



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE
UFR ENVIRONNEMENT

REPUBLIQUE DE COTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail
.....

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de
la Recherche Scientifique

ANNEE : 2020-2021

N° D'ORDRE : 026/2021

CANDIDAT

Nom : GBAMELE

Prénoms : KOUASSI SERGE

Soutenue publiquement
le : 20 Janvier 2022

THESE

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

**Mention : Géosciences et Environnement
Spécialité : Hydrochimie et Chimie de l'Environnement**

**Evaluation de la pollution chimique dans
l'environnement minier aurifère de la sous-
préfecture de Zouan-Hounien (Côte d'Ivoire)**

JURY

Président : Mme TIDOU Abiba Sanogo Epouse KONE, Professeur Titulaire,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Directeur : M. DONGUI Bini Kouamé, Professeur Titulaire, Université Jean
LOROUGNON GUEDE

Rapporteur : M. DIARRA Moussa, Maître de Conférences, Université Jean
LOROUGNON GUEDE

Examineur : M. DOUAGUI Gountôh Aristide, Maître de Conférences,
Université NANGUI ABROGOUA

Examineur : Mme OHOU Marie-Jeanne Epouse YAO, Maître de
Conférences, Université Jean LOROUGNON GUEDE

TABLE DES MATIERES	Pages
REMERCIEMENTS.....	vi
LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS.....	ix
LISTE DES TABLEAUX.....	xi
LISTE DES FIGURES.....	xiii
LISTE DES ANNEXES.....	xv
INTRODUCTION.....	1
PREMIERE PARTIE : GENERALITES	5
Chapitre 1 : Milieu d'étude	6
1.1. Situation géographique et administrative de la zone d'étude.....	6
1.2. Caractéristiques climatiques.....	7
1.3. Hydrographie et régime hydrologique	8
1.3.1. Hydrographie.....	8
1.3.2. Régime hydrologique	9
1.4. Relief.....	11
1.5. Végétation	12
1.6. Pédologie.....	12
1.7. Biodiversité	13
1.8. Contexte géologique.....	13
1.8.1. Géologie régionale	13
1.8.2. Géologie locale.....	15
1.9. Situation socio-économique	16
1.9.1. Démographie	16
1.9.2. Activités socio-économiques.....	17
1.9.2.1. Activités agricoles	17
1.9.2.2. Activités minières.....	18
1.9.2.3. Activités halieutiques	22
Conclusion partielle.....	23
Chapitre 2 : Pollution de l'environnement minier	24
2.1. Origines de la pollution.....	24
2.1.1. Origines naturelles.....	24
2.1.2. Origines anthropiques.....	27
2.2. Pollution des compartiments de l'environnement.....	28

2.2.1. Pollution des eaux	28
2.2.1.1. Eaux de surface	28
2.2.1.2. Eaux souterraines	29
2.2.2. Pollution des sédiments	29
2.2.3. Pollution des sols.....	30
2.3. Propriétés des éléments chimiques.....	30
2.3.1. Eléments majeurs	30
2.3.2. Eléments traces minéraux.....	32
2.3.3. Anions majeurs.....	33
2.4. Toxicité des éléments chimiques	36
2.4.1. Toxicité des éléments majeurs	36
2.4.2. Toxicité des éléments traces minéraux.....	37
2.4.3. Toxicité des anions majeurs	39
2.4.4. Directives et normes de qualité pour les eaux de boisson et d'irrigation.....	40
2.5. Mécanismes de la pollution des eaux et sols.....	41
2.5.1. Adsorption	42
2.5.2. Complexation	44
2.5.3. Précipitation/Dissolution	44
2.5.4. Paramètres physico-chimiques influençant la mobilité des polluants.....	45
2.6. Impact de la pollution sur l'environnement et la santé humaine	49
2.6.1. Impact sur l'environnement.....	49
2.6.2. Impact sur la santé humaine	50
2.7. Bioindicateurs des minéraux dans les organismes	50
Conclusion partielle.....	52
DEUXIEME PARTIE : MATERIEL ET METHODES	53
Chapitre 3 : Matériel.....	54
3.1. Matériel de collecte de données et d'échantillons.....	54
3.2. Matériel de laboratoire	55
3.2.1. Appareils de mesure	55
3.2.2. Matériel de préparation des échantillons.....	57
3.3. Matériel biologique	58
Conclusion partielle.....	59
Chapitre 4 : Méthodes.....	60

4.1. Choix et description des stations d'échantillonnage	60
4.2. Evaluation de la qualité des eaux de surface destinées à l'irrigation et des eaux de puits pour la consommation humaine.....	63
4.2.1. Techniques d'échantillonnage et d'analyse des eaux.....	63
4.2.1.1. Prélèvement et conservation des échantillons d'eau	63
4.2.1.2. Mesures des paramètres physico-chimiques des eaux sur le terrain	64
4.2.1.3. Mesures des paramètres chimiques au laboratoire.....	64
4.2.1.3.1. Analyse des anions majeurs des eaux	64
4.2.1.3.2. Analyse des éléments majeurs et des éléments traces minéraux des eaux.....	64
4.2.1.3.3. Méthode de mesure et limites de détection au cours du dosage des éléments majeurs et des éléments traces minéraux (ETM)	65
4.2.2. Comparaison des valeurs des paramètres physico-chimiques et chimiques aux directives de la FAO pour l'irrigation et de l'OMS pour la consommation...	66
4.2.3. Indices de qualité des eaux	66
4.3. Détermination du niveau de contamination des sédiments, des sols agricoles et des poissons.....	71
4.3.1. Techniques d'échantillonnage et analyse des sédiments, des sols agricoles et des poissons.....	71
4.3.1.1. Prélèvement et conservation des échantillons des sédiments et des sols agricoles	71
4.3.1.2. Prélèvement et conservation des échantillons de poisson	72
4.3.1.3. Analyse des anions majeurs des sédiments et des sols agricoles	72
4.3.1.4. Analyse des éléments majeurs et des éléments traces minéraux des sédiments, des sols agricoles et des poissons.....	72
4.3.2. Niveau de contamination des sédiments et sols des agricoles.....	74
4.3.2.1. Facteur de contamination (FC).....	74
4.3.2.2. Facteur d'enrichissement (FE)	75
4.3.2.3. Indice de pollution sédimentaire (IPS).....	76
4.3.2.4. Indice de géoaccumulation (I_{geo}).....	76
4.3.2.5. Indice de risque écologique potentiel (RI)	77
4.3.2.6. Facteur de transmission (FT).....	78
4.3.3. Niveau de contamination des poissons.....	78
4.3.3.1. Estimation de l'intensité de la contamination	78

4.3.3.2. Facteur de bioconcentration (FBC)	79
4.4. Détermination de la distribution et origine des paramètres physico-chimiques et chimiques dans les milieux récepteurs	79
4.4.1. Relations entre les ETM, les éléments majeurs, les anions majeurs et les paramètres physico-chimiques	79
4.4.2. Traitements statistiques des données	80
4.4.2.1. Test de Student (test-t)	80
4.4.2.2. Matrice de corrélation de Pearson	81
4.4.2.3. Analyse en composante principale (ACP)	82
4.4.2.4. Classification ascendante hiérarchique (CAH)	83
Conclusion partielle.....	84
TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSION.....	85
Chapitre 5 : Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface pour l'irrigation et des eaux de puits pour la consommation humaine.....	86
5.1. Variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques	86
5.2. Variations spatio-temporelles des anions majeurs	90
5.3. Variations spatio-temporelles des éléments majeurs	93
5.4. Variations spatio-temporelles des éléments traces minéraux (ETM)	96
5.5. Indice de qualité des eaux de surface (IQE).....	99
5.6. Indices de qualité des eaux de puits (WQI)	99
5.7. Discussion	101
Conclusion partielle.....	106
Chapitre 6 : Niveau de contamination des sédiments, des sols agricoles et des poissons.....	107
6.1. Contamination minérale des sédiments et des sols agricoles	107
6.1.1. Facteur de contamination (FC).....	107
6.1.2. Facteur d'enrichissement (FE)	109
6.1.3. Indice de pollution sédimentaire (IPS).....	110
6.1.4. Indice de géoaccumulation (Igeo)	111
6.1.5. Indice de risque écologique potentiel (RI)	113
6.1.6. Facteurs de transmission (FT) eau/sédiment et sédiment/eau	114
6.2. Contamination des poissons par les éléments majeurs et ETM	116
6.2.1. Teneurs en éléments majeurs et ETM dans les poissons <i>Coptodon walteri</i> et <i>Chrysichthys teugelsi</i>	116

6.2.2. Facteur de bioconcentration (FBC) des ETM dans les poissons.....	118
6.3. Discussion	119
Conclusion partielle.....	124
Chapitre 7 : Distribution et origine des paramètres physico-chimiques et chimiques dans les milieux récepteurs	125
7.1. Eaux de surface	125
7.1.1. Relations entre les ETM, les éléments majeurs, les anions majeurs et les paramètres physico-chimiques.....	125
7.1.2. Distribution et origine des paramètres physico-chimiques et chimiques dans les eaux de surface : approche par analyse en composante principale (ACP).....	127
7.1.3. Classification de la pollution des stations des eaux de surface	130
7.2. Eaux de puits	131
7.2.1. Relations entre les ETM, éléments majeurs, anions majeurs et paramètres physico-chimiques.....	131
7.2.2. Distribution et origine des paramètres physico-chimiques et chimiques dans les eaux de puits : approche par analyse en composante principale (ACP)	133
7.2.3. Classification de la pollution des stations des eaux de puits.....	136
7.3. Sédiments	137
7.3.1. Relations entre les ETM, éléments majeurs et anions majeurs	137
7.3.2. Distribution et origine des paramètres chimiques dans les sédiments : approche par analyse en composante principale (ACP).....	139
7.4. Sols agricoles	141
7.4.1. Relations entre les ETM, éléments majeurs et anions majeurs	141
7.4.2. Distribution et origine des paramètres chimiques dans les sols agricoles : approche par analyse en composante principale (ACP).....	143
7.4.3. Classification de la pollution des stations des sédiments et des sols agricoles ...	145
7.5. Discussion	146
Conclusion partielle.....	152
CONCLUSION GENERALE	153
REFERENCES	158
ANNEXES.....	xvi

REMERCIEMENTS

Le présent travail a vu la contribution de plusieurs personnes à qui il convient d'exprimer ma profonde reconnaissance et gratitude. Je tiens cependant, à m'excuser en cas d'omission de noms de certaines personnes qui ont contribué d'une manière ou d'une autre à la réalisation de ce travail. Qu'elles se reconnaissent en ce travail, fruit de leur contribution.

J'exprime ma profonde gratitude au Professeur TIDOU Abiba Sanogo Epouse KONE, Présidente de l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG) qui en plus de m'avoir permis de réaliser cette thèse à l'Université Jean Lorougnon Guédé, a accepté de présider mon jury.

Je remercie également le Professeur KONÉ Tidiani, Vice-président de l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG), chargé de la pédagogie, de la recherche, de la vie universitaire et de l'innovation technologique pour avoir coordonné la mise en place de la formation doctorale.

Je voudrais exprimer mes sincères remerciements au Professeur AKAFFOU Doffou Sélastique, Vice-président de l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG), chargé de la planification, de la programmation et des relations extérieures.

Je témoigne ma reconnaissance et ma gratitude au Professeur KOUASSI Kouakou Lazare, Directeur de l'Unité de Formation et de Recherche (UFR) Environnement de l'UJLoG qui a bien voulu accepter mon inscription au sein de l'UFR, me donnant ainsi l'opportunité de faire des études doctorales. Il est membre de l'équipe de recherche qui travaille avec la Société des Mines d'Ity (SMI).

Au Directeur du Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement (LSTE) de l'UFR Environnement, Docteur DIBI Brou, Maître de Conférences, je sais infiniment gré de m'avoir accepté dans le laboratoire pour la réalisation de mes travaux. Sa disponibilité et les échanges qu'il a eus avec moi ont été d'une contribution significative dans la réalisation de ce travail.

J'exprime mes sincères remerciements et ma vive reconnaissance au Professeur DONGUI Bini Kouamé, Enseignant-Chercheur à l'Unité de Formation et de Recherche (UFR) Environnement de l'Université Jean Lorougnon Guédé, mon Directeur Scientifique. Sa rigueur, sa disponibilité, ses encouragements, ses conseils et ses critiques constructives m'ont réconforté tout au long de ce travail. Merci cher Maître de m'avoir accordé votre confiance en m'acceptant dans votre équipe de recherche.

Je tiens à exprimer mes plus vifs remerciements au Docteur KONAN Kouakou Séraphin, Maître de Conférences à l'Unité de Formation et de Recherche (UFR) Environnement, pour n'avoir ménagé aucun effort pour l'aboutissement de cette thèse. Sa disponibilité, son ouverture d'esprit, son altruisme m'ont permis d'évoluer dans de bonnes conditions. Je lui suis infiniment reconnaissant pour avoir accepté non seulement d'encadrer ce travail, mais également de m'avoir transmis le sens de la rigueur. Tout au long de cette thèse, j'ai pu admirer ses qualités humaines et scientifiques.

Je remercie l'ensemble des rapporteurs, examinateurs et membres du jury de ce mémoire pour leur temps si précieux qu'ils m'ont accordé et pour l'ensemble des propositions de correction qui ont contribué grandement à l'amélioration de ce mémoire.

Je voudrais également remercier Feu le Professeur KONAN Koffi Félix, enseignant-chercheur et anciennement Président du Conseil Scientifique de l'Université Jean Lorougnon Guédé pour sa disponibilité et ses conseils avisés pour l'amélioration de ce travail. Je lui suis également reconnaissant pour ses motivations et ses conseils toutes les fois que j'ai eu l'occasion de le rencontrer. Il était également membre de l'équipe de recherche qui travaille avec la Société des Mines d'Ity (SMI).

Je serai toujours reconnaissant au Docteur Yapi Yapo Hermane Aristide, Maître Assistant à l'Université Jean Lorougnon Guédé, qui m'a fait confiance pour débiter cette thèse. Il a été toujours présent pour m'aider, m'encourager, m'épauler et me conseiller. Je le remercie pour son soutien moral lors des moments difficiles de la thèse.

Je tiens à remercier chaleureusement tous les autres membres de l'équipe de recherche qui travaille avec la Société des Mines d'Ity (SMI). Je suis également très reconnaissant envers Docteur ASSEMIAN Emmanuel (Maître de Conférences), Docteur BOUSSOU Charles (Maître de Conférences), Docteur KOUAME Martin (Maître-Assistant), Docteur EBLIN Sampah Georges (Maître-Assistant) et Docteur BROU Loukou Alexis (Assistant) qui m'ont également guidé durant ce travail. Leurs conseils avisés, soutiens, disponibilités et encouragements ont contribué fortement à améliorer cette thèse.

Je voudrais témoigner toute ma reconnaissance à la Direction de la Société des Mines d'Ity (SMI) de nous avoir facilité l'accès aux sites d'exploitation minière pour la collecte des données. Je remercie sincèrement Monsieur N'GUESSAN Oi N'guessan Pierre, Directeur en charge des relations publiques à Endeavour Mining-SMI, Feu Monsieur SERI Bi, ex-Directeur du Centre de la SMI, Monsieur DIOMANDE Messouho, Chef du service hygiène,

REMERCIEMENTS

sécurité et environnement de Endeavour Mining-SMI, pour leur coopération dans l'exécution de ces travaux.

Je remercie également tous mes camarades doctorants de l'UFR Environnement de l'UJLoG Daloa (Côte d'Ivoire) et plus particulièrement DOFFOU Richard, OUEDE Gla Blaise, KOMENAN Yiwa Monique, OUATTARA Gningnéri Souleymane, KOUAME Kouakou Benoit et KOFFI Bérenger.

Enfin, je tiens à remercier mes défunts parents KOUASSI Gbamélé Antoine (mon père) et KOFFI Adjo Madeleine (ma mère) qui m'ont offert les conditions nécessaires pour aller loin dans les études. Je remercie particulièrement mes frères, mes sœurs, mes neveux, mes nièces et mon beau-frère (M. BLANGO Alfred) pour leur soutien moral ainsi que leurs conseils.

A mon frère et ami BROU N'Dri Martial, je lui suis vraiment reconnaissant pour tout le soutien moral et matériel qu'il m'a apporté pendant la réalisation de cette thèse.

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

ACP :	Analyse en Composante Principale
AFNOR :	Association Française de Normalisation
ATSDR :	Agence du registre des substances toxiques et des maladies
CAH :	Classification Ascendante Hiérarchique
DMA :	Drainage Minier Acide
DTPA :	Diéthylène Triamine Penta Acétique
EDTA :	Ethylène diamine Tétra Acétique
EIE :	Etude d'Impacts Environnemental
ETM :	Eléments traces minéraux
FAAS :	Spectrométrie d'Absorption Atomique de Flamme
FAO :	Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
FBC :	Facteur de Bioconcentration
FC :	Facteur de Contamination
FE :	Facteurs d'Enrichissement
FPN :	Fond Pédogéochimique Naturel
FT :	Facteur de Transmission
IAS :	Ions Adsorbés Spécifiquement
ICP-AES :	Spectrométrie d'Emission Atomique à Plasma à Couplage Inductif
IDP :	Ions Déterminant le Potentiel
INS :	Institut National de la Statistique
IPS :	Indice de Pollution Sédimentaire
ISO :	Organisation Internationale de Normalisation
LQ :	Limite de Quantification
MES :	Matière en Suspension
ND :	Elément non détecté
NF :	Norme Française
UTN :	Unité de Turbidité Néphélométrique

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

OMS :	Organisation Mondiale de la Santé
pH :	Potentiel d'Hydrogène
QC :	Contrôle de Référence
RTM :	Résidus de Traitement Minier
SMI :	Société des Mines d'Ity
TDS :	Matières solides totales dissoutes
UNICEF :	Fonds des Nations Unies pour l'Enfance

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Débits enregistrés dans les stations du fleuve Cavally (Brou, 2019).....	10
Tableau II : Teneurs moyennes (mg/kg) en éléments traces de différentes roches de la croûte terrestre (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).....	25
Tableau III : Directives de qualité pour les eaux de boisson et d'irrigation.	41
Tableau IV : Longueurs d'ondes et limite de détection pour les solutions acidifiées à l'acide nitrique.	66
Tableau V : Classification des catégories de la qualité de l'eau de surface (CCME, 1999)....	69
Tableau VI : Classification de la qualité de l'eau (Ramakrishnaiah et al., 2009).....	71
Tableau VII : Concentrations des éléments métalliques dans la croûte continentale supérieure (UCC) (Wedepohl, 1995).....	74
Tableau VIII : Classification des résultats du facteur de contamination (Hakanson, 1980)....	75
Tableau IX : Classes de l'indice de pollution sédimentaire (IPS).....	76
Tableau X : Classification de la qualité des sédiments ou les sols (Muller, 1969).....	77
Tableau XI : Classification des niveaux de risques écologiques (Hakanson, 1980).....	78
Tableau XII : Concentrations maximales limites (en mg/kg) des éléments majeurs et éléments traces dans les poissons.	79
Tableau XIII : Valeurs des indices de qualité des eaux de puits par saison.....	100
Tableau XIV : Valeurs de facteur de contamination (FC) dans les sédiments et les sols agricoles dans chaque station en fonction des saisons.....	107
Tableau XV : Valeurs du facteur d'enrichissement (FE) dans les sédiments et les sols agricoles par station en fonction des saisons.	109
Tableau XVI : Valeurs de l'indice de pollution sédimentaire (IPS) dans les sédiments et les sols agricoles au niveau de chaque station en fonction des saisons.	110
Tableau XVII : Valeurs de l'indice de géoaccumulation (Igeo) dans les sédiments et les sols agricoles dans chaque station en fonction des saisons.	111
Tableau XVIII : Valeurs du coefficient de risque écologique (E_r^i) pour chaque élément et de l'indice de risque écologique (RI) par station pendant les deux saisons.....	113
Tableau XIX : Valeurs des facteurs de transmission (FT) entre les eaux et les sédiments des stations en fonction des saisons.	114
Tableau XX : Teneurs en éléments majeurs et ETM (mg/kg) de deux espèces de poissons capturées dans le fleuve Cavally.	116

Tableau XXI : Valeurs des facteurs de bioconcentration (FBC) dans la chair et la peau de deux espèces de poissons étudiées en fonction des saisons.	118
Tableau XXII : Matrice de corrélation entre les paramètres physico-chimiques et chimiques des eaux de surface.	126
Tableau XXIII : Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée cumulée pour les eaux de surface.	127
Tableau XXIV : Corrélations entre les paramètres et les facteurs pour les eaux de surface.	127
Tableau XXV : Matrice de corrélation entre les paramètres physico-chimiques et chimiques des eaux de puits.	132
Tableau XXVI : Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée cumulée pour les eaux de puits.	133
Tableau XXVII : Corrélations entre les paramètres et les facteurs pour les eaux de puits. ...	133
Tableau XXVIII : Matrice de corrélation entre les paramètres chimiques des sédiments.	138
Tableau XXIX : Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée cumulée pour les sédiments.	139
Tableau XXX : Corrélations entre les paramètres et les facteurs pour les sédiments.	139
Tableau XXXI : Matrice de corrélation entre les paramètres chimiques des sols agricoles. .	142
Tableau XXXII : Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée cumulée pour les sols agricoles.	143
Tableau XXXIII : Corrélations entre les paramètres et les facteurs pour les sols agricoles. .	144

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Localisation de la zone d'étude Ity-Floleu (Ettien, 2010).....	6
Figure 2 : Diagramme ombrothermique du Département de Zouan-Hounien pour la période de 1971 et 2015 (Source SODEXAM-Man, Côte d'Ivoire).	7
Figure 3 : Réseau hydrographique du bassin versant du fleuve Cavally (Brou, 2019).....	9
Figure 4 : Caractéristiques du fleuve Cavally à la station d'Ity.	10
Figure 5 : Carte des pentes du bassin versant du fleuve Cavally (Brou, 2019).	11
Figure 6 : Carte géologique du bassin versant du Cavally (Brou, 2019).	15
Figure 7 : Formation géologique dans la localité d'Ity (Béziat et al., 2015).	16
Figure 8 : Quelques activités agricoles dans la zone d'étude.	18
Figure 9 : Exploitation industrielle de l'or par la SMI-Ity.	20
Figure 10 : Exploitation artisanale de l'or (orpaillage) dans la zone Ity-Floleu.	22
Figure 11 : Quelques matériels de capture des poissons.....	23
Figure 12 : Schéma d'accumulation des teneurs totales en éléments traces minéraux dans les sols (Baize, 1997).....	27
Figure 13 : Matériel de collecte de données et d'échantillons.	54
Figure 14 : Spectrophotomètre UV-visible type Helios Omega.	55
Figure 15 : Schéma de l'appareillage d'un spectromètre ICP-AES (Corneillat, 2007).....	56
Figure 16 : Matériel de préparation des échantillons.	57
Figure 17 : Espèces de poisson analysées au laboratoire.	58
Figure 18 : Carte des stations d'échantillonnage dans la zone d'étude.....	61
Figure 19 : Quelques points d'échantillonnage de la zone d'étude.....	62
Figure 20 : Variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques des eaux de puits.	86
Figure 21 : Variations spatio-temporelles des anions majeurs des eaux de surface et des eaux de puits.	90
Figure 22 : Variations spatio-temporelles des éléments majeurs des eaux de surface et des eaux de puits.	93
Figure 23 : Variations spatio-temporelles des éléments traces minéraux des eaux de surface et des eaux de puits.....	96
Figure 24 : Valeurs de l'IQE pour la protection de la vie aquatique des cours d'eau étudiés.	99
Figure 25 : Pourcentage des différentes classes de qualité des eaux de puits.....	100

Figure 26 : Représentation des concentrations en ETM, éléments majeurs, anions majeurs et en paramètres physico-chimiques des eaux de surface dans trois dimensions suivant les facteurs F1, F2 et F3 dans une ACP.	128
Figure 27 : Dendrogramme de la classification des eaux de surface.	130
Figure 28 : Représentation des concentrations en ETM, éléments majeurs, anions majeurs et en paramètres physico-chimiques des eaux de puits dans trois dimensions suivant les facteurs F1, F2 et F3 dans une ACP.	134
Figure 29 : Dendrogramme de la classification des eaux de puits.	136
Figure 30 : Représentation des concentrations en ETM, éléments majeurs et anions majeurs des sédiments dans trois dimensions suivant les facteurs F1, F2 et F3 dans une ACP.....	140
Figure 31 : Représentation des concentrations en ETM, éléments majeurs et anions majeurs des sols agricoles dans deux dimensions suivant les facteurs F1 et F2 dans une ACP.....	144
Figure 32 : Dendrogramme de la classification des sédiments et des sols agricoles.	145

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Localisation et description des stations des échantillonnages. xvii

Annexe 2 : Paramètres physico-chimiques dans les eaux de surface et les eaux
de puits de 2017 à 2018. xviii

Annexe 3 : Anions majeurs dans les eaux de surface et les eaux de puits en mg/L
de 2017 à 2018. xix

Annexe 4 : Eléments majeurs dans les eaux de surface et les eaux de puits en mg/L
de 2017 à 2018. xx

Annexe 5 : Eléments traces dans les eaux de surface et les eaux de puits en mg/L
de 2017 à 2018. xxi

Annexe 6 : Anions majeurs dans les sédiments et les sols agricoles en mg/L en 2017. xxii

Annexe 7 : Eléments majeurs dans les sédiments et les sols agricoles en mg/kg
de 2017 à 2018. xxiii

Annexe 8 : Concentration moyenne en aluminium (mg/kg) choisi comme élément
de référence dans les sédiments et les sols agricoles de 2017 à 2018. xxiii

Annexe 9 : Eléments traces (ETM) dans les sédiments et les sols agricoles en
mg/kg de 2017 à 2018. xxiv

Annexe 10 : Eléments majeurs et ETM dans les poissons *Coptodon walteri* en
mg/kg de 2017 à 2018. xxiv

Annexe 11 : Eléments majeurs et ETM dans les poissons *Chrysichthys teugelsi* en
mg/kg de 2017 à 2018. xxv

Annexe 12 : Valeurs des paramètres physico-chimiques et chimiques par saison
sélectionnés pour les eaux de surface pour le calcul d'indice de qualité (IQE). xxv

Annexe 13 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques et chimiques
sélectionnés des eaux de puits pour le calcul d'indice de qualité (WQI)
pendant la saison sèche. xxvi

Annexe 14 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques et chimiques
selectionnés des eaux de puits pour le calcul d'indice de qualité (WQI)
pendant la saison pluvieuse. xxvii

Annexe 15 : Dosage des anions majeurs au spectrophotomètre. xxviii

INTRODUCTION

La révolution industrielle et technologique du 19^{ème} siècle s'est accompagnée d'un accroissement notable de rejets de substances naturelles ou de synthèses émises par les hommes dans l'environnement. Ces substances ont des effets néfastes directs ou indirects sur la santé humaine et environnementale. En fait, ces substances contaminent les systèmes aquatiques à partir de sources ponctuelles (fuites, déversement accidentel...) ou diffuses (rejets des eaux usées domestiques, industrielles et agricoles) (Melghit, 2012 ; Djeddi *et al.*, 2018). La pollution du milieu aquatique par des substances toxiques d'origine anthropique, en particulier les éléments traces minéraux (ETM) et les sels nutritifs, est un des problèmes majeurs auxquels la société est confrontée aujourd'hui. Dans les systèmes aquatiques, les sédiments sont étudiés pour leur rôle d'indicateurs de contamination du milieu à cause de leur pouvoir de fixation des polluants, en particulier les éléments traces minéraux. Ils constituent alors un réservoir et une source potentielle de contamination pour les eaux (Tessier, 2012). En réalité, la contamination des écosystèmes aquatiques ne se limite pas à l'un des compartiments (eau, sédiments ou sols) et ne se délimite pas à la zone proche de la source de pollution. Contrairement aux polluants organiques, les ETM ne font pratiquement pas l'objet de réactions de dégradation biologique ou chimique et peuvent s'accumuler dans la chaîne alimentaire (Jumbe & Nandini, 2009 ; Serge *et al.*, 2019). Les organismes aquatiques tels que les poissons, peuvent accumuler certains polluants environnementaux à des concentrations très supérieures à celles détectées dans la colonne d'eau (Serge *et al.*, 2019). La contamination des écosystèmes aquatiques par les minéraux peut être confirmée dans l'eau, les sédiments et les organismes (Becker *et al.*, 2009 ; Benabdelkader, 2019). De nombreuses études ont montré que l'ingestion des minéraux par les êtres humains favoriserait des maladies cardiovasculaires et des maladies coronaires (Daviglius *et al.*, 1997 ; Kris-Etherton, 2002 ; Ouro-Sama *et al.*, 2014), des accidents vasculaires cérébraux (He *et al.*, 2004), certains cancers (Hirose *et al.*, 2003 ; Hughes *et al.*, 2009), la dépression (Timonen *et al.*, 2004 ; Astorg *et al.*, 2008), et des maladies neurodégénératives (Morris *et al.*, 2003 ; Huang *et al.*, 2005). C'est pourquoi les accidents successifs d'empoisonnements humains au mercure, au cadmium et au plomb, mis en évidence dans les pays industrialisés, ont placé le sujet de la pollution environnementale comme l'un des défis majeurs de notre temps.

Le développement du secteur minier est considéré par certains comme un facteur positif au plan des retombés socio-économiques. Cependant, il est critiqué par d'autres pour son impact négatif sur l'environnement (Aubertin *et al.*, 2002 ; Brigde, 2004 ; Yapi, 2015), en particulier dans les régions éloignées des zones urbaines et habitées par des communautés autochtones

dont une partie du mode de vie traditionnel dépend de l'intégrité écologique du territoire (Scott, 2002). Les activités minières sont souvent mises en cause dans la dégradation de la qualité des eaux naturelles, des sédiments et des sols. La contamination de ces matrices entraîne des situations critiques (perte de tous les organismes aquatiques, empoisonnement minéral de la population) voire dangereuses, affectant parfois l'équilibre écologique de ces écosystèmes (Pétre, 2008 ; Makhoukh *et al.*, 2011).

La Côte d'Ivoire n'est pas en marge de ces problèmes sanitaires et environnementaux. En effet, l'économie ivoirienne était essentiellement basée sur l'agriculture depuis son indépendance en 1960. Car les activités minières ne jouaient pas un rôle prépondérant dans l'économie de la Côte d'Ivoire. Néanmoins, les importantes découvertes de gisements miniers des trente (30) dernières années ont amené le gouvernement ivoirien à mettre un accent particulier sur la politique de développement de ce secteur afin de le redynamiser (Atsé, 2007). Ainsi, une politique minière et un contexte réglementaire incitatifs ont été mis en place pour attirer les investisseurs nationaux comme étrangers. Toutes ces mesures ont entraîné aujourd'hui une intensification de l'extraction minière dans certaines régions du pays, avec des orpailleurs qui sont en majorité des clandestins parce qu'ils n'ont aucune autorisation officielle de l'Etat pour exercer leur activité. De plus, on constate une présence accrue de sociétés minières nationales et étrangères qui recourent à plus de mécanisation et de technologie. Ces sociétés génèrent une meilleure production de minerai, mais augmentent également les impacts négatifs sur l'environnement. Evidemment, l'exploitation minière va impacter les activités économiques des populations ; par exemple, l'abandon des champs et la réduction des terres cultivées en particulier celles réservées aux cultures vivrières, qui peuvent accumuler des oligo-éléments (ou ETM). Dans plusieurs régions de la Côte d'Ivoire, la contamination minérale des écosystèmes a attiré l'attention de nombreux chercheurs (Coulibaly *et al.*, 2009 ; Touré *et al.*, 2010 ; Keumean *et al.*, 2013). Les impacts environnementaux liés aux activités extractives s'intensifient d'une façon inquiétante. Cela se traduit par des dégradations environnementales dont les plus visibles sont la déforestation (Brou, 2019), la perte de la biodiversité (Kouassi *et al.*, 2019), la détérioration des sols et la pollution des eaux (Yapi, 2015 ; Serge *et al.*, 2020). La pollution minérale constitue un problème d'actualité qui préoccupe toutes les régions soucieuses de maintenir la qualité de leur patrimoine hydrique. Cette préoccupation touche la sous-préfecture de Zouan-Hounien, située à l'Ouest de la Côte d'Ivoire, dans la Région du Tonkpi, où une importante activité minière est menée depuis 1990. Cette activité minière se matérialise par une exploitation

industrielle et la présence plusieurs sites d'exploitation artisanale illégale d'or (orpaillage) disséminés dans la sous-préfecture de Zouan-Hounien. Par ailleurs, l'exploitation à ciel ouvert de la mine d'or d'Ity située à quinze (15) kilomètres de la ville, est un type d'exploitation industrielle dans laquelle le dépôt de minerai s'étend profondément dans le sous sol nécessitant l'enlèvement de couches superposées de morts-terrains et de minerai. L'exploitation industrielle de l'or et les intenses activités d'orpaillage font souvent intervenir le déplacement de la végétation native des zones, et se trouvent donc parmi les types d'exploitation minière les plus destructives du point de vue environnemental, spécialement dans les forêts tropicales. Car pour la plupart des sites miniers, le potentiel d'érosion de sol et de sédiments dans l'eau de surface et la dégradation de la qualité de celle-ci est un grave problème environnemental. Transportés dans l'eau, les éléments majeurs et les éléments traces peuvent se déplacer sur de grandes distances, contaminant des cours d'eau et des eaux souterraines. La décomposition des débris végétaux présents dans le milieu ou dans les sols lessivés par les pluies peut engendrer des sels nutritifs qui peuvent dégrader la qualité des eaux de la zone d'étude (Yulipriyanto, 2001). Par conséquent, l'exploitation de l'or par la société minière d'Ity (SMI) et les activités d'orpaillage peuvent avoir des impacts sociaux et environnementaux sur les villages environnants. Cette étude est la première à déterminer les impacts environnementaux dans la zone minière d'Ity-Floleu.

Le présent travail a pour objectif principal de connaître le niveau de contamination chimique de l'environnement de la Mine d'Ity dans la sous-préfecture de Zouan-Hounien. De façon spécifique, il s'agit de :

- évaluer la qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface pour l'irrigation agricole et des eaux de puits destinées à la consommation humaine ;
- déterminer le niveau de contamination des sédiments, des sols agricoles et des poissons du fleuve Cavally ;
- déterminer la distribution et l'origine des paramètres physico-chimiques et chimiques dans les eaux, les sédiments et les sols agricoles.

Cette thèse est subdivisée en trois grandes parties. La première partie traite des généralités sur la zone d'étude et sur la pollution de l'environnement minier. La deuxième partie porte sur le matériel utilisé et les méthodes mises en œuvre pour collecter et traiter les données d'étude. Enfin, la troisième partie est consacrée à la présentation des résultats obtenus et leur discussion. Cette thèse se termine par une conclusion générale ainsi que des recommandations et des perspectives de recherche.

PREMIERE PARTIE :

GENERALITES

Chapitre 1 : Milieu d'étude

1.1. Situation géographique et administrative de la zone d'étude

La zone Ity-Floleu se situe dans la sous-préfecture de Zouan-Hounien situé à l'Ouest de la Côte d'Ivoire, entre les longitudes 8°04' et 8°08' Ouest et les latitudes 6°48' et 6°54' Nord. Le département de Zouan-Hounien est distant d'Abidjan (Capitale économique) de 680 km, de Yamoussokro (Capitale politique) de 450 km, de Man (Chef lieu de région) de 110 km. Au niveau administratif, il appartient à la Région du Tonkpi, et couvre une superficie de 1 368 km², soit 11,14 % des 12284 km² que représente la Région du Tonkpi.

Ity est un village situé à 15 km au sud-est de Zouan-Hounien, son chef-lieu de sous-préfecture (Figure 1) et Floleu est un village qui se trouve en aval de la zone d'étude.

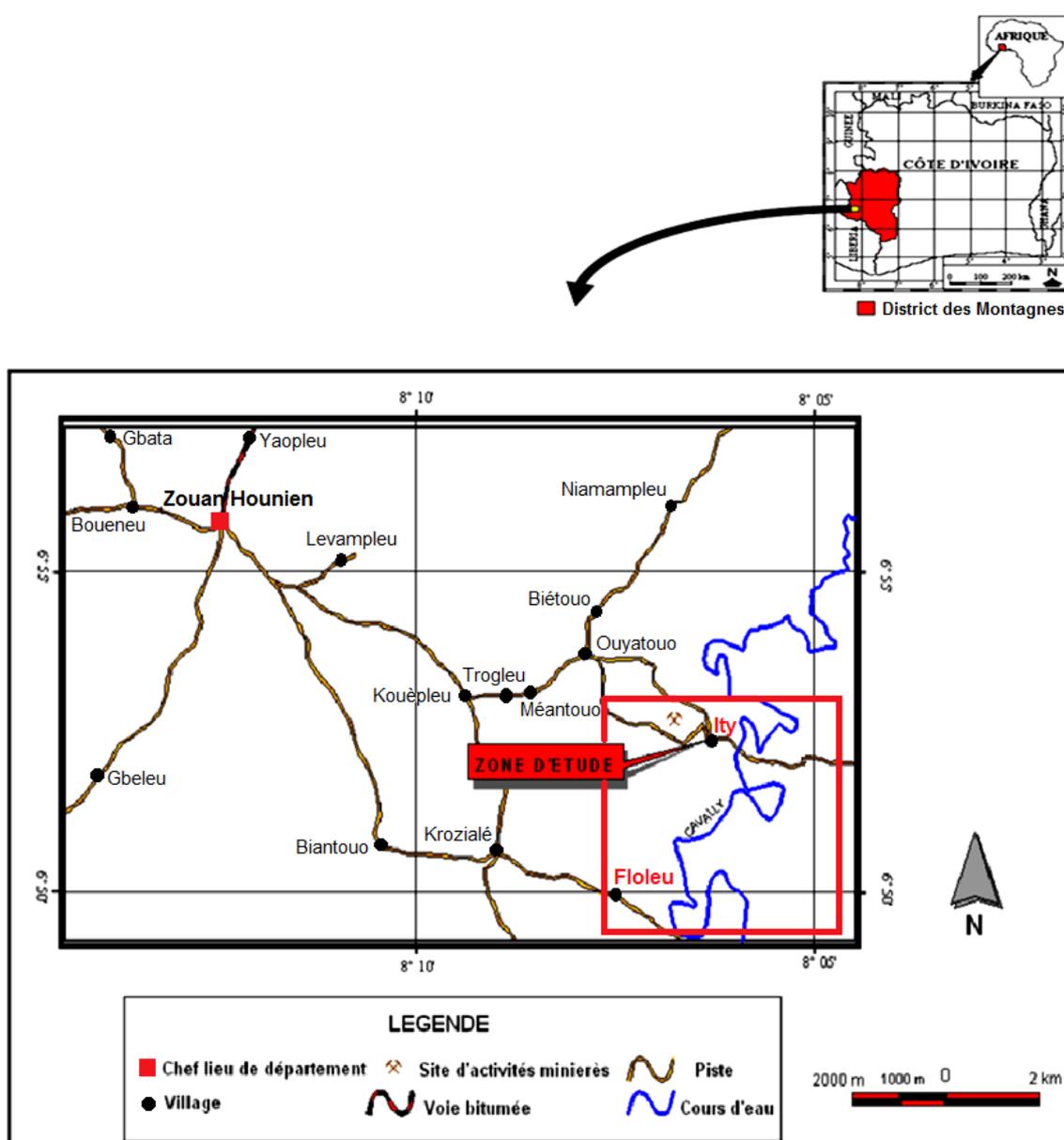


Figure 1 : Localisation de la zone d'étude Ity-Floleu (Ettien, 2010).

1.2. Caractéristiques climatiques

La zone d'étude appartient au climat de montagne caractérisée par une pluviométrie abondante. Les hauteurs de pluies annuelles indiquent deux saisons. La saison sèche est assez courte (novembre à février), tandis que la saison des pluies s'étale de mars à octobre avec un pic de précipitation en septembre (Figure 2). Le mois le plus sec est celui de janvier avec une pluviométrie moyenne en dessous de 15 mm de pluie. Le mois de septembre est le plus humide avec une pluviométrie moyenne de 236 mm. La moyenne annuelle des précipitations est de 1866 mm (1971-2015). La température moyenne annuelle à Zouan-Hounien est de 25,6 °C. Entre décembre et janvier (saison sèche), elle descend régulièrement, la nuit, en dessous de 15 °C. L'étude des variations de la pluviométrie et du degré hygrométrique réalisée par Servat *et al.* (1998) et Ouedraogo (2001) montre que le régime pluvial évolue dans le sens d'une diminution des précipitations annuelles et d'une aggravation de la saison sèche. Cette dessiccation progressive serait due à la déforestation des zones les plus peuplées.

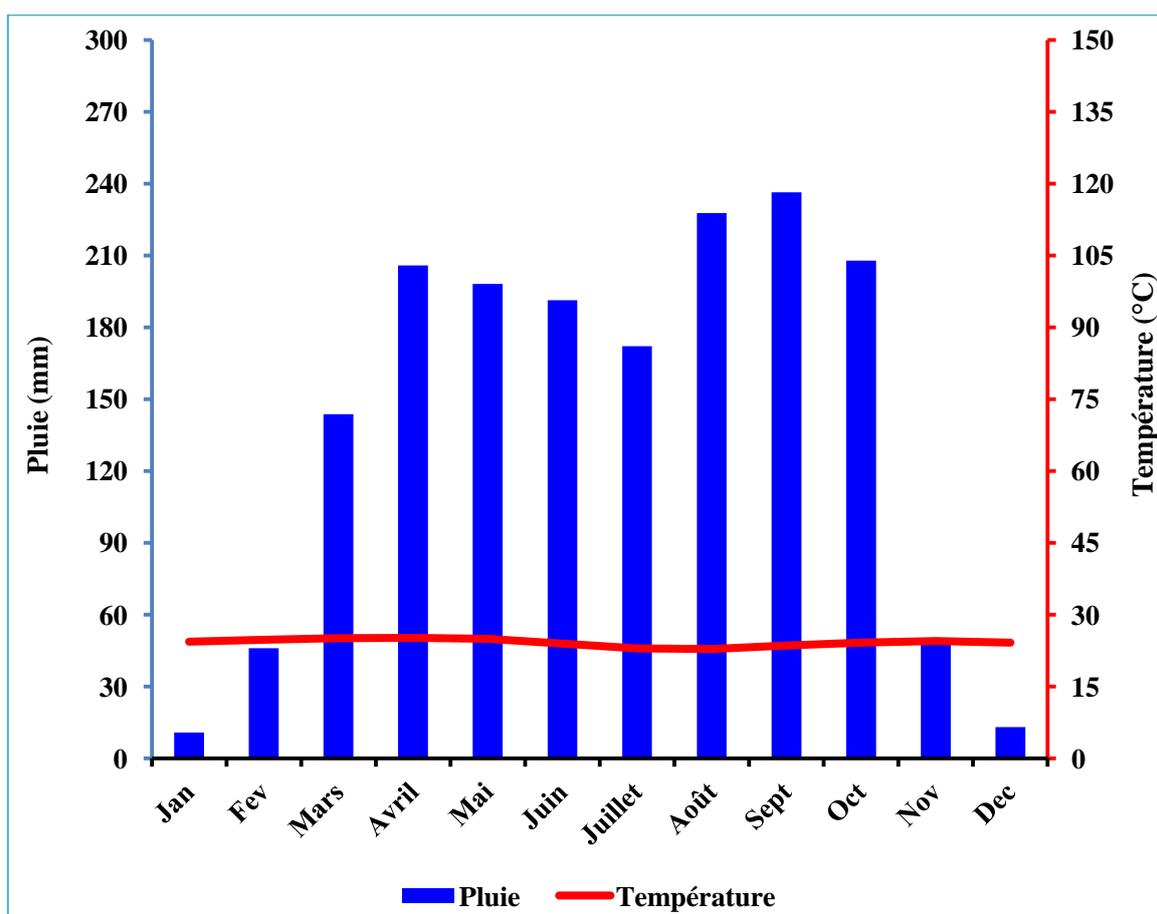


Figure 2 : Diagramme ombrothermique du Département de Zouan-Hounien pour la période de 1971 et 2015 (Source SODEXAM-Man, Côte d'Ivoire).

1.3. Hydrographie et régime hydrologique

1.3.1. Hydrographie

Le fleuve Cavally et son principal affluent le Nuon arrosent toute la Région des Montagnes (Ettien, 2005). Situé à l'Ouest de la Côte d'Ivoire, le fleuve Cavally prend sa source en Guinée, au nord du Mont Nimba à une altitude voisine de 600 m. Son lit sert de frontière entre le Libéria et la Côte d'Ivoire à partir de son cours moyen (au sud de Toulepleu), sur environ 330 km. Le fleuve Cavally draine trois pays frontaliers : la Côte d'Ivoire, la Guinée et le Libéria. Sa longueur totale fait 700 km avec la partie ivoirienne qui mesure 515 km. Le bassin versant a une superficie totale de 30600 km² à Taté, station hydrométrique située à 60 km de l'embouchure (Girard *et al.*, 1971 ; Brou *et al.*, 2017). La Côte d'Ivoire possède environ 15000 km² de bassin versant (Doffou, 2020). Le sous bassin versant objet de cette étude, dont l'exutoire se trouve à Floleu dans la localité de Zouan-Hounien a une superficie d'environ 3700 km² (Figure 3).

Le Cavally présente beaucoup de méandres et le lit du cours d'eau est fortement perturbé par les activités d'orpaillage (Brou, 2019). Jusqu'à Toulépleu, le fleuve Cavally ne reçoit que de très petits affluents. Après Toulépleu, il reçoit des grands affluents qui viennent grossir le Cavally et une zone de rapides commence et s'étend jusqu'à Grabo (Brou, 2019).

Dans le secteur Toulepleu-Ity, le fleuve Cavally est situé à 400 m à l'Est des gisements d'or d'Ity (dans le département de Zouan-Hounien) et coule du Nord-Est vers le Sud-Ouest. Dans ce secteur, le fleuve Cavally qui présente une forme sinusoïdale traverse des berges encaissées hautes de 5 à 10 m (Doffou, 2020).

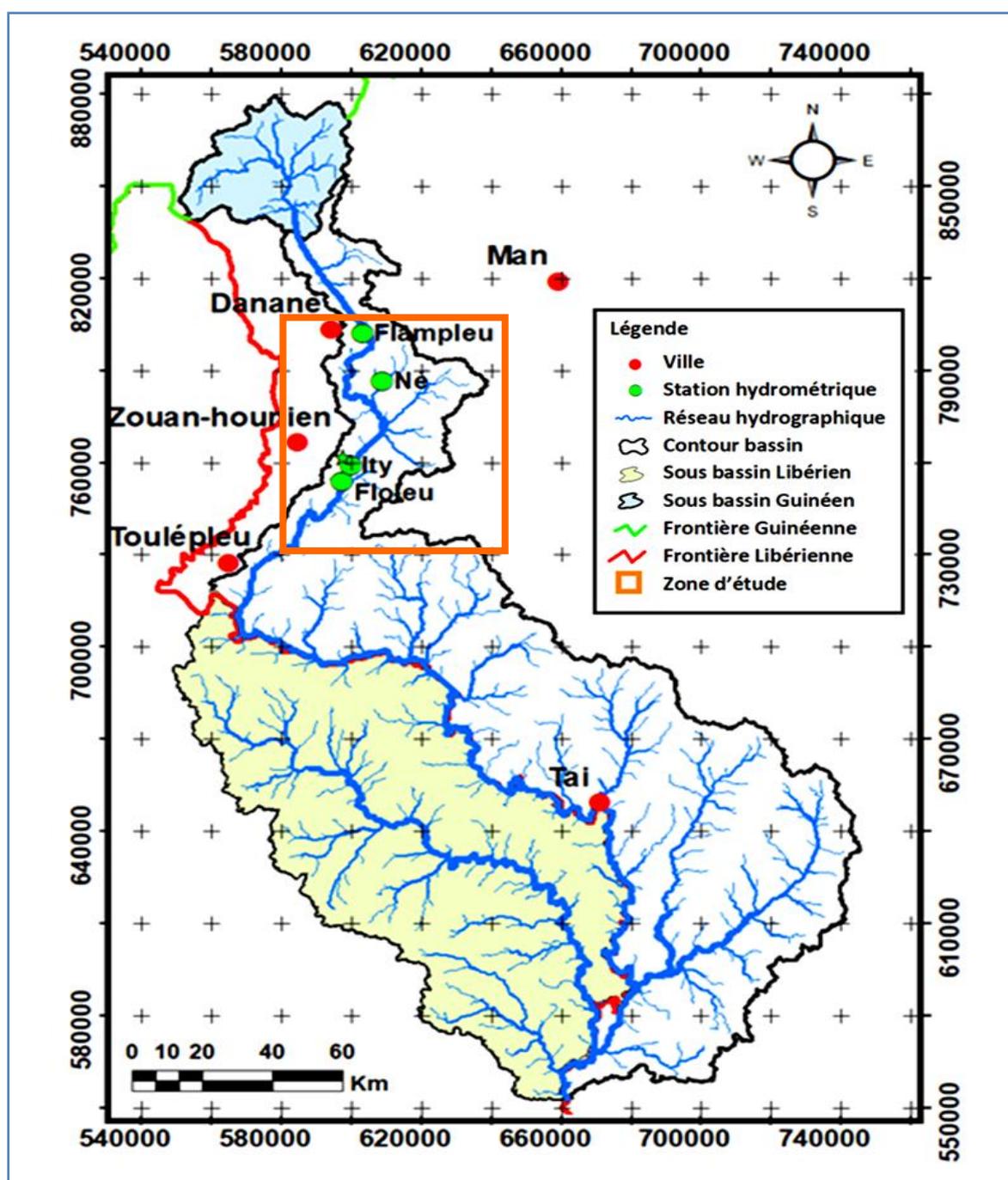


Figure 3 : Réseau hydrographique du bassin versant du fleuve Cavally (Brou, 2019).

1.3.2. Régime hydrologique

Le régime hydrologique de montagne s'observe dans la partie montagneuse de l'ouest de la Côte d'Ivoire, c'est-à-dire dans les départements de Man, Danané, Toulépleu et Taï où les précipitations annuelles varient de 1 600 à 2 500 mm et où la végétation est presque partout forestière (type montagnard, secteur ombrophile du domaine guinéen) (Girard *et al.*, 1971 ; Doffou, 2020). Le régime hydrologique saisonnier du fleuve Cavally est de type unimodal. Cela témoigne de l'homogénéité du processus hydrologique (Brou, 2019). Le débit fluvial

maximal se mesure en septembre qui matérialise le mois le plus pluvieux. Les débits enregistrés dans les stations du fleuve Cavally sont regroupés dans le tableau I (Brou, 2019).

Tableau I : Débits enregistrés dans les stations du fleuve Cavally (Brou, 2019).

Positions	Stations hydrométriques	Débits (m ³ /s)	Coordonnées géographiques	
			Longitude	Latitude
Amont station d'Ity	Station de Flampleu	119,88	804249	603540
Station d'Ity	Station d'Ity	196,01	759157	599488
Aval station d'Ity	Station de Touleupleu	216,38	726947	573562

Les crues du fleuve Cavally se situent entre la fin du mois de juin et octobre où le débit dépasse 200 m³/s (Ettien, 2005). Les crues moyennes touchent la partie amont du flat d'Ity tandis que les crues exceptionnelles submergent celle-ci de plus de 1,5 m. Les crues gagnent leur maximum en septembre, mois le plus pluvieux. La crue annuelle provient toujours, soit d'une succession de pluies de valeurs normales, soit d'une précipitation exceptionnelle en deux ou trois jours consécutifs (Figure 4). Lorsqu'elle a une ampleur importante, elle inonde de grandes étendues. A cette période, le fleuve sort de son lit mineur pour inonder les plantations et les campements situés dans son lit majeur (Brou, 2019).

Pendant la saison sèche, les étiages sont enregistrés de janvier à mars et sont alimentés par les nappes souterraines (Kouassi *et al.*, 2017). L'affaiblissement des débits est net au cours de cette période. Les étiages les plus marqués ont lieu entre janvier et février (Figure 4). Les débits peuvent baisser jusqu'à 8 m³/s au cours de cette période (Brou, 2019).



Crue du fleuve Cavally



Etiage du fleuve Cavally

Figure 4 : Caractéristiques du fleuve Cavally à la station d'Ity.

1.4. Relief

Le relief de la Côte d'Ivoire est généralement peu accidenté avec ses plaines et ses plateaux. Il connaît cependant une exception dans l'ouest du pays et, en particulier dans la Région du Tonkpi où la série de bas plateaux s'enchaîne par endroits avec des zones très accidentées aux contours variant entre des pentes moyennes et des altitudes dépassant parfois les 1000 m (Bakayoko *et al.*, 2013). La plupart des versants des montagnes, abrupts et fracturés ainsi que les vallées encaissées, sont exposés à un risque élevé d'érosion. Le relief du département de Zouan-Hounien est accidenté. Sur le plan topographique, la zone d'étude est moyennement accidentée avec des altitudes variant entre 255 m au bord du fleuve Cavally et 450 m (Dian *et al.*, 1974). Le territoire d'Ity présente des collines dont les monts Guéatou (375 m), Ziatou (316 m), Tontou (309 m), Zouatou (306 m), Flotou (304 m), Ity (301 m). Les gisements d'or sont hébergés dans les monts Guéatou, Tontou, Zouatou et Flotou (Kouadio, 1996). Le bassin versant du Cavally présente d'immenses plaines et de nombreux et larges bas-fonds dans sa partie sud (Figure 5). La pente moyenne de l'ensemble du bassin du fleuve Cavally est de 0,85 m/km (Brou, 2019).

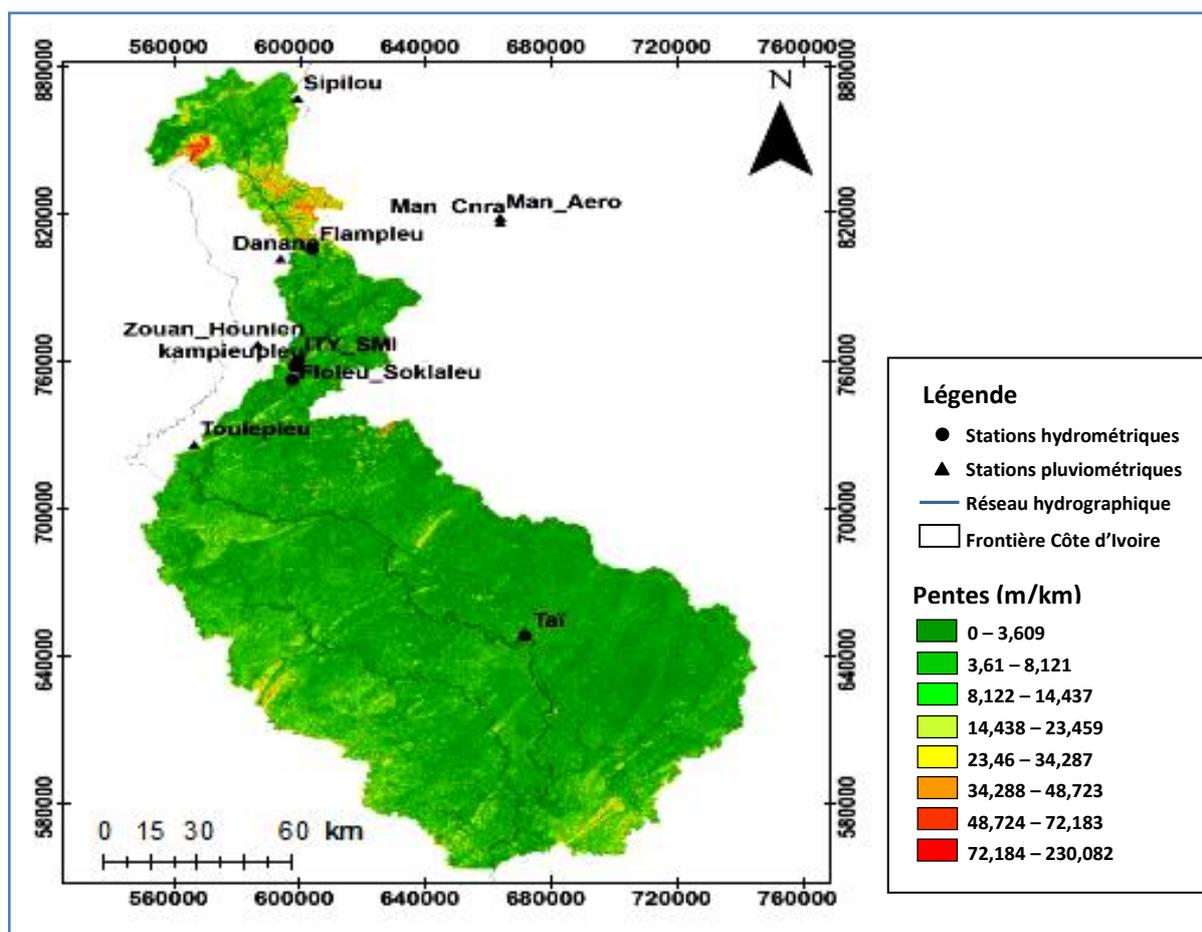


Figure 5 : Carte des pentes du bassin versant du fleuve Cavally (Brou, 2019).

1.5. Végétation

Le bassin versant du Cavally est caractérisé par une végétation de forêt dense. Ce bassin possède l'un des plus importants couverts forestiers avec une biodiversité assez importante. Cette vaste zone forestière couvre à la fois le Liberia, la Côte d'Ivoire et la Guinée (Ettien, 2010). La formation végétale qui couvre le secteur minier d'Ity est la forêt dense humide décidue. Celle-ci appartient à la grande forêt tropicale humide qui occupe la partie méridionale de la Côte d'Ivoire. C'est la forme intermédiaire entre la forêt dense humide sempervirente et la forêt dense sèche. Elle se caractérise par des essences qui perdent leurs feuilles pendant la saison sèche (Ettien, 2010). La flore de la zone d'Ity est composée de forêts galeries le long du fleuve Cavally auxquelles s'ajoutent des forêts classées. On note dans cette forêt la présence d'une variété d'espèces d'arbre dont les plus importants sont l'Iroko (*Chlorophora excelsa*), le Bété (*Mansonina altissima*), le Miangon (*Heritiera utilis*), le Samba (*Triplochiton scleroxylon*), le Tiama (*Entandrophragma angolense*), l'Acajou de Grand-Bassam (*Khaya ivorensis*), le Fromager (*Ceiba pentandra*), le Framiré (*Terminalia ivorensis*) et le Raphia (*Raphia ruffia*) (Ettien, 2010). Ces essences sont exploitables et certaines telles que l'Acajou, l'Iroko, le Bété et le Miangon sont très recherchées compte tenu de leurs valeurs économiques élevées en ébénisterie (OIPR, 2015).

Cependant, cette forêt dense humide connaît aujourd'hui une forte dégradation due à l'exploitation du bois (industrie du bois), aux activités agricoles et à l'orpaillage pratiqués dans la région (Ettien, 2010). Aussi l'accroissement démographique entraîne non seulement la disparition de la forêt primaire mais aussi de la forêt secondaire (Ouedraogo, 2001).

1.6. Pédologie

Les sols de type ferrallitique à fertilité chimique moyenne sont dominants et présentent, d'une manière générale, un faible couvert végétal (CNRA, 2009). Il existe également des sols développés sur des roches basiques, des sols hydromorphes dans les bas-fonds et des sols minéraux en région montagneuse (CNRA, 2009).

Les profils pédologiques sont variables et dépendent du matériau d'origine. Les textures sont fonction du modelé et de la nature de la roche mère : fines sur les roches basiques et les schistes, plus grossières sur les migmatites et les gneiss. Les altérites issues des formations granitiques (migmatites, gneiss, charnockites) ont sensiblement le même profil (10-40 m). Sous une couverture latéritique de 3 ou 4 m se trouvent les argiles brunes ocres à rouges violacées. La structure rocheuse d'origine est souvent préservée. Ces argiles se mélangent aux

arènes granitiques de 50 cm à 5 m de diamètre et sont plus ou moins abondantes sur les 4 ou 5 derniers mètres. Sur les métasédiments et les schistes, les altérations sont plus épaisses (60-100 m) et il n'y a pas d'horizon arénisé. La couleur des argiles va de la berge jaune au rouge foncé et les micas sont abondants au-dessus des roches schisteuses. L'ensemble des sols de l'hydrosystème du bassin du Cavally présente pour la plupart de bonnes propriétés physiques. Ils sont utilisés essentiellement pour les cultures vivrières et de rente (Kouamé, 2011). L'érosion, violente, est un caractère de rajeunissement de ces sols.

1.7. Biodiversité

La faune est riche de nombreuses espèces. Cette zone forestière abritait plus de 130 espèces d'arbres atteignant 30 à 40 m de haut, 120 autres atteignant 20 à 25 m et 350 espèces d'arbustes (Fadika, 2013). On y rencontre des singes, des carnivores, des rongeurs. Les oiseaux, dont plusieurs espèces ont été identifiées, embellissent les paysages. On trouve également un très grand nombre de plus petites espèces parmi les invertébrés comme des mollusques, des insectes, des espèces aquatiques, etc. (Kouamé, 1999).

Dans la zone d'Ity, les macro-invertébrés benthiques du fleuve Cavally appartiennent à 17 familles et 11 ordres. Ils appartiennent à quatre groupes zoologiques : les Insectes, les mollusques, les Arachnides et les Crustacés (Konan *et al.*, 2015).

Concernant la microflore algale, 141 taxons phytoplanctoniques ont été observés. Ils se répartissent en 60 genres et 7 embranchements (Cyanobactéries, Diatomophytes, Dinophytes, Chlorophytes, Euglenophytes, Rhodophytes et Chrysophytes) (Konan *et al.*, 2015).

La faune ichtyologique de la zone d'Ity fait partie de la région guinéenne occidentale dans le secteur guinéo-libérien (Lévêque, 1997 ; Gourène *et al.*, 2005). Après plusieurs études faites dans le Cavally, des auteurs (Gourène *et al.*, 2005 ; Kamelan, 2014 ; Konan *et al.*, 2015 ; Kouassi *et al.*, 2017 ; Froese & Pauly, 2019 ; Doffou, 2020) ont révélé 114 espèces de poissons regroupées en 53 genres et 22 familles.

1.8. Contexte géologique

1.8.1. Géologie régionale

Les formations géologiques de la Côte d'Ivoire sont antérieures à une orogénie dite Libérienne, réalisée entre 2750 et 2579 millions d'années. Les roches les plus fréquemment rencontrées sont les migmatites, réparties dans l'Ouest du pays. Dans le Centre-Ouest et le Sud-Ouest du pays, les formations archéennes comprennent, outre des migmatites, un

ensemble déjà très différencié (Figure 6) : des gneiss, qui sont d'anciens sédiments gréseux et argileux ou d'anciennes roches volcaniques acides ; des amphibolo-pyroxénites, qui représentent d'anciennes roches basiques, et des quartzites ferrugineux lités (itabirites) et grenus. Les roches volcano-sédimentaires ont été intensivement transformées par métamorphisme et puissamment plissées. Lors du stade orogénique, la chaîne libérienne fut envahie par des roches d'origine très profonde : anorthosites, norites et charnockites qui constituent la province charnockitique de Man (Feybesse *et al.*, 1990).

Le bassin versant du Cavally se trouve sur le lambeau Birrimien Toulépleu-Ity qui s'est formé de façon discordante sur l'Archéen de l'Ouest de la Côte d'Ivoire (Tagini, 1962 ; Papon, 1973). Les deux principaux groupes tectono-stratigraphiques sont :

- ✓ le substratum archéen, connu sous le nom de "sous-sol gneissique" dans la zone de la mine : les roches archéennes sont profondément déformées et métamorphosées au faciès de granulite. Les lithologies dominantes sont la formation de migmatite, de gneiss et de fer bandé. L'accrétion du terrane s'est produite avant 2300 million d'année.
- ✓ les roches birrimiennes : elles sont liées à l'orogénèse Eburnéenne, y compris les séquences intrusive et volcano-sédimentaire. La séquence volcano-sédimentaire forme un couloir de 10 à 15 km orienté NE-SW et se compose de roches métamorphiques à faciès schiste vert à amphibole (Feybesse *et al.*, 1990).

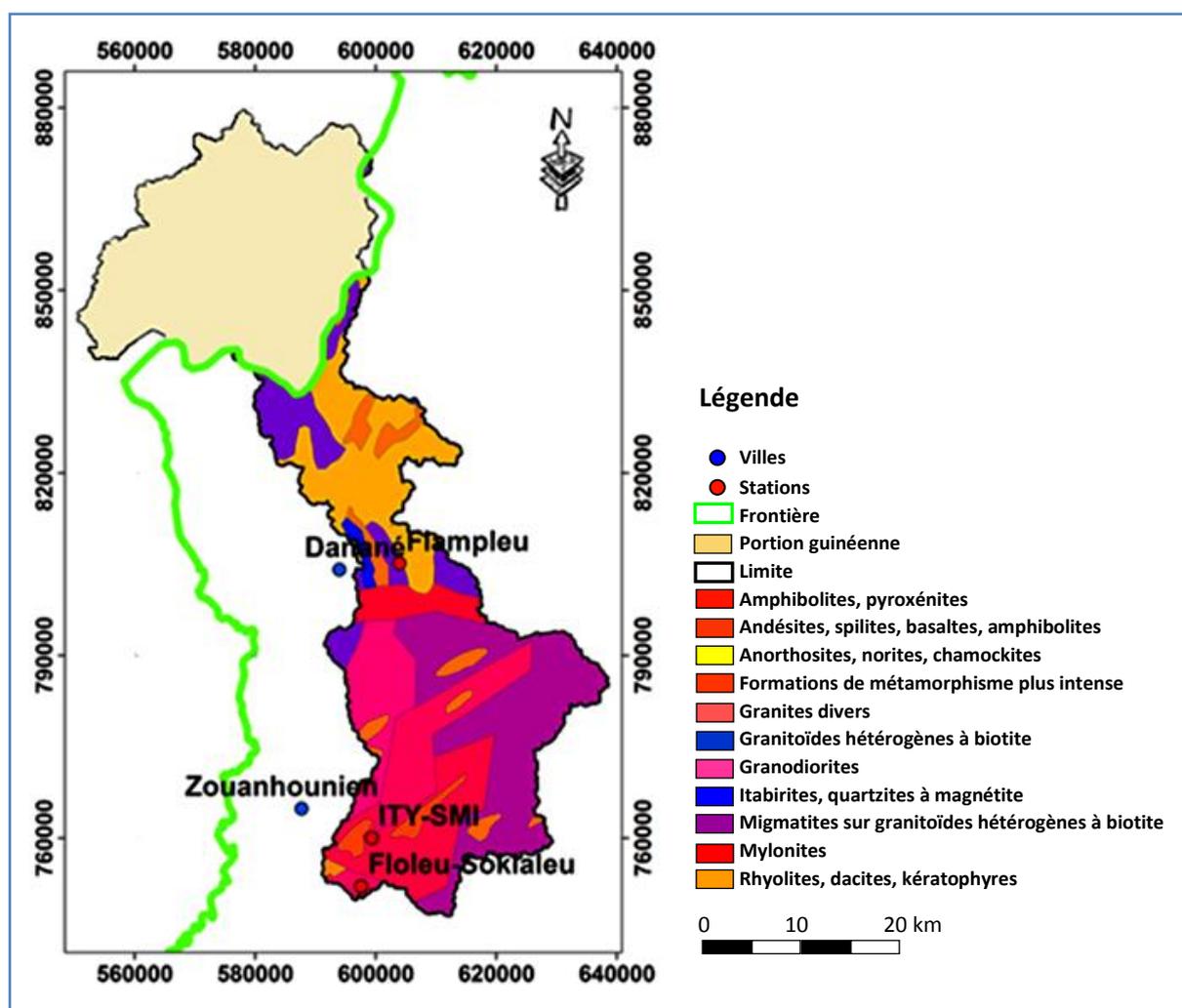


Figure 6 : Carte géologique du bassin versant du Cavally (Brou, 2019).

1.8.2. Géologie locale

Les travaux de prospection entre 1962 et 1968 de la SODEMI ont révélé une forte minéralisation en or du secteur d'Ity où, dans les années 1940 et 1950, il existait déjà d'intenses activités d'orpillage (Papon, 1973). Ces activités d'orpillage sont très accrues ces dernières décennies depuis la crise qu'a connue la Côte d'Ivoire en 2002.

