buyo Dam Lake And The Surrounding Area (Ivory Coast)

*Yao Kouassi Anderson,
Konan Yao Aristide,
N'Zi Konan Gervais,
Bamba Mamadou,*

Université Felix Houphouët-Boigny, UFR Biosciences, Laboratoire des milieux Naturels et Conservation de la Biodiversité, Abidjan, Côte d'Ivoire

Koné Tidiani,

Université Jean Lorougnon Guédé, UFR Environnement, Laboratoire de Biodiversité et Ecologie Tropicale, Daloa, Côte d'Ivoire

Abstract

The objective of this work was to determine the impact of water level variations on fish distribution in Lake Buyo and the main course of the Sassandra River. The campaigns will take place from June 2018 to May 2019. The hydrological changes are proven after the impoundment of a second dam on the Sassandra River. These hydrological changes have had an impact on fish diversity. The fish were caught using gillnets and artisanal traps. These fish are divided into 6 orders, 14 families and 42 species. In Lake Buyo, the species *Synodontis punctifer* dominates the population during the flood period while *Coptodon zillii* is predominant during the low water season. In the mainstream, the species *Synodontis punctifer* dominates the population during the periods of opening and closing of the gates of the dam, this species is more adapted to hydrological changes. A good organization of the population is observed during the period of flooding in the lake. In the main river, a good organization of the population is proven during the flood period when the gates of the dam are closed. The predictive model showed that in Lake Buyo, the

species richness is positively influenced by the impoundment rating but negatively by the inflow rate and the volume of water discharged. In the fluvial environment, the model showed that the specific richness is negatively influenced by the depth and the turbinated water flow but positively influenced by the current speed.

Keywords: Hydropower Developments, Buyo Lake, Sassandra River, Fish Population, Water Level

Introduction

L'impact des barrages sur les peuplements de poissons et sur la biodiversité aquatique est de plus en plus fréquent dans les pays en voie de développement. Pour de nombreux auteurs, ces impacts portent sur la réduction d'habitats aquatiques, les obstacles physiques aux migrations longitudinales de poissons et la prolifération d'espèces introduites fortement compétitrices devenant invasives au détriment des espèces endémiques (McCartney, 2009). Parmi les fleuves de Côte d'Ivoire, le fleuve Sassandra a subi deux aménagements à l'origine de la création des lacs de barrage de Buyo et de Soubré. Suite à la construction du barrage de Buyo, la cuvette lacustre a fait l'objet d'une exploitation excessive due à la présence d'une forte communauté de pêcheurs allochtones aguerris aux différentes techniques de pêche (Vanga, 2001 ; 2004) et du non-respect de l'environnement physique et social du lac (Nugent, 1997 ; Golé-Bi *et al.*, 2004). Par ailleurs, la mise en eau récente du barrage de Soubré plus en aval de celui de Buyo semble avoir accéléré les processus de dégradation de l'environnement biophysique et l'atteinte grave à la biodiversité aquatique. En effet, l'alimentation de son réservoir d'eau dépend de celui de Buyo. Après la construction de ce deuxième barrage, les atteintes à l'environnement aquatique ce sont accentués. Dès lors, on assiste à un changement des conditions hydrologiques de l'hydrosystème suite aux lâchers d'eau sporadique et une baisse de la production piscicole du lac de Buyo. Or depuis la mise en eau de ce deuxième barrage, les études d'impact environnemental prenant en compte la gestion de la faune piscicole de ce complexe fluvio-lacustre sont parcellaires. Pourtant, les variations du débit sous l'influence des barrages ont des impacts majeurs sur les habitats aquatiques et les populations de poissons (Stalnaker *et al.*, 1989 ; Mueller *et al.*, 2011 ; Pacini *et al.*, 2013). La partie du lac de Buyo située à l'intérieur du Parc National de Taï (PNT) et le cours principal du fleuve Sassandra ne sont pas épargnés de ces perturbations, or ces milieux constituent des zones de conservation (OIPR, 2015) et des frayères pour plusieurs espèces des poissons (N'Dri *et al.*, 2020). Le présent article se propose d'étudier l'impact des variations hydrologiques générés par des activités hydroélectriques sur la

distribution des poissons dans le lac de Buyo et sa zone périphérique afin de formuler des recommandations pour protéger cet hydrosystème.

Materiel Et Methodes

Zone D'étude

Le fleuve Sassandra se situe à l'ouest de la Côte d'Ivoire, il prend sa source en Guinée et reçoit plusieurs affluents : sur la rive droite coule le Bafing et le N'Zo et sur la rive gauche coulent la Lobo et la Davo (Girard *et al.*, 1971). Le lac de Buyo présente un hydrogramme caractérisé par une période des hautes eaux et une période de basses eaux (Yapo *et al.*, 2008). Pour la période allant de juin 2018 à mai 2019, les hautes eaux s'étendent d'août à février et les basses eaux, de mars à juillet. La zone d'étude retenue pour ce travail correspond au segment du lac de Buyo située dans la réserve N'zo (OIPR, 2006) et l'aval du barrage hydroélectrique de Buyo. Huit (8) stations ont été sélectionnées. Parmi ces stations, cinq sont situés dans la partie lacustre et trois dans la partie fluviale. (Figure 1).

Récolte des données

Les poissons ont été échantillonnés dans le lac de Buyo de la réserve N'zo et dans le cours inférieur du Sassandra entre juin 2018 et mai 2019 à l'aide d'une batterie de 10 filets monofilaments de vide de maille 6, 8, 10, 15, 18, 20, 25, 30, 35 et 40 mm de 30 m de longueur pour une hauteur de chute de 1,5 m et cinq (5) nasses artisanales appâtées. Les filets et nasses ont été posés le soir entre 17h et 18h et visité le lendemain entre 6 h et 7h. Les nasses sont visitées chaque jour au même moment que les filets maillants. Des échantillons issus des pêcheurs commerciaux ont été ajoutés à nos données. Ces derniers utilisent plusieurs types d'engins tels que les filets maillants, les nasses artisanales, les éperviers, les sennes de plage, des palangres et des bambous piège. Les poissons capturés ont été identifiés selon les clés d'identification de Pauguy *et al.* (2003 a et b) et pesés à l'aide d'une balance électronique de type SF-400 de précision 0, 1g. Les données hydrologiques coïncident aux jours pour jours avec les périodes d'échantillonnage des poissons, ces données concernent entre autres la cote du réservoir (CR), le volume d'eau déversée (VED), le débit des apports d'eau (DAE), le débit d'eau déversé (DED), le débit d'eau turbiné (DET) ont été fournies par Compagnie Ivoirienne d'Electricité de Buyo entre juin 2018 et mai 2019.

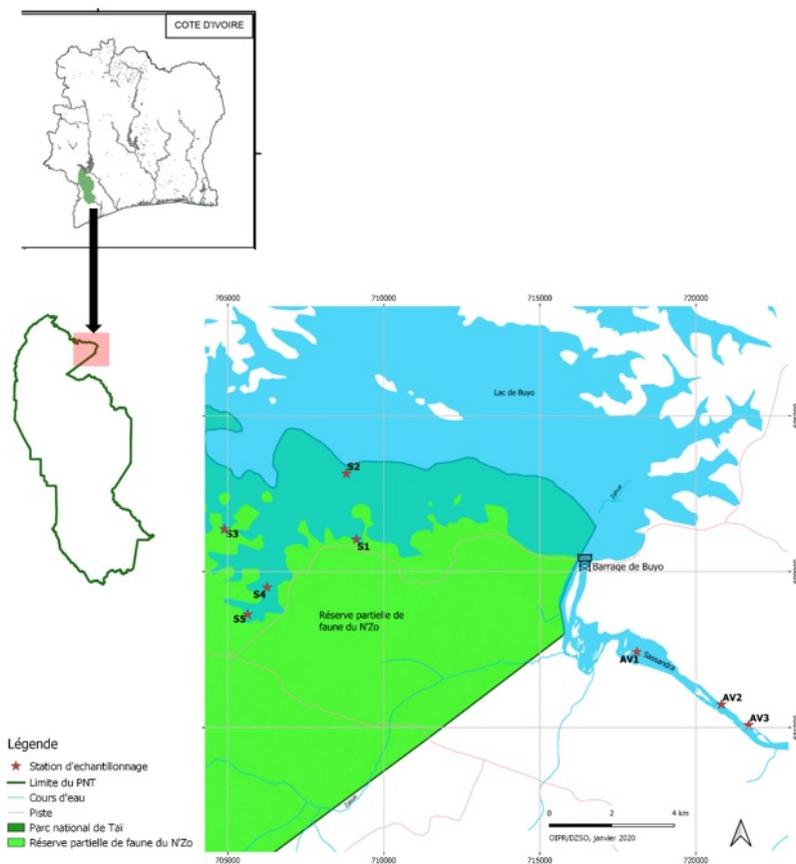


Figure 1 : Localisation des sites d'échantillonnages

Analyse des données

Les poissons issus de la pêche commerciale ont été combinés avec ceux de la pêche expérimentale pour l'analyse des données. Dans la présente étude, les données du peuplement ont été exprimées en termes de richesse spécifique, d'abondance numérique et pondérale.

