



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE
UFR ENVIRONNEMENT

REPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique

ANNEE : 2022 - 2023

N° D'ORDRE : 070

THESE DE DOCTORAT

Mention : Géosciences et Environnement

Spécialité : Chimie de l'Environnement

**Evaluation spatiotemporelle de la contamination
métallique de l'eau, des sédiments et risques sanitaires
liés à la consommation de poissons (*Chrysichthys
nigrodigitatus* et de *Sarotherodon melanotheron*) des
secteurs IV et V de la lagune Ebrié**

CANDIDAT

Nom : TOGBE

Prénom : Ayénan Marc-olivier

JURY

- Président :** M. KONE Tidiani, Professeur Titulaire, Hydrobiologie,
Université Jean Lorougnon Guédé
- Co-Directeur :** Mme TIDOU Abiba Sanogo Epse KONE, Professeur Titulaire,
Ecotoxicologie, Université Jean Lorougnon Guédé
- Co-Directeur :** M. ATSE Boua Célestin, Directeur de recherches, Centre de
Recherches Océanologiques
- Rapporteur :** M. KOUADIO James Halbin, Maître de Conférences,
Toxicologie, Université Jean Lorougnon Guédé
- Examineur :** M. TROKOUREY Albert, Professeur Titulaire, Physicochimie
et Traitement des Eaux usées, Université Félix Houphouët-
Boigny
- Examineur :** Mme OHOU-YAO Marie Jeanne, Maître de Conférences,
Chimie de l'Environnement, Université Jean Lorougnon
Guédé, Daloa

**Soutenue publiquement
le : 10 mars 2023**

TABLE DES MATIERES

	Pages
TABLE DES MATIERES	II
DEDICACE.....	IX
REMERCIEMENTS	X
LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS	XII
LISTE DES TABLEAUX.....	XIII
LISTE DES FIGURES.....	XV
INTRODUCTION.....	1
PREMIÈRE PARTIE : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	5
1.1. Présentation de la Côte d'Ivoire	6
1.1.1. Situation géographique.....	6
1.1.2. Climat.....	6
1.1.3. Relief.....	7
1.1.4. Réseau hydrographique	7
1.1.5. Végétation	7
1.2. Présentation de la ville d'Abidjan	8
1.3. Système lagunaire Ebrié.....	9
1.3.1. Description du système lagunaire Ebrié.....	9
1.3.2. Quelques caractéristiques pluviométriques et climatologiques de la lagune Ebrié.....	9
1.3.3. Géologie et sédimentologie de la lagune Ebrié	10
1.3.3.1. Géologie et unités morpho-sédimentaires de la lagune Ebrié	10
1.3.3.2. Apport sédimentaire et nature des fonds lagunaires.....	11
1.3.4. Hydrologie du système lagunaire Ebrié	12
1.3.5. Apports fluviaux.....	12

1.3.6. Apports océaniques	13
1.4. Zone d'étude : secteurs IV et V de la lagune Ebrié.....	14
1.4.1 Présentation de la zone d'étude	14
1.4.2 Principales activités économiques autour de la zone d'étude	16
1.5. Métaux lourds ou éléments traces métalliques.....	17
1.5.1. Définition	17
1.5.2. Sources des métaux lourds dans l'environnement	18
1.5.2.1. Sources naturelles.....	18
1.5.2.2. Sources anthropiques.....	18
1.5.2.3. Métaux lourds essentiels et non-essentiels.....	18
1.5.3. Arsenic, cadmium, plomb et mercure dans l'environnement.....	19
1.5.3.1. Arsenic	19
1.5.3.2. Cadmium	19
1.5.3.3. Plomb	20
1.5.3.4. Mercure	20
1.5.4. Législation des métaux lourds dans l'environnement	20
1.6. Etat de contamination des sédiments, des eaux et des poissons des lagunes par l'arsenic, le cadmium, le mercure et le plomb dans le monde.....	21
1.6.1. Etat de contamination des sédiments	21
1.6.2. Etat de contamination des eaux	25
1.6.3. Etat de contamination des poissons.....	27
1.7. Spéciation et toxicité des métaux	30
1.7.1. Spéciation et toxicité de l'arsenic.....	30
1.7.2. Spéciation et toxicité du cadmium	30
1.7.3. Spéciation et toxicité du plomb	32
1.7.4 Spéciation et toxicité du mercure	32
1.8. Principaux mécanismes de rétention et de mobilisation des métaux	33

1.8.1. Influence des paramètres physiques	33
1.8.1.1 Influence de la température	33
1.8.1.2. Influence du potentiel d'hydrogène (pH)	33
1.8.1.3. Influence du potentiel redox.....	34
1.8.1.4. Influence de l'oxygène dissous	34
1.8.2. Influence de la composition des sédiments	35
1.8.2.1. Influence des minéraux primaires	35
1.8.2.2. Influence des argiles.....	35
1.8.2.3. Influence des oxydes et hydroxydes.....	35
1.8.2.4. Influence des carbonates	36
1.8.2.5. Influence de la matière organique	36
DEUXIEME PARTIE : MATÉRIEL ET MÉTHODES	37
2.1. Matériel	38
2.1.1. Matériel biologique	38
2.1.2. Matériel technique.....	38
2.1.2.1. Matériel de prélèvement des échantillons d'eau, de sédiments et de poissons	38
2.1.2.2. Matériel de mensuration et de dissection des poissons	40
2.1.2.3. Matériel de mesure des paramètres physiques et chimiques.....	41
2.1.2.4. Matériel de dosage des métaux	42
2.1.2.4.1. Spectroscopie d'émission atomique à plasma induit (ICP-AES)	42
2.1.2.4.2. Spectroscopie d'absorption atomique en vapeur froide par générateur d'hydrure	42
2.2. Méthodes	43
2.2.1. Choix des stations.....	43
2.2.2. Méthodologie d'échantillonnage.....	44
2.2.3. Caractéristiques physique et chimiques de l'eau, des sédiments et niveau de contamination de l'eau, des sédiments et des poissons par les métaux.....	45
2.2.3.1. Caractéristiques physiques et chimiques de l'eau	45

2.2.3.2. Caractéristiques physiques et chimiques des sédiments.....	47
2.2.3.2.1. Teneur en carbone organique total (COT) des sédiments	47
2.2.3.2.2. Granulométrie des sédiments	47
2.2.3.2.3. Dosage des métaux lourds dans l'eau.....	47
2.2.3.2.4. Dosage des métaux dans les organes de poissons	48
2.2.3.2.5. Dosage des métaux lourds dans les sédiments	48
2.2.3.2.6. Indices de pollution	50
2.2.3.2.6.1. Indice de géo-accumulation (I _{géo}).....	50
2.2.3.2.6.2. Facteur d'enrichissement.....	50
2.2.4. Détermination des sources probables des métaux dans les sédiments	51
2.2.4.1. Facteur d'enrichissement.....	51
2.2.4.2. Analyses univariés.....	52
2.2.4.3. Analyse multivariée.....	52
2.2.5. Risques sanitaires liés à l'absorption cutanée de l'eau et à la consommation des poissons	52
2.2.5.1. Dose journalière ingérée (DJI)	53
2.2.5.2. Risque non cancérigène.....	54
2.2.5.3. Risque cancérigène.....	55
TROISIÈME PARTIE : RÉSULTATS ET DISCUSSION	56
Chapitre 1 : Qualité et niveau de contamination en éléments traces métalliques de l'eau des secteurs IV et V de la lagune Ebrié.....	57
3.1.1. Caractéristiques physiques et chimiques de l'eau	57
3.1.1.1. pH.....	57
3.1.1.2. Température	58
3.1.1.3. Salinité.....	58
3.1.1.4. Oxygène dissous.....	59
3.1.1.5. Matière en suspension	60
3.1.1.6. Conductivité	62
3.1.2. Variation spatiale et saisonnière de la concentration des métaux dans l'eau.....	63

3.1.2.1. Variation spatiale et saisonnière de la concentration d'arsenic.....	63
3.1.2.2. Variation spatiale et saisonnière de la concentration de cadmium.....	64
3.1.2.3. Variation spatiale et saisonnière de la concentration de plomb	65
3.1.2.4. Variation spatiale et saisonnière de la concentration de mercure	66
3.1.3. Matrice de corrélation entre les concentrations des métaux et les paramètres physico-chimiques de l'eau	67
3.1.4. Analyse en composante principale (ACP) des concentrations des métaux et des paramètres physico-chimiques de l'eau.....	68
3.1.5. Discussion	69
Conclusion partielle.....	72
Chapitre 2 : Caractérisation physico-chimique et teneur en éléments traces métalliques des sédiments dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié.....	73
3.2.1. Caractéristiques physico-chimiques des sédiments.....	73
3.2.1.1. pH.....	73
3.2.1.2. Granulométrie.....	74
3.2.1.2. Teneur en carbone organique total (COT)	74
3.2.2. Variation spatiale et saisonnière de la concentration des métaux dans les sédiments des secteurs IV et V.....	75
3.2.2.1. Variation spatiale et saisonnière de la concentration d'arsenic.....	75
3.2.2.2. Variation spatiale et saisonnière de la concentration de cadmium.....	76
3.2.2.3. Variation spatiale et saisonnière de la concentration de plomb	77
3.2.2.4. Variation spatiale et saisonnière de la concentration de mercure	78
3.2.3. Niveau de contamination et sources probables des métaux des sédiments des secteurs IV et V	79
3.2.3.1. Niveau de contamination des sédiments	79
3.2.3.1.1. Indice de géo-accumulation.....	79
3.2.3.1.2 Facteur d'enrichissement (FE)	82

3.2.3.2. Sources probables des métaux.....	84
3.2.3.2.1. Facteur d'enrichissement.....	84
3.2.3.2.2. Matrices de corrélation de Pearson	85
3.2.3.2.3. Analyse en composante principale (ACP) des concentrations des métaux et des paramètres physico-chimiques dans les sédiments.....	86
3.2.4. Discussion	88
Conclusion partielle.....	90
Chapitre 3 : Niveau de contamination des poissons (<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> et <i>Sarotherodon melanotheron</i>) en éléments traces métalliques dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié et risques sanitaires	
3.3.1. Concentrations de l'arsenic, du cadmium, du mercure et du plomb dans les poissons et risques sanitaires	91
3.3.1.1. Concentrations de l'arsenic, du cadmium, du mercure et du plomb dans le muscle, le rein et le foie de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	91
3.3.1.2. Concentrations de l'arsenic, du cadmium, du mercure et du plomb dans le muscle, le rein et le foie de <i>Sarotherodon melanotheron</i>	94
3.3.1.3. Variation saisonnière de la concentration de l'arsenic, du cadmium, du plomb et du mercure dans le muscle, le rein et le foie de <i>C. nigrodigitatus</i> et <i>S. melanotheron</i>	97
3.3.1.3.1. Dans le muscle	97
3.3.1.3.2. Dans le rein.....	99
3.3.1.3.3. Dans le foie.....	100
3.3.2. Risques sanitaires liés à la consommation du muscle de <i>C. nigrodigitatus</i> et de <i>S. melanotheron</i>	103
3.3.2.1. Dose journalière d'ingestion (DJI).....	103
3.3.2.2. Risques non cancérigènes (HQing) et cancérigènes (CR) liés à la consommation de <i>Sarotherodon melanotheron</i> et <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	105
3.3.2.2.1. Risques non-cancérigènes (HQing) liés à la consommation de poissons	105
3.3.2.2.2. Risques cancérigènes (CR) liés à la consommation de poissons	105

3.3.2.3. Indice de risques sanitaires.....	106
3.3.2.4. Risques dermiques liés à la baignade dans la lagune	107
3.3.2.4.1. Evaluation de la dose dermique journalière moyenne.....	107
3.3.2.4.2. Risques non cancérogènes.....	109
3.3.3. Discussion	111
Conclusion partielle.....	113
CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES	114
Conclusion générale	115
Perspectives	116
RÉFÉRENCES.....	117
ANNEXES	145

DEDICACE

A Feu Jérôme TOGBE, mon Père

REMERCIEMENTS

Au terme de ce travail, il nous est agréable de remercier toutes les personnes qui ont contribué à son aboutissement à divers niveaux. Qu'elles trouvent ici l'expression de notre grande reconnaissance :

A Madame TIDOU Abiba Sanogo, Épouse KONÉ, Professeur Titulaire, Présidente de l'Université Jean Lorougnon Guédé, Directeur scientifique de ce travail, nous exprimons notre vive reconnaissance pour avoir accepté de co-diriger cette thèse. Nous avons bénéficié, au cours de cette thèse, de sa rigueur scientifique, de ses critiques constructives et de son humanisme. Elle est restée disponible pour répondre à toutes nos préoccupations.

Je tiens à exprimer ma grande reconnaissance à Monsieur ATSE Boua Célestin, Directeur de recherche au Centre de Recherche Océanologique (CRO), pour avoir accepté de co-diriger cette thèse. Pour son accompagnement au cours des différentes missions d'échantillonnage, pour ses conseils et ses orientations dans la réalisation de cette thèse, nous tenons à lui exprimer nos vifs remerciements.

Je tiens à remercier Monsieur KOUASSI Kouakou Lazare, Professeur Titulaire, Directeur de l'Unité de Formation et de Recherche (UFR) Environnement de l'Université Jean Lorougnon Guédé qui a bien voulu accepter mon inscription en thèse au sein de l'UFR qu'il dirige.

Nous tenons également à remercier Monsieur le Ministre d'Etat, Ministre de l'Agriculture et du développement rural Monsieur ADJOUMANI Kobenan Kouassi pour son soutien et ses encouragements dans la réalisation de cette thèse.

Je voudrais également remercier Monsieur OUATTARA Allassane, Professeur Titulaire, Directeur du pôle : Pêche et Aquaculture à l'UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement de l'Université Nangui Abrogoua pour ses conseils et encouragements.

Qu'il me soit permis de remercier très chaleureusement, Monsieur KONE Tidiani, Professeur Titulaire à l'Université Jean Lorougnon Guédé d'avoir bien voulu accepter la Présidence de ce jury de thèse. Soyez rassuré ici de ma sincère reconnaissance. Merci pour votre soutien moral.

J'exprime toute ma gratitude à Monsieur KOUADIO James Halbin, Maître de Conférences à l'Université Jean Lorougnon Guédé, d'avoir accepté d'instruire et d'être le rapporteur de cette thèse.

A Monsieur TROKOUREY Albert, Professeur Titulaire à l'Université Félix

Houphouët Boigny, j'exprime ma profonde gratitude, pour sa disponibilité et ses conseils avisés et surtout pour avoir accepté d'être membre du jury de cette thèse.

Je remercie également Madame OHOU-YAO Marie Jeanne, Maître de Conférences à l'Université Jean Lorougnon Guédé, pour sa participation au jury de cette thèse.

Je témoigne toute ma gratitude à Monsieur KOUAME Victor et Monsieur YAPI Dopé Armel, respectivement Maître de Conférences et Maître-Assistant à l'Université Jean Lorougnon Guédé pour leurs conseils et leur soutien dans la finalisation de cette thèse.

Nos pensées vont également à l'endroit des Feux docteurs YAO Koffi Marcellin et KONE Yefalan Mathieu, pour leur encouragement et soutien, au début de ce projet de thèse.

J'éprouve un profond sentiment de reconnaissance à l'endroit des Docteurs KINIMO Kakou Charles, OUATTARA Ahbeauriet Ahmed, KOUA Ahou Yah Gisèle épouse KINIMO, pour leurs soutiens et encouragements au cours de cette Thèse.

Je témoigne toute ma gratitude à mes collaborateurs Messieurs CAMARA Lucien, LOUA Armel, SORO Madinan, et à Mesdames ACHI Louise, OUATTARA Célestine, VANGA Françoise de l'Institut National de Formation Professionnel Agricole (INFPA), ainsi qu'à tous ceux qui ont contribué, de loin comme de près, à la réalisation de cette thèse.

Je ne saurais oublier de remercier mon épouse Madame TOGBE née Sara ZORO ainsi que mes enfants Eliel, Loïs, Schela, Lévi et Danielle -Elvyra pour leur soutien spirituel.

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

- ACP** : Analyse en Composantes Principales
- ANOVA** : Analysis Of Variance (Analyse de variance)
- COT** : Carbone Organique Total
- CRO** : Centre de Recherches Océanologiques
- ETM** : Élément Trace Métallique
- FAO** : Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
- ICP-AES** : Spectrométrie d'émission atomique à couplage inductif
- INS** : Institut National de la Statistique
- LANADA** : Laboratoire National d'Appui au Développement Agricole
- OMS** : Organisation Mondiale de la Santé
- UCC** : Upper Continental Crust (Haute Coûte Continentale)
- USEPA** : Agence de Protection Environnementale des Etats-Unis

LISTE DES TABLEAUX

	Pages
Tableau I : Caractéristiques des fleuves qui débouchent en lagune Ebrié	13
Tableau II : Quelques caractéristiques physiques de la lagune Ebrié	14
Tableau III : Concentrations maximales ($\mu\text{g/L}$) de certains métaux dans l'eau potable.....	21
Tableau IV : Concentrations de références dans les eaux de surface et la croûte terrestre.....	21
Tableau V : Concentrations ($\mu\text{g/g}$) d'arsenic, de cadmium et de mercure dans les sédiments de lagune de quelques études dans le monde	24
Tableau VI : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) de l'arsenic, du cadmium, du mercure et du plomb dans les eaux des lagunes, rivières et fleuves dans le monde	26
Tableau VII : Concentrations ($\mu\text{g/g}$) en As, Cd, Hg et Pb dans les organes de poissons de quelques études	29
Tableau VIII : Coordonnées géographiques des stations échantillonnées	43
Tableau IX : Composition des étalons de calibration	49
Tableau X : Longueurs d'ondes pour l'analyse des éléments traces métalliques	49
Tableau XI : Niveaux de contamination selon la valeur de l'indice de géo-accumulation.....	50
Tableau XII : Niveaux de contamination suivant les valeurs du facteur d'enrichissement	51
Tableau XIII : Valeurs des paramètres des équations (4) et (5).....	54
Tableau XIV : Pouvoir cancérigène (SF) et dose de référence (RfD) pour As, Cd et Pb.....	55
Tableau XV : Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) saisonnière des secteurs IV et V de la lagune Ebrié...	62
Tableau XVI : Corrélation de Pearson entre les concentrations des métaux dans l'eau et les paramètres physiques et chimiques	67
Tableau XVII : Matrice des coordonnées des variables basées sur les corrélations entre les concentrations des métaux et les paramètres physiques et chimiques dans l'eau.....	68
Tableau XVIII : Granulométrie des sédiments collectés dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié	74
Tableau XIX : Indices de géo-accumulation de l'arsenic, cadmium, mercure et plomb des sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié.....	81
Tableau XX : Facteurs d'enrichissement des sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié en arsenic, cadmium, mercure et plomb.....	83
Tableau XXI : Corrélation de Pearson entre les concentrations des métaux et les paramètres physico-chimiques des sédiments	85

Tableau XXII : Corrélation de Pearson entre les concentrations des métaux dans l'eau et les sédiments.....	86
Tableau XXIII : Matrice des coordonnées des variables basées sur les corrélations entre les concentrations des métaux et les paramètres physiques et chimiques dans les sédiments	87
Tableau XXIV : Concentrations (mg/kg) de l'arsenic, du cadmium, du mercure et du plomb dans le muscle, le rein et le foie de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	93
Tableau XXV : Concentrations (mg/kg) de l'arsenic, du cadmium, du mercure et du plomb dans le muscle, le rein et le foie de <i>Sarotherodon melanotheron</i>	96
Tableau XXVI : Risques cancérigènes (CR) de l'arsenic, du cadmium et du plomb	106

LISTE DES FIGURES

	Pages
Figure 1 : Carte géographique de la Côte d'Ivoire.....	6
Figure 2 : Localisation de la lagune Ebrié dans le District d'Abidjan	8
Figure 3 : Diagramme de température, humidité, précipitation et insolation de la lagune Ebrié	10
Figure 4 : Principaux fleuves alimentant le système lagunaire Ebrié	12
Figure 5 : Secteurs de la lagune Ebrié.....	15
Figure 6 : Photographies de quelques activités humaines susceptibles de polluer les secteurs IV et V de la lagune Ebrié	17
Figure 7: Photographie de <i>Sarotherodon melanotheron</i>	38
Figure 8 : Photographie de <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	38
Figure 9 : Matériel de prélèvement de l'eau.....	39
Figure 10 : Benne de type van veen d'une surface de 250 cm ²	39
Figure 11 : Engins de pêche utilisés au cours des campagnes de février 2014 à janvier 2015 dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié	40
Figure 12 : Ichtyomètre	40
Figure 13 : Appareils de pesée et de mesure utilisés au cours des campagnes de Février 2014 à Janvier 2015 dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié.....	41
Figure 14 : Matériels de mesure des paramètres physico-chimiques.....	42
Figure 15 : Localisation des stations d'échantillonnage	44
Figure 16 : Variation saisonnière du pH de l'eau des secteurs IV et V collectée entre février 2014 et janvier 2015.....	57
Figure 17 : Variation saisonnière de la température des eaux de la zone d'étude	58
Figure 18 : Variation de la salinité de l'eau dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié.....	59
Figure 19 : Variation saisonnière de l'oxygène dissous dans l'eau des secteurs IV et V de la lagune Ebrié mesurée entre Février 2014 et Janvier 2015	60
Figure 20 : Variation saisonnière de la concentration en surface et dans le fond de la matière en suspension des échantillons d'eau des secteurs IV et V de la lagune Ebrié de Février 2014 à Janvier 2015	61
Figure 21 : Variation spatiale et saisonnière de la concentration d'arsenic dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié	63

Figure 22 : Variation spatiale et saisonnière de la concentration de cadmium dans l'eau des secteurs IV et V de la lagune Ebrié	64
Figure 23 : Variation spatiale et saisonnière de la concentration de plomb dans l'eau	65
Figure 24 : Variation spatiale et saisonnière de la concentration de mercure dans l'eau.....	66
Figure 25 : Projection des paramètres physico-chimiques et des métaux dans l'eau des secteurs IV et V de la lagune Ebrié sur les axes Fact.1 et Fact.2.....	69
Figure 26 : Variation du pH des sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié.....	73
Figure 27 : Teneur en carbone organique total (COT) des sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié.....	75
Figure 28 : Variation spatiale et saisonnière de la concentration d'arsenic dans les sédiments	76
Figure 29 : Variation spatiale et saisonnière de la concentration de cadmium dans les sédiments	77
Figure 30 : Variation spatiale de la concentration de plomb dans les sédiments.....	78
Figure 31 : Variation spatiale de la concentration de mercure dans les sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié	79
Figure 32 : Facteur d'enrichissement des métaux dans les sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié.....	84
Figure 33 : Projection des paramètres physico-chimiques et des métaux dans les sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié sur les axes F1 et F2	87
Figure 34 : Variation saisonnière de la concentration de l'arsenic, du cadmium, du plomb et du mercure dans le muscle de <i>C. nigrodigitatus</i> et <i>S. melanotheron</i>	98
Figure 35 : Variation saisonnière de l'arsenic, du cadmium, du plomb et du mercure dans le rein de <i>C. nigrodigitatus</i> et <i>S. melanotheron</i>	100
Figure 36 : Variation saisonnière de la concentration de l'arsenic, du cadmium, du plomb et du mercure dans le foie de <i>C. nigrodigitatus</i> et <i>S. melanotheron</i>	102
Figure 37 : Doses journalières d'ingestion liées à la consommation de <i>S. melanotheron</i> collecté dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié de février 2014 à janvier 2015	104
Figure 38 : Doses journalières d'ingestion liées à la consommation de <i>C. nigrodigitatus</i> collecté dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié de février 2014 à janvier 2015	104
Figure 39 : Risques non cancérigènes des métaux liés à la consommation de <i>S. melanotheron</i> et <i>C. nigrodigitatus</i> des secteurs IV et V de la lagune Ebrié	105
Figure 40 : Indices de risques sanitaires liés à la consommation de <i>Sarotherodon melanotheron</i> et <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> des secteurs IV et V de la lagune Ebrié	107

Figure 41 : Contribution de l'arsenic, du cadmium et du plomb à l'indice de risque (HI)	107
Figure 42 : Dose journalière d'arsenic, de cadmium et de plombs absorbés par baignade chez les enfants et adultes dans le secteur IV	108
Figure 43 : Dose journalière d'arsenic, de cadmium et de plombs absorbés par baignade chez les enfants et adultes dans le secteur V	108
Figure 44 : Indices de risques non cancérogènes de l'arsenic, du cadmium et du plomb encourus par les enfants et les adultes par baignade dans les eaux des secteurs IV et V de la lagune Ebrié	110

INTRODUCTION

La contamination des écosystèmes côtiers et plus particulièrement des lagunes par les métaux lourds ou les éléments traces métalliques est un problème majeur. Ces systèmes qui sont des zones tampons entre la mer et la terre, rendent d'énormes services à la société. Ce sont des zones idéales d'approvisionnement en ressources énergétiques, en nourriture et en produits naturels. Ils contribuent également à la vie culturelle, au tourisme, au transport et à d'autres activités de loisirs. Les écosystèmes côtiers jouent un rôle de régulation, de stabilisation et de protection contre les dangers naturels. En Côte d'Ivoire, Abidjan, capitale économique du pays, mégapole de plus de 4 millions d'habitants (RGPH, 2014), est située sur les berges de la lagune Ebrié.

La lagune Ebrié constitue le plus grand système lagunaire de l'Afrique de l'Ouest. Elle est subdivisée en 6 secteurs (Tastet, 1979 ; Dufour, 1982). Toutefois, ces dernières décennies, le développement démographique, l'urbanisation galopante, les activités industrielles, l'agriculture et le tourisme détériorent la qualité des eaux de cette lagune. En général, le rejet des eaux usées domestiques et industrielles, les eaux de ruissellement en milieu urbain, le drainage des sols sont les principales sources de pollution des milieux lagunaires (Yao et al., 2009 ; Métongo, 1990). Les polluants majeurs que l'on retrouve dans ces zones sont les déchets organiques, les métaux et autres polluants chimiques dangereux. Ainsi, la préservation de l'intégrité de la lagune Ebrié et de son environnement écologique constitue un problème dans ce contexte de développement économique et sociétale. Cette pollution à laquelle est soumise la lagune d'Abidjan a fait l'objet de nombreux travaux de recherches. Déjà dans les années 80, les travaux de Dufour (1982) ont montré que les effluents contribuaient à une pollution organique avec un apport moyen de 330 mg.L^{-1} de demande biochimique en oxygène en 5 jours (DBO_5) dans l'ensemble des estuaires. La situation a bien évolué depuis, en raison de l'insuffisance des ouvrages d'assainissement de la ville d'Abidjan (Obrist *et al.*, 2006). De même, Métongo & Sankaré (1990) ont montré que les huîtres (*Crassostrea gasar*) dans les zones urbaines étaient beaucoup plus contaminées en cadmium, en cuivre, en mercure et en zinc que dans les zones rurales. Beaucoup plus récemment, les travaux de Yao *et al.* (2009) ont rapporté une augmentation de la contamination en plomb, en cuivre et en zinc des sédiments des secteurs I, II et III de la lagune Ebrié (Vridi, Marcory, Cocody), situés en zone urbaine. Les conclusions des travaux sur la contamination des eaux (Yao *et al.*, 2009 ; Touré *et al.*, 2018), des sédiments (Kouassi *et al.*, 2015), des poissons (Coulibaly *et al.*, 2021 ; Sanou *et al.*, 2021) montrent une contamination de ces différentes matrices par les métaux lourds particulièrement dans les secteurs I, II et III de la lagune situés dans la ville d'Abidjan.

Contrairement aux secteurs de la lagune situés à proximité de la ville d'Abidjan, les secteurs IV et V sont plus proches des villes de Dabou et de Jacquville. Cette partie de la lagune considérée jusque-là comme une zone rurale, se trouve être soumise à une pression anthropique de plus en plus importante, ces dernières années (Toulé *et al.*, 2017). En outre, depuis octobre 1999, d'importantes mortalités de poissons sauvages notamment, les plies, les raies et les mâchoirons et surtout d'élevage sont survenues généralement en début des grandes saisons pluvieuses dans la zone lagunaire de Jacquville à Dabou. La périodicité de 7 à 8 ans s'est de plus en plus rapprochée avec des conséquences plus importantes. Ainsi, au mois de mai de l'année 2013, le constat a été accablant avec un pic de mortalité qui s'élevait à plusieurs centaines de poissons comme mentionné par l'article de presse "Le nouveau Réveil" dans sa publication N°3408 du 11 juin 2013. Ce phénomène devenu désormais récurrent a amené, en 2013, les autorités compétentes à interdire toutes activités de pêche et de consommation de produits de pêche (décret n°2013-327 du 22 mai 2013) dans les localités de Jacquville et Dabou. Ces mortalités massives de poissons portent préjudice aux nombreuses fermes piscicoles, à la population riveraine fortement dépendante des ressources halieutiques. Elles affectent également les nombreuses activités économiques liées à la pêche et à l'aquaculture, notamment celles des mareyeuses et de toutes les populations qui vivent de ces ressources (Affian, 2003 ; Gboudjou *et al.*, 2022). C'est dans ce contexte que des chercheurs et enseignants-chercheurs d'universités et centres de recherches ivoiriens ont initié un projet de recherche dénommé « projet ECELE (Etude de l'effet des changements environnementaux sur la vulnérabilité des ressources halieutiques de la Lagune Ebrié) » visant à étudier les causes de la mortalité massive et cyclique des poissons dans la zone lagunaire de Jacquville et Dabou. Différents aspects ont été pris en compte, notamment les aspects anthropologiques, climatiques, microbiologiques et chimiques afin de mieux comprendre les causes de ces mortalités massives de poissons et des changements environnementaux.

L'aspect lié à la pollution métallique, dans le cadre de ce projet, revêt un caractère important. En effet, la contamination de l'eau, des poissons et des sédiments par les éléments traces métalliques (ETM) ou les métaux lourds est une réelle menace pour la santé des populations (Saha *et al.*, 2016 ; Adegbola *et al.*, 2021). Dans certaines conditions environnementales, les métaux lourds peuvent s'accumuler et se bioamplifier dans les aliments (eau et poissons) et être ingérés par l'homme, qui est en bout de chaîne alimentaire. Dans l'organisme, ces contaminants peuvent causer un dysfonctionnement des reins, du foie, des organes reproducteurs, provoquer des cancers de la peau et de la vessie et même la mort (Wei *et al.*, 2014 ; Jarvis & Fawell, 2021). Certains métaux comme le fer (Fe), le zinc (Zn) et le

cuivre (Cu) sont essentiels pour les organismes aquatiques et pour l'homme, mais à des concentrations élevées, ces métaux peuvent être toxiques. Par contre, les métaux non essentiels comme l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le plomb (Pb) et le mercure (Hg) sont toxiques pour l'homme même à faible concentration (Wei *et al.*, 2014).

La contamination de l'eau, des poissons et des sédiments par les métaux lourds a fait l'objet de travaux de recherches, en Côte d'Ivoire (Métongo *et al.*, 1990 ; Kouassi *et al.*, 1995 ; Yao *et al.*, 2009 ; Coulibaly *et al.*, 2012). Cependant, la plupart de ces travaux ont été réalisés dans les secteurs de la lagune Ebrié situés en zone urbaine.

La présente thèse a été initiée avec pour objectif, d'évaluer le niveau de contamination des milieux aquatiques et les risques sanitaires associés à la consommation de poissons pour les populations des secteurs IV et V de la lagune Ebrié. De façon spécifique, il s'agit :

- d'évaluer le degré de contamination de l'eau, des sédiments et des poissons par l'arsenic, le cadmium, le plomb et le mercure ;
- déterminer les sources de la contamination par les métaux dans la zone d'étude ;
- estimer les risques sanitaires liés à la consommation des poissons et à la baignade dans les eaux des secteurs IV et V de lagune Ebrié.

Le manuscrit présente trois parties. La première partie intitulée synthèse bibliographique est consacrée à la présentation de la zone d'étude et rappelle certaines généralités sur la contamination par l'arsenic, le cadmium, le plomb et le mercure dans les eaux et les sédiments lagunaires. Elle présente également les caractéristiques géologique, climatique et la végétation de la zone d'étude.

La seconde partie s'intéresse aux matériels et méthodes. Elle présente les différentes stratégies de collecte des échantillons ainsi que les méthodes d'analyse pour atteindre les objectifs énoncés.

La troisième partie présente les résultats et leur discussion. La conclusion rappelle les principaux résultats obtenus, suivis des perspectives qui présentent certaines questions dont les réponses permettraient une meilleure compréhension du processus de contamination des eaux, des sédiments et des poissons par l'arsenic, le cadmium, le plomb et le mercure dans les eaux lagunaires, en général, et dans les zones rurales de la lagune Ébrié, en particulier.

PREMIÈRE PARTIE : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1. Présentation de la Côte d'Ivoire

1.1.1. Situation géographique

La Côte d'Ivoire est située en Afrique de l'Ouest, entre 10°30' et 4°30' de latitude Nord et 8°30' et 2°30' de longitude Ouest. Elle est limitée à l'Ouest par le Libéria et la Guinée, au Nord par le Mali et le Burkina Faso et à l'Est par le Ghana. Au Sud, le littoral s'ouvre sur l'océan Atlantique (Figure 1). La Côte d'Ivoire occupe une superficie de 322 462 km², avec une population estimée à 22,7 millions d'habitants en 2014 (INS, 2014).

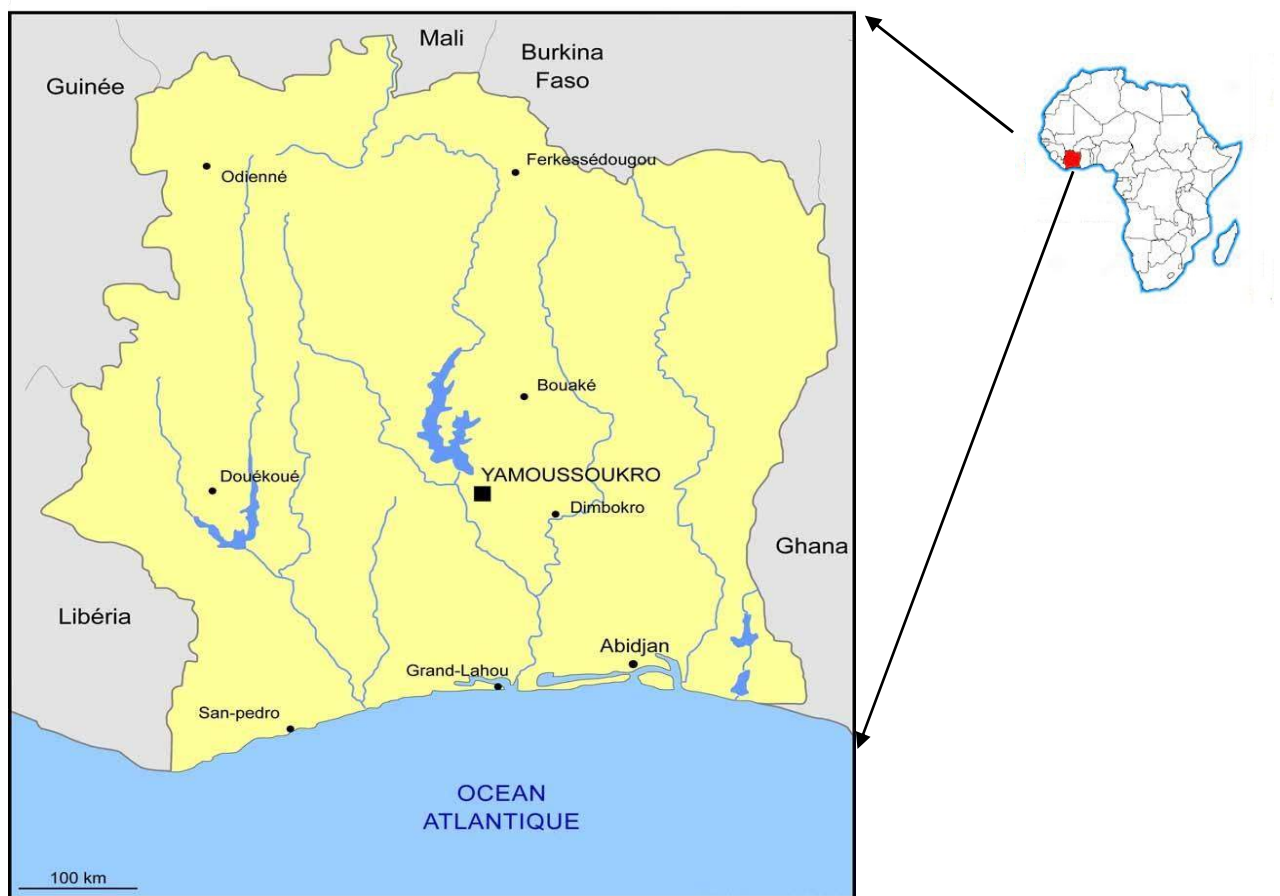


Figure 1 : Carte géographique de la Côte d'Ivoire

1.1.2. Climat

La Côte d'Ivoire fait partie de la zone de transition entre le climat équatorial humide et le climat tropical sec. Le climat du pays varie en fonction du mouvement du front intertropical qui lui fait subir, tour à tour, le régime océanique très humide des alizés du Sud, puis le régime saharien des alizés du Nord (Harmattan), plus sec (Yao *et al.*, 2009 ; Dekoula *et al.*, 2018).

Les précipitations varient entre 2300 mm au Sud et 900 mm au Nord (Dekoula *et al.*, 2018). Ainsi, le pays peut être divisé en deux zones principales : le Sud et le Nord. Le Nord est sec et connaît deux saisons principales dont une grande saison des pluies (juin à septembre) et une grande saison sèche (octobre à mai). Le Sud est très humide et connaît quatre saisons : mai à juillet : grande saison des pluies ; août à septembre : petite saison sèche ; octobre à novembre : petite saison des pluies et enfin décembre à avril : grande saison sèche (Yao *et al.*, 2009 ; Dekoula *et al.*, 2018).

1.1.3. Relief

La Côte d'Ivoire présente dans l'ensemble un relief assez plat. Il est constitué de falaises rocheuses à l'Ouest de la ville de Sassandra, puis argilo-sableuses jusqu'à la frontière libérienne ; la côte Est, au contraire, basse et sableuse, dans sa moitié orientale. Au Nord de la bande littorale de sable, s'étend une vaste plaine puis une région de bas plateaux situés à des altitudes inférieures à 350 m. Le pays s'élève ensuite vers les moyens plateaux du Nord, dont les altitudes atteignent exceptionnellement 900 m vers l'Ouest. Les plus hauts sommets sont localisés à l'Ouest avec le mont Nimba qui culmine à 1752 m, à la frontière guinéo-libérienne (Nations Unies, 2006).

1.1.4. Réseau hydrographique

Le réseau hydrographique ivoirien est constitué de quatre grands fleuves qui prennent leurs sources dans la région des savanes et qui la traversent du Nord au Sud. Ce sont, le Cavally, le Sassandra, le Bandama et le Comoé. En plus, la côte atlantique est drainée par de petits fleuves côtiers dont les principaux sont respectivement d'Ouest à l'Est, le Bougbo, l'Agnéby, la Mé et la Bia.

1.1.5. Végétation

La forêt s'étend sur toute la partie Sud du pays. Elle est limitée au Nord par un axe qui part de Man à l'Ouest, redescend dans la région de Yamoussoukro et remonte aux environs de Bondoukou à l'Est. Les zones protégées des parcs nationaux sont situées de Taï au Sud-Ouest du pays et du Banco dans les environs d'Abidjan. La savane s'étend sur toute la partie Nord du pays et se caractérise par de grands espaces recouverts d'herbes qui sont de plus en plus clairsemés à l'approche du Sahel (UNEP, 2015).

1.2. Présentation de la ville d'Abidjan

La ville d'Abidjan est la capitale économique de la Côte d'Ivoire. C'est une métropole de près de 4,4 millions d'habitants. La population abidjanaise représente 19 % de la population ivoirienne avec un taux de croissance de 2,6 % depuis 2014 (INS, 2014).

Découpée par la lagune Ebrié, la ville d'Abidjan est composée de 10 communes (Plateau, Cocody, Treichville, Abobo, Adjamé, Koumassi, Marcory, Port-Bouët, Yopougon et Attécoubé) reliées entre elles par 3 ponts et des autoroutes (Figure 2). Elle est située au Sud-Est du pays sur le littoral. Les communes d'Abidjan renferment de nombreux quartiers précaires surpeuplés qui sont établis sur les pentes ou dans des dépressions et, qui manquent du minimum de structures sociales (école, centre de santé, eau potable, électricité). A titre d'exemple, la commune de Port-Bouët renferme à elle seule, au moins six quartiers précaires (Derrière Wharf, Adjouffou, Abattoir, Tofiato, Vridi canal et Zimbabwe) dont l'effectif moyen par concession est de 17 personnes (Yao *et al.*, 2009).

Le climat est du type attéen, caractérisé par quatre saisons dont la grande saison des pluies (mai à mi-juillet), la petite saison sèche (mi-juillet à mi-septembre), la petite saison des pluies (mi-septembre à novembre) et la grande saison sèche (décembre à avril). La température varie entre 27°C et 32°C toute l'année (UNEP, 2015).

Abidjan regroupe 80% des activités économiques et industrielles de la Côte d'Ivoire. Les principales activités sont l'agriculture, l'agro-industrie, la pêche, l'élevage, le commerce et le transport. Il en résulte une forte production de déchets domestiques et industriels. Notons qu'Abidjan abrite le plus grand port de l'Afrique de l'Ouest (Yao *et al.*, 2009).

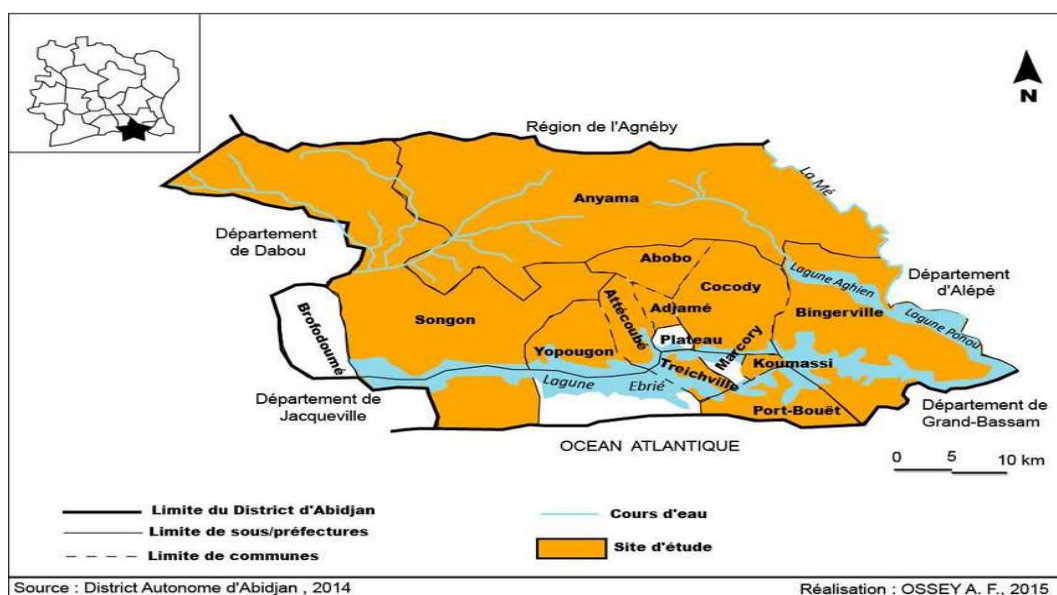


Figure 2 : Localisation de la lagune Ebrié dans le District d'Abidjan

1.3. Système lagunaire Ebrié

1.3.1. Description du système lagunaire Ebrié

En Côte d'Ivoire, les lagunes sont essentiellement rassemblées le long de la moitié de la façade littorale, jusqu'au Ghana sur près de 3 Km.

Cet ensemble couvre une superficie de 1200 Km² et est constitué de trois systèmes lagunaires distincts. Il s'agit d'Ouest à l'Est, des systèmes lagunaires de Grand-Lahou, Ebrié et Aby.

Le système lagunaire Ebrié s'étire sur 120 km et avec une largeur moyenne est de 4 km. Il comprend la lagune Ebrié proprement dite et les lagunes Aghien et Potou. La lagune Ebrié a une superficie totale de 566 km² (Dufour, 1982). Le volume de cette lagune est d'environ 2,5 milliards de m³. La profondeur moyenne est de 4,8 m et comprend quelques fosses proches d'Abidjan qui dépassent 20 m (port, baie d'Abou-Abou, etc.). La lagune Ebrié est séparée de l'Océan Atlantique par un cordon littoral sableux long de 1 à 8 km, traversé en sa partie centrale par le canal de Vridi depuis 1951. Ce canal, large de 300 m et profond d'environ une vingtaine de mètres est la seule voie de communication avec la mer (Varlet, 1978).

La partie centrale de la lagune proprement dite, est très ramifiée, composée d'un chenal central autour duquel s'organise un réseau de très nombreuses baies orientées Nord-Sud ou Est-Ouest. On rencontre d'Ouest en Est, dans le chenal central, les îles Bouley, Likré, Leydet, Désiré et Vitré, ainsi que de nombreux îlots plus petits.

Les rivages de la lagune sont recouverts de forêt dense humide ou de plantations. De nombreux villages et des villes sont établis surtout sur la rive Nord. Le développement constant de la ville d'Abidjan pose un problème de préservation de l'environnement dans la région abidjanaise.

1.3.2. Quelques caractéristiques pluviométriques et climatologiques de la lagune Ebrié.

La lagune Ebrié est située à Abidjan dans une zone de climat équatoriale de transition avec deux saisons de pluies Avril-Juin et Septembre-Novembre, alternant avec deux saisons sèches Décembre-Mars et Juillet-Août. La période de la grande saison des pluies est caractérisée par de fortes précipitations accompagnées d'une température et d'une évaporation minimales (Figure 3). Cette saison influence particulièrement l'hydrologie de la lagune en raison de la dilution qui s'y opère. La saison des pluies est caractérisée par la prédominance des apports fluviaux et la saison sèche par celle des apports océaniques (Dufour, 1982).

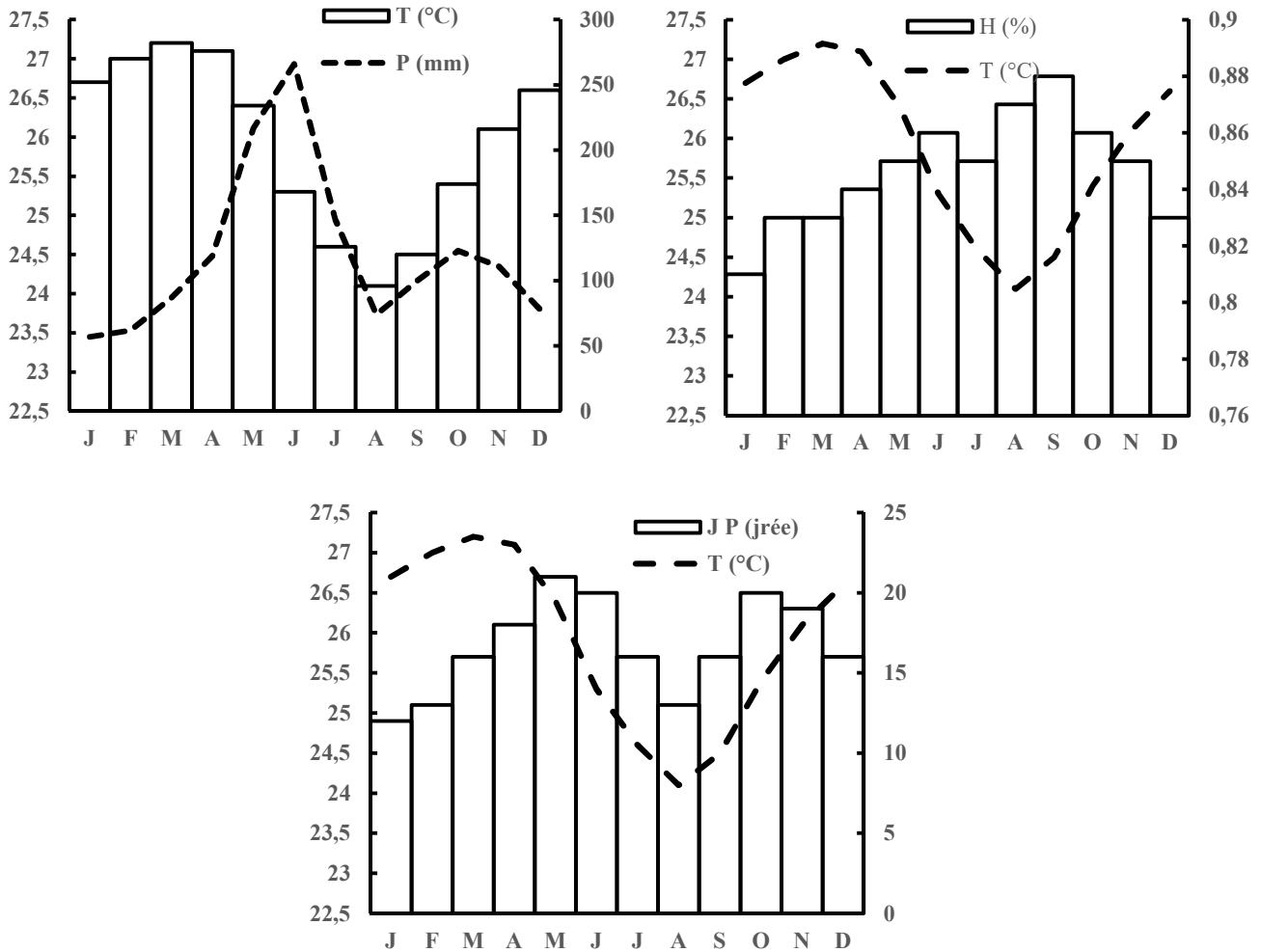


Figure 3 : Diagramme de température, humidité, précipitation et insolation de la lagune Ebrié (Source : Anonyme)

1.3.3. Géologie et sédimentologie de la lagune Ebrié

1.3.3.1. Géologie et unités morpho-sédimentaires de la lagune Ebrié

Le système lagunaire Ebrié correspond à une dépression littorale d'origine fluviale creusée lors des dernières glaciations (Tastet et Guiral, 1994). Il est séparé de l'océan Atlantique par un cordon sableux de 1 à 8 km d'épaisseur. Cette barrière sédimentaire est traversée en sa partie centrale par le canal de Vridi. On distingue quatre unités morpho-sédimentaires sur les rives lagunaires (Tastet & Guiral, 1994) :

- les plateaux « Continental terminal » ou hauts plateaux constitués de sables argileux mio-plio-quaternaires dominant au Nord le système lagunaire d'environ 40 m ;
- les bas plateaux sablo-argileux (10 - 12 m) azoïques, continentaux, d'âge antéholocène dominant la rive Sud des lagunes ;

- les cordons sableux littoraux marins (2 - 6 m), holocènes, constitués d'au moins deux générations (une ancienne de sables blancs, une récente de sables roux) ;
- les dépressions fluvio-lagunaires, sablo-vaseuses, à sédimentation toujours plus grossière à la base et plus fine et tourbeuse vers le sommet.