Le composant dominant fait partie de la séquence Ity, avec des metabasalts dans un environnement à grains fins et carbonatés près de la base donnant lieu à une séquence sédimentaire avec des quantités variables d'horizons carbonatés. Cette séquence est traversée par des intrus mafiques (gabbros et granodiorites issus de deux événements magmatiques distincts) qui sont en contact avec les roches métamorphiques carbonatées dont celles-ci présentent une relation spatiale avec la minéralisation. Les faciès de Skarn et de Hornfels sont

généralement associés à des roches carbonatées de proximité en contact avec la plaque granodiorite dans la région de Flotouo (Feybesse *et al.*, 1990 ; Brou, 2019).

Des intempéries affectent la zone. Un profil latéral épais couvre la terre. Cependant, la minéralisation aurifère économique à Ity est associée à la zone saprolitique (50 à 120 m d'épaisseur) et se compose de plusieurs lentilles minéralisées de matériaux argileux et ferrugineux (« Terres noires ») et de couches de brèche sédimentaire (Figure 7). Un épais horizon de latérite (au moins 10 m) recouvre la saprolite et couvre le terrain dans toute la région ; il est minéralisé dans la zone du gisement (Béziat *et al.*, 2015). En outre, les caractéristiques karstiques sont importantes dans la séquence de carbonate en raison de l'altération d'un hypogène riche en carbonate et en sulfate.

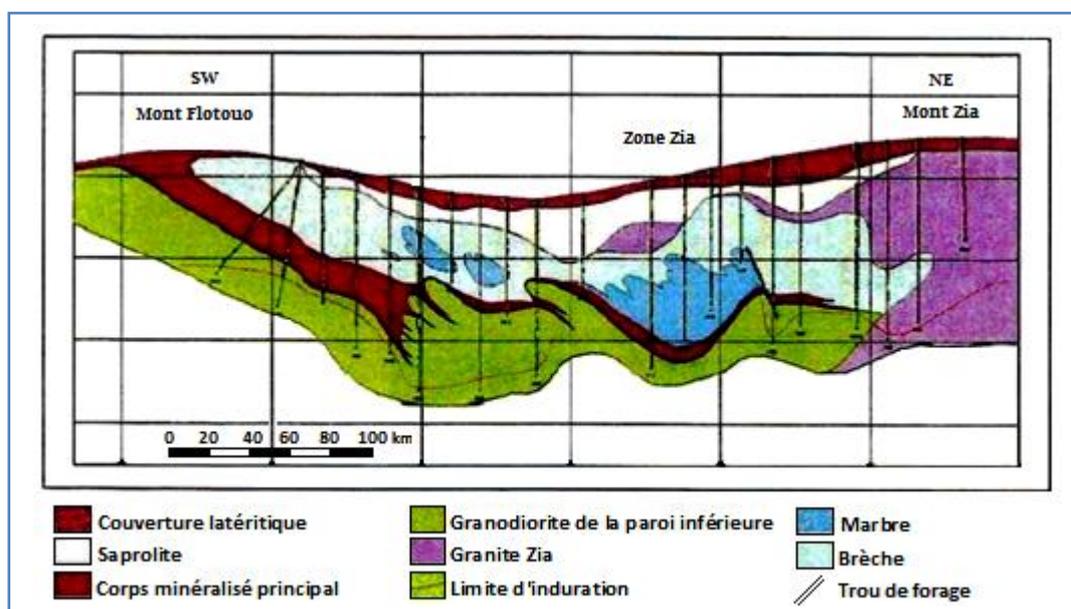


Figure 7 : Formation géologique dans la localité d'Ity (Béziat *et al.*, 2015).

1.9. Situation socio-économique

1.9.1. Démographie

En Côte d'Ivoire et dans toutes les régions de l'Afrique subsaharienne, la croissance démographique est responsable de divers maux à savoir la déforestation, la dégradation des sols, l'érosion, la perte de biodiversité, le changement climatique, etc. (Noufé, 2011).

Le département de Zouan-Hounien couvre 1 368 km² et est peuplé par 195 082 habitants dont 82 434 habitants pour la ville de Zouan-Hounien (INS, 2014). Les bas plateaux ont les plus fortes densités de population rurale dans la région, avec de nombreuses localités ayant plus de 136 habitants au km². La population d'Ity est constituée en majorité d'autochtones Dan ou Yacouba et d'allogènes composés de Malinké, de Baoulé, de Bété, de Guéré et d'habitants

originaires des pays voisins (Maliens, Guinéens, Libériens et Burkinabè) (Ettien, 2010 ; Kouassi *et al.*, 2017).

1.9.2. Activités socio-économiques

L'agriculture, l'orpaillage et parfois la pêche sont les principales activités des populations qui exercent une forte pression sur la forêt (Kouadio, 2001).

1.9.2.1. Activités agricoles

L'agriculture est l'activité principale des populations (Flan, 2015). Cette pratique consiste à défricher l'espace autour d'Ity au détriment de la forêt dense, mettant ainsi en place des jachères et des parcelles culturales ainsi que des sols nus. L'usage massif des fertilisants, le recours systématique aux pesticides a permis une augmentation considérable des rendements agricoles. Il faut également noter que le département de Zouan-Hounien est l'un des plus grands producteurs de café, de cacao et d'huile de palme. Les cultures vivrières de la région sont majoritairement représentées par le manioc, la banane, le maïs et le riz (Ettien, 2005). La population autochtone est fortement attachée à l'agriculture (Ettien, 2010). La destruction de la forêt dense à des fins agricoles est liée en grande partie au système de culture itinérante sur brûlis qui permet de mettre en place des cultures de rente et de subsistances à partir desquelles la population paysanne tire les revenus et des produits pour satisfaire ses besoins quotidiens (Figure 8).



Plantation de cacaoyer



Plantation de manioc



Culture de taro



Rizière

Figure 8 : Quelques activités agricoles dans la zone d'étude.

1.9.2.2. Activités minières

Le département de Zouan-Hounien dispose d'énormes potentialités en ressources minières. L'exploitation moderne de ces gisements commence seulement en 1990 avec la Société des Mines d'Ity (SMI). L'exploitation artisanale fait également partie des activités économiques de la région depuis l'époque coloniale.

- **Exploitation industrielle d'or**

De façon générale, les opérations d'exploitation minière telles que l'excavation, l'utilisation d'explosifs, l'augmentation progressive de la profondeur d'exploitation sont de nature à affecter l'état d'équilibre préexistant au sein du massif rocheux vierge. Au niveau de la qualité

de l'eau, les techniques de traitement du minerai (amalgamation et la gravitation) sont pour les plus courantes pourvoyeuses de résidus boueux ou aqueux en grand volume contenant des minéraux de gangue, des minéraux résiduels non économiques et éventuellement des produits chimiques (agents de flottation, cyanures, acides, bases, etc.). Ensuite le pompage excessif des eaux souterraines et des eaux de surface pour le traitement des minerais va entraîner des appels d'eaux, et agir sur la qualité et la quantité des eaux. La plupart des traitements des minéraux ont besoin de grandes quantités d'eaux. L'une des techniques d'extraction de l'or utilisée par les sociétés minières est l'amalgamation. Elle consiste à faire appel à une autre propriété de l'or. Mis en présence du mercure, le métal précieux a tendance à se mélanger. L'amalgame ainsi formé est ensuite passé au four. A haute température, le mercure se détache de l'or.

L'exploitation des sites miniers est devenue dans le temps une activité économique très importante au fur et à mesure que l'industrialisation des sociétés a eu lieu (Menezes, 2004). Avec une augmentation continue de la demande en métaux, l'activité minière a commencé à affecter plus sérieusement l'environnement, par de grands changements du paysage et des volumes de roches qu'elle concerne (Custer, 2003). Les traitements d'extraction et séparation métallurgiques, exposent le minerai à des conditions physico-chimiques tout à fait différentes de celles de la roche. De plus, la construction de galeries dans la masse rocheuse crée une exposition à l'air du gisement différente de l'exposition naturelle. Enfin, les dépôts de déchets miniers également en contact libre avec l'environnement, génèrent un grand changement de conditions de stabilité de ces substances chimiques (Custer, 2003 ; Price, 2003). Ce changement produit en général une oxydation des sulfures (notamment la pyrite) ; cela induit des eaux à pH très bas et riches en fer et sulfates nommées drainages acides miniers (DMA). Ces drainages une fois en place, sont très difficiles à stopper et présentent des conséquences sévères sur l'environnement (Price, 2003). Les DMA permettent la mise en solution des métaux lourds des mines et les rendent disponibles pour l'environnement. Les exploitations minières à ciel ouvert génèrent une grande quantité de stériles, de poussières et d'eaux contaminées (Shevenell, 2000). Les stériles causent un impact « visuel » lié à une altération importante du paysage (Figure 9) et causent un impact direct dans l'atmosphère et dans les cours d'eau (Miranda *et al.*, 2003). La génération des poussières atmosphériques peut affecter les êtres vivants, mais aussi les sols alentours. Ces sols peuvent aussi être affectés en aval par des transports de sédiments contaminés en métaux générés par l'activité minière et affecter par la suite les cultures (Liu *et al.*, 2005), lesquelles peuvent affecter l'alimentation de l'homme.

La mine d'or d'Ity couvre une superficie de 25 km². Le gisement d'or d'Ity a été découvert par le Bureau Minier de la France d'Outre-mer (BUMIFOM) dans les années 1950, lors d'une campagne de prospection initialement consacrée au cuivre. Après plusieurs études technico-économiques, la Société des Mines d'Ity fut créée par décret en juin 1983 entre l'Etat Ivoirien, représenté par la Sodemi et la Coframines, filiale du Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM, 2005). En mars 1990, la SMI a commencé les travaux sur le site et le premier lingot a été coulé le 28 janvier 1991. La mine d'or d'Ity est la plus vieille dont dispose le pays. Le gisement aurifère d'Ity était exploité à ciel ouvert depuis son ouverture jusqu'en mai 2019. Le stockage des résidus de minerai après traitement de l'or se faisait dans un grand bassin de décantation fermé par une digue. Pour atténuer les infiltrations à partir du parc à résidus, un système de récupération des eaux de percolation est installé à la base de la digue. L'exploitation du minerai se fait de façon industrielle et la technique utilisée pour le traitement du minerai est la lixiviation en tas (Flan, 2015). Cette dernière consiste à récupérer l'or par voie chimique. Le produit utilisé à la mine d'Ity est le cyanure (CN). La méthode de cyanuration trouve son importance dans le fait qu'elle permet non seulement de mettre en valeur des gisements de faible teneur (1 à 2 grammes d'or par tonne de minerai), mais également de récupérer l'or à 90 %. Malgré cette efficacité, le cyanure est une substance inorganique très toxique aussi bien pour la santé humaine que pour l'environnement (Flan, 2015). Depuis mai 2019, l'usine d'Ity utilise la lixiviation en cubes, un procédé complexe consistant à fragmenter le minerai pour en extraire l'or (Figure 9). Cette technique ultramoderne a permis de faire passer la production industrielle d'or à la fin de 2018 à 25 tonnes contre seulement 7 tonnes en 2009 (RFI, 2019).



Zone d'extraction de l'or à Ity



Déversement d'un effluent dans le fleuve Cavally

Figure 9 : Exploitation industrielle de l'or par la SMI-Ity.

- **Exploitation artisanale d'or**

L'exploitation artisanale de l'or communément appelée orpaillage est l'une des principales activités pratiquées dans le département de Zouan-Hounien et sur le fleuve Cavally (Figure 10). Selon Ettien (2005), les grands foyers d'orpaillage dans le département de Zouan-Hounien sont Ity et Floleu. Depuis 1940, ils sont mis en valeur de façon traditionnelle par des orpailleurs en majorité d'origine étrangère (Papon, 1973). Il est très difficile de dénombrer les sites d'orpaillages disséminés un peu partout dans la localité d'Ity et Floleu. L'orpaillage clandestin fait également partie des activités économiques de la région (Flan, 2015). A l'inverse de la mine industrielle d'Ity qui est exploitée à ciel ouvert et avec des machines, l'extraction artisanale se fait par des hommes et dans des souterrains. Les orpailleurs creusent des puits et des galeries à plusieurs dizaines de mètres de profondeur. Certains restent à la surface et font descendre des seaux avec des cordons que d'autres remplissent sous terre. Le travail se fait souvent avec du matériel très basique : pioches, seaux, cordes, paniers, tamis (Doffou, 2020).

Certains orpailleurs rapportent le minerai dans leurs différentes concessions où ils effectuent toutes les étapes de traitement, à savoir le broyage, la séparation par gravitation, l'amalgamation et le traitement de l'amalgame pour récupérer l'or (Doffou, 2020). La technique de séparation par gravitation permet de capter plus de particules d'or, de consommer moins de mercure et de récupérer entièrement le mercure résiduel. Mais à Ity et Floleu, le mercure est utilisé pour amalgamer ou assembler les fines particules d'or. L'amalgame est ensuite brûlé à l'air libre sur une petite pelle ou dans un récipient métallique et est ainsi libéré dans l'environnement (Rakotoarison *et al.*, 2016). Les rejets directs des boues issues de la récupération de l'or au mercure et de la cyanuration dans le milieu récepteur favorisent la mobilisation et la dispersion des métaux lourds dans l'environnement, notamment dans les eaux de surface par ruissellement et dans les eaux souterraines par infiltration (Roamba, 2014). D'autres orpailleurs utilisent des dragues flottantes ou des motopompes pour extraire le sable au fond du fleuve Cavally. La technique utilisée est la gravitation. Elle consiste à laver les sables aurifères des alluvions, les minerais étant déjà en petites particules et l'or étant lourd il sera facilement départagé des autres minerais plus légers. La force du cours d'eau favorise la condensation des masses les plus aurifères (SMI, 1989).

L'extraction minière artisanale et, à petite échelle, de l'or est une importante source de revenu pour la population de Zouan-Hounien. En effet, la plus grande partie de la

population pratique cette activité ou vivent des revenus provenant de cette activité. Les mineurs artisanaux de ce secteur emploient du mercure pour le traitement du minerai, souvent dans des conditions peu sûres et dangereuses pour l'environnement. L'utilisation du mercure dans l'exploitation minière est découragée, voire prohibée dans divers pays, mais sa demande pour l'extraction artisanale augmente sans cesse, notamment en raison de la hausse du prix de l'or. De plus, le mercure est couramment disponible de manière générale et le procédé au mercure pour l'extraction minière de l'or est jugé simple et peu coûteux.



Orpaillage



Orpaillage dans le lit du fleuve

Figure 10 : Exploitation artisanale de l'or (orpaillage) dans la zone Ity-Floleu.

1.9.2.3. Activités halieutiques

La pêche est l'activité consistant à capturer des animaux aquatiques (poissons, mais notamment crustacés et céphalopodes) dans leur milieu naturel (océans, mers, fleuves, cours d'eau, d'étangs, lacs, mares). Le fleuve Cavally et ses principaux affluents qui drainent la zone d'étude sont exploités par une frange de la population pour la pêche. Pratiquée par les autochtones, la pêche artisanale est une activité essentiellement de subsistance (Ettien, 2010 ; Konan *et al.*, 2015 ; Kouassi *et al.*, 2017). Cependant, des pêcheurs étrangers, notamment les Maliens exercent dans la zone comme des pêcheurs professionnels (Doffou, 2020).

Le principe de cette pêche est grossièrement simple ; il s'agit seulement de barrer le fleuve au moyen de filets : le poisson se prend en général par les ouïes dans les mailles. Encore faut-il bien connaître les endroits où poser les filets. Certaines zones sont peu poissonneuses, peu fréquentées à certains moments, tandis que d'autres endroits sont néfastes (roches de

hauts-fonds, courants, arbres noyés ou pourrissants). Le matériel apparaît simple lui aussi : pirogues, pagaies, filets, chaînes d'hameçons, accessoirement nasses tressées (Figure 11).



Epervier (Doffou, 2020)



Nasse en rotin (Doffou, 2020)

Figure 11 : Quelques matériels de capture des poissons

Conclusion partielle

Cette partie de l'étude portant sur les caractéristiques physiques du bassin versant du Cavally a permis de connaître le relief, le réseau hydrographique, la forme du bassin versant, le climat, les régimes pluviométrique et hydrologique, la végétation, la géologie, la pédologie et les activités socio-économiques menées dans la zone d'étude. La zone Ity-Floleu dans le bassin versant du fleuve Cavally fait partie de la sous-préfecture de Zouhan-Hounien, ville située à l'Ouest de la Côte d'Ivoire. Elle est dominée par des activités anthropiques telles que l'extraction minière et l'agriculture.

Chapitre 2 : Pollution de l'environnement minier

2.1. Origines de la pollution

La pollution peut provenir de plusieurs sources d'origines naturelles ou anthropiques.

2.1.1. Origines naturelles

- **Altération de la roche mère**

Une roche mère est toute roche affleurant à la surface de la terre (Brahic *et al.*, 1999), qu'elle soit d'origine magmatique, métamorphique ou sédimentaire, et soumise à des conditions différentes de son milieu de formation ; celles-ci conduisent à sa transformation. Naturellement chacune de ces roches contient une certaine concentration de polluants liée aux conditions qui régnaient lors de sa formation (Tableau II).

Sous l'action des processus d'altération, les composantes chimiques de ces roches mères vont être libérées, principalement au niveau des sols. Ces processus de désagrégation s'opèrent de deux manières distinctes : altération physique et altération chimique (Campy & Macaire, 2003).

L'altération mécanique ou physique se produit généralement sous l'action d'agents naturels tels les grands écarts de température du soleil, responsables de la dilatation et de la contraction des roches. Les instabilités de pente, en d'autre terme l'action de la gravité, peuvent également être l'une des causes de l'altération mécanique.

Tous ces mécanismes vont contribuer à fragmenter la roche initiale dont les effets seront d'autant plus importants que la roche initiale présentera des hétérogénéités telles que les failles, les fractures, les schistosités, les porosités, les plans de stratification, etc. La résultante de ce processus est l'apparition de particules de plus en plus petites, mobiles et vulnérables à l'altération chimique.

L'altération chimique s'opère par le biais de réactions chimiques où intervient majoritairement l'eau, responsable en grande partie de la libération des polluants (Nahon, 1991).

Outre ces réactions, il existe des substances organiques issues de la composition de la litière végétale couvrant la surface du sol. Elles peuvent acidifier les eaux et agir sur la décomposition des roches (Duchaufour, 1983).

Tableau II : Teneurs moyennes (mg/kg) en éléments traces de différentes roches de la croûte terrestre (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

ELEMENTS (mg/kg)	ROCHES MAGMATIQUES			ROCHES SEDIMENTAIRES		
	Roches basiques	Roches intermédiaires	Roches acides	Roches sédimentaires argileuses et sableuses	Grès	Carbonates
As	-	2,4	1,5	6,6	1	-
Cd	0,13-0,22	0,13	0,09-0,20	0,22-0,30	0,30-10	0,03
Cr	170-200	15-50	4-25	60-100	20-40	5-16
Cu	60-120	15-80	10-30	40	5-30	2-10
Hg	0,10	0,09	0,08	0,18-0,40	0,04-0,10	0,04-0,05
Mn	1200-2000	500-1200	350-600	500-850	100-500	200-1000
Ni	130-160	5-55	5-15	50-70	5-20	7-20
Pb	3-8	12-15	15-24	18-25	5-10	3-10
Zn	80-120	40-100	40-60	80-120	15-30	10-25

Les roches magmatiques proviennent de la cristallisation d'un magma, qui est un liquide provenant de la fusion partielle en profondeur de roches préexistantes (roches endogènes). Elles sont représentées fondamentalement par les roches volcaniques ou laves (exemples : basalte, andésite, rhyolite) et les roches plutoniques où le refroidissement s'effectue en profondeur (exemples : gabbro, granite, diorite).

On classe généralement les roches et les magmas en fonction de leur teneur en Si, c'est-à-dire le rapport de la quantité d'oxygène fixée par Si à la quantité d'oxygène fixée par tous les autres cations. On peut ainsi distinguer :

- les roches acides : $\text{SiO}_2 > 65 \%$ (cas des granites et des granitoïdes) ;
- les roches intermédiaires : $52 \% < \text{SiO}_2 < 65 \%$ (cas des andésites) ;
- les roches basiques : $45 \% < \text{SiO}_2 < 52 \%$ (cas des basaltes).

Les roches sédimentaires se forment à la surface de la Terre (roches exogènes). Elles correspondent à des assemblages de débris variés issus de roches préexistantes, en général unis entre eux par un ciment d'origine chimique ou biochimique (les grès, les sables, les argiles). Les argiles sont des roches sédimentaires qui proviennent de l'érosion de roche silicatées (granite, gneiss, schistes).

Les roches métamorphiques sont issues de la transformation des autres roches sous l'effet de la température et de la pression ; en surface (cornéenne) ou en profondeur (cas général).

Les roches magmatiques donnent des gneiss en général.

Les roches sédimentaires donnent des ardoises (schistes), des micaschistes et même des gneiss quand les transformations sont importantes.

- **Fond pédogéochimique naturel (FPN)**

Naturellement, le sol contient des éléments traces issus de la roche mère à partir de laquelle il s'est formé, ou par des apports sédimentaires (Hlavackova, 2005). Les sols formés sur des sables quartzeux contiennent des quantités d'éléments traces minéraux extrêmement faibles, alors que ceux formés sur les sédiments calcaires ou marneux, ou sur des schistes, ont des concentrations en ETM plus importantes (Sposito, 1989). Ainsi, le fond pédogéochimique correspond à la concentration d'un élément majeur ou trace dans un sol, résultant des évolutions naturelles, géologiques et pédologiques, en dehors de tout apport d'origine humaine (Baize, 1997).

Le fond pédogéochimique local résulte de phénomènes naturels géologiques, pédogénétiques et autres présentés au niveau de la figure 12 par les flèches 1, 2, 3, 4 et 6.

Toutefois, les sols sont aussi soumis à des apports d'éléments métalliques résultant d'activités anthropiques, représentés au niveau de la figure 12 par les flèches 5, 6, 7, 8 et 9.

Dans les sols, les ETM peuvent être prélevés par les végétaux, ou bien être redistribués à la surface du sol par l'érosion et le ruissellement, ou en profondeur en migrant avec la solution du sol. Leur devenir dans l'environnement sera très variable selon l'élément considéré et selon les conditions physico-chimiques du milieu (Sposito, 1989 ; Baize, 1997).

Les éléments libérés dans le sol par l'altération des minéraux des roches, par les activités anthropiques et par les dépôts atmosphériques, vont être dispersés dans les systèmes aquatiques grâce à l'érosion hydrique, dont l'intensité dépend de l'héritage minéralogique, des processus pédogénétiques, de la dynamique propre de l'élément chimique, des précipitations et de la pente des versants (Baize, 1997).

Les conséquences environnementales de ces processus sont non seulement les pertes en éléments nutritifs des sols, mais également le transport vers les cours d'eau, des polluants fixés sur les particules solides (Robert & Varet, 1996).

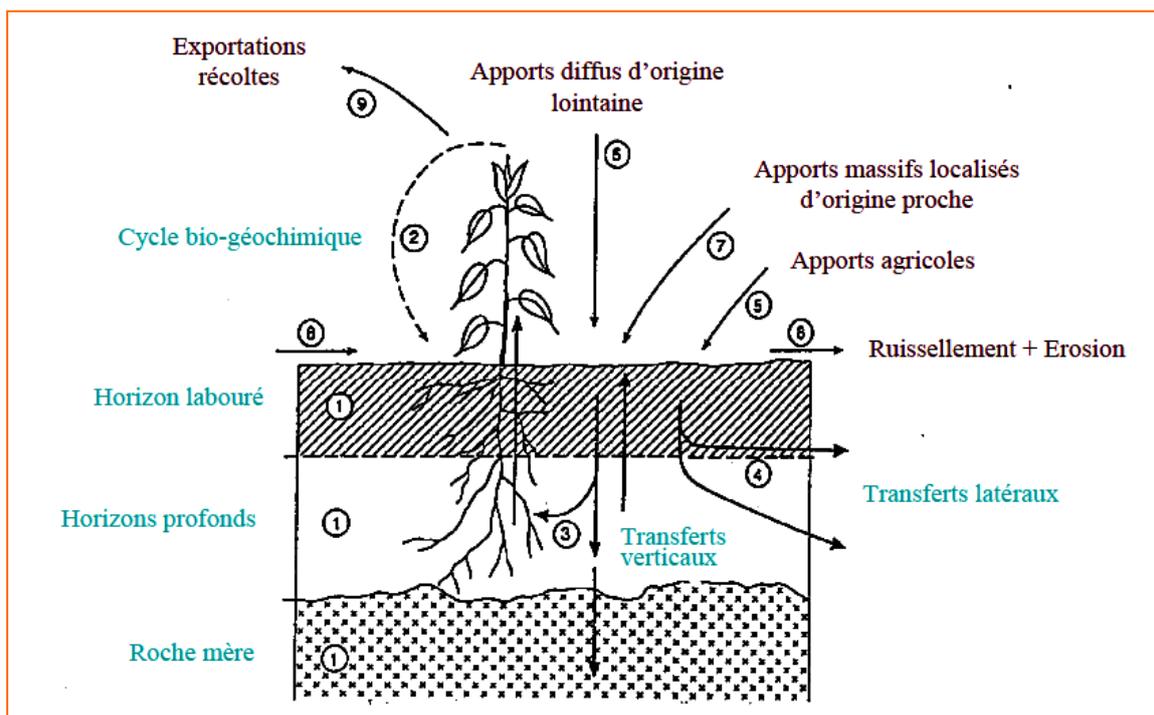


Figure 12 : Schéma d'accumulation des teneurs totales en éléments traces minéraux dans les sols (Baize, 1997).

2.1.2. Origines anthropiques

Une eau usée ou résiduaire est une eau issue des activités anthropiques (domestiques, industrielles, agricoles) qui a été dégradée après usage (Mekhalif, 2009). Le rejet direct de ces eaux dans le milieu naturel représente la forme de pollution la plus dommageable pour l'ensemble des écosystèmes aquatiques (Benabdelkader, 2019). Ces eaux transportent des concentrations élevées en matières polluantes (azote, phosphore, matière organique, métaux lourds, bactéries pathogènes...), ce qui détériore la qualité des eaux pour les milieux récepteurs (rivières, lac...) (Taghzout, 2015). Suivant l'origine des substances polluantes, on peut classer ces eaux usées en 3 catégories :

- **les eaux usées domestiques** : comme leur nom l'indique, elles résultent des activités humaines (les excréments humains, les eaux ménagères, etc.). Ces eaux sont généralement chargées en matière organique, azote et phosphore (Benabdelkader, 2019).
- **les eaux usées d'activités minières** : elles proviennent essentiellement des effluents miniers et des installations industrielles ; ces eaux peuvent contenir des éléments traces minéraux (As, Pb, Cr, etc.). Les sources de contamination les plus importantes dans une activité minière sont les résidus de traitement, fins et riches en métaux (Brunel, 2005).

- **les eaux usées agricoles** : elles proviennent du lessivage des terres cultivées et traitées avec des engrais et des pesticides, l'utilisation extensive de ces produits est à l'origine de la présence des nitrates et des éléments traces minéraux (Zn, Cu, Pb...) dans ces eaux (Metahri, 2012).

2.2. Pollution des compartiments de l'environnement

La notion de pollution appelle donc celle de contamination d'un ou plusieurs compartiments des écosystèmes (air, eau, sol), d'un organisme (qui peut être l'être humain) ou d'un groupe d'organismes, ou ayant une incidence sur l'écosystème, au-delà d'un seuil ou norme. La contamination peut notamment s'étendre ou se modifier via le réseau trophique (chaîne alimentaire) (Kayalto, 2009).

De nos jours, ce sont presque tous les compartiments des écosystèmes (air, eau, sol) et tous les organismes qu'ils contiennent, qui sont contaminés ou menacés par la pollution. C'est pourquoi, l'on distingue la pollution de l'air, des sols et de l'eau (Kayalto, 2009).

2.2.1. Pollution des eaux

La pollution d'une eau est la dégradation de sa qualité en modifiant ses propriétés physiques, chimiques et biologiques. Les effets indésirables de ce phénomène sur les organismes vivants ont fait l'objet de nombreux travaux (Kpoda *et al.*, 2013 ; N'guessan *et al.*, 2016 ; Adjagodo *et al.*, 2017 ; Bougherira *et al.*, 2017).

2.2.1.1. Eaux de surface

Le déversement dans le milieu aquatique de substances ou d'effluents contaminés n'est pas la seule cause de pollution des eaux de surface. En effet, l'eau de pluie permet aux polluants rejetés dans l'atmosphère de retomber sur les sols et lessive les zones polluées. Par ruissellement, ces polluants peuvent alors rejoindre le milieu aquatique (Taghzout, 2015).

L'accumulation de la matière présente dans la colonne d'eau entraîne la présence de polluants dans les sédiments qui se trouvent au fond de l'eau. La lutte contre la pollution de l'eau est d'autant plus difficile que ce qui est au fond de l'eau, ou dilué dans l'eau est souvent invisible, et que certaines substances toxiques infiltrées dans le sol ne produisent souvent leur effet qu'après un long délai et que de nombreux polluants agissent en synergies complexes (Zaimeche, 2015).

2.2.1.2. Eaux souterraines

Les polluants sont rarement rejetés directement dans les nappes souterraines. La pollution des eaux de surface et les eaux usées peuvent toucher les nappes phréatiques d'une part et en contaminer par bioaccumulation les cultures poussant sur ces sols d'autre part (Asslouj *et al.*, 2007 ; Chafaa, 2015). Leur présence est due à leur transfert depuis la surface, au cours duquel différents processus physiques, chimiques et biologiques vont jouer un rôle dans l'atténuation, le délai de transfert, la distance de propagation et la rétention plus ou moins réversible du produit (Amalric *et al.*, 2003). Les principaux processus qui contrôlent le transfert d'éléments sont la convection, la dispersion, les échanges avec la phase solide (adsorption sur la matière organique ou la matrice rocheuse, précipitation/dissolution) et la dégradation (chimique ou biologique). Les propriétés intrinsèques des polluants (solubilité, adsorption, dégradation), les propriétés intrinsèques des milieux traversés, (perméabilité, teneur en matière organique, degré d'oxydation), les interactions entre les polluants et le milieu ainsi que le contexte climatique sont autant de facteurs qui contrôlent ces différents processus de migration des polluants (Lemière *et al.*, 2001). La vulnérabilité d'une nappe phréatique face aux polluants dépend des propriétés du sol, en particulier de sa perméabilité ainsi que des propriétés de l'aquifère telle que la variation de la hauteur de la nappe, le taux de recharge, la vitesse de percolation, etc. (Lake *et al.*, 2003). Des pollutions parfois importantes peuvent être consécutives à des transferts préférentiels dus à la présence de macropores (sols argileux, roches altérées) (Mora *et al.*, 1997 ; Siczek *et al.*, 2008).

2.2.2. Pollution des sédiments

Un sédiment peut être défini comme étant une matrice complexe et hétérogène composée principalement de :

- l'eau interstitielle : c'est l'eau présente entre les particules sédimentaires. Le pourcentage de cette eau est différent d'un sédiment à un autre, il dépend de la composition et de la granulométrie de la colonne sédimentaire : par exemple dans les boues argileuses, l'eau interstitielle représente plus de 90 % du volume total du sédiment (Négre & Rigollet, 2011).
- la phase inorganique : elle est composée de minéraux issus de l'érosion des roches (argiles, carbonates, silicates, hydroxydes métalliques, etc.).
- la phase organique : elle comprend les acides organiques, les amines, les polysaccharides produits par les microorganismes, elle occupe souvent une faible partie du sédiment mais

elle joue un rôle primordial dans la mobilité et la biodisponibilité des différents polluants (Diab, 2016).

Certains composés organiques hydrophobes ont la particularité d'avoir des affinités avec la fraction organique présente dans les sédiments, ce qui permet leur transport et leur fixation à la phase particulaire. Ils sont déposés sur le fond et les berges des rivières, des estuaires et des zones côtières peu profondes sous réserve de certaines conditions hydrodynamiques. De plus, les métaux présentent une grande affinité pour la matière organique et les oxy-hydroxydes contenus dans les matières en suspension ou les sédiments (Chapman *et al.*, 1998). En effet, ces propriétés leur procurent un pouvoir de fixation aux matières en suspension dans la colonne d'eau pour être piégés par la suite dans les fonds sédimentaires. Cependant, les différents polluants stockés dans le compartiment sédimentaire peuvent être remobilisés dans la colonne d'eau soit par les effets naturels comme les tempêtes, les crues... ou par les effets anthropiques comme le trafic fluvial, le dragage... (Strachan, 2010).

2.2.3. Pollution des sols

Le sol est considéré comme une source endogène de polluants parmi lesquels on trouve les métaux, qui peuvent être classés selon 2 types :

- ✓ les éléments majeurs qui représentent 99 % de la croûte terrestre, à savoir l'oxygène (O), le Silicium (Si), l'aluminium (Al), le fer (Fe), le calcium (Ca), le sodium (Na), le potassium (K), le magnésium (Mg), le titane (Ti), l'hydrogène (H), le phosphore (P) et le manganèse (Mn) ;
- ✓ les éléments traces dont la plupart ont une concentration inférieure à 0,01 %, ceux-ci incluent des métaux (Cadmium (Cd), Cuivre (Cu), Chrome (Cr), Nickel (Ni), Plomb (Pb)), des métalloïdes ou des semi-métaux (Bore (B), Sélénium (Se), Arsenic (As)) ou des non-métaux (Azote (N), Fluor (F), Chlore (Cl) ou Brome (Br)).

Certains éléments sont indispensables aux processus biologiques (Goullé *et al.*, 2010) et ils peuvent être présents à l'origine dans la roche mère, ce qu'on appelle le fond géochimique.

2.3. Propriétés des éléments chimiques

2.3.1. Eléments majeurs

Les éléments géologiques majeurs sont définis comme étant les éléments qui composent 95 % de la croûte terrestre. Les éléments majeurs sélectionnés pour cette étude sont :

- ✓ **le calcium (Ca)** : il est chimiquement moins réactif que les métaux alcalins et les

alcalino-terreux. La distribution du calcium est large, il se trouve quasiment dans toutes les surfaces terrestres du monde. Cet élément est essentiel pour la vie des plantes et des animaux, puisqu'il est dans le squelette des animaux, dans les dents, dans la coquille des œufs, dans le corail et dans de nombreux sols (Cashman, 2002).

- ✓ **le fer (Fe)** : il est d'aspect blanc argenté, le quatrième des éléments les plus abondants dans la croûte terrestre, à hauteur de 5 % (Alessio *et al.*, 2000). Ce métal est ductile, malléable et unique par sa propriété magnétique. Les minerais de fer les plus répandus sont : la magnétite ou minerai magnétique (Fe_3O_4) qui comprend 72,4 % de fer ; l'hématite ou minerai rouge (Fe_2O_3) contenant 69,9 % de fer ; la sidérite ou minerai spathique (FeCO_3) constituée de 48,3 % de fer ; la limonite ou minerai brun ($\text{FeO}(\text{OH})\cdot n\text{H}_2\text{O}$) comprenant 42,0 % de fer ; la pyrite (FeS_2), le plus répandu des sulfures minéraux et la pyrrhotite ou pyrite magnétique (FeS) (Alessio *et al.*, 2000).
- ✓ **le magnésium (Mg)** : il est soluble dans un certain nombre d'acides et forme avec ceux-ci des composés, mais il n'est pas attaqué par l'acide fluorhydrique ou l'acide chromique (Alessio *et al.*, 2000). Le magnésium n'existe pas à l'état pur dans la nature ; on le rencontre généralement sous l'une des formes suivantes : dolomie ($\text{CaCO}_3\cdot\text{MgCO}_3$), magnésite (MgCO_3), brucite ($\text{Mg}(\text{OH})_2$), périclase (MgO), carnallite ($\text{KCl}\cdot\text{MgCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$) ou kiesérite ($\text{MgSO}_4\cdot\text{H}_2\text{O}$) (Alessio *et al.*, 2000).
- ✓ **le manganèse (Mn)** : il est l'un des éléments les plus abondants de l'écorce terrestre (Alessio *et al.*, 2000). On le trouve dans les sols, les sédiments, les roches, l'eau et les substances biologiques. On rencontre le dioxyde de manganèse (MnO_2) dans la nature dans des dépôts sédimentaires sous forme de pyrolusite (Alessio *et al.*, 2000).
- ✓ **le potassium (K)** : il est un métal alcalin mou, d'aspect blanc métallique, légèrement bleuté, que l'on trouve naturellement lié à d'autres éléments dans l'eau de mer et dans de nombreux minéraux. Il s'oxyde rapidement au contact de l'air et réagit violemment avec l'eau (Didier, 2017). Il se trouve aussi dans les aliments et joue un rôle important dans le système hydrique de l'homme. Il assure de nombreuses fonctions vitales chez l'homme et les animaux, et contribue au bon fonctionnement du cœur, des muscles, du cerveau et des nerfs (Reinberg, 1969).
- ✓ **le sodium (Na)** : il a un aspect doux, blanc argenté, légèrement rosé. C'est un élément très réactif ; en particulier il s'oxyde lentement à l'air humide et réagit violemment avec l'eau : il libère une grande quantité d'hydrogène (Anonyme, 1998). Cet élément n'est pas mobile dans sa forme solide, bien qu'il absorbe l'humidité très facilement. Une fois sous forme liquide, l'hydroxyde de sodium pénètre rapidement dans le sol

sous forme de lixiviation, souillant probablement des sources d'eau (Anonyme, 1998). Les sels de sodium les plus importants trouvés dans la nature sont le chlorure de sodium (sel de roche), le carbonate de sodium (soude), le borate de sodium (borax), le nitrate de sodium et le sulfate de sodium (Anonyme, 1998).

2.3.2. Eléments traces minéraux

Les éléments traces minéraux se définissent comme les constituants de la croûte terrestre, dont la concentration est pour chacun d'entre eux inférieure à 0,1 % (Baize, 1997).

L'expression « *Eléments Traces Minéraux* » (ETM) paraît être un bon compromis pour définir à la fois des éléments métalliques indispensables, des métaux non indispensables et des éléments non métalliques (Bourrelier & Berthelin, 1998).

L'appellation « *métaux lourds* » est relativement floue (Gadd, 1992). Cette terminologie est souvent employée pour désigner un groupe de 65 micropolluants minéraux, de densité supérieure à 5 et pouvant former des sulfures (Adriano, 1986 ; Bourrelier & Berthelin, 1998). L'arsenic (métalloïde) et le sélénium (élément non métallique) sont ainsi souvent classés abusivement dans cette catégorie (Brown & Lester, 1979).

Parmi les ETM toxiques étudiés dans ce travail, on trouve :

- ✓ **l'arsenic (As)** : c'est un métalloïde contenu dans les sols issus directement de l'altération de la roche-mère du sous-sol. L'arsenic est un élément chalcophile, il se combine facilement au soufre pour former des sulfo-arséniures de Fe, Ni, Co ou Cu. Plus de 200 minéraux contenant de l'arsenic ont été identifiés (Burnol *et al.*, 2006).
- ✓ **le bore (B)** : c'est un métalloïde qui se présente sous forme amorphe ou cristalline. Le bore est présent naturellement dans l'environnement : air, eau et sol. La concentration de bore introduit dans l'environnement du fait des activités humaines est plus faible que celle du bore présent naturellement. Les plantes absorbent le bore du sol et par les animaux se nourrissant de plantes, il peut ainsi s'introduire dans la chaîne alimentaire (Thimoléon, 2018).
- ✓ **le cadmium (Cd)** : il est souvent sous forme oxydé, avec les chlorures ou les sulfates, il se trouve dans l'industrie chimique, les produits phytosanitaires, les peintures (Benkaddour, 2018).
- ✓ **le chrome (Cr)** : il est sous formes réduites trivalentes ou oxydées hexavalentes, il est issu des traitements de surface, de l'industrie textile, des tanneries. Cet élément est cancérigène sous sa forme oxydée hexavalente (Keegan *et al.*, 2008).
- ✓ **le cuivre (Cu)** : c'est un métal facilement complexé par la matière organique, il dérive

principalement des composés agrochimiques (engrais) et des déchets résidentiels (les câbles électriques). Dans les roches, le cuivre a une affinité particulière pour les sulfures où il accompagne souvent le fer et est faiblement concentré dans les roches granitiques (Baize, 1997). Ses teneurs sont par contre élevées dans les roches sédimentaires telles que les schistes et les argiles (N'guessan *et al.*, 2016).

- ✓ **le mercure (Hg)** : il est présent dans les sols et issu de l'héritage du fond géochimique (Brabo *et al.*, 2003) d'une part et du cumul des apports anthropiques d'autre part. Le mercure déversé au sol est rapidement immobilisé (ATSDR, 1999). Le mercure est faiblement mobile dans les sols. Inversement, l'oxydation de Hg^0 en Hg^{2+} peut également se produire, sous l'effet de bactéries aérobies ou de mécanismes abiotiques (Barkay *et al.*, 2003).
- ✓ **le nickel (Ni)** : il est un composé qui n'est présent dans l'environnement qu'à des concentrations très faibles. On le trouve dans plusieurs minerais associé au soufre, à l'oxygène, à l'antimoine, à l'arsenic ou à la silice (Alessio *et al.*, 2000). Il est souvent associé au fer et au cuivre. Il se trouve dans les catalyseurs chimiques, les batteries, les circuits électriques et les fonderies de plomb.
- ✓ **le plomb (Pb)** : il présente une affinité avec les carbonates, les sulfates et les sulfures. Il provient de plusieurs sources : métallurgie, sidérurgie, traitement des minerais, ruissellement sur les toitures, carburants. Seulement 1/6 du plomb libéré dans le système aquatique est sous forme dissoute, le reste est associé aux matières en suspension (Copeaux & Perpérot, 1925 ; Priadi, 2010). De ce fait, la majorité du plomb transporté par les eaux de surface se trouve dans les sédiments (Copeaux & Perpérot, 1925). Le plomb serait le micropolluant le moins mobile du fait de sa grande affinité avec la matière organique (Robert & Varet, 1996).
- ✓ **le zinc (Zn)** : il forme des complexes avec les ligands organiques, il est souvent d'origine agricole (insecticides, pesticides), ou industrielle (imprimeries, raffinage). Dans l'eau, la solubilité des chlorures de zinc et des sulfates de zinc est importante, leur hydrolyse conduit à une diminution du pH. D'une façon générale, les eaux à pH faibles (acides) ont des teneurs en zinc plus importantes (Korte & Fernando, 1991).

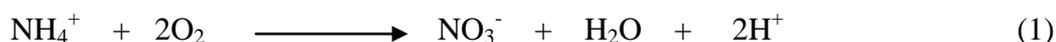
2.3.3. Anions majeurs

Les anions majeurs sont constitués de sels nutritifs (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ et PO_4^{3-}) et de sulfates (SO_4^{2-}). Les sels nutritifs sont des sels minéraux dissous contenant, entre autres, de l'azote (N), du phosphore (P) ou de la silice (Si). Les sels azotés sont les nitrates (NO_3^-), les nitrites

(NO₂⁻), l'ammonium (NH₄⁺) ; ils fournissent aux végétaux l'azote nécessaire à la synthèse des acides aminés, constituants essentiels des protéines (Charpy, 1996). De même que le phosphore utilisable par les végétaux sous forme de phosphate (PO₄³⁻) est utilisé entre autres pour la synthèse des molécules riches en énergie (ATP) (Charpy, 1996). Le soufre sous forme de sulfates (SO₄²⁻) est absorbé par les racines des plantes et constitue une partie vitale de toutes les protéines végétales et de certaines hormones végétales (Le Gall, 2004).

➤ Ammonium (NH₄⁺)

L'ammonium est un indice d'une possible contamination microbiologique. Il peut aussi modifier le goût de l'eau ou provoquer la prolifération de bactéries nitrifiantes. Il provient aussi de l'azote ammoniacal issu d'excréments animaux (Krug, 1993). On peut trouver des traces d'ammoniaque dans les eaux de pluie. Elles sont liées aux retombées liées à sa volatilisation (par exemple lors d'épandages agricoles). L'ion NH₄⁺ peut aussi être utilisé par les plantes (Alexander, 1961). En raison de sa charge positive, l'ion NH₄⁺ qui n'aura pas été volatilisé ni assimilé, aura tendance à être retenu sur les sites d'échange cationique du sol (Federer, 1983) où il est disponible pour les plantes. La répartition ammonium/ammoniaque dans l'eau dépend du pH et de la température. En milieu aérobique, l'ion NH₄⁺ peut être nitrifié, c'est-à-dire transformé en nitrate (NO₃⁻) par le processus d'oxydation selon la formule suivante (Breuer *et al.*, 1979) :

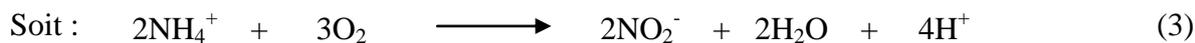


Cette réaction se fait par l'action de bactéries autotrophes ou les bactéries nitrifiantes.

➤ Nitrites (NO₂⁻)

Les nitrites (NO₂⁻) sont la forme intermédiaire entre l'ammonium et les nitrates, issus du processus de nitrification. Sa présence dans le milieu aquatique est à l'origine d'un déséquilibre d'oxygénation de la flore bactérienne dans le milieu aquatique, ou à des températures faibles ralentissant les processus bactériens (Brion, 1997). L'ion nitrite se lie en particulier aux métaux. Les nitrites alcalins sont solubles dans l'eau à savoir le nitrite de sodium NaNO₂, le nitrite de calcium Ca(NO₂)₂, le nitrite de potassium KNO₂, etc.

La nitrification transforme les produits de la fixation (NH₄⁺, NH₃) en NO_x (soient NO₂⁻ et NO₃⁻), des nitrites et nitrates (Alonso & Camargo, 2006). C'est une réaction d'oxydation qui se fait par catalyse enzymique reliée à des bactéries dans les sols et dans l'eau. La réaction en chaîne est de type :



➤ Nitrates (NO_3^-)

Les nitrates (NO_3^-) représentent la forme oxydée finale de l'azote après l'étape de la nitrification correspondant à la transformation des NO_2^- en NO_3^- . Les concentrations élevées de ce composé proviennent principalement du lessivage des sols agricoles (engrais), des rejets urbains et industriels (Nadia, 2013). L'ion nitrate est un oxydant assez fort, surtout en milieu acide ; c'est la forme de l'azote ayant le nombre d'oxydation le plus élevé (V). L'ion nitrate est également impliqué dans la nitrification des composés organiques.

Les nitrates posent problème en raison de leur trop grande introduction dans les eaux par les fertilisants, explosifs... Des bactéries peuvent transformer les nitrates en nitrites et inversement ; il faudrait donc aussi tenir compte du fait que la forme nitrite de l'azote inorganique est également écotoxique (Alonso & Camargo, 2006).

La dénitrification retourne l'azote à l'atmosphère sous sa forme moléculaire N_2 , avec comme produit secondaire du CO_2 et de l'oxyde d'azote N_2O , un gaz à effet de serre qui contribue à détruire la couche d'ozone dans la stratosphère. Il s'agit d'une réaction de réduction de NO_3^- par l'intermédiaire de bactéries transformant la matière organique. La réaction est de type :



L'activité humaine contribue à l'augmentation de la dénitrification, entre autres, par l'utilisation des engrais qui ajoutent aux sols des composés ammoniacés (NH_4^+ , NH_3) et des nitrates (NO_3^-).

➤ Phosphates (PO_4^{3-})

Les phosphates sont des composés phosphorés. Dans la nature, le phosphore (P) est généralement présent sous forme de molécules de phosphates. Le phosphore, élément indispensable au développement de tous les organismes vivants, n'est naturellement présent qu'en très faible quantité dans le sol et dans les eaux. Les orthophosphates (ions PO_4^{3-}) sont la forme la plus simple et la plus répandue des phosphates dans l'eau. Le phosphore organique peut s'adsorber sur les sédiments (Tessier, 1985). Dans des conditions anoxiques, le phosphore de certains sols peut être entraîné par lessivage (Juste *et al.*, 1977), ou être

transformé en phosphore inorganique par l'activité biologique. Le phosphore inorganique peut être sous forme d'orthophosphates (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}) ou de polyphosphates (molécules plus complexes de phosphates minéraux). Les polyphosphates qui sont composés de longues chaînes d'orthophosphates vont progressivement se décomposer par hydrolyse en donnant naissance à des ions PO_4^{3-} . La vitesse d'hydrolyse augmente avec la température et le pH du milieu.

Le phosphate de calcium minéral contenu dans les roches calcaires est peu soluble et n'est donc pas responsable de la pollution des eaux par excès de phosphore (Metahri, 2012). Entraîné dans les eaux, cet élément s'y retrouve essentiellement sous forme de phosphore organique (résidu de la matière vivante) ou de phosphore minéral (ou phosphate inorganique) représenté essentiellement par les orthophosphates (PO_4^{3-}). Une présence importante de phosphates dans les eaux n'est pas naturelle et provient des déversements urbains (polyphosphates des lessives, excréments, dégradation de la matière organique) et des pratiques agricoles (engrais, épandages, écoulements de purin, etc.) (Metahri, 2012).

➤ Sulfates (SO_4^{2-})

Le soufre est essentiellement assimilé par les végétaux à partir des sulfates. La présence des sulfates dans les eaux est en général liée à la présence de gypse dans les sols. Les sulfates (SO_4^{2-}) peuvent être trouvés dans presque toutes les eaux naturelles. L'origine de la plupart des sulfates est l'oxydation des minerais de sulfites (sulfate de sodium, sulfate de magnésium et sulfate de calcium), de la présence de schistes ou encore de déchets industriels (Aziz *et al.*, 2016). Le gypse est un sulfate hydraté de calcium naturel ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) faiblement soluble (7 g/L dans les conditions normales), communément appelé pierre à plâtre et utilisé pour faire le plâtre ($\text{CaSO}_4 \cdot \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$) (Martias, 2011).

2.4. Toxicité des éléments chimiques

2.4.1. Toxicité des éléments majeurs

- ✓ **Calcium (Ca)** : la consommation excessive de calcium peut conduire au développement de caillots rénaux, de scléroses rénales et à des problèmes au niveau des vaisseaux sanguins. L'excès de calcium ingéré ainsi que le calcium chronique libéré par l'os ostéoporotique qui constitue la menace la plus dangereuse pour la santé et la vie lorsqu'il se déplace dans et autour de toutes les cellules du corps, favorisant la maladie partout où il s'accumule. Cela inclut notamment les maladies cardiaques, l'hypertension, les

accidents vasculaires cérébraux (AVC) et le cancer. Cependant, il faut le savoir, l'excès de calcium alimentaire accélère toutes les maladies dégénératives chroniques (Bolland *et al.*, 2010). Le phosphate de calcium est nocif pour les organismes aquatiques (Thimoléon, 2018).

- ✓ **Fer (Fe)** : l'inhalation de poussières d'oxyde de fer peut servir de substances «cocancérogènes», favorisant ainsi le développement du cancer en cas d'exposition simultanée à des substances cancérogènes (Pierre *et al.*, 2008 ; Thimoléon, 2018).
- ✓ **Magnésium (Mg)** : un excès de magnésium (hypermagnésémie) peut provoquer des diarrhées, des vomissements et une chute de la tension artérielle (hypotension). Dans les cas les plus graves, le surdosage en magnésium peut être à l'origine de troubles cardiovasculaires et rénaux (Boman *et al.*, 2003).
- ✓ **Manganèse (Mn)** : l'intoxication par le manganèse peut causer la syphilis nerveuse, la maladie de Parkinson, le syndrome de Kimmelstiel et Wilson, de la cirrhose hépatique et de la maladie de Westphal-Strümpell (pseudosclérose en plaques). Ces maladies sont dues à la neurotoxicité (irréversible) du manganèse et quand il est présent en excès dans l'organisme, il peut avoir des effets graves (Campagna *et al.*, 2013).
- ✓ **Potassium (K)** : l'accumulation de potassium peut entraîner la diminution progressive, prolongée et irréversible des fonctions du rein (Kurokawa *et al.*, 1990). Des expositions plus élevées peuvent causer une accumulation de liquide dans les poumons, ceci pouvant causer la mort. Le contact avec la peau et l'œil peut causer des brûlures graves menant à des dommages permanents (Thimoléon, 2018).
- ✓ **Sodium (Na)** : trop de sodium peut endommager nos reins et augmenter les risques d'hypertension artérielle. Le contact avec les yeux peut avoir comme conséquence des dommages permanents voire la perte de vue (Thimoléon, 2018). Au-delà d'une certaine limite, il devient toxique pour les poissons. Le phosphate de sodium est toxique et une solution à 3 % cause la mort du poisson en moins de cinq heures (Schäperclaus, 1962).

2.4.2. Toxicité des éléments traces minéraux

- ✓ **Arsenic (As)** : l'ingestion d'arsenic inorganique est typiquement gastro-intestinaux associant nausées, vomissements, hémorragies gastro-intestinales, douleurs abdominales et diarrhées pouvant conduire au décès (Rocca *et al.*, 2010). Des effets sur le système nerveux et la peau peuvent aussi apparaître dans les jours ou les semaines suivant l'exposition (Rocca *et al.*, 2010). Pour ce qui est de la vie aquatique, des teneurs

- supérieures à 2 mg/L peuvent déclencher des phénomènes de toxicité chez certaines espèces de poisson (Copeaux & Perpérot, 1925).
- ✓ **Bore (B)** : le bore peut infecter l'estomac, le foie, les reins et le cerveau et peut éventuellement entraîner la mort. Lorsqu'on est exposé à de petites quantités de bore, on peut avoir des irritations du nez, de la gorge ou des yeux (Çöl & Çöl, 2003). Quand les animaux sont exposés au bore pendant la grossesse, les petits peuvent souffrir de malformations ou de développement tardifs (Thimoléon, 2018).
 - ✓ **Cadmium (Cd)** : il est un élément toxique et écotoxique, considéré parmi les plus problématiques en terme de santé environnementale. Chez l'homme, une intoxication aiguë par voie orale provoque une gastro-entérite avec crampes épigastriques, vomissements, etc. Le cadmium est transporté dans le sang fixé à l'hémoglobine et se concentre principalement dans le foie et les reins (Alessio *et al.*, 2000). Selon Lauwerys *et al.* (1991), l'inhalation de fumées de cadmium cause la mortalité de 15 à 20 % de ceux qui développent une pneumonie chimique.
 - ✓ **Chrome (Cr)** : le chrome peut provoquer des réactions allergiques, telles les éruptions cutanées, des irritations nasales et des saignements de nez (Alessio *et al.*, 2000). Le chrome (VI) peut avoir d'autres conséquences qui sont des éruptions cutanées, un estomac dérangé et des ulcères, des problèmes respiratoires, un système immunitaire affaibli, des dommages au foie et aux reins. Il peut aussi altérer le matériel génétique et provoquer des cancers (Mohanty *et al.*, 2005). Ces effets peuvent entraîner un décès.
 - ✓ **Cuivre (Cu)** : la présence d'un excès de cuivre cause des maladies neuro-dégénératives (Abdel-Mageed & Oehme, 1990). Ingéré en quantités de l'ordre du gramme, il provoque des nausées, des vomissements, de la diarrhée, une forte sudation, une hémolyse intravasculaire et, éventuellement, une insuffisance rénale ; plus rarement, il peut causer des convulsions, un coma pouvant évoluer vers la mort (Alessio *et al.*, 2000).
 - ✓ **Mercure (Hg)** : il est un puissant neurotoxique et reprotoxique, il est reconnu pour être un des agents actifs de plusieurs maladies telles que : l'hydrargisme (ou Maladie de Minamata), Alzheimer, le syndrome de fatigue chronique, la fibromyalgie et autres maladies à caractère chroniques (Faure, 2012). L'intoxication aiguë est le plus souvent la conséquence d'une ingestion accidentelle ou volontaire d'un sel de mercure. Il peut en résulter une grave inflammation du tractus gastro-intestinal, suivie rapidement par une insuffisance rénale due à la nécrose du tube contourné proximal (Alessio *et al.*, 2000).
 - ✓ **Nickel (Ni)** : il est considéré comme une substance cancérigène (Hamzeh, 2012). Le centre international de recherche sur le cancer classe le nickel parmi les substances

cancérogènes pour l'homme. Le composé du nickel ayant la plus forte toxicité est le tétracarbonylnickel (OMS & IPCS, 1991). Les effets d'une intoxication au nickel sont des maux de tête, des vomissements, des diarrhées, des crampes abdominales, etc. (Bisson *et al.*, 2006).

- ✓ **Plomb (Pb)** : c'est un élément toxique pour l'être humain. Il empêche la synthèse de l'hémoglobine et provoque des perturbations du système nerveux (saturnisme) (De Burbure *et al.*, 2005). Il cause parfois un coma convulsif (Lauwerys, 1990).
- ✓ **Zinc (Zn)** : selon Samman & Roberts (1987), des crampes d'estomac, des nausées et des vomissements ont été observés chez des volontaires ayant ingérés du sulfate de zinc. A de fortes doses, il devient toxique pour le pancréas et peut même causer des problèmes pulmonaires et des perturbations lors de la synthèse de l'hémoglobine (Zerahn *et al.*, 1999).

2.4.3. Toxicité des anions majeurs

➤ Ammonium (NH₄⁺)

L'ammonium (NH₄⁺) est un bon traceur de la pollution domestique (rejets humains) (Charpy, 1996). Et même présent à de très faibles doses non-toxiques, l'ammoniaque affecterait le métabolisme des poissons en diminuant leurs réflexes (Person-Le Ruyet & Bœuf, 1998). NH₄⁺ n'est pas très toxique. Ces effets directs sur la santé sont encore assez méconnus. L'ammonium est le plus fréquemment rencontré sous forme de chlorure d'ammonium. Cette substance n'est pas réellement dangereuse pour la santé. Néanmoins, son inhalation peut provoquer des toux, son contact avec la peau ou les yeux des rougeurs, son ingestion des nausées, des maux de gorge, des vomissements (Person-Le Ruyet & Bœuf, 1998).

➤ Nitrites (NO₂⁻)

Chez les mammifères, la consommation d'eau chargée de nitrites perturbe la fixation de l'oxygène par l'hémoglobine du sang. Une fois ingéré, le nitrite se transforme en nitrosamine, substance cancérogène pour l'homme (Wolff & Wasserman, 1972). Dans l'eau les nitrites sont toxiques pour les poissons surtout lorsque le pH de l'eau est inférieur à 7. L'effet de toxicité des nitrites est plus rapide que celui de l'ammoniaque, car il entraîne la dégradation de l'hémoglobine des globules rouges et l'asphyxie des poissons. Même en petite quantité, les nitrites causeraient des stress chez les poissons, provoquant des problèmes respiratoires, affaiblissement, maladies, vulnérabilité... (Lewis & Morris, 1986).

➤ **Nitrates (NO_3^-)**

Bien que les nitrates soient énormément moins toxiques que les nitrites, il ne doit pas y en avoir plus de 50 mg/L dans l'eau du robinet (OMS, 2017). En effet, une fois consommés ils peuvent évoluer en nitrites dans l'estomac puis en nitrosamines (Wolff & Wasserman, 1972). Chez les poissons adultes, la toxicité des nitrates semble très faible. Il n'en est pas de même sur les œufs ou les larves dont la mortalité serait multipliée par deux selon les espèces. Des effets ont été signalés, même à des concentrations de 10 à 20 mg/L (Awatif, 2017).

➤ **Phosphates (PO_4^{3-})**

Dans les cours d'eau nitrates et phosphates associés contribuent au développement excessif et anarchique des algues. De bonnes pratiques agricoles peuvent limiter les excès de phosphore (Ebel, 1958).

➤ **Sulfates (SO_4^{2-})**

L'hydrogène sulfuré ou sulfure d'hydrogène, gaz nauséabond et toxique à forte odeur d'œuf pourri est produit par la fermentation anaérobie (sans air) quand l'eau est trop riche en matières organiques. C'est aussi un indice de présence d'organismes pathogènes. L'altération du goût varie avec la nature du cation associé ; les seuils de détection par le goût vont de 250 mg/L pour le sulfate de sodium à 1000 mg/L pour le sulfate de calcium. On considère généralement que l'altération du goût est minimale à des niveaux inférieurs à 250 mg/L (OMS, 2017).

2.4.4. Directives et normes de qualité pour les eaux de boisson et d'irrigation

Les organismes internationaux tels que l'OMS et la FAO établissent des Directives ou recommandations de qualité des eaux alors que les Etats définissent des normes sur la base des directives tout en prenant en compte le contexte local ou le niveau des services locaux.

Dans la pratique et dans beaucoup de cas, les directives de l'OMS sont directement utilisées comme norme de qualité des eaux dans les pays. Ces normes de qualité concernent les paramètres qui peuvent avoir des conséquences sur la santé ou qui peuvent affecter l'acceptabilité de l'eau (propriétés organoleptiques).

Dans le cadre de ce travail, les recommandations de l'OMS (2017) de qualité de l'eau de boisson et celles de la FAO (2003) relatives à la qualité des eaux d'irrigation ont été considérées (Tableau III).

Tableau III : Directives de qualité pour les eaux de boisson et d'irrigation.

Paramètres	Unités	Directives de l'OMS (2017) (Valeurs guides et d'acceptabilités) pour la consommation	Directives FAO (2003) pour l'irrigation
Conductivité électrique	μS/cm	-	2000
Température	°C	25-30 ^a	35
TDS	mg/L	1000 ^b	-
Salinité	mg/L	-	-
pH		6,5 < pH < 8,5 ^b	6,5 < pH < 8,4 ^c
Potentiel redox	mV	-	-
Turbidité	UTN	< 5 ^b	-
Oxygène dissous	mg/L	-	-
NO ₂ ⁻	mg/L	3 ^a	-
NO ₃ ⁻	mg/L	50 ^a	-
NH ₄ ⁺	mg/L	-	5
PO ₄ ³⁻	mg/L	-	-
SO ₄ ²⁻	mg/L	250 ^b	250
Ca	mg/L	-	-
Fe total	mg/L	0,30 ^b	5
K	mg/L	12 ^b	2
Mg	mg/L	-	5
Mn	mg/L	0,4 ^b	0,20
Na	mg/L	200 ^b	50
As	mg/L	0,01 ^a	0,10
B	mg/L	2,4 ^a	3
Cd	mg/L	0,003 ^a	0,01
Cr	mg/L	0,05 ^a	0,10
Cu	mg/L	2 ^a	2
Hg	mg/L	0,006 ^a	0,001
Ni	mg/L	0,07 ^a	0,20
Pb	mg/L	0,01 ^a	5
Zn	mg/L	3 ^b	2

^a valeur guide pour l'eau de boisson basée sur la santé

^b valeur d'acceptabilité pour l'eau de boisson

^c gamme normale

2.5. Mécanismes de la pollution des eaux et sols

Le sédiment est un système dynamique où les composés se déplacent continuellement par des mécanismes de dissolution/précipitation, complexation, absorption/adsorption, etc. (Tremel-Schaub & Feix, 2005).

Le sol est doté de propriétés qui en font une matrice d'échange capable de prélever ou de fournir des ions aux solutions du sol. La rétention des éléments est un processus qui est dû aux particules du sol constituées essentiellement d'échangeurs (complexe adsorbant) de charge négative, recouvrant des colloïdes (argiles, minéraux amorphes et la matrice organique) (Duchaufour, 1983 ; Espiau, 1994). Les principaux mécanismes intervenant dans le piégeage des métaux lourds dans le sol et les eaux sont :

- ✓ l'adsorption et la complexation à la surface des minéraux et de la matière organique ;
- ✓ les précipitations, conduisant à la formation d'une nouvelle phase (Deschamps *et al.*, 2006 ; Yapi, 2015).

L'adsorption des métaux sur la phase solide est le processus chimique le plus important, affectant leur comportement et leur biodisponibilité (Alloway, 1992).

2.5.1. Adsorption

L'adsorption est un phénomène de surface par lequel les atomes et les molécules se fixent sur la surface solide d'un substrat (Blanchard, 2000). Elle peut se produire sur la matière organique, les argiles, les carbonates, les oxydes de fer, de manganèse et d'aluminium et, dans une moindre mesure, sur la silice (Chatain, 2004). Les argiles ou les zéolites sont d'excellents adsorbants, du fait de leurs très grandes surfaces spécifiques. Le phénomène inverse, par lequel les molécules adsorbées sur une surface s'en détachent, notamment sous l'action de l'élévation de la température, ou de la baisse de pression, se nomme la désorption (Buscail, 2018).

Deux types d'adsorption peuvent être distingués, selon les énergies mises en jeu, à savoir : l'adsorption physique et l'adsorption chimique.

• Adsorption physique (ou physisorption)

Elle est attribuable à l'attraction électrostatique d'un soluté par une surface polarisée, afin de maintenir l'électroneutralité. Elle est, en général, facilement réversible (Manceau *et al.*, 2002). Les particules du sol ont une charge totale intrinsèque, résultant d'une part, des charges dues aux imperfections cristallines à l'intérieur du solide, appelées charges permanentes, et d'autre part, de celles dues à l'adsorption préférentielle de certains ions de la solution environnante, ou à une dissolution non congruente, appelées charges variables (Espiau, 1994). Les charges variables sont fonction du rôle des ions mis en jeu. Ces ions peuvent conférer une charge à la surface adsorbante ou être indifférents, c'est-à-dire qu'ils ne participent pas à la création de charge à la surface du solide. Parmi les ions qui

confèrent une charge à la surface adsorbante, on distingue les ions déterminant le potentiel (IDP), identiques à ceux constituant le solide et les ions adsorbés spécifiquement (IAS) par l'établissement d'une liaison chimique, mais n'appartenant pas au solide. Ces derniers conservent leur charge et la confèrent au solide.

Des modèles (tels que ceux du type : Helmholtz, Gouy et Chapman, Stern) permettent de décrire l'interaction à la surface chargée d'un matériau avec des solutions électrolytes. Le fondement commun de ces modèles est l'assimilation des surfaces chargées à des surfaces planes, dont les grandes dimensions permettent de négliger les effets de bord. Les surfaces équipotentiellles sont parallèles à la surface chargée (Espiau, 1994). Ainsi lorsqu'un colloïde présentant une surface chargée électronégativement est placé dans une suspension aqueuse, les ions chargés positivement forment une double couche (dite de Gouy-Stern) au sein de la couche d'eau de solvatation, entourant le colloïde électronégatif et compensant les charges négatives. Cette double couche est formée d'une couche dense accolée à la surface électronégative du colloïde, peu mobile, et d'une couche diffuse, plus mobile, et donc facilement échangeable. A l'extérieur de cette couche d'eau, se trouvent les ions libres, au sein de la solution du sol.

Les ions peuvent être ainsi spécifiquement ou non spécifiquement adsorbés par la surface des particules du sol, chargée négativement ou positivement. Les ions interagissent, soit dans la couche dense, soit dans la couche diffuse de la double couche de Gouy-Stern.

- **Adsorption chimique (ou chimiosorption)**

L'adsorption chimique fait référence à une adsorption spécifique à haute affinité, qui consiste en l'établissement d'une liaison chimique covalente entre les atomes donateurs d'électrons (Blanchard, 2000). Les sites de surface réactifs présentent des groupements hydroxydes OH^- dont les équilibres de protonation contrôlent la charge de surface. L'ion ou l'atome fixé se situe à une distance très rapprochée de la surface du solide, et l'on tend à considérer comme appartenant au solide. Cette situation confère à ce type d'adsorption une énergie élevée et le phénomène n'est plus réversible du point de vue thermodynamique. Cette adsorption a lieu généralement entre la couche de surface de la particule et la couche dense de la double couche de Gouy-Stern. Les IAS occupent cette position (Espiau, 1994). La première couche d'ions de la solution est donc liée chimiquement à la surface du solide et les couches supplémentaires sont maintenues par des forces électrostatiques de type de Van der Waals (Buscail, 2018).

Le niveau d'énergie mis en jeu dans la chimiosorption étant plus élevée que pour la

physiosorption, l'adsorption chimique assure une fixation plus stable des cations métalliques de transition et le processus est beaucoup moins réversible, voire irréversible parfois (Kashem *et al.*, 2007).