Les variations, de l'abondance numérique et pondérale en fonction des mois sont comparées au moyen du test de Kruskal-Wallis. Le test de Mann-Whitney a servi à comparer les débits d'eau déversée par le barrage de Buyo avant et après la construction du barrage de Soubré. Par ailleurs, ce test a permis de comparer la richesse spécifique, les indices de Shannon (H') et équitabilité (J), l'abondance numérique et pondérale en fonction des périodes de crue et de décrue dans le lac et entre les périodes d'ouverture et de fermeture des vannes du barrage dans le cours principal. Une modélisation des données a été effectuée en utilisant la régression linéaire multiple ou régression de Pearson pour trouver la meilleure équation linéaire de prévision de la richesse spécifique en liaison avec les paramètres hydrologiques (Kamelan, 2014 ; Laë

et Mahé, 2002). Étant donné que le milieu lacustre et le milieu fluvial présentent des caractéristiques hydromorphologiques différentes, nous avons testé la prédiction de modélisation entre les richesses spécifiques et les caractéristiques hydrologiques propre à chaque zone d'étude. L'objectif étant d'obtenir un meilleur coefficient de détermination R^2 , qui traduit une excellente capacité prédictive du modèle, nous avons donc retenue le modèle qui montre une valeur élevée de R^2 pour chaque zone d'étude. Le test de régression linéaire multiple a été réalisé à l'aide du logiciel XLSTAT version 2016.02.

Resultats

Paramètres hydrologiques

La figure 2 montre les variations mensuelles des débits d'eaux déversées au niveau du barrage de Buyo avant et après la construction du barrage de Soubré. La courbe de l'évolution des débits d'eau déversée montre qu'avant la construction de ce deuxième barrage, les lâchers d'eau étaient faits seulement durant les mois d'août à novembre. Après la mise en eau du barrage de Soubré, le débit d'eau déversée est passé de 201,58 m³/s à 920,28 m³/s. Le test de Mann-Whitney a montré une différence significative entre le débit d'eau déversé avant et après la construction du deuxième barrage.

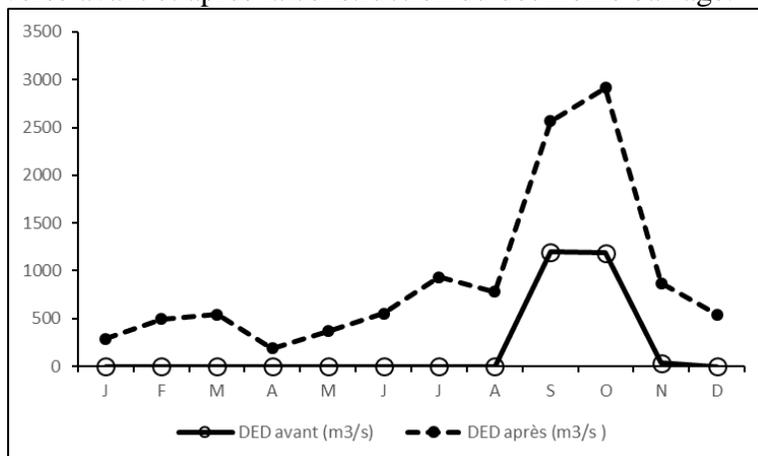


Figure 2 : Débit mensuel moyenne d'eau déversée (DED) avant et (DED) après la construction du deuxième le barrage de Soubré au poste de Buyo (2015-2020)

Données sur l'ichtyofaune

Inventaire du peuplement

La composition de la richesse spécifique du complexe fluvi lacustre se répartit en 42 espèces appartenant à 6 ordres, 12 genres et 14 familles. Dans cette composition ichtyologique, on distingue 36 espèces dulçaquicoles, 3 espèces estuariennes (*Sarotherodon melanotheron*, *Sarotherodon Galilaeus* et *Coptodon guineensis*), 2 espèces introduites (*Heterotis niloticus* et

Oreochromis niloticus), et 1 Cichlidae hybride (*Tilapia guineensis* x *Tilapia Zillii*). (Tableau 1). Dans la partie lacustre, 35 espèces ont été observées dont les Cichlidae, les Mormyridae et les Cichlidae sont les plus diversifiés. Dans la partie fluviale, les 28 espèces recensées ont été dominées par les Alestidae, les Mochokidae et les Cichlidae.

Tableau 1. Liste des espèces de poissons échantillonnées dans la partie lacustre et la partie fluviale (de juin 2018 à mai 2019)

Familles	Espèces	Code	Partie lacustre	Partie fluviale
Clupeidae	<i>Pellonula leonensis</i>	Pe. le	+	
Arapaimidae	<i>Heterotis niloticus</i> **	He.ni	+	
Mormyridae	<i>Marcusenius furcidens</i>	Ma. fu		+
	<i>Marcusenius ussheri</i>	Ma. us	+	+
	<i>Marcusenius senegalensis</i>	Ma. se	+	+
	<i>Mormyrops anguilloides</i>	Mo. an	+	+
	<i>Mormyrus rume</i>	Mo. Ru	+	+
Alestidae	<i>Brycinus longipinnis</i>	Br. lo	+	+
	<i>Brycinus imberi</i>	Br. im	+	+
	<i>Brycinus nurse</i>	Br. nu	+	+
	<i>Brycinus macrolepidotus</i>	Br. ma		+
	<i>Alestes baremoze</i>	Al. ba		+
Hepsetidae	<i>Hepsetus odoe</i>	He. od	+	
Distichodontidae	<i>Distichodus rostratus</i>	Di. ros	+	
Latidae	<i>Lates niloticus</i>	La. nil	+	+
Cyprinidae	<i>Enteromius macrops</i>	En. ma	+	
	<i>Enteromius ablabes</i>	En. ab	+	
	<i>Labeo coubie</i>	La. co	+	+
	<i>Labeo parvus</i>	La. pa		+
	<i>Labeo senegalensis</i>	La. se	+	
	<i>Raiamas senegalensis</i>	Ra. se		+
Schilbeidae	<i>Schilbe mandibularis</i>	Sc. ma	+	+
	<i>Schilbe intermedius</i>	Sc. in	+	
Claroteidae	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	Ch. ni	+	+
	<i>Chrysichthys maurus</i>	Ch. ma	+	+
	<i>Chrysichthys Johnelsis</i>	Ch. jo	+	
Mochokidae	<i>Synodontis punctifer</i>	Sy. pu	+	+
	<i>Synodontis koensis</i>	Sy. ko	+	+
	<i>Synodontis bastiani</i>	Sy. ba	+	+