1.3.3.2. Apport sédimentaire et nature des fonds lagunaires

Le système lagunaire Ebrié est alimenté en sédiments par les fleuves et rivières qui s'y jettent et par les eaux de ruissellement sur les rives. Ce sont environ $0,40 \cdot 10^6$ tonnes de sédiments qui s'accumulent chaque année dans la lagune, soit une sédimentation moyenne de 0,5 m/an. Les sédiments de la lagune présentent trois faciès principaux : le faciès argilo-sableux est constitué de sables et de silts, de taille comprise entre 40 μm et 2 mm ; le faciès argilo-vaseux est constitué de vases et d'argiles fines dont le grain médian est inférieur à 2 μm . Entre ces deux types, il existe une couche sédimentaire présentant une fraction grossière et une fraction argilo-silteuse (Tastet, 1979 ; Tastet & Guiral, 1994). Ces faciès sédimentaires sont répartis selon la bathymétrie et sont la conséquence des multiples mouvements et remaniements du sédiment (processus de redistribution et de ségrégation) contrôlés par l'hydrodynamisme lagunaire. Ainsi, les sédiments les plus grossiers colonisent le pourtour de la lagune et les fonds inférieurs à 2,5 m, tandis que les vases se trouvent exclusivement concentrées dans les chenaux où elles peuvent constituer des dépôts très abondants.

Ces sédiments sont constitués d'une fraction organique et d'une fraction minérale à granulométrie variable ; la matière organique à l'origine des vases provient en grande partie de l'apport de végétaux supérieurs et des animaux et organismes planctoniques. Les sables sont issus directement des formations sableuses encaissantes soit par remaniement à partir des berges, soit par apports des rivières. Quant aux particules minérales, essentiellement composées d'argiles, elles arrivent en suspension soit par les fleuves et rivières, soit directement par le ruissellement superficiel des sols environnants.

Les minéraux argileux présents dans la lagune Ebrié sont la Kaoline qui est toujours dominante, puis l'illite et les inter-stratifiés gonflants de type illite-montmorillonite. On y trouve de la calcite dont les teneurs sont liées à la présence de coquilles de mollusques en surface. La pyrite est également présente dans les vases les plus riches en matière organique. Le bilan sédimentaire de la lagune Ebrié est donc le résultat du dépôt des particules fines par simple décantation, sur l'ensemble de la lagune (Tastet, 1979 ; Tastet & Guiral, 1994).

1.3.4. Hydrologie du système lagunaire Ebrié

Le système lagunaire Ebrié est alimenté en eau douce par les fleuves Agnéby, Mé et Comoé drainant dans le sens Nord-Sud (**Figure 5**). Anciennement en contact avec l'océan par l'embouchure naturelle du fleuve Comoé à Grand-Bassam, depuis 1950, le contact permanent a été établi par l'ouverture du canal artificiel de Vridi (Varlet, 1978).

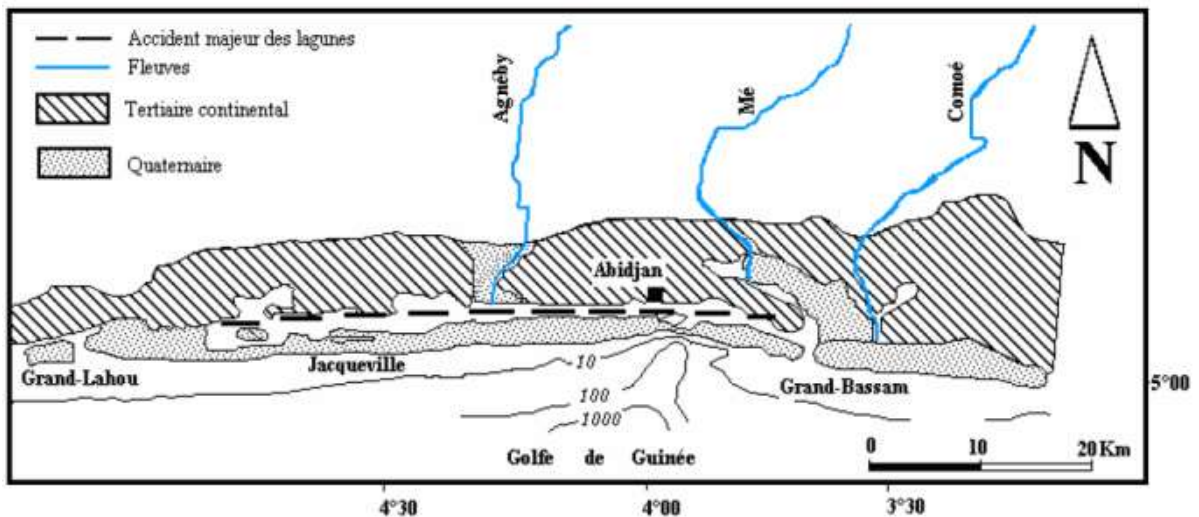


Figure 4 : Principaux fleuves alimentant le système lagunaire Ebrié (Tastet, 1979)

1.3.5. Apports fluviaux

La lagune Ebrié est sous l'influence de trois fleuves d'inégale importance. Les régimes hydrologiques de ces trois fleuves s'apparentent étroitement au régime des précipitations sur les bassins versants (Tableau I). Ainsi, le fleuve Comoé, présentant un régime proche du type tropical de transition, est caractérisé à son arrivée en lagune par une crue annuelle unique entre août et novembre (61 % du volume total annuel) et par un étiage entre janvier et mai (3 % du volume total annuel). La Mé et l'Agnéby sont des fleuves côtiers s'apparentant au régime équatorial de transition. Ce régime est caractérisé par l'existence de deux crues annuelles qui reflètent le régime des précipitations du climat équatorial, la première crue étant la plus forte et s'étendant de juin à juillet et la seconde d'octobre à novembre. Les apports moyens annuels d'eau douce représentent presque quatre fois le volume total de la lagune ($2,5 \cdot 10^9 \text{ m}^3$), tandis que les entrées d'eaux marines représentent 14 fois ce volume (Durand et Guiral, 1994 ; Monde *et al.*, 2011). Les apports d'eaux continentales sont constitués pour les deux tiers de ceux du fleuve Comoé. Il débouche à l'extrémité orientale de la lagune Ebrié et en raison du volume de sa crue, contribue à une forte variabilité interannuelle (Durand & Guiral, 1994). Les apports des

pluies et des rivières côtières (Mé et Agnéby, essentiellement) sont surtout importants lors des deux saisons des pluies dans la partie Sud de la Côte d'Ivoire (mai-juillet et octobre-novembre). Il en résulte que les volumes d'eau douce transitant par la lagune sont géographiquement repartis de manière déséquilibrée de part et d'autre du bassin central de la lagune.

La lagune Ebrié constitue ainsi un milieu relativement renouvelé depuis l'ouverture du canal de Vridi (Durand & Guiral, 1994). Cependant, on observe une baisse des courants de chasse dans l'estuaire ainsi qu'un détournement des eaux depuis Grand-Bassam en direction d'Abidjan (Koffi *et al.*, 1991). Les inondations exceptionnelles de 2003-2004 dans la région de Grand-Bassam, ont facilité l'ouverture naturelle du grau de Bassam pour une période de 6 mois (Monde, 2011). Les précipitations et les arrivées continentales présentent une très forte variabilité interannuelle, qui s'inscrit depuis plusieurs années dans une tendance à la diminution des pluies et des volumes fluviaux. Pour les années 1981 à 1986, le débit moyen annuel était de $110 \text{ m}^3/\text{s}$. Les précipitations directes sur le plan d'eau lagunaire ne représentent que 12% des apports continentaux tandis que l'évaporation n'élimine que 7% de ces derniers. Les eaux continentales constituent donc l'essentiel du bilan net d'eau douce du système lagunaire Ebrié (Lanusse, 1987). La perte d'eau douce par évaporation est négligeable.

Tableau I : Caractéristiques des fleuves qui débouchent en lagune Ebrié (Durant & Skrubich, 1982)

Fleuves	Bassin versant (km ²)	Long (km)	Volume écoulé /an (10 ⁹ m ³)	Débit moyen (m ³ .s ⁻¹)		
				total	Annuel	Max
Agnéby	200	8900	0,7	22	87	Juillet
Mé	140	4300	1,1	36	115	Juin
Comoé	1160	78000	9,1	305	1157	Septembre

1.3.6. Apports océaniques

Selon Varlet (1978), le volume d'eau marine qui transite par le canal de Vridi, lorsque le grau de Grand-Bassam est fermé est de 38.10^9 m^3 . Il est 6,8 fois supérieur aux apports continentaux (Dufour, 1984). Le volume océanique est maximum au cours des périodes d'étiages des fleuves et minimal au cours des crues. L'intrusion d'eau marine diminue très rapidement quand on s'éloigne du canal de Vridi. Tastet (1979) a estimé au cours d'un cycle de

marée à $28,1.10^6 \text{ m}^3$ les entrées d'eau par le canal de Vridi. Ces apports sont modulés au rythme semi-diurne mensuel de la marée. Il ressort du bilan établi par Varlet (1978) que les échanges entre la mer et la lagune Ebrié se font à l'avantage de la mer avec une évacuation en mer de 12.10^9 m^3 d'eau par cycle de marée. Il entre 38.10^9 m^3 d'eau et il en ressort 50.10^9 m^3 par cycle de marée.

1.4. Zone d'étude : secteurs IV et V de la lagune Ebrié

1.4.1 Présentation de la zone d'étude

La lagune Ebrié se subdivise en six secteurs (Tableau II et Figure 5). Dans le cadre de ce travail, les secteurs IV et V constituent la zone d'étude. Les secteurs IV et V comprennent notamment les îles de Likré, Boulay et Leydet qui sont des lieux de tourisme et de loisirs. La pêche constitue l'activité principale des populations riveraines. De plus, avec l'expansion des villes de Dabou et de Jacquville, de nouvelles activités économiques qui exercent une pression anthropique sur l'écosystème lagunaire dans ces secteurs sont en essor. Par ailleurs, la zone d'étude est dans une moindre mesure sous l'influence du canal d'Azagny (Maurier, 1978).

Tableau II : Quelques caractéristiques physiques de la lagune Ebrié

	Secteurs	Superficie (km ²)
Lagune Ebrié	Secteur I	43
	Secteur II	87
	Secteur III	40
	Secteur IV	107
	Secteur V	198
	Secteur VI	91
	Ensemble	566

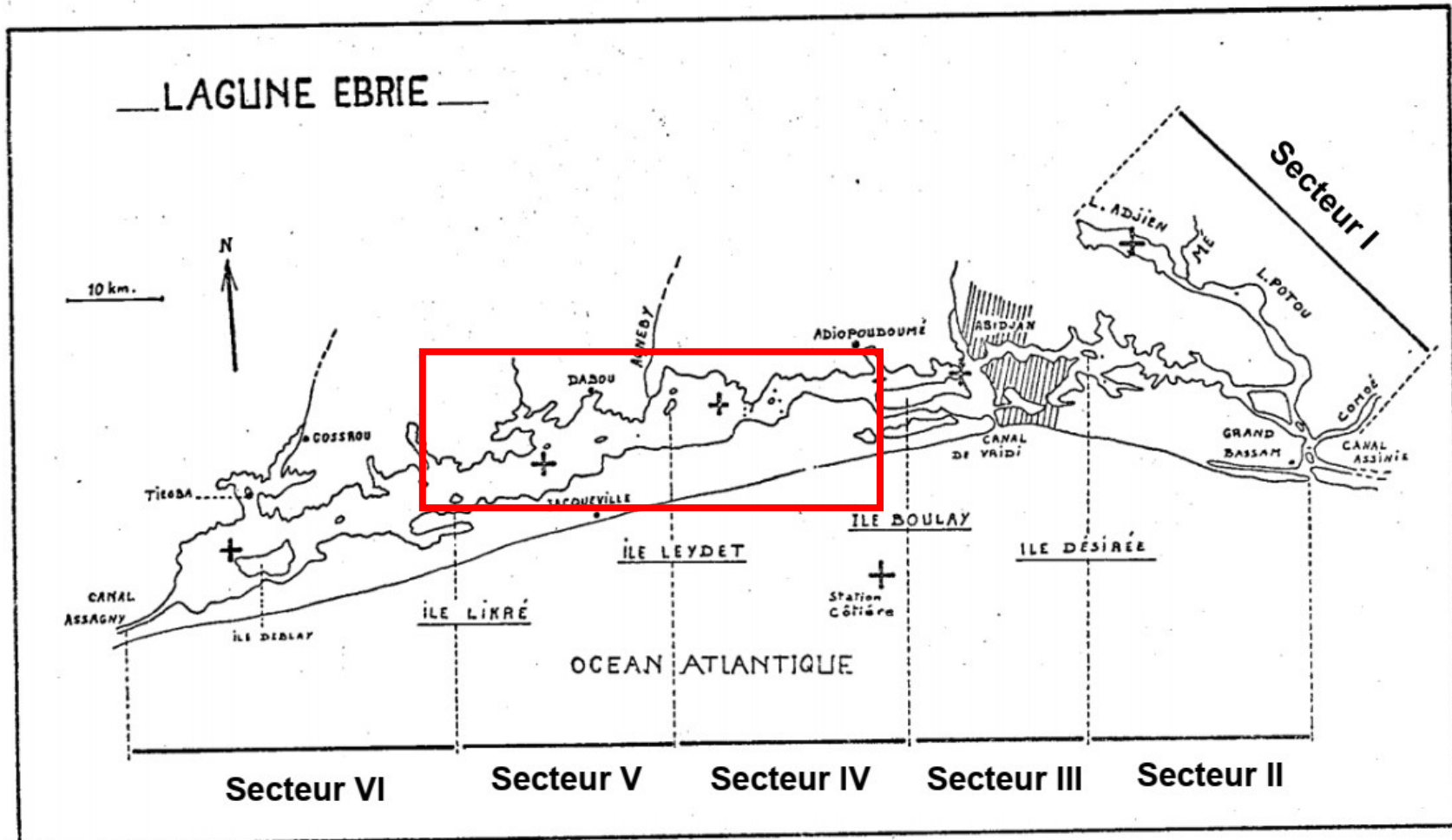


Figure 5 : Secteurs de la lagune Ebrié (Maurier, 1978 ; modifié)

1.4.2 Principales activités économiques autour de la zone d'étude

Située à quelques encablures de la ville d'Abidjan, la zone d'étude s'étend sur des localités qui se concentrent autour de deux (02) villes que sont Dabou et Jacqueville. De par sa position d'espace carrefour et de l'importance de ses terres cultivables, le département de Dabou a pour principale activité économique l'agriculture (Mel & Aloko, 2018). Les techniques culturales restent encore rudimentaires dans l'ensemble avec l'association de cultures. Mais on note le développement de plantations industrielles de palmier à huile et d'hévéa. En ce qui concerne la localité de Jacqueville, les principales activités économiques sont l'agriculture et la pêche. L'agriculture est essentiellement dominée par la culture de noix de coco. On note en effet, la présence d'unités de production d'huile de coco dans le département de Jacqueville. Ces plantations sont tenues pour la plupart, par de grandes sociétés industrielles comme ITCA, PALMAFRIQUE, SIFCA, SICOR, CAIMPEX, COPAGRI (Figure 6).

Les activités de pêche en mer et en lagune sont également répandues dans le département de Jacqueville. On note aussi un développement de la pisciculture lagunaire initiée par le ministère des ressources animales et halieutiques.

Par ailleurs, les nombreuses plages et espaces balnéaires présentes dans la zone d'étude ont permis le développement des activités de tourisme et de loisirs. En plus de ces activités, on note une forte croissance démographique qui constitue des risques de pollution atmosphérique à cause des émissions des véhicules (INS, 2014).

Ces activités humaines génèrent d'importantes quantités de résidus contenant des métaux lourds qui se retrouvent dans la lagune du fait de l'érosion des sols et des dépôts atmosphériques.



a : Plantation de coco



b : Plantation d'hévéa



c : latrines sur pilotis (Ndjem)



d : Village au bord de lagune (Abraco)

Figure 6 : Photographies de quelques activités humaines susceptibles de polluer les secteurs IV et V de la lagune Ebrié

1.5. Métaux lourds ou éléments traces métalliques

1.5.1. Définition

Selon Csuros & Csuros (2002), un « métal lourd » est défini comme un métal dont la densité est supérieure à 5 g/cm^3 . Toutefois, le terme « métal lourd » est souvent utilisé pour désigner les métaux et les métalloïdes (semi-métaux) qui sont considérés comme potentiellement toxiques (Duffus, 2002). Plus récemment, une définition beaucoup plus large a été proposée. Elle entend par le terme « métaux lourds » les éléments naturellement présents dans l'environnement et dont le numéro atomique est supérieur à 20 et ayant une densité élémentaire supérieure à 5 g/cm^3 (Ali & Khan, 2018). Dans l'environnement, les métaux lourds peuvent provenir de sources naturelles ou anthropiques.

1.5.2. Sources des métaux lourds dans l'environnement

1.5.2.1. Sources naturelles

Les métaux lourds sont naturellement présents dans la croûte terrestre et dans le sol à des concentrations inférieures à 1 g.kg^{-1} (Pourret & Hursthouse, 2019). L'altération des roches, les éruptions volcaniques et les incendies de forêt sont les principales sources naturelles qui contribuent à répandre les métaux lourds dans l'environnement (Rodriguez *et al.*, 2013 ; Roozhahani *et al.*, 2015 ; Zhang *et al.*, 2017).

1.5.2.2. Sources anthropiques

A côté des sources naturelles de métaux lourds susmentionnées, l'activité anthropique joue un rôle important dans le transport et la distribution des métaux dans les différents compartiments environnementaux, ainsi que dans les aliments. Il existe deux principaux types de contamination par les métaux. Le premier est l'extraction minière, les activités liées à l'industrie minière, la tannerie (Liu *et al.*, 2013 ; Chen *et al.*, 2019). Le second type comprend toutes les sources non ponctuelles qui affectent les sols agricoles du fait de l'utilisation des fertilisants, de fumier, des produits agrochimiques et de compost (Goretti *et al.*, 2016). Les déchets générés lors de ces activités agricoles contiennent des métaux qui se retrouvent dans les milieux aquatiques du fait de l'érosion. A ce type de contamination s'ajoutent les émissions de gaz (Świetlik *et al.*, 2013).

1.5.2.3. Métaux lourds essentiels et non-essentiels

Selon leurs rôles dans les systèmes biologiques, les métaux lourds sont dits essentiels ou non-essentiels. Les métaux lourds essentiels sont importants dans l'organisme vivant et sont nécessaires à faibles concentrations. Quant aux métaux lourds non-essentiels, aucun rôle dans les organismes vivants ne leur est reconnu. Des exemples de métaux lourds essentiels sont : Mn (le manganèse), Fe (le fer), Cu (le cuivre) et Zn (le zinc), tandis que les métaux lourds Cd (le Cadmium), Pb (le Plomb) et Hg (le Mercure) sont toxiques et considérés comme non-essentiels (Ramirez, 2013 ; Rahim *et al.*, 2016). Dans le contexte des études sur les polluants environnementaux, les métaux lourds sont les plus étudiés (Ali *et al.*, 2019). Les métaux lourds et les métalloïdes les plus toxiques sont : Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, et As (Barakat, 2011). Mais les plus couramment rencontrés dans l'environnement sont : Cr, Ni, Cu, Zn, Cd et Pb (Khan *et al.*, 2013). Dans le cadre de ce travail, l'attention sera portée sur la contamination des sédiments, de l'eau et des poissons par As, Cd, Pb et Hg qui sont des polluants très toxiques. En effet, en 2009, ils ont été désignés comme polluants prioritaires lors de la 12^{ème} journée de

présentation du plan quinquennal de prévention et de contrôle de la pollution par les métaux lourds en Chine (Khan *et al.*, 2013).

1.5.3. Arsenic, cadmium, plomb et mercure dans l'environnement

1.5.3.1. Arsenic

L'arsenic est un élément naturellement présent dans l'environnement (Castro-González & Méndez-Armenta, 2008). C'est un polluant qui se retrouve dans les roches, le sol, l'eau, l'air et les aliments. Dans l'environnement, il est présent sous deux formes : la forme inorganique et la forme organique. La forme organique est obtenue lorsque l'arsenic se lie au carbone et à l'hydrogène. La forme inorganique de l'arsenic se retrouve généralement dans les eaux souterraines, tandis que la forme organique est majoritairement présente dans les poissons et les fruits de mer (ATSDR, 2003). La forme inorganique de l'arsenic est reconnue comme la plus toxique et cancérigène pour l'homme (EPA, 1999).

1.5.3.2. Cadmium

Le cadmium est un polluant environnemental qui affecte négativement plusieurs organes humains. Le cadmium appartient à la famille des métaux de transition, avec une masse atomique de 112,4 g.mol⁻¹. La quantité annuelle de cadmium répandue dans l'environnement est estimée à 30.000 tonnes et environ 4000 à 13000 tonnes proviennent des activités anthropiques (ATSDR, 2003). Bien que le cadmium soit un polluant très répandu, on le trouve à de faibles concentrations dans les organismes aquatiques (Zhang & Renoylds, 2019). En général, l'homme est exposé à une contamination par le cadmium par deux principales voies. Cette exposition se fait premièrement par ingestion, notamment par la consommation d'eau et d'aliments contaminés par le cadmium. Le second mode d'exposition est l'inhalation de particules de cadmium émises au cours des activités industrielles et celles contenues dans la fumée de cigarettes (Genchi *et al.*, 2020). L'inhalation de la fumée de cigarettes est particulièrement dangereuse car le cadmium contenu dans la fumée est facilement absorbé (Goyer, 1997).

1.5.3.3. Plomb

Le plomb est un métal ubiquiste. Il appartient au groupe 14 (IVA) du tableau périodique et sa masse atomique est de 207,2 g/mol. Le plomb est l'un des polluants métalliques les plus importants. Il persiste dans les différents compartiments de l'environnement, dans l'air, dans l'eau et dans le sol. Il est émis dans l'environnement à travers la fabrication des produits tels que les carburants, la peinture, la céramique, les colorants pour cheveux, les produits cosmétiques (ATSDR, 2005). Plusieurs travaux de recherches indiquent que le plomb peut provoquer des troubles des fonctions physiologiques et induirait de nombreux effets néfastes pour le système respiratoire tels que les maladies pulmonaires (Fu & Xi, 2019), l'asthme (Ho *et al.*, 1998), le cancer de la langue (Scungio *et al.*, 2018), les troubles du système nerveux et les troubles cardiovasculaires (Jusko *et al.*, 2008).

1.5.3.4. Mercure

Le mercure est l'un des métaux les plus toxiques de l'environnement. Le mercure provient soit de source naturelle soit de source anthropique. Les feux de forêts et les éruptions volcaniques sont les principales sources naturelles d'émission de mercure dans l'environnement (Ermolin *et al.*, 2018). Les sources d'émission de pollution anthropique de mercure dans l'environnement sont de loin les plus importantes. On distingue entre autres : les décharges sauvages, les intrants agricoles, l'extraction minière et les émissions industrielles (Goyer & Clarkson, 2001 ; ATSDR, 2003 ; Zhang & Wong, 2007 ; Castro-González & Méndez-Armenta, 2008).

1.5.4. Législation des métaux lourds dans l'environnement

Les travaux de recherches ont permis de mieux connaître les effets des métaux lourds sur l'environnement, en particulier sur la santé humaine. Leur utilisation est par conséquent, devenue beaucoup plus contraignante. Par exemple, à l'exception des applications et usages très particulières, le mercure et le plomb sont proscrits, et leur émission dans l'environnement est réglementée. Ainsi, plusieurs pays ont imposé des concentrations limites pour les métaux toxiques afin de minimiser l'exposition de l'écosystème à ces éléments toxiques. Cependant, tous les pays n'ayant pas le même niveau de risque, la réglementation diffère d'un pays à un autre. Il n'en demeure pas moins que les concentrations limites imposées pour les polluants dans les milieux naturels sont strictes. En 2017, l'OMS a défini l'eau potable comme une eau dont la consommation ne représente aucun risque de santé important au cours de la vie (Ali *et al.*, 2019). Le Tableau III présente les concentrations maximales des métaux pour une eau potable établies par l'OMS et dans différents pays.

Il est admis que la distribution des métaux dans l'environnement dépend non seulement de la proximité avec la source d'émission mais également de la matrice étudiée. Même pour une source d'émission aéroportée, les polluants finissent par se retrouver dans le sol et les sédiments (Bolan *et al.*, 2014). Ainsi, la concentration des métaux est très différente que ce soit dans un cours d'eau ou dans les sédiments. Les moyennes des concentrations de références de métaux dans les eaux de surface et la croûte terrestre de certaines études (Alloway, 2013 ; Kabata-Pendias, 2011) sont consignées dans la Tableau IV.

Tableau III : Concentrations maximales ($\mu\text{g/L}$) de certains métaux dans l'eau potable (Sources : Kabata-Pendias, 2011, Alloway, 2013)

Métaux	OMS (2017)	EU (1998)	USA (2018)	Canada (2017)	Chine (2006)
As	10	10	10	10	10
Cd	3	5	5	5	5
Pb	10	10	15	10	10
Hg	6	1	2	1	-

- : non indiquée

Tableau IV : Concentrations de références dans les eaux de surface et la croûte terrestre (Sources : Kabata-Pendias, 2011, Alloway, 2013)

Métaux	Croûte terrestre ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Eau de surface ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
Arsenic	1,8	0,13 – 2,71
Cadmium	0,1	$6\cdot 10^{-4}$ – 0,61
Plomb	15	0,007 – 308
Mercuré	0,07	-

- : non indiquée

1.6. Etat de contamination des sédiments, des eaux et des poissons des lagunes par l'arsenic, le cadmium, le mercure et le plomb dans le monde

1.6.1. Etat de contamination des sédiments

Plusieurs travaux de recherches ont porté sur la contamination des sédiments par les métaux lourds (Tableau V).

En Asie, une récente revue de littérature réalisée par Hu *et al.* (2018) sur la contamination par les métaux dans les sédiments des lagunes a rapporté des concentrations moyennes de cadmium allant de 0,63 à 64,2 mg/kg et de plomb qui variaient entre 8,32 et 116 mg/kg. Ces concentrations rapportées ont été dans l'ensemble supérieures aux concentrations de référence de la croûte terrestre (Wedepohl, 1995). En Europe, l'étude comparative réalisée par Riggolet *et al.* (2004) sur la contamination des sédiments des lagunes de Venise en Italie et Thau, en France, ont montré que les concentrations de cadmium obtenues dans la lagune de Thau (0,21 – 0,47 mg/kg) et de Vénise (0,20 – 0,94 mg/kg) étaient au-dessus des références européennes. De même, les travaux d'Accornero *et al.* (2008) réalisés sur les sédiments de la lagune Berre, en France, ont rapporté des concentrations d'arsenic comprises entre 4 et 10 mg/kg, entre 0,2 et 1,6 mg/kg pour le cadmium, entre 18 et 82 mg/kg pour le plomb et entre 0,15 – 0,40 mg/kg pour le mercure. Selon le réseau français d'observation de la qualité du milieu marin, la contamination des sédiments de la lagune serait due à l'urbanisation.

En Afrique, la contamination des sédiments des lagunes par les métaux a également fait l'objet d'études. Au Nord du continent, les travaux portant sur l'état de la contamination des sédiments des lagunes Nador, Sidi Moussa, Oualidia (au Maroc) ; Ghar El Melh (en Tunisie) ont obtenu des concentrations d'arsenic, de cadmium et de plomb supérieures aux concentrations de référence (Maanan *et al.*, 2004 ; Maanan *et al.*, 2015 ; Mejjad *et al.*, 2018). En général, les concentrations de mercure dans les sédiments sont faibles.

Au Nigéria, les travaux de Don-Pedro *et al.* (2004) ont rapporté une forte augmentation de la concentration des métaux dans les sédiments de la lagune de Lagos de 1991 à 1995. Les auteurs ont montré que les effluents industriels étaient responsables de la contamination en métaux. De même, une étude plus récente révèle des concentrations en cadmium (0,13 -8,60 mg/kg), en plomb (410 – 29570 mg/kg) et en mercure (0,04 – 0,53 mg/kg) qui excèdent les valeurs limites préconisées par l'agence de la protection environnementale des Etats-Unis (Nwajei, 2009).

Au Ghana, les études réalisées sur la contamination des sédiments des lagunes par les métaux révèlent des concentrations de cadmium, d'arsenic et de plomb dans les sédiments qui excèdent les limites recommandées par le ministère canadien de l'environnement pour la protection de la vie aquatique (CCREM, 1999 ; Gilbert *et al.*, 2006 ; Ansah *et al.*, 2018). Selon certains auteurs, les activités anthropiques comme l'exploitation de carrière de pierres et les effluents industriels seraient responsables de cette contamination. D'autres par contre fustigent l'utilisation des lagunes comme décharges sauvages.

En Côte d'Ivoire, la contamination par les métaux a retenu l'attention des chercheurs. En effet, les travaux de Yao *et al.* (2009) ont rapporté des concentrations moyennes atteignant $188,63 \pm 23,96$ mg/kg pour le plomb et $63,9 \pm 34,8$ mg/kg pour le cadmium dans les sédiments de la lagune Ebrié. Ces concentrations se sont avérées largement supérieures aux concentrations de référence de la croûte continentale qui sont respectivement de 0,102 mg/kg pour le cadmium et de 12,5 mg/kg pour le plomb (Wedepohl, 1995). Des études similaires menées sur la lagune Ebrié, ont également montré des concentrations élevées de cadmium et de plomb qui sont largement supérieures aux concentrations de référence (Tuo *et al.*, 2013 ; Bakary *et al.*, 2015 ; Kouassi *et al.*, 2015). Ces travaux ont montré dans l'ensemble que les activités anthropiques (urbanisation, effluents industriels, combustion de produits pétroliers) seraient responsables de la contamination des sédiments de la lagune Ebrié par les métaux. Les auteurs ont également souligné un risque élevé de contamination par les métaux pour la population qui consomme les produits provenant de la lagune, tels que les poissons.

Tableau V : Concentrations ($\mu\text{g/g}$) d'arsenic, de cadmium et de mercure dans les sédiments de lagune de quelques études dans le monde

Pays	Zone d'étude	Métaux				Références
		As	Cd	Hg	Pb	
Tunisie	Lagune Ghar El Melh	-	0,4 – 0,9	< 1,0	25 – 70	Chouba <i>et al.</i> , 2007
Bangladesh	Rivière Meghna	-	LD – 0,53	-	LD – 6,98	Bhuyan <i>et al.</i> , 2017
Chine	Lac Caohai	8,86 – 23,6	1,74 – 23,4	0,17 – 1,22	20,0 – 54,3	Hu <i>et al.</i> , 2017
Turquie	Lagune Akyatan	-	-	-	19,5 – 33,6	Davutluoglu <i>et al.</i> , 2010
France	Etueffont	-	0,51 – 1,67	-	37,3 – 42,1	Salem <i>et al.</i> , 2014
Brésil	Rivière Prado	0,50 – 2,25	0,05 – 0,14	< 0,02	1,24 – 9,45	Alves <i>et al.</i> , 2014
Colombie	Estuaire caribéen	-	0,01 – 0,42	-	0,40 – 7,00	Fernandez-Maestre <i>et al.</i> , 2018
Kenya	Rivière Makupa et Tudor	-	LD – 1,0	-	0,20 – 58,0	Mwsahote., 2003
Nigéria	Rivière Etim Ekpo	-	0,01 - 0,03	-	3,03 – 7,15	Moses <i>et al.</i> , 2017
Côte d'Ivoire	Lagune Ebrié	-	45,6*	-	404*	Tuo <i>et al.</i> , 2013
Côte d'Ivoire	Lagune Ebrié	-	63,9*	-	188*	Yao <i>et al.</i> , 2009
Côte d'Ivoire	Lagune Ebrié	-	1,83*	-	141*	Kouassi <i>et al.</i> , 2015
Valeurs standards (CONAMA, Brésil)		5,90 – 17,0	0,60 – 3,50	0,17 – 0,49	35,0 – 91,3	CONAMA, 2004
Valeurs de référence (UCC)		2,0	0,102	0,056	17,0	Wedepohl, 1995

LD = limite de détection ; (*) : valeurs moyennes ; (-) : non étudié

1.6.2. Etat de contamination des eaux

La contamination des eaux de surface par les ETM revêt une importance particulière d'autant plus que le risque que pourrait présenter ces métaux pour l'homme et les organismes aquatiques est fonction de la concentration de ces métaux dans l'eau (Ahmed *et al.*, 2015 ; Martin *et al.*, 2015). Par conséquent, la littérature concernant la concentration des ETM dans les eaux de surface est abondante (Tableau VI).

En Asie, Bhuiyan *et al.* (2011) ont évalué les concentrations des métaux dans les eaux de la lagune proche de la zone industrielle de Dhaka, au Bangladesh. Ils ont rapporté des concentrations moyennes d'arsenic, de cadmium et de plomb 3 à 8 fois supérieures aux normes nationales. Les effluents émanant de la zone industrielle seraient probablement responsables de cette pollution, selon les auteurs. Des résultats similaires ont été rapportés en Europe (Accornero *et al.*, 2008 ; Davutluoglu *et al.*, 2010) et en Amérique du Sud (Beltrame *et al.*, 2009, Ruiz-Fernandez *et al.*, 2018). Selon les auteurs, le lien entre les lagunes et les zones agricoles, industrielles et urbaines a été le principal facteur de contamination.

En Côte d'Ivoire, la concentration des métaux lourds dans la lagune Ebrié a été évaluée. La quasi-totalité de ces travaux révèlent une contamination par l'arsenic, le cadmium et le plomb des eaux de la lagune Ebrié (Coulibaly *et al.*, 2019 ; Kouamenan *et al.*, 2019). La majeure partie de ces travaux qui s'est rapportée aux secteurs I, II et III de la lagune Ebrié ont obtenu des concentrations de métaux supérieures aux valeurs recommandées par l'OMS (Yao *et al.*, 2009 ; WHO, 2011 ; Tuo *et al.*, 2013 ; Bakary & Yao, 2015 ; Kouassi *et al.*, 2015).

Tableau VI : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) de l'arsenic, du cadmium, du mercure et du plomb dans les eaux des lagunes, rivières et fleuves dans le monde

Pays	Zone d'étude	Métaux				Références
		As	Cd	Hg	Pb	
Bangladesh	Rivière Karnaphuli	13,3-53,8	2,54 – 18,3	-	5,25 – 27,4	Ali <i>et al.</i> , 2016
Sri Lanka	District Anuradhapura	111 - 498	76,0-245	-	-	Perera <i>et al.</i> , 2016
Chine	Lac Caohai	1,34-2,97	0,25-3,83	0,03 -0,14	2,00-6,74	Hu <i>et al.</i> , 2017
Brésil	Rivière Prado	0,20-6,98	0,05-0,20	<0,20	0,13-4,72	Alves <i>et al.</i> , 2014
Tanzanie*	Rivière Thighite	1,1	0,01	0,4	0,07	Mataba <i>et al.</i> , 2016
Kenya	Rivière Makupa et Tudor	-	<0,02		0,1 – 6	Mwsahote, 2003
Nigéria	Rivière Oke-osun	-	15,3-45,9	-	1,8-6,9	Akinjokun <i>et al.</i> , 2018
Côte d'Ivoire	Lagune Ebrié	-	0,02-0,26	0,01-0,30	2,40-4,80	Coulibaly <i>et al.</i> , 2013
Côte d'Ivoire	Lagune Ebrié	-	30 – 47	-	0,003-96	Bakary & Yao, 2015
Valeurs standards		10	1,0	0,2	10	CONAMA, 2004
OMS		10	3	6	10	WHO, 2002

(*) : Valeurs moyennes.

1.6.3. Etat de contamination des poissons

Les métaux présents dans le milieu de vie des poissons (mer, rivière, lagune...) peuvent au fil du temps s'accumuler dans leur organisme (Sfakinatis *et al.*, 2015). Ainsi, dans diverses études, les poissons sont utilisés comme indicateurs biologiques de la pollution des milieux aquatiques (UNEP, 2015 ; Wang *et al.*, 2018). Dans la plupart de ces travaux, différents organes de poisson sont analysés pour évaluer le niveau de contamination par les métaux. Parmi ces organes, le muscle (la chair) est le tissu le plus étudié dans les programmes d'évaluation du niveau de contamination environnemental, car c'est l'organe le plus consommé (Ali & Khan, 2018). L'état de contamination des poissons par les métaux a fait l'objet de plusieurs travaux de recherche dans différents endroits du monde (Tableau VII).

En Chine, les travaux de Rajeskumar *et al.* (2018) sur l'espèce *Carassius carassius* collectée dans le fleuve Taihu ont montré que les concentrations moyennes de cadmium et de plomb étaient comprises entre 0,02 et 0,11 µg/g et entre 0,35 et 1,20 µg/g, respectivement. Dans les différents organes étudiés, les concentrations de cadmium et de plomb ont été plus élevées dans le foie, le rein, les branchies et les intestins que dans les muscles. Mais ces concentrations ont été inférieures aux valeurs seuils recommandées par la FAO, l'OMS et l'UE. Les auteurs ont relevé que les concentrations de cadmium et de plomb dans les organes de poissons sont d'origine anthropique. De même, des concentrations d'arsenic, de cadmium et de plomb ont été trouvées dans les muscles, le foie et les œufs d'*Oreochromis mossambicus* et de *Anoploleles maculatus* collectés dans la lagune de Songkhla en Thaïlande (Pradit *et al.*, 2012).

En Europe, les concentrations d'arsenic et de mercure obtenues dans les muscles et le foie de truites et de poisson *Brosme brosme*, en France et en Norvège ont été supérieures aux normes de l'UE (Culioli *et al.*, 2009 ; Rua-Ibarz *et al.*, 2019).

Les travaux de Coimbra *et al.* (2018) sur le foie et le muscle de l'espèce de poisson *Hoplias malabaricus* au Brésil, ont rapporté des concentrations de cadmium, de mercure et de plomb inférieures aux limites fixées par l'OMS et la FAO (FAO/WHO, 2011). Toutefois, les concentrations de ces métaux dans d'autres espèces de poissons seraient beaucoup plus élevées car *Hoplias malabaricus* possède un mécanisme particulier d'élimination des polluants. Par contre, les organes de poissons de différents niveaux trophiques collectés aux Mexique ont montré des concentrations de cadmium et de plomb plus élevées que celles recommandées par les normes européennes (European commission, 2001 ; Mendoza-Carranza *et al.*, 2016).

En Afrique, les études réalisées sur la contamination des organes de poisson par les métaux en Tunisie (Khemis *et al.*, 2017), au Sénégal (Diop *et al.*, 2018), au Nigéria (Akinsanya

et al., 2019) ont relevé de fortes concentrations de cadmium et de plomb dans les muscles, les reins et les intestins de tilapia et de sardines. En Côte d'Ivoire, Coulibaly *et al.* (2012) ont rapporté des concentrations élevées en métaux dans les poissons collectés dans la baie de Biétry et la lagune Aby. Plus récemment, des concentrations moyennes d'arsenic 14 fois supérieures aux valeurs seuils recommandées par UE et FAO/OMS ont été rapportées dans les muscles de *Oreochromis niloticus* collecté dans le fleuve Bandama (Sanou *et al.*, 2021).

Dans la quasi-totalité de ces travaux les métaux trouvés dans les organes de poissons auraient une source anthropique et seraient fortement liés à la concentration des métaux dans l'eau et aux saisons (Rajeskumar *et al.*, 2018).

Tableau VII : Concentrations ($\mu\text{g/g}$) en As, Cd, Hg et Pb dans les organes de poissons de quelques études

Pays	Zone d'étude	Métaux				Références
		As	Cd	Hg	Pb	
Taiwan	Réservoir Taiman	-		0,133 – 3,73		Huang <i>et al.</i> , (2008)
Taiwan	Rivière Erren	-	<0,013	<0,013	-	Huang <i>et al.</i> (2008)
Turquie	Lagune Bafa		0,012	0,060	0,488	Aydin <i>et al.</i> , (2015)
Croatie	Rivière Neretva	-	0,014 – 0,10	0,115 – 0,248	0,10 – 0,115	Has-Schön <i>et al.</i> , (2006)
France	Rhône, Escault et Seine	-	0,001-0,003	0,112 – 0,290	0,003 – 0,014	Nöel <i>et al.</i> , (2013)
France	Rivière Corsica	0,01 – 0,49	-	-	-	Culioli <i>et al.</i> , (2009)
Bosnie	Rivière Neretva	-	0,01 – 0,03	0,182 – 0,601	0,007 – 0,102	Djedjibegovic <i>et al</i> (2012)
Chili	Rivière Mataquito	-	-	0,133 – 3,730	-	Tapia <i>et al.</i> , (2009)
USA	Floride	-	-	<0,025	-	Karouna-Renier <i>et al.</i> , (2011)
Ghana	Rivière, Kumasi	-	0,004 – 0,01		0,02 – 0,12	Mark <i>et al.</i> , (2017)
Côte d'Ivoire	Lagune, Ebrié	-	0,06-0,10	0,04 - 0,33	0,34 - 0,69	Coulibaly <i>et al.</i> (2021)
Commission Européenne		-	0,05	0,50	1,5	Commission Européenne (2006)
FAO/OMS		0,1	0,05	0,5	0,3	FAO/WHO (1991)

1.7. Spéciation et toxicité des métaux

La spéciation d'un métal est la distribution des différentes espèces chimiques de ce métal dans l'environnement (Michalke, 2003). Contrairement à la concentration totale d'un métal, la qualité et la quantité des différentes espèces chimiques de ce métal sont responsables de sa mobilité, de sa biodisponibilité, de son écotoxicité ou de sa toxicité (Templeton *et al.*, 2000). Ainsi, la détermination de la spéciation de l'arsenic, du cadmium, du mercure et du plomb dans les différentes matrices, permet d'appréhender leur comportement dans l'eau, le sol, les sédiments et les organismes aquatiques (Llobet *et al.*, 2003 ; Falcó *et al.*, 2006).

1.7.1. Spéciation et toxicité de l'arsenic

L'arsenic (As) présente une caractéristique chimique complexe et peut se trouver sous forme organique (As (III) et As (V)) et sous forme inorganique (As (0), As (III) et As(V)). La forme inorganique de l'arsenic est beaucoup plus toxique et plus stable que la forme organique (Batista *et al.*, 2011). L'arsenic inorganique s'absorbe plus facilement dans le tube digestif et dans les muscles du corps humain (WHO, 2011). Par contre, la forme organique ne s'accumule pas dans l'organisme du fait qu'il est rapidement éliminé de l'organisme humain à travers les excréments (Goyer & Clarkson, 2001 ; WHO, 2011). Dans l'eau, l'arsenic est généralement sous la forme organique tandis que dans les poissons il se trouve sous la forme inorganique (Goyer & Clarkson, 2001 ; Castro-González & Méndez-Armenta, 2008). Bien que de fortes concentrations en arsenic ($> 100 \mu\text{g/g}$) aient été rapportées dans certaines espèces de poissons (Juresa & Blanusa, 2003 ; WHO, 2011 ; Du *et al.*, 2012 ; Burger *et al.*, 2014), dans la plupart des cas, ces concentrations déterminées sont les concentrations totales. Or, plus de 90 % de l'arsenic dans le muscle de poissons se trouve sous la forme organique (arsénobétaïne) qui n'est pas toxique (Zoorob *et al.*, 1998 ; Goyer & Clarkson, 2001).

La concentration de référence de l'arsenic (totale) dans le poisson frais et manufacturé est de $3 \mu\text{g/g}$ (DOH, 2004). Par conséquent, les concentrations totales trop élevées d'arsenic pourraient constituer un risque pour la santé des populations. Les personnes exposées à une concentration d'arsenic élevée présentent des douleurs abdominales, des diarrhées, une faiblesse musculaire, des éruptions cutanées et même le cancer (WHO, 2011).

1.7.2. Spéciation et toxicité du cadmium

Le cadmium est le plus souvent présent sous forme de composés inorganiques à l'état d'oxydation $2+$ et est principalement présent sous forme de complexes $[\text{CdCl}_2\text{O}]$ et $[\text{CdCl}^+]$

dans l'eau. Il a une grande affinité pour se lier aux ligands et former des complexes de cadmium qui peuvent être plus stables (EFSA, 2009).

Dans le muscle du poisson par exemple, la majeure partie du cadmium présent tend à se lier aux protéines. Le cadmium absorbé dans le poisson est donc éliminé très lentement, ce qui entraîne une bioaccumulation dans son organisme.

Le cadmium peut être bio-accumulé dans le poisson par diffusion passive à travers les branchies ou par la chaîne alimentaire à travers le plancton et les micro-organismes, et ainsi pénétrer dans l'organisme du poisson par le moyen de l'alimentation (Satarug, 2018).

Comme le Cd est facilement absorbé par les organismes aquatiques sous sa forme libre (Cd^{2+}), la salinité de l'eau facilite la formation des complexes du cadmium ($[\text{CdCl}_2]$ et $[\text{CdCl}^+]$) réduisant ainsi sa bioaccumulation. Néanmoins, le poisson est toujours considéré comme une source importante de Cd (Castro-González & Méndez-Armenta, 2008), qui a souvent dépassé les limites maximales permises pour un certain nombre d'espèces de poissons couramment consommées.

Le cadmium est très toxique pour les humains et il a une longue demi-vie biologique (Eramus *et al.*, 2004 ; EFSA, 2010). Les effets sur la santé humaine comprennent l'hypertension et la fonction cardiovasculaire, les troubles neurologiques, les effets cancérigènes et la faiblesse ainsi que les défauts du squelette (Goyer & Clarkson, 2001 ; Vellingiri, 2022). L'exposition au cadmium chez les humains est principalement due à l'ingestion (Castro-González & Méndez-Armenta, 2008) où le poisson, la viande et les fruits peuvent contenir de 1 à 50 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de Cd (Goyer & Clackson, 2001). La Commission européenne a fixé une dose hebdomadaire admissible provisoire (DHTP) de 7 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de poids corporel. L'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO) recommande une concentration de Cd inférieure à 0,05 mg.kg^{-1} de poids frais dans le poisson (FAO/WHO, 2011).

En Afrique du Sud, la limite réglementaire du Ministère de la Santé pour le Cd dans le poisson et les produits issus du poisson est fixée à 1,0 mg.kg^{-1} (DOH, 2004). Bien que le Cadmium soit un contaminant couramment rencontré dans le muscle du poisson, la manière et le lieu (muscles, os, branchies et organes) où il est accumulé dans les poissons ne sont pas homogènes (Heath, 1987).

1.7.3. Spéciation et toxicité du plomb

Le plomb est l'un des principaux contaminants présents dans l'environnement et se trouve naturellement dans les roches, les sols et l'hydrosphère (Casas & Sordo, 2006). Cependant, la quantité utilisée dans l'industrie est plus importante que celle que l'on trouve dans l'environnement naturel (Kuswaha *et al.*, 2018). Dans l'environnement, le plomb se trouve soit sous forme d'ion libre soit sous la forme de complexes avec des composés inorganiques tels que HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} et Cl^- . Le plomb peut être aussi complexé par les ligands organiques comme les acides fulviques, les acides aminés et les acides humiques ; mais alternativement, il peut être absorbé à la surface de ces ligands à l'exemple d'oxyde de fer, des matériaux biologiques, de la matière organique ou des particules d'argile (Sanchez-Monedero *et al.*, 2004). Le plomb se trouve principalement sous sa forme dissoute en milieu aquatique, dont une grande partie (50 à 70 %) est constituée de composés organiques (Reuer & Weiss, 2002).

La toxicité du Pb dépend de sa forme chimique. Les composés organiques de plomb (PbO_2 , Pb_3O_4 ...) sont plus toxiques que les composés inorganiques. Une fois dans l'environnement, le plomb contamine les sols ou bien il est acheminé vers les cours d'eau où il est assimilé par les organismes aquatiques tels que les poissons (Reuer & Weiss, 2002 ; Nussey *et al.*, 2000). L'être humain est contaminé par le plomb par inhalation d'air ou par consommation d'aliments. Chez l'homme, une contamination au plomb peut entraîner des problèmes neurologiques, des troubles hématologiques, l'insuffisance rénale, l'hypertension et le cancer (Sánchez-Marín & Beiras, 2011). Par conséquent, plusieurs organismes ont fixé une concentration limite hebdomadaire de plomb. Par exemple, le Comité d'experts sur les additifs alimentaires et les contaminants (JEFCA) a fixé à $25 \mu\text{g.kg}^{-1}$ la dose hebdomadaire de plomb pour tous les âges (WHO, 2011). De même, le ministère sud-africain de la santé a limité à $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ la concentration de plomb dans les poissons et les aliments à base de poissons tandis que la commission européenne l'a fixé à $0,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ (European commission, 2001).

1.7.4 Spéciation et toxicité du mercure

Le mercure est présent dans l'environnement sous plusieurs formes chimiques, chacune présentant des caractéristiques différentes (Acquavita *et al.*, 2021). Le mercure élémentaire (Hg^0) et les ions mercuriques (Hg^{2+}) sont les formes naturelles prédominantes dans l'environnement et ne s'accumulent généralement pas dans les poissons (Boening, 2000). Bien qu'il ne soit pas directement accumulé, le Hg élémentaire est facilement vaporisé et transporté dans l'atmosphère, ce qui assure la circulation du Hg d'origine terrestre vers les milieux

aquatiques tels que les lagunes, les océans où il peut être converti en d'autres formes chimiques plus solubles (Hg inorganique et organique).

La toxicité des composés du mercure dépend de leur forme chimique, ce qui affecte leur capacité à s'accumuler et à être excrétée par les poissons et le corps humain (Harris *et al.*, 2003 ; Clarkson *et al.*, 2007). Les composés organiques mercurés sont toxiques parce qu'ils sont plus stables et ils s'accumulent facilement dans les tissus des poissons et dans le corps humain. Tandis que les composés inorganiques mercurés sont considérés comme non toxiques, car ils s'accumulent dans les tissus des poissons à des concentrations beaucoup plus faibles et sont facilement éliminés par excrétion du corps humain.

Bien que les formes inorganiques soient non toxiques, elles peuvent représenter un danger pour la santé humaine lorsqu'elles sont méthylées. Ainsi, le méthylmercure (MeHg) est un composé organique du mercure est très toxique pour l'homme (Hempel *et al.*, 1995 ; Barone *et al.*, 2021). Le diméthylmercure (DMHg) et l'éthylmercure (EthHg) sont aussi des composés méthylés du mercure que l'on peut trouver dans les tissus des poissons et des produits aquatiques mais ils sont moins toxiques que le méthylmercure (Morel, 1998 ; Park *et al.*, 2011).

1.8. Principaux mécanismes de rétention et de mobilisation des métaux

1.8.1. Influence des paramètres physiques

1.8.1.1 Influence de la température

Le rôle de la température sur la distribution des métaux dans l'eau est relativement moins important que celui d'autres paramètres comme la matière organique, le pH, le potentiel redox (Kayembe *et al.*, 2018). En général, la température a un effet indirect sur la mobilité des métaux. En effet, une température élevée (entre 10 et 30°C) accélère la dégradation de la matière organique et favorise la libération des métaux complexés par celle-ci (Serpaud *et al.*, 1994, Liu *et al.*, 2022).

1.8.1.2. Influence du potentiel d'hydrogène (pH)

Le potentiel d'hydrogène (pH) influence significativement la mobilité des métaux. Un pH acide entraîne une solubilité des sels métalliques, la mise en solution des phases de rétention, la désorption des cations et l'adsorption des anions (Lin *et al.*, 2021). Sukreeyapongse *et al.* (2002) ont observé qu'une diminution du pH entraînait une augmentation drastique de la désorption du Cd dans les sédiments. Au contraire, l'augmentation du pH favorise la neutralisation des protons provenant des particules du sédiment ; ce qui conduit à la fixation des cations par le sédiment (Alloway, 1995). Les carbonates tels que les calcites se dissolvent

particulièrement lorsque le pH augmente, entraînant ainsi la libération des éléments qui leurs sont associés tels que Cd, Pb, etc. Certains auteurs ont montré que la mobilité et la biodisponibilité des métaux augmentent également avec le pH des sédiments (Du Laing *et al.*, 2008) et favorisent leur adsorption par les plantes.