2.5.2. Complexation

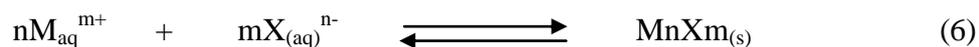
La formation de complexes conditionne, pour une grande part, l'état chimique sous lequel se trouvent les ions, en particulier les cations métalliques, en solution. Dans les sols, il existe deux types de complexation : la complexation de surface, qui a pour conséquence l'adsorption du métal sur la matrice solide et la complexation en solution qui favorise la mobilité du métal (Kashen *et al.*, 2007). Le phénomène de complexation apparaît lorsqu'un cation métallique, appelé accepteur et disposant d'au moins une orbitale vide, réagit avec un composé (molécule, atome, ion) appelé donneur, servant de ligand. Le ligand doit disposer d'au moins un doublet non liant (comme le ligand ammine NH_3). La molécule d'eau est le ligand le plus rencontré dans les écosystèmes. Il existe également des ligands inorganiques : OH^- , Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , PO_4^{3-} , CN^{2-} , etc., et les ligands organiques comme l'EDTA ($\text{C}_{10}\text{H}_{16}\text{N}_2\text{O}_8$), DTPA ($\text{C}_{14}\text{H}_{23}\text{N}_3\text{O}_{10}$), etc. La plupart des ligands inorganiques sont monodentates : ils peuvent former une seule liaison de coordination. Contrairement aux multidentates qui fournissent plusieurs doublets électroniques : c'est le cas des ligands organiques (Bourg, 1988). La capacité de coordination multiple (ligands multidentates) est directement liée au nombre d'atomes porteurs de doublets non liants et induit une stabilité supérieure à celle des liaisons monodentates. La complexation avec des ligands multidentates est désignée par le terme de chélation. La stabilité des complexes formés augmente avec le pH, la température, et varie selon l'hydratation des groupes fonctionnels (Bourg, 1988). La chélation est essentiellement réalisée dans la fraction organique du sol, principalement par les groupements carboxyliques des acides humiques et flaviques (Alloway, 1995). En effet, ces groupements possèdent une grande affinité pour les cations métalliques et peuvent former, avec ces derniers, des chélates.

2.5.3. Précipitation/Dissolution

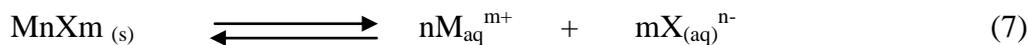
La précipitation ou la dissolution joue un rôle très important dans la chimie des sols et des eaux, particulièrement dans la régulation des éléments majeurs, comme le calcium, les carbonates et les silicates, mais également dans la rétention des cations métalliques.

La précipitation, c'est le passage d'une espèce de l'état dissous à l'état solide selon

l'équilibre :



En solution une partie de ce solide peut passer en solution, selon l'équilibre :



A cet équilibre, on associe une constante appelée produit de solubilité donnée par :

$$K_s = \frac{a_M^{n m+} \times a_X^{m n-}}{a_{MnXm}} \quad (8)$$

Où K_s est le produit de solubilité de la phase solide et a l'activité. Par convention, l'activité de la phase solide est égale à 1. L'équation (8) peut être simplifiée :

$$K_s = a_M^{n m+} \times a_X^{m n-} \quad (9)$$

Les métaux peuvent précipiter à l'intérieur des pores ou à la surface des particules solides. Dans un milieu naturel, les métaux précipitent principalement sous formes d'hydroxydes, de carbonates, de phosphates ou de sulfures. La précipitation se déroule généralement pour des pH élevés, car la concentration en solution des ions hydroxydes ou de carbonates augmente avec le pH. Elle est souvent associée au processus d'oxydoréduction comme la dissolution des minerais d'oxydes de fer (III) impurs dans des conditions réductrices.

2.5.4. Paramètres physico-chimiques influençant la mobilité des polluants

✓ Potentiel d'hydrogène (pH)

C'est un paramètre qui permet la mesure de la concentration des protons H^+ dans un milieu aqueux en déduisant sa nature (acide, basique ou neutre) (Nehme, 2014). Ce paramètre joue un rôle très important dans le développement de la vie aquatique. De plus, le pH influe sur le comportement de certains éléments comme les métaux dont il peut diminuer ou augmenter la mise en solution et donc la toxicité en rendant les métaux biodisponibles.

Dans les sols, les protons sont essentiellement fournis par la dissolution du dioxyde de carbone, provenant de la respiration des racines et des microflore. L'oxydation des sulfures favorise la diminution du pH. Par contre, l'hydrolyse des minéraux altérables consomme les protons et conduit à une augmentation du pH (Bourrelier & Berthelin, 1998). Le pH influence la désorption des cations métalliques (effet direct) ainsi que la capacité de rétention de l'adsorbant (effet indirect). Le pH du milieu influence leur spéciation et leur mobilité. Le pH conditionne aussi fortement les phénomènes d'adsorption entre les particules du sol et les éléments traces minéraux, car il détermine la charge de surface des

particules du sol (Evans, 1989). Généralement, les valeurs de pH des eaux naturelles sont comprises entre 6 et 8,5 (Derwich *et al.*, 2010).

✓ **Conductivité électrique**

La conductivité électrique se définit comme la mesure de la concentration en sels inorganiques dans l'eau par l'aptitude de celle-ci à conduire de l'électricité. Dans des eaux naturelles, elle a une valeur basse qui augmente avec la pollution. Elle s'exprime en $\mu\text{S}/\text{cm}$ ou mS/cm (micro ou milli Siemens par cm). La conductivité électrique est l'image de la minéralisation globale d'une solution aqueuse. Plus la solution est minéralisée, plus il y a d'ions en solution et plus la conductivité électrique sera élevée. La conductivité est un paramètre dont on ne peut plus se passer en analyse moderne des eaux car elle permet d'évaluer rapidement le degré de minéralisation d'une eau (Diallo, 1996). L'activité ionique d'une solution varie avec la température (Environnement Canada, 1980). La mesure de la conductivité électrique d'une solution doit donc toujours être associée à une mesure de température et permet d'apprécier rapidement mais très approximativement la minéralisation de l'eau et de suivre son évolution. Les charges importantes de pollution organique augmente la conductivité.

✓ **Température**

La température est un facteur écologique important pour les milieux aqueux. Elle est liée d'une part, aux variations saisonnières et journalières de la température ambiante et d'autre part, aux rejets des activités anthropiques (eaux de refroidissement). Sa perturbation peut influencer la vie aquatique (pollution thermique). La température (supérieures à 25°C) joue un rôle important dans l'activité bactérienne comme la nitrification et la dénitrification (Khalil, 2003). La nitrification est optimale pour des températures variant de 28 à 32°C , par contre elle est fortement diminuée pour des températures comprises entre 12 et 15°C . Les températures inférieures à 5°C sont défavorables à ce phénomène. En présence de matière organique, elle peut avoir un rôle indirect, par exemple en augmentant sa dégradation, ceci peut produire des substances acides et complexantes (Lions, 2004). Il est important de souligner que la température de l'eau a une incidence sur les organismes aquatiques du fleuve, tels que les planctons, les végétaux et les animaux. Les poissons peuvent en être tributaires pour leur alimentation ou pour la production d'oxygène par photosynthèse. Certes, toute variation brusque de la température entraîne une perturbation dans l'équilibre de l'écosystème aquatique (Haddad & Ghoualem, 2014). Plusieurs paramètres dépendent de la température de

l'eau comme le pH et l'oxygène dissous (Johnson & Wilby, 2015). En effet, la température de l'eau est un facteur important dans l'environnement aquatique du fait qu'elle régit la presque totalité des réactions physiques, chimiques et biologiques (Chapman & Kimstach, 1996). Dans un environnement minier la température accélère les réactions d'oxydation des minéraux sulfureux présents dans les stériles et les Résidus de Traitement minier (RTM). La température est un facteur accélérant la cinétique de formation du Drainage Minier Acide (DMA).

✓ **Matières solides totales dissoutes (TDS)**

Les matières solides totales dissoutes (TDS) représentent la concentration totale des substances dissoutes dans l'eau. Le TDS est composé de sels inorganiques et de quelques matières organiques. Les sels inorganiques communs trouvés dans l'eau incluent le calcium, le magnésium, le potassium et le sodium qui sont tous des cations et des carbonates, nitrates, bicarbonates, chlorures et sulfates qui sont tous des anions (OMS, 2017). Ces minéraux peuvent provenir d'un certain nombre de source naturelle mais aussi des activités humaines. Les eaux de ruissellement agricoles et urbaines peuvent provoquer un surplus de minéraux dans les sources d'eaux comme les bassins d'eaux usées et eaux usées industrielles.

✓ **Salinité**

La salinité désigne la quantité de sels dissous dans un liquide, notamment l'eau qui est un puissant solvant pour de nombreux minéraux. Le sel dissous modifie les propriétés de l'eau, en premier lieu sa capacité de dissolution, sa densité, mais aussi sa compressibilité, son point de congélation et d'ébullition, sa conductivité électrique, sa dureté ainsi que sa viscosité ou sa corrosivité, et très légèrement sa capacité à transporter les sons et la lumière (Batteen & Huang, 1998). La quantité de sels dissous dans un liquide modifie la pression osmotique de celui-ci (Debieche, 2002).

✓ **Potentiel redox**

Plusieurs travaux (Sposito, 1989 ; Guo *et al.*, 1997 ; Yapi, 2015 ; Benkaddour, 2018 ; Cottes, 2019) montrent que l'état d'oxydation/réduction (potentiel redox) des sédiments et des eaux constitue un important paramètre dans la mobilité et la spéciation des éléments traces. Selon Patrick & Delaune (1977), les conditions redox dans les sédiments varient approximativement de +500 mV à -300 mV. Les oxydes de fer et de manganèse, qui constituent généralement de puissants complexants des éléments traces, sont très sensibles aux conditions redox des sédiments (Benkaddour, 2018). Généralement, les conditions

oxydantes favorisent l'adsorption des éléments traces, tandis que les conditions réductrices augmentent la solubilisation des complexants ainsi que la mobilité et la disponibilité biologique des éléments traces (Miao *et al.*, 2006). Selon Matsunaga *et al.* (1993), la matière organique dans les sédiments de fond, sous l'effet catalysateur des bactéries, occasionne généralement des conditions réductrices. En effet, dans les systèmes aquatiques, les bactéries pour leur croissance et leur reproduction, favorisent l'oxydation des matières organiques ainsi qu'une série de réactions de réduction d'intensité décroissante, parmi lesquelles la dissolution des oxydes de fer et de manganèse qui peuvent précipiter avec les sulfures ou les carbonates (Sposito, 1989). Pour ces minéraux réduits, lorsque les conditions redeviennent oxydantes, généralement après une dizaine de mètres, Fe(II) et Mn(II) sont réoxydés puis reprécipitent sous forme d'oxydes de Fe(III) ou Mn(III/IV). Ces séquences de dissolution, transport et reprécipitation sont très importantes dans la mobilité et la toxicité des micropolluants métalliques (Yapi, 2015).

✓ **Turbidité**

La turbidité de l'eau est fonction de la qualité des diverses matières en suspension : argiles, limon, matière organique et minérale en fines particules, plancton. C'est un paramètre indiquant la réduction de la limpidité de l'eau due à l'érosion et au lessivage des sols, ou des matières particulaires issues de la dégradation de la matière animale et végétale (Hayzoun, 2014). La turbidité correspond à la propriété optique de l'eau qui fait que la lumière incidente est diffusée ou absorbée. La turbidité, telle que définie dans la méthode néphélogométrique correspond à une mesure non spécifique de la concentration des solides en suspension. Elle est exprimée généralement en UTN (Unité de Turbidité Néphélogométrique) ou FTU (Formazin Turbidity Unit) (Nehme, 2014).

✓ **Oxygène dissous**

C'est une grandeur importante de l'écologie des milieux étudiés. Elle est essentielle pour la respiration des organismes vivants hétérotrophes. L'oxygène dissous provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. L'oxygène dissous disponible est limité par la solubilité de l'oxygène (maximum 9 mg/L à 20 °C) (Benkaddour, 2018). Il dépend de nombreux facteurs comme la température de l'eau, le taux des éléments dissous dans le milieu, ainsi que la pression partielle en oxygène dans l'atmosphère (Nehme, 2014). De plus, la présence des quantités importantes de matières organiques dans les eaux souvent d'origine anthropique, peut provoquer un déficit d'oxygène

dissous dans le milieu aquatique. Cela est lié à la consommation de l'oxygène du milieu par les microorganismes qui dégradent des matières organiques (Diaz, 2001 ; Hull *et al.*, 2008). L'action des microorganismes peut entraîner la solubilisation (formation de sulfures métalliques insolubles, bioaccumulation et biosorption par les microorganismes) des métaux lourds (Benkaddour, 2018).

La quantité d'oxygène dissous diminue lorsque la température s'élève. Une température trop élevée des eaux d'un cours d'eau peut donc aboutir à des situations dramatiques de manque d'oxygène dissoute pouvant entraîner : la disparition de certaines espèces, la réduction de l'auto épuration, l'accumulation de dépôts nauséabonds (odeurs), la croissance accélérée des végétaux (dont les algues). Ce processus favorisant la croissance rapide des algues et des plantes aquatiques constitue l'eutrophisation (Hade, 2002). L'oxygène dissous est donc un paramètre utile dans le diagnostic biologique du milieu eau.

2.6. Impact de la pollution sur l'environnement et la santé humaine

La contamination des eaux et des sols par des métaux toxiques est l'un des plus grands problèmes environnementaux à l'échelle mondiale (Janssen *et al.*, 2015) et la Côte d'Ivoire n'est pas épargnée en raison de ses potentialités en ressources minières. Au cours de ces dernières années, la contamination du compartiment sédimentaire a fait l'objet d'une attention toute particulière de la part de la communauté scientifique. En effet, ce compartiment est un véritable piège pour de nombreux polluants organiques et métalliques, dont le relargage constitue une véritable menace pour l'environnement (Larrose, 2011).

Les eaux usées issues des activités domestiques, minières et agricoles rejetées dans les milieux aquatiques sans traitement préalable peuvent occasionner des dégâts irréversibles sur la santé des organismes vivants et sur les écosystèmes.

2.6.1. Impact sur l'environnement

Le déversement des eaux usées directement dans l'environnement cause de nombreux dangers pour la survie des organismes vivants et l'équilibre écologique. Par exemple la présence de quantités excessives d'azote et de phosphore engendre un phénomène appelé eutrophisation, qui favorise la prolifération de végétaux et diminue la quantité d'oxygène dissous. Ceci provoque à long terme la mort de nombreux organismes vivants au sein du milieu aquatique (poissons, crustacés, etc.) (Ivanowsky, 2016 ; Benkaddour, 2018).

La présence des éléments traces minéraux comme le mercure et l'arsenic dans ces eaux peut avoir un impact négatif sur les organismes vivants les plus fragiles en raison de leur toxicité même à faibles doses, provoquant des dysfonctionnements et des troubles dans leurs fonctions physiologiques (nutrition, respiration et reproduction) (Benkaddour, 2018).

La qualité de l'eau des nappes phréatiques peut être également dégradée par l'infiltration des eaux usées, qui permet la migration des polluants présents dans ces eaux usées vers les eaux souterraines (Metahri, 2012 ; Benkaddour, 2018).

2.6.2. Impact sur la santé humaine

L'eau est un élément indispensable à la vie humaine. L'insuffisance ou la mauvaise qualité de l'eau est à l'origine de nombreuses maladies dans le monde, notamment dans les pays en développement où 80 % des maladies sont dues à l'eau (Adjagodo *et al.*, 2017 ; Sy *et al.*, 2017).

Les maladies hydriques peuvent être classées selon quatre catégories différentes :

- ✓ maladies transmises par l'eau (parasites, bactéries, virus) ;
- ✓ infections de la peau et des yeux, dues au manque d'eau propre ;
- ✓ maladies causées par un organisme aquatique invertébré ;
- ✓ maladies causées par un insecte fourmillant à proximité de l'eau.

Selon l'Organisation Mondiale de la Santé (2017), chaque année 1,7 milliards de cas de diarrhée, en plus des millions d'autres cas de maladies, sont liés à un manque d'accès à l'eau propre pour la consommation humaine. Chaque année, il y a 1,5 million de personnes qui meurent à la suite de diarrhées, la plupart étant des enfants âgés de moins de cinq ans. La santé humaine est gravement touchée par les maladies liées à l'eau, de même que par la pollution due à des rejets de produits chimiques dans l'eau issus des différentes activités humaines. D'après l'UNICEF, 60 % de la mortalité infantile dans le monde sont dus à des maladies infectieuses ou parasitaires, majoritairement liées à la pollution de l'eau (Some *et al.*, 2014 ; Rouamba *et al.*, 2016).

2.7. Bioindicateurs des minéraux dans les organismes

Un bioindicateur (ou indicateur biologique) est un organisme ou un ensemble d'organismes qui, par ses propriétés biochimiques ou ses caractéristiques physiologiques, éthologiques (de comportement) ou écologiques, permet de caractériser de façon pratique l'état d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible les modifications

naturelles (par exemple, épisode de sécheresse) ou provoquées (par exemple, pollution chimique). Il permet de quantifier l'amplitude d'une perturbation (Argillier *et al.*, 2008).

Certains organismes tels que les animaux aquatiques (poissons, crustacés, céphalopodes...) peuvent, en effet, absorber des polluants présents dans le milieu, comme les minerais, et les accumuler dans certains tissus ou certains organes, à des concentrations parfois bien supérieures à celles observées dans le milieu extérieur.

L'étude des ETM par le biais des êtres vivants fait ressortir des notions telles que la bioaccumulation, la bioconcentration et la bioamplification. D'après Ramade (1992) :

- **la bioaccumulation** est le processus par lequel un organisme vivant absorbe une substance à une vitesse plus grande que celle avec laquelle il l'excrète ou la métabolise. Elle désigne donc la somme des absorptions d'un élément par voie directe et alimentaire par les espèces animales aquatiques ou terrestres.
- **la bioconcentration** est un cas particulier de bioaccumulation. Elle est définie comme le processus par lequel une substance (ou un élément) se trouve présent dans un organisme vivant à une concentration supérieure à celle de son milieu environnant. C'est donc l'accroissement direct de la concentration d'un contaminant lorsqu'il passe de l'eau à un organisme aquatique.
- **la bioamplification** ou biomagnification ou magnification écologique d'un toxique désigne une concentration de ce toxique après consommation du plus petit organisme de la chaîne par le plus grand ; il s'agit dans ce cas de la possibilité pour un toxique d'être cumulé par une chaîne trophique. Si le toxique n'est pas dégradé ou éliminé, il va s'accumuler de plus en plus au niveau de chaque maillon de la chaîne alimentaire (Boutiba, 2004) : eau, plancton, poisson herbivore, poisson carnivore et être humain.

Ces mécanismes n'obéissent pas aux lois de la diffusion passive valable pour les substances organiques. L'absorption des minéraux par les poissons se fait par la surface de l'espèce, par la respiration branchiale, mais aussi par la nourriture, par exemple l'ingestion de phytoplancton (Papp, 2011).

La bioaccumulation d'ETM dans les animaux aquatiques constitue de sérieuses menaces pour la santé de l'homme qui les consomme. Pour prévenir tous risques sanitaires liés à ces éléments, il est primordial de déterminer la concentration des éléments chimiques tels que Fe, Mg, As, Cd, Cu, Hg, Ni, Zn, etc., dans l'ichtyofaune du fleuve Cavally.

Conclusion partielle

Ce chapitre traite des généralités sur la pollution de l'environnement minier, des paramètres physico-chimiques et chimiques, des différents mécanismes qui gouvernent la mobilité des minéraux dans les eaux et aux notions de bioindicateur. Les sources de pollution sont diverses et essentiellement constituées des activités anthropiques. Les principaux polluants provenant de ces sources sont constitués d'anions majeurs et des éléments traces. La pollution d'un environnement minier est due à une contamination d'un ou plusieurs compartiments des écosystèmes (air, eau, sol), d'un organisme (qui peut être l'être humain) ou d'un groupe d'organismes, ou ayant une incidence sur l'écosystème, au-delà d'un seuil ou norme. La contamination peut notamment s'étendre ou se modifier via la chaîne alimentaire. L'exploitation du secteur minier constitue l'un des facteurs de la pollution des eaux, des sédiments et des sols qui peut se traduire par des dégradations environnementales dont les plus visibles sont la déforestation, la perte de la biodiversité, la détérioration des sols, la pollution des eaux et la contamination des poissons.

DEUXIEME PARTIE : MATERIEL ET METHODES

Chapitre 3 : Matériel

3.1. Matériel de collecte de données et d'échantillons

Le matériel de terrain est présenté à la figure 13. Un bateau à moteur hors-bord de marque Yamaha a permis de faire le déplacement le long du fleuve et dans les stations difficilement accessibles. Un GPS de type Garmin eTrex 20 a servi au relèvement des coordonnées géographiques des différentes stations de prélèvement. Une bouteille de Niskin a permis de faire les prélèvements des échantillons d'eaux de surface quand la profondeur était supérieure à un mètre sinon un seau était utilisé. Les échantillons d'eaux de puits ont été prélevés avec une puisette. Les échantillons de sédiments ont été prélevés à l'aide d'une benne Van Veen et les échantillons de sols agricoles l'ont été avec une pelle américaine en acier inoxydable. Les prises de vues ont été réalisées à l'aide d'un appareil photo numérique. Les mesures *in situ* de température (Temp), conductivité électrique (Cond), matières solides totales dissoutes (TDS), salinité (Sal), pH, potentiel redox (Redox), turbidité (Turb) et oxygène dissous (Oxydis) uniquement pour les eaux ont été effectuées à l'aide d'un multiparamètre de marque HANNA-HI9829 avec les précisions suivantes : Temp $\pm 0,15$ °C ; Sal ± 2 % ; Cond ± 1 % ; pH $\pm 0,02$ pH ; TDS ± 1 % ; Redox ± 1 mV ; Turb ± 2 % et Oxydis $\pm 1,5$ %.



(C) GPS de type Garmin eTrex 10, (D) Multiparamètre de marque HANNA-HI9829, (E) Bouteille de Niskin et (F) Benne Van Veen.

Figure 13 : Matériel de collecte de données et d'échantillons.

3.2. Matériel de laboratoire

3.2.1. Appareils de mesure

Le matériel de détermination d'anions majeurs (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} et SO_4^{2-}), des éléments majeurs (Ca, Fe, K, Mg, Mn et Na) et des éléments traces minéraux (As, B, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn) au laboratoire a nécessité deux principaux appareils.

✓ Spectrophotomètre

La détermination de la concentration des anions majeurs des différentes solutions d'eaux, de sédiments et de sols agricoles est effectuée par dosage spectrophotométrique dans le domaine du visible, à l'aide d'un spectrophotomètre Thermo Scientifique de type Helios Omega UV-Visible (Figure 14). La mesure de la densité optique est basée sur la loi de Lambert-Beer :

$$\text{DO} = \log \left(\frac{I_0}{I} \right) = \alpha \cdot l \cdot C \quad (10)$$

Où :

DO (ou A) : Densité optique (ou absorbance) ;

I_0 et I : Intensité du faisceau de la lumière monochromatique de la longueur d'onde donnée respectivement à l'entrée et à la sortie de la cellule de référence remplie en solution ;

α : Coefficient d'extinction de la substance en L/g.cm ;

l : Longueur de la cellule (la cuve) en cm ;

C : Concentration de la solution g/L.

La densité optique est une valeur positive, sans unité. Elle est d'autant plus grande que l'intensité transmise est faible.



Figure 14 : Spectrophotomètre UV-visible type Helios Omega.

✓ Spectromètre ICP-AES

La détermination des teneurs des éléments majeurs et des éléments traces minéraux a été faite par un spectromètre ICP-AES. L'analyse par spectrométrie d'émission atomique repose sur l'étude des radiations émises par les atomes passés dans un état excité, généralement ionisé. Pour dissocier les échantillons en leurs éléments constitutifs, on utilise un plasma. Le plasma est un mélange gazeux à haute température de particules neutres (atomes et molécules) et de particules chargées (électrons et ions). Ce sont ces dernières particules qui confèrent au plasma ses propriétés. Le gaz utilisé en ICP est l'argon (Ar). L'appareil utilisé est un Activa de la Société Horiba Jobin Yvon Ultima 2.

Un spectromètre peut être divisé en quatre parties : le système d'introduction de l'échantillon, le système d'atomisation et d'excitation, le système optique et le système de détection. L'ensemble de la composition d'un spectromètre ICP-AES est visible sur la figure 15.

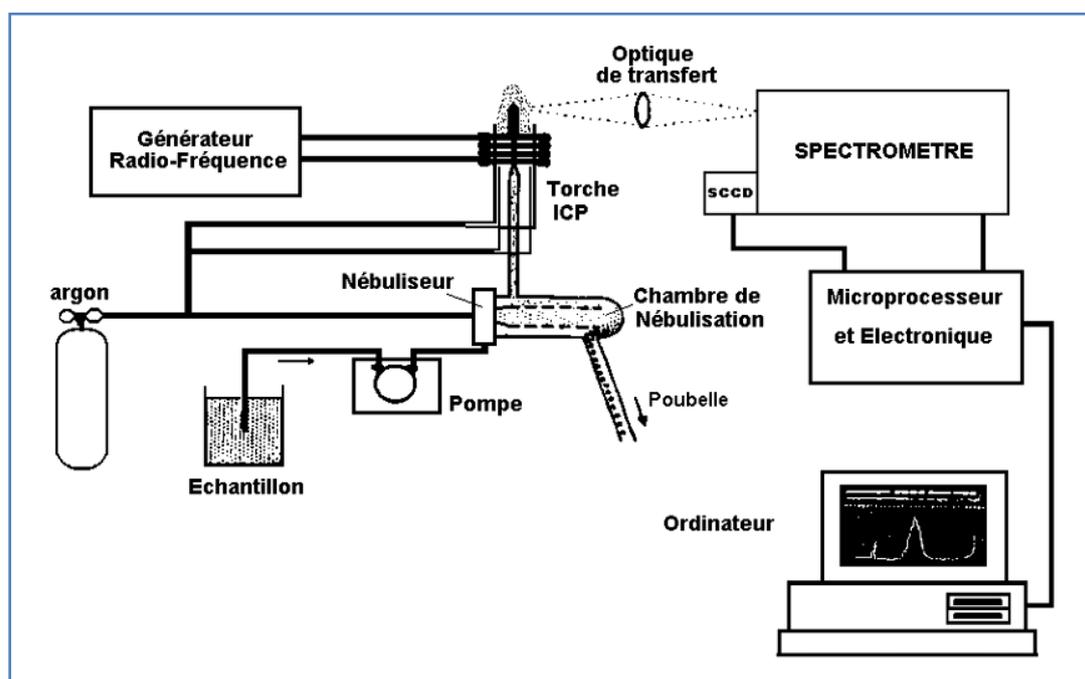


Figure 15 : Schéma de l'appareillage d'un spectromètre ICP-AES (Corneillat, 2007).

Le principe de la spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif (ICP-AES) pour la détermination des métaux est le suivant : (i) une source de plasma à couplage inductif consiste en un flux gazeux d'argon qui est ionisé en le soumettant à une excitation à une fréquence radio ; (ii) un aérosol est généré à partir de l'échantillon dans une chambre de nébulisation puis transféré dans le plasma dans un tube injecteur ; (iii) la température élevée du plasma provoque l'excitation des atomes qui, en retournant à l'état fondamental, produisent un spectre d'émission ionique et (iv) un monochromateur est utilisé pour séparer

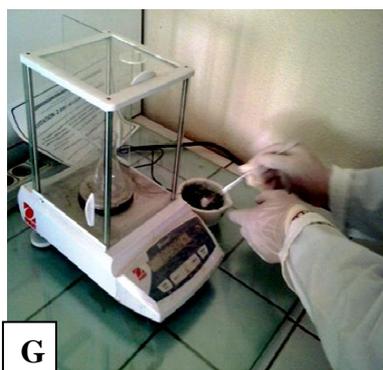
les longueurs d'onde spécifiques correspondant aux différents éléments et un détecteur mesure l'intensité de la radiation pour chaque longueur d'onde. Une réduction significative de l'interférence chimique est ainsi obtenue.

Si l'eau est faiblement polluée, il est possible de détecter, par une analyse simultanée ou séquentielle, de faibles concentrations pour de nombreux éléments sans prétraitement spécial. L'extension de la précision des mesures de trois à cinq décimales permet une détermination multiéléments des métaux.

3.2.2. Matériel de préparation des échantillons

La préparation des échantillons d'eaux, de sédiments, de sols agricoles et de poissons a nécessité du matériel (Figure 16) constitué pour l'essentiel :

- ✓ **d'une balance électronique** pour la mesure des différentes pesées ;
- ✓ **d'un four** utilisé pour la calcination des échantillons de poissons ;
- ✓ **d'une étuve** pour le séchage de cendres blanches obtenus après la calcination ;
- ✓ **de verrerie et de réactifs** qui nous de faire le dosage des échantillons.



(G) Balance électronique, (H) Four, (I) Etuve et (J) Verreries

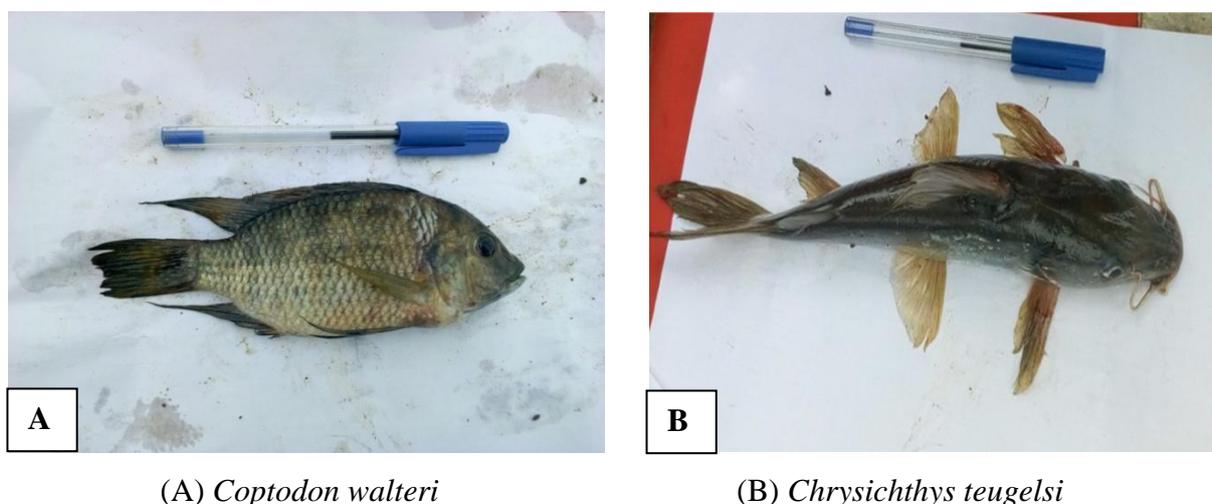
Figure 16 : Matériel de préparation des échantillons.

3.3. Matériel biologique

Deux espèces de poisson sont utilisées en raison de leur régime alimentaire. Il s'agit de *Coptodon walteri* communément appelé la carpe, qui est un poisson pélagique et phytoplanctonophage et de *Chrysichthys teugelsi* communément appelé ici le machoiron qui est un poisson benthique et omnivore. Ces deux espèces sont indicatrices de pollution et sont très prisées par les riverains et la population de Zouan-Hounien qui n'hésitent pas à faire le déplacement pour s'en procurer (Doffou, 2020).

Ce choix est justifié aussi par leur abondance dans notre zone d'étude suite à une enquête auprès des pêcheurs au niveau du fleuve Cavally. Leur importance commerciale et leur disponibilité font du *Coptodon walteri* et du *Chrysichthys teugelsi* des aliments de choix pour de nombreuses populations (Figure 17).

Ces deux poissons présentent des modes de vie et des régimes alimentaires différents. Les poissons pélagiques vivent dans les eaux proches de la surface ou entre la surface et le fond. Ils se nourrissent notamment de débris végétaux, de mollusques et autres invertébrés (larves d'insectes, vers et crustacés). Ils aiment aussi les espaces qui regorgent d'obstacles naturels par exemple des troncs immergés, des rochers, des herbes hautes, etc., pour pouvoir se mettre à l'abri d'éventuelles menaces (Cahn, 1929). Tandis que les poissons benthiques vivent fixés au sol ou qui se déplacent en rasant le fond. Vivant sur le fond, ils trouvent leur nourriture dans le sédiment et en dépendent donc pour leur subsistance. Son régime alimentaire est composé d'insectes, de crustacés (planctoniques, décapodes, copépodes, amphipodes, isopodes), de mollusques (bivalves), de petits poissons et de macrophytes (Laleye *et al.*, 1995 ; Blé *et al.*, 2008).



(A) *Coptodon walteri*

(B) *Chrysichthys teugelsi*

Figure 17 : Espèces de poisson analysées au laboratoire.

Conclusion partielle

Dans ce chapitre, il a été question de présenter le matériel de terrain, de laboratoire, de préparation des échantillons et le matériel biologique. Le matériel de terrain est composé d'un multiparamètre qui a permis de mesurer les paramètres physico-chimiques et d'un GPS pour le prélèvement des coordonnées géographiques des différentes stations de prélèvement. Le matériel de laboratoire constitué essentiellement d'un spectrophotomètre UV-visible qui a permis de faire les mesures des concentrations des anions majeurs et d'un spectromètre ICP-AES pour la mesure des teneurs des éléments majeurs et des éléments traces. Le matériel biologique est constitué de deux espèces de poissons (*Coptodon walteri* et *Chrysichthys teugelsi*) utilisées comme bioindicateurs. Ces deux espèces sont indicatrices de pollution et sont très prisées par les riverains et la population de Zouan-Hounien.

Chapitre 4 : Méthodes

4.1. Choix et description des stations d'échantillonnage

Les échantillons d'eaux de surface, d'eaux de puits traditionnels, de sédiments, de sols agricoles, de chair et de peau des espèces de poissons ont été prélevés au cours de quatre campagnes de prélèvement qui ont été effectués entre 07 h et 16 h. Les échantillonnages ont été réalisés alternativement une fois durant la saison sèche dans le mois de novembre à février et une fois durant la saison pluvieuse dans le mois de mars à octobre sur une période de deux années consécutives.

Ces campagnes ont été organisées deux fois pendant la saison sèche (période d'étiage) en janvier 2017 et février 2018 et deux fois pendant la saison pluvieuse (période de crue) en juin 2017 et octobre 2018.

Une étude préliminaire nous a permis d'identifier l'ensemble des stations choisies dans des endroits qui sont le reflet de biotopes différents. Les échanges d'eau entre le fleuve, les affluents et des zones d'implantation d'activités humaines (habitations, orpaillage, plantations, etc.) ont été pris en compte.

Les stations d'échantillonnage ont été choisies en vue d'une large couverture spatiale de la zone d'étude soumise à la pression des activités anthropiques et accessibles pendant la saison pluvieuse. La station 1 exempte d'activités aurifères située à 60 kilomètres en amont de la zone d'étude est prise comme témoin. Ainsi sur cette base, nous avons retenu seize (16) stations de prélèvement présentées en Annexe 1. Ces stations sont constituées :

- des eaux de surface qui sont des eaux du fleuve Cavally, de rivière et de rizière ;
- des eaux de puits traditionnels ;
- des sédiments d'eaux de surface ;
- et des sols agricoles.

Les échantillons d'eaux de surface de la station 1, station 6, station 7 et station 16 notés respectivement E₁, E₂, E₃ et E₄ sont prélevés dans le lit du fleuve Cavally. La station 6 située à proximité de la société minière SMI reçoit les effluents miniers de cette société et de sites d'orpaillage installés le long du fleuve Cavally.

Les échantillons d'eaux de surface de la station 2 et station 13 notés R₁ et R₂ sont prélevés respectivement dans une rizière et une rivière utilisées pour l'irrigation des cultures maraîchères (gombo, chou, tomate, carotte, chou, etc.). La station 13 située dans un bas-fond reçoit les effluents miniers de plusieurs sites d'orpaillage et de champs de culture agricole.

Les échantillons d’eau de puits de la station 3, station 5, station 9, station 10, station 11, station 12 et station 15 notés respectivement P₁, P₂, P₃, P₄, P₅, P₆ et P₇ sont constitués essentiellement d’eau de puits traditionnels. La profondeur moyenne de ces puits était comprise entre 0,3 et 17 mètres pendant les quatre campagnes.

Les échantillons de sédiments de la station 1, station 2, station 6, station 13, station 15 et station 16 notés respectivement S₁, S₂, S₃, S₄, S₅ et S₆ ont été prélevés dans la même colonne que respectivement les échantillons d’eau des stations E₁, R₁, E₂, R₂, P₇ et E₄ (Figure 18).

Les échantillons de sols agricoles de la station 4, station 8 et station 14 notés respectivement T₁, T₂ et T₃ ont été prélevés dans des champs de café, cacao, manioc, banane, patate et taro, etc., non loin des activités d’orpillage. La station 4, un champ agricole abandonné, est située à la périphérie d’une zone d’accumulation de terres stériles de la SMI.

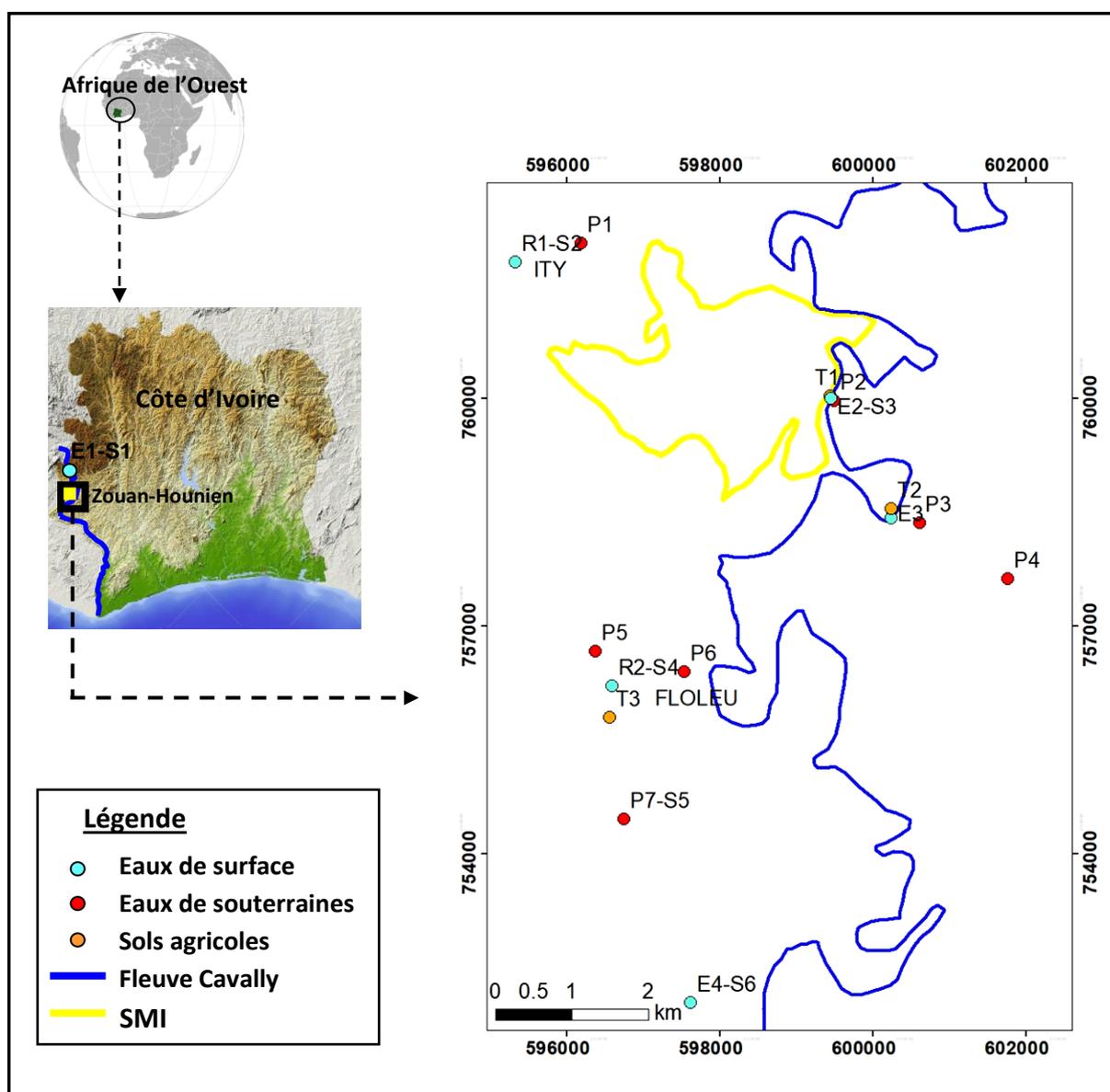


Figure 18 : Carte des stations d’échantillonnage dans la zone d’étude.

L'eau du fleuve sert à pratiquer la pêche et l'irrigation agricole. Elle est utilisée aussi pour la baignade, traversée à la nage et de jeu pour les enfants des villages environnants. Plusieurs villages disposent de puits traditionnels non aménagés (pas de margelle et d'assainissement) dont la couverture se fait à l'aide de planches. Les eaux des puits sont utilisées pour les usages domestiques et la consommation humaine. Les plantations sont détruites au profit de l'orpaillage. La Figure 19 montre quelques points d'échantillonnage de la zone d'étude.



Station 7 (Fleuve Cavally)



Station 2 (Rizière village Ity)



Station 3 (puits village Ity)



Station 5 (puits Campement Dohodompleu)



Station 13 (Rivière Floleu)



Station 14 (sol agricole Village Floleu)

Figure 19 : Quelques points d'échantillonnage de la zone d'étude.

4.2. Evaluation de la qualité des eaux de surface destinées à l'irrigation et des eaux de puits pour la consommation humaine

4.2.1. Techniques d'échantillonnage et d'analyse des eaux

4.2.1.1. Prélèvement et conservation des échantillons d'eau

Le protocole de prélèvement est celui préconisé par Rodier *et al.* (2009). Les flacons neufs destinés au prélèvement des échantillons d'eaux pour l'analyse des paramètres physico-chimiques et chimiques ont été préalablement traités avec de l'acide nitrique environ 1 N, puis rincés abondamment avec de l'eau distillée, égouttés, fermés mais non séchés.

Le protocole de prélèvement consiste tout d'abord à rincer le matériel de prélèvement et de mesures (électrodes du multiparamètre) trois fois de suite avec l'eau à échantillonner. Les échantillons des eaux de surface ont été prélevés à l'aide d'une bouteille de Niskin excepté les eaux de la rizière Ity et de la rivière Floleu (moins de 25 cm de profondeur) prélevés directement avec le flacon en polyéthylène (PET).

Concernant les eaux de puits, l'échantillonnage a été effectué à l'aide d'une puisette en caoutchouc destinée à chaque puits lavée sans détergent et rincée plusieurs fois avec l'eau du même puits pour éviter toute contamination. Les échantillons d'eau sont introduits dans des flacons en plastique de 1 L en PET soigneusement identifiée, remplies jusqu'à ras-bord (sans laisser de bulles d'air) et rincées au préalable plusieurs fois avec l'eau de la station à prélever. Les flacons d'eau étaient fermés hermétiquement. Le même échantillon d'eau par station est prélevé deux fois et mis dans deux flacons étiquetés différemment. Dans les échantillons prévus pour le dosage des éléments majeurs et des éléments traces, trois gouttes d'acide nitrique (HNO_3) de pH environ 1 ont été ajoutées afin de les stabiliser (Henney *et al.*, 1980 ; Bchitou *et al.*, 2003). Les autres échantillons d'eau non acidifiés ont été prévus pour le dosage des anions majeurs. Ensuite, un autre prélèvement des échantillons d'eau a servi aux mesures *in situ*. Tous les échantillons ont été enfin conservés à l'abri de la lumière et à moins de 4 °C dans deux glacières puis convoyés le lendemain au laboratoire selon les normes FD T90-523-1 et FD T90-523-3 où les analyses ont été effectuées 4 jours après les prélèvements.

Un total de 104 échantillons d'eau composés de 48 échantillons d'eau de surface et 56 échantillons d'eau souterraine, répartis en deux lots : un premier lot composé de 52 flacons d'eau acidifiée et un deuxième lot de 52 flacons d'eau non acidifiée, ont été collectés.

4.2.1.2. Mesures des paramètres physico-chimiques des eaux sur le terrain

Les mesures des paramètres physico-chimiques tels que le pH, la conductivité électrique, la température, le total des solides dissous, la salinité, le potentiel redox, la turbidité et l'oxygène dissous uniquement pour les eaux ont été effectuées *in situ* à l'aide d'un multiparamètre de marque HANNA-HI9829. La méthode utilisée est celle de Rodier *et al.* (2009) qui consiste tout d'abord à rincer le matériel de prélèvement et de mesures (électrodes du multiparamètre) trois fois de suite avec l'eau à échantillonner. Pour la mesure de ces paramètres physico-chimiques, la sonde du multiparamètre est plongée dans l'eau contenue dans un seau grâce au câble de raccordement. La lecture des mesures des différents paramètres est effectuée une fois les valeurs stabilisées.

4.2.1.3. Mesures des paramètres chimiques au laboratoire

Les analyses chimiques des anions majeurs (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} et SO_4^{2-}) ont été réalisées au laboratoire du Centre de Recherches Océanographiques (CRO) à Abidjan (Côte d'Ivoire). Celles des éléments majeurs (Ca, Fe, K, Mg, Mn et Na) et des éléments traces minéraux (As, B, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn) ont été faites au Laboratoire Central d'Agrochimie et d'Ecotoxicologie (LCAE) de LANADA à Abidjan (Côte d'Ivoire).

4.2.1.3.1. Analyse des anions majeurs des eaux

Pour certaines eaux très chargées (eaux usées domestiques ou industrielles), une filtration au laboratoire est nécessaire occasionnellement selon la charge ou systématiquement. Dans le cas de notre étude, toutes les eaux n'étant pas très chargées, ce prétraitement n'a pas été fait. Les échantillons d'eaux ont été introduits dans des béchers pour le dosage.

L'analyse de l'ammonium, des nitrites, des nitrates, des phosphates et des sulfates dans les échantillons d'eaux et dans les filtrats obtenus à partir des échantillons de sédiments et de sols agricoles a été effectuée par la colorimétrie selon les normes préconisées par AFNOR (1997) ou celles homologuées par Rodier *et al.* (2009), suivi de la lecture au spectrophotomètre (Annexe 15).

4.2.1.3.2. Analyse des éléments majeurs et des éléments traces minéraux des eaux

L'échantillon a été acidifié immédiatement après le prélèvement, avec 5 mL d'acide nitrique concentré ($d=1,4$) pour obtenir un pH inférieur à 2. Au laboratoire, les échantillons des eaux de puits, peu chargés ont été filtrés sur un papier filtre GFC Wattman

de porosité 0,45 µm de diamètre comme spécifié dans NF EN ISO 11885. En ce qui concerne les eaux chargées, la norme d'application de la minéralisation est NF EN ISO 15587-2. Le protocole opératoire de la minéralisation consiste à prélever 40 mL d'échantillon d'eau et l'insérer dans un tube de digestion « Digitube », auquel sont ajoutés 10 mL de HNO₃ à 65 %. Puis, l'échantillon est chauffé à 103 °C pendant trois heures dans le minéralisateur bloc chauffant. Le minéralisât obtenu est refroidi à température ambiante, jaugé à 50 mL à l'eau déminéralisée et homogénéisé.

A partir des minéralisâts obtenus des échantillons d'eaux, les teneurs des éléments majeurs et des éléments traces minéraux ont été déterminées à l'aide d'une spectroscopie d'émission atomique par plasma d'argon à couplage inductif (ICP-AES) de type Horiba Jobin Yvon Ultima 2.

4.2.1.3.3. Méthode de mesure et limites de détection au cours du dosage des éléments majeurs et des éléments traces minéraux (ETM)

Les solutions étalons ont été préparées à partir des solutions monoélémentaires de référence certifiées à 1 g/L et d'acide nitrique à 2 %. La calibration de l'appareil a été réalisée à chaque fois dans la même matrice que les échantillons. Par la suite, la vérification et la validation des droites d'étalonnage ont été réalisées grâce à des solutions multiélémentaires différentes certifiées également toujours dans la même matrice que les échantillons analysés. La justesse de l'analyse est ainsi vérifiée par la mesure d'un échantillon de contrôle de référence QC, et l'acceptation est effectuée pour une différence maximale de 5 % par rapport à la valeur de l'échantillon de contrôle. Au cours de l'analyse, une vérification de la stabilité de la mesure est réalisée dans tous les 10 échantillons avec la mesure d'un étalon ou d'un QC, et l'acceptation est effectuée pour une dérive maximale de 5 %.

Les limites de détection sont également définies par l'appareillage utilisé ainsi que par la qualité des installations de traitement de l'air des laboratoires qui conditionne la contamination des blancs.

Dans les eaux naturelles, les limites de détection varient généralement en ICP de 0,000001 à 0,00001 mg/L. Le tableau IV présente les longueurs d'onde utilisées pour le dosage des éléments majeurs et des éléments traces et les limites de détection pour les différentes solutions acidifiées.

Tableau IV : Longueurs d'ondes et limite de détection pour les solutions acidifiées à l'acide nitrique.

Eléments	Longueur d'onde (nm)	Limite de détection (mg/L)
As	188,980	0,0050
B	182,577	0,0500
Ca	315,887	0,9050
Cd	226,502	0,0005
Cr	267,716	0,0050
Cu	324,754	0,0500
Fe	238,204	0,0100
Hg	253,652	0,0001
K	766,491	0,1000
Mg	279,553	0,0100
Mn	294,921	0,0050
Na	330,237	0,0100
Ni	231,604	0,0050
Pb	220,353	0,0050
Zn	213,857	0,0100

4.2.2. Comparaison des valeurs des paramètres physico-chimiques et chimiques aux directives de la FAO pour l'irrigation et de l'OMS pour la consommation

L'évaluation de la qualité des eaux de surface aux usages agricoles est estimée à partir de l'analyse comparative entre les valeurs moyennes mesurées par saison aux directives de la FAO (2003). Celle des eaux de puits destinées à la consommation humaine a été faite à partir de l'analyse comparative entre les valeurs moyennes par saison aux directives de l'OMS (2017).

4.2.3. Indices de qualité des eaux

L'indice de qualité des eaux est un outil pratique qui permet de faire la synthèse de données complexes sur la qualité de l'eau et facilite la présentation de ces données aux utilisateurs des eaux de surface pour diverses activités (Rocchini & Swain, 1995 ; Wright *et al.*, 1999 ; CCME, 1999). Cet indice est calculé pour évaluer la qualité de l'eau en regard d'un état souhaitable (défini par les directives pour la qualité des eaux) ainsi que la mesure dans

laquelle la qualité de l'eau est altérée par l'activité humaine. Il peut fournir des renseignements sur l'état général de l'eau et son évolution. Comme la plupart des programmes de surveillance, l'indice ne révélera pas les effets des déversements et autres évènements aléatoires et temporaires, à moins que ces évènements soient relativement fréquents ou leurs effets persistants (CCME, 1999).

✓ *Eaux de surface*

L'indice de qualité des eaux de surface (IQE) du CCME a été adopté en 2001 et, depuis lors il a été beaucoup utilisé au Canada et partout dans le monde pour indiquer la qualité des eaux (Rocchini & Swain, 1995). L'IQE est un outil utile pour décrire l'état de la tranche d'eau, des sédiments et de la vie aquatique, et pour établir des classes de salubrité des eaux pour les humains, la vie aquatique, la faune (CCME, 1999).

Cet indice est fondé sur la combinaison de trois facteurs. Après avoir défini le type de masse d'eau, la période d'étude, les paramètres observés et les valeurs recommandées (les directives de la FAO) correspondantes, il faut chiffrer chacun des trois facteurs qui composent l'indice (CCME, 1999). Le calcul des termes F_1 et F_2 est relativement simple, mais celui du terme F_3 nécessite quelques étapes supplémentaires. Le terme F_1 (étendue) représente le pourcentage de paramètres dont au moins une mesure ne respecte la valeur recommandée (FAO, 2003) correspondante pendant la période d'étude (« paramètres non conformes ») :

$$F_1 = \left(\frac{\text{nombre de paramètres non conformes}}{\text{nombre total de paramètres}} \right) \times 100 \quad (11)$$

Le terme F_2 (fréquence) représente le pourcentage de résultats analytiques non conformes aux valeurs recommandées (« résultats non conformes ») :

$$F_2 = \left(\frac{\text{nombre de résultats non conformes}}{\text{nombre total de résultats}} \right) \times 100 \quad (12)$$

Le terme F_3 (amplitude) représente l'écart entre les résultats analytiques non conformes et les valeurs recommandées auxquels ils se rapportent. Ce terme est calculé en trois étapes.

- i) L'amplitude par laquelle une concentration individuelle est supérieure à l'objectif (ou inférieure, lorsque cet objectif est un minimum) est nommée « coefficient d'écart ». Lorsque le résultat analytique ne doit pas dépasser la valeur recommandée, le coefficient d'écart s'exprime de la manière suivante :

$$\text{coefficient d'écart}_i = \left(\frac{\text{résultat analytique non conforme}_i}{\text{valeur recommandée}_j} \right) - 1 \quad (13a)$$

Dans les cas où le résultat analytique ne doit pas être inférieur à la valeur recommandée, le coefficient d'écart se formule comme suit :

$$\text{coefficient d'écart}_i = \left(\frac{\text{valeur recommandée}_j}{\text{résultat analytique non conforme}_i} \right) - 1 \quad (13b)$$

ii) Pour calculer le degré global de non-conformité, on additionne les coefficients d'écart des résultats individuels et on divise cette somme par le nombre total de résultats individuels (conformes ou non aux valeurs recommandées). Cette variable s'appelle la somme normalisée des coefficients d'écart, ou *sncé*, et se représente par la relation ci-dessous :

$$\text{sncé} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{coefficient d'écart}_i}{\text{nombre total de résultats}} \quad (14)$$

iii) On calcule ensuite le terme F_3 à l'aide d'une fonction asymptotique qui ramène la somme normalisée des coefficients d'écart par rapport aux valeurs recommandées (*sncé*) à l'intérieur d'une plage de valeurs de 0 à 100.

$$F_3 = \left(\frac{\text{sncé}}{0,01 \text{ sncé} + 0,01} \right) \quad (15)$$

Une fois ces facteurs établis, on peut calculer l'indice lui-même en additionnant les trois termes comme s'il s'agissait de vecteurs. La somme des carrés de chaque facteur est donc égale au carré de l'indice. Cette méthode traite l'indice comme un espace tridimensionnel défini par trois axes correspondant aux trois facteurs. Dans ce modèle, l'indice est directement proportionnel à chacun des trois facteurs.

Indice de qualité des eaux (IQE) :

$$\text{IQE} = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right) \quad (16)$$

Le diviseur de 1,732 normalise les valeurs résultantes en fonction d'une plage de 0 à 100, où 0 représente la qualité d'eau « la plus mauvaise » et 100, la qualité d'eau « la meilleure ».

Une fois le calcul de l'indice effectué, nous obtenons une valeur comprise entre 0 et 100. Plus la valeur de l'indice est élevée, meilleure est la qualité de l'eau. Cet indice est ensuite classé dans l'une des catégories de la qualité de l'eau comme le montre le tableau V.

Tableau V : Classification des catégories de la qualité de l'eau de surface (CCME, 1999).

Classe	Valeur de IQE	Qualité des eaux
Excellente	$95 \leq \text{IQE} < 100$	La qualité de l'eau est préservée, pratiquement aucune menace ni détérioration n'étant décelée ; les conditions sont très proches des niveaux naturels ou souhaitables.
Bonne	$80 \leq \text{IQE} \leq 94$	La qualité de l'eau est préservée, seule une menace ou une détérioration mineure est observée ; les conditions s'écartent rarement des niveaux naturels ou souhaitables.
Moyenne	$65 \leq \text{IQE} \leq 79$	La qualité de l'eau est ordinairement préservée, mais elle est occasionnellement menacée ou détériorée ; les conditions s'écartent parfois des niveaux naturels ou souhaitables.
Médiocre	$45 \leq \text{IQE} \leq 64$	La qualité de l'eau est fréquemment menacée ou détériorée ; les conditions s'écartent souvent des niveaux naturels ou souhaitables.
Mauvaise	$0 \leq \text{IQE} \leq 44$	La qualité de l'eau est presque toujours menacée ou détériorée ; les conditions s'écartent généralement des niveaux naturels ou souhaitables.

Dans cette étude, quinze (15) paramètres ont été sélectionnés pour calculer l'indice de qualité de l'eau IQE (conductivité, pH, NH_4^+ , SO_4^{2-} , Fe, K, Mg, Mn, Na, As, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn). La période d'étude est de deux ans. La fréquence d'échantillonnage à ces sites étant de deux fois par an pour tous les paramètres, le nombre total de résultats est de soixante (60).

✓ *Eaux de puits*

L'indice de qualité des eaux de puits (WQI) a été calculé pour évaluer l'influence des sources naturelles de pollution et anthropiques basées sur plusieurs paramètres clés de la chimie des eaux de puits. Cet indice se présente comme l'une des techniques les plus efficaces permettant d'évaluer la qualité des eaux de puits du bassin (Ramakrishnaiah *et al.*, 2009). Pour calculer le WQI, un poids a été attribué aux paramètres physico-chimiques et chimiques en tenant compte de son importance relative dans l'évaluation de la qualité totale d'une eau de consommation et son effet sur la santé de l'homme. Le poids attribué va de 1 à 5 selon Ramakrishnaiah *et al.*, 2009. Le poids maximal de 5 a été assigné aux nitrates, à l'ammonium, au TDS, en raison de leur importance majeure dans l'évaluation de la qualité de l'eau (Ramakrishnaiah *et al.*, 2009). De même, le poids 5 a été attribué aux métaux lourds comme l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu) et le plomb (Pb). En effet, du fait de leur

caractère non-biodégradable, et de leur toxicité, les métaux lourds représentent un danger pour la santé humaine (Garbarino *et al.*, 1995 ; Shrestha *et al.*, 2016). Par contre, le fer, le potassium et le magnésium ont été affecté du poids 1 car ils ne présentent pas de réels effets nuisibles à la santé humaine.

- Le calcul du poids relatif (W_i) de chaque paramètre est effectué à partir de l'équation suivante (17) :

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \quad (17)$$

Avec w_i : Poids de chaque paramètre ;

n : Nombre de paramètres.

- La détermination d'une échelle d'estimation de la qualité (q_i) pour chaque paramètre se fait en divisant sa concentration dans chaque échantillon d'eau par la directive de l'OMS (2017) puis multiplié le résultat par 100. L'équation (18) illustre le calcul de q_i :

$$q_i = \left(\frac{C_i}{S_i} \right) \times 100 \quad (18)$$

Où, q_i désigne la qualité de l'eau estimée par rapport au paramètre i ;

C_i est la concentration en mg/L de chaque paramètre mesurée dans chaque échantillon d'eau ;

S_i est la valeur maximale de la directive de l'OMS (2017) pour les eaux de boisson.

- La détermination de l'indice de qualité de l'eau (WQI) est effectuée à partir des équations (19) et (20) :

$$S_{li} = W_i \times q_i \quad (19)$$

$$WQI = \sum_{i=1}^n S_{li} \quad (20)$$

Avec S_{li} , l'indice partiel (ou sous-indice), désigne l'indice de qualité pour un paramètre i donné.

Il est calculé pour chaque paramètre et l'addition de tous les S_{li} permet d'obtenir l'indice de qualité de l'eau du site concerné (WQI).

Cinq classes de qualité peuvent être identifiées selon les valeurs de l'indice de qualité de l'eau WQI (Tableau VI).

Tableau VI : Classification de la qualité de l'eau (Ramakrishnaiah *et al.*, 2009)

Classe	Valeur de WQI	Qualité des eaux
1	$WQI < 50$	Excellente qualité
2	$50 \leq WQI < 100$	Bonne qualité
3	$100 \leq WQI < 200$	Qualité médiocre
4	$200 \leq WQI < 300$	Qualité mauvaise
5	$300 \leq WQI$	Eau impropre à la boisson

En ce qui concerne la qualité des eaux de puits de la zone d'étude pour la consommation humaine, quatorze (14) paramètres ont été utilisés (température, TDS, pH, turbidité, NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Fe, K, Na, As, Cd, Cu et Pb).

4.3. Détermination du niveau de contamination des sédiments, des sols agricoles et des poissons

4.3.1. Techniques d'échantillonnage et analyse des sédiments, des sols agricoles et des poissons

4.3.1.1. Prélèvement et conservation des échantillons des sédiments et des sols agricoles

Les sédiments et les sols agricoles ont été prélevés chaque saison c'est-à-dire deux fois par an sur une période de deux années consécutives.

La benne Van Veen, en acier inoxydable a permis de faire la prise d'échantillons de sédiment au fond du fleuve à des profondeurs supérieures à 2 m. Pour les sédiments des eaux de la rizière Ity et de la rivière Floleu (moins de 25 cm de profondeur), une pelle américaine en acier inoxydable a été utilisée pour le prélèvement dans les trois premiers centimètres de la couche des sédiments. Les échantillons de sols agricoles ont été prélevés à l'aide d'une tarière en acier inoxydable jusqu'à une profondeur d'environ 15 cm. Le choix de cette profondeur se justifie par le fait que la majorité des racines se développent jusqu'à cette profondeur. Les échantillons recueillis ont été ensuite stockés dans des sacs en PET hermétiquement fermés pour analyse. Tous les échantillons de sédiments et de sols prélevés ont été enfin conservés à l'abri de la lumière et à moins de 4 °C dans une glacière puis convoyés le lendemain au laboratoire selon les normes NF EN ISO 5667 où les analyses ont été effectuées 4 jours après les prélèvements.

Au total, 12 échantillons de sols agricoles ont été prélevés au cours de nos campagnes

d'échantillonnage.

4.3.1.2. Prélèvement et conservation des échantillons de poisson

Les échantillons de poissons ont été pêchés dans le fleuve Cavally entre les stations de mesures situées en amont (périphérique SMI-Ity) et en aval (Foleu-Soklaleu) par des pêcheurs professionnels. Dans la plupart des cas, nous avons acheté au bord du fleuve deux poissons de chacune des deux espèces choisies dans les captures de pêche, pour former un échantillon moyen de tailles différentes. Les poissons étaient immédiatement placés dans la glacière dont la température est inférieure à 4 °C avant d'être expédiés au laboratoire en respectant les procédures standards de contrôle de la qualité.

Pour déterminer le niveau de contamination des poissons du fleuve Cavally, nous avons utilisés 16 poissons constitués de deux espèces (*Coptodon walteri* et *Chrysichthys teugelsi*).

4.3.1.3. Analyse des anions majeurs des sédiments et des sols agricoles

Les sédiments et les sols agricoles séchés à l'air libre ont été broyés dans un mortier, puis tamisés au travers d'un tamis de maille 250 µm. A 10 g de l'échantillon tamisé et introduit dans un erlenmeyer, on y ajoute 100 mL d'eau distillée. Le mélange est maintenu sous agitation à 2000 tours/minute pendant trois minutes, à 26 ± 2 °C. Le contenu de l'erlenmeyer a été filtré en utilisant un papier filtre au-dessus d'un bécher suivi du dosage.

Les sédiments et les sols agricoles séchés à l'air libre ont été broyés dans un mortier, puis tamisés au travers d'un tamis de maille 250 µm. A 10 g de l'échantillon tamisé et introduit dans un erlenmeyer, on y ajoute 100 mL d'eau distillée. Le mélange est maintenu sous agitation à 2000 tours/minute pendant trois minutes, à 26 ± 2 °C. Le contenu de l'erlenmeyer a été filtré en utilisant un papier filtre au-dessus d'un bécher suivi du dosage.

L'analyse de l'ammonium, des nitrites, des nitrates, des phosphates et des sulfates dans les filtrats obtenus à partir des échantillons de sédiments et de sols agricoles a été effectuée aussi par la colorimétrie selon les normes préconisées par AFNOR (1997) ou celles homologuées par Rodier *et al.* (2009), suivi de la lecture au spectrophotomètre (Annexe 15).

4.3.1.4. Analyse des éléments majeurs et des éléments traces minéraux des sédiments, des sols agricoles et des poissons

✓ Minéralisation des échantillons de sédiments et de sols agricoles

La destruction de la matière organique a été obtenue par traitement de l'échantillon à 450 °C en présence de nitrate d'ammonium. L'échantillon de sédiment ou de sol sec a été broyé

dans un mortier, puis tamisé au travers d'un tamis de maille 250 µm.

L'acide utilisé pour la minéralisation des solides issus de la préparation du sédiment ou du sol est une solution d'eau régale constituée de trois volumes d'acide chlorhydrique (solution d'acide chlorhydrique à 37 %) et d'un volume d'acide nitrique (solution d'acide nitrique à 65 %). L'eau régale, encore appelée eau royale, peut dissoudre tous les métaux. La norme d'application de la minéralisation des solides est NF EN ISO 15587-1. Le protocole opératoire est de peser 0,5 gramme de l'échantillon solide sec et l'introduire dans un digitube. Ensuite, 6 mL d'une solution d'acide chlorhydrique et 2 mL d'acide nitrique sont ajoutés dans le tube. Puis, l'échantillon est chauffé à 95 °C pendant 75 minutes dans le minéralisateur bloc chauffant. Le minéralisat obtenu est refroidi à température ambiante et par la suite jaugé à 50 mL à l'eau déminéralisée et centrifugé à 2000 tours/minute pendant trois minutes.

✓ *Minéralisation des échantillons de poissons*

La méthode suivie est celle recommandée par Sultana (2010). En effet, une fois au laboratoire, les poissons ont été écaillés avant d'être disséqués sur une planche en verre propre. Ensuite le poisson est posé sur la face dorsale contre la planche à dissection. Puis les deux volets latéraux sont écartés doucement. Ces derniers sont placés dans des creusets en porcelaine afin de passer à la minéralisation.

La minéralisation a pour but la destruction de la matière organique et la libération des métaux par calcination et par attaque acide. Dans cette étude la minéralisation a été effectuée par deux voies (sèche et humide).

• **Par voie sèche (calcination)**

500 mg de chacun des deux poissons de la même espèce (*Coptodon walteri* ou *Chrysichthys teugelsi*) formant un échantillon moyen de 1 g a été placé dans un creuset en porcelaine.

Afin d'évaporer l'eau, les deux échantillons sont placés dans l'étuve à 100 °C pendant 24 heures. La calcination des échantillons a été faite dans le four à 600 °C pendant 16 heures jusqu'à l'obtention des cendres blanches.

• **Par voie humide (attaque acide)**

Dans cette méthode, un mélange d'acide nitrique (HNO₃) et d'acide chlorhydrique (HCl) est utilisé afin de détruire la matrice organique. A 1 g de chaque échantillon d'espèces de poissons calcinées, placé dans le creuset en porcelaine, on additionne 32 mL du mélange

d'acides préparé. L'ensemble de ces échantillons est placé dans l'étuve à 130 °C pendant 4 heures.

Après le séchage, les échantillons sont mis dans des béchers de 50 mL et on y ajoute 5 mL d'eau ultra pure diluant (1 % HNO₃). Les béchers sont ensuite placés sur une plaque chauffante pour la dissolution des échantillons.

Une fois la minéralisation (sèche et humide) terminée, le contenu du bécher a été filtré en utilisant un papier filtre. Les filtrats ont été ajustés dans des fioles à 10 mL avec de l'eau bidistillée. Finalement, les minéralisats obtenus sont conservés dans des seringues en polyéthylène au réfrigérateur jusqu'à l'analyse par ICP-AES.

A partir des minéralisats obtenus des échantillons de sédiments, de sols agricoles et de poissons (chair et peau), les teneurs des éléments majeurs et des éléments traces minéraux ont été aussi déterminées à l'aide d'une spectroscopie d'émission atomique par plasma d'argon à couplage inductif (ICP-AES) de type Horiba Jobin Yvon Ultima 2.

4.3.2. Niveau de contamination des sédiments et sols des agricoles

L'évaluation de l'état de contamination minérale des sédiments et sols agricoles étudiés a nécessité la prise en compte de différents facteurs et indices.

4.3.2.1. Facteur de contamination (FC)

Le facteur de contamination ou CF est l'un des facteurs permettant d'évaluer la contamination des sédiments ou des sols par les éléments majeurs et les ETM. Il est exprimé par le ratio entre la teneur du métal dans le sédiment ou sol (C_s) et la teneur du même métal dans le fond géochimique du bassin versant de la zone d'étude concernée (C_g) (Pekey *et al.* 2004 ; Raj & Jayaprakash, 2008). Dans notre cas, les valeurs moyennes de la croûte continentale (Wedepohl, 1995) (Tableau VII) ont dû être utilisées comme référence en raison du manque de données de fond géochimique de référence dans la zone géographique étudiée.

Tableau VII : Concentrations des éléments métalliques dans la croûte continentale supérieure (UCC) (Wedepohl, 1995)

Eléments	Fe	Mn	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Al
UCC (mg/kg)	30890,00	527,00	2,00	0,10	35,00	14,30	0,06	18,60	17,00	52,00	77440,00

Le FC est calculé selon la formule qui suit :

$$FC = \frac{C_s}{C_g} \quad (21)$$

Où **Cs** : Teneur du métal dans le sédiment ou sol ;

Cg : Teneur dans la croûte continentale supérieure.