	<i>Synodontis schall</i>	<i>Sy. sc</i>		+
Clariidae	<i>Clarias anguillaris</i>	<i>Cl.an</i>	+	+
	<i>Heterobranchus longifilis</i>	<i>He. lo</i>	+	
Malapteruridae	<i>Malapterurus electricus</i>	<i>Ma. el</i>	+	+
	<i>Pollimyrus isidori</i>	<i>Po.is</i>		+
Cichlidae	<i>Hemichromis bimaculatus</i>	<i>He.bi</i>	+	+
	<i>Hemichromis fasciatus</i>	<i>He. fa</i>	+	
	<i>Oreochromis niloticus**</i>	<i>Or.ni</i>	+	+
	<i>Sarotherodon galilaeus*</i>	<i>Sa.ga</i>	+	
	<i>Sarotherodon melanotheron*</i>	<i>Sa. me</i>	+	
	<i>Coptodon guineensis *</i>	<i>Co.gu</i>	+	
	<i>Coptodon zillii</i>	<i>Co. zi</i>	+	+
	<i>Tilapias hybride (T.guinensis x T. Zillii)***</i>	<i>TI. hy</i>	+	+
14	42	35	28	

+ = présence, *= espèces estuariennes, **= espèces introduites

Abondance numérique

Au total, 1623 individus ont été dénombrés dans le lac de Buyo et 558 individus dans la partie fluviale. Les espèces les plus abondantes dans le lac de Buyo sont les *Coptodon zillii* avec 23,59 % du nombre d'espèces inventoriées après vient *Synodontis punctifer* 22,05% et *Chrysichthys nigrodigitatus* 12,93%. Les autres espèces font moins de 10 % en termes d'abondance numérique (figure 3). Dans la partie fluviale ce sont les espèces *Synodontis puncter* (43,01 %) et *Chrysichthys nigrodigitatus* (13,97%) qui sont les plus prépondérants. Les autres familles dominent le peuplement à une contribution chacune de moins de 10% de l'abondance totale du peuplement (figure 4

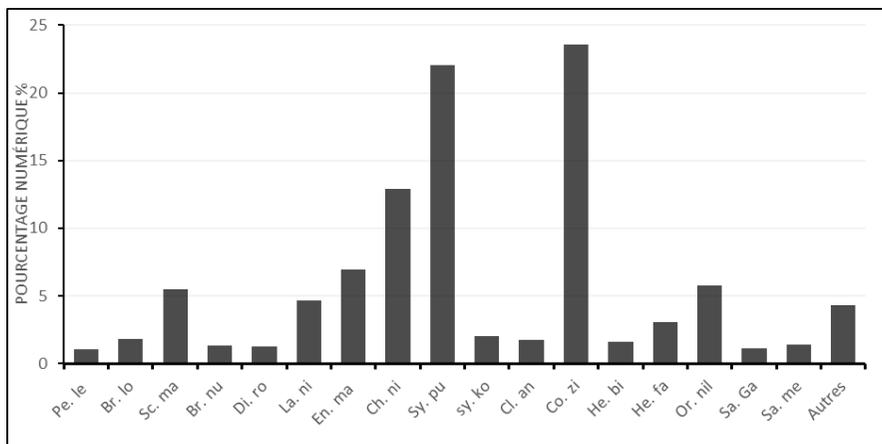


Figure 3 : Pourcentage numérique des espèces de poissons échantillonnées dans le lac de Buyo (de juin 2018 à mai 2019)

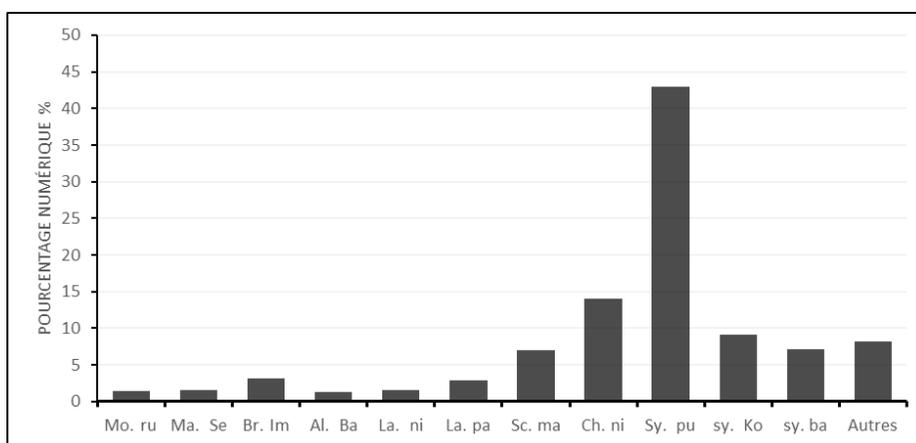


Figure 4 : Pourcentage numérique des espèces de poissons échantillonnées dans le cours principal du fleuve Sassandra (de juin 2018 à mai 2019)

Relation entre les données hydrologiques et la diversité biologique Variation spatio-temporelle de la richesse spécifique

Dans le lac de Buyo, la richesse spécifique a varié de 10 à 20 espèces. Le pic mensuel de la richesse spécifique est observé en janvier qui correspond à un mois de fermeture du barrage. Dans le cours principal, la richesse spécifique atteint son pic en mars où les vannes du barrage sont fermées. La différence mensuelle de la richesse spécifique entre les mois n'est pas significative selon le test de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$). (Figure 5)

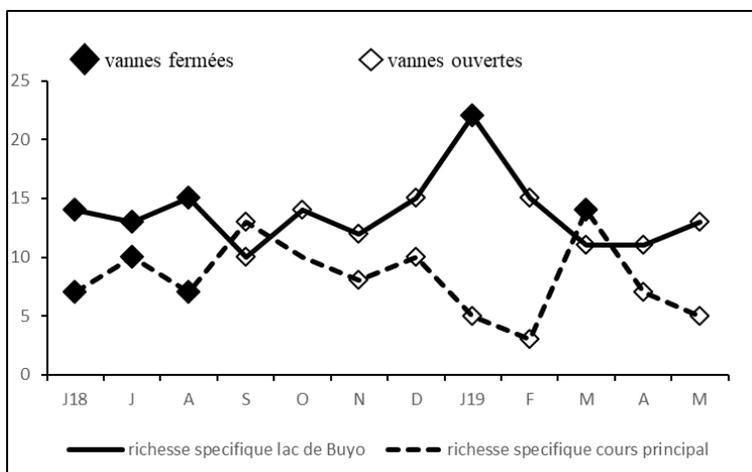


Figure 5 : Variation mensuelle de la richesse spécifique du lac de Buyo et du cours principal en fonction de l’ouverture et la fermeture des vannes du barrage de Buyo (de juin 2018 à mai 2019)

Dans le lac de Buyo, l’espèce *Synodontis punctifer* domine en termes de nombre le peuplement en période de crue (22,15%) alors que l’espèce *Coptodon zillii* est prépondérante en période de décrue (37,97%) (Figure 6). Dans le cours principal l’espèce *Synodontis punctifer* domine le peuplement durant les périodes d’ouverture (crue) et de fermeture des vannes (décrue) respectivement 47% et 31,97% (Figure 7).

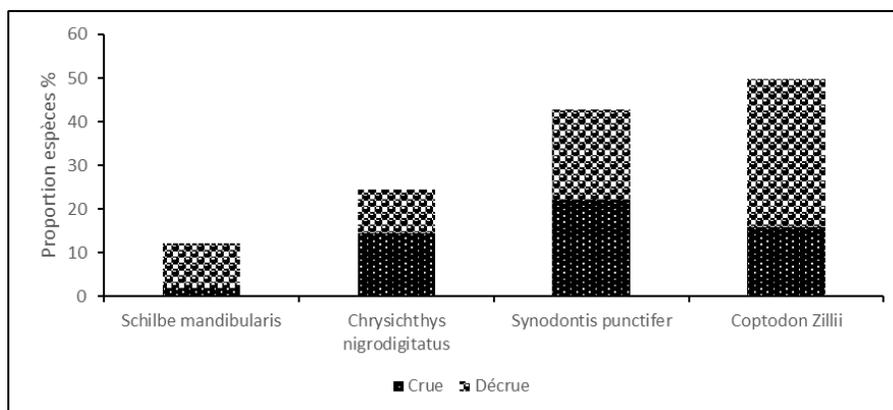


Figure 6 : Proportion des espèces prépondérantes en périodes de crue et de décrue dans le lac de Buyo (de juin 2018 à mai 2019)

