



Réponse des diatomées aux pressions anthropiques d'origines agricole et minière : Cas des rivières Nonhon et Gninhin du bassin versant du Cavally (Ouest, Côte d'Ivoire)

SEU-ANOI Netto Mireille^{1*}, ADJOUMANI Yaoua Ines¹, KONAN Estelle Sévérine²

¹ Laboratoire d'Environnement et de Biologie Aquatique (LEBA), UFR - Sciences et de Gestion de l'Environnement, Université NANGUI Abrogoua, 02 BP 801 Abidjan 02 (Côte d'Ivoire)

² Centre de Recherches Océanologiques, 29 Rue des Pêcheurs, BP V 18 Abidjan, Côte d'Ivoire

* Auteur correspondant : SEU-ANOI Netto Mireille ; 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire ; GSM : 00225 07 59 20 32 27 ; E-mail : nettomiranoy@yahoo.fr

Submitted 11/02/2025, Published online on 31/03/2025 in the <https://www.m.elewa.org/Journals/journal-of-applied-biosciences> <https://doi.org/10.35759/JABs.206.3>

RESUME

Objectif : Le fonctionnement des rivières Nonhon et Gninhin est impacté négativement par les activités agricole et minière pratiquées respectivement à leurs abords. Cette étude ambitionne de détecter d'éventuelles perturbations dues à ces pressions anthropiques sur la dynamique de la communauté diatomiques sans négliger les caractéristiques propres des rivières Nonhon et Gninhin.

Méthodologie et résultats : La communauté diatomique des rivières Nonhon et Gninhin ont été échantillonnées tous les 45 jours d'octobre 2020 à février 2022 sur trois stations suivant deux saisons climatiques. L'étude a permis de recenser 31 taxons, 12 genres, 12 familles, 05 ordres et 02 classes. La rivière Nonhon abrite un peuplement distribué entre deux classes : Mediophyceae (08 %) et les Bacillariophyceae (82 %). La rivière Gninhin est caractérisée par la présence d'une seule classe les Bacillariophyceae (100%). Les taxons abondants obtenus sont indicateurs de milieu perturbé. les valeurs de l'indice de diversité de Shannon, les valeurs de l'indice de pollution organique (IPO) et la teneur en chlorophylle *a* indiquent une perturbation des deux rivières.

Conclusion et application des résultats : L'étude a montré que la composition, les valeurs de l'indice de diversité de Shannon, les valeurs de l'indice de pollution organique (IPO) et la teneur en chlorophylle *a* des deux rivières étudiées sont liées aux apports terrigènes impactant la qualité écologique de ces cours d'eaux. Une sensibilisation aux normes écologiques est donc impérative pour la conservation de l'intégrité écologique des deux cours d'eaux.

Mots-clés : Qualité écologique, Diatomées, Rivières Nonhon et Gninhin, Côte d'Ivoire.

ABSTRACT

Response of diatoms to anthropogenic pressures of agricultural and mining origin: The case of the Nonhon and Gnihin rivers in the Cavally catchment (West, Côte d'Ivoire)

Objective: The functioning of the Nonhon and Gnihin rivers is negatively impacted by the agricultural and mining activities carried out respectively around them. This study aims to detect possible disturbances due to these anthropogenic pressures on the dynamics of the diatomic community without neglecting the specific characteristics of the Nonhon and Gnihin rivers.

Methodology and results: The diatomic community of the Nonhon and Gnihin rivers were sampled every 45 days from October 2020 to February 2022 at three stations following two climatic seasons. The study made it possible to identify 31 taxa, 12 genera, 12 families, 5 orders and 2 classes. The Nonhon River is home to a population distributed between two classes: Mediophyceae (08%) and Bacillariophyceae (82%). The Gnihin River is characterized by the presence of a single class Bacillariophyceae (100%). The abundant taxa obtained are indicators of a disturbed environment. The values of the Shannon diversity index, the values of the Organic Pollution Index (IPO) and the chlorophyll content indicated a disturbance of the two rivers.

Conclusion and application of the results: The study showed that the composition, the Shannon diversity index, the Organic Pollution Index (OPI) values and the chlorophyll a content of the two rivers studied are linked to the terrigenous inputs impacting the ecological quality of these watercourses. Awareness raising is therefore possible for the conservation of the ecological integrity of the two water courses.

Key words: Ecological quality, Diatoms, Physico-chemical parameters, Nonhon and Gnihin Rivers; West Ivory Coast.