La valeur de FC permet de classer les sédiments ou les sols en 4 groupes dans le tableau suivant (Hakanson, 1980 ; Pekey *et al.*, 2004).

Tableau VIII : Classification des résultats du facteur de contamination (Hakanson, 1980).

Classe	Valeur de FC	Contamination
1	$FC < 1$	Absence à faible
2	$1 \leq FC < 3$	Modérée
3	$3 \leq FC < 6$	Considérable
4	$6 \leq FC$	Très forte

4.3.2.2. Facteur d'enrichissement (FE)

D'après l'étude réalisée par Hernandez *et al.* (2003), le facteur d'enrichissement (FE) est défini comme l'abondance relative d'un élément chimique dans un sédiment ou sol par rapport à celle retrouvée dans le substrat rocheux. Dans le présent travail, FE est déterminé par comparaison des concentrations élémentaires avec celles de la croûte continentale supérieure (UC) (Wedepohl, 1995). Nous avons choisi l'aluminium (Al) comme élément de référence car il est considéré comme un marqueur de la fraction argileuse, fraction pour laquelle les métaux traces (Me) ont une forte affinité (Hamzeh, 2012). Cet élément a été utilisé comme référence dans de nombreuses études similaires à la nôtre (Huang & Lin, 2003 ; Neto *et al.*, 2006 ; Praveena *et al.*, 2010 ; Strady *et al.* 2017).

Les facteurs d'enrichissement ont été calculés selon la formule ci-après :

$$FE = \frac{[Me/Al]_{\text{sédiment}}}{[Me/Al]_{\text{référence}}} \quad (22)$$

Avec **Me** : Métal considéré

Les valeurs de FE allant de 0,5 à 1,5 montrent une altération naturelle (Zhang & Liu, 2002). En revanche, les valeurs supérieures à 1,5 suggèrent des sources de contaminations anthropiques. Des valeurs comprises entre 1,5 et 3 indiquent un enrichissement mineur, entre 3 et 5 un enrichissement modéré, et entre 5 et 10 un enrichissement sévère. Au-delà de 10, on considère que l'enrichissement est extrêmement sévère.

4.3.2.3. Indice de pollution sédimentaire (IPS)

Le calcul des facteurs d'enrichissement (FE) a permis d'établir un classement des sédiments ou des sols en fonction de leur contamination métallique mais il ne prend pas en compte la notion de toxicité liée à chaque métal. Ce facteur pondérateur varie en fonction de la toxicité de l'élément. Ainsi, Rubio *et al.* (2000) ont introduit l'indice de pollution sédimentaire (IPS) qui est la somme linéaire de FE prenant en compte la toxicité relative de chaque métal en lui affectant un facteur pondérateur. Un poids de 5 est assigné à As et Pb, 300 à Cd, 1 à Cr et Zn, 50 à Hg et 2 à Ni (Rubio *et al.* 2000 ; Singh *et al.*, 2002). Ainsi, l'IPS peut être exprimé par la formule ci-dessous :

$$IPS = \frac{\sum(FEm \times Wm)}{\sum Wm} \quad (23)$$

Où **FEm** : Facteur d'enrichissement du métal considéré ;

Wm : Poids de toxicité ou facteur pondérateur.

Le tableau IX présente les 5 classes de qualité définies pour cet indice (Singh *et al.*, 2002).

Tableau IX : Classes de l'indice de pollution sédimentaire (IPS).

Classe	Valeur	Qualité de sédiment ou sol
1	$0 \leq IPS < 2$	Sédiment ou sol sain
2	$2 \leq IPS < 5$	Sédiment ou sol faiblement pollué
3	$5 \leq IPS < 10$	Sédiment ou sol moyennement pollué
4	$10 \leq IPS < 20$	Sédiment ou sol très pollué
5	$20 \leq IPS$	Sédiment ou sol extrêmement pollué

4.3.2.4. Indice de géoaccumulation (I_{geo})

Un critère d'évaluation de l'intensité de la contamination métallique des sédiments ou sols est l'indice de géoaccumulation (I_{geo}). L' I_{geo} a été introduit par Muller (1969) dans le but de déterminer le degré de contamination métallique dans les sédiments ou les sols. Cet indice de caractère empirique compare une concentration donnée versus une valeur considérée comme fond géochimique. Il est calculé selon l'équation suivante :

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1,5 \times B_n} \right) \quad (24)$$

Avec **log₂** : Logarithme en base 2 ;

C_n : Concentration mesurée d'un métal (n) dans le sédiment ou le sol ;

B_n : Concentration du métal (n) dans le fond géochimique du bassin versant ;

1,5 : Facteur de correction de matrice du fond géochimique lié à la lithologie.

Dans notre cas, nous avons utilisé comme référence la composition élémentaire de la croûte continentale (Wedepohl, 1995) comme expliqué précédemment pour les calculs de FE et CF. D'après le travail mené par Muller (1969), les sédiments ou les sols peuvent être classés en 6 groupes selon la valeur de Igeo (Tableau X).

Tableau X : Classification de la qualité des sédiments ou les sols (Muller, 1969).

Classe	Valeur de Igeo	Qualité de sédiment ou sol
0	$I_{geo} \leq 0$	Non pollué
1	$0 \leq I_{geo} < 1$	De non pollué à modérément pollué
2	$1 \leq I_{geo} < 2$	Modérément pollué
3	$2 \leq I_{geo} < 3$	De modérément pollué à fortement pollué
4	$3 \leq I_{geo} < 4$	Fortement pollué
5	$4 \leq I_{geo} < 5$	De fortement pollué à extrêmement pollué
6	$5 \leq I_{geo}$	Extrêmement pollué

4.3.2.5. Indice de risque écologique potentiel (RI)

Un dernier facteur peut être utilisé afin d'estimer le risque écologique (RI) dû aux éléments métalliques contenus dans les sédiments ou les sols (Xu *et al.*, 2008 ; Cui *et al.*, 2014). Cet indice a été adopté pour la première fois par Hakanson (1980). Il prend en considération la concentration du polluant, le type de polluant, son degré de toxicité et la réponse environnementale par rapport à cette toxicité. Le RI est calculé à partir de l'équation (25) :

$$RI = \sum E_r^i = \sum (T_r^i \times C_r^i) = \sum \left(T_r^i \times \frac{C^i}{C_R^i} \right) \quad (25)$$

Où E_r^i : Coefficient de risque écologique potentiel d'un élément ;

T_r^i : Coefficient de toxicité d'un élément métallique particulier ;

C_r^i : Facteur de pollution ;

C^i : Concentration d'un élément dans le sédiment ou le sol analysé ;

C_R^i : Concentration du même élément dans la référence.

La référence dans notre cas est celle utilisée pour le calcul des facteurs et des indices précédents, c'est-à-dire les valeurs moyennes de la croûte continentale (Wedepohl, 1995). Les coefficients de toxicité sont de 40 pour Hg, de 30 pour Cd, de 10 pour As, de 5 pour les éléments Cu, Ni, Pb, de 2 pour Cr et de 1 pour Zn. Ces valeurs sont basées sur des études similaires trouvées dans la littérature (Xu *et al.*, 2008). Les valeurs de E_r^i et de RI qualifient

les sédiments ou les sols en plusieurs classes afin d'évaluer le risque écologique que peut engendrer leur contamination (Tableau XI).

Tableau XI : Classification des niveaux de risques écologiques (Hakanson, 1980).

E_r^i	Niveau de risque écologique de chaque ETM	RI	Niveau du risque écologique potentiel de l'environnement
$E_r^i \leq 40$	Faible risque écologique	$RI \leq 150$	Faible potentiel écologique
$40 < E_r^i \leq 80$	Risque écologique modéré	$150 < RI \leq 300$	Potentiel écologique modéré
$80 < E_r^i \leq 160$	Risque écologique considérable	$300 < RI \leq 600$	Potentiel écologique considérable
$160 < E_r^i \leq 320$	Risque écologique très élevé	$RI > 600$	Potentiel écologique sévère
$E_r^i > 320$	Risque écologique sévère		

4.3.2.6. Facteur de transmission (FT)

Le facteur de transmission (FT) donne le sens du transfert des ETM entre l'eau et les sédiments (Traoré, 2016). Il est similaire au facteur de bioconcentration (FBC) de Ramade (1992) et Asante *et al.*, (2014). Le FT est donné par le rapport entre la concentration d'un ETM dans l'eau et sa concentration dans les sédiments de surface et inversement par le rapport entre la concentration d'un ETM dans les sédiments de surface et sa concentration dans l'eau. Les équations (26) et (27) donnent le sens des transferts :

$$FT = \frac{\text{Concentration de l'ETM dans l'eau}}{\text{Concentration de l'ETM dans les sédiments de surface}} \quad (26)$$

Si FT est supérieur à 1, il y a un transfert de l'ETM des sédiments vers l'eau.

$$FT = \frac{\text{Concentration de l'ETM dans les sédiments de surface}}{\text{Concentration de l'ETM dans l'eau}} \quad (27)$$

Si FT est supérieur à 1, il y a un transfert de l'ETM de l'eau vers les sédiments.

4.3.3. Niveau de contamination des poissons

4.3.3.1. Estimation de l'intensité de la contamination

L'intensité de la contamination des poissons des eaux du fleuve Cavally est estimée à partir de la comparaison entre les valeurs des concentrations des éléments majeurs et des éléments traces mesurées dans la chair et la peau et les directives de la FAO/OMS (2011) ainsi que les normes internationales (Tableau XII).

Tableau XII : Concentrations maximales limites (en mg/kg) des éléments majeurs et éléments traces dans les poissons.

Paramètres	Fe	Mg	As	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb
Directives FAO/OMS	-	-	0,1	2	30	0,5	-	2
Normes internationales	20	-	3,5	2	10	0,45	-	0,5

4.3.3.2. Facteur de bioconcentration (FBC)

Le FBC est un paramètre utilisé pour décrire le transfert d'éléments en traces minéraux du biotope (eau, sédiments, air et sol) aux organismes. Il est issu du rapport entre la concentration d'un élément traces minéraux dans un organisme en état d'équilibre et sa concentration dans le biotope (Ramade, 1992 ; Adedeji & Okocha, 2011 ; Usha & Reddy, 2012 ; Asante *et al.*, 2014) comme l'indique l'équation (28) :

$$\text{FBC} = \frac{\text{Concentration de l'ETM dans l'organisme}}{\text{Concentration de l'ETM dans l'eau ou les sédiments}} \quad (28)$$

Si FBC est supérieur à 1, il y a une bioconcentration de l'ETM et donc un transfert de l'ETM du biotope vers l'organisme.

4.4. Détermination de la distribution et origine des paramètres physico-chimiques et chimiques dans les milieux récepteurs

4.4.1. Relations entre les ETM, les éléments majeurs, les anions majeurs et les paramètres physico-chimiques

L'étude de la distribution et de l'origine des paramètres physico-chimiques et chimiques a pour objectif de comprendre les mécanismes qui contrôlent l'hydrochimie dans les eaux, les sédiments et les sols agricoles réalisée à partir des analyses multivariées telles que la matrice de corrélation, l'analyse en composante principale et la classification ascendante hiérarchique à l'aide d'outils informatiques (N'guessan, 2008).

Dans le cadre de cette étude, les paramètres pris en compte pour les eaux sont au nombre de vingt-cinq (25) : Cond, Temp, TDS, Sal, pH, Redox, Turb, Oxydis, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, As, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn. Pour les sédiments et les sols agricoles, elles sont au nombre de dix-huit (18) : NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb et Zn.

4.4.2. Traitements statistiques des données

Le calcul des moyennes, des écart-types, des indices et des facteurs de pollution ainsi que le tracé des histogrammes ont été faits à l'aide du logiciel Excel 2007. Un test statistique univarié notamment le test-t de Student et des analyses multivariées telles que des matrices de corrélation, des analyses en composante principale (ACP) et des classifications ascendantes hiérarchiques (CAH) ont été utilisées à l'aide du logiciel statistique XLSTAT version 2016.

4.4.2.1. Test de Student (test-t)

Le test-t de Student a été utilisé pour comparer les valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques et chimiques par saison. Ce test nous a permis de savoir si les valeurs moyennes de ces paramètres par saison ont une différence significative ou non du point de vue statistique (Ingrand, 2018).

Sa formule varie selon un certain nombre de paramètres, mais il peut généralement être exprimé sous la forme simple.

$$t = \frac{\text{Différence moyennes groupes}}{\text{variabilité groupes}} \quad (29)$$

La formule de calcul de t pour deux échantillons de variance égale est la suivante :

$$t = \frac{\bar{x}_a - \bar{x}_b}{\sqrt{\left(\frac{\Sigma (x_a - \bar{x}_a)^2 + \Sigma (x_b - \bar{x}_b)^2}{n_a + n_b - 2} \right) \left(\frac{1}{n_a} + \frac{1}{n_b} \right)}} \quad (30)$$

Avec n_a : Effectif du groupe A

n_b : Effectif du groupe B

\bar{x}_a : Moyenne du groupe A

\bar{x}_b : Moyenne du groupe B

\bar{s}_a : Ecart type du groupe A

\bar{s}_b : Ecart type du groupe B

Les résultats obtenus pour un test-t de Student peuvent être positifs ou négatifs. En effet, si $t > 0$, on conclut que les valeurs moyennes du groupe A sont supérieures à celles du groupe B, sinon c'est le contraire.

Le niveau p reporté dans un test-t représente la probabilité d'erreur associée à l'acceptation d'une hypothèse (H_0) quant à l'existence d'une différence. On associe aux résultats obtenus pour un test-t de Student un seuil de signification statistique p, dont les interprétations sont les suivantes :

- $p < 0,05$: la différence est significative
- $p > 0,05$: la différence n'est pas significative.

Dans cette étude, le test-t de Student a été utilisé pour comparer deux moyennes dans le cas des variations saisonnières des paramètres physico-chimiques et chimiques dans les eaux (Yapi, 2015).

4.4.2.2. Matrice de corrélation de Pearson

La matrice de corrélation de Pearson a permis de déterminer les relations entre les paramètres physico-chimiques et chimiques pris deux à deux. En statistique, une matrice de corrélation regroupe les corrélations de plusieurs paramètres entre eux, les coefficients indiquant l'influence que les paramètres ont les uns sur les autres (N'diaye *et al.*, 2013). Lorsque les données de deux paramètres physico-chimiques ou chimiques augmentent ou diminuent de manière proportionnelle et simultanée en fonction de facteurs externes identiques, on dit que ces paramètres sont positivement corrélés. A l'opposé, si l'un des deux paramètres augmente pendant que l'autre diminue dans les mêmes proportions, on dit alors que les deux paramètres sont négativement corrélés.

La corrélation entre deux paramètres X et Y est donnée par la formule comme suit :

$$r(\mathbf{X}, \mathbf{Y}) = \frac{\mathbf{Cov}(\mathbf{X}, \mathbf{Y})}{\sqrt{\mathbf{Var}(\mathbf{X}) \times \mathbf{Var}(\mathbf{Y})}} \quad (31)$$

$$\mathbf{Cov}(\mathbf{X}, \mathbf{Y}) = \mathbf{E}[(\mathbf{X} - \mathbf{E}(\mathbf{X}))(\mathbf{Y} - \mathbf{E}(\mathbf{Y}))] \quad (32)$$

Avec $r(\mathbf{X}, \mathbf{Y})$: Coefficient de corrélation entre les paramètres X et Y ;

$\mathbf{Cov}(\mathbf{X}, \mathbf{Y})$: Covariance de X et Y ;

$\mathbf{E}(\mathbf{X})$: Ecart type de X ;

$\mathbf{E}(\mathbf{Y})$: Ecart type de Y.

Le coefficient de corrélation est toujours compris entre -1 et 1. On dit que deux paramètres sont corrélés positivement si leur coefficient de corrélation est positif, et négativement sinon. Si deux paramètres sont indépendants, leur coefficient de corrélation vaut 0. Le contraire est faux. La corrélation entre les paramètres est significative lorsque $r < -0,5$ ou $r > 0,5$.

4.4.2.3. Analyse en composante principale (ACP)

L'analyse en composante principale souvent notée ACP a été particulièrement utilisée pour établir d'une part une corrélation entre les paramètres physico-chimiques et chimiques dans les différents milieux récepteurs (eaux, sédiments et sols) par leurs distributions dans l'acquisition de la minéralisation et d'autre part les paramètres qui gouvernent ces mécanismes (Hussein, 2004 ; Ahoussi *et al.*, 2008). L'ACP est un outil statistique généralement utilisé dans les études géochimiques pour simplifier le nombre de paramètres et faciliter l'interprétation des données (Facchinelli *et al.*, 2001 ; Liu *et al.*, 2003). De plus, cette analyse multivariable a permis d'identifier les paramètres susceptibles d'influencer la distribution des concentrations des ETM dans des milieux tels que les sédiments (Tuncer *et al.*, 1993), les sols (Einax & Soldt, 1999 ; Micó *et al.*, 2006) et les eaux (Cave & Reeder, 1995). L'ACP nous a permis de considérer des tableaux de données numériques quantitatives pour en réduire la dimensionnalité aux principaux facteurs d'interaction entre paramètres et en représenter graphiquement les interrelations. Cette forte sensibilité aux extrêmes impose d'appliquer l'ACP sur des données centrées réduites ou normalisées qui donnent le même poids à chaque paramètre. Pour ce faire les données d'entrée ont été normalisées par l'équation (33) :

$$Z = \frac{x - \mu}{\sigma} \quad (33)$$

Où z est la valeur normalisée ;

x est la donnée ;

μ et σ sont respectivement la moyenne et l'écart-type des données.

Un facteur est une variable composite obtenue à partir des variables d'origine. Il s'exprime comme une combinaison linéaire des anciennes variables. Le 1^{er} axe factoriel correspond à la variable composite qui différencie le mieux les individus.

Le pourcentage d'inertie ou variance du nuage ou dispersion expliqué par un axe factoriel permet d'évaluer en quelque sorte la quantité d'informations recueillies. La qualité de la représentation des données par un axe factoriel s'évalue en ajoutant les % d'inertie expliquée par les deux axes. L'analyse est pertinente si, avec un petit nombre d'axes, on explique une part importante de l'inertie.

Cette démarche se résume de la manière suivante :

- donner une signification aux nouveaux axes retenus pour l'analyse, en les interprétant à partir des variables de départ. Pour cela, on examine le nuage des

points-variables, inscrit dans le cercle des corrélations.

- étudier le nuage des individus par référence aux nouveaux axes dont l'interprétation vient d'être donnée.

Pour interpréter un axe, on examine les coefficients de la combinaison linéaire qui le définissent ou bien, si on préfère, sa corrélation avec les anciennes variables en observant le cercle de corrélation ou le tableau donnant ces corrélations.

Un paramètre qui a une coordonnée faible, donc avec un coefficient faible, ne sert pas pour l'interprétation d'un facteur. Un paramètre ou un groupe de paramètres ayant un coefficient fort, positif ou négatif servira d'abord par elle même mais également par opposition à d'autres paramètres diamétralement opposés.

La position d'un point-individu par rapport à un axe factoriel, ainsi que les proximités entre les individus, peuvent être interprétés dès lors que ces points sont bien représentés par le plan factoriel observé. Certains individus seront bien représentés par le plan factoriel (F1-F2), d'autres par le plan factoriel (F1-F3) s'ils sont mieux décrits par l'axe F3, etc.

L'ACP d'une étude donnée n'est valable que lorsque les plans factoriels étudiés donnent plus de 70 % d'informations (Biémi, 1992). En dessous de cette limite, on considère que l'étude n'a pas tenu compte d'une grande quantité d'informations utiles qui restent cachées.

Dans cette recherche, nous avons réalisé une analyse en composante principale (ACP) de l'ensemble des paramètres dont certains ont été retenus comme paramètres passifs et d'autres actifs pour différencier les groupes d'éléments qui présentent un profil de concentration proche dans le milieu récepteur.

4.4.2.4. Classification ascendante hiérarchique (CAH)

La classification ascendante hiérarchique (CAH) des eaux de surface nous a permis d'identifier les stations ayant des contaminations similaires ou non sur la base des paramètres étudiés. L'analyse de classification (Cluster Analysis) comprend un ensemble de techniques statistiques qui sont utilisées pour déterminer des groupes statistiques naturels ou des structures dans les données. Cette méthode est couramment utilisée pour analyser les données hydrochimiques des eaux et vient en appoint à l'ACP (Hussein, 2004 ; Brins & Boudoukha, 2011). C'est un outil puissant pour l'analyse des données chimiques des eaux compte tenu de la complexité des systèmes hydrochimiques et des difficultés que l'on rencontre dans leur

interprétation. La classification ascendante hiérarchique (CAH) est appliquée aux données physico-chimiques et chimiques dans le but d'extraire les associations correspondant à différents processus qui contrôlent la chimie du milieu récepteur, de classer la chimie du milieu récepteur en des groupes logiques qui peuvent être interprétés (Adomako *et al.*, 2011 ; Agoubi *et al.*, 2013). Selon Hussein (2004), la CAH est basée sur le calcul de la distance euclidienne entre les individus ou observations dans un espace à n -dimensions. Premièrement, les données doivent être normées par le calcul de leurs moyennes à l'aide de l'équation (34) :

$$K_{ij} = \frac{(X_{ij} - X)}{S_{ic}} \quad (34)$$

Où K_{ij} , la valeur normale de X_{ij} pour le $i^{\text{ième}}$ paramètre du $j^{\text{ième}}$ individu ;

X , la moyenne du $i^{\text{ième}}$ paramètre ;

S_{ic} , l'écart type.

La procédure adoptée donne un poids égal à chaque paramètre. Ainsi, la mesure de similarité est tout simplement la distance définie dans un espace euclidien. La distance d_{ij} entre deux individus i et j est donnée par l'équation (35) :

$$d_{ij} = \left[\sum_{k=1}^N (K_{ik} - K_{jk})^2 \right]^{1/2} \quad (35)$$

Avec K_{ik} représente le $K^{\text{ième}}$ paramètre mesuré sur l'objet i ;

K_{jk} le $K^{\text{ième}}$ paramètre mesuré sur l'objet j .

Le résultat est donné sous forme d'un dendrogramme horizontal ou vertical qui classe les observations ou paramètres par groupes ou sous-groupes ayant le même poids ou les mêmes caractéristiques. Cette méthode permet donc de faire un regroupement des observations ou des paramètres en fonction des similarités qui existent ou non entre celles-ci.

Conclusion partielle

Dans cette partie de l'étude, il s'agit de présenter judicieusement les différentes méthodes utilisées pour l'atteinte des différents objectifs. L'évaluation de la qualité physico-chimique et chimique des eaux, des sédiments, des sols agricoles et de la chair et la peau des espèces de poissons a nécessité la collecte de plusieurs données physico-chimiques et chimiques dans des différentes matrices (eaux, sédiments, sols agricoles et poissons) pendant les deux saisons (sèche et pluvieuse). Les principales méthodes de l'étude sont l'évaluation de la contamination des différentes matrices en anions majeurs, en éléments majeurs et en éléments traces.

TROISIEME PARTIE : **RESULTATS ET DISCUSSION**

Chapitre 5 : Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface pour l'irrigation et des eaux de puits pour la consommation humaine

5.1. Variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques

La figure 20 présente les variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques (pH, conductivité, température, TDS, salinité, potentiel redox, turbidité et oxygène dissous) mesurés *in situ* dans les eaux en fonction de deux périodes distinctes, sèche et pluvieuse.

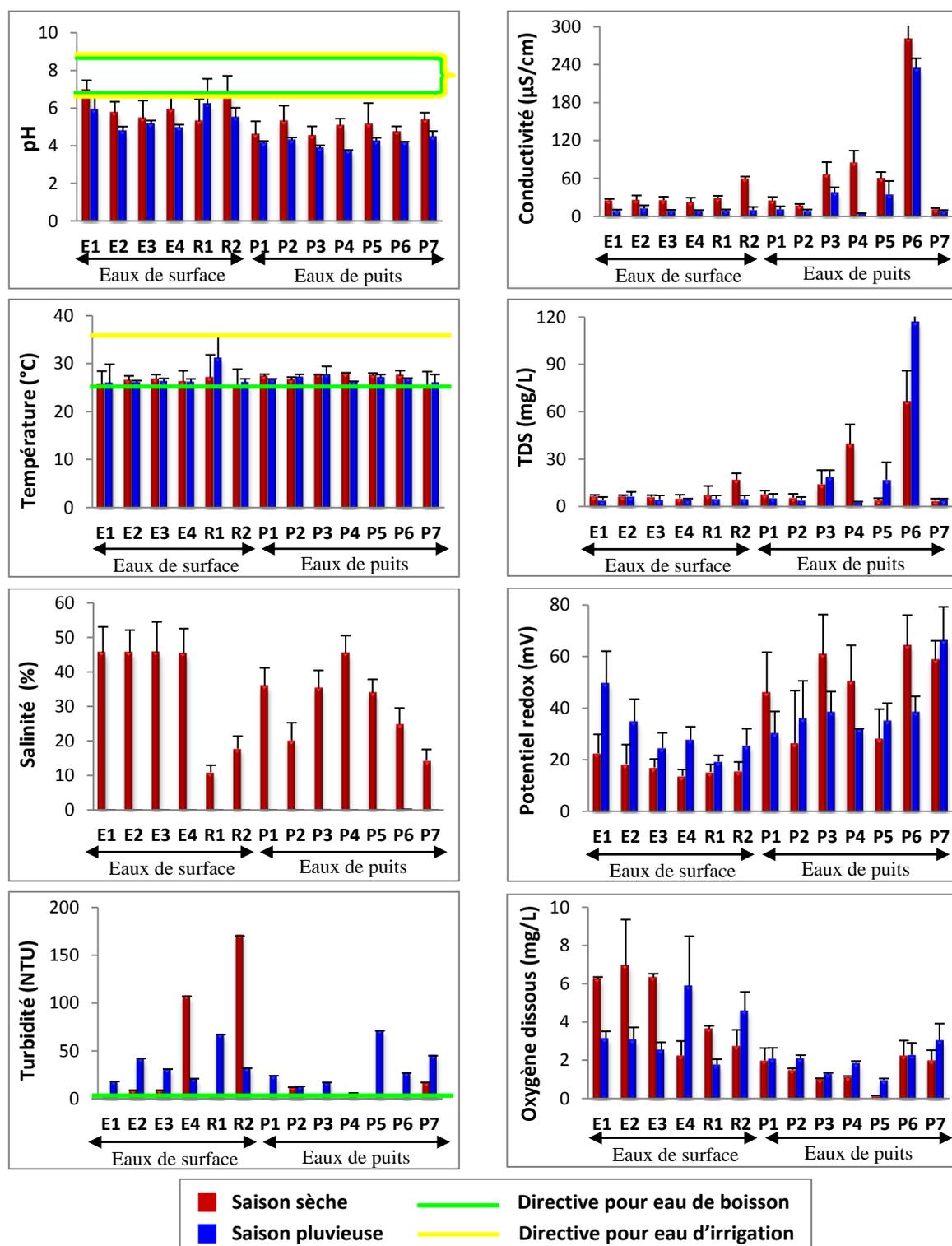


Figure 20 : Variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques des eaux de surface et des eaux de puits.

✓ Eaux de surface

Les valeurs de pH mesurées au niveau des stations des eaux de surface (E_1 , E_2 , E_3 , E_4 , R_1 et R_2) varient entre $5,31 \pm 1,19$ à la station R_1 et $6,94 \pm 0,54$ à la station E_1 pendant la saison sèche, et entre $4,78 \pm 0,24$ à la station E_2 et $6,19 \pm 1,37$ à la station R_1 pendant la saison pluvieuse. Toutes ces eaux sont acides ($\text{pH} < 7$) pour la grande majorité pendant les deux saisons. On remarque que la variation de pH est non significative d'une saison à une autre (test-t ; $p > 0,05$). Ces valeurs ne respectent pas très souvent les directives de la FAO ($6,5 < \text{pH} < 8,4$) surtout en saison pluvieuse.

Les valeurs de la conductivité électrique se situent entre $22,30 \pm 7,30 \mu\text{S/cm}$ à la station E_4 et $59,90 \pm 3,10 \mu\text{S/cm}$ à la station R_2 pendant la saison sèche, et entre $8,50 \pm 2,23 \mu\text{S/cm}$ à la station E_1 et $13,00 \pm 4,50 \mu\text{S/cm}$ à la station E_2 pendant la saison pluvieuse. On constate que les conductivités électriques de ces eaux sont plus élevées en saison sèche qu'en saison pluvieuse (test-t ; $p < 0,05$). Ces valeurs sont largement en dessous les directives de la FAO ($1000 \mu\text{S/cm}$).

Les températures des eaux dans les différentes stations visitées oscillent entre $25,38 \pm 3,48 \text{ }^\circ\text{C}$ à la station R_2 et $27,08 \pm 4,77 \text{ }^\circ\text{C}$ à la station R_1 pendant la saison sèche, et entre $25,94 \pm 3,93 \text{ }^\circ\text{C}$ à la station E_1 et $31,10 \pm 4,66 \text{ }^\circ\text{C}$ à la station R_1 pendant la saison pluvieuse. Elles sont presque les mêmes pendant les deux saisons. Le test-t de Student n'a pas montré de différence significative entre les températures des deux saisons ($p > 0,05$). Les températures des eaux de surface sont pour la plupart inférieures à $35 \text{ }^\circ\text{C}$ en toutes saisons.

Les valeurs du TDS dans toutes les stations sont comprises entre $5,21 \pm 2,21 \text{ mg/L}$ à la station E_4 et $17,01 \pm 4,00 \text{ mg/L}$ à la station R_2 pendant la saison sèche, et entre $4,00 \pm 2,00 \text{ mg/L}$ à la station E_1 et $6,50 \pm 2,75 \text{ mg/L}$ à la station E_2 pendant la saison pluvieuse. Ces valeurs ne sont pas significativement différentes entre les deux saisons (test-t ; $p > 0,05$).

Les résultats montrent que les valeurs de la salinité des échantillons d'eau varient de $10,85 \pm 2,05 \%$ à la station R_1 à $45,60 \pm 8,85 \%$ à la station E_3 pendant la saison sèche, et elles sont nulles dans toutes les stations pendant la saison pluvieuse. On observe que les valeurs de la salinité de ces eaux sont plus élevées en saison sèche (test-t ; $p < 0,05$).

Les valeurs du potentiel redox des eaux vont de $13,70 \pm 2,50 \text{ mV}$ à la station E_4 à $22,45 \pm 7,36 \text{ mV}$ à la station E_1 pendant la saison sèche, et de $19,25 \pm 2,45 \text{ mV}$ à la station R_1 à $49,45 \pm 12,65 \text{ mV}$ à la station E_1 pendant la saison pluvieuse. De plus, la variation des valeurs du potentiel redox a varié significativement d'une saison à une autre dans la zone minière (test-t ; $p < 0,05$). Par ailleurs, on constate que de la première saison à la deuxième, les eaux de

surface des stations E₁ (60 km en amont de la zone d'étude) et R₂, de conditions réductrices (respectivement -24,9 et -37,8 mV) passent à des conditions oxydantes (respectivement 69,8 et 69,1 mV) tandis que les autres stations demeurent dans des conditions oxydantes (voir annexe 2).

Les résultats indiquent que les valeurs de la turbidité des échantillons d'eau varient de 4 ± 2 UTN aux stations E₁ et R₁ à 170 ± 45 UTN à la station R₂ pendant la saison sèche, et de 18 ± 5 UTN à la station E₁ à 67 ± 11 UTN à la station R₁ pendant la saison pluvieuse. La variation de la turbidité en fonction des stations n'a pas montré de différence significative entre les deux saisons (test-t ; $p > 0,05$).

Les valeurs de l'oxygène dissous se situent entre $2,24 \pm 0,76$ mg/L à la station E₄ et $6,92 \pm 2,43$ mg/L à la station E₂ pendant la saison sèche, et entre $1,77 \pm 0,28$ mg/L à la station R₁ et $5,87 \pm 2,61$ mg/L à la station E₄ pendant la saison pluvieuse. Pour ce paramètre, aucune différence significative n'a été observée entre les saisons (test-t ; $p > 0,05$).

✓ Eaux de puits

Les valeurs de pH mesurées au niveau des stations des eaux de puits (P₁, P₂, P₃, P₄, P₅ et P₆) se situent entre $4,53 \pm 0,50$ (station P₃) et $5,37 \pm 0,39$ (station P₇) en saison sèche, et entre $3,75 \pm 0,02$ (station P₄) et $4,47 \pm 0,32$ (station P₇) en saison pluvieuse. Dans l'ensemble, les eaux de puits sont acides pendant les deux saisons avec une acidité plus élevée en saison pluvieuse. Ces valeurs ont montré une différence significative entre les saisons (test-t ; $p < 0,05$). Les eaux de puits ont des valeurs moyennes de pH situées hors de la gamme normale retenue par l'OMS ($6,5 < \text{pH} < 8,5$) en toutes saisons.

Les valeurs de la conductivité électrique sont comprises entre $11,60 \pm 1,60$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ (station P₇) et $280,50 \pm 25,50$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ (station P₆) en saison sèche, et entre $5,00 \pm 0,09$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ (station P₄) et $233,00 \pm 16,50$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ (station P₆) en saison pluvieuse. La comparaison des valeurs de la conductivité électrique entre les stations n'a pas montré de différence significative entre les saisons (test-t ; $p > 0,05$). Ces valeurs sont conformes aux directives de l'OMS (2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Les températures des eaux dans les différentes stations visitées vont de $25,42 \pm 2,92$ °C (station P₇) à $27,82 \pm 0,28$ °C (station P₄) en saison sèche, et de $26,03 \pm 1,71$ °C (station P₇) à $27,66 \pm 1,79$ °C (station P₃) en saison pluvieuse. Le test-t de Student réalisé n'a montré aucune différence significative de ces températures entre les deux saisons ($p > 0,05$). Les températures de ces eaux de puits durant les deux saisons ne sont pas en conformité avec les

directives de l'OMS (inférieure à 25 °C) pour les eaux brutes destinées à la consommation humaine.

Les valeurs du TDS dans toutes les stations varient de $4,12 \pm 1,12$ mg/L (station P₅) à $65,92 \pm 20,08$ mg/L (station P₆) en saison sèche, et de $3,00 \pm 0,10$ mg/L (station P₄) à $116,50 \pm 26,23$ mg/L (station P₆) en saison pluvieuse. La variation des valeurs du TDS n'a présenté aucune différence significative entre les saisons (test-t ; $p > 0,05$). Les analyses des valeurs du TDS montrent que toutes ces eaux respectent les directives de l'OMS de l'OMS (2000 mg/L).

Nos résultats montrent que les valeurs de la salinité des échantillons d'eau oscillent entre $14,25 \pm 3,25$ % (station P₇) et $45,29 \pm 5,22$ % (station P₄) en saison sèche, et elles sont très faibles voire nulles en saison pluvieuse.

Les valeurs du potentiel redox des eaux sont comprises entre $28,15 \pm 11,45$ mV (station P₅) et $64,05 \pm 45,65$ mV (station P₃) en saison sèche, et entre $30,25 \pm 8,45$ mV (station P₁) et $65,80 \pm 13,50$ mV (station P₇) en saison pluvieuse. On constate que la variation des valeurs du potentiel redox en fonction des stations n'est pas significative entre les saisons (test-t ; $p > 0,05$).

Les résultats indiquent que les valeurs de la turbidité des échantillons d'eau sont très faibles voire nulles dans toutes les stations sauf au niveau des stations P₂ (12 UTN) et P₇ (17 UTN) en saison sèche, et elles vont de 6 UTN (station P₄) à 71 UTN (station P₅) en saison pluvieuse. On remarque que les valeurs de la turbidité de ces eaux sont plus élevées en saison pluvieuse qu'en saison sèche (test-t ; $p < 0,05$). Ces valeurs ne sont pas conformes aux directives de l'OMS (inférieures à 5 UTN) requise pour l'approvisionnement en eau potable surtout en saison pluvieuse.

Les valeurs de l'oxygène dissous varient entre $0,13 \pm 0,02$ mg/L (station P₅) et $2,24 \pm 0,78$ mg/L (station P₆) en saison sèche, et entre $0,96 \pm 0,08$ mg/L (station P₅) et $3,04 \pm 0,87$ mg/L (station P₇) en saison pluvieuse. Le test-t de Student n'a pas montré de différence significative des valeurs de l'oxygène entre les deux saisons ($p > 0,05$).

5.2. Variations spatio-temporelles des anions majeurs

La figure 21 illustre les variations spatio-temporelles des anions majeurs (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} et SO_4^{2-}) dans les eaux de surface et les eaux de puits pendant les deux années d'étude.

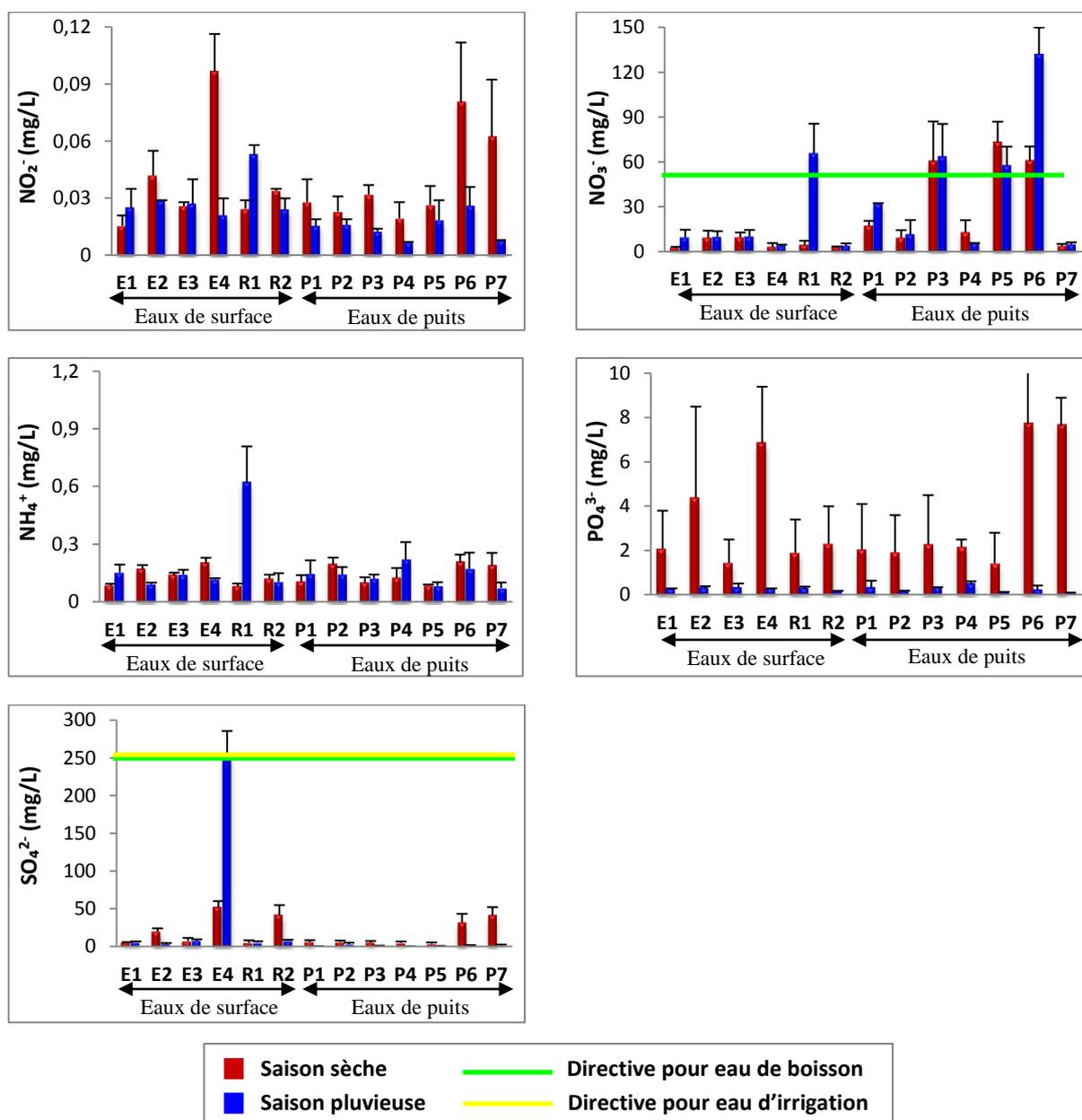


Figure 21 : Variations spatio-temporelles des anions majeurs des eaux de surface et des eaux de puits.

✓ Eaux de surface

Les concentrations de nitrites (NO_2^-) varient de $0,02 \pm 0,01$ mg/L (station E₁) à $0,10 \pm 0,02$ mg/L (station E₄) pendant la saison sèche, et de $0,02 \pm 0,01$ mg/L (station E₄) à $0,05 \pm 0,01$ mg/L (station R₁) en période pluvieuse. La variation des concentrations de nitrites de ces eaux a été non significative d'une saison à une autre (test-t ; $p > 0,05$).

Les concentrations de nitrates (NO_3^-) sont comprises entre $2,53 \pm 0,74$ mg/L (station E_1) et $9,48 \pm 3,42$ mg/L à la station E_3 en saison sèche, et entre $3,95 \pm 0,75$ mg/L à la station E_4 et $65,75 \pm 19,85$ mg/L à la station R_1 en saison pluvieuse. Elles n'ont pas varié significativement pendant les deux saisons (test-t ; $p > 0,05$).

Les teneurs en ammonium (NH_4^+) se situent entre $0,08 \pm 0,01$ mg/L à la station R_1 et $0,20 \pm 0,03$ mg/L à la station E_4 pendant la saison sèche, et entre $0,09 \pm 0,01$ mg/L à la station E_2 et $0,62 \pm 0,19$ mg/L à la station R_1 pendant la saison pluvieuse. On remarque qu'il n'y a pas de différence significative des teneurs en ammonium entre les saisons (test-t ; $p > 0,05$). Toutes les concentrations en ammonium sont conformes aux directives de la FAO (5 mg/L) fixées pour les eaux d'irrigation.

Les concentrations de phosphates (PO_4^{3-}) oscillent entre $1,44 \pm 1,07$ mg/L à la station E_3 et $6,83 \pm 2,58$ mg/L à la station E_4 en saison sèche, et entre $0,16 \pm 0,02$ mg/L à la station R_2 et $0,31 \pm 0,20$ mg/L à la station E_3 en saison pluvieuse. Le test-t de Student a montré une différence significative des concentrations de phosphates entre les saisons ($p < 0,05$).

Les teneurs en sulfates (SO_4^{2-}) vont de $4,91 \pm 3,21$ mg/L à la station R_1 à $51,20 \pm 8,97$ mg/L à la station E_4 en période sèche, et de $3,46 \pm 1,07$ mg/L à la station E_2 à $251,17 \pm 34,47$ mg/L à la station E_4 en période pluvieuse. De plus la variation des concentrations en sulfates (SO_4^{2-}) pendant les deux saisons n'a pas montré une différence significative (test-t ; $p > 0,05$). Toutes les teneurs en sulfates respectent les directives de la FAO (250 mg/L) excepté la station E_4 en saison pluvieuse.

✓ Eaux de puits

Les concentrations de nitrites (NO_2^-) sont comprises entre $0,02 \pm 0,01$ mg/L à la station P_4 et $0,08 \pm 0,03$ mg/L à la station P_6 durant la saison sèche, et entre $0,01 \pm 0,00$ mg/L à la station P_4 et $0,03 \pm 0,01$ mg/L à la station P_6 durant la saison pluvieuse. Ces valeurs ont montré une différence significative entre les eaux de puits des stations étudiées durant les deux saisons (test-t ; $p < 0,05$). Les concentrations de nitrites sont conformes aux directives de l'OMS (3 mg/L) dans toutes les stations pendant les deux saisons.

Les concentrations de nitrates (NO_3^-) varient entre $3,88 \pm 1,32$ mg/L à la station P_7 et $72,75 \pm 14,26$ mg/L à la station P_5 en saison sèche, et entre $5,00 \pm 1,30$ mg/L à la station P_7 à $131,73 \pm 18,27$ mg/L à la station P_6 en saison pluvieuse. On constate que la différence des concentrations en nitrates n'est pas significative pendant les deux saisons (test-t ; $p > 0,05$).

Ces eaux de puits présentent des concentrations de nitrates qui ne sont pas toujours conformes aux directives de l’OMS (50 mg/L) en toutes saisons.

Les teneurs en ammonium (NH_4^+) respectent les directives de l’OMS (1,50 mg/L) dans toutes les stations pendant les deux saisons (sèche et pluvieuse). Les teneurs en ammonium vont de $0,09 \pm 0,01$ mg/L à la station P₅ à $0,20 \pm 0,04$ mg/L à la station P₆ pendant la saison sèche, et de $0,07 \pm 0,03$ mg/L à la station P₇ à $0,22 \pm 0,09$ mg/L à la station P₄ pendant la saison pluvieuse. Ces valeurs n’ont pas montré de différence significative entre les deux saisons (test-t ; $p > 0,05$).

Les concentrations de phosphates (PO_4^{3-}) se situent entre $1,42 \pm 1,38$ mg/L à la station P₅ et $7,69 \pm 2,52$ mg/L à la station P₆ durant la saison sèche, et entre $0,07 \pm 0,03$ mg/L à la station P₇ et $0,47 \pm 0,14$ mg/L à la station P₄ durant la saison pluvieuse. Le test-t de Student réalisé a montré une différence significative des concentrations de phosphates entre les saisons ($p < 0,05$). Les concentrations de phosphates sont conforme aux les directives de l’OMS (5 mg/L) dans toutes les stations excepté les stations P₅ et P₆ en saison sèche.

Les teneurs en sulfates (SO_4^{2-}) varient de $3,41 \pm 1,84$ mg/L à la station P₅ à $41,00 \pm 11,10$ mg/L à la station P₇ pendant la saison sèche, et de 0 mg/L à la station P₄ à $3,05 \pm 1,90$ mg/L à la station P₂ pendant la saison pluvieuse. On remarque que la différence des concentrations en sulfates n’est pas significative pendant les deux saisons (test-t ; $p < 0,05$). Les teneurs en sulfates sont en conformité avec les directives de l’OMS (250 mg/L) dans toutes les stations.

5.3. Variations spatio-temporelles des éléments majeurs

La figure 22 montre les variations spatio-temporelles des éléments majeurs (Ca, Fe, K, Mg, Mn et Na) dans les eaux de surface et les eaux de puits de la zone d'étude.

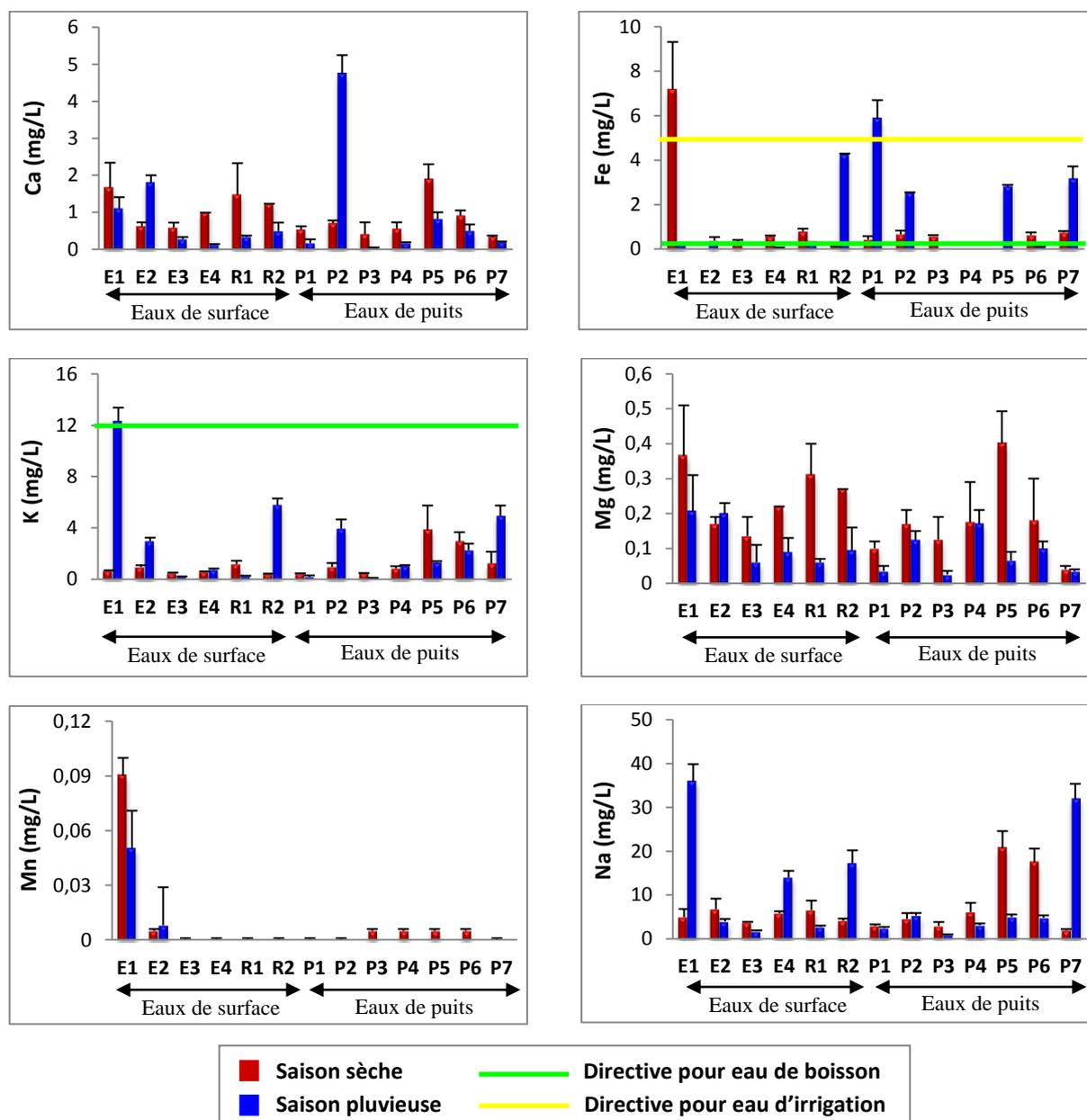


Figure 22 : Variations spatio-temporelles des éléments majeurs des eaux de surface et des eaux de puits.

✓ Eaux de surface

Les concentrations en Ca des eaux de surface varient entre $0,59 \pm 0,14$ mg/L (station E₃) et $1,66 \pm 0,68$ mg/L (station E₁) en saison sèche, et entre $0,13 \pm 0,01$ mg/L (station E₄) et $1,80 \pm 0,20$ mg/L (station E₂) en période pluvieuse. On observe que la variation des concentrations en Ca est non significative d'une saison à une autre (test-t ; $p > 0,05$).

Les concentrations en Fe se situent entre une valeur en dessous de la limite de détection (0,01 mg/L) à la station E₂ et $7,18 \pm 2,14$ mg/L à la station E₁ en saison sèche, et entre une valeur en dessous de la limite de détection à la station E₃ et $4,23 \pm 0,06$ mg/L à la station R₂ en période pluvieuse. Pour ce paramètre, aucune différence significative n'est observée entre les saisons (test-t ; $p > 0,05$). Ces concentrations sont conformes aux directives de la FAO (5 mg/L) en toutes saisons hormis la station E₁ en saison sèche.

Les concentrations en K sont comprises entre $0,40 \pm 0,03$ mg/L (station R₂) et $1,18 \pm 0,25$ mg/L (station R₁) en saison sèche, et entre $0,19 \pm 0,02$ mg/L (station E₃) et $12,26 \pm 1,11$ mg/L (station E₁) en saison pluvieuse. La variation des concentrations en K a montré une différence significative d'une saison à une autre dans la zone d'étude (test-t ; $p < 0,05$). Ces concentrations ne respectent pas les directives de la FAO (2 mg/L) dans toutes les stations pendant la saison pluvieuse.

Les concentrations en Mg oscillent entre $0,14 \pm 0,06$ mg/L (station E₃) à $0,37 \pm 0,15$ mg/L (station E₁) en saison sèche, et entre $0,06 \pm 0,05$ mg/L (stations E₃ et R₁) à $0,21 \pm 0,11$ mg/L (station E₁) en période pluvieuse. La comparaison des concentrations en Mg entre les stations a montré une différence significative entre les saisons (test-t ; $p < 0,05$). Ces concentrations dans toutes les stations sont en conformité avec les directives fixées par la FAO (5 mg/L) en toutes saisons.

Les concentrations en Mn sont très faibles voire nulles pendant les deux saisons excepté les stations E₁ ($0,09 \pm 0,01$ mg/L) et E₂ ($0,01 \pm 0,00$ mg/L) durant la saison sèche, et elles sont à la limites de détection (0,005 mg/L) sauf au niveau des stations E₁ ($0,05 \pm 0,01$ mg/L) et E₂ ($0,01 \pm 0,00$ mg/L) pendant la saison pluvieuse. On constate que la variation des concentrations en Mn en fonction des stations ne varie pas significativement pendant les deux saisons (test-t ; $p > 0,05$). Ces concentrations sont inférieures aux directives de la FAO (0,20 mg/L) en toutes saisons.

Les concentrations en Na varient de $3,75 \pm 0,11$ mg/L (station E₃) à $6,71 \pm 2,45$ mg/L (station E₂) en saison sèche, et entre $1,73 \pm 0,19$ mg/L (station E₃) à $35,87 \pm 3,99$ mg/L (station E₁) en période pluvieuse. Le test-t de Student réalisé n'a montré aucune différence significative des concentrations en Na entre les deux saisons (test-t ; $p > 0,05$). Ces concentrations sont conformes aux directives de la FAO (50 mg/L) dans toutes les stations pendant les deux saisons.

✓ Eaux de puits

Les teneurs en Ca des eaux de puits se situent entre $0,35 \pm 0,02$ mg/L à la station P₇ et $1,89 \pm 0,41$ mg/L à la station P₅ durant la saison sèche, et entre $0,04 \pm 0,01$ mg/L à la station P₃ et $4,72 \pm 0,53$ mg/L à la station P₂ durant la saison pluvieuse. On remarque que la différence des teneurs en Ca pendant les deux saisons n'est pas significative (test-t ; $p > 0,05$). Ces teneurs dans toutes les stations sont largement en dessous des directives fixées par l'OMS (100 mg/L) requise pour l'eau potable en toutes saisons.

Les teneurs en Fe varient d'une valeur en dessous de la limite de détection (0,01 mg/L) aux stations P₄ et P₅ à $0,76 \pm 0,05$ mg/L à la station P₇ en saison sèche, et d'une valeur en dessous de la limite de détection aux stations P₃ à P₄ à $5,84 \pm 0,86$ mg/L à la station P₁ en période pluvieuse. De plus, la variation des teneurs en Fe pendant les deux saisons a montré une différence significative (test-t ; $p < 0,05$). Les teneurs en Fe sont supérieures aux directives de l'OMS (0,30 mg/L) pour la majorité des stations en saison sèche comme en saison pluvieuse.

Les teneurs en K sont comprises entre $0,43 \pm 0,03$ mg/L à la station P₁ et $3,84 \pm 1,90$ mg/L à la station P₅ en saison sèche, et entre $0,08 \pm 0,02$ mg/L à la station P₃ et $4,94 \pm 0,80$ mg/L à la station P₇ en période pluvieuse. On constate que la différence des teneurs en K n'est pas significative pendant les deux saisons (test-t ; $p > 0,05$). Ces valeurs sont en toutes saisons conformes aux directives de l'OMS (12 mg/L) dans toutes les stations.

Les teneurs en Mg oscillent entre $0,04 \pm 0,01$ mg/L à la station P₇ à $0,40 \pm 0,09$ mg/L à la station P₅ en saison sèche, et entre $0,03 \pm 0,01$ mg/L à la station P₃ à $0,17 \pm 0,04$ mg/L à la station P₄ en période pluvieuse. Ces teneurs en Mg n'ont pas montré de différence significative entre les deux saisons (test-t ; $p > 0,05$). Les teneurs en Mg sont très inférieures aux directives recommandées par l'OMS (50 mg/L) pendant les saisons.

Les teneurs en Mn sont très faibles voire nulles dans toutes les stations pendant la saison sèche, et sont inférieures à la limite de détection (0,005 mg/L) dans toutes les stations pendant la saison pluvieuse. On observe que la différence des teneurs en Mn est significative pendant les saisons (test-t ; $p < 0,05$). Les teneurs en Mn sont conformes aux directives de l'OMS (0,40 mg/L) en toutes saisons.

Les teneurs en Na varient entre $1,94 \pm 0,27$ mg/L à la station P₇ et $20,65 \pm 3,91$ mg/L à la station P₅ en saison sèche, et entre $0,88 \pm 0,10$ mg/L à la station P₃ et $31,83 \pm 3,54$ mg/L à la station P₇ en période pluvieuse. La comparaison des teneurs en Na entre les stations n'a pas montré de différence significative entre les saisons (test-t ; $p > 0,05$). Les teneurs en Na dans toutes les stations respectent les directives de l'OMS (200 mg/L) pour les eaux de boisson.

5.4. Variations spatio-temporelles des éléments traces minéraux (ETM)

La figure 23 indique les variations spatio-temporelles des éléments traces minéraux (As, B, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) dans les eaux. Les analyses ont montrés l'absence totale de B, Cr et Hg dans toutes les stations d'eaux pendant les deux années d'étude.

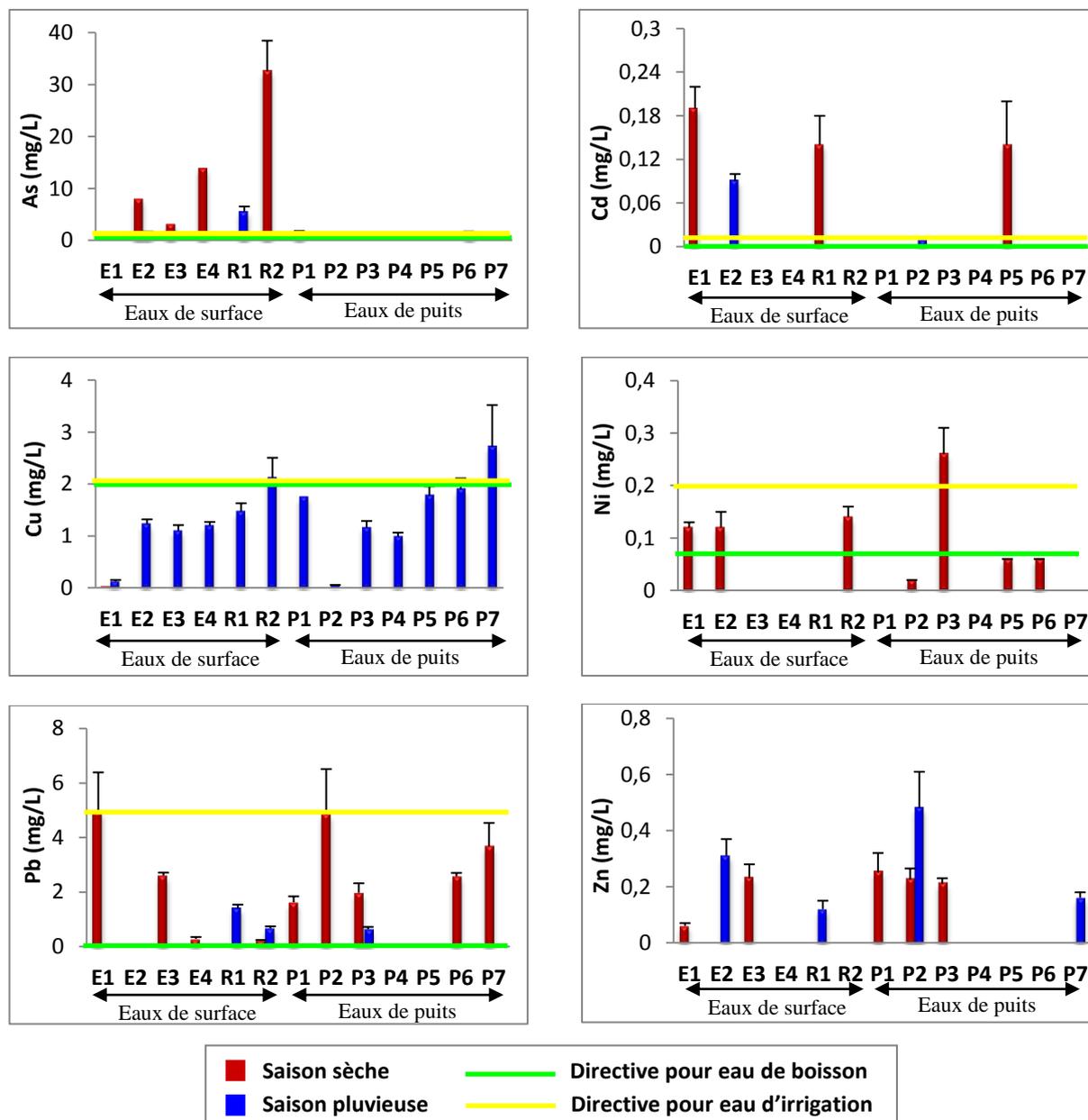


Figure 23 : Variations spatio-temporelles des éléments traces minéraux des eaux de surface et des eaux de puits.

✓ Eaux de surface

De l'observation de la figure 23, il ressort que les concentrations en As varient d'une valeur en dessous de la limite de détection (0,005 mg/L) aux stations E₁ et R₁ à 32,56 ± 5,91 mg/L à la station R₂ en saison sèche, et elles sont inférieures à la limite de détection dans toutes les

stations excepté les stations E₂ (0,01 ± 0,00 mg/L) et R₁ (5,50 ± 1,04 mg/L) en saison pluvieuse. On remarque que la variation des concentrations en As a été significative d'une saison à une autre (test-t ; $p < 0,05$). Les concentrations en As sont non conformes aux directives de la FAO (0,10 mg/L) surtout en saison sèche.

Les concentrations en Cd sont en dessous de la limite de détection (0,0005 mg/L) dans toutes les stations sauf aux stations E₁ (0,19 ± 0,03 mg/L) et R₁ (0,14 ± 0,04 mg/L) en saison sèche, et à la station E₂ (0,09 ± 0,01 mg/L) en saison pluvieuse. Le test-t de Student n'a pas montré de différence significative des concentrations en Cd entre les saisons ($p > 0,05$). Ces concentrations dans toutes ces eaux de surface sont au-dessus des directives de la FAO (0,01 mg/L) dans certains cas.

Les concentrations en Cu sont inférieures à la limite de détection (0,05 mg/L) dans toutes les stations hormis la station E₁ (0,02 ± 0,00 mg/L) en saison sèche, et elles varient de 0,12 ± 0,03 mg/L à la station E₁ à 2,12 ± 0,39 mg/L à la station R₂ en saison pluvieuse. On constate que les concentrations en Cu de ces eaux sont plus élevées en saison pluvieuse qu'en saison sèche (test-t ; $p < 0,05$). Ces concentrations dépassent parfois les directives de la FAO (2 mg/L).

Les concentrations en Ni sont comprises entre une valeur en dessous de la limite de détection (0,005 mg/L) aux stations E₃, E₄ et R₁ et 0,14 ± 0,02 mg/L à la station R₂ en saison sèche, et elles sont inférieures à la limite de détection dans toutes les stations en saison pluvieuse. On note que les concentrations en Ni sont significativement différentes entre les deux saisons (test-t ; $p < 0,05$). Ces concentrations respectent les directives de la FAO (0,20 mg/L) dans toutes les stations en toutes saisons.

Les concentrations en Pb vont d'une valeur en dessous de la limite de détection (0,005 mg/L) aux stations E₂ et R₁ à 4,95 ± 1,44 mg/L à la station E₁ en saison sèche, et elles sont en dessous de la limite de détection dans presque toutes les stations sauf aux stations R₁ (1,39 ± 0,15 mg/L) et R₂ (0,66 ± 0,08 mg/L) en saison pluvieuse. La comparaison des concentrations en Pb entre les stations a montré une différence significative entre les saisons (test-t ; $p < 0,05$). Ces valeurs sont conformes aux directives de la FAO (5 mg/L) dans toutes les stations pendant les deux saisons.

Les concentrations en Zn se situent entre une valeur en dessous de limite de détection (0,01 mg/L) pour la majorité des stations pendant les deux saisons à part les stations E₁ (0,06 ± 0,01 mg/L) et E₃ (0,23 ± 0,05 mg/L) en saison sèche et les stations E₂ (0,31 ± 0,06 mg/L) et R₁ (0,12 ± 0,03 mg/L) en saison pluvieuse. Ces concentrations en Zn n'ont pas montré de différence significative entre les deux saisons (test-t ; $p > 0,05$). Ces concentrations sont en conformité avec les directives de la FAO (2 mg/L) en toutes saisons.

✓ Eaux de puits

La figure 23 montre que les teneurs en As sont inférieures à la limite de détection (0,005 mg/L) dans toutes les stations excepté les stations P₁ (0,18 ± 0,02 mg/L) en saison sèche et P₆ (0,01 ± 0,00 mg/L) en saison pluvieuse. Les teneurs en As ne respectent pas les directives de fixée par l'OMS (0,01 mg/L) aux niveaux des stations P₁ en saison sèche et P₆ en saison pluvieuse. La variation des teneurs en As n'a pas montré de différence significative entre les saisons (test-t ; $p > 0,05$).

Les teneurs en Cd sont en dessous de la limite de détection (0,0005 mg/L) dans presque toutes les stations excepté la station P₅ (0,14 ± 0,06 mg/L) en saison sèche et la station P₂ (0,01 ± 0,00 mg/L) en saison pluvieuse. Le test-t de Student n'a pas montré de différence significative des teneurs en Cd entre les saisons ($p > 0,05$). Ces eaux présentent des teneurs en Cd non conformes aux directives de l'OMS (0,003 mg/L) requise pour les eaux destinées à la consommation humaine au niveau des stations P₂ et P₅.

Les teneurs en Cu sont inférieures à la limite de détection (0,05 mg/L) dans toutes les stations en saison sèche, et elles varient de 0,01 ± 0,00 mg/L à la station P₂ à 2,71 ± 0,81 mg/L à la station P₇ en saison pluvieuse. Pour ce paramètre, on observe une différence significative entre les saisons (test-t ; $p < 0,05$). Ces valeurs ne dépassent pas les directives de l'OMS (2 mg/L) en toutes saisons sauf dans la station P₇.

Les teneurs en Ni sont comprises entre une valeur en dessous de la limite de détection (0,005 mg/L) aux stations P₁, P₄ et P₇ et 0,26 ± 0,05 mg/L à la station P₃ en saison sèche, et elles sont inférieures à la limite de détection dans toutes les stations en saison pluvieuse. On constate que la variation des teneurs en Ni en fonction des stations n'a pas variée significativement pendant les deux saisons (test-t ; $p > 0,05$). Les teneurs en Ni respectent les directives fixées par l'OMS (0,07 mg/L) dans certaines stations pendant la saison sèche.

Les concentrations en Pb varient d'une valeur en dessous de la limite de détection (0,005 mg/L) aux stations P₄ et P₅ à 4,84 ± 1,67 mg/L à la station P₂ en saison sèche, et elles sont inférieures à la limite de détection dans toutes les stations hormis la station P₃ (0,63 ± 0,09 mg/L) en saison pluvieuse. Ces concentrations ont varié significativement d'une saison à une autre (test-t ; $p < 0,05$). Les teneurs en Pb sont supérieures aux directives de l'OMS (0,01 mg/L) dans la majorité des stations visitées surtout en saison sèche.

Les teneurs en Zn sont en dessous de la limite de détection dans la majorité des stations excepté les stations P₁ (0,25 ± 0,07 mg/L), P₂ (0,23 ± 0,04 mg/L) et P₃ (0,21 ± 0,02 mg/L) en saison sèche et aux stations P₂ (0,48 ± 0,13 mg/L) et P₇ (0,16 ± 0,02 mg/L) en saison

pluvieuse. Ces teneurs en Zn n'ont pas montré de différence significative entre les deux saisons (test-t ; $p > 0,05$). Les teneurs en Zn dans toutes les stations sont conformes aux directives de l'OMS (3 mg/L) pendant les deux saisons.

5.5. Indice de qualité des eaux de surface (IQE)

Les paramètres et les résultats non conformes aux directives de la FAO (2003) pour le calcul des indices de la qualité (IQE) des eaux du fleuve Cavally, de la rizière Ity et de la rivière Floleu ont été indiquées dans le tableau présenté en annexe 12.

Les résultats du calcul des indices de la qualité des différentes eaux de surface étudiées sont présentés sur la figure suivante.