1.8.1.3. Influence du potentiel redox

Le potentiel redox (Eh) indique l'aptitude d'un milieu à donner des électrons à un oxydant ou à arracher des électrons à un réducteur. Les conditions d'oxydo-réduction jouent un rôle important dans le comportement des métaux à plusieurs valences (Berthelin & Bourrelier, 1998). L'Eh influence notamment la mobilité d'un métal de différentes manières :

- le changement de degré d'oxydation de l'élément lui-même, peut influencer directement sa solubilité et sa mobilité, comme l'oxydation de l'arsenic III en arsenic V, nettement plus mobile (effet direct),
- le changement d'état d'oxydation d'éléments se liant avec le métal pour former un complexe soluble (effet indirect) : par exemple, l'oxydation des sulfures permet de solubiliser les éléments associés. Inversement, la réduction des sulfates en sulfures, en conditions réductrices, peut conduire à la précipitation des sulfures métalliques dont le produit de solubilité est très faible (Alloway, 1995).
- sur la précipitation et la production de composés organiques, qui peuvent alors former des complexes organo-métalliques stables. Par exemple, pour une valeur de potentiel égale à +2,5 les métaux tels que Fe, Cu et Zn sont associés à la matière organique, alors qu'à un potentiel égal à +5, ceux-ci sont plutôt associés à la fraction inorganique des sédiments (Sims & Patrick, 1978) ;
- sur la solubilisation des oxydes et hydroxydes de Mn et Fe, connus comme phase porteuse de métaux. La dissolution de ces minéraux, en conditions réductrices et à pH acide, constitue une voie essentielle de transfert des métaux, du solide à la solution.

1.8.1.4. Influence de l'oxygène dissous

L'oxygène dissous (OD) est un paramètre important qui influence la qualité de vie des organismes aquatiques, l'accumulation et la mobilité des métaux dans les sédiments (Stefan *et al.*, 1993). En effet, un niveau d'oxygène dissous faible ou un milieu anoxique ($\cong 0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) traduit une faible quantité d'oxygène disponible pour les organismes aquatiques. Par conséquent, ces organismes se retrouvent stressés, suffoquent et peuvent mourir (Bhateria & Jain, 2016). De récentes études ont montré également une forte corrélation entre l'oxygène dissous et la concentration des métaux dans les sédiments (Liu *et al.*, 2013). Selon ces auteurs,

une quantité d'oxygène dissous élevée favoriserait le relargage des métaux (Zn, Cu et Pb) séquestrés dans les sédiments vers la colonne d'eau. La quantité d'oxygène dans l'eau est étroitement liée à certains paramètres tels que le pH, la température et la salinité (Baden *et al.*, 1990 ; Brockmann *et al.*, 1990, Weslh, 1995).

1.8.2. Influence de la composition des sédiments

1.8.2.1. Influence des minéraux primaires

Les minéraux primaires des sédiments sont hérités de la roche mère, d'une part grâce aux processus de désagrégation mécanique, souvent d'origine climatique comme par exemple la succession gel/dégel, et d'autre part en raison de leur résistance aux processus d'altération chimique en vigueur dans les conditions environnementales. La structure de la plupart de ces minéraux et leur taille importante ne leur confèrent que de très faibles propriétés réactives vis-à-vis des métaux (Kabata-Pendias, 2001). Lorsque les processus d'altération se poursuivent, ils peuvent être la source des minéraux secondaires (Sekabira *et al.*, 2010).

1.8.2.2. Influence des argiles

Les argiles sont des silicates, en général d'aluminium, plus ou moins hydratés, qui présentent une structure feuilletée (phyllosilicates), ou bien fibreuse (comme la sépiolite ou la palygorskite). Les interstices entre les feuilles peuvent contenir des molécules d'eau ou des ions. Les minéraux argileux possèdent de grandes surfaces spécifiques (jusqu'à 800 m²/g) et de grandes capacités d'échange cationique (Kabata-Pendias, 2001). Les argiles peuvent donc retenir une importante quantité de métaux lourds par adsorption (Xu *et al.*, 2016).

1.8.2.3. Influence des oxydes et hydroxydes

Les hydroxydes de fer et d'aluminium, sous forme amorphe ou cristalline sont des constituants des sédiments. Les hydroxydes de fer sont les plus abondants (Fe₂O₃: hématite et maghémite ; FeOOH : goethite et lepidocrocite et Fe₂O₃, 9H₂O : ferrihydrite). Les hydroxydes d'aluminium (Al (OH)₃ : gibbsite ; AlOOH : boehmite) sont relativement moins fréquents. Enfin, les hydroxydes de manganèse, relativement mal définis car de structures minérales complexes, sont généralement minoritaires dans les sédiments.

La réactivité des hydroxydes de fer provient de leur importante surface spécifique et de la charge de surface, variable avec le pH du milieu (Kabata-Pendias, 2001). En effet, suivant les conditions physico-chimiques, ils présentent des charges de surface variables permettant d'absorber les anions et les cations par des liaisons de haut niveau d'énergie. Avec des points isoélectriques compris respectivement entre pH 7 et pH 9 et entre pH 5 et pH 7, les hydroxydes

de fer et de manganèse sont des fixateurs de métaux dans les sédiments. Ils jouent par conséquent un rôle prépondérant dans la sorption des ions métalliques (Blanchard, 2000).

En outre, les hydroxydes peuvent précipiter en piégeant les métaux à l'intérieur des mailles cristallines, permettant ainsi la fixation de métaux en quantité supérieure à leur capacité d'échange cationique. Cette cristallisation peut avoir lieu sous l'influence de micro-organismes de genres différents tels que thiobacillium ou encore métallogenium (Kabata-Pendias, 2001).

1.8.2.4. Influence des carbonates

La dissolution des carbonates joue un rôle important dans le contrôle du pH des sédiments. Les principaux minéraux carbonés qu'on trouve dans les sédiments sont : la calcite (CaCO_3), la magnétite (MgCO_3), la dolomite ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$). Une forte teneur en carbonates relève le pH des sédiments favorisant la fixation des métaux (Charlachka & Cambier, 2000). Ainsi, la surface des carbonates peut incorporer des cations métalliques dans leurs mailles cristalline par différents phénomènes de sorptions (Moreno-González *et al.*, 2013) :

- la précipitation ;
- l'adsorption ;
- l'absorption, qui est une diffusion à l'intérieur de la phase solide. Elle ne met pas en jeu une adsorption de surface, mais une incorporation des cations métalliques dans la maille cristalline des carbonates (Zheng *et al.*, 2011).

1.8.2.5. Influence de la matière organique

La matière organique désigne différents types de composés carbonés et azotés. Elle est principalement issue de l'activité des végétaux, des animaux et de leurs produits de décomposition. Elle se compose de deux fractions :

- la fraction vivante (microorganismes, faune épilithique, rhizosphère des végétaux supérieurs, animaux fouisseurs). Son influence sur la fixation des éléments traces métalliques est importante, et elle participe largement aux modifications de certains facteurs pédologiques comme le potentiel redox ou le pH (Kabata-Pendias, 2001) ;
- la fraction morte (débris végétaux et animaux plus ou moins décomposés en humus, carbone rapporté) est représentée par diverses molécules plus complexes et moins bien définies, de masses moléculaires très différentes. Ainsi, on retrouve les cires, les lipides, les protéines, les peptides, les acides organiques, les acides aminés ou encore les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Kabata-Pendias, 2001). La matière organique peut également avoir une origine anthropique : compost, boue, pesticide, hydrocarbure qui s'associent entre eux pour former les substances humiques (humine, acides humiques, acides fulviques).

DEUXIEME PARTIE : MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1. Matériel

2.1.1. Matériel biologique

Le matériel biologique est constitué d'espèces de Cichlidés *Sarotherodon melanotheron* (Figure 7) et de Clarotéidés *Chrysichthys nigrodigitatus* (Figure 8). Au total, 600 poissons ont été échantillonnés, comprenant 300 individus de *S. melanotheron* et 300 individus de *Chrysichthys nigrodigitatus*.



Figure 7: Photographie de *Sarotherodon melanotheron* (Poisson pèché au cours de la campagne de Février 2014 à Janvier 2015 dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié)



Figure 8 : Photographie de *Chrysichthys nigrodigitatus* (Poisson pèché au cours de la campagne de Février 2014 à Janvier 2015 dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié)

2.1.2. Matériel technique

2.1.2.1. Matériel de prélèvement des échantillons d'eau, de sédiments et de poissons

Plusieurs instruments ou appareils ont été utilisés au cours de cette étude au nombre desquels figurent :

- ✓ Pour le prélèvement des échantillons d'eau : une pirogue à moteur, une bouteille de Niskin de deux litres constituée d'un tuyau souple et d'une corde graduée (Figure 9) et des bocaux en polyéthylène ;
- ✓ Pour le prélèvement des échantillons de sédiments : une benne de type Van Veen et d'aire 250 cm² (Figure 10), des flacons en polyéthylène ;
- ✓ Pour le prélèvement des échantillons de poissons : filets maillants de vide de maille 6, 8, 10, 15, 18, 20, 25, 30, 35 et 40 mm mesurant chacun environ 30 m de longueur pour une hauteur de chute de 1,5 m, un épervier et une senne de plage (Figure 11).



Figure 9 : Matériel de prélèvement de l'eau (bouteille de Niskin)



Figure 10 : Benne de type van veen d'une surface de 250 cm²



Un épervier

Un filet maillant

Une senne de plage

Figure 11 : Engins de pêche utilisés au cours des campagnes de février 2014 à janvier 2015 dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié

2.1.2.2. Matériel de mensuration et de dissection des poissons

Pour la mensuration des poissons, un ichtyomètre (Figure 12) a été utilisé pour mesurer la longueur standard des poissons. Une balance mécanique allant jusqu'à 20 kg avec une graduation de 100 g a été utilisée pour déterminer le poids des efforts de pêche (Figure 13A) et une balance électronique de marque PHILIPS de portée 5 kg et de précision 1 g pour déterminer le poids corporel de chaque poisson (Figure 13B). Les poissons échantillonnés ont été disséqués au moyen de scalpel, de bistouri, d'une paire de ciseaux et de pinces pour extraire les organes (muscle, foie, rein, branchies).



Figure 12 : Ichtyomètre



A : Balance mécanique



B : Balance Electronique

Figure 13 : Appareils de pesée et de mesure utilisés au cours des campagnes de Février 2014 à Janvier 2015 dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié

2.1.2.3. Matériel de mesure des paramètres physiques et chimiques

La température, la salinité, le pH, l'oxygène dissous et la conductivité ont été mesurés au moyen d'un multi paramètre YSI 6920 (Figure 14A). Cet appareil est constitué d'une sonde à électrodes qui est plongée dans l'eau et d'un boîtier électronique (voltmètre calibré) affichant les valeurs selon le paramètre. La transparence a été déterminée à l'aide d'un disque de Secchi qui est constitué d'une corde lestée graduée en centimètres (cm) et d'un disque (Figure 14B). Les microfiltres en verre de diamètre 47 mm pour la filtration de l'eau, un four (450-500°C) et une étuve pour le séchage des filtres, un dessiccateur et une balance de type nikon de précision 0,01 g ont été utilisés pour la détermination des matières en suspension. La filtration des échantillons d'eau a été faite sous vide grâce à un appareil de marque AIR CADET ; Vide / Pression selon (AFNOR, 1997).

Par ailleurs, pour chaque site retenu, un appareil GPS (*Global Positioning System*) de modèle 12 de Garmin a été utilisé pour la détermination des coordonnées géographiques précises de la zone d'échantillonnage (latitude, longitude et altitude). La profondeur de l'eau a été mesurée à l'aide d'un ruban de 100 m. Un appareil photo numérique SAMSUNG DSC – H10 a servi à des prises de vues des stations d'échantillonnage.



A : Multiparamètre

B : Disque de Secchi

Figure 14 : Matériels de mesure des paramètres physico-chimiques

2.1.2.4. Matériel de dosage des métaux

2.1.2.4.1. Spectroscopie d'émission atomique à plasma induit (ICP-AES)

L'analyse quantitative de l'arsenic, du cadmium et du plomb dans les échantillons d'eau et de sédiments a été réalisée au moyen d'un spectromètre d'émission optique à plasma induit (Inductively Coupled Plasma-optical emission spectrometry ou ICP-AES) de type (Perkin Elmer Elan DRC II). L'utilisation de l'ICP-AES a l'avantage d'éviter les problèmes d'interférence spectrale entre l'argon ou le chlore et l'arsenic.

2.1.2.4.2. Spectroscopie d'absorption atomique en vapeur froide par générateur d'hydrure

La spectrométrie d'absorption atomique en vapeur froide avec un générateur d'hydrure (en anglais, hybrid generation atomic absorption spectrometry, HGAAS) est également une technique d'analyse multi-éléments. La spectrométrie en vapeur froide sied le mieux aux éléments très volatiles tel que le mercure.

2.2. Méthodes

2.2.1. Choix des stations

La zone d'étude comme susmentionnée est composée des secteurs IV et V de la lagune Ebrié. Les stations retenues pour la caractérisation physico-chimique et l'évaluation de la contamination métallique sont : Bapo, Layo, Ndjem, Papoga, Songon et Taboth pour le secteur IV et Abraco, Ahua, Gbougbo, Koko et Mopoyem pour le secteur V (Figure 15).

Ces stations ont été choisies compte tenu des fortes mortalités de poissons constatées dans ces endroits. En effet, cela justifie par le fait que ces stations sont situées dans les secteurs qui sont reconnus comme faisant partie des zones les plus polluées de la lagune Ebrié (Zabi, 1982). Ces deux secteurs abritent l'île Boulay et la baie de Biétry qui sont des zones densément peuplées et renferment d'importantes activités industrielles tendant à modifier les caractéristiques de ce plan d'eau. Les noms des stations et leurs coordonnées géographiques sont présentés dans le Tableau VIII.

Tableau VIII : Coordonnées géographiques des stations échantillonnées

Secteurs	Stations d'échantillonnage	Coordonnées GPS	
		Longitude (O)	Latitude (N)
IV	Bapo	4°22'23 ''	5°15'36''
	Taboth	4°19'42''	5°15' 38''
	Ndjem	4°14'19''	5°16'17''
	Layo	4°19'18''	5°19'26''
	Papoga	4°17'28''	5°18'51''
	Songon	4°15'26''	5°19'37''
V	Ahua	4°23'58''	5°12'02''
	Koko	4°23'40''	5°15'18''
	Abraco	4°27'54''	5°16'09''
	Mopoyem	4°27'54''	5°18'49''
	Gbougbo	4°22'32''	5°54'43''

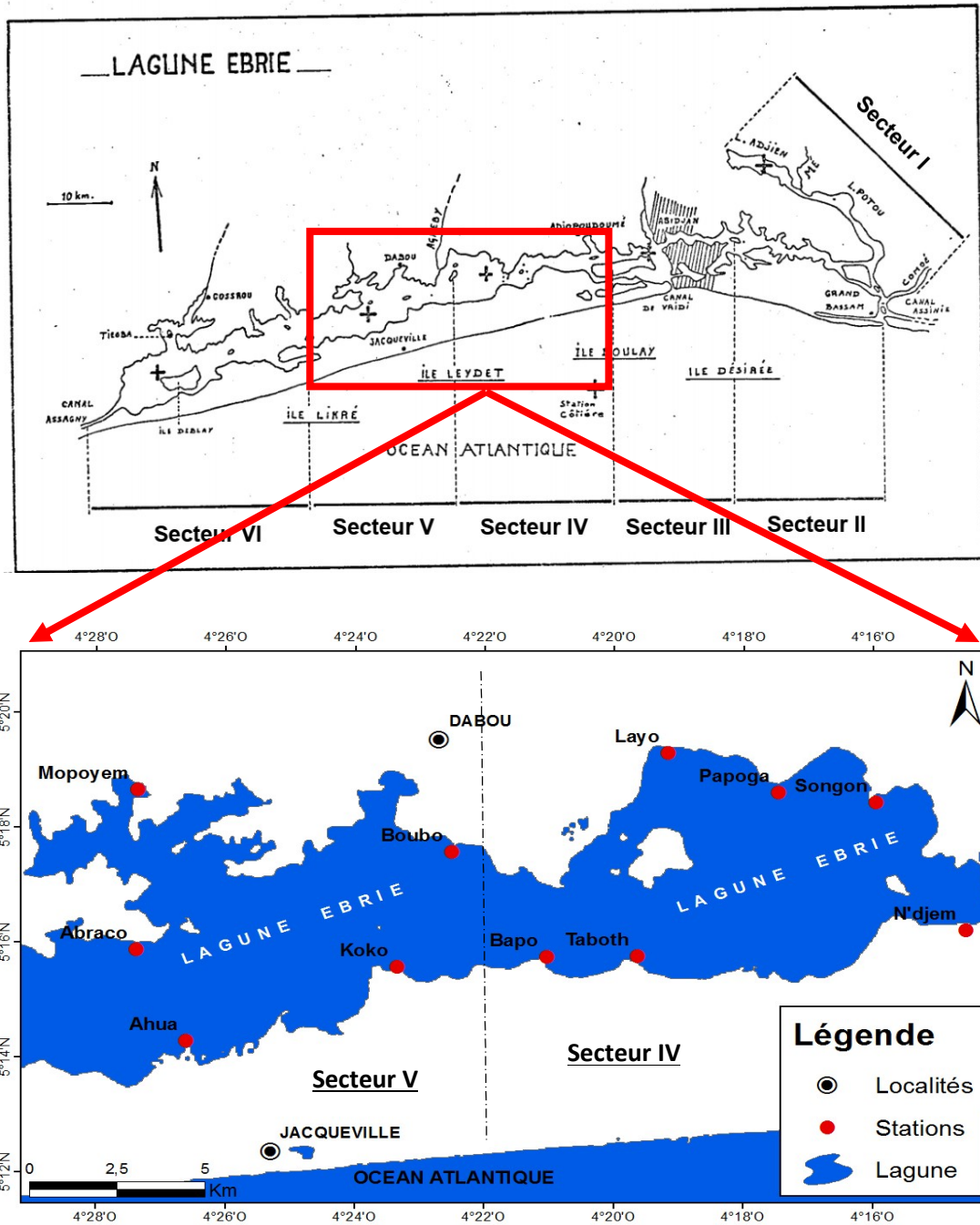


Figure 15 : Localisation des stations d'échantillonnage

2.2.2. Méthodologie d'échantillonnage

Les prélèvements ont été réalisés pendant les quatre saisons climatiques qui caractérisent la zone d'étude. Ces saisons ont été codées comme suit : GSS pour grande saison sèche qui va de décembre à mars, GSP pour grande saison pluvieuse qui va d'avril à juillet, PSS pour petite saison sèche qui court d'août à septembre et PSP pour petite saison pluvieuse qui va d'octobre à novembre. Pendant ces périodes, les prélèvements ont été réalisés comme suit :

✓ Au niveau de l'échantillonnage d'eau

Les campagnes de prélèvement ont été réalisées mensuellement, de février 2014 à janvier 2015 au niveau de onze stations (N'Djem, Taboth, Koko, Bapo, Ahua, Abraco, Mopoyem, Gboubo, Layo, Papoga et Songon) situées dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié. Les échantillons d'eau prélevés ont été conservés au frais et à l'obscurité dans une glacière selon AFNOR (1997). Tous les flacons de prélèvement ont été soigneusement lavés et rincés à l'eau bidistillée, étiquetés et numérotés de façon indélébile, conformément au numéro d'échantillonnage.

✓ Au niveau de l'échantillonnage des sédiments

Les échantillons de sédiments de surface ont été prélevés dans les mêmes stations que les échantillons d'eau et aux mêmes dates. Le prélèvement s'est fait en larguant la benne fixée à un cordage à partir de l'embarcation. Au contact du fond, l'action exercée sur le messenger provoque la fermeture des mâchoires de la benne, et le dispositif est remonté immédiatement. Les sédiments ont été conservés dans des flacons en polyéthylène (Khoironi *et al.*, 2020). L'eau interstitielle a été extraite dès le retour au laboratoire, par centrifugation à 4000 tr/mn pendant 20 minutes. Les sédiments sont stockés dans un congélateur.

Après séchage à l'étuve à une température de 50°C pendant 24 heures, l'échantillon subit un pré-tamassage sur 1 mm afin d'éliminer les débris de roches, les squelettes de mollusques et les débris organiques.

L'étude granulométrique des sédiments lagunaires a été effectuée après séchage des sédiments prélevés à température ambiante pendant 7 jours. Les sédiments ont été ensuite concassés et débarrassés des débris. Les sédiments ainsi traités ont été conservés à la température ambiante avant analyse.

✓ Au niveau de l'échantillonnage de poissons

Les espèces *C. nigrodigitatus* et *S. melanotheron* ont été mensuellement collectés de février 2014 à janvier 2015 dans 5 stations (Layo, Songon, N'djem, Taboth et Ahua).

2.2.3. Caractéristiques physique et chimiques de l'eau, des sédiments et niveau de contamination de l'eau, des sédiments et des poissons par les métaux

2.2.3.1. Caractéristiques physiques et chimiques de l'eau

Les mesures *in situ* des paramètres physiques et chimiques des échantillons d'eau ont été faites immédiatement après la remontée de la bouteille de Niskin à bord de l'embarcation.

Les mesures des paramètres physiques et chimiques ont été réalisées selon les méthodes 360.1 et 150.1 (EPA, 1982). Le pH, la salinité, la conductivité (EC), la température (T) et l'oxygène dissous (OD) ont été mesurés à l'aide d'un multi-paramètre YSI 6920 aux précisions de 0,1 ; 0,02 ; 0.01 ; 0,1 ; 0,1 et 0,02 respectivement. Avant utilisation, l'appareil a été étalonné : la sonde est mouillée et placée dans son tube jusqu'à ce que l'embout touche une ouate humide, ensuite le bouton « calibration » est pressé ; la mesure s'est faite en plongeant la sonde dans l'eau. La température de l'eau est affichée en degré Celsius (°C), la conductivité en milliSiemens par centimètre (mS/cm), la salinité en pourcentage pour mille (‰).

La détermination de la quantité des matières en suspension (MES) est faite selon la méthode décrite par Aminot & Chaussepied (1983) et selon la norme NF T90-105 de l'AFNOR (1997). Au laboratoire, 250 mL d'eau à analyser sont filtrées sur une membrane filtrante afin de retenir toutes les particules de tailles supérieures à 5 µm. La membrane est séchée puis pesée avant et après filtration. La différence de masse permet de déterminer la masse sèche totale des matières en suspension. Les filtres sont lavés à l'aide de l'eau distillée et placés au four à 450-500°C pendant une heure. Chaque filtre est refroidi au dessiccateur et pesé pour avoir une masse = m_1 . Deux cent cinquante (250) ml de chaque échantillon sont mesurés, homogénéisés en l'agitant vigoureusement puis filtrés. Les filtres sont ensuite rincés deux fois avec 5 à 10 ml d'eau distillée puis séchés à l'étuve à 70°C pendant deux heures. Le filtre est enfin pesé à la précision de 0,01 mg, ce qui nous donne une masse m_2 . La quantité de matières sèches est déterminée selon la formule :

$$[\text{MES}] = \frac{m_2 - m_1}{V} \quad (\text{Eq. 1})$$

Avec :

m_1 : La masse du filtre avant filtration (mg)

m_2 : la masse du filtre après filtration et séchage (mg)

V : volume d'eau utilisé

2.2.3.2. Caractéristiques physiques et chimiques des sédiments

2.2.3.2.1. Teneur en carbone organique total (COT) des sédiments

La détermination de la teneur en carbone organique total (COT) s'est effectuée par la méthode de perte au feu ou de combustion décrite par Carbonell-Barrachina *et al.* (2002). Le principe consiste à détruire des éléments organiques au moyen d'une forte chaleur. Une masse de sédiment séchée est mise dans un creuset en porcelaine puis acheminée dans un four à moufle. L'échantillon a été chauffé à la température 550°C pendant 3 heures. L'échantillon est retiré du four à moufle et refroidi dans un dessiccateur pour être pesé.

$$\text{COT (\%)} = \frac{m_0 - m}{m_0} \times 100 \quad (\text{Eq. 2})$$

Où m_0 est la masse de l'échantillon de sédiment avant la combustion et m représente la masse de l'échantillon après combustion. La teneur en carbone organique total a été déterminée dans un délai maximum de trois jours après les prélèvements.

2.2.3.2.2. Granulométrie des sédiments

La granulométrie ou la texture des sédiments est relative à la distribution de la taille des grains dans les sédiments ou les sols. La composition structurale des sédiments influe sur leurs caractéristiques de rétention des métaux, de la matière organique et de la capacité de séquestration du carbone. La texture des sédiments a été déterminée selon la méthode proposée par Gao & Collins (1994). Une masse connue de sédiments est grossièrement concassée dans un mortier en porcelaine jusqu'à obtention d'une fraction fine. Puis, trois tamis de porosité 2 mm ; 0,05 mm et 63 μm ont permis de classer les particules en 3 fractions : sable, argile et limon, respectivement. Les différentes fractions de sédiments obtenues ont été mises dans des sachets zippés et conservées à l'abri de l'humidité.

2.2.3.2.3. Dosage des métaux lourds dans l'eau

La concentration des éléments As, Cd et Pb a été déterminée dans les échantillons d'eau filtrée, à l'aide d'un spectromètre d'émission atomique à couplage inductif (ICP-OES) de type iCAP 6200 series de Thermo Fisher®) selon la méthode 3050A proposée par l'EPA des Etats - Unis d'Amérique (USEPA, 1982). Par contre la concentration de mercure a été déterminée à l'aide d'un spectromètre à vapeur froide (Solaar S2, Thermo Electro) équipé d'un générateur d'hydrure de type VP 100 (Thermo Electron).

2.2.3.2.4. Dosage des métaux dans les organes de poissons

Les poissons collectés ont été mis sous glace et conservés dans une glacière puis transportés au laboratoire, où ils ont été pesés afin de déterminer leur poids total (PT). La longueur totale (TL) qui est la longueur entre le museau et la fin de la nageoire caudale et la longueur standard (SL) qui est la longueur entre le museau et la queue ont également été mesurées. Les reins, le foie et le muscle dépourvu de peau ont été disséqués. Le matériel de dissection est à chaque fois rincé entre deux prélèvements d'organes à l'aide d'eau distillée. Un poids représentatif pour la détermination des métaux a été obtenu à partir de pools (comprenant 5 individus) d'organes pour chacune des espèces. Ainsi, un total de 60 pools pour chaque espèce a été constitué. Les organes prélevés ont été immédiatement pesés puis séchés à l'étuve à une température inférieure à 50 °C jusqu'à un poids constant. Les échantillons ont été broyés dans un mortier en agate et les poudres obtenues ont été stockées dans des tubes de sérum en polyéthylène pour les analyses ultérieures.

Les échantillons de poissons ont été analysés selon la méthode suggérée par la FAO (Daziell & Baker, 1983). Une masse de 0,25 g d'échantillons séchés de chaque organe a été placée dans un téflon à laquelle 10 mL d'acide nitrique de concentration 14 mol/L, 5 mL d'acide perchlorique et 5 mL d'eau déminéralisée pure ont été ajoutés. Le téflon a été placé pendant 2h à une température de 150°C dans le micro-onde électrique. Après minéralisation, la solution obtenue est concentrée par chauffage sur une plaque chauffante jusqu'à un volume de 5 mL. La solution finale est transvasée dans une fiole de 100 mL et complétée jusqu'au trait de jauge avec de l'eau ultrapure. Le digestat est analysé à l'aide d'un ICP-AES pour les éléments As, Cd et Pb et avec un spectrophotomètre d'absorption atomique (SAA) à générateur d'hydrure pour le mercure.

2.2.3.2.5. Dosage des métaux lourds dans les sédiments

Les sédiments ont été minéralisés à l'aide d'un four micro-onde (Ethios 1, de Milestone, Shelton Etats-Unis) selon la méthode 3050B décrite par l'agence de protection environnementale des Etats Unis (USEPA, 1996). Une solution d'eau régale composée de 3 mL d'acide nitrique (HNO₃, 68%) (Pancreac, Etats-Unis) et 9 mL d'acide chlorhydrique (HCl, 37%) (Scharlau, Espagne) est préparée. Une masse de 0,5 g de chaque échantillon de sédiments a été mise dans des réacteurs en téflon et digérée dans la solution d'eau régale placé dans le micro-onde pendant 30 min. Les réacteurs en téflon ont été retirés puis mis sous la hotte pendant 30 minutes afin de laisser dégazer la réaction de digestion et ainsi éviter une surpression lors de l'étape de chauffage. La digestion totale des échantillons de sédiments est ainsi obtenue.

Les solutions extraites ont été diluées dans 50 mL d'eau distillée puis centrifugées à 4000 tr/min pendant 5 min.

Des solutions mères mono-éléments ont été préparées à 1000 mg/L pour effectuer le dosage à l'ICP-OES. Une solution A contenant Al et Fe a été préparée à 100 mg/L et une autre solution B contenant les autres éléments traces métalliques (As, Cd et Pb) à 100 mg/L. Des étalons ont été préparés pour calibration à diverses concentrations exprimées en µg/L (Tableau IX). Pour pouvoir atteindre l'acidité des extraits de sédiments, les solutions étalons ont été préparées comme suit : 75 % d'acide chlorhydrique (HCl) et 25 % d'acide nitrique (HNO₃).

Un étalon certifié de sédiment a été analysé pour vérifier la justesse des méthodes d'extraction et de quantification. Il a également permis de déterminer la longueur d'onde optimale pour chaque concentration d'élément analysé. Les longueurs d'onde choisies pour l'analyse de chaque élément sont présentées dans le Tableau X.

Tableau IX : Composition des étalons de calibration

µg/L	Al	Fe	As	Cd	Pb
Étalon 5	100000	100000	20000	20000	20000
Étalon 4	10000	10000	2000	2000	2000
Étalon 3	1000	1000	200	200	200
Étalon 2	100	100	50	50	50
Étalon 1	20	20	10	10	10
Étalon 0	0	0	0	0	0

Tableau X : Longueurs d'ondes pour l'analyse des éléments traces métalliques

Eléments	Longueur d'onde (nm)
Al	308,2
As	189,0
Cd	214
Pb	283,3
Fe	239,5

2.2.3.2.6. Indices de pollution

Le niveau de contamination des sédiments est évalué à partir des indices de pollution tels que l'indice de géo-accumulation et le facteur d'enrichissement.

2.2.3.2.6.1. Indice de géo-accumulation (Igeo)

L'indice de géo-accumulation (Igeo) qui est un critère de détermination du niveau de pollution métallique introduit par Müller en 1981 est basé sur la comparaison de la concentration d'un métal dans le sédiment étudié à celle issue du fond géologique. Il est calculé à partir de la relation ci-dessous proposée par Hakanson (1980) :

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_s}{1,5 \times C_{réf}} \right) \quad (\text{Eq. 3})$$

Dans cette expression :

- C_s représente la concentration du métal n dans le sédiment ;
- $C_{réf}$ représente la concentration du fond géologique du même métal ;
- le facteur 1,5 permet de prendre en compte les fluctuations naturelles de la teneur d'un métal donné dans les matrices sédimentaires.

Suivant les valeurs de l'indice de géoaccumulation, 7 classes de contamination sont indiquées (Tableau XI).

Tableau XI : Niveaux de contamination selon la valeur de l'indice de géo-accumulation

Classes	Valeurs	Niveau de contamination
0	$I_{geo} \leq 0$	Non contaminé
1	$0 \leq I_{geo} \leq 1$	Non contaminé à modérément contaminé
2	$1 \leq I_{geo} \leq 2$	Modérément contaminé
3	$2 \leq I_{geo} \leq 3$	Modérément pollué à fortement contaminé
4	$3 \leq I_{geo} \leq 4$	Fortement contaminé
5	$4 \leq I_{geo} \leq 5$	Fortement contaminé à extrêmement contaminé
6	$5 < I_{geo}$	Extrêmement contaminé

2.2.3.2.6.2. Facteur d'enrichissement

Le facteur d'enrichissement (FE) permet d'évaluer le niveau d'enrichissement des sédiments en métaux par rapport à un métal de normalisation ou de référence. Le FE a été calculé à partir de la formule ci-dessous (Ergin *et al.*, 1991).

$$FE = \frac{\left(\frac{C_{\text{sédiment}}}{[Fe]_{\text{sédiment}}}\right)}{\left(\frac{C_{\text{référence}}}{[Fe]_{\text{référence}}}\right)} \quad (\text{Eq. 4})$$

Où :

- $C_{\text{sédiment}}$ et $[Fe]_{\text{sédiment}}$ sont les concentrations du métal et du fer dans le sédiment ;
- $C_{\text{référence}}$ et $[Fe]_{\text{référence}}$ sont les concentrations de référence du métal et de fer dans la haute croûte continentale (UCC) (Wedepohl, 1995).

Fe a été choisi comme métal de référence parce que la variation de la concentration du fer a été plus uniforme dans l'ensemble des stations et elle a été corrélée à la plupart des éléments traces métalliques évalués. Le Tableau XII indique les niveaux de contamination selon les valeurs du facteur d'enrichissement.

Tableau XII : Niveaux de contaminations suivant les valeurs du facteur d'enrichissement (Wedepohl, 1995)

Classe	Valeurs de FE	Niveaux d'enrichissement
1	FE < 1	Non enrichi
2	1 < FE < 3	Non enrichi à modérément enrichi
3	3 < FE < 5	Modérément enrichi
4	5 < FE < 10	De modérément enrichi à fortement enrichi
5	10 < FE < 25	De fortement enrichi
6	25 < FE < 50	De fortement enrichi à extrêmement enrichi
7	FE > 50	Extrêmement enrichi

2.2.4. Détermination des sources probables des métaux dans les sédiments

Le facteur d'enrichissement (FE) et les outils d'analyse statistique tels que la matrice de corrélation, l'analyse en composante principale (ACP) sont couramment utilisées pour identifier les sources naturelles et/ou anthropiques de la contamination métallique dans les eaux et les sédiments estuariens, marins et lagunaires (Zhang *et al.*, 2011 ; Li *et al.*, 2013 ; Alahabadi & Malvandi, 2018 ; Li *et al.*, 2020).

2.2.4.1. Facteur d'enrichissement

Le facteur d'enrichissement (FE) peut être utilisé pour évaluer le degré de l'influence des activités anthropiques sur la contamination des sédiments par les métaux et de différencier

les métaux provenant des activités humaines et de ceux qui proviennent de source naturelle ou lithogénique (Ye *et al.*, 2011). Les valeurs de $FE < 1$ indiquent une origine naturelle ou lithogénique, tandis que les valeurs de $FE > 1$ relèvent d'une contamination anthropique.

2.2.4.2. Analyses univariés

La vérification de la normalité des différentes données a été réalisée à l'aide du test de Shapiro-Wilk (Shapiro *et al.*, 1968). Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis (comparaisons multiples) a été également employé pour les comparaisons inter et intra sujets lorsque la distribution des variables ne respectait pas l'une des conditions d'utilisation d'une ANOVA classique (Annexe 3). Le test de Kruskal-Wallis a été également employé pour tester la variabilité des paramètres physico-chimiques des différents groupes de stations. La valeur de la « signification asymptotique » indique qu'il n'y a pas de différences significatives entre les variables quand elle est supérieure à 0,05, et inversement lorsque celle-ci est inférieure à 0,05.

En outre, le test de corrélation de Spearman a été employé pour tester la corrélation entre les indices utilisés pour évaluer la qualité de l'eau de la lagune. Cette méthode non paramétrique permet de mesurer l'intensité de la relation entre deux indices. Les données recueillies ont été traitées à l'aide du logiciel Statistica v 7.1 sous Excel de Microsoft Office 2016.

2.2.4.3. Analyse multivariée

La méthode statistique multivariée la plus utilisée est l'analyse en composante principale (ACP). En effet, l'ACP est un outil statistique utilisée pour élucider les informations d'origines multivariées en simplifiant les statistiques, c'est-à-dire en utilisant des indices moins complexes au lieu d'indices plus relatifs pour séparer l'influence naturelle ou anthropique des métaux (Jobson, 1992 ; Chang *et al.*, 2007). L'ACP permet une visualisation simple des interrelations qui existent entre les observations et les variables quantitatives dans des ensembles de données complexes ou de grandes tailles y compris les données de différentes distributions dans les fractions de sédiments (Passo *et al.*, 2010). Elle a été appliquée pour déterminer l'origine naturelle et/ou anthropique de la contamination métallique avec la distribution spatiale des éléments traces (Han *et al.*, 2006).

2.2.5. Risques sanitaires liés à l'absorption cutanée de l'eau et à la consommation des poissons

Les modèles mathématiques établies par l'agence de protection environnementale des Etats-unis (USEPA) sont couramment utilisées pour évaluer les risques sanitaires associés à l'exposition aux métaux lourds pour différents groupes d'âges dans une région donnée

(USEPA, 1997 ; Adimalla, 2019). L'estimation des risques sanitaires associés aux principales voies d'exposition aux métaux lourds (ingestion par voie orale, inhalation et absorption cutanée) se fait par détermination des doses ingérées, des indices de risques et des risques non-cancérigènes et cancérigènes.

2.2.5.1. Dose journalière ingérée (DJI)

La dose journalière ingérée est la quantité de métaux ingérée suite à la consommation d'eau ou de poissons. En effet, les métaux pénètrent dans le corps humain principalement par ingestion des aliments mais aussi par inhalation et par absorption cutanée. Cependant, les eaux lagunaires étant salées, sont impropres à la consommation. Par conséquent, uniquement les risques associés à l'absorption cutanée seront évalués pour l'eau.

La dose journalière (DJI) (mg / kg / jour) de métaux absorbés par voie cutanée et par consommation de poissons a été calculée respectivement à partir des équations (Eq. 5) et (Eq. 6) (USEPA, 2000). Les définitions et les valeurs des différents paramètres intervenant dans le calcul sont présentées au Tableau XIII.

$$DJI_{dermal} = \frac{C \times SA \times K_p \times ET \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \quad (\text{Eq. 5})$$

$$DJI_{Ingestion} = \frac{C \times R \times ET \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-3} \quad (\text{Eq. 6})$$

Tableau XIII : Valeurs des paramètres des équations (4) et (5)

Paramètres	Unités	Valeurs	Références
Concentration du métal dans le poisson (C)	mg/kg	-	
Concentration du métal dans l'eau (C)	mg/L		
Fréquence d'exposition (EF)	jour/an	365	
Temps d'exposition (ED)	an	57,8	UNPD (2020)
Masse corporelle moyenne (BW)			
Enfant (6 à 18 ans)	kg	42,6	Kramoh <i>et al.</i> , 2012
Adulte (âge > 18 ans)	kg	60,7	USEPA, 2013
Temps moyen d'exposition (AT)	jour	21097	USEPA, 2013
Surface de peau exposée (SA)			
Enfant (6 à 18 ans)	cm ²	6600	USEPA, 2004
Adulte (âge > 18 ans)	cm ²	18000	
Temps moyen d'exposition journalier (ET)	h/jour	0,6	USEPA, 2013
Facteur de conversion (FC)	L/cm ³	0,001	
Taux d'ingestion (IR) du poisson			
Enfants (6 à 18 ans)	mg	200	USEPA, 2012
Adultes (âge > 18 ans)	mg	100	
Coefficient de perméabilité dermique (K _p)			
As	cm/h	0,001	
Cd	cm/h	0,001	USEPA, 2013
Pb	cm/h	0,004	
Dose dermique de référence (RfD _{dermal})			
As	mg/kg/jour	1,23.10 ⁻⁴	
Cd	mg/kg/jour	2,50.10 ⁻⁵	USEPA, 2007
Pb	mg/kg/jour	4,20.10 ⁻⁴	
Dose d'ingestion de référence (RfD _{ingestion})			
As	mg/kg/jour	3,00.10 ⁻⁴	
Cd	mg/kg/jour	1,00.10 ⁻³	USEPA, 2012
Pb	mg/kg/jour	3,50.10 ⁻²	
Hg	mg/kg/jour	3,00.10 ⁻⁴	IRIS, 2011

2.2.5.2. Risque non cancérigène

Le risque non cancérigène est estimé à partir de l'indice HQ. L'indice HQ permet d'évaluer la probabilité que des effets néfastes autres que le cancer surviennent suite à la consommation de poisson contaminé ou l'absorption d'eau contaminée par voie cutanée. Il compare la dose journalière de métal ingérée à sa dose de référence. Le risque non cancérigène est estimé à partir des équations (Eq. 7) et (Eq. 8) respectivement pour la consommation de poisson et pour l'absorption par voie cutanée.

$$HQ_{dermal} = \frac{DJI_{dermal}}{RfD_{dermal}} \quad (\text{Eq. 7})$$

$$HQ_{Ingestion} = \frac{DJI_{ingestion}}{RfD_{ingestion}} \quad (\text{Eq. 8})$$

Lorsque la valeur de HQ est inférieure ou égale à 1, cela indique que des effets néfastes sur la santé humaine sont peu probables. Par contre, lorsque la valeur HQ est supérieure à 1 les effets néfastes sont plus probables (USEPA, 2013).

L'indice de risque (HI) évalue le risque de santé auquel s'expose la population lorsque les effets néfastes des métaux se combinent. Il est obtenu en additionnant l'indice de risque non cancérogène de chaque élément. Les valeurs de HI inférieures à 1 indiquent un niveau de risque faible. Par contre, des valeurs de HI supérieures à 1 indiquent un niveau de risque élevé (USEPA, 2013).

$$HI = \sum HQ_i \quad (\text{Eq. 9})$$

2.2.5.3. Risque cancérogène

Les risques cancérogènes (CR) des métaux sont estimés afin d'évaluer la probabilité qu'un individu développe un cancer au cours de sa vie à la suite d'une exposition à un élément trace métallique potentiellement cancérogène. Les CR ont été estimés à partir de la relation :

$$CR = DJI_{ingestion} \times SF_{ingestion} \quad (\text{Eq. 10})$$

Où $SF_{ingestion}$: est le pouvoir cancérogène d'un métal ingéré par voie orale. Il estime le potentiel cancérogénique d'un métal. Selon l'EPA, le risque cancérogène est acceptable pour des valeurs de CR comprises entre 10^{-6} à 10^{-4} , faible pour des valeurs de $CR < 10^{-6}$ et élevé pour des valeurs de $CR > 10^{-4}$. Le Tableau XIV donne les valeurs de SF et les doses de références des éléments As, Cd et Pb.

Tableau XIV : Pouvoir cancérogène (SF) et dose de référence (RfD) pour As, Cd et Pb (Mohammad *et al.*, 2019)

	As	Cd	Pb
SF (mg/kg/j)	1,5	15	$8,5 \cdot 10^{-3}$
RfD (mg/kg/j)	$3,00 \cdot 10^{-4}$	$1,00 \cdot 10^{-3}$	$3,50 \cdot 10^{-2}$

TROISIÈME PARTIE : RÉSULTATS ET DISCUSSION

Chapitre 1 : Qualité et niveau de contamination en éléments traces métalliques de l'eau des secteurs IV et V de la lagune Ebrié

3.1.1. Caractéristiques physiques et chimiques de l'eau

3.1.1.1. pH

La variation saisonnière du pH de l'eau des stations des secteurs IV et V de la lagune Ebrié est présentée à la Figure 16. Les valeurs du pH au cours des quatre saisons oscillent entre 6,40 et 8,03. Les valeurs du pH de l'eau de la lagune Ebrié des secteurs IV et V varient très peu d'une saison à une autre. La plus faible valeur du pH est obtenue à la station de Koko et la valeur la plus élevée à Abraco au cours de la petite saison pluvieuse. L'analyse de variance ne montre pas de différence significative ($p < 0,05$) entre les valeurs du pH au cours des saisons.

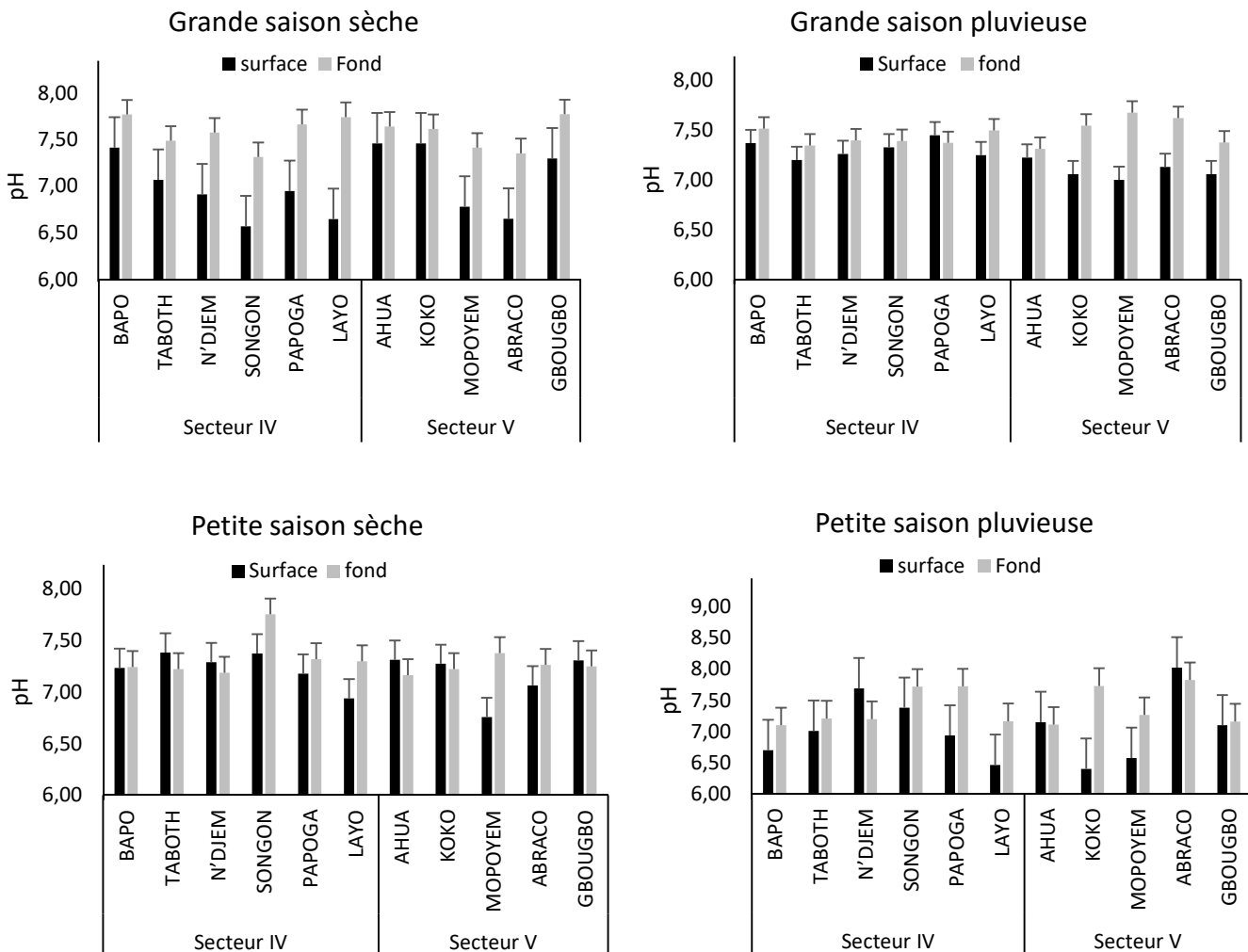


Figure 16 : Variation saisonnière du pH de l'eau des stations des secteurs IV et V collectée entre février 2014 et janvier 2015

3.1.1.2. Température

La Figure 17 montre la variation saisonnière de la température de l'eau à la surface et au fond de la lagune Ebrié dans les secteurs IV et V. Le gradient de température de l'eau dans les secteurs IV et V est faible avec une amplitude maximale de (1,33 °C). La température moyenne maximale de $30,5 \pm 1,1$ °C est enregistrée au cours de la grande saison sèche. Aucune différence significative ($p < 0,05$) n'a été observée entre les valeurs de la température au cours des saisons.

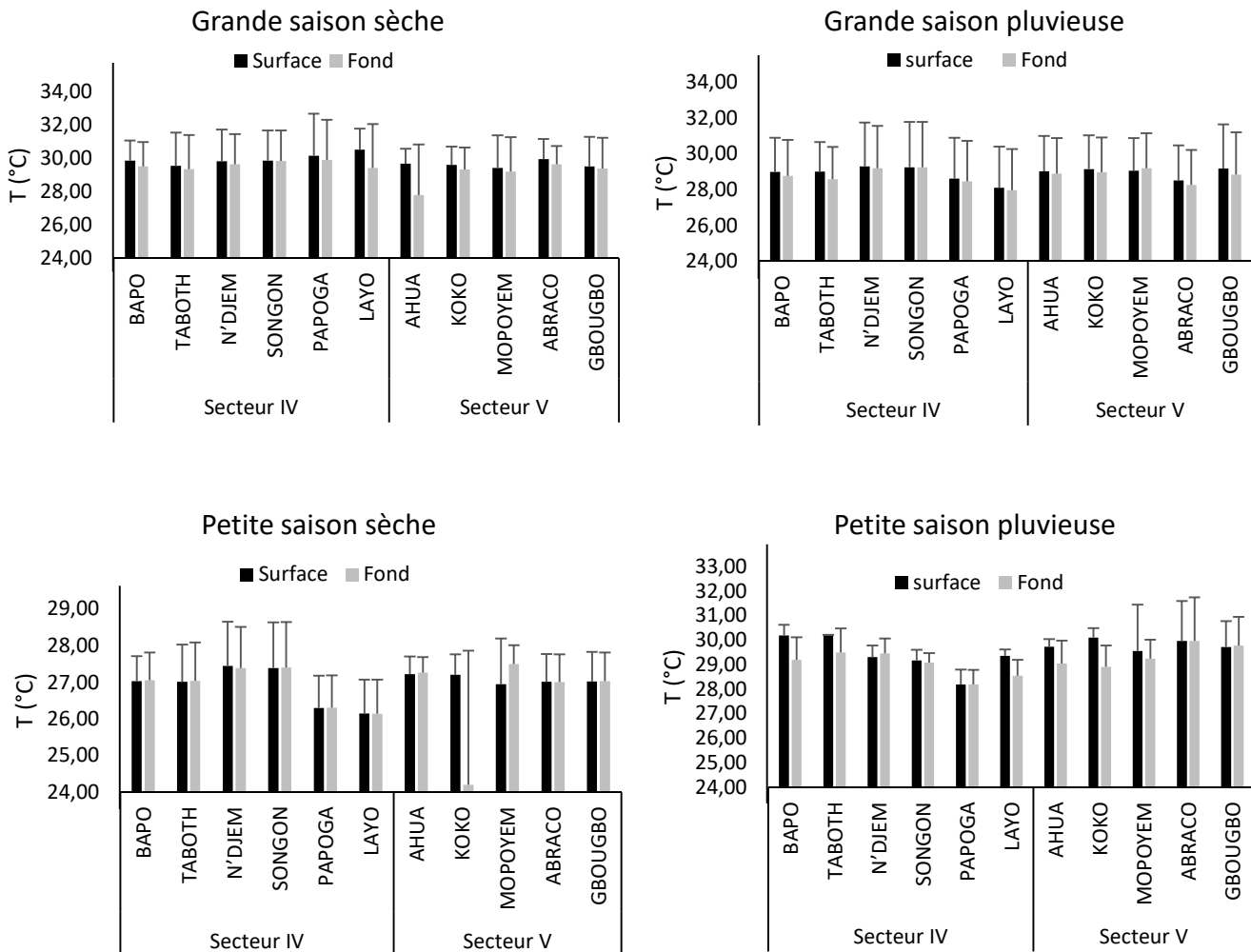


Figure 17 : Variation saisonnière de la température des eaux de la zone d'étude

3.1.1.3. Salinité

La Figure 18 présente les valeurs saisonnières de la salinité de l'eau à la surface et dans le fond dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié. Le gradient vertical de la salinité entre la surface et le fond est faible (moins de 4 ‰) sur l'ensemble des stations. La salinité moyenne est comprise entre 1 et 4 ‰ au cours des saisons. Les salinités les plus faibles sont observées

au cours des petites saisons pluvieuse et sèche. La salinité de l'eau est significativement ($p < 0,001$) plus élevée au cours de la grande saison pluvieuse comparativement aux autres saisons.