INTRODUCTION

La préservation des milieux aquatiques naturels est indispensable à la pérennité de tous les êtres vivants (Ngom, 2021). En effet, l'écosystème aquatique naturel constitue une source d'eau indispensable à la vie et de protéines d'origine animale facilement accessibles pour des classes sociales pauvres et moyennes (Martinez-Jauregui *et al.*, 2019). Ainsi, les milieux aquatiques attirent et concentrent de nombreuses populations pour leurs activités qui pourraient être à l'origine du stress de ces écosystèmes aquatiques (Gassiole, 2015) et en particulier leur eutrophisation. L'eutrophisation peut entraîner une prolifération rapide des algues et des plantes aquatiques. Ce développement accéléré est suivie d'un stockage accru de matières organiques et l'apparition d'espèces adaptées aux nouveaux changements de conditions environnementaux (Campeau & Lacoursière, 2020). Dans l'ensemble, la dégradation de la qualité de l'eau est un

problème couramment rencontrée de nos jours qui affecte les pays de façon générale. Les effets de cette pollution sont traduits par la détérioration souvent irréversible de l'hydrosystème et une diminution de sa ressource inestimable. La connaissance de l'intégrité écologique des cours d'eau est réalisée à partir d'organismes aquatiques indicateurs (bio-indicateurs). En Côte d'Ivoire, particulièrement à l'Ouest, les exigences du développement socio-économique ont entraîné des pratiques tels que les activités minière et agricole qui endommagent fréquemment les écosystèmes aquatiques. En effet, le bassin versant des rivières Nonhon et Gnihin inclut tout le gradient de perturbation liée respectivement à l'agriculture et à l'orpaillage clandestin. Pourtant, lorsqu'un rejet provenant des activités agricole ou minière pollue un cours d'eau, la structure de la communauté de diatomées se transforme (Campeau & Lacoursière, 2020). En effet, ces dernières sont

connues comme des organismes jouant un rôle important dans les milieux aquatiques, à travers la fixation du carbone, l'oxygénation des plans d'eau, et comme une source importante de nourriture pour les poissons, le zooplancton, etc. (Angelier, 2000). Ils apportent l'énergie nécessaire à la croissance et à la reproduction des poissons adultes et au développement de leurs larves (Binet, 1983). Malgré l'effet des pressions anthropiques d'origine agricole et minière sur les écosystèmes aquatiques et l'importance des diatomées dans les cours d'eau, très peu d'études sur les diatomées ont été effectuées sur les cours d'eau de la Côte d'Ivoire. On peut

citer les travaux de Ouattara (2000), Da (2007), Salla (2015) et N'Guessan *et al.* (2018). Aucune étude sur la communauté diatomique n'a été encore effectuée dans les rivières Nonhon et Gninhin, situées à l'Ouest de la Côte d'Ivoire. L'objectif général de cette étude est de détecter d'éventuelles perturbations de la structure des diatomées due à la pression anthropique d'origines agricole et minière dans les rivières Nonhon et Gninhin. Spécifiquement, il s'agit de réaliser un inventaire des diatomées et d'utiliser les indices biologique et organique pour déterminer l'état écologique des rivières Nonhon et Gninhin explorées.

MATERIEL ET METHODES

Description du site d'étude : Deux saisons (saison sèche et saison pluvieuse) bien individualisées influencent la zone d'étude constituée des rivières Nonhon et Gninhin. La saison sèche, de novembre à février, est assez réduite tandis que celle des pluies, de mars à octobre, avec une valeur élevée des précipitations en septembre est plus longue. La

pression anthropique exercée dans le site d'étude est constituée majoritairement par l'exploitation agricole et minière (Doffou, 2019). En fonction de l'accessibilité, du gradient amont-aval et de l'influence des activités anthropiques, trois points de prélèvement ont été retenues au niveau de chaque rivière (Figure 1).