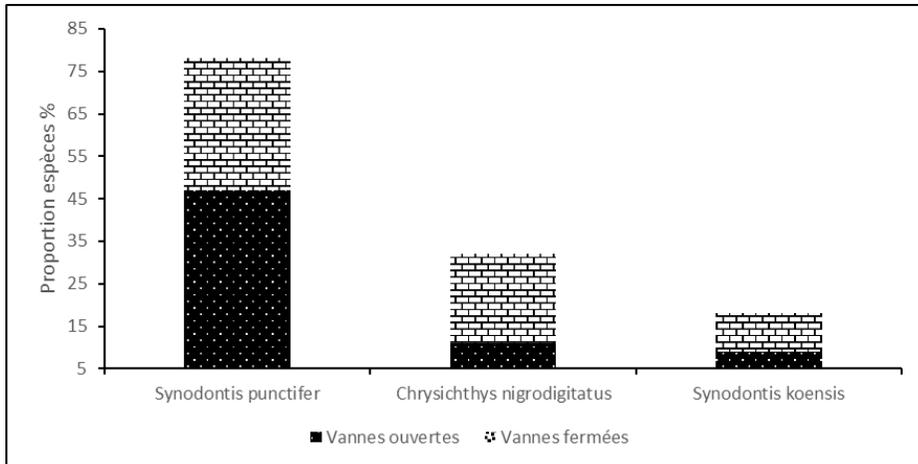


Figure 7 : Proportion des espèces prépondérantes suivant les périodes d’ouverture et la fermeture des vannes dans le cours principal du fleuve Sassandra (de juin 2018 à mai 2019)

Variation spatio temporelle des indices diversité de Shannon (H’) et d’équitabilité (J)

Les indices de diversité de Shannon (H’) et d’équitabilité (J) ont varié en fonction de la zone d’étude et en fonction des niveaux d’eau. Dans le lac de Buyo, les indices de Shannon et d’équitabilité ont une valeur plus élevée en hautes eaux ($H'_{HE}=2,56$; $J_{HE}= 0,72$) qu’en basses eaux ($H'_{BE}=2,07$; $J_{BE}=0,71$). H’ et J présentent des valeurs maximales en novembre et janvier et des valeurs minimales en période de basse eau en mai (Figure 8). Dans le cours principal, les valeurs des indices de Shannon et d’équitabilité sont plus élevées en basses eau (période de fermeture régulière des vannes) ($H'_{BE}=2,22$; $J_{BE}=0,71$) qu’en hautes eaux (période d’ouverture régulière des vannes) ($H'_{HE}=1,94$; $J_{HE}=0,64$) (Figure 9). H’ et J présentent des valeurs maximales en septembre alors que leurs valeurs minimales sont observées en février. Le test de Mann-Whitney a montré une différence significative pour H’ et J durant les deux périodes de niveau d’eau dans les deux zones d’étude

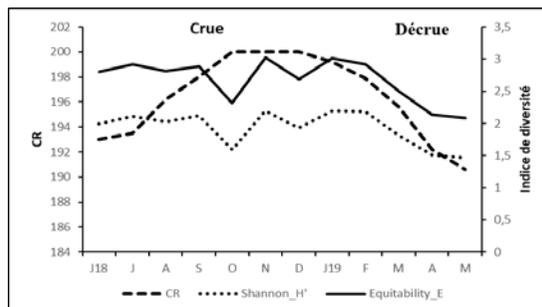


Figure 8 : variation mensuelle des indices de Shannon (H’) d’équitabilité (J) dans le lac de Buyo en fonction des cotes de retenue (CR) d’eaux du lac de Buyo (de juin 2018 à mai 2019)

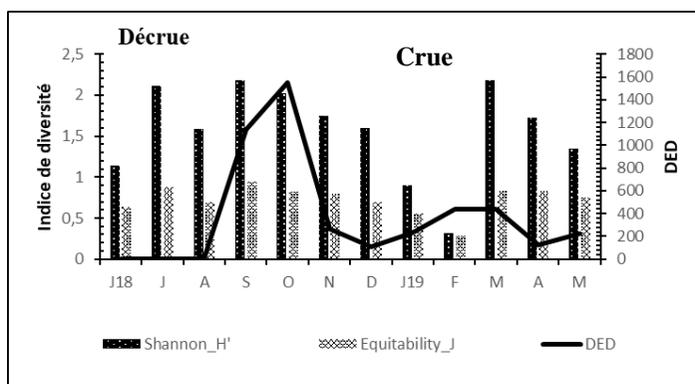


Figure 9 : Variation mensuelle des indices de diversité (H' et J) en fonction des débits d'eaux déversées (DED) (de juin 2018 à mai 2019)

Variation spatio-temporelle de l'abondance numérique et pondérale

Dans le lac de Buyo, l'abondance numérique et l'abondance pondérale atteignent leur pic en août lors des moyennes eaux (cote 196,2 m) (Figure 10 et Figure 11). Les faibles valeurs de l'abondance numérique et pondérale sont observées pendant la période des hautes eaux allant de Septembre à Janvier, période où la cote de retenue est de l'ordre de 198 à 199,2 m. Dans le cours principal, le pic de l'abondance numérique est observé en août où les vannes du barrage sont fermées. (Figure 12). Par contre le plus petit nombre d'individus est observé en mai qui correspond à un DED de 227 m³/s. Concernant l'abondance pondérale, le pic est observé en octobre où le débit déversé atteint son pic (1549,54 m³/s) (Figure 13). Le test de Kruskal-Wallis a montré une différence significative de l'abondance numérique et pondérale mensuelle dans les deux zones d'étude.

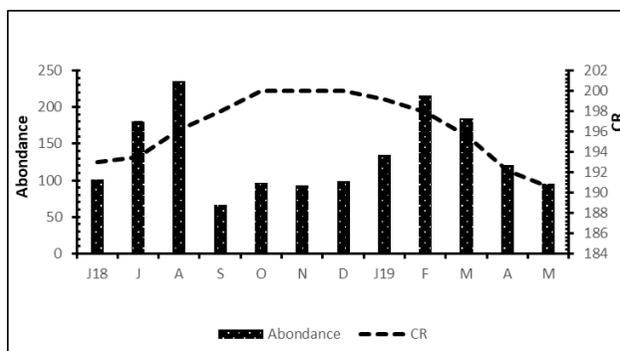


Figure 10 : Variation mensuelle de l'abondance numérique de poisson dans le lac de Buyo en fonction de l'évolution des cotes de retenue d'eau (CR) (de juin 2018 à mai 2019).

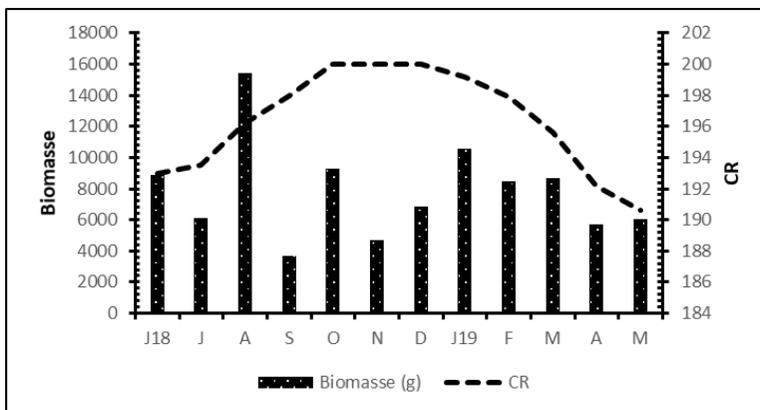


Figure 11 : Variation mensuelle de l'abondance pondérale des poissons du fleuve Sassandra en fonction des cotes de retenue (CR) (de juin 2018 à mai 2019)