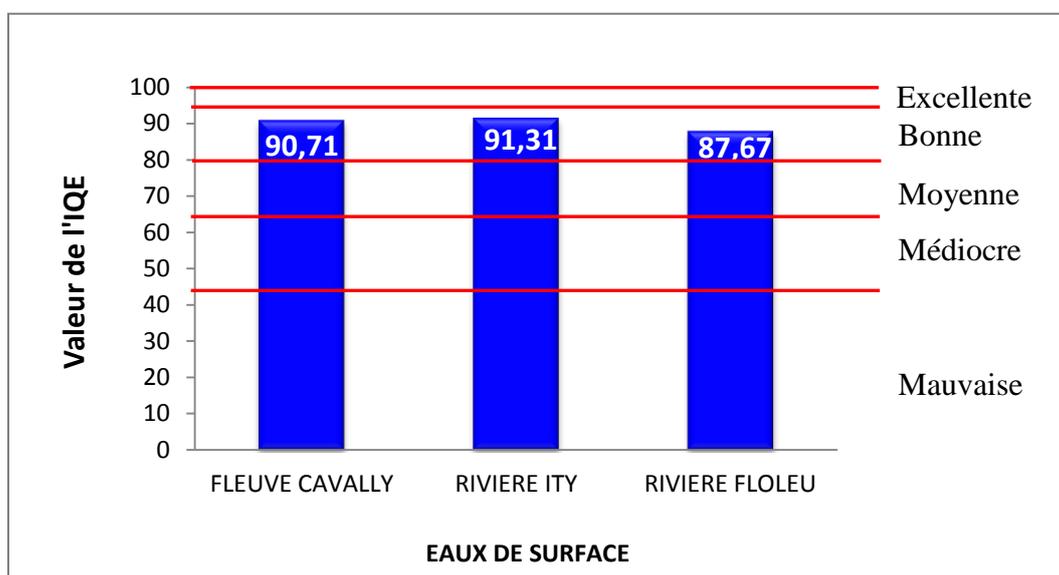


Figure 24 : Valeurs de l'IQE pour la protection de la vie aquatique des cours d'eau étudiés.

Les indices de qualité des eaux du fleuve Cavally, de la rizière Ity et de la rivière Floleu sont respectivement 90,71 ; 91,31 et 87,67. Ces indices de qualité se situent entre 80 et 94. Ce qui montre que ces eaux sont de bonne qualité pour l'irrigation.

5.6. Indices de qualité des eaux de puits (WQI)

Les poids des paramètres utilisés pour le calcul des indices de qualité (WQI) des eaux de puits par saison sont consignés dans les tableaux présentés dans les annexes 13 et 14.

Les valeurs de WQI obtenues dans cette étude varient de 8,76 à 3982,83 (Tableau XIII). L'analyse des résultats montrent que la qualité des eaux étudiées varie d'excellente à impropre à la boisson. En saison sèche, les valeurs de WQI sont comprises entre 8,76 à la

station P₄ à 3982,83 à la station P₂. En saison pluvieuse, elles se situent entre 12,39 au niveau de la station P₄ et 539,01 au niveau de la station P₃.

Tableau XIII : Valeurs des indices de qualité des eaux de puits par saison.

Saisons	Saison sèche		Saison pluvieuse	
Stations	WQI	Qualité des eaux	WQI	Qualité des eaux
P ₁	1485,68	Eau impropre à la boisson	57,39	Bonne qualité
P ₂	3982,83	Eau impropre à la boisson	26,18	Excellente qualité
P ₃	1633,66	Eau impropre à la boisson	539,01	Eau impropre à la boisson
P ₄	8,76	Excellente qualité	12,39	Excellente qualité
P ₅	374,12	Eau impropre à la boisson	415,99	Eau impropre à la boisson
P ₆	2129,38	Eau impropre à la boisson	55,93	Bonne qualité
P ₇	3029,73	Eau impropre à la boisson	50,44	Bonne qualité

La figure 25 illustre la répartition des classes d'eau par saison. Pendant la saison sèche, les eaux d'excellente qualité ($0 < WQI < 50$) représentent 14,3 % des eaux étudiées et les eaux de qualité impropre à la boisson ($WQI > 300$) représentent 85,7 %. Pendant la saison pluvieuse, les eaux d'excellente qualité correspondent à 28,6 % de l'ensemble des eaux étudiées, celles de bonne qualité 42,8 % et celles de qualité impropre à la boisson 28,6 %.

Ainsi, pendant la saison sèche (SS), la grande majorité (85,7 %) des eaux étudiées a un indice très supérieur à 100 qui est la limite supérieure des eaux de bonne qualité. Par contre, pendant la saison pluvieuse (SP), une minorité (28,6 %) des eaux de puits a un indice supérieur à 100.

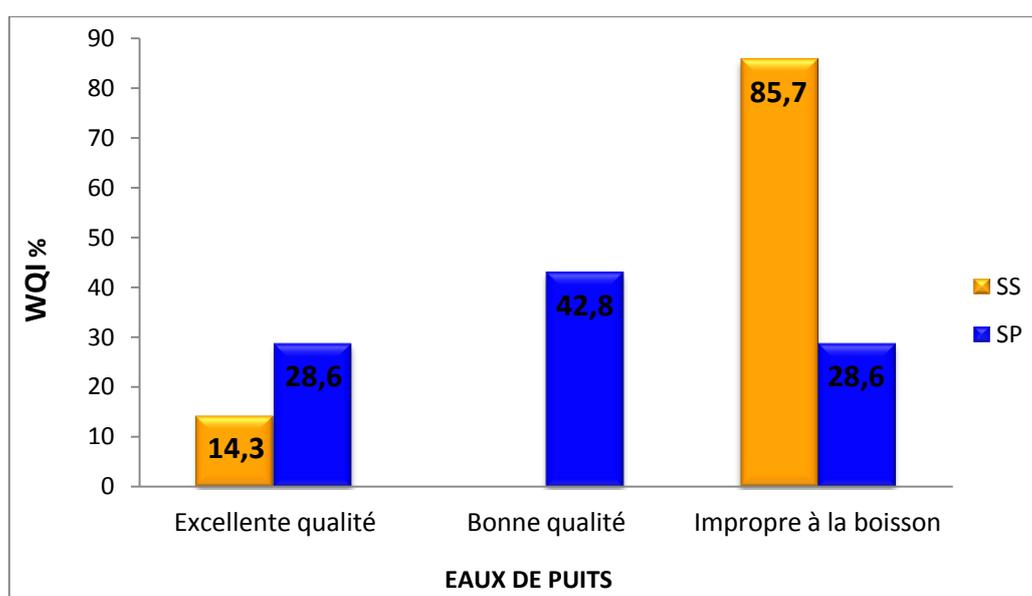


Figure 25 : Pourcentage des différentes classes de qualité des eaux de puits.

5.7. Discussion

Les résultats des analyses *in situ* des eaux de surface montrent que les températures sont comprises entre 21,9 à 35,76 °C avec une moyenne de 26,59 °C. Comme le montre le diagramme ombrothermique de la station de Zouan-Hounien (Figure 2), ces températures reflètent celles de l'atmosphère ambiante dans les pays subsahariens. En effet, Zinsou *et al.* (2016) constatent au Bénin, des valeurs similaires de 22 à 30,5 °C avec une moyenne de 26 °C, tandis qu'au Cameroun, la moyenne des températures des eaux de surface s'élève à 25 °C (Abai *et al.*, 2014). Les analyses montrent que toutes les valeurs de la conductivité électrique de ces eaux sont faibles et sont en dessous de la valeur guide de l'OMS (1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) pendant les deux saisons. Cette faible valeur de la conductivité électrique s'expliquerait par la présence de source pérenne (Fleuve Cavally) qui assure le renouvellement continu des eaux de surface et une dilution importante des polluants dans ces eaux due à la longue saison pluvieuse. D'une façon générale la conductivité électrique d'une eau naturelle est comprise entre 50 et 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (De Villers *et al.*, 2009). Les analyses du potentiel redox montrent que toutes les eaux sont dans des conditions oxydantes hormis celles des eaux de surface des stations E₁ et R₂ qui étaient dans des conditions réductrices durant la première saison sèche. Dans une eau bien oxygénée, les conditions d'oxydation dominent. Cette différence de potentiel redox s'expliquerait par le fait que la station témoin du fleuve Cavally E₁ est très éloignée de la zone d'étude (60 km) et la station de la rivière Floleu R₂ est isolée dans la zone d'étude. Les eaux de surface sont claires, avec des taux de salinité très faibles voire nuls à l'exception de la première saison sèche. Les analyses montrent que toutes les eaux de surface sont acides avec une moyenne de 5,70. L'acidité des eaux de surface s'est accentuée pendant les deux années d'étude au cours des saisons pluvieuses surtout pour les eaux du fleuve des stations E₂ (de 6,34 à 4,53) et E₃ (de 6,4 à 4,94) situées respectivement en amont et en aval au niveau du fleuve de la société minière d'Ity. Le pH le plus bas est obtenu au niveau de la station E₂. Cette acidité pourrait être due aux eaux d'infiltration provenant du parc à résidus de stériles de la SMI et de celles de la station E₄ où on observe une intense activité d'orpaillage. Par ailleurs, l'acidité des différentes stations pourrait être due aux conditions oxydoréductrices des eaux (Alloway, 1995). En effet, les conditions réductrices ont tendance à entraîner généralement une augmentation du pH alors que les conditions oxydantes le diminuent (Alloway, 1995). Les valeurs de pH ne respectent pas toujours la gamme normale retenue par la FAO (6,5 < pH < 8,4). De plus, le pH doit être compris entre 6 et 8 pour permettre la vie aquatique. Le caractère acide des eaux de surface est conforme aux études menées par Ahoussi *et al.* (2013) sur les eaux douces du village de Mangouin-

Yrongouin qui ont montré qu'elles étaient acides avec un pH qui varie entre 4,85 et 6,01. Les valeurs très élevées de la turbidité au niveau des stations E₄ (107 UTN) et R₂ (170 UTN) pendant la saison sèche seraient dues à une intense activité d'orpaillage sur ces sites. Les valeurs élevées de la turbidité (de 6 à 71 UTN) dans plusieurs stations lors de la saison pluvieuse pourraient montrer que les eaux de surface subissent une perturbation imputable aux lessivages des sols.

En ce qui concerne la détérioration de la qualité de l'eau de la zone d'étude par les anions majeurs, elle est liée essentiellement aux nitrates, aux phosphates et à un degré moindre aux sulfates. Ces éléments proviennent essentiellement de la dégradation de la matière organique (décomposition des plantes et des animaux) présente dans le milieu ou dans les sols lessivés par les pluies, mais aussi de composés issus de l'activité humaine. De plus, les débits forts et l'assimilation par les végétaux et les organismes vivants tels que les poissons pourraient bien expliquer l'absence de fortes concentrations en éléments azotés et phosphorés.

Les eaux de surface étudiées contiennent plusieurs éléments dissous dont les prépondérants sont Na, K, Fe et Ca. Toutes ces eaux respectent les directives de la FAO en ce qui concerne les éléments majeurs étudiés sauf les teneurs en Fe (de 0,07 à 7,18 mg/L) qui sont néfastes pour les humains et souvent pour la vie aquatique. Les valeurs élevées des teneurs en Fe seraient liées d'une part à son abondance dans la lithologie de la zone d'étude et d'autre part aux activités anthropiques (extractions minières et agricultures...) qui, à travers l'érosion et le lessivage des sols, permettent leur transfert vers la colonne des cours d'eau.

Des éléments traces minéraux comme As et Cd dans les eaux de surface ont des teneurs qui dépassent parfois les directives fixées par la FAO pour certaines stations, occasionnant ainsi la détérioration de la qualité de ces eaux. Ces deux éléments seraient libérés dans le sol par l'altération des minéraux des roches et par les rejets des activités anthropiques vont être dispersés dans les cours d'eau grâce à l'érosion. En effet, l'ingestion de ces éléments est à l'origine de nombreuses pathologies sévères comme les cancers du poumon, des voies respiratoires et digestives ou encore l'insuffisance rénale, les vomissements, etc. (Alessio *et al.*, 2000 ; Rocca *et al.*, 2010). D'autres travaux effectués sur la pollution des cours d'eau au Nigeria (Ajayi & Osibanjo, 1981 ; Ogunlowo, 1991 ; Okoye, 1991) et des cours d'eau du delta du Niger (Kakulu & Osibanjo, 1991) ont montré qu'à l'exception du Fe, les concentrations de la plupart des métaux lourds présents dans les eaux de surface sont généralement inférieures à la moyenne mondiale des eaux de surface et aux normes internationales se rapportant à l'eau potable.

Concernant l'indice de qualité des eaux de surface (IQE) utilisé pour évaluer la qualité globale des eaux étudiées dans la zone Ity-Floleu, les résultats ont montré que ces eaux sont de bonne qualité. La qualité de l'eau du fleuve Cavally, de la rizière Ity et de la rivière Floleu est bonne pour la protection de la vie aquatique et pour l'irrigation. La qualité de ces eaux de surface est préservée, seule une menace ou une détérioration mineure est observée ; les conditions s'écartent rarement des niveaux naturels ou souhaitables.

Dans l'eau du fleuve Cavally, le pH, la turbidité et les concentrations en phosphates ne respectent pas parfois les recommandations de la FAO pour les eaux de surface traduisant ainsi l'impact des activités humaines. Pour les eaux de la rizière Ity, les concentrations de fer, de plomb, de phosphate et le pH dépassent parfois les directives recommandées par la FAO pour l'irrigation des cultures. Cette détérioration semble attribuable aux concentrations naturelles normales des milieux humides, aux acides organiques naturels et à la géologie mais influencée par des apports de polluants issus des activités agricoles. En ce qui concerne les eaux de la rivière Floleu, elles sont exposées aux polluants domestiques du village, des activités minières et aux polluants agricoles. Cependant, les concentrations de fer, de cuivre, de plomb, de nitrates, la turbidité et le pH ne respectent pas souvent les recommandations de la FAO. Par conséquent, ces eaux constituent une menace pour la vie aquatique et peuvent présenter un risque pour la santé. Ce cours d'eau contient des eaux colorées, nauséabondes, à faible pH car elles sont fréquemment détériorées par les activités anthropiques telles que l'orpillage et les effluents domestiques et de l'agriculture (engrais organiques ou minéraux, pesticides...). Dans ce dernier cas, ces activités anthropiques révèlent un plus grave problème environnemental. Par conséquent, l'utilisation des eaux de surface de notre zone d'étude pour l'irrigation des cultures et la consommation des poissons issus de ces eaux pourrait constituer les risques de bioaccumulation et de toxicité pouvant engendrer des impacts négatifs sur la santé de la population.

La caractérisation des eaux de puits dans le secteur d'Ity-Floleu montre que la température des eaux des stations étudiées est généralement basse et varie de 25,42 à 27,82 °C avec une moyenne de 26,97 °C. Cette température est proche des températures atmosphériques ambiantes définies par les données météorologiques (25,6 °C), car étant en zone tropicale, les températures descendent rarement en dessous de 25 °C. Le pH varie de 3,75 à 5,37 avec une moyenne de 4,55. Cela indique que les eaux de puits sont acides, donc elles présentent des effets corrosifs. Selon Eblin *et al.* (2014), cette acidité pourrait provenir de la décomposition de la matière organique végétale avec la production de CO₂ dans les couches superficielles du

sol sous l'action des activités biologiques. L'acidité des eaux de puits constituent l'un des traits caractéristiques des eaux de Côte d'Ivoire. Des observations similaires ont été faites par des auteurs qui ont révélé l'acidité des eaux souterraines dans certaines régions de la Côte d'Ivoire, notamment les régions de Katiola (Oga *et al.*, 2010), de Bingerville (Kanohin *et al.*, 2017) et de San-Pédro (Lasm *et al.*, 2011). Les valeurs du TDS varient de 3,00 à 116,5 mg/L avec une moyenne de 22,15 mg/L. Les valeurs du potentiel redox se situent entre 26,40 et 65,80 mV et sa moyenne est de 43,58 mV. Les analyses des valeurs du TDS montrent que ces eaux sont faiblement minéralisées et celles du potentiel redox indiquent que toutes les eaux de puits sont dans des conditions oxydantes pendant les deux saisons. En accord avec Eblin *et al.* (2014), cette faible minéralisation serait donc acquise par deux phénomènes dont le phénomène de dissolution par hydrolyse acide des minéraux de la roche, avec le mécanisme d'oxydoréduction et le phénomène d'infiltration d'eaux superficielles. Des mesures effectuées dans les eaux souterraines au Congo ont montré des variations des TDS entre 40,4 mg/L et 229,8 mg/L (Matini *et al.*, 2009) plus élevées que celles obtenues dans cette étude. Dans le même sens, au Mali, les valeurs des TDS mesurées dans les eaux douces indiquent qu'en saison sèche, ils se situent entre 12 et 720 mg/L, alors qu'en saison chaude l'écart se creuse, se situant entre 10,5 et 3950 mg/L (Coulibaly, 2005). Les valeurs de la conductivité électrique vont de 5,00 à 280,50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une moyenne de 63,28 $\mu\text{S}/\text{cm}$. D'une façon générale la conductivité électrique de ces eaux est faible par rapport à celles des eaux minérales qui se situent entre 200 et 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Hade, 2002). Les valeurs de la salinité vont de 0 à 45,29 % avec une moyenne de 14,98 %. Ces résultats plus faibles durant la saison des pluies montrent que la recharge des nappes est essentiellement tributaire des eaux de pluies conformément aux travaux de Loukman *et al.*, (2017). Ce sont principalement les précipitations qui alimentent les nappes d'eaux souterraines à partir de zones de recharge. Les valeurs de la turbidité sont comprises entre 0 et 71 UTN et une moyenne de 16,57 UTN. Les valeurs peu élevées de la turbidité dans toutes les stations lors de la saison pluvieuse pourraient montrer le renouvellement des réserves de la nappe souterraine par l'eau de pluie par infiltration et percolation en fonction de la perméabilité du sol et de sa nature. La turbidité affecte beaucoup la potabilité d'une eau de boisson. Les consommateurs ont très souvent des exigences par rapport à ce paramètre. L'oxygène dissous varie de 0,13 à 3,04 mg/L avec une moyenne de 1,68 mg/L. A propos des anions majeurs, les teneurs en nitrates dans toutes les stations ne respectent pas les directives de l'OMS en toute saison et celles des phosphates pendant la saison sèche. Au-delà de 100 mg/L de nitrate, l'eau ne doit ni être bue ni être utilisée pour préparer les aliments (OMS, 2017). La dégradation de la qualité de l'eau souterraine de la

zone d'étude est liée essentiellement à la présence des nitrates et des phosphates. Toutes les formes d'azote (azote organique, ammoniacque, nitrites, etc.) sont susceptibles d'être à l'origine des nitrates par un processus d'oxydation biologique. Les nitrates sont des sels très solubles qui sont facilement entraînés en profondeur par les eaux d'infiltration. Les apports phosphatés dans les eaux de puits font majoritairement, voire uniquement, référence à des impacts liés à des problèmes d'assainissement, plus qu'à des pratiques agricoles : effluents de dispositifs septiques (Robertson *et al.*, 1998), absence d'assainissement. Les eaux de puits contiennent des éléments dissous dont les prédominants sont Fe, Na, K et Ca. Toutes ces eaux de puits respectent les directives de l'OMS en ce qui concerne les éléments majeurs étudiés sauf les teneurs en Fe. Le fer se trouve naturellement dans la couche aquifère mais les concentrations, dans les eaux de puits, peuvent augmenter du fait des activités des hommes (extractions minières, ...). Le caractère acide des eaux s'expliquerait aussi par l'oxydation de minéraux de fer (comme la pyrite) qui libérerait des protons (H^+) dans les eaux de puits. Les résultats des ETM montrent que seules les concentrations de Pb dans les eaux de puits sont relativement élevées dans la plupart des stations étudiées. Excepté le Zn, tous les ETM étudiés ont des teneurs qui dépassent parfois les normes de potabilité fixées par l'OMS pour quelques stations surtout en saison sèche, occasionnant ainsi la détérioration de la qualité de ces eaux de puits. Les teneurs élevées de ces ETM dans les eaux de puits seraient dues à des apports d'ETM résultant d'activités anthropiques (activités minières, agricultures, ...) pratiquées pendant cette saison. Des résultats similaires ont été trouvés par Pelig-Ba *et al.* (1991) qui ont évalué le degré de contamination de l'eau souterraine potable provenant des plaines d'Accra et des hauteurs du Ghana. Ils ont trouvé que, dans certaines zones, les concentrations de Pb, Cr et Fe dépassaient les limites indicatives préconisées par l'OMS concernant l'eau potable. Selon ces auteurs, les plaines d'Accra sont dominées par la métropole Accra-Tema où se trouvent près de 60 % de toutes les industries ghanéennes.

Quant à la qualité globale des eaux de puits étudiées à partir de l'évaluation de l'indice de qualité (WQI), les résultats ont montré que sur l'ensemble des eaux étudiées, 85,7 % sont de qualité impropre à la boisson en saison sèche et 28,6 % en saison pluvieuse. Les résultats des analyses indiquent que les concentrations en cadmium et en nitrate présentent des valeurs qui dépassent parfois les directives OMS. Ainsi, ces fortes valeurs influencent la qualité globale des eaux étudiées comme l'attestent les résultats du WQI. Ces résultats ont montré que la majorité des eaux de puits de la zone d'étude sont de mauvaise qualité due au pH, à la turbidité, à l'oxygène dissous, aux concentrations en fer et plomb surtout en saison sèche. Pendant que la contamination par le plomb semble d'origine minière comme le montre les

résultats des analyses des eaux de puits, celle du fer pourrait avoir une origine naturelle ou provenir des activités agricoles du fait de la généralisation de la contamination dans le secteur étudié. Par ailleurs, les effluents miniers étant chargés d'éléments traces minéraux, peuvent provoquer la pollution des eaux de puits via les eaux de surface. Par conséquent, la consommation ou l'utilisation pour l'irrigation agricole de ces eaux de puits pourrait constituer les risques de bioaccumulation et de toxicité et engendrer des impacts négatifs sur la santé de la population.

Conclusion partielle

Dans ce chapitre, les résultats obtenus ont permis de caractériser les eaux en comparant les valeurs moyennes des paramètres par saison aux directives de l'OMS et de la FAO pour trouver la qualité des eaux. Nous avons aussi calculé l'indice de qualité des eaux qui a permis de connaître le niveau de qualité globale des eaux et leur effet sur le consommateur et l'ichtyofaune. Nos résultats ont montré que la qualité des eaux du fleuve Cavally, de la rizière Ity et de la rivière Floleu est de bonne qualité pour la protection de la vie aquatique et l'irrigation agricole. Sur l'ensemble des eaux de puits étudiées 85,7 % sont de qualité impropre à la boisson en saison sèche et en saison pluvieuse 28,6 %. L'utilisation des eaux de surface de notre zone d'étude pour l'irrigation agricole et la consommation des eaux de puits pourraient constituer des risques de bioaccumulation et de toxicité pouvant engendrer des impacts négatifs sur la santé de la population.

Chapitre 6 : Niveau de contamination des sédiments, des sols agricoles et des poissons

6.1. Contamination minérale des sédiments et des sols agricoles

6.1.1. Facteur de contamination (FC)

Le tableau XIV montre les valeurs de FC calculées au niveau des stations d'échantillonnage de la présente étude en fonction des deux saisons (sèche et pluvieuse). Les résultats d'analyses enregistrés dans les stations de sédiments et de sols agricoles de la zone d'étude n'ont indiqué aucune présence de bore (B) durant les deux années.

Tableau XIV : Valeurs de facteur de contamination (FC) dans les sédiments et les sols agricoles dans chaque station en fonction des saisons.

Stations	Saisons	Fe	Mn	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
S ₁	SS	0,44	0,01	307,13	0,02	0,19	0,49	105,91	0,00	6,99	1,12
	SP	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	1,73	28,45	0,00	0,00	0,00
S ₂	SS	0,24	0,03	0,25	0,00	0,11	0,09	2,63	0,00	1,16	1,17
	SP	0,14	0,00	0,00	0,00	0,03	6,35	10,45	0,00	12,56	0,00
S ₃	SS	0,68	0,02	6,29	191,57	0,19	5,36	2,26	0,00	0,00	1,14
	SP	0,31	0,00	29,25	0,00	0,02	6,29	0,00	1,00	0,08	0,00
S ₄	SS	0,27	0,00	0,68	0,17	0,01	0,12	0,00	0,00	0,03	0,50
	SP	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	3,09	59,55	0,00	0,00	0,00
S ₅	SS	0,25	0,02	20,19	0,06	0,15	0,20	3,24	0,00	0,19	0,64
	SP	0,02	0,00	0,00	0,00	0,02	2,88	0,00	0,00	0,13	0,00
S ₆	SS	0,27	0,04	389,95	0,00	0,19	0,87	2,28	0,00	1,26	9,15
	SP	0,02	0,00	0,00	0,00	0,03	3,51	0,00	0,00	0,14	0,00
T ₁	SS	0,52	0,03	231,86	62,60	0,15	1,16	41,05	0,00	0,93	0,95
	SP	0,17	0,00	0,08	57,27	0,02	0,01	3,95	0,00	0,31	0,00
T ₂	SS	0,49	0,05	1,07	0,45	0,14	2,74	0,00	0,39	0,10	0,94
	SP	0,26	0,00	0,00	24,83	0,03	0,55	3,22	0,00	2,27	0,00
T ₃	SS	0,37	0,03	1,55	0,00	0,11	0,36	0,00	0,00	0,00	1,76
	SP	0,13	0,00	0,00	0,00	0,02	4,90	3,32	0,00	0,06	0,00

Contamination :

Faible

Modérée

Considérable

Très forte

Les valeurs de FC obtenues pour toutes les stations peuvent être classées comme suit :

Très forte contamination :

- As aux stations S₁ (FC = 307,13), S₃ (FC = 6,29), S₅ (FC = 20,19), S₆ (FC = 389,95) et T₁ (FC = 231,86) en période sèche avec une valeur maximale en S₁ et à la station S₃ (FC = 29,25) en période pluvieuse ;

- Cd aux stations S₃ (FC = 191,57) et T₁ (FC = 62,60) en période sèche avec une valeur maximale en S₃ et aux stations T₁ (FC = 57,27) et T₂ (FC = 24,83) en période pluvieuse ;
- Cu aux stations S₂ (FC = 6,35) et S₃ (FC = 6,29) en période pluvieuse ;
- Hg aux stations S₁ (FC = 105,91) et T₁ (FC = 41,05) en période sèche et aux stations S₁ (FC = 28,5), S₂ (FC = 10,45) et S₄ (FC = 59,55) en période pluvieuse ;
- Pb aux stations S₁ (FC = 6,99) en période sèche et S₂ (FC = 12,56) en période pluvieuse ;
- Zn à la station S₆ (FC = 9,15) en période sèche.

Contamination considérable :

- Cu à la station S₃ (FC = 5,36) en période sèche et aux stations S₄ (FC = 3,09), S₆ (FC = 3,51) et T₃ (FC = 4,90) en période pluvieuse ;
- Hg à la station S₅ (FC = 3,24) en période sèche et aux stations T₁ (FC = 3,95), T₂ (FC = 3,22) et T₃ (FC = 3,32) en période pluvieuse.

Contamination modérée :

- As aux stations T₂ (FC = 1,07) et T₃ (FC = 1,55) en période sèche ;
- Cu aux stations T₁ (FC = 1,16) et T₂ (FC = 2,74) en période sèche et aux stations S₁ (FC = 1,73) et S₅ (FC = 2,88) en période pluvieuse ;
- Hg aux stations S₂ (FC = 2,63), S₃ (FC = 2,26) et S₆ (FC = 2,28) en période sèche ;
- Pb stations S₂ (FC = 1,16) et S₆ (FC = 1,26) en période sèche et à la station T₂ (FC = 2,27) en période pluvieuse ;
- Ni à la station S₃ (FC = 1,00) en période pluvieuse ;
- Zn aux stations S₁ (FC = 1,12), S₂ (FC = 1,17), S₃ (FC = 1,14) et T₃ (FC = 1,76) en période sèche.

On constate qu'aucune contamination (FC = 0) n'a été relevée pour Ni dans la quasi-totalité des stations excepté une contamination modérée à la station S₃ (FC = 1,00) en saison pluvieuse et une faible contamination à la station T₂ (FC = 0,39) en saison sèche. On observe une faible contamination (FC < 1) pour Fe, Mn et Cr dans la plupart des stations pendant les deux saisons. Les valeurs élevées de FC > 3 concernant les éléments As, Cd, Cu et Hg révèlent une forte contamination dans plusieurs stations de la zone d'étude.

6.1.2. Facteur d'enrichissement (FE)

Le tableau XV présente le facteur d'enrichissement calculé au niveau de chaque site de prélèvement en fonction des saisons caractéristiques (saison sèche et saison pluvieuse).

Tableau XV : Valeurs du facteur d'enrichissement (FE) dans les sédiments et les sols agricoles par station en fonction des saisons.

Stations	Saisons	Fe	Mn	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
S ₁	SS	726,55	17,75	10416,19	40,98	320,12	819,07	176008,37	0,00	11622,38	1866,59
	SP	0,70	0,18	0,00	0,00	155,21	8408,87	138511,45	0,00	1,29	0,00
S ₂	SS	51,51	5,53	52,08	0,00	23,74	19,45	556,37	0,00	244,71	248,46
	SP	41,26	0,00	0,00	0,00	8,56	1937,21	3191,35	0,00	3834,15	0,00
S ₃	SS	242,88	8,29	2248,06	68452,20	69,32	1914,32	808,23	0,00	0,00	406,53
	SP	139,62	0,01	13279,33	0,00	11,30	2857,31	0,00	455,08	38,46	0,00
S ₄	SS	910,66	0,00	2276,07	584,61	27,71	410,71	0,00	0,00	87,41	1663,06
	SP	0,30	0,00	0,00	0,00	49,51	8696,19	167352,49	0,00	0,99	0,00
S ₅	SS	182,64	14,39	14937,37	44,86	111,98	148,95	2397,39	0,00	141,20	470,49
	SP	93,86	0,00	0,00	0,00	80,09	13154,89	0,00	0,00	607,00	0,00
S ₆	SS	186,70	31,11	270047,13	0,00	131,10	604,73	1578,37	0,00	875,84	6339,19
	SP	48,83	0,00	0,00	0,00	65,01	7500,54	0,00	0,00	296,41	0,00
T ₁	SS	265,80	15,52	118825,81	32083,41	76,34	595,46	21038,68	0,00	474,99	489,07
	SP	172,83	0,65	81,22	59256,92	21,94	12,30	4081,91	0,00	319,51	0,00
T ₂	SS	453,45	48,09	998,36	416,79	127,64	2557,92	0,00	362,26	94,24	882,69
	SP	352,84	0,30	0,00	33349,53	43,32	738,14	4330,16	0,00	3046,75	0,00
T ₃	SS	850,47	74,30	3522,80	0,00	253,72	806,82	0,00	0,00	0,00	4000,92
	SP	613,01	0,00	0,00	0,00	102,68	22475,74	15215,88	0,00	269,70	0,00

Enrichissement :

Naturel

Anthropique

Globalement, les stations sont caractérisées par les deux types d'enrichissements (naturel et anthropique) le plus souvent d'origine anthropique ($FE > 1,5$). Toutes les stations étudiées présentent un enrichissement extrêmement sévère en Cu ($19,45 < FE < 22475,74$) et un enrichissement sévère en Cr ($11,30 < FE < 320,12$) en toutes saisons. Les résultats indiquent que la grande majorité des sédiments et des sols agricoles présentent un enrichissement extrêmement sévère en Fe ($41,26 < FE < 910,66$) et en Pb ($38,46 < FE < 11622,38$) en toutes saisons. Il y a aussi un enrichissement extrêmement sévère en Mn, As, Cd, Hg, Pb et Zn pendant la saison sèche, et en Hg et Pb au niveau de plusieurs stations en saison pluvieuse. Pendant les deux saisons, il n'y a pas d'enrichissement en Ni dans les différentes stations sauf aux stations S₃ ($FE = 455,08$) en saison pluvieuse et T₂ ($FE = 362,26$) en saison sèche où l'on observe un enrichissement extrêmement sévère. Pendant la saison sèche, il n'y a pas

d'enrichissement en Cd aux stations S₂, S₆ et T₃, en Hg aux stations S₄, T₂ et T₃ et en Pb aux stations S₃ et T₃. Durant la saison pluvieuse, il n'y a pas d'enrichissement en éléments majeurs et ETM pour certaines stations surtout en Zn pour toutes les stations. Les calculs de FE ont montrés une altération naturelle en Ni pour toutes les stations en toutes saisons sauf à la station S₃ en saison pluvieuse et à la station T₂ en saison sèche. Il y a aussi une altération naturelle en Fe, Mn, As, Cd, Hg, Pb et Zn au niveau de certaines stations. L'ordre d'enrichissement par saison en éléments majeurs et ETM dans les sédiments dans la zone Ity-Floleu s'établit comme suit pendant la saison sèche : As > Hg > Cd > Cu > Pb > Zn > Fe > Cr > Mn > Ni et pendant la saison pluvieuse : Hg > Cu > As > Pb > Cr > Ni > Fe > Mn > Cd > Zn.

Dans les sols agricoles, l'ordre d'enrichissement est le suivant en saison sèche : As > Cd > Hg > Cu > Zn > Fe > Pb > Cr > Ni > Mn et en saison pluvieuse : Cd > Hg > Cu > Pb > Fe > Cr > As > Mn > Zn > Ni.

6.1.3. Indice de pollution sédimentaire (IPS)

Les valeurs de l'indice de pollution sédimentaire des sédiments des cours d'eau et des sols agricoles sont largement supérieures à 20 en toutes saisons (Tableau XVI).

Tableau XVI : Valeurs de l'indice de pollution sédimentaire (IPS) dans les sédiments et les sols agricoles au niveau de chaque station en fonction des saisons.

Stations	Saisons	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	IPS
S ₁	SS	6972,90	33,59	0,87	4,48	24044,86	0,00	158,78	5,10	31220,58
	SP	0,00	0,00	0,42	45,95	18922,33	0,00	0,02	0,00	18968,72
S ₂	SS	0,71	0,00	0,06	0,11	76,01	0,00	3,34	0,68	80,91
	SP	0,00	0,00	0,02	10,59	435,98	0,00	52,38	0,00	498,96
S ₃	SS	30,71	56108,36	0,19	10,46	110,41	0,00	0,00	1,11	56261,24
	SP	181,41	0,00	0,03	15,61	0,00	2,49	0,53	0,00	200,07
S ₄	SS	31,09	479,19	0,08	2,24	0,00	0,00	1,19	4,54	518,34
	SP	0,00	0,00	0,14	47,52	22862,36	0,00	0,01	0,00	22910,03
S ₅	SS	204,06	36,77	0,31	0,81	327,51	0,00	1,93	1,29	572,68
	SP	0,00	0,00	0,22	71,88	0,00	0,00	8,29	0,00	80,40
S ₆	SS	3689,17	0,00	0,36	3,30	215,62	0,00	11,96	17,32	3937,74
	SP	0,00	0,00	0,18	40,99	0,00	0,00	4,05	0,00	45,21
T ₁	SS	1623,30	26297,87	0,21	3,25	2874,14	0,00	6,49	1,34	30806,60
	SP	1,11	48571,24	0,06	0,07	557,64	0,00	4,36	0,00	49134,48
T ₂	SS	13,64	341,63	0,35	13,98	0,00	1,98	1,29	2,41	375,27
	SP	0,00	27335,68	0,12	4,03	591,55	0,00	41,62	0,00	27973,00
T ₃	SS	48,13	0,00	0,69	4,41	0,00	0,00	0,00	10,93	64,16
	SP	0,00	0,00	0,28	122,82	2078,67	0,00	3,68	0,00	2205,46

Les valeurs de l'IPS des sédiments des cours d'eau et des sols agricoles sont largement supérieures à 20 en toutes saisons.

Nos stations de sédiments et de sols agricoles peuvent être classées par ordre décroissant de pollution par saison selon les valeurs de l'IPS. Pendant la saison sèche, les stations de sédiments les plus polluées au moins polluées sont les suivantes : $S_3 > S_1 > S_6 > S_5 > S_4 > S_2$ et pendant la saison pluvieuse : $S_4 > S_1 > S_2 > S_3 > S_5 > S_6$.

En saison sèche, les stations de sols agricoles les plus polluées au moins polluées sont : $T_1 > T_2 > T_3$ et pendant la saison pluvieuse : $T_1 > T_2 > T_3$.

6.1.4. Indice de géoaccumulation (Igeo)

Le tableau XVII indique les valeurs de l'Igeo obtenues au niveau des stations de sédiments et de sols agricoles par saison.

Tableau XVII : Valeurs de l'indice de géoaccumulation (Igeo) dans les sédiments et les sols agricoles dans chaque station en fonction des saisons.

Stations	Saisons	Fe	Mn	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
S ₁	SS	-1,78	-7,13	7,68	-5,93	-2,96	-1,61	6,14		2,22	-0,42
	SP	-13,36	-15,27			-5,56	0,20	4,25		-12,47	
S ₂	SS	-2,62	-5,84	-2,61		-3,74	-4,03	0,81		-0,37	-0,35
	SP	-3,47	-16,59			-5,74	2,08	2,80		3,07	
S ₃	SS	-1,14	-6,01	2,07	7,00	-2,95	1,84	0,59			-0,40
	SP	-2,29	-16,59	4,29		-5,91	2,07		-0,58	-4,15	
S ₄	SS	-2,46		-1,14	-3,10	-7,50	-3,61			-5,84	-1,59
	SP	-13,77				-6,41	1,04	5,31		-12,05	
S ₅	SS	-2,60	-6,27	3,75	-4,63	-3,31	-2,90	1,11		-2,97	-1,24
	SP	-6,19				-6,42	0,94			-3,50	
S ₆	SS	-2,48	-5,06	8,02		-2,99	-0,78	0,60		-0,25	2,61
	SP	-6,04				-5,62	1,23			-3,44	
T ₁	SS	-1,53	-5,63	7,27	5,38	-3,33	-0,37	4,77		-0,69	-0,65
	SP	-3,17	-11,23	-4,26	5,25	-6,14	-6,98	1,40		-2,28	
T ₂	SS	-1,63	-4,87	-0,49	-1,75	-3,46	0,87		-1,95	-3,89	-0,67
	SP	-2,51	-12,69		4,05	-5,54	-1,45	1,10		0,60	
T ₃	SS	-2,00	-5,52	0,05		-3,75	-2,08				0,23
	SP	-3,49				-6,07	1,71	1,15		-4,67	

Sédiment et sol agricole :

Non pollué

Pollué

Selon le tableau, les valeurs de l'Igeo obtenues montrent que les sédiments sont extrêmement pollués en As aux stations S₁ (Igeo = 7,68) et S₆ (Igeo = 8,02) pendant la saison sèche.

Les stations S₃ (Igeo = 7,00) durant la saison sèche sont aussi extrêmement pollués en Cd. De même, les sédiments sont extrêmement pollués en Hg à la station S₁ (Igeo = 6,14) en saison sèche et à la station S₄ (Igeo = 5,31) en saison pluvieuse.

Les sédiments passent de fortement pollués à extrêmement pollués en As à la station S₃ (Igeo = 4,29) et en Hg à la station S₁ (Igeo = 4,25) pendant la saison pluvieuse.

La station S₅ est fortement polluée en As (Igeo = 3,75) durant la saison sèche et la station S₂ en Pb (Igeo = 3,07) durant la saison pluvieuse.

Les sédiments modérément pollués à fortement pollués en As sont localisés à la station S₃ (Igeo = 2,07), en Pb à la station S₁ (Igeo = 2,22) et en Zn à la station S₆ (Igeo = 2,61) en saison sèche et en Cu aux stations S₂ (Igeo = 2,08) et S₃ (Igeo = 2,07), en Hg à la station S₂ (Igeo = 2,80) en saison pluvieuse.

Les sédiments sont modérément pollués en Cu à la station S₃ (Igeo = 1,84) pendant sèche et aux stations S₄ (Igeo = 1,04), S₆ (Igeo = 1,23) pendant la saison pluvieuse.

Les sédiments non pollués à modérément pollués en Hg aux stations S₂ (Igeo = 0,81), S₃ (Igeo = 0,59) et S₆ (Igeo = 0,60) durant la sèche et aux stations en Cu aux stations S₁ (Igeo = 0,20) et S₅ (Igeo = 0,94) durant la saison pluvieuse.

Les valeurs de l'Igeo obtenues indiquent que les sols agricoles sont extrêmement pollués en As à la station T₁ (Igeo = 7,27) en période sèche. La station T₁ durant la saison sèche (Igeo = 5,38) et la saison pluvieuse (Igeo = 5,25) sont aussi extrêmement pollués en Cd.

Les sols agricoles qui passent de fortement pollués à extrêmement pollués en Hg sont observés à la station T₁ (Igeo = 4,77) en saison sèche et en Cd à la station T₂ (Igeo = 4,05) en saison pluvieuse. Les sols agricoles sont modérément pollués en Cu à la station T₃ (Igeo = 1,71) en période pluvieuse. Les stations T₁ (Igeo = 1,40), T₂ (Igeo = 1,10) et T₃ (Igeo = 1,15) révèlent également une pollution modérée en Hg pendant la saison pluvieuse. Les sols agricoles sont non pollués à modérément pollués en As à la station T₃ (Igeo = 0,05), en Cu à la station T₂ (Igeo = 0,87) et en Zn à la station T₃ (Igeo = 0,23) pendant la sèche et en Pb à la station T₂ (Igeo = 0,60) pendant la saison pluvieuse. Les stations T₁ (Igeo = 1,40), T₂ (Igeo = 1,10) et T₃ (Igeo = 1,15) montrent aussi une pollution modérée en Hg durant la saison pluvieuse.

Au regard du tableau, toutes les stations de sédiments et de sols agricoles ne sont pas pollués en Fe, Mn, Cr et Ni pendant les deux saisons.

6.1.5. Indice de risque écologique potentiel (RI)

Les valeurs du coefficient de risque écologique (E_r^i) et de l'indice de risque écologique (RI) associé à chaque station pendant les deux saisons rapportées dans le tableau XVIII ont permis d'évaluer le risque écologique que peut engendrer leur contamination.

Tableau XVIII : Valeurs du coefficient de risque écologique (E_r^i) pour chaque élément et de l'indice de risque écologique (RI) par station pendant les deux saisons.

Stations	Saisons	E_r^i								RI
		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	
S ₁	SS	3071,33	0,74	0,39	2,46	4236,38	0,00	34,97	1,12	7347,39
	SP	0,00	0,00	0,06	8,64	1138,07	0,00	0,00	0,00	1146,77
S ₂	SS	2,46	0,00	0,22	0,46	105,24	0,00	5,79	1,17	115,35
	SP	0,00	0,00	0,06	31,73	418,14	0,00	62,79	0,00	512,72
S ₃	SS	62,91	5747,17	0,39	26,79	90,48	0,00	0,00	1,14	5928,87
	SP	292,50	0,00	0,05	31,47	0,00	5,01	0,42	0,00	329,45
S ₄	SS	6,80	5,24	0,02	0,61	0,00	0,00	0,13	0,50	13,30
	SP	0,00	0,00	0,04	15,47	2381,99	0,00	0,00	0,00	2397,50
S ₅	SS	201,86	1,82	0,30	1,01	129,59	0,00	0,95	0,64	336,17
	SP	0,00	0,00	0,04	14,41	0,00	0,00	0,66	0,00	15,11
S ₆	SS	3899,50	0,00	0,38	4,37	91,17	0,00	6,32	9,15	4010,89
	SP	0,00	0,00	0,06	17,54	0,00	0,00	0,69	0,00	18,30
T ₁	SS	2318,65	1878,13	0,30	5,81	1642,11	0,00	4,63	0,95	5850,59
	SP	0,79	1718,24	0,04	0,06	157,81	0,00	1,54	0,00	1878,48
T ₂	SS	10,68	13,38	0,27	13,69	0,00	1,94	0,50	0,94	41,41
	SP	0,00	745,00	0,06	2,75	128,98	0,00	11,34	0,00	888,13
T ₃	SS	15,53	0,00	0,22	1,78	0,00	0,00	0,00	1,76	19,30
	SP	0,00	0,00	0,04	24,51	132,75	0,00	0,29	0,00	157,60

Risque : Faible Modérée Considérable Très élevé Sévère

Les résultats obtenus dans le tableau XVIII montrent que les sédiments présentent un risque écologique sévère ($E_r^i > 320$) lié à l'As aux stations S₁ ($E_r^{As} = 3071,33$) et S₆ ($E_r^{As} = 3899,50$) en saison sèche, au Cd à la station S₃ ($E_r^{Cd} = 957,86$) en saison sèche et au Hg à la station S₁ ($E_r^{Hg} = 4236,38$) en saison sèche et aux stations S₁ ($E_r^{Hg} = 1138,07$), S₂ ($E_r^{Hg} = 418,14$) et S₄ ($E_r^{Hg} = 2381,99$) en saison pluvieuse. Les sédiments présentent aussi un risque écologique très élevé ($160 < E_r^i \leq 320$) lié à l'As à la station S₃ ($E_r^{As} = 292,50$) en saison pluvieuse et à la station S₅ ($E_r^{As} = 201,86$) en saison sèche. Les sédiments présentent aussi un risque écologique considérable ($80 < E_r^i \leq 160$) lié au Hg aux stations S₂ ($E_r^{Hg} = 105,24$), S₃ ($E_r^{Hg} = 90,48$), S₅ ($E_r^{Hg} = 129,59$) et S₆ ($E_r^{Hg} = 91,17$) en saison sèche. Les sédiments présentent un risque écologique modéré ($40 < E_r^i \leq 80$) lié à l'As à la station S₃ ($E_r^{As} = 105,24$) en saison sèche et lié au Pb à la station S₂ ($E_r^{Pb} = 105,24$) en saison pluvieuse.

L'analyse des résultats indiquent que les sols agricoles présentent un risque écologique sévère lié à l'As à la station T₁ ($E_r^{As} = 2318,65$), au Cd à la station T₁ ($E_r^{Cd} = 1878,13$) et au Hg à la station T₁ ($E_r^{Hg} = 1642,11$) pendant la saison sèche et pendant la saison pluvieuse au Cd aux stations T₁ ($E_r^{Cd} = 1718,24$) et T₂ ($E_r^{Cd} = 745,00$). Les sols agricoles montrent un risque écologique considérable lié au Hg aux stations T₂ ($E_r^{Hg} = 128,98$) et T₃ ($E_r^{Hg} = 132,75$) en saison pluvieuse. On observe aussi un risque écologique modéré lié au Hg à la station T₁ ($E_r^{Hg} = 157,81$) en saison pluvieuse.

Les résultats indiquent que la grande majorité des sédiments et des sols agricoles analysés présente un risque écologique faible lié aux métaux Cr, Cu, Ni, Pb et Zn car les valeurs de E_r^i sont inférieures à 40 au niveau de la quasi-totalité des stations, que ce soit en saison pluvieuse et sèche sauf en Pb à la station S₂ en saison pluvieuse où on observe un risque écologique modéré.

6.1.6. Facteurs de transmission (FT) eau/sédiment et sédiment/eau

Les valeurs des facteurs de transmission (FT) entre les sédiments et les eaux du fleuve Cavally (station 1, station 6, station 7 et station 16), de la rizière Ity (station 2) et de la rivière Floleu (station 13) en fonction des deux saisons au niveau d'une même station sont indiquées dans le tableau XIX. Particulièrement pour le mercure, il n'y a pas de transfert eau/sédiment et sédiment/eau en toutes saisons pour toutes les eaux de surface.

Tableau XIX : Valeurs des facteurs de transmission (FT) entre les eaux et les sédiments des stations en fonction des saisons.

Eaux	Facteur de transmission	Saisons	Fe	Mg	As	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Fleuve Cavally	eau/sédiment	SS	0	0,01	0,02	0	0	0	-	0,09	0
		SP	0	0	0	-	0,02	-	0	0	-
	sédiment/eau	SS	48073,07	130,95	47,20	-	-	-	0	11,20	3475,06
		SP	18969,44	9911,91	14625,00	0	59,56	-	-	-	0
Rizière Ity	eau/sédiment	SS	0	0,02	0	-	0	0	-	0	0
		SP	0	0	-	-	0,02	0	-	0,01	-
	sédiment/eau	SS	9369,64	63,76	-	0	-	-	-	-	-
		SP	16971,54	19015,25	0	-	61,73	-	-	153,82	0
Rivière Floleu	eau/sédiment	SS	0	0,01	0	0	0	-	-	0,08	0
		SP	1,28	0	-	-	0,05	0	-	66,30	-
	sédiment/eau	SS	80810,67	123,91	-	-	-	-	0	12,94	-
		SP	0,78	13587,53	0	-	20,90	-	-	0,02	-

Dans le fleuve Cavally, les FT eau/sédiment sont très inférieurs à 1 pour tous les éléments majeurs et ETM en toutes saisons. Alors il n'y a pas de transfert de ces éléments des sédiments vers les eaux du fleuve. Les FT sédiment/eau du Fe (48073,07), Mg (130,95), As (47,20), Pb (11,20) et Zn (3475,06) en saison sèche et ceux du Fe (18969,44), Mg (9911,91), As (14625,00) et Cu (59,56) en saison pluvieuse montrent que ces éléments sont transférés des eaux du fleuve vers les sédiments. Le Fe est l'élément le plus mobilisé en saison sèche (FT = 48073,07) et en saison pluvieuse (FT = 18969,44).

Dans la rizière Ity, les FT eau/sédiment sont très inférieurs à 1 pour tous les éléments en toutes saisons. Ainsi, il n'y a pas de transfert des éléments majeurs et ETM des sédiments vers les eaux de la rizière. Les FT sédiment/eau du Fe (9369,64) et Mg (63,76) en saison sèche et ceux du Fe (16971,54), Mg (19015,25), Cu (61,73) et Pb (153,82) en saison pluvieuse indiquent que ces éléments sont mobilisés des eaux de la rizière vers les sédiments. Le Fe est l'élément le plus mobilisé en saison sèche (FT = 9369,64) et le Mg en saison pluvieuse (FT = 19015,25).

Dans la rivière Floleu, les FT eau/sédiment du Fe (1,28) et du Pb (66,30) font constater que ces deux éléments sont entraînés des sédiments vers les eaux de la rivière en saison pluvieuse. Les FT sédiment/eau du Fe (80810,67), Mg (123,91) et Pb (12,94) en saison sèche et ceux du Mg (13587,53) et Cu (20,90) en saison pluvieuse montrent que ces éléments sont transférés des eaux de la rivière vers les sédiments. Le Fe est l'élément le plus mobilisé en saison sèche (FT = 80810,67) et le Mg en saison pluvieuse (FT = 13587,53).

6.2. Contamination des poissons par les éléments majeurs et ETM

6.2.1. Teneurs en éléments majeurs et ETM dans les poissons *Coptodon walteri* et *Chrysichthys teugelsi*

Les teneurs des éléments majeurs et ETM obtenues dans la chair et la peau des deux espèces de poissons sont enregistrées dans le tableau XX.

Tableau XX : Teneurs en éléments majeurs et ETM (mg/kg) de deux espèces de poissons capturées dans le fleuve Cavally.

Poissons Paramètres	<i>Coptodon walteri</i>		<i>Chrysichthys teugelsi</i>		Directives FAO/OMS	Normes internationales
	SS	SP	SS	SP		
Fe	980,10	33,52	1062,58	39,13		20
Mg	267,84	18,28	475,67	23,66		
As	1,19	0,58	1,60	0,19	0,1	3,5
Cd	0,02	0,49	<LQ	0,59	2	2
Cu	<LQ	189,84	<LQ	221,01	30	10
Hg	0,07	0,00	0,41	0,00	0,5	0,45
Ni	ND	ND	0,02	ND		
Pb	11,16	0,96	14,45	1,13	2	0,5

ND : élément non détecté

LQ : limite de quantification

Fer

Les teneurs en Fe obtenues chez *Coptodon walteri* varient de $33,52 \pm 15,90$ mg/kg pendant la saison pluvieuse à $980,10 \pm 142,56$ mg/kg pendant la saison sèche. Chez *Chrysichthys teugelsi*, elles varient de $39,13 \pm 15,78$ mg/kg pendant la saison pluvieuse à $1062,58 \pm 75,22$ mg/kg pendant la saison sèche. On observe une différence significative entre les deux saisons au niveau de chaque espèce de poisson. Les teneurs en fer sont plus élevées chez *Chrysichthys teugelsi* que chez *Coptodon walteri* surtout en saison sèche. Les teneurs en Fe chez les deux espèces sont largement au-dessus de la norme internationale (20 mg/kg) en toutes saisons.

Magnésium

Les teneurs en Mg détectées chez *Coptodon walteri* se situent entre $18,28 \pm 8,79$ mg/kg en saison pluvieuse et $267,84 \pm 119,15$ mg/kg en saison sèche. Chez *Chrysichthys teugelsi*, elles se situent entre $23,66 \pm 9,89$ mg/kg en saison pluvieuse et $475,67 \pm 88,67$ mg/kg en saison sèche. On remarque que les teneurs en Mg sont plus élevées chez *Chrysichthys teugelsi* que *Coptodon walteri* surtout en saison sèche.

Arsenic

Les teneurs en As enregistrées chez *Coptodon walteri* sont comprises entre $0,58 \pm 0,40$ mg/kg en saison pluvieuse et $1,19 \pm 0,78$ mg/kg en saison sèche. Chez *Chrysichthys teugelsi*, elles sont comprises entre $0,19 \pm 0,04$ mg/kg en saison pluvieuse et $1,60 \pm 0,89$ mg/kg en saison sèche. On constate que la différence des teneurs en As chez les deux espèces n'est pas significative pendant les deux saisons. Les teneurs en arsenic chez les deux espèces sont au-dessus de la valeur guide selon FAO/OMS (0,1 mg/kg) en toutes saisons.

Cadmium

Les teneurs en Cd chez *Coptodon walteri* vont de $0,02 \pm 0,01$ mg/kg pendant la saison sèche à $0,49 \pm 0,17$ mg/kg pendant la saison pluvieuse. Chez *Chrysichthys teugelsi*, elles vont d'une valeur en dessous de la limite de détection (0,0005 mg/kg) pendant la saison sèche à $0,59 \pm 0,17$ mg/kg pendant la saison pluvieuse. On note que la différence des teneurs en Cd chez les deux espèces pendant les deux saisons n'est pas significative. Les teneurs en Cd chez les deux espèces de poissons respectent la valeur guide de FAO/OMS et la norme internationale fixée à 2 mg/kg en toutes saisons.

Cuivre

Les teneurs en Cu chez *Coptodon walteri* varient entre une valeur en dessous de la limite de détection pendant la saison sèche et $189,84 \pm 86,62$ mg/kg pendant la saison pluvieuse. Chez *Chrysichthys teugelsi*, elles varient d'une valeur en dessous de la limite de détection pendant la saison sèche à $221,01 \pm 86,17$ mg/kg pendant la saison pluvieuse. On observe que les teneurs en Cu sont plus élevées chez *Chrysichthys teugelsi* que *Coptodon walteri* surtout en saison pluvieuse. Les teneurs en Cu chez les deux espèces en saison pluvieuse sont largement au-dessus de la valeur guide selon FAO/OMS (30 mg/kg) et la norme internationale (10 mg/kg).

Mercur

Les teneurs en Hg retrouvées chez *Coptodon walteri* se situent entre une valeur en dessous de la limite de détection pendant la saison pluvieuse et $0,07 \pm 0,02$ mg/kg en saison sèche. Chez *Chrysichthys teugelsi*, elles se situent entre une valeur en dessous de la limite de détection pendant la saison pluvieuse et $0,41 \pm 0,24$ mg/kg pendant la saison sèche. On observe que la différence des teneurs en Hg chez les deux espèces pendant les deux saisons n'est pas significative. Les teneurs en Hg chez *Coptodon walteri* et *Chrysichthys teugelsi* respectent la

valeur guide fixée par FAO/OMS (0,5 mg/kg) et la norme internationale (0,45 mg/kg) en toutes saisons.

Nickel

Le Ni n'a pas été détecté chez *Coptodon walteri* pendant les deux saisons. Chez *Chrysichthys teugelsi*, de faibles teneurs ont été enregistrées uniquement pendant la saison sèche ($0,02 \pm 0,01$ mg/kg). On constate que la différence des teneurs en Ni chez *Chrysichthys teugelsi* n'est pas significative pendant les deux saisons.

Plomb

Les teneurs en Pb obtenues chez *Coptodon walteri* sont comprises entre $0,96 \pm 0,55$ mg/kg en saison pluvieuse et $11,16 \pm 6,64$ mg/kg en saison sèche. Chez *Chrysichthys teugelsi*, elles sont comprises entre $1,13 \pm 0,85$ mg/kg en saison pluvieuse et $14,45 \pm 5,76$ mg/kg en saison sèche. On remarque que la différence des teneurs en Pb chez les deux espèces pendant les deux saisons n'est pas significative. Les teneurs en Pb chez les deux espèces de poisson sont au-dessus de la norme internationale (0,5 mg/kg) en toutes saisons et au-dessus de la valeur guide de FAO/OMS en saison sèche (2 mg/kg).

6.2.2. Facteur de bioconcentration (FBC) des ETM dans les poissons

Le tableau XXI présente les facteurs de bioconcentration (FBC) des éléments majeurs et des ETM dans la chair et la peau des deux espèces de poissons (*Coptodon walteri* et *Chrysichthys teugelsi*).

Tableau XXI : Valeurs des facteurs de bioconcentration (FBC) dans la chair et la peau de deux espèces de poissons étudiées en fonction des saisons.

Espèces de poissons	Saisons	Facteurs de bioconcentration (FBC)							
		Fe	Mg	As	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb
<i>Coptodon walteri</i>	SS	3213,44	1527,60	0,14	-	-	-	0,00	11,63
	SP	124,61	158,96	290,00	15,99	161,34	-	-	-
<i>Chrysichthys teugelsi</i>	SS	0,07	16,86	0,00	0,00	0,00	3,12	-	2,69
	SP	0,01	0,02	0,01	-	3,15	-	0,00	0,59

Ce tableau montre que le poisson *Coptodon walteri* subit dans l'eau une contamination en Fe, Mg et Pb pendant la saison sèche et en Fe, Mg, As, Cd et Cu pendant la saison pluvieuse. Le Ni présente des facteurs de bioconcentration (FBC) inférieurs à 1 en saison sèche. Ce qui

signifie qu'il n'y a pas de contamination en Ni pendant la saison sèche. L'ordre décroissant de la contamination des poissons *Coptodon walteri* dans l'eau du fleuve Cavally est : Fe > Mg > As > Cu > Cd > Pb.

L'espèce de poissons *Chrysichthys teugelsi* dans l'eau du fleuve Cavally est contaminée par le Mg, Hg et Pb en saison sèche et le Cu en saison pluvieuse. Il n'y a pas de contamination en Fe, As, Cd et Ni pendant les deux saisons chez *Chrysichthys teugelsi*. L'ordre décroissant de la contamination des poissons *Chrysichthys teugelsi* dans l'eau du fleuve est : Mg > Hg > Pb > Cu.

6.3. Discussion

Le calcul du facteur de contamination (FC) a montré qu'aucune contamination sensible n'a été relevée pour Fe, Mn, Cr et Ni dans toutes les stations pendant les deux saisons (FC < 1) excepté pour le Ni où on observe une contamination modérée dans certains cas pendant la saison pluvieuse (FC = 1). Les valeurs élevées de FC > 3 concernant les éléments As (6,29 < FC < 389,95), Cd (24,83 < FC < 191,57), Cu (3,09 < FC < 6,29) et Hg (3,22 < FC < 59,55) révèlent une contamination considérable dans plusieurs stations de la zone d'étude pendant certaines saisons sèches ou pluvieuses. Cette pollution serait liée à l'impact des activités anthropiques (extractions minières et pratiques agricoles) le long des cours d'eau. Par rapport à l'étude effectuée par Yapi (2015) dont l'objectif principal était de déterminer l'intensité de la contamination minière, les FC en As, Cr, Hg et Zn dans les sédiments de notre zone d'étude sont supérieurs à ceux des eaux de surface de l'environnement minier aurifère dans la sous-préfecture de Hiré (Côte d'Ivoire). De même, les FC en Cd, Cr, Hg et Zn dans les sols agricoles de notre zone d'étude sont supérieurs aux sols de l'environnement minier de Hiré.

Les résultats du Facteur d'Enrichissement ont permis de comprendre de façon générale que les stations sont caractérisées par des enrichissements variables le plus souvent d'origine anthropique (FE > 1,5). Les stations étudiées présentent un enrichissement extrêmement sévère en chrome (11,30 < FE < 320,12) et en cuivre (19,45 < FE < 22475,74) en toutes saisons. La plupart des sédiments et des sols agricoles présentent un enrichissement sévère en Fe, As, Cd, Hg, Pb et Zn en saison sèche comme en saison pluvieuse. Cependant, il y a un enrichissement sévère en Mn et Ni dans certains cas. La source principale de cet enrichissement sévère serait les activités minières et agricoles (l'utilisation de pesticides et fertilisants) localisées dans la zone de prélèvement. Ces enrichissements témoignent d'une forte pollution d'origine anthropique dans les sédiments et les sols agricoles. D'après Zhang

& Lui (2002), un FE compris entre 0,05 et 1,5 indique que le métal est entièrement cristallisé dans le sédiment alors qu'un FE supérieur à 1,5 suggère une origine anthropique. Dans cette étude, en dehors du Ni dans quelque cas le facteur d'enrichissement des éléments étudiés dans la grande majorité des sédiments et des sols agricoles est supérieure à 1,5, suggérant une origine anthropique de ces éléments.

L'IPS a permis de classer et de noter que les sédiments et les sols agricoles des différentes stations étudiées sont extrêmement pollués en toutes saisons. Les fortes pollutions des sédiments pourraient s'expliquer par les apports anthropiques dus aux drainages issus des activités intenses d'orpaillage menées aux abords et même sur le lit du fleuve et des effluents en provenance de la société minière d'Ity. Quant à la pollution des sols agricoles, elle serait liée aux pratiques agricoles (pesticides et fertilisants) et les polluants pourraient se retrouver dans les sédiments par lessivage. On note aussi que le sédiment du fleuve Cavally de la station S₁ située en amont à 60 km de la zone d'étude est aussi fortement pollué. Ces résultats de l'IPS comparés à ceux obtenus par Yapi (2015) dans l'environnement minier aurifère de Hiré (Côte d'Ivoire) font apparaître que la grande majorité des sédiments et des sols agricoles de notre zone étudiée sont les plus pollués quelle que soit la saison.

L'évaluation de la contamination métallique des sédiments et des sols agricoles par le calcul de l'Igeo indique que les sédiments des eaux de surface des stations visitées connaissent le plus souvent une pollution (de modérée à extrême) en As, Cd, Cu, Hg, Pb et Zn en saison sèche ou pluvieuse ($I_{geo} \geq 0$) sauf en Pb et Zn dans certains cas. Nos résultats ont été comparés à ceux des travaux de Keumean *et al.* (2013) effectués sur le fleuve Comoé à Grand-Bassam (Côte d'Ivoire), dont la recherche était basée sur l'évaluation de la pollution métallique des sédiments par le calcul de l'Igeo. Pour la quasi-totalité des stations, les sédiments du fleuve Comoé ne sont pas pollués en Cu, Mn et Zn. Nous avons constaté que les sédiments du fleuve Cavally présentent un degré de pollution en Cu, Zn et Pb supérieur à ceux du fleuve Comoé qui connaît aussi une forte pression anthropique. De même, une autre comparaison a été faite par rapport à l'une des plus grandes rivières du Maroc (Oued Sebou) soumise à une forte pression anthropique (Hayzoun, 2014). On constate que la pollution enregistrée dans les sédiments de la rivière Floleu est inférieure à celle de l'Oued Sebou mais celle enregistrée dans le fleuve Cavally est encore supérieure à celle de l'Oued Sebou notamment pour les éléments As et Cd.

Sur l'ensemble de la région, les résultats de l'indice de risque écologique potentiel (RI) indiquent que tous les sédiments et les sols agricoles analysés présentent un risque écologique faible ($E_r^{Cd} \leq 40$) lié aux métaux (Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) au niveau de toutes les stations en toutes

saisons sauf en Pb et en Zn dans certains cas respectivement en saison pluvieuse (S_2) et en saison sèche (S_6) où on observe un risque écologique modéré. Cependant, les résultats obtenus montrent que les sédiments et les sols agricoles analysés présentent des risques écologiques sévères ($E_r^{Cd} > 320$) ou très élevés ($160 < E_r^{Cd} < 320$) liés au Cd détecté au niveau de certaines stations de sédiments et de sols agricoles pendant les deux saisons. L'ensemble des sédiments et des sols agricoles de la présente étude indique un indice de risque écologique potentiel inférieur à celui des sédiments de la lagune Potou (Côte d'Ivoire) qui a une valeur $RI = 2713,9$ impactés par les activités anthropiques d'après les travaux de Traoré (2016).

Les facteurs de transmission (FT) ont montré que pour l'ensemble des eaux de surface, il n'y a pas de transfert des éléments majeurs et des ETM des sédiments vers les eaux ($FT < 1$) pendant les deux saisons sauf pour le Fe et le Pb dans les eaux de la rivière Floleu en saison pluvieuse. Dans les eaux du fleuve Cavally, les résultats montrent que Fe, Mg et As sont transférés des eaux vers les sédiments en toutes saisons alors que le Pb et le Zn sont transférés en saison sèche et le Cu en saison pluvieuse ($FT > 1$). Le Fe est l'élément le plus mobilisé en saison sèche ($FT = 48073,07$) et en saison pluvieuse ($FT = 18969,44$) dans le fleuve Cavally. On constate aussi que dans les eaux de la rizière Ity et de la rivière Floleu, les facteurs de transmission (FT) ont révélé que le Fe et le Mg sont entraînés des eaux vers les sédiments de ces cours d'eau pendant les deux saisons excepté le Fe en saison pluvieuse dans la rivière Floleu. Le Cu est mobilisé des eaux vers les sédiments en saison pluvieuse dans la rivière Floleu. Le Pb est transféré des eaux vers les sédiments de la rizière Ity en saison pluvieuse et de la rivière Floleu en saison sèche. Dans la rizière Ity et la rivière Floleu, le Fe est l'élément le plus mobilisé en saison sèche et le Mg en saison pluvieuse car ces éléments ont le facteur de transmission les plus élevés. Le transfert des éléments majeurs et des ETM des eaux vers les sédiments en fonction de la saison se justifie par le fait que les effluents miniers provenant de la SMI et de l'orpaillage étant chargés de ces éléments sont déversés dans le fleuve provoquant ainsi la pollution des eaux de surface en toutes saisons. Aussi, en saison pluvieuse, les éléments libérés dans le sol par l'altération des minéraux des roches et par les rejets des activités anthropiques (d'extraction aurifère, agriculture, ...) vont être dispersés dans les cours d'eau grâce à l'érosion hydrique. Une fois dans l'eau, les éléments majeurs et les ETM sous forme dissoute ou sous forme particulaire par des mécanismes de dissolution, précipitation ou de complexation vont se retrouver dans les sédiments par le phénomène de gravitation. Concernant la rivière Floleu, le lessivage par les eaux de ruissellement pendant la saison des pluies favorise la mobilisation et la dispersion du Fe et du Pb des sédiments vers

la colonne d'eau. Selon les conditions physico-chimiques du milieu, chacun des éléments majeurs et des ETM aura un comportement différent, lui permettant ou non de migrer d'un compartiment vers l'autre traduisant ainsi sa mobilité. En comparaison des travaux effectués par Traoré (2016), nous avons constaté que les transferts de Pb (FT = 5,4) et de Zn (FT = 3,6) des eaux vers les sédiments du fleuve Cavally sont souvent beaucoup plus élevés que ceux de la lagune Potou (Côte d'Ivoire), en raison de la pression anthropique exercée le long du fleuve. Le fleuve Cavally et les rivières de la zone d'étude sont constamment menacés par une série d'influences naturelles et anthropiques (Serge *et al.*, 2019), entraînant une pollution des eaux, des sédiments et des sols agricoles lors des périodes de crue.