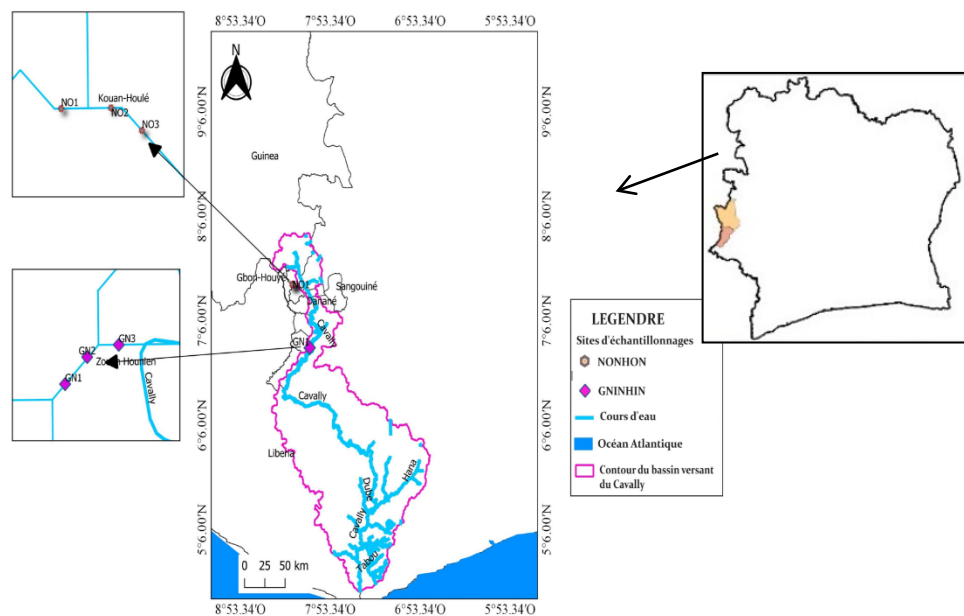


Figure 1 : Localisation des stations d'échantillonnage des rivières Nonhon (NO1, NO2, NO3) et Gninhin (GN1, GN2 et GN3).

Echantillonnage, observation et identification des diatomées : Les diatomées ont été échantillonnées d'octobre 2020 à février 2022 tous les 45 jours de 9 heures à 14 heures à partir de deux méthodes : qualitative et quantitative selon la Norme NF EN 15972 (2011). Une aliquote de l'échantillon a été mise entre lame et lamelle puis observée et les diatomées observées ont été photographiées et leurs mensurations ont été prises au microscope de type Olympus BX40. Les travaux de : Krammer & Lange-Bertalot (1991), Round *et al.* (1990) et Tomas (1995) ont servi à l'identification des différents taxons Observés. Les taxons ont été identifiés essentiellement selon la classification de Hoek *et al.* (1995) actualisée grâce au site <https://www.algaebase.org/search/species/>.

Dénombrement des taxons et détermination de la biomasse chlorophyllienne : Au laboratoire, le dénombrement des taxons a été réalisé à l'aide d'un microscope trinoculaire inversé à fluorescence IM-3LD4-Optika, à l'objectif 40x en utilisant la méthode d'Utermöhl (1958) (Norme NF EN 15204, Afnor, 2006). La densité (N) a été déterminée selon la formule suivante :

$$D=N/(a/A)XV$$

$$\text{Où } a = C_{40x} \times (R_{40x})^2 \times \pi$$

N : Nombre total de cellules comptées pour un taxon ;

a : superficie observée au microscope ;

C_{40x} : quantité des champs regardés au 40x ;

R_{40x} : diamètre du champ au 40x (0,25 mm),

A : surface de la coupelle de sédimentation où s'agglutinent les cellules (490,8 mm²)

V : quantité d'échantillon utilisé pour la sédimentation

La biomasse chlorophyllienne a été obtenue à partir de la formule de Lorenzen (1967).

Analyse de données

Analyse de la structure du peuplement diatomique

Richesse spécifique : C'est la somme globale d'espèces obtenues à une station précise et/ou

à une période spécifique. Cette richesse indique également la richesse en espèces dans chacune des stations d'étude, en faisant abstraction de la variabilité temporelle.

Evaluation de l'état écologique des cours d'eau

Indice de pollution organique (IPO) : La charge organique dans le but de déterminer la qualité organique des deux rivières prospectées a été évaluée à l'aide de l'Indice de Pollution Organique (IPO) de Leclercq (2001). Le calcul est basé sur la répartition des valeurs des éléments polluants en cinq classes en déterminant, à partir de ses propres valeurs mesurée, le code de classe qui correspond aux différents paramètres en utilisant des données moyennes du Tableau 2. L'indice final est la moyenne des classes de pollution pour l'ensemble des paramètres (Buhungu *et al.*, 2018).

IPO = moyenne des codes des 4 paramètres : Si 5.0 - 4.6 : pollution organique nulle ; Si 4.5 - 4.0 : pollution organique faible ; Si 3.9 - 3.0 : pollution organique modérée ; Si 2.9 - 2.0 : pollution organique forte ; Si 1.9 - 1.0 : pollution organique très forte (Leclercq, 2001).

Indice de diversité de Shannon (H') : Cet indice a été utilisé pour donner des informations sur la répartition des organismes entre les espèces (Sanaa, 2006). Il présente une quantité d'informations sur la structure du peuplement d'un échantillon donné et sur la manière dont les individus sont répartis au sein d'un écosystème.

Si H est > 3,0 = « très bon état (eau propre) » ;

Si H est compris entre 1,0-3,0 = « statut modéré (modérément pollué) » ;

Si H est < 1,0 = « mauvais état (fortement pollué) ».

Indice d'Equitabilité (E) : Cet indice a été utilisé afin de donner les informations sur la régularité de la distribution des espèces. Elle fructue de 0 et 1 et renseigne sur le degré d'organisation d'un peuplement (Dajoz, 2000).