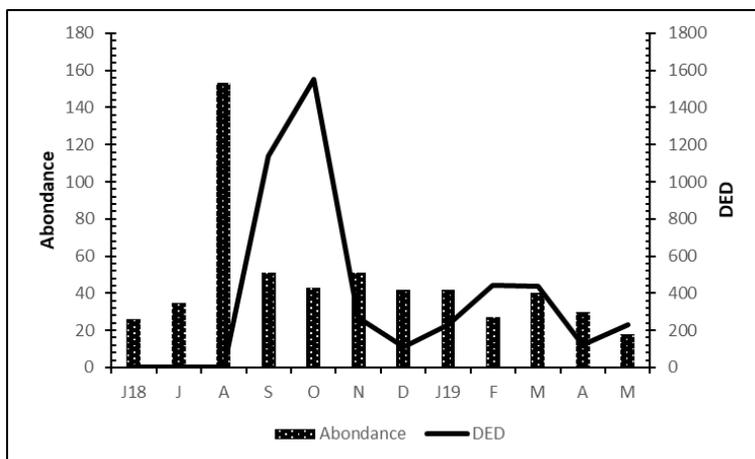


Figure 12 : Variation mensuelle d'abondance numérique des poissons du fleuve Sassandra en fonction du débit d'eau déversée (DED) (de juin 2018 à mai 2019)

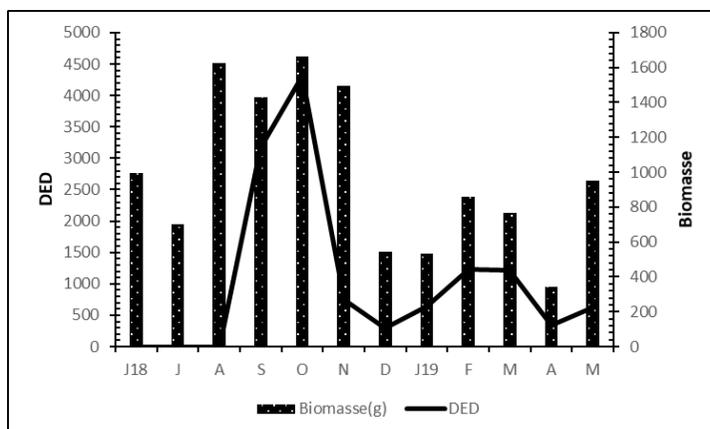


Figure 13 : Variation mensuelle de l'abondance pondérale des poissons du fleuve Sassandra en fonction du débit d'eau déversée (DED) (de juin 2018 à mai 2019)

Modèle de prédiction de l'évolution de la richesse spécifique en fonction des variables hydrologiques

La régression linéaire multiple révèle qu'en milieu lacustre (Figure 14), la richesse spécifique est influencée positivement par la cote de retenue (+14,69*log (CR)) et négativement par le débit des apports d'eau dans le lac (DAE) (-0,51*log (DAE)) et le volume d'eau déversée (VED) (-0,25*log(VED)). On obtient un bon coefficient de détermination $R^2= 0,77$. L'équation de la droite de régression s'écrit :

$$RS = -29,73+14,69*\log (CR)-0,51*\log (DAE)-0,25*\log(VED)$$

Avec : Rs = Richesse spécifique, CR= Cote de Retenue ; DAE= Débit des apports d'eau dans le lac ; VED= Volume d'eau déversée du lac par le barrage.

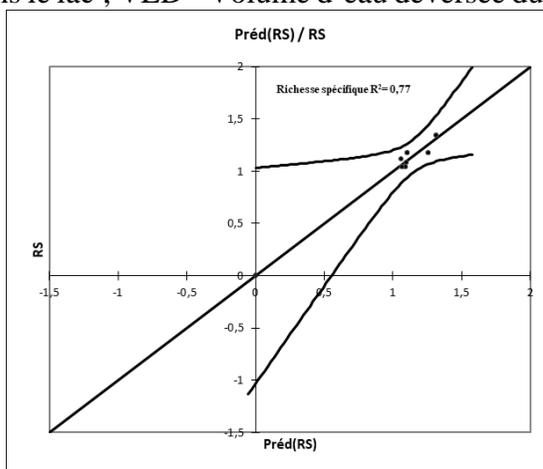


Figure 14 : Corrélation entre valeurs observées et valeurs estimées par le modèle en milieu lacustre (de juin 2018 à mai 2019)

Rs : Richesse spécifique observée, Préd(Rs) : Richesse spécifique prédite par le modèle

Dans le milieu fluvial (figure 15), la richesse spécifique est influencée négativement par la profondeur (-0,57*log (prof)) et le débit d'eau turbinée (DET) (-0,79*log (DET)), alors qu'elle est influencée positivement par la vitesse du courant d'eau (+2,71*log (VitessC)). On obtient une corrélation meilleure avec coefficient de détermination $R^2= 0,94$. L'équation de la droite de régression s'écrit :

$$RS = 2,34-0,57*\log (prof) +2,71*\log (VitessC) -0,79*\log (DET)$$

Avec RS =richesse spécifique ; prof= profondeur ; VitessC= Vitesse du courant d'eau ; DET= Débit d'eau turbinée

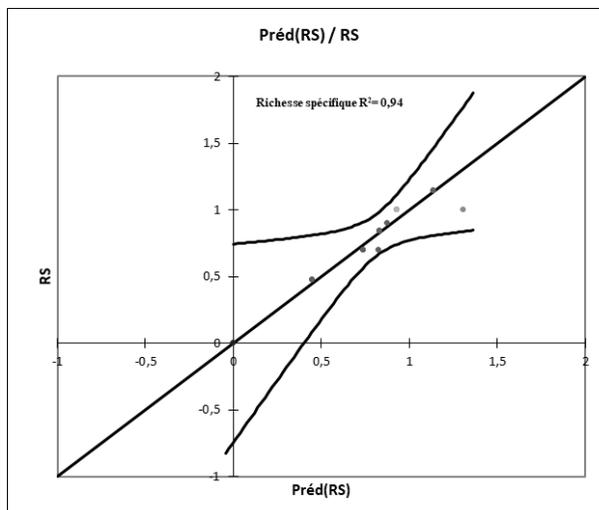


Figure 15 : Corrélation entre valeurs observées et valeurs estimées par le modèle en milieu fluviatile (de juin 2018 à mai 2019)

Rs : Richesse spécifique observée, Préd(Rs) : Richesse spécifique prédite par le modèle

Discussion

L'observation des débits d'eau déversée avant (201,58 m³/s) et après (920,28 m³/s) la mise en eau du barrage de Soubré serait à l'origine du changement hydrologique avéré dans le complexe fluvio-lacustre. La hausse et la chute annuelle des niveaux d'eau est un des paramètres déterminants de la productivité des écosystèmes aquatiques. La modification de la saisonnalité du débit d'eau suite à la construction d'un deuxième barrage aura un impact considérable sur les flux d'eau saisonniers du Sassandra mais aussi et surtout des conséquences majeures sur l'ichtyofaune. En effet, la montée des eaux nourrit l'écosystème, stimule le comportement de frai et génère des refuges pour les poissons au cours des phases clés de leur cycle biologique (Reid et Sydenham, 1979) alors que son retrait brusque entraîne une perte d'habitat et de nourriture. Pour la majorité des espèces dans le fleuve Sassandra, le pic annuel de débit est l'élément déclencheur de la ponte, la plupart des espèces se reproduisent pendant les hautes eaux entre juillet et novembre (Kouassi *et al.*, 2019, N'Dri *et al.*, 2020). Les variations spontanées du régime hydrologique liés aux aménagements hydroélectriques sur le fleuve Sassandra auraient probablement des effets sur les sites de ponte (N'Dri *et al.*, 2020), la survie des larves (Franklin et Smith, 1963), la croissance et le recrutement des stocks de pêche (Boxrucker *et al.*, 2005). Ces résultats sont identiques à ceux de Laë (1992) dans le fleuve Niger, de Winemiller *et al.* (2016) dans les fleuves Amazon, Congo et Mekong, de Gourène *et al.* (1999) dans la Bia et le Bamdama, Koné (2000) dans la Bia et le lac de barrage d'Ayamé. En effet, ces auteurs ont montré respectivement que la mise en place de plusieurs barrages sur un cours d'eau est susceptible d'entraver la production

halieutique, la survie, la distribution et la reproduction des poissons. L'ouverture des vannes pourrait provoquer l'assèchement des nids des cichlidae qui pondent en milieu peu profond dans le lac. Dans la partie aval, l'ouverture spontanée des vannes pourrait inonder les frayères. Les aménagements hydroélectriques seraient un danger pour les sites de frai. Selon Mingelbier *et al.* (2005), l'assèchement ou l'inondation des zones de reproduction peut compromettre le succès de reproduction des poissons.