Deux espèces de poissons sont utilisées comme bioindicateurs de pollution des milieux aquatiques (Kerckhove, 2012). Les analyses montrent que les teneurs de tous les éléments majeurs et les ETM étudiés pendant les deux saisons sont plus élevées chez *Chrysichthys teugelsi* que chez *Coptodon walteri* sauf le cadmium en saison sèche et l'arsenic en saison pluvieuse. Les résultats montrent que chez le *Coptodon walteri* et *Chrysichthys teugelsi*, les concentrations en fer, arsenic et plomb ne respectent pas les directives de la FAO/OMS et les normes internationales en toutes les saisons, de même que les concentrations en cuivre pendant la saison pluvieuse. Il en ressort que les espèces de poissons pélagiques (*Coptodon walteri*) ont moins concentré les ETM que les espèces benthopélagiques (*Chrysichthys teugelsi*). Ceci est dû au fait que les espèces benthopélagiques sont plus proches des sédiments qui sont souvent étudiés comme réservoirs ou puits de nombreux polluants chimiques en particulier les ETM (Yao *et al.*, 2009 ; Chouti *et al.*, 2010). Les espèces qui sont en contact avec les sédiments seront les plus contaminées en accord avec leur mode de vie. En effet, les espèces benthiques vivent dans un environnement plus pollué du système aquatique et se nourrissent d'organismes benthiques. Il est démontré que le *chrysichthys teugelsi* est omnivore avec une dominance des macro-invertébrés benthiques (Laleye *et al.*, 1995 ; Blé *et al.*, 2008). Des résultats similaires ont été observés lors des études menées en France sur trois espèces où l'espèce *Anguilla anguilla* (fouisseur et se nourrissant dans les sédiments) s'est retrouvée la plus contaminée par les ETM (Noppe, 1996). Il en est de même pour cette espèce qui présente des teneurs plus élevées en Cd (0,450 mg/kg) dans l'estuaire du Bas Loukkos au Maroc (El Morhit, 2009). Chez les deux espèces de poissons étudiées, les concentrations du fer (entre 987,36 et 1137,80 mg/kg) et du magnésium (entre 387 et 564,35 mg/kg) sont très élevées en saison sèche et celles du cuivre (entre 134,84 et 307,18 mg/kg) en saison pluvieuse. Cependant, les concentrations du cuivre sont plus élevées dans la chair et la peau de poisson que dans les sédiments (entre 1,75 et 90,74 mg/kg). Pareil pour le plomb dans

certains cas. Donc il y a une bioconcentration de certains éléments majeurs et ETM dans les poissons. Des études menées au Ghana portant sur la distribution de Hg, Cd, Pb, Cu, Zn et Fe dans de l'eau, des poissons et des mollusques, des macrophytes et des sédiments provenant du bassin de Kpong et de la Basse-Volta (Biney, 1991) ont montré que les plus fortes concentrations de fer et de plomb se trouvaient dans les sédiments et celles de manganèse et de cadmium dans les macrophytes. Les poissons présentaient les plus faibles concentrations de métaux, sauf pour le plomb. Les facteurs de bioconcentration (FBC) montrent que parmi les éléments majeurs (Fe et Mg) et les ETM recherchés dans la chair et la peau des espèces de poissons, il y a bioconcentration en Fe, Mg, Cu, As, Cd et Pb dans les poissons pélagiques comme le *Coptodon walteri* car les facteurs de bioconcentration (FBC) sont supérieurs à 1. Dans les poissons benthiques à savoir *Chrysichthys teugelsi*, il y a également bioconcentration en Mg, Hg, Pb et Cu. Ces mêmes observations ont été faites par d'autres auteurs tels que Tabinda *et al.* (2010) et Ouro-Sama *et al.* (2014) qui affirment que les organismes vivants peuvent accumuler les polluants (dont les ETM) à des concentrations supérieures à celles de leur biotope. Les contaminants tels que Fe, Mg, Cu, As, Cd, Hg et Pb dans la chair et la peau des poissons semblent provenir de leur alimentation car les facteurs de bioconcentration calculés sont plus élevés chez les poissons pélagiques que chez les benthiques. La capacité de bioconcentration des métaux et des ETM n'est pas similaire car ces deux poissons présentent des modes de vie et des régimes alimentaires différents. Les poissons pélagiques vivent dans les eaux proches de la surface ou entre la surface et le fond (Cahn, 1929). Tandis que les poissons benthiques vivent fixés au sol ou qui se déplacent en rasant le fond (Laleye *et al.*, 1995 ; Blé *et al.*, 2008). Les analyses du facteur de bioconcentration ont montré un transfert important des éléments majeurs et des ETM du biotope (eau et sédiment) aux poissons. Les poissons du fleuve Cavally servent comme une importante source de protéines pour les populations de la zone d'étude et même de la ville de Zouan-Hounien. Les poissons peuvent cependant accumuler des quantités significatives d'éléments majeurs et d'ETM provenant de l'eau et de la nourriture. Cette forte contamination des poissons constitue un facteur de risque non seulement pour la vie de ces espèces aquatiques, mais aussi pour l'Homme qui est le prédateur supérieur au bout de la chaîne alimentaire. Il se pose alors un véritable problème de santé publique associé à une fréquente consommation de la chair et de la peau de ces produits halieutiques.

Conclusion partielle

La détermination du niveau de contamination des sédiments et sols agricoles étudiés a été faite par le calcul de différents facteurs (facteur de contamination, facteur d'enrichissement, facteur de transmission) et indices (indice de pollution sédimentaire, indice de géoaccumulation, indice de risque écologique potentiel) de pollution. Pour la détermination du niveau de contamination des poissons des eaux du fleuve Cavally, elle a été effectuée à partir de l'analyse comparative des valeurs moyennes des teneurs par saison des éléments majeurs et éléments traces mesurées dans la chair et peau des poissons aux directives de la FAO/OMS (2011) et les normes internationales suivi du facteur de bioconcentration. On retient que les stations étudiées sont polluées en As, Cd, Cu et Hg en saison sèche ou pluvieuse. Il y a aussi des risques écologiques très élevés liés au Hg en saison pluvieuse dans tous les sédiments étudiés et liés à As et Cd en saison sèche dans les sédiments du fleuve et les sols agricoles. Les teneurs en Fe, As et Pb dans la chair et la peau du *Coptodon walteri* et *Chrysichthys teugelsi* ne respectent pas les directives de la FAO/OMS et internationales en toutes saisons. Ainsi la consommation des produits agricoles issus de ces sols et des poissons du fleuve Cavally pourraient constituer les risques de bioaccumulation et un véritable problème de santé publique.

Chapitre 7 : Distribution et origine des paramètres physico-chimiques et chimiques dans les milieux récepteurs

7.1. Eaux de surface

7.1.1. Relations entre les ETM, les éléments majeurs, les anions majeurs et les paramètres physico-chimiques

Le tableau XXII est la matrice de corrélation entre les paramètres des eaux de surface pris deux à deux et indique les coefficients de corrélation. Ce tableau montre que le pH et l'oxygène dissous sont corrélés positivement avec les éléments majeurs mais négativement avec les anions majeurs. Cela montre que la minéralisation des eaux de surface est liée au pH, au potentiel redox et à l'oxygène dissous. Par ailleurs ce tableau révèle une bonne corrélation d'une part entre la température et les nitrates ($r = 0,986$) et d'autre part entre la température et l'ammonium ($r = 0,985$). La conductivité électrique est fortement liée au TDS ($r = 0,994$) et à un degré moindre avec l'arsenic ($r = 0,868$), la turbidité ($r = 0,782$) et le cuivre ($r = 0,723$). Le pH est corrélé positivement avec les éléments majeurs excepté le calcium. Le potentiel redox est corrélé positivement avec l'oxygène dissous ($r = 0,910$), les éléments majeurs mais négativement avec le cuivre ($r = -0,808$). L'arsenic est corrélé positivement avec la turbidité ($r = 0,984$), la conductivité électrique ($r = 0,868$) et le TDS ($r = 0,825$). Le cadmium est corrélé positivement avec le calcium ($r = 0,825$), le magnésium ($r = 0,805$) et le manganèse ($r = 0,705$). Le cuivre est corrélé négativement au manganèse ($r = -0,828$) et au plomb ($r = -0,813$). Les éléments majeurs sont bien liés entre eux. Il n'existe aucune corrélation entre le cuivre et le nickel ($r = 0$).

Tableau XXII : Matrice de corrélation entre les paramètres physico-chimiques et chimiques des eaux de surface.

Paramètres	Cond	Temp	TDS	Sal	pH	Redox	Turb	Oxydis	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	As	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	
Cond	1																									
Temp	-0,231	1																								
TDS	0,994	-0,199	1																							
Sal	-0,596	-0,610	-0,605	1																						
pH	0,329	-0,151	0,319	-0,305	1																					
Redox	-0,244	-0,527	-0,217	0,559	0,523	1																				
Turb	0,782	-0,213	0,735	-0,499	0,103	-0,499	1																			
Oxydis	-0,344	-0,276	-0,278	0,483	0,323	0,910	-0,617	1																		
NO ₂ ⁻	-0,257	0,202	-0,284	0,005	-0,520	-0,524	0,351	-0,398	1																	
NO ₃ ⁻	-0,193	0,986	-0,149	-0,622	-0,067	-0,422	-0,277	-0,162	0,061	1																
NH ₄ ⁺	-0,220	0,985	-0,197	-0,642	-0,074	-0,525	-0,126	-0,296	0,292	0,958	1															
PO ₄ ³⁻	-0,301	-0,249	-0,316	0,406	-0,429	-0,066	0,233	0,018	0,849	-0,355	-0,163	1														
SO ₄ ²⁻	-0,224	-0,229	-0,286	0,269	-0,285	-0,239	0,413	-0,311	0,863	-0,373	-0,110	0,879	1													
Ca	0,038	-0,104	0,113	0,016	0,568	0,755	-0,318	0,873	-0,449	0,032	-0,100	-0,149	-0,451	1												
Fe	-0,014	-0,366	-0,015	0,165	0,877	0,849	-0,260	0,647	-0,598	-0,268	-0,318	-0,316	-0,274	0,669	1											
K	0,157	-0,471	0,172	0,143	0,851	0,873	-0,149	0,713	-0,616	-0,356	-0,432	-0,265	-0,316	0,785	0,959	1										
Mg	0,003	-0,139	0,037	-0,030	0,821	0,767	-0,188	0,743	-0,355	-0,038	-0,069	-0,106	-0,215	0,883	0,868	0,895	1									
Mn	-0,238	-0,341	-0,229	0,339	0,747	0,922	-0,452	0,770	-0,538	-0,247	-0,306	-0,216	-0,239	0,695	0,969	0,914	0,855	1								
Na	0,037	-0,495	0,019	0,193	0,839	0,779	-0,006	0,558	-0,302	-0,439	-0,397	0,010	0,070	0,590	0,927	0,911	0,858	0,885	1							
As	0,868	-0,292	0,825	-0,491	0,170	-0,425	0,984	-0,571	0,185	-0,334	-0,222	0,103	0,279	-0,263	-0,182	-0,056	-0,158	-0,392	0,031	1						
Cd	-0,336	0,326	-0,270	-0,061	0,531	0,616	-0,619	0,756	-0,394	0,437	0,328	-0,299	-0,486	0,825	0,632	0,598	0,805	0,705	0,462	-0,607	1					
Cu	0,723	0,183	0,714	-0,649	-0,292	-0,808	0,794	-0,739	0,309	0,132	0,183	0,029	0,094	-0,433	-0,676	-0,547	-0,534	-0,828	-0,563	0,782	-0,628	1				
Ni	0,588	-0,580	0,630	0,003	0,516	0,586	0,204	0,542	-0,529	-0,460	-0,584	-0,160	-0,368	0,721	0,528	0,743	0,587	0,440	0,531	0,321	0,241	0,000	1			
Pb	-0,363	-0,090	-0,374	0,272	0,594	0,666	-0,624	0,470	-0,664	-0,014	-0,103	-0,540	-0,412	0,330	0,799	0,633	0,511	0,831	0,581	-0,550	0,580	-0,813	0,052	1		
Zn	-0,263	0,212	-0,167	0,216	-0,491	0,136	-0,550	0,479	-0,133	0,286	0,089	-0,012	-0,451	0,377	-0,286	-0,159	-0,070	-0,137	-0,448	-0,531	0,318	-0,091	0,139	-0,189	1	

NB : Les valeurs en gras ont un niveau de corrélation significative avec $p \leq 0,05$.

Cond : conductivité électrique, Temp : température, Sal : salinité, Redox : potentiel redox, Turb : turbidité, Oxydis : oxygène dissous

7.1.2. Distribution et origine des paramètres physico-chimiques et chimiques dans les eaux de surface : approche par analyse en composante principale (ACP)

Dans le cadre de cette étude, nous avons réalisé une analyse en composante principale (ACP) de l'ensemble des paramètres dont l'inertie des axes principaux a été exprimée en % de variance cumulée (Tableau XXIII). Selon ces résultats, trois facteurs (F1, F2 et F3) présentent chacun des valeurs propres supérieures à 1 et cumulent environ 82,18 % de la variance totale.

Tableau XXIII : Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée cumulée pour les eaux de surface.

Facteurs	Valeur propre	Variance (%)	% cumulé
F1	10,019	40,077	40,077
F2	5,679	22,716	62,794
F3	4,847	19,388	82,182
F4	2,666	10,663	92,845
F5	1,789	7,155	100,000

La corrélation des différents paramètres dans la définition des principaux facteurs est donnée par le tableau XXIV. Les facteurs de chargement du PCs (connu comme vecteurs propres ou comme poids) sont également représentés dans ce tableau, où leurs valeurs absolues supérieures à 0,5 sont considérés comme significatives et donc marquées en gras.

Tableau XXIV : Corrélations entre les paramètres et les facteurs pour les eaux de surface.

Paramètres	F1	F2	F3	Paramètres	F1	F2	F3
Cond	-0,160	0,913	-0,300	Ca	0,771	0,054	-0,267
Temp	-0,401	-0,526	-0,727	Fe	0,943	0,172	-0,110
TDS	-0,137	0,883	-0,339	K	0,935	0,329	-0,081
Sal	0,367	-0,347	0,846	Mg	0,836	0,137	-0,255
pH	0,697	0,431	-0,429	Mn	0,976	-0,039	-0,005
Redox	0,964	-0,040	0,226	Na	0,826	0,325	0,089
Turb	-0,480	0,837	0,015	As	-0,393	0,910	-0,012
Oxydis	0,509	-0,088	0,724	Cd	0,703	-0,386	-0,490
NO ₂ ⁻	-0,647	-0,151	0,355	Cu	-0,787	0,539	-0,224
NO ₃ ⁻	-0,284	-0,510	-0,799	Ni	0,573	0,649	-0,015
NH ₄ ⁺	-0,394	-0,470	-0,712	Pb	0,787	-0,280	-0,158
PO ₄ ³⁻	-0,274	-0,057	0,694	Zn	0,022	-0,475	-0,036
SO ₄ ²⁻	-0,371	0,059	0,637				

D'après ce tableau, le facteur F1 est défini par les paramètres pH, Redox, NO_2^- , Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Cd, Cu et Pb, le facteur F2 par Cond, TDS, Turb, As et Ni et le facteur F3 par Temp, Sal, Oxydis, NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} et SO_4^{2-} .

L'ensemble des paramètres a ainsi été étudié dans trois dimensions principales (Figure 26). Les pourcentages d'inertie des axes principaux définissent le pouvoir explicatif de chaque facteur extrait correspondant en effet à la part d'information qui est décrite par chaque facteur.

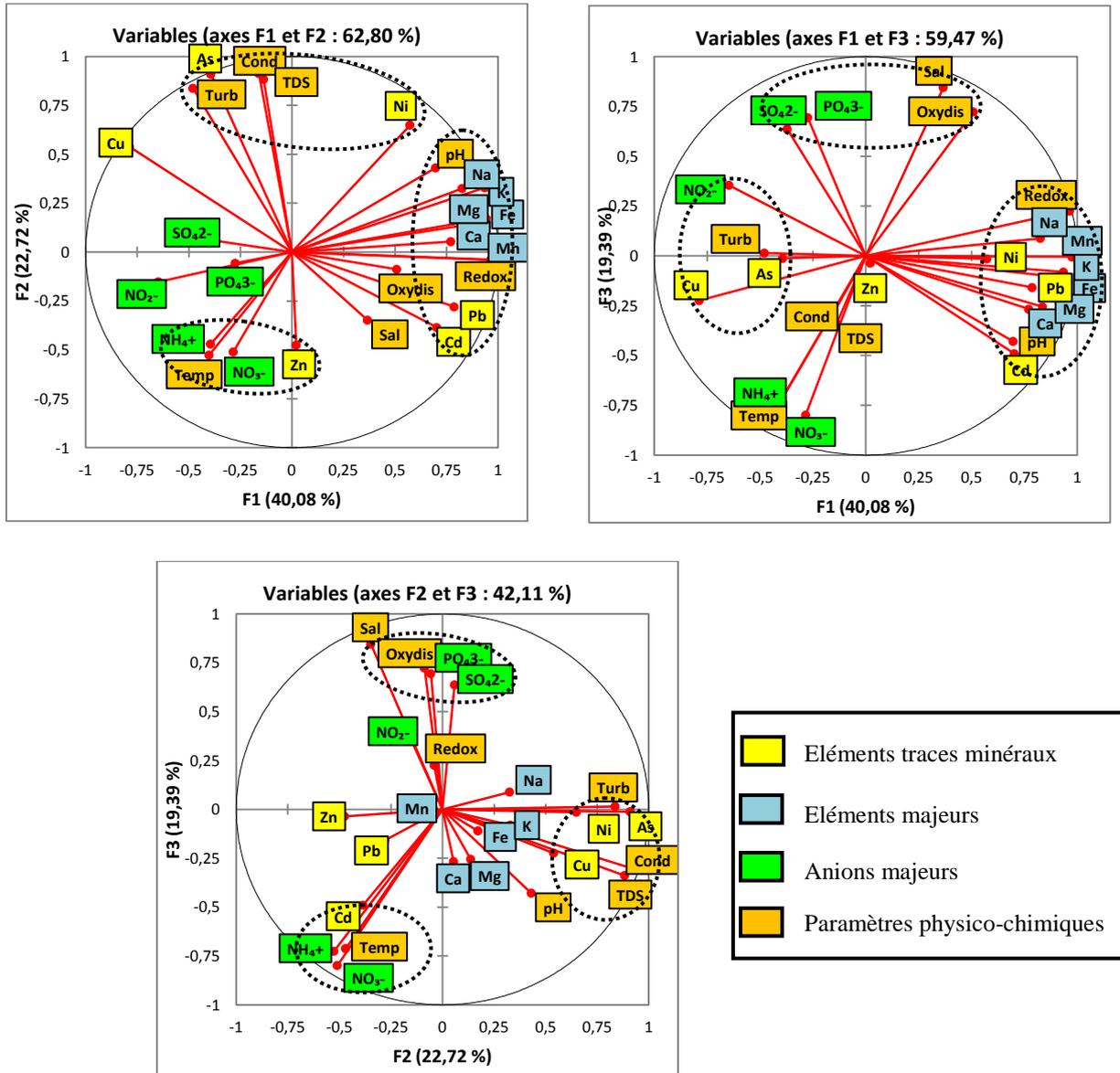


Figure 26 : Représentation des concentrations en ETM, éléments majeurs, anions majeurs et en paramètres physico-chimiques des eaux de surface dans trois dimensions suivant les facteurs F1, F2 et F3 dans une ACP.

Les résultats de l'ACP dans l'espace des paramètres du plan factoriel (F1-F2) permettent d'indiquer que ce plan exprime 62,80 % de la variance exprimée. Le facteur F1 représente 40,08 % de la totalité de la variance et détermine un premier regroupement de paramètres qui prend en compte pH, Redox, NO_2^- , Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Cd et Pb opposé au Cu. Le second facteur F2 (22,72 %) est associé par Cond, TDS, Turb, As et Ni (2^e regroupement) qui s'oppose au Temp, NO_3^- , NH_4^+ et Zn (3^e regroupement). Enfin le troisième facteur F3 (19,39 %) associe Sal, Oxydis, PO_4^{3-} et SO_4^{2-} (4^e regroupement) qui est opposé à Temp, NO_3^- et NH_4^+ .

L'analyse des résultats de l'ACP montre une forte association des éléments majeurs avec le facteur F1 dans le plan factoriel (F1-F2) traduisant leur grande affinité. En outre, les fortes teneurs de ces éléments majeurs sont plus ou moins influencées par le pH acide et le potentiel redox. Les éléments majeurs (Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na) dans les stations d'eaux de surface de la zone d'étude ont des comportements opposés à ceux de NO_2^- , PO_4^{3-} et SO_4^{2-} dans les eaux. Le facteur F2 dans le plan factoriel (F1-F2) montre une forte association de Cond, TDS, Turb et Ni à As qui s'oppose au Temp, NO_3^- , NH_4^+ et Zn. Néanmoins sur le facteur F1 dans le plan factoriel (F1-F3), l'association du Cu à As est influencée par la turbidité. Par ailleurs, la présence de ces polluants laisse supposer que les paramètres appartenant à un même regroupement ont des comportements comparables dans les eaux. Sur le facteur F3 dans le plan factoriel (F2-F3), le groupe de Sal, Oxydis, PO_4^{3-} et SO_4^{2-} qui est opposé à Temp, NO_3^- , NH_4^+ et Cd indiquant l'absence des autres ETM. Par ailleurs, la présence de SO_4^{2-} et PO_4^{3-} exerce une forte influence sur la salinité et l'oxygène dissous. Par conséquent, ces quatre regroupements de paramètres ont des comportements incomparables dans les eaux.

7.1.3. Classification de la pollution des stations des eaux de surface

La figure 27 présente les résultats de la classification ascendante hiérarchique (CAH) des eaux de surface de la zone d'étude sur la base de l'ensemble des paramètres étudiés.

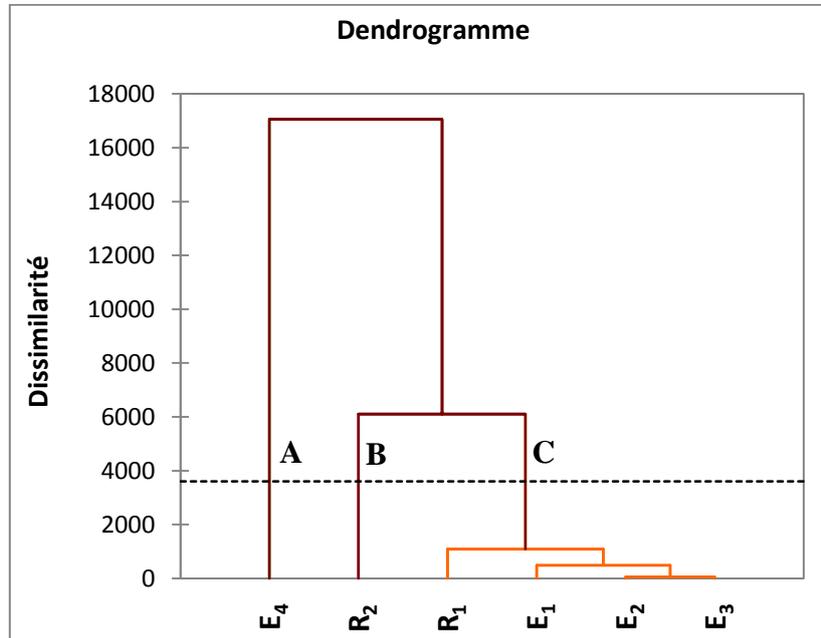


Figure 27 : Dendrogramme de la classification des eaux de surface.

Ce dendrogramme met en évidence trois groupements (dissimilarité élevée) et des sous-groupements (dissimilarité faible). Le premier groupe (A) qui concerne uniquement l'eau du fleuve de la station de Floleu-Soklaleu (E₄) en aval de la zone d'étude, a la pollution la plus importante des eaux étudiées. Le deuxième groupe (B) concerne les eaux dont la pollution est moins importante dans l'ensemble. Il prend en compte l'eau de bas-fond du village Floleu (R₂). Le troisième groupement (C) se compose des eaux de pollution intermédiaire. Ce sont : l'eau de rizière du village d'Ity (R₁), l'eau du fleuve (E₁) de la station témoin prélevée à 60 km en amont de la zone d'étude, l'eau du fleuve (E₂) situé en amont de la périphérie de la SMI et l'eau du fleuve (E₃) situé en aval de la SMI.

7.2. Eaux de puits

7.2.1. Relations entre les ETM, éléments majeurs, anions majeurs et paramètres physico-chimiques

La matrice de corrélation (Tableau XXV) donne les relations existant entre les paramètres des eaux de puits pris deux à deux. Cette matrice indique que la conductivité électrique est corrélée positivement avec le TDS ($r = 0,993$), les nitrites ($r = 0,800$) et les nitrates ($r = 0,785$). La température est corrélée positivement avec le manganèse ($r = 0,705$) mais négativement avec le pH ($r = -0,746$), l'oxygène dissous ($r = -0,786$) et les sulfates ($r = -0,734$). Le TDS est corrélé positivement avec les nitrites ($r = 0,777$), les nitrates ($r = 0,713$) et l'ammonium ($r = 0,626$). La salinité est bien corrélée positivement avec le manganèse ($r = 0,920$) et négativement avec l'oxygène dissous ($r = -0,849$) et le plomb ($r = -0,809$). Les phosphates sont corrélés positivement avec le potentiel redox ($r = 0,832$) et les nitrates ($r = 0,866$). Les sulfates sont corrélés positivement avec le potentiel redox ($r = 0,806$), l'oxygène dissous ($r = 0,795$), les nitrites ($r = 0,803$) et les phosphates ($r = 0,965$) mais négativement avec la température ($r = -0,734$). Le sodium est corrélé positivement avec la turbidité ($0,817$), les sulfates ($0,736$) et le potassium ($0,864$) et de plus le potassium est corrélé positivement avec le pH ($r = 0,779$). Le cadmium est bien corrélé positivement avec le fer ($r = 0,924$) et à un degré moindre avec le magnésium ($r = 0,700$). Le plomb est corrélé positivement avec l'oxygène dissous ($r = 0,820$) et négativement avec le manganèse ($r = -0,857$).

Tableau XXV : Matrice de corrélation entre les paramètres physico-chimiques et chimiques des eaux de puits.

Paramètres	Cond	Temp	TDS	Sal	pH	Redox	Turb	Oxydis	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	As	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Cond	1																								
Temp	0,298	1																							
TDS	0,993	0,279	1																						
Sal	-0,027	0,625	0,029	1																					
pH	-0,315	-0,746	-0,300	-0,364	1																				
Redox	0,251	-0,473	0,283	-0,242	0,021	1																			
Turb	-0,175	-0,500	-0,257	-0,537	0,545	0,046	1																		
Oxydis	0,085	-0,786	0,082	-0,849	0,326	0,501	0,279	1																	
NO ₂ ⁻	0,800	-0,264	0,777	-0,529	-0,009	0,559	0,218	0,611	1																
NO ₃ ⁻	0,785	0,553	0,713	-0,060	-0,547	0,013	0,080	-0,145	0,582	1															
NH ₄ ⁺	0,555	-0,096	0,626	-0,086	0,093	0,172	-0,546	0,342	0,446	-0,007	1														
PO ₄ ³⁻	0,560	-0,559	0,582	-0,448	0,227	0,832	0,164	0,687	0,866	0,174	0,487	1													
SO ₄ ²⁻	0,372	-0,734	0,383	-0,609	0,393	0,806	0,347	0,795	0,803	0,042	0,366	0,965	1												
Ca	-0,145	0,003	-0,171	-0,320	0,440	-0,690	0,111	0,009	-0,202	-0,123	0,216	-0,375	-0,278	1											
Fe	-0,290	-0,003	-0,382	-0,139	0,236	-0,506	0,784	-0,198	-0,191	0,152	-0,732	-0,410	-0,272	0,257	1										
K	0,209	-0,597	0,174	-0,655	0,779	0,140	0,691	0,486	0,519	0,061	0,189	0,509	0,626	0,433	0,292	1									
Mg	0,228	0,482	0,200	0,381	0,175	-0,648	0,137	-0,655	-0,172	0,310	-0,040	-0,393	-0,446	0,492	0,459	0,247	1								
Mn	0,060	0,705	0,087	0,920	-0,298	-0,257	-0,345	-0,950	-0,462	0,141	-0,198	-0,448	-0,596	-0,206	0,013	-0,457	0,588	1							
Na	0,179	-0,654	0,145	-0,501	0,673	0,417	0,817	0,438	0,555	0,086	-0,081	0,631	0,736	-0,038	0,363	0,864	0,090	-0,332	1						
As	-0,238	0,006	-0,231	0,112	-0,368	-0,230	-0,168	0,138	-0,181	-0,179	-0,149	-0,251	-0,248	-0,251	0,119	-0,528	-0,368	-0,212	-0,403	1					
Cd	-0,094	0,206	-0,181	0,049	0,197	-0,493	0,695	-0,437	-0,161	0,321	-0,657	-0,395	-0,318	0,255	0,924	0,316	0,700	0,296	0,376	-0,170	1				
Cu	0,178	-0,485	0,151	-0,271	0,098	0,644	0,589	0,420	0,551	0,189	-0,296	0,628	0,665	-0,667	0,239	0,283	-0,348	-0,274	0,693	0,142	0,147	1			
Ni	0,128	0,567	0,078	0,031	-0,675	0,136	-0,177	-0,285	-0,014	0,530	-0,323	-0,183	-0,242	-0,218	-0,108	-0,391	-0,131	0,217	-0,351	-0,271	0,018	-0,132	1		
Pb	-0,059	-0,616	-0,052	-0,809	0,417	0,170	0,058	0,820	0,317	-0,292	0,499	0,376	0,496	0,477	-0,299	0,478	-0,440	-0,857	0,167	-0,092	-0,475	-0,146	-0,213	1	
Zn	-0,413	-0,245	-0,416	-0,513	0,219	0,007	-0,069	0,319	-0,207	-0,354	0,099	-0,113	0,018	0,498	-0,247	0,136	-0,335	-0,443	-0,171	-0,332	-0,320	-0,486	0,290	0,715	1

NB : Les valeurs en gras ont un niveau de corrélation significative avec $p \leq 0,05$.

7.2.2. Distribution et origine des paramètres physico-chimiques et chimiques dans les eaux de puits : approche par analyse en composante principale (ACP)

Dans cette rubrique, nous avons réalisé une analyse en composante principale (ACP) de l'ensemble des paramètres dont l'inertie des axes principaux a été exprimée en % de variance cumulée (Tableau XXVI). D'après ces résultats, trois facteurs (F1, F2 et F3) donnent chacun des valeurs propres supérieures à 1 et cumulent environ 72,17 % de la variance totale.

Tableau XXVI : Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée cumulée pour les eaux de puits.

Facteurs	Valeur propre	Variance (%)	% cumulé
F1	8,367	33,468	33,468
F2	5,153	20,611	54,079
F3	4,522	18,089	72,168
F4	3,186	12,745	84,913
F5	2,124	8,497	93,410
F6	1,647	6,590	100,000

La corrélation des différents paramètres dans la définition des principaux facteurs est indiquée dans le tableau XXVII. Les facteurs de chargement du PCs sont aussi enregistrés dans ce tableau, où leurs valeurs absolues supérieures à 0,5 sont considérés comme significatives et donc marquées en gras.

Tableau XXVII : Corrélations entre les paramètres et les facteurs pour les eaux de puits.

Paramètres	F1	F2	F3	Paramètres	F1	F2	F3
Cond	0,252	0,732	0,464	Ca	-0,056	-0,556	-0,147
Temp	-0,819	0,418	0,197	Fe	-0,176	-0,697	0,595
TDS	0,251	0,772	0,398	K	0,711	-0,405	0,387
Sal	-0,783	0,301	0,090	Mg	-0,457	-0,218	0,601
pH	0,493	-0,682	0,041	Mn	-0,778	0,225	0,327
Redox	0,655	0,458	-0,029	Na	0,721	-0,302	0,581
Turb	0,420	-0,645	0,576	As	-0,187	0,020	-0,271
Oxydis	0,908	-0,037	-0,286	Cd	-0,290	-0,547	0,770
NO ₂ ⁻	0,750	0,477	0,371	Cu	0,560	0,085	0,495
NO ₃ ⁻	-0,042	0,505	0,647	Ni	-0,310	0,358	0,027
NH ₄ ⁺	0,363	0,495	-0,327	Pb	0,686	-0,194	-0,555
PO ₄ ³⁻	0,873	0,423	0,151	Zn	0,183	-0,315	-0,660
SO ₄ ²⁻	0,959	0,190	0,109				

Dans ce tableau, le facteur F1 est défini par les paramètres Temp, Sal, Redox, Oxydis, NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , K, Mn, Na et Pb, le facteur F2 par Cond, TDS, pH et Fe et le facteur F3 par NO_3^- , Mg, Cd et Zn.

Tous les paramètres ont été étudiés dans trois dimensions principales (Figure 28). Ces trois facteurs permettent de représenter de manière significative le nuage de points et contiennent le maximum d'informations recherchées.

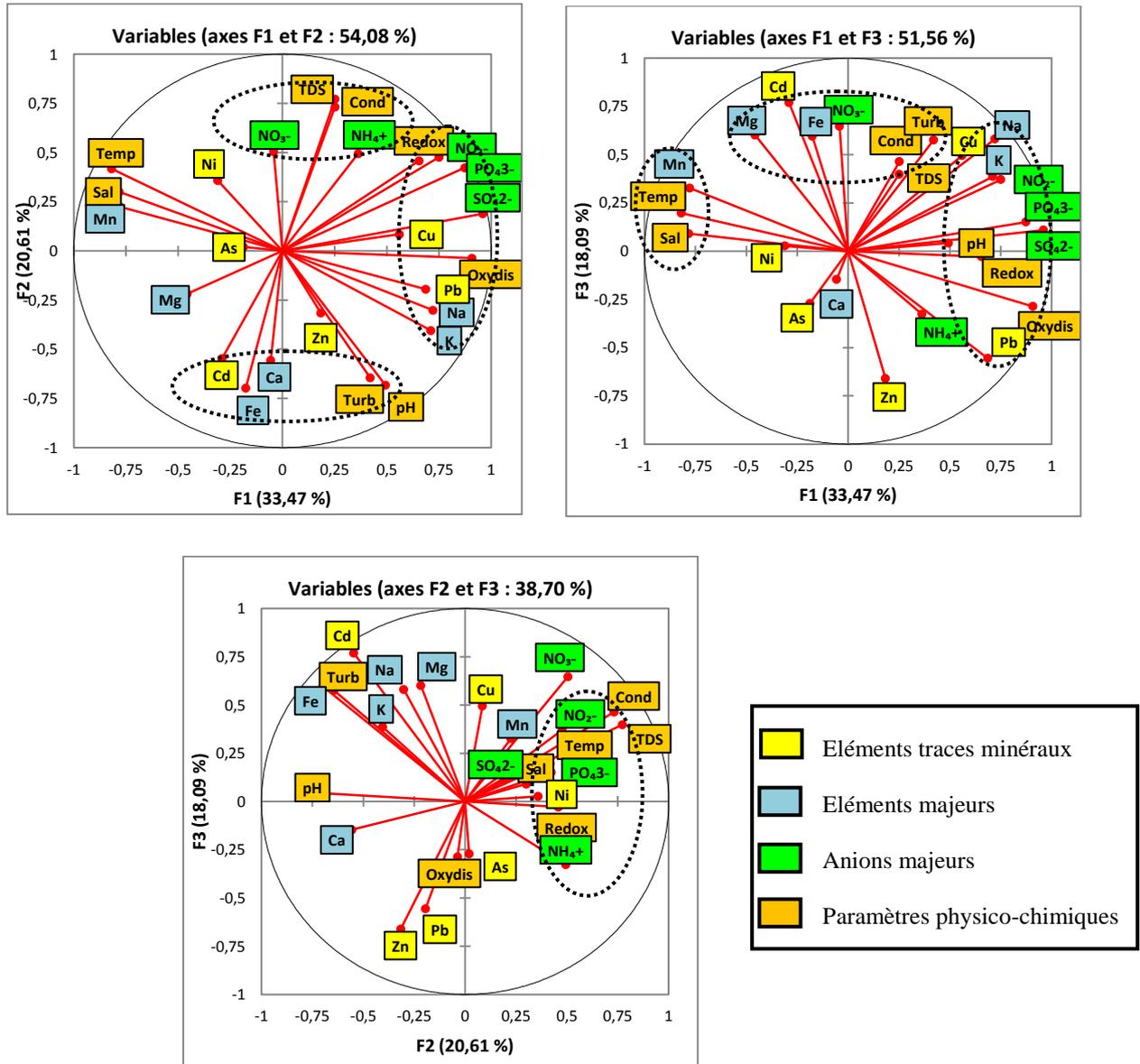


Figure 28 : Représentation des concentrations en ETM, éléments majeurs, anions majeurs et en paramètres physico-chimiques des eaux de puits dans trois dimensions suivant les facteurs F1, F2 et F3 dans une ACP.

L'interprétation des résultats de l'ACP dans l'espace des paramètres du plan factoriel (F1-F2) permet d'indiquer que ce plan exprime 54,08 % de la variance exprimée. Sur le facteur F1 (33,47 %), le 1^{er} regroupement constitué de Redox, NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cu, Pb, K et Na s'oppose à Temp, Sal et Mn (2^e regroupement). Ce regroupement indique que les paramètres concernés évoluent de la même façon et sont tributaires d'un même phénomène ou de phénomènes semblables. Les paramètres NO_2^- , PO_4^{3-} et SO_4^{2-} sont fortement liés par le potentiel redox et l'oxygène dissous. Leurs concentrations sont élevées dans les eaux de puits. Cependant, en les plaçant dans le plan factoriel (F1-F3), on s'aperçoit que le pH vient s'ajouter au regroupement déjà existant. La minéralisation de K et Na liée à l'altération des matériaux aquifères se fait en présence de plusieurs polluants (NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cu et Pb). Sur le second facteur F2 (20,61 %), le 3^e regroupement composé de NO_3^- , NH_4^+ , TDS et Cond s'oppose au pH, Turb, Cd, Ca et Fe (4^e regroupement). Néanmoins, en les plaçant dans le plan factoriel (F2-F3), on s'aperçoit que NO_3^- se dissocie du 3^e regroupement et s'éloigne de l'axe F2 alors que l'on assiste à l'arrivée de NO_2^- , PO_4^{3-} , Ni, Redox et Temp dans ce regroupement. L'axe F2 peut donc être désigné par le pluvio-lessivage des sels surfaciques en saison des pluies. Par ailleurs, ces regroupements laissent supposer que les paramètres appartenant à un même regroupement ont des comportements incomparables dans les eaux de puits. Cependant, les paramètres tels que Cond, Temp, TDS, Redox affichent une certaine corrélation avec l'axe F2. Enfin le troisième facteur F3 (18,09 %) est associé au Mg et Fe.

7.2.3. Classification de la pollution des stations des eaux de puits

La figure 29 illustre les résultats de la classification ascendante hiérarchique (CAH) des eaux de puits sur la base de tous les paramètres étudiés.

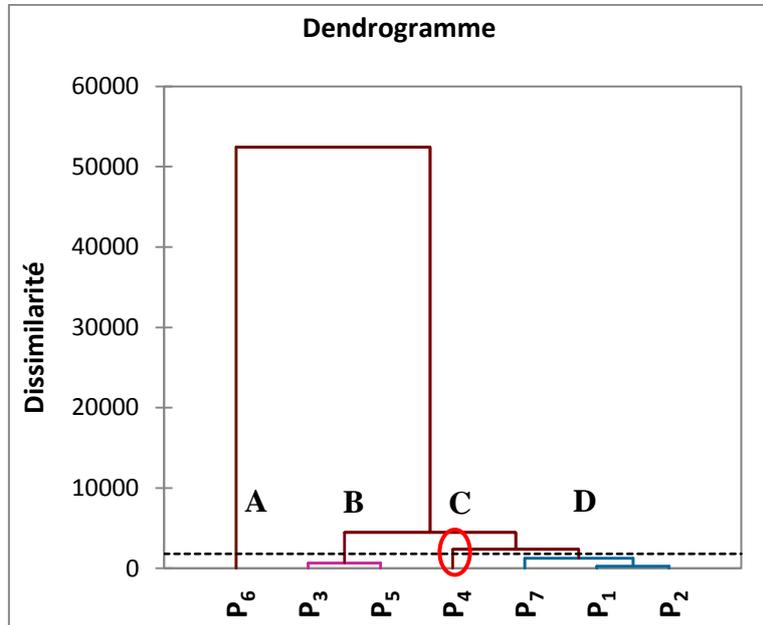


Figure 29 : Dendrogramme de la classification des eaux de puits.

Cette classification ascendante hiérarchique met en exergue un groupement (dissimilarité élevée) et des sous-groupements (dissimilarité faible). Le premier groupe (A) concerne uniquement l'eau du puits du village Floleu (P_6) qui présente la pollution la plus importante des eaux étudiées. Le deuxième groupe (B) concerne les eaux dont la pollution est moins importante. Il prend en compte l'eau du puits du village Daapleu (P_3) et l'eau de puits du village Floleu (P_5). Le troisième groupement (C) est constitué de l'eau de puits du village Kouzompleu (P_4). Le quatrième groupement (D) se compose des eaux de pollution intermédiaire moins importante dans l'ensemble. Ce sont : l'eau du puits du campement Maurice (P_7) et les eaux des puits du village Ity (P_1) et du village Dohoudompleu (P_2).

7.3. Sédiments

7.3.1. Relations entre les ETM, éléments majeurs et anions majeurs

Les corrélations qui existent entre les paramètres des sédiments pris deux à deux sont présentées dans la matrice de corrélation (Tableau XXVIII). Les coefficients de corrélation révèlent que les nitrites sont corrélés positivement avec le potassium ($r = 0,815$) et le mercure ($r = 0,806$). Les nitrates sont corrélés positivement avec les phosphates ($r = 0,764$) et l'arsenic ($r = 0,724$). Les sulfates sont corrélés positivement avec le magnésium ($r = 0,714$) et le mercure ($r = 0,824$). Par ailleurs, ce tableau révèle que l'ammonium est corrélé négativement avec le fer ($r = - 0,851$), le sodium ($r = - 0,787$), le cadmium ($r = - 0,876$) et le cuivre ($r = - 0,946$). Le calcium est fortement lié au zinc ($r = 0,928$), à l'arsenic ($r = 0,857$) et au manganèse ($r = 0,728$). Le fer est corrélé positivement avec le cadmium ($r = 0,987$) et le cuivre ($r = 0,900$) et à un degré moindre le sodium ($r = 0,705$). Le cuivre est corrélé positivement avec le sodium ($r = 0,835$) et cadmium ($r = 0,909$). Le zinc est corrélé positivement avec le calcium ($r = 0,928$), le manganèse ($r = 0,909$) et l'arsenic ($r = 0,758$).

Tableau XXVIII : Matrice de corrélation entre les paramètres chimiques des sédiments.

Paramètres	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
NO ₂ ⁻	1																	
NO ₃ ⁻	0,639	1																
NH ₄ ⁺	0,240	0,678	1															
PO ₄ ³⁻	0,205	0,764	0,405	1														
SO ₄ ²⁻	0,491	0,326	0,287	0,313	1													
Ca	-0,059	0,363	0,575	0,120	0,158	1												
Fe	-0,070	-0,260	-0,851	0,056	-0,094	-0,344	1											
K	0,815	0,591	0,008	0,286	0,476	0,209	0,337	1										
Mg	0,092	-0,312	-0,148	-0,091	0,714	-0,392	0,008	-0,071	1									
Mn	-0,612	-0,095	0,214	-0,126	-0,493	0,728	-0,176	-0,318	-0,656	1								
Na	-0,054	-0,332	-0,787	-0,301	-0,660	-0,468	0,705	0,111	-0,417	-0,033	1							
As	0,140	0,724	0,638	0,513	0,067	0,857	-0,241	0,379	-0,610	0,586	-0,320	1						
Cd	-0,188	-0,373	-0,876	-0,006	-0,076	-0,326	0,987	0,237	0,085	-0,129	0,650	-0,291	1					
Cr	-0,210	0,355	-0,059	0,505	-0,502	0,253	0,398	0,146	-0,790	0,500	0,422	0,582	0,335	1				
Cu	-0,212	-0,548	-0,946	-0,361	-0,339	-0,321	0,900	0,155	-0,090	0,002	0,835	-0,368	0,909	0,271	1			
Hg	0,806	0,679	0,497	0,486	0,824	0,012	-0,273	0,582	0,446	-0,647	-0,551	0,159	-0,335	-0,368	-0,552	1		
Pb	0,517	0,250	0,073	-0,240	-0,454	-0,222	-0,200	0,220	-0,502	-0,155	0,450	-0,014	-0,319	0,061	-0,040	0,039	1	
Zn	-0,299	0,116	0,338	-0,079	-0,178	0,928	-0,197	0,039	-0,576	0,909	-0,181	0,758	-0,167	0,398	-0,066	-0,352	-0,155	1

NB : Les valeurs en gras ont un niveau de corrélation significative avec $p \leq 0,05$.

**7.3.2. Distribution et origine des paramètres chimiques dans les sédiments :
approche par analyse en composante principale (ACP)**

Dans cette étude, nous avons réalisé une analyse en composante principale des teneurs en ETM, éléments majeurs et anions majeurs dont l'inertie des axes principaux a été exprimée en % de variance cumulé (Tableau XXIX). Selon ces résultats, trois facteurs (F1, F2 et F3) affichent chacun des valeurs propres supérieures à 1 et cumulent environ 79,73 % de la variance totale.

Tableau XXIX : Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée cumulée pour les sédiments.

Facteurs	Valeur propre	Variance (%)	% cumulé
F1	6,169	34,271	34,271
F2	4,827	26,817	61,088
F3	3,355	18,638	79,725
F4	2,290	12,724	92,449
F5	1,359	7,551	100,000

Le tableau XXX donne la corrélation des différents paramètres dans la définition des principaux facteurs. Les facteurs de chargement sont également représentés dans le tableau XXX, où leurs valeurs absolues supérieures à 0,5 sont considérés comme significatives et donc marquées en gras.

Tableau XXX : Corrélations entre les paramètres et les facteurs pour les sédiments.

Paramètres	F1	F2	F3	Paramètres	F1	F2	F3
NO ₂ ⁻	0,428	-0,520	0,583	Mn	0,066	0,955	-0,222
NO ₃ ⁻	0,774	0,025	0,592	Na	-0,809	0,173	0,434
NH ₄ ⁺	0,961	0,148	-0,174	As	0,662	0,625	0,377
PO ₄ ³⁻	0,481	-0,017	0,500	Cd	-0,766	-0,045	0,457
SO ₄ ²⁻	0,504	-0,637	0,092	Cr	-0,100	0,703	0,581
Ca	0,587	0,628	0,009	Cu	-0,892	0,091	0,342
Fe	-0,730	-0,053	0,580	Hg	0,682	-0,664	0,301
K	0,249	-0,217	0,839	Pb	0,019	0,027	0,272
Mg	-0,033	-0,837	-0,356	Zn	0,288	0,839	-0,042

Ce tableau fait voir que le facteur F1 est défini par les paramètres NO₃⁻, NH₄⁺, Fe, Na, As, Cd, Cu et Hg, le facteur F2 par SO₄²⁻, Ca, Mg, Mn, Cr, et Zn et le facteur F3 par K.

L'ensemble des paramètres a été étudié dans trois dimensions principales (Figure 30). Ces trois facteurs permettent de représenter le nuage de points de manière significative et contiennent le plus grand nombre d'informations recherchées.

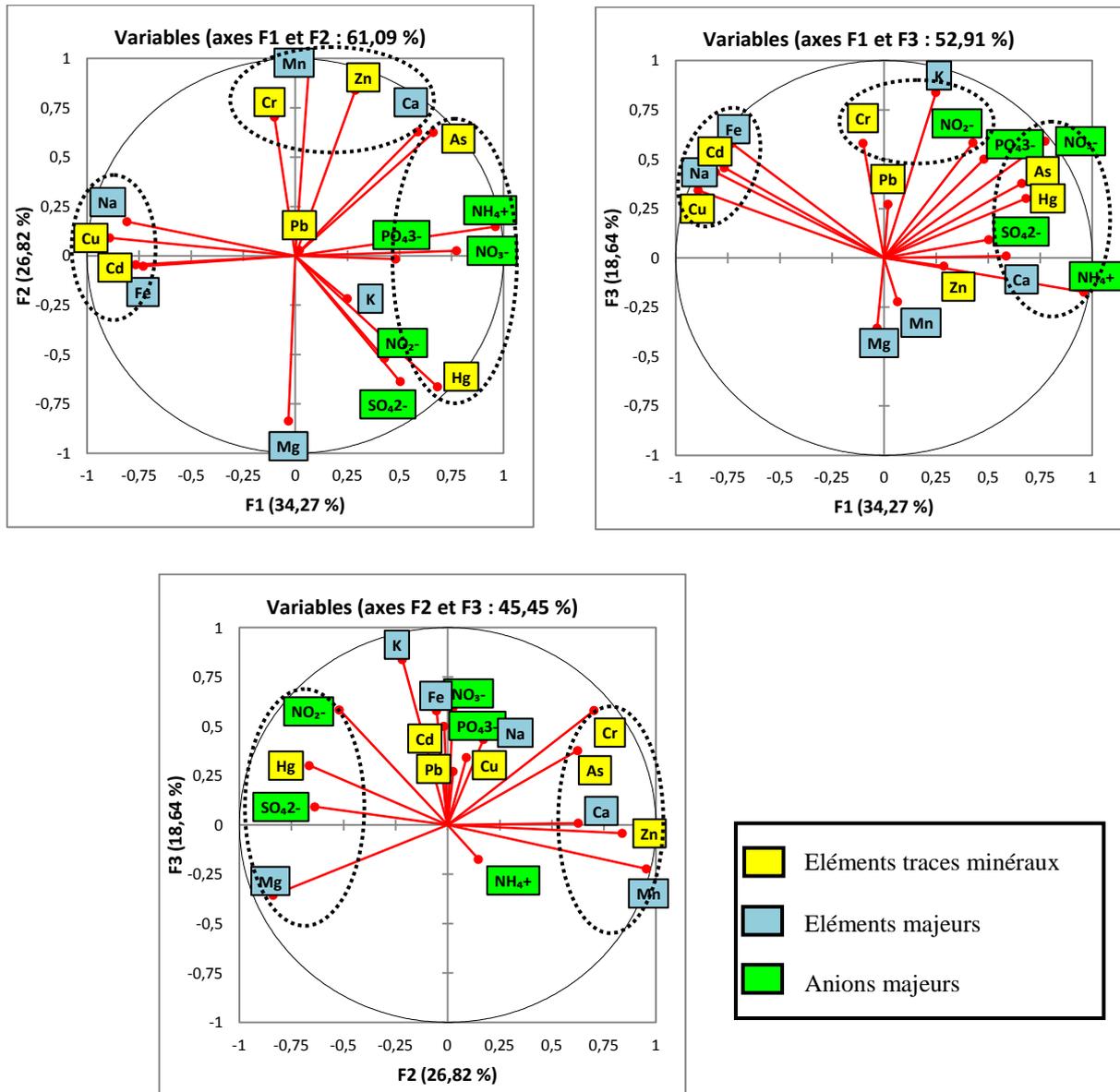


Figure 30 : Représentation des concentrations en ETM, éléments majeurs et anions majeurs des sédiments dans trois dimensions suivant les facteurs F1, F2 et F3 dans une ACP.

D'après l'ACP, le premier facteur F1 montre un 1^{er} regroupement composé de NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻, As et Hg qui s'oppose au deuxième regroupement constitué de Fe, Na, Cd et Cu. Ces différents regroupements montrent que malgré les différentes sources de pollution des sédiments, certaines stations ont des sources de pollution comparables. L'origine de la discrimination des deux regroupements d'ETM associés à cette composante est difficile à établir à ce stade du travail. En observant en effet leur distribution dans le plan factoriel (F1-

F2), on remarque que le regroupement composé de Cd et Cu est plus influencé par les oxydes de fer et de sodium, alors que dans le 1^{er} regroupement As et Hg sont liés à NO_3^- , NH_4^+ et PO_4^{3-} . Cependant, en les plaçant dans le plan factoriel (F1-F3), on s'aperçoit que Ca vient s'associer au 1^{er} regroupement. Le second facteur F2 (26,82 %) associe Ca, Mn, Cr et Zn (3^e regroupement) qui s'oppose à SO_4^{2-} et Mg. Néanmoins, en les plaçant dans le plan factoriel (F2-F3), on remarque que As vient s'ajouter au 3^e regroupement. En effet, du fait que le NO_2^- , SO_4^{2-} et Hg viennent s'associer au Mg. Enfin le troisième facteur F3 (18,64 %) dans le plan factoriel (F1-F3) détermine le 4^e regroupement qui prend en compte Cr, K et NO_2^- qui est opposé au Mg et Mn.

7.4. Sols agricoles

7.4.1. Relations entre les ETM, éléments majeurs et anions majeurs

La matrice de corrélation (Tableau XXXI) présente les liens entre les paramètres des sols agricoles pris deux à deux. L'analyse de cette matrice fait remarquer que la température est corrélée positivement avec les nitrites ($r = 0,833$), le calcium ($r = 0,786$), le potassium ($r = 0,857$), le magnésium ($r = 0,897$), le cadmium ($r = 0,826$), le chrome ($r = 0,977$) et le plomb ($r = 0,715$) mais négativement avec le fer ($r = -0,935$), le manganèse ($r = -0,924$), le cuivre ($r = -0,956$) et le zinc ($r = -0,967$). Les nitrites sont corrélés positivement avec les phosphates ($r = 0,827$), le chrome ($r = 0,931$) et le plomb ($r = 0,982$) mais négativement avec le fer ($r = -0,975$), le sodium ($r = -0,742$) et le zinc ($r = -0,946$). Les nitrates sont parfaitement corrélés positivement avec l'ammonium ($r = 1,000$) et les deux sont aussi corrélés positivement avec les phosphates, les sulfates mais négativement avec le calcium, le potassium, le sodium, l'arsenic, le cadmium et le mercure. Les sulfates sont corrélés positivement avec le manganèse ($r = 0,815$) et le cuivre ($r = 0,756$) mais négativement avec le calcium ($r = -0,941$), le potassium ($r = -0,892$), le magnésium ($r = -0,851$), l'arsenic ($r = -0,979$), le cadmium ($r = -0,917$) et le mercure ($r = -0,979$).

Tableau XXXI : Matrice de corrélation entre les paramètres chimiques des sols agricoles.

Paramètres	Temp	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
Temp	1																		
NO ₂ ⁻	0,833	1																	
NO ₃ ⁻	-0,242	0,335	1																
NH ₄ ⁺	-0,269	0,309	1,000	1															
PO ₄ ³⁻	0,377	0,827	0,807	0,790	1														
SO ₄ ²⁻	-0,531	0,026	0,951	0,959	0,584	1													
Ca	0,786	0,312	-0,790	-0,807	-0,276	-0,941	1												
Fe	-0,935	-0,975	-0,119	-0,091	-0,682	0,195	-0,515	1											
K	0,857	0,429	-0,707	-0,726	-0,153	-0,892	0,992	-0,618	1										
Mg	0,897	0,503	-0,646	-0,667	-0,071	-0,851	0,978	-0,681	0,997	1									
Mn	-0,924	-0,558	0,595	0,617	0,006	0,815	-0,963	0,728	-0,989	-0,998	1								
Na	-0,247	-0,742	-0,880	-0,867	-0,991	-0,690	0,405	0,576	0,287	0,206	-0,142	1							
As	0,694	0,179	-0,867	-0,880	-0,405	-0,979	0,991	-0,392	0,965	0,941	-0,916	0,526	1						
Cd	0,826	0,376	-0,747	-0,765	-0,211	-0,917	0,998	-0,571	0,998	0,990	-0,979	0,342	0,979	1					
Cr	0,977	0,931	-0,031	-0,058	0,565	-0,339	0,636	-0,989	0,729	0,783	-0,822	-0,447	0,525	0,687	1				
Cu	-0,956	-0,634	0,515	0,539	-0,090	0,756	-0,932	0,790	-0,970	-0,987	0,995	-0,047	-0,874	-0,955	-0,872	1			
Hg	0,693	0,178	-0,867	-0,881	-0,406	-0,979	0,991	-0,392	0,965	0,940	-0,916	0,527	1,000	0,979	0,524	-0,874	1		
Pb	0,715	0,982	0,505	0,481	0,917	0,213	0,129	-0,917	0,253	0,332	-0,393	-0,854	-0,008	0,196	0,847	-0,479	-0,008	1	
Zn	-0,967	-0,946	-0,013	0,015	-0,600	0,298	-0,603	0,994	-0,698	-0,755	0,796	0,485	-0,488	-0,655	-0,999	0,850	-0,487	-0,869	1

NB : Les valeurs en gras ont un niveau de corrélation significative avec $p \leq 0,05$.

De plus, ce tableau révèle que l'arsenic est fortement lié au mercure ($r = 1,000$), le cadmium ($r = 0,979$), le calcium ($r = 0,991$), le potassium ($r = 0,965$) et le magnésium ($r = 0,941$) mais négativement avec le magnésium ($r = -0,916$). Le cadmium est corrélé positivement avec le mercure ($r = 0,979$), l'arsenic ($r = 0,979$), le calcium ($r = 0,998$), le potassium ($r = 0,998$), le magnésium ($r = 0,990$) mais négativement avec le manganèse ($r = -0,979$). Le zinc est corrélé positivement avec le fer ($r = 0,994$), le manganèse ($r = 0,796$), le cuivre ($r = 0,850$) et l'arsenic ($r = 0,758$) mais négativement le magnésium ($r = -0,755$), le chrome ($r = -0,999$) et le zinc ($r = -0,869$).

7.4.2. Distribution et origine des paramètres chimiques dans les sols agricoles : approche par analyse en composante principale (ACP)

Dans le cadre de cette étude, nous avons réalisé une analyse en composante principale des teneurs en ETM, éléments majeurs et anions majeurs dont l'inertie des principaux axes a été exprimée en % de variance cumulé (Tableau XXXII). Selon ces résultats, deux facteurs (F1 et F2) présentent chacun des valeurs propres supérieures à 1 et cumulent 100 % de la variance totale.

Tableau XXXII : Valeurs propres et pourcentage de variance exprimée cumulée pour les sols agricoles.

Facteurs	Valeur propre	Variance (%)	% cumulé
F1	11,208	62,268	62,268
F2	6,792	37,732	100,000

La corrélation des différents paramètres dans la définition des principaux facteurs est consignée dans le tableau XXXIII. Les facteurs de chargement sont encore représentés dans ce tableau, où leurs valeurs absolues supérieures à 0,5 sont considérés comme significatives et donc marquées en gras.

Tableau XXXIII : Corrélations entre les paramètres et les facteurs pour les sols agricoles.

Paramètres	F1	F2	Paramètres	F1	F2
NO ₂ ⁻	0,432	0,902	Mn	-0,990	-0,144
NO ₃ ⁻	-0,705	0,710	Na	0,284	-0,959
NH ₄ ⁺	-0,724	0,690	As	0,965	-0,264
PO ₄ ³⁻	-0,150	0,989	Cd	0,998	-0,062
SO ₄ ²⁻	-0,890	0,456	Cr	0,731	0,683
Ca	0,992	-0,129	Cu	-0,971	-0,238
Fe	0,509	0,861	Hg	0,964	-0,264
K	1,000	-0,003	Pb	0,256	0,967
Mg	0,997	0,080	Zn	-0,701	-0,713

D'après ce tableau, le facteur F1 est défini par les paramètres SO₄²⁻, Ca, K, Mg, Mn, As, Cd, Cr, Cu et, Hg et le facteur F2 par NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻, Fe, Na, Pb et Zn.

L'ensemble des paramètres a ainsi été étudié dans deux dimensions principales (Figure 31). Ces deux facteurs permettent de représenter de manière significative le nuage de points et contiennent le maximum d'informations recherchées.

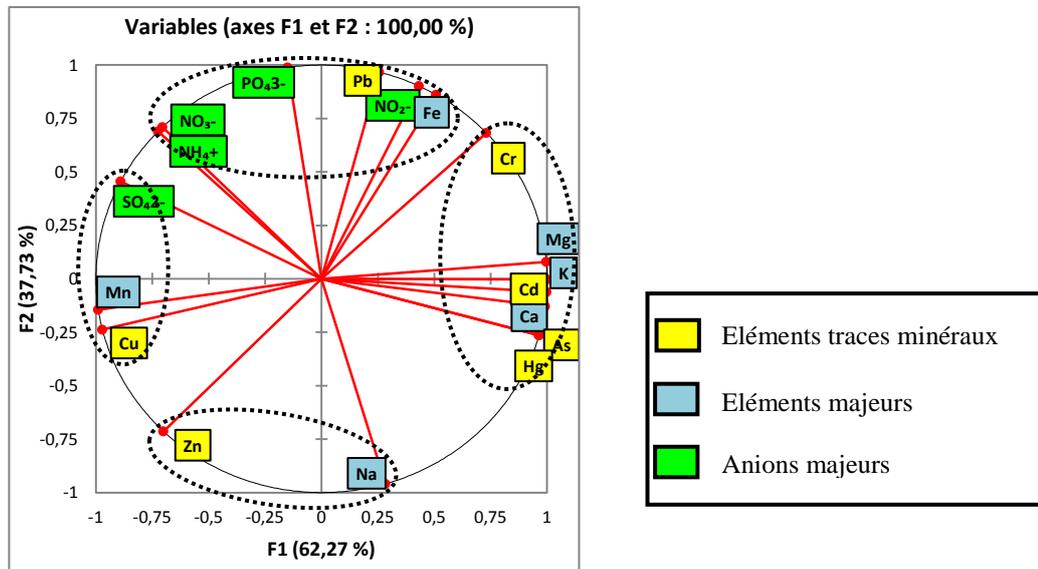


Figure 31 : Représentation des concentrations en ETM, éléments majeurs et anions majeurs des sols agricoles dans deux dimensions suivant les facteurs F1 et F2 dans une ACP.

L'ACP révèle que le premier facteur F1 représente environ 62,27 % de la variance totale et montre un 1^{er} regroupement composé de Ca, K, Mg, As, Cd, Cr et Hg qui s'oppose à SO₄²⁻, Mn et Cu (2^e regroupement). Le second facteur F2 (37,73 %) associe fortement NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻, Fe et Pb (3^e regroupement) et qui s'oppose au quatrième regroupement constitué

de Na et Zn. Ces différents regroupements montrent qu'on a différentes sources de pollution des sols.

7.4.3. Classification de la pollution des stations des sédiments et des sols agricoles

La figure 32 indique les résultats de la classification ascendante hiérarchique (CAH) des sédiments et des sols agricoles de la région sur la base des teneurs en ETM, en éléments majeurs et en anions majeurs.

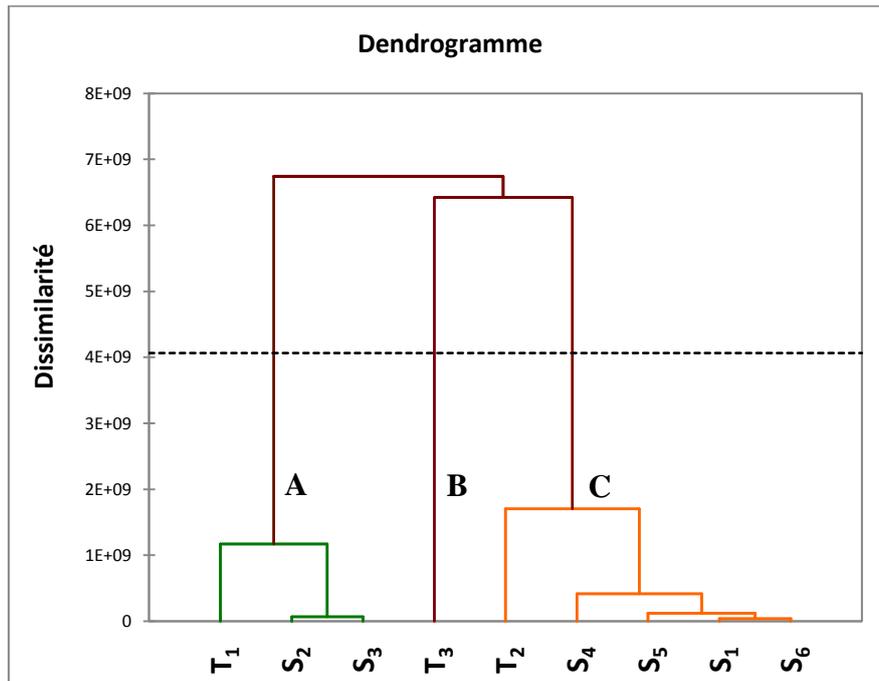


Figure 32 : Dendrogramme de la classification des sédiments et des sols agricoles.

Ce dendrogramme montre trois groupements (dissimilarité élevée) et des sous-groupements (dissimilarité faible). Le premier groupe (A) de dissimilarité élevée est constitué par le sol agricole de la station Débarcadère (T₁), les sédiments de la rizière Ity (S₂) et du fleuve Cavally au niveau du Débarcadère (S₃). Le deuxième groupe (B) concerne uniquement le sol agricole (T₃) dont la pollution est importante. Le troisième groupe (C) constitué du sol agricole (T₂), des sédiments de la rivière Floleu (S₄), de la source d'eau (puits) du campement Maurice (S₅), du fleuve Cavally (S₁) prélevée à 60 km en amont de la zone d'étude et du fleuve Cavally (S₆) au niveau de la station de Floleu-Soklaleu situé en aval.

7.5. Discussion

La Matrice de corrélation entre les paramètres des eaux de surface montre que les éléments majeurs sont bien liés entre eux. En plus, elle montre que la conductivité électrique est fortement liée au TDS, à l'arsenic, à la turbidité et au cuivre. L'analyse multivariée (ACP) utilisée dans l'étude du mécanisme de rétention des polluants dans les eaux montrent une grande affinité entre les éléments majeurs. De plus, les fortes teneurs de ces éléments majeurs sont plus ou moins influencées par le pH acide et le potentiel redox du milieu. La présence des éléments majeurs semble être d'origine naturelle. Cependant, plusieurs inconnues telles que l'influence anthropique (due aux activités agricoles ou minière) des nouveaux entrants et les proportions labiles et résiduelles de chaque élément pourraient être à l'origine de cette pollution. L'ACP révèle aussi que la présence des autres polluants pourrait être le reflet d'un mélange d'apports anthropiques et d'apports naturels. L'Analyse de la classification ascendante hiérarchique (CAH) a montré que les eaux du fleuve en particulier celle de la station (E₄) située en aval de la zone d'étude présente la pollution la plus importante des eaux étudiées. Cette pollution est due aux activités anthropiques (minière et agricole). Le phénomène dominant dans l'accumulation des polluants est lié à une intense activité d'orpaillage le long du fleuve et même dans le lit du fleuve. Cependant, l'eau du fleuve de la station témoin E₁ (60 km en amont de la zone d'étude) moins polluée connaît une pollution légèrement élevée par rapport à celle des deux stations (E₂ et E₃) situées en amont du fleuve dans la zone d'étude. La pollution des eaux de la rizière du village d'Ity (R₁) et la rivière du village Floleu (R₂) est le fait du phénomène du pluviolessivage des sols agricoles, du retour des eaux d'irrigation, des effluents issus de l'orpaillage et des déchets domestiques. La pollution des eaux de surface est influencée par de nombreuses activités anthropiques (minière, agricole et domestique). Des centaines de motopompes utilisées par les orpailleurs fonctionnent avec le carburant dont les résidus sont déversés dans les eaux du fleuve. Calamari & Naeve (1994) ont montré que les carburants contiennent des éléments tels que le Fe, le Mn, le Cu, le Ni, le Hg, le Pb et le Cd. Ces éléments sont aussi issus du lessivage des produits phytosanitaires et fertilisants utilisés dans les plantations. En effet, les pesticides contiennent de l'As, du Hg, du Pb, du Cu, du Zn, du Mn et les engrais sont composés de Cd, Hg, Pb, Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn (Calamari & Naeve, 1994). Les éléments majeurs et les ETM présents dans les excréments des animaux et des humains ainsi que dans les déchets domestiques se retrouvent dans tous les compartiments des déchets ménagers (Miquel, 2001). Après le lessivage des sols, ces éléments terminent leur trajet dans l'environnement aquatique. Le lessivage des déchets domestiques constitue une source principale de ces polluants. Les

éléments majeurs et les ETM proviennent en premier lieu de l'érosion des roches mères de la croûte continentale terrestre. Ils sont naturellement présents dans l'environnement. Mais suite au lessivage des sols, ces éléments issus de l'altération de la roche mère sous-jacente via les activités minières et pratiques agricoles se retrouvent dans les eaux de surface. L'eau joue le rôle de vecteur de transport à travers l'érosion et le lessivage des sols qui permettent le transfert des éléments vers la colonne d'eau des cours d'eau sous la forme dissoute ou associées aux matières en suspension constituées en majorité d'éléments majeurs (Ca, Mg, Na, etc.). Dans d'autres parties de l'Afrique de l'Ouest, les concentrations d'ions majeurs notamment de Cu, Mn et Fe dans la rivière Jong (Sierra Leone) ont été déterminées par Wright (1982), qui a trouvé une corrélation évidente entre les concentrations de métaux et les variations saisonnières des précipitations.