E varie entre 0 et 1. Si $E < 0,80$, le peuplement est dominé par un seul groupe ou une seule espèce. Si $E \approx 1$, le peuplement est équitable.

Traitements statistiques : La variabilité des paramètres biotiques a été étudiée à travers des analyses univariées. Le test non paramétrique

de Kruskal-Wallis a été utilisé pour la comparaison des saisons et des stations. Pour ces différents tests, deux niveaux de significativité (p) sont retenus. La valeur de probabilité pour chacun des tests a pour seuil de significativité $p < 0,05$. L'analyse univariée a été réalisée à l'aide du logiciel R. servi

RESULTATS

Etude qualitative des diatomées et mise en relief des espèces indicatrices de perturbation :

Un total de 31 taxons a été dénombré dans les deux sites repartis en 12 genres, 12 familles, 05 ordres et 02 classes. Dans l'ensemble des deux rivières, la classe des Bacillariophyceae prédomine le peuplement diatomique avec 94 %. La classe des Mediophyceae ne représente que 06 % de l'effectif total. Dans la rivière Nonhon, le peuplement est distribué entre deux classes qui sont les Bacillariophyceae et les Mediophyceae. Le tableau 1 indique que les Bacillariophyceae constituent la classe qui contribue fortement à l'élévation de la richesse spécifique (90,48 %). La classe des Mediophyceae ne représente que 9,52 % de l'effectif total. La rivière Gninhin est caractérisée par la présence d'une seule classe constituée de Bacillariophyceae (100%). Les genres *Achnanthes*, *Surirella*, *Stenopterobia*, *Gyrosigma*, *Navicula*, *Pinnularia* (dans la rivière Nonhon) et *Craticula*, *Pinnularia*, *Gyrosigma*, *Achnanthes*, *Stenopterobia*, *Surirella* (dans la rivière Gninhin) montrent les fréquences les plus élevées (supérieur à 50 %). Les genres *Stephanodiscus*, *Cyclotella*, *Fragilaria*, et *Pinnularia* sont des genres spécifiques de la rivière Nonhon. Les taxons notamment le *Cyclotella meneghiniana*, *Stephanodiscus astraea*, *Fragilaria*

crotonensis, *Pinnularia viridis*, présents dans la rivière Nonhon ont la particularité de supporter la pollution organique. Les taxons *Ulnaria ulna*, *Craticula cuspidata*, *Stauroneis anceps*, *Sellaphora pupula*, *Pinnularia* sp.3, *Sellaphora pupula* var. *bacillarioides*, *Encyonema silesiacum*, *Surirella capronii* sont les taxons présents uniquement dans la rivière Gninhin. Les genres *Ulnaria*, *Craticula*, *Stauroneis*, *Sellaphora*, *Pinnularia*, *Sellaphora*, *Encyonema*, *Surirella* obtenus dans la rivière Gninhin sont fréquents dans les eaux polluées. Les taxons communs aux deux rivières sont *Pinnularia brauniana*, *Pinnularia nodosa*, *Pinnularia* sp.1, *Pinnularia* sp.2, *Pinnularia* sp.4, *Pinnularia* sp.5, *Navicula placentula*, *Gyrosigma acuminatum*, *Gyrosigma* sp.1, *Gyrosigma* sp.2, *Achnanthes tropica*, *Stenopterobia intermedia*, *Stenopterobia intermedia*, *Surirella tenera*, *Surirella* sp.1, *Surirella* sp.2, *Placoneis elginensis*. Dans l'ensemble des deux milieux prospectés, les stations situées en amont des rivières Nonhon (NO1) et Gninhin (GN1) enregistrent la plus faible richesse taxonomique respectivement avec 9 et 13 taxons. En revanche, les stations situées en aval des rivières (NO3) et Gninhin (GN3) présentent la plus grande richesse taxonomique avec respectivement 15 et 16 taxons.

Tableau 1 : Répartition des classes de diatomées dans les deux rivières explorées.

	Nonhon	Gninhin
--	--------	---------

Classe de diatomées	Nombre de taxons	Pourcentage (%)	Nombre de taxons	Pourcentage (%)
Bacillariophyceae	19	90.48	26	100
Mediophyceae	2	9.52	0	0
Total	21	100	26	100

Etude quantitative de la communauté diatomique : La variation spatio-saisonnière de la densité absolue des diatomées des rivières Nonhon et Gninhin est présentée par la figure 2. Dans l'ensemble des deux rivières, la densité varie entre $18 \cdot 10^5$ Cell/L et $40 \cdot 10^5$ Cell/L dans la rivière Nonhon et entre $30 \cdot 10^5$ et $126 \cdot 10^5$ Cell/L dans la rivière Gninhin. Ces valeurs extrêmes sont observées respectivement durant les saisons des pluies et sèche dans la rivière Nonhon et pendant les saisons sèche et des pluies dans la rivière Gninhin à toutes les stations. Dans les deux cours d'eau explorés, l'on note une nette domination de la classe des Bacillariophyceae. Les taxons qui contribuent à la poussée des diatomées dans la rivière Nonhon (Figure 3) durant la saison sèche sont *Cyclotella meneghiniana*, *Pinnularia viridis*,