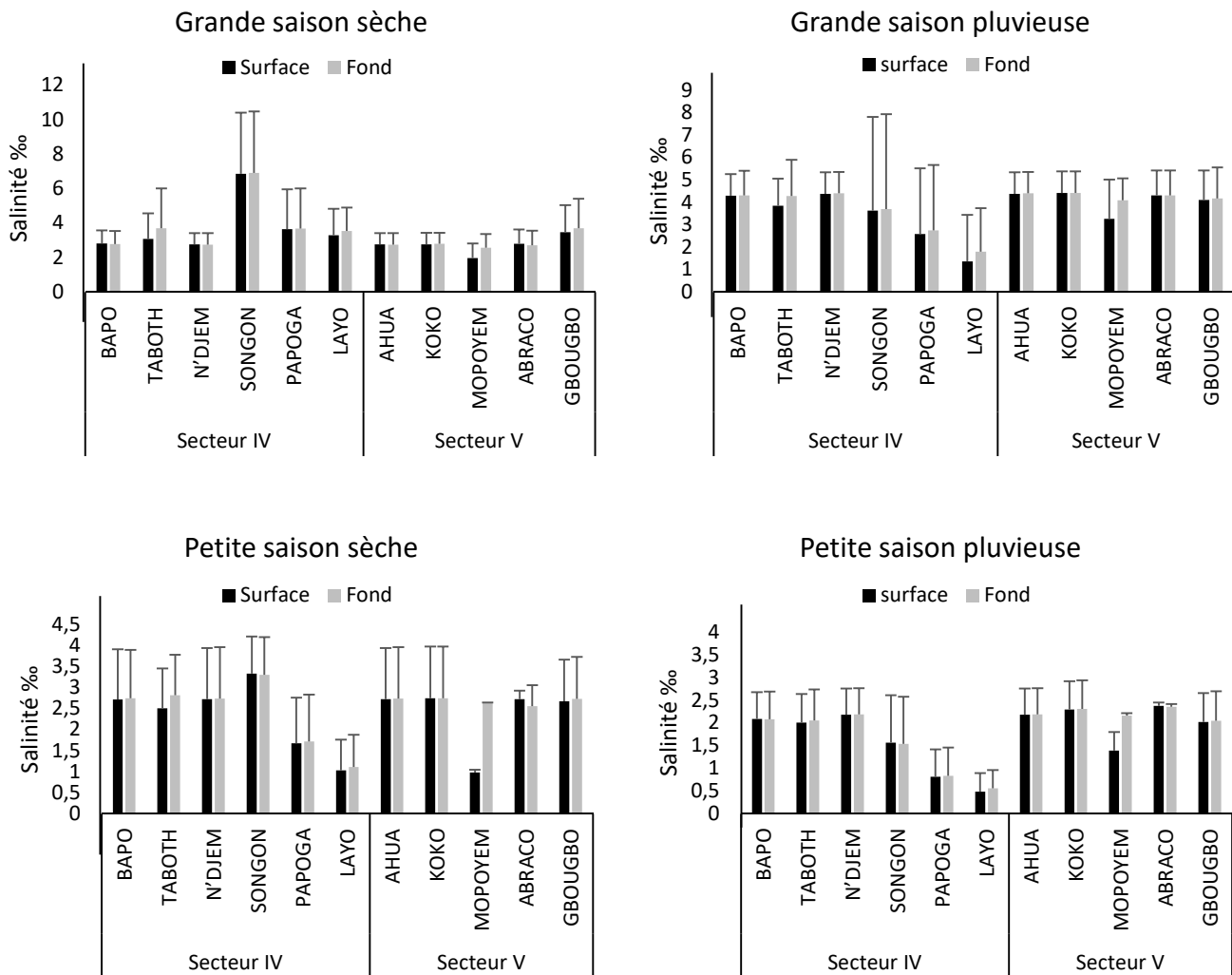


Figure 18 : Variation de la salinité de l'eau dans les stations des secteurs IV et V de la lagune Ebrié

3.1.1.4. Oxygène dissous

La variation saisonnière des valeurs moyennes de l'oxygène dissous à la surface et dans le fond des différentes stations est présentée par la Figure 19. Les concentrations moyennes saisonnières d'oxygène dissous varient entre $4,01 \pm 1,67$ et $12,1 \pm 2,23$ mg.L^{-1} et entre $1,59 \pm 0,11$ et $10,5 \pm 2,04$ mg.L^{-1} respectivement à la surface et au fond des secteurs IV et V de la lagune Ebrié. Les concentrations en oxygène dissous les plus élevées sont obtenues au cours de la petite saison sèche. Dans l'ensemble, les moyennes saisonnières d'oxygène dissous montrent que les eaux lagunaires possèdent un niveau d'oxygénation supérieur au seuil de $5 \text{ mg O}_2 / \text{L}$ en

dessous duquel la vie des organismes aquatiques serait en danger. L'analyse de variance ne montre aucune différence significative ($p < 0,05$) entre les concentrations d'oxygène dissous des différentes stations d'une saison à une autre.

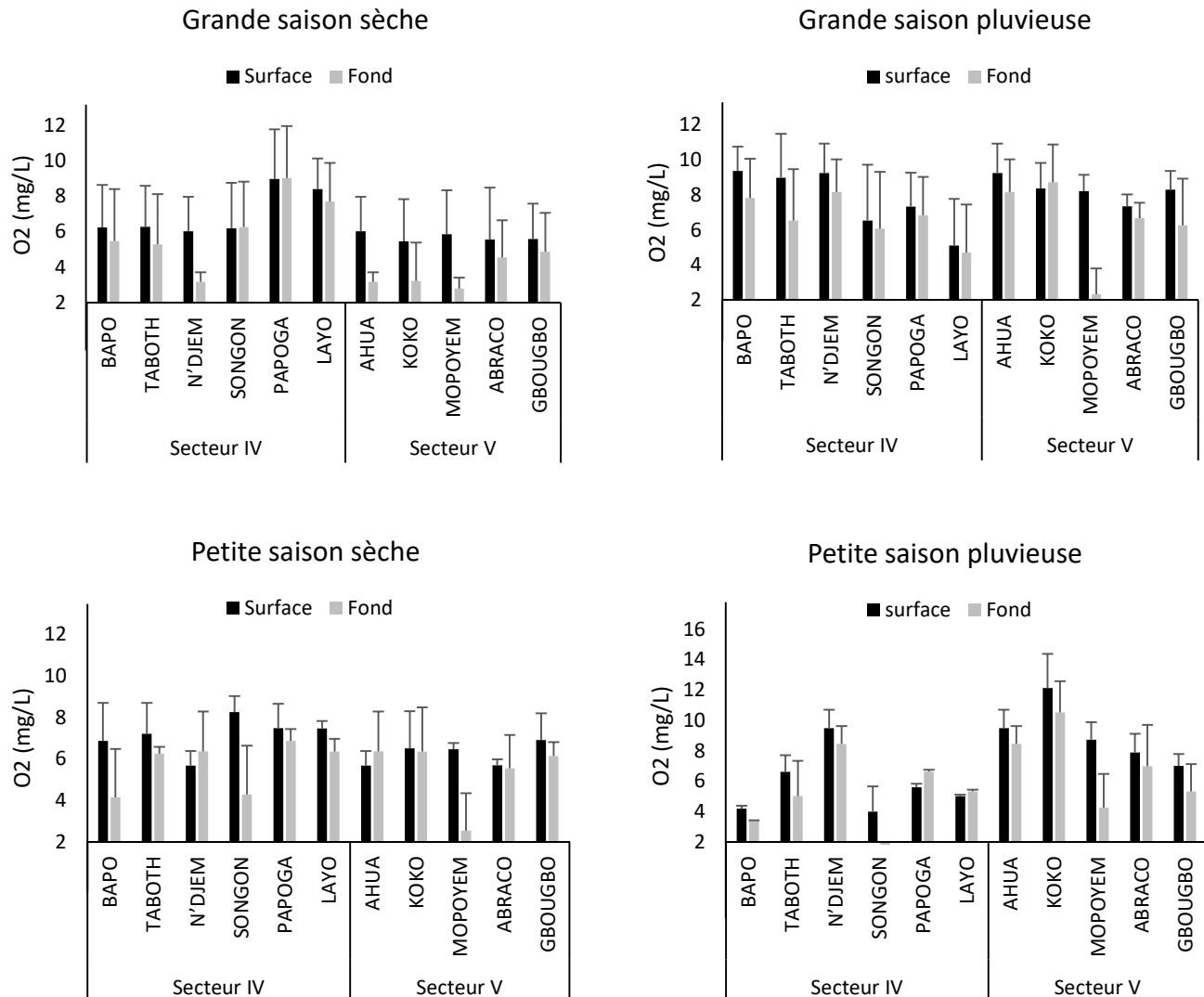


Figure 19 : Variation saisonnière de l'oxygène dissous dans l'eau des secteurs IV et V de la lagune Ebré mesurée entre Février 2014 et Janvier 2015

3.1.1.5. Matière en suspension

La Figure 20 présente la variation saisonnière de la concentration de la matière en suspension de l'eau. D'une manière générale, les taux des matières en suspension varient considérablement d'une station à l'autre. Pour l'ensemble des stations, les valeurs mensuelles du taux de matières en suspension sont comprises entre 2,50 mg/L en octobre, à Koko et 48,00 mg/L en août à Papoga. Les stations de Bapo (47,3 mg/L) et Papoga (31,6 mg/L) dans le secteur

IV, enregistrent les taux de matière en suspension les plus élevés, respectivement dans le fond et en surface. Les concentrations saisonnières des matières en suspension varient entre $8,53 \pm 2,66$ et $11,0 \pm 8,93$ mg/L en surface, et entre $14,9 \pm 6,88$ et $18,8 \pm 14,1$ mg/L dans le fond. L'analyse de variance montre que le taux de matière en suspension est significativement ($p < 0,05$) plus élevé dans le fond de la lagune qu'en surface, au cours des différentes saisons.

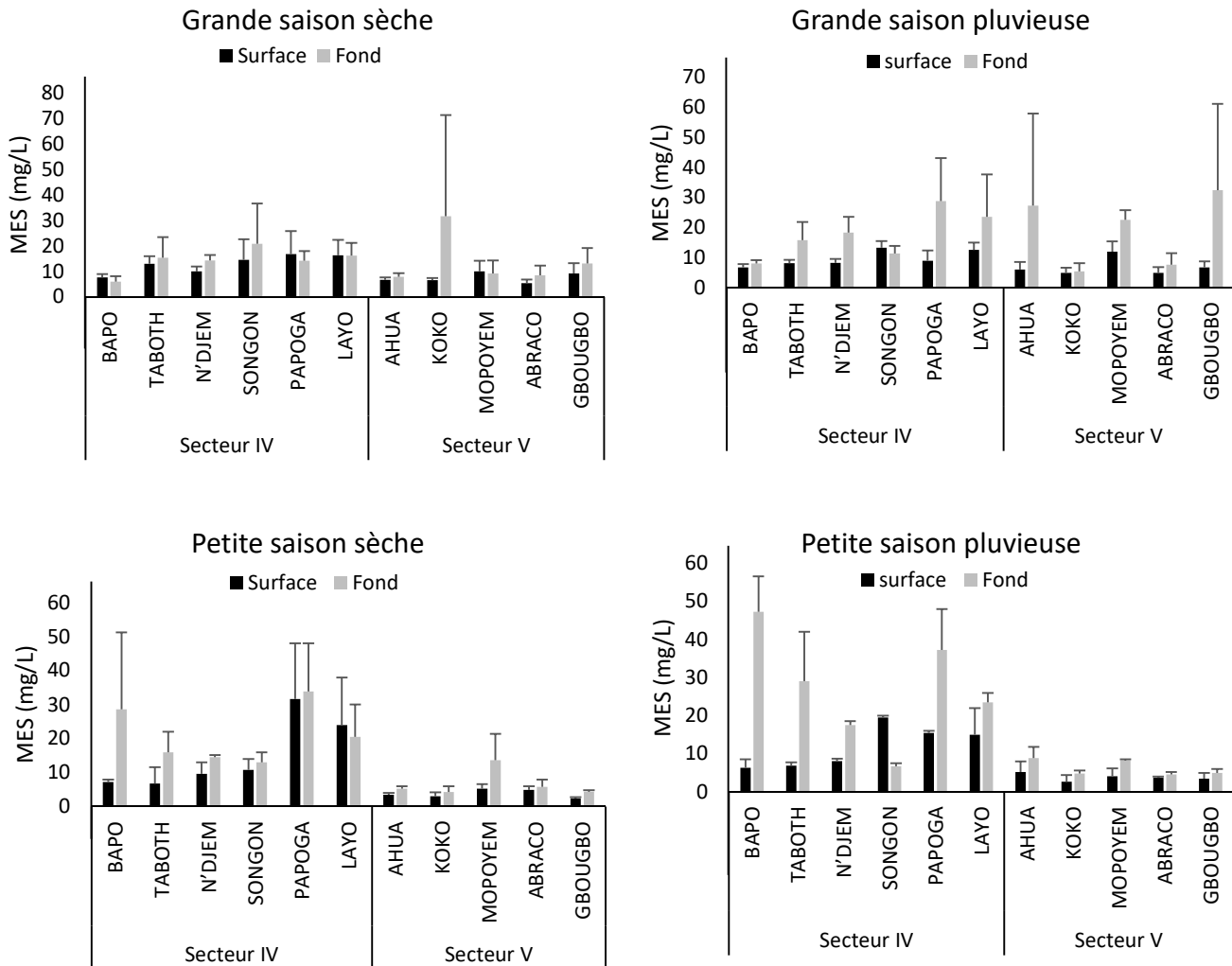


Figure 20 : Variation saisonnière de la concentration en surface et dans le fond de la matière en suspension des échantillons d'eau des secteurs IV et V de la lagune Ebrié de Février 2014 à Janvier 2015

3.1.1.6. Conductivité

Le Tableau XV présente les moyennes de la conductivité de l'eau dans l'ensemble des stations. Les valeurs de la conductivité de l'eau sont comprises entre 214 et 12131 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ en surface, et entre 410 et 12173 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ au fond. La moyenne la plus faible de la conductivité et la plus forte, aussi bien à la surface que dans le fond de l'eau sont obtenues respectivement dans les stations de Layo et de Songon. Les valeurs de la conductivité sont significativement plus élevées au cours de la grande saison pluvieuse (Test de Tukey, $p < 0,001$).

Tableau XV : Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) saisonnière des secteurs IV et V de la lagune Ebrié

Secteur IV		GSS	GSP	PSS	PSP
Bapo	Surface	5443±1183	8451±2009	5358±193	4639±516
	Fond	5388±1232	8452±2250	5328±270	4504±401
Taboth	Surface	5820±2510	7602±2390	4805±383	4775±140
	Fond	6859±3869	8362±3159	5168±7	4580±125
Ndjem	Surface	5340±1015	8500±1980	5301±181	4940±111
	Fond	5272±1088	8621±1994	5341±224	4883±78
Songon	Surface	12131±6017	7168±7890	5139±1601	2186±524
	Fond	12173±6029	7268±7972	5053±1319	2076±553
Papoga	Surface	6290±3743	5172±5172	1230±180	547±168
	Fond	6401±3838	5445±5656	1238±191	545±167
Layo	Surface	6106±1814	2760±4106	747±153	214±62
	Fond	6160±1906	3646±3870	746±152	410±251
Secteur V					
Ahua	Surface	5350±1015	8600±1980	5301±181	4939±111
	Fond	5272±1088	8621±1994	5341±224	4883±78
Koko	Surface	5343±1037	8676±2001	5346±206	4995±122
	Fond	5338±998	8680±1999	5326±275	5303±50
Mopoyem	Surface	5349±1121	8601±2009	5311±178	4940±502
	Fond	5271±1020	8622±2107	5342±187	4879±129
Abraco	Surface	6291±1211	5170±2100	1231±88	548±304
	Fond	6410±1730	5444±1200	1239±422	546±401
Gbougbo	Surface	1991±1995	8156±2712	5050±94	4565±269
	Fond	2041±2038	8225±2812	5150±168	4626±159

GSS = grande saison sèche, GSP= grande saison pluvieuse, PSS= petite saison sèche, PSP = petite saison pluvieuse.

3.1.2. Variation spatiale et saisonnière de la concentration des métaux dans l'eau

3.1.2.1. Variation spatiale et saisonnière de la concentration d'arsenic

La Figure 21 illustre la variation saisonnière de la concentration de l'arsenic dans l'eau dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié. Pour l'ensemble des stations, la concentration d'arsenic est comprise entre 1,26 et 25,1 µg/L. La concentration d'arsenic la plus élevée est obtenue au cours de la petite saison sèche à la station de Gbougbo (25,1 µg/L) dans le secteur V. Les valeurs de la concentration d'arsenic varient entre 3,08 et 3,91 µg/L pour le secteur IV et entre 3,90 et 5,16 µg/L pour le secteur V. Ces valeurs sont inférieures à la concentration limite d'arsenic dans l'eau (10 µg/L). Ce résultat indique que les échantillons d'eau ne sont pas contaminés par l'arsenic. Les concentrations d'arsenic ne varient pas significativement (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) entre les saisons.

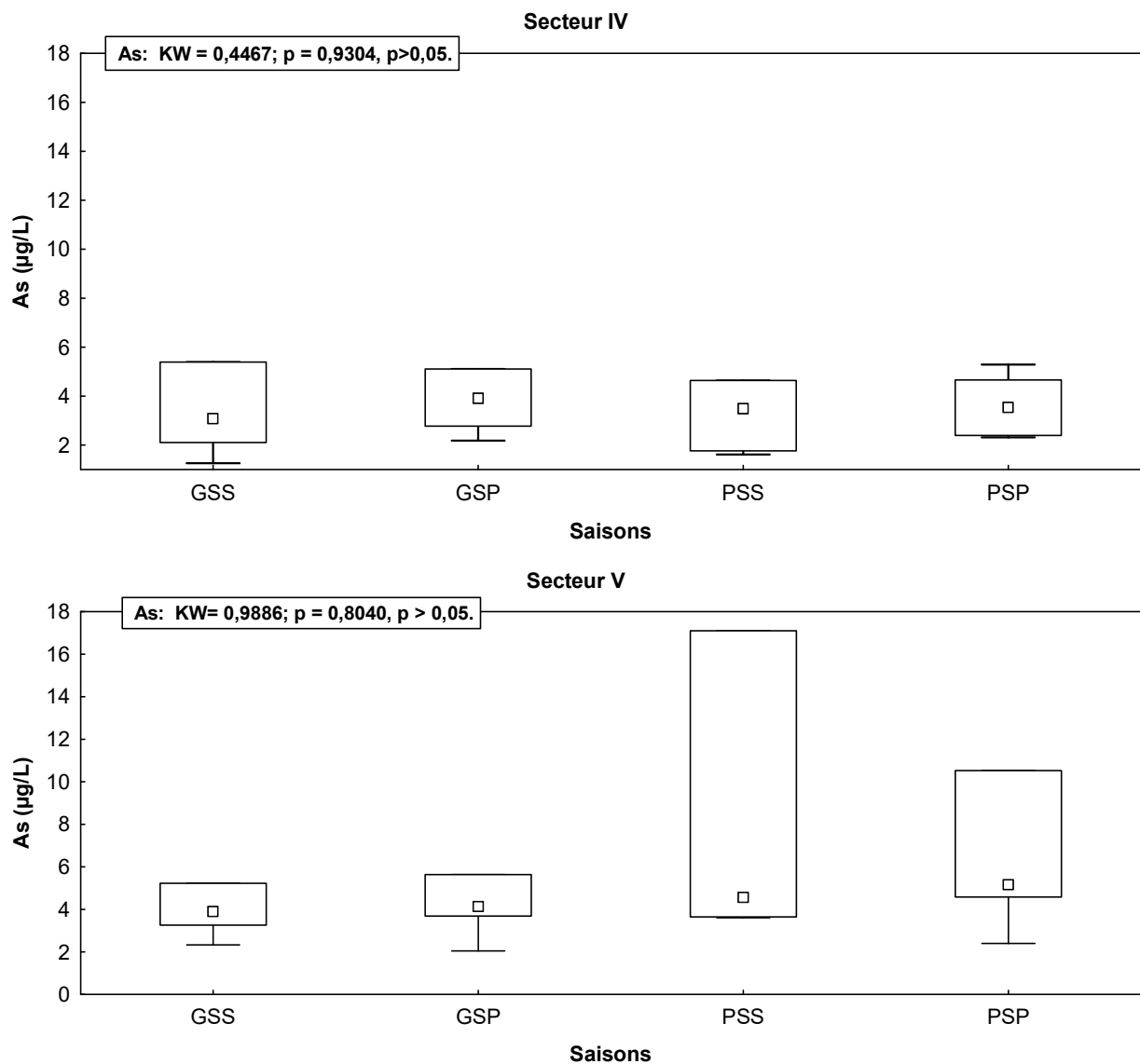


Figure 21 : Variation spatiale et saisonnière de la concentration d'arsenic dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié. KW= test de Kruskal-Wallis

3.1.2.2. Variation spatiale et saisonnière de la concentration de cadmium

La Figure 22 présente la variation spatiale et saisonnière de la concentration de cadmium dans l'eau des secteurs IV et V de la lagune Ebrié. Dans l'ensemble des stations, les concentrations de cadmium dans l'eau sont comprises entre 1,35 et 31,1 µg/L. La concentration la plus élevée de cadmium est obtenue à la station de Mopoyem (31,1 µg/L) dans le secteur V. Les valeurs médianes de la concentration de cadmium varient entre 6,23 et 18,1 µg/L pour les deux secteurs. Les concentrations moyennes de cadmium sont supérieures à la concentration de référence de cadmium dans l'eau de surface (3 µg/L). Au cours des 4 saisons, les valeurs médianes de la concentration de cadmium des stations du secteur V sont plus élevées que celles du secteur IV. Cependant, des concentrations de cadmium dans l'eau ne diffèrent pas significativement d'une saison à une autre (Test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

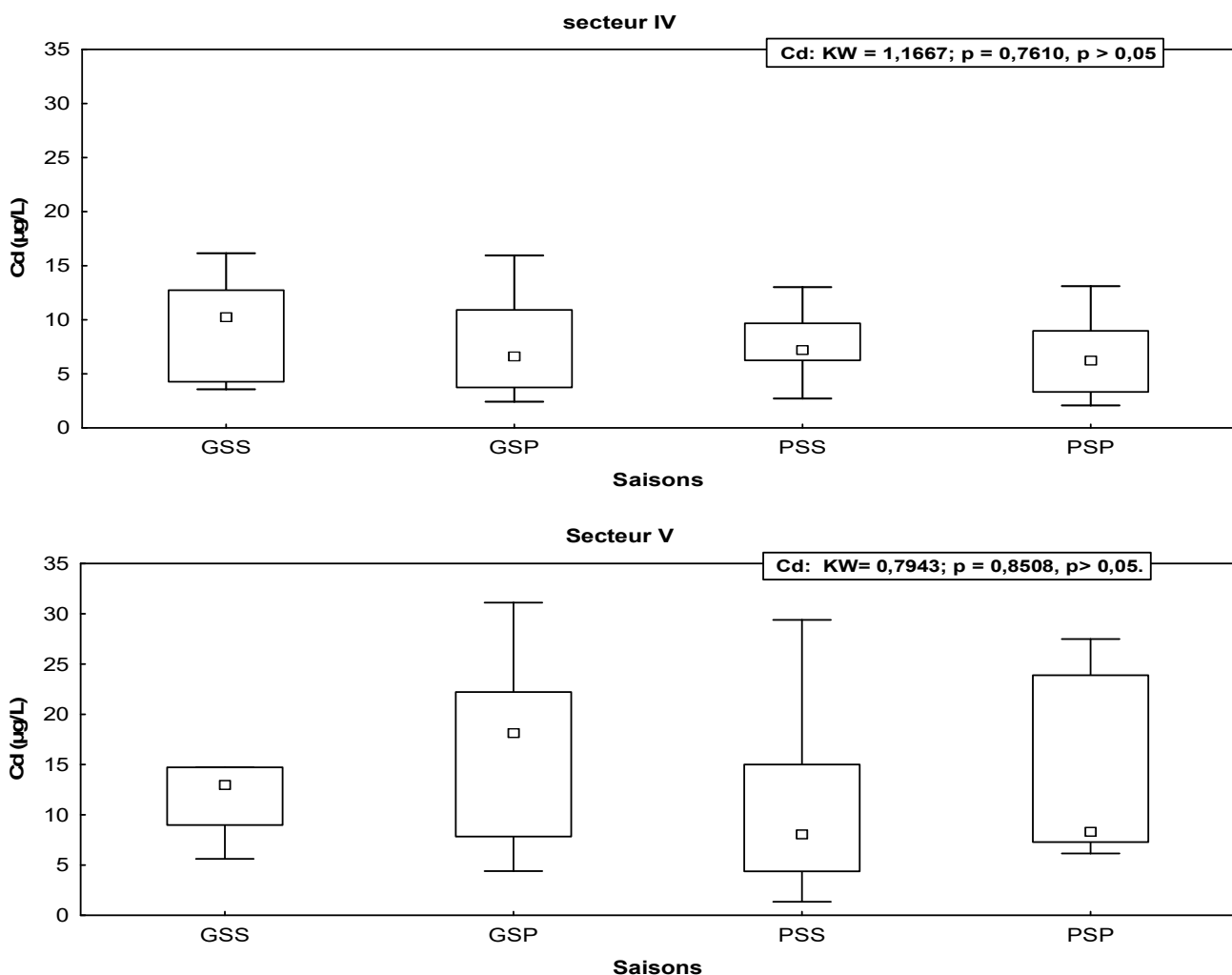


Figure 22 : Variation spatiale et saisonnière de la concentration de cadmium dans l'eau des secteurs IV et V de la lagune Ebrié. KW = test de Kruskal-Wallis

3.1.2.3. Variation spatiale et saisonnière de la concentration de plomb

La Figure 23 illustre la variation spatiale et saisonnière de la concentration de plomb de l'eau dans les secteurs IV et V. Dans l'ensemble, les concentrations de plomb sont comprises entre 0,17 et 20,1 µg/L. La concentration de plomb la plus élevée est obtenue à la station de Gbougbo dans le secteur V. Les valeurs médianes de la concentration de plomb varient entre 1,41 et 10,6 µg/L pour les deux secteurs. Dans l'ensemble, les concentrations moyennes de plomb sont inférieures à la concentration seuil de plomb dans l'eau (10 µg/L). Les valeurs moyennes de la concentration de plomb dans l'eau ne diffèrent pas significativement (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$) au cours des différentes saisons.

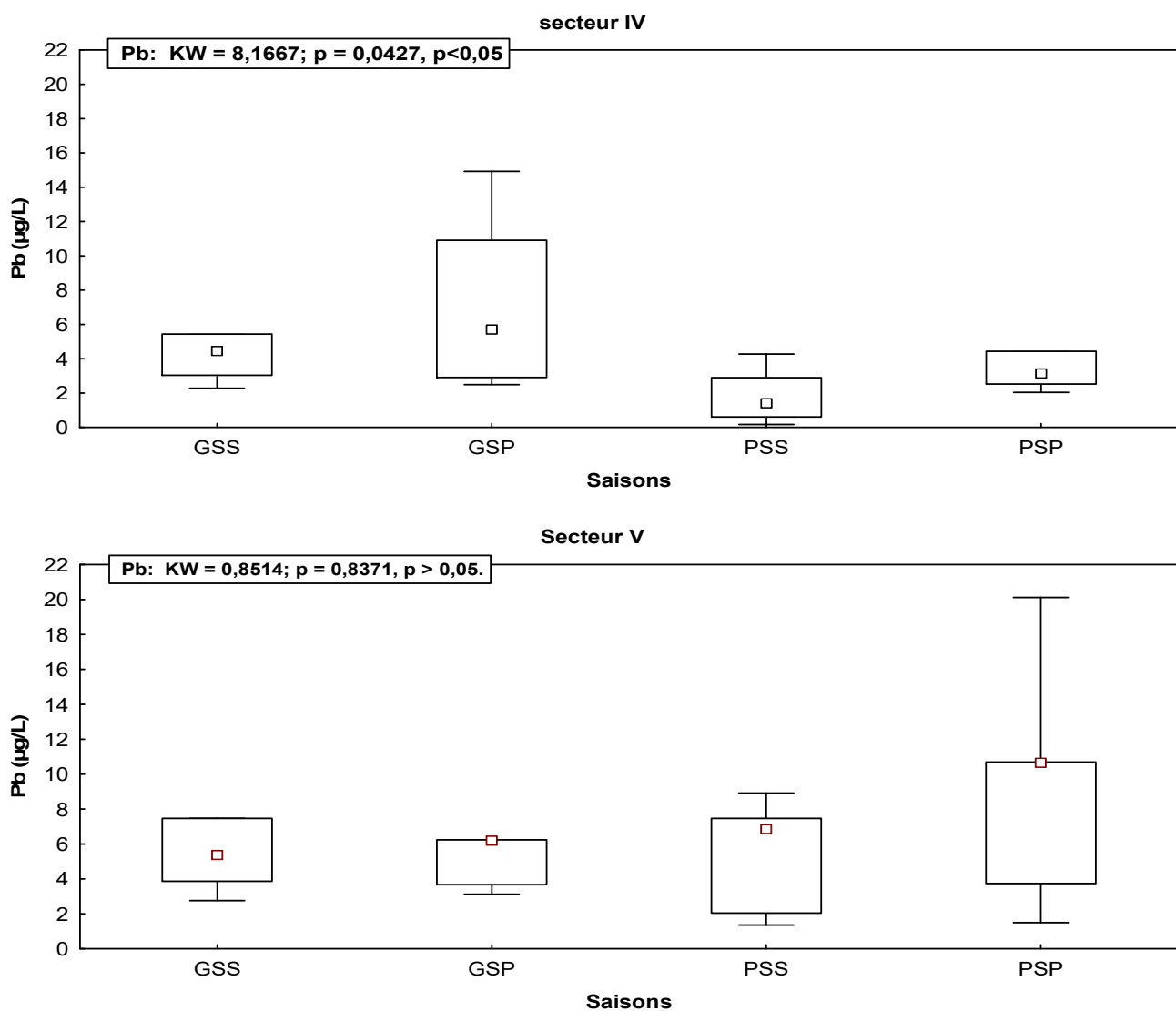


Figure 23 : Variation spatiale et saisonnière de la concentration de plomb dans l'eau

3.1.2.4. Variation spatiale et saisonnière de la concentration de mercure

La Figure 24 montre la variation spatiale et saisonnière de la concentration de mercure dans l'eau dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié. Pour l'ensemble des stations, les concentrations de mercure dans l'eau varient entre 0,94 et 3,81 µg/L. La concentration de mercure la plus élevée est enregistrée dans le secteur IV. Les concentrations moyennes de mercure sont comprises entre 1,63 et 2,50 µg/L pour le secteur IV et entre 2,15 et 2,51 µg/L pour le secteur V. Ces valeurs sont toutes inférieures à la concentration limite de mercure dans l'eau (6 µg/L). L'analyse de variance ne montre aucune différence significative (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) entre les valeurs moyennes de la concentration de mercure au cours des saisons.

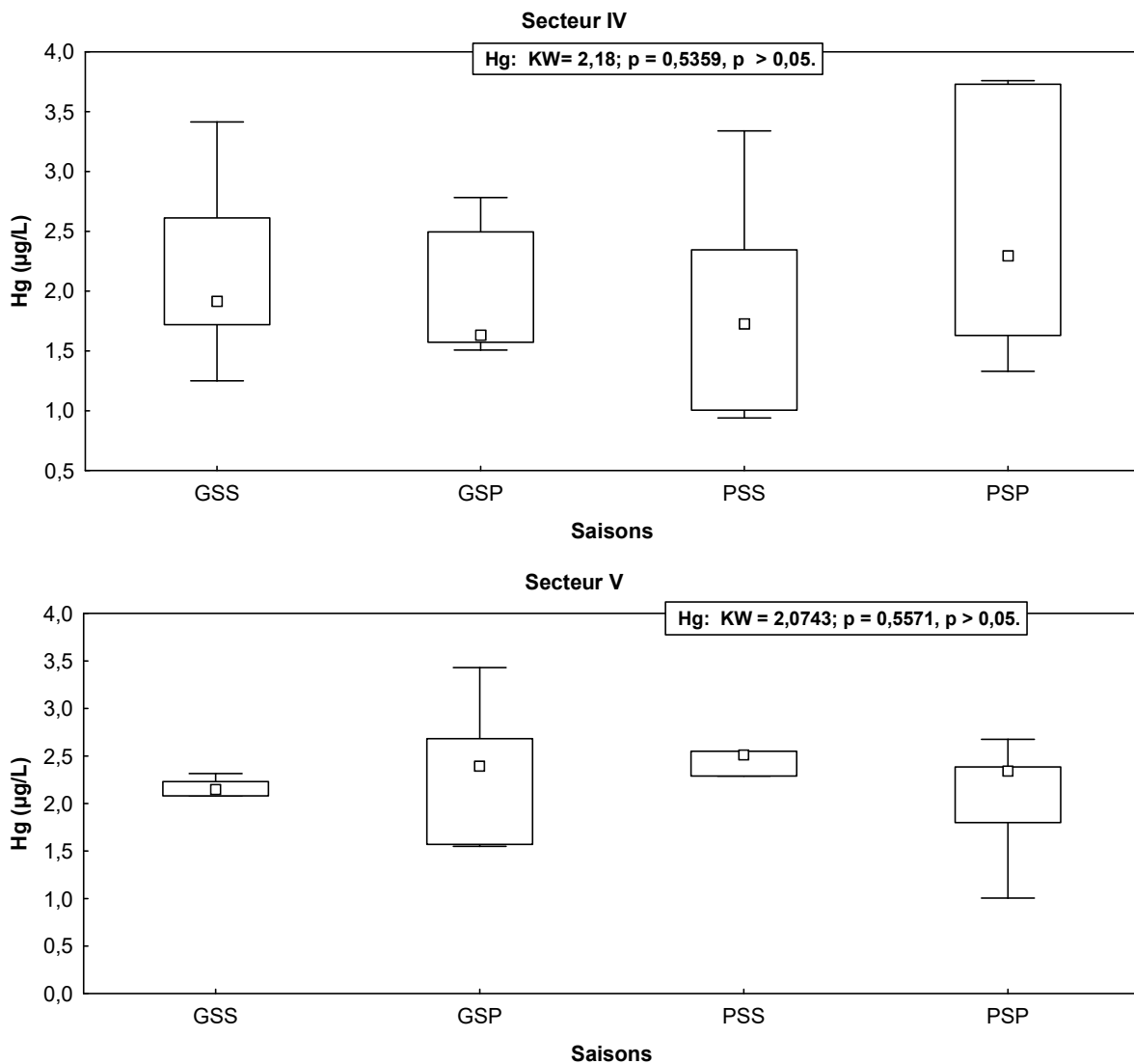


Figure 24 : Variation spatiale et saisonnière de la concentration de mercure dans l'eau

3.1.3. Matrice de corrélation entre les concentrations des métaux et les paramètres physico-chimiques de l'eau

Le Tableau XVI présente la matrice de corrélation entre la concentration des métaux dans l'eau et les paramètres physico-chimiques. La matrice de corrélation entre les paramètres physico-chimiques et la concentration des métaux dans l'eau (Tableau XV) montre une corrélation positive entre la concentration d'arsenic et le pH de l'eau (0,71) et l'oxygène dissous dans l'eau (0,20). Le cadmium est positivement corrélé à la matière en suspension (0,29). Une corrélation positive est observée entre le mercure et les matières en suspension (0,10), la salinité (0,94), la température (0,33), le pH (0,17) et la conductivité (0,10). La matière en suspension, la température et la conductivité sont positivement corrélées à la concentration de plomb avec des coefficients de corrélation de 0,09 ; 0,40 et 0,20 ; respectivement. Une corrélation négative est observée entre les concentrations des différents métaux. Dans l'ensemble, cette analyse montre une corrélation positive mais non significative entre la matière en suspension et la concentration des métaux, à l'exception de celle de l'arsenic.

Tableau XVI : Corrélation de Pearson entre les concentrations des métaux dans l'eau et les paramètres physiques et chimiques

	As	Cd	Hg.	Pb	MES	Sal.	T°C	pH	Cond.	O D
As	1									
Cd	-0,76	1								
Hg	-0,04	-0,08	1							
Pb	-0,64	0,36	-0,06	1						
MES	-0,43	0,29	0,10	0,09	1					
Sal.	-0,08	-0,35	0,04	0,20	-0,38	1,00				
T°C	-0,03	-0,44	0,33	0,40	-0,37	0,55	1			
pH	0,71	-0,78	0,17	-0,12	-0,64	0,34	0,59	1		
Cond.	-0,20	-0,28	0,10	0,29	-0,34	0,96	0,64	0,33	1,00	
OD	0,20	-0,17	-0,03	-0,15	-0,11	-0,03	0,06	0,20	-0,08	1,00

Sal= Salinité, Cond. = Conductivité, Oxygène D.= Oxygène Dissous, MES = Matière en suspension. *En gras les valeurs significatives à $p < 0,05$.*

3.1.4. Analyse en composante principale (ACP) des concentrations des métaux et des paramètres physico-chimiques de l'eau

Les analyses en composantes principales des concentrations des métaux dans l'eau et les paramètres physiques et chimiques sont présentées dans le Tableau XVII. Dans le plan factoriel Fact.1 x Fact.2, les variables, leurs codes et leurs corrélations avec les deux axes sont représentés dans le Tableau XVII et la représentation graphique à la Figure 25. Les axes Fact.1 et Fact.2, pris en compte pour décrire les corrélations entre les paramètres physiques et chimiques et les métaux dans l'eau expriment 65 % de l'information totale avec respectivement 39,4 % et 25,6 %. Le Fact.1 montre une corrélation positive entre l'arsenic et les différents paramètres physiques et chimiques, à l'exception de la matière en suspension. Une corrélation faible ou négative est observée entre les métaux et les paramètres physico-chimiques sur le Fact.2. Ces résultats suggèrent une interdépendance de la distribution de la concentration de l'arsenic et de la quasi-totalité des paramètres physiques et chimiques de l'eau mesurés.

Tableau XVII : Matrice des coordonnées des variables basées sur les corrélations entre les concentrations des métaux et les paramètres physiques et chimiques dans l'eau

	Fact. 1	Fact.2
As_eau	0,48	0,83
Cd_eau	-0,83	-0,43
Hg_eau	0,16	0,12
Pb_eau	-0,11	-0,91
MES	-0,52	-0,29
Salinité	0,81	-0,48
Température	0,71	-0,48
pH	0,95	0,10
Conductivité	0,73	-0,55
Oxygène dissous	0,33	0,03
Valeurs propres	3,94	2,56
% de variance	39,4	25,6
Cumule % de variance	39,4	65,0

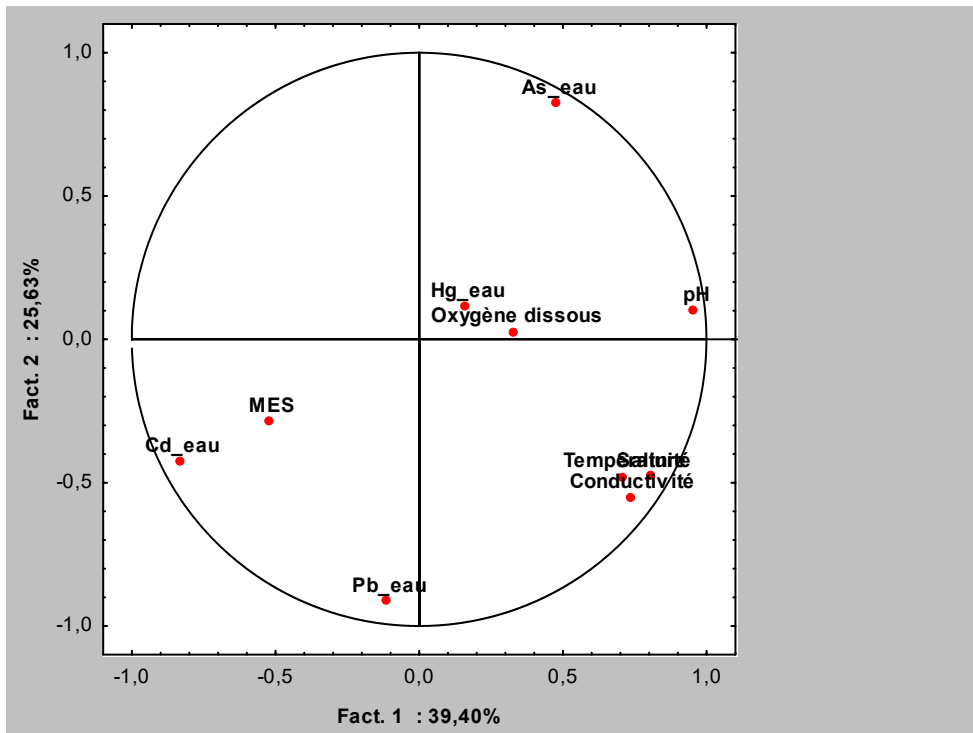


Figure 25 : Projection des paramètres physico-chimiques et des métaux dans l'eau des secteurs IV et V de la lagune Ebrié sur les axes Fact.1 et Fact.2 (cercle de corrélation des variables)

3.1.5. Discussion

Les paramètres physiques et chimiques (pH, température, matières en suspension, salinité, conductivité, oxygène dissous) ont été déterminés afin d'évaluer leur impact sur la contamination et la distribution des métaux dans les eaux des secteurs IV et V de la lagune Ebrié. Le pH mesure la concentration des ions hydrogènes (H^+) et c'est un paramètre important qui peut affecter la vie des organismes aquatiques et la toxicité des métaux lourds (Adje *et al.*, 2021). Les valeurs moyennes saisonnières de pH varient entre $7,02 \pm 0,33$ et $7,19 \pm 0,19$. Ces valeurs sont dans la gamme de pH idéale (6,5 à 8,5) pour les organismes aquatiques recommandée par l'OMS (WHO, 2003). Les valeurs de pH obtenues sont similaires à celles rapportées par Kouamelan *et al.* (2019) dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié. De même, les travaux réalisés dans les eaux des lagunes d'Aghien et d'Ouladine en Côte d'Ivoire ont rapporté des valeurs de pH (6,94 et 7,85) semblables à celles obtenues dans cette étude (Keumean *et al.* 2020). La température de l'eau est comprise entre 23,6 et 31,9 °C pour l'ensemble des stations au cours des quatre saisons. La température à la surface et au fond de l'eau varie très peu d'une saison à une autre et d'une station à une autre. La température moyenne ($30,5 \pm 1,1^\circ C$) est en dessous de la température limite ($35^\circ C$) établie par l'Agence

Fédérale de Protection de l'Environnement des USA (FEPA) pour la survie, le métabolisme et la physiologie des organismes aquatiques (FEPA, 1991).

La salinité varie entre 0,49 ‰ au cours de la grande saison pluvieuse et 6,91 ‰ au cours de la grande saison sèche. La faible salinité observée au cours de la saison pluvieuse peut s'expliquer par l'effet de dilution dû aux apports d'eaux continentales tandis que le phénomène d'évaporation de l'eau pourrait justifier la salinité plus élevée en saison sèche. Par ailleurs, l'influence de l'océan pourrait justifier également les valeurs de salinité élevées enregistrées à la station de songon (6 à 14 ‰) qui est proche du canal de vridi. Toutefois, l'analyse de variance ne montre aucune différence significative ($p < 0,05$) entre les valeurs de salinité des différentes stations. La salinité moyenne obtenue ($1,04 \pm 0,73 - 6,91 \pm 0,93$ ‰) est inférieure à celle (13,9 ‰) rapportée par Hykpo *et al.* (2001) qui ont effectué la caractérisation physique et chimique des eaux de la lagune Ebrié de 1993 à 1998. De même, la salinité moyenne obtenue par Lawson *et al.* (2011) dans la lagune de Lagos, en zone urbaine au Nigéria, a été supérieure (16,7 ‰) à celle obtenue dans cette étude (1 à 6 ‰).

L'oxygène dissous est vital pour les organismes aquatiques et nécessaire pour maintenir les organismes en vie (Abowei *et al.*, 2010). Selon Chapman (1996) une concentration d'oxygène dissous de 5 mg.L⁻¹ est inadéquate pour la vie des organismes aquatiques et une concentration en dessous de 2 mg/L peut entraîner la mort pour la plupart des poissons. L'oxygène dissous dans les secteurs IV et V est compris entre $4,01 \pm 1,67$ et $12,1 \pm 2,23$ mg O₂ /L au cours de l'année. Dans l'ensemble, les concentrations d'oxygène dissous sont supérieures à la valeur minimale de 5 mg O₂ /L préconisée pour la vie aquatique (UNESCO/OMS, 1978 ; FEPA, 1991). L'analyse de variance ne montre aucune différence significative ($p < 0,05$) entre les teneurs en oxygène dissous au cours des différentes saisons. Dans l'ensemble, le niveau d'oxygénation des eaux des secteurs IV et V de la lagune Ebrié est bon (> 5 mg O₂/L) et s'explique principalement par le renouvellement des eaux relativement important. En effet, les apports en eaux continentales par les principaux affluents (Agnéby, Mé et Comoé) et océaniques par le canal de Vridi sont importants (Varlet, 1978). Contrairement à nos résultats, les travaux de Yao (2011) ont rapporté des eaux anoxiques dans des zones de la lagune Ebrié fortement anthropisées du côté de Cocody et Marcory.

La conductivité électrique (EC) mesure les sels totaux dissous dans l'eau et donc sa capacité à transporter un courant électrique (APHA, 2005). Les valeurs moyennes d'EC sont comprises entre 3522 ± 1875 et 5890 ± 2480 mS/cm. Dans l'ensemble des stations, les valeurs de la conductivité sont supérieures à la valeur maximale (1,0 mS/cm) recommandée par l'OMS dans les eaux de surface (FAO/WHO, 1991). Selon Okorafor *et al.*, (2013), les valeurs élevées

de la conductivité sont généralement dues à l'intrusion des eaux océaniques et des ions majeurs provenant des effluents et des eaux de ruissellement. Les valeurs élevées de la conductivité obtenues dans cette étude peuvent être attribuées principalement à l'influence des eaux océaniques qui s'introduisent dans la lagune Ebrié à partir du canal de Vridi (Varlet, 1978). En effet, de récents travaux réalisés dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié ont rapporté de faibles teneurs en sels nutritifs et ions majeurs (phosphates, nitrates, chlorides) (Boni *et al.*, 2016). De même, la forte conductivité enregistrée à la station de Songon pourrait être attribuée au pic de salinité obtenue dans la station susmentionnée. Comparativement aux travaux de Yao (2011), les valeurs de conductivités obtenues dans la présente étude sont plus élevées.

Les matières en suspension (MES) peuvent être considérées comme une forme de pollution à des teneurs élevées. Dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié, les eaux sont chargées en matières en suspension. Les valeurs mensuelles varient entre 2,50 et 48,0 mg.L⁻¹ et les concentrations saisonnières sont comprises entre 8,53 ± 2,66 et 18,8 ± 14,1 mg.L⁻¹. Cette forte charge en MES est probablement le résultat d'une entrée massive des eaux de ruissellement pendant la saison des pluies et du relargage des différentes particules par les courants pendant la saison sèche (Yao *et al.*, 2009). Cet accroissement de MES peut être attribué également à une activité agricole importante dans la zone d'étude.

Néanmoins, nos valeurs sont largement inférieures à celles mesurées par Coulibaly *et al.* (2012) au niveau du secteur III de la lagune Ebrié (45, 2 à 46,8 mg.L⁻¹). Cette différence peut se justifier par une faible activité anthropique générant de fort taux de matières en suspension en comparaison avec la zone urbaine d'Abidjan. Les teneurs élevées de matière en suspension empêchent la pénétration de la lumière, diminuent l'oxygène dissous, réduisent la transparence de l'eau et de ce fait, la photosynthèse et véhiculent des déchets toxiques. Cette matière en suspension accumule des substances toxiques et les métaux lourds, qui constituent de ce fait, un poison pouvant provoquer une mortalité massive des poissons (Guiral & Chantraine, 1983).

Par ailleurs, la variation saisonnière de la concentration d'arsenic, de cadmium, de mercure et de plomb dans l'eau a été déterminée pour évaluer le niveau de contamination dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié. Dans l'ensemble, les concentrations moyennes de l'arsenic, du mercure et du plomb dans l'eau sont inférieures aux concentrations limites recommandées par l'OMS (WHO, 2002) pour ces différents métaux. Les concentrations de cadmium sont 3 fois supérieures à la concentration limite (3 µg.L⁻¹) établie par l'OMS (WHO, 2002). Ces fortes concentrations de cadmium observées dans l'ensemble peuvent être dues aux

déversements dans la lagune d'eaux usées provenant de divers endroits. Ces différentes eaux usées sont en général fortement chargées en métaux lourds. En effet, le cadmium couramment utilisé pour les batteries de téléphones portables, dans les colorants, les alliages se retrouve dans les eaux usées domestiques qui se déversent dans la lagune (John & Santhi, 1994). Par ailleurs, bien que l'analyse de variance n'ait montré de différence significative (Test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$), les concentrations des métaux dans le secteur V sont plus élevées que celles du secteur IV. Les travaux de Boni *et al.* (2016) réalisés dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié ont révélé des concentrations en nutriments élevée qui étaient fortement corrélée à la mortalité des poissons. Ce résultat peut donc s'expliquer par l'impact des activités anthropiques et le lessivage des dépôts de fertilisants sur les plantes et les sols des exploitations agricoles vers la lagune (Lambert *et al.*, 2007). Les concentrations de cadmium obtenues dans les eaux des secteurs IV et V de la lagune Ebrié sont inférieures à celles rapportées par Yao *et al.* (2009) dans la baie de Cocody à Abidjan, en Côte d'Ivoire. En effet, contrairement à la zone d'étude de ces travaux qui abrite des zones industrielles et diverses sources potentielles de pollution, les secteurs IV et V peuvent être considérés comme des zones rurales où l'influence de l'urbanisation et l'impact des activités humaines sont encore relativement faibles.

Conclusion partielle

Les analyses des paramètres physico-chimiques et des concentrations des métaux dans l'eau des secteurs IV et V de la lagune Ebrié ont montré une forte variabilité d'une station à une autre et d'une saison à l'autre. Ces écarts-types élevés pourraient s'expliquer par la grande variation de la distribution et des sources diverses d'émission des métaux (naturelle et/ou anthropique).

Chapitre 2 : Caractérisation physico-chimique et teneur en éléments traces métalliques des sédiments dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié

3.2.1. Caractéristiques physico-chimiques des sédiments

3.2.1.1. pH

La Figure 26 présente la variation saisonnière et spatiale du pH des sédiments dans les différentes stations. Les valeurs du pH des sédiments sont comprises entre 6,58 et 7,70. Le pH des sédiments varie très peu d'une saison à une autre et d'une station à une autre. La valeur du pH la plus faible est obtenue à Mopoyem et la plus élevée est enregistrée à la station de Bapo au cours de la petite saison sèche et de la grande saison pluvieuse, respectivement. Mais les valeurs du pH au cours des saisons ne présentent aucune différence significative ($p < 0,05$).