Pour les eaux de puits, la matrice de corrélation entre les paramètres des eaux de puits indique que le TDS est corrélé positivement avec les nitrites, les nitrates et l'ammonium. Aussi, les sulfates sont corrélés avec le potentiel redox, l'oxygène dissous, les nitrites et les phosphates mais négativement avec la température. Les résultats de l'ACP indiquent que les paramètres concernés évoluent de la même façon et sont tributaires d'un même phénomène ou de phénomènes semblables. Les paramètres NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} sont fortement influencés par le potentiel redox et l'oxygène dissous. Les concentrations élevées des sulfates dans les eaux de puits sont généralement d'origine naturelle par dissolution du gypse ou l'oxydation des sulfures des roches lignées. Toutefois, les sulfates peuvent également avoir une origine anthropique et être présents dans l'eau par le biais d'apports agricoles, des rejets miniers ou domestiques (Al-Qawati *et al.*, 2015). Les éléments majeurs K et Na ont la particularité d'apparaître dans l'eau après un contact prolongé de celle-ci avec les roches encaissantes. La minéralisation des eaux se fait en présence de K et Na (d'origine naturelle) et de NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cu et Pb (d'origine anthropique). Le phosphate provient aussi en grande partie des rejets animaux et humains (Martinelli, 1999). Les éléments des regroupements (NO_3^- , NH_4^+ , TDS, Cond) et (pH, Turb, Cd, Ca, Fe) semblent être le reflet du mélange d'apports anthropiques et d'apports naturels. En effet, la grande solubilité des nitrates issus du lessivage des sols agricoles favorise leur diffusion dans le sol et facilite leur assimilabilité par les plantes. Mais, elle est aussi la cause de leur fuite hors des zones racinaires en période de pluie abondante, et de leur migration dans les nappes souterraines ou vers les cours d'eau (Viennot *et al.*, 2009). Les nitrates peuvent provenir aussi de la décomposition des déchets organiques (transformation de l'ammonium en nitrites ou en nitrates) et des déjections des animaux

d'élevage (Yulipriyanto, 2001). Ces observations sont en accord avec les travaux de Gibrilla *et al.* (2010) menés dans le bassin de la rivière Densu au Ghana, qui ont montré que les nitrates proviennent des pesticides et des engrais utilisés dans les activités agricoles, ainsi que des excréments des animaux. En plus, la mise en culture des zones forestières après défrichage et brûlis préalable constatée dans la zone est source de production de nitrates. La destruction de la forêt produit de la matière organique qui, en se décomposant libérait de l'azote qui sera lessivé à la suite des pluies abondantes dans la région provoquant la crue du fleuve Cavally. Cette source de nitrate des eaux souterraines a été confirmée également par Yao *et al.* (2012) dans la nouvelle boucle du cacao dans le département de Soubré au Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. La présence de l'ammonium dans les eaux de puits serait d'origine anthropique liée soit à la réduction des nitrates (la réduction est une réaction chimique inverse de l'oxydation), soit aux rejets d'effluents miniers et domestiques, épandages agricoles, élevage... La turbidité (l'aspect trouble de l'eau) serait liée soit à la présence de fer issu de l'altération des roches métamorphiques, soit à la présence de matières en suspension (MES) (Miquel, 2003). Les matières en suspension, constituées de micro particules (argiles, limons, planctons...) proviennent le plus souvent des eaux de ruissellement après des épisodes orageux : l'eau pluviale s'engouffre par des voies de cheminement préférentiel, rejoint les nappes (Miquel, 2003). Les polluants sont rarement rejetés directement dans les nappes souterraines. Leur présence est due à leur transfert depuis la surface, au cours duquel différents processus physiques, chimiques et biologiques vont jouer un rôle dans l'atténuation, le délai de transfert, la distance de propagation et la rétention plus ou moins réversible du produit. Dans les différents compartiments d'un système aquifère (sol, zone non saturée et eau souterraine), les processus sont de nature et d'ampleur variable. Les principaux processus qui contrôlent le transfert d'éléments sont la convection (entraînement de l'élément à la même vitesse que l'eau), la dispersion (étalement du panache de pollution sous l'effet de l'hétérogénéité du milieu), les échanges avec la phase solide (adsorption sur la matière organique ou la matrice rocheuse, précipitation/dissolution) et la dégradation (chimique ou biologique). Les propriétés intrinsèques des polluants (solubilité, adsorption, dégradation), des milieux traversés, (perméabilité, teneur en matière organique, degré d'oxydation), les interactions entre les polluants et le milieu ainsi que le contexte climatique sont autant de facteurs qui contrôlent ces différents processus de migration des polluants. Des auteurs (Lemière *et al.*, 2001 ; Amalric *et al.*, 2003) ont corroboré ces mécanismes de transfert. Les résultats de la classification ascendante hiérarchique (CAH) indiquent que l'eau de puits du village Floleu (P₆) présente la pollution la plus importante des eaux de puits étudiées. Il est

très difficile de déterminer la direction exacte de l'écoulement des eaux souterraines de notre zone d'étude en se fondant sur les seules caractéristiques de la surface du terrain. Nous savons toutefois que les eaux d'un aquifère qui est près d'un puits s'écoulent vers cet aquifère (Guilemin & Roux, 1992). Cette pollution serait d'origine anthropique car les eaux usées domestiques et les fosses septiques avoisinant ce puits (moins de 6 m) pourraient en être la source. La forte valeur de la conductivité électrique au puits P₆ (une moyenne de 257 $\mu\text{S}/\text{cm}$) pourrait s'expliquer par l'infiltration des eaux usées dans la nappe phréatique. La pollution des autres puits subit une influence anthropique causée par les eaux usées domestiques (stations P₁, P₃ et P₅) et une remobilisation due aux activités agricoles (stations P₂, P₄ et P₇). Concernant la pollution de la station P₂, nous avons des polluants issus des effluents miniers provenant de la société minière. Aussi le pompage excessif des eaux souterraines et des eaux de surface pour le traitement des minerais va entraîner des appels d'eaux et agir sur la qualité et la quantité de celles-ci. En effet, selon les travaux de Guilemin & Roux (1992), les eaux souterraines s'écoulent des zones plus élevées ou à plus haute pression vers les zones moins élevées ou à plus basse pression. Elles peuvent s'écouler horizontalement ou verticalement vers le haut ou vers le bas, mais en général elles s'écoulent dans un sens seulement. La direction de l'écoulement peut être modifiée lorsqu'on pompe l'eau souterraine. Ces stations d'eaux caractérisées par un pH acide avec une moyenne comprise entre 4,21 et 4,92, présentent de fortes teneurs en phosphates, sulfates, cuivre, plomb et sodium et parfois en arsenic. Elles rendent compte d'une pollution accentuée par les activités minières aurifères, les eaux usées et l'agriculture.

Concernant les sédiments des eaux de surface, la matrice de corrélation entre les paramètres des sédiments enseigne que les nitrites sont corrélés positivement avec le potassium et le mercure. Les nitrates sont corrélés positivement avec les phosphates et l'arsenic. Les sulfates sont corrélés positivement avec le magnésium et le mercure. D'après les résultats de l'ACP, l'association de Fe et Na exprime l'action des minéraux argileux et des oxydes fer dans le contrôle des ETM tels que Cu et Cd. En effet, Mn et Fe sont généralement associés aux fractions granulométriques argileuses et limoneuses fines, ainsi qu'aux oxydes et hydroxydes de fer. D'autres travaux (Hardy *et al.*, 1999 ; Sterckeman *et al.*, 2002) ont montré une augmentation des éléments traces au cours de l'argilisation des micas et des chlorites. Cette augmentation se déroule au cours de deux processus minéralogiques bien distincts qui sont la microdivision des minéraux primaires (affectant principalement les particules des fractions limoneuses) et une transformation géochimique et minéralogique des minéraux primaires

altérables en minéraux secondaires (argiles et oxy-hydroxydes de fer). En effet, les éléments traces se situeraient dans des sites cristallographiques mieux protégés, dans les couches octaédriques des feuillets d'argiles (N'guessan, 2008). Lorsqu'on observe leur distribution dans les sédiments, on remarque que le Cd et Cu sont plus influencés par les oxydes de fer et de sodium, alors que As et Hg sont liés à NO_3^- , NH_4^+ et PO_4^{3-} . Plusieurs inconnues telles que l'influence anthropique (activités agricoles ou minière) d'un regroupement par rapport à un autre et les proportions labiles et résiduelles de chaque élément pourraient être à l'origine de cette discrimination. On pourrait penser que ces éléments ont une origine anthropique dans les sédiments. La présence du Cr et la forte influence de NO_2^- provenant des engrais azotés serait d'origine anthropique. Les sédiments des eaux de surface subissent une pollution d'origine anthropique due à des fluctuations des taux de déversement des polluants issus des effluents d'extractions minières, d'apports de minéraux provenant de zones agricoles, des effluents domestiques après des ruissellements orageux. En Côte d'Ivoire, Marchand & Martin (1985) et Kouadio & Trefry (1987) ont étudié les sédiments de la lagune Ebrié et ont signalé des concentrations de métaux supérieures aux niveaux du milieu ambiant, ce qui a été attribué au déversement d'effluents industriels et d'eaux usées non traitées. L'Analyse de la classification ascendante hiérarchique (CAH) a montré que les sédiments des eaux du fleuve en particulier ceux des stations S_3 (situées en amont dans la zone d'étude) et S_2 (rizière Ity) présentent la contamination la plus importante des sédiments étudiés. Par contre, leurs colonnes d'eaux indiquaient la pollution les moins importantes des eaux de surface. Toutefois, les sédiments de la station S_6 dont la colonne d'eau enregistre la pollution la plus importante et S_1 (station témoin) sont les moins contaminés. Ce qui montre que les polluants des colonnes d'eau les moins polluées vont s'accumuler (être piégés) dans les sédiments.

Quant aux sols agricoles, la matrice de corrélation entre les paramètres permet de découvrir une grande interdépendance entre les nitrates et l'ammonium de même entre l'arsenic et le mercure. Le manganèse n'est pas lié au magnésium et au potassium. Il n'y a pas de relation entre le zinc et le chrome. Les analyses des résultats de l'ACP montrent que les paramètres tels que Ca, K, Mg, As, Cd, Cr et Hg s'opposent à SO_4^{2-} , Mn et Cu. Les éléments de ces deux regroupements semblent être le reflet du mélange d'apports anthropiques et d'apports naturels. En plus, la présence des éléments majeurs est d'origine naturelle. Un regroupement constitué de NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Fe et Pb s'oppose au Na et au Zn. Ces regroupements indiqueraient une source de pollution anthropique due aux activités agricoles (épandage). L'association de Na et de Zn exprimerait l'action des minéraux argileux et des oxydes fer

dans le contrôle des contaminants. Comme dans le cas des sédiments, ces éléments (Na et Zn) montrent une origine naturelle. L'Analyse de la classification ascendante hiérarchique (CAH) a montré que le sol agricole T₁ proche de la station d'eau de surface E₂ ayant pour sédiment S₃ connaît la contamination la plus importante des sols agricoles étudiés. Le sol agricole T₁ a un niveau de contamination semblable à celui du sédiment S₃ avec la colonne d'eau E₂ moins polluée. Avec un couvert végétal dégradé et la présence d'une chaîne de montagnes élevée en amont, une activité humaine intense et la saison sèche favorisent l'érosion des sols et causant le chargement important de sédiments (et tous polluants chimiques l'accompagnant) vers des plans d'eau proches, surtout pendant des tempêtes sévères en saison pluvieuse. Ces mêmes observations ont été faites par Probst & Suchet (1992) et Milliman (2001). En effet, pendant la saison sèche, les sables transportés sous la forme de poussières viennent enrichir en éléments fins les dépôts éoliens beaucoup plus sableux que l'épisode aride précédent, y favorisant ainsi l'encroûtement superficiel et l'érosion hydrique. Les polluants peuvent se fixer aux argiles ou aux matières organiques par liaison ionique, ou bien former des complexes en solution, ou des composés inorganiques, ou encore se fixer à la surface de particules par adsorption (Tremel-Schaub & Feix, 2005). De cette façon, ils s'accumulent dans le sol, ou ils sont lessivés par les eaux de ruissellement vers des horizons plus profonds, éventuellement jusqu'aux nappes phréatiques (Sirven, 2006).

Dans les stations de sols agricoles, les éléments traces minéraux (ETM) sont présents à divers degrés de concentration dans ses différents compartiments (la végétation, le sol et la roche) (NRC, 2001 ; Benabdelkader, 2019). Les éléments majeurs et éléments traces dans le sol peuvent avoir une origine naturelle issue du fond pédogéochimique et d'éruptions volcaniques ou anthropique provenant des extractions minières aurifères, des effluents domestiques et de l'agriculture (engrais organiques ou minéraux, pesticides...). Ces apports ponctuels ou diffus d'ETM, qui existent depuis des années, voire des siècles, dans les milieux aquatiques se stockent dans certains compartiments de sédiments (Salomons, 1984 ; Tessier, 2012) et croissent en raison de l'intensité des activités anthropiques (minières et agricoles). Dans les stations d'eaux de surface, 99 % des éléments traces minéraux de la phase dissoute sont retenus par les sédiments en raison de l'affinité des ETM pour la phase particulaire (Ramamoorthy & Rust, 1978 ; Singh *et al.*, 2005), et surtout pour les particules fines telles que les argiles (Tessier *et al.*, 1979). Les ETM sont liés aux principaux composants des sédiments (les argiles, les carbonates, les oxydes, la matière organique et les fractions résiduelles des minéraux) (Tessier *et al.*, 1979 ; Leleyter *et al.*, 1999). Les argiles ont une grande surface spécifique qui favorise l'adsorption des métaux (Suresh *et al.*, 2012). Les

oxydes d'Al et de Fe, de Mn ainsi que la matière organique par ses groupes fonctionnels jouent un rôle important dans la liaison des ETM et leur absorption par les sédiments (Davis, 1984 ; Turner *et al.*, 2004). Après une saison sèche, les crues intenses favorisent la mise en suspension, la remobilisation et le transport des ETM adsorbés dans les sols agricoles (Ciszewski, 2001 ; Martínez-Santos *et al.*, 2015). L'érosion hydrique favorise le transfert des matériaux vers les cours d'eau. La géomorphologie des eaux de surface peut contribuer à la sédimentation et donc aux stockages des ETM (comme le cas des méandres) (Ciszewski *et al.*, 2004). Les ETM peuvent aussi être mobilisés vers la phase dissoute, où ils deviennent disponibles notamment pour les organismes vivants, avec des formes chimiques potentiellement toxiques (Eggleton & Thomas, 2004 ; Roussiez *et al.*, 2013). Ainsi, il est d'intérêt d'étudier le comportement des ETM vis-à-vis de différentes conditions hydrologiques. L'augmentation de temps de séjour des sols agricoles dans les eaux après inondation (sortie des eaux du lit du fleuve) favorise la rétention des ETM qui sont adsorbés et/ou complexés et influence ainsi leur transfert et leur mobilité (Ludwig *et al.*, 2003). Les mécanismes et agents qui influencent la survie des microorganismes pathogènes sont la chaleur, la sécheresse, la compétition, les antibiotiques, la destruction de leurs éléments nutritifs (Golueke, 1982) et le pH (Alexander *et al.*, 1986). Toutefois, les produits agricoles issus de ces sols pourraient constituer les risques de bioaccumulation et de toxicité et engendrer des impacts négatifs sur la santé de la population.

Conclusion partielle

Cette partie du travail a pour objectif l'étude de la distribution et l'origine des paramètres physico-chimiques et chimiques dans les eaux, les sédiments et les sols agricoles réalisée par des tests statistiques tels que la matrice de corrélation, l'analyse en composante principale et la classification ascendante hiérarchique à l'aide d'outils informatiques. Cette partie montre que la pollution des eaux de surface est influencée par de nombreuses activités anthropiques dont la plus dominante est l'orpaillage. La pollution des eaux de puits de la région Ity-Floleu est fortement liée à l'intensification des activités minières aurifères, aux pratiques agricoles et aux rejets domestiques. Les sédiments des eaux de surface subissent une pollution d'origine anthropique et constituent le réservoir des polluants. La présence des éléments majeurs et ETM dans les sols agricoles est d'origine naturelle mais serait fortement accentuée par les activités anthropiques qui après des périodes orageuses favorisent leur distribution et remobilisation dans ces milieux récepteurs.

CONCLUSION GENERALE

Ce travail de recherche est une contribution à l'évaluation de la pollution de l'environnement minier d'Ity dans le département de Zouan-Hounien. Ainsi, ont été abordés l'évaluation de la qualité des eaux de surface et des de puits, le niveau de pollution des sédiments, des sols agricoles et de deux espèces de poissons du fleuve Cavally et les différentes sources de pollution des eaux, des sédiments et des sols agricoles.

Concernant l'évaluation de la qualité des eaux de surface et des eaux de puits, les paramètres physico-chimiques ont montré que les eaux présentent en toutes saisons des pH acides pour les eaux de surface (pH=4,78 à pH=6,94) et les eaux de puits (pH=3,75 à pH=5,37) avec des moyennes respectives de $pH_{moy}=5,70$ et de $pH_{moy}=4,55$. Les valeurs du potentiel redox ont révélé que toutes les eaux sont dans des conditions oxydantes hormis quelques stations des eaux de surface qui étaient dans des conditions réductrices pendant certaines saisons sèches. Les valeurs élevées de la turbidité (de 6 à 71 UTN) dans plusieurs stations surtout en saison pluvieuse témoignent que les cours d'eau subissent une perturbation imputable aux lessivages des sols pour les eaux de surface et aussi le renouvellement des réserves de la nappe souterraine. Pour les anions majeurs, la dégradation de la qualité des eaux de surface et des eaux de puits de la zone d'étude est parfois liée à la présence de nitrates et de plus de sulfates pour les eaux de surface et des phosphates pour les eaux de puits en toutes saisons. En dehors du Cr, Cu, Hg et Zn, les autres ETM tels que As, Cd, Ni et Pb, ont des teneurs qui dépassent les directives de la FAO pour l'irrigation et les directives de potabilité fixées par l'OMS pour la majorité des stations, occasionnant ainsi la détérioration de la qualité de ces eaux pendant les deux saisons.

La qualité des eaux de surface et des eaux de puits a été évaluée respectivement à partir du calcul de l'indice de qualité IQE et WQI. Concernant les eaux de surface étudiées dans la zone Ity-Floleu, l'indice de qualité (IQE) a montré que la qualité des eaux du fleuve Cavally, de la rizière Ity et de la rivière Floleu est de bonne qualité pour la protection de la vie aquatique et l'irrigation agricole. Pour la qualité des eaux de puits de la zone d'étude, les résultats de l'indice WQI ont montré que sur l'ensemble des eaux étudiées, 85,7 % sont de qualité impropre à la boisson en saison sèche et 28,6 % en saison pluvieuse. Par conséquent, leur utilisation pourrait constituer des risques de bioaccumulation et de toxicité et engendrer des impacts négatifs sur la santé de la population.

Quant à la détermination du niveau de contamination des sédiments, des sols agricoles et de la chair et la peau des deux espèces de poisson du fleuve Cavally, plusieurs facteurs et d'indices de pollution ont été utilisés. Les stations étudiées présentent un enrichissement extrêmement

sévère en chrome et en cuivre en toutes saisons. L'évaluation de la contamination minérale des sédiments et des sols agricoles par le calcul de l'Igeo a montré que les sédiments et les sols agricoles des stations visitées connaissent le plus souvent une pollution (extrême ou modérée) en As, Cd, Cu, Hg, Pb et Zn en saison sèche ou pluvieuse sauf en Pb et Zn dans certains cas. Sur l'ensemble de la région, les résultats obtenus montrent que les sédiments et les sols agricoles analysés présentent des risques écologiques (sévère ou très élevé) lié au métal Cd détecté au niveau de certaines stations de sédiments et de sols agricoles pendant les deux saisons. L'IPS a permis de classer et de noter que les sédiments et les sols agricoles des différentes stations étudiées sont extrêmement pollués en toutes saisons. Dans notre étude, les teneurs en éléments majeurs et ETM dans les deux espèces de poissons (*Coptodon walteri* et *Chrysichthys teugelsi*) ont mis en évidence le phénomène de la bioaccumulation. Les concentrations en fer, arsenic et plomb dans la chair et la peau de ces espèces de poissons ne respectent pas les directives de la FAO/OMS et les normes internationales en toutes saisons, de même les concentrations en cuivre pendant la saison pluvieuse.

En ce qui concerne la distribution et l'origine des paramètres physico-chimiques et chimiques dans les eaux, les sédiments et les sols agricoles, les analyses statistiques nous ont permis d'en avoir une meilleure connaissance. Pour les eaux de surface, l'analyse en composantes principales (ACP) et la matrice de corrélation utilisées ont montré une grande affinité entre les éléments majeurs. De plus, les fortes teneurs de ces éléments sont plus ou moins influencées par le pH acide et le potentiel redox du milieu. Les résultats des analyses statistiques ont indiqué que pour les eaux de puits, les teneurs des anions majeurs tels que NO_2^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} sont fortement influencées par le potentiel redox et l'oxygène dissous. Quant aux sédiments, les analyses statistiques ont montré que As et Hg présents sont plutôt gouvernés par les nitrates et l'ammonium alors que la distribution de Cr, Cu, Pb et Zn est contrôlée par les minéraux argileux, limoneuses fines et par les oxy-hydroxydes de Fe et de Mn amorphes ou cristallins. Ce rôle de la matière organique dans l'atténuation de la contamination pourrait constituer une clef non négligeable dans les processus de remédiation. Dans les sols agricoles, cette étude statistique a permis de comprendre que Cu et Mn sont liés à SO_4^{2-} alors que la distribution de As, Cd, Cr et Hg est contrôlée par les minéraux argileux, feldspath et micas. Toutefois, les produits agricoles issus de ces sols pourraient constituer des risques de bioaccumulation et de toxicité et engendrer des impacts négatifs sur la santé de la population. La présence des éléments majeurs et des ETM dans ces milieux récepteurs (eaux, sols et sédiments) est d'origine naturelle mais serait fortement accentuée par les activités

anthropiques. Le phénomène dominant dans l'accumulation des polluants est lié à des activités intenses d'orpaillage menées aux abords et même sur le lit du fleuve. Cette forte pression exercée par les activités anthropiques dans cette zone peut avoir des conséquences sur les eaux de surface et des eaux de puits qui pourraient entraîner une dégradation de la qualité de l'eau et une contamination des sols agricoles, des sédiments et des ressources halieutiques.

Les espèces de poisson en fonction de leur mode de vie peuvent cependant accumuler des quantités significatives d'éléments majeurs et d'ETM provenant de l'eau et de la nourriture et peuvent ainsi être utilisées pour surveiller le niveau de polluants dans les eaux du fleuve.

RECOMMANDATIONS

Dans le but d'assurer une protection de l'environnement et d'atténuer les impacts des activités minières aurifères dans le secteur d'Ity, nous formulons les recommandations suivantes à l'endroit des autorités administratives et coutumières, des populations riveraines et de la SMI.

A l'endroit des autorités administratives

- entreprendre une grande campagne d'identification et d'enregistrement de tous les chantiers d'exploitation minière artisanale et à petite échelle dans le pays afin de sensibiliser l'ensemble des acteurs (les artisans miniers, régimes fonciers coutumiers ou statutaires) sur les dispositions légales liées à l'exploitation du sol et du sous-sol par le biais des médias (télé, radio, ...);
- mener avec les ONG des actions de formation et de renforcement des compétences des artisans miniers pour les inciter à diversifier ou compléter leurs moyens de subsistance;
- proposer des activités génératrices de revenu avec un fond de financement;
- appliquer rigoureusement la réglementation en vigueur en matière de dégradation de l'environnement;
- placer dans les listes de financement prioritaire le développement environnemental;
- commanditer une évaluation environnementale stratégique pour la restauration des sites épuisés et prévoir un cadre réglementaire spécifique propre aux exploitations minières artisanales et à petite échelle pour la constitution d'un fond de réhabilitation;
- intégrer aux cursus des études médicales de la Faculté de santé et des autres professions de santé en Côte d'Ivoire, une formation pluridisciplinaire aux problèmes de santé environnementale;

- inciter les agriculteurs à choisir les produits agricoles et phytosanitaires efficaces et moins persistants ;
- mettre sur pied, un organe de contrôle et de surveillance de la qualité des effluents miniers et domestiques, des poissons et l'équiper de moyens adéquats pour prévenir toute aggravation du phénomène de pollution.

A l'endroit des autorités coutumières et des populations riveraines

- interdire ou réglementer les activités d'orpillage autour des ouvrages de captages (puits et forages) existants par la mise en place d'un comité de surveillance ;
- interdire la construction de puits dans les parcelles qui ont une superficie de moins de 300 m², et où il y a déjà une latrine ;
- mettre au point un programme de sensibilisation et d'information de la population concernée par la consommation d'eau non potable (programme impliquant la municipalité, les associations, les structures communautaires et le genre).

A l'endroit de la SMI

- vulgariser avec l'aide des ONG, le code minier surtout les aspects relatifs à la protection de l'environnement par les artisans miniers dans les zones d'exploitation minière artisanale et à petite échelle. Renforcer la sensibilisation ;
- mener avec l'aide de la société civile, des campagnes d'information et de dissémination dans les zones d'exploitation minière artisanale et à petite échelle sur les lois et les politiques minières.

PERSPECTIVES

En perspective, nous disons qu'il est impérieux, de :

- mettre en évidence les éléments responsables de l'acidité des eaux ;
- faire un carottage pour étudier l'historique de cette pollution ;
- évaluer la toxicité et la biodisponibilité des métaux dans les plantes et cultures vivrières ;
- faire une étude de santé chez les riverains de la zone d'étude qui consomment régulièrement du poisson, contaminé par le Fe, As, Cu, Hg et Pb ;
- réaliser un modèle mathématique pour étudier les comportements des minéraux afin de prévoir le niveau de pollution dans les années à venir.

REFERENCES

- Abai E.A., Ombolo A., Ngassoum M.B. & Mbawala A. (2014). Suivi de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux des cours d'eau de Ngaoundéré, au Cameroun. *Afrique Science*, 10(4) : 135-145.
- Abdel-Mageed A.B. & Oehme F.W. (1990). A review on biochemical roles, toxicity and interactions of zinc, copper and iron: IV. Interactions. *Veterinary and human toxicology*, 32(5) : 456-458.
- Adedeji O.B. & Okocha R.C. (2011). Bioconcentration of heavy metals in prawns and water from Epe lagoon and Asejire river in southwest Nigeria. *Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation*, 6(3) : 377-384.
- Adjagodo A., Agassounon D.T.M., Kelome N.C., Vissin E.W. & Agbossou E. (2017). Pollution physique et bactériologique de l'eau du fleuve dans la basse vallée de l'Ouémé pendant les périodes de basses et hautes eaux au Bénin. *European Scientific Journal*, 13(33) : 1857-7881.
- Adomako D., Gibrilla A., Akiti T.T., Fianko R. & Maloszewski P. (2011). Hydrogeochemical evolution and groundwater flow in the Densu River Basin, Ghana. *Journal of Water Resource and Protection*, 3(7) : 548 p.
- Adriano D.C. (1986). Trace elements in the terrestrial environment. *Springer-Verlag*, New-York, 533 p.
- AFNOR (1997). Qualité de l'Eau (Tome 1) : Terminologie, Échantillonnage et Évaluation des Méthodes (3eme édition). Afnor : Paris (France) : 34 p.
- Agoubi B., Kharroubi A. & Abida H. (2013). Hydrochemistry of groundwater and its assessment for irrigation purpose in coastal Jeffara Aquifer, southeastern Tunisia. *Arabian Journal of Geosciences*, 6(4) : 1163-1172.
- Ahoussi K.E., Koffi, Y.B., Kouassi A.M., Soro G. & Biemi J. (2013). Étude hydrochimique et microbiologique des eaux de source de l'ouest montagneux de la Côte d'Ivoire : Cas du village de Mangouin-Yrongouin (Sous-préfecture de Biankouman). *Journal of Applied Biosciences*, 63(1) : 4703-4719.

- Ahoussi K.E, Soro N., Soro G., Lasm T., Oga M.S. & Zadé S.P. (2008). Groundwater pollution in Africans biggest towns : case of the town of Abidjan (Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, 20(2) : 302-316.
- Ajayi S.O. & Osibanjo O. (1981). Pollution studies on Nigerian Rivers, II : Water quality of some Nigerian rivers. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical*, 2(2) : 87-95.
- Alessio L., Aitio A., Aspostoli P., Berlin M., Clarkson T.W., Elinder C.G., Friberg L., Lee B.K., Mottet N.K., Nager D.J. & Nogawa K. (2000). Chapitre 63-Les métaux : propriétés chimiques et toxicité. Encyclopédie de sécurité et de santé au travail. 3^e édition française. Consulté le 27/10/2020 sur : <http://www.ilocis.org/fr/documents/ilo063.htm>
- Alexander M. (1961). Introduction to soil microbiology. *John Wiley and Sons*, New York, USA., 472 p.
- Alexander M., Andow D.A. & Gillett J.W. (1986). Fate and movement of microorganisms in the environment. *Environmental Management*, 10(4) : 463-493.
- Alloway B.J. (1992). Heavy metal in soil. B.J. alloway Eds., 339 p.
- Alloway B.J. (1995). Soil processes and behavior of heavy metals. In : B.J. Alloway (Ed.), Heavy Metals in soils. New york, Blackie Academic & Professional, 368 p.
- Alonso A. & Camargo J.A. (2006). Toxicity of nitrite to three species of freshwater invertebrates. *Environmental Toxicology : An International Journal*, 21(1) : 90-94.
- Al-Qawati M., Idrissi Y.A., Alemad A., Belhaili I., Marc I., Baichouti F., El Kharrim K. & Belghyti, D. (2015). Analyse et Contrôle de la qualité physico-chimique des eaux souterraines De la région Sidi Allal Tazi-Gharb-Maroc. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 13(2) : 420-429.
- Amalric L., Baran N., Jeannot R., Martin J.C. & Mouvert C. (2003). Les mécanismes de transfert des produits phytosanitaires du sol vers les nappes et les méthodes d'analyse des produits phytosanitaires dans les eaux. *Etude réalisée dans le cadre des opérations de service public du BRGM-2001-EAU-265*, France, 116 p.

- Anonyme (1998). Propriétés chimiques - Effets du sodium sur la santé - Effets du sodium sur l'environnement. Consulté le 27/10/2020 sur :
<https://www.lenntech.fr/periodique/elements/na.htm#ixzz6c4285UKg>
- Argillier C., Levêque C. & Oberdorff T. (2008). Qu'entend-on par bio-indicateurs de la qualité des eaux continentales ? *In* : Leclerc M.C. (ed.), Scheromm P. (ed.), Desbordes M. (préf.) *L'eau, une ressource durable ?* (Montpellier), CRDP, (2) : 170-175.
- Asante F., Agbeko E., Addae G. & Quainoo A.K. (2014). Bioaccumulation of Heavy Metals in Water, Sediments and Tissues of Some Selected Fishes from the Red Volta, Nangodi in the Upper East Region of Ghana. *British Journal of Applied Science and Technology*, 4(4) : 594-603.
- Asslouj J., Kholtei S., Amrani-Paaza N. & Hilali, A. (2007). Impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux souterraines de la communauté Mzamza (Chaouia, Maroc). *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 20(3) : 309-321.
- Astorg P., Couthouis A., Bertrais S., Arnault N., Meneton P., Guesnet P., Alessandri J.M., Galan P. & Hercberg S. (2008). Association of fish and long-chain n-3 polyunsaturated fatty acid intakes with the occurrence of depressive episodes in middle-aged french men and women. *Prostaglandins, leukotrienes and essential fatty acids*, 78(3) : 171-182.
- ATSDR (1999). Toxicological profile for mercury. *Atlanta : Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US Department of Health and Human Services*, 676 p.
- Atsé A.R.M. (2007). Etude environnemental du projet aurifère de Bonikro en Côte d'Ivoire. *Institut de l'Energie et de l'Environnement de la Francophonie, Fiche technique moped*, 8 p.
- Aubertin M., Bussière B. & Bernier L. (2002). Environnement et gestion des rejets miniers. Manuel sur CD-ROM. *Presses internationales de Polytechnique, Montréal, Québec*.
- Awatif B.S.T. (2017). Toxicité Chronique Du Nitrate Sur Daphnia Magna. Mémoire de Master en Science de la Nature et de la Vie, University 08 mai 1945 (Guelma, Algérie), 55 p.

- Aziz Q., Hajar H., Kaoutar H., Ilham S., El Hassania S. & Fadli, M. (2016). Les teneurs métalliques et paramètres physico-chimiques de l'eau et du sédiment de Oued Beht, au niveau de Sidi Kacem et de Oued R'dom au niveau de Sidi Slimane. *European Scientific Journal*, 12(24).
- Baize D. (1997). Teneurs en éléments traces dans les sols (France) : Références et Stratégies d'interprétation. INRA Editions, Paris (France), 410 p.
- Bakayoko S., Soro D., Kouadio K.K.H., Konan-Waidhet A.B. & Angui P. (2013). Characteristics of Tonkpi Mountain soils and plateaus soils in West Côte d'Ivoire. *Herald Journal of Agriculture and Food Science Research*, 2(6) : 171-176.
- Barkay T., Miller S.M. & Summers A.O. (2003). Bacterial mercury resistance from atoms to ecosystems. *FEMS microbiology reviews*, 27(2-3) : 355-384.
- Batteen M.L. & Huang, M. J. (1998). Effect of salinity on density in the Leeuwin Current System. *Journal of Geophysical Research : Oceans*, 103(C11) : 24693-24721.
- Bchitou R., Hamad M., Heughebaert J.C., Ferhat M. & Foutlane A. (2003). Application d'un plan d'expériences composite centre pour évaluer le système d'eau naturelle destinée à l'alimentation humaine. *Vecteur Environnement*, 36(1) : 79-82.
- Becker A.G., Moraes B.S., Menezes C.C., Loro V.L., Santos D.R., Reichert J.M. & Baldisserotto B. (2009). Pesticide contamination of water alters the metabolism of juvenile silver catfish, *Rhamdia quelen*. *Ecotoxicology and environmental safety*, 72(6) : 1734-1739.
- Benabdelkader A. (2019). Sources et transferts des éléments majeurs et traces dans le bassin versant de la Tafna (Algérie) : approches géochimiques et hydrochimiques. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse (France), 284 p.
- Benkaddour B. (2018). Contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'Oued Chélif (Algérie). Thèse de Doctorat, Chimie, Université de Perpignan (France), 193 p.
- Béziat D., Siebenaller L., Salvi S. & Chevalier P. (2016). A weathered skarn-type mineralization in Ivory Coast : The Ity gold deposit. *Ore Geology Reviews*, 78 : 724-730.

- Biémi J. (1992). Contribution à l'étude géologique, hydrologique et par télédétection des bassins versants subsaharien du socle précambrien d'Afrique de l'Ouest : Hydrostructurale, hydrodynamique, hydrochimie et isotopie des aquifères discontinus de sillons et aires granitiques de la Haute Marahoué (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat d'Etat ès Sciences Naturelles, Université Nationale de Côte d'Ivoire, 480 p.
- Biney C.A. (1991). The distribution of terrace heavy metals in the kpong Headpond and lower Volta River Ghana. *In: Perspectives in Aquatic Entomology*. Shastree NKK (ed.) Narendra publishing House, (Delhi, India).
- Bisson M., Houiex, Gay G., Jolibois B., Lacroix G., Lefèvre J.P., Magaurd H., Morin A. & Tissot S. (2006). Nickel et ses des dérivés, Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS, 71 p.
- Blanchard C. (2000). Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences appliquées de Lyon (France), 301 p.
- Blé M.C., Alla Y.L. & Kervarec F. (2008). Régimes alimentaires de trois espèces piscicoles élevées en Côte d'Ivoire. *Fiches Techniques et Documents de Vulgarisation*, 10-14.
- Bolland M.J., Avenell A., Baron J.A., Grey A., MacLennan G.S., Gamble G.D. & Reid I.R. (2010). Effect of calcium supplements on risk of myocardial infarction and cardiovascular events: meta-analysis. *British Medical Journal*, 341 : c3691 p.
- Boman X., Guillaume T. & Krzesinski J.M. (2003). Comment j'explore... un trouble de la magnésémie. *Revue Médicale de Liège*, 58(2) : 104-108.
- Bougherira N., Hani A., Toumi F., Haied N. & Djabri L. (2017). Impact des rejets urbains et industriels sur la qualité des eaux de la plaine de la Meboudja (Algérie). *Hydrological Sciences Journal*, 62(8) : 1290-1300.
- Bourg A.C.M. (1988). Metal in aquatic and terrestrial systems: Sorption, Speciation and mobilisation. *In: Chemistry and biology of solid waste*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, (Allemagne) : 3-32.

- Bourrelier P.H. & Berthelin J. (1998). Contamination des sols par les éléments en traces: les risques et leur gestion. Academie des Sciences, rapport n°42. *Lavoisier Technique & Document*, Paris (France), 480 p.
- Boutiba Z. (2004). Quid de l'Environnement Marin. *Edition Dar El Gharb*, Algérie, 273 p.
- Brabo E.S., Angelica R.S., Silva A.P., Faial K.R.F., Mascarenhas A.F.S., Santos E.C.O., Jesus I.M. & Loureiro E.C.B. (2003). Assessment of mercury levels in solis, waters, botton sediments and fishes of acre state in brazilain amazon. *Water, Air, and Soil Pollution*, 147(1-4) : 61-77.
- Brahic A., Hoffert M., Schaaf A. & Tardy M. (1999). Sciences de la terre et de l'univers. Vuibert édit., Paris (France), 634 p.
- Breuer D.W., Cole D.W. & Schiess P. (1979). Nitrogen transformation and leaching associated with wastewater irrigation in douglas fir, poplar, grass and unvegetated systems. Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land. *The Pennsylvania State University Press, University Park*, 19-33.
- BRGM (2005). Bureau de Recherches Géologique et Minière. *La gestion de l'eau des mines*, 2 : 6 p.
- Brigde G. (2004). Contest Terrain: Mining and the Environment and Resources. *Annual Review of Environment and Resources*, 29 : 205-209.
- Brins N. & Boudoukha A. (2011). Classification statistique et hydrochimique des eaux souterraines de la plaine d'El-Outaya. (W) de Biskra-Algérie. *Courrier du Savoir*, 11 : 41-46.
- Brion N. (1997). Etude du processus de nitrification à l'échelle de grands réseaux hydrographiques anthropisés. Thèse de doctorat, Sciences Agronomiques, Université Libre de Bruxelles, (Belgique), 85 p.
- Brou L.A. (2019). Modélisation de la dynamique hydrologique du fleuve Cavally sous l'influence de fortes pressions anthropiques dans la zone de Zouan- Hounien (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, UFR Environnement, Université Jean Lorougnon Guédé, (Daloa, Côte d'Ivoire), 272 p.

- Brou L.A., Kouassi K.L., Konan K.S., Kouadio Z.A., Konan K.F. & Kamagaté B. (2017). Rain-flow modeling using a multi-layer artificial neural network on the watershed of the Cavally River (Côte d'Ivoire). *Journal of Water Resource and Protection*, 9(12) : 1403-1413.
- Brown M. & Lester J. (1979). Metal removal in activated sludge: the role of bacterial extracellular polymer. *Water Research*, 13(9) : 817-837.
- Brunel C. (2005). Dynamique des éléments traces métalliques (Pb, Zn, Cd) sur un petit bassin versant amont contaminé par des déchets miniers - cas du bassin versant amont du Lez (Ariège, Pyrénées). Thèse de Doctorat, Université de Toulouse 3 (France), 267 p.
- Burnol A., Blanc P. & Guyonnet D. (2004). Recommandations par la modélisation des transports métalliques dans les eaux souterraines. Rapport final. BRG01/RP-52910, France, 76 p.
- Burnol A., Duro L. & Grive M. (2006). Eléments traces métalliques : Guide méthodologique dans les eaux souterraines et les sols. Rapport final, N° INERIS-DRC-06-66246/DESP-R01a, France, 119 p.
- Buscaill H. (2018). L'analyse chimique des roches au service de la géologie. Editions universitaires européennes, 83 p.
- Cahn A.R. (1929). The effect of carp on a small lake : the carp as a dominant. *Ecology*, 10(3) : 271-274.
- Calamari D. & Naeve H. (1994). Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain. Document Technique du CPCA, N°25. Rome, FAO, 129 p.
- Campagna M., Lucchini G.R. & Alessio L. (2013). Manganese toxicity. *Encyclopedia of Metalloproteins*, Springer, New York, 1303-1308.
- Campy M. & Macaire J.J. (2003). Géologie de la surface. Erosion, transfert et stockage dans les milieux continentaux. 2^{ème} édition, Paris, Dunod, 440 p.
- Cashman K.D. (2002). Calcium intake, calcium bioavailability and bone health. *British journal of Nutrition*, 87(S2) : S169-S177.

- Cave M. & Reeder S. (1995). Reconstruction of in situ pore-water compositions obtained by aqueous leaching of drill core: an evaluation using multivariate statistical deconvolution. *Analyst*, 120(5) : 1341-1351.
- CCME (1999). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux en vue de la protection de la vie aquatique : Indice de qualité des eaux du CCME, Manuel de l'utilisateur–Mise à jour de 2017. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME), Winnipeg, 23 p.
- Chafaa M. (2015). Bio-surveillance des métaux lourds (Pb, Zn, Cu) à la sortie de la station d'épuration de Tiaret (Algérie) au moyen des végétaux aquatiques : plante *Lemna minor*, algue *Spyrogyre link sp* et bryophyte *Fontinalis antipyretica*. Thèse de doctorat, Sciences de l'Environnement, Université Djilali Liabès de Sidi Bel Abbès (Algérie), 153 p.
- Chapman D. & Kimstach V. (1996). Water quality assessments. A guide to of the use of biota, sediments and water in environment monitoring. 2nd Edition, Chapman Edition, London, 609 p.
- Chapman P.M., Wang F., Janssen C., Persoone G. & Allen H.E. (1998). Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release biavailability, risk assessment, and remediation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(10) : 2221-2243.
- Charpy L. (1996). Phytoplankton biomass and production in two Tuamotu atoll lagoons (French Polynesia). *Marine Ecology Progress Series*, 145 : 133-142.
- Chatain V. (2004). Caractérisation de la mobilisation potentielle de l'arsenic et d'autres constituants inorganiques présents dans les sols issus d'un site minier aurifère. Thèse de Doctorat, Sciences et techniques du Déchet, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (France), 41 p.
- Chouti W., Mama D., Changotade O., Alapini F. & Boukari M. (2010). Etude des éléments traces métalliques contenus dans les sédiments de la lagune de Porto-Novo (Sud Bénin). *Journal of Applied Biosciences*, 34 : 2186-2197.
- Ciszewski D. (2001). Flood-related changes in heavy metal concentrations within sediments of the Biala Przemsza River. *Geomorphology*, 40(3-4) : 205-218.

- Ciszewski D., Malik I. & Szwarczewski P. (2004). Pollution of the Mała Panew River Sediments by Heavy Metals: Part II. Effect of Changes in River Valley Morphology. *Polish Journal of Environmental Studies*, 13(6) : 597–605.
- CNRA (2009). La direction régionale du Centre National de Recherche Agronomique de Man en quelques mots et chiffres, 12 p.
- Çöl M. & Çöl C. (2003). Environmental boron contamination in waters of Hisarcik area in the Kutahya Province of Turkey. *Food and chemical toxicology*, 41(10) : 1417-1420.
- Copeaux H.E. & Perpérot H. (1925). Chimie minérales : description des éléments et leurs propriétés. Tome I. *Armand Colin*, Paris (France), 202 p.
- Corneillat M. (2007). Instrumentation en ICP-AES, UFR Sciences et Techniques, Université de Bourgogne.
- Cottes J. (2019). Le couple Eh/pH du sol : sa mesure, son impact sur la mobilité des nutriments et la croissance du tournesol. Thèse de doctorat, Surfaces interfaces continentales hydrologie, Université de Toulouse (France), 352 p.
- Coulibaly A.S., Mondé S., Wognin V.A. & Aka K. (2009). Analyse des Eléments Traces Métalliques (ETM) dans les baies estuariennes d'Abidjan en Côte d'Ivoire. *Afrique Science*, 5(3) : 77-96.
- Coulibaly K. (2005). Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau des puits de certains quartiers du district de Bamako. Thèse doctorat d'état, Faculté de médecine de pharmacie, 69 p.
- Cui J., Zang S., Zhai D. & Wu B. (2014). Potential ecological risk of heavy metals and metalloid in the sediments of Wuyue River basin, Heilongjiang Province, China. *Ecotoxicology*, 23(4) : 589-600.
- Custer K. (2003). Cleaning Up Western Watersheds. Mineral Policy Center, Boulder.
- Daviglus M.L., Stamler J., Orenca A.J., Dyer A.R., Liu K., Greenland P., Walsh M.K., Morris D. & Shekelle R.B. (1997). Fish Consumption and the 30-Year Risk of Fatal Myocardial Infarction. *New England Journal of Medicine*, 336(15) : 1046-1053.

- Davis J.A. (1984). Complexation of trace metals by adsorbed natural organic matter. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48(4) : 679-691.
- De Burbure C., Buchet J.P., Leroyer A., Nisse C., Haguenoer J.M., Mutti A., Smerhovský Z., Cikrt M., Trzcinka-Ochocka M., Razniewska G., Jakubowski M. & Bernard A. (2006). Renal and neurologic effects of cadmium, lead, mercury, and arsenic in children: evidence of early effects and multiple interactions at environmental exposure levels. *Environmental health perspectives*, 114(4) : 584-590.
- De Villers J., Squilbin M. & Yourassowsky C. (2009). Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : cadre général. Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement / Observatoire des Données de l'Environnement, 16 p.
- Debieche T.H. (2002). Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle : application à la basse plaine de la Seybouse Nord-Est algérien. Thèse de Doctorat, UFR des sciences et techniques, Université de Franche-Comté, (France), 235 p.
- Derwich E., Benaabidate L., Zian A., Sadki O. & Belghity D. (2010). Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec Oued Fès. *Larhyss Journal P-ISSN 1112-3680*, (8) : 101–112.
- Deschamps T., Benzaazoua M., Bussière B., Belem T. & Mbonimpa M. (2006). Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 7(2) : 1-31.
- Diab W. (2016). Etude des propriétés physico-chimiques et colloïdales du bassin de la rivière Litani, Liban. Thèse de Doctorat, Sciences de la Terre, Université de Lorraine (France), 214 p.
- Diallo B. (1996). Analyse et contrôle de la pollution des eaux du fleuve Niger par les rejets liquides urbains et industriels du district de Bamako. Mémoire DEA de Biologie, Ensup Bamako (Mali).
- Dian B., Monier Y., Hirschberger F., Cotten A., Berron H., Schmidt M., Coulibaly S., Hauhouot A., Filleron J.C., Koby A., Arnaud J.C. & Ouata N. (1974). Découverte aérienne de la Côte d'Ivoire, 217 p.

- Diaz R.J. (2001). Overview of hypoxia around the world. *Journal of environmental quality*, 30(2) : 275-281.
- Didier, T. R. (2017). Surveillance sanitaire de l'eau d'adduction publique de San-Pedro de 2013 à 2016. Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny d'Abidjan (Côte d'Ivoire), 142 p.
- Djeddi H., Kherief Nacereddine S., Keddari, D. & Afri-Mehennaoui F.Z. (2018). Teneurs des éléments traces métalliques Cu, Zn et Pb des sédiments du barrage Béni Haroun (Nord-Est de l'Algérie). *European Scientific Journal*, 14(15) : 1-18.
- Doffou R.J.O. (2020). Influence de l'orpaillage sur la diversité du peuplement ichthyologique et l'écologie alimentaire d'une espèce endémique (*Micralestes eburneensis* Daget, 1964) dans le fleuve Cavally (Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, UFR Environnement, Université Jean Lorougnon Guédé (Daloa, Côte d'Ivoire), 151 p.
- Duchaufour P. (1983). Pédologie : Tome 1. Pédogenèse et classification. Masson, Paris, 477 p.
- Ebel J.P. (1958). Action physiologique et toxicologique des phosphates condensés. *In* : Annales de la nutrition et de l'alimentation. Centre National de la Recherche Scientifique, 57-97.
- Eblin S.G., Sombo A.P., Soro G.M., Aka N., Kambiré O. & Soro N. (2014). Hydrochimie des eaux de surface de la région d'Adiaké (sud-est côtier de la Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 75 : 6259-6271.
- Eggleton J. & Thomas K.V. (2004). A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment international*, 30(7) : 973-980.
- Einax J.W. & Soldt U. (1999). Geostatistical and multivariate statistical methods for the assessment of polluted soils-merits and limitations. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 46(1) : 79-91.
- El Morhit M. (2009). Hydrochimie, éléments traces métalliques et indice écotoxicologiques sur les différentes composantes d'un écosystème estuarien (Bas Loukkos). Thèse de

- Doctorat, Sciences de l'Environnement, Université Mohammed V-Agdal de Rabat (Maroc), 260 p.
- Environnement Canada, (1980). Références sur la qualité des eaux ; Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa, 100 p.
- Espiau (1994). Le complexe absorbant. *In* : M. Bonneau and B. Soucher (Eds), Pédologie, tome II, Constituants et propriétés du sol. Masson, Paris (France), 489-510.
- Ettien D.Z. (2005). Étude d'évaluation de l'impact des exploitations minières sur l'environnement et les populations en Afrique occidentale : cas de la mine d'or d'Ity dans la région semi-montagneuse de l'Ouest de la Côte d'Ivoire. Apport du Système d'Informations Géographiques (SIG) et de la télédétection. Thèse de Doctorat, UFR STRM, Université de Cocody, (Abidjan, Côte d'Ivoire), 178 p.
- Ettien D.Z. (2010). Exploitation industrielle des gisements d'or et dynamique spatiale du terroir d'Ity dans l'Ouest de la Côte d'Ivoire. Une étude à base de la télédétection. *RGLL* (08) : 1-15.
- Evans L.J. (1989). Chemistry of metal retention by soils. *Environmental Science Technology*, 23 : 1046-1056.
- Facchinelli A., Sacchi E. & Mallen L. (2001). Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental pollution*, 114(3) : 313-324.
- Fadika V. (2013). Variabilité hydroclimatique et modélisation hydrologique de quelques bassins versants côtiers du Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, UFR des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 164 p.
- FAO (2003). L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation, 73 p.
- FAO/OMS (2011). List of Maximum Levels for Contaminants and Toxins in Foods. Joint FAO/WHO food standards programme Codex Committee on Contaminants in Foods. Fifth Session, Hague, Netherlands, 89 p.
- Faure J.F. (2012). Or et mercure, un dangereux mélange. Consulté le 09/10/2020 sur : <https://www.loretlargent.info/or/or-et-mercure-un-dangereux-melange/6100/>

- Federer C.A. (1983). Nitrogen mineralization and nitrification: depth variation in four New England forest soils. *Soil science society American journal*, 47(5) : 1008-1014.
- Feybesse J., Milési J.P., Verhaeghe P. & Johan V. (1990). Le domaine de Toulepleu-Ity (Côte d'Ivoire) ; une unité «birrimienne» charriée sur les gneiss archéens du domaine de Kénéma-Man lors des premiers stades de l'orogénèse éburnéenne. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences. Série 2, Mécanique, Physique, Chimie, Sciences de l'univers, Sciences de la Terre*, 310(3) : 285-291.
- Flan S. (2015). Impact de l'exploitation de la mine d'or d'Ity sur la population et l'environnement de la région (Côte d'Ivoire). Fiche technique MOGED. *Institut de la Francophonie pour le développement durable (IFDD)*, 1-4.
- Froese R. & Pauly D. (Eds.) (2019). FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (02/2019). Consultée le 01/09/2020 sur : <https://www.catalogueoflife.org/col/details/database/id/10>
- Gadd G.M. (1992). Metals and microorganisms: a problem of definition. *FEMS Microbiology Letters*, 100(1-3) : 197-203.
- Garbarino J.R., Hayes H.C., Roth D.A., Antweiler R.C., Brinton T.I. & Taylor H.E. (1995). Heavy Metals in the Mississippi River. *U.S. Geological Survey Circular 1133*, Reston, Virginia, 53-72.
- Gibrilla A., Osaé S., Akiti T.T., Adomako D., Ganyaglo S.Y., Bam E.P.K. & Hadisu A. (2010). Hydrogeochemical and groundwater quality studies in the Northern part of the Densu river basin of Ghana. *Journal of Water Resource and Protection*, 2 : 1071-1081.
- Girard G., Sircoulon J. & Touchebeuf P. (1971). Aperçu sur les régimes hydrologiques. *In* : Avenard J. M., Eldin M., Girard G., Sircoulon J., Touchebeuf P., Guillaumet J. L., Adjanohoun E. & Perraud A. *Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire*. Paris : ORSTOM, (50) : 113-155.
- Golueke C.G. (1982). When is compost "safe". *Biocycle* 23(2) : 28-38.
- Goullé J.P., Saussereau E., Mahieu L., Bouige D., Guerbet M. & Lacroix C. (2010). Une nouvelle approche biologique : le profil métallique. *In* : *Annales de Biologie Clinique*, 68(4) : 429-440.

- Gourène G., Ouattara A. & Mosepele B. (2005). Évaluation rapide de l'ichtyofaune et de paramètres physico-chimiques des hydro-systèmes des Forêts classées de la Haute Dodo et du Cavally. *In* : Une évaluation biologique de deux forêts classées du sud-ouest de la Côte d'Ivoire. Alonso L.E., Lauginie F., Rondeau G. (Eds). Conservation international, Washington (USA) : 50-56.
- Guo T., DeLaune R.D. & Patrick J.W.H. (1997). The influence of sediment redox chemistry on chemically active forms of arsenic, cadmium, chromium, and zinc in estuarine sediment. *Environment International*, 23(3) : 305-316.
- Haddad H. & Ghoualem H. (2014). Caractérisation physico-chimique des eaux du bassin hydrographique cotier algerois. *Larhyss Journal*, (18) : 155-167
- Hade A. (2002). Nos lacs : les connaître pour mieux les protéger. Editions Fides, 360 p.
- Hakanson L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*, 14(8) : 975-1001.
- Hamzeh M. (2012). Dynamique, comportement et toxicité des éléments traces métalliques à l'interface eau-sédiment dans l'estuaire de la Seine. Thèse de Doctorat, Université de Lille 1 (France), 263 p.
- Hardy M., Jamagne M., Elsass F., Robert M. & Chesneau D. (1999). Mineralogical development of the silt fractions of a Podzoluvisol on loess in the Paris Basin (France). *European journal of soil science*, 50(3) : 443-456.
- Hayzoun H. (2014). Caractérisation et quantification de la charge polluante anthropique et industrielle dans le bassin du Sebou. Thèse de Doctorat, Université de Toulon (France), 175 p.
- He K., Song Y., Daviglus M.L., Liu K., Van Horn L., Dyer A.R., Goldbourt U. & Greenland P. (2004). Fish Consumption and Incidence of Stroke: A Meta-Analysis of Cohort Studies. *Stroke*, 35(7) : 1538-1542.
- Henney R.C., Fralish M.C. & Lacina W.V. (1980). Shock load of chromium (VI). *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 52(11) : 2755-2760.

- Hernandez L., Probst A., Probst J.L. & Ulrich E. (2003). Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Science of the Total Environment*, 312(1-3) : 195-219.
- Hirose K., Takezaki T., Hamajima N., Miura S. & Tajima K. (2003). Dietary Factors Protective against Breast Cancer in Japanese Premenopausal and Postmenopausal Women. *International Journal of Cancer*, 107(2) : 276-282.
- Hlavackova P. (2005). Evaluation du comportement du cuivre et du zinc dans une matrice de type sol à l'aide de différentes méthodologies. Thèse de Doctorat, Science et Techniques du Déchet, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (France), 202 p.
- Huang K.M. & Lin S. (2003). Consequences and implication of heavy metal spatial variations in sediments of the Keelung River drainage basin, Taiwan. *Chemosphere*, 53(9) : 1113-1121.
- Huang T.L., Zandi P.P., Tucker K.L., Fitzpatrick A.L., Kuller L.H., Fried L.P., Burke G.L. & Carlson M.C. (2005). Benefits of Fatty Fish on Dementia Risk Are Stronger for Those without APOE Epsilon 4. *Neurology*, 65(9) : 1409-1414.
- Hughes M.C., Williams G.M., Fourtanier A. & Green A.C. (2009). Food intake, dietary patterns, and actinic keratoses of the skin: a longitudinal study. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 89(4) : 1246-1255.
- Hull V., Parrella L. & Falcucci M. (2008). Modelling dissolved oxygen dynamics in coastal lagoons. *Ecological Modelling*, 211(3-4) : 468-480.
- Hussein M.T. (2004). Hydrochemical evaluation of groundwater in the Blue Nile Basin, eastern Sudan, using conventional and multivariate techniques. *Hydrogeology Journal*, 12(2) : 144-158.
- Ingrand P. (2018). Le test t de Student. *Journal d'imagerie diagnostique et interventionnelle*, 1(2) : 81-83.
- INS (2014). Recensement général de la Population et de l'Habitat (RGPH). Résultats globaux par sous-préfecture. Institut National de la Statistique (INS), Côte d'Ivoire, 12 p.
<http://www.ins.ci/n/documents/rgph/TONKPI.pdf>

- Ivanowsky A. (2016). Ouvrages d'assainissement des eaux et qualité du milieu récepteur en zone urbaine. Cas de rejets dans la Marque à Villeneuve d'Ascq. Thèse de Doctorat, Université de Lille 1 (France), 229 p.
- Janssen J., Weyens N., Croes S., Beckers B., Meiresonne L., Van Peteghem P., Carleer R. & Vangronsveld J. (2015). Phytoremediation of metal contaminated soil using willow: exploiting plant-associated bacteria to improve biomass production and metal uptake. *International Journal of Phytoremediation*, 17(11) : 1123-1136
- Johnson M.F. & Wilby R.L. (2015). Seeing the landscape for the trees: metrics to guide riparian shade management in river catchments. *Water Resources Research*, 51(5) : 3754-3769.
- Jumbe A.S. & Nandini N. (2009). Heavy metals analysis and sediment quality values in urban lakes. *American Journal of Environmental Sciences*, 5(6) : 678-687.
- Juste C., Lineres M. & Gomez A. (1977). Etude du pouvoir complexant des métaux contenus dans les boues de stations d'épuration vis-à-vis des oligo-éléments toxiques et de ces complexes sur les végétaux. Convention étude 75-23, ministère de l'Environnement de Nevilly sur Seine (France), 27 p.
- Kabata-Pendias A. & Pendias H. (2001). Trace elements in soils and plants, 3rd edn CRC Press. Boca Raton, FL, USA, 413 p.
- Kakulu S.E. & Osibanjot O. (1992). Pollution studies of Nigerian rivers: trace metal levels of surface waters in the Niger delta area. *International Journal of Environmental Studies*, 41(3-4) : 287-292.
- Kamelan T.M. (2014). Peuplement ichtyologique de quelques hydrosystèmes de l'espace Taï (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, UFR Biosciences, Université de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 277 p.
- Kanohin F., Otchoumou E., Yapo O.B., Dibi B. & Bonny A.C. (2017). Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines de Bingerville. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 11(5) : 2495-2509.
- Kashem M.A., Singh B.R., Kondo T., Huq S.I. & Kawai S. (2007). Comparison of extractability of Cd, Cu, Pb and Zn with sequential extraction in contaminated and non-

- contaminated soils. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 4(2) : 169-176.
- Kayalto B. (2009). Contribution à l'évaluation de la contamination par les métaux lourds, de trois espèces de poissons, des sédiments et des eaux du lac Tchad. Mémoire de DEA, Ecole Nationale Supérieure des Sciences Agro-industrielles, Université de Ngaoundéré, (Cameroun), 74 p.
- Keegan G.M., Learmonth I.D. & Case C. (2008). A systematic comparison of the actual, potential, and theoretical health effects of cobalt and chromium exposures from industry and surgical implants. *Critical reviews in toxicology*, 38(8) : 645-674.
- Kerckhove O. (2012). Espèces ou association d'espèces de poissons en tant que bioindicateur de l'état de santé des récifs coralliens. Thèse de Doctorat, Faculté des sciences, Université de Sherbrooke (Québec, Canada), 103 p.
- Keumean K.N., Bamba S.B., Soro G., Soro N., Metongo B.S. & Biemi J. (2013). Concentration en métaux lourds des sédiments de l'estuaire du fleuve Comoé à Grand-Bassam (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 61, 4530-4539.
- Khalil K. (2003). Emissions de N₂O par nitrification et dénitrification à l'échelle de la motte de sol : effet de la structure du sol, de l'aération et des activités microbiennes. Thèse de Doctorat, Université Pierre et Marie Curie-Paris VI (France), 227 p.
- Konan K.F., Niamien-ebrottie E.J., Bony Y.K. & Assemian G.N. (2015). Etude hydrobiologique du fleuve Cavally dans la zone d'influence de la SMI. Rapport d'étude – SMI-ENDEAVOR MINING / Cabinet 2D Consulting Afrique, 59 p.
- Korte N.E. & Fernando Q. (1991). A review of arsenic (III) in groundwater. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 21(1) : 1-39.
- Kouadio A.M.B. (1996). Prospection stratégique en stream sédiment sur la rive droite du Cavally et contrôle de minéralisation primaire du gisement du mont Ity. Rapport de stage de Technicien Supérieur, ENTS-ENSTP, 35 p.
- Kouadio A.S. (2001). Étude d'impact sur l'environnement, fondements théoriques et pratiques, rapport séminaire sur les études d'impact sur l'environnement - 14 au 25 Mai, Université d'Abobo-Adjamé (Abidjan, Côte d'Ivoire), 4-6.

- Kouadio I. & Trefry J.H. (1987). Sediment trace metal contamination in the Ivory Coast, West Africa. *Water, Air, and Soil Pollution*, 32(1-2) : 145-154.
- Kouamé K.F. (1999). Hydrogéologie des aquifères discontinus de la région semi-montagneuse de Man-Danané (Ouest de la Côte d'Ivoire). Apports des données des images satellitaires et des méthodes statistiques et fractales à l'élaboration d'un système d'information hydrogéologique à référence spatiale. Thèse de Doctorat, UFR STRM, Université de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 200 p.
- Kouamé K.F. (2011). Influences de la variabilité climatique et de la dégradation environnementale sur le fonctionnement de l'hydrosystème du N'zo dans la région guinéenne humide et semi-montagneuse de la Côte d'Ivoire. Contribution de la télédétection, des Systèmes d'Informations Géographiques et du modèle hydrologique HYDROTEL. Doctorat ès Sciences Naturelles, Université de Cocody (Abidjan, Côte d'Ivoire), 423 p.
- Kouassi K.L., Brou L.A., Yao A.B., Kouadio Z.A., Konan K.S., Konan K.F. & Koffi B. (2019). 1D-2D Hydraulic Modeling of a Diversion Channel on the Cavally River in Zouan-Hounien, Cote d'Ivoire. *Journal of Water Resource and Protection*, 11(08) : 1036–1048.
- Kouassi K.L., Konan K.F & Konan K.S. (2017). Etat des lieux du fleuve Cavally dans le département de Zouan-Hounien (Ouest Côte d'Ivoire) : Aperçu de la géomorphologie, l'hydrologie, l'hydrochimie et l'hydrobiologie. Rapport d'étude–SMI-ENDEAVOR MINING / UJLOG (Daloa, Côte d'Ivoire), 58 p.
- Kpoda N.W., Sorgho H., Poda J.N., Ouédraogo J.B. & Kabré G.B. (2013). Endémie bilharzienne à *Schistosoma mansoni* à la vallée du Kou: caractérisation du système de transmission et impact socio-économique. *Comptes Rendus Biologies*, 336(5-6) : 284-288.
- Kris-Etherton P.M., Harris W.S. & Appel L.J. (2002). Fish consumption, fish oil, omega-3 fatty acids, and cardiovascular disease. *Circulation*, 106(21) : 2747-2757.
- Krug A (1993). Drainage history and land use pattern of a Swedish river system - their importance for understanding nitrogen and phosphorus load. *Hydrobiologia*, 251 : 285-296.

- Kurokawa, Y., Maekawa, A., Takahashi, M., & Hayashi, Y. (1990). Toxicity and carcinogenicity of potassium bromate—a new renal carcinogen. *Environmental health perspectives*, 87 : 309-335.
- Lake I.R, Lovett A.A., Hiscock K.M., Betson M., Fole A., Sünnerberg G., Evers S. & Fletcher S. (2003). Evaluating factors influencing groundwater vulnerability to nitrate pollution: developing the potential of GIS. *Journal of Environmental Management*, 68(3) : 315-328.
- Laleye P., Baras E. & Philippart J.C. (1995). Variations du régime alimentaire de *Chrysichthys nigrodigitatus* et *C. auratus* (Claroteidae) dans les lagunes du Sud-Bénin. *Aquatic Living Resources*, 8(4) : 365-372.
- Larrose A. (2011). Quantification et spatialisation de la contamination en éléments traces métalliques du système fluvio-estuarien girondin. Thèse de Doctorat, Géochimie et écotoxicologie, Université de Bordeaux 1 (France), 400 p.
- Lasm T., De Lasme O., Oga M.S., Youan Ta M., Baka D., Kouamé F. & Yao K.T. (2011). Caractérisation hydrochimique des aquifères fissurés de la région de San-Pedro (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 5(2) : 642-662.
- Lauwerys R. (1990). Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles, 3^{ème} édition. Masson, Paris (France), 462 p.
- Lauwerys R., Bernard A., Buchet J.P., Roels H., Bruaux P., Claeys F., Ducoffre G., De Placan P., Staessen J., Amery A., Fagard R., Lijnen P., Thijs L., Rondia D., Sarlor F., Saint Remy A. & Nick (1991). Does environmental exposure to Cadmium represent a health risk? Conclusions from the Cadmibel study. *Acta Clinica Belgica*, 46(4) : 209-225.
- Le Gall A. C. (2004). Effets des dépôts atmosphériques de soufre et d'azote sur les sols et les eaux douces en France. *Institut National de l'Environnement industriel et des risques, Environnement (INERIS)*, 112 p.

- Leleyter L., Probst J.L., Depetris P., Haida S., Mortatti J., Rouault R. & Samuel, J. (1999). REE distribution pattern in river sediments: partitioning into residual and labile fractions. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Series IIA-Earth and Planetary Science*, 329(1) : 45-52.
- Lemière B., Seguin J.J., Le Guern C., Guyonnet D., Baranger P., Darmendrail D. & Conil P. (2001). Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes. Applications dans un contexte d'évaluation détaillée des risques pour les ressources en eau. BRGM/RP-50662, France. BRGM éditions, 300 : 119 p.
- Lévêque C. (1997). Biodiversity dynamics and conservation : the freshwater fish of tropical Africa. *Cambridge University Press*, 438 p.
- Lewis Jr W.M. & Morris D.P. (1986). Toxicity of nitrite to fish: a review. *Transactions of the American fisheries society*, 115(2) : 183-195.
- Lions J. (2004). Etude hydrogéochemique de la mobilité de polluants inorganiques dans des sédiments de curage mis en dépôt : expérimentations, suivi in situ et modélisation. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale Supérieure des mines de Paris (France), 248 p.
- Liu H., Probst A. & Liao B. (2005). Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China). *Science of the total environment*, 339(1-3) : 153-166.
- Liu W.X., Li X.D., Shen Z.G., Wang D.C., Wai O.W.H. & Li Y.S. (2003). Multivariate statistical study of heavy metal enrichment in sediments of the Pearl River Estuary. *Environmental pollution*, 121(3) : 377-388.
- Loukman B., Nakolendousse S., Nour A.M. & Nguinambaye M.M. (2017). Caractérisation hydrochimique de la nappe de Yao et ses environs : relations entre eaux de surface (lac-Fitri) et eaux souterraines. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 11(3) : 1336-1349.
- Ludwig W., Meybeck M. & Abousamra F. (2003). Riverine transport of water, sediments, and pollutants to the Mediterranean Sea. Athens. UNEP MAP Technical Report 141, 111 p.
- Makhoukh M., Sbaa M., Berrahou A. & Vanclooster M. (2011). Contribution à l'étude de l'impact d'un site minier abandonné dans la haute Moulouya sur la qualité de l'Oued

- Moulouya, Maroc. *Afrique Science : Revue Internationale des Sciences et Technologie*, 7(3) : 34-48.
- Manceau A., Marcus M.A. & Tamura N. (2002). Quantitative speciation of heavy metals in soils and sediments by X-ray techniques. *In: Applications of synchrotron Radiation in low-Temperature Geochemistry and Environmental science. Reviews in Mineralogical society of America*, 49(1) : 341-428.
- Marchand M. & Martin J.L. (1985). Détermination de la pollution chimique (hydrocarbures, organochlorés, métaux) dans la lagune d'Abidjan (Côte d'Ivoire) par l'étude des sédiments. *Océanographie tropicale*, 20(1) : 25-39.
- Martias C. (2011). Synthèse et caractérisation de matériaux composites à base de sulfate de calcium destinés à la protection incendie. Thèse de doctorat, Université de Toulon (France), 280 p.
- Martinelli I. (1999). Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluants associés dans le sol urbain. Vers une approche globale et pluridisciplinaire. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (France), 207 p.
- Martínez-Santos M., Probst A., García-García J. & Ruiz-Romera E. (2015). Influence of anthropogenic inputs and a high-magnitude flood event on metal contamination pattern in surface bottom sediments from the Deba River urban catchment. *Science of the Total Environment*, 514 : 10-25.
- Matini L., Moutou J.M. & Kongo-Mantono M.S. (2009). Evaluation hydro-chimique des eaux souterraines en milieu urbain au Sud-Ouest de Brazzaville, Congo. *Afrique Science : Revue Internationale des Sciences et Technologie*, 5(1) : 82-98.
- Matsunaga T., Karametaxas G., Von Gunten H.R. & Lichtner P.C. (1993). Redox chemistry of iron and manganese minerals in river-recharged aquifers: A model interpretation of a column experiment. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 57(8) : 1691-1704.
- Mekhalif F. (2009). Réutilisation des eaux résiduaires industrielles épurées comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement. Mémoire de Magister, Université de Skikda (Algérie), 139 p.