L'ichtyofaune du lac de Buyo et le cours principal du fleuve reflètent la composition taxonomique des travaux antérieurs. La partie du lac de Buyo qui fait l'objet d'étude est en communication permanente avec la rivière N'zo et le cours principal supérieur du fleuve Sassandra. Il est aussi en communication temporaire avec certaines rivières tributaire du Parc National de Taï (PNT) pendant les crues. La restriction de la zone d'étude dans la présente étude ne nous permet pas d'affirmer une possible disparition des espèces dulçaquicoles non inventoriées mais existant dans la littérature. Cependant lors de nos enquêtes, plusieurs pêcheurs affirment ces dernières années une rareté absolue et/ ou une disparition de certaines espèces telles que (*Parachanna obscura*, *Hepsetus odoe*). Gourène *et al.* (1999) ont signalé la disparition de *Citharinus eburneensis* dans la Bia suite à la construction des barrages d'Ayamé.

Dans le lac de Buyo, les Cichlidae (23,59%) sont les plus représentés numériquement. Ce résultat est en conformité avec les travaux antérieurs (Traoré., 1996 ; Kouamé., 2010 ; Goli Bi *et al.*, 2019 ; N'Dri *et al.*, 2020). La composition de l'ichtyofaune du lac de Buyo est semblable à celle observée dans la plupart des milieux lacustre africains tels que, les lacs Ihéma (Rwanda), Kainji (Nigéria), Kangimi (Nigéria), Tiga (Nigéria), Georges (Uganda) et Toho-todougba (Bénin) où les cichlidés constituent les composantes importantes de l'ichtyofaune (Gwahaba, 1975 ; Ita, 1982 ; Balogun, 1986 ; Plisnier *et al.*, 1988 ; Adite et Winemiller, 1997 ; Balogun, 2005). Contrairement aux travaux de Kouamé *et al.* (2008) où les Alestidae dominaient le peuplement dans le même milieu d'étude, c'est plutôt les Mochokidae qui dominent en nombre d'individus et en nombre d'espèces dans la présente étude. Ces familles sont les plus diversifiées dans le cours principal du Sassandra. En effet, selon Yao *et al.* (2010) les espèces du genre *Synodontis* se nourrissent d'aliments provenant des zones de bordure tels que : les insectes terrestres, les fruits, les graines et les feuilles qui tombent de la végétation marginale. Le niveau d'eau toujours élevé suite à l'ouverture des vannes rendrait ces aliments accessibles aux poissons, ce qui expliquerait l'existence de l'espèce *Synodontis Schall* dans nos captures ; l'espèce déclarée absente par Kouamé (2010) dans le même milieu. L'espèce *Synodontis punctifer* serait la plus adaptée aux changements hydrologiques induit par les aménagements hydroélectriques étant donné que cette espèce est prépondérante durant les périodes de crue et de décrue dans les deux zones d'étude. Des résultats

similaires ont été observés dans le fleuve Bandama où l'ouverture et la fermeture des vannes des barrages hydroélectriques de Kossou et de Taabo a favorisé la prolifération de l'espèce *Distichodus rostratus* (Berté *et al.*, 2008). Dans le lac de Buyo, la richesse spécifique est plus abondante durant les périodes de hautes eaux (11 à 26 espèces) que celle des basses eaux (3 à 16 espèces). Aussi l'évolution mensuelle de la richesse spécifique a révélé une dominance en janvier où le niveau d'eau commence à baisser. Ces résultats sont en accord à ceux de Montchowui *et al.* (2008) dans le lac Hlan. Pour ces auteurs, les variations mensuelles de la richesse spécifique sont beaucoup plus liées aux migrations des espèces entre le lac et ses rivières associées pendant les périodes de faibles et hautes eaux. Ainsi, la fermeture prolongée des vannes du barrage de Buyo crée des montées d'eau qui facilitent une liaison entre le lac et les cours d'eaux environnant. Cette liaison crée une diversité d'habitat pour les poissons. Cette hypothèse est corroborée par les variations mensuelles de poissons pêchés dans la réserve N'zo qui varie d'une saison hydrologique à l'autre. L'ouverture et la fermeture récurrente du barrage de Buyo à la demande de celui de Soubré serait source de déphasage entre les variations saisonnière des fluctuations d'eaux du lac de Buyo et l'aval du barrage. Le barrage de Buyo était strictement fermé de juin à août 2018. Cette fermeture peu prolongée des vannes du barrage créerait une période de restauration et d'équilibre environnemental favorables au développement des poissons. Ce qui explique que les indices de Shannon et d'équitabilité ont une valeur plus élevée lors des crues ($H'_{HE}=2,56$; $J_{HE}=0,72$) qu'en décrue ($H'_{BE}=2,07$; $J_{BE}=0,71$). L'abondance et la biomasse atteignent leurs pics en août, car ce mois représenterait une période de stabilité et de transition hydrologique (passage de basse eau en haute eau). Les faibles valeurs de l'abondance numérique entre septembre et janvier serait due à l'accessibilité accrue de plusieurs habitats permettant aux poissons d'échapper à la prédation. Contrairement au milieu lacustre, les valeurs des indices de Shannon et équitabilité sont plus élevées en période de décrue (vannes fermée) ($H'_{BE}=2,22$; $J_{BE}=0,71$) qu'en période de crue (vannes ouvertes) ($H'_{HE}=1,94$; $J_{HE}=0,64$). Des résultats similaires ont été obtenus par De Mérona *et al* (1987) à l'aval du barrage de Tucurui sur le Tocantins au Brésil où après la fermeture du barrage les peuplements de poissons montraient une certaine stabilité. Pendant les périodes d'ouverture régulière des vannes du barrage, la capture diminue ce qui explique la baisse de l'abondance. En effet, le débit de lâcher d'eau des vannes endommagent les engins de pêche érigés dans le lit du fleuve cela favorise une baisse de capture durant ces périodes. Les espèces de grandes tailles tels que les Mochokidae et Claroteidae dominent lors des inondations au profit des espèces de petites tailles telles que Alestidae et les Clupeidae. Ce qui traduirait le pic de biomasse observé en octobre lorsque le débit d'eau déversée atteint le pic ($1549,54 \text{ m}^3/\text{s}$). Selon Gourène *et al.* (1999)

après la formation des lacs de barrage, certaines espèces s'adaptent aux nouvelles conditions de vie tandis que d'autres, ne pouvant s'y maintenir, finissent par disparaître. Ce constat a été relevé par De Mérona (2005) dans le Petit-Saut. En effet, cet auteur a observé une dominance d'espèce pendant les crues lors de l'ouverture des vannes par rapport aux périodes de fermeture. Ainsi, la dominance de *Synodontis punctifer* durant les crues en aval serait liée aux apports d'eau continuels dans le fleuve. Cependant, le barrage de Buyo constituerait une barrière physique pour la reproduction de cette espèce. Dans le barrage hydroélectrique de Taabo, Oussou *et al.* (2018) affirment que *Synodontis punctifer* croît en aval puis migrent en amont pour frayer en saison de crue. Selon Daget *et al.* (1988), les barrages constituent en Afrique de véritable entrave aux espèces migratrices car ces derniers ne disposent pas pour la plupart des passes à poisson ; c'est le cas du barrage de Buyo. La prédominance de l'espèce *Coptodon zillii* pendant la décrue serait due à une disponibilité accrue de nourriture. En effet, selon Nobah *et al.* (2019), ces espèces appartiennent au groupe des consommateurs primaires, leur spectre alimentaire serait dû à la disponibilité, à l'abondance des proies et aux saisons hydrologiques du milieu. Ainsi, pendant les décrues, la diminution du niveau d'eau favoriserait la concentration du plancton et l'accessibilité jeunes pousses que les poissons broutent en surface (Konan *et al.*, 2008).