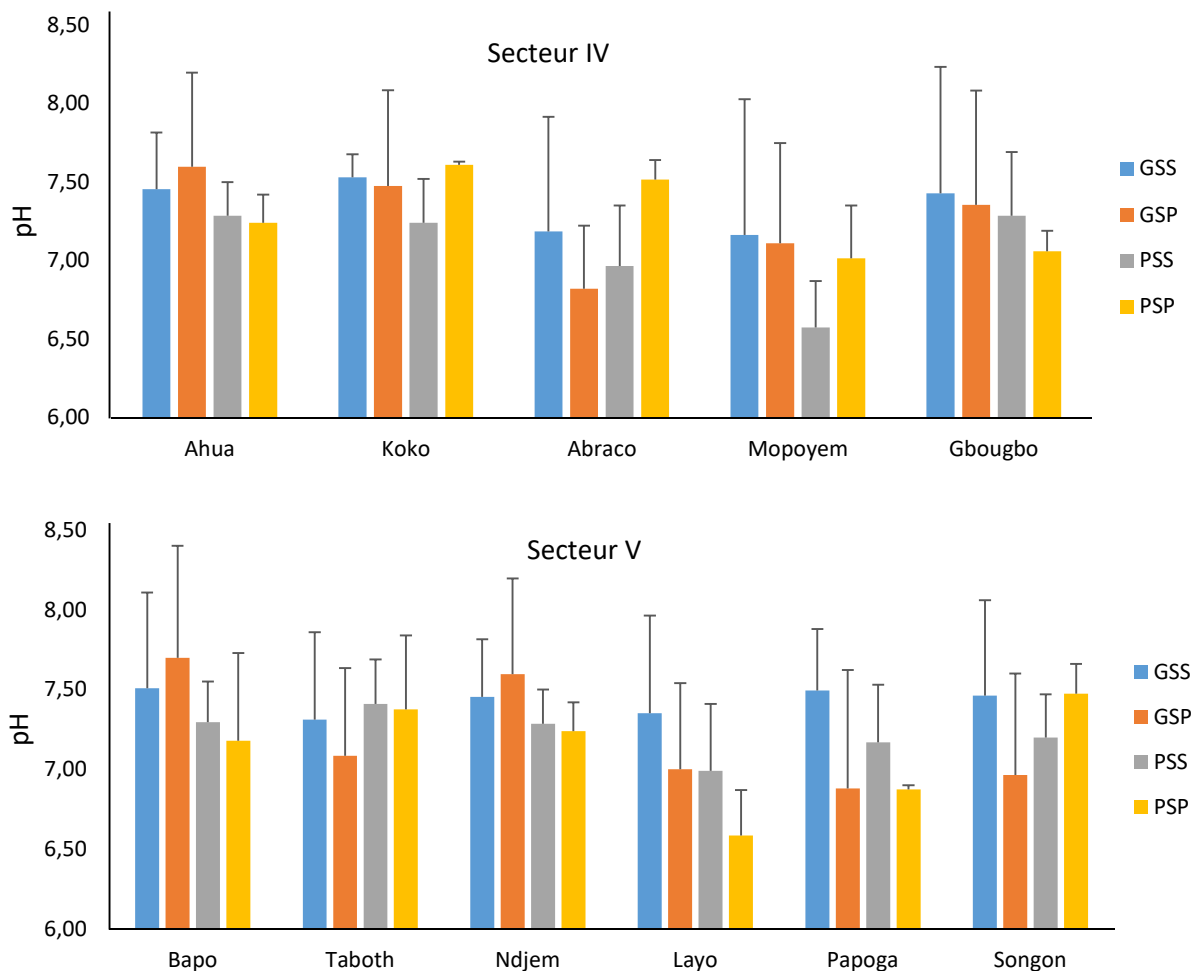


Figure 26 : Variation du pH des sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié. GSS = grande saison sèche, GSP= grande saison pluvieuse, PSS= petite saison sèche, PSP = petite saison pluvieuse

3.2.1.2. Granulométrie

La texture des sédiments collectés dans les cinq (05) stations des secteurs IV et V où la mortalité de poissons est fréquemment observée est consignée dans le Tableau XVIII. La texture des sédiments présente des proportions suivant l'ordre : fraction sableuse > fraction limoneuse > fraction argileuse. Dans l'ensemble des stations, les sédiments sont majoritairement sableux, avec des proportions comprises entre 51,2 et 84,7 %. Les fractions fines (argile et limon) sont faibles avec des pourcentages compris entre 3 et 28 %. Bien que la proportion des fractions varie très peu d'une station à une autre, la station de Koko dans le secteur V enregistre la fraction grossière la plus importante (84,7 %).

Tableau XVIII : Granulométrie des sédiments collectés dans les secteurs IV et V de la lagune

Stations	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)
Ahua	7,53	4,2	81,5
Abraco	13,4	5,87	74,8
Koko	8,2	3,33	84,7
Layo	28,7	10,1	51,2
Ndjem	5,07	6,53	79,8

Ebrié

3.2.1.2. Teneur en carbone organique total (COT)

La Figure 27 présente la teneur en COT des sédiments collectés dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié. La teneur en COT des sédiments est comprise entre 0,26 et 27,8 % pour l'ensemble des stations. La matière organique dans les sédiments du secteur IV est plus élevée que celle du secteur V, avec des moyennes respectives de $13,2 \pm 8,93$ % et $1,41 \pm 1,22$ %. Cependant, les teneurs de COT des sédiments dans le secteur IV et V ne présentent aucune différence significative (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

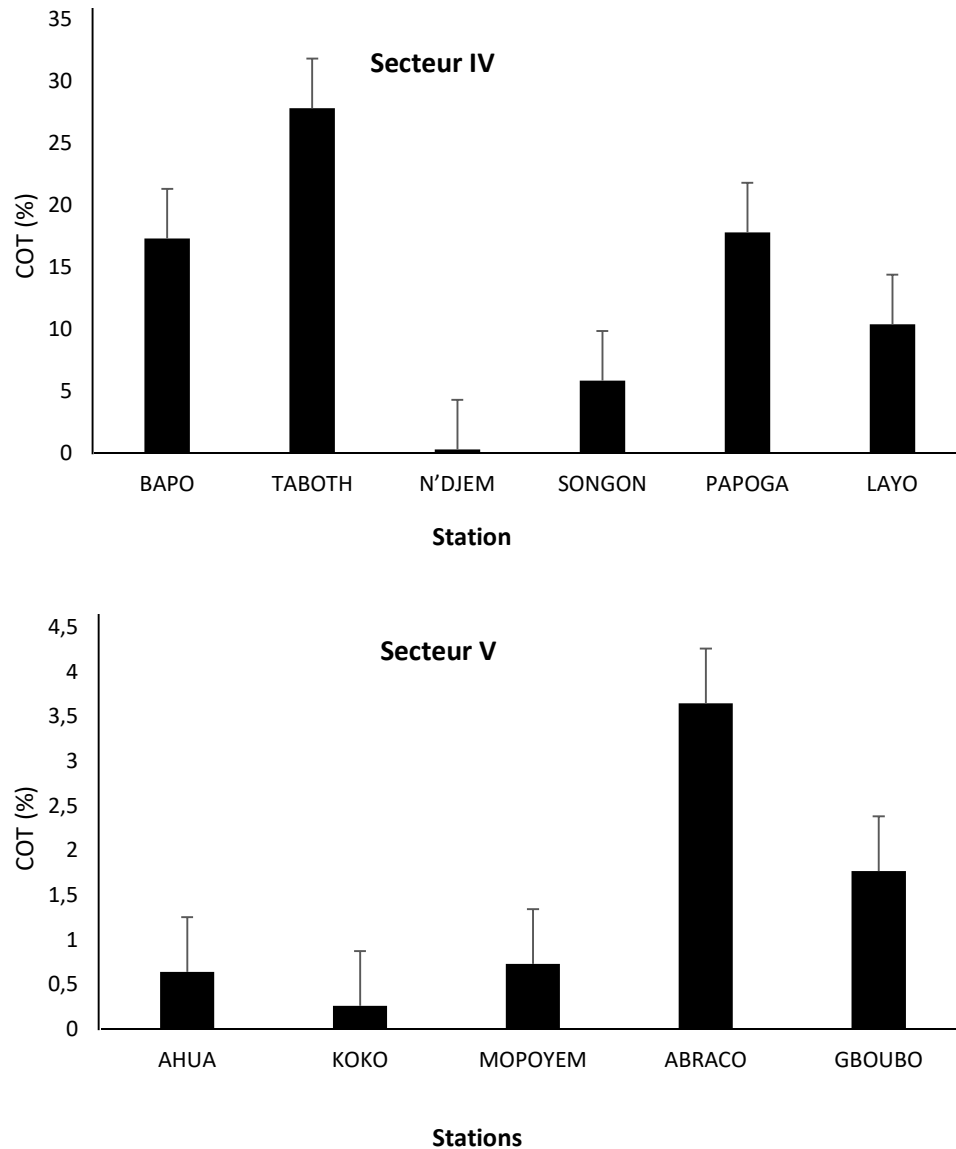


Figure 27 : Teneur en carbone organique total (COT) des sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié

3.2.2. Variation spatiale et saisonnière de la concentration des métaux dans les sédiments des secteurs IV et V

3.2.2.1. Variation spatiale et saisonnière de la concentration d'arsenic

La Figure 28 illustre la variation spatiale et saisonnière de la concentration de l'arsenic dans les sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié. Dans l'ensemble des stations, les concentrations d'arsenic dans les sédiments sont comprises entre 0,36 et 2,74 $\mu\text{g/g}$. La concentration d'arsenic la plus élevée est enregistrée à la station de Bapo dans le secteur IV.

Dans l'ensemble, les valeurs moyennes de la concentration d'arsenic varient entre 0,87 et 1,46 $\mu\text{g/g}$. Ces valeurs sont inférieures à la concentration de référence d'arsenic dans les sédiments (2,00 $\mu\text{g/g}$). Ces résultats indiquent que les sédiments des secteurs IV et V ne sont pas contaminés par l'arsenic. Les valeurs moyennes de la concentration d'arsenic ne diffèrent pas significativement (Test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) d'une station à une autre dans les deux secteurs.

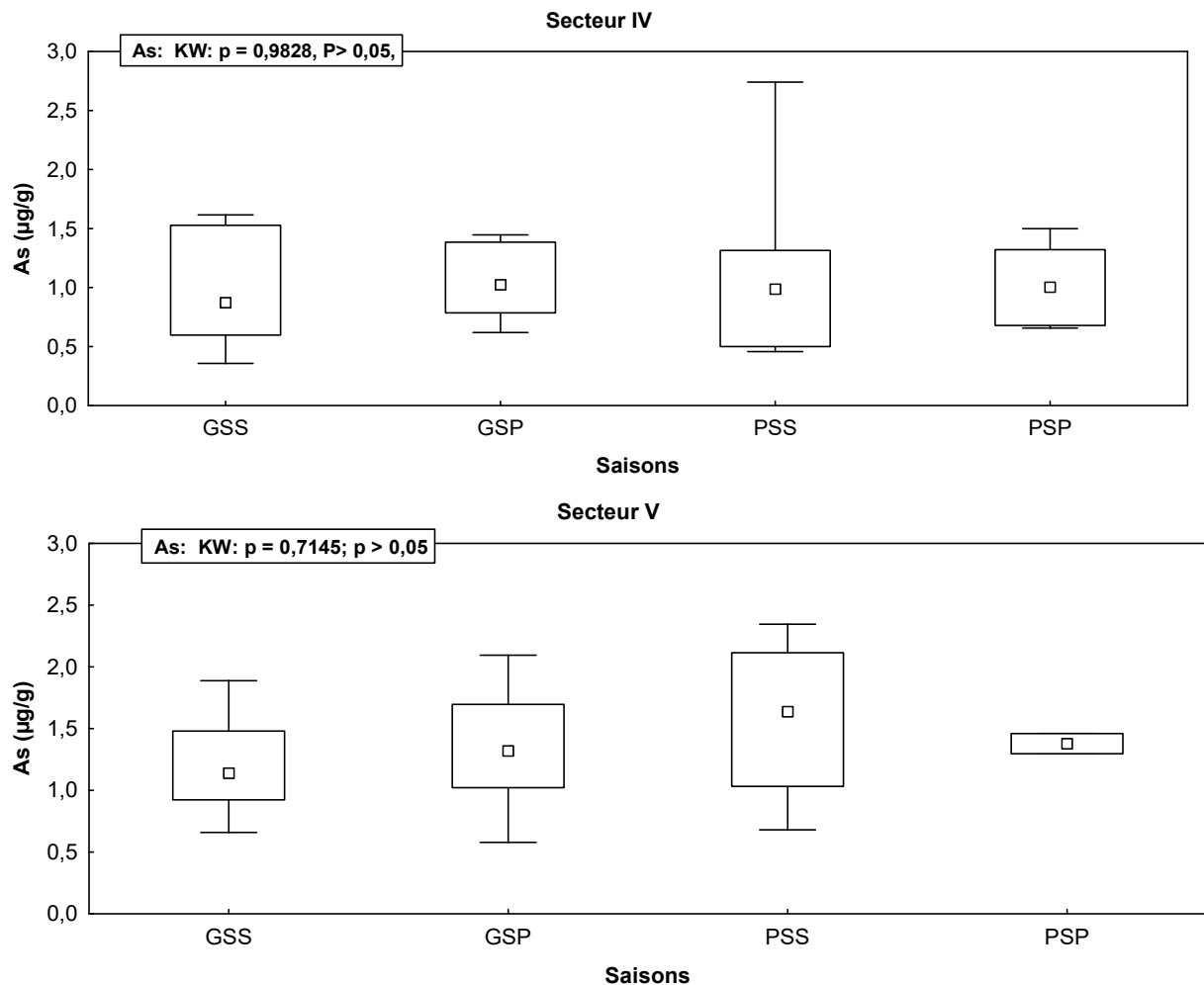


Figure 28 : Variation spatiale et saisonnière de la concentration d'arsenic dans les sédiments

3.2.2.2. Variation spatiale et saisonnière de la concentration de cadmium

La Figure 29 montre la variation spatiale et saisonnière de la concentration de cadmium dans les sédiments des secteurs IV et V. Les concentrations de cadmium dans les sédiments varient entre 0,03 et 0,62 $\mu\text{g/g}$ dans les secteurs IV et V. La concentration la plus élevée de cadmium est obtenue à la station de Mopoyem dans le secteur V au cours de la grande saison pluvieuse. Dans l'ensemble des stations, les valeurs moyennes de la concentration de cadmium

sont comprises entre 0,12 et 0,36 $\mu\text{g/g}$. Ces valeurs sont 1 à 3 fois supérieures à la concentration de référence de cadmium dans les sédiments (0,10 $\mu\text{g/g}$). Ce qui suggère que les sédiments sont contaminés par le cadmium. Toutefois, la variation des valeurs moyennes de la concentration de cadmium dans les sédiments ne diffère pas significativement (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) au cours des saisons.

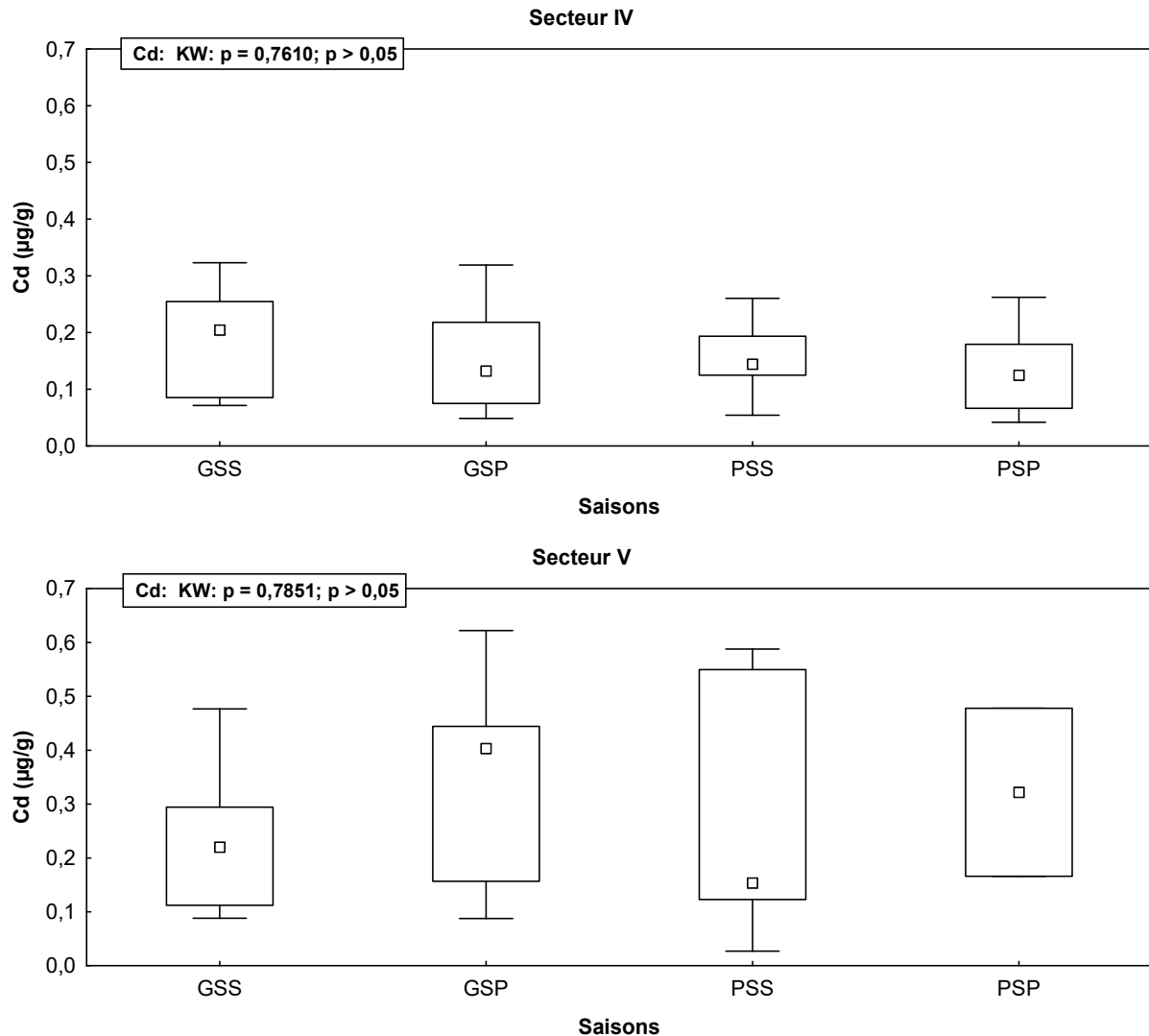


Figure 29 : Variation spatiale et saisonnière de la concentration de cadmium dans les sédiments

3.2.2.3. Variation spatiale et saisonnière de la concentration de plomb

La Figure 30 montre la variation spatiale et saisonnière de la concentration de plomb dans les sédiments. Pour l'ensemble des stations, les concentrations du plomb dans les sédiments sont comprises entre 2,67 et 73,1 $\mu\text{g/g}$. La concentration de plomb la plus élevée est enregistrée à la station d'Ahua dans le secteur V au cours de la grande saison pluvieuse. A l'exception des petites saisons sèche et pluvieuse, les valeurs moyennes de la concentration

saisonniers de plomb dans le secteur IV sont 1 à 2 fois supérieures à la concentration limite de plomb dans les sédiments ($17 \mu\text{g/g}$). Ce résultat traduit une contamination des sédiments des secteurs IV et V par le plomb. Mais, l'analyse de variance de la concentration moyenne de plomb dans les sédiments pour les stations et au cours des saisons ne présente aucune différence significative (Test de Brown-Forsythe, $p > 0,05$).

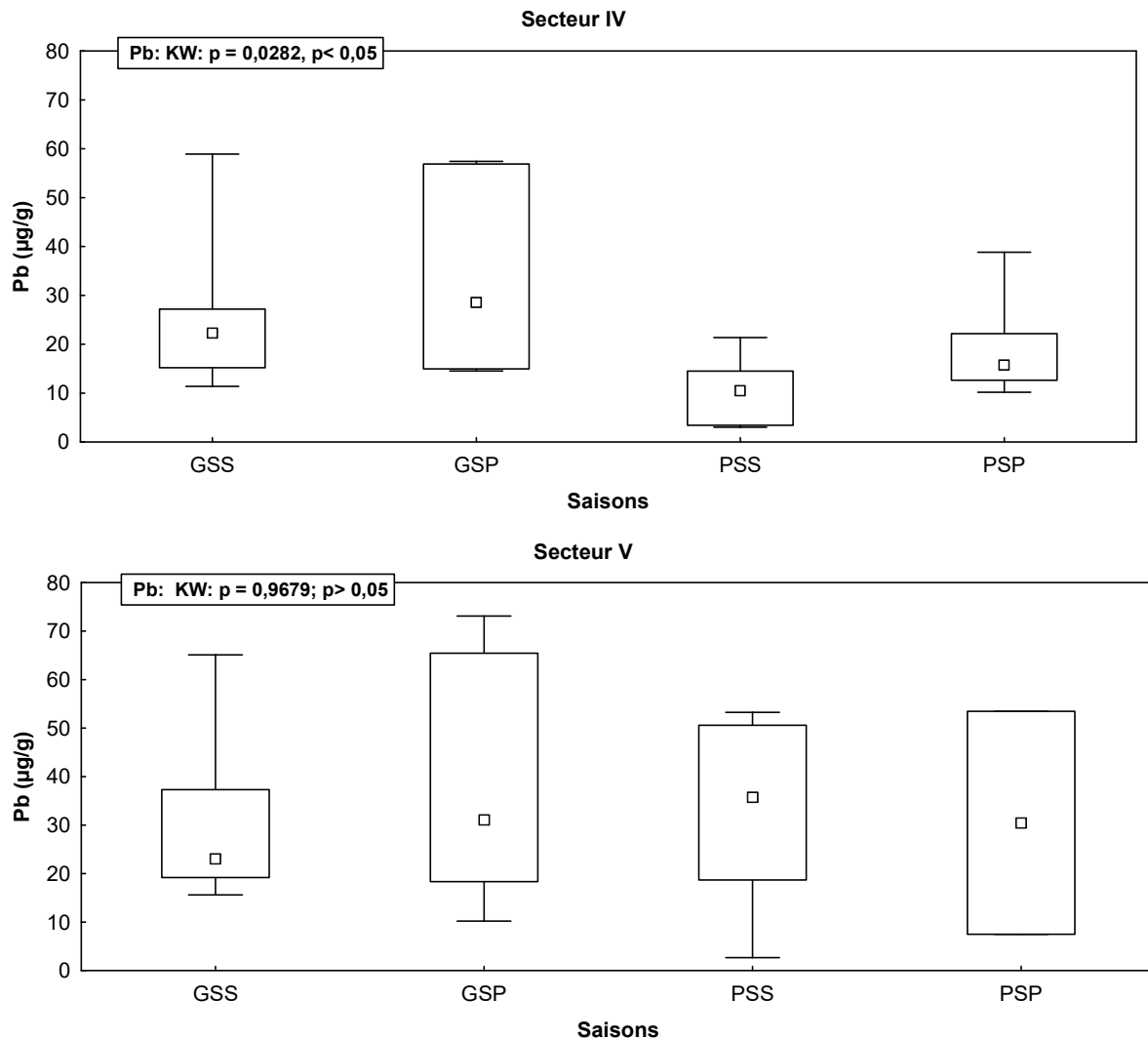


Figure 30 : Variation spatiale de la concentration de plomb dans les sédiments

3.2.2.4. Variation spatiale et saisonnière de la concentration de mercure

La Figure 31 présente la variation spatiale et saisonnière de la concentration de mercure dans les sédiments des secteurs IV et V. Dans l'ensemble des stations, Les concentrations de mercure dans les sédiments varient entre $0,19$ et $0,76 \mu\text{g/g}$. La concentration de mercure la plus élevée est obtenue dans le secteur V, à la station de Koko pendant la petite saison sèche. Les valeurs moyennes de la concentration de mercure dans les sédiments sont comprises entre $0,33$ et $0,46 \mu\text{g/g}$ pour le secteur IV et entre $0,43$ et $0,50 \mu\text{g/g}$. Les valeurs moyennes de la

concentration du mercure sont 6 à 8 fois supérieures à la concentration de référence du mercure dans les sédiments ($0,056 \mu\text{g/g}$). Ce résultat suggère une contamination des sédiments des secteurs IV et V par le mercure. Toutefois, la variation de la concentration de mercure ne diffère pas significativement (Test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) entre les stations et au cours des saisons.

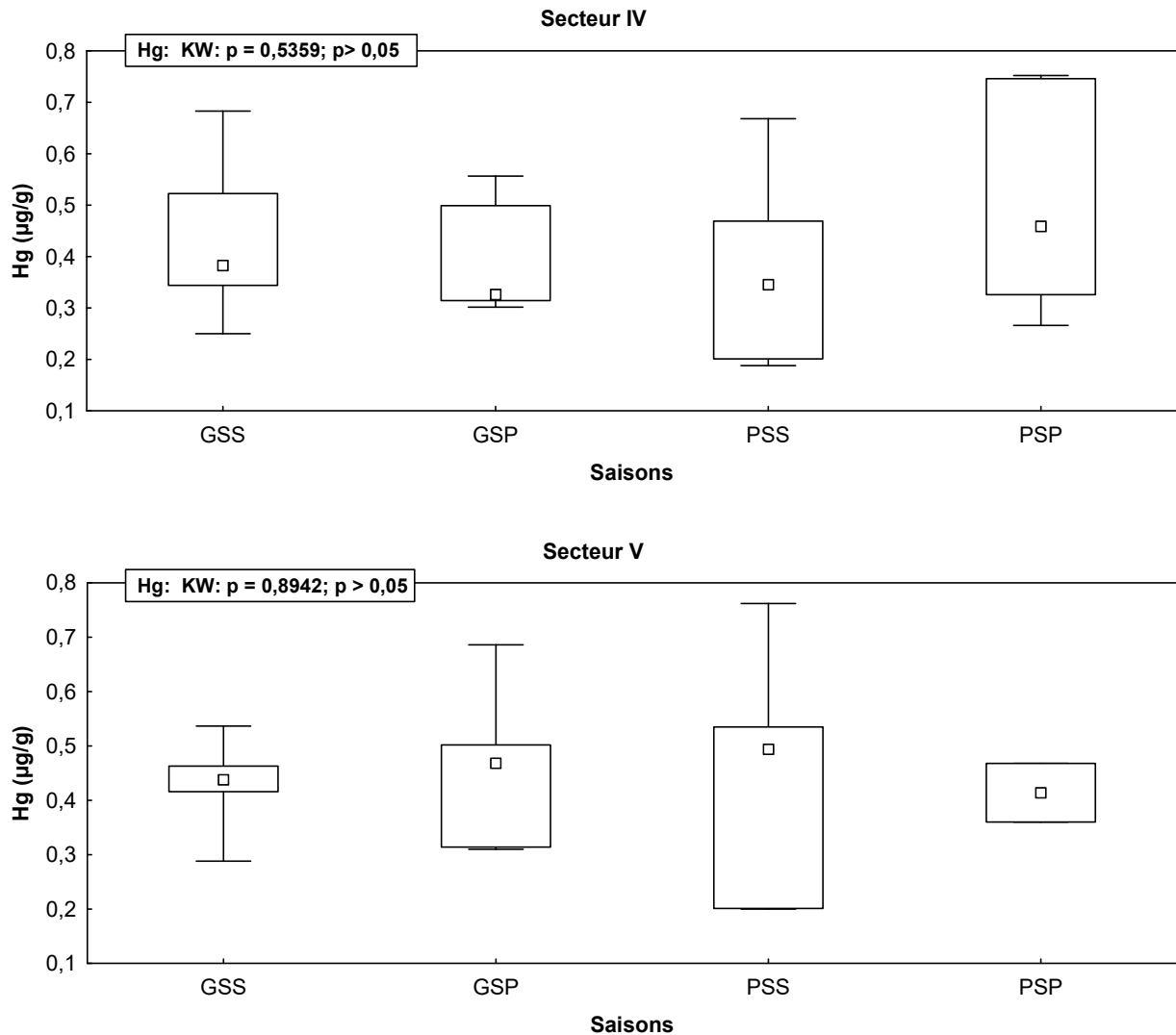


Figure 31 : Variation spatiale de la concentration de mercure dans les sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié

3.2.3. Niveau de contamination et sources probables des métaux des sédiments des secteurs IV et V

3.2.3.1. Niveau de contamination des sédiments

3.2.3.1.1. Indice de géo-accumulation

Les valeurs de l'indice de contamination des sédiments par l'arsenic, le cadmium, le mercure et le plomb au cours des quatre saisons sont présentées dans le Tableau XIX.

Les valeurs de l'indice de géo-accumulation de l'arsenic sont inférieures à zéro (0). La valeur moyenne de l'indice de géo-accumulation au cours des quatre saisons varie entre $-1,47 \pm 0,70$ et $-1,27 \pm 0,58$. Ce qui traduit que les sédiments collectés sont non contaminés par l'arsenic ($I_{\text{géo}} < 0$) dans l'ensemble des stations et au cours des quatre saisons.

En ce qui concerne le cadmium et le plomb, les valeurs de l'indice de géo-accumulation moyen sont inférieurs à 1 pendant les quatre saisons. Dans l'ensemble, les valeurs de ces indices varient entre $-0,09$ et $1,94$. Cela traduit un niveau de contamination allant de non contaminé à modérément contaminé des sédiments par le cadmium et le plomb.

Quant au mercure, les indices de géo-accumulation varient de $1,16$ et $3,16$ pour l'ensemble des saisons. Ces indices traduisent un niveau de contamination allant de modérément contaminé à fortement contaminé. Dans l'ensemble, le niveau de contamination des sédiments par le mercure est modéré, avec un indice de géo-accumulation moyen compris entre $2,32 \pm 0,38$ et $2,45 \pm 0,56$ au cours des quatre saisons.

Tableau XIX : Indices de géo-accumulation de l'arsenic, cadmium, mercure et plomb des sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié

	Métaux	Ahua	Koko	Bapo	Taboth	N'djem	Songon	Papoga	Layo	Abraco	Mopoyem	Gbougbo	Moy±EC
Grande saison Pluvieuse	As	-1,44	-1,02	-3,07	-1,53	-0,97	-0,89	-2,33	-2,09	-1,70	-2,19	-0,67	-1,47±0,70
	Cd	0,94	0,23	-0,84	-1,10	1,08	0,67	0,74	0,12	1,64	-0,45	0,76	0,55±0,81
	Hg	2,41	2,31	2,13	2,03	2,24	2,64	1,57	3,02	2,46	1,78	2,35	2,32±0,38
	Pb	-0,41	0,55	-0,44	-0,75	0,02	1,21	-1,16	0,09	0,07	-0,40	1,35	0,21±0,74
Grande saison Sèche	As	-2,37	-1,52	-1,05	-2,28	-1,12	-1,30	-1,93	-1,85	-0,91	-1,36	-0,82	-1,42±0,51
	Cd	0,03	1,54	-0,21	-1,65	-0,21	1,06	0,51	-1,03	2,02	-0,80	1,25	0,63±1,11
	Hg	2,51	1,90	1,95	1,90	2,57	2,73	1,97	1,84	3,03	2,68	1,88	2,33±0,42
	Pb	0,29	-0,47	1,16	-0,81	0,12	1,17	-0,77	0,21	0,28	-0,71	1,36	0,37±0,77
Petite saison Sèche	As	-0,52	-1,54	-0,13	-1,19	-1,70	-2,71	-1,51	-2,59	-1,22	-1,55	-0,35	-1,16±0,79
	Cd	1,54	-2,50	0,77	-0,29	-1,49	-0,09	-0,08	0,34	0,07	-0,81	1,94	0,40±1,22
	Hg	2,58	3,18	1,26	1,61	2,48	2,99	1,16	2,37	1,25	2,45	2,60	2,33±0,69
	Pb	1,52	0,55	-3,07	-1,26	-2,90	-1,30	-0,25	-0,81	-3,26	-1,32	0,43	-0,34±1,51
Petite saison Pluvieuse	As	-0,50	-1,21	-1,18	-2,14	-1,00	-1,79	-1,40	-2,19	-1,04	-2,14	-0,60	-1,27±0,58
	Cd	1,85	0,12	0,23	-1,20	0,13	-1,87	0,78	-0,90	1,64	-0,31	-0,07	0,43±1,08
	Hg	2,51	2,48	1,96	1,66	2,67	3,15	2,19	3,16	2,10	1,26	2,67	2,45±0,56
	Pb	1,06	1,07	-1,32	-0,94	-1,01	0,61	-0,20	-0,49	-1,77	-0,45	0,99	0,09±0,97

3.2.3.1.2 Facteur d'enrichissement (FE)

Les facteurs d'enrichissement des sédiments dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié sont présentés au Tableau XX. Dans l'ensemble, le facteur d'enrichissement varie considérablement d'une station à une autre. Les valeurs du facteur d'enrichissement de l'arsenic varient entre 0,21 et 55,9 pour l'ensemble des stations. Le facteur d'enrichissement le plus élevé est obtenu à Koko au cours de la grande saison sèche (55,9). La moyenne du facteur d'enrichissement de l'arsenic au cours des différentes saisons est située autour de 1. Ce résultat traduit un niveau d'enrichissement modéré ($1 < FE < 3$) en arsenic.

Pour le cadmium, les valeurs du facteur d'enrichissement sont comprises entre 0,76 et 328 pour l'ensemble des stations et des saisons. Le facteur d'enrichissement du cadmium le plus élevé (328) est enregistré au cours de la grande saison pluvieuse à Koko. Les valeurs du facteur d'enrichissement moyen pour l'ensemble des stations sont comprises entre 3 et 4, traduisant un niveau d'enrichissement modéré en cadmium.

Quant au mercure, les valeurs des facteurs d'enrichissement sont comprises entre 3,43 et 1027, pour l'ensemble des stations. La valeur la plus élevée du facteur d'enrichissement est enregistrée à la station de Koko au cours de la petite saison sèche. Les valeurs moyennes du facteur d'enrichissement du mercure sont comprises entre $13,8 \pm 171$ et $15,2 \pm 192$. Ces moyennes des facteurs d'enrichissement indiquent que les sédiments collectés sont fortement enrichis ($10 < FE < 25$) en mercure. Plus de 36 % des échantillons de sédiments présentent un niveau d'enrichissement extrême ($FE > 50$) notamment dans les stations d'Ahua, de Koko et d'Abraco.

En ce qui concerne le plomb, les valeurs du facteur d'enrichissement sont comprises entre 0,15 et 237. Les facteurs d'enrichissement moyens du plomb varient entre $2,19 \pm 64,3$ et $3,60 \pm 28,7$. Ces valeurs indiquent un niveau d'enrichissement allant de non enrichi à modérément enrichi pour l'ensemble des saisons. Cependant, des sédiments présentent un niveau fortement enrichi avec des valeurs du facteur d'enrichissement supérieures à 25.

Tableau XX : Facteurs d'enrichissement des sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié en arsenic, cadmium, mercure et plomb

Saison	Métaux	Ahua	Koko	Bapo	Taboth	N'Djem	Songon	Papoga	Layo	Abraco	Mopoyem	Gbougbo	Moy±EC
Grande saison	As	11,4	39,4	0,84	0,64	13,8	0,66	0,53	0,43	0,77	11,3	1,10	1,04±11,4
	Cd	60,5	328	1,51	0,98	26,0	3,38	2,88	0,76	5,85	16,7	4,62	4,30±93,2
	Pluvieuse Hg	336	423	6,72	11,5	178	10,7	7,92	5,57	11,7	185	7,19	14,0±147
	Pb	72,2	81,5	3,90	1,77	32,6	3,65	1,19	1,79	1,75	17,7	5,00	3,60±28,7
Grande saison	As	21,7	55,9	0,21	1,07	15,3	0,87	0,40	0,37	0,44	6,39	1,23	1,00±16,4
	Cd	113	133	0,98	1,45	63,4	2,58	3,37	1,69	4,48	21,3	3,30	4,08±47,5
	Sèche Hg	313	561	7,64	12,6	142	10,1	6,01	12,6	7,93	99,6	9,95	13,8±172
	Pb	44,4	165	1,29	1,85	30,4	3,75	0,90	1,66	1,51	22,0	4,97	3,22±47,0
Petite saison	As	41,2	38,9	1,60	1,36	9,26	0,25	0,71	0,26	0,62	9,89	1,52	1,25±14,9
	Cd	171	19,9	2,97	2,53	10,6	1,52	1,91	1,96	1,51	16,62	7,48	3,68±47,9
	Sèche Hg	353	1027	4,18	9,43	167	12,8	4,52	8,04	3,43	158	11,8	14,0±297
	Pb	169	165	0,21	1,29	4,04	0,66	1,69	0,88	0,15	11,6	2,61	2,19±64,3
Petite saison	As	41,6	48,9	0,77	0,70	15,0	0,47	0,77	0,34	0,70	6,59	1,29	1,15±17,2
	Cd	212	122	2,05	1,35	32,8	0,44	3,46	0,83	4,49	23,4	1,85	3,74±65,9
	Pluvieuse Hg	335	631	6,78	9,80	191	14,4	9,24	13,90	6,17	69,5	12,4	15,2±193
	Pb	123	237	0,70	1,61	14,9	2,47	1,76	1,11	0,42	21,3	3,86	2,96 ±72,7

3.2.3.2. Sources probables des métaux

3.2.3.2.1. Facteur d'enrichissement

Le facteur d'enrichissement (FE) des métaux dans les sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié est présenté à la Figure 32. Les valeurs du facteur d'enrichissement varient entre 1 et 1,25 pour l'arsenic, entre 3,68 et 4,30 pour le cadmium, entre 13,8 et 15,2 pour le mercure et entre 2,19 et 3,60 pour le plomb. Les valeurs moyennes sont de $1,11 \pm 0,11$; $3,95 \pm 0,28$; $14,2 \pm 0,59$ et $2,99 \pm 0,63$ respectivement pour l'arsenic, le cadmium, le mercure et le plomb. Le facteur d'enrichissement de l'arsenic est approximativement égal à 1 ($FE(As) \approx 1$), tandis que les facteurs d'enrichissement du cadmium, du mercure et du plomb sont supérieurs à 1. Ces résultats suggèrent une origine naturelle ou lithogénique de l'arsenic. Par contre, les éléments cadmium, mercure et plomb seraient de source anthropique.

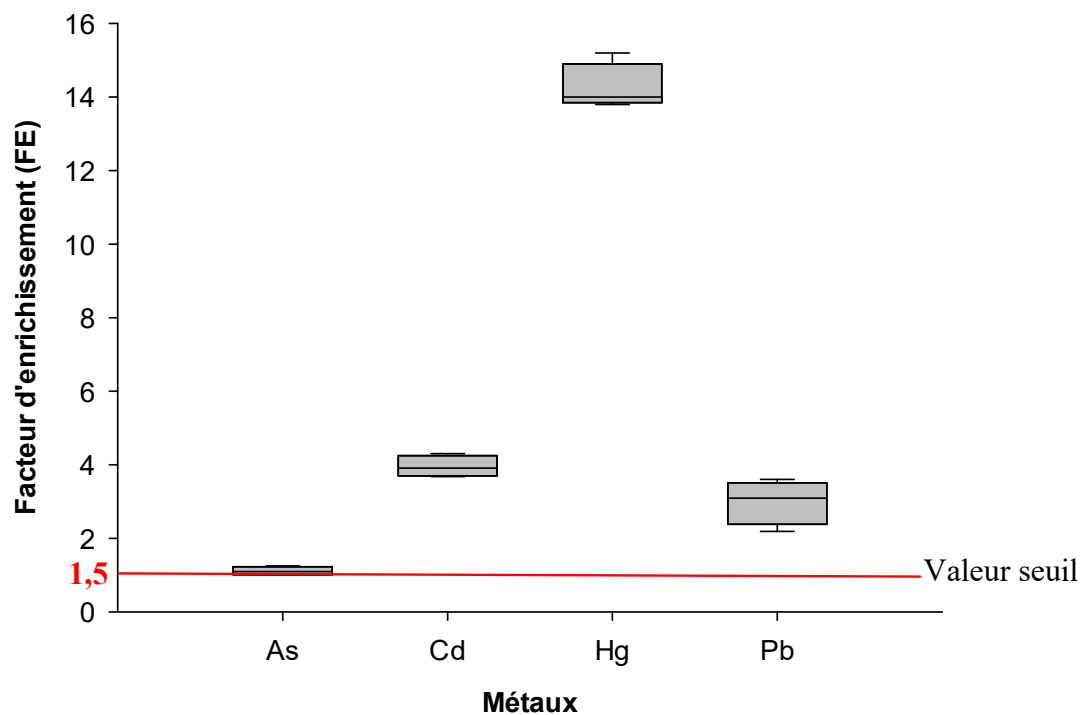


Figure 32 : Facteur d'enrichissement des métaux dans les sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié

3.2.3.2.2. Matrices de corrélation de Pearson

Le Tableau XXI présente la matrice de corrélation entre la concentration des métaux dans les sédiments et les paramètres physico-chimiques. La matrice de corrélation de Pearson entre les paramètres physico-chimiques et la concentration des métaux dans les sédiments révèle une corrélation positive entre l'arsenic le mercure, le plomb et le pH et la fraction sableuse du sédiment avec des coefficients de corrélation respectif de : 0,35 ; 0,02, 0,22 et 0,63. Le cadmium est positivement corrélié avec la fraction limoneuse des sédiments. Une corrélation positive et significative ($p < 0,05$) est observée entre le carbone organique total (COT) (matière organique) et les métaux que sont : le cadmium (0,60), le mercure (0,64) et le plomb (0,72). Les résultats montrent également une corrélation significative entre le fer et l'arsenic (0,54).

La corrélation entre les concentrations des métaux dans l'eau et les sédiments dans l'ensemble des stations est présentée dans le Tableau XXII. Il ressort de l'analyse de corrélation entre les concentrations des métaux dans les sédiments et celles de l'eau qu'il existe une corrélation positive entre les concentrations des métaux dans l'eau et celles des sédiments. Ces corrélations sont fortes et significatives ($p < 0,05$) pour la concentration de chaque métal dans l'eau et dans les sédiments. Ces corrélations suggèrent que les concentrations des métaux dans l'eau proviendraient des sédiments.

Tableau XXI : Corrélation de Pearson entre les concentrations des métaux et les paramètres physico-chimiques des sédiments

	As	Cd	Hg	Pb	Fe	COT	pH	Argile	Limon	Sable
As	1									
Cd	0,58	1								
Hg	0,46	-0,12	1							
Pb	0,72	0,40	0,29	1						
Fe	0,54	0,36	0,12	0,25	1					
COT	-0,52	0,60	0,64	0,72	0,24	1				
pH	0,50	-0,07	0,43	0,37	-0,38	-0,11	1			
Argile	-0,54	-0,21	-0,33	-0,21	0,24	0,03	-0,61	1		
Limon	-0,35	0,12	-0,26	-0,13	0,48	-0,08	-0,78	0,61	1	
Sable	0,35	-0,18	0,02	0,22	-0,77	-0,22	0,63	-0,46	-0,68	1

En gras, les corrélations significatives à $p < 0,05$.

Tableau XXII : Corrélations de Pearson entre les concentrations des métaux dans l'eau et les sédiments

	As_eau	Cd_eau	Pb_eau	Hg_eau	As_sed	Cd_sed	Pb_sed	Hg_sed
As_eau	1,00							
Cd_eau	0,42	1,00						
Pb_eau	0,61	0,36	1,00					
Hg_eau	0,25	0,31	0,29	1,00				
As_sed	0,68	0,56	0,74	0,01	1,00			
Cd_sed	0,60	0,96	0,39	0,25	0,63	1,00		
Pb_sed	0,80	0,38	0,87	0,44	0,63	0,46	1,00	
Hg_sed	0,28	0,23	0,37	0,98	0,02	0,17	0,54	1,00

En gras les corrélations significatives à $p < 0,05$.

3.2.3.2.3. Analyse en composante principale (ACP) des concentrations des métaux et des paramètres physico-chimiques dans les sédiments

En ce qui concerne les sédiments, l'analyse en composante principale des paramètres physiques et chimiques et les concentrations des métaux sont présentées dans le Tableau XXIII. Trois principales composantes dont les valeurs propres sont supérieures à 1 sont prises en compte et leur représentation graphique est présentée à la Figure 33. Les trois facteurs expriment 77,8 % de la distribution des métaux et des paramètres physiques et chimiques. La première composante (Fact.1) exprime 42,1% de la variance totale et est fortement corrélée avec le pH (0,83), l'argile (0,74), le limon (0,71), l'arsenic (0,64) et le fer (0,63). La deuxième composante (Fact.2) est fortement corrélée avec le carbone organique total (COT) (0,78), le cadmium (0,80) et le plomb (0,83) et compte pour 24,3% de la variance totale. Quant à la troisième composante (Fact.3), elle présente une forte corrélation avec le mercure (0,83), et compte pour 11,4% de la variance totale.

Tableau XXIII : Matrice des coordonnées des variables basées sur les corrélations entre les concentrations des métaux et les paramètres physiques et chimiques dans les sédiments

	Fact. 1	Fact. 2	Fact. 3
pH	0,83	0,38	-0,04
COT	0,43	0,78	-0,14
Argile	0,74	-0,23	-0,05
Limon	0,71	-0,57	-0,15
Sable	-0,65	0,41	0,45
As	0,64	-0,41	-0,07
Cd	-0,29	0,80	0,28
Hg	-0,51	0,03	0,83
Pb	0,48	0,83	-0,10
Fe	0,63	0,47	0,54
Valeurs propres	3,79	2,19	1,02
% total de variance	42,2	24,3	11,4
Cumul % de variance	42,1	66,4	77,8

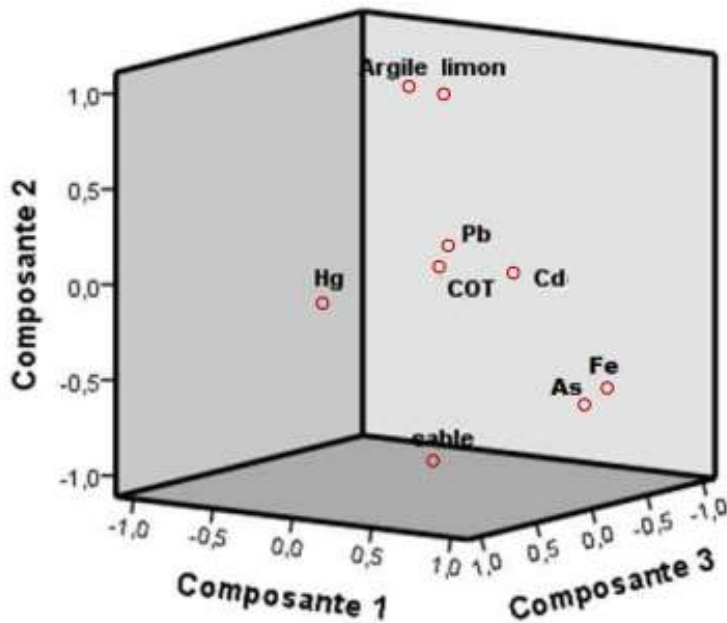


Figure 33 : Projection des paramètres physico-chimiques et des métaux dans les sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié sur les axes F1 et F2 (cercle de corrélation des variables)

3.2.4. Discussion

Les valeurs du pH des sédiments collectés dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié varient entre 6,5 et 7,7 avec une moyenne comprise entre $7,02 \pm 0,65$ et $7,48 \pm 0,40$. Dans l'ensemble, les sédiments présentent un pH neutre. Ce résultat est attribué à l'influence du pH de l'eau qui est également autour de 7. Nos résultats sont dans les mêmes gammes de valeurs ($7,58 \pm 0,42$ et $7,89 \pm 0,53$) rapportées dans les sédiments des secteurs II et III de la lagune Ebrié (Yao *et al.*, (2009). Il est admis que la granulométrie ou la texture des sédiments joue un rôle important dans l'absorption des métaux (Yacoub *et al.* 2012 ; Keumean *et al.* 2013 ; Srarfi *et al.* 2019). La fraction grossière ou sableuse est la fraction prédominante avec une moyenne de plus de 74 % de la composition des sédiments. La prédominance de la fraction sableuse par rapport aux fractions argileuse et limoneuse peut être attribuée au dépôt continu d'alluvions dans le lit de la lagune. En effet, le bassin versant du fleuve Agneby est caractérisé par des sédiments sablo-argileux qui sont continuellement drainés dans la lagune Ebrié (Dubreuil, 1960). Issola *et al.* (2008) ont rapporté des proportions similaires (95 à 98 %) de sable dans les sédiments collectés dans la lagune de Fresco. En ce qui concerne la teneur en carbone organique total (matière organique), il ressort que celle-ci est relativement élevée (27 %) dans les sédiments. Ce résultat peut s'expliquer par le déversement d'eaux usées fortement chargées en matières organiques. En effet, une étude préalablement réalisée sur l'effet des paramètres physiques et chimiques et des nutriments sur la mortalité des poissons dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié a montré un indice de contamination organique élevé du fait des eaux de ruissellement et des résidus de fertilisants (Boni *et al.*, 2016). Cette matière organique présente dans les sédiments absorbe les métaux qui peuvent être relargués dans la colonne d'eau suite aux variations de certains paramètres environnementaux tels que le pH, la teneur en oxydes de fer et de manganèse, etc. (Park *et al.*, 2011). Ainsi, les organismes aquatiques comme les poissons peuvent être contaminés par ces métaux et constituer un danger pour la santé des consommateurs (Schwab *et al.*, 2007). Les teneurs en COT obtenues dans les secteurs IV et V sont similaires à celles rapportées au Nigeria (24 %) (Ajiboye *et al.*, 2011) mais inférieures à celles (57 %) obtenues dans la lagune Burullus en Egypte (El-Badry & El Kammar, 2018). Ces lagunes à l'instar de la lagune Ebrié sont impactées par les activités humaines.

Outre les paramètres physico-chimiques, la variation saisonnière de la concentration d'arsenic, de cadmium, de mercure et de plomb dans les sédiments de surface a été déterminée. A l'exception de l'arsenic, les sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié présentent une contamination par le cadmium, le plomb et le mercure. Cette tendance se justifierait par le piégeage des métaux contenus dans les eaux de ruissellement, les eaux usées et les dépôts

atmosphériques de poussières. En effet, certains auteurs comme Redwan & Elhaddad (2017) ont indiqué que les sédiments peuvent constituer un réservoir de métaux issus des apports anthropiques ou naturels. De plus, la faible corrélation ($-0,20 < r < 0,36$) entre As, Cd, Pb et Hg et Fe indique que les métaux ne proviennent pas de source naturelle comme la désintégration de la roche mère. Par ailleurs, l'augmentation de la densité des populations et le développement des activités humaines pourraient justifier les concentrations élevées de mercure, de cadmium et de plomb respectivement dans les stations de Koko, Mopoyem et de Ahua du secteur V. Toutefois, l'influence des mêmes sources de pollution ainsi que l'impact du fleuve Agneby sur les deux secteurs pourraient expliquer le fait que l'analyse de variance ne montre aucune différence significative entre les concentrations des métaux dans les stations et au cours des saisons. Comparativement à nos résultats, Coulibaly *et al.* (2019) ont rapporté des concentrations de cadmium, de plomb et de mercure plus élevées dans les sédiments des secteurs I et II. La pression anthropique (eaux usées, combustion de carburant...) beaucoup plus importante dans ces secteurs contrairement à celle observée dans les communes de Dabou et de Jacquerville pourrait expliquer cette différence de concentrations de ces métaux. Pour les mêmes raisons, les concentrations moyennes de cadmium ($1,45 \mu\text{g.g}^{-1}$) et de plomb ($62 \mu\text{g.g}^{-1}$) dans les sédiments de la lagune Ouladine à Azurreti en Côte d'Ivoire (Keumean *et al.* 2020) ont été supérieures à celles obtenues dans le présent travail. Pour l'ensemble des stations, l'indice de géo-accumulation ($I_{geo} < 0$) indique que les sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié ne sont pas contaminés par l'arsenic. Par contre, ces sédiments présentent un niveau de contamination modéré par le cadmium et le plomb ($I_{geo} < 2$) et un niveau de contamination allant de modéré à fortement contaminé par le mercure ($2 < I_{geo} < 3$).