Pinnularia sp.2, *Pinnularia* sp.4, *Navicula placentula*, *Gyrosigma acuminatum*, *Gyrosigma* sp.1, *Gyrosigma* sp.2, *Stenopterobia intermedia*, *Stenopterobia intermedia*, *Surirella* sp.2, *Surirella* sp.3. Dans la rivière Gninhin, les taxons responsables (Figure 3) de la dominance pendant la saison des pluies sont *Craticula cuspidatant*, *Craticula cuspidata*, *Sellaphora pupula*, *Pinnularia brauniana*, *Gyrosigma acuminatum*, *Gyrosigma* sp.1, *Gyrosigma* sp.2, *Encyonema silesiacum*, *Stenopterobia intermedia*, *Surirella tenera*, *Surirella* sp.2. Dans les deux rivières explorées, aucune différence n'a été observée entre les différentes stations et saison (test Kruskal-Wallis, $P > 0,05$).

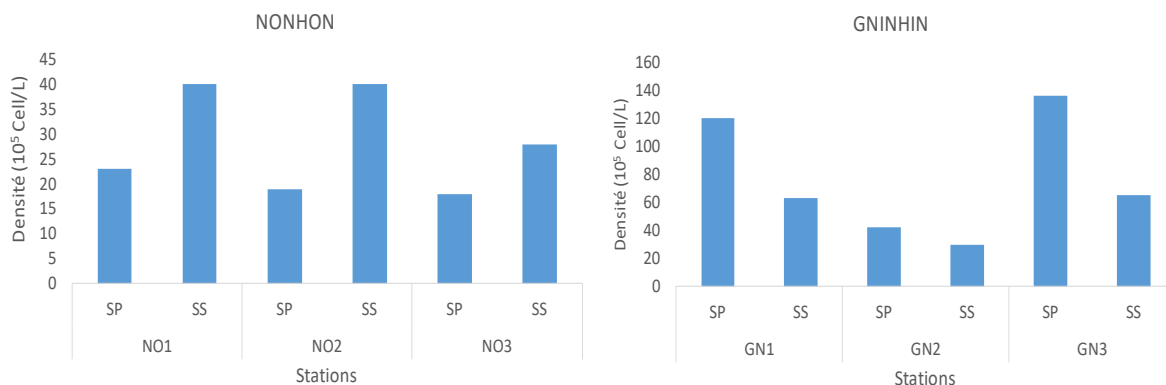


Figure 2 : Densité absolue du peuplement diatomique dans les rivières Nonhon (stations NO1, NO2, NO3) et Gninhin (stations GN1, GN2, GN3).

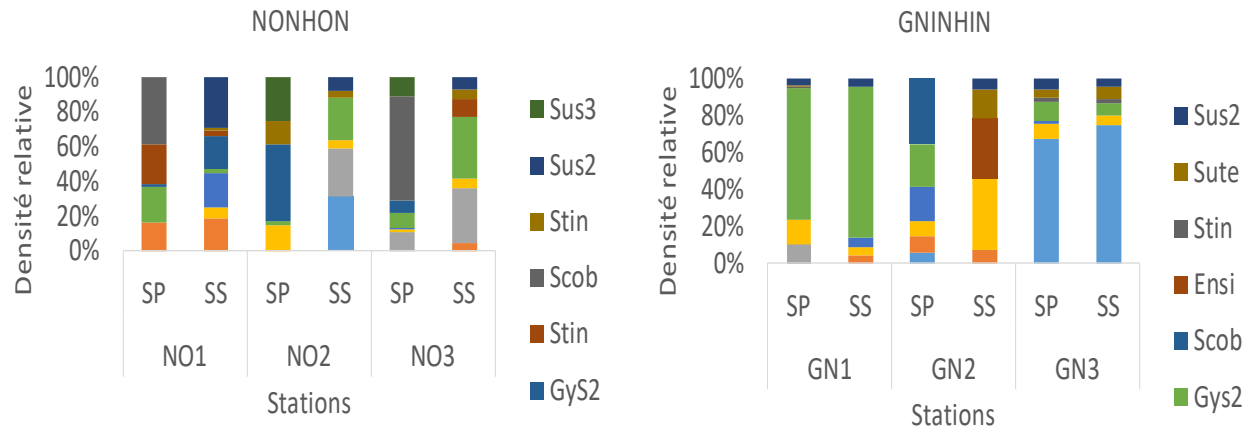


Figure 3 : Densité relative des taxons diatomiques dans les rivières Nonhon (NO1, NO2, NO3) et Gninhin (GN1, GN2, GN3)