La régression linéaire multiple révèle qu'en milieu lacustre la richesse spécifique est influencée positivement par la cote de retenue ($+14,69 \cdot \log(\text{CR})$) et négativement par le débit des apports d'eau (DAE) ($-0,51 \cdot \log(\text{DAE})$) et le volume d'eau déversé (VED) ($-0,25 \cdot \log(\text{VED})$). En effet le nombre d'espèces du milieu lacustre augmenterait pendant que les cotes de retenues augmentent. Le nombre d'espèces diminuerait pendant que le débit des apports d'eau et le volume d'eau déversé augmente. Selon Lévêque (2006), la variabilité hydrologique a des conséquences importantes la dynamique des peuplements de poissons. En effet, les précipitations occasionnent des eaux de ruissellement qui drainent les substances nutritives (nitrites, nitrates et phosphates) provenant des activités agricoles de la zone périphérique vers le milieu lacustre situé dans le parc. L'apport probable de ces éléments nutritifs et de sédiments seraient la cause de la diminution de la richesse spécifique. Un tel phénomène a été observé par Kamelan (2014) dans les cours d'eau de l'espace Taï. Aussi, le vidange en eau du lac crée une perte d'habitat et de ressource alimentaire pour les poissons. Dans le milieu fluvial, la richesse spécifique est influencée négativement par la profondeur ($-0,57 \cdot \log(\text{prof})$) et le débit d'eau turbinée ($+0,79 \cdot \log(\text{DET})$), alors qu'elle est influencée positivement par la vitesse du courant d'eau. Dans les milieux fluviaux, la vitesse du courant est un paramètre clé pour la survie de l'espèce. Les poissons du milieu fluvial seraient adaptés au courant fort étant donné que les vannes sont fréquemment ouvertes. Dans les deux milieux d'étude, la richesse

spécifique est influencée négativement par les débits d'eau (DET, DAE, DED). En effet, de nombreuses études ont démontré qu'une altération du débit naturel des cours d'eau par des installations hydro-électriques, a un effet négatif à l'échelle des populations et communautés de poissons (Carlisle *et al.* 2011, Dieterman et Galat, 2004).

Conclusion

Le régime hydrologique du fleuve Sassandra a été modifié après la mise en eau d'un deuxième barrage. Ces modifications hydrologiques ont affecté la distribution des poissons. Sur 42 espèces récoltées, *Coptodon zillii* et *Synodontis punctifer* dominent le peuplement respectivement dans le lac de Buyo et le cours principal du fleuve Sassandra. L'abondance de ces espèces a varié en fonction des niveaux d'eau. Dans le lac, *Coptodon zillii* domine en saison de décrues alors que *Synodontis punctifer* prédomine en période de crue. Dans le cours principal, *Synodontis punctifer* domine aussi bien en saison des crues (l'ouverture des vannes) qu'en décrues (fermeture des vannes). Dans le lac de Buyo, la richesse spécifique est influencée négativement par le débit d'apport d'eau et le volume d'eau déversé. Dans le milieu fluvial, la richesse spécifique est influencée négativement par la profondeur et le débit d'eau turbiné par l'usine hydroélectrique. La fermeture peu prolongée des vannes du barrage (juin, juillet, août 2018) a été très favorable aux peuplements des espèces. Vu les conséquences des variations du régime hydrologiques sur les poissons, il serait souhaitable de maintenir les crues du lac à des cotes maximale (cote 200 m) durant les mois de juillet à novembre (période de reproduction de plusieurs espèces de poissons).

Remerciements

Nous remercions l'Office Ivoirien des Parcs et Réserves (OIPR) en particulier le Capitaine Assié Djê Yao Hartman qui nous a permis d'échantillonner dans la réserve N'zo et zone périphérique. Nos remerciements vont à l'endroit de Professeur Koné Tidiani de nous avoir associé à ce projet de recherche. Nous remercions également N'DRI Olga Rosemonde et Soro Mamadou qui nous ont aidé pour échantillonnages des données sur le terrain.

References:

1. Adite A. & Winemiller K. O., 1997. Trophic ecology and ecomorphology of fish assemblages in coastal lakes of Benin, West Africa. *Ecoscience*, 4(1), 6-23.
2. Balogun J. K., 1986. Fish distribution in Kainji lake, Nigeria. *Journal of fish biology*, 29 (4), 489-498.

3. Balogun J. K., 2005. Fish distribution in a small domestic water supply reservoir: A case study of Kangimi Reservoir, Kaduna, Nigeria Journal. Applied. Sciences Environnement .832-837.
4. Berté S., Kouamélan E. P., Ouattara N. I., Koné T., N'Douba V. & Kouassi N. J., 2008. Régime alimentaire de *Distichodus rostratus* (Characiformes, Distichodontidae) dans un bassin Ouest africain (fleuve Bandama, Côte d'Ivoire). Sciences et Nature 5 (2) : 167-176.
5. Boxrucker J.C., Summers G.L. & Gilliland E.R., 2005. Effects of the extent and duration of seasonal flood pool inundation on recruitment of threadfin shad, white crappies, and largemouth bass in Hugo Reservoir, Oklahoma. North American Journal of Fisheries Management, 25 (2) :709-716.
6. Carlisle D.M., Wolock D.M. & Meador M.R., 2011. Alteration of streamflow magnitudes and potential ecological consequences: A multiregional assessment. Frontiers in Ecology and the Environment 9 : 264-270.
7. Daget, J., Gaigher, I. C. & Ssentongo, G. W. 1988. Conservation, pp. 481-491. In : Biologie et écologie des poissons d'eau douce africains (Levêque, C., Bruton, M.N. & Ssentongo, G. W., eds). ORSTOM, Paris.
8. DE Mérona B., DE Carvalho J. L. & Bittencourt M. M., 1987. Les effets immédiats de la fermeture du barrage de Tzzcurui (Brésil) sur Z'ichtyofaune en aval. *Rev. Hydrobiol. trop.* 20 (1) : 73-34 (1987).
9. De Mérona B., 2005. Le fleuve, le barrage et les poissons : Le barrage de Petit-Saut sur le Sinnamary en Guyane française. IRD Éditions, PARIS.
10. Dieterman D.J & Galat D.L., 2004. Large-scale factors associated with sicklefin chub distribution in the Missouri and lower Yellowstone rivers. Transactions of the American Fisheries Society 133 :577-587.
11. Franklin D.R & Smith L.L., 1963. Early life history of the northern pike, *Esox lucius* L., with special reference to the factors influencing the numerical strength of year classes. Transactions of the American Fisheries Society, 92 (2) : 91-110.
12. Girard G., Sircoulon J. & Touchebeuf P., 1971. Aperçu sur les régimes hydrologiques. In : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire (Avenard J. M., Eldin M., Girard G., Sircoulon J., Touchebeuf P., Guillaumet J. L., Adjanohoun E. & Perraud A., éd.). Mémoire ORSTOM 50 : 109-155.
13. Golé-Bi G., Kouassi J.D. & Sérikpa D., 2004. Contribution socio-économique de la pêche artisanale en Côte d'Ivoire. FAO, Rapport d'étude, DFID/PMEDP : 105 p.