Quant au facteur d'enrichissement, les résultats montrent que les sédiments des secteurs IV et V sont enrichis en mercure, en cadmium et en plomb avec des valeurs moyennes supérieures à 2. Par contre, les sédiments ne sont pas enrichis en arsenic ($FE \approx 1$). Ces résultats corroborent l'origine naturelle de l'arsenic et l'origine anthropique et naturelle du cadmium, du mercure et du plomb obtenus avec les analyses en composante principale. Wognin *et al.* (2017) ont également rapporté un enrichissement important en métaux dans les sédiments de la lagune. De même, les travaux de Kouamelan *et al.* (2019) ont rapporté une contamination modérée en plomb. Mais ces auteurs ont obtenu un enrichissement modéré pour le mercure et le plomb contrairement à nos résultats. La différence entre nos résultats et ceux de ces auteurs pourrait se justifier par l'intensification des apports anthropiques du fait d'une urbanisation galopante dans la zone d'étude.

Par ailleurs, le facteur d'enrichissement, la corrélation et l'analyse en composante principale sont des outils couramment utilisés pour déterminer la source lithogénique et/ou anthropique des métaux dans les sédiments (Cai *et al.*, 2012 ; Ahamad *et al.*, 2020 ; Jian *et al.*, 2022). Excepté pour l'arsenic, les valeurs des facteurs d'enrichissement du cadmium, du mercure et du plomb sont toutes supérieures à 1. Ce qui indique qu'ils sont d'origine anthropique. L'analyse en composante principale (ACP) des concentrations des métaux et les paramètres physiques et chimiques des sédiments a permis de mettre en évidence les relations entre les différents paramètres et de déterminer les sources probables des métaux. Il ressort de cette analyse que le mercure et l'arsenic sont corrélés avec le Fer sur le facteur 1, ce qui traduit une origine naturelle probable de ces éléments. En effet, le fer est un élément naturellement abondant et dont la concentration est très peu influencée par un apport anthropique dans le milieu (Pena-Icart *et al.*, 2016). Cette forte contribution de l'arsenic et du fer sur le facteur 1 indique que les deux éléments proviennent d'une même source naturelle. Par contre, le cadmium, le plomb et le COT sont corrélés sur le facteur 2. Ce résultat suggère une source anthropique pour le cadmium et le plomb. En effet, la forte charge en matière organique est associée à l'influence des activités anthropiques de la zone d'étude (Boni *et al.*, 2016). La forte contribution du mercure sur le facteur 3 n'est associée ni à la matière organique ni au fer. Cette tendance suggérerait une origine naturelle et anthropique du mercure. Cependant, les concentrations, le facteur d'enrichissement élevés dans les sédiments ainsi que la corrélation positive et significative ($p < 0,05$) entre la concentration de mercure dans l'eau et les sédiments montrent que le mercure est principalement d'origine anthropique. L'analyse en composante principale corrobore les sources des métaux obtenues à partir du facteur d'enrichissement des sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié. Il est bien connu que les métaux à partir des sédiments, peuvent passer dans la colonne d'eau et contaminer les poissons. Par conséquent, la concentration des métaux dans les poissons a été déterminée ainsi que les risques pour la santé des populations de la zone d'étude.

Conclusion partielle

Les analyses des paramètres physico-chimiques et des concentrations des métaux dans les sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié ont également révélé une forte variabilité d'une station à une autre et d'une saison à l'autre. Ces écarts-types élevés pourraient s'expliquer par la grande variation de la distribution et des sources diverses d'émission des métaux (naturelle et/ou anthropique).

Chapitre 3 : Niveau de contamination des poissons (*Chrysichthys nigrodigitatus* et *Sarotherodon melanotheron*) en éléments traces métalliques dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié et risques sanitaires

3.3.1. Concentrations de l'arsenic, du cadmium, du mercure et du plomb dans les poissons et risques sanitaires

3.3.1.1. Concentrations de l'arsenic, du cadmium, du mercure et du plomb dans le muscle, le rein et le foie de *Chrysichthys nigrodigitatus*

Les concentrations moyennes de l'arsenic varient entre $0,12 \pm 0,03$ et $0,14 \pm 0,05$ mg/kg pour le muscle, entre $0,27 \pm 0,09$ et $0,40 \pm 0,17$ mg/kg pour le rein et entre $0,19 \pm 0,04$ et $0,26 \pm 0,11$ mg/kg pour le foie (Tableau XXIV). Les concentrations moyennes d'arsenic les plus élevées sont enregistrées dans les stations de Songon pour le muscle et à Ahua pour le rein et à la station de N'djem pour le foie. Dans l'ensemble des stations, les concentrations moyennes d'arsenic sont plus élevées dans le rein que dans le muscle et le foie. L'analyse de variance ne montre pas de différence significative ($p < 0,05$) entre les concentrations d'arsenic dans le muscle et le foie dans les différentes stations tandis que la concentration moyenne d'arsenic à Taboth est significativement ($p < 0,05$) plus élevée que celles des autres stations dans le rein.

Les concentrations moyennes de cadmium sont comprises entre $0,12 \pm 0,04$ et $0,30 \pm 0,23$ mg/kg, entre $0,34 \pm 0,13$ et $1,31 \pm 1,58$ mg/kg et entre $0,17 \pm 0,12$ et $0,26 \pm 0,11$ mg/kg respectivement pour le muscle, le rein et le foie. Le rein présente les concentrations moyennes de cadmium les plus élevées comparativement aux deux autres organes. Les concentrations moyennes de cadmium les plus élevées dans les trois organes sont obtenues à la station de de Taboth. Excepté la station de Taboth, les concentrations moyennes de cadmium dans les organes décroît dans l'ordre Cd rein > Cd foie > Cd muscle. L'analyse de variance ne montre pas de différence significative ($p < 0,05$) entre les concentrations de cadmium pour les trois organes dans l'ensemble des stations.

En ce qui concerne le plomb, les concentrations moyennes varient de $0,04 \pm 0,03$ à $0,11 \pm 0,03$ mg/kg pour le muscle, de $0,14 \pm 0,18$ à $0,32 \pm 0,24$ mg/kg pour le rein et de $0,10 \pm 0,07$ à $0,16 \pm 0,11$ mg/kg pour le foie. Les concentrations moyennes de plomb les plus élevées sont enregistrées à la station de Ndjem pour le muscle et le foie et à la station de Taboth pour le rein. Dans l'ensemble des stations, l'ordre de grandeur de la concentration moyenne de plomb dans les différents organes s'établit comme suit : Pb rein > Pb foie > Pb muscle. L'analyse de

variance montre une différence significative ($p < 0,05$) entre les concentrations de plomb des différentes stations pour le muscle et le rein. Par contre, celles du foie ne présentent aucune différence significative ($p < 0,05$) dans l'ensemble des stations.

Quant au mercure, les concentrations moyennes sont comprises entre $0,17 \pm 0,05$ et $0,21 \pm 0,11 \text{ mg.kg}^{-1}$, entre $0,57 \pm 0,09$ et $2,37 \pm 2,89 \text{ mg.kg}^{-1}$ et entre $0,26 \pm 0,2$ et $0,39 \pm 0,16 \text{ mg.kg}^{-1}$ respectivement pour le muscle, le rein et le foie. Les concentrations moyennes de mercure les plus élevées sont enregistrées à la station de Taboth pour le muscle, le rein et le foie. La concentration moyenne de mercure dans les trois organes décroît comme suit : Hg rein > Hg foie > Hg muscle. Les concentrations moyennes de mercure ne présentent pas de différence significative ($p < 0,05$) dans les différentes stations pour les trois organes étudiés.

Tableau XXIV : Concentrations (mg/kg) de l'arsenic, du cadmium, du mercure et du plomb dans le muscle, le rein et le foie de *Chrysichthys nigrodigitatus*

Organe	Métaux	Ahua	Taboth	N'djem	Songon	Layo
Muscle	As	0,13 ± 0,05	0,13 ± 0,03	0,12 ± 0,03	0,14 ± 0,05	0,13 ± 0,04
	Cd	0,16 ± 0,07	0,30 ± 0,23	0,15 ± 0,03	0,15 ± 0,02	0,12 ± 0,04
	Pb	0,04 ± 0,03	0,09 ± 0,07	0,11 ± 0,02	0,07 ± 0,06	0,05 ± 0,05
	Hg	0,20 ± 0,07	0,21 ± 0,11	0,17 ± 0,05	0,19 ± 0,09	0,19 ± 0,10
Rein	As	0,40±0,17	0,39±0,15	0,34±0,09	0,39±0,17	0,27±0,09
	Cd	0,72±0,66	1,31±1,58	0,36±0,16	0,34±0,20	0,34±0,13
	Pb	0,21±0,05	0,32±0,24	0,25±0,13	0,22±0,11	0,14±0,18
	Hg	1,69±1,35	2,37±2,89	0,62±0,18	0,67±0,33	0,57 ± 0,40
Foie	As	0,24±0,06	0,21±0,06	0,26±0,11	0,21±0,05	0,19±0,04
	Cd	0,24±0,10	0,26±0,11	0,26±0,19	0,17±0,12	0,21±0,07
	Pb	0,11±0,05	0,14±0,12	0,16±0,11	0,12±0,08	0,10±0,07
	Hg	0,26±0,20	0,29±0,07	0,39±0,16	0,27±0,20	0,27±0,35

3.3.1.2. Concentrations de l'arsenic, du cadmium, du mercure et du plomb dans le muscle, le rein et le foie de *Sarotherodon melanotheron*

Les concentrations moyennes de l'arsenic, du cadmium, du plomb et du mercure dans le muscle, le rein et le foie de *Sarotherodon melanotheron* sont consignées dans le Tableau XXV.

Les concentrations moyennes de l'arsenic sont comprises entre $0,06 \pm 0,04$ et $0,14 \pm 0,06$ mg.kg⁻¹, entre $0,24 \pm 0,03$ et $0,40 \pm 0,04$ mg.kg⁻¹ et entre $0,23 \pm 0,09$ et $0,27 \pm 0,10$ mg.kg⁻¹ respectivement pour le muscle, le rein et le foie. Les concentrations moyennes d'arsenic les plus élevées sont enregistrées à la station de N'djem pour le muscle et le foie et à la station de Songon pour le rein. Dans l'ensemble des stations, les concentrations moyennes d'arsenic évoluent dans l'ordre As rein > As foie > As muscle. L'analyse de variance montre une différence significative ($p < 0,05$) entre les concentrations d'arsenic dans le muscle et le rein dans les différentes stations tandis que les concentrations moyennes d'arsenic dans le rein ne montrent aucune différence significative ($p < 0,05$).

Les concentrations moyennes de cadmium sont comprises entre $0,12 \pm 0,02$ mg.kg⁻¹ et $0,22 \pm 0,10$ mg.kg⁻¹ pour le muscle, entre $0,31 \pm 0,16$ mg/kg et $0,45 \pm 0,11$ mg.kg⁻¹ pour le rein et entre $0,19 \pm 0,08$ mg/kg et $0,30 \pm 0,04$ mg.kg⁻¹ pour le foie. Les concentrations moyennes de cadmium dans les organes décroît dans l'ordre Cd rein > Cd foie > Cd muscle. Les concentrations moyennes de cadmium les plus élevées sont obtenues dans à la station Ahua pour le muscle et le rein et à la station de Ndjem pour le foie. L'analyse de variance ne présente pas de différence significative ($p < 0,05$) entre les concentrations de cadmium dans le muscle et le rein pour l'ensemble des stations. Par contre, la concentration moyenne de cadmium dans le foie est significativement ($p < 0,05$) plus élevée à Songon que celle des autres stations.

Les concentrations moyennes du plomb varient de $0,03 \pm 0,03$ mg.kg⁻¹ à $0,09 \pm 0,07$ mg.kg⁻¹ pour le muscle, de $0,17 \pm 0,06$ à $0,23 \pm 0,06$ mg.kg⁻¹ pour le rein et de $0,11 \pm 0,09$ mg.kg⁻¹ à $0,20 \pm 0,04$ mg.kg⁻¹ pour le foie. Les concentrations moyennes de plomb les plus élevées sont enregistrées dans les stations de Ndjem pour les trois organes. Dans l'ensemble, l'ordre de grandeur de la concentration moyenne de plomb dans les différents organes s'établit comme suit : Pb rein > Pb foie > Pb muscle. L'analyse de variance ne montre pas de différence significative ($p < 0,05$) entre les concentrations de plomb des différentes stations les trois organes.

En ce qui concerne le mercure, les concentrations moyennes sont comprises entre $0,14 \pm 0,08$ mg/kg et $0,33 \pm 0,20$ mg/kg, entre $0,31 \pm 0,14$ mg/kg et $0,89 \pm 0,45$ mg/kg et entre

0,23 ± 0,09 et 0,31 ± 0,13 mg/kg respectivement pour le muscle, le rein et le foie. Les stations de Layo et Taboth enregistrent les concentrations moyennes de mercure les plus fortes pour le muscle, le foie et le rein, respectivement. De façon générale, la concentration moyenne de mercure dans les trois organes décroît suivant l'ordre : Hg rein > Hg muscle > Hg foie. Les concentrations moyennes de mercure ne présentent pas de différence significative ($p < 0,05$) dans les différentes stations pour les trois organes.

Tableau XXV : Concentrations (mg/kg) de l'arsenic, du cadmium, du mercure et du plomb dans le muscle, le rein et le foie de *Sarotherodon melanotheron*

Organe	Métaux	Ahua	Taboth	N'djem	Songon	Layo
Muscle	As	0,10 ± 0,05	0,06 ± 0,04	0,14 ± 0,06	0,08 ± 0,06	0,07 ± 0,04
	Cd	0,22 ± 0,10	0,15 ± 0,07	0,12 ± 0,02	0,15 ± 0,04	0,15 ± 0,12
	Pb	0,04 ± 0,05	0,03 ± 0,02	0,09 ± 0,07	0,03 ± 0,03	0,06 ± 0,05
	Hg	0,33 ± 0,05	0,31 ± 0,10	0,14 ± 0,08	0,31 ± 0,10	0,33 ± 0,20
Rein	As	0,35±0,08	0,35±0,11	0,33±0,15	0,40±0,44	0,24±0,03
	Cd	0,45±0,11	0,37±0,09	0,43±0,15	0,35±0,09	0,31±0,16
	Pb	0,17±0,06	0,19±0,06	0,23±0,06	0,20±0,05	0,17±0,08
	Hg	0,75±0,62	0,89±0,45	0,39±0,13	0,61±0,35	0,31±0,14
Foie	As	0,24±0,11	0,25±0,12	0,27±0,10	0,23±0,07	0,23±0,07
	Cd	0,27±0,12	0,19±0,08	0,28±0,06	0,30±0,04	0,24±0,10
	Pb	0,11±0,09	0,14±0,06	0,20±0,04	0,18±0,06	0,17±0,11
	Hg	0,29±0,07	0,31±0,13	0,23±0,09	0,31±0,10	0,28±0,10

3.3.1.3. Variation saisonnière de la concentration de l'arsenic, du cadmium, du plomb et du mercure dans le muscle, le rein et le foie de *C. nigrodigitatus* et *S. melanotheron*

3.3.1.3.1. Dans le muscle

La variation de la concentration saisonnière de l'arsenic dans la chair de *C. nigrodigitatus* et de *S. melanotheron* est représentée par la Figure 34.

Les concentrations saisonnières de l'arsenic dans le muscle des poissons varient entre $0,18 \pm 0,07$ et $0,21 \pm 0,08$ mg/kg pour *C. nigrodigitatus* et entre $0,23 \pm 0,01$ et $0,35 \pm 0,10$ mg/kg pour *S. melanotheron*. La concentration d'arsenic dans le muscle ne varie quasiment pas au cours des saisons chez *C. nigrodigitatus*. Par contre, chez *S. melanotheron* la concentration d'arsenic est plus élevée au cours de la grande saison pluvieuse ($0,35 \pm 0,16$ mg/kg). Quant au cadmium, les concentrations saisonnières sont comprises entre $0,03 \pm 0,02$ et $0,11 \pm 0,03$ mg/kg pour *C. nigrodigitatus* et entre $0,02 \pm 0,01$ et $0,07 \pm 0,05$ mg/kg pour *S. melanotheron*. Pour les deux espèces de poissons, les concentrations de cadmium sont plus élevées au cours de la petite saison pluvieuse. Les concentrations de plomb varient entre $0,13 \pm 0,02$ et $0,25 \pm 0,19$ mg/kg pour *C. nigrodigitatus* et entre $0,12 \pm 0,01$ et $0,20 \pm 0,05$ mg/kg pour *S. melanotheron*. La concentration de plomb obtenue au cours de la grande saison pluvieuse est élevée chez les deux types de poissons. En ce qui concerne le mercure, les concentrations varient entre $0,12 \pm 0,02$ mg/kg et $0,14 \pm 0,02$ mg/kg pour *C. nigrodigitatus* et entre $0,11 \pm 0,03$ mg/kg et $0,20 \pm 0,06$ mg/kg pour *S. melanotheron*. Pour les deux espèces de poissons, la concentration de mercure est pratiquement la même au cours des saisons.

Dans l'ensemble, les concentrations saisonnières des métaux dans le muscle sont plus élevées chez *S. melanotheron*. Toutefois, l'analyse de variance de la concentration des métaux dans le muscle de poissons au cours des saisons ne montre aucune différence significative (Test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

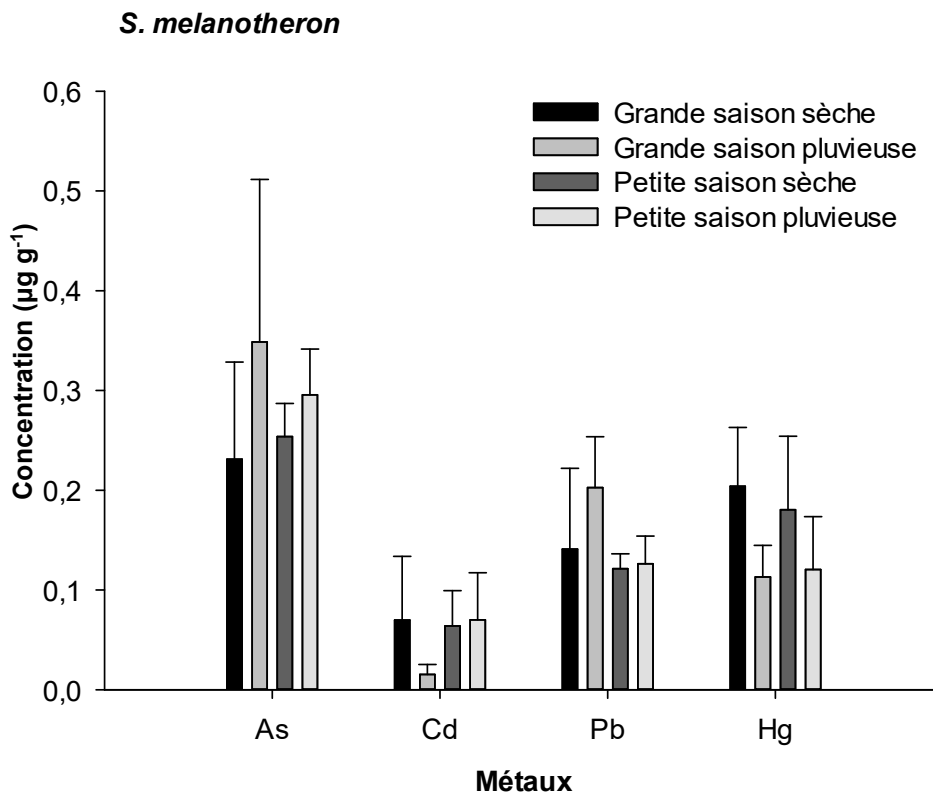
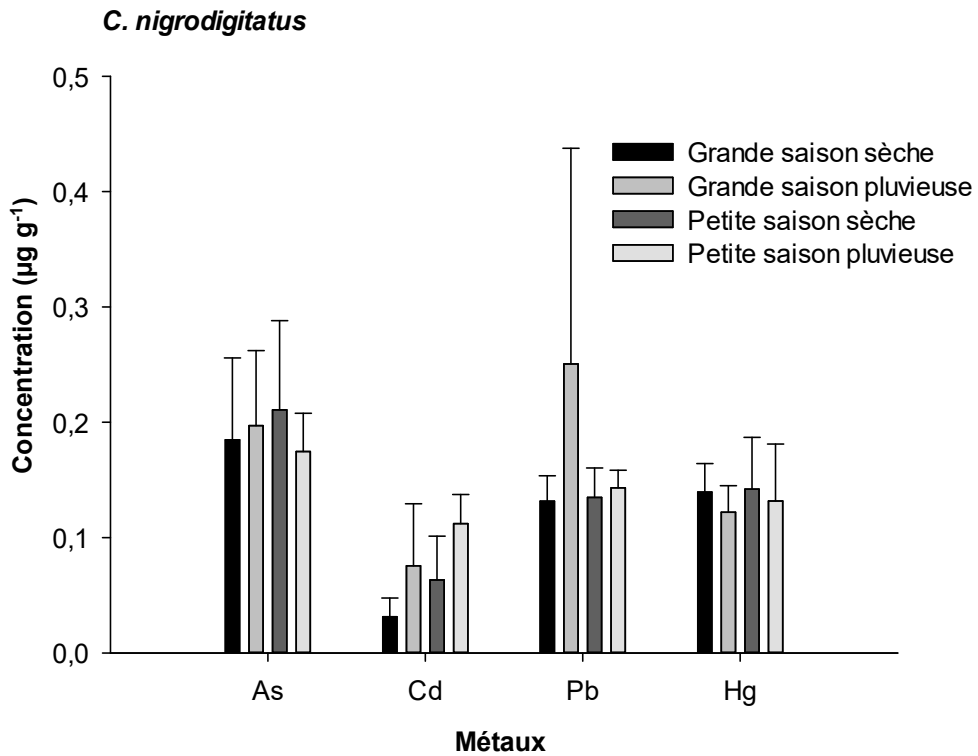


Figure 34 : Variation saisonnière de la concentration de l'arsenic, du cadmium, du plomb et du mercure dans le muscle de *C. nigrodigitatus* et *S. melanotheron*

3.3.1.3.2. Dans le rein

La Figure 35 illustre la variation de la concentration saisonnière des métaux dans le rein de *C. nigrodigitatus* et *S. melanotheron*.

La concentration saisonnière d'arsenic dans le rein des poissons varie entre $0,77 \pm 0,33$ et $1,97 \pm 2,05$ $\mu\text{g/g}$ pour *C. nigrodigitatus* et entre $0,38 \pm 0,04$ et $0,92 \pm 0,05$ $\mu\text{g/g}$ pour *S. melanotheron*. La concentration d'arsenic la plus élevée est obtenue au cours de la grande saison sèche pour les deux espèces de poissons.

Quant au cadmium, les concentrations varient entre $0,15 \pm 0,06$ mg/kg et $0,39 \pm 0,13$ mg/kg pour *C. nigrodigitatus* et entre $0,17 \pm 0,04$ mg/kg et $0,23 \pm 0,06$ mg/kg pour *S. melanotheron*. La concentration saisonnière de cadmium la plus élevée est obtenue au cours de la petite saison pluvieuse chez *C. nigrodigitatus* et au cours de la petite saison sèche chez *S. melanotheron*.

Les concentrations saisonnières de plomb sont comprises $0,40 \pm 0,09$ mg/kg et $1,10 \pm 1,09$ mg/kg pour *C. nigrodigitatus* et entre $0,34 \pm 0,06$ mg/kg et $0,40 \pm 0,04$ mg/kg pour *S. melanotheron*. La concentration de plomb dans les reins des poissons est plus élevée au cours de la grande saison. La concentration de mercure dans le rein au cours des saisons est comprise entre $0,25 \pm 0,14$ et $0,49 \pm 0,13$ pour *C. nigrodigitatus* et entre $0,26 \pm 0,09$ et $0,31 \pm 0,10$ pour *S. melanotheron*.

La concentration de mercure au cours des saisons est plus élevée au cours de la grande saison sèche pour les deux espèces de poissons.

Dans l'ensemble, la concentration des métaux au cours des saisons est plus élevée dans les reins de *C. nigrodigitatus* que ceux de *S. melanotheron*. Cependant, aucune variation significative (Test Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) de la concentration des métaux dans les reins n'est observée pour les deux espèces de poissons.

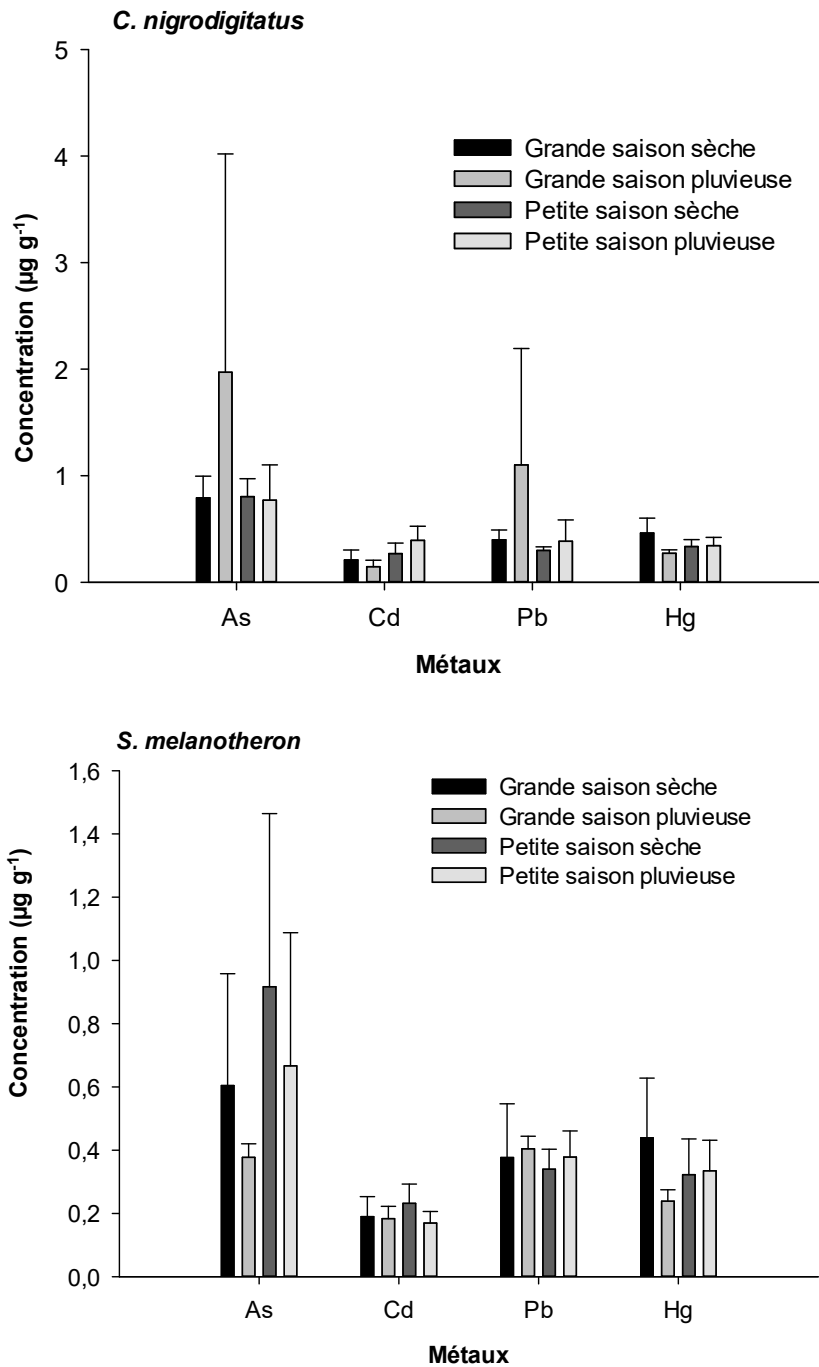


Figure 35 : Variation saisonnière de l'arsenic, du cadmium, du plomb et du mercure dans le rein de *C. nigrodigitatus* et *S. melanotheron*

3.3.1.3.3. Dans le foie

La variation saisonnière de la concentration de l'arsenic, du cadmium, du plomb et du mercure dans le foie de *C. nigrodigitatus* et de *S. melanotheron* est illustrée à la Figure 36. La concentration saisonnière d'arsenic dans le foie des poissons varie entre $0,25 \pm 0,14$ mg/kg et

$0,49 \pm 0,13$ mg/kg pour *C. nigrodigitatus* et entre $0,26 \pm 0,09$ mg/kg et $0,31 \pm 0,10$ mg/kg pour *S. melanotheron*. La concentration d'arsenic la plus élevée est obtenue au cours de la grande saison sèche pour *S. melanotheron* tandis que celle de *C. nigrodigitatus* est enregistrée au cours de la petite saison pluvieuse.

Quant au cadmium, les concentrations varient entre $0,10 \pm 0,09$ mg/kg et $0,18 \pm 0,05$ mg/kg pour *C. nigrodigitatus* et entre $0,11 \pm 0,06$ mg/kg et $0,22 \pm 0,07$ mg/kg pour *S. melanotheron*. La concentration saisonnière de cadmium la plus élevée dans le foie est obtenue au cours de la petite saison pluvieuse pour les deux espèces de poissons.

Les concentrations saisonnières de plomb sont comprises $0,19 \pm 0,05$ mg/kg et $0,28 \pm 0,14$ mg/kg pour *C. nigrodigitatus* et entre $0,20 \pm 0,08$ et $0,31 \pm 0,06$ pour *S. melanotheron*. La concentration de plomb dans le foie des poissons est plus élevée au cours de la petite saison pluvieuse chez les deux espèces poissons.

La concentration de mercure dans le foie au cours des saisons est comprise entre $0,19 \pm 0,04$ mg/kg et $0,24 \pm 0,03$ mg/kg pour *C. nigrodigitatus* et entre $0,17 \pm 0,06$ et $0,29 \pm 0,03$ pour *S. melanotheron*. La concentration de mercure au cours des saisons est plus élevée au cours de la grande saison sèche chez *C. nigrodigitatus* et chez *S. melanotheron*.

Dans l'ensemble, la concentration des métaux au cours des saisons est plus élevée dans le foie de *S. melanotheron* que celui de *C. nigrodigitatus*. Mais, la variation de la concentration des métaux dans le foie des deux espèces de poissons ne montre pas de différence significative (Test Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

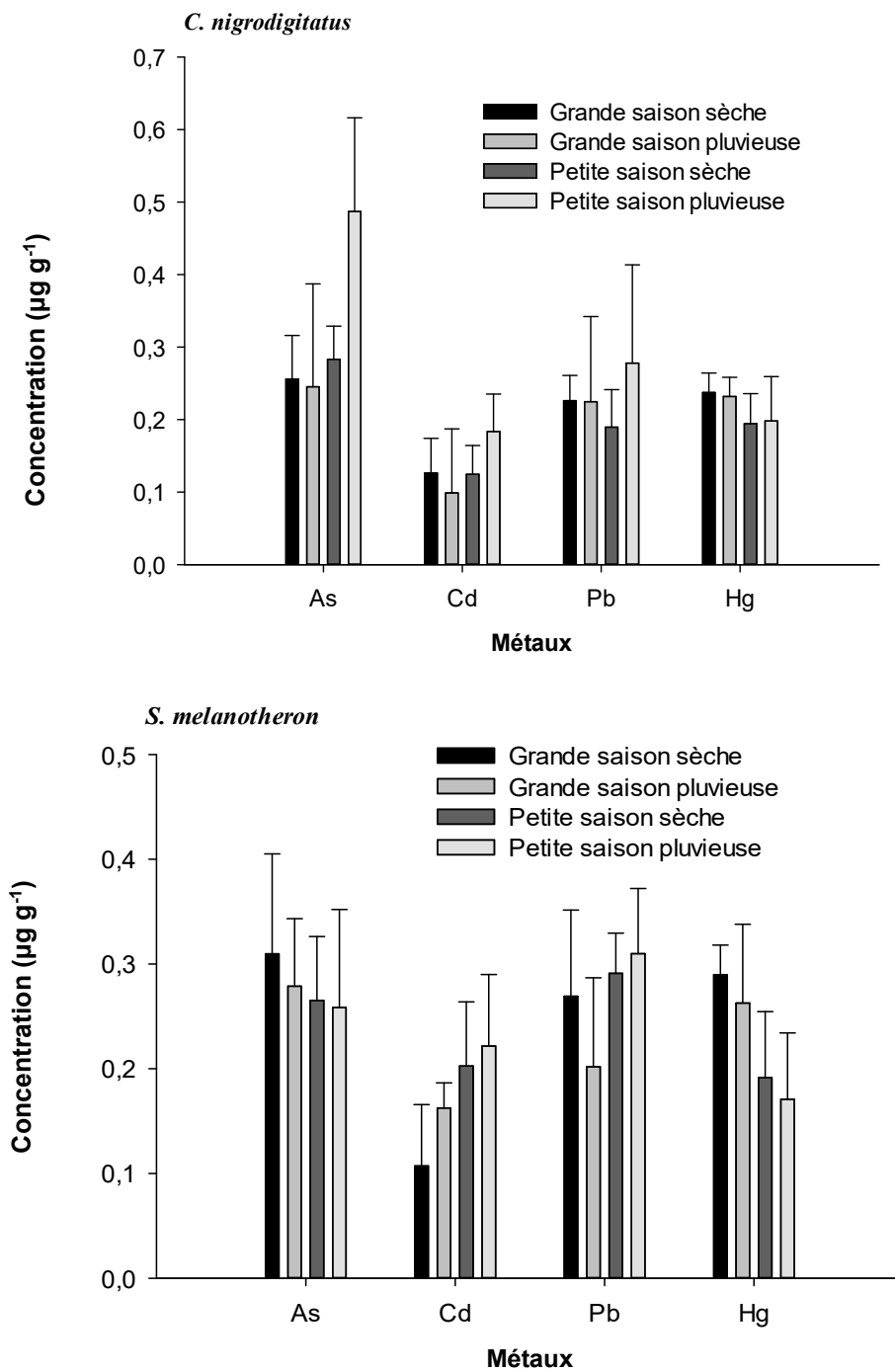


Figure 36 : Variation saisonnière de la concentration de l'arsenic, du cadmium, du plomb et du mercure dans le foie de *C. nigrodigitatus* et *S. melanotheron*

3.3.2. Risques sanitaires liés à la consommation du muscle de *C. nigrodigitatus* et de *S. melanotheron*

3.3.2.1. Dose journalière d'ingestion (DJI)

Les doses journalières ingérées par les consommateurs des poissons étudiés sont évaluées à partir de la concentration des métaux dans le muscle. Les doses journalières moyennes d'ingestion (DJI) pour les deux catégories de personnes sont présentées aux Figures 37 et 38.

Au niveau de l'espèce *S. melanotheron*, les doses journalières de métaux ingérés sont comprises $9,88.10^{-5}$ et $5,44.10^{-4}$ mg/kg/jour entre chez les adultes et entre $1,41.10^{-4}$ et $1,55.10^{-3}$ mg/kg/jour chez les enfants. Les doses moyennes sont de $1,48.10^{-4} \pm 4,66.10^{-5}$ mg/kg/jour pour l'arsenic, de $2,60.10^{-4} \pm 5,45.10^{-5}$ mg/kg/jour pour le cadmium, de $8,24.10^{-5} \pm 3,76.10^{-5}$ mg/kg/jour pour le plomb et de $4,68.10^{-4} \pm 1,20.10^{-4}$ mg/kg/jour pour le mercure chez les adultes. Chez les enfants, les doses moyennes sont de $4,23.10^{-4} \pm 1,33.10^{-4}$ mg/kg/jour pour l'arsenic, de $7,42.10^{-4} \pm 1,55.10^{-4}$ mg/kg/jour pour le cadmium, de $2,23.10^{-4} \pm 1,07.10^{-4}$ mg/kg/jour pour le plomb et de $1,33.10^{-3} \pm 3,41.10^{-4}$ mg/kg/jour pour le mercure.

Les doses journalières des métaux ingérés suite à la consommation de poissons sont comprises entre $6,59.10^{-4}$ et $4,94.10^{-4}$ mg/kg/jour pour l'espèce *C. nigrodigitatus* chez les adultes et entre $1,88.10^{-4}$ et $9,68.10^{-4}$ mg/kg/jour chez les enfants. Les doses moyennes sont de $2,14.10^{-4} \pm 1,04.10^{-5}$ mg/kg/jour pour l'arsenic, de $2,90.10^{-4} \pm 1,05.10^{-4}$ mg/kg/jour pour le cadmium, de $1,19.10^{-4} \pm 4,22.10^{-5}$ mg/kg/jour pour le plomb et de $3,16.10^{-4} \pm 2,19.10^{-5}$ mg/kg/jour pour le mercure chez les adultes. Chez les enfants, les doses moyennes sont de $6,10.10^{-4} \pm 2,97.10^{-5}$ mg/kg/jour pour l'arsenic, de $8,26.10^{-4} \pm 2,98.10^{-4}$ mg/kg/jour pour le cadmium, de $3,38.10^{-4} \pm 1,20.10^{-4}$ mg/kg/jour pour le plomb et de $9,10.10^{-4} \pm 6,23.10^{-5}$ mg/kg/jour pour le mercure.

Dans l'ensemble des stations, les doses moyennes de métaux ingérés quotidiennement sont plus élevées chez les enfants que chez les adultes, pour les deux espèces de poissons. L'ordre des quantités journalières de métal ingéré chez les deux types d'individus se présente comme suit : Hg > Cd > As > Pb pour les deux espèces de poissons. Pour les deux catégories d'individus, l'analyse de variance montre que la quantité de mercure ingéré est significativement ($p < 0,05$) plus élevée que celles des trois autres métaux, pour les deux espèces de poissons.

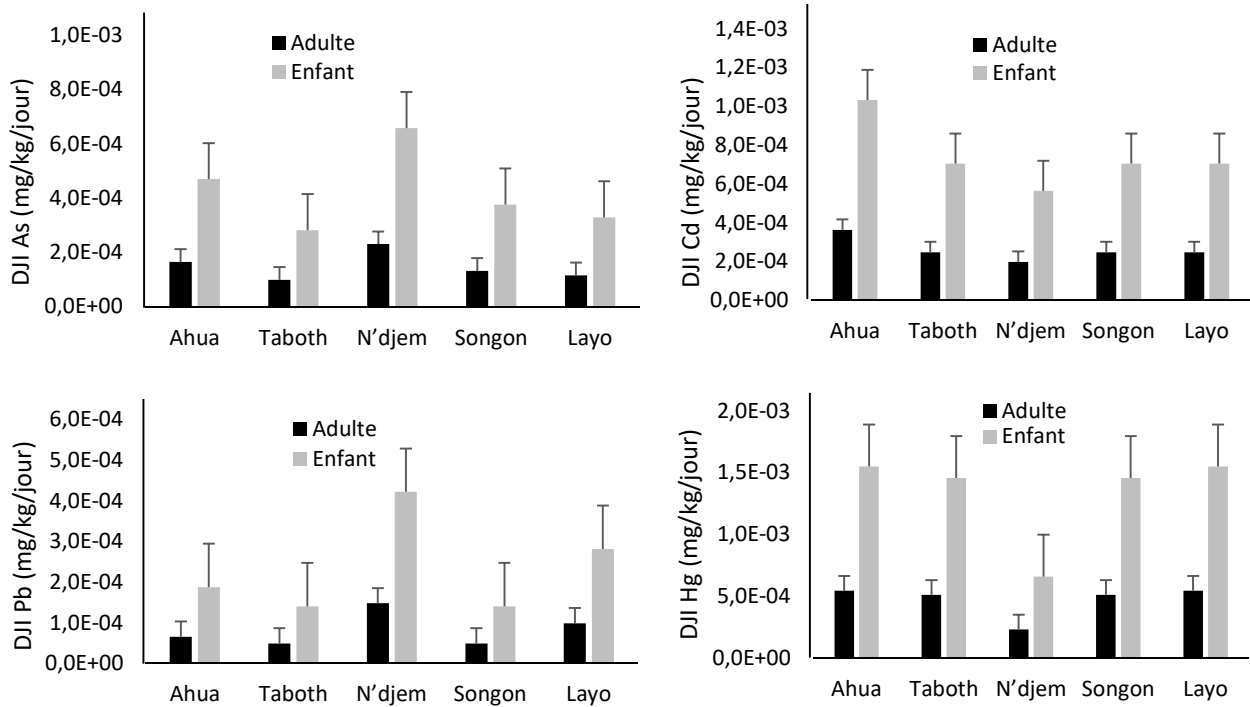


Figure 37 : Doses moyennes journalières d'ingestion liées à la consommation de *S. melanothron* collecté dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié de février 2014 à janvier 2015

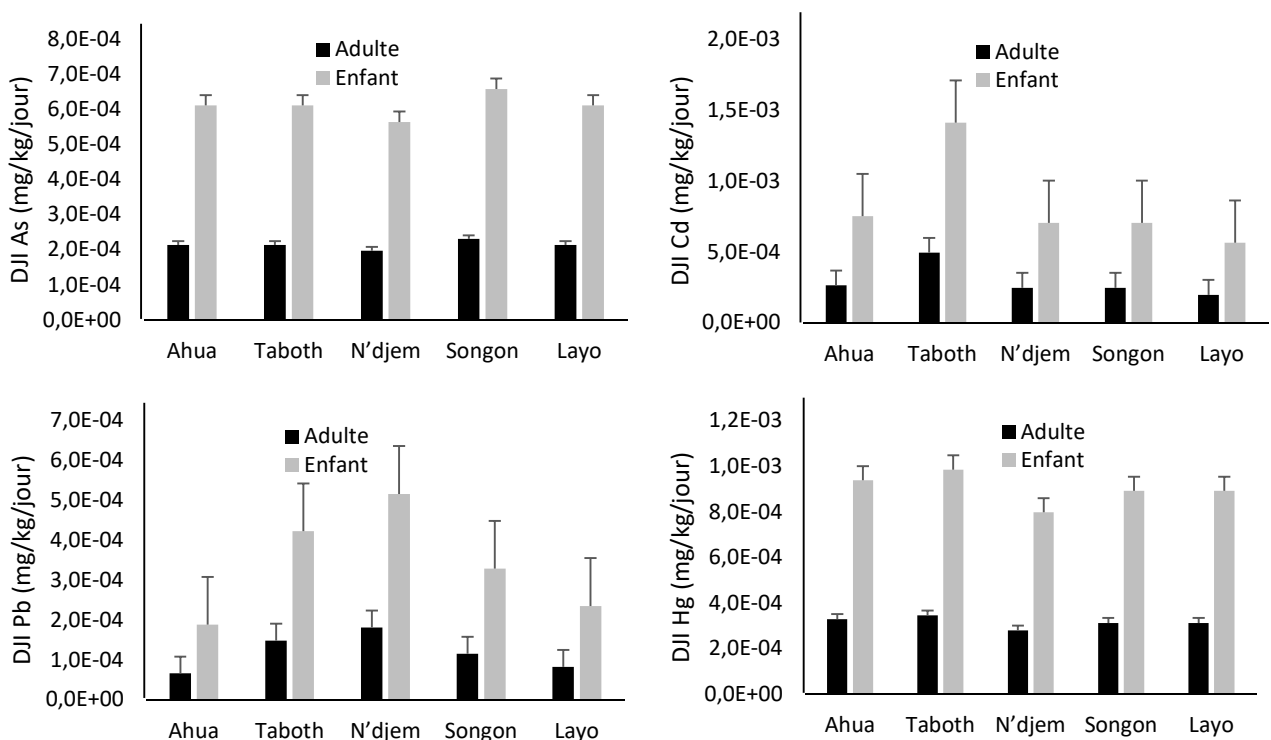


Figure 38 : Doses moyennes journalières d'ingestion liées à la consommation de *C. nigrodigitatus* collecté dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié de février 2014 à janvier 2015

3.3.2.2. Risques non cancérigènes (HQing) et cancérigènes (CR) liés à la consommation de *Sarotherodon melanotheron* et *Chrysichthys nigrodigitatus*

3.3.2.2.1. Risques non-cancérigènes (HQing) liés à la consommation de poissons

La Figure 39 présente les risques non cancérigènes liés à la consommation du muscle de *Sarotherodon melanotheron* et de *Chrysichthys nigrodigitatus*. Afin de ne pas sous-estimer les risques potentiels associés à la consommation des deux espèces de poissons, les valeurs maximales de la dose journalière ingérée ont été utilisées pour le calcul des risques non cancérigènes chez les deux catégories d'individus. Les indices HQing pour le risque non cancérigène sont de 0,53 et 1,44 pour As, de 0,29 et 0,46 pour le Cd, de 0,66 et 0,65 pour le mercure et de 0,014 et 0,009 pour Pb, respectivement pour *Sarotherodon melanotheron* et *Chrysichthys nigrodigitatus*. Chez *Sarotherodon melanotheron*, le risque non cancérigène de l'arsenic est supérieur à 1. Ce qui traduit un risque de maladies cancérigène plus important du fait de la concentration en arsenic dans la chair de *Sarotherodon melanotheron*.

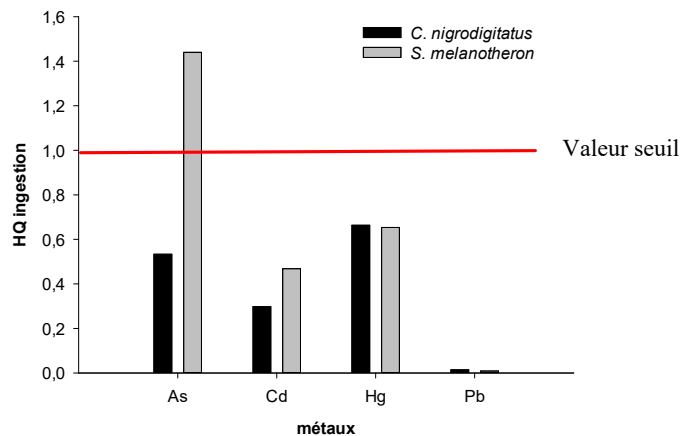


Figure 39 : Risques non cancérigènes des métaux liés à la consommation de *S. melanotheron* et *C. nigrodigitatus* des secteurs IV et V de la lagune Ebrié

3.3.2.2.2. Risques cancérigènes (CR) liés à la consommation de poissons

Le Tableau XXVI présente les valeurs des risques cancérigènes liés à la consommation du muscle de *Chrysichthys nigrodigitatus* et *Sarotherodon melanotheron*. Le risque cancérigène est compris entre 0,02 et 0,24 pour As, entre 0,17 et 4,47 pour Cd et entre 1.10^{-05} et 4.10^{-03} pour Pb chez *C. nigrodigitatus*. Chez *S. melanotheron*, le risque cancérigène varie entre 0,01 et 0,65 ; entre 0,68 et 7,02 et entre 6.10^{-05} et 3.10^{-03} respectivement pour As, Cd et

Pb. Le risque cancérigène, du fait de la consommation de *C. nigrodigitatus* et de *S. melanotheron* est plus élevé pour le cadmium. Ce résultat indique que le risque d'apparition d'un cancer chez les consommateurs est élevé pour les deux espèces de poissons du fait de la concentration de cadmium dans les muscles que celles de l'arsenic et du plomb.

Tableau XXVI : Risques cancérigènes (CR) de l'arsenic, du cadmium et du plomb

Espèces	Métaux	Risque cancérigène			
		Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type
<i>C. nigrodigitatus</i>	As	0,02	0,24	0,08	0,11
	Cd	0,17	4,47	1,44	2,21
	Pb	1.10 ⁻⁰⁴	4,10 ⁻⁰³	1,10 ⁻⁰³	2,10 ⁻⁰³
<i>S. melanotheron</i>	As	0,01	0,65	0,21	0,32
	Cd	0,68	7,02	2,12	3,32
	Pb	6.10 ⁻⁰⁵	3,10 ⁻⁰³	9,10 ⁻⁰⁴	1,10 ⁻⁰³

3.3.2.3. Indice de risques sanitaires

Les effets néfastes induits par plusieurs métaux peuvent se combiner et représenter un risque sanitaire beaucoup plus important. Nous avons donc déterminé le risque sanitaire que pourrait induire une combinaison des effets de l'arsenic, du cadmium et du plomb. La figure 40, présente l'indice de risques pour *Sarotherodon melanotheron* et *Chrysichthys nigrodigitatus*. Les valeurs des indices de risques sont de 1,48 pour *Chrysichthys nigrodigitatus* et de 2,60 pour *Sarotherodon melanotheron*. Les valeurs de HI sont supérieures à 1 pour les deux espèces de poissons. Ce qui traduit que la combinaison des effets des trois métaux induirait un risque de santé. La valeur HI est plus élevée pour *Sarotherodon melanotheron* que pour *Chrysichthys nigrodigitatus*, ce qui suggère un risque sanitaire plus important chez *Sarotherodon melanotheron*.

La contribution au risque sanitaire qu'induiraient les trois éléments cancérigènes est de 36 % pour As, de 40 % pour Cd et 24 % pour Pb chez *C. nigrodigitatus*. Chez *S. melanotheron*, la contribution est de 55 % pour As, 36 % pour Cd et de 9% pour Pb (Figure 41). Il ressort que le cadmium et l'arsenic contribuent le plus aux risques sanitaires qu'engendrerait la consommation des deux espèces de poissons.