Evaluation de la qualité écologique

Indice de pollution organique (IPO) : Les stations au niveau de la rivière Nonhon sont caractérisées par une pollution modérée avec des indices qui fluctuent de 3,00 à 3,75. La faible valeur est notée aux stations NO2 et NO3 respectivement durant la saison sèche et la saison des pluies (Tableau 2). En revanche, la valeur la plus élevée est enregistrée à la

station NO3 pendant la saison sèche. La rivière Gninhin présente un score compris entre 3,00 (GN2 et GN3) et 3,50 (GN1) durant la saison sèche d'où une pollution organique modérée aux stations explorées. Les indices de pollution organique peuvent être concluants, du fait que l'eau des rivières Nonhon et Gninhin subissent une pression modérée d'origine agricole et minière respectivement.

Tableau 2 : Indices de pollution organique (IPO) des deux rivières explorées.

Rivières	Nonhon						Gninhin					
Stations	NO1		NO2		NO3		GN1		GN2		GN3	
Saisons	SP	SS	SP	SS	SP	SS	SP	SS	SP	SS	SP	SS
IPO	3,5	3,5	3,25	3	3	3,75	3,25	3,5	3,25	3	3,25	3
Type pollution	Pollution Moderée											

Indices de diversité de Shannon (H') et de l'Equitabilité (E) : Le Tableau 4 présente les distributions spatio-saisonnières des indices de structure (indice de diversité de Shannon et d'equitabilité) au niveau des rivières Nonhon et Gninhin. Dans la rivière Nonhon, les valeurs oscillent entre 1,42 et 2,14 (l'indice de diversité de Shannon) et entre 0,71 et 0,90 (l'indice d'Equitabilité). Les valeurs extrêmes de l'indice de diversité de Shannon sont notées durant la saison sèche aux stations NO1 et NO3. Les valeurs maximale et minimale de

l'indice d'Equitabilité sont enregistrées pendant la saison des pluies respectivement aux stations NO2 et NO3. Concernant la rivière Gninhin, les valeurs de l'indice de diversité de Shannon fluctuent entre 0,73 et 2 bit/Cell respectivement aux stations GN1 et GN2 durant la saison des pluies. Les valeurs de l'Equitabilité oscillent entre 0,32 et 0,82 bit/Cell respectivement aux stations GN1 et GN2 pendant la saison sèche. Aucune différence significative n'a été observée entre

les stations et saisons (test Kruskal-Wallis, $P > 0,05$).

Tableau 3 : Indices de Shannon et d'Equitabilité des deux rivières explorées

Rivières	Stations	Saisons	Indice de Shannon	Type de pollution	Indice d'Equitabilité	Rpartition des taxons
Nonhon	NO1	SP	1.87	modérément polluée	0,75	Un seul domine
		SS	1.42		0,82	taxons equitalement repartis
	NO2	SP	1.71		0,71	Un seul domine
		SS	1.42		0,8	taxons equitalement repartis
	NO3	SP	1.74		0,9	
		SS	2.14		0,8	
Gninhin	GN1	SP	0.73	fortement polluée	0,5	Un seul domine
		SS	1.06	modérément polluée	0,32	Un seul domine
	GN2	SP	2,00		0,80	taxons equitalement repartis
		SS	1.74		0,82	
	GN3	SP	1.15		0,56	Un seul domine
		SS	1.35		0,50	Un seul domine

Biomasse chlorophyllienne : Le Tableau 4 illustre l'évolution spatio-saisonnière de la teneur en chlorophylle *a* au sein des deux cours d'eau étudiés. Dans la rivière Nonhon, les faibles (4 µg/L) et forte (47,72 µg/L) valeurs sont obtenues aux stations NO3 et NO1 respectivement durant les saisons sèche et pluvieuse. Dans la rivière Gninhin, les valeurs

minimale (16,48 µg/L) et maximale (95,32 µg/L) de la teneur en chlorophylle *a* sont notées respectivement aux stations GN3 durant la saison sèche et GN2 pendant la saison des pluies. Aucune différence significative n'a été observée entre les stations et entre les saisons (test de Kruskal-Wallis : $P > 0,05$).

Tableau 4 : Qualité biologique sur la base la biomasse chlorophyllienne des deux rivières explorées.