14. Goli Bi B.E.P., Kamelan T.M., Kien K.B., Berté S. & Kouamélan E.P., 2019. The spatiotemporal Dynamics of the fish assemblage of the man-made Lake Buyo (Côte d'Ivoire, West Africa). *International Journal of Fisheries and Aquaculture*, 11(3):72-85.
15. Gourène, G., Teugels, G. G., Hugué, B. & Thys van den Audenaerde, D. F. E. 1999. Evaluation de la diversité ichthyologique d'un bassin ouest africain après la construction d'un barrage. *Cybium*, 23 : 147-160.
16. Gwahaba J.J., 1975. The distribution, population density and biomass of fish in an equatorial lake, Lake Georges, Uganda. *Proc. R. Soc., Lond.*, 190 : 393-414.
17. Ita E.O., 1982. Fisheries survey of Tiga Lake, Kano State, Nigeria. *Kainji. Lake Research Report* : 67-74.
18. Kamelan T.M., 2014. Peuplement ichthyologique de quelques hydrosystèmes de l'espace taï (côte d'ivoire). Thèse de Doctorat. Université Cocody-Abidjan, Côte d'Ivoire, 190 P
19. Konan KJ, Atsé BC, Kouassi NJ. 2008. Habitudes et stratégies alimentaires de *Tylochromis jentinki jentinki* (Cichlidae) dans la lagune Ébrié (Côte d'Ivoire). *Cybium*, 32 (1) : 3-8.
20. Koné T., 2000. Régime alimentaire et reproduction d'un tilapia lagunaire (*Sarotherodon melanotheron* Rüppell, 1852) dans la rivière Bia et le lac de barrage d'Ayamé (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Katholieke Universiteit Leuven, 253 p.
21. Kouamé K. A., Yao S. S., Gooré Bi G., Kouamélan E. P., N'Douba V. & Kouassi N. J., 2008. Influential environmental gradients and patterns of fish assemblages in a West African basin. *Hydrobiologia*, 603 : 159-169.
22. Kouamé K.A., 2010. Diversité biologique et habitudes alimentaires de quelques espèces de poissons dans le cours inférieur du bassin du fleuve Sassandra (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat. Université Cocody-Abidjan, Côte d'Ivoire, 219 p.
23. Laë R., 1992. Influence de l'hydrologie sur l'évolution des pêcheries du delta central du Niger de 1966 à 1989. *Aquatic living resources*, 5(2): 115-126.
24. Laë R & Mahé G., 2002. Crue, inondation et production halieutique : Un modèle prédictif des captures dans le delta intérieur du Niger In: *Gestion intégrée des ressources naturelles en zone inondable tropicales* (en ligne). Marseille : IRD Édition.
25. Lévêque C., 2006. Variabilité du climat et des régimes hydrologiques. *In* : *Les poissons des eaux continentales africaines : Diversité, écologie, utilisation par l'homme* (Lévêque C. & Paugy D., Eds). IRD, Paris : 31-43.

26. McCartney M., 2009. Living with dams: managing the environmental impacts. *Water Policy*, 11 (1): 121-139.
27. Mingelbier, M., Brodeur, P., & Morin, J. (2005). Recommandations concernant les poissons et leurs habitats dans le Saint-Laurent fluvial et évaluation des critères de régularisation du système lac Ontario–Saint-Laurent.
28. Montchowui., Chikou A., Kogbeto M.J. & Lalèyè P., 2008. Biodiversité et structure des communautés de poissons du lac Hlan au Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 2 (2) : 196-206.
29. Mueller M., Pander J. & Geist J., 2011. The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *Journal of Applied Ecology*, vol. 48, p. 1450-1461.
30. Nobah, C. S. K., Kouame, K. A., Coulibaly, S., Atse, B. C., & Kouamelan, E. P., 2019. Habitudes alimentaires du *Coptodon* hybride issu des croisements naturels entre *Coptodon zillii* (Gervais, 1848) et *Coptodon guineensis* (Günther, 1862) de la lagune Ebrié (Côte d’Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 13(7), 3307-3319.
31. N’Dri O.R., Konan Y.A., Monney A.I. & Kone T., 2020. Inventaire spécifique et caractéristiques de quelques frayères du lac de Buyo dans le Parc National de Taï (Sud-Ouest Côte d’Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 145 : 14902-14913.
32. Nugent G.C., 1997. Côte d’Ivoire : Assistance en matière de législation portant sur les pêches Continentales. Rapport sur l’Aménagement des pêches continentales. F.A.O., Programme de Coopération Technique. TCP/IVC/4553, 86 p.
33. OIPR., 2006. Plan d’aménagement et de gestion du Parc National de Taï, 99 p.
34. OIPR., 2015 : plan d’aménagement et de gestion du PNT. 2014-2018, 26p.
35. Oussou K.H., Soro Y., Diaha N. C., N’guessan Y, N’Da K. Etude comparée de la reproduction de *Synodontis punctifer* (Daget, 1964) en amont et en aval du barrage hydroélectrique de Taabo, Côte d’Ivoire. *Journal of Environmental Science, Computer Science and Engineering & Technology*. 8 (1) : 001-013.
36. Pacini N., Donabaum K., de Villeneuve P. H., Konecny R., Pineschi G., Pochon Y., Salerno F., Schwaiger K., Tartari G., Wolfram G. & Zieritz I., 2013. Water-quality management in a vulnerable large river : the Nile in Egypt. *International Journal of River Basin Management* 11 (2) : 205-219.

37. Paugy D., Lévêque C. & Teugels G. G., 2003a. Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest. Tome 1. IRD (Paris), MNHN (Paris), MRAC (Tervuren), 457 p.
38. Paugy D., Lévêque C. & Teugels G. G., 2003b. Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest. Tome 2. IRD (Paris), MNHN (Paris), MRAC (Tervuren), 815 p.
39. Plisnier P. D., Micha, J. C., & Frank V., 1988. Biologie et exploitation des poissons du lac Ihema (Bassin Akagera, Rwanda).
40. Reid G.M. & Sydenham H., 1979. A checklist of Lower Benue river fishes and an ichthyogeographical review of the Benue River (West Africa). *Journal of Natural History* 13, 4167.
41. Stalnaker C. B., Milhous R. T., & Bovee, K. D., 1989. Hydrology and hydraulics applied to fishery management in large rivers. In *International Large River Symposium*. 106 : 13-30.
42. Thomas T. H. & Adams W. M., 1999. Adapting to dams: Agrarian change downstream of the Tiga Dam, Northern Nigeria. *World Development* 27 (6) : 919-935.
43. Traoré K., 1996. State of knowledge on Ivorian inland fisheries. Consultation report. FAO Project TCP/IVC/4553, IDESSA, Bouaké, Côte d'Ivoire.
44. Vanga A. F., 2001. Conséquences socio-économiques de la gestion des ressources naturelles cas des pêcheries dans les lacs d'Ayamé et de Buyo (Côte d'Ivoire). Thèse : de doctorat, Université d'Abobo-Adjamé, 196 p.
45. Vanga A. F., 2004. Conséquences socio-économiques de l'expulsion des pêcheurs étrangers en Côte d'Ivoire : lacs d'Ayamé et de Buyo. *Revue Européenne des Migrations Internationales*, 20 (1) : 197-205.
46. Yao S.S., Kouamé K. A, Ouattara N. I., Goores BI G. & Kouamélan E. P., 2010. Preliminary data on the feeding habits of the endemic species *Synodontis koensis* Pellegrin, 1933 Siluriformes, Mochokidae in a West African River (Sassandra River Basin, Côte d'Ivoire). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 396 (04) : 1-12.
47. Yapo O. B., Mambo V., Sanogo T. A. & Houenou P.V., 2008. Etude Analytique des Caractéristiques Chimiques d'un Lac Eutrophe en Milieu Tropical : La Conductivité comme Indicateur de Trophie du Lac de Buyo (Côte d'Ivoire). *Journal de la Société Ouest Africaine de Chimie*, 25 : 87-108.
48. Winemiller K. O., McIntyre P. B., Castello L., Fluet-Chouinard E., Giarrizzo T., Nam S., Baird I. G., Darwall W., Lujan N. K, Harrison I., Stiassny M. L., Silvano R. A., Fitzgerald D. B., Pelicice F. M., Agostinho A. A., Gomes L. C., Albert J. S., Baran E., Petrere Jr M., Zarfl C., Mulligan M., Sullivan J. P., Arantes C. C., Sousa L. M.,

Koning A. A., Hoeinghaus D. J., Sabaj M., Lundberg J. G., Armbruster J., Thieme M. L., Petry P., Zuanon J., Torrente Vilara G., Snoeks J., Ou C., Rainboth W., Pavanelli C. S., Akama A., van Soesbergen A., Sáenz L., 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351(6269), 128-129.