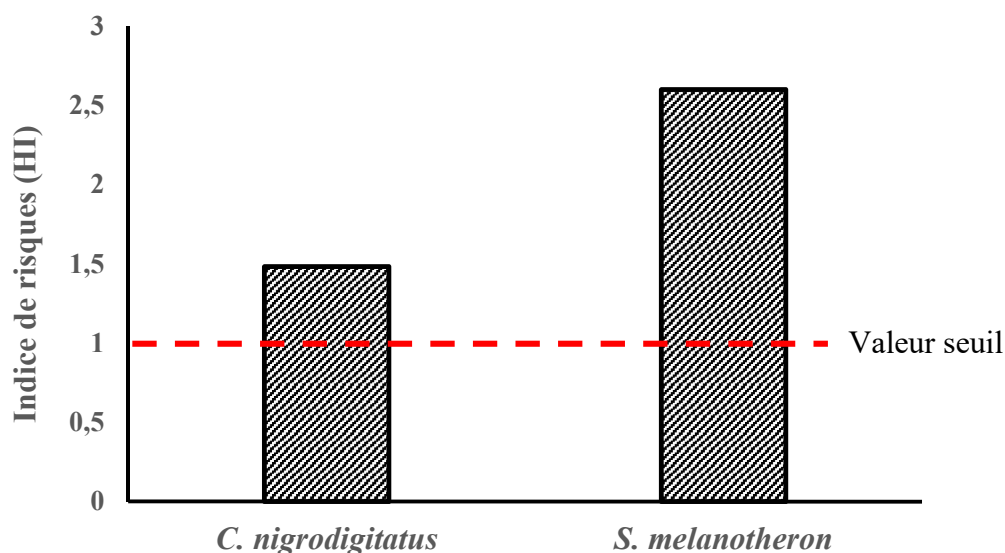


Figure 40 : Indices de risques sanitaires liés à la consommation de *Sarotherodon melanotheron* et *Chrysichthys nigrodigitatus* des secteurs IV et V de la lagune Ebrié

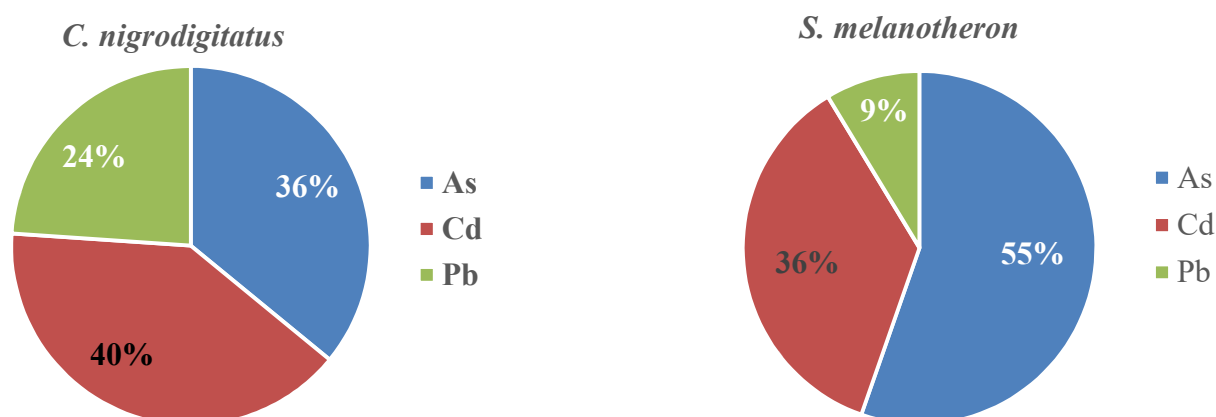


Figure 41 : Contribution de l'arsenic, du cadmium et du plomb à l'indice de risque (HI)

3.3.2.4. Risques dermatiques liés à la baignade dans la lagune

3.3.2.4.1. Evaluation de la dose dermique journalière moyenne

Les Figures 42 et 43 présentent les doses dermiques journalières moyennes absorbées par baignade chez les enfants et les adultes dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié. Les doses dermiques des métaux ingérées par jour sont comprises entre $4,84 \cdot 10^{-4}$ - $4,86 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/jour et entre $2,25 \cdot 10^{-4}$ - $2,51 \cdot 10^{-3}$ pour As, entre $7,65 \cdot 10^{-4}$ - $4,83 \cdot 10^{-3}$ et entre $3,95 \cdot 10^{-4}$ et $2,94 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/jour pour Cd et entre $2,31 \cdot 10^{-3}$ et $1,33 \cdot 10^{-2}$ et entre $1,19 \cdot 10^{-2}$ et $1,199 \cdot 10^{-3}$ et $6,68 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/jour pour Pb, respectivement pour les adultes et les enfants. Les doses journalières moyennes de l'arsenic, du cadmium et du plomb sont de $1,44 \cdot 10^{-3} \pm 1,33 \cdot 10^{-3}$

mg/kg/jour ; de $2,25 \cdot 10^{-3} \pm 1,12 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/jour et de $5,04 \cdot 10^{-3} \pm 3,07 \cdot 10^{-3}$ chez les adultes et de $7,64 \cdot 10^{-4} \pm 7,08 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/jour, de $1,16 \cdot 10^{-3} \pm 5,77 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/jour, et de $2,61 \cdot 10^{-3} \pm 1,58 \cdot 10^{-3}$ chez les enfants. Dans l'ensemble, les doses de métaux absorbé quotidiennement au cours de la baignade sont plus élevées chez les adultes que chez les enfants. Cependant, l'analyse de variance ne montre pas de différence significative ($p < 0,05$) entre les concentrations des métaux absorbés quotidiennement par les deux catégories de personnes.

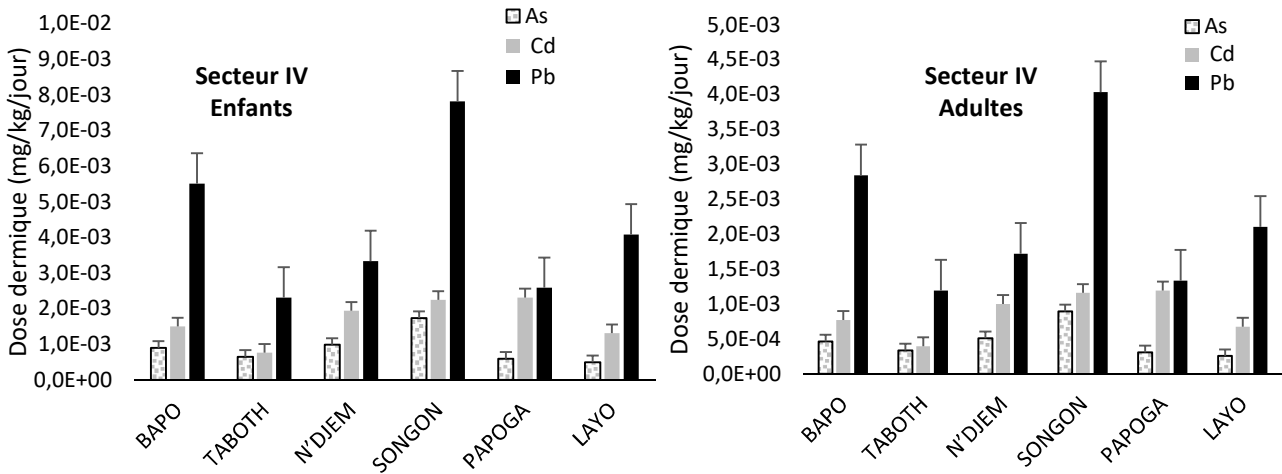


Figure 42 : Doses journalières moyennes d'arsenic, de cadmium et de plomb absorbés par baignade chez les enfants et adultes dans le secteur IV

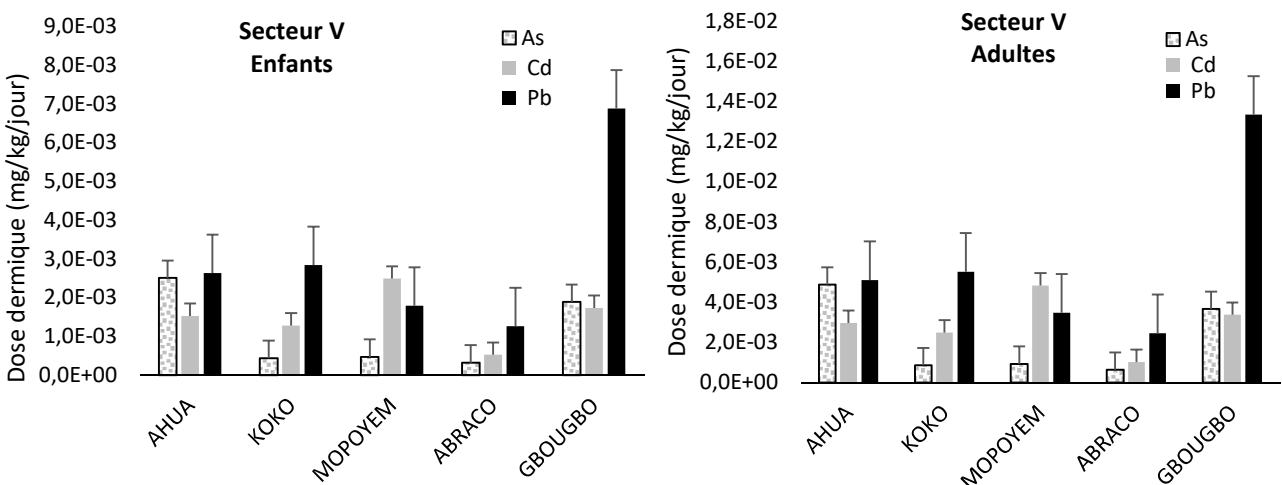


Figure 43 : Doses journalières moyennes d'arsenic, de cadmium et de plomb absorbés par baignade chez les enfants et adultes dans le secteur V

3.3.2.4.2. Risques non cancérigènes

La Figure 44 présente les indices de risques non cancérigènes encourus par les enfants et les adultes en se baignant dans les eaux des secteurs IV et V de la lagune Ebrié. Les indices de risques non cancérigènes varient entre 4,01 et 39,5 pour As, entre 30,6 et 193 pour Cd et entre 5,50 et 31,7 pour Pb chez les adultes et entre 2,07 et 20,4 pour As, entre 15,8 et 99,7 pour Cd et entre 2,84 et 16,4 pour Pb chez les enfants. Dans l'ensemble des stations, les indices de risques non cancérigènes de l'arsenic, du cadmium et du plomb sont supérieurs à 1 chez les enfants et les adultes dans toutes les stations. Les indices de risques non cancérigènes chez les adultes sont les plus élevés et enregistrés dans les stations Ahua, Mopoyem et Gbougbo (secteur IV), respectivement pour l'arsenic, le cadmium et le plomb. L'analyse de variance montre que le risque non cancérigène par baignade lié à la concentration de cadmium est significativement ($p < 0,001$) plus élevé que ceux de l'arsenic et du plomb, chez les deux catégories d'individus étudiées.

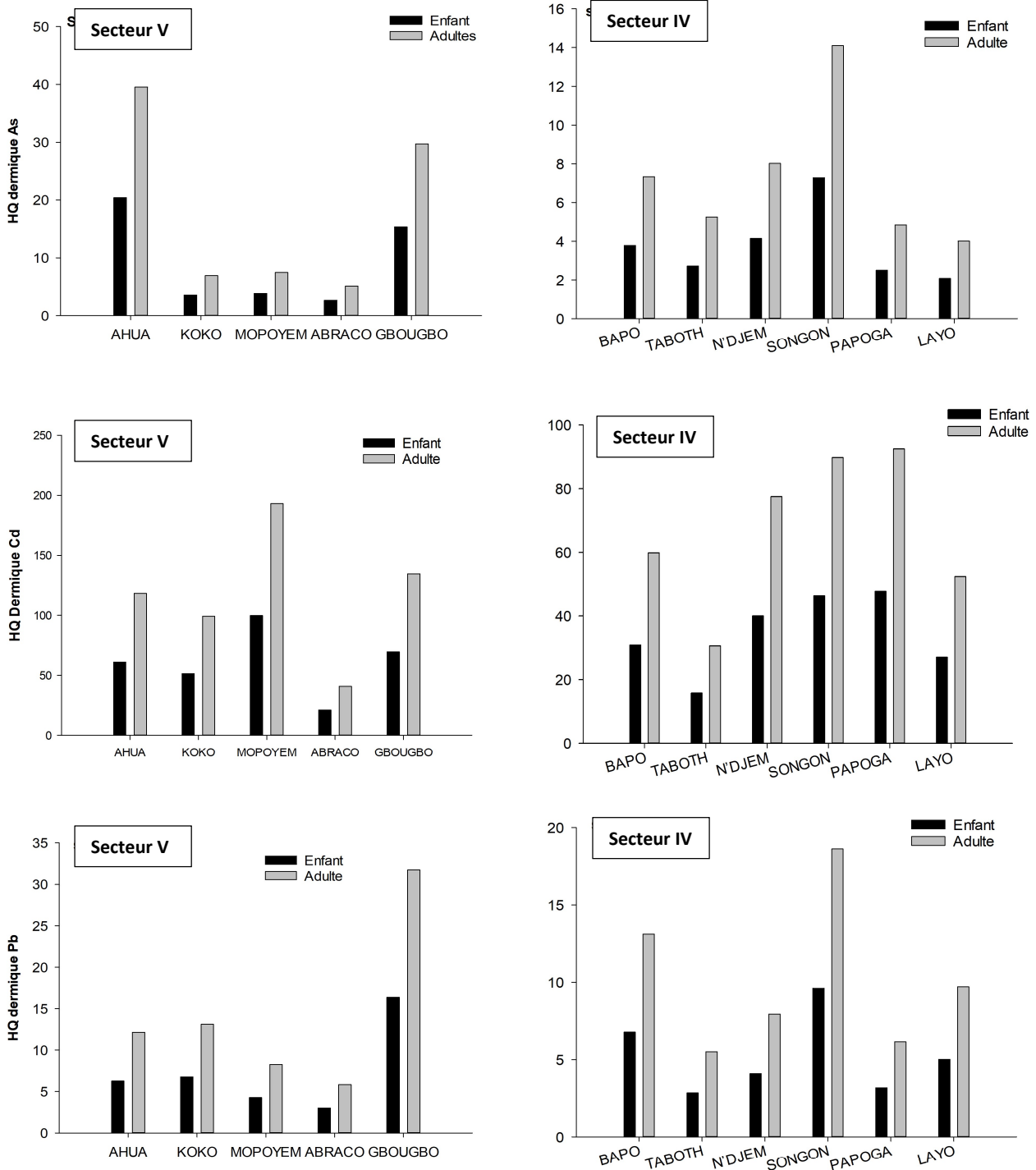


Figure 44 : Indices de risques non cancérogènes de l'arsenic, du cadmium et du plomb encourus par les enfants et les adultes par baignade dans les eaux des secteurs IV et V de la lagune Ebrié

3.3.3. Discussion

Plusieurs travaux de recherches ont montré que l'accumulation des métaux dans le poisson est contrôlée par des facteurs tels que, la saison, le sexe, l'âge, la taille, le cycle de reproduction, les types de nage, l'habitude alimentaire, l'habitat et la qualité de l'eau (Chouvelon *et al.*, 2017). Dans l'ensemble, les concentrations moyennes de cadmium et de plomb obtenues dans les organes des deux espèces de poissons sont inférieures à la concentration tolérable (0,5 mg/kg) établie par la FAO/OMS (FAO/WHO, 2003). Par contre, les concentrations d'arsenic sont 60 à 70 fois supérieures à la concentration acceptable (0,002 mg/kg) préconisée par le JECFA (JECFA, 2003) tandis que celles du mercure sont 400 fois plus élevées que la concentration limite (0,5 µg/kg) recommandée par FAO/OMS (FAO/WHO, 2003) dans les organes des deux espèces de poissons.

Chrysichthys nigrodigitatus, espèce benthique et omnivore accumule une concentration plus élevée de mercure, de cadmium, d'arsenic et de plomb que le poisson pélagique et planctonophage *Sarotherodon melanotheron*. Ce résultat pourrait s'expliquer par les différences qui existent dans l'habitat et les niveaux trophiques des deux espèces de poissons. Cette observation est corroborée par des travaux qui ont montré que les poissons situés dans un niveau trophique plus élevé/ou benthique bio-accumulent plus les éléments traces métalliques que les poissons pélagiques qui sont d'un niveau trophique plus bas (Yi & Zhang, 2012 ; Drevnick *et al.*, 2015). Au Nigéria, Ayoola & Taoreed (2015) ont rapporté dans la lagune Igbede qui est fortement anthropisée, des concentrations de plomb dans les muscles de *Chrysichthys nigrodigitatus* ($2,94 \pm 0,15$ mg/kg) et de *Sarotherodon melanotheron* ($0,34 \pm 0,26$ mg/kg) supérieures à celles de cette étude.

Les variations saisonnières de la concentration d'arsenic, de cadmium, de plomb et de mercure peuvent être le résultat du phénomène de migration qui est fortement présent chez les poissons. En plus des facteurs biologiques comme la teneur en lipides des organes, le régime alimentaire, le cycle de reproduction et le métabolisme des poissons peuvent également influencer la concentration des métaux dans leurs organes. Les données de cette étude révèlent que le muscle de *Chrysichthys nigrodigitatus* ne montre aucune variation saisonnière significative entre les concentrations moyennes de mercure, de cadmium, de plomb et d'arsenic. De même, les concentrations saisonnières d'arsenic, de cadmium, de plomb et de mercure restent relativement constantes. Ces observations suggèrent que les concentrations de mercure, de cadmium, de plomb et d'arsenic dans les organes de *Chrysichthys nigrodigitatus* et *Sarotherodon melanotheron* seraient contrôlées par plusieurs facteurs biologiques. En général

les tendances saisonnières de l'arsenic et des autres éléments traces métalliques issues des données de ce travail sont spécifiques aux poissons et aux métaux.

Toutefois, les doses de cadmium et de plomb ingérées par les enfants et les adultes sont inférieures aux doses journalières recommandées par l'USEPA pour les deux espèces de poissons (USEPA, 2012). Par contre, les doses quotidiennes de mercure ingérées par les enfants sont 3 et 4 fois supérieures à la dose acceptable respectivement pour *Chrysichthys nigrodigitatus* et *Sarotherodon melanotheron*. Les doses journalières de mercures ingérées par les adultes sont 1 et 1,5 fois supérieures à la dose tolérable respectivement pour *Chrysichthys nigrodigitatus* et *Sarotherodon melanotheron*. Pour l'arsenic, contrairement aux adultes, les doses journalières ingérées par les enfants sont 1 à 2 fois supérieures à la dose de référence pour les deux espèces de poissons. Les concentrations de mercure et d'arsenic dans la chair (muscle) des poissons et la quantité de poissons ingérée par jour plus importante chez les enfants que les adultes pourraient expliquer cette tendance. Nos résultats suggèrent que la consommation des poissons *Sarotherodon melanotheron* et *Chrysichthys nigrodigitatus* présente un risque pour la santé au regard des doses journalières d'arsenic et de mercure ingérées.

L'indice de risque non cancérigène est supérieur à 1 pour l'arsenic chez *Sarotherodon melanotheron*, ce qui traduit une probabilité que des effets néfastes autres que le cancer pour la santé surviennent. Contrairement à nos résultats, Ouattara *et al.* (2020) ont rapporté des indices de risques non-cancérigènes inférieures à 1 pour *Sarotherodon melanotheron* et *Chrysichthys nigrodigitatus* provenant des fleuves Bandama, Comoé et N'Zi en Côte d'Ivoire. Au Nigéria, les travaux de Taiwo *et al.* (2019) ont évalué huit (08) espèces de poissons dans la lagune Epe. Les auteurs ont également montré un risque non cancérigène ($HQ > 1$) important lié à la consommation des poissons.

Il ressort que le cadmium présente un niveau de risque cancérigène plus élevée avec des valeurs de CR qui excèdent la limite supérieure établie ($CR > 10^{-4}$) par l'agence de la protection environnementale des Etats-Unis (USEPA, 2000). Ce résultat peut s'expliquer par le fait que le pouvoir cancérigène du cadmium vaut 10 fois celui de l'arsenic et près de 1700 fois celui du plomb.

La dose dermique journalière moyenne de l'arsenic, du cadmium et du plomb est 6 à 90 fois supérieures aux doses dermiques de référence ($RfD(As) = 1,23 \cdot 10^{-4}$ mg/kg-jour ; $RfD(Cd) = 2,5 \cdot 10^{-5}$ mg/kg-jour et $RfD(Pb) = 4,2 \cdot 10^{-4}$ mg/kg-jour) établies par l'agence américaine de la protection environnementale (USEPA, 2006 ; Iqbal *et al.*, 2013). Ce résultat indique un risque important pour la santé des enfants et des adultes qui utilisent ces eaux pour la baignade. De

même, les travaux d'Iqbal *et al.* (2013) ont rapporté une dose d'ingestion journalière de Cd et Pb plus élevée que la dose de référence.

Conclusion partielle

La concentration spatiale et saisonnière en arsenic, en cadmium, en mercure et en plomb varie d'un élément à un autre chez les deux espèces de poissons *Chrysichthys nigrodigitatus* et *Sarotherodon melanotheron*. Cependant, l'évaluation des risques associés à la consommation des deux espèces de poissons montre un risque non cancérigène et cancérigène importants pour les enfants et les adultes du fait des concentrations d'arsenic de cadmium et de mercure.

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

Conclusion générale

La présente étude avait pour objectif d'évaluer la contamination spatio-temporelle de la contamination des eaux, des sédiments des secteurs IV et V de la lagune Ebrié par les métaux arsenic, cadmium, mercure et plomb et d'estimer les risques sanitaires liés à la consommation des poissons.

Les caractéristiques physiques et chimiques des eaux des secteurs IV et V montrent que les eaux sont faiblement alcalines avec un pH moyen autour de $7,31 \pm 0,31$. Elles présentent une température légèrement chaude ($31,5^{\circ}\text{C}$) ainsi qu'une faible salinité (4 ‰). Par contre, la conductivité de ces eaux est élevée (12131 mS/cm) et elles sont bien oxygénées ($12,1 \pm 2,32 \text{ mg O}_2/\text{L}$) notamment au cours des saisons pluvieuses. Le pH des sédiments est quasiment neutre avec une texture majoritairement sableuse et la teneur en matière organique total (COT) est élevée ($7,86 \pm 8,87 \%$) indiquant une forte charge organique.

Pour l'ensemble des stations, les concentrations des métaux dans l'eau sont comprises entre 1 et $96 \mu\text{g/L}$ pour l'arsenic, 1 et $50 \mu\text{g/L}$ pour le cadmium, 1 et $5 \mu\text{g/L}$ pour le mercure et 1 et $43 \mu\text{g/L}$ pour le plomb. Les valeurs moyennes des concentrations sont inférieures aux concentrations limites recommandées par l'organisation mondiale de la santé (OMS), à l'exception de celles du cadmium. Dans l'ensemble, les concentrations des métaux sont plus élevées dans le secteur V. Toutefois, l'analyse de variance ne montre pas de différence significative ($p < 0,05$) entre les concentrations des métaux des deux secteurs au cours des saisons.

Quant aux sédiments, les concentrations des métaux varient entre 0,14 et $3,55 \mu\text{g/g}$ pour l'arsenic, entre 0,01 et $0,99 \mu\text{g/g}$ pour le cadmium, entre 0,06 et $0,93 \mu\text{g/g}$ pour le mercure et entre 1,88 et $93,8 \mu\text{g/g}$ pour le plomb. Les concentrations moyennes de l'arsenic et du mercure sont inférieures à la concentration de référence de la croûte terrestre (UCC). Par contre, les concentrations moyennes du cadmium et du plomb sont 1 à 3 fois plus élevées que leurs valeurs de références. Mais, l'analyse de variance montre que les concentrations des métaux dans les deux secteurs ne diffèrent pas significativement ($p < 0,05$) au cours des saisons. Dans l'ensemble, les analyses de regressions montrent que les concentrations des métaux dans l'eau proviendraient des sédiments.

L'évaluation du niveau de contamination des sédiments des secteurs IV et V à partir des indices de pollution (Igeo et FE) montrent un niveau de contamination allant de non-contaminé à modérément contaminé pour le cadmium, le mercure et le plomb. Les sédiments ne sont cependant pas contaminés en arsenic.

En ce qui concerne la source probable des métaux, le facteur d'enrichissement montre l'enrichissement des sédiments en cadmium, en plomb ($FE > 1$) par les activités anthropiques tandis que l'arsenic est d'origine naturelle ou lithogénique ($FE \approx 1$). L'analyse en composante principale (ACP) corrobore ces résultats.

La variation spatiale et saisonnière de la concentration en arsenic, en cadmium, en mercure et en plomb varie d'un élément à un autre pour les deux espèces de poissons. Les concentrations de l'arsenic et du mercure chez *Chrysichthys nigrodigitatus* et chez *Sarotherodon melanotheron* sont supérieures aux concentrations tolérables recommandées par la FAO/OMS. Ces concentrations ont été plus élevées chez *Chrysichthys nigrodigitatus* qui est une espèce benthique que chez *Sarotherodon melanotheron*. Par ailleurs, l'évaluation des risques cancérigènes et non cancérigènes associés à la consommation des deux espèces de poissons montre un risque non cancérigène et cancérigène importants pour les enfants et les adultes du fait des concentrations assez notables d'arsenic, de cadmium et de mercure.

Perspectives

Pour mieux appréhender le niveau de contamination des sédiments et des eaux des secteurs IV et V de la lagune Ebrié, il conviendrait :

- d'évaluer le flux et les caractéristiques de sédiments et des eaux acheminés dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié par les fleuves tributaires ;
- de faire un profil vertical des sédiments de la zone d'étude pour comprendre les apports géochimiques en métaux des secteurs IV et V de la lagune Ebrié.
- de proposer une technologie, à moindre coût d'élimination des polluants toxiques (As, Cd et Hg) de l'eau à partir de la biomasse agricole (bio absorbant).

RÉFÉRENCES

- Abowei J.F.N. (2010). Abowei Salinity, Dissolved Oxygen, pH and Surface Water Temperature Conditions in Nkoro River, Niger Delta, Nigeria. *Advance Journal of Food Science and Technology* 2(1): 36 – 40.
- Accornero A., Gnerre R. & Manfra L. (2008). Sediment concentrations of trace metals in the Berre Lagoon (France): An assessment of contamination. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 54: 372 – 385.
- Acquavita A., Floreani F. & Covelli S. (2021). Occurrence and speciation of arsenic and mercury in alluvial and coastal sediments. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 22: 1 – 10.
- Adegbola I.P., Aborisade, B.A. & Adetutu A. (2021). Health risk assessment and heavy metal accumulation in fish species (*Clarias gariepinus* and *Sarotherodon melanotheron*) from industrially polluted Ogun and Eleyele Rivers, Nigeria. *Toxicology reports*, 8: 1445 – 1460.
- Adimalla N., (2019). Heavy metals pollution assessment and its associated human health risk evaluation of urban soils from Indian cities: a review. *Environmental Geochemistry Health*, 42 : 173 – 190.
- Adje K., Ouro S.K., Solitoke H.D., Tanouayi G., Agbere S., Badassan T. Ezzo-E., Ahoudi H. & Gnandi K. (2021). Etat de la contamination en éléments traces des sédiments du lac du barrage hydroélectrique de nangbéto (Togo). *Environnement, Ingénierie & Développement*, 85 : 12-25.
- Affian K., (2003). Approche environnementale d'un écosystème lagunaire microtidal (Lagune Ebrié, Côte d'Ivoire), par des études géochimiques, bathymétriques et hydrologiques : contribution du S.I.G. et de la télédétection. Thèse Doctorat, Univ. Cocody, 225 p.
- AFNOR (1997). Qualité de l'eau, recueil des normes françaises. AFNOR, Paris, 4 p.
- Ahamad M.I., Song J., Sun H., Wang X., Mehmood M.S., Sajid M., Su Ping & Khan A.M.J. (2020). Contamination Level, Ecological Risk, and Source Identification of Heavy Metals in the Hyporheic Zone of the Weihe River, China. *Environmental Research and Public Health*, 17: 1 – 17.
- Ahmed M.K., Shaheen N., Islam M.S., Al-Mamum M.H., Islam S. & Banu C.P. (2015). Trace elements in two staple cereals (rice and wheat) and associated health risk implications in Bangladesh. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187: 326 – 336.

- Ajiboye E.O.O., Yakubu A.F. & Adam T.E. (2011). A Review of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Heavy Metal Contamination of Fish from Fish Farms. *Journal Applied Sciences Environmental Management*, 15: 235 – 238.
- Akinjokun A.I., Oyekunle J.A.O. & Ogunfowokan A.O. (2018). Speciation study of copper, lead, chromium, cadmium and nickel in waters from fish pond and stream of Oke-Osun farm settlement, Osogbo, South Western, Nigeria. *Ife Journal of Science*, 20: 33 – 42.
- Akinsanya B., Isibor P.O., Kuton M.P., Saliu J.K. & Dada E.O. (2019). *Aspidogastrea africanus* Infections, comparative assessment of BTEX and heavy metals Bioaccumulation, and histopathological alterations as biomarker response in *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacépède, 1803) of Lekki Lagoon, Nigeria. *Scientific African*, 3: 1 – 10.
- Alahabadi A & Hassan M. (2018). Contamination and ecological risk assessment of heavy metals and metalloids in surface sediments of the Tajan River, Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 133 (2018) 741 – 749.
- Ali H. & Khan E. (2018). What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term “heavy metals”-proposal of a comprehensive definition. *Toxicology and Environmental Chemistry*, 100(1): 6 – 19.
- Ali H., Khan E. & Ilahi I. (2019). Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: Environmental persistence, toxicity and bioaccumulation. *Journal of Chemistry*, 2019: 1 – 14.
- Ali M.M., Ali M.L., Islam Md.S. & Rahman Md.Z. (2016). Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh. *Environmental Nanotechnology Monitoring and Management*, 5: 27 – 35.
- Alloway B. J. (1995). Soil processes and the behaviour of metals. Heavy metals in *soils*, 13, 3488 p.
- Alloway B. J. (2013). Sources of heavy metals and metalloids in soils. In *Heavy metals in soils*. Springer, Dordrecht, 11 – 50.
- Alves R.I.S., Sampaio C.F., Nadal M., Schuhmacher M., Domingo J. L. & Segura – Muñoz S.I. (2014). Metal concentrations in surface water and sediments from Pardo River, Brazil: Human health risks. *Environmental Research*, 133 : 149 – 155.

- Aminot A. & Chaussepied M. (1983). Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, Editions Jouve, Paris, 395 p.
- Anonyme (2022). Climate data for cities worldwide. Publié par climate data. Données de 1999 à 2019. <https://en.climate-data.org>. Consulté le 13 juillet 2021.
- Ansah E., Nukpezah D. & Horgah J.N. (2018). Level and distribution of heavy metals in Weija Reservoir. *West African Journal of Applied Ecology*, 26(1): 74 – 88.
- APHA (2005) Standard methods for examination of water and wastewater, 21st ed. APHA, AWWA, WPCF, Washington, 423 p.
- ATSDR (2003). Toxicological Profile for Arsenic U.S. Report, Atlanta, GA. 196 p
- ATSDR (2005). Toxicological Profile for Lead, U.S. Report, Atlanta, GA. 582 p
- Aydın D. & Tokalıoğlu Ş. (2015). Trace metals in tissues of the six most common fish species in the Black Sea, Turkey. *Food Additives Contaminants*, 8(1): 25 – 31.
- Ayoola S. O. & Taoreed F. Y. (2015). Heavy metals accumulation in water, sediment and fish (*Chrysichthys nigrodigitatus* and *Sarotherodon melanotheron*) at Igbede River, Lagos. *Journal of Faculty of Life Sciences*, 5(2) : 309 – 323.
- Baden S.P., Loo L.O., Pihl. & Rosenberg R. (1990). Effects of eutrophication on benthic communities including fish: Swedis West Coast. *Ambio*, 13(3) : 113 – 122.
- Bakary I. & Yao K.M. (2015). Physical and chemical parameters and trace metal concentrations in the Ebrie Lagoon (Côte d'Ivoire): Influence of tides and urban wastewaters. *Journal of Materials and Environmental Science*, 5 : 1321 – 1329.
- Bakary I., Yao K.M., Etchian O.A., Soro M.B., Trokourey A. & Bokra Y. (2015). Zinc, copper, cadmium, and lead concentrations in water, sediment, and *Anadara senilis* in a tropical estuary. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(12) :1 – 11.
- Barakat M. A. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial waste water. *Arabian Journal of Chemistry*, 4(4) : 361 – 377.
- Barone G., Storelli A., Meleleo D., Dambrosio A., Garofalo R., Busco A. & Storelli M.M. (2021). Levels of Mercury, Methylmercury and Selenium in Fish : Insights into Children Food Safety. *Toxics*, 2 : 1 – 14.

- Batista B.L., Souza J.M.O., De Souza S.S. & Barbosa J.F. (2011). Speciation of arsenic in rice and estimation of daily intake of different arsenic species by Brazilians through rice consumption. *Journal of Hazardous Materials*, 191 : 342 – 348.
- Berltrame M.O., De Marco S.G. & Marcovecchio J.E. (2009). Dissolved and particulate heavy metals distribution in coastal lagoons. A case study from Mar Chiquita Lagoon, Argentina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85 : 45 – 56.
- Berthelin J. & Bourrelier P.H. (1998). Present data concerning soil contamination by trace elements. *Comptes rendus de l'Academie d'Agriculture de France*, 84 : 103 – 115.
- Bhateria R. & Jain D. (2016). Water quality assessment of lake water : a review. *Sustainable Water Resources Management*, 2 : 161 – 173.
- Bhuiyan M.A.H., Suruvi N.I., Dampare S.B., Islam M.A., Quraishi S.B., Ganyaglo S. & Suzuki S. (2011). Investigation of the possible sources of heavy metal contamination in lagoon and canal water in the tannery industrial area in Dhaka, Bangladesh. *Environmental Monitoring Assessment*, 175 : 633 – 649.
- Bhuyan Md.S., Bakar M.A., Ahktar M.A., Akhtar A., Hossain M.B., Ali M.M. & Islam M.S. (2017). Heavy metal contamination in surface water and sediment of the Meghna River Bangladesh. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, 8: 273 – 279.
- Blanchard C. (2000). Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse de doctorat, Ecole doctorale de Chimie, Lyon, INSA, 300 p.
- BNETD & CCT (2015). Bureau national d'études techniques et de développement et le centre de cartographie et de télédétection, rapport final du projet de cartographie topographique numérique pour le développement urbain, 172 p.
- Boening D.W. (2000). Ecological effects, transport, and fate of mercury: A general review. *Chemosphere*, 40 :1335 – 1351.
- Bolan N., Kunhikrishnan, A., Thangarajan, R., Kumpiene, J., Park, J., Makino, T., Kirkham, M.B. & Scheckel, K. (2014). Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils-To mobilize or to immobilize. *Journal of Hazardous Materials*, 266 : 141–166.
- Boni L., Coulibaly S., Nobah K.C.S., Atsé B.C. & Kouamelan E.P. (2016). Physical and chemical parameters and nutrients in the ebrie lagoon, (côte d'ivoire, west africa): impact on fish mortality. *International journal of research in earth & environmental sciences*, 4: 1 – 16.

- Brockmann U.H., Laane R.W.P.M. & Postma H. (1990). Cycling of nutrient elements in the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 26 (2-4) : 239 – 264.
- Burger J. & Gochfeld M. (2004). Mercury in canned tuna: White versus light and temporal variation. *Environmental Research*, 96 : 239 – 249.
- Burger J., Gochfeld M., Jeitner C., Pittfield T. & Donio M. (2014). Heavy metals in fish from the Aleutians: Interspecific and locational differences. *Environmental Research*, 131 : 119 – 130.
- Cai L., Xu Z., Ren M., Guo Q., Hu X., Hu G., Wan H. & Peng P. (2012). Source identification of eight hazardous heavy metals in agricultural soils of Huizhou, Guangdong Province, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 78 : 2 - 8.
- Carbonell-Barrachina A., DeLaune R.D. & Jugsujinda A. (2002). Phosphogypsum chemistry under highly anoxic conditions. *Waste Management*, 6 : 657 – 665.
- Casas J. S. & Sordo J. (2006). An overview of the historical importance, occurrence, isolation, properties and applications of lead. *Lead*, 2006 : 1 – 40.
- Castro-González M.I. & Méndez-Armenta M. (2008). Heavy metals: Implications associated to fish consumption. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 26 : 263 – 271.
- CCREM (Canadian Council of Ministers of the Environmental) (1999). Water Quality Guidelines. Prepared by Task Force on Water Quality Guidelines, 13 p.
- Chang M.L., Sun Y.C., Doong R.A., Wu S.C. & Fu C.T. (2007). Concentrations and correlations of trace metals in estuarine sediments-interpretation by multivariate statistical analysis and elemental normalization. *Journal of Environment Engineering Management*, 17 :143-150.
- Chapman D. (1992). Water quality assessment: A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring, CRC Press, 2nd Edition, London, 656 p.
- Chapman D. (1996). Hazard identification, hazard classification and risk assessment for metals and metals compounds in the aquatic environment. International Council on metals and the environment, CRC Press, 2nd Edition, London, 656 p.
- Charlatchka R., & Cambier P. (2000). Influence of reducing conditions on solubility of trace metals in contaminated soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 118(1) : 143 – 168.

- Chen M., Li F., Tao M., Hu L., Shi Y. & Liu Y. (2019). Distribution and ecological risks of heavy metals in river sediments and overlying water in typical mining areas of China. *Marine pollution bulletin*, 146 : 893 – 899.
- Chouba L., Kraiem M., Njimi W., Tissaoui C. H., Thompson J. R., & Flower R. J. (2007). Seasonal variation of heavy metals (Cd, Pb and Hg) in sediments and in mullet, *Mugil cephalus* (Mugilidae), from the Ghar El Melh Lagoon (Tunisia). *Transitional Waters Bulletin*, 1(4) : 45-52.
- Chouvelon T., Brach-Papa C., Auger D., Bodin N., Bruzac S., Crochet S., Degroote M., Hollanda S.J., Hubert C., Knoery J. & Munsch C. (2017). Chemical contaminants (trace metals, persistent organic pollutants) in albacore tuna from western Indian and south-eastern Atlantic Oceans: Trophic influence and potential as tracers of populations. *Science of the Total Environment*, 96 : 481 – 495.
- Clarkson T.W., Vyas J.B & Ballatori N. (2007). Mechanisms of mercury disposition in the body. *American Journal of Industrial Medicine*, 50 : 757 – 764.
- Coimbra R.R.C., Mascarenhas M.S., Saraiva V.B., Santos C.R., Lopes R.M., Hauser-Davis R.A., Oliveira V.P.S., Molisani M.M., Almeida M.G., Rezende C.E., Carvaiho C.E.V. & Oliveira M.M. (2018). Metal loads and biomarker suite responses in a tropical carnivorous fish indicative of anthropogenic impacts in a Southeastern Brazilian lagoon. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190: 564 – 574.
- COMHAFAT (2014). Conférence Ministérielle sur la Coopération Halieutique entre les États Africains Riverains de l’Océan Atlantique. Rapport n°7 de la revue de l’industrie des pêches et de l’aquaculture dans la zone de la COMHAFAT, 100 p.
- Commission Européenne (2006). In: Commission, E. (Ed.), Regulation (EC) No 1881/2006 of the commission, 2006R1881, 01.07.2010 d 004.001d 1, 25 p.
- CONAMA (National Environmental Council) (2004). Resolução n1 344/2004. Establishes general guidelines and minimum procedures for evaluating the material to be dredged in Brazilian waters and other provisions. 916 p. <http://conama.mma.gov.br/images/conteudo/CONAMA-ingles.pdf>.
- Coulibaly A., Mondé S., Wognin V.A. & Aka K. (2009). Analyse des éléments traces métalliques (ETM) dans les baies estuariennes d’Abidjan en côte d’Ivoire. *Afrique Science*, 3 : 77 – 96.

- Coulibaly A.S., Wango T-D., N'guessan Y.A., Mondé S., Kouamé A. & Gérard B. (2013). Evaluation de la biodisponibilité des ETM dans les sédiments de la baie de Cocody (Lagune Ebrié, Côte d'Ivoire). *Bioterre, Revue Internationale des Sciences de la Terre*, 13 : 1 – 7.
- Coulibaly A.S.S., Coulibaly M., N'dri S.N. & Atse B.C. (2021). Assessment of heavy metal contamination of fish from a fish farm by bioconcentration and bioaccumulation factors. *Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries*, 25(1): 821 – 841.
- Coulibaly S., Atse B.C., Koffi K.M., Sylla S., Konan K.J. & Kouassi N.J. (2012). Seasonal Accumulations of Some Heavy Metal in Water, Sediment and Tissues of Black-Chinned Tilapia *Sarotherodon melanotheron* from Bietri Bay in Ebrie Lagoon, Ivory Coast. *Bull Environ Contam Toxicol*, 10 : 512-522.
- Coulibaly S., Coulibaly M. & Atse B.C. (2019). Arsenic contamination of water and sediments in the continental and maritime areas in the western part of the Ebrie lagoon (Côte d'Ivoire). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 25 (2) : 577 – 585.
- Csuros M. & Csuros C. (2002). Environmental sampling and analysis for metals, Lewis Punlisher, Boca Raton, Floride, USA.
- Culioli J-L., Calendini S., Mori C. & Orsini A. (2009). Arsenic accumulation in a freshwater fish living in a contaminated River of Corsica, France. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72 : 1440 – 1445.
- Davutluoglu O., Seckin G., Kalat D.G., Yilmaz T. & Ersu C.B. (2010). Speciation and implications of heavy metal content in surface sediments of Akyatan Lagoon – Turkey. *Desalination*, 260 : 199 – 210.
- Daziel J. & Baker C. (1983). Analytical methods for measuring metals by atomic absorption spectrometry. *FAO Fisheries and Technique*, 212 : 14 – 21.
- Dekoula C.S., Kouamé B., N'goran E.K., Yao F.G., Ehounou J-N. & Soro N. (2018). Impact de la variabilité pluviométrique sur la saison culturale dans la zone de production contonnière en Côte d'Ivoire. *European Scientific Journal*, 12 : 143 – 159.
- Demina L. L., Budko D. F., Novigatsky A. N., Alexceeva T. N. & Kochenkova A. I. (2018). Occurrence Forms of Heavy Metals in the Bottom Sediments of the White Sea. Sedimentation Processes in the White Sea: The White Sea Environment Part II. *Handbook of Environmental Chemistry*, 1 : 1 – 30.

- Diop N., Zango L., Beard A., Ba C.T., Ndiaye P.I., Henry L., Clingham E., Opper S. & González-Solis J. (2018). Foraging ecology of tropicbirds breeding in two contrasting marine environments in the tropical Atlantic. *Inter-research Science Publisher*, 607: 221 – 236.
- Djedjibegovic J., Larssen T., Skrbo A., Marjanović A. & Sober M. (2012). Contents of cadmium, copper, mercury and lead in fish from the Neretva river (Bosnia and Herzegovina) determined by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). *Food Chemistry*, 131(2) : 469 – 476.
- DOH (South African Department of Health) (2004). Foodstuffs, cosmetics and disinfectants act, 1972 (Act no. 54 of 1972). Government Gazette No. R. 500 : 4 – 6.
- Don-Pedro K.N., Oyewo E.O. & Otitolaju A.A. (2004). Trend of heavy metal concentrations in Lagos lagoon ecosystem, Nigeria. *West African Journal of applied ecology*, 5 : 103 – 114.
- Drevnick P.E., Lamborg C.H. & Horgan M.J. (2015). Increase in mercury in Pacific yellowfin tuna. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34 : 931-934.
- Du Laing G., De Vos R., Vandecasteele B., Lesage E., Tack F.M. & Verloo M.G. (2008). Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77(4) : 589 – 602.
- Du Z-Y., Zhang J., Wang C., Li L., Man Q. & Lundebye A-K. (2012). Risk–benefit evaluation of fish from Chinese markets: Nutrients and contaminants in 24 fish species from five big cities and related assessment for human health. *Science of the Total Environment*, 416 : 187 – 199.
- Dubreuil P. (1960). Etude du bassin versant de la rivière Agneby, 200 p.
- Duffus H. (2002). “Heavy metals” a meaningless term? (IUPAC Technical report). *Pure and Applied Chemistry*, 74 (5) : 793 – 807.
- Dufour P. (1982). Les frontières naturelles et humaines du système lagunaire Ebrié. Incidences sur l’hydroclimat. *Hydrobiologia*, 94 : 105 – 120.
- Dufour P. (1984). La biomasse végétale des lagunes côtières. Exemple de la lagune Ebrié, (Côte d’Ivoire). *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 27(3) : 207-233.

- Dufrêne M. (1992). Biogéographie et écologie des communautés de Carabidae en Wallonie (Doctoral dissertation, Université catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, Belgique), 288 p.
- Durand J.R. & Skubich M. (1982). Les lagunes ivoiriennes. *Aquaculture*, 27 : 211–250.
- Durand J.R., & Guiral D. (1994). Hydroclimat et hydrochimie. In Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire Tome II. Les milieux lagunaires, eds. Durand J.-R., Dufour P., Guiral D. & Zabi S.G.F. Paris, ORSTOM, pp. 129 – 136.
- EFSA (2009). Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM) Scientific Opinion on Arsenic in Food. *EFSA Journal*, 7 : 1351.
- EFSA (2010). Scientific Opinion on lead in food. European Food Safety Authority. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *EFSA Journal*, 8 (4) : 15 – 70.
- El-Badry A.E. & El Kammar A.M. (2018). Spatial distribution and environmental geochemistry of zinc metal in water and surficial bottom sediments of Lagoon Burullus, Egypt. *Marine Pollution Bulletin*, 128 : 811 – 816.
- EPA (1999). Integrated risk system (IRIS) on arsenic national center for environmental assessment, Report, Washington DC, 1 – 10.
- Erasmus C.P., Rossouw G & Baird D. (2004). The Concentration of Ten Heavy Metals in the Tissues of Shark Species *Squalus megalops* and *Mustelus mustelus* (Chondrichthyes) Occurring Along the Southeastern Coast of South Africa. Population (English edition), University of Port Elizabeth.
- Ergin M., Saydam, C., Basturk, O., Erdem, E. & Yoruk, R. (1991). Heavy metal concentrations in surface sediments from the two coastal inlets (Golden Horn Estuary and Izmit Bay) of the northeastern Sea of Marmara. *Chemical. Geology*. 91: , 269 – 285.
- Ermolin M.S., Petr S.F., Natalia A.M., Vasily K.K. (2018). Nanoparticles of volcanic ash as a carrier for toxic elements on the global scale. *Chemosphere*, 200 : 16 – 22.
- European commission (2001). Setting maximum levels for certain contaminants in food stuffs, Commission regulation (EC) n° 466/2001, 25 p.
- Falcó G., Llobet J.M., Bocio A. & Domingo J.L. (2006). Daily intake of arsenic, cadmium, mercury and lead by consumption of edible marine species. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 54: 6106 – 6112.

- FAO/WHO (1991). Programme mixte FAO/OMS sur les normes alimentaires. Rapport de la vingt-troisième session du comité du codex sur les additifs alimentaires et les contaminants, 81 p.
- FAO/WHO (2011). Programme mixte FAO/OMS sur les normes alimentaires. Rapport de la quatrième session du groupe intergouvernemental spécial u codex sur la résistance aux antimicrobiens, 64 p.
- FAO/WHO (2003). Summary and Conclusions of the Sixty-First Meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), World Health Organization, Rome, Italy, 86 p.
- Federal Environmental Protection Agency (FEPA) Federal Environmental Protection Agency Act (1991). Guidelines and standard for Industrial effluent gaseous emissions and hazardous waste management in Nigeria. National Environmental Protection Regulations, Federal Republic of Nigeria Supplement to Gazette Extraordinary- Part B 78(42) :15 - 31.
- Fernandez-Maestre R., Johnson-Restrepo B. & Olivero-Verbel J. (2018). Heavy metals in sediments and fish in the Caribbean coast of Colombia: assessing the environmental risk. *International Journal Environmental Research*, 12 : 289 – 301.
- Fu Z. & Xi Z. (2019). The effects of heavy metals on human metabolism. *Toxicology Mechanisms and Methods*, 167 – 176.
- Chauhan G. & Chauhan U.K. (2014). Human health risk assessment of heavy metals via dietary intake of vegetables grown in wastewater irrigated area of Rewa, India. *International Journal of Science Research Publications*, 4 (9) : 1 – 9.
- Gao S. & Collins M. (1994). Net sediment transport patterns inferred from grain-size trends, based upon definition of “transport vectors”-reply. *Sedimentary Geology*, 90 : 157 – 159.
- Gboudjou G.A., Adiko A.F. & Amani Y.C (2022). Impacts perçus de la pollution de la lagune Ebrié et mesures d’atténuation et d’adaptation des pêcheurs dans la commune de Koumassi (Abidjan, Côte d’Ivoire). *Revue Africaine des Sciences Sociales et de la Santé Publique*, 4 (2) : 108 – 120.
- Genchi G., Sinicropi M.S., Lauria G., Carocci A. & Catalano A. (2020). The effects of cadmium toxicity. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(11): 37 – 82.

- Gilbert E., Dodoo D.K., Okai-Sam F., Essuman K. & Quagraine E.K. (2006). Characterization and source assessment of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the Fosu Lagoon, Ghana. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 41(12): 2747 – 2775.
- Goretti E., Pallottini M., Ricciarini M.I., Selvaggi R. & Cappelletti D. (2016). Heavy metals bioaccumulation in selected tissues of red Swamp crayfish: An easy tool for monitoring environmental contamination levels. *Science of the Total Environment*, 559 : 339 – 346.
- Goyer A.R. (1997). Toxic metals and essential metal interactions. *Annual Review Nutrition*, 17: 37 – 50.
- Goyer R.A. & Clarksom W.T. (2001). Toxic effects of metals. In: Klaassen, C.D. (Ed.), Casarett and Doull's Toxicology. The basic Science of Poisons. McGraw-Hill, New York, pp. 811 – 867.
- Guiral D. & Chantraine J-M. (1983). Hypothèse sur l'origine des mortalités observées en lagune Ebrié en 1979. *Documents. Sciences. Centre de Recherches Océanologiques, Abidjan*, 14 (2) : 61-95
- Hakanson L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*, 14(8) : 975 – 1001.
- Han Y.M., Du P.X., Cao J.J. & Posmentier E.S. (2006) Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. *Sciences Total Environment*, 355:176 – 186.
- Harlavan Y, Almogi-Labin A & Herut B. (2010). Tracing natural and anthropogenic Pb in sediments along the Mediterranean coast of Israël using Pb isotopes. *Environmental Science & Technology*, 44 : 6576 – 6582.
- Harris H.H., Pickering I.J. & George G.N. (2003). The chemical form of mercury in fish. *Science*, 301 : 1203 – 1220.
- Has-Schön E., Bogut I. & Strelec I. (2006). Heavy metal profile in five fish species included in human diet, domiciled in the end flow of river Neretva (Croatia). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 50: 545 – 551.
- Heath A.G. (1987). Toxicology, Water Pollution and Fish Physiology. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, pp. 16 – 21.

- Hempel M., Chau Y.K., Dutka B.J., McInnis R., Kwan K.K. & Liu D. (1995). Toxicity of organomercury compounds : Bioassay results as a basis for risk assessment. *Analyst Journal*, 120 : 721 – 724.
- Ho S., Sam C. & Embi G.B. (1998). Lead exposure in the lead-acid storage battery manufacturing and PVC compounding industries. *Occupational Medicine*, 48 : 369 – 373.
- Hu J., Zhou S., Wu P. & Qu K. (2017). Assessment of the distribution, bioavailability and ecological risk of heavy metals in the lake water and surface sediments of the Caohai plateau wetland, China. *PlosOne*, 12 : 1 – 15.
- Hu W., Wang H., Dong L., Huang B., Borggard O.K., Hansen H.C.B., He Y. & Holm P.E. (2018). Source identification of heavy metals in peri-urban agricultural soils of southeast China : An integrated approach. *Environmental Pollution*, 237 : 650 – 661.
- Huang S.W., Chen C.Y. & Chen M.H (2008). Total and organic Hg in fish from the reservoir of a chlor-alkali plant in Tainan. *Taiwan Journal Food and Drug Analysis*, 16 : 75–80.
- Hykpo E.R. (2001). Caractérisation physico-chimique et microbiologique de la pollution de la lagune Ebrié et évaluation du risque sanitaire. ~~Doctorat en Médecine~~, Université Nangui Abrogoua d'Abobo-Adjamé, 238 p.
- INS (2014). RGPH 2014 résultats globaux, 22 p.
- Invers O., Romero J. & Pérez M. (1997). Effect of pH on seagrass photosynthesis: A laboratory and field assessment. *Aquatic botany*, 59 : 185 – 194.
- Iqbal J., Shah M.H. & Akhter G. (2013). Characterization, source apportionment and health risk assessment of trace metals in freshwater Rawal Lake, Pakistan. *Journal of exploration*, 125 : 94 – 101.
- IRIS (Integrated Risk Information System) (2011). Mercury, DTXSID1024172, US Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment, 4 p.
- Issola Y., Kouassi A.M. & Messoum F.G. (2008). Evaluation de la qualité chimique des sédiments de la lagune de Fresco, Côte d'Ivoire. Fiches Techniques et Documents de Vulgarisation, pp. 27 – 31.
- Jarvis P. & Fawell J. (2021). Lead in drinking water-An ongoing public health concern. *Current opinion in environmental science & health*, 20: 1 – 18.