Rivières	Stations	Saisons	Chl <i>a</i> (µg/L)	Type de pollution
Nonhon	NO1	SP	47,52	fortement polluée
		SS	32,37	
	NO2	SP	95,31	
		SS	25,49	
	NO3	SP	44,25	
		SS	16,48	
Gninhin	GN1	SP	47,72	qualité mediocre
		SS	7,34	
	GN2	SP	26,03	fortement polluée
		SS	18,69	
	GN3	SP	19,35	Bonne qualité
		SS	4,00	

DISCUSSION

Un total de 31 taxons diatomiques a été observé dans les rivières Nonhon (21 taxons) et Gninhin (25) repartis en 12 genres, 12 familles, 05 ordres et 02 classes. La diversité taxonomique des diatomées observée n'est pas très importante pour des environnements d'eau douce lorsqu'on la compare à ceux recensés par Salla (2015) dans les rivières Boubo et Mé. Dans l'ensemble des deux rivières, les stations situées dans la zone amont, stations NO1 et GN1 enregistrent la plus faible richesse spécifique avec 04 et 09 taxons respectivement dans les rivières Nonhon et Gninhin. En revanche, les stations situées en aval NO3 et GN3 présentent la plus grande richesse spécifique avec 12 et 15 taxons respectivement. Cela pourrait s'expliquer par la stabilité de la colonne d'eau aux stations situées en aval comparativement aux stations situées en amont et en position intermédiaire. Ce même constat a été fait par Alfinito & Lange-Bertalot (2013). Les taxons *Cyclotella meneghiniana*, *Stephanodiscus astraes*, *Fragilaria crotonensis*, *Pinnularia viridis*, présents dans la rivière Nonhon et les *Ulnaria ulna*, *Craticula cuspidata*, *Stauroneis anceps*, *Sellaphora pupula*, *Pinnularia* sp.3, *Sellaphora pupula* var. *bacillarioides*, *Encyonema silesiacum*, *Surirella capronii* présents uniquement dans la rivière Gninhin sont caractéristiques des eaux perturbées. Ce résultat pourrait s'expliquer par les activités agricole et minière pratiquées aux abords respectivement des rivières Nonhon et Gninhin qui impactent leur fonctionnement. Les mêmes

observations ont été faites par Battarbee *et al.* (2001). Selon ces auteurs, les facteurs tels que l'intensité lumineuse, la concentration de nutriments, la transparence, le pH, la conductivité et le carbone organique dissous favoriseraient la prédominance de diatomées dans l'eau. Dans la rivière Nonhon, de façon générale, les densités sont plus importantes durant la saison sèche à toutes les stations. Dans les deux rivières, les densités relatives indiquent la dominance de ces taxons qui colonisent les cours d'eaux dont la pollution est modérée s'expliquerait par la pression anthropique d'origine agricole exercée aux alentours de cette rivière. En effet, le lessivage du bassin versant entraînerait un enrichissement du milieu en nutriment, ce qui favoriserait une perturbation du fonctionnement du milieu en entraînant le développement des taxons tolérants à la pollution dans le milieu. Le même constat a été fait par N'Guessan *et al.* (2018). D'après les résultats obtenus, il y a une forte similitude entre le développement des taxons tolérants à la pollution, l'indice de diversité de Shannon, l'indice de pollution organique (IPO) et les valeurs de la concentration de la chlorophylle *a* qui montre qu'il existe une pollution modérée dans la rivière Nonhon. Cette pollution modérée, montrée par nos résultats est due au fait qu'aux abords de ces cours d'eau s'exercent des activités agricole et minière respectivement dans les rivières Nonhon et Gninhin.

CONCLUSION ET APPLICATION DES RESULTATS

La présente étude a permis de connaître l'impact de la pression anthropique d'origine agricole et minière sur la dynamique des diatomées des rivières Nonhon et Gninhin. L'inventaire des diatomées a permis de recenser 31 taxons, 12 genres, 12 familles, 05 ordres et 02 classes. Dans la rivière Nonhon, le peuplement est distribué entre deux classes qui

sont les Mediophyceae (08 %) et les Bacillariophyceae (82 %). La rivière Gninhin est caractérisée par la présence d'une seule classe les Bacillariophyceae (100%). Deux catégories de communautés ont caractérisé la structure diatomique, la communauté du site de la zone minière avec des richesses taxonomiques élevées puis celle de la zone de

production agricole avec des diversités plus faibles et une richesse spécifique élevée en aval. L'évolution spatio-saisonnière de la densité, la biomasse chlorophyllienne, l'indice de pollution organique, de diversité de Shannon et d'équitabilité démontrent une