- Melghit M. (2012). Qualité physico-chimique, pollution organique et métallique des compartiments Eau/Sédiments de l'Oued Rhumel, et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun. Mémoire de Magister en Ecologie, Université Mentouri Constantine (Algérie), 175 p.
- Menezes M. P. (2004). Exploitations minières et politiques de gestion environnementale : utilisation de l'expertise canadienne en fermeture de mines pour le site de l'ancienne mine d'uranium de l'INB à Caldas (Minas Gerais, Brésil). Thèse de Doctorat, Faculté des sciences et de génie, Université laval Québec (Canada), 588 p.
- Metahri M.S. (2012). Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes : Cas de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou. Thèse de Doctorat, Université Mouloud Mammeri (Tizi-Ouzou, Algérie), 172 p.
- Miao S., DeLaune R.D. & Jugsujinda A. (2006). Influence of sediment redox conditions on release/solubility of metals and nutrients in a Louisiana Mississippi River deltaic plain freshwater lake. *Science of the Total Environment*, 371(1-3) : 334-343.
- Micó C., Recatalá L., Peris M. & Sánchez J. (2006). Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere*, 65(5) : 863-872.
- Milliman J.D. (2001). River inputs. In: Encyclopedia of Ocean Sciences, edited by J.H. Steele, K.K. Turekian, and S.A. Thorpe. *Academic Press*, New York, 2419-2427.
- Miquel G. (2001). Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (France), *Rapport Sénat* (26) : 360 p.
- Miquel M.G. (2003). Rapport sur la qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (France), (2) : 23-24.
- Miranda M., Burris P., Bingcang J.F., Shearman P., Briones J.O., La Viña A. & Menard S. (2003). Mining and critical ecosystems: mapping the risks. *World Resources Institute*, Washington D.C. (USA), 72 p.
- Mivamond N., Miao D. & Brochard F. (2006). Diagnostic du Phénomène Drainage Minier

- Acide (DMA) sur des mines d'or primaire en Guyane françaises : Evaluation des risques associés. Rapport-DIREN, Guyane française, 119 p.
- Mohanty K., Jha M., Meikap B.C. & Biswas M.N. (2005). Removal of chromium (VI) from dilute aqueous solutions by activated carbon developed from Terminalia arjuna nuts activated with zinc chloride. *Chemical Engineering Science*, 60(11), 3049-3059.
- Mora A., Hermosin M.C. & Cornejo J. (1997). Mobility of terbacil as influenced by soil characteristics. *International journal of environmental analytical chemistry*, 66(3) : 149-161.
- Morris M.C., Evans D.A., Bienias J.L., Tangney C.C., Bennett D.A., Wilson R.S., Aggarwal N. & Schneider J. (2003). Consumption of fish and n-3 fatty acids and risk of incident Alzheimer disease. *Archives of neurology*, 60(7) : 940-946.
- Muller G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GéoJournal*, 2 : 108-118.
- Nadia M. (2013). Comportement des éléments chimiques dans les eaux de surface de Hammam Debagh (est Algérien). Mémoire de Magister, Université de Batna (Algérie), 126 p.
- Nahon D.B. (1991). Introduction of the petrology of soils and chemical weathering. John Weley and Sons, New York, 313 p.
- Négrel P. & Rigollet C. (2011). Dynamique de l'eau, de l'érosion à la sédimentation. *Geosciences*, 13 : 64-71.
- Nehme N. (2014). Evaluation de la qualité de l'eau du bassin inférieur de la rivière de Litani, Liban: approche environnementale. Thèse de Doctorat, Université de Lorraine (France), 359 p.
- Neto J.A.B., Gingele F.X., Leipe T. & Brehme I. (2006). Spatial distribution of heavy metals in surficial sediments from Guanabara Bay: Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental geology*, 49(7) : 1051-1063.
- N'diaye A.D, Thiam O., Kankou M.O.S.A.O., Namr K.I. (2013). Turbidité et matières en suspension dans l'eau : application à l'évaluation des métaux contenus dans l'eau de la rive droite du fleuve Sénégal. *Larhyss Journal*, 14 : 93-105.

- N'guessan Y.M. (2008). Dynamique des éléments traces dans les eaux de surface des bassins versants agricoles de Gascogne. Thèse de Doctorat, Agrosystèmes, Ecosystèmes et Environnement, Université de Toulouse (France), 253 p.
- N'guessan Y.M., Wango T.E., Adopo K.L., Probst J.L. & Probst A. (2016). Caractéristiques géochimiques des eaux de surface dans un environnement agricole : cas des bassins versants de la Gascogne (Région Midi Pyrénées, SW de la France). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 17(2) : 394-406.
- Noppe K. (1996). Contamination métallique des sédiments des cours d'eau du bassin Artois-Picardie et son impact sur la contamination des chairs et des foies de poissons. Mémoire de DEA, Université Pierre et Marie Curie-Paris VI (France), 92 p.
- Noufé D. (2011). Changements hydroclimatiques et transformations de l'agriculture : l'exemple des paysanneries de l'Est de la Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, Environnement, Eau & Société, Université de Paris 1 Panthéon-Sorbonne (Paris, France), 375 p.
- NRC N. (2001). Basic research opportunities in earth science. Washington DC : *National Academy Press*, 169 p.
- Oga M.S, Gnamba F.M, Lasm T., Gnanagne T., Baka D., Soro N. & Biemi J. (2010). Caractérisation physico-chimique des eaux souterraines de Katiola (Centre-Nord de la Côte d'Ivoire). *BIOTERRE, Revue Internationale des Sciences de la Terre*, 10 : 7-25.
- Ogunlowo S.O. (1991). Priority chemical pollutants in some rivers along the cocoa growing area of Ondo State. MSc. Thesis, Department of Chemistry, University of Ibadan, (Nigeria).
- OIPR (2015). Rapport de suivi-écologique - phase 10 (novembre 2014 - mai 2015), Rapport OIPR/UICN, Man (Côte d'Ivoire), 38 p.
- Okoye B.C. (1991). Nutrients and selected chemical analysis in the Lagos Lagoon surface waters. *International journal of environmental studies*, 38(2-3) : 131-135.
- OMS & IPCS (1991). Environmental Health Criteria n°108 : nickel. World Health Organization, International Programme on Chemical safety. Consulté le 27/10/2020 sur : <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc108.htm>

- OMS (2004).** Directives de qualité pour l'eau de boisson. *OMS, Genève*, 110 p.
- OMS (2017). Guidelines for drinking-water quality : 4th edition incorporating first addendum. ISBN 978-92-4-254995-9, 564 p.
- Ouedraogo M. (2001). Contribution à l'étude de l'impact de la variabilité climatique sur les ressources en eau en Afrique de l'Ouest. Analyse des conséquences d'une sécheresse persistante : normes hydrologiques et modélisation régionale. Thèse de Doctorat, Université de Montpellier II (France), 257 p.
- Ouro-Sama K., Solitoke H., Gnandi K., Afiademanyo K. & Bowessidjaou E. (2014). Évaluation et risques sanitaires de la bioaccumulation de métaux lourds chez des espèces halieutiques du système lagunaire togolais. [*VertigO*] *La revue électronique en sciences de l'environnement*, 14(2) : 24 p.
- Papon A. (1973). Géologie et minéralisation du Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire : Synthèse des travaux de l'opération SASCA 1962-1968. *Mémoire du BRGM*, 80 : 285 p.
- Papp R. (2011). Les propriétés environnementales des éléments traces. Particularités et conséquences pour l'analyse de risque. Collège National d'Experts en Environnement de l'Industrie Chimique, Paris (France), 112 p.
- Patrick J.W.H. & DeLaune R.D. (1977). Chemical and biological redox systems affecting nutrient availability in the coastal wetlands. *Geoscience and Man*, 18(13) : 137 p.
- Pekey H., Karakaş D., Ayberk S., Tolun L. & Bakoğlu M. (2004). Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of Izmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey. *Marine pollution bulletin*, 48(9-10) : 946-953.
- Pelig-Ba K.B., Biney C.A. & Antwi L.A. (1991). Trace metal concentrations in borehole waters from the Upper Regions and the Accra Plains of Ghana. *Water, Air, and Soil Pollution*, 59(3-4) : 333-345.
- Person-Le Ruyet J. & Bœuf G. (1998). L'azote ammoniacal, un toxique potentiel en élevage de poissons : le cas du turbot. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (350-351) : 393-412.
- Pétre M.A. (2008). Etude de la spéciation des métaux dissous en seine, relation avec le pH et la matière organique dissoute. *Mémoire master*, 2, 46 p.

- Pierre F., Santarelli R.L. & Corpet D.E. (2008). Consommation de viande et risque de cancer: Bilan critique des études épidémiologiques et expérimentales. *Cahiers de Nutrition et Diététique*, 4(HS 1) : 61-65.
- Praveena S.M., Aris A.Z. & Radojevic M. (2010). Heavy metals dynamics and source in intertidal mangrove sediment of Sabah, Borneo Island. *Environment Asia*, 3 : 79-83.
- Priadi C.R. (2010). Caractérisation des phases porteuses : Métaux particuliers en seine. Thèse de Doctorat, Université Paris Sud 11 (France), 281 p.
- Price W.A. (2003). Challenges posed by metal leaching and acid rock drainage, and approaches used to address them. *Environmental Aspects of Mine wastes. In: Short Course Series*, 31: 1-10.
- Probst J.L. & Suchet P.A. (1992). Fluvial suspended sediment transport and mechanical erosion in the Maghreb (North Africa). *Hydrological Sciences Journal*, 37(6) : 621-637.
- Raj S.M. & Jayaprakash M. (2008). Distribution and enrichment of trace metals in marine sediments of Bay of Bengal, off Ennore, south-east coast of India. *Environmental Geology*, 56(1) : 207-217.
- Rakotoarison S., Randrianja R. & Andrianaina R. (2016). Affinage hydrométallurgique des preconcentrés d'or de Madagascar. *Madarevue*, 2 : 1-12
- Ramade F. (1992). Précis d'écotoxicologie. Ed. Masson, Paris (France), 300 p.
- Ramakrishnaiah C.R., Sadashivaiah C. & Ranganna G. (2009). Assessment of Water Quality Index for the Groundwater in Tumkur Taluk, Karnataka State, India. *Journal of Chemistry*, 6(2) : 523-530.
- Ramamoorthy S. & Rust B.R. (1978). Heavy metal exchange processes in sediment-water systems. *Environmental Geology*, 2(3) : 165-172.
- Reinberg A. (1969). Le potassium et la vie. FeniXX, 145 p.
- RFI (2019). Côte d'Ivoire : une nouvelle usine ultramoderne construite sur la mine d'or d'Ity. Consulté le 10/12/2020 sur : <https://www.rfi.fr/fr/economie/20190511-cote-ivoire-une-nouvelle-usine-ultramoderne-construite-mine-or-ity>

- Robert M. & Varet J. (1996). Le sol : Interface dans l'environnement ressources pour le développement. Elsevier Masson, Paris (France), 244 p.
- Robertson W.D., Schiff S.L. & Ptacek C.J. (1998). Reviews of Phosphate Mobility and Persistence in 10 Septic System Plumes. *Groundwater*, 36(6) : 1000-1010.
- Rocca B. L., Houeix N. & Andres S. (2010). Arsenic et ses dérivés inorganiques. INERIS Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, 1-124.
- Rocchini R. & Swain L.G. (1995). The British Columbia Water Quality Index. Water Quality Branch, Environmental Protection Department, British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks, Colombie-Britannique, Canada, 13 p.
- Rodier J., Legube B. & Merlet N. (2009). L'Analyse de l'eau 9e édition. Dunod, Paris (France), 1579 p.
- Roamba J. (2014). Risques environnementaux et sanitaires sur les sites d'orpillage au Burkina Faso : cycle de vie des principaux polluants et perceptions des orpailleurs (cas du site Zougnazagmligne dans la commune rurale de Bouroum, région du centre-nord). Mémoire de Master en ingénierie de l'eau et de l'environnement option : Eau et Assainissement, 2IE (Ouagadougou, Burkina Fasso), 101p.
- Rouamba J., Nikiema E., Rouamba S. & de Charles Ouedraogo F. (2016). Accès à l'eau potable et risques sanitaires en zone périphérique de Ouagadougou, Burkina Faso. *Revue d'Épidémiologie et de Santé Publique*, 64 : S211 p.
- Roussiez V., Aubert D. & Heussner S. (2013). Continental sources of particles escaping the Gulf of Lion evidenced by rare earth elements: Flood vs. normal conditions. *Marine Chemistry*, 153 : 31–38.
- Rubio B., Nombela M.A. & Vilas F. (2000). Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): an assessment of metal pollution. *Marine pollution bulletin*, 40(11) : 968-980.
- Salomons W. (1984). (eds) Mercury Contaminated Sites. Environmental Science. *Springer, Berlin, Heidelberg*, 539 p.

- Samman S. & Roberts D.C. (1987). The effect of zinc supplements on plasma zinc and copper levels and the reported symptoms in healthy volunteers. *Medical journal of Australia*, 146(5) : 246-249.
- Schäperclaus W. (1962). Les maladies des poissons. *Bulletin Français de Pisciculture*, (205) : 137-156.
- Scott C.H (dir) (2002). Aboriginal autonomy and development in Northern Quebec and Labrador. Ed. Vancouver, University of British Columbia Press, 448 p.
- Serge G.K., Séraphin K.K., Lazare K.K., Alexis B.L., Félix K.K. & Dongui B.K. (2019). Evaluation of Pollution Due to Gold Mining at Ity-Floleu Area in Sub-Prefecture of Zouan-Hounien, Western Côte d'Ivoire. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 7(12) : 20-41.
- Serge G.K., Séraphin K.K., Lazare K.K., Alexis B.L., Félix K.K. & Dongui B.K. (2020). Evaluation de la Contamination Chimique des Eaux Souterraines par les Activités Anthropiques : Cas de la Zone d'Ity-Floleu Sous-Préfecture de Zouan- Hounien, Ouest de la Côte d'Ivoire. *European Scientific Journal, ESJ*, 16(6) : 247.
- Servat E., Paturel J.E., Kouame B., Travaglio M., Ouedraogo M., Boyer J.F., Lubes-Niel H., Fritsch J.M., Masson J.M. & Marieu B. (1998). Identification, caractérisation et conséquences d'une variabilité hydrologique en Afrique de l'Ouest et centrale. *IAHS Publication*, 252 : 323-337.
- Shevenell L.A. (2000). Water quality in pit lakes in disseminated gold deposits compared to two natural, terminal lakes in Nevada. *Environmental Geology*, 39(7) : 807-815.
- Shrestha M.S., Rijal K. & Pokhrel M.R. (2016). Assessment of heavy metals in deep groundwater resources of the Kathmandu Valley, Nepal. *Journal of Environmental Protection*, 7(4) : 516-531.
- Siczek A., Kotowska U., Lipiec J. & Nosalewicz A. (2008). Macro-porosity and leaching of atrazine in tilled and orchard loamy soils. *Chemosphere*, 70(11) : 1973-1978.
- Singh K.P., Mohan D., Singh V.K. & Malik A. (2005). Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti river sediments-a tributary of the Ganges, India. *Journal of hydrology*, 312(1-4) : 14-27.

- Singh M., Müller G. & Singh I.B. (2002). Heavy metals in freshly deposited stream sediments of rivers associated with urbanisation of the Ganga Plain, India. *Water, Air, and Soil Pollution*, 141(1-4) : 35-54.
- Sirven J.B. (2006). Détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS). Thèse de Doctorat, Physique Atomique, Université de Bordeaux 1 (France), 253 p.
- SMI (1989). Projet de mise en valeur du gisement d'or d'Ity. Tome 1, descriptif technique, Abidjan (Côte d'Ivoire), 20 p.
- Some Y.S.C., Soro T.D. & Ouedraogo S. (2014). Étude de la prévalence des maladies liées à l'eau et influences des facteurs environnementaux dans l'arrondissement de Nomgr-Masson : cas du quartier Tanghin (Ouagadougou-Burkina Faso). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8(1) : 289-303.
- Sposito G. (1989). The chemistry of soils. Oxford University Press, New York, 136-141.
- Sterckeman T., Douay F., Proix N., Fourrier H. & Perdrix E. (2002). Assessment of the contamination of cultivated soils by eighteen trace elements around smelters in the North of France. *Water, Air, and Soil Pollution*, 135(1-4) : 173-194.
- Strachan S. (2010). Trace elements. *Current Anaesthesia and Critical Care*, 21 : 44-48.
- Strady E., Dang V.B.H., Némery J., Guédron S., Dinh Q.T., Denis H. & Nguyen P.D. (2017). Baseline seasonal investigation of nutrients and trace metals in surface waters and sediments along the Saigon River basin impacted by the megacity of Ho Chi Minh (Vietnam). *Environmental Science and Pollution Research*, 24(4) : 3226-3243.
- Sultana B. (2010). Evaluation des concentrations des quatre métaux lourds (Pb, Cd, Cu, Zn) chez le Mulet (*Mugil cephalus* Linné 1758) pêché dans les baies d'Oran et de Béni saf. Mémoire de Magister en Sciences de l'Environnement, Université d'Oran 1 (Algérie), 144 p.
- Suresh G., Sutharsan P., Ramasamy V. & Venkatachalapathy R. (2012). Assessment of spatial distribution and potential ecological risk of the heavy metals in relation to granulometric contents of Veeranam lake sediments, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 84 : 117-124.

- Sy I., Traoré D., Diène A.N., Koné B., Lô B., Faye O., Utzinger J., Cissé G. & Tanner M. (2017). Eau potable, assainissement et risque de maladies diarrhéiques dans la Communauté Urbaine de Nouakchott, Mauritanie. *Santé Publique*, 29(5) : 741-750.
- Tabinda A.B., Hussain M., Ahmed I. & Yasar A. (2010). Accumulation of toxic and essential trace metals in fish and prawns from Keti Bunder Thatta District, Sindh. *Pakistan Journal of Zoology*, 42(5) : 631-638.
- Taghzout F. (2015). Impact environnemental des rejets d'eau le long du littoral occidental Algérien. Mémoire de Magister, Université d'Oran (Algérie), 170 p.
- Tagini B. (1962). Essai de division structurale du Précambrien de Côte d'Ivoire. SODEMI, Abidjan, 354 p.
- Tessier A. (1985). Description de paramètres physico-chimiques, gammes de concentration et signification. Notes de cours pour l'unité 7104 : Potamologie. INRS-Eau, Université du Québec, 92 p.
- Tessier A., Campbell P.G. & Bisson M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical chemistry*, 51(7) : 844-851.
- Tessier E. (2012). Diagnostic de la contamination sédimentaire par les métaux/métalloïdes dans la Rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité. Thèse de Doctorat, Université du Sud Toulon Var (France), 291 p.
- Thimoléon J.J.C. (2018). Oligo-éléments et des vitamines l'orthomoléculaire exactement. *Health & Fitness*, 266 p.
- Timonen M., Horrobin D., Jokelainen J., Herva A. & Rasanen P. (2004). Fish consumption and depression: the northern finland 1966 birth cohort study. *Journal of Affective Disorders*, 82(3) : 447-452.
- Touré N., Yao K.A, Alui K.A & Guety T.P (2010). Evaluation en éléments majeurs et traces métalliques d'un environnement du producteur agricole dans la vallée du Niéki au sud-est de la Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, 34 : 2134-2144.
- Traoré A. (2016). Impacts des changements climatiques et du changement de l'occupation et de l'utilisation du sol sur les ressources en eau de l'environnement lagunaire d'Aghien et de Potou (sud-est de la côte d'ivoire). Thèse de Doctorat, UFR des Sciences de la

- Terre et des Ressources Minières, Université Félix Houphouët-Boigny de Cocody, (Abidjan, Côte d'Ivoire), 249 p.
- Tremel-Schaub A. & Feix I. (2005). Contamination des sols : transferts des sols vers les plantes. L'Editeur : EDP Sciences, 413 p.
- Tuncer G.T., Tuncel S.G., Tuncel G. & Balkas T.I. (1993). Metal pollution in the Golden Horn, Turkey: Contribution of natural and anthropogenic components since 1913. *Water Science and Technology*, 28(8-9) : 59-64.
- Turner A., Millward G.E. & Le Roux S.M. (2004). Significance of oxides and particulate organic matter in controlling trace metal partitioning in a contaminated estuary. *Marine Chemistry*, 88(3-4) : 179-192.
- Usha D. & Reddy M.V. (2012). Assessment of heavy metals concentrations in water and four fish species from the Uppanar river at Cuddalore (Tamil Nadu, India). *Continental Journal of Environmental Sciences*, 6(3) : 32-41.
- Viennot P., Ledoux E., Monget J.M., Schott C., Garnier C. & Beaudoin N. (2009). La pollution du bassin de la Seine par les nitrates : Comprendre l'origine et la migration des nitrates dans l'écosystème pour mieux protéger les aquifères. Rapport 3 de l'Agence de l'Eau Seine Normandie et du Pirene Seine (France), 43 p.
- Wedepohl K.H. (1995). The composition of the continental crust. *Geochimica et cosmochimica Acta*, 59(7) : 1217-1232.
- Wolff I.A. & Wasserman A. E. (1972). Nitrates, nitrites, and nitrosamines. *Science*, 177(4043), 15-19.
- Wright C.R., Saffran K.A., Anderson A.M., Neilson R.D., MacAlpine N.D. & Cooke S.E. (1999). A Water Quality Index for Agricultural Streams in Alberta: The Alberta Agricultural Water Quality Index (AAWQI). Document préparé pour le compte de l'Alberta Environmentally Sustainable Agriculture Program (AESAP). Publié par Alberta Agriculture, Food and Rural Development, Edmonton, Alberta, 35 p.
- Wright R. (1982). Seasonal variations in water quality of a West African river (R. Jong in Sierra Leone). *Revue d'hydrobiologie tropicale*, 15(3) : 193-199.

- Xu Z.Q., Ni S.J., Tuo X.G. & Zhang C.J. (2008). Calculation of Heavy Metals' Toxicity Coefficient in the Evaluation of Potential Ecological Risk Index. *Environmental Science and Technology* 31(2) : 112-115.
- Yacé I. (1982). Etude géologique du volcanisme Eburnéen dans les parties centrale et méridionale de la chaîne précambrienne de Fétékro (Côte d'Ivoire). Rapport spécial du Ministère des mines, République de Côte d'Ivoire, 156 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*, 34(2) : 280-289.
- Yao T.K, Oga M.S., Fouché O., Baka D., Pernelle C. & Biemi J. (2012). Evaluation de la potabilité chimique des eaux souterraines dans un bassin versant tropical : cas du Sud-ouest de la Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6(6) : 7069-7086.
- Yapi Y.H.A (2015). Evaluation de la pollution métallique d'un environnement minier aurifère : Cas de la Sous-Préfecture de Hiré (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny d'Abidjan (Côte d'Ivoire), 142 p.
- Yulipriyanto H. (2001). Emission d'effluents gazeux lors du compostage de substrats organiques en relation avec l'activité microbiologique (nitrification/dénitrification). Thèse de Doctorat, UFR Science de la Vie et Environnement, Université Rennes 1 (France), 214p.
- Zaimeche S. (2015). Contribution à l'étude de l'action d'agents polluants sur des végétaux bioindicateurs. Thèse de doctorat, Université des Frères Mentouri Constantine (Algérie), 189 p.
- Zerahn B., Kofoed-Enevoldsen A., Jensen B.V., Mølviq J., Ebbehøj N., Johansen J.S. & Kanstrup I.L. (1999). Pulmonary damage after modest exposure to zinc chloride smoke. *Respiratory medicine*, 93(12) : 885-890.
- Zhang J. & Liu C.L. (2002). Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China-weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes. *Estuarine, coastal and shelf science*, 54(6) : 1051-1070.

- Zinsou H.L., Attingli A.H., Gnohossou P., Adandedjan D. & Laleye P. (2016).
Caractéristiques physico-chimiques et pollution de l'eau du delta de l'Ouémé au Bénin.
Journal of applied Biosciences, 97 : 9163-9173.

ANNEXES

Annexe 1 : Localisation et description des stations des échantillonnages.

N° Station	Nom de la station localisation	Source	Echantillons	Codes échantillons		GPS	
				Eaux	Sédiments /sols	Latitude	Longitude
Station 1	Danané	Fleuve	Eau de surface et sédiment	E ₁	S ₁	7°21'58.00"N	8°07'44.73"O
Station 2	Ity	Rizière	Eau de surface et sédiment	R ₁	S ₂	6°53'28.00"N	8°08'14.00"O
Station 3	Ity	Puits	Eau souterraine	P ₁		6°53'36.00"N	8°07'46.00"O
Station 4	Débarcadère	Champ abandonné	Sol agricole		T ₁	6°52'30.13"N	8°05'59.93"O
Station 5	Dohodompleu	Puits	Eau souterraine	P ₂		6°52'28.08"N	8°05'58.20"O
Station 6	Débarcadère	périphérique SMI	Eau de surface et sédiment	E ₂	S ₃	6°52'29.33"N	8°05'59.44"O
Station 7	Daapleu	Fleuve Cavally	Eau de surface	E ₃		6°51'37.71"N	8°05'34.00"O
Station 8	SMI	Sol forage	Sol agricole		T ₂	6°51'42.00"N	8°05'34.00"O
Station 9	Daapleu	Puits	Eau souterraine	P ₃		6°51'35.75"N	8°05'21.90"O
Station 10	Kouizompleu	Puits	Eau souterraine	P ₄		6°51'11.64"N	8°04'44.14"O
Station 11	Floleu	Puits	Eau souterraine	P ₅		6° 50'41.00"N	8°07'40.00"O
Station 12	Floleu	puits	Eau souterraine	P ₆		6°50'32.00"N	8°07'20.32"O
Station 13	Floleu	Cours d'eau (rivière)	Eau de surface et sédiment	R ₂	S ₄	6°50'26.00"N	8°07'33.00"O
Station 14	Floleu	Champ et orpaillage	Sol agricole		T ₃	6°50'14.00"N	8°07'34.00"O
Station 15	Campement Maurice	Puits (eau de source)	Eau souterraine et sédiment	P ₇	S ₅	6°49'29.00"N	8°07'28.00"O
Station 16	Floleu-Soklaleu	Fleuve Cavally	Eau de surface et sédiment	E ₄	S ₆	6°48'10.00"N	8°07'00.00"O

Annexe 2 : Paramètres physico-chimiques dans les eaux de surface et les eaux de puits de 2017 à 2018.

Dates et saisons	Stations	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Temp ($^{\circ}\text{C}$)	TDS (mg/L)	Sal (%)	Redox (mV)	Turb (UTN)	Oxydis (mg/L)
Saison sèche 2017 Du 04 au 05/01/2017	E ₁	7,48	37,80	22,90	7,33	91,01	-24,90		
	E ₂	6,34	39,10	25,50	7,21	91,10	35,90		
	E ₃	6,40	41,70	25,70	7,19	91,20	29,30		
	E ₄	6,66	39,60	23,90	7,41	90,50	18,20		
	R ₁	6,49	32,60	26,30	1,69	21,70	27,80		
	R ₂	7,72	56,80	21,90	3,01	35,34	-37,80		
	P ₁	5,30	30,70	26,90	5,52	71,80	91,70		
	P ₂	6,13	19,65	25,90	3,15	40,20	46,80		
	P ₃	5,03	85,80	27,70	5,30	70,40	106,30		
	P ₄	5,44	26,50	28,10	6,84	90,50	84,40		
	P ₅	6,27	115,10	27,00	5,24	67,90	39,60		
	P ₆	5,03	306,00	26,40	3,84	49,50	106,10		
	P ₇	5,76	13,19	22,50	2,39	28,50	66,10		
Saison pluvieuse 2017 Du 29 au 30/06/2017	E ₁	5,02	13,00	25,00	6,00	0	36,80		
	E ₂	5,02	20,00	25,66	10,00	0	53,60		
	E ₃	5,34	14,00	25,63	7,00	0	40,40		
	E ₄	4,75	10,00	25,40	4,00	0	37,80		
	R ₁	7,56	6,00	35,76	3,00	0	21,70		
	R ₂	4,93	15,00	25,27	7,00	0	6,00		
	P ₁	4,04	16,00	26,83	8,00	0	38,70		
	P ₂	4,44	12,00	27,75	6,00	0	50,60		
	P ₃	3,74	30,00	28,45	15,00	0,01	46,40		
	P ₄	sec	sec	sec	sec	sec	sec		
	P ₅	4,42	13,00	27,72	6,00	0	41,90		
	P ₆	4,16	172,00	26,96	86,00	0,08	44,60		
	P ₇	4,15	10,00	25,32	5,00	0	79,30		
Saison sèche 2018 Du 20 au 21/02/2018	E ₁	6,39	13,00	28,44	6,00	0	69,80	4,00	6,23
	E ₂	5,16	13,00	27,44	6,00	0	0,60	9,00	6,92
	E ₃	4,51	10,00	27,72	5,00	0	4,60	9,00	6,31
	E ₄	5,16	5,00	28,50	3,00	0	9,20	107,00	2,24
	R ₁	4,12	25,00	27,85	13,00	0	2,70	4,00	3,64
	R ₂	5,51	63,00	28,86	31,00	0,03	69,10	170,00	2,74
	P ₁	3,90	20,00	27,79	10,00	0	0,30	0,00	1,98
	P ₂	4,46	15,00	27,20	8,00	0	6,00	12,00	1,50
	P ₃	4,03	47,00	27,67	23,00	0,02	15,00	0,00	1,02
	P ₄	4,69	144,00	27,54	72,00	0,07	16,20	0,00	1,13
	P ₅	4,00	6,00	28,04	3,00	0	16,70	0,00	0,13
	P ₆	4,42	255,00	28,54	128,00	0,12	22,00	0,00	2,24
	P ₇	4,98	10,00	28,34	5,00	0	51,00	17,00	1,99
Saison pluvieuse 2018 Du 17 18/10/2018	E ₁	6,75	4,00	26,87	2,00	0	62,10	18,00	3,14
	E ₂	4,53	6,00	26,46	3,00	0	16,00	42,00	3,07
	E ₃	4,94	4,00	26,91	2,00	0	8,60	31,00	2,54
	E ₄	5,12	8,00	26,81	4,00	0	17,70	21,00	5,87
	R ₁	4,82	13,00	26,43	7,00	0	16,80	67,00	1,77
	R ₂	6,02	5,00	26,84	3,00	0	45,00	32,00	4,58
	P ₁	4,25	6,00	26,55	3,00	0	21,80	24,00	2,07
	P ₂	4,14	5,00	26,54	2,00	0	21,40	13,00	2,10
	P ₃	4,02	46,00	26,87	23,00	0,02	30,40	17,00	1,29
	P ₄	3,75	5,00	26,31	3,00	0	32,00	6,00	1,86
	P ₅	4,06	56,00	26,45	28,00	0,02	28,30	71,00	0,96
	P ₆	4,22	295,00	26,84	147,00	0,14	32,20	27,00	2,27
	P ₇	4,78	7,00	26,74	4,00	0	52,30	45,00	3,04

Annexe 3 : Anions majeurs dans les eaux de surface et les eaux de puits en mg/L de 2017 à 2018.

Dates et saisons	Stations	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻
Saison sèche 2017 Du 04 au 05/01/2017	E ₁	0,019	0,500	0,074	3,800	4,590
	E ₂	0,075	14,100	0,191	8,500	36,960
	E ₃	0,024	13,900	0,124	2,500	11,390
	E ₄	0,094	0,600	0,229	11,400	60,170
	R ₁	0,029	7,300	0,095	3,400	8,120
	R ₂	0,035	2,200	0,097	4,000	18,250
	P ₁	0,040	13,900	0,070	4,100	11,930
	P ₂	0,031	14,400	0,230	3,600	11,570
	P ₃	0,037	13,600	0,128	4,500	10,540
	P ₄	0,028	21,100	0,176	2,500	6,590
	P ₅	0,044	107,000	0,090	2,800	6,820
	P ₆	0,120	15,800	0,246	15,200	63,190
	P ₇	0,122	5,200	0,255	14,900	75,100
Saison pluvieuse 2017 Du 29 au 30/06/2017	E ₁	0,021	4,300	0,194	0,290	10,730
	E ₂	0,031	13,700	0,100	0,390	6,920
	E ₃	0,040	14,600	0,167	0,510	15,700
	E ₄	0,030	3,200	0,111	0,290	16,700
	R ₁	0,058	125,600	1,109	0,370	8,880
	R ₂	0,030	2,400	0,059	0,180	14,910
	P ₁	0,012	31,600	0,075	0	0,300
	P ₂	0,019	1,900	0,181	0,120	6,100
	P ₃	0,014	16,600	0,102	0,330	1,060
	P ₄	sec	sec	sec	sec	sec
	P ₅	0,008	4,900	0,064	0,130	0,790
	P ₆	0,016	150,000	0,086	0,030	1,800
	P ₇	0,008	9,300	0,041	0	2,410
Saison sèche 2018 Du 20 au 21/02/2018	E ₁	0,010	4,560	0,094	0,360	5,750
	E ₂	0,009	4,580	0,144	0,240	2,520
	E ₃	0,028	5,060	0,152	0,370	2,640
	E ₄	0,095	5,800	0,171	2,250	42,230
	R ₁	0,020	1,690	0,067	0,390	1,700
	R ₂	0,033	3,500	0,141	0,590	64,760
	P ₁	0,016	20,680	0,139	0,000	0
	P ₂	0,015	4,260	0,154	0,240	0
	P ₃	0,027	107,130	0,072	0,050	0
	P ₄	0,011	4,680	0,070	1,830	2,860
	P ₅	0,009	38,490	0,080	0,040	0
	P ₆	0,041	105,400	0,161	0,170	0
	P ₇	0,003	2,560	0,118	0,360	6,900
Saison pluvieuse 2018 Du 17 18/10/2018	E ₁	0,029	14,700	0,111	0,240	0
	E ₂	0,026	6,100	0,083	0,200	0
	E ₃	0,014	5,500	0,117	0,110	0
	E ₄	0,012	4,700	0,123	0,250	485,630
	R ₁	0,047	5,900	0,127	0,200	1,420
	R ₂	0,018	5,600	0,149	0,140	0,170
	P ₁	0,019	32,520	0,216	0,640	0
	P ₂	0,013	21,200	0,104	0,190	0
	P ₃	0,011	110,480	0,142	0,340	0
	P ₄	0,007	5,800	0,221	0,470	0
	P ₅	0,029	110,310	0,102	0,080	0
	P ₆	0,036	113,460	0,256	0,420	0
	P ₇	0,008	0,700	0,101	0,140	0

Annexe 4 : Eléments majeurs dans les eaux de surface et les eaux de puits en mg/L de 2017 à 2018.

Dates et saisons	Stations	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na
Saison sèche 2017 Du 04 au 05/01/2017	E ₁	0,98	0,34	0,69	0,22	0	6,77
	E ₂	1,03	ND	1,69	0,29	0,01	11,15
	E ₃	0,45	0,06	0,51	0,08	0	3,64
	E ₄	0,99	0,57	0,61	0,22	0	6,27
	R ₁	2,33	ND	2,02	0,50	0	10,71
	R ₂	1,23	0,09	0,44	0,27	0	4,60
	P ₁	0,62	0,78	0,42	0,12	0	3,27
	P ₂	0,63	0,83	0,67	0,21	0	3,17
	P ₃	0,73	0,59	0,48	0,19	0	4,82
	P ₄	0,09	ND	0,06	0,06	0,01	1,94
	P ₅	1,45	ND	5,74	0,30	0,01	31,56
	P ₆	0,37	0,64	0,24	0,06	0	4,27
	P ₇	0,35	0,75	0,33	0,08	0	2,42
Saison pluvieuse 2017 Du 29 au 30/06/2017	E ₁	0,79	ND	13,37	0,10	ND	39,86
	E ₂	2,00	0,004	3,23	0,24	0,008	6,50
	E ₃	0,11	ND	0,11	0,01	ND	1,92
	E ₄	0,14	ND	0,83	0,05	<LQ	15,50
	R ₁	0,30	<LQ	0,27	0,05	<LQ	3,00
	R ₂	0,26	ND	6,29	0,03	<LQ	19,19
	P ₁	0,06	ND	0,09	0,02	<LQ	2,68
	P ₂	5,25	<LQ	3,19	0,15	ND	5,87
	P ₃	0,05	ND	ND	0,01	<LQ	0,98
	P ₄	sec	sec	sec	sec	sec	sec
	P ₅	0,23	ND	1,40	0,04	<LQ	5,53
	P ₆	0,12	ND	0,74	0,02	ND	5,33
	P ₇	0,19	<LQ	4,84	0,04	<LQ	35,37
Saison sèche 2018 Du 20 au 21/02/2018	E ₁	2,34	14,02	0,66	0,51	0,18	3,03
	E ₂	0,21	ND	0,19	0,05	0	2,26
	E ₃	0,72	0,61	0,40	0,19	ND	3,85
	E ₄	0,99	0,59	0,53	0,22	0	5,29
	R ₁	0,61	0,8	0,34	0,12	ND	2,30
	R ₂	1,22	0,11	0,36	0,27	ND	3,61
	P ₁	0,45	0,08	0,43	0,08	0	2,67
	P ₂	0,78	0,52	1,26	0,13	0	5,86
	P ₃	0,09	ND	<LQ	0,06	0,01	0,97
	P ₄	1,03	ND	1,61	0,29	0	10,18
	P ₅	2,33	ND	1,94	0,50	0	9,74
	P ₆	1,45	ND	5,66	0,30	0,01	30,59
	P ₇	0,35	0,77	2,14	0	0	1,45
Saison pluvieuse 2018 Du 17 18/10/2018	E ₁	0,79	ND	13,37	0,10	ND	39,86
	E ₂	2,00	0,004	3,23	0,24	0,008	6,50
	E ₃	0,11	ND	0,11	0,01	ND	1,92
	E ₄	0,14	ND	0,83	0,05	<LQ	15,50
	R ₁	0,30	<LQ	0,27	0,05	<LQ	3,00
	R ₂	0,26	ND	6,29	0,03	<LQ	19,19
	P ₁	0,06	ND	0,09	0,02	<LQ	2,68
	P ₂	5,25	<LQ	3,19	0,15	ND	5,87
	P ₃	0,05	ND	ND	0,01	<LQ	0,98
	P ₄	0,23	ND	1,40	0,04	<LQ	5,53
	P ₅	0,12	ND	0,74	0,02	ND	5,33
	P ₆	0,19	<LQ	4,84	0,04	<LQ	35,37
	P ₇	0,21	3,15	5,04	0,03	ND	28,30

ND : élément non détecté

LQ : limite de quantification

Annexe 5 : Eléments traces dans les eaux de surface et les eaux de puits en mg/L de 2017 à 2018.

Dates et saisons	Stations	As	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Saison sèche 2017 Du 04 au 05/01/2017	E ₁	<LQ	ND	<LQ	0,12	4,95	0,11
	E ₂	8,03	ND	0	<LQ	ND	ND
	E ₃	3,23	<LQ	ND	ND	4,02	0,21
	E ₄	13,93	ND	ND	ND	0,28	ND
	R ₁	ND	0,14	ND	ND	<LQ	<LQ
	R ₂	32,56	ND	ND	0,14	0,03	ND
	P ₁	0,18	ND	ND	<LQ	0,01	ND
	P ₂	<LQ	ND	ND	0,02	6,44	0,02
	P ₃	<LQ	ND	ND	0,26	1,97	0,21
	P ₄	<LQ	ND	ND	ND	ND	ND
	P ₅	<LQ	<LQ	0	0,06	<LQ	ND
	P ₆	ND	<LQ	0	0,06	2,57	<LQ
P ₇	<LQ	ND	ND	<LQ	4,07	<LQ	
Saison pluvieuse 2017 Du 29 au 30/06/2017	E ₁	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	E ₂	ND	0,09	ND	ND	<LQ	0,31
	E ₃	ND	ND	ND	ND	<LQ	<LQ
	E ₄	ND	ND	ND	ND	ND	<LQ
	R ₁	ND	ND	ND	ND	1,39	0,12
	R ₂	ND	ND	ND	ND	0,66	ND
	P ₁	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	P ₂	ND	<LQ	ND	ND	<LQ	0,48
	P ₃	ND	ND	ND	<LQ	0,63	ND
	P ₄	sec	sec	sec	sec	sec	sec
	P ₅	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	P ₆	ND	ND	ND	ND	<LQ	ND
P ₇	ND	ND	ND	ND	<LQ	0,16	
Saison sèche 2018 Du 20 au 21/02/2018	E ₁	ND	0,19	0,02	ND	ND	0,01
	E ₂	ND	<LQ	ND	0,12	ND	<LQ
	E ₃	ND	ND	ND	<LQ	1,18	0,25
	E ₄	ND	ND	ND	ND	<LQ	ND
	R ₁	ND	ND	ND	ND	<LQ	<LQ
	R ₂	ND	ND	ND	<LQ	<LQ	<LQ
	P ₁	ND	ND	ND	ND	3,23	0,25
	P ₂	ND	ND	ND	ND	3,24	0,43
	P ₃	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	P ₄	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	P ₅	ND	0,13	ND	ND	ND	<LQ
	P ₆	ND	ND	ND	ND	<LQ	ND
P ₇	ND	ND	ND	ND	3,28	<LQ	
Saison pluvieuse 2018 Du 17 18/10/2018	E ₁	<LQ	ND	0,12	ND	<LQ	ND
	E ₂	0,01	<LQ	1,23	ND	ND	ND
	E ₃	<LQ	<LQ	1,10	ND	ND	ND
	E ₄	<LQ	<LQ	1,20	ND	<LQ	ND
	R ₁	5,5	ND	1,47	ND	ND	ND
	R ₂	<LQ	<LQ	2,12	ND	<LQ	ND
	P ₁	<LQ	ND	1,75	ND	ND	ND
	P ₂	<LQ	ND	0,01	ND	ND	ND
	P ₃	<LQ	<LQ	1,16	ND	<LQ	ND
	P ₄	<LQ	<LQ	0,99	ND	ND	ND
	P ₅	<LQ	<LQ	1,78	ND	<LQ	ND
	P ₆	0,01	<LQ	1,90	ND	<LQ	ND
P ₇	<LQ	<LQ	2,71	ND	<LQ	ND	

Annexe 6 : Anions majeurs dans les sédiments et les sols agricoles en mg/L en 2017.

Dates et saisons	Stations	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻
Saison sèche 2017 Du 04 au 05/01/2017	S ₁	0,123	6,525	0,900	0,767	26,490
	S ₂	0,125	1,267	0,647	0,430	14,779
	S ₃	0,086	0,865	0,089	0,019	58,985
	S ₄	0,130	3,721	0,090	0,292	9,498
	S ₅	0,006	0,756	0,199	0,065	16,410
	S ₆	0,084	0,986	0,544	0,102	25,367
	T ₁	0,098	0,048	0,052	0,547	7,300
	T ₂	0,011	0,857	0,246	0,038	6,802
	T ₃	0,003	0,199	0,654	0,031	14,333
Saison pluvieuse 2017 Du 29 au 30/06/2017	S ₁	0,342	25,300	2,156	2,290	107,090
	S ₂	0,215	4,400	1,324	0,300	78,850
	S ₃	0,139	1,700	0,807	1,730	57,720
	S ₄	0,234	3,800	2,406	1,080	148,260
	S ₅	0,079	3,800	2,257	1,950	89,260
	S ₆	0,102	11,900	2,332	1,520	88,640
	T ₁	0,019	0,800	0,581	0,140	29,760
	T ₂	0,135	2,300	2,151	2,600	69,660
	T ₃	0,056	1,800	0,900	0,390	53,490

Annexe 7 : Eléments majeurs dans les sédiments et les sols agricoles en mg/kg de 2017 à 2018.

Dates et saisons	Stations	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na
Saison sèche 2017 Du 04 au 05/01/2017	S ₁	53,88	13263,10	85,79	31,01	8,02	ND
	S ₂	ND	8365,63	25,78	21,99	17,58	ND
	S ₃	3,88	35047,54	1,74	7,41	15,91	ND
	S ₄	42,62	1244,29	12,69	7,38	ND	ND
	S ₅	36,30	7115,59	303,72	114,83	14,13	ND
	S ₆	344,01	14522,99	68,82	41,47	29,50	ND
	T ₁	37,67	22271,64	54,70	22,89	20,65	ND
	T ₂	76,06	13151,10	121,28	80,26	37,78	ND
	T ₃	110,79	8478,06	70,68	56,78	21,54	ND
Saison pluvieuse 2017 Du 29 au 30/06/2017	S ₁	670,34	3,15	383720,07	1270,02	<LQ	99982,49
	S ₂	555,68	2461,25	367634,20	979,46	0,84	99189,62
	S ₃	624,95	8499,87	376669,68	1099,64	0,57	92176,12
	S ₄	645,12	1,26	359969,58	1234,13	<LQ	9950,47
	S ₅	632,73	479,21	372771,94	1235,86	<LQ	99175,02
	S ₆	648,17	435,81	358813,31	1244,86	<LQ	98867,54
	T ₁	696,41	3160,15	458783,97	1351,85	0,57	103648,36
	T ₂	383,75	5421,86	252163,23	672,14	0,23	100024,78
	T ₃	321,62	2129,74	196047,84	635,80	<LQ	101216,95
Saison sèche 2018 Du 20 au 21/02/2018	S ₁	31,44	13746,19	78,66	20,98	3,24	8,52
	S ₂	11,28	6682,01	37,31	17,67	9,98	ND
	S ₃	5,17	6945,66	10,72	16,77	8,54	ND
	S ₄	37,65	15564,33	67,09	58,54	<LQ	ND
	S ₅	25,38	8132,40	118,59	68,21	6,36	2,36
	S ₆	409,22	2132,94	128,27	26,18	17,86	11,90
	T ₁	59,74	9771,25	89,13	71,63	11,27	ND
	T ₂	49,11	16825,05	347,56	124,83	16,45	7,21
	T ₃	98,55	14684,20	165,83	29,76	12,98	ND
Saison pluvieuse 2018 Du 17 18/10/2018	S ₁	713,02	5,67	399817,81	1001,84	0,02	89356,24
	S ₂	603,56	5888,75	386453,67	1264,33	0,46	82002,15
	S ₃	554,78	10500,14	391120,00	1306,42	0,13	101203,81
	S ₄	683,12	5,36	402846,91	1401,85	<LQ	32355,99
	S ₅	501,97	790,79	343211,73	1025,68	<LQ	78962,26
	S ₆	703,87	975,31	397782,85	908,57	<LQ	68364,72
	T ₁	806,15	7160,05	469338,41	1507,20	0,09	89774,00
	T ₂	528,41	10809,76	321488,14	935,47	0,01	80656,13
	T ₃	411,69	6129,95	249322,66	497,86	<LQ	89024,87

Annexe 8 : Concentration moyenne en aluminium (mg/kg) choisi comme élément de référence dans les sédiments et les sols agricoles de 2017 à 2018.

Saisons	S ₁	S ₂	S ₃	S ₄	S ₅	S ₆	T ₁	T ₂	T ₃
SS	46,60	366,20	216,73	23,14	104,65	111,82	151,11	82,86	34,14
SP	15,91	253,66	170,57	27,56	16,96	36,22	74,85	57,66	16,89

Annexe 9 : Eléments traces (ETM) dans les sédiments et les sols agricoles en mg/kg de 2017 à 2018.

Dates et saisons	Stations	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Saison sèche 2017 Du 04 au 05/01/2017	S ₁	1227,41	<LQ	8,16	7,05	11,69	<LQ	118,89	58,41
	S ₂	<LQ	ND	4,11	1,32	ND	<LQ	37,47	61,10
	S ₃	24,68	19,54	8,60	76,61	ND	<LQ	<LQ	59,16
	S ₄	ND	ND	0,29	1,75	<LQ	ND	<LQ	25,84
	S ₅	80,28	ND	4,47	2,88	<LQ	<LQ	<LQ	33,06
	S ₆	1559,12	<LQ	8,23	12,49	ND	<LQ	42,50	476,00
	T ₁	925,50	6,39	8,10	16,62	ND	<LQ	31,26	49,63
	T ₂	<LQ	<LQ	6,32	13,03	ND	<LQ	<LQ	49,11
	T ₃	<LQ	ND	5,09	5,09	ND	<LQ	<LQ	91,71
Saison pluvieuse 2017 Du 29 au 30/06/2017	S ₁	ND	<LQ	1,25	<LQ	1,59	ND	<LQ	ND
	S ₂	<LQ	<LQ	1,31	<LQ	0,59	ND	425,81	ND
	S ₃	ND	<LQ	1,09	<LQ	<LQ	28,30	<LQ	ND
	S ₄	ND	<LQ	0,92	<LQ	3,33	ND	<LQ	ND
	S ₅	ND	ND	0,72	<LQ	<LQ	ND	<LQ	ND
	S ₆	ND	<LQ	0,89	<LQ	<LQ	ND	<LQ	ND
	T ₁	ND	ND	0,80	<LQ	0,22	ND	<LQ	ND
	T ₂	ND	ND	1,28	<LQ	0,18	ND	75,77	ND
	T ₃	ND	<LQ	0,82	<LQ	0,19	ND	<LQ	ND
Saison sèche 2018 Du 20 au 21/02/2018	S ₁	1,13	0,00	5,32	<LQ	0,18	<LQ	<0,09	ND
	S ₂	0,49	<LQ	3,75	<LQ	0,15	<LQ	1,88	ND
	S ₃	0,49	<LQ	4,98	<LQ	0,13	<LQ	<0,09	ND
	S ₄	1,36	0,02	ND	<LQ	0,10	ND	0,44	ND
	S ₅	0,46	0,01	6,12	<LQ	0,18	<LQ	3,24	ND
	S ₆	0,68	<LQ	5,02	<LQ	0,13	<LQ	0,50	ND
	T ₁	1,96	<LQ	2,33	<LQ	2,30	<LQ	0,25	ND
	T ₂	2,14	0,05	3,25	65,25	<LQ	<LQ	1,71	ND
	T ₃	3,11	<LQ	2,74	<LQ	<LQ	<LQ	<0,09	ND
Saison pluvieuse 2018 Du 17 18/10/2018	S ₁	<LQ	<LQ	0,980	24,7	<LQ	ND	0,0045	ND
	S ₂	<LQ	<LQ	0,650	90,74	<LQ	ND	1,2	ND
	S ₃	58,5	<LQ	0,650	90	<LQ	8,99	1,44	ND
	S ₄	<LQ	<LQ	0,310	44,25	<LQ	ND	0,006	ND
	S ₅	<LQ	<LQ	0,503	41,2	<LQ	ND	2,26	ND
	S ₆	<LQ	<LQ	1,236	50,17	<LQ	ND	2,357	ND
	T ₁	0,157	<LQ	0,685	0,17	<LQ	ND	5,25	ND
	T ₂	<LQ	<LQ	0,980	7,86	<LQ	ND	1,37	ND
	T ₃	<LQ	<LQ	0,752	70,1	<LQ	ND	1,00	ND

Annexe 10 : Eléments majeurs et ETM dans les poissons *Coptodon walteri* en mg/kg de 2017 à 2018.

Dates	Saisons	Fe	Mg	As	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb
05/01/2017	SS 2017	837,55	128,69	0,00	0,03	<LQ	0,05	ND	17,80
30/06/2017	SP 2017	17,62	9,49	0,98	0,32	103,22	0,00	ND	0,41
21/02/2018	SS 2018	1122,66	406,99	2,37	0,01	<LQ	0,10	ND	4,53
18/10/2018	SP 2018	49,42	27,07	0,18	0,66	276,47	0,00	ND	1,50

SS : Saison sèche SP : Saison Pluvieuse

Annexe 11 : Eléments majeurs et ETM dans les poissons *Chrysichthys teugelsi* en mg/kg de 2017 à 2018.

Dates	Saisons	Fe	Mg	As	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb
05/01/2017	SS 2017	987,37	387,00	<LQ	<LQ	<LQ	0,65	0,01	28,90
30/06/2017	SP 2017	23,35	13,77	0,15	0,42	134,84	0,00	ND	0,58
21/02/2018	SS 2018	1137,80	564,35	1,60	0,00	<LQ	0,16	ND	0,00
18/10/2018	SP 2018	54,91	33,55	0,23	0,76	307,18	0,00	ND	1,67

SS : Saison sèche SP : Saison Pluvieuse

Annexe 12 : Valeurs des paramètres physico-chimiques et chimiques par saison sélectionnés pour les eaux de surface pour le calcul d'indice de qualité (IQE).

Eaux	Fleuve Cavally				Rizière Ity				Rivière Floleu				Directive FAO (2003)
	SS1	SP1	SS2	SP2	SS1	SP1	SS2	SP2	SS1	SP1	SS2	SP2	
Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	39,55	15,67	10,25	5,50	32,60	10,00	25,00	13,00	56,80	6,00	63,00	5,00	2000
pH	6,72	5,13	5,31	5,34	6,49	4,75	4,12	4,82	7,72	7,56	5,51	6,02	6,5-8,4 ^c
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,15	0,15	0,14	0,11	0,10	0,11	0,07	0,13	0,10	1,11	0,14	0,15	5
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	28,28	13,22	13,29	121,41	8,12	16,70	1,70	1,42	18,25	8,88	64,76	0,17	250
Fe (mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,29	0,34	0,00	0,00	0,74	0,06	0,00	14,02	0,07	5
K (mg/L)	0,88	8,30	0,42	0,00	2,02	0,11	0,53	0,00	0,44	0,83	0,34	0,00	2
Mg (mg/L)	0,20	0,12	0,24	0,00	0,50	0,05	0,12	0,00	0,27	0,05	0,27	0,00	5
Mn (mg/L)	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
Na (mg/L)	6,96	16,10	3,61	0,00	10,71	15,50	2,30	0,00	4,60	3,00	3,61	0,00	50
As (mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10
Cd (mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Cu (mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,91	0,00	0,00	0,00	1,47	0,00	0,00	0,00	2,12	2
Ni (mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
Pb (mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	4,95	0,00	0,00	0,00	4,02	0,00	0,00	0,00	5
Zn (mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2

^c Gamme normale (Bulletin FAO n°29 ; 1976)

NB : Valeurs en gras non conformes à la directive.

Annexe 13 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques et chimiques sélectionnés des eaux de puits pour le calcul d'indice de qualité (WQI) pendant la saison sèche.

Paramètres	P ₁	P ₂	P ₃	P ₄	P ₅	P ₆	P ₇	Directive OMS (2017)	Poids (wi)
Temp (°C)	27,35	26,55	27,69	27,82	27,52	27,47	25,42	30 ^a	1
TDS (mg/L)	7,76	5,58	14,15	39,42	4,12	65,92	3,70	1000 ^a	5
pH	4,60	5,30	4,53	5,07	5,14	4,73	5,37	8,5 ^b	3
Turb (UTN)	0,00	12,00	0,00	0,00	0,00	0,00	17,00	5 ^b	1
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03	0,08	0,06	3 ^a	4
NO ₃ ⁻ (mg/L)	17,29	9,33	60,37	12,89	72,75	60,60	3,88	50 ^a	5
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	5,97	5,79	5,27	4,73	3,41	31,60	41,00	250 ^a	3
Fe (mg/L)	0,43	0,68	0,59	0,00	0,00	0,64	0,76	0,3 ^b	1
K (mg/L)	0,43	0,97	0,48	0,84	3,84	2,95	1,24	12 ^b	1
Na (mg/L)	2,97	4,52	2,90	6,06	20,65	17,43	1,94	200 ^b	3
As (mg/L)	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01 ^a	5
Cd (mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,003 ^a	5
Cu (mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2 ^a	5
Pb (mg/L)	1,62	4,84	1,97	0,00	0,00	2,57	3,68	0,01 ^a	5

^a valeur guide pour l'eau de boisson basée sur la santé

^b acceptabilité et valeur guide pour l'eau de boisson basée sur la santé

Annexe 14 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques et chimiques sélectionnés des eaux de puits pour le calcul d'indice de qualité (WQI) pendant la saison pluvieuse.

Paramètres	P ₁	P ₂	P ₃	P ₄	P ₅	P ₆	P ₇	Directive OMS (2017)	Poids (wi)
Temp (°C)	26,69	27,15	27,66	26,31	27,09	26,90	26,03	30 ^a	1
TDS	5,50	4,00	19,00	3,00	17,00	116,50	4,50	1000 ^a	5
pH	4,15	4,29	3,88	3,75	4,24	4,19	4,47	8,5 ^b	3
Turb (UTN)	24,00	13,00	17,00	6,00	71,00	27,00	45,00	5 ^b	1
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02	0,03	0,01	3 ^a	4
NO ₃ ⁻ (mg/L)	32,06	11,55	63,54	5,80	57,61	131,73	5,00	50 ^a	5
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	0,15	3,05	0,53	0,00	0,40	0,90	1,21	250 ^a	3
Fe (mg/L)	5,84	2,53	0,00	0,00	2,81	0,09	3,15	0,3 ^b	1
K (mg/L)	0,19	3,93	0,08	1,07	1,35	2,26	4,94	12 ^b	1
Na (mg/L)	2,41	5,28	0,88	3,11	4,98	4,80	31,83	200 ^b	3
As (mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01 ^a	5
Cd (mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,003 ^a	5
Cu (mg/L)	1,75	0,01	1,16	0,99	1,78	1,90	2,71	2 ^a	5
Pb (mg/L)	0,00	0,00	0,63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01 ^a	5

^a valeur guide pour l'eau de boisson basée sur la santé

^b acceptabilité et valeur guide pour l'eau de boisson basée sur la santé

Annexe 15 : Dosage des anions majeurs au spectrophotomètre.

Anions majeurs	Réactifs	Coloration	Références
Ammonium	<ul style="list-style-type: none"> - réactif coloré : + phénol 35 g/L + nitroprussiate de sodium 0,4g/L + l'eau distillée - solution mère étalon d'ion ammonium 	<ul style="list-style-type: none"> - bleue - lecture : 655 nm 	AFNOR (1997)
Nitrite	<ul style="list-style-type: none"> - réactif coloré : + l'acide orthophosphorique à 15 mol/L + amino-4benzène sulfonamide + l'eau distillée + dichlorhydrate de N-(naphyl-1) diamino-1,2-éthane. - solution étalon : + nitrite de sodium séché à 105 °C + eau distillée 	<ul style="list-style-type: none"> - rose - lecture : 543 nm 	AFNOR (1997)
Nitrate	<ul style="list-style-type: none"> - solution de salicylate de sodium à 5 % - acide sulfurique (d=1,84) - solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate double de sodium et potassium - solution mère étalon d'Azote nitrique à 0,1g/L + l'eau distillée + nitrate de potassium anhydre + chloroforme pour conserver 	<ul style="list-style-type: none"> - jaune - lecture : 415 nm 	Rodier <i>et al.</i> , 2009
Orthophosphate	<ul style="list-style-type: none"> - acide sulfurique à 5 N - NaOH à 120g/l - Acide ascorbique à 20g/L - réactif combiné + tartrate de potassium et d'antimoine à 2,8g/L + molybdate d'ammonim à 40g/L + l'eau distillée - solution mère étalon de phosphate 	<ul style="list-style-type: none"> -bleue - lecture : 540 nm 	Rodier <i>et al.</i> , 2009
Sulfate	<ul style="list-style-type: none"> - solution d'acide chloridrique au 1/10. - solution de tween 20 a 25 %. - solution de chlorure de baryum stabilisée + chlorure de baryum 10g. + solution de « tween 20 » 20mL + eau distillée q.s.p. 100mL - solution étalon de sulfate de sodium 150mg/L + sulfate de sodium anhydre à 0,221g. + eau distillée 1000mL 	<ul style="list-style-type: none"> - blanche - lecture 650 nm 	Rodier <i>et al.</i> , 2009

PUBLICATIONS

Des résultats de la présente étude ont fait l'objet de publications dans des revues indexées et à comité de lecture.

Articles :

Serge G.K., Séraphin K.K., Lazare K.K., Alexis B.L., Félix K.K. & Dongui B.K. (2019). Evaluation of Pollution Due to Gold Mining at Ity-Floleu Area in Sub-Prefecture of Zouan-Hounien, Western Côte d'Ivoire. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 7(12), 20-41. <https://doi.org/10.4236/gep.2019.712002>

Serge G.K., Séraphin K.K., Lazare K.K., Alexis B.L., Félix K.K. & Dongui B.K. (2020). Evaluation de la Contamination Chimique des Eaux Souterraines par les Activités Anthropiques : Cas de la Zone d'Ity-Floleu Sous-Préfecture de Zouan-Hounien, Ouest de la Côte d'Ivoire. *European Scientific Journal, ESJ*, 16(6), 247. <https://doi.org/10.19044/esj.2020.v16n6p247>

Konan K.S., **Gbamele K.S.**, Doffou R.J.O., Kouame K.B., Kouassi K.L. & Dongui B.K. (2020). Assessment of Chemical Contamination of Sediments and Agricultural Soils by Gold Mining Activities : Case of the Ity-Floleu Zone, Zouan-Hounien Sub-Prefecture, West of Cote d'Ivoire. *International Journal of Science and Research (IJSR)*, 9(8), 1305–1311. https://www.ijsr.net/search_index_results_paperid.php?id=SR20815134211

Séraphin K.K., **Serge G.K.**, Olive D.R.J, Alexis B.L., Lazare K.K. and Kouamé D.B. (2020) Assessment of the Quality of Sediments and Agricultural Soils : Case of the Ity-Floleu Area in the Prefecture of Zouan-Hounien, Western Côte d'Ivoire. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 8, 255-275. <https://doi.org/10.4236/gep.2020.812016>

RESUME

La sous-préfecture de Zouan-Hounien, située dans l'Ouest de la Côte d'Ivoire, est une zone marquée par une forte activité minière. Pour évaluer la pollution de cet environnement minier aurifère, des prélèvements d'échantillons des eaux de surface et souterraines, des sédiments, des sols agricoles et de chair et peau de deux espèces de poissons (*Coptodon walteri* et *Chrysichthys teugelsi*) du fleuve Cavally ont été effectués sur une période de deux années consécutives. Les concentrations en éléments majeurs (Ca, Fe, K, Mg, Mn et Na), éléments traces (As, B, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn), anions majeurs (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^- , SO_4^{2-}) et les paramètres physico-chimiques ont été mesurés. Les résultats obtenus montrent que les eaux présentent des pH acides pour les eaux de surface et souterraines avec des moyennes respectives de 5,70 et de 4,55. Les valeurs des conductivités montrent que toutes ces eaux sont faiblement minéralisées et sont dans des conditions oxydantes, donc bien oxygénée. Concernant les anions majeurs, la dégradation de la qualité de l'eau de la zone d'étude est liée essentiellement à la présence des nitrates, des phosphates et des sulfates. Les concentrations en Fe, As, Cd, Cu, Ni et Pb ne respectent pas toujours les directives de la FAO et de l'OMS pour la majorité des stations, occasionnant ainsi la détérioration de la qualité des eaux de surface et souterraines. Par conséquent, leur utilisation à des fins de consommation ou d'irrigation agricole pourrait engendrer des impacts négatifs sur la santé de la population. En outre, les résultats des calculs du FC, FE, IPS, Igeo, RI et FT, dans les sédiments et sols agricoles révèlent un enrichissement important des sédiments en Cd, Cu, Pb et Zn et font état d'une forte pollution pour certains sédiments et sols agricoles étudiés. En ce qui concerne les espèces bioindicatrices, les résultats obtenus après analyse de nos échantillons ont montré que les poissons (*Coptodon walteri* et *Chrysichthys teugelsi*) ont des concentrations en Fe, Cu, Hg et Pb supérieures aux directives de la FAO/OMS et aux normes internationales, exposant les consommateurs à des risques élevés pour leur santé. Cette étude a montré une bonne corrélation entre les fortes valeurs de la turbidité des eaux de surface et la proximité des sites d'orpaillage. L'utilisation de l'ACP a mis en évidence des comportements comparables pour certains paramètres dans les eaux et les sédiments confirmés par les déductions faites avec les matrices de corrélation. La présence des ETM dans ces milieux récepteurs est d'origine naturelle mais serait fortement accentuée par les activités anthropiques. La contamination des eaux de surface et souterraines avec des conditions acides comme facteur aggravant, mais des minéraux secondaires (argiles et oxy-hydroxydes de fer) et la matière organique comme agents d'atténuation naturelle constituent une clef non négligeable dans les processus de remédiation. Vu la complexité de la zone d'étude, nous recommandons un suivi régulier et permanent.

Mots clés : activité minière, anions majeurs, éléments majeurs, éléments traces, espèces de poissons, fleuve Cavally, pollution.

ABSTRACT

The sub-prefecture of Zouan-Hounien, located in the west of Cote d'Ivoire, is an area marked by strong mining activity. To assess the pollution of this gold mining environment, samples of surface and underground water, sediments, agricultural soils and the flesh and skin of two species of fish (*Coptodon walteri* and *Chrysichthys teugelsi*) from the Cavally River were taken over a period of two consecutive years. The concentrations of major elements (Ca, Fe, K, Mg, Mn et Na), trace elements (As, B, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn), major anions (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^- , SO_4^{2-}) and physico-chemical parameters were measured. The results obtained show that the waters have acidic pH values for surface and groundwater with averages of 5.70 and 4.55 respectively. The conductivity values show that all these waters are weakly mineralized and are in oxidizing conditions, therefore well oxygenated. As regards major anions, the degradation of water quality in the study area is essentially linked to the presence of nitrates, phosphates and sulphates. The concentrations of Fe, As, Cd, Cu, Ni and Pb do not always respect the FAO and WHO guidelines for the majority of the stations, causing deterioration of surface and ground water quality. Consequently, their use for consumption or agricultural irrigation could have negative impacts on the health of the population. In addition, the results of the FC, FE, IPS, Igeo, RI and FT calculations in agricultural sediments and soils reveal a significant enrichment of sediments in Cd, Cu, Pb and Zn and show a high level of pollution for some of the agricultural sediments and soils studied. Concerning bioindicator species, the results obtained after analysis of our samples showed that fish (*Coptodon walteri* and *Chrysichthys teugelsi*) have concentrations of Fe, Cu, Hg and Pb higher than the FAO/WHO guidelines and international standards, exposing consumers to high health risks. This study showed a good correlation between high surface water turbidity values and the proximity of gold panning sites. The use of PCA showed comparable behaviour for some parameters in water and sediments confirmed by inferences made with correlation matrices. The presence of ETM in these receiving environments is of natural origin but would be strongly accentuated by anthropogenic activities. Contamination of surface and ground waters with acidic conditions as an aggravating factor, but secondary minerals (clays and iron oxy-hydroxides) and organic matter as natural mitigating agents are an important key in remediation processes. Given the complexity of the study area, we recommend regular and permanent monitoring.

Key words : mining activity, major anions, major elements, trace elements, fish species, Cavally river, pollution.