- JECFA (Joint experts of foods committee FAO/WHO on Food additives) (2003). Summary and Conclusions of the Sixty-first Meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives), pp. 18 – 22.
- JECFA (Joint experts of foods committee FAO/WHO on Food additives) (2010). Seventy-second meeting, Rome, 16 – 25 February 2010, <https://www.fao.org/3/a-at86e.pdf>.
- Jiang R., Lin C., Zhou K., Liu Z., Chen J., Wang S., Pan Z., Sun X, Wang W.& Lin H. (2022). Pollution, ecological risk, and source identification of potentially toxic elements in sediments of a landscape urban lagoon, *China. Marine Pollution Bulletin*, 174 :1 – 12.
- Jobson J.D. (1992). Applied Multivariate Data Analysis. Volume II : Categorical and Multivariate thods. Springer-Verlag, New York, 1992. 732 p.
- John S. & Santhi S. (1994). Electroplated cobalt-cadmium selective solar absorbers. Solar energy materials and solar. *Cells*, 33 : 505 – 516.
- Juresa D. & Blanusa M. (2003). Arsenic, lead and cadmium in fish and shellfish from the Adriatic Sea. *Food Additives & Contamination*, 20 : 241 – 246.
- Jusko T.A., Henderson C.R., Lanphear B.P., Cory-Slechta D.A., Parsons P.J. & Canfield R.L. (2008). Blood lead concentrations < 10 microg/dl and child intelligence at 6 years of age. *Environmental Health Perspectives*, 116 : 243 – 248.
- Kabata-Pendias A. (2001). Trace metals in soils-a current issue in Poland. Acta Universitatis Wratislaviensis. *Prace Botaniczne*, 79 : 13 – 20.
- Kabata-Pendias A. (2011). Trace elements in soils and plants/fourth editions. CRC Taylor and Francis Group, Boca Raton, 505 p.
- Kara Y., Kara I. & Basaran D. (2004). Investigation of some physical and chmical parameters of water in the Lake Isykli in Denizli, Turkey. *International Journal of Agriculture and Biology*, 6(2) : 275 – 277.
- Karouna-Renier N.K., Snyder R.A., Lange T., Gibson S., Allison J.G., Wagner M.E. & Rao K.R. (2011). Largemouth bass (*Micropterus salmoides*) and striped mullet (*Mugil cephalus*) as vectors of contaminants to human consumers in northwest Florida. *Marine Environmental Research*, 72(3) : 96 – 104.

- Kayembe J.M., Sivalingam P., Salgado C.D., Maliani J., Ngelinkoto P., Otamonga J-P., Mulaji C.K., Mubedi J. & Poté J. (2018). Assessment of water quality and time accumulation of heavy metals in the sediments of tropical urban rivers: Case of Bumbu River and Kokolo Canal, Kinshasa City, Democratic Republic of the Congo. *Journal of African Earth Sciences*, 147 : 536 – 543.
- Keumean K.N., Bamba S.B., Soro G., Métongo B.S. & Biemi J. (2013). Concentration en métaux lourds des éléments de l'estuaire du fleuve Comoé à Grand-Bassam (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Bioscience*, 61 : 4530 – 4539.
- Keumean K.N., Traoré A., Ahoussi K & Djadé P.J.O. (2020). Influence des activités anthropiques sur la dégradation de la qualité des sédiments de la lagune ouladine (Sud-Est De La Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 16 :378 – 392.
- Khan K., Lu Y., Khan H., Zakir S., Ihsanullah, Khan S., Khan A., Wei L. & Wang T. (2013). Health risks associated with heavy metals in the drinking water of Swat, northern Pakistan. *Journal of Environmental Sciences*, 25 : 2003 – 2013.
- Khan T.S., Muhammad-Khan B. & Khan H. (2011). Investigating the levels of selected heavy metals in surface water of Shah Alam rivé (A tributary of River Kabul, Khyber Pakhtunkhwa). *Journal of Himalayan Earth Sciences*, 44(2) : 71–79.
- Khemis I.B., Aridh N.B., Hamza N., M'Hetli M. & Sadok S. (2017). Heavy metals and minerals contents in pikeperch (*Sander lucioperca*), carp (*Cyprinus carpio*) and flathead grey mullet (*Mugil cephalus*) from Sidi Salem Reservoir (Tunisia): health risk assessment related to fish consumption. *Environmental Sciences of Pollution Research*, 24 : 19494 – 19507.
- Khoironi A., Hadiyano H., Anggoro S. & Sudarno S. (2020). Evaluation of polypropylene plastic degradation and microplastic identification in sediments at Tambak Lorok coastal area, Semarang, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 151 : 1 – 10.
- Koffi K.P., Abé J. & Amon K.J.B. (1991). Contribution à l'étude des modifications hydrosédimentaires consécutives à la réouverture artificielle de l'embouchure du Comoé à Grand-Bassam. *Journal ivoirien d'océanologie et de limnologie*. Vol. I, n°2 : 47-60.
- Konan S.K., Kouakou K.B.K., Ohou M-J., Konan K.F.K. & Kouamé B.D. (2017). Variation saisonnière des paramètres abiotiques de la lagune Aghien (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 12042 – 12052.

- Kouamelan N.M., Coulibaly, S., Atse B.C. & Goore B.G. (2019). Seasonal and spatial variation of heavy metals in water and sediments from mainland and maritime areas of Ebrié lagoon (Côte d'Ivoire, Western Africa). *International Journal of Biological Chemical Sciences*, 13 : 2374 – 2387.
- Kouassi A.M., Kaba, N. & Métongo B.M. (1995). Land-based sources of pollution and environmental quality of the Ebrié lagoon waters. *Marine pollution Bulletin*, 30: 295 – 300.
- Kouassi N.L.B., Yao K.M., Trokourey A. & Soro M.B. (2015). Distribution, Sources, and Possible Adverse Biological Effects of Trace Metals in Surface Sediments of a Tropical Estuary. *Environmental Forensic*, 1: 96 – 108.
- Kramoh K.E., N'goran Y.N.K., Aké-Traboulsi, A., Boka B.C., Koffi, D.B.J., Koffi M.K. & Guikahué M.K. (2012). Prevalence of obesity in school children in Ivoty Coast. *Annales de Cardiologie et d'Angéiologie*, 61: 145 – 149.
- Kuswaha A., Hans N., Kumar S. & Rani R. (2018). A critical review on speciation, mobilization and toxicity of lead in soil microbe plant system and bioremediation strategies. *Ecotoxicology and environmental Safety*, 147: 1035 – 1045.
- Lambert R., Grant C. & Sauve S. (2007). Cadmium and zinc in soil solution extracts following the application of phosphate fertilizers. *Science of the Total Environment*, 378(3) : 293 – 305.
- Lanusse A., (1987). La contamination microbienne d'une lagune tropicale (lagune Ebrié, Côte d'Ivoire). Influence de l'hydroclimat. Thèse université de Provence (Aix-Marseille I, France), 147 p.
- Lawson E.O. (2011). Physico-Chemical Parameters and Heavy Metal Contents of Water from the Mangrove Swamps of Lagos Lagoon, Lagos, Nigeria. *Advances in Biological Research*, 1 : 8 – 21.
- Li F., Zeng X-Y., Wu C-H., Duan Z-P., Wen Y-M. & Huang G-R. (2013). Ecological Risks Assessment and Pollution Source Identification of Trace Elements in Contaminated Sediments from the Pearl River Delta, China. *Biological Trace Element Research*, 155 : 301 - 313.

- Li Y., Chen H & Teng Y. 2020. Source apportionment and source-oriented risk assessment of heavy metals in the sediments of an urban river-lake system. *Science of the Total Environment*, 737 : 1 – 10.
- Lin J., Su T., Chen J., Xue T., Yang S., Guo P. & Li J. (2021). Efficient adsorption removal of anionic dyes by an imidazolium-based mesoporous poly (ionic liquid) including the continuous column adsorption-desorption process. *Chemosphere*, 272 : 1 – 8.
- Liu H., Zhang Z., Tu Y., Li Y., Lei Y. & Tian S. (2022). Dual roles of Cu²⁺ complexation with dissolved organic matter on the photodegradation of race organic pollutants: Triplet- and OH-induced reactions. *Science of The Total Environment*, 815 : 1 – 19.
- Liu X., Song Q., Tang Y., Xu J. & Wu J. (2013). Human health risk assessment of heavy metals in soil-vegetable system : a multi-medium analysis. *Science of the Total Environment*, (463- 464) : 530 – 540.
- Llobet J.M., Falcó G., Casas C., Teixidó A. & Domingo J.L. (2003). Concentrations of arsenic, cadmium, mercury and lead in common foods and estimated daily intake by children, adolescents, adults, and seniors of Catalonia, Spain. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 51 : 838 – 842.
- Maanan M., Saddik M., Maanan M., Chaibi M., Assobhei O. & Zouarah B. (2015). Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco. *Ecological Indicator*, 48 : 616 – 626.
- Maanan M., Zouarah B., Carruesco C., Aajjane A. & Naud J. (2004). The distribution of heavy metals in the Sidi Moussa lagoon sediments (Atlantic Moroccan Coast). *Journal of Earth Sciences*, 39 : 473 – 483.
- Marchand C., Allenbach M. & Lallier-Vergès E. (2011). Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New Caledonia). *Geoderma*, 160 : 444 – 456.
- Mark Y-A., Philip A., Nelson A.W., Muspratt A. & Aikins S. (2017). Safety assessment on microbial and heavy metal concentration in *Clarias gariepinus* (African catfish) cultured in treated wastewater pond in Kumasi, Ghana. *Environmental Technology*, 40 : 302 – 311.
- Martin J.A.R., Arana C.D., Ramos-Miras J.J., Gil C. & Boluka R. (2015). Impact of 70 years urban growth associated with metal pollution. *Environmental Pollution*, 196 : 156 – 163.

- Mataba G.R., Verhaert V., Blust R. & Bervoets L. (2016). Distribution of trace elements in the aquatic ecosystem of the Thigithe River and the fish *Labeo victorinus* in Tanzania and possible risks for human consumption. *Science of the Total Environment*, 547 : 48 – 59.
- Maurier D. (1978). Phtytoplacton et pollution lagune Ebrié (Abidjan) et le secteur de Cortiou (Marseille). Thèse de Doctorat de 3e cycle, Océanographie biologique. UER des sciences de la mer et de l'environnement, 225 p.
- Mejjad N., Lassaoui A., El-Hammoumi O., Fekri A., Amsil H., El-Yahyaoui A. & Benkdad A. (2018). Geochemical, radiometric, and environmental approaches for the assessment of the intensity and chronology of metal contamination in the sediment cores from Ouilidia lagoon (Morocco). *Environmental Science and Pollution Research*, 25 : 22872 – 22888.
- Mel M.M. & Aloko N.J. (2018). Profil socio-économique et démographique des populations issues de la migration sur le littoral Ôdjoukrou (Sud de la Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 14 : 1 – 14.
- Mendoza-Carranza M., Sepulveda-Lozada A., Dias-Ferreira C. & Geissen V. (2016). Distribution and bioconcentration of heavy metals in a tropical aquatic food web : A case study of a tropical estuarine lagoon in SE Mexico. *Environmental Pollution*, 201 : 155 – 165.
- Métongo B. S. & Sankaré Y. (1990). Teneur en métaux lourds des organes chez le crabe comestible (*Callinectes amnicola*, Decapode, Portunidea) en lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Agronomie Africaine*, 2(2) : 116 – 125.
- Michalke B. (2003). Element speciation definitions, analytical methodology, and some examples. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56 : 122 – 139.
- Mohammad A.K., Zarei, A., Majidi S., Ghaderpoury A., Hashempour Y., Saghi M.H., Alinejad A., Yousefi M., Hosseingholizadeh N. & Ghaderpoori M. (2019). Carcinogenic and noncarcinogenic health risk assessment of heavy metals in drinking water of Khorramabad, *Iran Method X*, 6 : 1642 – 1651.
- Monde S., Coulibaly A. S., Wango T.-E. & Aka K. (2011). Hydrodynamique de l'estuaire de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Revue Paralia*, 4 : 1.1-1.
- Morel F.M.M., Kraepiel A.M.L. & Amyot M. (1998). The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29 : 543 – 566.

- Moreno-González R., Campillo, J.A., García, V. & León, V.M. (2013). Seasonal input of regulated and emerging organic pollutants through surface watercourses to a Mediterranean coastal lagoon. *Chemosphere*, 92 : 247 – 257.
- Moses E.A., Udlong D. & Udosen E.D. (2017). Trace metal speciation and pollution risk assessment of sediments from Etim Ekpo, South South, Nigeria. *Journal of Ecology and Toxicology*, 1 : 1 – 7.
- Mwashote B.M. (2003). Levels of cadmium and lead in water, sediments and selected fish species in Mombasa, Kenya. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, 2 : 25 – 34.
- Nations Unies (2006). World Urbanisation prospect : The 2005 revision. New York : United Nations, 210 p.
- Noël L., Chekri R., Millour S., Merlo M., Leblanc J.C. & Guérin T. (2013). Distribution and relationships of As, Cd, Pb and Hg in freshwater fish from five French fishing areas. *Chemosphere*, 90(6) : 1900 – 1910.
- Nussey G., Van Vuren J.H.J. & Du Preez H.H. (2000). Bioaccumulation of chromium, manganese, nickel and lead in the tissues of the moggel, *Labeo umbratus* (Cyprinidae), from Witbank Dam, Mpumalanga. *Water South Africa*, 26 : 269 – 284.
- Nwajei G.E. (2009). Trace elements in soils and vegetations in the vicinity of Shell Petroleum Development Company Operating area in Ughelli, Delta State of Nigeria. *American-Eurasian journal of Sustainable Agriculture*, 3 : 574 – 578.
- Obrist L.B., Dutton A. & Bigler G. (2006). Biological Activity of Cry1Ab Toxin Expressed by Bt Maize Following Ingestion by Herbivorous Arthropods and Exposure of the Predator *Chrysoperla carnea*. *Biocontrol*, 51 : 31 – 48.
- Okorafor K.A, Effanga E.O, Andem A.B, George U.U. & Amos D.I (2013). Spatial variation in physical and chemical parameters and macroinvertebrates in the intertidal regions of Calabar River, Nigeria. *Green Journal Geology Earth Sciences*, 1(2) : 063 - 072.
- Ouattara A.A., Yao K.M., Kinimo K.C. & Trokourey A. (2020). Assessment and bioaccumulation of arsenic and trace metals in two commercial fish species collected from three rivers of Côte d'Ivoire and health risks. *Microchemical journal*, 154: 1 –10.

- Park J.H., Lamb, D., Paneerselvam, P., Choppala, G., Bolan, N. & Chung, J.W. (2011). Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal (loid) contaminated soils. *Journal Hazardous Materials*, 185: 549 – 574.
- Passos E.D.A., Alves J.C., Ddos Santos I.S., Alves J.D.P.H., Garcia C.A.B. & Spinola C.A.C. (2010). Assessment of trace metals contamination in estuarine sediments using a sequential extraction technique and principal component analysis. 2010; *Microchemical Journal*, 96(1): 50–57.
- Pena-Icart M., Pereira-Filho E.R., Fialho L.L., Nobrega J.A., Alonso-Hernandez C. & Bolanon-Alvarez Y. (2016). Combining contamination indexes, sediment quality guidelines and multivariate data analysis for metal pollution assessment in marine sediments of Cienfuegos Bay, Cuba. *Chemosphere*, 12 : 1267 - 1276.
- Perera P.A.C., Sundarabarathy T.V., Sivananthaweri T., Kodithuwakku S.P. & Edirisinghe U. (2016). Arsenic and Cadmium Contamination in Water, Sediments and Fish is a Consequence of Paddy Cultivation : Evidence of River Pollution in Sri Lanka. *Achievement in the Life Sciences*, 10 : 144 – 160.
- Philippeau C., Martin, C. & Michalet-Doreau, B. (1999). Influence of grain source on ruminal characteristics and rate, site, and extent of digestion in beef steers. *Journal of Animal Science*, 77(6) : 1587 – 1596.
- Pourret O. & Hursthouse A. (2019). It's time to replace the term “heavy metals” with “potentially toxic elements” when reporting environmental research. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16 : 44 – 46.
- Pradit S., Gao Y., Faiboon, A. Galan De, S., Baeyens, W. & Leemaker, M. (2012). Application of DET (Diffusive Equilibrium in Thin films) and DGT (Diffusive Gradients in Thin films) techniques in the study of the mobility of sediment bound metals in the outer section of Songkhla Lake, southern Thailand. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(5) : 4207 – 4220.
- Rahim M., Ullah I., Khan A. & Haris M. R. H. M. (2016). Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of District Shangla. *Journal of the Chemical Society of Pakistan*, 38(1) : 177 – 185.

- Rajeshkumar S., Liu Y., Zhang X., Ravikumar B., Bai G. & Li X. (2018). Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. *Chemosphere*, 191 : 626 – 638.
- Ramirez R. (2013). The gastropod *Osilinus atrata* as a bioindicator of Cd, Cu, Pb and Zn contamination in the coastal waters of the Canary Islands. *Chemistry and Ecology*, 29(3): 208–220.
- Ray S. (1986). Bioaccumulation of cadmium in marine organisms. *Experientia*, 50 : 65–75.
- Redwan M. & Elhaddad E. (2017). Heavy metals seasonal variability and distribution in Lake Qaroun sediments, El-Fayoum, Egypt. *Journal of African Earth Sciences*, 134 : 48 – 55.
- Reuer M.K. & Weiss D.J. (2002). Anthropogenic lead dynamics in the terrestrial and marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 360 : 2889 – 2904.
- RGPH (2021). Recensement générale de la population et de l'habitat, résultats globaux, 37 p.
- Riggolet V., Sfriso A., Maromini A. & Casabianca M.L. (2004). Seasonal evolution of heavy metal concentrations in the surface sediments of two Mediterranean *Zostera marina* L. beds at Thau lagoon (France) and Venice lagoon (Italy). *Bioresource Technology*, 95 : 159 – 167.
- Rodriguez M., Ramos-Miras J.A., Boluda J.J. & Gil C.R. (2013). Spatial relations of trace metals in arable and greenhouse soils of a Mediterranean environment region (Spain). *Geoderma*, 200 – 201 : 180 – 188.
- Roozhahani M.M., Sobhanardakani S., Karimi H. & Sorooshia R. (2015). Natural and anthropogenic source of heavy metals pollution in the soil samples of an industrial complex: a case study. *Iranian Journal of Toxicology*, 9 : 1336 – 1341.
- Rua-Ibarz A., Bolea-Fernandez E., Maage A., Frantzen S., Sanden M. & Vanhaecke F. (2019). Tracing Mercury Pollution along the Norwegian Coast via Elemental, Speciation, and Isotopic Analysis of Liver and Muscle Tissue of Deep-Water Marine Fish (*Brosme brosme*). *Environmental Science and Technology*, 53 : 1776 – 1785.
- Ruiz-Fernandez A.C., Wu, R.S.S., Lau, T-C., Perez-Bernal, H., Sanchez-Cabeza, J.A. & Chiu, J.M.Y. (2018). A comparative on metal in Estero de Urias Lagoon, Gulf of California, using Oysters, mussels and artificial mussels: implication on pollution monitoring and public health risk. *Environmental Pollution*, 243 : 175 – 205.

- Saha N., Mollah, M.Z.I. Alam M. & Rahman S. (2016). Seasonal investigation of heavy metals in marine fishes captured from the Bay of Bengal and the implications for human health risk assessment. *Food control*, 70 : 110 – 118.
- Salem Z.B., Capelli N., Laffray X., Elise G., Ayadi H. & Aleya L. (2014). Seasonal variation of heavy metals in water, sediment and roach tissues in a landfill draining system pond (Etueffont, France). *Ecological Engineering*, 69 : 25 – 37.
- Sánchez-Márin P. & Beiras, R., (2011). Adsorption of different types of dissolved organic matter to marine phytoplankton and implications for phytoplankton growth and Pb bioavailability. *Journal of Plankton Research*, 33 : 1396 – 1409.
- Sánchez-Marín P., Bellas J., Mubiana V.K., Lorenzo J.I., Blust R. & Beiras R. (2011). Pb uptake by the marine mussel *Mytilus* sp. Interactions with dissolved organic matter. *Aquatic Toxicology*, 102 : 48 – 57.
- Sánchez-Marín P., Lorenzo J.I., Blust R. & Beiras R. (2007). Humic acids increase dissolved lead bioavailability for marine invertebrates. *Environmental Science and Technology*, 41 : 5679 – 5684.
- Sánchez-Marín P., Santos-Echeandía J., Nieto-Cid M., Alvarez-Salgado X.A. & Beiras R. (2010). Effect of dissolved organic matter (DOM) of contrasting origins on Cu and Pb speciation and toxicity to *Paracentrotus lividus* larvae. *Aquatic Toxicology*, 96 : 90–102.
- Sanchez-Monedero M.A., Mondini C., De Nobili M., Leita L., & Roig A. (2004). Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter. *Waste Management*, 24(4), 325 – 332.
- Sanou A., Coulibaly S., Coulibaly M., N'dri S.N. & Atsé B.C. (2021). Assessment of heavy metal contamination of fish from a fish farm by bioconcentration and bioaccumulation. *Egyptian journal of aquatic Biology and Fisheries*, 25 : 821 – 841.
- Satarug S. (2018). Dietary Cadmium intake and its effects on kidneys. *Toxics*, 6 :15. Schroeder H.A. & Darrow D.K. (1972). Relation of trace metals to human health. Boston College. *Environmental Affairs Law Review*, 2 : 222 – 236.
- Schwab A.P., Zhu D.S. & Banks M.K. (2007). Heavy metal leaching from mine tailings as affected by organic amendments. *Bioresource Technology*, 98 : 2935–2941.

- Scungio M., Stabile L., Rizza V., Pacitto A., Russi A. & Buonanno, G. (2018). Lung cancer risk assessment due to traffic generated particles exposure in urban street canyons: a numerical modeling approach. *Science of Total Environment*, 631-632 : 1109 – 1116.
- Sekabira K., Origa H.O., Basamba T.A., Mutumba G. & Kakudidi E. (2010). Assessment of heavy metal pollution in the urban stream sediments and its tributaries. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 7(3) : 435 – 446.
- Serpaud B., Al-Shukry R., Casteignau M. & Matejka G. (1994). Adsorption des métaux (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau : rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. *Revue des sciences de l'Eau*, 7 : 343 – 365.
- Sfakianakis D.G., Renieri E., Kentouri M. & Tsatsakis A.M. (2015). Effect of heavy metals on fish larvae deformities: A review. *Environmental Research*, 137 : 246 – 255.
- Shapiro S.S., Wilk M.B. & Chen H.J. (1968). A comparative study of various tests for normality. *Journal of the American Statistical Association*, 63(324) : 1343 – 1372.
- Sierra C.A., Trumbore S.E., Davidson E.A., Vicca S. & Janssens I. (2015). Sensitivity of decomposition rates of soil organic matter with respect to simultaneous changes in temperature and moisture. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 7(1) : 335 – 356.
- Sims J.L. & Patrick J.W.H. (1978). The distribution of micronutrient cations in soil under conditions of varying redox potential and pH. *Soil Science Society of America Journal*, 42(2) : 258 – 262.
- Srarfi F., Rachdi R., Bol R., Gocke M. I., Brahim N. & SlimShimi N. (2019). Stream sediments geochemistry and the influence of flood phosphate mud in mining area, Metlaoui, Western south of Tunisia. *Environmental Earth Sciences*, 78(6) : 1 – 13.
- Stefan H.G., Hondzon M. & Fang, X., (1993). Lake water quality modeling for projected future climate scenarios. *Journal of Environmental Quality*, 22(3) : 417 – 431.
- Sukreeyapongse O., Holm P.E., Strobel B.W., Panichsakpatana S., Magid J. & Hansen H.C.B. (2002). pH-dependent release of cadmium, copper, and lead from natural and sludge amended soils. *Journal of Environment Quality*, 31 : 1901 – 1909.
- Świetlik R., Strzelecka M. & Trojanowska M. (2013). Evaluation of traffic-related heavy metals emissions using noise barrier road dust analysis. *Polish Journal Environmental Studies*, 22 : 561 – 567.

- Taiwo I.O., Olopade O.A. & Bamidele N.A. (2019). Heavy metal concentration in eight fish species from Epe lagoon, Nigeria. *Transylvanian Review. Systematical and Ecological Resources*, (21) : 69 – 82.
- Tapia J., Bertrán C., Araya C., Astudillo M. J., Vargas-Chacoff L., Carrasco G. & Letelier L. (2009). Study of the copper, chromium and lead content in mugil cephalus and elegendinops maclovinus obtained in the mouths of the maule and Mataquito Rivers (maule region, Chile). *Journal of the Chilean Chemical Society*, 54 (1), 36 – 39.
- Tastet, J.P. (1979). Environnements sédimentaires et structuraux quaternaires du littoral du golfe de Guinée (Côte d'Ivoire, Togo, Bénin). Thèse de doctorat d'Etat, Univ. Bordeaux 1, 2 tomes, 181 p.
- Tastet J.P. & Guiral D. (1994). Géologie et sédimentologie. In : Durand Jean-René (ED.), Dufour Philippe (ED.), Guiral Daniel (ED.), Zabi S.G.F. (ed.). *Environnement et Ressources Aquatiques en Côte d'Ivoire : 2. Les milieux lagunaires*. Paris : ORSTOM, p 35 – 58.
- Templeton D.M., Ariese, F. Cornelis R., Danielsson G., Muntau H., Van Leeuwen H.P. & Lobinski R. (2000). Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements: definitions, structural aspects and methodical approaches. *Pure Applied Chemistry*, (72) : 1453 – 1470.
- Toulé A.C., Adingra A.A., N'gbesso K.N., Kambiré O., Koffi-Nevry R. & Koussemon M. (2017). Caractérisations physico-chimiques et bactériologiques des eaux des stations aquacoles de Layo et de Jacquville (Lagune Ebrié, Côte d'Ivoire). *International journal of biology and chemical science*, 2842 – 2855.
- Touré M., N'guessan A.Y. & Konan E.K. (2018). Etude géochimique des sédiments superficiels d'une baie lagunaire et son impact sur l'environnement : cas de la baie d'Abouabou (lagune Ebrié ; Côte d'Ivoire). *International Journal of Biology and Chemical Science*, 12 : 2371 – 2380.
- Tuo A.D., Yeo K.M., Soro M.B., Trokourey A. & Bokra Y. (2013). Contamination of surface sediments by heavy metals in Ebrié Lagoon (Abidjan, Ivory Coast). *International Journal of Chemical Technology*, (1) : 10 – 21.
- UNEP (2015). Evaluation environnementale post-conflit Côte d'Ivoire, 160 p.

- UNESCO/WHO (1978). Water quality survey. Studies and reports in hydrology, No. 23. Paris: United Nation Educational Scientific and Cultural Organization and World Health Organization, 609 p.
- UNPD (2020). La prochaine frontière : le développement humain et l'Anthropocène. Rapport sur le développement humain 2020, 8p.
- USEPA (1982). Environmental Protection Agency. Handbook for sampling and sample preservation of water and wastewater. Environmental Monitoring and Support Laboratory, Office of Research and Development. EPA/ 600/4-82/029 ; 418 p.
- USEPA (1996). "Method 3050B Acid digestion of sediments, sludges and soils", Revision 2, Environmental Protection Agency, Washington, USA 3-5, 12 p.
- USEPA (1997). Exposure factors handbook, volume 1: General factors. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, 1216 p.
- USEPA (2000). Risk-based concentration table. Washington, DC. United State environment Protection, 156 p.
- USEPA (2004). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 1: Human health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment). Office of Superfund Remediation and Technology Innovation U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC, 156 p.
- USEPA (2006). Risk-based concentration table, Atlanta, 10 p.
- USEPA (2007). Dermal Exposure Assessment: A Summary of EPA Approaches (final report), September 2007. EPA 600/R-078/040F. National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, Washington, DC, USA, 350 p.
- USEPA (2012). Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. EPA 822-S-12-001, 2012 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories, Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 20 p.
- USEPA (2013). Report on the 2013 U.S. environmental protection agency (EPA) international decontamination research and development conference, 350 p.
- Varlet F., (1978). Le régime de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Travaux et documents ORSTOM*, 83, 2 tomes, 164 p.

- Vellingiri B., Suriyanarayanan A., Selvaraj P., Abraham K. S., Younus P.M., Winster H., Gopalakrishnan A.V., Singaravelu G., Reddy J. K., Ayyadurai N., Kumar N., Giridharan B., Sivaprakash P., Rao K.R.S.S., Nachimuthu S.K., Mahalaxmi A.N.I. & Venkatesan D. (2022). Role of heavy metals (copper (Cu), arsenic (As), cadmium (Cd), iron (Fe) and lithium (Li)) induced neurotoxicity. *Chemosphere*, 301 : 184 – 195
- Wang M., Tong Y., Chen C., Liu X., Lu Y., Zhang W., He W., Wang X., Zhao S. & Lin Y. (2018). Ecological risk assessment to marine organisms induced by heavy metals in China's coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 126 : 349 – 356.
- Wedepohl H.K. (1995). The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta* (59) : 1217 – 1232.
- Wei Y., Zhang, J., Zhang, D., Tu T. & Luo L. (2014). Metal concentrations in various fish organs of different fish species from Poyang Lake, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 104 : 182 – 188.
- Welsh B.L. (1995). Hypoxia in Long Island Sound : one researcher's perspective. In Proceedings of the Long Island Sound Research Conference, New York, 30 Sep 1994. McElroy A. and Zeidner J. Eds. New York Sea Grant Institute, 3 – 20.
- WHO (2002). Evaluation of certain food additives and contaminants. Fifty-Seventh Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO Technical Report. Series 909.
- WHO (2003). Elemental Mercury and Inorganic Mercury Compounds : Human Health Aspects. Concise International Chemical Assessment Document 50. World Health Organization, Geneva, 105 p.
- WHO (2011). Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants. 73rd report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO Technical Report Series No.960, 227 p.
- Wognin A.V., N'guessan Y.M., Assalé F.J.P., Aka A.M., Coulibaly A.S., Mondé S. & Aka K. (2017). Les éléments traces métalliques dans la lagune Ebrié : distribution saisonnière, niveau de contamination et qualité environnementale des sédiments. *International Journal Biological Chemical Sciences* (2) : 911 – 923.
- World Bank (2014). <https://data.worldbank.org/country/cote-divoire>, consulté le 19/02/2021
- Xu F., Qiu L., Cao Y., Huang J., Liu Z., Tian X., Li A. & Yin X. (2016). Trace metals in

- the surface sediments of the intertidal Jiaozhou Bay, China : sources and contamination assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 104 (1-2) : 371 – 378.
- Xu H., Han S., Bi X., Zhao Z., Zhang L., Yang W., Zhang M., Chen J., Wu J. & Zhang Y. (2016). Atmospheric metallic and arsenic pollution at an offshore drilling platform in the Bo Sea: a health risk assessment for the workers. *Journal of Hazardous Materials*, 304 :93–102.
- Yacoub C., Pérez-Foguet A. & Miralles N. (2012). Trace metals content of sediments close to mine sites in the Andean region. *The Scientific World Journal*, 2012 : 1 – 13.
- Yao K.M. (2011). Contribution à l'étude des paramètres physico-chimiques des eaux de la lagune Ebrié dans la zone d'Abidjan (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université de Cocody, Abidjan (Côte d'Ivoire), 152 p.
- Yao K.M., Soro M.B., Trokourey A. & Bokra Y. (2009). Assessment of sediments contamination by heavy metals in a tropical lagoon urban area (Ebrié Lagoon, Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, 2 : 280 – 289.
- Ye C., Li, S., Zhang, Y. & Zhang Q. (2011). Assessing soil heavy metal pollution in the water-level-fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China. *Journal Hazardous Materials*, 191 : 366 –372.
- Yi Y., Yang Z. & Zhang S. (2011). Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environmental Pollution*, 159 : 2575 – 2585.
- Yi Y-J. & Zhang S-H. (2012). Heavy metal (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) concentrations in seven fish species in relation to fish size and location along the Yangtze River. *Environmental Science and Pollution Research*, 19 : 3989 – 3996.
- Zabi S.G. (1982). Les peuplements benthiques liés à la pollution en zone urbaine d'Abidjan (Côte d'Ivoire). Actes Symposium international sur les lagunes côtières, Bordeaux 8-14 septembre 1981. *Oceanologica Acta Supply*, 4 : 441 – 455.
- Zhang H., Huang B., Dong L., Hu W. & Akhtar M. (2017). Accumulation, sources and health risks of trace metals in reveleads geochemical background soils used for greenhouse vegetable production in southwestern China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, (137) : 233 – 239.

- Zhang H. & Reynolds M. (2019). Cadmium exposure in living organisms: a short review. *Science of the Total Environment*, 678 : 761 – 767.
- Zhang H.G., Cui B.S. & Zhang K.J. (2011). Heavy metal distribution of natural and reclaimed tidal riparian wetlands in south estuary, China. 2011. *Journal Environment Science*, 23 :1937 - 1946.
- Zhang I. & Wong M.H. (2007). Environmental mercury contamination in China : sources and impacts. *Environment International*, 33 : 108–121.
- Zheng B., Bai J., Duan J., Wojtas L. & Zaworotko M.J. (2011). Enhanced CO₂ binding affinity of a high-uptake rht-type metal– organic framework decorated with acylamide groups. *Journal of the American Chemical Society*, 133(4) : 748 – 751
- Zoorob G.K, Mckiernan J.W & Caruso J.A. (1998). ICP-MS for elemental speciation studies. *Microchimical Acta*, 128 : 145 – 168

ANNEXES

Annexe 1 : Résultats d'analyses

Tableau 1 : Concentrations mensuelles de l'eau de lagune Ebrié en Arsenic

	AHUA	KOKO	BAPO	TABOTH	N'DJEM	SONGON	PAPOGA	LAYO	MOPOYEM	ABRACO	GBOUGBO
Février	2,0	5,0	1,0	4,0	3,0	25,0	1,0	3,0	2,0	3,0	54,0
Mars	1,0	1,0	1,0	2,0	1,0	22,0	2,0	4,0	3,0	2,0	37,0
Avril	3,0	3,0	1,0	3,0	2,0	25,0	1,0	3,0	2,0	4,0	48,0
Mai	2,0	4,0	7,0	2,0	4,0	4,0	4,0	3,0	6,0	5,0	4,0
Juin	1,0	3,0	4,0	3,0	7,0	4,0	2,0	2,0	8,0	3,0	3,0
Juillet	2,0	4,0	8,0	2,0	7,0	6,0	5,0	4,0	6,0	4,0	4,0
Août	87,0	2,0	9,0	4,0	3,0	2,0	4,0	2,0	5,0	5,0	21,0
Septembre	72,0	5,0	10,0	5,0	3,0	1,0	3,0	1,0	4,0	3,0	13,0
Octobre	96,0	4,0	7,0	2,0	2,0	2,0	5,0	2,0	6,0	3,0	16,0
Novembre	7,0	5,0	2,0	2,0	9,0	4,0	3,0	2,0	4,0	2,0	5,0
Décembre	8,0	6,0	1,0	5,0	10,0	5,0	3,0	1,0	3,0	1,0	4,0
Janvier	5,0	8,0	2,0	4,0	7,0	2,0	2,0	2,0	5,0	2,0	6,0
Moyenne	23,8	4,16	4,41	3,16	4,83	8,5	2,91	2,41	4,5	3,08	17,9
Ecart type	35,7	1,77	3,37	1,14	2,88	9,07	1,32	0,95	1,75	1,18	17,6
Maximum	96	6	10	5	10	25	5	4	8	5	54
Minimum	1	1	1	2	1	1	1	1	2	1	3

Tableau 2 : Concentrations mensuelles de l'eau de lagune Ebrié en cadmium

	AHUA	KOKO	BAPO	TABOTH	N'DJEM	SONGON	PAPOGA	LAYO	MOPOYEM	ABRACO	GBOUGBO
Février	2,0	3,0	5,0	1,0	17,0	19,0	1,0	5,0	15,0	2,0	19,0
Mars	1,0	3,0	3,0	1,0	11,0	13,0	1,0	7,0	23,0	7,0	27,0
Avril	2,0	2,0	5,0	1,0	18,0	10,0	1,0	6,0	14,0	1,0	22,0
Mai	8,0	29,0	7,0	3,0	6,0	20,0	11,0	1,0	20,0	10,0	15,0
Juin	7,0	29,0	7,0	3,0	1,0	16,0	10,0	2,0	50,0	1,0	23,0
Juillet	14,0	29,0	7,0	3,0	1,0	18,0	22,0	6,0	40,0	5,0	13,0
Août	15,0	1,0	12,0	3,0	2,0	3,0	8,0	2,0	9,0	5,0	28,0
Septeme	15,0	2,0	14,0	10,0	4,0	12,0	7,0	18,0	7,0	3,0	31,0
Octobre	15,0	1,0	9,0	2,0	2,0	2,0	7,0	1,0	19,0	5,0	11,0
Novembre	40,0	16,0	9,0	5,0	15,0	2,0	19,0	8,0	29,0	7,0	3,0
Décembre	24,0	14,0	2,0	7,0	23,0	7,0	27,0	7,0	29,0	7,0	3,0
Janvier	31,0	17,0	8,0	6,0	14,0	10,0	22,0	14,0	29,0	7,0	3,0

Tableau 3 : Concentrations mensuelles de l'eau de lagune Ebrié en mercure

	AHUA	KOKO	BAPO	TABOTH	N'DJEM	SONGON	PAPOGA	LAYO	MOPOYEM	ABRACO	GBOUGBO
Février	2,00	3,00	2,00	1,00	2,00	3,00	2,00	5,00	3,00	1,00	3,00
Mars	1,00	2,00	2,00	2,00	1,00	2,00	1,00	3,00	1,00	2,00	2,00
Avril	1,00	3,00	2,00	1,00	3,00	2,00	1,00	3,00	4,00	1,00	2,00
Mai	2,00	1,00	2,00	2,00	2,00	3,00	2,00	1,00	4,00	3,00	2,00
Juin	4,00	1,00	1,00	1,00	2,00	3,00	2,00	1,00	3,00	4,00	1,00
Juillet	3,00	1,00	2,00	2,00	3,00	3,00	1,00	1,00	2,00	2,00	1,00
Août	3,00	4,00	1,00	1,00	2,00	4,00	1,00	1,00	1,00	2,00	4,00
Septembre	2,00	3,00	1,00	1,00	3,00	3,00	1,00	3,00	2,00	3,00	1,00
Octobre	2,00	3,00	1,00	1,00	3,00	4,00	2,00	3,00	1,00	1,00	3,00
Novembre	3,00	2,00	2,00	1,00	2,00	3,00	2,00	5,00	3,00	1,00	3,00
Décembre	3,00	1,00	2,00	2,00	1,00	2,00	1,00	3,00	1,00	2,00	2,00
Janvier	3,00	2,00	2,00	1,00	3,00	2,00	1,00	3,00	4,00	1,00	2,00

Tableau 4 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) mensuelles de l'eau de lagune Ebrié en plomb.

	AHUA	KOKO	BAPO	TABOTH	N'DJEM	SONGON	PAPOGA	LAYO	MOPOYEM	ABRACO	GBOUGBO
Février	2,00	5,00	4,00	3,00	5,00	12,00	4,00	4,00	3,00	6,00	3,00
Mars	4,00	3,00	5,00	4,00	3,00	12,00	2,00	6,00	1,00	4,00	43,00
Avril	2,00	7,00	2,00	3,00	4,00	12,00	3,00	4,00	2,00	5,00	35,00
Mai	8,00	2,00	15,00	3,00	7,00	11,00	1,00	5,00	6,00	2,00	15,00
Juin	8,00	3,00	21,00	3,00	5,00	10,00	3,00	8,00	11,00	2,00	10,00
Juillet	7,00	2,00	21,00	3,00	6,00	11,00	3,00	7,00	5,00	2,00	12,00
Août	8,00	8,00	1,00	2,00	1,00	1,00	4,00	3,00	1,00	1,00	7,00
Septembre	9,00	7,00	1,00	2,00	1,00	1,00	5,00	3,00	2,00	3,00	6,00
Octobre	19,00	8,00	1,00	2,00	1,00	1,00	6,00	3,00	1,00	2,00	5,00
Novembre	3,00	14,00	3,00	3,00	4,00	23,00	3,00	4,00	2,00	5,00	35,00
Décembre	3,00	9,00	3,00	3,00	7,00	11,00	1,00	5,00	6,00	2,00	15,00
Janvier	2,00	13,00	4,00	3,00	5,00	10,00	3,00	8,00	11,00	2,00	10,00

Tableau 5 : Concentrations ($\mu\text{g/g}$) mensuelles des sédiments de la lagune Ebrié en arsenic

	AHUA	KOKO	BAPO	TABOTH	N'DJEM	SONGON	PAPOGA	LAYO	MOPOYEM	ABRACO	GBOUGBO
Février	0,52	1,44	0,14	1,00	0,77	2,12	0,39	0,89	0,49	0,89	3,22
Mars	0,31	0,41	0,41	0,65	0,31	2,17	0,60	1,06	0,94	0,62	1,56
Avril	0,85	0,73	0,32	0,72	0,55	0,90	0,26	0,82	0,55	1,07	3,55
Mai	0,69	1,23	1,97	0,46	1,11	1,27	1,11	0,77	1,80	1,53	1,21
Juin	0,34	0,97	1,27	0,73	1,94	1,07	0,46	0,64	2,30	0,88	0,91
Juillet	0,44	1,25	2,23	0,56	1,94	1,63	1,30	1,10	1,74	1,21	1,11
Août	1,76	0,68	2,55	1,12	0,90	0,64	1,23	0,57	1,51	1,33	1,87
Septembre	2,43	1,38	2,93	1,51	0,95	0,27	0,88	0,42	1,08	0,71	2,82
Octobre	2,29	1,13	2,08	0,67	0,45	0,61	1,38	0,67	1,70	0,79	2,46
Novembre	1,94	1,47	0,56	0,68	2,55	1,12	0,90	0,64	1,23	0,57	1,51
Décembre	2,13	1,79	0,37	1,38	2,93	1,51	0,95	0,27	0,88	0,42	1,08
Janvier	1,46	2,28	0,51	1,13	2,08	0,67	0,45	0,61	1,38	0,70	1,70

Tableau 6 : Concentrations ($\mu\text{g/g}$) mensuelles des sédiments de la lagune Ebrié en cadmium

	AHUA	KOKO	BAPO	TABOTH	N'DJEM	SONGON	PAPOGA	LAYO	MOPOYEM	ABRACO	GBOUGBO
Février	0,04	0,05	0,09	0,01	0,33	0,38	0,02	0,09	0,30	0,04	0,38
Mars	0,02	0,06	0,05	0,02	0,22	0,26	0,03	0,14	0,46	0,13	0,54
Avril	0,05	0,04	0,10	0,01	0,36	0,19	0,02	0,11	0,28	0,03	0,43
Mai	0,15	0,59	0,15	0,06	0,12	0,40	0,22	0,03	0,41	0,20	0,30
Juin	0,15	0,58	0,14	0,06	0,03	0,32	0,20	0,04	0,99	0,03	0,47
Juillet	0,29	0,57	0,14	0,06	0,02	0,37	0,44	0,12	0,81	0,10	0,25
Août	0,30	0,02	0,23	0,06	0,04	0,05	0,15	0,04	0,18	0,11	0,55
Septembre	0,59	0,03	0,29	0,19	0,07	0,24	0,14	0,35	0,14	0,07	0,62
Octobre	0,30	0,02	0,17	0,04	0,04	0,04	0,15	0,01	0,37	0,10	0,23
Novembre	0,80	0,31	0,19	0,09	0,30	0,04	0,38	0,15	0,59	0,15	0,06
Décembre	0,49	0,27	0,05	0,14	0,46	0,13	0,54	0,15	0,58	0,14	0,06
Janvier	0,63	0,33	0,15	0,11	0,28	0,21	0,43	0,29	0,57	0,14	0,06

Tableau 7 : Concentrations ($\mu\text{g/g}$) mensuelles des sédiments de la lagune Ebrié en mercure

	AHUA	KOKO	BAPO	TABOTH	N'DJEM	SONGON	PAPOGA	LAYO	MOPOYEM	ABRACO	GBOUGBO
Février	0,41	0,62	0,43	0,28	0,49	0,67	0,36	0,93	0,56	0,16	0,55
Mars	0,19	0,43	0,34	0,43	0,26	0,48	0,18	0,55	0,29	0,38	0,35
Avril	0,24	0,60	0,36	0,23	0,58	0,46	0,28	0,69	0,72	0,21	0,46
Mai	0,36	0,23	0,39	0,41	0,44	0,52	0,47	0,16	0,88	0,66	0,38
Juin	0,77	0,16	0,22	0,22	0,33	0,69	0,32	0,08	0,68	0,84	0,16
Juillet	0,54	0,27	0,32	0,39	0,64	0,56	0,24	0,27	0,46	0,44	0,24
Août	0,58	0,85	0,14	0,25	0,42	0,78	0,13	0,25	0,06	0,37	0,76
Septembre	0,42	0,67	0,26	0,27	0,51	0,56	0,25	0,62	0,34	0,54	0,26
Octobre	0,40	0,63	0,22	0,25	0,58	0,82	0,41	0,57	0,16	0,25	0,52
Novembre	0,56	0,31	0,43	0,28	0,49	0,67	0,36	0,93	0,56	0,16	0,55
Décembre	0,66	0,27	0,34	0,43	0,26	0,48	0,18	0,55	0,29	0,38	0,35
Janvier	0,53	0,34	0,36	0,23	0,58	0,46	0,28	0,69	0,72	0,24	0,46

Tableau 8 : Concentrations ($\mu\text{g/g}$) mensuelles des sédiments de la lagune Ebrié en plomb

	AHUA	KOKO	BAPO	TABOTH	N'DJEM	SONGON	PAPOGA	LAYO	MOPOYEM	ABRACO	GBOUGBO
Février	31,8	23,9	18,9	12,8	25,8	65,9	17,6	18,6	16,4	31,6	52,2
Mars	19,3	17,1	23,7	21,3	17,0	66,2	8,7	27,5	7,0	21,3	84,0
Avril	10,7	36,6	12,1	17,4	21,4	72,9	14,3	21,9	12,4	25,6	77,3
Mai	38,3	12,4	85,2	13,5	36,9	53,3	16,8	23,9	28,1	12,4	72,6
Juin	38,4	12,6	75,0	13,2	23,5	50,3	12,5	38,8	55,8	11,9	51,6
Juillet	37,4	11,8	55,2	14,1	28,9	53,2	16,3	33,2	27,4	12,5	60,4
Août	69,0	37,8	3,3	11,6	4,0	9,9	20,2	16,5	3,5	6,5	36,0
Septembre	77,2	36,9	2,7	9,7	2,8	10,8	22,5	12,5	1,9	13,9	32,4
Octobre	93,8	37,9	3,4	9,1	3,9	14,8	30,1	14,5	2,5	11,8	23,9
Novembre	12,7	69,1	17,0	17,4	21,4	62,9	14,3	21,9	12,4	25,6	77,3
Décembre	13,7	42,6	12,9	13,5	36,9	53,3	6,8	23,9	28,1	12,4	72,6
Janvier	11,9	65,7	19,5	13,2	23,5	50,3	12,5	38,8	55,8	11,9	51,6

Annexe 2 : Publications scientifiques

PUBLICATIONS ISSUES DE LA THÈSE

Ayénan Marc-Olivier Togbé, Kakou Charles Kinimo, Adama Dit Pierre Koffi N’Goran, Ahbeauriet Ahmed Ouattara, Koffi Marcellin Yao, Kouamé Victor Kouamé, Boua Célestin Atse, Abiba Sanogo Tidou (2022). Environmental and Human Health Risk Assessment of Potential Toxic Elements in Sediments from Ebrié Lagoon, Côte d’Ivoire. *American Journal of Physical Chemistry*, 11(1), 14 – 24.

Ayénan Marc-Olivier TOGBE, Kouamé Victor KOUAME, Koffi Marcellin YAO, Ahmed Ahbeauriet OUATTARA, Abiba Sanogo TIDOU, Boua Celestin ATSE, **2019**. Évaluation de la contamination des eaux de la lagune Ebrié (Zones IV et V), Côte d’Ivoire en arsenic, plomb et cadmium: variations spatio-temporelles et risques sanitaires. *International Journal Biological Chemmical Sciences* 13(2): 1162 – 1179.

Ayénan Marc-Olivier TOGBE, Koffi Marcellin YAO, Kakou Charles Kinimo, Kouamé Victor Kouamé, Boua Celestin Atsé and Abiba Sanogo TIDOU (2023). Arsenic and Trace Metal Concentrations in tissues of two Economocally Important Fish Specices (*Chrysiichthys nigrodigitatus* and *Sarotherodon melanotheron*) from western Ebrie Lagoon, Côte d’Ivoire. *Earthline Journal Chemical Sciences* 9(2) : 227 – 247.

Résumé

Les concentrations des métaux lourds (As, Cd, Hg et Pb) dans l'eau, les sédiments et les poissons ont été évaluées dans les secteurs IV et V de la lagune Ebrié (Abidjan, Côte d'Ivoire) afin d'évaluer la distribution spatiotemporelle, le niveau de pollution et les risques sanitaires associés à la consommation des poissons ainsi que les sources probables de ces métaux à l'aide d'analyse multivariée (ACP). De février 2014 à janvier 2015, des échantillons d'eau, de sédiments et les organes (foie, rein et chair) des espèces *Sarotherodon melanotheron* et *Chrysichthys nigrodigitatus* ont été collectés dans 11 stations. Les résultats ont montré que les concentrations d'arsenic, de plomb et de mercure dans l'eau ont excédées les valeurs standards pour la vie aquatique. Cependant, aucune différence significative n'a été observée entre les concentrations des métaux dans l'eau au cours des saisons. Les concentrations de cadmium et de plomb dans les sédiments ont été 3 fois plus élevées que les concentrations de la croûte continentale supérieure pris comme référence. Les indices de contamination Igeo et FE ont montré clairement une contamination des sédiments en cadmium, en plomb et mercure. Les corrélations de Pearson et l'analyse en composante principale (ACP) ont montré que le cadmium, le mercure et le plomb sont d'origine anthropique tandis que l'arsenic est d'origine naturelle. La dose journalière moyenne des métaux absorbés suite à la consommation des deux espèces de poissons et à la baignade dans les eaux des secteurs IV et V présente un risque cancérogène élevé pour les enfants et les adultes.

Mots clés : Métaux lourds, lagune Ebrié, risques sanitaires, *S. melanotheron*, *C. nigrodigitatus*, eau, sédiment.

Abstract

The concentrations of heavy metals (As, Cd, Hg and Pb) in water, sediments and fish were assessed in sectors IV and V of the Ebrié Lagoon (Abidjan, Côte d'Ivoire) to evaluate the spatiotemporal distribution, pollution level and health risks associated with fish consumption as well as the likely sources of these metals using multivariate analysis (PCA). From February 2014 to January 2015, samples of water, sediment and organs (liver, kidney and flesh) of the species *Sarotherodon melanotheron* and *Chrysichthys nigrodigitatus* were collected from 11 stations. The results showed that the concentrations of arsenic, lead and mercury in the water exceeded the standard values for aquatic life. However, no significant differences were observed between the concentrations of the metals in the water over the seasons. Cadmium and lead concentrations in sediments were 3 times higher than the concentrations in the upper continental crust taken as reference. The Igeo and FE contamination indices clearly showed cadmium, lead and mercury contamination in the sediments. Pearson correlations and principal component analysis (PCA) showed that cadmium, mercury and lead are of anthropogenic origin while arsenic is of natural origin. The average daily intake of metals from consumption of the two fish species and swimming in the waters of sectors IV and V presents a high carcinogenic risk for children and adults.

Keywords: Heavy metals, Ebrié lagoon, health risk, *S. melanotheron*, *C. nigrodigitatus*, water, sediment.