perturbation des eaux des deux rivières explorées. Une sensibilisation est donc nécessaire pour la conservation des deux écosystèmes aquatiques dans une perspective de développement durable.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Alfinito S, & Lange-Bertalot H., 2013. Contribution to the knowledge of the freshwater algae of Sierra Leone (Tropical West Africa) : diatoms from Loma Mountains and Bumbuna Falls, the Northern Province. *Biodiversity Journal*, 4 :135-178.
- Angelier E., 2000. Introduction à l'écologie. Des écosystèmes naturels à l'écosystème humain. (Eds), Tec et Doc, paris, 230 p.
- Battarbee RW, Jones VJ, Cameron NG, Bennion H, Carvalho L, Juggins S., 2001. Diatoms. In Smol J.P. & Birks H.J.B. (Eds) Tracking Environmental Change using Lake sediments : Terrestrial, Algal, and siliceous indicators, 3 : 155-202.
- Binet D., 1983. Zooplankton des régions côtières à upwellings saisonniers du golfe de Guinée. *Océanographie tropicale*, 18 (2) : 357-380.
- Buhungu S., 2018. Spatial and Temporal Characterisation of Water Quality in the Kinyankonge River, a Tributary of Lake Tanganyika, Burundi. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 12 : 576-585. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v12i1.44>
- Campeau S, & Lacoursière S., 2020. Suivi biologique de neuf cours d'eau sur le territoire du Comité du bassin versant de la rivière du Lièvre (COBALI). Rapport déposé au Comité du bassin versant de la rivière du Lièvre (COBALI). Université du Québec à Trois-Rivières, 7 p.
- Da KP., 2007. Étude taxinomique du phytoplancton dulçaquicole des masses d'eau lenticques et lotiques de quelques sites au Sud de la Côte d'Ivoire, entre les fleuves Bandama et Bia : Apports de la microscopie électronique à balayage. Thèse de Doctorat d'État ès Sciences Naturelles. Université d'Abidjan Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, 402 p.
- Dajoz R., 2000. Précis d'Écologie. 7ème édition, Dunod, Paris, 615 p
- Doffou RJO., 2019. Influence de l'orpaillage sur la diversité du peuplement ichtyologique et l'écologie alimentaire d'une espèce endémique (*Micralestes eburneensis* Daget, 1964) dans le fleuve Cavally (Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire, 150 p.
- Gassiole, G., 2015. Diatomées epilithiques des cours d'eau perennes de l'île de la réunion Taxinomie-Ecologie. Thèse Université de bordeaux, France, 511p.
- Hoek CVD, Mann DG, Jahns HM., 1995. Algae. Cambridge University Press, Cambridge.
- Krammer K, & Lange-Bertalot H., 1991. Bacillariophyceae : Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In : Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (Eds.) : Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/3. Gustav Fischer, Stuttgart, 576 p.
- Leclercq L., 2001. Intérêt et limites des méthodes d'estimation de la qualité de l'eau. Station scientifique des Hautes-Fagnes, Belgique, 100 p.

- Lorenzen CJ., 1967. Determination of chlorophyll *a* and pheopigments : spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12 : 343-346.
- Martinez-Jauregui M, Whitec PCL, Touzac J, Soliñoa M., 2019. Untangling perceptions around indicators for biodiversity conservation and ecosystem services. *Ecosystems services*, 38 : 100952.
- N'Guessan KR, Aboua BRD, Tison-Rosebery J, Ouattara A. Kouamelan EP., 2018. Biodiversity and ecology of epilithic diatoms in the Agnéby River, Ivory Coast. *Journal of Aquatic Science*, 43 (2) : 131-140.
- Ngom D., 2021. Biodiversité, restauration écologique et intensification écologique : quelles imbrications ?. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Débats et Perspectives, mis en ligne le 01 février 2021, consulté le 28 janvier 2025. URL : <http://journals.openedition.org/vertigo/28605> ; DOI : <https://doi.org/10.4000/vertigo.28605>
- Ouattara A., 2000. Premières données systématiques et écologiques du phytoplancton du lac d'Ayamé (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Catholique de Leuven, Louvain, Belgique, 207 p.
- Rolland A, & Jacquet S., 2010. Classification de l'état écologique du réservoir Marne via l'utilisation de 3 métriques : chlorophylle *a*, indice planctonique lacustre et phosphore total. *Hydroécologie Applied*, 17, 99-110.
- Round FE, Crawford RM, Mann DGT., 1990. The diatoms : Biology & Morphology of the Genera. Cambridge University Press, 747 p.
- Salla M., 2015. Taxinomie, composition et distribution spatio-saisonnière du phytoplancton des rivières tropicales côtières Boubo et Mé (Côte d'Ivoire). Thèse unique, Abidjan, Côte d'Ivoire, 224 p.
- Sanaa B., 2006. Structure, dynamique et typologies physico-chimiques et phytoplanctoniques de l'estuaire du Bou Regreg (côte atlantique marocaine). Thèse de Doctorat, Université Mohammed V-Agdal de Rabat, Maroc, 252 p.
- Tomas CR., 1995. Identifying Marine phytoplankton. Academic Press, Harcourt Brace & Company, 598.
- Utermöhl H., 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodic. *Mitteilungen der Internationale Vereinigung für Limnologie*, 9 : 1-38.